668 - A INFLUÊNCIA DO INÓCULO ALGAL NO PROCESSO DE GRANULAÇÃO DE LODO GRANULAR MICROALGAL-BACTERIANO

Renata Carlos Freire[(1)]
Universidade Federal do Ceará, Doutoranda em Engenharia Civil pelo Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental) do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental.
Cleofita Yasmim Ferreira Suassuna[(2)]
Universidade Federal do Ceará, Graduanda em Engenharia Química.
André Bezerra dos Santos[(3)]
Universidade Federal do Ceará, Professor Titular do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC.
Marcos Erick Rodrigues da Silva[(4)]
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Professor Efetivo do Departamento do IFCE.
Paulo Igor Milen Firmino[(5)]
Universidade Federal do Ceará, Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC.

Endereço[(1)]**:** Laboratório de Saneamento Ambiental (LABOSAN), Rua Prof. Armando Farias, Bloco 713 – Pici – Fortaleza – CE - CEP: 60020-181 - Brasil - Tel: +55 (85) (85) 3366-9628 - e-mail: **renata.carlosfreire@gmail.com.**

RESUMO

Diante da crescente demanda por tecnologias eficientes e sustentáveis para o tratamento de efluentes, a aplicação de sistemas microalgal-bacterianos granulares tem se destacado como uma alternativa promissora para a remoção simultânea de nutrientes e matéria orgânica carbonácea. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a formação de grânulos fotossintéticos desenvolvidos a partir de diferentes inóculos microalgais, em condições operacionais controladas. Os diferentes inóculos microalgais testados foram cultura pura da Scenedesmus obliquus (R2), sobrenadante de lagoa de estabilização (R3) e a ausência de inóculo exclusivo microalgal com apenas o inóculo de estação de lodo ativado (R1). A formação e estabilidade dos grânulos, bem como a produção de substâncias poliméricas extracelulares (SPE) e a quantidade de clorofila *a* (Cla), foram monitoradas ao longo do processo. O reator sem inóculo microalgal (R1) granulou cerca de 45 dias antes dos outros sistemas e foi o reator com maior estabilidade operacional. Quanto ao crescimento das microalgas, o R1 e o R2 apresentaram rápido crescimento e maiores valores de clorofila a, respectivamente. Quanto à relação proteína por polissacarídeo das SPE (PN/PS), os valores dos três reatores foram superiores à 7, maiores no R1 e no R2, respectivamente. Os resultados obtidos contribuem para o avanço do conhecimento sobre a influência da composição microalgal inicial no comportamento e na eficiência dos fotogrânulos, reforçando seu potencial como alternativa inovadora para o tratamento de águas residuárias.

PALAVRAS-CHAVE: Fotogrânulo, consórcio microalga-bactéria, fotogranulação, LGMB, inóculo com microalgas.

INTRODUÇÃO

Com o objetivo de evitar o impacto negativo das atividades econômicas no ecossistema aquático, os efluentes devem ser tratados antes de seu descarte. Dentre as tecnologias convencionais de tratamento de águas residuárias, atualmente, a de lodo ativado (LA) é o processo biológico mais utilizado no mundo (GAO, et al., 2023). Porém, esta requer diversas operações unitárias de tratamento, resultando em maior custo operacional e de instalação, demanda de área, além de maiores gastos energéticos (MENG, et al., 2024). Para superar essas desvantagens, tecnologias de tratamento de esgotos mais compactas e com menores custos, como o lodo granular aeróbio (LGA) e o lodo granular microalgal-bacteriano (LGMB), vêm sendo desenvolvidas e aprimoradas, sendo apontadas como algumas das mais promissoras da atualidade (DABABAT, et al., 2024).

A tecnologia de LGMB possui algumas vantagens comparada ao LGA, como: relação simbiótica entre microalgas e bactérias, em que as microalgas geram oxigênio para as bactérias e absorvem dióxido de carbono e nutrientes; recuperação de recursos de alto valor agregado como biocombustíveis; e maior estabilidade a

diferentes condições operacionais devido à diversidade funcional dos consórcios microalgal-bacterianos (JIANG et al., 2022). Essa tecnologia obteve mais atenção nos últimos anos, especialmente nas regiões tropicais e subtropicais, como é o caso do Brasil, por apresentarem condições ideais para o desenvolvimento de microalgas e bactérias, para o tratamento tanto de efluentes municipais quanto industriais (GODOS et al., 2009).

O LGMB pode ser cultivado usando diferentes inóculos como: LA sem inóculo microalgal, LA com inóculo de algas puras (apenas uma espécie sem contaminação de outras espécies), LA com inóculo microalgal de lagoas de tratamento de efluentes e LGA com inóculo microalgal. Quanto ao inóculo microalgal de cultura pura, a maioria dos estudos utilizaram a espécie *Chlorella vulgaris* (MARINHO, 2020; MUJTAB; LEE, 2017). Porém, o trabalho de Guo et al. (2019) comparou sistemas de tratamento de efluentes de suinocultura com inóculo microalgal de 3 espécies (*Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus* e *Neochloris oleoabundans*), e a cultura que se destacou foi a *S. obliquus*, tanto na remoção de nutrientes quanto no crescimento microalgal. Embora alguns estudos tenham avaliado diferentes inóculos (LI et al., 2015; MARINHO, 2020; LIU et al., 2018), ainda existe uma escassez de estudos comparativos usando vários inóculos sob mesmas condições experimentais.

OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar a formação e a estabilidade de LGMB em reatores em batelada sequencial utilizando diferentes inóculos (lodo ativado, lodo ativado + *Scenedesmus obliquus* e lodo ativado + sobrenadante de lagoa de estabilização) durante o tratamento de esgoto doméstico sintético.

METODOLOGIA

Foram montados três reatores em batelada sequencial (RBS) de 8 L, inoculados com lodo aeróbio (5000 mg $SSV \cdot L^{-1}$) de um sistema de lodo ativado (LA). Além disso, dois dos reatores foram inoculados também com microalgas, o R2 com cultura pura de *Scenedesmus obliquus* (cerca de 10^{10} células) e o R3 com sobrenadante de uma lagoa de estabilização que trata efluente doméstico real (cerca de 10^{10} células). Já o R1 não teve inóculo microalgal, apenas iluminação (Figura 1).

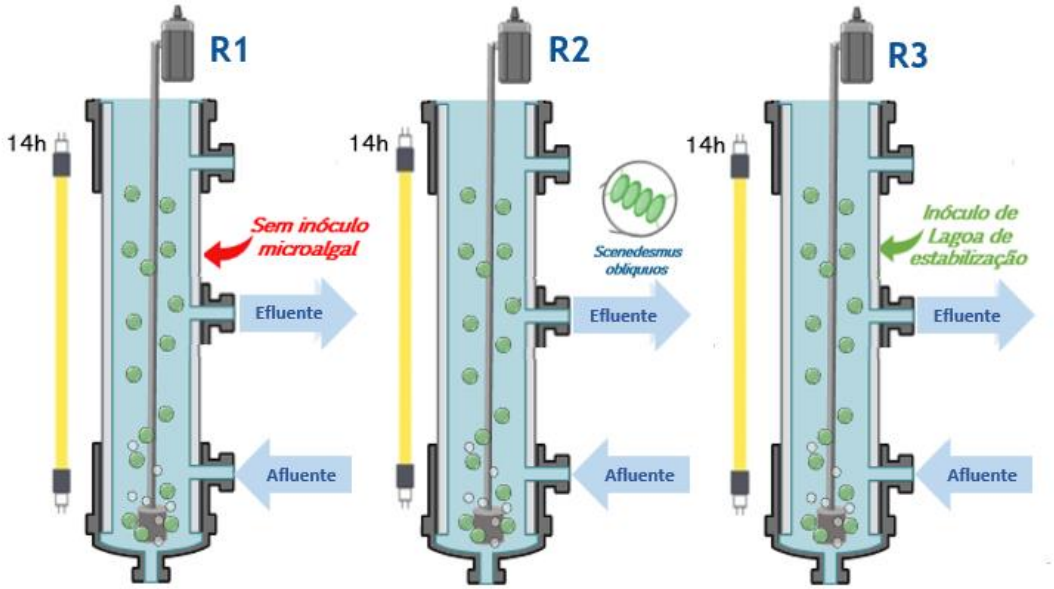

Figura 1: Representação dos sistemas de tratamento

Os reatores foram alimentados com esgoto sintético contendo 1 g $DQO \cdot L^{-1}$ de ácido propiônico, 50 mg NH_4^+-$N \cdot L^{-1}$, 10 mg PO_4^{3-}-$P \cdot L^{-1}$, 5 mg $Mg^{2+} \cdot L^{-1}$ Mg+, 10 mg $Ca^{2+} \cdot L^{-1}$, 1 $mL \cdot L^{-1}$ de uma solução de micronutrientes (ROLLEMBERG et al., 2019) e 1 g $NaHCO_3 \cdot L^{-1}$. Os reatores foram operados a temperatura ambiente (~28 °C), tempo de detenção hidráulica de 12 h e taxa de troca volumétrica (TTV) de 50% ao longo de quatro etapas. Para favorecer o processo de formação dos grânulos aeróbios, o tempo de sedimentação foi reduzido de 20 para 15, de 15 para 10 e, finalmente, de 10 para 5 min nas etapas I, II, III e IV, respectivamente (Tabela 1). Eles foram operados em ciclos de 6 horas (20 min de alimentação, 100 min de reação anaeróbica, 219-234 min

de reação aeróbica, 5-20 min de sedimentação e 1 min de descarte), e, para manter o tempo total do ciclo, o tempo reduzido da fase de sedimentação foi acrescentado à fase de reação aeróbia. A velocidade ascensional de ar de 1,5 $cm \cdot s^{-1}$ e uma concentração de mínima de 5 mg $OD \cdot L^{-1}$ foi garantida a todos os sistemas. Os reatores foram iluminados por 14 h com cerca de 150 $\mu mol \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ de intensidade luminosa.

Tabela 1: Fases do processo.

Fase	Alimentação (min)	Aeração (min)	Sedimentação (min)	Descarte (min)
Fase I	20	219	20	1
Fase II	20	224	15	1
Fase III	20	229	10	1
Fase IV	20	234	5	1

Os sólidos suspensos voláteis (SSV) foram determinados de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). O processo de granulação aeróbia foi avaliado por meio de ensaios de granulometria, com peneiras de aberturas de malha de 0,2, 0,6 e 1,0 mm, e sedimentabilidade, pelo índice volumétrico de lodo (IVL) dinâmico nos tempos de 5 (IVL5) e 30 min (IVL30) (SCHWARZENBECK; ERLEY; WILDERER, 2004).

O teor de substâncias poliméricas extracelulares (SPE) da biomassa granular foi medido em termos de proteínas (PN) e polissacarídeos (PS) (LONG et al., 2014). A concentração de células microalgais foi determinada pela Clorofila a, cujas concentrações serão determinadas de acordo com o método do trabalho de Tang et al. (2016).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Um dos fatores mais importantes do lodo granular é sua sedimentação, analisada pela relação IVL30/IVL5. Dessa forma, é possível perceber, na Figura 2, que R1 apresentou valores maiores que 0,8 a partir do 29º dia e R2 apenas a partir do 76º dia. No caso do R3, a partir do dia 64, apresentou valores iguais ou superiores a 0,8. R1 apresentou boa sedimentação (IVL30/IVL5 $\geq$ 0,8) dos dias 33 ao 48 e dos dias 72 a 96 (durante 40 dias). Já para o R2 e o R3, essa boa sedimentabilidade ocorreu dos dias 76 a 93 (por 17 dias) e dos 64 a 90 (por 26 dias), respectivamente. Logo, R1 foi o primeiro a alcançar bons valores para o IVL30/IVL5 ($\geq$ 0,8) e foi o que permaneceu por mais tempo com essa sedimentação ideal. O segundo melhor nesse critério foi R3, com 26 dias com alta sedimentação e, por fim, R2, com 17 dias.

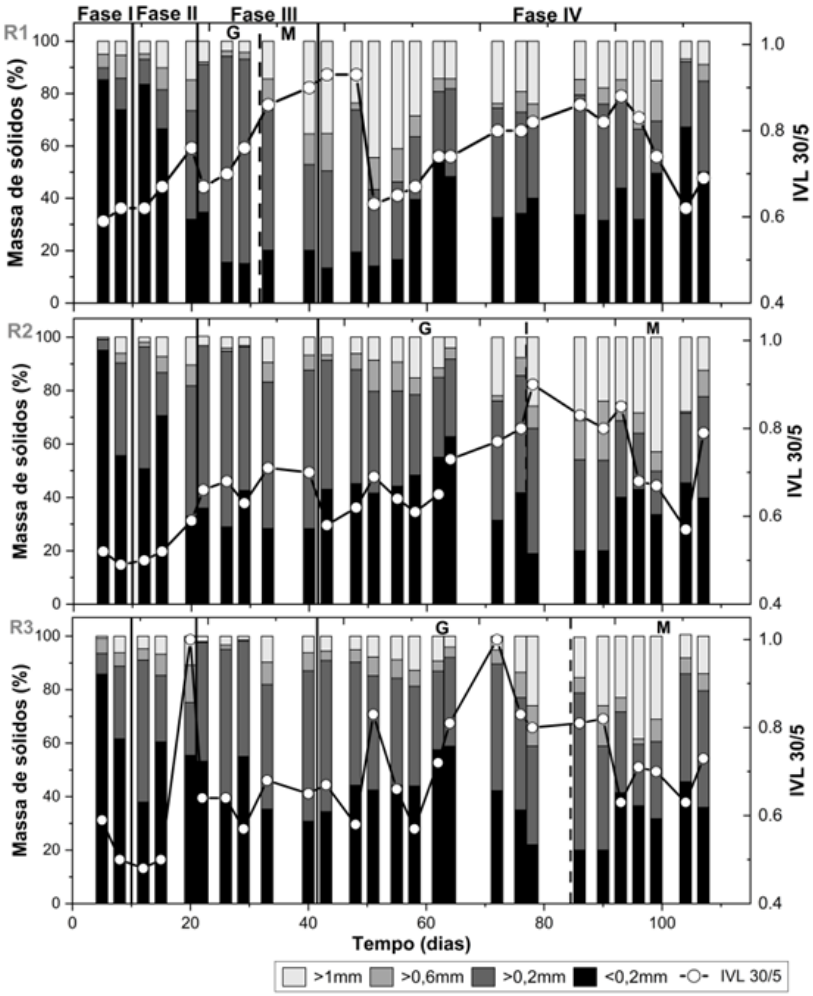

Figura 2: Granulometria e IVL30/IVL5 dos reatores

Com relação ao tamanho dos grânulos, em todos os reatores, houve predominância de grânulos pequenos (0,2 a 0,6 mm), como é demonstrado pelos valores de diâmetro médio, 0,6 mm para o R1, 0,59 mm para o R2 e 0,52 mm para o R3. Entretanto, após a granulação, todos os sistemas apresentaram um aumento significativo de grânulos grandes (> 1,0 mm), principalmente o reator sem inóculo microalgal, que apresentou 37,1% grânulos pequenos e 35,3% de grânulos grandes.

A granulação é alcançada quando a relação IVL30/IVL5 é maior ou igual a 0,8 e quando a massa de sólidos menor que 0,2 mm é menor ou igual a 20% (DE KREUK et al., 2007). Dessa forma, R1 foi o primeiro a granular (33º dia e permaneceu granulado por 20 dias), seguido por R2 (78º dia e permaneceu por 12 dias) e, por último, R3 (86º dia e permaneceu por apenas 5 dias). Isso mostra que o primeiro sistema além de granular cerca de 45 dias antes dos demais, ainda permaneceu granulado por mais tempo e apresentou uma tendência para regranular a partir do dia 72 (IVL30/IVL5 = 0,8).

Considerando a biomassa fotossintetizante, representada pela Clorofila a (Cla), mostrada na Figura 3, os reatores R1 e R2 apresentaram crescimento exponencial dos organismos fotossintetizantes a partir do dia 22, e o mesmo só ocorreu com o R3 no dia 33, ou seja, R3 apresentou um crescimento significativo 11 dias depois dos outros reatores. O destaque para o R1 e R2 nesse critério pode ser justificado pela presença de cianobactérias, microalgas filamentosas e algas verdes de rápido crescimento que estavam presentes no inóculo do sistema de LA e, no caso do R2, pelo inóculo de cultura pura de rápido crescimento. Esses seres filamentosos frequentemente dominam certos ambientes por terem alta capacidade de adaptação a ambientes ricos em nutrientes e em iluminação, competindo eficientemente com outros microrganismos (JIANG et al., 2022). Na fase IV, com tempo de sedimentação de 5 min, tanto o sistema inoculado com *S. obliquus* quanto o com inóculo de lagoa de estabilização tiveram grande variação nos valores de crescimento microalgal, e a grande maioria dos dados estiveram abaixo de 2 $mg \cdot L^{-1}$ (Cla média: R2 1,3 $mg \cdot L^{-1}$ e R3 1,4 $mg \cdot L^{-1}$). Já o

reator sem inóculo microalgal apresentou boa parte dos valores maiores que 2 mg·L^{-1} no período com 5 minutos de sedimentação (Cla média R1: 2,2 mg·L^{-1}). Uma provável justificativa para R1 apresentar a Cla média maior que os outros reatores é que, juntamente com o inóculo microalgal, existem zooplânctons que podem predar as microalgas. Dessa forma, além dos seres que se alimentam de microalgas do inóculo de LA são adicionados os que vieram da lagoa de estabilização ou da cultura de cultivo.

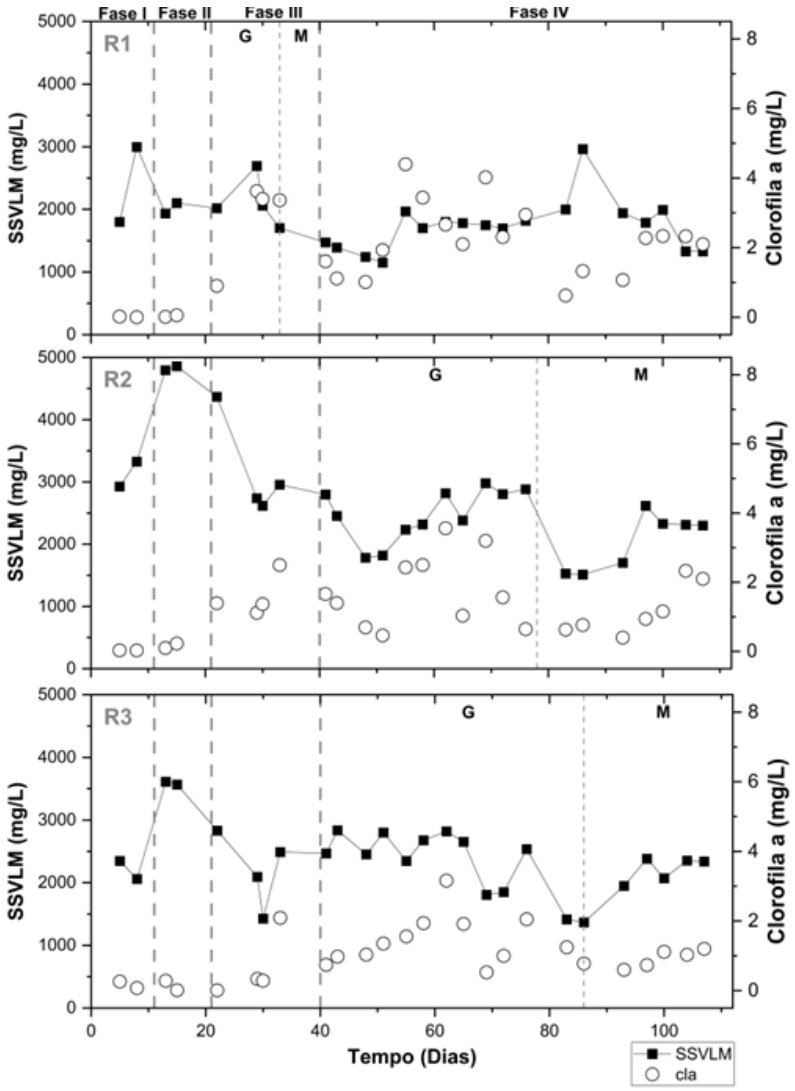

Figura 3: SSVLM e Clorofila a dos reatores

A biomassa dos reatores, avaliada pelos SSV, apresentou maior estabilidade na fase IV. O reator sem inóculo, entretanto, apresentou menos biomassa em todo o experimento (SSV médio: R1 1752 mg SSV·L^{-1}; R2 2310 mg SSV·L^{-1} e R3 2281 mg SSV·L^{-1}) comparado aos outros sistemas. Isso ocorreu, pois os outros sistemas, além da biomassa floculenta de LA, tiveram inóculos externos de organismos fotossintetizantes. Dessa forma, é possível inferir que o sistema que possuía maior predominância de microalgas no grânulo foi o reator sem inóculo microalgal, pois este apresentou maior média de Cla e menores valores de sólidos voláteis.

Quanto à produção de SPE (Figura 4), R3 apresentou a maior média de SPE total em todo o experimento (R1: 483, R2: 455 e R3: 516 mg SPE·g SSV^{-1}), diferentemente dos outros sistemas, que apresentaram aumento da produção apenas na fase IV.

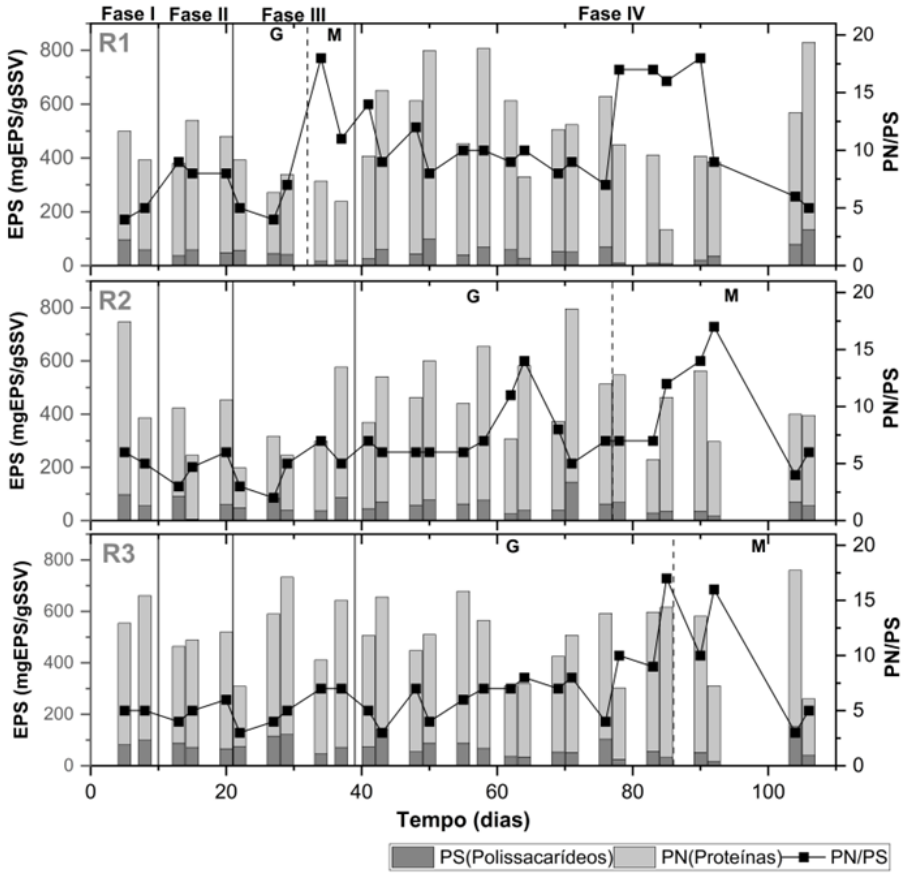

Figura 4: EPS e relação PN/PS dos sistemas

No que tange à relação PN/PS, o primeiro reator apresentou maior média (PN/PS R1: 10,2) para essa relação e os outros apresentaram valores similares entre si (R2: 7,4 e R3: 7,2). De modo geral, os sistemas tenderam a granular quando a relação PN/PS permanecia acima de 10 e desgranularam quando essa relação ficava igual ou menor a 10. Além disso, R1 apresentou valores médios maiores de PN/PS. Isso significa uma maior produção de proteínas em relação aos polissacarídeos e isso aumenta a estabilidade do grânulo, visto que maior relação PN/PS podem levar a uma estrutura menos porosa e mais densa, o que pode resultar em grânulos mais compactos e com maior resistência mecânica (HOU et al., 2021). Isso pode justificar a melhor sedimentação de R1 (IVL30/IVL5 ≥ 0,8 por mais tempo e tendência a regranular a partir do 72º dia) em comparação aos outros reatores.

No trabalho de Sales et al. (2022) (3,5 L de volume útil, 4 h de ciclo, 50% de TTV, 40 min de alimentação, 12 h de luz, iluminação de 140 $\mu mol \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ e inoculado com *Chlorella vulgaris*), também houve predominância de grânulos pequenos (entre 0,2 e 0,6mm). Além disso, o reator em questão apenas granulou no 60º dia, ou seja, cerca de 30 dias depois do R1 deste experimento. Com relação às SPE, o trabalho de Sales et al. (2022) apresentou relação PN/PS em torno de 4, diferença significativa inclusive do R2, que tinha cultura pura de *Scenedemus obliquus*. E quanto às SPE, a quantidade total do trabalho de 2020 foi cerca da metade dos valores encontrados na presente pesquisa.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Todos os reatores do experimento granularam, com R1 se destacando por granular primeiro e manter-se granulado por mais tempo. R2 granulou cerca de 39 dias depois, e o reator com inóculo de lagoa de estabilização foi o último. Em relação aos sólidos voláteis, o reator sem inóculo de microalgas mostrou maior estabilidade, embora com os menores valores. R3 teve a segunda melhor estabilidade e valores médios, enquanto R2 foi o menos estável, mas com os maiores valores de sólidos voláteis.

Para Clorofila a, R1 apresentou os maiores valores e rápido crescimento no 22º dia, seguido pelo reator com *S. obliquus*, que também cresceu rapidamente, mas com valores menores. R3 teve o pior desempenho, com crescimento significativo 11 dias após os outros e valores médios semelhantes ao segundo reator.

Quanto às SPE, R1 apresentou a melhor relação PN/PS, seguido pelo R2 e R3, indicando maior estabilidade e menor porosidade.

Conclui-se que o sistema sem inóculo microalgal direto foi o mais eficiente, com rápida granulação, estabilidade operacional e menores custos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22ed. American Public Health Association, *Water Environment Federation*, Washington, 2012.

DABABAT, S. et al. Characterization of the dewaterability of excess aerobic granular sludge. *Environmental Technology & Innovation*, v. 33, p. 103503, 2024.

DE KREUK, M. K. et al. Aerobic granular sludge: State of the art. Water Science & Technology, 55(8), 75-81, 2007.

GAO, C. et al. Absence of nitrogen and phosphorus in activated sludge: Impacts on flocculation characteristics and the microbial community. Journal of Water Process Engineering, v. 54, 2023.

GUO, G., GUAN, J., SUN, S., LIU, J., & ZHAO, Y. Nutrient and heavy metal removal from piggery wastewater and CH 4 enrichment in biogas based on microalgae cultivation technology under different initial inoculum concentration. Water Environment Research, 92(6), 922–933, 2019.

HOU, Y. et al. Structural characteristics of aerobic granular sludge and factors that influence its stability: A mini review. Water, 13(19), 2726, 2021.

JIANG, Q. et al. Current progress, challenges and perspectives in the microalgal-bacterial aerobic granular sludge process: a review. International Journal of Environmental Research and Public Health 19.21 (2022): 13950.

LI, B. et al. Effect of TiO2nanoparticles on aerobic granulation of algal-bacterial symbiosis system and nutrients removal from synthetic wastewater. Bioresource Technology, v. 187, p. 214–220, 2015.

LIU, L. et al. Characteristics and performance of aerobic algae-bacteria granular consortia in a photo-sequencing batch reactor. J. of Hazardous Materials, v. 349, p. 135–142, 2018.

MARINHO, T. Cultivo de consórcio granular algal-bacteriano em fotobioreatores em bateladas sequenciais visando à remoção de nutrientes e matéria orgânica, 2020.

MENG, Z. et al. Study on the process technology of energy saving and consumption reducing for municipal sludge-based biochar. Renewable Energy, v. 220, 2024. MUJTABA, G., & LEE, K. Treatment of real wastewater using co-culture of immobilized Chlorella vulgaris and suspended activated sludge. Water Research, 120, 174–184, 2017. doi:

ROLLEMBERG, S. et al. Influence of sequencing batch reactor configuration on aerobic granules growth: Engineering and microbial aspects. J. of Cleaner Production, v. 238, 117906, 2019.

SALES, M. et al. Start-up strategies to develop aerobic granular sludge and photogranules in sequential batch reactors, Science of The Total Environment, v. 828,2022.

SCHWARZENBECK, N. et al. Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. Water Sci. and Technology. 2004;49(11-12):41–46.

TANG, C. et al. Effect of aeration rate on performance and stability of algal-bacterial symbiosis system to treat domestic wastewater in sequencing batch reactors. Bioresource Technology, v. 222, p. 156–164, 2016.