

## II-821 - CULTIVO DE MICROALGAS EM FOTOBIOREATOR FECHADO EM ESCALA PILOTO COMO ALTERNATIVA PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM ESGOTO SANITÁRIO ANAERÓBIO

### **Hugo Renan Bolzani<sup>(1)</sup>**

Engenheiro Ambiental pela UNICSUL, Tecnólogo em Gestão Ambiental pela UTFPR, mestre em Engenharia Urbana pela UEM, e doutor em Engenharia Civil e Ambiental pela FEB/UNESP. Professor da Fundação Osorio na área de meio ambiente.

### **Caroline Moço Erba Pompei<sup>(2)</sup>**

Bióloga pela UFMS, mestre em Engenharia Civil pela UNESP/FEIS, e doutora em Ciências Ambientais pela EESC/USP com estágio doutoral na University College London. Pós-doutoranda pelo Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da FEB/Unesp.

### **Gustavo Henrique Ribeiro da Silva<sup>(3)</sup>**

Engenheiro Civil, mestre em Saneamento e Ambiente pela UNICAMP, doutor em Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP com doutorado Sanduíche na Universidade de Wageningen-Holanda e pós-doutorado pela Universidade de Wageningen/Instituto Holandês de Ecologia. Professor associado da UNESP Campus de Bauru. Coordenador de curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental.

### **Alexia de Lima Olivato<sup>(4)</sup>**

Bióloga pela UNESP. Professora da escola João Pacheco de Almeida Prado.

### **Carlos Augusto Pereira da Silva<sup>(5)</sup>**

Engenheiro Ambiental pela FACET - Montes Claros, especialista em Recursos Hídricos e Ambientais pela UFMG, e mestrando em Engenharia Ambiental pela UFRJ. Professor da Fundação Osorio na área de meio ambiente.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Rua Paula Ramos, 52 - Rio Comprido - Rio de Janeiro - RJ - CEP 20261-210 - Brasil - Tel: +55 (21) 2273-7447 - e-mail: [hugo@fosorio.g12.br](mailto:hugo@fosorio.g12.br)

## RESUMO

Fotobioreatores operados com consórcio de bactérias/microalgas representam um método economicamente viável e ecologicamente correto para superar as limitações do tratamento convencional de esgoto sanitário. Eles oferecem um biotratamento terciário associado à produção de biomassa, que pode ser utilizada para diversos fins, com destaque para a produção de biofertilizantes. O objetivo deste trabalho foi apresentar o desempenho de um Fotobioreator *Flat Panel* em escala piloto ao ar livre como alternativa para o pós-tratamento de esgoto sanitário anaeróbico por um consórcio microalgal nativo do esgoto. O estudo foi realizado com intensidade luminosa natural da região e operado em bateladas com duração de 7 dias, totalizando 6 bateladas. O monitoramento foi realizado nos dias 0, 3 e 7 para as faixas de nitrogênio, e diariamente para pH, temperatura e oxigênio dissolvido. Observou-se que o tratamento resultou em aumento do pH, promovendo a geração de amônia livre, potencialmente tóxica para as microalgas. A remoção de nitrogênio amoniacal alcançou eficiência média de 85%, realizada por assimilação microalgal, nitrificação e volatilização de amônia. A assimilação do nitrogênio pela biomassa microalgal foi de 33% ao final do estudo, enquanto 55% do nitrogênio permaneceu no efluente e 14% foi volatilizado. A partir da análise do nitrogênio presente na biomassa microalgal gerada, verificou-se que o sistema operado em região de clima tropical possui viabilidade para uso como biofertilizante, capaz de corrigir o solo, melhorar o desenvolvimento das plantas e promover a continuidade dos ciclos biogeoquímicos. Entretanto, algumas melhorias são recomendadas, como controle do aumento do valor de pH para reduzir a volatilização da amônia e um processo de resfriamento do efluente para controle de temperatura.

**PALAVRAS-CHAVE:** Microalgas, Ambiente externo, Clima tropical, *Flat Panel*, Fotobiorreator.

## INTRODUÇÃO

Com um aumento significativo da população mundial do número atual de 7,9 bilhões para cerca de 9,7 bilhões em 2050 e 10,4 bilhões em 2100 (ONU, 2022), haverá uma maior necessidade de água, energia e produção de



alimentos. Por recomendação da Organização das Nações Unidas (ONU) na Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, métodos alternativos devem ser considerados para a reciclagem da água, reduzindo o uso de energia e fornecendo nutrientes na agricultura para a produção de alimentos de forma sustentável (IRIBARNEGARAY et al., 2018).

Neste contexto, o tratamento secundário geralmente adotado nas estações de tratamento de esgoto (ETEs) brasileiras é baseado em sistemas anaeróbios, com remoção de matéria orgânica, mas ausência de recuperação de nutrientes, como o nitrogênio (N), desperdiçado no efluente que é despejado nos corpos d'água.

Além disso, atualmente a descentralização do tratamento de esgoto sanitário tornou-se necessária, dado que as ETEs centralizadas não foram capazes de acompanhar a expansão de muitas cidades e atender a população crescente nas áreas urbanas. Os sistemas centralizados também não alcançam populações residentes em pequenos núcleos urbanos afastados e em áreas rurais. Ao mesmo tempo, conforme um levantamento realizado pela Agência Nacional de Água e Saneamento (BRASIL, 2017a), dentre os 5.570 municípios brasileiros, cerca de 85% não apresentam tratamento terciário adequado para N.

Fotobiorreatores (FBRs) operados com consórcio microalga-bactéria (CMB) nativas do esgoto oferecem um método economicamente viável e ecologicamente correto para promover a reciclagem da água e solucionar esses fatores limitantes do tratamento de esgoto sanitário no Brasil, pois proporciona um biotratamento terciário (com remoção/recuperação de nutrientes, metais e patógenos) (ARORA et al., 2021) aliado à produção de biomassa (LOPES et al., 2018), que pode ser utilizada para diversos fins, como biocombustíveis, ração animal e biofertilizantes (GUDIUKAITE et al., 2021).

As culturas de microalgas estão sendo usadas para o tratamento de esgoto sanitário nos últimos 75 anos (ABDEL-RAOUF et al., 2012). Muitos fatores, como a insegurança alimentar, a necessidade de preservação ambiental, a crise climática e de disponibilidade de recursos naturais promoveram este desenvolvimento de sistemas de tratamento de esgoto sanitário com uso de microalgas (PADDOCK, 2019).

As bactérias utilizam os resíduos orgânicos presentes e produzem CO<sub>2</sub> como subproduto e as microalgas utilizam este CO<sub>2</sub> para produzir carboidratos e oxigênio por meio da fotossíntese. De acordo com este esquema, um equilíbrio natural é estabelecido entre microalgas e bactérias com base nas condições ambientais e do FBR. Almomani et al. (2019) confirmam que o uso de microalgas no tratamento de esgoto é um método viável e de baixo custo para biofixação de CO<sub>2</sub>, baixo custo operacional associado à aeração mecânica, além de ser uma fonte renovável para geração de biomassa.

A característica do CMB nativo do esgoto sanitário é em função da composição do esgoto, condições ambientais externas, projeto do FBR e condições de operação (MUÑOZ; GUIEYSSE, 2006) e diversos estudos relatam taxas de produtividade de biomassa e remoção de nutrientes satisfatórios (80-100%) nestas policulturas (THOMAS et al., 2019).

Dentre os FBRs utilizados, destacam-se os de sistemas fechados, como o *Flat Panel* (FP), por possuírem a vantagem de requisitos de pequenas áreas para cultivo e possuem condições de processo que são relativamente fáceis de serem controladas para garantir altas remoções de poluentes, patógenos e nitrificação eficiente.

Alguns estudos já discutiram a importância da luz para o cultivo de microalgas, produtividade de biomassa de microalgas e eficiência de remoção de poluentes e patógenos em FBR fechados (GONZÁLEZ-CAMEJO et al., 2019; LEHMUSKERO; SKOGEN CHAUTON; BOSTRÖM, 2018). No entanto, não há muitos trabalhos com uso de FP ao ar livre e em países tropicais como o Brasil, operando em escala piloto, sob condições climáticas naturais e com microalgas nativas do esgoto sanitário.

## OBJETIVO

Apresentar o comportamento de um FP operado em escala piloto e ambiente externo, como alternativa para pós-tratamento de esgoto sanitário anaeróbio por microalgas nativas do esgoto e em região de clima tropical, bem como avaliar a absorção de N na biomassa microalgal gerada após o tratamento visando o seu uso como biofertilizante.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### LOCAL DE ESTUDO E ESGOTO SANITÁRIO

O esgoto sanitário de alta carga utilizado é proveniente da ETE do distrito de Tibiricá, na cidade de Bauru, estado de São Paulo, Brasil (22°22'7,47"S, 49°21'2,92"O). A ETE trata o esgoto de uma população com cerca de 1.500 habitantes e possui uma vazão de cerca de 240 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>. O esgoto sanitário era coletado todas as segundas-feiras às 08h30min.

A ETE é composta pelo seguinte tratamento: preliminar (gradeamento, desarenador e medidor de vazão), primário (decantador primário), secundário (filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAFA), sistema de alagados construídos e lagoa de polimento); e tratamento do lodo (leito de desidratação de lodo).

### CONFIGURAÇÃO EXPERIMENTAL

O esgoto sanitário digerido anaerobiamente foi coletado semanalmente e encaminhado a uma sala de cultivo localizada no Laboratório de Tratamento de Efluentes da Faculdade de Engenharia de Bauru (FEB) da Universidade Estadual "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP), para crescimento e adaptação do CMB. A caracterização do esgoto sanitário digerido anaerobiamente está descrita na Tabela 1.

**Tabela 1: Caracterização do esgoto sanitário digerido anaerobiamente.**

| PARÂMETROS                             | MÉDIA±DP    | PARÂMETROS                            | MÉDIA±DP   |
|--|-------------|---------------------------------------|------------|
| OD (mg.L <sup>-1</sup> )               | 3,9±1,5     | NO <sub>2</sub> (mg.L <sup>-1</sup> ) | 0,4±0,6    |
| Valor de pH                            | 7,5±0,5     | NO <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> ) | 12,4±7,9   |
| SST (mg.L <sup>-1</sup> )              | 265,3±109,9 | P (mg.L <sup>-1</sup> )               | 11,3±2,0   |
| DQO <sub>d</sub> (mg.L <sup>-1</sup> ) | 178,6±50,1  | Alcalinidade (mg.L <sup>-1</sup> )    | 195,9±15,1 |
| N-orgânico (mg.L <sup>-1</sup> )       | 21,1±2,1    | AOV (mg.L <sup>-1</sup> )             | 33,4±18,3  |
| N-amoniaco (mg.L <sup>-1</sup> )       | 90,8±20,1   | Turbidez (UT)                         | 220,3±64,1 |

Legenda: DP: desvio padrão; OD: oxigênio dissolvido; SST: sólidos em suspensão totais; DQO<sub>d</sub>: demanda química de oxigênio dissolvida; N-orgânico: nitrogênio orgânico; N-amoniaco: nitrogênio amoniaco; NO<sub>2</sub>: nitrito; NO<sub>3</sub>: nitrato; P: fósforo; AOV: ácidos orgânicos voláteis.

O cultivo foi realizado em frascos com volume operacional de 1 L (13 cm de diâmetro e 26 cm de altura) em modo batelada (7 d) para desenvolver as microalgas nativas e produzir uma cultura robusta para ser usada como inóculo no FP em escala piloto ao ar livre. Os frascos foram mantidos em sala controlada por 90 dias, com temperatura média de 30,5 ± 2,7 °C, IL de 100 μmol.m<sup>-2</sup>.s<sup>-1</sup> fornecida por lâmpadas de diodo emissor de luz (LED) e fotoperíodo de 12:12 h.

A aeração e a suspensão/agitação do esgoto sanitário nos frascos foram obtidas pela injeção contínua de ar comprimido por um compressor de ar (5 L.min<sup>-1</sup>) (Seven Star - S-6000), dividindo o fluxo de ar em 0,5 L.min<sup>-1</sup> para cada frasco. O compressor foi conectado a uma mangueira com uma pedra porosa na extremidade localizada no fundo dos frascos.

Após 60 dias, um inóculo de 5 L (10% v.v) do CMB cultivado em escala laboratorial foi encaminhado para o FP de escala piloto operado ao ar livre, instalado nas dependências da FEB/UNESP (22°35'1,30"S 49°03'2,95"O). O FP foi confeccionado em acrílico, com tampa removível e com dimensões de 120 cm x 10 cm x 60 cm e uma área iluminada de 1,2 m<sup>2</sup> (Figura 1).



**Figura 1: Flat Panel em escala piloto utilizado no estudo.**

O volume de operação foi de 50 L e, para a mistura do FP, foram utilizados dois compressores ( $10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ) (Sete Star - S-6000). Cada compressor foi conectado a uma das extremidades de uma mangueira de microbolhas utilizada na piscicultura (Aquadrop Air, Modelo M25), com diâmetro interno de 16 mm e 5 mm de espessura, instalada na parte inferior do reator.

Primeiramente, foi realizado um período de aclimação e adotada uma cobertura de sombreamento com um tecido (Solpack) que bloqueou 80% da radiação da luz natural devido à alta intensidade luminosa (IL) e temperatura da região na época do ano (verão) onde o experimento ao ar livre foi iniciado. Após 60 dias, uma segunda Fase de aclimação foi iniciada com a diminuição do sombreamento e utilizou-se um tecido de sombreamento (Solpack) que bloqueou 50% da IL.

No período de aclimação, o esgoto sanitário digerido anaerobiamente era coletado semanalmente (60 L) para realização de bateladas com duração de 7 dias e 5 L (10% v.v) do esgoto da batelada anterior era utilizado como inóculo para a batelada seguinte. A aclimação com 50% de sombreamento também teve duração de 90 dias.

Após o período de aclimação, iniciou-se o experimento com a retirada do sombrite de 50% e o FP foi operado com luminosidade natural.

Todos os parâmetros monitorados foram avaliados em triplicata. Foram realizadas análises de temperatura, oxigênio dissolvido (OD), pH, N-amoniaco, nitrito ( $\text{NO}_2$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3$ ) seguindo os métodos preconizados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2022).

Foram realizadas 6 bateladas, as amostras (200 mL) foram coletadas às 11h00min e o monitoramento foi realizado no dia 0, dia 3 e dia 7 para as frações de N. Para os parâmetros o OD, temperatura e pH, o monitoramento foi diário e em intervalos de 1 minutos por meio de um sistema composto por sensores acoplados a uma placa Arduino. Um volume de 5 L (10% v.v) do esgoto da batelada anterior era utilizado como inóculo para a batelada seguinte.

Durante a execução do experimento, foi realizado um monitoramento diário de parâmetros climáticos (Tabela 2), com dados disponibilizados pelo Instituto de Pesquisas Meteorológicas (IPMet/UNESP).

Ao final de cada batelada, o volume de efluente restante do FP era encaminhado a decantadores de 200 L para sedimentação. Em seguida, a biomassa sedimentada era centrifugada, congelada e liofilizada. A biomassa seca gerada nas seis bateladas de cada CE era homogeneizada para formar uma amostra composta e, em seguida, era encaminhada ao Laboratório de Solos da Faculdade de Ciências Agronômicas (FCA) da UNESP, Campus Botucatu, para realização da análise de N (BRASIL, 2017b).



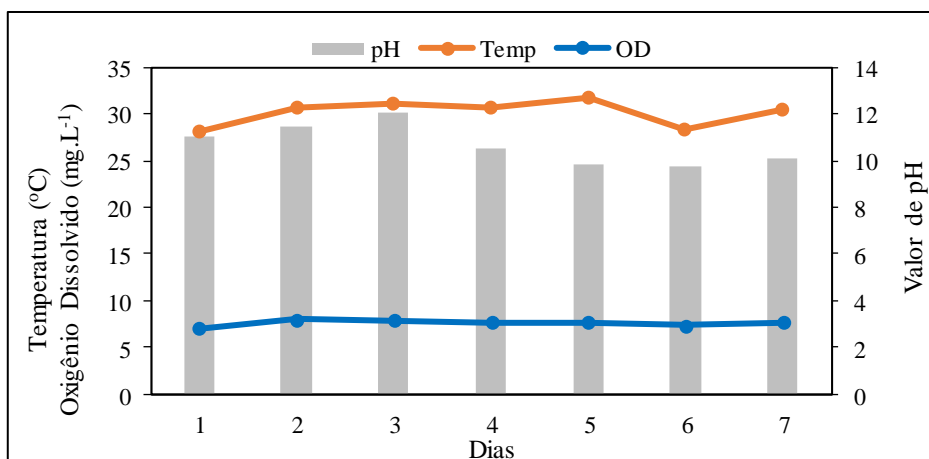
**Tabela 2: Valores de temperatura ambiente, intensidade luminosa, precipitação pluviométrica e tempo de luz.**

| PARÂMETROS CLIMÁTICOS   | MÉDIA±DV    |
|---|-------------|
| Temperatura média (°C)  | 22,3±4,8    |
| Temperatura máxima (°C)                                       | 22,5±4,9    |
| Temperatura mínima (°C)                                       | 22,2±4,8    |
| Intensidade Luminosa ( $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ ) | 969,0±795,3 |
| Tempo de luz (h:m)  | 12:43±01:07 |
| Precipitação pluviométrica acumulada (mm)                     | 221,0       |

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### PARÂMETROS ABIÓTICOS

Os dados de temperatura, valor de pH e OD do efluente podem ser visualizados na Figura 2. No geral, o OD e temperatura apresentaram correlação positiva com a IL e o valor de pH correlação negativa com a temperatura do efluente. A temperatura média do efluente durante o tratamento foi de 31 °C, mas foram registrados picos de temperatura acima de 50 °C.



**Figura 2: Valores de temperatura, valor de pH e oxigênio dissolvido no efluente.**

O aumento descontrolado da temperatura é comum em FBR diretamente expostos à elevada IL. Foi documentado que no verão a temperatura em um FBR fechado pode aumentar de 10 a 30 °C acima da temperatura ideal para as microalgas (YEO et al., 2018), mas a elevação brusca da temperatura no efluente no FP operado em região de clima tropical da presente pesquisa ocorreu independentemente da época do ano. Os poucos dias cuja temperatura no efluente foi mais amena foram influenciados pela ocorrência de precipitação pluviométrica.

As temperaturas no efluente registradas durante todo o período podem ter afetado negativamente em alguns momentos o desenvolvimento de algumas destas espécies encontradas no FP. Em geral, a temperatura ideal para o crescimento microalgal está entre 15° C e 30 °C (LÓPEZ-SÁNCHEZ et al., 2022). No entanto, isto pode variar dependendo da cepa de microalga.

O pH elevou-se até o dia 3 (valor médio de 11) e com posterior decaimento até o fim das bateladas (média de 10). Os valores encontrados nas 4 condições experimentais extrapolam a faixa adequada de valor de pH para cultivo de microalgas. Geralmente as microalgas crescem em valores de pH entre 5 e 9, mas isto também dependerá da cepa utilizada (SAKARIKA; KORNAROS, 2016) e o crescimento ideal da maioria das cianobactérias é em altos valores de pH, entre 7,5 e 10,0 (FANG et al. 2018).

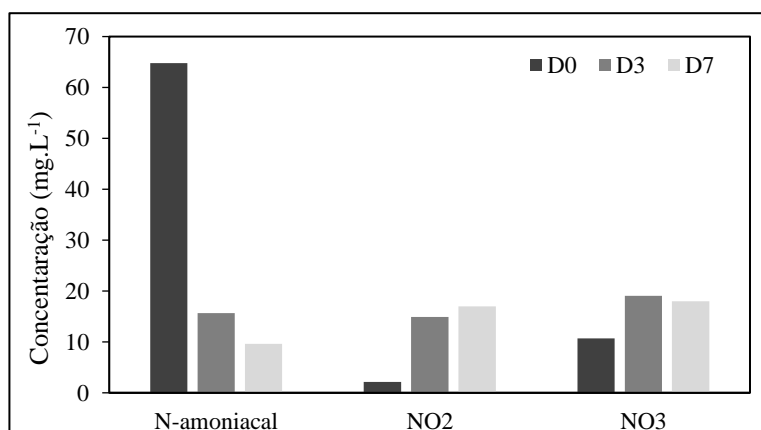
No início, o valor de pH aumenta porque o processo de fotossíntese é mais dominante do que o processo de respiração. É importante destacar que a leve redução no decaimento do valor de pH ou o retorno do seu aumento a partir do TDH de 5 dias em todo o estudo pode ser em função do CO<sub>2</sub> atmosférico introduzido pelos compressores de ar, bem como pela excreção de C da biomassa microalgal.

O OD obteve uma média de 7,4 mg.L<sup>-1</sup> e o seu comportamento foi semelhante ao do pH, com aumento nos valores médios no início do tratamento (8,0 mg.L<sup>-1</sup>) e posterior queda (7,4 mg.L<sup>-1</sup>). O decaimento a partir do tempo de detenção hidráulica (TDH) mencionado podem indicar alguns fenômenos, como: redução na disponibilidade bicarbonatos e acetatos no meio durante o crescimento mixotrófico, bem como na produção de CO<sub>2</sub> oriunda da atividade respiratória das bactérias (YANG; GAO, 2003); na metade das bateladas havia um maior consumo de oxigênio por parte das bactérias no processo de digestão da matéria orgânica em comparação com a produção de oxigênio pelas microalgas durante o processo de fotossíntese; e menor atividade fotossintética, levando a uma redução no valor do pH, conforme descrito por Assemany et al. (2015) em seu trabalho sobre influência da radiação solar sobre um CMB.

A Portaria n° 430/2011 (BRASIL, 2011) atribui, para o lançamento direto de esgoto oriundo de sistemas de tratamento de esgoto sanitário, valores de pH entre 5 e 9 e temperatura inferior a 40 °C. Como observado, o efluente tratado pelo FP seria despejado com valores acima dos limites máximos preconizados pela legislação vigente e, possivelmente, causaria um impacto ambiental negativo nos corpos d'água receptores.

## REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

O N-amoniacal obteve correlação negativa com a IL, enquanto o NO<sub>2</sub> e NO<sub>3</sub> apresentaram uma correlação positiva. O N-amoniacal apresentou uma média de depuração até o dia 3 de 76% e 85% até o dia 7. A partir do TDH de 3 dias a remoção de N-amoniacal não foi significativa ( $P > 0,050$ ) (Figura 3).

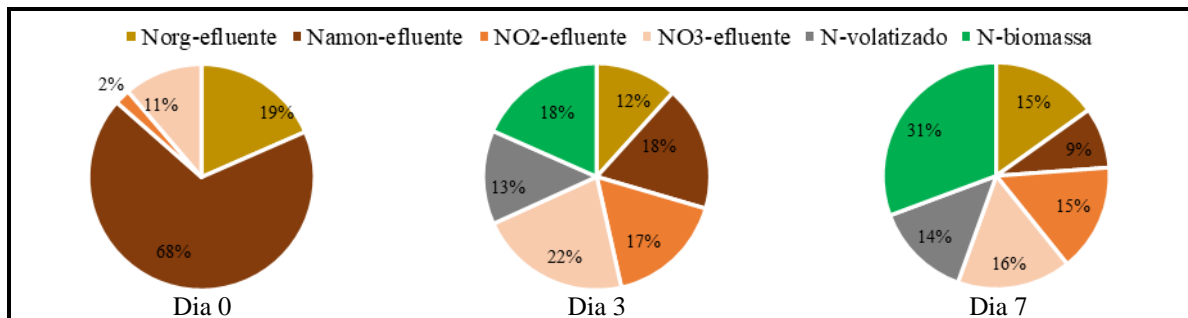


**Figura 3: Concentração de N-total, N-amoniacal, nitrito, nitrato no tratamento.**

A redução do N-amoniacal durante o tratamento se deu por processo de assimilação microalgal, nitrificação e volatilização de amônia. O N-amoniacal é considerado a fonte de N preferida pelas microalgas e exige menos energia para sua assimilação, como explanado por Zuccaro et al. (2020) em sua revisão sobre sistemas de cultivo de microalgas.

O elevado valor de pH gerado durante o processo fotossintético das microalgas promoveu a formação de amônia livre (AL) em mais de 30 mg.L<sup>-1</sup>. Ao mesmo tempo, houve elevada volatilização média da amônia até o 7º dia (14%) (Figura 4).





**Figura 4: Teores (%) das diferentes faixas de N no efluente e biomassa e N volatilizado em cada TDH.**

López-Sánchez et al. (2022) explicam que quando o  $\text{NH}_4$  reage na presença de água, um equilíbrio dependente do valor do pH (próximo a 7) é formado entre a forma  $\text{NH}_4$  e  $\text{NH}_3$ . Valores de pH superiores a 9,2 e elevadas temperaturas favorecem a formação de  $\text{NH}_3$ , a qual é altamente volátil. Tem sido relatado também que a aeração direta muitas vezes libera amônia volátil no ar, especialmente em um meio com valor de pH alcalino (VADIVELU; KELLER; YUAN, 2007).

As concentrações de AL encontradas podem ter afetado negativamente as microalgas presentes no consórcio. Quando o valor de pH é alto, o teor de AL que se dissolve no efluente penetra livremente nas membranas biológicas e causa danos fatais às microalgas (KÁLLQVIST; SVENSON, 2003). Consequentemente, ocorrerá a inibição da fotossíntese e do crescimento de microalgas, bem como a diminuição da concentração de OD no meio (LI et al., 2019), como visto nos dados de OD.

A depleção de N-amoniacal também pode ser observada pela nitrificação completa promovida por bactérias oxidantes de amônia (BOA) e bactérias oxidantes de nitrito (BON). Foi observado um aumento significativo em TDH de 3 dias e 7 dias ( $P < 0,050$ ) para ambas frações oxidadas no N, alcançando aumento médio de 88% para  $\text{NO}_2$  e 40% para  $\text{NO}_3$  no dia 7 (Figura 3). As BOAs estavam bem adaptadas ao meio em todas as condições experimentais e houve o aumento constante de  $\text{NO}_2$  até o fim das bateladas. Além disso, A rápida conversão de N-amoniacal para  $\text{NO}_2$  e depois para  $\text{NO}_3$  pode sugerir que as BOAs e BONs são mais competitivas em maiores IL.

Xin et al. (2010) relatam que o N-amoniacal pode ser melhor para as microalgas durante o período de crescimento, e quanto ao período estável, o  $\text{NO}_3$  é adequado para o mecanismo de crescimento das microalgas. Este fenômeno de assimilação de  $\text{NO}_3$  pelas microalgas foi observado apenas no dia 7 e os resultados podem indicar que o TDH adotado não foi o suficiente para estabilização do sistema e absorção do  $\text{NO}_3$ . Além disso, as BOAs são mais resistentes à AL em comparação com as BONs por possuírem o próprio amônio como substrato metabólico (APARICIO et al., 2022), prejudicando a assimilação do  $\text{NO}_3$ .

Por meio do balanço dos componentes nitrogenados em porcentagem no tratamento do FP, foi verificado que a assimilação na biomassa microalgal foi de 33% no fim da batelada e 55% permaneceram no efluente em diferentes formas de N (N-orgânico, N-amoniacal,  $\text{NO}_2$  e  $\text{NO}_3$ ) (Figura 4).

## RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES NA BIOMASSA

O N presente na biomassa microalgal após o fim do tratamento foi de  $66,9 \text{ g.Kg}^{-1}$ . Como a análise da biomassa foi realizada no fim das bateladas, não foi possível verificar se a liberação dos compostos nitrogenados prejudicou a incorporação na biomassa e se em TDH de 3 dias a concentração dos nutrientes foram maiores.

A concentração de N na biomassa permaneceu semelhante ou acima dos resultados de outras pesquisas, como de Silva et al. (2019) que usou *Chlorella sorokiniana* e *Chlorococccum* sp. tratando água negra digerida anaerobiamente em FBR tubular, em uma estufa de vidro com temperatura controlada ( $25^\circ\text{C}$ ) e sob condições de luz natural ( $67$  a  $270 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ ); de Teixeira et al. (2022) que avaliou um CMB tratando esgoto sanitário em FP e lagoa *raceway* em escala piloto ao ar livre no Brasil; e de Silva et al. (2021) que trabalhou com



*Chlorella sorokiniana* cultivada em água negra digerida anaerobiamente em FP em escala piloto, sob condições de IL de  $196 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ .

O N absorvido na biomassa microalgal atende aos teores mínimos isolados (1,0%) da Instrução Normativa nº 61/2020 (BRASIL, 2020), que contempla os produtos obtidos por extração e beneficiamento de algas na definição de biofertilizantes,

Ademais, a biomassa gerada não apresentou limitação para os teores de nitrogênio foliar de diferentes cereais, legumes e hortaliças, com predominância de valores acima e adequados à faixa requerida para um bom estado nutricional das culturas vegetais (IAC, 2022). Também permaneceu com concentrações acima de 16 fertilizantes e resíduos orgânicos de origem animal, vegetal e agroindustrial usados comercialmente levantados estequiometricamente pelo Instituto Agrônomo de Campinas (IAC, 2011).

Estes achados evidenciam que a biomassa microalgal cultivada em FP nas condições climáticas de Bauru/São Paulo pode ser usada como biofertilizante como uma alternativa aos fertilizantes nitrogenados sintéticos. Além disso, sabe-se que diferentes microalgas produzem fitohormônios (giberelinas, auxinas e citocininas) que podem apoiar o crescimento das plantas e melhorar o rendimento das culturas (SAADAUI et al., 2019).

## CONCLUSÕES

A redução do N-amoniaco se deu por processo de assimilação microalgal, nitrificação e volatilização de amônia e alcançou uma remoção média de 85% em 7 dias. A atividade fotossintética promovida pelas microalgas elevou o valor de pH, bem como o OD. Além disso, a eficiência de nitrificação evidenciou uma boa adaptação e competição das BOAs, mas não tanto para as BONs.

Em 7 dias foi possível absorver 33% de N na biomassa microalgal. A biomassa gerada pode ser considerada uma opção ambiental e economicamente viável para ser utilizada como biofertilizante, contribuindo para uma produção agrícola sustentável, equilíbrio dos ciclos biogeoquímicos e incorporação dos princípios da economia circular.

Para otimização da depuração do esgoto sanitário e geração de biomassa, é recomendado o controle do aumento do valor de pH para reduzir a geração de AL (que pode ser tóxica para as microalgas e BON) e a volatilização da amônia. Também se sugere um processo de resfriamento do líquido para controle de temperatura durante o tratamento do esgoto sanitário no FP em região de clima tropical, que mostrou estar fora da faixa adequada para microalgas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABDEL-RAOUF, N.; AL-HOMAIDAN, A.A.; IBRAHEEM, I.B.M.M. *Microalgae and wastewater treatment. Saudi Journal of Biological Sciences*, v.19, n.3, p. 257-275, 2012.
2. ALMOMANI, F. et al. *Impact of CO<sub>2</sub> concentration and ambient conditions on microalgal growth and nutrient removal from wastewater by a photobioreactor. The Science of the total environment*, v.662, p. 662-671, 2019.
3. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Sewage*. 24. ed. LMC - Pharmabooks, 2022.
4. APARICIO, S. et al. *Assessing and modeling nitrite inhibition in microalgae-bacteria consortia for wastewater treatment by means of photo-respirometric and chlorophyll fluorescence techniques. Science of The Total Environment*, v. 808, p. 152128, 2022.
5. ARORA, K. et al. *Valorization of Wastewater Resources Into Biofuel and Value-Added Products Using Microalgal System. Frontiers in Energy Research*, v.9, p. 119, 2021.





6. ASSEMANY, P.P. et al. *Algae/bacteria consortium in high rate ponds: Influence of solar radiation on the phytoplankton community*. *Ecological Engineering*, n.77, p. 154-162, 2015.
7. BRASIL. *Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas*. Brasília: Agência Nacional de Águas e Saneamento, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2017a.
8. BRASIL. *Instrução normativa N° 61, de 8 de Julho de 2020*. Brasília, 2020.
9. BRASIL. *Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos*. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2017b.
10. BRASIL. *Resolução N° 430, de 13 de maio de 2011*. Brasília, 2011.
11. FANG, F. et al. *Effects of different initial pH and irradiance levels on cyanobacterial colonies from Lake Taihu, China*. *Journal of Applied Phycology*, v.30, n.3, p. 1777-1793, 2018.
12. GONZÁLEZ-CAMEJO, J. et al. *Effect of light intensity, light duration and photoperiods in the performance of an outdoor photobioreactor for urban wastewater treatment*. *Algal Research*, v.40, p. 101511, 2019.
13. GUDIUKAITE, R. et al. *Bioprocesses for the recovery of bioenergy and value-added products from wastewater: A review*. *Journal of Environmental Management*, v.300, p. 113831, 2021.
14. INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS - IAC. *Fertilizantes: Cálculo de Fórmulas Comerciais*. Campinas: IAC, 2011.
15. INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS - IAC. *Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo*. Campinas: IAC, 2022.
16. IRIBARNEGARAY, M.A. et al. *Management challenges for a more decentralized treatment and reuse of domestic wastewater in metropolitan areas*. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, v.8, n.1, p. 113-122, 2018.
17. KÄLLQVIST, T.; SVENSON, A. *Assessment of ammonia toxicity in tests with the microalga, Nephroselmis pyriformis, Chlorophyta*. *Water Research*, v.37, n.3, p. 477-484, 2003.
18. LEHMUSKERO, A. et al. *Light and photosynthetic microalgae: A review of cellular- and molecular-scale optical processes*. *Progress in Oceanography*, v.168, p. 43-56, 2018.
19. LI, G. et al. *Nutrients removal and biomass production from anaerobic digested effluent by microalgae: A review*. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, v.12, n.5, p. 8-13, 2019.
20. LOPES, A.C. et al. *Energy balance and life cycle assessment of a microalgae-based wastewater treatment plant: A focus on alternative biogas uses*. *Bioresource Technology*, v.270, p. 138-146, 2018.
21. LÓPEZ-SÁNCHEZ, A. et al. *Microalgae-based livestock wastewater treatment (MbWT) as a circular bioeconomy approach: Enhancement of biomass productivity, pollutant removal and high-value compound production*. *Journal of Environmental Management*, v.308, p. 114612, 2022.
22. MUÑOZ, R.; GUIEYSSE, B. *Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review*. *Water Research*, v.40, n.15, p. 2799-2815, 2006.
23. ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS - ONU. *World Population Prospects 2022: Summary of Results*. Nova York: ONU, 2022.
24. PADDOCK, M. *Microalgae Wastewater Treatment: A Brief History*. Preprints, v.1, p. 1-25, 2019.
25. SAADAoui, R. et al. *Assessment of the algae-based biofertilizer influence on date palm (Phoenix dactylifera L.) cultivation*. *J. Appl. Phycol.*, n.31, p. 457-463, 2019.
26. SAKARIKA, M. et al. *Microalgae-based remediation of wastewaters*, in: *Microalgae Cultivation for Biofuels Production*. Academic Press, p. 317-335, 2020.
27. SILVA, D. F. S. 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, p. 101738, 2021.
28. SILVA, G. H. R. et al. *Feasibility of closing nutrient cycles from black water by microalgae-based technology*. *Algal Research*, v.44, p. 101715, 2019.
29. TEIXEIRA, M. S. et al. *Tannin-based coagulant for harvesting microalgae cultivated in wastewater: Efficiency, floc morphology and products characterization*. *Science of The Total Environment*, v.807, p. 150776, 2022.
30. THOMAS, P.K. et al. *A natural algal polyculture outperforms an assembled polyculture in wastewater-based open pond biofuel production*. *Algal Research*, v.40, p. 101488, 2019.
31. VADIVELU, V.M. et al. *Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched Nitrobacter culture*. *Water Research*, v.41, n.4, p. 826-834, 2007.
32. XIN, L. et al. *Growth and nutrient removal properties of a freshwater microalga Scenedesmus sp. LXI under different kinds of nitrogen sources*. *Ecological Engineering*, v.36, n.4, p. 379-381, 2010.



33. YANG, Y.; GAO, K. *Effects of CO<sub>2</sub> concentrations on the freshwater microalgae, Chlamydomonas reinhardtii, Chlorella pyrenoidosa and Scenedesmus obliquus (Chlorophyta).* *Journal of Applied Phycology*, v.15, n.5, p. 379-389, 2003.
34. YEO, U. et al. *Identification of the key structural parameters for the design of a large-scale PBR.* *Biosystems Engineering*, v.171, p. 165-178, 2018.
35. ZUCCARO, G. et al. *Microalgae Cultivation Systems. Microalgae Cultivation for Biofuels Production*, p. 11-29, 2020.