
Tratamento de águas residuárias utilizando microalgas/bactérias

Gustavo H. R. da Silva, Caroline M. Erba Pompei, Hugo Renan Bolzani, Letícia Alves Martins de Carvalho, Luiza Maria Fernandes

<https://doi.org/10.4322/mp.978-65-994457-8-1.c5>

Resumo

Consórcios microalgas-bactérias surgiram como uma alternativa promissora de tratamento de águas residuárias, devido a capacidade das microalgas removerem simultaneamente o carbono (C) (orgânico e inorgânico), nitrogênio (N) e fósforo (P), para auxiliar na oxidação bacteriana da matéria orgânica e amônio presente nos resíduos, via oxigenação fotossintética. Esta fotossíntese baseada na biorremediação proporciona uma melhor gestão no tratamento de águas residuárias em comparação com os processos aeróbios convencionais (lodos ativados) ou anaeróbios em termos de custo efetivo de remoção matéria orgânica, recuperação de nutrientes e pegada de CO₂. A sinergia estabelecida entre microalgas e bactérias pode contribuir para remoções consistentes e eficientes de poluentes e produção de biomassa. Isso se deve a elevada eficiência das microalgas em fixar CO₂ antropogênico por meio da fotossíntese, permitindo a mitigação das emissões de gases de efeito estufa, o que representa uma vantagem adicional do tratamento de águas residuárias em comparação com outras biotecnologias em termos pegada de carbono. A biomassa microalgal gerada durante o processo pode ser usada como biofertilizante ou transformada em biocombustíveis (biodiesel, bioetanol, biohidrogênio ou biometano), contribuindo assim para uma tecnologia ambientalmente sustentável. Nesse contexto, este capítulo apresenta informações importantes sobre o consórcio de microalgas e bactérias no tratamento de águas residuárias e valorização da biomassa gerada.

Palavras-chave: biomassa, interação microalgas/bactérias, remoção de nutrientes.

1. O tratamento de esgoto no Brasil

O tratamento de águas residuais pode ser realizado nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) a partir de diferentes tecnologias como, por exemplo, a utilização de fontes que permitam integrar o saneamento básico a economia circular. A nível mundial, a exigência de mudar o atual paradigma de saneamento é motivada não apenas pelos custos e consumo de energia, mas também pelo esgotamento mundial de macronutrientes não renováveis (BATSTONE *et al.*, 2015).

O acesso à rede de saneamento básico e suas diretrizes são determinadas no território brasileiro pela Lei nº 11.445, promulgada em 5 de janeiro de 2007, sendo que a ausência deste serviço ou o tratamento inadequado das águas residuais impacta negativamente a população e os ecossistemas naturais.

O último levantamento realizado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), elaborado em 2019, mostrou que a rede de esgoto era atendida apenas em cerca de 54,1% do total da população e para população urbana no Brasil em apenas 61,9%. Desta forma, aproximadamente 100 milhões de brasileiros ainda não foram atendidos pelas redes de coleta de esgoto. Ademais, é importante ressaltar que apenas 49,1% do volume total de esgoto sanitário coletado recebe tratamento adequado (SNIS, 2019), deste modo o montante remanescente é descartado *in natura* nos mananciais.

Conforme descrito por Zouboulis e Tolkou (2015) as ETEs podem apresentar até quatro etapas de tratamento: (I) Pré-tratamento, com a remoção dos sólidos grosseiros maiores que 1 milímetro; (II) Tratamento Primário, a partir da remoção de sólidos facilmente sedimentados; (III) Tratamento Secundário, com a remoção de substâncias orgânicas e; (IV) Tratamento Terciário, que consiste na remoção de sólidos inorgânicos (N e P) e patógenos.

No Brasil, as ETEs são comumente projetadas para atender a três etapas: o pré-tratamento, tratamento primário e secundário. Por este motivo, a remoção de sólidos inorgânicos não é adequada. Em conformidade aos dados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), dentre 3.668 ETEs, as que foram efetivamente projetadas para o tratamento terciário atendem cerca de 4 milhões de brasileiros, o que representa uma alíquota de cerca de 2,5% da

população urbana. Desta forma, 77,58% dos 5570 municípios brasileiros não apresentam tratamento terciário para P e 85,28% em relação ao N (ANA, 2017).

O descarte de esgoto em corpos hídricos *in natura* ou sem o tratamento adequado acarreta em danos ambientais e à saúde humana. A eutrofização artificial, principalmente em ambientes lênticos, pode ocorrer devido ao enriquecimento dos corpos hídricos por macronutrientes, como o N e P, presentes em elevadas concentrações no esgoto sanitário e industrial. Assim, a introdução excessiva de matéria orgânica contribui para a floração de produtores primários, como as cianobactérias, microalgas e macrófitas, levando a um desequilíbrio do ambiente aquático. Além disso, esse estresse ambiental causa prejuízos para o abastecimento de água e saúde pública (QUEVEDO, 2011).

Os processos infecciosos estão predominantemente associados à veiculação hídrica, conforme o relatório publicado pela Organização Mundial da Saúde (OMS), no qual 88% das mortes ocasionadas por infecções diarreicas são ocasionadas pelo saneamento inadequado. No Brasil, as doenças resultantes da falta ou de um inadequado sistema de saneamento básico, especialmente em áreas pobres, têm agravado o quadro epidemiológico (BRASIL, 2006).

De acordo com levantamento realizado na base de dados do Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS), em 2019 as interações por diarreia e gastroenterite de origem infecciosa presumível totalizaram 117.618, sendo a maior parte destas notificações na região Norte e Nordeste, respectivamente. Ambas as regiões são relatadas como deficitárias com relação ao saneamento básico, segundo o SNIS (2019) cerca de 87,7% e 71,7% da população das regiões Norte e Nordeste não têm acesso aos serviços de esgotamento sanitário.

Paralelamente, mesmo quando há o tratamento adequado das águas residuais, os sistemas convencionais de ETEs atualmente não são projetados para tratar e remover suficientemente os contaminantes emergentes do afluente, como é o caso dos micropoluentes (SUTHERLAND; RALPH, 2019), dos patógenos (BELLUCCI *et al.*, 2020), e dos metais (DAS *et al.*, 2008). A descarga direta do efluente tratado em corpos d'água naturais aumenta a preocupação acerca destes poluentes persistentes no ecossistema aquático, como é o caso dos micropoluentes e dos metais (TIWARI *et al.*, 2017), que pode gerar dano tanto para o meio ambiente como para a vida humana diretamente.

2. Tratamento terciário via consórcio microalgas-bactérias

A etapa de tratamento terciário para a remoção de sólidos inorgânicos, patógenos e micropoluentes pode intercorrer nas ETEs por meio de processos físico-químicos ou biológicos, cada um destes apresentando suas vantagens e desvantagens. Como descrito por Howe *et al.* (2016), os processos físico-químicos aplicados são dependentes das propriedades do composto a ser removido, sendo diferentes dos presentes nas moléculas de água.

Nos processos físico-químicos são comumente utilizados processos como coagulação seguida de filtração, oxidação, amolecimento com cal, adsorção em alumina ativada, troca iônica e osmose reversa; além de processos que visam a desinfecção, como a adição de cloro, ozônio, peróxido de hidrogênio e aplicação de raios ultravioleta. Entretanto, estes processos demandam altos custos, complexidade no processo e por isso muitas vezes não são viáveis na prática (SARMAH *et al.*, 2019). Além disso, produzem grande quantidade de lodo contaminado com componentes químicos (BARNARD, 1975), sendo necessário um tratamento posterior.

Von Sperling (2007) discorre sobre a base de todo o processo biológico ser o contato efetivo entre organismos e a matéria orgânica contida no esgoto, de maneira que este possa ser utilizado como alimento para os microrganismos, convertendo-o em dióxido de carbono, água e material celular. Os sistemas tradicionais de tratamentos biológicos envolvem um sistema complexo de operação, geram grandes volumes de lodo ativado e requerem altos gastos energéticos (RENUKA *et al.*, 2013). Sendo assim, são essenciais métodos ecológicos e financeiramente viáveis para o tratamento biológico, que sejam aplicáveis em escala real a fim de atender a demanda das cidades.

Uma alternativa biotecnológica e sustentável para o tratamento terciário é o uso de microalgas, particularmente atrativas em decorrência da capacidade fotossintética, convertendo energia solar em biomassa e incorporando N e P presentes no esgoto sanitário (DE LA NOÛE; DE PAUW, 1988; DE WILT *et al.*, 2016). Ademais, as microalgas podem simultaneamente reduzir a pegada de CO₂ e gerar esgoto tratado com alta concentração de oxigênio dissolvido para os corpos receptores (MENNAA; ARBIB; PERALES, 2015).

As microalgas assimilam o N e P contidos no esgoto sanitário para reações em seu metabolismo celular. Um exemplo de como ocorre os processos

nas microalgas encontra-se ilustrado na Figura 1. Segundo Hoh, Watson e Kan (2016), N está envolvido na produção de aminoácidos, proteínas e clorofila, enquanto P é utilizado para a transferência de energia, fotossíntese e formação de ácidos nucleicos.

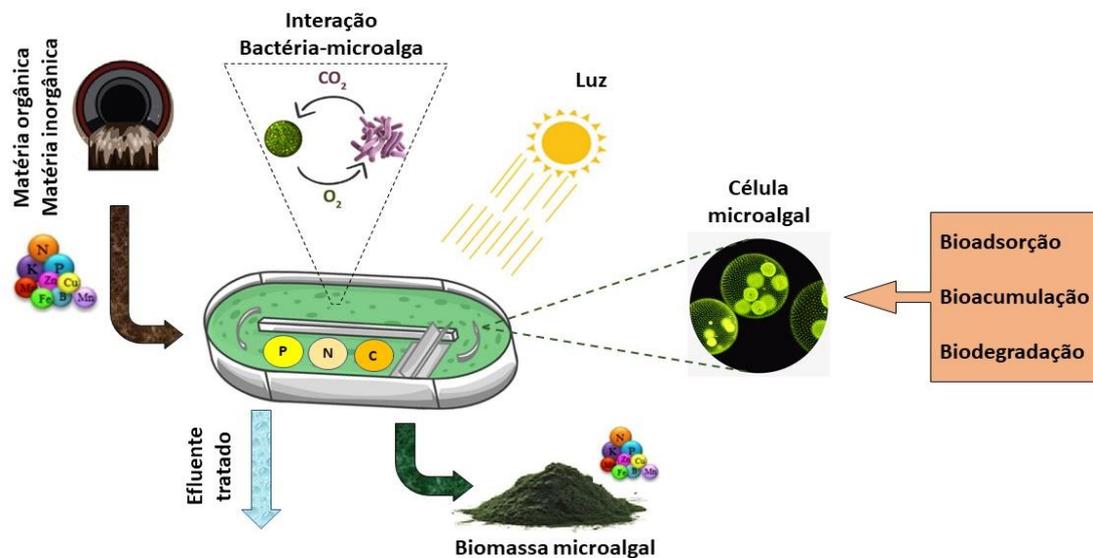


Figura 1. Processos de tratamento de esgoto sanitário com o uso de microalgas.

A principal preocupação ao cultivar microalgas é selecionar uma espécie que se adapte bem às condições selecionadas em diferentes ambientes (HODGSKISS *et al.*, 2016). Apesar de diversos estudos aplicarem cepas com espécimes selecionados e introduzidos ao efluente, todo sistema de microalgas que trata águas residuais não esterilizadas irá conter um consórcio misto de algas, bactérias e outros microrganismos nativos do esgoto a ser tratado (KRUSOK *et al.*, 2016).

As interações simbióticas entre o consórcio microalgas-bactérias podem ocorrer de forma direta ou indireta, impulsionando o crescimento e a eficiência na remoção de nutrientes; ademais, estes microrganismos apresentam como vantagem a aclimação natural ao efluente, incluindo o deslocamento bem-sucedido de potenciais competidores. Assim, utilizar o consórcio de microalgas nativas do esgoto sanitário é uma abordagem que tem sido empregada com sucesso em diversos estudos (ALCÁNTARA *et al.* 2015; ZHOU *et al.*, 2017; THOMAS *et al.*, 2019).

2.1. Tipos de reatores (aberto, fechado, tubular)

O cultivo de microalgas em reatores é uma estratégia emergente e potencialmente sustentável para remover contaminantes do efluente e simultaneamente produzir biomassa microalgal rica em nutrientes (LUO; LE CLECH; HEBERSON, 2017).

Segundo Xu *et al.* (2009), os tipos de reatores que podem ser utilizados para o tratamento de águas residuais podem ser divididos em sistemas abertos, que incluem os naturais (lagos, lagunas e lagoas) e os artificiais (lagoas *raceway*, tanques, lagoas circulares), além dos sistemas fechados, como os fotobiorreatores (*flat panel*, tubular, *bubble-column*); a Figura 2 mostra um esquema dos principais modelos de reatores utilizados. Todos possuem vantagens e desvantagens (Tabela 1) em suas utilizações, que cabe a equipe responsável pela implementação a avaliação dos custos/benefícios e vantagens/desvantagens para cada região a serem aplicados.

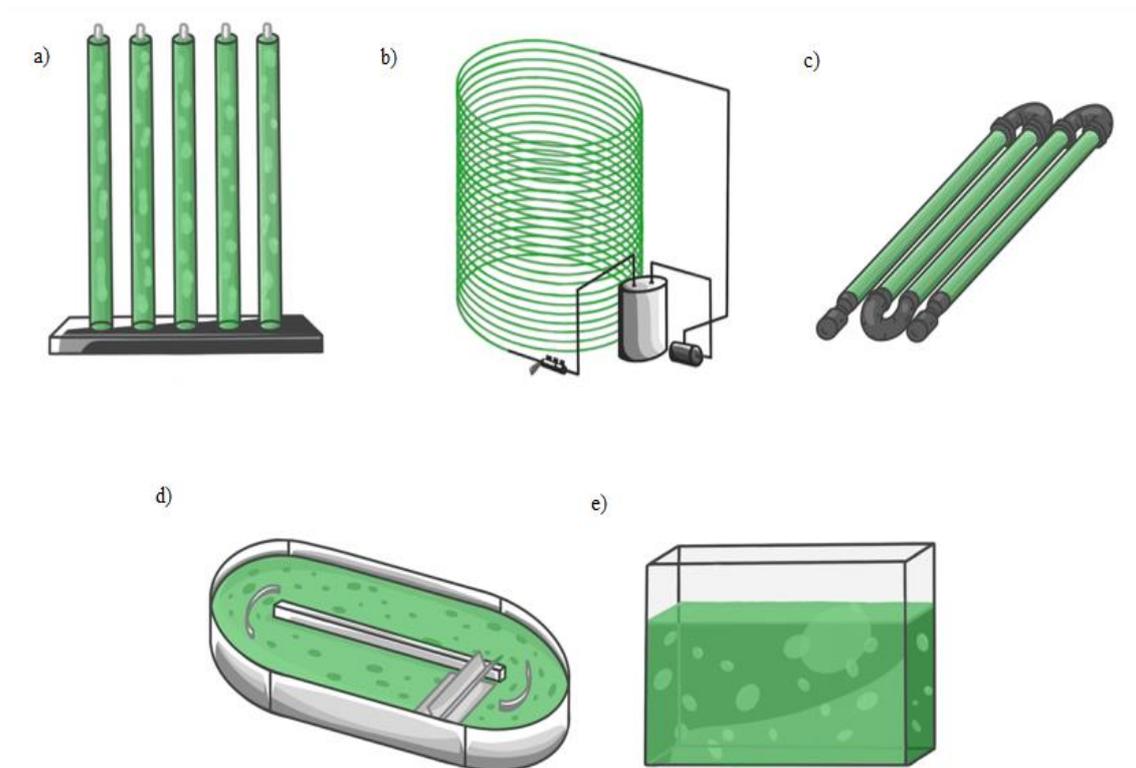


Figura 2. FBR tubular vertical (A); FBR helicoidal (B); FBR tubular horizontal (C); Lagoa *raceway* (D); PBR *flat panel* (E).

Estudos produzidos ao longo dos anos testaram o desempenho prático do crescimento microalgal para o tratamento de águas residuárias fora do ambiente laboratorial, assim buscando entender como o *design* dos reatores e os parâmetros físico-químicos reais e não controlados (como luminosidade, temperatura, valor de pH, concentração de nutrientes, dentre outros) podem afetar a produtividade desejada.

Os reatores de sistemas abertos são as formas mais comumente aplicadas no cultivo de microalgas em larga escala (UGWU *et al.*, 2008) devido principalmente ao baixo custo, construção simples e método operacional conveniente; sendo utilizados em países como Israel, Estados Unidos e China (XU *et al.*, 2009; TING *et al.*, 2017).

Quando se trata de sistemas abertos, estes podem ser subdivididos em tanques agitados e não agitados. As lagoas não agitadas são mais econômicas e fáceis de gerenciar, entretanto são propensas à predação das microalgas pelo zooplâncton, comunidades mistas e crescimento potencial de patógenos; assim estes fatores bióticos podem afetar o crescimento algal e, conseqüentemente, a produção de biomassa (CHAUMONT, 1993).

Paralelamente, as vantagens dos sistemas agitados são o fornecimento de aeração, melhor distribuição de luz e nutrientes, propocionando maior crescimento microalgal (MOLAZADEH *et al.*, 2019). Ademais, por não necessitarem de material transparente na construção de tanques abertos, como ocorre nos sistemas fechados, há a vantagem de uma variedade de opções de materiais a serem utilizados (FRANCO *et al.*, 2013).

Os sistemas abertos agitados do tipo lagoa *raceway* (Figura 2d) possuem a vantagem de comportar maior quantidade de líquido, operando com cerca de quatro vezes mais esgoto em comparação a um fotobiorreator fechado da mesma escala de produção (PAWAR, 2016).

Mantovani *et al.* (2019) realizaram um estudo em lagoa *raceway*, com capacidade de 1200 L, para demonstrar a viabilidade em se usar um consórcio de microalgas-bactérias para o pós-tratamento de esgoto urbano. Como resultado, foi obtido a eficiência de remoção de nutrientes de 96% para nitrogênio e de 71% para o fósforo. Ademais, foi reafirmado que os custos de operação de uma lagoa *raceway* é menor do que outros sistemas, como os fechados.

Entretanto, segundo Benavides *et al.* (2013) o cultivo de microalgas em

sistemas abertos comporta apenas algumas espécies de microalgas, visto que o controle das condições físico-químicas é limitado. Além disso, a produtividade de biomassa é inferior ao de sistemas fechados, dada a sua suscetibilidade de contaminação externa, sendo mais dependentes das condições climáticas do ambiente (PIRES *et al.*, 2017).

Em contrapartida, os reatores fechados possuem características de construção, como a aplicação de materiais transparentes e agitação da biomassa, que permitem um controle maior de fatores abióticos e superfície de contato com a luz solar, contribuindo com a efetividade do sistema. Assim, um dos parâmetros importantes que afetam o *design* de um fotobiorreator é a necessidade de manter a penetração de luz adequada aos processos biológicos que ocorrem dentro dele (PLACZEK *et al.*, 2017).

Segundo Carvalho *et al.* (2006), dentro dessa categoria de sistemas fechados existem diversos modelos projetados para otimizar a captação de luz, sendo eles tubulares ou *flat panel*. Os fotobiorreatores tubulares podem ser construídos em basicamente três formas: colunas de *airlift* ou *bubble column* (Figura 2a), reator tubular horizontal (Figura 2c) e reator tubular helicoidal (Figura 2b).

Os fotobiorreatores do tipo *airlift* ou *bubble column* são compactos e fáceis de operar. As bolhas de ar provenientes da parte inferior do reator promovem a mistura do líquido, suprimento de CO₂ e boa remoção de O₂ durante o processo de fotossíntese das microalgas (CARVALHO *et al.*, 2006).

Um estudo produzido por Monkonsit *et al.* (2012) buscou comparar ambos os reatores, os autores obtiveram como resultado que o fotobiorreator tipo *airlift* teve concentração máxima de células cerca de 2,5 vezes maior do que o valor obtido no *bubble column*, operando nas mesmas condições de aeração e intensidade luminosa. Isso se deu por conta do fluxo circulatório no *airlift*, que promoveu melhor eficiência de utilização da luz.

Em relação aos custos operacionais, Ación *et al.* (2012) reportaram que para produção em fotobiorreatores tubulares horizontais seriam necessários 12.6 €/kg de biomassa produzida, caso o método fosse adotado em larga escala. Ademais, os autores relatam que os principais custos associados a produção são energia e CO₂, seguidos de mão de obra e gestão.

Apesar de ambos utilizem de um bom método demonstrado pelo elevado

crescimento algal, também apresentam desvantagens como a dificuldade em ampliar a área de exposição à luz, visto que só seria possível como o aumento do diâmetro do reator, impedindo que muitas microalgas presentes no centro não obtenham contato com a radiação solar de maneira eficiente (PLACZEK *et al.*, 2017).

Os reatores tubulares horizontais (Figura 2c) e helicoidais (Figura 2b) diferem apenas na disposição em que os tubos são posicionados, sendo o horizontal de maneira paralela ao chão ou dispostos verticalmente e ocupando maior área, enquanto o helicoidal é mantido enrolado em uma estrutura circular aberta, a fim de ocupar maior espaço no sentido vertical (CARVALHO *et al.*, 2006).

Apesar de apresentarem uma grande área de exposição solar e boa produtividade de biomassa, os fotobiorreatores tubulares possuem como risco o acúmulo de biofilme na parede dos tubos, dada a sua dificuldade de limpeza, o que impede a penetração da luz (PLACZEK *et al.*, 2017). Ainda, por conta da falta de controle de temperatura do reator, o uso de grandes quantidades de água e energia são necessárias para reduzir a temperatura dos tubos, a fim de manter a temperatura ideal do líquido para a atividade microalgal (CARVALHO *et al.*, 2006; ACIÉN *et al.*, 2012).

Por fim, os reatores tipo *flat panel* (Figura 2e) possuem formato paralelepipedal, cuja largura é estreita o suficiente para que a luz penetre com facilidade o líquido. São vantajosos por terem uma grande superfície de contato, aumentando a eficiência de fotossíntese, e por serem adequados ao uso para cultivo ao ar livre, permitido sua inclinação para obter melhor ângulo em relação ao sol, e para a limpeza ser mais prática e fácil (TING *et al.*, 2017; PLACZEK *et al.*, 2017; XU, *et al.* 2019). Mas podem surgir dificuldades em relação à manutenção de temperatura e a possibilidade de estresse hidrodinâmico causado pela aeração (ZITTELLI *et al.*, 2013; TING *et al.*, 2017).

Banerjee e Ramaswamy (2019) buscaram aplicar um modelo de análise de custos associados à produção de biomassa com o uso de *flat panel*, considerando custos como os de construção, eletricidade, manutenção e administração necessários para a uma planta que ocupa o espaço de 1 hectare. Os autores obtiveram como resultados que o valor associado à produção de biomassa algal variaria entre U\$ 3 e 10/kg, o que foi considerado compatível com

outros estudos realizados com o mesmo propósito (NORSKER *et al.*, 2011; TREDICI *et al.*, 2016).

Tabela 1. Vantagens e desvantagens associadas aos tipos de reatores.

Reatores	Sistema aberto	Sistema fechado
Vantagens	Método mais utilizado comercialmente; custos associados à construção são menores; facilidade de operação e durabilidade maior em comparação aos sistemas fechados.	Ambiente com fatores mais controlados em comparação aos sistemas abertos; menos propensos a contaminação externa e a evaporação direta; permitem alcançar maior produtividade e crescimento celular, devido a maior relação superfície iluminada por volume S/V (WANG; LAN; HORSMAN, 2012).
Desvantagens	São mais suscetíveis a contaminação externa; sofrem com oscilações climáticas nas condições de cultivo, que acarretam menor produtividade de biomassa e remoção de nutrientes em comparação às taxas atingidas por sistemas fechados (GONÇALVES; PIRES; SIMÕES, 2017); apresentam altas taxas de evaporação direta.	Os custos relacionados à construção são mais elevados. E ainda carecem de avaliação em escala industrial para aplicação real (DARZINS; PIENKOS; EDYE, 2010).

3. O tratamento: remoção/recuperação de nutrientes

Frente à necessidade de remoção das quantidades excedentes dos nutrientes antes da disposição nos corpos d'água, as microalgas desempenham papel importante, uma vez que são capazes de assimilá-los. O esgoto sanitário anaeróbico, embora variável, tende a estar dentro da faixa intermediária de proporções ótimas de N:P e também abaixo do limiar de toxicidade de NH₃ (KUBE *et al.*, 2018), transformando-o em um ótimo meio de cultura para as microalgas. Durante a sua fase de crescimento exponencial, as microalgas

apresentam altas taxas de remoção destes compostos, podendo armazená-los para serem utilizados futuramente na síntese celular (RAWAT *et al.*, 2013).

O principal nutriente necessário para o crescimento das microalgas é o carbono inorgânico, uma vez que é o precursor das reações fotossintéticas (Figura 2). Para cultivar microalgas, o carbono é a fonte de energia para muitos eventos celulares, como a produção e reprodução de metabólitos e faz parte da estrutura física da célula (HOH; WATSON; KAN, 2016). O carbono dissolvido existe em diferentes formas: CO_2 , HCO_3^- ou carbonato (CO_3^{2-}). Ainda segundo os autores, as microalgas podem usar o CO_2 com uma frequência maior, o HCO_3^- frequentemente e CO_3^{2-} será dificilmente utilizado.

O teor de carbono varia significativamente entre as espécies e condições de cultura e pode variar entre 17,5 e 65% em peso seco. No entanto, a maioria das espécies contém cerca de 50% de carbono (GROBBELAAR, 2007).

Embora as microalgas sejam principalmente autotróficas, algumas microalgas são heterotróficas, usando apenas carbono orgânico (por exemplo, acetato, glicose, glicerol e etanol) como fonte de carbono, enquanto outras são mixotróficas, usando facultativamente uma fonte de carbono orgânico além do CO_2 (LEITE; ABDELAZIZ; HALLENBECK, 2013). Nesse regime de crescimento, tanto mecanismos respiratórios como fotossintéticos podem ocorrer (LEE, 2004).

Além do carbono, o crescimento de microalgas é dependente de outros macros e micronutrientes, como alguns metais pesados conhecidos como oligoelementos, bem como N e P, necessários para a síntese de ácidos nucleicos e proteínas (GONÇALVES *et al.*, 2017) (Figura 1). Apenas formas inorgânicas de N e P são consideradas diretamente disponíveis para as microalgas nos esgotos. Segundo levantamento de dados realizado por Monfet e Unc (2017), pode-se especular que cerca de 86% do N e 69% do P estão nas formas disponíveis.

A remoção de N pelas microalgas se dá em função da assimilação celular e volatilização de NH_3 (GARCIA *et al.*, 2000), sendo que esta volatilização ocorre em função do aumento de valor de pH e temperatura. As procarióticas (cianobactérias) são capazes de fixar N_2 -N e convertê-lo em NH_3 , que por sua vez pode ser incorporado em aminoácidos e proteínas ou excretado no ambiente (CAI *et al.*, 2013). Já as microalgas eucarióticas são capazes de assimilar NH_4^+ , NO_3^- e NO_2^- .

Estas fontes de N inorgânico são incorporadas nas células através de transporte ativo na membrana plasmática. O NO_3^- (forma do N mais oxidada) é termodinamicamente mais estável que o NH_4^+ e, portanto, mais comum se ser encontrado em ambientes aquáticos (GROBBELAAR, 2007). Entretanto, sua assimilação requer a redução prévia do NH_4^+ em um processo de duas etapas de catalisação: pelas enzimas nitrato redutase e nitrito redutase (CROFCHECK *et al.*, 2012).

O NH_4^+ é ativamente incorporado em células de microalgas e diretamente convertido em aminoácidos. Acredita-se que o NH_4^+ seja a forma de N preferida pelas microalgas, uma vez que assimilação de NO_3^- e NO_2^- requer mais energia (MONFET; UNC, 2017). Quando o NH_4^+ e NO_3^- estão presentes no esgoto sanitário, há um consumo mínimo de NO_3^- até que a maior parte do NH_4^+ tenha sido removida (SILVA *et al.*, 2015).

O P é responsável pela transferência de energia e a síntese de ácidos nucleicos. No que diz respeito à sua assimilação, este nutriente é requerido sob a forma de fosfatos solúveis e deve ser fornecido em grandes quantidades, uma vez que nem todos os compostos de P estão biodisponíveis para microalgas (KUMAR *et al.*, 2010).

O P entra nas células de microalgas através do transporte ativo na membrana plasmática nas formas de ácido fosfórico (H_2PO_4^-) e fosfato de hidrogênio (HPO_4^{2-}). A incorporação de PO_4^{3-} em compostos orgânicos é realizada através dos seguintes processos: (1) fosforilação ao nível do substrato, (2) fosforilação oxidativa, e (3) fotofosforilação (KUBE *et al.*, 2018). Nesses processos, a adenosina trifosfato (ATP) é produzido a partir da adenosina difosfato (ADP) e de um insumo energético, que pode ser obtido da oxidação dos substratos respiratórios ou do sistema de transporte de elétrons das mitocôndrias (dois primeiros processos), da luz e transformação de energia (terceiro processo).

As microalgas também podem consumir o P extra através do “consumo de luxo”, armazená-lo na forma de polifosfato e utilizá-lo em condições de baixa disponibilidade externa de P (YIN-HU *et al.*, 2012).

O crescimento de microalgas e a capacidade de remover nutrientes podem ser influenciados por fatores bióticos e abióticos. Fatores bióticos incluem a presença de patógenos, como bactérias, fungos e vírus, e a competição por

outras microalgas (GONÇALVES *et al.*, 2017). Já os fatores abióticos incluem valor de pH, temperatura, luminosidade, oxigênio dissolvido, tempo de detenção hidráulica, transferência de gás e mistura (RAMANNA *et al.*, 2018), fotoperíodo e compostos tóxicos no meio de cultura (RAHEEM *et al.*, 2018).

Como exemplo da influência dos fatores abióticos, o elevado valor pH e as elevadas concentrações de oxigênio dissolvido foram parâmetros observados capazes de potencializar a precipitação de fosfato (uma vez que o P não existe na forma gasosa) no meio (NURDOGAN; OSWALD, 1995; CAI; PARK; LI, 2013).

Os fatores abióticos devem ser sempre monitorados, uma vez que esses parâmetros controlam a disponibilidade de CO₂, taxas de cisalhamento, exposição à luz (YEN *et al.* 2013) e a composição química das microalgas nos sistemas de tratamento de esgoto sanitário (ELAWWAD *et al.*, 2017).

Para melhorar os processos de fitorremediação de esgoto sanitário é importante entender os mecanismos envolvidos na remoção de nutrientes. No Quadro 1 está apresentado um resumo dos mecanismos envolvidos na remoção de carbono (C), N e P por microalgas.

Quadro 1. Mecanismos envolvidos na remoção de nutrientes por microalgas.

Nutrientes	Mecanismos	Incorporação celular
Carbono		
CO ₂	Integração no ciclo de Calvin	Difusão (5,0 < valor de pH < 7,0) ou transporte ativo (valor de pH > 7,0)
C Orgânico	Integração no metabolismo da respiração	Difusão ou transporte ativo (dependendo do tamanho das moléculas)
Nitrogênio		
Nitrogênio molecular atmosférico (N ₂)	Fixação por microalgas procarióticas (cianobactérias) em NH ₃ , seguida de conversão em aminoácidos	n.a.
NO ₃ ⁻ e NO ₂ ⁻	Redução em NH ₄ ⁺ , seguida de conversão em aminoácidos	Transporte Ativo
NH ₄ ⁺	Conversão direta em aminoácidos	Transporte Ativo
	Decapagem devido à volatilização (altos valores de pH e temperaturas)	n.a.
Fósforo		
PO ₄ ³⁻	Fosforilação	Transporte Ativo
	Precipitação química (altos valores de pH e concentrações de oxigênio dissolvido (OD))	n.a.
n.a. - não aplicável.		

Fonte: Adaptado de Gonçalves *et al.* (2017).

3.1. Remoção de patógenos

Em efluentes sanitários são encontrados diversas espécies e comunidades de microrganismos como bactérias (patogênicas ou não), vírus, protozoários e helmintos, sendo descritos como fatores bióticos que afetam o crescimento de microalgas ou alteram os ecossistemas de águas residuais (RANI *et al.*, 2021).

Para atender aos padrões previstos de descarga de efluentes em corpos de água dispostos pela Resolução CONAMA nº430/2011, é importante que o processo de desinfecção de organismos patogênicos seja realizado com eficácia, já que está relacionado com a saúde pública (SHARAFI *et al.*, 2015). Os processos físico-químicos que compõem o tratamento terciário normalmente empregados na desinfecção de patógenos possuem determinadas desqualificações, como o método convencional de tratamento através da cloração, que resulta em aumento nos índices de cloro residual dissolvidos nas águas, podendo se incorporar na cadeia alimentar e causar riscos, por conta de sua ação cancerígena (MARCON, 2005).

Os mecanismos utilizados para quantificar e confirmar a presença de microrganismos patogênicos em efluentes são variados, incluindo análises moleculares (PCR), métodos de imunofluorescência e, o mais comumente utilizado em diversos estudos, a partir das unidades formadoras de colônia, com o método de *pour plate* ou de membrana filtrante, que possui melhor custo benefício em relação aos outros e exige menos conhecimento técnico ou avançado para aplicação (APHA, 2005; RANI *et al.*, 2021).

Segundo Boutilier *et al.* (2009), os coliformes totais, incluindo a bactéria *Escherichia coli*, são um importante indicador de presença de organismos patogênicos e por isso, podem e têm sido utilizados como um parâmetro de avaliação da qualidade dos efluentes, incluindo os tratados por microalgas em sistemas de cultivo.

Entretanto, estudos recentes descrevem algumas limitações em se utilizar bactérias do grupo coliformes totais como bioindicadores de qualidade das águas, já que outros microrganismos presentes em efluentes possuem reações diferentes às mudanças de pH, temperatura e oxigênio dissolvido no meio. Dias *et al.* (2017) citaram a importância de incorporar outros microrganismos patogênicos às análises, a fim de melhorar a avaliação da eficiência de remoção

de patógenos durante o tratamento terciário de esgoto. Liu *et al.* (2020), utilizando de *E. coli*, coliformes totais, *Enterococcus* spp. e *Clostridium perfringens* como indicadores em lagoas de estabilização, obtiveram como resultado as taxas de remoção de 0.19, 0.12, 0.07 e -0,01 (log CFU/100 mL), respectivamente, em pH 10.5, considerado um ótimo valor para remoção dos dois primeiros indicadores. Mas, ainda que houvesse a diminuição de *Enterococcus*, não ocorre com a mesma efetividade observada em *E. coli*.

Dentre os processos de tratamento terciário de esgoto sanitário existentes, o uso de microalgas possui a vantagem de atuar na remoção desses microrganismos sem acarretar nos problemas encontrados pelo uso de desinfetantes. Segundo Ansa *et al.* (2011), o aumento da concentração de clorofila-a mostrou ser diretamente proporcional ao decaimento de *E. coli*, o que indica que as presenças de organismos fotossintetizantes, como as microalgas e cianobactérias, atuam no processo de desinfecção.

Durante o crescimento algal nos sistemas de tratamento que as utilizam, em reatores abertos e fechados (como exemplo lagoas *raceway* e *flat panel*, respectivamente) descritos por Pires *et al.* (2017), ocorrem processos que contribuem para a remoção de patógenos. Dentre tais processos pode-se citar a competição pelos nutrientes disponíveis no meio entre as microalgas e os organismos diversos que estão presentes e a elevação do valor de pH, já que muitos microrganismos não são resistentes a esse nível de alcalinidade, danificando seu DNA. Bellucci *et al.* (2020) reportou que o crescimento autotrófico algal ocasionou o aumento de pH para 11,6, sendo os maiores níveis de decaimento de *E. coli* ocorrendo quando o meio se tornou altamente alcalino.

O aumento de oxigênio dissolvido é considerado um parâmetro que apresenta correlação com a remoção de patógeno por microalgas, uma vez que a atividade algal aumenta a disponibilidade de oxigênio, sendo responsável por elevar os níveis de foto-oxidação. Essa correlação é observável já que o evento de foto-oxidação eleva a quantidade de espécies reativas de oxigênio, danificando os microrganismos com os quais entram em contato, a partir da absorção de luz, portanto, os níveis de oxigênio dissolvidos atuam em conjunto com a luminosidade do ambiente para a remoção de patógenos (LIU *et al.*, 2016).

A luminosidade afeta também a concentração de microrganismos através da sua ação direta com os mesmos, o que acontece com maior eficiência em

reatores fechados tubulares, já que possuem maior superfície de contato, sendo mais expostos à radiação solar (CUELLAR-BERMUDEZ *et al.*, 2015). A porção UV-B da radiação solar possui maior fator bactericida, causando danos fotobiológicos às organelas, atingindo primeiramente a membrana plasmática, podendo chegar a afetar o DNA (SINTON *et al.*, 2002).

Além disso, diversos estudos discorrem sobre compostos produzidos por microalgas que possuem efeitos antimicrobianos, sendo geralmente ácidos graxos insaturados, como a clorelina, produzida por microalgas do gênero *Chlorella*, que possui efeito inibidor do crescimento de bactérias (PRATT *et al.*, 1944). Hussein *et al.* (2018) relataram que bactérias patogênicas enterobactérias, *Proteus* e *Escherichia Coli* são sensíveis à altas concentrações (100 mg/ml) de compostos bioativos brutos extraídos de *Chlorella*; a avaliação de extratos brutos de *Chlamydomonas* sp. também demonstraram atividade antibacteriana durante o crescimento celular, majoritariamente durante a fase de crescimento exponencial (SENHORINHO, 2018).

Juntamente com os processos atribuídos ao crescimento algal e a luminosidade, a temperatura elevada do ambiente também se mostrou um fator relevante e altamente correlacionado à concentração de patógenos. O estudo produzido por Liu *et al.* (2020) obteve como conclusão que a remoção de patógenos exhibe padrões sazonais, tendo maior efetividade em maiores temperaturas. Mezrioui *et al.* (1995) reportaram que coliformes totais foram reduzidos em 98.95% em temperaturas quentes (acima de 22° C) e 94.91% em períodos mais frios (abaixo de 22° C).

3.2. Remoção de micropoluentes

Micropoluentes compreendem substâncias naturais e antropogênicas, incluindo produtos farmacêuticos, produtos de higiene pessoal, pesticidas e produtos químicos industriais. São usados em diversos campos, como pecuária, agricultura e na vida diária de seres humanos (HENA *et al.*, 2020).

Por traz dos aumentos da expectativa de vida populacional e melhoria na qualidade de vida, está, dentre outros aspectos, grandes esforços da indústria farmacêutica. Entretanto, o avanço em sistemas de tratamento capazes de remover este tipo de micropoluentes das águas não acompanhou o mesmo progresso.

Atualmente, a crescente atenção científica aos micropoluentes se deve à onipresença desses em todos os compartimentos do ambiente, aos riscos ecológicos que apresentam, como resistência a antibióticos em bactérias e desregulação endócrina em vários organismos aquáticos, e aos efeitos ainda desconhecidos na vida humana a longo prazo (RIVERA-UTRILLA *et al.*, 2013; HENA *et al.*, 2020).

Foi o desenvolvimento de novas técnicas analíticas que possibilitou a detecção e a quantificação destes compostos, mesmo presentes em concentrações extremamente baixas em matrizes complexas de fases aquosa e sólida. As técnicas de detecção e quantificação mais usadas são: cromatografia líquida (LC) e cromatografia gasosa (GC) acoplada à espectrometria de massa (MS) (DÍAZ-CRUZ; BARCELÓ, 2006).

Os micropoluentes estarem presentes continuamente no meio ambiente deve-se ao seu uso excessivo, má remoção em estações de tratamento de esgotos (ETEs) e suas estruturas estáveis, que maximizam sua atividade biológica (JACKSON *et al.*, 2007; RIVERA-UTRILLA *et al.*, 2013) e aumenta ainda mais sua resistência à degradação (DAUGHTON; TERNES, 1999).

O desafio para o tratamento desses micropoluentes é conhecer tecnologias de sucesso que não sejam dispendiosas como são o caso dos processos oxidativos avançados, adsorção, separação por membranas, ozonização que além de dispendiosas, podem produzir compostos mais tóxicos dos que os originalmente existentes no efluente (XIONG *et al.*, 2018; SHAH *et al.*, 2020), mas sim aplicáveis e seguras.

Os reatores operantes com consórcio de microalgas já estão sendo avaliados para a remoção de micropoluentes do esgoto doméstico por alguns pesquisadores (MATAMOROS *et al.*, 2016; 2015; DE WILT *et al.*, 2016; VASSALLE *et al.*, 2020).

Além destes, Shi *et al.* (2010) mostraram que os estrogênios naturais e sintéticos podem ser efetivamente removidos em sistemas de tratamento de águas residuárias utilizando-se algas. A microalga *Selenastrum capricornutum* mostrou 46% e 40% de adsorção da remoção máxima dos hormônios E2 e EE2, respectivamente, enquanto *Chlamydomonas reinhardtii* removeu 86% e 71% de E2 e EE2, respectivamente, por adsorção de lodo anaeróbico em 7 dias (HOM-DIAZ *et al.*, 2015).

Estudos mostraram que a espécie de microalga *C. sorokiniana* pode remover o ácido salicílico e o paracetamol de um meio artificial, bem como vários outros micropoluentes de água negra (proveniente de vasos sanitários) digerida anaerobiamente (ESCAPA *et al.*, 2015; DE WILT *et al.*, 2016). Sabe-se, portanto, que algumas microalgas em específico (as mais generalistas e frequentes) são mais eficientes na remoção de determinados compostos, mas ainda precisa ser mais explorado a eficiência dos consórcios nativos, para avaliação da aplicabilidade dos sistemas em cada região específica.

Entretanto, há o problema do acúmulo destes micropoluentes na biomassa algal, o que restringe o reuso da mesma (GOJKOVIC *et al.*, 2019). Para tal, se o intuito é utilizar a biomassa algal como biofertilizantes, se faz necessárias pesquisas que determinem a concentração de micropoluentes na biomassa, e avaliem se a aplicação da mesma na agricultura atinge as plantações e o solo ou não.

3.3. Remoção de metais

Existem várias técnicas convencionais para remoção de metais pesados de efluentes, que incluem tecnologias eletrolíticas, troca iônica, precipitação, extração química, hidrólise, microencapsulação de polímero e lixiviação (JAIS *et al.* 2017). No entanto, a maioria desses métodos são ineficazes, pois possuem custo elevado em projetos de grande escala e requerem controle e monitoramento constantes (CRINI *et al.*, 2019). A aplicação de produtos químicos no tratamento prevê ainda a geração de subprodutos potencialmente perigosos ao ambiente (BILAL *et al.*, 2013).

Quando os metais pesados são lançados em corpos d'água acima do limite tóxico pode ser letais para a biota aquática (MARYJOSEPH; KETHEESAN, 2020), podem persistir no ambiente por décadas (LEONG; CHANG, 2020) e podem ser prejudiciais para a saúde humana (JAISHANKAR *et al.*, 2014).

Já é sabido por inúmeros estudos prévios que os metais pesados são cancerígenos (WU *et al.*, 2016) e neurotóxicos (MISHRA *et al.*, 2019). A toxicidade destes depende da dosagem de exposição, duração e sistema imunológico dos organismos (BHAT *et al.*, 2020). Além disso, a bioconcentração de metais pesados pode levar à interrupção das atividades metabólicas em plantas e animais (ALI *et al.*, 2019).

As microalgas podem não apenas remover nutrientes e outros poluentes orgânicos e inorgânicos presentes nos efluentes, mas também podem absorver e degradar moléculas persistentes, como os metais pesados (SCHWARZENBACH, 2006). Alguns dos metais que podem ser encontrados em efluentes são zinco (Zn), níquel (Ni), arsênio (As), mercúrio (Hg), cobre (Cu), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr) e manganês (Mn) (HUSSAIN *et al.*, 2019).

Os metais pesados possuem uma alta afinidade de ligação com a parede celular das microalgas, dando a elas a capacidade de removê-los do ambiente contaminado (HWANG *et al.*, 2016), tornando a fitorremediação em efluentes uma abordagem viável.

Os metais pesados conhecidos como oligoelementos, são desejáveis pelas microalgas como micronutrientes e essenciais para o seu crescimento, como Mn^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Mo^{2+} , Fe^{2+} e Zn^{2+} . Em contraste, outros metais pesados, incluindo Sn^{2+} , Au^{3+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , Sr^{2+} , Ti^{3+} e Hg^{2+} , não têm função biológica essencial e são tóxicos para microalgas (JAIS *et al.* 2017).

O processo de fitorremediação reduz a contaminação de metais pesados por meio de biossorção e bioacumulação (RICHARDS *et al.*, 2019). Vale ressaltar que na literatura encontra-se o termo sorção, que abrange tanto a adsorção (processo de ligação à superfície) quanto a absorção (permeação e acumulação na biomassa) (NAJA *et al.*, 2010).

A biossorção é caracterizada como um processo passivo e realizada por meio de biomassa morta. Já a bioacumulação se caracteriza como um processo ativo e é realizada pelas células de microalgas vivas (PRIYADARSHANI *et al.*, 2011). No processo passivo, a estrutura celular aprisiona íons de metais pesados em locais de ligação (vias não metabólicas) (KUMAR *et al.*, 2015). A superfície da célula microalgal contém grupos funcionais como hidroxila (-OH), carboxila (-COOH), amino (-NH₂) e sulfidril (-SH) que possuem a capacidade de se ligar aos metais pesados (RICHARDS *et al.*, 2019). A presença destes tipos de grupos funcionais na parede celular atinge carga sempre negativa, facilitando sua ligação com os metais pesados (LEONG; CHANG, 2020).

Como o processo passivo ocorre na parede celular da microalga, que é sua camada externa, há a proteção da célula contra a toxicidade do metal (DAO; BEARDALL, 2016). Antes de os metais pesados penetrarem no citoplasma, eles encontram a parede celular, que oferece locais de ligação potenciais aos íons

metálicos (DAS *et al.*, 2008). Vários processos (adsorção física, troca iônica, complexação, precipitação) participam da ligação do metal à superfície da célula e podem ocorrer simultaneamente e em diferentes graus (CHENG *et al.*, 2019).

Durante o processo de bioacumulação (ativo), os metais pesados são absorvidos pela célula usando o ciclo metabólico celular (PAPIRIO *et al.*, 2017), sendo transportados através da membrana celular para o citoplasma (CHALIVENDRA, 2014). A bioacumulação pode ser considerada um procedimento secundário envolvido no processo de ligação de metal (KADUKOVA; VIRCIKOVA, 2005) e muitas vezes é utilizado o termo bioissorção ativa para se referir ao processo.

Alguns autores mencionam que a eficiência das células de algas vivas durante o tratamento de efluentes é maior do que a da biomassa morta, pois elas podem remover e reter uma quantidade maior de metais usando mecanismos de bioissorção e bioacumulação por um período mais longo (HWANG *et al.*, 2016). Entretanto, Oliveira *et al.* (2011) explicam que o uso de organismos mortos reduz a necessidade de fornecimento de nutrientes e os efeitos tóxicos que os poluentes podem causar aos organismos.

Entre os fatores que são pesquisados na remoção dos metais pesados de efluente pelas microalgas, podem ser destacados a temperatura e o valor de pH. Embora alguns pesquisadores tenham relatado que a elevação da temperatura também aumentou a bioissorção do metal, outros observaram uma ligação reduzida do metal (ZERAATKAR *et al.*, 2016; PAPIRIO *et al.*, 2017). Devido à bioissorção e ao envolvimento de enzimas na transferência de íons, o aumento da temperatura pode ter um impacto maior na capacidade de bioissorção de algas vivas em comparação com biomassa morta (GOHER *et al.* 2016).

O valor de pH parece desempenhar um dos papéis mais importantes na bioissorção uma vez que afeta vários fatores, como especiação de metal em solução aquosa, disponibilidade de grupos funcionais da superfície celular e competição entre íons metálicos que serão adsorvidos na parede celular (KANWAR *et al.*, 2017). Altas concentrações de íons H⁺ diminuem a bioissorção de metal, impedindo-os de se ligarem a ligantes na superfície celular (ZERAATKAR *et al.*, 2016). Além disso, o pH extremamente baixo pode ser prejudicial e destrutivo para a parede celular (NAJA *et al.*, 2009).

4. Aplicação do efluente final/biomassa

Após o tratamento terciário utilizando microalgas, o efluente líquido pode ser descartado adequadamente em corpos d'água seguindo as diretrizes estabelecidas pelo CONAMA n°357, de 17 de março de 2005, ao passo que a biomassa, produto da fotossíntese microalgal, pode ser aplicada para diversos fins biotecnológicos tanto na forma seca como úmida.

O processo de separação da biomassa envolve uma ou mais etapas sólido:líquido, como floculação, centrifugação e filtração, por exemplo (DERNER *et al.*, 2006). Os processos utilizados dependerão da aplicação final da biomassa e/ou extração de compostos de interesse.

Devido a biodiversidade de microalgas que a biomassa possui (representados pelos filos Chlorophyta, Streptophyta, Rhodophyta, Stramenopila e Cyanobacteria) e ampla distribuição por todos os nichos, observa-se nas espécies de microalgas grande versatilidade bioquímica e fisiológica (NORTON; MELKNIAN; ANDERSEN, 1996), a qual permite a transformação da biomassa em diversos bioprodutos. É estimado que a biomassa algal é capaz de suprir cerca de 25% das necessidades globais de energia, além de ser uma fonte valiosa de produtos que podem ser utilizados para fins químicos, farmacêuticos e aditivos alimentares (BRIENS; PISKORZ; BERRUTI, 2008).

Com relação a energia, os biocombustíveis podem ser gerados por processos primários, através da biomassa vegetal e animal não processada com posterior aplicação de aquecimento ou energia elétrica (ALAM *et al.*, 2012). A partir dos biocombustíveis primários é possível a produção de secundários, que são subdivididos em 1ª geração, 2ª geração e 3ª geração. A 3ª geração caracteriza-se pela aplicação de microalgas e cianobactérias.

As microalgas têm excelente potencial para aplicações sustentáveis e de longa duração, conhecidas como “combustível verde”, pois podem fornecer uma fonte de biocombustíveis de alto rendimento sem comprometer o abastecimento de alimentos, florestas tropicais ou terras aráveis (ISMAIL *et al.*, 2020; KUMAR; BHARADVAJA, 2020). Ademais, as microalgas têm potencial para produzir 100 vezes mais óleo por hectare em comparação às plantas terrestres (COLLOTTA *et al.*, 2015). A biomassa de espécies oleaginosas de microalgas, como *Chlorella* e *Nannochloropsis*, são empregadas com sucesso em diversos estudos (CAI *et al.*, 2013; AZARI *et al.*, 2020).

A adição da biomassa de algas para fins agrícolas melhora as propriedades químicas da superfície do solo, bem como a atividade biológica da microflora (SHARMA *et al.*, 2021). Devido a presença de macronutrientes (como N, P, carboidratos e proteínas) e micronutrientes (vitaminas e minerais) diversos estudos relatam a eficiência da biomassa algal como biofertilizante (PRASANNA *et al.*, 2015; WHUANG *et al.*, 2016; SIEBERS *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2021).

Além disso, durante a digestão anaeróbia as microalgas liberam gás metano (CH₄), que pode ser empregado para a produção de energia. Os autores Hao *et al.* (2019) discorrem que a recuperação de água, nutrientes e energia possibilita transformar ETEs, que emitem poluentes e dissipam energia, em estações que beneficiam o meio ambiente e se aproximam a um nível de impacto zero.

5. Conclusões finais

O uso de microalgas e cianobactérias nativas para o tratamento terciário de águas residuárias é uma alternativa às opções tradicionais de tratamento terciário para remoção e recuperação de nutrientes, água, energia, concomitantemente à remoção de patógenos e poluentes emergentes, como os micropoluentes, metais e patógenos. A biomassa algal gerada pelo tratamento pode ser aplicada como biofertilizante, combustíveis, energia, dentre outros.

O tipo de reator empregado no cultivo de microalgas dependerá do objetivo a ser atingido, pois os sistemas abertos e fechados possuem vantagens e desvantagens, cabendo ao projetista avaliar diante das necessidades e limitações do local. Ademais, para atingir eficiência de crescimento microalgal e remoção/recuperação de constituintes, faz-se necessário compreender a influência dos fatores bióticos e abióticos sobre o consórcio em ambiente externo.

Entretanto, por se tratar de uma tecnologia relativamente moderna, são necessárias pesquisas com o intuito aprimorar o conhecimento já existente, e otimizar o cultivo em larga escala.

6. Agradecimentos

Este projeto de pesquisa está sendo financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) processo número 2018/18367-1, pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) processo número 4279362018-7, e pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) código 001.

7. Referências

ACIÉN, Francisco. G *et al.* Production cost of a real microalgae production plant and strategies to reduce it. **Biotechnology Advances**, v. 30, n. 6, p. 1344–1353, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2012.02.005>.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO (ANA). **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2017.

ALAM, Muddassar.; NADEEM, Raziya; JILANI, Muhammad I. Pb (II) removal from wastewater using Pomegranate waste biomass. **IJCBS**, v. 1, p. 24–29, 2012.

ALCÁNTARA, Cynthia *et al.* Mixotrophic metabolism of *Chlorella sorokiniana* and algal-bacterial consortia under extended dark-light periods and nutrient starvation. **Appl. Microbiol. Biotechnol**, v. 99, n. 5, p. 2393-2404, 2015. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-6125-5>.

ALI, Hazrat; KHAN, Ezzat; ILAHI, Ikram. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. **J. Chem**, p. 1-14, 2019. <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>.

ANSA, Ebenezer D.O. *et al.* The role of algae in the removal of *Escherichia coli* in a tropical eutrophic lake. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 317-324, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.023>.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2005.

BANERJEE, Sudhanya; RASMAWAMY, Shri. Dynamic process model and economic analysis of microalgae cultivation in flat panel photobioreactors. **Algal**

- Research**, v. 39, p. 101445, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2019.101445>.
- BARNARD, James L. Biological nutrient removal without the addition of chemicals. **Water Research**, v. 9, p. 485-490, 1975. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(75\)90072-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(75)90072-X).
- BATSTONE, Daminen J. *et al.* Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: a review. **Chemosphere**, v. 140, p. 2–11, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.10.021>.
- BELLUCCI, Micol *et al.* Disinfection and nutrient removal in laboratory-scale photobioreactors for wastewater tertiary treatment. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 95, p. 959-966, 2020. <https://doi.org/10.1002/jctb.6010>.
- BENAVIDES, Ana M. Silva *et al.* Productivity and biochemical composition of *Phaeodactylum tricornutum* (Bacillariophyceae) cultures grown outdoors in tubular photobioreactors and open ponds. **Biomass and Bioenergy**, v. 54, p. 115-122, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.03.016>.
- BHAT, Rouf Ahmad *et al.* Impact of heavy metal contamination on quality environs. **Bioremediation and Biotechnology**, v. 3, p. 1-13, 2020. https://doi.org/10.1007/978-3-030-46075-4_1.
- BOUTILIER, Leah *et al.* Adsorption, sedimentation, and inactivation of *E. coli* within wastewater treatment wetlands, **Water Research**, v. 43, p. 4370-4380, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.06.039>.
- BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. Manual de saneamento. 3. ed. rev. Brasília: **FUNASA**, 2006. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/manual_saneamento_3ed_rev_p1.pdf. Acesso em: 12 ago. 2021.
- BRASIL. **Resolução nº 430, de 13 de Maio de 2011**, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União. Brasília, DF.
- BRIENS, C. Cedric; PISKORZ, Jan; BERRUTI, Franco. Biomass Valorization for Fuel and Chemicals Production: A Review. **International Journal of Chemical Reactor Engineering**, v. 6, n. 1, 2008. <https://doi.org/10.2202/1542-6580.1674>.
- CAI, Ting; PARK, Stephen Y.; LI, Yebo. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. **Renewable and Sustainable**

- Energy Reviews**, v. 19, p. 360–369, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.030>.
- CARVALHO, Ana. P.; MEIRELES, Luís A.; MALCATA, F. Xavier. Microalgal Reactors: A Review of Enclosed System Designs and Performances. **Biotechnology Progress**, v. 22, n. 6, p. 1490–1506, 2006. <https://doi.org/10.1021/bp060065r>.
- CHAI, Wai Siong *et al.* Multifaceted roles of microalgae in the application of wastewater biotreatment: A review, **Environmental Pollution**, v. 269, p. 314–324, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116236>.
- CHALIVENDRA, Saikumar. **Bioremediation of Wastewater Using Microalgae** Doctoral dissertation, University of Dayton, 2014. Disponível em: http://rave.ohiolink.edu/etdc/view?acc_num=dayton1418994496. Acesso em: 04 ago. 2021.
- CHAUMONT, Daniel. Biotechnology of algal biomass production: a review of systems for outdoor mass culture. **Journal of Applied Phycology**, v. 5, p. 593–604, 1993. <https://doi.org/10.1007/BF02184638>.
- CHENG, Sze Yin *et al.* New prospects for modified algae in heavy metal adsorption. **Trends Biotechnol.**, v. 37, p. 1255–1268, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2019.04.007>.
- COLLOTTA, Massimo *et al.* Environmental and economic performance analysis of three techniques for breaking microalgae cell wall in the biodiesel production process. **Abstracts of papers of the american chemical society**. v. 249. 1155 16TH ST, NW, WASHINGTON, DC 20036 USA: AMER CHEMICAL SOC, 2015.
- CRINI, Gregório *et al.* Conventional and non-conventional adsorbents for wastewater treatment. **Environ. Chem. Lett.**, v. 7, n. 1, p. 195–213, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0786-8f>.
- CROFCHECK, Czarena L. *et al.* Influence of media composition on the growth rate of *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus acutus* utilized for CO₂ mitigation. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**. v. 4, 2012. <https://doi.org/10.13031/2013.41734>.
- CUELLAR-BERMUDEZ, Sara P. *et al.* Photosynthetic bioenergy utilizing CO₂: an approach on flue gases utilization for third generation biofuels, **Journal of Cleaner Production**, v. 98, p. 53–65, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.034>.

- DAO, Ly; BEARDALL, John. Effects of lead on growth, photosynthetic characteristics and production of reactive oxygen species of two freshwater green algae. **Chemosphere**, v. 147, p. 420–429, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.117>.
- DARZINS, AI; PIENKOS, Philip; EDYE, Le. Current status and potential for algal biofuels production. **BioIndustry Partners & NREL, Bioenergy**, Task 39, 2010.
- DAS, Nilanjana; VIMALA, R; KARTHIKA, P, Biosorption of heavy metals-an overview. **Indian J Biotechnol**, v. 7, n. 2, p. 159–169, 2008.
- DAUGHTON, Christian G.; TERNES, Thomas A. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? **Environmental health perspectives**, v. 107, n. 6, p. 907-938, 1999. <https://doi.org/10.1289/ehp.99107s6907>.
- DE LA NÖEU, Joel.; DE PAWN, Niels. The potencial of microalgal biotechnology. A review of production and uses of microalgae. **Biotechnol**, v. 6, p. 725-770, 1988. [http://dx.doi.org/10.1016/0734-9750\(88\)91921-0](http://dx.doi.org/10.1016/0734-9750(88)91921-0).
- DERNER, Roberto B. *et al.* Microalgas, produtos e aplicações. **Ciência Rural**, v. 36, n. 6, p. 1959–1967, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782006000600050>.
- DE WILT, Arnoud. *et al.* Micropollutant removal in an algal treatment system fed with source separated wastewater streams. **Journal of hazardous materials**, v. 304, p. 84-92, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.10.033>.
- DIAS, Daniel F. C.; PASSOS, Ricardo G.; VON SPERLING, Marcos. A review of bacterial indicator disinfection mechanisms in waste stabilisation ponds. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 16, p. 517-539, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9433-2>.
- DÍAZ-CRUZ, Silva M., BARCELÓ, Damià. Determination of antimicrobial residues and metabolites in the aquatic environment by liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 386, n. 4, p. 973-985, 2006. <https://doi.org/10.1007/s00216-006-0444-z>.
- DROOP, Michael R. The nutrient status of algal cells in continuous culture. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 54, n. 4, p. 825–855, 1974.
- ELAWWAD, Andelsalam; KARAM, Ahmed.; ZAHER, Khaled. Using an Algal Photo-Bioreactor as a Polishing Step for Secondary Treated Wastewater. **Polish**

Journal of Environmental Studies, v. 26, n. 4, p. 1493-1500, 2017. <https://doi.org/10.15244/pjoes/68426>.

ESCAPA, Carla. *et al.* Nutrients and pharmaceuticals removal from wastewater by culture and harvesting of *Chlorella sorokiniana*. *Bioresource technology*, n. 185, p. 276-284, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.004>.

FRANCO, André L. C. *et al.* Biodiesel de microalgas: avanços e desafios. **Química Nova**, v. 36, p. 437–448, 2013. <https://doi.org/10.1590/s0100-40422013000300015>.

GARCIA, Joan; MUJERIEGO, Rafael; HERNÁNDEZ MARINÉ, Mariona. High Rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. **Journal of Applied Phycology**, v. 12, p. 331–339, 2000. <https://doi.org/10.1023/A:1008146421368>.

GOHER, Mohamed *et al.* Biosorption of some toxic metals from aqueous solution using non-living algal cells of *Chlorella vulgaris*. **Journal of Elementology**, v. 21 p. 703–713, 2016. <https://doi.org/10.5601/jelem.2015.20.4.1037>.

GOJKOVIC, Zian *et al.* Northern green algae have the capacity to remove active pharmaceutical ingredients. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 170, p. 644-656, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.032>.

GONÇALVES, Ana. L.; PIRES, José. C. M.; SIMÕES, Manuel. A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. **Algal Research**, v. 24, p. 403-405, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.11.008>.

GROBBELAAR, Johan U. **Algal Nutrition – Mineral Nutrition**. In: *Handbook of Microalgal Culture: Biotechnology and Applied Phycology*, p. 95-115, 2007. <https://doi.org/10.1002/9780470995280.ch6>.

HAO, Xiaodi *et al.* Environmental impacts of resource recovery from wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 160, p. 268-277, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.068>.

HENA, Sufia; GUTIERREZ, Leonardo; CROUÉ, Jean-Philippe. Removal of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) from wastewater using microalgae: A review. **Journal of Hazardous Materials**, 124041, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124041>.

HODGSKISS, Logan H *et al.* Cultivation of a native alga for biomass and biofuel accumulation in coal bed methane production water. **Algal Research**, v. 19, p. 63-68, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.07.014>.

HOH, Donghee; WATSON, Stuart; KAN, Eunsung. Algal biofilm reactors for integrated wastewater treatment and biofuel production: A review, **Chemical Engineering Journal**, v. 287, p. 466–473, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.11.062>.

HOM-DIAZ, A *et al.* Microalgae cultivation on wastewater digestate: β -estradiol and 17α -ethynylestradiol degradation and transformation products identification. **Journal of environmental management**, n. 155, p. 106-113, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.03.003>.

HOWE, Kerry J. *et al.* **Princípios de Tratamento de Água**. Editora: Cengage Learning Brasil, 2016. 620 p.

HUSSEIN, Rehab. A. *et al.* Medicinal impact of microalgae collected from high rate algal ponds; phytochemical and pharmacological studies of microalgae and its application in medicated bandages. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 20, n. 1, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101237>.

HUSSAIN Shadid, *et al.* **Arsenic and heavy metal (cadmium, lead, mercury and nickel) contamination in plant-based foods**. *Plant and Human Health*, v. 2, 2019. p. 447-490. https://doi.org/10.1007/978-3-030-03344-6_20.

HWANG, Jae Hoon *et al.* Use of microalgae for advanced wastewater treatment and sustainable bioenergy generation **Environ. Eng. Sci**, v. 33, n. 11, p. 882-897, 2016. <https://doi.org/10.1089/ees.2016.0132>.

ISMAIL, Mona M.; ISMAIL, Gehan A.; EL-SHEEKH, Mostafa M. Potential assessment of some micro- and macroalgae species for bioethanol and biodiesel production. **Energy Sources Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects**, p. 1-17, 2020. <https://doi.org/10.1080/15567036.2020.1758853>.

JAIS, Noor M. *et al.* The dual roles of phycoremediation of wet market wastewater for nutrients and heavy metals removal and microalgae biomass production. **Clean Technol Environ Policy**, v. 19, p. 37–52, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10098-016-1235-7>.

JAISHANKAR, Monisha *et al.* Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. **Interdiscip. Toxicol.**, v. 7, n. 2, p. 60-72, 2014. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>.

- JACKSON, Craig M. *et al.* Defining and measuring biological activity: applying the principles of metrology. **Accreditation and quality assurance**, v. 12, n. 6, p. 283-294, 2007. <https://doi.org/10.1007/s00769-006-0254-1>.
- KADUKOVA, Jana; VIRCIKOVA, Edita. Comparison of differences between copper bioaccumulation and biosorption. **Environ Int.** v. 31, p. 227–232, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.09.020>.
- KANWAR, Preeti; MISHRA, Tulika; MUKHERJEE, Gunjan. Microbial Bioremediation of Hazardous Heavy Metals. In: Prashanthi M, Sundaram R, Jeyaseelan A, Kaliannan T (eds) **Bioremediation and Sustainable Technologies for Cleaner Environment**. p. 281-293, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-48439-6_21.
- KRUSOK, Ivo *et al.* Characterization of algal and microbial community grown in a wastewater treating batch photo-bioreactor inoculated with lake water. **Algal Research**, v. 11, p. 421-427, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2015.02.005>.
- KUBE, Matthew *et al.* The impact of wastewater characteristics, algal species selection and immobilisation on simultaneous nitrogen and phosphorus removal. **Algal Research**, v. 31, p. 478–488, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2018.01.009>.
- KUMAR, K. Suresh *et al.* Microalgae—a promising tool for heavy metal remediation. **Ecotoxicol Environ Saf**, v. 113, p. 329–352, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.019>.
- KUMAR, Amit *et al.* CO₂ fixation and biofuel production via microalgae: recent developments and future directions. **Trends in Biotechnology**, v. 28, n. 7, p. 371–380, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2010.04.004>.
- KUMAR, Laura; BHARADVAJA, Navneeta. A review on microalgae biofuel and biorefinery: challenges and way forward. **Energy Sources Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects**, p. 1-24, 2020. <https://doi.org/10.1080/15567036.2020.1836084>.
- LARSEN, Tove A. *et al.* Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world. **Science**, v. 352, n. 6288, p. 928-933, 2016. <https://doi.org/10.1126/science.aad8641>.
- LEE, YuanKun. **Algal Nutrition – Heterotrophic Carbon Nutrition**. In: Handbook of microalgal culture: biotechnology and applied phycology. p. 116–124, 2004. <https://doi.org/10.1002/9780470995280.ch7>.

- LEITE, Gustavo B.; ABDELAZIZ, Ahmed E. M; HALLENBECK, Patrick C. Algal biofuels: Challenges and opportunities. **Bioresource Technology**, v. 145, p. 134–141, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.02.007>.
- LEONG, Yoong Kit, CHANG, Jo-Shu. Bioremediation of heavy metals using microalgae: Recent advances and mechanisms. **Bioresour. Technol.**, n. 303, 2020. [10.1016/j.biortech.2020.122886](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122886).
- LIU, Lei; HALL, Geof; CHAMPAGNE, Pascale. Disinfection processes and mechanisms in wastewater stabilization ponds: a review. **Environmental Reviews**, v. 26, n. 4, p. 417-429, 2018. <https://doi.org/10.1139/er-2018-0006>.
- LIU, Lei; HALL, Geof; CHAMPAGNE, Pascale. Effects of Environmental Factors on the Disinfection Performance of a Wastewater Stabilization Pond Operated in a Temperate Climate. **Water**. v. 8, n. 1, p. 5, 2016. <https://doi.org/10.3390/w8010005>.
- LUO, Yunlong; LE-CLECH, Pierre; HENDERSON, Rita. K. Simultaneous microalgae cultivation and wastewater treatment in submerged membrane photobioreactors: A review. *Algal Research*, v. 24, p. 425–437, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.10.026>.
- MANTOVANI, Marco *et al.*, Outdoor pilot-scale raceway as a microalgae-bacteria sidestream treatment in a WWTP, **Science of the Total Environment**, v. 710, p. 135583, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135583>.
- MARCON, Alexandre Endres. **Remoção de Coliformes fecais com microalgas (*Chlorella*) imobilizadas em matriz de alginato de cálcio**. Tese de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2005.
- MARYJOSEPH, Shanthamareen; KETHEESAN, Balachandran. Microalgae based wastewater treatment for the removal of emerging contaminants: A review of challenges and opportunities. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 2, p. 100046, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100046>.
- MATAMOROS, Víctor *et al.* Assessment of the mechanisms involved in the removal of emerging contaminants by microalgae from wastewater: A laboratory scale study. **J. Hazard. Mater.**, v. 301, 197–205, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.08.050>.
- MATAMOROS, Víctor *et al.* Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: A pilot-scale

- study. **J. Hazard. Mater.** 288, 34–42, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.02.002>.
- MENNAA, Fatima Zahra; ARBIB, Zouhayr; PERALES, José Antonio Urban wastewater treatment by seven species of microalgae and algal bloom: Biomass production, N and P removal kinetics and harverstability. **Water Research**, v. 83, p. 42-51, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.007>.
- MEZRIOUI, Nour-Edine; OUFDOU, Khalid; BALEUX, Bernard. Dynamics of non-O1 *Vibrio cholerae* and fecal coliforms in experimental stabilization ponds in the arid region of Marrakesh, Morocco, and the effect of pH, temperature, and sunlight on their experimental survival. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 41, n. 6, p. 489–498, 1995. <https://doi.org/doi:10.1139/m95-065>.
- MISHRA, Sandhya *et al.* **Heavy metal contamination: an alarming threat to environment and human health**. In: Environmental Biotechnology: For Sustainable Future, Springer, Singapore, 2019, p 103-125.
- MOHD UDAIYAPPAN, Ainil Farhan *et al.* A review of the potentials, challenges and current status of microalgae biomass applications in industrial wastewater treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 20, p. 8–21, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.09.006>.
- MOLAZADEH, Marziyeh *et al.* The Use of Microalgae for Coupling Wastewater Treatment with CO₂ Biofixation. **Frontiers in Bioengineering and Biotechnology**, v. 7, p. 42, 2019. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2019.00042>.
- MOLLEDA, Patricia *et al.* Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetland in Leon, Spain, **Ecological Engineering**, v. 33, p 252-257, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.05.001>.
- MONFET, Evelyne.; UNC, Adrian. Defining wastewaters used for cultivation of algae. **Algal Research**, v. 24, p. 520–526, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.12.008>.
- MONKONSIT, Saranya; POWTONGSOOK, Sorawit; PAVASANT, Prasert. Comparison between Airlift Photobioreactor and Bubble Column for Skeletonema Costatum Cultivation. **Engineering Journal**, v. 15, p. 53-64, 2011. <https://doi.org/10.4186/ej.2011.15.4.53>.
- MUHAMMAD, Bilal *et al.* Waste biomass adsorbents for copper removal from industrial wastewater: A review. **J. Hazard Mater.**, n. 263, p. 322-333, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.07.071>.

- NAJA, Ghinwa; VOLESKY, Bohumil. The Mechanism of Metal Cation and Anion Biosorption. **Microbial Biosorption of Metals**, p. 19-58, 2011. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0443-5_3.
- NAJA, Ghinwa Melodie; MURPHY, Vanessa; VOLESKY, Bohumil. Biosorption, Metals. In: **Encyclopedia of Industrial Biotechnology**. John Wiley & Sons, Inc., 2010. <https://doi.org/10.1002/9780470054581.eib166>.
- NORSKER, Niels H. *et al.* Microalgal production — A close look at the economics. **Biotechnology Advances**, v. 29, n. 1, p. 24–27, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.08.005>
- NORTON, Trevor A.; MELKONIAN, Michael; ANDERSEN, Robert A. Alga biodiversity. **Phycology**, v. 35, n. 4, p. 208-326, 1996. <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-35-4-308.1>.
- NURDOGAN, Yakup; OSWALD, William J. Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 12, p. 33–43, 1995. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00490-E](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00490-E).
- OLIVEIRA, Robson C; PALMIERI, Mauricio; JUNIOR GARCIA, Oswaldo. **Biosorption of metals: state of the art, general features, and potential applications for environmental and technological processes**. In: Prog n Biomass Bioenergy Prod, 2011. <https://doi.org/10.5772/17802>.
- PAPIRIO, Stefano *et al.* Heavy Metal Removal from Wastewaters by Biosorption: Mechanisms and Modeling. **Environmental Chemistry for a Sustainable World**, v. 8, p. 25-63, 2017. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-58622-9>.
- PAWAR, Sanjay. Effectiveness mapping of open raceway pond and tubular photobioreactors for sustainable production of microalgae biofuel. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 62, p. 640-653, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.04.074>.
- PIRES, José. C. M.; ALVIM-FERRAZ, Maria. C. M.; MARTINS, Fernando. G. Photobioreactor design for microalgae production through computational fluid dynamics: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 79, p. 249-254, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.064>.
- PLACZEK, Malgorzata; PATYNA, Agnieszka; WITCZAK, Stanislaw. Technical evaluation of photobioreactors for microalgae cultivation. **E3S Web of**

- Conferences**, v. 19, 2017 <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20171902032>.
- PRASANNA, Radha *et al.* Prospecting cyanobacteria-fortified composts as plant growth promoting and biocontrol agents in cotton **Exp. Agric.**, v. 51, n. 1, p. 42-65, 2015. <https://doi.org/10.1017/S0014479714000143>.
- PRATT, Robertson *et al.* Chlorellin, an antibacterial substance from *Chlorella*. **Science**, v. 99, p. 351-352, 1944. <https://doi.org/10.1126/science.99.2574.351>.
- PRIYADARSHANI, Indira; SAHU, Debaprasad; RATH, Biswajit. Microalgal bioremediation: current practices and perspectives. **J Biochem Technol**, v. 3, n. 3, p. 299–304, 2011.
- QUEVEDO, Claudia Maria Gomes de; PAGANINI, Wanderley da Silva. Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública. **Ciênc. Saúde Coletiva**, v. 16, n. 8, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1413-81232011000900021>.
- RAHEEM, Abdul *et al.* A review on sustainable microalgae based biofuel and bioenergy production: Recent developments. **Journal of Cleaner Production**, v. 181, p. 42–59, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.125>.
- RAMANNA, Luveshan. *et al.* A novel organic dye-based approach to increase photon flux density for enhanced microalgal pigment production. **Journal of Cleaner Production**, v. 198, p. 187–194, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.016>.
- RANI, Swati *et al.* Review of Challenges for Algae-Based Wastewater Treatment: Strain Selection, Wastewater Characteristics, Abiotic, and Biotic Factors. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 25, p. 1-15, 2021. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000578](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000578).
- RAWAT, I *et al.* Improving the feasibility of producing biofuels from microalgae using wastewater. **Environ Technol.**, v. 34(13–14), p. 1765–1775, 2013. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.826287>.
- RENUKA, Nirmal *et al.* Evaluation of microalgal consortia for treatment of primary treated sewage effluent and biomass production. **Journal of Applied Phycology**, v. 25, n. 5, p. 1529–1537, out. 2013. <https://doi.org/10.1007/s10811-013-9982-x>.
- RICHARDS, Samia; DAWSON Julian; STUTTER, Marc. The potential use of natural vs commercial biosorbent material to remediate stream waters by

- removing heavy metal contaminants. **J. Environ. Manag.**, v. 231, p. 275-281, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.019>.
- RIVERA-UTRILLA, José *et al.* Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review. **Chemosphere** n. 93, v. 7, 1268–1287, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.07.059>.
- SARMAH, Pampi *et al.* Microalgal biomass generation by phycoremediation of sewage water: an integrated approach for production of antioxidant and value added products. **Vegetos**, v. 32, n. 4, p. 556–563, 1 dez. 2019. <https://doi.org/10.1007/s42535-019-00056-x>.
- SCHWARZENBACH, René P. *et al.* The challenge of micropollutants in aquatic systems, **Science**, v. 313, 5790, p. 1072–1077, 2006. <https://doi.org/10.1126/science.1127291>.
- SENHORINHO, Gerusa N. Andrade. **Antibacterial activity of freshwater green microalgae isolated from water bodies near abandoned mine sites in Ontario, Canada**. Tese de Doutorado. Faculty of Graduate Studies, Laurentian University; 2018.
- SHAH, Aamir Ishaq *et al.* Prospectives and challenges of wastewater treatment technologies to combat contaminants of emerging concerns. **Ecol. Eng.** v. 152, 105882, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105882>.
- SHARAFI, Kiomars *et al.* Comparison of the efficiency of extended aeration activated sludge system and stabilization ponds in real scale in the removal of protozoan cysts and parasite ova from domestic wastewater using Bailenger method: a case study, Kermanshah, Iran. **Desalination water treatment**, v. 55, p. 1-7, 2015. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.923333>.
- SHARMA, Gulshan Kumar *et al.* Circular economy fertilization: Phycoremediated algal biomass as biofertilizers for sustainable crop production. **Journal of Environmental Management**, v. 287, 112295, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112295>.
- SHI, Wenxin *et al.* Removal of estrone, 17 α -ethinylestradiol, and 17 β -estradiol in algae and duckweed-based wastewater treatment systems. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 17(4), p. 824-833, 2010. <https://doi.org/10.1007/s11356-010-0301-7>.

- SIEBERS, Nina *et al.* Towards phosphorus recycling for agriculture by algae: Soil incubation and rhizotron studies using ^{33}P -labeled microalgal biomass. **Algal Research**, v. 43, 101634, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2019.101634>.
- SILVA, Débora Fernanda Santos *et al.* Separation of microalgae cultivated in anaerobically digested black water using *Moringa Oleifera* Lam seeds as coagulant. **Journal of Water Process Engineering**, v. 39, 101738, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101738>.
- SILVA, Gustavo Henrique Ribeiro da *et al.* Feasibility of closing cycles from black water by microalgae-based technology. **Algal Research**, v. 44, 101715, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2019.101715>.
- SILVA, N. F. P. *et al.* Towards sustainable microalgal biomass production by phycoremediation of a synthetic wastewater: A kinetic study. **Algal Research**, v. 11, p. 350–358, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2015.07.014>.
- SINTON, Lester W. *et al.* Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 68, p. 1122-1131, 2002. <https://doi.org/10.1128/AEM.68.3.1122-1131.2002>.
- SNIS. **Esgotamento Sanitário**. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, Ministério do Desenvolvimento Regional. 2019. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/painel-informacoes-saneamento-brasil/web/painel-esgotamento-sanitario>. Acesso em: 27 jul. 2021.
- SUTHERLAND, Donna L; RALPH, Peter J. Microalgal bioremediation of emerging contaminants - Opportunities and challenges. **Water Research**, v. 164, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114921>.
- THOMAS, Patrick K *et al.* A natural algal polyculture outperforms an assembled polyculture in wastewater-based open pond biofuel production. **Algal Research**, v. 40, 101488, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2019.101488>.
- TING, Han *et al.* Progress in microalgae cultivation photobioreactors and applications in wastewater treatment: A review. **Int J Agric & Biol Eng**, v. 10, p. 1–29, 2017. <https://doi.org/10.3965/j.ijabe.20171001.2705>.
- TIWARI, Bhagyashree *et al.* Review on fate and mechanism of removal of pharmaceutical pollutants from wastewater using biological approach. **Bioresource Technology**, v. 224, p. 1–12, 1 jan. 2017.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.042>.

TREDICI, Mario R. *et al.* Techno-economic analysis of microalgal biomass production in a 1-ha Green Wall Panel (GWP®) plant. **Algal Research**, v. 19, p. 253–263, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.09.005>.

UGWU, Charles U.; AOYAGI, Hideki; UCHIYAMA, Hiroo. Photobioreactors for mass cultivation of algae. **Bioresource Technology**, v. 99 p. 4021-4028, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.046>.

VASSALLE, Lucas *et al.* Behavior of uv filters, uv blockers and pharmaceuticals in high rate algal ponds treating urban wastewater. **Water** (Switzerland), v. 12, p. 1–17, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12102658>.

VON SPERLING, Marcos. **Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal**. Volume 1. IWA Publishing, London, 2007, 181 p.

WANG, Bei; LAN, Christopher Q.; HORSMAN, Mark. Closed photobioreactors for production of microalgae biomasses. **Biotechnology Advances**, v. 30, p. 904-912, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2012.01.019>.

WHUANG, Shy Chyi *et al.* Use of spirulina biomass produced from treatment of aquaculture wastewater as agricultural fertilizers. **Algal Research**, v.15, p. 59-64, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.02.009>.

WU, Yi-Cheng *et al.* Performance of bioelectrochemical systems inoculated with *Desmodesmus* sp. A8 under different light sources. **Bioremed J**, v. 20, p. 233–239, 2016. <https://doi.org/10.1080/10889868.2016.1212809>.

XIONG, Jiu-Qiang; KURADE, Mayur B; JEON, Byong-Hun. Can microalgae remove pharmaceutical contaminants from water? **Trends Biotechnol.** v. 36, n. 1, p. 30–44, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2017.09.003>.

XU, Ling *et al.* Microalgal bioreactors: Challenges and opportunities. **Engineering in Life Sciences**, v. 9, n. 3, p. 178–189, 2009. <https://doi.org/10.1002/elsc.200800111>.

YEN, Hong Wei *et al.* Design of Photobioreactors for Algal Cultivation. **Biofuels from Algae**, p. 23–45, 2013. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59558-4.00002-4>.

YIN-HU, Wu *et al.* Biomass production of a *Scenedesmus* sp. under phosphorous-starvation cultivation condition. **Bioresource Technology**, v. 112, p. 193–198, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.037>.

ZHOU, Wenguang *et al.* Biomitigation of carbon dioxide using microalgal systems: Advances and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.065>.

ZERAATKAR, Amin K. *et al.* Potential use of algae for heavy metal bioremediation, a critical review. **Journal of Environmental Management**, v. 181, p. 817–831, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.06.059>.

ZITTELLI, Graziella C. *et al.* Photobioreactors for Mass Production of Microalgae. **Handbook of Microalgal Culture**, p. 225–266. 2013. <https://doi.org/10.1002/9781118567166.ch13>.

ZOUBOULIS, Anastasios; TOLKOU, Athanasia. Effect of climate change in wastewater treatment plants: Reviewing the problems and solutions. **Managing Water Resources Under Climate Uncertainty: Examples from Asia, Europe, Latin America, and Australia**, p. 197–222, 2015.

Autores

Gustavo H. R. da Silva^{1,*}, Caroline M. Erba Pompei¹, Hugo Renan Bolzani¹, Letícia Alves Martins de Carvalho², Luiza Maria Fernandes²

1. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP- FEB), Bauru, SP, Brasil.
2. Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP), Bauru, SP, Brasil.

* Autor para correspondência: gustavo.ribeiro@unesp.br