UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA

RAFAEL POCHMANN FERREIRA

BIOFIXAÇÃO DE CO_2 E REMEDIAÇÃO DE EFLUENTES POR SISTEMAS FECHADOS DE MICROALGAS: UMA REVISÃO DA LITERATURA

Porto Alegre
2024

RAFAEL POCHMANN FERREIRA

BIOFIXAÇÃO DE CO_2 E REMEDIAÇÃO DE EFLUENTES POR SISTEMAS FECHADOS DE MICROALGAS: UMA REVISÃO DA LITERATURA

Trabalho de conclusão submetido ao Curso de Graduação em Engenharia Química da Escola de Engenharia da UFRGS, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Química.

Orientadora: Prof.ª Dra. Ligia Damasceno Ferreira Marczak

Porto Alegre

2024

RAFAEL POCHMANN FERREIRA

BIOFIXAÇÃO DE CO_2 E REMEDIAÇÃO DE EFLUENTES POR SISTEMAS FECHADOS DE MICROALGAS: UMA REVISÃO DA LITERATURA

Trabalho de conclusão submetido ao Curso de Graduação em Engenharia Química da Escola de Engenharia da UFRGS, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Química.

Aprovado em: Porto Alegre, 30 de agosto de 2024.

BANCA EXAMINADORA:

Prof.ª Dra. Caroline Borges Agustini

UFRGS

M.ª Vânia Queiroz da Silva

UFRGS

RESUMO

O crescente desafio de suprir a demanda por água doce, exacerbado pelo rápido aumento da urbanização, industrialização e atividades agrícolas, aliado às preocupações com as mudanças climáticas, tem impulsionado pesquisas sobre tecnologias que possam mitigar as emissões de CO_2 e promover o reaproveitamento de águas residuais. As microalgas emergem como uma solução promissora devido à sua capacidade de capturar CO_2 e remover poluentes presentes em efluentes. Este trabalho realiza uma revisão da literatura a respeito da biofixação de CO_2 e a remediação de efluentes utilizando fotobiorreatores de microalgas fechados. A revisão abrange estudos recentes que investigam a eficiência desses processos sob diversas condições operacionais, destacando os desafios e inovações na otimização desses sistemas. Os resultados sugerem que fotobiorreatores fechados, como os de coluna de bolhas e os de membrana, em combinação com espécies de microalgas como *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus* e *Chlorella sorokiniana*, possuem um alto potencial para a mitigação de gases de efeito estufa e o tratamento de efluentes em larga escala. Conclui-se que, embora promissora, a aplicação em larga escala desses sistemas requer um aprofundamento nas pesquisas sobre sua viabilidade econômica e técnica, particularmente em comparação com métodos tradicionais de captura de CO_2 e tratamento de efluentes.

Palavras-chave: biofixação de CO_2; remediação de efluentes; fotobiorreatores; microalgas; sustentabilidade.

ABSTRACT

The growing challenge of meeting the demand for freshwater, intensified by the rapid increase in urbanization, industrialization, and agricultural activities, along with concerns about climate change, has driven research into technologies that can mitigate CO_2 emissions and promote the reuse of wastewater. Microalgae have emerged as a promising solution due to their ability to capture CO_2 and remove pollutants present in effluents. This work conducts a literature review on CO_2 biofixation and wastewater remediation using closed microalgae photobioreactors. The review covers recent studies investigating the efficiency of these processes under various operational conditions, highlighting the challenges and innovations in optimizing these systems. The results suggest that closed photobioreactors, such as bubble columns and membrane systems, combined with microalgae species like *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus*, and *Chlorella sorokiniana*, have high potential for greenhouse gas mitigation and large-scale wastewater treatment. It is concluded that, although promising, the large-scale application of these systems requires further research into their economic and technical feasibility, particularly when compared to traditional CO_2 capture and wastewater treatment methods.

Keywords: CO_2 biofixation; wastewater remediation; photobioreactors; microalgae; sustainability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Sistemas abertos de PBRs.....24
Figura 2 – Sistemas fechados de PBRs verticais.....26
Figura 3 – Outros sistemas fechados de PBRs.....28

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Influência da temperatura na produtividade de biomassa de diferentes espécies de microalgas.....21
Tabela 2 – Influência da intensidade de mistura na produtividade de biomassa de diferentes espécies de microalgas.....22
Tabela 3 – Comparação entre as características de sistemas abertos e fechados.....25
Tabela 4 – Parâmetros operacionais de tratamentos de efluente e seus resultados….29
Tabela 5 – Comparação entre os balanços de energia do PBR e do HRP.....39
Tabela 6 – Parâmetros operacionais de tratamento de correntes gasosas e seus resultados.....44

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ADP – Difosfato de Adenosina

ATP – Trifosfato de Adenosina

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EK-MPBR – Fotobiorreator de membrana assistido por eletrocinética

HRP – Tanque de alta taxa

MPBR – Fotobiorreator de membrana convencional

NADH – Nicotinamida Adenina Dinucleotídeo + Hidrogênio

NADPH – Nicotinamida Adenina Dinucleotídeo Fosfato

PBR – Fotobiorreator

TN – Nitrogênio total

TP – Fósforo total

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO..... 11
2 MICROALGAS..... 13
2.1 Reatores de microalgas..... 13
2.1.1 Funcionamento de PBRs..... 14
2.2 Fotossíntese..... 16
2.3 Mecanismos de remoção de Nitrogênio e Fósforo..... 17
3 FATORES DE INFLUÊNCIA NO CULTIVO DE MICROALGAS..... 18
3.1 Espécie de Microalga..... 18
3.2 Nutrientes..... 19
3.3 Luz..... 19
3.4 pH..... 20
3.5 Temperatura..... 21
3.6 Aeração e agitação..... 22
3.7 Sistema de cultivo..... 23
3.7.1 Sistemas abertos..... 23
3.7.2 Sistemas fechados..... 24
4 TRATAMENTO DE EFLUENTES POR PBRS..... 28
4.1 Comparação de espécies de microalgas para o tratamento de efluentes e fixação de CO_2 de corrente gasosa..... 34
4.2 Estudo de espécies de microalgas para o tratamento de efluentes agroindustriais..... 36
4.3 Comparação entre PBR de coluna de bolhas e *high-rate pond* para o tratamento de efluente de indústria de carne..... 38
4.4 PBRs de membrana para o tratamento de efluentes..... 40
5 BIOFIXAÇÃO DE CO_2 EM CORRENTES GASOSAS POR PBRS..... 42
5.1 Comparação de cepas e espécies de microalgas para uso em biofixação de CO_2..... 47
5.2 Estudos sobre variáveis operacionais em PBRs de coluna de bolhas e PBRs *airlift*..... 48

5.3 Desenvolvimento de novos equipamentos e técnicas.....50
5.4 Análise geral.....52
6 CONCLUSÕES.....54
REFERÊNCIAS.....57

1 INTRODUÇÃO

O rápido aumento da urbanização, do crescimento populacional, da industrialização e das atividades agrícolas tem apresentado desafios significativos ao fornecimento de água doce de maneira a atender à demanda crescente, promovendo um aumento no interesse em pesquisas sobre a viabilidade de reciclar e reaproveitar águas residuais (Boretti; Rosa, 2019). Junto a isso, a preocupação com as mudanças climáticas tem impulsionado a busca por tecnologias que possam mitigar as emissões de gases de efeito estufa, em particular o CO_2, reduzindo o impacto ambiental das atividades humanas (Tiwari et al., 2024). Nesse contexto, as microalgas se apresentam como uma solução ecológica promissora devido a sua capacidade de capturar CO_2 durante o processo de fotossíntese, ao mesmo tempo em que contribuem para o tratamento de efluentes por meio da remoção de poluentes presentes nas águas residuais durante sua proliferação. (Pulz & Gross, 2004)

Apesar das vantagens mencionadas, a aplicação em larga escala dos fotobiorreatores (*photobioreactors*, PBRs), os principais sistemas de cultivo de microalgas, ainda enfrenta desafios significativos, especialmente no que se refere à otimização dos parâmetros operacionais e à redução de custos. A complexidade decorrente das numerosas combinações possíveis entre diferentes tipos de reator, espécie de microalga, meio de cultivo e efluente tratado tem motivado um número crescente de pesquisas voltadas à investigação dos parâmetros ideais para cada permutação (Penloglou et al., 2024). Em meio a essa tendência à otimização, PBRs fechados se destacam por possibilitarem o controle de parâmetros como temperatura, iluminação e pH; somado a isso, seu maior custo de capital em comparação aos sistemas abertos impõe a necessidade de novas técnicas de melhoria de desempenho para que seu uso em larga escala se torne viável (Carvalho et al., 2006). Portanto, uma revisão abrangente dos estudos recentes sobre PBRs fechados é essencial para consolidar o conhecimento existente, identificar lacunas e propor avanços que possibilitem o progresso rumo à aplicação em larga escala desses sistemas.

O presente trabalho tem como objetivo geral realizar uma revisão da literatura sobre a biofixação de CO_2 e a remediação de efluentes utilizando sistemas fechados de microalgas, com foco em estudos que investigam a eficiência desses processos em diferentes condições operacionais. Os objetivos específicos da revisão incluem: (i) identificar e caracterizar os principais tipos de sistemas fechados utilizados no cultivo de microalgas para fins de biofixação de CO_2 e tratamento de efluentes; (ii) analisar os parâmetros operacionais mais relevantes para a otimização dos processos; e (iii) avaliar os resultados obtidos em estudos recentes, destacando as principais inovações e os desafios remanescentes.

A metodologia deste trabalho consiste na realização de uma revisão sistemática da literatura, com foco em estudos publicados a partir de 2019, que abordam a biofixação de CO2 e a remediação de efluentes por microalgas em sistemas fechados. Serão selecionados e analisados artigos que forneçam dados quantitativos sobre a eficiência desses sistemas, particularmente na captura de CO_2 e na remoção de nitrogênio, fósforo e demanda química de oxigênio (DQO). A análise também se concentrará nas variáveis operacionais que influenciam esses processos, como temperatura, intensidade luminosa e taxa de aeração, com o objetivo de identificar as condições ideais de operação e os principais desafios para a maximização da eficiência dos sistemas estudados. A pesquisa será conduzida em bases de dados científicas reconhecidas, como ScienceDirect, SpringerLink e PubMed, utilizando palavras-chave específicas relacionadas aos temas centrais, como "biofixação de CO2", "remediação de efluentes", "microalgas", "sistemas fechados" e "fotobiorreatores".

2 MICROALGAS

Microalgas são organismos fotossintetizantes, predominantemente unicelulares, encontrados em uma variedade de ambientes, como água doce, água marinha, desertos e regiões polares. As microalgas desempenham um papel essencial na cadeia alimentar, convertendo CO_2 e luz solar em matéria orgânica por meio da fotossíntese, servindo como fonte alimentar para o zooplâncton, pequenos peixes e outras formas de vida aquática. Estima-se que as microalgas sejam responsáveis por cerca de 50% do Oxigênio presente na atmosfera terrestre (Falkowski, 1994).

As pesquisas sobre a cultura de microalgas em larga escala começaram no final da década de 1940 e início da década de 1950 nos Estados Unidos e na Europa, revelando um enorme potencial desses organismos (Burlew, 1953). Atualmente, acredita-se que existam entre 50.000 a 1.000.000 de espécies de microalgas, com aplicações em diversas áreas, como produção de biocombustíveis, remediação ambiental e produção de biomassa rica em compostos, como proteínas, lipídios, carboidratos e pigmentos (Alam et al., 2015; Rumin et al., 2020). Microalgas podem ser cultivadas em diferentes tipos de sistemas, desde PBRs fechados até lagoas abertas, proporcionando flexibilidade na produção em larga escala de biomassa (Borowitzka & Vonshak, 2017).

A utilização de microalgas para a biofixação de CO_2 e remediação de efluentes tem ganhado destaque devido ao seu potencial ambiental. Esses organismos são capazes de absorver e converter CO_2 em biomassa por meio da fotossíntese, contribuindo para a redução das emissões de gases de efeito estufa. Além disso, as microalgas podem remover nutrientes e contaminantes de efluentes, melhorando a qualidade da água (Pulz & Gross, 2004).

2.1 Reatores de microalgas

Reatores de microalgas são sistemas biotecnológicos utilizados no tratamento de efluentes, aproveitando a capacidade das microalgas de remover poluentes e fixar CO_2. Esses sistemas são projetados para proporcionar um ambiente otimizado para o

crescimento das microalgas, facilitando a assimilação de nutrientes presentes nos efluentes e contribuindo para a remediação ambiental. (Carvalho et al., 2006)

Um reator de microalgas geralmente consiste em um PBR, que são sistemas que utilizam luz para o cultivo de microrganismos fotossintetizantes, podendo ser classificados como abertos (como lagoas ou *raceways*) ou fechados (como tubos ou painéis planos). A escolha do tipo de reator depende de vários fatores, incluindo o tipo de efluente, as condições ambientais e os objetivos específicos do tratamento. (Koller, 2015)

As principais características de um PBR incluem:

1. Tipo do reator: A escolha do tipo de reator determina grande parte das características do sistema de cultivo, influenciando a eficiência da captura de luz, o controle de contaminações e a manutenção das condições ótimas de crescimento das microalgas.

2. Fonte e intensidade da luz: A luz é essencial para a fotossíntese; em reatores fechados, a luz artificial pode ser utilizada para complementar a luz natural e sua intensidade deve ser regulada de acordo com a demanda específica da espécie de microalga cultivada e as demais condições operacionais do reator.

3. Sistema de Agitação: A agitação garante a distribuição homogênea de luz e nutrientes, além de prevenir a sedimentação das microalgas.

4. Controle de Parâmetros Ambientais: O controle do sistema de cultivo inclui o monitoramento e ajuste da temperatura, do pH e da concentração de gases no sistema, principalmente CO_2.

2.1.1 Funcionamento de PBRs

Os PBRs são utilizados para tratamento de efluentes e captura de CO_2 presente em correntes gasosas, proporcionando um ambiente controlado para o crescimento de microalgas e absorção de poluentes do sistema. Durante esse processo, as microalgas realizam a fotossíntese, convertendo CO_2 e nutrientes presentes no meio em biomassa e Oxigênio. Além disso, a biomassa produzida pode ser utilizada para diversos fins, como a produção de biocombustíveis e outros bioprodutos.

As etapas do tratamento de efluentes e fixação de CO_2 por PBRs são as seguintes:

1. Inoculação: As microalgas são inicialmente inoculadas no reator em um ambiente apropriado; no caso de tratamento de efluentes, as microalgas são inoculadas diretamente no efluente a ser tratado. Para a captura de CO_2 em correntes gasosas, as microalgas são inoculadas em um meio de cultivo adequado dentro do PBR antes de entrar em contato com a corrente gasosa a ser tratada. A escolha da espécie de microalga é um fator importante, pois cada espécie apresenta diferentes capacidade de assimilação de nutrientes e resistência às condições ambientais. (Chen et al., 2020; Estrada-Graf et al., 2020)

2. Crescimento e Fotossíntese: As microalgas utilizam a luz para realizar a fotossíntese, convertendo CO_2 e água em Oxigênio e biomassa. Durante este processo, as microalgas assimilam nutrientes como Nitrogênio e Fósforo presentes no efluente, contribuindo para seu tratamento. Para correntes gasosas, o CO_2 é injetado no reator, onde é absorvido pelas microalgas durante a fotossíntese, resultando na captura e subsequente fixação do CO_2 na biomassa. (Chen et al., 2020; Estrada-Graf et al., 2020)

3. Remoção de Poluentes: Além de Nitrogênio e Fósforo, as microalgas podem remover outros contaminantes orgânicos e inorgânicos, incluindo metais pesados e compostos tóxicos. A eficiência da remoção depende das condições operacionais do reator e das características do efluente. (Chen et al., 2020; Estrada-Graf et al., 2020)

4. Colheita de Biomassa: A biomassa de microalgas, que agora contém os poluentes assimilados, é separada do efluente tratado. Essa biomassa pode ser utilizada para diversos fins, como produção de biocombustíveis, fertilizantes ou na alimentação animal. (Estrada-Graf et al., 2020)

5. Efluente Tratado: A corrente tratada, líquida ou gasosa, com níveis reduzidos de poluentes, pode ser liberada no meio ambiente ou reutilizada em processos industriais. (Villaseñor Camacho et al., 2018)

2.2 Fotossíntese

A maioria das cepas de microalgas são fotoautotróficas, utilizando a luz como fonte de energia. O processo fisicoquímico da fotossíntese em microalgas converte Carbono inorgânico em moléculas orgânicas e libera O_2 molecular (Prasad et al., 2021). O processo da fotossíntese é frequentemente descrito pela seguinte equação (Zhao; Su, 2014):

$$CO_2 + H_2O \rightarrow (CH_2O)_n + O_2 \qquad (1)$$

O processo da fotossíntese é dividido em duas etapas principais: a etapa de reações luminosas, que converte a energia luminosa em energia química ativa e a etapa de reações escuras, que utiliza essa energia química ativa para fixar e reduzir o CO_2 em açúcares.

As reações luminosas ocorrem na membrana dos tilacoides, dentro das quais a energia solar é convertida em energia química. A luz é capturada por complexos de absorção de luz, que contêm um grande número de moléculas de pigmento (Janssen, 2016). A reação luminosa produz o agente redutor biológico nicotinamida adenina dinucleotídeo fosfato (NADPH) e a substância trifosfato de adenosina (ATP), rica em energia. Esse processo se dá através dos fotossistemas PSII e PSI, complexos proteicos localizados nas membranas dos tilacoides (Burlacot et al., 2022). O NADPH e o ATP produzidos são utilizados nas reações escuras da fotossíntese para a síntese de compostos orgânicos a partir de CO_2. O Ciclo de Calvin-Benson, é o conjunto de reações bioquímicas que ocorrem durante a fase escura em microalgas, sendo responsável pela fixação do CO_2 na forma de compostos orgânicos (Singh et al., 2016). Esse processo ocorre no estroma do cloroplasto, a matriz líquida que preenche o interior da organela.

2.3 Mecanismos de remoção de Nitrogênio e Fósforo

O Nitrogênio desempenha um importante papel no metabolismo das microalgas, participando na síntese de compostos orgânicos, como aminoácidos, clorofila, moléculas de transferência de energia (ATP e ADP) e componentes genéticos (DNA e RNA). No tratamento de fluentes, o Nitrogênio está mais comumente presente na forma de NO_3^-, NH_4^+, e ureia; a via de utilização do NH_4^+ é mais curta e requer menos energia em comparação com outras formas de nitrogênio inorgânico, como NO_3^- e NO_2^- (Cai et al., 2013).

O Nitrogênio na forma inorgânica deve ser transportado para o interior da célula. A conversão de N inorgânico em NH_4^+ para utilização pelas microalgas ocorre por meio de um processo de assimilação mediado por enzimas permeases específicas dependentes de energia. Este processo envolve duas etapas enzimáticas: inicialmente, o NADH formado na fotossíntese é utilizado como doador de elétrons para catalisar a redução de NO_3^- a NO_2^-; em seguida, o NO_2^- é reduzido a NH_4^+ pela ação das enzimas nitrito redutase e ferredoxina. (Mondal; Bruce, 2018)

O processo de remoção de Fósforo de efluentes por microalgas pode ser dividido em dois mecanismos: assimilação e precipitação química. A assimilação refere-se ao processo em que o fósforo absorvido pelas células é convertido em compostos orgânicos, como ácidos nucleicos, fosfolipídios e ATP, por meio de várias vias de fosforilação, como oxidação e fotossíntese. Nesse processo, as microalgas tendem a absorver preferencialmente os íons inorgânicos $H_2PO_4^-$ e HPO_4^{2-} (Solovchenko et al., 2016).

Assim como os demais organismos fotossintetizantes, as microalgas utilizam grande parte do Fósforo absorvido na produção de ATP a partir de ADP, junto à energia obtida a partir da luz (Liu et al., 2017). No cloroplasto, o Fósforo inorgânico participa da ligação orgânica durante a fotofosforilação, enquanto as ATPases liberam prótons no substrato; no estroma, o ATP é consumido através do ciclo de Calvin. Por conta disso, a disponibilidade de Fósforo no meio pode ser um dos parâmetros relevantes para a obtenção de taxas de fixação de CO_2 ideais.

3 FATORES DE INFLUÊNCIA NO CULTIVO DE MICROALGAS

Dada a natureza biológica dos processos de fixação de CO_2 e remediação de efluentes por meio de microalgas, as condições ideais desses processos estão diretamente associada à eficiência do cultivo das microalgas. Dessa forma, é essencial conhecer e otimizar os fatores que influenciam a sobrevivência e a proliferação das microalgas para alcançar melhores desempenhos.

3.1 Espécie de Microalga

A escolha da espécie de microalga é um fator crítico que afeta significativamente a eficiência do cultivo e os resultados desejados, seja na fixação de CO_2 ou na remediação de efluentes. Diferentes espécies possuem características distintas em termos de taxa de crescimento, capacidade de absorção de nutrientes e resistência a condições ambientais adversas. Por exemplo, espécies como *Chlorella vulgaris* e *Scenedesmus obliquus* são amplamente utilizadas devido à sua alta taxa de crescimento e eficiência na fixação de CO_2. A *Chlorella vulgaris* tem mostrado elevada capacidade de remoção de Nitrogênio e Fósforo, essenciais para a purificação de águas residuais (Pittman et al., 2011), enquanto a *Scenedesmus obliquus* é conhecida por sua resistência a altas concentrações de CO_2 e condições adversas (Liu et al.,2020).

O tratamento de efluentes utilizando culturas puras (uma única espécie de microalga) é geralmente realizado em pequena escala devido à necessidade de cuidado para evitar a contaminação do ambiente com outras espécies, o que acarreta perda de eficiência geral da cultura devido à proliferação de espécies menos eficientes (Ahmed et al., 2022). Essa contaminação pode ocorrer devido à presença de microalgas já presentes no efluente a ser tratado, especialmente no caso de esgotos municipais. Em virtude disso, estudos recentes têm abordado as vantagens do uso de consórcios, co-cultivo ou policulturas de microalgas para o tratamento de efluentes (Fallahi et al., 2021). A seleção da espécie de microalga deve levar em consideração o tipo de efluente a ser tratado, as condições climáticas locais e os objetivos específicos do processo, como a produção de biomassa para biocombustíveis ou para a remoção de poluentes específicos

3.2 Nutrientes

As microalgas, na condição de organismos vivos, necessitam de nutrientes para realizar processos vitais como a síntese de ácidos nucleicos, proteínas e lipídios, fundamentais para o seu crescimento e reprodução. O meio ideal para o cultivo de microalgas deve conter elementos essenciais, vitaminas e metais traço (Amorim et al., 2021), sendo o Carbono, o Nitrogênio e o Fósforo os elementos mais importantes para o metabolismo das microalgas (Sarwer et al., 2022) .

O Nitrogênio é essencial para a formação de células, ácidos nucleicos e proteínas (Sharif et al., 2021); sua escassez no meio de cultivo, portanto, pode ser fator limitante no desenvolvimento da microalga e no acúmulo de biomassa. O Fósforo, por sua vez, é utilizado em diversos processos celulares, incluindo a síntese de compostos fosfatados, açúcares, ácidos nucleicos, ATP e enzimas fosforiladas, também limitando o crescimento da biomassa algal em casos de ausência.

Além dos nutrientes principais, o meio de cultivo das microalgas deve conter elementos traço como Magnésio, Enxofre, Cálcio, Sódio, Cloro, Ferro, Zinco, Cobre, Molibdênio, Manganês, Boro e Cobalto; destes, Magnésio, Enxofre e Ferro são considerados os mais importantes (Markou et al., 2014). A limitação de nutrientes tem um impacto direto na síntese de substâncias biologicamente ativas, no crescimento da biomassa e nos processos de fotossíntese em microalgas (Kadkhodaei et al., 2015). Além disso, a limitação intencional do Nitrogênio e do Fósforo no meio de cultivo pode intensificar o acúmulo de lipídios por parte das microalgas, um fenômeno utilizado na produção de biomassa de qualidade superior para a produção de biodiesel. (Abdelkarim et al., 2024)

3.3 Luz

A quantidade de Carbono fixado pelas microalgas durante o processo fotossintético está diretamente relacionada à intensidade luminosa que incide sobre elas durante o período de cultivo, o que influencia sua proliferação e o subsequente acúmulo

de biomassa (Pedruzi et al., 2019). Para o desenvolvimento ideal das microalgas, deve haver um equilíbrio no fotoperíodo e na intensidade luminosa utilizados, uma vez que, sob baixa iluminação, a microalga não é capaz de capturar a energia necessária para o seu desenvolvimento, ao passo que, sob luz excessiva, ocorre a fotoinibição. A fotoinibição é caracterizada pela alteração e possível inativação do fotossistema II (PSII), afetando o transporte de elétrons na cadeia de reações de redução de $NADP^+$ para NADPH (Fettah et al., 2022). A utilização de luz natural em sistemas externos reduz os custos de crescimento e produção (González-Camejo et al., 2021), prática viável visto que o comprimento de onda da radiação fotossinteticamente ativa, útil para as microalgas, está na faixa de 400 a 700 nm, correspondendo à faixa da radiação visível (Zhang et al., 2015).

3.4 pH

O pH do meio influencia diretamente o metabolismo e a disponibilidade de elementos químicos essenciais para o desenvolvimento das microalgas. Os íons H^+ podem promover a precipitação de alguns elementos, tornando-os indisponíveis para o consumo; portanto, para que a absorção desses componentes pelas microalgas seja adequada, o valor de pH deve estar próximo à neutralidade (Jasni et al., 2020).

Durante a atividade fotossintética das microalgas em meios aquosos, elas consomem o CO_2 dissolvido no efluente, reduzindo a concentração de ácido carbônico no meio, aumentando o valor do pH (Ala'a et al., 2023). As oscilações nos valores de pH que ocorrem naturalmente entre o dia e a noite, consequência da variação dos níveis de fotossíntese, são cruciais na inibição de patógenos em tratamentos biológicos de efluentes, criando condições menos favoráveis para a sobrevivência e o crescimento desse organismos (Saravanan et al., 2021). A maioria das espécies de microalgas se desenvolve melhor em faixas de pH entre 7,0 e 9,0, sendo a faixa ideal entre 8,2 e 8,7 por mantém a taxa fotossintética mais adequada para a decomposição bacteriana (Pahazri et al., 2016).

3.5 Temperatura

A temperatura desempenha um papel fundamental no desenvolvimento metabólico das microalgas, na composição de sua biomassa e na estrutura de seus componentes celulares. Quando a temperatura está abaixo do nível ótimo, o crescimento da microalga é limitado, afetando diretamente os processos enzimáticos de suas células (Binnal; Babu, 2017). Entretanto, quando a temperatura ultrapassa o nível ideal, as enzimas responsáveis pela fotossíntese se desnaturam, levando a uma redução no desempenho e possivelmente resultando em morte celular (Serra-Maia et al., 2016) .

A temperatura pode influenciar significativamente diversos parâmetros no ambiente das microalgas, entre eles, a solubilidade do CO_2 no meio e valores de pH (Xu et al., 2019). Além disso, quando a temperatura está na faixa ideal, as microalgas apresentm maior tolerância a intensidades de luz elevadas, prevenindo a fotoinibição (Huang et al., 2019). Cada espécie de microalga possui sua temperatura ideal de cultivo, conforme evidenciado pelos dados adaptados de Varshney et al. (2018), mostrados na Tabela 1.

Tabela 1 – Influência da temperatura na produtividade de biomassa de diferentes espécies de microalgas

Microalga	**Produtividade de biomassa (g L^{-1})**		
	27 ºC	**30 ºC**	**35 ºC**
Chlorella vulgaris	0,77	0,83	0,36
Chlamydomonas reinhardtii	0,33	0,75	0,18
Brotryococcus braunii	0,79	0,81	0,64
Scenedesmus obliquus	0,65	0,67	0,23
Neochloris cohaerens	0,58	0,77	0,25
Haematococcus pluvialis	0,68	0,72	0,55
Nannochloropsis gaditana	0,45	0,59	0,13

Fonte: Adaptado de Varshney et al. (2018)

3.6 Aeração e agitação

No cultivo de microalgas, aeração e agitação são processos interligados, ambos responsáveis pela manutenção das condições ideais de cultivo. A aeração envolve a introdução de ar comprimido no sistema, promovendo a troca de gases e, principalmente, o fornecimento de CO_2 necessário para a fotossíntese e a remoção do O_2 gerado. Esse processo garante um ambiente adequado para as microalgas, sendo essencial na remoção de gases indesejados que possam estar presentes no efluente. Uma aeração eficaz pode melhorar a qualidade do efluente tratado, tornando-o mais adequado para o crescimento das microalgas..

A agitação busca assegurar a distribuição uniforme de microalgas, nutrientes e luz. Uma mistura eficaz evita a sedimentação das microalgas, garantindo que todas as células recebam luz e nutrientes de forma equilibrada, evitando danificar a cultura e movimentando as células entre zonas de luz e escuridão de acordo com os parâmetros desejados. A Tabela 2 mostra a variação na produtividade de biomassa de diversas espécies de microalgas cultivadas sob diferentes intensidades de mistura.

Tabela 2 – Influência da intensidade de mistura na produtividade de biomassa de diferentes espécies de microalgas

Microalga	**Produtividade de biomassa (g L^{-1})**		
	0 rpm	**50 rpm**	**100 ropm**
Chlorella vulgaris	0,24	0,66	0,32
Chlamydomonas reinhardtii	0,39	0,62	0,42
Brotryococcus braunii	0,26	0,59	0,33
Scenedesmus obliquus	0,43	0,69	0,52
Neochloris cohaerens	0,41	0,71	0,59
Haematococcus pluvialis	0,23	0,63	0,67
Nannochloropsis gaditana	0,36	0,70	0,55

Fonte: Adaptado de Varshney et al. (2018)

3.7 Sistema de cultivo

O sistema de cultivo é um dos aspectos determinantes no cultivo de microalgas, influenciando diretamente a eficiência da fotossíntese, a taxa de crescimento, a absorção de nutrientes e a capacidade de fixação de CO_2 da cultura. A escolha adequada do sistema de cultivo permite a otimização das condições ambientais para o crescimento das microalgas, além de permitir a maximização da produtividade da biomassa. Como resultado, a compreensão e a seleção do sistema de cultivo adequado são importantes para alcançar resultados satisfatórios em processos biotecnológicos. Sistemas de cultivo de microalgas podem ser classificados como fechados ou abertos, dependendo de sua exposição ao ambiente externo e do controle sobre as condições de cultivo (McGinn et al., 2011).

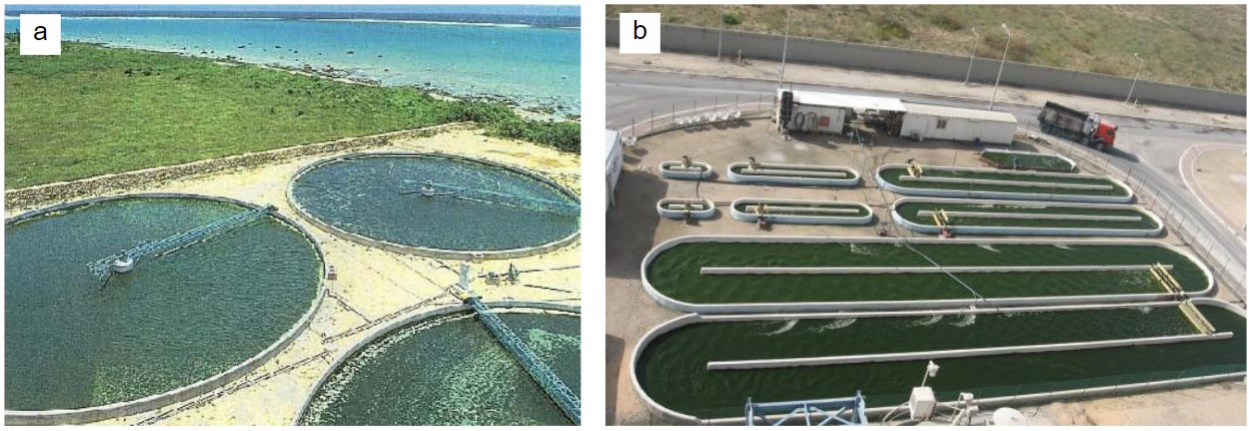
3.7.1 Sistemas abertos

Sistemas de cultivo abertos representam as técnicas mais tradicionais e simples para a produção em massa de microalgas, sendo uma opção atraente devido a seus menores custos de construção, manutenção e operação quando comparados a sistemas fechados (Tan et al., 2020). Outros benefícios de sistemas de tanques abertos incluem processos menos complexos de operação e manutenção e menor consumo de energia. Sistemas abertos são caracterizados por permitirem a troca livre de matéria e energia com o ambiente externo, sendo expostos a fatores ambientais como luz, temperatura e microrganismos externos.

Os principais sistemas abertos para o cultivo de microalgas, conforme mostrados na Figura 1, são os tanques sem agitação, os tanques circulares e os tanques *raceway*, sendo esse último responsável pela maior parte da produção de biomassa algal no mundo (Mendoza et al., 2013). Ainda que sejam menos tecnológicos que os sistemas fechados, pesquisas continuam sendo conduzidas para identificar alternativas que melhorem sua eficiência e resultados operacionais.

A produção de microalgas em sistemas abertos enfrenta vários desafios, tais como a baixa eficiência na captação de luz pelas células, as perdas substanciais de água devido à evaporação e a difusão limitada de CO_2 da atmosfera (Lee, 2001). Devido à troca livre de matéria com o ambiente externo, esses sistemas são vulneráveis à contaminação por agentes biológicos indesejados, como outras algas, fungos, leveduras e bactérias (Pal et al., 2011). Outra grande limitação dos sistemas abertos é a ausência de mecanismos de controle adequados para otimizar o crescimento das culturas de microalgas, como o uso de iluminação artificial controlada, sistemas para manutenção de temperatura e controle de pH (Kunjapur; Eldridge, 2010).

Figura 1 – Sistemas abertos de PBRs



a) Reatores de tanque circular (Fonte: Lundquist et al., 2010); b) Reatores *raceway* (Fonte: Santos-Ballardo; Valdez-Ortiz; Rossi-Heras, 2016)

3.7.2 Sistemas fechados

Sistemas fechados de cultivo de microalgas são caracterizados por proporcionarem um ambiente controlado, relativamente isolado do ambiente externo, permitindo a manutenção de um ambiente livre de contaminantes e a regulação precisa de fatores como temperatura, luz, pH, e aeração (Pulz, 2001). Como resultado, PBRs fechados são capazes de se aproximar das condições ideais de cultivo, aumentando a eficiência da fotossíntese algal e a taxa de produção de biomassa.

Em comparação com sistemas abertos, sistemas fechados apresentam diversas vantagens que os tornam mais adequados para operações que demandem alta precisão e controle sobre as condições de cultivo, apesar de exigirem investimentos iniciais mais elevados e maior consumo de energia. A escolha entre os dois tipos de sistemas depende dos objetivos do cultivo, da escala da operação e da viabilidade econômica do método escolhido. A Tabela 3, adaptada de Carvalho et al. (2006), mostra os principais pontos de comparação entre os dois tipos de sistema.

Tabela 3 – Comparação entre as características de sistemas abertos e fechados

Característica	**Sistemas abertos**	**Sistemas fechados**
Relação área-volume	Grande (de 4 a 10 vezes maior que o sistema fechado)	Pequena
Espécies de algas	Seleção restrita	Seleção mais ampla
Densidade populacional	Baixa	Alta
Eficiência de colheita	Baixa	Alta
Período viável de cultivo	Limitado	Estendido
Possibilidade de contaminação	Possível	Improvável
Perda de água por evaporação	Possível	Prevenida
Eficiência de utilização da luz	Ruim/Moderada	Moderada/Excelente
Transferência de gases	Ruim	Moderada/Alta
Mecanismo de controle de temperatura	Limitado	Excelente
Investimento de capital	Relativamente menor	Relativamente maior
Parâmetros de maior custo	Agitação	Controle de Oxigênio, controle de temperatura

Fonte: Adaptado de Carvalho et al. (2006)

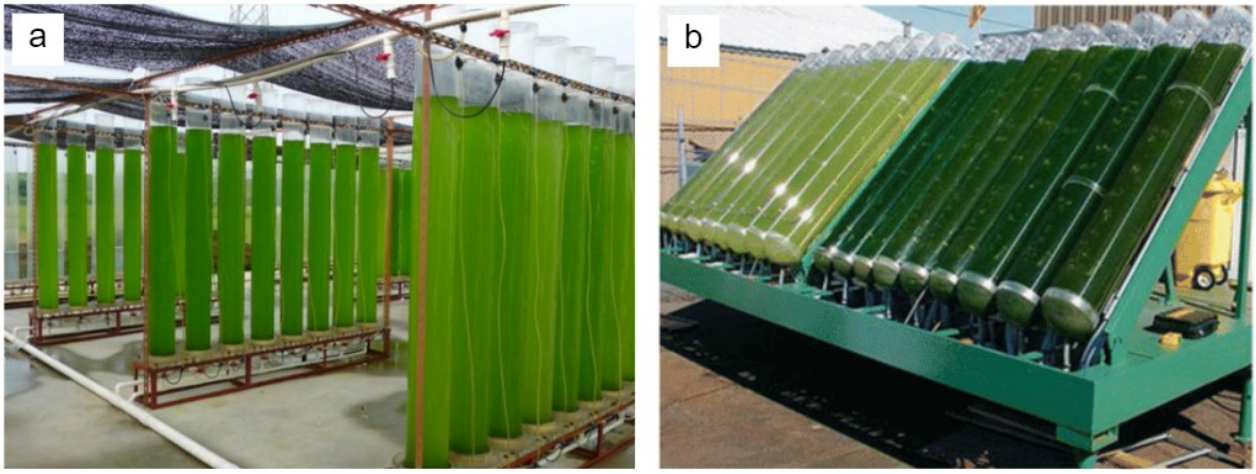
Segundo Penloglou et al. (2024), durante o período de 2020 a 2023, os tipos de PBRs fechados apresentados a seguir receberam o maior número de pesquisas:

a) PBR de coluna de bolhas: consistem em vasos cilíndricos e transparentes, aerados por um distribuidor de gás que alimenta o sistema com bolhas de diâmetro pequeno, proporcionando uma área de transferência de massa entre gás e líquido elevada. Essa aeração fornece CO_2 às culturas e induz o movimento do líquido e a dispersão, contribuindo para uma distribuição

b) PBR *airlift*: utilizam bolhas de CO_2 de diâmetro reduzido para otimizar a transferência de massa entre gás e líquido, de forma similar a PBRs de coluna de bolhas. Possuem uma placa defletora ou um tubo central que divide seu volume interno em duas zonas interligadas, criando duas correntes distintas. A aeração é realizada em apenas um dos compartimentos, chamado de *riser*, induzindo um fluxo ascendente, enquanto no outro compartimento, denominado *downcomer*, o líquido flui na seção descendente (Sánchez-Mirón et al., 2002). Esses reatores apresentam vantagens como alta transferência de massa, boa mistura com baixo estresse de cisalhamento, baixo consumo de energia e fácil operação em condições estéreis; contudo, o *scale up* desses reatores é um processo mais desafiador devido ao seu padrão de fluxo complexo (Sánchez-Mirón et al., 1999).

A Figura 2 apresenta imagens de PBRs de coluna de bolhas e de PBRs *airlift*, ambos categorizados como PBRs verticais:

Figura 2 – Sistemas fechados de PBRs verticais



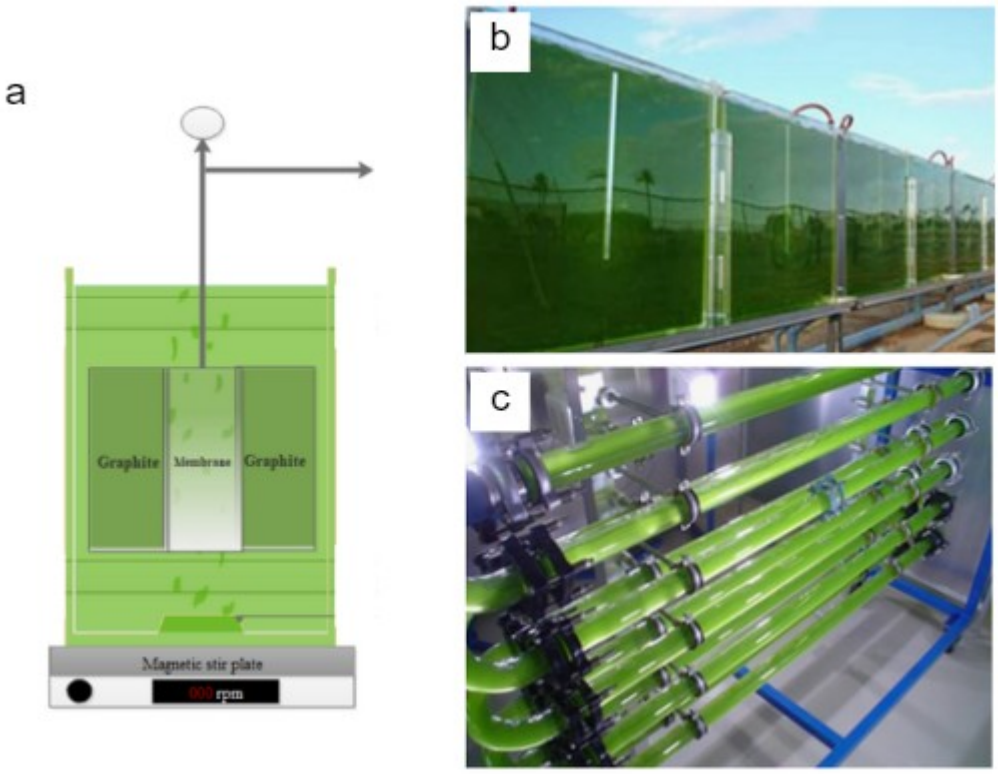
a) Reatores de coluna de bolhas (Fonte: Huo et al., 2018); b) Reatores *airlift* (Fonte: Santos-Ballardo; Valdez-Ortiz; Rossi-Heras, 2016).

c) PBR de painel plano: possuem uma geometria cuboidal que proporciona uma relação entre superfície e volume consideravelmente maior do que configurções cilíndricas, aumentando a superfície de captação de luz disponível para o crescimento das microalgas (Hu et al., 1998). Na maioria dos casos, a mistura e o transporte da fase líquida são realizados por meio da injeção de um fluxo de gás, de forma similar ao reator de coluna de bolhas; entretanto, a produtividade desses reatores é considerada superior (Ugwu et al., 2008). Em escala industrial, o uso de PBRs de painel plano é limitado pela escalabilidade dos sistemas de placas, sendo comum a combinação de um grande número desses reatores em um arranjo compacto de placas paralelas (Zhang et al., 2002).

d) PBR de membrana: utilizam membranas semipermeáveis para filtrar as microalgas suspensas no efluente e concentrar a biomassa, permitindo um processo de colheita mais eficiente e produzindo biomassa de maior valor agregado (Vo et al., 2019). Por serem capazes de operar sob tempos de retenção hidráulica reduzidos e tempos de retenção de sólidos mais extensos, PBRs de membrana têm a capacidade de tratar efluentes mais concentrados, alcançando taxas de remoção de Nitrogênio e Fósforo superiores em comparação com outros tipos de PBRs (Najafi Chaleshtori et al., 2022). A Figura 3 mostra uma representação gráfica de um dos PBRs de membrana utilizados no estudo de Amini et al. (2022).

e) PBR tubular: são os PBRs fechados mais utilizados para o cultivo em larga escala de microalgas, frequentemente operados ao ar livre sob luz natural. Esses reatores são geralmente construídos de vidro ou plástico e utilizam bombas ou sistemas de *airlift* para circular o meio de cultivo. Os tubos podem ser dispostos em estruturas retas, enroladas, cônicas ou em circuito, sendo que a geometria e o arranjo escolhidos determinam o ângulo de contato da cultura com a fonte de iluminação e as características do fluxo. Assim como os reatores de painel plano, os reatores tubulares possuem uma alta relação superfície-volume, com diâmetros de tubos que variam entre 10 mm e 60 mm, e comprimentos que podem alcançar várias centenas de metros (Koller, 2015).

Figura 3 – Outros sistemas fechados de PBRs



a) Representação gráfica de um PBR de membrana em escala laboratorial (adaptado de Amini et al., 2022) ; b) PBRs de painéis planos (Fonte: Bitog et al., 2011); c) PBRs horizontais tubulares (Fonte: Bitog et al., 2011).

4 TRATAMENTO DE EFLUENTES POR PBRS

Neste capítulo, serão apresentados e discutidos os resultados de estudos recentes que investigam a eficácia de diferentes configurações de PBRs fechados no tratamento de efluentes. A Tabela 4 resume os principais parâmetros operacionais observados nesses sistemas e destaca as eficiências de remoção de Nitrogênio, Fósforo e DQO, indicadores fundamentais para avaliar a performance de reatores na remediação de efluentes. Além disso, dados sobre a produtividade da biomassa foram incluídos, considerando sua importância econômica e seu impacto na viabilidade dos sistemas analisados.

Tabela 4 – Parâmetros operacionais de tratamentos de efluente e seus resultados

Microrganismos	Reator e parâmetros operacionais	Efluente	Tempo de cultivo (dias)	Eficiência de remoção			Produtividade máxima de biomassa (mg L^{-1} d^{-1})	Ref.
				Nitrogênio	Fósforo	DQO		
Chlorella vulgaris	PBR *airlift* (1,8 L), L = 50 µmol m^2 s^{-1}, L:E = 14:10, Aeração = 0,2 L/min	Efluente de estação de tratamento de esgoto	5	~88,6% (TN)	~85,0% (TP)	N/D	~204,2	(Liu et al., 2020)
Chlorella pyrenoidosa	PBR *airlift* (1,8 L), L = 50 µmol m^2 s^{-1}, L:E = 14:10, Aeração = 0,2 L/min	Efluente de estação de tratamento de esgoto	5	~96,0% (TN)	~88,1% (TP)	N/D	~253,2	(Liu et al., 2020)
Scenedesmus obliquus	PBR *airlift* (1,8 L), L = 50 µmol m^2 s^{-1}, L:E = 14:10, Aeração = 0,2 L/min	Efluente de estação de tratamento de esgoto	5	~93,4% (TN)	~91,6% (TP)	N/D	~228,7	(Liu et al., 2020)

Legenda: PBR = Fotobiorreator; L = iluminância ou quantidade de luz; L:E = ciclo luz:escuridão (em horas); T = temperatura; DQO = demanda química de Oxigênio; TN = Nitrogênio total; $N\text{-}NH_4^+$ = Nitrogênio amoniacal; TP = Fósforo total; $P\text{-}PO4^{3-}$ = fosfatos; N/D = dado não disponível.

Tabela 4 (continuação) – Parâmetros operacionais de tratamentos de efluente e seus resultados

Microrganismos	Reator e parâmetros operacionais	Efluente	Tempo de cultivo (dias)	Eficiência de remoção			Produtividade máxima de biomassa (mg L^{-1} d^{-1})	Ref.
				Nitrogênio	Fósforo	DQO		
Scenedesmus dimorphu	PBR *airlift* (1,8 L), L = 50 µmol m^2 s^{-1}, L:E = 14:10, Aeração = 0,2 L/min	Efluente de estação de tratamento de esgoto	5	~96,3% (TN)	~82,3% (TP)	N/D	~196,0	(Liu et al., 2020)
Spirulina platensis	PBR de frasco de Erlenmeyer (1,5 L), L = 6.7 W cm^{-2}, L:E = 14:10, T = 25 ºC	Efluente de tanque séptico	28	99,0% (Nitrogênio inorgânico)	99,0% (TP)	64,5%	N/D	(Almomani et al., 2020)
Cultura mista de algas (M.X)	PBR de frasco de Erlenmeyer (1,5 L), L = 6.7 W cm^{-2}, L:E = 14:10, T = 30 ºC	Efluente de tanque séptico	28	99,6% (Nitrogênio inorgânico)	99,4% (TP)	97,2%	N/D	(Almomani et al., 2020)

Legenda: PBR = Fotobiorreator; L = iluminância ou quantidade de luz; L:E = ciclo luz:escuridão (em horas); T = temperatura; DQO = demanda química de Oxigênio; TN = Nitrogênio total; $N\text{-}NH_4^+$ = Nitrogênio amoniacal; TP = Fósforo total; $P\text{-}PO4^{3-}$ = fosfatos; N/D = dado não disponível.

Tabela 4 (continuação) – Parâmetros operacionais de tratamentos de efluente e seus resultados

Microrganismos	Reator e parâmetros operacionais	Efluente	Tempo de cultivo (dias)	Eficiência de remoção			Produtividade máxima de biomassa (mg L^{-1} d^{-1})	Ref.
				Nitrogênio	Fósforo	DQO		
Monoraphidium sp. SVMIICT6	PBR de painel plano (50 L), L = luz natural, L:E = 16:8, T = 30 ± 2 °C	Efluente de laticínios sintético	8	83,5% ($N\text{-}NO_3^-$)	60%	75,5%	50,9	(Kuravi e Mohan, 2022)
Chlorella sorokiniana AK-1	PBR de vidro (1 L), L = 150 µmol m^2 s^{-1}; L:E = 24:0; T = 27°C; Aeração = 0.1 vvm	Efluente de suinocultura	15	97,0% (TN)	92,8% (TP)	90,1%	N/D	(Chen et al., 2020)
Chlorella sorokiniana MS-C1	PBR de vidro (1 L), L = 150 µmol m^2 s^{-1}; L:E = 24:0; T = 27°C; Aeração = 0.1 vvm	Efluente de suinocultura	15	72,7% (TN)	97,6% (TP)	70,3%	N/D	(Chen et al., 2020)
Chlorella sorokiniana TJ5	PBR de vidro (1 L), L = 150 µmol m^2 s^{-1}; L:E = 24:0; T = 27°C; Aeração = 0.1 vvm	Efluente de suinocultura	15	72.7% (TN)	97.5% (TP)	78.5%	N/D	(Chen et al., 2020)

Tabela 4 (continuação) – Parâmetros operacionais de tratamentos de efluente e seus resultados

Microrganismos	Reator e parâmetros operacionais	Efluente	Tempo de cultivo (dias)	Eficiência de remoção			Produtividade máxima de biomassa (mg L^{-1} d^{-1})	Ref.
				Nitrogênio	Fósforo	DQO		
Scenedesmus acutus	PBR de coluna de bolhas (45 L), L= luz natural, T = 20-30 °C,	Efluente da indústria de processamento de carne	10	100% ($N\text{-}NH_4^+$)	100%	54.3%	483,33	(Magalhães et al., 2022)
Scenedesmus acutus	PBR de coluna de bolhas (45 L), L= luz natural, T = 20-30 °C,	Efluente da indústria de processamento de carne	10	59.5% ($N\text{-}NH_4^+$)	100%	49,7%	95,00	(Magalhães et al., 2022)

Legenda: PBR = Fotobiorreator; L = iluminância ou quantidade de luz; L:E = ciclo luz:escuridão (em horas); T = temperatura; DQO = demanda química de Oxigênio; TN = Nitrogênio total; $N\text{-}NH_4^+$ = Nitrogênio amoniacal; TP = Fósforo total; $P\text{-}PO4^{3-}$ = fosfatos; N/D = dado não disponível.

Tabela 4 (continuação) – Parâmetros operacionais de tratamentos de efluente e seus resultados

Microrganismos	Reator e parâmetros operacionais	Efluente	Tempo de cultivo (dias)	Eficiência de remoção			Produtividade máxima de biomassa (mg L^{-1} d^{-1})	Ref.
				Nitrogênio	Fósforo	DQO		
Chlorella vulgaris	PBR de membrana (60 L), L= 4000 lux, T = 29-31°C, Aeração = 60 mL/min	Efluente de suinocultura	15	74,55% ($N\text{-}NH_4^+$)	69,85% ($P\text{-}PO4^{3-}$)	65,85%	71	(Nguyen et al., 2022)
Chlorella vulgaris	PBR de membrana assistido por eletrocinética (10 L), L = 8400 lux, T = 25 ± 0.8 °C	Efluente sintético de esgoto municipal	49	43 ± 2% (TN)	97.98% (TP)	N/D	53	(Amini et al., 2022)
Chlorella vulgaris	PBR de membrana (10 L), L = 8400 lux, T = 25 ± 0.8 °C	Efluente sintético de esgoto municipal	49	68 ± 3% (TN)	41.81% (TP)	N/D	70.66	(Amini et al., 2022)

Legenda: PBR = Fotobiorreator; L = iluminância ou quantidade de luz; L:E = ciclo luz:escuridão (em horas); T = temperatura; DQO = demanda química de Oxigênio; TN = Nitrogênio total; $N\text{-}NH_4^+$ = Nitrogênio amoniacal; TP = Fósforo total; $P\text{-}PO4^{3-}$ = fosfatos; N/D = dado não disponível.

4.1 Comparação de espécies de microalgas para o tratamento de efluentes e fixação de CO_2 de corrente gasosa

O estudo realizado por Liu et al. (2020) avaliou o cultivo de quatro espécies de microalgas, *Chlorella vulgaris*, *Chlorella pyrenoidosa*, *Scenedesmus obliquus* e *Scenedesmus dimorphu,* cultivadas em um efluente de uma estação de tratamento de esgoto (ETE) sob suprimento contínuo de corrente gasosa contendo CO_2. Os resultados demonstraram diferenças significativas no desempenho dessas espécies em termos de crescimento, remoção de nutrientes e acúmulo de lipídios.

Os experimentos de cinco dias revelaram que *S. obliquus* teve a maior produção total de biomassa, alcançando 0,76 g L^{-1}, seguida por *C. pyrenoidosa* com 0,71 g L^{-1} e *S. dimorphu* com 0,58 g L^{-1}, enquanto *C. vulgaris* teve o menor crescimento, com 0,36 g L^{-1}. Este resultado sugere que *S. obliquus* tem uma maior capacidade de acúmulo de biomassa quando cultivada em efluente de ETE sob condições similares às do estudo. A evolução da taxa de crescimento específico também variou entre espécies, com *C. vulgaris* e *C. pyrenoidosa* exibindo taxas mais altas nos estágios iniciais. A *S. obliquus*e e a *S. dimorphu* mantiveram um crescimento mais sustentado ao longo do tempo, evidenciando que diferentes espécies de microalgas têm capacidades distintas de adaptação e utilização de recursos ao longo do período de cultivo.

A remoção de nutrientes, especificamente Nitrogênio total (TN) e Fósforo total (TP), também variou significativamente entre as espécies. *S. obliquus* demonstrou a maior capacidade de remoção de TN, reduzindo a concentração para 0,83 mg L^{-1} após três dias de cultivo. Por outro lado, *C. vulgaris* mostrou a taxa de consumo de Fósforo mais rápida, reduzindo a concentração de TP de 0,46 mg L^{-1} para 0,01 mg L^{-1} nos primeiros três dias, embora sua capacidade de remoção de TN tenha sido inferior. Esses resultados demonstram a variância na efetividade da absorção de nutrientes entre espécies, o que impacta diretamente na escolha do microrganismo ideal para o tratamento de determinados efluentes.

Os autores também examinaram o acúmulo de lipídios nas espécies estudadas, dada sua importância para a produção de biocombustíveis. No estudo, *S. dimorphu* apresentou o maior teor de lipídios (30,8%), seguida por *C. vulgaris* (29,1%) e *C. pyrenoidosa* (24,4%), enquanto *S. obliquus* apresentou o menor valor (17,0%). Apesar da alta remoção de CO_2 por *S. obliquus* e sua alta produtividade de biomassa, o baixo acúmulo de lipídios sugere que esta espécie pode não ser a mais adequada para a produção de biocombustíveis, quando comparada às demais microalgas do estudo.

O mesmo estudo demonstrou que as quatro espécies de microalgas avaliadas apresentaram desempenhos distintos em termos de crescimento, remoção de nutrientes e acúmulo de lipídios. *S. obliquus* destacou-se por apresentar maior produção de biomassa e pela taxa mais elevada de fixação de Carbono, enquanto *S. dimorphu* apresentou o maior teor de lipídios, tornando-se uma candidata promissora para a produção de biocombustíveis. As microalgas *C. vulgaris* e *C. pyrenoidosa* exibiram crescimento rápido nos estágios iniciais, enquanto que *S. obliquus* e *S. dimorphu* mantiveram um crescimento mais estável ao longo do tempo, indicando maior resiliência diante de suas condições de cultivo. Esses resultados evidenciam a importância de selecionar a espécie de microalga com base nos objetivos específicos do processo de tratamento de efluentes.

O estudo realizado por Almomani et al. (2019) investigou a utilização de *Spirulina platensis* e de uma cultura mista de microalgas para o tratamento de efluentes e a captura simultânea de CO_2 proveniente de corrente gasosa. Para comparar o desempenho das duas culturas, o trabalho analisou fatores como taxa de crescimento específico, produtividade de biomassa, taxa de remoção de Carbono e eficiência na remoção de matéria orgânica e nutrientes.

No que se refere à produtividade, ambos os cultivos apresentaram melhora com o aumento da concentração de CO_2 até o valor ótimo de 10% (v/v), após o qual um acréscimo na concentração de CO_2 teve um efeito negativo no crescimento. Sob condições ideais, a cultura mista superou a *S. platensis*, com uma produtividade de 384 $mg\,L^{-1}\,d^{-1}$ contra 246 $mg\,L^{-1}\,d^{-1}$ da *S. platensis*. A taxa de biofixação de CO_2 da cultura

mista também foi superior, atingindo 0,460 g L^{-1} d^{-1}, comparado a 0,360 g L^{-1} d^{-1} na *S. platensis* (valores não constantes na tabela).

No tratamento de efluentes, a cultura mista mostrou-se significativamente mais eficiente na remoção de matéria orgânica e nutrientes. A eficiência de remoção de DQO pela cultura mista alcançou 97,2% a 30 ºC, enquanto a *S. platensis* apresentou uma remoção de até 82,6% nas mesmas condições experimentais, a 30 ºC e 64,5% a 25 ºC. Em termos de remoção de Nitrogênio e Fósforo, a cultura mista também se destacou, removendo 99,6% de Nitrogênio total inorgânico e 99,41% de TP a 30 ºC, em comparação com 99,0% de remoção de ambos os nutrientes pela *S. platensis* a 25 ºC.

Esses resultados sugerem que a cultura mista estudada é uma alternativa mais robusta e eficiente para o tratamento de efluentes e para a captura de CO_2 do que *S. platensis* para sistemas com características semelhantes ao do estudo. A cultura mista possui diversas espécies em si, permitindo uma adaptação mais ampla às condições ambientais dos efluentes, resultando em melhor desempenho na absorção de nutrientes e na biofixação de CO_2. A aplicação de culturas mistas de microalgas pode, portanto, oferecer vantagens significativas para a mitigação de emissões de CO_2 e o tratamento avançado de efluentes.

4.2 Estudo de espécies de microalgas para o tratamento de efluentes agroindustriais

O estudo de Kuravi e Mohan (2022) investigou o cultivo mixotrófico da microalga *M onoraphidium sp.* SVMIICT6 em efluente sintético similar ao da indústria de laticínios (*synthetic dairy watewater*), utilizando um PBR de painel plano. Esse sistema foi escolhido devido à sua capacidade de melhorar a eficiência da remoção de nutrientes e a produtividade de biomassa, comparado a outros tipos de reatores. O tratamento foi conduzido ao longo de oito dias, sob um ciclo de fotoperíodo de 16:8 h, em condições de luz natural e temperatura controlada de 30 ± 2 °C.

Durante o experimento, a *Monoraphidium sp. SVMIICT6* demonstrou alta eficiência na remoção de compostos orgânicos e nutrientes presentes no efluente. A eficiência de remoção de DQO, nitratos e fosfatos foi de 75%, 85%, e 60%, respectivamente. Esses

valores destacam a capacidade da microalga em utilizar o Carbono orgânico e os nutrientes disponíveis para promover seu crescimento celular, o que resultou em uma produtividade de biomassa de 50 mg L^{-1} d^{-1}. A composição bioquímica da biomassa mostrou uma alta concentração de carboidratos (228,8 mg g^{-1}), proteínas (88,8 mg g^{-1}), e lipídios (25%).

O estudo também analisou o perfil de ácidos graxos metil éster da biomassa, identificando o ácido heptadecanóico como o componente predominante, seguido pelo ácido miristoleico, ambos apresentando propriedades nutracêuticas importantes. A presença elevada, tanto de ácidos graxos saturados quanto insaturados na biomassa, indica que ela possui um grande potencial de uso em produtos médicos e industriais; somado a isso, devido ao seu conteúdo rico em Carbono, Nitrogênio e Fósforo, a biomassa de *Monoraphidium sp.* apresenta potencial para uso como biofertilizante, agregando ainda mais valor comercial à espécie.

Em suma, o estudo evidencia o potencial dessa microalga para o tratamento de efluentes da indústria de laticínios, apresentando eficácia na remoção de poluentes ao mesmo tempo que produz biomassa de alto valor agregado. Esse processo, portanto, se apresenta como uma solução sustentável e economicamente viável para a gestão de resíduos industriais.

O estudo conduzido por Chen et al. (2020) investigou a eficácia da *Chlorella sorokiniana* AK-1 no tratamento de efluentes de suinocultura, destacando seu potencial para remoção de nutrientes e produção de biomassa microalgal rica em proteínas e luteína. A pesquisa também revelou que essa microalga se adapta bem a diferentes concentrações de efluente, mantendo alta eficiência tanto na remoção de poluentes quanto na geração de biomassa de valor agregado. Neste contexto, a *Chlorella sorokiniana* AK-1 foi selecionada entre três cepas testadas (*Chlorella sorokiniana* AK-1, MS-C1, e TJ5) devido a sua produtividade de massa superior e seu melhor desempenho na remoção de nutrientes. Quando cultivada em efluente de suinocultura não tratado e diluído a 50%, a AK-1 alcançou uma concentração máxima de biomassa de 5,45 g L^{-1} e uma produtividade de biomassa de 360 mg L^{-1} d^{-1}. Este resultado reflete uma alta

eficiência na remoção de DQO, TN e TP, com eficiências de 84,3%, 90,1% e >99,6%, respectivamente.

O estudo também investigou a resposta da microalga a diferentes concentrações do efluente, avaliando o seu desempenho em misturas do efluente diluído de suinocultura com quatro intensidades diferentes do meio de cultivo sintético BG-11 (0%, 25%, 50% e 100%). Os resultados indicaram que o cultivo sob o efluente sem adição de BG-11 esteve consistentemente entre os mais eficazes em termos de produtividade de biomassa, produção de proteína e luteína e eficiência na remoção de DQO, TN e TP do sistema. Isso sinaliza que a *Chlorella sorokiniana* AK-1 pode ser cultivada de maneira eficiente diretamente em efluente de suinocultura, sem a necessidade de suplementação, simplificando o processo e reduzindo custos operacionais.

4.3 Comparação entre PBR de coluna de bolhas e *high-rate pond* para o tratamento de efluente de indústria de carne

O estudo de Magalhães et al. (2022) realizou uma comparação detalhada entre um PBR de coluna de bolhas e um tanque de alta taxa (*high-rate pond*, HRP) aplicados ao tratamento de efluentes de uma indústria de carne. As diferenças observadas entre os dois sistemas são notáveis em relação à produtividade de biomassa, eficiência de remoção de nutrientes e impactos ambientais.

O PBR apresentou uma vantagem em termos de produtividade de biomassa, com uma taxa de crescimento específico máximo de 0,23 d^{-1} e uma produtividade de 483,33 mg L^{-1} d^{-1}. Essa eficiência é atribuída ao melhor controle das condições de operação no PBR, que permite uma mistura mais eficaz de gases e um ambiente controlado de temperatura e CO_2, resultando em uma remoção completa de Nitrogênio amoniacal, medida em 100%. Em contrapartida, o HRP apresentou uma remoção de 59,5% de N-NH_4^+, além de uma menor taxa de crescimento de 0,19 d^{-1} e uma produtividade de 95,00 mg L^{-1} d^{-1}.

Ambos os sistemas demonstraram alta eficiência na remoção de Fósforo, atingindo 100% de remoção, o que destaca a capacidade das microalgas de utilizarem o

nutriente para seu crescimento. Em relação aos níveis de DQO do sistema, o PBR apresentou uma remoção ligeiramente superior, com 54,3% em comparação aos 49,7% do HRP, indicando uma maior eficácia na degradação da matéria orgânica total. Contudo, o HRP se destacou na remoção de carbono orgânico dissolvido, apresentando uma eficiência de 79,4% e superando a eficiência de 52,7% do PBR (valores não constantes na tabela), o que sugere uma maior eficiência do HRP na remoção da fração solúvel do Carbono orgânico presente no efluente.

Os impactos ambientais significativamente menores do HRP são atribuídos principalmente a seu menor consumo energético: sua razão de energia líquida (*net energy ratio*, NER) de 14,23, comparado a 1,09 do PBR, indicando uma eficiência energética mais de 13 vezes maior e apontando o HRP como uma opção mais viável do ponto de vista energético e ambiental. Os valores relacionados ao cálculo do NER estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Comparação entre os balanços de energia do PBR e do HRP

Parâmetro	**PBR**	**HRP**
Produtividade de biomassa anual (*kg/ano)*	1,85E+00	1,39E+01
Consumo energético por quilo de biomassa produzido *(kWh/kg de biomassa)*	4,32E+00	3,32E−01
Consumo energético anual *(kWh/ano)*	7,97E+00	4,60E+00
Consumo energético anual *(GJ/ano)*	2,87E−02	1,66E−02
Conteúdo energético por quilo de biomassa *(GJ/kg de biomassa)*	1,70E−02	1,70E−02
Conteúdo energético de biomassa anual *(GJ/ano)*	3,14E−02	2,35E−01

NER da biomassa	1,09	14,23

Fonte: Adaptado de Magalhães et al. (2022)

A escolha entre os sistemas PBR e HRP depende das prioridades do processo de tratamento. O PBR é mais adequado para aplicações que exijam alta produtividade de biomassa, enquanto o HRP é preferível em situações que demandem eficiência energética e minimização de impactos ambientais. O estudo aponta como possível solução o uso de sistemas híbridos, combinando as vantagens de ambos os sistemas para produzir um cultivo eficaz e ambientalmente responsável, especialmente em indústrias que buscam otimizar o tratamento de efluentes e a produção sustentável de biomassa.

4.4 PBRs de membrana para o tratamento de efluentes

O estudo de Nguyen et al. (2022) investigou o uso de um PBR de membranas (MPBR) em escala piloto para o cultivo contínuo de *Chlorella. vulgaris* em efluente de suinocultura, com o objetivo de avaliar a remoção de nutrientes, como $NH4^+$ e PO_4^{3-}, e DQO.

O experimento foi conduzido em um MPBR com capacidade de 50 L, operado em três diferentes tempos de retenção hidráulica: 1,25, 2,5 e 5 dias. Os resultados demonstraram que o tempo de retenção hidráulica influenciou significativamente tanto o crescimento da biomassa quanto a eficiência de remoção dos poluentes. O maior tempo de retenção (5 dias) resultou na maior concentração de biomassa (1,1 g L^{-1}) e nas maiores eficiências de remoção de $NH4^+$ (74,55%), PO_4^{3-} (69,85%) e DQO (65,85%).

Durante os primeiros dias do experimento, observou-se uma fase de crescimento exponencial da microalga, especialmente nos sistemas operados com tempos de retenção de 2,5 e 5 dias. Esse período coincidiu com a rápida redução das concentrações de $NH4^+$ e PO_4^{3-}, indicando que a *C. vulgaris* foi capaz de assimilar efetivamente esses nutrientes. A redução da DQO também foi significativa, especialmente nos sistemas com

tempos de retenção mais longos, nos quais a microalga utilizou o Carbono orgânico disponível como fonte de energia, complementando a assimilação de CO_2 fornecido externamente.

O estudo conclui que o cultivo de *C. vulgaris* em um sistema MPBR apresenta alto potencial para a remoção de nutrientes e DQO, especialmente em efluentes de suinocultura. Os autores pontuam que a biomassa de microalga colhida nesse processo pode ser utilizada para a produção de biocombustíveis ou fertilizantes; no entanto, para a aplicação eficaz dessa tecnologia, é essencial a seleção cuidadosa das características do influente e do tempo de retenção hidráulica. Além disso, o fornecimento adequado de iluminação representa um desafio que precisa ser enfrentado em larga escala para o sucesso desta tecnologia.

O trabalho de Amini et al. (2022) apresenta uma investigação pioneira sobre a performance biológica de um PBR de membrana assistido por eletrocinética (EK-MPBR) para o tratamento de efluentes municipais. O estudo teve como objetivo avaliar o impacto da aplicação de um campo elétrico de baixa voltagem sobre a microalga *Chlorella vulgaris* e sua eficiência de remoção de nutrientes, especificamente Nitrogênio e Fósforo, em comparação com um PBR de membrana convencional (MPBR) sem a aplicação de campo elétrico.

Durante o experimento, foram operados dois PBRs de membrana em paralelo por um período de 49 dias, sendo que apenas um deles, o EK-MPBR, estava conectado a uma fonte de corrente contínua. As concentrações de sólidos suspensos líquidos mistos, DQO, morfologia dos flocos, remoção de TP e remoção de TN foram monitoradas ao longo do estudo. Os resultados mostraram que o EK-MPBR alcançou uma produção de biomassa comparável ao MPBR controle, sendo mais estável e ligeiramente superior durante os primeiros 39 dias de operação, o que sugere que a aplicação do campo elétrico estimulou o crescimento das microalgas.

Em termos de remoção de Fósforo, o EK-MPBR apresentou uma eficiência significativamente maior, atingindo uma remoção superior a 97%, em comparação aos 41% observados no MPBR controle. Este desempenho superior pode ser atribuído às

reações eletroquímicas que ocorrem na suspensão e ao aumento da força iônica no meio, facilitando a remoção do Fósforo através de adsorção em biomassas e precipitação. Por outro lado, a remoção de Nitrogênio no EK-MPBR foi inferior, variando entre 17,82% e 85%, enquanto o MPBR controle apresentou uma eficiência de remoção de TN entre 58% e 85%. Esse resultado sugere que o campo elétrico pode interferir nos processos de remoção de Nitrogênio, possivelmente devido a mudanças nas propriedades iônicas das microalgas causadas por reações eletroquímicas.

O estudo também revelou que o campo elétrico reduziu o pH do sistema ao longo do tempo, um comportamento que pode estar associado a reações eletroquímicas ao redor do cátodo, bem como a possível liberação de impurezas pelos eletrodos. Somado a isso, o trabalho pontua que o campo elétrico estimulou a nutrição heterotrófica da *C. vulgaris*, possível graças à glicose presente no efluente, contribuindo para a acidificação do meio por conta da produção de ácidos orgânicos.

Considerando os resultados, o estudo de Amini et al. demonstra que o EK-MPBR é uma tecnologia promissora para o tratamento de efluentes com alta eficiência de remoção de Fósforo e produção de biomassa comparável a sistemas convencionais. No entanto, a interferência do campo elétrico nos processos de remoção de Nitrogênio e a dimiuição do pH do sistema sugerem que mais pesquisas são necessárias para otimizar o desempenho desta tecnologia, especialmente em relação ao controle de incrustações na membrana e a eficiência de remoção de nutrientes.

5 BIOFIXAÇÃO DE CO_2 EM CORRENTES GASOSAS POR PBRS

Neste capítulo, serão apresentados e discutidos os resultados de estudos recentes que investigam a performance de diferentes configurações de PBRs fechados na biofixação de CO_2 em correntes gasosas. A Tabela 6 resume os principais parâmetros operacionais observados nos sistemas estudados e destaca a eficiência de remoção de CO_2, o principal indicador de performance de processos de biofixação. Assim, como no capítulo anterior, dados sobre a produtividade da biomassa também foram incluídos,

devido à sua importância para avaliar a viabilidade econômica dos sistemas e sua potencial aplicação em larga escala.

Tabela 6 – Parâmetros operacionais de tratamento de correntes gasosas e seus resultados

Microrganismos	Reator e parâmetros operacionais	Corrente gasosa	Tempo de cultivo (dias)	CO_2			Produtividade máxima de biomassa (mg L^{-1} d^{-1})	Ref.
				[CO_2]	F CO_2 (mg L^{-1} d^{-1})	Ef. remoção CO_2		
Chlorella vulgaris	PBR de coluna de bolhas (1000 mL), L = 2700 lux, L:E = 16:8, T = 25°C, Aeração = 0.5 L/min	Ar e CO_2	12	7%	633.73	35%	337	(Barahoei et al., 2020)
Acutodesmus obliquus	PBR de painel plano alveolar (17 L), L= 120 µmol m^2 s^{-1}, L:E = 24:0, T = 25°C, Aeração = 0.12 L/min	Ar e CO_2	7	N/D	N/D	64%	210	(Carone et al., 2022)

Legenda: PBR = Fotobiorreator; L = iluminância ou quantidade de luz; L:E = ciclo luz:escuridão (em horas); T = temperatura; [CO_2] = concentração inicial de CO_2; F CO_2 = taxa máxima de fixação de CO_2; Ef. remoção CO_2 = eficiência da remoção de CO_2; N/D = dado não disponível.

Tabela 6 (continuação) – Parâmetros operacionais de tratamentos de correntes gasosas e seus resultados

Microrganismos	Reator e parâmetros operacionais	Corrente gasosa	Tempo de cultivo (dias)	CO_2			Produtividade máxima de biomassa (mg L^{-1} d^{-1})	Ref.
				[CO_2]	F CO_2 (mg L^{-1} d^{-1})	Ef. remoção CO_2		
Scenedesmus obtusiusculus AT-UAM	PBR híbrido (*Raceway pond* 100 L + PBR coluna de bolhas 2,5 L), L = luz natural, T = 11–32°C	Gás de combustão formulado	20	15%	160.7	100%	69.0	(Estrada-Graf et al., 2020)
Scenedesmus obtusiusculus AT-UAM	PBR híbrido (*Raceway pond* 100 L + PBR de coluna de bolhas 2,5 L), L = luz natural, T = 13–29°C	Gás de exaustão de gerador	30	4%–5%	111.4	77%	41.8	(Estrada-Graf et al., 2020)
Chlorella vulgaris	PBR airlift com aspersor externo (20 L), L = 1400 lux, L:E = 12:12, T = 25 ± 2°C	Ar e CO2	9	2.3%	N/D	94%	N/D	(Azhand et al., 2020)

Legenda: PBR = Fotobiorreator; L = iluminância ou quantidade de luz; L:E = ciclo luz:escuridão (em horas); T = temperatura; [CO_2] = concentração inicial de CO_2; F CO_2 = taxa máxima de fixação de CO_2; Ef. remoção CO_2 = eficiência da remoção de CO_2; N/D = dado não disponível.

Tabela 6 (continuação) – Parâmetros operacionais de tratamentos de correntes gasosas e seus resultados

Microrganismos	Reator e parâmetros operacionais	Corrente gasosa	Tempo de cultivo (dias)	CO_2			Produtividade máxima de biomassa (mg L^{-1} d^{-1})	Ref.
				[CO_2]	F CO_2 (mg L^{-1} d^{-1})	Ef. remoção CO_2		
Botryococcus braunii	PBR de coluna de bolhas (900 mL), L = 80 µmol m² s^{-1}, L:E = 24:0, T = 20 ± 1°C, Aeração = 0.1 vvm	Ar e CO2	15	10%	356 ± 188	6.78 ± 3.58%	190	(Rodas-Zuluaga et al., 2021)
Botryococcus braunii	PBR de coluna de bolhas (900 mL), L = 80 µmol m² s^{-1}, L:E = 24:0, T = 20 ± 1°C, Aeração = 0.1 vvm	Ar e CO2	15	20%	532 ± 56	20.70 ± 0.21%	290	(Rodas-Zuluaga et al., 2021)
Scenedesmus sp.	PBR de coluna de bolhas (900 mL), L = 80 µmol m² s^{-1}, L:E = 24:0, T = 20 ± 1°C, Aeração = 0.1 vvm	Ar e CO2	15	10%	347 ± 183	6.60 ± 3.49%	190	(Rodas-Zuluaga et al., 2021)
Scenedesmus sp.	PBR de coluna de bolhas (900 mL), L = 80 µmol m² s^{-1}, L:E = 24:0, T = 20 ± 1°C, Aeração = 0.1 vvm	Ar e CO2	15	20%	2177 ± 22	5.06 ± 0.53%	1200	(Rodas-Zuluaga et al., 2021)

5.1 Comparação de cepas e espécies de microalgas para uso em biofixação de CO_2

O estudo de Rodas-Zuluaga et al. (2021) avaliou o impacto de diferentes concentrações de CO_2 no crescimento e na composição da biomassa das microalgas *Botryococcus braunii* e *Scenedesmus sp.*. As concentrações de CO_2 testadas (0,03%, 10% e 20%) revelaram comportamentos distintos entre as espécies, indicando a complexidade das respostas fisiológicas dessas microalgas às mudanças ambientais.

Para a *B. braunii*, observou-se que a maior concentração de CO_2 (20%) teve um efeito inibitório sobre o crescimento, resultando em uma produção de biomassa de apenas 0,26 g L^{-1}, comparado com 0,64 g L^{-1} obtidos a 0,03% de CO_2. Esse efeito adverso é atribuído à baixa capacidade de *B. braunii* de lidar com altos níveis de CO_2, o que compromete seu potencial de utilização em ambientes com emissões elevadas do gás. Em contraste, a *Scenedesmus sp.* apresentou um aumento significativo em sua produção de biomassa sob maiores concentrações de CO_2. Sua maior produção de biomassa foi obtida a 20% de CO_2, com um valor de 1,95 g L^{-1}, seguido por 10% de CO_2 com 0,9 g L^{-1} e, por fim, 0,72 g L^{-1} a 0,03% de CO_2. Esses resultados indicam que essa microalga possui um potencial significativo para a aplicação industrial na biofixação de CO_2, especialmente em ambientes com elevadas concentrações desse gás.

Em relação à composição da biomassa, observou-se que a maior produção de carboidratos para *B. braunii* ocorreu na menor concentração de CO_2 (0,03%), atingindo 366 mg L^{-1}, enquanto que *Sascenedesmus sp.* obteve sua maior produção de carboidratos (444 mg L^{-1}) a 20% de CO_2. No que diz respeito à produção de proteínas, *B. braunii* produziu 84 mg L^{-1} a 0,03% de CO_2, ao passo que *Scenedesmus sp.* alcançou 259 mg L^{-1} a 20% de CO_2. Para a produção de lipídios, *B. braunii* também apresentou melhor desempenho a 0,03% de CO_2, com 113,08 mg L^{-1}, enquanto *Scenedesmus sp.* produziu 350,55 mg L^{-1} de lipídios a 20% de CO_2. Os dados obtidos indicam que a resposta metabólica das microalgas às diferentes concentrações de CO_2 não é linear e depende fortemente da espécie e da concentração de CO_2.

O estudo destaca o maior potencial de *Scenedesmus sp.* para a biofixação industrial de CO_2, especialmente em contextos com alta concentração do gás, como em emissões de gases de combustão. A capacidade dessa microalga de prosperar em ambientes com altos níveis de CO_2, associada a sua notável produção de biomassa com valor agregado, reforça sua viabilidade como uma solução viável para a captura e fixação de CO_2 em escala industrial.

5.2 Estudos sobre variáveis operacionais em PBRs de coluna de bolhas e PBRs *airlift*

O estudo de Barahoei et al. (2020) demonstrou que.o tamanho das bolhas em reatores de coluna de bolhas desempenha um papel importante na eficiência de fixação de CO_2 e na taxa de crescimento de microalgas. A variação no tamanho das bolhas afeta diretamente a taxa de transferência de massa entre o gás e o líquido, influenciando o desempenho geral do reator.Dois tipos de dispersores de ar foram estudados, com tamanhos de orifício diferentes, para gerar bolhas de distintos diâmetros em um PBR de coluna de bolhas. As bolhas menores, com diâmetro médio de 622 µm, apresentaram uma eficiência significativamente maior na fixação de CO_2 e na produtividade de biomassa em comparação com as bolhas maiores, com diâmetro médio de 1229 µm. Especificamente, a eficiência de utilização de CO_2 foi de 35% para as bolhas menores, enquanto as bolhas maiores alcançaram apenas 20%. Ademais, os resultados experimentais indicaram que, ao se utilizar uma concentração de 7% de CO_2 e bolhas menores, a produtividade máxima de biomassa foi de 337 mg L^{-1} d^{-1}, com uma taxa de fixação de CO_2 de 633,7 mg L^{-1} d^{-1}. Em contraste, as bolhas maiores apresentaram uma produtividade de biomassa significativamente menor, demonstrando a importância do controle preciso do tamanho das bolhas para a otimização do desempenho do PBR.

Os autores pontuam que a menor velocidade de ascensão das bolhas pequenas aumenta o tempo de contato entre o gás e o meio líquido, proporcionando uma maior área de superfície para a transferência de massa. Essa maior área de contato é essencial para a eficiência do processo uma vez que facilita a dissolução do CO_2 no meio, promovendo uma maior taxa de crescimento das microalgas. Contribuindo para esse resultado, as

bolhas maiores tendem a subir mais rapidamente, reduzindo seu tempo de contato com as microalgas e, consequentemente, a eficiência de captura de CO_2.

Outro fator considerado pelo estudo é que as bolhas menores induzem uma maior turbulência no meio líquido, melhorando a homogeneidade da mistura e a exposição das células de microalga à luz, fator essencial para a fotossíntese e, portanto, para o crescimento celular. No entanto, o estudo ressalta a importância de se balancear a taxa de aeração, visto que agitação excessiva pode gerar campos de cisalhamento intensos, resultando em danos celulares e comprometimento da produtividade de biomassa.

O trabalho conclui que o controle do tamanho das bolhas é um parâmetro crítico no design e operação de reatores de bolhas para a captura de CO_2 e produção de biomassa de microalgas. A escolha de dispersores que gerem bolhas menores pode resultar em melhorias significativas na eficiência do processo, contribuindo para o desenvolvimento de tecnologias mais eficazes para a biofixação de CO_2.

O trabalho de Azhand et al. (2020) investigou o efeito da velocidade superficial do gás e do tipo de aspersor utilizado no desempenho de reatores airlift. O efeito da velocidade superficial do gás foi avaliado em um PBR airlift utilizando a microalga *Chlorella vulgaris*. As velocidades de gás testadas variaram de $1,88 \times 10^{-3}$ a $3,13 \times 10^{-3}$ m s^{-1}, e os resultados demonstraram que a eficiência de remoção de CO_2 e a taxa de crescimento celular são altamente dependentes desta variável operacional. A *C. vulgaris* apresentou um aumento na concentração celular máxima de $26,95 \times 10^{9}$ células L^{-1} sob a menor velocidade superficial de gás testada. No entanto, com o aumento da velocidade do gás, observou-se uma redução no crescimento celular, com a concentração celular máxima diminuindo para $18,95 \times 10^{9}$ células L^{-1} na maior velocidade de gás. Essa diminuição no crescimento pode ser atribuída à redução do tempo de residência das bolhas, que limita a absorção de CO_2 pelas microalgas.

A eficiência de remoção de CO_2 seguiu uma tendência semelhante ao comportamento do crescimento celular, com o valor máximo de 94% sendo alcançado na menor velocidade de gás e sofrendo uma diminuição progressiva da eficiência à medida que a velocidade do gás aumentava. Este comportamento destaca a importância de

otimizar a velocidade superficial do gás para maximizar tanto o crescimento de biomassa quanto a eficiência de fixação de CO_2 em sistemas de reatores *airlift*.

5.3 Desenvolvimento de novos equipamentos e técnicas

O estudo realizado por Carone et al. (2022) apresentou o desenvolvimento e a caracterização de um novo PBR de placas planas projetado para otimizar a fixação de CO_2 e aumentar a produtividade de biomassa microalgal. O PBR desenvolvido consiste em painéis planos alveolares com uma espessura de 1,3 cm, projetados para otimizar a utilização da luz e melhorar a transferência de massa gás-líquido do CO_2. O reator é composto por dois painéis planos interligados, feitos de policarbonato transparente, com uma área de superfície exposta à luz de 1,5 m² cada. Os painéis são iluminados por uma matriz de sete lâmpadas fluorescentes, proporcionando uma distribuição homogênea de luz. O sistema de circulação do meio de cultivo é movido por uma bomba centrífuga, que promove a circulação do líquido através dos painéis planos de baixo para cima, facilitando a dissolução eficiente do CO_2 na fase líquida. O tanque de mistura, fabricado em polietileno de alta densidade (HDPE), foi projetado para minimizar a sedimentação da biomassa, garantindo uma mistura homogênea do cultivo.

A configuração hidráulica do reator permitiu a escolha entre três níveis de potência, ajustando a taxa de fluxo do líquido para otimizar a mistura e a transferência de CO_2. Os resultados experimentais indicaram que a melhor performance foi obtida com uma taxa de fluxo de CO_2 de 0,12 L min^{-1}; nesta configuração, o reator atingiu uma eficiência de biofixação de CO_2 de 64%, com uma produtividade volumétrica média de biomassa de 210 mg L^{-1} d^{-1}. Além disso, esse estudo ressaltou a eficiência energética do sistema, com um consumo energético bruto estimado entre 27 e 46 Wh m^{-3} para o manuseio do fluido, sem custos adicionais associados à injeção de CO_2 ou desgaseificação de O_2. A matriz de iluminação artificial apresentou uma intensidade média de luz de 120 µmol m^{-2} s^{-1}, com um coeficiente de uniformidade de 40%, assegurando que as flutuações de luz não impactassem significativamente o crescimento da biomassa.

Os autores concluíram que o protótipo de PBR de placas planas proposto representa um avanço promissor na aplicação industrial da tecnologia de fixação de CO_2 por microalgas, com potencial para ser escalonado em cenários industriais. A configuração do sistema, incluindo o controle remoto e a automação via a integração em rede com outros dispositivos, posiciona o reator como uma solução tecnologicamente avançada e energeticamente eficiente para a mitigação de CO_2 e produção de biomassa de alta qualidade.

O estudo de Estrada-Graf et al. (2020) propõe a utilização de um PBR híbrido acoplado a uma etapa de recuperação de biomassa por eletrocoagulação-flotação (ECF) de microalga *Scenedesmus obtusiusculus* AT-UAM. O PBR desenvolvido para o estudo consiste em um sistema combinado de uma coluna de bolhas de 2,5 L acoplada a um reator *raceway pond* de 100 L. Este arranjo permitiu uma melhoria na transferência de massa de CO_2, devido ao acoplamento da CB, que reduziu as perdas de CO_2 para a atmosfera, otimizando a fixação do Carbono pelas microalgas.

A operação do sistema foi realizada em dois experimentos utilizando diferentes correntes gasosas: um fluxo de gás formulado (15% de CO_2, 100 ppm de NO e 100 ppm de SO_2) e um gás de exaustão real de um gerador movido a gás liquefeito de petróleo (4–5% de CO_2, 0,9–1,23% de CO, 12–25 ppm de NO, 0–25 ppm de NO2 e 12–60 ppm de SO_2). Os resultados obtidos demonstraram que a eficiência de remoção do CO_2 foi de 100% para o gás formulado e de 77% para o gás de exaustão real, com taxas máximas de absorção de 182 mg L^{-1} d^{-1} e 111,4 mg L^{-1} d^{-1}, respectivamente. Além disso, a microalga apresentou uma assimilação de 61% do CO_2 como biomassa.

A recuperação da biomassa foi realizada através do processo de ECF, onde 88% da biomassa foi eficientemente recuperada utilizando uma câmara de ECF de 20 L acoplada a um sedimentador. Esse processo se mostrou energeticamente eficiente, com um consumo específico de 0,27 kWh kg^{-1} de biomassa recuperada, o que é substancialmente inferior ao consumo observado em técnicas tradicionais como a centrifugação.

Ao longo dos quase sete meses de operação, o sistema não apresentou contaminação por espécies invasoras, mantendo sua atividade fotossintética e capacidade de remoção de CO_2. Esse resultado é particularmente encorajador para a aplicação a longo prazo em tratamentos de gases de combustão, sugerindo que a combinação de um PBR híbrido com um sistema de recuperação de biomassa por ECF pode ser uma estratégia viável e sustentável para a mitigação de emissões de CO_2, além de proporcionar a produção de biomassa com potencial de aplicação em biocombustíveis ou outros produtos de valor agregado.

5.4 Análise geral

Os estudos revisados forneceram uma compreensão abrangente dos parâmetros mais relevantes que influenciam a eficiência de sistemas de biofixação de CO2 e produção de biomassa por microalgas. Entre os principais fatores envolvidos, destacam-se a seleção da espécie de microalga, a concentração de CO_2 na corrente gasosa, o tamanho das bolhas, a velocidade superficial do gás, e o design dos fotobiorreatores.

1. **Seleção da espécie de microalga**: A escolha da espécie de microalga é um fator determinante para a eficiência da biofixação de CO_2, pois diferentes espécies apresentam variações significativas na capacidade de crescimento, assimilação de CO_2 e produção de biomassa. No estudo de Rodas-Zuluaga et al. (2021), *Scenedesmus sp.* destacou-se pela maior produção de biomassa em concentrações elevadas de CO_2, enquanto *Botryococcus braunii* apresentou inibição do crescimento sob as mesmas condições. Além disso, as diferentes espécies de microalgas podem apresentar variações na composição bioquímica de sua biomassa: *Scenedesmus sp.* apresentou maior produção de carboidratos e proteínas, enquanto *Botryococcus braunii* teve melhor desempenho em termos de acúmulo de lipídios, especialmente sob concentrações mais baixas de CO_2. Essa diferença ilustra a importância de selecionar espécies adaptadas à corrente gasosa e aos demais parâmetros do meio do cultivo utilizado;

2. **Concentração de CO_2 na corrente gasosa**: A concentração de CO_2 testada foi um parâmetro chave no estudo de Rodas-Zuluaga et al. (2021), no qual *Scenedesmus sp.* teve melhor desempenho em concentrações elevadas de CO2, enquanto *Botryococcus braunii* teve seu crescimento inibido nessas condições. Esse resultado sugere que a escolha da espécie de microalga deve levar em conta a concentração de CO_2 disponível para captura e realização da fotossíntese, um aspecto particularmente relevante para aplicações industriais com altas emissões de carbono;

3. **Tamanho das bolhas e transferência de massa**: O tamanho das bolhas em PBRs de coluna de bolhas demonstrou ter um impacto direto na eficiência de fixação de CO2. O estudo de Barahoei et al. (2020) mostrou que bolhas menores aumentam significativamente a eficiência de fixação de CO2 e a produtividade de biomassa, em comparação com bolhas maiores, que apresentaram menor eficiência. Isso ocorre porque bolhas menores proporcionam maior tempo de contato entre o gás e o meio líquido, melhorando a transferência de CO2;

4. **Velocidade superficial do gás**: Em reatores *airlift*, a velocidade superficial do gás também se mostrou um fator crítico. No estudo de Azhand et al. (2020), menores velocidades de gás resultaram em maior eficiência de remoção de CO_2 e concentração celular de *Chlorella vulgaris*, enquanto maiores velocidades reduziram esses valores devido ao menor tempo de residência das bolhas, comprometendo a absorção de CO_2 pelas microalgas;

5. **Design do PBR**: O design de PBRs inovadores também teve um papel significativo nos trabalhos revisados. O trabalho de Carone et al. (2022) desenvolveu um PBR de placas planas que otimiza a transferência de CO_2 e a exposição à luz, alcançando uma eficiência de biofixação de 64% e uma produtividade de biomassa de 210 mg L^{-1} dia^{-1}. Além disso, o estudo de Estrada-Graf et al. (2020) mostrou que o uso de um PBR híbrido acoplado a um sistema de recuperação de biomassa por eletrocoagulação-flotação foi eficaz na remoção de

CO_2 e recuperação de biomassa, destacando a viabilidade dessas tecnologias para aplicação em larga escala.

6 CONCLUSÕES

Este trabalho revisou a literatura científica acerca de aplicações de microalgas em sistemas fechados para a biofixação de CO_2 e a remediação de efluentes, focando em tecnologias inovadoras e sustentáveis para mitigar os impactos ambientais das atividades humanas. Os estudos analisados abordaram diversas espécies de microalgas, configurações de PBRs e condições de cultivo, evidenciando a eficácia e versatilidade desses sistemas na captura de CO_2 de correntes gasosas e na remoção de nutrientes presentes em efluentes domésticos, agrícolas e industriais.

Os resultados revisados mostraram que a utilização de PBRs fechados pode ser uma solução viável e eficiente para a mitigação de emissões de gases de efeito estufa e o tratamento de efluentes em larga escala, considerando a flexibilidade dos sistemas para tratar diferentes tipos de correntes gasosas e efluentes industriais enquanto mantêm uma alta eficiência de fixação de CO_2, remoção de poluentes e produção de biomassa de valor agregado. Em meio aos estudos incluídos neste trabalho, os reatores mais proeminentes foram o PBR de membrana, que consistentemente obteve ótimas eficiências de remoção de nutrientes, especialmente em efluentes de suinocultura, e o PBR de coluna de bolhas.

Dentre as espécies de microalga estudadas, foram especialmente notáveis a *Chlorella vulgaris*, a *Scenedesmus obliquus,* e a *Chlorella sorokiniana*, utilizadas tanto em estudos para o tratamento de efluentes quanto de correntes gasosas. As três espécies se mostraram capazes de alcançar alta produtividade de biomassa sob parâmetros operacionais favoráveis, com o gênero *Chlorella* se mostrando especialmente adepto a sobreviver em efluentes com elevada carga de nutrientes. A *Scenedesmus obliquus* mostrou alta eficiência de biofixação de CO_2 em efluente de ETE, além de boa performance de assimilação de Nitrogênio e Fósforo; essa capacidade também é observada de maneira similar na *Chlorella vulgaris* e na *Chlorella sorokiniana*,

posicionando as três espécies como boas candidatas para o uso em operações de grande escala.

Entretanto, a eficiência dos sistemas de PBRs fechados está diretamente ligada à otimização dos parâmetros operacionais, como a concentração de CO_2, a intensidade luminosa, a temperatura e o tempo de retenção hidráulica, conforme evidenciado pela variação nos resultados observada em estudos que compararam diferentes configurações experimentais. Além disso, para maximizar a produção e a eficiência do sistema, é importante considerar as características específicas dos efluentes e das correntes gasosas e sua interação com as espécies de microalgas selecionadas e com a configuração dos PBRs.

Entre as limitações do presente estudo, destaca-se a necessidade de mais pesquisas que abordem a viabilidade econômica em larga escala da aplicação das tecnologias de PBRs, especialmente em comparação com os métodos tradicionais. Além disso, pesquisas a respeito dos desafios técnicos da área, como o controle de iluminação em sistemas de grande porte e a limitação quanto à escala de aplicação dos estudos em PBRs. Essa última limitação é atribuída à maioria das pesquisas em escala laboratorial, sendo necessária a validação em escalas piloto ou industriais para garantir a viabilidade prática das tecnologias.

Para o futuro desenvolvimento da área, recomenda-se expandir os estudos na área de PBRs híbridos, que buscam combinar a produtividade de sistemas fechados à eficiência energética de sistemas abertos, bem como expandir a investigação acerca de espécies de microalgas com potencial para ambientes específicos. A ampliação do conhecimento sobre as interações entre microalgas e os poluentes presentes nas correntes tratadas contribuirá para a otimização de sistemas atuais e futuros, permitindo que a espécie de microalga mais adequada seja utilizada em cada situação específica.

Por fim, a biofixação de CO_2 e a remediação de efluentes por microalgas em sistemas fechados demonstram ser uma abordagem promissora para a sustentabilidade ambiental. A continuidade das pesquisas e o desenvolvimento de novas tecnologias podem levar a soluções cada vez mais eficazes e economicamente viáveis, contribuindo

para a mitigação das mudanças climáticas e para a proteção dos recursos hídricos e atmosféricos do planeta.

REFERÊNCIAS

ABDELKARIM, O. H.; WIJFFELS, R. H.; BARBOSA, M. J. Microalgal lipid production: a comparative analysis of *Nannochloropsis* and *Microchloropsis* strains. *Journal of Applied Phycology*, 2024. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10811-024-03318-7.

AHMED, S. F.; MOFIJUR, M.; PARISA, T. A.; ISLAM, N.; KUSUMO, F.; INAYAT, A.; BADRUDDIN, I. A.; KHAN, T. Y.; ONG, H. C. Progress and challenges of contaminate removal from wastewater using microalgae biomass. *Chemosphere*, v. 286, p. 131656, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131656. Acesso em: 8 ago. 2024.

ALA'A, H.; JAMIL, F.; SARWER, A.; AL-MAAWALI, S. Valorization of microalgal biomass for food. In: *Valorization of Microalgal Biomass and Wastewater Treatment*. Amsterdam: Elsevier, 2023. p. 81-112. Disponível em: https://doi.org/10.1016/B978-0-323-91869-5.00016-8.

ALAM, F.; MOBIN, S.; CHOWDHURY, H. Third generation biofuel from algae. *Procedia Engineering*, v. 105, p. 763-768, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.05.068.

ALMOMANI, F.; JUDD, S.; BHOSALE, R. R.; SHURAIR, M.; ALJAML, K.; KHRAISHEH, M. Intergraded wastewater treatment and carbon bio-fixation from flue gases using *Spirulina platensis* and mixed algal culture. *Process Safety and Environmental Protection* , v. 124, p. 240-250, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.02.009.

AMINI, M.; MOHAMEDELHASSAN, E.; LIAO, B. The biological performance of a novel electrokinetic-assisted membrane photobioreactor (EK-MPBR) for wastewater treatment. *Membranes*, v. 12, p. 587, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.3390/membranes12060587.

AMORIM, M. L.; SOARES, J.; COIMBRA, J. S. R.; LEITE, M. O.; ALBINO, L. F. T.; MARTINS, M. A. Microalgae proteins: Production, separation, isolation, quantification, and application in food and feed. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, v. 61, p. 1976-2002, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1080/10408398.2020.1768046. Acesso em: 8 ago. 2024.

ASLAM, A.; THOMAS-HALL, S. R.; MUGHAL, T. A.; SCHENK, P. M. Selection and adaptation of microalgae to growth in 100% unfiltered coal-fired flue gas. *Bioresource Technology*, v. 233, p. 271-283, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.111. Acesso em: 8 ago. 2024.

AZHAND, N.; SADEGHIZADEH, A.; RAHIMI, R. Effect of superficial gas velocity on CO2 capture from air by *Chlorella vulgaris* microalgae in an Airlift photobioreactor with external sparger. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 8, p. 104022, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104022.

BARAHOEI, M.; HATAMIPOUR, M. S.; AFSHARZADEH, S. CO2 capturing by *Chlorella vulgaris* in a bubble column photobioreactor: Effect of bubble size on CO2 removal and growth rate. *Journal of CO2 Utilization*, v. 37, p. 9-19, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jcou.2019.11.023.

BINNAL, P.; BABU, P. N. Optimization of environmental factors affecting tertiary treatment of municipal wastewater by Chlorella protothecoides in a lab scale photobioreactor. *Journal of Water Process Engineering*, v. 17, p. 290-298, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.05.003. Acesso em: 8 ago. 2024.

BITOG, J. P.; LEE, I.-B.; LEE, C.-G.; KIM, K.-S.; HWANG, H.-S.; HONG, S.-W.; SEO, I.-H.; KWON, K.-S.; MOSTAFA, E. Application of computational fluid dynamics for modeling and designing photobioreactors for microalgae production: A review. *Computers and Electronics in Agriculture*, v. 76, n. 2, p. 131-147, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.compag.2011.01.015

BORETTI, A.; ROSA, L. Reassessing the projections of the World Water Development Report. *NPJ Clean Water*, v. 2, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1038/s41545-019-0039-9.

BURLACOT, A.; DAO, O.; AUROY, P.; CUINÉ, S.; LI-BEISSON, Y.; PELTIER, G. Alternative photosynthesis pathways drive the algal CO2-concentrating mechanism. *Nature*, v. 605, p. 366-371, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1038/s41586-022-04662-9. Acesso em: 8 ago. 2024.

CAI, T.; PARK, S. Y.; LI, Y. B. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: status and prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 19, p. 360-369, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.030. Acesso em: 8 ago. 2024.

CARONE, M.; ALPE, D.; COSTANTINO, V.; DEROSSI, C.; OCCHIPINTI, A.; ZANETTI, M.; RIGGIO, V. A. Design and characterization of a new pressurized flat panel photobioreactor for microalgae cultivation and CO2 bio-fixation. *Chemosphere*, v. 307, p. 135755, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135755.

CARVALHO, A. P.; MEIRELES, L. A.; MALCATA, F. X. Microalgal reactors: a review of enclosed system designs and performances. *Biotechnology Progress*, v. 22, n. 6, p. 1490-1506, 2006. Disponível em: https://doi.org/10.1021/bp060065r. Acesso em: 8 ago. 2024.

CHEAH, W. Y.; SHOW, P. L.; CHANG, J. S.; LING, T. C.; JUAN, J. C. Biosequestration of atmospheric CO2 and flue gas-containing CO2 by microalgae. *Bioresource Technology*, v. 184, p. 190-201, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.026. Acesso em: 8 ago. 2024.

CHEN, C. Y.; KUO, E. W.; NAGARAJAN, D.; HO, S. H.; DONG, C. D.; LEE, D. J.; CHANG, J. S. Cultivating *Chlorella sorokiniana* AK-1 with swine wastewater for simultaneous wastewater treatment and algal biomass production. *Bioresource Technology*, v. 302, p. 122814, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122814.

ESTRADA-GRAF, A.; HERNÁNDEZ, S.; MORALES, M. Biomitigation of CO2 from flue gas by *Scenedesmus obtusiusculus* AT-UAM using a hybrid photobioreactor coupled to a biomass recovery stage by electro-coagulation-flotation. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, p. 28561–28574, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11356-020-08240-2.

FALKOWSKI, P. G. The role of phytoplankton photosynthesis in global biogeochemical cycles. *Photosynthesis Research*, v. 39, n. 3, p. 235-258, 1994.

FALLAHI, A.; REZVANI, F.; ASGHARNEJAD, H.; NAZLOO, E. K.; HAJINAJAF, N.; HIGGINS, B. Interactions of microalgae-bacteria consortia for nutrient removal from wastewater: A review. *Chemosphere*, v. 272, p. 129878, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129878. Acesso em: 8 ago. 2024.

FETTAH, N.; DERAKHSHANDEH, M.; TEZCAN UN, U.; MAHMOUDI, L. Effect of light on growth of green microalgae Scenedesmus quadricauda: Influence of light intensity, light wavelength and photoperiods. *International Journal of Energy and Environmental Engineering*, v. 13, p. 703-712, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s40095-021-00456-3. Acesso em: 8 ago. 2024.

GONZÁLEZ-CAMEJO, J.; FERRER, J.; SECO, A.; BARAT, R. Outdoor microalgae-based urban wastewater treatment: Recent advances, applications, and future perspectives. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, v. 8, p. e1518, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1002/wat2.1518. Acesso em: 8 ago. 2024.

GUO, X.; YAO, L.; HUANG, Q. Aeration and mass transfer optimization in a rectangular airlift loop photobioreactor for the production of microalgae. *Bioresource Technology*, v. 190, p. 189-195, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.077. Acesso em: 8 ago. 2024.

HU, Q.; KURANO, N.; KAWACHI, M. et al. Ultrahigh-cell-density culture of a marine green alga *Chlorococcum littorale* in a flat-plate photobioreactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 49, p. 655-662, 1998. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s002530051228.

HUANG, J.; HANKAMER, B.; YARNOLD, J. Design scenarios of outdoor arrayed cylindrical photobioreactors for microalgae cultivation considering solar radiation and temperature. *Algal Research*, v. 41, p. 101515, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.algal.2019.101515. Acesso em: 8 ago. 2024.

HUO, S.; WANG, Z.; ZHU, S.; SHU, Q.; ZHU, L.; QIN, L.; ZHOU, W.; FENG, P.; ZHU, F.; YUAN, Z.; DONG, R. Biomass accumulation of *Chlorella zofingiensis* G1 cultures grown outdoors in photobioreactors. *Frontiers in Energy Research*, v. 6, 2018. DOI: https://doi.org/10.3389/fenrg.2018.00049.

JANSSEN, M. Microalgal photosynthesis and growth in mass culture. In: *Advances in Chemical Engineering*. Academic Press Inc., 2016. p. 185-256. Disponível em: https://doi.org/10.1016/bs.ache.2015.11.001. Acesso em: 8 ago. 2024.

JASNI, J.; ARISHT, S. N.; YASIN, N. H. M.; ABDUL, P. M.; LIN, S.-K.; LIU, C.-M.; WU, S.-Y.; JAHIM, J. M.; TAKRIFF, M. S. Comparative toxicity effect of organic and inorganic substances in palm oil mill effluent (POME) using native microalgae species. *Journal of Water Process Engineering*, v. 34, p. 101165, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101165.

KADKHODAEI, S.; ABBASILIASI, S.; SHUN, T. J.; MASOUMI, H. R. F.; MOHAMED, M. S.; MOVAHEDI, A.; RAHIM, R.; ARIFF, A. B. Enhancement of protein production by microalgae Dunaliella salina under mixotrophic condition using response surface methodology. *RSC Advances*, v. 5, p. 38141-38151, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1039/C5RA04546K. Acesso em: 8 ago. 2024.

KOLLER, M. Design of Closed Photobioreactors for Algal Cultivation. In: PROKOP, A.; BAJPAI, R.; ZAPPI, M. (ed.). *Algal Biorefineries*. Cham: Springer, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-20200-6_4. Acesso em: 8 ago. 2024.

KUNJAPUR, A. M.; ELDRIDGE, R. B. Photobioreactor design for commercial biofuel production from microalgae. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, v. 49, p. 3516-3526, 2010. Disponível em: https://doi.org/10.1021/ie901459u. Acesso em: 8 ago. 2024.

KURAVI, Sri Divya; MOHAN, S. Venkata. Mixotrophic cultivation of Monoraphidium sp. In dairy wastewater using Flat-Panel photobioreactor and photosynthetic performance. *Bioresource Technology*, v. 348, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126671.

LEE, Y. Microalgal mass culture systems and methods: their limitation and potential. *Journal of Applied Phycology*, v. 13, p. 307-315, 2001. Disponível em: https://doi.org/10.1023/A:1017560006941. Acesso em: 8 ago. 2024.

LIU, J. Z.; WU, Y. H.; WU, C. X.; MUYLAET, K.; VYVERMAN, W.; YU, H. Q.; MUNOZ, R.; RITTMANN, B. Advanced nutrient removal from surface water by a consortium of attached microalgae and bacteria: a review. *Bioresource Technology*, v. 241, p. 1127-1137, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.054.

LUNDQUIST, T. J.; WOERTZ, I. C.; QUINN, N.; BENEMANN, J. R. A realistic technology and engineering assessment of algae biofuel production. *Energy Biosciences Institute*, v. 1, 2010. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/47654202_A_Realistic_Technology_and_Engineering_Assessment_of_Algae_Biofuel_Production. Acesso em: 8 ago. 2024.

MAGALHÃES, I. B.; FERREIRA, J.; CASTRO, J. de S.; ASSIS, L. R. de; CALIJURI, M. L. Agro-industrial wastewater-grown microalgae: A techno-environmental assessment of

open and closed systems. *Science of The Total Environment*, v. 834, p. 155282, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155282. Acesso em: 8 ago. 2024.

MARKOU, G.; VANDAMME, D.; MUYLAERT, K. Microalgal and cyanobacterial cultivation: The supply of nutrients. *Water Research*, v. 65, p. 186-202, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.07.025. Acesso em: 8 ago. 2024.

MASOJÍDEK, J.; PRÁŠIL, O. The development of microalgal biotechnology in the Czech Republic. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, v. 37, p. 1307-1317, 2010. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10295-010-0802-x. Acesso em: 8 ago. 2024.

MCGINN, P. J.; DICKINSON, K. E.; BHATTI, S.; FRIGON, J. C.; GUIOT, S. R.; O'LEARY, S. J. B. Integration of microalgae cultivation with industrial waste remediation for biofuel and bioenergy production: opportunities and limitations. *Photosynthesis Research*, v. 109, p. 231-247, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11120-011-9638-0. Acesso em: 8 ago. 2024.

MOHAN, S. V.; ROHIT, M. V.; CHIRANJEEVI, P.; CHANDRA, R.; NAVANEETH, B. Heterotrophic microalgae cultivation to synergize biodiesel production with waste remediation: progress and perspectives. *Bioresource Technology*, v. 184, p. 169-178, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.056. Acesso em: 8 ago. 2024.

MONDAL, J.; BRUCE, B. D. Ferredoxin: the central hub connecting photosystem I to cellular metabolism. *Photosynthetica*, v. 56, n. 1, p. 279-293, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11099-018-0793-9

NAJAFI CHALESHTORI, S.; SHAMSKILANI, M.; BABAEI, A.; BEHRANG, M. Municipal wastewater treatment and fouling in microalgal-activated sludge membrane bioreactor: cultivation in raw and treated wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, v. 49, p. 103069, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103069.

NGUYEN, M. T.; NGUYEN, T. P.; PHAM, T. H.; DUONG, T. T.; DO, M. V.; TRINH, T. V.; NGUYEN, Q. T. X.; TRINH, V. M. Removal of Nutrients and COD in Wastewater from Vietnamese Piggery Farm by the Culture of Chlorella vulgaris in a Pilot-Scaled Membrane Photobioreactor. *Water*, 2022, 14, 3645. DOI: https://doi.org/10.3390/w14223645

PAHAZRI, N. F.; MOHAMED, R.; AL-GHEETHI, A.; KASSIM, A. H. M. Production and harvesting of microalgae biomass from wastewater: A critical review. *Environmental Technology Reviews*, v. 5, p. 39-56, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1080/21622515.2016.1207713.

PAL, D.; KHOZIN-GOLDBERG, I.; COHEN, Z.; BOUSSIBA, S. The effect of light, salinity, and nitrogen availability on lipid production by Nannochloropsis sp. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 90, p. 1429-1441, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s00253-011-3170-1. Acesso em: 8 ago. 2024

PEDRUZI, G. O.; AMORIM, M. L.; SANTOS, R. R.; MARTINS, M. A.; VAZ, M. G. Biomass accumulation-influencing factors in microalgae farms. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 24, p. 134-139, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v24n2p134-139. Acesso em: 8 ago. 2024.

PEREZ-GARCIA, O.; ESCALANTE, F. M. E.; DE-BASHAN, L. E.; BASHAN, Y. Heterotrophic cultures of microalgae: metabolism and potential products. *Water Research* , v. 45, n. 1, p. 11-36, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.037. Acesso em: 8 ago. 2024.

PITTMAN, J. K.; DEAN, A. P.; OSUNDEKO, O. The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 17-25, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.035. Acesso em: 8 ago. 2024.

PRASAD, R.; GUPTA, S. K.; SHABNAM, N.; OLIVEIRA, C. Y. B.; NEMA, A. K.; ANSARI, F. A.; BUX, F. Role of microalgae in global CO2 sequestration: physiological mechanism, recent development, challenges, and future prospective. *Sustainability*, v. 13, p. 13061, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.3390/su132313061. Acesso em: 8 ago. 2024.

PRAVEEN, P.; LOH, K. C. Nutrient removal in an algal membrane photobioreactor: effects of wastewater composition and light/dark cycle. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 103, p. 3571-3580, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s00253-019-09696-0.

PULZ, O. Photobioreactors: production systems for phototrophic microorganisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 57, n. 3, p. 287-293, 2001. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s002530100702. Acesso em: 8 ago. 2024.

RODAS-ZULUAGA, L. I.; CASTAÑEDA-HERNÁNDEZ, L.; CASTILLO-VACAS, E. I.; GRADIZ-MENJIVAR, A.; LÓPEZ-PACHECO, I. Y.; CASTILLO-ZACARÍAS, C.; BOULLY, L.; IQBAL, H. M. N.; PARRA-SALDÍVAR, R. Bio-capture and influence of CO2 on the growth rate and biomass composition of the microalgae *Botryococcus braunii* and *Scenedesmus* sp. *Journal of CO2 Utilization*, v. 43, p. 101371, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jcou.2020.101371.

RUMIN, J.; NICOLAU, E.; OLIVEIRA, R. G.; FUENTES-GRÜNEWALD, C.; FLYNN, K. J.; PICOT, L. A bibliometric analysis of microalgae research in the World, Europe, and the European Atlantic Area. *Marine Drugs*, v. 18, p. 79, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.3390/md18020079. Acesso em: 8 ago. 2024

SÁNCHEZ-MIRÓN, A.; GARCÍA CAMACHO, F.; CONTRERAS GÓMEZ, A.; MOLINA GRIMA, E.; CHISTI, Y. Bubble-Column and airlift photobioreactors for algal culture. *AIChE Journal*, v. 46, p. 1872-1887, 1999. Disponível em: https://doi.org/10.1002/aic.690460913. Acesso em: 8 ago. 2024.

SÁNCHEZ MIRÓN, A.; GARCÍA CAMACHO, F.; CONTRERAS GÓMEZ, A.; MOLINA GRIMA, E.; CHISTI, Y. Growth and biochemical characterization of microalgal biomass produced in bubble column and airlift photobioreactors: studies in fed-batch culture.

Enzyme and Microbial Technology, v. 31, n. 7, p. 1015-1023, 2002. Disponível em: https://doi.org/10.1016/S0141-0229(02)00229-6.

SANTOS-BALLARDO, D. U.; VALDEZ-ORTIZ, Á.; ROSSI-HERAS, S. *Energía verde a partir de microalgas: biogás como estrategia para una biorefinería sustentable. Antecedentes, retos y fundamentos*. Saarbrücken, Deutschland: Editorial Académica, 2016.

SARAVANAN, A.; KUMAR, P. S.; VARJANI, S.; JEEVANANTHAM, S.; YAASHIKAA, P.; THAMARAI, P.; ABIRAMI, B.; GEORGE, C. S. A review on algal-bacterial symbiotic system for effective treatment of wastewater. *Chemosphere*, v. 271, p. 129540, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129540.

SARWER, A.; HAMED, S. M.; OSMAN, A. I.; JAMIL, F.; AL-MUHTASEB, A. A. H.; ALHAJERI, N. S.; ROONEY, D. W. Algal biomass valorization for biofuel production and carbon sequestration: A review. *Environmental Chemistry Letters*, v. 20, p. 2797-2851, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10311-022-01458-1. Acesso em: 8 ago. 2024.

SERRA-MAIA, R.; BERNARD, O.; GONÇALVES, A.; BENSALEM, S.; LOPES, F. Influence of temperature on Chlorella vulgaris growth and mortality rates in a photobioreactor. *Algal Research*, v. 18, p. 352-359, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.06.016. Acesso em: 8 ago. 2024.

SHARIF, M.; ZAFAR, M. H.; AQIB, A. I.; SAEED, M.; FARAG, M. R.; ALAGAWANY, M. Single cell protein: Sources, mechanism of production, nutritional value and its uses in aquaculture nutrition. *Aquaculture*, v. 531, p. 735885, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735885. Acesso em: 8 ago. 2024.

SINGH, S. K.; SUNDARAM, S.; SINHA, S.; RAHMAN, M. A.; KAPUR, S. Recent advances in CO2 uptake and fixation mechanism of cyanobacteria and microalgae. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 46, p. 1297-1323, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1080/10643389.2016.1217911. Acesso em: 8 ago. 2024.

SOLOVCHENKO, A.; VERSCHOOR, A. M.; JABLONOWSKI, N. D.; NEDBAL, L. Phosphorus from wastewater to crops: An alternative path involving microalgae. *Biotechnology Advances*, v. 34, n. 5, p. 550-564, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2016.01.002.

TAN, J. S.; LEE, S. Y.; CHEW, K. W.; LAM, M. K.; LIM, J. W.; HO, S.-H.; SHOW, P. L. A review on microalgae cultivation and harvesting, and their biomass extraction processing using ionic liquids. *Bioengineered*, v. 11, p. 116-129, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1080/21655979.2020.1711626. Acesso em: 8 ago. 2024.

TIWARI, T.; KAUR, G. A.; SINGH, P. K.; BALAYAN, S.; MISHRA, A.; TIWARI, A. Emerging bio-capture strategies for greenhouse gas reduction: Navigating challenges

towards carbon neutrality. *Science of The Total Environment*, v. 929, 2024. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172433.

TOLEDO-CERVANTES, A.; MORALES, M.; NOVELO, E.; REVAH, S. Carbon dioxide fixation and lipid storage by *Scenedesmus obtusiusculus*. *Bioresource Technology*, v. 130, p. 652-658, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.081. Acesso em: 8 ago. 2024.

UDAIYAPPAN, A. F. M.; HASAN, H. A.; TAKRIFF, M. S.; ABDULLAH, S. R. S.; MAEDA, T.; MUSTAPHA, N. A.; YASIN, N. H. M.; HAKIMI, N. I. N. Microalgae-bacteria interaction in palm oil mill effluent treatment. *Journal of Water Process Engineering*, v. 35, p. 101203, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101203. Acesso em: 8 ago. 2024.

UGWU, C. U.; AOYAGI, H.; UCHIYAMA, H. Photobioreactors for mass cultivation of algae. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 4021-4028, 2008. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.046.

VARSHNEY, P.; BEARDALL, J.; BHATTACHARYA, S.; WANGIKAR, P. P. Isolation and biochemical characterisation of two thermophilic green algal species—Asterarcys quadricellulare and Chlorella sorokiniana, which are tolerant to high levels of carbon dioxide and nitric oxide. *Algal Research*, v. 30, p. 28-37, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.12.006. Acesso em: 8 ago. 2024.

VILLASEÑOR CAMACHO, J.; FERNÁNDEZ MARCHANTE, C. M.; RODRÍGUEZ ROMERO, L. Analysis of a photobioreactor scaling up for tertiary wastewater treatment: denitrification, phosphorus removal, and microalgae production. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, p. 29279–29286, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11356-018-2890-5.

VO, H. N. P.; NGO, H. H.; GUO, W.; NGUYEN, T. M. H.; LIU, Y.; LIU, Y.; et al. A critical review on designs and applications of microalgae-based photobioreactors for pollutants treatment. *Science of The Total Environment*, v. 651, p. 1549-1568, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.282.

XU, J. R.; ALAM, A.; WANG, J.; WU, W. C.; YUSOF, Z. N. B.; DAROCH, M.; ZHANG, D. Y.; LIU, L. F.; RUSSEL, M. Enhanced removal of tetracycline from synthetic wastewater using an optimal ratio of co-culture of Desmodesmus sp. and Klebsiella pneumoniae. *Bioresource Technology*, v. 351, p. 127056, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127056. Acesso em: 8 ago. 2024.

XU, X.; GU, X.; WANG, Z.; SHATNER, W.; WANG, Z. Progress, challenges and solutions of research on photosynthetic carbon sequestration efficiency of microalgae. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 110, p. 65-82, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.04.050. Acesso em: 8 ago. 2024.

ZHANG, K.; KURANO, N.; MIYACHI, S. Optimized aeration by carbon dioxide gas for microalgal production and mass transfer characterization in a vertical flat-plate photobioreactor. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, v. 25, p. 97-101, 2002. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s00449-002-0284-y.

ZHANG, X.; TANG, X.; ZHOU, B.; HU, S.; WANG, Y. Effect of enhanced UV-B radiation on photosynthetic characteristics of marine microalgae Dunaliella salina (Chlorophyta, Chlorophyceae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 469, p. 27-35, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jembe.2015.04.002. Acesso em: 8 ago. 2024.

ZHAO, B.; SU, Y. Process effect of microalgal-carbon dioxide fixation and biomass production: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 31, p. 121-132, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.11.054. Acesso em: 8 ago. 2024.

ZHOU, W.; MIN, M.; LI, Y.; HU, B.; MA, X.; CHENG, Y.; LIU, Y.; CHEN, P.; RUAN, R. A hetero-photoautotrophic two-stage cultivation process to improve wastewater nutrient removal and enhance algal lipid accumulation. *Bioresource Technology*, v. 110, p. 448–455, 2012. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.075.