



JOAQUINA DA MÁRCIA JAIME MUCHICO

**REMOÇÃO DE FÓSFORO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS
DA SUINOCULTURA EM SISTEMA PHOREDOX A2/O
SUBMETIDOS A DIFERENTES CARREGAMENTOS
ORGÂNICOS**

LAVRAS – MG

2024

JOAQUINA DA MÁRCIA JAIME MUCHICO

**REMOÇÃO DE FÓSFORO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA SUINOCULTURA EM
SISTEMA PHOREDOX A2/O SUBMETIDOS A DIFERENTES CARREGAMENTOS
ORGÂNICOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, área de concentração em Saneamento e Geotecnia Ambiental, para obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Ronaldo Fia

Orientador

Prof. Dra. Luciene Alves Batista Siniscalchi

Coorientadora

LAVRAS – MG

2024

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Muchico, Joaquina da Márcia Jaime.

Remoção de fósforo de águas residuárias dasuicultura em sistema phoredox A2/O submetidos a diferentes carregamentosorgânicos / Joaquina da Márcia Jaime Muchico. - 2024.

81 p.

Orientador(a): Ronaldo Fia.

Coorientador(a): Luciene Alves Batista Siniscalchi.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2024.

Bibliografia.

1. Tratamento de água residuária. 2. Sistema phoredox A2/O. 3. Remoção de nutrientes. I. Fia, Ronaldo. II. Siniscalchi, Luciene Alves Batista. III. Título.

JOAQUINA DA MÁRCIA JAIME MUCHICO

REMOÇÃO DE FÓSFORO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA SUINOCULTURA EM SISTEMA PHOREDOX A2/O SUBMETIDOS A DIFERENTES CARREGAMENTOS ORGÂNICOS

PHOSPHORUS REMOVAL FROM SWINE WASTEWATER IN AN A2/O PHOREDOX SYSTEM SUBJECTED TO DIFFERENT ORGANIC LOADING RATE

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, área de concentração em Saneamento e Geotecnia Ambiental, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA EM 20 DE AGOSTO DE 2024.

Dr. Ronaldo Fia	UFLA
Dr. Jacineumo Falcão de Oliveira	UFERSA
Dra. Luciene Alves Batista Siniscalchi	UFLA
Dr. Mateus Pimentel de Matos	UFLA

Prof. Dr. Ronaldo Fia
Orientador

Prof. Dra. Luciene Alves Batista Siniscalchi
Coorientadora

LAVRAS – MG
2024

À Deus,
Aos meus pais Fátima e Jaime Muchico
Ao meu esposo Momate E. Ossifo e meus filhos Rayhan Lahem e Ramadane Jaime Ossifo
Aos meus avós paternos Muchico e Elisa Murripa (in memoriam), maternos Nipaco e
Joaquina
A minha sogra Rosa F. Luís (in memoriam)

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por estar sempre me guiando em todos os meus passos, me dando força e proteção para nunca desistir dos meus sonhos.

À minha família, base de tudo, especialmente aos meus pais, Segundo Jaime e Fátima Jaime, que sempre estiveram ao meu lado, me apoiando e me incentivando a lutar pelos meus sonhos. Vocês são minha vida e eu serei eternamente grata pelo esforço que fizeram por mim!

Ao meu esposo, obrigada por estar sempre ao meu lado em cada momento difícil, por me levantar quando eu caía e por celebrar comigo cada pequena vitória. Seu amor e suporte me deram a força necessária para continuar, mesmo quando os desafios pareciam insuperáveis

Aos meus filhos, Ramadane e Rayhan, por serem os melhores filhos que Deus poderia ter me dado, sempre me motivando e me apoiando em todos os meus sonhos.

Aos meus irmãos, sou eternamente grata pelo vosso apoio, foi fundamental para o meu e eu nunca vou esquecer tudo o que fazem por mim.

Aos membros da banca de Qualificação, professores Jacineumo Falcão de Oliveira e Luciene Alves Batista Siniscalchi, por contribuírem para a melhoria do trabalho.

Aos meus amigos e colegas PPGEAMB, Kaique, Thainara, Thaís, Bruna, Lúcia, Delénia e Marcos Antônio pelos momentos compartilhados.

Ao Departamento de Engenharia e ao Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias, pelo apoio e oportunidade em realizar este trabalho.

Ao Daniel, funcionário das instalações suinícolas da UFLA, que pela sua ajuda foi possível coletar os dejetos para alimentar o sistema de tratamento.

A Professora Luciene pelo auxílio das análises microbiológicas e pela contribuição para a realização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Ronaldo, pela paciência, atenção, confiança e conhecimentos transmitidos a mim. Muito obrigado por todo o auxílio e dedicação, mesmo estando ocupado procurava tempo para responder as minhas preocupações e ajudar em qualquer situação!

Às técnicas do laboratório Juliana e Lorena que me ajudaram com a minha pesquisa, pela paciência e ensinamentos dados, pelo grande apoio.

À UFLA, especialmente ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, pela oportunidade de crescimento profissional. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro através da concessão da bolsa de pesquisa.

Muito obrigada!

RESUMO

A suinocultura é uma atividade de importância social e econômica. Entretanto, pode gerar volumes de águas residuárias ricas em matéria orgânica e nutrientes que se não tratados causam poluição ambiental. Neste contexto, a remoção de fósforo (P) é um desafio, tendo em vista que processos químicos tem custo mais elevado; e os sistemas biológicos tradicionalmente utilizados têm reduzida eficiência de remoção, ou demandam por um controle que na maioria das vezes não é aplicado. Assim, torna-se importante estabelecer parâmetros e critérios para a remoção de P em reatores biológicos nos quais também é removida a matéria orgânica. A pesquisa teve como objetivo avaliar a aplicação de diferentes cargas orgânicas nas configurações operacionais do tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistema phoredox (A2/O) com vista a aumentar a eficiência da remoção de P. A água residuária foi proveniente das instalações suínicas da UFLA. Os reatores anaeróbio - R1, anóxico - R2 tiveram altura volume útil de 0,30 m e 18 L, o reator aeróbio - R3 com altura e volume útil de 0,40 m e 49 L e o decantador secundário - DS teve altura e volume útil de 0,25 m e 4,0 L. A alimentação do sistema ($0,049 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) e a recirculação do efluente de R3 para R2 ($0,025 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) foi realizada por bombas peristáltica, o que resultou em tempo de detenção hidráulica de 8,8 h (R1), 6,0 h (R2), 24,0 h (R3) e 2,0 h (DS). Foram aplicadas nove cargas orgânicas (4,21, 2,85 e 1,59; 1,50, 0,76, e 0,25; 1,26, 0,60 e 0,23 $\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO) referente aos reatores R1, R2 e R3 correspondente a três fase (F1 - 90 dias, F2 - 110 dias e F3 - 45 dias). As condições experimentais foram modificadas com base na DQO presente na ARS bruta. A taxa média de aeração fornecida no R3 foi de 0,7 a 3,5 mg L^{-1} em cada fase operacional. A caracterização do afluente e efluente de cada reator foi feita em análises semanais de pH, OD, DQO, ST, SV, AB, AVT e PT, P-PO_4^{3-} . 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 e correlação de Spearman. Foram obtidos pH médios de 7,7 e 7,9 do efluente nas F2 e F3, corroborou com as melhores condições de estabilidade que ocorreram com a AI/AP entre 0,19 e 0,17, observou-se geração de alcalinidade bicarbonato e consumo de ácidos voláteis totais durante as fases F2 e F3 indicaram estabilização satisfatória do reator anaeróbio, em que as eficiências médias de remoção da DQO pelo sistema variaram de 58 a 61%. Verificou-se que as eficiências de remoção de PT e P-PO_4^{3-} foram de 88 e 57% na fase 1 ($p < 0,05$), quando foram aplicadas cargas orgânicas de 4,21, 2,85 e 1,59 $\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO, e OD médio de 2,8 mg L^{-1} em R3. Nestas condições, as eficiências foram proporcionadas principalmente pelo reator anóxico e pela sedimentação de sólidos. A correlação de Spearman indicou correlação positiva e forte nos reatores anóxico e aeróbio com valores de 0,78 e 0,80 entre PT e OD. Além disso, na F3 a concentração da DQO do efluente atendeu ao padrão de lançamento em curso d'água estabelecido pelo Estado de Minas Gerais. Constatou-se que sistema phoredox A2/O, aliado a adequação das condições operacionais dos reatores é uma alternativa promissora para remoção de matéria orgânica e P em águas residuárias de suinocultura.

Palavras-chave: Tratamento de água residuária; Efluente agroindustrial; Tratamento terciário; Sistema phoredox A2/O; Remoção de nutrientes.

ABSTRACT

Pig farming is an activity of social and economic importance. However, it can cause volumes of wastewater rich in organic matter and nutrients which, if left untreated, cause environmental pollution. In this context, the removal of phosphorus (P) is a challenge, given that chemical processes are more costly; and the biological systems traditionally used have low removal efficiency, or require a control that is often not applied. It is therefore important to establish parameters and criteria for P removal in biological reactors in which organic matter is also removed. The aim of this research was to evaluate different organic loadings in the operational configurations of pig farm wastewater treatment in a phoredox system (A2/O) with a view to increasing phosphorus removal efficiency. The wastewater came from UFLA's pig facilities. The anaerobic reactor - R1, anoxic reactor - R2 had a height and useful volume of 0.30 m and 18 L, the aerobic reactor - R3 had a height and useful volume of 0.40 m and 49 L and the secondary decanter - DS had a height and useful volume of 0.25 m and 4.0 L. The system was fed ($0.049 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) and the effluent was recirculated to R2 ($0.025 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) using peristaltic pumps, resulting in hydraulic detention times of 8.8 h (R1), 6.0 h (R2), 24.0 h (R3) and 2.0 h (DS). Nine organic loads were applied (4.21, 2.85 and 1.59; 1.50, 0.76, and 0.25; 1.26, 0.60 and 0.23 $\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ COD) for reactors R1, R2 and R3 corresponding to three phases (F1 - 90 days, F2 - 110 days and F3 - 45 days), the conditions were modified based on the COD present in the raw ARS. The average aeration rate provided was between 0.7 and 3.5 mg L^{-1} in each operational phase. The characterization of the effluent and effluent of each reactor was carried out by weekly analyses of pH, COD, ST, SV, AB, AVT and PT, P-PO_4^{3-} . The variables were assessed for normality using the Shapiro-Wilk test, submitted to the Kruskal-Wallis test at 5% probability using the Jamovi software and Sperman's correlation. Average effluent pHs of 7.7 and 7.9 were obtained in F2 and F3, corroborating the best stability conditions that occurred with AI/AP between 0.19 and 0.17, generation of bicarbonate alkalinity and consumption of total volatile acids during the F2 and F3 phases indicated satisfactory stabilization of the anaerobic reactor, thus the COD removal efficiencies were 58 and 61%. The removal efficiencies of PT and P-PO_4^{3-} were 88 and 57% in phase 1 ($p < 0.05$), when organic loads were applied (4.21, 2.85 and 1.59 $\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ COD) operated with an average DO of 2.8 mg L^{-1} in R3, under these conditions the efficiencies were mainly provided by the anoxic reactor and the sedimentation of solids. Sperman's correlation indicated a strong positive correlation between PT and COD in the anoxic and aerobic reactors, with values of 0.78 and 0.80. In addition, in F3 the COD concentration of the effluent met the standard for discharge into a watercourse established by the State of Minas Gerais. It was found that the A2/O phoredox system, combined with the appropriate operating conditions for the reactors, is a promising alternative for removing organic matter and phosphorus from pig farm wastewater.

Keywords: Phosphorus removal, Wastewater treatment processes, A2/O phoredox system, Agro-industrial effluent, Tertiary treatment.

INDICADORES DE IMPACTO

A pesquisa sobre a remoção de fósforo em águas residuárias de suinocultura utilizando reatores biológicos sequenciais apresenta impactos significativos em diversos aspectos ambientais, sociais e econômicos. Esses impactos podem ser medidos através de indicadores que evidenciam a melhoria da qualidade da água, a inovação tecnológica no tratamento de efluentes e o desenvolvimento de infraestrutura sustentável. A adoção de reatores biológicos sequenciais permitiu uma elevada eficiência na remoção de fósforo total (PT), mostrando uma redução significativa da carga poluidora das águas residuárias antes de seu lançamento nos corpos hídricos, contribuindo para a preservação da qualidade da água. Ao reduzir a necessidade de processos químicos e melhorar a eficiência do tratamento biológico, os custos operacionais foram significativamente reduzidos. Indicadores econômicos mostram que os produtores podem adotar essa tecnologia de maneira viável, economizando recursos e aumentando a sustentabilidade financeira das operações suinícolas. A melhoria da qualidade do efluente tratado também tem impactos sociais positivos, reduzindo os riscos à saúde pública e melhorando a qualidade de vida das comunidades próximas às instalações suinícolas. A redução de odores e a preservação dos recursos hídricos contribuem para um ambiente mais saudável e sustentável. Em relação à Política Nacional de Extensão, o estudo enquadra-se nas áreas de Educação, Meio Ambiente, Tecnologia e Inovação, integrando conhecimento acadêmico e contribuindo para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 6 (Água Potável e Saneamento), 9 (Indústria, Inovação e Infraestrutura) e 15 (Vida Terrestre).

IMPACT INDICATORS

Research into the removal of phosphorus from pig wastewater using sequential biological reactors has significant impacts on various environmental, social and economic aspects. These impacts can be measured through indicators that show improved water quality, technological innovation in wastewater treatment and the development of sustainable infrastructure. The adoption of sequential biological reactors has led to high efficiency in the removal of total phosphorus (TP), showing a significant reduction in the pollution load of wastewater before it is discharged into water bodies, contributing to the preservation of water quality. By reducing the need for chemical processes and improving the efficiency of biological treatment, operating costs were significantly reduced. Economic indicators show that producers can adopt this technology in a viable way, saving resources and increasing the financial sustainability of pig operations. Improving the quality of the treated effluent also has positive social impacts, reducing risks to public health and improving the quality of life of communities near pig facilities. The reduction of odors and the preservation of water resources contribute to a healthier and more sustainable environment. In relation to the National Extension Policy, the study falls within the areas of Education, Environment, Technology and Innovation, integrating academic knowledge and contributing to Sustainable Development Goals (SDGs) 6 (Drinking Water and Sanitation), 9 (Industry, Innovation and Infrastructure) and 15 (Terrestrial Life).

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Esquema representativo do ciclo biogeoquímico do fósforo	19
Figura 2.2 – Esquema dos modelos metabólicos de remoção de fósforo por diferentes microrganismos	25
Figura 3.1 – Esquema de reator sequencial para remoção biológica de fósforo (anaeróbio-anóxico-aeróbio) utilizado na presente pesquisa.....	39
Figura 4.1 – Valores de temperatura (a), pH (b), observados durante o período do monitoramento do sistema	43
Figura 4.2 – Valores de alcalinidade bicarbonato – AB e ácidos voláteis totais – AVT e da relação AI/AP (b), observados durante o período do monitoramento do sistema	47
Figura 4.3 – Valores de demanda bioquímica de oxigênio – DQO (a), oxigênio dissolvido – OD (b) e nitrogênio total Kjeldahl – NTK (c), observados durante o período do monitoramento do sistema	50
Figura 4.4 – Valores de sólidos totais – ST (a), sólidos totais voláteis – STV (b) observados durante o período do monitoramento do sistema	51
Figura 4.5 – Valores médios das concentrações médias de fósforo – PT (a) e fosfato – P-PO ₄ ³⁻ (b) observados durante o período do monitoramento do sistema.....	59
Figura 4.6 – Valores da correlação de Spearman para o reator anóxico – R2 (a) e reator aeróbio – R3 (b) na segunda fase (F2) de monitoramento do sistema de tratamento.....	6.1
Figura 4.7 – Valores de sólidos totais – ST e sólidos totais voláteis – STV obtidos no lodo dos reatores anaeróbio (R1), anóxico (R2) e aerado (R3) e no decantador secundário (DS) ao final de cada uma das três fases de monitoramento (F1, F2 e F3) do sistema de tratamento	6.2

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Composição de dejetos gerados a partir de uma instalação de criação de suínos composta por 1.000 animais.....	20
Tabela 2.2 – Produção diária de dejetos nas diferentes fases de produção..	20
Tabela 2.3 – Características físicas e químicas da água residuária de suinocultura obtidas em diversos estudos realizados	21
Tabela 2.4 –Variedade de microrganismos envolvidos na remoção biológica de nutrientes...	30
Tabela 3.1 – Conjunto de variáveis analisadas na água residuária de suinocultura utilizada na presente pesquisa, e seus métodos de análise.....	38
Tabela 3.2 – Principais características operacionais dos reatores utilizados na presente pesquisa	41
Tabela 4.1 – Valores médios e desvio padrão das variáveis avaliadas durante o monitoramento das unidades de tratamento	45
Tabela 4.2 – Valores médios e desvio padrão das variáveis avaliadas durante o monitoramento do reator anaeróbio.....	48
Tabela 4.3 – Valores médios e desvio padrão das eficiências de remoção das diferentes variáveis durante o monitoramento das unidades de tratamento.....	52

LISTA DE ABREVIATURAS E SIMBOLOS

A ₂ /O	Anaeróbio-Anóxico-Aeróbio
AB	Alcalinidade Bicarbonato
ARS	Água Residuária de Suinocultura
AVT	Ácidos Voláteis Totais
Ca ²⁺	Calcio
CE	Condutividade Elétrica
CO	Carga Orgânica
COB	Carga Orgânica Biológica
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPBR	Remoção Biológica de Fósforo Aprimorada
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
Fe ³⁺	Ferro
GAOs	Organismos Acumuladores de Glicogênio
K	Potássio
N	Nitrogênio
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
PAOs	Organismos Acumuladores de Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
P-PO ₄ ³⁻	Fosfato
PT	Fósforo Total
RBS	Reator Batelada Sequencial
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
SVT	Sólidos Voláteis Totais
TAE	Tanque de Alimentação e Equalização
TDH	Tempo de Retenção Hidráulico
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
VFA	Ácidos Graxos Voláteis

LISTA DE SIGLAS

APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
DGGE	Eletroforese em Gel de Gradiente Desnaturante
DNA	Ácido desoxirribonucleico
FISH	Hibridização <i>in situ</i> Fluorescente
PHA	poli-hidroxicanoatos
PHB	Poli-hidroxibutirato
UFLA	Universidade Federal de Lavras
WEF	Water Environment Federation
WHO	World Health Organization

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	Objetivos	17
1.1.1	Objetivo geral	17
1.1.2	Objetivos específicos	17
2	REFERENCIAL TEÓRICO	18
2.1	Ciclo biogeoquímico do fósforo	18
2.2	Características das águas residuárias de suinocultura	19
2.3	Impactos ambientais causados pela disposição inadequada da água residuária de suinocultura	22
2.4	Remoção biológica de fósforo	23
2.5	Avaliação molecular das comunidades microbianas	27
2.6	Fatores que influenciam na remoção do fósforo	31
2.7	Reatores utilizados para remoção biológica de fósforo	34
3	MATERIAL E MÉTODOS	37
3.1	Local de desenvolvimento da pesquisa	37
3.2	Água residuária da suinocultura (ARS)	37
3.3	Descrição do sistema de tratamento	38
3.4	Descrição das estratégias operacionais	40
3.5	Monitoramento do sistema	41
3.6	Análise dos dados	42
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
4.1	Valores de temperatura, pH e estabilidade do reator anaeróbio	43
4.2	Remoção de matéria orgânica, sólidos e nitrogênio	49
4.3	Remoção de fosforo e fosfato em diferentes condições operacionais	58
5	CONCLUSÕES	64
	REFERÊNCIAS	65

1 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 a Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2024), dados de 2022 evidenciam que o país está no ranking do quarto lugar no mundo com 4.250 milhões de toneladas de produção.

Em 2021 no Brasil foi registrada subida de preço da comercialização da carne bovina, fazendo com que aumentasse a procura da carne suína e ganhando uma parcela significativa na atividade pecuária do País (Rodrigues, *et al.*, 2020).

Entretanto, a suinocultura é uma tornou-se uma atividade responsável por problemas ambientais em razão da produção excessiva de dejetos e dos grandes volumes de água destinados ao manejo animal, principalmente nas instalações com alta densidade populacional de suínos. A água residuária oriunda dessas atividades possui elevado potencial poluidor e é caracterizada pelas maiores concentrações de sólidos suspensos, matéria orgânica na forma de demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (P), potássio (K) assim como a presença de metais como cobre e zinco contidos na dieta animal e coliformes (Meng; D'Aquino *et al.*, 2019).

Nesse sentido, o lançamento de águas residuárias brutas ou sem tratamento adequado podem causar alterações na biodiversidade aquática, depleção de oxigênio dissolvido, eutrofização do corpo hídrico, proliferação de doenças, intoxicação de peixes e outros organismos aquáticos (Leite; Vich; Callado, 2021). Poikane *et al.* (2022) evidenciaram que o aumento da concentração de P dá origem a eutrofização de rios e lagos, e faz com que as cianobactérias se proliferem de forma acelerada impactando negativamente nos diferentes usos deste recurso, seja para consumo ou recreação ou para a própria sobrevivência de comunidades aquáticas.

Essa condição torna-se mais agravante em função da fonte de P, não ser renovável, mais do que isso ser indispensável para a presença e manutenção de todas as formas de vida na Terra, sendo desconhecido algum ser vivo que não o utilize em algum processo (Horta, 2015). Alguns trabalhos têm evidenciado que as fontes de P poderão ser exploradas por um tempo limitado, o que traz preocupação para o setor produtivo (Yu *et al.*, 2022). Malila, Lehtoranta e Viskari (2019) trazem abordagens relativas à diminuição das reservas de P globalmente e a necessidade de buscar fontes alternativas que visem a recuperação deste recurso face à produção de alimentos.

Assim, utilizar e otimizar sistemas de tratamento de águas residuárias de suinocultura com vistas ao aproveitamento dos recursos torna-se relevante. Destaca-se que unidades biológicas de tratamento têm sido utilizadas com propósito principal de remoção simultânea da matéria orgânica, de forma a proporcionar a manutenção da qualidade dos ambientes aquáticos (Morais *et al.*, 2020; Das Neves *et al.*, 2019).

Além disso, Chernicharo (2007), confirma que utilizando os sistemas de tratamento combinados (anaeróbio e aeróbio) reduz a matéria orgânica, e têm efeitos significativos na remoção de nutrientes, com baixo custo de implementação gerando menor quantidade de lodo biológico e baixa potência de aeração quando comparado aos sistemas aeróbios convencionais. Neste contexto, sob condições anaeróbias e aeróbias é estimulado o crescimento de bactérias heterotróficas, organismos acumuladores de P (PAOs) que liberam energia degradando polifosfato e absorvendo fontes de carbono para sintetizar poli-hidroxicarboxilatos (PHAs) resultando na diminuição da concentração de fósforo no efluente (Brown; Ikuma; Ong, 2022). Ademais os autores Barnard, Dunlap e Steichen (2017) utilizaram sistema phoredox (A2/O) adicionando uma zona anaeróbica livre de nitrato e nitrito, ainda sim os autores alcançaram elevadas eficiências de remoção de fósforo, otimizando as condições anaeróbio-anóxico-óxico que favoreçam o crescimento dos PAOs.

Estudos similares foram desenvolvidos por Bueno *et al.* (2019), que investigaram o desempenho de reator em batelada sequencial com biofilme de leito móvel operado pelo processo anaeróbio-anóxico-óxico (A2/O), permitindo estabelecimento de condições de processos que promovam a remoção simultânea de material orgânico, N e P de esgoto sanitário; por outro lado os autores evidenciaram que elevadas eficiências foram alcançadas ao operar em baixas concentrações de oxigênio dissolvido.

Torna-se, portanto, necessário o desenvolvimento de estudos que priorizem a investigação de parâmetros de remoção de nutrientes em sistemas biológicos tradicionalmente utilizados no tratamento de águas residuárias potencialmente poluidoras como as da suinocultura.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar a aplicação de diferentes cargas orgânicas nas configurações operacionais do tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistema phoredox (A2/O) com vista a aumentar a eficiência da remoção de fósforo.

1.1.2 Objetivos específicos

- Identificar e avaliar as variáveis qualitativas da água residuária da suinocultura;
- Avaliar a influência das concentrações de oxigênio dissolvido nos reatores anóxico, aeróbio e no decantador secundário sobre a eficiência da remoção de fósforo;
- Estabelecer parâmetros que possam contribuir nas melhores eficiências de remoção de fósforo em sistema phoredox (A2/O).

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Ciclo biogeoquímico do fósforo

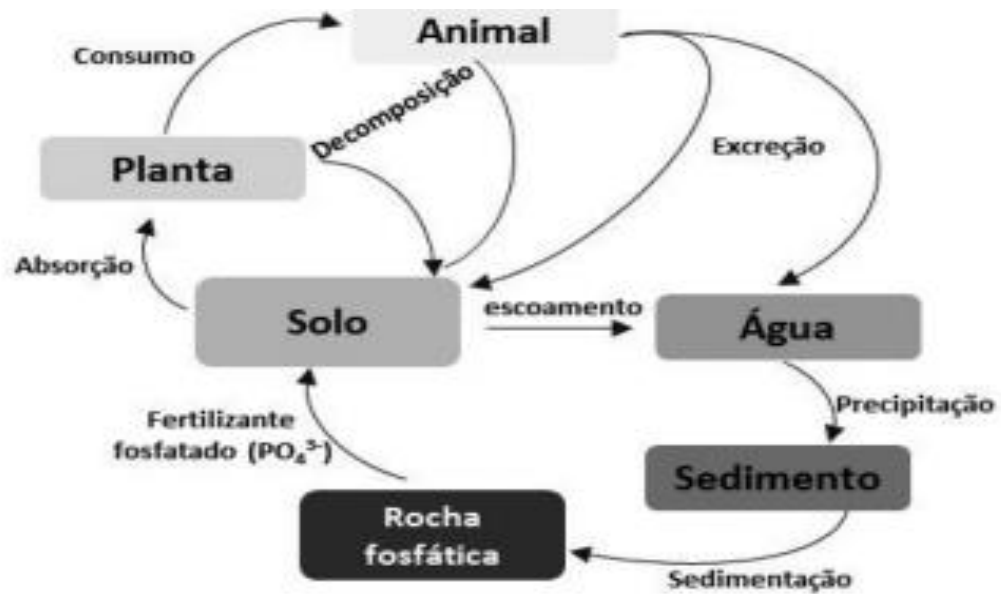
O P tem função essencial para vários organismos vivos, especialmente as plantas e animais. Está presente em componentes estruturais das células como ácidos nucleicos e energia química para o metabolismo na forma de Adenosina Trifosfato, ATP (Butusov; Jernelov, 2013). Além disso, possui alto valor econômico no ramo industrial e agrícola por ser essencial para o crescimento de plantas, que o absorvem na forma de ortofosfato solúvel (Moreira; Siqueira, 2006).

É obtido principalmente em fontes não renováveis, como as rochas fosfáticas cuja escassez em futuro próximo é citada na literatura (Yu *et al.*, 2022). Entretanto, é distribuído no ambiente em razão da contaminação por atividades agrícolas, industriais intensivas e lançamentos de efluentes sem tratamento adequado, levando a sérios problemas ambientais e de saúde pública (Martin-Hernandez; Martín; Ruíz-Mercacado, 2021).

Em águas residuárias, o P ocorre quase que somente como fosfato, cujas principais formas são ortofosfatos (PO_4^{-3}), polifosfato ($\text{P}_2\text{O}_7^{-4}$) e fosfato orgânico. Encontra-se em maior concentração na forma de ortofosfato solúvel e não possuiu uma forma gasosa variável que possa ser eliminada do meio líquido tendo sua concentração variando de acordo com o pH (Fernandes, 2008; Fu; Zhang, 2020).

O P é liberado pelas rochas fosfatadas por intemperismo, erosão natural e pela ação antrópica. Uma vez liberado no ecossistema, o P pode ser assimilado pelas plantas, alcançar os corpos aquáticos por infiltração e lixiviação pelas águas das chuvas e, posteriormente, por compor os sedimentos profundos (formação de novas rochas fosfatadas), sendo outra parte assimilada pelos organismos aquáticos, principalmente os produtores primários, sob a forma de fósforo inorgânico dissolvido, incorporado assim na parte viva do ecossistema (fósforo orgânico). O ciclo do fósforo (Figura 2.1) é majoritariamente no sentido solo-água (Davis; Masten, 2004).

Figura 2.1 – Esquema representativo do ciclo biogeoquímico do fósforo.



Fonte: Pantano *et al.* (2016).

A maior parte dos íons fosfatos solubilizados naturalmente voltam a ser imobilizados em formas inorgânicas pouco solúveis pela combinação com cátions metálicos como cálcio (Ca^{2+}), ferro (Fe^{3+}) e alumínio (Al^{3+}), conseqüentemente uma parcela mínima do P presente no solo está disponível para organismos vegetais, o que coloca este elemento como limitante de seu crescimento se não for fornecido pelo solo ou por sedimentos (sobretudo em ambientes tropicais) quantidades adequadas de fertilizantes (Tian *et al.*, 2021; Elhaisouf *et al.*, 2022).

2.2 Características das águas residuárias de suinocultura

Wu *et al.* (2020) relatam que o setor de produção de suínos trouxe novas tecnologias e aumento do número de suínos por criatório, tal fato gera maior concentração de dejetos com altas concentrações de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, zinco, cobre e outros elementos químicos. No entanto, Blanes-Vidal *et al.* (2009) afirmam que os dejetos de suíno são compostos por fezes (45 %), urina (55 %), portanto a Tabela 2.1 apresenta a composição do esterco de suínos.

Tabela 2.1 – Composição de dejetos gerados a partir de uma instalação de criação de suínos composta por 1.000 animais.

Variável	Dejeto	Urina
Peso (ton)	2,2	5,2
ST (dag kg ⁻¹)	26,40	2,19
SVT (dag kg ⁻¹)	76	48
NT (dag kg ⁻¹)	8,16	3,22
N-NH ₄ ⁺ (dag kg ⁻¹)	5,71	2,25
PT (dag kg ⁻¹)	4,08	0,32

ST: Sólidos Totais; SVT: Sólidos Voláteis Totais; NT: Nitrogênio Total; N-NH₄⁺: Amônio, PT: Fósforo Total.

Fonte: Wang *et al.* (2022).

Nagarajan *et al.* (2019) afirmaram que os diferentes tipos de instalações de criação de suínos, o tipo de alimentação, manejo e higienização das baias, água de bebedouro, e outros resíduos podem ser considerados como fatores determinantes das características e do volume total dos dejetos produzidos (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 – Produção diária de dejetos nas diferentes fases de produção.

Fases de produção	Número de animais	Quantidade de esterco (kg dia ⁻¹)
Matrizes	80	288
Matrizes em lactação	80	512
Machos	8	24
Leitões	1129	395,15

Fonte: Sena, Papa e Sobral (2022).

Na Tabela 2.3 estão apresentadas as características físicas e químicas de dejetos brutos de suínos, obtidos através de valores observados na literatura.

Tabela 2.2.2 – Características físicas e químicas da água residuária de suinocultura obtidas em diversos estudos realizados.

Referências	pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	DBO	DQO	N	P	ST	SST	O&G
Matos e Matos (2017)	5,6-8,6	0,6-9,1	1,5-29,4	3-136	0,9-8,6	0,03-2,5	0,84-13240	9,4-123	0,13-9,8
Machado <i>et al.</i> (2019)	6,8	-	0,98	1,95	-	-		-	-
Casalechi <i>et al.</i> (2021)	7,21	2,91	26,09	42,6	0,69	0,72	24,18	12,1	-
Oliveira <i>et al.</i> (2020)	6,4	10,33	5,81	14,75	0,58	0,4	8,9	3,6	-
Osabutey <i>et al.</i> (2023)	7,4	-	-	84,42	6,43	1,03	-	73,95	-

pH: Potencial hidrogeniônico; CE: Condutividade Elétrica; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio; N: Nitrogênio; P: Fósforo; ST: Sólidos Totais; SST: Sólidos Suspensos Totais; O&G: Óleos e Graxas.

Fonte: Da Autora (2024).

2.3 Impactos ambientais causados pela disposição inadequada da água residuária de suinocultura

Quando lançados de forma inadequada na água, águas residuárias de suinocultura podem causar alterações na biodiversidade aquática, levando à depleção de oxigênio, eutrofização do corpo hídrico, redução da biodiversidade, proliferação de doenças, lixiviação e percolação de íons (Leite; Vich; Callado, 2021). Além disso, De Mendonça *et al.* (2018) destacam que os resíduos pecuários, quando despejados no solo de forma descontrolada, podem causar efeitos negativos, como salinização, formação de crostas na superfície, redução da capacidade de infiltração de água e maus odores.

A eutrofização dos corpos hídricos é um dos principais problemas associados à elevada quantidade de N e P, resultando na proliferação acentuada de algas associadas à produção de toxinas nos ecossistemas aquáticos, bem como a redução do oxigênio dissolvido em função do aumento e posterior degradação da biomassa, com consequente morte dos organismos aeróbios e da flora daquele habitat (Ren *et al.*, 2017; Chu; Shi; Zhang, 2020).

Uma avaliação ecológica da toxicidade e do risco à saúde ambiental de água residuária de suinocultura, digerida anaerobiamente, indicou que a água residuária é altamente tóxico para várias formas de vida aquática, como algas, crustáceos e macrófitas aquáticas, e o amônio é o principal fator de toxicidade ao lado de metais pesados, DQO e cor (Tigini *et al.*, 2016). Os autores concluíram que a redução do teor de carbono (que corresponde à redução de DBO e DQO), N (íon amônio em particular), P e outros poluentes xenotóxicos como esteroides e antibióticos são extremamente essenciais antes da liberação ambiental ou reutilização para irrigação.

A Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 8 de 2022, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2022). No que diz respeito aos padrões de lançamento de P, essa normativa estabelece que o órgão ambiental competente poderá definir padrões específicos para o nutriente no caso de lançamento de efluentes em corpos receptores. Ressalta-se que embora a resolução não apresente padrões para o lançamento de P é importante enfatizar a busca por novas alternativas de tratamento que resultem em maior remoção do elemento químico para minimizar os impactos negativos que o excesso deste nutriente trará ao corpo receptor.

Oliveira *et al.* (2020) concluíram que somente o tratamento anaeróbio da água residuária de suinocultura em reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB)

não foi suficiente para reduzir o risco ecológico em relação à presença de poluentes emergentes. A redução do risco somente foi observada com a inserção das unidades de tratamento biofiltro aerado e de sistema alagado construído.

De certa forma, com os avanços tecnológicos a fim de contribuir para a diversidade de alternativas de tratamento de efluentes, são aplicados vários métodos físicos, químicos e biológicos que foram desenvolvidos para remover concentrações de fósforo presente em águas residuárias (Lee *et al.*, 2022). No entanto, a inserção do tratamento químico não é preferencial para a remoção de fósforo devido ao elevado custo de aquisição de produtos químicos (Bashar *et al.*, 2018). Os tratamentos físicos são desvantajosos devido à baixa eficiência de remoção e custo de tratamento relativamente elevado (Bunce *et al.*, 2018).

2.4 Remoção biológica de fósforo

O tratamento biológico é um dos métodos mais utilizados para tratar águas residuárias da suinocultura, e tem sido visto como alternativa mais econômica, ambientalmente sustentável e eficiente para a degradação da matéria orgânica de efluentes biodegradáveis (Franchino *et al.*, 2016; Zheng *et al.*, 2022).

A comunidade microbiana desempenha um papel importante no sistema de tratamento de água residuária, neste processo ocorre a ação de agentes biológicos como bactérias, protozoários e algas que, em meio anaeróbio e, ou, aeróbio convertem a matéria orgânica em compostos gasosos de carbono, além de incorporar à biomassa microbiana o carbono e nutrientes (Metcalf; Eddy, 2016). Para Sant'anna (2011) as bactérias responsáveis pela remoção da matéria orgânica e nutrientes são em sua maioria, aeróbias ou anaeróbias facultativas presentes na biomassa ativa dos reatores, acumulando dentro da célula fosfato solubilizado na forma de polifosfatos, e assimilando como alimento e fonte de energia mediante a processos oxidativos.

Bassin *et al.* (2012) ressaltam que diferentes grupos podem atuar no processo de remoção de fósforo, em especial os organismos acumuladores de polifosfato desnitrificantes - DPAO, que utilizam os substratos de carbono orgânico para o seu crescimento e ainda apresentam baixa produção de lodo granular. Estas características permitem ao processo atingir a remoção eficaz tanto de P quanto de N, minimizando custos com aeração, sendo esta demanda apenas para a nitrificação (Van haandel; Van Der Lubbe, 2012).

De acordo com Huang *et al.* (2017) a remoção de fósforo dos esgotos depende principalmente de fatores biológicos e métodos químicos. No entanto, considerando que a

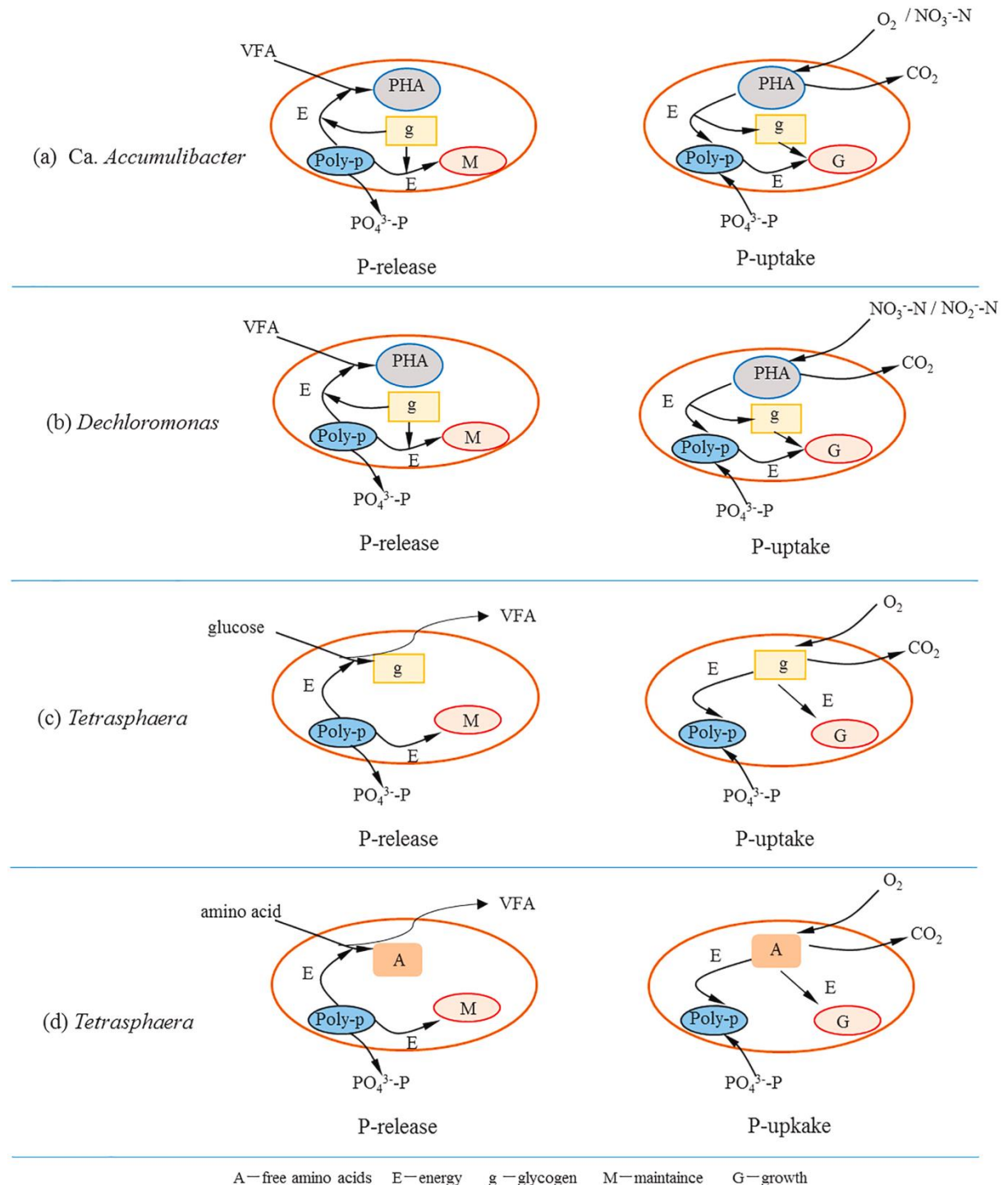
remoção química de fósforo requer uma grande quantidade de produtos químicos, resultando na geração de altos volumes de lodo químico de difícil tratamento (Fritzen; Benetti, 2019), a remoção biológica de fósforo é alternativa econômica e ambientalmente sustentável, sendo alcançada através de um grupo de microrganismos (Acevedo *et al.*, 2012).

A remoção biológica do fósforo depende da absorção de fósforo por organismos acumuladores de fósforo (PAOs) - *Polyphosphate-Accumulating Organisms* (Brown; Ikuma; Ong, 2022). É alcançada alternando condições anaeróbias, aeróbias e anóxicas (aquelas sem oxigênio, mas contendo nitrato comoceptor de elétrons) com carbono orgânico biodegradável disponível sob condições anaeróbias (Zhao *et al.*, 2022).

Na anaerobiose os PAOs também utilizam o polifosfato armazenado no meio intracelular como fonte de energia produzindo ATP (adenosina trifosfato) para metabolizar as fontes de carbono de fácil biodegradação com o uso da enzima polifosfato-AMP fosfotransferase. Com essa energia, os ácidos orgânicos voláteis (AGV) disponíveis no meio extracelular são absorvidos e, subsequentemente, armazenados na forma de polímeros intracelulares, como os polihidroxibutirato (PHA), polihidroxialcanoatos ou polihidroxibutiratos (PHB) e liberada pela hidrólise do polifosfato intracelular. (Lv *et al.*, 2014; Sarvajith; Nancharaiah, 2023).

Há uma variedade de microrganismos sendo que o *Candidatus Accumulibacter*, *Dechloromonas* e *Tetrasphaera* foram detectados e confirmados como os principais acumuladores de P no tratamento de esgoto pelo método de biologia molecular (Liu, 2019). Contudo, para Zhao *et al.* (2019), as *Dechloromonas* podem conseguir a remoção simultânea de N e P em ambiente anóxico, utilizando o metabolismo de remoção de P desnitrificante que pode reduzir ainda mais a fonte de carbono e a energia de aeração. A *Tetrasphaera* pode facilitar a remoção do fósforo degradando as macromoléculas por fermentação anaeróbia, o que confere um fósforo muito mais estável e eficiente no desempenho de remoção (Figura 2.2).

Figura 2.2 – Esquema dos modelos metabólicos de remoção de fósforo por diferentes microrganismos.



VFA: Ácidos graxos voláteis; E: Energia; g – Glicogênio; M: Manutenção; G: Crescimento; PO_4^{3-} -P: Ortofosfato; Poly-P: Polifosfato.

Fonte: Zhao *et al.* (2022).

A remoção biológica de P, especialmente a Remoção Biológica de Fósforo Aprimorada (EPBR) com sistemas de lodos ativados, tem sido estudada nos últimos anos (Zhao *et al.*,

2022). Alves *et al.* (2022) estudaram a remoção simultânea de matéria orgânica, N e P através da nitrificação e desnitrificação simultâneas (SND) e por EPBR, em um reator em batelada sequencial alimentado por águas residuárias domésticas, com 4 horas de ciclos de operação sendo divididos em cinco etapas: alimentação do afluente, etapa anaeróbia, aeração, sedimentação e disposição do efluente tratado. No experimento, eficiências médias de remoção para DQO, amônio e fosfato foram de 80 ± 11 ; 83 ± 20 ; e $55 \pm 24\%$, respectivamente. Os autores atribuem o bom desempenho alcançado à alternância de condições anaeróbias/aeróbias, seguidas pela formação e estabilidade dos grânulos, com o consequente aumento da solubilização da DQO, o que favoreceu a remoção simultânea de matéria orgânica, nitrogênio e fosfato.

Na tentativa de otimizar os processos de remoção de nutrientes de forma conjunta, Wu *et al.* (2014) avaliaram a possibilidade de utilizar o nitrato como aceptor de elétrons para absorção anóxica de P. Avaliaram o desempenho da remoção simultânea de N e P em associação com o ciclo de enxofre utilizando reator em batelada sequencial alimentado por esgoto sanitário após a descarga no mar (mistura com esgoto com água do mar), o reator foi operado sob condições anaeróbicas/anóxicas de forma alternada com pH entre 6,9 e 7,9. Os autores concluíram que a absorção biológica de fósforo associada ao ciclo de enxofre foi significativa quando se utilizou nitrato como aceptor de elétrons.

Ademais Li *et al.* (2023) utilizaram sistema A2O/A seguido de biorreator de membrana alimentado por água residuária doméstica e pH controlado de 7,5; estes autores alcançaram 91,3% de eficiência de remoção de P a partir de desnitrificação de organismos heterotróficos PAOs, DPAOs e DGAOs, sendo que o pH se encontrou dentro da faixa adequada para o crescimento e desempenho dos microrganismos. Ainda, por meio de ajuste de pH na neutralidade, Marques *et al.* (2017) avaliaram a remoção biológica de P através de enriquecimento dos microrganismos *Tetrasphaera* e *Ca. Accumulibacter* em diferentes fontes de carbono, utilizando reator de batelada sequencial alimentado por efluente sintético. No entanto, foi verificado que em condições anaeróbicas houve maior consumo de aminoácidos e o glicogênio foi hidrolisado, consequentemente as eficiências de remoção de fosforo acima de 90% foram alcançadas aerobiamente. Mesmo com aumento do pH de 7,1 para 8,3, Lv *et al.* (2014) tratando efluentes sintéticos de reatores em batelada sequencial (anaeróbico-aeróbico) observaram aumento de eficiência de remoção de P de 94,3% para 96,9%, atribuída a diversidade microbiana e ao crescimento dos PAOs que foi verificada no monitoramento do sistema.

2.5 Avaliação molecular das comunidades microbianas

O tratamento biológico de águas residuárias é um processo no qual o metabolismo microbiano de comunidades complexas transforma poluentes em produtos pouco ou não tóxicos. Devido à ausência de uma compreensão aprofundada da diversidade e complexidade das comunidades microbianas, é muito provável que se ignore os mecanismos potenciais dessa comunidade no tratamento de águas residuárias (Chen *et al.*, 2022)

Assim, o conhecimento da diversidade microbiana em amostras ambientais com posterior amplificação e análise do material genético, tem sido uma alternativa para análises fisiológicas de microrganismos, permitindo a identificação, composição e descrição funcional de microrganismos previamente desconhecidos (Datta *et al.*, 2022). Neste contexto, em que os sistemas de EBPR são desenvolvidas várias metodologias moleculares para estudar a abundância e a variabilidade genética de microrganismos, pautando pela Reação em Cadeia da Polimerase (PCR), PCR Quantitativo, Eletroforese em Gel de Gradiente Desnaturante (DGGE), Hibridização *in situ* Fluorescente (FISH), Ácido desoxirribonucleico (DNA), entre outras (Ge *et al.*, 2015; Petriglieri *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2021).

Orschler *et al.* (2019) afirmaram que as técnicas moleculares baseadas em DNA são as mais utilizadas para o estudo da ecologia microbiana em biorreatores. No entanto, Oyarzúa *et al.* (2021) incluíram no seu estudo métodos baseados em PCR, com sequenciamento de amplicon e qPCR, que utilizam o gene RNAr 16S como marcador molecular para detecção, na identificação ou quantificação de comunidades bacterianas utilizando dois reatores anammox (o primeiro reator de batelada sequencial de lodo granular, seguido de UASB de fluxo ascendente), alimentado por água residuária doméstica. Os resultados mostraram que em ambos os reatores foram encontrados o sequenciamento de genes RNAr 16S com primers 515F-909R detectando 1%, enquanto os primers 515F-806R apresentaram uma abundância relativa de 75% da população microbiana do gênero *Ca. Brocadia*.

Petriglieri *et al.* (2021) utilizaram o sequenciamento do gene 16S rRNA e FISH para investigar a abundância e distribuição de *Dechloromonas spp.* em amostras de lodo nas estações de tratamento de esgoto. Os resultados evidenciaram que durante a fase anaeróbica foram usados acetato e glicose como fonte de carbono, afim de identificar e quantificar as espécies a *Candidatus Dechloromonas phosphoritropha* e *Candidatus Dechloromonas phosphorivorans* ditas como PAOs, as quais mostraram-se ativamente envolvidas na remoção de P em plantas de EBPR em escala real.

Quanto à remoção biológica de P, apesar de anos de desenvolvimento, ainda permanecem limitações, como o mecanismo de interação pouco claro entre os PAOs e os organismos acumuladores de glicogênio (GAOs), que é um fator importante que afeta o desempenho do reator. No entanto, os GAOs são tidos como microrganismos indesejáveis que em condições anaeróbicas competem com os PAOs pela mesma fonte de carbono, afetando a capacidade geral de remoção de P e a estabilidade do sistema (Wang *et al.* (2021). Neste contexto, uma fonte de carbono adequada mantém o processo de remoção biológica estável, levando a predominância dos PAOs em relação aos GAOs (Shen; Zhou, 2016).

Ziliani *et al.* (2023) utilizaram acetato e glicose como fontes de carbono em reator de batelada sequencial alimentado por água residuária sintética, os autores alcançaram liberação de fosfato de 100 e 48,3 mg L⁻¹, atribuída a abundância dos microrganismos PAOs do gênero *Ca. Accumulibacter* que coexistiam no sistema. Diferentemente, foi verificado por Fanta *et al.* (2021) tratando águas residuárias industriais, os autores observaram que a adição de fonte externa de carbono fez com que o processo EBPR fosse ineficiente reduzindo as eficiências de remoção, atribuído ao fato de que no processo de remoção de P os PAOs armazenam PHA sob condições anaeróbicas o que está diretamente relacionado ao nível e às fontes de carbono orgânico prontamente biodegradável. Assim, Luo *et al.* (2020) ao tratarem água residuária de suinocultura em reator de batelada sequencial, observaram 35,4 mg L⁻¹ de remoção de P, quando usaram dejetos de suínos como fonte de carbono, o que pode aumentar significativamente a desnitrificação biológica em águas residuárias de suinocultura.

Os PAOs são menos diversos em culturas de laboratório do que em sistemas de tratamento em escala plena, e apenas os gêneros *Ca. Accumulibacter*, *Thioploca* e *Tetrasphaera* foram capazes de armazenar fósforo usando acetato como fonte de carbono, os autores constataram que o gênero *Accumulibacter* foi o mais abundante (>70%) resultados obtidos pela metodologia FISH (Qui *et al.*, 2020), o que limita a compreensão da diversidade e filogenia de PAOs. A tecnologia de categorização metagenômica avançou, mostrando que *Candidatus Accumulibacter* é o principal clado de PAOs (Zhang; Mao; Zhang, 2016). Awasthi *et al.* (2020) afirmam que, estudar a metagenômica flexibiliza a identificação do material genético do organismo e fornece resultados inerentes à variabilidade genética das comunidades microbianas e suas vias metabólicas.

Zheng *et al.* (2020) trataram águas residuárias domésticas em reator batelada sequencial, os autores constataram por meio de análise metagenômica que, associado ao aumento da remoção de nitrogênio e fósforo, houve aumento da abundância relativa de microrganismos desnitrificantes e removedores de fósforo, como *Denitratisoma*, *Thaueria*

(>1,25%), *Dechloromonas* e *Defluviicoccus*. Verificaram ainda que *Candidatus Accumulibacter* (>2,62%), bem como os PAOs aumentou significativamente; e a abundância relativa de *Candidatus Competibacter*, conhecidos como organismos acumuladores de glicogênio (GAOs), que interferem na remoção biológica de P, diminuiu significativamente. Os autores concluíram que o aumento da abundância de desnitrificantes e PAOs estavam associados à melhora no processo de desnitrificação e remoção de P.

Outro importante exemplo da utilização do mapeamento dos microrganismos utilizados na remoção biológica de P, é que embora GAOs e PAOs tenham sido considerados sem homologia na árvore filogenética (Metcalf; Eddy, 2016). Albertsen *et al.* (2016) descobriram que *Ca. Propionivibrio*, que anteriormente havia sido pensado como um PAO que coexistia favoravelmente com *Ca. Accumulibacter* em reatores em batelada em escala de laboratório é na verdade um novo tipo de GAO.

Resultados recentes de pesquisa indicam que a compreensão da diversidade de *Ca. Accumulibacter*, a espécie dominante no sistema biológico de remoção de P, provavelmente desempenhará um papel significativo na promoção de ajustes finos no desempenho do reator (Chen *et al.*, 2022). Na Tabela 2.4 estão apresentados uma variedade de microrganismos envolvidos na remoção biológica de nutriente.

Tabela 2.2.5 – Variedade de microrganismos envolvidos na remoção biológica de nutrientes.

Espécie de microrganismo	Gênero	Análise molecular	Reator	Suplementação	Referências
Candidatus Anammoxoglobus	<i>Ca. Brocadia (sinica, fulgida, caroliniensis)</i>	sequenciamento de amplicon, (qPCR)	RBS+UASB fluxo ascendente	Efluente sintético (N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻)	Oyarzúa <i>et al.</i> (2021)
PAOs	<i>Accumulibacter, Thioploca Tetrasphaera</i>	Metagenômica, sequenciamento amplicon, FISH, (qPCR)	RBS	Acetato	Qui <i>et al.</i> (2020)
PAOs	<i>Denitratisoma, Thauera, Dechloromonas Defluviicoccus.</i>	Metagenômica	RBS	Nanopartículas de cromo (NPs Cr)	Zheng <i>et al.</i> (2020)
PAOs, DPAOs, DGAOs	<i>Tetrasphaera, Decchloromonas, Candidatus Competibacter</i>	Sequenciamento de amplicon	(A2O/A+MBR)	-	Li <i>et al.</i> (2023)
PAOs	<i>Ca. Accumulibacter</i>	FISH	RBS	Glicose e acetato	Ziliani <i>et al.</i> (2023)

Fonte: Da Autora (2024).

2.6 Fatores que influenciam na remoção do fósforo

Os fatores ambientais que influenciam a remoção biológica do P são: temperatura, oxigênio dissolvido, pH, fonte de carbono e tempo de retenção do lodo (Zhao *et al.*, 2022). Para Li *et al.* (2008) a remoção de P é por meio da descarga de lodo, de modo que um tempo apropriado de retenção de lodo é importante para a remoção de P.

O pH pode afetar a estrutura da comunidade microbiana e a atividade enzimática. Dentro da faixa de pH adequado (pH 6,5-8,0) quanto maior o valor, maior será o enriquecimento dos microrganismos e a taxa de absorção de P. Quando o pH diminui há redução da taxa de absorção de P (Filipe *et al.*, 2010). Wang *et al.* (2013) também confirmam que na faixa de pH 6,5-8,0, a atividade do polifosfato quinase aumenta com o aumento do pH, e o efeito de remoção do P aumenta, concluindo que a faixa de pH adequado é propícia ao crescimento de diferentes microrganismos, assim como a operação estável de todo o sistema de remoção biológica de P.

A temperatura também afeta a estrutura da comunidade microbiana e as enzimas catalisadas nas reações (Guo *et al.*, 2013). Em sua maioria, os organismos acumuladores de P vivem em baixa (8-11°C) e média temperatura (22-28°C), favorecendo o crescimento dos PAOs (Ong *et al.*, 2014; Zhao *et al.*, 2022). Com isto, Haiming *et al.* (2014) propuseram uma nova estratégia de enriquecimento de PAOs e organismos acumuladores de polifosfato desnitrificantes (DPAO), como o microrganismo *Ca. Acumulibacter*, ajustando uma menor temperatura (8-11°C) em dois reatores em batelada, em escala de laboratório, operando em regime anaeróbio-oxico sequencial (AO) e anaeróbio-anóxico (AA), com fornecimento de acetato de sódio como fontes de carbono, o que aumentou a comunidade microbiana de 9,3% para 61,6% no reator (AA) e para 79,3% no reator AO. Por tanto, foi possível obter um bom desempenho de liberação e absorção de fósforo, com 19,46 e 24,74 mg g⁻¹ de P no AO comparado ao reator AA com liberação e absorção de 13,56 e 17,33 74 mg g⁻¹ de P.

Os efeitos da temperatura moderadas e mais baixas (<20° C) levam a predominância dos PAOs apresentando melhores taxas de crescimento com vantagens metabólicas sobre os GAOs, ao passo que em temperaturas superiores a 20° C os GAOs tendem a ser dominantes com altas taxas de absorção de substratos (Lopez-Vazquez *et al.*, 2020). Zheng *et al.* (2014) afirmaram que temperaturas superiores à 20°C os GAOs podem absorver substratos em condições anaeróbias e, assim, competir com os PAOs na absorção de carbono, mas sem remover P em condições aeróbias. Portanto, pode reduzir o desempenho de remoção de P, causam a instabilidade do processo de remoção biológica de P.

Bassin *et al.* (2012) compararam as eficiências de remoção de P em dois reatores em batelada sequenciais, em escala laboratorial, com lodo granular aeróbio operado a 20°C e 30°C. As eficiências de remoção de P em 20°C alcançou 90%, maior do que em temperatura de 30°C que teve eficiência de remoção de 60% com tempo de retenção de lodo de 30 dias. A fim de favorecer PAOs sobre GAOs nos sistemas e melhorar a eficiência de remoção de P em 30°C, o tempo de retenção de lodo foi controlado pela descarga de 80% do excesso de lodo, e mantendo os outros 20% do fundo do reator, portanto a eficiência de remoção de P chegou a 100% na temperatura de 30°C, essa estratégia de remover o excesso de lodo foi estudado por Winkler *et al.* (2011), os resultados mostram que houve remoção significativa de P.

Assim, a temperatura é tida como um fator de influência muito importante para avaliar a eficiência de um processo de tratamento biológico. Fato que Jia *et al.* (2012) estudaram diferentes temperaturas (10°C, 20°C e 30°C) para remoção de matéria orgânica, N e P em águas residuárias de abatedouro usando reator em batelada sequencial, com um ciclo de operação 7 h. Os resultados mostraram que a temperatura de 30°C foi a mais adequada tendo alcançado eficiências de remoção de 96%, pelo aumento nas concentrações de ácidos graxos voláteis (AGV) e P no efluente após a fermentação. Fato que favorece o crescimento da comunidade microbiana sob condições aeróbicas e sob condições anaeróbicas, em que armazenam carbono orgânico solúvel intracelular como PHB.

Como a remoção biológica de P se dá por meio da variação do potencial de oxirredução do meio com a presença dos microrganismos acumuladores de fosfato, a concentração de oxigênio dissolvido (OD) influencia diretamente na remoção do P. Izadi, Izadi e Eldyasti (2021) concluíram que com a baixa concentração de OD (0,8 mg L⁻¹) nos sistemas de remoção biológica de P, houve eficiência de remoção de P de 90% devido à vantagem competitiva entre os *Ca. Accumulibacter* sobre GAOs na comunidade microbiana. Esfahani *et al.* (2018) sustentam ainda que o oxigênio dissolvido na zona anaeróbia deve ser insignificante (0,0-0,2 mg L⁻¹ de oxigênio), e na zona aeróbia recomenda que esteja na faixa de 3,0 - 4,0 mg L⁻¹. Valores acima desta faixa geram desperdício de energia e, principalmente, não induzem a remoção biológica de P.

Ainda neste contexto, He *et al.* (2019) afirmam que as concentrações mais baixas de OD geralmente tendem a aumentar o desempenho dos processos de desnitrificação (SND) em sistemas de lodos ativados, pois vários microrganismos nitrificantes, desnitrificantes, PAOs e PAOs desnitrificantes (DNPAOs), que formam a base da remoção biológica de nitrogênio e fósforo, residem em grânulos aeróbios.

Pelo fato de a remoção de fósforo se dar pela absorção do nutriente pelos organismos

acumuladores de P, e estes compõem o lodo no reator, a remoção do P passa também a sofrer influência do tempo de retirada do lodo, ou seja, da idade do lodo. Castellanos *et al.* (2020) avaliaram o desempenho de reator em batelada sequencial no tratamento de água residuária doméstica em escala laboratorial, tendo alcançado eficiência máxima de remoção de P de apenas 35% com a idade do lodo de 20 dias. Isto se deve ao fato da diminuição da biomassa granular e a conseqüente redução da atividade metabólica dos microrganismos PAO. Entretanto, para Alves *et al.* (2022) a idade do lodo não foi o fator principal na eficiência de remoção de P. Os autores obtiveram máxima eficiência de remoção de 93% com lodo granular de 5,6 dias de idade. Essa melhoria foi atribuída à alternância das condições aeróbias/anaeróbias, seguida pela formação e estabilidade dos grânulos.

Uma vez que o tempo de retenção hidráulica (TDH) é outro parâmetro operacional importante que afeta a concentração de biomassa no reator, estudo realizado por Xu *et al.* (2014) determinaram o efeito do TDH na remoção de nutrientes biológicos em um reator de batelada sequencial acoplado a um reator de membrana (MSBR). Os autores usaram três TDH (24 h, 12 h, 6 h). Foi observado que, as maiores eficiências de remoção de P foram obtidas em TDH de 6 h, devido às condições operacionais em alta taxa volumétrica e concentrações de biomassa, transição entre ambientes aeróbios-anóxicos-anaeróbios o que contribui com maior capacidade de hidrólise e fermentação para fornecer ácidos graxos voláteis para crescimento de microrganismos. Os autores concluíram ainda que, contraditório à teoria de que a qualidade do efluente tratado é exclusivamente dependente do tempo de retenção de sólidos, que no trabalho foi fixo em 10 dias, os resultados sugerem que ela também é afetada pelo TDH e concentração de biomassa no reator.

Leite, Vich e Callado (2021) avaliaram a remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes (N e P), no tratamento de dejetos de suinocultura em reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), seguido de um reator em batelada sequencial (RBS) operado em ciclos aeróbio-anóxico de 24 h, dividido em enchimento (0,25 h), reação (20 h), sedimentação (3,5 h), descarte (0,25 h). A pesquisa foi realizada durante 64 dias e alcançou remoção média de DQO, nitrogênio total e fósforo de 78%, 85% e 67% de fósforo. Os autores verificaram que o aumento da concentração de sólidos totais afluente aos reatores proporcional redução na eficiência de remoção de sólidos (50%).

2.7 Reatores utilizados para remoção biológica de fósforo

A remoção biológica de P é proporcionada pelo acúmulo de P na biomassa celular e a subsequente remoção de fósforo por retirada de lodo do reator. Organismos acumuladores de fósforo (PAOs) são responsáveis pelo consumo de fósforo; assim, a configuração dos reatores deve fornecer condições para o crescimento dos PAOs. Condições anaeróbias e ausência de nitrato e oxigênio é um primeiro passo obrigatório para remoção de P. Nos reatores sob estas condições, os PAOs absorvem ácidos graxos voláteis (VFAs) e acetato, gerando produtos de armazenamento, como PHA e PHB. Ao mesmo tempo, os ortofosfatos são liberados do polifosfato e, como resultado, a quantidade de fósforo na condição anaeróbica é aumentada. A condição anaeróbia é seguida por uma zona anóxica ou aeróbica na qual os produtos armazenados são oxidados e produzem energia necessária para o crescimento de novos microrganismos. Enquanto isso, o ortofosfato dissolvido é removido das águas residuárias e armazenado na biomassa como polifosfato. Finalmente, a remoção de lodo reduz a concentração de fósforo no esgoto (Esfahani *et al.*, 2018).

O reator em batelada sequencial (RBS - *Anaerobic Sequencing Batch Reactor*) quando operacionalizado possui eficiências de remoção de P. Descrito por Von Sperling (2012) como um sistema de operação intermitente que consiste na incorporação de todas as unidades de operação em um único tanque. Esses processos tornam-se simplesmente sequências no tempo, e não em unidades separadas como ocorre nos sistemas de fluxo contínuo. Tem algumas vantagens, como a eliminação da sedimentação secundária, boa retenção de biomassa, operação simples e flexibilidade, durante a sua sequência operacional compreendem as cinco etapas distintas:

- Enchimento: entrada do afluente bruto no reator;
- Reação: por meio das reações ou transformações dos constituintes do efluente pelos microrganismos que se desenvolvem no reator;
- Sedimentação: separação da massa líquida da sólida (lodo biológico);
- Esvaziamento: remoção do efluente tratado do reator; e
- Repouso: usado para ajuste do ciclo ou remoção de lodo em excesso.

Dan, Rene e Luu (2020) compararam um RBS com um reator com sistema de aeração estendida e de ciclo intermitente - ICEAS (as reações biológicas ocorrem no mesmo tanque por fluxo contínuo, sendo o tanque controlado automaticamente com a ajuda de sensores) no tratamento de efluente de suinocultura digerido anaerobiamente. Os parâmetros de projeto com melhor desempenho foram: 6 h de TDH com 135 min de aeração/mistura, carga orgânica

volumétrica de $0,86 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO e a razão entre a aeração e a mistura de 1,57. O pH foi mantido entre 6,0 e 8,0. O ICEAS apresentou remoção de carbono orgânico total, nitrogênio e fósforo de 95, 88, e 86%. Em comparação ao SBR, houve aumento de cerca de 8% na remoção de N e P. Independente do reator e ou processo utilizado para a remoção biológica de P, é necessário o estabelecimento de ciclos constituídos de fases que possuam condições anaeróbias, aeróbias e anóxicas no sistema, permitindo a existência de diferentes etapas metabólicas, estimulando a remoção biológica de N e P (Zhao *et al.*, 2022).

Entretanto, a separação das zonas de aeração e concentração de OD são os fatores chave e métodos convencionais para controlar o processo A2/O; eles afetam diretamente a eficiência de remoção de nutrientes (Zhang *et al.*, 2013; Rong *et al.*, 2019). Portanto, determinar como melhorar a eficiência de remoção de nutrientes em processos A2/O tratando efluentes sem nenhuma fonte externa de carbono por métodos convencionais é de grande importância.

A remoção biológica de nutrientes se deu inicialmente com estudos sobre a remoção de N. Posteriormente, na década de 1970, começaram os estudos sobre a remoção biológica simultânea de N e P (Barnard, 1975). Desde então, diferentes configurações de reatores foram desenvolvidas (Von Sperling, 2007).

Entre os diferentes reatores, Van Haandel e Van Der Lubbe (2012) afirmaram que os sistemas de Bardenpho são variantes de aeração prolongada projetados para remover além de matéria orgânica, também nitrogênio e fósforo, sendo constituídos por três reatores sequenciais anóxico-aeróbio-anóxico funcionando de forma efetiva a partir de um reator anóxico (pré-desnitrificação) com recirculação interna e, posterior reator aeróbio seguido de outro anóxico (pós-desnitrificação), a eficiência de desnitrificação pode chegar em torno de 83% resultado do desempenho primeiro do reator anóxico associado à recirculação interna.

Posteriormente, o processo foi modificado (Bardenpho modificado), com o conceito de que o afluente da planta poderia ser usado para atingir as condições anaeróbias necessárias para o crescimento dos PAOs (Barnard; Dunlap; Steichen, 2017). Esfahani *et al.* (2018) afirmam ainda que quando o objetivo for a remoção de nitrogênio e fósforo o processo Bardenpho modificado é o recomendado por ter uma abordagem biológica que combina as configurações do processo de remoção simultânea de nitrogênio e fósforo, sendo constituído por cinco reatores: anaeróbio (1) - primeiro reator anóxico (2) - primeiro reator aeróbio (3) - segundo reator anóxico (4) - segundo reator aeróbio (5). Em cada um dos reatores são criadas condições ambientais especiais para crescimento de biomassa e remoção de impurezas de águas residuárias, atingindo alta eficiência de remoção.

Uma forma simplificada do Bardenpho modificado é o processo Phoredox A₂/O, no qual são utilizados três reatores (anaeróbio-anóxico-aeróbio). Este processo é aplicado no tratamento de efluentes urbanos (Zhang; Yang; Ngo, 2016). Jaafari *et al.* (2019) estudaram o desempenho do reator phoredox na remoção biológica de P. O sistema foi alimentado por águas residuárias domésticas, e os autores alcançaram maior eficiência de remoção de 96,5% com concentração afluente de 500 mg L⁻¹. Essa eficiência foi atribuída ao fato que o aumento de TDH de 2 para 8 h, que proporcionou maior consumo da matéria orgânica degradável e absorção de P sob condições anaeróbias. Além disso, o reator phoredox pode ser usado para remover micropoluentes em águas residuárias, como foi estudado por Martins *et al.* (2024) que avaliaram as eficiências de remoção de micropoluentes em sistema convencional de lodos ativados operando sob condição phoredox. Estes autores alcançaram eficiências de remoção do medicamento gabapentina em condições anóxicas (91%) aeróbica (76%) e anaeróbica (78%). Nestas condições, o sistema phoredox modificado forneceu condições favoráveis para o enriquecimento dos microrganismos responsáveis para a remoção simultânea de fósforo e materiais orgânicos carbonatados, a produção de alcalinidade para nitrificação e a produção de lodo com boa sedimentação.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Local de desenvolvimento da pesquisa

O experimento em escala laboratorial foi conduzido no Laboratório de Protótipos e no Laboratório de Águas Residuárias e Reúso de Água do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Lavras, com coordenadas geográficas de 21° 13'45" S de latitude e 44° 58'31" W longitude, e altitude média de 920 m.

3.2 Água residuária da suinocultura (ARS)

A água residuária da suinocultura (ARS) utilizada no experimento foi proveniente das instalações suinícolas da UFLA que contam com animais em fase de terminação. Inicialmente, a ARS foi coletada na tubulação de acesso ao sistema de tratamento de efluentes de suinocultura da UFLA. A partir da segunda fase do experimento, a ARS foi preparada a partir da diluição das fezes frescas dos animais. O resíduo era raspado das baias em quantidade equivalente a 2 L e diluído em 25 L de água da rede de abastecimento da instituição. As coletas ou preparo da ARS foram realizadas duas vezes por semana e quando necessário era 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).

A caracterização da água residuária bruta foi realizada quando da coleta ou preparo da ARS e sempre que foi utilizada para alimentar o sistema experimental, seguindo a metodologia proposta por APHA, WWA e WEF (2012) e Matos (2012). As variáveis analisadas estão apresentadas na Tabela 3.1. As análises foram realizadas no laboratório de Águas Residuárias e Reúso de Água do Departamento de Engenharia Ambiental da UFLA.

Tabela 3.1 – Conjunto de variáveis analisadas na água residuária de suinocultura utilizada na presente pesquisa, e seus métodos de análise.

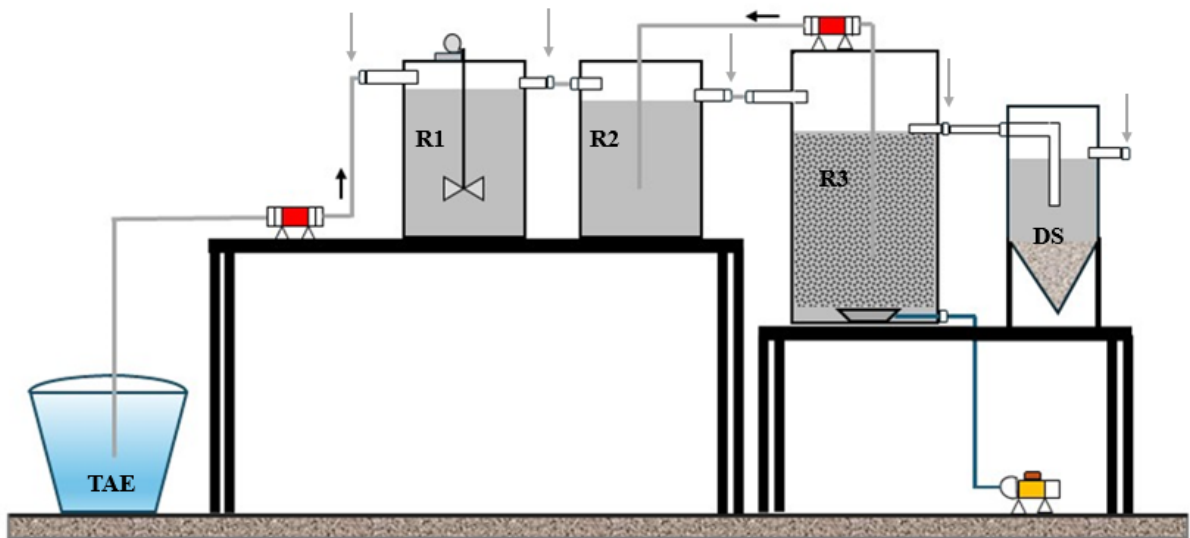
Variável	Método de análise
Temperatura	Termômetro de mercúrio (2550 B)
pH	Potenciométrico (4500-H ⁺ B)
Demanda química de oxigênio (DQO)	Refluxo fechado, Titulométrico (5220 C)
Sólidos totais – (ST) e Sólidos totais voláteis (STV)	Gravimétrico (2540 G)
Nitrogenio total Kjeldahl (NTK)	Método Semi micro Kjeldahl (4500-Norg C)
Fósforo total (PT)	Método do ácido ascórbico (4500-P E)
Fosfato (P-PO ₄ ³⁻)	Método do ácido ascórbico (4500-P E)
Alcalinidade bicarbonato (AB) e ácidos voláteis totais (AVT)	Titulometria e potenciometria (Ripley; Boyle; Converse, 1986)
Nitrato (N-NO ₃ -)	Método colorimétrico do salicilato (Matos, 2012)

Fonte: Da Autora (2024).

3.3 Descrição do sistema de tratamento

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 3.1. 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 3.1 – Esquema de reator sequencial para remoção biológica de fósforo (anaeróbio-anóxico-aeróbio) utilizado na presente pesquisa, em que as setas cinzas indicam os pontos amostrais a água residuária.



TAE – Tanque de Alimentação e Equalização; R1 – Reator Anaeróbio; R2 – Reator anóxico; R3 – Reator aeróbio; DS – Decantador Secundário.

Fonte: Da Autora (2024).

O TAE, confeccionado em fibra de vidro e com 100 L de capacidade, era alimentado com a ARS, 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) que possuía uma dupla hélice plástica e perfurada (0,20 m de comprimento e 0,05 m de largura, com 40 orifícios equidistantes de diâmetro de 0,005 m), que manteve os sólidos em suspensão (Bueno *et al.*, 2019).

O sistema de aeração do R3 se deu por meio de compressores de ar. A aeração foi realizada pelo 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. Em função de necessidade de manutenção, diferentes compressores foram utilizados na aeração, com potência variável de 0,25 a 2,0 HP. 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⁻¹.

3.4 Descrição das estratégias operacionais

A condução experimental foi dividida em três fases com alteração da concentração de DQO aplicada e da oxigenação do R3. A vazão afluyente foi mantida para as três fases. As fases 1 (F1), 2 (F2) e 3 (F3) tiveram duração de 90, 110 e 45 dias, respectivamente, entre setembro de 2023 e maio de 2024. Os períodos de duração foram determinados ao longo do monitoramento.

Cabe destacar as ocorrências externas ao experimento e que interferiram nos valores médios das variáveis de qualidade da água residuária aplicada ao sistema de tratamento e da quantidade de oxigênio aplicado no reator aeróbio.

Na F1, a ARS foi coletada diretamente na tubulação afluyente à ETE de tratamento dos dejetos da suinocultura da UFLA. Entretanto, com a variação dos dias de limpeza das instalações, da variação do volume de água utilizada na limpeza das baias e do número reduzido de animais nas instalações, houve grande variação da concentração da ARS. Assim, na F2 e F3 optou-se por coletar as fezes durante a raspagem das baias para fazer o processo de diluição no laboratório e obter melhor padronização da concentração a ser aplicada ao sistema.

Em relação ao processo de aeração, na F1 o primeiro compressor utilizado (com potência de 2 HP) sofreu com o aquecimento do motor e teve que ser operado em regime de fluxo de ar intermitente (30 minutos ligado e 30 minutos desligado). Na F2, com a impossibilidade de utilização do referido compressor, passou a utilizar dois compressores de menor potência (0,25 HP), também com regime de fluxo de ar intermitente (30 minutos ligado e 30 minutos desligado), porém, de forma alternada entre eles. E para manutenção de valores adequados de OD no sistema, optou-se pela redução da carga orgânica aplicada na F2. Na F3, por problemas técnicos, foi possível a utilização de apenas um compressor (0,25 HP), também com regime de fluxo de ar intermitente (30 minutos ligado e 30 minutos desligado). E para manutenção de valores adequados de OD no sistema, optou-se também pela redução da carga orgânica aplicada na F3. As principais características operacionais do sistema estão apresentadas na Tabela 3.2.

Tabela 3.4 – Principais características operacionais dos reatores utilizados na presente pesquisa.

Variáveis	R1	R2	R3	DS
Vazão afluente ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)	0,049	-	-	-
Vazão de recirculação ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)	-	0,025	-	-
TDH (h)	8,8	6,0	24,0	2,0
Carga orgânica ($\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de DQO) na Fase 1	4,21	2,85	1,59	-
Carga orgânica ($\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de DQO) na Fase 2	1,50	0,76	0,25	-
Carga orgânica ($\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de DQO) na Fase 3	1,26	0,60	0,23	-
Carga de fósforo ($\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de PT) na Fase 1	0,24	0,14	0,01	-
Carga de fósforo ($\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de PT) na Fase 2	0,14	0,09	0,04	-
Carga de fósforo ($\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de PT) na Fase 3	0,15	0,09	0,04	-
Carga de sólidos totais ($\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de ST) na Fase 1	-	-	-	42,03
Carga de sólidos totais ($\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de ST) na Fase 2	-	-	-	26,82
Carga de sólidos totais ($\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de ST) na Fase 3	-	-	-	19,20

Fonte: Da Autora (2024)

3.5 Monitoramento do sistema

A partida do sistema ocorreu com a inoculação do reator anaeróbio e do reator anóxico com lodo proveniente de um reator UASB utilizado no tratamento do esgoto sanitário da UFLA. A concentração de sólidos totais voláteis (STV) no lodo foi de 31.260 mg L^{-1} , determinado pelo método gravimétrico (APHA; AWWA; WEF, 2012). Diante dessa informação estimou-se o volume a ser colocado no reator anaeróbio e reator anóxico de aproximadamente 6,0 L para alcançar a carga orgânica biológica (COB) de $0,1 \text{ kg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ medida como DQO e $\text{STV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (Chernicharo, 2007).

O reator aeróbio foi inoculado com 18 L do lodo, preenchido com ARS e mantido, em batelada, sob aeração com o compressor de ar por 3 dias. Período no qual se observou a alteração da coloração do lodo, de preto para marrom claro, indicando a mudança da comunidade microbiana.

Os reatores receberam ARS por 10 dias antes de iniciar o processo amostral. Os pontos de coleta foram o afluente e efluente de cada reator e o efluente do decantador secundário (DS) que correspondeu a uma amostragem pontual (amostras simples) e ocorreram uma ou duas vezes por semana, entre às 7 h e 8 h, sendo imediatamente encaminhadas para análise no

Laboratório de Águas e Reúso de Água do Departamento de Engenharia Ambiental da UFLA.

Determinou-se duas vezes por semana nas amostras os valores de potencial hidrogeniônico (pH), por potenciometria (4500-H⁺ B); demanda química de oxigênio (DQO), pelo método do refluxo fechado e titulometria (5220 C); fósforo total (PT) e fosfato (P-PO₄³⁻), pelo método do ácido ascórbico e colorimetria (4500-P E). Semanalmente, foram determinados os valores de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV), por gravimetria (2540 G); nitrogênio total Kjeldahl (NTK) pelo processo semi micro Kjeldahl (4500-Norg C) (APHA; AWWA; WEF, 2012).

Durante as F2 e F3, determinou-se, semanalmente, no afluente e efluente do R1 as variáveis alcalinidade bicarbonato (AB) e ácidos voláteis totais (AVT) por titulometria e potenciometria (Ripley; Boyle; Converse, 1986).

No momento da coleta das amostras foi aferida a temperatura do líquido no sistema de tratamento com termômetro de mercúrio (2550 B), e a concentração de oxigênio dissolvido (OD) em R2, R3 e DS, com um oxímetro portátil (4500-O G) (APHA; AWWA; WEF, 2012). Ao final de cada fase operacional, foram coletadas amostras do lodo em cada reator e no decantador para análise de sólidos totais (ST), totais fixos (STF) e totais voláteis (STV), por gravimetria (2540 G) de acordo com APHA, AWWA e WEF (2012).

3.6 Análise dos dados

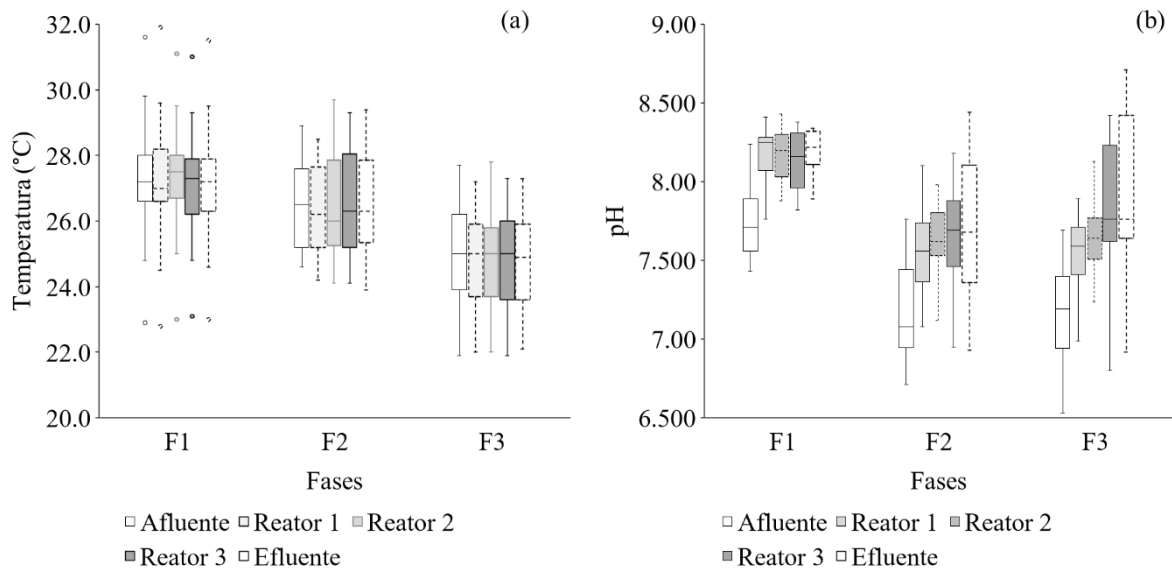
As médias das variáveis analisadas para cada reator nas diferentes fases, bem como as eficiências de remoção foram avaliadas quanto à normalidade dos dados pelo teste de Shapiro-Wilk. Comprovada que a distribuição dos dados não seguia a distribuição Normal, aplicou-se o teste de Kruskal-Wallis a 5% de 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). A variabilidade dos resultados foi apresentada em gráficos do tipo *Box Plot*, tendência central, amplitude dos dados e possíveis valores atípicos (outliers). Utilizou-se análise de correlação de Spearman ($p < 0,05$) para avaliar a significância do coeficiente de correlação pelo pacote *openair* (R core Team, 2024).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Valores de temperatura, pH e estabilidade do reator anaeróbio

O experimento foi monitorado em três fases, entre as quais foram observadas que as médias da temperatura da água residuária nas F1 e F2 variaram entre 26,7 e 26,9 °C, e não diferiram entre si ($p > 0,05$). Para a F3 houve diferença ($p < 0,05$) na temperatura com valores entre 24,9 e 25,0 °C para os diferentes reatores. A redução da temperatura média na F3 é resultado da chegada da estação de inverno (temperatura ambiente), na qual o experimento foi conduzido (Figura 4.1a).

Figura 4.1 – Valores de temperatura (a), pH (b), observados durante o período do monitoramento do sistema.



Fonte: Da Autora (2024).

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 a 40°C. No presente trabalho a manutenção da temperatura dentro da faixa adequada foi essencial para favorecer a atividade bacteriana promovendo a oxidação da matéria orgânica e a remoção de nutrientes. Ademais o tratamento de águas residuárias operando em processos anaeróbicos-aeróbicos sob condições mesófilas podem alcançar desempenho favorável estável da redução de DQO, caso seja controlada a temperatura, pH e carga orgânica (MA *et al.*, 2020).

Diante disso Rizvi *et al.* (2015) avaliaram o desempenho dos reatores UASB no

tratamento de águas residuárias domésticas em temperaturas (17 e 30°C), alcançaram elevadas eficiências de remoção da matéria orgânica em temperaturas de 30 °C, comparada à temperatura de 17°C. Sob condições psicrófilas foi observada baixa eficiência de remoção da matéria orgânica, atribuída à redução da atividade hidrolítica e da taxa de consumo de substrato, e conseqüentemente da atividade metanogênica dos microrganismos

Ong *et al.* (2014) estudaram o efeito da temperatura de 24 e 32°C operando em dois reatores de batelada sequencial alimentados por água residuária sintética, e observaram que em temperaturas de 32°C houve maior presença de GAOs, e em temperatura de 24°C, com a presença dos PAOs, houve redução da eficiência do sistema. Os autores concluíram que à medida que a população de GAOs aumentou, as fontes de carbono disponíveis para os PAOs diminuíram. Entretanto, a temperatura geralmente leva ao declínio na taxa máxima de crescimento dos microrganismos, conseqüentemente afeta a eficiência do tratamento e a estabilidade operacional do sistema. Na Tabela 4.1 estão representados os valores médios e desvio padrão das variáveis avaliadas durante o monitoramento das unidades de tratamento.

Tabela 4.1 – Valores médios e desvio padrão das variáveis avaliadas durante o monitoramento das unidades de tratamento.

Pontos amostrais	Fases	pH	OD	DQO	PT	P-PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	ST	STV	NTK	N-NO ₃ ⁻
Efluente	F1	7,8 ± 0,3a	-	1.545 ± 901a	88,4 ± 74,5a	28,4 ± 14,6a	1.992 ± 3.027a	1.117 ± 1.840a	105,1 ± 75,5a	-
	F2	7,3 ± 0,7b	-	549 ± 234b	51,8 ± 13,0b	43,8 ± 14,0b	3.101 ± 4.347a	1.611 ± 2.238a	39,0 ± 10,1a	-
	F3	7,2 ± 0,3b	-	463 ± 304b	54,5 ± 19,4b	44,6 ± 10,8b	8.448 ± 3.108b	4.876 ± 3.657b	48,4 ± 23,5a	-
Reator anaeróbio	F1	8,2 ± 0,2a	-	1.292 ± 1.670a	95,8 ± 72,6a	20,1 ± 7,8a	2.675 ± 2.312a	1.149 ± 929a	118,2 ± 87,7a	-
	F2	7,5 ± 0,3b	-	430 ± 197b	48,5 ± 12,3b	42,1 ± 8,1b	1.455 ± 780a	788 ± 416a	33,2 ± 5,1b	-
	F3	7,5 ± 0,2b	-	323 ± 153b	45,8 ± 9,1b	45,3 ± 11,7b	583 ± 106b	221 ± 60b	22,6 ± 7,5b	-
Reator anóxico	F1	8,2 ± 0,2a	1,75 ± 0,8a	1.585 ± 2.485a	7,4 ± 9,6a	11,1 ± 9,1a	1.087 ± 318a	496 ± 290a	65,0 ± 46,8a	3,2 ± 2,9a
	F2	7,6 ± 0,2b	1,38 ± 0,5b	249 ± 210b	35,3 ± 11,4b	32,6 ± 7,2b	979 ± 446a	451 ± 148a	23,1 ± 5,2b	2,4 ± 1,7a
	F3	7,7 ± 0,2b	0,52 ± 0,6c	234 ± 133b	29,1 ± 11,8b	35,5 ± 7,4b	614 ± 197b	249 ± 116b	15,6 ± 5,2c	2,5 ± 0,9a
Reator aeróbio	F1	8,1 ± 0,2a	2,85 ± 0,9a	2.237 ± 4.274a	9,1 ± 9,1a	10,6 ± 8,9a	3.131 ± 4.313a	1.751 ± 2.205a	82,0 ± 55,5a	3,8 ± 2,2a
	F2	7,7 ± 0,3b	3,53 ± 1,4b	205 ± 108b	23,2 ± 10,2b	18,5 ± 10,3b	2.189 ± 3.236a	833 ± 1.159a	12,2 ± 5,9b	5,5 ± 1,4a
	F3	7,8 ± 0,4b	0,73 ± 0,9c	274 ± 177b	48,1 ± 21,1c	24,7 ± 4,9b	1.567 ± 1.059a	779 ± 758a	6,9 ± 2,9c	5,0 ± 0,5a
Afluente	F1	8,2 ± 0,1a	1,88 ± 0,8a	723 ± 998a	4,7 ± 7,3a	10,4 ± 8,8a	886 ± 210a	376 ± 197a	44,5 ± 35,3a	5,4 ± 1,6a
	F2	7,7 ± 0,4a	1,35 ± 0,5b	345 ± 294b	19,9 ± 10,7b	20,2 ± 9,4b	1.276 ± 1.622ab	509 ± 619ab	11,3 ± 7,7b	4,3 ± 1,2a
	F3	7,9 ± 0,5a	0,82 ± 0,6c	148 ± 62c	27,7 ± 8,4b	26,6 ± 4,4b	1.940 ± 4.255b	749 ± 1.662b	4,5 ± 3,3c	4,8 ± 0,6a

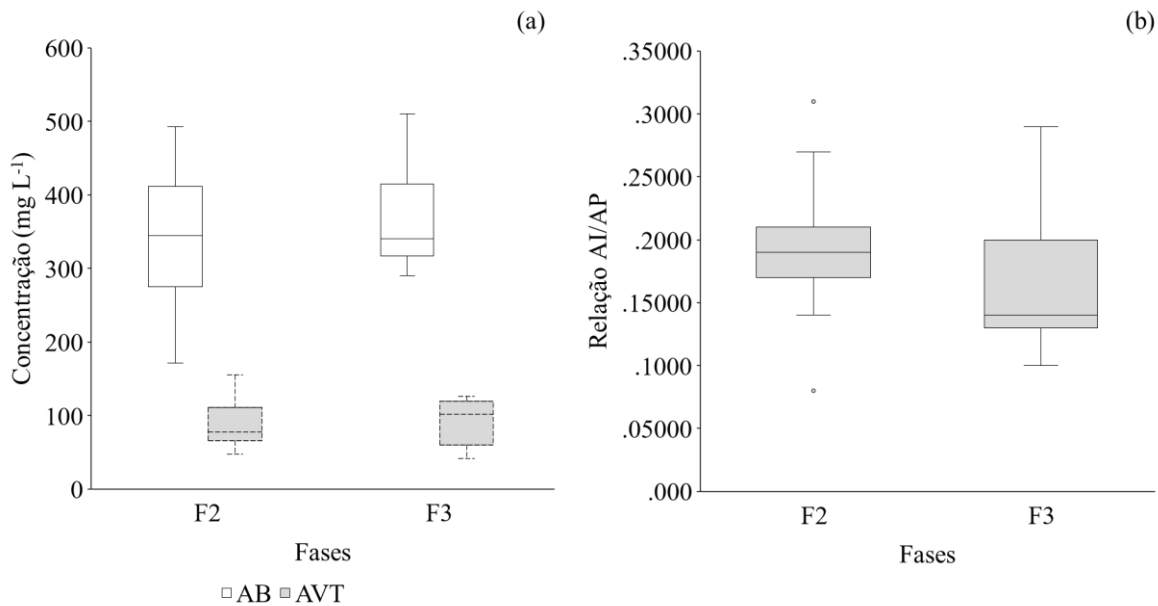
Médias da mesma variável em um mesmo reator seguidas pela mesma letra nas diferentes fases não diferiram entre si pelo teste de Kruskal-Wallis a 5% de significância.

Fonte: Da Autora (2024)

Para o afluente e efluente dos reatores anaeróbio, anóxico e aeróbio não foi observada diferença estatística a um nível de significância de 5% ($p > 0,05$) entre as médias do pH na F2 e F3, porém diferiram na F1 (Tabela 4.1) foram semelhantes aos valores encontrados por Castellanos *et al.* (2021) que utilizaram reator em batelada sequencial com alimentação de água residuária sintética para a remoção combinada de DQO, N e fosfato. Os autores alcançaram elevadas eficiências de remoção para estas faixas de pH. Importa destacar que as medianas do pH na F1 encontraram-se entre 7,8 e 8,2, por meio dos valores acima da neutralidade observados nesta fase, constatou-se que não houve desequilíbrio do sistema. Estes resultados corroboram com que foi encontrado por Abdoli *et al.* (2024) que observaram realização das atividades enzimáticas dos microrganismos na faixa de pH entre 7 e 8. Além disso, Li *et al.* (2021) observaram valores similares, com o pH variando entre 7,3 e 8,6 em seu estudo, no qual utilizaram um reator híbrido anóxico/aeróbio com defletores, alimentado por águas residuárias de suinocultura, e verificaram que houve maior abundância da comunidade microbiana resultando na eficiência de remoção de 79,1% de DQO. Os valores de pH da F2 e F3 estiveram entre 7,2 e 7,9 no afluente, efluente e nos reatores (anaeróbio, anóxico e aeróbio) como observado na Figura 4b. Os valores foram próximo à faixa ótima entre 6,8 e 7,4 adequado para o desempenho dos microrganismos anaeróbicos no processo de tratamento biológico de efluentes (Chernicharo *et al.*, 2015).

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). No efluente do sistema não houve diferença ($p > 0,05$) entre as médias dos valores de pH para as três fases. 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 do sistema (Figura 4.2a e 4.2b).

Figura 4.2 – 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.



Fonte: Da Autora (2024).

As variáveis alcalinidade bicarbonato (AB), alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e alcalinidade total (AT) foram monitorados no reator anaeróbio (R1) nas F2 e F3. Na Figura 5a é observada nos box plot que na F2 os valores da mediana de AB foi de 345 mg L⁻¹, semelhante à F3, além disso os AVT tiveram valores de mediana de 78 mg L⁻¹ na F2 e 108 mg L⁻¹ na F3 o que indica estabilidade do reator. Os valores foram inferiores aos encontrados por Urbinati e Oliveira (2014), utilizando reator UASB de dois estágios no tratamento de efluentes de suinocultura, operando com carga orgânica volumétrica (COV) aplicada variando de 6,9 a 12,6 e 7,5 a 9,8 g L⁻¹ d⁻¹ de DQO, que registraram valores de AB variando entre 914 e 1091 mg L⁻¹ de CaCO₃, 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).

Observa-se na Tabela 4.2, que as concentrações médias da AB e AVT na F2 (343 mg L⁻¹ de CaCO₃ e 88,3 mg L⁻¹ de HAc) foram semelhantes ($p > 0,05$) aos valores observados na F3 (367,1 mg L⁻¹ de CaCO₃ e 91,1 mg L⁻¹ de HAc), devido, provavelmente, à semelhança entre as cargas orgânicas e condições operacionais aplicadas nessas duas fases.

Tabela 4.2 – Valores médios e desvio padrão das variáveis avaliadas durante o monitoramento do reator anaeróbio.

Ponto amostral	Fases	pH	AB (mg L ⁻¹ de CaCO ₃)	AVT (mg L ⁻¹ de HAc)	AI/AP
Reator anaeróbio	F2	7,5 ± 0,3a	343,0 ± 82,6a	88,3 ± 29,8a	0,19 ± 0,05a
	F3	7,5 ± 0,2a	367,1 ± 74,9a	91,1 ± 31,0a	0,17 ± 0,05a

Fonte: Da Autora (2024).

Apesar dos valores de AB serem inferiores ao que preconiza Metcalf e Eddy (2016) em que AB esteve na faixa entre 1.300 e 3.000 mg L⁻¹ de CaCO₃, os valores e AVT foram reduzidos conforme os valores normalmente encontrados e citados por Metcalf e Eddy (2016), que variam de 200 a 250 mg L⁻¹ de HAc. Este fato refletiu na relação AI/AP, com valores semelhantes ($p > 0,05$) entre as fases e 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).

Oliveira *et al.* (2024) ao aplicarem entre 1 e 4 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO proveniente de efluente de suinocultura em reator UASB, verificaram valores médios de AB entre 100 e 700 mg L⁻¹ de CaCO₃. Aumento da carga orgânica aplicada, além de elevar os valores e AB, aumentaram também os valores de AVT (50 a 1.450 mg L⁻¹ de HAc). Jiraprasertwong *et al.* (2019) observaram aumento de AVT ao aplicarem 5 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO, devido ao desequilíbrio causado no reator UASB, e conseqüente redução da capacidade de estabilização do sistema, o que afetou no processo de tratamento da água residuária do processamento de mandioca.

Nas fases 2 e 3 do presente trabalho, quando houve o monitoramento da alcalinidade e acidez do reator anaeróbio, foram aplicadas cargas orgânicas médias de 1,50 e 1,26, e os valores de AB foram similares aos observados por Oliveira *et al.* (2024). Entretanto, os valores de AVT foram inferiores, o que pode estar relacionado ao tipo de reator. 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. No presente trabalho, o reator anaeróbio (R1) utilizado foi mais simples operacionalmente, o que pode ter proporcionado menor eficiência de remoção de DQO e, conseqüentemente, menores valores de AVT.

Rajakumar *et al.* (2012) identificaram concentrações máximas de AVT variando entre 285 e 448 mg L⁻¹. Sem notar qualquer mudança na estabilidade do sistema anaeróbio empregado no tratamento de efluentes de frigoríficos, os autores alcançaram eficiência de

remoção da matéria orgânica de 86%.

Apesar dos maiores valores de AVT observados por Oliveira *et al.* (2024), os autores verificaram valores de AI/AP inferiores a 0,3 em cargas orgânicas semelhantes às aplicadas no presente trabalho. Valores que não inibiram a atividade metanogênica do reator. 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⁻³ d⁻¹ 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. Vuitik *et al.* (2019) afirmaram que aplicando carga orgânica de 2,0 g L⁻¹ d⁻¹ de DQO de água residuária de vinhaça em reatores anaeróbios de chicanas, apesar da a relação AI/AP indicar valores inferiores a 0,3 houve limitações operacionais no desempenho do sistema, portanto aplicar orgânica equilibrada evita a produção excessiva de ácidos voláteis totais e garante a estabilidade do sistema.

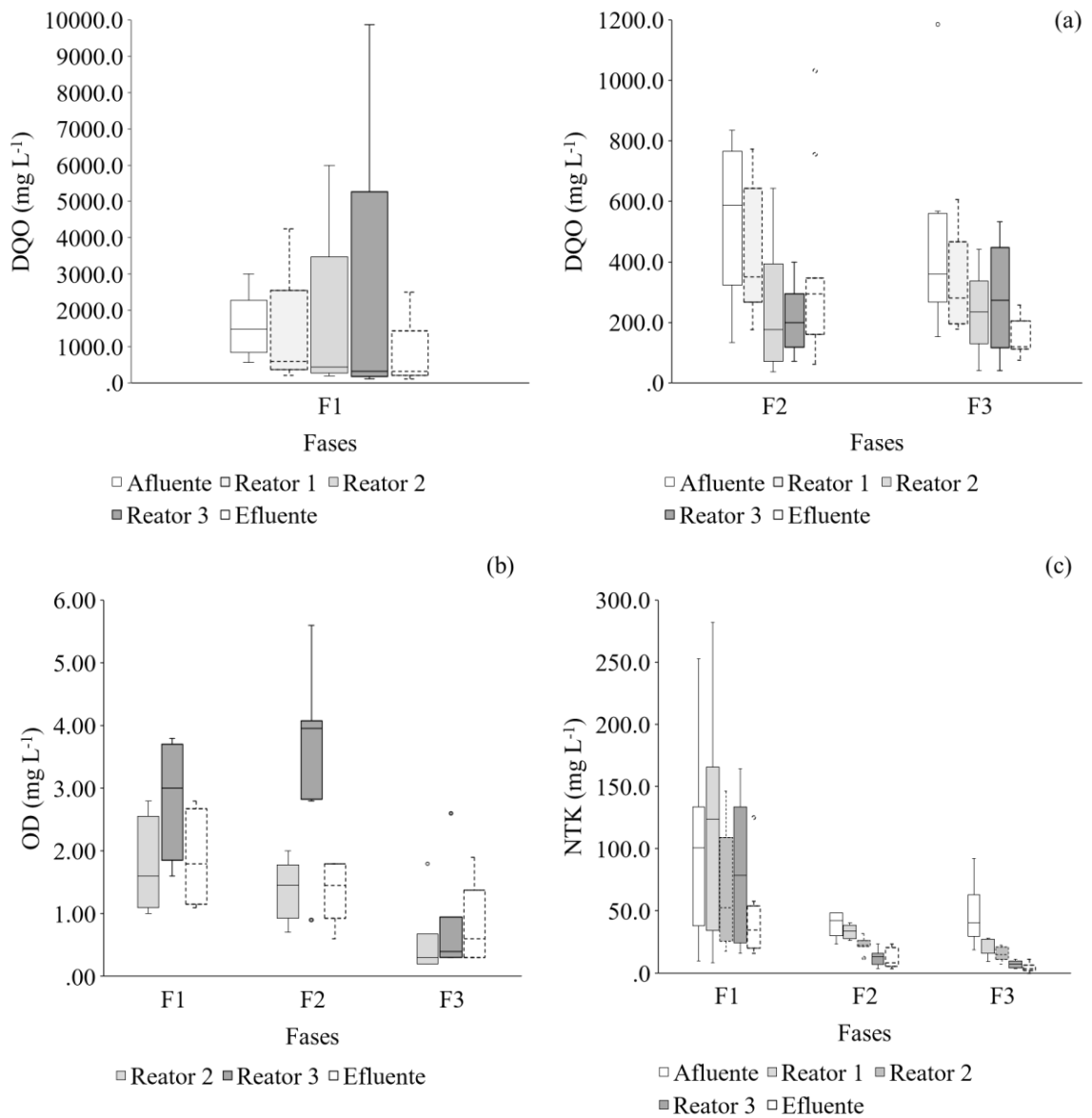
Pereira *et al.* (2010) obtiveram valor médio na relação AI/AP mais elevado (1,7) utilizando reatores UASB com uma COV 1,77 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO no tratamento de água residuária de suinocultura. O sistema não apresentou desequilíbrio e nem problemas de acidificação, por conta da capacidade de tamponamento dos reatores, conforme descrito por Chernicharo (2016). Ademais, Fia *et al.* (2015) utilizaram o reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF), combinado com reator UASB, para o tratamento de águas residuárias de abatedouro operando com COV de 8,46 e 3,77 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO, tendo observado valores de 1.278 a 1.403 mg L⁻¹ de AB no reator, e apesar dos valores elevados de AI/AP (1,41), os autores tiveram eficiências de remoção de DQO 86% sendo consideradas satisfatórias.

Ressalta-se, então, que no presente trabalho a AB foi menor em comparação com as pesquisas descritas anteriormente, entretanto, a menor produção de AVT, proporcionou a manutenção dos valores de pH acima da neutralidade, indicando boas condições de tamponamento desenvolvidas no reator, e dentro da faixa de 6,0 a 8,0 recomendada para sistemas anaeróbios, conforme indicado por Chernicharo (2007).

4.2 Remoção de matéria orgânica, sólidos e nitrogênio

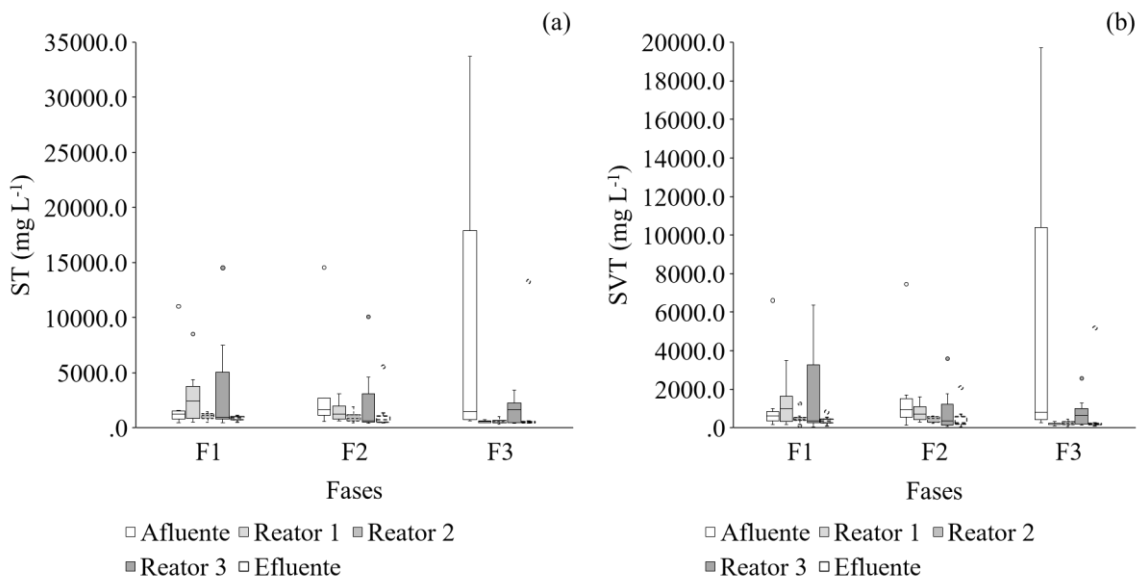
Nas Figuras 4.3 e 4.4 estão representados os valores médios das variáveis demanda bioquímica de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV) observados durante o período de monitoramento do sistema nas diferentes fases.

Figura 4.3 – Valores de demanda bioquímica de oxigênio – DQO (a), oxigênio dissolvido – OD (b) e nitrogênio total Kjeldahl – NTK (c), observados durante o período do monitoramento do sistema.



Fonte: Da Autora (2024)

Figura 4.4 – Valores de sólidos totais – ST (a), sólidos totais voláteis – SVT (b) observados durante o período do monitoramento do sistema



Fonte: Da Autora (2024)

Na Figura 4.3a para F1 a variabilidade dos valores ao longo do processo foi elevada em relação as outras fases. Observou se que as medianas das concentrações de DQO na F1 foram de 593, 431, 329 e 320 mg L⁻¹ correspondente ao reator anaeróbico, anóxico, aeróbio e efluente, resultando assim na estabilidade do sistema. Entretanto, a presença de outliers é observada nas F2 e F3 que podem ser atribuídos ao manejo e às operações dentro de uma granja de suínos, como é o caso da mudança da dieta alimentar dos suínos que pode resultar na quantidade e composição dos dejetos, e que às vezes reflete na concentração efluente dos reatores. Nas médias das concentrações da DQO do afluentes foram observados valores de 1.545, 549 e 463 mg L⁻¹, houve diferença significativa ($p < 0,05$) da F1 em relação às F2 e F3, que foram iguais. No efluente do sistema de tratamento, com médias de 723, 345 e 148 mg L⁻¹ de DQO nas F1, F2 e F3, houve diferença entre os valores ($p < 0,05$).

Ao longo do monitoramento, verificou-se tendência de redução dos valores de DQO do afluentes do sistema para o efluente, evidenciando em maior ou menor grau da eficiência dos reatores na remoção de DQO (Tabela 4.1 e Tabela 4.3). Exceção deve ser feita para os reatores anóxico e aeróbio, durante a F1, na qual foi aplicada maior carga orgânica, e devido à aeração do R3 e manutenção dos sólidos em suspensão, e a recirculação da água residuária com maior carga de sólidos suspensos do aeróbio para o anóxico, notou-se nestes reatores o aumento da DQO média. Fato comprovado pelo aumento da concentração de ST nestes pontos amostrais (Tabela 4.1), e menor eficiência de remoção de ST no reator aeróbio (Tabela 4.3).

Tabela 4.3 – Valores médios e desvio padrão das eficiências de remoção das diferentes variáveis durante o monitoramento das unidades de tratamento.

Pontos amostrais	Fases	Eficiências (%)					
		DQO	ST	STV	PT	P-PO ₄ ³⁻	NTK
Reator anaeróbio	F1	31 ± 34a	11 ± 23a	16 ± 30a	7 ± 12a	28 ± 29a	4,7 ± 7,5a
	F2	30 ± 25a	33 ± 30ab	37 ± 28ab	11 ± 13a	10 ± 10a	15 ± 13,2b
	F3	22 ± 26a	52 ± 37b	60 ± 36b	17 ± 13a	8 ± 9a	48,6 ± 16,5c
Reator anóxico	F1	31 ± 30a	35 ± 32a	40 ± 30a	87 ± 26a	48 ± 19a	35,8 ± 26,4a
	F2	44 ± 36a	28 ± 22a	32 ± 23a	28 ± 16b	21 ± 15b	29,3 ± 19,6a
	F3	43 ± 35a	8 ± 9b	23 ± 33a	19 ± 177b	20 ± 13b	28,3 ± 16,3a
Reator aeróbio	F1	27 ± 17a	8 ± 12a	16 ± 22a	19 ± 25a	25 ± 37a	10,3 ± 13,3a
	F2	36 ± 39a	14 ± 25a	28 ± 41a	34 ± 27a	43 ± 31a	44,2 ± 29,7b
	F3	24 ± 35a	5 ± 12a	5 ± 9b	13 ± 19a	29 ± 14a	48,4 ± 32,9b
Decantador Secundário	F1	26 ± 34a	37 ± 39a	39 ± 40a	32 ± 42a	8 ± 23a	32,6 ± 31,7a
	F2	13 ± 30a	15 ± 31b	18 ± 34a	18 ± 30a	4 ± 8a	20,5 ± 23,4a
	F3	33 ± 32a	46 ± 35a	45 ± 40a	47 ± 33a	1 ± 2a	40,5 ± 28,1a
Global	F1	62 ± 26a	26 ± 24a	40 ± 32a	88 ± 25a	57 ± 37a	44,7 ± 23,2a
	F2	58 ± 28a	48 ± 36b	55 ± 40a	60 ± 23b	50 ± 28a	69,1 ± 11,7b
	F3	61 ± 16a	54 ± 39b	59 ± 41a	50 ± 21b	38 ± 16a	88,1 ± 12,1c

Médias de eficiência de remoção da mesma variável em um mesmo reator seguidas pela mesma letra nas diferentes fases não diferiram entre si pelo teste de Kruskal-Wallis a 5% de significância.

Fonte: Da Autora (2024)

Em unidades aeradas há a necessidade de uma unidade posterior para retenção do lodo em suspensão para a melhora da qualidade do efluente a ser disposto no ambiente, papel desempenhado na presente pesquisa pelo decantador secundário.

Para cada reator, não houve diferença significativa na remoção de DQO entre as três fases de monitoramento ($p > 0,05$), ou seja, o sistema foi capaz de remover em termos percentuais a mesma quantidade de DQO, independente da carga orgânica aplicada ao sistema; diferentemente de Oliveira *et al.* (2020b) observaram que o sistema composto por reator UASB, biofiltro aerado e sistema alagado construído teve aumento de eficiência de remoção de DQO com o aumento da carga orgânica aplicada ao sistema (1 para $4 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO), aumentando de 79 para 92%. Similarmente, foram observadas eficiências de remoção de DQO acima de 80% pelos autores Yang *et al.* (2019) quando aumentaram a carga orgânica de 2 para $6 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO em reator anaeróbio operando em RBS e em um filtro anaeróbio de fluxo ascendente alimentado por ARS.

Safitri, Kaster e Kommedal (2022) em seu estudo utilizaram reator UASB alimentado por água residuária doméstica, observaram que o aumento da carga orgânica de 1,3 para $15,2 \text{ g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO teve efeitos significativos melhorando a eficiência de remoção de 50 para 70%. Ademais Liu *et al.* (2024) verificaram que aumentando a carga orgânica de 1,67 para $6,07 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO, a eficiência média de remoção de DQO manteve-se satisfatória (97 e 95%), justificado ao fato que o aumento da carga orgânica aumentaria a disponibilidade de matéria orgânica que poderia estimular o crescimento microbiano, resultando em uma maior retenção e degradação do material particulado e alta qualidade do efluente. Os autores Owusu-Agyeman *et al.* (2019) observaram que aplicando cargas orgânicas de 14 e $9 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO em dois reatores UASB não houve efeitos significativos de eficiência de remoção de DQO explicado pelo facto de que ambos os reatores tiveram bastante variabilidade no afluente funcionaram abaixo das suas capacidades. No presente trabalho, as eficiências globais alcançadas foram de cerca de 60% de remoção de DQO (Tabela 4.3).

Leite, Vich e Callado (2021) estudaram a remoção de matéria orgânica de dejetos suínos utilizando sistema de tratamento biológico composto por um reator UASB seguido de um RBS, alcançaram eficiências de remoção de matéria orgânica de 86% e 58%, o RBS apresentou baixo desempenho, removendo apenas 58% e 6% da DQO, pois foi alimentado com efluente já digerido no reator UASB, que deixou a fração recalcitrante para ser degradada no RBS. No presente trabalho, notou-se cada reator foi responsável pela remoção de DQO de forma homogênea, em que os valores médios para cada fase não foram discrepantes para os diferentes reatores.

Cai *et al.* (2022) avaliaram o desempenho do RBS e o processo anóxico/óxico (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⁻¹ 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⁻¹ DQO. Os reatores anaeróbios e anóxico tiveram concentrações inferiores a 0,2 mg L⁻¹ de OD e nos reatores aeróbios aplicou-se 5,0 mg L⁻¹ de OD. Essa condição permitiu que houvesse nitrificação e melhores eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes foram alcançadas. Similarmente, foi observado neste estudo que em R1 as concentrações de OD foram totalmente inexistentes e R2 operaram com concentrações de até 1,75 mg L⁻¹ de OD durante a fase experimental, garantindo que os processos de degradação da matéria orgânica fossem alcançados nestes reatores. Entretanto, apesar dos maiores valores de OD no R3, a variação de aeração verificada durante as três fases não influenciou as eficiências de remoção de DQO.

Observou-se que as eficiências de remoção da matéria orgânica no aeróbio foram maiores na F1 com 31% e no anóxico, verificou-se que a melhor eficiência foi alcançada na F2 com 44% de remoção de DQO. Observou-se ainda que no aeróbio houve melhora numérica da eficiência quando o OD foi aumentado de 2,85 para 3,53 mg L⁻¹, alcançando 36% de remoção da DQO, porém sem diferença estatística entre as fases. Zhang, Guisasola e Baeza (2023) afirmaram que concentração de 0,2 mg L⁻¹ de OD não foi viável para o processo de remoção biológica de fósforo ao tratar efluente sintético com concentração em torno de 400 mg L⁻¹ de DQO. Diferentemente, quando o sistema operou com OD na faixa de 0,5 a 1 mg L⁻¹ de OD, valores mais próximos ao do presente trabalho, observou-se melhor desempenho, alcançando remoção de 95% de DQO. Portanto, operar com níveis muito baixos de OD no reator aeróbio pode causar problemas de baixa capacidade de sedimentação e redução da atividade dos organismos. Entretanto, com os valores aplicados na presente pesquisa, poderia ser alcançada maior eficiência de remoção de matéria orgânica.

Zheng *et al.* (2018) tratando de águas residuárias da suinocultura utilizando um reator em batelada de sequenciamento aerado. Aplicando uma carga orgânica de 0,17 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO, os autores alcançaram eficiência média de 60% de remoção de DQO. Quando a carga orgânica foi aumentada para 0,64 kg DQO m⁻³ d⁻¹, a eficiência de remoção subiu para 88%.

Portanto, quando for aumentada a carga orgânica há mais substrato disponível, o que estimula a atividade microbiana favorecendo o aumento da taxa de degradação dos poluentes, o que foi observado por Oliveira *et al.* (2024).

Entretanto, na presente pesquisa, por questões operacionais descritas anteriormente, a carga orgânica foi reduzida ao longo do período experimental, e conseqüentemente houve redução do suprimento de matéria orgânica que provavelmente alterou o equilíbrio microbiológico do meio, mesmo assim, não houve redução de eficiência, com a manutenção de percentuais médios de remoção iguais ($p > 0,05$) para um mesmo reator (Tabela 4.3). No entanto, apesar das eficiências de remoção iguais foi observada redução na concentração da DQO do efluente do sistema de tratamento da F1 (723 mg L^{-1}) para a F2 (345 mg L^{-1}) e posteriormente para a F3 (148 mg L^{-1}). Assim, constatou-se que, em média, apenas na F3 foi gerado efluente do sistema de tratamento com concentração para disposição em curso d'água, em termos de DQO, segundo a deliberação normativa do COPAM-CERH/MG nº 8 de 2022 (Minas Gerais, 2022), que deve ser inferior a 180 mg L^{-1} .

As concentrações médias dos ST e SVT no afluente variaram entre 1.992, 3.101, 8.448 mg L^{-1} e 1.117, 1.611, 4.876 mg L^{-1} , nas fases 1, 2 e 3 (Tabela 7). Observou-se que as maiores concentrações de 8.448 mg L^{-1} e 4.876 mg L^{-1} correspondem a F3, e pelo teste de médias houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre a F3 e as demais fases. Entretanto na Figura 4.4a e 4.4b observou-se no box plot variabilidade dos valores, constatando-se que as medianas nos reatores anóxico e aeróbio foram de 1190 e 1760 mg L^{-1} correspondente a F1 e F2, atribuído ao arraste do lodo provocado pela instabilidade do sistema de aeração que se verificou ao longo do monitoramento experimental. Ademais, a maior presença de outliers foi devido à diferente forma de obtenção da água residuária por meio da diluição das fezes, o que resultou em diferentes características ao longo do processo experimental.

Além disso, nota-se que, mesmo com a redução dos valores de DQO da F1 para a F3, houve aumento na concentração de sólidos na água residuária, o que pode ser explicado pelo fato de como a ARS foi obtida. Na F1, proveniente diretamente da limpeza das instalações animais, provavelmente com maior potencial de diluição dos dejetos, e a DQO foi composta em sua maioria, possivelmente, por sólidos dissolvidos. Nas F2 e F3, houve diluição das fezes em água, e aumento do teor de sólidos na ARS, e a DQO passou a ser composta, provavelmente, em sua maioria por sólidos em suspensão. Ainda, a partir dos valores da Tabela 4.1, nota-se que os SVT compuseram entre 52 e 58% dos ST, demonstrando o potencial de degradação do efluente.

Tomoto *et al.* (2018) trataram águas residuárias de suinocultura e encontraram concentrações de 3.875 e 1.782 mg L⁻¹ correspondente a ST e SVT, dentro da faixa de variação observada no presente trabalho. Não obstante, neste estudo observou-se valores médios de ST e SVT, no efluente do sistema de tratamento, iguais a 886, 1.276, 1.940 e 376, 509, 749 mg L⁻¹ (F1, F2 e F3), ou seja, o aumento na concentração de sólidos afluente ao sistema de tratamento, refletiu na concentração efluente. Ainda, nota-se a remoção de compostos degradáveis, pois a relação entre SVT e ST que no afluente foi maior que 50%, passou para 39 a 42% no efluente.

O decantador secundário (DS) operou com cargas de 42,03, 26,82 e 19,20 kg m⁻³ d⁻¹ de ST nas F1, F2 e F3 (Tabela 3.2). Assim, mesmo com o aumento da concentração de sólidos afluente da F1 para a F3, nota-se que o sistema foi capaz de assimilar maior quantidade de sólidos, resultando em uma menor carga de sólidos aplicada no decantador secundário, na F3 que recebeu maior concentração afluente (8.448 mg L⁻¹ de ST). Esta redução da concentração de sólidos ao longo do sistema de tratamento, mesmo com a aplicação de maiores quantidades de ST (entre 7.630 e 10.657 mg L⁻¹) também foi verificada por Oliveira *et al.* (2020b) ao tratarem água residuária de suinocultura em reatores biológicos sequenciais. Entretanto, diferente do observado no presente trabalho, os autores não observaram elevação na concentração de ST no reator aerado (biofiltro aerado submerso) instalado após o reator anaeróbio (UASB). E a remoção efetiva de ST ocorreu no sistema alagado construído, instalado como última unidade de tratamento. Os autores alcançaram entre 49 e 64% de remoção de ST.

Para os sólidos voláteis, devido à amplitude de variação observada nos dados (Figura 4.4b), não houve diferença entre as fases para um mesmo reator, nem para o sistema como um todo. Entretanto, notou-se que o sistema foi capaz de remover nas F2 e F3 de 48 a 54% de ST, diferindo-se de F1 (26%). Esta maior eficiência, especialmente da F3 pode ser atribuída ao reator anaeróbio (52% de remoção) e ao decantador secundário (46% de remoção), e na F2 ao reator anaeróbio (33% de remoção). Assim, considera-se que o reator anaeróbio funcionou como um decantador primário, e além de promover a degradação anaeróbia do efluente, proporcionou a sedimentação dos ST, apesar de estar sob constante agitação. Oliveira *et al.* (2024) verificaram que o aumento da concentração afluente de sólidos voláteis proporcionou redução de matéria orgânica por sedimentação, o que pode ter ocorrido no presente trabalho, principalmente na F3. Considerando que a maior parte da concentração de DQO estivesse na forma particulada, a menor remoção de sólidos pode ter refletido na menor capacidade de remoção de matéria orgânica do sistema. Assim, o aumento do TDH do decantador secundário

poderia resultar em melhor eficiência do sistema de tratamento.

Na Figura 4.3c são observados os valores médios afluente de 105,1, 39,0 e 48,4 mg L⁻¹ de NTK e para o efluente de 44,5, 11,3 e 4,5 mg L⁻¹, nas respectivas fases de monitoramento. Para o nitrato (N-NO₃⁻), devido à aeração no reator aeróbio e recirculação para reator anóxico, notou-se aumento da concentração nas últimas unidades de tratamento. Pelo teste de médias, observou-se que no efluente as concentrações de NTK para todas as fases foram estatisticamente diferentes (p<0,05), alcançando maiores eficiências na F3 (88%), com a redução da carga orgânica aplicada em relação à F1, e maior estabilização e amadurecimento do sistema de tratamento.

Na F1, com a aplicação de maior carga orgânica, notou-se valores elevados afluentes ao sistema de tratamento (118,2 mg L⁻¹ de NTK). Nas F2 e F3 houve uma queda brusca nos valores afluentes, correspondente aos valores médios de 33,2 e 22,6 mg L⁻¹. A aeração no R3, com diferença entre as concentrações aplicadas, proporcionou nitrificação na água em tratamento, e, em função da sequência de tratamento, desnitrificação, o que contribuiu para a remoção do nitrogênio. Nesta via de remoção de NTK, a redução da concentração afluente em F2 e F3 promoveu melhoria na eficiência de remoção de NTK em R3 (p<0,05), alcançando 44 a 48%, quando o sistema operou com OD de 3,53 mg L⁻¹.

Leite, Vich e Callado (2021) trataram dejetos de suinocultura em reator em batelada sequencial (RBS) e observaram diminuição de valores médios de NTK de 60 para 23 mg L⁻¹, resultado da atividade de nitrificação que existiu no sistema. Jiang *et al.* (2018) afirmaram que utilizar OD no reator aeróbico na faixa de 2-2,5 mg L⁻¹ favorece a nitrificação da amônia e melhora o desempenho da atividade das bactérias nitrificantes responsáveis pela remoção de nitrogênio. Ademais Ferro *et al.* (2021) utilizaram concentração de OD no reator aeróbio de 6 mg L⁻¹ em reatores sequenciais, estes autores alcançaram 82% de remoção de NTK sendo estas consideradas satisfatórias. Diferentemente foi observado no presente trabalho, em que a mediana das concentrações de OD aumentaram de 1,75 para 2,85 mg L⁻¹, conseqüentemente as eficiências de NTK diminuíram no reator anóxico para aeróbio de 35,8 para 10,3% na F1, estes resultados são atribuídos pelo fato que a desnitrificação ocorre em níveis baixos de OD (Waki *et al.*, 2018).

Entretanto, pelos valores elevados de NTK afluente ao sistema de tratamento, acredita-se que o fator que mais contribuiu para a remoção de NTK tenha sido a remoção física por sedimentação dos sólidos e a composição de NTK contido nestes. Fator que pode ser confirmado no reator anaeróbio na F3, como observado para a remoção de ST, e as reduzidas concentrações de nitrato no reator aeróbio, proporcionalmente às concentrações de NTK

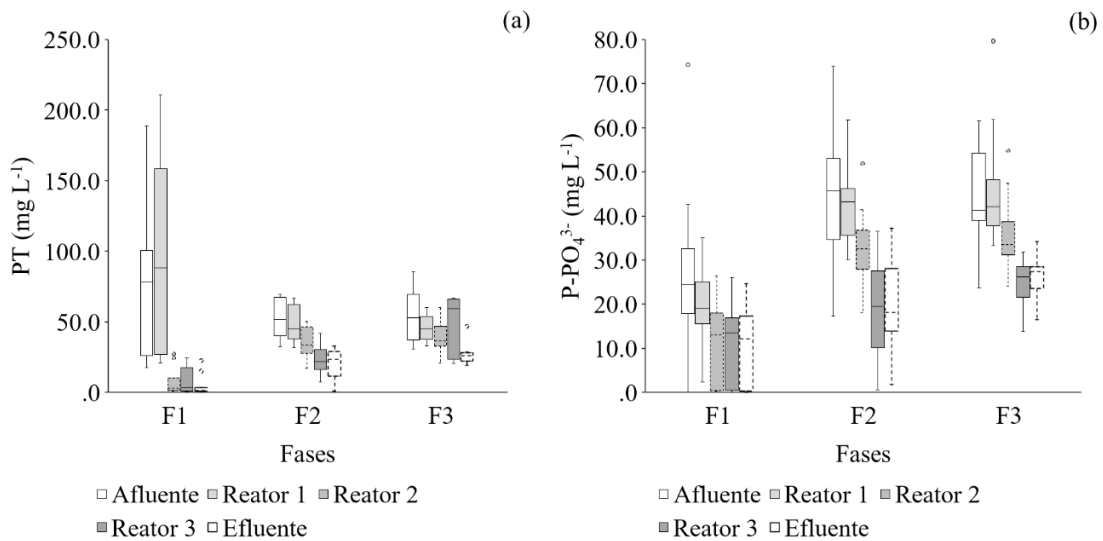
observadas no sistema. Oliveira *et al.* (2020c) aplicaram ente 578 e 782 mg L⁻¹ de NTK em reatores biológicos sequenciais (anaeróbio, aeróbio e anóxico) e verificaram, proporcionalmente, menores valores de nitrato no reator aerado, alcançando em média cerca de 20 mg L⁻¹, com concentração de OD entre 4,5 e 6,9 mg L⁻¹. Entretanto, diferentemente do observado no presente trabalho, Oliveira *et al.* (2020c) verificaram que os reatores anaeróbios não foram unidades eficazes na remoção de NTK, razão pela qual não verificaram diferença significativa entre as concentrações de NTK entre o afluente e o efluente. Na maior carga aplicada, os autores verificaram 48,9% de remoção de NTK no reator aerado (biofiltro aerado submerso), semelhante ao observado no reator aeróbio na F3 no presente trabalho.

Independente da forma de remoção do NTK nos diferentes reatores, e da variação da concentração afluente que foi observada em todas as fases, as concentrações médias efluentes do sistema de tratamento na F2 e F3 atenderam aos padrões de lançamento de efluentes em cursos d'água estabelecidos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG n° 8 de 2022, que é de até 20 mg L⁻¹ (Minas Gerais, 2022).

4.3 Remoção de fosforo e fosfato em diferentes condições operacionais

Durante o monitoramento do sistema de tratamento, observou-se redução das concentrações de PT nos afluentes para efluente no final de cada fase, em que as medianas na F1 foram de 78,3 e 1,4 mg L⁻¹, mostrando estabilidade de remoção no sistema. (Figura 8a). além disso, na F1, como para as demais variáveis de qualidade, a concentração de PT do afluente foi maior ($p < 0,05$) em relação à F2 e F3 tendo sido observado valores médios de (88,4, 51,8 e 54,5 mg L⁻¹) respectivamente (Tabela 4.1). Estes resultados foram semelhantes aos observados por Chen *et al.* (2023), entre 22 e 96 mg L⁻¹, e inferiores aos observados por Oliveira *et al.* (2020) e Deng *et al.* (2023), com médias entre 200 e 600 mg L⁻¹ no tratamento de águas residuárias de suinocultura, devido à variabilidade proveniente do número de suínos e estágio de crescimento, e condições operacionais de limpeza das instalações animais. Deve-se ressaltar que alguns valores médios de PT em determinados reatores e fases foram inferiores aos valores médios de fosfato, isso ocorreu devido ao número de amostras serem diferentes para as duas variáveis.

Figura 4.5 – Valores médios das concentrações médias de fosforo – PT (a) e fosfato – P-PO₄³⁻ (b) observados durante o período do monitoramento do sistema.



Fonte: Da Autora (2024).

Durante a F1 o sistema apresentou melhor eficiência global de remoção de PT alcançando 88% (Tabela 4.3) ($p < 0,05$), com destaque para o reator anóxico no qual se observou concentração média afluente e efluente de 95,8 mg L⁻¹ e 7,4 mg L⁻¹ de PT, respectivamente. Indicando que a concentração removida foi de 88 mg L⁻¹. Para as demais fases, avaliando cada reator não se verificou diferença na remoção de PT. Ainda para as diferentes fases, notou-se não haver diferença na remoção global de fosfato pelo sistema de tratamento. Entretanto, para o reator anóxico, houve diferença significativa, alcançando, em média, 48% na F1.

Zhang *et al.* (2023) afirmaram que a relação entre a DQO/PT influencia na eficiência de remoção de fósforo, para que isso ocorra depende das cargas de fósforo e da biodegradabilidade da matéria orgânica. De Sousa *et al.* (2021) alcançaram eficiências de 43% de remoção de PT no tratamento de esgoto doméstico (15,2 mg L⁻¹ de PT e 9,2 mg L⁻¹ de P-PO₄³⁻) em reator em batelada sequencial com intermitência na aeração, as quais foram consideradas não satisfatórias devido à variação da DQO, como observado no presente trabalho. Os autores concluíram que com a estabilização da carga orgânica aplicada ao reator, maior concentração de DQO solúvel e elevação da relação DQO/PT (61,2) as eficiências de remoção de PT e ortofosfato aumentaram consideravelmente, alcançando 83 e 80%. Liu *et al.* (2022) indicaram que a relação DQO/PT (71,9) foi necessária para alcançar eficiências de remoção de 91% de PT. Entende-se que a maior concentração de matéria orgânica biodegradável tenha alcançada no R1 particularmente na F1. Além disso, no R2, a relação

DQO/PT foi maior em F1 (13,5), mas ainda assim, inferior aos valores observados por De Sousa *et al.* (2021).

Apesar do entendimento de que a relação entre a DQO/PT possa influenciar a remoção de fósforo. Chen *et al.* (2021) verificaram que a redução da relação de 62 para 18 não afetou a remoção (99%) quando tratou água residuária sintética (4 a 8 mg L⁻¹ de PT) em reatores biológicos sequenciais (anaeróbio-aeróbio-anóxico). Destaca-se aqui as elevadas eficiências, mas também a reduzida concentração afluenta de PT, diferentemente do observado no presente trabalho, em que a concentração removida foi maior.

Além da concentração de DQO, notou-se nas F2 e F3 menores valores de AVT (Tabela 8). Como os AVT não foram quantificados na F1, a comparação pode ficar prejudicada. Porém, acredita-se que com a maior concentração de DQO aplicada na F1, tenha havido maior produção de AVT em R1 em relação às demais fases. Curtin (2011) relataram que a remoção biológica de P consome de 7 a 10 mg de AVT para cada um grama de P removido. Assim, com a concentração de AVT da ordem de 90 mg L⁻¹, e as remoções nas diferentes fases da ordem de 9 a 10 mg L⁻¹ de fosfato, entende-se que a concentração de AVT apresentada no R1 tenha sido suficiente para a remoção P.

Ferro *et al.* (2021) obtiveram 70% de eficiência de remoção de PT no reator anóxico tratando águas residuária sintéticas com adição de carbono. A remoção foi explicada pela liberação de fósforo no reator anaeróbio e absorção nos reatores anóxico pela capacidade que os microrganismos têm de assimilar a matéria orgânica decomposta como fonte de energia e nutrientes.

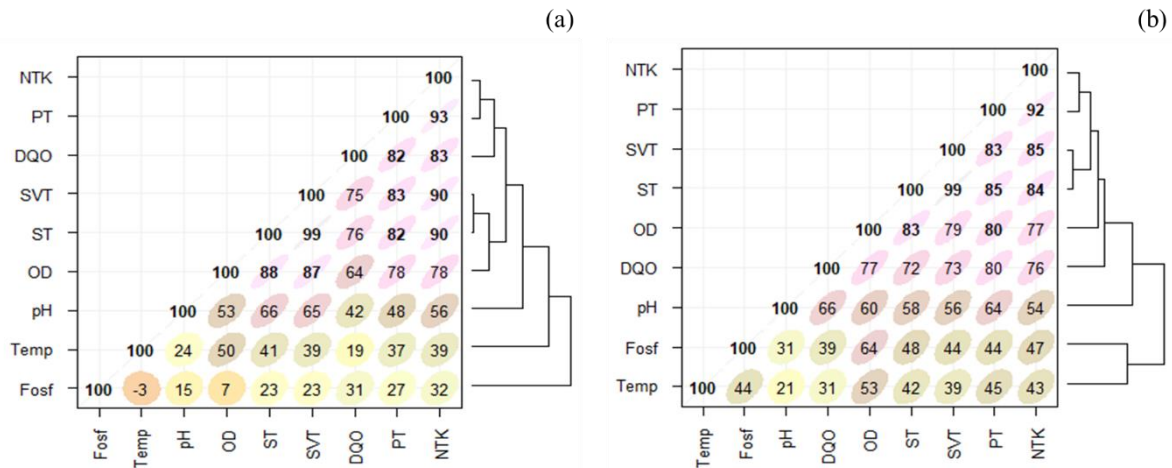
Em linhas gerais, quanto maior for a existência de sólidos voláteis possivelmente haverá maior quantidade de microrganismos no sistema que favorecem o processo de remoção de P, mas isso somente não é suficiente. No entanto, tendo as condições adequadas de pH, temperatura, OD supõe-se que terá maior eficiência de remoção (Zhang *et al.*, 2024).

Portanto, a temperatura e o pH foram monitorados conforme descrito anteriormente, os resultados indicaram que permaneceu estável e não foram fatores limitantes para o desempenho do sistema quanto à remoção de P (Wang *et al.*, 2013; Zhao *et al.*, 2022).

Na F2 observou-se uma redução de concentrações de 35,3 para 23,2 mg L⁻¹ de PT no reator anóxico, operando com concentrações de OD de 1,38 mg L⁻¹, resultados indicaram que houve uma remoção de 12 mg L⁻¹ de PT, e de 14 mg L⁻¹ de fosfato. Ademais, pelo teste de Spearman ($p < 0,05$), o valor da correlação foi de 0,78 (Figura 4.6), o que explica que existe correlação positiva e forte entre OD e PT, ou seja, à medida que os níveis de OD aumentam, os níveis de fósforo também tendem a aumentar. Fato também confirmado em reator aeróbio,

o que pode estar relacionado com fatores físicos e maior movimentação de sólidos devido à aeração ao arraste de lodo.

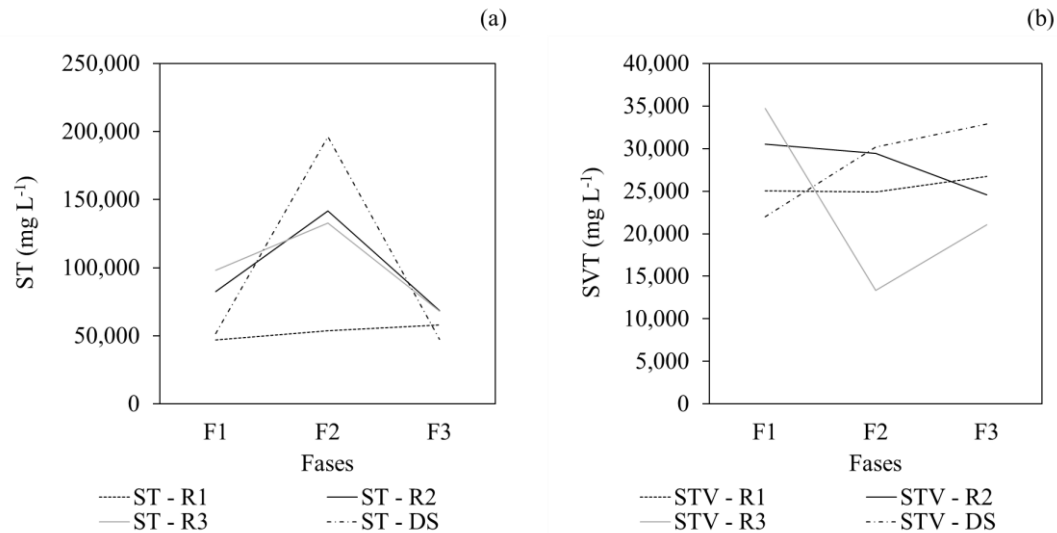
Figura 4.6 – Valores da correlação de Spearman para o reator anóxico – R2 (a) e reator aeróbio – R3 (b) na segunda fase (F2) de monitoramento do sistema de tratamento.



Fonte: Da Autora (2024).

Em relação à presença de ST nos reatores, notou-se a manutenção dos valores em R1, inferiores aos demais reatores, porém com tendência de estabilidade ao longo do monitoramento do sistema de tratamento. Para os reatores anóxico e aeróbio, houve elevação dos ST no lodo na F2, porém, com maior proporção de sólidos fixos, tendo em vista a redução dos valores de sólidos voláteis (Figura 4.7). Sendo esta fase mais pronunciada para o reator aeróbio, devido provavelmente à redução da matéria orgânica afluyente ao sistema e, conseqüente, redução da biomassa.

Figura 4.7 – Valores de sólidos totais – ST e sólidos totais voláteis – SVT obtidos no lodo dos reatores anaeróbico (R1), anóxico (R2) e aerado (R3) e no decantador secundário (DS) ao final de cada uma das três fases de monitoramento (F1, F2 e F3) do sistema de tratamento.



Fonte: Da Autora (2024).

Quando avaliados em conjunto o reator aeróbio e o decantador secundário, o que é mais adequado, devido à necessidade de remoção do lodo em suspensão, nota-se que a remoção média de PT foi maior na F2 (44%), comparada à F3 (5%) e mais próxima do valor observado na F1 (36%). As F1 e F2 foram aquelas que apresentaram maiores valores de OD.

Izadi, Izadi e Eldyasti (2020) operaram com concentrações de OD até 4 mg L⁻¹ e observaram menor absorção de PT no reator aeróbio, justificada pelo fato que a maior concentração de OD reduziu a capacidade dos PAOs absorverem o PT. Zopas, Bernardes e Meneguzzi (2016) justificaram que concentrações elevadas de OD inibem a atividade das bactérias desnitrificantes, influenciando no desempenho do sistema de remoção de nutrientes. Ainda em termos físicos, a maior inserção de OD pode ter causado maior suspensão de lodo em R3, e menor remoção de PT por processos físicos, como verificado em R1 na F1.

Então, apesar de os relatos da literatura apresentarem que maiores valores de OD reduziram a eficiência de remoção de fósforo, evidencia-se que os maiores valores de OD, dentro da faixa aplicada no presente no trabalho, melhoraram a remoção biológica de P, comprovada pelas maiores remoções médias de fosfato nas F2 (38%) e F3 (25%), em relação à F1 (6%), quando avaliado o conjunto de reator aeróbio e o decantador secundário.

Corroborando com a afirmação, Sui *et al.* (2024) removendo fosfato de águas residuárias domésticas, obtiveram resultados em que aumentando o OD de 0,2 para 0,3 mg L⁻¹

¹ melhorou a eficiência de remoção de fosfato de 25% para 70%. Os valores de OD são menores e mais próximos aos utilizados no presente trabalho, quando comparados aos outros autores anteriormente citados, que aplicaram OD da ordem de 4 mg L⁻¹.

Outra fase que se destacou em termos de remoção de fósforo foi a F3, observou-se que o efluente do anaeróbio apresentou concentração média de PT de 45,8 mg L⁻¹ e o efluente de R2 de 29,1 mg L⁻¹, indicando que a remoção de PT foi de 17 mg L⁻¹, resultado similar foi verificado no decantador secundário em que a remoção foi ainda maior nesta fase alcançando remoção de 20 mg L⁻¹ de PT, assim, nota-se boa remoção de PT por sedimentação do lodo. Bueno *et al.* (2019) avaliaram o desempenho de um reator em bateladas sequencial tratando esgoto sanitário operando pelo processo anaerobio-anoxico-oxico (A₂O), os autores observaram que a concentração do afluente e efluente foi de 6 e 0,9 mg L⁻¹, alcançando eficiências de 84,4% de remoção de PT, apesar de ter sido observados maior eficiência de remoção em termos percentuais, a remoção foi menor ficando com apenas 5,1 mg L⁻¹. Ademais Li *et al.* (2023) observaram concentrações de afluente e efluente de 4,1 e 0,96 mg L⁻¹ de PT trataram esgoto sanitário por processo anaeróbica-anóxica-oxica-anóxica seguida de biorreator de membrana (A₂O/A+MBR), os autores concluíram que com adição de uma unidade pós anóxica aumentou a eficiência de remoção PT de 76,3 para 91,3%, e não foi necessário adicionar produtos químicos para melhorar o desempenho do sistema.

Quando analisadas as concentrações afluentes e efluentes de fosfato do R2 nas diferentes fases, nota-se que a F1 foi aquela que apresentou a menor quantidade de fósforo solúvel (fosfato) afluente ao sistema (Figura 8b). E ainda, foi a que apresentou a menor relação entre fosfato e PT (32%), comparada a F2 e F3 (85-86%). Tal situação continua a ser observada em outros pontos amostrais sequenciais, o que pode favorecer a remoção biológica de P (Costa *et al.*, 2019).

Nota-se que a quantidade de fosfato removida nas F1, F2 e F3 foram proporcionais, ou seja, independente da concentração afluente, o reator anóxico foi capaz de remover em média de 9 a 10 mg L⁻¹ de fosfato que adentrou o reator (Tabela 7). Por isso, acredita-se que a maior quantidade de P na forma particulada verificada na F1 favoreceu a remoção por sedimentação de sólidos (Costa *et al.*, 2019). Fato corroborado pela maior remoção de ST observada na F1 (1.588 mg L⁻¹) comparada à F2 (476 mg L⁻¹).

Acredita-se que o redimensionamento do decantador secundário pode aumentar a eficiência do sistema de tratamento, com aumento da retenção de sólidos, e conseqüentemente do lodo que apresenta fósforo devido à incorporação biológica ao lodo e à sedimentação dos sólidos em suspensão.

5 CONCLUSÕES

O processo de coleta de fezes durante a raspagem das baias para fazer a diluição no laboratório apresentou-se melhor na padronização da concentração a ser aplicada ao sistema. As eficiências de remoção de NTK e DQO foram melhores nas F2 e F3 alcançando eficiências superiores a 50%, e proporcionaram, na fase 3, concentrações nos efluentes para atendimento aos padrões de lançamento de efluentes em cursos d'água para o estado de Minas Gerais.

Comparando as fases operacionais em relação ao desempenho do sistema, os efluentes apresentaram valores menores que os afluentes, nestas condições, verificou-se que foram alcançou eficiências de remoção de PT de até 88% na fase 1 ($p < 0,05$), proporcionada principalmente pelo reator anóxico e pela sedimentação de sólidos.

A remoção de fosfato pelo sistema de tratamento não sofreu variação entre as fases de monitoramento ($p > 0,05$), alcançando cerca de 50% de remoção. A variação da quantidade de oxigênio dissolvido ($0,73-3,53 \text{ mg L}^{-1}$) aplicada no reator aeróbio não demonstrou alteração na remoção global de fosfato.

REFERÊNCIAS

- ABDOLI, S.; ASGARI LAJAYER, B.; DEHGHANIAN, Z.; BAGHERI, N.; VAFAEI, A.H., CHAMANI, M.; RANI, S.; LIN, Z.; SHU, W.; PRICE, G.W. **A Review of the Efficiency of Phosphorus Removal and Recovery from Wastewater by Physicochemical and Biological Processes: Challenges and Opportunities.** *Water*, v. 16, p. 2507, 2024.
- ABPA, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL – ABPA. **Relatório anual**, São Paulo – Brasil, 2017.
- ACEVEDO, B.; OEHMEN, A.; CARVALHO, G.; SECO, A.; BORRÁS, L.; BARAT, R. **Metabolic shift of polyphosphate-accumulating organisms with different levels of polyphosphate storage.** *Water Research*, v. 46, p. 1889-1900, Apr. 2012.
- ALBERTSEN, M.; MCILROY, S. J.; STOKHOLM-BJERREGAARD, M.; KARST, S. M.; NIELSEN, P. H. **“*Candidatus Propionivibrio aalborgensis*”: A novel glycogen accumulating organism abundant in full-scale enhanced biological phosphorus removal plants.** *Frontiers in Microbiology*, v.7, p.1033, 2016.
- 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.
- AWASTHI, M. K.; RAVINDRAN, B.; SARSAIYA, S.; CHEN, H.; WAINAINA, S.; SINGH, E.; LIU, T.; KUMAR, S.; PANDEY, A.; SINGH, L.; ZHANG, Z. **Metagenomics for taxonomy profiling: tools and approaches.** *Bioengineered*. v. 11, n. 1, p. 356-374, 2020.
- BARNARD, J. L. Biological nutrient removal without the addition of chemicals. **Water Research**, v.9, n.5-6, p. 485-490, 1975.

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.

BASHAR, R.; GUNGOR, K.; KARTHIKEYAN, K. G.; BARAK, P. **Cost effectiveness of phosphorus removal processes in municipal wastewater treatment.** Chemosphere, n. 197, p.280-290, 2018.

BASSIN, J. P.; KLEEREBEZEM, R.; DEZOTTI, M. W. C.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. **Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures.** Water Research. v. 46, p. 3805–3816, 2012.

BASSIN, J. P.; WINKLER, M. K. H.; KLEEREBEZEM, R.; DEZOTTI, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. **Improved phosphate removal by selective sludge discharge in aerobic granular sludge reactors.** Biotechnology and Bioengineering, 2012.

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.

BLANES-VIDAL, V.; HANSEN, M.N.; ADAMSEN, A. P. S.; FEIBERG, A.; PETERSEN, S.O.; JENSEN, B.B. **Characterization of odor released during handling of swine slurry: Part II. Effect of production type, storage and physicochemical characteristics of the slurry.** Atmospheric Environment, v.43, p. 3006-3014, 2009.

BRASIL. Conselho Nacional Do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 430, 13 de março de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Publicado no Diário Oficial da União – DOU nº 092, de 16.05.2011, pág. 89.

BROWN, P.; IKUMA, K.; ONG, S. K. **Biological phosphorus removal and its microbial community in a modified full-scale activated sludge system under dry and wet weather dynamics.** Water Research, v. 217, p. 118338, 2022.

BUNCE, J. T.; NDAM, E. OFITERU, I. D.; MOORE, A. D. W.; GRAHAM, D. W. **A review of phosphorus removal technologies and their applicability to small-scale domestic wastewater treatment systems.** Frontiers in Environmental Science, v. 6, p. 8, 2018.

BUTUSOV, M.; JERNELOV, A. **Phosphorus in the organic life: cells, tissues, organisms.** Phosphorus. Springer, p. 13- 17, 2013.

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.

CASALECHI, D. L.; FERREIRA, I. T. R.; OLIVEIRA, F. N.; MARQUES, R. F. P. V.; OLIVEIRA, A. S.; FREITAS, A. S.; ALCANTRA, E.; RODRIGUES, L. S.; RITA, F. S.; **Tratamento de efluentes de uma suinocultura localizada no estado de Minas Gerais, Brasil.** Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais, v. 12, n.8, p. 232-240, 2021.

CASTELLANOS, R. M.; DEZOTTI, M.; BASSIN, J. P. **COD, nitrogen and phosphorus removal from simulated sewage in an aerobic granular sludge in the absence and presence of natural and synthetic estrogens: Performance and biomass physical properties assessment.** Biochemical Engineering Journal, v.176, p. 108221, 2021.

CASTELLANOS, R. M.; DIAS, J.; BASSIN, I. D.; DEZOTTI, M.; BASSIN, J. P. **Effect of sludge age on aerobic granular sludge: addressing nutrient removal performance and biomass stability.** Process Safety and Environmental Protection, v. 142, p. 1-47, 2020.

CHEN, G.; BAI, R.; ZHANG, Y.; ZHAO, B.; XIAO, Y. **Application of metagenomics to biological wastewater treatment.** Science of the Total Environment, v. 807, p. 150737, 2022.

CHEN, H.; YUAN, J.; XU, Q.; YANG, E.; YANG, T.; SHI, L.; LIU, Z.; YU, H.; CAO, J.; ZHOU, Q.; CHEN, J. **Swine wastewater treatment using combined up-flow anaerobic sludge blanket and anaerobic membrane bioreactor: Performance and microbial community diversity.** Bioresource Technology, v. 373, p. 128606, 2023.

CHEN, P.; WU, J.; LU, X.; YU, R. **Denitrifying phosphorus removal and microbial community characteristics of two-sludge DEPHANOX system: Effects of COD/TP ratio.** Biochemical Engineering Journal, v. 171, p. 108059, 2021.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; RIBEIRO, T. B. **Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges.** Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, v. 14, p. 649-679, 2015.

- CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2.ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2007.
- CHU, W.; SHI, Y.; ZHANG, L. **Recovery of phosphorus in wastewater in the form of polyphosphates: a review**. Processes, v. 10, n. 1, p. 144, 2022.
- COSTA, G. S.; MARVULLI, M. V. **Soluções alternativas para o tratamento, disposição ou reutilização de dejetos animais provenientes de atividade suinícola no Brasil**. Brazilian Journal of Animal and Environmental Research, Curitiba, v. 3, n. 3, p.1471-1479, 2020.
- COSTA, R. H.; VILLAFRANCA, 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.
- CURTIN, K.; DUERRE, S.; FITZPATRICK, B.; MEYER, P.; ELLEFSON, N. Biological Nutrient Removal, 2011.
- 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 suínos em diferentes tempos de retenção hidráulica**. Engenharia Sanitaria Ambiental, v.24, n.3, p. 613-617, 2019.
- DAN, N.H.; RENE, E.R.; LUU, T.L. **Removal of nutrients from anaerobically digested swine wastewater using an intermittent cycle extended aeration system**. Frontiers in Microbiology, v. 11, p.576438, 2020.
- DAS NEVES, A. P. N.; FERREIRA, D.S.; CASTRO, D.A.; CAVALLINI, G.S. **Avaliação da eficiência de remoção de matéria orgânica em efluente sanitário em função da idade do lodo de reator UASB: um estudo de caso**. Journal of Biotechnology and Biodiversity, v. 7, n.4, p. 449-456, 2019.
- DATTA, S.; RAJNISH, K. N.; SAMUEL, M. S.; PUGAZLENDHI, A.; SELVARAJAN, E. **Metagenomic applications in microbial diversity, bioremediation, pollution monitoring, enzyme and drug discovery. A review**. Environmental Chemistry Letters, v. 18, p.1229-1241, 2020.
- DAVIS, L. D.; MASTEN, S. J. **Principles of environmental engineering and science**.

McGraw-Hill, 2004.

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.

DE SOUSA, J. T.; DO CANTO, C. S. A.; HENRIQUES, I. N.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S. **Avaliação do tempo de retenção celular e da concentração do esgoto na remoção biológica de nutrientes: remoção de nutrientes em reatores em batelada sequencial.** Ibero Americana de Ciências Ambientais, v.12, n.6, p.319-333, 2021.

DENG, L.; ZHENG, D.; ZHANG, J.; YANG, H.; WANG, L.; WANG, W.; HE, T.; ZHANG, Y. **Treatment and utilization of swine wastewater –A review on technologies in full-scale application.** Science of The Total Environment, v.880, p. 163223, 2023.

ELHAISSOUF, W.; GHOULAM, C.; BARAKAT, A.; ZEROUAL, Y.; BARGAZ, A. **Phosphate bacterial solubilization: A key rhizosphere driving force enabling higher P use efficiency and crop productivity.** Journal of Advanced Research, v. 38, p. 13-28, 2022.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE SUÍNOS. EMBRAPA, Brasília. <https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/cias/estatísticas>. (Acessado em 17 de maio de 2022).

ESFAHANI, E.B.; ZEIDABADI, F.A.; BAZARGAN, A.; MCKAY, G. **The modified bardenpho process.** 2018.

FANTA, A. B.; NAIR, A. M.; SAEGROV, S.; ØSTERHUS, S. W. **Phosphorus removal from industrial discharge impacted municipal wastewater using sequencing batch moving bed biofilm reactor.** Journal of Water Process Engineering, v.41, p.102034, 2021.

FERNANDES, G. W. **Avaliação de processos para remoção química de fósforo de efluente de suinocultura.** Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Química, Departamento de Química, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2008.

FERRO, N. T.; CARVALHO, K. Q.; LIMA, M. X.; BARANA, A. C.; KREUTZ, C.; GAUZA, O. R.; PASSIG, H. **Influence of HRT and carbon source on the enhancement of nutrient**

removal in an Anaerobic-Oxic-Anoxic (AOA) system. *Environmental Technology*, v. 43, n. 16, p. 2478-2491, 2021.

FIA, R.; PERREIRA, E. L.; FIA, F. R. L.; EMBOABA, D. G.; GOMES, E. M. **Start-up of anaerobic reactors for slaughterhouse wastewater treatment.** *Engenharia Agrícola*, v.35, n.2, p.331-339, 2015.

FILIFE, C.; DAIGGER, G. T.; GRADY, C. **Stoichiometry and kinetics of acetate uptake under anaerobic conditions by an enriched culture of phosphorus-accumulating organisms at different pHs.** *Biotechnology Bioengineering*, v. 76, p. 32-43, 2010.

FRANCHINO, M.; TIGINI, V.; VARESE, G.C.; SARTOR, R. M.; BONA, F. **Microalgae treatment removes nutrients and reduces ecotoxicity of diluted piggery digestate.** *Science of the Total Environment*. v. 569, p.40-45, 2016.

FRITZEN, R.R.; BENETTI, A.D. **Tecnologias de remoção e recuperação de fósforo.** II Congresso de Água, Ambiente y Energia, 2019.

FU, W.; ZHANG, X. **Global phosphorus dynamics in terms of phosphine.** *npj Climate and Atmospheric Science*, v. 3, n. 1, p. 51, 2020.

GE, S.; WANG, S.; YANG, X.; QIU, S.; LI, B.; PENG, Y. **Detection of nitrifiers and evaluation of partial nitrification for wastewater treatment: A review.** *Chemosphere*, v.140, p.85-98, 2015.

GUO, J.; ZHANG, L.; CHEN, W.; MA, F.; LIU, H.; TIAN, Y. **The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures.** *Bioresource Technology*, v. 133, p. 59-67, 2013.

HAIMING, Z.; XIWU, L.; ABUALHAIL, S.; JING, S.; QIAN, G. **Enrichment of PAO and DPAO responsible for phosphorus removal at low temperature.** *Environment Protection Engineering*, v. 40, p. 67–83, 2014.

HE, Q. L.; CHEN, L.; ZHANG, S. J.; CHEN, R. F.; WANG, H. Y. **Hydrodynamic shear force shaped the microbial community and function in the aerobic granular sequencing batch reactors for low carbon to nitrogen (C/N) municipal wastewater treatment.** *Bioresource technology*, v. 271, p. 48-58, 2019.

HORTA, C. **Sustainability of phosphorus fertilization: sources and forms of phosphate.** Journal of Agricultural Sciences, v. 38, n°. 4, pp.473-483, 2015.

HUANG, H.; ZHANG, D.; ZHAO, Z.; ZHANG, P.; GAO, F. **Comparison investigation on phosphate recovery from sludge anaerobic supernatant using the electrocoagulation process and chemical precipitation.** Journal Cleaner Production, v. 141, p. 428-438, 2017.

IZADI, P. IZADI, P.; ELDYASTI, A. **Understanding microbial shift of enhanced biological phosphorus removal process (EBPR) under different dissolved oxygen (DO) concentrations and hydraulic retention time (HRTs).** Biochemical Engineering Journal., v. 166, p. 107833, 2021.

JAAFARI, J.; JAVID, A. B.; BARZANOUNI, H.; YOUNESI, A.; FARAHANI, N. A. A.; MOUSAZADEH, M.; SOLEIMANI, P. **Performance of modified one-stage Phoredox reactor with hydraulic up-flow in biological removal of phosphorus from municipal wastewater.** Desalination and Water Treatment, v.171, p. 216-222, 2019.

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

JIA, Y.; GAO, C.; ZHANG, L.; JIANG, G. **Effects of Pre-fermentation and Influent Temperature on the Removal Efficiency of COD, NH⁺₄ -N and PO³⁻₄ - P in Slaughterhouse Wastewater by Using SBR.** Energy Procedia, v. 16, p. 1964-1971, 2012.

JIANG, H.; LIU, G-H.; XU, Y. M.X.; CHEN, J.; YANG, Y.; LIU, X.; WANG, H. **A pilot-scale study on start-up and stable operation of mainstream partial nitrification-anammox biofilter process based on online pH-DO linkage control.** Chemical Engineering Journal v.350, p.1035-1042, 2018.

JIRAPRASERTWONG, A.; MAITRIWONG, K.; CHAVADEJ, S. **Production of biogas from cassava wastewater using a three-stage upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor.** Renewable Energy, v. 130, p. 195-205, 2019.

LEE, J-I.; KIM, J-M.; YOO, S-C.; JHO, E.H.; LEE, C-G.; PARK, S-J. **Restoring phosphorus from water to soil: Using calcined eggshells for P adsorption and subsequent application of the adsorbent as a P fertilizer.** Chemosphere, v. 287, p. 132267, 2022.

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.

LI, J.; HEALY, M.; ZHAN, X.; RODGERS, M. **Nutrient removal from slaughterhouse wastewater in an intermittently aerated sequencing batch reactor**. Bioresource Technology, v. 99, n. 2, p. 7644-7650, 2008.

LI, J.; DENG, K.; LI, J.; LIU, MIN, L.; MENG, J. **Nitrogen removal and bacterial mechanism in a hybrid anoxic/oxic baffled reactor affected by shortening HRT in treating manure-free piggery wastewater**. International Biodeterioration & Biodegradation, v. 163, p. 105284, 2021.

LI, S.; GUO, Y.; ZHANG, X.; FENG, L.; YONG, X.; XU, J.; LIU, Y.; HUANG, X. **Advanced nitrogen and phosphorus removal by the symbiosis of PAOs, DPAOs and DGAOs in a pilot-scale A² O/A+MBR process with a low C/N ratio of influent**. Water Research, v. 229, p. 119459, 2023.

LIU, R. B.; HAO, X. D.; CHEN, Q.; LI, J. **Research advances of *Tetrasphaera* in enhanced biological phosphorus removal: a review**. Water Research, v.166, p. 1-10, 2019.

LIU, A.; DAI, K.; WANG, F.; YAN, Y.; FU, D. **Performance of anaerobic dynamic membrane bioreactor treatment of wastewater from food waste pretreatment: Dissolved organic matter changes and overloading effects**. Environmental Technology e Innovation v. 35, p. 103737, 2024.

LIU, Z.; ZHANG, Y.; ZHOU, W.; WANG, W.; DAI, X. **Comparison of Nitrogen and Phosphorus Removal between Two Typical Processes under Low Temperature in a Full-Scale Municipal Wastewater Treatment Plant**. Water, v. 14, n. 23, p. 3874, 2022.

LOPEZ-VAZQUEZ, C. M.; WENTZEL, M. C.; COMEAU, Y.; EKAMA, G. A.; VAN LOOSDRECHT, M. C.; BRDJANOVIC, D.; OEHMEN, A. **Enhanced biological phosphorus removal**. Biological wastewater treatment: principles, modelling and design, 2nd edn. IWA Publishing, London, p. 239-326, 2020.

LUO, Z.; WANGA, D.; YANGA, J.; ZENGA, W. **The effect of using pig manure as an internal carbon source in a traditional piggery wastewater treatment system for biological denitrification.** Ecological Engineering, v.143, p.105638, 2020.

LV, J-H.; YUAN, L-J.; CHEN, X.; LIU, L.; LUO, D-C. **Phosphorus metabolism and population dynamics in a biological phosphate-removal system with simultaneous anaerobic phosphate stripping.** Chemosphere, v.117, p.715–721, 2014.

MA, K., LI, X., BAO, L., LI, X., CUI, Y. **The performance and bacterial community shifts in an anaerobic-aerobic process treating purified terephthalic acid wastewater under influent composition variations and ambient temperatures.** Journal of Cleaner Production, v. 276, p. 124190, 2020.

MACHADO, L. R; FERRAREZ, A. H.; JUNIOR, J. L.; OLIVEIRA, V. P. S.; ALVES, F. C. **Uso dos efluentes da suinocultura na fertirrigação: o caso de uma agroindústria familiar.** Agropecuária Científica no Semiárido, v. 15, n. 1, p. 79-85, 2019.

MADIGAN, M.; MARTINKO, J.; BENDER, K.; BUCKLEY, D.; STAHL, D. **Brock biology of microoganism** 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.

MALILA, R.; LEHTORANTA, S.; VISKARI, E. L. **The role of source separation in nutrient recovery - Comparison of alternative wastewater treatment systems.** Journal of Cleaner Production, v. 219, p. 350-358, 2019.

MARTÍN-HERNÁNDEZ, E.; MARTÍN, M.; RUIZ-MERCADO, G. J. **A geospatial environmental and techno-economic framework for sustainable phosphorus management at livestock facilities.** Resources, Conservation and Recycling, v. 175, p. 105843, 2021.

MARQUES, R.; SANTOS, J.; NGUYEN, H.; CARVALHO, G.; NORONHA, J. P.; NIELSEN, P. H.; REIS, M. A. M.; OEHMEN, A. **Metabolism and ecological niche of *Tetrasphaera* and**

***Ca. Accumulibacter* in enhanced biological phosphorus removal.** Water Research, v.122, p.159-171, 2017.

MATOS, A.T. **Qualidade do meio físico - Práticas de laboratório.** Viçosa: Imprensa

MATOS, A.T.; MATOS, M.P. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos.** Ed. UFV, 2017.

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.

MENG, J.; LI, J.; HE, J.; DENG, K.; NAN, J. **Nutrient removal from high ammonium swine wastewater in up flow microaerobic biofilm reactor suffered high hydraulic load.** Journal of environmental management, v. 233, p. 69-75, 2019.

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 Nº 8, de 21 de novembro de 2022.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem 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.; SILVA, 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.

MOREIRA, F.M.S., SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo.** 2. ed. Lavras: Editora UFLA, p. 449- 542, 2006. Universitária, 150p, UFV, 2012.

NAGARAJAN, D.; KUSMAYADI, A.; YEN, H.; DONG, C.; LEE, D.; CHANG, J.-S. **Current advances in biological swine wastewater treatment using microalgae-based processes.** Bioresource Technology, v. 289, p.121718, 2019.

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.; FIA, F. R. L.; RODRIGUES, F. N.; MATOS, M. P.; SINISCALCHI, L. A. B. **Principal component analysis as a criterion for monitoring variable organic load of swine wastewater in integrated biological reactors UASB, SABF and HSSF-CW.** *Journal of Environmental Management*, v. 262, 110386, 2020.

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.

OLIVEIRA, J. F.; FIA, R.; NUNES, B. B. S.; SINISCALCHI, L. A. B.; MATOS, M. P.; FIA, F. R. L. **Nitrogen and Phosphorus Removal Associated with Changes in Organic Loads from Biological Reactors Monitored by Multivariate Criteria.** *Water Air Soil Pollution*, v. 231, p. 1-16, 2020.

OLIVEIRA, J. F.; FIA, R.; RODRIGUES, F. N.; FIA, F. R. L.; MATOS, M. P.; SINISCALCHI, L. A. B.; SANSON, A. L. **Quantification, removal and potential ecological risk of emerging contaminants in different organic loads of swine wastewater treated by integrated biological reactors.** *Chemosphere*, v. 260, p. 127516, 2020.

ONG, Y. H.; CHUA, A. S. M.; FUKUSHIMA, T.; NGOH, G. C.; SHOJI, T.; MICHINAKAD, A. **High-temperature EBPR process: the performance, analysis of PAOs and GAOs and the fine-scale population study of *Candidatus "Accumulibacter phosphatis"*.** *Water Research*, v.64, p.102-112, 2014.

ORSCHLER, L.; AGRAWAL, S.; LACKNER, S. **On resolving ambiguities in microbial community analysis of partial nitrification anammox reactors.** *Scientific Reports*, v. 9, p. 1-10, 2019.

OSABUTEY, A.; HALEEM, N.; UGUZ, S.; MIN, K.; SAMUEL, R.; ALBERT, K.; ANDERSON, G.; YANG, X. **Growth of *Scenedesmus dimorphus* in swine wastewater with versus without solid-liquid separation pretreatment.** *Bioresource Technology*, v. 369, p. 128434, 2023.

OWUSU-AGYEMAN, I.; EYICE, O.; CETECIOGLU, Z.; PLAZA, E. **The study of structure of anaerobic granules and methane producing pathways of pilot-scale UASB reactors treating municipal wastewater under sub-mesophilic conditions.** Bioresource Technology, v. 290, p.121733, 2019.

OYARZÚA, P.; BOVIO-WINKLER, P.; ETCHEBEHERE, C.; SU AREZ-OJEDA, M. E. **Microbial communities in an anammox reactor treating municipal wastewater at mainstream conditions: Practical implications of different molecular approaches.** Environmental Chemical Engineering, v.9, p.1-10, 2021.

PANTANO, G.; GROSSELI, G. M.; MOZETO, A.A.; FADINI, P.S. **Sustentabilidade no uso do fósforo: Uma questão de segurança hídrica e alimentar.** Química Nova, v. 39, n. 6, p.732-740, 2016.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. **Avaliação do desempenho físico-químico de um reator UASB construído em escala piloto na remoção de poluentes de efluentes de suinocultura.** Ambiente e Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science, v. 5, n. 1, p. 79-88, 2010.

PETRIGLIERI, F.; SINGLETON, C.; PECES, M.; PETERSEN, J. F.; NIERYCHLO, M.; NIELSEN, P. H. **“*Candidatus Dechloromonas phosphoritropha*” and “*Ca. D. phosphorivorans*”, novel polyphosphate accumulating organisms abundant in wastewater treatment systems.** The ISME Journal, v.15, p. 3605-3614, 2021.

POIKANE, S.; KELLY, M. G.; VÁRBÍRÓ, V.; BORICS, G.; ERÒS, T.; HELLSTEN, S.; KOLADA, A.; LUKÁCS, B.A.; SOLHEIM, A.L.; LOPEZ, J.P.; WILLBY, N.J.; WOLFRAM, G.; PHILLIPS, G. **Estimating nutrient thresholds for eutrophication management: Novel insights from understudied lake types.** Science of the Total Environment, v. 827, p. 154242, 2022.

RAJAKUMAR, R.; MEENAMBAL, T.; SARAVANAN, P.M.; ANANTHANARAYANAN, P. **Treatment of poultry slaughterhouse wastewater in hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor packed with pleated poly vinyl chloride rings.** Bioresource Technology, Amsterdam, v.103, n.1, p.116-122, 2012.

REFOSCO, E.; MAZZOTTI, K.; SOTORIVA, M.; BROEGA, A. C. **O novo consumidor de moda e a sustentabilidade.** VII Colóquio de Moda, 2011.

REN, L.; WANG, P.; WANG, C.; CHEN, J.; HOU, J.; QIAN, J. **Algal growth and utilization of phosphorus studied by combined mono-culture and co-culture experiments.** *Environmental Pollution*, v.220, p. 274-285, 2017.

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.

RIZVI, H.; AHMAD, N.; ABBAS, F.; BUKHARI, I. H.; YASAR, A.; ALI, S.; YASMEEN, T.; RIAZ, M. **Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance.** *Arabian Journal of Chemistry*, v. 8, p. 780-768, 2015.

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.

RONG, Y.; CHANG, H.D.; WU, C.L.; ZHANG, W.S.; JIN, P.K. **Effects of aeration partition ratio on nitrogen removal performance and the microbial community in the A2/O process.** *Desalination and Water Treatment*, v.147, p.326-333, 2019.

SAFITRI, A. S.; KASTER, K. M.; KOMMEDAL, R. **Effect of low temperature and municipal wastewater organic loading on anaerobic granule reactor performance.** *Bioresource Technology*, v. 360, p. 127616, 2022.

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.

SANT'ANNA JR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, p. IV-IV, 2011.

SARVAJITH, M.; NANCHARAI AH, Y. A. **De novo granulation of sewage-borne microorganisms: A proof of concept on cultivating aerobic granular sludge without activated sludge and effective enhanced biological phosphorus removal.** *Environmental Research*, v. 224, p. 115500, 2023.

SENA, A. C. D. S.; PAPA, L. G. S. P.; SOBRAL, A. D. C. S. **Gestão de resíduos de dejetos em granja de suínos-estudo de caso em Conceição da Feira.** Caderno de Graduação-Ciências Exatas e Tecnológicas-UNIT-SERGIPE, v.7, n.2, p.56-56, 2022.

SUI, Q.; DI, F.; ZHANG, J.; CHEN, M.; WEY, Y. **A single-stage membrane aerated biofilm reactor achieving the combination of partial nitrification/anammox and enhanced biological phosphorus removal.** Journal of Water Process Engineering, v.58, p.104933, 2024.

SHEN, N.; ZHOU, Y. **Enhanced biological phosphorus removal with different carbon sources.** Applied microbiology and biotechnology, v. 100, p. 4735-4745, 2016.

TIAN, J.; GE, F.; ZHANG, D.; DENG, S.; LIU, X. **Roles of phosphate solubilizing microorganisms from managing soil phosphorus deficiency to mediating biogeochemical P cycle.** Biology, v.10, n. 2, p.158, 2022.

TIGINI, V.; FRANCHINO, M.; BONA, F.; VARESE, G.C. **Is digestate safe? A study on its ecotoxicity and environmental risk on a pig manure.** Science of The Total Environment, v. 551, p.127-132, 2016.

TOMOTO, A. L. S.; LANDGRAF, A. C. M.; SILVA, L. E. F.; ARANTES, E. J.; CASTRO, T. M. **Uso de reator uasb tratando água residuária da suinocultura.** Acta Tecnológica, v.12, n. 2, 2017.

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.

VAN HAANDEL, A. C.; VAN DER LUBBE, J. **Handbook biological wastewater treatment: design and optimization of activated sludge systems.** 2 ed. Londres -UK, p. 816, 2012.

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

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados.** Belo Horizonte: DESA-UFMG, v.4, 2012.

VUITIK, G. A.; FUESS, L. T.; DEL NERY, V.; BAÑARES-ALCÁNTARA, R.; PIRES, E. C. **Effects of recirculation in anaerobic baffled reactors.** Journal of Water Process Engineering, v.28, p. 36-44, 2019.

XU, S.; WU, D.; HU, Z. **Impact of hydraulic retention time on organic and nutrient removal in a membrane coupled sequencing batch reactor.** *Water Research*, v. 55, p. 12-20, 2014.

WAKI, M.; YASUDA, T.; FUKUMOTO, Y.; BÉLINE, F.; MAGRÍ, A. (2018). **Treatment of swine wastewater in continuous activated sludge systems under different dissolved oxygen conditions: reactor operation and evaluation using modelling.** *Bioresource Technology*, v.250, p. 574-582.

WANG, D.B.; ZHENG, W.; LIAO, D.X.; Li, X.M., YANG, Q.; ZENG, G.M. **Effect of initial pH control on biological phosphorus removal induced by the aerobic/extended-idle regime.** *Chemosphere*, v. 90, p. 2279–2287, 2013.

WANG, L.; LIU, J.; OEHMEND, A.; LE, C.; GENG, Y.; ZHOU, Y. **Butyrate can support PAOs but not GAOs in tropical climates.** *Water Research*, v. 193, 2021.

WANG, X.; DONG, X.; WANG, X-C; ZHANG, P.; LIU, R.; KLEMES, J. J; ZHENG, J. **A life cycle assessment of an enterprise's low-carbon emissions model: The Xinjiang Shihezi pig farm faecal treatment biogas project as a case study.** *Journal of Environmental Management*, v. 304, p.114251, 2022.

WINKLER, M-K.H.; BASSIN, J.P.; KLEEREBEZEM, R.; DE BRUIN, L.M.M.; VAN DEN BRAND, T.P.H.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. **Selective sludge removal in a segregated aerobic granular biomass system as a strategy to control PAO–GAO competition at high temperatures.** *Water Research*, v. 45, n. 11, p.3291-3299, 2011.

WU, D.; EKAMA, G.A.; WANG, H-G.; WEI, L. LU, H.; CHUI, H-K.; BRDJANOVIC, D.; CHEN, G-H. **Simultaneous nitrogen and phosphorus removal in the sulfur cycle-associated Enhanced Biological Phosphorus Removal (EBPR) process.** *Water Research*, v. 49, p. 251-264, 2014.

WU, W.; CHENG, L.C; CHANG, J.S. **Environmental life cycle comparisons of pig farming integrated with anaerobic digestion and algae-based wastewater treatment.** *Journal of Environmental Management*, v.264, p. 110512, 2020.

YANG, H.; DENG, L.; WANG, L.; ZHENG, D.; LIU, Y.; WANG, S.; HUANG, F. **Comparison of three biomass-retaining reactors of the ASBR, the UBFand the USR**

treating swine wastewater for biogas production. *Renewable Energy*, v. 138, p. 521-530, 2019.

YU, H.; LU, X.; MIKI, T.; MATSUBAE, K.; SASAKI, Y.; NAGASAKA, T. **Sustainable phosphorus supply by phosphorus recovery from steelmaking slag: a critical review.** *Resources, Conservation and Recycling*, v.180, p. 106203, 2022.

ZILIANI, A.; WINKLER-BOVIO, P.; CABEZAS, A.; ETCHEBEHERE, C.; GARCIA, H. A.; VÁZQUES- LOPEZ, C. M. BRDJANOVIC, D.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; RUBIO-RINCÓN, F.J. **Putative metabolism of *Ca. Accumulibacter* via the utilization of glucose.** *Water Research*, v. 229, p. 119446, 2023.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. **Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea.** *Engenharia Sanitaria Ambient*, v.21, n.1, p. 29-42, 2016.

ZHANG, A. N.; MAO, Y.; ZHANG, T. **Development of quantitative real-time PCR assays for different clades of “*Candidatus accumulibacter*”.** *Scientific reports*, v.6, n.1, p. 23993, 2016.

ZHANG, C.; GUIASOLA, A.; BAEZA, J. A. **Exploring the stability of an A-stage-EBPR system for simultaneous biological removal of organic matter and phosphorus.** *Chemosphere*, v.313, p. 137576, 2023.

ZHANG, C., GUIASOLA, A., OEHMEN, A., & BAEZA, J. A. **Benefits and drawbacks of integrating a side-stream sludge fermenter into an A2O system under limited COD conditions.** *Chemical Engineering Journal*, v.468, p.143700, 2023.

ZHANG, W.; PENG, Y.; REN, N.; LIU, Q.; CHEN, Y. **Improvement of nutrient removal by optimizing the volume ratio of anoxic to aerobic zone in AAO-BAF system.** *Chemosphere*, v.93, n. 11, p. 2859-2863, 2013.

ZHANG, Y.; QIU, X.; LUO, J.; LI, H.; HOW, S. W.; WU, D.; HE, J.; CHENG, Z.; GAO, Y.; LU, H. **A review of the phosphorus removal of polyphosphate-accumulating organisms in natural and engineered systems.** *Science of The Total Environment*, v. 912, p. 169103, 2024.

ZHAO, W.; BI, X.; PENG, Y.; BAI, M. **Research advances of the phosphorus-accumulating organisms of *Candidatus Accumulibacter*, *Dechloromonas* and *Tetrasphaera*: Metabolic mechanisms, applications and influencing factors.** Chemosphere, v. 307, p. 1- 11, 2022.

ZHAO, W.H.; PENG, Y.Z.; WANG, M.X.; HUANG, Y.; Li, X.Y., 2019. **Nutrient removal and microbial community structure variation in the two-sludge system treating low carbon/nitrogen domestic wastewater.** Bioresource Technology, v. 294, p. 1-9, 2019.

ZHANG, Q.H.; YANG, W.N.; NGO, H.H. **Current status of urban wastewater treatment plants in China.** Environment International, v.92, p.11-22, 2016.

ZHENG, M.; SHAO, S.; CHEN, Y.; CHEN, B.; WANG, M. **Metagenomics analysis of microbial community distribution in large-scale and step-by-step purification system of swine wastewater.** Environmental Pollution, v.313, p. 120137, 2022.

ZHENG, Q.; ZHANG, M.; ZHANG, T.; LI, X.; ZHU, M.; WANG, X. **Insights from metagenomic, metatranscriptomic, and molecular ecological network analyses into the effects of chromium nanoparticles on activated sludge system.** Frontiers of Environmental Science & Engineering, v.14, n.4, p. 1-11, 2020.

ZHENG, W.; ZHANG, Z.; LIU, R.; LEI, Z. **Removal of veterinary antibiotics from anaerobically digested swine wastewater using an intermittently aerated sequencing batch reactor.** Journal of Environmental Sciences, v. 65, p. 8-17, 2018.

ZHENG, X.; SUN, P.; HAN, J.; SONG, Y.; HU, Z.; FAN, H. **Inhibitory factors affecting the process of enhanced biological phosphorus removal (EBPR) – A mini-review.** Process Biochemistry, v. 49, n. 12, p. 2207-2213, 2014.