



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

MARIANA MEDEIROS BATISTA

**LAGOAS DE POLIMENTO EM BATELADAS SEQUENCIAIS
APLICADAS AO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB:
OPERAÇÃO, DESEMPENHO E PÓS-TRATAMENTO**

CAMPINA GRANDE - PB

2022

MARIANA MEDEIROS BATISTA

**LAGOAS DE POLIMENTO EM BATELADAS SEQUENCIAIS
APLICADAS AO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB:
OPERAÇÃO, DESEMPENHO E PÓS-TRATAMENTO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), como requisito para obtenção do título de doutora em Engenharia Civil e Ambiental. Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Adrianus C. van Haandel

Coorientadora: Profa. Dra. Silvânia Lucas dos Santos

CAMPINA GRANDE - PB

2022

B3331

Batista, Mariana Medeiros.

Lagoas de polimento em bateladas sequenciais aplicadas ao tratamento de efluente de reator UASB: operação, desempenho e pós-tratamento / Mariana Medeiros Batista. – Campina Grande, 2023.

174 f. : il. color.

Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2022.

"Orientação: Prof. Dr. Adrianus Cornelius Van Haandel, Profa. Dra. Silvânia Lucas dos Santos".

Referências.

1. Lagoas de Polimento. 2. Reator UASB. 3. Bateladas Sequenciais. 4. Remoção de Nutrientes. 5. Remoção de Microalgas. 6. Recursos Hídricos. 7. Saneamento Ambiental. I. Haandel, Adrianus Cornelius Van. II. Santos, Silvânia Lucas dos. III. Título.

CDU 628.357.2(043)

MARIANA MEDEIROS BATISTA

**LAGOAS DE POLIMENTO EM BATELADAS SEQUENCIAIS
APLICADAS AO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB:
OPERAÇÃO, DESEMPENHO E PÓS-TRATAMENTO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), como requisito para obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil e Ambiental. Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Aprovada em: 15 de dezembro de 2022.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Adrianus C. van Haandel – Orientador (UFCG)

Profa. Dra. Silvânia Lucas dos Santos – Coorientadora (UFRN)

Prof. Dr. Heraldo Antunes Silva Filho – Membro Externo (IFCE)

Profa. Dra. Dayana Melo Torres – Membro Externo (IFRN)

Prof. Dr. Rui de Oliveira – Membro Externo (UEPB)

Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura – Membro Interno (UFCG)



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
POS-GRADUACAO ENGENHARIA CIVIL AMBIENTAL
Rua Aprigio Veloso, 882, - Bairro Universitario, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

REGISTRO DE PRESENÇA E ASSINATURAS

1. **ATA DA DEFESA PARA CONCESSÃO DO GRAU DE DOUTOR EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**
2. **ALUNO(A): MARIANA MEDEIROS BATISTA / COMISSÃO EXAMINADORA: DR. ADRIANUS VAN HAANDEL – PPGECA/UFMG (PRESIDENTE) - ORIENTADOR, DR.ª SILVÂNIA LUCAS DOS SANTOS – UFRN (COORIENTADORA), DR.ª MÔNICA DE AMORIM COURA – PPGECA/UFMG (EXAMINADORA INTERNA), DR.ª DAYANA MELO TORRES – IFRN (EXAMINADORA EXTERNA), DR. HERALDO ANTUNES SILVA FILHO – IFCE (EXAMINADOR EXTERNO), DR. RUI DE OLIVEIRA – UEPB (EXAMINADOR EXTERNO) (PORTARIA 59/2022). / TITULO DA DEFESA: “LAGOAS DE POLIMENTO EM BATELADAS SEQUENCIAIS APLICADAS AO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB: OPERAÇÃO, DESEMPENHO E PÓS-TRATAMENTO” / ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL / HORA DE INICIO: 14:00 HORAS / FORMA DA SESSÃO: POR VÍDEO CONFERÊNCIA.**
3. **EM SESSÃO REALIZADA POR VÍDEO CONFERÊNCIA, APÓS EXPOSIÇÃO DE CERCA DE 40 MINUTOS, O(A) CANDIDATO(A) FOI ARGUIDO(A) ORALMENTE PELOS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA, TENDO DEMONSTRADO SUFICIÊNCIA DE CONHECIMENTO E CAPACIDADE DE SISTEMATIZAÇÃO NO TEMA DE SUA TESE, SENDO-LHE ATRIBUÍDA O CONCEITO “APROVADO”. O PRESIDENTE DA COMISSÃO EXAMINADORA, OUVIDOS OS DEMAIS MEMBROS, DEVERÁ FICAR RESPONSÁVEL POR ATESTAR QUE AS CORREÇÕES SOLICITADAS NA LISTA DE EXIGÊNCIAS FORAM ATENDIDAS NA VERSÃO FINAL DO TRABALHO. A COMISSÃO EXAMINADORA CUMPRINDO OS PRAZOS REGIMENTAIS, ESTABELECE UM PRAZO MÁXIMO DE 30 DIAS PARA QUE SEJAM FEITAS AS ALTERAÇÕES EXIGIDAS. NA FORMA REGULAMENTAR, FOI LAVRADA A PRESENTE ATA, QUE É ASSINADA POR MIM, WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS, SECRETÁRIO, ALUNO E OS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA PRESENTES.**
4. **CAMPINA GRANDE, 15 DE DEZEMBRO DE 2022**



Documento assinado eletronicamente por **Dayana Melo Torres, Usuário Externo**, em 19/12/2022, às 17:38, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Mariana Medeiros Batista, Usuário Externo**, em 19/12/2022, às 18:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Heraldo Antunes Silva Filho, Usuário Externo**, em 20/12/2022, às 08:52, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Silvânia Lucas dos Santos, Usuário Externo**, em 20/12/2022, às 09:43, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS, SECRETÁRIO (A)**, em 20/12/2022, às 10:45, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Rui de Oliveira, Usuário Externo**, em 20/12/2022, às 19:42, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **MONICA DE AMORIM COURA, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 21/12/2022, às 00:01, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL, PROFESSOR**, em 22/12/2022, às 10:38, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **2922780** e o código CRC **07DA83E4**.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pela vida, saúde e por estar sempre presente, me protegendo, me guiando e me dando sabedoria e forças para vencer os obstáculos do dia-a-dia.

À minha família, em especial, meus pais, Reginaldo e Socorro, meu marido, Guilherme, e meu irmão, Thiago, pelo amor, companheirismo, conselhos e por estarem ao meu lado em todos os momentos.

Ao meu orientador, professor Adrianus van Haandel, pela confiança, orientação e por todos os ensinamentos valiosos transmitidos.

À professora, coorientadora e amiga, Silvânia Lucas dos Santos, pelos ensinamentos, compreensão, incentivo e ajuda essencial na orientação desta pesquisa.

Aos membros da banca examinadora, por terem prontamente aceitado o convite e pelas contribuições no enriquecimento do trabalho.

À Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECA), pelos professores e pela contribuição na minha formação acadêmica. À Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) e à EXTRABES, pela estrutura para a execução da pesquisa. Ao Instituto Nacional do Semiárido (INSA), pela parceria fundamental na realização das análises de contagem e identificação das microalgas.

À Universidade Federal do Amazonas (UFAM), por conceder o meu afastamento integral para cursar o doutorado e pelas oportunidades de crescimento profissional. Minha gratidão a esta instituição que me acolheu.

A Seu João, técnico do laboratório, por todo o apoio na montagem e na operação do aparato experimental.

A Ana Rachel e Edilma, companheiras de laboratório, pela ajuda inicial na pesquisa, mesmo no momento delicado da pandemia do COVID-19.

Por fim, a todos aqueles que, de alguma maneira, contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

O presente trabalho objetivou avaliar a operação e o desempenho de lagoas de polimento em regime de batelada sequencial tratando efluente de reator UASB e a aplicação do pós-tratamento por coagulação, floculação e sedimentação. O aparato experimental consistiu em um reator UASB, alimentado com esgoto municipal, um tanque intermediário (armazenamento temporário) e cinco lagoas de polimento (LP). Na Fase 1 da pesquisa, foram investigadas(os): a) as variações das condições ambientais (pH, temperatura e oxigênio dissolvido) em função da sazonalidade (período quente e frio) e da profundidade (superfície e fundo) na LP, bem como a dinâmica da comunidade algal ao longo do tratamento em função da sazonalidade, através da identificação e contagem das microalgas; b) a influência do modo de agitação (contínuo, intermitente e sem agitação) sobre o desempenho das lagoas; c) o balanço de oxigênio dissolvido na massa líquida, incluindo a determinação das taxas dos processos envolvidos (fotossíntese, respiração e transferência ar-líquido); d) o efeito da inoculação com microalgas (12,5%, 25% e 50% de volume de inóculo) sobre a remoção de nutrientes nas LP. Na Fase 2, foram realizados ensaios de pós-tratamento do efluente do sistema UASB-LP, por coagulação, floculação e sedimentação (CFS), em escala de bancada. Foi empregada a técnica do planejamento fatorial para identificar, definir e otimizar as principais variáveis interferentes no processo para as condições experimentais. Como resultados, pôde-se observar que a LP apresentou ciclos diários de estratificação e mistura vertical da temperatura e dos componentes químicos (pH e OD), seja em períodos quentes ou frios. A espécie de microalga dominante ao longo do tratamento foi *Chlorella vulgaris*. O modo de agitação não afetou estatisticamente o desempenho das LP. Em relação ao balanço de OD, observou-se que a fotossíntese constitui a principal fonte de oxigênio na lagoa, sendo que, do total de OD produzido no ciclo de tratamento, 42,7% foram consumidos, 42,6% permaneceram no efluente e 14,7% foram perdidos para a atmosfera. A inoculação favoreceu a remoção de nutrientes de forma mais acelerada; dentre os percentuais testados, o inóculo de 12,5% apresentou a maior capacidade de tratamento para a remoção de amônia ($Ctr_{média} = 117 \pm 26,8 \text{ L m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) e ortofosfato ($Ctr_{média} = 100 \pm 30,6 \text{ L m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), sendo, portanto, o valor ótimo a ser aplicado na partida das LP. Foi verificado ainda que a concentração de coagulante (PAC) e o pH foram as principais variáveis interferentes no processo CFS, considerando a remoção de cor, turbidez e fósforo total. As faixas ótimas operacionais obtidas para as variáveis foram: dosagem $\geq 13,5 \text{ mg Al L}^{-1}$ e pH entre 6 e 8. Por fim, o sistema UASB-LP apresentou-se como uma alternativa eficiente de tratamento, em termos de material orgânico e, principalmente, de nutrientes, frente aos sistemas convencionais de lagoas, contribuindo para minimizar os problemas ambientais relacionados ao lançamento de esgoto em corpos hídricos. Além do mais, o efluente produzido pode constituir uma fonte de água para o setor agrícola e/ou urbano nos municípios. Neste último caso, o emprego do pós-tratamento se faz necessário.

Palavras-chave: Reator UASB. Lagoas de polimento. Bateladas sequenciais. Remoção de nutrientes. Remoção de microalgas.

ABSTRACT

The present work aimed to evaluate the operation and performance in sequential batch polishing ponds treating UASB reactor effluent and the application of post-treatment by coagulation, flocculation and sedimentation. The experimental apparatus consisted of a UASB reactor, fed with municipal sewage, an intermediate tank (temporary storage) and 05 polishing ponds (PP). In Phase 01 of the research, the following were investigated: a) variations in environmental conditions (pH, temperature and dissolved oxygen) as a function of seasonality (hot and cold period) and depth (surface and bottom) in the PP, as well as the dynamics of the algal community throughout the treatment as a function of seasonality, by identification and counting of microalgae; b) the influence of the agitation condition (continuous, intermittent and without agitation) on the ponds performance; c) the dissolved oxygen balance in the liquid, including the determination of the processes rates (photosynthesis, respiration and air-liquid transfer); d) the effect of inoculation with microalgae (12.5%, 25% and 50% inoculum volume) on the nutrients removal in the PP. In Phase 02, the post-treatment of the effluent from the UASB-PP system was carried out by coagulation, flocculation and sedimentation (CFS) processes, on a bench scale. The factorial design technique was used to identify, define and optimize the main interfering variables in the processes for the experimental conditions. As a result, it was possible to observe that the PP presented daily cycles of stratification and vertical mixing of temperature and chemical components (pH and DO), whether in hot or cold periods. The dominant microalgae species throughout the treatment was *Chlorella vulgaris*. The agitation mode did not statistically affect the performance of the PP. Regarding the DO balance, it was observed that photosynthesis is the main source of oxygen in the pond and of the total produced in the treatment cycle, 42.7% was consumed, 42.6% remained in the effluent and 14.7% was lost to the atmosphere. Inoculation favored faster nutrient removal; among the percentages tested, the 12.5% inoculum showed the highest treatment capacity to remove ammonia ($117 \pm 26.8 \text{ L m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) and orthophosphate ($100 \pm 30.6 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), being, therefore, the optimal value to be applied when starting the PP. It was also verified that the coagulant concentration (PAC) and pH were the main interfering variables in the CFS process, considering the removal of color, turbidity and total phosphorus. The optimal operational ranges obtained for the variables were: dosage $\geq 13.5 \text{ mg Al L}^{-1}$ and pH between 6 and 8. Finally, the UASB-PP system presents itself as an efficient treatment alternative, in terms of organic material and nutrients, compared to conventional stabilization ponds, contributing to minimize the environmental problems related to the release of sewage into water bodies. Furthermore, the effluent produced can constitute a source of water for the agricultural and/or urban sectors in the municipalities. In the latter case, the use of post-treatment is necessary.

Keywords: UASB Reactor. Polishing ponds. Sequential batch. Nutrient removal. Removal of microalgae.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 – Desenho esquemático da disposição e operação de lagoas de polimento em batelada sequencial sem (a) e com (b) uma lagoa de transbordo..... | 25 |
| Figura 2 – Fluxograma das fases e etapas da pesquisa..... | 37 |
| Figura 3 – Representação esquemática do aparato experimental..... | 38 |
| Figura 4 – Frascos escuros utilizados para determinação do consumo do OD na lagoa..... | 44 |
| Figura 5 – Desenho esquemático das lagoas durante o procedimento de inoculação com microalgas..... | 46 |
| Figura 6 – Roteiro utilizado para definir as condições otimizadas para a coagulação, floculação e sedimentação na presente pesquisa..... | 48 |
| Figura 7 – Amostras armazenadas e fixadas com solução de lugol (2%) para caracterização biológica quantitativa e qualitativa..... | 57 |
| Figura 8 – Dados de radiação solar, temperatura e precipitação ao longo no período quente..... | 59 |
| Figura 9 – Dados de radiação solar, temperatura e precipitação ao longo no período frio..... | 60 |
| Figura 10 – Perfil horário médio da intensidade da radiação solar (a) e temperatura do ar (b) para os períodos quente e frio. As barras verticais correspondem aos desvios-padrões dos valores nos dias monitorados..... | 60 |
| Figura 11 – Distribuição (box-plot) das velocidades dos ventos nos períodos monitorados..... | 61 |
| Figura 12 – Evolução da clorofila <i>a</i> , SSV, turbidez e transparência (disco <i>Secchi</i>) na lagoa nos períodos quente (a) e frio (b)..... | 63 |
| Figura 13 – Variação diária da coloração do líquido no início do ciclo de tratamento (frasco à esquerda) até o surgimento da coloração esverdeada na LP (frasco à direita). Estas amostras foram coletadas no ciclo monitorado no período quente..... | 63 |
| Figura 14 – Densidade algal das microalgas identificadas na lagoa, em escala logarítmica, (a) e abundância relativa das classes fitoplanctônicas (b) ao longo do ciclo de tratamento, para os períodos quente e frio analisados..... | 67 |
| Figura 15 – Perfil da temperatura (superfície e fundo da lagoa) ao longo dos dias de tratamento no período quente..... | 69 |
| Figura 16 – Perfil da temperatura (superfície e fundo da lagoa) ao longo dos dias de tratamento no período frio..... | 69 |
| Figura 17 – Perfil médio horário da temperatura (°C) na superfície e no fundo da lagoa para o período quente (a) e período frio (b). As barras verticais correspondem aos desvios-padrões dos valores nos dias monitorados..... | 70 |
| Figura 18 – Perfil da distribuição dos gradientes térmicos horários ao longo do dia para período quente (a) e período frio (b)..... | 72 |
| Figura 19 – Número de eventos de estratificação e valores médios da velocidade do vento, radiação solar e temperatura do ar em 24 h na lagoa nos períodos quente (a) e frio (b)..... | 74 |
| Figura 20 – Perfil de OD ao longo dos dias no período quente em função da profundidade..... | 74 |
| Figura 21 – Perfil de OD ao longo dos dias no período frio em função da profundidade..... | 75 |
| Figura 22 – Perfil do pH ao longo dos dias no período quente em função da profundidade..... | 75 |
| Figura 23 – Perfil do pH ao longo dos dias no período frio em função da profundidade..... | 75 |
| Figura 24 – Recorte do perfil de temperatura (a), oxigênio dissolvido (b) e pH (c) entre os dias 7 e 11 no período quente..... | 77 |
| Figura 25 – Dados médios de radiação solar, precipitação e temperatura do ar. As linhas pontilhadas (e as linhas verticais) representam os desvios-padrões dos três testes..... | 80 |
| Figura 26 – Evolução dos parâmetros indicadores de biomassa microalgal (valores médios): clorofila <i>a</i> (a), turbidez (b), SSV (c) e transparência (d) durante o tempo de tratamento (10 dias) para os diferentes modos de agitação (contínuo, intermitente e sem agitação)..... | 82 |

| | |
|---|-----|
| Figura 27 – Perfil médio do oxigênio dissolvido, pH e temperatura ao longo dos 10 dias para os diferentes modos de agitação (contínuo, intermitente e sem agitação)..... | 84 |
| Figura 28 – Recorte do perfil médio de OD (a) e pH (b) entre os dias 4 e 7 de ciclo. | 85 |
| Figura 29 – Concentrações de DBO _b (a) e DQO (bruta e centrifugada) (b) nos afluentes e efluentes após 10 dias de tratamento nas lagoas com agitação contínua (LP1), agitação intermitente (LP2) e sem agitação (LP3)..... | 87 |
| Figura 30 – Concentrações de nitrogênio amoniacal e ortofosfato nos afluentes e efluentes após 10 dias de tratamento nas lagoas com agitação contínua (LP1), agitação intermitente (LP2) e sem agitação (LP3). | 87 |
| Figura 31 – Perfil médio do oxigênio dissolvido, temperatura e pH na lagoa de polimento nos três ciclos de tratamento. A linhas pontilhadas representam os desvios-padrões referentes aos três ciclos realizados. | 89 |
| Figura 32 – Perfil médio da clorofila <i>a</i> e do oxigênio dissolvido às 9h (horário da coleta) na lagoa de polimento. As linhas verticais representam os desvios-padrões referentes aos três ciclos realizados..... | 90 |
| Figura 33 – Taxas de transferência atmosférica de oxigênio (mgO ₂ L ⁻¹ h ⁻¹) na lagoa de polimento ao longo das horas do dia. As linhas pontilhadas representam os desvios-padrões referentes aos três ciclos realizados..... | 92 |
| Figura 34 – Taxas de produção de oxigênio (TPO) e de consumo (TCO) de oxigênio dissolvido na lagoa de polimento. As linhas pontilhadas representam os desvios-padrões referentes aos três ciclos realizados. | 94 |
| Figura 35 – Distribuição das taxas horárias de produção de oxigênio (a) e da radiação solar média (b) ao longo das 24 h..... | 95 |
| Figura 36 – Balanço de oxigênio dissolvido médio na LP ao longo dos 10 dias. | 96 |
| Figura 37 – Distribuição (box-plot) dos dados referentes às condições climáticas: temperatura do ar (a), radiação solar (b) e precipitação (c) durante os seis ciclos..... | 97 |
| Figura 38 – Parâmetros indicadores de biomassa algal (turbidez e SSV) ao longo do tempo para as lagoas LP1, LP2, LP3 e LP4 nos seis ciclos de tratamento. | 102 |
| Figura 39 – Perfil do pH e oxigênio dissolvido para as lagoas inoculadas (LP2, LP3 e LP4) nos seis ciclos de tratamento. | 104 |
| Figura 40 – Alteração da coloração da lagoa de verde (a) para marrom-amarelada (b). | 105 |
| Figura 41 – Decaimento do nitrogênio amoniacal ao longo do tratamento para LP1, LP2, LP3 e LP4 nos ciclos 1 (a), 2 (b), 3 (c), 4 (d), 5 (e) e 6 (f). | 106 |
| Figura 42 – Decaimento do ortofosfato ao longo do tratamento para LP1, LP2, LP3 e LP4 nos ciclos 1 (a), 2 (b), 3 (c), 4 (d), 5 (e) e 6 (f). | 107 |
| Figura 43 – Capacidade de tratamento (L m ⁻³ d ⁻¹), em termos de remoção de nitrogênio amoniacal, nas lagoas LP1, LP2, LP3 e LP4 para os seis ciclos realizados..... | 110 |
| Figura 44 – Capacidade de tratamento (L m ⁻³ d ⁻¹), em termos de remoção de ortofosfato, nas lagoas LP1, LP2, LP3 e LP4 para o conjunto de quatro ciclos realizados. | 110 |
| Figura 45 – Área <i>per capita</i> requerida para o tratamento na LP em função do percentual de inóculo para a remoção da nitrogênio amoniacal ($\leq 5 \text{ mgN L}^{-1}$) e ortofosfato ($\leq 1 \text{ mgP L}^{-1}$) em um ciclo de tratamento..... | 112 |
| Figura 46 – Efluente bruto (à esquerda) e efluentes coletados após os ensaios de coagulação, floculação e sedimentação, identificados de 1 a 12..... | 116 |
| Figura 47 – Diagramas de Pareto para as respostas: remoção de cor (a), remoção de turbidez (b) e remoção de fósforo total (c). | 117 |
| Figura 48 – Superfícies de resposta (representação tridimensional) das eficiências de remoção de cor aparente (a), turbidez (b) e fósforo total (c) em função da concentração de coagulante e do pH. | 120 |

| | |
|---|-----|
| Figura 49 – Curvas de contorno (representações bidimensionais) da concentração de coagulante <i>versus</i> pH para a remoção de turbidez (a) e fósforo total (b) e região ótima de concentração de coagulante e pH (c). | 123 |
| Figura 50 – Variação de pH em função da dosagem de PAC (mg L^{-1} de PAC) no efluente do Experimento III..... | 124 |
| Figura 51 – Decaimento do fósforo total para diferentes concentrações iniciais de P em função da dosagem de coagulante (mg Al L^{-1})..... | 126 |
| Figura 52 – Sugestões de destinação dos efluentes produzidos ao longo do tratamento. | 133 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|-----|
| Tabela 1 – Comunidade fitoplanctônica em lagoas de polimento de fluxo contínuo..... | 30 |
| Tabela 2 – Principais processos de separação da biomassa algal, vantagens e desvantagens.. | 34 |
| Tabela 3 – Estudos sobre o pós-tratamento por coagulação-floculação e sedimentação de efluentes com microalgas. | 36 |
| Tabela 4 – Síntese das principais informações das etapas da pesquisa da Fase 1..... | 39 |
| Tabela 5 – Características das lagoas (LP1, LP2, LP3, LP4 e LP5) utilizadas no experimento, no momento da partida dos ciclos. | 45 |
| Tabela 6 – Experimento I: variáveis (fatores) e faixas investigadas. | 50 |
| Tabela 7 – Experimento II: variáveis (fatores) e faixas avaliadas..... | 51 |
| Tabela 8 – Experimento III: variáveis (fatores) e faixas avaliadas. | 52 |
| Tabela 9 – Condições da coagulação, floculação e sedimentação nos Experimentos PI e PII. | 55 |
| Tabela 10 – Parâmetros físico-químicos analisados e suas respectivas metodologias..... | 56 |
| Tabela 11 – Caracterização físico-química dos afluentes à lagoa de polimento nos períodos quente e frio do ano. | 61 |
| Tabela 12 – Valores máximos, médios (\pm desvio padrão) e coeficientes de variação para clorofila <i>a</i> , SSV, turbidez e transparência para os 20 dias de ciclo..... | 64 |
| Tabela 13 – Composição taxonômica das microalgas na LP para os períodos quente e frio.. | 65 |
| Tabela 14 – Valores médios (\pm desvio-padrão) para o oxigênio dissolvido e pH ao longo dos 20 dias de monitoramento (incluindo os dias iniciais, quando a concentração de OD = 0 mgO ₂ L ⁻¹), no período quente e frio e em diferentes profundidades..... | 78 |
| Tabela 15 – Caracterização físico-química (valores médios \pm desvio-padrão) dos afluentes às LP nos três ciclos monitorados, bem como os coeficientes de variação (CV)..... | 81 |
| Tabela 16 – Caracterização físico-química dos inóculos e dos afluentes das lagoas LP1, LP2, LP3 e LP4 para os seis ciclos de tratamento (valores médios \pm desvio-padrão). | 98 |
| Tabela 17 – Composição taxonômica e densidade algal média nos inóculos. | 99 |
| Tabela 18 – Valores de TDH para as lagoas investigadas (LP1, LP2, LP3 e LP4) visando a remoção de N-NH ₃ e P-PO ₄ ³⁻ para os seis ciclos realizados..... | 109 |
| Tabela 19 – Caracterização físico-química dos efluentes do sistema UASB-LP utilizados nos experimentos de pós-tratamento..... | 114 |
| Tabela 20 – Resultados do planejamento fatorial do tipo Composto Central Rotacional (DCCR) empregado no Experimento III de otimização do processo CFS. Valores em negrito representam as respostas em termos percentuais (%) e os valores entre parênteses representam as respostas em termos de concentração dos constituintes..... | 115 |
| Tabela 21 – Modelos matemáticos preditivos para a remoção de cor aparente, turbidez e fósforo total do efluente UASB-LP por coagulação, floculação e sedimentação, em termos das variáveis operacionais codificadas (concentração de coagulante e pH). | 118 |
| Tabela 22 – Respostas experimentais dos ensaios (média das triplicatas \pm desvio padrão), valores preditos pelos modelos de regressão e os erros relativos (%). | 125 |
| Tabela 23 – Caracterização físico-química do esgoto bruto (EB), do efluente do reator UASB (UASB) e do efluente da lagoa (LP). | 129 |
| Tabela 24 – Caracterização físico-química do efluente antes (UASB-LP) e após o pós-tratamento por coagulação, floculação e sedimentação (CFS)..... | 131 |
| Tabela 25 – Composição do efluente UASB-LP e condições e padrões de lançamento a nível nacional, pela Resolução CONAMA n° 430/2011..... | 134 |
| Tabela 26 – Reúso para fins agrícolas: composição do efluente UASB-LP, critérios e padrões físico-químicos e microbiológicos no âmbito internacional, nacional e estadual. | 137 |
| Tabela 27 – Reúso para fins urbanos: composição do efluente CFS, critérios e padrões físico-químicos e microbiológicos no âmbito internacional, nacional e estadual. | 138 |

LISTA DE QUADROS

| | |
|--|----|
| Quadro 1 – Informações técnicas e desenho esquemático do <i>Jartest</i> utilizado nos ensaios. ... | 48 |
| Quadro 2 – Testes estatísticos utilizados na análise dos dados do presente trabalho..... | 58 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

| | |
|---------------------------------|--|
| ABNT | Associação Brasileira de Normas Técnicas |
| ANOVA | Análise de variância |
| APHA | <i>American Public Health Association</i> |
| AWWA | <i>American Water Works Association</i> |
| CFS | Coagulação, floculação e sedimentação |
| CE | Condutividade elétrica |
| CO ₂ | Dióxido de carbono ou gás carbônico |
| COEMA | Conselho Estadual do Meio Ambiente do Ceará |
| CONAMA | Conselho Nacional do Meio Ambiente |
| CV | Coefficiente de variação |
| DBO _b | Demanda bioquímica de oxigênio da amostra bruta |
| DQO _b | Demanda química de oxigênio da amostra bruta |
| DQO _c | Demanda química de oxigênio da amostra centrifugada |
| DP | Desvio-padrão |
| ETE | Estação de Tratamento de Esgoto |
| EXTRABES | Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários |
| H ₂ SO ₄ | Ácido sulfúrico |
| INMET | Instituto Nacional de Meteorologia |
| INSA | Instituto Nacional do Semiárido |
| LP | Lagoa de polimento |
| LPBS | Lagoa de polimento operada em batelada sequencial |
| LPFC | Lagoa de polimento de fluxo contínuo |
| LT | Lagoa de transbordo |
| MSR | Metodologia Superfície Resposta |
| NaOH | Hidróxido de sódio |
| N-NH ₃ | Nitrogênio amoniacal ou amônia não ionizada |
| OD | Oxigênio dissolvido |
| PAC | Policloreto de alumínio |
| PC | Ponto central |
| pH | Potencial hidrogeniônico |
| P-PO ₄ ³⁻ | Ortofosfato |
| RPM | Rotação por minuto |
| SDT | Sólidos dissolvidos totais |
| SST | Sólidos suspensos totais |
| SSV | Sólidos suspensos voláteis |
| TCO | Taxa de consumo de oxigênio |
| TDH | Tempo de detenção hidráulica |
| TPO | Taxa de produção de oxigênio |
| TTO | Taxa de transferência de oxigênio |
| UASB | <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i> |
| UEPB | Universidade Federal da Paraíba |
| UFC | Unidades formadoras de colônias |
| UFCG | Universidade Federal de Campina Grande |
| WEF | <i>Water Environment Federation</i> |
| WHO | <i>World Health Organization</i> |

LISTA DE SÍMBOLOS

| | |
|----------------|---|
| A_{hab} | Área <i>per capita</i> da lagoa de polimento |
| Al | Alumínio |
| A_s | Área superficial |
| Ctr | Capacidade de tratamento |
| dOD/dt | Varição na concentração de oxigênio dissolvido em função do tempo |
| E_f | Eficiência |
| H_u | Profundidade útil da lagoa de polimento |
| k_L | Coefficiente de transferência de massa de oxigênio na interface ar-água |
| OD_s | Concentração de saturação de oxigênio na fase líquida |
| OD_L | Concentração de oxigênio na fase líquida |
| $OD_{inicial}$ | Concentração de oxigênio dissolvido antes da incubação |
| OD_{final} | Concentração de oxigênio dissolvido após a incubação |
| q_{hab} | Produção de esgoto <i>per capita</i> |
| R^2 | Coefficiente de determinação |
| R^2_{ajd} | Coefficiente de determinação ajustado |
| T | Temperatura |
| t | Tempo |
| T_{ml} | Tempo da mistura lenta |
| T_{mr} | Tempo da mistura rápida |
| T_s | Tempo de sedimentação |
| V_{ef} | Volume de efluente anaeróbico tratado |
| V_{hab} | Volume <i>per capita</i> da lagoa de polimento |
| V_{LP} | Volume da lagoa de polimento |
| V_{ml} | Velocidade (Rotação) da mistura lenta |
| V_{mr} | Velocidade (Rotação) da mistura rápida |
| $x_{i,j}$ | Valor codificado que representa a variável de interesse |
| $X_{i,j}$ | Valor decodificado (real) da variável de interesse |
| X_{-1} | Valor decodificado (real) da variável para o nível mínimo |
| X_{+1} | Valor decodificado (real) da variável para o nível máximo |
| Y_1 | Remoção de cor aparente |
| Y_2 | Remoção de turbidez |
| Y_3 | Remoção de fósforo total |

SUMÁRIO

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 17 |
| 1.1 | Justificativa | 18 |
| 2 | OBJETIVOS | 21 |
| 2.1 | Objetivo Geral | 21 |
| 2.2 | Objetivos Específicos | 21 |
| 3 | REVISÃO DE LITERATURA | 22 |
| 3.1 | Lagoas de Polimento | 22 |
| 3.1.1 | Projeto e operação de lagoas de polimento | 23 |
| 3.1.2 | Processos biológicos que se desenvolvem em lagoas de polimento | 26 |
| 3.1.3 | Microalgas encontradas em sistemas de lagoas | 28 |
| 3.1.4 | Mecanismos de remoção dos constituintes | 31 |
| 3.2 | Pós-Tratamento de Efluente por Processos Físico-Químicos | 33 |
| 3.2.1 | Estudos sobre o pós-tratamento por coagulação-floculação e sedimentação de efluentes com microalgas | 35 |
| 4 | METODOLOGIA | 37 |
| 4.1 | Localização da pesquisa | 37 |
| 4.2 | Delineamento do estudo | 37 |
| 4.3 | Fase 1: Operação e desempenho das lagoas de polimento | 37 |
| 4.3.1 | Aparato experimental | 38 |
| 4.3.2 | Etapa 1: Avaliação das condições ambientais e da dinâmica algal na lagoa | 40 |
| 4.3.3 | Etapa 2: Influência da agitação no desempenho da lagoa | 41 |
| 4.3.4 | Etapa 3: Avaliação do balanço de oxigênio dissolvido na lagoa | 42 |
| 4.3.5 | Etapa 4: Efeito da inoculação com microalgas no desempenho da lagoa | 44 |
| 4.4 | Fase 2: Pós-tratamento do efluente do sistema UASB-LP | 47 |
| 4.4.1 | Ensaio de coagulação-floculação e sedimentação | 47 |
| 4.5 | Amostragem e métodos analíticos | 55 |
| 4.5.1 | Coleta das amostras | 55 |
| 4.5.2 | Parâmetros físico-químicos | 55 |
| 4.5.3 | Parâmetros biológicos | 56 |
| 4.6 | Tratamento estatístico dos dados | 57 |
| 4.7 | Dados Meteorológicos | 58 |
| 5 | RESULTADOS E DISCUSSÕES | 59 |
| 5.1 | Condições ambientais e biomassa algal na lagoa de polimento | 59 |
| 5.1.1 | Condições climáticas do experimento | 59 |
| 5.1.2 | Caracterização físico-química dos afluentes da LP | 61 |
| 5.1.3 | Parâmetros indicadores de biomassa algal da LP em função da sazonalidade | 62 |
| 5.1.4 | Caracterização biológica na LP em função da sazonalidade | 64 |
| 5.1.5 | Perfil da temperatura na LP em função da profundidade e sazonalidade | 69 |
| 5.1.6 | Perfil do oxigênio dissolvido e do pH em função da profundidade e sazonalidade | 74 |
| 5.2 | Influência da agitação no desempenho das lagoas de polimento | 80 |
| 5.2.1 | Condições climáticas do experimento | 80 |
| 5.2.2 | Caracterização físico-química dos afluentes às lagoas | 81 |
| 5.2.3 | Parâmetros indicadores de biomassa algal | 81 |
| 5.2.4 | Condições ambientais nas LP sob diferentes modos de agitação | 83 |
| 5.2.5 | Remoções dos constituintes nas LP sob diferentes modos de agitação | 86 |
| 5.3 | Balanço de oxigênio dissolvido na lagoa de polimento | 88 |
| 5.3.1 | Condições ambientais (temperatura, oxigênio dissolvido e pH) na LP | 89 |

| | | |
|----------|--|------------|
| 5.3.2 | Transferência de oxigênio entre a lagoa e a atmosfera..... | 91 |
| 5.3.3 | Consumo e produção de oxigênio na lagoa..... | 93 |
| 5.3.4 | Balanço de oxigênio dissolvido na lagoa..... | 95 |
| 5.4 | Efeito da inoculação de microalgas sobre o desempenho das lagoas..... | 97 |
| 5.4.1 | Condições climáticas do experimento..... | 97 |
| 5.4.2 | Caracterização dos inóculos e dos afluentes às lagoas..... | 98 |
| 5.4.3 | Condições ambientais relativas à biomassa algal..... | 103 |
| 5.4.4 | Remoção de nutrientes..... | 105 |
| 5.4.5 | Capacidade de tratamento..... | 109 |
| 5.5 | Ensaio de coagulação, floculação e sedimentação no efluente UASB-LP..... | 113 |
| 5.5.1 | Caracterização físico-química do efluente UASB-LP..... | 113 |
| 5.5.2 | Experimento de otimização (Experimento III)..... | 114 |
| 5.5.3 | Validação experimental (Experimento IV)..... | 124 |
| 5.5.4 | Remoção de fósforo em função da dosagem de PAC (Experimentos PI e PII)..... | 125 |
| 5.6 | Desempenho geral do sistema UASB-LP e possibilidades de destinação do efluente produzido..... | 128 |
| 5.6.1 | Avaliação geral do desempenho do sistema UASB-LP..... | 128 |
| 5.6.2 | Avaliação do pós-tratamento do efluente UASB-LP..... | 130 |
| 5.6.3 | Possibilidades de destinação dos efluentes produzidos..... | 132 |
| 6 | CONSIDERAÇÕES FINAIS..... | 139 |
| 7 | SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS..... | 141 |
| | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 142 |
| | APÊNDICE A – Detalhamento do reator UASB com geometria modificada..... | 157 |
| | APÊNDICE B – Detalhamento do sistema de agitação das LP..... | 158 |
| | APÊNDICE C – Resultados dos testes estatísticos da Etapa 1..... | 159 |
| | APÊNDICE D - Resultados dos testes estatísticos da Etapa 2..... | 162 |
| | APÊNDICE E - Resultados dos testes estatísticos da Etapa 4..... | 163 |
| | APÊNDICE F – Área <i>per capita</i> requerida para a remoção de N-NH₃ e P-PO₄³⁻..... | 164 |
| | APÊNDICE G – Resultados dos Experimentos Preliminares (I e II)..... | 165 |
| | APÊNDICE H – Resultados das análises estatísticas do Experimento III..... | 170 |
| | APÊNDICE I – Documentos reguladores e definições das categorias de reúso..... | 173 |

1 INTRODUÇÃO

Informações contidas no último diagnóstico realizado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), referente ao ano de 2021, revelam que o Brasil ainda se encontra longe da universalização dos serviços de saneamento básico devido aos baixos percentuais de atendimento apresentados, especialmente em relação aos serviços de esgotamento sanitário, em que o índice de atendimento da população urbana com rede de esgoto é ainda de 64,1%, sendo que apenas 51,2% dos esgotos gerados (referido ao volume de água consumida) são devidamente encaminhados ao tratamento (BRASIL, 2022). Esse déficit na prestação dos serviços acarreta prejuízos diretos ao meio ambiente e à saúde pública e mostra a necessidade de implementar políticas públicas eficientes, bem como de investir e ampliar a infraestrutura relacionada à coleta e ao tratamento dos esgotos.

Em relação ao tratamento, levantamento recente realizado pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (BRASIL, 2020) mostra que os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (reatores UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) constituem o principal tipo de tratamento atualmente adotado nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) brasileiras (37%), estando à frente, inclusive, dos sistemas convencionais de lagoas de estabilização (32%). Essa boa aceitação e utilização dos reatores UASB se deve sobretudo ao seu bom desempenho na remoção da matéria orgânica e dos sólidos em suspensão, mesmo em baixos tempos de detenção hidráulica (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2019). Além do mais, quando comparados aos sistemas clássicos de lagoas, podem funcionar como substitutos às lagoas anaeróbias e facultativas, sendo muito mais compactos e mantendo o baixo custo e simplicidade operacional (POSSMOSER-NASCIMENTO *et al.*, 2014; VAN HAANDEL; SANTOS, 2021b).

Entretanto, esses reatores não alteram de forma significativa as concentrações de nutrientes e organismos patogênicos, sendo necessário introduzir um tratamento complementar subsequente. Dentre as diversas alternativas de pós-tratamento existentes, Cavalcanti, Van Haandel e Lettinga (2001) e Khan *et al.* (2011) destacam a utilização de lagoas, denominadas lagoas de polimento (instaladas após os reatores UASB). Essas unidades, de simples operação, têm como principal objetivo a remoção de patógenos, mas também atuam na redução do residual de material orgânico e, dependendo da configuração, podem reduzir as concentrações finais dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) no efluente final (CAVALCANTI, 2009).

Convencionalmente, as lagoas de polimento são operadas em fluxo contínuo (LPFC) (VON SPERLING; BASTOS; KATO, 2005; DIAS *et al.*, 2014). Porém, Cavalcanti (2003, 2009) e Van Haandel e Santos (2021) mostraram que também é factível operar lagoas de polimento em batelada sequencial (LPBS) após reatores UASB, ou seja, com fluxo intermitente. Quando se compara o desempenho do tratamento entre os regimes de operação, estudos em pequena escala experimental revelam que as LPBS se apresentam mais vantajosas do que as LPFC, conseguindo garantir a qualidade sanitária em um menor tempo de tratamento (BATISTA *et al.*, 2021) e a remoção praticamente total de nutrientes, nitrogênio e fósforo (ALBUQUERQUE; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021; SANTOS; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021).

Pesquisas apontam que o sistema reator UASB seguido de lagoas de polimento geralmente é capaz de produzir um efluente com potencial para lançamento em corpos d'água e, até mesmo, para uso agrícola (VON SPERLING; ANDRADA, 2006; VAN HAANDEL; SANTOS; PAIVA, 2021a). Contudo, a aplicação deste efluente em usos que demandam uma melhor qualidade, como o urbano e industrial, exige a adoção de um tratamento complementar, principalmente, devido à elevada quantidade de sólidos em suspensão, estes provenientes da biomassa de microalgas que se estabelece nas lagoas de polimento.

Desta forma, processos físico-químicos de pós-tratamento, como a coagulação-floculação seguidos da sedimentação, podem ser aplicados (MATHIMANI; MALLICK, 2018; SINGH; PATIDAR, 2018; MATTER *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2020). A preferência por estes processos reside no fato de já serem consolidados no âmbito do tratamento de água para abastecimento, possuírem flexibilidade operacional, custo relativamente baixo (em relação a técnicas avançadas, como o de filtração por membranas, por exemplo) (LIBÂNIO, 2016), além de serem capazes de remover eficientemente os sólidos suspensos, e, dependendo do coagulante utilizado, poderem atuar também na redução de fósforo residual no efluente.

1.1 Justificativa

No Nordeste brasileiro, a presença de sistemas convencionais de lagoas de estabilização ainda é realidade em grande parte dos municípios. A predominância desse tipo de tratamento na região se deve, principalmente, às condições climáticas favoráveis, à simplicidade operacional, ao custo reduzido e à boa eficiência na remoção de matéria orgânica e patógenos (MARA, 1997;

LI *et al.*, 2018). Por outro lado, um dos grandes inconvenientes dos sistemas de lagoas, de modo geral, é a produção de um efluente final com concentrações ainda consideráveis de nutrientes que, quando lançado em corpos d'água, pode contribuir para acelerar o processo de eutrofização, deteriorando a qualidade das águas superficiais. A situação se agrava ainda mais quando os corpos receptores apresentam baixas vazões ou condições de intermitência, características estas presentes em grande parte dos rios nessa região do país (BRASIL, 2017).

Além dos problemas relativos à qualidade dos corpos hídricos, a região Nordeste, assim como o Semiárido Brasileiro, sofre ainda com as adversidades relacionadas à escassez de água. Desta forma, a busca por fontes alternativas deste recurso se torna necessária para suprir a demanda das diversas atividades humanas, seja nos setores agrícola, urbano ou industrial (HESPANHOL, 2002). O esgoto municipal constitui uma fonte contínua de água que, caso seja coletado e tratado de forma adequada, pode atender a uma parcela importante dessa demanda. Segundo levantamento realizado por Medeiros *et al.* (2014), só na região semiárida se produz um total de 1,16 milhões de $\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$ de esgoto nas sedes municipais, sendo que deste total, apenas 21% experimentam algum tipo de tratamento, enquanto que o volume restante é lançado diretamente, sem tratamento prévio, nos corpos hídricos superficiais.

Desta forma, a presente pesquisa, ao abordar o tema “lagoas de polimento”, se insere no contexto e na realidade ambiental e sanitária local, buscando contribuir no aprimoramento de técnicas de tratamento com vistas a obter um sistema eficiente, especialmente na remoção de nutrientes, capaz de produzir água com melhor qualidade, e adaptado às condições econômicas/operacionais locais, de forma a minimizar os problemas vivenciados.

Além da relevância para a região, este trabalho se torna pertinente por abordar uma temática ainda pouco explorada na literatura. Estudos e aplicações reais de lagoas de polimento estão concentrados majoritariamente em unidades operadas em fluxo contínuo. São poucas ou quase inexistentes as pesquisas envolvendo reatores UASB seguidos de lagoas de polimento operando em batelada sequencial no tratamento de esgoto municipal. Os trabalhos estão restritos a estudos iniciais realizados por Cavalcanti (2003, 2009) e, mais recentemente, por Pontes, Sousa e Leite (2017), além de artigos publicados na Edição Especial da Revista DAE em 2021, intitulada “Reengenharia de lagoas de estabilização”, fruto de pesquisas realizadas na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), em Campina Grande, PB.

Em síntese, os estudos desenvolvidos sobre o tema, até momento, foram, em geral, realizados em pequena escala experimental e estão voltados: i) à investigação deste tipo de lagoa como sistemas factíveis e eficientes em remover matéria orgânica, patógenos e nutrientes, inclusive quando comparados às lagoas de polimento em fluxo contínuo e ii) ao entendimento dos processos de ordem física e química que regem a remoção desses constituintes. Nesse sentido, faz-se necessário estudar alguns pontos ainda não abordados em trabalhos anteriores e que são relevantes para uma melhor compreensão e aperfeiçoamento das lagoas de fluxo intermitente com vistas a contribuir para a sua aplicação prática.

Portanto, esta pesquisa se propôs avaliar aspectos operacionais (ex: agitação da lagoa e inoculação com microalgas) que possam interferir/favorecer o desempenho das lagoas, bem como investigar as condições ambientais, os processos biológicos e as populações de microalgas que se desenvolvem no ambiente de lagoas operando com alimentação intermitente. Na linha do pós-tratamento, visando a aplicação do efluente em usos posteriores, pretendeu-se avaliar o emprego do processo físico-químico por coagulação-floculação e sedimentação (CFS) na remoção da biomassa de microalgas e do residual de fósforo.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a operação e o desempenho de lagoas de polimento em regime de batelada sequencial tratando efluente de reator UASB e a aplicação do pós-tratamento por coagulação-floculação e sedimentação.

2.2 Objetivos Específicos

1. Analisar as variações das condições ambientais (pH, oxigênio dissolvido e temperatura) em função da sazonalidade (período quente e frio) e da profundidade (superfície e fundo), bem como a dinâmica da comunidade algal ao longo do tratamento na lagoa de polimento (LP);
2. Determinar a influência do modo de agitação da lagoa (contínuo, intermitente e sem agitação) sobre o desempenho do tratamento;
3. Determinar o balanço de oxigênio dissolvido na lagoa visando um melhor entendimento dos processos biológicos (fotossíntese e respiração) e físico (transferência ar-líquido) envolvidos;
4. Investigar o efeito da inoculação com microalgas nas lagoas sobre a remoção de nutrientes (nitrogênio amoniacal e ortofosfato);
5. Estabelecer condições otimizadas, em escala de bancada, para as principais variáveis interferentes no processo de coagulação-floculação e sedimentação (dose de coagulante e pH) quando aplicado ao efluente do sistema UASB-LP, visando a remoção de cor aparente, turbidez e fósforo total.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Lagoas de Polimento

Lagoas de polimento são unidades destinadas a receber efluente de reatores anaeróbios a fim de realizar o polimento do esgoto digerido, ou seja, atuar na remoção dos constituintes residuais não removidos pela digestão anaeróbia. Elas consistem em lagoas de estabilização, especificamente lagoas de maturação. A terminologia diferenciada (lagoas de polimento) é comumente adotada apenas para diferenciá-las da concepção clássica (lagoas de maturação), uma vez que são implantadas após reatores UASB, e não precedidas por lagoas anaeróbias e/ou facultativas (CAVALCANTI, 2009; VON SPERLING, 2011). Devido à boa remoção de matéria orgânica que ocorre no reator anaeróbio, o principal objetivo das lagoas de polimento, se torna a remoção de patógenos (VON SPERLING *et al.*, 2008) e, de forma adicional, a redução da matéria orgânica residual e dos nutrientes, como nitrogênio e fósforo (VON SPERLING; BASTOS; KATO, 2005; SOUSA *et al.*, 2017).

Apesar da simplicidade, as lagoas constituem um ambiente bastante complexo e dinâmico, onde se desenvolve uma série de processos, reações e interações de ordem física e bioquímica no próprio fluido e/ou com o ambiente externo. Nessas unidades, a baixa carga orgânica afluenta, proporcionada pelo tratamento anaeróbio, reduz consideravelmente a demanda por oxigênio. Somando a isso, a maior transparência do esgoto digerido (reduzidas concentrações de sólidos suspensos e turbidez) e as baixas profundidades das lagoas permitem uma maior penetração da radiação solar, o que resulta em uma maior atividade fotossintética ao longo da coluna d'água e, conseqüentemente, em uma maior produção de oxigênio dissolvido (OD). Combinando-se, portanto, o baixo consumo de OD com uma maior produção deste constituinte é possível obter um ambiente tipicamente aeróbio com presença de microalgas (CAVALCANTI; VAN HAANDEL; LETTINGA, 2001; CAVALCANTI *et al.*, 2001).

Vale destacar ainda que a reduzida produção de dióxido de carbono (CO₂), devido à baixa taxa de degradação da matéria orgânica, e o elevado consumo deste composto pelo processo de fotossíntese, provocam a diminuição das concentrações de CO₂ no líquido, o que afeta a acidez do meio e promove a elevação do pH (ALVES *et al.*, 2011). Elevados valores de pH tendem a favorecer a remoção dos nutrientes, como o nitrogênio, por dessorção da amônia, e o fósforo, por precipitação de fosfatos, bem como acelerar o decaimento bacteriano (VAN HAANDEL;

SANTOS, 2021b). Além do pH, diversos outros fatores ambientais, incluindo, temperatura, radiação solar, oxigênio dissolvido, biomassa algal, fotossíntese e outras atividades biológicas (predatismo e competição), presença de compostos e toxinas, acabam influenciando os processos de remoção dos constituintes presentes no efluente (DIAS; PASSOS; VON SPERLING, 2017).

3.1.1 Projeto e operação de lagoas de polimento

O dimensionamento deste tipo de lagoa está embasado em considerações teóricas de que o decaimento de coliformes termotolerantes segue uma reação de primeira ordem, cuja taxa de redução de bactérias é proporcional à sua concentração (MARAIS, 1974). Sabe-se ainda que, nestas condições, o decaimento é influenciado pelo regime hidráulico de uma lagoa, que é função do tipo de fluxo (contínuo ou intermitente) e do padrão de mistura existente (fluxo pistão, lagoas em série, fluxo disperso, mistura completa) (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005). A eficiência de desinfecção é máxima (decaimento exponencial) quando as lagoas são projetadas visando minimizar o grau de mistura do líquido ao longo do tratamento, aproximando-se do fluxo em pistão (VON SPERLING, 1999).

Os sistemas de tratamento de esgoto que envolvem lagoas, geralmente, operam com alimentação contínua (MARA, 2003; DIAS *et al.*, 2014; POSSMOSER-NASCIMENTO *et al.*, 2014). Sendo assim, a fim de possibilitar um menor grau de mistura (menor dispersão) do líquido durante o escoamento e, portanto, um maior decaimento de coliformes, as lagoas de polimento são projetadas, em sua maioria, com mais de uma unidade (n), dispostas em série, e com elevada relação comprimento/largura (L/B) (VON SPERLING, 1999; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005), ou ainda uma única lagoa de polimento, subdividida em seções, com uso de divisórias internas (chicanas), de modo a possibilitar um melhor controle do fluxo e aumento da relação L/B (CAVALCANTI *et al.*, 2001; COGGINS *et al.*, 2018; PASSOS; DIAS; VON SPERLING, 2020).

A profundidade e o tempo de detenção hidráulica (TDH) das lagoas são outros importantes parâmetros de projetos e estão intimamente relacionados. Lagoas de polimento possuem baixas profundidades, variando de 0,4 a 1,0 m (VON SPERLING; BASTOS; KATO, 2005). Isso porque menores profundidades favorecem: a) a incidência da radiação solar por toda a coluna de massa d'água, maximizando a fotossíntese (e, portanto, elevando os valores de OD e pH), e

b) a ação bactericida da radiação ultravioleta (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005). O tempo de detenção hidráulica, por sua vez, relaciona-se com o tempo em que os microrganismos estão em contato com as condições adversas na lagoa e que contribuem para o seu decaimento (DIAS; PASSOS; VON SPERLING, 2017).

Apesar do uso consolidado, lagoas de fluxo contínuo apresentam algumas limitações hidrodinâmicas (curtos-circuitos, estratificação térmica, zonas mortas e dispersão do efluente) fazendo com que, na prática, as mesmas se comportem segundo o regime hidráulico de fluxo disperso, e não de fluxo em pistão (situação idealizada) (WOOD *et al.*, 1995; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005), o que acarreta em implicações diretas na diminuição da eficiência de remoção de patógenos. Segundo Cavalcanti, Van Haandel e Lettinga (2001), a mistura nula (situação idealizada) não é alcançada em situações reais. Isso pode ser atribuído ao fato de que a mistura do líquido, mesmo que parcial, não pode ser evitada devido à influência de fatores construtivos (dispositivos de entrada e saída, locais de direcionamento do fluxo) e naturais (vento, temperatura, bolhas de gás e movimentação de organismos) que constituem importantes fontes de mistura.

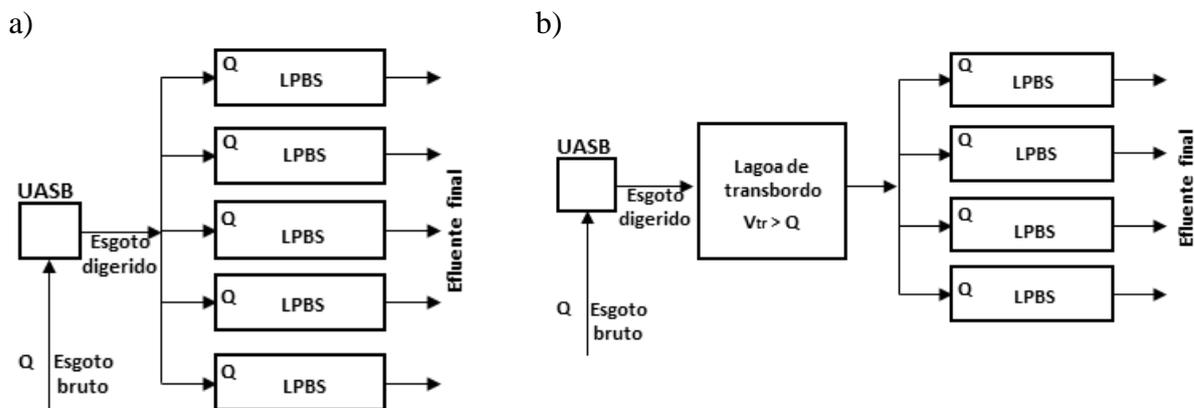
Uma alternativa para minimizar a dispersão do líquido no tratamento seria alterar o tipo de fluxo na lagoa, operando-a em regime intermitente (batelada sequencial). Nestas condições, o fluxo de entrada/saída é nulo durante o ciclo de tratamento (METCALF; EDDY, 2016), a mistura do líquido tende a ser mínima e a lagoa se comporta como um volume discreto de um reator de fluxo em pistão (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005), promovendo portanto a maximização do decaimento bacteriano.

Embora não seja usual a utilização deste tipo de lagoa de polimento em escala real, estudos experimentais em pequena escala desenvolvidos por Cavalcanti, Van Haandel e Lettinga (2001), Batista *et al.* (2021) e Van Haandel e Santos (2021b) mostraram que lagoas operadas em batelada sequencial constituem uma solução promissora no polimento do efluente, conseguindo garantir a qualidade sanitária do efluente tratado (em termos de coliformes termotolerantes $\leq 10^3$ UFC 100mL⁻¹) em menores TDH em relação às lagoas com alimentação contínua, requerendo, portanto, menores requisitos de áreas. Além da remoção de organismos indicadores de contaminação fecal, nessas lagoas, diferentemente das lagoas de fluxo contínuo, é possível obter elevadas remoções, praticamente total, dos nutrientes, nitrogênio e fósforo, a

dependem do manejo das unidades (ALBUQUERQUE; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021; SANTOS; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021; VAN HAANDEL; SANTOS, 2021b).

Por outro lado, um dos inconvenientes neste tipo de operação é o fluxo de esgoto, uma vez que a vazão afluente à ETE é contínua, enquanto que as lagoas operadas em regime de batelada sequencial apresentam fluxo intermitente. Neste caso, Cavalcanti (2009) propõe duas alternativas (Figura 1): a) a implantação de uma série de lagoas de polimento operadas simultaneamente, em que cada lagoa seja dimensionada para receber, diariamente, um volume correspondente à vazão diária afluente à Estação (Q) (Figura 1a) ou b) a implantação de uma lagoa de transferência (ou lagoa de transbordo), localizada entre o reator UASB e a série de lagoas de polimento, com a função de receber o efluente continuamente da unidade anaeróbia e alimentar de maneira intermitente as lagoas (Figura 1b).

Figura 1 – Desenho esquemático da disposição e operação de lagoas de polimento em batelada sequencial sem (a) e com (b) uma lagoa de transbordo.



Fonte: Cavalcanti (2009).

Estudos específicos sobre os aspectos de projeto das lagoas de transbordo (LT) não foram encontrados na literatura. Entretanto, sugere-se que as LTs devam ser dimensionadas com altura (ou profundidade) que favoreça a sua alimentação (e das lagoas subsequentes) por gravidade (FRUTUOSO; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021) e com TDH superior a um dia, ou seja, com volume (V_{tr}) superior à vazão diária afluente à ETE, para que possa ocorrer o enchimento completo e quase que instantâneo da lagoa de polimento descarregada (CAVALCANTI *et al.*, 2001). Vale destacar ainda que, além de funcionar como uma unidade de equalização, armazenamento e transferência do efluente, a LT pode desempenhar um papel importante no melhoramento da qualidade do efluente a ser utilizado nas lagoas de polimento. Pesquisa

conduzida por Frutuoso, Santos e Van Haandel (2021) investigou o desempenho de lagoas de transbordo com diferentes profundidades (0,73, 1,65 a 2,40m) e TDH (1,5, 2 e 3 dias). Foi verificado que as LTs favoreceram a remoção dos sólidos suspensos e do material orgânico particulado advindos do reator UASB, a oxidação parcial ou total dos sulfetos presentes na massa líquida, a dessorção do CO₂ e a sedimentação de ovos de helmintos, como também possibilitaram o crescimento inicial de microalgas no efluente encaminhado para as lagoas subsequentes. Em geral, maiores TDH e menores profundidades promoveram melhores resultados.

3.1.2 Processos biológicos que se desenvolvem em lagoas de polimento

Diversos são os processos de ordem física, química e biológica que se desenvolvem nesses sistemas naturais de tratamento. Dentre eles, os processos biológicos como a fotossíntese e a oxidação da matéria orgânica se destacam por influenciarem a dinâmica das lagoas de polimento e a remoção dos constituintes.

A fotossíntese envolve processos complexos de ordem física e química realizada por organismos fotoautotróficos que, segundo Richmond (2004), pode ser expressa como uma reação de oxirredução governada pela energia solar, em que o dióxido de carbono e a água são convertidos em carboidratos e oxigênio. Este processo favorece o crescimento da biomassa, na forma de microalgas, responsável pela cor esverdeada característica dessas lagoas e, ao mesmo tempo, o fornecimento de oxigênio dissolvido para o meio líquido.

Apesar de haver a transferência de O₂ atmosférico para a fase líquida da lagoa, a fotossíntese é o processo que fornece a maior parte do oxigênio usado pelas bactérias heterotróficas durante o processo de respiração, responsável por promover a remoção da matéria orgânica residual existente no afluente (MARA, 2003; ABDEL-RAOUF; AL-HOMAIDAN; IBRAHEEM, 2012). Ao final da respiração, um dos subprodutos gerados é o CO₂, que constitui a fonte principal de carbono inorgânico para as microalgas. Sendo assim, observa-se que a fotossíntese e a respiração são processos complementares, havendo uma relação mutualística entre microalgas e bactérias nas lagoas (MARA, 2003).

Entretanto, diferentemente das clássicas lagoas anaeróbias e facultativas, nas lagoas de polimento ocorre a prevalência da fotossíntese sobre a respiração devido à baixa concentração

de material orgânico e, portanto, à reduzida demanda de oxigênio, sendo observado o acúmulo de biomassa algal e a supersaturação de OD com formação de bolhas que podem se desprender para a atmosfera (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; CAVALCANTI *et al.*, 2001).

Vale destacar ainda que a fotossíntese é intimamente dependente da luz solar, logo, apresenta variações cíclicas ao longo do dia e é realizada apenas nas horas em que há radiação solar. No início da manhã, por exemplo, a atividade fotossintética é menor, aumentando gradativamente até atingir um limite máximo no período da tarde, quando a radiação é elevada (ABDEL-RAOUF; AL-HOMAIDAN; IBRAHEEM, 2012; RANDRIANARISON; ASHRAF, 2017). De forma concomitante, as microalgas realizam a respiração, com vistas à obtenção de energia a ser utilizada no metabolismo catabólico (crescimento, reprodução, locomoção, etc.) (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005). À noite, a fotossíntese cessa, ocorrendo apenas a respiração das microalgas e bactérias.

Essa dinâmica presente nas lagoas de polimento afeta as características do meio e as concentrações de diversos compostos. O oxigênio dissolvido, por exemplo, tem um papel crucial na degradação da matéria orgânica, no controle de odores, na inativação de patógenos (em conjunto com a radiação solar) e, devido à dependência do metabolismo algal e bacteriano, as concentrações de OD sofrem flutuações cíclicas e que podem afetar o desempenho das lagoas (PHAM *et al.*, 2020). O pH também é outro importante parâmetro afetado pelo processo de fotossíntese nas lagoas de polimento, podendo alcançar valores bem elevados, favorecendo a remoção de patógenos e nutrientes do meio aquoso. Valores de pH próximos a 11 podem ser alcançados em lagoas, principalmente à tarde (KAYOMBO *et al.*, 2000). Isso ocorre porque a atividade fotossintética elevada resulta no intenso consumo de CO₂, em taxas maiores que a produção de CO₂ pela respiração, provocando alteração no equilíbrio do sistema carbônico da fase líquida (MARA, 2003; ABDEL-RAOUF; AL-HOMAIDAN; IBRAHEEM, 2012), de forma a promover um acúmulo de íons OH⁻; o excesso de hidroxilas na massa líquida contribui para uma elevação gradual do pH (RICHMOND, 2004).

Nesse sentido, em lagoas de polimento se objetiva propiciar um ambiente com biomassa algal e elevada atividade fotossintética, de forma a proporcionar o estabelecimento de condições aeróbias e o desencadeamento de processos de remoção dos constituintes (em especial material orgânico residual, patógenos e nutrientes). Sendo assim, uma análise do balanço de oxigênio e das taxas dos processos envolvidos, especialmente os biológicos (fotossíntese e respiração),

constitui uma ferramenta importante para acompanhar o funcionamento e desempenho das lagoas, bem como estimar sua capacidade de tratamento. Entretanto, poucos são os trabalhos em sistemas de tratamento de esgoto por lagoas que buscam determinar as taxas de produção e consumo de oxigênio, destacando-se os estudos realizados por El Ouarghi *et al.* (2000), Evans, Fallowfield e Cromar (2003), Cavalcanti (2003, 2009) e Arbib *et al.* (2017).

3.1.3 *Microalgas encontradas em sistemas de lagoas*

Nos sistemas de tratamento de esgoto por lagoas existe uma diversidade de microrganismos que incluem: i) as bactérias heterotróficas não-fotossintetizantes (aeróbias e/ou anaeróbias, tais como *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Achromobacter* e *Alcaligenes* spp.), e ii) as microalgas fotossintetizantes (cianobactérias e algas eucariontes) (MARA, 1997), sendo estas últimas presentes em concentrações expressivas devido às condições favoráveis, principalmente em lagoas de maturação/polimento, onde é possível ter uma maior penetração da radiação solar na massa líquida (PHAM *et al.*, 2014; ELAND *et al.*, 2019).

Microalgas correspondem a um grupo bastante heterogêneo de organismos unicelulares/pluricelulares, com estrutura procarionte/eucarionte que contêm pigmento clorofila *a*, capazes de realizar a fotossíntese (OLAIZOLA, 2003; PIGNOLET *et al.*, 2013) e com dimensões microscópicas que variam entre 3 e 30 μm (GRIMA *et al.*, 2003). Nesta categoria estão incluídas as bactérias fotossintetizantes, ou também denominadas cianobactérias (Cyanobacteria), bem como as algas microscópicas, tais como representantes das divisões Chlorophyta (algas verdes), Rhodophyta (algas vermelhas), Bacillariophyta (diatomáceas), Euglenophyta, entre outras (RICHMOND, 2004).

Os requerimentos nutricionais para a maioria das espécies são relativamente simples, necessitando de radiação, temperatura e carbono, obtidos a partir da água e atmosfera, além de macro e micronutrientes, absorvidos do meio onde elas se encontram (NUR; BUMA, 2019). Sendo assim, diante das condições ambientais existentes na maioria dos sistemas de tratamento de esgoto, bem como da disponibilidade de nutrientes, o esgoto municipal constitui um meio favorável ao desenvolvimento e, até mesmo, ao cultivo de microalgas.

As classes (e gêneros) mais comuns de microalgas em lagoas de polimento de fluxo contínuo são Chlorophyceae (*Chlorella* sp., *Scenedesmus* sp., *Chlamydomonas* sp., *Micractinium* sp.,

Ankistrodesmus sp., etc.), Euglenophyceae (*Euglena* sp., *Phacus* sp., etc.) e Cyanophyceae (*Oscillatoria* sp., *Microcystis* sp., etc), conforme pode ser observado em estudos realizados em estações de tratamento de esgotos de diferentes municípios brasileiros (Tabela 1), sendo também encontrados indivíduos pertencentes às Bacillariophyceae, Zygnemaphyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, entre outras. A predominância desses primeiros grupos, ou seja, de algas verdes-azuis é também observada em lagoas de estabilização (facultativas e de maturação) (ARIESYADY *et al.*, 2016; FLORENTINO *et al.*, 2019) e lagoas de alta taxa (RAWAT *et al.*, 2011; SUTHERLAND; TURNBULL; CRAGGS, 2017).

Vale destacar, contudo, que a diversidade e a quantidade desses indivíduos são influenciadas por fatores abióticos (radiação solar, temperatura, pH, concentração de nutrientes, sazonalidade), fatores bióticos (patógenos, predação por zooplâncton, competição entre espécies), fatores operacionais/constitutivos que afetam os anteriormente mencionados (profundidade, mistura, taxa de diluição/recirculação da biomassa) (KONIG; CEBALLOS; ALMEIDA, 2002; LARSDOTTER, 2006; BARROSO *et al.*, 2009; PASTICH *et al.*, 2016a) e pela qualidade do efluente, em especial o teor de matéria orgânica (PALMER, 1969; PHAM *et al.*, 2014). Nesse sentido, alterações na densidade de microalgas em lagoas de tratamento são observadas (VON SPERLING *et al.*, 2008; BARROSO *et al.*, 2009) e podem variar na ordem de 10^4 a 10^5 ind mL⁻¹.

Ressalta-se ainda que as microalgas predominantes nesses sistemas de tratamento (Chlorophyceae, Cyanophyceae e Euglenophyceae) podem constituir uma fonte vantajosa para fins energéticos (FLORENTINO *et al.*, 2019) devido, em geral, ao elevado teor de lipídios e ácidos graxos, representando cerca de 20 a 50% do peso seco total da biomassa (JIA; YUAN, 2016). De acordo com levantamento realizado por Lv *et al.* (2017) e Wu *et al.* (2014), as espécies de microalgas verdes, em especial *Chlorella* sp. e *Scenedesmus* sp., são as comumente utilizadas em cultivos que visam a produção de bioenergia.

Tabela 1 - Comunidade fitoplanctônica em lagoas de polimento de fluxo contínuo.

| Ref. | Localização | Chlorophyceae | Cyanophyceae | Euglenophyceae | Bacillariophyceae | Zygnematophyceae | Outras |
|------|-----------------------------|---------------|--------------|----------------|-------------------|------------------|---|
| 1 | Campina Grande, PB | X | X | X | - | - | - |
| 2 | Belo Horizonte, MG | X | - | X | - | X | Chrysophyceae Cryptophyceae Dinophyceae |
| 3 | Venda Nova do Imigrante, ES | X (43%) | X (24%) | X (22%) | X (11%) | - | |
| 4 | Belo Horizonte, MG | X | X | X | - | X | Chrysophyceae Cryptophyceae Dinophyceae |
| 5 | Viçosa, MG | X | X | X | X | - | Cryptophyceae |
| 6 | Campina Grande, PB | X | X | - | X | X | |
| 7 | Campina Grande, PB | X (27,8%) | X (33,3%) | X (11,1%) | X (16,7%) | X (11,1%) | |
| 8 | Rio Formoso, PE | X (45%) | X (54%) | - | X (1%) | - | |

Referências: 1 - Cavalcanti (2003); 2 - von Sperling *et al.* (2008); 3 - Barroso *et al.* (2009); 4 - Von Sperling e Oliveira (2010); 5 - Bastos *et al.* (2010); 6 - Sousa (2015); 7 - Albuquerque *et al.* (2016); 8 - Ferreira (2016).

3.1.4 Mecanismos de remoção dos constituintes

Dentre os principais constituintes do esgoto digerido afetados pelo tratamento em lagoas, estão a matéria orgânica, os sólidos suspensos residuais, os nutrientes (nitrogênio e fósforo) e os organismos patogênicos.

Em relação à matéria orgânica, estudos realizados em lagoas de polimento dispostas em série (com duas a cinco unidades) mostram que esses sistemas propiciam uma redução complementar do material orgânico residual em torno de 40% da DBO (com concentrações finais de 44 mg L⁻¹, para DBO total, e 10 mg L⁻¹, para DBO filtrada no efluente final); apesar de haver um acréscimo do valor deste parâmetro ao longo do conjunto de lagoas devido à produção natural de microalgas durante do tratamento (DIAS *et al.*, 2014; POSSMOSER-NASCIMENTO *et al.*, 2014; SOUSA *et al.*, 2017). Esse aumento é também perceptível quando se analisa a evolução da DQO. Aguiar, Santos e van Haandel (2021), ao estudarem lagoas com alimentação intermitente, verificaram que, ao longo do ciclo de tratamento, os valores de DBO e DQO tenderam a diminuir inicialmente e depois aumentaram, influenciados pelo crescimento da biomassa algal.

Assim como a matéria orgânica, observa-se também uma tendência de aumento de sólidos suspensos (SS) no decorrer do tratamento, em consequência do desenvolvimento de microrganismos fotoautotróficos nesses sistemas (DIAS *et al.*, 2014). Quando se avalia a constituição dos sólidos suspensos, por meio da relação sólidos suspensos voláteis/sólidos suspensos totais (SSV/SST), observa-se um incremento do conteúdo orgânico do afluente de 70% para uma faixa de 86-87% no efluente final, que ocorre provavelmente pela produção de sólidos biológicos na forma de biomassa algal (POSSMOSER-NASCIMENTO *et al.*, 2014).

Em relação aos nutrientes, especificamente o nitrogênio, diversos mecanismos podem estar envolvidos na remoção e/ou transformação deste constituinte em sistemas de lagoas, incluindo a volatilização de amônia, a absorção biológica de nitrogênio, a nitrificação/desnitrificação, a sedimentação da biomassa morta e a acumulação na camada de lodo (CAMARGO-VALERO; MARA, 2007; CAMARGO-VALERO *et al.*, 2010; CAMARGO-VALERO; MARA, 2010; MAYO; ABBAS, 2014; RODRIGUES *et al.*, 2017). Entretanto, a volatilização da amônia tem sido considerada a principal via de remoção deste nutriente em lagoas de polimento devido: (i) aos elevados valores de pH (> 9) alcançados na massa líquida, que tende a deslocar o equilíbrio

da amônia ionizada (NH_4^+) para sua forma não ionizada (NH_3) que é volátil e (ii) às altas temperaturas do líquido, que podem elevar as taxas de transferência de massa da amônia gasosa para a atmosfera (CAMARGO VALERO; MARA, 2010; MORAIS; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021). Remoções na faixa de 57 a 76% de nitrogênio, em termos de NTK, são geralmente alcançadas em lagoas em fluxo contínuo, dependendo dos critérios de projeto adotados (VON SPERLING; MASCARENHAS, 2005; DIAS *et al.*, 2014; SOUSA *et al.*, 2017). Em lagoas em batelada sequencial, por sua vez, podem-se alcançar concentrações finais praticamente nulas (ALBUQUERQUE; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021).

A remoção das frações de fósforo em lagoas pode ocorrer por sedimentação do fósforo orgânico, assimilação do fosfato pelas algas e bactérias e consequente retirada da biomassa, bem como por precipitação de fosfatos em condições de elevado pH (CRAGGS, 2005; POWELL *et al.*, 2011; TUSZYNSKA; KOLECKA; QUANT, 2013). Dentre os mecanismos mencionados, a precipitação dos fosfatos parece ser o mais relevante. A presença de metais alcalinos, especialmente cálcio e magnésio, em ambiente com pH elevado propicia uma alteração no equilíbrio das espécies de fosfato, favorecendo a precipitação de sais de fosfato insolúveis (na forma de fosfato de cálcio - $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, hidroxiapatita - $\text{Ca}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6$ e estruvita - $\text{Mg}(\text{NH}_4)(\text{PO}_4)$) (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; CAVALCANTI *et al.*, 2001; SANTOS; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021). Em comparação à remoção de nitrogênio (por volatilização), que se desenvolve (na prática) em pH a partir de 8,5 e 9,0, a remoção de fosfato, via precipitação, é mais dificultada, uma vez que se processa em pH mais elevado, de 9,5 a 9,7 (VAN HAANDEL; SANTOS; PAIVA, 2021b).

Remoções de fósforo em lagoas de polimento de fluxo contínuo com profundidades acima de 0,4m são, de modo geral, relativamente baixas (< 25%) (VON SPERLING; MASCARENHAS, 2005; VON SPERLING *et al.*, 2008; DIAS *et al.*, 2014; SOUSA *et al.*, 2017). Entretanto, dependendo do regime de operação (batelada sequencial), é possível obter concentrações de fosfato no efluente menores que 1 mgP L^{-1} (SANTOS; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021) devido à elevação do pH do meio neste tipo de lagoa.

Estes sistemas conseguem ainda obter excelentes resultados na desinfecção de efluentes. Os ovos de helmintos (OH) são removidos basicamente por mecanismos físicos naturais, especificamente por sedimentação (FASKOL; RACOVITEANU, 2019) devido à densidade

favorável. Pesquisa realizada por Cavalcanti, van Haandel e Lettinga (2001) em lagoas de fluxo contínuo mostrou a ausência destes nematóides no efluente tratado após um curto TDH (3 dias).

Já em relação às bactérias do grupo coliformes, geralmente se atinge remoções acima de 4 unidades logarítmicas de coliformes termotolerantes ou *Escherichia coli* (CAVALCANTI; VAN HAANDEL; LETTINGA, 2001; VON SPERLING; BASTOS; KATO, 2005; VON SPERLING; MASCARENHAS, 2005; BATISTA *et al.*, 2021). O decaimento desses microrganismos ocorre por processos diferenciados, mais complexos e em um maior tempo de tratamento do que os ovos de helmintos. A radiação UV é um dos principais fatores responsáveis pela inativação de bactérias patogênicas, atuando por meio da foto-inativação e foto-oxidação dos microrganismos (BOLTON *et al.*, 2010). Estudos sugerem que este último mecanismo é favorecido pelas elevadas concentrações de OD no meio que, juntamente com a radiação solar, promovem a formação de espécies de oxigênio altamente reativas que irão atuar na inativação dos patógenos (CURTIS; MARA; SILVA, 1992; DAVIES-COLLEY *et al.*, 1999). Os elevados valores do pH podem provocar a ionização dos constituintes da membrana plasmática das bactérias, levando à inativação dos sistemas enzimáticos (TORRES, 2011), bem como impedir a manutenção do pH intracelular ótimo, que é entre 7,4 e 7,7 (MARA, 2003). Quali *et al.* (2014), por sua vez, ressaltaram que o decaimento bacteriano, além de ser dependente de fatores como radiação UV, OD e pH, tem uma estreita relação com temperatura do meio.

3.2 Pós-Tratamento de Efluente por Processos Físico-Químicos

Sistemas compostos por reatores UASB seguidos de lagoas de polimento constituem uma opção robusta e simplificada de tratamento de esgoto (CHERNICHARO *et al.*, 2010), sendo muito mais eficientes e compactos quando comparados aos sistemas convencionais de lagoas de estabilização (VAN HAANDEL; SANTOS, 2021b). Por outro lado, o efluente UASB-LP produzido, apesar de apresentar qualidade muitas vezes compatível com os padrões de lançamento estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011), e até mesmo qualidade microbiológica para reúso agrícola, conforme as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006), necessita de um tratamento complementar quando se deseja aplicá-lo em fins mais nobres (ex: uso urbano ou industrial).

Neste caso, o pós-tratamento do efluente tem como objetivo principal a remoção dos sólidos em suspensão associados à biomassa algal que invariavelmente se desenvolve ao longo do tratamento. Sendo assim, surge a necessidade de aplicar processos capazes de atuar eficientemente na separação sólido-líquido de forma a possibilitar a obtenção de um efluente de qualidade compatível aos usos pretendidos.

De forma geral, a separação de microalgas da massa líquida pode ocorrer por processos químicos, físicos (mecânicos), biológicos e/ou elétricos, que incluem tipicamente as técnicas de centrifugação, filtração, coagulação/floculação, sedimentação, flotação, eletroflotação, etc. (SINGH; DHAR, 2011; XIA *et al.*, 2017). Esses processos podem ser utilizados isoladamente ou de forma combinada (TAN *et al.*, 2020). Apesar dos diferentes métodos existentes, não há uma técnica universal, pois a escolha do processo de separação depende das características das microalgas, incluindo densidade, forma e tamanho, da aplicação da biomassa e do efluente final (GOLUEKE; OSWALD, 1965; OLAIZOLA, 2003; BARROS *et al.*, 2015), e, principalmente, dos custos envolvidos no processo. Na Tabela 2 são mostradas as vantagens e desvantagens dos principais sistemas de remoção de microalgas empregados.

Tabela 2 – Principais processos de separação da biomassa algal, vantagens e desvantagens.

| Processos | Vantagens | Desvantagens |
|---------------------------------|---|---|
| Sedimentação gravitacional | <ul style="list-style-type: none"> • Simples e de baixo custo • Não há contaminação da biomassa com produtos químicos | <ul style="list-style-type: none"> • Longo tempo de operação • Limitado a algas com elevada densidade • Baixa concentração de biomassa no lodo |
| Centrifugação | <ul style="list-style-type: none"> • Processo rápido • Elevada eficiência • Adequado para a maioria das espécies de microalgas | <ul style="list-style-type: none"> • Elevado custo (instalação e operação) • Equipamento especializado • Elevados requerimentos energéticos • Adequado, caso se deseje recuperar a biomassa com alto valor agregado |
| Filtração por membranas | <ul style="list-style-type: none"> • Elevada eficiência • Permite a separação de espécies sensíveis ao cisalhamento | <ul style="list-style-type: none"> • Elevados custos operacionais • Possibilidade de incrustações (<i>fouling</i>) e limpeza regular das membranas • Troca das membranas e bombeamento são os maiores custos associados |
| Flotação | <ul style="list-style-type: none"> • Viável para aplicações em larga escala • Flexibilidade operacional • Baixo requerimento de área • Baixo tempo de operação • Consumo energético baixo a moderado | <ul style="list-style-type: none"> • Requer o uso de floclulantes (na maioria químicos) • Contaminação metálica do lodo, o que pode limitar a utilização da biomassa |
| Coagulação e floculação química | <ul style="list-style-type: none"> • Simples¹ e rápido • Não exige requerimento energético • Amplamente utilizado | <ul style="list-style-type: none"> • Floclulantes químicos podem ter custo elevado e serem tóxicos ao ambiente • Utilização limitada da biomassa do lodo |

¹ apesar de serem processos simplificados, exigem mão de obra com qualificação.

Fonte: adaptado de Barros *et al.* (2015) e Li *et al.* (2020).

Em sistemas de lagoas, as microalgas geralmente se encontram em concentrações menores que 200 mg L^{-1} , em termos de sólidos suspensos (GOLUEKE; OSWALD, 1965). Porém, a remoção dessa biomassa não é uma tarefa simples. As principais dificuldades estão relacionadas à baixa densidade das microalgas, semelhante à da água ($1,08$ a $1,13 \text{ g mL}^{-1}$) (LAVOIE; NOÛE, 1987; SASONGKO *et al.*, 2018), pequeno tamanho (3 a $30 \mu\text{m}$ de diâmetro) e carga negativa na superfície celular (KOTHANDARAMAN; EVANS, 1972; GRIMA *et al.*, 2003) que permite que elas permaneçam em suspensão na massa líquida.

A combinação de técnicas de pré-concentração, como aquelas que envolvem a coagulação/floculação, seguida por uma separação sólido-líquido, como a sedimentação tem sido uma solução amplamente utilizada, constituindo uma alternativa de pós-tratamento de efluente capaz de remover as microalgas e, ao mesmo tempo, com custos de operação e manutenção relativamente menores do que as demais tecnologias (BARROS *et al.*, 2015; SINGH; PATIDAR, 2018).

Além da aplicabilidade na remoção da biomassa algal, a coagulação/floculação pode ser empregada visando a remoção de fósforo em efluentes. Neste processo químico, ocorre a conversão de compostos solúveis de fósforo em formas insolúveis após a adição de coagulantes contendo íons metálicos divalentes ou trivalentes (por exemplo, Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} ou Ca^{2+}) ao efluente, havendo a formação de precipitados (GONG; ZHAO, 2014; RAMASAHAYAM *et al.*, 2014; BUNCE *et al.*, 2018), que podem ser removidos por etapas subsequentes de separação sólido/líquido.

3.2.1 Estudos sobre o pós-tratamento por coagulação-floculação e sedimentação de efluentes com microalgas

Diversos estudos vêm sendo realizados na aplicação de processos físico-químicos no pós-tratamento de efluentes com microalgas. Levantamento bibliográfico realizado sobre estudos relativos à coagulação-floculação e sedimentação (Tabela 3) apontam elevados percentuais (> 90 %, na maioria) de remoção da biomassa algal, geralmente expressos em termos de turbidez, SST ou SSV. É possível observar ainda a eficiente aplicabilidade deste pós-tratamento na remoção de fósforo do efluente (> 80 % ou concentrações menores que 1 mgP L^{-1}), especialmente quando utilizados coagulantes inorgânicos à base de ferro ou alumínio.

Concentrações de constituintes residuais, como matéria orgânica, patógenos e nitrogênio também podem ser reduzidas.

Tabela 3 - Estudos sobre o pós-tratamento por coagulação-floculação e sedimentação de efluentes com microalgas.

| Ref. | Tipo de Efluente | Coagulante/Floculante | Resultados (remoção) |
|------|---|---|--|
| 1 | Efluente de fotobiorreator alimentado com mistura de águas residuais (agrícola e doméstica) | Policloreto de alumínio (PAX-18) | SST < 26 mg L ⁻¹ Turbidez < 8 UNT |
| 2 | Efluente anaeróbico inoculado com <i>Chlorella</i> sp. | Sulfato de alumínio (Al ₂ (SO ₄) ₃) Amido catiônico (Superion 300) Tanino (Tanfloc) | > 90% Turbidez > 80% Fósforo total > 50% N _{total} , DQO, DBO |
| 3 | Efluente de lagoas de alta taxa | Tanino (Tanfloc) | > 90% Turbidez |
| 4 | Efluente de lagoas de alta taxa | Amido de batata catiônico (C ₆ H ₁₀ O ₅) | > 92% Turbidez |
| 5 | Efluente de lagoas de alta taxa | Taninos (Tanfloc e Ecotan) | > 90% Turbidez |
| 6 | Efluente de lagoa de estabilização (facultativa) | Sulfato de alumínio (Al ₂ (SO ₄) ₃) Cloreto férrico (FeCl ₃) | > 80% Turbidez e fósforo total (< 1mg L ⁻¹) > 70% Clorofila <i>a</i> > 60% DQO |
| 7 | Efluente secundário | Policloreto de alumínio (PAC) Sulfato de alumínio (Al ₂ (SO ₄) ₃) Cloreto férrico (FeCl ₃) | > 90% Turbidez (PAC) |

Referências: 1 - Ortiz *et al.* (2021); 2 - Cassini *et al.* (2017); 3 - Gutiérrez *et al.* (2016); 4 - Gutiérrez *et al.* (2015a); 5 - Gutiérrez *et al.* (2015b); 6 – Fabreti (2006); e 7 - Delgado *et al.* (2003).

É possível observar (Tabela 3), porém, que não existe um coagulante ou condição operacional universal adotada nesses processos. É necessário avaliar as características específicas do efluente utilizado e definir as melhores condições levando em consideração as remoções pretendidas, ou seja, a qualidade do efluente final desejada, bem como os aspectos ambientais e econômicos, relacionados à produção de lodo e ao uso de coagulantes e reagentes para a correção do pH do meio.

4 METODOLOGIA

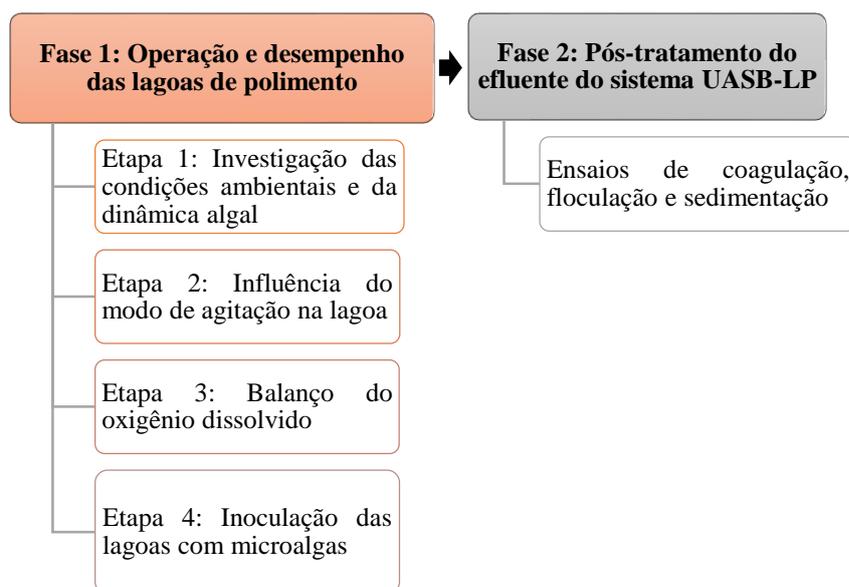
4.1 Localização da pesquisa

O trabalho foi realizado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), localizada no bairro do Catolé, em Campina Grande/PB. O local se destina a pesquisas na área de saneamento envolvendo as instituições Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) e UEPB.

4.2 Delineamento do estudo

A metodologia do presente estudo foi dividida em diferentes fases e etapas, conforme Figura 2.

Figura 2 - Fluxograma das fases e etapas da pesquisa.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

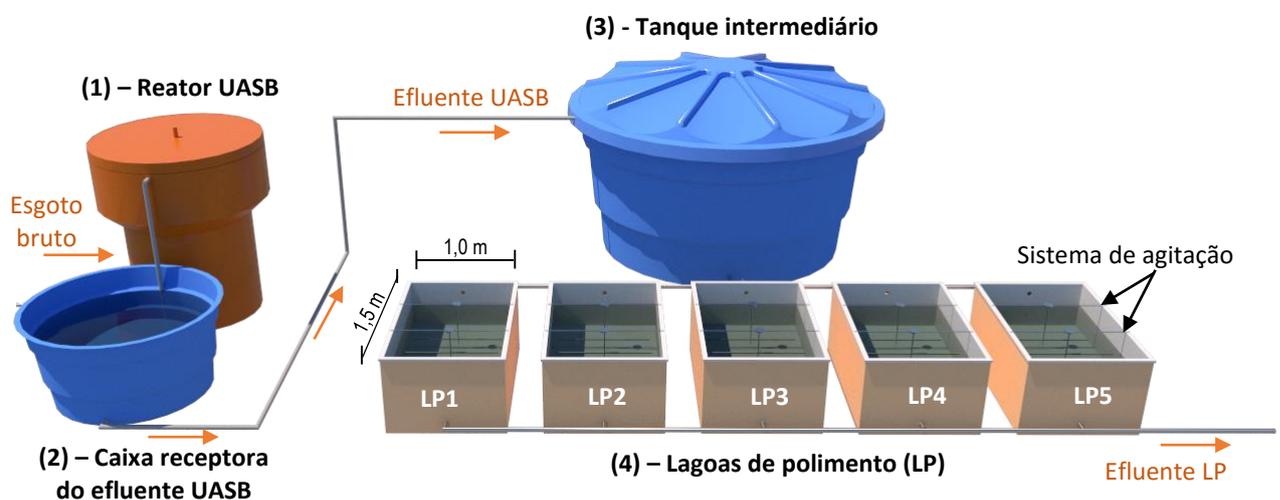
4.3 Fase 1: Operação e desempenho das lagoas de polimento

Nesta fase da pesquisa, buscou-se avaliar aspectos operacionais interferentes no desempenho de lagoas de polimento com fluxo intermitente, bem como investigar as condições ambientais, as populações algais e os processos biológicos que se desenvolvem ao longo dos ciclos de tratamento com vistas a um melhor entendimento e aprimoramento desse tipo de lagoa.

4.3.1 Aparato experimental

O aparato experimental utilizado nesta fase está apresentado na Figura 3. A alimentação do sistema foi feita com esgoto sanitário municipal coletado em um poço de visita (PV) localizado em um interceptor (Interceptor Leste), que passa nas dependências da EXTRABES. A referida tubulação está inserida na bacia de esgotamento denominada “Bacia Depuradora”, responsável por transportar uma vazão correspondente a mais de 70% do esgoto urbano (ALMEIDA, 2007; CAMPINA GRANDE, 2015).

Figura 3 - Representação esquemática do aparato experimental.



Fonte: elaborada pela autora (2021).

A operação das unidades experimentais foi feita da seguinte maneira: inicialmente, o esgoto era bombeado (continuamente), a partir de um poço de sucção, para o pré-tratamento anaeróbico no reator UASB (1) (V : 2,5 m³, TDH: 6 a 8 h, Q_{\max} : 10 m³ d⁻¹, material: fibra de vidro) com configuração modificada, conforme Santos *et al.* (2017) (ver detalhes no Apêndice A), que já se encontrava instalado e em operação no local, desde 2017; em seguida, o efluente anaeróbico era vertido em uma caixa receptora (2) (1 m³, material: PVC), sendo que uma parcela deste efluente era encaminhada, de forma descontínua, para um tanque intermediário (3) (5 m³, material: PVC, com tampa, sem agitação), que tinha a função de acumular temporariamente (até 24h) a quantidade de efluente necessária para o enchimento concomitante das lagoas de polimento (LP) (H_u : 0,4 m, V_u : 0,6 m³, A_s : 1,5 m², material: fibra de vidro) a serem operadas (em batelada sequencial); quando o volume correspondente era atingido no tanque, procedia-se a alimentação das lagoas, por bombeamento.

No total, foram instaladas 5 lagoas idênticas, denominadas LP1, LP2, LP3, LP4 e LP5. A operação das unidades, em cada ciclo de tratamento, ocorreu como segue: o efluente anaeróbio, após o tanque intermediário, era bombeado simultaneamente para cada lagoa, que se encontrava vazia ou com inóculo de microalgas, dependendo da etapa da pesquisa (Tabela 4), até completar o enchimento das unidades. Com a alimentação cessada (entre 9h e 10h da manhã) e fluxo de saída nulo ($Q_{\text{entrada}} = Q_{\text{saída}} = 0 \text{ L min}^{-1}$), dava-se início ao ciclo de tratamento, em que o líquido permanecia na lagoa durante um determinado tempo de detenção hidráulica (TDH ou tempo de ciclo, em dias), variando em função do experimento (Tabela 4). Ao final do período, todo o líquido era descarregado por uma tubulação de saída (localizada no fundo das unidades) como efluente tratado e, então, sequencialmente, um novo ciclo se iniciava, quando necessário.

As lagoas foram equipadas com um sistema de agitação, composto por duas palhetas giratórias (espessura x largura x comprimento: 0,03 x 0,2 x 0,8 m) conectadas, cada uma, por um eixo central a um pequeno motor de 3W de potência e rotação de 5/6 rpm (motor de prato de micro-ondas). As palhetas foram dispostas da seguinte forma nas lagoas: a) na interface atmosfera-superfície do líquido, a fim de evitar a formação da camada de biomassa algal flotada que pudesse surgir naturalmente na superfície; e b) no interior da lagoa (a 20 cm de profundidade) para garantir uma melhor homogeneização da massa líquida. Informações mais detalhadas do sistema podem ser consultadas no Apêndice B. O modo de agitação também variou entre as etapas do trabalho. A Tabela 4 apresenta uma síntese das principais informações sobre a operação das lagoas nas etapas desenvolvidas na Fase 1.

Tabela 4 – Síntese das principais informações das etapas da pesquisa da Fase 1.

| Etapas da pesquisa | Lagoas Operadas¹ | Período de operação-2021² | nº de ciclos | TDH | Modo de agitação | Inoculação com microalgas |
|---------------------------|------------------------------------|---|---------------------|----------------------|-------------------------|----------------------------------|
| Etapa 1 | LP1 | Jul. a Ago. (PF) | 1 | 20 dias | Sem agitação | Não |
| | | Dez. (PQ) | 1 | 20 dias | | |
| Etapa 2 | LP1 | Fev. a Mar. (PQ) | 3 | 10 dias | Contínuo | Não |
| | LP2 | | 3 | 10 dias | Intermitente | |
| | LP3 | | 3 | 10 dias | Sem agitação | |
| Etapa 3 | LP1 | Fev. a Mar. (PQ) | 3 | 10 dias | Contínuo | Não |
| Etapa 4 | LP1 | Abr. a Nov. (PQ e PF) | 6 | Variado ³ | Contínuo | Não |
| | LP2 | | 6 | | | Sim (12,5%) |
| | LP3 | | 6 | | | Sim (25%) |
| | LP4 | | 6 | | | Sim (50%) |
| | LP5 | | 6 | 10 dias | | Produção de Inóculo |

¹ Lagoas operadas simultaneamente.

² PF – Período frio; PQ – Período quente, considerando as condições climáticas do município de Campina Grande, conforme levantamento de dados históricos do INMET (2021).

³ TDH correspondeu ao tempo necessário para o efluente final atingir concentração de ortofosfato $\leq 1 \text{ mg P L}^{-1}$.

4.3.2 *Etapa 1: Avaliação das condições ambientais e da dinâmica algal na lagoa*

Nesta etapa da pesquisa, buscou-se avaliar o funcionamento de uma lagoa de polimento operada em batelada sequencial ao longo do ciclo de tratamento, levando em consideração: i) as condições ambientais (temperatura, oxigênio dissolvido e pH) desenvolvidas na massa líquida, em função da sazonalidade e da profundidade e ii) a dinâmica da comunidade algal (densidade e identificação), em função da sazonalidade.

Para isso, foram monitorados dois ciclos de tratamento na lagoa LP1, sendo cada um deles em períodos distintos e bem característicos do ano para o município de Campina Grande, PB: i) período frio (estação do inverno), entre julho e agosto de 2021; e ii) período quente (próximo à estação do verão), em dezembro de 2021. A lagoa foi operada sem agitação artificial, sem inóculo de microalgas e com tempo de ciclo de 20 dias (conforme visto na Tabela 4). O valor do TDH foi adotado com base em testes preliminares, sendo considerado um período suficiente para analisar as flutuações naturais do desenvolvimento da biomassa algal na lagoa. Especificamente nesta etapa, o afluente que alimentou a LP1 foi bombeado diretamente da caixa receptora devido à necessidade de acumular um menor volume de efluente anaeróbico, visto que apenas uma unidade foi operada.

Na partida de cada ciclo, foi feita a caracterização físico-química do afluente da lagoa, que incluiu as análises de: DBO_b , DQO_b e DQO_c (b:bruta e c:centrifugada), nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$), fósforo total, ortofosfato ($P-PO_4^{3-}$), SST, SSV, alcalinidade total, turbidez e clorofila *a*. Ao longo do tempo de tratamento, foram monitorados, diariamente, os parâmetros indicadores de biomassa algal (clorofila *a*, SSV, turbidez e transparência) e as populações algais (contagem e identificação do fitoplâncton).

Medições do pH, oxigênio dissolvido e temperatura também foram feitas, de forma contínua (em intervalos de 30 minutos), por meio de duas sondas multiparâmetros (marca: Hannah, modelo: HI-98196), posicionadas em diferentes profundidades da lagoa: superfície (8 cm) e fundo (35 cm). Vale destacar que as sondas foram calibradas diariamente, seguindo as recomendações do fabricante. A retirada dos equipamentos para a troca das pilhas ou calibração era feita de forma cuidadosa a fim de evitar qualquer interferência na mistura da massa líquida.

4.3.3 Etapa 2: Influência da agitação no desempenho da lagoa

Esta etapa do trabalho objetivou avaliar a influência do modo de agitação no desempenho da lagoa, considerando o desenvolvimento da biomassa algal, as condições ambientais (pH, OD e temperatura) e as remoções de matéria orgânica e nutrientes. Isso porque a movimentação suave do líquido permite uma melhor homogeneização do conteúdo no interior da lagoa, de modo a reduzir a influência de possível estratificação térmica e evitar o acúmulo (e seus efeitos) da camada de microalgas flotadas que possa surgir na superfície da unidade.

Desta forma, foram monitoradas três lagoas de polimento, sob as seguintes condições: agitação contínua (LP1), agitação intermitente (LP2) e sem agitação (LP3), ou seja, submetida apenas às interferências naturais. No modo contínuo, o sistema de agitação operou ininterruptamente ao longo das 24 horas durante todo o ciclo de tratamento. Já a agitação intermitente foi promovida com o auxílio de um temporizador, conectado ao aparato rotacional da LP2 e configurado para acionar em períodos alternados ao longo do dia (ciclos de rotação de 12 min por 60 min de repouso, frequência essa baseada nas limitações do número de programações do equipamento). Na LP3, o sistema permaneceu desligado.

As lagoas foram operadas simultaneamente, em três ciclos de tratamento consecutivos, cada uma, que ocorreram no período de fevereiro (ciclo 1 e 2) a março (ciclo 3) de 2021. Não houve inoculação com microalgas na partida das unidades e a alimentação ocorreu de forma conjunta a cada novo ciclo, a partir do efluente proveniente do tanque intermediário. O tempo de tratamento foi de 10 dias, período suficiente para o estabelecimento da biomassa algal no líquido e para avaliar as remoções dos constituintes (matéria orgânica e nutrientes) no efluente, de acordo com testes prévios e estudos anteriores (AGUIAR; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021; ALBUQUERQUE; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021).

Assim como na Etapa 1, foi feita a caracterização físico-química dos afluentes às lagoas. Diariamente, no decorrer do tempo de tratamento, parâmetros indicadores de biomassa algal (clorofila *a*, SSV, turbidez e transparência) (RICHMOND, 2004) foram monitorados. Medições contínuas (a cada 30 minutos) do pH, oxigênio dissolvido e temperatura também foram realizadas utilizando três sondas multiparâmetros, posicionadas a 10 cm de profundidade em cada unidade. Ao final dos 10 dias de ciclo, amostras foram coletadas para análise das

concentrações finais de material orgânico (DBO_b , DQO_b e DQO_c) e nutrientes ($N-NH_3$ e $P-PO_4^{3-}$) nas lagoas.

4.3.4 Etapa 3: Avaliação do balanço de oxigênio dissolvido na lagoa

Esta etapa foi desenvolvida a fim de avaliar a dinâmica do oxigênio dissolvido na lagoa de polimento, por meio da determinação das taxas de produção, consumo e transferência de OD que ocorrem na massa líquida, de modo a se ter uma melhor compreensão dos processos envolvidos e da capacidade de operação dessas unidades.

A avaliação do balanço de OD foi realizada na lagoa LP1, no mesmo momento em que ocorriam os experimentos de agitação da Etapa 2 (item 4.3.3). Estabeleceu-se que a LP1 (com agitação contínua) possibilitaria a obtenção de dados mais fidedignos e confiáveis nesta análise do balanço de OD, uma vez que a massa líquida se encontrava homogeneizada devido à agitação existente. Desta forma, conforme descrito anteriormente, a lagoa utilizada foi operada com agitação contínua, sem inoculação e durante um TDH de 10 dias. No total, foram avaliados três ciclos de tratamento (de fevereiro a março de 2021).

4.3.4.1 Determinação das taxas de produção, consumo e transferência atmosférica na lagoa

A fim de determinar as taxas envolvidas na variação de oxigênio dissolvido na lagoa de polimento, foi aplicado o Método da Variação Diária de Oxigênio (*Diel Oxygen Technique*), proposto por ODUM (1956), o qual considera que as variações de OD na massa líquida são decorrentes da diferença entre a produção fotossintética e o consumo pela respiração, e do equilíbrio físico pelas trocas atmosféricas de oxigênio na interface ar-água (Equação 3.1).

$$\frac{dOD}{dt} = TPO - TCO \pm TTO \quad (3.1)$$

Em que: $\frac{dOD}{dt}$ corresponde à variação na concentração de oxigênio dissolvido ao longo do tempo; TPO é a de produção de oxigênio dissolvido; TCO é taxa de consumo de oxigênio dissolvido pelos processos respiratórios (das bactérias ou microalgas); TTO é a taxa de transferência de oxigênio ar-água. As unidades das variáveis foram calculadas em $mgO_2L^{-1}h^{-1}$.

Taxa de transferência de oxigênio (TTO). A taxa de transferência de OD na lagoa foi estimada pela Equação 3.2, baseada na lei de Fick para difusão (METCALF; EDDY, 2016), sendo, portanto, proporcional ao déficit de oxigênio dissolvido na lagoa (diferença entre a concentração de OD na massa líquida e a concentração de OD de saturação). A TTO pode ser: i) positiva: quando ocorre transferência de OD da atmosfera para o líquido (absorção de OD); ii) negativa: quando ocorre transferência de OD do líquido para o ar (dessorção de OD).

$$TTO = k_L(OD_s - OD_L) \quad (3.2)$$

Em que: TTO corresponde à taxa de transferência de oxigênio dissolvido pela interface ar-água ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$); k_L é o coeficiente de transferência de massa de oxigênio na interface ar-água (h^{-1}); OD_s é a concentração de saturação de oxigênio ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$), tabelada em função da temperatura e elevação local, conforme Metcalf e Eddy (2016); OD_L é a concentração de oxigênio na fase líquida ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$).

O coeficiente de transferência (k_L) foi estimado a partir da Equação 3.3, resultante de estudo realizado por Moraes, Santos e van Haandel (2021), desenvolvido também na EXTRABES, em Campina Grande/PB e utilizando lagoas de polimento experimentais em bateladas sequenciais ($A_s: 0,2 \text{ m}^2$, formato circular).

$$k_L = \frac{0,382 \cdot 1,001^{(T-20)}}{H \cdot (t)} \quad (3.3)$$

Em que: k_L é o coeficiente de transferência de massa de oxigênio na interface ar-água (h^{-1}); T é a temperatura ($^{\circ}\text{C}$); H é a altura da coluna de água no interior da LP (m); t é o tempo (horas).

Taxa de consumo de oxigênio dissolvido (TCO). A determinação da taxa de consumo de oxigênio foi obtida pelo Método do Oxigênio - *Light and dark bottles Method* (TEIXEIRA, 1973; AWWA; APHA; WEF, 2017), conforme o seguinte passo-a-passo: i) retirar, diariamente, uma amostra de 300mL (em duplicata) da lagoa e medir a concentração de OD na alíquota; ii) inserir a amostra cuidadosamente em um frasco, tipo DBO, escuro e hermeticamente fechado (ausência de radiação e de trocas gasosas, apresentado na Figura 4); iii) colocar o frasco imerso na lagoa (na mesma profundidade de retirada da amostra, 10 cm) e fixá-lo com o auxílio de um suporte, por um tempo de incubação de 24 h; iv) após esse período, medir a concentração final

de oxigênio dissolvido no frasco; v) calcular a taxa diária de consumo de oxigênio pela Equação 3.4, tida como constante durante o período de incubação (STAERH *et al.*, 2010). O procedimento descrito foi iniciado partir do dia em que as concentrações de OD na lagoa se elevaram (3° a 4° dia após a partida) e repetido até o final do ciclo.

$$TCO = \frac{OD_{inicial} - OD_{final}}{t} \quad (3.4)$$

Em que: TCO é a taxa de oxidação de oxigênio dissolvido ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$); $OD_{inicial}$ é a concentração de oxigênio dissolvido antes da incubação ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$); OD_{final} é a concentração de oxigênio dissolvido após a incubação ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$); t é o período de incubação (horas). Os valores das TCO foram negativos.

Figura 4 – Frascos escuros utilizados para determinação do consumo do OD na lagoa.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Taxa de produção de oxigênio (TPO). A taxa de produção diária de oxigênio pôde ser estimada pela Equação 3.5, em que TCO e TTO foram anteriormente determinadas e a variação de oxigênio em função do tempo (dOD/dt) foi obtida por medições contínuas na lagoa.

$$TPO = \frac{dOD}{dt} + TCO \mp TTO \quad (3.5)$$

4.3.5 Etapa 4: Efeito da inoculação com microalgas no desempenho da lagoa

Nesta etapa do estudo, foi avaliado o efeito da inoculação com microalgas na remoção de nutrientes na lagoa de polimento. Esse procedimento teve como finalidade acelerar o

desenvolvimento da biomassa algal e, conseqüentemente, a taxa de fotossíntese, de forma a possibilitar a elevação mais rápida do pH no meio líquido (valor elevado de pH é necessário para favorecer a remoção de nutrientes nas lagoas, por volatilização da amônia e precipitação de fosfatos).

Assim, foram monitoradas quatro lagoas com as seguintes condições de inóculo: i) lagoa controle (LP1), sem inóculo (0% de inóculo), preenchida apenas com efluente anaeróbio; ii) lagoas inoculadas (LP2, LP3 e LP4), cujos percentuais de inóculo corresponderam, respectivamente, a 12,5%, 25% e 50% do volume útil total da lagoa; o volume restante foi preenchido com efluente anaeróbio. A LP5 também foi utilizada nesta etapa da pesquisa, com a função de produzir os inóculos de microalgas. As características das unidades na partida dos ciclos estão apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 – Características das lagoas (LP1, LP2, LP3, LP4 e LP5) utilizadas no experimento, no momento da partida dos ciclos.

| Volumes iniciais | LP1 (controle) | LP2 | LP3 | LP4 | LP5 |
|---------------------------------|-----------------------|-----------------|----------------|----------------|---------------------|
| Inóculo ¹ | 0 L (0%) | 75 L (12,5%) | 150 L (25%) | 300 L (50%) | Produção de inóculo |
| Efluente anaeróbio ² | 600 L | 525 L | 450 L | 300 L | |

¹ Inóculo proveniente da LP5.

² Efluente anaeróbio proveniente do tanque intermediário.

Fonte: elaborada pela autora (2022).

As lagoas operaram simultaneamente (com exceção da LP5), sendo realizados seis ciclos de tratamento (em cada uma delas), entre meses quentes e frios do ano de 2021, incluindo abril (ciclos 1 e 2), maio (ciclo 3), junho (ciclo 4), julho (ciclo 5) e outubro/novembro (ciclo 6). As unidades foram agitadas continuamente e o TDH foi determinado pela concentração de fósforo solúvel (ortofosfato) residual na massa líquida ($\leq 1 \text{ mgP L}^{-1}$). Este valor foi adotado com base nos padrões de lançamento de efluentes sanitários mais restritivos encontrados a nível estadual para fósforo total, de acordo com a Resolução CONSEMA n° 355/2017 (RIO GRANDE DO SUL, 2017), uma vez que no âmbito nacional, a Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011) não estabelece limite máximo para a concentração deste nutriente no efluente.

Vale destacar que no dia em que a concentração de ortofosfato estabelecida era atingida no efluente de uma determinada lagoa, o ciclo nesta unidade era finalizado e o líquido tratado, descarregado. O tratamento nas demais lagoas continuava até que o valor limite fosse alcançado

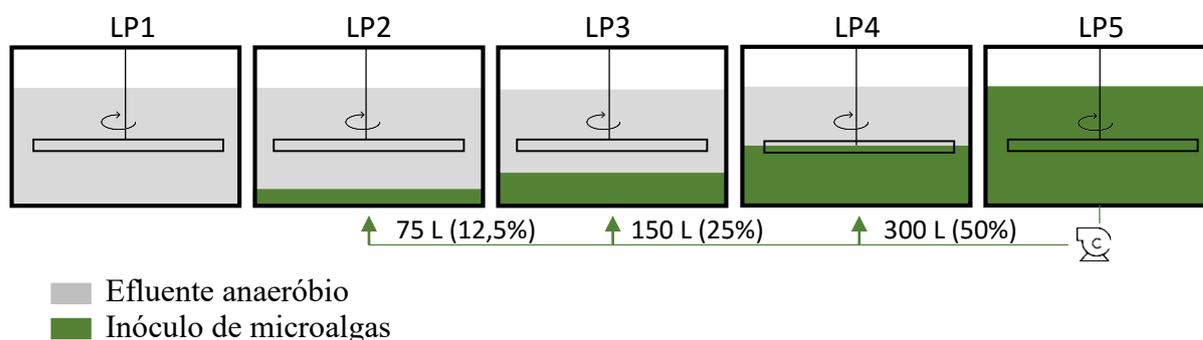
no efluente. Desta forma, o TDH foi um fator que variou entre as lagoas e entre os ciclos de tratamento.

4.3.5.1 Produção de inóculo e procedimento de inoculação

A produção do inóculo foi feita em momento anterior ao início dos ciclos de tratamento e ocorria da seguinte forma: a lagoa LP5, que se encontrava vazia, era alimentada exclusivamente com efluente anaeróbico (advindo da caixa receptora) e, após seu enchimento, dava-se início a um ciclo de tratamento de 10 dias sob agitação contínua, tempo necessário para o crescimento e estabelecimento da biomassa algal (retratados nos valores de SSV, clorofila *a*, pH e OD na Etapa 2). Ao final do tempo, o efluente da LP5, contendo microalgas desenvolvidas naturalmente (autóctones), era aplicado como inóculo nas lagoas LP2, LP3 e LP4. Vale destacar que a cada ciclo, um novo inóculo era produzido.

Na partida do conjunto de lagoas era realizado o seguinte procedimento de inoculação (Figura 5): o inóculo produzido na LP5 era bombeado simultaneamente para LP2, LP3 e LP4, nas quantidades pré-definidas, e o volume restante de cada lagoa era preenchido com o efluente do reator UASB (advindo da caixa intermediária). O enchimento da LP1 (lagoa controle) era feito apenas com o efluente anaeróbico, sem inóculo. Em seguida, o sistema de agitação era acionado e dava-se início aos ciclos de tratamento nas lagoas.

Figura 5 – Desenho esquemático das lagoas durante o procedimento de inoculação com microalgas.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

A cada ciclo foi realizada(o): i) a caracterização físico-química do inóculo, do efluente anaeróbico e das misturas afluentes (efluente anaeróbico + inóculo); ii) a composição biológica do inóculo (contagem e identificação do fitoplâncton); iii) o monitoramento diário dos

parâmetros relacionados aos aspectos nutritivos (nitrogênio amoniacal e ortofosfato) e à produção de biomassa algal (SSV e turbidez); e iv) medições contínuas das condições ambientais (pH, OD e temperatura) nas lagoas inoculadas (LP2, LP3 e LP4) à 10 cm de profundidade; na LP1 foi feita a leitura diária pontual (entre 9h e 10h da manhã) destes parâmetros devido à restrição na quantidade de equipamentos.

4.4 Fase 2: Pós-tratamento do efluente do sistema UASB-LP

Esta fase da pesquisa foi realizada com o objetivo de determinar as melhores condições operacionais para os processos químicos (coagulação e floculação) e físico (sedimentação) visando a remoção da biomassa algal e do fósforo residual ainda presentes no efluente do sistema UASB-LP.

O efluente utilizado para a realização dos experimentos de pós-tratamento correspondeu ao efluente final do sistema UASB-LP, cuja lagoa operava na seguinte configuração: volume de inoculação de 12,5%, modo de agitação contínuo e TDH de 7 dias. Essas condições foram estabelecidas com base nos resultados da Etapa 4 da Fase 1 da pesquisa. Foram definidas as condições ótimas que possibilitaram atingir, ao mesmo tempo, bons resultados na remoção de nutrientes ao final do ciclo de tratamento, especificamente o nitrogênio amoniacal com concentrações $\leq 5 \text{ mgN L}^{-1}$, e uma maior capacidade de tratamento, com a consequente redução do tempo de ciclo.

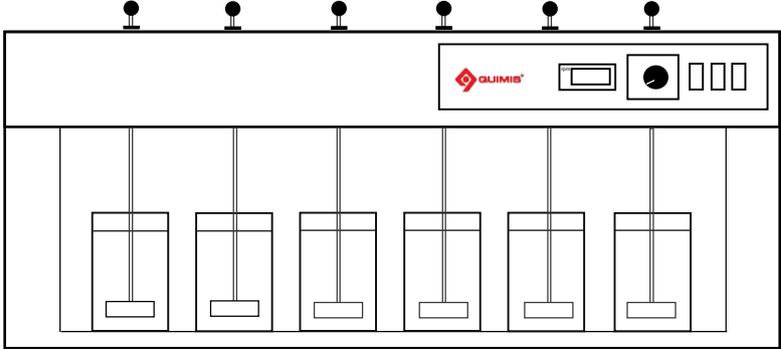
4.4.1 Ensaios de coagulação-floculação e sedimentação

Os ensaios de coagulação, floculação e sedimentação (CFS) foram realizados em escala de bancada, utilizando o equipamento *Jartest*. Informações sobre o aparato experimental estão apresentadas no Quadro 1.

O coagulante empregado foi o Policloreto de alumínio – PAC (TP 17KL Plus, fornecedor Tecnoplus) com 17% de Al_2O_3 e densidade média de $1,32 \text{ g mL}^{-1}$ a 20°C . O PAC, por ser um coagulante inorgânico pré-polimerizado, se destaca dentre os demais sais de ferro e alumínio, convencionalmente utilizados, sendo capaz de funcionar eficientemente em faixas de pH mais amplas, requerer menores dosagens e, consequentemente, produzir baixos residuais químicos (GREGORY; ROSSI, 2001; BRATBY, 2016), além de mostrar bons resultados no tratamento

de efluentes ricos em microalgas (DELGADO *et al.*, 2003; ORTIZ *et al.*, 2021) e na remoção de fósforo total (RAMASAHAYAM *et al.*, 2014).

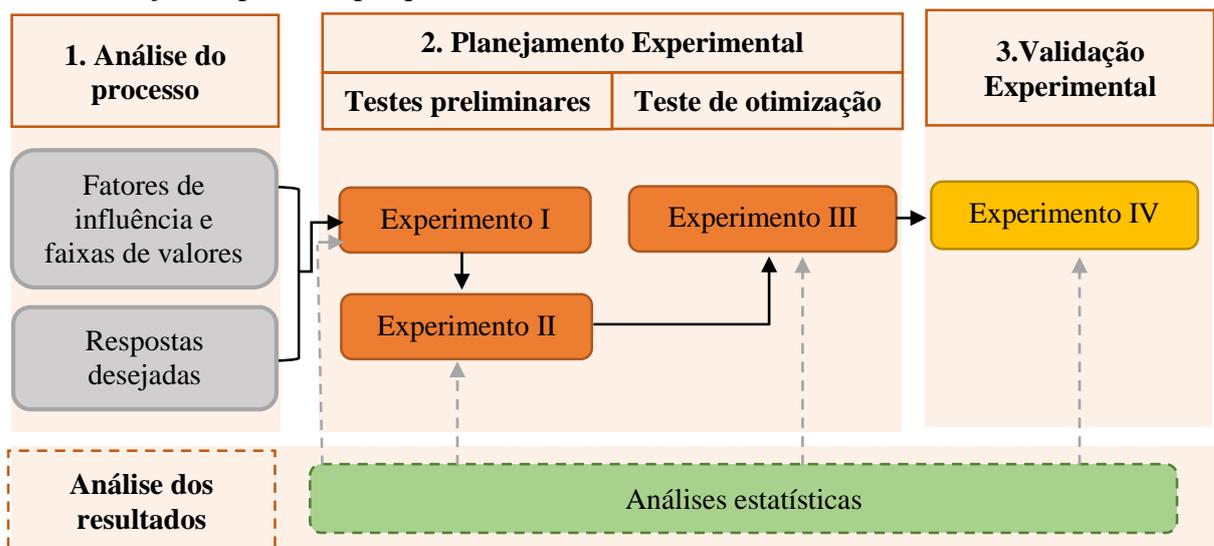
Quadro 1 – Informações técnicas e desenho esquemático do *Jartest* utilizado nos ensaios.

| Informações técnicas | |
|----------------------------|--|
| Marca: Quimis |  |
| Modelo: Q-305D | |
| Jarros: béquer (vidro, 1L) | |
| Nº de jarros: 6 | |
| Rotação: 10 a 120 rpm | |

Fonte: elaborada pela autora (2022).

A fim de definir as melhores condições operacionais para o pós-tratamento do efluente do sistema UASB-LP, foi empregada a técnica do planejamento fatorial (ou delineamento fatorial). Segundo Rodrigues e Iemma (2009), o planejamento fatorial, é uma importante ferramenta, baseada em fundamentos estatísticos, para determinar as condições otimizadas de um processo, bem como para avaliar os efeitos que as variáveis operacionais têm nas respostas de interesse. A Figura 6 apresenta a sequência metodológica utilizada para definir as condições otimizadas do tratamento físico-químico no estudo.

Figura 6 - Roteiro utilizado para definir as condições otimizadas para a coagulação, floculação e sedimentação na presente pesquisa.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Os fatores de influência (variáveis independentes) na coagulação, floculação e sedimentação e as suas respectivas faixas de investigação foram inicialmente definidos com base em: a) estudos da literatura (Tabela 3, item 3.2.1), b) limitações do equipamento (ex: faixa de rotação) e c) resultados de ensaios prévios. Em seguida, foram realizados dois testes preliminares (Experimentos I e II), a fim de identificar as variáveis operacionais mais importantes e as melhores faixas de estudo, dentre aquelas previamente definidas. Com base nos resultados obtidos nos testes preliminares, foi feito o Experimento III, objetivando otimizar as principais variáveis interferentes, de acordo com as condições de contorno estabelecidas. Por fim, procedeu-se o Experimento IV, de validação experimental dos resultados, a fim de avaliar a qualidade dos modelos gerados na etapa de otimização (Experimento III), a partir do ajuste entre as respostas experimentais e os valores preditos. As respostas de interesse (variáveis dependentes) avaliadas nos testes remeteram aos parâmetros relacionados à remoção da biomassa algal e fósforo, sendo adotadas: remoção de cor aparente (%), remoção de turbidez (%) e remoção de fósforo total (%). Os resultados foram analisados estatisticamente utilizando o software *Statistica* (8.0, StatSoft).

Cada experimento ocorreu da seguinte forma: determinada quantidade do efluente do sistema UASB-LP (aproximadamente 50L) era coletada na lagoa e encaminhada ao laboratório para a realização dos ensaios no *Jartest*. No início dos experimentos, elaboravam-se curvas de titulação (pH da amostra *versus* volume de H₂SO₄ e pH da amostra *versus* volume de NaOH, soluções à 1N) para o efluente contendo PAC (solução a 10 % - m/v) nas dosagens investigadas. Esse procedimento tinha a finalidade de estimar a quantidade de ácido ou base a ser adicionada na mistura rápida para corresponder aos valores de pH avaliados nos ensaios. Em seguida, 1 L do efluente (previamente homogeneizado) era vertido em cada jarro, sendo possível realizar 6 ensaios simultaneamente. Com o aparelho ligado e ajustada a rotação máxima para a mistura rápida ($V_{mr}=120$ rpm), adicionava-se, com o auxílio de um dosador múltiplo manual (confeccionado), o volume correspondente das soluções de PAC e de ácido/alcalinizante em cada béquer. Após o tempo de mistura rápida (T_{mr}) de 30 segundos (coagulação), a agitação era reduzida e se iniciava a mistura lenta (floculação), cujos tempo (T_{ml}) e velocidade (V_{ml}) variaram de acordo com o experimento realizado. Em seguida, a agitação era cessada e ocorria a sedimentação dos flocos formados (o tempo, T_s , variou de acordo com o experimento). Ao final, uma amostra (50 mL) era coletada de cada jarro, na altura intermediária do frasco, para a realização das análises (cor aparente, turbidez, fósforo total e pH). Vale destacar que no início de cada experimento era feita a caracterização físico-química do afluente.

4.4.1.1 Testes preliminares (Experimentos I e II)

No Experimento I, foram avaliadas quatro variáveis operacionais, incluindo aquelas relacionadas à coagulação (concentração de coagulante, em termos de mgAl L^{-1} , e pH) e à floculação (velocidade e tempo de mistura lenta). As variáveis e as suas respectivas faixas de investigação estão apresentadas na Tabela 6.

O delineamento experimental utilizado no Experimento I foi o planejamento fatorial de dois níveis, quatro variáveis e quatro repetições no ponto central (2^4+4PC), totalizando 20 ensaios. Este tipo de planejamento é aplicado geralmente na fase inicial da pesquisa, quando se tem um número maior de fatores a serem investigados e se deseja fazer a triagem deles, bem como avaliar a linearidade dos seus efeitos (MONTGOMERY, 2013).

Tabela 6 – Experimento I: variáveis (fatores) e faixas investigadas.

| EXPERIMENTO I | | | |
|---|-----------------------------|-----------------------------------|-----------------------------|
| Variáveis | Faixa de valores (níveis) | | |
| | Mínimo (-1) ¹ | Ponto central (0) ¹ | Máximo (+1) ¹ |
| Concentração de coagulante (mgAl L^{-1}) | 4,5 | 24,75 | 45 |
| pH | 6,0 | 7,0 | 8,0 |
| Velocidade da mistura lenta – V_{ml} (rpm) ² | 20 | 35 | 50 |
| Tempo da mistura lenta – T_{ml} (min) | 10 | 15 | 20 |

¹ Valores codificados.

² Gradientes de velocidade equivalentes às velocidades de rotação investigadas: 20 rpm = 10 s^{-1} ; 35 rpm = 23 s^{-1} ; 50 rpm = 40 s^{-1} .

Condições operacionais fixadas: V_{mr} : 120 rpm (143 s^{-1}), T_{mr} : 30s, T_s : 30 min.

Fonte: elaborado pela autora (2022).

Os gradientes de velocidade equivalentes foram calculados seguindo recomendações de Parlatore (1972), Mitchell *et al.* (2008) e Vianna (2014). Ressalta-se que o gradiente da mistura rápida (143 s^{-1}) foi relativamente baixo nos experimentos devido às limitações do equipamento (rotação máxima de 120 rpm). Nestas condições, o mecanismo de coagulação por varredura, caracterizado pela formação de precipitados metálicos, se torna predominante (DI BERNARDO, 2017). Este mecanismo, apesar de demandar uma maior dosagem de coagulante, é o comumente priorizado em situações práticas devido ao fato de favorecer a formação de flocos maiores e favoráveis à sedimentação (LIBÂNIO, 2016). Quanto à floculação, os gradientes investigados estão condizentes com recomendações da literatura (10 s^{-1} a 70 s^{-1}) (ABNT, 1992; FERREIRA FILHO, 2017).

No Experimento II, as variáveis operacionais e as suas respectivas faixas de investigação foram definidas com base nos resultados do Experimento I e estão apresentadas na Tabela 7. As variáveis da mistura lenta (floculação) foram fixadas, sendo adotados os valores ótimos de velocidade e tempo, respectivamente, de 20 rpm (10 s^{-1}) e 15 min. As variáveis concentração de coagulante e pH foram mantidas e o tempo de sedimentação (T_s) foi acrescentado na análise (variável não investigada anteriormente).

Neste teste foi aplicado o delineamento experimental do tipo Composto Central Rotacional (DCCR), ou seja, um planejamento fatorial de dois níveis, três variáveis, quatro repetições no ponto central e a inclusão de pontos axiais. A adição de pontos axiais na análise permite uma investigação com um maior número de combinações entre as variáveis, além de possibilitar a avaliação de efeitos de segunda ordem (quadráticos) (MONTGOMERY, 2013).

Tabela 7 – Experimento II: variáveis (fatores) e faixas avaliadas.

| EXPERIMENTO II | | | | | |
|---|-------------------------------|---------------------------|-------------------------------|---------------------------|-------------------------------|
| Fatores de influência investigados | Faixa de valores (níveis) | | | | |
| | Axial (-1,68) ¹ | Mín. (-1) ¹ | P.central (0) ¹ | Máx. (+1) ¹ | Axial (+1,68) ¹ |
| Concentração de coagulante (mgAl L^{-1}) | 5,5 | 13,5 | 25,2 | 36,9 | 44,9 |
| pH | 5,99 | 6,4 | 7,0 | 7,6 | 8,0 |
| Tempo de sedimentação - T_s (min) | 4,89 | 10 | 17,5 | 25 | 30,11 |

¹ Valores codificados.

Condições operacionais fixadas: V_{mr} : 120 rpm (143 s^{-1}), T_{mr} : 30 s, V_{ml} : 20 rpm (10 s^{-1}), T_{ml} : 15 min.

Fonte: elaborado pela autora (2022).

Ao final de cada experimento, foi feita a análise estatística dos dados, sendo elaborados diagramas de Pareto a fim de identificar a significância e a magnitude dos efeitos de cada fator operacional sobre as respostas. Desta forma: a) as variáveis com maiores efeitos significativos ($p\text{-valor} \leq 0,05$) foram mantidas nos experimentos subsequentes; e b) as variáveis sem efeito significativo ($p\text{-valor} \geq 0,05$) ou com baixo efeito significativo nas respostas tiveram seus valores fixados nos testes posteriores.

4.4.1.2 Teste de otimização (Experimento III)

O Experimento III correspondeu ao teste de otimização das principais variáveis interferentes que, baseando-se nos resultados dos experimentos preliminares, foram selecionadas: concentração de coagulante e o pH. Os demais fatores envolvidos na coagulação, floculação e

sedimentação tiveram seus valores fixados. As condições de realização e as faixas (níveis) de investigação das variáveis estão apresentadas na Tabela 8.

Foi empregado o delineamento DCCR do tipo 2², com quatro repetições no ponto central e adição de dois pontos axiais. No total foram realizados 12 ensaios, sendo 4 ensaios nos níveis fatoriais, 4 ensaios nos pontos axiais e 4 ensaios no ponto central.

Tabela 8 – Experimento III: variáveis (fatores) e faixas avaliadas.

| EXPERIMENTO III | | | | | |
|--|-------------------------------|---------------------------|--------------------------------|---------------------------|-------------------------------|
| Fatores de influência investigados | Faixa de valores (níveis) | | | | |
| | Axial (-1,41) ¹ | Mín. (-1) ¹ | P. central (0) ¹ | Máx. (+1) ¹ | Axial (+1,41) ¹ |
| Concentração de coagulante (mgAl L ⁻¹) | 4,8 | 10,8 | 25,2 | 39,6 | 45,6 |
| pH | 6,0 | 6,3 | 7,0 | 7,7 | 8,0 |

¹ Valores codificados.

Condições operacionais: V_{mr}: 120 rpm (143 s⁻¹), T_{mr}: 30 s, V_{ml}: 20 rpm (10 s⁻¹), T_{ml}: 15 min, T_s: 15 min.
Fonte: elaborado pela autora (2022).

Conforme pode ser observado na Tabela 8, os níveis de investigação podem ser representados na sua forma codificada (-1,41 e +1,41, pontos axiais mínimo e máximo, -1 e +1, níveis fatoriais mínimo e máximo, e 0, ponto central) ou descodificada (valor real da variável). Sendo a relação entre eles obtida pela Equação (3.6) (MONTGOMERY, 2013; SANYANO; CHETPATTANANONDH; CHONGKHONG, 2013).

$$x_{i,j} = \frac{X_{i,j} - (X_{-1} + X_{+1})/2}{(X_{+1} - X_{-1})/2} \quad (3.6)$$

Em que:

$x_{i,j}$: valor codificado que representa a variável de interesse;

X_{+1} : valor descodificado (real) da variável para o nível máximo;

X_{-1} : valor descodificado (real) da variável para o nível mínimo;

$X_{i,j}$: valor descodificado (real) da variável de interesse.

Os resultados dos ensaios foram analisados estatisticamente por meio da Metodologia de Superfície Resposta (MSR), ferramenta que possibilita avaliar a interação entre as principais variáveis de um experimento e otimizá-las (HADIYANTO *et al.*, 2022a).

Inicialmente foram elaborados diagramas de Pareto a fim de avaliar os efeitos das variáveis nas respostas desejadas e identificar aqueles estatisticamente significativos. Análises de regressão foram feitas com os dados experimentais para determinar a relação entre os fatores (variáveis)

e as respostas investigadas. As respostas (remoção de cor aparente - Y_1 , remoção de turbidez - Y_2 e remoção de fósforo total - Y_3) foram ajustadas a equações polinomiais de segunda ordem (modelos quadráticos), conforme modelo geral apresentado na Equação 3.7 (MONTGOMERY, 2013; AYAT *et al.*, 2021).

$$Y = \beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i X_i + \sum_{i=1}^k \beta_{ii} X_i^2 + \sum_{i < j} \sum_{i=1}^k \beta_{ij} X_i X_j + \varepsilon \quad (3.7)$$

Em que: Y é resposta a ser modelada; β_0 é a constante; β_i é o coeficiente do termo linear; β_{ii} é o coeficiente do termo quadrático; e β_{ij} é o coeficiente da interação entre os fatores i e j . X_i e X_j são os valores das variáveis (codificados ou decodificados) e ε é o resíduo.

Os coeficientes de regressão não significativos, com nível de confiança de 95% (p -valor $\geq 0,05$), foram removidos do modelo. A análise estatística dos modelos foi feita pela ANOVA, sendo a significância avaliada pelo p -valor e a qualidade, pelos valores dos coeficientes de determinação R^2 e pelo R^2 ajustado (OWOLABI; USMAN; KEHINDE, 2018; MOSADDEGHI *et al.*, 2020). Os erros relativos ($\pm\%$) ($Er = (Y_{\text{experimental}} - Y_{\text{modelo}}) / Y_{\text{experimental}} \times 100$) e gráficos “respostas experimentais *versus* valores preditos” foram gerados para confirmar a qualidade dos modelos. Os resíduos (erros de ajustamento) foram também analisados (dados não apresentados nesta tese).

Representações gráficas tridimensionais e bidimensionais (superfície resposta e curvas de contorno, respectivamente) foram geradas para cada resposta, visando facilitar a interpretação dos modelos e das interações entre as variáveis (concentração de coagulante e pH).

Por fim, foi realizada a otimização das condições operacionais para o pós-tratamento através da sobreposição das curvas de contorno das respostas (ZAINAL-ABIDEEN *et al.*, 2012; MONTGOMERY, 2013), obedecendo os critérios desejáveis de remoção. Os limites estabelecidos, ou seja, as respostas ótimas definidas foram: i) remoção de turbidez $\geq 94\%$, o que corresponde a uma turbidez máxima de 5 UNT, considerando os dados do efluente UASB-LP e os valores de referência nacional usualmente recomendados para reúso urbano (PROSAB, 2006; INTERÁGUAS, 2017; COEMA, 2017; ABNT, 2019); ii) remoção de fósforo total $\geq 75\%$, o que corresponde a valores de P menores do que 1 mgP L^{-1} , considerando as concentrações máximas encontradas no líquido tratado e o padrão de lançamento estabelecido

por Rio Grande do Sul (2017). A cor aparente não foi utilizada como critério de otimização devido à ausência de valores de referência.

4.4.1.3 Teste de validação experimental (Experimento IV)

O Experimento IV consistiu na validação experimental dos modelos matemáticos. Para isso, foram realizados ensaios adicionais com efluente distinto do utilizado no Experimento III. Aplicaram-se três combinações de dose de coagulante e pH dentro da região ótima do estudo, sendo: i) 22,5 mgAl L⁻¹ e pH 6,6 (pH ajustado); ii) 27 mgAl L⁻¹ e pH 6,95 (sem ajuste do pH); iii) 40,5 mgAl L⁻¹ e pH 6,6 (sem ajuste do pH). Cada condição foi realizada em triplicata, totalizando 9 ensaios. As demais variáveis foram mantidas fixas, conforme Experimento III. Os erros relativos entre respostas experimentais e os valores preditos foram calculados e avaliados.

4.4.1.4 Caracterização do efluente pós-tratado

Com o objetivo de avaliar o desempenho geral do pós-tratamento, foi conduzido um teste complementar (em triplicata), com condições operacionais dentro da região ótima: concentração de PAC (30,5 mgAl L⁻¹) e pH (6,6), sem ajuste. Foi realizada a caracterização físico-química do efluente antes e após o pós-tratamento, incluindo os parâmetros: DBO_b, DQO_b, N-NH₃, fósforo total, SST e SSV, turbidez, cor aparente, clorofila *a*, e alcalinidade total, além dos sólidos dissolvidos totais (SDT) e condutividade elétrica (CE). Vale destacar que os SST e SSV não foram analisados nas amostras pós-tratadas pelo fato de as alíquotas estarem bastante clarificadas, dificultando as leituras por gravimetria.

4.4.1.5 Remoção de fósforo total em função da concentração de coagulante (Experimentos PI e PII)

A remoção do fósforo total, em função da concentração de coagulante, foi também avaliada de forma adicional a fim de verificar o desempenho da coagulação, floculação e sedimentação na remoção deste nutriente em concentrações superiores às comumente encontradas no efluente do sistema UASB-LP.

Para isso, foram realizados dois experimentos (denominados PI e PII), conduzidos sob condições semelhantes e otimizadas, conforme pode ser observado na Tabela 9. As

concentrações iniciais de fósforo total investigadas foram 4, 7 e 10 mgP L⁻¹. As quantidades mais elevadas de fósforo no efluente (7 mgP L⁻¹ e 10 mgP L⁻¹) foram obtidas por meio da adição de fosfato, contido em solução estoque (5.000 mgP L⁻¹) previamente preparada, ao efluente da lagoa. As dosagens de PAC aplicadas nos testes, em termos de mgAl L⁻¹, foram: 4,5, 9, 18, 27, 36 e 45 mgAl L⁻¹.

Tabela 9 - Condições da coagulação, floculação e sedimentação nos Experimentos PI e PII.

| Coagulação | Floculação | Sedimentação |
|---|---|--------------------------|
| T _{mr} : 30s V _{mr} : 120 rpm (143s ⁻¹) pH: 6,5 | T _{ml} : 15 min V _{ml} : 20 rpm (10s ⁻¹) | T _{ml} : 15 min |

Fonte: elaborada pela autora (2022).

4.5 Amostragem e métodos analíticos

4.5.1 Coleta das amostras

As amostras do efluente UASB foram coletadas diretamente nas unidades de polimento (após enchimento) a fim de obter uma caracterização mais fidedigna do afluente da lagoa. Isso porque a passagem/acumulação do esgoto digerido pelas unidades intermediárias do aparato experimental (caixa receptora e tanque intermediário) pode ter favorecido a sedimentação de uma parcela dos sólidos advindos do UASB.

Nas lagoas, foi adotado sempre o mesmo horário (período da manhã, entre 9h e 10h) e ponto para a coleta das amostras durante os experimentos (profundidade subsuperficial, 10 cm, a fim de evitar interferências de algas possivelmente flotadas). As coletas foram feitas em recipientes plásticos, devidamente identificados, e as amostras foram encaminhadas para o laboratório da EXTRABES para a determinação imediata dos parâmetros de qualidade. Quando havia necessidade de executar alguma análise no dia posterior, ou refazê-la, as amostras eram armazenadas e conservadas a 4°C.

4.5.2 Parâmetros físico-químicos

A caracterização físico-química do esgoto bruto municipal, dos afluentes e efluentes das lagoas de polimento, dos inóculos e das amostras do pós-tratamento físico-químico foi realizada por meio dos parâmetros apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 - Parâmetros físico-químicos analisados e suas respectivas metodologias.

| Parâmetro | Unidade | Método | Referência |
|---------------------------|-------------------------------------|--|---------------------------|
| DQO _{b,c} | mgO ₂ L ⁻¹ | Refluxação Fechada (5220 - C) | |
| DBO _b | mgO ₂ L ⁻¹ | Incubação em frascos padrões de DBO a 20 °C durante 5 dias (5210 - B) | |
| OD | mgO ₂ L ⁻¹ | Titulométrico, azida sódica (4500-O-C) ¹ Potenciométrico (4500-O-G) ² | |
| N-NH ₃ | mgN L ⁻¹ | Titulométrico, após destilação (4500-NH ₃ - C) | |
| Fósforo total | mgP L ⁻¹ | Ácido ascórbico, após digestão com persulfato (4500-P - E) | AWWA; APHA; WEF (2017) |
| Ortofosfato | mgP L ⁻¹ | Ácido ascórbico, após filtração em membrana (4500-P-E) | |
| SST e SSV | mg L ⁻¹ | Gravimétrico (2540 - E) | |
| CE ³ | µS cm ⁻¹ | Potenciométrico (2510-B) ² | |
| SDT ³ | mg L ⁻¹ | Potenciométrico (2510-B;1030-E) ² | |
| Turbidez | UNT | Nefelométrico (2130 - B) | |
| Cor aparente ³ | mgPt-Co L ⁻¹ | Espectrométrico (2120-C) | |
| pH | - | Potenciométrico (4500-H ⁺ -B) ² | |
| Temperatura | °C | Potenciométrico (2550 - B) ² | |
| Clorofila <i>a</i> | µg L ⁻¹ | Espectrofotométrico (10200- H) | |
| Alcalinidade total | mgCaCO ₃ L ⁻¹ | Kapp | Buchauer (1998) |

Legenda: DQO –Demanda Química de Oxigênio; DBO ou DBO_{5,20} - Demanda Bioquímica de Oxigênio; N-NH₃ – Nitrogênio amoniacal; SST -Sólidos Suspensos Totais; SSV - Sólidos Suspensos Voláteis; CE – Condutividade Elétrica; SDT – Sólidos Dissolvidos Totais; pH –Potencial Hidrogeniônico; b – amostra bruta; c – amostra centrifugada (3.000 rpm, 10 minutos).

¹ Método utilizado nas leituras de oxigênio dissolvido (inicial e final) das amostras dos testes de DBO.

² Os parâmetros OD, pH e temperatura foram determinados *in loco* por meio do aparelho multiparâmetro portátil, modelo HI-98196 e SDT e CE pelo modelo HI-98194, ambos da marca *Hanna Instruments*.

³ Análises realizadas apenas nos ensaios de pós-tratamento.

Fonte: elaborado pela autora (2022).

4.5.3 Parâmetros biológicos

A caracterização biológica foi realizada na Etapa 1 (Fase 1), para amostras coletadas diariamente ao longo dos ciclos de tratamento, bem como na Etapa 4 (Fase 1), para as amostras do inóculo. Em cada alíquota coletada, foi feita a identificação e contagem do fitoplâncton, ou seja, sua caracterização qualitativa e quantitativa.

As amostras (volume de 350 mL) foram fixadas com solução de lugol acético (marca Laborclin, 2%), mantidas em ambiente escuro e temperatura ambiente (Figura 7), para posterior análise, no Instituto Nacional do Semiárido (INSA), em Campina Grande.

Figura 7 - Amostras armazenadas e fixadas com solução de lugol (2%) para caracterização biológica quantitativa e qualitativa.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

A identificação e organização das populações fitoplanctônicas a nível de gênero ou espécie (quando possível) foram feitas utilizando um microscópio óptico binocular (Axio A1, Zeiss, com fluorescência) por meio da análise das características morfológicas e morfométricas.

Em termos quantitativos, foi estimada a densidade específica (ind mL^{-1}) dos indivíduos pelo método de sedimentação de Utermöhl (UTERMÖHL, 1958), com o auxílio de um microscópio óptico invertido (Axio Vert A1, Zeiss). O tempo mínimo de sedimentação adotado foi de três horas para cada 1 mL de amostra analisada (MARGALEF, 1983) e a contagem dos indivíduos ocorreu por campos aleatórios (UHELINGER, 1964). Vale destacar que as análises foram executadas em consonância com procedimentos padrões indicados por CETESB (2013), AWWA, APHA e WEF (2017) e Nery *et al.* (2019).

4.6 Tratamento estatístico dos dados

Os dados da pesquisa foram analisados por meio da estatística descritiva, com determinação da média, desvio padrão e coeficiente de variação. No caso de comparação entre amostras e correlações, foi verificada, inicialmente, a normalidade dos dados e, em seguida, aplicados os testes estatísticos mais adequados, de acordo com as características amostrais e a finalidade do resultado, conforme pode ser observado no Quadro 2. O software *Statistica* (versão 8.0, StatSoft) foi utilizado para realizar os testes.

Quadro 2 - Testes estatísticos utilizados na análise dos dados do presente trabalho.

| Finalidade | Tipo de teste |
|---|--|
| Verificação dos dados quanto à normalidade e homogeneidade das variâncias | Verificação da normalidade : Teste Shapiro-Wilk ($n < 50$) ou Kolmogorov-Smirnoff com correção Lilliefors ($n > 50$) Verificação da homogeneidade das variâncias: Teste de Levene |
| Comparação entre duas amostras independentes | Teste t (teste paramétrico) Teste Mann-Whitney (teste não paramétrico) |
| Comparação de mais de duas amostras independentes | ANOVA seguida de post-hoc (Teste Tukey) (teste paramétrico) Teste de Kruskal-Wallis (teste não paramétrico) |
| Correlação entre amostras | Teste de correlação de Pearson (teste paramétrico) Teste de correlação de Spearman (teste não paramétrico) |

Fonte: elaborado pela autora (2022).

4.7 Dados Meteorológicos

Informações meteorológicas foram utilizadas para caracterizar as condições climáticas durante a realização dos experimentos, bem como distinguir os períodos sazonais em Campina Grande, Paraíba. Os dados de radiação solar (convertidos de kJ m^{-2} para W m^{-2}), temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), velocidade do vento (m s^{-1}) e precipitação (mm) foram coletados da Estação Meteorológica Automática, sob responsabilidade do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET (código: A313, coordenadas: $7^{\circ}13'32.01''\text{S}$, $35^{\circ}54'17.39''\text{O}$), que fica distante aproximadamente 2,8 km (linha reta) do local do experimento.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

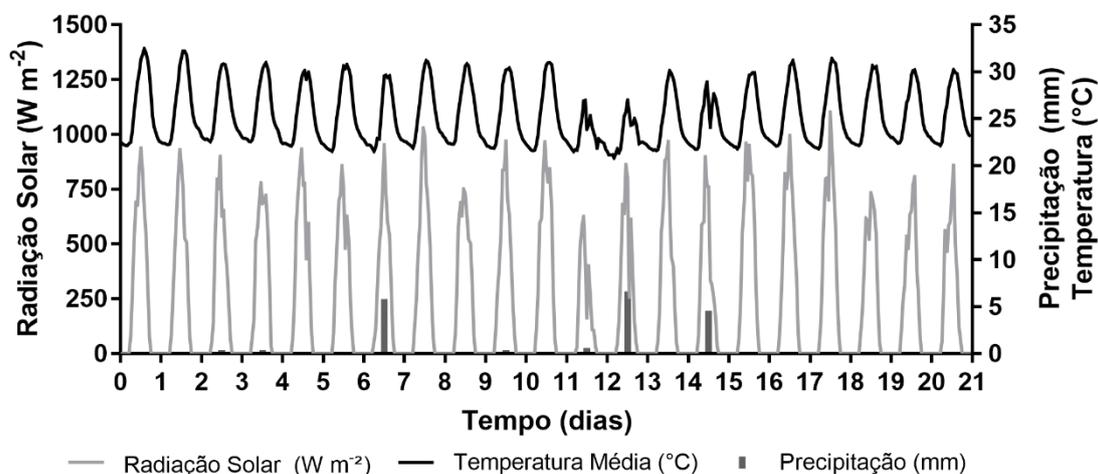
5.1 Condições ambientais e biomassa algal na lagoa de polimento

5.1.1 Condições climáticas do experimento

Nesta fase da pesquisa foi feito o monitoramento de uma lagoa (LP1) (sem agitação) ao longo de 20 dias consecutivos, em dois períodos distintos do ano de 2021: a) mês de dezembro, período próximo à estação do verão (denominado: período quente), caracterizado por apresentar intensidades de radiação solar e temperaturas relativamente elevadas e baixa ocorrência de chuvas (Figura 8) e b) meses de julho a agosto, período de inverno (denominado: período frio), caracterizado por temperaturas mais amenas para as condições climáticas no município, menores intensidades de radiação solar e chuvas mais frequentes (Figura 9).

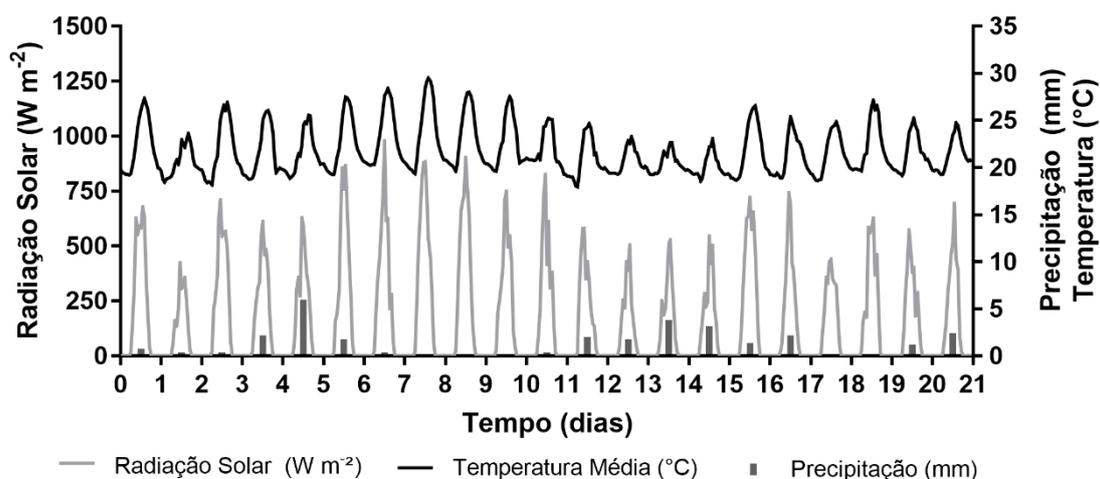
Ao analisar o perfil horário das condições climáticas entre as épocas do ano do experimento (Figura 10), verifica-se que essa diferença fica mais evidente, sendo possível observar que tanto as intensidades da radiação solar quanto as temperaturas foram maiores nos dias do período quente, apresentando valores médios horários que chegaram a $809 \pm 197 \text{ W m}^{-2}$ e $29,7 \pm 1,8 \text{ }^{\circ}\text{C}$, ao meio dia. No período frio, esses valores alcançaram, no máximo, $597 \pm 183 \text{ W m}^{-2}$ e $25,1 \pm 1,8 \text{ }^{\circ}\text{C}$.

Figura 8 - Dados de radiação solar, temperatura e precipitação ao longo no período quente.



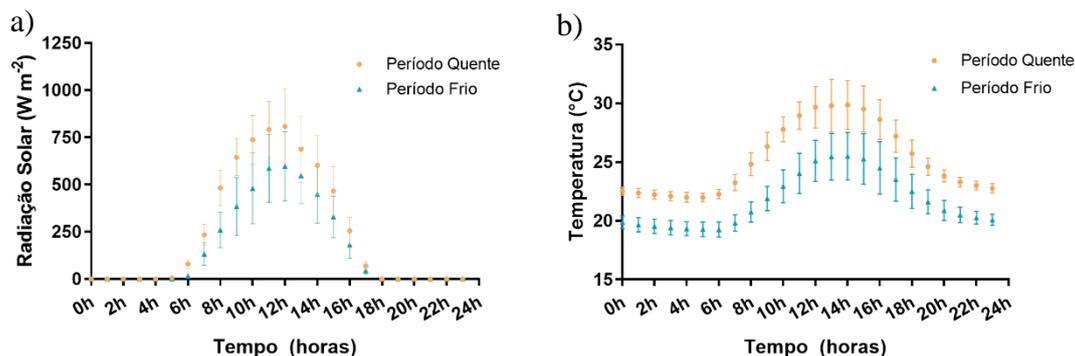
Fonte dos dados: INMET (2021).

Figura 9 - Dados de radiação solar, temperatura e precipitação ao longo no período frio.



Fonte dos dados: INMET (2021).

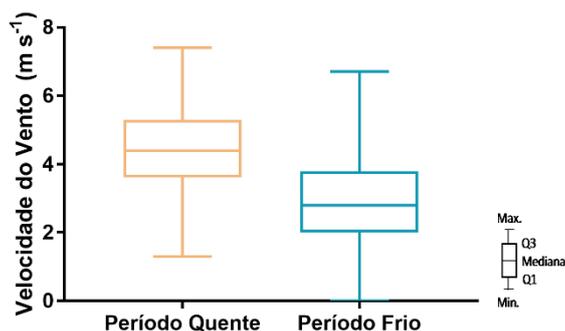
Figura 10 - Perfil horário médio da intensidade da radiação solar (a) e temperatura do ar (b) para os períodos quente e frio. As barras verticais correspondem aos desvios-padrões dos valores nos dias monitorados.



Fonte dos dados: INMET (2021).

Dados da estação meteorológica mostraram ainda que as velocidades dos ventos predominantes variaram entre os meses monitorados (Figura 11), apresentando valores maiores no período quente, com média de $4,43 \pm 1,12 m s^{-1}$ (ou $15,96 km h^{-1}$), enquanto no período frio as velocidades ficaram em torno de $2,94 \pm 1,15 m s^{-1}$ (ou $10,58 km h^{-1}$). As velocidades máximas registradas não ultrapassaram $7,5 m s^{-1}$ ($27 km h^{-1}$).

Figura 11 – Distribuição (box-plot) das velocidades dos ventos nos períodos monitorados.



Fonte dos dados: INMET (2021).

5.1.2 Caracterização físico-química dos afluentes da LP

As características físico-químicas dos afluentes à LP1 nos diferentes períodos monitorados estão apresentadas na Tabela 11.

Tabela 11 – Caracterização físico-química dos afluentes à lagoa de polimento nos períodos quente e frio do ano.

| Parâmetros | Período quente (dez/21) | Período frio (jul/21) |
|--|----------------------------|--------------------------|
| DQO _b (mgO ₂ L ⁻¹) | 217 | 154 |
| DQO _c (mgO ₂ L ⁻¹) | 175 | 124 |
| DBO _b (mgO ₂ L ⁻¹) | 86 | 61 |
| Fósforo total (mgP L ⁻¹) | 5,2 | 4,2 |
| Ortofosfato (mgP L ⁻¹) | 5,1 | 3,5 |
| N-NH ₃ (mgN L ⁻¹) | 61 | 39 |
| SST (mg L ⁻¹) | 49 | 48 |
| SSV (mg L ⁻¹) | 33 | 40 |
| Clorofila <i>a</i> (µg L ⁻¹) | 6 | 1 |
| Turbidez (UNT) | 75 | 39 |
| Alcalinidade total (mg CaCO ₃ L ⁻¹) | 454 | 322 |
| pH | 7,80 | 7,77 |

Fonte: elaborada pela autora (2022).

Observa-se que o líquido se mostrou tipicamente mais concentrado no período quente, com maiores valores para os parâmetros analisados em relação ao mês mais frio. Possivelmente isto se deve à maior precipitação registrada neste período. Entretanto, independente da época investigada, o afluente apresentou condições favoráveis ao desenvolvimento das microalgas, como o pH próximo à neutralidade, baixa concentração de sólidos suspensos e relação de nutrientes (N-NH₃:P-PO₄³⁻) em torno de 11:1, dentro da faixa adequada para a biomassa algal (N:P = 5:1 a 30:1) (CHOI; LEE, 2014).

Vale destacar ainda que, no momento do enchimento, a lagoa se encontrava vazia, sem volume residual, bem como não foi realizado procedimento de inoculação com microalgas nesta etapa da pesquisa. Os baixos valores de clorofila *a* residuais encontrados no afluente podem ser justificados pelo possível desenvolvimento de microrganismos fotossintéticos ao longo das tubulações do aparato experimental e consequente arraste durante o procedimento de bombeamento e enchimento da lagoa.

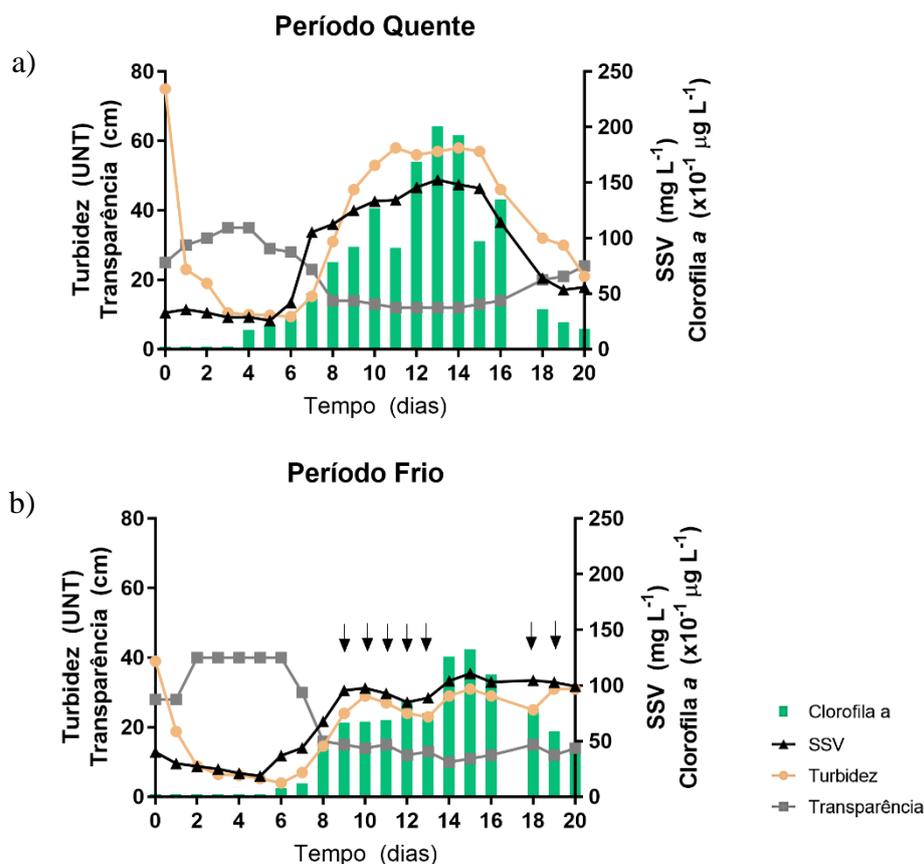
5.1.3 Parâmetros indicadores de biomassa algal da LP em função da sazonalidade

Neste tópico, buscou-se fazer uma análise conjunta dos parâmetros indicadores de biomassa algal: clorofila *a*, SSV, turbidez e transparência, a fim de obter informações sobre o estágio de desenvolvimento das microalgas na lagoa e a operação da unidade. A evolução dos parâmetros ao longo dos ciclos de tratamento está apresentada na Figura 12.

É possível perceber que, independentemente da sazonalidade (Figura 12a e b), houve uma redução nos valores iniciais dos SSV e da turbidez nos primeiros três a cinco dias de tratamento, em decorrência da sedimentação dos sólidos em suspensão advindos do reator UASB. Nesse período, as concentrações de clorofila *a* foram nulas ou muito baixas, uma vez que a lagoa era preenchida exclusivamente com o efluente anaeróbio. Posteriormente, teve-se uma elevação concomitante nas concentrações da clorofila *a*, SSV e turbidez, com o consequente surgimento da coloração esverdeada típica de lagoas de polimento (Figura 13). Valores máximos dos parâmetros foram alcançados entre o 12° e 15° dia de ciclo, indicando uma intensa atividade microalgal. A partir de então, observou-se uma redução nos constituintes indicadores de biomassa (período de verão) ou uma certa estabilização desses componentes (período de inverno).

A transparência, que está intimamente relacionada com a luminosidade na lagoa, se comportou de modo inverso aos parâmetros descritos anteriormente (Figura 12). Inicialmente, houve um aumento inicial da transparência da massa líquida, chegando a atingir os 40 cm de profundidade, seguido por uma diminuição, após o desenvolvimento das microalgas, ficando a passagem de luz restrita apenas aos primeiros 10 a 15 cm de coluna d'água. Em alguns dias do período frio, foi detectado o aparecimento de uma camada superficial de microalgas flotadas que dificultava a penetração da radiação (Figura 12b).

Figura 12 – Evolução da clorofila *a*, SSV, turbidez e transparência (disco *Secchi*) na lagoa nos períodos quente (a) e frio (b).



Legenda: ↓ - Presença de camada superficial de microalgas flotadas no referido dia.
Fonte: elaborada pela autora (2022).

Figura 13 – Variação diária da coloração do líquido no início do ciclo de tratamento (frasco à esquerda) até o surgimento da coloração esverdeada na LP (frasco à direita). Estas amostras foram coletadas no ciclo monitorado no período quente.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

De acordo com Gu e Luck (1997), a capacidade da coluna d'água em transmitir a radiação solar influencia fortemente parâmetros como a temperatura, OD e pH, podendo contribuir para a estratificação térmica da lagoa ou, até mesmo, impedir que processos fotossintéticos ocorram nas regiões mais ao fundo devido à ausência de luz. Estudo

desenvolvido por Dias e von Sperling (2017), sobre a atenuação da luz solar em lagoa de polimento de fluxo contínuo rasa (45 cm) em Belo Horizonte, MG, mostrou que radiações com comprimentos de onda relativos à faixa UV-A e UV-B (eficientes na inativação de patógenos) conseguem atingir apenas os 10 cm iniciais de profundidade da lagoa; porém, a radiação fotossinteticamente ativa (RFA), compreendida no espectro da luz visível (400 a 700 nm), que é utilizada pelas microalgas para a realização da fotossíntese, pode chegar a maiores profundidades. No supracitado estudo, a profundidade máxima investigada foi de 30 cm.

Os valores máximos e médios obtidos ao longo do tempo de tratamento para cada parâmetro estão apresentados na Tabela 12. Observa-se que os dados médios no período quente foram maiores do que no período frio, indicando a influência positiva da temperatura e da radiação solar na atividade biológica da lagoa (RICHMOND, 2004). Entretanto, o teste estatístico de Mann-Whitney (não paramétrico) mostrou que não há diferença significativa, com 99% de confiança ($p\text{-valor} \geq 0,01$), na distribuição dos dados de SSV, turbidez, clorofila *a* e transparência entre os períodos investigados (Apêndice C). Essa conclusão pode ser justificada pela ampla variação nos valores obtidos em ambos os períodos devido à dinâmica do crescimento algal (período sem microalgas e com microalgas), o que resultou nos elevados desvios-padrões e coeficientes de variação (>30%).

Tabela 12 – Valores máximos, médios (\pm desvio padrão) e coeficientes de variação para clorofila *a*, SSV, turbidez e transparência para os 20 dias de ciclo.

| Parâmetros | Período Quente | | | Período Frio | | |
|---|----------------|------------------|-------|--------------|------------------|-------|
| | x_{max} | $\bar{x} \pm dp$ | CV | x_{max} | $\bar{x} \pm dp$ | CV |
| Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$) | 2.008 | 692 \pm 663 | 95,7% | 1.329 | 495 \pm 448 | 90,5% |
| SSV (mg L^{-1}) | 153 | 86 \pm 49 | 57,3% | 111 | 70 \pm 35 | 49,5% |
| Turbidez (UNT) | 75 | 36 \pm 21 | 57,8% | 39 | 21 \pm 11 | 52,6% |
| Transparência (cm) | 35 | 21 \pm 8 | 40,1% | 40 | 22 \pm 12 | 53,7% |

Legenda: x_{max} –valor máximo; \bar{x} –valor médio; dp – desvio-padrão; CV – coeficiente de variação
Fonte: elaborada pela autora (2022).

5.1.4 Caracterização biológica na LP em função da sazonalidade

A caracterização biológica, com identificação e quantificação da comunidade fitoplanctônica na LP, foi realizada ao longo dos dias de tratamento, no período quente e

frio do ano. Pela Tabela 13, é possível verificar a composição taxonômica das microalgas encontrada nos dois ciclos monitorados.

Tabela 13 – Composição taxonômica das microalgas na LP para os períodos quente e frio.

| Táxons | Período quente (PQ) | Período frio (PF) |
|-----------------------------------|----------------------------|--------------------------|
| Cyanobacteria | 18,2% | 23,8% |
| <i>Chroococcus minutus</i> | x | x |
| <i>Coelomoron tropicalis</i> | x | x |
| <i>Geitlerinema unigranulatum</i> | | x |
| <i>Limnothrix</i> sp. | x | |
| <i>Merismopedia minima</i> | | x |
| <i>Pseudanabaena galeata</i> | x | x |
| Chlorophyceae | 50% | 38,1% |
| <i>Ankistrodesmus</i> sp. | x | |
| <i>Botryococcus braunii</i> | x | |
| <i>Chlamydomonas gracilis</i> | x | x |
| <i>Chlorella vulgaris</i> | x | x |
| <i>Chlorococcum</i> sp. | | x |
| <i>Crucigenia tetrapedia</i> | x | x |
| <i>Desmodesmus armatus</i> | x | |
| <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> | x | x |
| <i>Micractinium pusillum</i> | x | |
| <i>Monoraphidium contortum</i> | | x |
| <i>Oocystis marssonii</i> | x | x |
| <i>Scenedesmus obliquo</i> | x | |
| <i>Tetraedron minimum</i> | x | x |
| Bacillariophyceae | 9,1% | 14,3% |
| <i>Aulacoseira</i> sp. | x | x |
| <i>Cyclotella</i> sp. | x | |
| <i>Cyclotella meneghiniana</i> | | x |
| <i>Navicula</i> sp. | | x |
| Zygnematophyceae | 9,1% | 14,3% |
| <i>Closteriopsis</i> sp. | x | x |
| <i>Cosmarium</i> sp. | x | |
| <i>Cosmarium abbreviatum</i> | | x |
| <i>Cosmarium trilobulatum</i> | | x |
| Euglenophyceae | 13,6% | 9,5% |
| <i>Lepocinclis ovum</i> | x | |
| <i>Phacus contortum</i> | x | x |
| <i>Phacus longicauda</i> | x | x |

Fonte: elaborada pela autora (2022).

Em ambos os períodos investigados, foram identificados um total de 30 táxons, distribuídos em cinco classes principais: Chlorophyceae, Cyanobacteria, Euglenophyceae, Bacillariophyceae e Zygnematophyceae. Os resultados encontrados estão em consonância com os grupos predominantes em lagoas de polimento de fluxo contínuo relatados na literatura (VON SPERLING *et al.*, 2008; BARROSO *et al.*, 2009;

BASTOS *et al.*, 2010; VON SPERLING; OLIVEIRA, 2010; SOUSA, 2015; FERREIRA, 2016; ALBUQUERQUE *et al.*, 2016).

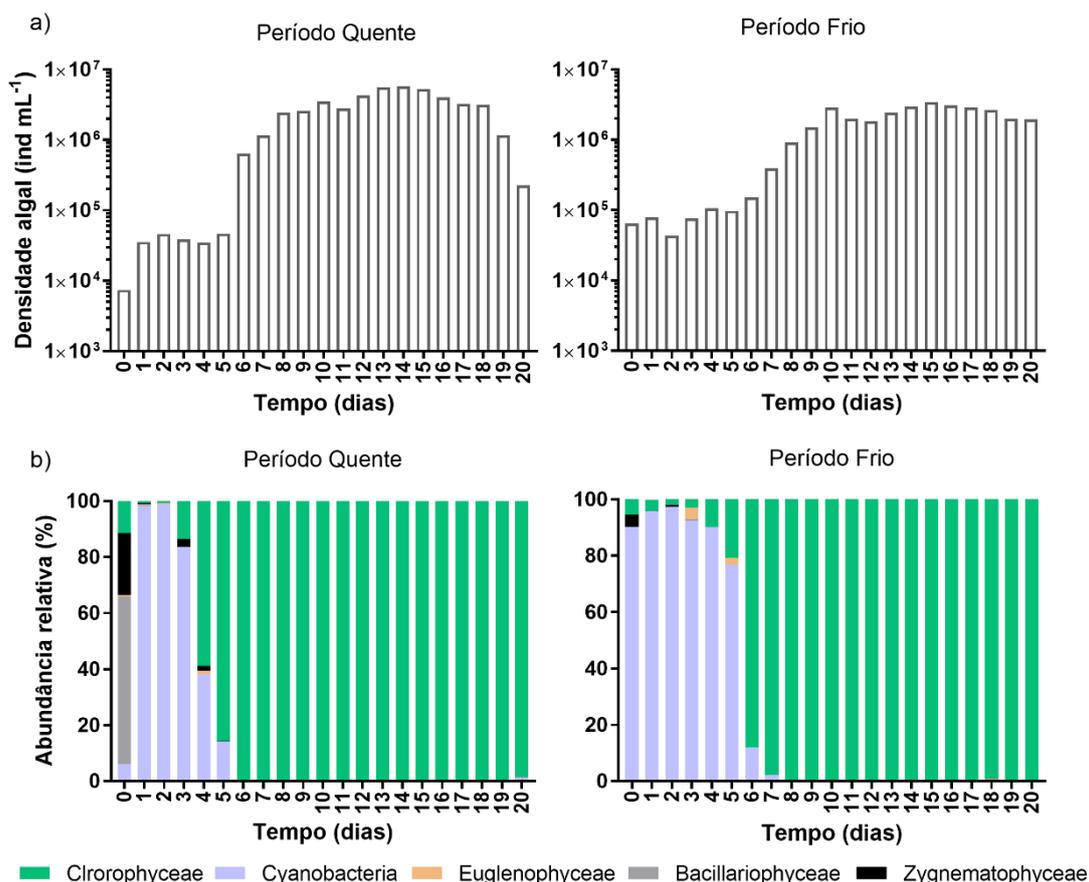
Conforme se observa na Tabela 13, a diversidade de microalgas em cada uma das classes foi semelhante entre os meses quentes e frios, ou seja, permaneceu em sua maioria estável, sugerindo que não houve tendência sazonal no número de espécies e/ou gêneros na lagoa. Dentre as categorias relatadas, as algas verdes (Chlorophyceae) foram as que apresentaram a maior variedade de espécies, seguidas pelas cianobactérias (Cyanobacteria), Bacillariophyceae, Zygnematomyceae e Euglenophyceae. Estudos também destacam a riqueza, principalmente das clorofíceas em sistemas de tratamento de esgoto, seja em lagoas de alta taxa (SUTHERLAND; TURNBULL; CRAGGS, 2017), de polimento (VON SPERLING; OLIVEIRA, 2010) ou de estabilização (KONIG; CEBALLOS; ALMEIDA, 2002; PHAM *et al.*, 2014).

Em relação à caracterização quantitativa, a Figura 14 apresenta a) a densidade algal na LP e b) a abundância relativa, em termos percentuais, de cada grupo fitoplanctônico ao longo dos dias de tratamento para os períodos quente e frio do ano. A abundância relativa foi calculada pela relação entre a quantidade de indivíduos (ind mL^{-1}) de um determinado grupo e a quantidade total de indivíduos (ind mL^{-1}), diariamente.

Ao analisar os gráficos da Figura 14, verifica-se um comportamento similar dos dados, em termos de densidade (Figura 14a) e abundância relativa das microalgas (Figura 14b) para ambos os períodos analisados (quente e frio). No início do ciclo de tratamento, foi possível verificar a presença de indivíduos fotossintetizantes na LP, mesmo que em menores densidades. Os microrganismos identificados nesta fase inicial (4 a 6 primeiros dias) foram, majoritariamente, representantes do grupo Cyanobacteria. Episódios de dominância de cianobactérias durante a operação de lagoas também foram relatados na literatura (CHO *et al.*, 2015; SUTHERLAND; TURNBULL; CRAGGS, 2017) e, segundo Cho *et al.* (2015), o predomínio desta classe está relacionada à alta concentração de cepas advindas do esgoto afluente. Somado a isso, as condições eutróficas do meio (baixas concentrações de OD, elevados teores de material orgânico, nutrientes e turbidez) e temperaturas elevadas (RIEDIGER *et al.*, 2015; PASTICH *et al.*, 2016b) podem ter contribuído para favorecer a abundância das cianobactérias neste interstício de tempo. As

Euglenophyceae, Bacillariophyceae e Zygnematophyceae também foram identificadas, porém em dias esporádicos e em proporções menores neste início do tratamento.

Figura 14 - Densidade algal das microalgas identificadas na lagoa, em escala logarítmica, (a) e abundância relativa das classes fitoplanctônicas (b) ao longo do ciclo de tratamento, para os períodos quente e frio analisados.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Destaca-se que uma das preocupações relacionadas às cianobactérias é a produção de substâncias potencialmente tóxicas ao ecossistema (KOTUT *et al.*, 2010; PASTICH *et al.*, 2016b). Entretanto, no decorrer do tratamento, especificamente entre os dias 4 e 7 (Figura 14b), observou-se uma rápida troca de dominância entre os grupos de microalgas: as clorófitceas se tornaram dominantes e assim permaneceram ao longo de todo o ciclo, enquanto que as cianobactérias e demais grupos desapareceram ou se tornaram um constituinte menor na comunidade algal. Essa dinâmica e sucessão de espécies é típica em sistemas de lagoas, resultante de alterações nas condições abióticas do meio ou de fatores bióticos, como a predação de zooplâncton (SUTHERLAND; TURNBULL; CRAGGS, 2017).

A partir do momento em que as clorofíceas se tornaram dominantes, verificou-se uma elevação gradual na densidade algal (Figura 14a) para ambos os períodos analisados, mostrando a boa adaptabilidade deste grupo ao ambiente, especialmente da espécie *Chlorella vulgaris* (abundância relativa acima de 96%). Foi nesse momento que os parâmetros indicadores de biomassa algal também se elevaram (Figura 12), conferindo a cor esverdeada à lagoa. As clorofíceas em altas densidades são relatadas como indicadoras de bom desempenho e operação das lagoas (VON SPERLING; OLIVEIRA, 2010).

Ao final do ciclo de tratamento, porém, nota-se uma redução na quantidade de indivíduos (Figura 14a). Isso pode ter ocorrido, pois nesse estágio final do monitoramento, os níveis de nutrientes disponíveis na lagoa já estão baixos devido aos processos de precipitação dos ortofosfatos e dessorção da amônia que ocorrem em elevados pH (SANTOS; VAN HAANDEL, 2021b); além disso, os altos valores de OD e pH alcançados na massa líquida (apresentados no item 5.1.6), acima da faixa ótima para as microalgas, podem ter interferido diretamente no metabolismo e no desenvolvimento das espécies presentes, favorecendo essa diminuição (AZOV; SHIELEF, 1987; SÁNCHEZ *et al.*, 2008; POSADAS *et al.*, 2017). O decréscimo da atividade fotossintética, acompanhada por uma redução nos níveis de OD e pH, bem como da DBO, DQO e SST também foi relatada por Cavalcanti, van Haandel e Lettinga (2001) em lagoas de polimento de fluxo contínuo para tempos de detenção longos (15 dias), sendo a floculação das microalgas e a predação (presença de *Daphnia* e organismos macroscópicos) apontados como fatores interferentes nesse declínio.

Desta forma, observa-se que o perfil quantitativo das microalgas está em consonância com o comportamento dos parâmetros indicadores de biomassa (SSV, turbidez e clorofila *a*), discutidos no item anterior (5.1.3). Apesar das variações típicas em função dos dias de tratamento, os valores de densidade algal se situaram entre $7,4 \cdot 10^3$ e $5,8 \cdot 10^6$, no período quente, e entre $3,5 \cdot 10^4$ e $4,3 \cdot 10^6$, no período frio, corroborando (e até superando) com a faixa geralmente encontrada na literatura (10^4 a 10^5 ind mL⁻¹), seja para lagoas facultativas e de maturação (PHAM *et al.*, 2014) ou, lagoas de polimento em fluxo contínuo (VON SPERLING *et al.*, 2008). Vale destacar ainda que os dados de densidade algal não divergiram estatisticamente ($p\text{-valor} \geq 0,05$, Teste Mann-Whitney, Apêndice C) entre os períodos analisados.

5.1.5 Perfil da temperatura na LP em função da profundidade e sazonalidade

Ao observar o comportamento da temperatura na lagoa de polimento, em diferentes profundidades e períodos do ano (Figura 15 e Figura 16), é possível verificar a existência de ciclos diários que variaram em conformidade com as intensidades de radiação solar (Figura 8) e temperatura do ar (Figura 9). Além do mais, seja no período quente ou frio, houve a ocorrência de diferenças de temperaturas entre a superfície e o fundo da lagoa.

Figura 15 - Perfil da temperatura (superfície e fundo da lagoa) ao longo dos dias de tratamento no período quente.

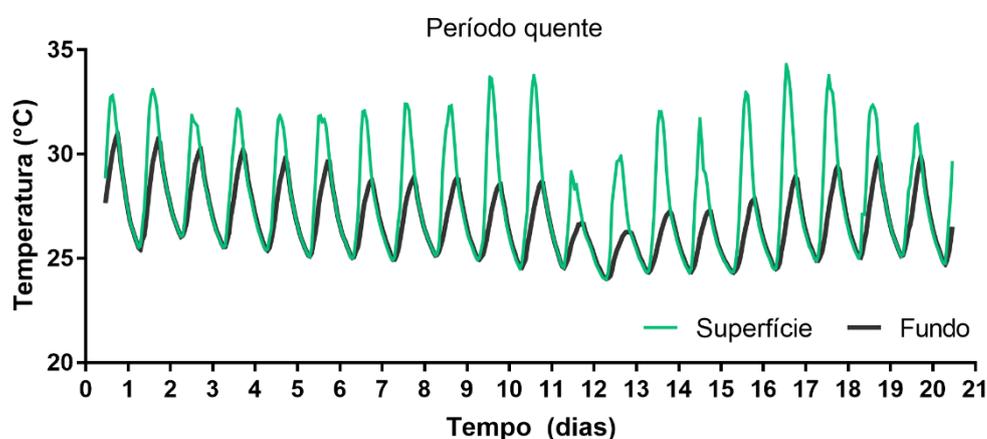
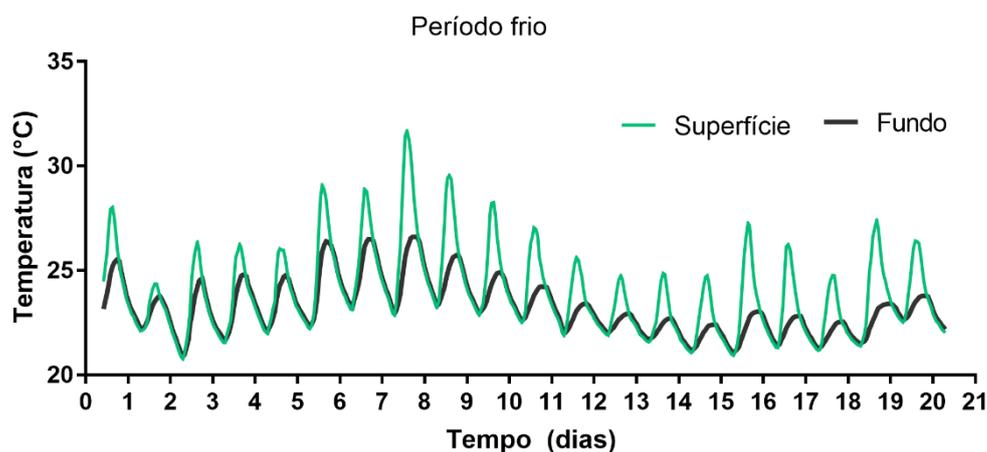


Figura 16 - Perfil da temperatura (superfície e fundo da lagoa) ao longo dos dias de tratamento no período frio.

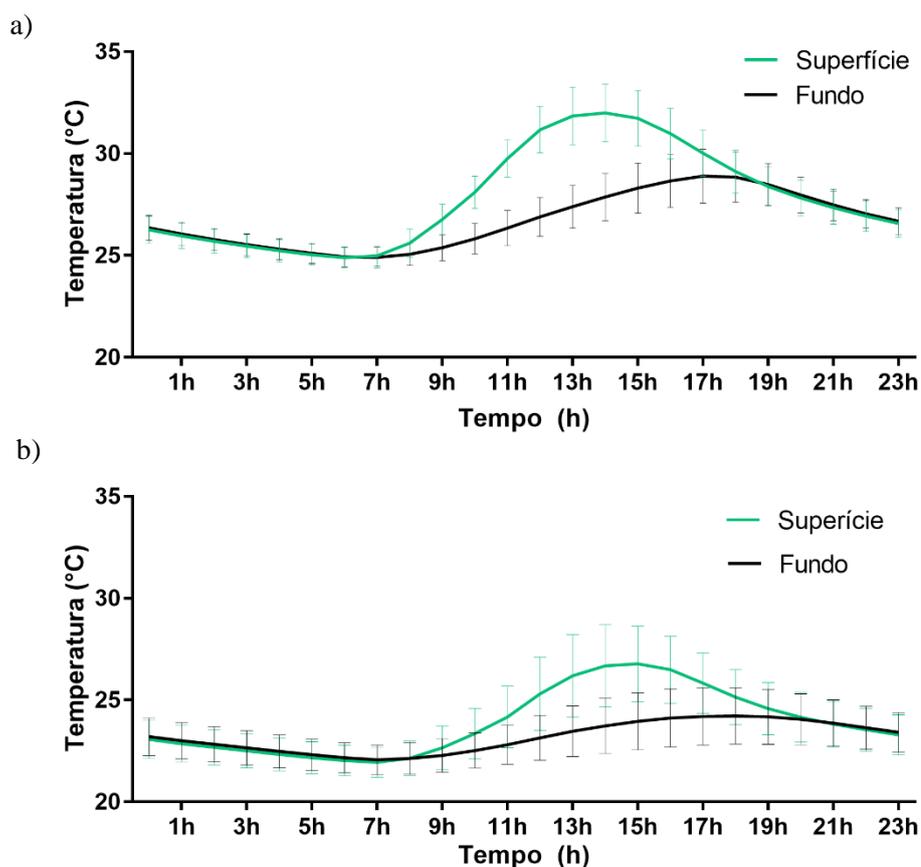


Fonte: elaborada pela autora (2022).

A Figura 17 apresenta o perfil médio horário da temperatura nas diferentes profundidades e períodos do ano de forma a obter uma melhor visualização da dinâmica ao longo de 24 h. Em geral, verifica-se que no início da manhã, entre 7 e 9 h, há um aumento gradativo na temperatura da camada mais próxima à superfície. No fundo da lagoa, também é

possível observar esse aquecimento, entretanto a elevação ocorre de forma mais lenta e em menor intensidade. Entre 12 h e 15 h, a massa líquida alcança os maiores valores de temperatura e as variações ao longo da coluna d'água se tornam máximas, com amplitudes que chegam a 7,5 °C (período de verão). Em seguida, há um declínio gradual da temperatura até atingir a equalização entre as camadas, geralmente entre 18 e 21 h.

Figura 17 - Perfil médio horário da temperatura (°C) na superfície e no fundo da lagoa para o período quente (a) e período frio (b). As barras verticais correspondem aos desvios-padrões dos valores nos dias monitorados.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Segundo Gu e Luck (1997), lagoas rasas possuem uma dinâmica de estratificação notória, caracterizada por uma forte estabilidade térmica entre as camadas, mas, por outro lado, uma rápida variabilidade ao longo do tempo. Isso se deve à intensidade da luz solar que atinge e eleva a temperatura da massa líquida nas camadas superficiais, promovendo a estratificação térmica. No período da noite, na ausência de radiação e sob temperaturas mais baixas, os processos físicos de perda de calor por evaporação e de mistura por convecção possibilitam que a coluna d'água volte ao seu estado de mistura (total ou

parcial). Somado a isso, a presença de microalgas (e turbidez) e a ausência de mistura dificultam o aquecimento das regiões mais ao fundo da lagoa, particularmente durante os períodos de estratificação (ABIS; MARA, 2006).

Os valores médios de temperatura registrados para o período quente ficaram em $27,83 \pm 2,56$ °C (superfície) e $26,69 \pm 1,55$ °C (fundo), enquanto que as médias para o período frio foram relativamente menores, sendo de $23,91 \pm 2,01$ °C (superfície) e $23,19 \pm 1,28$ °C (fundo). Ao analisar estatisticamente os dados de temperatura, por meio do teste de comparação Mann-Whitney (teste não paramétrico), verificou-se que os valores diferiram significativamente, com $p\text{-valor} \leq 0,01$ (Apêndice C): a) entre as camadas superiores e inferiores, em ambos os períodos analisados, sugerindo a existência de estratificação térmica na lagoa em estudo; b) entre os períodos quente e frio do ano, seja na superfície ou no fundo da unidade, mostrando a influência da sazonalidade na temperatura da LP.

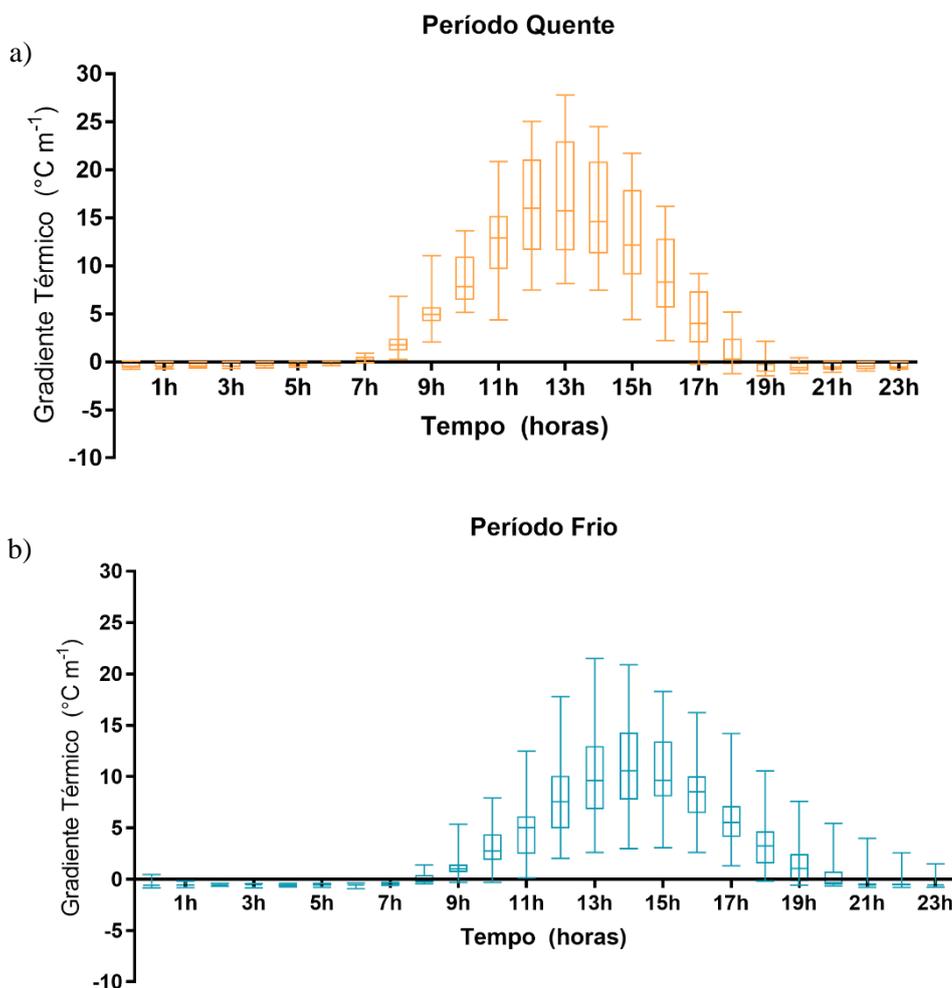
5.1.5.1 Estratificação na LP

Eventos de estratificação em lagoas podem ser identificados por meio do gradiente térmico existente entre as camadas da coluna d'água. Na literatura, em geral, a faixa de valores de gradientes térmicos que caracterizam este fenômeno se situa entre $0,6$ °C m^{-1} e $1,0$ °C m^{-1} (KELLNER; PIRES, 2002; SWEENEY *et al.*, 2005; ABIS; MARA, 2006; AMENGUAL-MORRO; MOYÀ-NIELL; MARTÍNEZ-TABERNER, 2012; PASSOS *et al.*, 2019). No presente estudo, foi adotado $0,6$ °C m^{-1} para indicar a ocorrência de estratificação térmica, uma vez que foi o valor mais usual relatado nas pesquisas indicadas.

Pela Figura 18 é possível verificar que, em geral, as ocorrências de estratificação na lagoa analisada iniciam durante o dia, entre 7 e 9 h, e permanecem até à noite, entre 19 e 21 h, quando ocorre a equalização da temperatura entre as camadas, ou seja, a temperatura da camada superior se iguala à da camada inferior da lagoa. Desta forma, pode-se estimar que a lagoa se encontrou estratificada em 44,3 % do tempo analisado no período quente e misturada nos 55,7 % do tempo restante. Já no período frio, esse percentual se manteve similar, apresentando-se 45,6 % do tempo sob estratificação térmica e 54,4 % em mistura vertical. Assim, deduz-se que, apesar de os eventos de estratificação ocorrerem ao longo do dia, lagoas rasas, de pequenas dimensões, operando com fluxo intermitente e sem

agitação artificial, para as condições climáticas semelhantes às de Campina Grande, PB serão misturadas em praticamente metade do tempo de tratamento.

Figura 18 - Perfil da distribuição dos gradientes térmicos horários ao longo do dia para período quente (a) e período frio (b).



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Passos *et al.* (2019), por sua vez, ao analisarem os eventos de estratificação em lagoas de polimento de fluxo contínuo de diferentes profundidades (0,44 e 0,82 m) e configurações (com e sem chicanas) situadas em Belo horizonte, MG, constataram em seus resultados que, na maior parte do tempo (56%), as lagoas se encontravam estratificadas e, em apenas 44%, em mistura vertical. As características inerentes às lagoas e ao clima da região podem justificar essa diferença encontrada com o presente trabalho.

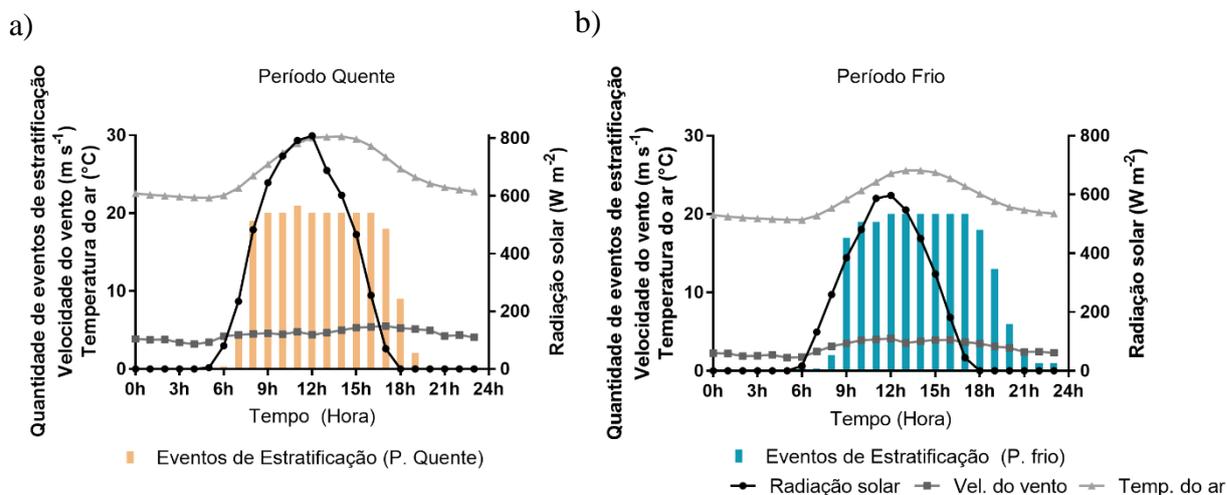
Nas lagoas analisadas, independentemente do período (quente ou frio), ocorreram ciclos diários de estratificação e mistura. Essa característica é típica de sistemas de lagoas

operadas em clima tropical, conforme relatado em estudos realizados em estados brasileiros, como Minas Gerais, Paraíba, São Paulo (KELLNER; PIRES, 2002; PASSOS *et al.*, 2019). Em clima temperado, por sua vez, esse tipo de estratificação ocorre geralmente nos meses da primavera e verão. Nos demais períodos do ano, geralmente as lagoas se encontram completamente misturadas ao longo de dias e noites consecutivas (meses de outono e inverno) ou continuamente estratificadas (em alguns dias de verão) (GU; LUCK, 1997; ABIS; MARA, 2006).

No período em estudo, o gradiente máximo obtido foi de $27,8 \text{ }^\circ\text{C m}^{-1}$ (período quente), sendo que, em média, os valores estiveram próximos à $4,19 \pm 6,66 \text{ }^\circ\text{C m}^{-1}$ (período quente) e $2,67 \pm 4,61 \text{ }^\circ\text{C m}^{-1}$ (período frio). Ao comparar os gradientes entre os períodos do ano (teste Mann-Whitney), verificou-se que os valores do período quente foram significativamente maiores do que nos meses mais frios, com nível de confiança de 99% ($p\text{-valor} \leq 0,01$, Apêndice C). Entretanto, essa condição parece não interferir no tempo em que a lagoa permanece estratificada ou misturada. Na literatura, os gradientes encontrados variam bastante, sendo identificados valores que vão desde $0,5 \text{ }^\circ\text{C m}^{-1}$ a $49 \text{ }^\circ\text{C m}^{-1}$, a depender das características da lagoa (ex: profundidade e área superficial), clima, horário, etc. (SWEENEY *et al.*, 2005; ABIS; MARA, 2006; PASSOS *et al.*, 2019).

Além da elevada turbidez, característica inerente a este tipo de lagoa, as condições climáticas podem afetar diretamente a dinâmica de estratificação. Ao analisar a Figura 19, é possível verificar uma visível relação entre as ocorrências de estratificação com a luz solar e a temperatura do ar. Análises estatísticas (correlação de Spearman, com nível de confiança de 99%) mostraram que há uma correlação forte e positiva entre os gradientes térmicos da massa líquida e as intensidades de radiação solar ($\rho=0,78$), bem como com as temperaturas do ar ($\rho=0,74$) (Apêndice C). Por outro lado, a velocidade do vento pareceu não ter grande influência na dinâmica de estratificação da lagoa ($\rho=0,44$). Trabalhos em lagoas também obtiveram conclusões semelhantes (SWEENEY *et al.*, 2005; PASSOS *et al.*, 2019). Em relação à interferência dos ventos, o tamanho da lagoa no presente estudo pode minimizar os efeitos do vento na mistura, diferentemente de lagoas com maiores áreas superficiais (MENESES *et al.*, 2005; HO *et al.*, 2018).

Figura 19 - Número de eventos de estratificação e valores médios da velocidade do vento, radiação solar e temperatura do ar em 24 h na lagoa nos períodos quente (a) e frio (b).

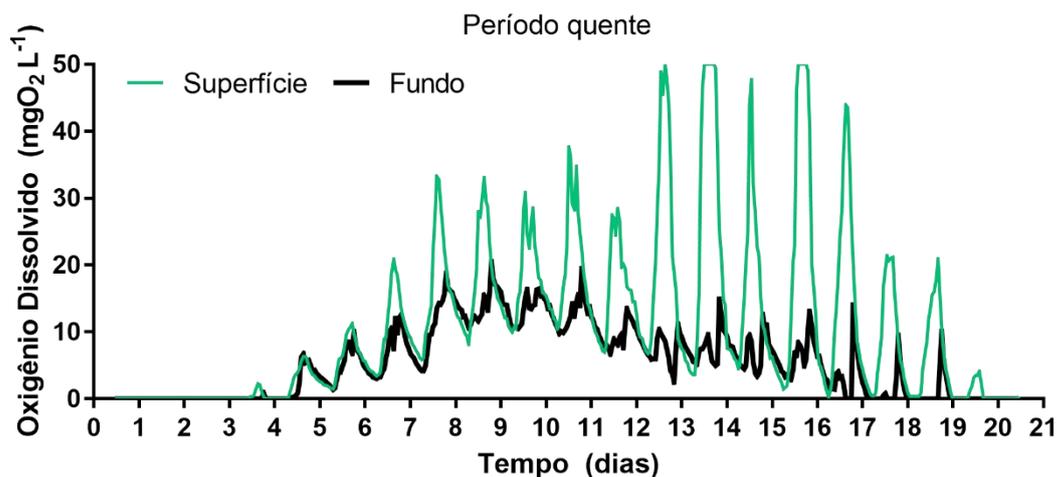


Fonte: elaborada pela autora (2022).

5.1.6 Perfil do oxigênio dissolvido e do pH em função da profundidade e sazonalidade

Os dados de OD e pH, apesar de variarem ao longo do tempo de tratamento, influenciados pelo estágio de desenvolvimento das microalgas, apresentam também diferenças nas concentrações ao longo da profundidade, o que confirma a existência de estratificação entre as camadas da lagoa, conforme pode ser observado nas Figuras 20 a 23.

Figura 20 - Perfil de OD ao longo dos dias no período quente em função da profundidade.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Figura 21 - Perfil de OD ao longo dos dias no período frio em função da profundidade.

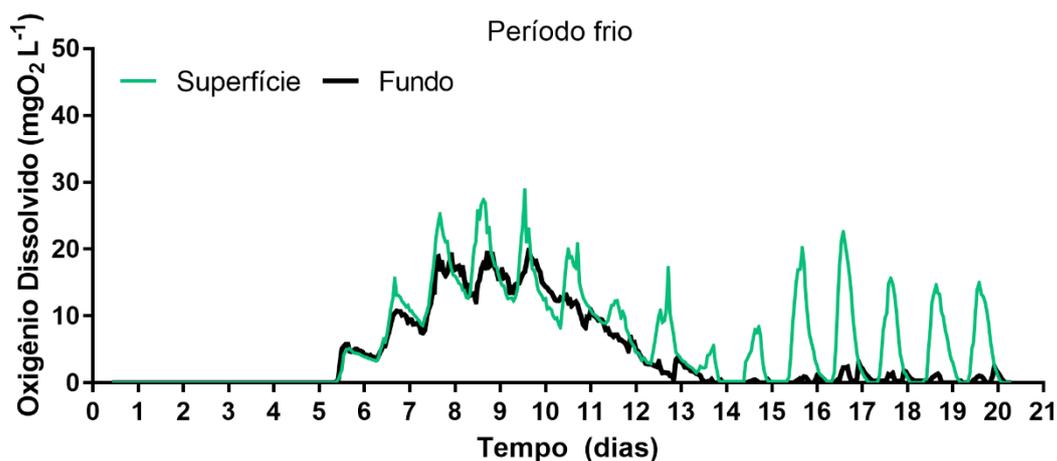


Figura 22 - Perfil do pH ao longo dos dias no período quente em função da profundidade.

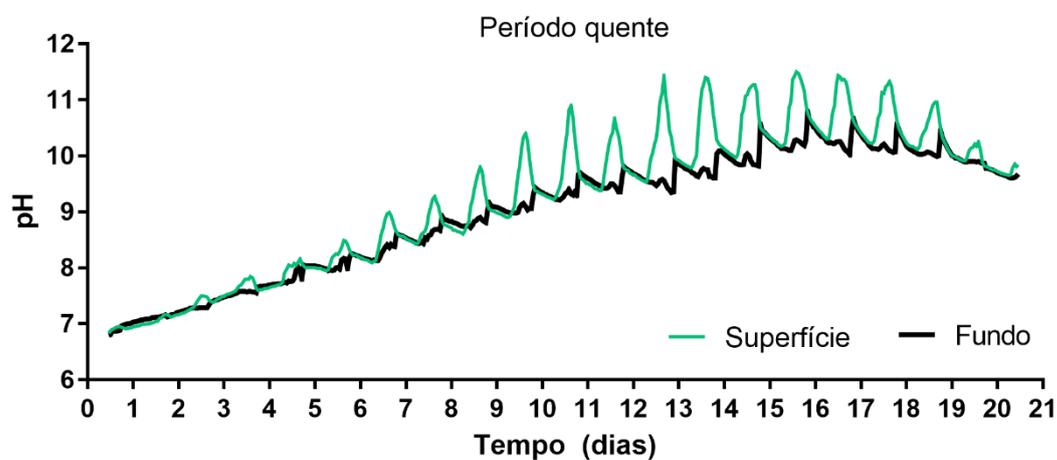
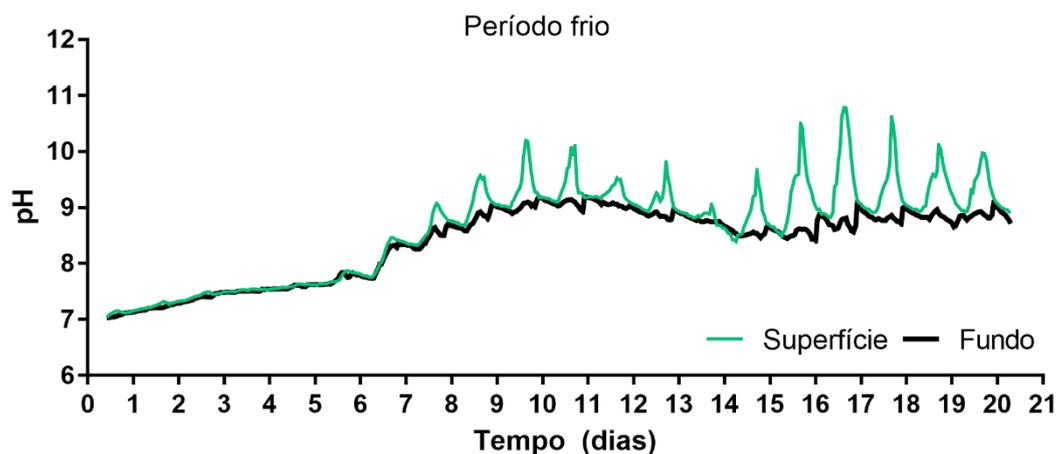


Figura 23 - Perfil do pH ao longo dos dias no período frio em função da profundidade.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

No início do tratamento, primeiros 3 a 5 dias, verifica-se que o oxigênio dissolvido, seja na superfície ou no fundo, permanece nulo ou em baixas concentrações ($< 1 \text{ mgO}_2 \text{L}^{-1}$). Isso ocorre porque, nesse período, a taxa de consumo de oxigênio é maior do que a taxa

de produção pela fotossíntese e absorção do ar. Ainda nessa fase, é possível identificar uma tendência de elevação linear do pH na coluna d'água. Esse aumento sutil e gradual pode ser justificado, principalmente, pela ocorrência do processo de dessorção do gás carbônico (CO_2) no afluyente da LP (efluente anaeróbio), onde o CO_2 se encontra normalmente em condições de supersaturação. O processo de transferência deste gás da massa líquida para a atmosfera tende a elevar o pH do meio (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; CAVALCANTI *et al.*, 2002; MORAIS; SANTOS, VAN HAANDEL, 2021).

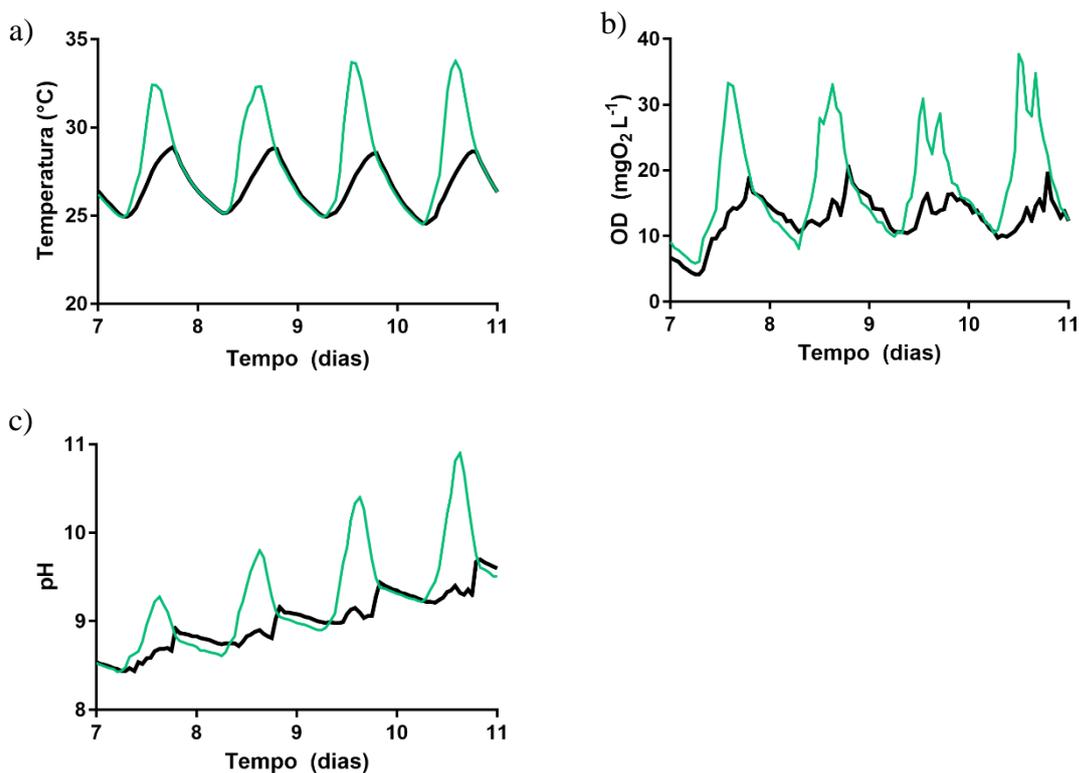
Nesse período inicial, apesar de haver diferenças de temperatura entre o fundo e a superfície, os parâmetros OD e pH parecem não ser afetados pela estratificação. Isso pode ser justificado, pois, nos primeiros dias de tratamento, as microalgas estão iniciando seu desenvolvimento, comprovados pelas baixas concentrações de clorofila *a* (Figura 12), sendo que as atividades fotossintéticas não são suficientes para suprir a demanda de oxigênio inicial, a ponto de incrementar a quantidade de OD na massa líquida, e nem de provocar alterações no pH do meio.

Nos dias seguintes, verificam-se oscilações diárias, de forma semelhante ao comportamento da temperatura, além de picos crescentes de ambos os parâmetros (OD e pH) que vão até, aproximadamente, o 12º e 15º dia de ciclo. Esse comportamento é indicativo de uma comunidade biológica bastante ativa que, durante o dia, pelo processo da fotossíntese, produz oxigênio e consome CO_2 , provocando desequilíbrio no sistema carbonato e o aumento do pH, enquanto que na ausência de radiação solar, os processos respiratórios geram CO_2 , com a consequente queda do pH e do nível de oxigênio dissolvido (GU; LUCK, 1997; HO *et al.*, 2018).

Ao analisar com mais detalhe os ciclos diários de temperatura, OD e pH na Figura 24 (recorte entre os dias 7 e 11), é perceptível que a estratificação térmica nesta fase é acompanhada pela estratificação dos parâmetros químicos da lagoa, com variações nos valores de OD e pH entre as camadas superiores e inferiores da lagoa. No início do dia, ocorre um aumento gradativo nos valores de OD, para níveis acima da saturação e, naturalmente do pH, seguido de uma diminuição desses parâmetros quando a radiação solar se reduz e fica ausente (Figura 24b e c). Entretanto, na camada inferior, esse incremento ao longo do dia ocorre de forma mais discreta, sendo observado um aumento

mais pronunciado na concentração de OD e no pH apenas após a equalização da temperatura. Neste momento, os valores de cada um desses se igualam ou ficam bastante semelhantes, mostrando que, apesar de haver a estratificação durante o dia, à noite/madrugada ocorre a mistura vertical física e química das camadas.

Figura 24 - Recorte do perfil de temperatura (a), oxigênio dissolvido (b) e pH (c) entre os dias 7 e 11 no período quente.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Entre o 13^o e 16^o dia de tratamento (Figura 20 a Figura 23), em geral, a lagoa apresentou uma tendência de estabilização e, até certo ponto, de declínio nos valores dos parâmetros. Nessa fase, foi possível observar o desenvolvimento de um ambiente anaeróbico/anóxico na coluna d'água nos horários de ausência de radiação (à noite), bem como no fundo da lagoa, em especial nos dias mais frios. Observou-se ainda um aumento nas variações de OD e pH entre as camadas. Essa constatação pode ser justificada pela redução na concentração de microalgas na lagoa com o tempo, identificada pela diminuição na concentração dos parâmetros referentes à biomassa (Figura 12) e da densidade algal (Figura 14) nessa fase final. Com isso, os sólidos formados pela sedimentação da biomassa se acumulam no fundo da lagoa, sendo que a produção de OD nessa região não

é capaz de suprir a demanda, tendendo a desenvolver um ambiente propício à decomposição anaeróbia. Na superfície, as microalgas continuam a realizar os processos fotossintéticos, entretanto, o oxigênio é rapidamente consumido no período noturno devido à alta demanda, seja pela decomposição da matéria orgânica de origem algal ou pelos próprios processos respiratórios das microalgas.

Durante os 20 dias de tratamento monitorados, os valores de OD permaneceram próximos ou acima da saturação durante as horas de radiação nas camadas superiores, com concentrações que chegaram a $50 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ (limite de detecção do equipamento). O pH, por sua vez, atingiu o valor máximo de 11,5 nos dias quentes. Os valores médios dos parâmetros (OD e pH) nas camadas superiores e inferiores da lagoa estão apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 - Valores médios (\pm desvio-padrão) para o oxigênio dissolvido e pH ao longo dos 20 dias de monitoramento (incluindo os dias iniciais, quando a concentração de OD = $0 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$), no período quente e frio e em diferentes profundidades.

| Parâmetro | Profundidade | Período quente | Período frio |
|--|---------------------|-----------------------|---------------------|
| Oxigênio dissolvido ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$) | Superfície | $11,1 \pm 12,6$ | $6,3 \pm 7,0$ |
| | Fundo | $5,5 \pm 5,3$ | $4,1 \pm 5,8$ |
| pH | Superfície | $9,3 \pm 1,3$ | $8,6 \pm 0,9$ |
| | Fundo | $9,0 \pm 1,1$ | $8,4 \pm 0,7$ |

Fonte: elaborada pela autora (2022).

O comportamento cíclico do oxigênio dissolvido e concentrações transientes de supersaturação na massa líquida, com picos de OD que se aproximam a $40 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, são comumente relatados em sistemas de lagoas (EL OUARGHI *et al.*, 2000; MENDOZA *et al.*, 2013; ARBIB *et al.*, 2017; PASSOS *et al.*, 2019). Essa condição é resultado da intensa produção de oxigênio fotossintético pelas microalgas, principalmente nas horas centrais do dia (ARBIB *et al.*, 2017) que resultam em taxas de produção superiores aos processos de consumo e de transferência de OD para a atmosfera (EL OUARGHI *et al.*, 2000).

Por outro lado, os elevados valores de pH alcançados para este tipo de lagoa (> 10) são dificilmente encontrados em lagoas convencionais, que geralmente situam-se na faixa de 7 a 9 (KAYOMBO *et al.*, 2000; DIAS *et al.*, 2014; VON SPERLING; MASCARENHAS, 2005; DIAS *et al.*, 2018; PASSOS *et al.*, 2019). Valores elevados de pH (> 9), apesar de poderem ser prejudiciais a certos tipos de microalgas, contribuindo para reduzir a

produtividade na lagoa (SÁNCHEZ *et al.*, 2008), são benéficos à remoção de constituintes do efluente, seja de patógenos (BOLTON *et al.*, 2010) ou de nutrientes, como o nitrogênio (pH a partir de 8,5 e 9,0), por dessorção da amônia, e o fósforo (pH a partir de 9,5 a 9,7), por precipitação de fosfatos (VAN HAANDEL; SANTOS, 2021a; VAN HAANDEL; SANTOS; PAIVA, 2021b).

Vale destacar ainda que variações máximas de $45 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ e de 1,88 de pH entre as camadas da lagoa foram encontradas. Ao aplicar o teste de comparação de Mann-Whitney, foi possível verificar estatisticamente que os dados de pH e OD apresentam diferenças significativas: a) entre as camadas da lagoa, independentemente do período quente ou frio ($p\text{-valor} \leq 0,01$), o que confirma a ocorrência de estratificação dos parâmetros químicos diretamente relacionados com a atividade das microalgas e; b) entre os períodos do ano, seja na superfície ou no fundo da lagoa ($p\text{-valor} \leq 0,01$), ressaltando a influência do clima no pH e OD da lagoa.

Por fim, ao fazer uma análise conjunta dos parâmetros indicadores de biomassa algal, da caracterização biológica e dos perfis de OD e pH, pode-se inferir que lagoas operadas em bateladas sequenciais, sem inóculo e 0,4 m de profundidade possuem basicamente três fases ao longo de sua operação:

- Fase inicial ou lag (de 3 a 5 dias): período em que ocorre a clarificação da lagoa, com sedimentação dos sólidos advindos no efluente anaeróbico e a adaptação/sucessão de espécies de microalgas na massa líquida. Nesta fase, as concentrações de OD são nulas ou relativamente baixas e o pH se mantém próximo da neutralidade, apresentando um discreto aumento linear.
- Fase intermediária (de 5 a 12/15 dias): período em que ocorre uma intensa atividade biológica, refletida na elevação de parâmetros relativos à biomassa (clorofila *a*, SSV, turbidez) e densidade algal. Condições aeróbias prevalecem. As concentrações de OD e pH passam a oscilar sistematicamente ao longo das 24h (com picos crescentes no decorrer dos dias) devido aos processos fotossintéticos que ocorrem em consonância com a radiação solar e temperatura. Há uma clara tendência destes parâmetros aumentarem neste período. Condições de supersaturação de OD e pH entre 9 e 10 são alcançados.
- Fase final (de 15 a 20 dias): período em que se observa uma diminuição da atividade biológica, sendo verificado um certo declínio da biomassa (clorofila

a, SSV, turbidez) e densidade algal. Condições anaeróbias se desenvolvem no fundo da lagoa; na superfície, as concentrações se elevam durante o dia e a noite retornam ao estado de anaerobiose. O pH tende a uma redução.

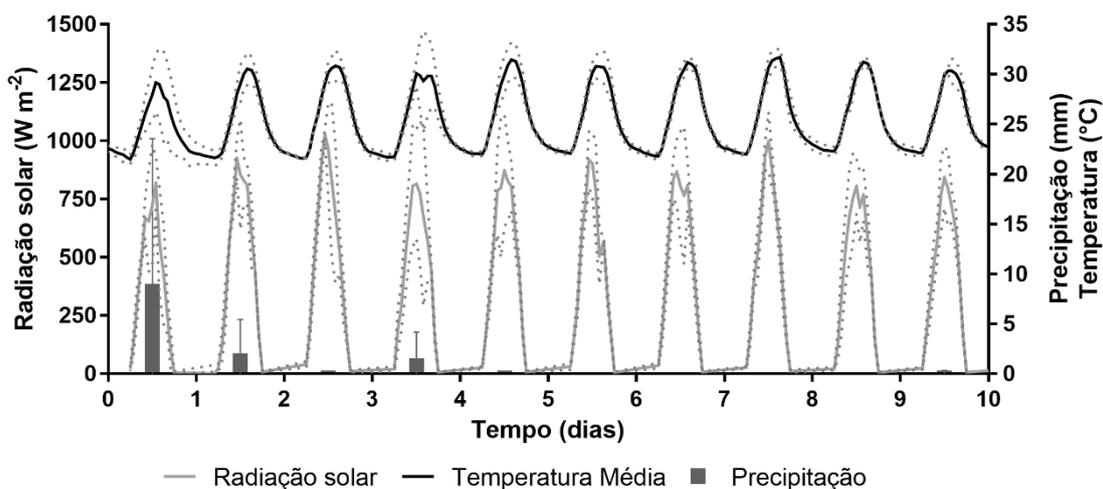
Desta forma, a fim de otimizar a operação em lagoas de polimento em bateladas sequenciais, garantindo um menor tempo de tratamento e uma atividade biológica adequada, faz-se necessária a manutenção da lagoa nas condições da fase intermediária, ou seja, a operação com um tempo de ciclo máximo de 15 dias. Somado a isso, pode-se buscar reduzir ainda a fase inicial (*lag*) por meio da inoculação da lagoa com microalgas adaptadas ao meio (discutido na Etapa 4).

5.2 Influência da agitação no desempenho das lagoas de polimento

5.2.1 Condições climáticas do experimento

A pesquisa foi realizada nos meses de fevereiro a março de 2021, período de verão, caracterizado por apresentar intensidades de radiação solar e temperaturas relativamente elevadas e baixa ocorrência de chuvas, conforme pode ser observado na Figura 25. Vale destacar ainda que, em geral, as condições climáticas analisadas não sofreram variações consideráveis durante os três ciclos de tratamento.

Figura 25 - Dados médios de radiação solar, precipitação e temperatura do ar. As linhas pontilhadas (e as linhas verticais) representam os desvios-padrões dos três testes.



Fonte dos dados: INMET (2021).

5.2.2 Caracterização físico-química dos afluentes às lagoas

As características físico-químicas dos afluentes às lagoas (LP1, LP2 e LP3) nos experimentos realizados estão apresentadas na Tabela 15. Os dados se referem aos valores médios das amostras dos três afluentes dos ciclos 1, 2 e 3 da Etapa 2.

Tabela 15 - Caracterização físico-química (valores médios \pm desvio-padrão) dos afluentes às LP nos três ciclos monitorados, bem como os coeficientes de variação (CV).

| Parâmetros | Afluente LP ($\bar{x} \pm dp$) | CV |
|--|-------------------------------------|-----|
| DQO _b (mgO ₂ L ⁻¹) | 169 \pm 16 | 9% |
| DQO _c (mgO ₂ L ⁻¹) | 131 \pm 26 | 20% |
| DBO _b (mgO ₂ L ⁻¹) | 68 \pm 8 | 11% |
| Fósforo total (mgP L ⁻¹) | 6,9 \pm 1,3 | 19% |
| Ortofosfato (mgP L ⁻¹) | 5,7 \pm 0,8 | 15% |
| N-NH ₃ (mgN L ⁻¹) | 55,6 \pm 8,0 | 14% |
| SST (mg L ⁻¹) | 57 \pm 11 | 19% |
| SSV (mg L ⁻¹) | 40 \pm 6 | 14% |
| Clorofila <i>a</i> (µg L ⁻¹) | 0 | - |
| Turbidez (UNT) | 36 \pm 15 | 41% |
| Alcalinidade total (mg CaCO ₃ L ⁻¹) | 382 \pm 42 | 11% |
| pH | 7,6 \pm 0,2 | 2% |

Fonte: elaborada pela autora (2022).

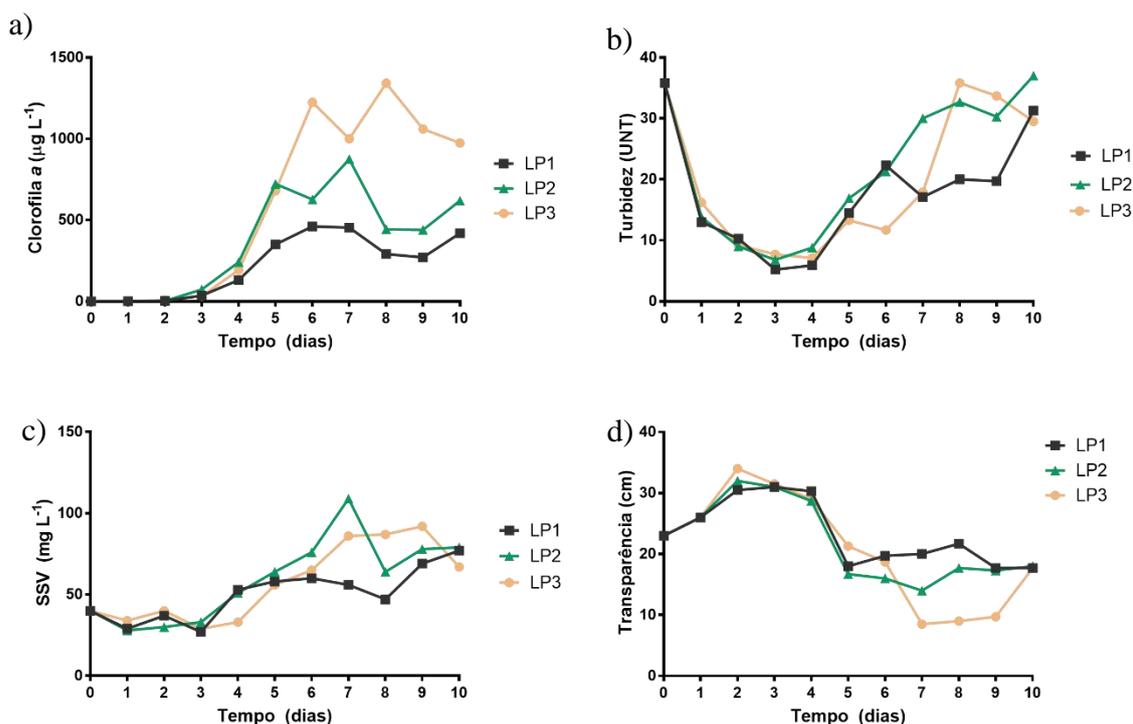
O líquido pré-tratado anaerobicamente (Tabela 15) apresentou valores de pH, sólidos suspensos e nutrientes propícios ao desenvolvimento da biomassa algal, condizentes aos afluentes da Etapa 1 (5.1.2). Além do mais, a composição foi relativamente similar entre os testes, comprovada pelos coeficientes de variação (CV) menores que 30% (com exceção da turbidez, CV= 40,7 %).

5.2.3 Parâmetros indicadores de biomassa algal

Ao analisar a Figura 26, verifica-se um comportamento típico e semelhante na evolução dos parâmetros indicadores de biomassa microalgal entre os três modos de agitação das lagoas, caracterizado por uma fase inicial, quando houve a redução dos sólidos e turbidez provenientes do efluente do reator UASB, seguido de um aumento gradativo desses parâmetros, incluindo também a clorofila *a*, devido ao desenvolvimento de microalgas após o 3º dia de tratamento. A transparência se comportou de modo inverso, havendo

uma clarificação inicial do efluente, seguida de uma crescente atenuação da luz solar (menores valores da transparência).

Figura 26 - Evolução dos parâmetros indicadores de biomassa microalgal (valores médios): clorofila *a* (a), turbidez (b), SSV (c) e transparência (d) durante o tempo de tratamento (10 dias) para os diferentes modos de agitação (contínuo, intermitente e sem agitação).



Legenda: LP1–lagoa com agitação contínua; LP2–lagoa com agitação intermitente; LP3–lagoa sem agitação

Fonte: elaborada pela autora (2022).

Apesar da semelhança dos perfis ao longo do tempo (Figura 26), a lagoa sem agitação (LP3) apresentou maiores concentrações de clorofila *a* e, conseqüentemente, menor transparência em relação às demais (LP1 e LP2). Isso pode ser explicado pelo fato das microalgas tenderem a se concentrar na região mais superficial devido à maior incidência da radiação solar (PEDAHZUR *et al.*, 1993; SWEENEY *et al.*, 2007; HO *et al.*, 2018). Nas demais lagoas, a agitação contínua ou intermitente tende a proporcionar uma melhor homogeneização desses microrganismos na massa líquida, com movimentação para dentro e fora da zona fótica (QIANG; RICHMOND; ZARMI, 1998), o que pode ter resultado nos menores valores de clorofila *a* observados.

Do ponto de vista estatístico, verificou-se que não houve diferença significativa, com $p\text{-valor} \geq 0,05$ (teste paramétrico – ANOVA), dos valores médios da transparência, SSV, turbidez e clorofila *a* entre os modos de agitação investigados (Apêndice D). Desta forma, pode-se inferir que, para as condições do estudo, a agitação na lagoa não promoveu um incremento significativo da biomassa microalgal em relação à LP3. Estudo realizado por Märkl (1980), destacado por Richmond (2004), mostrou que para baixas densidades populacionais de *Chlorella vulgaris* ($0,17 \text{ g L}^{-1}$), como no caso das lagoas analisadas ($\text{SSV} < 0,15 \text{ g L}^{-1}$), a agitação também não influenciou nas taxas fotossintéticas devido à boa penetração da radiação solar no meio, diferentemente de culturas com altas densidades celulares ($2,33 \text{ g L}^{-1}$) em que a agitação promoveu um aumento em torno de 50% da taxa fotossintética.

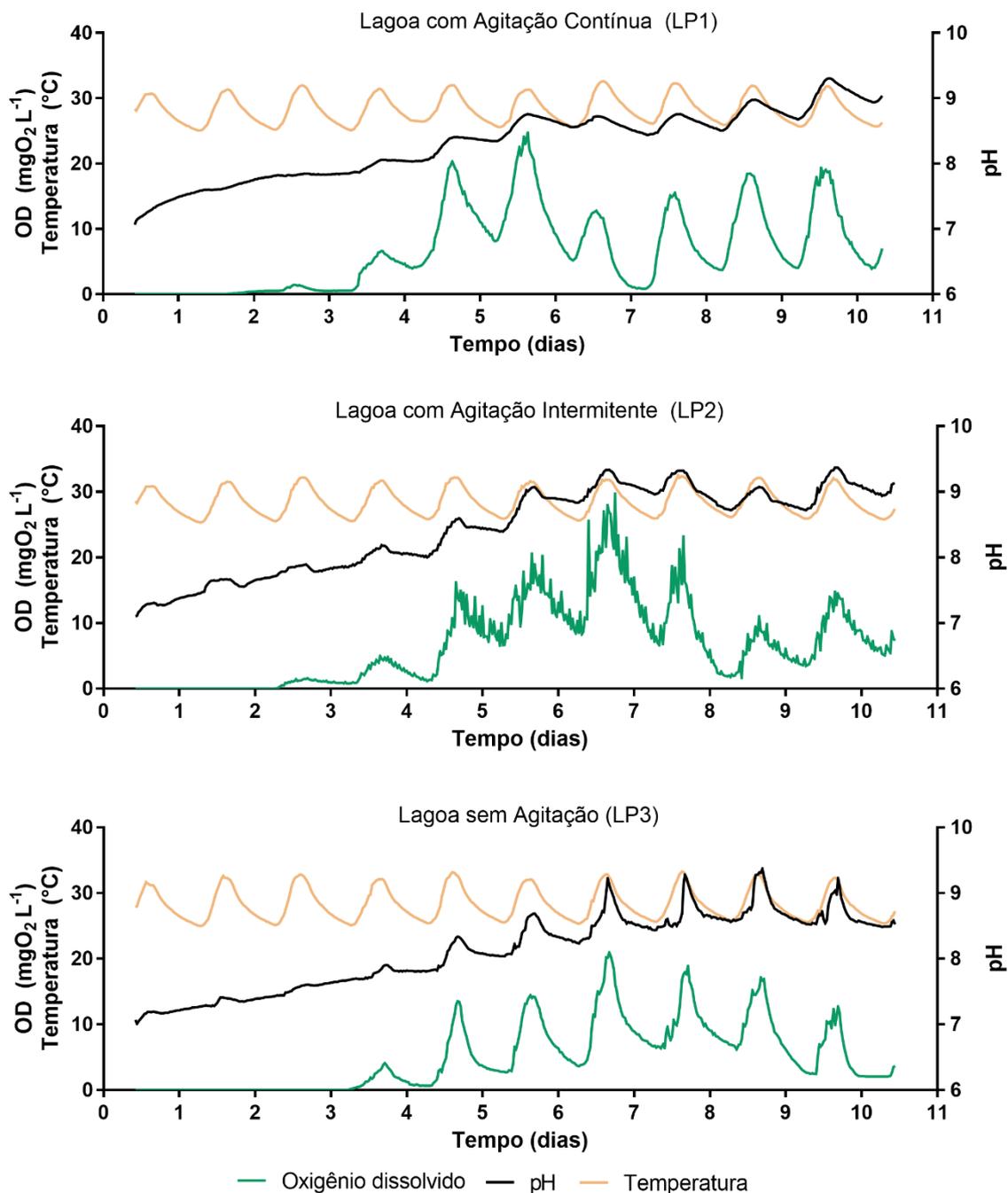
Apesar de não ter tido efeito aparente sobre a produção de biomassa, a agitação em sistemas com microalgas não flageladas (sem mobilidade), como a *Chlorella vulgaris*, pode ser benéfica por possibilitar um melhor contato da biomassa com os nutrientes e metabólitos do meio, bem como com a região iluminada pela radiação solar, favorecendo ciclos de exposição frequentes de períodos claros e escuros (*light/dark cycles*) e, conseqüentemente, contribuindo para o aumento da produtividade ($\text{mgO}_2 \text{ mg clorofila a}^{-1} \text{ h}^{-1}$) e eficiência fotossintética (GROBBELAAR, 1994) na lagoa.

5.2.4 Condições ambientais nas LP sob diferentes modos de agitação

Ao analisar o perfil médio das condições ambientais (temperatura, oxigênio dissolvido e pH) nas lagoas submetidas aos três diferentes tipos de agitação (Figura 27), observa-se que, nos 10 dias de monitoramento, os valores dos parâmetros variaram de forma típica em relação aos perfis apresentados nos resultados da Etapa 1 (item 5.1), com ciclos diários de OD e pH oscilando em consonância com a temperatura, além de picos geralmente crescentes ao longo do tempo de tratamento.

Os valores médios obtidos foram relativamente semelhantes entre as três condições avaliadas, permanecendo na faixa de 25 a 34 °C para temperatura, 0 a 30 $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ para OD e 7 a 9,4 para pH durante o tempo.

Figura 27 - Perfil médio do oxigênio dissolvido, pH e temperatura ao longo dos 10 dias para os diferentes modos de agitação (contínuo, intermitente e sem agitação).

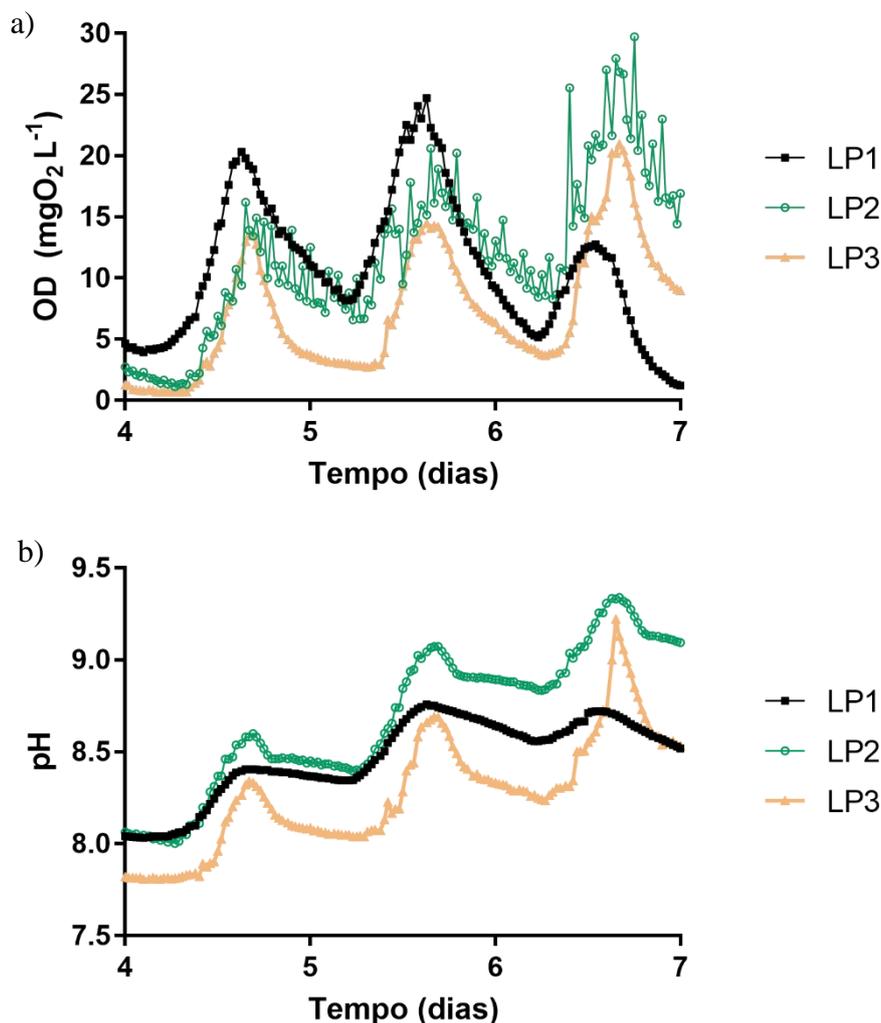


Fonte: elaborada pela autora (2022).

A influência da agitação pode ser mais bem analisada ao comparar graficamente os valores médios de OD e pH nos recortes (entre os dias 4 e 7) apresentados na Figura 28. Na lagoa submetida à agitação contínua (LP1), é possível verificar que o OD e o pH variaram conforme ondas senoidais, com concentrações que oscilaram de forma mais suavizada e duradoura ao longo das 24 horas. Na ausência de agitação (LP3), por sua vez,

as variações cíclicas destes parâmetros se mostraram mais pronunciadas (com picos acentuados), porém com menor duração. Essas diferenças encontradas nos perfis do oxigênio dissolvido e pH são reflexos da homogeneização do conteúdo da lagoa proporcionada pela agitação contínua, que contribui para minimizar os gradientes químicos existentes ao longo da coluna d'água e distribuir de forma mais uniforme a biomassa (GROBBELAAR, 2000, 2010; RICHMOND, 2004), que tende a se concentrar na superfície da lagoa (Figura 26a).

Figura 28 - Recorte do perfil médio de OD (a) e pH (b) entre os dias 4 e 7 de ciclo.



Legenda: LP1 – lagoa com agitação contínua; LP2 – lagoa com agitação intermitente; LP3- lagoa sem agitação;

Fonte: elaborada pela autora (2022).

Na lagoa sob agitação intermitente (LP2), a interferência da rotação das palhetas nas concentrações de OD pode ser visualizada por meio de pequenos incrementos (picos) temporários ao longo do dia/noite (Figura 28a); entretanto essas variações repentinas não

são evidenciadas nos valores de pH (Figura 28b). Tais constatações podem ser justificadas pela maior homogeneização do conteúdo da lagoa durante a agitação, mas também, pelo favorecimento da incorporação/transferência do OD atmosférico para a lagoa por difusão devido ao melhor contato do líquido/ar (EL OUARGHI *et al.*, 2000).

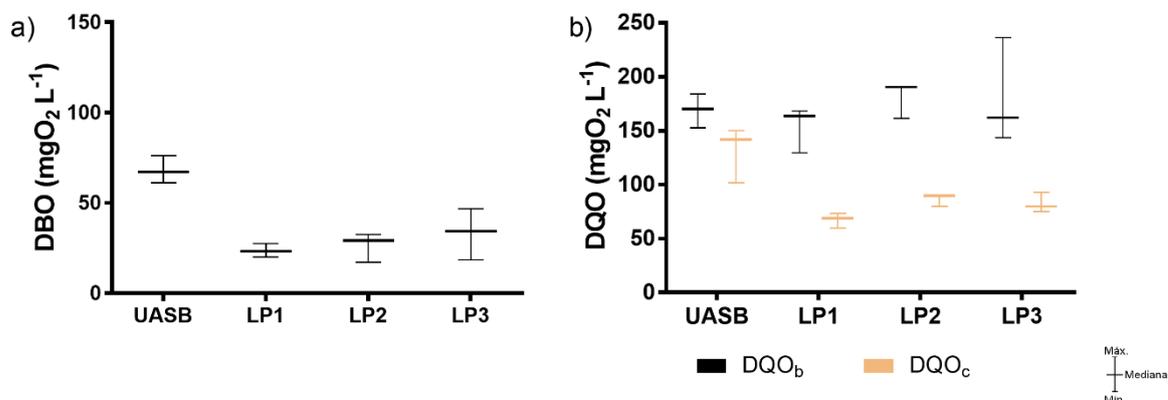
5.2.5 *Remoções dos constituintes nas LP sob diferentes modos de agitação*

A fim de avaliar a remoção dos constituintes (matéria orgânica e nutrientes) nas lagoas submetidas a diferentes condições de agitação (contínua, intermitente e sem agitação), amostras do efluente foram coletadas às 9h da manhã (horário com baixo gradiente térmico entre as camadas das lagoas) a 10 cm de profundidade. As coletas foram feitas nas lagoas (LP1, LP2 e LP3) após um TDH de 10 dias para cada ciclo monitorado. As concentrações finais médias dos parâmetros físico-químicos dos afluentes e efluentes obtidos estão nos gráficos da Figura 29 (DBO_b, DQO_b e DQO_c) e da Figura 30 (N-NH₃ e P-PO₄³⁻).

Pela análise da Figura 29a, é possível verificar que, após 10 dias de tratamento, a concentração de DBO_b reduziu em 65% (LP1), 62% (LP2) e 51% (LP3), atingindo valores médios de 24, 26 e 33 mgO₂ L⁻¹, respectivamente. A DQO_b, diferentemente da DQO_c (Figura 29b), não apresentou praticamente redução nos seus teores; em alguns casos houve inclusive uma elevação. Isso já era esperado, pois, embora haja a degradação da matéria carbonácea proveniente do efluente anaeróbico, o desenvolvimento da biomassa microalgal contribui para elevar a concentração de matéria orgânica no líquido, compensando os valores na DQO_b (AGUIAR; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021). A análise da DQO_c, por sua vez, por não sofrer influência desses microrganismos, apresentou remoções que ficaram em torno de 45% (LP₁), 35% (LP₂), 37% (LP₃), com valores finais de 73, 85 e 83 mgO₂ L⁻¹, respectivamente.

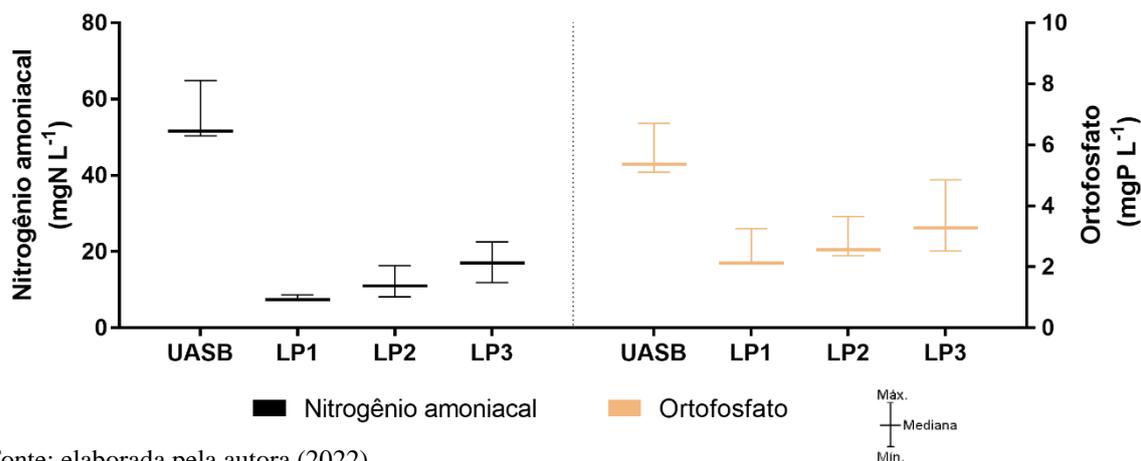
Com relação aos nutrientes (Figura 30), observa-se que, após o tratamento realizado nas lagoas, a concentração de N-NH₃ foi reduzida em 86% (LP1), 79% (LP2) e 69% (LP3), atingindo valores médios finais de 7,8, 11,8 e 17,2 mgN L⁻¹, respectivamente. Por outro lado, a remoção de ortofosfato foi menos pronunciada, com percentuais de 56% (LP₁), 50% (LP₂) e 38% (LP₃) e concentrações médias de 2,50, 2,86 e 3,55 mgP L⁻¹, respectivamente.

Figura 29 – Concentrações de DBO_b (a) e DQO (bruta e centrifugada) (b) nos afluentes e efluentes após 10 dias de tratamento nas lagoas com agitação contínua (LP1), agitação intermitente (LP2) e sem agitação (LP3).



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Figura 30 - Concentrações de nitrogênio amoniacal e ortofosfato nos afluentes e efluentes após 10 dias de tratamento nas lagoas com agitação contínua (LP1), agitação intermitente (LP2) e sem agitação (LP3).



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Vale destacar que os valores médios obtidos ao final do tempo de ciclo atendem aos critérios estabelecidos pela Resolução nº 430/2011 do CONAMA (BRASIL, 2011) para lançamento de efluentes em corpos d'água, no quesito DBO ($\leq 120 \text{ mg L}^{-1}$) e N-NH₃ ($\leq 20 \text{ mgN L}^{-1}$, para efluentes não sanitários). Limites para DQO e ortofosfato não estão expressos na referida Resolução. Entretanto, apesar de cumprir os padrões preconizados em âmbito nacional, essas lagoas possuem um potencial ainda maior na remoção de nutrientes, conforme relatado em estudos anteriores realizados em lagoas experimentais em bateladas sequencias (com agitação constante) (ALBUQUERQUE; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021; SANTOS; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021). Baixas remoções desses constituintes foram obtidas devido ao curto período de tempo avaliado nesta etapa

da pesquisa (10 dias), não sendo possível atingir valores elevados de pH (acima de 9,0-9,5) que possibilitassem remoção praticamente total de N-NH₃ e P-PO₄³⁻ ($\leq 1\text{mg L}^{-1}$) (SANTOS; VAN HAANDEL, 2021).

Embora a lagoa com agitação contínua tenha apresentado concentrações finais mais baixas do que as demais lagoas para os parâmetros analisados, o teste ANOVA (teste paramétrico) mostrou que não há influência significativa do modo de agitação na qualidade final do efluente, seja para matéria orgânica (DBO_b e DQO_{b,c}) ou nutrientes (N-amoniaco e ortofosfatos), com $p\text{-valor} \geq 0,05$ (Apêndice D). Ou seja, embora haja estratificação entre as camadas da lagoa (sem agitação) durante boa parte do tempo de tratamento, conforme observado na Etapa 1 (item 5.1), a qualidade final do efluente não foi afetada.

Essa conclusão pode ser corroborada por outros trabalhos encontrados na literatura. Estudo realizado por Ho *et al.* (2018) verificou que, apesar da variabilidade do OD, pH e clorofila *a* entre a superfície e o fundo das lagoas de estabilização, facultativa e maturação (A_s: 45 ha), parâmetros bioquímicos (poluentes) como DBO, DQO, NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl) e fósforo total apresentaram valores semelhantes/homogêneos ao longo da profundidade ($p\text{-valor} \geq 0,01$). Conclusão semelhante também foi relatada por Sweeney *et al.* (2007) em lagoas de polimento de grandes dimensões (A_s: 112 ha). Além disso, García *et al.* (2006) verificaram que, embora as reações físico-químicas e bioquímicas de remoção dos constituintes (SST, N_{total}, P_{total} e DQO) variem ao longo de 24 h na lagoa, influenciadas pelos processos fotossintéticos e, conseqüentemente, pelos valores de OD e pH, as concentrações desses contaminantes, em geral, pouco são afetadas por essas variações diárias. Von Sperling *et al.* (2008), por sua vez, ao realizarem análises dos parâmetros (DBO, DQO, amônia e fósforo) do efluente em lagoas de polimento (fluxo contínuo) ao longo das horas do dia (manhã, tarde e noite), também não detectaram diferenças na qualidade final.

5.3 Balanço de oxigênio dissolvido na lagoa de polimento

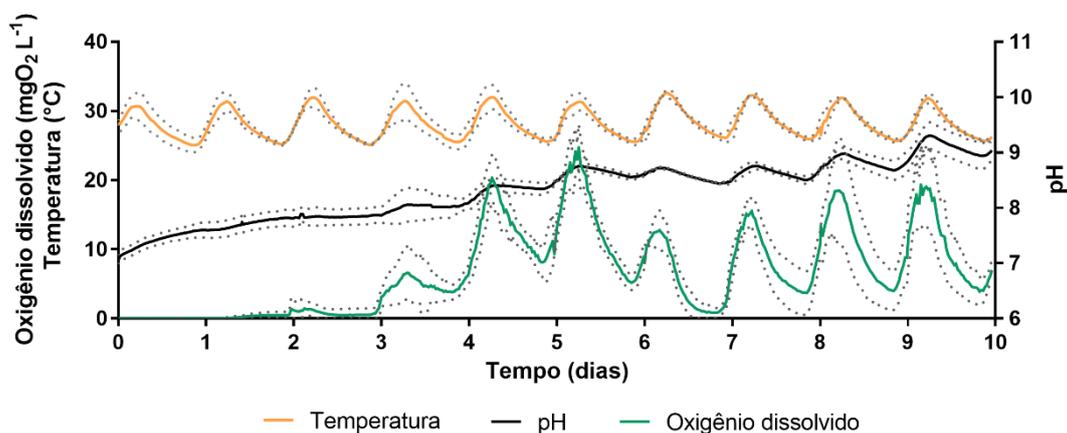
Esta etapa da pesquisa foi realizada nos meses de fevereiro a março de 2021, concomitantemente à etapa anterior (Etapa 2). Sendo assim, as condições climáticas predominantes no período experimental e as características dos afluentes à lagoa foram

as mesmas apresentadas anteriormente, itens 5.2.1 (Figura 25) e 5.1.2 (Tabela 15), respectivamente. Ressalta-se que nesta Etapa 3, a lagoa utilizada correspondeu à LP1 (da Etapa 2), operada com agitação contínua.

5.3.1 Condições ambientais (temperatura, oxigênio dissolvido e pH) na LP

Na Figura 31 estão apresentados os valores médios de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido ($\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$) e pH na massa líquida ao longo dos dias de tratamento que foram registrados por meio da sonda multiparâmetro, em intervalos de 30 minutos.

Figura 31 - Perfil médio do oxigênio dissolvido, temperatura e pH na lagoa de polimento nos três ciclos de tratamento. A linhas pontilhadas representam os desvios-padrões referentes aos três ciclos realizados.



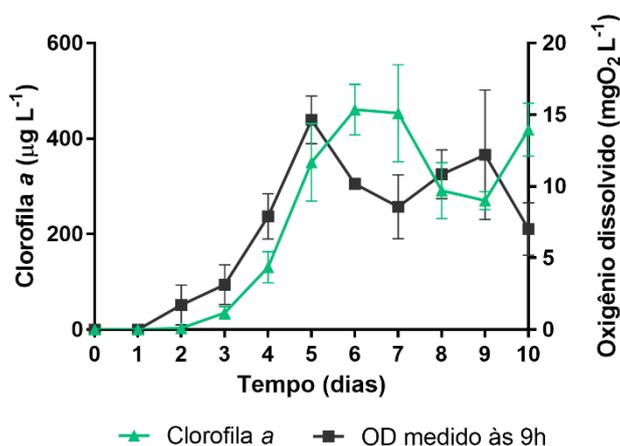
Fonte: elaborada pela autora (2022).

É possível observar que a temperatura da massa líquida variou de forma análoga durante os dias de tratamento, permanecendo entre 25°C e 32°C e sofrendo flutuações diárias que acompanharam as variações de radiação solar e temperatura do ar apresentadas na Figura 25. Apesar das oscilações, os valores registrados se mantiveram dentro da faixa ótima para o desenvolvimento de microalgas, que se estende de 20°C a 35°C (ACIÉN *et al.*, 2017).

As concentrações de OD na LP, por sua vez, apresentaram, além das variações diárias, nítidas oscilações ao longo do tempo de tratamento. No período inicial do ciclo, que correspondeu aos três primeiros dias, as concentrações de OD na lagoa se mantiveram nulas ou praticamente nulas, indicando que a atividade fotossintética (quando existente) era insuficiente para suprir a demanda de oxigênio inicial, já que a lagoa era preenchida,

na partida de cada ciclo, com efluente de reator UASB, sem nenhum tipo de inóculo de microalgas. A partir do quarto dia de tratamento, os valores de OD passaram a sofrer oscilações ao longo das 24 h, sendo observado um aumento gradativo nas concentrações de oxigênio dissolvido durante o dia, com picos no período da tarde (14 a 15 h), quando a radiação solar e a temperatura estavam elevadas, seguida de uma redução gradual, com valores mínimos durante a noite. O aumento de oxigênio nesse período é resultado dos processos fotossintéticos realizados pelas microalgas na fase líquida, cuja relação pode ser evidenciada pelo incremento nas concentrações de clorofila *a* a partir do terceiro dia (Figura 32).

Figura 32 - Perfil médio da clorofila *a* e do oxigênio dissolvido às 9h (horário da coleta) na lagoa de polimento. As linhas verticais representam os desvios-padrões referentes aos três ciclos realizados.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

É possível observar ainda que os picos de OD na lagoa foram se intensificando ao longo do tempo até atingir valor máximo de $25\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$ no 6º dia. Apesar da tendência de ascensão, houve uma certa redução nas concentrações de OD na lagoa no 7º dia do ciclo, seguido de um reestabelecimento nos teores de OD a partir do dia subsequente. Essa redução também é perceptível nas concentrações de clorofila *a* (Figura 32), evidenciando uma possível alteração na comunidade microalgal na lagoa. É sabido que as lagoas de polimento, apesar da simplicidade, constituem um ambiente bastante complexo e dinâmico, onde se desenvolvem uma série de processos, reações e interações de ordem física e bioquímica no próprio fluido e/ou com o ambiente externo (PASSOS et al., 2016) e que podem interferir no metabolismo, na dinâmica e no desenvolvimento das variadas espécies de microalgas. Sendo assim, uma investigação mais detalhada sobre a

caracterização biológica, qualitativa e quantitativa, juntamente com o monitoramento dos fatores ambientais interferentes nas microalgas (bióticos e abióticos, LARSDOTTER, 2006) na lagoa seria necessário para um melhor entendimento dessa redução.

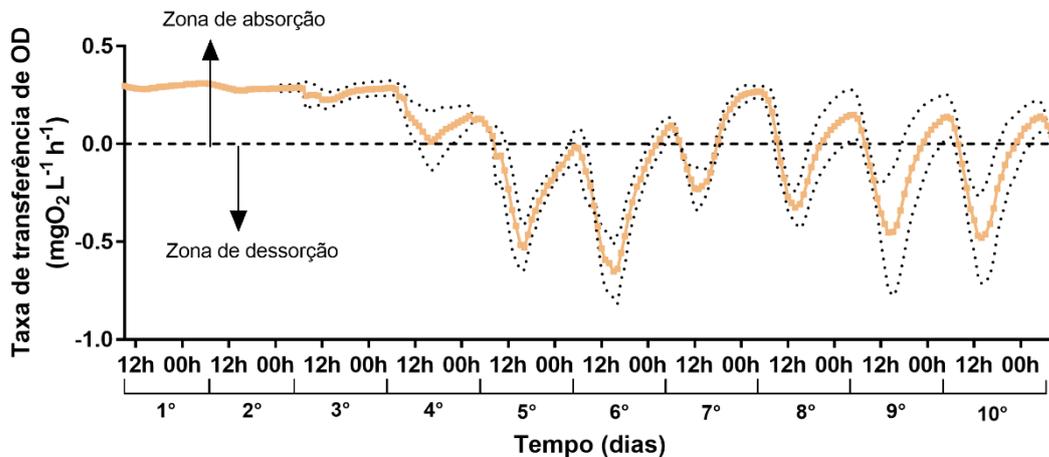
Ao analisar o perfil do pH (Figura 31) a partir do aparecimento da biomassa algal (dia 4), é possível identificar flutuações cíclicas semelhantes ao comportamento do oxigênio dissolvido. Essas variações identificadas são decorrentes da atividade fotossintética das microalgas que, quando elevada, resulta em um intenso consumo de CO₂, em taxas maiores do que pode ser fornecido pela respiração, provocando alteração no equilíbrio do sistema carbônico da fase líquida (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; MARA, 2003; ABDEL-RAOUF *et al.*, 2012). O sistema carbônico (representado pelas espécies CO₂, H₂CO₃, HCO₃⁻, CO₃²⁻) tem papel fundamental na manutenção do pH do meio, sendo que sob baixas concentrações de CO₂ na massa líquida (resultado da intensa atividade fotossintética), os íons bicarbonato e carbonato tendem a se dissociar para manter o equilíbrio do sistema e prover íons hidroxilas (OH⁻) e CO₂ ao meio; o excesso de íons OH⁻ contribui para a elevação do pH (RICHMOND, 2004).

Devido ao tempo de tratamento monitorado (TDH de 10 dias), somado ao fato de não ter havido inoculação de microalgas no início dos ciclos, o pH máximo registrado foi de 9,3. Entretanto, estudos em LP (fluxo intermitente) mostram que o pH pode atingir valores entre 10 e 11, a depender do tempo de ciclo, da configuração da lagoa e da sazonalidade (ALBUQUERQUE; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021; SANTOS; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021).

5.3.2 Transferência de oxigênio entre a lagoa e a atmosfera

Os valores do coeficiente de transferência (k_L), calculados em função da temperatura e da profundidade (constante, H=0,4m), não sofreram variações consideráveis, ficando em torno de 0,04 h⁻¹. Desta forma, as taxas de transferência de oxigênio - TTO (Equação 3.2) oscilaram, especialmente, em consonância com as flutuações de OD na lagoa, como pode ser observado na Figura 33. Vale destacar que as trocas de oxigênio na interface ar-água obedecem à lei de Fick da difusão, mesmo sob condições de supersaturação (MORAIS; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021).

Figura 33 - Taxas de transferência atmosférica de oxigênio ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$) na lagoa de polimento ao longo das horas do dia. As linhas pontilhadas representam os desvios-padrões referentes aos três ciclos realizados.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Nos três primeiros dias de tratamento, as taxas de transferência atmosférica foram máximas ($\text{OD}_L \sim 0 \text{ mg L}^{-1}$, transferência de OD da atmosfera para a LP) e se mantiveram próximas a $\text{TTO} = k_L \cdot (\text{OD}_s) = 0,04 \times (7) = 0,28 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Neste período, as concentrações de OD na massa líquida estiveram entre 0 e $1 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ e, portanto, ocorreu apenas absorção do oxigênio atmosférico. Nos demais dias, as trocas atmosféricas oscilaram de acordo com as concentrações de oxigênio dissolvido: durante o dia, período em que os valores de OD estavam geralmente acima da saturação, as taxas de transferência foram negativas; à noite ou no início da manhã, quando as concentrações de OD atingiam valores abaixo da saturação, as taxas tenderam a aumentar, tornando-se positivas, ou seja, havia absorção de OD pela massa líquida.

Para o sistema proposto, foi observado que, a partir do aparecimento das microalgas (4° dia), o processo de dessorção foi predominante na maior parte do tempo, apresentando uma taxa média nesse período de $-0,24 \pm 0,17 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$, chegando a atingir $-0,66 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Por outro lado, o processo de absorção apresentou taxas médias relativamente menores, ficando em torno de $0,11 \pm 0,07 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$, com maior valor de $0,27 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

Os valores das TTO obtidos neste estudo são superiores quando comparados ao de Cavalcanti (2009), cuja taxa máxima de absorção horária alcançada na lagoa de polimento experimental operada em batelada sequencial ($H = 0,4\text{m}$ e $A_s = 0,0875\text{m}^2$) seria de $0,026$

$\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (considerando 25°C , $\text{OD}_s = 7,75 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$, $\text{OD}_L = 0 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$, k_L de $0,0034 \text{ h}^{-1}$), tida como insignificante frente às taxas biológicas de consumo e fotossíntese calculadas pela autora. Por outro lado, quando se comparam os resultados desta pesquisa com trabalhos da literatura para outros tipos de lagoas, em sua maioria referentes a lagoas de alta taxa, observa-se que os valores das taxas de absorção e dessorção ($-5,13 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ a $5,74 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$) e do k_L ($0,4$ a $0,76 \text{ h}^{-1}$) encontrados nos demais estudos são maiores (EL OUARGHI *et al.*, 2000; ARBIB *et al.*, 2017). Essa diferença entre as TTO pode estar relacionada à operação inerente ao sistema de lagoas de alta taxa, cujo fluxo é contínuo e com presença de pás giratórias, o que aumenta a turbulência no líquido, proporcionando maiores trocas atmosféricas (MENDOZA *et al.*, 2013). Além disso, métodos diferentes de quantificação do coeficiente k_L , condições climáticas, concentração de OD, localidade e características da lagoa também interferem diretamente na determinação das taxas (ARBIB *et al.*, 2017; CHATURVEDI *et al.*, 2014).

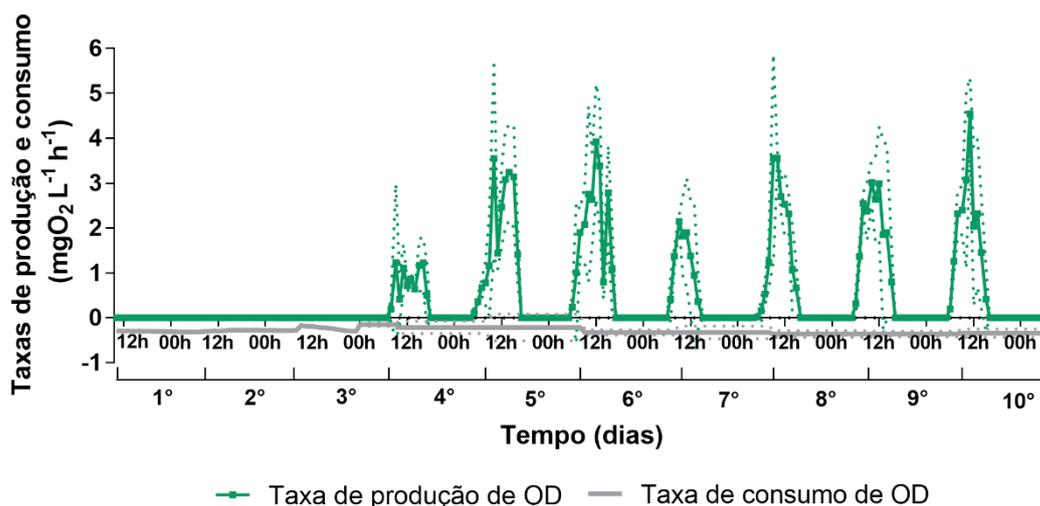
5.3.3 Consumo e produção de oxigênio na lagoa

Na Figura 34 são apresentados os resultados das taxas de consumo e produção de oxigênio médias ao longo do tempo na LP. Nos dias iniciais, as taxas de consumo foram assumidas como sendo iguais às taxas de absorção, uma vez que as concentrações de OD eram próximas a zero, o que impossibilitava a leitura do consumo pelo Método do Oxigênio. Nos dias subsequentes, utilizou-se o referido método para estimar as taxas de consumo diárias, sendo estas consideradas constantes durante as 24h de incubação dos frascos.

É possível observar na Figura 34 que, em termos absolutos, o consumo atingiu a taxa mínima no 4º dia de ciclo ($0,19 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$), se elevando no decorrer dos dias em conformidade com o desenvolvimento das microalgas, alcançando a taxa máxima de $0,36 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Esse aumento na taxa de consumo pode indicar que, ao longo do tempo, o consumo de OD devido à respiração das microalgas se torna superior à demanda pela oxidação do material orgânico. De fato, estudos em lagoas de polimento, seja em fluxo contínuo ou intermitente, mostram que essas unidades propiciam uma redução inicial do material orgânico, entretanto, ao longo do ciclo de tratamento ou da série de lagoas, ocorre um acréscimo dos valores da DBO e DQO, relacionado à intensa produção de algas durante o tratamento (DIAS *et al.*, 2014; POSSMOSER-NASCIMENTO *et al.*, 2014; AGUIAR; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021). Resultados apresentados por

BARREIRO-VESCOVO *et al.* (2020), ao estudar a atividade consorciada alga-bactéria em esgoto doméstico, ressaltam o papel considerável da respiração endógena das microalgas no consumo do oxigênio dissolvido em períodos sem iluminação.

Figura 34 - Taxas de produção de oxigênio (TPO) e de consumo (TCO) de oxigênio dissolvido na lagoa de polimento. As linhas pontilhadas representam os desvios-padrões referentes aos três ciclos realizados.

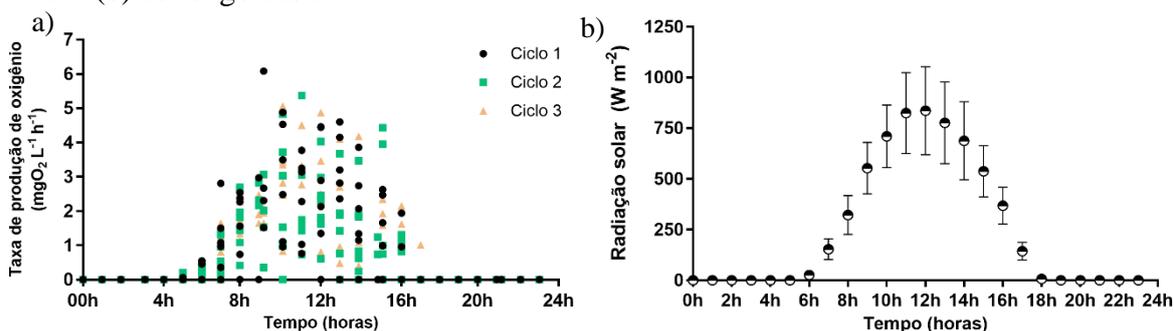


Fonte: elaborada pela autora (2022).

A partir das taxas de troca atmosférica e de consumo, determinadas anteriormente, bem como das concentrações de OD medidas com o auxílio da sonda, foi possível estimar as taxas de produção de oxigênio na LP (Figura 34). Verifica-se que a produção de OD apresentou oscilações ao longo dos dias, atingindo um valor médio de $2,24 \pm 0,64 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ e o valor máximo de $6,1 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$, próximo ao meio dia (ciclo 1). Os resultados das TPO estão em consonância com estudos da literatura em LP (fluxo intermitente), com valores médios horários relatados de $2,1 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (CAVALCANTI, 2009). A taxa máxima de produção obtida também está na faixa de valores máximos relatados por Arbib *et al.* (2017), em lagoas de alta taxa, que foram de $4,82 \pm 0,1$ e $9,55 \pm 1,6 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ no inverno e verão, respectivamente.

Ao analisar os dados de produção de OD distribuídos ao longo de 24 h (Figura 35a), observa-se que o processo de fotossíntese geralmente tem início às 6 h e perdura até às 16 h, sendo as maiores taxas aquelas estimadas nas horas centrais do dia. À noite, as taxas foram nulas. Ressalta-se ainda que as flutuações diárias da TPO estiveram em nítida conformidade com os níveis de radiação solar durante os ciclos de tratamento (Figura 35b).

Figura 35 - Distribuição das taxas horárias de produção de oxigênio (a) e da radiação solar média (b) ao longo das 24 h.



Fonte: a) elaborada pela autora (2022) e b) INMET (2021).

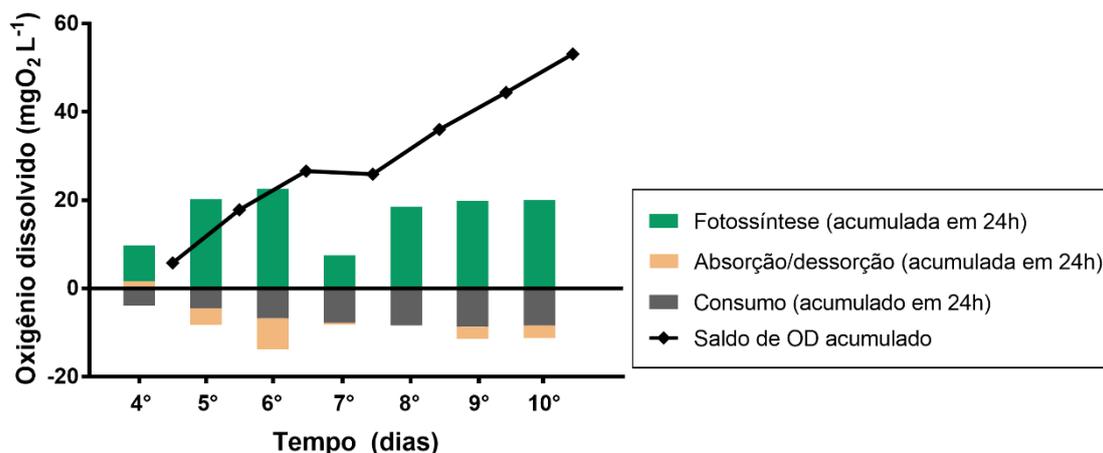
A produção diária variou entre $4,3 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e $27,2 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ao longo dos dias dos ciclos de tratamento (com média de $17,51 \pm 6,31 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$). O resultado médio se aproximou dos demais valores encontrados em lagoas de polimento em batelada sequencial ($18,7$ a $19,3 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$) (CAVALCANTI *et al.*, 2002; CAVALCANTI, 2009). A partir da produção média diária, estimou-se uma TPO de $29,2 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ por volume de lagoa.

5.3.4 Balanço de oxigênio dissolvido na lagoa

Ao avaliar o peso de cada processo no balanço de OD do sistema (Figura 36), nota-se que a fotossíntese teve papel fundamental no fornecimento de OD na LP, necessário para o processo de oxidação da matéria orgânica, bem como de respiração das microalgas. Constatou-se também que, apesar de a transferência atmosférica assumir papel de aporte e escape de OD, este processo majoritariamente representa uma rota de fuga de OD.

Ao final do tratamento, verifica-se que as microalgas foram essenciais na produção de oxigênio, sendo que 42,7% do total produzido foi utilizado para o consumo na lagoa e o restante (14,7%) foi perdido para a atmosfera ou (42,6%) acumulou no efluente. Esses resultados apontam que a oxigenação via fotossíntese algal é suficiente para manter um ambiente aeróbio na lagoa ao longo das 24 h (inclusive à noite), apesar das perdas existentes. A importância do abastecimento de oxigênio pelas microalgas também foi ressaltada por El Ouarghi *et al.* (2000) em lagoas de alta taxa, indicando que o aporte de OD não só foi suficiente como também excedeu a demanda total da lagoa acima de 15%.

Figura 36 - Balanço de oxigênio dissolvido médio na LP ao longo dos 10 dias.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Esses dados mostram que a lagoa em estudo constitui uma unidade de pós-tratamento capaz de tratar efluente com carga orgânica ainda mais elevada (DQO_b afluente média foi de $169 \pm 16 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$; e DBO_b de $68 \pm 8 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$). Esta constatação pode ser corroborada por Aguiar, Santos e van Haandel (2021) que, ao investigarem o limite de viabilidade de material orgânico em LP (alimentação intermitente) em pequena escala (As: $0,20 \text{ m}^2$; TDH: 4 dias) e diferentes profundidades (0,2, 0,4, 0,6 e 1m), mostraram que, apesar da concentração inicial de material orgânico (DBO : 50 a $350 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$) ter uma influência sobre a evolução do OD na lagoa, ainda assim foi observado o estabelecimento de um ambiente aeróbio nas lagoas investigadas, mesmo nas concentrações afluentes de DBO mais altas analisadas.

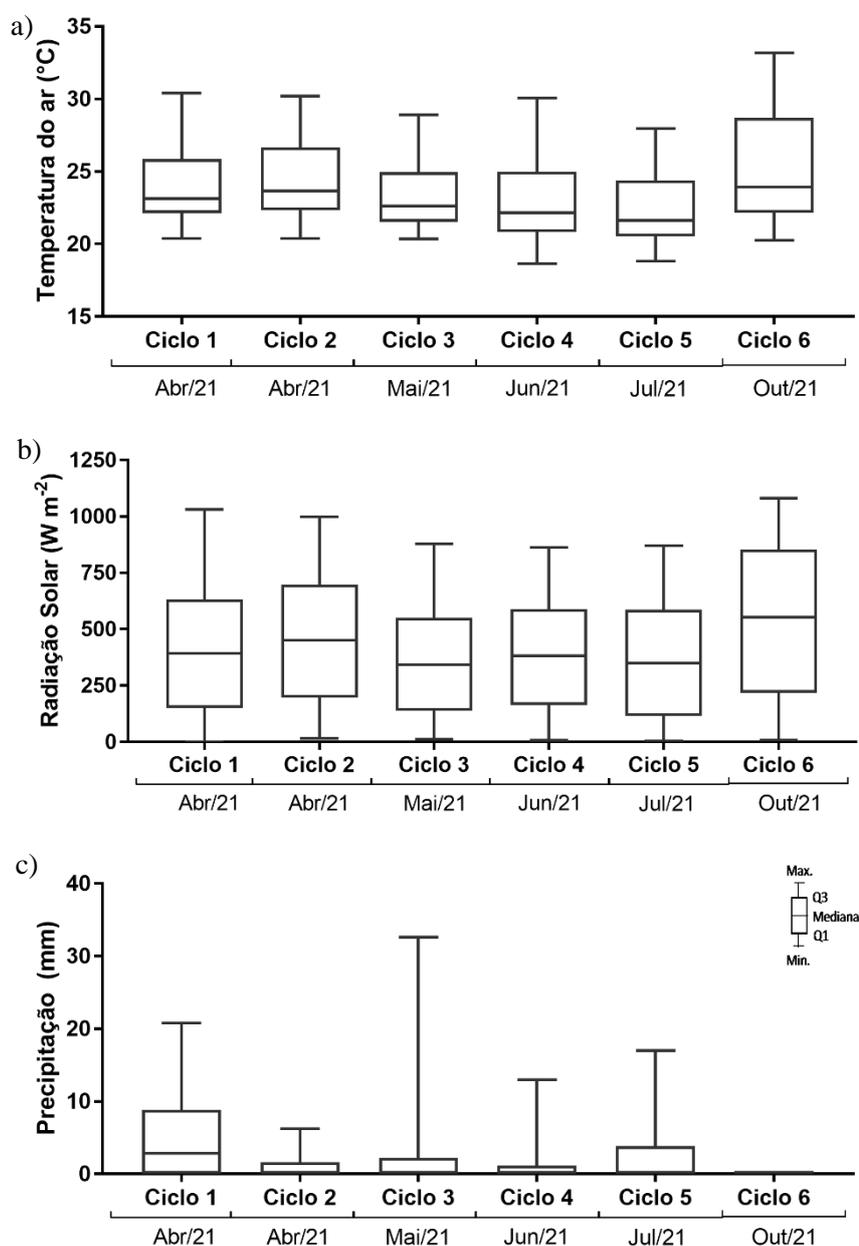
As lagoas de polimento com alimentação intermitente se mostram, portanto, unidades interessantes por promover a oxigenação no tratamento de efluentes a partir dos processos biológicos e naturais realizados pelas microalgas. Esse fornecimento de OD é essencial para oxidação do material orgânico afluente à lagoa, bem como para a elevação do pH do líquido, possibilitando remover também os nutrientes do meio. Desta forma, a LP se torna uma alternativa eficiente, frente às convencionais lagoas de estabilização (VAN HAANDEL; SANTOS, 2021b), e de baixo requisito de área de tratamento, inclusive quando comparada às lagoas de polimento em fluxo contínuo (ALBUQUERQUE; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021). Além disso, constituem uma solução sustentável de tratamento, com possibilidade de produção de OD através de energia limpa (solar).

5.4 Efeito da inoculação de microalgas sobre o desempenho das lagoas

5.4.1 Condições climáticas do experimento

No total foram monitoradas quatro lagoas (LP1, LP2, LP2 e LP4), simultaneamente, durante seis ciclos de tratamento, entre abril e novembro de 2021, contemplando diferentes condições climáticas (períodos quentes e frios), conforme Figura 37.

Figura 37 – Distribuição (box-plot) dos dados referentes às condições climáticas: temperatura do ar (a), radiação solar (b) e precipitação (c) durante os seis ciclos.



Nota: Valores nulos de radiação solar foram excluídos nesta análise (Figura 37b)
 Fonte dos dados: INMET (2021)

5.4.2 Caracterização dos inóculos e dos afluentes às lagoas

5.4.2.1 Características físico-químicas

A Tabela 16 apresenta a caracterização físico-química média dos inóculos (efluentes LP5), dos afluentes às lagoas LP1(efluente anaeróbico), LP2, LP3 e LP4 (mistura: inóculo e efluente anaeróbico).

Tabela 16 - Caracterização físico-química dos inóculos e dos afluentes das lagoas LP1, LP2, LP3 e L4 para os seis ciclos de tratamento (valores médios \pm desvio-padrão).

| Parâmetros | Inóculo | LP1 (0%) | LP2 (12,5%) | LP3 (25%) | LP4 (50%) |
|---|-------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|
| DQO _b (mgO ₂ L ⁻¹) | 245,6 \pm 85,9 | 152,2 \pm 22 | 161,3 \pm 26 | 171,8 \pm 35 | 185,1 \pm 38,8 |
| DQO _c (mgO ₂ L ⁻¹) | 90,3 \pm 25 | 139,8 \pm 29,5 | 129,8 \pm 38,7 | 113,8 \pm 25,6 | 111,3 \pm 18,9 |
| DBO _b (mgO ₂ L ⁻¹) | 36,2 \pm 11,1 | 54,6 \pm 16,7 | 53,8 \pm 15,6 | 51 \pm 15,6 | 41,4 \pm 13,4 |
| N-NH ₃ (mg N L ⁻¹) | 4,6 \pm 4,5 | 46,2 \pm 6,3 | 40,3 \pm 5,9 | 35,2 \pm 5 | 24,9 \pm 3,4 |
| Fósforo total (mg P L ⁻¹) | 3,7 \pm 0,6 | 5,4 \pm 0,5 | 5,2 \pm 0,4 | 4,9 \pm 0,3 | 4,6 \pm 0,2 |
| Ortofosfato (mg P L ⁻¹) | 1,9 \pm 0,5 | 5 \pm 0,6 | 4,6 \pm 0,5 | 4,3 \pm 0,4 | 3,5 \pm 0,3 |
| Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹) | 229,8 \pm 40,5 | 360,3 \pm 60 | 336,8 \pm 57,4 | 326,8 \pm 49,1 | 284,7 \pm 45,6 |
| Turbidez (UNT) | 42,2 \pm 13,8 | 21,5 \pm 19,1 | 21,1 \pm 9,5 | 25,1 \pm 11,2 | 29,3 \pm 9,5 |
| SST (mg L ⁻¹) | 131,3 \pm 31,9 | 51,3 \pm 18,2 | 61,8 \pm 10,7 | 68,3 \pm 10,7 | 90,5 \pm 16,9 |
| SSV (mg L ⁻¹) | 115,6 \pm 33,3 | 35,8 \pm 20,5 | 44 \pm 16,8 | 54,3 \pm 15 | 74 \pm 18,6 |
| Clorofila <i>a</i> (μ g L ⁻¹) | 732,7 \pm 283,4 | 13,5 \pm 22,1 | 154,8 \pm 62,3 | 227 \pm 64,9 | 390,6 \pm 137,4 |
| pH | 9,3 \pm 0,3 | 7,7 \pm 0,1 | 7,8 \pm 0,4 | 8,0 \pm 0,3 | 8,3 \pm 0,3 |

Fonte: elaborada pela autora (2022).

Os inóculos utilizados apresentaram características semelhantes entre si, com coeficientes de variação menores que 30% para a maioria dos constituintes analisados. De forma geral, os teores médios de material orgânico biodegradável e nitrogênio amoniacal foram baixos (DBO_b= 36,2 \pm 11,1 mgO₂ L⁻¹; N-NH₃= 4,6 \pm 4,5 mgN L⁻¹) em relação ao efluente anaeróbico (LP1); enquanto que os parâmetros indicadores de biomassa algal (DQO_b, turbidez, SSV, clorofila *a* e pH) se mostraram elevados, indicando a presença desses microrganismos fotossintetizantes na massa líquida.

Em relação aos afluentes das lagoas LP1, LP2, LP3 e LP4, a quantidade dos constituintes variou de acordo com a relação volumétrica $V_{\text{inóculo}}:V_{\text{efluente anaeróbico}}$ na mistura inicial, conforme se previa: a) as concentrações dos parâmetros relacionados à qualidade do afluente (material orgânico e nutrientes) diminuiram proporcionalmente com o aumento do volume de inóculo nas lagoas; e b) os constituintes referentes às microalgas (DQO_b, turbidez, SSV, clorofila *a* e pH) se comportaram de modo inverso, ou seja, aumentaram.

5.4.2.2 Características biológicas

A Tabela 17 apresenta a composição taxonômica das microalgas e as suas respectivas densidades médias nos inóculos utilizados. É possível verificar uma elevada densidade algal, na ordem de $1,7 \cdot 10^6$ ind mL⁻¹ nos inóculos, sendo que a classe Chlorophyceae apresentou a maior diversidade de espécies e abundância de microalgas, corroborando com os dados de caracterização biológica apresentados nos experimentos da Etapa 1. As microalgas dos demais grupos fitoplanctônicos identificados se encontraram em quantidades relativamente baixas no meio.

Tabela 17 – Composição taxonômica e densidade algal média nos inóculos.

| Classes | Gêneros/espécies | Inóculo (ind mL ⁻¹) |
|----------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|
| Cyanobacteria | <i>Limnothrix</i> sp. | 150 |
| | <i>Raphidiopsis raciborskii</i> | 30 |
| Chlorophyceae | <i>Botriococcus braunii</i> | 66 |
| | <i>Chlamydomonas gracilis</i> | 7.055 |
| | <i>Chlorella vulgaris</i> | 1.713.578 |
| | <i>Chlorococcum</i> sp. | 814 |
| | <i>Desmodesmus armatum</i> | 15.306 |
| | <i>Dictiosphaerium pulchellum</i> | 517 |
| | <i>kirchneriella contorta</i> | 56 |
| | <i>Micractinium pulsillum</i> | 56 |
| | <i>Monoraphidium contortum</i> | 318 |
| <i>Scenedesmus obliquo</i> | 2.125 | |
| Bacillariophyceae | <i>Aulacoseira</i> sp. | 56 |
| | <i>Cyclotella meneghiniana</i> | 56 |
| Zygnematophyceae | <i>Cosmarium trilobulatum</i> | 28 |
| | <i>Closteriopsis</i> sp. | 674 |
| Euglenophyceae | <i>Phacus longicauda</i> | 56 |
| Total | | 1.741.261 |

Fonte: elaborada pela autora (2022).

Chlorella vulgaris foi a espécie dominante nos inóculos, correspondendo à 98,4% da densidade média total. Diversos estudos que avaliaram crescimento espontâneo de

microalgas em esgoto sanitário e efluentes secundários destacaram o gênero *Chlorella* como um dos principais identificados na mistura de microalgas desenvolvidas (ARANGO *et al.*, 2016; CASSINI *et al.*, 2017; PHAM *et al.*, 2019). Apesar destes microrganismos se encontrarem em reduzidas concentrações nas águas residuais, se tornam dominantes quando cultivados sob condições adequadas (KANG *et al.*, 2018) e os mais adaptados, em termos de crescimento e sobrevivência das cepas (JESUS *et al.*, 2019).

Além do fato de serem microalgas autóctones (nativas) e resistentes às condições adversas, *Chlorella* sp. são caracterizadas por apresentar uma elevada produtividade e boa capacidade de remover constituintes da massa líquida (PEREIRA *et al.*, 2020). Sendo assim, essas espécies de algas verdes são normalmente utilizadas como inóculo, seja na forma de monocultura (CUELLAR-BERMUDEZ *et al.*, 2017) ou consorciadas (GARCÍA *et al.*, 2018; PHAM *et al.*, 2019; PETRINI *et al.*, 2020), na partida de fotobiorreatores empregados em sistemas de cultivos e tratamento de efluentes. Desta forma, pode-se inferir que as microalgas utilizadas na inoculação das lagoas do presente estudo foram espécies nativas do efluente anaeróbico, que melhor se adaptaram ao meio e, portanto, são favoráveis a um bom desempenho do tratamento.

5.4.2.3 Desenvolvimento da biomassa algal

O desenvolvimento da biomassa algal nas lagoas controle (LP1) e inoculadas (LP2, LP3 e LP4) foi analisado em termos de turbidez e SSV ao longo dos ciclos de tratamento, conforme se observa na Figura 38. Vale destacar que os tempos de ciclo de cada lagoa diferiram entre si, pois o fator estabelecido para a finalização do tratamento foi a concentração residual de ortofosfato $\leq 1 \text{ mg P L}^{-1}$.

Ao analisar o perfil da turbidez e SSV para a lagoa controle (LP1) (Figura 38), é possível verificar, independentemente do ciclo de tratamento, um comportamento semelhante aos apresentados em etapas anteriores desta pesquisa. Percebe-se um leve decaimento inicial dos parâmetros (primeiros cinco dias), seguido de um aumento gradual ao longo do tempo, indicando o desenvolvimento das microalgas. Já para as lagoas inoculadas, observa-se que o incremento dos indivíduos ocorreu de forma mais acelerada, ou seja, houve uma elevação acentuada dos constituintes (SSV e turbidez) em um curto período de tempo, sendo que a fase *lag* foi praticamente inexistente nessas unidades.

Estudo realizado por García *et al.* (2018), ao comparar o desenvolvimento da biomassa (em termos de SST) em fotobiorreatores (TDH= 27 dias) inoculados (R1: *Chlorella* sp.; R2: *Acutodesmus obliquus* e R3: *Oscillatoria* sp.) e sem inóculo (R4) tratando efluente de suinocultura ao longo de 176 dias, também verificou uma longa fase *lag* no reator controle, diferentemente daqueles inoculados. Esse rápido aumento dos microrganismos nas unidades com inóculo é justificado pela presença de microalgas adaptadas ao meio no momento da partida, que encontraram condições adequadas e se proliferaram mais rapidamente.

Figura 38 - Parâmetros indicadores de biomassa algal (turbidez e SSV) ao longo do tempo para as lagoas LP1, LP2, LP3 e LP4 nos seis ciclos de tratamento.

(Continua)

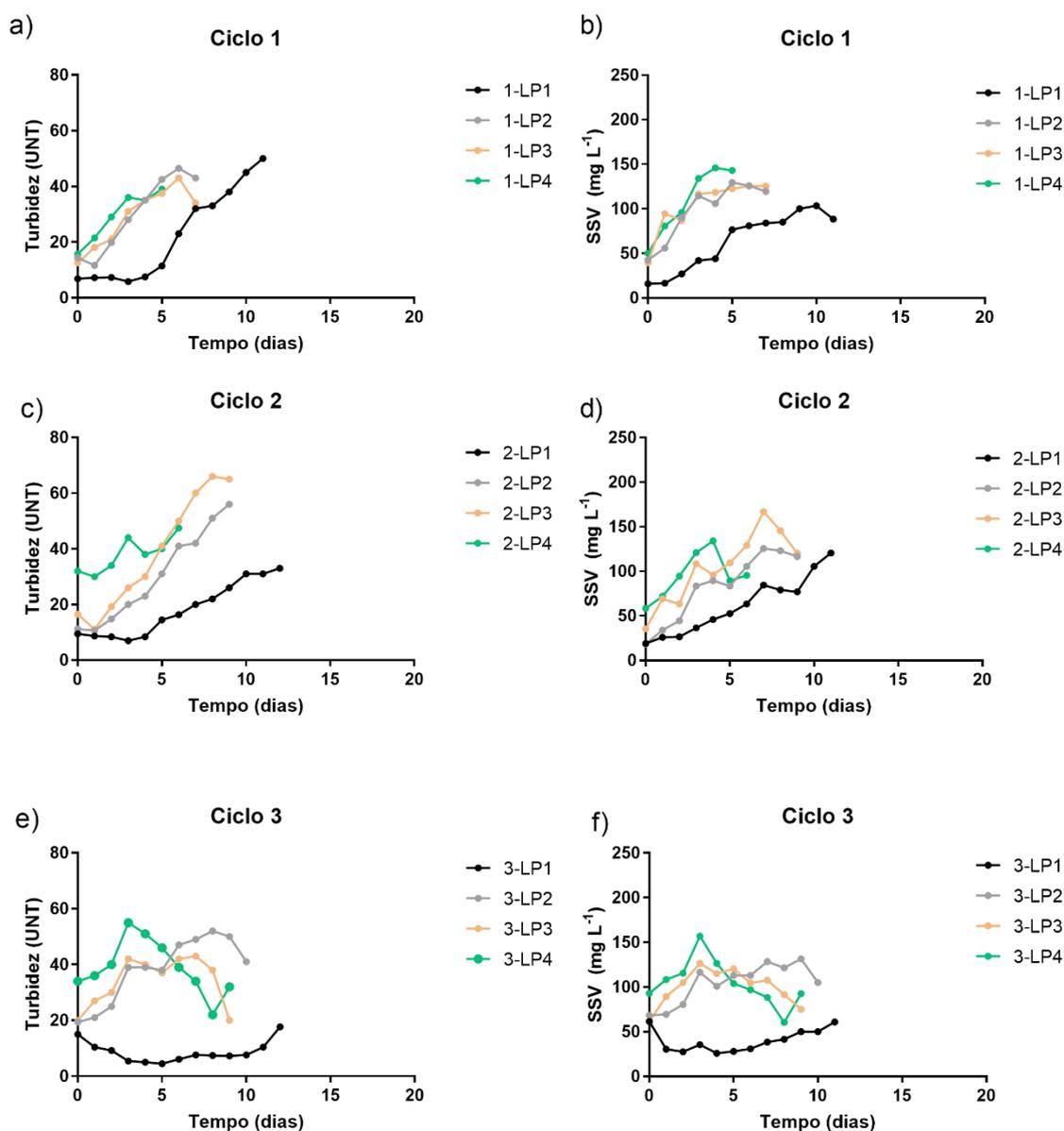
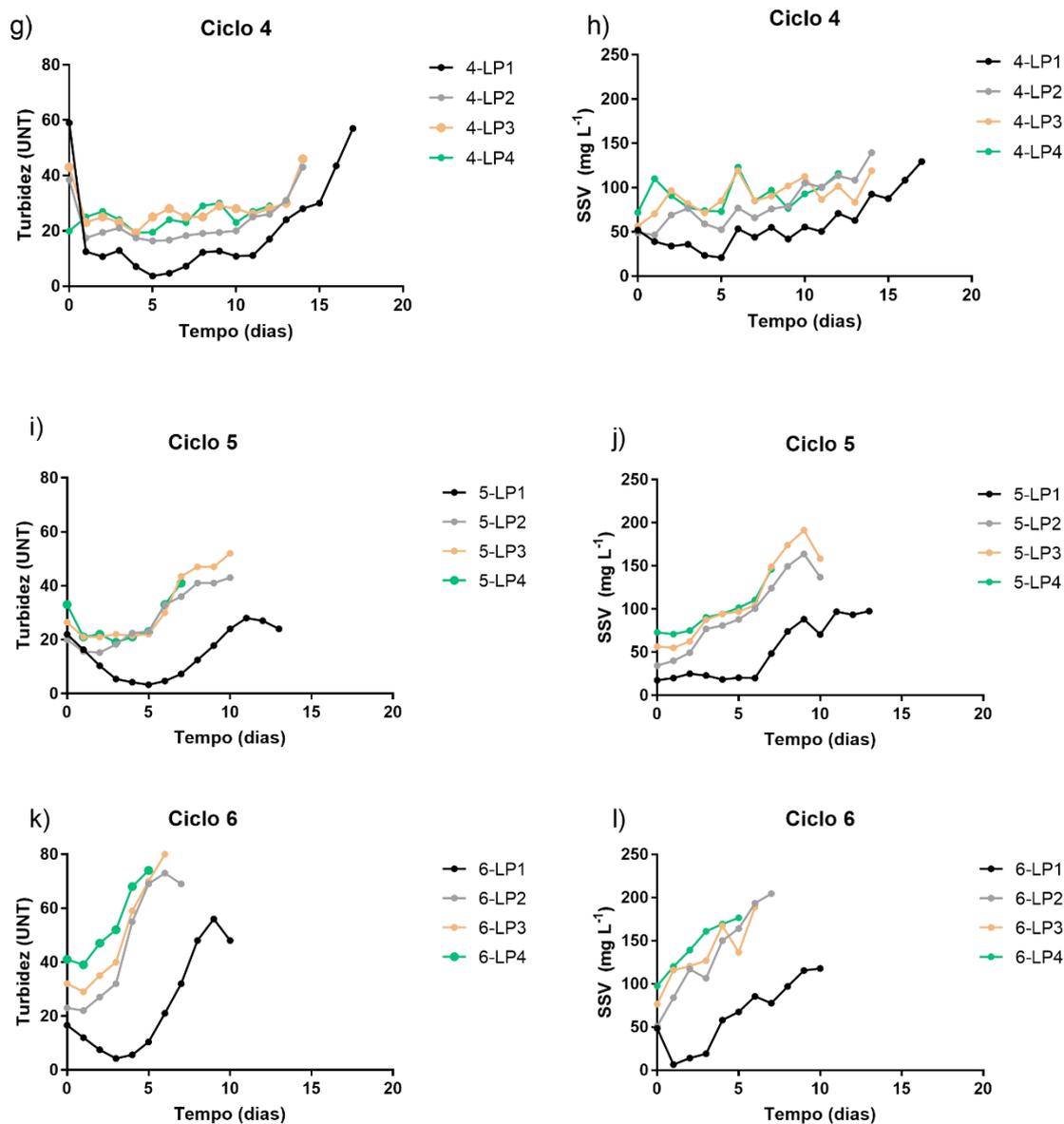


Figura 38 - Parâmetros indicadores de biomassa algal (turbidez e SSV) ao longo do tempo para as lagoas LP1, LP2, LP3 e LP4 nos seis ciclos de tratamento.

(Conclusão)



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Ao analisar a Figura 38, verifica-se ainda que: a) a inoculação influencia na produção das microalgas na lagoa, em relação ao controle; e b) a quantidade de biomassa independe do percentual de inóculo na lagoa.

De fato, é perceptível que a lagoa LP1 apresenta concentrações de SSV e turbidez relativamente menores do que as lagoas inoculadas (LP2, LP3 e LP4) ao longo dos dias do tratamento. No teste cinco (5º dia), por exemplo, a turbidez e os SSV das lagoas com

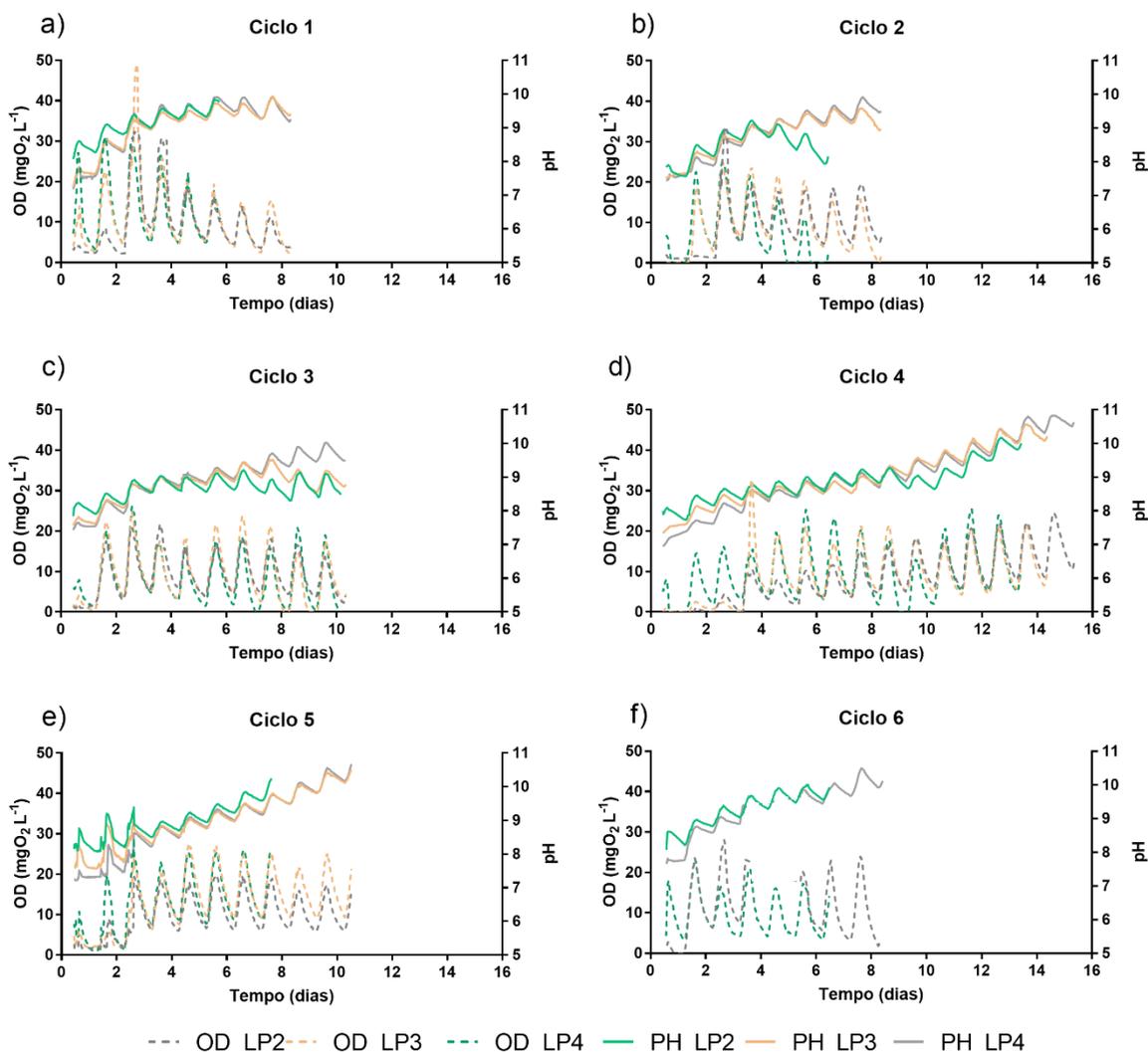
inóculo chegaram a ser 7 e 5 vezes, respectivamente, maiores do que na lagoa controle (Figura 38i e j). Resultados análogos foram encontrados por Petrini *et al.* (2020) que mostraram que o fotobioreator inoculado com *Chlorella* sp., utilizando esgoto municipal, obteve um maior desenvolvimento de biomassa (duas vezes maior) do que o reator sem inóculo (controle) durante os 101 dias de monitoramento.

Além disso, as concentrações de SSV e a turbidez ao longo do tratamento não apresentaram diferenças significativas (ANOVA, $p\text{-valor} \geq 0,05$, Apêndice E) entre as unidades com 12,5%, 25% e 50% de inóculo. Os resultados expostos no presente estudo estão em consonância com os de Sánchez-Bayo *et al.* (2020), que também relataram que não houve diferenças de SST (peso seco) entre as proporções de inóculo: meio de cultura (água marinha sintética) testadas (5:45, 10:40, 15:35 e 20:30) para as espécies de microalgas *Arthrospira máxima*, *Chlorella vulgaris*, *Isochrysis galbana* e *Nannochloropsis gaditana* na fase estacionária de crescimento (14 dias, fotoperíodo de 12:12h claro:escuro). Sánchez *et al.* (2013), ao avaliarem diferentes concentrações iniciais da microalga *Isochrysis galbana* ($2,26 \cdot 10^6$ e $1,17 \cdot 10^6$ ind mL⁻¹, de origem marinha) em lagoas (*raceponds*) iluminadas artificialmente (escala experimental) durante 7 dias concluíram que a quantidade da biomassa desenvolvida não depende necessariamente da sua concentração inicial, mas sim da taxa de crescimento das microalgas.

5.4.3 Condições ambientais relativas à biomassa algal

Os perfis do pH e OD para as lagoas inoculadas podem ser observados na Figura 39. Ao analisar as curvas de monitoramento, percebe-se que os resultados estão em consonância com os parâmetros referentes à biomassa algal (SSV e turbidez). A ausência da fase *lag* é comprovada pelas variações de pH e OD que ocorrem já no primeiro dia de tratamento, indicando a existência de atividade fotossintética na massa líquida. Nos dias subsequentes, observa-se que, além das oscilações no decorrer das 24 horas, tem-se um crescimento gradual do pH, que atinge valores maiores que 10, e a manutenção de um ambiente aeróbio, com concentrações acima da saturação, na maior parte do tempo. A lagoa LP4, devido ao maior volume de inóculo, apresentou naturalmente valor mais elevado de pH e OD iniciais. Entretanto, no decorrer do ciclo de tratamento, as concentrações desses parâmetros nas lagoas LP2 e LP3 se tornam semelhantes à LP4.

Figura 39 - Perfil do pH e oxigênio dissolvido para as lagoas inoculadas (LP2, LP3 e LP4) nos seis ciclos de tratamento.



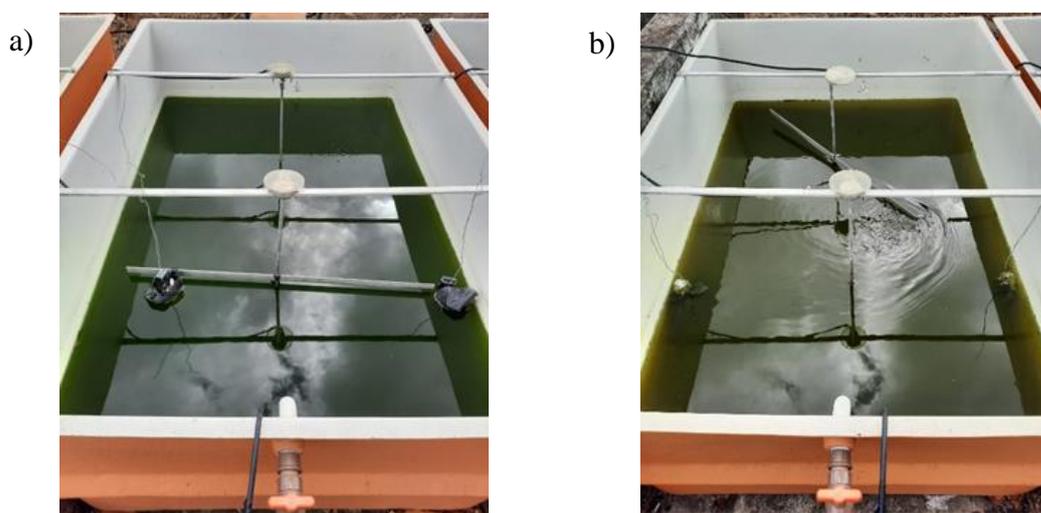
Nota: No ciclo 6 não foi feito o monitoramento de OD e pH na LP3 devido a problemas técnicos com o equipamento de medição.

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

Vale destacar que nos ciclos 2 e 3 houve um decaimento da turbidez e sólidos ao longo do tratamento nas lagoas inoculadas (Figura 38b e c) e, conseqüentemente, nos parâmetros de OD e pH (Figura 39b e c). Essa redução foi acompanhada pela mudança de coloração da massa líquida de verde para marrom-amarelada (Figura 40) que se iniciou primeiramente na lagoa LP4 (cultura mais densa), e, em dias subsequentes nas LP3 e LP2. Fenômenos como esses, denominados de “*crash*” ou “colapso” da lagoa, foram também mencionados em outros trabalhos com microalgas (PEREIRA, 2013; MCBRIDE *et al.*, 2014; WU *et al.*, 2014). Essa morte/alteração prematura dos indivíduos fotossintetizantes são relatados em sistemas de cultivo/tratamento abertos e/ou não esterilizados e podem

ocorrer devido ao estabelecimento de condições adversas, em especial pela contaminação natural do meio por organismos competidores, parasitas ou predadores de microalgas, tais como fungos, vírus, protozoários e zooplâncton (BRUSSAARD, 2003; MARA, 2003; PARK; YIH; COATS, 2004; MCBRIDE *et al.*, 2014).

Figura 40 - Alteração da coloração da lagoa de verde (a) para marrom-amarelada(b).



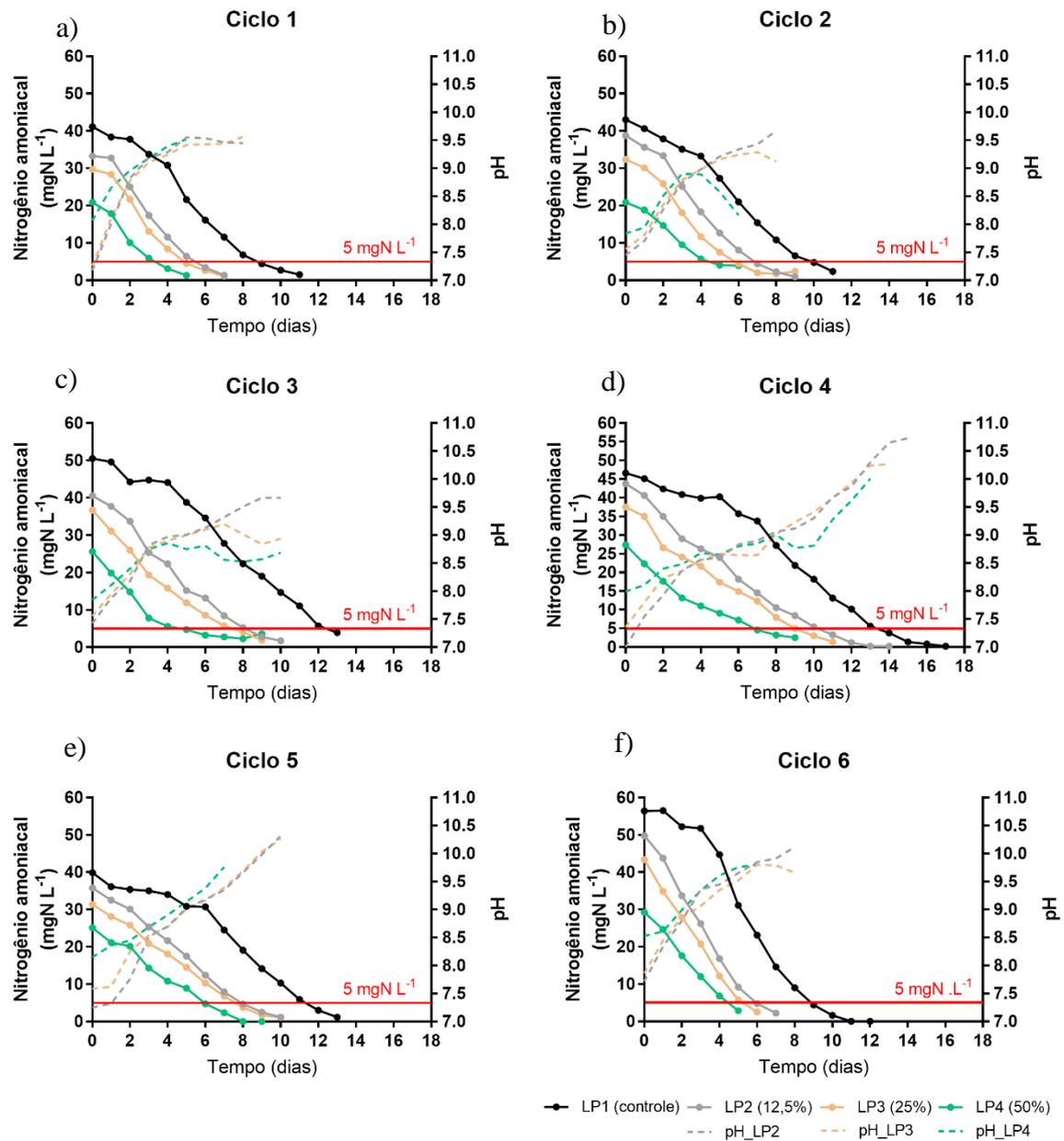
Fonte: elaborada pela autora (2022).

5.4.4 Remoção de nutrientes

O efeito da inoculação foi analisado levando em consideração os aspectos nutritivos do efluente, especificamente o decaimento de nitrogênio amoniacal (Figura 41) e ortofosfato (Figura 42), que corresponde à fração do fósforo total dissolvido no efluente, ao longo dos seis ciclos de tratamento.

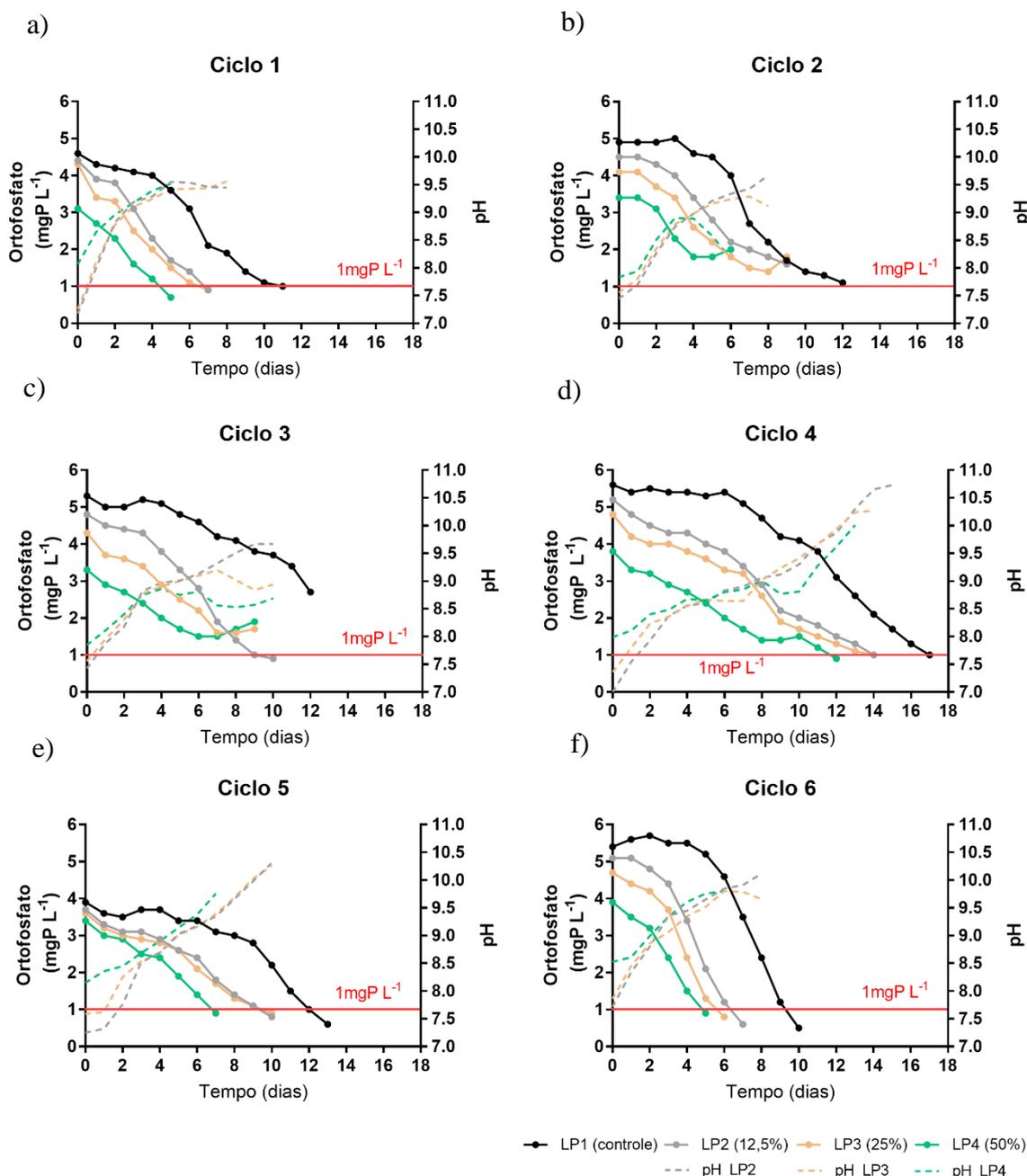
Apesar de a Resolução CONAMA n°430/2011 (BRASIL, 2011) ser omissa em relação aos nutrientes em esgoto sanitário, não definindo valores de referência para este quesito, as remoções de nitrogênio amoniacal e de ortofosfato foram avaliadas com base em padrões estabelecidos no âmbito estadual. Após levantamento realizado, as concentrações mais restritivas encontradas para esses constituintes em documentos regulatórios estaduais foram: i) nitrogênio amoniacal $\leq 5 \text{ mgN L}^{-1}$, em $\text{pH} > 8,0$ para efluentes não sanitários, de acordo com a Resolução COEMA n° 02/2017 (CEARÁ, 2017) e ii) fósforo $\leq 1 \text{ mgP L}^{-1}$ (ou eficiência $>75\%$), para efluentes sanitários com vazão maior que $10 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, conforme Resolução CONSEMA n° 355/2017 (RIO GRANDE DO SUL, 2017).

Figura 41 - Decaimento do nitrogênio amoniacal ao longo do tratamento para LP1, LP2, LP3 e LP4 nos ciclos 1 (a), 2 (b), 3 (c), 4 (d), 5 (e) e 6 (f).



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Figura 42 – Decaimento do ortofosfato ao longo do tratamento para LP1, LP2, LP3 e LP4 nos ciclos 1 (a), 2 (b), 3 (c), 4 (d), 5 (e) e 6 (f).



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Ao observar o perfil de remoção do nitrogênio amoniacal para os volumes de inóculo avaliados nas lagoas, verifica-se um comportamento similar nas curvas de decaimento e uma nítida relação com os valores de pH do meio: i) taxa mais lenta no início do tratamento, quando o pH ainda está abaixo de 8,5 a 9,0, ii) taxa mais acelerada, quando o pH ultrapassa essa faixa e c) redução no decaimento, quando a concentração de N-NH₃ já se encontra abaixo de 5 mgN L⁻¹. O mesmo aconteceu no perfil de remoção do

ortofosfato (à exceção dos ciclos 2 (b) e 3 (c), devido ao colapso das microalgas), sendo que a fase mais acelerada do decaimento ocorreu quando o pH atingiu valores maiores que 9,0 e 9,5 e a remoção mais lenta ocorreu nas proximidades de 1 mgP L⁻¹.

Análises estatísticas (correlação de Spearman com nível de confiança de 99%, Apêndice E) mostraram que há uma correlação significativa, forte a muito forte, e negativa entre os valores de pH e as concentrações de N-NH₃ ($\rho = -0,94$; $-0,91$ e $-0,63$, respectivamente para LP2, LP3 e LP4) e P-PO₄³⁻ ($\rho = -0,85$; $-0,91$; $-0,86$, para LP2, LP3 e LP4), ou seja, quanto maior o valor do pH, menores as concentrações de N-NH₃ e P-PO₄³⁻.

Isso pode ser justificado pelos mecanismos atuantes na remoção desses nutrientes. No caso do nitrogênio amoniacal, ambientes com elevados valores pH (> 9,0) favorecem o deslocamento do equilíbrio da amônia ionizada (NH₄⁺) para sua forma não-ionizada (NH₃), que é volátil (CAMARGO-VALERO; MARA, 2010) e, assim, a dessorção (*stripping*) se torna o principal processo de remoção do nitrogênio em lagoas (SANTOS; VAN HAANDEL, 2021). A concentração de ortofosfato também é influenciada pelo pH do meio, uma vez que na presença de metais alcalinos (principalmente Ca²⁺ e Mg²⁺) e pH ainda mais elevado (9,5-9,7) as espécies de fosfato tendem a precipitar na forma fosfatos insolúveis (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; CAVALCANTI *et al.*, 2001; SANTOS; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021). A remoção de nutrientes como consequência da elevação do pH foi também relatada em outros trabalhos envolvendo lagoas de polimento (PONTES; SOUSA; LEITE, 2017; SOUSA *et al.*, 2017; ALBUQUERQUE; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021; SANTOS; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021).

Ao analisar as Figuras 41 e 42, verifica-se ainda que, apesar dos diferentes tempos de tratamento e do percentual de inoculação utilizado, foi possível atingir os VMP (valores máximos permitidos) mais restritivos de nitrogênio amoniacal e fósforo (em termos de ortofosfato) estabelecidos em normas de lançamento de efluentes em corpos d'água a nível estadual ao final dos ciclos de tratamento. Isso mostra que a remoção de nutrientes é factível em lagoas em batelada sequencial, corroborando com estudos de Albuquerque, Santos e van Haandel (2021) e Santos, Santos e van Haandel (2021).

5.4.5 Capacidade de tratamento

A fim de melhor avaliar a influência da inoculação na remoção de nutrientes e, portanto, definir o percentual ótimo de inóculo, determinou-se a capacidade de tratamento (C_{tr}) (Equação 4.1), que relaciona o volume de efluente anaeróbico tratado (V_{ef}), o volume útil da lagoa (V_{LP}) e o tempo de tratamento (TDH).

$$C_{tr} = \frac{V_{ef}}{V_{LP}/TDH} \quad (4.1)$$

Em que: C_{tr} - Capacidade de tratamento ($L\ m^{-3}\ dia^{-1}$): volume diário de efluente anaeróbico tratado por m^3 de LP; V_{ef} (L): volume de efluente anaeróbico na lagoa no início do ciclo (volume de alimentação); para as lagoas inoculadas, esse volume corresponde à diferença entre o volume útil da lagoa e o volume do inóculo; V_{LP} (m^3): volume útil da lagoa de polimento; **TDH** (dias): tempo de permanência necessário para que o efluente anaeróbico atinja as concentrações residuais de nitrogênio amoniacal $\leq 5\ mgN\ L^{-1}$ ou ortofosfato $\leq 1\ mgP\ L^{-1}$ em um ciclo de tratamento.

Em relação ao TDH, conforme pode-se observar nos gráficos das Figuras 41 e 42, os valores foram variados. A Figura 18 apresenta uma síntese dos TDH das lagoas investigadas (LP1, LP2, LP3 e LP4) para a remoção de $N-NH_3$ e $P-PO_4^{3-}$ nos seis ciclos realizados, utilizados na determinação das C_{tr} , bem como os TDH médios.

Tabela 18 - Valores de TDH para as lagoas investigadas (LP1, LP2, LP3 e LP4) visando a remoção de $N-NH_3$ e $P-PO_4^{3-}$ para os seis ciclos realizados.

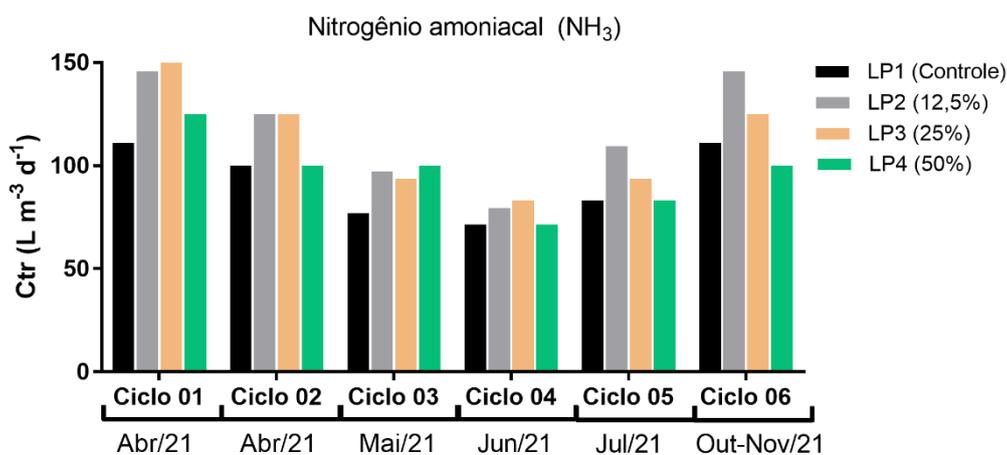
| TDH (dias) | LP1 | | LP2 | | LP3 | | LP4 | |
|----------------------------|-------------------|---------------------------------|-------------------|---------------------------------|-------------------|---------------------------------|-------------------|---------------------------------|
| | N-NH ₃ | P-PO ₄ ³⁻ |
| TDH _{Ciclo 1} | 9 | 11 | 6 | 7 | 5 | 7 | 4 | 5 |
| TDH _{Ciclo 2} | 10 | - | 7 | - | 6 | - | 5 | - |
| TDH _{Ciclo 3} | 13 | - | 9 | - | 8 | - | 5 | - |
| TDH _{Ciclo 4} | 14 | 17 | 11 | 14 | 9 | 14 | 7 | 12 |
| TDH _{Ciclo 5} | 12 | 13 | 8 | 10 | 8 | 10 | 6 | 7 |
| TDH _{Ciclo 6} | 9 | 10 | 6 | 7 | 6 | 6 | 5 | 5 |
| TDH_{médio} | 11,2 | 12,8 | 7,8 | 9,5 | 7,0 | 9,3 | 5,3 | 7,3 |

-: Valor não considerado devido ao “colapso” das lagoas.

Fonte: elaborada pela autora (2022).

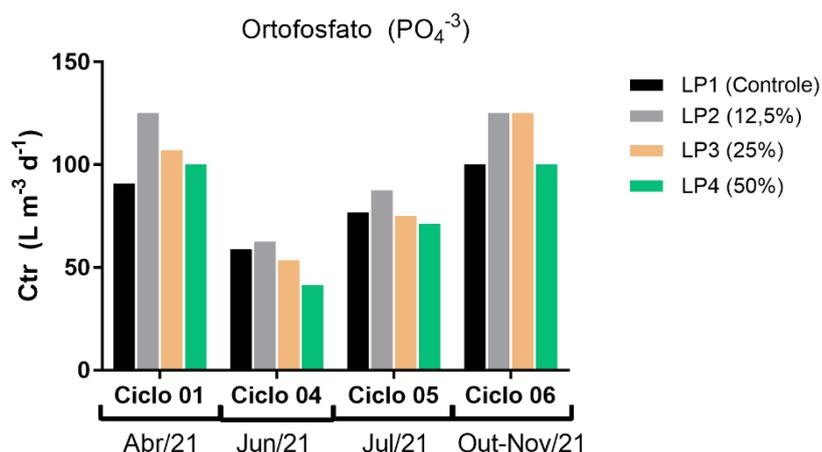
As Figuras 43 e 44 apresentam, respectivamente, as capacidades de tratamento calculadas para as lagoas LP1, LP2, LP3 e LP4 visando a remoção da amônia e ortofosfato do efluente anaeróbio. Especificamente, para a redução de ortofosfato, não foi possível determinar as Ctr nos ciclos 2 e 3, devido ao colapso das microalgas que ocorreu nas lagoas (LP2, LP3 e LP4) e, como consequência, a concentração de ortofosfato não atingiu o valor residual desejado ($\leq 1 \text{ mgP L}^{-1}$) no período monitorado.

Figura 43 - Capacidade de tratamento ($\text{L m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), em termos de remoção de nitrogênio amoniacal, nas lagoas LP1, LP2, LP3 e LP4 para os seis ciclos realizados.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Figura 44 - Capacidade de tratamento ($\text{L m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), em termos de remoção de ortofosfato, nas lagoas LP1, LP2, LP3 e LP4 para o conjunto de quatro ciclos realizados.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Ao analisar as capacidades de tratamento obtidas, verifica-se que elas variaram em função do volume de inóculo, da sazonalidade e do nutriente removido, sendo que seus valores:

a) aumentaram, em geral, para as lagoas inoculadas; b) diminuíram em períodos mais frios; e c) diferiram para remoção de amônia (Ctr maior) e ortofosfato (Ctr menor).

Pela Figura 43, tem-se que as maiores CTrs foram observadas nas lagoas com inóculo. Dentre os percentuais testados, LP2 (12,5% de inóculo) mostrou os melhores resultados para nitrogênio amoniacal, com capacidade média de tratamento de $117 \pm 26,8 \text{ L m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, seguida de $112 \pm 25,6 \text{ L m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (LP3), $97 \pm 18,2 \text{ L m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (LP4) e $92 \pm 17,4 \text{ L m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (LP1), sugerindo que baixas concentrações de microalgas na partida das lagoas já são suficientes para permitir uma remoção mais acelerada de N-NH_3 e, portanto, obter um melhor desempenho no tratamento. Na remoção de ortofosfato (Figura 44), a lagoa LP2 também apresentou a capacidade de tratamento mais elevada ($\text{Ctr}_{\text{média}} = 100 \pm 30,6 \text{ L m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), e, em sequência, LP3 ($\text{Ctr}_{\text{média}} = 90 \pm 32 \text{ L m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) e LP1 ($\text{Ctr}_{\text{média}} = 82 \pm 17,9 \text{ L m}^{-3} \text{ d}^{-1}$). O inóculo de 50% (LP4), neste caso, pareceu não ser vantajoso, uma vez que não favoreceu remoção de ortofosfato, obtendo uma $\text{Ctr}_{\text{média}}$ de apenas $78 \pm 27,9 \text{ L m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, menor do que a apresentada pela lagoa controle.

O papel da inoculação na melhoria da remoção dos nutrientes foi também relatado em estudo realizado por Petrini *et al.* (2020) que mostraram que o reator inoculado com *Chlorella* sp. contribuiu consideravelmente para o aumento da eficiência da remoção de fósforo ($66 \pm 30\%$ e concentração do efluente de $0,8 \pm 0,8 \text{ mgP L}^{-1}$) em relação ao reator sem inoculação ($3 \pm 6\%$ e concentração do efluente de $2,8 \pm 0,8 \text{ mgP L}^{-1}$) quando o valor do pH estava elevado (próximo a 10), nos primeiros 60 dias de monitoramento. Já para o nitrogênio, essa diferença foi observada apenas nos 7 dias iniciais (pH elevado), não sendo verificada diferença significativa na remoção entre os reatores no período subsequente (pH 7,5). García *et al.* (2018), por sua vez, não obtiveram diferenças nas eficiências de remoção, seja para o nitrogênio total (82 a 85%) ou para o fósforo total (90 a 92%) entre os fotoreatores analisados (pH= 8,0), independentemente da inoculação. Tal fato pode ser atribuído à predominância de mecanismos de remoção distintos das lagoas do presente estudo (no caso, volatilização da amônia e precipitação dos fosfatos), tais como assimilação de N e P pelas microalgas e/ou nitrificação.

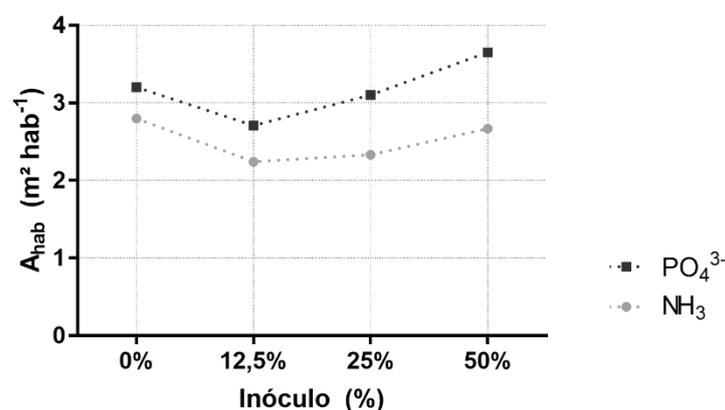
As maiores Ctrs ocorreram nos meses mais quentes investigados (ciclos 1 e 6, respectivamente, em abril e outubro/novembro de 2021). No período mais frio (maio, junho e julho de 2021) as Ctrs foram as mais baixas. Isso ocorre porque a atividade

fotossintética das microalgas está diretamente relacionada à intensidade da temperatura e radiação solar (RICHMOND, 2004). Pesquisas realizadas nas mesmas condições climáticas do presente estudo (Campina Grande, PB), utilizando lagoas de polimento em batelada sequencial em pequena escala experimental também mostraram variações na taxa de remoção desses constituintes (N-NH_3 e P-PO_4^{3-}) em função das condições climáticas (verão e inverno) (SANTOS; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021; VAN HAANDEL; SANTOS, 2021).

Quando se comparam as capacidades de tratamento para remoção de amônia e ortofosfato, observa-se que as Ctrs para N-NH_3 foram mais elevadas do que para P-PO_4^{3-} (a exemplo de LP2: $117 \pm 26,8 \text{ L m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ versus $100 \pm 30,6 \text{ L m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, respectivamente). De fato, valores mais altos de pH são necessários para remoção do fósforo por precipitação, o que contribuiu naturalmente para uma menor taxa de tratamento.

Em suma, capacidades de tratamento maiores, ou seja, uma maior quantidade de efluente tratado diariamente por m^3 de LP, implica em menores tempos de permanência do líquido na lagoa e, conseqüentemente, menores áreas de tratamento são requeridas, conforme pode ser observado na Figura 45, o que impacta diretamente nos custos envolvidos na implantação das LP.

Figura 45 - Área *per capita* requerida para o tratamento na LP em função do percentual de inóculo para a remoção da nitrogênio amoniacal ($\leq 5 \text{ mgN L}^{-1}$) e ortofosfato ($\leq 1 \text{ mgP L}^{-1}$) em um ciclo de tratamento.



Nota: $A_{hab} = V_{hab}/H_u = q_{hab} \cdot TDH_{médio}/H_u$, em que: A_{hab} corresponde à área *per capita* da LP ($\text{m}^2 \text{ hab}^{-1}$), V_{hab} : volume *per capita* da LP (m^3); H_u : profundidade útil da LP (= 0,4 m); para as lagoas inoculadas, H_u corresponde à profundidade útil efetivamente preenchida com efluente UASB; $TDH_{médio}$: tempo de permanência ou tempo de ciclo médio (dias); q_{hab} : produção de esgoto *per capita* ($=0,1 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1} \text{ hab}^{-1}$, adotado). Informações detalhadas sobre os valores calculados estão no Apêndice F.

Fonte: elaborada pela autora (2022).

Dentre os percentuais testados, o inóculo de 12,5% favoreceu um melhor desempenho na remoção de N-NH_3 e P-PO_4^{3-} , conseguindo promover uma aceleração no tratamento de forma a reduzir a área *per capita* necessária em cerca de 21% (de 2,8 para 2,2 m^2) para nitrogênio amoniacal e 16% (3,2 para 2,7 m^2) para ortofosfato, em relação à unidade controle. Desta forma, operar a LP com inoculação de microalgas se torna uma opção vantajosa quando o objetivo é remover nutrientes do efluente, sendo que a condição ótima encontrada nesta pesquisa foi um volume de 12,5% de inóculo. Nestas condições, o TDH médio na lagoa foi 7,8 dias para atingir a concentração residual de nitrogênio amoniacal $\leq 5 \text{ mgN L}^{-1}$ e de 9,5 dias para obter concentrações de fósforo $\leq 1 \text{ mgP L}^{-1}$.

Desta forma, a condição de inóculo de 12,5% foi adotada para a realização dos testes de pós-tratamento. Levando em consideração as concentrações finais de N-NH_3 , o período de realização dos experimentos físico-químicos (período quente) e por não haver necessidade de remover o fósforo previamente na lagoa, o TDH utilizado nos experimentos subsequentes foi de apenas 7 dias.

5.5 Ensaios de coagulação, floculação e sedimentação no efluente UASB-LP

Neste item, serão apresentados os resultados dos experimentos de otimização (Experimento III) e de validação (Experimento IV) do pós-tratamento por coagulação, floculação e sedimentação aplicado ao efluente do sistema UASB-LP, bem como os resultados dos testes de decaimento de fósforo total (Experimentos PI e PII). Os dados e as principais conclusões referentes aos experimentos preliminares (Experimentos I e II) podem ser consultadas no Apêndice G.

5.5.1 Caracterização físico-química do efluente UASB-LP

A caracterização físico-química dos efluentes do sistema UASB-LP utilizados nos experimentos de coagulação, floculação e sedimentação (CFS) está apresentada na Tabela 19. Nesta fase da pesquisa, as lagoas operaram nas condições definidas previamente, baseadas nos resultados do item 5.4.5: tempo de ciclo de 7 dias, agitação contínua e inóculo de 12,5%.

Tabela 19 - Caracterização físico-química dos efluentes do sistema UASB-LP utilizados nos experimentos de pós-tratamento.

| Parâmetros | Exp. I | Exp. II | Exp. III | Exp. IV | Exp. PI | Exp. PII |
|--|--------|---------|----------|---------|---------|----------|
| pH | 9,1 | 9,38 | 9,92 | 9,47 | 9,58 | 9,59 |
| DQO _b (mgO ₂ L ⁻¹) | 232,8 | 328,6 | 297,8 | 215,2 | 367,2 | 296,9 |
| DQO _c (mgO ₂ L ⁻¹) | 58,2 | 82,2 | 64,9 | 52,4 | 67,5 | 90,2 |
| DBO _b (mgO ₂ L ⁻¹) | 46,6 | 65,7 | 47,9 | 44,5 | 57,4 | 76,7 |
| N-NH ₃ (mgN L ⁻¹) | 2,6 | 4,5 | 5,5 | 4,1 | 5,5 | 2,8 |
| Fósforo total (mgP L ⁻¹) | 3,8 | 3,7 | 3,8 | 3,0 | 4,4 | 4,0 |
| Ortofosfato (mgP L ⁻¹) | 1,6 | 1,0 | 1,9 | 1,8 | 2,0 | 1,9 |
| SST (mg L ⁻¹) | 151,2 | 178,0 | 178,8 | 136,2 | 178,0 | 172,8 |
| SSV (mg L ⁻¹) | 126,7 | 160,0 | 159,6 | 106,2 | 164,2 | 154,5 |
| Alcalinidade total (mg L ⁻¹) | 172,2 | 231,2 | 289,8 | 302,2 | 225,1 | 201,8 |
| Clorofila <i>a</i> (µg L ⁻¹) | 1575,2 | 3401,1 | 2294,7 | 1394,9 | 1934,7 | 1350,5 |
| Turbidez (UNT) | 80,0 | 77,0 | 51,0 | 69,0 | 69,0 | 76,0 |
| Cor aparente (mg PtCo L ⁻¹) | 2029,0 | 1455,9 | 1602,4 | 965,3 | 2089,3 | 2406,0 |

Fonte: elaborada pela autora (2022).

Ao analisar a composição apresentada na Tabela 19, é possível verificar que, após as lagoas de polimento, o efluente ainda apresenta alguns constituintes inconvenientes, especialmente quando se pretende encaminhá-lo para algum uso posterior (ex: urbano), dentre os quais se destacam: i) a elevada quantidade de biomassa algal, retratada indiretamente pelas concentrações de turbidez, clorofila *a* e sólidos suspensos; e ii) concentrações residuais de fósforo total, sendo que uma parcela de cerca de 48% (média) deste nutriente se encontra dissolvida na fase líquida (na forma de ortofosfato) e, a fração restante (52%, média), na fase sólida (incorporada à biomassa algal). Desta forma, o pós-tratamento físico-químico foi aplicado a fim de atuar na remoção dos parâmetros relacionados às microalgas (cor aparente e turbidez) e ao fósforo total.

5.5.2 Experimento de otimização (Experimento III)

Os resultados dos ensaios de coagulação, floculação e sedimentação no efluente UASB-LP, utilizando a concentração de coagulante e o pH como variáveis interferentes no processo, estão apresentados na Tabela 20. As respostas foram avaliadas em termos de remoção de cor aparente, turbidez e fósforo total.

Tabela 20 - Resultados do planejamento fatorial do tipo Composto Central Rotacional (DCCR) empregado no Experimento III de otimização do processo CFS. Valores em negrito representam as respostas em termos percentuais (%) e os valores entre parênteses representam as respostas em termos de concentração dos constituintes.

| Ensaio | Condições investigadas | | Respostas | | |
|--------|---|-----|--|------------------------|----------------------------------|
| | Concentração de coagulante (mg Al L ⁻¹) | pH | Cor aparente % (mgPtCo L ⁻¹) | Turbidez % (UNT) | Fósforo % (mgP L ⁻¹) |
| 1 | 10,8 | 6,3 | 91,15 (142) | 94,31 (2,9) | 90,77 (0,35) |
| 2 | 10,8 | 7,7 | 50,22 (798) | 63,92 (18,4) | 58,94 (1,56) |
| 3 | 39,6 | 6,3 | 98,82 (19) | 99,02 (0,5) | 98,23 (0,07) |
| 4 | 39,6 | 7,7 | 87,66 (198) | 93,92 (3,1) | 93,91 (0,23) |
| 5 | 4,8 | 7,0 | 44,88 (883) | 54,90 (23) | 32,22 (2,58) |
| 6 | 45,6 | 7,0 | 96,03 (64) | 97,76 (1,1) | 95,48 (0,17) |
| 7 | 25,2 | 6,0 | 98,35 (26) | 98,06 (1,0) | 95,87 (0,16) |
| 8 | 25,2 | 8,0 | 68,36 (507) | 82,55 (8,9) | 75,83 (0,92) |
| 9 (C) | 25,2 | 7,0 | 91,84 (131) | 95,49 (2,3) | 92,34 (0,29) |
| 10 (C) | 25,2 | 7,0 | 92,08 (127) | 95,69 (2,2) | 92,34 (0,29) |
| 11 (C) | 25,2 | 7,0 | 93,24 (108) | 96,22 (1,9) | 93,52 (0,25) |
| 12 (C) | 25,2 | 7,0 | 94,29 (92) | 96,80 (1,6) | 94,69 (0,20) |

Legenda: (C) – Ensaio no ponto central

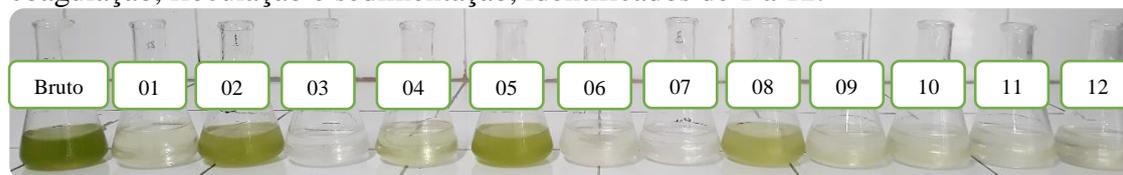
Fonte: elaborada pela autora (2022).

Pela Tabela 20, verifica-se que os valores testados para as condições investigadas possibilitaram remoções em amplas faixas, variando de 44,88 a 98,82% para cor aparente, de 54,9 a 99% para turbidez e de 32,22 a 98,23% para fósforo total. Os ensaios realizados nos pontos centrais (C) (ensaio 9, 10, 11 e 12) apresentaram pequenas variações para as respostas, indicando boa repetibilidade do processo.

Para todas as respostas analisadas, foi possível alcançar elevados percentuais de remoção, acima de 98%. A alta eficiência apresentada pelo processo de clarificação, em especial no ensaio 3, resultou na redução da cor aparente do efluente do sistema de 1.602 mgPt-Co L⁻¹ para valores mínimos de 19 mgPt-Co L⁻¹, turbidez de 51 UNT para apenas 0,5 UNT e fósforo total de 3,8 mgP L⁻¹ para 0,07 mg L⁻¹. Isso mostra a eficiência do processo

CFS, utilizando o policloreto de alumínio (PAC) para a redução das microalgas e do fósforo total. Estudos da literatura também comprovam a excelente aplicação desse processo em efluentes ricos em biomassa algal, atingindo percentuais de remoção acima de 90% para turbidez e concentrações de fósforo total menores que 1 mgP L^{-1} (FABRETI, 2006; GUTIÉRREZ *et al.*, 2015a, 2015b, 2016; CASSINI *et al.*, 2017), para diferentes tipos de coagulantes. Os resultados dos ensaios podem ser verificados pelo aspecto visual das amostras, bruta e após o pós-tratamento (12 ensaios), apresentadas na Figura 46.

Figura 46 – Efluente bruto (à esquerda) e efluentes coletados após os ensaios de coagulação, floculação e sedimentação, identificados de 1 a 12.



Fonte: elaborada pela autora (2022).

5.5.2.1 Análise estatística e modelos preditivos de remoção

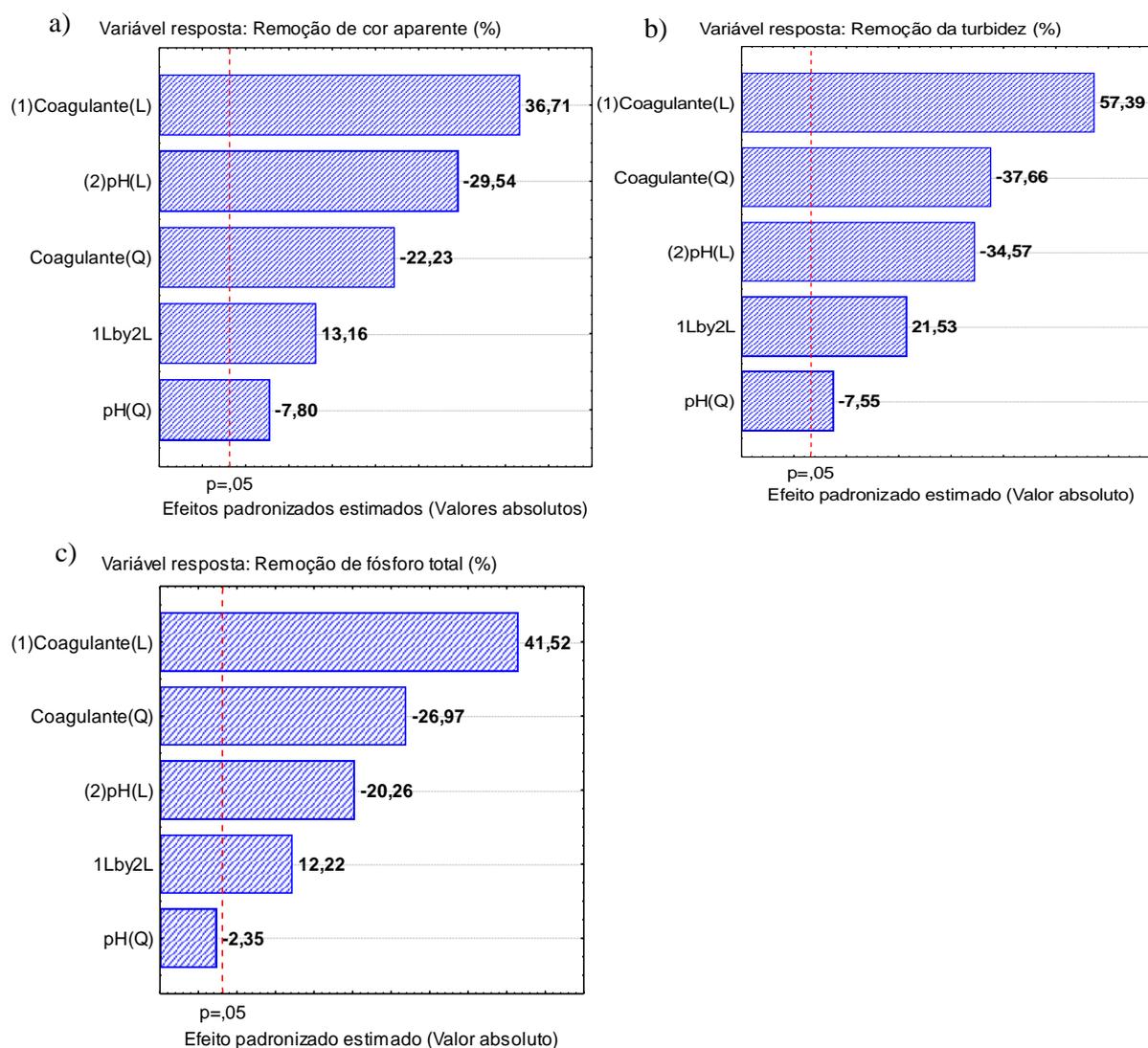
A fim de investigar a influência das variáveis (concentração de coagulante e pH) sobre a remoção de cor, turbidez e fósforo total, foram gerados diagramas de Pareto (Figura 47). Este tipo de gráfico possibilita avaliar os efeitos estimados (efeitos padronizados) de cada variável operacional e de suas interações nas respostas, bem como identificar quais efeitos são estatisticamente significativos para um nível de significância de 5% (barras que ultrapassam a linha vertical de referência).

Observa-se na Figura 47 que ambas as variáveis estudadas, concentração do coagulante e pH, apresentaram efeitos significativos para as respostas nas faixas estudadas. Esses resultados podem ser corroborados por trabalhos na literatura que também apontam a importância desses parâmetros para a coagulação, floculação e sedimentação no tratamento de água e efluentes (TRINH; KANG, 2011; ZAINAL-ABIDEEN *et al.*, 2012; MOSADDEGHI *et al.*, 2020; AYAT *et al.*, 2021).

De acordo com os gráficos, as componentes lineares (L) das variáveis interferentes (concentração de coagulante e pH), exercem, em geral, maiores influências sobre as remoções de cor, turbidez e fósforo total, destacando-se a dose de coagulante com o efeito de maior magnitude em todas as respostas. A interação entre os fatores também foi

significativa para as respostas analisadas, mostrando que, além dos efeitos individuais, há um efeito simultâneo da dose de coagulante com o pH do meio sobre o processo. Além disso, os efeitos quadráticos das variáveis se mostraram significativos, indicando a presença de curvatura no modelo (modelo quadrático). A exceção foi para a remoção de fósforo total, cuja componente quadrática do pH não foi significativa, sendo, portanto, excluída da elaboração do modelo preditivo.

Figura 47 - Diagramas de Pareto para as respostas: remoção de cor (a), remoção de turbidez (b) e remoção de fósforo total (c).



Legenda: (1) Concentração de coagulante; (2) pH; (L) Efeito linear; (Q) Efeito quadrático; 1Lby2L: interação concentração de coagulante com pH.

Fonte: elaborada pela autora (2022).

A partir da avaliação dos efeitos, realizou-se a análise de regressão linear dos dados experimentais, sendo possível elaborar modelos matemáticos preditivos, utilizando equações polinomiais de segunda ordem, para a remoção da cor aparente, turbidez e fósforo total em função das variáveis operacionais: concentração de coagulante e pH, conforme pode ser observado na Tabela 21. Vale destacar que as variáveis do modelo estão na forma codificada. A conversão dos valores descodificados (reais) para codificados pode ser feita a partir da relação apresentada também na Tabela 21. Apenas os coeficientes considerados significativos ($p\text{-valor} \leq 0,05$) foram incluídos nos modelos. Os resultados estatísticos da regressão podem ser consultados no Apêndice H.

Tabela 21 - Modelos matemáticos preditivos para a remoção de cor aparente, turbidez e fósforo total do efluente UASB-LP por coagulação, floculação e sedimentação, em termos das variáveis operacionais codificadas (concentração de coagulante e pH).

| Resp. | Modelos de Regressão | R^2 | R^2_{adj} |
|-------|---|-------|-------------|
| Y_1 | $Y_1 = 92,86 + 14,68 \cdot x_1 - 9,94x_1^2 - 11,81 \cdot x_2 - 3,49 \cdot x_2^2 + 7,44 \cdot x_1 \cdot x_2$ | 0,98 | 0,92 |
| Y_2 | $Y_2 = 96,05 + 11,92 \cdot x_1 - 8,74 \cdot x_1^2 - 7,18 \cdot x_2 - 1,75 \cdot x_2^2 + 6,32 \cdot x_1 \cdot x_2$ | 0,94 | 0,88 |
| Y_3 | $Y_3 = 92,4 + 16,49 \cdot x_1 - 11,83x_1^2 - 8,06 \cdot x_2 + 6,88 \cdot x_1 \cdot x_2$ | 0,88 | 0,81 |

Y_1 : remoção de cor aparente (%); Y_2 : remoção de turbidez (%) e Y_3 : remoção de fósforo total (%)
 x_1 : valor codificado que representa a concentração de coagulante; x_2 : valor codificado que representa o pH; R^2 : coeficiente de determinação; R^2_{adj} : coeficiente de determinação ajustado.

A relação entre o valor codificado da variável (x_i) e o valor descodificado (real) correspondente (X_i) é dada por: $x_i = \frac{X_i - (X_{-1} + X_{+1})/2}{(X_{+1} - X_{-1})/2}$, em que X_{-1} e o X_{+1} são os valores descodificados dos fatores nos níveis mínimo e máximo, respectivamente.

Fonte: elaborada pela autora (2022).

Segundo Wang (2021), o valor absoluto dos coeficientes indica a magnitude dos efeitos observados sobre as respostas, enquanto que o sinal, a direção destes efeitos. Conclusão semelhante pode ser obtida pelos diagramas de Pareto (Figura 47). Desta forma, observa-se que a concentração de coagulante tem uma maior influência em todas as respostas, sendo que os coeficientes de x_1 e x_1^2 (+ e -, respectivamente) indicam que o efeito da dosagem não é constante sobre as eficiências de remoção: inicialmente (em menores dosagens) os percentuais de remoção aumentam e depois (em maiores dosagens), diminuem. O pH apresentou coeficientes negativos para x_2 e x_2^2 , ou seja, nos modelos, quanto menor o pH, maior a remoção dos constituintes. Em relação à interação concentração de coagulante e pH ($x_1 \cdot x_2$) os coeficientes foram positivos, indicando um efeito sinérgico entre as variáveis (OWOLABI; USMAN; KEHINDE, 2018).

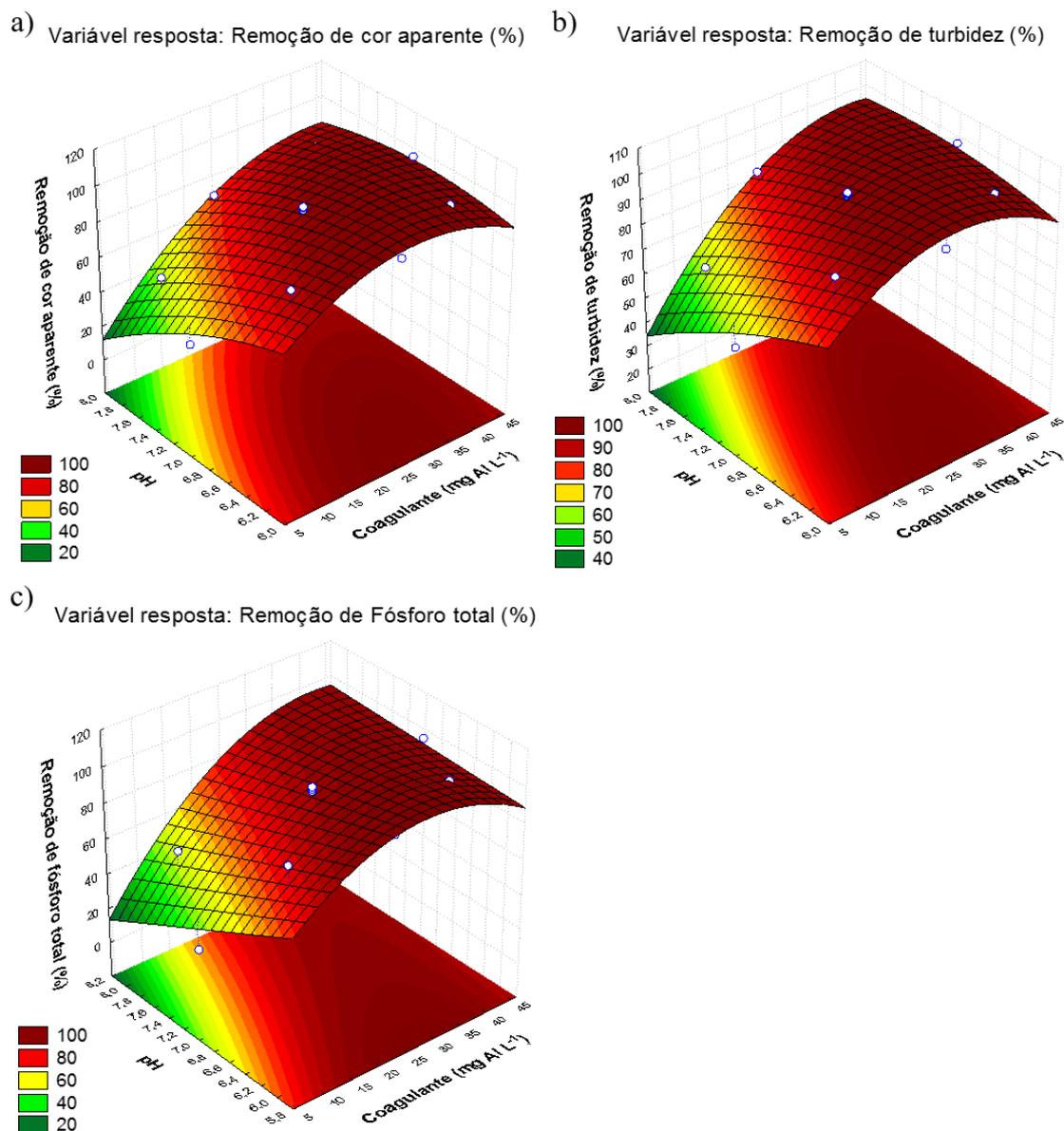
A qualidade estatística dos modelos foi analisada pela ANOVA (Apêndice H), sendo: a) o valor de F calculado foi significativo para todas as parcelas dos modelos ($p\text{-valor} \leq 0,05$); b) os coeficientes de determinação (R^2) foram de 0,98 para cor aparente, 0,94 para turbidez e 0,88 para fósforo total, ou seja, superiores a 0,75 (MOSADDEGHI *et al.*, 2020), indicando que boa parte das variações das respostas podem ser explicadas pelos modelos (AYAT *et al.*, 2021); e c) os valores dos coeficientes de determinação R^2 e R^2 ajustado (Tabela 21) foram similares entre si (OWOLABI; USMAN; KEHINDE, 2018). Desta forma, pode-se considerar que os modelos gerados são adequados e que se ajustam bem aos dados experimentais. Os erros relativos e os diagramas dos “valores preditos *versus* valores observados” (Apêndice H) também confirmam o ajuste satisfatório dos modelos.

5.5.2.2 Efeitos das variáveis operacionais no pós-tratamento do efluente UASB-LP

A partir dos modelos de regressão, elaboraram-se as superfícies de resposta (representação tridimensional) visando ilustrar e avaliar as interações das variáveis sobre as eficiências de remoção da cor aparente, turbidez e fósforo total (Figura 48).

Conforme pode ser observado nas Figuras 48a, 48b e 48c, a influência da dosagem e do pH ocorreu de forma similar nas diferentes respostas. Isso porque os parâmetros avaliados estão, direta ou indiretamente, relacionados à presença de microalgas no efluente. A turbidez constitui um parâmetro indicador destes microrganismos fotossintetizantes, pois se relaciona à presença de sólidos suspensos ou coloidais no meio; a cor aparente, por sua vez, apesar de estar associada às substâncias dissolvidas, sofre também influência do material em suspensão; enquanto metade do fósforo total residual presente no efluente (50%) está incorporada à biomassa algal, conforme pode ser verificado na caracterização físico-química apresentada no item 5.5.1 (Experimento III). Análises estatísticas (correlação de Spearman com nível de confiança de 95%, Apêndice H) corroboram essa afirmação, mostrando que as respostas avaliadas possuem uma correlação significativa, forte a muito forte, e positiva com os dados de remoção de clorofila *a* nos ensaios ($\rho = 0,96$; $0,96$ e $0,89$, respectivamente para remoção de cor, turbidez e fósforo total).

Figura 48 - Superfícies de resposta (representação tridimensional) das eficiências de remoção de cor aparente (a), turbidez (b) e fósforo total (c) em função da concentração de coagulante e do pH



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Confirmando as verificações extraídas pela Figura 47 (diagramas de Pareto) e pela Tabela 21 (coeficientes dos modelos preditivos), é possível observar pelas representações tridimensionais da Figura 48 que o desempenho do processo CFS está intrinsecamente ligado à concentração de coagulante e ao pH. Isso ocorre devido aos mecanismos e reações envolvidas: ao se adicionar o coagulante ao meio, espécies hidrolisadas de alumínio (e pré-hidrolisadas), carregadas positivamente, atuam instantaneamente sobre a neutralização da superfície negativa das microalgas e possibilitam a formação de flocos.

À medida em que se eleva a quantidade de PAC, precipitados de hidróxido de alumínio amorfo ($\text{Al}(\text{OH})_3^*$) são produzidos, promovendo a incorporação das partículas (mecanismo de varredura) e a geração de flocos mais densos, de fácil sedimentação (DUAN; GREGORY, 2003; GHAFARI *et al.*, 2009; KAMIWADA; ANDRADE; REIS, 2020). Vale destacar que a carga das partículas coloidais, a formação das espécies químicas de alumínio e, conseqüentemente, a produção de flocos são dependentes do pH do meio (CHEN *et al.*, 2013).

Ainda pelos gráficos da Figura 48, verifica-se que, em geral, os percentuais de remoções aumentam com a elevação na dosagem de PAC, em termos de mg Al L^{-1} , para as faixas investigadas. De fato, quantidades mais baixas do coagulante promovem menores eficiências do processo, uma vez que a concentração não é suficiente para desestabilizar e formar precipitados de hidróxidos capazes de flocular a maioria das células das microalgas presentes no líquido (HADIYANTO *et al.*, 2022b). Quando se aumenta a dosagem, se elevam também os percentuais de remoção, atingindo eficiências máximas (próximas a 100%) em concentrações acima de $22,5 \text{ mg Al L}^{-1}$ a depender do pH. Entretanto, em dosagens excessivas ($> 40,5 \text{ mg Al L}^{-1}$), a eficiência apresentou uma leve redução. Estudos afirmam que a superdosagem de coagulante pode prejudicar o processo CFS, uma vez que a sobrecarga catiônica pode interferir na estabilidade celular, dificultando a formação dos flocos (TRINH; KANG, 2011; HADIYANTO *et al.*, 2022a) e/ou, até mesmo, favorecer a ressuspensão deles (TEH *et al.*, 2016; MOSADDEGHI *et al.*, 2020).

Por outro lado, menores valores de pH promoveram maiores remoções, ou seja, valores próximos à neutralidade tenderam a apresentar melhor desempenho. Isso pode ser justificado, pois na faixa de pH entre 6,2 e 7,5 as condições são favorecidas com o uso do coagulante PAC devido: i) à existência de espécies de Al carregadas positivamente e (ii) à baixa solubilidade do meio, permitindo a formação de quantidades significativas do precipitado $\text{Al}(\text{OH})_3^*$ (PERNITSKY; EDZWALD, 2003, 2006).

Em aplicações práticas, a otimização das condições de dosagem e pH do processo CFS se torna necessária a fim de adequar a qualidade do efluente aos padrões desejáveis, bem como minimizar os custos operacionais envolvidos, principalmente em relação ao uso de reagentes.

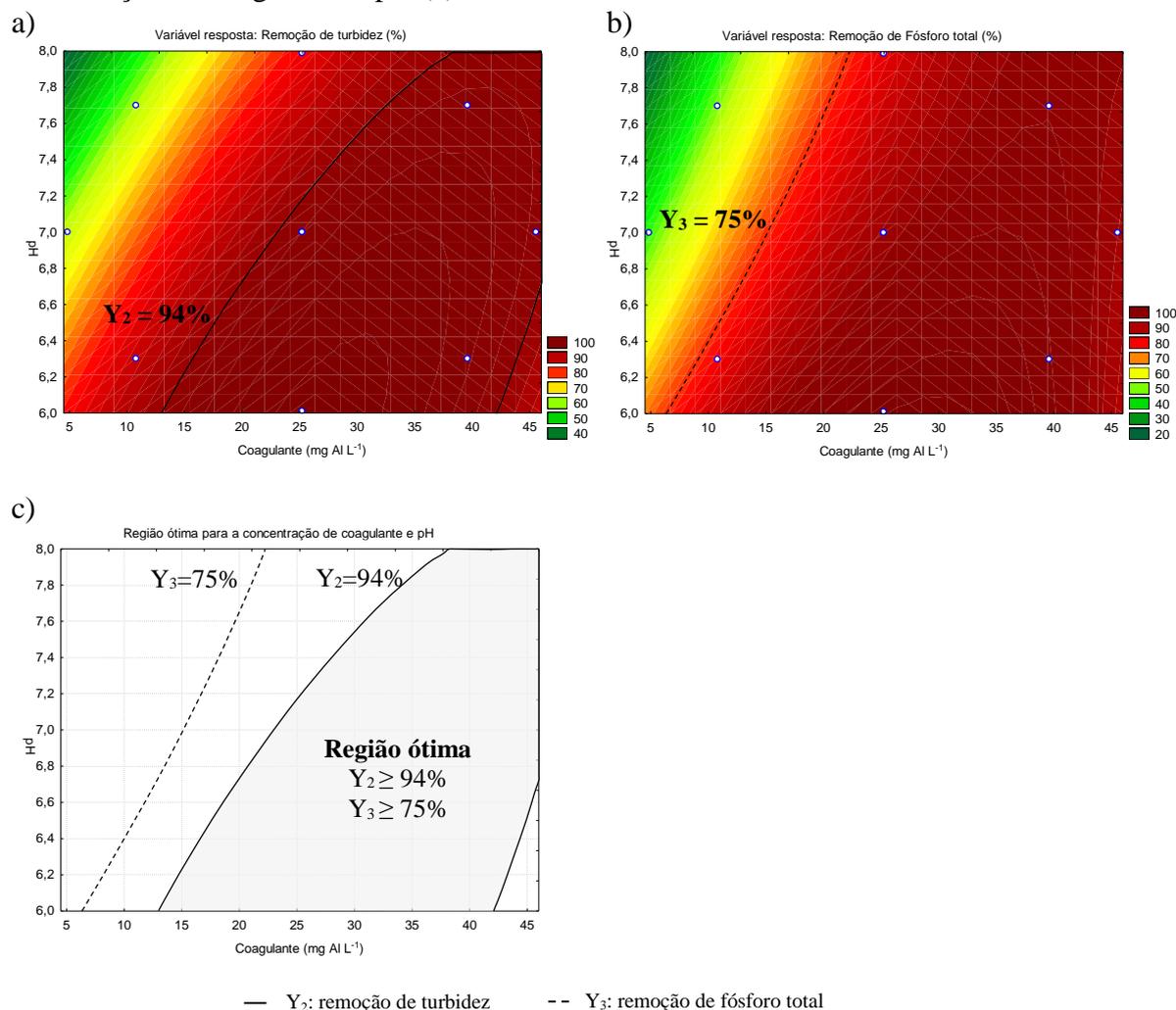
5.5.2.3 Condições otimizadas para o pós-tratamento do efluente UASB-LP

A faixa ótima para o processo CFS consiste no conjunto de condições operacionais que, de alguma forma, possibilitem que todos os parâmetros atendam, simultaneamente, aos critérios desejáveis (ZAINAL-ABIDEEN *et al.*, 2012; MONTGOMERY, 2013). No presente trabalho, os critérios estabelecidos foram: remoção de turbidez $\geq 94\%$, para produzir um efluente final de ≤ 5 UNT, e remoção de fósforo $\geq 75\%$, para um efluente final com concentrações ≤ 1 mgP L. A remoção da cor aparente não foi utilizada na otimização devido à ausência de valores de referência para reúso ou lançamento em corpos d'água nas referências bibliográficas consultadas.

Os limites mínimos de remoção desejáveis foram destacados nas curvas de contorno (representações bidimensionais das interações das variáveis) “concentração de coagulante *versus* pH” geradas e que estão apresentadas na Figura 49 a e b. A partir da sobreposição das curvas de contorno dos modelos de regressão para as duas respostas em um único gráfico (TRINH; KANG, 2011; NAIR; ZAINAL-ABIDEEN *et al.*, 2012; MAKWANA; AHAMMED, 2014), pôde-se, então, definir região otimizada, visualizada graficamente pela área destacada em cinza na Figura 49c.

A região ótima foi delimitada basicamente pela curva de remoção de turbidez para eficiência de 94%. Nesta região sombreada, combinações de concentração de PAC, expressas em mg Al L⁻¹, e pH resultam na qualidade desejada do efluente, ou seja, dosagens acima 13,5 mg Al L⁻¹ (ou 150 mg L⁻¹ de PAC), a depender dos valores de pH na faixa entre 6,0 e 8,0 (limites do estudo), propiciam o atendimento aos critérios estabelecidos, com base nos modelos de regressão elaborados. Vale destacar que, caso os padrões de referência sejam mais restritivos, faixas menos amplas de dosagem e pH devem ser utilizadas.

Figura 49 - Curvas de contorno (representações bidimensionais) da concentração de coagulante *versus* pH para a remoção de turbidez (a) e fósforo total (b) e região ótima de concentração de coagulante e pH (c).

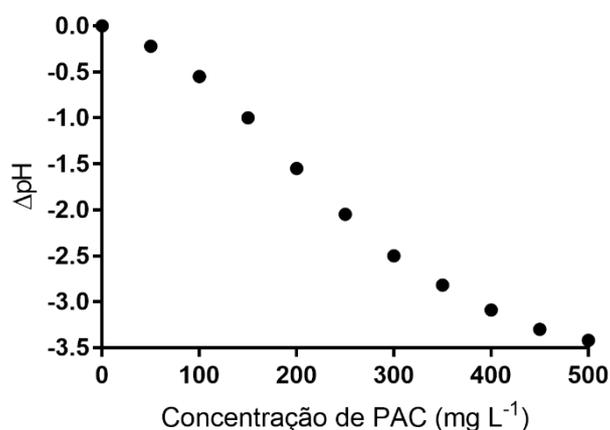


Fonte: elaborado pela autora (2022).

Em lagoas de polimento operadas em bateladas sequenciais, altos valores de pH (entre 9 e 10), fora da faixa ótima investigada para o processo CFS, são alcançados devido à intensa atividade fotossintética existente. Apesar de o PAC ser um coagulante parcialmente neutralizado e com espécies previamente hidrolisadas, ele provoca ainda uma certa redução do pH quando adicionado ao meio (KAMIWADA; ANDRADE; REIS, 2020). Sendo assim, a depender da quantidade de coagulante utilizada, pode-se atingir a condição ótima de pH, sem a necessidade da adição de reagentes complementares para o ajuste do pH.

A Figura 50 apresenta a curva de decaimento do pH em função da concentração de PAC no efluente UASB-LP utilizado no experimento (para fins exemplificativos).

Figura 50 - Variação de pH em função da dosagem de PAC (mg L^{-1} de PAC) no efluente do Experimento III



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Considerando que no efluente em questão (pH inicial de 9,9) fossem adicionados 300 mg L^{-1} de PAC (equivalente a 27 mg Al L^{-1}), estima-se que o pH resultante seria de $9,9 - 2,6 = 7,2$ ($\Delta\text{pH} = -2,6$, Figura 50), dentro, portanto, da faixa ótima do processo, não havendo necessidade de correção do pH do meio. Por outro lado, dosagens mais reduzidas de coagulante, dentro da região otimizada (ex: 150 mg L^{-1} de PAC ou $13,5 \text{ mg Al L}^{-1}$), podem ser também utilizadas, porém, para esta concentração, é fundamental realizar a correção do pH para 6,0 (valor otimizado para a respectiva dose). Desta forma, estudos sobre os custos operacionais envolvidos devem ser realizados na busca de alternativas ambiental e economicamente viáveis, considerando o uso do coagulante e de reagentes para correção do pH.

5.5.3 Validação experimental (Experimento IV)

Ensaio adicionais foram realizados aplicando três combinações diferentes de dose de coagulante e pH dentro da região ótima, sendo: i) $22,5 \text{ mg Al L}^{-1}$ (ou 250 mg L^{-1} de PAC) e pH 6,6 (com ajuste do pH); ii) 27 mg Al L^{-1} (ou 300 mg L^{-1} de PAC) e pH 6,95 (sem ajuste do pH); iii) $40,5 \text{ mg Al L}^{-1}$ (ou 450 mg L^{-1} de PAC), pH 6,6 (sem ajuste do pH) a fim de validar experimentalmente os modelos de regressão gerados. Os valores de remoção experimentais (valor médio e desvio-padrão), os preditos e os erros (médios) dos modelos estão apresentados na Tabela 22.

Tabela 22 – Respostas experimentais dos ensaios (média das triplicatas \pm desvio padrão), valores preditos pelos modelos de regressão e os erros relativos (%).

| Nº | Valor decodificado | Valor codificado | Respostas | Experimental (%) | Predito (%) | Erro (%) |
|----|--|------------------------------------|---------------|------------------|-------------|----------|
| 01 | PAC: 22,5 mgAl L ⁻¹ pH: 6,6 | x_1 : +0,1875 x_2 : -0,5710 | Cor aparente | 94,18 \pm 0,39 | 96,17 | 2,11 |
| | | | Turbidez | 96,04 \pm 0,27 | 97,72 | 1,74 |
| | com ajuste de pH | | Fósforo total | 94,13 \pm 0,76 | 94,22 | 0,10 |
| 02 | PAC: 27 mgAl L ⁻¹ pH: 6,95 | x_1 : +0,125 x_2 : -0,0714 | Cor aparente | 94,70 \pm 0,45 | 95,30 | 0,64 |
| | | | Turbidez | 95,59 \pm 1,03 | 97,85 | 2,37 |
| | sem ajuste de pH | | Fósforo total | 96,77 \pm 0,5 | 94,78 | 2,06 |
| 02 | PAC: 40,5 mgAl L ⁻¹ pH: 6,60 | x_1 : +1,0625 x_2 : -0,5714 | Cor aparente | 97,27 \pm 0,39 | 98,33 | 1,09 |
| | | | Turbidez | 98,62 \pm 0,05 | 98,53 | 0,09 |
| | sem ajuste de pH | | Fósforo total | 97,10 \pm 0,29 | 97,07 | 0,04 |

Fonte: elaborada pela autora (2022).

As eficiências de remoção obtidas nos ensaios foram próximas às estimadas pelos modelos, com erros que variaram de 0,04% a 2,37%. Isso mostra que os dados experimentais e as respostas preditas estão em estreita concordância e que a abordagem utilizada nesta pesquisa foi adequada. Os modelos de regressão se mostraram, portanto, aplicáveis para as condições operacionais investigadas neste estudo.

Vale destacar que o efluente utilizado neste experimento de validação diferiu do anterior (Experimento III), conforme caracterização físico-química apresentada na Tabela 19. Porém, foi produzido sob as mesmas condições operacionais na lagoa (tempo de ciclo de 7 dias, agitação contínua e inóculo de 12,5%). Essas diferenças ocorrem em amostras reais, uma vez que as condições climáticas, as características e hábitos da população e a sazonalidade influenciam diretamente na qualidade do esgoto sanitário a ser tratado e na eficiência dos sistemas biológicos (reatores anaeróbios e as lagoas de polimento). Desta forma, o efluente UASB-LP está sujeito a variações típicas nas suas características, podendo influenciar a eficiência do processo CFS. Além da composição do efluente, a temperatura do meio (AL-LAYLA; MIDDLEBROOKS, 1975; PERNITSKY; EDZWALD, 2006) e a concentração e tipo de espécies de microalgas (CHEN *et al.*, 2013; VANDAMME; FOUBERT; MUYLAERT, 2013; GERDE *et al.*, 2014) também são fatores que podem interferir no pós-tratamento.

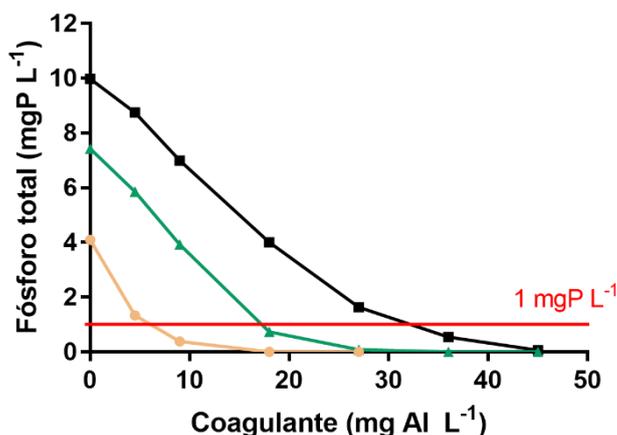
5.5.4 Remoção de fósforo em função da dosagem de PAC (Experimentos PI e PII)

De forma complementar, foi avaliado o desempenho da coagulação, floculação e sedimentação na remoção de fósforo total do efluente UASB-LP para concentrações

acima do valor comumente encontrado nesta pesquisa (4 mgP L^{-1}). Isso porque sistemas de lagoas de estabilização convencionais e, até mesmo, lagoas de polimento em fluxo contínuo, apresentam baixa eficiência (VON SPERLING *et al.*, 2008; GRATZIOU; CHALATSI, 2017) na remoção deste nutriente. Sendo a concentração típica de fósforo total em esgoto municipal de 10 mgP L^{-1} (VON SPERLING, 2009; JORDÃO; PESSOA, 2017), quantidades ainda elevadas ou praticamente inalteradas podem ser encontradas no efluente final de sistemas de lagoas.

A Figura 51 apresenta o decaimento do fósforo total (valores médios dos Experimentos PI e PII), em amostras do efluente com diferentes concentrações iniciais deste nutriente (P_{in} : 4, 7 e 10 mgP L^{-1}), em função da dosagem do coagulante, em termos de Al. O pH dos ensaios foi fixado em 6,5 (valor dentro da faixa ótima). O fósforo inicialmente presente nas amostras pode ser dividido em duas parcelas: i) fósforo na fase sólida, incorporado à biomassa algal, em concentração em torno de 2 mgP L^{-1} (Tabela 19), e; ii) fósforo dissolvido na fase líquida, na forma de ortofosfato, constituindo a parcela restante da concentração de fósforo total.

Figura 51 - Decaimento do fósforo total para diferentes concentrações iniciais de P em função da dosagem de coagulante (mg Al L^{-1}).



Fonte: elaborada pela autora (2022).

Conforme observado na Figura 51, o pós-tratamento, utilizando o coagulante PAC, apresentou uma excelente aplicação na remoção de fósforo total do efluente da lagoa, mesmo para concentrações mais elevadas deste nutriente. Isso ocorre pois a adição de sais de alumínio (Al^{+3}) é capaz de promover a precipitação química do fósforo, na forma de

fosfato de alumínio (METCALF; EDDY, 2016), além da coprecipitação e adsorção pelos hidróxidos metálicos insolúveis formados previamente (MARGUTI; FERREIRA FILHO; PIVELI, 2008).

Verifica-se ainda que o decaimento de fósforo total, independentemente da concentração inicial investigada, se assemelha a curvas do tipo exponencial, conforme também constatado por (KIM *et al.*, 2022), ao estudar a remoção de fosfato em lodo anaeróbio por CFS utilizando coagulantes à base de Fe^{+3} e Al^{+3} . A remoção deste nutriente se eleva à medida que a dosagem de coagulante aumenta, conseguindo atingir percentuais de 98,5% (P_{in} : 10 mgP L^{-1}) a 100% (P_{in} : 4 e 7 mgP L^{-1}). Porém, a partir da concentração residual de 1,0 mgP L^{-1} , limite comumente utilizado como referência para lançamento de efluentes, a dosagem de coagulante tem um menor efeito na remoção do fósforo, não justificando a aplicação de concentrações superiores de PAC após este limite.

Pela Figura 51, é possível inferir que quantidades maiores de fósforo total no efluente, requerem maiores doses de coagulante para atingir concentrações abaixo de 1 mgP L^{-1} . Concentrações próximas a 9 mgAl L^{-1} foram suficientes para adequar o efluente com 4 mgP L^{-1} ao valor de referência ($\leq 1 \text{ mgP L}^{-1}$); já para as concentrações maiores de fósforo total investigadas (7 mg P L^{-1} e 10 mgP L^{-1}), dosagens superiores foram requeridas (18 mgAl L^{-1} e 36 mgAl L^{-1} , respectivamente). Isso acontece, pois a redução teórica de fosfatos é regida por requisitos estequiométricos, sendo que a remoção completa ocorre quando a fração molar $[\text{Me}]:[\text{P}]$ é de 1 (FYTIANOS; VOUDRIAS; RAIKOS, 1998).

Contudo, estudos mostram que, devido às inúmeras reações químicas que se processam e aos constituintes presentes no meio, doses em excesso, acima da teórica (entre 1,5 e 3), são necessárias a fim de satisfazer os requisitos finais desejados de P (HSU, 1975; JONG, 1993; BUNCE *et al.*, 2018; KIM *et al.*, 2022). No presente trabalho, razões molares (Al:P) próximas a 3 foram suficientes para reduzir o fósforo do efluente para concentrações menores do que 1 mg L^{-1} , corroborando com resultados dos estudos supracitados.

Conclui-se, portanto, que o processo físico-químico avaliado apresenta um ótimo desempenho na remoção não apenas das microalgas, mas também do fósforo total presente no efluente (mesmo em elevadas concentrações), constituindo uma alternativa

de pós-tratamento promissora, tendo em vista seu desempenho e flexibilidade operacional (MARGUTI; FERREIRA FILHO; PIVELI, 2008).

5.6 Desempenho geral do sistema UASB-LP e possibilidades de destinação do efluente produzido

Este capítulo final da tese objetivou fazer uma avaliação geral do desempenho do sistema composto pelo reator UASB seguido de lagoas de polimento, operando sob condições ótimas encontradas no presente estudo, bem como do tratamento complementar, por coagulação, floculação e sedimentação, visando sugerir possibilidades de aplicação para os efluentes produzidos.

5.6.1 Avaliação geral do desempenho do sistema UASB-LP

Os dados analisados neste item foram provenientes de um compilado de resultados obtidos durante os experimentos desta pesquisa, ou seja, de amostras coletadas ao longo de 18 meses (entre 2021 e 2022). Na Tabela 23 está apresentada a caracterização físico-química do esgoto bruto (EB), afluente ao sistema experimental, dos efluentes do reator UASB e da lagoa de polimento, bem como os percentuais de eficiência de remoção das respectivas unidades. Ressalta-se que o reator UASB foi operado com TDH de 6 horas e a LP com tempo de ciclo de 7 dias, percentual de inóculo de 12,5% e agitação contínua.

Com base nos dados apresentados na Tabela 23, pode-se verificar que o efluente do UASB apresentou características típicas de esgoto pré-tratado anaerobicamente (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; VON SPERLING, 2009; JORDÃO; PESSOA, 2017). Isso mostra que o reator operou em condições adequadas e obteve boas eficiências na remoção de material orgânico (DQO e DBO), assim como de sólidos suspensos. Por outro lado, devido aos processos biológicos inerentes, o UASB não removeu os nutrientes; pelo contrário, foi possível observar um incremento nas concentrações de nitrogênio amoniacal (em 9%) e ortofosfato (em 21%), resultante da mineralização de compostos orgânicos que ocorre na unidade anaeróbia (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Tabela 23 – Caracterização físico-química do esgoto bruto (EB), do efluente do reator UASB (UASB) e do efluente da lagoa (LP).

| Parâmetro | EB ¹ | UASB ^{1,2} | | LP ¹ | | UASB-LP |
|--|--------------------|---------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| | $\bar{x} (\pm dp)$ | $\bar{x} (\pm dp)$ | E _f (%) | $\bar{x} (\pm dp)$ | E _f (%) | E _f (%) |
| pH | 7,4 ± 0,2 | 7,7 ± 0,1 | - | 9,5 ± 0,2 | - | - |
| DQO _b (mgO ₂ L ⁻¹) | 412 ± 54 | 158 ± 21 | 62% | 309 ± 54 | -96% | 25% |
| DQO _c (mgO ₂ L ⁻¹) | - | 137 ± 27 | - | 74 ± 21 | 46% | - |
| DBO (mgO ₂ L ⁻¹) | 206 ± 25 | 59 ± 15 | 71% | 53 ± 19 | 11% | 74% |
| N-NH ₃ (mgN L ⁻¹) | 45 ± 7 | 49 ± 78 | -11% | 4,4 ± 1,5 | 91% | 90% |
| Fósforo total (mgP L ⁻¹) | 6,2 ± 0,9 | 5,9 ± 1,1 | 6% | 3,7 ± 0,5 | 36% | 40% |
| Ortofosfato (mgP L ⁻¹) | 4,3 ± 0,8 | 5,2 ± 0,8 | -22% | 1,5 ± 0,5 | 71% | 65% |
| Alcalinidade _t (mg L ⁻¹) | 347 ± 50 | 368 ± 53 | - | 226 ± 42 | - | - |
| SST (mg L ⁻¹) | 190 ± 70 | 53 ± 16 | 72% | 172 ± 18 | 223% | 10% |
| SSV (mg L ⁻¹) | 134 ± 32 | 37 ± 17 | 72% | 148 ± 22 | 300% | -10% |
| Turbidez (UNT) | 109 ± 23 | 26 ± 18 | 76% | 69,1 ± 9,4 | 163% | 36% |
| Cor (mg Pt-Co L ⁻¹) ³ | - | - | - | 1.806 ± 440 | - | - |
| Clorofila <i>a</i> (µg L ⁻¹) | - | - | - | 1.684 ± 753 | - | - |

Legenda: dp – desvio padrão; E_f – Eficiência média

¹Quantidade de amostras: n=10, cada.

²Efluente UASB correspondeu ao afluente da LP, sendo as amostras coletadas na lagoa.

³Cor aparente.

Fonte: elaborada pela autora (2022).

Já em relação ao efluente da lagoa (Tabela 23), observa-se que a unidade promoveu a redução de constituintes não removidos pelo reator anaeróbio, em especial os nutrientes, com remoções de 91% para o nitrogênio amoniacal e de 71% para ortofosfato. Esses percentuais obtidos são consequência do elevado pH do meio, que favorece a remoção do nitrogênio, por dessorção da amônia, e do fósforo, por precipitação de fosfatos (VAN HAANDEL; SANTOS, 2021b). Quanto ao fósforo, pode-se inferir que, além do mecanismo físico-químico de remoção, ocorreu também a assimilação do fosfato pela biomassa (POWELL *et al.*, 2011), ou seja, sua incorporação na parcela em suspensão, uma vez que o fósforo total obteve redução menor, de apenas 36%.

Além disso, a lagoa possibilitou uma redução complementar do material orgânico, em termos de DQO_c e DBO_b, advindo do efluente do UASB. Por outro lado, devido ao crescimento das microalgas ao longo do ciclo de tratamento, retratada pela presença de clorofila *a* no efluente final, parâmetros que são direta ou indiretamente afetados por esta biomassa sofreram interferência e apresentaram um acréscimo nos seus valores, tais como DQO_b, SST, SSV, turbidez e pH.

Ao comparar os resultados obtidos com os relatados pela literatura, é possível verificar que a unidade anaeróbia apresentou eficiências típicas de reatores UASB para material orgânico (entre 60 e 79% para DBO e 44 e 80% para DQO) e sólidos suspensos (entre 55 e 81%) (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2005; VON SPERLING, 2009; CAVALCANTI, 2009), possibilitando a obtenção de um efluente mais clarificado e com baixos teores orgânicos, características essas necessárias para uma boa operação da lagoa subsequente (CAVALCANTI *et al.*, 2001; VAN HAANDEL; SANTOS, 2021b).

A lagoa, por sua vez, desempenhou um papel fundamental na remoção de nutrientes, confirmando a superioridade das lagoas de polimento de fluxo intermitente em comparação às de fluxo contínuo, conforme destacado por Albuquerque, Santos e van Haandel (2021), e às convencionais lagoas de estabilização. Além dos aspectos nutritivos, concentrações finais do material orgânico estão em consonância com resultados de trabalhos envolvendo lagoas de polimento, que obtiveram valores no efluente entre 20 e 59 mgO₂ L⁻¹ para DBO e entre 53 e 102 mgO₂ L⁻¹ para DQO_c (CAVALCANTI; VAN HAANDEL; LETTINGA, 2001; VON SPERLING *et al.*, 2008; DIAS *et al.*, 2014; AGUIAR; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021).

Por fim, ao analisar o desempenho geral do sistema UASB-LP em relação ao esgoto bruto afluente, verifica-se que as unidades proporcionaram conjuntamente uma redução significativa ($p\text{-valor} \leq 0,05$, Teste ANOVA) das concentrações de material orgânico biodegradável, em termos de DBO_b, e dos nutrientes (nitrogênio amoniacal e fósforo/ortofosfato), com percentuais de remoção que atingiram 74%, 90% e 40%/65%, respectivamente. Em contrapartida, o desenvolvimento das microalgas na lagoa, ou seja, de sólidos suspensos, comprometeu a qualidade do efluente neste quesito, resultando em baixas eficiências de remoção ou, até mesmo, acréscimo dos SST, SSV, DQO e turbidez em relação ao esgoto sanitário.

5.6.2 Avaliação do pós-tratamento do efluente UASB-LP

No intuito de avaliar a remoção da biomassa algal desenvolvida nas lagoas e demais constituintes residuais presentes no efluente UASB-LP, foi empregado o pós-tratamento por coagulação-floculação e sedimentação (CFS). O experimento físico-químico foi conduzido em triplicata e sob condições otimizadas, sendo aplicada a dosagem de 31,5

mg Al L⁻¹ e pH resultante de 6,6. A caracterização físico-química do efluente, antes e após o tratamento, bem como as eficiências de remoção dos parâmetros estão apresentadas na Tabela 24.

Tabela 24 - Caracterização físico-química do efluente antes (UASB-LP) e após o pós-tratamento por coagulação, floculação e sedimentação (CFS).

| Parâmetros | UASB-LP | CFS | |
|---|-----------------------|-----------------------|----------------|
| | \bar{x} (\pm dp) | \bar{x} (\pm dp) | E _f |
| pH | 9,9 | 6,6 \pm 0,04 | - |
| DQO _b (mg L ⁻¹) | 389 | 29 \pm 6 | 92,4% |
| DBO (mg L ⁻¹) | 65,48 | 6 \pm 0,2 | 90,9% |
| N-NH ₃ (mg L ⁻¹) | 3,3 | 3,3 \pm 0,03 | 1,1% |
| Fósforo total (mg L ⁻¹) | 3,2 | 0,04 | 98,9% |
| Ortofosfato (mg L ⁻¹) | 1,1 | - | - |
| Alcalinidade total (mgCaCO ₃ L ⁻¹) | 190,6 | 89,7 \pm 2,1 | 52,9% |
| SST (mg L ⁻¹) | 165 | - | - |
| SSV (mg L ⁻¹) | 129 | - | - |
| SDT(mg L ⁻¹) | - | 567,7 \pm 2,5 | - |
| CE (μ S/cm) | - | 1167,7 \pm 7,6 | - |
| Turbidez (UNT) | 73 | 0,5 \pm 0,1 | 99,4% |
| Cor aparente (mgPt-Co L ⁻¹) | 2019,7 | 15,2 \pm 0 | 99,2% |
| Clorofila <i>a</i> (μ g L ⁻¹) | 963,9 | 2,6 \pm 2,3 | 99,7% |

Legenda: \bar{x} – valores médios; dp – desvio padrão; E_f – Eficiência média

Fonte: elaborada pela autora (2022).

Ao analisar os dados da Tabela 24, verifica-se que o processo CFS mostrou um excelente desempenho na remoção dos parâmetros relacionados às microalgas, com redução da clorofila *a* em praticamente sua totalidade (99,7%), assim como do material orgânico (DQO, DBO) e em suspensão (turbidez, cor aparente), com percentuais acima de 90%, corroborando com estudos semelhantes que também utilizaram efluentes ricos em microalgas (GUTIÉRREZ *et al.*, 2015a, 2015b, 2016; CASSINI *et al.*, 2017). Em relação aos nutrientes, o fósforo total apresentou concentrações próximas a nulas no efluente final; porém, a remoção de nitrogênio amoniacal não foi favorecida, enfatizando a importância da lagoa na redução prévia deste constituinte. Além disso, o pós-tratamento provocou uma certa diminuição da alcalinidade e do pH, para valores próximos à neutralidade, efeito decorrente da adição do coagulante PAC ao meio.

Além da fase líquida, correspondente ao efluente clarificado, o pós-tratamento por CFS produz ainda uma fase sólida (lodo), composta por precipitados químicos residuais do

processo, e, principalmente, pela biomassa algal sedimentada. Esse material constitui um subproduto com valor agregado e, portanto, necessita de uma destinação apropriada.

No âmbito do desenvolvimento de sistemas sustentáveis, estudos vêm mostrando a aplicabilidade desta biomassa recuperada no tratamento de águas residuárias, em especial, para fins energéticos. A biomassa algal pode ser utilizada como substrato na digestão anaeróbia (ou codigestão anaeróbia em reatores UASB), visando a produção de metano (QUIJANO; ARCILA; BUITRÓN, 2017; JENSEN; CAMMAROTA; VOLSCHAN, 2018; GONÇALVES *et al.*, 2020), assim como para a extração de lipídeos para geração de biodiesel (PARK, J. B. K.; CRAGGS; SHILTON, 2011; SALAMA *et al.*, 2017; TORRES, 2017), inclusive como etapa prévia ao processo anaeróbio. Outras aplicações das microalgas ainda são possíveis, tais como matéria prima para indústria, adubo, etc. Entretanto, para o lodo obtido na presente pesquisa, é necessário realizar estudos complementares a fim de avaliar suas características (quantitativas e qualitativas) e a influência das concentrações residuais de alumínio nos usos posteriores pretendidos.

5.6.3 Possibilidades de destinação dos efluentes produzidos

Em síntese, pôde-se obter dois efluentes com características distintas ao longo do tratamento, sendo: i) o efluente do sistema UASB-LP, caracterizado por reduzidos teores de material orgânico e nutrientes, mas com a presença de microalgas, na forma de sólidos em suspensão; e ii) o efluente do sistema UASB-LP associado ao pós-tratamento por coagulação, floculação e sedimentação (UASB-LP-CFS), caracterizado por ser clarificado e conter concentrações diminutas de material orgânico, suspenso e nutrientes.

De acordo com van Haandel, Santos e Paiva (2021), existem basicamente quatro tipos de destinação para as águas residuárias tratadas: o lançamento em corpos d'água, o reúso agrícola, o reúso urbano e o reúso industrial, sendo que a qualidade requerida varia em função do uso desejado. Vale destacar que a categoria industrial, apesar do elevado potencial no país, não foi abordada neste capítulo devido aos parâmetros de qualidade adotados serem variados e depender das especificidades do processo e do ramo da atividade industrial (PROSAB, 2006), dificultando uma análise mais geral dos critérios.

Desta forma, a fim de avaliar as alternativas possíveis de destinação, as características dos efluentes produzidos foram comparadas com os padrões (e/ou valores recomendados) para as respectivas modalidades. Os documentos reguladores utilizados como referência, bem como a descrição das categorias de reúso podem ser visualizadas no Apêndice I.

Ao fazer uma análise conjunta dos critérios, pode-se inferir que a necessidade do pós-tratamento ao sistema UASB-LP depende intrinsecamente da destinação que se pretende dar ao efluente. Atrelado a isso, questões ligadas aos custos envolvidos também devem ser levadas em conta. Considerando tais aspectos, foram sugeridas as aplicações mostradas na Figura 52.

Figura 52 – Sugestões de destinação dos efluentes produzidos ao longo do tratamento.



¹ Reúso industrial: destinação inserida neste fluxograma apenas como sugestão para aplicação do efluente UASB-LP-CFS, porém não foi abordada na discussão deste trabalho devido às especificidades dos usos e critérios de qualidade.

Fonte: elaborado pela autora (2022).

Lançamento em corpos d'água. Ao comparar a composição do esgoto tratado pelo sistema anaeróbio-aeróbio com os padrões de lançamento a nível nacional (Tabela 25), segundo a Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011), é possível verificar que o sistema foi capaz de proporcionar uma remoção eficiente do material orgânico de forma a garantir concentrações abaixo do padrão estabelecido ($DBO \leq 120 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$). Além disso, o tratamento promoveu a redução de boa parte dos nutrientes (nitrogênio amoniacal e fósforo total) do esgoto bruto, contribuindo para minimizar os problemas relacionados à eutrofização em corpos d'água, principalmente quando se trata de corpos hídricos de baixa vazão ou intermitentes, como é o caso da região nordeste (BRASIL, 2017). Apesar

de a resolução ser omissa em relação aos aspectos nutritivos para efluentes sanitários (MORAIS; SANTOS, 2017), os valores residuais alcançados após o tratamento estão bem abaixo (4 vezes menores) do que o limite de nitrogênio amoniacal estabelecido para efluentes não sanitários ($N-NH_3 \leq 20 \text{ mgN L}^{-1}$).

Tabela 25 – Composição do efluente UASB-LP e condições e padrões de lançamento a nível nacional, pela Resolução CONAMA n° 430/2011.

| | Efluente UASB-LP ($\bar{x} \pm dp$) | Resolução CONAMA n° 430/2011 |
|--|---|---|
| pH | 9,5 ± 0,2 | 5 a 9 |
| Temperatura (°C) | 23,19 ± 1,28 a 27,83 ± 2,56 ¹ | ≤ 40 |
| DBO _b (mgO ₂ L ⁻¹) | 54 ± 18 | ≤ 120 |
| N-NH ₃ (mgN L ⁻¹) | 4,4 ± 1,5 | ≤ 20 ³ |
| SST (mg L ⁻¹) | 172 ± 18 | - |
| Material sedimentável (mL L ⁻¹) | - | ≤ 1 |
| Material flutuante | Ausente | Ausente |
| Óleos e graxas (mg L ⁻¹) ² | - | ≤ 100 |

¹Valores de temperatura referentes ao período quente e frio monitorados nesta pesquisa (Etapa 1).

²Parâmetro não determinado no presente trabalho, necessitando de análises complementares para avaliar o atendimento.

³Padrão de lançamento referente a efluentes não sanitários.

Fonte: elaborada pela autora (2022).

Por outro lado, devido ao desenvolvimento natural das microalgas na lagoa e à intensa atividade fotossintética, o valor do pH se encontrou levemente acima da faixa de referência. Neste caso, adaptações no manejo das lagoas, como o descarte do efluente no período noturno ou início da manhã (quando o pH se encontra com valores menores) poderiam ser realizadas visando o atendimento ao limite estabelecido. Já em relação aos microrganismos fotossintetizantes, a referida resolução não dispõe de critérios para os sólidos em suspensão ou outro parâmetro relacionado, desta forma, a presença de biomassa algal não comprometeria o lançamento do efluente em corpos d'água, segundo a Resolução CONAMA n° 430/2011.

Contudo, vale destacar que a descarga de efluentes envolve considerações ainda mais abrangentes relacionadas às características qualitativas (físico-químicas e microbiológicas e testes de toxicidade, se exigidos pelo órgão ambiental competente) e quantitativas do líquido tratado. Além disso, quando lançados, os esgotos tratados não podem alterar a qualidade do corpo receptor de forma a comprometer o seu atendimento aos padrões da classe de enquadramento, que estão dispostos na Resolução CONAMA n°

357/2005 (BRASIL, 2005). Legislações a nível estadual ou municipal, caso existam, devem ser consideradas. Sendo assim, estudos específicos devem ser conduzidos para cada situação de projeto a fim de verificar o atendimento das características do efluente às especificidades locais e a necessidade de adequar o manejo das unidades do sistema às condições requeridas.

Reúso agrícola. O efluente tratado pelo sistema UASB-LP pode constituir ainda uma fonte de água e de nutrientes para satisfazer a demanda hídrica e nutritiva dos cultivos na região. A baixa carga orgânica e os nutrientes residuais presentes no efluente da lagoa favorecem a aplicação do esgoto tratado na irrigação de culturas, conforme relatado pela literatura (HESPANHOL, 2002; COSTA *et al.*, 2014; BATISTA *et al.*, 2017; SALES *et al.*, 2019).

Porém, uma das maiores preocupações desta modalidade está voltada aos aspectos microbiológicos do efluente (WHO, 2006). Apesar de não ter sido objeto da presente pesquisa, estudos anteriores, desenvolvidos na EXTRABES, atestam a qualidade higiênica de lagoas de polimento, especialmente quando são operadas em batelada sequencial, conseguindo produzir efluente com valores que podem chegar a $\leq 10^3$ org 100mL^{-1} (coliformes termotolerantes) e ≤ 1 ovo L^{-1} (ovos de helmintos) (CAVALCANTI *et al.*, 2001; CAVALCANTI, 2009; BATISTA *et al.*, 2021) em tempos de ciclos menores que 7 dias. Levantamento dos critérios e recomendações dos principais documentos reguladores que abordam sobre a temática (Tabela 26) indica que o efluente possivelmente conseguiria atender, ao menos, os aspectos microbiológicos recomendados para a categoria “restrita”. Isso inclui o uso na irrigação de culturas variadas, tais com as alimentícias, sem processamento prévio (plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo) e após processamento prévio (não consumidas cruas), e não alimentícias, forrageiras, pastagens, árvores, etc.

Contudo, Prosab (2006) destaca que no reúso agrícola é importante considerar ainda a qualidade da água para irrigação de forma a verificar os efeitos da aplicação sobre o solo e plantas (salinização e problemas de toxicidade e de capacidade de infiltração), o risco de contaminação dos lençóis freáticos e os possíveis problemas operacionais no sistema.

Reúso urbano. Esta é a modalidade que exige maiores preocupações com as características do efluente quando comparada com os demais usos abordados até o momento. Isso ocorre devido ao contato direto ou visual dos usuários com o líquido, bem como possíveis problemas relacionados aos sistemas de tubulação e reservação do efluente (odores, incrustações e entupimentos). Desta forma, além dos aspectos relacionados aos parâmetros orgânicos e microbiológicos do líquido tratado, as condições estéticas e a presença de sólidos são especialmente limitadas.

Neste caso, fica evidente a necessidade de se aplicar o pós-tratamento após a lagoa de polimento. Ao analisar as características físico-químicas do efluente UASB-LP-CFS e compará-las com as recomendações preconizadas pelos principais documentos que tratam sobre o assunto (Tabela 27), verifica-se que o líquido tratado apresentou composição compatível com os critérios recomendados para categorias (restritas e irrestritas) de reúso urbano. Entretanto, caso se deseje utilizá-lo para este fim, seria necessário a adição de uma etapa de desinfecção (cloração) ao final do processo, visando garantir o residual de desinfetante (cloro) recomendado no líquido e a adequação do parâmetro microbiológico (coliformes termotolerantes). O efluente pós-tratado possui, portanto, potencial para ser utilizado em diversas atividades na sede urbana, desde o uso predial em bacias sanitárias, até na lavagem de pisos e veículos, nos sistemas de combate a incêndio, na irrigação de parques e jardins, na desobstrução de redes de esgoto, etc. CEBDS (2022) enfatiza que para cidades de médio e grande portes, o reúso urbano constitui uma aplicação crescente e a mais estratégica devido à localização das ETEs serem próximas aos centros urbanos.

Ressalta-se que a excelente qualidade do efluente clarificado foi obtida com elevada dosagem e coagulante ($31,5 \text{ mg Al L}^{-1}$). Entretanto, quantidades menores de PAC podem ser adicionadas visando compatibilizar a qualidade do líquido ao tipo de atividade urbana requerida, de forma a reduzir os custos de manutenção do tratamento. Desta forma, estudos de tratabilidade específicos devem ser conduzidos.

Tabela 26 – Reúso para fins agrícolas: composição do efluente UASB-LP, critérios e padrões físico-químicos e microbiológicos no âmbito internacional, nacional e estadual.

| Âmbitos | | Internacional | | | | Nacional | | | | Estadual | |
|--|------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|--------------|------|-----------------------------------|-----------------------------------|-------------------|------------------|-------------|------------------|
| | Efluente LP | OMS (2006) | | USEPA (2012) | | PROSAB (2006) | | INTERAGUAS (2017) | | COEMA(2017) | |
| Parâmetros | $\bar{x} \pm dp$ | IR | RE | IR | RE | IR | RE | IR | RE | IR | RE |
| pH | 9,5 ± 0,2 | - | - | 6 a 9 | | - | - | 6 a 9 | | 6 a 8,5 | |
| DBO _b (mgO ₂ L ⁻¹) | 54 ± 18 | - | - | ≤10 | ≤30 | - | - | <15 | <30 | - | - |
| Turbidez (UNT) | 69 ± 9,4 | - | - | ≤2 | | ³ | - | ≤5 | - | - | - |
| SST (mg L ⁻¹) | 172 ± 18 | - | - | - | ≤30 | - | - | - | - | - | - |
| CE (μS cm ⁻¹) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | ≤3.000 |
| RAS (mmolc/L) ^{1/2} | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | ≤15 ⁴ |
| Cl ₂ Residual (mgL ⁻¹) ¹ | - | - | - | 1 | 1 | - | - | 1 | 1 | - | - |
| CT _{er} (org 100 mL ⁻¹) ² | - | ≤10 ⁰ -10 ⁵ | ≤10 ⁴ -10 ⁶ | ND | <200 | ≤10 ³ -10 ⁴ | ≤10 ⁴ -10 ⁵ | <10 | <10 ³ | ND | ≤10 ³ |
| OH (ovo mL ⁻¹) | - | ≤1 | | - | - | ≤1 | | <1 | | ND | ≤1 |

Legenda: IR- Irrigação irrestrita; RE – Irrigação restrita; ND – Não detectado; RAS-Razão de Adsorção de Sódio; CT_{er} - coliformes termotolerantes–; OH- ovos de (geo)helmintos.

¹ Valor mínimo.

²A OMS (2006) utiliza *E.coli.* como critério indicador de patógenos.

³No caso da filtração terciária, a turbidez deve ser utilizada como indicador de contaminação fecal (≤5). Para sistemas de lagoas de estabilização não é necessário.

⁴Os dados de condutividade elétrica e RAS devem ser analisados de forma complementar no efluente, caso se deseje verificar o atendimento especificamente à resolução do Ceará.

Fonte: elaborada pela autora (2022).

Tabela 27 – Reúso para fins urbanos: composição do efluente CFS, critérios e padrões físico-químicos e microbiológicos no âmbito internacional, nacional e estadual.

| Parâmetros | Efluente CFS $\bar{x} \pm dp$ | Internacional | | Nacional | | | | Estadual | |
|--|----------------------------------|---------------|------|---------------|-----------------------------------|-------------------|-----------------|-------------|--------------------|
| | | USEPA (2012) | | PROSAB (2006) | | INTERAGUAS (2017) | | ABNT (2019) | COEMA (2017) |
| | | IR | RE | IR | RE | IR | RE | | |
| pH | 6,6±0,04 | 6 a 9 | | - | - | 6 a 9 | | 6 a 9 | 6 a 8,5 |
| DBO (mgO ₂ L ⁻¹) | 6±0,2 | ≤10 | ≤30 | - | - | <15 | <30 | ≤20 | |
| Turbidez (UNT) | 0,5±0,1 | ≤2 | - | - | - | <5 | <5 | ≤5 | - |
| SST (mg L ⁻¹) | - | - | ≤30 | - | - | - | - | - | - |
| CE (µS/cm) | 1167,7±7,6 | - | - | - | - | - | - | ≤3.200 | ≤3000 |
| SDT (mg L ⁻¹) | 567,7±2,5 | - | - | - | - | - | - | ≤2000 | - |
| Cl ₂ Residual (mgL ⁻¹) ¹ | - | 1 | 1 | - | - | 1 | 1 | 0,5 a 5 | - |
| CT _{er} (org 100mL ⁻¹) ² | - | ND | ≤200 | ≤200 | ≤10 ³ -10 ⁴ | <10 | 10 ³ | ≤200 | ≤5.10 ³ |
| OH (ovo mL ⁻¹) | - | - | - | | ≤1 | <1 | <1 | - | - |

Legenda: IR- Uso irrestrito; RE – Uso restrito; CT_{er} - coliformes termotolerantes; OH- ovos de (geo)helminthos.

¹ Valor mínimo.

² A ABNT (2019) utiliza *E.coli*. como critério indicador de patógenos.

Fonte: elaborada pela autora (2022).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nesta pesquisa, foram avaliados o desempenho e a operação de lagoas de polimento em regime de batelada sequencial tratando efluente de reator UASB, bem como a aplicação do pós-tratamento, por coagulação, floculação e sedimentação. Desta maneira, pôde-se obter as conclusões elencadas a seguir:

- Em lagoas de polimento, o oxigênio dissolvido e o pH tendem a aumentar ao longo do ciclo de tratamento devido à intensa atividade das microalgas. As concentrações de OD observadas, geralmente acima da saturação, mostram que os processos fotossintéticos predominam em relação à oxidação da matéria orgânica, garantindo a manutenção de um ambiente aeróbio. Os elevados valores de pH alcançados (>10), por sua vez, são favoráveis à dessorção da amônia gasosa e à precipitação de fosfato.
- Quando se analisa o perfil vertical desses parâmetros (OD e pH) e da temperatura, ou seja, das condições ambientais na massa líquida, verificam-se diferenças significativas nos valores entre as camadas superiores e inferiores da lagoa, confirmando a existência de ciclos diários de estratificação térmica e química (durante o dia) e mistura vertical (à noite), independentemente da sazonalidade.
- Microalgas pertencentes a táxons comumente encontrados em sistemas de lagoas, como Chlorophyceae, Cyanobacteria, Euglenophyceae, Bacillariophyceae e Zygnematophyceae foram identificadas, seja no período quente ou frio do ano. *Chlorella vulgaris* foi a espécie dominante neste tipo de lagoa, indicando boas condições operacionais da unidade.
- Ficou nítido que a fotossíntese realizada por esses microrganismos constitui a principal fonte de oxigênio na lagoa, sendo o maior responsável pela garantia das condições aeróbias, mesmo havendo o consumo de OD pelos processos respiratórios (bactérias e microalgas) e perda para a atmosfera (dessorção).
- O modo de agitação (contínuo, intermitente ou ausente) parece não influenciar a produção de biomassa, ou a evolução dos parâmetros físico-químicos (pH, OD e temperatura), nem a remoção de matéria orgânica e nutrientes ao final do tratamento.
- A inoculação com microalgas, por sua vez, mostrou-se um procedimento bastante atrativo quando se operam lagoas de polimento em bateladas sequenciais. Mesmo em baixos percentuais (valor mínimo investigado: 12,5% do volume total da lagoa), a inoculação contribuiu para acelerar a remoção dos nutrientes (nitrogênio

amoniaco e ortofosfato), uma vez que proporcionou a elevação mais rápida do pH em relação à lagoa controle (0% de inóculo). Como consequência, a área requerida para o tratamento se tornou relativamente menor, de 2,2 e 2,7 m² hab⁻¹ para concentrações residuais ≤ 5 mg N L e ≤ 1 mg P L, respectivamente.

- O pós-tratamento por coagulação, floculação e sedimentação do efluente UASB-LP, utilizando PAC como coagulante, foi efetivo na remoção de microalgas e fósforo residual do líquido, sendo que a dose de coagulante e o pH foram as principais variáveis interferentes. Concentrações iguais ou maiores que 13,5 mgAl L⁻¹, a depender do pH do meio (entre 6 e 8), são suficientes para obter um efluente com valores de turbidez menores que 5 UNT (padrão comumente utilizado para fins de reúso urbano) e concentrações menores do que 1 mgP L⁻¹ (padrão para lançamento de efluente mais restritivo).
- Quando se aplica o tratamento físico-químico no efluente UASB-LP, torna-se desnecessária a remoção de fósforo na lagoa de polimento, visto que o coagulante PAC atua eficientemente na eliminação deste nutriente.
- Por fim, o efluente produzido pelo sistema UASB-LP apresenta qualidade para lançamento em águas superficiais, podendo contribuir para minimizar o impacto ambiental nos corpos receptores, uma vez que possibilita a remoção eficiente não apenas de patógenos, conforme relatado na literatura, mas principalmente de nitrogênio, fósforo total e material orgânico residual. Além disso, o líquido tratado possui potencial para ser utilizado nas modalidades de reúso agrícola e urbano. Este último tipo deve ser previsto apenas quando se realiza o pós-tratamento por coagulação, floculação e sedimentação.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Ao longo da realização do presente trabalho surgiram pontos que se revelaram interessantes para pesquisas subsequentes, sendo eles:

- Realizar estudos complementares de pós-tratamento do efluente UASB-LP por coagulação, floculação e sedimentação, considerando: a) os custos operacionais envolvidos, como o uso de reagentes químicos e a produção de lodo sedimentado, para a definição da condição ótima de dosagem de coagulante e pH; b) o emprego de coagulantes mais sustentáveis, como os orgânicos; c) uma análise comparativa com outros processos de remoção de microalgas, como a flotação por ar dissolvido (FAD);
- No âmbito do desenvolvimento de sistemas sustentáveis e da recuperação de recursos, investigar as possibilidades de uso da biomassa algal (lodo) gerada após o processo físico-químico de tratamento, incluindo a sua utilização como substrato na digestão anaeróbia, visando o aproveitamento energético na própria estação de tratamento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDEL-RAOUF, N.; AL-HOMAIDAN, A. A.; IBRAHEEM, I. B. M. Microalgae and wastewater treatment. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 19, n. 3, p. 257–275, 2012. DOI: 10.1016/j.sjbs.2012.04.005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.04.005>.
- ABIS, K. L.; MARA, D. Temperature measurement and stratification in facultative waste stabilisation ponds in the UK climate. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 114, n. 1–3, p. 35–47, 2006. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-006-1076-7>.
- ACIÉN, F. G.; MOLINA, E.; REIS, A.; TORZILLO, G.; ZITTELLI, G.C.; SEPÚLVEDA, C.; MASOJÍDEK, J. **Photobioreactors for the production of microalgae**. In: MUÑOZ, R.; GONZALEZ-FERNANDEZ, C. (editors). *Microalgae-Based Biofuels and Bioproducts: from Feedstock Cultivation to End-Products*, Woodhead Publishing, 2017. p. 1–44. DOI: 10.1016/B978-0-08-101023-5.00001-7.
- AGUIAR, M.R.L.; SANTOS, S.L.dos; VAN HAANDEL, A. Lagoas de polimento operando em bateladas como pós-tratamento de reatores UASB: remoção de material orgânico. **Revista DAE**, v. 69, n. 229, p. 70–79, 2021. <http://dx.doi.org/10.36659/dae.2021.020>.
- ALBUQUERQUE, M. da S.; SANTOS, S. L. dos; VAN HAANDEL, A. Influência do regime hidrodinâmico sobre o desempenho de lagoas de polimento. **Revista DAE**, v. 69, n. 229, p. 25–38, 2021. <http://dx.doi.org/10.36659/dae.2021.017>.
- ALBUQUERQUE, M. V. da C.; SOUZA, C. R. de; PONTES, T. G. de; SOUSA, J. T. de. Identificação de Fitoplâncton em Lagoas de Polimento no Pós-Tratamento de Efluente Anaeróbico. **Caderno Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 8, n. 5, p. 21–33, 2016.
- AL-LAYLA, M. A.; MIDDLEBROOKS, E. J. Effect of temperature on algal removal from wastewater stabilization ponds by alum coagulation. **Water Research**, v. 9, n. 10, p. 873–879, 1975. [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(75\)90035-4](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(75)90035-4).
- ALMEIDA, S. A. B. de. **Contribuição à aplicação de coeficientes de consumo em projetos de abastecimento de água e esgotamento sanitário em comunidades urbanas de baixa renda do nordeste do Brasil – Estudo de caso**. 2007. 70p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, Campina Grande, PB, 2007.
- ALVES, E. M.; CAVALCANTI, P. F. C.; VAN HAANDEL, A. Desorption rate of volatile compounds in polishing ponds. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 6, p. 1177–1182, 2011. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2011.104>.
- AMENGUAL-MORRO, C.; MOYÀ NIELL, G.; MARTÍNEZ-TABERNER, A. Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds. **Journal of Environmental Management**, v. 95, n. SUPPL., p. S71–S76, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.07.008>.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for examination of water and wastewater**. 23 ed. Washington D.C.: American Public Health Association, 2017.
- ARANGO, L.; CUERVO, F.M.; GONZÁLEZ-SÁNCHEZ, A. Effect of microalgae inoculation on the start-up of microalgae-bacteria systems treating municipal, piggery and digestate wastewaters. **Water Science and Technology**, v. 73, n. 3, p. 687–696, 2016. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2015.544>.
- ARBIB, Z.; CRESPO, I. de G.; CORONA, E. L.; ROGALLA, F. Understanding the biological activity of high rate algae ponds through the calculation of oxygen balances. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 101, n. 12, p. 5189–5198, 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s00253-017-8235-3>.
- ARIESYADY, H. D.; FADILAH, R.; KURNIASIH; SULAEMAN, A.; KARDENA, E. The distribution of microalgae in a stabilization pond system of a domestic wastewater treatment plant in a tropical environment (Case study: Bojongsoang wastewater treatment plant). **Journal of Engineering and Technological Sciences**, v. 48, n. 1, p. 86–98, 2016. <http://dx.doi.org/10.5614/j.eng.technol.sci.2016.48.1.7>.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 12216: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público**. Rio de Janeiro, RJ, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 16783: Uso de fontes alternativas não potáveis em edificações**. Rio de Janeiro, RJ, 2019.

AYAT, A. ARRIS, S.; ABBASZ, A.; BENCHEIKH-LEHOCINE, M.; MENIAI, A.H. Application of Response Surface Methodology For Modeling and Optimization of A Bio Coagulation Process (Sewage Wastewater Treatment Plant). **Environmental Management**, v. 67, n. 3, p. 489–497, 2021. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01407-0>.

AZOV, Y.; SHELEF, G. The effect of pH on the performance of high-rate oxidation ponds. **Water Science and Technology**, v. 19, n. 12, p. 381–383, 1987. <https://doi.org/10.2166/wst.1987.0177>.

BABA, R. K.; VAZ, M. S. M. G.; COSTA, J. da. Agrometeorological data correction using statistical methods. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 29, n. 4, p. 515–526, 2014. <https://doi.org/10.1590/0102-778620130611>.

BARREIRO-VESCOVO, S.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C.; BALLESTEROS, M; GODOS, I. DE. Activity determination of an algal-bacterial consortium developed during wastewater treatment based on oxygen evolution. **Journal of Water Process Engineering**, v. 36, 2020, 101278. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101278>.

BARROS, A. I.; GONÇALVES, A. L.; SIMÕES, M.; PIRES, J. C. M. Harvesting techniques applied to microalgae: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 41, p. 1489–1500, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.09.037>.

BARROSO, A. D.; OLIVEIRA, F. F. de; MARQUES, M. A. M.; SANTOS, S. M. dos; BRÊDA, F.; PERIM, C. A. B. Avaliação Temporal do Fitoplâncton na Lagoa de Polimento de uma Estação de Tratamento de Esgoto do tipo Biosistemas Integrados, em Alto Caxixe, Venda Nova do Imigrante, ES, Brasil. **Revista Científica Faesa**, v. 5, n. 1, p. 7–16, 2009. <http://dx.doi.org/10.5008/1809.7367.021>.

BASTOS, R. K. X.; DORNELAS, F. L.; RIOS, E. N.; RUAS, D. B.; OKANO, W. Y. Dinâmica da Qualidade da Água e da Comunidade Planctônica em Lagoas de Polimento. Estudo de Caso no Sudeste Brasileiro. **Revista AIDIS**, v. 3, n. 1, p. 98–107, 2010.

BATISTA, A. A.; DUTRA, I.; CARMO, F. F.; IZIDIO, N. S. C.; BATISTA, R. O. Qualidade dos frutos de mamoeiro produzidos com esgoto doméstico tratado. **Revista Ciência Agrônômica**, v.48, n.1, p.70-80, 2017. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20170008>.

BATISTA, M. M.; LAMBAIS, G. R.; SANTOS, S. L. dos; VAN HAANDEL, A. Decaimento bacteriano em lagoas de polimento tratando efluentes de reator UASB. **Revista DAE**, v. 69, n. 229, p. 80–90, 2021. <http://dx.doi.org/10.36659/dae.2021.021>.

BOLTON, N. F.; CROMAR, N. J.; HALLSWORTH, P.; FALLOWFIELD, H. J. A review of the factors affecting sunlight inactivation of micro-organisms in waste stabilisation ponds: Preliminary results for enterococci. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 4, p. 885–890, 2010. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2010.958>.

BRASIL. Agência Nacional de Águas (ANA). **Atlas esgotos: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil**. Brasília: ANA, 2020. 44p.

BRASIL. Agência Nacional de Águas (ANA). **Atlas Esgotos: Despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília: ANA, 2017. 88p.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento (SNS). Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). **Diagnóstico temático dos Serviços de Água e Esgotos: Visão Geral – ano de referência 2021**. Brasília: SNS/MDR, 2022. 91p.

BRASIL. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n° 357/2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento**. Diário Oficial da União, Brasília, 2005.

BRASIL. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente.** Diário Oficial da União, Brasília, 2011.

BRATBY, J. **Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment.** IWA Publishing, 3ª ed, 2016. <http://dx.doi.org/10.2166/9781780407500>.

BRUSSAARD, C. P. D. Viral Control of Phytoplankton Populations - a Review. **Journal of Eukaryotic Microbiology**, v. 51, n. , p. 125-38, 2004. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1550-7408.2004.tb00537.x>.

BUCHAUER, K. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment processes. **Water Sa**, v. 24, n. 1, p. 49–56, 1998.

BUNCE, J. T.; NDAM, E.; OFITERU, I. D.; MOORE, A.; 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. 1–15, 2018. <http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2018.00008>.

CAMARGO-VALERO, M. A.; MARA, D. D. Ammonia volatilisation in waste stabilisation ponds: A cascade of misinterpretations? **Water Science and Technology**, v. 61, n. 3, p. 555–561, 2010. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2010.856>.

CAMARGO-VALERO, M. A.; MARA, D. D. **Nitrogen Transformation and Removal in Maturation Ponds : Tracer Experiments with 15N Stable Isotopes in the United Kingdom in Summer.** In: INTERNATIONAL CONFERENCE SMALLWAT07, II, 2007, Seville, Spain, p. 2003–2008, 2007.

CAMARGO-VALERO, M. A.; READ, L. F.; MARA, D. D.; NEWTON, R. J.; CURTIS, T. P.; DAVENPORT, R. J. Nitrification-denitrification in waste stabilisation ponds: A mechanism for permanent nitrogen removal in maturation ponds. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 5, p. 1137–1146, 2010. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2010.963>.

CAMPINA GRANDE. Plano Municipal de Saneamento Básico de Campina Grande. **Diagnóstico da Situação dos Serviços de Saneamento Básico.** Campina Grande: Fundação Parque Tecnológico da Paraíba e Universidade Federal de Campina Grande. 2015. 478p.

CASSINI, S. T.; FRANCISCO, S. A.; ANTUNES, P. W. P.; OSS, R. N.; KELLER, R. Harvesting microalgal biomass grown in anaerobic sewage treatment effluent by the coagulation-flocculation method: Effect of pH. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, vol. 60, p. 1–12, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4324-2017160174>.

CAVALCANTI, P. F. F. **Aplicação de Reatores UASB e Lagoas de Polimento no Tratamento de Esgoto Doméstico.** João Pessoa: Gráfica Santa Marta, 1ª Ed, p. 172, 2009.

CAVALCANTI, P. F. F. **Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions.** Doctoral Thesis - Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands, 2003. 141p.

CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A.; KATO, M. T.; VON SPERLING, M.; LUDUVICE, M. L.; MONTEGGIA, L. O. Pós-Tratamento de Efluentes Anaeróbios por Lagoas de Polimento. In: CHERNICHARO, C. A. de L. (org.). **Pós- Tratamento de Efluente de Reatores Anaeróbios.** Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001.

CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. Polishing ponds for post-treatment of digested sewage part 1: Flow-through ponds. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 237–245, 2001.

CAVALCANTI, P. F.; VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. Effect of carbon dioxide and ammonium removal on pH changes in polishing ponds. **Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 45, n. 10, p. 377–382, 2002. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0372>.

CEARÁ. Conselho Estadual de Meio Ambiente. **Resolução COEMA nº 2 de 02/02/2017: Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a**

Portaria SEMACE nº 151, de 25 de novembro de 2002. CE, 2017.

CHATURVEDI, M. K. M.; LANGOTE, S. D.; KUMAR, D., ASOLEKAR, S.R., Significance and estimation of oxygen mass transfer coefficient in simulated waste stabilization pond. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 331–334, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.039>.

CHEN, L.; WANG, C.; WANG, W.; WEI, J. Optimal conditions of different flocculation methods for harvesting *Scenedesmus sp.* Cultivated in an open-pond system. **Bioresource Technology**, v. 133, p. 9–15, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.071>.

CHERNICHARO, C. A. L.; AQUINO, S. F.; SPERLING, M. V.; STUETZ, R. M.; SANTOS, L. V.; MABUB, M. O. A.; MOREIRA, M. A.; VASCONCELOS, O. M. S. R.; GLÓRIA, R. M. Conceptual analysis of the UASB/polishing pond system regarding the removal of surfactants, micropollutants and control of gaseous emissions. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 5, p. 1211–1219, 2010. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.964>.

CHO, D. H.; RAMANAN, R.; HEO, J.; KANG, Z.; KIM, B. H.; AHN, C. Y.; OH, H. M.; KIM, H. S. Organic carbon, influent microbial diversity and temperature strongly influence algal diversity and biomass in raceway ponds treating raw municipal wastewater. **Bioresource Technology**, vol. 191, p. 481–487, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.013>.

CHOI, H. J.; LEE, S. M. Effect of the N/P ratio on biomass productivity and nutrient removal from municipal wastewater. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 38, p. 761–766, 2014. <https://doi.org/10.1007/s00449-014-1317-z>.

COGGINS, L. X.; SOUNNESS, J.; ZHENG, L.; GHISALBERTI, M.; GHADOUANI, A. Impact of hydrodynamic reconfiguration with baffles on treatment performance in waste stabilisation ponds: A full-scale experiment. **Water (Switzerland)**, v. 10, n. 2, p. 1–18, 2018. <https://doi.org/10.3390/w10020109>.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Norma Técnica L5 303: Fitoplâncton de água doce: Métodos qualitativo e quantitativo. Ed out/2012 revisada. São Paulo: CETESB, 2013.

COSTA, F. G. B.; OLIVEIRA, A. F. M.; CARVALHO, M. A. B.; FERNANDES, M. B.; BATISTA, R. O. Desenvolvimento inicial de cultivares de melão fertirrigadas com distintas proporções de esgoto doméstico em Mossoró-RN. **Revista Caatinga**, v.27, n.2, p.116-123, 2014.

CUELLAR-BERMUDEZ, S. P.; ALEMAN-NAVA, G.S.; CHANDRA, R.; GARCIA-PEREZ, J.S.; CONTRERAS-ÂNGULO, J.R.; MARKOU, G.; MUYLAERT, K.; RITTMANN, B.E.; PARRA-SALDIVAR, R. Nutrients utilization and contaminants removal. A review of two approaches of algae and cyanobacteria in wastewater. **Algal Research**, v. 24, part B, p. 438–449, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.08.018>.

CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; SILVA, S. A. Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage fecal coliforms in waste stabilization pond water. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 58, n. 4, p. 1335–1343, 1992. <https://doi.org/10.1128/aem.58.4.1335-1343.1992>.

DAVIES-COLLEY, R. J.; DONNISON, A. M.; SPEED, D. J.; ROSS, C. M.; NAGELS, J. W. Inactivation of faecal indicator micro-organisms in waste stabilisation ponds: Interactions of environmental factors with sunlight. **Water Research**, v. 33, n. 5, p. 1220–1230, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00321-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00321-2).

DELGADO, S.; DIAZ, F.; GARCIA, D.; OTERO, N. Behaviour of Inorganic Coagulants in Secondary Effluents from a Conventional Wastewater Treatment Plant. **Filtration+Separation**, v. 8, n. 1, p. 42–46, 2003.

DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. 3 ed. São Carlos: LDiBe Editora, 2017. 1246 p.

DIAS, D. F. C.; PASSOS, R. G.; RODRIGUES, V. A. J.; MATOS, M. P. DE; SANTOS, C. R. S.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of a natural treatment system for small communities,

composed of a UASB reactor, maturation ponds (baffled and unbaffled) and a granular rock filter in series. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 39, n. 4, p. 490–502, 2018. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1304456>.

DIAS, D. F. C.; PASSOS, R. G.; VON SPERLING, M. A review of bacterial indicator disinfection mechanisms in waste stabilisation ponds. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 16, n. 3, p. 517–539, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9433-2>.

DIAS, D. F. C.; POSSMOSER-NASCIMENTO, T. E.; RODRIGUES, V. A. J.; VON SPERLING, M. Overall performance evaluation of shallow maturation ponds in series treating UASB reactor effluent: Ten years of intensive monitoring of a system in Brazil. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 206–214, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.044>.

DIAS, D.F.C.; VON SPERLING, M. Solar radiation (PAR , UV-A , UV-B) penetration in a shallow maturation pond operating in a tropical climate. **Water Science & Technology**, v. 76, n. 1, p. 182–191, 2017. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.203>.

DUAN, J.; GREGORY, J. Coagulation by hydrolysing metal salts. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 100–102, p. 475–502, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(02\)00067-2](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(02)00067-2).

EL OUARGHI, H.; BOUMANSOUR, B. E.; DUFAYT, O.; EL HAMOURI, B.; VASEL, J. L. Hydrodynamics and oxygen balance in a high-rate algal pond. **Water Science and Technology**, v. 42, n. 10–11, p. 349–356, 2000. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0678>.

ELAND, L.E.; DAVENPORT, R. J.; SANTOS, A. B. dos; MOTA FILHO, C. R. Molecular evaluation of microalgal communities in full-scale waste stabilisation ponds. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 40, n. 15, p. 1969–1976, 2019. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1435730>.

EVANS, R.A.; FALLOWFIELD, H. J.; CROMAR, N. J. Characterisation of oxygen dynamics within a high-rate algal pond system used to treat abattoir wastewater. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 2, p. 61–68, 2003. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0085>.

FABRETI, A. A. **Pós-Tratamento de Efluente de Lagoa de Estabilização através de Processo Físico-Químico**. 2006. 159p. Dissertação (Mestrado em engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

FASKOL, A. S.; RACOVITEANU, G. Determine the Required Log Reductions of Human Intestinal Helminth Eggs by Waste Stabilization Pond: A Simulation for Wastewater Recycling in Agriculture. **Mathematical Modelling in Civil Engineering**, v. 15, n. 1, p. 11–25, 2019. <https://doi.org/10.2478/mmce-2019-0002>.

FERREIRA FILHO, S. S. **Tratamento de água: concepção, projeto e operações de tratamento**. 1 ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017.

FERREIRA, J. T. **Avaliação do fitoplâncton em diversas profundidades em uma lagoa de polimento**. 2016. 74p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco - UFPE, Recife, PE, 2016.

FLORENTINO, A. P.; COSTA, M. C.; NASCIMENTO, J. G. S.; ABDALA-NETO, E. F.; MOTA, C. R.; SANTOS, A. B. dos. Identification of microalgae from waste stabilization ponds and evaluation of electroflotation by alternate current for simultaneous biomass separation and cell disruption. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 1, p. 177–186, 2019. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019193972>.

FRUTUOSO, F. K. A.; SANTOS, S. L. dos; VAN HAANDEL, A.. Lagoas de transbordo aplicadas para o melhoramento de efluentes anaeróbios destinados a lagoas de polimento. **Revista DAE**, v. 69, n. 229, p. 115–131, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.024>.

FYTIANOS, K.; VOUDRIAS, E.; RAIKOS, N. Modelling of phosphorus removal from aqueous and wastewater samples using ferric iron. **Environmental Pollution**, v. 101, n. 1, p. 123–130, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00007-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00007-4).

GARCÍA, D.; POSADAS, E.; BLANCO, S.; ACIÉN, G.; GARCÍA-ENCINA, P.; BOLADO, S.;

- MUÑOZ, R. Evaluation of the dynamics of microalgae population structure and process performance during piggery wastewater treatment in algal-bacterial photobioreactors. **Bioresource Technology**, v. 248, part B, p. 120–126, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.079>.
- GARCÍA, J.; GREEN, B.F.; LUNDQUIST, T.; MUJERIEGO, R.; HERNÁNDEZ-MARINÉ, M.; OSWALD, W.J. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 14, p. 1709–1715, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.07.019>.
- GERDE, J. A.; YAO, L.; LIO, J.; WEN, Z.; WANG, T. Microalgae flocculation: Impact of flocculant type, algae species and cell concentration. **Algal Research**, v. 3, n. 1, p. 30–35, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2013.11.015>.
- GHAFAARI, S.; AZIZ, H. A.; ISA, M. H.; ZINATIZADEH, A. A. Application of response surface methodology (RSM) to optimize coagulation-flocculation treatment of leachate using poly-aluminum chloride (PAC) and alum. **Journal of Hazardous Materials**, vol. 163, n. 2–3, p. 650–656, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.090>.
- GOLUEKE, C. G.; OSWALD, W. J. Harvesting and Processing Sewage-Grown Planktonic Algae. v. 37, n. 4, p. 471–498, 1965.
- GONÇALVES, R. F.; ASSIS, T. I.; MACIEL, G. B.; BORGES, R. M.; CASSINI, S. T. A. Co-digestion of municipal wastewater and microalgae biomass in an upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Algal Research**, v. 52, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.102117>.
- GONG, Y.; ZHAO, D. **Physical-Chemical Processes for Phosphorus Removal and Recovery**. In: AHUJA, S. Comprehensive Water Quality and Purification - volume 3: Remediation of Polluted Waters. Elsevier Ltd., 2014. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-382182-9.00086-4>.
- GRATZIOU, M.; CHALATSI, M. Efficiency of stabilization pond systems in Northern Greece on phosphorus removal. **Water Utility Journal**, v. 16, p. 105–116, 2017.
- GREGORY, J.; ROSSI, L. Dynamic testing of water treatment coagulants. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 1, n. 4, p. 65–72, 2001. <https://doi.org/10.2166/ws.2001.0068>.
- GRIMA, E. M.; BELARBI, E.-H.; FERNÁNDEZ, F. G. A.; MEDINA, A. R.; CHISTI, Y. Recovery of microalgal biomass and metabolites: Process options and economics. **Biotechnology Advances**, v. 20, n. 7–8, p. 491–515, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0734-9750\(02\)00050-2](https://doi.org/10.1016/S0734-9750(02)00050-2).
- GROBBELAAR, J. U. Microalgal biomass production: Challenges and realities. **Photosynthesis Research**, v. 106, n. 1–2, p. 135–144, 2010. <https://doi.org/10.1007/s11120-010-9573-5>.
- GROBBELAAR, J. U. Physiological and technological considerations for optimising mass algal cultures. **Journal of Applied Phycology**, v. 12, n. 3–5, p. 201–206, 2000. <https://doi.org/10.1023/a:1008155125844>.
- GROBBELAAR, J. U. Turbulence in mass algal cultures and the role of light/dark fluctuations. **Journal of Applied Phycology**, v. 6, n. 3, p. 331–335, 1994. <https://doi.org/10.1007/BF02181947>.
- GU, R.; LUCK, F. N. Water Quality Stratification in Shallow Waste Water Stabilization Pond. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 32, n. 4, 1997. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1996.tb03480.x>.
- GUTIÉRREZ, R.; FERRER, I.; GARCÍA, J.; UGGETTI, E. Influence of starch on microalgal biomass recovery, settleability and biogas production. **Bioresource Technology**, v. 185, p. 341–345, 2015a. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.003>.
- GUTIÉRREZ, R.; FERRER, I.; UGGETTI, E.; ARNABAT, C.; SALVADÓ, H.; GARCÍA, J. Settling velocity distribution of microalgal biomass from urban wastewater treatment high rate algal ponds. **Algal Research**, v. 16, p. 409–417, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.03.037>.
- GUTIÉRREZ, R.; PASSOS, F.; FERRER, I.; UGGETTI, E.; GARCÍA, J. Harvesting microalgae from wastewater treatment systems with natural flocculants: Effect on biomass settling and biogas production.

Algal Research, v. 9, p. 204–211, 2015b. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2015.03.010>.

HADIYANTO, H.; WIDAYAT, W.; PRATIWI, M.E.; CHRISTWARDANA, M.; MUylaert, K. Effect of pH, cationic inducer, and clam shells as bio-flocculant in the optimization of the flocculation process for enhanced microalgae harvesting using response surface methodology. **Environmental Pollutants and Bioavailability**, v. 34, n. 1, p. 338–351, 2022a. <https://doi.org/10.1080/26395940.2022.2110520>.

HADIYANTO, H.; WIDAYAT, W.; CHRISTWARDANA, M.; PRATIWI, M.E. The flocculation process of *Chlorella* sp. using chitosan as a bio-flocculant: Optimization of operating conditions by response surface methodology. **Current Research in Green and Sustainable Chemistry**, v. 5, 100291, 2022b. <https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2022.100291>

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.7, n.4, p.75-97, 2002. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v7n4.p75-95>.

HO, L. T.; PHAM, D.T; VAN ECHELPOEL, W.; ALVARADO, A.; ESPINOZA-PALACIOS, J.E.; AREVALO-DURAZNO, M.B.; GOETHALS, P.L.M. Exploring the influence of meteorological conditions on the performance of a waste stabilization pond at high altitude with structural equation modeling. **Water Science and Technology**, v. 78, n. 1, p. 37–48, 2018. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.254>.

HSU, P.H. Precipitation of phosphate from solution using aluminum salt. **Water Research**, [s. l.], v. 9, n. 12, p. 1155–1161, 1975. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(75\)90115-3](https://doi.org/10.1016/0043-1354(75)90115-3).

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Dados meteorológicos**. 2021. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>.

INTERÁGUAS - PROGRAMA DE DESENVOLVIMENTO DO SETOR ÁGUAS. Elaboração de proposta de plano de ações para instituir uma política de reúso de efluente sanitário tratado no Brasil. **Produto III – Critérios de qualidade de água**. Brasília, 2017. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/arquivos/interaguas/MCID_Reuso_Produto3-CriteriosdeQualidadedaAguaReuso.pdf>. Acesso em: 01 out. 2022.

JENSEN, V. K.; CAMMAROTA, M. C.; VOLSCHAN, I. Methane Production of Algal Biomass from Facultative Stabilization Pond: Evaluation of Anaerobic Biodegradability and Codigestion with Sewage Sludge. **Journal of Environmental Engineering (United States)**, v. 144, n. 5, p. 1–7, 2018. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001359](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001359).

JESUS, H. S. de; CASSINI, S.T.A; PEREIRA, M.V.; DASSOLER, A.F.; GONÇALVES, R.F. Autochthonous microalgae cultivation with anaerobic effluent: isolation of strains, survivorship, and characterization of the produced biomass. **Revista Ambiente e Água**, v. 14, n. 4, p. 1-9, 2019. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2362>.

JIA, H.; YUAN, Q. Removal of nitrogen from wastewater using microalgae and microalgae-bacteria consortia. **Cogent Environmental Science**, v. 2, n. 1, 2016. <https://doi.org/10.1080/23311843.2016.1275089>.

JONG, P. de; VOORS, E.H.; VAN DER PLUIJM, J.L.P.M. **Manual of Chemical Phosphorus Removal** (in Dutch), STOWA, Report n° 93 – 06, 1993.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 8 ed., 2017.

KAMIWADA, W. Y.; ANDRADE, P. V.; REIS, A. G. dos. Emprego do cloreto de polialumínio em estudos de tratabilidade de água de abastecimento via coagulação, floculação e sedimentação. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, n. 5, p. 667–676, 2020. <https://doi.org/10.1590/s1413-4152202020180005>.

KANG, D.; KIM, K. JANG, Y; MOON, H.;JU, D.; JAHNG, D. Nutrient removal and community structure of wastewater-borne algal-bacterial consortia grown in raw wastewater with various

wavelengths of light. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 126 2017, p. 10–20, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.09.022>.

KAYOMBO, S.; MBWETTE, T. S. A.; MAYO, A. W.; KATIMA, J. H. Y.; JORGENSEN, S. E. Modelling diurnal variation of dissolved oxygen in waste stabilization ponds. **Ecological Modelling**, v. 127, n. 1, p. 21–31, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(99\)00196-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00196-9).

KELLNER, E.; PIRES, E. C. The influence of thermal stratification on the hydraulic behavior of waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 1, p. 41–48, 2002. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0006>.

KHAN, A. A.; GAUR, R. Z.; TYAGI, V. K.; KHURSHEED, A.; LEW, B.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A. A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 12, p. 1232–1251, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.05.017>.

KIM, D. W.; YU, S.I.;IM, K.; SHIN, J. SHIN, S.G. Responses of Coagulant Type, Dosage and Process Conditions to Phosphate Removal Efficiency from Anaerobic Sludge. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 3, 2022. <https://doi.org/10.3390/ijerph19031693>.

KONIG, A.; CEBALLOS, B. S. O. de; ALMENIDA, M. V. A. de. Observações sobre a População Algal em Efluentes de Lagoas de Estabilização em Escala Real no Estado da Paraíba - Brasil. *In*: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 28, 2002, Cancún. **Anais [...]**. Cancún: Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2002, p. 1–6.

KOTHANDARAMAN, V.; EVANS, R. L. **Removal of Algae from Waste Stabilization Pond Effluents—a State of the Art**. Circular 108, State of Illinois, USA: Illinois State Water Survey, 1972. 9p.

KOTUT, K.; BALLOT, A.; WIEGAND, C.; KRIENITZ, L. Toxic cyanobacteria at Nakuru sewage oxidation ponds - A potential threat to wildlife. **Limnologia**, v. 40, n. 1, p. 47–53, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.01.003>.

LARSDOTTER, K. Wastewater treatment with microalgae – a literature review. **Vatten**, v. 62, p. 31–38, 2006.

LAVOIE, A.; NOÛE, J. de la. Harvesting of *Scenedesmus obliquus* in wastewaters: Auto- or bioflocculation? **Biotechnology and Bioengineering**, v. 30, n. 7, p. 852–859, 1987. <https://doi.org/10.1002/bit.260300707>.

LI, M.; ZHANG, H.; LEMCKERT, C.; ROIKO, A.; STRATTON, H. On the hydrodynamics and treatment efficiency of waste stabilisation ponds: From a literature review to a strategic evaluation framework. **Journal of Cleaner Production**, v. 183, p. 495–514, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.199>.

LI, S.; HU, T.; XU, Y.; WANG, J.; CHU, R.; YIN, Z.; MO, F.; ZHU, L. A review on flocculation as an efficient method to harvest energy microalgae: Mechanisms, performances, influencing factors and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 131, article 110005, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110005>.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 4 ed. Campinas, SP: Editora Átomo, 2016. 638p.

LV, J.; FENG, J.; LIU, Q.; XIE, S. Microalgal cultivation in secondary effluent: Recent developments and future work. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 18, n. 1, p. 1–18, 2017. <https://doi.org/10.3390/ijms18010079>.

MARA, D. Design Manual for Waste Stabilization Ponds in India. **Civil Engineering**, p. 1–135, 1997.

MARA, D. **Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries**. London: Earthscan, 2003.

- MARAIS, G.v.R. Faecal bacteria kinetics in stabilization ponds. **Journal of the Environmental Engineering Division**, v. 100, n.1, p.119-139, 1974.
- MARGALEF, R. Limnologia. Barcelona: Editora Omega, 1983, 1.010 p.
- MARGUTI, A. L.; FERREIRA FILHO, S. S.; PIVELI, R. P. Physical-chemical process optimization for phosphorus removal from domestic wastewater by chemical precipitation with ferric chloride. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 13, n. 4, p. 395–404, 2008. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522008000400008>.
- MATHIMANI, T.; MALLICK, N. A comprehensive review on harvesting of microalgae for biodiesel - Key challenges and future directions. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 91, p. 1103–1120, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.083>.
- MATTER, I. A.; HOANG BUI, V. K.; JUNG, M.; SEO, J. Y.; KIM, Y. E.; LEE, Y.C.I; OH, Y. K. Flocculation harvesting techniques for microalgae: A review. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 9, n. 15, 2019. <https://doi.org/10.3390/app9153069>.
- MAYO, A. W.; ABBAS, M. Removal mechanisms of nitrogen in waste stabilization ponds. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 72, p. 77–82, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2014.09.011>.
- MCBRIDE, R. C.; LOPEZ, S.; MEENACH, C.; BURNETT, M.; LEE, P.A.; NOHILLY, F.; BEHNKE, C. Contamination Management in Low Cost Open Algae Ponds for Biofuels Production. **Industrial Biotechnology**, v. 10, n. 3, p. 221–227, 2014. <https://doi.org/10.1089/ind.2013.0036>.
- MEDEIROS, S. S.; SALCEDO, I. H; dos SANTOS, D. B.; BATISTA, R. O; SANTOS JÚNIOR, J. A; LIMA, R. C. C.; MARIN, A. M. P. **Esgotamento sanitário: panorama para o semiárido brasileiro**. Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido, 2014. 63p.
- MENDOZA, J. L.; GRANADOS, M.R.; GODOS, I. DE; ACIÉN F.G.; MOLINA E.; HEAVEN, S.; BANKS, C.J.. Oxygen transfer and evolution in microalgal culture in open raceways. **Bioresource Technology**, v. 137, p. 188–195, 2013. DOI: 10.1016/j.biortech.2013.03.127.
- MENESES, C. G. R. SARAIVA, L.B.; MELO, H.N. de S.; MELO, J.L.S. de; PEARSON, H.W. VARIATIONS in BOD, algal biomass and organic matter biodegradation constants in a wind-mixed tropical facultative waste stabilization pond. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 183–190, 2005. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0458>.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.
- MITCHELL, E.T.; MYERS, K.J.; JANZ, E.E.; FASANO, J.B. Solids suspension agitation in square tanks. **Canadian Journal of Chemical Engineering**, v. 86, n. 1, p. 110–116, 2008. <https://doi.org/10.1002/cjce.20004>.
- MONTGOMERY, D. C. A. S. U. **Design and Analysis of Experiments Ninth Edition**. 8 ed. New York: John Wiley & Sons, Inc, 2013. 724p.
- MORAIS, C. E. P. de; SANTOS, S. L. dos; VAN HAANDEL, A. Determinação de constantes de transferência de compostos voláteis em lagoas de tratamento de esgoto. **Revista DAE**, v. 69, n. 229, p. 39–51, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.018>.
- MORAIS, N. W. S.; SANTOS, A. B. dos. Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. **Revista DAE**, v. 67, n. 215, p. 40–55, 2017. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.004>.
- MOSADDEGHI, M. R.; SHARIATI, F.P.; YAZDI, S.A.V.; BIDHENDI, G.N. Application of response surface methodology (RSM) for optimizing coagulation process of paper recycling wastewater using *Ocimum basilicum*. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 41, n. 1, p. 100–108, 2020. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1491637>.
- NAIR, A. T.; MAKWANA, A. R.; AHAMMED, M. M. The use of response surface methodology for modelling and analysis of water and wastewater treatment processes: A review. **Water Science and**

Technology, v. 69, n. 3, p. 464–478, 2014. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.733>.

NERY, J.F.; NERY, G.K.M.; MEDEIROS, S.S.; BRASILEIRO, W.F. **Cianobactérias no Samiárido: Guia ilustrado**. Campina Grande/PB: INSA. 2019. 112 p.

NUR, M. M. A.; BUMA, A. G. J. Opportunities and Challenges of Microalgal Cultivation on Wastewater, with Special Focus on Palm Oil Mill Effluent and the Production of High Value Compounds. **Waste and Biomass Valorization**, v. 10, n. 8, p. 2079–2097, 2019. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0256-3>.

ODUM, H. T. Primary Production in Flowing Waters. **Limnology and Oceanography**, v. 1, n. 2, p. 102–117, 1956. <https://doi.org/10.4319/lo.1956.1.2.0102>.

OLAIZOLA, M. Commercial development of microalgal biotechnology: From the test tube to the marketplace. **Biomolecular Engineering**, v. 20, n. 4–6, p. 459–466, 2003. [https://doi.org/10.1016/S1389-0344\(03\)00076-5](https://doi.org/10.1016/S1389-0344(03)00076-5).

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. Evaluation of 166 treatment plants operating in Brazil, comprising several technologies. Part 1-Performance analysis. **Eng. sanit. ambient**, v. 10, n. 4, p. 347–357, 2005. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000400011>.

ORTIZ, A.; GARCÍA-GALÁN, M. J.; GARCÍA, J.; DÍEZ-MONTERO, R. Optimization and operation of a demonstrative full scale microalgae harvesting unit based on coagulation, flocculation and sedimentation. **Separation and Purification Technology**, v. 259, n. December 2020, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.118171>.

OUALI, A.; JUPSIN, H.; GHRABI, A.; VASEL, J. L. Removal kinetic of Escherichia coli and enterococci in a laboratory pilot scale wastewater maturation pond. **Water Science and Technology**, v. 69, n. 4, p. 755–759, 2014. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.774>.

OWOLABI, R. U.; USMAN, M. A.; KEHINDE, A. J. Modelling and optimization of process variables for the solution polymerization of styrene using response surface methodology. **Journal of King Saud University - Engineering Sciences**, v. 30, n. 1, p. 22–30, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jksues.2015.12.005>.

PALMER, C. M. A Composite Rating of Algae Tolerating Organic Pollution. **Journal of Phycology**, v. 5, n. 1, p. 78–82, 1969. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1969.tb02581.x>.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 35–42, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.158>.

PARK, M. G.; YIH, W.; COATS, D. W. Parasites and phytoplankton, with special emphasis on dinoflagellate infections. **Journal of Eukaryotic Microbiology**, v. 51, n. 2, p. 145–155, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.1550-7408.2004.tb00539.x>.

PARLATORE, A. C. Misturadores e Floculadores Mecanizados - Padronização e Dimensionamento. **Revista DAE**, v. 88, p. 61-92, 1972.

PASSOS, R. G.; DIAS, D. F. C.; VON SPERLING, M. Simple Mid-Depth Transverse Baffles To Improve Bacterial Disinfection in a Shallow Maturation Pond – Performance Evaluation and CFD Simulation. **Environmental Technology**, 2020. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1832584>.

PASSOS, R. G.; DIAS, D.F.C.; RODRIGUES, V.A.J.; VON SPERLING, M. Stratification and equalization cycles in shallow maturation ponds with different operational configurations and at different periods of the year. **Water Practice and Technology**, v. 14, n. 3, p. 682–694, 2019. <https://doi.org/10.2166/wpt.2019.054>.

PASTICH, E. A.; GAVAZZA, S.; CASÉ, M. C. C.; FLORENCIO, L.; KATO, M. T. Structure and dynamics of the phytoplankton community within a maturation pond in a semiarid region. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 1, p. 144–153, 2016a. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.15214>.

PASTICH, E. A.; BARBOSA, S. M.; FLORENCIO, L.; GAVAZZA, S.; KATO, M. T. The influence of

environmental factors on the diel variation of phytoplankton in stabilization Ponds. **Interciencia**, v. 41, n. 5, p. 330–333, 2016b. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33945552007>.

PEDAHZUR, R.; NASSER, A. M.; DOR, I.; FATTAL, B.; SHUVAL, H.I. THE Effect of Baffle Installation on the performance of a Single-Cell Stabilization, **Water Science & Technology**, v. 27, n. 7, p. 45–52, 1993. <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0533>.

PEREIRA, A. B. **Produção de Biomassa e de Lipídeos por Cultivo Misto de Microalgas Suplementado Com CO₂**. 109 p. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2013.

PEREIRA, M. V.; DASSOLER, A.F.; ANTUNES, P.W.; GONÇALVES, R.F.; CASSINI, S.T. Indigenous microalgae biomass cultivation in continuous reactor with anaerobic effluent: effect of dilution rate on productivity, nutrient removal and bioindicators. **Environmental Technology**, v. 41, n. 14, p. 1780-1792, 2020. <https://doi.org/1080/09593330.2018.1549105>.

PERNITSKY, D. J.; EDZWALD, J. K. Selection of alum and polyaluminum coagulants: Principles and applications. **Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA**, v. 55, n. 2, p. 121–141, 2006. <https://doi.org/10.2166/aqua.2006.062>.

PERNITSKY, D. J.; EDZWALD, J. K. Solubility of polyaluminium coagulants. **Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA**, v. 52, n. 6, p. 395–406, 2003. <https://doi.org/10.2166/aqua.2003.0036>.

PETRINI, S.; FOLADORI, P.; BEGHINI, F.; ARMANINI, F.; SEGATA, N.; ANDREOTTOLA, G. How inoculation affects the development and the performances of microalgal-bacterial consortia treating real municipal wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 263, 110427, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110427>.

PHAM, D. T.; EVERAERT, G.; JANSSENS, N.; ALVARADO, A.; NOPENS, I.; GOETHALS, P. L. M. Algal community analysis in a waste stabilisation pond. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 302–306, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.046>.

PHAM, D.T.; HO, L.; ESPINOZA-PALACIOS, J.; AREVALO-DURAZNO, M. Generalised Linear Models for Prediction of Dissolved Oxygen in a Waste Stabilisation Pond. **Water**, v. 2, n. 1930, p. 1–18, 2020.

PHAM, L. A.; LAURENT, J.; BOIS, P.; WANKO, A. Finding optimal algal/bacterial inoculation ratio to improve algal biomass growth with wastewater as nutrient source. **Water SA**, v. 45, n. 4, p. 624–631, 2019. <https://doi.org/10.17159/wsa/2019.v45.i4.7543>.

PIGNOLET, O.; JUBEAU, S.; VACA-GARCIA, C.; MICHAUD, P. Highly valuable microalgae: Biochemical and topological aspects. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, v. 40, n. 8, p. 781–796, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10295-013-1281-7>.

PONTES, T. G. de; SOUSA, J. T. de; LEITE, V. D. Pós-tratamento de Efluente Anaeróbico em Lagoas de Polimento com Alimentação em Fluxo Contínuo e Batelada. **REVISTA AIDIS**, v. 10, n. 1, p. 31–47, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2017.10.1.54358>.

POSADAS, E.; ALCÁNTARA, C.; GARCÍA-ENCINA, P.A.; GOUVEIA, L.; GUIEYSSE, B.; NORVILL, Z.; ACIÉN, F.G.; MARKOU, G.; CONGESTRI, R.; KOREIVIENE, J.; MUÑOZ, R. **Microalgae cultivation in wastewater**. In: Woodhead Publishing Series in Energy, Microalgae-Based Biofuels and Bioproducts. Woodhead Publishing, 2017, p. 67–91. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-101023-5.00003-0>.

POSSMOSER-NASCIMENTO, T. E.; RODRIGUES, V. A. J.; VON SPERLING, M.; VASEL, J. L. Sludge accumulation in shallow maturation ponds treating UASB reactor effluent: Results after 11 years of operation. **Water Science and Technology**, v. 70, n. 2, p. 321–328, 2014. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.224>.

POWELL, N.; SHILTON, A.; PRATT, S.; CHISTI, Y. Luxury uptake of phosphorus by microalgae in full-scale waste stabilisation ponds. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 4, p. 704–709, 2011.

<https://doi.org/10.2166/wst.2011.116>.

PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO – PROSAB. FLORENCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; AISSE, M.M. (COORD.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES - PROSAB, 2006. 427p. Ministério da Ciência e Tecnologia. FINEP, 2006.

QIANG, H.; RICHMOND, A.; ZARMI, Y. Combined effects of light intensity, light-path and culture density on output rate of spirulina platensis (cyanobacteria). **European Journal of Phycology**, v. 33, n. 2, p. 165–171, 1998. <https://doi.org/10.1080/09670269810001736663>.

QUIJANO, G.; ARCILA, J. S.; BUITRÓN, G. Microalgal-bacterial aggregates: Applications and perspectives for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, v. 35, n. 6, p. 772–781, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2017.07.003>.

RAMASAHAYAM, S. K.; GUZMAN, L.; GUNAWAN, G.; VISWANATHAN, T. A comprehensive review of phosphorus removal technologies and processes. **Journal of Macromolecular Science, Part A: Pure and Applied Chemistry**, v. 51, n. 6, p. 538–545, 2014. <https://doi.org/10.1080/10601325.2014.906271>.

RANDRIANARISON, G.; ASHRAF, M. A. Microalgae: a potential plant for energy production. **Geology, Ecology, and Landscapes**, v. 1, n. 2, p. 104–120, 2017. <https://doi.org/10.1080/24749508.2017.1332853>.

RAWAT, I.; KUMAR, R. R.; MUTANDA, T.; BUX, F. Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. **Applied Energy**, v. 88, n. 10, p. 3411–3424, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.025>.

RICHMOND, A. **Handbook of Microalgal Culture: Biotechnology and applied Phycology**. Oxford, UK: Blackwell Science Ltd., 2004. 566p.

RIEDIGER, W.; BUENO, N.C.; SEBASTIEN, N.Y.; BORTOLINI, J.C. Spatial and temporal variation of phytoplankton in subtropical stabilization ponds. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 4, p. 441–453, 2015. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2715>.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual do Meio Ambiente. **Resolução CONSEMA Nº 355/2017: Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul**. RS, 2017.

RODRIGUES, M. I.; IEMMA, A. **Planejamento de experimentos e otimização de processos**. 2. ed. Campinas, SP: Casa do Espírito Amigo Fraternidade Fé e Amor, 2009.

RODRIGUES, V. A. J.; MAC CONELL, E. F. A.; DIAS, D. F. C.; VON SPERLING, M.; DE ARAÚJO, J. C.; VASEL, J. L. Nitrogen removal in a shallow maturation pond with sludge accumulated during 10 years of operation in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 76, n. 2, p. 268–278, 2017. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.193>.

SALAMA, E. S.; KURADE, M. B.; ABOU-SHANAB, R. A. I.; EL-DALATONY, M. M.; YANG, I. S.; MIN, B.; JEON, B. H. Recent progress in microalgal biomass production coupled with wastewater treatment for biofuel generation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 79, p. 1189–1211, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.091>.

SALES, M. A. L.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. Desenvolvimento da cultura e presença de *E. coli* na salsa irrigada com água residuária tratada por radiação solar. **Revista Irriga**, v.24, n.2, p.336-351, 2019. DOI: <https://doi.org/10.15809/irriga.2019v24n2p336-351>.

SÁNCHEZ, Á.; MACEIRAS, R.; CANCELA, A.; PÉREZ, A. Culture aspects of Isochrysis galbana for biodiesel production. **Applied Energy**, v. 101, p. 192–197, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.03.027>.

SÁNCHEZ, J. F.; FERNÁNDEZ, J.M.; ACIÉN, F.G.; RUEDA, A.; PÉREZ-PARRA, J.; MOLINA, E. Influence of culture conditions on the productivity and lutein content of the new strain Scenedesmus almeriensis. **Process Biochemistry**, v. 43, n. 4, p. 398–405, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2008.01.004>.

- SÁNCHEZ-BAYO, A.; MORALES, V.; RODRÍGUEZ, R.; VICENTE, G.; BAUTISTA, L.F. Cultivation of Microalgae and Cyanobacteria: Effect of Operating Conditions on Growth and Biomass Composition. **Molecules**, v. 25, n. 12, p. 1–17, 2020. <https://doi.org/10.3390/molecules25122834>.
- SANTOS, I. V.; SANTOS, S. L. dos; VAN HAANDEL, A. Remoção de fósforo em lagoas de polimento operadas em regime de bateladas sequenciais. **Revista DAE**, v. 69, n. 229, p. 91–103, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.022>.
- SANTOS, S. L. dos; SIMÕES, J. P. de O.; PAIVA, F. V.; VAN HAANDEL, A. Design optimization of a simple, single family, anaerobic sewage treatment system. **Water Practice and Technology**, v. 12, n. 1, p. 55–71, 2017. <https://doi.org/10.2166/wpt.2017.010>.
- SANTOS, S. L. dos; VAN HAANDEL, A. Nutrient removal in sequential batch polishing ponds. **Water (Switzerland)**, v. 13, n. 11, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13111584>.
- SANYANO, N.; CHETPATTANANONDH, P.; CHONGKHONG, S. Coagulation-flocculation of marine *Chlorella* sp. for biodiesel production. **Bioresource Technology**, v. 147, p. 471–476, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.080>.
- SASONGKO, N. A.; NOGUCHI, R.; ITO, J.; DEMURA, M.; ICHIKAWA, S.; NAKAJIMA, M.; WATANABE, M. M. Engineering study of a pilot scale process plant for microalgae-oil production utilizing municipal wastewater and flue gases: Fukushima pilot plant. **Energies**, v. 11, n. 7, 2018. <https://doi.org/10.3390/en11071693>.
- SINGH, G.; PATIDAR, S. K. Microalgae harvesting techniques: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 217, p. 499–508, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.010>.
- SINGH, N. K.; DHAR, D. W. Microalgae as second generation biofuel. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 31, n. 4, p. 605–629, 2011. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0018-0>.
- SOUSA, T. A. T. de. **Pós-Tratamento de Efluente Anaeróbio em Lagoa De Polimento**. 2015. 80p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Universidade Estadual da Paraíba, UEPB, Campina Grande, PB, 2015.
- SOUSA, T. A. T. de; LOPES, W. S.; HENRIQUE, I. N.; LEITE, V. D.; SOUSA, J. T. de. Post-treatment of municipal sewer in shallow polishing ponds. **African Journal of Biotechnology**, v. 16, n. 11, p. 508–516, 2017. <https://doi.org/10.5897/ajb2016.15779>.
- STAEHR, P.A.; BADE, D.; BOGERT, M.C. van de; KOCH, G.R.; WILLIAMSON, C.; HANSON, P.; COLE, J.J.; KRATZ, T. Lake metabolism and the diel oxygen technique: State of the science. **Limnology and Oceanography: Methods**, v. 8, p. 628–644, 2010. <https://doi.org/10.4319/lom.2010.8.0628>.
- SUTHERLAND, D. L.; TURNBULL, M.H.; CRAGGS, R. J. Environmental drivers that influence microalgal species in fullscale wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Research**, v. 124, p. 504–512, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.012>.
- SWEENEY, D. D.; NIXON, J.B.; CROMAR, N.J.; FALLOWFIELD, H.J. Profiling and modelling of thermal changes in a large waste stabilisation pond. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 163–172, 2005. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0454>.
- SWEENEY, D. G.; NIXON, J.B.; CROMAR, N.J.; FALLOWFIELD, H.J. Temporal and spatial variation of physical, biological, and chemical parameters in a large waste stabilisation pond, and the implications for WSP modelling. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 11, p. 1–9, 2007. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.336>.
- TAN, J. S.; LEE, S. Y.; CHEW, K. W.; LAM, M. K.; LIM, J. W.; HO, S. H.; SHOW, P. L. A review on microalgae cultivation and harvesting, and their biomass extraction processing using ionic liquids. **Bioengineered**, v. 11, n. 1, p. 116–129, 2020. <https://doi.org/10.1080/21655979.2020.1711626>.
- TEH, C. Y.; BUDIMAN, P.M.; SHAK, K.P.Y.; WU, T.Y. Recent Advancement of Coagulation-Flocculation and Its Application in Wastewater Treatment. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 55, n. 16, p. 4363–4389, 2016. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.5b04703>.

TEIXEIRA, C. Introdução aos métodos para medir a produção primária do fitoplâncton marinho. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 22, p. 59–92, 1973. <https://doi.org/10.1590/s0373-55241973000100004>.

TORRES, D. M. **Recuperação da Biomassa de Algas de Lagoas de Estabilização por Flotação por Ar Dissolvido**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Estadual da Paraíba. 2017. 127 f. Universidade Estadual da Paraíba, 2017.

TORRES, D.M. **Decaimento Bacteriano em Lagoas de Estabilização no Nordeste Brasileiro**. 2011. 84p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária), Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, Natal, RN, 2011.

TRINH, T. K.; KANG, L. S. Response surface methodological approach to optimize the coagulation-flocculation process in drinking water treatment. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 89, n. 7, p. 1126–1135, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2010.12.004>.

TUSZYNSKA, A.; KOLECKA, K.a; QUANT, B.. The influence of phosphorus fractions in bottom sediments on phosphate removal in semi-natural systems as the 3rd stage of biological wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 53, p. 321–328, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.068>.

UHELINGER, V. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. **Archives des Sciences Soc. de Phys. et d’Hist. Nat. de Genève**, v. 17, p. 121–223. 1964.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Guidelines for water reuse**. Washington, DC, USA. 2012.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt. Int. Ver. Limnol.*, v. 9, p. 1–38. 1958.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epigraf, 1994. 240p.

VAN HAANDEL, A.; SANTOS, S. L. dos. Variação do pH e remoção de nitrogênio em lagoas de polimento. **Revista DAE**, v. 69, n. 229, p. 52–69, 2021a. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.019>.

VAN HAANDEL, A.; SANTOS, S. L. dos. Transformação de lagoas de estabilização: reengenharia de um sistema obsoleto de tratamento de águas residuárias. **Revista DAE**, v. 69, n. 229, p. 6–24, 2021b. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.016>.

VAN HAANDEL, A.; SANTOS, S. L. dos; PAIVA, F. V. Aplicação do sistema UASB-lagoas de polimento para o tratamento de esgoto visando ao reúso agrícola ou industrial ou à proteção de recursos hídricos. **Revista DAE**, v. 69, n. 229, p. 173–191, 2021 a. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.027>.

VAN HAANDEL, A.; SANTOS, S. L. dos; PAIVA, F. V. Transformação de um sistema de lagoas de estabilização, visando à produção de água para a indústria. **Revista DAE**, v. 69, n. 229, p. 192–212, 2021b. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.028>.

VAN HAANDEL, A.C.; VAN DER LUBBE, J. **Anaerobic sewage digestion: Theory and applications**. International Water Association Londres RU, 2019.

VANDAMME, D.; FOUBERT, I.; MUYLAERT, K. Flocculation as a low-cost method for harvesting microalgae for bulk biomass production. **Trends in Biotechnology**, v. 31, n. 4, p. 233–239, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2012.12.005>.

VIANNA, M. R. **Hidráulica Aplicada às estações de tratamento de água**. 5 ed. Nova Lima/MG: Imprimatur, 2014. 618p.

VON SPERLING, M. Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds. **Water Research**, v. 33, n. 6, p. 1435–1448, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00331-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00331-5).

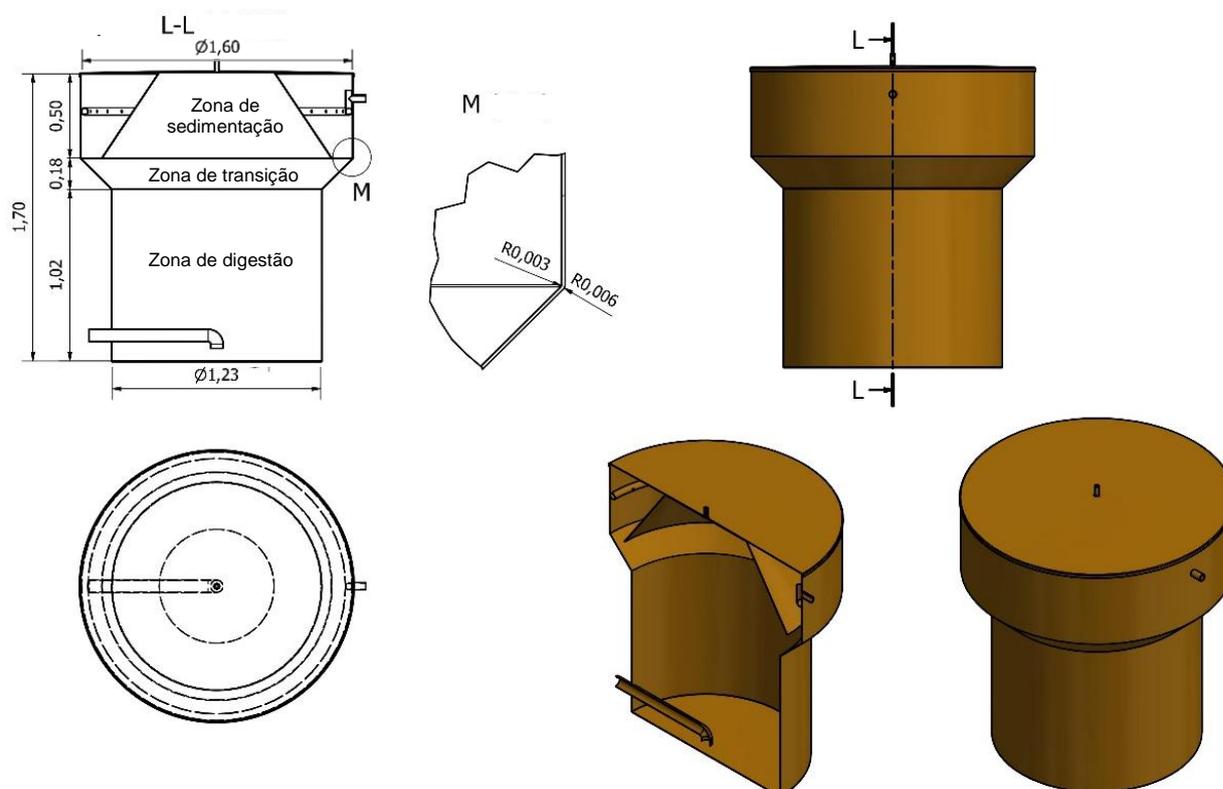
- VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte/MG: Editora UFMG, 2009.
- VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Lagoas de estabilização**. 2 ed ampl. Belo Horizonte/MG: Editora UFMG, 2011.
- VON SPERLING, M.; ANDRADA, J. G. B. de. Simple wastewater treatment (UASB reactor, shallow polishing ponds, coarse rock filter) allowing compliance with different reuse criteria. **Water Science and Technology**, v. 54, n. 11–12, p. 199–205, 2006. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.761>.
- VON SPERLING, M.; BASTOS, R. K. X.; KATO, M. T. Removal of *E. coli* and helminth eggs in UASB: Polishing pond systems in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 91–97, 2005. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0434>.
- VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. de L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. London: IWA Publishing, 2005. 835p.
- VON SPERLING, M.; MASCARENHAS, L. C. A. M. Performance of very shallow ponds treating effluents from UASB reactors. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 83–90, 2005. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0432>.
- VON SPERLING, M.; OLIVEIRA, C. M. Avaliação da Influência do Tempo de Detenção Hidráulica e da Taxa de Aplicação Superficial na Composição da Comunidade Fitoplanctônica Presente em Lagoas de Polimento e a Influência dessa Comunidade nas Condições Ambientais (pH, OD e amônia) das Lagoas. **Revista AIDIS**, v. 3, n. 1, p. 11–21, 2010.
- VON SPERLING, M.; OLIVEIRA, C. M.; ANDRADA, J. G. B.; GODINHO, V. M.; ASSUNÇÃO, F. A. L.; MELO JUNIOR, W. R. Performance evaluation of a simple wastewater treatment system comprised by UASB reactor, shallow polishing ponds and coarse rock filter. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 6, p. 1313–1319, 2008. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.720>.
- WANG, Q.; OSHITA, K.; TAKAOKA, M. Evaluation of flocculation performance of amphoteric flocculant when harvesting microalgae *Coccomyxa* sp. KJ by response surface methodology. **Journal of Environmental Management**, v. 277, p. 111449, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111449>.
- WOOD, M. G.; GREENFIELD, P. F.; HOWES, T.; JOHNS, M. R.; KELLER, J. Computational fluid dynamic modelling of wastewater ponds to improve design. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 12, p. 111–118, 1995. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00498-C](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00498-C).
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater - Policy and regulatory aspects**, v.1, Ed. WHO©: Geneva, Switzerland, 2006. 100p.
- WU, Y. H.; HU, H. Y.; YU, Y.; ZHANG, T. Y.; ZHU, S. F.; ZHUANG, L. L.; ZHANG, X.; LU, Y. Microalgal species for sustainable biomass/lipid production using wastewater as resource: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 33, p. 675–688, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.02.026>.
- XIA, L.; LI, Y.; HUANG, R.; SONG, S. Effective harvesting of microalgae by coagulation–flotation. **Royal Society Open Science**, v. 4, n. 11, 2017. <https://doi.org/10.1098/rsos.170867>.
- ZAINAL-ABIDEEN, M.; ARIS, A.; YUSOF, F.; ABDUL-MAJID, Z.; SELAMAT, A.; OMAR, S.I. Optimizing the coagulation process in a drinking water treatment plant - Comparison between traditional and statistical experimental design jar tests. **Water Science and Technology**, v. 65, n. 3, p. 496–503, 2012. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.561>.

APÊNDICE A – Detalhamento do reator UASB com geometria modificada

O reator UASB utilizado na presente pesquisa possui volume de $2,5 \text{ m}^3$ e operou com TDH de 6 horas e vazão máxima diária de $10 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. A configuração modificada da unidade foi baseada nos resultados de SANTOS *et al.* (2017). No referido estudo, os autores investigaram protótipos de reatores com diferentes diâmetros de zona de digestão e decantação com vistas a tornar a unidade anaeróbia mais compacta para ser aplicada em unidades familiares; porém, mantendo o bom desempenho e a robustez hidráulica.

O protótipo adotado consiste em uma coluna com diâmetro mais alargado na região superior, de fluxo ascendente, onde o esgoto bruto entra na parte inferior, passando sequencialmente pelas zonas de digestão, transição e decantação, e sai como efluente tratado na parte superior. Internamente há o separador trifásico, que corresponde ao dispositivo cônico fixado na tampa do reator e com um tubo central para a coleta do biogás. A configuração e as dimensões do reator UASB modificado utilizado podem ser visualizadas na Figura A.1.

Figura A.1 - Representação esquemática do reator UASB modificado e dimensões.



APÊNDICE B – Detalhamento do sistema de agitação das LP

Figura B.1 - Representação esquemática da lagoa de polimento com detalhes das dimensões e do sistema de agitação.

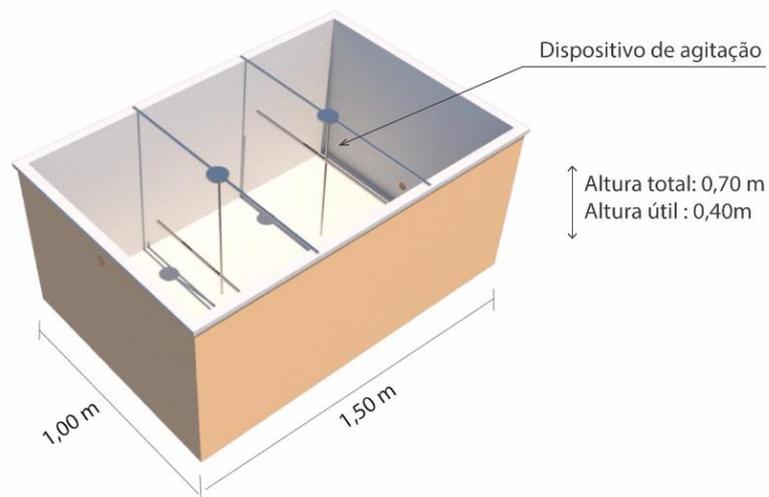


Figura B.2 – Motor (de prato de micro-ondas) utilizado no sistema de agitação das palhetas.



APÊNDICE C – Resultados dos testes estatísticos da Etapa 1

Tabela C.1 - Teste Mann-Whitney (teste não paramétrico) para comparar os dados dos parâmetros indicativos da biomassa algal (SSV, turbidez, clorofila *a* e transparência) no período quente e frio.

| Amostras | Estatística descritiva | | | Saída teste M-W | |
|--------------------|------------------------|-----------|---------|-----------------|------------------------------|
| | Variáveis | P. Quente | P. Frio | U | <i>p</i> -valor ^a |
| SSV | N | 20 | 20 | 144 | 0,1298 ¹ |
| | Mediana | 84,75 | 87,00 | | |
| | Percentil (25%) | 34,50 | 33,63 | | |
| | Percentil (75%) | 134,00 | 101,25 | | |
| Turbidez | N | 20 | 20 | 112 | 0,0172 ² |
| | Mediana | 31,50 | 24,00 | | |
| | Percentil (25%) | 17,15 | 7,95 | | |
| | Percentil (75%) | 56,50 | 29,00 | | |
| Clorofila <i>a</i> | N | 20 | 20 | 156 | 0,2334 ³ |
| | Mediana | 433,08 | 561,13 | | |
| | Percentil (25%) | 179,57 | 2,60 | | |
| | Percentil (75%) | 1.120,93 | 755,70 | | |
| Transparência | N | 20 | 20 | 192 | 0,8384 ⁴ |
| | Mediana | 20,50 | 15,00 | | |
| | Percentil (25%) | 13,00 | 12,50 | | |
| | Percentil (75%) | 28,50 | 35,00 | | |

^a valor de *p*-valor ajustado.

¹H₀₁: A distribuição dos dados de SSV é igual no período quente e frio do ano.

²H₀₂: A distribuição dos dados de turbidez é igual no período quente e frio do ano.

³H₀₃: A distribuição dos dados de clorofila *a* é igual no período quente e frio do ano.

⁴H₀₄: A distribuição dos dados de transparência é igual no período quente e frio do ano.

Tabela C.2 - Teste Mann-Whitney (teste não paramétrico) para comparar os dados de densidade algal em função da sazonalidade.

| Densidade algal | Estatística descritiva | | | Saída teste M-W | |
|-----------------|------------------------|-----------|-----------|-----------------|------------------------------|
| | Variáveis | P. Quente | P. Frio | U | <i>p</i> -valor ^a |
| Densidade algal | N | 21 | 21 | 194 | 0,505 ¹ |
| | Mediana | 2.453.712 | 1.850.083 | | |
| | Percentil (25%) | 46949 | 106.156 | | |
| | Percentil (75%) | 3.495.102 | 2.666.327 | | |

¹H₀₁: A distribuição dos dados de densidade algal é igual nos períodos quente e frio.

Tabela C.3 - Teste Mann-Whitney (teste não paramétrico) para comparar os dados da temperatura da lagoa em função da profundidade e sazonalidade.

| | Amostras | Estatística descritiva | | | Saída teste M-W | |
|---------------------|--------------------------|------------------------|------------|---------|-----------------|------------------------------|
| | | Variáveis | Superfície | Fundo | U | <i>p</i> -valor ^a |
| Profundidade | Temperatura (P. Quente) | N | 481 | 481 | 89827 | ≤ 0,0000 ¹ |
| | | Mediana | 27,2 | 26,4 | | |
| | | Percentil (25%) | 25,7 | 25,4 | | |
| | | Percentil (75%) | 29,7 | 27,8 | | |
| | Temperatura (P. Frio) | N | 478 | 478 | 93030 | ≤ 0,0000 ² |
| | | Mediana | 23,5 | 22,97 | | |
| | | Percentil (25%) | 22,4 | 22,3 | | |
| | | Percentil (75%) | 25,0 | 23,9 | | |
| | Amostras | Estatística descritiva | | | Saída teste M-W | |
| | | Variáveis | P. Quente | P. Frio | U | <i>p</i> -valor ^a |
| Sazonalidade | Temperatura (Superfície) | N | 481 | 478 | 24274 | ≤ 0,0000 ³ |
| | | Mediana | 27,2 | 23,5 | | |
| | | Percentil (25%) | 25,7 | 22,4 | | |
| | | Percentil (75%) | 29,7 | 25,0 | | |
| | Temperatura (Fundo) | N | 481 | 478 | 9491 | ≤ 0,0000 ⁴ |
| | | Mediana | 26,4 | 22,97 | | |
| | | Percentil (25%) | 25,4 | 22,3 | | |
| | | Percentil (75%) | 27,8 | 23,9 | | |

^a valor de *p*-valor ajustado.

¹H₀₁: A distribuição da temperatura no período quente é igual na superfície e fundo da lagoa.

²H₀₂: A distribuição da temperatura no período frio é igual na superfície e fundo da lagoa.

³H₀₃: A distribuição da temperatura na superfície da lagoa é igual no período quente e frio do ano.

⁴H₀₄: A distribuição da temperatura no fundo da lagoa é igual no período quente e frio do ano.

Tabela C.4 - Teste Mann-Whitney (teste não paramétrico) para comparar os dados de gradientes térmicos do período quente e frio.

| Amostra | Estatística descritiva | | | Saída teste M-W | |
|--------------------------|------------------------|-----------|---------|-----------------|------------------------------|
| | Variáveis | P. Quente | P. Frio | U | <i>p</i> -valor ^a |
| Gradiente Térmico | N | 481 | 478 | 98827 | ≤ 0,0002 ¹ |
| | Mediana | 0,06 | -0,20 | | |
| | Percentil (25%) | -0,39 | -0,54 | | |
| | Percentil (75%) | 7,78 | 5,02 | | |

^a valor de *p*-valor ajustado.

¹H₀₁: A distribuição dos gradientes térmicos no período quente é igual nos períodos quente e frio do ano.

Tabela C.5 – Resultados do Teste de correlação de Spearman (teste não paramétrico) entre os dados de gradientes térmicos e as condições climáticas (temperatura, radiação solar e velocidade do vento)

| | Saída Teste Spearman | Temperatura | Radiação | Velocidade do vento |
|--------------------------|----------------------|-------------|----------|---------------------|
| Gradiente Térmico | ρ | 0,74 | 0,78 | 0,44 |
| | <i>p</i> -valor | ≤0,01 | ≤0,01 | ≤0,01 |

Classificação da correlação (ρ): > 0,9: muito forte; 0,7 a 0,89: forte; 0,4 a 0,69: moderada; 0,2 a 0,39: fraca; 0 a 0,19: muito fraca (BABA; VAZ; DA COSTA, 2014).

Tabela C.6 - Teste Mann-Whitney (teste não paramétrico) para comparar os dados de oxigênio dissolvido (OD) em função da profundidade e sazonalidade.

| | Amostras | Estatística descritiva | | | Saída teste M-W | |
|---------------------|--------------------|------------------------|------------|---------|-----------------|-----------------------|
| | | Variáveis | Superfície | Fundo | U | p-valor ^a |
| Profundidade | OD (P. Quente) | N | 481 | 481 | 88910 | ≤ 0,0000 ¹ |
| | | Mediana | 7,2 | 4,8 | | |
| | | Percentil (25%) | 0,4 | 0,0 | | |
| | | Percentil (75%) | 16,2 | 9,7 | | |
| | OD (P. Frio) | N | 478 | 478 | 96844 | ≤ 0,0000 ² |
| | | Mediana | 3,7 | 0,5 | | |
| | | Percentil (25%) | 0 | 0 | | |
| | | Percentil (75%) | 11,4 | 7,2 | | |
| | Amostras | Estatística descritiva | | | Saída teste M-W | |
| | | Variáveis | P. Quente | P. Frio | U | p-valor ^a |
| Sazonalidade | OD (Superfície) | N | 481 | 478 | 92933 | ≤ 0,000 ³ |
| | | Mediana | 7,2 | 3,7 | | |
| | | Percentil (25%) | 0,4 | 0 | | |
| | | Percentil (75%) | 16,2 | 11,4 | | |
| | OD (Fundo) | N | 481 | 478 | 101423 | 0,0013 ⁴ |
| | | Mediana | 4,8 | 0,5 | | |
| | | Percentil (25%) | 0,0 | 0 | | |
| | | Percentil (75%) | 9,7 | 7,2 | | |

^a valor de *p-valor* ajustado.

¹H0₁: A distribuição do OD no período quente é igual na superfície e fundo da lagoa.

²H0₂: A distribuição do OD no período frio é igual na superfície e fundo da lagoa.

³H0₃: A distribuição do OD na superfície da lagoa é igual no período quente e frio do ano.

⁴H0₄: A distribuição do OD no fundo da lagoa é igual no período quente e frio do ano.

Tabela C.7 - Teste Mann-Whitney (teste não paramétrico) para comparar os dados de pH em função da profundidade e sazonalidade.

| | Amostras | Estatística descritiva | | | Saída teste M-W | |
|---------------------|--------------------|------------------------|------------|---------|-----------------|-----------------------|
| | | Variáveis | Superfície | Fundo | U | p-valor ^a |
| Profundidade | pH (P. Quente) | N | 481 | 481 | 99281 | 0,00014 ¹ |
| | | Mediana | 9,6 | 9,4 | | |
| | | Percentil (25%) | 8,1 | 8,0 | | |
| | | Percentil (75%) | 10,3 | 9,9 | | |
| | pH (P. Frio) | N | 478 | 478 | 85857 | ≤ 0,0000 ² |
| | | Mediana | 8,9 | 8,7 | | |
| | | Percentil (25%) | 7,7 | 7,7 | | |
| | | Percentil (75%) | 9,2 | 8,9 | | |
| | Amostras | Estatística descritiva | | | Saída teste M-W | |
| | | Variáveis | P. Quente | P. Frio | U | p-valor ^a |
| Sazonalidade | pH (Superfície) | N | 481 | 478 | 77463 | ≤ 0,0000 ³ |
| | | Mediana | 9,6 | 8,9 | | |
| | | Percentil (25%) | 8,1 | 7,7 | | |
| | | Percentil (75%) | 10,3 | 9,2 | | |
| | pH (Fundo) | N | 481 | 478 | 70957 | ≤ 0,0000 ⁴ |
| | | Mediana | 9,4 | 8,7 | | |
| | | Percentil (25%) | 8,0 | 7,7 | | |
| | | Percentil (75%) | 9,9 | 8,9 | | |

^a valor de *p-valor* ajustado.

¹H0₁: A distribuição do pH no período quente é igual na superfície e no fundo da lagoa.

²H0₂: A distribuição do pH no período frio é igual na superfície e no fundo da lagoa.

³H0₃: A distribuição do pH na superfície da lagoa é igual no período quente e frio do ano.

⁴H0₄: A distribuição do pH no fundo da lagoa é igual no período quente e frio do ano.

APÊNDICE D - Resultados dos testes estatísticos da Etapa 2

Tabela D.1 – Resultados do teste ANOVA para comparar os dados de turbidez, SSV, clorofila *a* e transparência em função do modo de agitação das lagoas (LP1, LP2 e LP3).

| | Variáveis | SS | GL | QM | F | <i>p</i> -valor |
|---------------------------|--------------|---------|----|--------|--------|--------------------|
| Turbidez | Entre grupos | 101,74 | 2 | 50,87 | 0,424 | 0,658 ¹ |
| | Erro | 3600,56 | 30 | 120,02 | | |
| SSV | Entre grupos | 488,1 | 2 | 244,0 | 0,4999 | 0,612 ² |
| | Erro | 14646,0 | 30 | 488,2 | | |
| Clorofila <i>a</i> | Entre grupos | 773849 | 2 | 386924 | 2,635 | 0,088 ³ |
| | Erro | 4405961 | 30 | 146865 | | |
| Transparência | Entre grupos | 33,78 | 2 | 16,89 | 0,338 | 0,720 ⁴ |
| | Erro | 1527,86 | 30 | 50,93 | | |

SS: Soma dos Quadrados; GL: Grau de liberdade; QM: Quadrado Médio

¹H₀: Os valores médios de turbidez são iguais entre as lagoas com agitação contínua, intermitente e sem agitação.

²H₀: Os valores médios de SSV são iguais entre as lagoas com agitação contínua, intermitente e sem agitação.

³H₀: Os valores médios de clorofila *a* são iguais entre as lagoas com agitação contínua, intermitente e sem agitação.

⁴H₀: Os valores médios da transparência são iguais entre as lagoas com agitação contínua, intermitente e sem agitação.

Tabela D.2 - Resultados do teste ANOVA para comparar as concentrações de DQO_b, DQO_c, DBO, nitrogênio amoniacal e ortofosfato no efluente final em função do modo de agitação das lagoas (LP1, LP2 e LP3).

| | Variáveis | SS | GL | QM | F | <i>p</i> -valor |
|--------------------------------------|--------------|--------|----|--------|-------|--------------------|
| DQO_b | Entre grupos | 1447,2 | 2 | 723,6 | 0,690 | 0,537 ¹ |
| | Erro | 6289,5 | 6 | 1048,3 | | |
| DQO_c | Entre grupos | 615,6 | 2 | 307,82 | 5,505 | 0,044 ² |
| | Erro | 335,5 | 6 | 55,92 | | |
| DBO_b | Entre grupos | 147,1 | 2 | 73,53 | 0,787 | 0,497 ³ |
| | Erro | 560,9 | 6 | 93,48 | | |
| N-NH₃ | Entre grupos | 131,7 | 2 | 65,85 | 4,290 | 0,070 ⁴ |
| | Erro | 92,1 | 6 | 15,35 | | |
| P-PO₄³⁻ | Entre grupos | 1,7 | 2 | 0,86 | 1,113 | 0,388 ⁵ |
| | Erro | 4,6 | 6 | 0,77 | | |

¹H₀: Os valores médios de DQO_b são iguais entre as lagoas com agitação contínua, intermitente e sem agitação.

²H₀: Os valores médios de DQO_c são iguais entre as lagoas com agitação contínua, intermitente e sem agitação.

³H₀: Os valores médios de DBO_b são iguais entre as lagoas com agitação contínua, intermitente e sem agitação.

⁴H₀: Os valores médios de N-NH₃ são iguais entre as lagoas com agitação contínua, intermitente e sem agitação.

⁵H₀: Os valores médios de P-PO₄³⁻ são iguais entre as lagoas com agitação contínua, intermitente e sem agitação.

APÊNDICE E - Resultados dos testes estatísticos da Etapa 4

Tabela E.1 – Resultados do teste ANOVA para comparar os dados de turbidez e SSV ao longo dos ciclos de tratamento em função do percentual de inóculo nas LP (12,5%, 25% e 50%).

| | | Variáveis | SS | GL | QM | F | p-valor ¹ |
|----------------|----------|--------------|---------|----|--------|--------|----------------------|
| Ciclo 1 | Turbidez | Entre grupos | 4,81 | 2 | 2,40 | 0,0182 | 0,982030 |
| | | Erro | 2515,37 | 19 | 132,39 | | |
| | SSV | Entre grupos | 370,5 | 2 | 185,3 | 0,1656 | 0,848578 |
| | | Erro | 21254,6 | 19 | 1118,7 | | |
| Ciclo 4 | Turbidez | Entre grupos | 197,74 | 2 | 98,87 | 2,1740 | 0,126971 |
| | | Erro | 1819,13 | 40 | 45,48 | | |
| | SSV | Entre grupos | 957,4 | 2 | 478,7 | 1,0534 | 0,358231 |
| | | Erro | 18178,3 | 40 | 454,5 | | |
| Ciclo 5 | Turbidez | Entre grupos | 162,30 | 2 | 81,15 | 0,6857 | 0,512303 |
| | | Erro | 3195,33 | 27 | 118,35 | | |
| | SSV | Entre grupos | 1954,7 | 2 | 977,3 | 0,5539 | 0,581115 |
| | | Erro | 47642,8 | 27 | 1764,5 | | |
| Ciclo 6 | Turbidez | Entre grupos | 180,24 | 2 | 90,12 | 0,2305 | 0,796468 |
| | | Erro | 7038,43 | 18 | 391,02 | | |
| | SSV | Entre grupos | 458,8 | 2 | 229,4 | 0,1257 | 0,882662 |
| | | Erro | 32850,7 | 18 | 1825,0 | | |

SS: Soma dos Quadrados; GL: Grau de liberdade; QM: Quadrado Médio

Nota: Os ciclos 2 e 3 não foram incluídos na análise devido ao “colapso” que ocorreu nas lagoas.

¹H0: Não há diferença entre os valores médios de turbidez (ou SSV) para as lagoas com inóculos de 12,5%, 25% e 50%.

Tabela E.2 – Resultados do Teste de correlação de Spearman entre os dados de pH e as concentrações de N-NH₃ e P-PO₄³⁻ para as lagoas inoculadas (LP2, LP3 e LP4).

| | Saída Teste | N-NH ₃ | | | P-PO ₄ ³⁻ | | |
|-----------|-------------|-------------------|--------|--------|---------------------------------|--------|--------|
| | | LP2 | LP3 | LP4 | LP2 | LP3 | LP4 |
| pH | ρ | -0,94 | -0,91 | -0,67 | -0,85 | -0,91 | -0,86 |
| | p-valor | ≤ 0,01 | ≤ 0,01 | ≤ 0,01 | ≤ 0,01 | ≤ 0,01 | ≤ 0,01 |

Classificação da correlação (ρ): > 0,9: muito forte; 0,7 a 0,89: forte; 0,4 a 0,69: moderada; 0,2 a 0,39: fraca; 0 a 0,19: muito fraca (BABA; VAZ; DA COSTA, 2014)

APÊNDICE F – Área *per capita* requerida para a remoção de N-NH₃ e P-PO₄³⁻

Figura F.1 – Valores utilizados para o cálculo da área *per capita* média (A_{hab}) requerida pelas lagoas com vistas à remoção de N-NH₃ ($\leq 5 \text{ mgN L}^{-1}$) do efluente.

| LP | Inóculo (%) | TDH _{Médio} (dia) | H _u (m) | q _{hab} (m ³ hab ⁻¹ d ⁻¹) | A _{hab} (m ² hab ⁻¹) |
|-----|-------------|----------------------------|--------------------|--|--|
| LP1 | 0% | 11,2 | 0,4 | 0,1 | 2,8 |
| LP2 | 12,5% | 7,8 | 0,35 | 0,1 | 2,2 |
| LP3 | 25% | 7,0 | 0,3 | 0,1 | 2,3 |
| LP4 | 50% | 5,3 | 0,2 | 0,1 | 2,67 |

$A_{hab} = V_{hab}/H_u = q_{hab} \cdot TDH_{médio}/H_u$, em que: A_{hab} corresponde à área *per capita* da LP (m² hab⁻¹), V_{hab} : volume *per capita* da LP (m³); H_u : profundidade útil da LP (= 0,4 m); para as lagoas inoculadas, H_u corresponde à profundidade útil efetivamente preenchida com efluente UASB; $TDH_{médio}$: tempo de permanência ou tempo de ciclo médio (dias); q_{hab} : produção de esgoto *per capita* (=0,1 m³ dia⁻¹ hab⁻¹, adotado).

Figura F.2 – Valores utilizados para o cálculo da área *per capita* média (A_{hab}) requerida pelas lagoas com vistas à remoção de P-PO₄³⁻ ($\leq 1 \text{ mgP L}^{-1}$) do efluente.

| Inóculo (%) | TDH _{Médio} (dia) | H _u (m) | q _{hab} (m ³ hab ⁻¹ d ⁻¹) | A _{hab} (m ² hab ⁻¹) |
|-------------|----------------------------|--------------------|--|--|
| 0% | 12,8 | 0,4 | 0,1 | 3,2 |
| 12,5% | 9,5 | 0,35 | 0,1 | 2,7 |
| 25% | 9,3 | 0,3 | 0,1 | 3,1 |
| 50% | 7,3 | 0,2 | 0,1 | 3,65 |

$A_{hab} = V_{hab}/H_u = q_{hab} \cdot TDH_{médio}/H_u$, em que: A_{hab} corresponde à área *per capita* da LP (m² hab⁻¹), V_{hab} : volume *per capita* da LP (m³); H_u : profundidade útil da LP (= 0,4 m); para as lagoas inoculadas, H_u corresponde à profundidade útil efetivamente preenchida com efluente UASB; $TDH_{médio}$: tempo de permanência ou tempo de ciclo médio (dias); q_{hab} : produção de esgoto *per capita* (=0,1 m³ dia⁻¹ hab⁻¹, adotado).

APÊNDICE G – Resultados dos Experimentos Preliminares (I e II)

Os resultados dos ensaios dos Experimentos preliminares (I e II), bem como os diagramas de Pareto, elaborados para auxiliar na avaliação dos efeitos das variáveis, podem ser consultados na Tabela G.1 e Figura G.1, para o Experimento I, e na Tabela G.2 e Figura G.12, para o Experimento II, respectivamente.

O Experimento preliminar I foi realizado utilizando o planejamento fatorial do tipo 2^3 , com 4 pontos centrais, totalizando 20 ensaios (Tabela G.1). Neste tipo de planejamento foi possível avaliar o efeito linear entre variáveis e respostas. Observou-se, de acordo com os diagramas de Pareto (Figura G.1) que os fatores mais significativos foram a concentração de coagulante e o pH, bem como a interação entre eles. As demais variáveis operacionais relacionadas à floculação, ou seja, a velocidade (V_{ml}) e tempo (T_{ml}) da mistura lenta, apesar de se mostrarem significativas, apresentaram baixo efeito sobre as respostas. Desta forma, V_{ml} e T_{ml} foram fixados nos níveis em que apresentaram melhores eficiências das respostas analisadas (remoção de cor aparente, turbidez e fósforo total), sendo: $V_{ml} = 20$ rpm (nível mínimo) e $T_{ml} = 15$ min (ponto central).

O Experimento II foi realizado aplicando o planejamento fatorial composto central rotacional (DCCR) do tipo 2^3 com 4 pontos axiais e 4 pontos centrais, totalizando 16 ensaios (Tabela G.2). O uso do DCCR para este teste objetivou investigar a existência de efeitos lineares, como também de efeitos de segunda ordem (quadráticos) entre as variáveis e as respostas. Na análise, foram mantidas as variáveis mais significativas do Experimento I (concentração de coagulante e pH) e incluído o fator tempo de sedimentação (T_s), não investigado anteriormente. V_{ml} e T_{ml} foram fixados com base no Experimento I. Corroborando com o teste anterior e analisando os diagramas de Pareto gerados (Figura G.2), as variáveis concentração de coagulante e pH apresentaram novamente os maiores efeitos significativos, incluindo os componentes quadráticos, o que indica uma interação de 2º grau entre as variáveis e as respostas. Por outro lado, o tempo de sedimentação não se mostrou significativo para o processo, sendo, portanto, fixado em 15 minutos para o Experimento III (Experimento de otimização).

Por fim, vale destacar que as faixas de valores utilizadas para a concentração de coagulante e pH foram adequadas, possibilitando remoções variadas (de 45 a 99,6% para cor, de 60 a 99,6% para turbidez e de 45,5 a 99% para fósforo total no Experimento I; e de 57,5 a 98,7% para cor,

de 70 a 99,4% para turbidez e de 54,95 a 96,4% para fósforo total no Experimento II), conforme podem ser visualizadas nas Tabelas G.1 e G.2. Sendo assim, as faixas de valores da dosagem e do pH se mantiveram no Experimento de otimização (de 4,5 a 45 mg Al L⁻¹ e pH entre 6 e 8).

Tabela G.1 - Resultados do planejamento fatorial do tipo 2⁴ + 4 PC para o Experimento I.

| Ensaio | Concentração de coagulante mg Al L ⁻¹ | pH | V _{ml} (rpm) | T _{ml} (min) | Cor % (mg PtCo L ⁻¹) | Turbidez % (UNT) | Fósforo % (mg P L ⁻¹) |
|--------|--|----|--------------------------|--------------------------|--|-------------------------|---|
| 1 | 4,5 | 6 | 20 | 10 | 72,17 (564,75) | 85,38 (11,70) | 64,17 (1,36) |
| 2 | 45 | 6 | 20 | 10 | 99,44 (11,46) | 99,24 (0,61) | 98,23 (0,07) |
| 3 | 4,5 | 8 | 20 | 10 | 45,63 (1103,14) | 60,00 (32,00) | 45,67 (2,06) |
| 4 | 45 | 8 | 20 | 10 | 97,51 (50,58) | 98,65 (1,08) | 97,24 (0,10) |
| 5 | 4,5 | 6 | 50 | 10 | 72,99 (547,99) | 85,94 (11,25) | 68,70 (1,19) |
| 6 | 45 | 6 | 50 | 10 | 99,44 (11,46) | 99,39 (0,49) | 98,62 (0,05) |
| 7 | 4,5 | 8 | 50 | 10 | 45,17 (1112,46) | 63,13 (29,50) | 45,47 (2,07) |
| 8 | 45 | 8 | 50 | 10 | 92,09 (160,50) | 96,63 (2,70) | 94,68 (0,20) |
| 9 | 4,5 | 6 | 20 | 20 | 78,13 (443,66) | 89,56 (8,35) | 72,24 (1,05) |
| 10 | 45 | 6 | 20 | 20 | 99,62 (7,73) | 99,52 (0,39) | 99,01 (0,04) |
| 11 | 4,5 | 8 | 20 | 20 | 53,80 (937,34) | 70,00 (24,00) | 51,57 (1,84) |
| 12 | 45 | 8 | 20 | 20 | 98,33 (33,82) | 98,71 (1,04) | 97,05 (0,11) |
| 13 | 4,5 | 6 | 50 | 20 | 75,75 (492,10) | 88,50 (9,20) | 71,26 (1,09) |
| 14 | 45 | 6 | 50 | 20 | 99,44 (11,46) | 99,58 (0,34) | 98,23 (0,07) |
| 15 | 4,5 | 8 | 50 | 20 | 53,16 (950,38) | 71,25 (23,00) | 50,20 (1,89) |
| 16 | 45 | 8 | 50 | 20 | 86,95 (264,82) | 95,00 (4,00) | 91,93 (0,31) |
| 17 (C) | 24,75 | 7 | 35 | 15 | 98,70 (26,36) | 99,24 (0,61) | 97,83 (0,08) |
| 18 (C) | 24,75 | 7 | 35 | 15 | 98,88 (22,64) | 99,23 (0,62) | 97,44 (0,10) |
| 19 (C) | 24,75 | 7 | 35 | 15 | 98,88 (22,64) | 99,33 (0,54) | 98,23 (0,07) |
| 20 (C) | 24,75 | 7 | 35 | 15 | 98,52 (30,09) | 99,19 (0,65) | 97,24 (0,10) |

Figura G.1 - Diagramas de Pareto do Experimento I para as respostas: remoção de cor aparente (a), remoção de turbidez (b) e remoção de fósforo total (c).

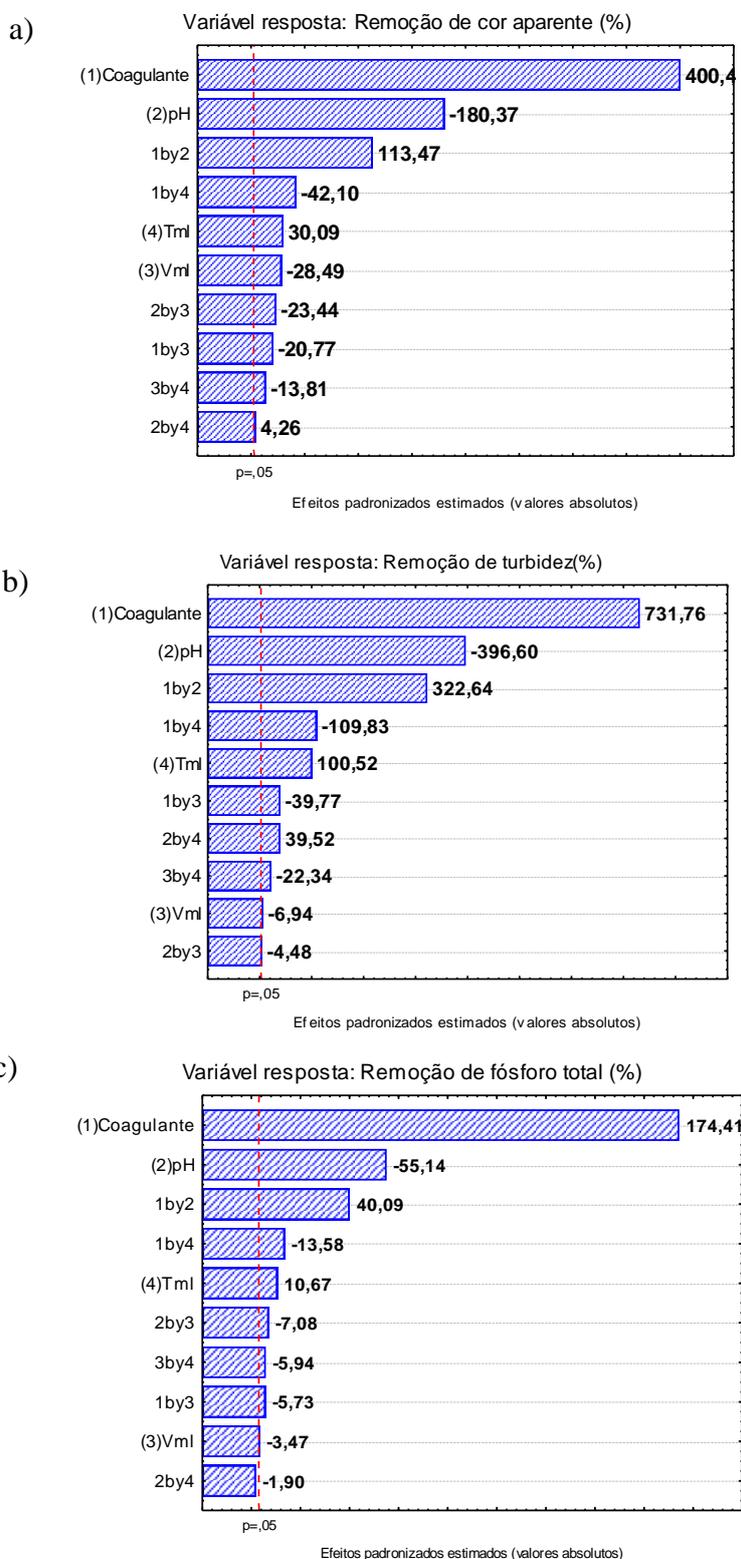
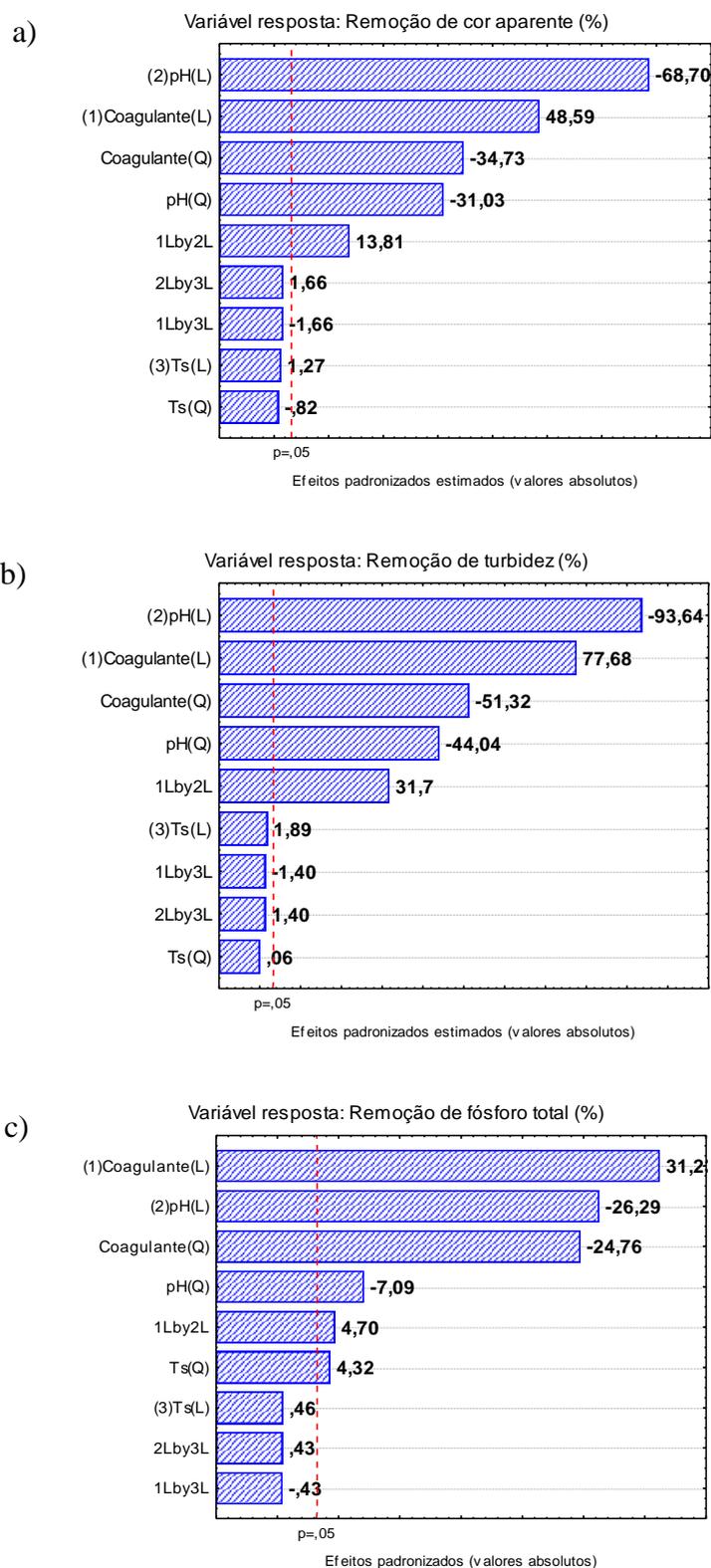


Tabela G.2 - Resultados do planejamento fatorial do tipo Composto Central Rotacional (DCCR) empregado no Experimento II.

| Ensaio | Concentração de coagulante mg L ⁻¹ | pH | T _s (min) | Cor % (mg PtCo L ⁻¹) | Turbidez % (UNT) | Fósforo % (mg P L ⁻¹) |
|--------|---|------|-------------------------|--|-------------------------|---|
| 1 | 13,5 | 6,40 | 10 | 92,05 (115,79) | 95,45 (3,50) | 88,74 (0,38) |
| 2 | 13,5 | 6,40 | 25 | 92,05 (115,79) | 95,84 (3,20) | 88,74 (0,38) |
| 3 | 13,5 | 7,60 | 10 | 57,50 (618,78) | 70,13 (23,00) | 72,82 (0,92) |
| 4 | 13,5 | 7,60 | 25 | 60,57 (574,07) | 71,43 (22,00) | 73,79 (0,89) |
| 5 | 36,9 | 6,40 | 10 | 98,70 (18,91) | 99,42 (0,45) | 93,08 (0,23) |
| 6 | 36,9 | 6,40 | 25 | 98,70 (18,91) | 99,43 (0,44) | 93,08 (0,23) |
| 7 | 36,9 | 7,60 | 10 | 78,48 (313,26) | 88,96 (8,50) | 82,95 (0,58) |
| 8 | 36,9 | 7,60 | 25 | 78,48 (313,26) | 89,35 (8,20) | 82,95 (0,58) |
| 9 | 5,5 | 7,00 | 17,5 | 58,52 (603,88) | 70,13 (23,00) | 53,05 (1,59) |
| 10 | 44,9 | 7,00 | 17,5 | 97,42 (37,54) | 99,22 (0,60) | 91,15 (0,30) |
| 11 | 25,2 | 5,99 | 17,5 | 97,68 (33,82) | 99,08 (0,71) | 91,15 (0,30) |
| 12 | 25,2 | 8,01 | 17,5 | 62,11 (551,71) | 74,03 (20,00) | 75,48 (0,83) |
| 13 | 25,2 | 7,00 | 4,9 | 95,63 (63,62) | 97,89 (1,63) | 90,43 (0,32) |
| 14 | 25,2 | 7,00 | 30,1 | 95,63 (63,62) | 98,00 (1,54) | 90,67 (0,32) |
| 15 | 25,2 | 7,00 | 17,5 | 95,63 (63,62) | 98,01 (1,53) | 88,74 (0,38) |
| 16 | 25,2 | 7,00 | 17,5 | 95,37 (67,35) | 97,76 (1,73) | 89,46 (0,36) |
| 17 | 25,2 | 7,00 | 17,5 | 94,61 (78,53) | 97,47 (1,95) | 90,67 (0,32) |
| 18 | 25,2 | 7,00 | 17,5 | 94,22 (84,12) | 97,27 (2,10) | 89,70 (0,35) |

Legenda: T_s - tempo de sedimentação

Figura G.2 - Diagramas de Pareto do Experimento II para as respostas: remoção de cor aparente (a), remoção de turbidez (b) e remoção de fósforo total (c).



APÊNDICE H – Resultados das análises estatísticas do Experimento III

Tabela H.1 - Análise de regressão linear para as respostas Y_1 , Y_2 , Y_3 codificadas.

| Variáveis | Y_1 | | Y_2 | | Y_3 | |
|--------------------|---------------|-----------------|---------------|-----------------|----------------|-----------------|
| | Coef. Regres. | <i>p</i> -valor | Coef. Regres. | <i>p</i> -valor | Coef. Regres. | <i>p</i> -valor |
| Mean/Interc. | 92,86 | 0,00000 | 96,05 | 0,00000 | 92,40 | 0,00000 |
| (1) Coagulante (L) | 14,68 | 0,00004 | 11,92 | 0,00001 | 16,49 | 0,00003 |
| Coagulante (Q) | -9,94 | 0,00020 | -8,74 | 0,00004 | -11,83 | 0,00011 |
| (2) pH (L) | -11,81 | 0,00009 | -7,18 | 0,00005 | -8,06 | 0,00026 |
| pH (Q) | -3,49 | 0,00438 | -1,75 | 0,00481 | · ¹ | · ¹ |
| 1L by 2L | 7,44 | 0,00095 | 6,32 | 0,00022 | 6,88 | 0,00118 |

Legenda: Y_1 = Remoção de cor aparente (%); Y_2 = Remoção de turbidez (%); Y_3 = Remoção de fósforo total (%); L = componente linear; Q = componente quadrática

¹ Componente excluída da análise (não significativa, *p*-valor $\geq 0,05$).

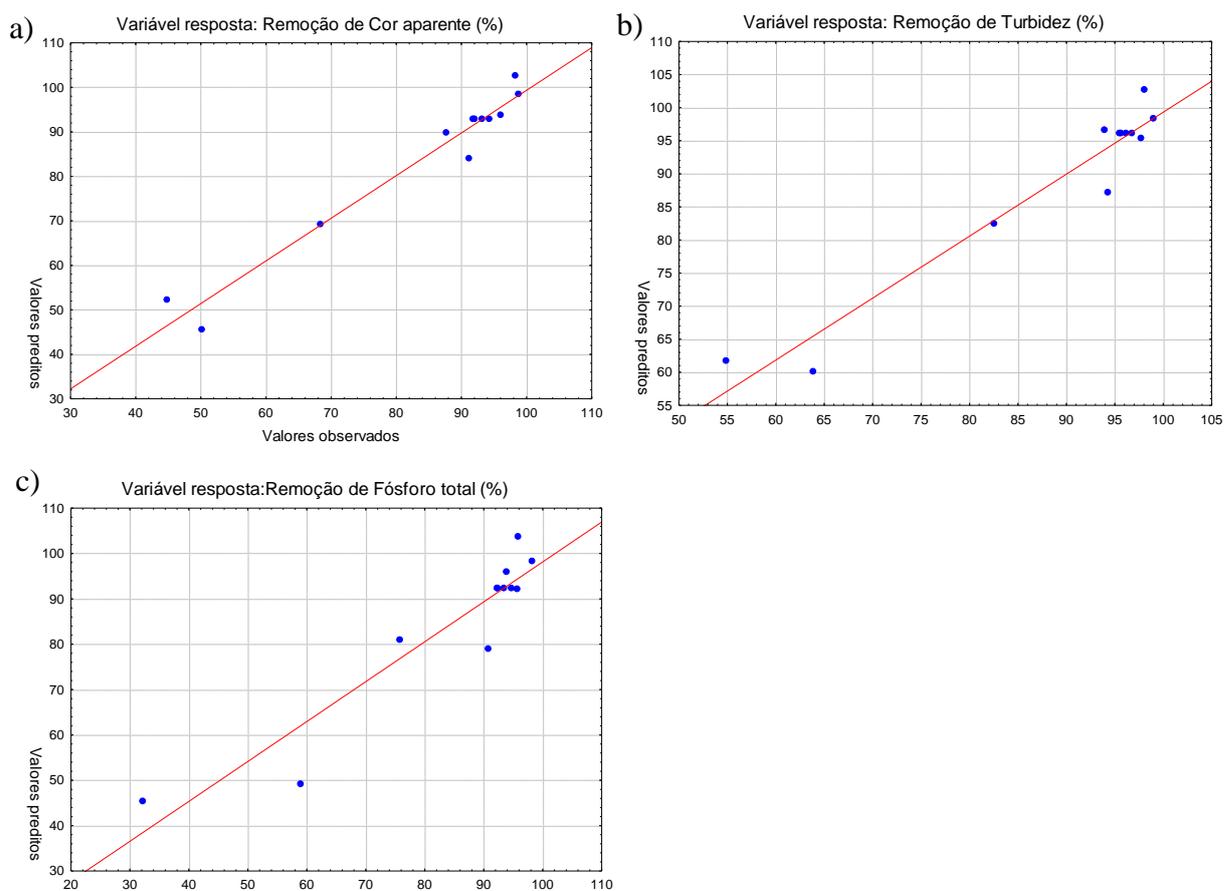
Tabela H.2 - Análise de variância (ANOVA) para os modelos gerados para as respostas Y_1 , Y_2 , Y_3 .

| | Variáveis | SQ | GL | QM | F | <i>p</i> -valor | R^2 | $R^2_{adj.}$ |
|-------|--------------------|---------|----|---------|---------|-----------------|-------------|--------------|
| Y_1 | (1) Coagulante (L) | 1724,23 | 1 | 1724,23 | 1347,73 | 0,00004 | 0,98 | 0,92 |
| | Coagulante (Q) | 632,26 | 1 | 632,26 | 494,20 | 0,00020 | | |
| | (2) pH (L) | 1116,33 | 1 | 1116,33 | 872,57 | 0,00009 | | |
| | pH (Q) | 77,92 | 1 | 77,92 | 60,91 | 0,00438 | | |
| | 1L by 2L | 221,56 | 1 | 221,56 | 173,18 | 0,00095 | | |
| | Lack of fit | 155,53 | 3 | 51,84 | 40,52 | 0,00630 | | |
| | Erro puro | 3,84 | 3 | 1,28 | | | | |
| | Resíduo total | 3868,78 | 11 | | | | | |
| Y_2 | (1) Coagulante (L) | 1135,81 | 1 | 1135,81 | 3293,49 | 0,00001 | 0,94 | 0,88 |
| | Coagulante (Q) | 489,02 | 1 | 489,02 | 1418,00 | 0,00004 | | |
| | (2) pH (L) | 412,20 | 1 | 412,20 | 1195,23 | 0,00005 | | |
| | pH (Q) | 19,68 | 1 | 19,68 | 57,08 | 0,00481 | | |
| | 1L by 2L | 159,90 | 1 | 159,90 | 463,65 | 0,00022 | | |
| | Lack of fit | 146,89 | 3 | 48,96 | 141,98 | 0,00099 | | |
| | Erro puro | 1,03 | 3 | 0,34 | | | | |
| | Resíduo total | 2344,85 | 11 | | | | | |
| Y_3 | (1) Coagulante (L) | 2174,48 | 1 | 2174,48 | 1716,84 | 0,00003 | 0,88 | 0,81 |
| | Coagulante (Q) | 932,44 | 1 | 932,44 | 736,20 | 0,00011 | | |
| | (2) pH (L) | 519,88 | 1 | 519,88 | 410,47 | 0,00026 | | |
| | 1L by 2L | 189,20 | 1 | 189,20 | 149,38 | 0,00118 | | |
| | Lack of fit | 516,21 | 4 | 129,05 | 101,89 | 0,00155 | | |
| | Erro puro | 3,80 | 3 | 1,27 | | | | |
| | Resíduo total | 4340,44 | 11 | | | | | |

Y_1 = Remoção de cor aparente (%); Y_2 = Remoção de turbidez (%); Y_3 = Remoção de fósforo total (%); L = componente linear; Q = componente quadrática

Tabela H.3 - Respostas experimentais e valores preditos pelos modelos

| Ensaio | Y ₁ | | | Y ₂ | | | Y ₃ | | |
|--------|----------------|-------------|----------|----------------|-------------|----------|----------------|-------------|----------|
| | Real (%) | Predito (%) | Erro (%) | Real (%) | Predito (%) | Erro (%) | Real (%) | Predito (%) | Erro (%) |
| 1 | 91,15 | 84,01 | 7,83 | 94,31 | 87,14 | 7,61 | 90,77 | 79,02 | 12,94 |
| 2 | 50,22 | 45,50 | 9,41 | 63,92 | 60,14 | 5,92 | 58,94 | 49,14 | 16,63 |
| 3 | 98,82 | 98,48 | 0,34 | 99,02 | 98,33 | 0,70 | 98,23 | 98,31 | 0,08 |
| 4 | 87,66 | 89,74 | 2,38 | 93,92 | 96,61 | 2,87 | 93,91 | 95,94 | 2,16 |
| 5 | 44,88 | 52,22 | 16,37 | 54,90 | 61,72 | 12,41 | 32,22 | 45,45 | 41,05 |
| 6 | 96,03 | 93,75 | 2,38 | 97,76 | 95,42 | 2,40 | 95,48 | 92,18 | 3,46 |
| 7 | 98,35 | 102,59 | 4,31 | 98,06 | 102,69 | 4,73 | 95,87 | 103,79 | 8,25 |
| 8 | 68,36 | 69,18 | 1,20 | 82,55 | 82,39 | 0,19 | 75,83 | 80,99 | 6,79 |
| 9 | 91,84 | 92,86 | 1,11 | 95,49 | 96,05 | 0,59 | 92,34 | 92,39 | 0,05 |
| 10 | 92,08 | 92,86 | 0,85 | 95,69 | 96,05 | 0,38 | 92,34 | 92,39 | 0,05 |
| 11 | 93,24 | 92,86 | 0,40 | 96,22 | 96,05 | 0,17 | 93,52 | 92,39 | 1,21 |
| 12 | 94,29 | 92,86 | 1,51 | 96,80 | 96,05 | 0,78 | 94,69 | 92,39 | 2,44 |

Figura H.1 - Valores Preditos *versus* Valores Observados para as respostas: remoção de cor aparente (a), remoção de turbidez (b) e remoção de fósforo total (c).

Comentário relativo à Tabela H.3 e à Figura H.1: Os valores preditos pelos modelos e os erros relativos calculados (Tabela H.3) confirmam o ajuste satisfatório dos modelos. Os erros relativos variaram de 0,34 a 16,36% para remoção de cor aparente, de 0,17 a 12,41% para a remoção de turbidez e de 0,01 a 40,97% para a remoção fósforo total. No geral, os erros relativos foram baixos ($\leq 5\%$), sendo encontradas maiores distorções ($\geq 5\%$) apenas nos ensaios em que a variável concentração de coagulante se encontrava nos níveis mais baixos (4,84 mg L⁻¹ e 10,8 mg L⁻¹), condição que resultou em menores eficiências e, conseqüentemente, nos maiores erros. Os diagramas dos valores preditos *versus* observados (Figura H.1) também ajudam a julgar se o modelo é satisfatório; sendo possível observar que os pontos plotados se aproximam da reta (linha vermelha), indicando uma boa concordância com os dados experimentais, em especial nas regiões de maiores percentuais de remoção.

Tabela H.4 - Resultados do Teste de correlação de Spearman (teste não paramétrico) entre os dados de remoção de clorofila *a* e as respostas (remoção de cor aparente, de turbidez e de fósforo total)

| | Saída Teste Sperman | Cor aparente (%) | Turbidez (%) | Fósforo total (%) |
|---------------------------|---------------------|------------------|--------------|-------------------|
| Clorofila <i>a</i> | ρ | 0,96 | 0,96 | 0,89 |
| (%) | <i>p</i> -valor | $\leq 0,05$ | $\leq 0,05$ | $\leq 0,05$ |

Classificação da correlação (ρ): > 0,9: muito forte; 0,7 a 0,89: forte; 0,4 a 0,69: moderada; 0,2 a 0,39: fraca; 0 a 0,19: muito fraca (BABA; VAZ; DA COSTA, 2014).

APÊNDICE I – Documentos reguladores e definições das categorias de reúso

Quadro I.1 – Documentos reguladores para o lançamento de efluentes e reúso de águas utilizados como referência para o presente estudo.

| Âmbito | Lançamento em corpos d'água | Reúso de águas | |
|---------------|--|--|--|
| | | Reúso agrícola | Reúso urbano |
| Internacional | - | 1. Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA, 2012) 2. Organização Mundial da Saúde (OMS, 2006) | 1. Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA, 2012) |
| Nacional | 1. Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011) | 1. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB, 2006) 2. Programa Interáguas (INTERÁGUAS, 2017) | 1. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB, 2006) 2. Programa Interáguas (INTERÁGUAS, 2017) 3. Norma Brasileira NBR 16.783/2019 (ABNT, 2019) |
| Estadual | - | Resolução COEMA nº 02/2017 (CEARÁ, 2017) | Resolução COEMA nº 02/2017 (CEARÁ, 2017) |

Nota: levantamento dos principais e mais atuais documentos reguladores (resoluções, normas, produtos, diretrizes e etc.) nos âmbitos internacional, nacional e estadual (região nordeste) que estabelecem padrões de qualidade para lançamento em corpo hídricos e para as diferentes modalidades de reúso.

Quadro I.2 – Definições das categorias de reúso agrícola adotadas nas referências analisadas.

| Ref. | Definição |
|-------------------|--|
| USEPA (2012) | Irrestrito: Cultivo de Alimentos consumidos crus. Restrito: Cultivo de alimentos a serem processados e Cultivo não destinado a consumo humano |
| OMS (2006) | Irrestrito: Opção A - Cultivo de raízes e tubérculos. Opção B - Cultivo de folhosas. Opção C - Irrigação localizada de plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo. Opção D - Irrigação localizada de plantas que se desenvolvem rentes ao nível do solo. Opção E - Qualidade de efluentes alcançável com o emprego de técnicas de tratamento tais como secundário + coagulação + filtração + desinfecção e avaliada com o emprego de indicadores complementares (ex: Turbidez, SST, Cloro residual). Restrito: Opção F - Agricultura de baixo nível tecnológico e mão de obra intensiva. Opção G - Agricultura de alto nível tecnológico e altamente mecanizada. Opção H - Técnicas de tratamento com reduzida capacidade de remoção de patógenos (ex: tanques sépticos ou reatores UASB) associada ao emprego de técnicas de irrigação com elevado potencial de minimização da exposição (irrigação subsuperficial). |
| PROSAB (2006) | Irrestrito: Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura, inclusive culturas alimentícias consumidas cruas; inclui também a hidroponia. Restrita: Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura não ingerida crua, inclui culturas alimentícias e não alimentícias, forrageiras, pastagens e árvores; inclui também a hidroponia. |
| INTERAGUAS (2017) | Irrestrito: irrigação de cultura de alimentos destinados ao consumo humano sem processamento prévio (plantas que se desenvolvem rentes ao nível do solo). Restrito: irrigação de cultura de alimentos destinados ao consumo humano sem processamento prévio (plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo); após processamento prévio; não destinadas ao consumo humano; cultivo de florestas plantadas. |
| COEMA (2017) | Irrestrito¹: a - culturas a serem consumidas cruas, cuja parte consumida tenha contato direto com a água de irrigação. Restrito: b - demais culturas. |

¹As categorias de reúso agrícola “restrito” e “irrestrito” foram adotadas neste trabalho para COEMA (2017) para fins comparativos. No documento original as categorias são denominadas de “a” e “b”.

Quadro I.3 – Definições das categorias de reúso urbano adotadas nas referências analisadas.

| Ref. | Definição |
|---------------------------|--|
| USEPA (2012) | Irrestrito: Reúso de água para aplicações não potáveis em ambientes municipais onde o acesso público não é restrito. Restrito: Reúso de água para aplicações não potáveis em ambientes municipais onde o acesso público é controlado ou restrito por barreiras físicas ou institucionais, como cercas, placas de aviso ou restrição temporária de acesso. |
| PROSAB (2006) | Irrestrito: irrigação (campos de esporte, parques, jardins e cemitérios), usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso irrestrito ao público, limpeza de ruas e outros usos com exposição similar. Restrito: irrigação (parques, canteiros de rodovias), usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso controlado ou restrito ao público, abatimento de poeira em estradas vicinais, usos na construção civil (compactação do solo, abatimento de poeira, etc.). Uso predial¹: descarga de vaso sanitário |
| INTERAGUAS (2017) | Irrestrito: irrigação paisagística, bacias sanitárias e lavagem de logradouros e outros espaços públicos. Restrito: irrigação paisagística e outros usos urbanos em áreas restritas (sem contato público frequente e/ou com restrição de acesso), tais como desobstrução de redes de esgoto, construção civil, lavagem de veículos e sistemas de combate a incêndio. |
| ANBT (2019) ² | Uso em edificações: Descarga de vaso sanitário (e mictórios) ; lavagem de logradouros, pátios, garagens e áreas externas; lavagem de veículos; irrigação paisagística; uso ornamental (fontes, chafarizes e lagos); sistemas de resfriamento a água; arrefecimento de telhados. |
| COEMA (2017) ² | Irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações e combate de incêndio em área urbana. |

¹Este uso foi inserido na categoria “restrito” para efeito de análise.²Não há separação entre reúso urbano restrito e irrestrito.