



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

KAMILA CARDOSO VERA CRUZ

RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES DE ESGOTO SANITÁRIO
DOMÉSTICO COM O USO DE FOTOGRÂNULOS EM LAGOAS
DE ALTA TAXA

RECIFE

2022

KAMILA CARDOSO VERA CRUZ

**RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES DE ESGOTO SANITÁRIO
DOMÉSTICO COM O USO DE FOTOGRÂNULOS EM LAGOAS
DE ALTA TAXA**

Monografia apresentada à Universidade
Federal de Pernambuco como parte dos
requisitos para aprovação da disciplina de
Trabalho de Conclusão de Curso 2. Área de
concentração: Engenharia Civil
Orientadora: Prof^ª Dr^ª. Maria de Lourdes
Florêncio dos Santos.
Coorientadora: Ma. Talita Marinho.

RECIFE

2022

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

Cruz, Kamila Cardoso Vera.

Recuperação de nutrientes de esgoto sanitário doméstico com o uso de
fotogrânulo em lagoas de alta taxa. / Kamila Cardoso Vera Cruz. - Recife, 2022.
48 : il., tab.

Orientador(a): Maria de Lourdes Florêncio dos Santos

Cooorientador(a): Talita Jéssica Tavares Marinho

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

1. Saneamento Ambiental. 2. Microalgas. 3. Lagoas de alta taxa. 4.
Recuperação de nutrientes. I. Santos, Maria de Lourdes Florêncio dos.
(Orientação). II. Marinho, Talita Jéssica Tavares . (Coorientação). III. Título.

620 CDD (22.ed.)



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

PARECER DA COMISSÃO DE
TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO 1

KAMILA CARDOSO VERA CRUZ

RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES DE ESGOTO SANITÁRIO
DOMÉSTICO COM O USO DE
FOTOGRÂNULO EM LAGOAS DE ALTA TAXA

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: SANEAMENTO AMBIENTAL

A comissão examinadora composta pelos professores abaixo, sob a presidência do primeiro, considera a candidata KAMILA CARDOSO VERA CRUZ, **APROVADA COM NOTA, 10.**

Recife, 28 de outubro de 2022.

Profª Drª Maria de Lourdes Florêncio dos Santos

Ma Talita Jéssica Tavares Marinho

RESUMO

O lançamento de esgotos bruto preconiza o deterioramento dos corpos d'água e, felizmente, pode ser mitigado através de tratamentos biológicos. Os sistemas que utilizam agregado microalga-bactéria são considerados alternativas promissoras e sustentáveis, pois não requerem aeração artificial, apresentam excelente capacidade de absorção de nutrientes das águas residuárias, e possibilidade de recuperação de produto de alto valor agregado. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi determinar a eficiência de remoção de nutrientes e a parcela de nitrogênio e fósforo acumulada na biomassa algal-bacteriana formada em Lagoas de Alta Taxa. O trabalho foi realizado em escala piloto e regime contínuo com TDH de 4 dias, e consistiu em duas lagoas: LAT 1 (controle) e LAT 2 (inoculada com lodo ativado). Os resultados revelaram que a eficiência de remoção de nitrogênio total de 75,82% para a LAT 1 e de 66,63% na LAT 2, e quanto ao fósforo total a LAT 1 apresentou uma eficiência de 49,15% e a LAT 2 de 41,51%. Além disso, foi observado acúmulo de nutrientes na biomassa. A retenção de nitrogênio e fósforo nas LAT1 e LAT2 foram de 89 e 63%, e 91 e 62%, respectivamente. Nessa perspectiva, este estudo com agregado microalga-bactéria apresentou resultados para remoção de nutrientes, e uma biomassa com grande potencial de produção de subprodutos de valor agregado.

Palavras-chave: Saneamento Ambiental; Microalgas; Lagoas de alta taxa; Recuperação de nutrientes.

ABSTRACT

The release of raw sewage promotes the deterioration of water bodies and, fortunately, can be mitigated through biological treatments. Systems that use microalgae-bacteria aggregate are considered promising and sustainable alternatives, as they do not require artificial aeration, have an excellent ability to absorb nutrients from wastewater, and have the possibility of recovering a product with high added value. In this context, the objective of this work was to determine the efficiency of nutrient removal and the amount of nitrogen and phosphorus accumulated in the algal-bacterial biomass formed in Lagoas de Alta Taxa. The work was carried out on a pilot scale and continuous regime with TDH for 4 days, and consisted of two ponds: LAT 1 (control) and LAT 2 (inoculated with activated sludge). The results revealed that the total nitrogen removal efficiency was 75.82% for LAT 1 and 66.63% for LAT 2, and for total phosphorus, LAT showed an efficiency of 49.15% and LAT 2 for 41.51%. In addition, accumulation of nutrients in the biomass was observed. Nitrogen and phosphorus retention in LAT1 and LAT2 were 89 and 63%, and 91 and 62%, respectively. From this perspective, this study with microalgae-bacteria aggregate showed results for nutrient removal, and a biomass with great potential for production of value-added by products.

Keyword: Environmental sanitation; Microalgae; High rate ponds; Nutrient recovery.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ciclo do nitrogênio no tratamento biológico de efluentes.....	15
Figura 2. Representação esquemática de uma LAT para tratamento de esgoto....	18
Figura 3. Mecanismo de simbiose das microalgas e bactérias.....	21
Figura 4. Fluxograma esquemática do processo experimental.	25
Figura 5. Desenho esquemático das profundidades das LATs.	26
Figura 6. Remoção das diferentes formas de nitrogênio nas a) LAT 1 e b) LAT 2.....	32
Figura 7. Concentração de fósforo total do afluente e efluente das LATs.....	34
Figura 8. Concentração de nutrientes na biomassa do AMABs.....	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Metodologia e pontos de amostra dos parâmetros analíticos	27
Tabela 2. Síntese dos resultados obtidos acerca da caracterização do afluente de estudo.	30
Tabela 3. Desempenho das LATs durante o regime contínuo de operação.	31
Tabela 4. Desempenho das LATs durante o regime contínuo de operação.	34
Tabela 5. Acompanhamento do comportamento do agregado microalga-bactéria. Ampliação 10x e 40x.	36
Tabela 6. Concentração em mg/L de nutrientes na biomassa do AMABs.....	38

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	10
1.1.	Justificativa e motivação	12
2.	OBJETIVOS.....	13
2.1.	Objetivo geral	13
2.2.	Objetivos específicos.....	13
3.	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	14
3.1.	Processos de remoção de matéria orgânica e nutrientes	14
3.2.	Sistemas Aeróbios para Tratamento de Esgoto Sanitário	17
3.3.	Lagoas de Alta Taxa (LATs).....	18
3.4.	Agregados Microalga-Bactéria (AMABs)	20
3.5.	Recuperação de nutrientes.....	23
4.	MATERIAIS E MÉTODOS	25
4.1.	Local do desenvolvimento do estudo	25
4.2.	Aparato experimental	26
4.3.	Análises físico-químicas	27
4.4.	Metodologia de identificação de agregado.....	28
4.5.	Metodologia da recuperação de nutrientes	28
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	30
5.1.	Caracterização do afluente	30
5.2.	Remoção de nutrientes	31
5.2.1.	Remoção de nitrogênio.....	32
5.2.2.	Remoção de fósforo.....	34
5.3.	Avaliação da formação e concentração de nutrientes da biomassa.....	36
5.4.	Assimilação de nutrientes pela biomassa	37
6.	CONCLUSÕES.....	40

7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	41
----	---------------------------------	----

1. INTRODUÇÃO

A poluição hídrica causada pelo lançamento de efluentes com alta concentração de nutrientes e matéria orgânica tornou-se uma grave ameaça à sustentabilidade ecológica (VON SPERLING *et al.*, 2009; PARRA-SALDIVAR *et al.*, 2020). Visando diminuir os impactos gerados, a aplicação de sistemas de tratamento é amplamente necessária no cenário mundial (BRANCO, 1978; GOLI *et al.*, 2019).

Há algumas décadas, as microalgas vêm sendo apontada como fonte promissora de tratamento de efluente, com possibilidade de extração de subprodutos de alto valor agregado, como biofertilizantes, biocombustíveis, dentre outros. Esse fato é devido a capacidade de assimilação de nutrientes por esses microrganismos fotossintetizantes, permitindo a utilização destes como matéria prima em outros processos produtivos, como forma de economia circular (CHISTI, 2007; GHARABAGHI *et al.*, 2015).

As microalgas são empregadas na produção de biocombustíveis de terceira geração, ou seja, são produzidas a partir de matérias-primas que não concorrer com a alimentação da população, e que potencialmente oferecem maiores oportunidade a longo prazo (MATA; MARTINS; CAETANO, 2010). Vale ressaltar que é de suma importância a aplicação desses microrganismos como fonte alternativa de energia, uma vez que a utilização de combustíveis fósseis à base de petróleo, se mostra insustentável devido ao futuro esgotamento da fonte e por causa da emissão de gases do efeito estufa no meio ambiente (MANDOTRA *et al.*, 2014; MIAO; WU, 2006).

Ademais, essa assimilação de nutrientes atua como fonte promissora de biofertilizantes, sendo uma alternativa sustentável aos fertilizantes convencionais. É sabido que a utilização indiscriminada dos fertilizantes químicos contribui para a deterioração, empobrecimento das propriedades do solo, e contaminação ambiental além disso, promove a perda do equilíbrio do ecossistema (CAMELO-RUSINQUE *et al.*, 2017; EMBRAPA, 2010).

Vê-se a necessidade de implantação de sistemas que desenvolvam alta concentração de biomassa algal. Seguindo esse cenário, pode-se citar as lagoas de alta taxa (LATs). A LAT é um fotobiorreator aberto considerado uma das principais tecnologias para produzir microalgas comercialmente (ARBIB *et al.*, 2017). Esses sistemas surgem com uma configuração de sistema que não demanda aeração artificial, uma vez que as microalgas produzem o oxigênio necessário ao processo de tratamento, através da fotossíntese (PICOT *et al.*, 1991; QUIJANO *et al.*, 2017).

Dentre as principais vantagens dessas lagoas estão o baixo custo de manutenção, design compacto, facilidade de operação, e redução dos custos energéticos (CRAGGS, 2003; UGGETTI *et al.*, 2018; KOHLHEB *et al.*, 2020). Uma das características das LATs é apresentar uma biomassa suspensa, sendo assim, a performance deste sistema, tanto para o tratamento de esgoto quanto para produção de biomassa é inferior, quando comparado as outras configurações de fotobiorreatores, pois a etapa de colheita da biomassa ainda é um desafio (ZHANG *et al.*, 2020)

Muitos são os sistemas que aplicam onerosas técnicas de colheita – como filtração, coagulação, centrifugação – uma vez que as microalgas possuem baixo peso celular, atrelado a baixa capacidade de sedimentação (ABINANDAN *and* SHANTHAKUMAR, 2015; NIRMALAKHANDAN *et al.*, 2019). Em frente a isso, diversas pesquisas têm focado em desenvolver técnicas que promovam a colheita da biomassa, com baixo custo operacional (YUE WANG *et al.*, 2016; ARCILA *and* BUITRON, 2016).

Uma alternativa para atender essas demandas, é a indução da formação de fotogrânulos aeróbio, a partir da agregação entre microalgas e bactérias (AMABS) (CHRISTENSON *and* SIMS, 2011; MATA, MARTINS *and* CAETANO, 2010). Essa biomassa apresenta peso celular suficiente para melhorar a capacidade de sedimentação, além de atuar também no melhor desempenho no tratamento do efluente (ZHANG *et al.*, 2020; LEE *and* LEI, 2019; SU *et al.*, 2012, SUN *et al.*, 2018).

Maioria das pesquisas desenvolvidas para avaliação do desenvolvimento de fotogrânulos são em sistemas de reatores em batelada sequencial (HE *et al.*, 2017; HUANG *et al.*, 2015) e sistema de fluxo contínuo (AHMAD *et al.*, 2017) e as experiências de fotogrânulos em lagoas de alta taxa foram em sistemas em escala piloto (volume útil de 50L) (ARCILA *and* BUITRÓN, 2017, 2016; DOS SANTOS NETO, 2021), havendo a necessidade de avaliar esse processo em escalas maiores, como escala piloto para posteriormente aplicar em escala real.

Diante do exposto, a presente pesquisa visa monitorar os dados de nutrientes dessa nova tecnologia desenvolvida para tratamento de esgoto, fundamentado na geração de biomassa capaz de recuperar nutrientes a partir do tratamento de efluente doméstico em lagoas de alta taxa em escala piloto com volume útil de 2 - 6 m³. Além disso, será utilizada uma estratégia de partida inovadora para as lagoas de alta taxa que é a inoculação de lodos ativados como foi desenvolvido por Park e Dolan 2015 para sistemas estáticos.

1.1. Justificativa e motivação

Atualmente, em uma perspectiva sustentável, as estações de tratamento de esgoto não buscam apenas remover os poluentes das águas residuárias, mas possibilitar a recuperação dos nutrientes presentes para a obtenção de produtos de valor agregado, como os biocombustíveis e os biofertilizantes, por exemplo. Uma das tecnologias mais utilizadas para esse fim, são as lagoas de alta taxa (uma solução de baixo custo e fácil operação), por via das interações das microalgas e bactérias. Porém, a recuperação dessa biomassa para produzir produtos de valor agregado, muitas vezes é dificultosa devido à dispersão da biomassa no meio líquido. Pensando nisso, o presente trabalho visa desenvolver fotogrânulos em lagoas de alta taxa, para promover uma melhor colheita da biomassa e simbiose dos microrganismos, melhorando a taxa de recuperação de nutrientes e produzindo uma biomassa com maior potencial de geração de produtos com valor agregado.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

O presente trabalho tem como objetivo determinar o efeito da formação de fotogrânulos aeróbio em lagoas de alta taxa na recuperação de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário.

2.2. Objetivos específicos

Como objetivos específicos, pode-se listar:

- i) Determinar a influência da estratégia de inoculação de lagoas de alta taxa na recuperação de nutrientes do esgoto sanitário.
- ii) Avaliar a dinâmica de remoção de nitrogênio em lagoas de alta taxa.
- iii) Avaliar a dinâmica de remoção de fósforo em lagoas de alta taxa.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

O crescimento populacional e industrial, visto nas últimas décadas, acarretou em elevados volumes de efluentes líquidos, tornando difícil seu gerenciamento e tratamento. O lançamento de esgotos sem tratamento, preconiza o deterioramento dos corpos d'água, conhecido como eutrofização. Este processo ocasiona o enriquecimento do curso d'água por nutrientes principalmente o nitrogênio e o fósforo, que favorece o crescimento de algas macrófitas e plantas aquáticas, e com a elevada quantidade dessas macroalgas na superfície aquática, impedem a passagem de radiação solar, diminuindo assim a atividade fotossintética, e consequentemente, ocorre a diminuição do oxigênio no meio aquático, mortalidade de espécies, aumento da concentração de matéria orgânica, e assoreamento, tornando-se assim uma completa degradação hídrica (BRANCO, 1978).

Entretanto, essa problemática pode ser mitigada através de tratamentos secundário de esgoto, onde acrescenta uma etapa de tratamento biológico, com o objetivo principal a degradação de poluentes orgânicos. O processo baseia-se fundamentalmente no contato efetivo entre os microrganismos (bactérias, fungos, protozoários, etc.) e o material orgânico contido no efluente, de modo que possa ser utilizado como fonte de alimento pelos microrganismos. Convertendo assim, toda a matéria orgânica em gás carbônico, água e material celular (VON SPERLING, 1996).

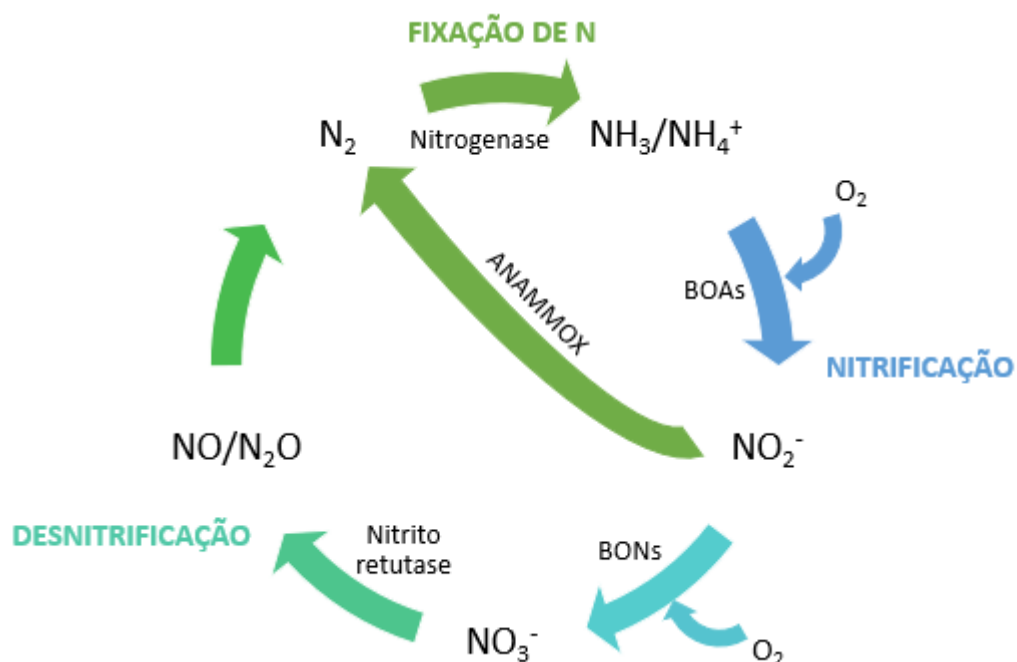
Os sistemas convencionais de tratamento biológico de esgoto sanitário visam, principalmente, a remoção de matéria orgânica. A presença desses nutrientes pode constituir sérios riscos aos cursos d'água, uma vez que, não é de fácil solução e precisa atender às exigências para lançamento de corpos d'água do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA Nº 430/211. Apesar dessa legislação não estabelecer parâmetros para nutrientes, como nitrogênio e fósforo, Normas Estaduais, como a Resolução Consema 128/2006 do estado do Rio Grande do Sul (RS), estabelece limite para parâmetro para tratamento, outros estados como o Rio de Janeiro e Santa Catarina, também monitoram estes parâmetros. Com isso, alternativas estão sendo desenvolvidas, para que os sistemas de tratamentos de esgoto removam, concomitantemente matéria orgânica e nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, complementando o sistema usual de tratamento (HAANDEL, *et al.*, 2009; BECKINGHAUSEN *et al.*, 2020).

3.1. Processos de remoção de matéria orgânica e nutrientes

Os tratamentos biológicos de esgoto utilizam-se de microrganismos anaeróbios e/ou aeróbios para a degradação de matéria orgânica. No entanto, para remoção complementar de nutrientes, é necessário que o tratamento tenha, pelo menos, uma etapa aeróbia. (CHAN *et al.*, 2009; MIAO *et al.*, 2018). A maioria dos sistemas aeróbios necessitam de agitação e mistura durante o processo, para que haja uma melhor performance no tratamento, uma vez que, os microrganismos aeróbios precisam de oxigênio dissolvido no meio para realizar suas ações purificadoras.

No processo de tratamento biológico do esgoto por via aeróbia, inicialmente as bactérias heterotróficas realizam a decomposição da matéria orgânica e os organismos autótrofos, desempenham as primeiras etapas da remoção de nitrogênio, a nitrificação, sendo possível ser realizada também por alguns organismos heterótrofos. As bactérias oxidadoras de amônia (BOAs), como as do gênero *Nitrossomonas*, realizam o processo de oxidação de amônia para nitrito (NO_2^-). Por sua vez, o nitrito é oxidado a nitrato (NO_3^-) pelas bactérias oxidadoras de nitrito (BONs), como as do gênero *Nitrobacter*, esses processos são realizados na presença de oxigênio, como mostra a Figura 1 (SHENG *et al.*, 2018; PROSEB, 2009). Ainda na via aeróbia, existe o processo de oxidação do NH_4^{+} conhecido como anammox, no qual o nitrito é utilizado como aceptor de elétrons, em condições de baixa relação C/N e anóxicas (SUN *et al.*, 2019). Ambientes anóxicos é uma condição de ausência de oxigênio livre, ou seja, quando não é possível detectar através de análises instrumentais o oxigênio dissolvido na água, porém, o meio apresenta presença de nitrato e nitritos (VAN KESSEL *et al.*, 2015).

Figura 1. Ciclo do nitrogênio no tratamento biológico de efluentes.



Fonte: Adaptado de Sátiro (2021).

Por fim, ocorre a desnitrificação pra fechar o ciclo de nitrogênio, realizados por bactérias anaeróbias facultativas, como as *Pseudomonas* e *Paracoccus*, isto é, em ambiente aeróbio utilizam o oxigênio comoceptor final de elétrons e em ambiente anóxico usam o nitrato como umceptor de elétrons no lugar do oxigênio durante a respiração, convertendo assim, todo o nitrato gerado em nitrogênio molecular, que se desprende como gás da fase líquida, auxiliando na remoção do carbono (LANG *et al.*, 2019). Com isso, todas as interações sinérgicas entre fotossíntese, nitrificação, desnitrificação aeróbia e desnitrificação autotrófica contribuem para remoção do nitrogênio total (WANG *et al.*, 2019).

No sistema com lodos granulares, todos os processos de remoção de nitrogênio ocorrem dentro da estrutura granular, devido à formação de microzonas aeróbias, anaeróbias e anóxicas (GAO *et al.*, 2011). Porém, devido às condições operacionais aplicadas, a nitrificação pode não ocorrer completamente, denominada nitrificação parcial, em que ocorre somente a etapa de oxidação da amônia a nitrito. Quando favorecido este processo, é possível reduzir em até 40% o consumo de oxigênio dissolvido no meio (ELDYASTI and SOLIMAN, 2016).

Por outro lado, o fósforo no esgoto doméstico se apresenta predominantemente na forma de fosfato e fósforo orgânico, e a remoção desse fósforo no sistema aeróbio de tratamento de esgoto, se dá a partir da assimilação e acumulação do fósforo solúvel pelas bactérias heterotróficas presente no meio (HENRIQUE *et al.*, 2010; WU *et al.*, 2021). Outro método de remoção de fósforo é por precipitação do fosfato, que ocorre em meio ácido, devido a um

processo de mineralização do fósforo com Alumínio ou Ferro, e em meios alcalinos, devido a mineralização do fósforo com Cálcio ou Magnésio. Entretanto, segundo Yadav (2020) o mecanismo mais aplicado para remoção de fósforo no sistema aeróbio é por meio de organismos acumuladores de fósforo (PAOs), e a remoção do fósforo é considerada satisfatória em condições de pH entre 7,0 e 8,0 e teor de oxigênio entre 1,5 e 3,0 mg/L (PEIRANO, 2017).

3.2. Sistemas Aeróbios para Tratamento de Esgoto Sanitário

Atualmente, os sistemas aeróbios comumente utilizados para tratamento de esgoto sanitário são as lagoas aeradas, os filtros biológicos e os lodos ativados. Essa decomposição biológica do material orgânico requer a presença de oxigênio como componente fundamental desse tipo de processo (MIAO *et al.*, 2018; SHOW and LEE, 2017).

O sistema de lodos ativados é um dos tratamentos mais aplicados e dentre os processos aeróbios o de maior eficiência. Onde, o termo lodo ativado denomina a massa microbiana floculenta que se forma quando o esgoto e outros efluentes biodegradáveis são submetidos a aeração. O sistema é constituído por tanques de decantação e tanque de aeração, este último, realizado por agitação mecânica ou por ar difuso. O processo apresenta uma excelente performance na remoção de nutrientes e matéria orgânica, porém requer muita área para sua instalação, quando comparada as lagoas de alta taxas, e grande disponibilidade de energia, resultando num maior custo operacional. Por isso, necessita desenvolver a otimização desse sistema visando a redução da área para a construção e do consumo energético (MARINHO, 2020).

As lagoas aeradas empregam o princípio de biomassa em suspensão, são uma das configurações das lagoas de estabilização, que demanda o emprego de aeração artificial. Devido ao elevado teor de oxigênio no meio, a decomposição da matéria orgânica do meio ocorre de maneira mais rápida, com um tempo de detenção hidráulica menor, concomitantemente, requer uma menor área quando comparado às demais lagoas facultativas. Porém, as exigências de equipamentos de aeração, eleva os custos de operação do tratamento de efluentes (GODINI *et al.*, 2020; VON SPERLINH, 1996).

Em contrapartida, como configuração de sistema que não demanda aeração artificial, surgem as lagoas de alta taxa (LATs) com a alternativa das microalgas produzirem o oxigênio necessário ao processo de tratamento (PICOT *et al.*, 1991). Essa tecnologia é uma adaptação das lagoas de estabilização convencionais, onde há uma lagoa aberta e rasa com rotores para

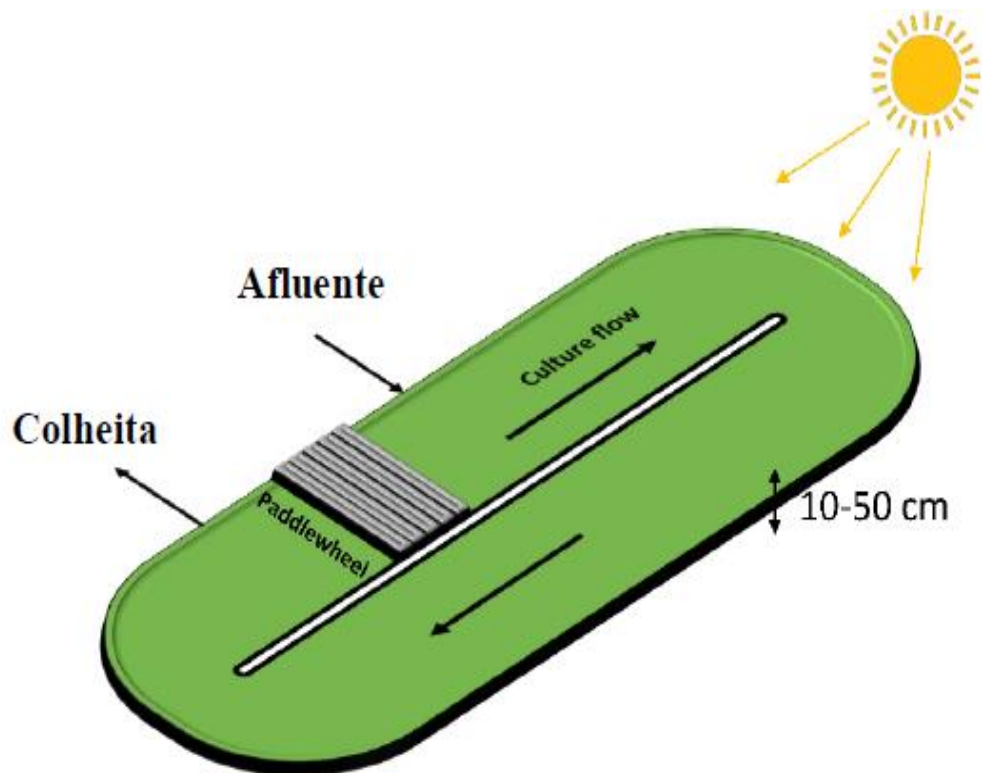
movimentação da massa líquida com a dupla função de tratamento de esgoto e crescimento de microalgas (GARCÍA *et al.*, 2006).

3.3. Lagoas de Alta Taxa (LATs)

Como uma alternativa para reduzir os custos do sistema de tratamento, surgem as lagoas de alta taxa, que são chamados de fotobiorreatores abertos, é considerado um método mais avançado e sofisticado quando comparados às lagoas de estabilização convencionais. Surge com uma configuração de sistema que não demanda aeração artificial, uma vez que, as microalgas produzem o oxigênio necessário ao processo de tratamento. As lagoas de alta taxa apresentam grandes vantagens competitivas, já que, além de fornecer o tratamento das águas residuárias, produz biomassa de forma econômica e eficiente (ARBIB *et al.*, 2017; PICOT *et al.* 1991; QUIJANO *et al.* 2017).

Para que o tratamento nas lagoas ocorra, existe uma relação mutualística e simbiótica entre esses organismos, na qual o oxigênio produzido pela fotossíntese das algas é utilizado pelas bactérias para oxidar matéria orgânica; enquanto o dióxido de carbono para algas é fornecido pelo metabolismo das bactérias na lagoa (COGGINS *et al.*, 2020). A Figura 2 apresenta uma representação básica das lagoas de alta taxa.

Figura 2. Representação esquemática de uma LAT para tratamento de esgoto



Fonte: Sátiro (2021)

As lagoas de alta taxa são caracterizadas por serem lagoas abertas, apresentarem profundidade rasa de 0,30 a 0,60 m, mistura mecânica com rotores para movimentação da massa líquida com a dupla finalidade de tratamento de esgoto e crescimento de microalgas contínua e tempos de detenção curtos de 4 a 10 dias (dependendo das condições climáticas) (GARCÍA *et al.*, 2006; PICOT *et al.*, 1991). A profundidade e a disponibilidade de luz são as principais limitações das LATs, visto que, a produção da biomassa está relacionada diretamente com a quantidade de luz inserido no meio, zonas escuras devido à má mistura, resultam em menores produtividades de biomassa e composição lipídica, devido à atenuação da eficiência da fotossíntese, podendo levar a condição de anaerobiose no sistema (ARBIB *et al.*, 2017; MUÑOZ and GUIEYSSE, 2006).

Outros fatores podem interferir no desempenho das LATs, como a temperatura, Muñoz e Guieysse (2006) mencionam que temperatura excessiva pode ocorrer em altas intensidades de luz e altas concentrações de biomassa. Foi observado também que o aumento da temperatura é diretamente proporcional à taxa de crescimento dos microrganismos autotróficos (MATA, MARTINS, and CAETANO 2010). Outro parâmetro fundamental no controle das atividades microalgais é o pH, já que pode afetar na taxa de crescimento de microalgas e na composição

das espécies. A assimilação fotossintética (captação de CO₂ pelas algas) pode aumentar o pH a 10-11 (JIA *and* YUAN, 2016).

As LATs apresentam biomassa suspensa, sendo assim, a performance desse sistema, tanto para o tratamento de esgoto quanto para produção de biomassa é inferior, quando comparado as outras configurações de fotobiorreatores (ZHANG *et al.*, 2020). A colheita da biomassa nesses sistemas ainda é um desafio devido à baixa sedimentabilidade, tamanho pequeno e baixa densidade da biomassa algal, e o valor econômico da colheita da microalga corresponde a 20-30% do valor total da produção (ABINANDAN *and* SHANTHAKUMAR, 2015; NIRMALAKHANDAN *et al.*, 2019).

Uma alternativa para solucionar este problema é a utilização dos fotogrânulos, que constituem uma forma agregada do consórcio de microalgas e bactérias, e, podem ser aplicados ao tratamento de esgoto (LEE *and* LEI, 2019), melhorando seu desempenho na remoção de nutrientes e matéria orgânica, além de outros poluentes, produção e colheita da biomassa (ZHANG *et al.*, 2020).

A maioria das LATs não são inoculadas com microalgas, já que estão presente no meio. Porém, mais recentemente, foi reportado que o inóculo de flocos biológicos em LATs, melhorou a sedimentabilidade da biomassa e o desempenho do tratamento de esgoto (ARCILA *and* BUITRÓN, 2017). Esses autores cultivaram com sucesso fotogrânulos aeróbios em lagoas de alta taxa inoculadas com lodos ativados e reportaram que o processo de formação granular depende das espécies de microalgas aderidas no biofilme bacteriano. Entretanto, as microalgas tendem a ser sensíveis a fatores abióticos e qualquer modificação operacional pode causar estresse celular, afetando na modificação da diversidade das espécies, no desempenho do tratamento, na capacidade de sedimentação, teor lipídico, dentre outros.

A utilização dessas lagoas permite a recuperação de recursos, ou seja, a produção de produtos com valor agregado, através da biomassa as que concede a reutilização e o direcionamento para outras atividades. Isso contribui para a bioeconomia circular no tratamento de águas residuais (SUTHERLAND *et al.*, 2020).

3.4. Agregados Microalga-Bactéria (AMABs)

As microalgas presentes no sistema de tratamento de efluentes, são microrganismos com alta capacidade de remover altas taxas de nutrientes dissolvidos e matéria orgânica dos efluentes

domésticos, além de produzir oxigênio fotossintético, diminuindo assim o custo energético do sistema (ARBIB *et al.*, 2017).

As microalgas são seres abundantes em vários ambientes e apresentam vantagens de produzirem um alto teor de conteúdo lipídico intracelular, possibilitando a geração de produtos de valor agregado, como por exemplo, fonte de etanol de terceira geração, e de metano (DU *et al.*, 2019). A produção de biocombustível a partir de microalgas tem como principais vantagens: (i) não competir por áreas agricultáveis, (ii) não necessitar de agrotóxicos e consumo excessivo de água, (iii) apresentar altas taxas de crescimento da biomassa com elevado teor lipídico intracelular e (iv) apresentam maior produtividade por área quando comparada às plantas oleaginosas mais produzidas (CHISTI, 2007; BAHADAR *et al* 2013; CRUZ, *et al* 2013).

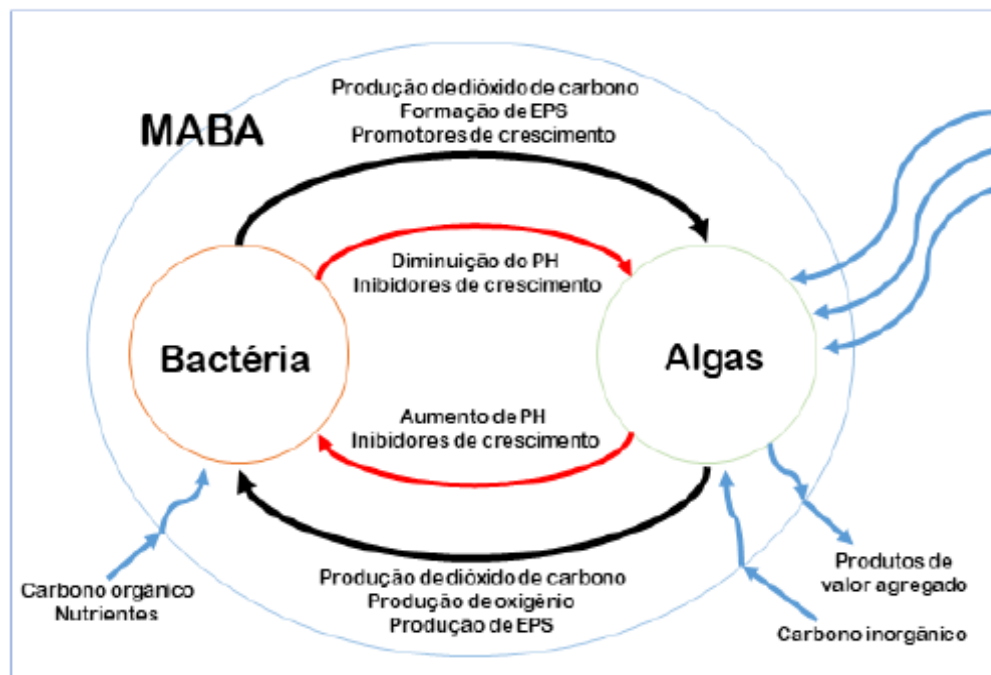
Porém, como as microalgas possuem um baixo peso molecular devido ao pequeno tamanho da sua estrutura, e com isso, dificulta a separação da mesma do efluente sendo necessário o emprego de métodos de colheita como adsorção, centrifugação, filtração por membranas entre outros, que acarretam em um aumento da nos custos do tratamento, se tornando um fator limitante (TAO *et al.*, 2017).

Por este motivo, os sistemas utilizam a biofloculação das microalgas e bactérias, a partir da aderência das algas aos lodos granulares ou floculentos, formando agregados mais densos de forma natural, que influencia diretamente no crescimento de biomassa, e viabiliza uma maior sedimentação, melhorando a colheita (LI *et al.*, 2011; CHANDRA *et al.*, 2019; UMMALYMA *et al.*, 2017; ABINANDAN and SHANTHAKUMAR, 2015; HENDE *et al.*, 2014).

As lagoas de altas taxas podem ser mais eficientes, dependendo da relação estabelecida entre microalgas e bactérias no sistema, para desenvolvimento destes agregados. A grande vantagem do sistema de agregados microalgas e bactérias (AMABs) é a transferência de gases. De forma simbiótica, as microalgas produzem oxigênio fotossintético que é utilizado pelas bactérias aeróbias para oxidação da matéria orgânica, não necessitando da inserção de oxigênio artificial para o sistema. Seguindo o processo natural, no processo respiratório das bactérias, o CO₂ é liberado e, por sua vez, é assimilado na forma de HCO₃⁻ pelas microalgas (KAMPSCHREUR *et al.*, 2009) como retratado na Figura 3.

Figura 3. Mecanismo de simbiose das microalgas e bactérias.

Bioreator



Fonte: Sátiro (2021)

A interação alga-bactéria sustenta uma condição de mitigação de gases de efeito estufa e a eliminação dos custos de aeração, além da produção da biomassa algal que pode ser utilizada na produção de bioenergia e produtos de alto valor agregado (KWON *et al.*, 2014).

Assim, o consórcio de microalgas e bactérias age de forma simbiótica se tornando uma biotecnologia muito promissora, sendo aplicados no tratamento de esgoto. As bactérias presentes nos lodos ativados apresentam uma estrutura microbiana densa e forte que facilitam a sedimentação, alta retenção de biomassa e capacidade de resistir a choques e cargas tóxicas (AHMAD *et al.*, 2017; LI *et al.*, 2011).

Uma desvantagem do cultivo de microalgas em efluentes é a baixa proporção de carbono para nitrogênio das águas residuais. Essa escassez de carbono interfere no crescimento desses microrganismos, e concomitantemente, na eficiência da remoção de nutrientes. No entanto, a formação das AMABs também pode funcionar como fonte externa de carbono na forma de CO₂, para as microalgas, aumentando assim a produtividade da remoção dos nutrientes e evitando a inibição do pH (ARBIB *et al.*, 2017).

Portanto, a aplicação do consórcio de microalgas e bactérias em tratamento de águas residuais mostra-se como um sistema singular que supre a lacuna dos sistemas onerosos de tratamento, reduzindo o consumo energético, área aplicada, assim como, promove a colheita da biomassa mais eficiente (CHRISTENSON *and* SIMS, 2011; MATA *et al.*, 2010).

3.5. Recuperação de nutrientes

Os sistemas de tratamento de esgoto, além de remover os poluentes das águas residuárias, com a finalidade de proteger os corpos aquáticos dos efeitos deletérios advindos do descarte das águas residuárias sem tratamento, podem também recuperar os nutrientes, favorecendo a obtenção de produtos de valor agregado (BECKINGHAUSEN *et al.*, 2020).

O lançamento de esgoto bruto, ou seja, sem tratamento, caracteriza um tipo muito frequente de poluição hídrica, a eutrofização. Este processo é ocasionado pelo enriquecimento das águas com nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo. Dentre suas consequências, pode-se destacar a floração de algas, propagação de plantas aquáticas, perda de espécies, e depleção do oxigênio dissolvido no meio, resultando numa completa degradação hídrica (BRANCO, 1978).

Para evitar a deterioração dos corpos d'água a Resolução CONAMA 430/11 estabelece padrões de lançamento dos efluentes oriundo do tratamento de esgoto sanitário, que deverá obedecer às seguintes exigências e padrões específicos:

- i) pH entre 5-9;
- ii) temperatura inferior a 40°C;
- iii) no máximo 1 mL/L de materiais sedimentáveis;
- iv) DBO 5 dias, 20°C de no máximo 120 mg/L;
- v) no máximo 100 mg/L de óleos e graxas;
- vi) ausência de material flutuantes.

Porém, para lançamento de carga orgânica e nutrientes a Resolução CONAMA 430/11 que preconiza os padrões de lançamento para efluentes tratados em corpos receptores da classe II, a Resolução eliminou o nitrogênio amoniacal e fósforo dos parâmetros de atendimento para esgotos sanitários tratados, deixando a cargo do órgão ambiental competente, que pode assim, definir os padrões específicos para o lançamento de fósforo e nitrogênio de acordo com cada corpo receptor.

O consórcio de microalga e bactéria, permite que o nitrogênio orgânico ou inorgânico seja incorporado na biomassa, através do processo de assimilação realizado pelas microalgas durante o crescimento microalgal (RAHIMI *et al.*, 2020). Esse processo reduz a emissão de gases de efeito estufa, como acontece comumente em reatores com predominância de bactérias.

Contudo, estudos comprovam que a forma preferencial de absorção de nitrogênio pelas microalgas, é a assimilação do amoniacal (NH_4^+), já que, não requer a reação redox, ele

consome menos energia que a assimilação de nitrito e nitrato (ARCILA *and* BUTRIÓN, 2016; JIA *and* YUAN, 2016). Portanto, o amônio é uma das formas mais preferida de nitrogênio inorgânico para assimilação das algas, que consiste na conversão do nitrogênio amoniacal para o nitrogênio orgânico. A remoção de nitrogênio no sistema de LATs, ainda pode ser realizada por 3 outras vias, pela nitrificação e desnitrificação realizado pelas bactérias aeróbias, pela via físico-química quando o pH é maior que 9,0, onde ocorre a volatilização da amônia, e ainda pela sedimentação do nitrogênio orgânico particulado (ARCILA *and* BUTRIÓN, 2016; CAMARGO VALERO *and* MARA, 2007; LIU *et al.*, 2017; SENZIA *et al.*, 2002). Assim, nem todo nitrogênio removido, necessariamente, é retido intracelularmente.

Além da recuperação de nitrogênio, existe também a possibilidade de recuperação do fósforo (MUJTABA *and* LEE, 2017; SU *et al.*, 2012; SUN *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2016; ZHU *et al.*, 2019). O fósforo é um macronutriente essencial para o crescimento, que é absorvido pelas algas como ortofosfato inorgânico (PO_4^{3-}) (GONÇALVES *et al.*, 2017). Os mecanismos de remoção de fósforo estão em torno da capacidade das bactérias heterotróficas presentes na biomassa assimilarem e acumularem o fósforo solúvel do meio. O mecanismo de remoção de fósforo, acontece via assimilação e via precipitação química dos fosfatos (PARK *and* CRAGGS, 2010).

Adicionalmente, o mecanismo de remoção de fósforo na forma de precipitação química, que de acordo com Lei *et al.* (2018), com pH acima de 9,5 no meio, o fósforo tende a precipitar na forma de hidroxiapatita ou estruvita, e ainda, esse processo pode deixar no sistema pequenos cristais (HENRIQUE *et al.*, 2010; WU *et al.*, 2021).

Em lagoas de alta taxa com agregado microalga-bactéria, se faz necessária a realização das conversões desses nutrientes solúveis dentro da biomassa particulada. Essa biomassa compreende algas, bactérias, zooplâncton e detritos, que assimilam nutrientes, e degradam e oxidam a matéria orgânica (TAYLOR *et al.*, 2021). As microalgas assimilam os compostos inorgânicos como amônia e fósforo, conseqüentemente removendo esses compostos indesejáveis na fase líquida do efluente final (PEARSON, 1987).

Nesse contexto, o processo de tratamento de esgotos doméstico além de cumprir seu dever primário, tem como consequência dessa biotecnologia, gera grandes volumes de biomassa com agregado microalga-bactéria que possibilita a geração de produtos com valor agregado (DU *et al.*, 2019; ROLLEMBERG *et al.*, 2019; LEI WANG *et al.*, 2019). Tais como alternativa para fonte de energia, produção de ração animal, produção de fertilizantes e geração de biocombustíveis (CHISTI, 2007; GHARABAGHI *et al.* 2015; ASSIS *et al.* 2020).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

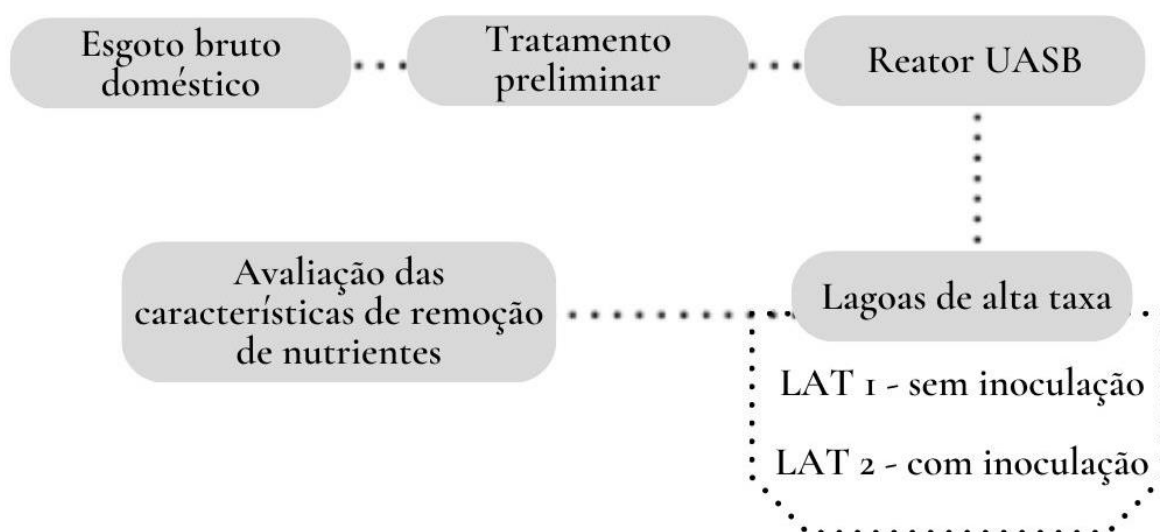
4.1. Local do desenvolvimento do estudo

O experimento foi realizado em uma área experimental do Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) da UFPE onde já vem sendo desenvolvidas pesquisas com lagoas de alta taxa. A área está localizada na Estação de Tratamento de Esgoto Mangureira (ETE Mangureira), em Recife-PE, que trata esgoto doméstico dos bairros da Mangureira, San Martin e Mustardinha, da cidade do Recife - PE. Essa ETE é composta pelo tratamento preliminar seguido do tratamento secundário com reatores UASB e, por fim, o efluente é destinado à lagoa de polimento. Como aparato experimental, parte do efluente pós UASB foi encaminhado para as lagoas de alta taxa utilizadas neste estudo.

As etapas analíticas foram desenvolvidas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), no Centro de Tecnologia e Geociências (CTG), pertencente à Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) na cidade do Recife, PE. O laboratório dispõe de equipamentos para realização de análises físico-químicas, bacteriológicas e cromatográficas.

O desenvolvimento experimental seguiu as seguintes etapas descritas na Figura 4, das quais três primeiras – esgoto bruto doméstico, tratamento preliminar e reator UASB – fazem parte do processo de tratamento de esgoto disposto pela ETE/Mangureira.

Figura 4. Fluxograma esquemática do processo experimental.



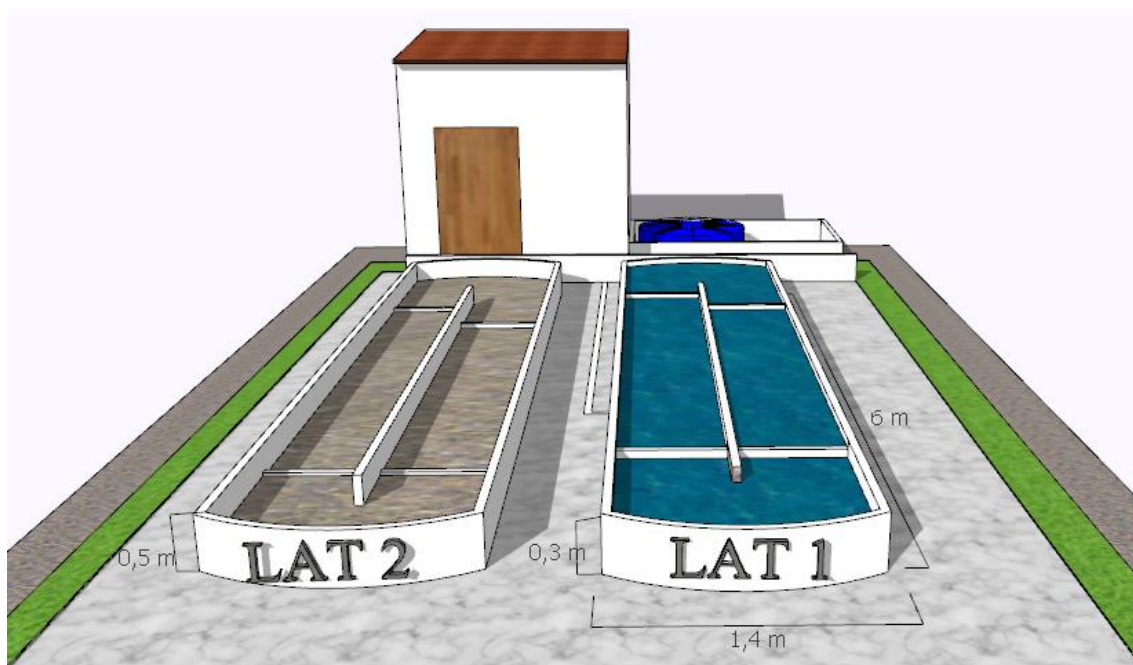
Fonte: Autor (2022)

4.2. Aparato experimental

O aparato experimental é formado por duas lagoas de alta taxa em escala piloto construída de fibra de vidro, idênticas em área superficial ($11,34 \text{ m}^2$) e altura da borda livre ($0,20 \text{ m}$), mas distintas em profundidade ($0,30$ e $0,50 \text{ m}$). As medidas correspondentes a cada uma das lagoas são as seguintes: 6 m de comprimento total; $1,4 \text{ m}$ de largura, com uma chicana central ($5,6 \text{ m} \times 0,1 \text{ m}$), como esquematizada na Figura 5.

Para este estudo, foram utilizadas duas lagoas de alta taxa (LAT), no qual foram denominadas LAT 1, cuja altura máxima de lâmina d'água foi de $0,3 \text{ m}$ e sem inóculo do lodo aeróbio, e a LAT 2 com altura máxima de lâmina d'água também de $0,3 \text{ m}$ e com inoculação de lodo aeróbio. A LAT 2 foi inoculada pois visava a formação dos fotogrânulos, enquanto a LAT 1 não obteve inóculo, pois promoveu a formação de uma biomassa suspensa e serviu como reator controle.

Figura 5. Desenho esquemático das profundidades das LATs.



Fonte: Autor (2022).

O esgoto que alimentou as LATs foi proveniente de um reator UASB, e o lodo utilizado para inoculação e formação de agregado microalga-bactéria na LAT 2 foi proveniente de sistema de Lodos Ativados, coletado do descarte de fundo do decantador secundário. O sistema tem capacidade de tratar 100 m³/h de efluente industrial e doméstico e é operado na empresa Suape Empreendimentos Ambientais (SEAL), localizada no município do Cabo de Santo Agostinho, em Pernambuco.

O experimental se desenvolveu por 86 dias em regime contínuo de operação, iniciando no dia 14/06/2021 e encerrando no dia 08/09/2021, as avaliações das características do efluente e da biomassa ocorreram semanalmente, analisando a série de nitrogênio e fósforo. As análises foram realizadas na biomassa formada nas LATs e nos efluentes finais. O nitrogênio foi determinado suas frações orgânicas e inorgânicas através dos parâmetros: NTK, N-amoniaco, nitrito e nitrato além da fração de amônia livre. E o fósforo a partir dos parâmetros: fósforo total e o ortofosfato.

4.3. Análises físico-químicas

Todos os métodos foram realizados segundo APHA (2012) e estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Metodologia e pontos de amostra dos parâmetros analíticos

Parâmetro	Tipo de amostra	Pontos	Método	Referência
NTK	Bruta e filtrada	Afluente, biomassa, efluente	Macro digestão	*SM 4500 N-org A
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	Filtrada	Afluente e efluente	Titulométrico	SM 4500 N-NH ₃ C
N-NO ₃ (mg.L ⁻¹)	Filtrada	Afluente e efluente	Titulométrico	SM 4500 N-NO ₃ D
N-NO ₂ (mg. L ⁻¹)	Filtrada	Afluente e efluente	Titulométrico	SM 4500 N-NO ₂ B
P-Total	Bruta e filtrada	Afluente, biomassa e efluente	Molibdato Vanadato	SM 4500 P B E

*Standart Methods.

Fonte: O Autor (2022).

4.4. Metodologia de identificação de agregado

Para avaliar a sedimentação da biomassa foram realizados os testes de eficiência de floculação, seguindo LEONG *et al.* (2018). Realizando agitação suave e logo após foi medida a densidade óptica no comprimento de onda de 650 nm. A seguir, a amostra foi colocada em repouso por 20 min e novamente medida sua densidade óptica no mesmo comprimento de onda, e a nova alíquota foi extraída até no máximo 2,5 cm da superfície. A eficiência (%) de floculação da biomassa está disposta na equação 1:

Equação 1. Eficiência de floculação da biomassa

$$Eficiência da floculação = \left(1 - \frac{F}{I}\right) \cdot 100$$

Onde F é o OD650 da amostra não homogeneizada e I é o OD650 da amostra homogeneizada.

Já para a observação das espécies como também das estruturas de flocos e grânulos, foram feitas por via de observações em microscópio óptico comum com uma câmera fotográfica acoplada.

4.5. Metodologia da recuperação de nutrientes

Para avaliar a recuperação de nutrientes, foram realizadas as medições anteriormente citadas, no licor misto das LATs como também nas amostras filtradas em membranas de 0,45µm, e por subtração foi determinada a concentração assimilada pela biomassa conforme Su *et al.* (2012). A equação utilizada para esse cálculo está descrita na Equação 2 abaixo, onde, primeiramente foi feito o cálculo da quantidade de nitrogênio e fósforo total, acumulado no efluente e na biomassa, durante as 12 semanas de experimento.

Equação 2. Concentração final de nutrientes na biomassa e efluente.

$$Nutriente\ Total = \frac{\sum CF + (CB - CF)}{t}$$

CF: Concentração do nutriente no efluente filtrado (mg/L);

CB: Concentração do nutriente no efluente não filtrado (mg/L);

t: tempo em semanas.

Por fim, pode realizar a percentagem de cada meio separadamente, através da equação 3.

$$\% \text{ nutrientes} = \frac{Nt - (\overline{CB - CF})}{Nt} * 100\%$$

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo serão apresentados os resultados obtidos nos experimentos com as lagoas de alta taxa.

5.1. Caracterização do afluente

Foram realizadas as análises e obtido uma média do das características do afluente no decorrer dos 86 dias de operação. Como o esgoto é proveniente da estação de tratamento convencional, seguido do reator UASB, que possui vazão diária de projeto de 31,86 L/s, com a vazão máxima horária de operação de 51,11 L/s e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8 horas. Em sequência ao tratamento anaeróbio, o efluente previamente tratado é direcionado para as lagoas de alta taxa, tendo as seguintes características médias (Tabela 2), observa-se que o parâmetro de matéria orgânica do afluente em estudo, apresenta um valor médio de aproximadamente 170 mg/L, maior do que o estabelecido pela CONAMA 430/2011 para lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos, que é de 120 mg/L. Além do N-amoniacoal, que também apresenta resultados acima de 20 mg/L, sendo assim, necessário mais uma etapa de tratamento do afluente. Destacando ainda que, para faixa de pH próximo a neutralidade, a amônia apresenta-se na forma ionizada (NH_4^+).

Tabela 2. Síntese dos resultados obtidos acerca da caracterização do afluente de estudo.

PARÂMETRO	UNIDADE	AFLUENTE MÉDIA	CONAMA 430/2011
pH	-	7,23 ± 0,13	5 e 9
Matéria Orgânica	mg/L	169,69 ± 39,50	120
Oxigênio Dissolvido	mg/L	0,71 ± 0,41	
Salinidade	(‰)	0,43 ± 0,11	
Condutividade	(μS/cm)	896,38 ± 263,53	
Temperatura	°C	28,09 ± 0,98	< 40
Nitrogênio Total	mg/L	51,87 ± 12,43	-
N-Amoniacoal	mg/L	36,56 ± 13,32	20
Fósforo Total	mg/L	3,85 ± 1,45	-

5.2. Remoção de nutrientes

Neste item será sintetizado os resultados obtidos, abordando as duas condições operacionais das lagoas de alta taxa, ao longo dos 86 dias. Os valores da remoção de nitrogênio, em todas suas formas, são abordados em síntese na Tabela 3, assim como os valores médios e desvio padrão dos valores alcançados de remoção durante o tratamento de esgoto sanitário com LATs.

Tabela 3. Desempenho das LATs durante o regime contínuo de operação.

VARIÁVEL	AF	LAT 1		LAT 2	
		Concentração (mg/L)	% Eficiência de remoção	Concentração (mg/L)	% Eficiência de remoção
NTK	51,32 ± 12,29	3,96 ± 4,50	92,58 ± 7,46	3,01 ± 1,02	93,97 ± 1,91
NH ₄ ⁺	36,56 ± 15,32	2,67 ± 4,11	92,53 ± 8,92	1,49 ± 1,02	95,07 ± 3,77
NO ₂ ⁻	0,05 ± 0,06	2,36 ± 2,11	-	0,56 ± 0,52	-
NO ₃ ⁻	0,51 ± 0,28	5,53 ± 2,47	-	12,99 ± 4,69	-
NT	51,87 ± 12,43	12,01 ± 6,73	75,82 ± 12,07	16,57 ± 5,03	66,63 ± 13,52

AF = afluyente; NT = nitrogênio total; NO₂⁻ = nitrito; NO₃⁻ = nitrato; NH₄⁺ = nitrogênio amoniacal.

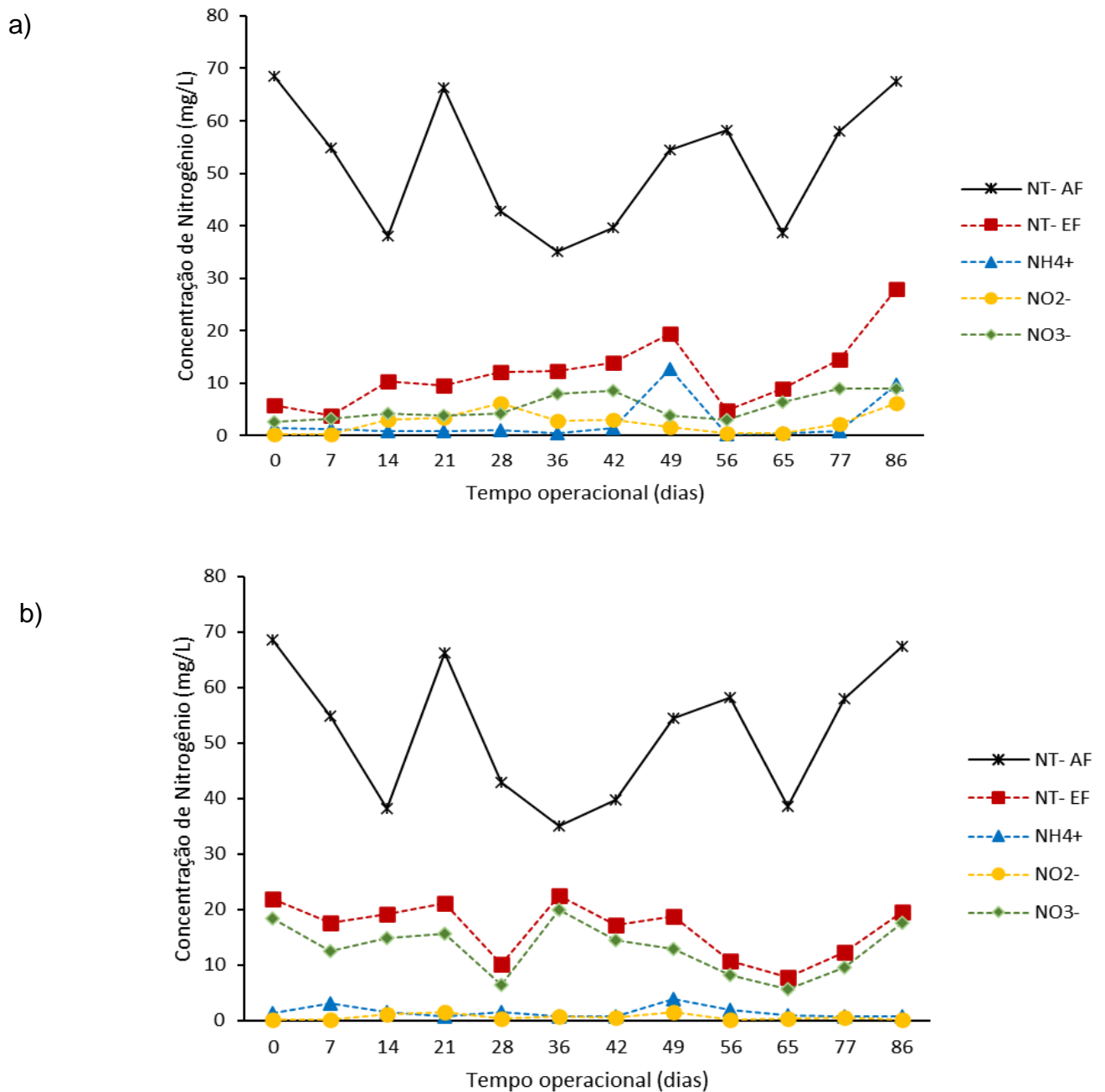
O parâmetro nitrogênio total corresponde a combinação de todas as formas do nitrogênio. A eficiência de remoção dos elementos nitrito e nitrato nas LATs não foram apresentados neste momento na Tabela 3, pois verificou-se o processo de nitrificação nos sistemas que será melhor discutido posteriormente.

Observa-se sucintamente que a eficiência de remoção das lagoas, apresentando um coeficiente de variância (CV) de 4,6%, sendo assim um CV < 15%, identificando uma baixa variância. Na LAT 1 houve menor concentração de nitrogênio total, porém ocorreu a predominância da forma amoniacal, quando comparado com a LAT 2, além de apresentar uma maior concentração de nitrito no meio. Enquanto, na LAT 2 ocorreu uma maior predominância de nitrato, que resultou em uma maior concentração de nitrogênio total, assim como também apresentou uma melhor eficiência na remoção de amônia. Já para a remoção de fósforo, a LAT 1 apresentou uma remoção de aproximadamente 49% e a LAT 2 obteve resultado de cerca de 42%, portanto, ambos os sistemas se desenvolveram da mesma forma.

5.2.1. Remoção de nitrogênio

A seguir nas Figuras 6.a) e 6.b) são abordados os desempenhos das LATs para remoção de nitrogênio, durante o período operacional.

Figura 6. Remoção das diferentes formas de nitrogênio nas a) LAT 1 e b) LAT 2.



De acordo com os resultados expostos, pode-se verificar que a eficiência de remoção de nitrogênio das LATs 1 e 2 são similares. A LAT 1 apresentou um percentual de remoção de

75,82 ± 12,07, e a LAT 2 66,63 ± 13,52 para nitrogênio. Portanto, é notório que a LAT 1 apontou um melhor desempenho quanto aos processos analisados.

Na LAT 2 é perceptível a predominância do nitrogênio na forma de nitrato (Fig. 5 b), resultante da nitrificação por bactérias autotróficas presentes no agregado, que corresponde no consumo de nitrogênio amoniacal e formação de suas formas oxidadas (nitrito e nitrato), levando assim, a um meio com menor concentração de N-amoniacal, e consequentemente, apresentou uma maior remoção de N-amoniacal. Contudo, esse fato pode ser explicado pela ação das bactérias fixadoras de N₂, convertendo assim esse composto em NO₃, ou também, pela falta de uma zona anaeróbia pode ter ocorrido a concentração de NO₃, não havendo a desnitrificação do processo. Devido ao sistema microalga + bactérias auxiliarem na remoção de nutrientes de forma geral, isto aumenta a possibilidade de rotas metabólicas.

Porém, quanto ao processo de remoção de LEONG *et al.* (2018) verificaram que o processo de nitrificação realizado por lodo ativado no sistema simbiótico favoreceu a assimilação de formas oxidadas de nitrogênio (NO₂⁻, NO₃⁻) pela *Chlorella vulgaris*, enquanto Wang *et al.* (2016) observaram o crescimento de bactérias fixadoras de nitrogênio (rizobactérias). Que explica a predominância da atividade de assimilação da LAT 2, visível pela maior concentração de nitrogênio total no efluente.

Por sua vez, a LAT 1 apresentou uma menor concentração de nitrato, e por conseguinte, uma menor concentração de nitrogênio total quando comparado com a LAT 2. Isso pode estar relacionado com a ausência das bactérias, devido a LAT 1 não ter sido inoculada com lodo aeróbio, não foi observado processo de nitrificação do nitrogênio realizado pelas bactérias aeróbicas como ocorreu na LAT 2, ademais, de acordo com Wang *et al.* (2016). as microalgas consomem nitrogênio na forma de NH₄⁺ e NO₃⁻ durante o seu metabolismo.

Paralelamente, observou uma boa eficiência de remoção de amoniacal nesta lagoa em questão, no qual, este processo pode estar associado principalmente a volatilização da amônia pela elevação de pH do meio. Pois, com a apenas a presença de microalgas, as atividades fotossintéticas podem elevar o pH do meio acima de 9,00, influenciando na forma do nitrogênio amoniacal, como visto nos capítulos anteriores. E como García *et al.* (2006) e Robles *et al.* (2020) destacaram em seus estudos, a volatilização da amônia é o principal mecanismo de remoção do nitrogênio amoniacal em LATs, principalmente na fase clara com valores de pH elevados. Em sistemas com presença de AMABs, como a LAT 2, acredita-se que a perda de nitrogênio no sistema por meio da volatilização é mínima, tendo em vista, que neste supracitado sistema houve um controle natural nos valores de pH, inferiores a 9,0.

Além disso, LI *et al.* (2011) demonstraram que o nitrogênio amoniacal pode ser assimilado diretamente pelas microalgas para o seu crescimento, sendo assim, a maior eficiência de remoção de N-amoniacal do meio, como citado também por ARCILA & BUITRÓN, (2016) anteriormente.

5.2.2. Remoção de fósforo

Os valores da remoção de fósforo total, são abordados em síntese na Tabela 4, assim como os valores médios e desvio padrão dos valores alcançados de remoção durante o tratamento de esgoto sanitário com LATs.

Tabela 4. Desempenho das LATs durante o regime contínuo de operação.

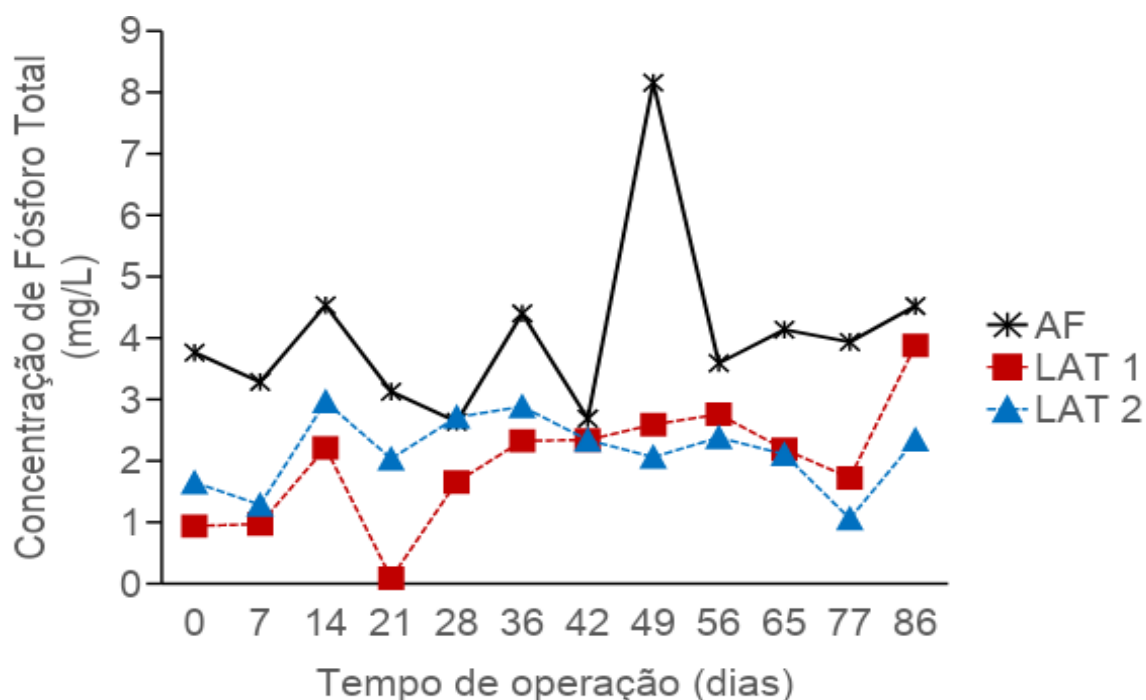
VARIÁVEL	AF	LAT 1		LAT 2	
		Concentração (mg/L)	% Eficiência de remoção	Concentração (mg/L)	% Eficiência de remoção
PT	3,85 ± 1,45	2,20 ± 0,99	49,15 ± 25,57	2,22 ± 0,59	41,51 ± 22,91
N/P	13,47	5,46	-	7,46	-

AF = afluente; PT = fósforo total.

Observou um desempenho similar entre os dois sistemas em estudo, quando comparados a eficiência de remoção do fósforo das duas lagoas em questão, onde apresentou um percentual de 49,15 ± 25,57% na LAT 1, e 41,51 ± 22,91% para a LAT 2.

Na Figuras 7 está abordados os desempenhos das LATs para remoção de fósforo, durante o período operacional.

Figura 7. Concentração de fósforo total do afluente e efluente das LATs



Em relação a remoção do fósforo, as LATs apresentaram uma média de remoção muito próximas, como visto na Figura 6, este fato pode estar concatenado com a grande incidência de radiação solar por possuírem a mesma altura de lâmina d'água de 0,30m, propiciando assim, uma maior assimilação de fósforo por microalgas.

Porém, a LAT 1 se sobressai em relação a remoção de fósforo. Esse fenômeno pode estar relacionado à elevada atividade fotossintética que eleva o pH do meio. Nessas condições, o efluente apresenta um estado alcalino, em que ocorre a precipitação química de fosfatos. Normalmente, esse processo acontece com pH acima de 9,5, que é o caso da lagoa de alta taxa – LAT1. De acordo com LEI *et al.* (2018), com pH acima de 9,5 no meio, o fósforo tende a precipitar na forma de hidroxiapatita ou estruvita, e ainda, esse processo pode deixar no sistema pequenos cristais.

Entretanto, LI *et al.* (2011) constata que a eficiência de remoção do fósforo pode ser influenciada pela quantidade de oxigênio dissolvido (OD) no meio, que é afetado pela interação alga-bactéria. No qual, uma relação desequilibrada pode gerar um meio com baixas concentrações de OD resultando na limitação da assimilação de fosfato na biomassa e na respiração das bactérias. Portanto, a remoção de fósforo na LAT 2 foi atribuída à interação entre algas e bactérias do lodo influenciado pela concentração de OD e pH, e pode haver uma proporção ótima de algas e lodo ativado existente no sistema simbiótico.

É importante salientar que, as duas LATs operadas nos sistemas, mostraram-se com desempenho similar ao reportado por ARBIB *et al* (2013), que trabalhando com LATs com profundidade de 0,30 m, alcançaram remoção de fósforo na faixa de 41,4 a 53,2 %, valores de remoção total.

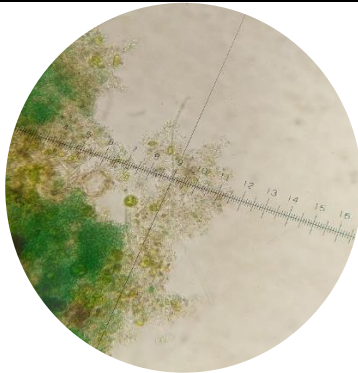
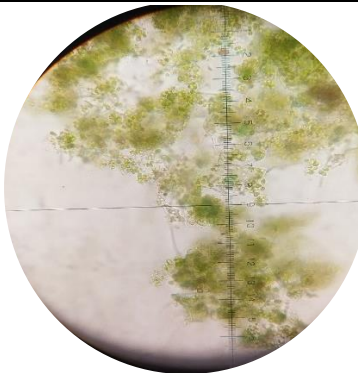
A relação N/P média da LAT 1 e LAT 2 encontradas durante todo o regime contínuo foi de 5,46, 7,46. WANG *et al.* (2015) e ARCILA & BUITÓN, (2016) avaliaram que a proporção ideal para obtenção de boas remoções de fósforo nos sistemas com agregado microalga-bactéria encontra-se entre 6 e 10.

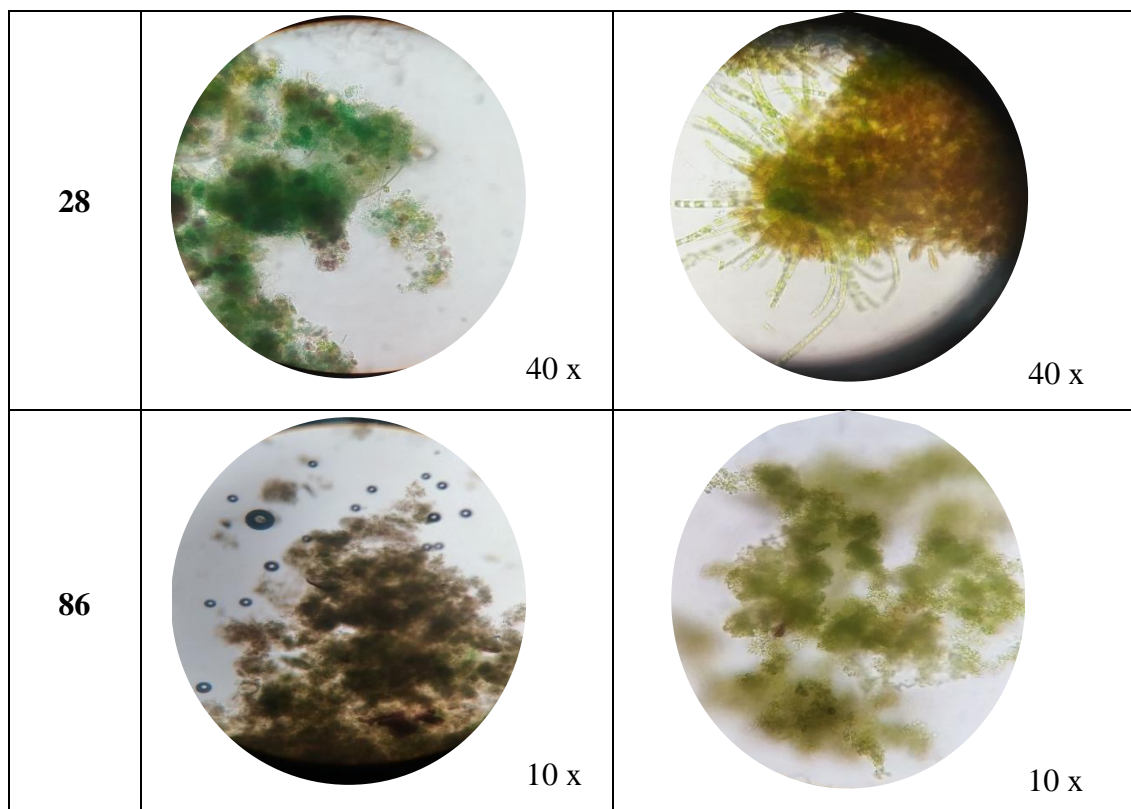
5.3. Avaliação da formação e concentração de nutrientes da biomassa

Em tempos, a maior dificuldade na atualidade, já comentada previamente, é o aumento da sedimentabilidade da biomassa gerada a parte do tratamento do efluente, com o intuito de reduzir os custos e otimizar o processo destinados a colheita da biomassa, e ter como adicional a geração de recursos através dessa biomassa.

Como contribuição dos capítulos anteriores em torno da formação e crescimento do agregado microalga-bactéria, neste tópico serão apresentadas imagens do microscópicas com ampliação de 10x e 40x, do desenvolvimento e para observação do comportamento da interação algal e bactérias no regime contínuo (Tabela 6).

Tabela 5. Acompanhamento do comportamento do agregado microalga-bactéria. Ampliação 10x e 40x.

DIA	LAT 1	LAT 2
14	 40 x	 40 x



Através dessas imagens é notório o desenvolvimento do agregado na LAT 2, nos primeiros 14 dias de operação, porém só a partir do 28º dia procedimento essas partículas se tornaram maiores, mais estável e mais densas, esse tempo foi considerado o necessário para crescimento do agregado microalga-bactéria, a partir disso, considerou-se a fase de estabilização e linearidade da biomassa. Comprovando que ocorreu de fato essa união entre as microalgas e bactérias do meio, que tem o intuito de facilitar a sedimentação.

A LAT 1, apresenta uma abundância de microalgas que podem ser vistas nas imagens acima, que são consideradas células muito pequenas com baixo peso molecular. Porém, é valido salientar que a biomassa produzida em lagoas de alta taxa pode ser uma mistura de microalgas, bactérias, zooplâncton e detritos.

5.4. Assimilação de nutrientes pela biomassa

Neste capítulo são abordadas as concentrações de nitrogênio e fósforo acumuladas pela biomassa em ambas as LATs, no qual podemos visualizar os resultados na Tabela 7. Onde, a LAT 1 apresentou uma concentração de nitrogênio retida na biomassa $25,56 \pm 14,85$ mg/L, equivalendo a 89% do NTK total, quanto a concentração de fósforo a mesma biomassa obteve

um valor de $3,02 \pm 1,47$ mg/L, representando 63% da concentração total. Por sua vez, a segunda lagoa apresentou uma concentração de $24,38 \pm 16,96$ e $3,21 \pm 2,17$ mg/L, representando 91% do nitrogênio total e 62% do fósforo total, nessa ordem.

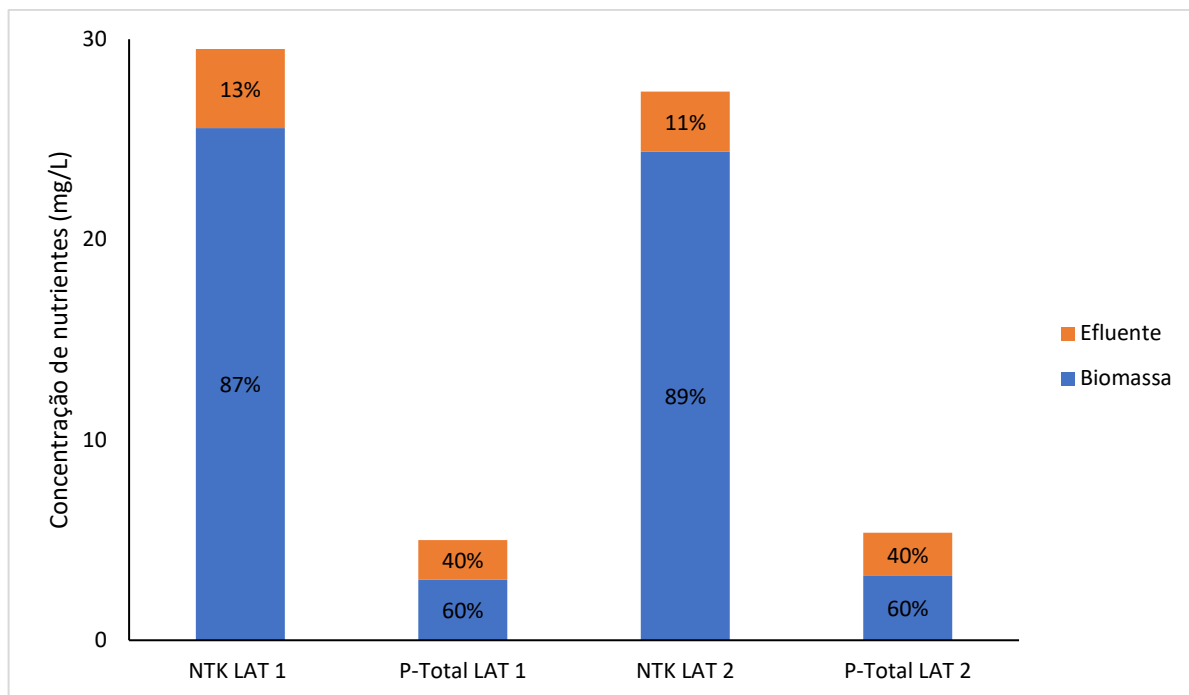
Em contrapartida, foi possível observar que a concentração de nutrientes presentes no efluente são bem menores do que encontrado na biomassa alga-bactéria, como era de se esperar, pelo processo de assimilação de nutrientes já constatados nas biomassas algais, como visto anteriormente, resultando assim em uma eficiência remoção de nutrientes do meio.

Tabela 6. Concentração em mg/L de nutrientes na biomassa do AMABs.

	LAT 1		LAT 2	
	Nitrogênio	Fósforo	Nitrogênio	Fósforo
Efluente	$3,96 \pm 4,50$	$1,97 \pm 0,99$	$3,01 \pm 1,02$	$2,15 \pm 0,59$
Biomassa	$25,56 \pm 14,85$	$3,02 \pm 1,47$	$24,38 \pm 16,96$	$3,21 \pm 2,17$

Ao analisar os resultados obtidos, Figura 8, as duas LATs obtiveram concentrações similares de nitrogênio, mostrando assim a capacidade dos sistemas com microalgas e bactérias assimilarem o nitrogênio tanto quanto apenas as microalgas. Se mostrando ainda, mais eficaz a utilização do agregado microalga-bactéria para a assimilação desse nutriente. Já para a retenção de fósforo ambos os sistemas se manifestaram da mesma forma.

Figura 8. Concentração de nutrientes na biomassa do AMABs.



6. CONCLUSÕES

A partir dos resultados apresentados foi possível obter as seguintes conclusões:

- A inoculação foi eficiente para a geração do agregado microalga-bactéria na LAT 2, que houve inoculação de lodo aerado, como proposto no estudo, e constatado através das análises realizadas.
- A utilização do lodo aerado se mostrou uma estratégia promissora para melhorar a sedimentação da biomassa derivada de tratamento de efluentes, assim como uma ótima alternativa para geração de recursos através da biomassa colhida.
- Ambas as LATs apresentaram uma remoção de nutrientes satisfatórias;
- A presença das bactérias autotróficas desenvolveu uma maior quantidade de nitrogênio na forma de nitrato, decorrente do processo de nitrificação. Com isso, observou-se que as bactérias e microalgas não conseguiram degradar, no meio, essa forma de nitrogênio;
- A inoculação foi eficiente para a assimilação de nutrientes na biomassa, esse resíduo se torna favorável para a utilização na produção subprodutos de valor agregado;

Portanto, infere-se que a metodologia de inoculação de lodo aeróbio em lagoa de alta taxa, formando agregado microalga-bactéria, apresenta grande potencial de recuperação de nutrientes, propiciando a formação de subprodutos de valor agregados. Sendo uma metodologia com grande capacidade de ser aplicada em escala real, já que apresentou resultados satisfatórios no desempenho de tratamento de esgoto sanitário.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abinandan, S., & Shanthakumar, S. (2015). Challenges and opportunities in application of microalgae (Chlorophyta) for wastewater treatment: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 52, 123–132.
- Ahmad, J. S. M., Cai, W., Zhao, Z., Zhang, Z., Shimizu, K., Lei, Z., & Lee, D. J. (2017). Stability of algal-bacterial granules in continuous-flow reactors to treat varying strength domestic wastewater. **Bioresource Technology**, 244(June), 225–233.
- APHA, AWWA, and WPCF, 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22th ed. Port City Press, Baltimore.
- Arbib, Z., de Godos, I., Ruiz, J., Perales, J.A., 2017. Optimization of pilot high rate algal ponds for simultaneous nutrient removal and lipids production. **Sci. Total Environ.** 589, 66–72. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.206>
- Arcila, J.S., Buitrón, G., 2016. Microalgae–bacteria aggregates: effect of the hydraulic retention time on the municipal wastewater treatment, biomass settleability and methane potential. **J. Chem. Technol. Biotechnol.** 91 (11), 2862–2870.
- Arcila, J.S., Buitrón, G., 2017. Influence of solar irradiance levels on the formation of microalgae-bacteria aggregates for municipal wastewater treatment. **Algal Res.** 27, 190 – 197.
- BAHADAR, A., & BILAL KHAN, M. (2013). Progress in energy from microalgae: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 27 (1), 128–148.
- Branco, S.M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. São Paulo: Cetesb, 1978. p.620.
- Beckinghausen, A., Odlare, M., Thorin, E., Schwede, S., 2020. **From removal to recovery: An evaluation of nitrogen recovery techniques from wastewater**. Appl. Energy 263, 114616. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.114616>
- Camargo Valero, M. A., & Mara, D. D. (2007). **Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds**. Water Science and Technology, 55(11), 87–92.
- CAMELO-RUSINQUE, M.; MORENO-GALVÁN, A.; ROMERO-PERDOMO, F.; BONILLA-BUITRAG, R. (2017). Desarrollo de un sistema de fermentación líquida y de enquistamiento para una bacteria fijadora de nitrógeno con potencial como biofertilizante. *Revista Argentina de Microbiología*, v. 49, n. 3, p. 289–296, 2017.
- CHAN, Y. J., CHONG, M. F., LAW, C. L., & HASSELL, D. G. (2009). A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 155(1–2), 1–18.
- CHANDRA, D. et al. Field performance of bacterial inoculants to alleviate water stress effects in wheat (*Triticum aestivum* L.). *Plant and Soil*, p. 261–281, 2019.

Christenson, L., & Sims, R. (2011). Production and harvesting of microalgae for wastewater treatment, biofuels, and bioproducts. **Biotechnology Advances**, 29(6), 686–702.

Chisti, Y. (2007). Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, 25(3), 294–306.

COGGINS, L. X., LARMA, I., HINCHLIFFE, A., PROPS, R., & GHADOUANI, A. (2020). Flow cytometry for rapid characterisation of microbial community dynamics in waste stabilisation ponds. *Water Research*, 169, 115243.

CONAMA, Ministério do Meio Ambiente. Resolução n° 430 de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Diário oficial da República Federativa do Brasil, Poder executivo. Brasília 2011.

Craggs, R. J., Davies-Colley, R. J., Tanner, C. C., Sukias, J. P. (2003) Advanced pond system: performance with high rate ponds of different depths and areas. *Water Sci and Technol.* 48(2), 259-267

CRUZ, R.S.; FRANCO, A. L. C.; LOBO, I. P. (2013). Biodiesel de microalgas: avanços e desafios. *Química Nova*. 36 (3), 437-448.

Dos Santos Neto, Barragán-Trinidad M., Florêncio L., Buitrón G. Strategy for the formation of microalgae-bacteria aggregates in high-rate algal ponds, *Environmental Technology*, 2021.

DU, B. et al. Impacts of long-term exposure to tetracycline and sulfamethoxazole on the sludge granules in an anoxic-aerobic wastewater treatment system. *Science of the Total Environment*, v. 684, p. 67–77, 2019.

EMBRAPA. Impactos Ambientais das Atividades Agrícolas. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, v. 2, n. 1, 2010. Disponível em: <<http://www.cana.cnpm.embrapa.br/espec.html>>. Acessado em: 17 /03/ 2022.

GAO, D. et al. Aerobic granular sludge: Characterization, mechanism of granulation and application to wastewater treatment. *Critical Reviews in Biotechnology*, v. 31, n. 2, p. 137–152, 2011.

García, J., Green, B.F., Lundquist, T., Mujeriego, R., Hernández-Mariné, M., Oswald, W.J., 2006. **Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater.** *Bioresour. Technol.* 97, 1709–1715. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.07.019>

GHARABAGHI, M., DELAVAI AMREI, H., MOOSAVI ZENOOZ, A., SHAHRIVAR GUZULLO, J., & ZOKAEE ASHTIANI, F. (2015). Biofuels: Bioethanol, Biodiesel, Biogas, Biohydrogen from Plants and Microalgae.

GODINI, K., AZARIAN, G., KIMIAEI, A., DRAGOI, E. N., & CURTEANU, S. (2021). Modeling of a real industrial wastewater treatment plant based on aerated lagoon using a neuro-evolutive technique. *Process Safety and Environmental Protection*, 148, 114–124.

Goli, A., Shamiri, A., Khosroyar, S., Talaiekhosani, A., Sanaye, R., & Azizi, K. (2019). **A review on different aerobic and anaerobic treatment methods in dairy industry wastewater.** *Journal of Environmental Treatment Techniques*, 6(1), 113–141.

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.

HE, Q., CHEN, L., ZHANG, S., CHEN, R., WANG, H., ZHANG, W., & SONG, J. (2018). Natural sunlight induced rapid formation of water-born algal-bacterial granules in an aerobic bacterial granular photo-sequencing batch reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 359(June), 222–230.

HENDE, S. VAN DEN, CARRÉ, E., COCAUD, E., BEELEN, V., BOON, N., & VERVAEREN, H. (2014). Bioresource Technology Treatment of industrial wastewaters by microalgal bacterial flocs in sequencing batch reactors. 161, 245–254.

HENRIQUE, I. N., SOUSA, J. T. DE, CEBALLOS, B. S. O. DE, & BRASIL, D. P. (2010). Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 15(2), 197–204.

Huang, W., Li, B., Zhang, C., Zhang, Z., Lei, Z., Lu, B., & Zhou, B. (2015). **Effect of algae growth on aerobic granulation and nutrients removal from synthetic wastewater by using sequencing batch reactors.** *Bioresource Technology*, 179, 187–192.

JIA E QIUYAN YUAN. Removal of nitrogen from wastewater using microalgae and microalgae–bacteria consortia, Huijun, *Cogent Environmental Science*, 2016.

Kampschreur, M. J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M. S. M., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2009). **Nitrous oxide emission during wastewater treatment.** *Water Research*, 43(17), 4093–4103.

Kohlheb, N., Van Afferden, M., Lara, E., Arbib, Z., Conthe, M., Poitzsch, C., Marquardt, T., & Becker, M. Y. (2020). **Assessing the life-cycle sustainability of algae and bacteria-based wastewater treatment systems: High-rate algae pond and sequencing.**

KWON, H. et al. Harvesting of Microalgae Using Flocculation Combined with Dissolved Air Flotation. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, v. 149, p. 143–149, 2014.

LANG, X., LI, Q., XU, Y., JI, M., YAN, G., & GUO, S. (2019). Aerobic denitrifiers with petroleum metabolizing ability isolated from caprolactam sewage treatment pool. *Bioresource Technology*, 290(May), 121719.

LEE, Y.-J., & LEI, Z. (2019). Microalgal-bacterial aggregates for wastewater treatment: A mini-review. *Bioresource Technology Reports*, 100199.

LEI, Y., REMMERS, J. C., SAAKES, M., VAN DER WEIJDEN, R. D., & BUISMAN, C. J. N. (2018). Is There a Precipitation Sequence in Municipal Wastewater Induced by Electrolysis? *Environmental Science and Technology*, 52(15), 8399–8407.

Leong, W.H., Lim, J.W., Lam, M.K., Uemura, Y., Ho, C.D., Ho, Y.C., 2018. **Co-cultivation of activated sludge and microalgae for the simultaneous enhancements of nitrogen-rich wastewater bioremediation and lipid production**. J. Taiwan Inst. Chem. Eng. 87, 216–224. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2018.03.038>

LI, Y.; Chen, Y.-F.; Chen, P.; Min, M.; Zhou, W.; Martinez, B.; Zhu, J.; Ruan, R. Characterization of a microalga *Chlorella* sp. well adapted to highly concentrated municipal wastewater for nutrient removal and biodiesel production. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 8, p. 5138–5144, 2011.

Liu, J., Wu, Y., Wu, C., Muylaert, K., Vyverman, W., Yu, H. Q., Muñoz, R., & Rittmann, B. (2017). **Advanced nutrient removal from surface water by a consortium of attached microalgae and bacteria: A review**. *Bioresource Technology*, 241, 1127–1137.

Mandotra, S. K.; Kumar, P.; Suseela, M. R.; Ramteke, W. (2014). Fresh water green microalga *Scenedesmus abundans*: A potential feedstock for high quality biodiesel production. *Bioresource Technology*, v. 156, p. 42–47.

Mata, T. M., Martins, A. A., & Caetano, N. S. (2010). **Microalgae for biodiesel production and other applications: A review**. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(1), 217–232.

Marinho, T. J. T.. Cultivo de consórcio granular algal-bacteriano em fotobioreatores em bateladas sequenciais visando à remoção de nutrientes e matéria orgânica. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2020. 97 p.

Metcalf & Eddy. Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos. 5. ed. Porto Alegre, RS: AMGH, 2016, 1980 p. ISBN 978-85-8055-523-3

Miao, X. L., Wu, Q. Y. (2006). Biodiesel production from heterotrophic microalgal oil. *Bioresouce Technology*, 97:841-846.

Miao, Y., Peng, Y., Zhang, L., Li, B., Li, X., Wu, L., & Wang, S. (2018). Partial nitrification-anammox (PNA) treating sewage with intermittent aeration mode: Effect of influent C/N ratios. *Chemical Engineering Journal*, 334, 664–672.

Mujtaba, G., Lee, K., 2017. **Treatment of real wastewater using co-culture of immobilized *Chlorella vulgaris* and suspended activated sludge**. *Water Res.* 120, 174–184. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.078>

MUÑOZ, R.; GUIEYSSE, B. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review. *Water Research*, v. 40, n. 15, p. 2799–2815, 2006.

Nirmalakhandan, N *et al.* 2019. **Algal Wastewater Treatment : Photoautotrophic vs. Mixotrophic Processes**. 41(March).

Park C, Dolan S 2015. **Algal-sludge granule for wastewater treatment and bioenergy feedstock generation**. Patent Cooperation Treaty WO 2015112654 A2, 1.

Park, J. B. K., & Craggs, R. J. (2010). **Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition**. Water Science and Technology, 61(3), 633–639.

Parra-Saldivar, R., Bilal, M., & Iqbal, H. M. N. (2020). **Life cycle assessment in wastewater treatment technology**. Current Opinion in Environmental Science and Health, 13, 80–84.

Pearson, H.W., Mara, D.D., Mills, S.W., Smallman, D.J. 1987. **Physic-chemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds**. Water Science & Technology, 19 (12): 145-152.

PEIRANO, MARIO M. F. Curso de remoção biológica de nutrientes. Fundação PROAMB - Bento Gonçalves/RS, 2017.

Picot, B., El Halouani, H., Casellas, C., Moersidik, S., & Bontoux, J. (1991). **Nutrient removal by high rate pond system in a Mediterranean climate (France)**. Water Science and Technology, 23(7–9), 1535–1541.

HAANDEL, V. A., *et al.* Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. PROJETO PROSAB 5. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 428p.

Quijano, G., Arcila, J. S., & Buitrón, G. (2017). **Microalgal-bacterial aggregates: Applications and perspectives for wastewater treatment**. Biotechnology Advances, 35(6), 772–781.

Rahimi, S., Modin, O., Mijakovic, I., 2020. **Technologies for biological removal and recovery of nitrogen from wastewater**. Biotechnol. Adv. 43, 107570. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2020.107570>

ROBLES, Á., CAPSON-TOJO, G., GALÈS, A., RUANO, M. V., SIALVE, B., FERRER, J. & STEYER, J. P. (2020). Microalgae-bacteria consortia in high-rate ponds for treating urban wastewater: Elucidating the key state indicators under dynamic conditions. Journal of Environmental Management, 261(November 2019).

ROLLEMBERG, S. L. DE S., DE OLIVEIRA, L. Q., BARROS, A. R. M., MELO, V. M. M., FIRMINO, P. I. M., & DOS SANTOS, A. B. (2019). Effects of carbon source on the formation, stability, bioactivity and biodiversity of the aerobic granule sludge. Bioresource Technology, 195–204.

RODRIGUES DE ASSIS, L., CALIJURI, M. L., ASSEMAN, P. P., SILVA, T. A., & TEIXEIRA, J. S. (2020). Innovative hybrid system for wastewater treatment: High-rate algal ponds for effluent treatment and biofilm reactor for biomass production and harvesting. Journal of Environmental Management, 274(August).

SÁTIRO, J. R. Fatores que influenciam a biofloculação de microalgas em lagoas de alta taxa com esgotos sanitários. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2021. 54 p.

Senzia, M. A., Mayo, A. W., Mbwette, T. S. A., Katima, J. H. Y., & Jørgensen, S. E. (2002). **Modelling nitrogen transformation and removal in primary facultative ponds**. *Ecological Modelling*, 154(3), 207–215.

SHENG, S., LIU, B., HOU, X., LIANG, Z., SUN, X., DU, L., & WANG, D. (2018). Effects of different carbon sources and C/N ratios on the simultaneous anammox and denitrification process. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 127(163), 26–34.

SHOW, K., & LEE, D. (2017). 8 - Anaerobic Treatment Versus Aerobic Treatment. In *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*. Elsevier B.V.

SOLIMAN, M., ELDYASTI A. Development of partial nitrification as a first step of nitrite shunt process in a Sequential Batch Reactor (SBR) using Ammonium Oxidizing Bacteria (AOB) controlled by mixing regime. *Bioresource technology*, 2016.

Su, Y., Mennerich, A., Urban, B., 2012. **Synergistic cooperation between wastewater-born algae and activated sludge for wastewater treatment: Influence of algae and sludge inoculation ratios**. *Bioresour. Technol.* 105, 67–73. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.113>

Sun, L., Zuo, W., Tian, Y., Zhang, J., Liu, J., Sun, N., Li, J., 2019. **Performance and microbial community analysis of an algal-activated sludge symbiotic system: Effect of activated sludge concentration**. *J. Environ. Sci.* 76, 121–132. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.04.010>

SUTHERLAND, D. L. et al. Size matters – Microalgae production and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds of three different sizes. *Algal Research* v. 45, n. September 2019, 2020.

TAO, Q. et al. Enhanced biomass / biofuel production and nutrient removal in an algal biofilm airlift photobioreactor. *Algal research*. v. 21, p. 9–15, 2017.

TAYLOR, R. P., JONES, C. L. W., & LAUBSCHER, R. K. (2021). Empirical comparison of activated sludge and high rate algal ponding technologies used to recover water, nitrogen and carbon from brewery effluent. *Journal of Water Process Engineering*, 40(November), 101840.

Uggetti, E., Sialve, B., Hamelin, J., Bonnafous, A., & Steyer, J. P. (2018). **CO2 addition to increase biomass production and control microalgae species in high rate algal ponds treating wastewater**. *Journal of CO2 Utilization*, 28(July), 292–298.

UMMALYMA, S. B. et al. Bioflocculation: An alternative strategy for harvesting of microalgae – An overview. *Bioresource Technology*, v. 242, p. 227–235, 2017.

VAN KESSEL, MAARTJE A.H.J. ET AL. 2015. “Complete Nitrification by a Single Microorganism.” *Nature* 528(7583): 555–59.

VON SPERLING, M.. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos, 2ª ed, vol 1. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais; 1996. p. 243.

Von Sperling, M., Andrade Neto, C. O., Volschan Júnior, R.I. Florêncio, L. **Impacto dos Nutrientes do Esgoto Lançado em Corpos de Água. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção.** Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, 2009. v. 1. 430p.

WANG, L., ZHAN, H., WANG, Q., WU, G., & CUI, D. (2019). Enhanced aerobic granulation by inoculating dewatered activated sludge under short settling time in a sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 286(1), 121386.

Wang, H., Hill, R.T., Zheng, T., Hu, X., Wang, B., 2016. **Effects of bacterial communities on biofuel-producing microalgae: Stimulation, inhibition and harvesting.** *Crit. Rev. Biotechnol.* 36, 341–352. <https://doi.org/10.3109/07388551.2014.961402>

Wang, Y., Guo, W., Yen, H. W., Ho, S. H., Lo, Y. C., Cheng, C. L., Ren, N., & Chang, J. S. (2015). **Cultivation of *Chlorella vulgaris* JSC-6 with swine wastewater for simultaneous nutrient/COD removal and carbohydrate production.** *Bioresource Technology*, 198, 619–625

Wang, Y., Ho, S. H., Cheng, C. L., Guo, W. Q., Nagarajan, D., Ren, N. Q., Lee, D. J., & Chang, J. S. (2016). **Perspectives on the feasibility of using microalgae for industrial wastewater treatment.** *Bioresource Technology*, 222, 485–497

WU, H., WANG, J., CHEN, J., WANG, X., LI, D., HOU, J., & HE, X. (2021). Advanced nitrogen and phosphorus removal by combining endogenous denitrification and denitrifying dephosphatation in constructed wetlands. *Journal of Environmental Management*, 294(April).

YADAV, D., SINGH, N. K., PRUTHI, V., & KUMAR, P. (2020). Ensuring sustainability of conventional aerobic wastewater treatment system via bio-augmentation of aerobic bacterial consortium: An enhanced biological phosphorus removal approach. *Journal of Cleaner Production*, 262, 121328.

Zhang, B., Li, W., Guo, Y., Zhang, Z., Shi, W., Cui, F., Lens, P.N.L., Tay, J.H., 2020. **Microalgal-bacterial consortia: From interspecies interactions to biotechnological applications.** *Renew. Sustain. Energy Rev.* 118, 109563. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109563>

Zhu, S., Qin, L., Feng, P., Shang, C., Wang, Z., Yuan, Z., 2019. **Treatment of low C/N ratio wastewater and biomass production using co-culture of *Chlorella vulgaris* and activated sludge in a batch photobioreactor.** *Bioresour. Technol.* 274, 313–320. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.10.034>