



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
CURSO DE GRADUAÇÃO
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS COM ÊNFASE EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS

ANNY KAROLINY DE OLIVEIRA BARROS

**AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA NA FORMAÇÃO DE
AGREGADOS MICROALGAS-BACTÉRIAS EM LAGOAS DE ALTA TAXA
ALIMENTADAS COM EFLUENTE DOMÉSTICO**

Recife
2023

ANNY KAROLINY DE OLIVEIRA BARROS

**AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA NA FORMAÇÃO DE
AGREGADOS MICROALGAS-BACTÉRIAS EM LAGOAS DE ALTA TAXA
ALIMENTADAS COM EFLUENTE DOMÉSTICO**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação apresentado ao Bacharelado em Ciências Biológicas com ênfase em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de bacharel.

Orientador (a): Prof.^a Dr.^a Maria de Lourdes Florencio dos Santos

Coorientador (a): Prof. Dr. Antônio Gustavo dos Santos Neto

Recife

2023

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

Barros, Anny Karoliny de Oliveira.

AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA NA FORMAÇÃO DE AGREGADOS MICROALGAS-BACTÉRIAS EM LAGOAS DE ALTA TAXA ALIMENTADAS COM EFLUENTE DOMÉSTICO / Anny Karoliny de Oliveira Barros. - Recife, 2023.

74 p. : il., tab.

Orientador(a): Maria de Lourdes Flonrencio dos Santos

Cooorientador(a): Antônio Gustavo dos Santos Neto

(Graduação) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências,
, 2023.

1. Lagoas de Alta Taxa. 2. Agregados microalgas-bactérias. 3. Identificação de microalgas. 4. Fitoplâncton. 5. Tratamento de efluentes. I. Santos, Maria de Lourdes Flonrencio dos. (Orientação). II. Santos Neto, Antônio Gustavo dos . (Coorientação). IV. Título.

570 CDD (22.ed.)

ANNY KAROLINY DE OLIVEIRA BARROS

**AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA NA FORMAÇÃO DE
AGREGADOS MICROALGAS-BACTÉRIAS EM LAGOAS DE ALTA TAXA
ALIMENTADAS COM EFLUENTE DOMÉSTICO**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação apresentado ao Bacharelado em Ciências Biológicas com ênfase em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de bacharel.

Aprovada em: 22/09/2023

COMISSÃO EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **MARIA DE LOURDES FLORENCIO DOS SANTOS**
Data: 27/09/2023 12:08:52-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dra. Maria de Lourdes Florencio dos Santos (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco.

Documento assinado digitalmente
 **ANTONIO GUSTAVO DOS SANTOS NETO**
Data: 26/09/2023 06:10:45-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Antônio Gustavo dos Santos Neto (Coorientador)
Universidade Federal de Pernambuco.

Documento assinado digitalmente
 **FABRÍCIO MOTTERAN**
Data: 29/09/2023 09:12:29-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Fabrício Motteran (Examinador interno)
Universidade Federal de Pernambuco.

Documento assinado digitalmente
 **IDAYANA DA COSTA MARINHO**
Data: 27/09/2023 09:25:30-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra. Idayana da Costa Marinho (Examinador externo).

Recife
2023

*Dedico este trabalho aos meus pais, pelo
apoio incondicional durante minha
trajetória até aqui.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, por ter me concedido força nos momentos difíceis na graduação e por me proporcionar às melhores coisas durante esse período.

Aos meus pais, Maria e Wellington, por todo incentivo e amor. Aos meus irmãos Evelyn e Vinicius, por todo o companheirismo.

A minha querida avó, Hilda, por me acolher em sua residência durante esses anos e por todo amor, carinho e orações prestado a mim.

E não menos especial, ao meu noivo, David, pelo apoio incondicional nos momentos mais difíceis que vivi durante a graduação e pelo incentivo na busca dos meus sonhos.

Aos amigos que fiz na graduação, especialmente Bruna, Luísa Larissa e Érika, pela amizade e apoio.

As meninas do 213, melhor quarto da residência estudantil! Amanda, Lidiane e Hyslane, obrigada por todo apoio, companheirismo e momentos felizes que tornaram essa jornada mais leve.

Aos meus orientadores, Lourdinha Florencio e Antônio Gustavo, por toda oportunidade, ensinamentos, contribuições e orientações, desde o desenvolvimento dos trabalhos de iniciação científica até a elaboração deste estudo.

A toda equipe que compõe o LSA, professores, técnicos, doutorandos, mestrandos e ICs, em especial Idayana (Por todo os ensinamentos durante minha jornada inicial de IC), Jucélia, Josivaldo, Thalita, Albean, Érika e Yasmin, por todo auxílio durante o desenvolvimento desde estudo.

À FACEPE pela concessão da bolsa durante o desenvolvimento do projeto. E aos parceiros envolvidos CNPQ, Compesa, BRK Ambiental e Fibratécnica.

E a todos que contribuíram, diretamente ou indiretamente, para a elaboração deste trabalho. Minha eterna gratidão

RESUMO

As Lagoas de Alta Taxa (LATs) são uma adaptação das lagoas de estabilização convencionais e têm potencial para produzir microalgas comercialmente, ao mesmo tempo em que tratam efluentes domésticos. No entanto, a colheita da biomassa microalgal nas LATs é desafiadora, representando cerca de 20 a 30% dos custos de produção devido à baixa sedimentabilidade da biomassa. Para otimizar a colheita, tem sido utilizada uma abordagem biológica com agregados de microalgas-bactérias (AMABs), que têm sedimentabilidade superior à biomassa das LATs viabilizando o tratamento de esgoto. No entanto, ainda são necessários mais estudos para compreender o papel das microalgas e bactérias na formação dos AMABs. O presente trabalho teve como objetivo identificar os principais gêneros de microalgas envolvidos na etapa de formação dos AMABs e relacioná-los com o processo de desenvolvimento, sedimentabilidade e tratamento de esgoto. Para isso, o trabalho foi realizado em duas lagoas de alta taxa em escala piloto (2,4 m³), alimentadas com efluente oriundo de um reator UASB de uma ETE em operação, na cidade do Recife -PE. Onde uma lagoa foi inoculada com lodo ativado (como estratégia para formação dos agregados) e a outra não recebeu inóculo de lodo ativado. As LATs inicialmente foram operadas em regime de bateladas e posteriormente em modo contínuo. Dessa forma, a lagoa que recebeu a biomassa de lodo ativado apresentou agregados com presença de cianobactérias e microalgas filamentosas. Além da maior abundância de microalgas pertencentes à classe das diatomáceas. A LAT ainda apresentou concentração de sólidos igual a 249±137 mg/L, eficiência de floculação de 82±16% e remoção de matéria orgânica (DQO) de 60±18%. Portanto, a inserção de lodo ativado promoveu a formação de AMABs mais estruturados e com melhor capacidade de sedimentação e remoção de matéria orgânica. Ainda foi possível constatar que afloramentos de organismos zooplânctônicos podem comprometer o desempenho das LATs na formação dos agregados.

Palavras-chave: Lagoas de Alta Taxa. Agregados microalgas-bactérias. Identificação de microalgas. Fitoplâncton. Tratamento de efluentes.

ABSTRACT

High-Rate Ponds (HRAPs) are an adaptation of conventional stabilization ponds and have the potential to produce microalgae commercially while treating domestic effluents. However, harvesting microalgal biomass from HRAPs is challenging, representing around 20 to 30% of production costs due to the low sedimentability of the biomass. To optimize harvesting, a biological approach has been used with microalgae-bacteria aggregates (MABAs), which have higher sedimentability than the biomass of HRAPs, making sewage treatment viable. However, more studies are still needed to understand the role of microalgae and bacteria in the formation of MABAs. The present work aimed to identify the main genera of microalgae involved in the MABAs formation stage and relate them to the development process, sedimentability and sewage treatment. For this, the work was carried out in two high-rate ponds on a pilot scale (2.4 m³), fed with effluent from a UASB reactor from an operating WWTP, in the city of Recife-PE. Where one lagoon was inoculated with activated sludge (as a strategy for the formation of aggregates) and the other did not receive activated sludge inoculum. HRAPs were initially operated in batch mode and later in continuous mode. Thus, the lagoon that received the activated sludge biomass presented aggregates with the presence of cyanobacteria and filamentous microalgae. In addition to the greater abundance of microalgae belonging to the diatom class. HRAP also presented a solids concentration of 249±137 mg/L, flocculation efficiency of 82±16% and organic matter removal (COD) of 60±18%. Therefore, the insertion of activated sludge promoted the formation of more structured MABAs with better sedimentation and organic matter removal capacity. It was also possible to verify that outcrops of zooplankton organisms can compromise the performance of HRAPs in the formation of aggregates.

Keywords: High-Rate Algal Ponds. Microalgae-bacteria aggregates. Identification of microalgae. Phytoplankton. Wastewater treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Lagoas de alta taxa na área experimental da ETE Mangueira	30
Figura 2 –	Observação microscópica da LAT1 ao longo do período experimental	39
Figura 3 –	Observação microscópica do lodo utilizado como inóculo na LAT2	40
Figura 4 –	Observação microscópica da LAT2 ao longo do período experimental	41
Figura 5 –	Abundância relativa das classes de microalgas presentes na LAT1	43
Figura 6 –	Abundância relativa das classes de microalgas presentes na LAT2	44
Figura 7 –	Abundância relativa dos gêneros de microalgas identificados na LAT1	45
Figura 8 –	Abundância relativa dos gêneros de microalgas identificados na LAT2	46
Figura 9 –	Abundância relativa do zooplâncton LAT1	50
Figura 10 –	Abundância relativa do zooplâncton LAT2	50
Figura 11 –	Zooplâncton consumidores da biomassa	51
Figura 12 –	Concentração de sólidos suspensos totais durante o período experimental	53
Figura 13 –	Concentração de clorofila-a ao longo do período experimental	55
Figura 14 –	Eficiência de floculação ao longo do período experimental ...	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Vantagens e desvantagens das lagoas de estabilização	21
Tabela 2 –	Estudos que aplicaram o sistema microalga-bactéria em lagoas de alta taxa	27
Tabela 3 –	Parâmetros construtivos das lagoas de alta taxa	31
Tabela 4 –	Caracterização do inóculo de lodo ativado utilizado	32
Tabela 5 –	Delineamento experimental das LATs	33
Tabela 6 –	Métodos analíticos para análise do tratamento de esgoto ...	37
Tabela 7 –	Desempenho das LATs durante o regime contínuo	58

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AMABs	Agregados de microalgas-bactérias
<i>Chl-a</i>	Clorofila-a
CTG	Centro de Tecnologia e Geociências
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
EPS	Substâncias poliméricas extracelular
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
<i>HRAP</i>	<i>High rate algal ponds</i>
LAT1	Lagoa de alta taxa 1
LAT2	Lagoa de alta taxa 2
LATs	Lagoas de alta taxa
LSA	Laboratório de Saneamento Ambiental
<i>MABAs</i>	<i>Microalgae-bacteria aggregates</i>
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio amoniacal
NT	Nitrogênio total
OD	Oxigênio dissolvido
<i>p</i>	<i>p</i> -valor
pH	Potencial Hidrogeniônico
PT	Fósforo total
SAEL	Suape Empreendimentos Ambientais
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SST	Sólidos suspensos totais
TDH	Tempo de retenção hidráulica
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	Justificativa e motivação	16
2	OBJETIVOS	17
2.1	Objetivo Geral	17
2.2	Objetivos Específicos	17
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1	Tratamento de esgoto	18
3.1.1	Tratamento de esgoto no Brasil	19
3.2	Sistemas de lagoas de estabilização	19
3.2.1	Lagoas de alta taxa	21
3.2.2	Condições que afetam a performance das lagoas de alta taxa	22
3.3	Microalgas e consórcio de microalgas-bactérias	23
3.3.1	Agregados de microalgas-bactérias em lagoas de alta taxa	24
3.3.2	Tratamento de esgoto em lagoas de alta taxa por AMABs	26
3.3.3	Microalgas encontradas na formação dos AMABs	27
4	MATERIAIS E MÉTODOS	30
4.1	Identificação do local	30
4.2	Caracterização das lagoas de alta taxa e efluente utilizado	30
4.3	Estratégia para formação dos agregados microalgas-bactérias	31
4.4	Caracterização do inóculo	32
4.5	Operação do sistema	32
4.6	Métodos analíticos	33
4.6.1	Análise da formação da biomassa	33
4.6.2	Identificação e contagem dos organismos	34
4.6.3	Determinação de clorofila-a	35
4.6.4	Determinação de sólidos suspensos totais	35
4.6.5	Eficiência de floculação	36
4.7	Tratamento de esgoto	36
4.8	Análise estatística	37
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
5.1	Formação da biomassa nas lagoas de alta taxa	38

5.1.1	Observações microscópicas	38
5.2	Identificação e quantificação da comunidade fitoplanctônica	42
5.3	Identificação e quantificação da comunidade zooplanctônica	48
5.4	Sólidos suspensos totais e clorofila-a	52
5.5	Eficiência de floculação	55
5.6	Desempenho das lagoas de alta taxa no tratamento de esgoto ..	57
5.6.1	Remoção de matéria orgânica	58
5.6.2	Remoção de nitrogênio	59
5.6.3	Remoção de fósforo	60
6	CONCLUSÕES	62
	REFERÊNCIAS	64

1 INTRODUÇÃO

O aumento das atividades industriais de forma insustentável tem ocasionado diversos problemas ambientais, incluindo a poluição dos corpos hídricos. Sendo assim, é necessário adotar processos produtivos mais sustentáveis, buscando conciliar medidas práticas de proteção ambiental com o crescimento econômico. Isso envolve o desenvolvimento de técnicas e alternativas eficientes para minimizar os impactos ambientais (De Pina *et al.*, 2021).

Nesse contexto, as microalgas têm sido amplamente estudadas devido à sua versatilidade e facilidade de cultivo. Elas podem ser empregadas no tratamento de efluentes, gerando produtos de alto valor agregado a partir de sua biomassa, ao mesmo tempo, capturando e fixando o CO₂ atmosférico por meio do processo de fotossíntese (Gonçalves *et al.*, 2016; Beshia *et al.*, 2017; Chandra *et al.*, 2019).

As lagoas de alta taxa (LATs) são uma adaptação das lagoas de estabilização convencionais e podem ser utilizadas como o principal meio de produção comercial de microalgas (Arbib *et al.*, 2017). Caracterizadas como lagoas abertas, rasas e com rotores para movimentação da massa líquida (Garcia *et al.*, 2006), as LATs são sustentáveis e produzem uma biomassa capaz de tratar eficientemente efluentes domésticos. Além disso, elas são capazes de impulsionar a produção de biocombustíveis por meio do crescimento da biomassa algal (Coggins *et al.*, 2020).

No entanto, embora diversas literaturas destaquem a biomassa algal como uma fonte promissora para a produção de biocombustíveis e outros produtos de interesse econômico, como rações, vitaminas, protetor solar, bioplásticos, entre outros (Chandra *et al.*, 2019; Gonçalves *et al.*, 2016), ainda não há comprovação da viabilidade econômica e energética desse processo (Chandra *et al.*, 2019). A etapa de colheita é a mais custosa do processo de produção, representando de 20% a 30% dos custos totais (Mata *et al.*, 2010; Ummalyima *et al.*, 2017).

Como alternativa para contornar o desafio da colheita da biomassa, tem sido empregado o uso de agregados microalga-bactéria (AMABs) por via biológica (Arcila e Buitrón, 2016; Wang *et al.*, 2016; Arcila e Buitrón, 2017). Esse consórcio específico, além de melhorar a sedimentabilidade da biomassa algal, pode ser utilizado tanto para o tratamento de esgoto, quanto para a obtenção de produtos com valor agregado (Lee e Lei, 2019).

Estudos têm demonstrado a utilização de lodos ativados como inóculo para a formação dos AMABs, processo também conhecido como fotogranulação (Arcila e Buitrón, 2016; Santos Neto *et al.*, 2021). No entanto, pouco se sabe sobre o processo de formação desses agregados em lagoas de alta taxa.

Pesquisas relatam que o mecanismo de formação dos agregados microalga-bactéria está ligado à secreção de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) bacteriano, que são liberadas durante o processo de degradação da matéria orgânica (Yanjia Xu, Yao Wang, 2016). Zhang *et al.* (2021) demonstraram em seu estudo que as microalgas também secretam EPS, que atua como biofloculante, auxiliando na formação dos AMABs.

Além disso, a literatura descreve que, a agregação entre microalgas e bactérias ocorre em quatro estágios: iniciação, maturação, manutenção e desintegração (Yanjia Xu, Yao Wang, 2016). Em seu estudo, Arcila e Buitrón (2016) abordam que a formação dos agregados pode estar associada ao desenvolvimento de diatomáceas no centro da biomassa, conectadas a microalgas filamentosas.

O objetivo deste trabalho foi identificar os principais gêneros de microalgas envolvidos no processo de formação dos AMABs em LATs e relacioná-los ao desempenho do sistema no tratamento de esgoto. Contribuindo assim, para um melhor entendimento da influência desses organismos na formação dos agregados microalga-bactéria e no tratamento de efluentes.

1.1 Justificativa e motivação

Segundo os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) de 2022, apenas 51,2% do esgoto gerado no Brasil recebe tratamento, o que corresponde a uma média de atendimento de 55,8% da população brasileira total. Essas informações revelam a crítica situação do esgotamento sanitário no país, o qual impacta negativamente, tanto na qualidade de vida da população brasileira, como no meio ambiente.

Diante desse contexto, é imprescindível investir em estudos e infraestrutura voltados para a consolidação de sistemas de tratamento de esgoto, em especial às lagoas de estabilização, com destaque para as lagoas de alta taxa. Essas lagoas, aliadas ao cultivo de microalgas, possibilitam um tratamento eficiente de efluentes, com boas remoções de matéria orgânica e nutrientes. Além disso, a biomassa gerada por esse sistema pode ser aproveitada na biorrefinaria.

Nessa perspectiva, o uso de agregados de microalgas e bactérias em lagoas de alta taxa tem se mostrado uma alternativa promissora para melhorar o sistema, reduzindo os custos associados à colheita da biomassa algal. No entanto, ainda são escassas as pesquisas que abordam a formação de AMABs no tratamento de efluentes. Conhecer a composição das principais microalgas que compõem esse consócio específico, torna-se essencial para avançar em estudos futuros e compreender seu papel na eficácia e na viabilidade econômica do processo de tratamento de esgoto.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Analisar os gêneros de microalgas envolvidos no processo de formação de agregados microalgas-bactérias, relacionando-os com a produção de biomassa, sedimentabilidade e tratamento de esgoto.

2.2 Objetivos Específicos

- a) Avaliar o efeito do uso da biomassa de lodos ativados no processo de formação dos agregados microalgas-bactérias em lagoas de alta taxa.
- b) Relacionar os gêneros de microalgas com a sedimentabilidade dos agregados.
- c) Estudar os gêneros de microalgas envolvidos na formação dos agregados com o desempenho das lagoas no tratamento de esgoto.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Tratamento de esgoto

O tratamento de esgoto é umas das atividades essenciais proporcionadas pelo serviço de esgotamento sanitário, que faz parte de um conjunto de serviços públicos prestados à população conhecido como saneamento básico. O saneamento básico abrange diversas ações voltadas para promover a saúde da população e preservação do meio ambiente (Snis, 2022).

A palavra "esgoto" era comumente utilizada para definir tanto as tubulações responsáveis por conduzir as águas servidas de uma comunidade, quanto o próprio líquido que flui por essas canalizações (Jordão e Pessôa, 2011). No entanto, atualmente, o termo "esgoto" ou "efluente" é utilizado de forma específica para caracterizar os despejos provenientes de diversas fontes e origens de água, tais como uso doméstico, comercial, industrial, utilidade pública, áreas agrícolas, águas de superfície, infiltração, pluviais e outros efluentes sanitários (Von Sperling, 1996; Jordão e Pessôa, 2011).

Dessa forma, o tratamento de esgoto consiste no processo de remoção de poluentes nas águas residuais, como os compostos orgânicos, nutrientes (nitrogênio, fósforo, enxofre e cobre) e metais (zinco, cobre, chumbo, mercúrio etc.) (Bilal *et al.*, 2013; Grandclement *et al.*, 2017; Salama *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2017). Esses compostos são prejudiciais à saúde humana e ao meio ambiente, e a remoção deles reduz os impactos ambientais decorrentes do lançamento de efluentes.

O processo de tratamento ocorre nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs). Nessas instalações, o efluente passa por diferentes etapas e a qualidade final do efluente deve variar com os requisitos de lançamento (Von Sperling, 1996).

O tratamento dos esgotos é geralmente classificado em quatro níveis. O tratamento preliminar tem como objetivo a remoção dos sólidos grosseiros presentes no esgoto. Em seguida, o tratamento primário visa à remoção de sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica. Já o tratamento secundário é baseado principalmente em processos biológicos, cujo objetivo principal é a remoção da matéria orgânica e, eventualmente, de nutrientes, como nitrogênio e fósforo. Por fim,

o tratamento terciário tem a finalidade de remover poluentes específicos, geralmente compostos tóxicos ou não biodegradáveis, e complementar a remoção de poluentes que não foram suficientemente tratados nas etapas anteriores, além da desinfecção (Von Sperling, 1996; Jordão e Pessôa, 2011).

Dentro do tratamento secundário, existem diversas tecnologias que podem ser empregadas nas ETEs, como lagoas de estabilização, lodos ativados, filtros biológicos, além do tratamento anaeróbio (Von Sperling, 1996; Legner, 2022). A escolha da tecnologia a ser utilizadas depende do tipo de efluente a ser tratado, do espaço disponível na planta da ETE e dos custos envolvidos no processo de tratamento.

3.1.1 Tratamento de esgoto no Brasil

O surgimento da implementação de unidades de tratamento de esgoto no Brasil remonta aos anos de 1910, quando foi instalada a primeira estação de tratamento secundário por filtração biológica na ilha de Paquetá, no Rio de Janeiro (Jordão, 2015). No entanto, apesar desse marco histórico, o país enfrenta atualmente uma situação insustentável no que se refere ao tratamento de esgoto.

Os dados presentes no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) apontam que, em 2021, apenas 51,2% dos esgotos gerados no Brasil recebem tratamento. Isso corresponde a cerca de 117,3 milhões da população total, o que equivale a uma média de 55,8%. Diante desse quadro, o novo marco do saneamento propõe metas para que até dezembro de 2033 o serviço de coleta e tratamento de efluentes atinja 90% da população brasileira (Brasil, 2020).

De acordo com Oliveira e Von Sperling (2005), entre as tecnologias empregadas no tratamento de efluentes, seis se destacam no Brasil: fossa séptica seguida de filtro anaeróbio, lagoas facultativas, lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas, lodos ativados, reatores UASB sem pós-tratamento e reatores UASB seguidos de pós-tratamento.

Diante disso, é imprescindível buscar a universalização do tratamento de efluentes no Brasil. Visto que esse serviço é uma medida fundamental na qualidade de vida da população, além de assegurar o desenvolvimento sustentável do País.

3.2 Sistemas de lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são unidades construídas especificamente para o tratamento de esgoto (Von Sperling, 1996). Nesses sistemas a estabilização da matéria orgânica ocorre através de processos de oxidação bacteriológica (oxidação aeróbica ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética por microalgas (Jordão e Pessôa, 2011). Dependendo do processo de estabilização da matéria orgânica, as lagoas são classificadas em anaeróbias, facultativas, aeradas, de maturação e de polimento (Jordão e Pessôa, 2011).

As lagoas anaeróbias e facultativas desempenham um papel fundamental na remoção da matéria orgânica carbonácea. As lagoas anaeróbias são responsáveis pela estabilização da matéria orgânica em condições de anaerobiose, através da fermentação anaeróbia. Essas lagoas possuem uma altura útil de 3 a 5 metros, o que garante a ausência de oxigênio dissolvido para o processo anaeróbio ocorrer de forma eficiente (Von Sperling, 1996; Gehling, 2017).

Por outro lado, nas lagoas facultativas, ocorrem simultaneamente os processos de fermentação, oxidação aeróbica e redução fotossintética. Os sólidos sedimentáveis presentes no efluente se depositam no fundo das lagoas facultativas, onde sofrem decomposição anaeróbia. Enquanto a matéria orgânica solúvel permanece na massa líquida, passando por decomposição aeróbia através da ação de microrganismos heterotróficos. Essas lagoas têm uma profundidade mais rasa, variando de 1,5 a 2,0 metros (Von Sperling, 1996; Gehling, 2017).

Já as lagoas aeradas utilizam equipamentos de aeração para fornecer oxigênio ao meio e manter os sólidos em suspensão para serem decompostos pelos microrganismos presentes na lagoa. Por fim, as lagoas de maturação têm como objetivo reduzir a presença de organismos patogênicos (Gehling, 2017). Por sua vez, as lagoas de polimento são projetadas para remover nutrientes e patógenos provenientes do tratamento realizado pelo reator UASB (Jordão e Pessôa, 2011; Gehling, 2017).

Portanto, o uso de lagoas de estabilização como método de tratamento de efluentes representa uma alternativa viável e atrativa para países subdesenvolvidos como o Brasil. Essas tecnologias apresentam vantagens significativas, tais como a necessidade de áreas consideráveis para sua implementação, custos mais acessíveis para países subdesenvolvidos, baixo consumo de energia elétrica e a ausência de

equipamentos eletromecânicos sofisticados (Gehling, 2017). Na tabela 1 estão descritas algumas vantagens e desvantagens das lagoas de estabilização enquanto as suas classificações.

Tabela 1 - Vantagens e desvantagens das lagoas de estabilização.

Lagoas de estabilização (Classificação)	Vantagens	Desvantagens
Anaeróbias	Requer menor área total e simplicidade operacional.	Possibilidade de liberar maus odores.
Facultativas	Oxigênio suprido pelas algas através da fotossíntese e Simplicidade operacional.	Requer grande área total e maior tempo de detenção.
Aeradas	Requer menor área total e a degradação da matéria orgânica ocorre de forma mais rápida.	Elevação no nível de operação, inserção mecânica de oxigênio e requer consumo de energia elétrica.
Maturação/ Polimento	Elevada eficiência na remoção de patógenos	Maior tempo de detenção e baixa remoção de DBO e DQO.

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2002).

3.2.1 Lagoas de alta taxa (LATs)

As lagoas de algas de alta taxa (LATs) fazem parte de um sistema avançado de lagoas de estabilização e já se mostraram eficazes no tratamento de águas residuais.

As LATs foram desenvolvidas e introduzidas pelo professor William J. Oswald da Universidade da Califórnia, Berkeley, EUA, no final da década de 1950 (Picot *et al.*, 1991). São caracterizadas por serem lagoas abertas, semelhantes a pistas de corrida, onde uma única roda de pás movimentada suavemente as águas residuais e as algas em um circuito contínuo. Elas têm uma profundidade típica de 300 a 500 mm e operam com um tempo de detenção hidráulica de 3 a 10 dias (Picot *et al.*, 1991; Craggs *et al.*, 2012; Sutherland *et al.*, 2014).

Devido às altas concentrações de nutrientes, as lagoas de alta taxa proporcionam um ambiente propício para o crescimento de microalgas. Assim, além

do tratamento de efluentes, o uso dessas lagoas permite a recuperação de recursos, ou seja, a obtenção de subprodutos com valor agregado, através da biomassa algal (Sutherland *et al.*, 2020).

O tratamento de efluentes nas LATs ocorre por meio de uma relação mutualística e simbiótica entre as microalgas e as bactérias. O oxigênio produzido pela fotossíntese das algas é utilizado pelas bactérias para oxidar a matéria orgânica. Ao passo que o dióxido de carbono é fornecido às algas pelo metabolismo bacteriano presente na lagoa (Coggins *et al.*, 2020).

Embora as LATs sejam uma tecnologia estabelecida no tratamento de efluentes, a busca pela otimização do sistema ainda é necessária. Esta mudança pode garantir uma alta produção de biomassa microalgal, uma absorção eficiente de nutrientes, rendimentos satisfatórios de produtos bioquímicos e uma colheita economicamente viável (Sutherland *et al.*, 2017).

Em seu estudo, Sutherland *et al.* (2017) relatam que um dos principais fatores que influenciam o desempenho das LATs é a dominância de microalgas desejáveis no sistema. Como as lagoas são operadas ao ar livre, o controle das espécies desejadas é um desafio, uma vez que variáveis ambientais afetam a composição da comunidade microalgal das lagoas.

3.2.2 Condições que afetam a performance em lagoas de alta taxa

A literatura relata que as Lagoas de Alta Taxa (LATs) podem sofrer influência de diversos fatores, tanto abióticos, como o oxigênio dissolvido (OD), o pH, a radiação e a temperatura (Sutherland *et al.*, 2017), quanto condições operacionais, como a Taxa de Hidráulica de Detenção (TDH) (Park *et al.*, 2011). Além desses fatores, também é relatado que fatores bióticos, como a predação por zooplâncton e a contaminação por patógenos (Montemezzani *et al.*, 2016; Park *et al.*, 2011), estão diretamente relacionados ao desempenho da produtividade das lagoas de alta taxa.

Quando comparadas às lagoas de estabilização facultativas, as LATs necessitam de maiores concentrações de oxigênio dissolvido (Oswald, 1991). Isso ocorre porque, o oxigênio dissolvido é fundamental para a oxidação da matéria orgânica pelas bactérias. Outro fator importante para o desempenho das LATs é o pH. A maioria das microalgas é cultivada em faixas de pH entre 7,0 e 9,0 (Kumar *et al.*, 2010), uma vez que o aumento do pH para valores superiores a 10,0 pode inibir o

crescimento desses microrganismos (Arbib *et al.*, 2017). Além disso, é válido ressaltar que a autofloculação ocorre na faixa de pH 8,5 a 9,0, devido ao uso de CO₂ para o crescimento das microalgas (Castro *et al.*, 2020).

Por sua vez, a radiação e a temperatura exercem grande influência no crescimento das microalgas. A radiação é a principal fonte de energia na forma de luz para as reações fotoquímicas realizadas pelas microalgas. Em seu estudo, Arcila e Buitrón (2017) relatam que os níveis de radiação solar influenciam nas propriedades de sedimentação da biomassa e na remoção de nutrientes. Por outro lado, altos níveis de radiação solar podem prejudicar a estrutura e a integridade da célula microalgal, causando o fenômeno de fotoinibição (Couto *et al.*, 2015). Quanto à temperatura, a faixa ótima de crescimento para as microalgas pode variar de acordo com cada espécie (Robarts e Zohary, 1987). No entanto, estudos indicam que a produção de biomassa aumenta durante as estações mais quentes (Sutherland *et al.*, 2020).

Outro parâmetro importante relacionado à produtividade microalgal em LATs é o tempo de detenção hidráulica (TDH). Sabe-se que a redução do TDH aumenta a produtividade de biomassa nas LATs (Santos Neto, 2023). Park *et al.* (2011), em seu estudo, demonstraram que ao diminuir o TDH de 8 para 4 dias, o sistema apresentou um aumento de 85% na produtividade de biomassa.

Dentre todas as variáveis anteriormente mencionadas, o pastoreio por zooplâncton é uma variável ambiental que afeta significativamente o desempenho das LATs. Segundo Canovas *et al.* (1996), os cladóceros e rotíferos são os filos mais predominantes nas LATs. Quando abundantes, os representantes desses táxons podem reduzir drasticamente a biomassa algal presente no sistema (Wang *et al.*, 2013). Além disso, a ação de pastoreio por zooplâncton pode promover alterações na dominância de espécies de microalgas, bem como modificar o tamanho e a estrutura celular das microalgas (Luo *et al.*, 2006).

3.3 Microalgas e consórcio de microalgas-bactérias

A busca por organismos vivos para fins de biorremediação tem aumentado consideravelmente. Trata-se da utilização de organismos vivos para degradar e remover poluentes gerados pelo ser humano no meio ambiente. Nesse contexto, destacam-se as microalgas, que podem ser definidas como microrganismos fotossintetizantes, podendo ser eucariontes ou procariontes (cianobactérias)

(Gonçalves *et al.*, 2017). Esses microrganismos apresentam diferentes formas de metabolismo, sendo as principais a fotoautotrófica, a heterotrófica, a mixotrófica e a foto-heterotrófica (Mata *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2017).

Dessa forma, o cultivo de microalgas em efluentes tem sido apontada como uma promissora para o tratamento desses resíduos (Castro *et al.*, 2020). Onde, o cultivo desses microrganismos geralmente pode ser realizado em sistemas abertos (como lagoas de alta taxa, lagoas circulares e lagoas rasas sem agitação) e fechados (Chew *et al.*, 2018).

No entanto, apesar da favorável aplicabilidade das microalgas no tratamento de esgoto, pesquisas recentes vêm sendo desenvolvidas utilizando-as em consórcio com outros microrganismos, especialmente bactérias. Essa abordagem visa aprimorar a eficiência do processo e reduzir os custos envolvidos no tratamento de efluentes (Gonçalves *et al.*, 2016).

A utilização do consórcio microalga-bactéria no tratamento de efluentes apresenta vantagens não apenas para o meio ambiente, mas também para os próprios microrganismos envolvidos. A interação simbiótica entre as microalgas e as bactérias promove diferentes atividades metabólicas, resultando na produção de uma ampla variedade de compostos metabólicos (Perera *et al.*, 2019).

Esses compostos, por sua vez, podem ser utilizados de forma benéfica tanto pelas microalgas quanto pelas bactérias, potencializando a eficiência do processo de tratamento de esgoto (Perera *et al.*, 2019; González-Gálvez *et al.*, 2020). Desse modo, essa associação representa uma estratégia promissora para o tratamento de efluentes, contribuindo para a remoção de nutrientes de forma sustentável.

Ainda, vale ressaltar que o consórcio microalga-bactéria apresenta benefícios adicionais, além do aumento na produtividade da biomassa. Devido à associação com diferentes espécies de microrganismos, a biomassa produzida exibe uma composição diversificada de metabólitos. Além disso, estudos recentes relatam que esse consórcio também oferece proteção contra a invasão de outros organismos (Rashid *et al.*, 2019).

3.3.1 Agregados de microalga-bactéria em Lagoas de alta taxa

Os agregados microalgas-bactérias (AMABs) são um tipo de associação simbiótica, conforme mencionado anteriormente. Nessa forma de agregação, as microalgas e as bactérias encontram-se unidas. Essa agregação permite que os

microrganismos envolvidos realizem um tratamento eficiente de efluentes (Lee e Lei, 2019; Coggins *et al.*, 2020).

Nesse sentido, diversos estudos têm empregado o uso dos AMABs em LATs no tratamento de efluentes (Arcila e Buitrón, 2017; Santos Neto *et al.*, 2021; Santos Neto, 2023). Uma vez que esse tipo de associação surge com o intuito de superar os obstáculos encontrados nos sistemas de tratamento dispendiosos e, ao mesmo tempo, reduzir os custos do processo de colheita da biomassa (Mata *et al.*, 2010).

A dispersão da biomassa algal na coluna d'água representa o maior desafio devido ao pequeno tamanho e baixa densidade celular das microalgas. Como resultado, a etapa de colheita torna-se a mais custosa no processo de obtenção da biomassa algal (Molina-Grima *et al.*, 2003). Os métodos tradicionais de coleta, como centrifugação, filtração, ultrafiltração e floculação química, não são economicamente viáveis para a obtenção em larga escala da biomassa de microalgas (Gong e Bassi, 2016).

No entanto, a aplicação dos AMABs em lagoas de alta taxa, oferecem uma solução atrativa. Além de remover eficientemente a matéria orgânica e nutrientes, também, promovem uma biomassa altamente sedimentável por meio da força gravitacional. Isso resulta em um processo de colheita mais econômico (Arcila e Buitrón, 2016).

Vale ressaltar que além das microalgas e bactérias presentes nos AMABs, a presença de outros organismos como pequenos protozoários e metazoários tem sido observada durante o processo de tratamento de águas residuais (Gutiérrez *et al.*, 2016; Montemezzani *et al.*, 2016). A presença de protozoários e metazoários nos AMABs, exercem um papel importante no tamanho dos agregados microalga-bactéria, devido ao pastoreio bacteriano na superfície dos agregados (Montemezzani, 2015 e 2016).

As bactérias além de promoverem a estabilização da matéria orgânica, exercem grande influência na formação de AMABs estáveis e sedimentáveis. As bactérias secretam substâncias poliméricas extracelulares (EPS) que influenciam a agregação das microalgas e cianobactérias (Quijano *et al.*, 2017). Vale ressaltar que as microalgas também secretam EPS. No entanto, estudos realizados apenas com agregados de microalgas demonstraram que a presença exclusiva de EPS das microalgas no meio resultou em uma produção de biomassa com sedimentação lenta

(Lee *et al.*, 2013). Esse fato demonstra a importância do EPS bacteriano na formação de AMABs.

As microalgas e bactérias coexistem simbioticamente devido a troca de gases que ocorre por meio do processo de fotossíntese e degradação da matéria orgânica, essa interação é reportada como a principal mecanismo entre microalgas e bactérias na formação dos AMABS. No entanto, existem muitos processos que ainda não são bem elucidados. (Ruy *et al.*, 2014; Santos Neto *et al.*, 2021)

Tem sido relatado que, por meio de um processo sequencial, as algas aderem à superfície do lodo floculante (estágio I), seguido pela adesão de novas bactérias às algas (estágio II). Os consórcios de algas-bactérias continuam a crescer (estágio III) até que um equilíbrio seja alcançado entre a adesão e o desprendimento da biomassa de algas e bactérias (estágio IV) (Yanjia Xu, Yao Wang, 2016; Zhang *et al.*, 2018).

Nessa perspectiva, a utilização de agregados de microalgas e bactérias em LATs tem se tornado promissora, devido à sua habilidade de aprimorar o processo de remoção de poluentes e sedimentação da biomassa (Zhang *et al.*, 2020). A formação desses agregados promove uma maior eficiência no tratamento de esgoto doméstico, conforme evidenciado por diversos estudos (Arcila e Buitrón, 2016; Arcila e Buitrón, 2017; Buitrón e Coronado-Apodaca, 2022), que têm demonstrado resultados satisfatórios no tratamento de esgoto e remoção de nutrientes. Portanto, o emprego dos AMABs além de ser inovador tem potencial para impulsionar avanços significativos na área do tratamento de águas residuais.

3.3.2 Tratamento de esgoto em Lagoas de alta taxa por AMABs

Com base no que foi exposto, a utilização dos AMABs em lagoas de alta taxa oferece uma alternativa economicamente viável em comparação aos métodos de coleta convencionais. Isso permite combinar o tratamento de esgoto com a geração de uma diversidade de produtos com valor agregado, por meio da biomassa algal gerada no sistema (Coggins *et al.*, 2020; Rashid *et al.*, 2019).

A realização de estudos que aplicam os AMABs tem se mostrado um campo atrativo no desenvolvimento de tecnologias para o tratamento de efluentes. No entanto, estudos vêm sendo elaborados abordando o desempenho do sistema, considerando diferentes variáveis ambientais e fatores operacionais, a fim de obter

um melhor entendimento das condições que influenciam a boa formação de agregados de microalgas e bactérias.

Dessa forma na tabela 2 são demonstrados alguns estudos recentes, aplicando AMABs em lagoas de alta taxa no tratamento de efluentes.

Tabela 2 - Estudos que aplicaram o sistema microalga-bactéria em lagoas de alta taxa.

Referência	Tipo de reator	Tipo de esgoto	Características do afluente	Eficiências de tratamento (%)
Arcila e Buitrón (2016)	Lagoa de alta taxa em fluxo contínuo	Esgoto doméstico real	DQO - 593 mg/L	91
			N-NH ₄ ⁺ - 71,2 mg/L P-	71,20
			P-PO ₄ - 15,3 mg/L	49
Arcila e Buitrón (2017)	Lagoa de alta taxa em fluxo contínuo	Esgoto doméstico real	DQO - 591 mg/L	84
			N-NH ₄ ⁺ - 64 mg/L	98,00
			P-PO ₄ - 15,3 mg/L	92
Santos Neto <i>et al.</i> (2021)	Lagoa de alta taxa em sistema batelada e fluxo contínuo	Esgoto doméstico real	DQO - (-)	80
			N-NH ₄ ⁺ - 75,8 mg/L	83
			P-PO ₄ - (-)	(-)
Sátiro (2021)	Lagoa de alta taxa em sistema batelada e fluxo contínuo	Esgoto doméstico real	DQO - 181 mg/L	74,67
			N-NH ₄ ⁺ - 21,1 mg/L	91,75
			PT - 4,39 mg/L	62,69
Buitrón e Coronado-Apodaca (2022)	Lagoa de alta taxa em fluxo contínuo	Esgoto doméstico real	DQO - 517 mg/L	86,9
			N-NH ₄ ⁺ - 86 mg/L	98
			P-PO ₄ - 43 mg/L	58,3

DQO= demanda química de oxigênio; N-NH₄⁺= nitrogênio amoniacal; P-PO₄= fosfato; PT = fósforo total, (-) = dados não informados pelo autor.

3.3.3 Microalgas encontradas nas Lagoas de Alta Taxa e nos AMABs

Conforme discutido por Sutherland *et al.* (2017), os fatores ambientais exercem grande influência na composição da comunidade de microalgas presentes em um sistema.

Cada espécie de microalga possui requisitos específicos de fatores abióticos ideais para o seu cultivo. Nas lagoas de alta taxa, isso se torna um desafio. Por serem sistemas abertos, as LATs estão sujeitas a variações ambientais frequentes, o que torna desafiador manter uma comunidade desejável de microalgas no sistema (Sutherland *et al.*, 2017).

As microalgas eucarióticas pertencentes aos filos Chlorophyta e Bacillariophyta são as mais comumente relatadas em estudos que investigaram AMABs em lagoas de alta taxa (Couto *et al.*, 2015; Arcila e Buitrón, 2016; Santos Neto *et al.*, 2021). Além da presença de cianobactérias (Arcila e Buitrón, 2016). A formação dos AMABs envolve uma diversidade de microrganismos que interagem entre si e com o ambiente. Essa diversificação na composição resulta em uma maior absorção de nutrientes, capacidade de sobrevivência dos microrganismos em condições extremas e produção de uma biomassa rica em diversos compostos metabólicos (Perera *et al.*, 2019).

Em seu estudo, Sutherland *et al.* (2017) trabalharam com duas lagoas de alta taxa e supõem que os grupos funcionais de microalgas são mais importantes do que as espécies individuais para o desempenho das lagoas. A baixa riqueza de espécies e a dominância de apenas algumas espécies sugerem que o sistema não esteja passando por perturbações, permitindo que as espécies competidoras dominem o sistema (Sutherland *et al.*, 2017).

Dentro do filo Chlorophyta, os gêneros mais relatados na formação dos AMABs incluem *Chlorella* sp., *Desmodesmus* sp., *Pediastrum* sp. e *Micractinium* sp., enquanto no filo Bacillariophyta, os gêneros mais encontrados na constituição dos agregados são *Nitzschia* sp. e *Navicula* sp. (Arcila e Buitrón, 2016; Sutherland *et al.*, 2017; Santos Neto *et al.*, 2021).

O gênero *Chlorella* sp. é um representante das clorófitas que contém um alto teor nutricional, podendo apresentar um teor de proteína superior a 40% (Matosi *et al.*, 2015), além de alta concentração de ácidos graxos, aproximadamente 10% de seu peso seco (Villarruel-López *et al.*, 2017). Além disso, é importante destacar que o gênero *Chlorella* sp. tem sido apontado em estudos como efetivo na remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, juntamente com o gênero *Desmodesmus* sp. (Shahid *et al.*, 2019).

Por sua vez, as diatomáceas desempenham um papel importante no processo de formação dos AMABs. Em seu estudo, Arcila e Buitrón (2016) identificaram os gêneros *Nitzschia* sp. e *Navicula* sp. como responsáveis pela formação de um núcleo

central no interior de filamentos da microalga filamentosa *Stigeoclonium* sp., no processo de formação dos agregados microalgas-bactérias. As diatomáceas, além de serem importantes na remoção de nutrientes, também contribuem para a remoção de metais pesados presentes no meio (Marella *et al.*, 2018).

Em suma, embora estudos já tenham destacado a presença de grupos dominantes na formação dos AMABs em LATs, a composição em nível de gênero ainda é pouco relatada. Isso ocorre devido às constantes modificações na composição da comunidade microalgal, influenciadas pelos padrões ambientais e estratégias operacionais estabelecidos. Dessa forma, aprimorar a compreensão da composição específica dos gêneros, e até mesmo a nível de espécie das microalgas presentes na formação dos AMABs, enriquece nossa compreensão sobre a ecologia desses sistemas no processo de tratamento de efluentes.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Identificação do local

A pesquisa foi realizada em duas lagoas de taxa (LATs) em escala piloto, conforme ilustrado na figura 1. Essas lagoas estão instaladas em uma área experimental do Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), localizada na estação de tratamento de esgotos (ETE) Mangueira, na cidade do Recife, estado de Pernambuco, Brasil. As coordenadas geográficas da estação são latitude 8°04'40.22" S e longitude 34°55'29.39" W. A ETE Mangueira realiza o tratamento de origem doméstica dos bairros da Mangueira, San Martin e Mustardinha, Recife-PE. Além do tratamento preliminar, a estação realiza tratamento secundário com reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (reator UASB). Por fim, o efluente tratado é, então, direcionado para a lagoa de polimento.

Figura 1 - Lagoas de alta taxa na área experimental da ETE Mangueira.



Fonte: A autora (2023).

As etapas analíticas do estudo foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), situado no Centro de Tecnologia e Geociências (CTG) da UFPE.

4.2 Caracterização das lagoas de alta taxa e efluente utilizado

A tabela 3 apresenta os parâmetros construtivos das lagoas de alta taxa. As lagoas foram construídas em fibras de vidro e possuem dimensões semelhantes.

Sendo a LAT 1 com uma altura máxima de lâmina d'água de 0,3 m e a LAT 2 com uma altura máxima de lâmina d'água de 0,5 m. No entanto, para este trabalho, ambas as lagoas foram operadas com uma altura máxima de lâmina d'água de 0,3 m, a fim de operar com duas lagoas semelhantes.

Tabela 3 - Parâmetros construtivos das duas lagoas de alta taxa.

Característica	LAT 1	LAT 2
Comprimento das lagoas (m)	6	6
Largura das lagoas (m)	1,4	1,4
Comprimento das chicanas (m)	5,6	5,6
Espessura das chicanas (m)	0,1	0,1
Altura das chicanas (m)	0,5	0,7
Altura (m)	0,5	0,7
Altura máxima da lâmina d'água (m)	0,3	0,5
Altura da lâmina d'água escolhida (m)	0,3	0,3
Área superficial total (m ²)	8	8
Volume útil máximo (m ³)	2,4	4,0
Volume total (m ³)	4,0	5,6

. Fonte: Dos Santos Neto (2023).

LAT1: LAT sem lodo ativado; LAT2: LAT com lodo ativado.

No que diz respeito ao efluente utilizado, as lagoas de alta taxa foram alimentadas com efluente doméstico previamente tratado por um reator UASB em escala real. Após o processo de tratamento anaeróbio, uma parte do efluente tratado era direcionada para uma caixa de equalização e, posteriormente, enviado as LATs.

4.3 Estratégia para formação dos Agregados microalgas-bactérias

Nesse estudo, como estratégia para formação dos agregados microalga-bactéria (AMABs), utilizou-se inóculo de lodos ativados, com intuito de observar a influência do lodo na formação e estabilidade dos AMABs. Dessa forma, as duas

lagoas de alta taxa receberam tratamentos distintos. A LAT 1 não foi inoculada com lodo ativado, enquanto a LAT 2 recebeu um inóculo de 0,5 g/L de lodo ativado.

4.4 Caracterização do inóculo

O lodo utilizado como inóculo na LAT 2 foi obtido a partir do sistema de Lodos Ativados e coletado do descarte de fundo do decantador secundário da empresa Suape Empreendimentos Ambientais (SEAL), localizada no município do Cabo de Santo Agostinho, em Pernambuco. O lodo ativado coletado possuía características de biomassa floculenta e uma alta concentração de matéria orgânica, conforme demonstrado na tabela 4.

Tabela 4 - Caracterização do inóculo de lodo ativado utilizado.

PARÂMETRO	UNIDADE	MÉDIA
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg/L	12470,4 ± 439,2
Nitrogênio Total (NT)	mg/L	315,3 ± 17,9
Fósforo Total (P Total)	mg/L	118,4 ± 3,9
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L	13027,7 ± 233,35

Fonte: Santos Neto (2023).

4.5 Operação do sistema

Inicialmente, o experimento foi realizado em três etapas distintas. As duas primeiras etapas corresponderam ao regime batelada, com dois ciclos. O primeiro ciclo teve duração de 11 dias, iniciando em 19 de março de 2021, e o segundo ciclo teve duração de 13 dias, ocorrendo de 30 de março de 2021 a 12 de abril de 2021. Durante essa fase, eram realizadas duas coletas semanais nas LATs.

Nessas etapas, além de ocorrer o *start-up* das LATs, o objetivo era avaliar o crescimento das bactérias e sua adaptação com os principais grupos de microalgas que surgiram durante o crescimento da biomassa na formação dos agregados microalgas-bactérias.

Após o regime batelada, iniciou-se a operação em regime contínuo nas LATs. Essa etapa teve duração de 178 dias, ocorrendo de 26 de abril de 2021 a 26 de

outubro de 2021. Nas LATs, foi aplicado um TDH de 3,5-4 dias, O objetivo do regime contínuo era analisar o processo do tratamento de esgoto por meio do potencial de remoção da matéria orgânica e nutrientes, uma vez que os sistemas estavam em fase estacionária de remoção. Durante essa fase, era realizada apenas uma coleta semanal.

No entanto, é importante ressaltar que ao final da segunda batelada, as LATs sofreram uma grande descarga do efluente que estava contido em seu interior, devido a um período de fortes chuvas na região metropolitana do Recife. Dessa forma, os dados do tratamento de esgoto foram gerados apenas a partir do período contínuo. A tabela 5 apresenta um delineamento experimental com as condições operacionais da LAT 1 e LAT 2.

Tabela 5 - Delineamento experimental das LATs.

Variável	LAT1	LAT2
Inoculação de lodo ativado (0,5 g/L)		X
TDH (3,5-4,0 dias)	X	X
Altura da coluna d'água (0,3 m)	X	X
Rotação da biomassa (0,5 m/s)	X	X

Fonte: A autora (2023).

LAT1 = lagoa sem inóculo de todo ativado; LAT2 = lagoa com inóculo de lodo ativado; TDH = tempo de detenção hidráulica.

4.6 Métodos analíticos

4.6.1 Análise da formação da biomassa

Para avaliar a composição microalgal envolvida na formação dos AMABs, foi realizada a identificação e quantificação dos gêneros de microalgas presentes em

cada uma das LATs. Adicionalmente, foi avaliado o desempenho das lagoas por meio das análises de concentração de sólidos suspensos totais, clorofila-a e eficiência de floculação. Amostras do licor misto das LATs foram coletadas semanalmente para essas avaliações.

4.6.2 Identificação e contagem dos organismos

Para realizar as análises qualitativas e quantitativas dos organismos fitoplanctônicos, semanalmente, foram coletados 300 mL do licor misto das LAT1 e LAT2. No caso das determinações de identificação eram utilizadas amostras frescas. Empregou-se um microscópio óptico (Leica DMIL) com ampliação de 100x e 400x. A identificação dos gêneros de microalgas foi baseada na descrição taxonômica relatada por Bicudo e Menezes (2000) e em literatura associada.

Já para as análises quantitativas, as mesmas amostras eram preservadas no lugol acético a 5%, onde era realizada a contagem das células com a quantificação em células/mL, utilizando a câmara de *Utermöhl* de 2 mL, por meio de um microscópio invertido (Leica metal invert 1500), com resolução de 400x. Vale salientar que a contagem das células era realizada após no mínimo 2h de sedimentação.

Assim, a abundância relativa foi estimada com o objetivo de indicar a representatividade de cada táxon presente nas LATs, utilizando a metodologia de Lobo e Leighton (1986), ilustrada na equação (1).

$$Abundância (\%) = \frac{n \times 100}{N} \quad (1)$$

Em que:

n = número de indivíduos de cada táxon;

N = número total de indivíduos de todos os táxons.

Além disso, neste trabalho também foram realizadas análises qualitativas e quantitativas para o zooplâncton, uma vez que a partir do 108º dia de operação surgiram grupos de organismos predadores da biomassa. Para isso, eram coletadas

semanalmente 100 mL do licor misto das lagoas, onde as amostras foram concentradas utilizando uma peneira de 53 μm , preservadas com solução de formol a 10% adicionada de sacarose, conforme descrito por Brandão *et al.* (2012).

A identificação dos organismos zooplanctônicos ocorreu por meio do uso de um microscópio óptico (Leica DMIL) com ampliação de até 400x. Utilizando a descrição taxonômica descrita em (Leitão e Nogueira, 1986; Shiel, 1995).

A contagem dos organismos zooplanctônicos também foi realizada em microscópio óptico, por meio da câmara *Sedgwick-Rafter* com capacidade de 1 mL e resolução de 100x. Posteriormente, a abundância relativa também foi estimada utilizando a equação (1), previamente descrita, e foi determinada para os principais grupos que surgiram neste estudo, como Rotífera, Cladocera, Ostracoda e Nemadota.

4.6.3 Determinação de clorofila-a

A análise de clorofila-a foi realizada para avaliar o crescimento das microalgas, independentemente da presença de processo simbiótico nas lagoas de alta taxa. Essa análise foi conduzida utilizando o método colorimétrico (Apha, 2017).

A concentração de clorofila-a (*chl-a*) foi medida nos comprimentos de onda de 750, 663, 645 e 630 nm. Para o cálculo final dessa variável em mg/L, foi utilizada a equação (2) descrita abaixo:

$$\text{Clorofila-a} = \frac{[(11,64 (\text{ABS}_{663} - \text{ABS}_{750}) - 2,16 (\text{ABS}_{645} - \text{ABS}_{750}) + 0,10 (\text{ABS}_{630} - \text{ABS}_{750})) * V1]}{V} \quad (2)$$

Em que:

V = volume da amostra utilizado;

V1 = volume da acetona a 90% utilizado;

Chl-a = valor de clorofila-a detectado na amostra em mg/L.

4.6.4 Determinação sólidos suspensos totais

A análise de sólidos suspensos totais (SST) foi realizada de acordo com o método descrito no "*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*" (Apha, 2017). Para esta determinação foram coletadas amostras triplicatas.

4.6.5 Eficiência de floculação

A análise de eficiência de floculação (%Floc) é um parâmetro que tem por finalidade de avaliar o potencial de sedimentabilidade da biomassa. A determinação da %Floc foi feita de acordo com Oh *et al.* (2001) e Leong *et al.* (2018) Equação (3). Para esta análise, foram coletados 40 mL do licor misto de cada LAT. A amostra era homogeneizada e lida no comprimento de onda de 650 nm. Após repouso de 20 min, realizava-se a leitura novamente.

$$\text{Eficiência de Floculação} = \left(1 - \frac{F}{I}\right) \cdot 100 \quad (3)$$

Em que:

F = Densidade óptica no comprimento de onda de 650 nm (OD650)
da amostra não homogeneizada;

I = Densidade óptica no comprimento de onda de 650nm da amostra homogeneizada.

4.7 Tratamento de esgoto

Foram fornecidos dados secundários de estudos feitos no mesmo período, no Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE, onde foram realizadas análises de acordo com os métodos analíticos descritos no livro "*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*" (Apha, 2017), conforme apresentado na tabela 6. É importante ressaltar que semanalmente eram coletadas 1000 mL do licor misto das LATs para a realização dessas análises.

Tabela (6) – Métodos analíticos para análise do tratamento de esgoto.

Parâmetros	Unidade	Método analítico
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg O ₂ .L ⁻¹	Colorimétrico Método 5220-D
Nitrogênio Total (NT)	mg.L ⁻¹	Titulométrico Método 4500 – B
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	mg.L ⁻¹	Titulométrico Método 4500 - N-NH ₃ C
Nitrito (N-NO ₂)	mg.L ⁻¹	Colorimétrico Método 4500 NO ₂ B
Nitrato (N-NO ₃)	mg.L ⁻¹	Colorimétrico Método 4500 NO ₃ B
Fósforo Total (PT)	mg.L ⁻¹	Colorimétrico Método 4500 P E

Fonte: Apha (2017).

4.8 Análise estatística

Como as lagoas operaram de forma semelhantes e em paralelo, foi realizado o teste t-*Student* com nível de significância de 5%, para os parâmetros de SST, Clorofila-a, eficiência de floculação, DQO, nitrogênio total, N-amoniacal e fósforo total para avaliar o efeito da inoculação do lodo ativado.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Formação da biomassa nas lagoas de alta taxa

Serão apresentados neste tópico os resultados referentes ao processo de formação da biomassa nas LATs. Como já mencionado no capítulo de materiais e métodos, as duas lagoas receberam tratamentos distintos para o processo de formação dos agregados microalga-bactéria. Neste trabalho, a nomenclatura de identificação utilizada foi LAT1, para a lagoa sem inóculo do lodo ativado, e LAT2, para a LAT com inóculo do lodo ativado.

Além das discussões referentes às observações microscópicas, também serão abordados os resultados de identificação e abundância relativa da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica. Adicionalmente, serão apresentados o desempenho das lagoas em relação à concentração de sólidos suspensos totais, clorofila-a, eficiência de floculação e tratamento de esgoto.

5.1.1 Observações microscópicas

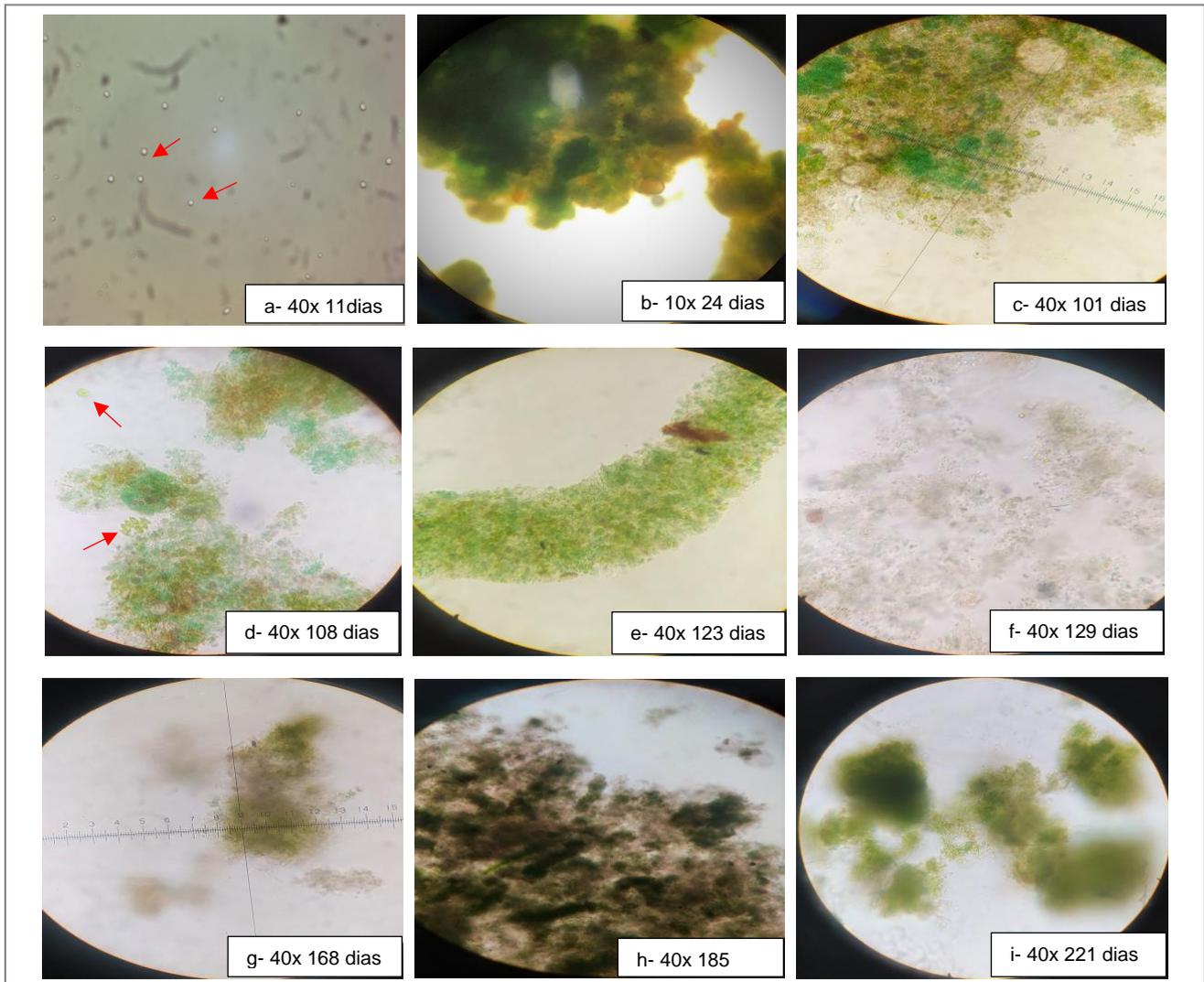
A figura 2 apresenta as observações microscópicas da LAT1 ao longo do período experimental. Mesmo sem ter recebido o inóculo do lodo ativado, a LAT1 revelou o surgimento de microalgas pertencentes ao grupo das clorofíceas já aos 11 dias de operação (Figura 2a). Isso demonstra que, apesar da ausência de inoculação de microalgas, as condições ambientais e operacionais proporcionaram o crescimento das microalgas já presentes no esgoto, o que está em consonância com outros estudos (Couto *et al.*, 2015; Sutherland *et al.*, 2017).

Além disso, na LAT1, também foi possível visualizar a formação de estruturas agregadas, porém as microalgas estavam mais dispersas (Figura 2d), em relação à LAT2, que será discutida posteriormente. Essa condição frequentemente favorecia uma melhor identificação dos gêneros de microalgas presentes na LAT1 durante as análises microscópicas.

Ademais, por meio da microscopia, foi observado um decréscimo na produtividade da biomassa algal da LAT1 (Figura 2f), supostamente ocasionado pelo

supercrescimento de organismos zooplanctônicos, o qual será discutido em tópicos subsequentes.

Figura 2 - Observações microscópicas da LAT1 ao longo do período experimental.

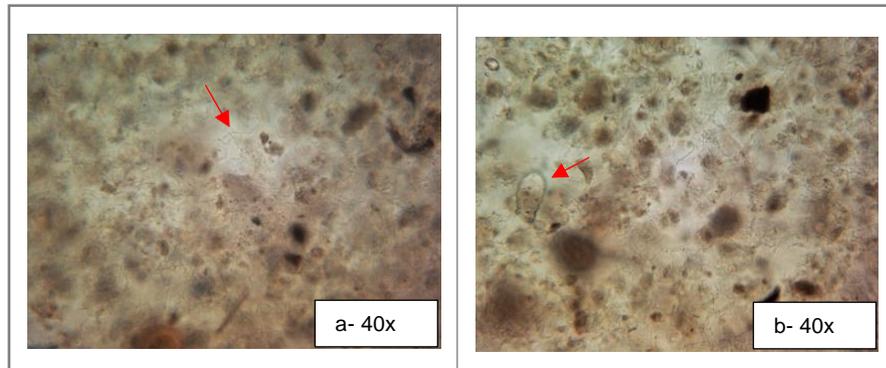


Fonte: A autora (2023).

Na figura 3, são apresentadas imagens microscópicas do lodo ativado utilizado como inóculo na LAT2. Nas imagens, é possível observar a presença de organismos filamentosos, além de pequenos protozoários ciliados. Na figura 3b, pode-se visualizar um zooplâncton pertencente ao gênero *Opercularia* sp. A literatura tem abordado que esses organismos são comuns em ambientes com altas concentrações de matéria orgânica e baixas concentrações de oxigênio (Vilaseca, 2001). A presença desses

organismos corrobora com os resultados anteriormente apresentados (capítulo de materiais e métodos), nos dados de caracterização do inóculo do lodo ativado.

Figura 3 - Observação microscópica do lodo utilizado como inóculo na LAT2.



Fonte: A autora (2023).

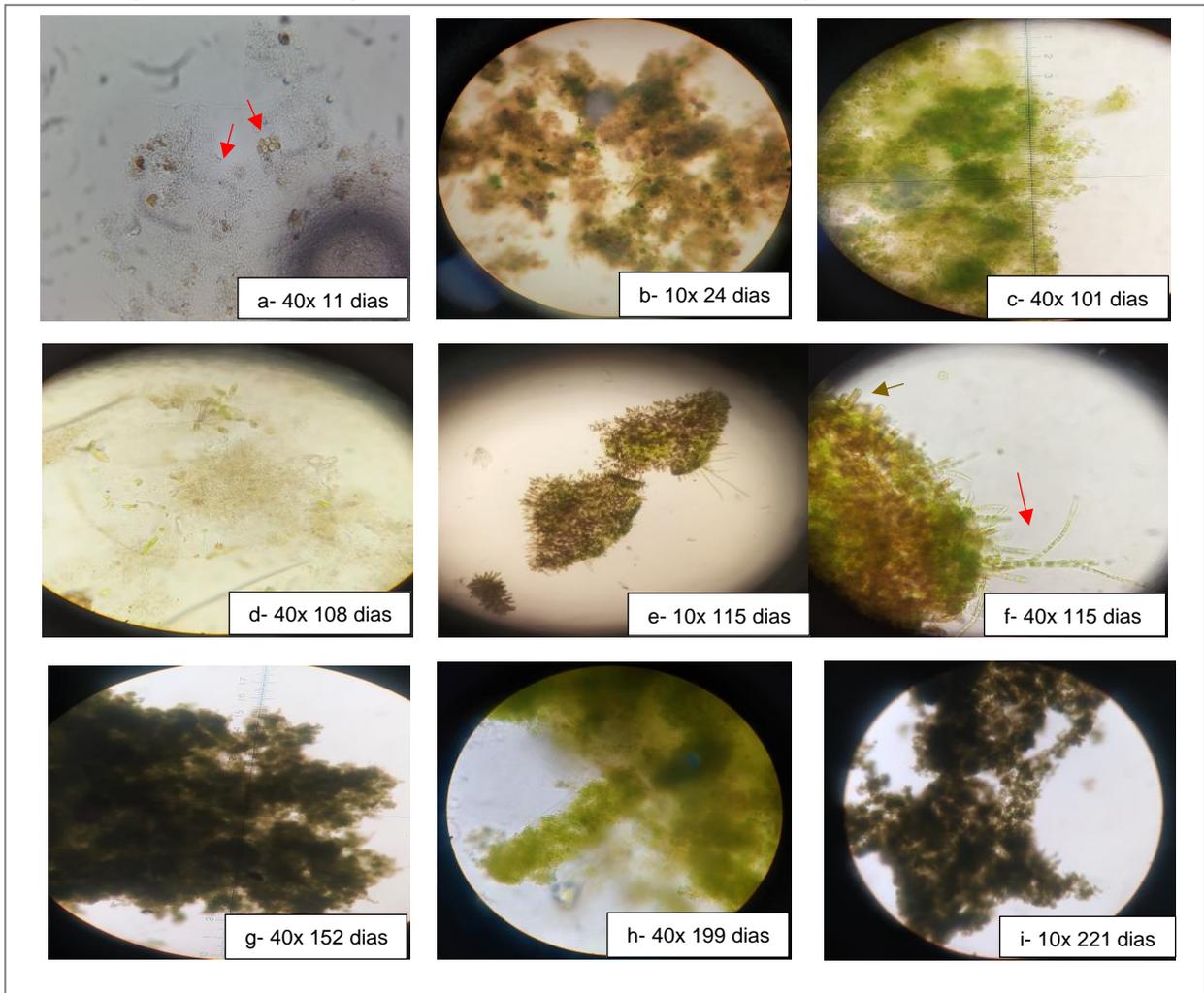
Na figura 4, são apresentadas imagens microscópicas da LAT2 ao longo do período de operação. A figura 4a, refere-se ao 11º dia de operação, é possível visualizar uma predominância de organismos filamentosos e microalgas pertencentes ao grupo das clorofíceas. A existência de organismos filamentosos, como as cianobactérias, desempenha um papel relevante na formação de AMABs, conforme discutido na literatura, pois esses microrganismos contribuem para a melhor estruturação dos agregados e grânulos de microalgas-bactérias (Arcila e Buitrón, 2016). Além da presença do grupo das clorofíceas no processo de formação dos AMABs na LAT2, também foi possível identificar uma grande predominância de microalgas pertencentes ao grupo das diatomáceas.

A presença das diatomáceas em sistemas de microalgas-bactérias auxilia na sedimentabilidade da biomassa algal, pois a parede celular (frústula ou teca) das diatomáceas é constituída de sílica. Essa composição, por sua vez, confere maior peso celular às diatomáceas, aumentando as taxas do processo de sedimentação (Finkel e Kotrc, 2010).

Dessa forma, os agregados desenvolvidos na LAT2 apresentaram coloração variando entre verde-acastanhado e verde, possivelmente devido à presença dos grupos de microalgas, principalmente as clorofíceas e diatomáceas, na estrutura da biomassa formada. Outros trabalhos, também caracterizaram os agregados formados por meio da coloração descrita acima, onde os grupos de microalgas identificados nos estudos coincidiram com os observados na LAT2 (Arcila e Buitrón, 2016; Liu *et al.*, 2017).

Assim como na LAT1, na LAT2 também foi possível observar um decréscimo na produção da biomassa do sistema, ocasionado pelo supercrescimento de zooplânctons (figura 4d). No entanto, a partir do 110º dia de operação, quando a biomassa do sistema volta a se recuperar, foi identificado, primeiramente, um gênero de microalgas filamentosas denominado *Stigeoclonium* sp. Posteriormente, esse gênero também foi encontrado em alguns agregados em formação (figuras 4e e 4f).

Figura 4 - Observações microscópicas da LAT2 ao longo do período experimental.



Fonte: A autora (2023).

O gênero *Stigeoclonium* sp. pertence ao grupo das clorófitas, além de serem microalgas filamentosas importantes para o processo de estruturação dos agregados, esse gênero ainda possui estrutura septada o que pode ter contribuído para o aumento da área de interação com outras espécies de microalgas e bactérias (Arcila e Buitrón, 2016). Ainda, vale ressaltar que no presente estudo o gênero *Stigeoclonium* sp. se

apresentou de forma similar conforme descrito por Arcila e Buitrón (2016), com microalgas da classe das diatomáceas compondo a parte central dos agregados em formação, como mostra a seta marrom na figura 4f.

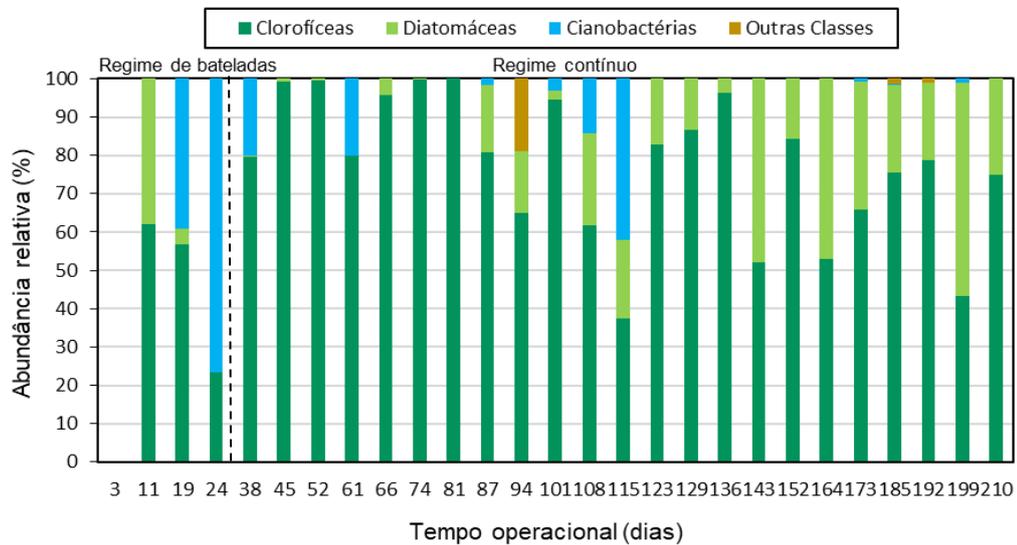
Portanto, no processo de formação da biomassa das LATs, foi possível observar inicialmente a presença das clorofíceas em ambas as lagoas. Contudo, na LAT2, além das clorofíceas, a formação da biomassa também contou com a contribuição de microrganismos filamentosos, tanto no estágio inicial de formação da biomassa quanto durante o processo de reestruturação da biomassa, após a predação por zooplâncton. Logo, a presença desses microrganismos filamentosos, aponta ser um fator significativo na dinâmica e formação dos agregados da LAT2.

5.2 Identificação e quantificação da comunidade fitoplanctônica

Inicialmente, nas figuras 5 e 6, são apresentadas as abundâncias relativas de acordo com as classes de microalgas presentes nas LAT1 e LAT2, respectivamente. Por meio da figura 5, pode-se observar que, na LAT1 (lagoa que não recebeu inóculo do lodo ativo), na fase inicial de formação da biomassa, houve predominância das clorofíceas, como já havia sido notado nas observações microscópicas. Entretanto, ao final da segunda batelada, nota-se um aparecimento significativo de cianobactérias na lagoa. Vale ressaltar que, nesse período, ocorreu um pico extremo de precipitação de chuva na região metropolitana do Recife.

Em relação ao período contínuo, observa-se que as clorofíceas foram prevalentes ao longo do tempo de operação. Contudo, além da presença pontual das cianobactérias na LAT1 no regime contínuo, na lagoa também ocorreram microalgas pertencentes à classe das diatomáceas, com maior frequência a partir do 108º dia de operação. Além das classes já mencionadas na LAT1, também surgiram, em menor abundância, outras classes, com representantes do grupo das euglenofíceas.

Figura 5 - Abundância relativa das classes de microalgas presentes na LAT1.



Fonte: A autora (2023).

Enquanto na LAT2 (lagoa que recebeu inóculo do lodo ativo) figura 6, vê-se a predominância de cianobactérias já no estágio inicial de formação da biomassa, corroborando com as observações microscópicas. No entanto, no período contínuo, a presença das cianobactérias ainda se demonstra evidente ao longo dos dias de operação. Na LAT2, diferentemente da LAT1, observa-se maior predominância da classe das diatomáceas, sendo os representantes dessa classe quantificados em todos os dias operacionais da lagoa supracitada.

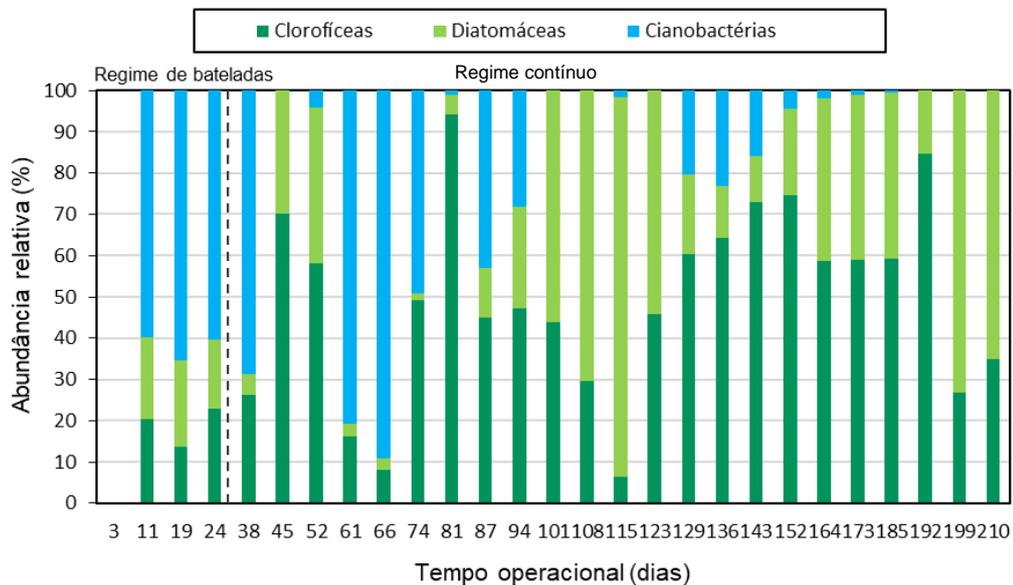
Além disso, é importante observar que essa classe apresentou grande representatividade inicialmente no 101º dia de operação até o 123º dia de operação. Nesse mesmo período, é visualizado na LAT2 a presença pontual da microalga filamentosa *Stigeoclonium* sp. no processo de reestruturação da biomassa, supostamente após predação por zooplâncton. Segundo Arcila e Buitrón (2016), *Stigeoclonium* sp. é um gênero que se desenvolve a partir de um aglomerado central de diatomáceas, logo, esse fato tende a explicar a maior abundância relativa das diatomáceas nesse período.

De forma geral, na LAT2, observa-se uma maior distribuição na abundância relativa das classes de microalgas em relação a LAT1, onde além da predominância

das clorófitas, também ocorreu significativamente a presença das diatomáceas. Ressalta-se que, as diatomáceas são microrganismos fundamentais para estabilidade dos agregados de microalga-bactérias, uma vez que, devido à composição de sua parede celular, favorece o processo de sedimentação das partículas (Sátiro, 2021).

Desse modo, as Classes de microalgas presentes neste estudo foram as mesmas já relatadas por outros estudos (Arcila e Buitrón, 2016; Sutherland *et al.*, 2017). Ainda, salienta-se que todas as Classes reportadas acima são comumente encontradas em comunidades de microalgas presentes em sistemas de lagoas rasas e altamente enriquecidos (Reynolds *et al.*, 2012).

Figura 6 - Abundância relativa das classes de microalgas presentes na LAT2.



Fonte: A autora (2023).

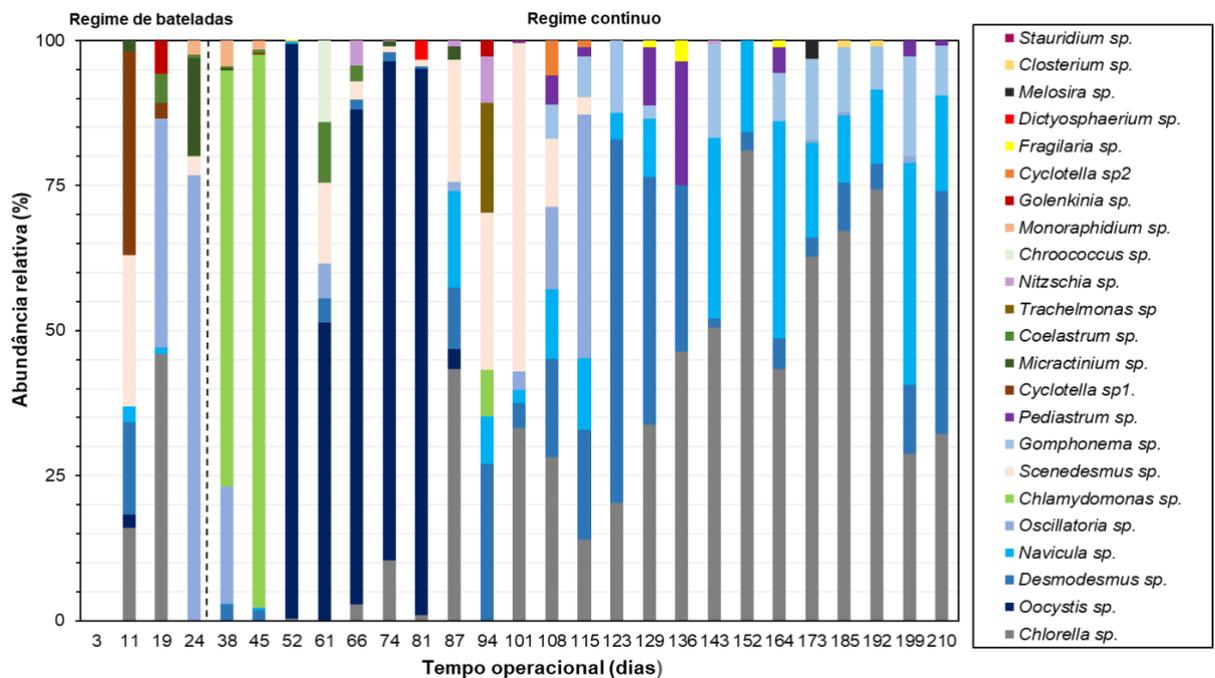
Enquanto as abundâncias relativas dos gêneros de microalgas presentes na LAT1 e LAT2 são evidenciadas nas figuras 7 e 8, respectivamente. São apresentadas as identificações taxonômicas de cada gênero que foi observado ao longo do período de operação. No entanto, o gênero *Stigeoclonium* sp. não foi inserido nos dados de abundância relativa, pois esse gênero é quantificado de forma singular, por serem estruturas aglomeradas podem ser vistos a olho nu. Dessa forma, no período de visualização desse gênero, foram quantificados de 1 a 5 unidades por litro de amostra.

Durante o período de monitoramento de aproximadamente 8 meses, um total de 21 gêneros de microalgas eucarióticas foram identificados na LATs. Sendo os 21

ocorrendo na LAT1 (Figura 7), dentre os gêneros identificados nessa lagoa, 12 pertencem à classe das clorofíceas, 7 pertencem à classe das diatomáceas, 1 gênero pertencendo ao grupo das euglenofíceas e 1 gênero pertencendo à classe das zygematofíceas. Além disso, a figura 7, ainda apresenta a identificação de dois gêneros de cianobactérias: *Oscillatoria* sp. e *Chroococcus* sp.

Dessa forma, os gêneros de microalgas eucarióticas que demonstraram maior abundância relativa na LAT1 foram *Chlorella* sp., *Oocystis* sp., *Desmodesmus* sp., *Navicula* sp. e *Chlamydomonas* sp. consecutivamente. Além do gênero da cianobactéria *Oscillatoria* sp.

Figura 7 - Abundância relativa dos gêneros de microalgas e cianobactérias identificados na LAT1.



Fonte: A autora (2023).

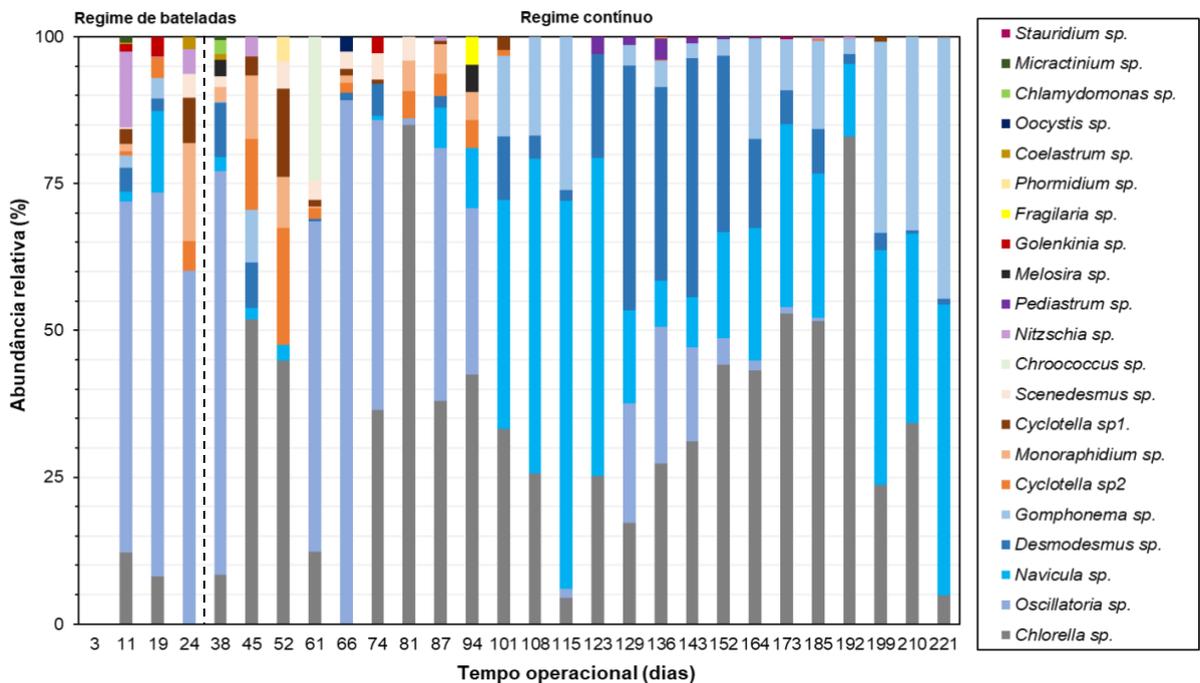
Na LAT1, no regime de bateladas, ocorreu a predominância principalmente de microalgas pertencentes à classe das clorofíceas, com maior prevalência o gênero *Chlorella* sp. com abundância de 20%. Além disso, nesse período ainda ocorreu a presença de cianobactérias *Oscillatoria* sp., com média de 38%.

A partir do regime contínuo, inicialmente, a LAT1 contou com a predominância dos gêneros *Chlamydomonas* sp. e *Oocystis* sp., atingindo abundâncias médias de

7% e 17%, respectivamente. Esses gêneros são relatados como recorrentes em ambientes com temperaturas mais baixas (Bicudo *et al.*, 2006). Posteriormente, houve mudança na composição da comunidade da referida lagoa, sendo os gêneros *Chlorella* sp., *Desmodesmus* sp., *Scenedesmus* sp. e *Navicula* sp. passando a ser os gêneros dominantes no sistema, com abundâncias médias de 30, 13, 11 e 10%, nesta ordem.

Em contrapartida, na LAT2, durante o período de operação, foram identificados no sistema cerca de 18 gêneros de microalgas eucarióticas. Dentre esses, 11 gêneros pertencendo à classe das clorófitas e 7 gêneros corresponderam à classe das diatomáceas. Além disso, foram identificados três gêneros de cianobactérias: *Oscillatoria* sp., *Phormidium* sp. e *Chroococcus* sp. (Figura 8).

Figura 8 - Abundância relativa dos gêneros de microalgas e cianobactérias identificados na LAT2.



Fonte: A autora (2023).

Na LAT2, os gêneros de microalgas eucarióticas que demonstraram maior abundância relativa, foram *Chlorella* sp., *Navicula* sp., *Desmodesmus* sp., *Gomphonema* sp. e *Cyclotella* sp2. respectivamente. Adicionalmente, o gênero de cianobactéria mais abundante foi *Oscillatoria* sp.

Observando a LAT2 nos regimes de bateladas, nota-se que a cianobactéria filamentosa *Oscillatoria* sp. é predominante, com abundância média de 61%. No entanto, esse gênero, no período contínuo, ainda foi preeminente com média de 16%. Enquanto as microalgas eucarióticas o gênero *Chlorella* sp. passou a dominar a comunidade do sistema no período contínuo, com média de 34%. Seguidos dos gêneros *Navicula* sp., *Desmodesmus* sp. e *Gomphonema* sp. com médias de 20, 10 e 9%, na devida ordem.

Em suma, diante dos resultados expostos acima, observa-se que ocorreu diferença na quantificação dos gêneros identificados em cada lagoa, assim como variações na abundância relativa dos representantes de cada gênero de microalga presentes nas LATs. Ou seja, alguns gêneros apresentaram maior abundância que outros, ou até mesmo, não se encontravam simultaneamente em ambas LATs. O sucesso de uma comunidade de microalgas é influenciado pelo desempenho individual de cada espécie diante das condições ambientais predominantes, onde mudanças nessas condições, conseqüentemente, podem ocasionar sucessão temporal entre os indivíduos (Reynolds *et al.*, 2012).

Todavia, os gêneros *Chlorella* sp. e *Desmodesmus* sp. merecem destaque, uma vez que foram identificados em ambas as lagoas com considerável predominância. Esses gêneros, além de suportarem elevadas cargas de matéria orgânica, possuem altas taxas de crescimento e respiração (Santiago *et al.*, 2013). Além disso, esses gêneros pertencerem ao filo Chlorophyta, a literatura afirma que representantes desse grupo auxiliam em uma boa remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuais (Zhang *et al.*, 2017). Assim como o gênero *Scenedesmus* sp. que também foi identificado neste trabalho e é citado em estudos como bom representante no processo de remoção de nutrientes de águas residuais (Rugnini *et al.*, 2018; Shahid *et al.*, 2019).

Ademais, os gêneros *Navicula* sp., *Gomphonema* sp. além outros gêneros presentes em menor abundância neste trabalho como *Cyclotella* sp1., *Cyclotella* sp2, *Nitzschia* sp., *Melosira* sp. e *Fragilaria* sp. também merecem destaque, pois esses gêneros são representantes do filo Bacillariophyta. Esse grupo além de ser comumente encontrado em águas residuais municipais, também estão presente em águas industriais, auxiliando na remoção de nutrientes, bem como na remoção de metais pesados (Marrella *et al.*, 2020). As diatomáceas como todo, são boas representantes para o processo de biorremediação de águas residuais e ainda

apresentam vantagens como boa capacidade de crescimento em sistemas de cultivo em larga escala, possuem parede celular de sílica a qual as protegem contra predação por herbívoros, além de aumentar as taxas de sedimentação e produção de biofilmes resultando em uma colheita mais eficiente (Datta *et al.*, 2019).

Sendo assim, os gêneros de microalgas dominantes no presente estudo na formação dos AMABs em lagoas de alta taxa, corroboram com os já identificados em outras literaturas (Arcila e Buitrón, 2017; Shahid *et al.*, 2019; Santos Neto *et al.*, 2021). Dessa forma, perceber-se que as microalgas das classes clorofíceas e diatomáceas são integrantes cruciais no processo de formação dos agregados de microalga-bactérias em LATs. Portanto, as microalgas dessas classes vêm se tornando relevantes ao ponto de proporcionarem um tratamento de efluentes eficiente, aliado a uma viável perspectiva de extração de produtos com valor agregado, os quais podem ser empregados na biorrefinaria. Sutherland *et al.* (2017), afirmaram que estudos devem focar em melhorias operacionais que favoreçam o sucesso de grupos funcionais, e não de espécies de microalgas isoladas. Todavia, a depender do objetivo do trabalho, como melhoria na fase de colheita ou capacidade de acumular biomoléculas, faz-se necessário a manutenção de algumas espécies específicas (Sutherland *et al.*, 2017).

Em resumo, a contagem das células de microalgas na formação dos AMABs ainda é desafiadora, uma vez que é uma metodologia ainda não consolidada, pois muitas microalgas ficam inseridas na parte interna dos grânulos em formação, o que dificulta a identificação e, conseqüentemente, a contagem das células (Sátiro, 2021). Dessa maneira, no presente estudo, foi preciso realizar diluições em até 3 vezes, para uma melhor identificação e quantificação das microalgas.

5.3 Identificação e quantificação da comunidade zooplanctônica

Além da identificação e quantificação do fitoplâncton nas lagoas, neste trabalho, houve a necessidade de monitorar e quantificar os indivíduos zooplanctônicos que surgiram nas LATs em certos tempos de operação. Na LAT2, a partir do 108º dia operação, foi observada uma desintegração brusca na biomassa do sistema. Por meio de análises microscópicas, foi possível observar a presença de uma grande quantidade de organismos, que posteriormente foram identificados como *Daphnias* sp.

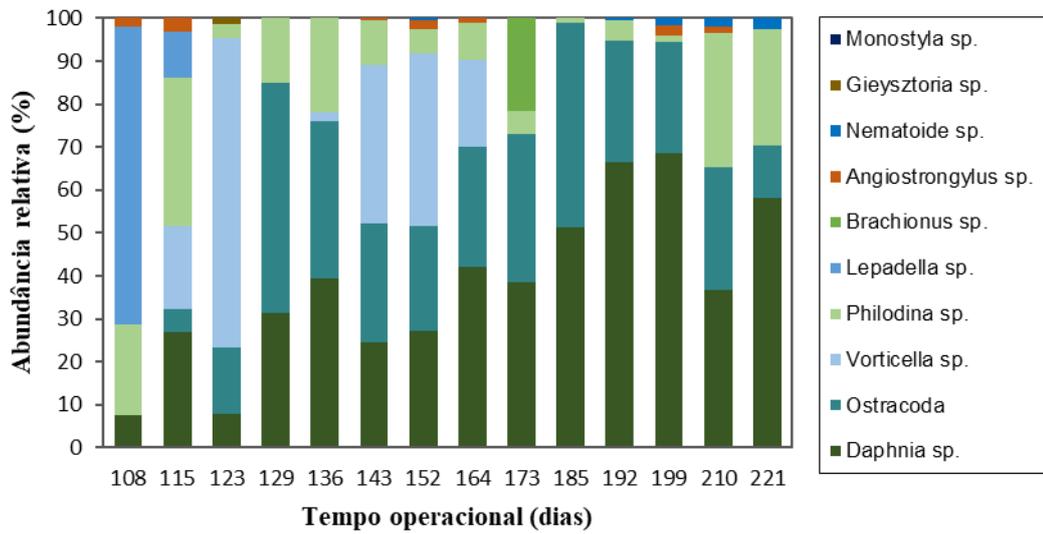
As *Daphnias* sp. são um gênero de microcrustáceos de água doce, que se alimentam principalmente de partículas finas de matéria orgânica em suspensão, de microalgas e bactérias (Antunes E Castro, 2017).

Desse modo, ao realizar as análises de identificação e quantificação de organismos zooplânctônicos, foram identificados cerca de 9 gêneros e 1 classe de zooplâncton (figura 9 e 10), na LAT1 e LAT2, respectivamente, a partir do 108º dia de operação. Sabe-se que muitos zooplânctons, podem atuar como bioindicadores, principalmente de parâmetros físico-químicos em sistemas de tratamentos de esgoto (Vilaseca, 2001).

No entanto, ao realizar a análise da abundância relativa dos organismos identificados, constatou-se uma grande predominância das *Daphnias* sp., principalmente na LAT2, com uma abundância relativa de 86%. Essa alta abundância do gênero ocorreu exatamente no mesmo período de operação em que a LAT2 apresentou uma grande fragmentação da biomassa presente no sistema. No 108º dia de operação na LAT1, a abundância relativa das *Daphnias* sp. foi de 9%, indicando sua presença no sistema. Porém, por volta do 129º dia, a LAT1 sofreu uma significativa perda de biomassa, resultando em um aumento considerável na abundância relativa das *Daphnias* sp., que alcançou 31%. Além disso, foi notada a presença de outros pequenos crustáceos da classe dos ostracodes, que apresentaram uma abundância relativa ainda mais elevada, chegando a 53%.

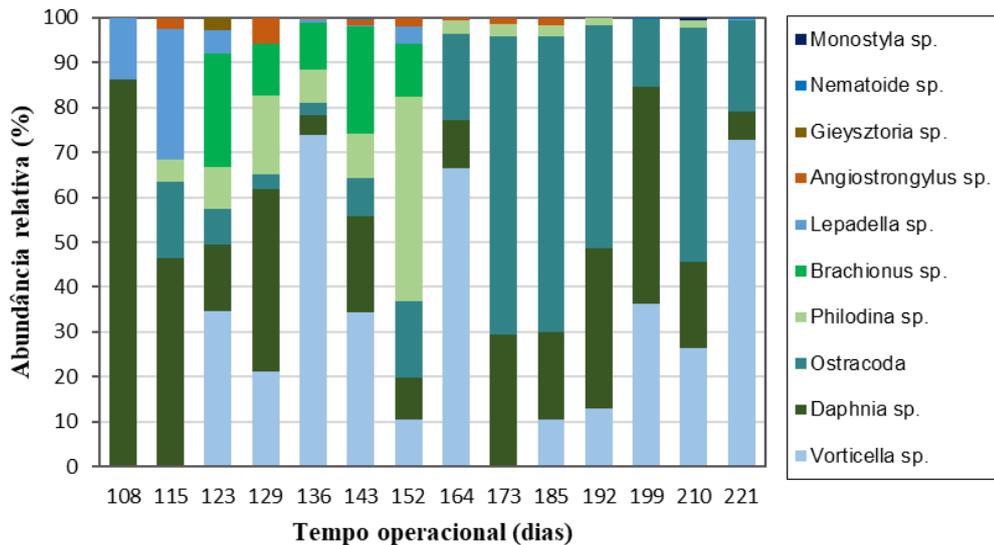
Por meio dos resultados de clorofila-a (que serão apresentados nos tópicos seguintes), será possível visualizar esse processo de predação da biomassa, supostamente ocasionado pelo supercrescimento de microcrustáceos nas lagoas.

Figura 9 - Abundância relativa do zooplâncton LAT1.



Fonte: A autora (2023)

Figura 10 - Abundância relativa do zooplâncton LAT2.



Fonte: A autora (2023).

Os grupos predominantes de zooplânctons identificados neste trabalho, como rotíferos, cladóceros e ostracodes, são relatados como os principais grupos que podem ser encontrados em sistemas de lagoas de alta taxa (Montemezzani *et al.*, 2015). Entretanto, os cladóceros e rotíferos são considerados os maiores problemas tanto para as microalgas unicelulares como para as microalgas coloniais (Montemezzani *et al.*, 2015). Dependendo da abundância desses zooplânctons, eles

podem consumir a biomassa de microalgas em questão de dias, comprometendo o desempenho do tratamento de esgoto (Montemezzani *et al.*, 2016).

O estabelecimento de uma comunidade de zooplâncton em LATs, dependem principalmente da disponibilidade de alimentos; no entanto, fatores ambientais, como temperatura, e fatores operacionais, como o tempo de detenção hidráulica (TDH), estão diretamente relacionados à proliferação de zooplâncton em lagoas de alta taxa (Chuen-Chi, 1994; Montemezzani *et al.*, 2015). Em um experimento utilizando um TDH mais curto de 2-3 dias, foi observado que não ocorreu a proliferação de zooplâncton nem o decréscimo na densidade microalgas (Benemann *et al.*, 1980). Vale ressaltar, que no presente trabalho ambas as lagoas foram operadas com um TDH de 4 dias.

Com relação às *Daphnias* sp., sabe-se que a disponibilidade de alimento está relacionada com as taxas de crescimento e reprodução desses microcrustáceos (Melão, 1999). Já os fatores ambientais que podem contribuir para o supercrescimento desses organismos estão relacionados às taxas de temperatura, oxigênio dissolvido e pH (Montemezzani *et al.*, 2015; Antunes e Castro, 2017).

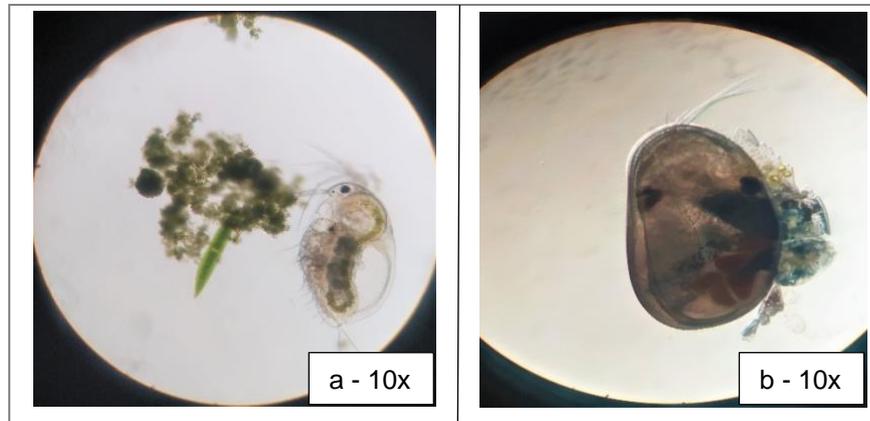
A literatura tem apresentado alguns métodos que podem ser aplicados em sistemas de lagoas de altas taxa para o controle das espécies de zooplâncton que habitualmente podem surgir nesses sistemas. Todavia, para a aplicação desses métodos, visando obter resultados satisfatórios, é necessário compreender a biologia, bem como a fisiologia desses pequenos animais (Montemezzani *et al.*, 2015). Uma vez que o manejo de espécies de zooplânctons conhecidos pode ser utilizado para promover o predomínio de microalgas desejáveis (Montemezzani *et al.*, 2015; Montemezzani *et al.*, 2016).

Além disso, os zooplânctons possuem alto valor nutricional e podem ser colhidos para fins de alimentação na aquicultura (Sutherland *et al.*, 2018). Podem ainda ser utilizados para a produção de alimentos e cosméticos, por serem fonte de proteínas e óleos (Ward e Kumar, 2011).

Em suma, salienta-se que neste estudo não foi empregado nenhum método para o controle das principais comunidades de zooplâncton que cresceram nos sistemas. No entanto, ao longo do período de operação, foi possível observar o surgimento desses organismos, a perda e, posteriormente, a reestruturação da biomassa, assim como o declínio dos principais consumidores dela. Na figura 11, são apresentadas imagens de uma *Daphnia* sp. (figura 11a) e de um pequeno crustáceo

pertencente a classe dos Ostracodes (figura 11b) que foram observados desde o início do processo de desintegração da biomassa nas LATs.

Figura 11 - Zooplâncton consumidores da biomassa.



Fonte: A autora.

5.4. Sólidos suspensos totais e clorofila-a

Com intuito de observar o desenvolvimento da biomassa ao longo do período experimental, foram determinadas as concentrações de sólidos suspensos totais (SST) das LATs. Os resultados desse monitoramento são apresentados na figura 12. A análise do conteúdo de sólidos totais é um parâmetro a ser considerado em um sistema, uma vez que reflete condições de produção e sedimentabilidade da biomassa (Santos Neto *et al.*, 2021).

Sendo assim, por meio da figura 12, é possível inferir que a LAT2, ainda na primeira batelada, apresenta uma concentração próxima a 700 mg/L, enquanto a LAT1 demonstra uma concentração inferior. Tal situação deve-se ao fato de que a LAT2 recebeu inoculação de lodo ativado, o qual já apresentava uma certa concentração de sólidos. No entanto, essa alta concentração de sólidos na lagoa não favoreceu o crescimento das microalgas, como poderá ser observado por meio dos dados de concentração de clorofila-a (Figura 13).

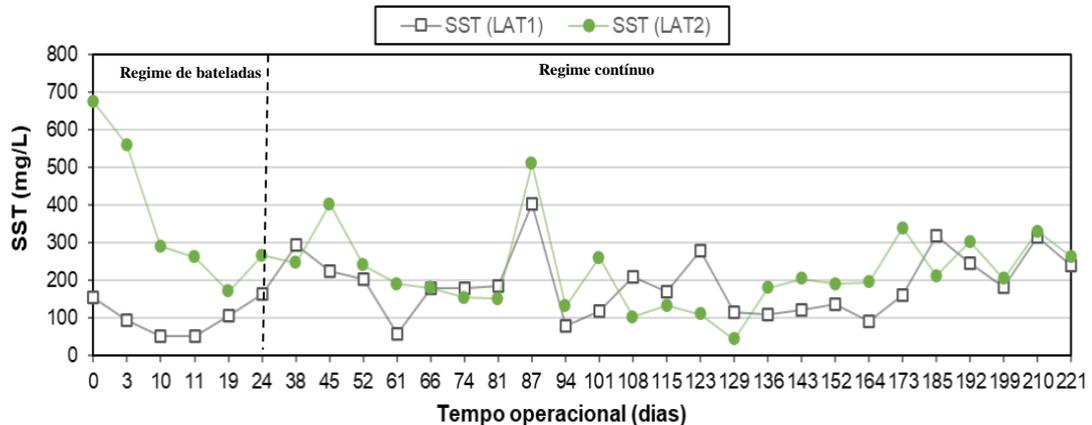
É importante ressaltar que ao final da segunda batelada ocorreu um decréscimo na concentração de sólidos nas lagoas, sendo mais evidente na LAT2. Esse decréscimo foi ocasionado devido a uma intensa precipitação de 130 mm de chuva, que resultou na diluição da biomassa presente nas LATs. No entanto, mesmo diante desse evento meteorológico, pode-se notar que no início do regime contínuo, a LAT2 já apresentava um ligeiro crescimento em suas concentrações de SST.

Dessa forma, as concentrações médias de sólidos totais encontradas neste trabalho foram de $174,7 \pm 86,7$ mg/L para LAT1 e $249,7 \pm 137,5$ mg/L para a LAT2. As médias de concentração obtidas apresentam diferença significativa, p – valor de 0,0073. Portanto, nota-se que o inóculo de lodo ativado influenciou na concentração de sólidos totais na LAT2.

E interessante ressaltar que as concentrações médias de SST observadas no presente estudo foram superiores aos relatados por Sutherland *et al.*, (2020), que também trabalharam com lagoas de altas taxa e obtiveram médias variando de 168 mg/ a 237 mg/L.

Desse modo, os resultados de SST revelaram informações acerca das concentrações de sólidos nas lagoas ao longo do período experimental, destacando as diferentes respostas entre as duas LATs, especialmente considerando a influência da inoculação do lodo ativado na LAT2.

Figura 12: Concentração de sólidos suspensos totais durante o período experimental.



Fonte: A autora.

Na figura 13, são apresentadas as concentrações de clorofila-a, da LAT1 e LAT2, monitoradas durante todo o período experimental. Sabe-se que, as concentrações de clorofila-a observadas no meio, indicam o crescimento da biomassa algal produzida nas lagoas (Couto *et al.*, 2015). Segundo Arcila e Buitrón (2016) processos fotoautotróficos com bons desempenhos são essenciais para uma boa fixação do CO₂ e uma melhor assimilação do nitrogênio amoniacal em sistemas microalgas-bactérias.

Dessa forma, observando a figura 13, vê-se que inicialmente a concentração de *chl-a* cresceu rapidamente na LAT1, apresentando um valor de 0,63 mg/L com apenas três dias de operação. Ao contrário da LAT2, que inicialmente não desenvolveu muita biomassa algal, mesmo apresentando uma alta concentração de sólidos no meio, como foi demonstrado anteriormente, através os dados de concentração de SST. Sendo assim, as concentrações de clorofila-a presentes em LATs nem sempre estão relacionadas aos valores de sólidos presente no meio (Sátiro, 2021).

Entretanto, a partir da segunda batelada, observa-se que os valores de *chl-a* na LAT2 começam a crescer, vale ressaltar que durante o período mencionado, ocorreu diluição do efluente das LATs, devido à grande precipitação de chuva, já relatada anteriormente. Contudo, a partir do regime contínuo, constatou-se um crescimento da biomassa de microalgas da LAT2 ao longo do período contínuo, a referida lagoa apresentou uma média na concentração de *chl-a* igual a $0,76 \pm 0,66$ mg/L, enquanto a LAT1 apresentou concentração média de $0,58 \pm 0,63$ mg/L. Estatisticamente observou-se que não houve diferença estatística entre as médias de concentração de clorofila-a nas LATs, *p* - valor de 0,1494.

Ademais, por meio do gráfico também é possível visualizar o decréscimo na produção de microalgas ocasionado pelo supercrescimento de organismos zooplanctônicos como já foi abordado em tópicos anteriores. A predação ocasionada principalmente pelas *Daphnia* sp. e *Ostracoda*, acarretaram uma diminuição nas concentrações de clorofila-a dos sistemas, na LAT1 próximo aos 130 dia e na LAT2 próximo aos 100 dia de operação, onde as LATs chegaram atingir concentrações de *chl-a* igual a zero. Assim, as condições ambientais e operacionais, além de influenciarem na performance das LATs, também podem exercer influência na quantidade de pigmentos produzidos pelas microalgas (Tundisi *et al.*, 2008).

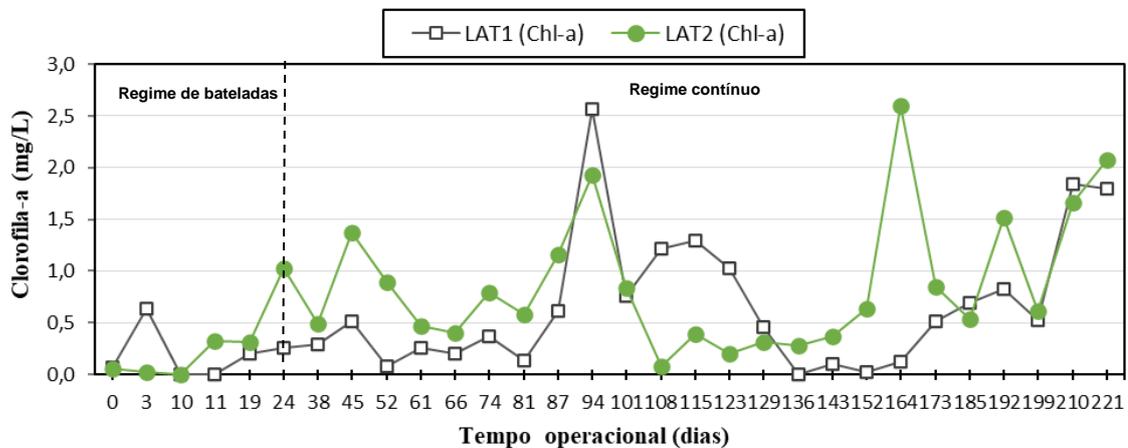
Sabe-se que as microalgas pertencentes às classes clorófitas e diatomáceas apresentam clorofila predominantemente do tipo “a” (Raven *et al.*, 2007). Desse modo, apesar das LATs apresentarem abundâncias relativas distintas enquanto a composição da comunidade microalgas. Os gêneros das classes predominantes no presente estudo, demonstraram ser relevantes no desenvolvimento da biomassa algal das LATs, uma vez que as lagoas não apresentaram diferença significativa em relação as suas concentrações médias de *chl-a*.

Os gêneros das clorófitas como *Chlorella* sp., *Desmodesmus* sp., *Scenedesmus* sp., *Coelastrum* sp., e *Oocystis* sp. e das diatomáceas como *Gomphonema* sp., *Nitzschia* sp., e *Fragilaria* sp. identificadas neste trabalho, também foram observadas em outro estudo realizado com LATs no desenvolvimento de biomassa algal a partir do tratamento de esgoto sanitário (Barroso Júnior, 2015).

Ainda, em trabalhos realizados com LATs no tratamento de águas residuárias, Santiago *et al.*, (2013) observaram microalgas dos gêneros *Chlorella* sp., e *Desmodesmus* sp. sendo predominantes da produção de biomassa algal em seu sistema, eles relataram concentrações médias de *chl-a* próximas de 1,0 mg/L.

Sendo assim, por meio dos dados de clorofila-a foi possível visualizar o desenvolvimento da biomassa algal ao decorrer do período experimental, além de observar como possíveis alterações no meio, tende acarretar uma baixa eficiência fotoautotrófica dos sistemas.

Figura 13 - Concentração de clorofila-a ao longo do período experimental.



Fonte: A autora (2023).

5.5 Eficiência de floculação

Também denominada de capacidade de sedimentação, essa análise busca avaliar a capacidade de sedimentação da biomassa que é desenvolvida nos sistemas. Dessa forma, essa medida foi avaliada durante todo o período experimental. No entanto, levando em consideração o processo de formação da biomassa, a avaliação foi feita apenas para o período de regime contínuo. Na figura 14, é apresentada a capacidade de sedimentação da biomassa das LATs.

A LAT2, que recebeu inoculação de lodo ativado, apresentou uma eficiência média de $82,4 \pm 16,3\%$, enquanto a lagoa convencional LAT1 apresentou uma média /de $63,1 \pm 25,6\%$. Nota-se que houve diferença significativa entre as médias de eficiência de floculação, dado que o p foi de 0,0027, ficando abaixo do nível de significância ($p < 0,05$).

Observa-se que a LAT2, inicialmente demonstrou uma alta eficiência de floculação. Isso se deve principalmente à inoculação do lodo ativado no início da operação, o qual já possuía a característica de boa sedimentabilidade. Entretanto, ao longo do regime contínuo, com o crescimento das microalgas, e, posteriormente com a formação dos agregados, vê-se que a LAT2 ainda manteve bons desempenhos de sedimentação.

Por outro lado, a LAT1, apesar de apresentar bons resultados de floculação em certos dias de operação, demonstrou uma certa instabilidade em sua capacidade de sedimentação ao longo do período contínuo.

Ainda, ressalta-se que a maior abundância de microalgas diatomáceas presentes na LAT2 durante a formação dos AMABs é um fator a ser considerado em relação à boa capacidade de sedimentação que a biomassa produzida nesse sistema apresentou. Como reportado em tópicos anteriores, devido à composição da parede celular das diatomáceas, esses organismos promovem uma melhor sedimentação da biomassa.

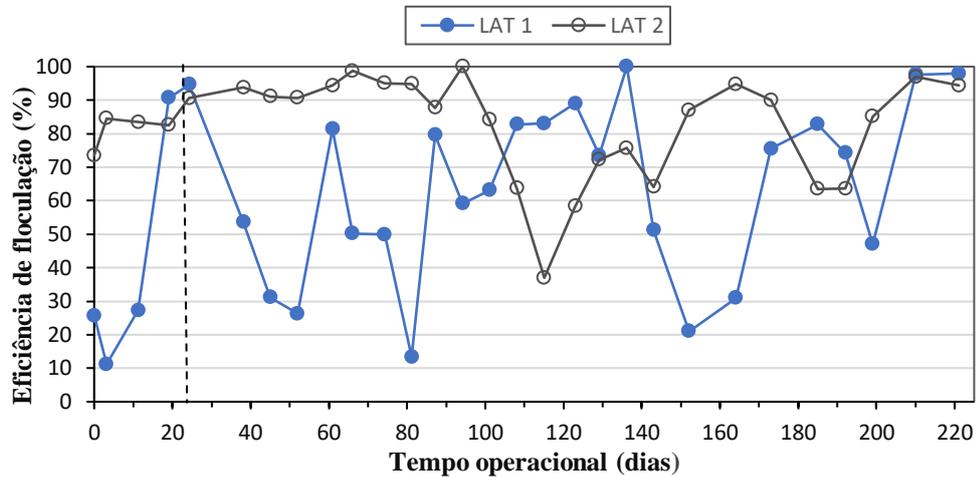
Não obstante, é importante destacar o comportamento da LAT2 em torno dos 100 dias de operação, quando ocorre um decréscimo na eficiência de floculação da biomassa, devido ao supercrescimento da comunidade zooplânctônica no meio. Porém, após o pico do crescimento exacerbado do zooplâncton, percebe-se que a lagoa volta a apresentar bons desempenhos de floculação, embora não tão estáveis como antes. Ou seja, apesar da reestruturação da biomassa, ela ainda possui boas características de sedimentabilidade, mas o sistema não consegue atingir a mesma eficiência de antes.

Os autores Santos Neto *et al.* (2021) utilizaram duas lagoas de alta taxa com inóculo de lodo ativado, relataram que obtiveram uma eficiência média de floculação da biomassa em torno de $78 \pm 6\%$.

Portanto, diante dos resultados observados através do teste de floculação, constatou-se que o emprego do lodo ativado como inóculo na LAT2 demonstrou resultados satisfatórios, no que tange à produção de uma biomassa com maior

potencial de sedimentação. Isso contribui para uma colheita da biomassa mais efetiva e menos onerosa.

Figura 14: Eficiência de floculação ao longo do período experimental.



Fonte: A autora (2023).

5.6 Desempenho das lagoas de alta taxa no tratamento de esgoto

Neste capítulo, apresentam-se e discutem-se os resultados referentes ao desempenho das Lagoas de Alta Taxa (LATs) no tratamento de esgoto. Os resultados de remoção de matéria orgânica são expressos em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO). Além disso, serão abordados a remoção de nitrogênio e suas formas e fósforo total.

É importante ressaltar que, para todas as determinações, o efluente utilizado nas análises foi filtrado em membranas de $0,45\mu\text{m}$. Além disso, os valores apresentados correspondem ao tratamento realizado pelas duas LATs durante o regime contínuo. Em síntese, são apresentados na tabela 7 os valores médios e desvio padrão da performance das LATs no tratamento de esgoto.

Tabela 7 - Desempenho das LATs durante o regime contínuo.

Variável	Afluyente	LAT1		LAT2	
		Concentração (mg/L)	Remoção (%)	concentração (mg/L)	Remoção (%)
DQO	169±51 mg/L	88,4±32,5	44,7±16,5	61,1±31,3	60,3±17,5
NT	30,0±6,4 mg/L	11,4±6,5	59,4±24,5	16,0±6,2	43,5±27,4
NH ₄ ⁺	19,6±6,0 mg/L	2,5±3,3	87,4±14,1	1,7±1,35	90,4±8,9
NO ₂ ⁻	0,1±0,10 mg/L	1,7±1,9	—	0,5±0,43	—
NO ₃ ⁻	0,3±0,24 mg/L	5,7±5,2	—	12,7±6,6	—
PT	3,17±0,9 mg/L	1,7±0,74	59,3±18,8	2,1±0,5	48,9±20,3

Fonte: A autora.

LAT1 = lagoa sem inóculo de lodo ativado; LAT2 = lagoa com inóculo de lodo ativado; DQO = demanda química de oxigênio; NT = nitrogênio total; NH₄⁺ = nitrogênio amoniacal; NO₂⁻ = nitrito; NO₃⁻ = nitrato; PT = fósforo total.

5.6.1 Remoção de matéria orgânica (DQO)

O esgoto utilizado para alimentar as duas lagoas de alta taxa provinha de um reator UASB, como mencionado anteriormente. Portanto, o afluyente das LATs já entrava nas lagoas pré-tratado, pois o reator UASB remove grande parte da matéria orgânica. Como resultado desse pré-tratamento, o afluyente apresentava uma concentração inicial de DQO igual a 169±51 mg/L.

Sendo assim, as remoções médias de DQO na LAT1 e LAT2 foram de 44,7% e 60,3%, respectivamente. Por meio do teste estatístico, vê-se que existe diferença significativa entre as médias de remoção, uma vez que o *p* - valor foi de 0,0086. Desse modo, é possível inferir que a lagoa que recebeu inóculo de lodo ativado, visando favorecer a formação dos AMABs, alcançou uma remoção média de DQO superior à lagoa que não foi inoculada com lodo ativado.

No entanto, as médias de remoção de DQO atingidas neste estudo foram inferiores às médias de remoção de DQO relatadas em estudos que também

utilizaram a tecnologia de lagoas de alta taxa com AMABs. Arcila e Buitrón (2016 e 2017), em seu trabalho, relataram uma eficiência média em torno de 90%. Em contrapartida, Couto *et al.* (2021), também trabalhando com LATs em seu estudo, relataram uma eficiência média variando em torno de 40%.

Em vista disso, o desempenho da LAT2 no processo de remoção da DQO em relação à LAT1 pode ser atribuído ao processo simbiótico desenvolvido na formação dos agregados microalgas-bactérias por meio da inoculação do lodo ativado. Isto é, as interações sinérgicas nesse sistema foram ainda mais efetivas devido à presença das bactérias heterotróficas já presentes no lodo ativado. Ressalta-se, ainda, que as interações simbióticas melhoram as taxas de troca gasosa e o aproveitamento do O₂, refletindo principalmente na melhoria da remoção da matéria orgânica (Zanga *et al.*, 2017).

No que se diz respeito às microalgas envolvidas no processo de boas remoções de DQO, a literatura tem relatado principalmente os gêneros pertencentes à classe das clorófitas, como *Chlorella* sp., *Scenedesmus* sp. e *Desmodesmus* sp. (Arcila e Buitrón, 2016; Couto *et al.*, 2021). Esses gêneros também foram identificados com consideráveis abundâncias na composição da comunidade fitoplanctônica do presente estudo.

5.6.2 Remoção de nitrogênio

Abordando o desempenho das LATs na remoção do nitrogênio ao longo o período contínuo, diante dos resultados expressos na tabela 6, observa-se que a remoção média do nitrogênio total (NT) na LAT1 foi de 59,4%, enquanto na LAT2 foi de 43,5%. Estatisticamente as remoções médias de NT das lagoas apresentam diferença significativa, *p* - valor de 0,0199. Logo, o inóculo de lodo ativado não influenciou no processo remoção do NT na LAT2. É válido destacar que a concentração de NT no afluente das LATs era de 30,0±6,4 mg/L.

Enquanto a fração amoniacal apresentava uma concentração de 19,6±6,0 mg/L no afluente, a remoção média de nitrogênio amoniacal (NH₄⁺) na LAT1 e LAT2 foi de 87,4% e 90,4%, nessa ordem. Por meio da análise estatística, observa-se que não existe diferença significativa entre as médias, *p* – valor de 0,1944. Isso pode ser explicado pelo fato de que o processo de remoção da fração amoniacal pode ocorrer por diferentes rotas metabólicas (Santos Neto, 2023).

Contudo, nota-se que ambas as LATs alcançaram uma eficiência média acima de 80% na remoção de nitrogênio amoniacal. Além disso, verifica-se que ocorreu uma maior remoção da fração amoniacal que nitrogênio total nas lagoas. Isso se deve porque as microalgas têm preferência principalmente em absorver a forma amoniacal (Arcila e Buitrón, 2016).

Ainda é importante frisar, que nas duas LATs, ocorreu a formação das formas oxidadas do nitrogênio, nitrito e nitrato. Sendo o nitrato (NO_3^-) ocorrendo com maiores concentrações médias nas duas lagoas, com $5,7 \pm 5,2$ mg/L e $12,7 \pm 6,6$ mg/L, na LAT1 e LAT2, respectivamente.

No entanto, a LAT2, observou-se uma maior concentração média de nitrato no efluente, o que pode ser atribuído à maior presença de bactérias nitrificantes oriundas do inóculo de lodo ativado que a lagoa recebeu. Couto *et al.* (2021), trabalhando com uma lagoa de alta taxa com altura da lâmina d'água de 0,3 m, também observaram o processo de oxidação no nitrogênio amoniacal em seu experimento.

Os autores Arcila e Buitrón (2016) e Santos Neto *et al.* (2021) trabalhando com lagoas de alta taxa com inóculo de lodo ativado, reportaram remoção média da fração amoniacal em torno de 80%.

Os Gêneros *Chlorella* sp., *Scenedesmus* sp., *Desmodesmus* sp., *Pediastrum* sp., *Closterium* sp. e *Micractinium* sp. são as clorofíceas mais frequentemente relatadas na remoção do nitrogênio em sistemas de lagoas de alta taxa, durante a formação dos AMABs. (Sutherland *et al.*, 2014 e 2017; Arcila e Buitrón, 2017; Santos Neto *et al.*, 2021). Por outro lado, os gêneros de diatomáceas mais efetivos documentadas são *Navícula* sp. e *Nitzschia* sp. *Cyclotella* sp. e *Gomphonema* sp. (Sutherland *et al.*, 2017; Marela *et al.*, 2018).

Todos os gêneros relatados acima pela literatura foram identificados no presente estudo, em maior ou menor abundância relativa, como pode ser observado anteriormente (no tópico de Identificação e Quantificação da Comunidade Fitoplanctônica). Dessa forma, a presença desses gêneros nas LATs contribuiu para os resultados observados quanto à remoção de nitrogênio dos sistemas.

5.6.3 Remoção de fósforo

Abordando o desempenho das LATs na remoção de fósforo total (PT), é importante destacar que o afluente que adentrava nas lagoas apresentava uma

concentração média de PT igual a $3,17 \pm 0,9$ mg/L. Enquanto as remoções médias de PT foram 59,3% e 48,9% para a LAT1 e LAT2, nessa ordem. Estatisticamente, observa-se que as médias de remoção apresentam diferença estatística, p – valor de 0,0363. Dessa forma, verifica-se que LAT1 se sobressaiu em relação a LAT2.

Apesar disso, observa-se que ambas as lagoas, apresentaram eficiência de remoção do PT superiores a estudos desenvolvidos por Arcila e Buitrón, (2016) que obtiveram desempenho em torno de 30% e Arbib *et al.* (2013) que relataram uma remoção média de 41% a 53%.

De acordo com Wang *et al.* (2010), uma máxima eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo utilizando AMABs é alcançada quando a relação de N/P está entre 6 e 10. No presente trabalho, verificou-se que a proporção de N/P foi de 6,7 e 7,61 para a LAT1 e LAT2, na devida ordem. Logo, esses resultados indicam que as LATs do presente estudo mantiveram uma relação N/P dentro do intervalo sugerido como ideal por Wang *et al.* (2010).

Em suma, de acordo com Gao *et al.* (2016), microalgas dos gêneros *Chlorella* sp., *Scenedesmus* sp. e *Chlamydomonas* sp. são clorofíceas que contribuem para bons resultados de remoção de fósforo em sistemas de tratamento de efluentes domésticos. Além disso, Piligaev *et al.* (2017) relatam que o gênero *Micractinium* sp. alcançou uma remoção média de PT de 77% em efluentes domésticos.

6 CONCLUSÕES

- Ocorreu a formação de agregados de microalgas-bactérias em ambas as lagoas. No entanto, a estratégia de inoculação de lodo ativado demonstrou ser mais efetiva para a formação de uma biomassa mais densa e de fácil sedimentação.
- Na lagoa que não recebeu inóculo de lodo ativado (LAT1), a formação da biomassa teve início com microalgas da classe das clorofíceas. Por outro lado, na lagoa que foi inoculada com lodo ativado, a formação inicial da biomassa foi dominada principalmente por cianobactérias filamentosas e clorofíceas.
- Enquanto a distribuição das classes de microalgas presentes na biomassa das LATs, a classe predominante foram as Clorofíceas, no entanto, em relação a classe das Diatomáceas, a LAT2 apresentou maior predominância em relação a LAT1.
- Na LAT1, os gêneros de microalgas eucarióticas mais proeminentes foram *Chlorella* sp., *Oocystis* sp., *Navicula* sp., *Desmodesmus* sp. e *Chlamydomonas* sp. Na LAT2, os gêneros predominantes foram *Chlorella* sp., *Navicula* sp., *Gomphonema* sp. e *Desmodesmus* sp. e *Cyclotella* sp2.
- A LAT2 apresentou gêneros-chave para a formação de uma biomassa mais estruturada e estável, como *Navicula* sp., *Gomphonema* sp., *Stigeoclonium* sp., além da alta abundância do gênero da cianobactéria filamentosa *Oscillatoria* sp.
- A LAT2 apresentou uma maior concentração de SST (249 ± 137 mg/L) e melhor eficiência de floculação ($82\pm 16\%$), com diferença significativa em relação às médias alcançadas pela LAT1. Portanto, a inoculação de lodo ativado foi favorável para o desempenho da LAT2 em relação a esses parâmetros. Além disso, nota-se que a inoculação do lodo ativado também contribuiu para uma remoção mais eficaz de matéria orgânica (DQO) na LAT2 ($60\pm 17\%$).

- Ambas as lagoas apresentaram formas oxidadas do nitrogênio, porém a lagoa que recebeu inóculo de lodo ativado (LAT2), exibiu maior concentração de nitrato (12 ± 6 mg/L).
- Enquanto aos parâmetros de *chl-a* e à remoção de nitrogênio amoniacal, as lagoas não apresentaram diferença significativa. Por outro lado, a LAT1 demonstrou um melhor desempenho na remoção de nitrogênio total ($59 \pm 24\%$) e fósforo total ($59 \pm 18\%$), com diferença significativa em comparação com as médias alcançadas pela LAT2. Em resumo, o inóculo de lodo não influenciou substancialmente na performance da LAT2 em relação aos parâmetros mencionados acima. No entanto, o desempenho das lagoas acerca dessas análises está intrinsecamente relacionado aos organismos fotoautotróficos presentes nos sistemas.

REFERÊNCIAS

- ANTUNE, S.C.; CASTRO, B.B. Pulgas-de-água (*Daphnia* spp.). **Revista Ciência Elementar**, v. 5, n. 4, p. 50, 2017.
- APHA, A. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Baltimore: Port City Press, 2017.
- ARBIB, Z. et al. Photobiotreatment: Influence of nitrogen and phosphorus ratio in wastewater on growth kinetics of *Scenedesmus obliquus*. *International Journal of Phytoremediation*, v. 15, n. 8, p. 774-788, 2013.
- ARBIB, Z.; DE GODOS, I.; RUIZ, J. Optimization of pilot high rate algal ponds for simultaneous nutrient removal and ENVIRONMENTAL TECHNOLOGY 11 lipids production. **Sci Total Environ**, v. 589, p. 66–72, 2017.
- ARCILA, J. S.; BUITRÓN, G. Influence of solar irradiance levels on the formation of microalgae-bacteria aggregates for municipal wastewater treatment. **Algal research**, v. 27, p. 190–197, 2017.
- ARCILA, J. S.; BUITRÓN, G. Microalgae-bacteria aggregates: effect of the hydraulic retention time on the municipal wastewater treatment, biomass settleability and methane potential: Microalgae-bacteria aggregates for wastewater treatment. **Journal of chemical technology and biotechnology (Oxford, Oxfordshire: 1986)**, v. 91, n. 11, p. 2862–2870, 2016.
- BARROSO JÚNIOR, José Carlos Alves. Produção de biomassa de algas em lagoas de alta taxa alimentadas com esgoto sanitário com posterior separação por flotação por ar dissolvido. 2015. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- BENEMANN, J.R. et al. Development of microalgae harvesting and high-rate pond technologies in California. In: SHELEF, G.; SOEDER, C.J. (Eds.). *Algae Biomass*. Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Amsterdam, The Netherlands, 1980, pp. 457-495.
- BESHA, A. T. et al. Removal of emerging micropollutants by activated sludge process and membrane bioreactors and the effects of micropollutants on membrane fouling: A review. **Journal of environmental chemical engineering**, v. 5, n. 3, p. 2395–2414, 2017.
- BICUDO, C. E. M.; BICUDO, R. M. **Algas de Águas Continentais Brasileiras: Chave para identificação e descrição. 2 Edição. São Paulo: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino de Ciências**. p. 288, 1970.
- BILAL, M. et al. Waste biomass adsorbents for copper removal from industrial wastewater—a review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 263, p. 322-333, 2013.

BRANDÃO, C. J. et al. Guia Nacional De Coleta E Preservação De Amostras. [s.l: s.n.].

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e dá outras providências. Diário Oficial da União, 16 jul. 2020.

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, abr. 2022.

CANOVAS, S. et al. Seasonal development of phytoplankton and zooplankton in a high-rate algal pond. **Water Science and Technology**, v. 33, p. 199-206, 1996.

CASTRO, A. A. et al. Cultivo de microalgas para tratamento de águas residuais: revisão de literatura. **Revista Geama**, n. 2, p. 60–71, 2020.

CHANDRA, R. et al. Algal biorefinery: A sustainable approach to valorize algal-based biomass towards multiple product recovery. **Bioresource technology**, v. 278, p. 346–359, 2019.

CHEW, K. W. et al. Effects of water culture medium, cultivation systems and growth modes for microalgae cultivation: A review. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 91, p. 332–344, 2018.

CHUEN-CHI, L. P. An ecological study of waste stabilization ponds in Werribee, Australia, with special reference to nutrient and plankton dynamics. Departamento de Gestão Ambiental, Victoria University of Technology, 1994.

COGGINS, L. X. et al. Flow cytometry for rapid characterisation of microbial community dynamics in waste stabilisation ponds. **Water research**, v. 169, n. 115243, p. 115-243, 2020.

COUTO, E. et al. Evaluation of high rate ponds operational and design strategies for algal biomass production and domestic wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, v. 791, n. October 2021, p. 1–32, 2021.

CRAGGS, R.; SUTHERLAND, D.; CAMPBELL, H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. **Journal of Applied Phycology**, v. 24, p. 329-337, 2012.

DATTA, A. et al. The diatoms: From eutrophic indicators to mitigators. Em: **Application of Microalgae in Wastewater Treatment**. Cham: Springer International Publishing, p. 19–40, 2019.

DE AGUIAR DO COUTO, E., CALIJURI, M. L., ASSEMAN, P. P., TANGO, M. D., & DA FONSECA SANTIAGO, A. Influence of solar radiation on nitrogen recovery by the biomass grown in high rate ponds. **Ecological Engineering**, 81, 140–145, 2015.

DE PINA, L. C. C. et al. Avaliação de um sistema de cultivo de microalgas com um mix de fotobiorreatores tubulares e de placas paralelas, para produção de biomassa de microalgas em meios de cultura alternativos. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 4, p. 37734-37777, 2021.

FINKEL, Z. V.; KOTRC, B. Silica use through time: macroevolutionary change in the morphology of the diatom Frustule. **Geomicrobiol J**, v. 27, p. 596–608, 2010.

GAO, F., LI, C., YANG, ZH, ZENG, GM, MU, J., LIU, M., et al.,. Removal of nutrients, organic matter and metal from domestic secondary effluent through cultivation of microalgae in a membrane photobioreactor. **J.Chem. Technol. Biotechnology**. 91, 2713-2719.

GARCÍA J, GREEN BF, LUNDQUIST T, et al. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. **Bioresour Technol.**; 97:1709–1715, 2006.

GEHLING, Gino. Lagoas de estabilização. Lagoas de estabilização. *In*: _____, org. **Tratamento de Água e Esgoto**. 1ªed. Rio Grande do Sul, avasan, 2017. cap 9, p.(1-13)

GON, M., BASSI, A. Carotenoids from microalgae: A review of recent developments. **Biotechnol.Adv.**34, 1396–1412, 2016.

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, 2017.

GONÇALVES, A. L.; PIRES, J. C. M.; SIMÕES, M. Biotechnological potential of *Synechocystis salina* co-cultures with selected microalgae and cyanobacteria: Nutrients removal, biomass and lipid production. **Bioresource technology**, v. 200, p. 279–286, 2016.

GONZÁLEZ-GÁLVEZ, O. D. et al. Bio-oil production by catalytic solvent liquefaction from a wild microalgae consortium. **Biomass Conversion and Biorefinery**. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13399-020-00716-y>.

GRANDCLEMENT, C. et al. From the conventional biological wastewater treatment to treatment coupled with potential methane production. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, p. 5581-5587, 2017.

GUTIÉRREZ, R. et al. Settling velocity distribution of microalgal biomass from urban wastewater treatment high rate algal ponds. **Algal research**, v. 16, p. 409–417, 2016.

JORDÃO, Eduardo P.; PESSÔA, Costatino A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 6ª edição. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

JORDÃO, Eduardo Pacheco. O tratamento de esgotos e a crise hídrica no Brasil. **Abes**, v.1, p. (1-15), setembro de 2015. Disponível em: <https://abes-dn.org.br/pdf/28Cbesa/Esgoto_CriseHidrica_Jordao.pdf>. Acesso em: 02 de junho de 2023.

KUMAR, A.; ERGAS, S.; YUAN, X.; SAHU, A.; ZHANG, Q.; DEWULF, J.; MALCATA, F. X.; LANGENHOVE, H. Van. Enhanced CO₂ fixation and biofuel production via microalgae: recent developments and future directions. **Trends Biotechnol**, v. 28, p. 371–380, 2010.

LEE, J. et al. Microalgae-associated bacteria play a key role in the flocculation of *Chlorella vulgaris*. **Bioresource Technology**, v. 131, p. 195-201, 2013. doi: 10.1016/j.biortech.2012.11.130.

LEE, Y.; LEI, Z. Microalgal-bacterial aggregates for wastewater treatment: a mini-review. **Bioresour Technol Rep**, v. 8, p. 100199, 2019.

LEGNER, Carla. Principais tecnologias para tratamento de efluentes. **Revista Tae**, 66ªed., maio de 2022. Disponível em: <<https://www.revistatae.com.br/Artigo/760/principais-tecnologias-para-tratamento-de-efluentes>>. Acesso em: 04 de junho de 2023.

LEONG, W.-H. et al. Third generation biofuels: A nutritional perspective in enhancing microbial lipid production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 91, p. 950–961, ago. 2018.

LIU, L. et al. Development of algae-bacteria granular consortia in photo-sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, 2017.

LOBO, E. E LEIGHTON, G. Estructurascomunitarias de lasfitocenosisplanctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista Biología Marina y oceanografía.**, 22(1): 1-29, 1986.

LUO, W.; PFLUGMACHER, S.; WALZ, N.; KRIENITZ, L. Experimental bristle induction in *Micractinium* (Chlorophyta): an example of interaction between phytoplankton and grazer. *IGB*, 2006, p. 101-112.

MARELLA, T. K. et al. Wealth from waste: Diatoms as tools for phycoremediation of wastewater and for obtaining value from the biomass. **Environmental Technology**, 2020.

MARELLA, T. K.; PARINE, N. R.; TIWARI, A. Potential of diatom consortium developed by nutrient enrichment for biodiesel production and simultaneous nutrient removal from wastewater. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 25, p. 704-709, 2018.

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, p. 217- 232, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.07.020>.

MATOSI, A.; MORIOKA, L. R. I.; SANT'ANNA, E. S.; FRANÇA, K. B. Teores de proteínas e lipídeos de *Chlorella* sp. cultivada em concentrado de dessalinização residual. **Ciência Rural**, v. 45, n. 2, p. 364-370, 2015.

MELÃO, M. G. G. Desenvolvimento e aspectos reprodutivos de Cladóceros e Copépodos de águas continentais brasileiras. In: POMPEO, M. L. M. (ed.)

Perspectivas da Limnologia no Brasil. Gráfica e Editora União, São Luís, 1999, p. 45-57.

MOLINA-GRIMA, E.; BELARBI, E.-H.; ACIÉN-FERNÁNDEZ, F.; ROBLES MEDINA, A.; CHISTI, Y. Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics. **Biotechnology Advances**, v. 20, p. 491-515, 2003. doi: 10.1016/S0734-9750(02)00050-2.

MONTEMEZZANI, V. et al. Zooplankton community influence on seasonal performance and microalgal dominance in wastewater treatment High Rate Algal Ponds. **Algal Research**, v. 17, p. 168–184, 2016.

MONTEMEZZANI, Valerio; DUGGAN, Ian; HOGG, Ian; CRAGGS, Rupert. A review of potential methods for zooplankton control in wastewater treatment High Rate Algal Ponds and algal production raceways. **Algal Research**, v. 11, p. 211-226, 2015. doi: 10.1016/j.algal.2015.06.024.

NEUMANN-LEITÃO, S.; NOGUEIRA, J. D. DA C. Rotíferos, cladóceros e copépodos de Pernambuco. I. Algumas espécies que ocorrem em viveiros de cultivo de camarões de Nova Cruz. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 5º/6º, Teresina. Anais. Teresina, 1986. p. 87-118.

OH, H. et al. Harvesting of *Chlorella vulgaris* using a bioflocculant from *Paenibacillus* sp. AM49. p. 1229–1234, 2001.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M.. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: análise de desempenho. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 347–357, out. 2005. doi.org/10.1590/S1413-41522005000400011.

OSWALD, W. J. Introduction to advanced integrated wastewater ponding systems. *Water Science and Technology*, v. 24, n. 5, p. 1-7, 1991.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Recycling algae to improve species control and harvest efficiency from a high rate algal pond. v. 5, 2011.

PERERA, I. A. et al. Advances in the technologies for studying consortia of bacteria and cyanobacteria/microalgae in wastewaters. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 39, n. 5, p. 709-731, 2019. doi: 10.1080/07388551.2019.1597828.

PICOT, B. et al. Nutrient removal by high rate pond system in a Mediterranean climate (France). *Water Science and Technology*, v. 23, n. 7-9, p. 1535-1541, 1991.

PILIGAEV, A.; SOROKINA, K.; SHASHKOV, M.; PARMON, V. Screening and comparative metabolic profile of high-lipid microalgae strains for application in wastewater treatment. **Bioresource Technology**, 2017.

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, 2017.

RASHID, N. et al. Co-cultivation of two freshwater microalgae species to improve biomass productivity and biodiesel production. **Energy Conversion and Management**, v. 196, p. 640-648, 2019. doi: 10.1016/j.enconman.2019.05.106.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. *Biologia Vegetal*. 7ª edição. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 2007. 728 p.

REYNOLDS, C. S. et al. Quarenta anos de monitoramento da qualidade da água em Grasmere (English Lake District): separando os efeitos do enriquecimento por esgoto tratado e descarga hidráulica na ecologia do fitoplâncton. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 2, p. 384-399, 2012.

ROBARTS, R. D.; ZOHARY, T. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 21, p. 391-399, 1987.

RUNNING, L. et al. Phosphorus and metal removal combined with lipid production by the green microalga *Desmodesmus* sp.: An integrated approach. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 125, p. 45-51, 2018.

RYU, B.-G. et al. Simultaneous treatment of municipal wastewater and biodiesel production by cultivation of *Chlorella vulgaris* with indigenous wastewater bacteria. **Biotechnology and Bioprocess Engineering**, v. 19, p. 201-210, 2014.

SALAMA, E.-S. et al. Recent progress in microalgal biomass production coupled with wastewater treatment for biofuel generation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 79, p. 1189-1211, 2017.

SANTIAGO, A. F., CALIJURI, M. L., ASSEMANY, P. P., CALIJURI, M. C., REIS, A. J. D. Algal biomass production and wastewater treatment in high rate algal ponds receiving disinfected effluent, **Environmental Technology**. 4, 1877 – 1885. 2013.

SANTOS NETO, ANTÔNIO G. DOS et al. Strategy for the formation of microalgae-bacteria aggregates in high-rate algal ponds. **Environmental Technology**, 2021.

SANTOS NETO, Antônio Gustavo dos. Formação de agregados de microalgas-bactérias em lagoas de alta taxa visando a recuperação de recursos e o tratamento de esgoto. 2023. Dissertação (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco, 2023.

SÁTIRO, Josivaldo Rodrigues. Fatores que influenciam a biofloculação de microalgas em lagoas de alta taxa com esgotos sanitários. 2021. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, 2021.

SHAHID, A., MALIK, S., ZHU, H., XU, J., NAWAZ, M.Z., NAWAZ, S., ALAM, MD.A., MEHMOOD, M.A.,. Cultivating microalgae in wastewater for biomass production, pollutant removal, and atmospheric carbon mitigation; review. **Environmental Technology**. 2019.

SHIEL, R. J. A Guide to Identification of Rotifers, Cladocerans and Copepods from Australian Inland Waters. Co-operative Research Centre for Freshwater Ecology, Albury, NSW, 1995.

SNIS. (2022). Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento – 2022. Disponível Em: <http://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/pmss/snis>.

SUTHERLAND, D. L. et al. Seasonal variation in light utilization, 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, 2014.

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**, 47(September 2019), 101850, 2020.

SUTHERLAND, D. L., TURNBULL, M. H., & CRAGGS, R. J. Environmental drivers that influence microalgal species in fullscale wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Research**, 124, 504–512, 2017.

TUNDISI, J. G., MATUMURA-TUNDISI, T. Limnologia. São Carlos: Oficina de Textos. 632p. 2008.

UMMALYMA SB, GNANSOUNOU E, SUKUMARA RK, et al. Accepted manuscript bioflocculation: na alternative strategy for harvesting of microalgae -na over- view. **Bioresour Technol**. v. 242, p. 227-235, 2017.

VILASECA, M. M. Observación microscópica de fangos activados em los tratamientos de depuración biológica. Boletín Intertex (UPC). 67-72, 2001.

VILLARRUEL-LÓPEZ, A. A.; ASCENCIO, F.; NUÑO, K. Microalgae, a potential natural functional food source – a Review. **Polish Journal of Food and Nutrition Sciences**, v. 67, n. 4, 2017.

VON SPERLING, Marcos. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; vol. 2. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 452 p., 1996.

VON SPERLING, Marcos. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Vol. 3: Lagoas de estabilização. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2002. 196 p.

WANG L, MIN M, LI Y, CHEN P, CHEN Y, LIU Y et al., Cultivation of green algae *Chlorella* sp. In different wastewaters from municipal wastewater treatment plant. **Appl Biochem Biotechnol**, 162:1174–1186, 2010.

WANG, H. et al. Effects of bacterial communities on biofuel-producing microalgae: stimulation, inhibition, and harvesting. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 36, p. 341-352, 2016.

WANG, H. et al. The contamination and control of biological pollutants in mass cultivation of microalgae. **Bioresource Technology**, v. 128, p. 745-750, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.34117/bjdv7n4-304>.

WANG, J.-H. et al. Microalgae-based advanced municipal wastewater treatment for reuse in water bodies. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 101, p. 2659-2675, 2017.

WARD, A.J. et al. Bio-conversion Rate and Optimum Harvest Intervals for *Daphnia carinata* Using Digested Piggery Effluent and *Chlorella vulgaris* as a Food Source. In: IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, 2011.

XU, Y. et al. The role of starvation in biomass harvesting and lipid accumulation: Co-culture of microalgae–bacteria in synthetic wastewater. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 35, n. 1, p. 103-109, 2016.

ZHAN; RONG, J.; WANG, Q. Mixotrophic cultivation, a preferable microalgae cultivation mode for biomass/bioenergy production, and bioremediation, advances and

prospect. **International Journal Hydrogen Energy**, v. 42, p. 8505-8517, 2017.
<https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.12.021>

ZHANG B, LENS PNL, SHI W, et al. Enhancement of aerobic granulation and nutrient removal by an algal-bacterial consortium in a laboratory-scale photobioreactor. **Chemical Engineering Journal**, 2017.

ZHANG B, LIU L, LIN X, et al. Response surface methodology to optimize self-flocculation harvesting of microalgae *Desmodesmus* sp. CHX1. **Environmental Technology**, 2021, p. 1-9.