



Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"

Programa Interunidades



Doutorado

Engenharia Civil e Ambiental

HUGO RENAN BOLZANI

**FOTOBIOREATOR *FLAT PANEL* E LAGOA *RACEWAY*: AVALIAÇÃO
DO CULTIVO DE MICROALGAS NATIVAS PARA TRATAMENTO E
RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES DE ESGOTO SANITÁRIO
ANAERÓBIO DE ALTA CARGA**

Bauru
2023

HUGO RENAN BOLZANI

**FOTOBIOREATOR *FLAT PANEL* E LAGOA RACEWAY: AVALIAÇÃO
DO CULTIVO DE MICROALGAS NATIVAS PARA TRATAMENTO E
RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES DE ESGOTO SANITÁRIO
ANAERÓBIO DE ALTA CARGA**

Tese apresentada como requisito para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil e Ambiental pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Área de Concentração Saneamento ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Henrique Ribeiro da Silva

Coorientador: Prof. Dr. Raúl Muñoz Torre

Bauru
2023



B694f

Bolzani, Hugo Renan

Fotobioreator Flat Panel e Lagoa Raceway : avaliação do cultivo de microalgas nativas para tratamento e recuperação de nutrientes de esgoto sanitário anaeróbio de alta carga / Hugo Renan Bolzani. -- Bauru, 2023
217 p. : il., tabs.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Engenharia, Bauru

Orientador: Gustavo Henrique Ribeiro da Silva

Coorientador: Raúl Muñoz Torre

1. Ficoremediação. 2. Consórcio microalgas-bactérias. 3. Esgoto sanitário.
4. Biomassa. 5. Economia circular. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Engenharia, Bauru. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA TESE DE DOUTORADO DE HUGO RENAN BOLZANI, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DA FACULDADE DE ENGENHARIA - CÂMPUS DE BAURU.

Aos 03 dias do mês de fevereiro do ano de 2023, às 08:30 horas, por meio de Videoconferência, realizou-se a defesa de TESE DE DOUTORADO de HUGO RENAN BOLZANI, intitulada **FOTOBIOREATOR FLAT PANEL E LAGOA RACEWAY: AVALIAÇÃO DO CULTIVO DE MICROALGAS NATIVAS PARA TRATAMENTO E RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES DE ESGOTO SANITÁRIO ANAERÓBIO DE ALTA CARGA**. A Comissão Examinadora foi constituída pelos seguintes membros: Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA (Orientador(a) - Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Civil e Ambiental / Faculdade de Engenharia de Bauru UNESP, Prof. Dr. GRAZIELE RUAS LAGOAS DA SILVA (Participação Virtual) do(a) Engenharia Civil e Ambiental / Universidade Estadual Paulista - UNESP - Campus de Bauru, Prof^a. Dr^a TÂNIA VASCONCELOS FERNANDES (Participação Virtual) do(a) Department of Aquatic Ecology / Netherlands Institute of Ecology (NYOO-KNAW), Prof. Dr. LUIZ ANTONIO DANIEL (Participação Virtual) do(a) Departamento de Hidráulica e Saneamento / Escola de Engenharia - USP - São Carlos, Prof. Dr. EDSON APARECIDO ABDUL NOUR (Participação Virtual) do(a) Departamento de Infraestrutura e Ambiente / Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - FEC / UNICAMP - Campinas/SP. Após a exposição pelo doutorando e arguição pelos membros da Comissão Examinadora que participaram do ato, de forma presencial e/ou virtual, o discente recebeu o conceito final: aprovado . Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelo(a) Presidente(a) da Comissão Examinadora.

Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA

Dedico este trabalho aos meus pais.

AGRADECIMENTOS

A minha família por sempre me apoiar e dar estrutura para as minhas conquistas.

Ao meu orientador Prof. Gustavo pelo apoio, ensinamento, paciência e compreensão durante esta jornada.

Ao meu coorientador Prof. Raúl pelas contribuições durante a realização do projeto.

A minha amiga e colega de pesquisa Caroline pelos sofrimentos e alegrias vivenciados durante esta trajetória.

Aos funcionários da UNESP que sempre estenderam a mão quando precisei: Glauco, Osmar, Celso, Miguel, Prof. Daniel, Prof. Mario e Prof. Alceu.

Aos alunos de iniciação científica pela ajuda em todas as etapas do projeto: Alexia, Letícia, Luiza, Barbara, Rafael, Laura e Gabriela.

Aos meus colegas de laboratório que me ajudaram nas análises químicas e manutenção dos equipamentos/reatores, bem como as pessoas que me ajudaram com dicas para a pesquisa: Nathalie, Eduardo, Mariana, Marcela, Emerson, Paola, Anna, Thalita, Juliana, Ana Paula e Grazielle.

Ao DAE pela parceria no projeto, por fornecer o espaço na ETE e autorização para coleta do esgoto.

Aos funcionários do DAE pelo apoio e ajuda no laboratório e manutenção do RCA: Rafael, Eliene, Diego, Adriano, Jonas e Razuki.

Ao IFSULDEMINAS por ter concedido o afastamento integral para realização do doutorado.

A FEB/UNESP pela infraestrutura fornecida.

A FAPESP, CNPq e CAPES pelo auxílio financeiro concedido.

Ao Conselho do Programa de Pós-Graduação por ter aprovado a solicitação de prorrogação do tempo de conclusão do doutorado devido ao período pandêmico da COVID-19.

A todos que de alguma forma contribuíram para a conclusão deste doutorado, os meus sinceros agradecimentos.

“A natureza pode suprir todas as necessidades do homem, menos a sua ganância”.

Mahatma Ghandi

RESUMO

BOLZANI, H. R. **Fotobioreator *Flat Panel* e Lagoa *Raceway*: avaliação do cultivo de microalgas nativas para tratamento e recuperação de nutrientes de esgoto sanitário anaeróbio de alta carga.** Tese (Doutorado) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Bauru, SP, Brasil, 2023.

Para superar as desvantagens associadas aos métodos utilizados no tratamento de esgoto sanitário convencional, o uso de microalgas tem sido estudado, pois proporciona um biotratamento terciário, com depuração de compostos orgânicos e inorgânicos, organismos patogênicos, fármacos e metais presentes no esgoto. Além disso, biomassa produzida pode ser utilizada para diversos fins, destacando-se a produção de biofertilizantes. O estudo analisou o comportamento de um Fotobioreator tipo *Flat Panel* (FBR-FP) e Lagoa *Raceway* (LR) em escala piloto e ao ar livre, operados em região de clima tropical, como alternativa para pós-tratamento de esgoto sanitário anaeróbio por um consórcio microalgal-bacteriano. O estudo foi dividido em 4 condições experimentais (CE) (2 com sombreamento de 50% e 2 com luz natural; e houve a contaminação por fármacos em uma CE de cada intensidade luminosa) com 3 bateladas com duração de 7 dias cada, totalizando 6 bateladas para cada CE. Em 4 bateladas de cada CE o monitoramento foi realizado no dia 0, dia 3 e dia 7; e em 2 bateladas o monitoramento foi diário. A diferença de intensidade luminosa e aplicação de fármacos não proporcionou diferença significativa para a maioria dos parâmetros analisados. A LR obteve maior remoção de demanda química de oxigênio dissolvida (DQO_d) (máximo de 68% na L2) em comparação com o FBR-FP (máximo de 47% na S2). Em muitos momentos do estudo houve liberação de compostos carbonatos da biomassa a partir de 3 dias de operação principalmente no FBR-FP, aumentando a concentração de DQO_d de ácidos orgânicos voláteis no efluente. Isto pode ter ocorrido pela escassez de carbono inorgânico devido ao rápido consumo de alcalinidade, causando a morte das microalgas. Além disso, em ambos os sistemas, as bactérias oxidantes de amônia e bactérias oxidantes de nitrito estavam bem adaptadas mantendo um processo de nitrificação completo e a competição entre bactérias e microalgas por alimentos pode ter prejudicado a comunidade microalgal em alguns momentos. O N-amoniaco foi removido significativamente no FBR-FP e LR (média de 85%) por nitrificação, assimilação microalgal e volatilização da amônia. A atividade fotossintética permitiu a elevação do valor de pH apenas no FBR-FP, promovendo uma maior volatilização da amônia no sistema fechado. Já os compostos fosfatados, apenas o FBR-FP removeu de forma satisfatória (até 60% para fosfato na L1) e a elevação do valor de pH pode ter contribuído para as maiores depurações em função da precipitação química do fósforo. Contudo, nos dois reatores o tempo de detenção hidráulico de 3 dias foi mais eficiente, pois também houve a liberação e compostos fosfatados presentes na biomassa a partir do dia 3. A produtividade de biomassa (PB) também foi prejudicada pela escassez de carbono com aumento da concentração e sólidos apenas até o dia 3 em ambos os reatores, sendo o FP-FBR se destacando com os melhores resultados para PB, densidade celular, clorofila-*a* e parâmetros de eficiência fotossintética. Contudo, os dois sistemas apresentaram boa capacidade de remoção de *E. coli* e coliformes totais (entre 76 e 100%), indicando uma boa alternativa para tratamento terciário. Por fim, a partir da caracterização química da biomassa gerada nos dois sistemas, ela pode ser considerada uma opção viável como biofertilizante, pois atendeu a maioria dos requisitos exigidos pela norma vigente. O teste com inserção de CO₂ na LR evidenciou que na presença de maior intensidade luminosa, o uso de CO₂ foi necessário para obtenção de maior PB. O tratamento de esgoto sanitário com o FBR-FP e LR mostrou que, além de depurar os componentes que não foram removidos na etapa anaeróbia, gerou uma biomassa que pode contribuir para uma produção agrícola sustentável, equilíbrio dos ciclos biogeoquímicos e incorporação dos princípios da economia circular no setor de saneamento.

Palavras-chave: Consórcio microalgas-bactérias; ficoremediação; sistema fechado; sistema aberto; economia circular.

ABSTRACT

BOLZANI, H. R. Flat Panel Photobioreactor and Raceway Pond: evaluation of native microalgae cultivation for treatment and nutrients recovery from high-load anaerobic sewage. Thesis (Doctorate/PhD) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Bauru, SP, Brazil, 2023.

To overcome the disadvantages associated with the methods used in the conventional sanitary sewage treatment, the use of microalgae has been studied, as it provides a tertiary biotreatment, with the purification of organic and inorganic compounds, pathogenic organisms, pharmaceutical products and metals present in the sewage. In addition, the biomass produced can be used for various purposes, with emphasis on the production of biofertilizers. The study analyzed the behavior of a Flat Panel Photobioreactor (FP-PBR) and Raceway Pond (RP) on an outdoors pilot scale, operated in a tropical climate region, as an alternative for post-treatment of anaerobic sewage by a consortium microalgal-bacterial. The study was divided into 4 experimental conditions (EC) (2 with 50% shading and 2 with natural light; and there was pharmaceutical products contamination in an EC of each light intensity) with 3 batches lasting 7 days each, totaling 6 batches for each EC. In 4 batches of each EC, monitoring was performed on day 0, day 3 and day 7; and in 2 batches the monitoring was daily. The difference in light intensity and pharmaceutical products application did not provide a significant difference for most of the analyzed parameters. RP achieved greater dissolved chemical oxygen demand (COD_d) removal (maximum 68% in L2) compared to FP-PBR (maximum 47% in S2). In many moments of the study, carbonate compounds were released from the biomass after 3 days of operation, mainly in the FP-PBR, increasing the COD_d and volatile fatty acids concentration in the effluent. This may have occurred due to the inorganic carbon scarcity due to the alkalinity rapid consumption, causing the microalgae death. Furthermore, in both systems, ammonia-oxidizing bacteria and nitrite-oxidizing bacteria were well adapted, maintaining a complete nitrification process and the competition between bacteria and microalgae for food may have harmed the microalgal community. Ammonia-N was significantly removed in FP-PBR and RP (average 85%) by nitrification process, microalgal assimilation and ammonia volatilization. The photosynthetic activity allowed the pH value elevation only in FP-PBR, promoting a greater volatilization of ammonia in the closed system. As for phosphate compounds, only FP-PBR removed satisfactorily (up to 60% for phosphate in L1) and the pH value increase may have contributed to the higher removal due to the phosphorus chemical precipitation. However, in both reactors, the hydraulic detention time of 3 days was more efficient, as there was also the release of phosphate compounds present in the biomass from day 3 onwards. Biomass productivity (BP) was also impaired by carbon scarcity, with increased solids concentration only until day 3 in both reactors. However, FP-PBR standing out with the best results for BP, cell density, chlorophyll-a and photosynthetic efficiency parameters. Furthermore, both systems showed a good ability to *E. coli* and total coliforms remove (between 76 and 100%), indicating a good alternative for tertiary treatment. Finally, based on the chemical characterization of the biomass generated in the two systems, it can be considered a viable option as a biofertilizer, since it met most of the requirements demanded by the current regulation. The test with CO₂ insertion in the RP showed that, in the presence of greater light intensity, the use of CO₂ was necessary to obtain more BP. The sanitary sewage treatment with FP-PBR and RP showed that, in addition to purifying the components that were not removed in the anaerobic stage, it generated a biomass that can contribute to sustainable agricultural production, balance of biogeochemical cycles and incorporation of circulate economic principles in the sanitation sector.

Key-words: Microalgae-bacteria consortium; phycoremediation; closed system; open system; circular economy.

LISTA DE FIGURAS

Estruturação da tese

Figura 1: Fluxograma da estruturação da tese em capítulos.....	1
--	---

Capítulo 1

Figura 1-1: Localização do Estado de São Paulo/Brasil (a), Município de Bauru/São Paulo (b), Distrito de Tibiriça/SP (c), ETE de Tibiriça (d), Localização do FAFA na ETE (e), localização do RCA na ETE (f) e local de instalação do FBR-FP na FEB/Unesp (g).....	30
Figura 1-2: Configuração experimental do estudo	32
Figura 1-3: FBR-FP em escala piloto utilizado no estudo.....	33
Figura 1-4: Valores de temperatura, valor de pH e oxigênio dissolvido no efluente (n=8.640 por dia para temperatura e valor de pH; n=18 por dia para OD).....	38
Figura 1-5: Valores médios de alcalinidade total, ácidos orgânicos voláteis, demanda química de oxigênio dissolvida e nitrogênio orgânico no efluente (n=18 por dia).....	41
Figura 1-6: Valores de N-total, N-amoniaco, nitrito, nitrato no tratamento do FBR-FP (n=18 para cada dia) e teores (%) em cada TDH.....	45
Figura 1-7: Valores de P-total e fosfato no tratamento do FBR-FP (n=18 para cada dia) e teores (%) em cada TDH	47
Figura 1-8: Valores de SST, PB, DC, <i>clor-a</i> e DO ₆₈₂ no tratamento do FBR-FP (n=18 por dia)	51
Figura 1-9: Balanço de massa médio para nutrientes e relação entre remoção e produção de biomassa.....	56
Figura 1-9: Balanço de massa médio para nutrientes e relação entre remoção e produção de biomassa (continuação)	57
Figura 1-10: Concentração de macronutrientes na biomassa (n=2 para N, P ₂ O ₅ e K ₂ O; n=6 para C, Ca e Mg) e comparação com a literatura	60

Capítulo 2

Figura 2-1: Lagoa <i>Raceway</i> em escala piloto.....	89
Figura 2-2: Valores de temperatura, valor de pH e oxigênio dissolvido no tratamento da LR (n=8.640 por dia para temperatura e valor de pH; n=18 por dia para OD).....	91
Figura 2-3: Valores médios de alcalinidade total, ácidos orgânicos voláteis, demanda química de oxigênio dissolvida e nitrogênio orgânico no tratamento da LR (n=18 por dia).....	93
Figura 2-4: Valores de N-total, N-amoniaco, nitrito e nitrato no tratamento da LR (n=18 para cada dia) e teores (%) em cada TDH.....	96
Figura 2-5: Valores de P-total e fosfato no tratamento da LR (n=18 para cada dia) e teores (%) em cada TDH	98
Figura 2-6: Valores de SST, PB, DC, <i>clor-a</i> e DO ₆₈₂ no tratamento da LR (n=18 por dia) ..	102
Figura 2-7: Balanço de massa para nutrientes e relação entre remoção e produção de biomassa	106
Figura 2-8: Concentração de macronutrientes e C na biomassa (n=2 para N e P ₂ O ₅ ; K ₂ O; n=6 pra C, Ca, Mg e Na) e comparação com a literatura	111

Capítulo 3

Figura 3-1: Aspecto do efluente do dia 7 em uma batelada da L1 (a) e duas bateladas da L2 (b e c) no tratamento do FBR-FP.....	142
--	-----

Capítulo 4

Figura 4-1: Configuração experimental do estudo	161
Figura 4-2: Valores de temperatura, valor de pH e oxigênio dissolvido no efluente (n=8.640 por dia para temperatura; n=6 por dia para OD e valor de pH)	163
Figura 4-3: Valores médios de alcalinidade total, ácidos orgânicos voláteis e demanda química de oxigênio dissolvida no efluente (n=6 por dia)	165
Figura 4-4: Valores de N-total, N-orgânico, N-amoniaco, nitrito e nitrato no efluente (n=6 por dia) e teores (%) em cada TDH	167
Figura 4-5: Valores de P-total e fosfato no efluente (n=6 por dia) e teores (%) em cada TDH	169
Figura 4-6: Valores de SST, PB, DC, <i>clor-a</i> e DO ₆₈₂ no tratamento da LR (n=6 por dia)	172
Figura 4-7: Balanço de massa médio para nutrientes e relação entre remoção e produção de biomassa	175
Figura 4-7: Balanço de massa médio para nutrientes e relação entre remoção e produção de biomassa (continuação)	176
Figura 4-8: Concentração de macronutrientes na biomassa (n=2 por dia) e comparação com a literatura	179

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1-1: Caracterização do esgoto sanitário pós-tratado pelo FAFA e RCA (n=72).....	31
Tabela 1-2: Especificações do FBR <i>Flat Panel</i>	33
Tabela 1-3: Valores de temperatura ambiente, intensidade luminosa, precipitação pluviométrica e tempo de luz	34
Tabela 1-4: Parâmetros avaliados, respectivo método e/ou equipamento utilizado.....	35
Tabela 1-5: Cálculos relacionados com a eficiência do tratamento e respetiva referência	36
Tabela 1-6: Valores de taxa de crescimento específico, tempo de duplicação e taxa de divisão celular (n=18 por dia).....	53
Tabela 1-7: Valores de coliformes totais e <i>E. coli</i> no efluente (n= 18 por dia) e comparação entre normas sobre reúso agrícola.....	58
Tabela 1-8: Concentração de micronutrientes na biomassa (n=6) e comparação com a literatura	62
Tabela 1-9: Teores dos macro e micronutrientes (%) na biomassa gerada e comparação com a IN nº 61/2020.....	62
Tabela 1-10: Comparação entre a média de macro e micronutrientes nas biomassas geradas e nutrientes foliares de diferentes espécies vegetais	64
Tabela 1-11: Comparação entre a composição dos fertilizantes e resíduos orgânicos de origem animal, vegetal e agroindustrial e as médias de macronutrientes e elementos traços da biomassa	66

Capítulo 2

Tabela 2-1: Especificações da Lagoa <i>Raceway</i>	89
Tabela 2-2: Valores de coliformes totais e <i>E. coli</i> no efluente (n= 18 por dia) e comparação entre normas sobre reúso agrícola.....	107
Tabela 2-3: Concentração de micronutrientes na biomassa (n=6) e comparação com a literatura	112
Tabela 2-4: Teores dos macro e micronutrientes (%) na biomassa gerada e comparação com a IN nº 61/2020	113
Tabela 2-5: Comparação entre a média de macro e micronutrientes nas biomassas geradas e nutrientes foliares de diferentes espécies vegetais	115
Tabela 2-6: Comparação entre a composição dos fertilizantes e resíduos orgânicos de origem animal, vegetal e agroindustrial e as médias de macronutrientes e elementos traços da biomassa.....	116

Capítulo 3

Tabela 3-1: Cálculos de eficiência luminosa.....	136
Tabela 3-2: Valores de intensidade luminosa, PB:L, R-PT:L, R-Fosfato:L, R-NT:L, R-NH ₄ :L do FBR-FP e LR.....	137
Tabela 3-3: Valores de irradiação interna média (Imed), coeficiente de extinção (Ka), eficiência fotossintética (EF) e rendimento quântico (ΨE)	141

Capítulo 4

Tabela 4-1: Caracterização do esgoto sanitário pós-tratado pelo RCA (n= 24).....	161
Tabela 4-2: Valores de temperatura ambiente, intensidade luminosa, precipitação pluviométrica, tempo de luz e evaporação na LR	162
Tabela 4-3: Valores de coliformes totais e <i>E. coli</i> no efluente (n=6 por dia) e comparação entre normas sobre reúso agrícola.....	177
Tabela 4-4: Concentração de micronutrientes na biomassa (n=2 por dia) e comparação com a literatura	180
Tabela 4-5: Teores dos macro e micronutrientes (%) na biomassa gerada e comparação com a IN nº 61/2020	181
Tabela 4-6: Comparação entre a média de macro e micronutrientes nas biomassas geradas e nutrientes foliares de diferentes espécies vegetais	182
Tabela 4-7: Comparação entre a média de macro e micronutrientes nas biomassas geradas e nutrientes foliares de diferentes espécies vegetais	184

LISTA DE SIGLAS/UNIDADES

%	Porcentagem
μ	Taxa de crescimento específico
μg	Micrograma
μmol	Micromol
AL	Amônia livre
Al	Alumínio
Alc	Alcalinidade total
AOV	Ácidos orgânicos voláteis
As	Arsênio
ATP	Adenosina trifosfato
AV	Amônia volatilizada
Ba	Bário
BOA	Bactérias oxidantes de amônia
BON	Bactérias oxidantes de nitrito
C	Carbono
C:L	Relação comprimento:largura
C:N	Relação carbono:nitrogênio
C:N:P	Relação carbono:nitrogênio:fósforo
Ca	Cálcio
Cd	Cadmio
CE	Condição experimental
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CH_3OH	Metanol
Clor- <i>a</i>	Clorofila- <i>a</i>
cm	Centímetro
CMB	Consórcio de microalgas-bactérias
Co	Cobalto
CO_2	Dióxido de carbono
CO_3^{2-}	Carbonato
Cr	Cromo
CT	Coliformes totais
Cu	Cobre
d^{-1}	dia
DO	Densidade óptica
DQO	Demanda química de oxigênio
DQO_d	Demanda química de oxigênio dissolvida
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EF	Eficiência fotossintética
EPS	Proteps de poliestireno expandido
ER	Eficiência de remoção
ETE	Estação de tratamento de esgoto
FAFA	Filtro anaeróbio de fluxo ascendente
FBR	Fotobioreator
FBR-FP	Fotobioreator tipo <i>Flat Panel</i>
FCA	Faculdade de Ciências Agronômicas
F_{CO_2}	Fixação de CO_2
Fe	Ferro

FEB	Faculdade de Engenharia de Bauru
g	grama
GEE	Gases do efeito estufa
h:min	Hora:minuto
H ₂ PO ₄ ⁻	Ácido fosfórico
hab	Habitantes
HCO ₃ ⁻	Bicarbonato
HPO ₄ ²⁻	Fosfato de hidrogênio
IAC	Instituto Agronômico de Campinas
IL	Intensidade luminosa
Imed	Irradiância media absorvida pela cultura
IN	Instrução normativa
IPMet	Instituto de Pesquisas Meteorológicas
K	Potássio
k	Número de duplicação celular
K ₂ O	Óxido de potássio
Ka	Coeficiente de extinção
Kg	Quilo
L	Condição experimental sem sombra e sem enriquecimento de CO ₂
L1	Condição experimental sem sombra e sem contaminação por fármacos
L ⁻¹	Litro
L2	Condição experimental sem sombra e com contaminação por fármacos
L _{CO2}	Condição experimental sem sombra e com enriquecimento de CO ₂
LED	<i>Light emitting diode</i>
LR	Lagoa <i>Raceway</i>
m	Metro
m ²	Metro quadrado
m ³	Metro cubico
mg	Miligrama
Mg	Magnésio
mL	Mililitro
mm	Milímetro
Mn	Manganês
MOD	Matéria orgânica dissolvida
N	Nitrogênio
N:P	Relação nitrogênio:fósforo
NA	Não aplicável
N-amoniacal	Nitrogênio amoniacal
ND	Não detectado
NH ₃	Amônia livre
NH ₄	Nitrogênio amoniacal
Ni	Níquel
nm	Nanômetro
NMP	Número mais provável
NO ₃	Nitrato
N-orgânico	Nitrogênio orgânico
NO _x	Nitrogênio oxidado
N-total	Nitrogênio total
OAP	Organismos acumuladores de polifosfato
°C	Graus Celsius

OD	Oxigênio dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
P	Fósforo
P ₂ O ₅	Pentóxido de difósforo
PB	Produtividade de biomassa
Pb	Chumbo
PB:L	Produtividade de biomassa em função da luz
pH	Potencial hidrogeniônico
pHi	pH intracelular
PLANSAB	Plano Nacional de Saneamento Básico
PO ₄ ³⁻	Ortofosfato
PP	Precipitação pluviométrica
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
P-total	Fósforo total
PVC	Cloreto de polivinila
RCA	Reator compartimento anaeróbio
RFA	Radiação fotossinteticamente ativa
R-Fosfato:L	Remoção de fosfato em função da luz
R-NH ₄ :L	Remoção de nitrogênio amoniacal em função da luz
R-NT:L	Remoção de nitrogênio total em função da luz
R-PT:L	Remoção de fósforo total em função da luz
RT	Remoção total
S	Condição experimental com sombra e sem enriquecimento de CO ₂
s	Segundo
S1	Condição experimental com sombra e sem contaminação por fármacos
S2	Condição experimental com sombra e com contaminação por fármacos
S _{CO2}	Condição experimental com sombra e com enriquecimento de CO ₂
SSF	Sólidos em suspensão fixos
SST	Sólidos em suspensão totais
SSV	Sólidos em suspensão voláteis
t _d	Tempo de duplicação celular
TDH	Tempo de detenção hidráulica
Tg	Teragrama
TR	Taxa de remoção
UFC	Unidade formadora de colônia
UNESP	Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
UT	Unidade de turbidez
UV	Ultravioleta
V:AS	Relação volume:área superficial
v:v	Relação volume:volume
WWF	<i>World Wide Fund for Nature</i>
Zn	Zinco
ΨE	Rendimento quântico

SUMÁRIO

Estruturação da Tese	1
Introdução geral	3
Justificativa	5
Objetivos.....	9
Objetivo geral	9
Objetivos específicos.....	9
Contextualização	10
Sistemas centralizados e descentralizados.....	10
Microalgas	12
Cultivos de microalgas	15
Sistemas abertos	16
Sistemas fechados.....	17
Intensidade luminosa	18
Referências	19
Capítulo 1	27
1.1. Introdução	28
1.2. Material e métodos.....	29
1.2.1. Local de estudo e esgoto sanitário.....	29
1.2.2. Configuração experimental.....	31
1.2.3. Parâmetros monitorados	35
1.2.4. Cálculos	36
1.2.5. Análise estatística	37
1.3. Resultados e discussão	37
1.3.1. Parâmetros abióticos.....	37
1.3.2. Remoção de carbono orgânico e inorgânico.....	40
1.3.3. Remoção de nitrogênio	44
1.3.4. Remoção de fósforo.....	47
1.3.5. Relação entre nutrientes.....	49
1.3.6. Crescimento microalgal.....	51
1.3.7. Balanço e massa.....	56
1.3.8. Remoção de coliformes totais e <i>E. coli</i>	57
1.3.9. Recuperação de nutrientes na biomassa	60
1.4. Conclusões	67
1.5. Referências.....	68
Apêndice 1-a: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na S1	78
Apêndice 1-b: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na S2	79
Apêndice 1-c: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na L1	80
Apêndice 1-d: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na L2	81
Apêndice 1-e: Bateladas de perfil dos parâmetros analisados nas 4 condições experimentais (n=6 por dia)	82

Capítulo 2	86
2.1. Introdução	87
2.2. Material e métodos	89
2.3. Resultados e discussão	90
2.3.1. Parâmetros abióticos	90
2.3.2. Remoção de carbono orgânico e inorgânico	92
2.3.3. Remoção de nitrogênio	95
2.3.4. Remoção de fósforo	98
2.3.5. Relação entre nutrientes	99
2.3.6. Crescimento microalgal	101
2.3.7. Balanço de massa	106
2.3.8. Remoção de coliformes totais e <i>E. coli</i>	107
2.3.9. Recuperação de nutrientes na biomassa	111
2.4. Conclusões	117
2.5. Referências	118
Apêndice 2-a: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na S1	125
Apêndice 2-b: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na S2	126
Apêndice 2-c: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na L1	127
Apêndice 2-d: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na L2	128
Apêndice 2-e: Bateladas de perfil dos parâmetros analisados nas 4 condições experimentais (n=6 por dia)	129
 Capítulo 3	 133
3.1. Introdução	134
3.2. Material e métodos	135
3.2.1. Cálculos	135
3.3. Resultados e discussão	136
3.3.1. Remoção de nutrientes e produtividade de biomassa	136
3.3.2. Eficiência luminosa	141
3.4. Conclusões	147
3.5. Referências	148
Apêndice 3-a: Parâmetros analisados nas bateladas de perfil das 4 condições experimentais no tratamento do FBR-FP (n=6 por dia)	153
Apêndice 3-b: Parâmetros analisados nas bateladas de perfil das 4 condições experimentais no tratamento da LR (n=6 por dia)	155
 Capítulo 4	 157
4.1. Introdução	158
4.2. Material e métodos	160
4.2.1. Configuração experimental	160
4.3. Resultados e Discussão	162
4.3.1. Parâmetros abióticos	162
4.3.2. Remoção de carbono orgânico e inorgânico	164
4.3.3. Remoção de nitrogênio	166
4.3.4. Remoção de fósforo	168
4.3.5. Relação entre nutrientes	169
4.3.6. Crescimento microalgal	171
4.3.7. Balanço de massa	175

4.3.8.	Remoção de coliformes totais e E. coli	176
4.3.9.	Recuperação de nutrientes na biomassa	178
4.4.	Conclusões	185
4.5.	Referências	186
Apêndice 4-a:	Matriz de correlação dos parâmetros analisados na S_{CO_2}	192
Apêndice 4-b:	Matriz de correlação dos parâmetros analisados na S	193
Apêndice 4-c:	Matriz de correlação dos parâmetros analisados na L_{CO_2}	194
Apêndice 4-d:	Matriz de correlação dos parâmetros analisados na L	195
Conclusões gerais e recomendações.....		196

Esta tese está apresentada em formato de Capítulos para facilitar a discussão dos resultados e o desmembramento em artigos científicos (Figura 1).

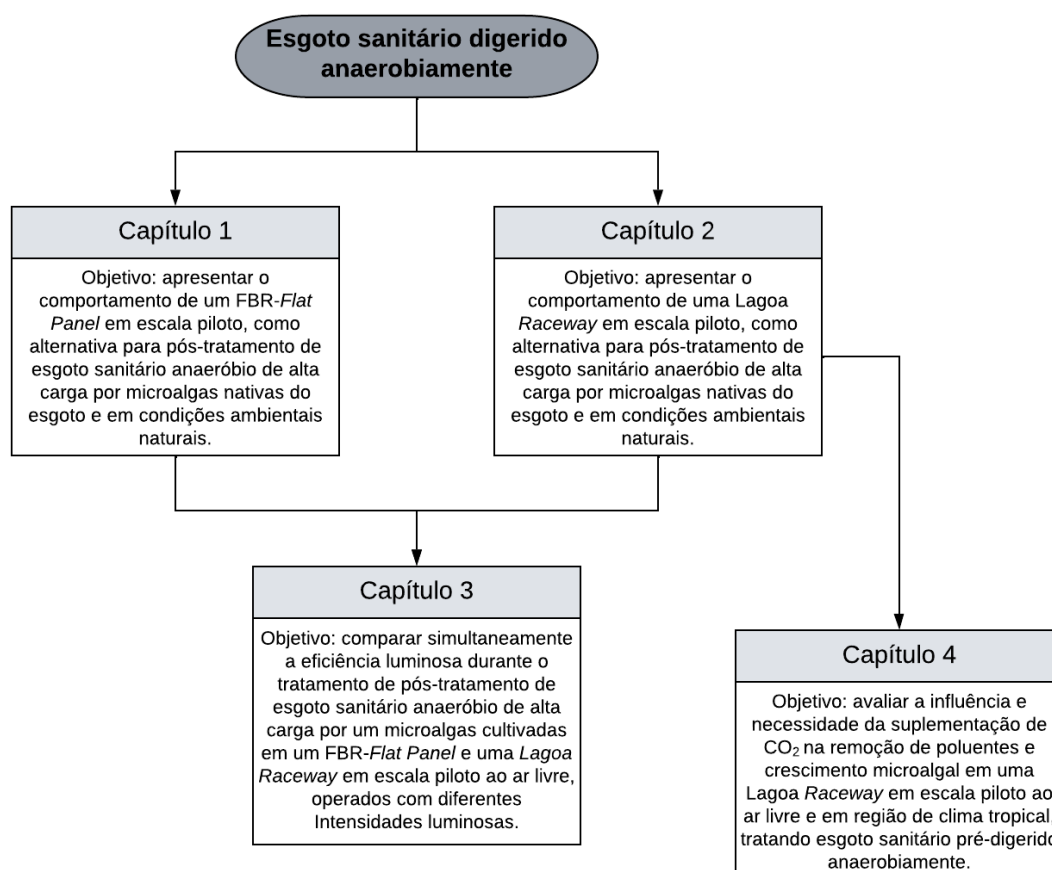


Figura 1: Fluxograma da estruturação da tese em capítulos

A tese também contém a apresentação de uma introdução geral e justificativa para o tema do estudo e, em seguida, uma contextualização com embasamento teórico sobre sistema centralizado e descentralizado de tratamento de esgoto sanitário, salientando este último para promoção dos princípios da economia circular e a universalização do acesso ao saneamento. Em seguida, foi abordado sobre os sistemas abertos e fechados de cultivo de microalgas, explanando sobre as principais características que interferem nestes sistemas. A tese foi finalizada com uma conclusão geral com os principais achados do estudo.

Capítulo 1 - Avaliação do pós-tratamento de esgoto sanitário anaeróbio de alta carga por microalgas nativas em fotobioreator Flat Panel em escala piloto. Neste capítulo foi verificado o comportamento de um FBR de sistema fechado (FBR-FP) em escala piloto durante o tratamento de esgoto sanitário digerido anaerobiamente. O FBR foi operado ao ar livre em

uma região de clima tropical, sob IL natural e com um bloqueio de 50% de luz. Foram realizadas 24 bateladas com duração de 7 dias, sendo 6 bateladas para cada condição experimental. Foram analisados parâmetros climáticos, parâmetros de compostos carbonados, N e P, patógenos e crescimento microalgal no efluente e, por fim, analisada a concentração de nutrientes absorvida na biomassa. Também foi analisada a existência de correlação entre as variáveis e a aplicabilidade da biomassa gerada para uso como biofertilizante.

Capítulo 2 - Avaliação do pós-tratamento de esgoto sanitário anaeróbio de alta carga por microalgas nativas em lagoa de alta taxa em escala piloto. Para uma melhor estrutura da tese e discussão dos resultados, enquanto no Capítulo 1 foi abordado o estudo com o FBR-FP, neste Capítulo 2 foi tratada exclusivamente a verificação do comportamento de um reator de sistema aberto (LR) em escala piloto. A configuração experimental e variáveis analisadas no Capítulo anterior também foram aplicadas para a LR neste Capítulo.

Capítulo 3 - Efeito da intensidade luminosa na remoção de nutrientes e produtividade de biomassa em Lagoa Raceway e fotobioreator Flat Panel em escala piloto ao ar livre e tratando esgoto sanitário anaeróbio de alta carga. Após o conhecimento do comportamento do FBR-FP e LR nas condições de operação abordadas nos Capítulos 1 e 2, no Capítulo 3 procurou-se descrever os resultados obtidos sobre os cálculos relacionados com as IL em uma região de clima tropical sobre a remoção de nutrientes e produtividade de biomassa em um sistema aberto e fechado de cultivo microalgal, com análise dos parâmetros de remoção e produtividade por mol de fótons, irradiância média recebida pelas microalgas, rendimento quântico e eficiência fotossintética. A configuração experimental foi a mesma adotada nos Capítulos anteriores.

Capítulo 4 - Avaliação da suplementação de CO₂ no tratamento de esgoto sanitário anaeróbio de alta carga por microalgas nativas em Lagoa Raceway em escala piloto ao ar livre. Este Capítulo teve o propósito de apresentar a necessidade e influência da ausência ou presença de suplementação de CO₂ durante o tratamento de esgoto anaeróbio do RCA em um sistema aberto (LR), sob diferentes IL e em uma região de clima tropical, visando também tornar em um sistema mais autossustentável. Foram realizadas duas Etapas de estudo: a 1ª com bloqueio de 50% de luz solar e a 2ª com IL natural. Para cada Etapa foram realizadas 4 bateladas com duração de 7 dias, sendo 2 bateladas com enriquecimento de CO₂ e 2 bateladas sem o uso de CO₂ no tratamento. Os parâmetros analisados neste Capítulo foram os mesmos abordados nos 3 primeiros Capítulos.

A crescente urbanização e ampliação produtiva da sociedade elevou a demanda por recursos naturais e trouxe graves consequências sociais e ambientais. Entretanto, embora a urbanização tenha ocorrido de forma acelerada, a quantidade e qualidade dos serviços de saneamento básico não acompanharam esse crescimento em muitos países, o que tem gerado também a poluição dos recursos hídricos pelo lançamento de esgoto sanitário e problemas de saúde pública.

No Brasil, o sistema de esgotamento sanitário se enquadra no modelo centralizado, onde o esgoto de uma região de elevada densidade populacional é encaminhado para estações de tratamento distantes da malha urbana (HOFFMAN, 2004; SANTOS et al., 2015). Geralmente, este modelo se dá de forma linear e unidirecional, iniciando no processo de geração e finalizado no descarte do efluente.

De acordo com Letinga, Zeeman e Lens (2001) este sistema é considerado insustentável, dado que a humanidade está consumindo mais recursos naturais do que o planeta pode repor e, para manter o estilo de vida da sociedade no século XXI, a biocapacidade do planeta está sendo usada excessivamente em pelo menos 75% (WWF, 2022). O seu objetivo principal é a depuração do esgoto, mas com pouca ou nenhuma recuperação e/ou reaproveitamento durante o processo, considerando-o como um rejeito ao invés de um potencial produto (MESQUITA et al., 2021; SURIYACHAN; NITIVATTANANON; AMIN, 2012).

Ademais, a maioria das estações de tratamento de esgoto (ETE) adotadas no Brasil possui unidades de tratamento não capazes de remover de forma satisfatória macro e micronutrientes e organismos patogênicos no esgoto sanitário, como o tratamento anaeróbio (CHERNICHARO et al. 2018; VON SPERLING, 2014). O Brasil possui 3.419 ETEs ativas distribuídas em 1.893 municípios, compostas por 206 tipologias de tratamentos diferentes e com reatores anaeróbios implementados em 38% das ETEs. Dentre as ETEs ativas, somente 131 unidades foram projetadas para remoção de nutrientes (ANA, 2020).

A tecnologia anaeróbia, por exemplo, consegue alcançar uma baixa redução da concentração de nitrogênio (N) e fósforo (P) (RUZHITSKAYA; GOGINA, 2017) e uma redução de coliformes totais (CT) em cerca de 1 log (CHERNICHARO, 2007). Isto foi relatado por Oliveira e Von Sperling (2005) ao levantarem em 166 ETEs de São Paulo e Minas Gerais uma faixa de remoção de apenas 0 a 1,3 log de coliformes fecais e, ao mesmo tempo, um aumento do valor de nitrogênio total (NT) e PT no esgoto tratado por reator anaeróbio em comparação com o esgoto bruto, com elevação da concentração de 6 a 19% de NT e até 21%

de PT. Desta forma, o efluente de reatores anaeróbios usualmente não atende aos padrões impostos pela legislação (MACHADO et al., 2022), acarretando na poluição e contaminação dos rios que recebem os despejos.

Além desta conhecida contaminação, enfrentamos atualmente a poluição de micropoluentes, como fármacos, hormônios naturais, plásticos, dentre outros. Um exemplo disso pode ser observado em inúmeros trabalhos que descrevem a contaminação de corpos d'água que recebem esgoto sanitário previamente tratado, com presença de diversos micropoluentes e em variadas concentrações, e com efeitos adversos a longo prazo ainda desconhecidos (AHMAD et al., 2019; CHEN et al., 2020; K'OREJE et al., 2020).

Já o modelo de saneamento descentralizado para áreas de baixa densidade populacional surge como uma alternativa mais sustentável para os problemas encontrados nos sistemas centralizados (KUJAWA-ROELEVELD; ZEEMAN, 2006). Ao contrário do sistema atual, o modelo descentralizado, no geral, realiza o tratamento próximo à fonte, considera o esgoto sanitário um recurso valioso ao invés de um rejeito e visa a recuperação de água, bioenergia e nutrientes (GRAAFF, 2010; KUJAWA-ROELEVELD; ZEEMAN, 2006; LARSEN; UDERT; LIENERT, 2013).

Este sistema se torna uma alternativa aplicável no Brasil, principalmente nas regiões não contempladas pela universalização do acesso ao saneamento prevista na última revisão do Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) com vigência até 2033 (BRASIL, 2019), pois 44% dos municípios brasileiros possuem até 10.000 habitantes (IBGE, 2021), considerado um número adequado para adoção do sistema descentralizado. Ademais, Chermicharo et al. (2018) investigaram 1.667 ETEs no Brasil e 57% delas também atendem um equivalente populacional inferior a 10.000 habitantes.

Uma tecnologia de tratamento que vem ganhando atenção nos últimos anos e se enquadra no modelo de sistemas descentralizados é o uso de microalgas como um pós-tratamento para esgoto sanitário digerido anaerobiamente.

O uso de esgoto anaeróbio para cultivar microalgas justifica-se pelo fato de a tecnologia anaeróbia apresentar uma boa remoção de matéria orgânica biodegradável convertendo-a em biogás, mas mantêm os nutrientes preservados no efluente final. Esta característica faz com que o efluente de reatores anaeróbios não atendam as legislações vigentes para o lançamento em corpos d'água, havendo a necessidade de um pós-tratamento para remover e/ou reaproveitar os nutrientes (CHERNICHARO, 2007; MACHADO et al., 2022).

Diversos trabalhos publicados sobre a remoção de nutrientes, como o N e P, com uso de microalgas foram feitos em escala de laboratório (BINNAL; BABU, 2017; JEBALI et al.,

2018a; PHAM et al., 2019; RUSSEL et al., 2020; ZHANG et al., 2018; ŽITNIK et al., 2019), enquanto as pesquisas que estudaram reatores em escala piloto deveriam ser mais exploradas para avaliar a sua aplicabilidade em escala real e em condições climáticas naturais.

Por fim, é importante estudar as diferenças que poderiam aparecer na etapa de escala piloto, porque alguns parâmetros como temperatura, intensidade luminosa (IL) ou mistura são facilmente controlados em escala de laboratório, mas não sob escala piloto ao ar livre, como relatado na literatura sobre a diminuição da eficiência de remoção (ER) de nutrientes e da produtividade de biomassa (PB) de microalgas com o aumento da escala (LAM et al., 2016; VILLASEÑOR CAMACHO et al., 2018).

Justificativa

Um relatório divulgado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) (OMS, 2021) deixa claro que, em 2020, 3,6 bilhões de pessoas careciam de serviços de saneamento gerenciados com segurança e, até 2030, nesse ritmo, apenas 67% terão serviços de saneamento seguros, deixando 2,8 bilhões de pessoas desprovidas de segurança na área de saneamento. Além disso, para fechar a lacuna global, a taxa de progresso deve ser 4 vezes mais rápida nas áreas rurais, 5 vezes mais rápida nas áreas urbanas e 15 vezes mais rápida nos países menos desenvolvidos.

Analisando a realidade brasileira, atualmente existe um enorme déficit no índice de coleta e tratamento de esgoto, pois apenas 64,1% da população possui coleta de esgoto sanitário e apenas 51,2% do esgoto passa por algum tratamento antes do despejo nos rios (BRASIL, 2022a). Vale destacar que a coleta de esgotos apresenta diferença de acordo com a região, uma vez que a abrangência no sudeste é de 85,9% e no norte é de apenas 18,4% (BRASIL, 2022a).

Esta realidade evidencia que a universalização do acesso ao saneamento básico (BRASIL, 2019) ainda está distante para cerca de metade da população brasileira e o novo marco legal do saneamento básico (BRASIL, 2020a) quer acelerar a disponibilidade destes serviços atribuindo como meta até 2033 a garantia de 99% da população servida com água potável e 90% com tratamento de esgoto.

Neste contexto, o tratamento secundário geralmente adotado nas ETEs brasileiras é baseado em sistemas anaeróbios, com remoção de matéria orgânica, mas ausência de remoção de patógenos e recuperação dos constituintes existentes no esgoto sanitário, como o N e P, desperdiçados no efluente despejado nos corpos d'água, causando impactos ambientais negativos e prejudicando o fechamento dos ciclos biogeoquímicos.

Como exemplo, o baixo índice de tratamento de esgoto no Brasil, bem como a baixa remoção de organismos patogênicos em alguns dos tratamentos existentes podem ter contribuído para 813.675 internações (equivalente a 38,67 internações.10 mil hab⁻¹) e 8.452 mortes (equivalente a 0,40 óbitos.10 mil hab⁻¹) em razão das doenças por veiculação hídrica entre 2018 e 2021 no país (PAINEL SANEAMENTO BRASIL, 2022).

Com relação aos nutrientes presentes no esgoto, o P, por exemplo, possui reservas fosfáticas finitas que estão se tornando cada vez mais escassas e desigualmente distribuídas (CORDELL et al., 2011; CORDELL; WHITE, 2014; STAMM et al., 2021). Como a agricultura mundial é dependente desta fonte de P para produção de fertilizantes, o desafio crítico de sua escassez global está diretamente ligado à segurança alimentar global, precisando ser analisado de forma mais ampla e integrando o conceito de economia circular (IRIBARNEGARAY et al., 2018).

Se a taxa de extração de P e o crescimento populacional continuar semelhante aos índices atuais, estimativas mostram que as reservas mundiais só durariam até o ano de 2170 (THEREGOWDA et al., 2019). No cenário brasileiro, a agricultura nacional importa mais de 80% dos fertilizantes (ANDA, 2022), é extremamente dependente da importação do nutriente fosfato (WITHERS et al., 2018) e o país é considerado o quarto maior consumidor mundial de fertilizantes (quase 8% do consumo global) (BRASIL, 2020c). Esta realidade faz com que o país esteja suscetível à futura escassez de P e, possivelmente, às flutuações de mercados em decorrência da dependência de sua importação.

No ano de 2022, por exemplo, iniciou-se o conflito militar entre a Ucrânia e Rússia que promoveu um cenário de incerteza sobre a importação de fertilizantes para o Brasil e continuidade da produção agrícola, já que a Rússia, sozinha, representa 23% da importação nacional de fertilizantes (ANDA, 2022). Com isso, surgiram questões sobre os motivos de o Brasil ser tão dependente de outros países quanto ao uso de fertilizantes.

Além disso, a guerra em curso trouxe uma recente estimativa pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação de aumento de 20% nos preços dos alimentos (LU, 2022), ressaltando ainda mais a importância de alternativas para recuperação de nutrientes e redução nos custos da produção agrícola.

Apesar de as fontes de N não apresentarem problema de escassez como o P, seu processo de fixação do N elementar como amônia possui elevado custo, sendo também considerado uma grande fonte de poluição atmosférica, com emissão de óxido nitroso neste processo, um gás forte e tóxico, que contribui para o efeito estufa (WIEL et al., 2019). Ademais, Verstraete, Van

De Caveye e Diamantis (2009) citam que a recuperação do N presente no esgoto sanitário conseguiria suprir 30% da demanda agrícola.

A partir destas constatações da situação do saneamento mundial e nacional, uma nova visão para sistema de esgotamento sanitário deve ser estudada e aplicada, com tecnologias de tratamento sustentáveis, de baixo custo e fácil implementação, que visem sanar as limitações de recuperação de nutrientes do tratamento de esgoto atual, visem a diminuição dos impactos ambientais oriundos do despejo do esgoto nos corpos d'água e dos impactos da extração/processamento de N e P para produção de fertilizantes, bem como os efeitos da escassez de nutrientes que surgirá em um cenário futuro.

De acordo com Ghisellini et al. (2016) nos últimos anos, a economia circular recebeu cada vez mais atenção em todo o mundo como um modo de superar o atual modelo de produção e consumo baseado no crescimento contínuo e buscar um melhor equilíbrio e harmonia entre economia, meio ambiente e sociedade. O sistema de esgotamento sanitário possui os recursos necessários para adotar o modelo de economia circular, com inovação tecnológica sob a forma de tecnologias mais limpas e reúso de subprodutos do tratamento de esgoto.

Os sistemas a base de microalgas como pós-tratamento de esgoto anaeróbico se tornam uma alternativa promissora para esta nova visão de economia no Brasil, pois além de ser um país com condições climáticas favoráveis ao cultivo das microalgas, os reatores e FBR podem ser implementados próximo a grupos pequenos de habitantes, promovendo também um tratamento descentralizado e a busca pela universalização do acesso ao saneamento.

Ademais, a implementação de sistemas de tratamento terciário de esgoto sanitário baseado na fitorremediação e aproveitamento dos subprodutos em uma visão circular de produção, irá atender vários dos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável propostos pela ONU para a agenda 2030 (ODS BRASIL, 2022), como: 2º - fome zero e agricultura sustentável, 6º - água potável e saneamento, 7º - energia limpa e acessível, 9º - indústria, inovação e infraestrutura, 11º - cidades e comunidades sustentáveis, 12º - consumo e produção responsáveis, 13º - ação contra a mudança global do clima e 14º - vida na água.

As microalgas requerem N e P para seu crescimento, o que significa que elas podem absorver os nutrientes presentes no esgoto sanitário (RENUKA et al., 2013) que não foram removidos na etapa anaeróbia. Os sistemas microalgais tem o benefício adicional de remover metais pesados (KUMAR et al., 2015), fármacos/hormônios (DE WILT et al., 2016), microplásticos (KIKI et al., 2022) e organismos patogênicos (MUÑOZ; GUIEYSSE, 2006) do esgoto sanitário, permite o reúso do efluente para fins agrícolas, bem como reduz os impactos negativos nos ambientes aquáticos que recebem despejos de ETEs.

Além disso, o tratamento com CMB reduz os custos operacionais associados à aeração mecânica devido à fotootoxigenação (KARYA; VAN DER STEEN; LENS, 2013) e promove o sequestro de CO₂ (um dos gases responsáveis pelo efeito estufa) (YANG et al., 2011), colaborando para a redução do agravamento das mudanças climáticas.

Com relação ao subproduto, a biomassa microalgal pode ser utilizada para a fabricação de biofertilizantes (SILVA et al., 2019), reincorporando o N e P na cadeia alimentar, colaborando para o fechamento dos ciclos biogeoquímicos (MULBRY et al., 2005) e se tornando uma solução para a escassez futura de nutrientes na agricultura brasileira e mundial.

O potencial do uso da biomassa microalgal como biofertilizante está em sintonia com o Plano de Investimento para Agricultura Sustentável (BRASIL, 2020c), Plano Setorial para Adaptação à Mudança do Clima e Baixa Emissão de Carbono na Agropecuária 2020-2030 (BRASIL, 2021b), Programa Nacional de Crescimento Verde (BRASIL, 2021a) e Plano Nacional de Fertilizantes 2022-2050 (BRASIL, 2022b).

Entre os objetivos descritos nestes documentos, destacam-se o incentivo a projetos e atividades econômicas sustentáveis e empregos verdes, neutralização da emissão de C pelo país até 2050, inovação para novos produtos e tecnologias visando novas fontes de nutrientes, diminuição da dependência de fertilizantes químicos de origem não renovável, redução da vulnerabilidade dos produtores rurais a insumos externos e o investimento na produção de biofertilizante de 6 bilhões de reais, que pode representar um mercado de 806 milhões de reais no país até 2025.

Objetivo geral

Avaliar o desempenho de um consórcio nativo do esgoto sanitário composto por bactérias e microalgas em um sistema aberto e um sistema fechado em escala piloto, como pós-tratamento de reator anaeróbio, visando a remoção/recuperação de nutrientes e produtividade de biomassa.

Objetivos específicos

- Avaliar a influência de sombreamento de 50% e a presença de fármacos no esgoto sanitário durante o cultivo de microalgas nativas em escala piloto, sob condições ambientais naturais tropicais;
- Avaliar a remoção de nutrientes e patógenos de uma Lagoa *Raceway* e FBR tipo *Flat Panel* tratando esgoto sanitário pré-digerido anaerobiamente sob diferentes condições experimentais;
- Avaliar a produtividade de biomassa de uma Lagoa *Raceway* e FBR tipo *Flat Panel* tratando esgoto sanitário pré-digerido anaerobiamente sob diferentes condições experimentais;
- Avaliar a recuperação de nutrientes na biomassa em uma Lagoa *Raceway* e FBR tipo *Flat Panel* tratando esgoto sanitário pré- digerido anaerobiamente sob diferentes condições experimentais;
- Avaliar a influência do enriquecimento de CO₂ na produtividade de biomassa, remoção/recuperação de nutrientes e remoção de patógenos pelas microalgas em uma Lagoa *Raceway* tratando esgoto sanitário pré-digerido anaerobiamente sob diferentes condições experimentais.

Sistemas centralizados e descentralizados

No sistema de saneamento, são encontrados dois modelos de gestão para tratamento de esgoto sanitário: os sistemas centralizados e descentralizados; cada um com suas peculiaridades em relação aos objetivos, etapas de elaboração, implantação e execução do projeto.

O sistema centralizado é o mais aplicado mundialmente (SURIYACHAN; NITIVATTANANON; AMIN, 2012), é indicado para locais com elevada densidade populacional (SABRY, 2010) e quase 90% dos custos de capital de implantação estão relacionados com a rede coletora, além dos custos associados com a manutenção periódica (LIBRALATO; VOLPI GHIRARDINI; AVEZZÙ, 2012).

Já os sistemas descentralizados são adequados para um público de até 10.000 habitantes (GIKAS et al., 2017). Este sistema não exige grandes extensões para tubulações, visto que a coleta e tratamento do esgoto sanitário são realizados próximos ao local da geração, diminuindo grande parte do custo do tratamento.

Com base em publicações existentes sobre o tema, alguns autores destacam outras vantagens do sistema descentralizado (LIBRALATO; VOLPI GHIRARDINI; AVEZZÙ, 2012; MASSOUD; TARHINI; NASR, 2009): permite separação de urina e possível valorização; recuperação de nutrientes do esgoto sanitário; geração de lodo passível de ser reaproveitado; e o esgoto sanitário tratado está disponível para reutilização. Estima-se que cerca de 380 bilhões de m³ de água podem ser recuperados dos volumes anuais de esgoto produzido no mundo após o tratamento adequado (QADIR et al., 2020).

Apesar do seu potencial, a descentralização ainda não é amplamente utilizada no Brasil, mesmo sendo considerada uma possível alternativa para as regiões que ainda não são atendidas pela universalização do saneamento básico, instituída pelo PLANSAB em 2013 e com última revisão em 2019 (BRASIL, 2019), e também abordada na Lei Federal nº 14.026 (BRASIL, 2020a), cujo objetivo é proporcionar condições adequadas de salubridade ambiental às populações rurais e de pequenos núcleos urbanos isolados.

O índice de esgotamento tão baixo registrado nas cidades brasileiras é resultado de uma visão centralizadora adotada até hoje no país, que contempla a utilização de ETEs tradicionais que não alcançam quase metade da população brasileira. Ao mesmo tempo, estas ETEs, cuja tecnologia de tratamento é geralmente baseada em sistemas anaeróbios (CHERNICHARO et

al. 2018), se concentram apenas na remoção de matéria orgânica e macropoluentes, e não na recuperação dos constituintes existentes no esgoto sanitário, como o N e P.

Outro processo de tratamento importante nas ETEs centralizadas, mas com menor uso no Brasil (11%) (ANA, 2020), é o sistema baseado em lodo ativado, que possui elevada ER de DQO (62 - 93%), NT (20 - 78%) e PT (35 - 55%) (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2005). No entanto, a aplicação desta tecnologia em pequenas comunidades pode ser limitada devido à alta demanda de energia associada à aeração mecânica (DREWNOWSKI et al., 2019), que representa entre 50 e 90% da demanda total de energia (LEE et al., 2015). Além disso, acarreta uma alta pegada de CO₂ e desperdício de nutrientes (OVIDO et al., 2022).

Algumas opções tecnológicas para a remoção ou recuperação de N e P do esgoto sanitário são: precipitação estruvita, reatores para remoção de N com bactérias nitrificantes autotróficas, reatores biológicos para remoção do P e precipitação ou troca iônica (GRAAFF, 2010; KUJAWA-ROELEVELD; ZEEMAN, 2006; VERSTRAETE; VAN DE CAVEYE; DIAMANTIS, 2009).

Entretanto, nos poucos casos onde um nutriente é recuperado como, por exemplo, por precipitação estruvita, isso geralmente é ineficiente (EGLE et al., 2016), possuindo a desvantagem de não recuperar o N e P simultaneamente e uma porcentagem baixa de recuperação de N (CHIRAG et al., 2014). Uma tecnologia que pode ser empregada no tratamento do esgoto sanitário para superar estas desvantagens é o uso de microalgas como método alternativo de pós-tratamento para remoção/recuperação de nutrientes.

A recuperação dos nutrientes em esgoto sanitário justifica-se devido ao aumento da demanda de P associado principalmente ao crescimento populacional, motivo pelo qual a rocha fosfática é extensivamente extraída, sendo a única reserva global de P (ROUT et al., 2021). No entanto, o consumo mundial de P₂O₅ contido em fertilizantes e usos industriais foi de 47 milhões de toneladas em 2020 e está projetado para aumentar em 49 milhões de toneladas em 2024 (USGS, 2021). Ademais, cerca de 70% das reservas estão localizadas apenas no Saara Ocidental e Marrocos (STAMM et al., 2021).

Além disso, grande parte do P contido no esgoto sanitário despejado no ambiente se acumula nos solos e em corpos d'água causando problemas ecológicos via eutrofização de sistemas aquáticos e ameaçando a biodiversidade em sistemas terrestres (POWERS, et al. 2016; CEULEMANS, et al. 2014). Desta forma, novas tecnologias emergem a fim de superar os desafios com relação à poluição ambiental, à escassez futura de P no setor agrícola e à garantia da segurança alimentar.

El Wali, Golroudbary e Kraslawski (2021) estimaram que um modelo de economia circular de P (baseado na recuperação de recursos) seria capaz de economizar aproximadamente 53% da água utilizada por hectare na agricultura, quando comparado com a economia linear, podendo contribuir para a redução de 6% na taxa de pobreza mundial até 2050, uma vez que a economia circular promove um aumento de salários nos setores de reciclagem de P e de tratamento de esgoto sanitário. Além disso, a partir da recuperação de P presente em esgoto sanitário, seria possível suprir cerca de 22% da demanda global e (MIHELIC; FRY; SHAW, 2011).

Paralelamente ao P, o ciclo biogeoquímico do N é aberto e a fixação pode ocorrer por meios biológicos e industrial, entretanto o processo Haber-Bosch é energeticamente custoso e emite diversos gases para a atmosfera (WIEL et al., 2019), sendo insustentável a longo prazo.

Microalgas

As microalgas são organismos fotossintéticos capazes de converter a energia luminosa e gás carbônico em biomassa com compostos orgânicos diversificados, tais como proteínas, carboidratos, lipídios e pigmentos em curto período (SHEEHAN et al., 1998). Esses organismos podem crescer rapidamente e possuem a capacidade de se adaptar facilmente sob diversas condições ambientais (DINIZ et al., 2017).

A história do uso de culturas de microalgas abrange cerca de 75 anos, com aplicação no tratamento de esgoto sanitário (OSWALD; GOTAAS, 1957), produção em massa de diferentes cepas, como *Chlorella* sp. e *Dunaliella* sp. (ABDEL-RAOUF; AL-HOMAIDAN; IBRAHEEM, 2012) e como um meio de tratamento para combater a eutrofização (LIANG et al., 2013). As espécies de microalgas mais amplamente estudadas para remoção de N e P são *Desmodesmus* sp. (XIN et al., 2010) e *Chlorella* sp. (ASLAN; KAPDAN, 2006) e esse interesse tem pode ser aplicado em esgoto sanitário após tratamento primário (GAO; KONG; VIGIL, 2018), esgoto sanitário após passar por decantadores (SUTHERLAND et al., 2014) e esgoto sanitário tratado por reatores anaeróbios (LEE et al., 2015).

O uso das microalgas em sistemas de tratamento baseados em consórcios de microalgas-bactérias (CMB) é considerado uma plataforma promissora de biorremediação devido à produção autossuficiente de oxigênio, fornecido pelas microalgas na presença de luz (fotooxigenação), o que reduz os custos operacionais associados à aeração mecânica (KARYA; VAN DER STEEN; LENS, 2013).

Esta produção de oxigênio supre as necessidades das bactérias heterotróficas para a oxidação da demanda química de oxigênio (DQO) e das bactérias nitrificantes para a oxidação de amônio em nitrato (NO_3) durante o processo de nitrificação. Enquanto isso, o dióxido de carbono (CO_2) é produzido por bactérias heterotróficas, que é posteriormente usado como fonte de carbono (C) por microalgas e bactérias nitrificantes (MUJTABA; LEE, 2016). Além disso, os CMBs mostraram uma alta capacidade de remoção de nutrientes. Este é o resultado da capacidade das microalgas de assimilar nutrientes e dos mecanismos associados às bactérias nitrificantes (KANG et al, 2018).

As microalgas são conhecidas por conseguirem regular suas concentrações internas de N e P em resposta à concentração média no meio de cultura (DICKINSON; WHITNEY; MCGINN, 2013). Essa flexibilidade proporciona a principal vantagem da biorremediação de microalgas em esgoto sanitário com alta carga de nutrientes (BEUCKELS; SMOLDERS; MUYLAERT, 2015). Em ambientes com alto teor de nutrientes, as microalgas acumulam maiores quantidades de nutrientes na biomassa como parte de seu mecanismo de adaptação (PROCHÁZKOVÁ et al., 2014), que por sua vez, aumentam a remoção de nutrientes no esgoto sanitário.

O principal nutriente necessário para o crescimento das microalgas é o C inorgânico, dado que é o precursor das reações fotossintéticas. No entanto, como já mencionado, o crescimento de microalgas é dependente de outros nutrientes, como N e P, necessários para a síntese de ácidos nucleicos e proteínas (GONÇALVES; PIRES; SIMÕES, 2017). Apenas formas inorgânicas de N e P são geralmente consideradas diretamente disponíveis para as microalgas.

Os compostos de N que são geralmente biodisponíveis são o NH_4 (forma ionizada), nitrito (NO_2) e NO_3 , enquanto o P biodisponível está principalmente na forma de ortofosfato (PO_4^{3-}) (MONFET; UNC, 2017). Normalmente, esses nutrientes são encontrados em esgoto sanitário anaeróbio proveniente de ETEs e sua presença em concentrações limitantes pode resultar em taxas de crescimento e produtividades de biomassa (PB) reduzidas (CHRISTENSON; SIMS, 2011).

Além desses nutrientes, comumente referidos como macronutrientes, o crescimento de microalgas ainda requer a presença de oligoelementos, particularmente metais, como magnésio (Mg), cálcio (Ca), manganês (Mn), zinco (Zn), cobre (Cu) e ferro (Fe) (HOH; WATSON; KAN, 2016).

O crescimento de microalgas e a capacidade de remover nutrientes podem ser influenciados por vários fatores, tanto bióticos quanto abióticos. Fatores bióticos incluem a

presença de patógenos, como bactérias, fungos e vírus, e a competição por outras microalgas (GONÇALVES; PIRES; SIMÕES, 2017). Já os fatores abióticos incluem valor de potencial hidrogeniônico (pH), temperatura, oxigênio dissolvido (OD), tempo de detenção hidráulica (TDH), transferência de gás e mistura (RAMANNA et al., 2018), IL, fotoperíodo e compostos tóxicos no meio de cultura (RAHEEM et al., 2018), visto que esses parâmetros controlam a disponibilidade de CO₂, taxas de cisalhamento, exposição à luz (YEN et al., 2013) e a composição química das microalgas nos sistemas de tratamento de esgoto sanitário (ELAWWAD; KARAM; ZAHER, 2017).

Um ponto destacado por Fernandes et al. (2015) em relação à curva característica do crescimento de microalgas pela disponibilidade de nutrientes no meio é que a taxa onde os nutrientes podem ser removidos e recuperados do esgoto sanitário está diretamente associada aos principais traços fisiológicos das espécies de microalgas, como a taxa de crescimento e as demandas de nutrientes. Ou seja, taxas de crescimento mais elevadas são geralmente associadas a maiores taxas de absorção de nutrientes e, assim, resultam em remoção mais rápida de nutrientes do esgoto sanitário.

A biomassa microalgal gerada a partir da conversão dos macro e micronutrientes pode ser recuperada e utilizada para outros fins como fertilizantes enriquecidos para uso agrícola, pois incluem uma ampla gama de micronutrientes (Mg, Fe, C orgânico, etc.), conseguindo melhorar a estrutura do solo e a capacidade de retenção de água. Os biofertilizantes estarão devolvendo os nutrientes ao solo cultivado e assim, fechando os seus ciclos de forma segura (ACIEN et al., 2016; MAURYA et al., 2016; MULBRY et al., 2005; SUGANYA et al., 2016).

Alguns estudos realizados comprovam o potencial que a biomassa microalgal tem como biofertilizante, quando comparado com os fertilizantes tradicionais. Ray, Mukherjee e Ghosh (2013) verificaram que a quantidade de P liberado por fertilizante químico para plântulas de arroz foi 8 vezes maior do que a quantidade que as plantas da cultura poderiam assimilar.

Já para o biofertilizante a base em microalgas, o P disponível foi apenas 3 a 4,4 vezes maior, sugerindo um fertilizante agrícola mais sustentável. Silva et al. (2019) concluíram que a composição de biomassa gerada no tratamento de água negra por microalgas em FBR fechado foi semelhante, em concentração e razão estequiométrica, aos fertilizantes orgânicos disponíveis no mercado e sua aplicação na agricultura poderia ser explorada.

Também existe a vantagem do uso de microalgas na mitigação biológica de CO₂, sendo uma tecnologia emergente para resolver o problema das emissões de gases que intensificam as mudanças climáticas (RAZZAK et al., 2017). As microalgas fixam cerca de 183 toneladas de CO₂ para produzir 100 toneladas de biomassa (GHONEIM et al., 2014).

Em comparação com as plantas terrestres, as microalgas são 10 a 50 vezes mais eficientes na captura de energia solar devido à sua natureza de crescimento rápido. As microalgas podem assimilar o CO₂ ambiente, o CO₂ proveniente da combustão e a queima do gás, e fixam quimicamente o CO₂ na forma de carbonatos solúveis (KEFFER; KLEINHEINZ, 2002).

Cultivos de microalgas

O cultivo de microalgas para fins de tratamento de esgoto sanitário pode ser realizado em sistemas de células imobilizadas ou em suspensão (VAN DER STEEN et al., 2015) e onde parâmetros como valor de pH, iluminação, temperatura e troca de gás podem ser sistematicamente controlados (HWANG et al., 2016).

A tecnologia que utiliza culturas em suspensão é a mais empregada (PIRES et al., 2013) e permite que as células de microalgas se movam livremente no esgoto sanitário em concentrações diluídas (ZENG et al., 2015). O baixo custo e a simplicidade dos sistemas em suspensão são as principais vantagens, no entanto, eles geralmente têm baixas cargas de células, levando a longos requisitos de TDH (PRAJAPATI et al., 2013).

Em sistemas em suspensão, as microalgas são difíceis de se remover da solução por terem pequeno diâmetro e possuírem densidade semelhante à da água (PAHL et al., 2013), podendo a biomassa ser removida por filtração, sedimentação, floculação, centrifugação ou flotação (HENDERSON; PARSONS; JEFFERSON, 2008; HWANG et al., 2016) ou uma combinação desses métodos.

Esta dificuldade na remoção da biomassa encarece o processo e é um dos principais inconvenientes na utilização de microalgas no tratamento (BRENNAN; OWENDE, 2010). Em esgoto sanitário, apenas técnicas de baixo custo capazes de gerenciar grandes volumes de esgoto e biomassa são geralmente aplicadas, como a sedimentação (MILLEDGE; HEAVEN, 2013).

Os sistemas de tratamento utilizando microalgas possuem subcategorias de fechado e aberto, sendo que a principal diferença entre estes sistemas é a exposição das microalgas ao ambiente (CAI; PARK; LI, 2013). Ao mesmo tempo, a viabilidade econômica e a PB são consideradas as principais diferenças entre os dois sistemas.

As LR (cultivo aberto) são as mais empregadas mundialmente e possui menor custo de construção e operação (WOLKERS et al., 2011), enquanto em PB, os FBRs fechados permitem maior recuperação de biomassa (CHISTI, 2007). Para os FBRs fechados, as tipologias mais

difundidas no mercado são os reatores verticais, horizontais, tubulares, circulares e tipo FP (CHINI ZITTELLI et al., 2013).

Sistemas abertos

Os sistemas abertos dependem das condições ambientais externas e são os fatores de luz e temperatura com maior influência na PB (GÓMEZ-SERRANO et al., 2015). O principal modelo para uso no tratamento de esgoto sanitário é composto pela LR, feita de um canal de recirculação de circuito fechado e raso, com extremidades semicirculares, com fundo plano e paredes verticais (CHISTI, 2016), onde a mistura e a circulação do esgoto sanitário e microalgas são geradas por uma roda de pás (TREDICI, 2007). Na literatura, já foi encontrado velocidades sugeridas para lagoas de $0,15 \text{ m.s}^{-1}$ (PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011), $0,18 \text{ m.s}^{-1}$ (HASE et al., 2000) e $0,30 \text{ m.s}^{-1}$ (LIN; LIN, 2011), sendo esta última a velocidade mais frequentemente adotada.

A relação comprimento:largura (C:L) pode ser 10 ou maior (CHISTI, 2013) e se essa proporção for muito pequena, o fluxo nas partes retas do canal começa a ser afetado pelos distúrbios causados pelas dobras nas extremidades do canal (CHISTI, 2016). Em lagoas com extremidades semicirculares, defletores curvos ou defletores de fluxo são comumente instalados nas duas extremidades. Os defletores garantem uma uniformidade de fluxo ao longo da curva e minimizam a formação de zonas mortas (CHISTI, 2013).

A profundidade da LR precisa respeitar a necessidade de fornecer luz adequada às células de microalgas (quanto mais superficial, mais luz disponível para as células) e a necessidade de manter uma profundidade adequada para a mistura e evitar grandes mudanças na composição iônica do esgoto sanitário devido à evaporação (BOROWITZKA, 1999). Geralmente, as lagoas possuem uma profundidade de 0,20 a 0,30 m (BILORIA; THAKKAR, 2020), mas também podem atingir profundidade de 1,0 m (PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011).

Nestes sistemas, as microalgas convivem com bactérias heterotróficas, promovendo uma remoção eficaz de DQO e nutrientes. Para exemplificar o resultado de algumas pesquisas, Kim et al. (2014) demonstraram altas ERs para DQO (86%), NT (93%) e PT (83%) de esgoto sanitário bruto em um CMB dominado por microalgas em uma LR; Mantovani et al. (2020) encontraram uma PB média diária de $5,5 \pm 7,4 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e ER de nutrientes de 96% e 71% para NH_4 e PO_4^{3-} , respectivamente; e Dahmani et al. (2016) verificaram ER de DQO, NH_4 e PT em 78%, 95% e 81%, respectivamente.

Sistemas fechados

Os FBRs fechados são construídos com materiais transparentes, como polimetilmetacrilato (acrílico), vidro e cloreto de polivinila (PVC), dispostos horizontalmente, inclinados, verticais ou em espiral (MUÑOZ; GUIEYSSE, 2006). O diâmetro destes reatores é geralmente pequeno para garantir que a luz possa penetrar através do sistema e alcançar as microalgas (MOHD UDAIYAPPAN et al., 2017).

Na literatura podemos encontrar algumas vantagens encontradas por pesquisadores de FBRs fechados (MATA; MARTINS; CAETANO, 2010; POSTEN, 2009), como: melhor proteção contra a contaminação de culturas; prevenção da perda de água por evaporação; concentrações celulares mais altas podem ser alcançadas; e podem suportar uma eficiência fotossintética (EF) muito maior.

Em FBR fechado, maximizar a relação volume:área superficial (V:AS) é o princípio chave do *design* para alcançar taxas de crescimento mais elevadas. Isso se deve à obtenção da distribuição da radiação solar em uma área superficial fotossintética maior (KUNJAPUR; ELDRIDGE, 2010). Assim, a geometria única de um FBR influencia a distribuição da luz.

Um FBR-FP é basicamente um vaso plano e transparente onde a mistura é realizada com o ar introduzido através de um tubo perfurado na parte inferior do reator (VREE et al., 2015). A altura e a largura podem variar até certo ponto, mas, na prática, são geralmente estudados os painéis com altura e largura $<1,0$ m (JANSSEN et al., 2003).

A espessura da placa é importante no projeto deste FBR, porque determina a relação entre a área da superfície e o volume e o comprimento do caminho da luz. Uma pequena espessura permitirá uma melhor distribuição de luz. Em geral, quanto mais curto o caminho da luz, ou espessura, maior a densidade celular (DC) ótima e a PB (ZOU; RICHMOND, 1999). De acordo com Marsullo et al. (2015), o FBR-FP deve ter espessura de 5 a 6 cm para garantir a penetração da luz no meio e, para Posten (2009), a relação típica de V:AS é de 80 a 100 $\text{m}^2.\text{m}^{-3}$.

Pesquisas mostram que o FBR-FP possui elevada PB e ER de nutrientes: Moges, Heistad e Heidorn (2020) indicaram que o rendimento de biomassa correspondente em luz foi de 0,37 g.mol fóton^{-1} e ER de N e P de 99%; Leite, Hoffmann e Daniel (2019) registraram ER de PO_4^{3-} em 40-60%, NH_3 em 100% e PB de 1 $\text{g.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$; e Mendonça et al. (2018) encontraram ERs de 65 a 70% de DQO, 98 a 99% de NH_4 e 69 a 77% de PO_4^{3-} após 12 dias, bem como PB de 213 a 358 $\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$.

Intensidade luminosa

A IL é um dos principais fatores que interferem no tratamento de esgoto sanitário, utilizando sistemas de cultivo de microalgas. As microalgas usam a luz como fonte de energia para a fotossíntese, portanto, é o parâmetro mais importante na modelagem do crescimento de microalgas (PERNER-NOCHTA; POSTEN, 2007) e, subsequentemente, na taxa de absorção de nutrientes (HE; YANG; HU, 2015).

Como a radiação solar é abundante e livre, a luz natural é frequentemente empregada para o cultivo em massa de microalgas, resultando em uma redução notável do custo. No entanto, a IL incidente inevitavelmente muda devido ao clima, ao ciclo diurno e à estação do ano. Além disso, o discurso de quanto mais luz, melhor, não é correto para microalgas. A maioria das microalgas está adaptada a intensidades de pouca luz, representando apenas uma fração da luz do dia inteiro (POSTEN, 2009), e só podem alcançar uma eficiência de conversão máxima teórica de 8 a 10% da energia solar para a biomassa (MELIS, 2009).

As células de microalgas absorvem quase todos os fótons que recebem e, embora não possam usá-los todos (NIYOGI, 1999), se a intensidade da luz estiver acima de um valor crítico e atingir o nível de saturação, o crescimento e a PB serão inibidos pela luz (ROCHA; GARCIA; HENRIQUES, 2003). Este fenômeno é conhecido como fotoinibição e ele pode ser reversível ou irreversível, dependendo do estresse e do tempo que as microalgas ficam expostas a tais condições (WANG; LAN; HORSMAN, 2012).

Embora a IL cubra uma ampla faixa espectral, apenas a radiação solar na faixa de 400-700 nm, a qual equivale aproximadamente ao espectro de luz visível, é a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) (SUH; LEE, 2003). A RFA representa cerca de 50% da IL e a IL saindo do RFA é a principal razão para o aumento da temperatura durante o cultivo (HINDERSIN et al., 2013). Existe, portanto, uma barreira natural para aumentar a EF, cujo valor é ainda menor devido a perdas como a reflexão da luz e a respiração celular. Além disso, a luz não RFA em certas frequências (por exemplo, ultravioleta (UV)) é letal para as células (WANG; LAN; HORSMAN, 2012).

Condições apropriadas de transferência de luz (ou atenuação da luz) devem ser estabelecidas no volume da cultura. Se a concentração de biomassa for muito grande, uma zona escura aparecerá na cultura. Essa zona escura é a consequência direta da extinção da luz pela suspensão de células, cujo efeito pode ser positivo no caso de condições de alta iluminação, reduzindo o efeito da fotoinibição e aumentando a estabilidade do processo (CARVALHO et

al., 2011). Na prática, as condições de atenuação da luz podem ser controladas ajustando a concentração de biomassa.

Referências

- ABDEL-RAOUF, N. et al. Microalgae and wastewater treatment. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 19, n. 3, p. 257-275, 10 jun. 2012.
- ACIEN, G. et al. Wastewater treatment using microalgae: how realistic a contribution might it be to significant urban wastewater treatment? **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 100, 2016.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. **Atlas esgotos:** atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil. Brasília: ANA, 2020. 44 p.
- AHMAD, J. et al. A critical review on organic micropollutants contamination in wastewater and removal through carbon nanotubes. **Journal of Environmental Management**, v. 246, p. 214-228, 2019.
- ASLAN, S.; KAPDAN, I. K. Batch kinetics of nitrogen and phosphorus removal from synthetic wastewater by algae. **Ecological Engineering**, v. 28, n. 1, p. 64-70, 2006.
- ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBO - ANDA. **Pesquisa setorial - macro indicadores**. Disponível em: <https://anda.org.br/pesquisa_setorial/>. Acessado em: 20/11/2022.
- BEUCKELS, A. et al. Nitrogen availability influences phosphorus removal in microalgae-based wastewater treatment. **Water Research**, v. 77, p. 98-106, 2015.
- BILORIA, N.; THAKKAR, Y. Integrating algae building technology in the built environment: A cost and benefit perspective. **Frontiers of Architectural Research**, v. 9, n. 2, p. 370-384, 2020.
- BINNAL, P.; BABU, P. N. Optimization of Environmental factors affecting tertiary treatment of municipal wastewater by *Chlorella protothecoides* in a lab scale photobioreactor. **Journal of Water Process Engineering**, v. 17, p. 290-298, 2017.
- BOROWITZKA, M. A. Commercial production of microalgae: ponds, tanks, tubes and fermenters. **Journal of Biotechnology**, Biotechnological Aspects of Marine Sponges. v. 70, n. 1, p. 313-321, 1999.
- BRASIL. **Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto: Visão Geral - ano de referência 2021**. Brasília, 2022a.
- BRASIL. **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. Brasília, 2020a.
- BRASIL. **Decreto Nº 10.846, de 25 de outubro de 2021**. Brasília, 2021a.
- BRASIL. **Plano de Investimento para Agricultura Sustentável**. Brasília: MAPA, 2021b.
- BRASIL. **Plano Nacional de Fertilizantes**. Brasília: MAPA, 2022b.
- BRASIL. **Plano Setorial para Adaptação à Mudança do Clima e Baixa Emissão de Carbono na Agropecuária 2020-2030**. Brasília: MAPA, 2020b.
- BRENNAN, L.; OWENDE, P. Biofuels from microalgae - A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n. 2, p. 557-577, 2010.
- CAI, T.; PARK, S. Y.; LI, Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 19, p. 360-369, 2013.
- CARVALHO, A. P. et al. Light requirements in microalgal photobioreactors: An overview of biophotonic aspects. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 89, n. 5, p. 1275-1288, 2011.
- CEULEMANS, T. et al. Soil phosphorus constrains biodiversity across European

- grasslands. **Global Change Biology**, v. 20, p. 3814-3822, 2014.
- CHEN, W. L. et al. Targeted profiling of chlorinated transformation products and the parent micropollutants in the aquatic environment: A comparison between two coastal cities. **Chemosphere**, v. 242, p. 125268, 2020.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: IWA publishing, v. 5, 2007.
- CHERNICHARO, C. A. L. et al. Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. **Revista Dae**, v. 66, n. 213, p. 5-19, 2018.
- CHINI ZITTELLI, G. et al. Photobioreactors for Mass Production of Microalgae. In: **Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology**. John Wiley & Sons, Ltd, 2013. p. 225-266.
- CHIRAG, M. M. et al. Technologies to recover nutrients from waste streams: a critical review. **Crit Rev Environ Sci Technol**, v. 4, p. 385-427, 2014.
- CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, v. 25, n. 3, p. 294-306, 2007.
- CHISTI, Y. Raceways-based production of algal crude oil. **Green**, v. 3, n. 3-4, p. 195-216, 2013.
- CHISTI, Y. Large-Scale Production of Algal Biomass: Raceway Ponds. In: **Algae Biotechnology**. Springer, Cham, 2016. p. 21-40.
- CHRISTENSON, L.; SIMS, R. Production and harvesting of microalgae for wastewater treatment, biofuels, and bioproducts. **Biotechnology advances**, v. 29, n. 6, p. 686-702, 2011.
- CORDELL, D. et al. Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options. **Chemosphere**, v. 84, p. 747-758, 2011.
- CORDELL, D.; WHITE, S. Life's bottleneck: Sustaining the world's phosphorus for a food secure future. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 39, p. 161-188, 2014.
- DAHMANI, S. et al. Cultivation of *Chlorella pyrenoidosa* in outdoor open raceway pond using domestic wastewater as medium in arid desert region. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 749-752, 2016.
- MENDONÇA, H. V. et al. Microalgae-mediated bioremediation and valorization of cattle wastewater previously digested in a hybrid anaerobic reactor using a photobioreactor: Comparison between batch and continuous operation. **Science of The Total Environment**, v. 633, p. 1-11, 2018.
- DE WILT, A. et al. Micropollutant removal in an algal treatment system fed with source separated wastewater streams. **Journal of Hazardous Materials**, v. 304, p. 84-92, 2016.
- DICKINSON, K. E.; WHITNEY, C. G.; MCGINN, P. J. Nutrient remediation rates in municipal wastewater and their effect on biochemical composition of the microalga *Scenedesmus* sp. AMDD. **Algal Research**, v. 2, n. 2, p. 127-134, 2013.
- DINIZ, G. S. et al. The potential of microalgal biomass production for biotechnological purposes using wastewater resources. **Journal of Applied Phycology**, v. 29, n. 2, p. 821-832, 2017.
- DREWNOWSKI, A. et al. Aeration process in bioreactors as the main energy consumer in a wastewater treatment plant. Review of solutions and methods of process optimization. **Processes**, v. 7, n. 5, p. 311-333, 2019.
- EGLE, L. et al. Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, Environmental and economic assessment of P recovery technologies. **Science of The Total Environment**, v. 571, p. 522-542, 2016.
- EL WALI, M.; GOLROUDBARY, S. R.; KRASLAWSKI, A. Circular economy for phosphorus supply chain and its impact on social sustainable development goals. **Science of The Total Environment**, v. 777, p. 146060, 2021.
- ELAWWAD, A. et al. Using an Algal Photo-Bioreactor as a Polishing Step for Secondary Treated Wastewater. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 26, p. 1-7, 2017.

- FERNANDES, T. V. et al. Closing Domestic Nutrient Cycles Using Microalgae. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 20, p. 12450-12456, 2015.
- GAO, X.; KONG, B.; VIGIL, R. D. Simulation of algal photobioreactors: recent developments and challenges. **Biotechnology Letters**, v. 40, n. 9, p. 1311-1327, 2018.
- GHISELLINI, P.; CIALANI, C.; ULGIATI, S. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of Environmental and economic systems. **Journal of Cleaner production**, v.114, p. 11-32, 2016.
- GHONEIM, M. M. et al. Removal of cadmium from aqueous solution using marine green algae, *Ulva lactuca*. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 40, n. 3, p. 235-242, 2014.
- GIKAS, P. et al. Alternative collection systems for decentralized wastewater management: an overview and case study of the vacuum collection system in Eretria town, Greece. **Water Practice and Technology**, v. 12, n. 3, p. 604-618, 2017.
- GÓMEZ-SERRANO, C. et al. Utilization of secondary-treated wastewater for the production of freshwater microalgae. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 99, n. 16, p. 6931-6944, 2015.
- GONÇALVES, A. L.; PIRES, J. C. M.; SIMÕES, M. A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. **Algal Research, Wastewater and Algae; opportunities, challenges and long term sustainability**. v. 24, p. 403-415, 2017.
- GRAAFF, M. S. **Resource recovery from black water**. 2010, 200 p. Wageningen University, Wageningen, NL, 2010.
- HASE, R. et al. Photosynthetic production of microalgal biomass in a raceway system under greenhouse conditions in Sendai city. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 89, n. 2, p. 157-163, 2000.
- HE, Q.; YANG, H.; HU, C. Optimizing light regimes on growth and lipid accumulation in *Ankistrodesmus fusiformis* H1 for biodiesel production. **Bioresource Technology**, v. 198, p. 876-883, 2015.
- HENDERSON, R. et al. The impact of algal properties and pre-oxidation on solid-liquid separation of algae. **Water Research**, v. 42, n. 8, p. 1827-1845, 2008.
- HINDERSIN, S. et al. Irradiance optimization of outdoor microalgal cultures using solar tracked photobioreactors. **Bioprocess and biosystems engineering**, v. 36, n. 3, p. 345-355, 2013.
- HOFFMAN, H. Propostas para o saneamento descentralizado no Brasil (tecnologias de baixo custo para o tratamento de esgotos urbanos). **CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. Anais...** Florianópolis: ICTR, 2004.
- HOH, D. et al. Algal biofilm reactors for integrated wastewater treatment and biofuel production: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 287, p. 466-473, 2016.
- HWANG, J. H. et al. Use of Microalgae for Advanced Wastewater Treatment and Sustainable Bioenergy Generation. **Environmental Engineering Science**, v. 33, n. 11, p. 882-897, 2016.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estimativas da População**. Brasília: [s.n.].
- IRIBARNEGARAY, M. A. et al. Management challenges for a more decentralized treatment and reuse of domestic wastewater in metropolitan areas. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v. 8, n. 1, p. 113-122, 2018.
- JANSSEN, M. et al. Enclosed outdoor photobioreactors: light regime, photosynthetic efficiency, scale-up, and future prospects. **Biotechnology and bioengineering**, v. 81, n. 2, p. 193-210, 2003.
- JEBALI, A. et al. Utilization of centrate from urban wastewater plants for the production of *Scenedesmus* sp. in a raceway-simulating reactor. **Journal of Environmental management**, v. 211, p. 112-124, 2018.

- K'OREJE, K. O. et al. Occurrence and treatment of contaminants of emerging concern in the African aquatic environment: Literature review and a look ahead. **Journal of Environmental Management**, v. 254, p. 109752, 2020.
- KANG, D. et al. Enhancement of wastewater treatment efficiency through modulation of aeration and blue light on wastewater-borne algal-bacterial consortia. **Int. Biodeterior. Biodegrad.**, v. 135, p. 9-18, 2018.
- KEFFER, J. E. et al. Use of *Chlorella vulgaris* for CO₂ mitigation in a photobioreactor. **Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology**, v. 29, n. 5, p. 275-280, 2002.
- KIKI, C. et al. Induced aging, structural change, and adsorption behavior modifications of microplastics by microalgae. **Environment International**, v. 166, p. 107382, 2022.
- KIM, B. H. et al. Nutrient removal and biofuel production in high rate algal pond using real municipal wastewater. **Journal of microbiology and biotechnology**, v. 24, n. 8, p. 1123-1132, 2014.
- KUJAWA-ROELEVELD, K.; ZEEMAN, G. Anaerobic Treatment in Decentralised and Source-Separation-Based Sanitation Concepts. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 115-139, 2006.
- KUNJAPUR, A. M.; ELDRIDGE, R. B. Photobioreactor design for commercial biofuel production from microalgae. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 49, n. 8, p. 3516-3526, 2010.
- LAM, M. et al. Growth kinetic study of *Chlorella vulgaris* using lab-scale and pilot-scale photobioreactor: Effect of CO₂ concentration. **Journal of Engineering Science and Technology**, v. 11, p. 93-107, 2016.
- LARSEN, T. A.; UDERT, K. M.; LIENERT, J. **Source separation and decentralization for wastewater management**. London: IWA Publishing, 2013.
- LEE, C. S. et al. Effects of photoperiod on nutrient removal, biomass production, and algal-bacterial population dynamics in lab-scale photobioreactors treating municipal wastewater. **Water Research**, v. 68, p. 680-691, 2015.
- LEE, I. et al. Evaluation of aeration energy saving in two modified activated sludge processes. **Chemosphere**, v. 140, p. 72-78, 2015.
- LEITE, L. S. et al. A. Microalgae cultivation for municipal and piggy wastewater treatment in Brazil. **Journal of Water Process Engineering**, v. 31, p. 100821, 2019.
- LETINGA, G.; ZEEMAN, G.; LENS, P. **Decentralised sanitation and reuse-consepts, systems and implementation**. Netherlands: IWA, 2001.
- LIANG, Z. et al. Efficiency assessment and pH effect in removing nitrogen and phosphorus by algae-bacteria combined system of *Chlorella vulgaris* and *Bacillus licheniformis*. **Chemosphere**, v. 92, n. 10, p. 1383-1389, 2013.
- LIBRALATO, G.; VOLPI GHIRARDINI, A.; AVEZZÙ, F. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. **Journal of Environmental Management**, v. 94, n. 1, p. 61-68, 1 fev. 2012.
- LIN, Q.; LIN, J. Effects of nitrogen source and concentration on biomass and oil production of a *Scenedesmus rubescens* like microalga. **Bior. Techn.**, v. 102, n. 2, p. 1615-1621, 2011.
- LU, C. **Russia's Invasion Unleashes 'Perfect Storm' in Global Agriculture**. Disponível em: <https://foreignpolicy.com/2022/03/24/russia-war-ukraine-food-crisis-wheat-fertilizer/>. Acessado em: 14/12/2022.
- MACHADO, A. T. R. et al. Nota Técnica 5 - Lagoas de alta taxa como opção viável para o tratamento de esgoto sanitário no contexto brasileiro. **Cadernos Técnicos Eng. Sanit Ambient**, v. 2, n. 3, p. 59-71, 2022.
- MANTOVANI, M. et al. Outdoor pilot-scale raceway as a microalgae-bacteria sidestream treatment in a WWTP. **Science of The Total Environment**, v. 710, p. 135583, 2020.
- MARSULLO, M. et al. Dynamic modeling of the microalgae cultivation phase for energy

- production in open raceway ponds and flat panel photobioreactors. **Frontiers in Energy Research**, v. 3, p. 41, 2015.
- MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 1, p. 652-659, 2009.
- MATA, T. M. et al. Microalgae for biodiesel production and other applications: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n. 1, p. 217-232, 2010.
- MAURYA, R. et al. Lipid Extracted Microalgal Biomass Residue as a Fertilizer Substitute for Zea mays L. **Frontiers in Plant Science**, v. 6, 2016.
- MELIS, A. Solar energy conversion efficiencies in photosynthesis: Minimizing the chlorophyll antennae to maximize efficiency. **Plant Science**, v. 177, n. 4, p. 272-280, 2009.
- MESQUITA, T. C. R. et al. Gestão descentralizada de soluções de esgotamento sanitário no Brasil: Aspectos conceituais, normativos e alternativas tecnológicas. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 56, p. 46-66, 2021.
- MIHELIC, J. R.; FRY, L. M.; SHAW, R. Global potential of phosphorus recovery from human urine and feces. **Chemosphere**, v. 84, n. 6, p. 832-839, 2011.
- MILLEDGE, J. J.; HEAVEN, S. A review of the harvesting of micro-algae for biofuel production. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 12, n. 2, p. 165-178, 2013.
- MOGES, M. E.; HEISTAD, A.; HEIDORN, T. Nutrient Recovery from Anaerobically Treated Blackwater and Improving Its Effluent Quality through Microalgae Biomass Production. **Water**, v. 12, n. 2, p. 592, 2020.
- MOHD UDAIYAPPAN, A. F. et al. A review of the potentials, challenges and current status of microalgae biomass applications in industrial wastewater treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 20, p. 8-21, 2017.
- MONFET, E.; UNC, A. Defining wastewaters used for cultivation of algae. **Algal Research**, v. 24, p. 520-526, 2017.
- MUJTABA, G.; LEE, K. Advanced treatment of wastewater using symbiotic co-culture of microalgae and bacteria. **Appl. Chem. Eng.**, v. 27, p. 1-9, 2016.
- MULBRY, W. et al. Recycling of manure nutrients: use of algal biomass from dairy manure treatment as a slow release fertilizer. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 4, p. 451-458, 2005.
- MUÑOZ, R.; GUIEYSSE, B. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review. **Water Research**, v. 40, n. 15, p. 2799-2815, 2006.
- NIYOGI, K. K. Genetic and Molecular Approaches. **Annual review of plant physiology and plant molecular biology**, v. 50, p. 333-359, 1999.
- OLIVEIRA, S. M. A.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país compreendendo diversas tecnologias: Parte 1 - análise de desempenho. **Eng. sanit. ambient.**, v. 10, n. 4, p. 347-357, 2005.
- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE - OMS. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2020: five years into the SDGs**. 2021.
- OSWALD, W. J.; GOTAAS, H. B. Photosynthesis in Sewage Treatment. **Transactions of the American Society of Civil Engineers**, v. 122, n. 1, p. 73-97, 1957.
- OVIDO, J. A. et al. A half-century of research on microalgae-bacteria for wastewater treatment. **Algal Research**, v. 67, 102828, 2022.
- PAHL, S. et al. Harvesting, thickening and dewatering microalgae biomass. **Algae for Biofuels and Energy**, v. 5, p. 165-185, 2013.
- PAINEL SANEAMENTO BRASIL. **Indicadores por ano - 2020**. Instituto Trata Brasil. Disponível em: <https://www.painelsaneamento.org.br/explore/ano?SE%5Ba%5D=2020&SE%5Bo%5D=a>. Acessado em: 22/12/2022.

- 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.
- PERNER-NOCHTA, I.; POSTEN, C. Simulations of light intensity variation in photobioreactors. **Journal of Biotechnology**, v. 131, n. 3, p. 276-285, 2007.
- PHAM, L. A. et al. 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.
- PIRES, J. C. M. et al. Wastewater treatment to enhance the economic viability of microalgae culture. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 20, n. 8, p. 5096-5105, 2013.
- BRASIL. **Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB**. Ministério do Desenvolvimento Regional: Brasília, 2019.
- POSTEN, C. Design principles of photo-bioreactors for cultivation of microalgae. **Engineering in Life Sciences**, v. 9, n. 3, p. 165-177, 2009.
- POWERS, S. M. et al. Long-term accumulation and transport of anthropogenic phosphorus in three river basins. **Nature Geoscience**, v. 9, p. 353-356, 2016.
- PRAJAPATI, S. K. et al. Phycoremediation coupled production of algal biomass, harvesting and anaerobic digestion: possibilities and challenges. **Biotechnology Advances**, v. 31, n. 8, p. 1408-1425, 2013.
- PROCHÁZKOVÁ, G. et al. Effect of nutrient supply status on biomass composition of eukaryotic green microalgae. **Journal of Applied Phycology**, v. 26, n. 3, p. 1359-1377, 2014.
- QADIR, M. et al. Global and regional potential of wastewater as a water, nutrient and energy source. **Natural Resources Forum**, v. 44, n. 1, p. 40-51, 2020.
- RAHEEM, A. et al. A review on sustainable microalgae based biofuel and bioenergy production: Recent developments. **Journal of Cleaner Production**, v. 181, p. 42-59, 2018.
- RAMANNA, L. et al. A novel organic dye-based approach to increase photon flux density for enhanced microalgal pigment production. **Journal of Cleaner Production**, v. 198, p. 187-194, 2018.
- RAY, K.; MUKHERJEE, C.; GHOSH, A. N. A way to curb phosphorus toxicity in the environment: use of polyphosphate reservoir of cyanobacteria and microalga as a safe alternative phosphorus biofertilizer for Indian agriculture. **Environmental science & technology**, v. 47, n. 20, p. 11378-11379, 2013.
- RAZZAK, S. A. et al. Biological CO₂ fixation with production of microalgae in wastewater - A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, p. 379-390, 2017.
- RENUKA, N. et al. Evaluation of microalgal consortia for treatment of primary treated sewage effluent and biomass production. **Journal of Applied Phycology**, v. 25, n. 5, p. 1529-1537, 2013.
- ROCHA, J. M. S. et al. Growth aspects of the marine microalga *Nannochloropsis gaditana*. **Biomolecular Engineering**, v. 20, n. 4-6, p. 237-242, 2003.
- ROUT, P. R. et al. Nutrient removal from domestic wastewater: A comprehensive review on conventional and advanced technologies. **Journal of Environmental Management**, v. 296, p. 113246, 2021.
- RUSSEL, M. et al. Investigating the potentiality of *Scenedesmus obliquus* and *Acinetobacter pittii* partnership system and their effects on nutrients removal from synthetic domestic wastewater. **Bioresource technology**, v. 299, p. 122571, 2020.
- RUZHITSKAYA, O.; GOGINA, E. Methods for Removing of Phosphates from Wastewater. **MATEC Web of Conferences**, v. 106, p. 7006, 2017.
- SABRY, T. Evaluation of decentralized treatment of sewage employing Upflow Septic Tank/Baffled Reactor (USBR) in developing countries. **Journal of Hazardous Materials**, v. 174, n. 1-3, p. 500-505, 2010.

- SANTOS, R. F. et al. Abordagem descentralizada para concepção de sistemas de tratamento de esgoto doméstico. **Revista Eletrônica de Tecnologia e Cultura**, v. 16, p. 35-44, 2015.
- SHEEHAN, J. et al. **A look back at the U.S. department of energy's aquatic species program: Biodiesel from algae**. Golden, CO. (US): National Renewable Energy Laboratory, 1998.
- SILVA, G. H. R. et al. Feasibility of closing nutrient cycles from black water by microalgae-based technology. **Algal Research**, v. 44, p. 101715, 2019.
- STAMM, C. Towards circular phosphorus: The need of inter- and transdisciplinary research to close the broken cycle. **Ambio**, v. 51, p. 611-622, 2022.
- SUGANYA, T. et al. Macroalgae and microalgae as a potential source for commercial applications along with biofuels production: A biorefinery approach. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 55, p. 909-941, 2016.
- SUH, I. S.; LEE, C. G. Photobioreactor engineering: Design and performance. **Biotechnology and Bioprocess Engineering**, v. 8, n. 6, p. 313-321, 2003.
- KUMAR, K. S et al. Microalgae - A promising tool for heavy metal remediation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 113, p. 329-352, 2015.
- SURIYACHAN, C. et al. Potential of decentralized wastewater management for urban development: Case of Bangkok. **Habitat International**, v. 36, n. 1, p. 85-92, 2012.
- SUTHERLAND, D. et al. Wastewater microalgal production, nutrient removal and physiological adaptation in response to changes in mixing frequency. **Water Research**, v. 61, p. 130-140, 2014.
- THEREGOWDA, R. B. et al. Nutrient Recovery from Municipal Wastewater for Sustainable Food Production Systems: An Alternative to Traditional Fertilizers. **Environmental Engineering Science**, v. 36, n. 7, p. 833-842, 2019.
- TREDICI, M. R. Mass Production of Microalgae: Photobioreactors. **Handbook of Microalgal Culture**, p. 178-214, 2007.
- UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY - USGS. **Phosphate Rock**. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2021/mcs2021-phosphate.pdf>. Acessado em: 20/12/2022.
- VAN DER STEEN, P. et al. A new photo-activated sludge system for nitrification by an algal-bacterial consortium in a photo-bioreactor with biomass recycle. **Water Science and Technology**, v. 72, n. 3, p. 443-450, 2015.
- VERSTRAETE, W. et al. Maximum use of resources present in domestic “used water”. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 23, p. 5537-5545, 2009.
- VILLASEÑOR CAMACHO, J. et al. Analysis of a photobioreactor scaling up for tertiary wastewater treatment: denitrification, phosphorus removal, and microalgae production. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 25, n. 29, p. 29279-29286, 2018.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, v. 1, 2014.
- VREE, J. et al. Comparison of four outdoor pilot-scale photobioreactors. **Biotechnology for Biofuels**, v. 8, n. 1, p. 1-12, 2015.
- WANG, B.; LAN, C. Q.; HORSMAN, M. Closed photobioreactors for production of microalgal biomasses. **Biotechnology Advances**, v. 30, n. 4, p. 904-912, 2012.
- WIEL, B. Z. D. et al. Restoring nutrient circularity: A review of nutrient stock and flow analyses of local agro-food-waste systems. **Resources, Conservation & Recycling: X**, v. 3, p. 100014, 2019.
- WITHERS, P. J. A. et al. Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1-13, 2018.
- WOLKERS, H. et al. **Microalgae: the green gold of the future?** Large-scale sustainable

- cultivation of microalgae for the production of bulk commodities. Wageningen: Wageningen UR - Food & Biobased Research, 2011.
- WORLD WIDE FUND FOR NATURE - WWF. **Living Planet Report 2022: building a nature-positive society**. Switzerland: WWF, 2022.
- XIN, L. et al. Growth and nutrient removal properties of a freshwater microalga *Scenedesmus* sp. LX1 under different kinds of nitrogen sources. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 4, p. 379-381, 2010.
- YANG, J. et al. Life-cycle analysis on biodiesel production from microalgae: Water footprint and nutrients balance. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 159-165, 2011.
- YEN, H. W. et al. Design of Photobioreactors for Algal Cultivation. In: **Biofuels from Algae**. Elsevier Inc., 2013. p. 23-45.
- ZENG, X. et al. Bioprocess considerations for microalgal-based wastewater treatment and biomass production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 42, p. 1385-1392, 2015.
- ZHANG, B. et al. Enhancement of aerobic granulation and nutrient removal by an algal-bacterial consortium in a lab-scale photobioreactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 334, p. 2373-2382, 2018.
- ŽITNIK, M. et al. The study of interactions and removal efficiency of *Escherichia coli* in raw blackwater treated by microalgae *Chlorella vulgaris*. **Journal of Cleaner Production**, v. 238, p. 117865, 2019.
- ZOU, N.; RICHMOND, A. Effect of light-path length in outdoor fiat plate reactors on output rate of cell mass and of EPA in *Nannochloropsis* sp. **Progress in Industrial Microbiology**, v. 35, n. C, p. 351-356, 1999.

Avaliação do pós-tratamento de esgoto sanitário anaeróbico de alta carga por microalgas nativas em fotobioreator *Flat Panel* em escala piloto

Resumo

Fotobioreatores operados com consórcio de bactérias/microalgas oferecem um método economicamente viável e ecologicamente correto para solucionar fatores limitantes do tratamento de esgoto sanitário convencional, pois proporcionam um biotratamento terciário aliado à produção de biomassa, que pode ser utilizada para diversos fins, destacando-se a produção de biofertilizantes. Sendo assim, o objetivo deste Capítulo foi apresentar o comportamento de um Fotobioreator *Flat Panel* (FBR-FP) em escala piloto ao ar livre, como alternativa para pós-tratamento de esgoto sanitário anaeróbico de alta carga por um consórcio nativo do esgoto. O estudo foi dividido em 4 condições experimentais (CE) (2 com sombreamento de 50% e 2 com luz natural; e houve a contaminação por fármacos em uma CE de cada intensidade luminosa) com 3 bateladas com duração de 7 dias cada, totalizando 6 bateladas para cada CE. Em 4 bateladas de cada CE o monitoramento foi realizado no dia 0, dia 3 e dia 7; e em 2 bateladas o monitoramento foi diário. Com os resultados encontrados, no geral, não houve diferença significativa entre as CE, tanto para remoção de poluentes e geração de biomassa. Foi possível observar que o tratamento com e sem sombra proporcionou um aumento no valor de pH, promovendo a geração de amônia livre, que pode ser tóxica para as microalgas, bem como volatilização da amônia. A remoção de nitrogênio amoniacal atingiu eficiência acima de 90%, com grande contribuição das bactérias oxidantes de amônia e bactérias oxidantes de nitrito no processo de oxidação do nitrogênio. Para o fósforo total, fosfato e demanda química de oxigênio dissolvido, a remoção foi satisfatória até o dia 3, mas houve a liberação destes compostos que estavam presentes na biomassa em tempo de detenção hidráulica (TDH) de 7 dias, prejudicando o tratamento e indicando que o TDH ideal para o tratamento no FBR-FP ao ar livre seria de 3 a 4 dias. O FBR-FP também apresentou elevada remoção de *E. coli* e coliformes totais, tornando-se uma ótima alternativa como tratamento terciário. A produtividade de biomassa foi afetada pela escassez de carbono no meio e a biomassa foi gerada apenas até o dia 3. A partir da caracterização química da biomassa, foi observada a sua viabilidade para uso como biofertilizante, podendo proporcionar a correção do solo, melhoria no desenvolvimento das plantas e continuidade dos ciclos biogeoquímicos.

Palavras-chave: Consórcio bactérias-microalgas; sistema fechado; ambiente externo; descentralização; clima tropical.

Abstract

Photobioreactors operated with a bacterial/microalgae consortium offer an economically viable and ecologically correct method to solve the limiting factors of conventional sewage treatment, as it provides a tertiary biotreatment combined with the production of biomass, which can be used for several purposes, highlighting the production of biofertilizers. Therefore, the objective of this Chapter was to present the behavior of an outdoor pilot scale Flat Panel Photobioreactor (FP-PBR), as an alternative for post-treatment of high-load anaerobic sewage by a native consortium present in the sewage. The study was divided into 4 experimental conditions (EC) (2 with 50% shading and 2 with natural light; and there was contamination by pharmaceutical products in an EC of each light intensity) with 3 batches lasting 7 days each, totaling 6 batches for each EC. For each experimental condition, the first 2 batches were monitored on day 0, day 3 and day 7; and the 3rd batch was monitored daily. With the results found, in general, there was no significant difference between EC, both for pollutant removal and biomass generation. It was possible to observe that the treatment with and without shade promoted an increase in the pH value and the generation of free ammonia, which can be toxic to microalgae and bacteria, as well as the volatilization of ammonia. The removal of ammoniacal nitrogen reached efficiency above 90%, with great contribution of ammonia-oxidizing bacteria and nitrite-oxidizing bacteria in the nitrogen oxidation process. For total phosphorus, phosphate and dissolved oxygen chemical demand, the removal was satisfactory until day 3, but there was a release of these compounds that were present in the biomass in a hydraulic detention time (HDT) of 7 days, jeopardizing the treatment and indicating that the ideal HDT for treatment in outdoor FP-PBR would be 3 to 4 days. FP-PBR also showed high removal of *E. coli* and total coliforms, making it a great alternative as a tertiary treatment. The biomass productivity was affected by the scarcity of carbon in the sewage and the biomass was only generated until day 3. From the chemical characterization of the biomass, its viability for use as a biofertilizer was observed, being able to provide soil correction, improvement in plant development and continuity of biogeochemical cycles.

Key-words: Bacteria-microalgae consortium; closed system; outdoor; decentralized system; tropical environmental.

1.1. Introdução

Com um aumento significativo da população mundial do número atual de 7,9 bilhões para cerca de 9,7 bilhões em 2050 e 10,4 bilhões em 2100 (ONU, 2022), haverá uma maior necessidade de água, energia e produção de alimentos. Por recomendação da Organização das Nações Unidas (ONU) na Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, métodos alternativos devem ser considerados para a reciclagem da água, reduzindo o uso de energia e fornecendo nutrientes na agricultura para a produção de alimentos de forma sustentável (IRIBARNEGARAY et al., 2018).

Além disso, atualmente a descentralização do tratamento de esgoto sanitário tornou-se necessária, dado que as ETEs centralizadas não foram capazes de acompanhar a expansão de muitas cidades e atender a população crescente nas áreas urbanas. Os sistemas centralizados também não alcançam populações residentes em pequenos núcleos urbanos afastados e em áreas rurais. Ao mesmo tempo, conforme um levantamento realizado pela Agência Nacional de Água e Saneamento (BRASIL, 2017a), dentre os 5.570 municípios brasileiros, cerca de 77% não apresentam tratamento terciário adequado para P e 85% para N.

FBRs operados com CMB nativas do esgoto oferecem um método economicamente viável e ecologicamente correto para solucionar estes fatores limitantes do tratamento de esgoto sanitário em sistemas descentralizados, pois proporciona um biotratamento terciário (com remoção de nutrientes, metais e patógenos) (ARORA et al., 2021; DHANKER et al., 2021) aliado à produção de biomassa (LOPES et al., 2018), que pode ser utilizada para diversos fins, como biocombustíveis, ração animal e biofertilizantes (GUDIUKAITE et al., 2021).

As culturas de microalgas estão sendo usadas para o tratamento de esgoto sanitário nos últimos 75 anos (ABDEL-RAOUF; AL-HOMAIDAN; IBRAHEEM, 2012). Muitos fatores, como a insegurança alimentar, a necessidade de preservação ambiental, a crise climática e de disponibilidade de recursos naturais promoveram este desenvolvimento de sistemas de tratamento de esgoto sanitário com uso de microalgas (PADDOCK, 2019).

As bactérias utilizam os resíduos orgânicos presentes e produzem CO₂ como subproduto e as microalgas utilizam este CO₂ para produzir carboidratos e oxigênio por meio da fotossíntese. De acordo com este esquema, um equilíbrio natural é estabelecido entre microalgas e bactérias com base nas condições ambientais e do FBR. Almomani et al. (2019) confirmam que o uso de microalgas no tratamento de esgoto é um método viável e de baixo custo para biofixação de CO₂, baixo custo operacional associado à aeração mecânica, além de ser uma fonte renovável para geração de biomassa.

A característica do CMB nativo do esgoto sanitário é em função da composição do esgoto, condições ambientais externas, projeto do FBR e condições de operação (MUÑOZ; GUIEYSSE, 2006) e diversos estudos relatam taxas de PB e remoção de nutrientes satisfatórios (80-100%) nestas policulturas (THOMAS et al., 2019; WOERTZ et al., 2009).

Dentre os FBRs utilizados, destacam-se os de sistemas fechados, como o FBR-FP, por possuírem a vantagem de requisitos de pequenas áreas para cultivo e possuem condições de processo que são relativamente fáceis de serem controladas para garantir altas remoções de poluentes, patógenos e nitrificação eficiente.

Alguns estudos já discutiram a importância da luz para o cultivo de microalgas, PB de microalgas e ER de poluentes e patógenos em FBR fechados (GONZÁLEZ-CAMEJO et al., 2019a; LEHMUSKERO; SKOGEN CHAUTON; BOSTRÖM, 2018). No entanto, não há muitos trabalhos com uso de FBR-FP ao ar livre e em países tropicais como o Brasil, operando em escala piloto, sob condições climáticas naturais e com microalgas nativas do esgoto sanitário.

Sendo assim, o objetivo deste Capítulo é apresentar o comportamento de um FBR-FP em escala piloto, como alternativa para pós-tratamento de esgoto sanitário anaeróbio de alta carga por microalgas nativas do esgoto e em condições ambientais naturais.

1.2. Material e métodos

1.2.1. Local de estudo e esgoto sanitário

O esgoto sanitário de alta carga utilizados é proveniente da ETE do distrito de Tibiriçá, na cidade de Bauru, estado de São Paulo, Brasil (22°22'7,47"S, 49°21'2,92"O) (Figura 1-1a a Figura 1-1d). A ETE trata o esgoto de uma população com cerca de 1.500 habitantes e possui uma vazão de cerca de 240 m³.d⁻¹. Foram utilizados esgoto sanitário anaeróbio tratado por dois reatores: FAFA e RCA (Figura 1-1e e Figura 1-1f). O esgoto sanitário era coletado todas as segundas-feiras às 08h30min.

É importante destacar que não houve diferença significativa para a maioria dos parâmetros dos dois esgotos anaeróbios brutos (

Tabela 1-1). Sendo assim, os dois não foram tratados de forma diferenciada e foram considerados como um único esgoto sanitário pós-digerido anaerobiamente.

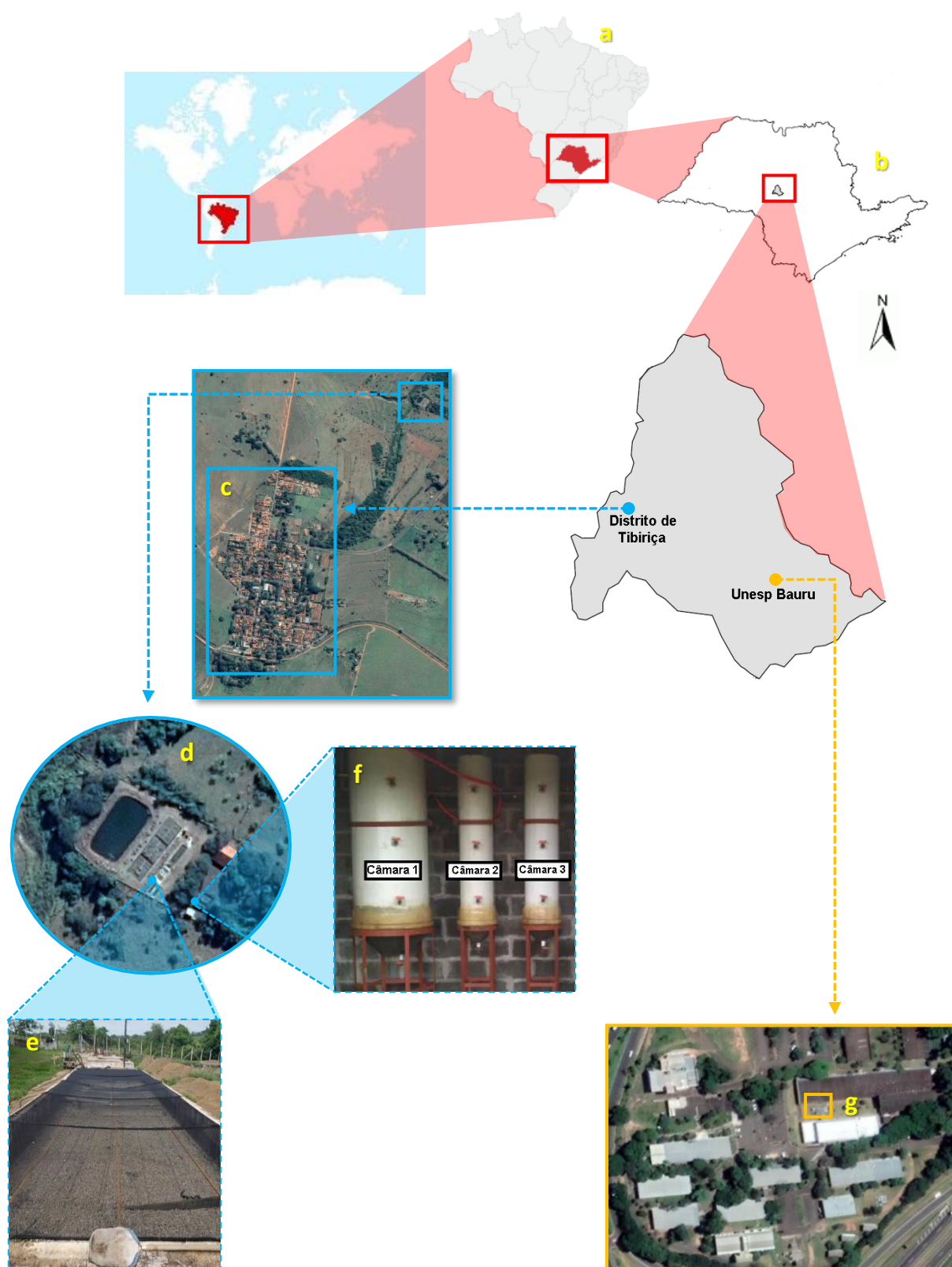


Figura 1-1: Localização do Estado de São Paulo/Brasil (a), Município de Bauru/São Paulo (b), Distrito de Tibirica/SP (c), ETE de Tibirica (d), Localização do FAFA na ETE (e), localização do RCA na ETE (f) e local de instalação do FBR-FP na FEB/Unesp (g).

Fonte: Adaptado de Rocha e Giacheti (2016), Google Maps (2022a; 2022b).

Tabela 1-1: Caracterização do esgoto sanitário pós-tratado pelo FAFA e RCA (n= 72)

Parâmetros	Média±DP	CV	Diferença do efluente entre os reatores
OD (mg.L ⁻¹)	3,9±1,5	39%	P = 0,004
Valor de pH	7,5±0,5	7%	P = 0,623
SST (mg.L ⁻¹)	265,3±109,9	41%	P = 0,063
SSF (mg.L ⁻¹)	42,7±29,9	70%	P = 0,069
SSV (mg.L ⁻¹)	224,0±88,9	40%	P = 0,507
DQO _d (mg.L ⁻¹)	178,6±50,1	28%	P = 0,197
N-orgânico (mg.L ⁻¹)	21,1±2,1	10%	P = 0,820
N-amoniaco (mg.L ⁻¹)	90,8±20,1	22%	P = 0,194
NO ₂ (mg.L ⁻¹)	0,4±0,6	151%	P = 0,383
NO ₃ (mg.L ⁻¹)	12,4±7,9	64%	P = 0,544
P-total (mg.L ⁻¹)	11,3±2,0	18%	P = 0,016
Fosfato (mg.L ⁻¹)	27,0±5,5	20%	P = 0,527
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	195,9±15,1	8%	P = 0,312
AOV (mg.L ⁻¹)	33,4±18,3	55%	P = 0,010
Turbidez (UT)	220,3±64,1	29%	P = 0,038
DO _{540nm}	0,6±0,2	31%	P = 0,112
DO _{682nm}	0,5±0,2	33%	P = 0,157

A ETE é composta pelo seguinte tratamento: preliminar (gradeamento, desarenador e medidor de vazão), primário (decantador primário), secundário (FAFA, sistema de alagados construídos e lagoa de polimento); e tratamento do lodo (leito de desidratação de lodo).

O FAFA é constituído por um tanque contendo meio suporte de poliestireno expandido (EPS) no formato geométrico côncavo, para obter uma operação do reator como manta de lodo. O outro reator anaeróbio utilizado na pesquisa (RCA piloto) foi instalado na ETE e é composto por 3 câmaras anaeróbias confeccionadas em tubos de PVC.

1.2.2. Configuração experimental

O esgoto sanitário digerido anaerobiamente pelo FAFA foi coletado semanalmente e encaminhado a uma sala de cultivo localizada no Laboratório de Tratamento de Efluentes da Faculdade de Engenharia de Bauru (FEB) da Universidade Estadual “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), para crescimento e adaptação do CMB. A configuração experimental está ilustrada na Figura 1-2.

O cultivo foi realizado em frascos com volume operacional de 1 L (13 cm de diâmetro e 26 cm de altura) em modo batelada (7 d) para desenvolver as microalgas nativas e produzir uma cultura robusta para ser usada como inóculo no FBR-FP em escala piloto ao ar livre. Os frascos foram mantidos em sala controlada por 90 dias, com temperatura média de $30,5 \pm 2,7$

°C, IL de $100 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ fornecida por lâmpadas de diodo emissor de luz (LED) e fotoperíodo de 12:12 h.

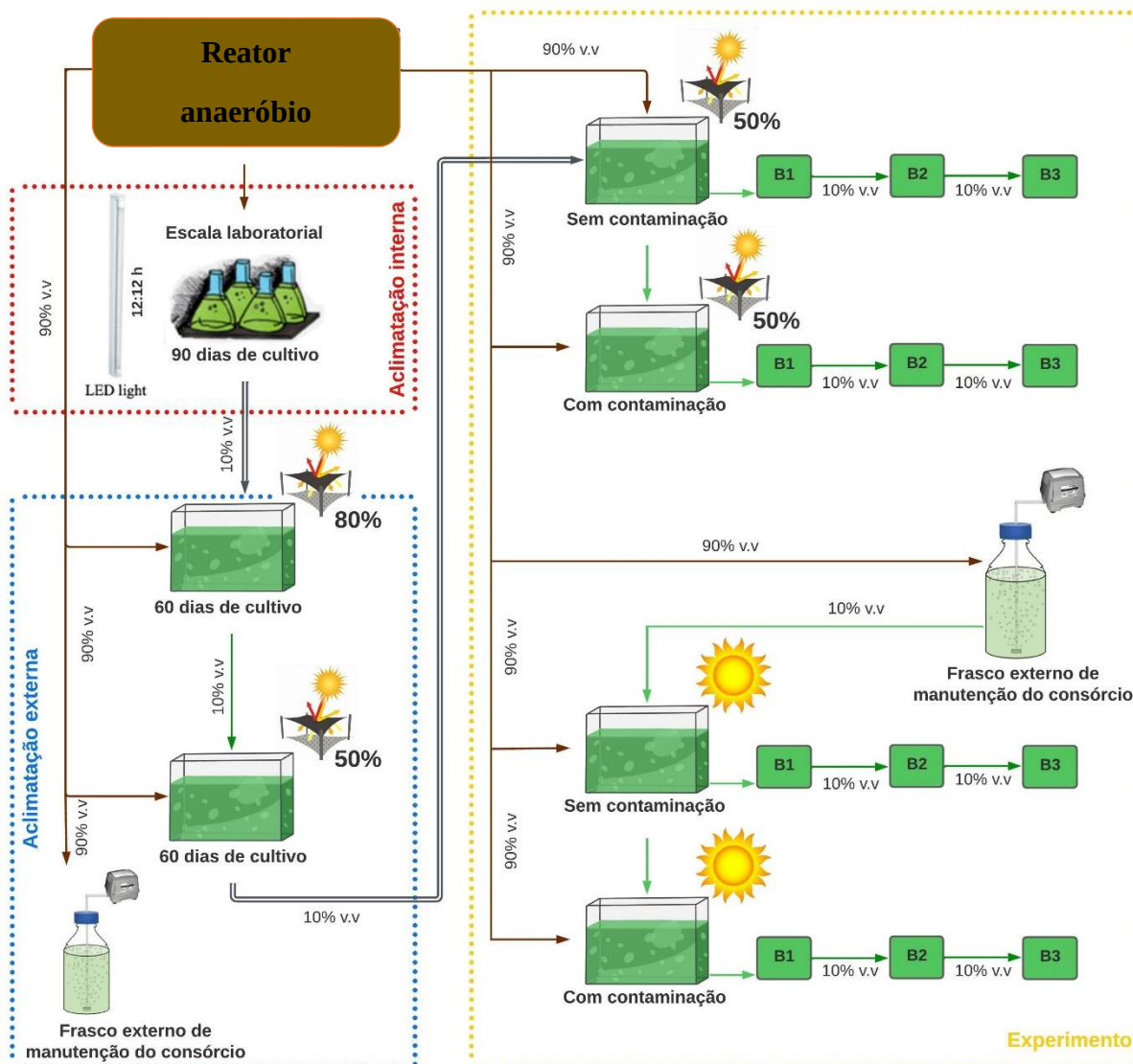


Figura 1-2: Configuração experimental do estudo

A aeração e a suspensão/agitação do esgoto sanitário nos frascos foram obtidas pela injeção contínua de ar comprimido por um compressor de ar (5 L.min^{-1}) (Seven Star - S-6000), dividindo o fluxo de ar em $0,5 \text{ L.min}^{-1}$ para cada frasco. O compressor foi conectado a uma mangueira com uma pedra porosa na extremidade localizada no fundo dos frascos.

Após 60 dias, um inóculo de 5 L (10% v.v) do CMB cultivado em escala laboratorial foi encaminhado para o FBR-FP de escala piloto operado ao ar livre, instalado nas dependências da FEB/UNESP ($22^{\circ}35'1,30''\text{S}$ $49^{\circ}03'2,95''\text{O}$) (Figura 1-3). O FBR-FP foi confeccionado em acrílico, com tampa removível e disposto em um suporte de madeira. As especificações do FBR-FP estão apresentadas na Tabela 1-2.



Figura 1-3: FBR-FP em escala piloto utilizado no estudo

Tabela 1-2: Especificações do FBR *Flat Panel*

Característica	Especificação
Comprimento (cm)	120,0
Largura (cm)	10,0
Altura (cm)	60,0
Volume total (L)	64,0
Volume operado (L)	50,0
Comprimento da mangueira microporosa (cm)	113,0
Vazão de ar total (L.min ⁻¹)	10,0
Área iluminada (m ²)	1,2

O volume de operação foi de 50 L e, para a mistura do FBR-FP, foram utilizados dois compressores (10 L.min⁻¹) (Sete Star - S-6000). Cada compressor foi conectado a uma das extremidades de uma mangueira de microbolhas utilizada na piscicultura (Aquadrop Air, Modelo M25), com diâmetro interno de 16 mm e 5 mm de espessura, instalada na parte inferior do reator.

Primeiramente, foi realizado um período de aclimação e adotado uma cobertura de sombreamento com um tecido (Solpack) que bloqueou 80% da radiação da luz natural devido à alta IL e temperatura da região na época do ano (verão) onde o experimento ao ar livre foi iniciado. Após 60 dias, uma segunda Fase de aclimação foi iniciada com a diminuição do sombreamento e utilizou-se um tecido de sombreamento (Solpack) que bloqueou 50% da IL.

No período de aclimação, o esgoto sanitário digerido pelo FAFA era coletado semanalmente (60 L) para realização de bateladas com duração de 7 dias e 5 L (10%v.v) do esgoto da batelada anterior era utilizado como inóculo para a batelada seguinte. A aclimação com 50% de sombreamento também teve duração de 90 dias para dar início ao experimento e monitoramento das várias condições experimentais.

Esse período longo de aclimação é justificado pelo tempo demandado para corrigir problemas na construção de um reator aberto que foi operado simultaneamente com o FBR-FP e que será apresentado no Capítulo 2. Além disso, houve o fechamento das instituições de

ensino devido a pandemia da COVID-19 e o CMB foi mantido com as bateladas de aclimação até o início do experimento.

O estudo foi dividido em 4 condições experimentais (CE): com 50% de sombreamento e sem contaminação por fármacos (S1), com 50% de sombreamento e com contaminação por fármacos (S2), com luminosidade natural e sem contaminação por fármacos (L1) e com luminosidade natural e com contaminação por fármacos (L2).

Durante a execução de cada CE, foi realizado um monitoramento diário de parâmetros climáticos (Tabela 1-3), com dados disponibilizados pelo Instituto de Pesquisas Meteorológicas (IPMet/UNESP).

Tabela 1-3: Valores de temperatura ambiente, intensidade luminosa, precipitação pluviométrica e tempo de luz

Parâmetros Climáticos	S1		S2		L1		L2	
	Média±DP	CV	Média±DP	CV	Média±DP	CV	Média±DP	CV
Temp. média (°C)	24,4±5,0	21%	25,0±5,4	22%	23,1±4,9	21%	22,3±4,8	22%
Temp. máx. (°C)	24,5±5,1	21%	25,2±5,5	22%	23,3±5,0	21%	22,5±4,9	22%
Temp. mín. (°C)	24,2±4,9	20%	24,9±5,3	21%	22,9±4,8	21%	22,2±4,8	22%
IL ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)	469,4±364,5	78%	460,5±354,9	77%	1142,7±808,7	71%	969,0±795,3	82%
Tempo de luz (h:m)	12:55±00:30	4%	12:49±00:09	1%	12:52±00:39	5%	12:43±01:07	9%
PP acumulada (mm)	208,0		143,0		49,0		221,0	

Cada CE consistiu em 6 bateladas, totalizando 24 bateladas. As bateladas eram iniciadas nas segundas-feiras às 11h00min e tiveram a duração de 7 dias. Apenas a última batelada da L2 teve a duração de 10 dias. Um volume de 5 L (10% v.v) do esgoto da batelada anterior era utilizado como inóculo para a batelada seguinte. Frascos de 10 L também foram operados externamente com o FBR-FP para serem utilizados como fonte de inóculo ao FBR-FP após a Fase de contaminação por fármacos e não ocorrer influência nos resultados da CE seguinte.

A aplicação de fármacos no FBR-FP foi realizada por uma mistura de 12 micropoluentes: paracetamol ($60 \mu\text{g.L}^{-1}$), ibuprofeno ($300 \mu\text{g.L}^{-1}$), progesterona ($0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$), estrona ($0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$), metoprolol ($1 \mu\text{g.L}^{-1}$), benzofenona ($1 \mu\text{g.L}^{-1}$), metilparabeno ($1 \mu\text{g.L}^{-1}$), ácido mefenâmico ($1 \mu\text{g.L}^{-1}$), carbamazepina ($4 \mu\text{g.L}^{-1}$), estradiol ($4 \mu\text{g.L}^{-1}$), diclofenaco ($15 \mu\text{g.L}^{-1}$), naproxeno ($15 \mu\text{g.L}^{-1}$) e ácido acetilsalicílico ($15 \mu\text{g.L}^{-1}$). A contaminação ocorreu em função de outro projeto realizado conjuntamente com a presente pesquisa.

Os fármacos e respectivas concentrações foram adotados por já estarem presentes nessas quantidades no esgoto sanitário. A mistura foi preparada em metanol (CH_3OH) de grau de cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE), e para tal, foram utilizados padrões analíticos com pureza de 99% ou mais provenientes de Sigma-Aldrich. Os resultados da remoção de

fármacos pelas microalgas não foram discutidos na presente pesquisa, no entanto, foi avaliada a influência desta contaminação no crescimento das microalgas e remoção de nutrientes.

1.2.3. Parâmetros monitorados

As amostras (200 mL) foram coletadas às 11h00min. Para cada CE, 4 bateladas foram monitoradas no dia 0 (início), dia 3 e dia 7 (final) e 2 bateladas foram monitoradas diariamente. Todos os parâmetros monitorados (Tabela 1-4) foram avaliados em triplicata.

Tabela 1-4: Parâmetros avaliados, respectivo método e/ou equipamento utilizado

	Parâmetro	Método/equipamento	Referência
Pós-digerido por reator anaeróbio - bruto e tratado no FBR-FP	Nitrogênio orgânico (mg.L ⁻¹)*	Kjeldahl TKN 16 (Kit	-
	Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)*	Nanocolor, Munique,	-
	Nitrato (mg.L ⁻¹)*	Alemanha)	-
	Nitrito (mg.L ⁻¹)*	Nitrite 1-67 (Kit Nanocolor, Munique, Alemanha)	-
	Alcalinidade total (mg.L ⁻¹)	Método 2320-B	APHA (2022)
	Série de sólidos em suspensão (mg.L ⁻¹)	Método 2540-D	APHA (2022)
	Fósforo total (mg.L ⁻¹)*	Método 4500-P B	APHA (2022)
	Fosfato (mg.L ⁻¹)*	Método 4500-P E	APHA (2022)
	Demanda química de oxigênio (mg.L ⁻¹)**	Método 5220 D 25	APHA (2022)
	Clorofila- <i>a</i> (µg.L ⁻¹)	Método 10200-H	APHA (2022)
	Coliformes totais e <i>E.coli</i> (UFC.mL ⁻¹)	Método 9223	APHA (2022)
	Ácidos orgânicos voláteis (mg.L ⁻¹)	Método Kapp	Kapp (1984)
	Densidade óptica (540 e 682nm)	Espectrofotômetro - Nanocolor UV:VIS II	Kliphuis et al. (2010)
	Densidade celular (cel.mL ⁻¹)	Câmara de contagem Fuchs-Rosenthal	Komárek e Fott (1983); Sant' Anna (1984)
	Valor de pH***	Sensor pH-4502C	-
	Temperatura *** (°C)	Sensor DS18B20	-
Biomassa	Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	Sensor SKU:SEM0237	-
	Macro e micronutrientes (g.Kg ⁻¹ ou mg.Kg ⁻¹)	Método Tessier modificado	Braga et al. (2017); Van Der Veen, Feroso e Lens (2007)
	NPK (g.Kg ⁻¹)	Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos	Brasil (2017)

*Parâmetros analisados de forma dissolvida no efluente após filtração em membrana com porosidade de 0,45 µm;

Parâmetro analisado de forma dissolvida e bruta no efluente; *Parâmetros monitorados diariamente em intervalos de 1 minuto.

Ao final de cada batelada, o volume de efluente restante do FBR-FP era encaminhado a decantadores de 200 L para sedimentação. Em seguida, a biomassa sedimentada era centrifugada, congelada e liofilizada. Parte da biomassa seca gerada em cada batelada era encaminhada para análise de macro e micronutrientes no Laboratório de Tratamento de Efluentes da FEB/UNESP, e outra parcela da biomassa seca gerada nas três bateladas de cada CE era homogeneizada para formar uma amostra composta e, em seguida, era encaminhada ao

Laboratório de Solos da Faculdade de Ciências Agronômicas (FCA) da UNESP, Campus Botucatu, para caracterização (análise de NPK).

A estimativa do teor de demanda química de oxigênio (DQO) da biomassa foi realizada com a subtração do resultado da amostra bruta e dissolvida do efluente.

Para as análises taxonômicas da comunidade de microalgas e cianobactérias, as amostras foram coletadas do interior do FBR-FP, filtradas por rede de plâncton com abertura de malha de 20 µm e fixadas com formalina na concentração final de 5%. A comunidade microalgal foi avaliada em microscópio óptico Olympus BX-52 com sistema de captura de imagem acoplado. A identificação foi baseada na literatura clássica, tais como: Godinho et al. (2010); González (1996); Komárek e Azevedo (2000); Komárek e Fott (1983); Rodrigues et al. (2010); Sant'Anna (1984); Sant'Anna et al. (2004); Tell e Conforti (1986).

1.2.4. Cálculos

Os cálculos utilizados para avaliar a eficiência do tratamento para cada CE estão listados na Tabela 1-5.

Tabela 1-5: Cálculos relacionados com a eficiência do tratamento e respetiva referência

Parâmetro	Cálculo	Referência
Eficiência de remoção (%)	$ER = \frac{C_0 - C_x}{C_0} \cdot 100$	Iasimone et al. (2018)
Taxa de remoção (mg.L ⁻¹ .d ⁻¹)	$TR = \frac{C_0 - C_x}{t_x - t_0}$	Iasimone et al. (2018)
Amônia livre (mg.L ⁻¹)	$AL = \frac{17}{14} \cdot \frac{N_{amoniaca} \cdot 10^{pH}}{\exp\left(\frac{6344}{273 + T}\right) + 10^{pH}}$	Akizuki, Cuevas-Rodríguez e Toda (2019)
Eficiência de nitrificação (%)	$\frac{NO_3^-}{N_{amoniaca} \cdot 10} \cdot 100$	Akizuki, Cuevas-Rodríguez e Toda (2019)
Amônia volatilizada (%)	$AV = \sum_{i=1}^n \{AS \cdot (3,3 \cdot AL + 4,9)\} \cdot \frac{AV}{N_{amoniaca} \cdot 10} \cdot 100$	Zimmo, Van Der Steen e Gijzen (2004)
Produtividade de biomassa (mg.L ⁻¹ .d ⁻¹)	$PB = \frac{SST_0 - SST_x}{t_x - t_0}$	Yang, He e Hu (2018)
Taxa de crescimento específico (d ⁻¹)	$\mu = \frac{\ln DC_x - \ln DC_0}{t_x - t_0}$	Leite, Hoffmann e Daniel (2019)
Tempo de duplicação (d ⁻¹)	$t_d = \frac{\ln(2)}{\mu}$	Wood, Everroad e Wingard (2005)
Número de duplicação (divisão.d ⁻¹)	$k = \frac{\mu}{\ln(2)}$	Wood, Everroad e Wingard (2005)
Fixação de CO ₂ (mg.L ⁻¹)	$F_{CO_2} = 1,88 \cdot SST_x$	Ho et al. (2015)

Onde: ER é a eficiência de remoção do parâmetro; C₀ (mg.L⁻¹) é a concentração do parâmetro no tempo t₀ (d); C_x (mg.L⁻¹) é a concentração do parâmetro no tempo t_x (d); TR é a taxa de remoção do parâmetro (mg.L⁻¹.d⁻¹); AL é a amônia livre (mg.L⁻¹); T é a temperatura do esgoto no período da análise (°C); AV é a amônia volatilizada (%);

NO_x é a soma da concentração de NO_2 e NO_3 no período da análise (mg.L^{-1}); N-amoniaco_0 é a concentração de N-amoniaco (mg.L^{-1}) no tempo t_0 (d); AS é a área superficial iluminada do reator (m^2); V_R é o volume do reator (L); PB é a produtividade de biomassa volumétrica ($\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$); SST_x é a concentração de SST ($\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$) no t_x (d); SST_0 é a concentração de SST ($\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$) no t_0 (d); μ é a taxa de crescimento específico (d^{-1}); DC_x é a densidade celular (cel.mL^{-1}) no t_x (d); DC_0 é a densidade celular (cel.mL^{-1}) no t_0 (d); t_d é o tempo de duplicação celular (d^{-1}); k é o número de duplicação celular (divisão.d^{-1}); F_{CO_2} é a fixação de CO_2 na biomassa (mg.L^{-1}) (a fórmula molecular típica para biomassa microalgal foi usada ($\text{CO}_{0,48}\text{H}_{1,83}\text{N}_{0,11}\text{P}_{0,01}$)).

1.2.5. Análise estatística

Para os dados paramétricos foi aplicado o teste de análise de variância uniautal (ANOVA). Em todas as comparações realizadas, a probabilidade de $P < 0,050$ foi considerada para indicar que ocorreu diferença significativa ou não entre os parâmetros. Foram realizados testes de comparação (Teste t) entre as CE (S1-S2, L1-L2, S1-L1 e S2-L2), início, meio e fim do tratamento em cada CE (Teste t pareado) e comparações múltiplas entre parâmetros (Tukey e Pearson). Os dados foram avaliados por meio do *software* SigmaPlot (versão 12.0).

1.3. Resultados e discussão

1.3.1. Parâmetros abióticos

Os dados de temperatura, valor de pH e OD do efluente podem ser visualizados na Figura 1-4. No geral, o OD e temperatura apresentaram correlação positiva com a IL e o valor de pH correlação negativa com a temperatura do efluente (Apêndice 1-a ao Apêndice 1-d).

A temperatura do efluente obteve uma média de $29,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($\text{CV}=20\%$) na S2 a $31,1\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($\text{CV}=9\%$) na L1. Apesar de a aplicação de sombreamento de 50% na S1 e S2 não ter influenciado significativamente na diminuição da média de temperatura do efluente em comparação com a L1 e L2 ($P=0,053$), a amplitude térmica foi maior nas condições de IL natural (L1 e L2).

O aumento descontrolado da temperatura é comum em FBR diretamente expostos à elevada IL. Foi documentado que no verão a temperatura em um FBR fechado pode aumentar de 10 a $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ acima da temperatura ideal para as microalgas (YEO et al., 2018), mas a elevação brusca da temperatura no efluente no FBR-FP operado em região de clima tropical da presente pesquisa ocorreu independentemente da época do ano. Os poucos dias cuja temperatura no efluente foi mais amena foram influenciados pela ocorrência de PP.

As temperaturas no efluente registradas durante todo o período podem ter afetado negativamente em alguns momentos o desenvolvimento de algumas destas espécies encontradas no FBR-FP. Em geral, a temperatura ideal para o crescimento microalgal está entre $15\text{ }^{\circ}\text{C}$ e $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ (LÓPEZ-SÁNCHEZ et al., 2022). No entanto, isto pode variar dependendo da

cepa de microalga. Algumas espécies identificadas que predominaram no tratamento do FBR-FP, como *Chlorella* e *Scenedesmus*, *Chlamydomonas* e cianobactérias coloniais, possuem melhor crescimento em diferentes faixas ótimas de temperatura.

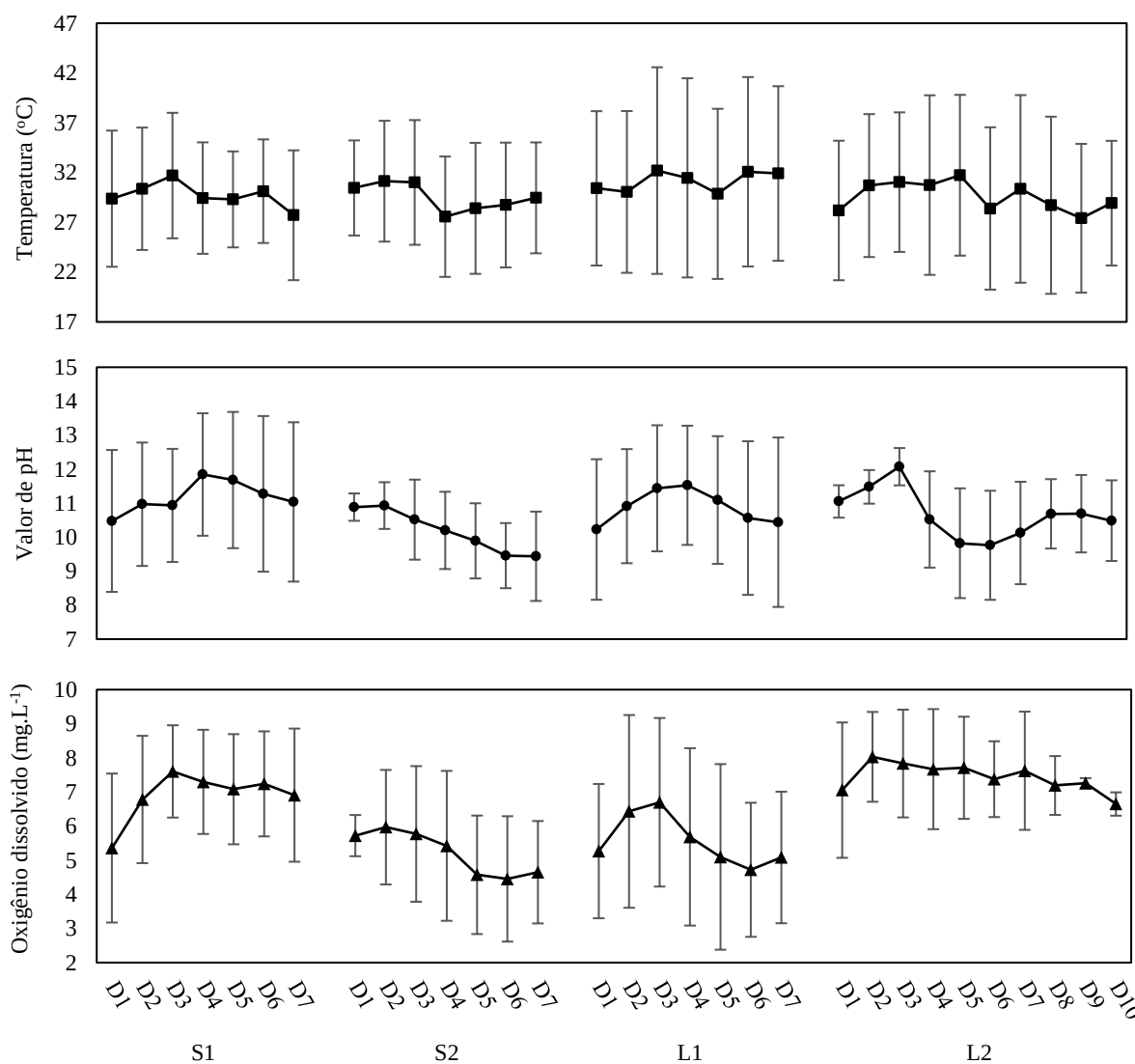


Figura 1-4: Valores de temperatura, valor de pH e oxigênio dissolvido no efluente (n=8.640 por dia para temperatura e valor de pH; n=18 por dia para OD)

A *Chlorella pyrenoidosa*, por exemplo, possui temperatura ótima em 27 °C (YANG; DING; ZHANG, 2008), mas continua se desenvolvendo a temperaturas em torno de 42 °C (SAKAI et al., 1995); a espécie *Scenedesmus obliquus* apresenta melhores condições de cultivo em temperatura de 30 °C (GUEDES et al., 2011); já a faixa ótima de temperatura para *Chlamydomonas* é de 20-30 °C (XIE, et al. 2013). Para cianobactérias, o crescimento é atingido por grande parte dos gêneros em temperaturas acima de 25 °C (CARMICHAEL, 2000).

A média no valor de pH não foi significativamente diferente entre as 4 CE ($P=0,101$). O comportamento foi semelhante na S1, L1 e L2, com elevação até o dia 3 ou 4 (valores médios acima de 11) e com posterior decaimento até o fim das bateladas. No início do cultivo o valor de pH aumenta porque o processo de fotossíntese é mais dominante do que o processo de respiração.

O decaimento a partir dos TDHs mencionados podem indicar uma redução na disponibilidade bicarbonatos e acetatos no meio durante o crescimento mixotrófico, bem como na produção de CO_2 oriunda da atividade respiratória das bactérias (YANG; GAO, 2003).

Por outro lado, a média no valor de pH na S2 não se elevou, iniciando com 10,9 (CV=4%) no dia 0 e finalizando com 9,4 (CV=14%) no dia 7, o que pode indicar menor atividade fotossintética nesta condição experimental. É importante destacar que a leve redução no decaimento do valor de pH ou o retorno do seu aumento a partir do TDH de 5 dias em todo o estudo pode ser em função do CO_2 atmosférico introduzido pelos compressores de ar, bem como pela excreção de C da biomassa microalgal.

Os valores encontrados nas 4 condições experimentais extrapolam a faixa adequada de valor de pH para cultivo de microalgas. Geralmente as microalgas crescem em valores de pH entre 5 e 9, mas isto também dependerá da cepa utilizada (SAKARIKA; KORNAROS, 2016). Como exemplo, a espécie *Chlorella vulgaris* se desenvolve melhor em valores de pH entre 6,5 e 7,0 (WANG et al., 2010); duas espécies de *Scenedesmus* apresentaram crescimento aumentado em valor de pH 7,0 (DIFUSA et al., 2015); *Chlamydomonas reinhardtii* possui crescimento ideal entre valor de pH 5,5 e 8,5 (MESSERLI et al., 2005); e o crescimento ideal da maioria das cianobactérias é em altos valores de pH, entre 7,5 e 10,0 (FANG et al. 2018).

Diferentemente dos primeiros dois parâmetros citados, a concentração de OD obteve diferença significativa entre S1 e S2 ($P<0,001$), L1 e L2 ($P<0,001$), S1 e L1 ($P=0,003$) e S2 e L2 ($P<0,001$). Estes cenários podem indicar que tanto a IL e a remoção de fármacos podem ter influenciado a produção de OD pelas microalgas.

A L2 foi a condição que alcançou os maiores valores médios de OD (média de $7,4 \text{ mg.L}^{-1}$ e CV=16%) e a diminuição da IL pode ter influenciado apenas a S2, pois foi a condição experimental com os menores valores médios de OD (média $5,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e CV=32%). Ademais, o comportamento do OD nas 4 condições experimentais foi semelhante ao dos valores de pH, com aumento nos valores médios no início do tratamento e posterior queda. Esta redução de OD provavelmente indica menor atividade fotossintética e, consequentemente, maiores concentrações de CO_2 , levando a uma redução no valor do pH, conforme descrito por Assemany et al. (2015) em seu trabalho sobre influência da radiação solar sobre CMB.

Os valores médios de OD também podem sugerir que na metade das bateladas havia um maior consumo de oxigênio por parte das bactérias no processo de digestão da matéria orgânica em comparação com a produção de oxigênio pelas microalgas durante o processo de fotossíntese.

As contrações dos parâmetros abióticos relatados podem ter beneficiado a remoção dos fármacos adicionados na S2 e L2. Jiménez-Bambague et al. (2020) trabalhando com lagoas de alta taxa com IL de $874 \pm 593 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, valor de pH de $9,0 \pm 1,0$, temperatura de $25,9 \pm 2,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e OD de $9,5 \pm 5,8 \text{ mg.L}^{-1}$, encontraram correlações positivas do ibuprofeno (ER de 75%) com temperatura, valor de pH e OD, sustentando a biodegradação aeróbica como seu principal mecanismo de remoção, que está associada à degradação enantiosseletiva (MATAMOROS, et al., 2015). Jiménez-Bambague et al. (2020) também relataram que o diclofenaco e naproxeno (ER% de 46 e 67%, respectivamente) obtiveram correlação forte com a IL e estudos anteriores indicaram que estes compostos são mais afetados pela fotodegradação e, em menor grau, pela biodegradação (MATHON et al., 2019).

A Portaria n° 430/2011 (BRASIL, 2011) atribui, para o lançamento direto de esgoto oriundo de sistemas de tratamento de esgoto sanitário, valores de pH entre 5 e 9 e temperatura inferior a $40 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Como observado em vários períodos do experimento, o efluente tratado no FBR-FP seria despejado com valores acima dos limites máximos preconizados pela legislação vigente e, possivelmente, causaria um impacto ambiental negativo nos corpos d'água receptores.

1.3.2. Remoção de carbono orgânico e inorgânico

Para verificar o consumo de diferentes fontes de C para o crescimento do CMB, foi avaliada a redução de alcalinidade total (Alc), AOV e DQO_d (Figura 1-5).

Não houve diferença significativa entre o tratamento realizado nas 4 CE até o dia 3, mas até o dia 7 a diferença significativa foi observada entre a L1 e L2 ($P < 0,050$) para Alc e DQO, com maior consumo/remoção na L2; e entre S1 e L1 ($P = 0,014$) apenas para Alc, com maior consumo na CE com sombra (S1). Possivelmente, sob IL mais elevada o consumo de C foi otimizado pela presença dos fármacos no efluente (L2), já que contaminantes emergentes servem como fonte extra de C para microalgas durante a degradação metabólica (MARYJOSEPH; KETHEESAN, 2020).

Os valores médios de Alc obtiveram diferença significativa ($P < 0,050$) em todos os intervalos de TDH (dia 0-3, dia 3-7 e dia 0-7) para a S1, S2 e L1. Já para L2, a partir do intervalo

do dia 0-3 a remoção não foi significativa ($P>0,050$), indicando ter sido a CE com o consumo da Alc mais rápido, como também pode ser observado na média das suas bateladas de perfil (Apêndice-e). Em termos de eficiência, o consumo em 7 dias foi alto em todas as CE, com porcentagem em torno de 91% na S1 e S2 e 80% e 89% na L1 e L2, respectivamente.

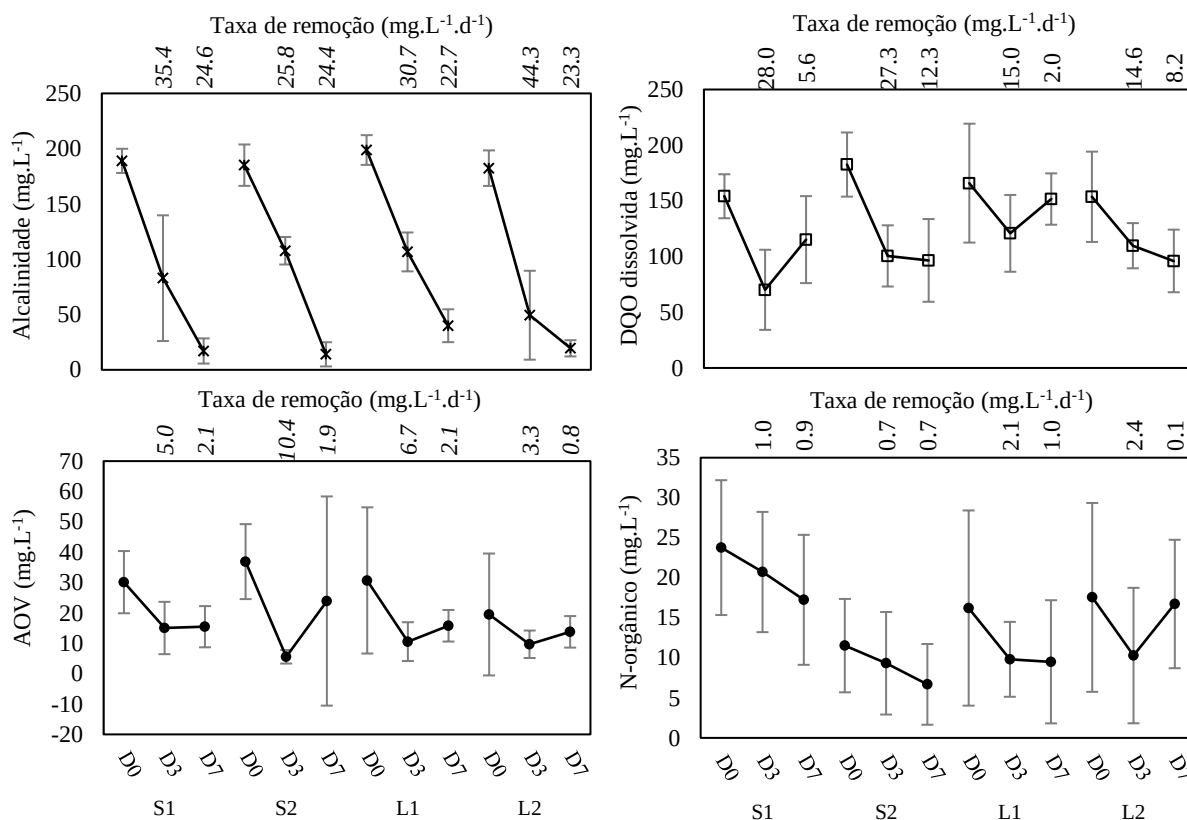


Figura 1-5: Valores médios de alcalinidade total, ácidos orgânicos voláteis, demanda química de oxigênio dissolvida e nitrogênio orgânico no efluente (n=18 por dia)

Durante a fotossíntese, as microalgas podem utilizar o bicarbonato presente no esgoto anaeróbio, resultando em diminuição da alcalinidade. Com o consumo dessa fonte de C inorgânico, o resultado é a liberação de íons OH⁻, causando um aumento no valor do pH (MARKOU; VANDAMME; MUYLEAERT, 2014). De fato, os valores de pH se mantiveram sempre elevados em função do consumo desta fonte de C inorgânico.

A fixação de CO₂ (F_{CO2}) na biomassa como fonte de C inorgânico também foi analisada e não houve diferença significativa entre as CE ($P>0,050$). Os maiores valores médios de F_{CO2}, sendo o CO₂ principalmente oriundo da respiração bacteriana, ocorreram em TDH de 3 dias para todas as CE. Os maiores valores foram obtidos na S2 e L1, com 346,1,1 mg.L⁻¹ (CV=81%) e 416,3 mg.L⁻¹ (CV=45%), respectivamente. Em seguida, houve redução de SST com a degradação das células e aumento da DQO_d no meio, consequentemente, diminuição da F_{CO2}.

Em TDH de 7 dias os maiores valores médios de F_{CO_2} foram observados nas CE com maior IL, com $166,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (CV=82%) na L1 e $144,5 \text{ mg.L}^{-1}$ (CV= 66%) na L2. A diminuição de F_{CO_2} a partir do dia 3 influenciou na diminuição nos valores de pH, pois o CO_2 não fixado reage com a água para formar carbonato e o efluente passa a ser mais ácido.

No processo de digestão anaeróbia, há a geração de AOV no efluente (em sua maioria acetatos), que pode servir como fonte de alimento no crescimento heterotrófico e/ou mixotrófico. O consumo de AOV foi observado apenas até o dia 3 em todas as CE e até o dia 7 a concentração se elevou no meio. Apenas a L2 não obteve remoção significativa em 7 dias ($P>0,050$) e, em simultâneo, foi a CE com menor eficiência (34%).

A baixa remoção de AOV pode ser devido há um baixo crescimento heterotrófico durante esta condição experimental, ou seja, houve maior ação de metabolismo autotrófico (com transformação do CO_2 dissolvido no meio - alcalinidade), sobre o metabolismo heterotrófico (com uso apenas de compostos orgânicos dissolvidos, geralmente glicose e/ou acetato como fonte de C) (HUANG et al., 2010; PEREZ-GARCIA et al., 2011).

A utilização de moléculas orgânicas, como AOV, como fonte de energia e/ou C por microalgas tem o benefício adicional de reduzir a carga orgânica no esgoto (SLOMPO et al., 2020). Este fato corrobora com os resultados de DQO_d que também foi removido até o dia 3 nas 4 CE e até o dia 7 na S2 e L2 (eficiência de 47% e 37%, respectivamente), com redução significativa em TDH de 7 dias apenas para estas duas condições ($P<0,050$). Além disso, a DQO_d registrou correlação negativa com o OD (Apêndice 1-a ao Apêndice 1-d) em todas as CE, como já era esperado.

É possível supor que a concentração de alguns fármacos também pode ter se elevado como a DQO_d . Por exemplo, a concentração de ibuprofeno no efluente aumentou de 70,3 para 977,3, 7875,6, 4197,1, 4486,9 mg/L após biorremediação com *Chlamydomonas reinhardtii*, *Scenedesmus obliquus*, *Chlorella pyrenoidosa* e *Chlorella vulgaris*, respectivamente (ZHOU, et al. 2014).

O aumento de DQO_d em cultivo de microalgas em bateladas também foi encontrado por Lee, Oh e Ahn (2019) com 3 dias de incubação. Embora as microalgas diminuam a DQO_d em esgoto sanitário durante a fase inicial de crescimento, elas liberam compostos orgânicos durante a fase estacionária de crescimento, aumentando novamente a DQO_d , como pode ser visto com mais detalhes nas bateladas de perfil (Apêndice-e). Existem três fontes principais para o aumento da DQO_d , incluindo a matéria orgânica extracelular secretada de células vivas, a matéria orgânica retida na superfície dessorvida sob uma determinada condição e a matéria orgânica intracelular liberada das células mortas e rompidas (RAFIEE et al., 2020).

As microalgas liberam matéria orgânica após a absorção de C inorgânico através de metabolismos autotróficos durante o ciclo de Calvin (ZHAO et al. 2014) e os compostos orgânicos liberados podem causar morte celular ou impedem o crescimento como inibidores de crescimento (GROBBELAAR, 2009). Quando as microalgas param de utilizar fontes de C dos compostos de DQO_d, elas começam a absorver fontes inorgânicas de C (MUJTABA; LEE, 2017). Além disso, o fotossintato orgânico secretado pelas microalgas fornece fonte de C para bactérias heterotróficas (FALLAHI et al., 2021), mas o C liberado não foi totalmente consumido pelas bactérias no TDH de 7 dias adotado na presente pesquisa.

O aumento da DQO_d ocorre por meio de dois mecanismos: o primeiro é a decomposição de microalgas velhas por bactérias, e o segundo é a liberação de matéria orgânica após a fixação de CO₂ por microalgas (RAMARAJ; TSAI; CHEN, 2015), como visto no presente estudo. Portanto, o aumento da DQO_d pode ocorrer devido a um desequilíbrio entre bactérias e algas ou a um período de incubação prolongado.

Outro fator que pode ter influenciado na elevação de DQO no efluente durante o tratamento é a elevada temperatura no FBR-FP. Azeez (2010) estudou o efeito da temperatura na remoção de DQO por *Chorella vulgaris* e verificaram que a temperatura crítica é de aproximadamente 30 °C, onde qualquer aumento adicional levará à redução da taxa de crescimento de algas e diminuirá a ER da DQO. Portanto, menos oxigênio molecular será liberado, resultando no aumento dos níveis de DQO.

Ao verificar se a liberação de compostos orgânicos afetou o comportamento do N-orgânico (Figura 1-5), também foi observada uma oscilação da concentração, principalmente ao analisarmos as bateladas de perfil (Apêndice-e), mas não houve diferença significativa entre as CE ($P > 0,050$). A remoção de N-orgânico ocorreu na S1 (26%), S2 (29%) e L1 (36%) devido a sua transformação em N-amoniaco pela decomposição bacteriana do material proteico e a hidrólise da ureia (VON SPERLING, 2014). Sipler e Bronk (2015) citam que é possível ocorrer liberação de compostos orgânicos de N dissolvido pelas microalgas em resposta ao estresse luminoso, o que pode justificar esta elevação na concentração, principalmente na L2.

Como mencionado anteriormente, nas 4 condições experimentais foram registrados valores médios de pH acima de 10 (dados apresentados na Figura 1-4). Valores de pH acima de 9 favorecem a formação de CO₃²⁻ e HCO₃⁻, que influenciam negativamente a absorção de C orgânico, impedindo que as microalgas realizem o transporte ativo (que necessita de mais energia do que difusão e resulta em uma taxa de crescimento mais lenta) (ZUCCARO et al., 2020), gerando uma menor ER de AOV e DQO_d.

Oliveira e Von Sperling (2005) avaliaram o tratamento composto por reator anaeróbio + pós-tratamento (inclui: filtro aerado, filtro anaeróbio, filtro biológico percolador, flotação, lagoas facultativas e lagoas de polimento) de 166 ETEs do Estado de Minas Gerais e São Paulo e verificaram uma faixa de ER de DQO de 64 a 86%. Além disso, também compararam com a faixa reportada na literatura de 75 a 93%. Ao comparar com os dados do pós-tratamento do FBR-FP da presente pesquisa, é evidente que a ER de DQO no estudo ficou abaixo da eficiência proporcionada por outros pós-tratamentos implementados nas ETEs brasileiras. Isto implicaria na inviabilidade da implementação deste sistema fechado em ETEs visando a remoção de matéria orgânica.

1.3.3. Remoção de nitrogênio

O comportamento do N-amoniacoal, NO_2 e NO_3 foi semelhante e sem diferença significativa ($P>0,050$) entre as CE (Figura 1-6). O N-amoniacoal obteve correlação negativa com a IL, enquanto o NO_2 e NO_3 apresentaram uma correlação positiva (Apêndice 1-a ao Apêndice 1-d).

O N-amoniacoal apresentou depuração rápida até o dia 3 (TR em torno de $14,0 \text{ mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$) e obtenção ao final das bateladas remoção em torno de 85%. A partir do TDH de 3 dias a remoção de N-amoniacoal não foi significativa ($P>0,050$).

A redução do N-amoniacoal durante o tratamento se deu por processo de assimilação microalgal, nitrificação e volatilização de amônia. O N-amoniacoal é considerado a fonte de N preferida pelas microalgas e exige menos energia para sua assimilação, como explanado por Zuccaro et al. (2020) em sua revisão sobre sistemas de cultivo de microalgas.

Os fármacos introduzidos na S2 e L2 também podem ter colaborado na remoção de N-amoniacoal. Uma remoção simultânea de N-amoniacoal e naproxeno foi observada por Helbling et al., (2012) como consequência das biotransformações cometabólicas induzidas por bactérias aeróbicas autotróficas. Alguns autores sugeriram que a enzima amônia monooxigenase é o catalisador responsável pelo co-metabolismo dos micropoluentes e NH_4 (YI et al., 2006).

O elevado valor de pH gerado durante o processo fotossintético das microalgas promoveu a formação de AL. Não houve diferença significativa de AL entre as CE ($P<0,050$), alcançando valores máximos entre $8,8 \text{ mg.L}^{-1}$ (CV=124%) na S2 a $11,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (CV=100%) na L1. Ao mesmo tempo, foram as condições experimentais com as maiores porcentagens médias de volatilização da amônia, com 48 e 85% para S2 e L1, respectivamente.

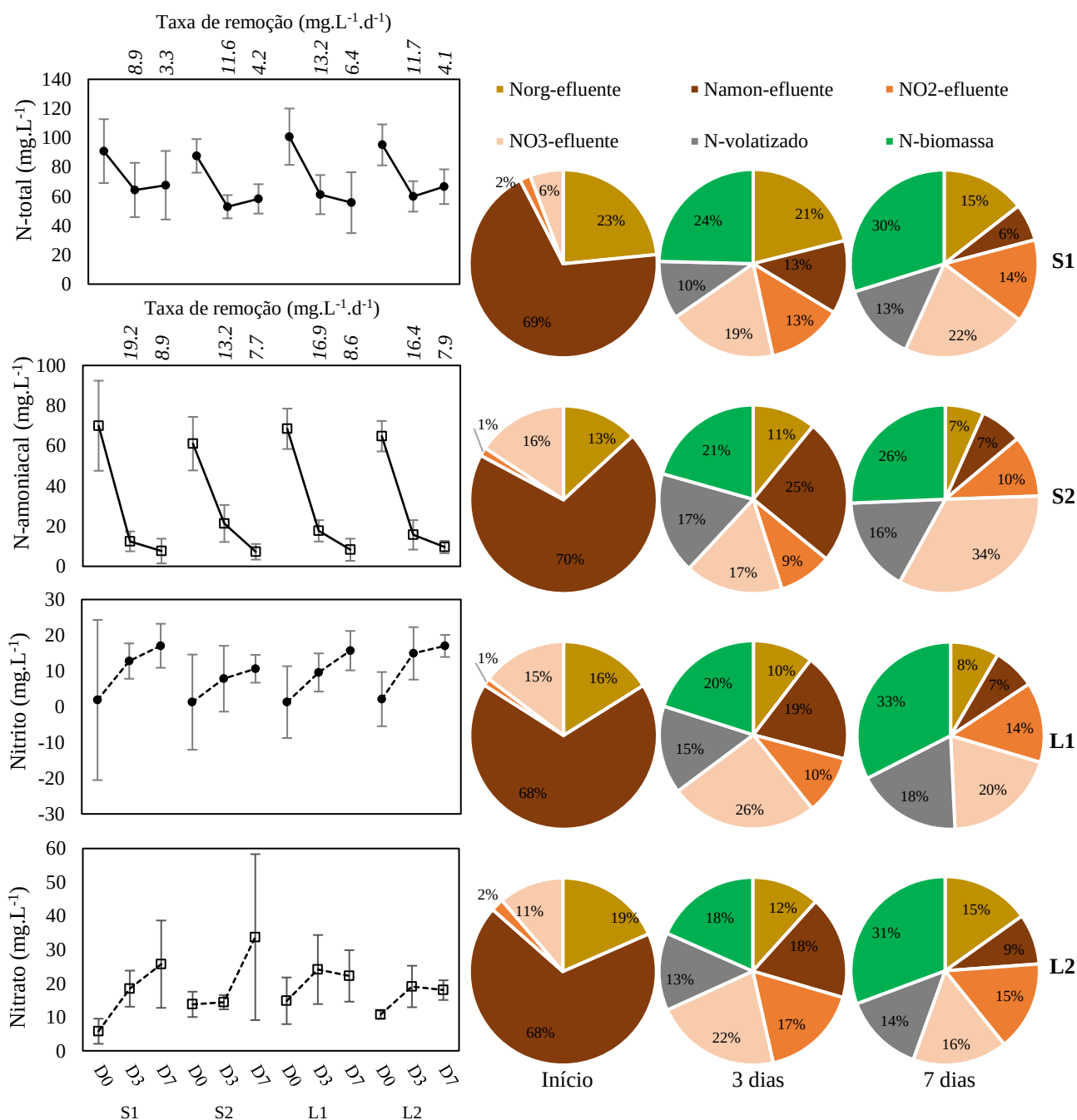


Figura 1-6: Valores de N-total, N-amoniaco, nitrito, nitrito no tratamento do FBR-FP (n=18 para cada dia) e teores (%) em cada TDH

López-Sánchez et al. (2022) explicam que quando o NH_4 reage na presença de água, um equilíbrio dependente do valor do pH (próximo a 7) é formado entre a forma NH_4 e NH_3 . Valores de pH superiores a 9,2 e elevadas temperaturas favorecem a formação de NH_3 , a qual é altamente volátil. Tem sido relatado também que a aeração direta muitas vezes libera amônia volátil no ar, especialmente em um meio com valor de pH alcalino (VADIVELU; KELLER; YUAN, 2007).

As concentrações de AL encontradas podem ter afetado negativamente as microalgas presentes no consórcio. Quando o valor de pH é alto, o teor de AL que se dissolve no efluente penetra livremente nas membranas biológicas e causa danos fatais às microalgas (KÄLLQVIST; SVENSON, 2003). Consequentemente, ocorrerá a inibição da fotossíntese e do crescimento de microalgas, bem como a diminuição da concentração de OD no meio (LI et al., 2019), como visto nos dados de OD (dados apresentados na Figura 1-4).

A depleção de N-amoniaco também pode ser observada pela nitrificação completa promovida por bactérias oxidantes de amônia (BOA) e bactérias oxidantes de nitrito (BON). As BOAs estavam bem adaptadas ao meio em todas as condições experimentais e houve o aumento constante de NO_2 até o fim das bateladas.

Apenas a L1 e L2 registrou aumento significativo em TDH de 3 dias e 7 dias ($P < 0,050$) para ambas frações oxidadas no N. A rápida conversão de N-amoniaco para NO_2 e depois para NO_3 pode sugerir que as BOAs e BONs são mais competitivas em maiores IL.

As concentrações das formas de NO_x encontradas no presente estudo, principalmente nas condições com sombreamento, também corroboram com os resultados de González-Camejo et al. (2018) em um estudo com consócio bactéria-microalga em esgoto sanitário e FBR operado sob variações de luz e temperatura. Os autores observaram que não havia energia para converter NO_3 em amônio na célula devido à baixa IL e, provavelmente, a microalga não absorveu NO_3 e NO_2 e estas formas de N se acumularam.

Xin et al. (2010) relatam que o N-amoniaco pode ser melhor para as microalgas durante o período de crescimento, e quanto ao período estável, o NO_3 é adequado para o mecanismo de crescimento das microalgas. Este fenômeno de assimilação de NO_3 pelas microalgas foi observado apenas no dia 7 da L1 e L2, causando a diminuição da eficiência de nitrificação nas CE com IL natural, com média de porcentagem de 68 e 65% para L1 e L2, respectivamente, contra 91 e 94% para S1 e S2, respectivamente.

Ao analisar as bateladas de perfil (Apêndice-e), é possível supor que as maiores concentrações de AL encontradas na L1 e L2 podem ter inibido a atividade das BONs e influenciado na baixa nitratação. Segundo Aparicio et al. (2022), as BOAs são mais resistentes à AL que as BONs por possuírem o próprio amônio como substrato metabólico. Alguns estudos mostram que em concentrações de 0,1-1,0 mg.L^{-1} e 10-150 mg.L^{-1} de AL são suficientemente altas para inibir a atividade de BON e BOA, respectivamente (QIAO et al., 2008).

Por meio do balanço dos componentes nitrogenados em porcentagem no tratamento do FBR-FP, foi verificado que a maior assimilação na biomassa ocorreu nas condições com maior IL, em torno de 22% na L1 e 30% na L2. Ao mesmo tempo, foram as CE com menor teor de

NO₃, pois o mesmo começou a ser absorvido pelas microalgas no fim do período experimental. O pior resultado observado na S2 pode ter sido pela elevada taxa de volatilização da amônia, bem como elevada nitrificação, indicando uma melhor adaptação e competição das BOAs e BONs.

1.3.4. Remoção de fósforo

Para o P-total e fosfato, com exceção da S1, a redução dos compostos fosfatados ocorreu até o dia 3 e depois a concentração se elevou até dia 7 (Figura 1-7), embora o aumento não tenha sido significativo ($P>0,050$).

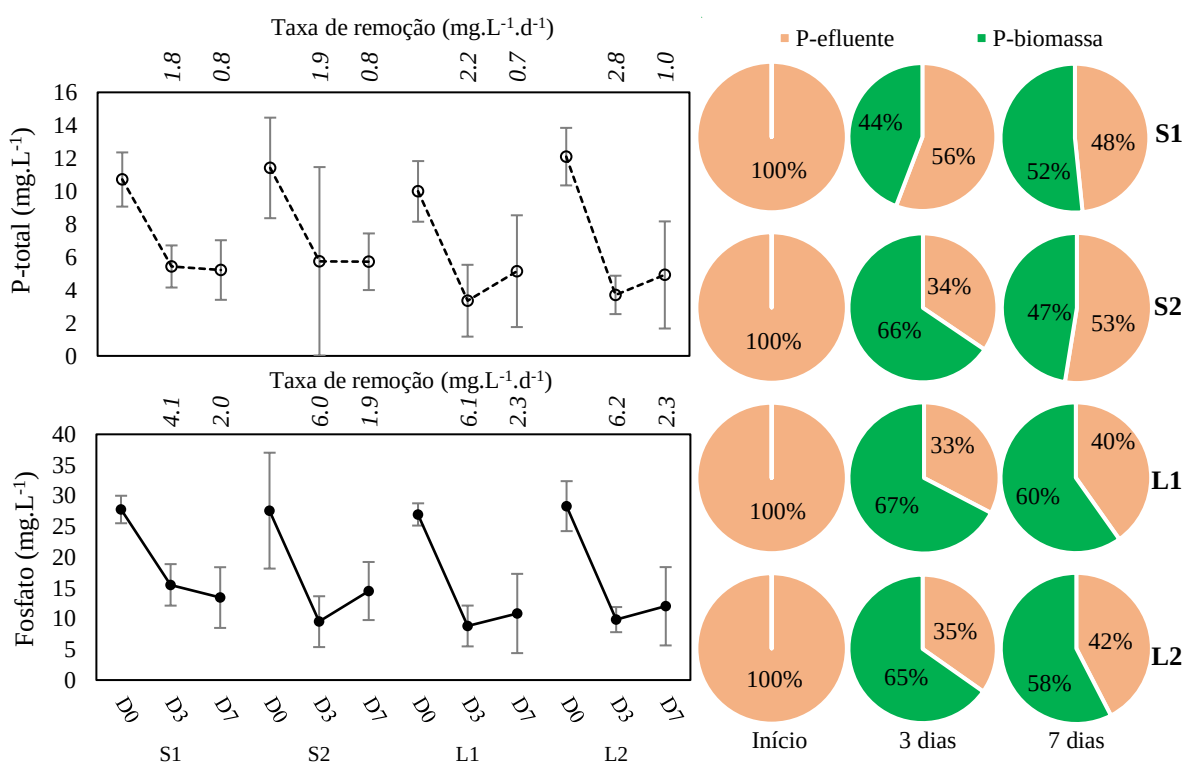


Figura 1-7: Valores de P-total e fosfato no tratamento do FBR-FP (n=18 para cada dia) e teores (%) em cada TDH

Comparando entre as CE, houve diferença significativa apenas entre S1 e S2 e entre S2 e L2 para os valores do dia 3 ($P<0,050$), com maior remoção na S1 e L2, respectivamente. As diferenças na concentração de P entre as CE com e sem presença de fármacos no TDH de 3 dias também podem ter afetado a remoção de alguns desses micropoluentes. Kang et al. (2018) estudaram um consórcio natural de microalgas-bactérias usado em escala de laboratório para remover nutrientes e cinco PPCPs e, dentre eles, N e P foram removidos em até 77% e 68%,

respectivamente, ibuprofeno foi moderadamente removido (até 49%), enquanto carbamazepina foi pouco removida (até 21%).

A remoção foi significativa no intervalo do dia 0-3 na S1, L1 e L2 ($P < 0,050$) e no intervalo 0-7 para todas as CE ($P < 0,050$). Os dois parâmetros mostraram uma correlação negativa com a IL e valor de pH e correlação positiva com o de N-amoniaco (Apêndice 1-a ao Apêndice 1-d).

A elevação que ocorreu a partir do dia 3 pode estar relacionada com a liberação de P da matéria orgânica resultante das células mortas que estavam em suspensão no meio, como também relatado por Gressler et al. (2014) em um cultivo de *Desmodesmus subspicatus* em FBR tubular no Brasil.

A remoção em 7 dias para P-total e fósforo ficou em torno de 50% na S1 e 57% na S2, respectivamente. Por sua vez, no tratamento com IL natural a L2 se sobressaiu, com remoção de P-total e fósforo em 7 dias de 59% e 64%, respectivamente, contra 48% e 47% na L1, respectivamente. Vale destacar que nas bateladas de perfil é possível observar que a oscilação nas concentrações ocorreu em vários dias, inclusive nos 3 dias de TDH prolongado da L2 (Apêndice-e).

O valor de pH pode afetar a biodisponibilidade de nutrientes, portanto é razoável supor que a remoção de P-total e fósforo foi alcançada por uma combinação de precipitação abiótica, adsorção na superfície das células e assimilação biológica em células de microalgas. Essas formas de remoção foram mais intensas na L2 que obteve um enriquecimento de 64% de P (fósforo) na biomassa.

Segundo Chevalier et al. (2000), valores de pH elevados indicam as maiores atividades fotossintéticas e, conseqüentemente, induzem a redução de P pela formação de hidroxiapatita. Outros estudos utilizando *Chlorella vulgaris* cultivada em esgoto sanitário também mencionam que o P é removido mais rapidamente do meio de cultura em valores de pH superiores a 9,0 (XU et al., 2019), o que indica que a precipitação de P pode ser aumentada por esse mecanismo de remoção química.

Foi relatado em um trabalho de revisão por Razzak et al. (2017) que, quando o valor de pH do meio diminui, a sedimentação de compostos de P e Ca ocorre, diminuindo assim a concentração de P no meio para as microalgas e sem uma produção significativa de biomassa. Su (2021) também cita que quando o valor de pH aumenta com a concentração de P da fração aquosa do meio, o P sedimentado na forma de fósforo de cálcio tende a solubilizar, aumentando a concentração de P no meio e levando a menores ER, mesmo com alta PB.

Ainda sobre o P-total, o trabalho de Oliveira e Von Sperling (2005) levantou uma faixa de ER de P-total de -8 a 49% no tratamento de reator anaeróbio + pós-tratamento em 166 ETes. Comparado ao presente estudo, as CE apresentaram ER de P-total dentro ou acima desta faixa, ou seja, o FBR-FP poderia ser utilizado como possível substituto das unidades de pós-tratamento mais usuais nas ETes brasileiras se o objetivo for a recuperação de P.

1.3.5. Relação entre nutrientes

A análise de DQO_d e o parâmetro NT foram utilizados para obter a relação C:N e não houve diferença significativa da relação entre as CE ($P > 0,050$).

Para a tecnologia de tratamento de efluente com microalgas, a relação C:N apropriada foi encontrada na faixa de 7 a 39 (SAMORÌ et al., 2013). A relação C:N encontrada no estudo foi inferior, com uma média inicial entre as CE de 2,0 e final de 2,2, resultando em escassez de C no meio. Ademais, a rápida absorção de alcalinidade como fonte de C inorgânico e a desprezível inserção de CO₂ atmosférico no meio pelo sistema de mistura podem ter ampliado a escassez do nutriente.

Estudos anteriores relataram que, além da luz, a quantidade de C no esgoto sanitário é um dos principais fatores limitantes da taxa de crescimento de microalgas (ARIAS et al., 2017). A baixa disponibilidade de C, em particular C inorgânico, pode limitar o crescimento de microalgas e diretamente a quantidade de N e P assimilado pelas microalgas.

A concentração relativamente alta de N em comparação com C pode também ter se tornado inibitiva e diminuído a bioatividade do consórcio microalgal, contribuindo para os baixos resultados de remoção de DQO_d. Além disso, já foi comentado que a remoção de DQO_d não é eficiente no tratamento convencional de esgoto sanitário usando microalgas, porque as algas liberam compostos orgânicos, aumentando assim o nível de DQO_d (LEE, et al. 2019).

Em uma pesquisa realizada por Meng et al. (2019) com diferentes relações C:N para bioconversão de bactérias fotossintéticas, foi observado que a melhor relação C:N foi diferente para diferentes propósitos: para remoção de DQO, a melhor relação C:N foi 2; para remoção de NH₄, a melhor relação C:N foi 400; e para acúmulo de biomassa microalgal, a melhor relação C:N foi 100-50. As relações encontradas no presente estudo com FBR-FP não teriam sido adequadas para nenhum desses objetivos.

A escassez de C no cultivo pode ter afetado negativamente à biorremediação dos fármacos na S2 e L2, bem como a remoção dos nutrientes. Alguns estudos que tentaram remover contaminantes emergentes de esgotos sanitários mostraram que o crescimento de

microalgas foi limitado pela disponibilidade de C (AGÜERA; PLAZA-BOLAÑOS, 2020; SAKARIKA et al., 2020). Além disso, Posadas et al. (2014) relataram que a biodegradabilidade dos ECs se correlaciona bem com a proporção C:N:P das águas residuais na ausência de compostos inibitórios ou recalcitrantes. Os autores verificaram que a biodegradabilidade ótima foi alcançada na proporção C:N:P de 100:18:2.

Com relação às razões N:P, também não foi observada diferença significativa entre as CE ($P > 0,050$). Fernandes et al. (2017) estudaram o cultivo de microalgas em água negra digerida anaerobiamente em FBR-FP e IL média de $945 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e verificaram que relações N:P entre 9 e 15 foram consideradas as mais adequadas para o crescimento de microalgas, como a *Chlorella*. Arbib et al. (2013) estudou o cultivo de *Scenedesmus obliquus* em FBR em batelada tratando esgoto sanitário e identificou relação ótima de N:P entre 9 e 13 para obtenção de remoção total de N e P e alcance de uma PB ideal. Por fim, no trabalho de Pick e Lean (1987) foi possível levantar 12 espécies de cianobactérias e a relação N:P ótima variou de 4 a 21.

Com exceção da relação N:P das cianobactérias encontradas na literatura, a relação N:P inicial no tratamento do FBR-FP variou entre as CE e apenas a L1 registrou relação N:P inicial de 9,3 (CV= 25%), se enquadrando na faixa ótima indicada para as microalgas. No entanto, foi a CE que obteve a menor remoção de fosfato. As demais CE apresentaram relação inicial abaixo de 8,5 e a redução de N-amoniaco foi semelhante para todas as CE, como mencionado anteriormente.

Os resultados mostram que, em geral, a remoção de N e P no tratamento são independentes das razões iniciais de N:P do esgoto, também relatado por Fernandes et al. (2017). O valor inicial de P não influenciou a remoção de N, como também destacado por Rausch e Bucher (2002), pois a concentração de P tem pouco impacto na taxa de remoção de N; possivelmente porque baixas concentrações de P podem promover a produção de proteínas de transporte contendo N, permitindo a assimilação contínua de nutrientes em ambientes com baixo teor de P.

Por outro lado, os maiores valores de PB foram observados quando a relação N:P aumentava para a faixa de 20 a 30 durante o tratamento. Quando a relação N:P ficava abaixo de 20 ou acima de 30, a PB era reduzida (os dados mais detalhados podem ser observados nas bateladas de perfil no Apêndice-e). Como a redução de N-amoniaco (consumo, oxidação ou volatilização) foi mais rápida que a depleção de P, a relação N:P decaía e, conseqüentemente, a PB também foi reduzida.

Os resultados corroboram com estudos de Choi e Lee (2014) que verificaram em um cultivo de microalgas em FBR-FP em escala laboratorial e tratando esgoto sanitário, entre outros fatores, que PB é altamente dependente da relação N:P.

1.3.6. Crescimento microalgal

Os parâmetros relacionados com o crescimento microalgal estão apresentados na (Figura 1-8). No geral, os parâmetros de crescimento apresentaram correlação positiva com a IL e OD e correlação negativa com os compostos nitrogenados e fosfatados e C orgânico e inorgânico (Apêndice 1-a ao Apêndice 1-d).

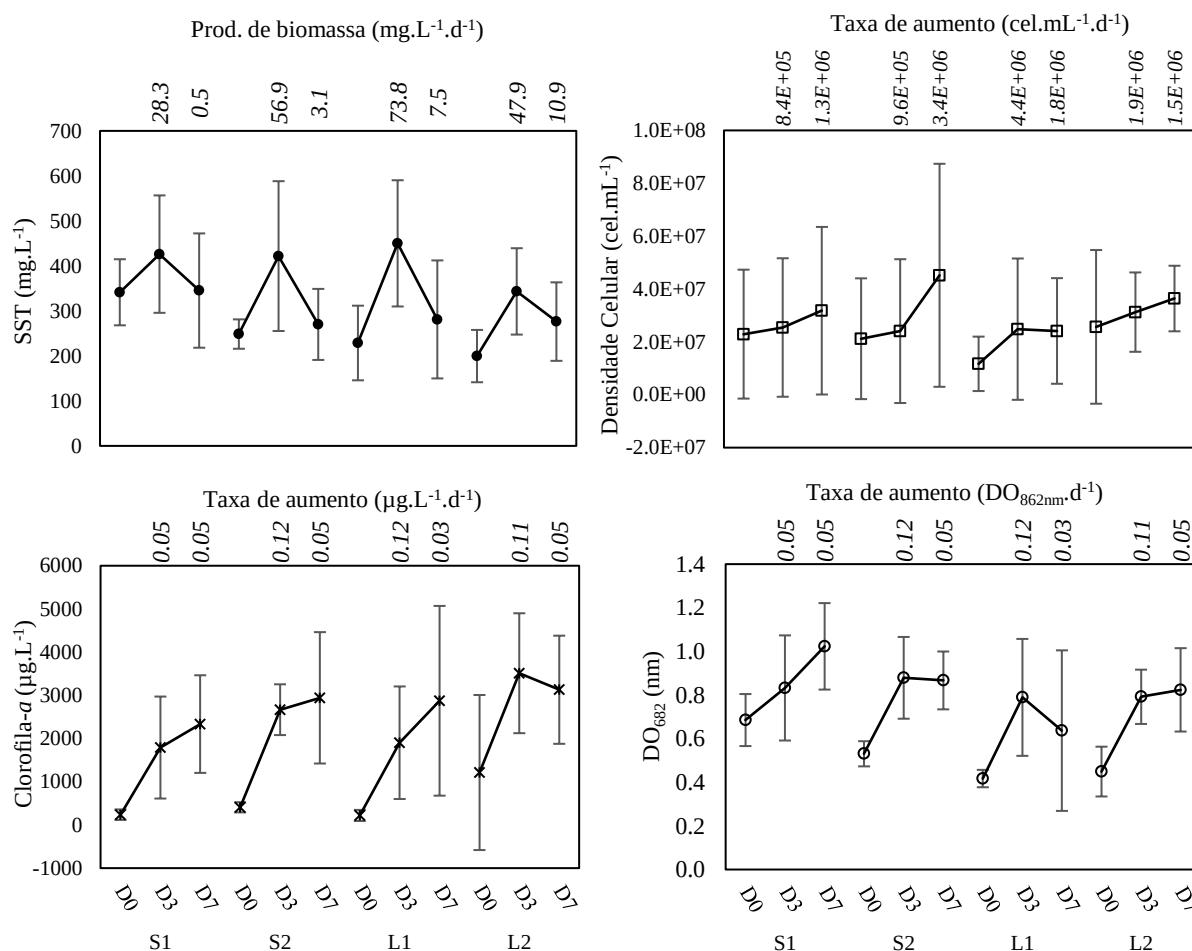


Figura 1-8: Valores de SST, PB, DC, clor-a e DO₆₈₂ no tratamento do FBR-FP (n=18 por dia)

Para o parâmetro DC, não houve diferença significativa no comportamento entre as CE ($P>0,050$). Apenas a S2 obteve aumento significativo em TDH de 7 dias ($P<0,050$), com crescimento médio de 53% e alcançando $4,5 \times 10^7$ cel.mL⁻¹ (CV=93%). Com relação aos valores finais, as CE com adição de fármacos (S2 e L2) finalizaram com maior densidade,

possivelmente porque a parede celular de microalgas contém polissacarídeos e proteínas que podem fornecer locais de adsorção para os contaminantes orgânicos (FOMINA; GADD, 2014).

As médias das bateladas de perfil evidenciam que houve uma oscilação constante no número de células microalgais no tratamento, principalmente na S2 e L1 e com redução no número de células nos dias 4 e 6 (Apêndice-e).

A *clor-a* também apresentou aumento constante para a maioria das CE e, com exceção da L1, o aumento até o dia 3 já havia sido significativo pra S1, S2 e L2 ($P < 0,050$). A maior produção média final de *clor-a* ocorreu na L2 ($3129,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $\text{CV} = 40\%$), mesmo com redução da concentração média entre o dia 3 e 7. A diminuição nas concentrações de *clor-a* nas bateladas de perfil (Apêndice-e) também influenciou na queda das concentrações de OD no meio com a diminuição no processo de fotossíntese (dados apresentados na Figura 1-4).

Para o SST, o aumento da concentração até o dia 3 foi significativo apenas na L1 e L2 ($P < 0,050$) e a redução até o dia foi significativa apenas na L1 ($P < 0,050$). Foi verificado que em TDH de 3 dias houve o crescimento da concentração média de biomassa em todas as CE, mas apenas na L1 e L2 ele foi significativo ($P < 0,050$), ambas com 49 e 42% de aumento médio, respectivamente. Após esse período, os SST foram reduzidos até o dia 7 das bateladas.

A PB, calculada a partir do SST, não obteve diferença significativa entre as CE ($P > 0,050$). Em 3 dias a PB média foi maior na L1 ($73,8 \text{ mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ e $\text{CV} = 45\%$) e em 7 dias o maior valor foi encontrado na L2 ($10,9 \text{ mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ e $\text{CV} = 66\%$). A queda nos valores após 3 dias possivelmente pode implicar em uma fase estacionária e de morte entre um TDH de 4 a 7 dias.

Com um detalhamento maior nas análises de perfil (Apêndice-e), os maiores valores médios de SST em TDH ocorreram apenas na L1, enquanto para as demais CE as maiores concentrações médias foram encontradas no dia 5 ($S1 = 566,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e $\text{CV} = 19\%$; $S2 = 325,3 \text{ mg.L}^{-1}$ e $\text{CV} = 20\%$) ou 6 ($L2 = 328 \text{ mg.L}^{-1}$ e $\text{CV} = 58\%$).

A análise de SST podem incluir outros materiais particulados, como precipitados de sal, biomassa microbiana, sólidos suspensos residuais no efluente e detritos celulares (MANTOVANI et al., 2020). Estes fatores podem ter prejudicado o processo de amostragem, contribuindo para ausência de um padrão na PB. É importante destacar que a PB pode ter sido maior, pois a membrana filtrante utilizada na análise de SST possuía porosidade de $1,2 \mu\text{m}$ e uma parcela de material sólido, microalgas e bactérias pode não ter sido retida na membrana e, consequentemente, não foi contabilizada no valor final de PB.

Outros parâmetros também podem apresentar essa problemática. Em muitos momentos, enquanto a *clor-a* diminuía, a densidade óptica (DO) de 682 nm (DO_{682}) aumentava. Segundo Yu, Kim e Lee (2019), DO_{682} não pode diferenciar entre células de microalgas e outros

microrganismos ou mesmo partículas suspensas não biológicas, potencialmente levando a resultados equivocados. A elevação do parâmetro, portanto, pode ser atribuída ao crescimento de bactérias, principalmente bactérias heterotróficas (usando restos celulares e secreção extracelular como fontes de C e N) ou bactérias fixadoras de N.

Para avaliar a taxa de crescimento específico (μ), tempo de duplicação celular (t_d) e número de duplicação celular (k), foram utilizados os parâmetros DC e DO_{862} (Tabela 1-6). Não houve diferença significativa entre as CE ($P < 0,050$) e todas obtiveram valor de μ significativo apenas com TDH de 3 dias ($P > 0,050$), consequentemente no dia 3 houve uma menor média de t_d e maior média de k em comparação com o dia 7.

Tabela 1-6: Valores de taxa de crescimento específico, tempo de duplicação e taxa de divisão celular (n=18 por dia)

Parâmetros		S1		S2		L1		L2	
		D3	D7	D3	D7	D3	D7	D3	D7
DC	μ	0,30±0,30	0,13±0,13	0,47±0,17	0,18±0,09	0,39±0,27	0,14±0,14	0,17±0,13	0,11±0,07
	CV	100%	97%	35%	49%	69%	100%	73%	64%
	t _d	3,02±2,97	6,01±5,62	1,66±0,70	4,81±2,41	3,61±4,20	7,24±8,16	3,34±2,21	6,42±4,14
	CV	98%	93%	42%	50%	116%	113%	66%	76%
	k	0,43±0,43	0,19±0,19	0,68±0,24	0,26±0,13	0,56±0,38	0,21±0,21	0,25±0,18	0,15±0,10
	CV	100%	97%	35%	49%	69%	100%	73%	64%
DO ₆₈₂	μ	0,06±0,06	0,06±0,03	0,20±0,12	0,07±0,03	0,20±0,11	0,06±0,06	0,19±0,08	0,09±0,03
	CV	95%	46%	60%	41%	57%	99%	44%	30%
	t _d	21,35±33,84	14,92±7,28	6,24±6,47	11,66±5,12	4,72±2,73	6,81±7,82	4,32±2,14	8,63±2,75
	CV	159%	49%	104%	44%	58%	115%	50%	32%
	k	0,09±0,08	0,08±0,04	0,29±0,18	0,10±0,04	0,28±0,16	0,09±0,09	0,28±0,12	0,13±0,04
	CV	95%	46%	60%	41%	57%	99%	44%	30%

Em TDH de 7 dias, o melhor resultado para DC foi na S2, em que para as microalgas crescerem com um k de 0,26 divisão. d^{-1} , teria um t_d de 4,81 d^{-1} e uma μ de 0,18 d^{-1} . Já para DO_{862} , para o CMB crescer em CE como a L2 com um k de 0,13 divisão. d^{-1} , teria um t_d de 8,63 d^{-1} e uma μ de 0,09 d^{-1} .

As microalgas geralmente têm um t_d mais longo do que as bactérias (LEE; OH; AHN, 2019). Portanto, no estágio inicial, as bactérias tendem a ter uma μ maior do que as algas e podem ter tido maior influência nos resultados de TDH de 3 dias. Tanto para DC quanto para DO_{862} , a μ foi reduzindo gradativamente com o aumento do TDH da L2 em 10 dias (Apêndice-e), o que pode indicar que o ambiente estava escasso de alimento, principalmente C e N.

Os valores de μ em algumas CE não coincidiram com a porcentagem de nutrientes absorvidos na biomassa. Uma possível explicação é a de que, em condições ambientais adversas, as microalgas incorporam nutrientes na sua biomassa, funcionando como reservas, ao

invés de os utilizar para o crescimento. Estas reservas poderão ficar guardadas até existirem condições ambientais que promovem um crescimento eficaz (MESECK et al., 2005).

Outra explicação para a oscilação na geração de biomassa pode ser explicada pela elevação do valor de pH durante o tempo de cultivo, em função da absorção de C inorgânico durante a fase de crescimento exponencial das microalgas. Valores de pH elevados induzem o fenômeno de autofloculação nas microalgas (IASIMONE et al., 2018) e, conseqüentemente, promovem e favorecem sua sedimentação, limitando a representatividade dos dados.

Ademais, o acúmulo de NO₂ nas CE, por ser uma forma oxidada de N tóxica para as microalgas (MOGES; HEISTAD; HEIDORN, 2020), pode ter tido um efeito negativo e rápido no processo de fotossíntese (APARICIO et al., 2022) e no crescimento populacional (ZOU et al., 2020).

Sanz-Luque et al. (2015) mencionam que, em condições adversas, a produção de NO₂ pelas enzimas nitrato redutase é maior do que a redução de NO₂ a partir de amônio pelas enzimas nitrito redutase. Portanto, as células de microalgas não armazenam o NO₂ superproduzido, sendo excretado como uma estratégia de emergência. Min et al. (2011) também relataram em sua pesquisa com *Chlorella* sp. cultivada em FBR em escala piloto, que o acúmulo de NO₂ pode ser atribuído à morte de microalgas que liberam NO₂ rapidamente no ambiente, assim como outras formas de N, como consequência da degradação das membranas celulares.

Contudo, a DC aparentemente foi a menos afetada por essa toxicidade. O acúmulo de NO₂ também foi relatado por Silva et al. (2019) em seu estudo com *Chlorella sorokiniana* e *Chlorococcum* sp. cultivados em água negra em FBR tubular operado em escala piloto e, da mesma forma que em algumas bateladas no presente estudo, os autores explicam que as microalgas conseguiram manter o crescimento, mesmo em níveis muito elevados de NO₂ de 400 mg.L⁻¹.

A AL gerada pelo aumento no valor de pH também pode ter influenciado na redução do crescimento microalgal em alguns momentos do estudo. Segundo Markou, Depraetere e Muylaert (2016), a AL pode afetar os processos fotossintéticos nos cloroplastos, cadeia de transporte de elétrons, extinção não fotoquímica e a respiração escura.

Uma relação inversamente proporcional entre a quantidade de organismos autotróficos (representados pela *clor-a*) e sólidos em suspensão voláteis (SSV) foi observada em algumas bateladas, refletindo a competição entre microalgas e bactérias por espaço e nutrientes. Segundo Veloso et al. (1991) em um trabalho realizado com *Phaeodactylum tricornutum* cultivada em LR ao ar livre em regime semi-contínuo e em batelada, o valor da razão entre a *clor-a* e SSV pode servir como um indicador simples do estado da cultura microalgal e valores $\geq 1\%$ indicam

uma cultura microalgal rica. Valores < 1% indicam haver maior contribuição dos organismos heterotróficos ao invés dos autotróficos na cultura.

Com exceção da S1, as demais CE apresentaram essa relação com valor acima de 1,0% apenas no dia 7 e apenas a L2 registrou média de 1,2% no dia 3. Esses resultados mostram que até o meio das bateladas os organismos heterotróficos foram mais competitivos e, com a redução do material orgânico disponível, os organismos autotróficos se sobressaíram, sugerindo maior proporção de biomassa microalgal no fim das bateladas.

Kliphuis et al. (2010) estudou a EF de *Chlorella sorokiniana* em um FBR em escala laboratorial de caminho de luz curto e elevada IL ($1500 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) e verificou que, para células saudáveis, a relação $\text{DO}_{682:540}$ deve ser maior que 1,0. Em DO_{540} as microalgas quase não absorvem luz e em DO_{682} , a luz é absorvida pela clor-*a*. Logo, quanto maior a quantidade de células presentes, melhor adaptação e crescimento. Além disso, a relação pode ser utilizada como parâmetro de indicação e controle para branqueamento de células por fotoinibição.

Todas as CE a partir do TDH de 3 dias apresentaram crescimento saudável (relação $\text{DO}_{682:540} > 1,0$), refletido no comportamento da DC e clor-*a*. É possível supor que o ambiente com sombreamento e de maior IL, bem como a presença ou não de fármacos não afetaram o desenvolvimento de células microalgais saudáveis.

Ao analisar de forma simplificada a composição do CMB, observou-se a presença de organismos detritívoros, como rotíferos (*Cephadodella*) e protozoários de nado livre (*Paramecium*) sob microscópio óptico. Segundo Esteves (1998) a presença de holoplânctônicos exerce uma influência relevante sobre a biomassa, produção e composição da comunidade de microalgas.

Espíndola et al. (2000) associam as baixas concentrações de OD e clor-*a* ao estabelecimento e sucesso de espécies com ciclos reprodutivos mais rápidos, como *Cephadodella*. Assim, os resultados sugerem que o aumento do fluxo de fótons e queda em alguns momentos na produção de clor-*a* com consequente diminuição da população de microalgas, possibilitou o acréscimo na abundância de holoplânctônicos, identificados naturalmente no esgoto sanitário.

No presente estudo, a classe Chlorophyceae apresentou maior biodiversidade, com abundância de microalgas verdes, cocóides e elipsóides, seguida de Cyanobacteria, com células filamentosas e coloniais. Os gêneros identificados no FBR-FP foram condizentes com outros estudos realizados na região Sudeste do Brasil (GOUVEIA et al., 2016; PEREIRA et al., 2020) com predominância de *Chlorella* e *Scenedesmus*, *Chlamydomonas* e cianobactérias coloniais, como *Aphanocapsa*.

Em menor frequência, foram identificadas cianobactérias filamentosas, como *Oscillatoria*, e alguns gêneros da classe Chlorophyceae, como *Kirchneriella* e *Monoraphidium*. Observou-se que a riqueza de gêneros aumentou conforme o tempo de operação do FBR-FP, como constatado pela DC.

1.3.7. Balanço e massa

A relação entre a redução dos nutrientes no efluente e a geração de biomassa no tratamento evidenciou que para o C, N e P, a maior absorção na biomassa ocorreu na S1 no TDH de 7 dias (Figura). Contudo, isso se deve pela menor PB na S1 em comparação com as outras CE.

O balanço de massa do C e P foi afetado pelo constante aumento das concentrações de nutrientes em função da lise celular, resultado em baixos valores por biomassa gerada. Já a concentração de N-total foi reduzida significativamente principalmente pelo acúmulo das formas oxidadas do N (NO_x) no efluente pelo processo de nitrificação.

Para as CE com maior luminosidade (L1 e L2), a concentração de nutrientes na biomassa gerada foi semelhante, com excessão do C, pois na L2 não houve liberação de DQO ao meio no dia 7.

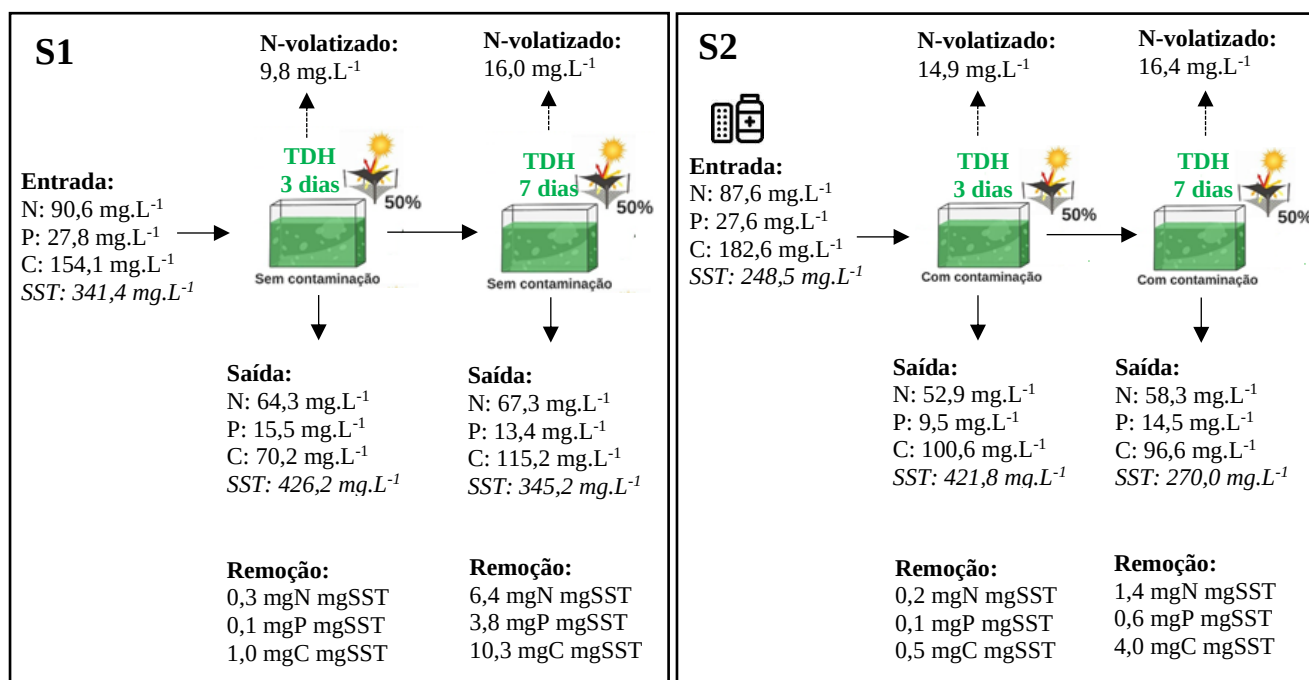
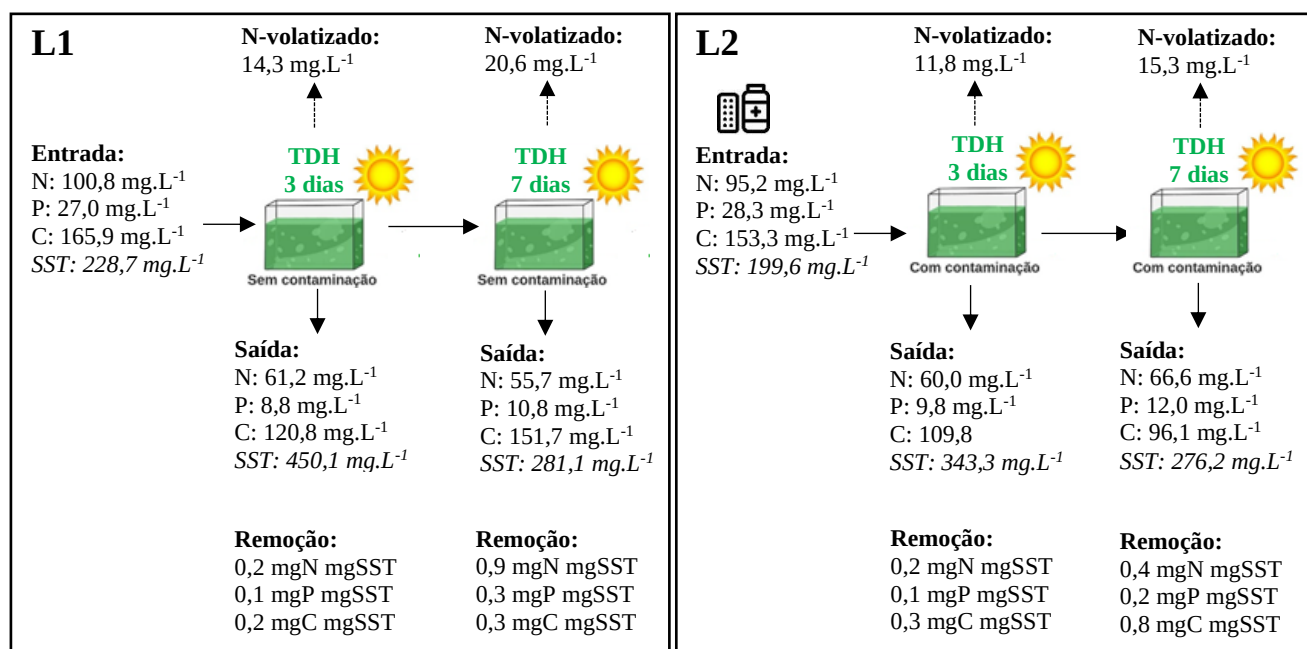


Figura 1-9: Balanço de massa médio para nutrientes e relação entre remoção e produção de biomassa



Obs: DQO utilizada como parâmetro de C; Fósforo utilizado como parâmetro de P; N-total utilizado como parâmetro de N.

Figura 1-9: Balanço de massa médio para nutrientes e relação entre remoção e produção de biomassa (continuação)

1.3.8. Remoção de coliformes totais e *E. coli*

A qualidade do efluente tratado indicou que a aplicabilidade do CMB nativo em FBR-FP pode alcançar um alto nível de remoção de patógenos durante o tratamento de esgoto sanitário sem qualquer processo adicional, como cloração. Acurio et al. (2018) citam que vários metabólitos de microalgas possuem características antibacterianas, antivirais, antifúngicas, inibidoras de enzimas, imunoestimulantes, citotóxicas e antiplasmodiais.

Tanto para *E. coli* quanto para coliformes totais (CT), a remoção foi significativa em todas as CE ($P < 0,050$) e não houve diferença significativa no tratamento entre as CE ($P > 0,050$) (Tabela 1-7). Para *E. coli* a remoção foi de praticamente 100% para todas as CE e a remoção em log variou de 1,9 na L1 a 8,3 na L2 (com TDH de 7 dias). A remoção e CT foi um pouco inferior e variou de 87% (log 0,9) na S2 a 98% (log 1,7) (TDH de 7 dias) e 100% (log 2,7) (TDH de 10 dias) na L2. Essa diferença se deve à sensibilidade da *E. coli*, a qual é mais suscetível a variações no meio e outros microrganismos do que os CT.

Slompo et al. (2020) analisaram a remoção de CT e *E. coli* no tratamento de água negra anaeróbia por *Chlorella sorokiniana* no mesmo FBR-FP utilizado na presente pesquisa, mas com condições operacionais controladas e os resultados foram inferiores aos do presente estudo. Os autores observaram, no final do experimento, uma remoção/inativação de 0,5 log para CT e

2,7 log para *E. coli* e, possivelmente, condições ambientais naturais em região tropical são mais favoráveis para remoção de organismos indicadores de contaminação fecal.

Tabela 1-7: Valores de coliformes totais e *E. coli* no efluente (n= 18 por dia) e comparação entre normas sobre reúso agrícola

Condições experimentais		E. coli (UFC.mL ⁻¹)				CT (UFC.mL ⁻¹)			
		Média±DP	CV (%)	ER (%)	log	Média±DP	CV (%)	ER (%)	log
S1	D0	1,7x10 ⁴ ±8,2x10 ³	47	100	2,4	5,1x10 ⁴ ±1,3x10 ⁴	26	97	1,6
	D7	7,3x10 ¹ ±1,6x10 ²	215			1,3x10 ³ ±8,6x10 ²	67		
S2	D0	2,0x10 ⁴ ±1,0x10 ⁴	50	100	2,7	4,6x10 ⁴ ±1,7x10 ⁴	37	87	0,9
	D7	4,4x10 ¹ ±5,4x10 ¹	124			5,7x10 ³ ±7,2x10 ³	125		
L1	D0	2,8x10 ⁴ ±1,2x10 ⁴	42	99	1,9	8,8x10 ⁴ ±3,9x10 ⁴	45	94	1,2
	D7	3,6x10 ² ±8,9x10 ²	245			5,3x10 ³ ±1,2x10 ⁴	225		
L2	D0	1,9x10 ⁴ ±1,9x10 ⁴	101	100	8,3	5,3x10 ⁴ ±5,7x10 ⁴	107	98	1,7
	D7	ND	NA			1,1x10 ³ ±9,5x10 ²	87		
	D10	6,3x10 ⁻¹ ±8,9x10 ⁻¹	141	100	4,5	1,1x10 ² ±8,9x10 ¹	80	100	2,7
Normas/ Legislação		Uso Irrestrito							
OMS		NA				10 ⁰ a 10 ⁵ NMP.100 mL ⁻¹ (5)			
USEPA		ND.100 mL ⁻¹ (1)				NA			
PROSAB		< 10 ³ NMP.100 mL ⁻¹ (2)				NA			
NBR 13.969		≤ 5x10 ³ NMP.100 mL ⁻¹ (3)				NA			
CETESB		< 200 NMP.100 mL ⁻¹ (4)				NA			
SES/SIMA		ND.100 mL ⁻¹ (1)				ND.100 mL ⁻¹ (1)			
		Uso Restrito							
OMS		NA				< 10 ⁴ a < 10 ⁶ NMP.100 mL ⁻¹ (9)			
USEPA		< 200 NMP.100 mL ⁻¹ (6)				NA			
PROSAB		< 10 ⁴ NMP.100 mL ⁻¹ (7)				NA			
CETESB		< 10 ³ a <10 ⁵ NMP.100 mL ⁻¹ (8)				NA			
SES/SIMA		≤ 200 UFC.100 mL ⁻¹ (1)				≤ 120 UFC.100 mL ⁻¹ (1)			

UFC: Unidade formadora de colônia; ND: Não detectado; NMP: Número mais provável; NA: Não aplicável; CV: Coeficiente de variação; ER: Eficiência de remoção; ¹Reúso para culturas não alimentícias, sendo obtido após tratamento secundário, filtração e desinfecção; ²Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura, inclusive culturas alimentícias consumidas cruas; ³Reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual; ⁴Aplicação em campos esportivos, parques públicos, com exposição de trabalhadores e público; ⁵Utiliza efluente com alto grau de potabilidade para irrigação de toda e qualquer plantação, inclusive as consumidas cruas (varia conforme técnica de irrigação e tipo de cultura irrigada); ⁶Reúso para culturas não alimentícias, sendo obtido por tratamento secundário e desinfecção; ⁷Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura não ingerida crua, inclui culturas alimentícias e não alimentícias, forrageiras, pastagens e árvores.; ⁸Reúso em cereais, cultura a ser industrializada, silvicultura, árvores frutíferas, forrageira para feno e silagem (varia conforme técnica de irrigação e grupos expostos); ⁹Utiliza efluentes com menor grau de potabilidade para irrigação de cultivos não ingeridos de forma crua (varia conforme técnica de irrigação e grupos expostos).

Fonte: OMS (2006); USEPA (2012); PROSAB (2006); NBR 13.969 (ABNT, 1997); CETESB (2006); SES/SIMA (SÃO PAULO, 2020).

Na L2 foi observado uma continuidade na remoção de CT no TDH aumentado em 10 dias, com acréscimo na remoção de 1,0 log. A partir destes resultados é possível assumir que ocorreria remoção total caso as bateladas tivessem um TDH maior que 7 dias.

Ao comparar os resultados do FBR-FP com os dados para coliformes fecais de diversas unidades de pós-tratamento de efluente anaeróbio de 166 ETEs brasileiras (OLIVEIRA; VON

SPERLING, 2005), o tratamento da presente pesquisa se enquadrou na faixa de remoção em log de 0,8 a 5,2 destas ETEs, com os resultados de *E. coli* ultrapassando a esta faixa de ER reportada, o que também exhibe uma viabilidade na substituição destas unidades usuais de pós-tratamento pelo FBR de sistemas fechado.

No geral, um efeito sinérgico da IL, temperatura do efluente, biomassa de microalgas, metabólitos de microalgas e OD pode ter contribuído para a desinfecção do esgoto sanitário. Como exemplo, Philip et al. (2018) explicam que a presença de oxigênio aumenta o efeito letal da irradiação solar, que é máximo a temperaturas entre 45 e 55°C, sendo a faixa de temperatura encontrada no efluente durante o tratamento do FBR-FP.

Além disso, os sistemas bacterianos expostos à IL podem ser inativados por um conjunto complexo de mecanismos fotofísicos, fotoquímicos e fotobiológicos interativos (NELSON et al., 2018). A redução dos organismos no FBR-FP também pode ser atribuída ao próprio sistema, que armazena energia elevando a temperatura do efluente, maximiza a eficiência das células microalgais em realizar a fotossíntese, bem como oferece exposição solar a todas as partículas no FBR.

Ao realizar a análise de correlação com outros parâmetros, CT e *E. coli*, no geral, obtiveram correlação negativa com parâmetros de IL, valor de pH e parâmetros de crescimento (Apêndice 1-a ao Apêndice 1-d), corroborando com correlações semelhantes em CMB encontradas na literatura (AMENGUAL-MORRO; MOYÀ NIELL; MARTÍNEZ-TABERNER, 2012; ANSA et al., 2011; HUPFAUF et al., 2016).

Como explicado, o valor de pH se manteve alto no tratamento do FBR-FP. O processo de tratamento que utiliza microalgas, somado com outros fatores abióticos, pode causar uma queda de 1-2 log para coliformes (RUAS et al., 2018). Isto ocorre pois a atividade fotossintética das microalgas nos esgotos superam a respiração das bactérias durante o dia, levando a um desequilíbrio no valor de pH entre o dia e a noite e inativando os coliformes (AMENGUAL-MORRO; MOYÀ NIELL; MARTÍNEZ-TABERNER, 2012).

Para comparar a qualidade do efluente gerado em cada batelada com as normas sobre reúso agrícola de esgoto, os valores de CT e *E. coli* foram extrapolados para um volume de 100 mL. Além disso, quando as normas mencionavam coliformes fecais ou termotolerantes, os mesmos foram categorizados como CT (Tabela 1-7). O termo coliformes fecais entrou em desuso, pois foi comprovado que estas bactérias (trata de uma classificação não específica que abrange os gêneros principais *Escherichia*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Serratia*, *Citrobacter* e *Proteus*) não são encontradas exclusivamente em fezes (GUENTZEL, 1996).

Tanto para uso restrito e irrestrito das normas, a L2 foi a CE que gerou o efluente dentro dos critérios da maioria dos documentos/normas aplicáveis para reúso agrícola. É possível supor que a presença dos fármacos tenha otimizado a remoção dos microrganismos, juntamente com a IL natural da região. Contudo, outros parâmetros físico-químicos devem ser considerados para garantir a aplicabilidade do efluente para fins de irrigação e não trazer toxicidade para as plantas, bem como a adoção de uma etapa de separação da biomassa.

1.3.9. Recuperação de nutrientes na biomassa

Os valores médios de macronutrientes analisados e C na biomassa estão listados na (Figura 1-10). Não houve diferença significativa entre a concentração dos parâmetros na biomassa gerada entre as CE ($P > 0,050$). Como a análise da biomassa foi realizada no fim das bateladas, não foi possível verificar se a liberação dos compostos carbonatos, fosfatados e nitrogenados prejudicou a incorporação na biomassa e se em TDH de 3 dias a concentração dos nutrientes foram maiores.

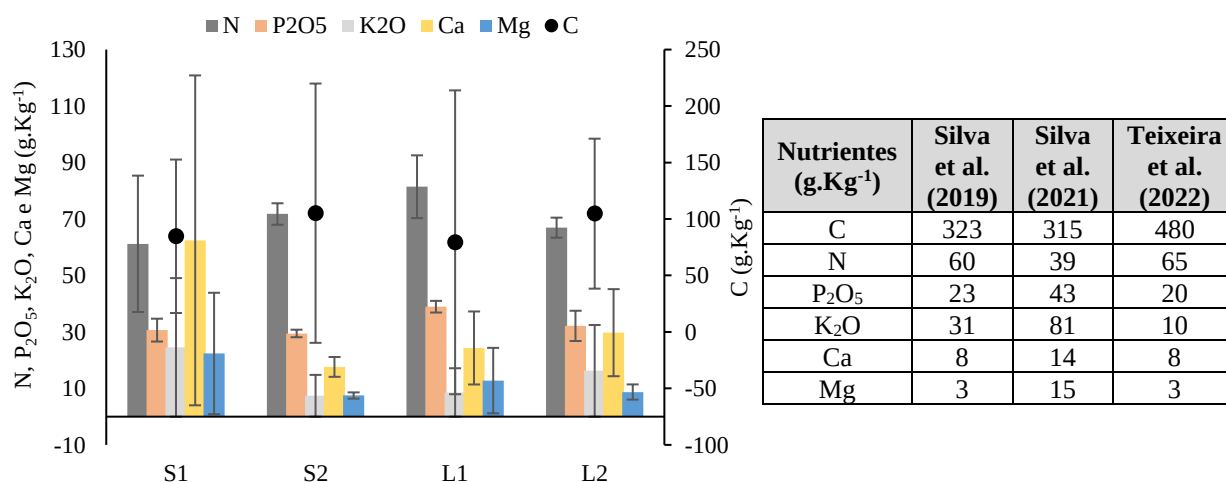


Figura 1-10: Concentração de macronutrientes na biomassa (n=2 para N, P₂O₅ e K₂O; n=6 para C, Ca e Mg) e comparação com a literatura

Não foi observado padrão na recuperação dos macronutrientes para a biomassa microalgal entre as CE, principalmente para o P₂O₅. No entanto, vale destacar que a maior concentração de N na biomassa foi na L1 (81,4 g.Kg⁻¹ e CV=14%) e S2 (71,8 g.Kg⁻¹ e CV=5%), bem como a maior remoção de N-total no efluente (39% e 28%, respectivamente); e para o C os maiores valores na biomassa foram na L2 (97,7 g.Kg⁻¹ e CV=39%) e S2 (96,0 g.Kg⁻¹ e CV=93%), bem como as maiores remoções de DQO no efluente (37% e 47%, respectivamente).

Os maiores valores médios de N e P_2O_5 foram observados na L1, para C foi verificado maior valor médio na S2 e L2, enquanto que as concentrações médias mais elevadas de K_2O , Ca e Mg foram obtidas na S1.

Para o macronutriente primário K_2O e os macronutrientes secundários Ca e Mg, a maior concentração foi gerada na biomassa da S1, com $2,5 \text{ g.Kg}^{-1}$ (CV=102%) para K_2O , $62,4 \text{ g.Kg}^{-1}$ (CV=94%) para Ca e $22,4 \text{ g.Kg}^{-1}$ (CV=96%) para Mg.

Independente da CE, as concentrações dos macronutrientes na biomassa, em exceção do K_2O e C, permaneceram semelhante ou acima dos resultados de outras pesquisas, como de Silva et al. (2019) que usou *Chlorella sorokiniana* e *Chlorococcum* sp. tratando água negra digerida anaerobiamente em FBR tubular, em uma estufa de vidro com temperatura controlada (25°C) e sob condições de luz natural (67 a $270 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$); de Teixeira et al. (2022) que avaliou um CMB tratando esgoto sanitário em FBR-FP e LR em escala piloto ao ar livre no Brasil; e de Silva et al. (2021) que trabalhou com *Chlorella sorokiniana* cultivada em água negra digerida anaerobiamente em FBR-FP em escala piloto, sob condições de IL de $196 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$.

Com relação aos micronutrientes, os valores encontrados na biomassa da presente pesquisa também foram, em sua maioria, superiores aos resultados de outras pesquisas (Tabela 1-8). Dentre os parâmetros que registraram diferença significativa entre as CE ($P<0,050$), a diferença entre as concentrações na biomassa da S1-L1 e S2-L2 foi a mais observada.

Para a maioria dos elementos traços, os maiores valores médios foram encontrados na S1 e, em seguida, os resultados da S2 se destacou. As concentrações indicam que para obter uma biomassa mais rica em micronutrientes um sombreamento deve ser aplicado na região onde o FBR-FP foi operado. No geral, foram as CE que também registraram uma biomassa mais rica em comparação com outras pesquisas.

Uma comparação com a Instrução Normativa (IN) nº 61/2020 (BRASIL, 2020b), que contempla os produtos obtidos por extração e beneficiamento de algas na definição de biofertilizantes, foi realizada para verificar se a caracterização da biomassa microalgal gerada nas 4 CE atendem aos teores mínimos exigidos pela IN (Tabela 1-9).

Para a categoria de teores mínimos isolados (TMI), em nenhum momento do experimento o Co e Ni atingiu a porcentagem mínima que o biofertilizante deve conter. O teor de Mn e Zn ficaram deficientes na biomassa da L1. Já para os macronutrientes, a fixação do Mg foi ineficaz nas CE com contaminação por fármacos (S2 e L2) e o K_2O foi ineficiente na S2 e L1. Para os demais parâmetros avaliados (Cu, Fe, N e P_2O_5), houve o atendimento à IN com relação à porcentagem mínima exigida para elementos isolados em todas as CE.

Tabela 1-8: Concentração de micronutrientes na biomassa (n=6) e comparação com a literatura

	S1	S2	L1	L2	P<0,050	Silva et al. (2019)	Silva et al. (2021)	Teixeira et al. (2022)	Marazzi et al. (2019)
Al*	5,3±5,6 CV=106%	2,6±1,4 CV=54%	1,2±0,4 CV=37%	2,8±3,2 CV=115%	-	-	-	-	-
As**	86,0±16,5 CV=19%	ND	14,9±11,9 CV=80%	61,6±58,7 CV=95%	-	-	-	-	-
Ba**	253,9±65,8 CV=26%	129,8±123,4 CV=95%	37,2±36,2 CV=97%	63,0±26,4 CV=42%	S1-L1	-	-	-	-
Cd**	0,8±0,4 CV=47%	0,8±0,6 CV=83%	ND	ND	-	-	-	-	1,0
Co**	5,5±3,3 CV=60%	2,8±1,0 CV=36%	ND	1,2±0,4 CV=32%	-	ND	-	-	-
Cr**	16,9±15,5 CV=92%	8,6±5,8 CV=67%	1,8±1,8 CV=105%	4,9±1,0 CV=21%	S1-L1 L1-L2	-	-	-	-
Cu*	1,6±0,9 CV=59%	1,1±1,1 CV=98%	0,6±0,2 CV=32%	1,6±1,6 CV=102%	-	0,07	0,07	0,03	0,01
Fe*	5,1±4,2 CV=82%	2,1±1,4 CV=65%	2,0±3,7 CV=184%	0,8±0,3 CV=39%	S1-L1	0,1	0,3	5,8	-
Mn**	843,2±473,7 CV=56%	345,7±142,6 CV=41%	127,2±69,7 CV=55%	187,1±76,1 CV=41%	S1-L1 S2-L2 L1-S1	11,1	265,0	103,0	-
Ni**	8,8±4,9 CV=56%	7,0±2,6 CV=38%	ND	11,3±13,5 CV=120%	-	5,0	-	-	58,0
Pb**	25,0±19,1 CV=76%	10,8±3,7 CV=34%	ND	4,8±3,6 CV=74%	S1-L1 S2-L2	-	-	-	5,0
Zn**	612,7±240,6 CV=39%	206,4±132,4 CV=64%	48,1±21,3 CV=44%	128,4±75,3 CV=59%	S1-S2 L1-L2 S1-L1	0,01	-	-	0,06

*g.Kg⁻¹; **mg.Kg⁻¹; ND: não detectado; CV: coeficiente de variação

Obs: Se não foi detectado.

Tabela 1-9: Teores dos macro e micronutrientes (%) na biomassa gerada e comparação com a IN n° 61/2020

Nutrientes		S1	S2	L1	L2	TMI	M1	M2	M3	M4
Micronutriente	Co	0,001	0,000	0,000	0,000	0,005	3,0	5,0	NA	NA
	Cu	0,16	0,11	0,06	0,16	0,02			NA	NA
	Fe	0,51	0,21	0,20	0,08	0,02			NA	NA
	Mn	0,08	0,03	0,01	0,02	0,02			NA	NA
	Ni	0,001	0,001	0,000	0,001	0,005			NA	NA
	Zn	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1			NA	NA
Macronutriente secundário	Ca	6,2	1,8	2,4	3,0	1,0	NA		3,0	NA
	Mg	2,2	0,7	1,3	0,9	1,0	NA			NA
Macronutriente primário	N	6,1	7,2	8,1	6,7	1,0	NA	NA	NA	5,0
	P ₂ O ₅	3,1	2,9	3,9	3,2	1,0	NA	NA	NA	
	K ₂ O	2,5	0,7	0,9	1,6	1,0	NA	NA	NA	

NA: Não aplicável; TMI: Teor mínimo isolado; M1: Mistura mínima de micronutrientes; M2: Mistura mínima de macronutrientes secundários e micronutrientes; M3: Mistura mínima de macronutrientes secundários; M4: Mistura mínima de macronutrientes primários.

Por outro lado, ao analisar o teor mínimo da soma de micronutrientes (M1), em nenhum momento do experimento a biomassa atendeu aos valores exigidos pela IN que é de 1,0%. Para a mistura mínima de macronutrientes secundários e micronutrientes (M2), a qual é de 5,0%, apenas a S1 gerou uma biomassa capaz de atender a este requisito.

Para a mistura mínima de macronutrientes secundários (M3), A S2 pareceu não ser eficiente para gerar uma biomassa capaz de atender a porcentagem mínima de 3,0% e, para a mistura mínima de macronutrientes primários (M4), as biomassas de todas as CE apresentaram a porcentagem mínima de 5,0%. Além disso, a IN também preconiza um valor máximo permitido de 20 para a relação N:P em misturas de macronutrientes primários para organominerais sólidos para aplicação no solo e, na presente pesquisa, a biomassa também se enquadrou a este critério, com média de 2,2 entre as CE.

Estes resultados reforçam que, dependendo da condição de cultivo aplicada, a biomassa poderia passar por um processamento e enriquecimento de micro e macronutrientes específicos para fornecer os nutrientes deficitários ao desenvolvimento das plantas.

Para verificar a eficácia desta aplicação e benefícios para as plantas, foi realizada a comparação da concentração média de nutrientes da biomassa microalgal com a faixa de nutrientes foliares de diferentes cereais, legumes e hortaliças (Tabela 1-10).

No geral, a biomassa gerada nas 4 CE não apresentou limitação para os teores de nutrientes foliares das espécies vegetais, com predominância de valores acima e adequados à faixa requerida para um bom estado nutricional das culturas vegetais.

Como a maioria das concentrações de nutrientes obtidas excederam os valores requeridos para as culturas, é necessário considerar o balanço de nutrientes e as boas práticas agronômicas, pois o excesso de nutrientes pode ser prejudicial para as plantações. Como exemplo, o excesso de N pode provocar crescimento acelerado ao vegetal, além de diminuir sua resistência para doenças, retardamento da floração, redução do ciclo de vida; e o excesso de Mg pode interferir na absorção de C e P (MALAVOLTA, 1980).

O uso de biomassa microalgal ainda não é comum no setor agrícola, mas é possível encontrar na literatura casos de sucesso em sua aplicação de forma isolada como fertilizantes orgânicos ou misturada com fertilizante inorgânico, visando a suplementação nutricional vegetal em culturas como o milho (DINESHKUMAR et al., 2019), milho (CASTRO et al., 2017), tomate (SILAMBARASAN et al., 2021; SUPRAJA et al. 2020; BARONE et al., 2019), arroz (NAYAK et al., 2019; DINESHKUMAR et al., 2018) e trigo (DAS et al., 2019; RENUKA et al. 2016).

Tabela 1-10: Comparação entre a média de macro e micronutrientes nas biomassas geradas e nutrientes foliares de diferentes espécies vegetais

Parâmetros		S1	S2	L1	L2
Macro nutrientes	N (g.Kg ⁻¹)	61,2±24,2	71,2±3,8	81,4±11,1	66,9±3,6
	P (g.Kg ⁻¹)	30,6±4,0	29,5±1,3	38,9±2,1	32,1±5,4
	K (g.Kg ⁻¹)	24,5±25,0	7,4±0,2	8,6±0,6	16,2±9,5
	Ca (g.Kg ⁻¹)	62,4±58,4	17,6±3,5	24,3±12,9	29,7±15,4
	Mg (g.Kg ⁻¹)	22,4±21,5	7,5±1,1	12,8±11,6	8,7±2,7
Micro nutrientes	Cu (mg.Kg ⁻¹)	1561,9±924,2	1126,8±1103,2	594,9±192,1	1583,7±1618,3
	Fe (mg.Kg ⁻¹)	5062,7±4171,7	2148,2±1390,4	1980,7±3658,1	796,1±309,1
	Mn (mg.Kg ⁻¹)	843,2±473,7	345,7±142,6	127,2±69,7	187,1±76,1
	Zn (mg.Kg ⁻¹)	612,7±240,6	206,4±132,4	48,1±21,2	128,4±75,3
Espécies vegetais					
		Arroz	Cana de açúcar	Trigo	Milho
Macro nutrientes	N (g.Kg ⁻¹)	26 - 42	19 - 21	20 - 34	27 - 35
	P (g.Kg ⁻¹)	2,5 - 4,8	2 - 2,4	2,1 - 3,3	1,8 - 3,0
	K (g.Kg ⁻¹)	1,5 - 40	11-13	15 - 30	15 - 30
	Ca (g.Kg ⁻¹)	2,5 - 4	8 - 10	2,5 - 10	2,5 - 10,0
	Mg (g.Kg ⁻¹)	1,5 - 3	2 - 3	1,5 - 4,0	1,5 - 4,0
Micro nutrientes	Cu (mg.Kg ⁻¹)	5 - 20	6 - 15	5 - 25	5 - 25
	Fe (mg.Kg ⁻¹)	70 - 300	40 - 250	10 - 300	10 - 300
	Mn (mg.Kg ⁻¹)	30 - 600	25 - 250	25 - 150	25 - 150
	Zn (mg.Kg ⁻¹)	20 - 100	10 - 50	20 - 70	20 - 70
		Soja	Berinjela	Rúcula	Alface
Macro nutrientes	N (g.Kg ⁻¹)	40 - 54	40 - 60	40 - 50	30 - 50
	P (g.Kg ⁻¹)	2,5 - 5,0	3 - 12	3 - 8	3 - 7
	K (g.Kg ⁻¹)	17 - 25	35 - 60	30 - 70	50 - 80
	Ca (g.Kg ⁻¹)	4 - 20	10 - 25	20 - 40	15 - 25
	Mg (g.Kg ⁻¹)	3 - 10	3 - 10	4 - 7	4 - 6
Micro nutrientes	Cu (mg.Kg ⁻¹)	10 - 30	7 - 60	25 - 60	7 - 20
	Fe (mg.Kg ⁻¹)	50 - 350	50 - 300	100 - 300	-
	Mn (mg.Kg ⁻¹)	20 - 100	40 - 250	50 - 160	30 - 150
	Zn (mg.Kg ⁻¹)	20 - 50	20 - 250	45 - 80	30 - 100
		Tomate	Espinafre	Almeirão	Agrião
Macro nutrientes	N (g.Kg ⁻¹)	40 - 60	40 - 60	30 - 50	30 - 60
	P (g.Kg ⁻¹)	2,5 - 7,5	4 - 8	3 - 12	4 - 7
	K (g.Kg ⁻¹)	3 - 5	30 - 50	35 - 60	40 - 60
	Ca (g.Kg ⁻¹)	15 - 30	14 - 40	15 - 25	15 - 30
	Mg (g.Kg ⁻¹)	4 - 6	4 - 8	4 - 6	3 - 8
Micro nutrientes	Cu (mg.Kg ⁻¹)	10 - 20	5 - 15	7 - 60	7 - 20
	Fe (mg.Kg ⁻¹)	400 - 600	100 - 300	50 - 300	50 - 300
	Mn (mg.Kg ⁻¹)	250 - 400	50 - 250	40 - 250	50 - 300
	Zn (mg.Kg ⁻¹)	60 - 70	30 - 100	25 - 100	25 - 100
		Amendoim	Girassol	Chicória	Feijão
Macro nutrientes	N (g.Kg ⁻¹)	30 - 45	30 - 50	40 - 60	30 - 50
	P (g.Kg ⁻¹)	2 - 5	3 - 5	4 - 8	2 - 4
	K (g.Kg ⁻¹)	17 - 30	30 - 45	30 - 50	20 - 40
	Ca (g.Kg ⁻¹)	10 - 20	8 - 22	14 - 40	10 - 25
	Mg (g.Kg ⁻¹)	3 - 8	3 - 8	4 - 8	2 - 5
Micro nutrientes	Cu (mg.Kg ⁻¹)	5 - 20	25 - 100	8 - 20	4 - 20
	Fe (mg.Kg ⁻¹)	50 - 300	80 - 120	50 - 300	40 - 140
	Mn (mg.Kg ⁻¹)	20 - 350	10 - 20	30 - 250	15 - 100
	Zn (mg.Kg ⁻¹)	20 - 60	30 - 80	30 - 100	18 - 50

Fonte: Adaptado de IAC (2022)

Estes achados, somado com a comparação dos nutrientes com a faixa dos teores foliares, evidenciam que a biomassa microalgal cultivada em FBR-FP nas condições climáticas de Bauru/São Paulo pode ser usada como biofertilizante como uma alternativa aos fertilizantes nitrogenados sintéticos. Além disso, sabe-se que diferentes microalgas produzem fitohormônios (giberelinas, auxinas e citocininas) que podem apoiar o crescimento das plantas e melhorar o rendimento das culturas (SAADAoui et al., 2019).

O Instituto Agronômico de Campinas (IAC, 2011) realizou um levantamento estequiométrico de 16 fertilizantes e resíduos orgânicos de origem animal, vegetal e agroindustrial usados comercialmente e estes dados também foram comparados com as médias de macro e micronutrientes observados na biomassa do presente estudo (Tabela 1-11).

O C foi um nutriente que registrou baixa concentração nas biomassas e a relação C:N reforça que o efluente apresentou limitação de C para o crescimento do CMB. Contudo, na maioria das comparações dos teores dos macros e micronutrientes, as biomassas geradas no presente estudo ficaram acima e/ou próximos dos valores dos fertilizantes sólidos apresentados, reforçando o seu potencial para aplicação no solo.

Quando aplicados ao solo, os nutrientes da biomassa microalgal são liberados pela atividade dos microrganismos do solo, tornando-os gradualmente disponíveis para as plantas. O comportamento desta aplicação foi estudado por Coppens et al. (2015), e as taxas de mineralização de nutrientes da biomassa de microalgas, quando aplicadas ao solo, estavam na faixa apresentada pelos fertilizantes de liberação lenta comercialmente disponíveis.

Tabela 1-11: Comparação entre a composição dos fertilizantes e resíduos orgânicos de origem animal, vegetal e agroindustrial e as médias de macronutrientes e elementos traços da biomassa

Fertilizantes	C:N	N:P	C*	N*	P*	K*	Ca*	Mg*	Cu**	Fe**	Mn**	Zn**
S1	1,4	2,0	84,7±67,9	61,2±24,2	30,6±4,0	24,5±25,0	62,4±58,4	22,4±21,5	1561,9±924,2	5062,7±4171,7	843,2±473,7	612,7±240,6
S2	1,5	2,4	105,1±114,8	71,2±3,8	29,5±1,3	7,4±0,2	17,6±3,5	7,5±1,1	1126,8±1103,2	2148,2±1390,4	345,7±142,6	206,4±132,4
L1	1,0	2,1	79,4±134,5	81,4±11,1	38,9±2,1	8,6±0,6	24,3±12,9	12,8±11,6	594,9±192,1	1980,7±3658,1	127,2±69,7	48,1±21,2
L2	1,6	2,1	104,7±66,4	66,9±3,6	32,1±5,4	16,2±9,5	29,7±15,4	8,7±2,7	1583,7±1618,3	796,1±309,1	187,1±76,1	128,4±75,3
Esterco bovino fresco	16	2,3	160	16	7	15	5	3	16	2100	276	87
Esterco bovino curtido	21	1,3	210	23	18	32	30	9	38	3212	335	329
Esterco (cama) de frango de corte	22	2,1	220	22	10	23	23	6	93	1300	302	228
Esterco de galinha	11	1,4	111	30	21	20	51	11	230	3200	547	494
Esterco suíno	10	1,6	110	28	18	24	35	13	937	3700	484	673
Esterco equino	25	2,5	250	14	6	14	11	5	22	2732	226	85
Casca de café	28	13,7	280	18	1	30	4	1	18	150	30	70
Farinha de ossos	4	0,3	40	41	119	36	232	4	2	11	2	18
Composto de resíduos urbanos	27	2,9	270	10	3	6	19	2	181	8300	-	432
Lodo de esgoto	11	2,0	110	32	16	3	32	12	870	36000	408	1800
Vinhaça <i>in natura</i>	17	6,9	170	12	2	67	20	8	100	144	13	60
Torta de filtro	21	2,0	210	15	7	3	46	5	119	22189	576	143
Torta de mamona	9	6,6	90	52	8	13	20	9	80	1423	55	141
Mucuna sp.	20	4,8	200	23	5	26	15	3	23	370	103	66
Crotalaria júncea	25	7,6	250	20	3	24	14	3	7	281	60	14
Milho	46	6,3	460	11	2	28	4	2	10	120	110	25

*g.Kg⁻¹; **mg.Kg⁻¹

Fonte: Adaptado de IAC (2011)

1.4. Conclusões

Analisando as diferentes condições operacionais onde FBR-FP foi operado, a presença/ausência de sombreamento e fármacos no esgoto sanitário não interferiu significativamente na remoção da maioria dos parâmetros analisados remoção de macro e micro poluentes. A semelhança dos resultados com diferentes IL indica que o tratamento pode ser implementado em outras regiões do Brasil.

A redução do N-amoniaco foi semelhante nas diferentes CE se deu por processo de assimilação microalgal, nitrificação e volatilização de amônia. A atividade fotossintética promovida pelas microalgas elevou o valor de pH, bem como o OD e *clor-*a** em todas as CE. Além disso, a eficiência de nitrificação evidenciou uma boa adaptação e competição das BOAs e BONs.

A DQO_d e os compostos fosfatados obtiveram elevada depuração em TDH de 3 dias e, em seguida, a concentração no efluente se elevou até o dia 7 em função da matéria orgânica extracelular secretada de células vivas, a matéria orgânica retida na superfície dessorvida sob uma determinada condição e a matéria orgânica intracelular liberada das células mortas. Tal fato pode evidenciar que o tratamento poderia ter um TDH menor que 7 dias para manter uma maior eficiência global de tratamento.

O consumo de alcalinidade como fonte de C inorgânico foi rápido e elevado. Entretanto, a concentração de C no efluente foi escasso para o desenvolvimento das microalgas, principalmente a partir do dia 3 para todas as CE. Consequente, a PB foi afetada e o aumento da biomassa observada apenas em TDH de 3 dias, decaindo nos dias posteriores. A queda nos valores após 3 dias possivelmente pode implicar em uma fase estacionária e de morte.

Sobre a qualidade da biomassa microalgal, mesmo ocorrendo liberação de nutrientes presentes na biomassa ao meio de cultivo, a caracterização química da biomassa evidenciou que ela atendeu, no geral, aos requisitos exigidos pela norma vigente para fim agrícola.

Tanto para *E. coli* quanto para CT, a remoção foi significativa e sem diferença entre as todas as CE, mas em termos de fertirrigação, apenas a L2 gerou um efluente que atende os requisitos de algumas normas. Com os resultados do tratamento do esgoto sanitário e geração de biomassa, é possível afirmar que o uso do FBR-FP é uma alternativa promissora como pós-tratamento de reatores anaeróbios ou uso como tratamento terciário em ETEs de sistemas descentralizados.

Além disso, a biomassa gerada pode ser considerada uma opção ambiental e economicamente viável para ser utilizada como biofertilizante, contribuindo para uma produção

agrícola sustentável, equilíbrio dos ciclos biogeoquímicos e incorporação dos princípios da economia circular.

Para maior viabilidade deste tratamento em escala real, são necessários testes em regime semi-contínuo e contínuo para reduzir a escassez de nutrientes no meio, bem como testes com adição de CO₂ ou sais de bicarbonato como fonte de carbono inorgânico para o CMB.

Para otimização da depuração do esgoto sanitário e geração de biomassa, é recomendado o controle do aumento do valor de pH para reduzir a geração de AL e a volatilização da amônia. Também se sugere um processo de resfriamento do líquido para controle de temperatura durante o tratamento do esgoto sanitário no FBR-FP, pois o sombreamento de 50% não foi o suficiente para redução da temperatura máxima que ficou acima da faixa adequada para as microalgas.

1.5. Referências

- ABDEL-RAOUF, N.; AL-HOMAIDAN, A. A.; IBRAHEEM, I. B. M. M. Microalgae and wastewater treatment. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 19, n. 3, p. 257-275, 10 jun. 2012.
- ACURIO, L. P. et al. Antimicrobial potential of *Chlorella* algae isolated from stacked waters of the Andean Region of Ecuador. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 151, n. 1, p. 012040, 2018.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. **Atlas esgotos:** atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil. Brasília: ANA, 2020. 44 p.
- AGÜERA, A., PLAZA-BOLAÑOS, P., FERNANDEZ, F. A. **Removal of contaminants of emerging concern by microalgae-based wastewater treatments and related analytical techniques**, in: Current Developments in Biotechnology and Bioengineering, Elsevier, 2020, p. 503-525, 2020.
- AHMED, S. F. et al. Progress and challenges of contaminate removal from wastewater using microalgae biomass. **Chemosphere**, v. 286, p. 131656, 2022.
- AHN, C.-Y. et al. K:Fe Ratio as an Indicator of Cyanobacterial Bloom in a Eutrophic Lake - Journal of Microbiology and Biotechnology. **Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 14, n. 2, p. 290-296, 2004.
- AKIZUKI, S.; CUEVAS-RODRÍGUEZ, G.; TODA, T. Microalgal-nitrifying bacterial consortium for energy-saving ammonia removal from anaerobic digestate of slaughterhouse wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, v. 31, 2019.
- ALMOMANI, F. et al. Impact of CO₂ concentration and ambient conditions on microalgal growth and nutrient removal from wastewater by a photobioreactor. **The Science of the total environment**, v. 662, p. 662-671, 2019.
- 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.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Sewage**. 24. ed. LMC - Pharmabooks, 2022.

- AMMAR, E. E. et al. Algae as Bio-fertilizers: Between current situation and future prospective. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 29, n. 5, p. 3083, 2022.
- ANSA, E. D. O. et al. The role of algae in the removal of *Escherichia coli* in a tropical eutrophic lake. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 2, p. 317-324, 2011.
- APARICIO, S. et al. Assessing and modeling nitrite inhibition in microalgae-bacteria consortia for wastewater treatment by means of photo-respirometric and chlorophyll fluorescence techniques. **Science of The Total Environment**, v. 808, p. 152128, 2022.
- ARBIB, Z. et al. Photobiotreatment: influence of nitrogen and phosphorus ratio in wastewater on growth kinetics of *Scenedesmus obliquus*. **International Journal of Phytoremediation**, v. 15, n. 8, p. 774-788, 2013.
- ARIAS, D. M. et al. Cultivation and selection of cyanobacteria in a closed photobioreactor used for secondary effluent and digestate treatment. **Sci Total Environ.**, v. 587-588, p. 157-167, 2017.
- ARORA, K. et al. Valorization of Wastewater Resources Into Biofuel and Value-Added Products Using Microalgal System. **Frontiers in Energy Research**, v. 9, p. 119, 2021.
- ASSEMANY, P. P. et al. Algae/bacteria consortium in high rate ponds: Influence of solar radiation on the phytoplankton community. **Ecological Engineering**, n. 77, p. 154-162, 2015.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR nº 13.969**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. 1997, p. 60.
- ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS - ANDA. **Pesquisa Setorial**. Disponível em: <http://anda.org.br/pesquisa_setorial>. Acessado em: 30/03/2022.
- AZEEZ, R. A. Study on the effect of temperature on the treatment of industrial wastewater using *Chlorella vulgaris* alga. **Eng. Technol. J.**, v. 28, n. 4, 2010.
- BARONE, V. et al. Novel bioprocess for the cultivation of microalgae in hydroponic growing system of tomato plants. **J. Appl. Phycol.**, n. 31, p. 465-470, 2019.
- BRAGA, A. F. M. et al. Metal fractionation in sludge from sewage UASB treatment. **Journal of Environmental management**, v. 193, p. 98-107, 2017.
- BRASIL. **Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011**. Brasília, 2011.
- BRASIL. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília: Agência Nacional de Águas e Saneamento, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2017a.
- BRASIL. **Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos**. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2017b.
- BRASIL. **Instrução normativa Nº 61, de 8 de Julho de 2020**. Brasília, 2020.
- CARMICHAEL, W. W. **Assessment of blue-green algal toxins in raw and finished drinking water**. AWWA Research Foundation, 2000.
- CASTRO, J. S. et al. Microalgae biofilm in soil: greenhouse gas emissions, ammonia volatilization and plant growth. **Sci. Total Environ.**, n. 574, p. 1640-1648, 2017.
- CHENG, S. Y. et al. New Prospects for Modified Algae in Heavy Metal Adsorption. **Trends in Biotechnology**, v. 37, n. 11, p. 1255-1268, 2019.
- CHEVALIER, P. et al. Nitrogen and phosphorus removal by high latitude mat-forming cyanobacteria for potential use in tertiary wastewater treatment. **Journal of Applied Phycology**, v. 12, n. 2, p. 105-112, 2000.
- 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, n. 4, p. 761-766, 2014.
- LOPES, A. C. et al. Energy balance and life cycle assessment of a microalgae-based wastewater treatment plant: A focus on alternative biogas uses. **Bioresource Technology**, v. 270, p. 138-146, 2018.

- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Orientação para apresentação de projeto visando a aplicação de água de reuso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura**. São Paulo: CETESB, 2006.
- COPPENS, J. et al. The use of microalgae as a high-value organic slow-release fertilizer results in tomatoes with increased carotenoid and sugar levels. **Journal of Applied Phycology**, v. 28, n. 4, p. 2367-2377, 2015.
- DAS, P. et al. Microalgal nutrients recycling from the primary effluent of municipal wastewater and use of the produced biomass as bio-fertilizer. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, n. 7, p. 3355-3364, 2019.
- DHANKER, R. et al. The Emerging Trend of Bio-Engineering Approaches for Microbial Nanomaterial Synthesis and Its Applications. **Frontiers in Microbiology**, v. 12, p. 444, 2021.
- DIFUSA, A. et al. Effect of light intensity and pH condition on the growth, biomass and lipid content of microalgae *Scenedesmus* species. **Biofuels**, v. 6, n. 1-2, p. 37-44, 2015.
- DINESHKUMAR, R. et al. Microalgae as Bio-fertilizers for Rice Growth and Seed Yield Productivity. **Waste and Biomass Valorization**, v. 9, n. 5, p. 793-800, 2018.
- DINESHKUMAR, R. et al. The Impact of Using Microalgae as Biofertilizer in Maize (*Zea mays* L.). **Waste and Biomass Valorization**, v. 10, n. 5, p. 1101-1110, 2019.
- DUBREUIL, V. et al. Os tipos de climas anuais no Brasil : uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. **Confins**, n. 37, 2018.
- ESPÍNDOLA, E. L. G. et al. Spatial heterogeneity of the Tucuruí Reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 2, p. 179-194, 2000.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
- FALLAHI, A. et al. Interactions of microalgae-bacteria consortia for nutrient removal from wastewater: A review. **Chemosphere**, v. 272, 129878, 2021.
- FANG, F. e tal. Effects of different initial pH and irradiance levels on cyanobacterial colonies from Lake Taihu, China. **Journal of Applied Phycology**, v. 30, n. 3, p. 1777-1793, 2018.
- FERNANDES, T. V. et al. Closing Domestic Nutrient Cycles Using Microalgae. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 20, p. 12450-12456, 2015.
- FERNANDES, T. V. et al. Toward an Ecologically Optimized N:P Recovery from Wastewater by Microalgae. **Frontiers in Microbiology**, v. 8, p. 6, 2017.
- FOMINA, M., GADD, G. M. Biosorption: current perspectives on concept, definition and application. **Bioresour. Technol.**, v. 160, p. 3-14, 2014.
- GODINHO, L. R.; COMAS GONZÁLEZ, A. A.; BICUDO, C. E. M. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP: algas, 30: Chlorophyceae (família Scenedesmaceae). **Hoehnea**, v. 37, n. 3, p. 513-553, 2010.
- GONZÁLEZ-CAMEJO, J. et al. Wastewater Nutrient Removal in a Mixed Microalgae-bacteria Culture: Effect of Light and Temperature on the Microalgae-bacteria Competition. **Environmental Technology**, v. 39, n. 4, p. 1-44, 2018.
- GONZÁLEZ-CAMEJO, J. et al. Effect of light intensity, light duration and photoperiods in the performance of an outdoor photobioreactor for urban wastewater treatment. **Algal Research**, v. 40, p. 101511, 2019.
- GONZÁLEZ, A. C. **Las Chlorococcales dulciacuícolas de Cuba**. 99. ed. Berlim: Bibliotheca Phycologica, 1996.
- GOOGLE MAPS. **Tibiriça/SP**. 2022a.
- GOOGLE MAPS. **UNESP/Bauru/São Paulo**. 2022b.
- GOUVEIA, L. et al. Microalgae biomass production using wastewater: Treatment and costs: Scale-up considerations. **Algal Research**, v. 16, p. 167-176, 2016.
- GRESSLER, P. D. et al. Cultivation of *Desmodesmus subspicatus* in a tubular photobioreactor

- for bioremediation and microalgae oil production. **Environ Technol**, v. 35, n. 1-4, p. 209-219, 2014.
- GROBBELAAR, J. U. Factors governing algal growth in photobioreactors: the "open" versus "closed" debate. **J. Appl. Phycol.**, v. 21, p. 489-492, 2009.
- GUDIUKAITE, R. et al. Bioprocesses for the recovery of bioenergy and value-added products from wastewater: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 300, p. 113831, 2021.
- GUEDES, A. C. et al. Effects of temperature and pH on growth and antioxidant content of the microalga *Scenedesmus obliquus*. **Biotechnology Progress**, v. 27, n. 5, p. 1218-1224, 2011.
- GUENTZEL M. N. **Chapter 4: Escherichia, Klebsiella, Enterobacter, Serratia, Citrobacter, and Proteus**. In: Medical Microbiology. ed. 4. University of Texas Medical Branch at Galveston; 1996.
- HELBLING, D. E. et al. Micropollutant biotransformation kinetics associate with WWTP process parameters and microbial community characteristics. **Environ. Sci. Technol.**, v. 46, p. 10579-10588., 2012.
- HUANG, G. et al. Biodiesel production by microalgal biotechnology. **Applied Energy**, v. 87, n. 1, p. 38-46, 2010.
- HUPFAUF, B. et al. Cultivation of Microalgae in Municipal Wastewater and Conversion by Hydrothermal Carbonization: A Review. **ChemBioEng Reviews**, v. 3, n. 4, p. 186-200, 2016.
- HO, S. H. et al. Dynamic metabolic profiling of the marine microalga *Chlamydomonas* sp. JSC4 and enhancing its oil production by optimizing light intensity. **Biotechnology for Biofuels**, v. 8, n. 1, p. 1-17, 2015.
- IASIMONE, F. et al. Effect of light intensity and nutrients supply on microalgae cultivated in urban wastewater: Biomass production, lipids accumulation and settleability characteristics. **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 1078-1085, 2018.
- INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS - IAC. **Fertilizantes: Cálculo de Fórmulas Comerciais**. Campinas: IAC, 2011.
- INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS - IAC. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: IAC, 2022.
- INSTITUTO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS - IPMET/UNESP. **Estação verão**. Disponível em: <<https://www.ipmetradar.com.br/4estacoes>>. Acesso em: 5 jan. 2022.
- IRIBARNEGARAY, M. A. et al. Management challenges for a more decentralized treatment and reuse of domestic wastewater in metropolitan areas. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v. 8, n. 1, p. 113-122, 2018.
- JIMÉNEZ-BAMBAGUE E. M. et al. High-rate algal pond for removal of pharmaceutical compounds from urban domestic wastewater under tropical conditions. Case study: Santiago de Cali, Colombia. **Water Sci Technol.**, v. 82, n.6, p. 1031-1043, 2020.
- KÄLLQVIST, T.; SVENSON, A. Assessment of ammonia toxicity in tests with the microalga, *Nephroselmis pyriformis*, Chlorophyta. **Water research**, v. 37, n. 3, p. 477-484, 2003.
- KANG, D., et al. Removal of nutrients and pharmaceuticals and personal care products from wastewater using periphyton photobioreactors. **Bioresour. Technol.**, v. 248, p. 113-119, 2018.
- KAPP, H. **Schlammfaulung mit hohem Feststoffgehalt**. München: Kommissionsverlag Oldenbourg, 1984.
- KLIPHUIS, A. M. J. et al. Photosynthetic efficiency of *Chlorella sorokiniana* in a turbulently mixed short light-path photobioreactor. **Biotechnology Progress**, v. 26, n. 3, p. 687-696, 2010.
- KOMÁREK, J, AZEVEDO, M. T. P. *Geitlerinema unigranulatum*, a common tropical

- cyanoprokaryote from freshwater reservoirs in Brazil. **Algological Studies**, v. 99, p. 39-52, 2000.
- KOMÁREK, J.; FOTT, B. **Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. 7. Teil, 1. Hälfte. Chlorophyceae (Grünalgen Ordnung: Chlorococcales. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller).** 7. ed. 1983.
- LAU, P. S. et al. Effect of Metal Interference, pH and Temperature on Cu and Ni Biosorption by *Chlorella vulgaris* and *Chlorella Miniata*. **Environmental Technology**, v. 20, n. 9, p. 953-961, 2010.
- LEE, S. A. et al. Enhanced and Balanced Microalgal Wastewater Treatment (COD, N, and P) by Interval Inoculation of Activated Sludge. **J Microbiol Biotechnol.**, v. 29, n. 9, p. 1434-1443, 2019.
- LEHMUSKERO, A. et al. Light and photosynthetic microalgae: A review of cellular- and molecular-scale optical processes. **Progress in Oceanography**, v. 168, p. 43-56, 2018.
- LEITE, L. DE S.; HOFFMANN, M. T.; DANIEL, L. A. Microalgae cultivation for municipal and piggy wastewater treatment in Brazil. **Journal of Water Process Engineering**, v. 31, p. 100821, 2019.
- LI, G. et al. Nutrients removal and biomass production from anaerobic digested effluent by microalgae: A review. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 12, n. 5, p. 8-13, 2019.
- LIU, J. et al. Nutrient removal from horticultural wastewater by benthic filamentous algae *Klebsormidium* sp., *Stigeoclonium* spp. and their communities: From laboratory flask to outdoor Algal Turf Scrubber (ATS). **Water Research**, v. 92, p. 61-68, 2016.
- LÓPEZ-SÁNCHEZ, A. et al. Microalgae-based livestock wastewater treatment (MbWT) as a circular bioeconomy approach: Enhancement of biomass productivity, pollutant removal and high-value compound production. **Journal of Environmental Management**, v. 308, p. 114612, 2022.
- MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral das plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980.
- MANTOVANI, M. et al. Outdoor pilot-scale raceway as a microalgae-bacteria sidestream treatment in a WWTP. **Science of The Total Environment**, v. 710, p. 135583, 2020.
- MANTZOROU, A. et al. Microalgae: a potential tool for remediating aquatic environments from toxic metals. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 15, n. 8, p. 1815-1830, 2018.
- MARAZZI, F. et al. Outdoor pilot trial integrating a sidestream microalgae process for the treatment of centrate under non optimal climate conditions. **Algal Research**, v. 39, p. 101430, 2019.
- MARKOU, G.; DEPRAETERE, O.; MUYLAERT, K. Effect of ammonia on the photosynthetic activity of *Arthrospira* and *Chlorella*: A study on chlorophyll fluorescence and electron transport. **Algal Research**, v. 16, p. 449-457, 2016.
- MARKOU, G.; VANDAMME, D.; MUYLAERT, K. Ammonia inhibition on *Arthrospira platensis* in relation to the initial biomass density and pH. **Bioresource Technology**, v. 166, p. 259-265, 2014.
- MARYJOSEPH, S., KETHEESAN, B. Microalgae based wastewater treatment for the removal of emerging contaminants: a review of challenges and opportunities. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 2, 100046, 2020.
- MATAMOROS, V. et al. Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: a pilot scale study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 288, p. 34-42, 2015.

- MATHON, B. et al. Influence of water depth and season on the photodegradation of micropollutants in a free-water surface constructed wetland receiving treated wastewater. **Chemosphere**, v. 235, p. 260–270, 2019.
- MENG, F. et al. Effects of C/N ratio on pollution removal efficiency and cell proliferation during the bioconversion of wastewater by photosynthetic bacteria. **Desalination and Water Treatment**, v. 156, p. 68-77, 2019.
- MESECK, S.; ALIX, J., WIKFORS, G. Photoperiod and light intensity effects on growth and utilization of nutrients by the aquaculture feed microalga, *Tetraselmis chui* (PLY429), **Aquaculture**, v. 246, p. 393-404, 2005.
- MESSERLI, M. A. et al. Life at acidic pH imposes an increased energetic cost for a eukaryotic acidophile. **J Exp Biol**, v. 208 (Pt 13), p. 2569-2579, 2005.
- MIN, M. et al. Cultivating *Chlorella* sp. in a Pilot-Scale Photobioreactor Using Centrate Wastewater for Microalgae Biomass Production and Wastewater Nutrient Removal. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 165, n. 1, p. 123-137, 2011.
- MOGES, M. E.; HEISTAD, A.; HEIDORN, T. Nutrient Recovery from Anaerobically Treated Blackwater and Improving Its Effluent Quality through Microalgae Biomass Production. **Water**, v. 12, n. 2, p. 592, 2020.
- MONTEIRO, C. M.; CASTRO, P. M. L.; MALCATA, F. X. Metal uptake by microalgae: underlying mechanisms and practical applications. **Biotechnology progress**, v. 28, n. 2, p. 299-311, 2012.
- MUÑOZ, R.; GUIEYSSE, B. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review. **Water Research**, v. 40, n. 15, p. 2799-2815, 2006.
- MUJTABA, G., LEE, K. Treatment of real wastewater using co-culture of immobilized *Chlorella vulgaris* and suspended activated sludge. **Water Res.**, v. 120, p. 174-184, 2017.
- NAVEED, S. et al. Microalgal extracellular polymeric substances and their interactions with metal(loid)s: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 19, p. 1769-1802, 2019.
- NAYAK, M. et al. Strategic valorization of de-oiled microalgal biomass waste as biofertilizer for sustainable and improved agriculture of rice (*Oryza sativa* L.) crop. **Sci. Total Environ.**, n. 682, p. 475-484, 2019.
- NELSON, K. L. et al. Sunlight-mediated inactivation of health-relevant microorganisms in water: a review of mechanisms and modeling approaches. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 20, n. 8, p. 1089-1122, 2018.
- ODS BRASIL. **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável**. Disponível em: < <https://odsbrasil.gov.br/>>. Acesso em: 30/09/2022.
- OLIVEIRA, S. M. A.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país compreendendo diversas tecnologias: Parte 1 - análise de desempenho. **Eng. sanit. ambient.**, v. 10, n. 4, p. 347-357, 2005.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS - ONU. **World Population Prospects 2022: Summary of Results**. Nova York: ONU, 2022.
- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE - OMS. **Uso de Efluentes na Agricultura**. OMS, 2006.
- PADDOCK, M. Microalgae Wastewater Treatment: A Brief History. **Preprints**, v. 1, p. 1-25, 2019.
- PEREIRA, M. V. et al. 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.
- PEREZ-GARCIA, O. et al. Heterotrophic cultures of microalgae: Metabolism and potential products. **Water Research**, v. 45, n. 1, p. 11-36, 2011.
- PHAM, L. A. et al. 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.
- PHILIP, P. et al. Parallel substrate supply and pH stabilization for optimal screening of *E. coli* with the membrane-based fed-batch shake flask. **Microbial Cell Factories**, v. 17, n. 69, p. 1-17, 2018.
- PICK, F. R.; LEAN, D. R. S. The role of macronutrients (C, N, P) in controlling cyanobacterial dominance in temperate lakes. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 21, n. 3, p. 425-434, 1987.
- POSADAS, E. Microalgae-based agro-industrial wastewater treatment: a preliminar screening of biodegradability. **J. Appl. Phycol.**, v. 26, n. 6, p. 2335-2345, 2014
- PRIYADARSHINI, E.; PRIYADARSHINI, S. S.; PRADHAN, N. Heavy metal resistance in algae and its application for metal nanoparticle synthesis. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 103, n. 8, p. 3297-3316, 2019.
- PROGRAMA DE PESQUISA DE SANEAMENTO BÁSICO - PROSAB. **Reúso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim**. Rio de Janeiro: ABES, 2006.
- QIAN, J. et al. pH treatments in continuous cultivation to maximize microalgal production and nutrient removal from anaerobic digestion effluent of aquatic macrophytes. **Journal of Applied Phycology**, v. 32, n. 5, p. 3349-3362, 2020.
- QIAO, S. et al. Partial nitrification of raw anaerobic sludge digester liquor by swim-bed and swim-bed activated sludge processes and comparison of their sludge characteristics. **Journal of bioscience and bioengineering**, v. 106, n. 5, p. 433-441, 2008.
- QIN, L. et al. Microalgae consortia cultivation in dairy wastewater to improve the potential of nutrient removal and biodiesel feedstock production. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 9, p. 8379-8387, 2016.
- RAFIEE, P. et al. Characterization of Soluble Algal Products (SAPs) after electrocoagulation of a mixed algal culture. **Biotechnology Reports**, v. 25, e00433, 2020.
- RAMARAJ, R., TSAI, D. D. W., CHEN, P. H. Carbon dioxide fixation of freshwater microalgae growth on natural water medium. **Ecol. Eng.**, v. 75, p. 86-92, 2015.
- RAUSCH, C.; BUCHER, M. Molecular mechanisms of phosphate transport in plants. **Planta**, v. 216, n. 1, p. 23-37, 2002.
- RAZZAK, S. A. et al. Biological CO₂ fixation with production of microalgae in wastewater - A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, p. 379-390, 2017.
- RENUKA, N. et al. Exploring the efficacy of wastewater-grown microalgal biomass as a biofertilizer for wheat. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, n. 23, p. 6608-6620, 2016.
- ROCHA, B. P.; GIACHETI, H. L. Ensaio DMT na caracterização e estimativa do recalque de fundações superficiais em um perfil de solo tropical arenoso. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA**, 18, 2016, Belo Horizonte. Anais eletrônicos XVIII COBRAMSEG. Belo Horizonte: ABMS, p. 1-9. 2016.
- RODRIGUES, L. L.; SANT'ANNA, C. L.; TUCCI, A. Chlorophyceae das represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 33, n. 2, p. 247-264, 2010.
- RUAS, G. et al. Evaluation of domestic wastewater treatment using microalgal-bacterial processes: effect of CO₂ addition on pathogen removal. **Journal of Applied Phycology**, v. 30, n. 2, p. 921-929, 2018.
- SAADAUI, R. et al. Assessment of the algae-based biofertilizer influence on date palm (*Phoenix dactylifera* L.) cultivation. **J. Appl. Phycol.**, n. 31, p. 457-463, 2019.
- SAKAI, N. et al. *Chlorella* strains from hot springs tolerant to high temperature and high CO₂. **Energ Convers Manage**, v. 16, p. 693-696, 1995.
- SAKARIKA, M.; KORNAROS, M. Effect of pH on growth and lipid accumulation kinetics of

- the microalga *Chlorella vulgaris* grown heterotrophically under sulfur limitation. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 694-701, 2016.
- SAKARIKA, M. et al. **Microalgae-based remediation of wastewaters**, in: Microalgae Cultivation for Biofuels Production. Academic Press, p. 317-335, 2020.
- SAMORÌ, G. et al. Growth and nitrogen removal capacity of *Desmodesmus communis* and of a natural micro-algae consortium in a batch culture system in view of urban wastewater treatment: Part I, **Water Res.**, v. 47, p. 791-801, 2013.
- SANT'ANNA, C. **Chlorococcales (chlorophyceae) do estado de São Paulo, Brasil**. São Paulo: Instituto de Botânica, 1984.
- SANT'ANNA, C. L. et al. Planktic Cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chroococcales. **Brazilian Journal of Botany**, v. 27, n. 2, p. 213-227, 2004.
- SANZ-LUQUE, E. et al. Understanding nitrate assimilation and its regulation in microalgae. **Frontiers in Plant Science**, v. 6, p. 899, 2015.
- SÃO PAULO. **Resolução Conjunta SES/SIMA - nº 1, de 13/02/2020**. São Paulo, 2020.
- SILAMBARASAN, S. et al. Removal of nutrients from domestic wastewater by microalgae coupled to lipid augmentation for biodiesel production and influence of deoiled algal biomass as biofertilizer for *Solanum lycopersicum* cultivation. **Chemosphere**, v. 268, p. 129323, 2021.
- SILVA, D. F. S. et al. Separation of microalgae cultivated in anaerobically digested black water using *Moringa Oleifera* Lam seeds as coagulant. **Journal of Water Process Engineering**, v. 39, p. 101738, 2021.
- SILVA, G. H. R. et al. Feasibility of closing nutrient cycles from black water by microalgae-based technology. **Algal Research**, v. 44, p. 101715, 2019.
- SIPLER, R. E.; BRONK, D. A. Dynamics of Dissolved Organic Nitrogen. **Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter**, n. 2, p. 127-232, 2015.
- SLOMPO, N. D. M. et al. Nutrient and pathogen removal from anaerobically treated black water by microalgae. **Journal of Environmental Management**, v. 268, p. 110693, 2020.
- SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DE SOLO. **Manual de Adubação e de Calagem Para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência de Solo, 2004.
- SU, Y. Revisiting carbon, nitrogen, and phosphorus metabolisms in microalgae for wastewater treatment. **Science of The Total Environment**, v. 762, p. 144590, 2021.
- SUPRAJA, K. V. et al. Performance evaluation of hydroponic system for co-cultivation of microalgae and tomato plant. **J. Clean. Prod.**, n. 272, p. 122823, 2020.
- TEIXEIRA, M. S. et al. Tannin-based coagulant for harvesting microalgae cultivated in wastewater: Efficiency, floc morphology and products characterization. **Science of The Total Environment**, v. 807, p. 150776, 2022.
- TELL, G.; CONFORTI, V. **Euglenophyta pigmentadas de la Argentina**. 75. ed. Bibliotheca Phycologica, 1986.
- THOMAS, P. K. et al. A natural algal polyculture outperforms an assembled polyculture in wastewater-based open pond biofuel production. **Algal Research**, v. 40, p. 101488, 2019.
- TRIPATHI, S.; POLURI, K. M. Heavy metal detoxification mechanisms by microalgae: Insights from transcriptomics analysis. **Environmental Pollution**, v. 285, p. 117443, 2021.
- UNITED STATES - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Guidelines for water reuse**. Washington, D.C.: U.S. Agency for International Development, 2012.
- VADIVELU, V. M. et al. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture. **Water Research**, v. 41, n. 4, p. 826-834, 2007.
- VAN DER VEEN, A.; FERMOSE, F. G.; LENS, P. N. L. Bonding Form Analysis of Metals and Sulfur Fractionation in Methanol-Grown Anaerobic Granular Sludge. **Engineering in Life Sciences**, v. 7, n. 5, p. 480-489, 2007.

- VELOSO, V. et al. Lipid production by *Phaeodactylum tricornutum*. **Bioresource Technology**, v. 38, n. 2-3, p. 115-119, 1991.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, v. 1, 2014.
- XIE, B. et al. *Chlamydomonas reinhardtii* thermal tolerance enhancement mediated by a mutualistic interaction with vitamin B12-producing bacteria. **ISME J.**, v. 7, n. 8, p. 1544-1555, 2013.
- WANG, C. et al. Effect of pH on growth and lipid content of *Chlorella vulgaris* cultured in biogas slurry. **Chinese Journal of Biotechnology**, n. 26, v. 8, p. 1074-1079, 2010.
- WANG, M. et al. Electrochemical oxidation of the poultry manure anaerobic digested effluents for enhancing pollutants removal by *Chlorella vulgaris*. **Environmental technology**, v. 37, n. 12, p. 1451-1460, 2016.
- WOERTZ, I. et al. Algae Grown on Dairy and Municipal Wastewater for Simultaneous Nutrient Removal and Lipid Production for Biofuel Feedstock. **Journal of Environmental Engineering**, v. 135, n. 11, p. 1115-1122, 2009.
- WOOD, A. M., EVERROAD, R. C., WINGARD, L. M. **Measuring growth rates in microalgal cultures**. in: Andersen, R.A. (ed.) *Algal culturing techniques*. Elsevier Oxford. p. 269-285, 2005.
- XIN, L. et al. Growth and nutrient removal properties of a freshwater microalga *Scenedesmus* sp. LX1 under different kinds of nitrogen sources. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 4, p. 379-381, 2010.
- XU, K. et al. Effects of multi-temperature regimes on cultivation of microalgae in municipal wastewater to simultaneously remove nutrients and produce biomass. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 103, n. 19, p. 8255-8265, 2019.
- YANG, C. F.; DING, Z. Y.; ZHANG, K. C. Growth of *Chlorella pyrenoidosa* in wastewater from cassava ethanol fermentation. **World J Microbiol Biotechnol**, v. 24, n. 12, p. 2919-2925, 2008.
- YANG, H.; HE, Q.; HU, C. Feasibility of biodiesel production and CO₂ emission reduction by *Monoraphidium dybowskii* LB50 under semi-continuous culture with open raceway ponds in the desert area. **Biotechnology for Biofuels**, v. 11, n. 82, p. 1-14, 2018.
- YANG, Y.; GAO, K. Effects of CO₂ concentrations on the freshwater microalgae, *Chlamydomonas reinhardtii*, *Chlorella pyrenoidosa* and *Scenedesmus obliquus* (Chlorophyta). **Journal of Applied Phycology**, v. 15, n. 5, p. 379-389, 2003.
- YEO, U. HYEON et al. Identification of the key structural parameters for the design of a large-scale PBR. **Biosystems Engineering**, v. 171, p. 165-178, 2018.
- YI, T. et al. Role of particle size and ammonium oxidation in removal of 17 α -ethinyl estradiol in bioreactors. **J. Environ. Eng.**, v. 132, n. 11, p. 1527-1529, 2006.
- YU, H. et al. Nutrient removal and microalgal biomass production from different anaerobic digestion effluents with *Chlorella* species. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1-13, 2019.
- ZERAATKAR, A. K. et al. Potential use of algae for heavy metal bioremediation, a critical review. **Journal of Environmental Management**, v. 181, p. 817-831, 2016.
- ZHAO, X. et al. Characterization of microalgae-bacteria consortium cultured in landfill leachate for carbon fixation and lipid production. **Bioresour. Technol.**, v. 156, p. 322-328, 2014.
- ZHOU, G. J. et al. Simultaneous removal of inorganic and organic compounds in wastewater by freshwater green microalgae. **Environ. Sci. J. Integr. Environ. Res.: Processes & Impacts**, v. 16, n. 8, p. 2018-2027, 2014.
- ZIMMO, O. R.; VAN DER STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J. Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilisation ponds. **Water research**, v. 38, n. 4, p. 913-920, 2004.

- ZOU, G. et al. Cultivation of *Chlorella vulgaris* in a Light-Receiving-Plate (LRP)-Enhanced Raceway Pond for Ammonium and Phosphorus Removal from Pretreated Pig Urine. **Energies**, v. 13, n. 7, p. 1644, 2020.
- ZUCCARO, G. et al. Microalgae Cultivation Systems. **Microalgae Cultivation for Biofuels Production**, p. 11-29, 2020.

Apêndice 1-a: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na S1

	Luz	Temp amb	Chuva	Tempo Luz	pH	Temp	OD	DQO	Alc	AOV	NT	Norg	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Fosfato	PT	N:P	C:N	SST	DC	Clor-a	DO682	PB	μ DO	μ DC	E. Coli	CT	F _{CO2}	Al	Ba	Ca	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Pb	Zn	C
Luz	1.00	-0.33	0.26	0.96	0.21	0.46	0.78	-0.70	-0.86	-0.56	-0.42	-0.25	-0.85	0.63	0.66	-0.84	0.60	0.62	-0.18	0.30	0.20	0.67	0.55	0.56	0.70	0.47	-0.84	-0.94	0.58	0.37	0.62	0.50	0.42	0.25	0.38	0.41	0.51	0.38	0.64	0.40
Temp amb	-0.33	1.00	-0.51	-0.48	0.37	0.13	-0.28	-0.03	0.23	0.51	0.50	0.36	0.45	0.09	-0.34	0.41	0.09	0.04	-0.25	0.07	0.14	-0.47	-0.21	0.14	-0.15	-0.43	0.58	0.64	0.06	0.21	0.25	0.35	0.35		0.30	0.32	0.46	-0.27	0.33	-0.04
Chuva	0.26	-0.51	1.00	0.30	-0.27	-0.29	0.18	-0.19	-0.35	-0.29	-0.13	-0.21	-0.34	0.18	0.49	-0.07	-0.08	-0.03	-0.17	0.05	0.34	0.43	0.22	-0.05	0.12	-0.09	-0.21	-0.30	-0.10	-0.10	0.08	-0.07	-0.29	0.48	-0.13	-0.08	-0.05	0.63	0.11	0.48
Tempo Luz	0.96	-0.48	0.30	1.00	0.15	0.33	0.79	-0.65	-0.86	-0.66	-0.48	-0.33	-0.88	0.57	0.70	-0.86	-0.58	0.58	-0.12	0.18	0.13	0.69	0.51	0.45	0.63	0.46	-0.85	-0.95	0.50	-0.42	-0.13	0.68	-0.54	0.49	-0.35	0.66	0.64	0.93	0.12	0.94
pH	0.21	0.37	-0.27	0.15	1.00	-0.20	0.13	-0.44	-0.28		0.09	0.21	-0.17	0.24	0.19	-0.31	-0.71	0.45	-0.41	-0.09	0.52	-0.21	-0.03	0.13	-0.04	-0.28	-0.28	-0.27	0.07	-0.31	-0.11	0.85	-0.19	-0.10	-0.21	0.85	0.78	0.24	0.05	0.46
Temp	0.46	0.13	-0.29	0.33	-0.20	1.00	0.27	-0.27	-0.28	-0.12	-0.12	0.10	-0.25	0.20	0.06	-0.33	0.08	0.29	0.06	0.30	-0.23	0.29	0.26	0.57	0.59	0.49	-0.30	-0.29	0.57	0.76	0.55	-0.01	0.85	0.13	0.77	-0.13	0.07	-0.20	0.56	-0.31
OD	0.78	-0.28	0.18	0.79	0.13	0.27	1.00	-0.43	-0.66	-0.47	-0.43	-0.24	-0.68	0.40	0.45	-0.74	-0.48	0.53	0.06	0.35	0.04	0.75	0.58	0.33	0.56	0.42	-0.75	-0.83	0.44	0.35	-0.15	-0.66	0.31	0.05	0.35	-0.67	-0.54	-0.51	-0.12	-0.68
DQO	-0.70	-0.03	-0.19	-0.65	-0.44	-0.27	-0.43	1.00	0.59	0.38		-0.15	0.49	-0.51	-0.52	0.44	0.53	-0.42	0.68	-0.08	-0.43	-0.27	-0.12	-0.52	-0.38	-0.08	0.63	0.62	-0.35	0.19	-0.10	-0.95	0.17	-0.38	0.07	-0.90	-0.95	-0.68	-0.36	-0.82
Alc	-0.86	0.23	-0.35	-0.86	0.28	-0.28	-0.66	0.59	1.00	0.48	0.20	0.20	0.77	-0.73	-0.78	0.72	0.65	-0.69	0.23	-0.14	-0.38	0.61	-0.65	-0.33	-0.58	-0.06	0.87	0.96	-0.43	0.45	-0.04	-0.77	0.51	-0.39	0.38	-0.77	-0.76	-0.79	-0.20	-0.97
AOV	-0.56	0.51	-0.29	-0.66		-0.12	-0.47	0.38	0.48	1.00	0.29	0.14	0.58	-0.27	-0.57	0.63	0.42	-0.43	0.04	0.23	-0.05	-0.52	-0.03	-0.05	-0.20	-0.40	0.71	0.73	-0.05	-0.34	-0.73	-0.09	-0.32	-0.45	-0.34	-0.03	-0.26	-0.20	-0.66	-0.34
NT	-0.42	0.50	-0.13	-0.48	0.09	-0.12	-0.43		0.20	0.29	1.00	0.63	0.68	0.13	-0.09	0.61	0.13	0.09	-0.65	-0.23	0.28	-0.53	-0.27	-0.21	-0.30	-0.65	0.19	0.37	-0.32	-0.75	-0.12	0.60	-0.64	-0.36	-0.72	0.70	0.51	0.09	-0.22	0.54
Norg	-0.25	0.36	-0.21	-0.33	0.21	0.10	-0.24	-0.15	0.20	0.14	0.63	1.00	0.37	0.10	-0.31	0.36	0.16	0.08	-0.45	-0.33	-0.06	-0.44	-0.39	-0.11	-0.14	-0.34	0.12	0.22	-0.19	-0.35	0.14	0.62	-0.12	-0.58	-0.33	0.68	0.52	-0.24	-0.02	0.20
NH ₄	-0.85	0.45	-0.34	-0.88	-0.17	-0.25	-0.68	0.49	0.77	0.58	0.68	0.37	1.00	-0.54	-0.63	0.78	0.46	-0.33	-0.11	-0.14	-0.10	-0.70	-0.51	-0.37	-0.56	-0.45	0.63	0.81	-0.44	-0.37	0.06	-0.17	-0.31	-0.43	-0.43	-0.07	-0.20	-0.35	-0.24	-0.05
NO ₂	0.63	0.09	0.18	0.57	0.24	0.20	0.40	-0.51	-0.73	-0.27	0.13	0.10	-0.54	1.00	0.45	-0.32	-0.37	0.43	-0.41	0.24	0.30	0.33	0.54	0.45	0.57	-0.02	-0.63	-0.71	0.49	-0.63	-0.24	0.41	-0.43	-0.71	0.61	0.52	0.30	-0.42	-0.39	0.05
NO ₃	0.66	-0.34	0.49	0.70	0.19	0.06	0.45	-0.52	-0.78	-0.57	-0.09	-0.31	-0.63	0.45	1.00	-0.50	0.53	0.48	-0.37	-0.16	0.54	0.49	0.34	0.06	0.21	-0.03	-0.62	-0.70	0.02	-0.43	-0.14	0.44	-0.58	0.50	-0.38	0.45	0.44	0.83	0.05	0.83
Fosfato	-0.84	-0.41	-0.07	-0.86	-0.31	-0.33	-0.74	0.44	0.72	0.63	0.61	0.36	0.78	-0.32	-0.50	1.00	0.70	-0.69	-0.14	-0.20	-0.05	0.61	-0.44	-0.39	-0.55	-0.55	0.85	0.91	-0.50	-0.85	-0.47	0.70	-0.81	-0.19	-0.78	0.79	0.58	0.33	-0.37	0.62
PT	-0.60	0.09	-0.08	-0.58	-0.71	0.08	-0.48	0.53	0.65	0.42	0.13	0.16	0.46	-0.37	-0.53	0.70	1.00	-0.68	0.28	-0.05	-0.64	-0.34	-0.33	-0.15	-0.22	-0.01	0.75	0.72	-0.16	-0.52	-0.69	-0.50	-0.45	-0.81	-0.58	-0.36	-0.64	-0.73	-0.89	-0.64
N:P	0.62	0.04	-0.03	0.58	0.45	0.29	0.53	-0.42	-0.69	-0.43	0.09	0.08	-0.33	0.43	0.48	-0.69	-0.68	1.00	-0.28	0.04	0.19	0.19	0.24	0.26	0.37	0.04	-0.83	-0.79	0.31	0.26	0.65	-0.23	0.37	-0.25	0.19	-0.22	-0.17	-0.43	0.30	-0.20
C:N	-0.18	-0.25	-0.17	-0.12	-0.41	0.06	0.06	0.68	0.23	0.04	-0.65	-0.45	-0.11	-0.41	-0.37	-0.14	0.28	-0.28	1.00	0.09	-0.56	0.24	0.12	-0.23	-0.02	0.41	0.11	-0.01	0.01	0.77	0.23	-0.77	0.76	0.07	0.72	-0.84	-0.67	-0.51	0.17	-0.82
SST	0.30	0.07	0.05	0.18	-0.09	0.30	0.35	-0.08	-0.14	0.23	-0.23	-0.33	-0.14	0.24	-0.16	-0.20	-0.05	0.04	0.09	1.00	0.04	0.33	0.68	0.73	0.65	0.30	0.09	0.07	0.77	0.29	-0.33	-0.94	0.22	-0.19	0.21	-0.92	-0.94	-0.54	-0.40	-0.87
DC	0.20	0.14	0.34	0.13	0.52	-0.23	0.04	-0.43	-0.38	-0.05	0.28	-0.06	0.10	0.30	0.54	-0.05	0.64	0.19	-0.56	0.04	1.00	0.17	0.26	0.04		-0.40	-0.30	-0.26	-0.10	-0.23	-0.05	0.60	-0.38	0.69	-0.15	0.55	0.62	0.96	0.25	0.89
Clor-a	0.67	-0.47	0.43	0.69	0.21	0.29	0.75	-0.27	-0.61	-0.52	-0.53	-0.44	-0.70	0.33	0.49	-0.61	-0.34	0.19	0.24	0.33	0.17	1.00	0.68	0.27	0.62	0.52	-0.68	-0.77	0.36	0.58	0.19	-0.39	0.41	0.74	0.61	-0.49	-0.19	0.20	0.39	-0.11
DO682	0.55	-0.21	0.22	0.51	-0.03	0.26	0.58	-0.12	-0.65	-0.03	-0.27	-0.39	-0.51	0.54	0.34	-0.44	-0.33	0.24	0.12	0.68	0.26	0.68	1.00	0.43	0.71	0.15	-0.58	-0.66	0.62	-0.01	-0.65	-0.78	-0.11	-0.18	-0.06	-0.74	-0.82	-0.37	-0.62	-0.70
PB	0.56	0.14	-0.05	0.45	0.13	0.57	0.33	-0.52	-0.33	-0.05	-0.21	-0.11	-0.37	0.45	0.06	-0.39	-0.15	0.26	-0.23	0.73	0.04	0.27	0.43	1.00	0.82	0.46	-0.45	-0.50	0.93	0.19	-0.34	-0.76	0.24	-0.51	0.13	-0.73	-0.80	-0.82	-0.47	-0.97
μ DO	0.70	-0.15	0.12	0.63	-0.04	0.59	0.56	-0.38	-0.58	-0.20	-0.30	-0.14	-0.56	0.57	0.21	-0.55	-0.22	0.37	-0.02	0.65		0.62	0.71	0.82	1.00	0.52	-0.74	-0.82	0.87	0.24	-0.09	-0.82	0.32	-0.54	0.16	-0.77	-0.81	-0.93	-0.34	-0.96
μ DC	0.47	-0.43	-0.09	0.46	-0.28	0.49	0.42	-0.08	-0.06	-0.40	-0.65	-0.34	-0.45	-0.02	-0.03	-0.55	-0.01	0.04	0.41	0.30	-0.40	0.52	0.15	0.46	0.52	1.00	-0.53	-0.60	0.45	0.85	0.55	-0.70	0.86	0.11	0.79	-0.78	-0.55	-0.50	0.40	-0.69
E. Coli	-0.84	0.58	-0.21	-0.85	-0.28	-0.30	-0.75	0.63	0.87	0.71	0.19	0.12	0.63	-0.63	-0.62	0.85	0.75	-0.83	0.11	0.09	-0.30	-0.68	-0.58	-0.45	-0.74	-0.53	1.00	0.96	-0.45	-0.19	0.04	0.43	-0.19	-0.01	-0.20	0.43	0.31	0.48	0.05	0.46
CT	-0.94	0.64	-0.30	-0.95	-0.27	-0.29	-0.83	0.62	0.96	0.73	0.37	0.22	0.81	-0.71	-0.70	0.91	0.72	-0.79	-0.01	0.07	-0.26	-0.77	-0.66	-0.50	-0.82	-0.60	0.96	1.00	-0.50	0.02	-0.10	0.29	-0.11	0.45	0.05	0.23	0.24	0.74	0.13	0.46
F _{CO2}	0.58	0.06	-0.10	0.50	0.07	0.57	0.44	-0.35	-0.43	-0.05	-0.32	-0.19	-0.44	0.49	0.02	-0.50	-0.16	0.31	0.01	0.77	-0.10	0.36	0.62	0.93	0.87	0.45	-0.45	-0.50	1.00	0.19	-0.34	-0.76	0.24	0.51	0.13	-0.73	-0.80	-0.82	-0.47	-0.97
Al	0.37	0.21	-0.10	-0.42	-0.31	0.76	0.35	0.19	0.45	-0.34	-0.75	-0.35	-0.37	-0.63	-0.43	-0.85	0.52	0.26	0.77	0.29	-0.23	0.58	-0.01	0.19	0.24	0.85	-0.19	0.02	0.19	1.00	0.73	-0.33	0.97	0.53	0.99	-0.48	-0.14	-0.07	0.75	-0.31
Ba	0.62	0.25	0.08	-0.13	-0.11	0.55	-0.15	-0.10	-0.04	-0.73	-0.12	0.14	0.06	-0.24	-0.14	-0.47	-0.69	0.65	0.23	-0.33	-0.05	0.19	-0.65	-0.34	-0.09	0.55	0.04	-0.10	-0.34	0.73	0.10	0.14	0.77	0.42	0.73	0.02	0.31	0.08	0.91	0.16
Ca	0.50	0.35	-0.07	0.68	0.85	-0.01	-0.66	-0.95	-0.77	-0.09	0.60	0.62	-0.17	0.41	0.44	0.70	-0.50	-0.23	-0.77	-0.94	0.60	-0.39	-0.78	-0.76	-0.82	0.70	0.43	0.29	-0.76	-0.33	1.00	-0.26	0.16	-0.24	0.99	0.97	0.56	0.29	0.83	
Cr	0.42	0.35	-0.29	-0.54	-0.19	0.85	0.31	0.17</																																

Apêndice 1-b: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na S2

	Luz	Temp amb	Chuva	Tempo Luz	pH	Temp	OD	DQO	Alc	AOV	NT	Norg	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Fosfato	PT	N:P	C:N	SST	DC	Clor-a	DO682	PB	μ DO	μ DC	E. Coli	CT	F _{CO2}	Al	Ba	Ca	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Pb	Zn	C
Luz	1.00	-0.85	0.37	0.95	0.10	0.45	0.56	-0.72	-0.80	-0.76	-0.43	0.12	-0.86	0.53	0.27	-0.50	-0.52	0.22	-0.33	0.28	0.16	0.68	0.72	0.38	0.66	0.72	-0.82	-0.82	0.37	-0.38	0.21	0.24	0.22	-0.84	-0.19	0.83	-0.35	0.19	-0.41	-0.14
Temp amb	-0.85	1.00	-0.28	-0.79	0.12	-0.60	-0.44	0.47	0.66	0.61	0.43	-0.07	0.74	-0.51	-0.15	0.57	0.40	-0.23	0.07	-0.28	-0.05	-0.44	-0.62	-0.51	-0.66	-0.63	0.71	0.64	-0.47	-0.03	-0.38	-0.16	-0.44	0.53	-0.18	-0.55	0.21	-0.43	0.10	0.43
Chuva	0.37	-0.28	1.00	0.32	0.28	-0.04	0.40	-0.22	-0.46	-0.35	-0.08	-0.17	-0.35	-0.19	0.64	-0.23	-0.33	0.10	-0.22	0.21	0.52	0.34	0.39		0.05	-0.10	-0.43	-0.47	0.03	-0.71	-0.66	0.46	-0.55	-0.28	-0.80	0.82	-0.79	0.27	-0.83	0.65
Tempo Luz	0.95	-0.79	0.32	1.00	0.06	0.30	0.67	-0.81	-0.90	0.79	-0.33	0.18	-0.91	0.56	0.42	-0.58	-0.57	0.37	-0.44	0.35	0.31	0.74	0.82	0.40	0.71	0.63	-0.84	-0.86	0.44	-0.28	-0.87	0.07	-0.83	0.64	-0.56	-0.16	-0.41	-0.01	-0.34	0.83
pH	-0.10	0.12	0.28	-0.06	1.00	-0.61	0.36	0.09	-0.12	-0.08	0.62	0.32	0.11	-0.06	0.38	-0.12	-0.54	0.44	-0.22	0.26	0.75	0.30	0.10	0.15	0.15	-0.34	-0.30	-0.19	0.16	-0.45	-0.91	0.33	-0.78	0.33	-0.71	0.42	-0.86	0.43	-0.68	0.80
Temp	0.45	-0.60	-0.04	0.30	-0.61	1.00		-0.04	-0.06	-0.14	-0.56		-0.38	0.23	-0.28	0.04	0.35	-0.38	0.35	-0.14	-0.58	-0.05	0.03	0.21	0.25	0.65	0.14	0.12	0.10		0.58	0.02	0.57	-0.72	0.24	0.52	-0.02	0.18	-0.03	-0.62
OD	0.56	-0.44	0.40	0.67	0.36		1.00	-0.45	-0.71	0.55	0.14	0.41	-0.71	0.26	0.71	-0.18	0.50	0.31	-0.31	0.44	0.68	0.65	0.68	0.36	0.57	0.26	-0.59	-0.57	0.47	0.02	-0.71	0.50	-0.45	0.66	-0.30	0.07	-0.51	0.70	-0.28	0.69
DQO	-0.72	0.47	-0.22	-0.81	0.09	-0.04	-0.45	1.00	0.74	0.61	0.03	-0.25	0.64	-0.57	-0.34	0.44	0.39	-0.43	0.82	-0.31	-0.25	-0.66	-0.62	-0.31	-0.58	-0.37	0.66	0.68	-0.32	0.21	0.05	-0.02	0.09	0.08	0.18	0.08	-0.28	0.43	0.03	-0.11
Alc	-0.80	0.66	-0.46	-0.90	-0.12	-0.06	-0.71	0.74	1.00	0.67	0.14	-0.25	0.92	-0.55	-0.60	0.71	0.62	-0.59	0.49	-0.29	-0.54	-0.75	-0.83	-0.26	-0.58	-0.28	0.84	0.88	-0.34	0.54	0.99	-0.25	0.88	-0.39	0.81	-0.36	0.78	-0.24	0.72	-0.80
AOV	-0.76	0.61	-0.35	-0.79	-0.08	-0.14	-0.55	0.61	0.67	1.00	0.47	0.20	0.67	-0.11	-0.45	0.46	0.60	-0.16	0.25	-0.24	-0.37	-0.54	-0.65	-0.25	-0.49	-0.60	0.86	0.79	-0.34	0.45	0.96	0.23	0.88	-0.43	0.73	-0.20	0.72	-0.19	0.59	-0.93
NT	-0.43	0.43	-0.08	-0.33	0.62	-0.56	0.14	0.03	0.14	0.47	1.00	0.63	0.34	0.12	0.18	0.18	0.07	0.40	-0.45	0.23	0.43	0.11	-0.15	0.17	0.08	-0.60	0.56	0.61	0.15	-0.30	-0.83	0.06	-0.74	0.64	-0.56	0.01	-0.45	0.11	-0.44	0.53
Norg	0.12	-0.07	-0.17	0.18	0.32		0.41	-0.25	-0.25	0.20	0.63	1.00	-0.27	0.67	0.02	-0.05	-0.10	0.51	-0.34	0.15	0.20	0.35	0.06	0.29	0.43	-0.04	0.42	0.39	0.19	0.20	0.78	0.43	0.61	-0.57	0.49	0.09	0.25	-0.17	0.27	-0.82
NH ₄	-0.86	0.74	-0.35	-0.91	0.11	-0.38	-0.71	0.64	0.92	0.67	0.34	-0.27	1.00	-0.55	-0.46	0.53	0.46	-0.34	0.26	-0.20	-0.31	-0.68	-0.78	-0.26	-0.61	-0.50	0.68	0.74	-0.31	0.18	0.08	0.22	0.12	0.11	0.14	-0.42	0.51	-0.23	0.35	0.23
NO ₂	0.53	-0.51	-0.19	0.56	-0.06	0.23	0.26	-0.57	-0.55	-0.11	0.12	0.67	-0.55	1.00	-0.19	-0.45	-0.24	0.58	-0.41	0.11	-0.08	0.38	0.33	0.35	0.57	0.33	-0.40	-0.37	0.24	0.41	0.97	-0.40	0.82	-0.46	0.71	-0.27	0.73	-0.37	0.60	-0.92
NO ₃	-0.27	-0.15	0.64	0.42	0.38	-0.28	0.71	-0.34	-0.60	-0.45	0.18	-0.02	0.46	-0.19	1.00	-0.22	-0.34	0.23	-0.41	0.39	0.85	0.60	0.68	0.14	0.29	-0.20	-0.44	-0.50	0.33	-0.38	-0.96	0.27	-0.82	0.57	-0.68	0.18	-0.65	0.29	-0.57	0.78
Fosfato	0.50	0.57	-0.23	-0.58	-0.12	0.04	-0.18	0.44	0.71	0.46	0.18	-0.05	0.53	-0.45	0.22	1.00	0.58	-0.77	0.29	-0.24	-0.34	-0.40	-0.51	-0.29	-0.38	-0.08	0.81	0.81	-0.31	-0.35	-0.73	0.23	-0.58	0.42	-0.56	0.25	-0.48	0.24	-0.52	0.41
PT	-0.52	0.40	-0.33	-0.57	-0.54	0.35	-0.50	0.39	0.62	0.60	0.07	-0.10	0.46	-0.24	-0.34	0.58	1.00	-0.52	0.25	-0.33	-0.61	-0.53	-0.56	-0.19	-0.38	-0.22	0.84	0.81	-0.24	0.15	0.67	-0.52	0.51	-0.30	0.42	-0.16	0.57	-0.48	0.33	-0.89
N:P	0.22	-0.23	0.10	0.37	0.44	-0.38	0.31	-0.43	-0.59	-0.16	0.40	0.51	-0.34	0.58	0.23	-0.77	0.52	1.00	-0.50	0.31	0.52	0.43	0.36	0.31	0.40	-0.21	-0.69	-0.69	0.30	0.33	0.48	-0.15	0.36	-0.17	0.44	-0.42	0.47	-0.28	0.51	-0.10
C:N	-0.33	0.07	-0.22	-0.44	-0.22	0.35	-0.31	0.82	0.49	0.25	-0.45	-0.34	0.26	-0.41	-0.41	0.29	0.25	-0.50	1.00	-0.40	-0.43	-0.58	-0.45	-0.29	-0.44	0.08	0.41	0.44	-0.32	0.34	0.38	0.02	0.41	-0.16	0.41	0.08	-0.06	0.40	0.21	-0.33
SST	0.28	-0.28	0.21	0.35	0.26	-0.14	0.44	-0.31	-0.29	-0.24	0.23	0.15	-0.20	0.11	0.39	-0.24	-0.33	0.31	-0.40	1.00	0.47	0.54	0.62	0.85	0.70	0.12	-0.20	-0.29	0.90	0.15	0.67	0.52	-0.44	0.80	-0.20	-0.37	-0.09	0.37	0.02	0.81
DC	0.16	-0.05	0.52	0.31	0.75	-0.58	0.68	-0.25	-0.54	-0.37	0.43	0.20	0.31	-0.08	0.85	0.34	-0.61	0.52	0.43	0.47	1.00	0.62	0.56	0.21	0.32	-0.31	-0.52	-0.53	0.36	-0.32	-0.95	0.26	-0.83	0.61	-0.63	0.11	-0.66	0.31	-0.51	0.83
Clor-a	0.68	-0.44	0.34	0.74	0.30	-0.05	0.65	-0.66	-0.75	-0.54	0.11	0.35	-0.68	0.38	0.60	-0.40	-0.53	0.43	-0.58	0.54	0.62	1.00	0.82	0.41	0.72	0.22	-0.67	-0.76	0.48	-0.35	-0.88	0.17	-0.84	0.50	-0.63		-0.54	0.07	-0.44	0.92
DO682	0.72	0.62	0.39	0.82	0.10	0.03	0.68	-0.62	-0.83	0.65	-0.15	0.06	-0.78	0.33	0.68	-0.51	-0.56	0.36	-0.45	0.62	0.56	0.82	1.00	0.50	0.75	0.32	-0.75	-0.83	0.63	-0.09	-0.80	0.09	-0.71	0.82	-0.40	-0.31	-0.26	0.07	-0.19	0.68
PB	0.38	-0.51		0.40	0.15	0.21	0.36	-0.31	-0.26	-0.25	0.17	0.29	-0.26	0.35	0.14	-0.29	-0.19	0.31	-0.29	0.85	0.21	0.41	0.50	1.00	0.85	0.37	-0.32	-0.35	0.96	0.34	-0.54	0.29	-0.34	0.98		-0.54	0.03	0.36	0.17	0.48
μ DO	0.66	-0.66	0.05	0.71	0.15	0.25	0.57	-0.58	-0.58	-0.49	0.08	0.43	-0.61	0.57	0.29	-0.38	-0.38	0.40	-0.44	0.70	0.32	0.72	0.75	0.85	1.00	0.51	-0.74	-0.80	0.84	-0.22	-0.59	-0.45	-0.70	0.62	-0.38	-0.32	-0.21	-0.35	-0.21	0.29
μ DC	0.72	0.63	-0.10	0.63	0.34	0.65	0.26	-0.37	-0.28	0.60	-0.60	-0.04	-0.50	0.33	-0.20	-0.08	-0.22	0.21	0.08	0.12	0.31	0.22	0.32	0.37	0.51	1.00	0.71	-0.69	0.31	0.35	0.97	0.41	0.80	-0.53	0.67	-0.18	0.65	-0.35	0.54	-0.32
E. Coli	-0.82	0.71	-0.43	0.84	0.30	0.14	-0.59	0.66	0.84	0.86	0.56	0.42	0.68	-0.40	-0.44	0.81	0.84	-0.69	0.41	-0.20	-0.52	0.67	-0.75	-0.32	-0.74	-0.71	1.00	0.94	-0.32	-0.09	-0.68	-0.13	-0.68	0.67	-0.35	-0.21	-0.44	0.09	-0.23	0.53
CT	-0.82	0.64	-0.47	-0.86	-0.19	0.12	-0.57	0.68	0.88	0.79	0.61	0.39	0.74	-0.37	-0.50	0.81	0.81	-0.69	0.44	-0.29	-0.53	-0.76	-0.83	-0.35	-0.80	-0.69	0.94	1.00	-0.35	0.50	0.43	0.29	0.59	-0.05	0.53	0.06	0.07	0.65	0.31	-0.40
F _{CO2}	0.37	-0.47	0.03	0.44	0.16	0.10	0.47	-0.32	-0.34	-0.34	0.15	0.19	-0.31	0.24	0.33	-0.31	-0.24	0.30	-0.32	0.90	0.36	0.48	0.63	0.96	0.84	0.31	-0.32	-0.35	1.00	0.34	-0.54	0.29	-0.34	0.98		-0.54	0.03	0.36	0.17	0.48
Al	-0.38	-0.03	-0.71	-0.28	-0.45		0.02	0.21	0.54	0.45	-0.30	0.20	0.18	0.41	-0.38	-0.35	0.15	0.33	0.34	0.15	-0.32	-0.35	-0.09	0.34	-0.22	0.35	-0.09	0.50	0.34	1.00	0.56	0.30	0.74	0.48	0.93	-0.78	0.78	0.42	0.94	-0.34
Ba	0.21	-0.38	-0.66	-0.87	-0.91	0.58	-0.71	0.05	0.99	0.96	-0.83	0.78	0.08	0.97	-0.96	-0.73	0.67	0.48	0.38	-0.67	-0.95	-0.88	-0.80	-0.54	-0.59	0.97	-0.68	0.43	-0.54	0.56	1.00	-0.21	0.92	-0.39	0.82	-0.31	0.76	-0.16	0.71	-0.86
Ca	0.24	-0.16	0.46	0.07	0.33	0.02	0.50	-0.02	-0.25	-0.23	0.06	-0.43	0.22	-0.40	0.27	0.23	-0.52	-0.15	0.02	0.52	0.26	0.17	0.09	0.29	-0.45	-0.41	-0.13	0.29	0.29	0.30	-0.21	1.00	0.17	0.25	0.08	0.09	-0.06	0.87	0.08	0.50
Cr	0.22	-0.44	-0.55	-0.83	-0.78	0.57	-0.45	0.09	0.88																															

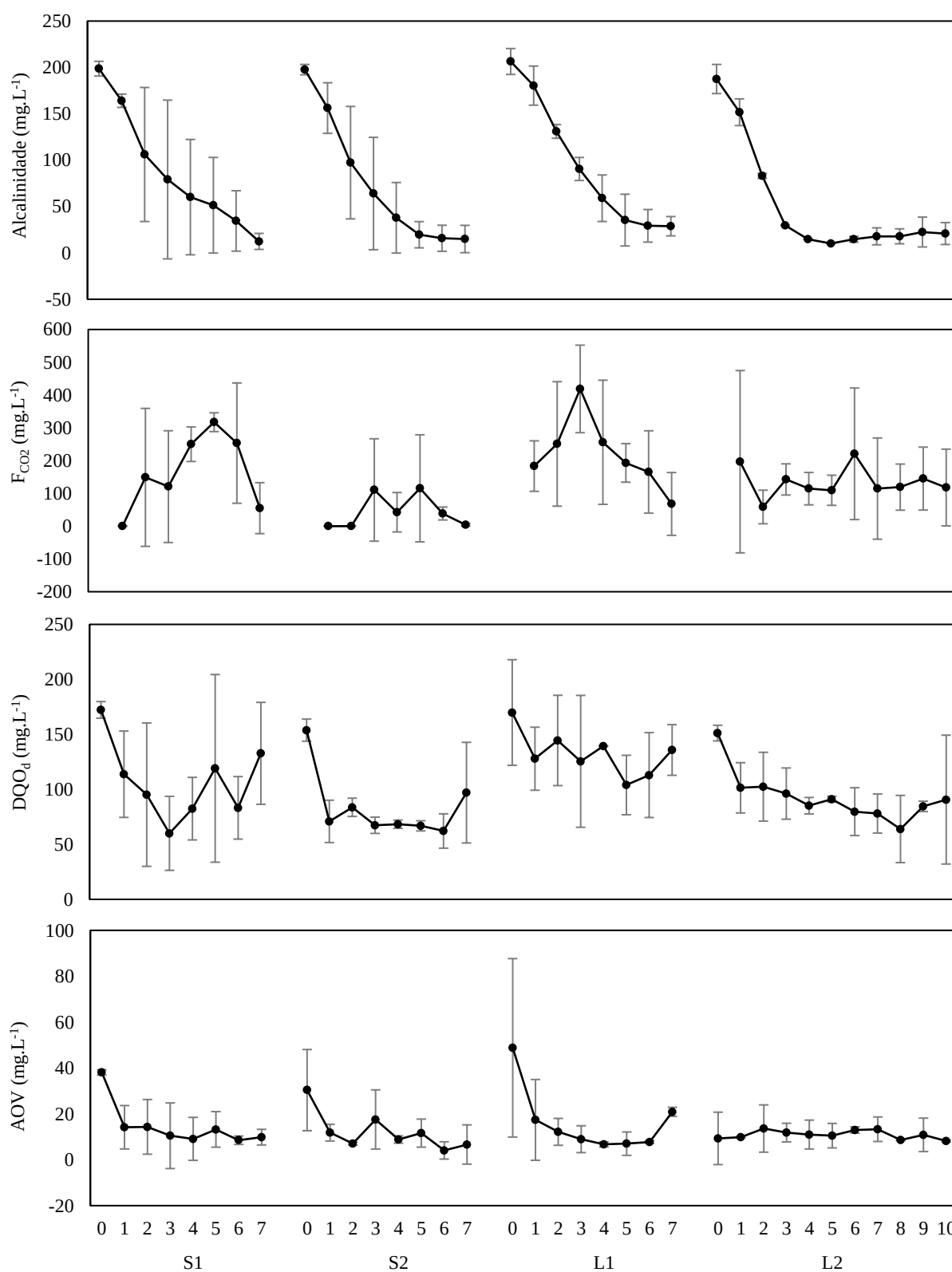
Apêndice 1-c: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na L1

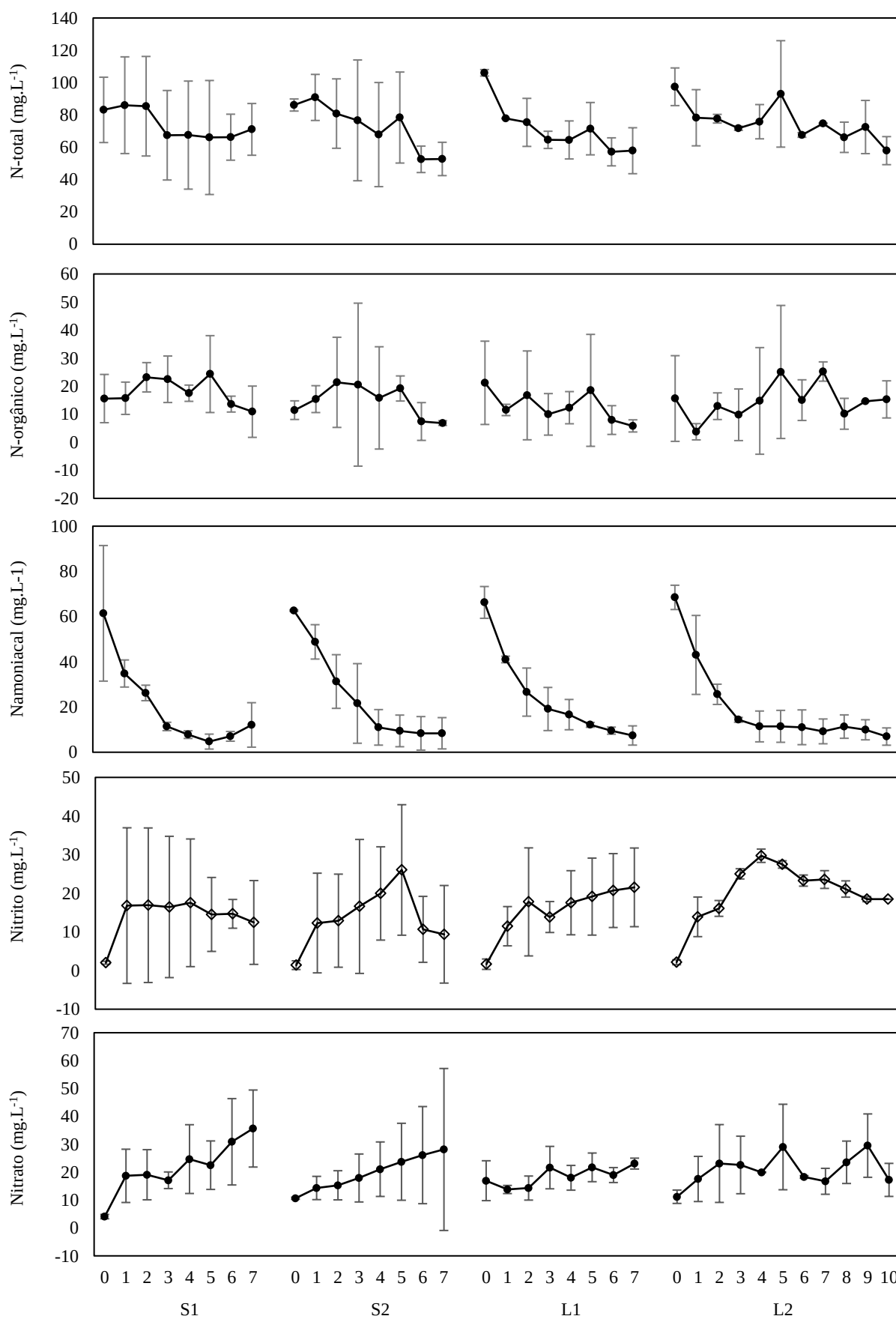
	Luz	Temp amb	Chuva	Tempo Luz	pH	Temp	OD	DQO	Alc	AOV	NT	Norg	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Fosfato	PT	N:P	C:N	SST	DC	Clor-a	DO682	PB	μ DO	μ DC	E. Coli	CT	F _{CO2}	Al	Ba	Ca	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Zn	C
Luz	1.00	-0.84	0.46	0.98	0.13	0.32	0.87	-0.34	-0.85	-0.50	-0.68	-0.20	-0.91	0.66	0.51	-0.65	-0.47	0.34	0.28	0.44	0.27	0.49	0.40	0.48	0.51	0.44	-0.86	-0.84	0.59	0.99	-0.03	0.24	-0.59	0.86	0.88	-0.15	0.81	0.60	0.17
Temp amb	-0.84	1.00	-0.53	-0.88	-0.15	-0.43	-0.74	0.24	0.81	0.49	0.79	0.20	0.87	-0.64	-0.16	0.57	0.45	-0.26	-0.48	-0.51	-0.43	-0.56	-0.54	-0.47	-0.60	-0.57	0.80	0.77	-0.53	-0.76	-0.01	-0.17	-0.12	-0.64	0.02	0.12	-0.73	-0.59	0.46
Chuva	0.46	-0.53	1.00	0.47	-0.25	0.25	0.44	0.09	-0.63	-0.06	-0.27	0.13	-0.56	0.61	0.25	0.01	0.12	-0.29	0.33	-0.25	-0.01	0.13	-0.10	-0.28	-0.20	0.14	-0.59	-0.51	-0.23	-0.07	0.46	-0.18	0.86	-0.29	-0.14	0.30	0.30	0.43	-0.42
Tempo Luz	0.98	-0.88	0.47	1.00	0.15	0.38	0.87	-0.34	-0.89	0.51	-0.72	-0.20	-0.94	0.71	0.47	-0.72	-0.51	0.41	0.28	0.43	0.28	0.56	0.46	0.52	0.55	0.52	-0.87	-0.84	0.60	0.02	1.00	0.07	0.97	-0.49	0.67	0.49	0.56	0.79	-0.20
pH	0.13	-0.15	-0.25	0.15	1.00	-0.37	-0.15	-0.32	-0.07	-0.53	-0.42	-0.04	-0.13	-0.28	-0.34	-0.61	-0.86	0.63	0.26	0.46	0.71	0.58	0.69	0.28	0.52	-0.23	-0.36	-0.44	0.32	0.23	-0.97	0.26	-0.94	0.69	-0.65	-0.29	-0.34	-0.61	0.54
Temp	0.32	-0.43	0.25	0.38	-0.37	1.00	0.34	-0.08	-0.35	0.18	-0.47	-0.26	-0.44	0.29	0.11	-0.19	0.25	0.03	0.22	0.18	0.04	0.28	0.27	0.25	0.28	0.48	0.05	0.10	0.22	0.95	0.19	0.05	-0.62	0.71	-0.83	-0.05	0.87	0.72	-0.71
OD	0.87	-0.74	0.44	0.87	-0.15	0.34	1.00	-0.15	-0.74	-0.42	-0.51	-0.17	-0.80	0.64	0.58	-0.46	-0.26	0.15	0.19	0.32	0.01	0.22	0.16	0.41	0.33	0.51	-0.75	-0.69	0.49	0.16	0.89	0.41	0.70	-0.32	0.49	0.63	0.56	0.72	0.09
DQO	-0.34	0.24	0.09	-0.34	-0.32	-0.08	-0.15	1.00	0.14	0.18	0.19	-0.02	0.15	-0.16	0.20	0.50	0.47	-0.42	0.38	-0.31	-0.35	-0.13	-0.24	-0.38	-0.45	-0.15	0.12	0.20	-0.33	0.77	-0.23	0.43	-0.99	0.77	0.29	-0.31	0.46	0.24	-0.03
Alc	-0.85	0.81	-0.63	-0.89	-0.07	-0.35	-0.74	0.14	1.00	0.37	0.68	0.30	0.89	-0.84	-0.39	0.54	0.36	-0.27	-0.38	-0.19	-0.16	-0.61	-0.28	-0.21	-0.26	-0.35	0.84	0.81	-0.35	0.93	0.34	0.84	-0.05	0.62	-0.77	0.47	0.97	0.86	0.59
AOV	-0.50	0.49	-0.06	-0.51	-0.53	0.18	-0.42	0.18	0.37	1.00	0.31	-0.14	0.41	-0.20	-0.09	0.63	0.69	-0.41	-0.16	-0.52	-0.49	-0.40	-0.43	-0.46	-0.49	-0.31	0.40	0.42	-0.50	-0.83	0.14	-0.72	0.98	-0.78	-0.11	0.06	-0.56	-0.36	-0.33
NT	-0.68	0.79	-0.27	-0.72	-0.42	-0.47	-0.51	0.19	0.68	0.31	1.00	0.45	0.79	-0.30		0.65	0.55	-0.36	-0.71	-0.55	-0.49	-0.72	-0.71	-0.42	-0.58	-0.30	0.66	0.67	-0.52	-0.69	0.71	-0.44	0.66	-0.95	0.41	0.33	-0.23	0.07	-0.40
Norg	-0.20	0.20	0.13	-0.20	-0.04	-0.26	-0.17	-0.02	0.30	-0.14	0.45	1.00	0.15	-0.20	-0.11	0.02	0.03		-0.34	-0.19	0.16	-0.25	-0.08	-0.10	-0.02		0.24	0.33	-0.21	-0.33	0.91	0.15	0.98	-0.75	-0.32	0.85	0.24	0.52	-0.01
NH ₄	-0.91	0.87	-0.56	-0.94	-0.13	-0.44	-0.80	0.15	0.89	0.41	0.79	0.15	1.00	-0.66	-0.46	0.67	0.44	-0.34	-0.45	-0.31	-0.30	-0.64	-0.50	-0.37	-0.47	-0.48	0.83	0.77	-0.47	-0.47	0.89	-0.24	0.81	-0.85	0.88	0.19	0.06	0.36	-0.14
NO ₂	0.66	-0.64	0.61	0.71	-0.28	0.29	0.64	-0.16	-0.84	-0.20	-0.30	-0.20	-0.66	1.00	0.43	-0.23	-0.06	0.06		-0.12	-0.13	0.31	-0.09	0.08	0.01	0.45	-0.69	-0.66	0.16	-0.81	0.57	-0.67	0.86	-0.98	0.61	-0.05	-0.35	-0.05	0.74
NO ₃	0.51	-0.16	0.25	0.47	-0.34	0.11	0.58	0.20	-0.39	-0.09		-0.11	-0.46	0.43	1.00	-0.14	0.08	0.04	-0.11	-0.16	-0.37	0.04	-0.13	0.07	-0.05	0.22	-0.46	-0.36	0.12	-0.58	0.05	-0.40	-0.21	-0.52	0.24	-0.08	-0.57	-0.45	-0.12
Fosfato	-0.65	0.57	0.01	-0.72	-0.61	-0.19	-0.46	0.50	0.54	0.63	0.65	0.02	0.67	-0.23	-0.14	1.00	0.83	-0.83	-0.14	-0.56	-0.53	-0.70	-0.75	-0.64	-0.77	-0.31	0.56	0.56	-0.67	0.55	0.64	-0.15	0.72	0.14	0.79	-0.02	0.87	0.92	-0.58
PT	-0.47	0.45	0.12	-0.51	-0.86	0.25	-0.26	0.47	0.36	0.69	0.55	0.03	0.44	-0.06	0.08	0.83	1.00	0.70	-0.19	-0.58	-0.67	0.63	0.72	-0.51	-0.67	-0.16	0.62	0.69	0.55	0.01	0.96	-0.21	1.00	-0.48	0.74	0.21	0.56	0.79	-0.54
N:P	0.34	-0.26	-0.29	0.41	0.63	0.03	0.15	-0.42	-0.27	-0.41	-0.36		-0.34	0.06	0.04	-0.83	-0.70	1.00	-0.14	0.49	0.34	0.62	0.69	0.66	0.74		-0.34	-0.35	0.66	-0.64	-0.45	-0.22	0.53	-0.32	-0.47	-0.17	-0.86	-0.84	0.31
C:N	0.28	-0.48	0.33	0.28	0.26	0.22	0.19	0.38	-0.38	-0.16	-0.71	-0.34	-0.45		-0.11	-0.14	-0.19	-0.14	1.00	0.25	0.35	0.49	0.44	-0.06	0.14	0.05	-0.43	-0.43	0.04	0.91	-0.37	0.63	-0.51	0.97	-0.27	-0.18	0.60	0.33	0.25
SST	0.44	-0.51	-0.25	0.43	0.46	0.18	0.32	-0.31	-0.19	-0.52	-0.55	-0.19	-0.31	-0.12	-0.16	-0.56	-0.58	0.49	0.25	1.00	0.52	0.34	0.68	0.81	0.83	0.27	-0.21	-0.33	0.83	0.81	-0.61	0.43	-0.77	0.99	0.30	-0.43	0.35	0.05	0.37
DC	0.27	-0.43	-0.01	0.28	0.71	0.04	0.01	-0.35	-0.16	-0.49	-0.49	0.16	-0.30	-0.13	-0.37	-0.53	-0.67	0.34	0.35	0.52	1.00	0.57	0.75	0.23	0.64	0.25	-0.46	-0.52	0.23	0.87	-0.49	0.53	-0.62	0.99	-0.68	-0.13	0.49	0.20	0.17
Clor-a	0.49	-0.56	0.13	0.56	0.58	0.28	0.22	-0.13	-0.61	-0.40	-0.72	-0.25	-0.64	0.31	0.04	-0.70	-0.63	0.62	0.49	0.34	0.57	1.00	0.80	0.27	0.55	0.17	-0.61	-0.64	0.34	0.31	-0.82	0.02	-1.00	0.68	-0.68	-0.51	-0.24	-0.50	-0.15
DO682	0.40	-0.54	-0.10	0.46	0.69	0.27	0.16	-0.24	-0.28	-0.43	-0.71	-0.08	-0.50	-0.09	-0.13	-0.75	-0.72	0.69	0.44	0.68	0.75	0.80	1.00	0.57	0.87	0.24	-0.40	-0.43	0.55	0.59	-0.79	0.30	-0.93	0.90	-0.75	-0.33	0.04	-0.26	0.10
PB	0.48	-0.47	-0.28	0.52	0.28	0.25	0.41	-0.38	-0.21	-0.46	-0.42	-0.10	-0.37	0.08	0.07	-0.64	-0.51	0.66	-0.06	0.81	0.23	0.27	0.57	1.00	0.83	0.41	-0.55	-0.57	0.96	0.18	-0.86	0.04	-1.00	0.59	0.81	-0.37	-0.37	-0.61	0.48
μ DO	0.51	-0.60	-0.20	0.55	0.52	0.28	0.33	-0.45	-0.26	-0.49	-0.58	-0.02	-0.47	0.01	-0.05	-0.77	-0.67	0.74	0.14	0.83	0.64	0.55	0.87	0.83	1.00	0.38	-0.56	-0.59	0.80	0.65	-0.76	0.36	-0.89	0.93	-0.61	-0.38	0.12	-0.19	0.17
μ DC	0.44	-0.57	0.14	0.52	-0.23	0.48	0.51	-0.15	-0.35	-0.31	-0.30		-0.48	0.45	0.22	-0.31	-0.16		0.05	0.27	0.25	0.17	0.24	0.41	0.38	1.00	-0.52	-0.47	0.34	0.24	0.92	-0.07	0.99	-0.27	-0.47	0.28	0.73	0.90	-0.75
E. Coli	-0.86	0.80	-0.59	-0.87	-0.36	0.05	-0.75	0.12	0.84	0.40	0.66	0.24	0.83	-0.69	-0.46	0.56	0.62	-0.34	-0.43	-0.21	-0.46	-0.61	-0.40	-0.55	-0.56	-0.52	1.00	0.98	0.55	-0.26	0.97	0.36	0.94	-0.71	-0.18	0.97	0.31	0.59	0.24
CT	-0.84	0.77	-0.51	-0.84	-0.44	0.10	-0.69	0.20	0.81	0.42	0.67	0.33	0.77	-0.66	-0.36	0.56	0.69	-0.35	-0.43	-0.33	-0.52	-0.64	-0.43	-0.57	-0.59	-0.47	0.98	1.00	0.57	-0.26	0.97	0.34	0.94	-0.71	-0.14	0.97	0.31	0.59	0.22
F _{CO2}	0.59	-0.53	-0.23	0.60	0.32	0.22	0.49	-0.33	-0.35	-0.50	-0.52	-0.21	-0.47	0.16	0.12	-0.67	-0.55	0.66	0.04	0.83	0.23	0.34	0.55	0.96	0.80	0.34	-0.55	-0.57	1.00	0.18	-0.86	0.04	-1.00	0.59	0.81	-0.37	-0.37	-0.61	0.48
Al	0.99	-0.76	-0.07	0.02	0.23	0.95	0.16	0.77	0.93	-0.83	-0.69	-0.33	-0.47	-0.81	-0.58	0.55	0.01	-0.64	0.91	0.81	0.87	0.31	0.59	0.18	0.65	0.24	-0.26	-0.26	0.18	1.00	0.02	0.85	-0.48	0.86	0.04	-0.05	0.83	0.63	-0.46
Ba	-0.03	-0.01	0.46	1.00	-0.97	0.19	0.89	-0.23	0.34	0.14	0.71	0.91	0.89	0.57	0.05	0.64	0.96	-0.45	-0.37	-0.61	-0.49	-0.82	-0.79	-0.86	-0.76	0.92	0.97	0.97	-0.86	-0.02	1.00	0.49	0.95	-0.53	0.98	1.00	0.52	0.75	0.90
Ca	0.24	-0.17	-0.18	0.07	0.26	0.05	0.41	0.43	0.84	-0.72	-0.44	0.15	-0.24	-0.67	-0.40	-0.15	-0.21	-0.22	0.63	0.43	0.53	0.02	0.30	0.04	0.36	-0.07	0.36	0.34	0.04	0.85	0.49	1.00	0.13	0.47	-0.20	0.57	0.96	0.90	0.54
Cr	-0.59	-0.12	0.86	0.97	-0.94	-0.62	0.70	-0.99	-0.05	0.98	0.66	0.98	0.81	0.86	-0.21	0.72	1.00	-0.53	-0.51	-0.77	-0.62	-1.00	-0.93	-1.00	-0.89	0.99	0.94	0.94	-1.00	-0.48	0.95	0.13	1.00	-0.72	1.00	0.97	0.39	0.83	0.88
Cu	0.86</																																						

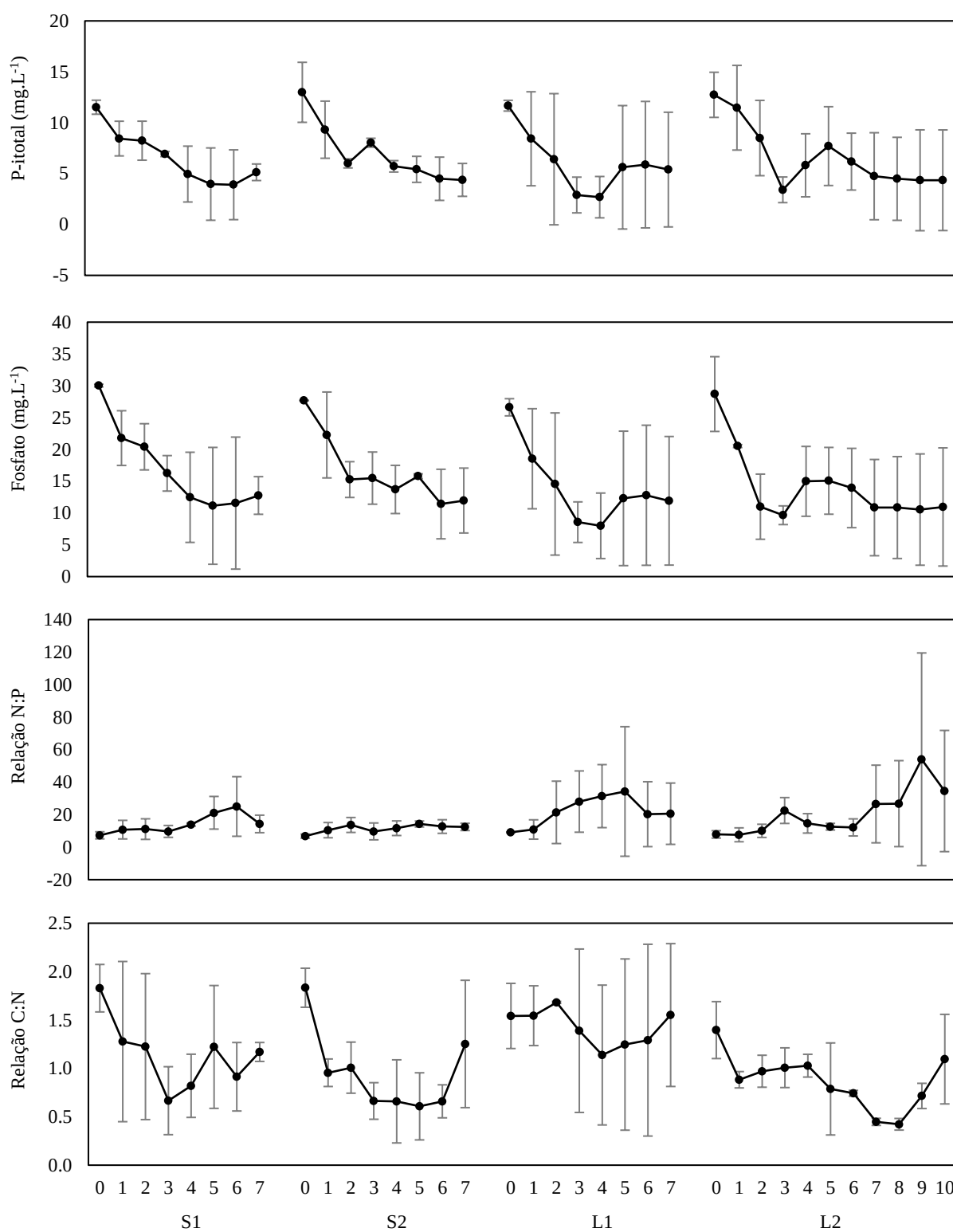
Apêndice 1-d: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na L2

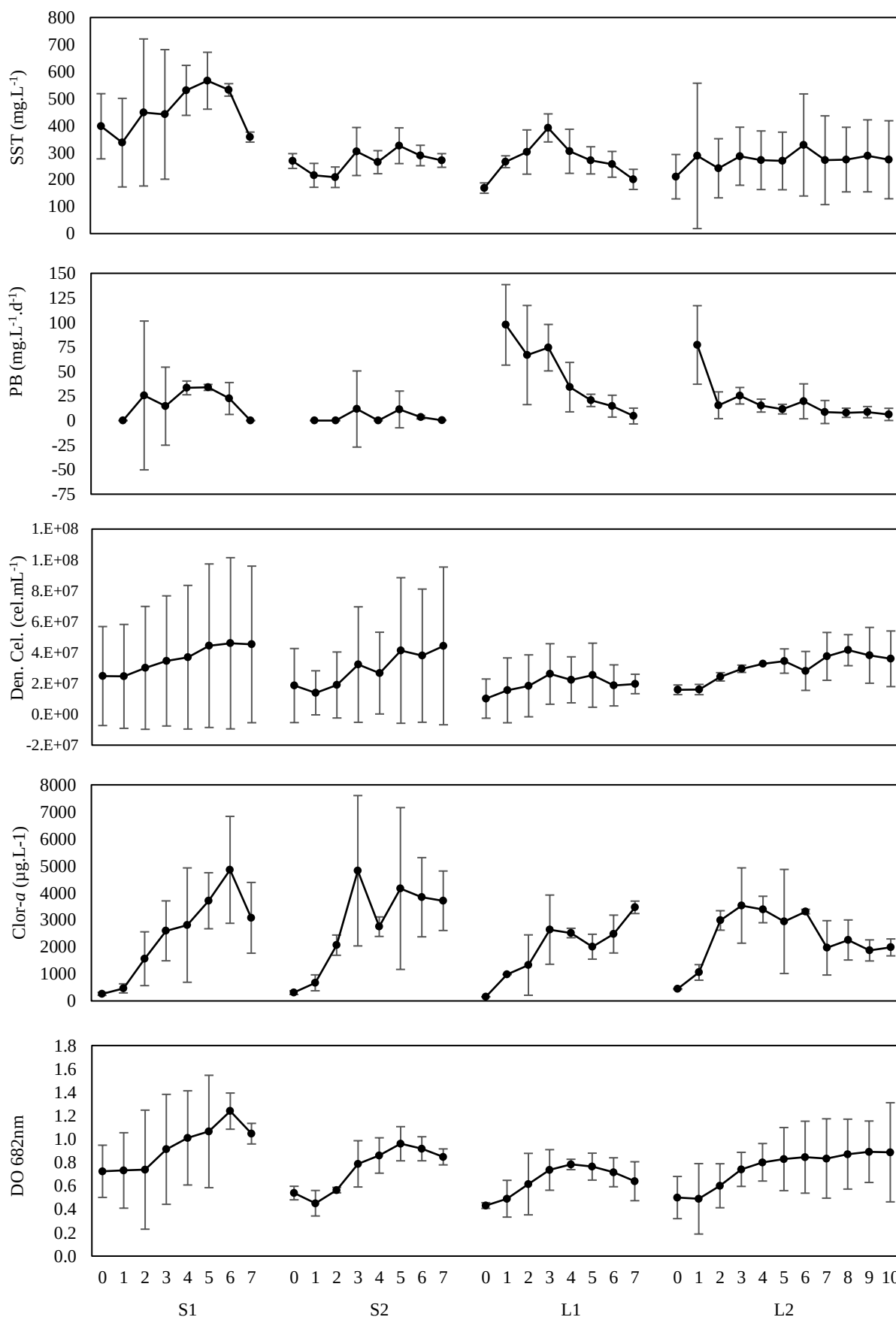
	Luz	Temp amb	Chuva	Tempo Luz	pH	Temp	OD	DQO	Alc	AOV	NT	Norg	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Fosfato	PT	N:P	C:N	SST	DC	Clor-a	DO682	PB	μ DO	μ DC	E. Coli	CT	Fco2	Al	Ba	Ca	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Zn	C
Luz	1.00	-0.81	0.17	0.96	0.08	0.64	0.86	-0.56	-0.83	-0.36	-0.43	0.31	-0.90	0.68	0.68	-0.88	-0.73	0.63	-0.10	0.63	0.10	0.48	0.75	0.61	0.66	0.53	-0.59	-0.56	0.71	-0.38	0.93	-0.57	-0.51	-0.36	0.74	-0.23	0.69	-0.08	-0.91
Temp amb	-0.81	1.00	-0.33	-0.91	-0.36	-0.26	-0.92	0.64	0.94	0.38	0.24	-0.48	0.91	-0.82	-0.66	0.67	0.75	-0.35	0.37	-0.24	-0.27	-0.57	-0.58	-0.35	-0.65	-0.57	0.58	0.55	-0.46	-0.60	0.48	-0.98	-0.94	-0.58	0.63	-0.31	0.18	0.01	-0.47
Chuva	0.17	-0.33	1.00	0.29	-0.09	0.01	0.39	-0.42	-0.35	-0.02	0.05	0.35	-0.32	0.40	0.03	-0.27	-0.26	0.44	-0.42	0.13	0.24	0.02	0.38	-0.09	-0.01	0.27	-0.29	-0.28	0.06	-0.07	-0.16	0.13	0.10	-0.01	0.04	0.48	-0.05	0.63	0.31
Tempo Luz	0.96	-0.91	0.29	1.00	0.15	0.53	0.96	-0.63	-0.93	-0.36	-0.35	0.45	-0.96	0.76	0.73	-0.88	-0.79	0.57	-0.22	0.57	0.19	0.58	0.80	0.56	0.71	0.63	-0.61	-0.58	0.69	-0.74	0.72	-0.92	-0.95	-0.72	0.67	-0.14	0.47	-0.06	-0.73
pH	0.08	-0.36	-0.09	0.15	1.00	-0.57	0.13	-0.43	-0.17	-0.61	-0.08	0.14	-0.16	0.13	-0.08	0.11	-0.56	-0.31	-0.41	-0.44	0.52	0.33	-0.23	0.14	0.38	-0.03	-0.49	-0.41	0.11	0.82	-0.58	0.71	0.92	0.84	-0.51	-0.21	-0.52	-0.24	0.57
Temp	0.64	-0.26	0.01	0.53	-0.57	1.00	0.40	0.04	-0.38	0.33	-0.37	-0.07	-0.42	0.25	0.43	-0.65	-0.05	0.46	0.36	0.77	-0.27	0.08	0.64	0.45	0.29	0.26	0.03	-0.02	0.51	-0.62	0.89	-0.80	-0.79	-0.57	0.78	-0.15	0.62	-0.04	-0.86
OD	0.86	-0.92	0.39	0.96	0.13	0.40	1.00	-0.61	-0.95	-0.33	-0.24	0.55	-0.95	0.81	0.72	-0.85	-0.77	0.60	-0.27	0.50	0.20	0.59	0.78	0.47	0.67	0.68	-0.59	-0.56	0.61	-0.14	-0.59	0.12	-0.13	-0.23	-0.47	0.29	-0.34	0.21	0.53
DQO	-0.56	0.64	-0.42	-0.63	-0.43	0.04	-0.61	1.00	0.67	0.71	0.02	-0.56	0.67	-0.63	-0.44	0.56	0.79	-0.51	0.79	-0.19	-0.50	-0.53	-0.51	-0.25	-0.40	-0.35	0.55	0.46	-0.36	-0.45	-0.01	-0.16	-0.64	-0.61	-0.32	0.02	0.15	-0.40	-0.20
Alc	-0.83	0.94	-0.35	-0.93	-0.17	-0.38	-0.95	0.67	1.00	0.33	0.26	-0.51	0.96	-0.83	-0.73	0.80	0.77	-0.54	0.33	-0.37	-0.29	0.61	-0.73	-0.33	-0.61	-0.63	0.60	0.57	-0.48	-0.76	0.52	-0.93	-0.97	-0.74	0.55	-0.11	0.29	-0.02	-0.53
AOV	-0.36	0.38	-0.02	-0.36	-0.61	0.33	-0.33	0.71	0.33	1.00	0.11	-0.28	0.38	-0.30	-0.18	0.26	0.72	-0.09	0.51	-0.03	-0.36	-0.40	-0.13	-0.35	-0.40	-0.12	0.40	0.28	-0.33	-0.66	0.15	-0.84	-0.84	-0.66	0.29	-0.12	-0.03	-0.07	-0.19
NT	-0.43	0.24	0.05	-0.35	-0.08	-0.37	-0.24	0.02	0.26	0.11	1.00	0.55	0.36	0.08	0.13	0.37	0.30	0.20	-0.54	-0.28	-0.10		-0.31	-0.32	-0.39	0.02	0.53	0.54	-0.39	0.23	-0.58	0.84	0.61	0.27	-0.67	0.70	-0.26	0.16	0.64
Norg	0.31	-0.48	0.35	0.45	0.14	-0.07	0.55	-0.56	-0.51	-0.28	0.55	1.00	-0.50	0.52	0.71	-0.35	-0.43	0.56	-0.67	0.10	0.27	0.46	0.26	0.12	0.20	0.66	-0.35	-0.30	0.13	0.40	-0.72	0.69	0.59	0.40	-0.56	0.41	-0.44	0.37	0.78
NH ₄	-0.90	0.91	-0.32	-0.96	-0.16	-0.42	-0.95	0.67	0.96	0.38	0.36	-0.50	1.00	-0.77	-0.75	0.83	0.78	-0.50	0.24	-0.44	-0.29	-0.56	-0.71	-0.41	-0.60	-0.62	0.68	0.65	-0.55	-0.74	0.76	-0.49	-0.65	-0.63	0.53	0.39	0.61	0.02	-0.67
NO ₂	0.68	-0.82	0.40	0.76	0.13	0.25	0.81	-0.63	-0.83	-0.30	0.08	0.52	-0.77	1.00	0.61	-0.61	-0.62	0.57	-0.53	0.28	0.19	0.48	0.59	0.19	0.36	0.35	-0.58	-0.56	0.35	0.13	-0.50	0.79	0.64	0.25	-0.68	0.76	-0.28	-0.14	0.57
NO ₃	0.68	-0.66	0.03	0.73	-0.08	0.43	0.72	-0.44	-0.73	-0.18	0.13	0.71	-0.75	0.61	1.00	-0.59	-0.44	0.51	-0.27	0.34	0.02	0.53	0.48	0.23	0.31	0.70	-0.41	-0.38	0.28	0.22	-0.03	0.51	0.19	0.07	-0.42	-0.03	0.22	-0.32	-0.13
Fosfato	-0.88	0.67	-0.27	-0.88	0.11	-0.65	-0.85	0.56	0.80	0.26	0.37	-0.35	0.83	-0.61	-0.59	1.00	0.70	-0.76	0.11	-0.75	-0.21	-0.44	-0.88	-0.61	-0.67	-0.62	0.48	0.46	-0.71	0.73	-0.63	0.86	0.95	0.72	-0.67	0.02	-0.45	-0.22	0.60
PT	-0.73	0.75	-0.26	-0.79	-0.56	-0.05	-0.77	0.79	0.77	0.72	0.30	-0.43	0.78	-0.62	-0.44	0.70	1.00	-0.46	0.43	-0.26	-0.53	-0.61	-0.53	-0.48	-0.67	-0.49	0.77	0.68	-0.57	0.55	-0.42	0.69	0.64	0.46	-0.61	-0.11	-0.23	-0.39	0.30
N:P	0.53	-0.35	0.44	0.57	-0.31	0.46	0.60	-0.51	-0.54	-0.09	0.20	0.56	-0.50	0.57	0.51	-0.76	-0.46	1.00	-0.39	0.64	0.12	0.37	0.74	0.34	0.30	0.56	-0.34	-0.32	0.44	-0.67	0.39	-0.61	-0.67	-0.60	0.47	0.30	0.27	0.33	-0.29
C:N	-0.10	0.37	-0.42	-0.22	-0.41	0.36	-0.27	0.79	0.33	0.51	-0.54	-0.67	0.24	-0.53	-0.27	0.11	0.43	-0.39	1.00	0.14	-0.40	-0.37	-0.13	0.06	-0.08	-0.17	0.24	0.16	0.01	-0.48	0.29	-0.60	-0.73	-0.61	0.15	-0.34	0.24	-0.32	-0.46
SST	0.63	-0.24	0.13	0.57	-0.44	0.77	0.50	-0.19	-0.37	-0.03	-0.28	0.10	-0.44	0.28	0.34	-0.75	-0.26	0.64	0.14	1.00	-0.10	0.25	0.84	0.77	0.55	0.33	-0.02	-0.03	0.83	-0.76	0.27	-0.79	-0.76	-0.63	0.36	0.14	0.01	-0.12	-0.21
DC	0.10	-0.27	0.24	0.19	0.52	-0.27	0.20	-0.50	-0.29	-0.36	-0.10	0.27	-0.29	0.19	0.02	-0.21	-0.53	0.12	-0.40	-0.10	1.00	0.21	0.09	0.10	0.24	0.17	-0.49	-0.45	0.20	-0.08	-0.57	0.33	0.29	0.15	-0.57	0.57	-0.61	-0.43	0.66
Clor-a	0.48	-0.57	0.02	0.58	0.33	0.08	0.59	-0.53	-0.61	-0.40		0.46	-0.56	0.48	0.53	-0.44	-0.61	0.37	-0.37	0.25	0.21	1.00	0.45	0.38	0.56	0.57	-0.41	-0.35	0.47	-0.38	-0.17	0.14	-0.25	-0.23	-0.55	0.42	-0.23	-0.94	0.12
DO682	0.75	-0.58	0.38	0.80	-0.23	0.64	0.78	-0.51	-0.73	-0.13	-0.31	0.26	-0.71	0.59	0.48	-0.88	-0.53	0.74	-0.13	0.84	0.09	0.45	1.00	0.57	0.61	0.48	-0.28	-0.27	0.75	-0.58	0.14	-0.79	-0.62	-0.44	0.37		-0.16	-0.07	-0.06
PB	0.61	-0.35	-0.09	0.56	0.14	0.45	0.47	-0.25	-0.33	-0.35	-0.32	0.12	-0.41	0.19	0.23	-0.61	-0.48	0.34	0.06	0.77	0.10	0.38	0.57	1.00	0.85	0.27	-0.46	-0.44	0.94	-0.48	-0.28	-0.47	-0.35	-0.27	-0.16	0.14	-0.55	-0.56	0.32
μ DO	0.66	-0.65	-0.01	0.71	0.38	0.29	0.67	-0.40	-0.61	-0.40	-0.39	0.20	-0.80	0.36	0.31	-0.67	-0.67	0.30	-0.08	0.55	0.24	0.56	0.61	0.85	1.00	0.45	-0.57	-0.54	0.84	0.12	-0.60	-0.15	0.15	0.26	-0.39	-0.28	-0.85	-0.72	0.57
μ DC	0.53	-0.57	0.27	0.63	-0.03	0.26	0.68	-0.35	-0.63	-0.12	0.02	0.66	-0.62	0.35	0.70	-0.62	-0.49	0.56	-0.17	0.33	0.17	0.57	0.48	0.27	0.45	1.00	-0.47	-0.44	0.31	-0.87	0.13	-0.19	-0.78	-0.86	-0.15	0.74	0.29	-0.02	-0.15
E. Coli	-0.59	0.58	-0.29	-0.61	-0.49	0.03	-0.59	0.55	0.60	0.40	0.53	-0.35	0.68	-0.58	-0.41	0.48	0.77	-0.34	0.24	-0.02	-0.49	-0.41	-0.28	-0.46	-0.57	-0.47	1.00	0.99	-0.46	0.71	-0.32	0.49	0.59	0.52	-0.09	-0.25	-0.04	0.69	0.30
CT	-0.56	0.55	-0.28	-0.58	-0.41	-0.02	-0.56	0.46	0.57	0.28	0.54	-0.30	0.65	-0.56	-0.38	0.46	0.68	-0.32	0.16	-0.03	-0.45	-0.35	-0.27	-0.44	-0.54	-0.44	0.99	1.00	-0.44	-0.74	0.77	-0.65	-0.90	-0.83	0.47	-0.03	0.72	-0.09	-0.86
Fco2	0.71	-0.46	0.06	0.69	0.11	0.51	0.61	-0.36	-0.48	-0.33	-0.39	0.13	-0.55	0.35	0.28	-0.71	-0.57	0.44	0.01	0.83	0.20	0.47	0.75	0.94	0.84	0.31	-0.46	-0.44	1.00	-0.48	-0.28	0.47	-0.35	-0.27	-0.16	0.14	-0.55	-0.56	0.32
Al	-0.38	-0.60	-0.07	-0.74	-0.82	-0.62	-0.14	-0.45	-0.76	-0.66	0.23	0.40	-0.74	0.13	0.22	0.73	0.55	-0.67	-0.48	0.76	-0.08	-0.38	-0.58	-0.48	0.12	-0.87	0.71	-0.74	-0.48	1.00	-0.43	0.51	0.96	0.96	-0.09	-0.50	-0.40	0.29	0.46
Ba	0.93	0.48	-0.16	0.72	-0.58	0.89	-0.59	-0.01	0.52	0.15	-0.58	-0.72	0.76	-0.50	-0.03	-0.63	-0.42	0.39	0.29	0.27	-0.57	-0.17	0.14	-0.28	-0.60	0.13	-0.32	0.77	-0.28	-0.43	1.00	-0.51	-0.57	-0.46	0.79	-0.09	0.88	0.22	-0.98
Ca	-0.57	-0.98	0.13	0.92	0.71	0.80	0.12	-0.16	0.93	0.84	0.84	0.69	-0.49	0.79	0.51	0.86	0.69	-0.61	-0.60	0.79	0.33	0.14	-0.79	0.47	-0.15	-0.19	0.49	-0.65	-0.47	0.51	-0.51	1.00	0.89	0.47	-0.69	0.43	-0.16	0.03	0.50
Cr	-0.51	-0.94	0.10	-0.95	0.92	-0.79	-0.13	-0.64	-0.97	-0.84	0.61	0.59	-0.65	0.64	0.19	0.95	0.64	-0.67	-0.73	-0.76	0.29	-0.25	-0.62	-0.35	0.15	-0.78	0.59	-0.90	-0.35	0.96	-0.57	0.89	1.00	0.98	-0.52	-0.28	-0.48	0.23	0

Apêndice 1-e: Bateladas de perfil dos parâmetros analisados nas 4 condições experimentais (n=6 por dia)









Avaliação do pós-tratamento de esgoto sanitário anaeróbico de alta carga por microalgas nativas em lagoa de alta taxa em escala piloto

Resumo

Para superar as desvantagens associadas aos métodos utilizados no tratamento no sistema de esgotamento sanitário convencional, o uso de microalgas tem sido estudado nas últimas décadas, destacando-se o uso dos sistemas abertos, como a Lagoa *Raceway* (LR), que possui a capacidade de recuperação de nutrientes, poluentes emergentes e organismos patogênicos. Sendo assim, o objetivo foi apresentar o comportamento de uma LR em escala piloto ao ar livre, como alternativa para pós-tratamento de esgoto sanitário anaeróbico por um consórcio nativo do esgoto. O estudo foi dividido em 4 condições experimentais (CE) (2 com sombreamento de 50% e 2 com luz natural; e houve a contaminação por fármacos em uma CE de cada intensidade luminosa) com 3 bateladas com duração de 7 dias cada, totalizando 6 bateladas para cada CE. Em 4 bateladas de cada CE o monitoramento foi realizado no dia 0, dia 3 e dia 7; e em 2 bateladas o monitoramento foi diário. Com os resultados encontrados, no geral, não houve diferença significativa entre as CE, tanto para remoção de poluentes e geração de biomassa. Apesar de o aumento de oxigênio dissolvido, não houve o aumento no valor de pH típico em sistemas de microalgas, consequentemente o tratamento não proporcionou a volatilização da amônia e a precipitação do fósforo. No geral, a remoção de nitrogênio amoniacal ficou acima de 80%, com participação importante do processo de nitrificação pelas BOAs e BONs. A boa adaptação das bactérias também refletiu na boa remoção de DQO (valor máximo de 68% na L2). Contudo, a remoção dos compostos fosfatados foi inferior, com eficiência máxima de fosfato de 12% em TDH de 3 dias na S2. O consumo de carbono inorgânico foi rápido e os resultados indicam que houve escassez de carbono no meio para o metabolismo microalgal. A LR evidenciou ser uma alternativa viável como tratamento terciário, com elevada eficiência de remoção de organismos patogênicos (99%), no entanto, não atendeu totalmente às normas vigentes de reúso de efluente para fins agrícolas. A presença de predadores no sistema aberto dificultou o crescimento microalgal, influenciando no baixo número de células. Além disso, a alteração da luz não proporcionou diferença significativa na produtividade de biomassa, sendo que a partir de 3 dias ocorria a morte celular e o decaimento na concentração de sólidos em suspensão. A caracterização química da biomassa indicou que ela pode ser uma alternativa parcialmente viável como biofertilizantes, sendo necessário passar por processo de adição de alguns nutrientes para atender a necessidade das plantas e proporcionar a correção de solos.

Palavras-chave: Consórcio bactérias-microalgas; sistema aberto; ambiente externo; clima tropical.

Abstract

To overcome the disadvantages associated with the methods used in the treatment within the conventional sewage system, the use of microalgae has been studied in recent decades, highlighting the use of open systems, such as Raceway Pond (RP), which has the ability to recover nutrients, removal of metals and pathogenic organisms. Therefore, the objective is to present the behavior of an RP operated on a pilot scale outdoor and in a tropical climate, as an alternative for post-treatment of anaerobic sewage by microalgae native to the sewage. The study was divided into 4 experimental conditions (EC) (2 with 50% shading and 2 with natural light; and there was pharmaceutical products contamination in an EC of each light intensity) with 3 batches lasting 7 days each, totaling 6 batches for each EC. In 4 batches of each EC the monitoring was on day 0, day 3 and day 7; and in the 2nd batch the monitoring was daily. With the results found, in general, there was no significant difference between EC, both for pollutant removal and biomass generation. Despite the increase in dissolved oxygen, there was no increase in the typical pH value in microalgae systems, consequently the treatment did not provide the ammonia volatilization and the phosphorus precipitation. In general, the removal of ammoniacal nitrogen was above 80%, with important participation of the nitrification process by AOB and NOB. The good adaptation of the bacteria was also reflected in the good removal of COD, with a maximum value of 68% in L2. However, the removal of phosphate compounds was lower, with a maximum efficiency of 12% phosphate in a HDT of 3 days in S2. The consumption of inorganic carbon was fast and the results indicate that there was a shortage of carbon in the medium for microalgal metabolism. RL proved to be a viable alternative as a tertiary treatment, with high efficiency in removing pathogenic organisms (99%), however, it did not fully meet current regulations for effluent reuse for agricultural purposes. The presence of predators in the open system hindered microalgal growth, influencing the low number of cells. In addition, the change in light intensity did not provide a significant difference in biomass productivity, and after 3 days cell death and a decrease in the concentration of suspended solids occurred. The chemical characterization of the biomass indicated that it can be a partially viable alternative as biofertilizers, being necessary to go through processes of adding some nutrients to meet the needs of plants and provide soil correction.

Key-words: Bacteria-microalgae consortium; open system; outdoor; tropical environmental.

2.1. Introdução

Com a deficiência de remoção de alguns poluentes presentes no esgoto sanitário das ETEs atuais, bem como o desperdício de nutrientes presentes no esgoto despejado nos corpos d'água, como N e P, tornou-se necessária a busca por alternativas que proporcionem a remoção e reaproveitamento destes nutrientes como produtos, reúso de água para irrigação com a retirada prévia de microrganismos patogênicos e redução de custos de instalação e manutenção nos sistemas de tratamento.

O uso de reatores anaeróbios é uma alternativa de tratamento consolidada em países em desenvolvimento como o Brasil (CHERNICHARO et al., 2018). No entanto, geralmente é necessário um pós-tratamento para melhorar a qualidade do esgoto anaeróbio e os métodos convencionais para o tratamento terciário por meios físico-químico ou biológicos apresentam limitações, como a necessidade de grandes estruturas, entrada intensiva de energia e custos elevados de manutenção e operação (MOHD UDAIYAPPAN et al., 2017).

Para superar estas desvantagens associadas aos métodos comumente utilizados no tratamento terciário, o uso de microalgas e cianobactérias tem sido estudado nas últimas décadas. As microalgas são particularmente atrativas para o fechamento de ciclos biogeoquímicos, visto que removem e recuperam os nutrientes presentes no esgoto (BEUCKELS; SMOLDERS; MUYLAERT, 2015).

Segundo Salama et al. (2017), o esgoto sanitário pode conter cerca de 40 e 8,0 mg.L⁻¹ de N e P, respectivamente, o que pode contribuir com cerca de 0,6 g.L⁻¹ de microalgas e um rendimento acumulado de cerca de 77,6 milhões de kg.d⁻¹ de microalgas que podem ser transformadas em subprodutos, como os biofertilizantes.

Dentre os sistemas de cultivo de microalgas mais utilizados, destacam-se os sistemas abertos, como a LR, que além da capacidade de recuperação de nutrientes, estes sistemas também podem remover metais pesados (KUMAR et al., 2015) e inibir o crescimento de bactérias patogênicas indiretamente, aumentando a concentração de OD e o valor de pH devido à atividade fotossintética ou diretamente pela excreção de substâncias bioativas (BELLUCCI et al., 2020).

O cultivo de microalgas em sistemas abertos progrediu nos últimos anos e a maioria dos artigos publicados são sobre esta modalidade de tratamento em comparação com as publicações sobre sistemas fechados (XIAOGANG et al., 2020). Comumente, os reatores de sistemas abertos são aplicados em escala comercial para o cultivo de microalgas, visto que apresentam

custos significativamente menores em comparação aos sistemas fechados e são de fácil operação em larga escala (KUMAR et al., 2015).

Além do exposto, é importante ressaltar que as LR apresentam facilidade de operação e demanda reduzida por área, quando comparadas a sistemas de lagoas de estabilização convencionais e um sistema composto por reator anaeróbio + LR pode ser implementado também em áreas rurais (MACHADO et al., 2022). Entretanto, os sistemas abertos tipo LR estão suscetíveis as variações climáticas, que podem acarretar em menor PB e menor ER de nutrientes (GONÇALVES; PIRES; SIMÕES, 2017).

Estudos recentes investigaram a atuação dos parâmetros climáticos e abióticos ao ar livre em sistemas abertos, dentre estes a IL, oscilações no valor de pH e temperatura, e as suas correlações com o crescimento microalgal, bem como com a remoção e recuperação de nutrientes (JEBALI et al., 2018b; RAEISSADATI; MOHEIMANI; PARLEVLIET, 2019; THOMAS et al., 2019) e constataram uma influência significativa destes parâmetros no tratamento do esgoto sanitário.

É importante estudar as diferenças que poderiam aparecer na etapa de escala piloto, porque alguns parâmetros como temperatura, intensidade luminosa (IL) ou mistura são facilmente controlados em escala de laboratório, mas não sob escala piloto ao ar livre, como relatado por alguns autores que investigaram a diminuição da ER de nutrientes e da produtividade de biomassa (PB) de microalgas com o aumento da escala (LAM et al., 2016; VILLASEÑOR CAMACHO et al., 2018).

Além disso, pesquisas em escala piloto são importantes pois têm implicações para as previsões de sistemas de aumento para escala real, tanto em termos de rendimento de biomassa quanto de custos de capital/operacionais. Por exemplo, Sutherland et al. (2020) analisaram 3 lagoas de diferentes tamanhos e verificaram que tanto a remoção diária de nutrientes quanto a PB diminuíram com o aumento da escala dos reatores. Os autores sugerem que o tamanho ideal da LR para PB máxima e tratamento de esgoto sanitário é consideravelmente menor do que os sistemas em escala real com base em seu projeto e operação atuais.

Sendo assim, o objetivo deste Capítulo é apresentar o comportamento de uma LR em escala piloto, como alternativa para pós-tratamento de esgoto sanitário anaeróbio de alta carga proveniente de um FAFA e RCA, por microalgas nativas do esgoto e em condições ambientais naturais.

2.2. Material e métodos

Nesse Capítulo foi analisado o comportamento de uma LR em escala piloto (Figura 2-1), operada simultaneamente com o FP-FBR. O local de estudo, o esgoto sanitário digerido em reator anaeróbio, o delineamento experimental, os parâmetros analisados e as análises estatísticas são as mesmas do estudo apresentado no Capítulo 1. As especificações da LR estão apresentadas na Tabela 2-1. O único parâmetro modificado foi o valor de pH, que foi medido apenas uma vez ao dia às 11h00.



Figura 2-1: Lagoa *Raceway* em escala piloto

Tabela 2-1: Especificações da Lagoa *Raceway*

Característica	Especificação
Altura da lagoa (cm)	43,0
Comprimento interno (cm)	135,0
Comprimento do divisor das pistas (cm)	95,0
Largura das pistas (cm)	18,0
Largura interna (cm)	40,0
Distância entre defletores e Divisor das pistas (cm)	8,5
Distância entre defletores e borda interna (cm)	8,5
Espessura do divisor das pistas e defletores (cm)	1,0
Volume total (L)	216,0
Volume operado (L)	150,0
Quantidade de pás	4
Comprimento das pás (cm)	35,0
Velocidade do líquido (m.s^{-1})	0,3
Rotação por minuto (rpm)	17,0
Vazão de ar (L.min^{-1})	10,0
Área superficial iluminada (m^2)	0,5

A LR foi construída em fibra de vidro, com canais em circuito fechado, formato retangular, bordas arredondadas e com defletores arredondados nas duas extremidades. A LR ainda conta com um registro de fundo para drenagem da biomassa, um registro na lateral inferior para saída do esgoto após o período de cultivo das microalgas e um extravasor para manutenção do volume ocupado pela cultura de microalgas.

O reator foi confeccionado com um pequeno declive para que o fluxo da cultura de microalgas seguisse ao sistema de descarte instalado. Foi fixada uma régua na parede interna da lagoa para facilitar o enchimento da unidade até a altura/volume desejado, bem como monitorar a evaporação ou aumento do volume devido à PP. O sistema foi operado com lâmina líquida de 30 cm, conforme sugerido na literatura (BOROWITZKA, 1999; CHISTI, 2007; HUESEMANN et al., 2013; SUTHERLAND et al., 2013), correspondendo a um volume de 150 L.

O sistema de recirculação e mistura foi promovido por um rotor contínuo com 4 pás, bem como dois compressores ($10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$) (Sete Star - S-6000) conectados a mangueiras com pedras porosas nas extremidades.

Para iniciar o experimento, 15 L (10% v.v) do esgoto da última batelada realizada no FBR-FP foi transferido como inóculo para a LR em escala piloto instalada na FEB/UNESP ($22^{\circ}35'1,30''\text{S } 49^{\circ}03'2,95''\text{O}$) e, após 7 dias de aclimação, o experimento foi iniciado.

2.3. Resultados e discussão

2.3.1. Parâmetros abióticos

Os resultados da temperatura do efluente, valor de pH e OD durante o tratamento na LR podem ser visualizados na Figura 2-2. No geral, o valor de pH obteve correlação negativa com a IL, enquanto a temperatura e OD apresentou correlação positiva (Apêndice 2-a ao Apêndice 2-d).

Devido a configuração física da LR, a amplitude térmica do efluente não foi elevada quando comparada com o FBR-FP no Capítulo 1. No entanto, as diferentes estações do ano em que o experimento foi executado colaboraram para a diferença significativa entre S1 e S2 ($P=0,045$), L1 e L2 ($P=0,005$) e S1 e L1 ($P=0,013$).

As CE com IL natural obtiveram uma média de temperatura maior (L1=24,0 °C e CV=29%; L2=24,7 °C e CV=27%) em comparação com as CE sombreadas (S1=23,6 °C e CV=20%; S2=23,7 °C e CV=20%).

Em geral, a temperatura ideal para o crescimento microalgal está entre 15° C e 30 °C (LÓPEZ-SÁNCHEZ et al., 2022). No entanto, isto pode variar dependendo da cepa de microalga. Algumas espécies identificadas que predominaram no tratamento da LR, como *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Desmodesmus* e cianobactérias coloniais, possuem melhor crescimento em diferentes faixas ótimas de temperatura. As temperaturas encontradas no efluente provavelmente não afetaram negativamente o desenvolvimento de algumas destas espécies encontradas na LR na maior parte do estudo.

A *Chlorella pyrenoidosa*, por exemplo, possui temperatura ótima em 27 °C (YANG; DING; ZHANG, 2008), mas continua se desenvolvendo a temperaturas em torno de 42 °C (SAKAI et al., 1995); a *Chlorella sorokiniana* possui crescimento ótimo situado em 37 °C (VERGARA et al., 2016); a espécie *Scenedesmus obliquus* apresenta melhores condições de cultivo em temperatura de 30 °C (GUEDES et al., 2011); e foi relatado uma temperatura ideal entre 23 °C a 27 °C para *Desmodesmus communis* (VANAGS, et al. 2015). Para cianobactérias,

o crescimento é atingido por grande parte dos gêneros em temperaturas acima de 25 °C (CARMICHAEL, 2000), com temperatura ideal identificada como $30,6 \pm 2,3^{\circ}\text{C}$ (NALLEY, et al. 2018).

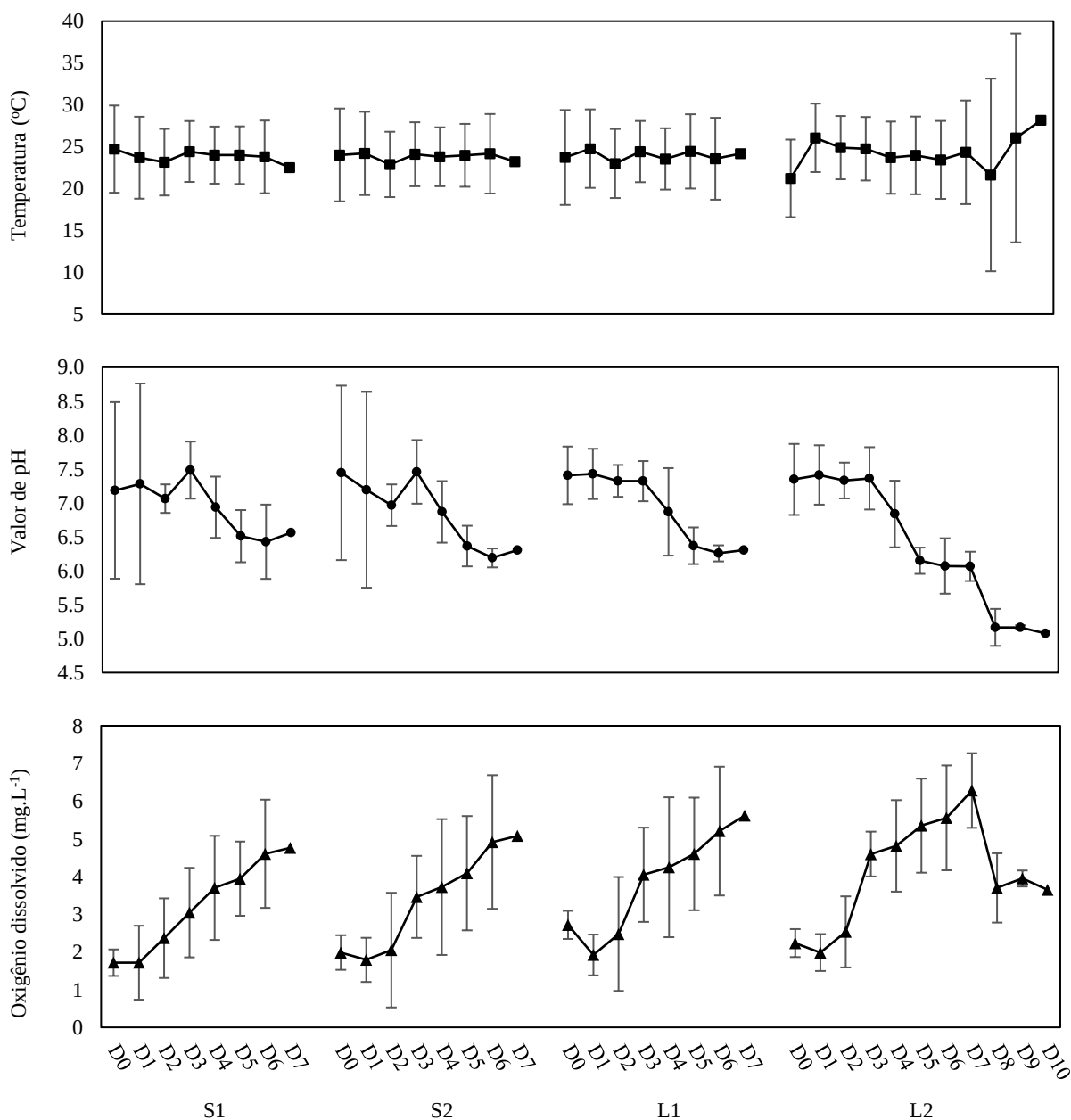


Figura 2-2: Valores de temperatura, valor de pH e oxigênio dissolvido no tratamento da LR (n=8.640 por dia para temperatura e valor de pH; n=18 por dia para OD)

Para o pH, geralmente as microalgas crescem em valores entre 5 e 9, mas isto também dependerá da cepa utilizada (SAKARIKA; KORNAROS, 2016). Como exemplo, a espécie *Chlorella vulgaris* se desenvolve melhor em valores de pH entre 6,5 e 7,0 (WANG et al., 2010); duas espécies de *Scenedesmus* apresentaram crescimento aumentado em valor de pH 7,0

(DIFUSA et al., 2015); a espécie *Desmodesmus* sp. obteve bons resultados quando incubada sob valor de pH entre 7,0 a 9,0 (IKRAM, et al. 2021); e o crescimento ideal da maioria das cianobactérias é em altos valores de pH, entre 7,5 e 10,0 (FANG et al. 2018).

É possível verificar um comportamento semelhante entre as CE, com queda nos valores de pH até o fim das bateladas. Contudo, a diferença significativa ($P < 0,050$) para o valor de pH foi observada apenas entre as CE com alteração da IL (S1-L1 e S2-L2), o que pode indicar que a IL de cada uma dessas condições influenciou a atividade fotossintética das microalgas.

Apesar de baixa conforme o decorrer das bateladas, o valor de pH no efluente, no geral, permaneceu dentro da faixa ideal para crescimento das microalgas, com uma média entre 6,4 (CV=6%) na L2 a 6,9 (CV=10%) na S1. Entretanto, as cianobactérias podem ter sido as principais prejudicadas pelos valores de pH evidenciados no tratamento da LR.

Ao contrário do valor de pH, o OD aumentou no decorrer do tratamento e, alcançando valor máximo no dia 7 das CE com IL natural (L1=5,6 mg.L⁻¹ e CV=30%; L2=6,3 mg.L⁻¹ e CV=22%). É importante destacar que a LR possuía duas formas de mistura, podendo ter elevado a difusão de OD no meio.

Uma diferença significativa foi encontrada apenas entre S1-S2 ($P = 0,020$) e S1-L1 ($P < 0,001$). Provavelmente, as menores concentrações encontradas na Fase sombreada tenham sido influenciadas pela menor iluminação e menores temperaturas do efluente.

Comparando os resultados dos parâmetros com a portaria nº 430/2011 (BRASIL, 2011), todas as CE finalizaram o tratamento com valor de pH acima de 5,0, se enquadrando à legislação ambiental que preconiza uma faixa de pH entre 5 e 9 no efluente que será lançado em corpos d'água receptores. Com relação à temperatura, não houve valor acima de 40 °C em nenhuma CE, atendendo as exigências da portaria.

2.3.2. Remoção de carbono orgânico e inorgânico

Os resultados da Alc, AOV e DQO_d durante o tratamento na LR podem ser visualizados na Figura 2-3. Para o C inorgânico, representado pela análise de Alc, não houve diferença significativa entre as CE ($P > 0,050$). O consumo dessa fonte de bicarbonato foi significativo em todos os intervalos de tempo ($P < 0,050$) de todas as CE e, ao observar as bateladas de perfil, a redução quase total ocorria até o dia 5 (Apêndice 2-e). O maior consumo ocorreu principalmente na L1 (90%) e L2 (92%), no entanto, a remoção elevada da Alc pelas microalgas não proporcionou o aumento no valor de pH que é típico em consórcios microalgais.

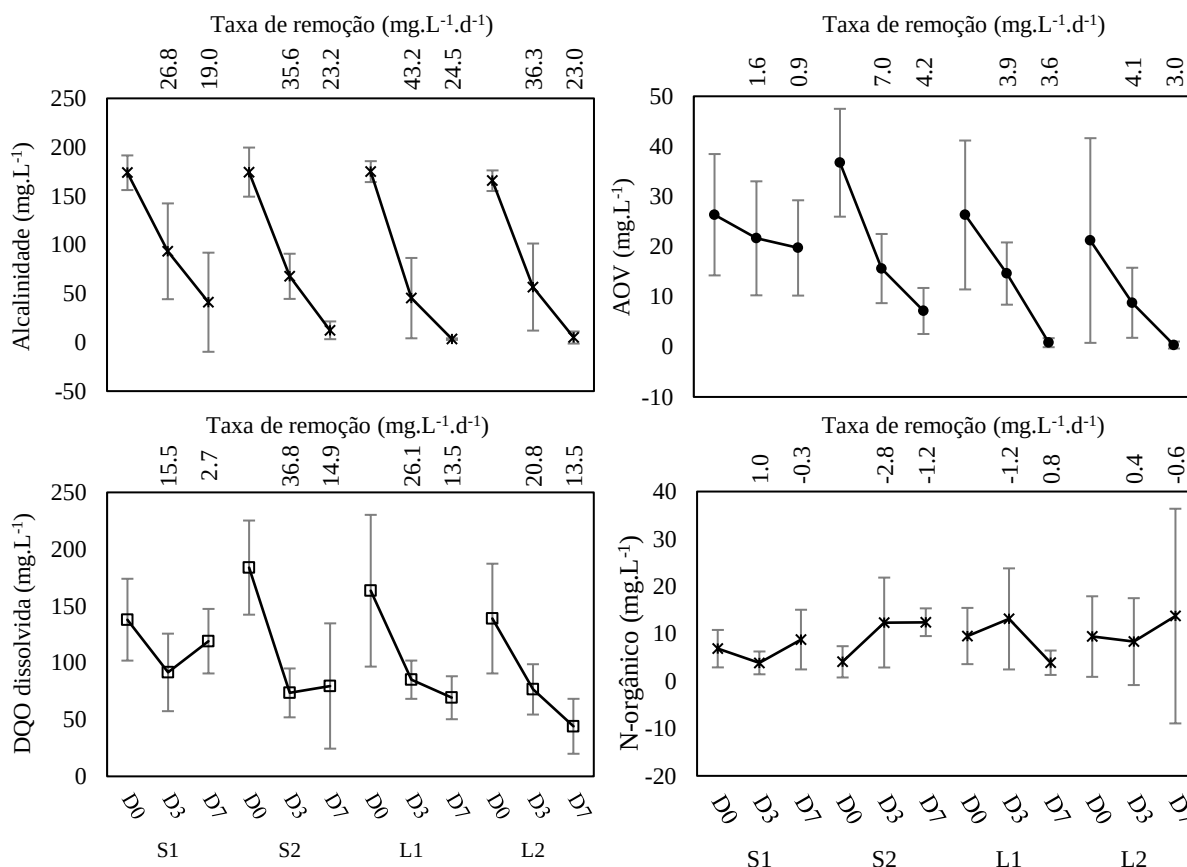


Figura 2-3: Valores médios de alcalinidade total, ácidos orgânicos voláteis, demanda química de oxigênio dissolvida e nitrogênio orgânico no tratamento da LR (n=18 por dia)

Uma estimativa do consumo de CO_2 como fonte de C inorgânico também foi avaliada com base na F_{CO_2} na biomassa. a F_{CO_2} era significativa até o dia 3 ($P < 0,050$), com os maiores valores encontrados na L1 (151,9 mg.L^{-1} e $\text{CV}=85\%$) e L2 (286,8 mg.L^{-1} e $\text{CV}=137\%$). Entretanto, em TDH de 7 dias, a F_{CO_2} em todas as CE era reduzida devido à redução de SST no efluente (dados que serão abordados no tópico 2.3.6), com a degradação das células e aumento da DQO_d no meio. A diminuição da F_{CO_2} influenciou nos baixos valores de pH, além da baixa atividade fotossintética, pois o CO_2 não fixado reage com a água para formar carbonato e o efluente passa a ser mais ácido.

Apesar de não ser um dos objetivos do estudo, é possível supor que o tratamento na LR, por ser um sistema aberto, pode ter promovido mecanismos de volatilização para remoção dos fármacos na S2 e L2 (MATAMOROS et al., 2016).

O comportamento da remoção de C orgânico, estimado pela análise de DQO_d , foi semelhante e sem diferença significativa entre as CE ($P > 0,050$). Houve remoção significativa até um TDH de 3 dias ($P < 0,050$), com maiores remoções de DQO_d verificadas na S1 (45%) e S2 (53%). Posteriormente, ocorria um aumento da concentração de matéria orgânica no

efluente. A L2 foi a única CE com remoção constante até o dia 7, mas ao observar as bateladas de perfil, o aumento de DQO_d ocorreu a partir do dia 8 (Apêndice 2-e).

A maior temperatura, maior concentração de OD e menor valor de pH observada na L2 pode ter influenciado o resultado satisfatório na DQO e, possivelmente, também tenham influenciado a remoção de fármacos, já que estes servem como fonte extra de C. O OD também influencia a microbiologia e, portanto, a biodegradação e a biossorção de contaminantes emergentes (MARYJOSEPH; KETHEESAN, 2020). Outro estudo provou que a temperatura mais alta resultou em um aumento na eficiência de remoção de contaminantes farmacêuticos, como analgésicos e anti-inflamatórios (VILLAR-NAVARRO et al., 2018).

Foi relatado que o valor pH afeta a estrutura, sorção e cinética de remoção de contaminantes emergentes (GARCÍA-GAL et al., 2020). Os autores observaram que um valor de pH elevado durante a fotossíntese das algas pode promover a dessorção de produtos farmacêuticos, resultando em maior concentração desses contaminantes no efluente do que a observada no afluente.

O aumento da secreção de C orgânico pelas microalgas Na S1, S2 e L1 pode ser inconveniente no cultivo de microalgas, pois pode estimular o crescimento bacteriano, contribuindo para a diminuição da proporção microalgal no meio, como verificado nos resultados de Assemany et al. (2015) ao estudar a influência da radiação solar em um CMB em LR.

Os resultados indicam que, no geral, um TDH em torno de 3 a 4 dias seria o mais indicado para o tratamento com a LR nas condições operacionais/climáticas do estudo. Uma possível explicação para oscilação da concentração de DQO_d no efluente foi explanada no 1.3.2 do Capítulo 1. Além disso, a rápida redução de DQO_d nos primeiros dias foi provavelmente devido, além da presença das microalgas, à presença também de uma comunidade bacteriana e protozoária facultativa bem adaptada já presente no esgoto sanitário que degradaram a matéria orgânica rapidamente, conforme relatado por Galès et al. (2019) em um trabalho analisando a interação ecológica no tratamento de esgoto sanitário em LR em diferentes climas.

Oliveira e Von Sperling (2005) avaliaram o tratamento composto por reator anaeróbio + pós-tratamento (inclui: filtro aerado, filtro anaeróbio, filtro biológico percolador, flotação, lagoas facultativas e lagoas de polimento) de 166 ETEs do Estado de Minas Gerais e São Paulo e verificaram uma faixa de ER de DQO de 64 a 86%. Além disso, também compararam com a faixa reportada na literatura de 75 a 93%. Ao comparar com os dados do pós-tratamento da LR da presente pesquisa, é evidente que a remoção de DQO, na maior parte do estudo, ficou abaixo da eficiência proporcionada por outros pós-tratamentos implementados nas ETEs brasileiras,

principalmente na E1, refletindo em uma inviabilidade na implementação desse sistema nas ETEs se o objetivo for remoção de matéria orgânica.

Os valores de AOV durante o tratamento na LR em 3 e 7 dias não apresentaram diferença significativa entre as CE ($P>0,050$). O consumo dessa fonte de acetato pelas microalgas manteve o mesmo comportamento que a DQO_d, com remoção até o dia 3, entretanto, apenas na S1 e S2 a redução até esse TDH foi significativa ($P<0,050$), com 71% de remoção. A concentração de AOV se elevou nos dias posteriores pela liberação da matéria orgânica contida na biomassa, o que também indica que essa fonte de alimento para as microalgas tem sua redução máxima em torno de 3 a 4 dias.

Os resultados encontrados para C orgânico também corroboraram com o comportamento de N-orgânico no efluente, com oscilações constantes nas concentrações nas bateladas de perfil (Apêndice 2-e). A razão mais plausível para o aumento do teor de C do efluente é a liberação de C orgânico pelas microalgas.

Estudos anteriores sobre o tratamento de 4 tipos de esgotos utilizando *Chlorella* sp. demonstraram que as microalgas liberam pequenas moléculas orgânicas, como o ácido glicólico, especialmente durante a Fase estacionária no crescimento autotrófico (WANG et al., 2010). É possível que o efluente na LR após 3 dias possa ter se esgotado de C orgânico utilizável e mudado para crescimento autotrófico, como citado por Kim et al. (2014) ao tratar esgoto sanitário por CMB em LR com diferentes TDHs.

2.3.3. Remoção de nitrogênio

Dentre os processos de redução de N, sua remoção na LR ocorreu de forma mais relevante por meio da assimilação pelas microalgas e oxidação por bactérias nitrificantes (Figura 2-4). Além disso, no geral, o N-amoniaco obteve correlação negativa com a IL e positiva com o valor de pH e, por outro lado, o NO₂ e NO₃ apresentaram correlação positiva com a IL (Apêndice 2-a ao Apêndice 2-d).

Não houve diferença significativa na remoção de N-amoniaco entre as CE ($P>0,050$) e a depuração foi significativa para todas as CE em TDH de 7 dias ($P<0,050$) e apenas para S2 e L1 no intervalo do dia 0-3 ($P<0,050$), resultando em uma taxa de remoção mais rápida nessas CE. A S2, L1 e L2 registraram uma eficiência final acima de 80%, enquanto a S1 finalizou com 45%. A menor eficiência na remoção de N-amoniaco corrobora com os resultados menos satisfatórios para essa CE nos parâmetros de C orgânico e inorgânico.

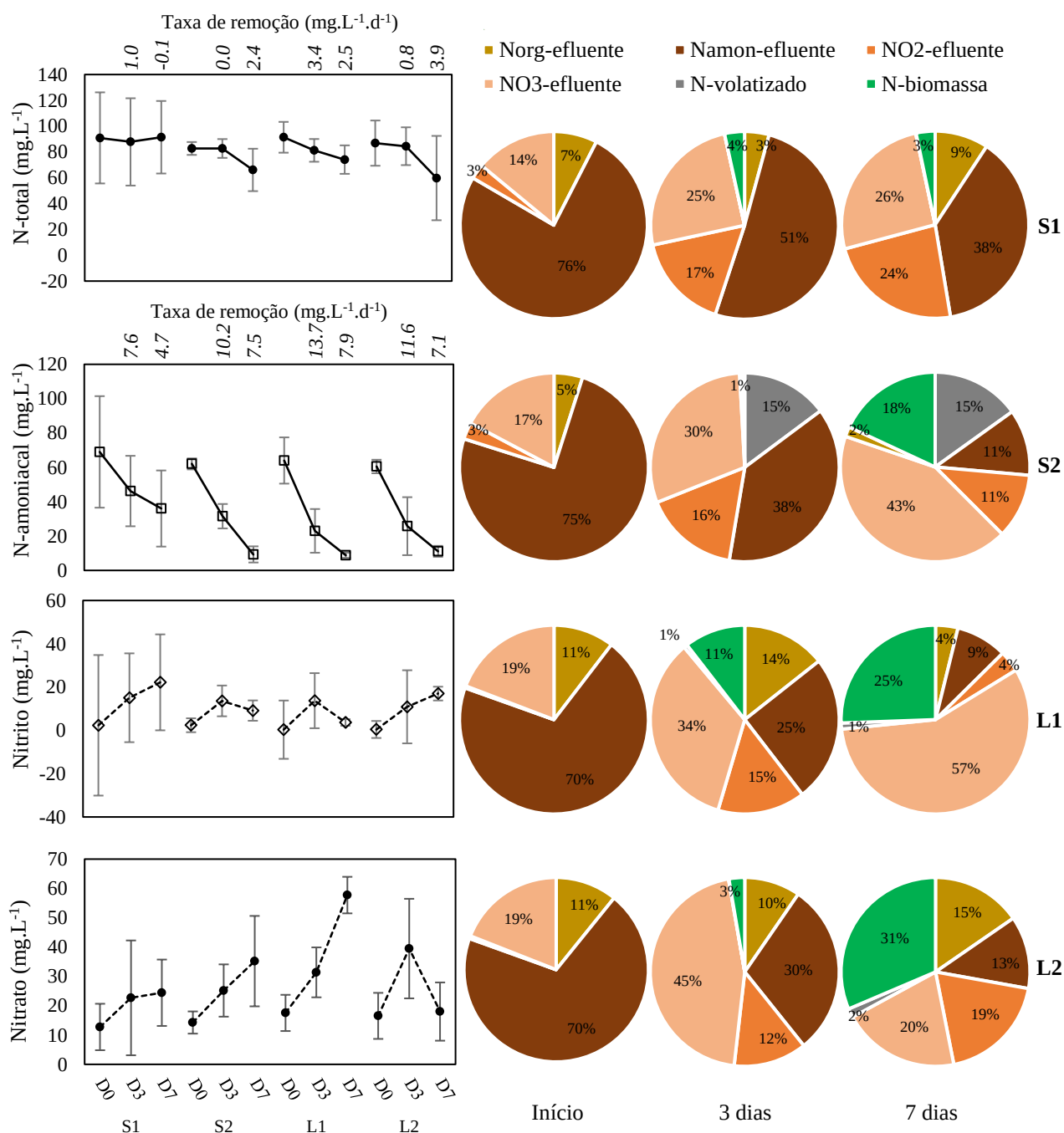


Figura 2-4: Valores de N-total, N-amoniacal, nitrito e nitrato no tratamento da LR (n=18 para cada dia) e teores (%) em cada TDH

Os fármacos introduzidos na S2 e L2 também podem ter colaborado na remoção de N-amoniacal. Uma remoção simultânea de N-amoniacal e naproxeno foi observada por Helbling et al., (2012) como consequência das biotransformações cometabólicas induzidas por bactérias aeróbicas autotróficas. Alguns autores sugeriram que a enzima amônia monooxigenase é o catalisador responsável pelo co-metabolismo dos micropoluentes e N-amoniacal (YI et al., 2006). Contudo, a IL talvez não tenha interferido nesse processo, pois a biossorção para a

biomassa e a biodegradação parecem ser as principais rotas de eliminação de hormônios em lagoas de alta taxa (HOM-DIAZ et al., 2015; ZHANG et al., 2014).

O baixo valor de pH e temperatura observado em todas as CE não favoreceu a formação de AL, cujos maiores valores foram apenas 0,18 mg.L⁻¹ (CV=152%) e 0,14 mg.L⁻¹ (CV=127%) no dia 3 da S1 e S2, respectivamente.

Mantovani et al. (2020) e Posadas et al. (2013) citam que com valores de pH na faixa do presente estudo há baixa geração de AV e ocorre a inibição na formação de AL que, segundo Qiu et al. (2017), é tóxica para as microalgas em elevadas concentrações. A geração de AV na LR permaneceu apenas entre 4,0 e 4,6% durante todo o período experimental e não foi observada diferença significativa entre as CE ($P>0,050$).

Com relação à oxidação do N-amoniaco, a foto-oxigenação pode ter sido suficiente para sustentar a nitrificação e todas as CE registraram elevada eficiência de nitrificação, sem diferença significativa entre elas ($P>0,050$) e variando de 63% (CV=53%) na S1 a 94% (CV=16%) na L1. Essa nitrificação em esgoto sanitário anaeróbio se deve à transformação do NH₄ em NO₂ pela bactéria *Nitrosomonas* e depois em NO₃ pela bactéria *Nitrobacter* (RUIZ-MARTINEZ et al., 2012).

Em todos os TDH de 3 e 7 dias a concentração de NO₃ foi maior que a de NO₂, evidenciando uma rápida etapa de nitratação e uma boa adaptação das BONs ao cultivo. Contudo, na S1 e L2 a concentração de NO₂ continuou se elevando a partir do dia 3, indicando uma melhor adaptação e competição das BOAs nessas CE. Ao mesmo tempo, foram as CE com menor aumento de NO₃ entre o dia 3 e 7 (S1) ou com registro de redução no mesmo intervalo de tempo (L2).

Segundo Jebali et al. (2018b) o NO₃ começa a ser removido quando a concentração de N-amoniaco é consideravelmente reduzida. A depuração observada na L2 também mostra que nessa CE as microalgas foram capazes de absorver o NO₃ nos dias finais das bateladas, ou seja, as microalgas se sobressaíram na competição por espaço e alimento com as BONs e o NO₃ absorvido contribuiu para obtenção de 44% de N assimilado na biomassa microalgal na L2.

Resultados semelhantes foram encontrados em uma LR por Dahmani et al. (2016) ao cultivarem *Chlorella pyrenoidosa* em esgoto sanitário, onde a redução do NO₃ só foi notada no final do período de cultivo e quase 90% do N-amoniaco foi removido. É possível supor que aumentando o TDH das bateladas, as microalgas começariam a assimilar esta forma de N em função da escassez de N-amoniaco na LR do presente estudo.

Portanto, dentre os processos de redução de N, sua remoção na LR ocorreu de forma mais relevante por meio da assimilação pelas microalgas e oxidação por bactérias nitrificantes.

2.3.4. Remoção de fósforo

Não houve diferença significativa nos valores de P-total e fosfato entre os diferentes TDHs de cada CE ($P>0,050$), bem como entre o tratamento das 4 CE ($P>0,050$) (Figura 2-5).

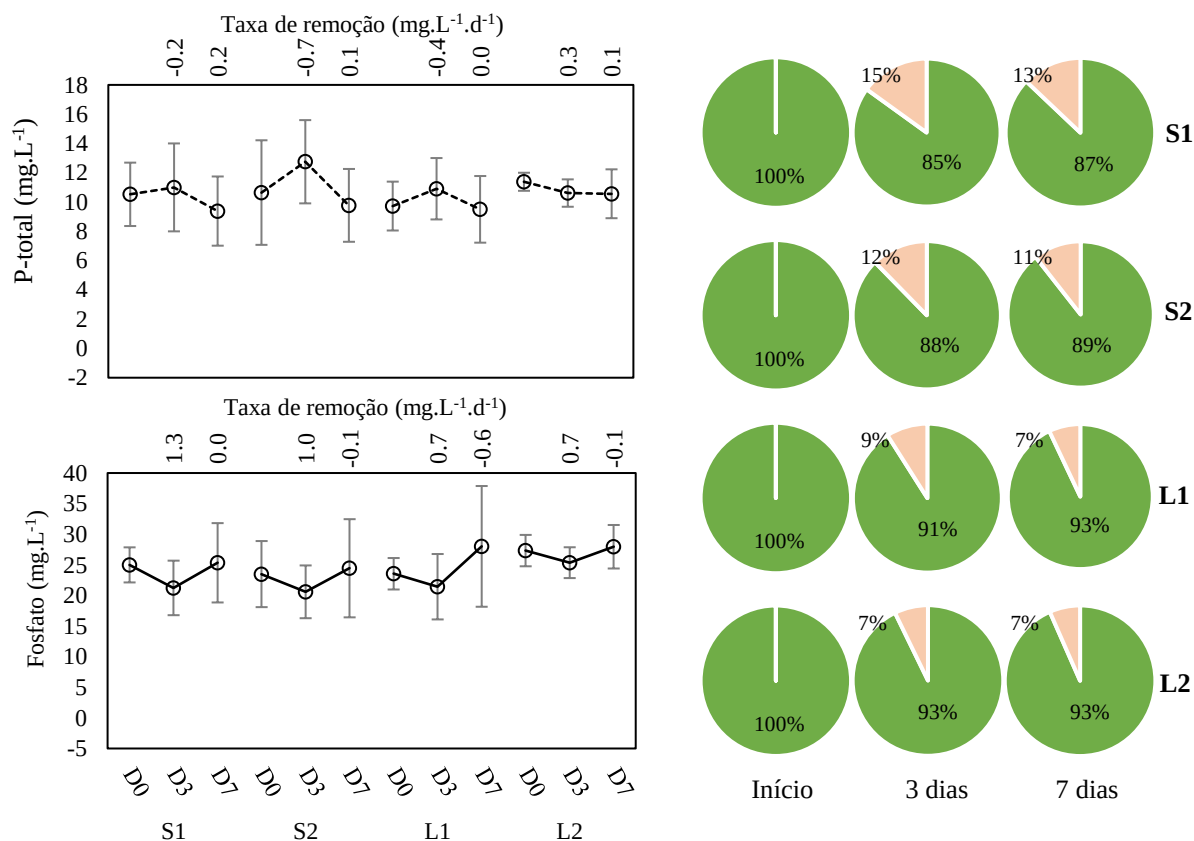


Figura 2-5: Valores de P-total e fosfato no tratamento da LR (n=18 para cada dia) e teores (%) em cada TDH

No geral, os compostos fosfatados obtiveram correlação positiva com a DQO_d (Apêndice 2-a ao Apêndice 2-d) e, da mesma forma que a DQO_d , o fosfato em todas as CE foi removido em um TDH de 3 dias e a concentração se elevava até o dia 7, ou seja, a ER só foi observada em 3 dias. Por outro lado, a concentração de P-total se elevava até o dia 7 e, em seguida, era reduzida até o fim das bateladas. Uma oscilação constante dos dois parâmetros pode ser verificada nas bateladas de perfil (Apêndice 2-e). A maior remoção de fosfato no dia 3 e de P-total no dia 7 foi observada na S1, com apenas 15% e 11%, respectivamente.

Como o valor de pH não se elevou durante o experimento, a precipitação química de P que ocorre em condições alcalinas pode não ter acontecido, contribuindo para a baixa ER deste nutriente (TAN et al., 2016). Outra possibilidade é que o P inutilizável em formas orgânicas resultou nesta baixa ER, dado que microalgas como *Chlorella vulgaris* (espécie com dominância ao longo deste estudo) não poderia utilizá-los para crescimento, como observado

em pesquisa realizada por Ge et al. (2018) durante tratamento de esgoto centrifugado em FBR de coluna em condições controladas e diferentes regimes de IL.

Ainda sobre o P-total, no trabalho de Oliveira e Von Sperling (2005) foi levantada uma faixa de ER de PT de -8 a 49% no tratamento composto por reator anaeróbio + pós-tratamento em 166 ETEs analisadas. Comparado ao presente estudo, as duas Etapas apresentaram ER de PT dentro desta faixa relatada, mas com porcentagens ainda distantes do valor máximo de 49% encontrado nestas ETEs, ou seja, a LR poderia ser utilizada como possível substituto para apenas algumas das unidades de pós-tratamento mais usuais das ETEs brasileiras.

A maior ER de N em relação ao P pode indicar que nenhum dos nutrientes está em proporções adequadas, conforme relatado por Olguín (2012) em seu artigo de revisão sobre sistema microalga-bactéria. Os dados da presente pesquisa corroboram com estudo desenvolvido por Galès et al. (2019), onde a remoção quase completa de N-amoniaco e apenas remoção parcial de fosfato em LR sugeriria um consumo excessivo de N-amoniaco em relação ao fosfato, tornando o N o principal recurso que controla a produção de biomassa microalgal. Além disso, os autores citam que ERs de fosfato muito baixas em LR são atribuídas às condições de crescimento menos favoráveis das microalgas, somadas com uma forte competição de N-amoniaco com bactérias nitrificantes.

2.3.5. Relação entre nutrientes

Com relação às razões N:P, não houve diferença significativa entre as CE ($P > 0,050$). Oviedo et al. (2022) citam que uma relação próxima a 12 seja necessária para a remoção de N e P sem limitação de nutrientes. Fernandes et al. (2017) estudaram o cultivo de microalgas em água negra digerida anaerobiamente em FBR-FP e IL média de $945 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e verificaram que relações N:P entre 9 e 15 foram consideradas as mais adequadas para o crescimento de microalgas, como a *Chlorella*.

Arbib et al. (2013) estudou o cultivo de *Scenedesmus obliquus* em FBR em batelada tratando esgoto sanitário e identificou relação ótima de N:P entre 9 e 13 para obtenção de remoção total de N e P e alcance de uma PB ideal. Por fim, no trabalho de Pick e Lean (1987) foi possível levantar 12 espécies de cianobactérias e a relação N:P ótima variou de 4 a 21.

Apenas a L1 iniciou a CE com uma relação N:P média acima de 9,0 (9,5 e CV=13%). Todavia, apenas a S1 registrou aumento dessa relação em TDH de 3 dias (10,2 e CV=30%) e TDH de 7 dias (9,8 e CV=9,8%). Ao mesmo tempo, foi a CE com maior remoção dos compostos fosfatados e menor assimilação de N pelas microalgas.

Segundo Arcila, Céscpedes e Buitrón (2021), quando a relação N:P é menor que o máximo ideal para PB, a remoção de P diminui devido à limitação de N. Assim, em sistemas baseados no CMB em que os nutrientes são compartilhados, uma vez que muitos mecanismos de remoção de N podem ocorrer (por exemplo, nitrificação ou volatilização de amônia), é de extrema importância garantir a disponibilidade de N-amoniaco para remoção eficiente de fosfato (CHOI; LEE, 2015). Como a remoção de N-amoniaco na LR do presente trabalho foi significativa já nos primeiros dias das bateladas, a remoção de P foi prejudicada.

Os resultados da LR mostram que, em geral, a remoção de N e PT no tratamento foi independente das razões iniciais de N:P do esgoto sanitário. O valor inicial de P não influenciou a remoção de N, como também destacado por Rausch e Bucher (2002) em um trabalho de revisão sobre mecanismos moleculares no transporte de P, pois a concentração de P tem pouco impacto na taxa de remoção de N; possivelmente porque baixas concentrações de P podem promover a produção de proteínas de transporte contendo N, permitindo a assimilação contínua de nutrientes em ambientes com baixo teor de P.

A análise de DQO_d e o parâmetro NT foram utilizados para obter a relação C:N e não houve diferença significativa da relação entre as CE ($P > 0,050$). Para a tecnologia de tratamento de efluente com microalgas, a relação C:N apropriada foi encontrada na faixa de 7 a 39 (SAMORÌ et al., 2013). A relação C:N encontrada no estudo foi inferior, com uma média inicial entre as CE de 1,9 e final de 1,4. Esses resultados evidenciam escassez de C no meio e pode ter prejudicado a remoção de P no efluente e PB.

Foi relatado na literatura que em condições onde a nitrificação é relevante e onde não haja suplementação de CO₂, é provável que a competição entre bactérias nitrificantes e microalgas por CO₂ resulte em limitação de C para estas (MANTOVANI et al., 2020). Ademais, a rápida absorção de Alc como fonte de C inorgânico e a desprezível inserção de CO₂ atmosférico no meio pelo sistema de mistura podem ter ampliado a escassez de C.

Em uma pesquisa realizada por Meng et al. (2019) com diferentes relações C:N para bioconversão de bactérias fotossintéticas, foi observado que a melhor relação C:N foi diferente para diferentes propósitos: para remoção de DQO, a melhor relação C:N foi 2; para remoção de N-amoniaco, a melhor relação C:N foi 400; e para PB, a melhor relação C:N foi 100-50.

As relações encontradas no presente estudo com FBR-FP se aproximam apenas para remoção de DQO e, como abordado anteriormente, a remoção foi significativa até o dia 3 das CE ($P < 0,050$).

A escassez de C no cultivo pode ter afetado negativamente à biorremediação dos fármacos na S2 e L2, bem como a remoção dos nutrientes. Alguns estudos que tentaram

remover contaminantes emergentes de esgotos sanitários mostraram que o crescimento de microalgas foi limitado pela disponibilidade de C (AGÜERA; PLAZA-BOLAÑOS, 2020; SAKARIKA et al., 2020). Além disso, Posadas et al. (2014) relataram que a biodegradabilidade dos ECs se correlaciona bem com a proporção C:N:P das águas residuais na ausência de compostos inibitórios ou recalcitrantes. Os autores verificaram que a biodegradabilidade ótima foi alcançada na proporção C:N:P de 100:18:2.

2.3.6. Crescimento microalgal

Devido as oscilações nos parâmetros abióticos no decorrer das CE, não seria possível afirmar que no presente estudo os micropoluentes adionados na S2 e L2 atuaram como limitantes a fisiologia microalgal. Wilt et al. (2016) obtiveram resultados semelhantes no crescimento da biomassa algal em meio com e sem a contaminação por fármacos previamente selecionados, confirmando a ausência de efeitos tóxicos agudos sobre a espécie de *C. sorokiniana*.

No decorrer do estudo, foram identificados os gêneros de microalgas elipsóides (*Scenedesmus* e *Desmodesmus*) e cocóides (*Chlorella*), cianobactérias coloniais (*Aphanocapsa*) e filamentosas (*Oscillatoria*) e presença de rotíferos e ciliados em todo período de cultivo.

Os resultados da identificação corroboram com outras pesquisas realizadas no Brasil:

- Assemany et al. (2015) identificaram maior número de indivíduos do gênero *Desmodesmus* sp. no verão e outono, e do gênero *Chlorella* sp. no inverno e primavera em LR operadas na região Sudeste;
- Barthel, Oliveira e Costa (2008) afirmaram que *Chlorella* sp. foi a espécie dominante durante todo o período de amostragem (fevereiro-outubro) em suas LR tratando dejetos suínos, localizados no Sul;
- Ruas et al. (2022) pesquisaram 3 lagoas de alta taxa em escala piloto e ambiente externo operadas na região Centro-Oeste, com TDH de 5 dias e com sombreamento de 50% em todas as lagoas e adição de CO₂ apenas na primeira lagoa, e verificaram diferentes variações na população de *Chlorella* sp., *Scenedesmus acutus* e *Scenedesmus obliquus*, com menor e maior abundância de *Scenedesmus obliquus* e *Scenedesmus acutus*, respectivamente, na lagoa que recebeu injeção de CO₂;
- Ruas et al. (2020), também com as mesmas lagoas, mas sem sombreamento e com TDH de 5 dias nas duas primeiras e 7 dias na última lagoa. Os autores

inocularam as lagoas com um consórcio formado principalmente por *Chlorella* sp. e aos poucos, *Scenedesmus* sp., substituiu a biomassa original, obtendo 100% de dominância na lagoa 1, 99% na lagoa 2 e 90% na lagoa 3.

Os parâmetros relacionados com o crescimento microalgal estão apresentados na Figura 2-6. Ao analisar o crescimento microalgal por meio da DC, as CE executadas na LR não foram favoráveis para o aumento na quantidade de células, principalmente nas CE sombreadas. Um alto crescimento de microalgas é essencial para o funcionamento eficiente de uma LR, pois uma redução no número de células microalgais desestabilizaria o sistema devido à falta de oxigênio adequado para as bactérias (MEDINA; NEIS, 2007).

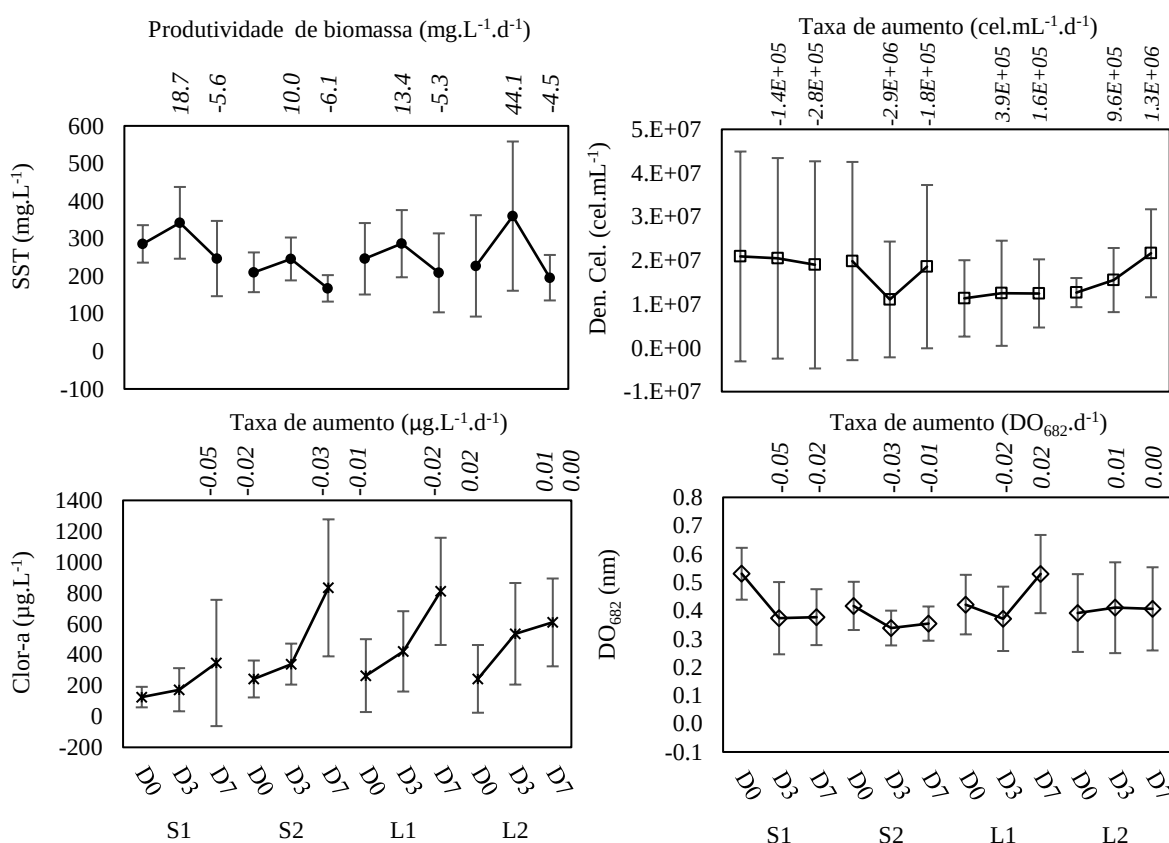


Figura 2-6: Valores de SST, PB, DC, clor-*a* e DO₆₈₂ no tratamento da LR (n=18 por dia)

É possível supor que o bloqueio de 50% da IL pode ter promovido a fotolimitação, pois sob baixos níveis de radiação solar as microalgas não tinham energia suficiente para suprir suas necessidades de crescimento. Por outro lado, as CE sem aplicação de sombrite podem não ter proporcionado fotoinibição para o consórcio.

Para DC, foi observado que não houve diferença significativa entre as CE ($P>0,050$), contudo, a S1 e S2 apresentaram apenas decaimento no número de células até o dia 7, enquanto que na L1 e L2 ocorreu aumento de 9 e 42%, respectivamente. O Melhor resultado na L2 pode

ter ocorrido devido aos bons resultados na remoção de DQO_d, N, P-total e, possivelmente, pelos fármacos adicionados. A parede celular de microalgas contém polissacarídeos e proteínas que podem fornecer locais de adsorção para os contaminantes orgânicos, como os fármacos (FOMINA; GADD, 2014).

Os resultados de DC corroboram com os dados da relação DO_{682:540}, que não apresentaram valores acima de 1,0 em nenhum momento do estudo. Kliphuis et al. (2010) estudou a EF de *Chlorella sorokiniana* em um FBR em escala laboratorial de caminho de luz curto e elevada IL (1.500 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) e verificou que, para células saudáveis, a relação DO_{682:540} deve ser maior que 1,0. Em DO₅₄₀ as microalgas quase não absorvem luz e em DO₆₈₂, a luz é absorvida pela clor-*a*. Logo, quanto maior a quantidade de células presentes, melhor adaptação e crescimento. Além disso, a relação pode ser utilizada como parâmetro de indicação e controle para branqueamento de células por fotoinibição.

No geral, os resultados insatisfatórios de DC também corroboram com os resultados da relação clor-*a*:SSV, com valores abaixo de 1,0%, ou seja, as bactérias foram mais competitivas no tratamento da LR. Segundo Veloso et al. (1991), o valor da razão entre a clor-*a* e SSV pode servir como um indicador simples do estado da cultura microalgal e valores $\geq 1,0\%$ indicam uma cultura microalgal rica. Valores $< 1\%$ indicam haver maior contribuição dos organismos heterotróficos ao invés dos autotróficos na cultura.

O valor de pH das CE também pode ter propiciado condição para um desenvolvimento mais favorável para as bactérias heterotróficas. Segundo Park, Craggs e Shilton (2011), valores de pH até 8,0 permitem o crescimento contínuo de bactérias heterotróficas.

No geral, a clor-*a* apresentou correlação positiva com a IL e geração de OD (Apêndice 2-a ao Apêndice 2-d). A produção de clor-*a* foi significativa em 7 dias apenas na S2 e L1 ($P < 0,050$), mas não houve diferença significativa nos valores entre as CE ($P > 0,050$), com um aumento na concentração de clor-*a* de 60% na L2 a 71% na S1. Essa baixa variação na produção de clor-*a* pelas microalgas indica que ela é menos susceptível às alterações climáticas.

Os dois parâmetros mencionados oscilaram no decorrer das bateladas de perfil (Apêndice 2-e). Os baixos valores podem ser explicados por alguns fatores:

- Rápido aumento e acumulação de NO₂ que pode ser tóxico (MOGES; HEISTAD; HEIDORN, 2020). Seu acúmulo pode ser atribuído à morte de microalgas que liberam NO₂ rapidamente no ambiente, assim como outras formas de N, como consequência da degradação das membranas celulares (MIN et al., 2011);
- Baixa penetração de luz na LR (MANTOVANI et al., 2020);
- ambiente com bactérias mais competitivas por espaço e nutrientes;

- localização geográfica de clima quente que induziu a uma elevada evaporação do efluente e perda de CO₂;
- perda de CO₂ em função dos sistemas de mistura. Em uma pesquisa realizada por Zhang et al. (2020) ficou claro que o crescimento das microalgas foi deteriorado a uma aeração máxima de 100 mL.min⁻¹ devido à remoção de CO₂ por este processo.
- possível limitação por CO₂ também decorrente da competição entre microalgas e bactérias nitrificantes (MARAZZI et al., 2019); e
- baixo valor de pH, que afeta enzimas que catalisam o CO₂ no ciclo de Calvin e acidificam os cloroplastos, dando a coloração cinza turvo no efluente (MEHRABADI; FARID; CRAGGS, 2017).

O SST não apresentou diferença significativa entre as CE ($P > 0,050$) e sua concentração oscilou na média das bateladas, com produção de biomassa até o dia 3 e redução até o dia 7. Como consequência do comportamento oscilatório do SST, a PB foi promovida apenas em TDH de 3 dias, com o maior valor obtido na L2 (44,1 mg.L⁻¹.d⁻¹). É importante destacar que a PB pode ter sido maior, pois a membrana filtrante utilizada na análise de SST possuía porosidade de 1,2 µm e uma parcela de material sólido, microalgas e bactérias pode não ter sido retida na membrana e, conseqüentemente, não foi contabilizada no valor final de PB.

Os resultados da PB corroboram com a μ , em que os melhores resultados foram observados em TDH de 3 dias (com exceção da S1). Na S2 para as microalgas crescerem com um k de 0,33 divisão.d⁻¹, teria um t_d de 2,60 d⁻¹ e uma μ de 0,22 d⁻¹; na L1 para o crescimento com k de 0,09 divisão.d⁻¹, teria um t_d de 30,56 d⁻¹ e uma μ de 0,06 d⁻¹; e na L2 para o crescimento com k de 0,13 divisão.d⁻¹, teria um t_d de 8,84 d⁻¹ e uma μ de 0,09 d⁻¹.

No geral, os resultados indicam que um TDH mais baixo (3 a 5 dias) é favorável tanto para a depuração do esgoto sanitário quanto para a PB, indicando que esse sistema poderia ser ampliado para o modo contínuo e produziria resultados semelhantes em TDHs mais baixos. Este resultado também foi observado por Kim et al. (2014) ao tratar esgoto sanitário real por policultura microalgal em LR com diferentes TDHs, onde a PB reduziu significativamente em 0,50, 0,31, 0,24 e 0,21 g.L⁻¹.d⁻¹ para 2, 4, 6 e 8 dias, respectivamente.

Além dos motivos levantados, como fotolimitação, a oscilação nos parâmetros de crescimento microalgal observada nas bateladas (em especial nas bateladas de perfil - Apêndice 2-e) pode ter ocorrido devido ao autossombreamento, contaminação externa e presença de microrganismos predadores.

Barthel, Oliveira e Costa (2008) observaram que um sombreamento em lagoas secundárias dificultou a proliferação do fitoplâncton e impulsionou a ocorrência de predação de microalgas através do zooplâncton, causando menor densidade de microalgas durante todos os nove meses de monitoramento. Segundo Tan et al. (2016), predadores podem engolir milhares de células de microalgas todos os dias, e sua rápida reprodução pode colapsar o sistema de cultivo de microalgas em alguns dias.

Chang et al. (2014) citam que as células de *Chlorella*, muito valorizadas pelos herbívoros devido ao seu pequeno tamanho e formato esférico, são as primeiras células ingeridas pelos predadores. No entanto, graças à sua rápida multiplicação, a *Chlorella* pode dominar durante um período menos ensolarado, quando a população de predadores consiste essencialmente em protozoários. Por sua vez, as células de *Desmodesmus* são consumidas após a *Chlorella* devido ao seu maior tamanho, presença de espinhos e formação de colônias.

Estudos confirmaram que a reprodução de várias bactérias pode inibir o crescimento de microalgas e até mesmo matá-las pela excreção de substâncias extracelulares específicas (KIM; KIM; LEE, 2007). Além disso, a ausência da toxicidade de AL pode ter permitido a proliferação dos herbívoros de microalgas em um curto período. Tan et al. (2016) observaram que quando o valor de pH do efluente em uma LR subiu para a faixa de 8,3-8,8, a maioria dos herbívoros não pode suportar condições tão altas de AL e valor de pH e várias espécies predadoras foram identificadas no sistema de microalgas quando o pH variou de 5,7 a 7,3, incluindo *Amoeba* sp., *Paramecium* sp. e *Vorticella* sp.

Outro problema encontrado foi na amostragem nos dias de coleta. Foi observado visualmente que a mistura na LR não era suficiente para evitar a sedimentação da biomassa, o que causou uma diferença em sua concentração nas amostragens realizadas nos diferentes dias de análise em função do efluente mal homogeneizado.

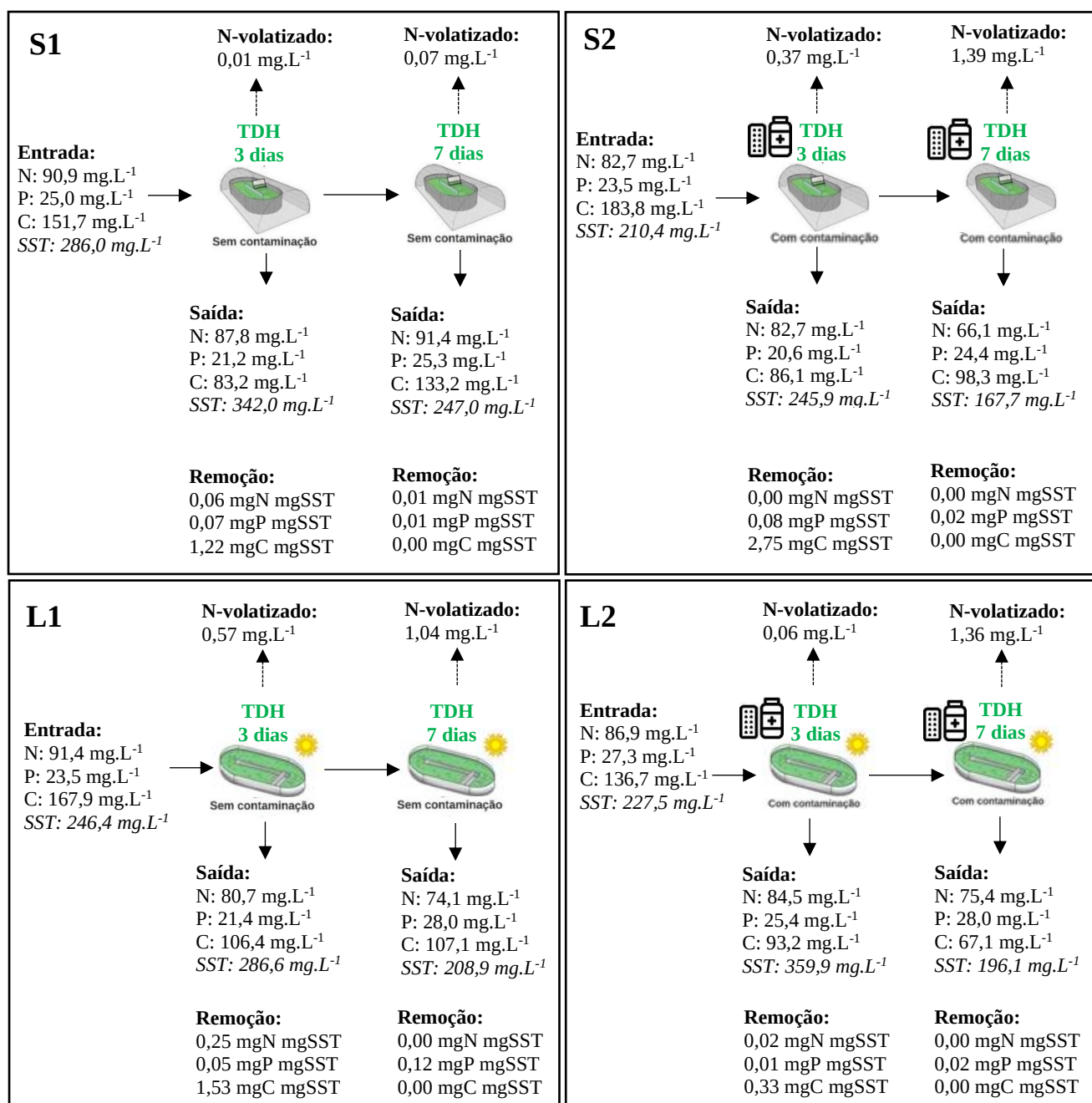
A relação C:L do canal da LR é um parâmetro importante para otimizar a sua geometria e promover uma mistura eficiente. A tensão de cisalhamento também é afetada pela relação C:L e uma relação mais baixa leva a uma tensão de cisalhamento mais alta (LIFFMAN et al., 2013) e quando a relação está acima de 8, a lagoa se comporta como um reator de fluxo pistão (RAYEN; BEHNAM; DOMINIQUE, 2019).

Pandey e Premalatha (2017) propõem uma relação L:C entre 6 e 7 e uma distância entre o fundo da lagoa e início da pá entre 5 e 8 cm para obter uma mistura suficiente e, no LR utilizado no presente estudo, a relação é de 7,5 e folga inferior de 12 cm. É possível presumir que o dimensionamento da LR e movimento das pás foi insuficiente para promover uma boa

mistura (como apresentado nos problemas de coleta e amostragem), no entanto, a tensão de cisalhamento pode não ter ocorrido.

2.3.7. Balanço de massa

A relação entre a redução dos nutrientes no efluente e a geração de biomassa no tratamento evidenciou que para o C e P, a maior absorção na biomassa ocorreu na S2, com 2,75 mC mgSST e 0,08 mgP mgSST no TDH de 3 dias, respectivamente (Figura 2-7).



Obs: DQO utilizada como parâmetro de C; Fósforo utilizado como parâmetro de P; N-total utilizado como parâmetro de N.

Figura 2-7: Balanço de massa para nutrientes e relação entre remoção e produção de biomassa

Para o N em TDH de 3 dias, a maior assimilação foi observada na L1 (0,25 mgN mgSST). Os maiores valores se devem pela baixa PB verificada na LR.

As relações remoção de nutrientes/aumento de biomassa que resultaram em valores negativos foram apresentador com valor 0,0. Estes valores se devem pela redução da concentração de SST entre o início e fim do tratamento. Além disso, a liberação de nutrientes contidos na biomassa para o efluente no decorrer das bateladas interferiu no balanço de massa.

2.3.8. Remoção de coliformes totais e *E. coli*

A remoção de CT e *E. coli* foi significativa em todas as CE ($P < 0,050$), com exceção da L2, cujo tratamento para redução de CT não foi significativo em 7 dias ($P > 0,050$), mas houve significância quando o TDH aumentou para 10 dias ($P < 0,050$) (Tabela 2-2).

Tabela 2-2: Valores de coliformes totais e *E. coli* no efluente (n= 18 por dia) e comparação entre normas sobre reúso agrícola

Condições experimentais		E. coli (UFC.mL ⁻¹)				CT (UFC.mL ⁻¹)			
		Média±DP	CV (%)	ER (%)	log	Média±DP	CV (%)	ER (%)	log
S1	D0	2,3x10 ⁴ ±1,2x10 ⁴	52	93	1,1	6,7x10 ⁴ ±3,2x10 ⁴	47	92	1,1
	D7	1,6x10 ³ ±3,2x10 ³	193			5,3x10 ³ ±5,7x10 ³	109		
S2	D0	1,9x10 ⁴ ±1,3x10 ⁴	69	86	0,9	5,5x10 ⁴ ±2,5x10 ⁴	45	89	1,0
	D7	2,6x10 ³ ±4,4x10 ³	172			6,2x10 ³ ±9,7x10 ³	157		
L1	D0	2,4x10 ⁴ ±1,8x10 ⁴	75	98	1,6	8,4x10 ⁴ ±6,4x10 ⁴	76	76	0,6
	D7	6,0x10 ² ±8,5x10 ²	142			2,0x10 ⁴ ±1,9x10 ⁴	94		
L2	D0	2,0x10 ⁴ ±1,5x10 ⁴	74	100	2,3	6,1x10 ⁴ ±5,6x10 ⁴	93	9	0,0
	D7	9,2x10 ¹ ±9,2x10 ¹	100			5,5x10 ⁴ ±7,4x10 ⁴	134		
		D10	5,6x10 ¹ ±6,2x10 ¹	110	100	2,5	2,6x10 ³ ±1,6x10 ³	64	96
Normas/ Legislação		Uso Irrestrito							
OMS		NA		10 ⁰ a 10 ⁵ NMP.100 mL ⁻¹ (5)					
USEPA		ND.100 mL ⁻¹ (1)		NA					
PROSAB		< 10 ³ NMP.100 mL ⁻¹ (2)		NA					
NBR 13.969		≤ 5x10 ³ NMP.100 mL ⁻¹ (3)		NA					
CETESB		< 200 NMP.100 mL ⁻¹ (4)		NA					
SES/SIMA		ND.100 mL ⁻¹ (1)		ND.100 mL ⁻¹ (1)					
Uso Restrito									
OMS		NA		< 10 ⁴ a < 10 ⁶ NMP.100 mL ⁻¹ (9)					
USEPA		< 200 NMP.100 mL ⁻¹ (6)		NA					
PROSAB		< 10 ⁴ NMP.100 mL ⁻¹ (7)		NA					
CETESB		< 10 ³ a <10 ⁵ NMP.100 mL ⁻¹ (8)		NA					
SES/SIMA		< 200 UFC.100 mL ⁻¹ (1)		< 120 UFC.100 mL ⁻¹ (1)					

UFC: Unidade formadora de colônia; NMP: Número mais provável; NA: Não aplicável; CV: Coeficiente de variação; ER: Eficiência de remoção; ¹Reúso para culturas não alimentícias, sendo obtido após tratamento secundário, filtração e desinfecção; ²Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura, inclusive culturas alimentícias consumidas cruas; ³Reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual; ⁴Aplicação em campos esportivos, parques públicos, com exposição de trabalhadores e público; ⁵Utiliza efluente com alto grau de potabilidade para irrigação de toda e qualquer plantação, inclusive as consumidas cruas (varia conforme técnica de irrigação e tipo de cultura irrigada); ⁶Reúso para culturas não alimentícias, sendo obtido por tratamento secundário e desinfecção; ⁷Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura não ingerida crua, inclui culturas alimentícias e não alimentícias, forrageiras, pastagens e árvores.; ⁸Reúso em cereais, cultura a ser industrializada, silvicultura, árvores frutíferas,

forrageira para feno e silagem (varia conforme técnica de irrigação e grupos expostos); ⁹Utiliza efluentes com menor grau de potabilidade para irrigação de cultivos não ingeridos de forma crua (varia conforme técnica de irrigação e grupos expostos).

Fonte: OMS (2006); USEPA (2012); PROSAB (2006); NBR 13.969 (ABNT, 1997); CETESB (2006); SES/SIMA (SÃO PAULO, 2020).

A baixa eficiência no intervalo do dia 0-7 na L2 para CT (9%) pode ter ocorrido por contaminação externa através do vento ou chuva. A influência da PP na diminuição no decaimento de patógenos foi observada por Chambonniere, Bronlund e Guieysse (2020), que trabalharam com tratamento de esgoto sanitário em lagoas de alta taxa ao ar livre. Os autores verificaram que a alta pluviosidade parece reduzir o desempenho da remoção de patógenos, possivelmente em função da diminuição da IL e temperatura do efluente.

Outros parâmetros que podem estar associados à baixa remoção de CT estão relacionados com C e nutrientes. O papel da matéria orgânica na remoção de patógenos em esgoto sanitário ainda é um assunto pouco compreendido. Na presente pesquisa, houve uma correlação positiva com C orgânico/inorgânico e nutrientes (Apêndice 2-a ao Apêndice 2-d), ou seja, quando as concentrações destes parâmetros eram reduzidas, CT e *E. coli*, também diminuía, possivelmente devido ao aumento da produção microalgal e liberação de toxinas. No entanto, o contrário também pode ter ocorrido, com aumento dos microrganismos com a liberação de matéria orgânica e nutrientes presentes na biomassa.

A matéria orgânica dissolvida (MOD) em esgoto sanitário pode atuar como sensibilizadores, absorvendo longos comprimentos de onda de radiação eletromagnética e transmitindo-a para membranas celulares de bactérias fecais, levando à sua posterior destruição (SINTON et al., 2002). Ao mesmo tempo, a MOD pode inibir comprimentos de onda curtos e também promover a sobrevivência desses microrganismos ao fornecer suas necessidades de C e energia (BOUTELEUX et al., 2005), ou seja, a MOD pode apoiar a sobrevivência ou a destruição das bactérias.

As células de microalgas liberam MOD de baixa massa molecular por secreções e autólise, e a taxa de liberação desses MOD varia com a densidade das microalgas e as condições ambientais (WETZEL, 2001). Na presente pesquisa, a MOD de baixa massa molecular liberada por secreções e autólise pelas microalgas podem ter auxiliado a redução de *E. coli* e CT, pois a remoção de ambos aumentou moderadamente com a elevação da DC e PB e possivelmente houve uma maior excreção de metabólitos com propriedades antibacterianas.

Ao comparar os resultados da LR com os dados para coliformes fecais de diversas unidades de pós-tratamento de efluente anaeróbio de 166 ETES brasileiras (OLIVEIRA; VON

SPERLING, 2005), o tratamento da presente pesquisa se enquadrou na faixa de remoção em log de 0,8 a 5,2 destas ETEs e poderia ser uma opção viável para substituição de algumas unidades de pós-tratamento.

A remoção de *E. coli* durante o tratamento de esgoto sanitário à base de microalgas tem sido associada repetidamente a mecanismos mediados pela IL devido à exposição direta às radiações solares (incluindo danos diretos ao DNA por raios UV B e/ou danos indiretos por espécies que reagem ao oxigênio formadas a partir de fotossensibilizadores endógenos) (NELSON et al., 2018). Curiosamente, a correlação com a IL foi significativa e positiva apenas na S1 e S2, com menor IL (Apêndice 2-a ao Apêndice 2-d).

Com relação ao valor de pH, é consenso de que a remoção ocorre devido a níveis altos de valores de pH (POSADAS et al., 2015), que possuem efeitos antibacterianos sobre patógenos (KÜMMERER, 2008). Em outras pesquisas, o decaimento de patógenos sempre esteve associado à elevação de pH a valores próximos ou acima de 9 (CHAMBONNIERE; BRONLUND; GUIEYSSE, 2020; GUPTA et al., 2016). Mas também há estudos em lagoas indicando que não houve diferença significativa nas taxas de decaimento de coliformes fecais em níveis de pH de 5, 7, 9 e 10, e sob elevada IL (AWUAH, 2006). Na presente pesquisa o baixo valor de pH encontrado no efluente da LR não influenciou na remoção dos patógenos.

Na presente pesquisa, a atividade fotossintética não conseguiu elevar o valor do pH no efluente, que se iniciava em torno de 7 no início e decaía até o fim das bateladas. As concentrações de CT e *E. coli* não apresentaram correlação com o valor de pH (Apêndice 2-a ao Apêndice 2-d), ou seja, o valor de pH pouco influenciou na remoção dos microrganismos. Isso sugere que outros parâmetros influenciados pelo clima, os efeitos bactericidas dos metabólitos de microalgas ou efeitos sinérgicos possam ter sido fatores dominantes para a remoção de patógenos no presente estudo. Além disso, o valor de pH na LR não promoveu o aumento da AL que também possui toxicidade aos patógenos (VADIVELLOO et al., 2022).

Como mencionado acima, o metabolismo microalgal também contribui através da liberação de substâncias prejudiciais aos patógenos e pode ter sido um dos fatores de remoção das bactérias analisadas. De acordo com Morais et al. (2015), as microalgas são uma fonte natural de compostos biologicamente ativos com ação antibiótica, antibactericida e antioxidante, que podem ficar acumulados na biomassa ou serem excretados no meio.

Foi verificado que CT e *E. coli* apresentaram uma correlação negativa com o OD (Apêndice 2-a ao Apêndice 2-d). De acordo com Ansa, Lubberding e Gijzen (2012), a produção de OD e a excreção de metabólitos de microalgas com propriedades antibacterianas são citados como as principais razões para a remoção de patógenos em cultivos de microalgas. Também

foi relatado que as maiores taxas de inativação para *E. coli* e CT foram observadas em alta concentração de OD de 20 mg L⁻¹ (LIU; HALL; CHAMPAGNE, 2020), valores muito superiores aos da LR (valores máximos de 8,9 mg. L⁻¹).

A temperatura do efluente não apresentou correlação significativa com CT e *E. coli* e isto pode ter ocorrido em função da baixa amplitude térmica. Por outro lado, é de conhecimento que a temperatura influencia na inativação de patógenos e os valores encontrados na presente pesquisa corroborou com achados de outros pesquisadores que relataram maior eficiência nesta faixa de temperatura em lagoas operadas em escala laboratorial (LIU; HALL; CHAMPAGNE, 2020; OUALI et al., 2014).

A eficiência da LR da presente pesquisa ficou abaixo dos estudos realizados por Ruas et al. (2020), que avaliaram a remoção de *E. coli* em 3 lagoas de alta taxa em escala piloto e ambiente externo operando, com TDH de 5 e 7 dias e com adição de CO₂ apenas na primeira; Ruas et al. (2022) que avaliaram a remoção de *E. coli* nas mesmas lagoas, mas com TDH de 5 dias e sombreamento de 50% para todas; e Espinosa et al. (2021), que avaliaram a remoção global de *E. coli* em reator anaeróbio seguido de LR que operaram com TDH de 8 dias. No primeiro trabalho, para o TDH de 5 e 7 dias, as ERs foi de 2,5 e 3,7 log, respectivamente; para o segundo, a remoção foi de 2,2 a 3,3 log; já para o terceiro trabalho, a média de remoção global foi de 4,3 log.

Para comparar a qualidade do efluente gerado em cada batelada com as normas sobre reúso agrícola de esgoto, os valores de CT e *E. coli* foram extrapolados para um volume de 100 mL (Tabela 2-2). Além disso, quando as normas mencionavam coliformes fecais ou termotolerantes, os mesmos foram categorizados como CT. O termo coliformes fecais entrou em desuso, pois foi comprovado que estas bactérias (trata de uma classificação não específica que abrange os gêneros principais *Escherichia*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Serratia*, *Citrobacter* e *Proteus*) não são encontradas exclusivamente em fezes (GUENTZEL, 1996).

A comparação com as normas indicou que o efluente gerado no tratamento da LR, apesar de um alto nível de remoção de patógenos sem qualquer processo adicional (como cloração), atendeu os critérios apenas para uso irrestrito de algumas normas e que também pode depender da técnica utilizada para irrigação e dos grupos expostos. Com base no resultado da L2, o aumento no TDH poderia elevar a taxa de depuração do efluente para que o tratamento possa se enquadrar aos limites máximos exigidos pelas normas vigentes.

2.3.9. Recuperação de nutrientes na biomassa

Os valores de macronutrientes analisados na biomassa estão apresentados na Figura 2-8. Houve diferença significativa apenas para Ca e Mg entre a S1 e S2 ($P < 0,050$), com maior concentração absorvida na primeira CE. Como a análise da biomassa foi realizada no fim das bateladas, não foi possível verificar se a liberação dos compostos carbonatos, fosfatados e nitrogenados prejudicou a incorporação na biomassa e se em TDH de 3 dias a concentração dos nutrientes foram maiores.

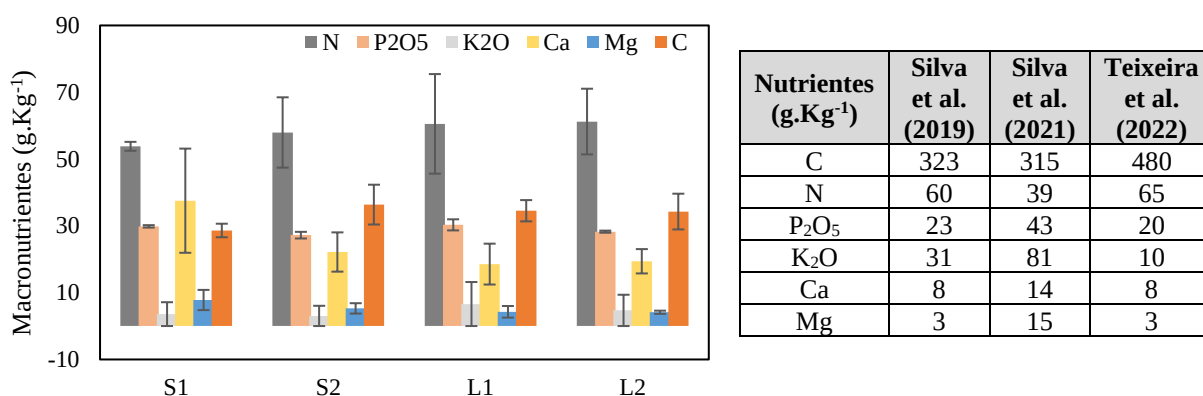


Figura 2-8: Concentração de macronutrientes e C na biomassa (n=2 para N e P₂O₅; K₂O; n=6 pra C, Ca, Mg e Na) e comparação com a literatura

Não houve relação direta entre ER de N e P no efluente e concentração encontrada na biomassa microalgal. Possivelmente, a excreção destes componentes pela biomassa durante o tratamento pode ter prejudicado esta análise. No geral, os macronutrientes primários (N, P₂O₅, K₂O) e C foram encontrados com maior concentração na biomassa gerada nas CE sem sombreamento, enquanto a biomassa mais rica com macronutrientes secundários (Ca e Mg) foi identificada nas CE com aplicação de 50% de sombra.

Independente da CE, as concentrações dos macronutrientes na biomassa, em exceção do K₂O e C, permaneceram próximo ou acima dos resultados de outras pesquisas, como de Silva et al. (2019) que usou *Chlorella sorokiniana* e *Chlorococcum* sp. tratando água negra digerida anaerobiamente em FBR tubular, em uma estufa de vidro com temperatura controlada (25 °C) e sob condições de luz natural (67 a 270 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$); de Teixeira et al. (2022) que avaliou um CMB tratando esgoto sanitário em FBR-FP e LR em escala piloto ao ar livre no Brasil; e de Silva et al. (2021) que trabalhou com *Chlorella sorokiniana* cultivada em água negra digerida anaerobiamente em FBR-FP em escala piloto, sob condições de IL de 196 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$.

Com relação aos micronutrientes, os valores encontrados na biomassa da presente pesquisa também permaneceram, em sua maioria, próximos ou acima da concentração nas biomassas de outras pesquisas (Tabela 2-3). A maior ocorrência de diferença significativa para os micronutrientes foi entre a S1-S2 e S2-L2. Possivelmente a adição de fármacos interfere na recuperação dos micronutrientes apenas em baixa IL.

Tabela 2-3: Concentração de micronutrientes na biomassa (n=6) e comparação com a literatura

	S1	S2	L1	L2	Diferença entre CE P<0,050	Silva et al. (2019)	Silva et al. (2021)	Teixeira et al. (2022)	Marazzi et al. (2019)
Al*	11,3±5,2 CV=46%	7,9±55 CV=71%	8,6±4,6 CV=53%	5,6±4,7 CV=83%	ND	-	-		-
As**	85,0±32,0 CV=38%	ND	8,7±4,6 CV=52%	53,2±50,7 CV=95%	L1-L2	-	-	-	-
Ba**	364,0±207,2 CV=57%	217,1±228,5 CV=105%	152,8±154,5 CV=95%	117,7±123,9 CV=105%	S1-S2 S2-L2	-	-	-	-
Cd**	ND	1,4±0,64 CV=26%	0,7±0,2 CV=31%	0,7±0,2 CV=33%	S2-L2	-	-	-	1,0
Co**	6,5±39 CV=59%	8,8±3,0 CV=35%	5,6±2,1 CV=38%	2,9±2,8 CV=97%	S2-L2	ND	-	-	-
Cr**	31,8±12,7 CV=40%	21,9±17,3 CV=79%	19,1±15,0 CV=799%	20,3±9,8 CV=48%	ND	-	-	-	-
Cu**	30,4±22,9 CV=76%	17,7±3,5 CV=19%	20,2±3,1 CV=15%	27,8±16,6 CV=60%	ND	0,07	0,07	0,03	0,01
Fe*	10,2±4,6 CV=45%	0,6±5,1 CV=85%	0,5±5,1 CV=98%	0,5±4,5 CV=95%	S1-S2 S1-L1	0,1	0,3	5,8	-
Mn**	1046,4±604,0 CV=58%	433,6±165,6 CV=38%	345,2±288,2 CV=83%	285,6±245,5 CV=86%	S1-S2 S2-L2	11,1	265,0	103,0	-
Ni**	12,3±2,5 CV=53%	11,1±6,7 CV=61%	9,8±0,6 CV=6%	6,7±1,9 CV=29%	S2-L2	5,0	-	-	58,0
Pb**	16,8±4,0 CV=24%	17,1±3,3 CV=20%	15,7±3,2 CV=20%	11,6±1,3 CV=11%	ND	-	-	-	5,0
Zn*	0,09±0,54 CV=60%	0,04±0,28 CV=71%	0,03±0,33 CV=97%	0,03±0,22 CV=81%	ND	0,01	-	-	0,06

*g.Kg⁻¹; **mg.Kg⁻¹; ND: não detectado; CV: coeficiente de variação

Obs: Se não foi detectado.

Como não foi avaliada a concentração no meio das bateladas, é importante destacar que pode ter ocorrido um aumento da concentração de oligoelementos no efluente a partir da morte celular e precipitação pluviométrica. Xie et al. (2018) verificaram em seu estudo que a água da chuva suplementou oligoelementos (Fe, Mn e Zn) no efluente, acelerando o crescimento de microalgas.

Uma comparação com a IN nº 61/2020 (BRASIL, 2020b), que contempla os produtos obtidos por extração e beneficiamento de algas na definição de biofertilizantes, foi realizada

para verificar se a caracterização da biomassa microalgal gerada nas duas Etapas atentem aos teores mínimos exigidos pela IN (Tabela 2-4).

Tabela 2-4: Teores dos macro e micronutrientes (%) na biomassa gerada e comparação com a IN nº 61/2020

Nutrientes		S1	S2	L1	L2	TMI	M1	M2	M3	M4
Micronutriente	Co	0,001	0,001	0,001	0,000	0,005	3,0	5,0	NA	NA
	Cu	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02			NA	NA
	Fe	1,02	0,60	0,52	0,47	0,02			NA	NA
	Mn	0,10	0,04	0,03	0,03	0,02			NA	NA
	Ni	0,001	0,001	0,001	0,001	0,005			NA	NA
	Zn	0,9	0,4	0,3	0,3	0,1			NA	NA
Macronutriente secundário	Ca	3,8	2,2	1,9	1,9	1,0	NA		3,0	NA
	Mg	0,8	0,5	0,4	0,4	1,0	NA			NA
Macronutriente primário	N	5,4	5,8	6,1	6,1	1,0	NA	NA	NA	5,0
	P ₂ O ₅	3,0	2,7	3,0	2,8	1,0	NA	NA	NA	
	K ₂ O	0,4	0,3	0,7	0,5	1,0	NA	NA	NA	

NA: Não aplicável; TMI: Teor mínimo isolado; M1: Mistura mínima de micronutrientes; M2: Mistura mínima de macronutrientes secundários e micronutrientes; M3: Mistura mínima de macronutrientes secundários; M4: Mistura mínima de macronutrientes primários.

Para a categoria de teores mínimos isolados (TMI), em nenhum momento do experimento o Co, Cu e Ni atingiram a porcentagem mínima que o biofertilizante deve conter. Já para os macronutrientes, a recuperação de Mg e K₂O não cumpriu a recomendação do documento. Para os demais parâmetros avaliados houve o atendimento à IN com relação à porcentagem mínima exigida para elementos isolados em todas as CE.

Por outro lado, ao analisar o teor mínimo da soma de micronutrientes (M1), em nenhum momento do experimento a biomassa atendeu aos valores exigidos pela IN que é de 3,0%. Para a mistura mínima de macronutrientes secundários e micronutrientes (M2), a qual é de 5,0%, apenas a S1 gerou uma biomassa capaz de atender a este requisito.

Para a mistura mínima de macronutrientes secundários (M3), apenas a S1 também pareceu ser eficiente para gerar uma biomassa capaz de atender a porcentagem mínima de 3,0% e, para a mistura mínima de macronutrientes primários (M4), as biomassas de todas as CE apresentaram a porcentagem mínima de 5,0%. Além disso, a IN também preconiza um valor máximo permitido de 20 para a relação N:P em misturas de macronutrientes primários para organominerais sólidos para aplicação no solo e, na presente pesquisa, a biomassa também se enquadrou a este critério, com média de 2,0 entre as CE.

Estes resultados reforçam que, apesar de a biomassa apresentar deficiência em alguns elementos isolados e em algumas misturas, ela poderia passar por um processamento e enriquecimento de micro e macronutrientes específicos para fornecer os nutrientes deficitários ao desenvolvimento das plantas. Para verificar a eficácia desta aplicação e benefícios para as plantas, foi realizada a comparação da concentração média de nutrientes da biomassa microalgal com a faixa de nutrientes foliares de diferentes cereais, legumes e hortaliças (Tabela 2-5).

No geral, para a maioria dos parâmetros, a biomassa gerada nas 4 condições experimentais não apresentou limitação para os teores de nutrientes foliares das espécies vegetais usadas como exemplo na Tabela 2-5, com predominância de valores acima e adequados à faixa requerida para um bom estado nutricional das culturas vegetais.

Como a maioria das concentrações de nutrientes obtidas excederam os valores requeridos para as culturas, é necessário considerar o balanço de nutrientes e as boas práticas agronômicas, pois o excesso de nutrientes pode ser prejudicial para as plantações. Como exemplo, o excesso de N pode provocar crescimento acelerado ao vegetal, além de diminuir sua resistência para doenças, retardamento da floração redução do ciclo de vida; e o excesso de Mg pode interferir na absorção de C e P (MALAVOLTA, 1980).

O uso de biomassa microalgal ainda não é comum no setor agrícola, mas é possível encontrar na literatura casos de sucesso como fertilizantes orgânicos visando a suplementação nutricional vegetal em culturas, como o milho (DINESHKUMAR et al., 2019) e arroz (DINESHKUMAR et al., 2018) ao usar biomassa de *Chlorella vulgaris* e *Spirulina platensis*; e tomate (SILAMBARASAN et al., 2021) e trigo (DAS et al., 2019) ao usar biomassa de *Chlorella* sp. e *Scenedesmus* sp. Estes achados, somados com a comparação dos nutrientes com a faixa dos teores foliares, mostram que a biomassa microalgal cultivada em LR nas condições climáticas de Bauru pode ser usada como biofertilizante e correção da qualidade do solo.

O Instituto Agronômico de Campinas (IAC, 2011) realizou um levantamento estequiométrico de 16 fertilizantes e resíduos orgânicos de origem animal, vegetal e agroindustrial usados comercialmente e estes dados também foram comparados com as médias de macro e micronutrientes observados na biomassa do presente estudo (Tabela 2-6).

O valor de K nas biomassas da presente pesquisa permaneceu abaixo das concentrações da maioria dos fertilizantes, enquanto o P se encontrou acima dos valores levantados para a maioria dos fertilizantes. Por outro lado, a biomassa gerada pela LR evidenciou concentrações de N superiores quando comparada com todos os fertilizantes e resíduos orgânicos. Os demais

macro e micronutrientes ficaram acima ou na faixa de concentração dos fertilizantes sólidos apresentados, reforçando o seu potencial para aplicação no solo.

Tabela 2-5: Comparação entre a média de macro e micronutrientes nas biomassas geradas e nutrientes foliares de diferentes espécies vegetais

Parâmetros		S1	S2	L1	L2
Macro nutrientes	N (g.Kg ⁻¹)	53,8±1,3	58,0±10,5	60,5±14,9	61,2±9,8
	P (g.Kg ⁻¹)	29,8±0,4	27,2±1,0	30,3±1,7	28,3±0,3
	K (g.Kg ⁻¹)	3,6±1,3	3,0±0,5	6,6±0,1	4,7±2,0
	Ca (g.Kg ⁻¹)	37,5±15,6	22,2±5,9	18,5±6,1	19,4±3,6
	Mg (g.Kg ⁻¹)	7,8±3,0	5,3±1,6	4,3±1,7	4,1±0,5
Micro nutrientes	Cu (mg.Kg ⁻¹)	30,4±22,9	17,7±3,	20,2±3,1	27,8±16,6
	Fe (mg.Kg ⁻¹)	10244,4±4640,6	5979,8±5090,1	5189,3±5064,3	4690,9±4460,5
	Mn (mg.Kg ⁻¹)	1046,4±604,0	433,6±165,6	345,2±288,2	285,6±245,5
	Zn (mg.Kg ⁻¹)	896,0±535,4	396,8±280,2	335,8±327,3	272,8±221,0
Espécies vegetais					
		Arroz	Cana de açúcar	Trigo	Milho
Macro nutrientes	N (g.Kg ⁻¹)	26 - 42	19 - 21	20 - 34	27 - 35
	P (g.Kg ⁻¹)	2,5 - 4,8	2 - 2,4	2,1 - 3,3	1,8 - 3,0
	K (g.Kg ⁻¹)	1,5 - 40	11-13	15 - 30	15 - 30
	Ca (g.Kg ⁻¹)	2,5 - 4	8 - 10	2,5 - 10	2,5 - 10,0
	Mg (g.Kg ⁻¹)	1,5 - 3	2 - 3	1,5 - 4,0	1,5 - 4,0
Micro nutrientes	Cu (mg.Kg ⁻¹)	5 - 20	6 - 15	5 - 25	5 - 25
	Fe (mg.Kg ⁻¹)	70 - 300	40 - 250	10 - 300	10 - 300
	Mn (mg.Kg ⁻¹)	30 - 600	25 - 250	25 - 150	25 - 150
	Zn (mg.Kg ⁻¹)	20 - 100	10 - 50	20 - 70	20 - 70
		Soja	Berinjela	Rúcula	Alface
Macro nutrientes	N (g.Kg ⁻¹)	40 - 54	40 - 60	40 - 50	30 - 50
	P (g.Kg ⁻¹)	2,5 - 5,0	3 - 12	3 - 8	3 - 7
	K (g.Kg ⁻¹)	17 - 25	35 - 60	30 - 70	50 - 80
	Ca (g.Kg ⁻¹)	4 - 20	10 - 25	20 - 40	15 - 25
	Mg (g.Kg ⁻¹)	3 - 10	3 - 10	4 - 7	4 - 6
Micro nutrientes	Cu (mg.Kg ⁻¹)	10 - 30	7 - 60	25 - 60	7 - 20
	Fe (mg.Kg ⁻¹)	50 - 350	50 - 300	100 - 300	-
	Mn (mg.Kg ⁻¹)	20 - 100	40 - 250	50 - 160	30 - 150
	Zn (mg.Kg ⁻¹)	20 - 50	20 - 250	45 - 80	30 - 100
		Tomate	Espinafre	Almeirão	Agrião
Macro nutrientes	N (g.Kg ⁻¹)	40 - 60	40 - 60	30 - 50	30 - 60
	P (g.Kg ⁻¹)	2,5 - 7,5	4 - 8	3 - 12	4 - 7
	K (g.Kg ⁻¹)	3 - 5	30 - 50	35 - 60	40 - 60
	Ca (g.Kg ⁻¹)	15 - 30	14 - 40	15 - 25	15 - 30
	Mg (g.Kg ⁻¹)	4 - 6	4 - 8	4 - 6	3 - 8
Micro nutrientes	Cu (mg.Kg ⁻¹)	10 - 20	5 - 15	7 - 60	7 - 20
	Fe (mg.Kg ⁻¹)	400 - 600	100 - 300	50 - 300	50 - 300
	Mn (mg.Kg ⁻¹)	250 - 400	50 - 250	40 - 250	50 - 300
	Zn (mg.Kg ⁻¹)	60 - 70	30 - 100	25 - 100	25 - 100
		Amendoim	Girassol	Chicória	Feijão
Macro nutrientes	N (g.Kg ⁻¹)	30 - 45	30 - 50	40 - 60	30 - 50
	P (g.Kg ⁻¹)	2 - 5	3 - 5	4 - 8	2 - 4
	K (g.Kg ⁻¹)	17 - 30	30 - 45	30 - 50	20 - 40
	Ca (g.Kg ⁻¹)	10 - 20	8 - 22	14 - 40	10 - 25
	Mg (g.Kg ⁻¹)	3 - 8	3 - 8	4 - 8	2 - 5
Micro nutrientes	Cu (mg.Kg ⁻¹)	5 - 20	25 - 100	8 - 20	4 - 20
	Fe (mg.Kg ⁻¹)	50 - 300	80 - 120	50 - 300	40 - 140
	Mn (mg.Kg ⁻¹)	20 - 350	10 - 20	30 - 250	15 - 100
	Zn (mg.Kg ⁻¹)	20 - 60	30 - 80	30 - 100	18 - 50

Fonte: Adaptado de IAC (2022)

Tabela 2-6: Comparação entre a composição dos fertilizantes e resíduos orgânicos de origem animal, vegetal e agroindustrial e as médias de macronutrientes e elementos traços da biomassa

Fertilizantes	C:N	N:P	C*	N*	P*	K*	Ca*	Mg*	Cu**	Fe**	Mn**	Zn**
S1	0,5	1,8	28,6±2,0	53,8±1,3	29,8±0,4	3,6±1,3	37,5±15,6	7,8±3,0	30,4±22,9	10244,4±4640,6	1046,4±604,0	896,0±535,4
S2	0,6	2,1	36,4±6,0	58,0±10,5	27,2±1,0	3,0±0,5	22,2±5,9	5,3±1,6	17,7±3,5	5979,8±5090,1	433,6±165,6	396,8±280,2
L1	0,6	2,0	34,5±3,2	60,5±14,9	30,3±1,7	6,6±0,1	18,5±6,1	4,3±1,7	20,2±3,1	5189,3±5064,3	345,2±288,2	335,8±327,3
L2	0,6	2,0	34,3±5,4	61,2±9,8	28,3±0,3	4,7±2,0	19,4±3,6	4,1±0,5	27,8±16,6	4690,9±4460,5	285,6±245,5	272,8±221,0
Esterco bovino fresco	16	2,3	160	16	7	15	5	3	16	2100	276	87
Esterco bovino curtido	21	1,3	210	23	18	32	30	9	38	3212	335	329
Esterco (cama) de frango de corte	22	2,1	220	22	10	23	23	6	93	1300	302	228
Esterco de galinha	11	1,4	111	30	21	20	51	11	230	3200	547	494
Esterco suíno	10	1,6	110	28	18	24	35	13	937	3700	484	673
Esterco equino	25	2,5	250	14	6	14	11	5	22	2732	226	85
Casca de café	28	13,7	280	18	1	30	4	1	18	150	30	70
Farinha de ossos	4	0,3	40	41	119	36	232	4	2	11	2	18
Composto de resíduos urbanos	27	2,9	270	10	3	6	19	2	181	8300	-	432
Lodo de esgoto	11	2,0	110	32	16	3	32	12	870	36000	408	1800
Vinhaça <i>in natura</i>	17	6,9	170	12	2	67	20	8	100	144	13	60
Torta de filtro	21	2,0	210	15	7	3	46	5	119	22189	576	143
Torta de mamona	9	6,6	90	52	8	13	20	9	80	1423	55	141
Mucuna sp.	20	4,8	200	23	5	26	15	3	23	370	103	66
Crotalária júncea	25	7,6	250	20	3	24	14	3	7	281	60	14
Milho	46	6,3	460	11	2	28	4	2	10	120	110	25

*g.Kg⁻¹; **mg.Kg⁻¹

Fonte: Adaptado de IAC (2011)

2.4. Conclusões

As diferentes condições operacionais (sombreamento e contaminação por fármacos) em que a LR foi operada não interferiu significativamente na remoção dos macro e micropoluentes.

O sistema de LR evidenciou ser uma boa opção para tratamento terciário, com elevada remoção de *E. coli* e CT. Entretanto, o consumo de C inorgânico foi rápido e provavelmente houve escassez de fonte de C no meio. Pela análise de DQO_d e fosfato foi possível verificar que em TDH acima de 3 dias ocorria a liberação de nutrientes presente na biomassa.

A remoção de N-amoniacal foi significativa em todas as CE e o processo de nitrificação foi completo, indicando boa adaptação e competitividade das BOAs e BONs. A atividade fotossintética não foi o suficiente para elevar o valor do pH, ou seja, a remoção dos nutrientes ocorreu por assimilação celular dos compostos fosfatados e nitrogenados, bem como por processo de nitrificação. A L2 foi a única CE que apresentou início de assimilação de NO₃ pelas microalgas e, por meio do balanço de massa, gerou a biomassa com maior porcentagem de N assimilada.

As CE executadas na LR não foram favoráveis para o aumento da DC, principalmente nas CE sombreadas. Contudo, a *clor-a* foi menos susceptível às alterações climáticas, refletindo positivamente na produção de OD no meio. O SST oscilou no decorrer das bateladas, com PB até o dia 3 e redução até o dia 7, o que pode justificar a liberação de nutrientes ao efluente a partir do TDH de 3 dias.

A caracterização química da biomassa gerada indicou que, nos critérios de mistura de micro e macronutrientes e mistura de macronutrientes, o tratamento de esgoto sanitário anaeróbio por sistema de LR é uma alternativa viável para utilização como biofertilizante, atendendo a necessidade das plantas e proporcionando correção de solos.

Apesar dos pontos positivos apresentados e potencial para uso como tratamento terciário em sistemas descentralizados e em processos viando a economia circular, estudos mais aprofundados sobre o dimensionamento da LR em escala piloto operada na região geográfica e condições climáticas adotadas no estudo são necessários, de forma com que a IL seja mais eficiente ao longo da coluna d'água para diminuição do efeito de sombreamento e otimização da PB e da ER de P.

É recomendado também encontrar alternativas para otimizar o sistema de mistura da LR, bem como adotar um controle no valor de pH para permanecer na faixa ótima de desempenho das microalgas.

2.5. Referências

- AGÜERA, A., PLAZA-BOLAÑOS, P., FERNANDEZ, F. A. **Removal of contaminants of emerging concern by microalgae-based wastewater treatments and related analytical techniques**, in: Current Developments in Biotechnology and Bioengineering, Elsevier, 2020, p. 503-525, 2020.
- AHN, C.-Y. et al. K:Fe Ratio as an Indicator of Cyanobacterial Bloom in a Eutrophic Lake - Journal of Microbiology and Biotechnology. **Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 14, n. 2, p. 290-296, 2004.
- ANSA, E. D. O.; LUBBERDING, H. J.; GIJZEN, H. J. The effect of algal biomass on the removal of faecal coliform from domestic wastewater. **Applied Water Science**, v. 2, n. 2, p. 87-94, 2012.
- ARCILA, J. S.; CÉSPEDES, D.; BUITRÓN, G. Influence of wavelength photoperiods and N/P ratio on wastewater treatment with microalgae-bacteria. **Water Sci. Technol.**, v. 00, p. 1-13, 2021.
- ASSEMANY, P. P. et al. Algae/bacteria consortium in high rate ponds: Influence of solar radiation on the phytoplankton community. **Ecological Engineering**, n. 77, p. 154-162, 2015.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR nº 13.969. Brasília, 1997, 60 p.
- AWUAH, E. **Pathogen removal mechanisms in macrophyte and algal waste stabilization ponds**. Wageningen University and the Academic Board of the UNESCO-IHE Institute for Water Education, 2006.
- BARTHEL, L.; OLIVEIRA, P. A. V. DE; COSTA, R. H. R. DA. Plankton biomass in secondary ponds treating piggery waste. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 6, p. 1287-1298, 2008.
- BELLUCCI, M. et al. Disinfection and nutrient removal in laboratory-scale photobioreactors for wastewater tertiary treatment. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 95, n. 4, p. 959-966, 2020.
- BEUCKELS, A.; SMOLDERS, E.; MUYLAERT, K. Nitrogen availability influences phosphorus removal in microalgae-based wastewater treatment. **Water Research**, v. 77, p. 98-106, 2015.
- BOROWITZKA, M. A. Commercial production of microalgae: ponds, tanks, tubes and fermenters. **Journal of Biotechnology**, Biotechnological Aspects of Marine Sponges. v. 70, n. 1, p. 313-321, 1999.
- BOUTELEUX, C. et al. *Escherichia coli* behavior in the presence of organic matter released by algae exposed to water treatment chemicals. **Applied and Environmental microbiology**, v. 71, n. 2, p. 734-740, 2005.
- BRASIL. **Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011**. Brasília, 2011.
- BRASIL. **Instrução Normativa nº 61, de 8 de Julho de 2020**. Brasília, 2020.
- CHAMBONNIERE, P.; BRONLUND, J.; GUIEYSSE, B. *Escherichia coli* removal during domestic wastewater treatment in outdoor high rate algae ponds: long-term performance and mechanistic implications. **Water Science and Technology**, v. 82, n. 6, p. 1166-1175, 2020.
- CHANG, C. W. et al. The role of food availability and phytoplankton community dynamics in the seasonal succession of zooplankton community in a subtropical reservoir. **Limnologia**, v. 46, p. 131-138, 2014.
- CHERNICHARO, C. A. DE L. et al. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 1: Tópicos de Interesse. **Revista DAE**, v. 214, 2018.
- CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, v. 25, n. 3, p. 294-306, 2007.

- CHOI, H. J.; LEE, S. M. Effect of the N/P ratio on biomass productivity and nutrient removal from municipal wastewater. **Bioprocess Biosyst. Eng.**, v. 38, p. 761-766, 2015.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Orientação para apresentação de projeto visando a aplicação de água de reuso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura**. São Paulo: CETESB, 2006.
- DAHMANI, S. et al. Cultivation of *Chlorella pyrenoidosa* in outdoor open raceway pond using domestic wastewater as medium in arid desert region. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 749-752, 2016.
- DAS, P. et al. Microalgal nutrients recycling from the primary effluent of municipal wastewater and use of the produced biomass as bio-fertilizer. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, n. 7, p. 3355-3364, 2019.
- DINESHKUMAR, R. et al. Microalgae as Bio-fertilizers for Rice Growth and Seed Yield Productivity. **Waste and Biomass Valorization**, v. 9, n. 5, p. 793-800, 2018.
- DINESHKUMAR, R. et al. The Impact of Using Microalgae as Biofertilizer in Maize (*Zea mays* L.). **Waste and Biomass Valorization**, v. 10, n. 5, p. 1101-1110, 2019.
- ESPINOSA, M. F. et al. Reduction and partitioning of viral and bacterial indicators in a UASB reactor followed by highrate algal ponds treating domestic sewage. **Science of The Total Environment**, v. 760, p. 144309, 2021.
- FANG, F. e tal. Effects of different initial pH and irradiance levels on cyanobacterial colonies from Lake Taihu, China. *Journal of Applied Phycology*, v. 30, n. 3, p. 1777-1793, 2018.
- FERNANDES, T. V. et al. Toward an Ecologically Optimized N:P Recovery from Wastewater by Microalgae. **Frontiers in Microbiology**, v. 8, p. 6, 2017.
- FOMINA, M., GADD, G. M. Biosorption: current perspectives on concept, definition and application. **Bioresour. Technol.**, v. 160, p. 3-14, 2014.
- GALES, A. et al. Importance of ecological interactions during wastewater treatment using High Rate Algal Ponds under different temperate climates. **Algal Research**, v. 40, p. 101508, 2019.
- GARCÍA-GAL, M. J. et al. Microalgae-based bioremediation of by pesticides in peri-urban agricultural areas, **Environ. Pollut.**, v. 265, Part B, 114579, 2020.
- GE, S. et al. Centrate wastewater treatment with *Chlorella vulgaris*: Simultaneous enhancement of nutrient removal, biomass and lipid production. **Chemical Engineering Journal**, v. 342, p. 310-320, 2018.
- GROBBELAAR, J. U. Algal nutrition: mineral nutrition. In: RICHMOND, A. (Ed.). . **Handbook of Microalgal Culture: Biotechnology and Applied Phycology**. Oxford, UK: Blackwell Publishing, 2004. p. 97-115.
- GUENTZEL M. N. **Chapter 4: Escherichia, Klebsiella, Enterobacter, Serratia, Citrobacter, and Proteus**. In: Medical Microbiology. ed. 4. University of Texas Medical Branch at Galveston; 1996.
- GUPTA, S. K. et al. Dual role of *Chlorella sorokiniana* and *Scenedesmus obliquus* for comprehensive wastewater treatment and biomass production for bio-fuels. **Journal of Cleaner Production**, v. 115, p. 255-264, 2016.
- HELBLING, D. E. et al. Micropollutant biotransformation kinetics associate with WWTP process parameters and microbial community characteristics. **Environ. Sci. Technol.**, v. 46, p. 10579-10588, 2012.
- HUESEMANN, M. H. et al. A screening model to predict microalgae biomass growth in photobioreactors and raceway ponds. **Biotechnology and bioengineering**, v. 110, n. 6, p. 1583-1594, 2013.
- HOM-DIAZ, A. et al. Microalgae cultivation on wastewater digestate: b-estradiol and 17a-ethynylestradiol degradation and transformation products identification. **Journal of Environmental Management**, v. 155, p. 106–113, 2015.

- IKRAM, W. M. et al. Effect On Growth of *Desmodesmus* sp Under Different Incubation Conditions. **Selangor Science & Technology Review**, v. 5, n. 3 p. 17-25, 2021.
- INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS - IAC. **Fertilizantes: Cálculo de Fórmulas Comerciais**. Campinas: IAC, 2011.
- INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS - IAC. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: IAC, 2022.
- JEBALI, A. et al. Pilot-scale outdoor production of *Scenedesmus* sp. in raceways using flue gases and centrate from anaerobic digestion as the sole culture medium. **Bioresource technology**, v. 262, p. 1-8, 2018.
- KAPP, H. **Schlammfäulung mit hohem Feststoffgehalt**. München: Kommissionsverlag Oldenbourg, 1984.
- KIM, B. H. et al. Nutrient removal and biofuel production in high rate algal pond using real municipal wastewater. **Journal of microbiology and biotechnology**, v. 24, n. 8, p. 1123-1132, 2014.
- KIM, J. D.; KIM, B.; LEE, C. G. Alga-lytic activity of *Pseudomonas fluorescens* against the red tide causing marine alga *Heterosigma akashiwo* (Raphidophyceae). **Biological Control**, v. 41, n. 3, p. 296-303, 2007.
- KLIPHUIS, A. M. J. et al. Photosynthetic efficiency of *Chlorella sorokiniana* in a turbulently mixed short light-path photobioreactor. **Biotechnology Progress**, v. 26, n. 3, p. 687-696, 2010.
- KUMAR, K. et al. Recent trends in the mass cultivation of algae in raceway ponds. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 51, p. 875-885, 2015.
- KÜMMERER, K. Pharmaceuticals in the Environment - A Brief Summary. **Pharmaceuticals in the Environment**, p. 3-21, 2008.
- LIFFMAN, K. et al. Comparing the energy efficiency of different high rate algal raceway pond designs using computational fluid dynamics. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 91, n. 2, p. 221-226, 2013.
- LIU, L.; HALL, G.; CHAMPAGNE, P. The role of algae in the removal and inactivation of pathogenic indicator organisms in wastewater stabilization pond systems. **Algal Research**, v. 46, p. 101777, 2020.
- LÓPEZ-SÁNCHEZ, A. et al. Microalgae-based livestock wastewater treatment (MbWT) as a circular bioeconomy approach: Enhancement of biomass productivity, pollutant removal and high-value compound production. **Journal of Environmental Management**, v. 308, p. 114612, 2022.
- MA, X. et al. Effect of wastewater-borne bacteria on algal growth and nutrients removal in wastewater-based algae cultivation system. **Bioresource Technology**, v. 167, p. 8-13, 2014.
- MACHADO, A. T. R. et al. Nota Técnica 5 - Lagoas de alta taxa como opção viável para o tratamento de esgoto sanitário no contexto brasileiro. **Cadernos Técnicos Eng. Sanit Ambient**, v. 2, n. 3, p. 59-71, 2022.
- MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral das plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980.
- MANTOVANI, M. et al. Outdoor pilot-scale raceway as a microalgae-bacteria sidestream treatment in a WWTP. **Science of The Total Environment**, v. 710, p. 135583, 2020.
- MARAZZI, F. et al. Outdoor pilot trial integrating a sidestream microalgae process for the treatment of centrate under non optimal climate conditions. **Algal Research**, v. 39, p. 101430, 2019.
- MARKOU, G.; GEORGAKAKIS, D. Cultivation of filamentous cyanobacteria (blue-green algae) in agro-industrial wastes and wastewaters: A review. **Applied Energy**, v. 88, n. 10, p. 3389-3401, 2011.
- MARYJOSEPH, S., KETHEESAN, B. Microalgae based wastewater treatment for the removal

- of emerging contaminants: a review of challenges and opportunities. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 2, 100046, 2020.
- MATAMOROS, V. et al. Assessment of the mechanisms involved in the removal of emerging contaminants by microalgae from wastewater: a laboratory scale study. **J. Hazard Mater.**, v. 301, p. 197-205, 2016.
- MEDINA, M.; NEIS, U. Symbiotic algal bacterial wastewater treatment: effect of food to microorganism ratio and hydraulic retention time on the process performance. **Water science and technology**, v. 55, n. 11, p. 165-171, 2007.
- MEHRABADI, A.; FARID, M. M.; CRAGGS, R. Effect of CO₂ addition on biomass energy yield in wastewater treatment high rate algal mesocosms. **Algal Research**, v. 22, p. 93-103, 2017.
- MENG, F. et al. Effects of C/N ratio on pollution removal efficiency and cell proliferation during the bioconversion of wastewater by photosynthetic bacteria. **Desalination and Water Treatment**, v. 156, p. 68-77, 2019.
- MIN, M. et al. Cultivating *Chlorella* sp. in a Pilot-Scale Photobioreactor Using Centrate Wastewater for Microalgae Biomass Production and Wastewater Nutrient Removal. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 165, n. 1, p. 123-137, 2011.
- MOGES, M. E.; HEISTAD, A.; HEIDORN, T. Nutrient Recovery from Anaerobically Treated Blackwater and Improving Its Effluent Quality through Microalgae Biomass Production. **Water**, v. 12, n. 2, p. 592, 2020.
- MOHD UDAIYAPPAN, A. F. et al. A review of the potentials, challenges and current status of microalgae biomass applications in industrial wastewater treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 20, p. 8-21, 2017.
- NALLEY, J. O. et al. Temperature effects on growth rates and fatty acid content in freshwater algae and cyanobacteria. **Algal Research**, v. 35, p. 500-507, 2018.
- NELSON, K. L. et al. Sunlight-mediated inactivation of health-relevant microorganisms in water: a review of mechanisms and modeling approaches. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 20, n. 8, p. 1089-1122, 2018.
- OLGUÍN, E. J. Dual purpose microalgae-bacteria-based systems that treat wastewater and produce biodiesel and chemical products within a Biorefinery. **Biotechnology Advances**, v. 30, n. 5, p. 1031-1046, 2012.
- OLIVEIRA, S. M. A.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país compreendendo diversas tecnologias: Parte 1 - análise de desempenho. **Eng. sanit. ambient.**, v. 10, n. 4, p. 347-357, 2005.
- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE - OMS. **Uso de Efluentes na Agricultura**. OMS, 2006.
- OUALI, A. et al. 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.
- OVIDO, J. A. et al. A half-century of research on microalgae-bacteria for wastewater treatment. **Algal Research**, v. 67, 102828, 2022.
- PANDEY, R.; PREMALATHA, M. Design and analysis of flow velocity distribution inside a raceway pond using computational fluid dynamics. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 40, n. 3, p. 439-450, 2017.
- 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.
- PHAM, L. A. et al. 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.
- POSADAS, E. et al. Carbon and nutrient removal from centrates and domestic wastewater using algal-bacterial biofilm bioreactors. **Bioresource Technology**, v. 139, p. 50-58, 2013.
- POSADAS, E. et al. Influence of pH and CO₂ source on the performance of microalgae-based

- secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. **Chemical Engineering Journal**, v. 265, p. 239-248, 2015.
- POSADAS, E. Microalgae-based agro-industrial wastewater treatment: a preliminar screening of biodegradability. **J. Appl. Phycol.**, v. 26, n. 6, p. 2335–2345, 2014.
- PROGRAMA DE PESQUISA DE SANEAMENTO BÁSICO - PROSAB. **Reúso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim**. Rio de Janeiro: ABES, 2006.
- QIU, R. et al. Effects of pH on cell growth, lipid production and CO₂ addition of microalgae *Chlorella sorokiniana*. **Algal Research**, v. 28, p. 192-199, 2017.
- RAEISOSSADATI, M. et al. Luminescent solar concentrator panels for increasing the efficiency of mass microalgal production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 101, p. 47-59, 2019.
- RAUSCH, C.; BUCHER, M. Molecular mechanisms of phosphate transport in plants. **Planta**, v. 216, n. 1, p. 23-37, 2002.
- RAYEN, F.; BEHNAM, T.; DOMINIQUE, P. Optimization of a raceway pond system for wastewater treatment: a review. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 39, n. 3, p. 422-435, 2019.
- RUAS, G. et al. CO₂ addition and semicontinuous feed regime in shaded HRAP - pathogen removal performance. **Water**, n. 14, v. 24, 4047, 2022.
- RUAS, G. et al. The effect of CO₂ addition and hydraulic retention time on pathogens removal in HRAPs. **Water Science and Technology**, v. 82, p. 1184-1192, 2020.
- RUIZ-MARTINEZ, A. et al. Microalgae cultivation in wastewater: Nutrient removal from anaerobic membrane bioreactor effluent. **Bioresource Technology**, v. 126, p. 247-253, 2012.
- SAKARIKA, M. et al. **Chapter 20 - Microalgae-based Remediation of Wastewaters**, Editores: Abu Yousuf, Microalgae Cultivation for Biofuels Production, Academic Press, p. 317-335, 2020.
- SAKARIKA, M., KORAROS, M. Effect of pH on growth and lipid accumulation kinetics of the microalga *Chlorella vulgaris* grown heterotrophically under sulfur limitation. **Bioresour Technol.** v. 219, p. 694-701, 2016.
- SALAMA, E. S. et al. Recent progress in microalgal biomass production coupled with wastewater treatment for biofuel generation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 79, p. 1189-1211, 2017.
- SAMORÍ, G. et al. Growth and nitrogen removal capacity of *Desmodesmus communis* and of a natural micro-algae consortium in a batch culture system in view of urban wastewater treatment: Part I, **Water Res.**, v. 47, p. 791–801, 2013.
- SÃO PAULO. **Resolução Conjunta SES/SIMA - nº 1, de 13/02/2020**. São Paulo, 2020.
- SILAMBARASAN, S. et al. Removal of nutrients from domestic wastewater by microalgae coupled to lipid augmentation for biodiesel production and influence of deoiled algal biomass as biofertilizer for *Solanum lycopersicum* cultivation. **Chemosphere**, v. 268, p. 129323, 2021.
- SILVA, D. F. S. et al. Separation of microalgae cultivated in anaerobically digested black water using *Moringa Oleifera* Lam seeds as coagulant. **Journal of Water Process Engineering**, v. 39, p. 101738, 2021.
- SILVA, G. H. R. et al. Feasibility of closing nutrient cycles from black water by microalgae-based technology. **Algal Research**, v. 44, p. 101715, 2019.
- SINTON, L. W. et al. Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 68, n. 3, p. 1122-1131, 2002.
- SUN, J. et al. Heavy metal control in microalgae cultivation with power plant flue gas entering

- into raceway pond. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 30, p. 37357-37362, 2020.
- SURESH KUMAR, K. et al. Microalgae - A promising tool for heavy metal remediation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 113, p. 329-352, 2015.
- SUTHERLAND, D. L. et al. Seasonal variation in light utilisation, biomass production and nutrient removal by wastewater microalgae in a full-scale high rate algal pond. **Journal of Applied Phycology**, v. 25, 2013.
- SUTHERLAND, D. L. et al. Size matters - Microalgae production and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds of three different sizes. **Algal Research**, v. 45, 101734, 2020.
- TAN, X. B. et al. Outdoor cultures of *Chlorella pyrenoidosa* in the effluent of anaerobically digested activated sludge: The effects of pH and free ammonia. **Bioresource Technology**, v. 200, p. 606-615, 2016.
- TEIXEIRA, M. S. et al. Tannin-based coagulant for harvesting microalgae cultivated in wastewater: Efficiency, floc morphology and products characterization. **Science of The Total Environment**, v. 807, p. 150776, 2022.
- THOMAS, P. K. et al. A natural algal polyculture outperforms an assembled polyculture in wastewater-based open pond biofuel production. **Algal Research**, v. 40, p. 101488, 2019.
- UNITED STATES - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Guidelines for water reuse**. Washington, D.C.: U.S. Agency for International Development, 2012.
- VADIVELLOO, A. et al. Comparison between continuous and daytime mixing for the treatment of raw anaerobically digested abattoir effluent (ADAE) and microalgae production in open raceway ponds. **Bioresource Technology Reports**, v. 17, p. 100981, 2022.
- VANAGS, et al. The Effect of Shaking, CO₂ Concentration and Light Intensity on Biomass Growth of Green Microalgae *Desmodesmus communis*. **Environmental Research, Engineering and Management**, v. 70, n. 4, p. 73-79, 2014.
- VELOSO, V. et al. Lipid production by *Phaeodactylum tricornutum*. **Bioresource Technology**, v. 38, n. 2-3, p. 115-119, 1991.
- VERGARA, C. et al. Influence of light intensity on bacterial nitrifying activity in algal-bacterial photobioreactors and its implications for microalgae-based wastewater treatment. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 114, p. 116-121, 2016.
- VILLAR-NAVARRO, E. et al. Removal of pharmaceuticals in urban wastewater: high rate algae pond (HRAP) based technologies as an alternative to activated sludge based processes, **Water Res.**, v. 139, p. 19-29, 2018.
- VREE, J. et al. Comparison of four outdoor pilot-scale photobioreactors. **Biotechnology for Biofuels**, v. 8, n. 1, p. 1-12, 2015.
- WANG, L. et al. Cultivation of green algae *Chlorella* sp. in different wastewaters from municipal wastewater treatment plant. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 162, n. 4, p. 1174-1186, 2010.
- WETZEL, R. G. **Limnology Lake and River Ecosystems**. 3. ed. California: Academic Press, 2001.
- WILT, A. et al. Micropollutant removal in an algal treatment system fed with source wastewater streams. **J. of Hazardous Materials**, v. 304, p. 84-92, 2016.
- XIAOGANG, H. et al. Microalgal growth coupled with wastewater treatment in open and closed systems for advanced biofuel generation. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 12, n. 5, p. 1939-1958, 2020.
- XIE, B. et al. Blending high concentration of anaerobic digestion effluent and rainwater for cost-effective *Chlorella vulgaris* cultivation in the photobioreactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 360, n. 15, p. 861-865, 2019.
- XIE B. et al. *Chlamydomonas reinhardtii* thermal tolerance enhancement mediated by a

- mutualistic interaction with vitamin B12-producing bacteria. **ISME J**, v. 7, n. 8, p. 1544-1555, 2013.
- XU, M.; BERNARDS, M.; HU, Z. Algae-facilitated chemical phosphorus removal during high-density *Chlorella emersonii* cultivation in a membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 153, p. 383-387, 2014.
- YANG, C. F.; DING, Z. Y.; ZHANG, K. C. Growth of *Chlorella pyrenoidosa* in wastewater from cassava ethanol fermentation. **World J Microbiol Biotechnol**, v. 24, n. 12, p. 2919-2925, 2008.
- YI, T. et al. Role of particle size and ammonium oxidation in removal of 17 α -ethinyl estradiol in bioreactors. **J. Environ. Eng.**, v. 132, n. 11, p. 1527-1529. 2006.
- ZHANG, H. et al. Aeration-induced CO₂ stripping, instead of high dissolved oxygen, have a negative impact on algae-bacteria symbiosis (ABS) system stability and wastewater treatment efficiency. **Chemical Engineering Journal**, v. 382, p. 122957, 2020.
- ZHANG, Y. et al. Evaluating removal of steroid estrogens by a model alga as a possible sustainability benefit of hypothetical integrated algae cultivation and wastewater treatment systems. **ACS Sustain. Chem. Eng.**, v. 2, n. 11, p. 2544-2553, 2014.
- ZOU, G. et al. Cultivation of *Chlorella vulgaris* in a Light-Receiving-Plate (LRP)-Enhanced Raceway Pond for Ammonium and Phosphorus Removal from Pretreated Pig Urine. **Energies**, v. 13, n. 7, p. 1644, 2020.

Apêndice 2-a: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na S1

	Luz	Temp amb	Chuva	Tempo Luz	pH	Temp	OD	DQO	Alc	AOV	NT	Norg	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Fosfato	PT	N:P	C:N	SST	DC	Clor-a	DO882	μ DC	E. Coli	CT	F _{CO2}	Al	Ba	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	Pb	Zn	C
Luz	1.00	-0.33	0.26	0.96		-0.23	0.50	-0.58	-0.64	-0.43	0.01	-0.02	-0.52	0.53	0.42	-0.23	-0.33	0.33	-0.40	0.07	0.08	0.24	-0.49	0.34	-0.80	-0.83	0.44	-0.51	0.50	-0.46	-0.08	-0.46	-0.62	-0.50	0.29	-0.61	-0.28	-0.15	-0.69	-0.53
Temp amb	-0.33	1.00	-0.51	-0.48	0.17	0.58	-0.03	-0.08	0.52	0.46	-0.31	-0.28	0.20	-0.71	-0.29	-0.11	-0.15	-0.28	0.21	-0.15	0.46	0.31	0.72	0.05	0.54	0.56	-0.23	-0.19	-0.77	0.55	0.15	-0.06	-0.29	-0.16	0.51	0.23	-0.16	-0.70	-0.08	0.67
Chuva	0.26	-0.51	1.00	0.30	0.10	-0.30	-0.10	-0.15	-0.33	-0.06	0.15	0.28	-0.25	0.17	0.57	-0.34	0.25	0.49	-0.20	0.10	-0.07	-0.17	-0.62	0.12	-0.35	-0.39	0.54	0.20	0.71	-0.75	0.06	0.10	0.36	0.23	-0.48	-0.61	0.17	0.86	-0.02	-0.72
Tempo Luz	0.96	-0.48	0.30	1.00		-0.38	0.54	-0.56	-0.68	-0.55	0.02	-0.04	-0.52	0.61	0.38	-0.19	-0.31	0.32	-0.43	0.05		0.26	-0.59	0.35	-0.80	-0.83	0.38	0.27	0.20	-0.88	0.52	0.27	0.49	0.35	-0.59	-0.42	0.54	0.38	0.28	-0.32
pH	0.17	0.10			1.00	0.48	-0.18	-0.52	0.51	-0.25	-0.06	-0.24	0.19	-0.34	-0.15	-0.51	-0.48	0.29	-0.29	0.15	0.30	0.25	-0.14	-0.19	0.12	0.20	0.18	0.41	-0.37	-0.25	0.53	0.47	0.35	0.47	-0.24	-0.17	0.39	0.26	0.15	0.27
Temp	-0.23	0.58	-0.30	-0.38	0.48	1.00	-0.30	-0.16	0.59	0.21	-0.31	-0.06	0.16	-0.58	-0.34	-0.39	-0.23	-0.15	0.19	0.23	0.39	0.06	0.55	-0.26	0.52	0.63	-0.08	0.39	0.15	-0.83	0.61	0.42	0.40	0.45	-0.55	-0.46	0.55	0.51	0.10	-0.22
OD	0.50	-0.03	0.10	0.54	-0.18	-0.30	1.00	-0.15	-0.41	-0.36	-0.28	0.19	-0.41	0.23	-0.07	0.03	-0.20	-0.14	0.05	-0.33	0.26	0.80	-0.09	0.11	-0.63	-0.65	-0.11	0.08	-0.71	0.12	0.61	0.23	-0.05	0.12	0.08	0.31	0.30	-0.60	0.16	0.64
DQO	-0.58	-0.08	-0.15	-0.56	-0.52	-0.16	-0.15	1.00	-0.04	0.30	0.12	0.34	0.29		-0.25	0.56	0.47	-0.26	0.60	-0.11	-0.32	-0.38	0.28	0.10	0.37	0.28	-0.51	0.10	0.55	-0.08	-0.18	0.03	-0.12	0.02	-0.17	0.08	-0.02	0.37	-0.18	-0.34
Alc	-0.64	0.52	-0.33	-0.68	0.51	0.59	-0.41	-0.04	1.00	0.20	-0.11	-0.21	0.54	-0.72	-0.47	-0.12	0.11	-0.26	0.06	0.12	0.13	0.03	0.47	-0.61	0.73	0.75	-0.11	0.30	-0.76	0.03	0.71	0.43	0.20	0.35	-0.09	0.25	0.44	-0.34	0.29	0.67
AOV	-0.43	0.46	-0.06	-0.55	-0.25	0.21	-0.36	0.30	0.20	1.00	-0.12	0.17	-0.01	-0.31	0.07	-0.02	0.11	-0.17	0.32	0.06	0.11	-0.24	0.34	-0.18	0.66	0.60	-0.06	-0.03	-0.03	-0.08	0.01	-0.06	0.34	-0.01	-0.26	0.29	0.19	-0.23	0.54	-0.03
NT	0.01	-0.31	0.15	0.02	-0.06	-0.31	-0.28	0.12	-0.11	-0.12	1.00	-0.05	0.65	0.35	0.51	0.62	0.57	0.63	-0.69	-0.31	-0.62	-0.50	-0.51	0.19	0.31	0.27	-0.07	0.05	0.05	0.60	-0.54	-0.04	-0.05	-0.01	0.21	0.23	-0.35	0.24	-0.08	0.07
Norg	-0.02	-0.28	0.28	-0.04	-0.24	-0.06	0.19	0.34	-0.21	0.17	-0.05	1.00	-0.10	-0.01	0.09	-0.12	-0.13	0.26	0.24	-0.02	0.15	0.09	-0.09	-0.25	0.03	0.04	0.09	0.06	0.53	-0.95	0.36	0.06	0.16	0.10	-0.47	-0.53	0.36	0.35	-0.04	-0.58
NH ₄	-0.52	0.20	-0.25	-0.52	0.19	0.16	-0.41	0.29	0.54	0.01	0.65	-0.10	1.00	-0.30	-0.16	0.50	0.50	0.23	-0.30	-0.13	-0.44	-0.27	0.13	-0.07	0.76	0.78	-0.33	-0.30	0.65	-0.15	0.22	-0.09	0.17	0.22	0.35	-0.16	0.11	-0.11	0.43	
NO ₂	0.53	-0.71	0.17	0.61	-0.34	-0.58	0.23		-0.72	-0.31	0.35	-0.01	-0.30	1.00	0.29	0.40	0.31	0.16	-0.33	-0.12	-0.57	-0.25	-0.64	0.27	-0.58	-0.62	-0.06	-0.51	0.41	0.34	-0.83	-0.61	-0.28	-0.54	0.37	-0.05	-0.61	-0.10	-0.18	-0.39
NO ₃	0.42	-0.29	0.57	0.38	-0.15	-0.34	-0.07	-0.25	-0.47	0.07	0.51	0.09	-0.16	0.29	1.00	-0.01	-0.02	0.67	-0.53	-0.26	0.05	-0.28	-0.63	0.25	-0.37	-0.45	0.47	0.20	0.33	0.11	-0.43	0.06	0.32	0.17	-0.20	0.03	-0.09	0.58	0.17	-0.26
Fosfato	-0.23	-0.11	-0.34	-0.19	0.51	-0.39	0.03	0.56	-0.12	-0.02	0.62	-0.12	0.50	0.40	-0.01	1.00	0.78	-0.04	-0.12	-0.36	-0.66	-0.32		0.12	0.23	0.17	-0.52	-0.27	-0.18	0.87	-0.55	-0.30	-0.36	-0.34	0.49	0.52	-0.48	-0.42	-0.08	0.29
PT	-0.33	-0.15	-0.25	-0.31	-0.48	-0.23	-0.20	0.47	0.11	0.11	0.57	-0.13	0.50	0.31	-0.02	0.78	1.00	-0.25	-0.15	-0.21	-0.75	-0.47		-0.04	0.54	0.47	-0.39	-0.22	-0.07	0.81	-0.57	-0.26	-0.36	-0.30	0.45	0.45	-0.49	-0.26	-0.15	0.21
N:P	0.33	-0.28	0.49	0.32	0.29	-0.15	-0.14	-0.26	-0.17	0.63	0.26	0.23	0.16	0.67	0.04	0.25	1.00	0.65	-0.18	-0.02	-0.16	-0.63	0.14	-0.08	-0.09	0.30	0.26	0.33	-0.22	-0.21	0.16	0.39	0.28	-0.27	-0.33	0.02	0.75	0.07	-0.34	
C:N	-0.40	0.21	-0.40	-0.43	-0.29	0.19	0.05	0.60	0.06	0.32	-0.69	0.24	-0.30	-0.33	-0.53	-0.12	-0.15	-0.65	1.00	0.25	0.30	0.12	0.65	0.04	-0.09	-0.06	0.19	0.02	0.37	-0.59	0.35	0.04	-0.08	0.01	-0.29	-0.15	0.29	0.04	-0.10	-0.32
SST	0.07	-0.15	0.10	0.05	0.15	0.23	-0.33	-0.11	0.12	0.06	-0.31	-0.02	-0.13	-0.12	-0.26	-0.36	-0.21	-0.18	0.25	1.00	-0.04	-0.24	0.21	-0.04	0.32	0.35	0.55	0.20	0.43	-0.53	0.29	0.17	0.16	0.17	-0.50	0.05	0.38	0.22	0.15	-0.32
DC	0.08	0.46	-0.07		0.30	0.39	0.26	-0.32	0.13	0.11	-0.62	0.15	-0.44	-0.57	0.05	-0.66	-0.75	-0.02	0.30	-0.04	1.00	0.57	0.31	-0.14	-0.26	-0.22	0.26	0.30	-0.34	-0.51	0.79	0.40	0.29	0.37	-0.35	-0.08	0.58	-0.08	0.24	0.24
Clor-a	0.24	0.31	-0.17	0.26	0.25	0.06	0.80	-0.28	0.03	-0.24	-0.50	0.09	-0.27	-0.25	-0.28	-0.32	-0.47	-0.16	0.12	-0.24	0.57	1.00	0.13	-0.05	-0.41	-0.40	-0.12	0.30	-0.70	-0.06	0.73	0.42	0.21	0.35	-0.13	0.19	0.46	-0.31	0.27	0.61
DO882	-0.49	0.72	-0.62	-0.59	-0.14	0.55	-0.09	0.28	0.47	0.34	0.51	-0.09	0.13	-0.64	-0.63		-0.63	0.65	0.21	0.31	0.13	1.00	0.13	0.46	0.54	-0.25	-0.34	-0.20	0.10	0.19	-0.23	-0.50	-0.35	0.33	0.12	-0.09	-0.68	-0.26	0.20	
μ DC	0.34	-0.05	0.12	0.35	-0.19	-0.26	0.11	0.10	-0.61	-0.18	0.19	-0.25	-0.07	0.27	0.25	0.12	-0.04	0.14	-0.04	-0.14	-0.05	-0.13	1.00	-0.44	-0.46		-0.02	0.24	0.39	-0.46	-0.08	-0.32	-0.09	0.29	-0.05	-0.41	0.33	-0.46	-0.10	
E. Coli	-0.80	0.54	-0.35	-0.80	0.12	0.52	-0.63	0.37	0.73	0.66	0.31	0.03	0.76	-0.58	-0.37	0.23	0.54	-0.08	-0.09	0.32	-0.26	-0.41	0.46	-0.44	1.00	0.97	-0.27	0.10	-0.40	0.62	-0.08	0.08	0.17	0.05	-0.01	0.81	0.05	-0.41	0.51	0.48
CT	-0.83	0.56	-0.39	-0.83	0.20	0.63	-0.65	0.28	0.75	0.60	0.27	0.04	0.78	-0.62	-0.45	0.17	0.47	-0.09	-0.06	0.35	-0.22	-0.40	0.54	0.46	0.97	1.00	-0.24	-0.19	-0.18	0.51	0.21	-0.19	-0.11	-0.23	0.16	0.61	-0.13	-0.54	0.25	0.25
F _{CO2}	0.44	-0.23	0.54	0.38	0.18	-0.08	-0.11	-0.51	-0.11	-0.06	-0.07	0.09	-0.33	-0.06	0.47	-0.52	-0.39	0.30	-0.19	0.55	0.26	-0.12	-0.25		-0.27	-0.24	1.00	-0.07	0.58	-0.70	0.20	-0.07	-0.11	-0.08	-0.29	-0.33	0.19	0.17	-0.19	-0.54
Al	-0.51	-0.19	0.20	0.27	0.41	0.39	0.08	0.10	0.30	-0.03	0.05	0.06	0.23	-0.51	0.20	-0.27	-0.22	0.26	0.02	0.20	0.30	0.30	-0.34	-0.02	0.10	-0.19	-0.07	1.00	-0.33	-0.21	0.78	0.99	0.88	1.00	-0.87	0.52	0.91	0.56	0.77	0.44
Ba	0.50	-0.77	0.71	0.20	-0.37	0.15	-0.71	0.55	-0.76	0.03	0.05	0.53	-0.30	0.41	0.33	-0.18	-0.07	0.33	0.37	0.43	-0.34	-0.70	-0.20	0.24	-0.40	-0.18	0.58	-0.33	1.00	-0.57	-0.49	-0.43	-0.28	-0.35		-0.74	-0.33	0.53	-0.54	-0.97
Ca	-0.46	0.55	-0.75	-0.88	-0.25	-0.83	0.12	-0.08	0.03	-0.08	0.60	-0.95	0.65	0.34	0.11	0.87	0.81	-0.22	-0.59	-0.53	-0.51	-0.06	0.10	0.39	0.62	0.51	-0.70	-0.21	-0.57	1.00	-0.36	-0.19	-0.32	-0.26	0.58	0.58	-0.42	-0.60	-0.01	0.61
Co	-0.08	0.15	-0.06	0.52	0.53	0.61	0.61	-0.18	0.71	0.01	-0.54	0.36	-0.15	-0.83	-0.43	-0.55	-0.57	-0.21	0.35	0.29	0.79	0.73	0.19	-0.46	-0.08	-0.21	0.20	0.78	-0.49	-0.36	1.00	0.85	0.68	0.81	-0.73	0.40	0.93	0.16	0.65	0.51
Cr	-0.46	-0.06	0.10	0.27	0.47	0.42	0.23	0.03	0.43	-0.06	-0.04	0.06	0.22	-0.61	0.06	-0.30	-0.26	0.16	0.04	0.17	0.40	0.42	-0.23	-0.08	0.08	-0.19	-0.07	0.99	-0.43	-0.19	0.85	1.00	0.85	0.99	-0.84	0.55	0.93	0.46	0.76	0.53
Cu	-0.62	-0.29	0.36	0.49	0.35	0.40	-0.05	-0.12	0.20	0.34	-0.05	0.16	-0.09	-0.28	0.32																									

Apêndice 2-b: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na S2

	Luz	Temp amb	Chuva	Tempo Luz	pH	Temp	OD	DQO	Alc	AOV	NT	Norg	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Fosfato	PT	N:P	C:N	SST	DC	Clor-a	DO682	μ DO	μ DC	E. Coli	CT	F _{Co2}	Al	Ba	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	Pb	Zn	C	
Luz	1.00	-0.85	0.37	0.95	-0.31	0.34	0.48	-0.78	-0.71	-0.87	-0.40	0.45	-0.70	0.57	0.41	0.02	0.06	-0.17	-0.69	-0.01	-0.24	0.39	-0.49	0.34	0.51	-0.66	-0.80	0.31	0.76	0.74	0.07	0.38	0.48	0.23	0.34	0.19	0.78	0.65	-0.03	0.36	0.73	
Temp amb	-0.85	1.00	-0.28	-0.79	0.39	-0.37	-0.42	0.55	0.63	0.69	0.27	-0.41	0.68	-0.57	-0.56	-0.22	-0.04	0.16	0.50	-0.08	0.28	-0.27	0.33	-0.13	-0.45	0.57	0.70	-0.22	-0.75	-0.22	-0.60	-0.51	-0.76	0.19	-0.59	-0.68	-0.81	-0.57	-0.45	-0.66	-0.76	
Chuva	0.37	-0.28	1.00	0.32	-0.37	0.26	0.36	-0.46	-0.40	-0.39	-0.29	0.28	-0.32	-0.29	0.43	-0.34	-0.39	0.22	-0.44	-0.41	0.20	0.41	-0.34	0.34	-0.27	-0.46	-0.51	0.10	-0.09	0.34	-0.67	-0.15	-0.44	0.42	-0.50	-0.57	-0.02	-0.13	-0.73	-0.55		
Tempo Luz	0.95	-0.79	0.32	1.00	-0.47	0.15	0.64	-0.76	-0.84	-0.87	-0.51	0.60	-0.81	0.63	0.45	-0.08	-0.07	-0.06	-0.65	0.08	-0.08	0.59	-0.41	0.24	0.43	-0.68	-0.82	0.39	-0.90	-0.47	-0.76	-0.78	0.94	0.36	-0.71	-0.82	-0.94	-0.94	-0.72	-0.94	-0.79	
pH	-0.31	0.39	-0.37	-0.47	1.00	0.36	-0.90	0.16	0.79	0.33	0.60	-0.43	0.74	-0.05	0.59	0.12	0.56	0.23	-0.01	0.24	-0.38	-0.71	0.04	0.07		0.74	0.84	0.09	0.43	0.68	-0.30	-0.52	0.15	0.88	0.49	-0.32	0.14	0.10	-0.37	0.02	0.32	
Temp	0.34	-0.37	0.26	0.15	0.36	1.00	-0.19	-0.14	0.22	-0.37	0.29	-0.17	0.10	0.24	0.01	-0.01	0.23	-0.16	-0.23	-0.07	-0.26	-0.09	-0.17	0.27	0.26	0.13	0.05	0.01	-0.07	0.01	-0.30	-0.23	-0.21	0.29	-0.18	-0.26	-0.04	-0.23	-0.41	-0.31	0.25	
OD	0.48	-0.42	0.36	0.64	-0.90	-0.19	1.00	-0.26	-0.82	-0.51	-0.60	0.48	-0.81	0.28	0.56	-0.24	-0.41	0.16	-0.11	-0.22	0.36	0.89		0.16	0.08	-0.66	-0.76		-0.83	-0.82	-0.11	0.04	-0.59	-0.58	-0.74	-0.13	-0.62	-0.54		-0.46	-0.64	
DQO	-0.78	0.55	-0.46	-0.76	0.16	-0.14	-0.26	1.00	0.58	0.69	0.42	-0.56	0.52	-0.34	-0.20	-0.01	-0.09	0.16	0.94	-0.04	0.18	-0.25	0.53	-0.38	-0.17	0.28	0.47	-0.46	-0.39	-0.87	0.51	-0.04	0.05	-0.55	0.08	0.40	-0.35	-0.38	0.53	0.15	-0.12	
Alc	-0.71	0.63	-0.40	-0.84	0.79	0.22	-0.82	0.58	1.00	0.69	0.68	-0.62	0.93	-0.34	-0.65	0.11	0.29	-0.04	0.41	0.04	-0.15	-0.72	0.30	-0.14	-0.26	0.76	0.89	-0.20	-0.14	-0.29	0.51	0.48	0.18	-0.75	0.02	0.44	-0.09	0.27	0.70	0.40	0.17	
AOV	-0.87	0.69	-0.39	-0.87	0.33	-0.37	0.51	0.69	0.69	1.00	0.32	-0.47	0.62	-0.51	-0.40	0.21	0.16	0.09	0.62	-0.01	0.13	-0.57	0.38	-0.24	-0.37	0.69	0.90	0.28	0.45	0.04	0.82	0.79	0.70	-0.73	0.45	0.82	0.53	0.72	0.91	0.83	0.40	
NT	-0.40	0.27	-0.29	-0.51	0.60	0.29	-0.60	0.42	0.68	0.32	1.00	-0.48	0.78	-0.14	-0.09	0.16	0.24	0.13	0.14	0.06	-0.07	-0.45	0.29	-0.16	-0.29	0.56	0.67	-0.39	-0.15	-0.49	-0.02	-0.34	-0.10	0.15	-0.02		-0.09	-0.53	-0.23	-0.25	-0.24	
Norg	0.45	-0.41	0.28	0.60	-0.43	-0.17	0.48	-0.56	-0.62	-0.47	-0.48	1.00	-0.61	0.51	0.18	-0.38	-0.41	0.41	-0.57	0.55	0.37	0.57	0.09	0.17	-0.12	-0.77	-0.81	0.73	-0.34	-0.21	-0.39	0.15	-0.46	-0.14	-0.72	-0.28	-0.08	-0.25	-0.44	-0.52	-0.37	
NH ₄	-0.70	0.68	-0.32	-0.81	0.74	0.10	-0.81	0.52	0.93	0.62	0.78	-0.61	1.00	-0.45	-0.59	0.04	0.16	0.11	0.33	-0.01	0.01	-0.67	0.25	-0.17	-0.39	0.68	0.82	-0.29	-0.41	0.26	-0.96	-0.77	-0.74	0.83	-0.46	-0.96	-0.54	-0.54	-0.96	-0.83	-0.37	
NO ₂	0.57	-0.57	-0.29	0.63	-0.05	0.24	0.28	-0.34	-0.34	-0.51	-0.14	0.51	-0.45	1.00	-0.02	-0.05	0.16	-0.05	-0.36	0.54	-0.15	0.28	0.05	0.21	0.47	-0.31	-0.40	0.46	-0.35	-0.75	0.56	0.44	0.06	-0.91	-0.16	0.51	-0.17	-0.06	0.66	0.23	-0.22	
NO ₃	0.41	-0.56	0.43	0.45	-0.59	0.01	0.56	-0.20	-0.65	-0.40	-0.09	0.18	0.59	-0.02	1.00	0.17	-0.10	-0.01	-0.19	-0.28	0.01	0.50	-0.14	-0.02	0.05	-0.51	-0.60	-0.27	0.13	-0.25	0.04	-0.27	0.10	0.27	0.19	0.08	0.15	-0.33	-0.20	-0.09	-0.03	
Fosfato	0.02	-0.22	-0.34	-0.08	0.12	-0.01	-0.24	-0.01	0.11	0.21	0.16	-0.38	0.04	-0.05	0.17	1.00	0.69	-0.76		-0.06	-0.71	-0.53	-0.07	-0.21	0.43	0.27	0.31	-0.45	0.88	0.54	0.54	0.42	0.83	0.03	0.77	0.58	0.82	0.72	0.45	0.76	0.47	
PT	0.06	-0.04	-0.39	-0.07	0.56	0.23	-0.41	-0.09	0.29	0.16	0.24	-0.41	0.16	0.16	-0.10	0.69	1.00	-0.87	-0.12	-0.01	-0.82	-0.51	-0.07	0.28	0.41	0.56	0.58	-0.24	0.80	0.65	0.35	0.16	0.70	0.27	0.77	0.36	0.64	0.63	0.29	0.63	0.45	
N:P	-0.17	0.16	0.22	-0.06	-0.23	-0.16	0.16	0.16	-0.04	-0.09	0.13	0.41	0.11	-0.05	-0.01	-0.76	-0.87	1.00	0.30	0.40	0.22	0.85	0.40	0.30	-0.18	-0.57	-0.23	-0.22	0.30	-0.74	-0.75	0.30	-0.27	-0.62	-0.17	-0.65	-0.30	-0.58	-0.74	-0.33	-0.63	-0.52
C:N	-0.69	0.50	-0.44	-0.65	-0.01	-0.23	-0.11	0.94	0.41	0.62	0.14	-0.57	0.33	-0.36	-0.19		-0.12	0.04	1.00	-0.15	0.15	-0.18	0.37	-0.40	-0.03	0.13	0.29	-0.46	-0.30	-0.64	0.53	0.01	0.13	-0.52	0.20	0.40	-0.34	-0.17	0.63	0.28	0.03	
SST	-0.01	-0.08	-0.41	0.08	0.24	-0.07	-0.22	-0.04	0.04	-0.01	0.06	0.55	0.01	0.54	-0.28	-0.06	-0.01	0.22	-0.15	1.00	0.09	-0.06	0.43	-0.18	0.07	0.07	0.33	0.61	0.35	-0.02	0.50	-0.26	0.54	0.17	0.83	0.39	0.12	0.08	0.44	0.52	0.49	
DC	-0.24	0.28	0.20	-0.08	-0.38	-0.26	0.36	0.18	-0.15	-0.13	-0.07	0.37	0.01	-0.15	0.01	-0.71	-0.82	0.85	0.15	0.09	1.00	0.57	0.41	-0.08	-0.54	-0.35	-0.39	0.09	-0.95	-0.70	-0.52	-0.46	-0.86	-0.06	-0.80	-0.56	-0.85	-0.85	-0.46	-0.81	-0.69	
Clor-a	0.39	-0.27	0.41	0.59	-0.71	-0.09	0.89	-0.25	-0.72	-0.57	-0.45	0.57	-0.67	0.28	0.50	-0.53	-0.51	0.40	-0.18	-0.06	0.57	1.00	0.07	0.14	-0.15	-0.62	-0.72	0.18	-0.95	-0.78	-0.46	-0.52	-0.82	-0.05	-0.72	-0.52	-0.89	-0.91	-0.41	-0.77	-0.73	
DO682	-0.49	0.33	-0.34	-0.41	0.04	-0.17		0.53	0.30	0.38	0.29	0.09	0.25	0.05	-0.14	-0.07	0.30	0.37	0.43	0.41	0.07	1.00	0.04	-0.26	0.15	0.30	-0.14	-0.58	-0.88	0.19	0.14	-0.28	-0.65	-0.46	0.17	-0.36	-0.45	0.20	-0.21	-0.36		
μ DO	0.34	-0.13	0.34	0.24	0.07	0.27	0.16	-0.38	-0.14	-0.24	-0.16	0.17	-0.17	0.21	-0.02	-0.21	0.28	-0.18	-0.40	-0.18	-0.08	0.14	0.04	1.00	0.02	-0.27	-0.30	0.03	-0.15	0.22	-0.42	0.31	-0.36	-0.11	-0.65	-0.31	0.05	0.12	-0.38	-0.36	0.03	
μ DC	0.51	-0.45	-0.27	0.43		0.26	0.08	-0.17	-0.26	-0.37	-0.29	-0.12	0.39	0.47	0.05	0.43	0.41	-0.57	-0.03	0.07	-0.54	-0.15	-0.26	0.02	1.00	-0.27	-0.37	-0.04	0.73	0.41	0.72	0.57	0.83	-0.30	0.73	0.71	0.66	0.81	0.76	0.89	0.58	
E. Coli	-0.66	0.57	-0.46	-0.68	0.74	0.13	-0.66	0.28	0.76	0.69	0.56	-0.77	0.68	-0.31	-0.51	0.27	0.56	0.23	0.13	0.07	-0.35	-0.62	0.15	-0.27	-0.27	1.00	0.90	-0.24	0.40	0.12	0.44	0.55	0.46	-0.37	0.23	0.49	0.50	0.48	0.42	0.47	-0.11	
CT	-0.80	0.70	-0.51	-0.82	0.84	0.05	-0.76	0.47	0.89	0.90	0.67	-0.81	0.82	-0.40	-0.60	0.31	0.58	-0.22	0.29	0.33	-0.39	-0.72	0.30	-0.30	-0.37	0.90	1.00	-0.28	0.32	0.08	0.39	0.52	0.37	-0.38	0.16	0.43	0.42	0.41	0.39	0.40	-0.19	
F _{Co2}	0.31	-0.22	0.10	0.39	0.09	0.01		-0.46	-0.20	-0.28	-0.39	0.73	0.29	0.46	-0.27	-0.45	-0.24	0.30	-0.46	0.61	0.09	0.18	-0.14	0.03	-0.04	-0.24	-0.28	1.00	0.14	0.56	-0.18	-0.20	0.03	0.36	0.24	-0.25	-0.10	0.26	-0.03	0.11	0.31	
Al	0.76	-0.75	-0.09	-0.90	0.43	-0.07	-0.83	-0.39	-0.14	0.45	-0.15	-0.34	-0.41	-0.35	0.13	0.88	0.80	-0.74	-0.30	0.35	-0.95	-0.95	-0.58	-0.15	0.73	0.40	0.32	0.14	1.00	0.68	0.53	0.49	0.89	0.06	0.80	0.60	0.95	0.84	0.43	0.80	0.80	
Ba	0.74	-0.22	0.34	-0.47	0.68	0.01	-0.82	-0.87	-0.29	0.04	-0.49	-0.21	0.26	-0.75	-0.25	0.54	0.65	-0.75	-0.64	-0.02	-0.70	-0.78	-0.88	0.22	0.41	0.12	0.08	0.56	0.68	1.00	0.18	0.16	0.32	0.49	0.32	-0.11	0.56	0.65	-0.19	0.24	0.55	
Ca	0.07	-0.60	-0.67	-0.76	-0.30	-0.30	-0.11	0.51	0.51	0.82	-0.02	-0.39	0.96	0.56	0.04	0.54	0.35	-0.30	0.53	0.50	-0.52	-0.46	0.19	-0.42	0.72	0.44	0.39	-0.18	0.53	-0.18	1.00	0.64	0.85	-0.66	0.68	0.99	0.59	0.55	0.97	0.91	0.52	
Co	0.38	-0.51	-0.15	-0.78	-0.52	-0.23	0.04	-0.04	0.48	0.79	-0.34	-0.15	-0.77	0.44	-0.27	0.42	-0.16	-0.27	0.01																							

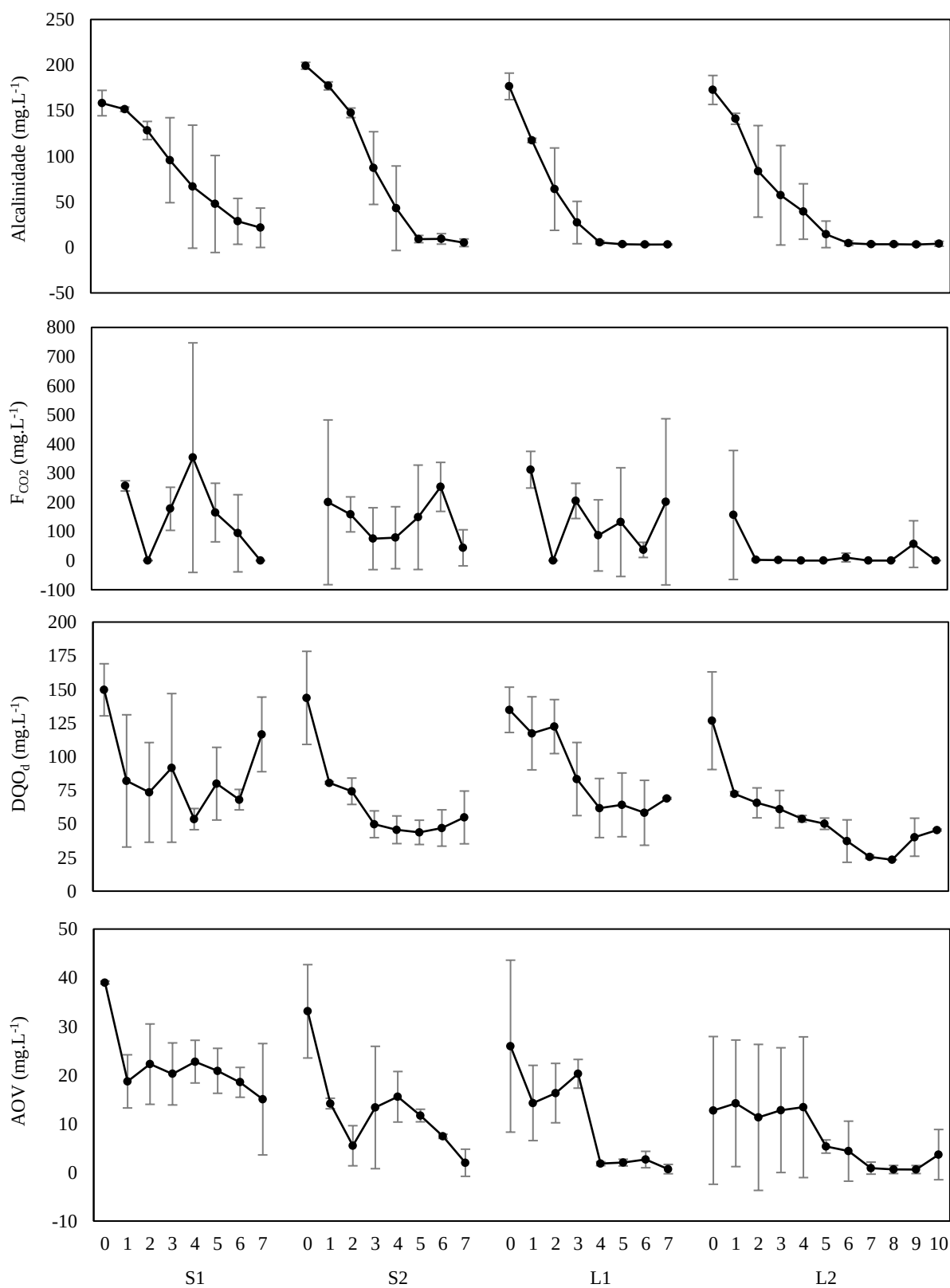
Apêndice 2-c: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na L1

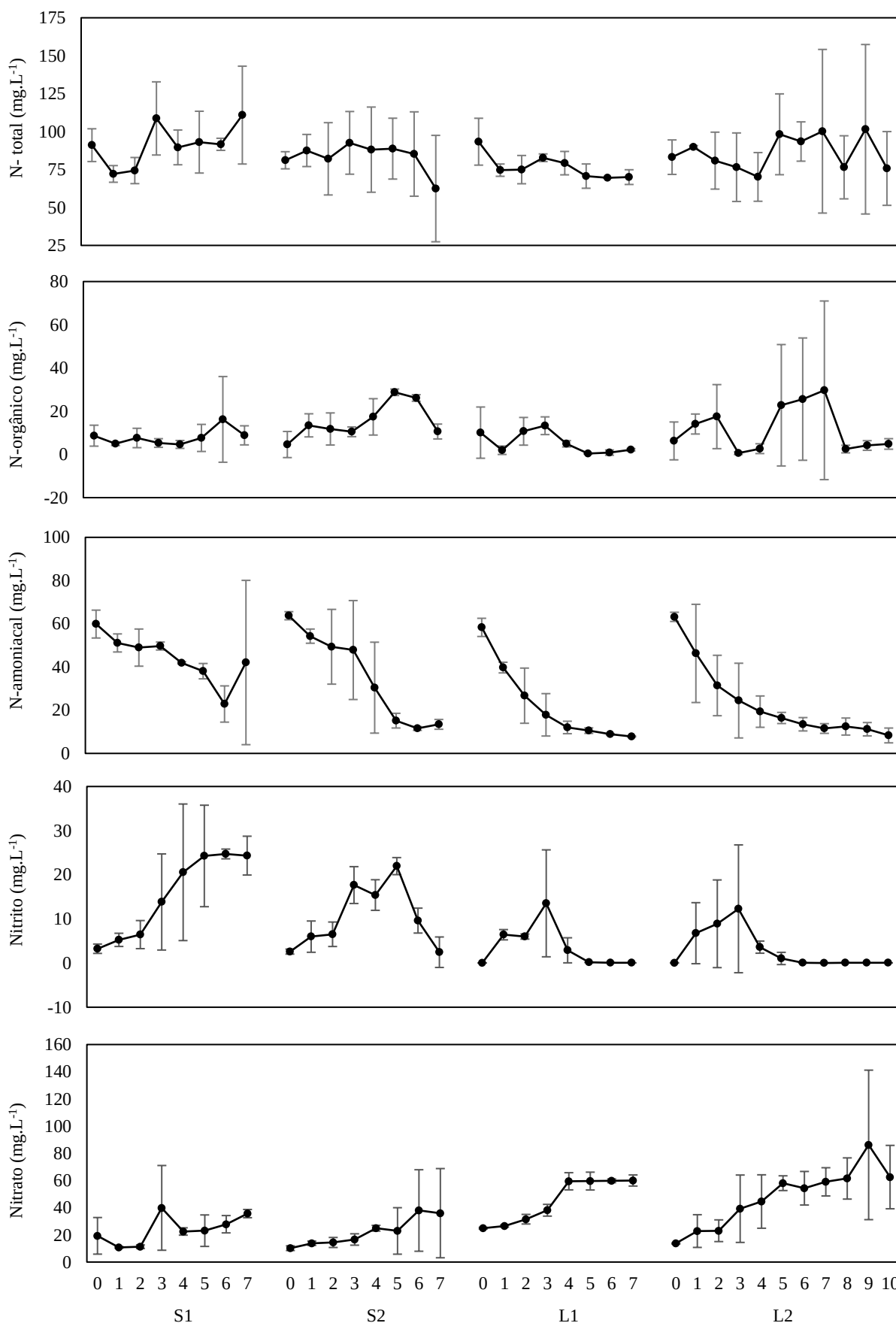
	Luz	Temp amb	Chuva	Tempo Luz	pH	Temp	OD	DQO	Alc	AOV	NT	Norg	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Fosfato	PT	N:P	C:N	SST	DC	Clor-a	DO682	μ DO	μ DC	E. Coli	CT	Fco2	Al	Ba	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	Zn	C	
Luz	1.00	-0.84	0.46	0.98	-0.65	0.45	0.66	-0.50	-0.82	-0.51	-0.63	0.01	-0.88	0.51	0.64	0.07	0.06	-0.49	-0.29	-0.08	0.03	0.50	0.13	0.49	0.44	-0.70	-0.57	0.42	0.63	0.84	0.54	-0.30	0.50	0.42	0.66	0.49	0.34	0.19	0.29	-0.18	
Temp amb	-0.84	1.00	-0.53	-0.88	0.58	-0.27	-0.58	0.41	0.79	0.54	0.49	0.16	0.78	0.30	-0.67	-0.12	-0.15	0.57	0.19	0.07	-0.15	-0.49	-0.16	-0.50	-0.44	0.65	0.55	-0.31	0.03	-0.11	-0.01	0.81	0.13	0.07	-0.01	0.18		1.00	0.03	-0.36	
Chuva	0.46	-0.53	1.00	0.47	-0.56	0.38	0.74	0.08	-0.54	-0.23	-0.28	-0.27	-0.56	0.14	0.56	0.59	0.10	-0.45	0.22		-0.29	0.71	0.59	0.48	0.35	-0.45	-0.35	-0.08	0.18	-0.04	0.17	0.14	0.21	0.32	0.17	-0.08	0.38	-0.32	0.37	0.37	
Tempo Luz	0.98	-0.88	0.47	1.00	-0.64	0.39	0.67	-0.52	-0.86	-0.55	-0.56	-0.06	0.90	0.50	0.71	0.12	0.14	0.57	-0.32	0.01	0.04	0.51	0.14	0.58	0.43	0.71	0.59	0.54	0.90	0.67	0.94	0.69	0.93	0.89	0.92	0.81	0.94	0.89	0.90	-0.49	
pH	-0.65	0.58	-0.56	-0.64	1.00	-0.29	0.87	0.42	0.83	0.47	0.38	0.37	0.77	0.04	-0.85	-0.26	0.24	0.18	0.21	0.30	-0.14	-0.54	-0.40	-0.58	-0.26	0.70	0.60	-0.30	0.02	-0.01	-0.33	-0.65	-0.03	-0.12	-0.04	-0.54	-0.09	-0.23	-0.14	0.60	
Temp	0.45	-0.27	0.38	0.39	-0.29	1.00	0.51	0.29	-0.14	0.04	-0.02	0.04	-0.38	0.65	0.23	0.65	0.06	-0.11	0.35	-0.01	-0.40	0.64	0.61	0.22	0.53	-0.35	-0.13	-0.05	0.93	0.76	0.91	0.14	0.94	0.84	0.95	0.82	0.87	0.84	0.82	-0.56	
OD	0.66	-0.58	0.74	0.67	-0.87	0.51	1.00	-0.14	-0.77	-0.40	-0.23	-0.39	-0.78	0.23	0.86	0.56	0.01	-0.38	0.03	-0.13	-0.17	0.82	0.65	0.71	0.45	-0.57	-0.42	0.37	0.63	0.26	0.89	0.99	0.78	0.81	0.66	0.95	0.87	0.94	0.89	-0.84	
DQO	-0.50	0.41	0.08	-0.52	0.42	0.29	-0.14	1.00	0.53	0.35	0.32	-0.04	0.39	0.07	-0.40	0.46	-0.08	0.22	0.92	0.01	-0.52	0.15	0.37	-0.30	-0.07	0.55	0.60	-0.46	0.88	0.78	0.72	-0.76	0.82	0.76	0.88	0.47	0.77	0.54	0.71	-0.02	
Alc	-0.82	0.79	-0.54	-0.86	0.83	-0.14	-0.77	0.53	1.00	0.60	0.50	0.29	0.87	-0.09	-0.90	-0.13	0.07	0.40	0.32	0.20	-0.15	-0.53	-0.15	-0.58	-0.18	0.73	0.64	-0.49	0.69	0.27	0.86	0.98	0.83	0.89	0.70	0.78	0.95	0.84	0.96	-0.54	
AOV	-0.51	0.54	-0.23	-0.55	0.47	0.04	-0.40	0.35	0.60	1.00	0.41	0.46	0.51	-0.11	-0.43	0.17	0.22	0.22	0.12	0.06	-0.41	-0.19	0.16	-0.43	-0.14	0.55	0.55	-0.36	0.76	0.49	0.75	0.09	0.80	0.73	0.77	0.60	0.82	0.57	0.78	-0.39	
NT	-0.63	0.49	-0.28	-0.56	0.38	-0.02	-0.23	0.32	0.50	0.41	1.00	-0.16	0.68	-0.27	-0.24	0.27	0.19	0.39	0.01	0.23	-0.12	-0.06	0.23	-0.04	-0.13	0.25	0.24	-0.01	0.39	0.03	0.56	0.94	0.56	0.51	0.40	0.66	0.59	0.81	0.60	-0.78	
Norg	0.01	0.16	-0.27	-0.06	0.37	0.04	-0.39	-0.04	0.29	0.46	-0.16	1.00	0.18	0.15	-0.42	-0.14	0.37	0.04	-0.21	-0.06	0.14	-0.32	-0.33	-0.59	0.15	0.64	0.61	-0.23	0.48	0.05	0.77	1.00	0.66	0.73	0.50	0.86	0.78	0.89	0.82	-0.82	
NH ₄	-0.88	0.78	-0.56	-0.90	0.77	-0.38	0.78	0.39	0.87	0.51	0.68	0.18	1.00	-0.45	-0.81	-0.24		0.55	0.12	0.07	0.06	-0.58	-0.22	-0.55	-0.35	0.64	0.54	-0.47	0.47	0.64	0.39	-0.18	0.41	0.25	0.49	0.51	0.18	0.53	0.14	-0.48	
NO ₂	0.51	-0.30	0.14	0.50	-0.04	0.65	0.23	0.07	-0.09	-0.11	-0.27	0.15	-0.45	1.00	0.01	0.30	0.13	-0.31	0.17	0.49	-0.43	0.22	0.18	0.18	0.38	-0.28	-0.14	0.35	0.63	0.20	0.85	0.99	0.79	0.91	0.64	0.84	0.92	0.91	0.95	-0.56	
NO ₃	0.64	-0.67	0.56	0.71	-0.85	0.32	0.86	-0.40	-0.90	-0.43	-0.24	-0.42	-0.81	0.01	1.00	0.36	0.05	-0.41	-0.24	-0.20	0.05	0.68	0.37	0.68	0.24	-0.69	-0.59	0.50	-0.18	-0.30	-0.15	-0.13	-0.10	-0.24	-0.19	-0.02	-0.12	0.17	-0.12	-0.42	
Fosfato	0.07	-0.12	0.59	0.12	-0.26	0.65	0.56	0.46	-0.13	0.17	0.27	-0.14	-0.24	0.30	0.36	1.00	0.12	-0.06	0.42	0.11	-0.48	0.65	0.73	0.22	0.29	-0.22	-0.07	0.01	0.61	0.22	0.76	0.70	0.72	0.75	0.62	0.68	0.86	0.61	0.86	-0.48	
PT	0.06	-0.15	0.10	0.14	0.24	0.06	0.01	-0.08	0.07	0.22	0.19	0.37		0.13	0.05	0.12	1.00	-0.69	-0.22	0.38	-0.05	0.16	0.13	0.11	0.53	0.26	0.30	0.11	0.13	-0.21	-0.03	0.53	0.22	0.25	0.06	-0.13	0.26	0.52	0.27	0.21	
N:P	-0.49	0.57	-0.45	-0.57	0.18	-0.11	-0.38	0.22	0.40	0.22	0.39	0.04	0.55	-0.31	-0.41	-0.06	-0.69	1.00	0.07	-0.28	0.18	-0.41	-0.21	-0.45	-0.54	0.08	0.01	-0.25	0.07	0.20	0.34	0.15	0.07	0.03	0.14	0.54	0.05	0.15	0.06	-0.71	
C:N	-0.29	0.19	0.22	-0.32	0.21	0.35	0.03	0.92	0.32	0.12	0.01	-0.21	0.12	0.17	-0.24	0.42	-0.22	0.07	1.00	-0.04	-0.49	0.26	0.40	-0.15	0.03	0.39	0.46	-0.43	0.75	0.78	0.55	-0.88	0.64	0.57	0.75	0.27	0.57	0.03	0.50	0.19	
SST	-0.08	0.07		0.01	0.30	-0.01	-0.13	0.01	0.20	0.06	0.23	-0.06	0.07	0.49	-0.20	0.11	0.38	-0.28	-0.04	1.00	-0.32	-0.06	0.11	0.16	0.09	0.19	0.10	0.35	-0.41	-0.75	-0.31	0.68	-0.26	-0.10	-0.46	-0.28	-0.07	0.16	-0.01	0.17	
DC	-0.03	-0.15	-0.29	0.04	-0.14	-0.40	-0.17	-0.52	-0.15	-0.41	-0.12	0.14	0.06	-0.43	0.05	-0.18	-0.49	-0.32	0.10	-0.32	1.00	-0.32	-0.32	-0.55	-0.09	0.17	-0.44	-0.58		-0.81	-0.56	-0.61	-0.73	-0.81	-0.80	-0.77	-0.37	-0.79	-0.83	0.75	-0.10
Clor-a	0.50	-0.49	0.71	0.51	-0.54	0.64	0.82	0.15	-0.53	-0.19	-0.06	-0.32	-0.58	0.22	0.68	0.65	0.16	-0.41	0.26	-0.06	-0.32	1.00	0.72	0.55	0.49	-0.39	-0.20	0.13	0.53	0.47	0.37	-0.84	0.50	0.29	0.53	0.25	0.39	0.14	0.32	-0.26	
DO682	0.13	-0.16	0.59	0.14	-0.40	0.61	0.65	0.37	-0.15	0.16	0.23	-0.33	-0.22	0.18	0.37	0.73	0.13	-0.21	0.40	0.11	-0.55	0.72	1.00	0.47	0.37	0.01	0.22	-0.05	0.88	0.59	0.92	0.96	0.93	0.91	0.89	0.80	0.96	0.89	0.93	-0.49	
μ DO	0.49	-0.50	0.48	0.58	-0.58	0.22	0.71	-0.30	-0.58	-0.43	-0.04	-0.59	-0.55	0.18	0.68	0.22	0.11	-0.45	-0.15	0.16	-0.09	0.55	0.47	1.00	0.35	-0.63	-0.52	0.57	0.06	-0.32	0.08	0.77	0.22	0.22	0.01	0.15	0.26	0.66	0.29	-0.29	
μ DC	0.44	-0.44	0.35	0.43	-0.26	0.53	0.45	-0.07	-0.18	-0.14	-0.13	0.15	-0.35	0.38	0.24	0.29	0.53	-0.54	0.03	0.09	0.17	0.49	0.37	0.35	1.00	-0.40	-0.22	0.05	0.69	0.32	0.79	0.75	0.79	0.78	0.70	0.70	0.88	0.70	0.86	-0.54	
E. Coli	-0.70	0.65	-0.45	-0.71	0.70	-0.35	-0.57	0.55	0.73	0.55	0.25	0.64	0.64	0.28	-0.69	-0.22	0.26	0.08	0.39	0.19	-0.44	-0.39	0.01	-0.63	-0.40	1.00	0.97	-0.39	0.34	-0.13	0.58	0.73	0.51	0.60	0.34	0.54	0.72	0.51	0.75	-0.49	
CT	-0.57	0.55	-0.35	-0.59	0.60	-0.13	-0.42	0.60	0.64	0.55	0.24	0.61	0.54	-0.14	-0.59	-0.07	0.30	0.01	0.46	0.10	-0.58	-0.20	0.22	-0.52	-0.22	0.97	1.00	-0.39	0.97	0.84	0.82	-0.24	0.95	0.82	0.97	0.69	0.82	0.75	0.76	-0.36	
Fco2	0.42	-0.31	-0.08	0.54	-0.30	-0.05	0.37	-0.46	-0.49	-0.36	-0.01	-0.23	-0.47	0.35	0.50	0.01	0.11	-0.25	-0.43	0.35		0.13	-0.05	0.57	0.05	-0.39	-0.39	1.00	-0.38	-0.62	-0.14	0.94	-0.20	-0.15	-0.39	0.12	-0.13	0.62	-0.06	-0.50	
Al	0.63	0.03	0.18	0.90	0.02	0.93	0.63	0.88	0.69	0.76	0.39	0.48	0.47	0.63	-0.18	0.61	0.13	0.07	0.75	-0.41	-0.81	0.53	0.88	0.06	0.69	0.34	0.97	-0.38	1.00	0.87	0.84	0.01	0.97	0.89	1.00	0.69	0.85	0.82	0.80	-0.26	
Ba	0.84	-0.11	-0.04	0.67	-0.01	0.76	0.26	0.78	0.27	0.49	0.03	0.05	0.64	0.20	-0.30	0.22	-0.21	0.20	0.78	-0.75	0.56	0.47	0.59	-0.32	0.32	-0.13	0.84	-0.62	0.87	1.00	0.58	-0.53	0.74	0.57	0.87	0.43	0.51	0.37	0.43	-0.04	
Ca	0.54	-0.01	0.17	0.94	-0.33	0.91	0.89	0.72	0.86	0.75	0.56	0.77	0.39	0.85	-0.15	0.76	-0.03	0.34	0.55	-0.31	-0.61	0.37	0.92	0.08	0.79	0.58	0.82	-0.14	0.84	0.58	1.00	0.78	0.91	0.93	0.88	0.95	0.95	1.00	0.95	-0.63	
Co	-0.30	0.81	0.14	0.69	-0.65	0.14	0.99	-0.76	0.98	0.09	0.94	1.00	-0.18	0.99	0.13	0.70	0.53	0.15	-0.88	0.68	-0.73	-0.84	0.96	0.77	0.75	0.73	-0.24	0.94	0.01	-0.53	0.78	1.00	0.49	0.80	0.03	0.85	0.93	0.81	0.96	-1.00	
Cr	0.50	0.13	0.21	0.93	-0.03	0.94	0.78																																		

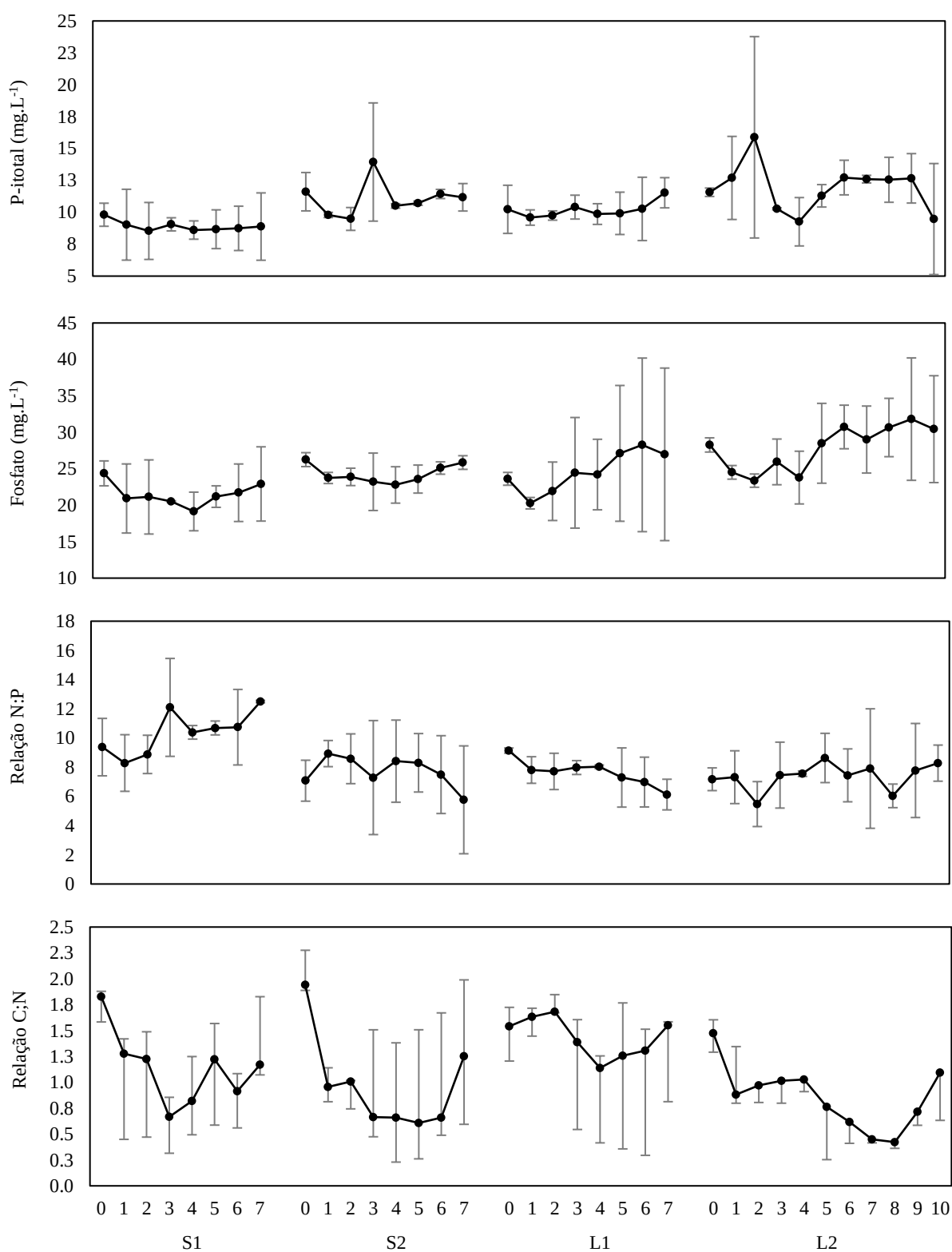
Apêndice 2-d: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na L2

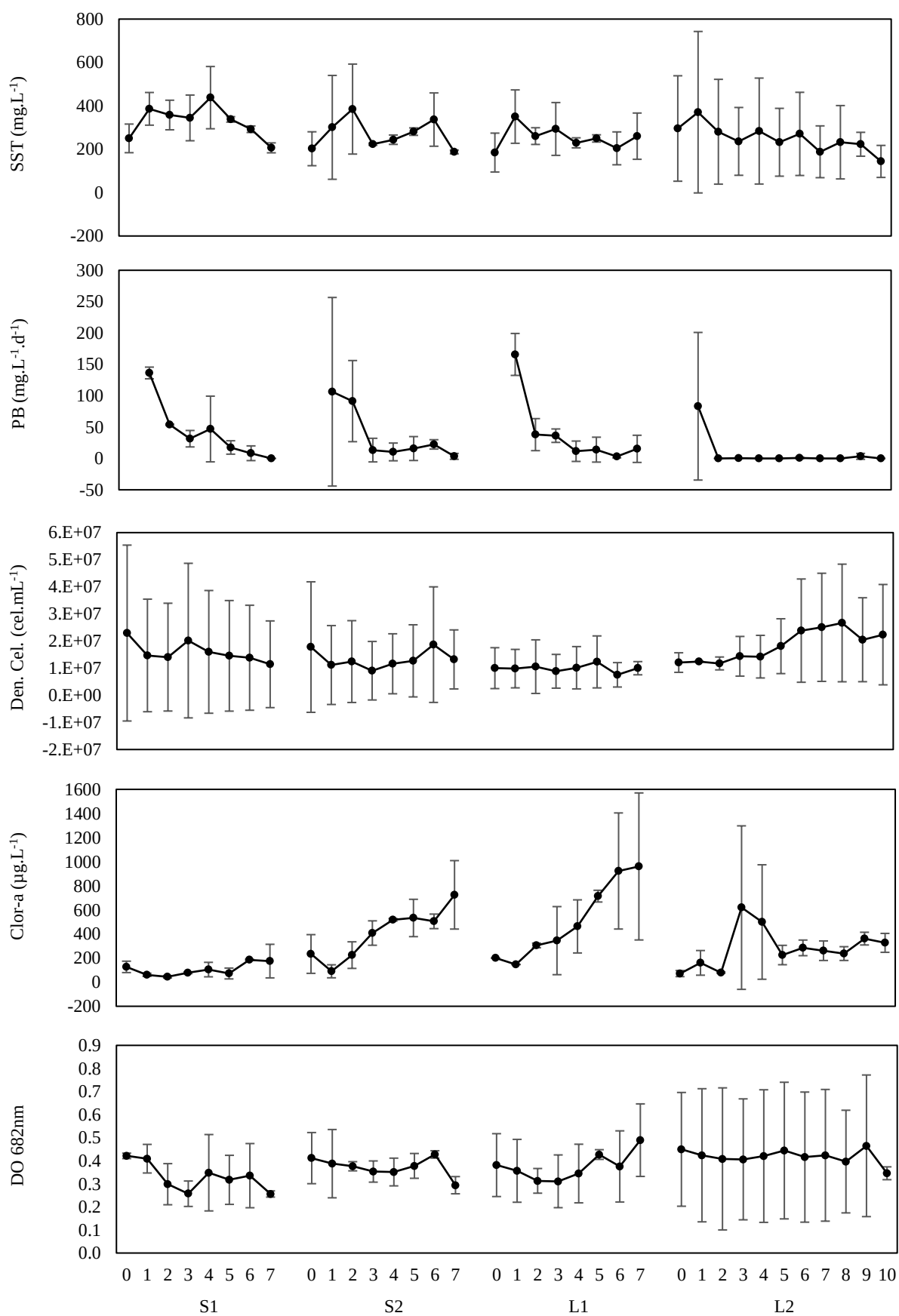
	Luz	Temp amb	Chuva	Tempo Luz	pH	Temp	OD	DQO	Alc	AOV	NT	Norg	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Fosfato	PT	N:P	C:N	SST	DC	Clor-a	DO682	μ DO	μ DC	E. Coli	CT	F _{CO2}	Al	Ba	Ca	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Zn	C
Luz	1.00	-0.81	0.17	0.96	-0.60	0.50	0.57	-0.43	-0.77	-0.31	-0.30	0.03	-0.86	0.44	0.72	-0.03	-0.45	0.02	-0.32	0.15	0.22	0.49	0.03	0.08	0.40	-0.70	0.08	0.69	-0.50	-0.42	-0.50	-0.49	-0.55	-0.38	0.11	0.27	-0.55	0.55
Temp amb	-0.81	1.00	-0.33	-0.91	0.59	0.02	-0.57	0.67	0.84	0.48	0.49	0.03	0.76	-0.13	-0.59	0.18	0.28	0.23	0.58	-0.05	-0.36	-0.57	0.08	-0.26	-0.42	0.69	0.23	-0.57	-0.32	-0.46	-0.72	-0.53	-0.61	-0.32	-0.69	0.03	-0.65	0.75
Chuva	0.17	-0.33	1.00	0.29	-0.10	-0.06	0.02	-0.34	-0.37	-0.06	0.02	0.73	-0.32	-0.21	0.50	0.36	0.51	0.29	-0.50	-0.02	0.64	-0.14	0.25	0.04	0.43	-0.34	-0.38	-0.20	0.58	0.04	-0.22	0.18	0.17	0.34	-0.45	0.03	0.07	-0.25
Tempo Luz	0.96	-0.91	0.29	1.00	0.61	0.33	0.60	-0.52	-0.87	-0.36	0.32	0.06	0.88	0.37	0.76	-0.09	-0.35	-0.02	-0.44	0.17	0.36	0.51	0.07	0.19	0.52	-0.72	-0.02	0.61	-0.38	-0.34	-0.68	-0.69	-0.57	-0.34	-0.55	0.23	0.62	0.88
pH	-0.60	0.59	-0.10	0.61	1.00	-0.37	-0.92	0.38	0.77	0.26	0.58	0.08	0.76	0.09	-0.60	-0.08	0.59	0.21	0.22	0.15	-0.29	-0.50	0.09	0.12	-0.11	0.62	-0.05	-0.39	0.81	0.04	-0.01	0.61	0.33	0.67	-0.53	0.31	0.28	-0.23
Temp	0.50	0.02	-0.06	0.33	-0.37	1.00	0.27	0.25	-0.28	0.18	0.06	0.11	-0.50	0.45	0.50	0.28	-0.52	0.34	0.38	0.21	-0.02	0.04	0.18	-0.30	0.14	-0.29	0.51	0.29	-0.38	-0.29	-0.63	-0.69	-0.52	-0.31	-0.37	0.35	-0.58	0.84
OD	0.57	-0.57	0.02	0.60	-0.92	0.27	1.00	-0.28	-0.68	-0.16	-0.57	-0.08	-0.66	-0.19	0.52		-0.54	-0.22	-0.11	-0.10	0.28	0.58	-0.05	0.06	0.13	-0.60	0.19	0.36	-0.75	-0.08	-0.05	-0.55	-0.37	-0.61	0.14	-0.29	-0.31	0.45
DQO	-0.43	0.67	-0.34	-0.52	0.38	0.25	-0.28	1.00	0.62	0.82	0.58	0.14	0.46	0.01	-0.19	0.17	-0.07	0.54	0.85	0.34	-0.44	-0.35	0.23	-0.07	-0.28	0.61	0.54	-0.21	-0.17	0.08	-0.30	-0.67	-0.19	-0.07	-0.71	0.40	-0.24	0.96
Alc	-0.77	0.84	-0.37	-0.87	0.77	-0.28	-0.68	0.62	1.00	0.39	0.45	0.02	0.92	-0.22	-0.78	0.05	0.35	0.17	0.51	0.03	-0.46	-0.43	0.01	0.03	-0.45	0.75	0.13	-0.34	-0.08	-0.21	-0.61	-0.58	-0.38	-0.09	-0.81	0.31	-0.45	0.83
AOV	-0.31	0.48	-0.06	-0.36	0.26	0.18	-0.16	0.82	0.39	1.00	0.59	0.33	0.30	-0.06	0.04	0.28	0.03	0.61	0.57	0.11	-0.14	-0.29	0.35	-0.20	-0.07	0.40	0.41	-0.38	-0.11	-0.21	-0.61	-0.59	-0.40	-0.14	-0.86	0.19	-0.47	0.81
NT	-0.30	0.49	0.02	-0.32	0.58	0.06	-0.57	0.45	0.59	1.00	0.38	0.36	0.46	0.05	0.22	0.34	0.82	0.18	0.31	-0.08	-0.61	0.30	-0.09	0.15	0.58	0.08	-0.25	0.46	0.28	-0.18	-0.17	0.20	0.26	-0.78	0.06	0.09	0.16	
Norg	0.03	0.03	0.73	0.06	0.08	0.11	0.02	0.33	0.38	1.00	-0.01	0.32	1.00	-0.17	0.32	0.48	0.59	0.71	-0.19	0.24	0.63	-0.11	0.51	0.18	0.42	-0.01	-0.04	-0.13	0.14	-0.14	-0.61	-0.37	-0.23	-0.10	-0.62	-0.13	-0.36	0.18
NH ₄	-0.86	0.76	-0.32	-0.88	0.76	-0.50	-0.66	0.46	0.92	0.30	0.36	-0.01	1.00	-0.36	-0.88	-0.01	0.45	0.04	0.34	-0.05	-0.29	-0.35	-0.04	0.08	-0.40	0.76	0.06	-0.39	0.21	0.68	0.29	-0.27	0.46	0.11	-0.01	0.09	0.37	-0.04
NO ₂	0.44	-0.13	-0.21	0.37	0.09	0.45	-0.19	0.01	-0.22	-0.06	0.46	-0.17	-0.36	1.00	0.39	-0.18	-0.27	0.35	-0.06	0.35	-0.13	-0.16	0.10	-0.12	0.33	-0.01	-0.12	0.32	-0.09	0.09	-0.01	-0.24	-0.05	0.02	-0.63	0.15	-0.04	0.66
NO ₃	0.72	-0.59	0.50	0.76	-0.60	0.50	0.52	-0.19	-0.78	0.04	0.05	0.32	-0.88	0.39	1.00	0.22	-0.24	0.38	-0.29	0.14	0.36	0.09	0.21	-0.11	0.49	-0.62	-0.02	0.20	0.45	0.09	-0.30	-0.08	0.08	0.25	-0.86	0.03	-0.02	0.18
Fosfato	-0.03	0.18	0.36	-0.09	-0.08	0.28		0.17	0.05	0.28	0.22	0.48	-0.01	-0.18	0.22	1.00	0.14	0.40	0.08	0.03	0.19	-0.37	0.37	-0.07	0.29	0.08	0.36	-0.26	0.16		-0.45	-0.45	-0.11	0.11	-0.40	0.56	-0.22	0.50
PT	-0.45	0.28	0.51	-0.35	0.59	-0.52	-0.54	-0.07	0.35	0.03	0.34	0.52	0.45	-0.27	-0.24	0.14	1.00	0.16	-0.36	-0.05	0.26	-0.40	0.15	0.17	0.05	0.29	-0.23	-0.50	0.65	-0.07	-0.08	0.50	0.20	0.44	-0.46	-0.10	0.16	-0.42
N:P	0.02	0.23	0.29	-0.02	0.21	0.34	-0.22	0.54	0.17	0.61	0.82	0.71	0.04	0.35	0.38	0.40	0.16	1.00	0.15	0.41	0.23	-0.34	0.47		0.36	0.25	0.12	-0.03	0.07	0.11	-0.49	-0.62	-0.13	-0.12	-0.70	-0.01	-0.27	0.42
C:N	-0.32	0.58	-0.04	0.22	0.38	-0.11	0.85	0.51	0.57	0.18	-0.19	0.34	-0.06	-0.29	0.08	0.36	0.15	1.00	0.23	-0.58	-0.16	0.09	-0.12	-0.38	0.46	0.64	-0.11	-0.23	0.07	-0.13	-0.49	-0.15	-0.04	-0.36	0.55	-0.16	0.88	
SST	0.15	-0.05	-0.02	0.17	0.15	0.21	-0.10	0.34	0.03	0.11	0.31	0.24	-0.05	0.35	0.14	0.03	-0.05	0.41	0.23	1.00	0.07	-0.23	0.68	0.62	0.45	0.72	0.61	0.34	-0.40	-0.40	-0.85	-0.76	-0.64	-0.48	-0.34	0.03	-0.74	0.60
DC	0.22	-0.36	0.64	0.36	-0.29	-0.02	0.28	-0.44	-0.46	-0.14	-0.08	0.63	-0.29	-0.13	0.36	0.19	0.26	0.23	-0.58	0.07	1.00	0.20	0.45	0.28	0.72	-0.51	-0.34	-0.04	-0.27	-0.35	-0.70	-0.51	-0.49	-0.51	-0.22	-0.53	-0.58	
Clor-a	0.49	-0.57	-0.14	0.51	-0.50	0.04	0.58	-0.35	-0.43	-0.29	0.61	-0.11	-0.35	-0.16	0.09	-0.37	-0.40	-0.34	-0.16	-0.23	0.20	1.00	-0.28	0.10	-0.01	-0.58	0.08	0.49	-0.79	-0.02	-0.09	-0.69	-0.37	-0.67	0.17	-0.28	-0.34	0.49
DO682	0.03	0.08	0.25	0.07	0.09	0.18	-0.05	0.23	0.01	0.35	0.30	0.51	-0.04	0.10	0.21	0.37	0.15	0.47	0.09	0.68	0.45	-0.28	1.00	0.40	0.68	0.39	0.48	-0.17	-0.38	-0.63	-0.97	-0.61	-0.77	-0.53	-0.45	-0.25	-0.84	0.43
μ DO	0.08	-0.26	0.04	0.19	0.12	-0.30	0.06	-0.07	0.03	-0.20	-0.09	0.18	0.08	-0.12	-0.11	-0.07	0.17		-0.12	0.62	0.28	0.10	0.40	1.00	0.46	-0.38	-0.12	0.32	-0.83	-0.55	-0.22	-0.61	-0.60	-0.80	0.73	-0.74	-0.51	-0.27
μ DC	0.40	-0.42	0.43	0.52	-0.11	0.14	0.13	-0.28	-0.45	-0.07	0.15	0.42	-0.40	0.33	0.49	0.29	0.05	0.36	-0.38	0.45	0.72	-0.01	0.68	0.46	1.00	-0.47	-0.10	0.07	-0.12	-0.23	-0.74	-0.59	-0.42	-0.32	-0.42	-0.12	0.54	0.29
E. Coli	-0.70	0.69	-0.34	-0.72	0.62	-0.29	-0.60	0.61	0.75	0.40	0.58	-0.01	0.76	-0.01	-0.62	0.08	0.29	0.25	0.46	0.72	-0.51	-0.58	0.39	-0.38	-0.47	1.00	0.43	-0.41	0.26	-0.09	-0.28	0.05	-0.01	-0.10	-0.33	-0.09	-0.44	
CT	0.08	0.23	-0.38	-0.02	-0.05	0.51	0.19	0.54	0.13	0.41	0.08	-0.04	0.06	-0.12	-0.02	0.36	-0.23	0.12	0.64	0.61	-0.34	0.08	0.48	-0.12	-0.10	0.43	1.00	-0.06	-0.28	-0.11	-0.25	-0.43	-0.29	-0.11	-0.44	0.39	-0.28	0.85
F _{CO2}	0.69	-0.57	-0.20	0.61	-0.39	0.29	0.36	-0.21	-0.34	-0.38	-0.25	-0.13	-0.39	0.32	0.20	-0.26	-0.50	-0.03	-0.11	0.34	-0.04	0.49	-0.17	0.32	0.07	-0.41	-0.06	1.00	-0.48	0.19	0.18	-0.38	-0.03	-0.36	0.70	0.05	-0.01	0.06
Al	-0.50	-0.32	0.58	-0.38	0.81	-0.38	-0.75	-0.17	-0.08	-0.11	0.46	0.14	0.21	-0.09	0.45	0.16	0.65	0.07	-0.23	-0.40	-0.27	-0.79	-0.38	-0.83	-0.12	0.26	-0.28	-0.48	1.00	0.57	0.56	0.93	0.82	0.96	-0.33	0.59	0.79	-0.29
Ba	-0.42	-0.46	0.04	-0.34	0.04	-0.29	-0.08	0.08	-0.21	-0.21	0.28	-0.14	0.68	0.09	0.09		-0.07	0.11	0.07	-0.40	-0.35	-0.02	-0.63	-0.55	-0.23	-0.09	-0.11	0.19	0.57	1.00	0.77	0.19	0.89	0.64	-0.16	0.60	0.84	0.10
Ca	-0.50	-0.72	-0.22	-0.68	-0.01	-0.63	-0.05	-0.30	-0.61	-0.61	-0.18	-0.61	0.29	-0.01	-0.30	-0.45	-0.08	-0.49	-0.13	-0.85	-0.70	-0.09	-0.97	-0.22	-0.74	-0.28	-0.25	0.18	0.56	0.77	1.00	0.64	0.90	0.68	0.27	0.40	0.94	-0.35
Cr	-0.49	-0.53	0.18	-0.69	0.61	-0.69	-0.55	-0.67	-0.58	-0.59	-0.17	-0.37	-0.27	-0.24	-0.08	-0.45	0.50	-0.62	-0.49	-0.76	-0.51	-0.69	-0.61	-0.61	-0.59	0.05	-0.43	-0.38	0.93	0.19	0.64	1.00	0.73	0.99	0.34	0.24	0.76	-0.85
Cu	-0.55	-0.61	0.17	-0.57	0.33	-0.52	-0.37	-0.19	-0.38	-0.40	0.20	-0.23	0.46	-0.05	0.08	-0.11	0.20	-0.13	-0.15	-0.64	-0.49	-0.37	-0.77	-0.60	-0.42	-0.01	-0.29	-0.03	0.82	0.89	0.90	0.73	1.00	0.87	-0.05	0.60	0.99	-0.25
Fe	-0.38	-0.32	0.34	-0.34	0.67	-0.31	-0.61	-0.07	-0.09	-0.14	0.26	0.10	0.11	0.02	0.25	0.11	0.44	-0.12	-0.04	-0.48	-0.51	-0.67	-0.53	-0.80	-0.32		-0.11	-0.36	0.96	0.64	0.68	0.99	0.87	1.00	-0.25	0.72	0	

Apêndice 2-e: Bateladas de perfil dos parâmetros analisados nas 4 condições experimentais (n=6 por dia)









Efeito da intensidade luminosa na remoção de nutrientes e produtividade de biomassa em Lagoa Raceway e fotobioreator *Flat Panel* em escala piloto ao ar livre e tratando esgoto sanitário anaeróbico de alta carga

Resumo

O crescimento de microalgas é afetado por uma combinação de vários parâmetros operacionais e alguns estão relacionados com a intensidade luminosa, como intensidade luminosa e fotoperíodo. No cultivo microalgal geralmente ocorre a perda de fótons por reflexão, respiração, fotossaturação e fotoinibição e estas perdas dependem do tipo de sistema utilizado, podendo ser aberto ou fechado. Sendo assim, o objetivo deste Capítulo foi comparar parâmetros de eficiência luminosa no tratamento de um Fotobioreator *Flat Panel* (FBR-FP) e uma Lagoa Raceway (LR) em escala piloto ao ar livre, operados em região de clima tropical com diferentes intensidades luminosas e tratando esgoto sanitário anaeróbico por um consórcio microalgal-bacteriano. O estudo foi dividido em 4 condições experimentais (CE) (2 com sombreamento de 50% e 2 com luz natural; e houve a contaminação por fármacos em uma CE de cada intensidade luminosa) com 3 bateladas com duração de 7 dias cada, totalizando 6 bateladas para cada CE. Em 4 bateladas de cada CE o monitoramento foi realizado no dia 0, dia 3 e dia 7; e em 2 bateladas o monitoramento foi diário. Com os resultados foi possível verificar que a radiação solar sem nenhum bloqueio na localização onde a FBR-FP e LR foram operados não foi benéfica ao tratamento, ocorrendo os fenômenos de fotossaturação e fotoinibição, principalmente no FBR-FP. Um tempo de detenção hidráulica de até 3 a 5 dias foi considerado ideal para ambos os sistemas, pois a partir deste período, o aproveitamento da luz para remoção de nutrientes e produtividade de biomassa, bem como o rendimento quântico e a eficiência fotossintética eram reduzidos. Para a região estudada, o FBR-FP mostrou ser mais benéfico e com resultados mais satisfatórios na eficiência do uso da intensidade luminosa.

Palavras-chave: Irradiação solar; consórcio bactérias-microalgas; clima tropical; fotoinibição; sistema aberto; sistema fechado.

Abstract

Microalgae growth is affected by a combination of several operational parameters and some are related to solar irradiation, such as light intensity and photoperiod. In microalgae cultivation usually occurs at the loss of photons by reflection, respiration, photosaturation and photoinhibition and these losses depend on the type of system used, which can be open or closed. Therefore, the objective of this Chapter was to compare parameters of luminous efficiency in the treatment of a Flat Panel Photobioreactor (PBR-FP) and a Raceway Pond (RP) in an outdoor pilot scale, operated in a tropical environmental with different luminosity intensities and treating anaerobic sewage through a microalgal-bacterial consortium. The study was divided into 4 experimental conditions (EC) (2 with 50% shading and 2 with natural light; and there was contamination by pharmaceutical products in one EC of each light intensity) with 3 batches lasting 7 days each, totaling 6 batches for each EC. In 4 batches of each EC the monitoring was on day 0, day 3 and day 7; and in the 2nd batch the monitoring was daily. With the results, it was possible to verify that solar radiation without any blockage in the location where the FP-PBR and RP were operated was not beneficial to the treatment, with the phenomena of photo-saturation and photoinhibition occurring, mainly in the FP-PBR. A hydraulic detention time of up to 3 to 5 days was considered ideal for both systems, since after this period, the use of light for nutrient removal and biomass productivity, as well as the quantum yield and photosynthetic efficiency, were reduced. For the studied region, the FBR-FP proved to be more beneficial and with more satisfactory results in the efficiency of the use of light intensity.

Key-words: Solar irradiation; bacteria-microalgae consortium; tropical environmental; photoinhibition; open system; closed system.

3.1. Introdução

O crescimento de microalgas é afetado por uma combinação de vários parâmetros operacionais, como IL, fotoperíodo, temperatura e disponibilidade de nutrientes no meio de cultivo (FOLADORI; PETRINI; ANDREOTTOLA, 2018). A IL solar é a opção mais econômica para o cultivo de microalgas ao ar livre (MEHAN et al., 2018) e ela desempenha um papel determinante na PB das microalgas por meio da fotossíntese, quando os nutrientes inorgânicos são convertidos em moléculas orgânicas e, finalmente, em biomassa, sendo uma forma de energia química armazenada (JEBALI et al., 2018b). Além disso, o crescimento de cloroplastos e a síntese de clorofila em células de microalgas dependem da luz para a fotossíntese (KANG et al., 2019).

Muitas pesquisas envolvendo o cultivo de microalgas são realizadas em escala laboratorial e foram amplamente relatadas, onde fatores como comprimento de onda da luz, IL, temperatura ambiente e fotoperíodos eram controlados (GRIS et al., 2014; YAN et al., 2013). No entanto, segundo Abu-Ghosh et al. (2016) e Iasimone et al. (2018), a transição de FBRs em escala de laboratório para o cultivo de microalgas ao ar livre pode não ser viável devido à complexidade produzida pelas variações da IL. Além disso, Viruela et al. (2016) cita que há a dificuldade de desacoplar o efeito da luz aos outros parâmetros que influenciam o crescimento de microalgas ao ar livre, como a temperatura ambiente, contaminação externa e PP.

O fornecimento de luz afeta não apenas a fotossíntese de microalgas, composição celular e vias metabólicas, mas também a eficiência econômica do processo de cultivo de microalgas (HE et al., 2015). Consequentemente, o fornecimento e a utilização eficiente da energia luminosa são os maiores desafios científicos e tecnológicos na pesquisa e desenvolvimento do cultivo comercial de microalgas. De fato, Van Den Hende et al. (2014) relataram em condições externas uma redução da eficiência de recuperação de nutrientes com um fator de 1-3 e com um fator de 10-13 no caso de PB. Portanto, é essencial otimizar o desempenho do cultivo de microalgas para viabilizar o processo em larga escala (NAYAK et al., 2018).

Em porcentagem, a conversão máxima teórica de energia solar fotossintética pode ser de 10% (TREDICI, 2014), pois o comprimento de onda da luz absorvível das microalgas está principalmente na faixa de 400 a 700 nm, que contém 48,7% da energia solar (ZHU; LONG; ORT, 2010). Ademais, a reemissão do comprimento de onda de alta energia causa 6,6% de perda de energia solar (STEPHENSON et al., 2011). Enquanto isso, a entrega de energia entre pigmentos e órgãos apresenta baixa eficiência, com perda de 50 a 80% (PATEL et al., 2016).

Esta baixa eficiência se deve à perda de fótons por reflexão, respiração, fotossaturação e fotoinibição.

Esta perda de fótons também depende do reator utilizado para o cultivo das microalgas, que podem ser produzidas em uma ampla variedade de sistemas, incluindo FBR-FP e LR. É consenso que as LR são a tecnologia mais econômicas para a produção em massa de microalgas. Assim, em todo o mundo, quase toda a biomassa de microalgas é produzida em sistemas de lagoas abertas (NWOBA et al., 2019). No entanto, melhorar o desempenho das culturas em lagoas abertas geralmente é problemático devido aos desafios de otimizar variáveis ambientais, como flutuação de temperatura, limitação de luz, regimes de mistura inadequados e contaminação da cultura (SINGH; NIGAM; MURPHY, 2011).

Por outro lado, FBRs fechados são atrativos, pois oferecem melhor regulação dos fatores operacionais da cultura e condições que tendem a limitar o crescimento de microalgas, levando a uma maior EF e PB. Entretanto, além de seu alto custo de construção e operação, as culturas de microalgas em FBRs fechados podem enfrentar superaquecimento (CARVALHO; MEIRELES; MALCATA, 2006).

Para a seleção do reator para produção em larga escala, é necessário o conhecimento da produtividade real e EF de diferentes projetos de reatores. Norsker et al. (2011) relataram uma visão geral das EFs obtidas com diferentes reatores, locais e espécies de microalgas, identificando valores de 1,5% para LR, 3% para FBR tubulares horizontais e 5% para FBR-FP. No entanto, para uma melhor comparação de projetos de FBRs, os dados devem ser coletados em um único local com o mesmo CMB e mesmo esgoto sanitário.

Neste estudo, foi comparado simultaneamente a eficiência luminosa durante o tratamento de esgoto sanitário anaeróbio de RCA e FAFA por um CMB cultivado em um FBR-FP e uma LR em escala piloto ao ar livre, operados com diferentes IL.

3.2. Material e métodos

O local de estudo, o esgoto sanitário digerido em reator anaeróbio, o delineamento experimental, o FBR-FP e a LR, os parâmetros e as análises estatísticas são os mesmos dos estudos apresentado no Capítulo 1 e Capítulo 2.

3.2.1. Cálculos

Os cálculos utilizados para avaliar a eficiência da IL no tratamento do FBR-FP e LR para cada CE estão listados na Tabela 3-1.

Tabela 3-1: Cálculos de eficiência luminosa

Parâmetro	Cálculo	Referências
Relação produtividade de biomassa/intensidade luminosa (mg.mol fóton ⁻¹)	$PB:L = \frac{PB_x \cdot V_R \cdot 1000}{Luz \cdot AS \cdot TH \cdot 3600}$	González-Camejo et al. (2019)
Relação remoção de nutrientes/intensidade luminosa (mg mol fóton ⁻¹)	$R:L = \frac{V_R \cdot (C_0 - C_x) \cdot 10^6}{Luz \cdot AS \cdot TH \cdot 3600}$	Moges, Heistad e Heidorn (2020)
Coeficiente de extinção (Ka) (m ² .g ⁻¹)	$Ka = \frac{Abs}{SST_x \cdot C_{cubeta}}$	Romero Villegas et al. (2017)
Irradiância média (Imed) (μmol.m ⁻² .s ⁻¹)	$I_{med} = \frac{I_0}{Ka \cdot C_R \cdot SST_x} \cdot (1 - \exp(-Ka \cdot C_R \cdot SST_x))$	Romero Villegas et al. (2017)
Rendimento quântico (ΨE) (g _{biomassa} .mol fóton ⁻¹)	$F_{vol} = I_{med} \cdot Ka \cdot SST_x$ $\Psi E = \frac{PB_x}{F_{vol}}$	Romero Villegas et al. (2017)
Eficiência fotossintética (%)	$EF = \frac{PB_x \cdot Q_b}{F_{vol}}$	Romero Villegas et al. (2017)
Evaporação (L.m ⁻² .d ⁻¹)	$Evaporação = \frac{\left(\frac{P_x}{P_0}\right) \cdot AS}{t_x \cdot AS}$	Yang, He e Hu (2018)

Onde: PB:L é a relação da produtividade de biomassa com a intensidade luminosa (mg.mol fóton⁻¹); PB é a produtividade de biomassa volumétrica (mg.L⁻¹.d⁻¹); PB_x é a produtividade de biomassa volumétrica (mg.L⁻¹.d⁻¹) no t_x (d); V_R é o volume do reator (L⁻¹); AS é a área superficial iluminada do reator (m²); TH é o total de horas de operação do reator (h); C₀ é a concentração do nutriente (mg.L⁻¹) no tempo t₀ (d); C_x é a concentração do nutriente (mg.L⁻¹) no tempo t_x (d); Luz é a intensidade luminosa ambiente (μmol.m⁻².s⁻¹); R:L é a relação da remoção de nutrientes com a intensidade luminosa (mg.mol fóton⁻¹); Ka é o coeficiente de extinção (m².g⁻¹); SST_x é a concentração de SST (mg.L⁻¹) no t_x (d); Abs é a absorção média em comprimentos de onda de 400 a 700 nm; C_{cubeta} é o caminho de luz da cubeta; I_{med} é a irradiância média à qual as células são expostas dentro de uma cultura (μmol.m⁻².s⁻¹); I₀ é a irradiância na ausência de células (μmol.m⁻².s⁻¹); C_R é o caminho de luz do reator; F_{vol} é o fluxo de fótons absorvido através do volume do reator; ΨE é o rendimento quântico (g_{biomassa}.mol fóton⁻¹); EF é a eficiência fotossintética (%); Q_b é o calor de combustão da biomassa, considerado constante (20 MJ/kg).

3.3. Resultados e discussão

3.3.1. Remoção de nutrientes e produtividade de biomassa

Os resultados das análises de eficiência luminosa no FBR-FP e LR estão disponíveis na Tabela 3-2 e os dados das bateladas de perfil podem ser verificados no Apêndice 3-a. Em ambos os reatores, apenas para o parâmetro de remoção de NH₄ em função da IL (R-NH₄:L) houve diferença significativa entre a S1-L1 e S2-L2 tanto para o dia 3, quanto para o dia 7 ($P < 0,050$), indicando que a presença de fármacos não influencia a ação da IL na cultura. Já para a diferença entre o resultado do FBR-FP e LR, os parâmetros relacionados com os compostos fosfatados foram os que apresentaram maior diferença significativa ($P < 0,050$).

Para o FBR-FP, houve um melhor aproveitamento na remoção de nutrientes e PB quando a IL foi menor (S1 e S2), possivelmente por não ter ocorrido fotoinibição durante o

tratamento. Dentre as CE sombreadas, a S1 foi a mais eficiente, obtendo uma média de remoção de NT em função da IL (R-NT:L) em 7 dias de 4,3 mg.mol fóton⁻¹, R-NH₄:L de 9,4 mg.mol fóton⁻¹, remoção de PT em função da IL (R-PT:L) de 1,1 mg.mol fóton⁻¹ e remoção de fosfato em função da IL (R-Fosfato:L) de 2,9 mg.mol fóton⁻¹ e PB em função da IL (PB:L) de 0,004 mg.mol fóton⁻¹.

Tabela 3-2: Valores de intensidade luminosa, PB:L, R-PT:L, R-Fosfato:L, R-NT:L, R-NH₄:L do FBR-FP e LR

Parâmetro	S1		S2		L1		L2	
	D3	D7	D3	D7	D3	D7	D3	D7
Intens. Luminosa (μmol.m ⁻² .s ⁻¹)	516±381	469±365	510±368	461±355	1159±812	1143±809	1058±812	969±795
CV	74%	78%	76%	77%	70%	71%	77%	82%
FBR Flat Panel								
R-NT:L (mg.mol fóton ⁻¹)	8,6±8,0	6,0±5,0	6,2±5,6	4,4±3,7	5,5±3,0	3,2±1,7	5,6±3,4	2,2±1,7
CV	93%	121%	468%	102%	55%	52%	61%	77%
R-NH ₄ :L (mg.mol fóton ⁻¹)	14,3±5,6	9,4±4,5	14,1±5,8	9,7±3,4	7,0±1,6	4,2±1,4	7,8±3,0	4,6±1,9
CV	39%	48%	42%	35%	24%	32%	39%	41%
R-PT:L (mg.mol fóton ⁻¹)	1,7±0,7	1,1±1,0	1,1±0,9	1,1±0,8	0,9±0,4	0,5±0,4	1,3±0,4	0,6±0,3
CV	42%	89%	164%	91%	39%	82%	28%	47%
R-Fosfato:L (mg.mol fóton ⁻¹)	4,1±2,3	2,9±2,3	3,6±2,9	2,3±1,9	2,5±0,7	1,3±0,7	2,9±0,9	1,2±0,5
CV	55%	80%	82%	83%	30%	52%	32%	39%
PB:L (mg.mol fóton ⁻¹)	0,009±0,008	0,004±0,005	0,010±0,009	0,001±0,002	0,011±0,005	0,002±0,002	0,007±0,004	0,001±0,001
CV	90%	115%	92%	145%	51%	118%	50%	58%
Lagoa Raceway								
Lâmina d'água (cm)	28,3±1,9	27,1±4,1	27,5±1,5	26,3±3,8	26,5±0,9	23,0±2,6	27,3±1,7	25,6±3,4
CV	7%	15%	6%	15%	3%	11%	6%	13%
Evaporação (L.m ⁻² .d ⁻¹)	1,6±1,9	2,6±4,1	2,5±1,5	3,6±3,8	3,4±0,9	7,0±2,6	2,7±1,7	4,3±3,4
CV	114%	143%	61%	106%	25%	37%	64%	78%
R-NT:L (mg.mol fóton ⁻¹)	4,7±8,3	2,1±3,2	1,1±1,4	1,9±1,5	1,5±1,8	1,1±1,0	1,6±3,0	1,6±0,8
CV	175%	151%	127%	76%	116%	86%	185%	46%
R-NH ₄ :L (mg.mol fóton ⁻¹)	8,0±11,4	5,7±3,6	9,9±7,8	8,3±2,8	5,5±2,7	3,9±1,4	5,2±2,9	3,8±1,1
CV	144%	64%	78%	34%	50%	36%	55%	30%
R-PT:L (mg.mol fóton ⁻¹)	0,6±0,7	0,2±0,1	0,2±0,4	0,2±0,2	0,1±0,1	0,1±0,1	0,1±0,1	0,2±0,1
CV	105%	63%	169%	116%	185%	111%	95%	73%
R-Fosfato:L (mg.mol fóton ⁻¹)	1,3±0,9	0,6±0,7	0,8±0,5	0,4±0,5	0,5±0,4	0,1±0,1	0,4±0,5	0,2±0,3
CV	68%	116%	64%	116%	90%	137%	105%	108%
PB:L (mg.mol fóton ⁻¹)	0,008±0,010	0,004±0,007	0,010±0,014	0,001±0,002	0,004±0,003	0,001±0,001	0,009±0,014	0,000±0,000
CV	131%	178%	139%	239%	83%	178%	156%	146%

Em TDH de 3 dias o uso da IL para remoção de nutrientes e PB foi mais eficiente em comparação com o TDH de 7 dias, pois a TR era mais rápida no menor TDH. É importante destacar que a depuração de NT (N-orgânico + NH₄ + NO₂ + NO₃) registrou baixos valores

devido a liberação de compostos nitrogenados pela biomassa, nitrificação completa e ausência de assimilação de NO_3 pelas microalgas, permitindo o seu acúmulo no efluente final.

Células de microalgas mortas podem liberar nutrientes para o meio e a elevada temperatura e IL podem ser responsáveis pelo declínio microalgal, conforme relatado por Serra-Maia et al. (2016) em seu trabalho sobre a influência da temperatura no crescimento de *Chlorella vulgaris* em FBR de coluna em escala laboratorial e condições controladas. Em qualquer sistema de cultivo, a PB depende fortemente da captura eficiente de energia luminosa, enquanto o crescimento de microalgas é geralmente saturado em uma irradiância em torno de $200 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, a qual é cerca de 1/10 da irradiância máxima de um dia de verão (VADIVELOO et al., 2015) e muito inferior à IL registrada na presente pesquisa.

O excesso de fótons absorvidos pelas microalgas é emitido como fluorescência ou calor por vias não fotoquímicas e reduz a EF (BEHERA et al., 2019). Pela extensão do caminho óptico do FBR-FP usado neste estudo, o reator permitiu apenas fotoperíodos de longa duração (JACOB-LOPES et al., 2009) em horas e promoveu um aumento constante da temperatura do efluente.

De fato, o FBR-FP ficou superaquecido durante quase todo o experimento e registradas temperaturas máximas acima de 50°C , o que sugere uma deterioração da cultura devido ao estresse térmico, como também observado por Nwoba et al. (2019) ao operarem um FBR-FP piloto ao ar livre. Além disso, uma possível contribuição para a elevada temperatura do efluente é que o FBR-FP foi confeccionado em acrílico que, em comparação ao vidro, possui mais transparência, com até 92% de transmitância luminosa (vidro = 84%), conserva 20% a mais de calor e não filtra a luz UV (SULACRILICOS, 2021).

Wang et al. (2012) também relataram que a temperatura em um FBR fechado pode ser cerca de 10 a 30°C mais alta que a temperatura ambiente e, em regiões temperadas, as flutuações de temperatura de culturas de microalgas ao ar livre em sistemas fechados podem atingir até 45°C (BÉCHET; SHILTON; GUIEYSSE, 2013). Possivelmente, o aumento da temperatura no FBR-FP na presente pesquisa foi a combinação da elevada IL e a dissipação da energia como calor (BAHADUR et al., 2015), bem como o design do FBR e o material utilizado para a sua confecção.

As variações de temperatura em condições externas podem ser especialmente críticas para o crescimento de microalgas em FBR fechado como o FBR-FP, visto que não há perdas por evaporação que possam regular a temperatura (YEO et al., 2018). Cerca de 50% da energia solar incidente na superfície iluminada dos FBRs fechados posicionados ao ar livre está fora do PAR (ou seja, nas regiões do infravermelho) e participa diretamente do superaquecimento da

cultura (NWOBA et al., 2019). Consequentemente, mais de 90% do total de fótons solares capturados é convertido em calor pela cultura (PRUVOST et al., 2016).

É importante destacar alguns mecanismos que podem ter ocorrido no FBR-FP: (1) temperaturas acima do limite desativam algumas das proteínas envolvidas na fotossíntese e reduzem o desempenho das microalgas, podendo levar à morte celular (SERRA-MAIA et al., 2016); (2) microalgas toleram maior irradiância de luz em temperaturas próximas ao ótimo (NWOBA et al., 2019); e (3) a radiação UV de alta energia (<400 nm) resulta em efeitos ionizantes na absorção de materiais e causa danos às células, enquanto a radiação infravermelha de baixa energia (>750 nm) contribuem para efeitos térmicos significativos e resulta em superaquecimento do FBR (VADIVELLOO et al., 2015).

No decorrer do estudo, foram identificados os gêneros de microalgas elipsóides (*Scenedesmus* e *Desmodesmus*) e cocóides (*Chlorella*), cianobactérias coloniais (*Aphanocapsa*) e filamentosas (*Oscillatoria*) e presença de rotíferos e ciliados em todo período de cultivo. Certas microalgas são tolerantes a temperaturas elevadas e a maioria das espécies cresce entre 10-35 °C, com um ótimo entre 16-24 °C (MICHEL, 1986). No entanto, a temperatura máxima no efluente durante o tratamento no FBR-FP permaneceu acima da temperatura ótima em vários momentos.

A *Chlorella pyrenoidosa*, por exemplo, possui temperatura ótima em 27 °C (YANG; DING; ZHANG, 2008), mas continua se desenvolvendo a temperaturas em torno de 42 °C (SAKAI et al., 1995). Já Guedes et al. (2011) apontam que a espécie *Scenedesmus obliquus* apresenta melhores condições de cultivo em temperatura de 30 °C. Para cianobactérias, é possível que uma melhor adaptação com relação à temperatura ótima tenha ocorrido, cujo crescimento é atingido por grande parte dos gêneros a temperaturas acima de 25 °C (CARMICHAEL, 2000).

González-Camejo et al. (2019a) verificaram em seu estudo com cultura mista cultivada em esgoto secundário tratado em FBR-FP ao ar livre no verão que, a partir do 16º dia, os nutrientes começaram a se acumular no FBR sem temperatura controlada, principalmente o P, que permaneceu com valores desprezíveis no FBR com temperatura controlada, mas atingiu mais de 2,0 mg.L⁻¹ no reator sem controle no final do experimento.

Para a LR, os valores ficaram abaixo quando comparados com o FBR-FP. Ao realizar as comparações entre as CE, apenas foram observados valores com diferença significativa para o parâmetro R-NH₄:L entre S2-L2 em TDH de 7 dias ($P < 0,001$). No geral, a LR apresentou o mesmo comportamento do FBR-FP para o aproveitamento da IL para a remoção de nutrientes

e geração de biomassa, com maior eficiência nas CE com menor IL. Além disso, o aproveitamento da luz também foi mais eficiente em TDH de 3 dias em comparação com 7 dias.

Com esses resultados, se observa que o melhor rendimento na remoção dos nutrientes ocorreu com menor IL, ou seja, as características climáticas naturais da região onde o FBR-FP estava exposto pode promover a foto-saturação, fotoinibição e foto-oxidação que impactam negativamente a EF. Os dados corroboram com estudos de Deng et al. (2019) e Nwoba et al. (2019) que analisaram o efeito da IL em microalgas, o primeiro em FBR-FP ao ar livre e o segundo em FBR em escala laboratorial.

O crescimento das microalgas é proporcional à IL até atingir um ponto de saturação onde a atividade fotossintética das microalgas atinge seu valor máximo (RAEISSADATI; MOHEIMANI; PARLEVLIET, 2019). A foto-saturação das células de microalgas ocorre quando a irradiância da luz aumenta e as células de microalgas não conseguem absorver o excesso de fótons, o que não leva a nenhum aumento na fotossíntese.

Na região saturada de luz, o número de fótons absorvidos pela clorofila é maior que o número de elétrons transferidos do esgoto para o CO₂ e, consequentemente, a taxa fotossintética é limitada (RAEISSADATI; MOHEIMANI; PARLEVLIET, 2019). Quando estiver abaixo do valor ideal, o crescimento de microalgas será limitado, ocorrendo a fotolimitação (LEHMUSKERO; SKOGEN CHAUTON; BOSTRÖM, 2018). Por outro lado, se os valores de IL excederem o ótimo, o fotossistema I e o fotossistema II serão danificados, causando a fotoinibição das microalgas (RAMANNA; RAWAT; BUX, 2017).

Segundo Adir et al. (2003), a fotoinibição é definida como uma diminuição da fotossíntese e também resulta no declínio do rendimento quântico (ΨE) máximo da fotossíntese, na eficiência de conversão de luz e na taxa de fotossíntese, principalmente devido à exposição das células a alta irradiância. De acordo com Jebali et al. (2018), o ΨE é a quantidade de biomassa gerada pela unidade de radiação absorvida pela cultura.

Em outras palavras, a fotoinibição ocorre quando a irradiância é maior que a irradiância saturada de luz e, então, a fotossíntese é menor que a produtividade máxima (MOHEIMANI, 2013), resultando em uma baixa EF (máxima eficiência onde a fotossíntese pode converter energia solar em energia química na biomassa (ROMERO VILLEGAS et al., 2017)), como observado na presente pesquisa. Além disso, a fotoinibição depende tanto da intensidade da luz quanto da duração da exposição à luz (GONZÁLEZ-CAMEJO et al., 2019a).

Como mencionado, o caminho óptico no FBR-FP é de 10 cm e, segundo Gutierrez-Wing et al. (2014), a distribuição de luz mais homogênea pode ser encontrada em um sistema de cultivo com um caminho de luz mais curto como o do FBR do presente estudo, no entanto, eles

são mais propensos à fotoinibição. A ausência do efeito de sombra pode ter feito com que houvesse períodos escuros no FBR-FP apenas durante a noite, ou seja, os fotoperíodos claros foram mais longos, o que pode prolongar o efeito da fotoinibição. Raeisossadati, Moheimani e Parlevliet (2019) citam que a fotoinibição de FBR poderia ser reduzida combinando períodos frequentes de alta irradiância de luz com períodos de escuridão.

As microalgas respondem à IL quase instantaneamente e a falta temporária de luz pode ser considerada para permitir que as reações escuras da fotossíntese, que são mais lentas do que as reações de luz (BARCELÓ-VILLALOBOS et al., 2019), usem a energia armazenada das reações de luz sem a adição de fótons extras que não podem ser usados para a fotossíntese (ABU-GHOSH et al., 2016).

3.3.2. Eficiência luminosa

Para avaliar o desempenho das condições de uso de luz estabelecidas nas culturas, foi calculado o coeficiente de extinção da biomassa (K_a), I_{med} , ΨE e EF no FBR-FP e LR (Tabela 3-3). Os dados das bateladas de perfil podem ser verificados no Apêndice 3-b. Os parâmetros K_a e I_{med} apresentaram diferença significativa entre os dois reatores em todas as CE ($P < 0,050$), enquanto no ΨE e EF essa diferença não foi observada ($P > 0,050$).

Tabela 3-3: Valores de irradiação interna média (I_{med}), coeficiente de extinção (K_a), eficiência fotossintética (EF) e rendimento quântico (ΨE)

CE		K_a ($m^2 \cdot g^{-1}$)	CV	I_{med} ($\mu mol \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$)	CV	ΨE ($mg_{SST} \cdot mol \text{ fóton}^{-1}$)	CV	EF (%)	CV
FBR Flat Panel									
S1	D3	2,0±0,1	7%	62,9±10,1	16%	0,006±0,005	90%	0,08±0,09	119%
	D7	3,2±1,0	31%	48,4±12,5	26%	0,002±0,002	131%	0,04±0,05	131%
S2	D3	2,5±0,4	18%	66,8±15,4	23%	0,006±0,006	92%	0,14±0,13	92%
	D7	3,4±0,7	20%	56,1±15,5	28%	0,001±0,003	206%	0,03±0,06	206%
L1	D3	1,8±0,2	13%	168,2±84,5	50%	0,007±0,003	51%	0,15±0,08	51%
	D7	2,5±1,1	44%	272,3±252,1	93%	0,001±0,001	101%	0,02±0,02	101%
L2	D3	2,4±0,5	21%	136,3±38,1	28%	0,005±0,002	50%	0,10±0,05	50%
	D7	3,1±0,4	14%	122,6±29,8	24%	0,001±0,001	69%	0,03±0,02	69%
Lagoa Raceway									
S1	D3	1,1±0,4	38%	139,9±39,9	29%	0,005±0,007	131%	0,12±0,15	131%
	D7	1,7±0,7	43%	127,5±26,9	21%	0,001±0,002	245%	0,02±0,04	245%
S2	D3	1,4±0,3	20%	146,2±40,6	28%	0,007±0,009	138%	0,15±0,20	138%
	D7	2,2±0,7	33%	132,5±32,5	25%	0,000±0,001	245%	0,01±0,01	245%
L1	D3	1,3±0,2	16%	323,2±95,5	30%	0,003±0,002	82%	0,06±0,05	82%
	D7	3,7±3,7	98%	225,4±50,7	22%	0,001±0,001	172%	0,02±0,03	172%
L2	D3	1,3±0,5	41%	285,1±121,1	42%	0,006±0,009	155%	0,13±0,20	155%
	D7	2,1±0,3	16%	250,5±64,4	26%	0,000±0,000	148%	0,01±0,01	148%

O Ka é uma variável específica da linhagem das microalgas e seu teor de pigmento. Quanto menor for o tamanho da célula e quanto maior for o teor de pigmento, maior será o valor do Ka (ACIÉN et al., 2017). Para o FBR-FP, o Ka aumentou no decorrer dos dias das bateladas em todas as CE, mas a diferença significativa foi observada apenas para valores no TDH do dia 3 entre a S1-L1 e L1-L2 ($P<0,050$). Em TDH de 7 dias não foi observada diferença significativa na extinção da luz na cultura ($P>0,050$).

O aumento do Ka está geralmente relacionado a um aumento no conteúdo de pigmento das células e isso reduz a Imed à qual as células são expostas dentro de uma cultura (ROMERO VILLEGAS et al., 2017). De fato, na maioria dos dias a Imed foi inversamente proporcional aos valores de Ka em todas as CE. As CE com e sem sombreamento promoveram diferença significativa nos valores de Imed ($P<0,050$), com maiores médias registradas na L1 e L2.

Na L1, o elevado valor de Imed ocorreu pela morte celular das microalgas devido ao estresse foto-térmico causado pela retirada do bloqueio de 50% de IL utilizado na Fase sombreada. O período de uma semana de aclimação antes do início da L1 não foi suficiente e o uso do inóculo com baixa qualidade e o estresse foto-térmico refletiu na baixa PB e baixa PB:L na L1, consequentemente, uma maior Imed na cultura foi promovida. A partir da L2, houve a readaptação do CBM. Para exemplificar, na Figura 3-1 é possível comparar o aspecto do efluente no dia 7 de uma batelada na L1 e duas bateladas na L2.



Figura 3-1: Aspecto do efluente do dia 7 em uma batelada da L1 (a) e duas bateladas da L2 (b e c) no tratamento do FBR-FP

Em irradiâncias saturantes, um grande número de antenas (centros de captação de IL) são ineficientes na absorção de luz, resultando em uma condição onde a captura de fótons é 100 vezes mais rápida do que a taxa onde os elétrons são canalizados para os centros de reação, levando à foto-saturação, fotoinibição e foto-oxidação (MÜLLER; LI; NIYOGI, 2001). Este cenário de troca de IL obviamente teve efeitos na saúde das células, EF e produtividade das culturas de microalgas no FBR-FP.

As mudanças nos padrões de luz diurnos e sazonais, e as variações na IL ao longo dos dias observadas na presente pesquisa podem ter levado a fenômenos mais complexos, como fotoaclimação e fotodano.

A fotoaclimação é uma resposta fisiológica das microalgas fototróficas às mudanças na intensidade da luz que ocorrem em períodos relativamente curtos (TORZILLO et al., 2012). Durante a fotoaclimação, a eficiência quântica aumenta quando a irradiância diminui, mas a produtividade máxima diminui. Isto leva a uma menor capacidade de usar altas irradiâncias eficientemente. Aumentos repentinos na IL de um estado fotoaclimatado, no entanto, deixam a biomassa suscetível à fotoinibição que altera a capacidade das microalgas de captar luz e leva a uma diminuição na taxa de fotossíntese (RICHMOND; CHENG-WU; ZARMI, 2003).

A região de fotoinibição é caracterizada por um grande acúmulo de fotodano (STRAKA; RITTMANN, 2018) e microalgas expostas a IL inibitórias por mais de 1 minuto serão afetadas pela fotoinibição (BÉCHET; SHILTON; GUIEYSSE, 2013). Esta é a razão porque a produtividade aumenta minimamente enquanto a irradiância aumenta significativamente, mesmo para culturas de microalgas operadas em condições ideais (RAEISOSSADATI; MOHEIMANI; PARLEVLIET, 2019).

Para o ΨE e a EF, não foi observada diferença significativa entre as CE com e sem sombra ($P > 0,050$). Os maiores valores foram observados em TDH de 3 dias em todas as CE, pois a geração de biomassa era maior nos primeiros dias e, sem seguida, a PB decaía até o 7º dia.

Em culturas ao ar livre, os valores máximos teóricos típicos de EF variam de 8,0 a 12,0% com base no espectro solar total (WEYER et al., 2010). No entanto, na produção microalgal em escala industrial, as culturas raramente atingem uma EF prática entre 1,5 a 2,0% mesmo em condições ideais de cultura (CARVALHO et al., 2011), e estas porcentagens estão muito acima dos valores encontrados no tratamento com o FBR-FP.

A EF obtida neste estudo também ficou abaixo dos valores relatados por Camacho-Rodríguez et al. (2014) de 0,3 – 1,7%, Rodolfi et al. (2009) de 0,9% e Vree et al. (2015) de 2,7-3,8%, todos trabalhando com FBR-FP. Os valores de EF relativamente baixos do FBR-FP da presente pesquisa possivelmente se devem às perdas de energia e PB encontradas nos processos de transferência de energia da luz para a cultura, como apontam Nwoba et al. (2019) ao operarem um FBR-FP piloto ao ar livre. Além disso, o reator FBR-FP não recebeu enriquecimento de CO₂ e, segundo Suresh Kumar et al. (2015), sob CO₂ atmosférico normal, alta IL afeta negativamente o desempenho fotossintético de microalgas, enquanto a tolerância a esta intensidade ocorre em alta concentração de CO₂.

Tanto os dados de eficiência luminosa para remoção de nutrientes, quanto aproveitamento da energia solar para fotossíntese e geração de biomassa evidenciam que uma menor inserção de radiação solar no efluente aumentou a capacidade de recuperação de nutrientes e produção de biomassa do FBR-FP em função da luz, sugerindo que o sistema não era limitado em luz incidente com uma redução em 50% de IL da região geográfica de estudo.

Os dados apresentados neste estudo confirmam que a eficiência da cultura no uso de luz para remoção de nutrientes e PB diminui quando há o aumento expressivo na concentração da biomassa no meio, pois mais luz pode ter sido necessária para manter a taxa de crescimento, conforme visto nos valores de K_a .

Além disso, a distribuição de luz em um FBR também depende da disponibilidade de nutrientes. Observou-se que a EF foi diminuindo com a depuração de nutrientes no decorrer dos dias em várias bateladas. Tal fato corrobora com evidências de Wágner, Valverde-Pérez e Plósz (2018) utilizando FBRs cilíndricos com diferentes diâmetros e sob diferentes condições de cultivo. Os autores verificaram que, sob cultivo limitado de nutrientes, os valores de K_a foram significativamente maiores que sob cultivo com excesso de nutrientes, sugerindo que as microalgas absorvem menos luz quando cultivadas sob condições limitadas de nutrientes.

Para a LR, apenas o parâmetro Imed obteve diferença significativa entre S1-L1 e S2-L2 ($P < 0,050$). Com relação à eficiência no aproveitamento da radiação solar pelas microalgas, o K_a foi inversamente proporcional ao Imed, como já era esperado, e ele se elevou em todas as CE em função do aumento da biomassa no meio. O rendimento da LR não foi afetado pela modificação das condições experimentais ao alterar a IL entre a Fase com e sem sombra como o FBR-FP e isso implicou em um elevado K_a na L2.

A Imed foi maior na ausência de bloqueio de 50% de luz e os valores de EF ficaram abaixo da EF relatada por Arbib et al. (2013) de 0,9%, Vree et al. (2015) de 1,2% e Blanco et al. (2007) de 0,7 - 1,0%, todos trabalhando com LR.

Por meio destes resultados, é possível supor que mesmo com uma menor absorção de irradiação, o sistema de LR consegue fazer um aproveitamento eficiente da IL para a geração de biomassa. Curiosamente, para os parâmetros usados na avaliação do desempenho das condições de uso de luz, a média de Ψ_E e EF da LR sempre permaneceu acima do FBR-FP, diferente dos resultados encontrados em pesquisas realizadas por Vree et al. (2015), onde a LR foi menos eficiente.

Já eficiências de até 5,0% foram relatadas para *Scenedesmus* sp. em LR (MORALES-AMARAL et al., 2015) e 3,6% (ACIÉN et al., 2012) e 2,6% (ROMERO VILLEGAS et al.,

2017) para FBRs tubulares, demonstrando que as LR podem aproveitar ao máximo a luz recebida, como também verificado na presente pesquisa.

Possivelmente o CMB da LR não passou pelo mesmo estresse foto-térmico como ocorreu no FBR-FP, melhorando a eficiência energética/luminosa na lagoa. Além disso, densidades de fluxo de fótons mais baixas resultam em menor dissipação de energia pelas células de microalgas na forma de calor, resultando em uma maior EF (VREE et al., 2015).

Como mencionado neste Capítulo, a temperatura da cultura afeta a intensidade da luz exigida pelas microalgas para uma PB ideal. Em temperaturas próximas ao ótimo (20-25 °C para a maioria das espécies comerciais de microalgas (RAS; STEYER; BERNARD, 2013)), as microalgas tendem a mostrar tolerância a maior IL, enquanto o superaquecimento diminui sua tolerância a fluxos de luz de alta intensidade (CARVALHO et al., 2011). O impacto do superaquecimento das culturas é mais significativo em FBRs fechados do que em lagoas abertas, dado que estas últimas possuem um mecanismo de resfriamento de autoevaporação (NWOBA et al., 2019).

Outro fator que deve ser considerado ao comparar os dois reatores é a formação de AL verificada apenas no FBR-FP em função da elevação do valor de pH, o que limitou a atividade fotossintética das microalgas. Portanto, uma alta concentração de amônio no meio de cultura é responsável pela formação de elevada concentração de AL e essa ocorrência leva as microalgas a atingirem rapidamente as fases estacionárias e de declínio de seu crescimento (IASIMONE et al., 2018).

Outra possível razão para os resultados obtidos na LR deste estudo pode estar na mistura. Embora a mistura em sistemas abertos ser geralmente menor eficiente, é provável que a mistura da LR tenha promovido um efeito de luz intermitente aleatório que pode aumentar a EF (ILUZ; ABU-GHOSH, 2016). Segundo Barceló-Villalobos et al. (2019), o efeito de fotoperíodos curtos na taxa fotossintética de microalgas, que envolvem ciclos claro:escuro de segundos ou mesmo milissegundos (ABU-GHOSH et al., 2016), pode ser mais significativo do que a intensidade da luz na superfície do reator.

Alguns aspectos que influenciam a EF da LR devem ser discutidos. O caminho da luz desempenha um papel significativo na disponibilização de luz para a cultura (WÁGNER; VALVERDE-PÉREZ; PLÓSZ, 2018). O caminho de luz inicial da LR utilizada neste estudo é longo (início das bateladas em 30 cm de lâmina d'água), bem como o seu efeito de sombra, reduzindo assim a disponibilidade de luz para as microalgas.

No entanto, com a evaporação, a altura da lâmina d'água diminuiu para 20 cm em alguns momentos e o efeito de sombra e a zona escura também foram reduzidos. Ademais, os períodos

de PP provocavam uma diluição da cultura, também colaborando para maior inserção de irradiação solar no meio, como também observado em um estudo de Xie et al. (2018) com mistura de efluente de digestão anaeróbica e água da chuva para cultivo de *Chlorella vulgaris*.

De fato, existe uma tendência atual de reduzir a profundidade de lagoas de alta taxa para aumentar a EF das microalgas, embora isso exija uma área maior (CASTRILLO; DÍEZ-MONTERO; TEJERO, 2018). Em alguns estudos foi indicado que a profundidade ideal para cultura ao ar livre seria 15 cm (JEBALI et al., 2018b). Por exemplo, Moheimani e Borowitzka (2007) mostraram que, reduzindo a profundidade da LR de 21 para 13 cm no outono, a PB de *Pleurochrysis carterae* poderia ser aumentada em cinco vezes de 0,012 g.L⁻¹.d⁻¹ para 0,069 g.L⁻¹.d⁻¹.

Assim, a profundidade da cultura, somada com a concentração de biomassa de microalgas, pigmentos de microalgas, IL, caminho da luz, turbidez da cultura e opacidade de FBR, determinam a disponibilidade de luz para a célula e o grau de atenuação da luz (LEHMUSKERO; SKOGEN CHAUTON; BOSTRÖM, 2018; SUTHERLAND; TURNBULL; CRAGGS, 2014; WÁGNER; VALVERDE-PÉREZ; PLÓSZ, 2018).

Aparentemente, o autosombreamento na LR não prejudicou a EF, mas a zona escura pode ter sido o suficiente para não aumentar de forma satisfatória a concentração de clor-*a* (dados apresentados no Capítulo 1 e 2), que permaneceu abaixo dos resultados encontrados no FBR-FP, podendo ter ocorrido uma fotolimitação em algumas bateladas, bem como uma fotoinibição em outras. Segundo Tredici (2014), na zona limitada de luz em um FBR, a máxima eficiência luminosa é alcançada, mas na zona escura a fotossíntese positiva líquida não ocorre.

O efeito de sombra afeta o número de pigmentos (como a clorofila) nas microalgas. A clorofila não é sintetizada na escuridão completa, mas quando as microalgas são iluminadas em um FBR, a concentração de pigmento aumenta em baixas IL para aproveitar os fótons disponíveis para atingir as células (GONZÁLEZ-CAMEJO et al., 2018). Por outro lado, em maiores IL, as microalgas reduzem o teor de clorofila para reduzir a absorção de fótons e se proteger contra a fotoinibição (CHEN et al., 2011). Estes dois fenômenos talvez expliquem a oscilação na concentração de clor-*a* durante todo o experimento tanto para a LR, quanto para o FBR-FP.

Além disso, Abu-Ghosh et al. (2016) relataram um aumento da atividade fotossintética das microalgas quando os períodos escuros foram encurtados, como também observado na presente pesquisa, onde o aumento natural do tempo de IL elevou a concentração dos parâmetros de crescimento microalgal.

A possível fotoinibição observada nas Fases sem sombreamento é devido à inativação dos centros de reação e é um dos problemas mais importantes para alcançar alta EF em culturas de microalgas ao ar livre (RAEISSOSADATI; MOHEIMANI; PARLEVLIET, 2019). Grobbelaar (2007) observou que não apenas a fotoinibição poderia reduzir as taxas de produção de área em até 30%, mas também mais de 60% dos centros de reação poderiam se tornar inativos por fotoinibição em uma cultura de baixa densidade.

É importante destacar que na LR houve uma maior contribuição dos organismos heterotróficos ao invés dos autotróficos e, como os cálculos de eficiência luminosa consideram a PB, não houve distinção entre os organismos e isto pode ter elevado os valores das relações dos parâmetros de IL analisados. Vale ressaltar também que possivelmente houve problemas de amostragem nos dias 3 e 7 durante as coletas devido a mistura ineficiente e uso de membrana filtrante com elevada porosidade, prejudicando os resultados das análises referentes ao aumento da biomassa.

A PB:L, no geral, foi maior nas CE com 50% de bloqueio de luz para a FBR-FP e LR. Isto indicou uma EF mais baixa em fluxos de fótons mais altos, corroborando com outras pesquisas do mesmo gênero (GONZÁLEZ-CAMEJO et al., 2019a; MARKOU et al., 2017). Uma hipótese para esse comportamento é que a maioria das microalgas foram aclimatadas à pouca iluminação devido ao grande volume escuro dos reatores (GONZÁLEZ-CAMEJO et al., 2019c). Nestas condições de luz limitada, as microalgas tendem a montar uma antena fotossintética maior que força as células mal adaptadas à luz a absorver fótons excessivos quando iluminadas, reduzindo sua eficiência (STRAKA; RITTMANN, 2018). Provavelmente este efeito tenha sido maior na LR.

Com relação à eficiência do uso da luz para recuperação de nutrientes, as condições com sombra também apresentaram valores mais elevados. Isso pode estar relacionado ao fato de que as microalgas podem assimilar nutrientes em condições escuras até atingir o teor máximo de nutrientes da biomassa, embora não possam sintetizar nova biomassa (FERRO et al., 2018).

3.4. Conclusões

As condições investigadas com IL sem nenhum bloqueio da região geográfica onde o FBR-FP e LR foram operados não mostraram serem vantajosas na conversão da energia solar em biomassa microalgal, sendo identificados fenômenos de foto-saturação e fotoinibição. No geral, o uso de 50% de sombra não apresentou fotolimitação para as culturas e resultou em maior eficiência nos cálculos de remoção de nutrientes, taxa de remoção de nutrientes e PB em

função da IL. Além disso, o ΨE e a EF também foram superiores no experimento com sombreamento.

Com os resultados do estudo, foi possível verificar que um TDH de 7 dias não seria adequado para ambos os sistemas, pois a partir do dia 3 ao 5 das bateladas a EF era reduzida em função da depuração de nutrientes por vias abióticas e bióticas nos reatores.

Ao comparar o sistema aberto e fechado da presente pesquisa, o FBR-FP mostrou ser mais benéfico para a região de estudo. Contudo, o superaquecimento no FBR-FP favoreceu a diminuição da EF em comparação com a LR que, mesmo com a presença do efeito de sombra característicos de lagoas. Possivelmente a aplicação do FBR-FP seria mais eficiente em regiões temperadas frias.

Em EF, um valor máximo de 10% é teoricamente possível, portanto, ainda há um déficit para aumentar o desempenho desses dois sistemas. Mais pesquisas precisam ser realizadas para minimizar o efeito de autossombreamento da LR, sem aumentar excessivamente a área de superfície necessária para o cultivo de microalgas. Ademais, técnicas de resfriamento e enriquecimento com CO₂ no FBR-FP devem ser testadas para otimizar a conversão de energia solar em biomassa e melhorar o desempenho fotossintético das microalgas. Isto promoveria a minimização das perdas de energia, maior recuperação de nutrientes e maior PB no cultivo de microalgas ao ar livre como pós-tratamento de esgoto anaeróbio.

Também são recomendados testes com aumento da porcentagem de sombreamento para verificar se haveria melhor aproveitamento luminoso para remoção de nutrientes e PB no FBR-FP e LR, se ocorreria fotolimitação ou fotoinibição com a menor IL sobre os dois sistemas, bem como avaliar se haveria uma otimização da EF nestas novas CE.

3.5. Referências

- ABU-GHOSH, S. et al. Flashing light in microalgae biotechnology. **Bioresource technology**, v. 203, p. 357-363, 2016.
- ACIÉN, F. G. et al. Production cost of a real microalgae production plant and strategies to reduce it. **Biotechnology Advances**, v. 30, n. 6, p. 1344-1353, 2012.
- ACIÉN, F. G. et al. Photobioreactors for the production of microalgae. **Microalgae-Based Biofuels and Bioproducts: From Feedstock Cultivation to End-Products**, p. 1-44, 2017.
- ADIR, N. et al. Photoinhibition - a historical perspective. **Photosynthesis research**, v. 76, n. 1-3, p. 343-370, 2003.
- ARBIB, Z. et al. Long term outdoor operation of a tubular airlift pilot photobioreactor and a high rate algal pond as tertiary treatment of urban wastewater. **Ecological Engineering**, v. 52, p. 143-153, 2013.
- BAHADUR, B. et al. **Plant biology and biotechnology: Volume II: Plant genomics and biotechnology**, 2015. p. 1-768.

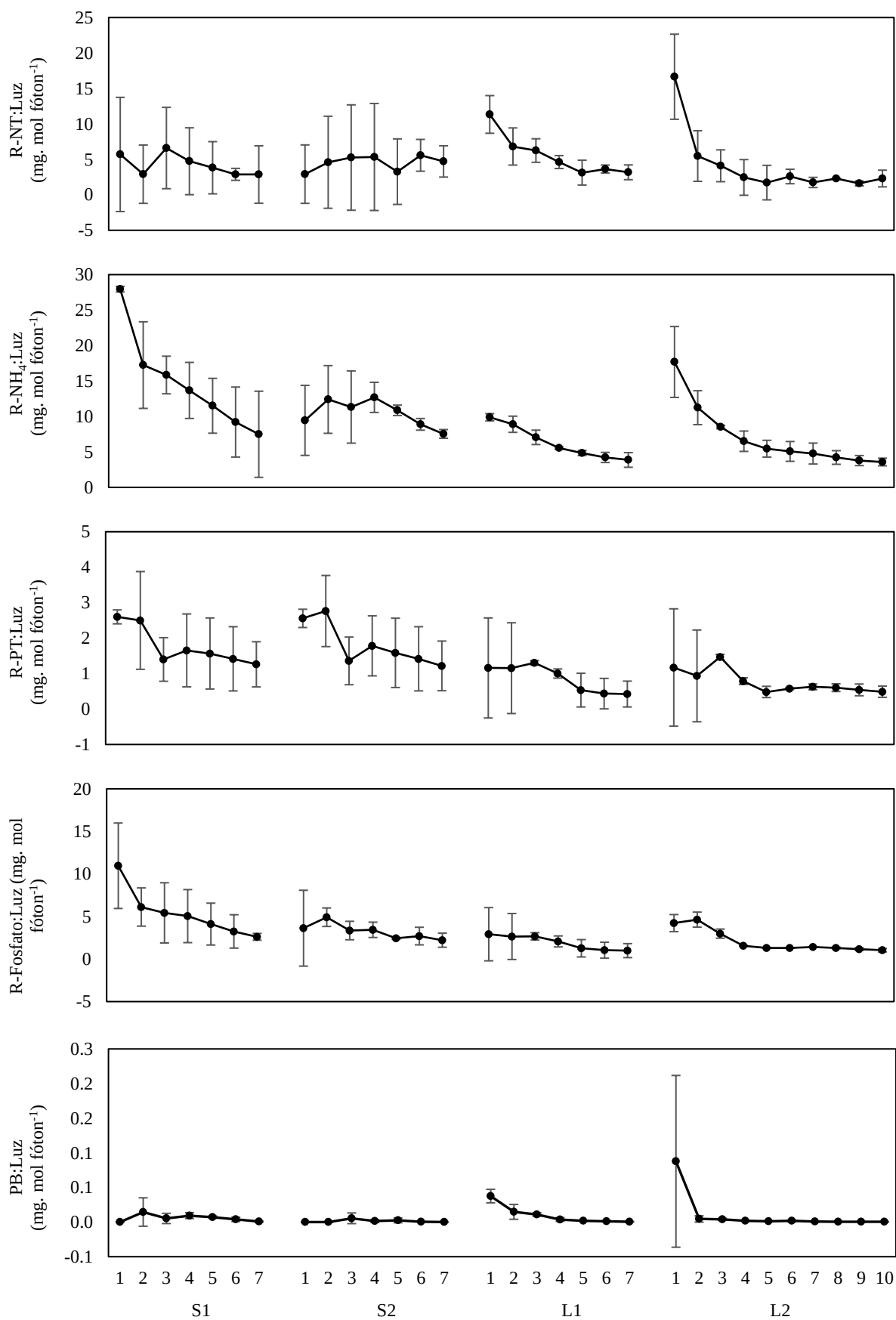
- BARCELÓ-VILLALOBOS, M. et al. Evaluation of photosynthetic light integration by microalgae in a pilot-scale raceway reactor. **Bioresource technology**, v. 280, p. 404-411, 2019.
- BÉCHET, Q.; SHILTON, A.; GUIEYSSE, B. Modeling the effects of light and temperature on algae growth: State of the art and critical assessment for productivity prediction during outdoor cultivation. **Biotechnology Advances**, v. 31, n. 8, p. 1648-1663, 2013.
- BEHERA, B. et al. Bioprocess engineering principles of microalgal cultivation for sustainable biofuel production. **Bioresource Technology Reports**, v. 5, p. 297-316, 2019.
- BLANCO, A. M. et al. Outdoor cultivation of lutein-rich cells of *Muriellopsis* sp. in open ponds. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 73, n. 6, p. 1259-1266, 2007.
- BOROWITZKA, M. A. Commercial production of microalgae: ponds, tanks, tubes and fermenters. **Journal of Biotechnology**, Biotechnological Aspects of Marine Sponges. v. 70, n. 1, p. 313-321, 1999.
- CAMACHO-RODRÍGUEZ, J. et al. A quantitative study of eicosapentaenoic acid (EPA) production by *Nannochloropsis gaditana* for aquaculture as a function of dilution rate, temperature and average irradiance. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 98, n. 6, p. 2429-2440, 2014.
- CARMICHAEL, W. W. **Assessment of blue-green algal toxins in raw and finished drinking water**. AWWA Research Foundation, 2000.
- CARVALHO, A. P. et al. Light requirements in microalgal photobioreactors: An overview of biophotonic aspects. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 89, n. 5, p. 1275-1288, 2011.
- CARVALHO, A. P.; MEIRELES, L. A.; MALCATA, F. X. Microalgal Reactors: A Review of Enclosed System Designs and Performances. **Biotechnology Progress**, v. 22, n. 6, p. 1490-1506, 2006.
- CASTRILLO, M.; DÍEZ-MONTERO, R.; TEJERO, I. Model-based feasibility assessment of a deep solar photobioreactor for microalgae culturing. **Algal Research**, v. 29, p. 304-318, 2018.
- CHEN, X. et al. Lumostatic strategy for microalgae cultivation utilizing image analysis and chlorophyll a content as design parameters. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 10, p. 6005-6012, 2011.
- CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, v. 25, n. 3, p. 294-306, 2007.
- DENG, X. et al. Biomass production and biochemical profiles of a freshwater microalga *Chlorella kessleri* in mixotrophic culture: Effects of light intensity and photoperiodicity. **Bioresource Technology**, v. 273, p. 358-367, 2019.
- FERRO, L. et al. Subarctic microalgal strains treat wastewater and produce biomass at low temperature and short photoperiod. **Algal Research**, v. 35, p. 160-167, 2018.
- FOLADORI, P. et al. Evolution of real municipal wastewater treatment in photobioreactors and microalgae-bacteria consortia using real-time parameters. **Chemical Engineering Journal**, v. 345, p. 507-516, 2018.
- GONZÁLEZ-CAMEJO, J. et al. Wastewater Nutrient Removal in a Mixed Microalgae-bacteria Culture: Effect of Light and Temperature on the Microalgae-bacteria Competition. **Environmental Technology**, v. 39, n. 4, p. 1-44, 2018.
- GONZÁLEZ-CAMEJO, J. et al. Effect of light intensity, light duration and photoperiods in the performance of an outdoor photobioreactor for urban wastewater treatment. **Algal Research**, v. 40, p. 101511, 2019a.
- GONZÁLEZ-CAMEJO, J. et al. Effect of ambient temperature variations on an indigenous microalgae-nitrifying bacteria culture dominated by *Chlorella*. **Bioresource Technology**, v. 290, p. 121788, 2019b.
- GONZÁLEZ-CAMEJO, J. et al. Dataset to assess the shadow effect of an outdoor microalgae

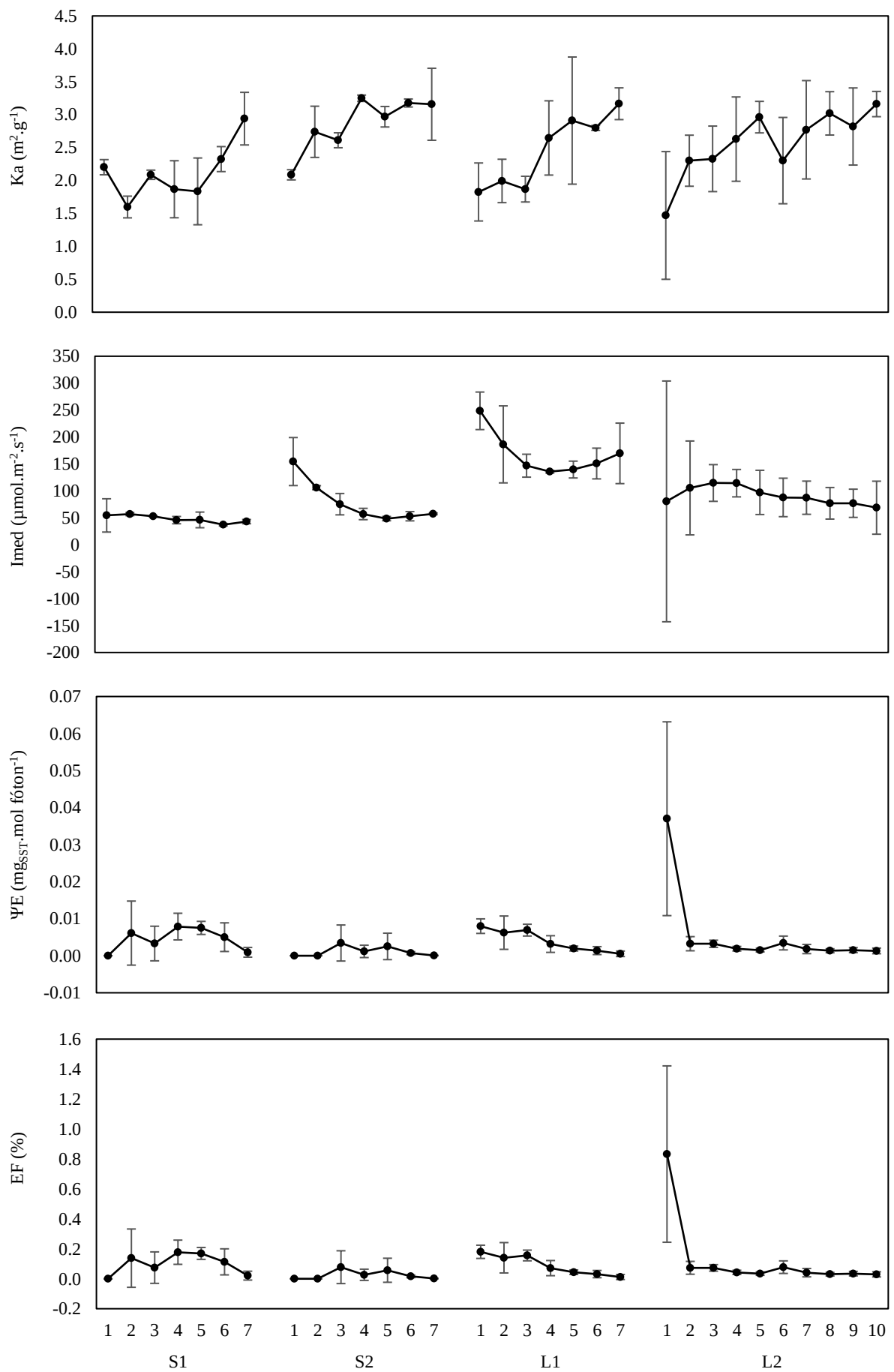
- culture. **Data in Brief**, v. 25, p. 104143, 2019c.
- GRIS, B. et al. Cultivation of *Scenedesmus obliquus* in photobioreactors: Effects of light intensities and light-dark cycles on growth, productivity, and biochemical composition. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 172, n. 5, p. 2377-2389, 2014.
- GROBBELAAR, J. U. Photosynthetic characteristics of *Spirulina platensis* grown in commercial-scale open outdoor raceway ponds: What do the organisms tell us? **Journal of Applied Phycology**, v. 19, n. 5, p. 591-598, 2007.
- GUEDES, A. C. et al. Effects of temperature and pH on growth and antioxidant content of the microalga *Scenedesmus obliquus*. **Biotechnology Progress**, v. 27, n. 5, p. 1218-1224, 2011.
- GUTIERREZ-WING, M. T. et al. Light irradiance and spectral distribution effects on microalgal bioreactors. **Engineering in Life Sciences**, v. 14, n. 6, p. 574-580, 2014.
- HE, Q. et al. Effect of light intensity on physiological changes, carbon allocation and neutral lipid accumulation in oleaginous microalgae. **Bioresource Technology**, v. 191, p. 219-228, 2015.
- HUESEMANN, M. H. et al. A screening model to predict microalgae biomass growth in photobioreactors and raceway ponds. **Biotechnology and bioengineering**, v. 110, n. 6, p. 1583-1594, 2013.
- IASIMONE, F. et al. Effect of light intensity and nutrients supply on microalgae cultivated in urban wastewater: Biomass production, lipids accumulation and settleability characteristics. **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 1078-1085, 2018.
- ILUZ, D.; ABU-GHOSH, S. A novel photobioreactor creating fluctuating light from solar energy for a higher light-to-biomass conversion efficiency. **Energy Conversion and Management**, v. 126, p. 767-773, 2016.
- JACOB-LOPES, E. et al. Effect of light cycles (night/day) on CO₂ fixation and biomass production by microalgae in photobioreactors. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 48, n. 1, p. 306-310, 2009.
- JEBALI, A. et al. Pilot-scale outdoor production of *Scenedesmus* sp. in raceways using flue gases and centrate from anaerobic digestion as the sole culture medium. **Bioresource technology**, v. 262, p. 1-8, 2018.
- KANG, D. et al. Inhibition of Photosynthetic Activity in Wastewater-Borne Microalgal-Bacterial Consortia under Various Light Conditions. **Sustainability**, v. 11, n. 10, p. 2951, 2019.
- LEHMUSKERO, A.; SKOGEN CHAUTON, M.; BOSTRÖM, T. Light and photosynthetic microalgae: A review of cellular- and molecular-scale optical processes. **Progress in Oceanography**, v. 168, p. 43-56, 2018.
- MARKOU, G. et al. Influence of different degrees of N limitation on photosystem II performance and heterogeneity of *Chlorella vulgaris*. **Algal Research**, v. 26, p. 84-92, 2017.
- MEHAN, L. et al. Illumination wavelengths effect on *Arthrospira platensis* production and its process applications in River Yamuna water treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 23, p. 91-96, 2018.
- MICHEL, J. P. **Manual de Metodologías y Alternativas para el cultivo de Microalgas**. Ensenada, Baja California, Mexico. 1989. 67 p.
- MOGES, M. E.; HEISTAD, A.; HEIDORN, T. Nutrient Recovery from Anaerobically Treated Blackwater and Improving Its Effluent Quality through Microalgae Biomass Production. **Water**, v. 12, n. 2, p. 592, 2020.
- MOHEIMANI, N. R. Long-term outdoor growth and lipid productivity of *Tetraselmis suecica*, *Dunaliella tertiolecta* and *Chlorella* sp. (Chlorophyta) in bag photobioreactors. **Journal of Applied Phycology**, v. 25, n. 1, p. 167-176, 2013.

- MOHEIMANI, N. R. et al. Limits to productivity of the alga *Pleurochrysis carterae* (Haptophyta) grown in outdoor raceway ponds. **Biotechnology and bioengineering**, v. 96, n. 1, p. 27-36, 2007.
- MORALES-AMARAL, M. DEL M. et al. Outdoor production of *Scenedesmus* sp. in thin-layer and raceway reactors using centrate from anaerobic digestion as the sole nutrient source. **Algal Research**, v. 12, p. 99-108, 2015.
- MÜLLER, P.; LI, X. P.; NIYOGI, K. K. Non-photochemical quenching. A response to excess light energy. **Plant physiology**, v. 125, n. 4, p. 1558-1566, 2001.
- NAYAK, M. et al. Artificial intelligence driven process optimization for cleaner production of biomass with co-valorization of wastewater and flue gas in an algal biorefinery. **Journal of Cleaner Production**, v. 201, p. 1092-1100, 2018.
- NORSKER, N.-H. et al. Microalgal production - A close look at the economics. **Biotechnology Advances**, v. 29, n. 1, p. 24-27, 2011.
- NWOBA, E. G. et al. Light management technologies for increasing algal photobioreactor efficiency. **Algal Research**, v. 39, p. 101433, 2019.
- PATEL, V. K. et al. Rapid budding EMS mutants of *Synechocystis* PCC 6803 producing carbohydrate or lipid enriched biomass. **Algal Research**, v. 16, p. 36-45, 2016.
- PRUVOST, J. et al. Microalgae culture in building-integrated photobioreactors: Biomass production modelling and energetic analysis. **Chemical Engineering Journal**, v. 284, p. 850-861, 2016.
- RAEISOSSADATI, M. et al. Luminescent solar concentrator panels for increasing the efficiency of mass microalgal production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 101, p. 47-59, 2019.
- RAMANNA, L.; RAWAT, I.; BUX, F. Light enhancement strategies improve microalgal biomass productivity. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 80, p. 765-773, 2017.
- RAS, M.; STEYER, J. P.; BERNARD, O. Temperature effect on microalgae: a crucial factor for outdoor production. **Reviews in Environmental Science and Bio/technology**, v. 12, n. 2, p. 153-164, 2013.
- RICHMOND, A.; CHENG-WU, Z.; ZARMI, Y. Efficient use of strong light for high photosynthetic productivity: interrelationships between the optical path, the optimal population density and cell-growth inhibition. **Biomolecular Engineering**, v. 20, n. 4-6, p. 229-236, 2003.
- RODOLFI, L. et al. Microalgae for oil: strain selection, induction of lipid synthesis and outdoor mass cultivation in a low-cost photobioreactor. **Biotechnology and bioengineering**, v. 102, n. 1, p. 100-112, 2009.
- ROMERO VILLEGAS, G. I. et al. Outdoor production of microalgae biomass at pilot-scale in seawater using centrate as the nutrient source. **Algal Research**, v. 25, p. 538-548, 2017.
- SAKAI, N. et al. *Chlorella* strains from hot springs tolerant to high temperature and high CO₂. **Energ Convers Manage**, v. 16, p. 693-696, 1995.
- SERRA-MAIA, R. et al. Influence of temperature on *Chlorella vulgaris* growth and mortality rates in a photobioreactor. **Algal Research**, v. 18, p. 352-359, 2016.
- SINGH, A.; NIGAM, P. S.; MURPHY, J. D. Mechanism and challenges in commercialisation of algal biofuels. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 26-34, 2011.
- STEPHENSON, P. G. et al. Improving photosynthesis for algal biofuels: toward a green revolution. **Trends in Biotechnology**, v. 29, n. 12, p. 615-623, 2011.
- STRAKA, L.; RITTMANN, B. E. Light-dependent kinetic model for microalgae experiencing photoacclimation, photodamage, and photodamage repair. **Algal Research**, v. 31, p. 232-238, 2018.
- SULACRILICOS. **Vidro ou Acrílico?** Disponível em: <<https://sulacrilicos.com.br/blog/vidro->

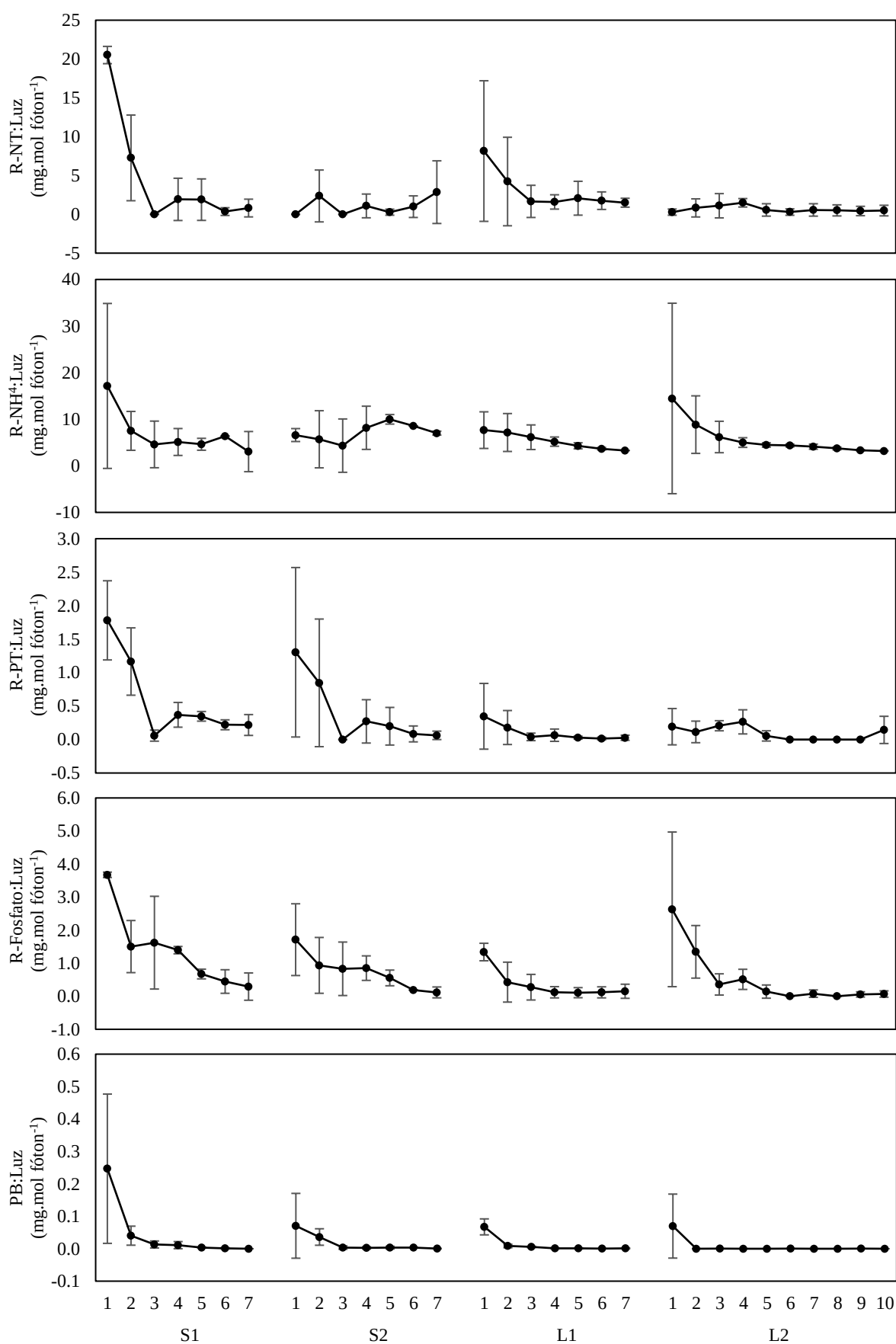
- [ou-acrilico/](#)>. Acesso em: 06/11/2022.
- KUMAR, K. S. et al. Microalgae - A promising tool for heavy metal remediation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 113, p. 329-352, 2015.
- SUTHERLAND, D. et al. Seasonal variation in light utilisation, biomass production and nutrient removal by wastewater microalgae in a full-scale high rate algal pond. **Journal of Applied Phycology**, v. 25, 2013.
- SUTHERLAND, D. L. et al. Increased pond depth improves algal productivity and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Research**, v. 53, p. 271-281, 2014.
- TORZILLO, G. et al. Photoacclimation of *Phaeodactylum tricornutum* (Bacillariophyceae) cultures grown outdoors in photobioreactors and open ponds. **European Journal of Phycology**, v. 47, n. 2, p. 169-181, 2012.
- TREDICI, M. R. Photobiology of microalgae mass cultures: understanding the tools for the next green revolution. **Biofuels**, v. 1, n. 1, p. 143-162, 2014.
- VADIVELLOO, A. et al. Effect of different light spectra on the growth and productivity of acclimated *Nannochloropsis* sp. (Eustigmatophyceae). **Algal Research**, v. 8, p. 121-127, 2015.
- VAN DEN HENDE, S. et al. Up-scaling aquaculture wastewater treatment by microalgal bacterial flocs: From lab reactors to an outdoor raceway pond. **Bioresource Technology**, v. 159, p. 342-354, 2014.
- VIRUELA, A. et al. Water resource recovery by means of microalgae cultivation in outdoor photobioreactors using the effluent from an anaerobic membrane bioreactor fed with pre-treated sewage. **Bioresource Technology**, v. 218, p. 447-454, 2016.
- VREE, J. et al. Comparison of four outdoor pilot-scale photobioreactors. **Biotechnology for Biofuels**, v. 8, n. 1, p. 1-12, 2015.
- XIE, B. et al. Blending high concentration of anaerobic digestion effluent and rainwater for cost-effective *Chlorella vulgaris* cultivation in the photobioreactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 360, n. 15, p. 861-865, 2019.
- WÁGNER, D. S. et al. Light attenuation in photobioreactors and algal pigmentation under different growth conditions - Model identification and complexity assessment. **Algal Research**, v. 35, p. 488-499, 2018.
- WANG, B. et al. Closed photobioreactors for production of microalgal biomasses. **Biotechnology Advances**, Biorefining: Thermochemical and Enzymatic Biomass Conversion. v. 30, n. 4, p. 904-912, 2012.
- WEYER, K. M. et al. Theoretical maximum algal oil production. **Bioenergy Research**, v. 3, n. 2, p. 204-213, 2010.
- YAN, C. et al. Effects of various LED light wavelengths and intensities on the performance of purifying synthetic domestic sewage by microalgae at different influent C/N ratios. **Ecological Engineering**, v. 51, p. 24-32, 2013.
- YANG, H.; HE, Q.; HU, C. Feasibility of biodiesel production and CO₂ emission reduction by *Monoraphidium dybowskii* LB50 under semi-continuous culture with open raceway ponds in the desert area. **Biotechnology for Biofuels**, v. 11, n. 82, p. 1-14, 2018.
- YANG, C. F.; DING, Z. Y.; ZHANG, K. C. Growth of *Chlorella pyrenoidosa* in wastewater from cassava ethanol fermentation. **World J Microbiol Biotechnol**, v. 24, n. 12, p. 2919-2925, 2008.
- YEO, U. HYEON et al. Identification of the key structural parameters for the design of a large-scale PBR. **Biosystems Engineering**, v. 171, p. 165-178, 2018.
- ZHU, X. G.; LONG, S. P.; ORT, D. R. Improving Photosynthetic Efficiency for Greater Yield. **Annual Review of Plant Biology**, v. 61, p. 235-261, 2010.

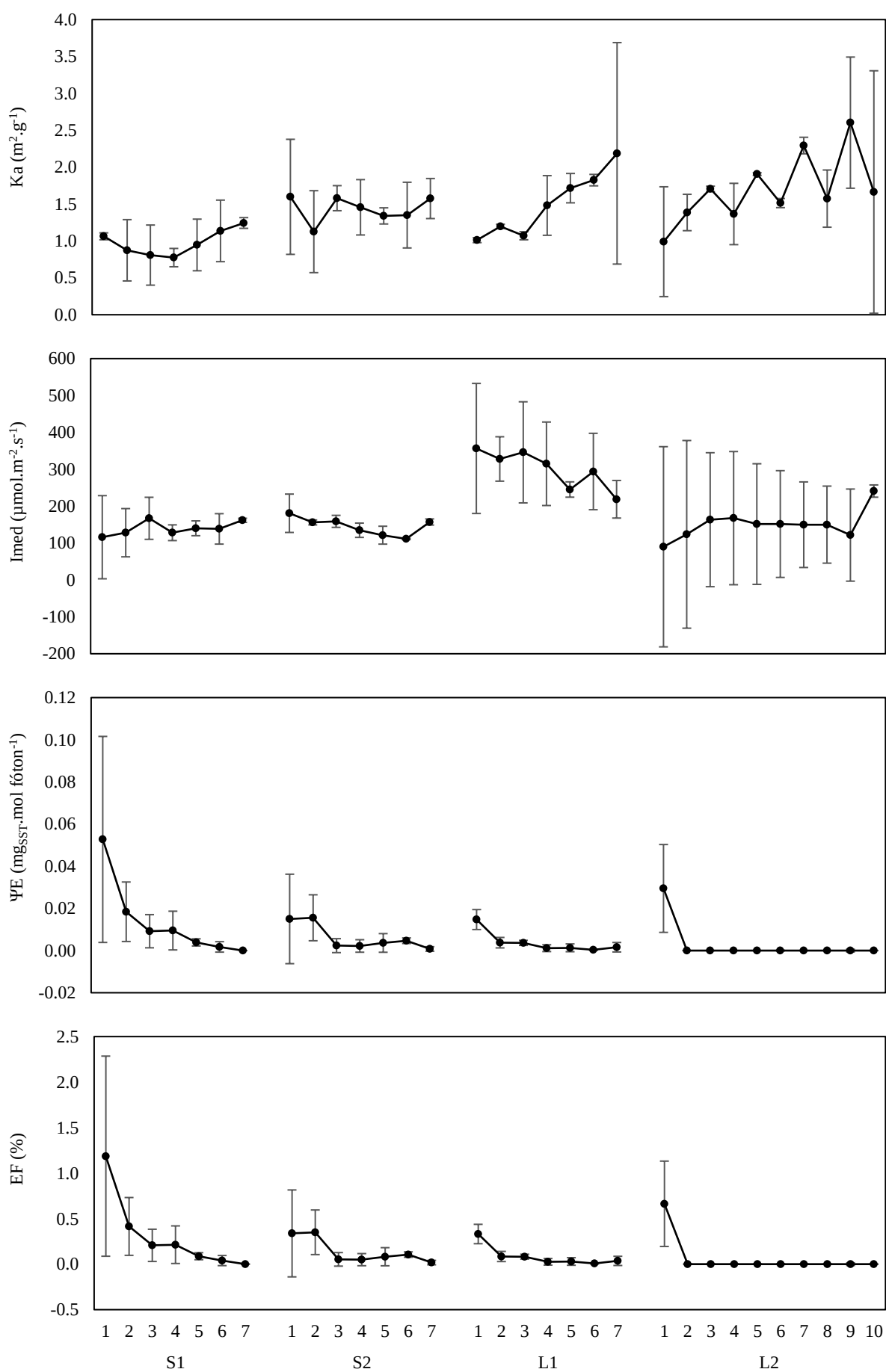
Apêndice 3-a: Parâmetros analisados nas bateladas de perfil das 4 condições experimentais no tratamento do FBR-FP (n=6 por dia)





Apêndice 3-b: Parâmetros analisados nas bateladas de perfil das 4 condições experimentais no tratamento da LR (n=6 por dia)





Avaliação da suplementação de CO₂ no tratamento de esgoto sanitário anaeróbio de alta carga por microalgas nativas em Lagoa Raceway em escala piloto ao ar livre

Resumo

O cultivo de microalgas em esgoto sanitário é uma excelente opção para alcançar a economia circular, já que além da depuração de compostos orgânicos e inorgânicos, organismos patogênicos e metais presentes no esgoto, sua biomassa possui potencial para numerosas aplicações práticas, como biofertilizantes, remédios e biocombustíveis. Nos estudos envolvendo microalgas, os nutrientes são fornecidos pelo esgoto sanitário, enquanto o carbono é geralmente suplementado principalmente por CO₂, tornando um processo menos autossustentável. Desta forma, o objetivo do presente capítulo foi avaliar a necessidade da suplementação de CO₂ na remoção de poluentes e crescimento microalgal em uma Lagoa Raceway (LR) em escala piloto ao ar livre, tratando esgoto sanitário anaeróbio em diferentes intensidades luminosas. Para o estudo, foi utilizado esgoto sanitário pré-digerido por reator compartimentado anaeróbio, dividido em 4 condições experimentais (CE), com 2 bateladas cada, totalizando 8 bateladas. Todas as bateladas foram monitoradas no dia 0, dia 3 e dia 7. Para cada CE, na 1ª batelada houve o enriquecimento com 5% de CO₂ e na 2ª batelada o enriquecimento não foi realizado. O consumo de carbono inorgânico foi rápido e pode evidenciar uma escassez de carbono para o crescimento microalgal. O aproveitamento da intensidade luminosa para remoção de nutrientes e produtividade de biomassa foi maior na Fase com sombreamento, o que indica ocorrência da fotoinibição no tratamento com intensidade luminosa natural da região onde a LR foi operada. A remoção de NH₄ foi significativa, com assimilação microalgal e com BOA e BON bem adaptadas ao tratamento. No entanto, houve a liberação de P da biomassa em vários momentos, prejudicando a remoção dos compostos fosfatados e indicando uma limitação deste sistema. O tratamento com enriquecimento de CO₂ também indicou maior vantagem dos organismos heterotróficos sobre os autotróficos e o uso de CO₂ foi necessário para obtenção de maior produtividade de biomassa na Fase sem sombra. Por fim, a caracterização química da biomassa indicou que ela pode ser uma alternativa parcialmente viável como biofertilizantes, sendo necessário passar por processo de adição de alguns nutrientes para atender a necessidade das plantas e proporcionar a correção de solos e continuidade dos ciclos biogeoquímicos.

Palavras-chave: Consórcio bactéria-microalga; dióxido de carbono; ambiente externo; sistema aberto; clima tropical.

Abstract

The microalgae cultivation in sewage is an excellent option to achieve the circular economy, since in addition to the depuration of organic and inorganic compounds, pathogenic organisms and metals present in sewage, the biomass has the potential for numerous practical applications, such as biofertilizers, medicines and biofuels. In studies involving microalgae, nutrients are supplied by sewage, while carbon is usually supplemented mainly by CO₂, which makes a process less self-sustainable. Thus, the objective of this Chapter was to evaluate the need for CO₂ supplementation in the removal of pollutants and microalgal growth in an outdoor pilot scale Raceway Pond (RP), treating anaerobically sewage in different luminosities. For the study, sewage pre-digested by anaerobic baffled reactor was used, divided into 4 experimental conditions (EC) (2 with 50% shading and 2 without shading) with 2 batches each, totaling 8 batches. All batches were monitored on day 0, day 3 and day 7. For each experimental condition, the 1st batch was enriched with 5% CO₂ and the 2nd batch was not enriched. The consumption of inorganic carbon was fast and may show carbon savings for microalgae growth. The use of light intensity to remove nutrients and biomass productivity was greater in the phase with shading, which indicates the occurrence of photoinhibition in the treatment with natural light intensity in the region where the RP was operated. The NH₄ removal was significant, with assimilation of microalgae and with AOB and NOB well adapted to the treatment. However, P was released from the biomass at various times, impairing the removal of phosphate compounds and indicating a limitation of this system. The treatment with CO₂ enrichment also indicated a greater advantage of heterotrophic organisms over autotrophic ones and the use of CO₂ was necessary to obtain greater biomass productivity in EC without shade. Finally, the chemical characterization of the biomass indicated that it can be a partially viable alternative as biofertilizers, being necessary to go through the process of adding some nutrients to meet the needs of plants and provide soil correction and continuity of biogeochemical cycles.

Key-words: Bacteria-microalgae consortium; carbon dioxide; outdoor; open system; tropical environmental.

4.1. Introdução

Ao longo dos últimos anos, as mudanças climáticas foram identificadas como um dos maiores problemas da humanidade, levando os formuladores de políticas a agir em resposta aos movimentos científicos e sociais. Segundo a Organização Meteorológica Mundial, desde 1990 as emissões de GEE forçaram os efeitos climáticos a aumentar em 47%, dos quais o CO₂ representa aproximadamente 80% (WMO, 2022).

Uma das consequências desses movimentos são os frequentes encontros em escala global, como a 27ª Conferência do Clima da ONU realizada no Egito em 2022, cujo objetivo foi discutir e traçar propostas e ações que obrigam as nações signatárias a reduzir as emissões de gases de efeito estufa (GEE), principalmente a redução da quantidade de CO₂ liberado na atmosfera.

O último relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas, lançado em 2022, traz informações alarmantes e indica que as emissões nocivas de C de 2010-2019 foram as mais altas na história da humanidade, com aumento de emissões registrados em todos os principais setores do mundo. Com as políticas adotadas atualmente, os aumentos constantes nas emissões líquidas de GEE devem empurrar o aquecimento global para cerca de +3,2 °C em 2100 (faixa de 2,5-3,5 °C). As estimativas apontam que as emissões de GEE precisam parar de crescer até 2025 e depois cair 43% até 2030 (em relação aos níveis de 2019) para cumprir a meta de aquecimento máximo do planeta em até 1,5 °C (IPCC, 2022).

Além disso, foi reconhecido de que a mudança climática está provocando uma alteração nos sistemas biogeoquímicos solo-captção-água, trazendo consequências na mobilidade do P através do ambiente (FORBER, et al. 2018) e quebrando o fechamento do ciclo deste nutriente. Estima-se um aumento de 30% nas transferências de P do solo para a água até o final deste século, causando graves problemas ambientais (OCKENDEN, et al. 2017).

Pensando em tecnologias mais sustentáveis, que permitam atingir a economia circular e que se enquadre nos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030 (ODS BRASIL, 2022), o cultivo microalgal em esgoto sanitário apresenta-se como uma excelente opção, já que além da depuração de compostos orgânicos e inorgânicos, organismos patogênicos e metais, sua biomassa possui potencial para numerosas aplicações práticas, como biofertilizantes, remédios e biocombustíveis (GONÇALVES et al., 2017; SIEBERS et al., 2019).

Ademais, este sistema de produção de microalgas consome 24% menos energia do que os sistemas convencionais de tratamento de esgoto sanitário, possui capacidade de recuperar

até 90% dos nutrientes presentes no esgoto (ACIÉN; FERNÁNDEZ; MOLINA-GRIMA, 2014) e pode servir como uma tecnologia de redução do CO₂ presente em excesso na atmosfera. De acordo com Wang et al. (2018), a tecnologia de cultura de microalgas pode ser a única abordagem para alcançar a fixação de CO₂ e a remoção de nutrientes das águas residuais simultaneamente.

O teor de C do esgoto sanitário nos permite estimar que cerca de uma tonelada de biomassa de microalgas produzida durante o tratamento de esgoto sanitário reduz o CO₂ pelo equivalente a uma tonelada, em comparação com os processos convencionais de tratamento (YANG et al., 2011). No entanto, até agora, a aplicação biotecnológica em microalgas tem sido limitada em condições industriais pela falta de compreensão abrangente do metabolismo do C e conversão de energia (SUN et al., 2018).

Além do C inorgânico, essencial para o ciclo de Calvin-Benson, o cultivo de microalgas requer vários nutrientes importantes, como N e P. Estes elementos representam até 50%, 7% e 50% do PS das microalgas, respectivamente (ROMERO VILLEGAS et al., 2017). Aliados à remoção destes nutrientes, é necessário focar em estudos que não necessitem de enriquecimento com CO₂ no tratamento e que possam utilizar compostos carbonados presentes no esgoto sanitário pré-digeridos anaerobiamente para servirem como fonte de C às microalgas, tornando estes processos mais autossustentáveis e que corroborem com objetivos ambientais globais.

O N e P são fornecidos pelo esgoto sanitário, enquanto o C é geralmente suplementado artificialmente principalmente por CO₂ nos estudos envolvendo microalgas, sendo necessário cerca de 1,83 kgCO₂·kg-biomassa seca⁻¹ (BRENNAN; OWENDE, 2010). Dependendo do reator, condições de cultivo, localização geográfica e tipo de esgoto, o C presente no esgoto sanitário pode não ser suficiente para uma PB em larga escala.

Portanto, a suplementação justifica-se pelo fato de o ar atmosférico possuir concentração de 0,03% de CO₂ na sua composição, considerada baixa para cultivos autotróficos e mixotróficos (KUMAR et al., 2011). Moheimani (2013) cita que, sob luz e nutrientes suficientes, quase todas as culturas microalgais são limitadas em C, e a falta de adição de CO₂ pode resultar em até 80% de perda de PB.

De acordo com o reator adotado, as microalgas podem ser cultivadas em sistemas abertos, como LR, ou FBR fechados tipo FBR-FP, tubulares ou cilíndricos. As lagoas geralmente apresentam menores custos operacionais do que os sistemas fechados (VO et al., 2019). Contudo, até 73% do N é perdido em sistemas abertos devido à AV (ROMERO VILLEGAS et al., 2017) e, da mesma forma, o CO₂ também pode ser perdido em sistemas abertos devido a injeção de ar (ACIEN et al., 2016). Além disso, a disponibilidade de CO₂

depende da profundidade do aspersor de ar e do reator, valor de pH e Alc, etc. (POSADAS et al., 2015), cuja fixação é inferior a 10% em LR (SLADE; BAUEN, 2013).

Sendo assim, estudos devem ser realizados para verificar a necessidade da suplementação de CO₂ no tratamento do esgoto sanitário com microalgas, aliada aos objetivos de depuração do esgoto, recuperação de nutrientes, geração de bioprodutos e potencial de mitigação de GEE. Tais objetivos se enquadram no termo Unidades de Recuperação de Recursos (*Water Resource Recovery Facility*) para representar estações de tratamento que apresentam medidas de recuperação e reutilização de recursos (SWEENEY; KABOURIS, 2017).

O objetivo do presente Capítulo foi avaliar a influência e necessidade da suplementação de CO₂ na remoção de poluentes e crescimento microalgal em uma LR em escala piloto ao ar livre e em região de clima tropical, tratando esgoto sanitário pós-digerido anaerobiamente por RCA em diferentes IL.

4.2. Material e métodos

4.2.1. Configuração experimental

O esgoto sanitário utilizado nesse Capítulo foi após tratamento no RCA e o reator de microalgas utilizado foi a LR. A etapa de aclimação e os parâmetros/cálculos analisados foram os mesmos utilizados no Capítulo 1 e 2. A configuração experimental está ilustrada na Figura 4-1 e a caracterização físico-química do esgoto digerido anaerobiamente pelo RCA está apresentada na Tabela 4-1.

O estudo foi dividido em 4 CE com duas bateladas cada, totalizando 8 bateladas: 50% de sombreamento e com adição de CO₂ (S_{CO2}); 50% de sombreamento e sem adição de CO₂ (S); Sem sombreamento e com adição de CO₂ (L_{CO2}); e Sem sombreamento e sem adição de CO₂ (L).

O CO₂ em 5% (0,5 L.min⁻¹) foi adicionado ao ar comprimido utilizado no sistema de mistura. O CO₂ passou por um rotâmetro com vazão de 0 a 3 L.min⁻¹ (Morya®) que encaminhou o gás para um recipiente de vidro de 5 L contendo água deionizada para umidificação. Em seguida, a mangueira com o fluxo de CO₂ foi acoplada nas mangueiras com ar comprimido usado no sistema de mistura da cultura.

Durante a execução de cada CE, foi realizado um monitoramento diário de parâmetros climáticos (Tabela 4-2), com dados disponibilizados pelo Instituto de Pesquisas Meteorológicas (IPMet/UNESP).

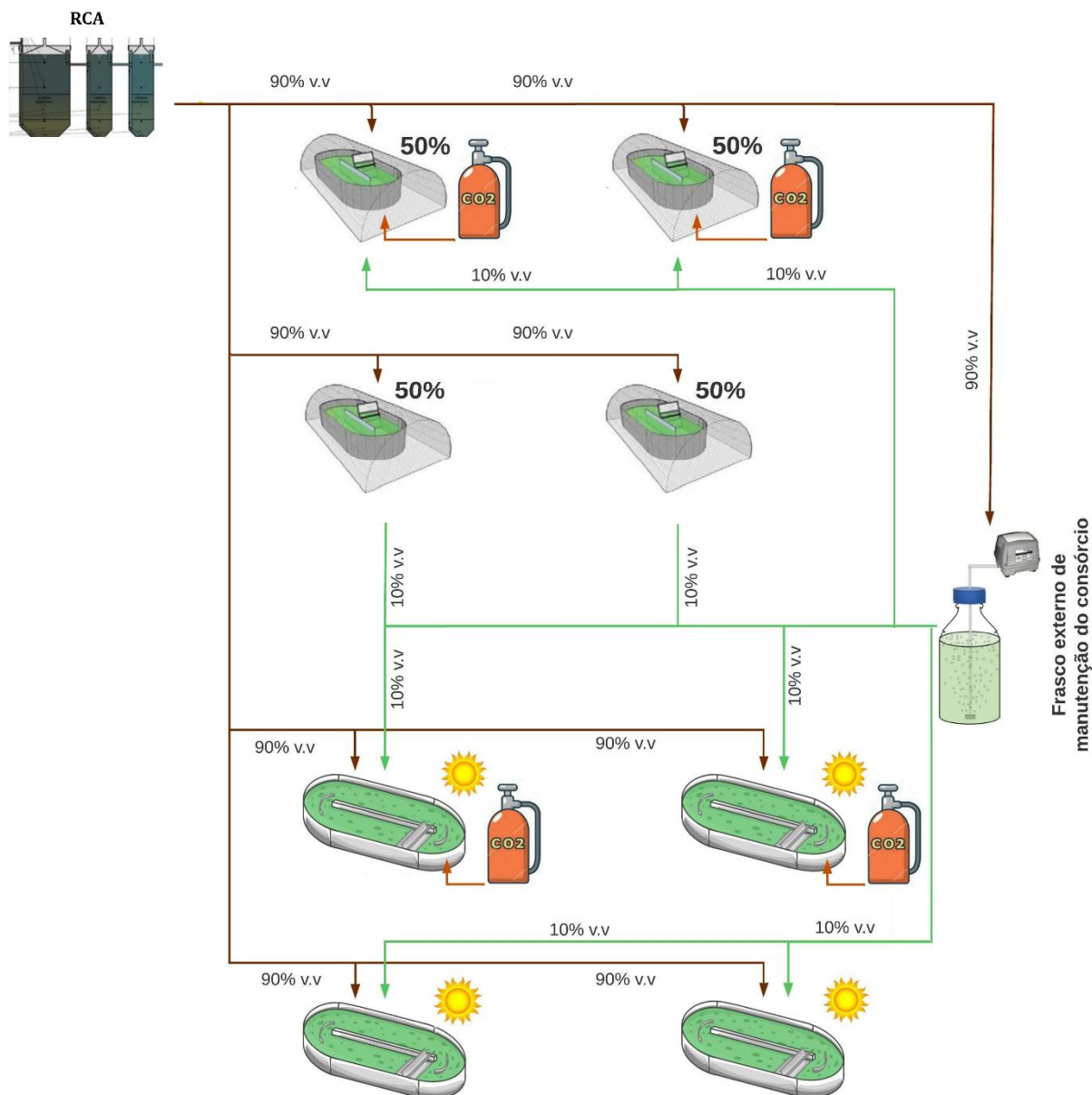


Figura 4-1: Configuração experimental do estudo

Tabela 4-1: Caracterização do esgoto sanitário pós-tratado pelo RCA (n= 24)

Parâmetros	Média±DP	CV	Parâmetros	Média±DP	CV
Valor de pH	7,5±0,5	7%	P-total (mg.L ⁻¹)	9,9±2,0	20%
SST (mg.L ⁻¹)	211,5±111,5	53%	Fosfato (mg.L ⁻¹)	25,2±4,8	19%
SSF (mg.L ⁻¹)	39,2±21,9	56%	Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	196,2±23,9	12%
SSV (mg.L ⁻¹)	172,3±89,6	52%	AOV (mg.L ⁻¹)	25,1±13,3	53%
DQO _d (mg.L ⁻¹)	151,0±29,7	20%	Turbidez (UT)	207,0±91,7	44%
N-orgânico (mg.L ⁻¹)	24,4±10,6	43%	Densidade óptica 540nm	0,6±0,3	48%
N-amoniaco (mg.L ⁻¹)	71,8±15,2	21%	Densidade óptica 682nm	0,5±0,2	49%
NO ₂ (mg.L ⁻¹)	0,2±0,3	158%	Colif. totais (UFC.mL ⁻¹)	4,4x10 ⁴ ±3,4x10 ⁴	78%
NO ₃ (mg.L ⁻¹)	12,8±7,4	58%	<i>E. Coli</i> (UFC.mL ⁻¹)	1,3x10 ⁴ ±1,2x10 ⁴	92%

Tabela 4-2: Valores de temperatura ambiente, intensidade luminosa, precipitação pluviométrica, tempo de luz e evaporação na LR

Parâmetros Climáticos	S _{CO2}		S		L _{CO2}		L	
	Média±DP	CV	Média±DP	CV	Média±DP	CV	Média±DP	CV
Temperatura amb. (°C)	23,3±3,5	15%	25,1±4,0	16%	22,0±4,5	21%	20,4±3,9	19%
Intensidade luminosa (μmol.m ⁻² .s ⁻¹)	389,3±356,7	92%	483,4±368,6	76%	1094,1±734,6	67%	1048,4±672,8	64%
Tempo de luz (hora:minuto)	13:09±00:20	3%	12:43±00:19	3%	12:03±00:16	2%	11:55±00:04	1%
Evaporação (L.m ⁻² .d ⁻¹)	0,3±0,5	211%	0,6±0,4	66%	0,8±0,3	34%	0,7±0,2	29%
PP acumulada (mm)	145,8		66,3		0,0		0,0	

4.3. Resultados e Discussão

4.3.1. Parâmetros abióticos

Para a temperatura do efluente, não houve diferença significativa entre as CE ($P>0,050$), o OD registrou entre a S e S_{CO2} e entre a S e L ($P<0,050$) e o valor de pH apresentou diferença significativa apenas entre S e S_{CO2} ($P<0,050$) (Figura 4-2).

A média da temperatura do efluente variou de 21,3 °C (CV=6%) na L a 24,2 °C (CV=6%) na S_{CO2} e, em alguns momentos, pode ter afetado o desenvolvimento de algumas destas espécies encontradas na LR. Os dados também evidenciam que a temperatura do efluente permaneceu dentro dos padrões de lançamento de efluente preconizados pela portaria nº 430/2011 (BRASIL, 2011).

Em geral, a temperatura ideal para o crescimento microalgal está entre 15° C e 30 °C (LÓPEZ-SÁNCHEZ et al., 2022). No entanto, isto pode variar dependendo da cepa de microalga. Algumas espécies identificadas que predominaram no tratamento da LR, como *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Desmodesmus* e cianobactérias coloniais, possuem melhor crescimento em diferentes faixas ótimas de temperatura.

A *Chlorella pyrenoidosa*, por exemplo, possui temperatura ótima em 27 °C (YANG; DING; ZHANG, 2008), mas continua se desenvolvendo a temperaturas em torno de 42 °C (SAKAI et al., 1995); a *Chlorella sorokiniana* possui crescimento ótimo situado em 37 °C (VERGARA et al., 2016); a espécie *Scenedesmus obliquus* apresenta melhores condições de cultivo em temperatura de 30 °C (GUEDES et al., 2011); e foi relatado uma temperatura ideal entre 23 °C a 27 °C para *Desmodesmus communis* (VANAGS, et al. 2015). Para cianobactérias, o crescimento é atingido por grande parte dos gêneros em temperaturas acima de 25 °C (CARMICHAEL, 2000), com temperatura ideal identificada como 30,6 ± 2,3°C (NALLEY, et al. 2018).

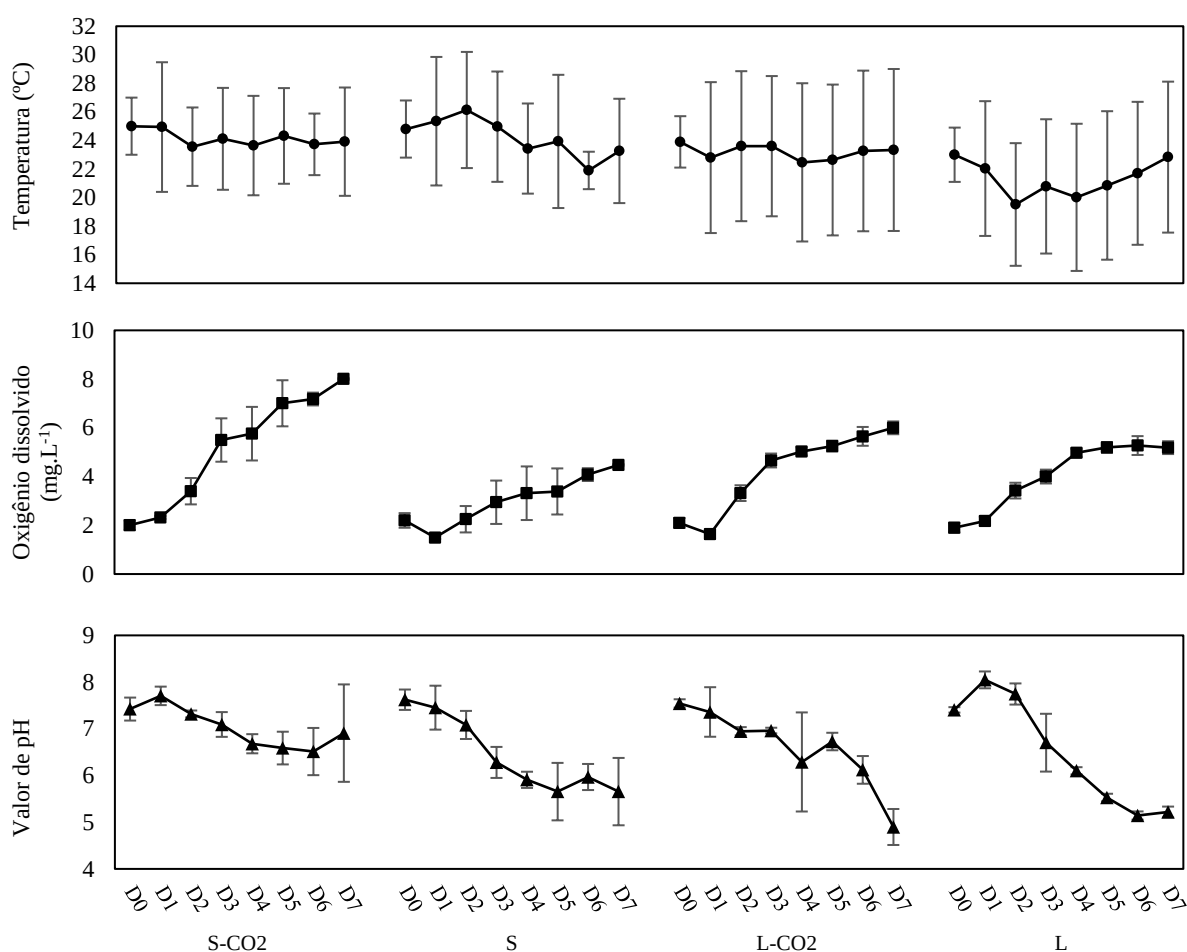


Figura 4-2: Valores de temperatura, valor de pH e oxigênio dissolvido no efluente (n=8.640 por dia para temperatura; n=6 por dia para OD e valor de pH)

Com relação ao OD, o aumento da concentração obteve correlação positiva com o aumento da IL ambiente para todas as CE (Apêndice 4-a ao Apêndice 4-e). A concentração de OD se elevou em todas as CE, em especial nas CE com enriquecimento de CO₂ (Figura 4-2), evidenciando uma maior atividade fotossintética em maior presença de CO₂ no meio.

Com relação ao valor de pH, geralmente as microalgas crescem em valores entre 5,0 e 9,0, mas isto também dependerá da cepa utilizada (SAKARIKA; KORNAROS, 2016). Como exemplo, a espécie *Chlorella vulgaris* se desenvolve melhor em valores de pH entre 6,5 e 7,0 (WANG et al., 2010); duas espécies de *Scenedesmus* apresentaram crescimento aumentado em valor de pH 7,0 (DIFUSA et al., 2015); a espécie *Desmodesmus* sp. obteve bons resultados quando incubada sob pH entre 7,0 a 9,0 (IKRAM, et al. 2021); e o crescimento ideal da maioria das cianobactérias é em altos valores de pH, entre 7,5 e 10,0 (FANG et al. 2018).

A atividade fotossintética observada em quase todo experimento não foi suficiente para promover o aumento nos valores de pH, apesar de a evidente absorção de C inorgânico no meio (dados que serão apresentados no tópico 4.3.2). Contudo, até o dia 3 ou 4 das bateladas o valor

evidenciado ainda se encontrava dentro da faixa de crescimento de algumas espécies encontradas, com exceção das cianobactérias.

O valor de pH registrou queda em todas as CE, principalmente na L e L_{CO2}. Mesmo a atividade fotossintética não conseguindo aumentar significativamente o valor de pH ($P>0,050$), o enriquecimento de CO₂ promoveu um leve controle desde apenas quando houve menor IL na S_{CO2} e até o dia 5 na L_{CO2}. A maior IL pode ter interferido no mecanismo de controle de pH em uma maior concentração de CO₂ a partir do dia 5 da L_{CO2}.

O maior valor médio de pH foi encontrado no dia 2 da L (8,0 e CV=0,2), enquanto o menor valor médio de pH foi registrado no dia 7 da L_{CO2} (4,9 e CV=0,4), sendo a única CE finalizada com um valor de pH abaixo da faixa exigida pela portaria nº 430/2011 para lançamento de esgoto em corpos d'água que é de 5 a 9 (BRASIL, 2011).

4.3.2. Remoção de carbono orgânico e inorgânico

Para verificar o consumo de diferentes fontes de C para o crescimento do CMB, foi avaliada a redução de Alc, AOV e DQO_d (Figura 4-3). Não houve diferença significativa entre as CE para nenhum parâmetro analisado ($P>0,050$). Ruas et al. (2020; 2022) analisaram 3 lagoas de alta taxa, com e sem sombreamento e adição de CO₂ e também verificaram que o sombreamento não afetou significativamente a remoção de carbono orgânico e inorgânico.

O C inorgânico, analisado por meio do parâmetro Alc, foi consumido de forma satisfatória em todo o estudo, tingindo um consumo de 99% nas CE sem sombreamento. A elevada remoção final de C inorgânico indica que o crescimento das microalgas é parcialmente baseado em C inorgânico dissolvido, além do CO₂ fornecido por suplementação (ROMERO VILLEGAS et al., 2017).

O menor uso da Alc pelas microalgas na S_{CO2} também afetou a assimilação de N-amoniacal (dados apresentados no item 4.3.3). Quando o meio estava enriquecido com CO₂ em ambiente com menor IL, a remoção de Alc foi mais lenta.

O uso do CO₂ como fonte de C inorgânico foi representado pela F_{CO2}. A F_{CO2} foi maior na Fase sombreada e as bateladas que receberam enriquecimento com CO₂ obtiveram uma menor F_{CO2} em comparação com as bateladas que não receberam a suplementação. A F_{CO2} máxima foi em TDH de 3 dias (S_{CO2}=217,7 mg.L⁻¹ e CV= 141%; S=412,5 mg.L⁻¹ e CV=49%) e decaiu no dia 7 das CE (S_{CO2}=0,0 mg.L⁻¹; S=115,1 mg.L⁻¹ e CV=145%) em função da morte celular e diminuição da PB.

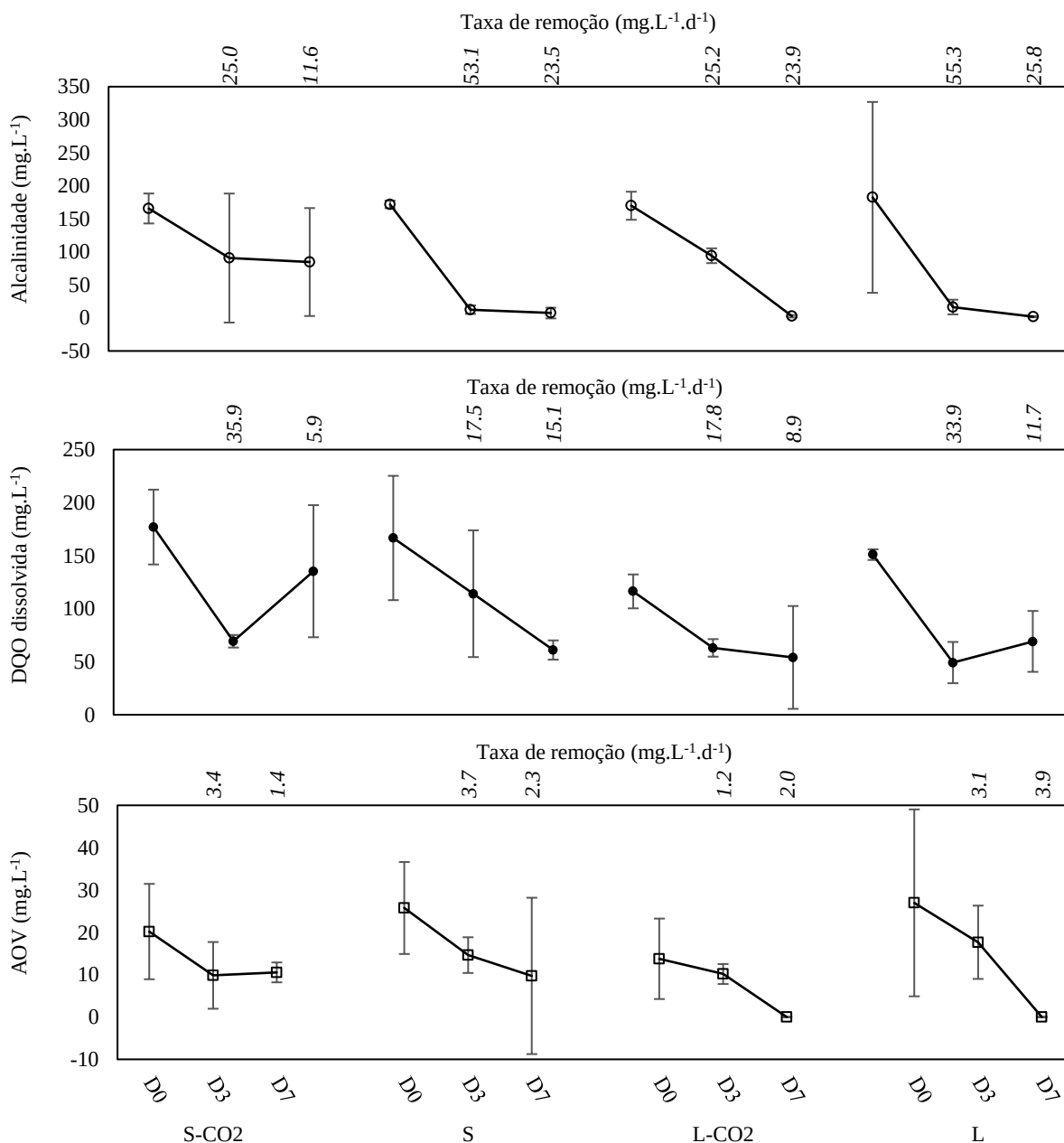


Figura 4-3: Valores médios de alcalinidade total, ácidos orgânicos voláteis e demanda química de oxigênio dissolvida no efluente (n=6 por dia)

Ruas et al. (2018) verificaram em sua pesquisa com lagoa de alta taxa em ambiente externo com dois estágios (sem e com injeção de CO₂, respectivamente) que o balanço de massa de C revelou que a assimilação na biomassa foi o principal mecanismo de remoção de C durante o estágio 1, enquanto o *stripping* de CO₂ foi o principal mecanismo durante o estágio 2. Estes resultados podem justificar a diferença da F_{CO2} entre as bateladas com e sem CO₂ na Fase sombreada da presente pesquisa.

O mesmo efeito não foi observado na Fase sem sombra, onde a CE que recebeu CO₂ registrou maior F_{CO2} em todos os intervalos das bateladas. Contudo, a F_{CO2} foi inferior ao da

Fase com sombra e obtiveram aumento nos valores no decorrer dos dias em todas as bateladas ($L_{CO_2} = 15,9 \text{ mg.L}^{-1}$ em 3 dias (CV=141%) e $38,8 \text{ mg.L}^{-1}$ em 7 dias (CV=141%); $L = 0,0 \text{ mg.L}^{-1}$ em 3 dias e $32,2 \text{ mg.L}^{-1}$ em 7 dias (CV=141%)). A F_{CO_2} menor na fase sem o sombreamento sugere que a iluminação excessiva pode inibir o crescimento microalgal (fotoinibição) e diminuir a F_{CO_2} no CMB.

Ressalta-se que a profundidade de cultivo é uma importante característica operacional que afeta a perda de CO_2 na LR (RAWAT et al., 2011), bem como a disponibilidade de luz no interior do reator; e consequentemente afeta o uso efetivo da luz pelas microalgas para maximizar a atividade fotossintética (SUTHERLAND et al., 2014). Nas bateladas onde houve a maior redução do volume da LR por evaporação, ocorreu menor F_{CO_2} .

Ho, Chen e Chang (2012) observaram que, sob alta IL ($540 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$), as taxas de crescimento e F_{CO_2} em *Scenedesmus obliquus* diminuíram acentuadamente. Ho et al. (2015) relataram que uma F_{CO_2} máxima de $2.886 \text{ mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ foi obtida em uma IL de $300 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, ou seja, ILs inferiores e valores de F_{CO_2} superiores aos da presente pesquisa. É possível supor que aumentando a porcentagem de sombreamento na LR os valores de F_{CO_2} também irão aumentar, tornando a LR uma opção promissora para uso em processos de mitigação de CO_2 baseados em microalgas.

Com relação aos parâmetros relacionados ao C orgânico, o AOV apresentou elevado consumo nas CE com maior IL (100%). O menor decaimento de AOV na S e SCO_2 pode estar relacionado com o período de chuva no período. É possível supor que para AOV, a elevada IL favoreceu a sua remoção.

A DQO_5 registrou aumento da concentração no meio na SCO_2 e L e a maior concentração de C orgânico na saída, em relação à entrada, pode ser explicada pela liberação de moléculas orgânicas da biomassa remanescente (ROMERO VILLEGAS et al., 2017). A maior remoção de DQO_d foi alcançada na S, com 63%.

4.3.3. Remoção de nitrogênio

A diferença de IL e enriquecimento de CO_2 não proporcionou diferença significativa no comportamento dos compostos nitrogenados ($P > 0,050$). A menor remoção ocorreu na S, corroborando com os dados de C orgânico e inorgânico (Figura 4-4). Possivelmente a maior PP nessa etapa do estudo colaborou para os menores resultados de remoção.

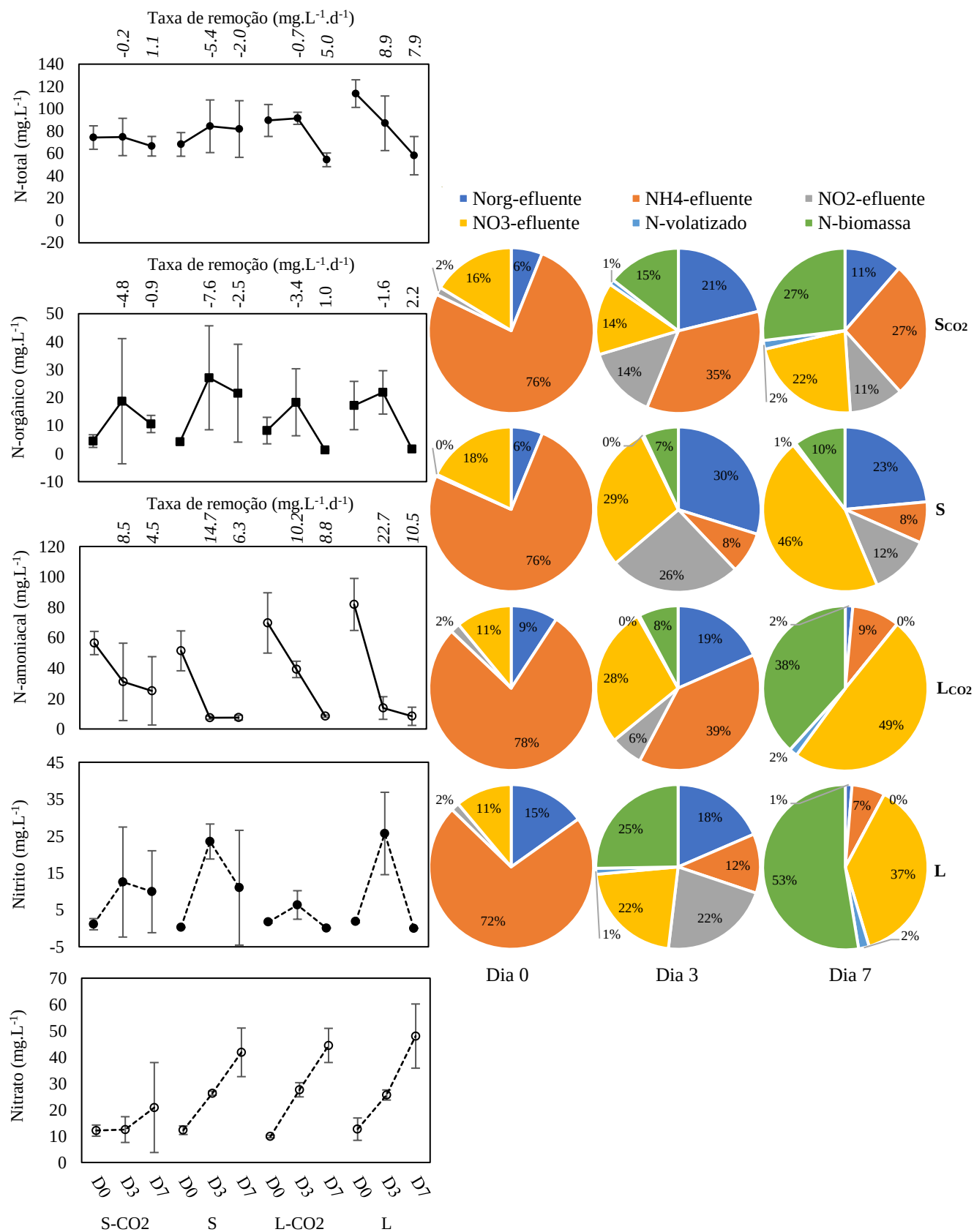


Figura 4-4: Valores de N-total, N-orgânico, N-amoniacoal, nitrito e nitrato no efluente (n=6 por dia) e teores (%) em cada TDH

A remoção de N-amoniaco ocorreu de forma relevante quando a IL ambiente aumentava durante as bateladas, bem como com o aumento do valor de pH (Apêndice 4-a ao Apêndice 4-e). A depuração de NH_4 foi lenta nas bateladas com enriquecimento de CO_2 provavelmente devido à dissolução e ionização do CO_2 no efluente.

No processo de nitrificação, todas as bateladas registraram nitrificação completa, com o NO_3 prevalecendo no fim do tratamento. As BOAs eram mais competitivas até o dia 3, com maiores valores de NO_2 e, após esse período, as BON se tornaram melhor adaptadas e realizavam o processo de nitratação. A S_{CO_2} aparentemente também prejudicou o comportamento dessas bactérias, visto que foi a CE com menor valor final de NO_3 (20 mg.L^{-1} e $\text{CV}=82\%$).

Em nenhum momento o NO_3 foi consumido pelas microalgas, mesmo quando a concentração de N-amoniaco caiu para 0,7 mg.L^{-1} ($\text{CV}=9\%$) na L_{CO_2} . Provavelmente o início da depleção de NO_3 iria ocorrer quando o N-amoniaco fosse esgotado no meio com a prolongação do TDH. Numerosos estudos relataram que o N-amoniaco é a forma preferida para microalgas porque seu processo de assimilação não requer a reação redox, significando uma menor necessidade de energia (CAI; PARK; LI, 2013) e a assimilação de NO_3 ocorre com a considerável redução de NH_4 (JEBALI et al., 2018b).

Os baixos valores de pH e temperatura observados no experimento com a LR não promoveram a geração de AL que, segundo Qiu et al. (2017), é tóxica para as microalgas. A maior concentração de AL observada foi na S_{CO_2} , com 0,8 mg.L^{-1} ($\text{CV}=67\%$). A baixa concentração de AL indica também que pouco N foi volatilizado (média de 5% para todo o experimento) e que quase todo N foi assimilado pelas microalgas ou oxidado na nitrificação.

4.3.4. Remoção de fósforo

A liberação de P pela biomassa microalgal observada em vários momentos do estudo prejudicou a análise de remoção do P-total e fosfato (Figura 4-5). Não houve diferença significativa entre as CE ($P>0,050$).

As maiores remoções de P-total até o dia 7 ocorreram na Fase sem sombra ($\text{L}_{\text{CO}_2}=21\%$ e $\text{L}=21\%$), enquanto o fosfato foi melhor removido na Fase com sombra ($\text{S}_{\text{CO}_2}=22\%$ e $\text{S}=15\%$). A maior incorporação de fosfato na biomassa ocorreu na S com 23%.

O valor de pH não se elevou suficientemente para gerar um processo de remoção de P por precipitação de complexos químicos insolúveis como sais de Ca e Mg (IASIMONE et al.,

2018). Portanto, a baixa remoção de P foi alcançada apenas por fosforilação, com a incorporação dos compostos fosfatados pelas microalgas através do transporte ativo.

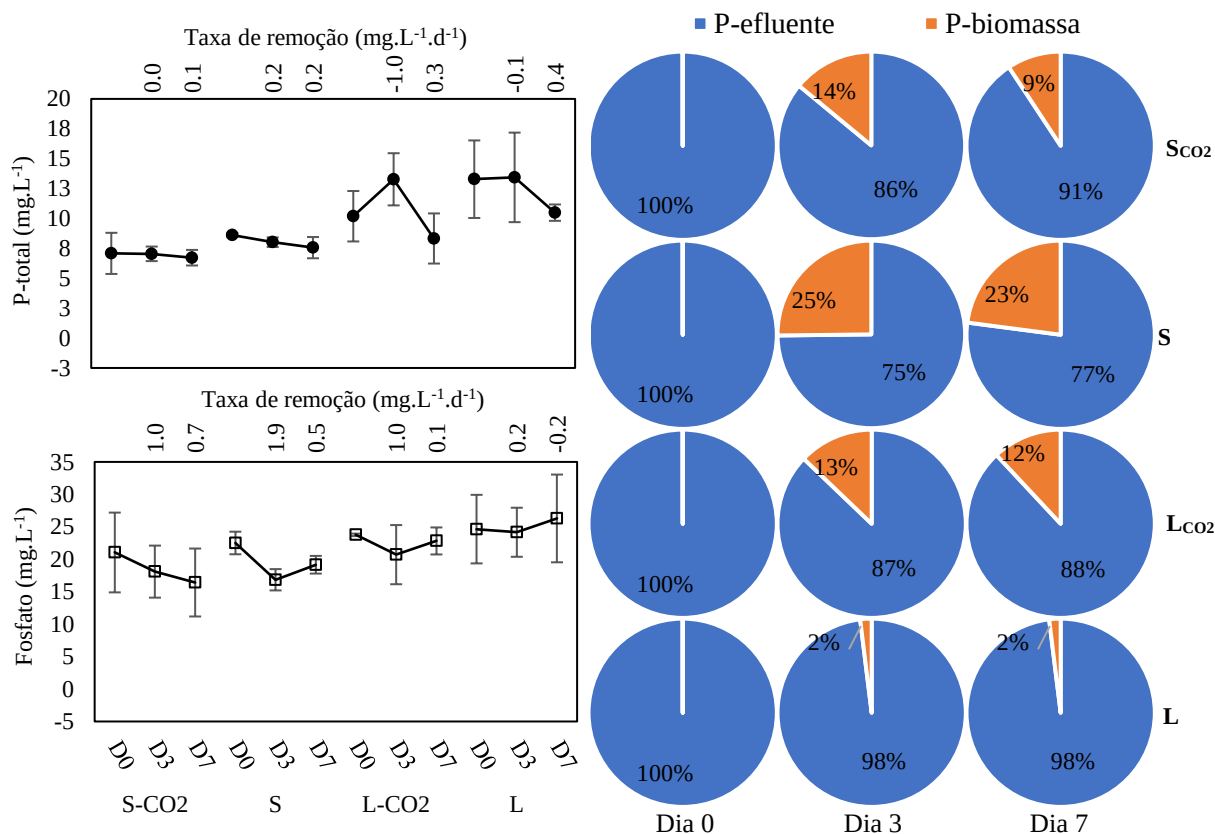


Figura 4-5: Valores de P-total e fosfato no efluente (n=6 por dia) e teores (%) em cada TDH

Além disso, visto que o P pode ser armazenado como polifosfatos (POWELL et al., 2009), o consumo de P pelas microalgas dependerá não apenas das condições operacionais e climáticas, mas também de suas reservas intracelulares de P (SHOENER et al., 2019).

Em sistemas de CMB, Huang et al. (2015) estudaram o efeito do crescimento de algas na granulação aeróbica e remoção de nutrientes. Eles observaram inibição de organismos acumuladores de polifosfato (OAP) devido ao acúmulo de ácido nitroso, obtendo uma ER de P não superior a 44%. Ademais, a atividade de AOPs pode ser limitada devido às altas concentrações de NO₃ normalmente encontradas nestes CMB (BEELI et al., 2017) e que também foi verificado na LR.

4.3.5. Relação entre nutrientes

Com relação às razões N:P, Fernandes et al. (2017) estudaram o cultivo de microalgas em água negra digerida anaerobiamente em FBR-FP e IL média de 945 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e

verificaram que relações N:P entre 9 e 15 foram consideradas as mais adequadas para o crescimento de microalgas, como a *Chlorella*. Arbib et al. (2013) estudou o cultivo de *Scenedesmus obliquus* em FBR em batelada tratando esgoto sanitário e identificou relação ótima de N:P entre 9 e 13 para obtenção de remoção total de N e P e alcance de uma PB ideal. Por fim, no trabalho de Pick e Lean (1987) foi possível levantar 12 espécies de cianobactérias e a relação N:P ótima variou de 4 a 21.

Segundo Arcila, Céspedes e Buitrón (2021), quando a relação N:P é menor que o máximo ideal para PB, a remoção de P diminui devido à limitação de N. Assim, em sistemas baseados no CMB em que os nutrientes são compartilhados, uma vez que muitos mecanismos de remoção de N podem ocorrer (por exemplo, nitrificação ou volatilização de amônia), é de extrema importância garantir a disponibilidade de NH_4 para remoção eficiente de PO_4 (CHOI; LEE, 2015). Como a remoção de NH_4 na LR do presente trabalho foi significativa já nos primeiros dias das bateladas, a remoção de PT foi prejudicada.

Na presente pesquisa, todas as CE iniciaram com uma relação N:P na faixa sugerida na literatura, mas os resultados da LR mostram que, em geral, a remoção de N e P no tratamento são independentes das razões iniciais de N:P do esgoto.

Para a tecnologia de tratamento de efluente com microalgas, a relação C:N apropriada foi encontrada na faixa de 7 a 39 (SAMORÌ et al., 2013). A relação C:N encontrada no estudo foi inferior, com uma média inicial entre as CE de 1,8 e final de 1,3, resultando em escassez de C no meio. Ademais, a rápida absorção de Alc como fonte de C inorgânico pode ter ampliado a escassez do nutriente e a inserção de CO_2 não colaborou para alterar significativamente a relação C:N no tratamento ($P > 0,050$).

Em condições de baixa concentração de C inorgânico, ocorre uma forte competição pelo nutriente entre as microalgas e os nitrificantes e, na presente pesquisa, a contribuição de BOAs e BONs no tratamento foi elevada e podem ter se sobressaído em detrimento das microalgas. Segundo Casagli et al. (2021), esta análise mostra que o C inorgânico e a Alc devem ser considerados como parâmetros-chave a serem controlados, especialmente em sistemas algas-bactérias. O resultado dessa competição, que também depende de outros fatores ambientais (luz e temperatura) e químicos (OD, valor de pH e Alc), contribui para definir a distribuição da biomassa e a dinâmica do sistema (SÁNCHEZ-ZURANO et al, 2021).

Estudos anteriores relataram que, além da luz, a quantidade de C no esgoto sanitário é um dos principais fatores limitantes da taxa de crescimento de microalgas (ARIAS et al., 2017). A baixa disponibilidade de C, em particular C inorgânico, pode limitar o crescimento de microalgas e diretamente a quantidade de N e P assimilado pelas microalgas.

Em uma pesquisa realizada por Meng et al. (2019) com diferentes relações C:N para bioconversão de bactérias fotossintéticas, foi observado que a melhor relação C:N foi diferente para diferentes propósitos: para remoção de DQO, a melhor relação C:N foi 2; para remoção de NH_4 , a melhor relação C:N foi 400; e para acúmulo de biomassa microalgal, a melhor relação C:N foi 100-50. As relações encontradas no presente estudo foram adequadas para a remoção de DQO_d apenas e, apesar da elevada remoção de N-amoniaco, boa parte dessa depleção ocorreu pela nitrificação das BOAs e BONs.

4.3.6. Crescimento microalgal

A DC foi influenciada mais pela IL em comparação com a presença e ausência de enriquecimento do meio com CO_2 . A diferença significativa foi observada entre as CE sombreadas e não sombreadas ($P < 0,050$). A Fase sombreada registrou os maiores valores de DC, indicando que as microalgas se desenvolveram melhor quando expostas a uma menor IL (Figura 4-6). Houve correlação positiva entre IL e aumento da DC em todas as condições (Apêndice 4-a ao Apêndice 4-e).

Além disso, nas CE com bloqueio de IL, a DC decaiu até o dia 3 e aumentou até o dia 7. Provavelmente isto pode ter ocorrido em função da PP registrada no período estudado, bem como uma melhor adaptação das BOAs e BONs no efluente até o dia 3 e, após este dia, as microalgas se tornaram mais competitivas. Esses resultados refletiram na μ , t_d e k .

A μ na Fase com sombra foi nula em vários momentos do período experimental, mas os valores das CE sem adição de CO_2 foram superiores. Além disso, em TDH de 3 dias nas CE com maior IL foi encontrado os maiores valores. Os melhores resultados foram verificados na L, em que para as microalgas crescerem em TDH de 3 dias com um k de $0,32 \text{ divisão} \cdot \text{d}^{-1}$, teria um t_d de $4,75 \text{ d}^{-1}$ e uma μ de $0,22 \text{ d}^{-1}$. Já para TDH de 7 dias, para o CMB crescer com um k de $0,19 \text{ divisão} \cdot \text{d}^{-1}$, teria um t_d de $5,78 \text{ d}^{-1}$ e uma μ de $0,13 \text{ d}^{-1}$.

A *clor-a* não apresentou diferença significativa entre as CE ($P > 0,050$). A *clor-a* atingiu sua maior produção na S_{CO_2} (77%) e L (73%), indicando que uma sinergia entre IL e presença de CO_2 influencia no aumento dos pigmentos.

Contudo, a PB foi positiva apenas nas CE sombreadas, principalmente até o TDH de 3 dias na S. Possivelmente a adição de 5% de CO_2 foi ineficiente e tal fato corrobora com informações encontradas na literatura onde, sob baixo CO_2 , alta IL afeta negativamente o desempenho fotossintético de microalgas, enquanto a tolerância a essa intensidade ocorre em alta concentração de CO_2 (RAEESOSSADATI et al., 2015).

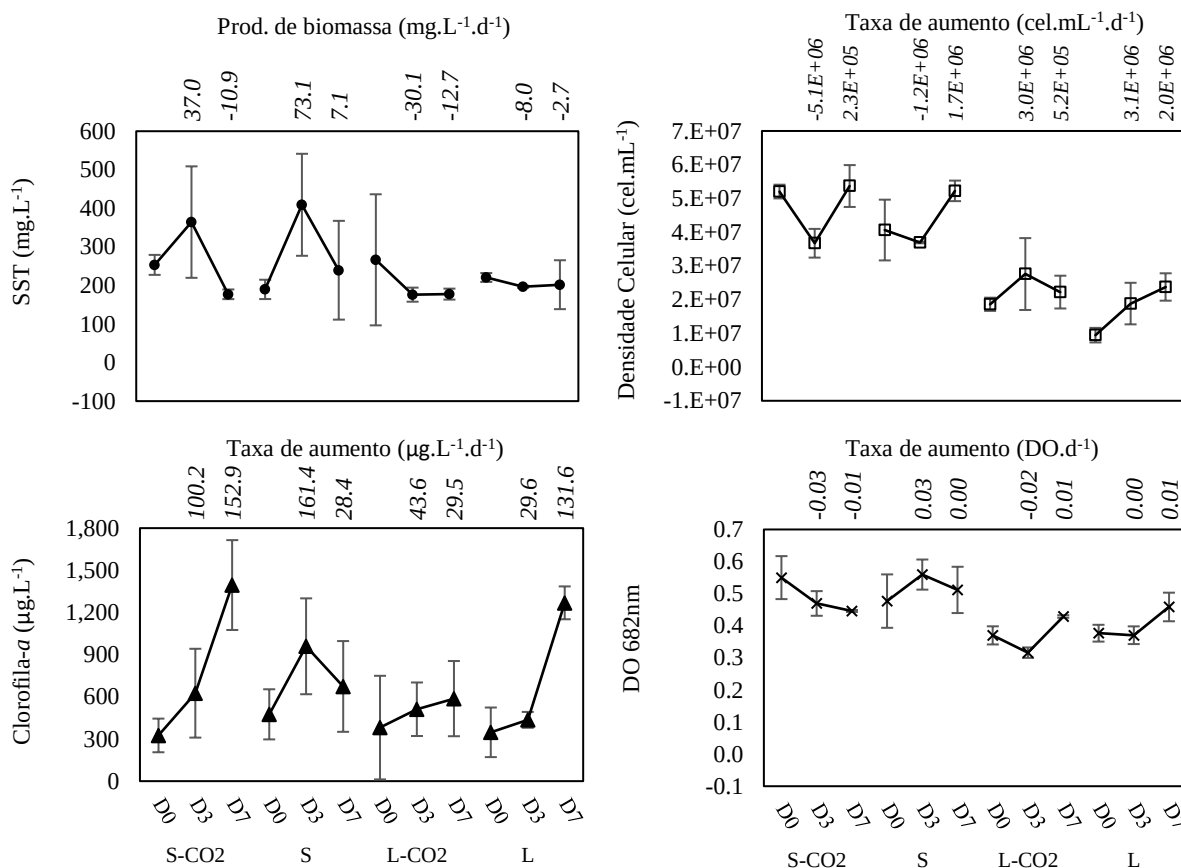


Figura 4-6: Valores de SST, PB, DC, clor-*a* e DO₆₈₂ no tratamento da LR (n=6 por dia)

As células de microalgas geralmente absorvem todos os fótons incidentes que caem sobre elas de todo o espectro visível, devido à alta eficiência de coleta de luz da clorofila (CARVALHO et al., 2011). Entretanto, Nwoba et al. (2019) relata que nem todos os fótons absorvidos são utilizados para a fotossíntese, ou seja, quanto mais amplo o espectro de luz, menor é a eficiência de utilização desta luz e, conseqüentemente, há a diminuição do rendimento máximo de crescimento, como observado pelo parâmetro SST e PB do presente estudo. Melhorar a eficiência de utilização da luz pode aumentar a eficiência das reações que levam à fixação de C para geração de biomassa.

Nayak et al. (2016) estudaram *Scenedesmus* sp. em esgoto sanitário com suplementação de CO₂ entre 0,03 a 10% de concentração e observaram maior crescimento com aeração a 2,5%. Na presente pesquisa, possivelmente houve perda de CO₂ no sistema aberto ou a concentração de CO₂ adotada na suplementação não foi suficiente para aumentar a tolerância das microalgas à elevada IL e mais testes com diferentes concentrações deveriam ser realizados.

Os resultados da presente pesquisa diferem de Ruas et al. (2022) que, ao analisarem 3 lagoas de alta taxa em ambiente externo, com 50% de sombreamento e apenas a primeira com adição de CO₂ (30% v.v), verificaram maior PB na lagoa que recebeu CO₂ ($3,9 \pm 1,0 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$).

Além disso, a ausência de PB na Fase com maior IL também não corroboram com a pesquisa de Ruas et al. (2020) que, ao analisarem as mesmas lagoas de alta taxa em ambiente externo citadas anteriormente, mas sem sombreamento, verificaram a maior PB registrada na lagoa 1 ($3,2 \pm 0,2 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), onde CO_2 foi adicionado.

Durante a fotossíntese, a clorofila retém a energia da IL e produz ATP e fosfato de dinucleótido de nicotinamida e adenina (NADPH) para responder às reações metabólicas. A energia é usada para fixar CO_2 para a biossíntese de compostos orgânicos à base de C (CARRILLO et al., 2016). No entanto não houve correlação da concentração de clor-*a* e F_{CO_2} do presente estudo.

Quando o sistema foi limitado em N-amoniaco no fim das bateladas, o aumento na biomassa de microalgas pode ter sido devido ao maior tamanho das células e não ao maior número de células (GONZÁLEZ-CAMEJO et al., 2019). Para microalgas de água doce, N e P potencialmente colimitam a produção em uma ampla faixa de razões N:P de 10 a 30, enquanto razões acima de 30 sugerem limitação de P e abaixo de 10 sugerem limitação de N (DODDS, 2003). O efeito da depuração significativa apenas do NH_4 foi refletido na relação N:P que permaneceu abaixo de 10 em toda Fase sem sombreamento e pode ter prejudicado a PB.

A limitação de NH_4 após a sua quase completa depuração pode ter colaborado para ausência de remoção significativa de PT e, para Iasimone et al. (2018), a limitação de nutrientes é ainda mais importante no caso de menor IL devido aos fatores combinados de luz e disponibilidade de nutrientes.

A análise de SST podem incluir outros materiais particulados, como precipitados de sal, biomassa microbiana, sólidos suspensos residuais no efluente e detritos celulares (MANTOVANI et al., 2020). Estes fatores podem ter prejudicado o processo de amostragem, contribuindo para ausência de um padrão na PB. É importante destacar que a PB pode ter sido maior, pois a membrana filtrante utilizada na análise de SST possuía porosidade de $1,2 \mu\text{m}$ e uma parcela de material sólido, microalgas e bactérias pode não ter sido retida na membrana e, consequentemente, não foi contabilizada no valor final de PB.

A diminuição da PB também pode estar relacionada com a presença de cianobactérias, protozoários e rotíferos na LR. Esses microrganismos são favorecidos em TDH mais longos, quando maiores quantidades de C orgânico são liberadas pelo decaimento de microalgas (LUO et al., 2018).

No decorrer do estudo, foram identificados os gêneros de microalgas elipsóides (*Scenedesmus* e *Desmodesmus*) e cocóides (*Chlorella*), cianobactérias coloniais (*Aphanotece*

sp. *Aphanocapsa* spp.) e filamentosas (*Oscillatoria* sp.) e presença de rotíferos e ciliados em todo período de cultivo.

Os resultados da identificação corroboram com outras pesquisas realizadas no Brasil:

- Assemany et al. (2015) identificaram maior número de indivíduos do gênero *Desmodesmus* sp. no verão e outono, e do gênero *Chlorella* sp. no inverno e primavera em LR operadas na região Sudeste;
- Barthel, Oliveira e Costa (2008) afirmaram que *Chlorella* sp. foi a espécie dominante durante todo o período de amostragem (fevereiro-outubro) em suas LR tratando dejetos suínos, localizados no Sul;
- Ruas et al. (2022) pesquisaram 3 lagoas de alta taxa em escala piloto e ambiente externo operadas na região Centro-Oeste, com TDH de 5 dias e com sombreamento de 50% em todas as lagoas e adição de CO₂ apenas na primeira lagoa, e verificaram diferentes variações na população de *Chlorella* sp., *Scenedesmus acutus* e *Scenedesmus obliquus*, com menor e maior abundância de *Scenedesmus obliquus* e *Scenedesmus acutus*, respectivamente, na lagoa que recebeu injeção de CO₂;
- Ruas et al. (2020), também com as mesmas lagoas, mas sem sombreamento e com TDH de 5 dias nas duas primeiras e 7 dias na última lagoa. Os autores inocularam as lagoas com um consórcio formado principalmente por *Chlorella* sp. e aos poucos, *Scenedesmus* sp., substituiu a biomassa original, obtendo 100% de dominância na lagoa 1, 99% na lagoa 2 e 90% na lagoa 3.
- Ruas et al. (2018) trabalharam com uma lagoa de alta taxa em ambiente externo operada na região Centro-Oeste, dividida em dois estágios (sem e com enriquecimento de CO₂ (v.v 30%), respectivamente). No estágio 1 (mês: Janeiro), cerca de 91% de *C. vulgaris* e 6% de *Microspora* sp. foram registrados, mas o número de células mudou drasticamente para 46 e 52% de *C. vulgaris* e *Microspora* sp., respectivamente, no estágio 2 (mês: fevereiro).

Deve-se notar que esta proliferação não é conveniente, pois esses organismos podem afetar negativamente o crescimento de microalgas. Foi relatado na literatura que a bactéria *Bacillus fusiformis*, por exemplo, é letal para microalgas dos gêneros *Chlorella* e *Scenedesmus* (MU et al., 2007), enquanto o rotífero *Brachionus plicatilis* consegue devorar até 3.000 células microalgas.h⁻¹ (MONTAGNES et al., 2001). Com relação às cianobactérias, Rajneesh et al.

(2017) descobriram que esses microrganismos podem inibir o crescimento de microalgas excretando substâncias extracelulares tóxicas.

4.3.7. Balanço de massa

A relação entre a redução dos nutrientes no efluente e a geração de biomassa no tratamento evidenciou que para o C, N e P, a maior absorção na biomassa ocorreu na S (TDH de 7 dias), L_{CO2} (TDH de 3 dias) e L (TDH de 7 dias), respectivamente (Figura).

A ausência de aumento de SST prejudicou o balanço de massa, deixando a maioria das relações entre remoção de nutrientes/produção de biomassas com valores nulos. Esses resultados ineficientes corroboram com os valores da relação DO_{682:540} e relação *clor-a*:SSV que sempre permaneceram abaixo dos valores adequados para crescimento microalgal saudável e com organismos heterotróficos melhor adaptados em comparação com os autotróficos.

Kliphuis et al. (2010) estudou a EF de *Chlorella sorokiniana* em um FBR em escala laboratorial de caminho de luz curto e elevada IL ($1.500 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) e verificou que, para células saudáveis, a relação DO_{682:540} deve ser maior que 1,0. Já Veloso et al. (1991) cita que a razão entre a *clor-a* e SSV pode servir como um indicador simples do estado da cultura microalgal e valores $\geq 1\%$ indicam uma cultura microalgal rica. Valores $< 1\%$ indicam haver contribuição dos organismos heterotróficos ao invés dos autotróficos na cultura.

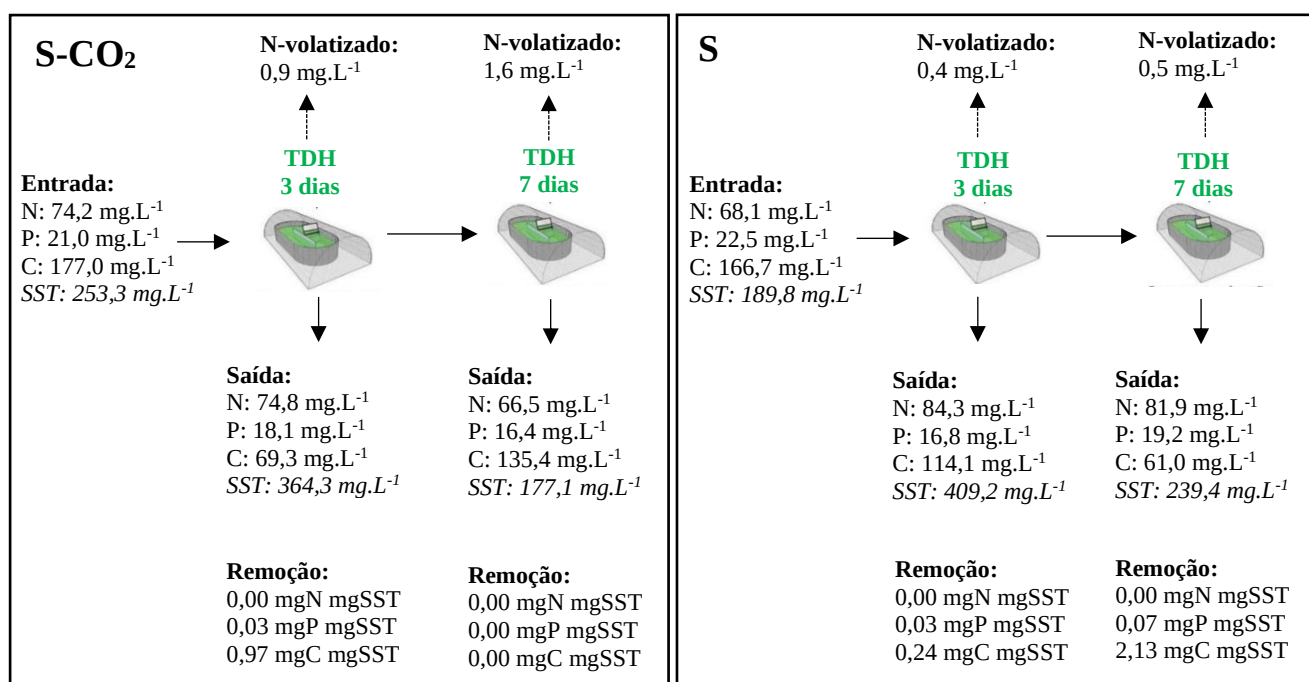
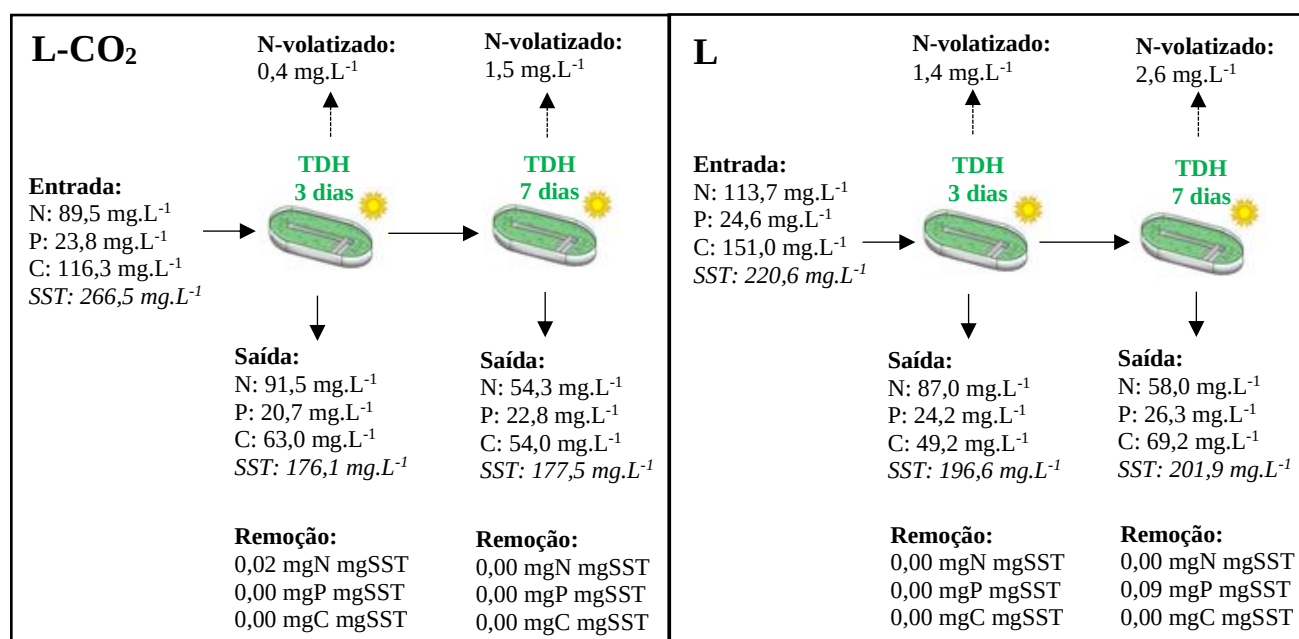


Figura 4-7: Balanço de massa médio para nutrientes e relação entre remoção e produção de biomassa



Obs: DQO utilizada como parâmetro de C; Fósforo utilizado como parâmetro de P; N-total utilizado como parâmetro de N.

Figura 4-7: Balanço de massa médio para nutrientes e relação entre remoção e produção de biomassa (continuação)

4.3.8. Remoção de coliformes totais e *E. coli*

A qualidade do efluente gerado na LR indica que a aplicabilidade do CMB nativo no reator aberto com adição de CO₂ pode alcançar um alto nível de remoção de patógenos durante o tratamento de esgoto sanitário sem qualquer processo adicional, como cloração (Tabela 4-3). Não houve diferença significativa entre as CE para remoção de CT e *E. coli* ($P > 0,050$).

Com exceção da S, todas as demais CE atingiram remoção significativa para *E. coli* ($P < 0,050$), com eficiência acima de 98% e 1,7 log. O baixo desempenho na S (61% e 0,4 log) pode indicar que em condições com mais IL, uma maior concentração de CO₂ é indicada.

Em comparação, a remoção de CT oscilou mais conforme as alterações nas condições do cultivo em comparação com a remoção de *E. coli*. Para os CT, o elevado desempenho foi observado apenas na S_{CO2} (95% e 1,3 log) e L (91% e 1,0 log).

As diferentes etapas desse mecanismo de inativação das bactérias causado pela adição do CO₂ no efluente podem ser resumidas da seguinte forma (GARCIA-GONZALEZ, et al. 2007): (1) solubilização do CO₂ pressurizado na fase líquida externa, (2) modificação da membrana celular, (3) diminuição do valor de pH intracelular (pHi), (4) inativação de enzimas chave/inibição do metabolismo celular devido à redução do pHi, (5) efeito direto (inibitório) de CO₂ molecular e HCO₃⁻ no metabolismo, (6) distúrbio do equilíbrio eletrolítico intracelular, e (7) remoção de constituintes vitais das células e membranas celulares.

Tabela 4-3: Valores de coliformes totais e *E. coli* no efluente (n=6 por dia) e comparação entre normas sobre reúso agrícola

Condições experimentais		<i>E. coli</i> (UFC.mL ⁻¹)				CT (UFC.mL ⁻¹)			
		Média±DP	CV (%)	ER (%)	log	Média±DP	CV (%)	ER (%)	log
S _{CO2}	D0	1,1x10 ⁴ ±3,3x10 ³	30%	100%	2,5	3,2x10 ⁴ ±2,7x10 ³	9%	95%	1,3
	D7	3,8x10 ¹ ±4,0x10 ¹	104%			1,5x10 ³ ±5,7x10 ²	37%		
S	D0	7,9x10 ³ ±4,4x10 ³	56%	61%	0,4	2,4x10 ⁴ ±2,0x10 ⁴	85%	64%	0,4
	D7	3,1x10 ³ ±4,2x10 ³	136%			8,5x10 ³ ±1,2x10 ⁴	136%		
L _{CO2}	D0	5,5x10 ³ ±5,3x10 ³	95%	99%	2,0	1,3x10 ⁴ ±7,9x10 ³	62%	56%	0,4
	D7	5,0x10 ¹ ±7,1x10 ¹	141%			5,6x10 ³ ±8,0x10 ³	141%		
L	D0	6,1x10 ³ ±3,5x10 ³	58%	98%	1,7	3,4x10 ⁴ ±4,3x10 ³	13%	91%	1,0
	D7	1,2x10 ² ±3,5x10 ¹	28%			3,2x10 ³ ±2,6x10 ³	82%		
Normas/ Legislação		Uso Irrestrito							
OMS		NA				10 ⁰ a 10 ⁵ NMP.100 mL ⁻¹ (5)			
USEPA		ND.100 mL ⁻¹ (1)				NA			
PROSAB		< 10 ³ NMP.100 mL ⁻¹ (2)				NA			
NBR 13.969		≤ 5x10 ³ NMP.100 mL ⁻¹ (3)				NA			
CETESB		< 200 NMP.100 mL ⁻¹ (4)				NA			
SES/SIMA		ND.100 mL ⁻¹ (1)				ND.100 mL ⁻¹ (1)			
Uso Restrito									
OMS		NA				< 10 ⁴ a < 10 ⁶ NMP.100 mL ⁻¹ (9)			
USEPA		< 200 NMP.100 mL ⁻¹ (6)				NA			
PROSAB		< 10 ⁴ NMP.100 mL ⁻¹ (7)				NA			
CETESB		< 10 ³ a <10 ⁵ NMP.100 mL ⁻¹ (8)				NA			
SES/SIMA		≤ 200 UFC.100 mL ⁻¹ (1)				≤ 120 UFC.100 mL ⁻¹ (1)			

UFC: Unidade formadora de colônia; ND: Não detectado; NMP: Número mais provável; NA: Não aplicável; CV: Coeficiente de variação; ER: Eficiência de remoção; ¹Reúso para culturas não alimentícias, sendo obtido após tratamento secundário, filtração e desinfecção; ²Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura, inclusive culturas alimentícias consumidas cruas; ³Reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual; ⁴Aplicação em campos esportivos, parques públicos, com exposição de trabalhadores e público; ⁵Utiliza efluente com alto grau de potabilidade para irrigação de toda e qualquer plantação, inclusive as consumidas cruas (varia conforme técnica de irrigação e tipo de cultura irrigada); ⁶Reúso para culturas não alimentícias, sendo obtido por tratamento secundário e desinfecção; ⁷Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura não ingerida crua, inclui culturas alimentícias e não alimentícias, forrageiras, pastagens e árvores.; ⁸Reúso em cereais, cultura a ser industrializada, silvicultura, árvores frutíferas, forrageira para feno e silagem (varia conforme técnica de irrigação e grupos expostos); ⁹Utiliza efluentes com menor grau de potabilidade para irrigação de cultivos não ingeridos de forma crua (varia conforme técnica de irrigação e grupos expostos).

Fonte: OMS (2006); USEPA (2012); PROSAB (2006); NBR 13.969 (ABNT, 1997); CETESB (2006); SES/SIMA (SÃO PAULO, 2020).

A influência do fornecimento de CO₂ de uma mistura de gases sintéticos (30% v:v) na remoção de CT e *E. coli* durante o tratamento secundário de esgoto sanitário por uma simbiose microalgal-bactéria em uma LR de 180 L operada na região Centro-Oeste do Brasil foi investigada por Ruas et al. (2018). Os autores evidenciaram que a oferta de CO₂ na LR influenciou positivamente na remoção de CT, com a ER aumentando de 88,7% (1,1 log) para 99,4% (2,8 log) sem e com oferta de CO₂, respectivamente. Por outro lado, o efeito do fornecimento de CO₂ na remoção de *E. coli* (98,6% e 2,2 log) foi insignificante.

Outras pesquisas, como de Heubeck et al. (2007) e Posadas et al. (2015), registraram uma ER de *E. coli* semelhante ao do presente estudo, de aproximadamente 2,0 e 1,0 log, ambos

em LR com suprimento de CO₂, tratando esgoto sanitário bruto e digerido anaerobiamente, respectivamente. Por outro lado, a eficiência em log ficou abaixo dos estudos realizados por Ruas et al. (2020), que avaliaram a remoção de *E. coli* em 3 LR com adição de CO₂. Os autores verificaram que, para o TDH de 5 e 7 dias, as ERs foi de 2,5 e 3,7 log, respectivamente. Além disso, os autores chegaram à conclusão de que a adição de CO₂ e a alteração do TDH não tiveram influência nos resultados, diferentemente do tratamento realizado na LR do presente estudo.

Para comparar a qualidade do efluente tratado em cada batelada com as normas/documentos sobre reúso agrícola de esgoto, os valores de CT e *E. coli* foram distribuídos para um volume de 100 mL. Além disso, quando as normas mencionavam coliformes fecais ou termotolerantes, os mesmos foram categorizados como CT (Tabela 4-3). O termo coliformes fecais entrou em desuso, pois foi comprovado que estas bactérias (trata de uma classificação não específica que abrange os gêneros principais *Escherichia*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Serratia*, *Citrobacter* e *Proteus*) não são encontradas exclusivamente em fezes (GUENTZEL, 1996).

Os resultados visando o reúso do efluente mostram que, dependendo do uso, da técnica de irrigação, da cultura que será produzida e da norma utilizada, é possível utilizar o efluente da LR para fins agrícolas. Contudo, as comparações com as normas indicaram maior número de limitações para esse fim. Vale destacar que uma etapa de separação da biomassa deve ser aplicada e outros parâmetros físico-químicos devem ser considerados para garantir a aplicabilidade do efluente para irrigação e não trazer toxicidade para as plantas.

4.3.9. Recuperação de nutrientes na biomassa

Para avaliar a possibilidade de utilização da biomassa obtida como fertilizante, a caracterização química da biomassa microalgal foi realizada e comparada com quatro pesquisas (Figura 4-8). É importante destacar que não foi realizada as análises dos macronutrientes primários em uma batelada da LCO₂ devido a problemas operacionais do liofilizador, não sendo possível secar uma quantidade suficiente de amostra para caracterização química.

Como a análise da biomassa foi realizada no fim das bateladas, não foi possível verificar se a liberação dos compostos carbonatos, fosfatados e nitrogenados prejudicou a incorporação na biomassa e se em TDH de 3 dias a concentração dos nutrientes foram maiores.

Não houve diferença significativa entre as CE ($P>0,050$). Para o C, N e P, a concentração encontrada na biomassa seguiu a tendência da eficiência de depuração do

efluente. Além disso, ao comparar os resultados da biomassa com outras pesquisas, é possível verificar semelhança nas concentrações (com exceção do C).

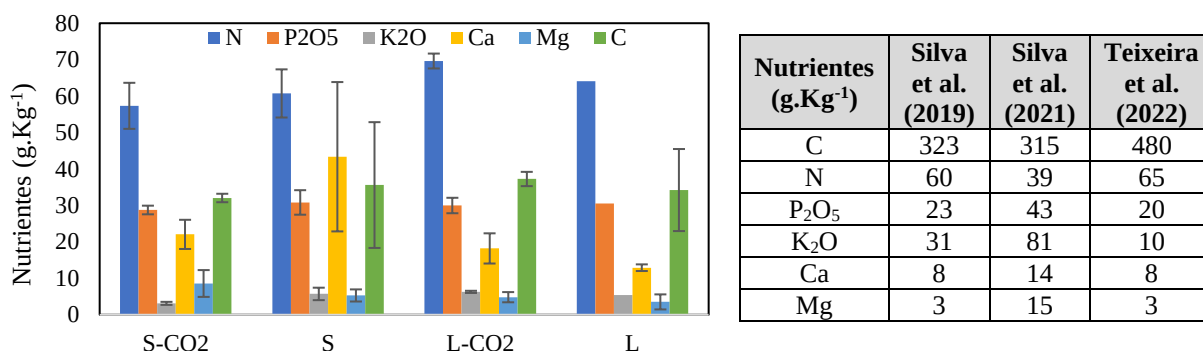


Figura 4-8: Concentração de macronutrientes na biomassa (n=2 por dia) e comparação com a literatura

Foram utilizados dados de Silva et al. (2019), que usou *Chlorella sorokiniana* e *Chlorococcum* sp. tratando água negra digerida anaerobiamente em um FBR tubular, em uma estufa de vidro com temperatura controlada (25 °C) e sob condições de luz natural (67 a 270 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$); de Teixeira et al. (2022) que avaliou um CMB tratando esgoto sanitário anaeróbio em FBR-FP e LR em escala piloto ao ar livre no Brasil; e de Silva et al. (2021) que trabalhou com *Chlorella sorokiniana* cultivada em água negra digerida anaerobiamente em FBR-FP em escala piloto, sob condições de IL de 196 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$.

O P, por exemplo, mesmo registrando baixa remoção no esgoto sanitário, atingiu concentrações semelhantes a de outras pesquisas (SILVA et al., 2021; SILVA et al., 2019). A quantidade elevada de P na biomassa encontrada por Teixeira et al. (2022) ocorreu devido à capacidade do coagulante utilizado de precipitar P em solução.

Para os macronutrientes primários, houve maior recuperação na biomassa na Fase com sombra, enquanto os macronutrientes secundários foram absorvidos em maior quantidade na Fase sem sombra.

Com relação aos micronutrientes, todas as CE sombreadas obtiveram maior concentração dos parâmetros, principalmente quando houve enriquecimento com CO₂ (S_{CO2}) (Tabela 4-4). Em comparação com alguns trabalhos, a biomassa da presente pesquisa registrou concentração elevada de Cu, Fe e Zn.

É importante destacar que pode ter ocorrido um aumento da concentração de oligoelementos no efluente e, conseqüentemente, na biomassa gerada em função da PP registrada na S_{CO2} e S, como também observado por Xie et al. (2018). Os autores verificaram

que a água da chuva suplementou oligoelementos (Fe, Mn e Zn) no efluente, acelerando o crescimento de microalgas.

Tabela 4-4: Concentração de micronutrientes na biomassa (n=2 por dia) e comparação com a literatura

	SCo ₂	S	LCo ₂	L	P<0,050	Silva et al. (2019)	Silva et al. (2021)	Teixeira et al. (2022)	Marazzi et al. (2019)
Al*	6,4±5,1 CV=79%	3,9±1,6 CV=40%	2,3±2,9 CV=128%	2,7±3,3 CV=47%	-	-	-	-	-
As**	26,0±36,8 CV=141%	ND	10,5±11,7 CV=111%	19,8±0,7 CV=4%	-	-	-	-	-
Ba**	84,1±2,3 CV=3%	42,7±24,3 CV=57%	16,6±13,8 CV=83%	21,0±4,1 CV=19%		-	-	-	-
Cr**	19,5±20,5 CV=105%	6,2±5,4 CV=87%	2,9±4,1 CV=141%	2,5±2,5 CV=99%		-	-	-	-
Cu*	4,0±2,7 CV=68%	2,0±1,2 CV=63%	1,3±1,2 CV=96%	2,0±0,7 CV=35%		0,07	0,07	0,03	0,01
Fe*	6,0±5,8 CV=97%	2,2±2,3 CV=102%	0,4±0,4 CV=114%	0,3±0,1 CV=48%		0,1	0,3	5,8	-
Mn*	0,53±0,10 CV=20%	0,37±0,28 CV=76%	0,07±0,06 CV=87%	0,08±0,00 CV=5%		11,1	265,0	103,0	-
Ni**	10,4±12,9 CV=124%	ND	ND	ND		5,0	-	-	58,0
Pb**	20,8±1,1 CV=5%	10,8±3,4 CV=31%	1,6±2,2 CV=141%	ND		-	-	-	5,0
Zn**	503,1±278,4 CV=55%	260,6±308,5 CV=118%	31,5±21,1 CV=67%	43,7±12,8 CV=29%		0,01	-	-	0,06

*g.Kg⁻¹; **mg.Kg⁻¹; ND: não detectado; CV: coeficiente de variação

Obs: Cd, Co e Se não foram detectados.

Uma comparação com a Instrução Normativa (IN) nº 61/2020 (BRASIL, 2020b), que contempla os produtos obtidos por extração e beneficiamento de algas na definição de biofertilizantes, foi realizada para verificar se a caracterização da biomassa microalgal gerada nas 4 CE atendem aos teores mínimos exigidos pela IN (Tabela 4-5).

A IN nº 61/2020 atribui uma relação N:P máxima de 20 em biomassa microalgal, portanto a biomassa gerada em todas as bateladas se enquadra com a legislação vigente para este requisito em específico. Além disso, a IN também apresenta a porcentagem mínima exigida para os nutrientes isolados e misturados. Isoladamente, o maior número de micronutrientes que ficaram acima do teor mínimo exigido foi na biomassa da SCo₂.

Já para os macronutrientes, o Mg e K₂O ficaram abaixo do teor exigido isoladamente. O fornecimento insuficiente de um ou mais destes elementos pode resultar em fortes efeitos negativos em rendimento e qualidade das culturas vegetais, pois as funções críticas da planta são limitadas se os micronutrientes não estiverem disponíveis (SILVA et al., 2019).

Tabela 4-5: Teores dos macro e micronutrientes (%) na biomassa gerada e comparação com a IN n° 61/2020

Nutrientes		SCo2	S	LCo2	L	TMI	M1	M2	M3	M4
Micronutriente	Co	0,001	0,000	0,000	0,000	0,005	3,0	5,0	NA	NA
	Cu	0,40	0,20	0,13	0,20	0,02			NA	NA
	Fe	0,60	0,22	0,04	0,03	0,02			NA	NA
	Mn	0,05	0,04	0,01	0,01	0,02			NA	NA
	Ni	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005			NA	NA
	Zn	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1			NA	NA
Macronutriente secundário	Ca	2,2	4,3	1,8	1,3	1,0	NA		3,0	NA
	Mg	0,9	0,5	0,5	0,4	1,0	NA			NA
Macronutriente primário	N	5,7	6,1	7,0	6,4	1,0	NA	NA	NA	5,0
	P ₂ O ₅	2,9	3,1	3,0	3,1	1,0	NA	NA	NA	
	K ₂ O	0,3	0,6	0,6	0,5	1,0	NA	NA	NA	

NA: Não aplicável; TMI: Teor mínimo isolado; M1: Mistura mínima de micronutrientes; M2: Mistura mínima de macronutrientes secundários e micronutrientes; M3: Mistura mínima de macronutrientes secundários; M4: Mistura mínima de macronutrientes primários.

Analisando o somatório do teor dos nutrientes na descrição sobre misturas de nutrientes, nenhuma CE registrou M1 maior que 3,0%, apenas a S registrou M2 acima de 5,0%, apenas a SCo₂ e S registraram M3 acima de 3,0%, e todas as CE obtiveram M4 acima de 5,0%.

Os resultados indicam viabilidade parcial para uso como biofertilizante, principalmente se o objetivo for o somatório dos macronutrientes essenciais para as plantas e correção de solos empobrecidos. De forma isolada e misturada, alguns elementos deveriam ser suplementados na biomassa para se enquadrar na IN. Possivelmente, os resultados insatisfatórios na soma dos teores de macronutrientes secundários se deve pelo baixo valor de pH do cultivo que não favoreceu a precipitação de complexos químicos insolúveis como sais de Ca e Mg.

É possível observar também uma tendência de melhor qualidade na biomassa quando é gerada na LR operada com menor IL, principalmente no que diz respeito aos micronutrientes, apresentando potencial para ser utilizada como fertilizante orgânico conforme as propriedades e requisitos específicos do solo e planta.

Estes resultados reforçam que, apesar de a biomassa apresentar deficiência em alguns elementos isolados e em algumas misturas, ela poderia passar por um processamento e enriquecimento nutricional para fornecer os elementos deficitários ao desenvolvimento das plantas. Para verificar a eficácia desta aplicação e benefícios para as plantas, foi realizada a comparação da concentração média de nutrientes da biomassa microalgal com a faixa de nutrientes foliares de diferentes cereais, legumes e hortaliças (Tabela 4-6).

Tabela 4-6: Comparação entre a média de macro e micronutrientes nas biomassas geradas e nutrientes foliares de diferentes espécies vegetais

Parâmetros		S _{CO2}	S	L _{CO2}	L
Macro nutrientes	N (g.Kg ⁻¹)	57,3±6,3	60,7±6,6	69,6±2,0	64,1
	P (g.Kg ⁻¹)	28,8±1,2	30,8±3,4	30,0±2,1	30,6
	K (g.Kg ⁻¹)	3,1±0,4	5,7±1,7	6,3±0,3	5,4
	Ca (g.Kg ⁻¹)	22,1±4,0	43,4±20,5	18,2±4,1	12,9±0,9
Micro nutrientes	Mg (g.Kg ⁻¹)	8,6±3,7	5,3±1,7	4,8±1,4	3,5±2,1
	Cu (mg.Kg ⁻¹)	3983,1±2725,0	1977,0±1236,4	1254,4±1209,9	1961,3±684,1
	Fe (mg.Kg ⁻¹)	5968,1±5772,6	2244,8±2280,7	362,7±412,2	292,4±140,2
	Mn (mg.Kg ⁻¹)	257,3±102,9	374,0±282,7	70,9±61,4	80,3±4,1
	Zn (mg.Kg ⁻¹)	503,1±278,4	260,6±308,5	31,5±21,1	43,7±12,8
Espécies vegetais					
		Arroz	Cana de açúcar	Trigo	Milho
Macro nutrientes	N (g.Kg ⁻¹)	26 - 42	19 - 21	20 - 34	27 - 35
	P (g.Kg ⁻¹)	2,5 - 4,8	2 - 2,4	2,1 - 3,3	1,8 - 3,0
	K (g.Kg ⁻¹)	1,5 - 40	11-13	15 - 30	15 - 30
	Ca (g.Kg ⁻¹)	2,5 - 4	8 - 10	2,5 - 10	2,5 - 10,0
Micro nutrientes	Mg (g.Kg ⁻¹)	1,5 - 3	2 - 3	1,5 - 4,0	1,5 - 4,0
	Cu (mg.Kg ⁻¹)	5 - 20	6 - 15	5 - 25	5 - 25
	Fe (mg.Kg ⁻¹)	70 - 300	40 - 250	10 - 300	10 - 300
	Mn (mg.Kg ⁻¹)	30 - 600	25 - 250	25 - 150	25 - 150
	Zn (mg.Kg ⁻¹)	20 - 100	10 - 50	20 - 70	20 - 70
		Soja	Berinjela	Rúcula	Alface
Macro nutrientes	N (g.Kg ⁻¹)	40 - 54	40 - 60	40 - 50	30 - 50
	P (g.Kg ⁻¹)	2,5 - 5,0	3 - 12	3 - 8	3 - 7
	K (g.Kg ⁻¹)	17 - 25	35 - 60	30 - 70	50 - 80
	Ca (g.Kg ⁻¹)	4 - 20	10 - 25	20 - 40	15 - 25
Micro nutrientes	Mg (g.Kg ⁻¹)	3 - 10	3 - 10	4 - 7	4 - 6
	Cu (mg.Kg ⁻¹)	10 - 30	7 - 60	25 - 60	7 - 20
	Fe (mg.Kg ⁻¹)	50 - 350	50 - 300	100 - 300	-
	Mn (mg.Kg ⁻¹)	20 - 100	40 - 250	50 - 160	30 - 150
	Zn (mg.Kg ⁻¹)	20 - 50	20 - 250	45 - 80	30 - 100
		Tomate	Espinafre	Almeirão	Agrião
Macro nutrientes	N (g.Kg ⁻¹)	40 - 60	40 - 60	30 - 50	30 - 60
	P (g.Kg ⁻¹)	2,5 - 7,5	4 - 8	3 - 12	4 - 7
	K (g.Kg ⁻¹)	3 - 5	30 - 50	35 - 60	40 - 60
	Ca (g.Kg ⁻¹)	15 - 30	14 - 40	15 - 25	15 - 30
Micro nutrientes	Mg (g.Kg ⁻¹)	4 - 6	4 - 8	4 - 6	3 - 8
	Cu (mg.Kg ⁻¹)	10 - 20	5 - 15	7 - 60	7 - 20
	Fe (mg.Kg ⁻¹)	400 - 600	100 - 300	50 - 300	50 - 300
	Mn (mg.Kg ⁻¹)	250 - 400	50 - 250	40 - 250	50 - 300
	Zn (mg.Kg ⁻¹)	60 - 70	30 - 100	25 - 100	25 - 100
		Amendoim	Girassol	Chicória	Feijão
Macro nutrientes	N (g.Kg ⁻¹)	30 - 45	30 - 50	40 - 60	30 - 50
	P (g.Kg ⁻¹)	2 - 5	3 - 5	4 - 8	2 - 4
	K (g.Kg ⁻¹)	17 - 30	30 - 45	30 - 50	20 - 40
	Ca (g.Kg ⁻¹)	10 - 20	8 - 22	14 - 40	10 - 25
Micro nutrientes	Mg (g.Kg ⁻¹)	3 - 8	3 - 8	4 - 8	2 - 5
	Cu (mg.Kg ⁻¹)	5 - 20	25 - 100	8 - 20	4 - 20
	Fe (mg.Kg ⁻¹)	50 - 300	80 - 120	50 - 300	40 - 140
	Mn (mg.Kg ⁻¹)	20 - 350	10 - 20	30 - 250	15 - 100
	Zn (mg.Kg ⁻¹)	20 - 60	30 - 80	30 - 100	18 - 50

Fonte: Adaptado de IAC (2022)

No geral, para a maioria dos parâmetros, a biomassa gerada não apresentou limitação para os teores de nutrientes foliares das espécies vegetais, com predominância de valores acima e adequados à faixa requerida para um bom estado nutricional das culturas vegetais. A biomassa

da Fase com sombreamento registrou maior número de concentração acima ou adequada em comparação com a biomassa da Fase sem sombreamento.

Como muitas concentrações de nutrientes obtidas excederam os valores requeridos para as culturas, é necessário considerar o balanço de nutrientes e as boas práticas agronômicas, pois o excesso de nutrientes pode ser prejudicial para as plantações. Como exemplo, o excesso de N pode provocar crescimento acelerado ao vegetal, além de diminuir sua resistência para doenças, retardamento da floração redução do ciclo de vida; e o excesso de Mg pode interferir na absorção de C e P (MALAVOLTA, 1980).

O uso de biomassa microalgal ainda não é comum no setor agrícola, mas é possível encontrar na literatura casos de sucesso em sua aplicação como fertilizante orgânico visando a suplementação nutricional vegetal em culturas, como o milho (DINESHKUMAR et al., 2019) e arroz (DINESHKUMAR et al., 2018) ao usar biomassa de *Chlorella vulgaris* e *Spirulina platensis*; e tomate (SILAMBARASAN et al., 2021) e trigo (DAS et al., 2019) ao usar biomassa de *Chlorella* sp. e *Scenedesmus* sp.

Estes achados, somados com a comparação dos nutrientes na biomassa com a faixa dos teores foliares, mostram que a biomassa microalgal cultivada em LR nas condições climáticas de Bauru/São Paulo possui potencial para ser usada como biofertilizante, como corretivo da qualidade do solo e como substituto os fertilizantes convencionais.

O Instituto Agronômico de Campinas (IAC, 2011) realizou um levantamento estequiométrico de 16 fertilizantes/resíduos orgânicos de origem animal, vegetal e agroindustrial usados comercialmente e estes dados também foram comparados com as médias de macro e micronutrientes observados na biomassa do presente estudo (Tabela 4-7).

O valor de K nas biomassas da presente pesquisa permaneceu abaixo das concentrações da maioria dos fertilizantes, enquanto o N apresentou valores acima de todos os fertilizantes usados como exemplo. Os demais macro e micronutrientes ficaram acima ou na faixa de concentração dos fertilizantes e resíduos orgânicos apresentados, reforçando o seu potencial para aplicação no solo.

Tabela 4-7: Comparação entre a média de macro e micronutrientes nas biomassas geradas e nutrientes foliares de diferentes espécies vegetais

Fertilizantes	C:N	N:P	C*	N*	P*	K*	Ca*	Mg*	Cu**	Fe**	Mn**	Zn**
<i>SCO₂</i>	0,6	2,0	32,0±1,2	57,3±6,3	28,8±1,2	3,1±0,4	22,1±4,0	8,6±3,7	3983,1±2725,0	5968,1±5772,6	257,3±102,9	503,1±278,4
<i>S</i>	0,6	2,0	35,6±17,3	60,7±6,6	30,8±3,43	5,7±1,7	43,4±20,5	5,3±1,7	1977,0±1236,4	2244,8±2280,7	374,0±282,7	260,6±308,5
<i>LCO₂</i>	0,5	2,3	37,3±2,0	69,6±2,0	30,0±2,1	6,3±0,3	18,2±4,1	4,8±1,41	1254,4±1209,9	362,7±412,2	70,9±61,4	31,5±21,1
<i>L</i>	0,5	2,1	34,2±11,3	64,1	30,6	5,4	12,9±0,9	3,5±2,13	1961,3±684,1	292,4±140,2	80,3±4,1	43,7±12,8
Esterco bovino fresco	16	2,3	160	16	7	15	5	3	16	2100	276	87
Esterco bovino curtido	21	1,3	210	23	18	32	30	9	38	3212	335	329
Esterco (cama) de frango de corte	22	2,1	220	22	10	23	23	6	93	1300	302	228
Esterco de galinha	11	1,4	111	30	21	20	51	11	230	3200	547	494
Esterco suíno	10	1,6	110	28	18	24	35	13	937	3700	484	673
Esterco equino	25	2,5	250	14	6	14	11	5	22	2732	226	85
Casca de café	28	13,7	280	18	1	30	4	1	18	150	30	70
Farinha de ossos	4	0,3	40	41	119	36	232	4	2	11	2	18
Composto de resíduos urbanos	27	2,9	270	10	3	6	19	2	181	8300	-	432
Lodo de esgoto	11	2,0	110	32	16	3	32	12	870	36000	408	1800
Vinhaça <i>in natura</i>	17	6,9	170	12	2	67	20	8	100	144	13	60
Torta de filtro	21	2,0	210	15	7	3	46	5	119	22189	576	143
Torta de mamona	9	6,6	90	52	8	13	20	9	80	1423	55	141
Mucuna sp.	20	4,8	200	23	5	26	15	3	23	370	103	66
Crotalária júncea	25	7,6	250	20	3	24	14	3	7	281	60	14
Milho	46	6,3	460	11	2	28	4	2	10	120	110	25

*g.Kg⁻¹; **mg.Kg⁻¹

Fonte: Adaptado de IAC (2011)

4.4. Conclusões

Com os resultados da pesquisa experimental com a LR ficou evidente que, no geral, o CO₂ não influenciou no tratamento. Houve escassez de C para o crescimento microalgal. Para aumento de C na biomassa, condições com maior IL prejudicaram a F_{CO2}, pois a fotoinibição observada prejudicou o metabolismo microalgal. Além disso, o TDH de 3 dias foi o ideal para geração de biomassa.

A remoção de DQO não foi influenciada pela IL e presença/ausência de suplementação com CO₂, mas os resultados encontrados indicam que em TDH acima de 3 dias pode ocorrer liberação de compostos orgânicos pela biomassa, aumentando a sua concentração no efluente final.

Para os nutrientes, houve a liberação de P da biomassa para o efluente em vários momentos do estudo e o baixo valor de pH medido no efluente indica que a depuração, quando observada, ocorreu em função da assimilação microalgal ao invés da precipitação química. A remoção de N-amoniacal foi significativa, com assimilação microalgal e com BOAs/BONs bem adaptadas ao meio, bem como uma rápida conversão de NO₂ para NO₃, principalmente em ambiente com maior IL.

Além da depuração dos compostos nitrogenados, o sistema mostrou ser uma boa opção para tratamento terciário, com elevada remoção de CT e *E. coli* principalmente maios IL, provavelmente devido a uma sinergia entre vários fatores climáticos e abióticos para a remoção destes organismos. Em condições com menor IL, uma maior concentração de CO₂ pode ser necessária para remoção desses microrganismos.

O sombreamento de 50% adotado mostrou ser mais benéfico para o aumento da DC e PB, enquanto a μ foi superior em condição de IL elevada e com suplementação de CO₂. Na presença de maior IL, o uso de CO₂ foi necessário para obtenção de maior PB, enquanto a *clor-a* obteve resultados contrários. Possivelmente, em regiões tropicais a redução da IL e o enriquecimento com CO₂ será necessário se o objetivo for produção comercial de biomassa.

A caracterização química da biomassa mostrou, no geral, estar dentro dos critérios da norma vigente, mas a concentração foi insuficiente para alguns parâmetros isolados. O tratamento de esgoto sanitário em LR por microalgas mostrou ser uma alternativa viável para utilização como biofertilizante, atendendo a necessidade das plantas e podendo proporcionar correção de solos empobrecidos.

Apesar de a suplementação ter sido positiva para alguns parâmetros, o fornecimento de CO₂ puro pode representar uma elevada parcela do custo de produção de microalgas. No

entanto, este custo pode ser reduzido usando gás de combustão como alternativa. Portanto, os sistemas de cultivo de microalgas em LR podem ser integrados a grandes emissores de poluentes atmosféricos, como uma opção de remoção de CO₂ emitido por indústrias e como contribuição para a desaceleração das mudanças climáticas e diminuição dos problemas decorrentes do uso de combustíveis fósseis.

Alternativamente, em ETEs, se o biogás for produzido no local a partir da digestão anaeróbica e queimado para produção de eletricidade/calor, este gás de exaustão também pode ser usado como fonte de CO₂ para a LR. Por fim, são recomendados testes com diferentes concentrações de CO₂ suplementado em condições com e sem sombra visando identificar a concentração ideal deste gás para cumprir os objetivos de depuração do esgoto sanitário e geração de bioprodutos valiosos.

4.5. Referências

- ACIÉN, F. G.; FERNÁNDEZ, J. M.; MOLINA-GRIMA, E. Economics of Microalgae Biomass Production. **Biofuels from Algae**, p. 313-325, 2014.
- ACIEN, G. et al. Wastewater treatment using microalgae: how realistic a contribution might it be to significant urban wastewater treatment? **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 100, 2016.
- ARBIB, Z. et al. Long term outdoor operation of a tubular airlift pilot photobioreactor and a high rate algal pond as tertiary treatment of urban wastewater. **Ecological Engineering**, v. 52, p. 143-153, 2013.
- ARCILA, J. S.; CÉSPEDES, D.; BUITRÓN, G. Influence of wavelength photoperiods and N/P ratio on wastewater treatment with microalgae-bacteria. **Water Sci. Technol.**, v. 00, p. 1-13, 2021.
- ARIAS, D. M. et al. Cultivation and selection of cyanobacteria in a closed photobioreactor used for secondary effluent and digestate treatment. **Sci Total Environ.**, v. 587-588, p. 157-167, 2017.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR nº 13.969. Brasília, 1997, p. 60.
- BEELI, T. J et al. Effect of solids retention time on nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater in a sequencing batch membrane bioreactor. **Environ. Technol.**, v. 38, p. 806-815, 2017.
- BOROWITZKA, M. A. Commercial production of microalgae: ponds, tanks, tubes and fermenters. **Journal of Biotechnology**, Biotechnological Aspects of Marine Sponges. v. 70, n. 1, p. 313-321, 1999.
- BRASIL. Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011. Brasília, 2011.
- BRASIL. Instrução normativa nº 61, de 8 de Julho de 2020. Brasília, 2020.
- ODS BRASIL. **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável**. Disponível em: < <https://odsbrasil.gov.br/>>. Acesso em: 30/09/2022.
- BRENNAN, L.; OWENDE, P. Biofuels from microalgae - A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n. 2, p. 557-577, 2010.

- CAI, T.; PARK, S. Y.; LI, Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 19, p. 360-369, 2013.
- CARMICHAEL, W. W. **Assessment of blue-green algal toxins in raw and finished drinking water**. AWWA Research Foundation, 2000.
- CARRILLO, L. R. et al. Multi-level regulation of the chloroplast ATP synthase: the chloroplast NADPH thioredoxin reductase C (NTRC) is required for redox modulation specifically under low irradiance. **The Plant journal: for cell and molecular biology**, v. 87, n. 6, p. 654-663, 2016.
- CARVALHO, A. P. et al. Light requirements in microalgal photobioreactors: An overview of biophotonic aspects. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 89, n. 5, p. 1275-1288, 2011.
- CASAGLI, F. et al. Balancing Microalgae and Nitrifiers for Wastewater Treatment: Can Inorganic Carbon Limitation Cause an Environmental Threat? **Environ. Sci. Technol.**, v. 55, n. 6, p. 3940–3955, 2021.
- CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, v. 25, n. 3, p. 294-306, 2007.
- CHOI, H. J.; LEE, S. M. Effect of the N/P ratio on biomass productivity and nutrient removal from municipal wastewater. **Bioprocess Biosyst. Eng.**, v. 38, p. 761-766, 2015.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Orientação para apresentação de projeto visando a aplicação de água de reuso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura**. São Paulo: CETESB, 2006.
- DAS, P. et al. Microalgal nutrients recycling from the primary effluent of municipal wastewater and use of the produced biomass as bio-fertilizer. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, n. 7, p. 3355-3364, 2019.
- DIFUSA, A. et al. Effect of light intensity and pH condition on the growth, biomass and lipid content of microalgae *Scenedesmus* species. **Biofuels**, v. 6, n. 1-2, p. 37-44, 2015.
- DINESHKUMAR, R. et al. Microalgae as Bio-fertilizers for Rice Growth and Seed Yield Productivity. **Waste and Biomass Valorization**, v. 9, n. 5, p. 793-800, 2018.
- DINESHKUMAR, R. et al. The Impact of Using Microalgae as Biofertilizer in Maize (*Zea mays* L.). **Waste and Biomass Valorization**, v. 10, n. 5, p. 1101-1110, 2019.
- DODDS, W. K. Misuse of inorganic N and soluble reactive P concentrations to indicate nutrient status of surface waters. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 22, n. 2, p. 171-181, 2003.
- FERNANDES, T. V. et al. Toward an Ecologically Optimized N:P Recovery from Wastewater by Microalgae. **Frontiers in Microbiology**, v. 8, p. 6, 2017.
- FORBER, K. J. et al. The phosphorus transfer continuum: A framework for exploring effects of climate change. **Agricultural & Environmental Letters**, v. 3, 180036, 2018.
- GARCIA-GONZALEZ, L. et al. High pressure carbon dioxide inactivation of microorganisms in foods: The past, the present and the future. **International Journal of Food Microbiology**, v. 117, n. 1, p. 1-28, 2007.
- GONÇALVES, A. L. et al. A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. **Algal Research**, v. 24, p. 403-415, 2017.
- GONZÁLEZ-CAMEJO, J. et al. Effect of light intensity, light duration and photoperiods in the performance of an outdoor photobioreactor for urban wastewater treatment. **Algal Research**, v. 40, p. 101511, 2019.
- GUEDES, A. C. et al. Effects of temperature and pH on growth and antioxidant content of the microalga *Scenedesmus obliquus*. **Biotechnology Progress**, v. 27, n. 5, p. 1218-1224, 2011.
- GUENTZEL M. N. **Chapter 4: Escherichia, Klebsiella, Enterobacter, Serratia, Citrobacter, and Proteus**. In: Medical Microbiology. ed. 4. University of Texas Medical Branch at Galveston; 1996.

- HEUBECK, S. et al. Influence of CO₂ scrubbing from biogas on the treatment performance of a high rate algal pond. **Water Sci. Technol.**, v. 55, p. 193-200, 2007.
- HO, S. H. et al. Dynamic metabolic profiling of the marine microalga *Chlamydomonas* sp. JSC4 and enhancing its oil production by optimizing light intensity. **Biotechnology for Biofuels**, v. 8, n. 1, p. 1-17, 2015.
- HO, S. H.; CHEN, C. Y.; CHANG, J. S. Effect of light intensity and nitrogen starvation on CO₂ fixation and lipid/carbohydrate production of an indigenous microalga *Scenedesmus obliquus* CNW-N. **Bioresource Technology**, v. 113, p. 244-252, 2012.
- HUANG, W. et al. Effect of algae growth on aerobic granulation and nutrients removal from synthetic wastewater by using sequencing batch reactors. **Bioresour. Technol.**, v. 179, p. 187-192, 2015.
- HUESEMANN, M. H. et al. A screening model to predict microalgae biomass growth in photobioreactors and raceway ponds. **Biotechnology and bioengineering**, v. 110, n. 6, p. 1583-1594, 2013.
- IASIMONE, F. et al. Effect of light intensity and nutrients supply on microalgae cultivated in urban wastewater: Biomass production, lipids accumulation and settleability characteristics. **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 1078-1085, 2018.
- INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS - IAC. **Fertilizantes: Cálculo de Fórmulas Comerciais**. Campinas: IAC, 2011.
- INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS - IAC. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: IAC, 2022.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change**. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge and New York: Cambridge University Press, 2022.
- IKRAM, W. M. et al. Effect On Growth of *Desmodesmus* sp Under Different Incubation Conditions. **Selangor Science & Technology Review**, v. 5, n. 3 p. 17-25, 2021.
- FANG, F. e tal. Effects of different initial pH and irradiance levels on cyanobacterial colonies from Lake Taihu, China. **Journal of Applied Phycology**, v. 30, n. 3, p. 1777-1793, 2018.
- JEBALI, A. et al. Pilot-scale outdoor production of *Scenedesmus* sp. in raceways using flue gases and centrate from anaerobic digestion as the sole culture medium. **Bioresource technology**, v. 262, p. 1-8, 2018.
- KAPP, H. **Schlammfaulung mit hohem Feststoffgehalt**. München: Kommissionsverlag Oldenbourg, 1984.
- KLIPHUIS, A. M. J. et al. Photosynthetic efficiency of *Chlorella sorokiniana* in a turbulently mixed short light-path photobioreactor. **Biotechnology Progress**, v. 26, n. 3, p. 687-696, 2010.
- KUMAR, K. et al. Development of suitable photobioreactors for CO₂ sequestration addressing global warming using green algae and cyanobacteria. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 8, p. 4945-4953, 2011.
- LÓPEZ-SÁNCHEZ, A. et al. Microalgae-based livestock wastewater treatment (MbWT) as a circular bioeconomy approach: Enhancement of biomass productivity, pollutant removal and high-value compound production. **Journal of Environmental Management**, v. 308, p. 114612, 2022.
- MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral das plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980.
- MARAZZI, F. et al. Outdoor pilot trial integrating a sidestream microalgae process for the treatment of centrate under non optimal climate conditions. **Algal Research**, v. 39, p. 101430, 2019.
- MENG, F. et al. Effects of C/N ratio on pollution removal efficiency and cell proliferation

- during the bioconversion of wastewater by photosynthetic bacteria. **Desalination and Water Treatment**, v. 156, p. 68-77, 2019.
- MOGES, M. E.; HEISTAD, A.; HEIDORN, T. Nutrient Recovery from Anaerobically Treated Blackwater and Improving Its Effluent Quality through Microalgae Biomass Production. **Water**, v. 12, n. 2, p. 592, 2020.
- MOHEIMANI, N. R. Long-term outdoor growth and lipid productivity of *Tetraselmis suecica*, *Dunaliella tertiolecta* and *Chlorella* sp (Chlorophyta) in bag photobioreactors. **Journal of Applied Phycology**, v. 25, n. 1, p. 167-176, 2013.
- MONTAGNES, D. J. S. et al. Combined effect of temperature and food concentration on the grazing rate of the rotifer *Brachionus plicatilis*. **Marine Biology**, v. 139, n. 5, p. 975-979, 2001.
- MU, R. MIN et al. Isolation and algae-lysing characteristics of the algicidal bacterium B5. **Journal of Environmental sciences**, v. 19, n. 11, p. 1336-1340, 2007.
- NALLEY, J. O. et al. Temperature effects on growth rates and fatty acid content in freshwater algae and cyanobacteria. **Algal Research**, v. 35, p. 500-507, 2018.
- NAYAK, M.; KAREMORE, A.; SEN, R. Performance evaluation of microalgae for concomitant wastewater bioremediation, CO₂ biofixation and lipid biosynthesis for biodiesel application. **Algal Research**, v. 16, p. 216-223, 2016.
- NWOBA, E. G. et al. Light management technologies for increasing algal photobioreactor efficiency. **Algal Research**, v. 39, p. 101433, 2019.
- OCKENDEN, M. C. et al. Major agricultural changes required to mitigate phosphorus losses under climate change. **Nature Communications**, v. 8, n. 161, p. 1-9, 2017
- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE - OMS. **Uso de Efluentes na Agricultura**. OMS, 2006.
- PICK, F. R.; LEAN, D. R. S. The role of macronutrients (C, N, P) in controlling cyanobacterial dominance in temperate lakes. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 21, n. 3, p. 425-434, 1987.
- POSADAS, E. et al. Carbon and nutrient removal from centrates and domestic wastewater using algal-bacterial biofilm bioreactors. **Bioresour Technol.**, v. 139, p. 50-58, 2013.
- POSADAS, E. et al. Influence of pH and CO₂ source on the performance of microalgae-based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. **Chemical Engineering Journal**, v. 265, p. 239-248, 2015.
- POWELL, N. et al. Towards a luxury uptake process via microalgae - Defining the polyphosphate dynamics. **Water Research**, v. 43, n. 17, p. 4207-4213, 2009.
- PROGRAMA DE PESQUISA DE SANEAMENTO BÁSICO - PROSAB. **Reúso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim**. Rio de Janeiro: ABES, 2006.
- QIU, R. et al. Effects of pH on cell growth, lipid production and CO₂ addition of microalgae *Chlorella sorokiniana*. **Algal Research**, v. 28, p. 192-199, 2017.
- RAEESOSSADATI, M. J. et al. CO₂ Environmental Bioremediation by Microalgae. In: **Biomass and Biofuels from Microalgae**. 2. ed. Springer, Cham, 2015. p. 117-136.
- RAJNEESH et al. Cyanobacterial factories for the production of green energy and value-added products: An integrated approach for economic viability. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 69, p. 578-595, 2017.
- RAWAT, I. et al. 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.
- ROMERO VILLEGAS, G. I. et al. Outdoor production of microalgae biomass at pilot-scale in seawater using centrate as the nutrient source. **Algal Research**, v. 25, p. 538-548, 2017.
- RUAS, G. et al. CO₂ addition and semicontinuous feed regime in shaded HRAP - pathogen

- removal performance. **Water**, n. 14, v. 24, 4047, 2022.
- RUAS, G. et al. Evaluation of domestic wastewater treatment using microalgal-bacterial processes: effect of CO₂ addition on pathogen removal. **J. Appl. Phycol.**, v. 30, p. 921-929, 2018.
- RUAS, G. et al. The effect of CO₂ addition and hydraulic retention time on pathogens removal in HRAPs. **Water Science and Technology**, v. 82, p. 1184-1192, 2020.
- SÁNCHEZ-ZURANO, A. et al. Modeling of Photosynthesis and Respiration Rate for Microalgae–Bacteria Consortia. **Biotechnol. Bioeng.**, v. 118, p. 952, 2021.
- SAKAI, N. et al. *Chlorella* strains from hot springs tolerant to high temperature and high CO₂. **Energ Convers Manage**, v. 16, p. 693-696, 1995.
- SAKARIKA, M.; KORNAROS, M. Effect of pH on growth and lipid accumulation kinetics of the microalga *Chlorella vulgaris* grown heterotrophically under sulfur limitation. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 694-701, 2016.
- SÃO PAULO. **Resolução Conjunta SES/SIMA - nº 1, de 13/02/2020**. São Paulo, 2020.
- SHOENER, B. D. et al. Microalgae and cyanobacteria modeling in water resource recovery facilities: A critical review. **Water Research**, v. 2, 100024, 2019.
- SIEBERS, N. et al. Towards phosphorus recycling for agriculture by algae: Soil incubation and rhizotron studies using ³³P-labeled microalgal biomass. **Algal Research**, v. 43, p. 101634, 2019.
- SILAMBARASAN, S. et al. Removal of nutrients from domestic wastewater by microalgae coupled to lipid augmentation for biodiesel production and influence of deoiled algal biomass as biofertilizer for *Solanum lycopersicum* cultivation. **Chemosphere**, v. 268, p. 129323, 2021.
- SILVA, D. F. S. et al. Separation of microalgae cultivated in anaerobically digested black water using *Moringa Oleifera* Lam seeds as coagulant. **Journal of Water Process Engineering**, v. 39, p. 101738, 2021.
- SILVA, G. H. R. et al. Feasibility of closing nutrient cycles from black water by microalgae-based technology. **Algal Research**, v. 44, p. 101715, 2019.
- SLADE, R.; BAUEN, A. Micro-algae cultivation for biofuels: Cost, energy balance, Environmental impacts and future prospects. **Biomass and Bioenergy**, v. 53, p. 29-38, 2013.
- SAMORÌ, G. et al. Growth and nitrogen removal capacity of *Desmodesmus communis* and of a natural micro-algae consortium in a batch culture system in view of urban wastewater treatment: Part I, **Water Res.**, v. 47, p. 791-801, 2013.
- SUN, H. et al. High-value biomass from microalgae production platforms: strategies and progress based on carbon metabolism and energy conversion. **Biotechnology for Biofuels**, v. 11, n. 1, p. 1-23, 2018.
- SUTHERLAND, D. et al. Seasonal variation in light utilisation, biomass production and nutrient removal by wastewater microalgae in a full-scale high rate algal pond. **Journal of Applied Phycology**, v. 25, 2013.
- SUTHERLAND, D. et al. Wastewater microalgal production, nutrient removal and physiological adaptation in response to changes in mixing frequency. **Water Research**, v. 61, p. 130-140, 2014.
- SWEENEY, M. W.; KABOURIS, J. C. Modeling, instrumentation, automation, and optimization of water resource recovery facilities. **Water Environment Research**, v. 89, n. 10, p. 1299-1314, 2017.
- TEIXEIRA, M. S. et al. Tannin-based coagulant for harvesting microalgae cultivated in wastewater: Efficiency, floc morphology and products characterization. **Science of The Total Environment**, v. 807, p. 150776, 2022.
- UNITED STATES - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Guidelines**

- for water reuse.** Washington, D.C.: U.S. Agency for International Development, 2012.
- VANAGS, et al. The Effect of Shaking, CO₂ Concentration and Light Intensity on Biomass Growth of Green Microalgae *Desmodesmus communis*. **Environmental Research, Engineering and Management**, v. 70, n. 4, p. 73-79, 2014.
- VELOSO, V. et al. Lipid production by *Phaeodactylum tricornutum*. **Bioresource Technology**, v. 38, n. 2-3, p. 115-119, 1991.
- VERGARA, C. et al. Influence of light intensity on bacterial nitrifying activity in algal-bacterial photobioreactors and its implications for microalgae-based wastewater treatment. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 114, p. 116-121, 2016.
- VO, H. N. P. et al. A critical review on designs and applications of microalgae-based photobioreactors for pollutants treatment. **Science of The Total Environment**, v. 651, p. 1549-1568, 2019.
- VREE, J. et al. Comparison of four outdoor pilot-scale photobioreactors. **Biotechnology for Biofuels**, v. 8, n. 1, p. 1-12, 2015.
- XIE, B. et al. Blending high concentration of anaerobic digestion effluent and rainwater for cost-effective *Chlorella vulgaris* cultivation in the photobioreactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 360, n. 15, p. 861-865, 2019.
- WANG, L. et al. Cultivation of green algae *Chlorella* sp. in different wastewaters from municipal wastewater treatment plant. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 162, n. 4, p. 1174-1186, 2010.
- WANG, Z. et al. Maximizing CO₂ biofixation and lipid productivity of oleaginous microalga *Graesiella* sp. WBG1 via CO₂-regulated pH in indoor and outdoor open reactors. **Sci. Total Environ.** 619e620, 827e833, 2018.
- WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION - WMO. **World Meteorological Organization Greenhouse Gas Bullutin (GHG Bulletin) - No. 15 (2021):** the State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through, 2022.
- YANG, C. F.; DING, Z. Y.; ZHANG, K. C. Growth of *Chlorella pyrenoidosa* in wastewater from cassava ethanol fermentation. **World J Microbiol Biotechnol**, v. 24, n. 12, p. 2919-2925, 2008.
- YANG, J. et al. Life-cycle analysis on biodiesel production from microalgae: Water footprint and nutrients balance. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 159-165, 2011.

Apêndice 4-a: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na SCo2

	T. amb.	Luz	Chuva	Tempo Luz	Evap.	T. efluente	OD	pH	DQO	Alc	AOV	F _{CO2}	N-org	N-total	NH ₄	AL	NO ₂	NO ₃	P-total	Fosfato	N:P	C:N	SST	Clor-a	Dens. Cel.	DO682	E. Coli	Col. Totais
T. amb.	1.00	-0.12	-0.72	-0.32	-0.34	0.95	-0.36	0.38	-0.26	0.14	0.69	0.52	0.35	0.55	0.36	0.22	-0.10	-0.58	-0.20	0.07	0.45	-0.44	0.64	-0.55	-0.06	0.04	0.77	0.60
Luz	-0.12	1.00	0.57	0.97	0.91	-0.17	0.59	-0.19	-0.74	-0.59	-0.56	0.51	0.58	-0.04	-0.68	-0.42	0.59	0.15	-0.10	-0.40	-0.05	-0.74	0.31	0.54	-0.48	-0.78	-0.95	-0.99
Chuva	-0.72	0.57	1.00	0.75	0.67	-0.70	0.82	-0.29	-0.14	-0.15	-0.69	-0.40	-0.23	-0.62	-0.32	-0.43	0.03	0.30	-0.02	-0.22	-0.41		-0.59	0.65	-0.06	-0.52	-0.96	-0.99
Tempo Luz	-0.32	0.97	0.75	1.00	0.93	-0.36	0.71	-0.27	-0.62	-0.55	-0.65	0.30	0.42	-0.20	-0.66	-0.49	0.50	0.24	-0.10	-0.41	-0.14	-0.58	0.07	0.65	-0.39	-0.79	-0.96	-1.00
Evap.	-0.34	0.91	0.67	0.93	1.00	-0.36	0.46	-0.25	-0.56	-0.56	-0.69	0.32	0.39	-0.09	-0.64	-0.31	0.55	0.31	-0.10	-0.43	-0.06	-0.55	0.17	0.49	-0.67	-0.66	-0.90	-0.93
T. efluente	0.95	-0.17	-0.70	-0.36	-0.36	1.00	-0.33	0.65	-0.37	0.38	0.52	0.40	0.17	0.32	0.53	0.47	-0.29	-0.78	0.08	0.35	0.17	-0.49	0.61	-0.73	-0.13	0.24	0.74	0.66
OD	-0.36	0.59	0.82	0.71	0.46	-0.33	1.00	-0.05	-0.39	-0.01	-0.48	-0.24	-0.11	-0.65	-0.18	-0.44	-0.10	-0.08	0.08	-0.03	-0.48	-0.25	-0.44	0.57	0.21	-0.55	-0.83	-0.88
pH	0.38	-0.19	-0.29	-0.27	-0.25	0.65	-0.05	1.00	-0.48	0.79	-0.14	-0.10	-0.38	-0.43	0.69	0.86	-0.63	-0.93	0.75	0.90	-0.61	-0.40	0.22	-0.82	-0.23	0.62	0.43	0.59
DQO	-0.26	-0.74	-0.14	-0.62	-0.56	-0.37	-0.39	-0.48	1.00	0.08	0.49	-0.55	-0.42	0.17	0.21	-0.19	-0.21	0.49	-0.40	-0.22	0.35	0.97	-0.58	0.08	0.54	0.27	0.52	0.39
Alc	0.14	-0.59	-0.15	-0.55	-0.56	0.38	-0.01	0.79	0.08	1.00	0.07	-0.64	-0.83	-0.58	0.94	0.71	-0.96	-0.76	0.56	0.85	-0.58	0.20	-0.35	-0.72	0.20	0.73	0.61	0.69
AOV	0.69	-0.56	-0.69	-0.65	-0.69	0.52	-0.48	-0.14	0.49	0.07	1.00	0.11	0.11	0.64	0.36	-0.14	-0.16	-0.09	-0.56	-0.21	0.71	0.31	0.12	-0.25	0.47	0.07	0.83	0.57
F _{CO2}	0.52	0.51	-0.40	0.30	0.32	0.40	-0.24	-0.10	-0.55	-0.64	0.11	1.00	0.95	0.69	-0.56	-0.15	0.75	0.04	-0.18	-0.35	0.47	-0.70	0.92	0.06	-0.42	-0.38		
N-org	0.35	0.58	-0.23	0.42	0.39	0.17	-0.11	-0.38	-0.42	-0.83	0.11	0.95	1.00	0.70	-0.74	-0.43	0.88	0.29	-0.37	-0.58	0.56	-0.57	0.76	0.35	-0.28	-0.58	-0.72	-0.86
N-total	0.55	-0.04	-0.62	-0.20	-0.09	0.32	-0.65	-0.43	0.17	-0.58	0.64	0.69	0.70	1.00	-0.31	-0.26	0.58	0.34	-0.65	-0.61	0.93	-0.07	0.62	-0.01	-0.15	-0.23	0.66	0.44
NH ₄	0.36	-0.68	-0.32	-0.66	-0.64	0.53	-0.18	0.69	0.21	0.94	0.36	-0.56	-0.74	-0.31	1.00	0.64	-0.94	-0.73	0.28	0.67	-0.27	0.24	-0.27	-0.78	0.21	0.65	0.82	0.77
AL	0.22	-0.42	-0.43	-0.49	-0.31	0.47	-0.44	0.86	-0.19	0.71	-0.14	-0.15	-0.43	-0.26	0.64	1.00	-0.52	-0.66	0.73	0.84	-0.48	-0.13	0.24	-0.91	-0.37	0.85	0.65	0.87
NO ₂	-0.10	0.59	0.03	0.50	0.55	-0.29	-0.10	-0.63	-0.21	-0.96	-0.16	0.75	0.88	0.58	-0.94	-0.52	1.00	0.66	-0.35	-0.69	0.48	-0.31	0.52	0.58	-0.32	-0.57	-0.62	-0.59
NO ₃	-0.58	0.15	0.30	0.24	0.31	-0.78	-0.08	-0.93	0.49	-0.76	-0.09	0.04	0.29	0.34	-0.73	-0.66	0.66	1.00	-0.54	-0.77	0.45	0.44	-0.21	0.73	0.05	-0.42	-0.41	-0.45
P-total	-0.20	-0.10	-0.02	-0.10	-0.10	0.08	0.08	0.75	-0.40	0.56	-0.56	-0.18	-0.37	-0.65	0.28	0.73	-0.35	-0.54	1.00	0.89	-0.88	-0.21	0.04	-0.44	-0.14	0.65	-0.08	0.27
Fosfato	0.07	-0.40	-0.22	-0.41	-0.43	0.35	-0.03	0.90	-0.22	0.85	-0.21	-0.35	-0.58	-0.61	0.67	0.84	-0.69	-0.77	0.89	1.00	-0.78	-0.07	-0.05	-0.69	0.04	0.80	0.29	0.54
N:P	0.45	-0.05	-0.41	-0.14	-0.06	0.17	-0.48	-0.61	0.35	-0.58	0.71	0.47	0.56	0.93	-0.27	-0.48	0.48	0.45	-0.88	-0.78	1.00	0.11	0.33	0.16	0.01	-0.41	0.44	0.13
C:N	-0.44	-0.74		-0.58	-0.55	-0.49	-0.25	-0.40	0.97	0.20	0.31	-0.70	-0.57	-0.07	0.24	-0.13	-0.31	0.44	-0.21	-0.07	0.11	1.00	-0.72	0.11	0.60	0.34	0.40	0.35
SST	0.64	0.31	-0.59	0.07	0.17	0.61	-0.44	0.22	-0.58	-0.35	0.12	0.92	0.76	0.62	-0.27	0.24	0.52	-0.21	0.04	-0.05	0.33	-0.72	1.00	-0.31	-0.56	-0.05	0.81	0.96
Clor-a	-0.55	0.54	0.65	0.65	0.49	-0.73	0.57	-0.82	0.08	-0.72	-0.25	0.06	0.35	-0.01	-0.78	-0.91	0.58	0.73	-0.44	-0.69	0.16	0.11	-0.31	1.00	0.26	-0.77	-0.88	-0.95
Dens. Cel.	-0.06	-0.48	-0.06	-0.39	-0.67	-0.13	0.21	-0.23	0.54	0.20	0.47	-0.42	-0.28	-0.15	0.21	-0.37	-0.32	0.05	-0.14	0.04	0.01	0.60	-0.56	0.26	1.00	0.06	-0.14	-0.29
DO682	0.04	-0.78	-0.52	-0.79	-0.66	0.24	-0.55	0.62	0.27	0.73	0.07	-0.38	-0.58	-0.23	0.65	0.85	-0.57	-0.42	0.65	0.80	-0.41	0.34	-0.05	-0.77	0.06	1.00	0.65	0.89
E. Coli	0.77	-0.95	-0.96	-0.96	-0.90	0.74	-0.83	0.43	0.52	0.61	0.83		-0.72	0.66	0.82	0.65	-0.62	-0.41	-0.08	0.29	0.44	0.40	0.81	-0.88	-0.14	0.65	1.00	0.93
Col. Totais	0.60	-0.99	-0.99	-1.00	-0.93	0.66	-0.88	0.59	0.39	0.69	0.57		-0.86	0.44	0.77	0.87	-0.59	-0.45	0.27	0.54	0.13	0.35	0.96	-0.95	-0.29	0.89	0.93	1.00



Apêndice 4-b: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na S

	T. amb.	Luz	Chuva	Tempo Luz	Evap.	T. efluente	OD	pH	DQO	Alc	AOV	F _{CO2}	N-org	N-total	NH ₄	AL	NO ₂	NO ₃	P-total	Fosfato	N:P	C:N	SST	Clor-a	Dens. Cel.	DO682	E. Coli	Col. Totais
T. amb.	1.00	0.25	-0.74	-0.18	0.12	0.96	-0.58	-0.07	0.65	0.11	-0.57	-0.34	-0.65	-0.59	0.26	0.07	-0.40	-0.10	0.35	-0.11	-0.63	0.67	-0.46	0.68	-0.61	-0.75	-0.54	-0.57
Luz	0.25	1.00		0.85	0.93	0.27	0.45	-0.57	-0.45	-0.89	-0.80	0.27	0.21	-0.05	-0.86	-0.80	0.34	0.82	-0.45	-0.70	0.06	-0.39	0.14	0.82	0.16	0.11	-0.79	-0.68
Chuva	-0.74		1.00	0.41	0.02	-0.53	0.87	-0.22	-0.47	-0.37	0.25	0.31	0.68	0.75	-0.36	-0.43	0.55	0.30	-0.83	-0.04	0.89	-0.60	0.38	-0.40	0.58	0.49	0.09	0.02
Tempo Luz	-0.18	0.85	0.41	1.00	0.92	-0.11	0.76	-0.44	-0.67	-1.00	-0.58	0.63	0.69	0.45	-0.97	-0.95	0.71	0.80	-0.67	-0.83	0.54	-0.71	0.55	0.55	0.24	0.48	-0.61	-0.54
Evap.	0.12	0.93	0.02	0.92	1.00	0.10	0.46	-0.38	-0.54	-0.93	-0.74	0.56	0.46	0.18	-0.90	-0.85	0.54	0.75	-0.36	-0.89	0.21	-0.53	0.44	0.77	0.01	0.32	-0.79	-0.67
T. efluente	0.96	0.27	-0.53	-0.11	0.10	1.00	-0.42	-0.14	0.68	0.04	-0.56	-0.34	-0.59	-0.48	0.23	-0.02	-0.31	-0.06	0.11	-0.07	-0.45	0.66	-0.46	0.67	-0.52	-0.75	-0.61	-0.69
OD	-0.58	0.45	0.87	0.76	0.46	-0.42	1.00	-0.56	-0.74	-0.74	-0.21	0.37	0.72	0.65	-0.71	-0.78	0.56	0.72	-0.86	-0.40	0.80	-0.83	0.37	-0.04	0.65	0.45	-0.33	-0.32
pH	-0.07	-0.57	-0.22	-0.44	-0.38	-0.14	-0.56	1.00	0.51	0.50	0.68	0.36	0.07	0.12	0.42	0.55	0.25	-0.87	0.39	0.16	-0.04	0.47	0.44	-0.20	-0.64	0.34	0.87	0.78
DQO	0.65	-0.45	-0.47	-0.67	-0.54	0.68	-0.74	0.51	1.00	0.65	0.21	-0.34	-0.61	-0.38	0.75	0.59	-0.33	-0.77	0.36	0.42	-0.42	0.96	-0.34	0.09	-0.68	-0.55	0.29	0.15
Alc	0.11	-0.89	-0.37	-1.00	-0.93	0.04	-0.74	0.50	0.65	1.00	0.64	-0.57	-0.62	-0.39	0.96	0.96	-0.65	-0.84	0.66	0.82	-0.48	0.68	-0.47	-0.60	-0.25	-0.41	0.66	0.60
AOV	-0.57	-0.80	0.25	-0.58	-0.74	-0.56	-0.21	0.68	0.21	0.64	1.00	-0.01	0.05	0.14	0.49	0.69	0.02	-0.71	0.14	0.66	0.12	0.21	0.15	-0.78	0.07	0.39	0.99	0.93
F _{CO2}	-0.34	0.27	0.31	0.63	0.56	-0.34	0.37	0.36	-0.34	-0.57	-0.01	1.00	0.88	0.74	-0.57	-0.55	0.93	0.09	-0.31	-0.76	0.65	-0.47	0.99	0.24	-0.29	0.77	0.09	0.02
N-org	-0.65	0.21	0.68	0.69	0.46	-0.59	0.72	0.07	-0.61	-0.62	0.05	0.88	1.00	0.92	-0.62	-0.65	0.89	0.30	-0.55	-0.63	0.89	-0.76	0.90	-0.06	0.12	0.80	-0.03	-0.07
N-total	-0.59	-0.05	0.75	0.45	0.18	-0.48	0.65	0.12	-0.38	-0.39	0.14	0.74	0.92	1.00	-0.32	-0.53	0.77	0.10	-0.52	-0.47	0.96	-0.60	0.77	-0.24	0.02	0.57	-0.02	-0.15
NH ₄	0.26	-0.86	-0.36	-0.97	-0.90	0.23	-0.71	0.42	0.75	0.96	0.49	-0.57	-0.62	-0.32	1.00	0.85	-0.65	-0.81	0.60	0.73	-0.42	0.73	-0.51	-0.51	-0.35	-0.57	0.45	0.34
AL	0.07	-0.80	-0.43	-0.95	-0.85	-0.02	-0.78	0.55	0.59	0.96	0.69	-0.55	-0.65	-0.53	0.85	1.00	-0.62	-0.81	0.67	0.84	-0.59	0.69	-0.45	-0.52	-0.18	-0.27	0.76	0.75
NO ₂	-0.40	0.34	0.55	0.71	0.54	-0.31	0.56	0.25	-0.33	-0.65	0.02	0.93	0.89	0.77	-0.65	-0.62	1.00	0.17	-0.61	-0.66	0.78	-0.47	0.93	0.24	-0.11	0.79	0.09	0.03
NO ₃	-0.10	0.82	0.30	0.80	0.75	-0.06	0.72	-0.87	-0.77	-0.84	-0.71	0.09	0.30	0.10	-0.81	-0.81	0.17	1.00	-0.51	-0.53	0.23	-0.72		0.39	0.59	0.09	-0.72	-0.61
P-total	0.35	-0.45	-0.83	-0.67	-0.36	0.11	-0.86	0.39	0.36	0.66	0.14	-0.31	-0.55	-0.52	0.60	0.67	-0.61	-0.51	1.00	0.26	-0.74	0.45	-0.30	-0.12	-0.47	-0.35	0.19	0.24
Fosfato	-0.11	-0.70	-0.04	-0.83	-0.89	-0.07	-0.40	0.16	0.42	0.82	0.66	-0.76	-0.63	-0.47	0.73	0.84	-0.66	-0.53	0.26	1.00	-0.39	0.51	-0.64	-0.66	0.27	-0.32	0.95	0.91
N:P	-0.63	0.06	0.89	0.54	0.21	-0.45	0.80	-0.04	-0.42	-0.48	0.12	0.65	0.89	0.96	-0.42	-0.59	0.78	0.23	-0.74	-0.39	1.00	-0.62	0.68	-0.22	0.22	0.57	-0.04	-0.14
C:N	0.67	-0.39	-0.60	-0.71	-0.53	0.66	-0.83	0.47	0.96	0.68	0.21	-0.47	-0.76	-0.60	0.73	0.69	-0.47	-0.72	0.45	0.51	-0.62	1.00	-0.47	0.12	-0.59	-0.57	0.38	0.28
SST	-0.46	0.14	0.38	0.55	0.44	-0.46	0.37	0.44	-0.34	-0.47	0.15	0.99	0.90	0.77	-0.51	-0.45	0.93		-0.30	-0.64	0.68	-0.47	1.00	0.09	-0.24	0.84	0.38	0.32
Clor-a	0.68	0.82	-0.40	0.55	0.77	0.67	-0.04	-0.20	0.09	-0.60	-0.78	0.24	-0.06	-0.24	-0.51	-0.52	0.24	0.39	-0.12	-0.66	-0.22	0.12	0.09	1.00	-0.39	-0.14	-0.95	-0.89
Dens. Cel.	-0.61	0.16	0.58	0.24	0.01	-0.52	0.65	-0.64	-0.68	-0.25	0.07	-0.29	0.12	0.02	-0.35	-0.18	-0.11	0.59	-0.47	0.27	0.22	-0.59	-0.24	-0.39	1.00	0.20	-0.03	0.09
DO682	-0.75	0.11	0.49	0.48	0.32	-0.75	0.45	0.34	-0.55	-0.41	0.39	0.77	0.80	0.57	-0.57	-0.27	0.79	0.09	-0.35	-0.32	0.57	-0.57	0.84	-0.14	0.20	1.00	0.56	0.61
E. Coli	-0.54	-0.79	0.09	-0.61	-0.79	-0.61	-0.33	0.87	0.29	0.66	0.99	0.09	-0.03	-0.02	0.45	0.76	0.09	-0.72	0.19	0.95	-0.04	0.38	0.38	-0.95	-0.03	0.56	1.00	0.98
Col. Totais	-0.57	-0.68	0.02	-0.54	-0.67	-0.69	-0.32	0.78	0.15	0.60	0.93	0.02	-0.07	-0.15	0.34	0.75	0.03	-0.61	0.24	0.91	-0.14	0.28	0.32	-0.89	0.09	0.61	0.98	1.00

Positiva/forte

Positiva/moderada

Positiva/fraca

Sem correlação

Negativa/fraca

Negativa/moderada

Negativa/forte

Apêndice 4-c: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na LCO2

	T. amb.	Luz	Tempo Luz	Evap.	T. efluente	OD	pH	DQO	Alc	AOV	F _{CO2}	N-org	N-total	NH ₄	AL	NO ₂	NO ₃	P-total	Fosfato	N:P	C:N	SST	Clor-a	Dens. Cel.	DO682	E. Coli	Col. Totais
T. amb.	1.00	0.39	0.13	0.20	0.83	-0.10	0.12	0.19	0.25	0.50	-0.46	0.75	0.55	0.16	0.52	-0.02	-0.04	0.50	-0.87	0.13	-0.03	0.29	-0.61	0.79	-0.47	-0.37	-0.55
Luz	0.39	1.00	0.96	0.98	0.18	0.77	-0.38	-0.61	-0.70	-0.44	0.22	0.33	-0.25	-0.74	-0.55	0.20	0.79	0.26	-0.65	-0.48	-0.40	-0.48	0.18	0.66	-0.14	-0.72	-0.62
Tempo Luz	0.13	0.96	1.00	0.99	-0.01	0.87	-0.48	-0.74	-0.83	-0.58	0.42	0.09	-0.42	-0.82	-0.76	0.22	0.86	0.11	-0.41	-0.52	-0.48	-0.52	0.35	0.49	0.02	-0.72	-0.55
Evap.	0.20	0.98	0.99	1.00	0.03	0.82	-0.40	-0.68	-0.77	-0.52	0.33	0.18	-0.33	-0.78	-0.69	0.28	0.83	0.17	-0.48	-0.49	-0.45	-0.51	0.29	0.52	-0.07	-0.72	-0.59
T. efluente	0.83	0.18	-0.01	0.03	1.00	-0.02	-0.20	0.35	0.18	0.51	-0.37	0.27	0.37	0.19	0.44	-0.35	0.04	-0.02	-0.58	0.46	0.18	0.65	-0.82	0.54	0.03	-0.63	-0.69
OD	-0.10	0.77	0.87	0.82	-0.02	1.00	-0.83	-0.72	-0.98	-0.78	0.58	-0.29	-0.78	-0.95	-0.87	-0.22	0.97	-0.25	-0.18	-0.51	-0.33	-0.44	0.40	0.30	0.49	-0.72	-0.50
pH	0.12	-0.38	-0.48	-0.40	-0.20	-0.83	1.00	0.44	0.80	0.63	-0.53	0.55	0.82	0.74	0.63	0.68	-0.79	0.55	-0.02	0.24	0.09	0.05	-0.16	-0.15	-0.83	0.85	0.55
DQO	0.19	-0.61	-0.74	-0.68	0.35	-0.72	0.44	1.00	0.70	0.61	-0.86	0.01	0.54	0.70	0.68	-0.18	-0.56	-0.27	-0.03	0.83	0.85	0.54	-0.77	-0.43	-0.07	0.36	-0.13
Alc	0.25	-0.70	-0.83	-0.77	0.18	-0.98	0.80	0.70	1.00	0.88	-0.57	0.37	0.85	0.97	0.92	0.22	-0.96	0.31	0.08	0.53	0.26	0.54	-0.49	-0.15	-0.52	0.63	0.45
AOV	0.50	-0.44	-0.58	-0.52	0.51	-0.78	0.63	0.61	0.88	1.00	-0.49	0.37	0.92	0.91	0.84	0.26	-0.77	0.26	-0.07	0.67	0.11	0.77	-0.72	0.10	-0.47	0.20	0.10
F _{CO2}	-0.46	0.22	0.42	0.33	-0.37	0.58	-0.53	-0.86	-0.57	-0.49	1.00	-0.40	-0.60	-0.48	-0.63	-0.01	0.37	-0.06	0.46	-0.58	-0.77	-0.20	0.70	0.13	0.39	-0.41	0.18
N-org	0.75	0.33	0.09	0.18	0.27	-0.29	0.55	0.01	0.37	0.37	-0.40	1.00	0.62	0.19	0.51	0.40	-0.26	0.91	-0.76	-0.25	-0.24	-0.19	-0.13	0.69	-0.89	0.99	0.76
N-total	0.55	-0.25	-0.42	-0.33	0.37	-0.78	0.82	0.54	0.85	0.92	-0.60	0.62	1.00	0.83	0.80	0.51	-0.73	0.50	-0.26	0.51	0.08	0.49	-0.60	0.17	-0.75	0.40	0.18
NH ₄	0.16	-0.74	-0.82	-0.78	0.19	-0.95	0.74	0.70	0.97	0.91	-0.48	0.19	0.83	1.00	0.84	0.24	-0.94	0.16	0.23	0.66	0.24	0.67	-0.54	-0.24	-0.39	0.47	0.34
AL	0.52	-0.55	-0.76	-0.69	0.44	-0.87	0.63	0.68	0.92	0.84	-0.63	0.51	0.80	0.84	1.00	-0.03	-0.84	0.38	-0.20	0.43	0.27	0.54	-0.59	0.13	-0.49	0.61	0.45
NO ₂	-0.02	0.20	0.22	0.28	-0.35	-0.22	0.68	-0.18	0.22	0.26	-0.01	0.40	0.51	0.24	-0.03	1.00	-0.23	0.51		-0.04	-0.39	-0.20	0.17	0.03	-0.73	0.83	0.60
NO ₃	-0.04	0.79	0.86	0.83	0.04	0.97	-0.79	-0.56	-0.96	-0.77	0.37	-0.26	-0.73	-0.94	-0.84	-0.23	1.00	-0.31	-0.29	-0.39	-0.12	-0.46	0.27	0.24	0.46	-0.70	-0.63
P-total	0.50	0.26	0.11	0.17	-0.02	-0.25	0.55	-0.27	0.31	0.26	-0.06	0.91	0.50	0.16	0.38	0.51	-0.31	1.00	-0.49	-0.49	-0.55	-0.30	0.21	0.66	-0.88	0.80	1.00
Fosfato	-0.87	-0.65	-0.41	-0.48	-0.58	-0.18	-0.02	-0.03	0.08	-0.07	0.46	-0.76	-0.26	0.23	-0.20		-0.29	-0.49	1.00	0.16	-0.03	0.19	0.34	-0.75	0.46	0.25	0.71
N:P	0.13	-0.48	-0.52	-0.49	0.46	-0.51	0.24	0.83	0.53	0.67	-0.58	-0.25	0.51	0.66	0.43	-0.04	-0.39	-0.49	0.16	1.00	0.65	0.79	-0.85	-0.43	0.13	-0.14	-0.46
C:N	-0.03	-0.40	-0.48	-0.45	0.18	-0.33	0.09	0.85	0.26	0.11	-0.77	-0.24	0.08	0.24	0.27	-0.39	-0.12	-0.55	-0.03	0.65	1.00	0.20	-0.56	-0.57	0.24	0.22	-0.39
SST	0.29	-0.48	-0.52	-0.51	0.65	-0.44	0.05	0.54	0.54	0.77	-0.20	-0.19	0.49	0.67	0.54	-0.20	-0.46	-0.30	0.19	0.79	0.20	1.00	-0.77	-0.05	0.19	-0.28	-0.23
Clor-a	-0.61	0.18	0.35	0.29	-0.82	0.40	-0.16	-0.77	-0.49	-0.72	0.70	-0.13	-0.60	-0.54	-0.59	0.17	0.27	0.21	0.34	-0.85	-0.56	-0.77	1.00	-0.06	0.05	0.22	0.54
Dens. Cel.	0.79	0.66	0.49	0.52	0.54	0.30	-0.15	-0.43	-0.15	0.10	0.13	0.69	0.17	-0.24	0.13	0.03	0.24	0.66	-0.75	-0.43	-0.57	-0.05	-0.06	1.00	-0.39	-0.62	-0.03
DO682	-0.47	-0.14	0.02	-0.07	0.03	0.49	-0.83	-0.07	-0.52	-0.47	0.39	-0.89	-0.75	-0.39	-0.49	-0.73	0.46	-0.88	0.46	0.13	0.24	0.19	0.05	-0.39	1.00	-0.95	-0.70
E. Coli	-0.37	-0.72	-0.72	-0.72	-0.63	-0.72	0.85	0.36	0.63	0.20	-0.41	0.99	0.40	0.47	0.61	0.83	-0.70	0.80	0.25	-0.14	0.22	-0.28	0.22	-0.62	-0.95	1.00	0.81
Col. Totais	-0.55	-0.62	-0.55	-0.59	-0.69	-0.50	0.55	-0.13	0.45	0.10	0.18	0.76	0.18	0.34	0.45	0.60	-0.63	1.00	0.71	-0.46	-0.39	-0.23	0.54	-0.03	-0.70	0.81	1.00



Apêndice 4-d: Matriz de correlação dos parâmetros analisados na L

	T. amb.	Luz	Tempo Luz	Evap.	T. efluente	OD	pH	DQO	Alc	AOV	F _{CO2}	N-org	N-total	NH ₄	AL	NO ₂	NO ₃	P-total	Fosfato	N:P	C:N	SST	Clor-a	Dens. Cel.	DO682	E. Coli	Col. Totais
T. amb.	1.00	-0.47	-0.48	-0.47	0.94	-0.81	0.91	0.28	0.55	0.83	-0.53	0.81	0.86	0.58	0.90	0.56	-0.80	0.72	0.01	0.56	-0.35	0.16	-0.99	-0.59	-0.71	0.94	0.98
Luz	-0.47	1.00	1.00	1.00	-0.41	0.84	-0.48	-0.94	-0.81	-0.57	0.27	-0.25	-0.74	-0.97	-0.58	0.42	0.71	-0.24	0.03	-0.80	-0.58	-0.40	0.55	0.81	0.35	-0.86	-0.98
Tempo Luz	-0.48	1.00	1.00	1.00	-0.42	0.86	-0.47	-0.93	-0.81	-0.58	0.31	-0.25	-0.74	-0.97	-0.59	0.42	0.73	-0.25	0.06	-0.78	-0.57	-0.36	0.56	0.83	0.38	-0.86	-0.99
Evap.	-0.47	1.00	1.00	1.00	-0.42	0.84	-0.45	-0.93	-0.81	-0.57	0.27	-0.25	-0.75	-0.97	-0.60	0.42	0.71	-0.27	0.02	-0.79	-0.56	-0.39	0.54	0.79	0.33	-0.86	-0.98
T. efluente	0.94	-0.41	-0.42	-0.42	1.00	-0.74	0.71	0.17	0.62	0.92	-0.59	0.71	0.84	0.56	0.91	0.57	-0.74	0.91	0.11	0.35	-0.47	-0.04	-0.90	-0.50	-0.58	0.99	0.95
OD	-0.81	0.84	0.86	0.84	-0.74	1.00	-0.77	-0.65	-0.72	-0.74	0.66	-0.65	-0.82	-0.86	-0.83	-0.06	0.97	-0.50	0.26	-0.70	-0.13	-0.12	0.86	0.89	0.76	-0.85	-0.99
pH	0.91	-0.48	-0.47	-0.45	0.71	-0.77	1.00	0.36	0.37	0.59	-0.41	0.81	0.73	0.50	0.74	0.46	-0.76	0.37	-0.14	0.72	-0.15	0.36	-0.93	-0.61	-0.77	0.76	0.89
DQO	0.28	-0.94	-0.93	-0.93	0.17	-0.65	0.36	1.00	0.74	0.41	0.02	-0.01	0.59	0.89	0.33	-0.62	-0.47		0.10	0.80	0.78	0.59	-0.38	-0.72	-0.14	0.83	0.90
Alc	0.55	-0.81	-0.81	-0.81	0.62	-0.72	0.37	0.74	1.00	0.86	-0.29	0.06	0.75	0.91	0.56	-0.28	-0.56	0.58	0.27	0.47	0.32	0.19	-0.60	-0.75	-0.21	0.99	0.86
AOV	0.83	-0.57	-0.58	-0.57	0.92	-0.74	0.59	0.41	0.86	1.00	-0.45	0.41	0.85	0.74	0.79	0.25	-0.65	0.86	0.28	0.37	-0.18	0.06	-0.83	-0.62	-0.40	0.99	0.85
F _{CO2}	-0.53	0.27	0.31	0.27	-0.59	0.66	-0.41	0.02	-0.29	-0.45	1.00	-0.57	-0.27	-0.29	-0.53	-0.33	0.80	-0.44	0.69	0.02	0.32	0.64	0.53	0.62	0.84	-0.49	-0.64
N-org	0.81	-0.25	-0.25	-0.25	0.71	-0.65	0.81	-0.01	0.06	0.41	-0.57	1.00	0.61	0.26	0.83	0.71	-0.75	0.49	-0.30	0.47	-0.50	0.03	-0.77	-0.31	-0.76	0.51	0.80
N-total	0.86	-0.74	-0.74	-0.75	0.84	-0.82	0.73	0.59	0.75	0.85	-0.27	0.61	1.00	0.84	0.92	0.21	-0.72	0.72	0.29	0.75	-0.03	0.42	-0.86	-0.56	-0.39	0.91	0.93
NH ₄	0.58	-0.97	-0.97	-0.97	0.56	-0.86	0.50	0.89	0.91	0.74	-0.29	0.26	0.84	1.00	0.67	-0.32	-0.71	0.44	0.11	0.74	0.45	0.37	-0.64	-0.80	-0.33	0.95	0.98
AL	0.90	-0.58	-0.59	-0.60	0.91	-0.83	0.74	0.33	0.56	0.79	-0.53	0.83	0.92	0.67	1.00	0.46	-0.82	0.79	0.04	0.59	-0.31	0.14	-0.87	-0.50	-0.58	0.89	0.99
NO ₂	0.56	0.42	0.42	0.42	0.57	-0.06	0.46	-0.62	-0.28	0.25	-0.33	0.71	0.21	-0.32	0.46	1.00	-0.21	0.53	-0.02	-0.13	-0.94	-0.22	-0.45	0.23	-0.40	0.75	0.94
NO ₃	-0.80	0.71	0.73	0.71	-0.74	0.97	-0.76	-0.47	-0.56	-0.65	0.80	-0.75	-0.72	-0.71	-0.82	-0.21	1.00	-0.48	0.45	-0.57	0.03	0.06	0.83	0.83	0.87	-0.75	-0.94
P-total	0.72	-0.24	-0.25	-0.27	0.91	-0.50	0.37		0.58	0.86	-0.44	0.49	0.72	0.44	0.79	0.53	-0.48	1.00	0.33	0.09	-0.55	-0.17	-0.65	-0.22	-0.25	0.93	0.75
Fosfato	0.01	0.03	0.06	0.02	0.11	0.26	-0.14	0.10	0.27	0.28	0.69	-0.30	0.29	0.11	0.04	-0.02	0.45	0.33	1.00	0.09	-0.02	0.53	0.02	0.37	0.69	0.15	-0.17
N:P	0.56	-0.80	-0.78	-0.79	0.35	-0.70	0.72	0.80	0.47	0.37	0.02	0.47	0.75	0.74	0.59	-0.13	-0.57	0.09	0.09	1.00	0.43	0.77	-0.62	-0.55	-0.34	0.54	0.70
C:N	-0.35	-0.58	-0.57	-0.56	-0.47	-0.13	-0.15	0.78	0.32	-0.18	0.32	-0.50	-0.03	0.45	-0.31	-0.94	0.03	-0.55	-0.02	0.43	1.00	0.46	0.23	-0.39	0.21	0.28	0.47
SST	0.16	-0.40	-0.36	-0.39	-0.04	-0.12	0.36	0.59	0.19	0.06	0.64	0.03	0.42	0.37	0.14	-0.22	0.06	-0.17	0.53	0.77	0.46	1.00	-0.21	-0.04	0.23	0.16	0.17
Clor-a	-0.99	0.55	0.56	0.54	-0.90	0.86	-0.93	-0.38	-0.60	-0.83	0.53	-0.77	-0.86	-0.64	-0.87	-0.45	0.83	-0.65	0.02	-0.62	0.23	-0.21	1.00	0.68	0.74	-0.94	-0.98
Dens. Cel.	-0.59	0.81	0.83	0.79	-0.50	0.89	-0.61	-0.72	-0.75	-0.62	0.62	-0.31	-0.56	-0.80	-0.50	0.23	0.83	-0.22	0.37	-0.55	-0.39	-0.04	0.68	1.00	0.71	-0.89	-0.98
DO682	-0.71	0.35	0.38	0.33	-0.58	0.76	-0.77	-0.14	-0.21	-0.40	0.84	-0.76	-0.39	-0.33	-0.58	-0.40	0.87	-0.25	0.69	-0.34	0.21	0.23	0.74	0.71	1.00	-0.59	-0.84
E. Coli	0.94	-0.86	-0.86	-0.86	0.99	-0.85	0.76	0.83	0.99	0.99	-0.49	0.51	0.91	0.95	0.89	0.75	-0.75	0.93	0.15	0.54	0.28	0.16	-0.94	-0.89	-0.59	1.00	0.92
Col. Totais	0.98	-0.98	-0.99	-0.98	0.95	-0.99	0.89	0.90	0.86	0.85	-0.64	0.80	0.93	0.98	0.99	0.94	-0.94	0.75	-0.17	0.70	0.47	0.17	-0.98	-0.98	-0.84	0.92	1.00



Conclusões gerais e recomendações

A partir da análise dos resultados obtidos com este estudo, estabeleceram-se as seguintes conclusões gerais:

- Não houve grandes mudanças no tratamento do FBR-FP e LR com a alteração da intensidade luminosa e com a contaminação do esgoto sanitário por fármacos;
- No geral, o desempenho do FBR-FP foi mais eficiente como um pós-tratamento de esgoto anaeróbio, embora tenha apresentado problemas de elevação descontrolada de temperatura e valor de pH;
- Para ambos os reatores, a redução do N-amoniacoal foi semelhante nas diferentes CE e se deu por processo de assimilação microalgal e nitrificação. No FBR-FP houve a contribuição adicional de volatilização de amônia, o que diminuiu a disponibilidade de N para as microalgas;
- Os sistemas indicaram uma boa adaptação de BOAs e BONs, aumentando a competição com as micoralgas por nutrientes. Apenas nas CE com maior IL o NO_3 começou a ser assimilado pela comunidade microalgal no dia 7 do tratamento no FBR-FP e LR;
- O FBR-FP registrou elevação significativa do valor de pH e temperatura e proporcionou condições para a geração de amônia livre, que é tóxica para os microrganismos. Embora a atividade fotossintética não tenha elevado o valor de pH na LR, a produção de OD foi semelhante ao do FBR-FP e apresentou correlação positiva com o aumento da concentração de clor- a ;
- Apenas o FBR-FP apresentou capacidade de depuração significativa dos compostos fosfatados. Tal fato indica que o valor de pH mostrou elevada influência no processo, proporcionando precipitação química do P apenas no sistema fechado;
- Com base nos valores dos parâmetros relacionados com C, o consumo da alcalinidade foi elevado nos dois sistemas e, possivelmente, houve escassez de C para o consórcio. Tal fato influenciou na liberação ao meio de cultura de compostos carbonatos, nitrogenados e fosfatados presentes na biomassa devido a morte celular após um TDH de 3 dias, prejudicando o a geração de biomassa e a recuperação de nutrientes, como pode ser evidenciado na diminuição da PB a partir do dia 3 no FBR-FP e LR;
- Embora não tenha ocorrido uma diferença significativa, a DC aumentou mais em

CE com a adição de fármacos. É possível supor que os fármacos serviram como fonte extra de alimento para as microalgas, independentemente da IL;

- A LR foi menos eficiente no aumento dos parâmetros de crescimento microalgal e pode estar relacionado com a grande quantidade de predadores identificados durante o cultivo, além da competição com as bactérias nitrificantes;
- Os dois sistemas evidenciaram ser uma boa opção para tratamento terciário, com elevada remoção de *E. coli* e CT. No entanto, o efluente gerado pelo FBR-FP possui maior potencial para reúso na irrigação;
- No estudo da suplementação da LR com CO₂, o uso do gás foi necessário na presença de maior IL para obtenção de maior PB. Possivelmente, em regiões tropicais a redução da IL e o enriquecimento com CO₂ será necessário se o objetivo for produção comercial de biomassa;
- As condições investigadas com IL natural não foram vantajosas na conversão da energia solar em biomassa microalgal, sendo identificados fenômenos de fotossaturação e fotoinibição;
- No geral, o uso de 50% de sombra não apresentou fotolimitação para as culturas e resultou em maior eficiência nos cálculos de remoção de nutrientes, taxa de remoção de nutrientes e PB em função da IL. Além disso, o ΨE e a EF também foram superiores no estudo com sombreamento;
- A caracterização química da biomassa gerada nos dois sistemas indicou que ela pode ser considerada uma alternativa viável para utilização como biofertilizante, atendendo a necessidade das plantas, proporcionando correção de solo, contribuindo para uma produção agrícola sustentável, equilíbrio dos ciclos biogeoquímicos e incorporação dos princípios da economia circular.

Como recomendações, estabeleceram-se as seguintes sugestões para trabalhos futuros:

- Para maior viabilidade do tratamento em escala real, são necessários testes em regime semi-contínuo e contínuo para reduzir a escassez de nutrientes, bem como testes com adição de CO₂ ou sais de bicarbonato como fonte de C inorgânico para o CMB;
- Realizar testes com diferentes concentrações de CO₂ suplementado em condições com e sem sombra visando identificar a concentração ideal deste gás para cumprir os objetivos de depuração do esgoto sanitário e geração de bioprodutos

valiosos;

- Para otimização da depuração do esgoto sanitário e geração de biomassa no FBR-FP, é recomendado o controle do aumento do valor de pH para reduzir a geração de amônia livre e a volatilização da amônia. Também se sugere um processo de resfriamento do líquido para controle de temperatura durante o tratamento do esgoto sanitário, pois o sombreamento de 50% não foi o suficiente para redução da temperatura máxima que ficou acima da faixa adequada para as microalgas;
- Realizar estudos mais aprofundados sobre o dimensionamento da LR em escala piloto operada na região geográfica, de forma com que a IL seja mais eficiente ao longo da coluna d'água para diminuição do efeito de sombreamento e otimização da PB e da remoção dos compostos fosfatados;
- Encontrar alternativas para otimizar o sistema de mistura da LR que pode ter afetado a PB, bem como adotar um controle no valor de pH para permanecer na faixa ótima de desempenho das microalgas;
- Realizar testes com aumento da porcentagem de sombreamento para verificar se haveria melhor aproveitamento luminoso para remoção de nutrientes e PB no FBR-FP e LR, se ocorreria fotolimitação ou fotoinibição com a menor IL sobre os dois sistemas, bem como avaliar se haveria uma otimização da EF nestas novas CE.