

Biorremediação de água residuária agroindustrial e biofixação de carbono com cianobactéria *Arthrospira platensis* DHR 20

Agroindustrial wastewater bioremediation and carbon biofixation using the cyanobacterium Arthrospira platensis DRH 20

Cecília Mattos¹, Mônica Santos², Jacob Santana³, Daniel Fonseca de Carvalho⁴, Everaldo Zonta⁵, Henrique Vieira de Mendonça⁶

RESUMO: A biomassa microalgal oferece benefícios notáveis como matérias-primas promissoras para produção sustentável devido às suas macromoléculas. No presente estudo, a microalga *Arthrospira platensis* DHR 20 foi cultivada em dois conjuntos interconectados de fotobiorreatores verticais de placa plana (FBVPP), utilizando como substrato, água residuária de gado digerida anaerobiamente (ARGDA). O processo foi dividido em 5 Fases com variações no volume operacional do substrato de 1 L, 5 L, 10 L, 15 L e 20 L. A biomassa seca atingiu um máximo de 5,7 g L⁻¹, e a produtividade atingiu o pico em 0,74 g L⁻¹. A taxa mais alta de biofixação de CO₂ atingida foi 1.213,46 mg L⁻¹ d⁻¹, demonstrando um alto potencial para purificação do ar. A taxa específica de crescimento máximo e o tempo de duplicação mais curto foram encontrados quando os FBVPP foram alimentados com 15 L a cada 2 dias. Em relação à biorremediação, as porcentagens de assimilação da biomassa foram entre 65,8% e 87,1% de demanda bioquímica de oxigênio, 82,2% e 85,8% de carbono orgânico total, 62,5% e 93% de NO₃⁻, 90,4% e 99,7% de NH₄⁺, e 86,5% e 98,5% de nitrogênio total. Em termos gerais, essa representa uma nova abordagem sustentável no que diz respeito à redução de CO₂, com a vantagem adicional de realizar simultaneamente a biorremediação da água residuária.

Palavras-chave: Biomassa; Bovinocultura; Fotobiorreator; Microalga.

ABSTRACT: Microalgal biomass offers remarkable benefits as promising raw materials for sustainable production due to its macromolecules. In this study, the microalga *Arthrospira platensis* DHR 20 was cultivated in two interconnected sets of vertical flat plate photobioreactors (VFPPB), using anaerobically digested cattle wastewater (ADCWW) as a substrate. The process was divided into 5 phases with variations in the operational substrate volume of 1 L, 5 L, 10 L, 15 L, and 20 L. Dry biomass reached a maximum of 5.7 g L⁻¹, and productivity peaked at 0.74 g L⁻¹. The highest rate of CO₂ biofixation achieved was 1213.46 mg L⁻¹ d⁻¹, demonstrating high potential for air purification. The maximum specific growth rate and the shortest doubling time were found when the VFPPB were fed 15 L every 2 days. Regarding bioremediation, the percentages of biomass assimilation were between 65.8% and 87.1% of biochemical oxygen demand, 82.2% and 85.8% of total organic carbon, 62.5% and 93% of NO₃⁻, 90.4% and 99.7% of NH₄⁺, and 86.5% and 98.5% of total nitrogen. Overall, this represents a new sustainable approach to CO₂ reduction, with the additional advantage of simultaneously carrying out wastewater bioremediation.

Keywords: Biomass; Cattle farming; Microalgae; Photobioreactor.

Autor correspondente: Cecília de Mello Mattos da Silva
E-mail: ceciliamattos@ufrj.br

Recebido em: 2023-10-30
Aceito em: 2024-06-05

¹ Graduanda em Engenharia Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), Seropédica (RJ), Brasil.

² Mestranda em Engenharia Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), Seropédica (RJ), Brasil.

³ Mestrando em Engenharia Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), Seropédica (RJ), Brasil.

⁴ Doutor em Biodiversidade e Conservação da Natureza pela Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Docente Adjunto da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), Seropédica (RJ), Brasil.

⁵ Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Docente Titular da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), Seropédica (RJ), Brasil.

⁶ Doutor em Agronomia pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ). Docente Titular da UFRRJ, Seropédica (RJ), Brasil.

1 INTRODUÇÃO

Na pecuária intensiva, a produção de água residuária (AR) pode alcançar até 130 litros por animal por dia, e esses resíduos apresentam altas concentrações de nutrientes e matéria orgânica (Mendonça *et al.*, 2017). A apropriada disposição desses resíduos tem se revelado um significativo desafio no âmbito agrícola e ambiental, em função à sua natureza heterogênea a qual engloba aspectos técnicos, sanitários e econômicos.

Neste sentido, o uso de AR para produção de biomassa surge como alternativa atrativa e sustentável. Diversas pesquisas demonstram que as microalgas têm a capacidade de eliminar de maneira completa o nitrogênio, o fósforo e elementos nocivos presentes em diferentes categorias de águas residuais (Mendonça *et al.*, 2021). Esse processo leva à geração de biomassa, abrangendo até mesmo as águas residuais provenientes de setores municipais, industriais, agroindustriais e pecuários (Srinuanpan, 2020).

As principais vantagens do cultivo de microalgas são: realizam síntese de bioprodutos complexos utilizando a luz solar, recurso este ilimitado e gratuito, podem ser cultivadas em uma variedade de meios, inclusive em ARs, podem ser produzidas em áreas de terra que não são apropriadas para a agricultura (Ciardi *et al.* 2022).

As microalgas também possuem vantagens quanto à economia de recursos hídricos. Comparando com as culturas terrestres a quantidade de água necessária para produzir 1 kg de biomassa de microalgas é de aproximadamente 330 litros, enquanto a soja requer em média 2,200 litros para produzir a mesma quantidade (Bhalamurugan *et al.*, 2018).

A remoção de nutrientes via biorremediação, como nitrogênio e fósforo, desta tipologia de ARs é essencial antes de seu descarte em ecossistemas aquáticos, uma vez que podem causar danos significativos ao meio ambiente. Esses nutrientes são responsáveis por impactos prejudiciais, como a redução do oxigênio dissolvido, o aumento da cor e turbidez da água, a ocorrência de eutrofização e a liberação de odores desagradáveis (Mendonça *et al.*, 2018; Souza *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2012).

No processo de ficorremediação, as microalgas têm a capacidade de remover nutrientes presentes nas ARs utilizando-os para seu próprio crescimento, resultando na produção de biomassa rica em macromoléculas. Logo, neste processo de biorremediação, este trata-se de uma abordagem promissora que permite às microalgas purificarem as ARs e, ao mesmo tempo, gerar matéria-prima valiosa para a produção de bioprodutos sustentáveis.

Diante do exposto, o objetivo desta pesquisa foi verificar a eficácia do tratamento (biorremediação) de água residuária de gado digerida anaerobiamente (ARGDA) por meio do cultivo de microalga em fotobiorreatores verticais de placa plana (FBVPP). Assim como avaliar a produtividade de biomassa ao final do cultivo em ARGDA pela quantificação da sua massa seca produzida, visando contribuir para o progresso científico na busca pela diminuição dos impactos ambientais oriundos da agropecuária.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 CEPA DE MICROALGA

A espécie *Spirulina platensis* (*Arthrospira*) DHR 20, foi extraída do banco de cultivo do Laboratório de Bioenergia e Tecnologias Ambientais (LBTA), da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ). O pré-cultivo da microalga foi realizado em frascos de 1 L contendo meio Zarrouk, com uma temperatura de 24,1 °C ($\pm 1,2$ °C) e iluminação fornecida por lâmpadas fluorescentes brancas de 18 W, com uma intensidade de 150 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. A agitação dos frascos foi alcançada com a injeção de ar atmosférico, utilizando um compressor de ar com uma vazão de 0,5 L min^{-1} . Durante essa etapa, a concentração de biomassa obtida foi

de $0,88 \text{ g L}^{-1}$ ($\pm 0,15 \text{ g L}^{-1}$). Essa biomassa foi utilizada para a inoculação dos fotobiorreatores verticais de placa plana (FBVPP).

2.2 ÁGUA RESIDUÁRIA UTILIZADA COMO MEIO DE CULTURA

A água residuária da bovinocultura (ARB) foi coletada na estação de tratamento de AR do curral, localizado na Fazenda “Fazendinha Agroecológica” da UFRRJ, situada no campus de Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil (coordenadas: $22^{\circ} 45' 21'' \text{ S}$; $43^{\circ} 40' 28'' \text{ W}$). Nessa área, o gado é criado em regime de confinamento e alimentado exclusivamente com alimentos orgânicos produzidos na própria fazenda, sem o uso de agrotóxicos. Antes da coleta, a ARB passou por um tratamento preliminar em um separador sólido-líquido (decantador) e, em seguida, por um tratamento anaeróbio primário em um reator UASB, com um tempo de retenção hidráulica (HRT) de 10 dias.

Os parâmetros físico-químicos da água residuária de gado digerida anaerobiamente (ARGDA) tiveram concentrações nos valores de $6,5$ ($\pm 0,7$), 188 mg L^{-1} ($\pm 95,0$), 94 mg L^{-1} ($\pm 47,5$), $58,4 \text{ mg L}^{-1}$ ($\pm 24,0$), $4,3 \text{ mg L}^{-1}$ ($\pm 0,4$), $29,4 \text{ mg L}^{-1}$ ($\pm 8,7$) e $112,4 \text{ mg L}^{-1}$ ($\pm 34,7$) para pH, N_t , NH_4^+ , PO_4^{3-} , K, COT e DQO, respectivamente. Todas as análises foram realizadas de acordo com a metodologia padrão do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

2.3 FOTOBIORREACTORES VERTICAIS DE PLACA PLANA (FBVPP) E O ARRANJO EXPERIMENTAL

Dois FBVPP semelhantes construídos em acrílico com dimensões de $40 \times 35 \times 5 \text{ cm}$ foram utilizados para o cultivo (Figura 1). Cada unidade totalizando 7 L de volume de trabalho para o cultivo. No sistema de cultivo, acoplou-se uma bomba periférica de $\frac{1}{2} \text{ HP}$ (Intech, modelo BP500, 127 V), com finalidade de realizar a circulação da ARB do reservatório (20 L) para os FBVPP. A soma do volume de trabalho total dos dois FBVPP em série foi de 14 L , que somados a capacidade de armazenamento do reservatório perfaziam um volume total de trabalho de 34 L .



Figura 1. Layout do experimento: fotobiorreatores verticais de placa plana e seus componentes hidráulicos

Os dois fotobiorreatores foram submetidos a um fotoperíodo de 24 horas, sob iluminação de 7800 Lux (equivalente a $144,30 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Para essa iluminação, foram utilizadas seis luminárias LEDs, cada uma com potência de 18 W , em um sistema com um comprimento total de 60 cm . O experimento foi conduzido em cinco fases, correspondendo aos volumes de 1 L (Fase I), 5 L (Fase II), 10 L (Fase III), 15 L (Fase IV) e 20 L (Fase V) de ARGDA.

A vazão de circulação entre os reatores e o reservatório foi de $66,5 \text{ mL s}^{-1}$ e operados sob temperatura de $28 \text{ }^\circ\text{C}$ ($\pm 4,3 \text{ }^\circ\text{C}$). A inoculação dos FBVPP foi realizada com volume de 2 L correspondendo a 1/7 do volume útil dos reatores (Mendonça *et al.*, 2018).

2.4 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS

Os parâmetros demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), nitrogênio amoniacal (NH_4^+), fosfato total (PO_4^{3-}), nitrogênio total (N_t), nitrato (NO_3^-) e pH, foram avaliados para verificar a eficiência do processo de biorremediação.

As análises de temperatura, condutividade e pH foram realizadas por meio do equipamento de medição multiparâmetro (Intel Smart, modelo AS803, China) para teste de qualidade de água no próprio FBVPP. Logo em seguida, as demais análises foram determinadas em laboratório de acordo com os métodos padrão do *Standard Methods* (APHA, 2017). As demais análises foram quantificadas em espectrofotômetro (Hach 3900, Germany). Cada análise foi realizada em triplicata. A eficiência da biorremediação em cada uma das cinco Fases do estudo foi calculada por meio da Equação 1:

$$\text{Eficiência de remoção (\%)} = \left(\frac{\text{Concentração inicial} - \text{Concentração final}}{\text{Concentração inicial}} \right) \times 100 \quad (1)$$

Calculou-se o carbono orgânico total (COT) (Equação 2) em relação a demanda química de oxigênio (DQO) por meio da equação de correlação COT *versus* DQO, proposta por Bower e Chaney (1974):

$$\text{COT} = 0,25 \text{ DQO} + 1,30 \quad (2)$$

2.5 COLHEITA E SECAGEM DA BIOMASSA

A colheita foi realizada ao final de cada uma das 5 bateladas. A biomassa que era separada da ARGDA biorremediada foi depositada em placas de Pétri para posterior liofilização. Separou-se a biomassa por sedimentação e raspagem das paredes do FBVPP.

2.6 MASSA SECA TOTAL E PRODUTIVIDADE

O processo de amostragem para construção da curva de biomassa seca foi realizado por meio da biomassa extraída e ressecada referente à cada etapa. Para que o teste fosse feito de forma correta e precisa, 2 horas antes da retirada da amostra, 4 cadinhos de cerâmica vazios eram colocados na estufa à $105 \text{ }^\circ\text{C}$ para que toda umidade fosse removida. Ao fim das 2 horas, pesaram-se os cadinhos na balança analítica e o peso registrado. Logo depois, a amostra de 45 mL era vertida no cadinho. Esse processo repetia-se com as 4 amostras e os cadinhos eram levados devidamente identificados novamente para a estufa por 24 horas para que toda a água evaporasse e ficasse apenas a massa seca.

Com essa diferença e o volume de amostra coletado, calculou-se a biomassa seca total (MS) de todas as fases. A absorvância foi medida a 670 nm. Os parâmetros de crescimento das microalgas foram calculados usando as leituras de densidade óptica (DO) das culturas. Foram calculadas a concentração de biomassa seca (MS) (Equações 3 e 4), o tempo de duplicação das algas (Td) (Equação 5), a produtividade volumétrica (Pv) (Equação 6) e a produtividade por área (Pa) (Equação 7).

Concentração de biomassa seca (MS):

$$\text{Massa Seca (g)} = (\text{Peso do cadinho} + \text{amostra pós estufa}) - \text{peso do cadinho vazio} \quad (3)$$

$$MS (g L^{-1}) = \text{Massa Seca (g)} / \text{Volume da amostra (L)} \quad (4)$$

Tempo de duplicação das algas (Td):

$$Td = \frac{\ln \ln 2}{\mu} \quad (5)$$

Em que corresponde ao declive máximo da curva traçada por meio dos logaritmos Neperianos (LN) dos valores de densidade óptica medidos na Fase de crescimento exponencial (Fase Log).

Produtividades volumétricas (Pv):

$$Pv = \frac{Xf - Xi}{Tf - Ti} \quad (6)$$

Em que é a diferença entre as concentrações de biomassa final e inicial ($g L^{-1}$); e o intervalo de tempo até o fim da Fase (d).

Produtividade por área (Pa):

$$Pa (g m^{-2} d^{-1}) = Pv (g L^{-1} d^{-1}) \times \frac{\text{volume de operação (L)}}{\text{área de superfície do reator}(m^2)} \quad (7)$$

2.7 BIOFIXAÇÃO DE DIÓXIDO DE CARBONO (CO₂)

A biofixação de CO₂ (R_{CO₂}) foi calculada com base na produtividade e na concentração de carbono orgânico na biomassa ($g g^{-1}$) (Equação 8), que se determinou por análise elementar (Elementar Vario EL III, German), das 4 amostras por Fase realizadas em triplicatas.

$$R_{CO_2} (mg L^{-1} d^{-1}) = Pv \times C \times \left(\frac{M_{CO_2}}{M_C} \right) \quad (8)$$

Em que Pv é a produtividade de biomassa ($mg L^{-1} d^{-1}$); C é a concentração de carbono na biomassa ($g g^{-1}$); M_{CO₂} é a massa molar do CO₂ ($g mol^{-1}$); e MC é a massa molar do carbono ($g mol^{-1}$).

2.8 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Diferenças significativas entre as médias de tratamento foram verificadas utilizando a análise de variância com base no tempo com um nível de confiança de 95% no software R. Para os testes paramétricos, a normalidade foi confirmada pelo teste de Shapiro-Wilk utilizando o software PAST.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 FICORREMEDIAÇÃO

Para verificar a eficácia do tratamento por meio da ficorremediação (biorremediação) da água residuária de gado digerida anaerobiamente (ARGDA) por meio do cultivo da microalga *Arthrospira platensis* DHR 20 em fotobiorreatores verticais de placa plana (FBVPP), operados sob cinco variações de volume de ARGDA (Fases de I a V), foram avaliados os parâmetros: pH, demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), nitrogênio amoniacal (NH_4^+), fosfato total (PO_4^{3-}), nitrogênio total (N) e nitrato (NO_3^-). Os resultados são apresentados nas Figuras 2-7.

Durante o experimento, o pH manteve-se entre 8 e 10,1. Com os volumes de 1 L (Fase I), 5 L (Fase II), 10 L (Fase III), 15 L (Fase IV) e 20 L (Fase V), o pH médio foi de 9,40 ($\pm 0,77$), 9,65 ($\pm 0,78$), 8,51 ($\pm 0,47$), 8,69 ($\pm 0,46$) e 9,28 ($\pm 0,44$), respectivamente. Esse aumento no meio de cultivo foi resultado do próprio crescimento da cultura, mantendo-o em níveis alcalinos. Esse ambiente com pH elevado é propício para o desenvolvimento da *A. platensis*, já que essa espécie é capaz de prosperar com pH até 11. O pH não variou significativamente ao longo das Fases experimentais ($p \geq 0,05$), indicando boa performance da fotossíntese ao longo do tempo, independente da carga ou volume de ARGDA aplicada.

A eficiência de remoção da DQO, como apresentado na Figura 2, na Fase I, alcançou o valor mínimo de 65,8% e o máximo de 87,1% com média de 74,2% ($\pm 8,5$). Na Fase II, a eficiência alcançou o valor mínimo de 66,3% ($\pm 3,4$) e máxima de 70,5% ($\pm 4,7$) com média de 68,4% ($\pm 2,1$). Na Fase III, a eficiência alcançou o valor mínimo de 59,6% e o máximo de 64,2% ($\pm 0,3$) com média de 61,3% ($\pm 2,5$). Na Fase IV, a eficiência alcançou o valor mínimo de 64,8% e o máximo de 79,3% com média de 71,8% ($\pm 7,4$).

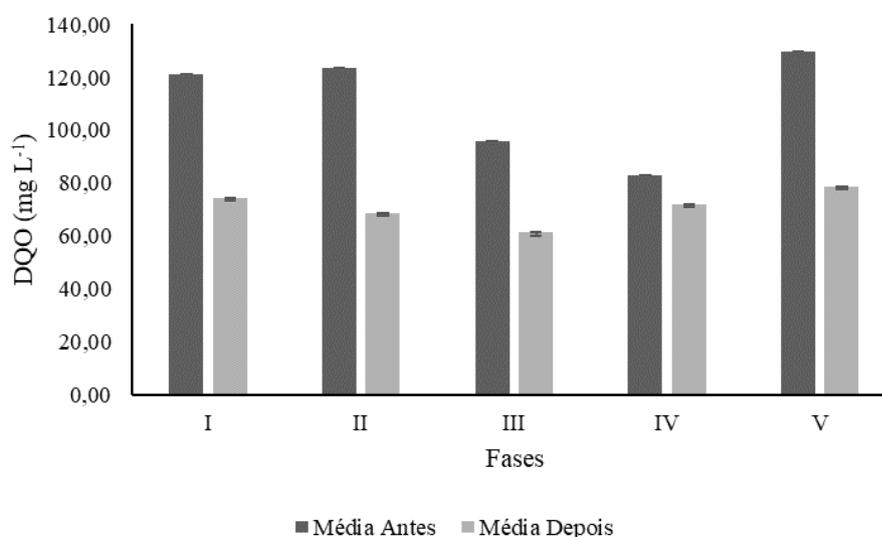


Figura 2. Variação da vazão aplicada e dos valores de remoção de demanda química de oxigênio. As barras de erro não podem ser visualizadas devido serem valores $\leq 0,001$.

Por fim, na Fase V, a eficiência alcançou o valor mínimo de 71,9% e o valor máximo de 86,5% com média de 78,7% ($\pm 7,4$). Não foram verificadas diferenças significativas ($p \geq 0,05$) entre as fases estudadas em termos de remoção de DQO. Este fato demonstra que este modelo de reator pode operar com volumes de aplicação de AR dentre as faixas testadas sem alterar a eficácia do tratamento.

Na Figura 3, a eficiência de remoção do NH_4^+ , em todas as fases foi elevada, não apresentando diferenças estatísticas ao longo do tempo ($p \geq 0,05$). Na Fase I alcançou-se o valor mínimo de 89,8% e o

máximo de 99,7% com média de 97,3% ($\pm 3,7$). Na Fase II, a eficiência alcançou o valor mínimo de 98,8% ($\pm 0,05$) e máxima de 99,9% com média de 99,4% ($\pm 0,6$). Na Fase III, a eficiência alcançou o valor mínimo de 96% e o máximo de 99,4% com média de 97,2% ($\pm 1,9$). Na Fase IV, a eficiência alcançou o valor mínimo de 90,4% e o máximo de 97,5% com média de 93,6% ($\pm 3,6$). Na Fase V, a eficiência alcançou o valor mínimo de 98,1% ($\pm 0,06$) e o valor máximo de 99% ($\pm 0,09$) com média de 98,6% ($\pm 0,44$).

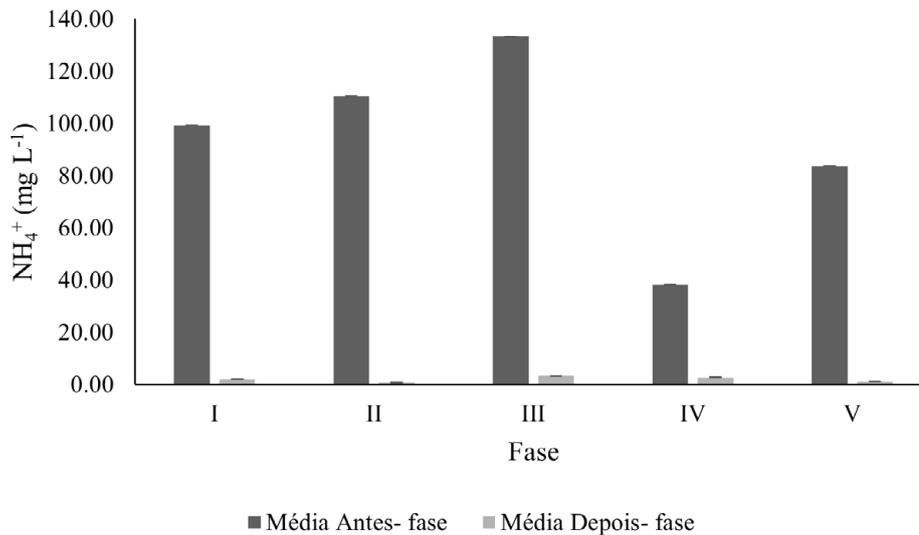


Figura 3. Variação da concentração de NH_4^+ antes e depois da biorremediação. Barras de erro em gráficos não podem ser visualizados devido serem valores $\leq 0,001$

Em comparação, Souza *et al.* (2021) apresentaram uma eficiência de remoção máxima de 98,3% de NH_4^+ , e 61,6% de DQO. Os mesmos autores, cultivaram *Spirulina platensis* em água residuária da pecuária leiteira sem tratamento prévio em fotobiorreatores horizontais operados em batelada. Enquanto na presente pesquisa, os resultados da remoção de NH_4^+ foram similares aos obtidos por Souza *et al.* (2021), a mesma similaridade não é observada para a DQO. Uma vez que, o uso de FBVPP apresentaram remoção de eficiência em cerca de 20% maior quando comparados ao uso de fotobiorreatores horizontais, expressando assim a maior eficiência neste modelo de tratamento.

A eficiência de remoção do COT (Figura 4), na Fase I alcançou o valor mínimo de 82,3% e o máximo de 85,8% com média de 84,1% ($\pm 1,8$). Na Fase II, a eficiência alcançou o valor mínimo de 84,3% ($\pm 1,3$) e máxima de 85% ($\pm 0,9$) com média de 84,7% ($\pm 0,4$). Na Fase III, a eficiência alcançou o valor mínimo de 82,6% e o máximo de 84,2% ($\pm 0,2$) com média de 83,5% ($\pm 0,8$). Na Fase IV, a eficiência alcançou o valor mínimo de 82,2% e o máximo de 83,4% com média de 82,8% ($\pm 0,6$). Na Fase V, a eficiência alcançou o valor mínimo de 84,1% e o valor máximo de 85,8% com média de 84,7% ($\pm 0,9$). Assim como na remoção de DQO, não foram verificadas diferenças significativas ($p \geq 0,05$) na remoção de COT.

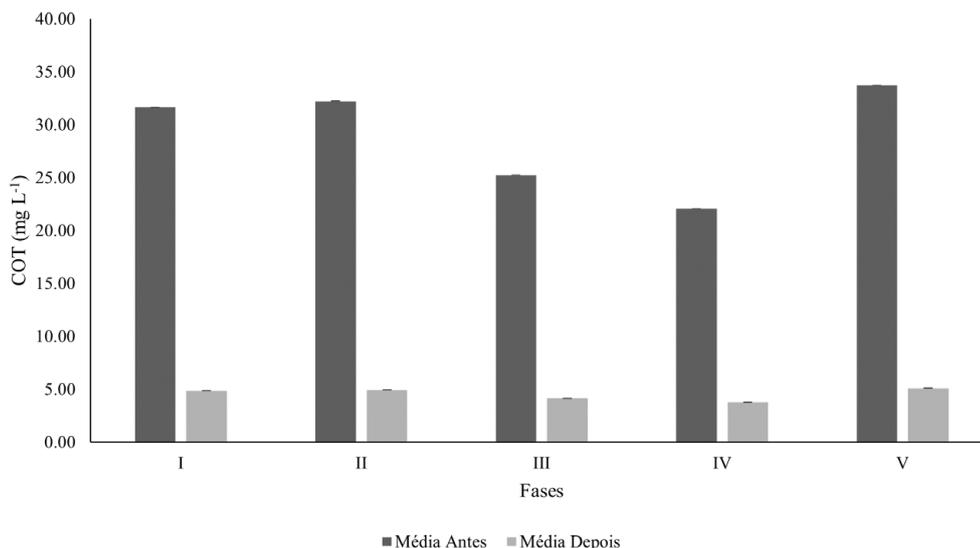


Figura 4. Variação da vazão aplicada e dos valores de remoção de carbono orgânico total. As barras de erro não podem ser visualizadas devido serem valores $\leq 0,001$.

A eficiência de remoção do fosfato (Figura 5), na Fase I alcançou o valor mínimo de 91% e o máximo de 99% com média de 94,7% ($\pm 3,3$). Na Fase II, a eficiência alcançou o valor mínimo de 74,7% ($\pm 0,05$) e máxima de 81% com média de 78,8% ($\pm 3,6$). Na Fase III, a eficiência alcançou o valor mínimo de 60,2% ($\pm 0,05$) e o máximo de 73,8% com média de 66,7% ($\pm 6,8$). Na Fase IV, a eficiência alcançou o valor mínimo de 78,6% e o máximo de 93,5% com média de 86% ($\pm 7,5$). Na Fase V, a eficiência alcançou o valor mínimo de 91,8% e o valor máximo de 95,8% com média de 93,8% (± 2).

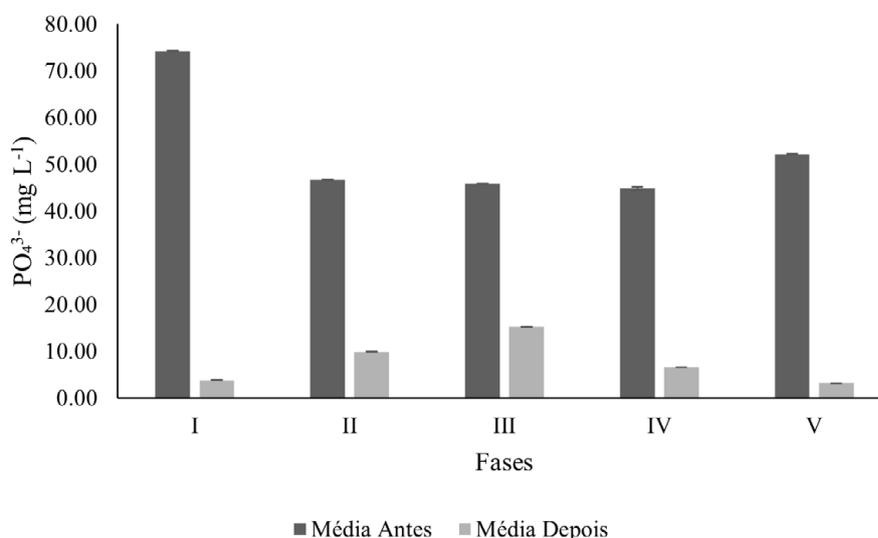


Figura 5. Variação na concentração de fosfato antes e depois da biorremediação. Barras de erro em gráficos não podem ser visualizados devido serem valores $\leq 0,001$

Não foram verificadas diferenças significativas ($p \leq 0,05$) entre as fases estudadas em termos de remoção de fosfato para as Fases I, IV e V. Para as Fases II e III, houve diferença significativa ($p \geq 0,05$), obtendo-se valores superiores em relação às demais. Tal constatação evidencia a boa capacidade das microalgas de remover fosfatos, fator importante frente a dificuldade de remoção desta molécula por sistemas convencionais.

A eficiência de remoção do N_{total} (Figura 6), durante todas as fases do experimento, apresentou uma tendência constante e sem apresentar diferenças significativas ($p \geq 0,05$). De forma que, a eficiência de remoção média alcançada nas Fases I, II, III, IV e V, foram de 95% ($\pm 3,2$), 91,51% ($\pm 6,4$), 97,6% (± 1), 92,8% ($\pm 0,65$) e 92,2% ($\pm 4,9$), respectivamente.

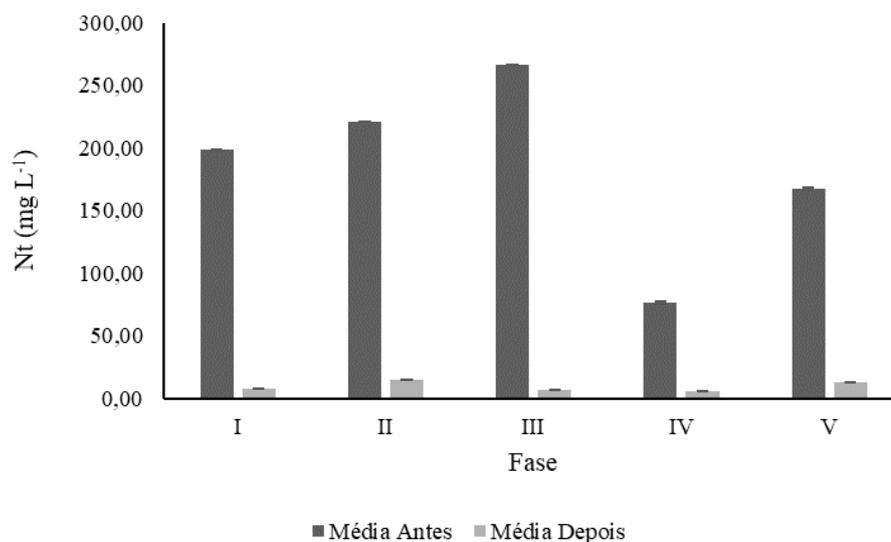


Figura 6. Variação da concentração de N_{total} (Nt) antes e depois da biorremediação. Barras de erro em gráficos não podem ser visualizados devido serem valores $\leq 0,001$

Na Fase I, a eficiência de remoção variou entre 90,2% e 98,2%. Na Fase II, os valores oscilaram de 84,7% a 97,3%. Na Fase III, a eficiência mínima foi de 96,4% ($\pm 0,06$) e a máxima de 98,5%. Na Fase IV, os valores variaram de 92,2% e 93,5%, e por fim, na Fase V, a eficiência variou de 86,5% a 95,6%.

Em comparação, valores de 88,1% e 91,3%, para as remoções máximas dos nutrientes PO_4^{3-} e N_{total} , respectivamente, foram reportados por Xiaohua *et al.* (2023), sendo utilizado *S. platensis* cultivada em água residuária doméstica. Logo, pode-se observar que os dados dos autores foram menores, em relação ao presente estudo, visto que 94,7% e 97,6% foram os percentuais de remoção dos nutrientes PO_4^{3-} e N_{total} atingido pelo FBVPP da presente pesquisa, destacando mais uma vez a eficiência relevante do sistema de tratamento empregado.

Por fim, na eficiência de remoção do nitrato (Figura 7), não foram observadas diferenças significativas ($p \geq 0,05$) entre as fases.

Na Fase I, pode-se alcançar um valor mínimo de 73,3% e máximo de 91%, com média de 84% ($\pm 7,0$). Na Fase II, os valores variaram entre 63,6% e 80%, com média de 73,6% ($\pm 8,7$). Já na Fase III, a eficiência atingiu um mínimo de 66,7% e um máximo de 93%, com média de 81,3% ($\pm 13,4$). Na Fase IV, os valores oscilaram entre 62,5% e 80%, com média de 71,2% ($\pm 8,7$). Na Fase V, a eficiência variou de 62,5% a 85,7%, com média de 76,7% ($\pm 12,4$). Logo, não foram observadas diferenças significativas ($p \geq 0,05$) na remoção de nitrato entre as Fases.

Portanto, de acordo com os gráficos de biorremediação de nutrientes apresentados nas Figuras 2-7, estes evidenciaram resultados promissores quanto à eficiência do tratamento de ARB com uso dos FBVPP, em comparação com estudos correlatos.

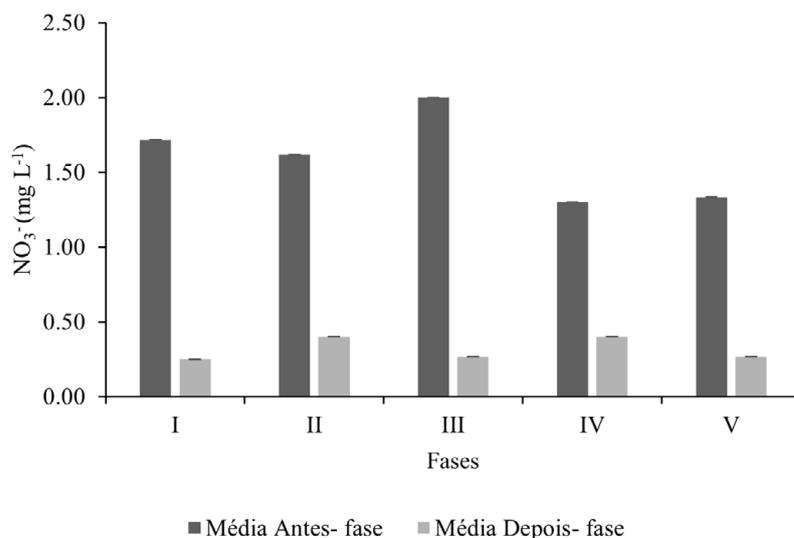


Figura 7. Variação na concentração de Nitrato antes e depois da biorremediação. Barras de erro em gráficos não podem ser visualizados devido serem valores $\leq 0,001$

As análises estatísticas com 95% de confiabilidade evidenciaram não haver diferenças significativas entre as fases testadas. Indicando que o FBVPP é capaz de suportar volumes de alimentação de até 20 L dia⁻¹, sem queda em sua capacidade de fitorremediação (biorremediação), apresentando proporcionalidade no volume de operação e na produtividade, visto que, quanto maior o volume aplicado, maior a produtividade de biomassa, fatores essenciais e requeridos para reatores.

3.2 BIOFIXAÇÃO DE CO₂

As concentrações de carbono (C) calculadas na biomassa foram de 0,35 ($\pm 0,01$), 0,42 ($\pm 0,02$), 0,39 ($\pm 0,01$), 0,45 ($\pm 0,07$) e 0,32 ($\pm 0,04$) g g⁻¹, para as Fases I, II, III, IV e V, respectivamente. Obteve-se os valores de taxa específica de crescimento máximo ($\mu_{\text{máx}}$), que foram de 0,42 ($\pm 0,02$), 0,40 ($\pm 0,005$), 0,25 ($\pm 0,003$), 0,20 ($\pm 0,004$) e 0,14 ($\pm 0,003$) d⁻¹, o tempo de duplicação mínimo (Td) foram de 1,66 ($\pm 0,04$), 1,75 ($\pm 0,03$), 2,78 ($\pm 0,02$), 3,51 ($\pm 0,05$) e 5,03 ($\pm 0,06$) e RCO₂ (mg L⁻¹ dia⁻¹) foram de 109,91 ($\pm 2,43$), 492,49 ($\pm 2,53$), 557,7 ($\pm 2,48$), 1213,46 ($\pm 2,47$), 419,47 ($\pm 2,1$) nas Fases I, II, III, IV e V, respectivamente.

O desenvolvimento da biomassa seca produzida no sistema é crescente no decorrer das fases e adição de diferentes volumes de ARB. Os valores da produção volumétrica medidos em g L⁻¹ d⁻¹, de acordo com a sequência das Fases, foram de 0,09 ($\pm 0,006$), 0,32 ($\pm 0,005$), 0,39 ($\pm 0,006$), 0,74 ($\pm 0,004$) e 0,36 ($\pm 0,003$). Assim, foi verificado que, quanto maior o volume de ARB em operação, maior o favorecimento da produção da *A. platensis* cultivada.

Além disso, as concentrações de proteína calculadas na biomassa foram de 33% (± 3), 41% (± 3), 35% (± 2), 43% (± 3) e 57% (± 2) nas Fases I, II, III, IV, respectivamente. Com base nesses resultados, pode-se afirmar que a proteína é a macromolécula mais abundante na biomassa de *A. Platensis*, representando em média 41,8% ($\pm 9,45$) da massa total.

Para a biofixação de CO₂, compreende-se que para a obtenção de uma significativa taxa desta biofixação envolve a consideração de múltiplos elementos, como a concentração de CO₂ fornecida, a produtividade de biomassa alcançada, a eficiência na transferência de massa de CO₂, além da seleção do tipo de fotobiorreator empregado (Duarte *et al.*, 2020). Em média, as concentrações de carbono na biomassa estavam abaixo da média geral recorrentemente reportada na literatura de 0,5 g g⁻¹ (Duarte *et al.* 2020).

Isto ocorreu devido a maior assimilação de N pelo sucesso na absorção deste nutriente, que fez com que a biomassa acumulasse mais proteínas do que carbono neste caso. Em meios com menores concentrações de N como os estudados por Duarte *et al.* (2020), é mais provável atingir os 50 % de carbono reportado pelos autores.

Espera-se que a biofixação de dióxido de carbono seja proporcional à quantidade de biomassa obtida (Duarte *et al.*, 2020). Entretanto, ao analisar esta relação na Fase IV do experimento, nota-se que houve um decréscimo da RCO_2 mesmo com o aumento da concentração da biomassa seca. Essa dinâmica resulta das microalgas, que, ao incorporarem o CO_2 , se multiplicam, gerando uma diversidade de componentes. O carbono orgânico fornecido junto ao substrato (ARGDA) fornece a base carbônica para a criação de compostos mais complexos, como lipídios, ao mesmo tempo em que atua como fonte de energia metabólica, impulsionando todos os processos bioquímicos e, por fim, culminando na produção de proteínas (Lehninger *et al.*, 1995). A assimilação de carbono orgânico pelas microalgas do gênero *Spirulina* (*Arthrospira*) é possível visto sua reconhecida capacidade de realizar mixotrofia (Mendonça *et al.*, 2018).

Diante do exposto, analisando as concentrações médias de proteínas por Fase, conclui-se que, de certa forma, ocorreu o aumento da biorremediação proporcional à produtividade volumétrica. Thuy Lan Chi *et al.* (2022) avaliaram a produtividade de biomassa cultivando *Chlorella sp.* em fotobiorreatores e lagoas. Os autores registraram uma produtividade maior nos fotobiorreatores, e obtiveram produtividade máxima de 0,121 g L⁻¹.

De acordo com o estudo conduzido por Souza *et al.* (2022), os autores cultivaram a microalga *Arthrospira platensis* DHR 20 em um efluente de origem bovina, alcançando uma concentração máxima de biomassa seca de 7,15 g L⁻¹. Por outro lado, Hena *et al.* (2018) também cultivaram a mesma espécie, *Arthrospira platensis*, mas utilizando um efluente proveniente de uma fazenda leiteira, obtendo valor máximo de biomassa seca de 5,35 g L⁻¹. Estes resultados são notáveis, considerando que não foram implementados ajustes nas condições de cultivo, nem a adição de qualquer agente estimulante para promover o crescimento das microalgas.

Diante dos estudos mencionados, pode-se verificar que na presente pesquisa a produção foi considerada intermediária, com o valor máximo de 5,7 g L⁻¹. Isso abre caminho para perspectivas encorajadoras em pesquisas que empregam a microalga *Arthrospira platensis* visando à produção de bioprodutos, incluindo o biodiesel, frente ser o presente trabalho que maior se obteve percentuais de lipídios com potencial para este tipo de biocombustível (acima de 20% na Fase IV).

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização de microalgas para a biorremediação de águas residuais da bovinocultura se revelou uma abordagem eficaz no tratamento dos parâmetros DQO, COT, fosfatos e compostos nitrogenados. As taxas de biofixação ressaltam a importância do cultivo de microalgas não apenas para a biorremediação e a produção de biodiesel a partir de águas residuais, mas também para atenuar a poluição atmosférica. O rendimento volumétrico da biomassa nos permite avaliar como a disponibilidade ampliada de nutrientes afetou o comportamento das microalgas, estimulando maior crescimento da biomassa e aprimorando a eficácia do tratamento biológico. Em suma, os resultados deste estudo indicam que as condições experimentais investigadas têm potencial para mitigar os impactos da liberação de efluentes, gerando biomassa de alto valor agregado.

Observou-se que as microalgas estudadas demonstraram uma notável capacidade de absorver CO_2 , o que destaca o seu potencial na redução da poluição atmosférica. Além disso, essas microalgas conseguiram

efetivamente utilizar os nutrientes presentes na água residuária de gado digerida anaerobiamente, o que resultou em um aumento significativo na produção de biomassa. Por último, a composição macromolecular da *Arthrospira platensis* demonstra um grande potencial na fabricação de produtos biológicos valiosos, como biodiesel, bioetanol, biofertilizantes nitrogenados e ração animal. Isso não apenas tem benefícios ambientais, mas também implica vantagens econômicas, reduzindo a demanda por matérias-primas e contribuindo para uma economia mais sustentável e circular.

REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. American Water Works Association, Water Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and waste water**. 22 ed. Washington, DC: APHA, 2017.
- BHALAMURUGAN, G. L.; VALERIE, O.; MARK, L. Valuable bioproducts obtained from microalgal biomass and their commercial applications: A review. **Environmental Engineering Research**, v. 23, n. 3, p. 229–241, 2018.
- CIARDI, M. *et al.* Reduction in water consumption during the production of microalgae using diluted pig slurry in thin-layer cascade photobioreactors. **Journal of Applied Phycology**, v. 34, n. 6, p. 2905–2916, 1 dez. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10811-022-02826-8>.
- DE MENDONÇA, H. V. *et al.* Bioenergy recovery from cattle wastewater in an UASB-AF hybrid reactor. **Water Science and Technology**, v. 76, n. 9, p. 2268–2279, 2017. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2017.325>.
- MENDONÇA, H. V. *et al.* Microalgae-mediated bioremediation and valorization of cattle wastewater previously digested in a hybrid anaerobic reactor using a photobioreactor: Comparison between batch and continuous operation. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 1–11, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.157>.
- MENDONÇA, H. *et al.* Microalgae in a global world: New solutions for old problems? **Renewable Energy**, v. 165, p. 842–862, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.11.014>
- DE SOUZA, D. S. *et al.* Optimization of Ozone Application in Post-Treatment of Cattle Wastewater from Organic Farms. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 231, n. 7, p. 1–11, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04736-2>.
- SOUZA, D. S. *et al.* Enhanced *Arthrospira platensis* Biomass Production Combined with Anaerobic Cattle Wastewater Bioremediation. **Bioenergy Research**, v. 15, n. 1, p. 412–425, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12155-021-10258-4>.
- DUARTE, J. H.; FANKA, L. S.; COSTA, J. A. V. CO₂ Biofixation via *Spirulina* sp. Cultures: Evaluation of Initial Biomass Concentration in Tubular and Raceway Photobioreactors. **Bioenergy Research**, v. 13, n. 3, p. 939–943, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12155-020-10117-8>.
- HENA, S. *et al.* Dairy farm wastewater treatment and lipid accumulation by *Arthrospira platensis*. **Water Research**, v. 128, p. 267–277, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.057>.
- JIANG, X.; SHAN, X.; LI, F. Improving the Quality of Reclaimed Water via Applying *Spirulina platensis* to Eliminate Residual Nitrate. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 20, n. 3, 1 fev. 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph20032117>.

LEHNINGER, A. L.; NELSON, D. L.; COX, M. M. **Princípios de Bioquímica**. 2a. ed. São Paulo: Sarvier, 1995.

SILVA, J. B. G. *et al.* Avaliação Da Condutividade Elétrica E Ph Da Solução Do Solo Em Uma Área Fertirrigada Com Água Residuária De Bovinocultura De Leite. **Irriga**, v. 1, n. 01, p. 250, 2012. DOI: <https://doi.org/10.15809/irriga.2012v1n01p250>.

SRINUANPAN, S.; CHEIRSILP, B.; KASSIM, M. A. Chapter 5 - Oleaginous Microalgae Cultivation for Biogas Upgrading and Phytoremediation of Wastewater. In: YOUSUF, A. B. T.-M. C. FOR B. P. (Ed.). [s.l.] **Academic Press**, 2020. p. 69–82. DOI: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817536-1.00005-9>.

THUY, N. *et al.* Machine Translated by Google Fotobiorreator de pequena escala, cultivo ao ar livre em tanque aberto de *Chlorella* sp. e colheita na Fase de crescimento logarítmico e estacionário para produção de lipídios e éster metílico Machine **Translated by Google**. v. 319, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.123813>.