



## **AVALIAÇÃO DA ESTABILIDADE DO SISTEMA PHOREDOX A2/O PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA**

Joaquina da Márcia Jaime Muchico<sup>1</sup>

Kaique Melotto Freitas Scalco<sup>2</sup>

Thainara de Souza Antônio<sup>3</sup>

Thaís Caroline da Cruz<sup>4</sup>

Luciene Alves Batista Siniscalchi<sup>5</sup>

Ronaldo Fia<sup>6</sup>

### **Reaproveitamento, reutilização e tratamento de resíduos (sólidos e líquidos)**

#### *Resumo*

A suinocultura é uma atividade de importância social e econômica. Entretanto, pode causar volumes de águas residuárias ricas em matéria orgânica e nutrientes que se não tratadas causam poluição ambiental. Neste contexto, o tratamento desta água residuária é um desafio, tendo em vista que processos químicos tem custo mais elevado; e os sistemas biológicos tradicionalmente utilizados têm reduzida eficiência de remoção. Assim, a pesquisa teve como objetivo avaliar a estabilidade do sistema phoredox A2/O para o tratamento de águas residuárias de suinocultura através do monitoramento de pH, alcalinidade e ácidos voláteis na remoção da matéria orgânica. A água residuária foi proveniente das instalações suínícolas da UFLA. Foram confeccionados três reatores em polietileno de alta densidade (R1 - anaeróbio, R2 - anóxico e R3 - aeróbio) e decantador secundário (DS) em escala de bancada. Foram feitas análises semanais de pH, temperatura, alcalinidade bicarbonato (AB) e ácidos voláteis totais (AVT). As variáveis foram avaliadas quanto à normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk, submetidos ao teste de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade pelo software Jamovi. Os resultados evidenciaram que o R1 permaneceu em equilíbrio devido a relação AI/AP ser menor que 0,3, as eficiências de remoção da matéria orgânica foram 58 e 61% nas fases 1 e 2, o que permite considerar que o sistema phoredox A2/O, aliado a adequação das condições operacionais dos reatores é uma alternativa promissora para o tratamento de águas residuárias de suinocultura.

**Palavras-chave:** Tratamento terciário; Sistema phoredox A2/O; Efluente agroindustrial.

<sup>1</sup>Mestre em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Lavras, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, joaquina.muchico1@estudante.ufla.br.

<sup>2</sup> Mestrando em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Lavras, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, kaique.scalco@estudante.ufla.br.

<sup>3</sup>Mestre em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Lavras, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, thainara.antonio1@estudante.ufla.br.

<sup>4</sup>Mestranda em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Lavras, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, thais.cruz1@estudante.ufla.br.

<sup>5</sup> Profa Dr. do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Lavras, luciene.batista@ufla.br.

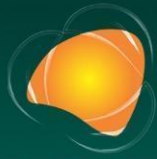
<sup>6</sup> Prof. Dr. do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Lavras, ronaldofia@ufla.br.



## INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma atividade de importância social e econômica. No que diz respeito à produção e exportação da carne suína, o Brasil é tido como um dos maiores produtores do mundo (COSTA; MARVULLI, 2019). De acordo com Rodrigues, *et al.* (2020), no ano de 2021, Brasil registrou uma subida de preço na comercialização da carne bovina, fazendo com que aumentasse a procura da carne suína e ganhando uma parcela significativa na atividade pecuária do País. A produção da carne suína tornou-se uma atividade responsável por problemas ambientais, caracterizada por possuir elevado potencial poluidor, pelas altas concentrações de sólidos suspensos, matéria orgânica, nutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), assim como a presença de metais como cobre e zinco contidos na dieta animal e coliformes (D'AQUINO *et al.* 2019).

O volume de água destinada ao manejo animal, bem como as características físico-químicas e biológicas das águas residuárias da suinocultura (ARS), variam de acordo com como idade, fase reprodutiva, peso dos animais, tipo de dieta alimentar, temperatura, umidade entre outros (MORA-OROZCO *et al.*, 2018). No entanto, o lançamento de águas residuárias brutas ou sem tratamento adequado podem causar alterações na biodiversidade aquática, eutrofização do corpo hídrico, proliferação de doenças, intoxicação de organismos aquáticos (LEITE *et al.* 2021). Ademais, no solo causam salinização, formação de crostas na superfície, redução da capacidade de infiltração de água e maus odores (DE MENDONÇA *et al.*, 2018). Neste sentido, o uso de unidades de tratamento biológico é um dos métodos mais utilizados para tratar efluentes agroindustriais e tem sido visto como alternativas mais econômicas, ambientalmente sustentáveis que possibilitam a remoção de matéria orgânica (ALVES *et al.* 2020). Barnard, Dunlap e Steichen (2017) observaram que no sistema phoredox A2/O a inserção de zona anaeróbica livre de nitrato e nitrito levaria a bom desempenho de remoção de matéria orgânica. Bueno *et al.* (2019), que avaliaram o desempenho de reator em batelada sequencial com biofilme de leito móvel operado pelo processo anaeróbio-anóxico-óxico (A2/O), observaram remoção de 91,1% de DQO permitindo estabelecimento de condições de processos que promovam o equilíbrio da alcalinidade. Pereira, Campos e Moterani (2013) estudaram o consumo e a



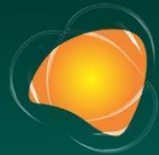
## EXTREMOS CLIMÁTICOS: **IMPACTOS ATUAIS** E RISCOS FUTUROS

geração de ácidos voláteis e alcalinidade ao longo de um sistema de tratamento para ARS, observaram remoção de 85,2% de DQO devido a tendência de equilíbrio da alcalinidade intermediária (AI) e alcalinidade parcial (AP) indicando boas condições de tamponamento. Entretanto, Morais *et al* (2020) afirmaram que o pH, as concentrações de ácidos voláteis totais (AVT) e alcalinidade total (AT) são parâmetros importantes que precisam ser melhor avaliados para otimização e manutenção da capacidade de tamponamento durante os processos biológicos de tratamento. Diante do exposto, a pesquisa teve por objetivo avaliar a estabilidade do sistema phoredox A2/O para o tratamento de águas residuárias de suinocultura (ARS) através do monitoramento de pH, alcalinidade e ácidos voláteis na remoção de matéria orgânica.

## METODOLOGIA

O experimento foi realizado no Laboratório de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Lavras (UFLA) em Lavras, Minas Gerais, Brasil (latitude 21°13'45" S, longitude 44° 58' 31" W) com altitude de 918 m e o clima tropical Cwa (IBGE, 2023). A ARS utilizada foi preparada a partir da diluição das fezes frescas dos animais, que eram raspadas das baias das instalações suinícolas da UFLA e diluídas com água da rede de abastecimento da instituição, armazenada em galões de 25 litros sob temperatura de 4 °C em refrigerador. Antes de alimentação do sistema, a ARS teve os sólidos grosseiros removidos em peneira de tela de arame galvanizado malha 16 (abertura 1,36 mm).

O sistema de tratamento consistiu em três reatores sequenciais e um decantador secundário. O sistema foi baseado no processo de remoção simultânea de nitrogênio e fósforo denominado Phoredox (Von Sperling, 2007). Os três reatores foram confeccionados em polietileno de alta densidade, e em sequência: anaeróbio (R1), anóxico (R2), aeróbio (R3) e o decantador secundário (DS), confeccionado em plástico (politereftalato de etileno) conforme a Figura 1. Os reatores R1 e R2, tiveram como dimensões 0,25 m x 0,25 m x 0,35 m (largura x comprimento x altura) e altura útil de 0,30 m e volume útil de 18 L. O R3 teve diâmetro de 0,40 m e altura total de 0,50 m com altura útil de 0,40 m e volume útil de 49 L. O DS teve as dimensões 0,15 m x 0,15 m x 0,30 m (largura x comprimento x altura) além



do fundo cônico com profundidade de 0,10 m. A altura útil do DS (corpo mais fundo cônico) foi de 0,25 m e o volume útil de 4,0 L.

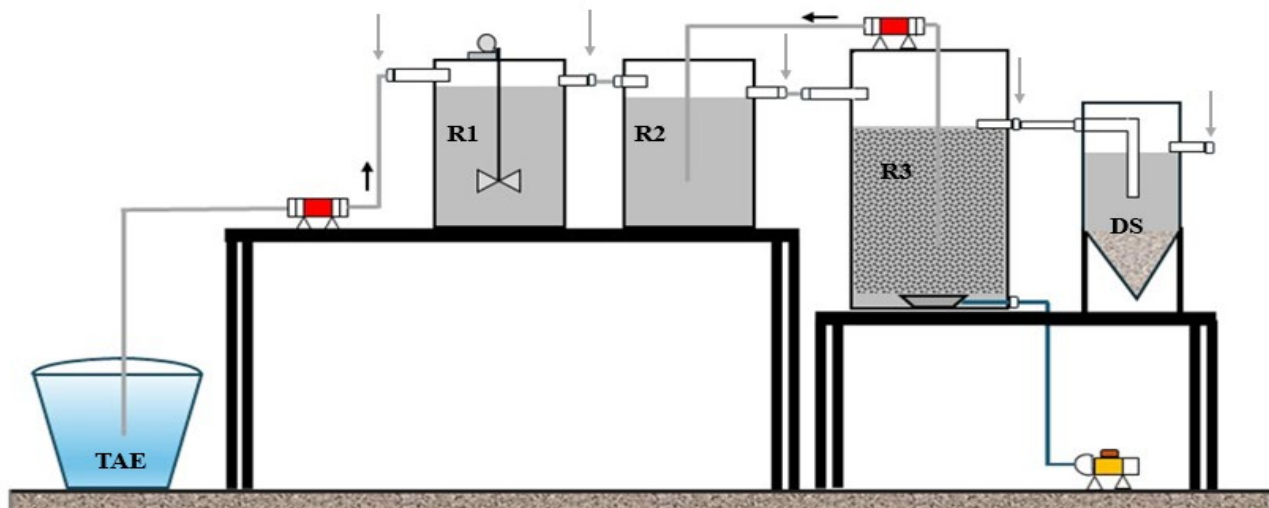


Figura 1: Esquema de sistema phoredox A2/O para remoção de fósforo utilizado no procedimento experimental.

O Tanque de Alimentação e Equalização (TAE), confeccionado em fibra de vidro e com 100L de capacidade, era alimentado com a ARS com vazão de efluente de  $0,049 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$  mantida em todas as fases, de onde era bombeada com bomba dosadora peristáltica para o R1. Em R1, foi instalado um sistema de movimentação do efluente por meio de um micromotor (40 rpm, 3,5w) acoplado a uma haste metálica (que alcançava 0,15 m a partir da superfície do líquido) possuía uma dupla hélice plástica e perfurada (0,20 m de comprimento e 0,05 m de largura), que manteve os sólidos em suspensão (Bueno *et al.*, 2019).

O experimento foi conduzido em duas fases, caracterizadas pela variação da carga orgânica afluyente ao sistema, que tiveram duração de 110 e 45 dias. Antes disso, o sistema foi operado, recebendo ARS por 90 dias, para desenvolvimento da comunidade microbiana nos reatores. Foram aplicadas cargas orgânicas nos reatores R1, R2 e R3 de 1,50, 0,76, e 0,25; e 1,26, 0,60 e 0,23  $\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO nas fases (F1 e F2) e o tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8,8 h, 6 h, 24 h e 2 h em R1, R2, R3 e DS, relação esta citada por Von Sperling (2007).



O sistema de aeração do R3 se deu por meio de compressores de ar, inserida no fundo do reator por meio de quatro tubos plásticos (18 mm de diâmetro) perfurados em uma linha a cada 0,03 m, e com orifícios de 0,005 m, de forma a manter a melhor distribuição do ar. A água residuária em tratamento no R3 foi recirculada para o R2 por meio de uma bomba peristáltica a uma taxa de 24,7 L d<sup>-1</sup>. Os valores médios de oxigênio dissolvido (OD) mantidos em R3 nas fases 1 e 2 foram de 3,53 e 0,73 mg L<sup>-1</sup>, medido com oxímetro portátil.

A partida do sistema ocorreu com a inoculação do R1 e do R2 com aproximadamente 6,0 L de lodo para alcançar a carga orgânica biológica (COB) de 0,1 kg kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> medida como DQO e STV<sup>-1</sup> d<sup>1</sup> (Chernicharo, 2007). O lodo foi proveniente de um reator UASB utilizado no tratamento do esgoto sanitário da UFLA. O R3 foi inoculado com 18 L do lodo, preenchido com ARS e mantido, em batelada, sob aeração com o compressor de ar por 3 dias.

A coleta e análises das variáveis foram feitas em cinco pontos amostrais (afluente, reator anaeróbio - R1, reator anóxico - R2, reator aeróbio - R3 e decantador secundário (DS) ou efluente), com frequência de duas vezes por semana, em que foram analisadas as variáveis: temperatura, potencial hidrogeniônico (pH) e demanda química de oxigênio (DQO) (APHA; WWA; WEF, 2012). No efluente de R1 analisou-se alcalinidade bicarbonato (AB) e ácidos voláteis totais (AVT), conforme Ripley, Boyle e Converse (1986).

As médias das variáveis analisadas para cada reator nas diferentes fases, bem como as eficiências de remoção foram avaliadas quanto à normalidade dos dados pelo teste de Shapiro-Wilk. Comprovada que a distribuição dos dados não seguia a distribuição Normal, aplicou-se o teste de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade pelo qual é possível verificar se existe diferença significativa entre as fases em relação aos pontos de monitoramento. As análises foram realizadas no software Jamovi (2022).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante o monitoramento do experimento foi observado que a média das temperaturas da água residuária apresentou pequena variabilidade entre os interquartis dos box-plot variando entre 26,7 °C e



## EXTREMOS CLIMÁTICOS: **IMPACTOS ATUAIS** E RISCOS FUTUROS

25 °C, para os reatores R1, R2, R3 e DS, sendo que o valor máximo 26,9 °C foi verificado no reator aeróbio (R3) na F2 portanto, sujeito a temperaturas ambientais na qual o experimento foi conduzido (Figura 2 (a)).

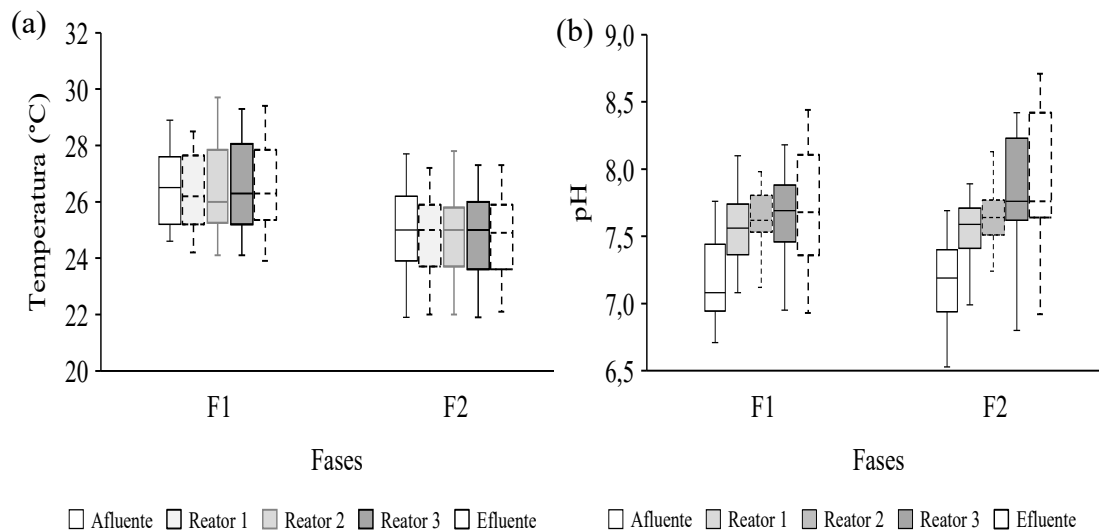


Figura 2: Valores de temperatura (a), pH (b), observados durante o período do monitoramento do sistema.

Os valores observados estão na faixa de variação relatada por Madigan *et al.* (2016), os autores afirmaram que a temperatura ótima para muitos microrganismos procariotes é a mesófila que se encontra entre 25 e 40°C. O controle das temperaturas nos reatores biológicos é crucial, pois influenciam nas taxas de crescimento microbiano e, nas rotas metabólicas, incrementando na estabilização orgânica (KALAT; YÜCEER, 2017). Os autores Zhang *et al.* (2018) observaram redução da estabilização de matéria orgânica de 64% para 55% de DQO após mudar a temperatura do reator UASB de 16 para 10°C, portanto em condições anaeróbias a redução da temperatura leva ao declínio na taxa máxima de crescimento dos microrganismos, consequentemente afeta a eficiência do tratamento e a estabilidade operacional do sistema. No presente trabalho a manutenção da temperatura esteve dentro da faixa adequada o que favoreceu a atividade bacteriana promovendo a remoção da matéria orgânica.

Para o afluente e efluente nas fases 1 e 2 não foi observada diferença estatística ( $p > 0,05$ ) entre



as médias do pH, e as medianas variaram entre 7,0 e 7,8, os máximos valores de pH de afluente e efluente foram de 8,5 e 8,4 ambos na F1 como observado na Figura 2 (b). Os resultados das medianas permaneceram dentro da faixa adequado para manutenção na estabilização biológica da matéria orgânica (METCALF; EDDY, 2016). Além disso, valores médios de pH na faixa de 7,0 e 8,0 entre a fase anaeróbia e aeróbia também podem levar a múltiplos benefícios para a composição da comunidade microbiana, melhorando a capacidade de remoção de matéria orgânica e nutrientes em reatores biológicos (NGUYE *et al.*, 2023). De forma geral, os valores de pH se encontraram dentro da faixa adequada resultando assim, o equilíbrio entre populações de microrganismos e a alcalinidade total no R1 como observado na Figura 3a e 3b.

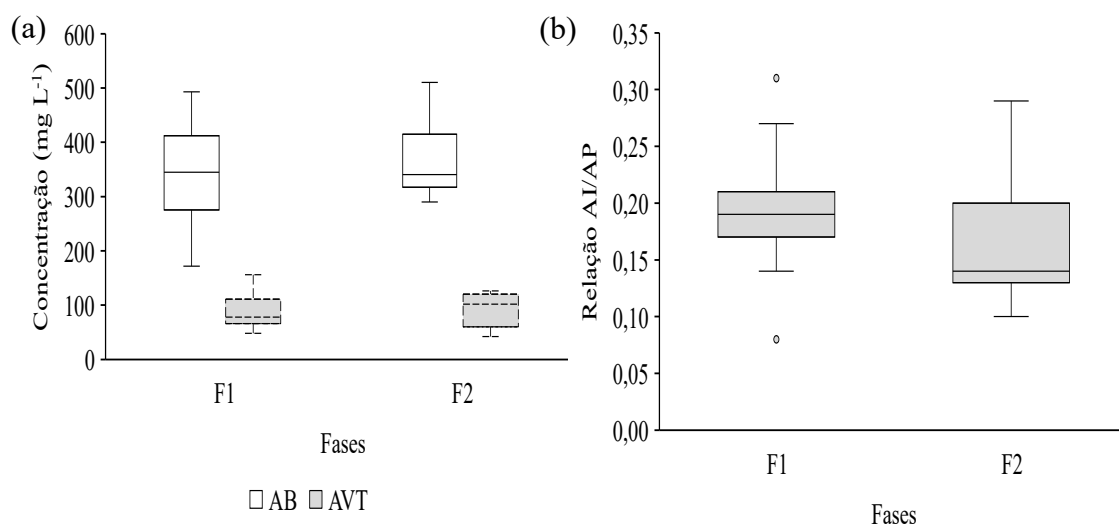
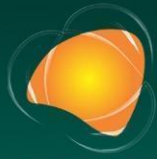


Figura 3: Valores de alcalinidade bicarbonato – AB e ácidos voláteis totais – AVT (a) e da relação AI/AP (b), observados durante o período do monitoramento do sistema.

Na Figura 3 (a) observa-se que houve diminuição nas concentrações das medianas da alcalinidade bicarbonato (AB) de 345 para 341 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>, diferentemente que foi verificado nos valores de AVT em que a mediana das concentrações aumentou de 78 para 102 mg L<sup>-1</sup> de HAc, correspondente a F1 e F2 no box-plot do efluente. No entanto a água residuária em tratamento apresentou valores inferiores de AB, muito abaixo do que foi encontrado por Urbinati e Oliveira (2014), utilizando reator UASB de dois estágios no tratamento de efluentes de suinocultura, operando com



## EXTREMOS CLIMÁTICOS: **IMPACTOS ATUAIS** E RISCOS FUTUROS

carga orgânica volumétrica (COV) aplicada variando de 6,9 a 12,6 e 7,5 a 9,8 g L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO, que registraram valores de AB variando entre 914 e 1.091 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>, provavelmente em função das maiores cargas orgânicas aplicadas.

Apesar da possibilidade de aumento dos AVT nos reatores com o aumento da COV, quando realizada de maneira controlada, o aumento da COV tende a elevar a alcalinidade do sistema, como verificado por Oliveira *et al.* (2024), devido à maior formação de bicarbonato e à contribuição de compostos nitrogenados e espécies alcalinas como sódio e potássio presentes na água residuária (METCALF; EDDY, 2016).

As concentrações médias da AB, AVT e relação AI/AP na F1 (343 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>, 88,3 mg L<sup>-1</sup> de HAc e 0,19) foram semelhantes ( $p > 0,05$ ) aos valores observados na F2 (367,1 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>, 91,1 mg L<sup>-1</sup> de HAc e 0,17), devido, provavelmente, à semelhança entre as cargas orgânicas e condições operacionais aplicadas nessas duas fases.

A relação AI/AP entre as fases (F1 e F2) apresentou médias inferiores a 0,30, conforme sugerido por Ripley, Boyle e Converse (1986) para que o sistema esteja em equilíbrio. Assim, verificou-se a capacidade de tamponamento do reator (MAHAT *et al.*, 2021). Os autores Mazareli *et al.* (2016) observaram no tratamento de água residuária de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais de leito fixo (RAHLF) que ao aumentarem a carga orgânica de 5,2 para 11 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO, houve elevação nos valores da relação AI/AP de 0,21 para 0,36, sendo estes resultados satisfatórios, que indicam o consumo de ácidos voláteis totais e a capacidade de tamponamento do sistema, portanto aplicar orgânica equilibrada evita a produção excessiva de ácidos voláteis totais e garante a estabilidade do sistema como foi observado no presente trabalho. Oliveira *et al.* (2024) utilizaram um reator UASB, que sabidamente apresenta maior eficiência de remoção de matéria orgânica dentre os reatores anaeróbios, e a degradação da carga orgânica proporcionou aumento do AVT. Ao longo do monitoramento, verificou-se tendência de redução dos valores de DQO do afluente do sistema para o efluente (Figura 4), evidenciando em maior ou menor grau da eficiência dos reatores na remoção de DQO.



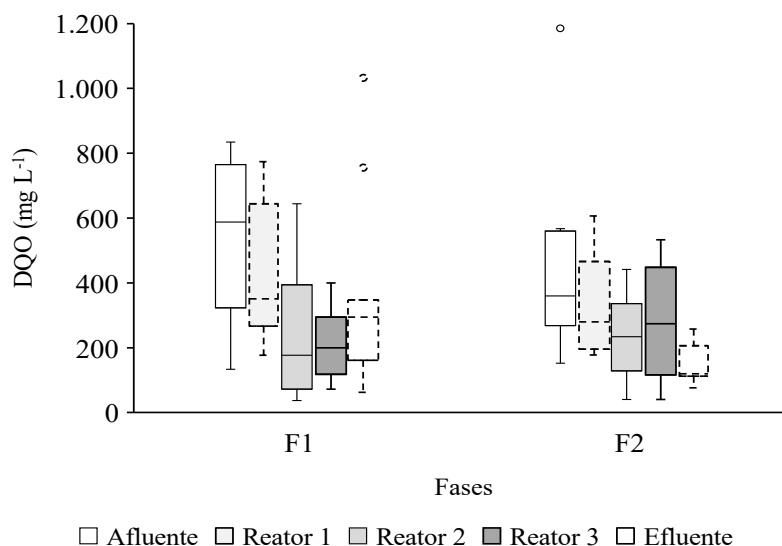


Figura 4: Valores de demanda química de oxigênio observados durante o período do monitoramento do sistema.

Em função das cargas orgânicas aplicadas entre 1,26 e 0,23 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO observou-se estabilização do sistema, e constatou-se redução das concentrações de DQO do afluente para efluente ao final de cada fase, resultando em eficiências globais de remoção de 58 e 61% nas fases 1 e 2. Cai *et al.* (2022) avaliaram o desempenho do reator em batelada sequencial (RBS) e o processo anóxico-oxídico (A/O) no tratamento de efluente de suínos, e verificaram diferença significativa entre os reatores A/O e RBS quando alimentado com concentração média de 350 e 414 mg L<sup>-1</sup> de efluente bruto, para ambos os reatores foram alcançadas eficiências de remoção de 75 e 89% atribuídas à capacidade que microrganismos têm de utilizar diferentes rotas enzimáticas na degradação de substratos em reatores contínuos e descontínuos. Saldarriaga, Hoyos e Correa (2011) alcançaram eficiências satisfatórias de remoção da matéria orgânica em torno de 90% usando processo anaeróbio-anóxico-aeróbio em combinação com o sistema aeróbio-anóxico com concentrações média afluente de 688 e 1128 mg L<sup>-1</sup> DQO.

Apesar dos valores de deficiência inferiores aos observados na literatura quanto à remoção de DQO, na fase 2, o efluente do sistema de tratamento alcançou valores médios de DQO de 148 mg L<sup>-1</sup>,



atendendo ao padrão de lançamento de efluentes em curso d'água no estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2022). Assim, acredita-se que o sistema seja adequado ao tratamento de águas residuárias de suinocultura, necessitando de mais estudos e ajustes nas condições operacionais dos reatores.

## CONCLUSÕES

Os valores de alcalinidade bicarbonato foram menores, o que corrobora com menor produção de AVT, proporcionou a manutenção dos valores de pH, indicando boas condições de tamponamento desenvolvidas em sistemas anaeróbios.

As eficiências de remoção e DQO foram melhores nas F1 e F2 alcançando eficiências superiores a 50%, e proporcionaram, concentrações nos efluentes para atendimento aos padrões de lançamento de efluentes em cursos d'água para o estado de Minas Gerais.

## AGRADECIMENTOS

À Fapemig pelo apoio financeiro, à Capes pela bolsa de estudos e à UFLA pela estrutura para realização da pesquisa.

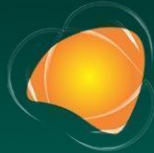
## REFERÊNCIAS

ALVES, O. I. M.; ARAÚJO, J. M.; SILVA, P. M. J.; MAGNUS, B. S.; GAVAZZA, S.; FLORENCIO, L.; KATO, M. T. Formation and stability of aerobic granular sludge in a sequential batch reactor for the simultaneous removal of organic matter and nutrients from low-strength domestic wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 843, p. 1-10, 2022.

APHA. American Public Health Association. AWWA. American Water Works Association, W.E.F. (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, Twentieth. Ed. Washington, USA, 2012.

BARNARD, J. L.; DUNLAP, P.; STEICHEN, M. Rethinking the mechanisms of biological phosphorus removal. **Water Environment Research**, v.89, n.11, p. 2043-2054, 2017.

BUENO, R. F.; CAMPOS, F.; RIVERA, M.M.; LENIS, C.; PIVELI, R.P. Remoção simultânea de material orgânico, nitrogênio e fósforo em um reator em bateladas sequenciais com biofilme de leito móvel operado pelo processo anaeróbio-anóxico-óxico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.24, n.4, p. 747-760, 2019.



## EXTREMOS CLIMÁTICOS: **IMPACTOS ATUAIS** E RISCOS FUTUROS

CAI, Y.; YANG, H.; LIU, J.; ZUO, D.; DENG, L. Sequencing batch reactor (SBR) and anoxic and oxic process (A/O) display opposite performance for pollutant removal in treating digested effluent of swine wastewater with low and high COD/N ratios. **Journal of Cleaner Production**, v. 372, p. 133643, 2022.

COSTA, R. H.; VILAFRANCA, B. M.; VOLTOLINI, C. A.; GUIMARÃES, L. B.; HOFFMANN, H.; VELHO, V. F.; MOHEDANO, R. A. Effectiveness of phosphorus removal in an SBR using co-precipitation with ferric chloride, and its effects on microbial activity. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 36, n. 2, p. 785-795, 2019.

D'AQUINO, C. A.; MELLO, T. C.; JUNIOR, L. C. Efeito da variação da carga orgânica volumétrica natural na produção de biogás a partir de dejetos suíno em diferentes tempos de retenção hidráulica. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.24, n.3, p. 613-617, 2019.

DE MENDONÇA, H.V.; MARTINS, C.E.; ROCHA, W.S.D.; BORGES, C.A.V.; OMETTO, J.P.H.B.; OTENIO, M.H. Biofertilizer replace urea as a source of nitrogen for sugarcane production. **Water Air & Soil Pollution** v. 229, p. 1-7, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Cidades e Estados. 2023. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg/lavras.html>>. Acesso em 20 jul 2023.

JAMOVI, Project. Jamovi (Version 2.3) [Computer Software]. 2022. <https://www.jamovi.org>.

KALAT, D. G.; YÜCEER, A. Anaerobic mesophilic and thermophilic treatability of vegetable oil refining wastewater. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 109, p. 151-157, 2017.

LEITE, P. F. A. F.; VICH, D. V.; CALLADO, N. H. Tratamento de dejetos de suinocultura em reator anaeróbio com pós-tratamento aeróbio/anóxico, **Engenharia Sanitária Ambiental**. v. 26, p. 567-576, 2021.

MADIGAN, M.; MARTINKO, J.; BENDER, K.; BUCKLEY, D.; STAHL, D. **Brock biology of microorganism**, 14th Edition, Artmed, 2016.

MAHAT, S. B.; OMAR, R.; MAN, H. C.; IDRIS, A. I. M.; KAMAL, S. M. M.; IDRIS, A.; SHREESHIVADASAN, C.; JAMALI, N. S.; ABDULLAH, L. C. Performance of dynamic anaerobic membrane bioreactor (DAnMBR) with phase separation in treating high strength food processing wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, p.105245, 2021.

MAZARELI, R. C. S.; DUDA, R. M.; LEITE, V. D.; OLIVEIRA, R. A. Anaerobic codigestion of vegetable waste and swine wastewater in high-rate horizontal reactors with fixed bed. **Waste Management**, v. 5, p. 122-121, 2016.

METCALF, L.; EDDY, H.P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Traduzido por Ivanildo Hespagnol e José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa conjunta COPAM -CERH/MG N° 8, de 21 de novembro de 2022**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem



## EXTREMOS CLIMÁTICOS: **IMPACTOS ATUAIS** E RISCOS FUTUROS

como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário do Executivo – “Minas Gerais” – 02/12/2022.

MORAIS, N. W. S.; COELHO, M. M. H.; SIVA, F. S. S.; PEREIRA, E. L.; SANTOS, A. B. Caracterização físico-química e determinação de coeficientes cinéticos aeróbios de remoção da matéria orgânica de águas residuárias agroindustriais. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.25, n.3, p. 489-500, 2020.

MORA-ORAZCO, C. D. L.; GONZÁLEZ-ACUÑA, I. J.; SAUCEDO-TERÁN, R. A.; FLORES-LÓPEZ, H. E.; RUBIO-ARIAS, H. O.; OCHOA-RIVERO, J. M. Removing Organic Matter and Nutrients from Pig Farm Wastewater with a Constructed Wetland System. *International Journal Research Public Health*, v. 15, p. 1031-1047, 2018.

NGUYEN, P.Y.; MARQUES, R.; WANG, H.; REIS, M.A.M.; CARVALHO, G.; OEHMEN, A. The impact of pH on the anaerobic and aerobic metabolism of *Tetrasphaera*-enriched polyphosphate accumulating organisms. **Water Research X**, v.19, p. 100177, 2023.

OLIVEIRA, J. F.; FIA, R.; MELO, A. F. S. R.; FIA, F. R. L.; RODRIGUES, F. N.; SINISCALCHI, L. A. B.; MATOS, M. P. Organic stabilization and methane production under different organic loading rates in UASB treating swine wastewater. **Biodegradation**, v.35, n.4, p. 389-405, 2024.

PEREIRA, E.L.; CAMPOS, C.M.M.; MOTERANI, F. (2013) Physicochemical study of pH, alkalinity and total acidity in a system composed of Anaerobic Baffled Reactor (ABR) in series with Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor (UASB) in the treatment of pig farming wastewater. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 35, n. 3, p. 477-483.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v.58, n.5, p. 406-411, 1986.

RODRIGUES, L. S.; TORRES, E. P.; RODRIGUES, L. A.; DUTRA, J.C. F.; SAMPAIO, R. R.; SILVA, I. J. Aplicabilidade de sistema reator anaeróbico compartimentado seguida de filtro anaeróbico no tratamento de efluentes de suinocultura de pequeno porte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n.3, p. 451-456, 2020.

SALDARRIAGA, J. C.; HOYOS, D. A.; CORREA, M. A. Evaluación de procesos biológicos unitarios en la remoción simultánea de nutrientes para minimizar la eutrofización. **Escuela de Ingeniería de Antioquia**, v.15, p. 129-140, 2011.

URBINATI, E.; OLIVEIRA, R. A. De. Anaerobic-aerobic treatment of swine wastewater in uasb and batch reactors in series. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 1, p. 124-142, 2014.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007. 461p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 5).

ZHANG, L.; DE VRIZE, J.; HENDRICKX, T. L. G.; WEI, W. TEMMINK, H.; RIJNAARTS, H.; ZEEMAN, G. Anaerobic treatment of raw domestic wastewater in a UASB-digester at 10 °C and microbial Community dynamics. *Chemical Engineering Journal*, v. 334, p. 2088-2097, 2018.