



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E GESTÃO DE RECURSOS
NATURAIS

ELIS GEAN ROCHA

**JARDINS FLUTUANTES: UMA ECOTECNOLOGIA NO TRATAMENTO DE
ESGOTOS DOMÉSTICOS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Campina Grande – Paraíba (Brasil)

Novembro de 2022

ELIS GEAN ROCHA

**JARDINS FLUTUANTES: UMA ECOTECNOLOGIA NO TRATAMENTO DE
ESGOTOS DOMÉSTICOS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências para a obtenção do grau de Doutora em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais.

Área de concentração: Engenharia de Recursos Naturais

Linha de Pesquisa: Saneamento Básico

Orientadora: Profa. Dra. Patrícia Hermínio Cunha (UFCG)

Coorientadora: Profa. Dra. Maria Dolores Ribeiro Orge (UNEB)

Campina Grande – Paraíba (Brasil)

Novembro de 2022

R672j

Rocha, Elis Gean.

Jardins flutuantes: uma ecotecnologia no tratamento de esgotos domésticos no semiárido brasileiro / Elis Gean Rocha. – Campina Grande, 2022.

147 f. : il. color.

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

"Orientação: Profa. Dra. Patrícia Hermínio Cunha, Profa. Dra. Maria Dolores Ribeiro Orge".

Referências.

1. Saneamento Básico. 2. Engenharia de Recursos Naturais. 3. Sistemas Baseados na Natureza. 4. Lagoas Anaeróbias. 5. Fitorremediação. 6. Ecosanemanto. I. Cunha, Patrícia Hermínio. II. Orge, Maria Dolores Ribeiro. III. Título.

CDU 628.3(043)

ELIS GEAN ROCHA

**JARDINS FLUTUANTES: UMA ECOTECNOLOGIA NO TRATAMENTO DE
ESGOTOS DOMÉSTICOS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese apresentada em 18 de novembro de 2022.

Banca Examinadora

Profa. Dra. Patrícia Hermínio Cunha
Orientadora (UFCG)

Profa. Dra. Maria Dolores Ribeiro Orge
Coorientadora (UNEB)

Profa. Dra. Vera Lucia Antunes de Lima
Examinadora Interna (UFCG)

Profa. Dra. Viviane Farias Silva
Examinadora Interna (UFCG)

Prof. Dr. Paulo Renato Mesquita Pellegrino
Examinador Externo (USP)

Prof. Dr. Ênio Leandro Machado
Examinador Externo (UNISC)



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
POS-GRADUACAO EM RECURSOS NATURAIS
Rua Aprígio Veloso, 882, - Bairro Universitário, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

REGISTRO DE PRESENÇA E ASSINATURAS

ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO/TESE

Ata da Vigéssima primeira sessão pública de Defesa de Tese do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais – PPGEGRN do Centro de Tecnologia e Recursos Naturais – CTRN da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG. Ao 18 dia do mês de NOVEMBRO de 2022, às 14:00 horas, por meio de videoconferência reuniu-se na forma e Termos do Art. 62 do Regulamento Geral dos Cursos e Programas de Pós-Graduação “Stricto Sensu” da UFCG e do Regulamento do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, Resolução 02/2019 do Colegiado Pleno do Conselho Superior de Ensino, Pesquisa e Extensão – CONSEPE/UFCG, a Banca Examinadora composta pelos professores/pesquisadores Prof.(a) Dr.(a) **Patrícia Hermínio Cunha Feitosa/UFCG**, como orientador(a) principal; Prof.(a.) Dr.(a.) **Maria Dolores Ribeiro Orge** como co-orientador; Prof.(a.) Dr.(a.) **Viviane Farias Silva/UFCG** como membro interno; Prof.(a.) Dr.(a.) **Vera Lucia Antunes de Lima/UFCG** como membro interno; Prof.(a.) Dr.(a) **Paulo Renato Mesquita Pellegrino/USP**, como membro externo; Prof.(a.) Dr.(a) **Ênio Leandro Machado/UNISC**, como membro externo; a qual foi constituída pela Portaria **PPGEGRN 58/2022** da Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, juntamente com Sr(a) **Elis Gean Rocha** candidato(a) ao Grau de **Doutor(a)** em Engenharia de Recursos Naturais. Abertos os trabalhos, o(a) Senhor (a) Presidente da Banca Examinadora, Prof.(a.) Dr(a). **Patrícia Hermínio Cunha Feitosa/UFCG**, anunciou que a sessão tinha a finalidade de julgamento da apresentação e de defesa da Tese) sob o título: **“Jardins flutuantes: uma ecotecnologia no tratamento de esgotos domésticos no semiárido brasileiro”**. Área de Concentração: **Engenharia de Recursos Naturais**, orientada pelo(a) Professor(a) Dra. **Patrícia Hermínio Cunha Feitosa**. O(A) presidente concedeu à palavra o(a) candidato(a) para, no prazo de tempo estipulado, efetuar a apresentação de seu trabalho. Concluída a exposição do(a) candidato(a), o(a) Presidente iniciou a segunda etapa do processo de defesa passando a palavra a cada membro da Banca Examinadora para as devidas considerações, correções e arguição do(a) candidato(a). Em seguida, a Banca Examinadora solicitou a saída dos presentes para, em sessão secreta, avaliar a apresentação e defesa. Após chegar a uma decisão final, a Banca Examinadora solicitou o retorno da Assembléia e anunciou, de conformidade com o que estabelece o Art. 57 do Regulamento do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, o Conceito **APROVADO**, o qual será atribuído após O(a) candidato(a), no prazo máximo de 30(trinta)dias, efetuar as correções e modificações sugeridas e aprovadas pela Banca Examinadora. Nada mais havendo a tratar pelo Coordenador, pelo candidato e pelos membros da Banca Examinadora.

Campina Grande, 18/11/2022.

Assinaturas:

Coordenadora do PPGEGRN _____

Candidato(a) _____

Presidente _____

Examinador _____

Examinador _____

Examinador _____

Examinador _____



Documento assinado eletronicamente por **PATRICIA HERMINIO CUNHA FEITOSA, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 20/12/2022, às 18:17, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Elis Gean Rocha, Usuário Externo**, em 20/12/2022, às 18:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **MARIA DOLORES RIBEIRO ORGE, Usuário Externo**, em 20/12/2022, às 19:51, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **VERA LUCIA ANTUNES DE LIMA, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 20/12/2022, às 19:57, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Paulo Renato Mesquita Pellegrino, Usuário Externo**, em 04/01/2023, às 15:33, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ênio Leandro Machado, Usuário Externo**, em 13/02/2023, às 15:40, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **VIVIANE FARIAS SILVA, VICE-COORDENADOR**, em 23/02/2023, às 09:41, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **2892192** e o código CRC **DC3E54CA**.

AGRADECIMENTOS

A professora Patrícia Hermínio Cunha, pela orientação, apoio, incentivo e todos os anos de trabalho compartilhado.

A professora Maria Dolores Ribeiro Orge, pela orientação, cuidado com o trabalho e dedicação a pesquisa.

Aos professores Vera Lucia Antunes de Lima, Viviane Farias Silva, Paulo Renato Mesquita Pellegrino e Ênio Leandro Machado, por terem aceitado avaliar e contribuir com o trabalho.

A CAGEPA, por ter permitido a instalação do sistema na ETE do Glória.

Ao senhor Jeová, pela ajuda e alegria compartilhada em todo o período de montagem e monitoramento do sistema.

Aos colegas Gabrielle, Matheus, Débora, Milena e todos os alunos que contribuíram com essa pesquisa.

Aos técnicos do Laboratório de Saneamento da UFCG e demais departamentos que ajudaram nas diversas etapas deste trabalho.

A minha família e amigos, pelo incentivo e ajuda nos momentos mais difíceis.

RESUMO

Grandes volumes de esgotos não tratados são despejados diariamente em corpos hídricos, principalmente em países subdesenvolvidos e em desenvolvimento com infraestruturas sanitárias limitadas ou insuficientes na prestação de serviços de saneamento básico. No Brasil, é comum o uso de lagoas de estabilização no tratamento de esgotos, no entanto, apesar de eficientes na redução da matéria orgânica e de patógenos do efluente, estes sistemas não apresentam o mesmo resultado para poluentes como fósforo e nitrogênio, causadores da eutrofização. Diante da necessidade de preservação das águas naturais e redução do impacto ambiental, tem-se buscado estratégias para otimização desse tratamento nas últimas décadas. Nesse sentido, soluções baseadas na natureza, como o sistema de jardins flutuantes, têm surgido como alternativa para o tratamento de efluentes ou aprimoramento do tratamento realizado por lagoas, não havendo necessidade de ampliação da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) configurando-se como um tratamento eficiente, de baixo custo, fácil adaptação e função ornamental. Dessa forma, buscando ampliar os estudos em escala de campo, este trabalho tem por objetivo construir, instalar e avaliar um sistema de jardins flutuantes (SJF) na lagoa anaeróbia da ETE do Glória, localizada no município de Campina Grande – Paraíba (Brasil). Cada um dos jardins foi construído com estrutura de Poliestireno expandido – EPS, substratos orgânicos (fibra de coco e bagaço de cana-de-açúcar) e inorgânicos (brita e EPS triturado) e diferentes espécies de plantas (*Cyperus papyrus*, *Tradescantia zebrina*, *Callisia fragrans*, *Canna x generalis* e *Xanthosoma sagittifolium*), totalizando uma área de cobertura superficial de 4,0% da lagoa. Os parâmetros de qualidade de água monitorados foram temperatura, pH, turbidez, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal e clorofila *a*. O estudo foi dividido em duas fases: a primeira com distribuição em 6 fileiras de 7 jardins cada e monitoramento de maio/2019 a março/2020 em 8 pontos de coleta; e a segunda com distribuição em forma de barreira única e monitoramento de fevereiro a agosto/2021 em 4 pontos de coleta. A estrutura em EPS mostrou boa estabilidade, fluatuabilidade e resistência em todo o experimento. Os substratos orgânicos, bagaço de cana-de-açúcar e fibra de coco, desempenharam bem a função de sustentação inicial das plantas, porém podem ter acrescentado matéria orgânica ao efluente. Entre as espécies de plantas testadas nos jardins, *C. papyrus* foi tolerante ao efluente, *Canna x generalis* e *T. zebrina* foram parcialmente tolerantes, *X. sagittifolium* e *C. fragrans* mostraram-se sensíveis. Outras espécies de plantas espontâneas também foram identificadas no SJF. Na primeira fase, a redução de turbidez, condutividade elétrica, DBO₅, fósforo total e ortofosfato solúvel foi maior antes da instalação dos jardins em fileiras. Entretanto estes resultados mostraram-se promissores na segunda fase, com redução de matéria orgânica e fósforo total, mas aumento importante no afluente de DBO₅ e DQO na configuração dos jardins em barreira única. Nesta fase foi registrado o aumento da clorofila *a* na massa d'água, contribuindo assim para a oxigenação natural e melhor qualidade do efluente sem aumento nos custos de manutenção. No geral, a utilização de jardins flutuantes mostrou eficácia na otimização do ecotratamento realizado por lagoas de estabilização, com potencial para redução de matéria orgânica e nutrientes através da fitorremediação. O SJF mostrou potencialidades e qualidades sanitária e ambiental que devem ser estudadas em trabalhos futuros.

Palavras-chave: sistemas baseados na natureza, lagoas anaeróbias, fitorremediação, ecosanemanto.

ABSTRACT

Large volumes of untreated wastewater are discharged daily into water bodies, mainly in underdeveloped and developing countries with limited or insufficient sanitary infrastructure in the provision of basic sanitation services. In Brazil, it is common to use stabilization ponds in wastewater treatment, however, although efficient in reducing organic matter and pathogens in the effluent, these systems do not present the same result for pollutants such as phosphorus and nitrogen, which cause eutrophication. Faced with the need to preserve natural waters and reduce the environmental impact, strategies have been sought to optimize this treatment in recent decades. In this sense, nature-based solutions, such as the floating treatment wetlands, have emerged as an alternative for the treatment of effluents or improvement of the treatment carried out by ponds, with no need to expand the Wastewater Treatment Plant (WWTP) becoming an efficient, low-cost treatment, easy adaptation and ornamental function. Thus, seeking to expand field-scale studies, this work aims to build, install and evaluate a floating treatment wetland (FTW) in the anaerobic lagoon of WWTP do Glória, located in the municipality of Campina Grande - Paraíba (Brazil). Each of the gardens of the FTW was built with an expanded polystyrene (EPS) structure, organic substrates (coconut fiber and sugarcane bagasse) and inorganic substrates (gravel and crushed EPS) and different species of plants (*Cyperus papyrus*, *Tradescantia zebrina*, *Callisia fragrans*, *Canna x generalis* and *Xanthosoma sagittifolium*), totaling a surface coverage area of 4.0% of the lagoon. The monitored water quality parameters were temperature, pH, turbidity, electrical conductivity, total dissolved solids, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, total phosphorus, soluble orthophosphate, total Kjeldahl nitrogen, ammonia nitrogen and chlorophyll a. The study was divided into two phases: the first with distribution in 6 rows of 7 gardens each and monitoring from May/2019 to March/2020 at 8 collection points; and the second with distribution in the form of a single barrier and monitoring from February to August/2021 at 4 collection points. The EPS structure showed good stability, buoyancy and strength throughout the experiment. The organic substrates, sugarcane bagasse and coconut fiber, performed well in the initial support function of the plants, however they may have added organic matter to the effluent. Among the plant species tested in the gardens, *C. papyrus* was effluent tolerant, *Canna x generalis* and *T. zebrina* were partially tolerant, *X. sagittifolium* and *C. fragrans* were sensitive. Other spontaneous plant species were also identified in the SJF. In the first phase, the reduction of turbidity, electrical conductivity, BOD₅, total phosphorus and soluble orthophosphate was greater before the installation of row gardens. However, these results were promising in the second phase, with a reduction in organic matter and total phosphorus, but an important increase in the influent of BOD₅ and COD in the configuration of gardens in a single barrier. In this phase, an increase in chlorophyll a in the water mass was recorded, thus contributing to natural oxygenation and better effluent quality without increasing maintenance costs. In general, the use of floating gardens was effective in optimizing the ecotreatment carried out by stabilization ponds, with the potential to reduce organic matter and nutrients through phytoremediation. The SJF showed health and environmental potential and qualities that should be studied in future

Keywords: nature-based systems, anaerobic lagoons, phytoremediation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Modelo esquemático das principais etapas no processo de fitorremediação.....	29
Figura 2 - Processos de biodegradação envolvidos na rizodegradação.....	31
Figura 3 - Diagrama esquemático dos processos de fitodegradação.....	32
Figura 4 - Representação esquemática um jardim flutuante, elucidando a remoção de poluentes por diferentes mecanismos	39
Figura 5 - Evolução dos indicadores de atendimento em esgotamento sanitário no município de Campina Grande – Paraíba (Brasil).....	43
Figura 6 - Fluxograma com as etapas metodológicas do estudo	45
Figura 7 - Bacias de drenagem pluvial e de esgotamento sanitário do município de Campina Grande – Paraíba. (Brasil)	46
Figura 8 - Emissários que compõem o SES da Bacia do Glória em Campina Grande - Paraíba	48
Figura 9 - Vista geral das unidades de tratamento da ETE do Glória recém-construída após 2006	48
Figura 10 - Planta de tratamento preliminar da ETE do Glória.....	49
Figura 11 - Projeto da Estação de Tratamento de Esgotos do Glória, Campina Grande – Paraíba	50
Figura 12 - Modelos das estruturas de jardins flutuantes utilizadas no experimento. Campina Grande – Paraíba. (Brasil)	51
Figura 13 - Processo de construção e preparação das placas de EPS para os jardins flutuantes. A) Placas de EPS cortadas B) Estrutura tipo 1 C) Estrutura tipo 2.....	52
Figura 14 - Preparação do substrato orgânico em 2019. A) Equipamento de desfibramento (forrageira adaptada). B) Bagaço da cana-de-açúcar desfibrado. Campina Grande - Paraíba (Brasil).....	53
Figura 15 - Preparação do substrato inorgânico em 2019. A) Processo manual de redução do EPS. B) EPS triturado. Campina Grande – Paraíba (Brasil)	53
Figura 16 - Plantas instaladas nos jardins flutuantes do primeiro experimento. A) <i>Cyperus papyrus</i> . B) <i>Tradescantia zebrina</i> . C) <i>Callisia fragrans</i> . D) <i>Canna x generalis</i> . E) <i>Xanthosoma sagittifolium</i> . Campina Grande – Paraíba (Brasil). 2019-2020	54
Figura 17 - Construção e montagem dos jardins flutuantes em 2019. A) Placas de EPS. B) Preenchimento da rede com o substrato misto. C) Fechamento da rede. D) Transporte dos	

jardins para a lagoa e junção das fileiras. E) Complemento do substrato e colocação das plantas. Campina Grande – Paraíba (Brasil).....	55
Figura 18 - Distribuição do sistema de jardins flutuantes na lagoa anaeróbica durante a primeira fase do experimento em 2019. Campina Grande – Paraíba (Brasil)	56
Figura 19 - Instalação do sistema de jardins flutuantes em 2019. A) Vista lateral da lagoa anaeróbica. B) Vista frontal da lagoa anaeróbica. Campina Grande – Paraíba (Brasil).....	57
Figura 20 - Localização dos pontos de coleta de efluente nas lagoas de estabilização em 2019. Campina Grande - Paraíba (Brasil)	58
Figura 21 - Acúmulo de espuma na margem esquerda da lagoa anaeróbia em 2019. Campina Grande - Paraíba (Brasil).....	59
Figura 22 - Reconfiguração dos jardins flutuantes em distribuição agrupada na lagoa anaeróbica em 2021. Campina Grande - Paraíba (Brasil).....	62
Figura 23 - Localização dos pontos de coleta de efluente nas lagoas de estabilização em 2021. Campina Grande - Paraíba (Brasil)	63
Figura 24 - Categorias dos parâmetros de qualidade de água analisados.....	63
Figura 25 - Fluxograma do procedimento metodológico utilizado para análise das tendências temporais dos parâmetros de qualidade do efluente.....	65
Figura 26 - Desempenho das estruturas no primeiro experimento entre 2019 e 2020. Campina Grande – Paraíba (Brasil)	68
Figura 27 - Falha apresentada pela estrutura de EPS	69
Figura 28 - Aspecto do sistema radicular da <i>Canna x generalis</i> (biri/cana-da-Índia) após 145 dias de monitoramento do SJF	70
Figura 29 - Desenvolvimento do <i>Cyperus papyrus</i> (papiro) na primeira fase do experimento	71
Figura 30 - Acomodação do sistema radicular da <i>Canna x generalis</i> (biri/cana-da-Índia) à geometria da cova da estrutura de EPS	72
Figura 31 - Desenvolvimento da <i>Tradescantia zebrina</i> (coração-roxo) e espécies invasoras na primeira fase do experimento	73
Figura 32 - Espécies sensíveis ao efluente da lagoa anaeróbia. Fileira 3: <i>Callisia fragrans</i> e fileira 5: <i>Xanthosoma sagittifolium</i>	74
Figura 33 - Identificação das covas em que a <i>Canna x generalis</i> se desenvolveu ao final da primeira fase do experimento	75
Figura 34 - Perda de vazão na ETE do Glória. A) Poço de visita obstruído com extravasamento de esgoto bruto. B) Esgoto bruto escoando pelo canal de drenagem natural da ETE.....	80

Figura 35 - Assoreamento identificado na A) Caixa de areia e B) Calha Parshall da ETE do Glória.....	80
Figura 36 - Temperatura ambiente registrada as 09:00h nos dias de coleta na primeira fase do experimento	81
Figura 37 - Precipitação no período de monitoramento do SJF na primeira fase do experimento	81
Figura 38 - Comportamento dos parâmetros temperatura e pH na primeira fase do experimento	82
Figura 39 - Comportamento dos parâmetros turbidez, condutividade elétrica e SDT na primeira fase do experimento.....	83
Figura 40 - Comportamento do oxigênio dissolvido na primeira fase do experimento	87
Figura 41 - Comportamento da demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio na primeira fase do experimento	88
Figura 42 - Comportamento do fósforo total e ortofosfato solúvel na primeira fase do experimento	91
Figura 43 - Comportamento do NTK, nitrogênio amoniacal e clorofila <i>a</i> na primeira fase do experimento	92
Figura 44 - Comparação das eficiências do tratamento realizado pela ETE antes e após o SJF para a turbidez	97
Figura 45 - Comparação das eficiências do tratamento realizado pela ETE antes e após o SJF para a DBO ₅	98
Figura 46 - Comparação das eficiências do tratamento realizado pela ETE antes e após o SJF para a DQO.....	99
Figura 47 - Comparação das eficiências do tratamento realizado pela lagoa anaeróbia antes e após o SJF para a fósforo total	100
Figura 48 - Comparação das eficiências do tratamento realizado pela lagoa anaeróbia antes e após o SJF para a nitrogênio amoniacal	101
Figura 49 - Sistema após o período de pausa devido a pandemia de COVID-19 em dezembro/2020	103
Figura 50 - Biomassa seca retirada do SJF antes da reconfiguração.....	104
Figura 51 - Plantas espontâneas identificadas no sistema de jardins flutuantes.....	105
Figura 52 - SJF na segunda fase do experimento	106

Figura 53 - Desenvolvimento das espécies tolerantes (<i>Canna x generalis</i> e <i>Cyperus papyrus</i>) na segunda fase do experimento	107
Figura 54 - Temperatura ambiente registrada as 09:00h nos dias de coleta na segunda fase do experimento	109
Figura 55 - Precipitação no período de monitoramento do SJF na segunda fase do experimento	110
Figura 56 - Comportamento dos parâmetros temperatura e pH na segunda fase do experimento	110
Figura 57 - Comportamento dos parâmetros turbidez, condutividade elétrica e SDT na segunda fase do experimento.....	111
Figura 58 - Extravasamento de esgoto bruto na ETE em 2021. A) Tubulação entupida na entrada da LA. B) Esgoto bruto a céu aberto	112
Figura 59 - Comparação das eficiências do tratamento realizado pela ETE na segunda fase do experimento para a turbidez	115
Figura 60 - Acúmulo de espuma antes do SJF (P2).....	115
Figura 61 - Comportamento do oxigênio dissolvido na primeira fase do experimento	116
Figura 62 - Comportamento da DBO ₅ e DQO na segunda fase do experimento	117
Figura 63 - Comparação das concentrações de DBO ₅ do esgoto bruto.....	117
Figura 64 - Comportamento do fósforo total e ortofosfato solúvel na segunda fase do experimento	121
Figura 65 - Comportamento do NTK, nitrogênio amoniacal e clorofila a na segunda fase do experimento	122

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estruturas de flutuação, substratos e métodos comuns de estabelecimento de plantas	41
Tabela 2 - Estudos de SJF para tratamento de diferentes tipos de efluente, escala do experimento, espécies vegetais, eficiência média de remoção de contaminantes e localização	41
Tabela 3 - Características de projeto das lagoas que compõem a ETE do Glória.....	50
Tabela 4 - Caracterização prévia do efluente tratado na ETE do Glória (fevereiro de 2019) ..	77
Tabela 5 - Caracterização do efluente tratado na ETE do Glória entre os anos de 2017 e 2018	78
Tabela 6 - Resultado da análise de tendência espacial dos parâmetros da Categoria I na primeira fase do experimento.....	86
Tabela 7 - Resultado do teste de comparação múltipla de <i>Steel-Dwass-Critchlow-Fligner</i> para a turbidez	86
Tabela 8 - Resultado do teste de comparação múltipla de <i>Steel-Dwass-Critchlow-Fligner</i> para a condutividade elétrica	86
Tabela 9 - Resultado da análise de tendência espacial dos parâmetros da Categoria II na primeira fase do experimento.....	89
Tabela 10 - Resultado do teste de comparação múltipla de <i>Steel-Dwass-Critchlow-Fligner</i> para o OD	90
Tabela 11 - Resultado do teste de comparação múltipla de <i>Steel-Dwass-Critchlow-Fligner</i> para a DBO ₅	90
Tabela 12 - Resultado do teste de comparação múltipla de <i>Steel-Dwass-Critchlow-Fligner</i> para a DQO.....	90
Tabela 13 - Resultado da análise de tendência espacial dos parâmetros da Categoria III na primeira fase do experimento	94
Tabela 14 - Resultado do teste de comparação múltipla de <i>Steel-Dwass-Critchlow-Fligner</i> para o fósforo total	94
Tabela 15 - Resultado do teste de comparação múltipla de <i>Steel-Dwass-Critchlow-Fligner</i> para o NTK.....	95
Tabela 16 - Resultado do teste de comparação múltipla de <i>Steel-Dwass-Critchlow-Fligner</i> para o nitrogênio amoniacal	95

Tabela 17 - Resultado do teste de comparação múltipla de <i>Steel-Dwass-Critchlow-Fligner</i> para a clorofila <i>a</i>	96
Tabela 18 - Eficiências do SJF na primeira fase do experimento para os parâmetros da Categoria I.....	96
Tabela 19 - Eficiências do SJF na primeira fase do experimento para os parâmetros da Categoria II	98
Tabela 20 - Eficiências do SJF na primeira fase do experimento para os parâmetros da Categoria III	100
Tabela 21 - Biomassa seca colhida no SJF por fileira.....	103
Tabela 22 - Caracterização prévia do efluente tratado na ETE do Glória pós pausa do experimento devido a pandemia de COVID-19 (dezembro de 2020).....	108
Tabela 23 - Resultado da análise de tendência espacial dos parâmetros da Categoria I na segunda fase do experimento.....	113
Tabela 24 - Resultado do teste de comparação múltipla de <i>Steel-Dwass-Critchlow-Fligner</i> para a CE	113
Tabela 25 - Resultado do teste de comparação múltipla de <i>Steel-Dwass-Critchlow-Fligner</i> para os SDT	114
Tabela 26 - Eficiência do SJF na segunda fase do experimento para os parâmetros da Categoria I.....	114
Tabela 27 - Resultado da análise de tendência espacial dos parâmetros da Categoria II na segunda fase do experimento.....	119
Tabela 28 - Resultado do teste de comparação múltipla de <i>Steel-Dwass-Critchlow-Fligner</i> para o OD	119
Tabela 29 - Resultado do teste de comparação múltipla de <i>Steel-Dwass-Critchlow-Fligner</i> para a DBO ₅	119
Tabela 30 - Resultado do teste de comparação múltipla de <i>Steel-Dwass-Critchlow-Fligner</i> para a DQO.....	120
Tabela 31 - Eficiências do SJF na segunda fase do experimento para os parâmetros da Categoria II	120
Tabela 32 - Resultado da análise de tendência espacial dos parâmetros da Categoria III na segunda fase do experimento.....	123
Tabela 33 - Resultado do teste de comparação múltipla de <i>Steel-Dwass-Critchlow-Fligner</i> para o fósforo total	124

Tabela 34 - Resultado do teste de comparação múltipla de <i>Steel-Dwass-Critchlow-Fligner</i> para o NTK.....	124
Tabela 35 - Eficiências do SJF na segunda fase do experimento para os parâmetros da Categoria III	124

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Níveis de tratamento de esgoto	21
Quadro 2 - Operações, processos e sistemas de tratamento frequentemente utilizados para a remoção de poluentes dos esgotos domésticos.....	22
Quadro 3 - Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios em comparação aos processos aeróbios.....	23
Quadro 4 - Plantas espontâneas empregadas em tecnologias de fitorremediação.....	35
Quadro 5 - Detalhamento dos substratos mistos utilizados em cada jardim flutuante	57
Quadro 6 - Variáveis monitoradas e metodologias de análise adotadas.....	59
Quadro 7 - Tendências temporais dos parâmetros da Categoria I na primeira fase do experimento	85
Quadro 8 - Tendências temporais dos parâmetros da Categoria II na primeira fase do experimento	89
Quadro 9 - Tendências temporais dos parâmetros da Categoria III na primeira fase do experimento	93
Quadro 10 - Tendências temporais dos parâmetros da Categoria I na segunda fase do experimento	112
Quadro 11 - Tendências temporais dos parâmetros de da Categoria II na segunda fase do experimento	118
Quadro 12 - Tendências temporais dos parâmetros de matéria orgânica na segunda fase do experimento	123

LISTA DE SIGLAS

AFC - Alagados Flutuantes Construídos

AFI - *Artificial Floating Islands*, em português Ilhas Artificiais Flutuantes

CAGEPA - Companhia de Água e Esgotos da Paraíba

CAM - Metabolismo Ácido das Crassuláceas

CE - Condutividade elétrica

CH₄ - Metano

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio em cinco dias

DDT - Dicloro-difenil-tricloroetano

DQO - Demanda Química de Oxigênio

EPS - Poliestireno Expandido

ETE - Estação de Tratamento de Esgotos

EXTRABES - Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários

FTW - *Floating Treatment Wetlands*, em português Alagados Flutuantes Construídos

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IEFB - *Integrated Ecological Floating Bed*, em português Sistema Ecológico Flutuante Integrado

LA - Lagoa anaeróbia

LF - Lagoa facultativa

NBS - *Nature-based solutions*, em português Soluções Baseadas na Natureza

NT - Nitrogênio Total

NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl

M.O. - Matéria Orgânica

OD - Oxigênio Dissolvido

ODS - Objetivos do Desenvolvimento Sustentável

pH - Potencial Hidrogeniônico

PNMA - Política Nacional do Meio Ambiente

PT - Fósforo Total

TCE - Tricloroetileno

SBN - Soluções Baseadas na Natureza

SDT - Sólidos Dissolvidos Totais

SJF - Sistema de Jardins Flutuantes

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SST - Sólidos Suspensos Totais

UEPB - Universidade Estadual da Paraíba

VFCW - *Vertical-Flow Constructed Wetlands*, em português Alagados Construídos de Fluxo Vertical

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
1.1 HIPÓTESES	18
1.2 JUSTIFICATIVA	18
1.3 OBJETIVOS	19
1.3.1 Objetivo geral	19
1.3.2 Objetivos específicos	20
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
2.1 TRATAMENTO CONVENCIONAL DE ESGOTOS DOMÉSTICOS	21
2.1.1 Lagoas Anaeróbias e seus processos de tratamento/estabilização	23
2.2 ECOSSANEAMENTO	25
2.2.1 Sistemas de Jardins Flutuantes e fitorremediação	26
2.2.2 SJF no tratamento de esgotos sanitários	39
2.3 SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DE CAMPINA GRANDE/PB	42
3. MATERIAL E MÉTODOS	45
3.3 ETAPA 1 - CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	45
3.3.1 Sistema de Esgotamento Sanitário da Bacia do Glória	47
3.4 ETAPA 2 - CONSTRUÇÃO DO SISTEMA DE JARDINS FLUTUANTES	51
3.4.1 Preparação das estruturas de poliestireno expandido	51
3.4.2 Separação e preparação dos substratos	52
3.4.3 Seleção e plantio das espécies vegetais	54
3.4.4 Montagem dos jardins flutuantes	55
3.5 ETAPA 3 – PRIMEIRA FASE DO EXPERIMENTO	56
3.5.1 Distribuição do SJF na lagoa anaeróbia	56
3.5.2 Avaliação da estrutura, substratos e plantas do SJF	58
3.5.3 Monitoramento do efluente	58
3.6 ETAPA 4 – SEGUNDA FASE DO EXPERIMENTO	60
3.6.1 Reconfiguração do SJF na lagoa anaeróbia	60
3.6.2 Avaliação da estrutura, substratos e plantas do SJF	62

3.6.3 Monitoramento do efluente	62
3.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS DOS DADOS	63
3.7.1 Parâmetros obtidos da CAGEPA, análises do efluente e monitoramento das plantas	64
3.7.2 Análise da eficiência do SJF	65
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
4.1 PRIMEIRA FASE DO EXPERIMENTO	68
4.1.1 Análise da estrutura, substratos e plantas do SJF	68
4.1.2 Monitoramento do efluente e eficiência do SJF	76
4.2 SEGUNDA FASE DO EXPERIMENTO	102
4.2.1 Análise da estrutura, substratos e plantas do SJF	102
4.2.2 Monitoramento do efluente e eficiência do SJF	107
5. CONCLUSÕES	127
APÊNDICES	129
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	136

1. INTRODUÇÃO

Cerca de 70% dos recursos de água doce disponíveis em todo o mundo sofrem alguma poluição de origem orgânica e/ou inorgânica, de fonte industrial, agrícola ou doméstica. Esta situação é particularmente grave em muitos países em desenvolvimento, onde grandes volumes de águas residuais não tratadas são descarregados em corpos d'água naturais, incluindo aqueles usados como fonte de água potável ou para produção de alimentos (AFZAL et al., 2019). Esta é uma temática sensível aos “Objetivos de Desenvolvimento Sustentável” (ODS), estabelecidos pela ONU em 2012 e fazem parte da Agenda 2030. O ODS 6, por exemplo, visa garantir disponibilidade e manejo sustentável da água e saneamento para todos.

O Brasil enfrenta um cenário desafiador quanto à situação do saneamento básico. No ano de 2020, aproximadamente 35 milhões de brasileiros não possuíam acesso à água tratada, quase 100 milhões não tinham coleta de esgotos (47,6% da população) e apenas 46% dos esgotos gerados eram tratados (TRATA BRASIL, 2022). No país, o déficit no acesso aos serviços básicos atinge principalmente as populações mais carentes que se concentram nas periferias das cidades e nas áreas rurais (SANTOS et al., 2018).

Diante das desigualdades sociais e na busca por cidades resilientes, pode-se entender que a cidade, enquanto um sistema complexo e dinâmico, deve ter seus serviços de saneamento básico pensados de forma igualmente flexível, com tecnologias que se adaptem às diferentes condições socioambientais brasileiras. Nesse sentido, desde o início da década de 1990, estudos vêm apontando para a necessidade da descentralização dos sistemas de saneamento como uma das soluções. Essa forma de gestão mais efetiva permite à comunidade refletir sobre suas práticas e atitudes em relação ao ambiente, bem como evidenciar sua capacidade de autonomia e de cidadania, atendendo ao princípio da participação e possibilitando uma maior aproximação da universalização do saneamento (PHILIPPI, 2000).

Alguns exemplos de processos e sistemas descentralizados, empregados mundialmente no tratamento de efluentes, correspondem aos sistemas de tanques sépticos; tratamento anaeróbio de taxa elevada; sistemas de tratamento aquático; *wetlands* construídos e sistemas de tratamento do solo (SANTOS, 2018). No Brasil, sistemas de lagoas de estabilização têm sido amplamente utilizados para tratamento de esgoto sanitário, dadas as condições climáticas favoráveis à fotodegradação e ao tratamento biológico realizado em ambientes e a disponibilidade de área nas proximidades das comunidades (BRASIL, 2008).

Uma forma de aprimorar o tratamento realizado em lagoas de estabilização, sem a necessidade de grandes investimentos, especialmente nos sistemas formados por lagoa única, corresponde ao uso de sistemas de *wetlands* adaptados para tratamento com estruturas flutuantes (*Floating Treatment Wetlands* – FTW) baseados em fitorremediação. Este processo natural tem por base o uso direto de plantas para absorção, degradação e/ou bioacumulação de contaminantes em solos, lodo, sedimentos e águas superficiais (VARGHESE; JACOB, 2016). Os FTW fazem parte de um conjunto de tecnologias que tem como princípio soluções baseadas na natureza (do inglês *Nature-based solutions* – NBS). Segundo Frantzeskaki (2019), as NBS estão sendo adotadas como soluções para restaurar os fluxos ecológicos e como novas alternativas de infraestrutura que aumentam a resiliência das cidades.

Os Sistema de Jardins Flutuantes (SJF), terminologia adotada neste trabalho para os FTW, surgiram a partir dos *wetlands* construídos bastante explorados no tratamento de águas residuais, associando sua eficiência com a correção de problemas relacionados à perda de carga hidráulica frequente nos leitos de sustentação (FROTA, 2016).

Os SJF consistem em arranjos de plantas cultivadas em uma estrutura flutuante, crescendo na superfície d'água, assemelhando-se a um jardim tradicional. As raízes desenvolvem um sistema de rizomas e raízes capaz de absorver nutrientes e outros contaminantes na coluna d'água. Desta forma, constitui um sistema que potencializa o desempenho do tratamento pelos sistemas convencionais de lagoas, com conseqüente recuperação de ambientes eutrofizados e águas contaminadas (HEADLEY; TANNER, 2008; PAVLINERI et al., 2017).

No sul do Brasil, o SJF foi aplicado para o tratamento de esgoto bruto em uma estação municipal de tratamento de esgoto composta por uma lagoa que atende uma comunidade de 600 pessoas. Em 12 meses, a remoção média de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) foi de 41% e 37%, respectivamente (BENVENUTI et al., 2018). Afzal et al. (2019) monitoraram um sistema flutuante por três anos e o desempenho em escala de campo demonstrou a melhoria da gestão ecológica e tecnológica do principal sistema de tratamento de águas residuais na cidade de Faisalabad (Paquistão). Ao final, as plantas resistiram aos altos níveis de poluição nas águas residuais, a estrutura de poliestireno se mostrou estável em condições normais e os jardins promoveram a melhoria da qualidade geral da água, aumentando o oxigênio dissolvido (OD) e reduzindo a poluição orgânica, inorgânica e microbiológica. Além disso, os SJF podem servir como como mini reservas ambientais, nas quais diversas espécies de plantas e animais encontram abrigo (DE SOUZA, 2020).

Portanto, têm sido evidentes a aplicabilidade e a eficiência do tratamento com sistemas flutuantes, diante da quantidade de trabalhos bem-sucedidos citados anteriormente. Apesar disso, ainda são escassas as pesquisas em escala de campo e em países de clima tropical. Desse modo, o presente trabalho propôs a criação de um sistema de jardins flutuantes aplicável no tratamento de efluentes em lagoas de estabilização anaeróbias, buscando a otimização do processo e a ampliação dos SJF em escala de campo, como solução de baixo custo para o tratamento de efluentes em sistemas descentralizados.

1.1 HIPÓTESES

- Um sistema de jardins flutuantes, aplicado em uma lagoa anaeróbia, é capaz de otimizar o tratamento previamente realizado pela ETE.
- A variedade de combinações de plantas e substratos usados num sistema de jardins flutuantes pode trazer diferentes resultados na redução de poluentes.
- Diferentes distribuições espaciais com iguais coberturas superficiais retornam diferentes resultados no desenvolvimento do SJF e tratamento do efluente.

1.2 JUSTIFICATIVA

Nos últimos anos, o uso de sistemas de zonas úmidas de tratamento flutuante tem sido recomendado como um meio aprimorado para o tratamento de águas residuais. É considerado um processo de baixo custo quando comparado aos tratamentos convencionais, devido ao seu potencial superior para remover altas cargas de nutrientes, além de demanda química de oxigênio (DQO), sólidos dissolvidos totais (SDT) e sólidos suspensos totais (SST). No entanto, o escopo das investigações sobre esses sistemas permaneceu amplamente relegado à escala de micro ou mesocosmo (AFZAL et al., 2019).

A pesquisa de Zhao et al. (2012) produziu bons resultados, com remoção de nitrato (82%) e nitrito (20%), além de DQO (13%) e DBO₅ (5%) em macroescala de campo. No trabalho de Saeed et al. (2014), também em escala de campo, a remoção de nitrogênio total e fósforo total foi igual a 68,6% e 70,3%, respectivamente. Oliveira et al. (2021) avaliaram a potencialidade de aplicação de SJF no tratamento descentralizado de esgotos domésticos, concluindo que existe a necessidade de ampliar os estudos sobre esse sistema, principalmente na avaliação do tratamento de águas residuais domésticas, focando em parâmetros operacionais, a utilização como uma alternativa de sistema descentralizado, a aplicação do efluente tratado para reuso, a

combinação com outros processos de tratamento e a utilização da biomassa das plantas na alimentação animal ou para fins paisagísticos.

Comparado a outros sistemas de tratamento que utilizam a fitorremediação, como os *wetlands* construídos, pesquisas com sistemas de jardins flutuantes são baseadas em informações limitadas e geralmente adaptadas às condições específicas de cada área de estudo, necessitando ainda consolidar parâmetros básicos, como tamanho, grau de flutuabilidade, meios de plantio, seleção de plantas, entre outros parâmetros (FAULWETTER et al., 2011). Colares et al. (2020) verificaram que os SJF são uma tecnologia potencial para tratamento de diversos tipos de efluentes e remediação de águas, porém, mesmo com o crescente número de publicações nos últimos anos, muitos aspectos de projeto e operação relacionados ao desempenho do sistema ainda demandam mais pesquisas, a fim de aumentar a eficiência desses sistemas.

Por tratar-se de um trabalho pioneiro no estado da Paraíba e no Semiárido Brasileiro, esse cenário demonstra a necessidade de ampliação das investigações sobre a aplicação dos jardins flutuantes no tratamento de efluentes em escala de campo, observando quais as influências exercidas pelas variáveis ambientais não controladas, como precipitação e temperatura ambiente, variações de vazão e concentração de poluentes, bem como a tolerância e sensibilidade de espécies de plantas nativas ao ambiente de estresse.

Chen et al. (2016) afirmam que o projeto otimizado de um sistema de jardins flutuantes depende, entre outros fatores, da finalidade do tratamento, carga de entrada e tipo de água a ser tratada. Dessa forma, deve-se investigar também a aplicabilidade desse tipo de tratamento às lagoas de estabilização sujeitas às condições climáticas e ambientais do semiárido brasileiro, a partir da construção de sistemas com materiais de estrutura, substrato e plantas disponíveis nessa região, preferencialmente de baixo custo, já que grande parte da base da literatura é de pesquisas realizadas em países com características climáticas diferentes do semiárido brasileiro.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo geral

Desenvolver, implantar e monitorar um sistema de jardins flutuantes em escala real para aprimorar o tratamento de esgotos domésticos em lagoas de estabilização anaeróbias no semiárido brasileiro.

1.3.2 Objetivos específicos

- Determinar a viabilidade construtiva e vida útil dos jardins quanto a estrutura, substrato e plantas.
- Selecionar espécies vegetais tolerantes ao efluente da lagoa anaeróbia.
- Determinar a eficiência do SJF no aprimoramento do tratamento de esgoto em lagoas anaeróbias, mediante a avaliação de parâmetros físicos, químicos e biológicos.
- Verificar a melhor distribuição e configuração do SJF para o desenvolvimento do tratamento realizado na ETE.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 TRATAMENTO CONVENCIONAL DE ESGOTOS DOMÉSTICOS

Os esgotos costumam ser classificados em sanitários, industriais e agrícolas. Os primeiros são constituídos por despejos domésticos e águas pluviais e de infiltração, podendo conter algum efluente industrial de características bem definidas. Os esgotos variam em quantidade e qualidade da região de origem, atividades e hábitos humanos e nível socioeconômico (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

A evolução do setor de tratamento de esgotos está intrinsecamente relacionada a preocupação com os temas de saúde e ambientais, especialmente em função do crescimento das cidades (METCALF; EDDY, 2016). Existem pelo menos dois modelos de gestão de águas residuárias: os sistemas centralizados e descentralizados. O sistema centralizado de tratamento é caracterizado pela complexidade, robustez estrutural e operacional, custos elevados e relação custo-benefício muitas vezes insatisfatória. Já o tratamento descentralizado tem-se mostrado como uma alternativa mais sustentável, especialmente para países em desenvolvimento, pequenas vilas ou assentamentos rurais com baixa densidade populacional, em virtude de sua simplicidade e efetividade de custos (OLIVEIRA JÚNIOR, 2013).

Para a remoção de constituintes do efluente, alguns processos unitários são agregados para formar os tratamentos preliminar, primário, secundário, terciário e avançado (Quadro 1). De maneira geral, o preliminar e o primário se referem à aplicação de processos unitários físicos; o secundário corresponde aos processos unitários químicos e biológicos, o terciário é a combinação dos três (METCALF; EDDY, 2016).

Quadro 1 - Níveis de tratamento de esgoto

Nível de tratamento	Descrição
Preliminar	Remoção de constituintes como trapos, galhos, flotáveis, areia e graxa, que possam causar problemas operacionais ou de manutenção às operações e aos processos de tratamento e sistemas auxiliares.
Primário	Remoção de parte de sólidos suspensos e matéria orgânica do esgoto.
Primário avançado	Remoção melhorada de sólidos suspensos e de matéria orgânica do esgoto. Tipicamente efetuado pela adição de compostos químicos ou filtração.
Secundário	Remoção de matéria orgânica biodegradável (em solução ou em suspensão) e sólidos suspensos. A desinfecção é, também, tipicamente incluída na definição de tratamento secundário convencional.
Secundário com remoção de nutrientes	Remoção de compostos orgânicos biodegradáveis, sólidos suspensos e nutrientes (nitrogênio, fósforo ou ambos).

Quadro 1 - Níveis de tratamento de esgoto (continuação)

Terciário	Remoção de sólidos suspensos residuais (após tratamento secundário), usualmente por filtros granulares, filtros de pano ou microtelas. A desinfecção é, também, um componente típico de tratamento terciário. Remoção de nutrientes é, geralmente, incluído nesta definição.
Avançado	Remoção de materiais, suspensos ou dissolvidos, que permanecem após tratamento biológico, quando requerido para aplicações diversas de reuso.

Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

Os critérios de seleção do tipo de tratamento de efluentes estão também relacionados às exigências da legislação ambiental. No Brasil, a Lei federal 6.938 de 31/agosto/1990 instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) e o Decreto 99.274 de 06/junho/1990 a regulamentou, a Resolução CONAMA nº. 357 de 17/março/2005 classifica e define os corpos hídricos e a Resolução CONAMA nº. 430 de 13/maio/2011 regula o lançamento de efluentes no ambiente.

Os métodos de tratamento de efluentes dividem-se em operações e processos unitários, sua integração compõe os sistemas de tratamento. No Quadro 2 estão os principais processos, operações e sistemas frequentemente utilizados no tratamento de esgotos domésticos.

Quadro 2 - Operações, processos e sistemas de tratamento frequentemente utilizados para a remoção de poluentes dos esgotos domésticos

Poluente	Operação, processo ou sistema de tratamento
Sólidos em suspensão	Gradeamento Remoção da areia Sedimentação Disposição no solo
Matéria orgânica biodegradável	Lagoas de estabilização e variações Lodos ativados e variações Filtro biológico e variações Tratamento anaeróbio Disposição no solo
Patogênicos	Lagoas de maturação Disposição no solo Desinfecção com produtos químicos Desinfecção com radiação ultravioleta
Nitrogênio	Nitrificação e desnitrificação biológica Disposição no solo Processos físico-químicos
Fósforo	Remoção biológica Processos físico-químicos

Fonte: Von Sperling (2014).

Os processos biológicos de tratamento de esgotos são aceitos como de menor custo quando comparados aos demais. Lagoas de estabilização são o método mais simples para degradação da matéria orgânica por oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação) e/ou redução fotossintética pelas algas. De acordo com a forma predominante pela qual ocorre a estabilização, as lagoas de tratamento costumam ser classificadas em: anaeróbias, facultativas, estritamente aeróbias, de maturação, aeradas e com macrófitas (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

2.1.1 Lagoas Anaeróbias e seus processos de tratamento/estabilização

Segundo Oliveira Júnior (2013), a proposta que predomina entre pesquisadores de sistemas de tratamento descentralizados é de tecnologias anaeróbias pela relação custo-benefício entre qualidade do efluente e suas características como compacidade, gasto de energia elétrica, baixa produção de lodo e baixo custo de implantação, operação e manutenção.

De modo geral, os processos anaeróbios têm sido utilizados como alternativa ao tratamento aeróbio para aplicações que variam de efluentes com baixa a extrema carga orgânica (METCALF; EDDY, 2016). O Quadro 3 apresenta um resumo das vantagens e desvantagens desses processos em comparação com os processos aeróbios.

Quadro 3 - Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios em comparação aos processos aeróbios

Vantagens	Desvantagens
Menor consumo de energia	Maior período de partida para desenvolvimento da biomassa necessária
Menor produção de lodo biológico	Pode requerer a adição de alcalinizastes
Menor necessidade de nutrientes	Pode requerer tratamento adicional por um processo aeróbio para atingir os padrões de lançamento de efluente
Produção de metano, fonte potencial de energia	Não possibilita a remoção biológica de nitrogênio e fósforo
Menor volume do reator	Muito mais sensível aos efeitos negativos da baixa temperatura nas taxas de reação
Eliminação da poluição do ar pelos gases de exaustão	Pode ser mais suscetível a perturbações decorrentes da presença de substâncias tóxicas ou variações significativas nas características do afluente
Capacidade de resposta à adição de substrato após longos períodos sem alimentação	
Processo de pré-tratamento eficaz	Potencial para geração de maus odores e gases corrosivos
Potencial para baixa pegada de carbono	

Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

A degradação da matéria orgânica no meio anaeróbio apresenta alto grau de complexidade por exigir participação de grupos de bactérias metanogênicas, com funções diferenciadas para produção de substâncias mais simples como o metano (CH₄) (SANT'ANNA JUNIOR, 2013).

As lagoas anaeróbias, se criteriosamente projetadas, podem operar livre de maus odores, oferecendo uma redução de DBO₅ na faixa de 50 a 60%. Entre os parâmetros principais de dimensionamento a serem observados estão: o tempo de detenção hidráulica entre 2 a 5 dias para esgotos domésticos, a taxa de aplicação de carga orgânica de pelo menos 100 g.DBO/m³.d para manter a lagoa totalmente anaeróbica, a profundidade de 3 a 4 m, uma distribuição uniforme do esgoto afluente com entradas e saídas múltiplas e superfície líquida limitada a 5 hectares (50.000 m²), e a relação comprimento/largura da ordem de 2 a 3 (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

De acordo com Monteggia e Sobrinho (1999), as lagoas anaeróbias são reconhecidas como excelente opção para remoção de poluentes orgânicos, porém devem ser consideradas como etapa inicial do tratamento, pois, como qualquer outro reator anaeróbio, produzem efluentes com ausência de oxigênio dissolvido, concentrações indesejáveis de amônia e sulfetos, fazendo-se necessária uma etapa posterior de tratamento, usualmente baseada em processos biológicos aeróbios.

Entretanto, em sistemas descentralizados, pequenas comunidades, distritos, áreas rurais e alguns tipos de atividades industriais, é comum as estações de tratamento terem apenas tratamentos preliminar e secundário em uma lagoa anaeróbica. Esta solução não é adequada de acordo com os parâmetros exigidos pela legislação, mas limitações financeiras impõem esta solução (SOLDEIRA, 2018; PMSB, 2015).

As lagoas de estabilização são reatores que necessitam de pouca manutenção, porém é comum ocorrerem problemas relacionados principalmente a variações de vazão e carga, ausência da remoção de lodos e limpeza da superfície no caso de aparecimento de macrófitas. A redução da carga de DBO₅ pode provocar, entre outros problemas, o surgimento de bactérias fototróficas anoxigênicas, que ocorrem frequentemente em grande número e são visíveis porque produzem florescimentos de colorações rósea, vermelha, marrom e verde (AGUILA, 2007). De acordo com Ferreira (1988), as lagoas anaeróbias podem apresentar condições suficientes de penetração de luz para o desenvolvimento de bactérias fotossintéticas que oxidam sulfeto. A zona mais adequada será onde coexistem luz e elevadas concentrações de gás sulfídrico produzido por redução dissimulatória de sulfato.

Em estudo realizado por Camatta et al. (2002 *apud* AGUILA, 2007) foram avaliadas as possíveis causas e consequências que a alteração da cor cinza para rósea pode provocar na operação de lagoas de tratamento de esgoto doméstico. Neste estudo, as características na qual se encontrava a ETE durante o aparecimento da coloração foram sempre semelhantes: elevatória com recalque paralisado (em manutenção), vazão reduzida de esgoto, tempo nublado, temperatura em torno de 19°C e 20°C. A lagoa anaeróbia, quando do aparecimento da coloração rósea, apresentava uma concentração de oxigênio dissolvido superior a 6,5 mg/L e no auge da incidência, a concentração de oxigênio dissolvido foi de 0,0 mg/L. A mudança de coloração na lagoa provocou alteração em sua eficiência de remoção de DBO₅ em torno de 40% e afetou também a redução de coliformes fecais.

2.2 ECOSSANEAMENTO

O Ecosaneamento ou EcoSan é uma abordagem alternativa ecológica para evitar as desvantagens dos sistemas convencionais de esgotamento sanitário. O EcoSan é baseado em abordagens ecossistêmicas e em ciclos fechados de fluxo de materiais, dessa forma as águas residuais coletadas são reconhecidas como um recurso e não como um rejeito, devendo ser disponibilizadas para a reutilização (LANGERGRABER; MUELLEGGER, 2005).

De acordo com Hu et al. (2016), o objetivo do ecosaneamento é atender às exigências socioeconômicas, evitar a poluição das águas superficiais e subterrâneas, higienizar os esgotos, recuperar nutrientes para a produção de alimentos e economizar água, energia e recursos em um determinado contexto local.

Nesse sentido, tem-se buscado cada vez mais aplicar tecnologias que reproduzam e otimizem processos que ocorrem na natureza. Segundo Castellar et al. (2022), soluções baseadas em serviços ecossistêmicos (tecnologias verdes) aliados a tecnologias convencionais (tecnologias cinzas) constituem uma abordagem promissora para fomentar o tratamento e a reutilização da água nas cidades. Há ainda benefícios associados, como uso da flora nativa e melhoria da qualidade de vida, conforto visual, saúde mental, entre outros. Aliado aos princípios das SBN, arquitetos, paisagistas e urbanistas vêm adotando os conceitos de infraestruturas verdes (IV) em seus projetos, assim como um método para tratamento de águas urbanas por fitorremediação, como mecanismo natural inerente à paisagem (DE SOUZA, 2020; PINHEIRO, 2016).

2.2.1 Sistemas de Jardins Flutuantes e fitorremediação

As ilhas flutuantes com zonas de raízes ocorrem naturalmente em uma variedade de corpos hídricos e consistem em uma esteira orgânica flutuante espessa que suporta o crescimento de plantas. A porção superior do tapete é a camada composta por raízes de plantas entrelaçadas. Sob essa zona, há uma camada de espessura determinada pela profundidade de enraizamento das plantas, sob a qual existe uma coluna de água cuja profundidade varia com o nível do corpo hídrico e é limitada por uma camada de lodo orgânico desenvolvido no fundo da lagoa (YEH et al., 2015).

De acordo com Faulwetter et al. (2011), a maioria dos sistemas de tratamento flutuantes emprega uma estrutura construída com material flutuante, suportada por cabos conectados às margens ou são construídos a partir de um meio de plantio inerentemente flutuante. Conforme a espessura do meio de plantio e das espécies de plantas empregadas, as raízes podem estar completamente contidas no suporte ou estender-se diretamente na coluna d'água.

Dependendo da escala, complexidade ou preferência dos pesquisadores, as ilhas artificiais flutuantes (*Artificial Floating Islands* - AFI) possuem várias denominações, tais como: leitos flutuantes artificiais/*wetlands*, *wetlands* de tratamento flutuante (*Floating Treatment Wetland* - FTW), sistemas de jardins flutuantes, sistema flutuante integrado, leito flutuante ecológico integrado (*Integrated Ecological Floating Bed* - IEFB), alagados flutuantes construídos (AFC) e assim por diante (DE SOUZA, 2020; YEH et al., 2015). Neste trabalho, pioneiro no estado/no Nordeste, será adotado o termo sistemas de jardins flutuantes (SJF).

Esses sistemas são um exemplo da aplicação da fitorremediação também como uma tecnologia de plantio sem solo, integrando sistematicamente a agronomia e a engenharia ecológica de maneira viável e econômica. Um jardim flutuante típico aproveita a interação entre plantas, microrganismos, água e atmosfera para remoção de contaminantes (REHMAN et al., 2019). Os mecanismos que operam nessas interações incluem adsorção de sólidos, absorção de nutrientes e metais, desenvolvimento de biofilmes, degradação de contaminantes orgânicos, liberação de enzimas extracelulares e floculação de matéria em suspensão. Além disso, os jardins flutuantes ajudam a melhorar as condições anaeróbias e os processos biogeoquímicos associados na coluna de água abaixo da estrutura flutuante (YEH et al., 2015).

A eficiência de remediação dos SJF depende de vários parâmetros, incluindo engenharia de projeto, tipos de vegetação, adequação ao clima para o crescimento eficiente da planta e nível de manutenção (DE STEFANI et al., 2011). Outros parâmetros importantes de engenharia, destacados por Hogg e Wein (1988), incluem o tamanho e a profundidade dos jardins e a área

de superfície da água sendo tratada. Todos eles podem afetar a taxa de permeabilidade, o fluxo hidráulico entre o sistema radicular, o jardim e a contribuição microbiana para a remoção de poluentes.

Shahid et al. (2018) acrescentam que a durabilidade, funcionalidade, peso, sensibilidade ambiental, ancoragem, flexibilidade e custo são os principais fatores no projeto de jardins flutuantes. Embora atualmente os SJF estejam sendo aplicados, em todo o mundo, especialmente nos países em desenvolvimento, há informações limitadas sobre sua aplicabilidade em escala de campo no tratamento de esgoto e águas residuais industriais (AFZAL et al., 2019). Lucke et al. (2019) destacam que os projetos adotados, as variações no clima, nas bacias contribuintes e os poluentes selecionados para análise podem representar um desafio na comparação direta do desempenho entre sistemas de jardins flutuantes, principalmente em macroescala de campo.

A fitorremediação consiste na técnica de usar plantas para minimizar a contaminação do meio e o termo foi cunhado em 1991 para definir o uso de plantas e comunidades de microrganismos associados a sua rizosfera, como instrumentos biorremediadores para conter, isolar, transformar, remover ou reduzir a toxicidade dos contaminantes em solos, águas subterrâneas e superficiais, e na atmosfera, sendo um modelo não destrutivo, esteticamente agradável e geralmente de baixo custo, servindo à recuperação da estrutura e da ecologia do meio (MARQUES, 2005; SUSARLA et al., 2002; US EPA, 2000).

Atualmente, essa técnica teve sua aplicação ampliada para outras áreas de pesquisa, como *wetlands* construídos, derramamento de óleo e acúmulo de metais pesados em plantas agrícolas. O baixo custo e a possibilidade de ser aplicada em áreas extensas são as principais vantagens da fitorremediação em comparação aos tratamentos convencionais, além de ser uma técnica de remediação *in situ*, não provocando contaminações secundárias (TAVARES et al., 2013). Outras vantagens incluem manuseio e execução relativamente fáceis, capazes de extrair frações biodisponíveis de contaminantes do ambiente, sendo aplicável para uma variedade de compostos (orgânicos e inorgânicos) e geração de energia. Embora o uso de plantas como agentes de reabilitação ambiental tenha existido por muito tempo, a técnica só ganhou reconhecimento público quando passou a fazer parte de pesquisas multidisciplinares (ODOH et al., 2019).

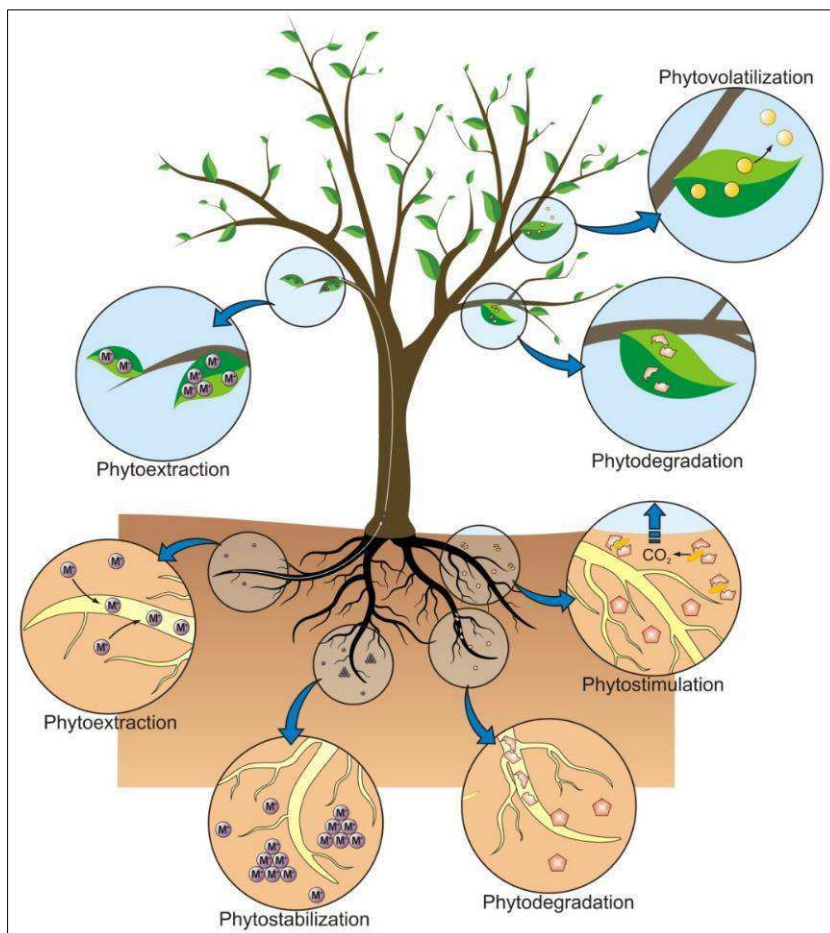
Apesar de muitas vantagens, a fitorremediação também tem limitações, como a ação tóxica de contaminantes em altas concentrações para várias espécies vegetais; o processo de descontaminação lento e incompleto por falta de rotas bioquímicas para a total mineralização

de substâncias persistentes no metabolismo das plantas; a dependência das condições edafoclimáticas e o ciclo de vida de cada espécie; a necessidade de tratamento adequado da biomassa vegetal contaminada com metabólitos tóxicos para sua decomposição não liberá-los no solo, entrarem na rede trófica através da herbivoria ou serem volatilizados para a atmosfera; o risco no uso de plantas transgênicas e transferência horizontal de seus genes para espécies nativas; e o limite da descontaminação à profundidade de ação da rizosfera (GLASS, 2000; AKEN et al., 2010; US EPA, 2005).

As interações rizosfera-contaminantes são a base das tecnologias de fitorremediação (PRABAKARAN et al., 2019), mas outros mecanismos estão envolvidos e cada um depende do grupo dos contaminantes, da capacidade das plantas e de fatores ambientais. No geral, a fitorremediação pode ser afetada pela degradação microbiana do contaminante, sua mobilidade no ambiente ou incorporação à matéria orgânica do meio e absorção pelas plantas, sendo transformado na rizosfera e absorvido pelas raízes, então transportado para caule e folhas, onde é metabolizado e bioacumulado até sofrer volatilização, regulada pela evapotranspiração. Em particular, os principais fatores que afetam a absorção e distribuição de elementos químicos nas plantas são: i) as propriedades físico-químicas do composto quanto a sua solubilidade, peso molecular, ação tóxica e concentração no meio; ii) as características ambientais, como temperatura, pH, matéria orgânica, umidade, microbiota e condições climáticas; e iii) as características da própria planta, seu tipo de sistema radicular, conjunto de enzimas e ciclo de vida (MARQUES et al., 2011; SUSARLA et al., 2002).

A fitorremediação ocorre pelo próprio mecanismo fisiológico de funcionamento que a planta realiza em etapas simultâneas no meio e os mecanismos envolvidos incluem a fitoestabilização do contaminante na rizosfera, seguida da rizofiltração, rizodegradação, fitoextração, fitodegradação, fitoacumulação e fitovolatilização (Figura 1).

Figura 1 - Modelo esquemático das principais etapas no processo de fitorremediação



Fonte: Favas et al. (2014).

I. Fitoestabilização

Consiste na liberação de exsudatos, que atuam como fonte e agente quelante de minerais e nutrientes, na atração química de microrganismos para a rizosfera, na regulação do pH do meio e na desintoxicação de substratos contaminados (JEEVANANTHAM et al., 2019). Este mecanismo de baixo custo é usado no tratamento de solo, sedimentos e lodos. A planta não precisa ser removida e é menos perturbador do que outras tecnologias corretivas mais vigorosas. A revegetação restaura o ambiente degradado, minimizando a erosão pelo vento e pela água, aprimorando a evapotranspiração e reduzindo a lixiviação de contaminantes. O descarte da biomassa produzida não é necessário (BOLAN et al., 2011; US EPA, 2000).

Entre os processos mais importantes desse mecanismo estão a captação e sequestro de contaminantes no sistema radicular; alteração de fatores do solo que influenciam a especiação e imobilização de contaminantes (pH, M.O., níveis de redox); exsudatos radiculares que regulam a precipitação e imobilização dos contaminantes; estabelecimento de barreira vegetal

que reduz a probabilidade de contato físico com o solo por animais e seres humanos (BOLAN et al., 2011).

Os exsudatos radiculares são compostos produzidos pelas plantas e liberados através das raízes, eles incluem íons (H^+), ácidos inorgânicos, oxigênio, água, compostos de carbono como aminoácidos, ácidos orgânicos, açúcares, compostos fenólicos e metabólitos secundários, ácidos graxos, esteróis, fatores de crescimento, nucleotídeos, flavonas, mucilagem, proteínas, enzimas etc. (MARQUES et al., 2011; US EPA, 2000). De acordo com Tangahu et al. (2011), eles estabilizam, desmobilizam e vinculam os contaminantes na matriz do solo, reduzindo assim sua biodisponibilidade. Com a redução da mobilidade e biodisponibilidade do poluente, impede-se a sua migração para ambientes próximos e a rede trófica (PRABAKARAN et al., 2019).

II. Rizofiltração

Após a fitoestabilização, ocorre a retenção dos contaminantes pelas raízes, podendo ser adsorvidos e/ou absorvidos por elas (JEEVANANTHAM et al., 2019). Esta tecnologia, que funciona por meio de sistemas hidropônicos, consiste em conduzir a água contaminada por leitos artificiais plantados com espécies específicas. Nestes sistemas ocorre a adsorção, absorção ou precipitação nas raízes de contaminantes que estão solubilizados na rizosfera, por processos bióticos ou abióticos (BARRETO, 2011).

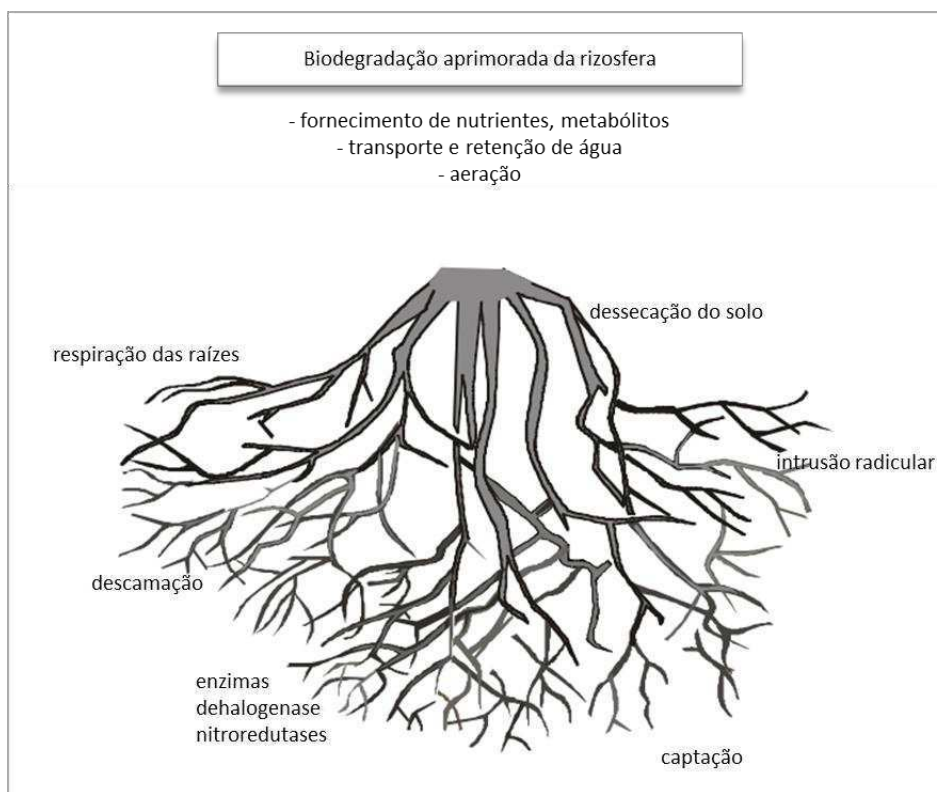
A técnica de rizofiltração aborda o uso de biomassa vegetal para remover contaminantes da água poluída. É uma técnica potencial para remoção de uma ampla gama de contaminantes orgânicos e inorgânicos. A rizofiltração reduz a mobilidade do contaminante e evita a migração para as águas subterrâneas, reduzindo também a biodisponibilidade para entrada na cadeia alimentar (RAWAT et al., 2012).

De acordo com Oliveira et al. (2006), a intensa absorção de nutrientes, o rápido crescimento, as facilidades de retirada das lagoas e as possibilidades de aproveitamento da biomassa escolhida justificam a utilização de plantas aquáticas em sistemas de hidroponia. Tiwari et al. (2018) destacam a vantagem adicional da rizofiltração pela capacidade de usar plantas aquáticas e terrestres, *ex situ* ou *in situ*. Já entre as limitações, Etim (2012) inclui a exigência de constante ajuste de pH e toda a necessidade de cultivar plantas em viveiros ou estufas, colher e descartar periodicamente as plantas, um projeto de tanque bem elaborado e do entendimento das interações químicas e especiações.

III. Rizodegradação

A degradação do contaminante por atividade de microrganismos, fungos e bactérias, que habitam a rizosfera de plantas vasculares (Figura 2).

Figura 2 - Processos de biodegradação envolvidos na rizodegradação



Fonte: adaptado de US EPA (2000).

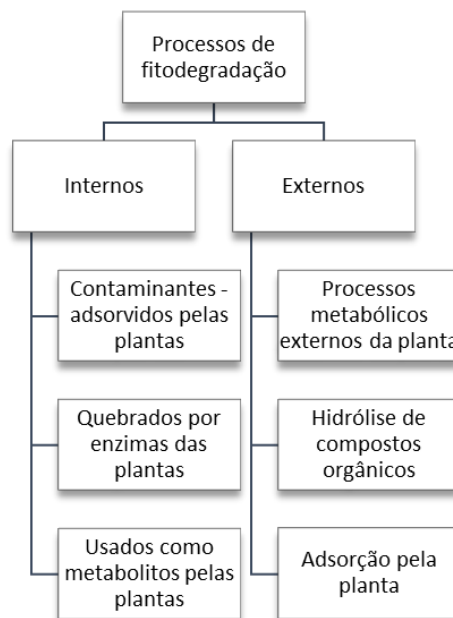
As plantas podem moderar o ambiente geoquímico na rizosfera, fornecendo condições ideais para que bactérias e fungos cresçam e degradem contaminantes orgânicos. A serrapilheira e os exsudatos radiculares fornecem nutrientes como nitrato e fosfato que reduzem ou eliminam a necessidade de aditivos de fertilizantes caros. As raízes das plantas penetram no meio, proporcionando zonas de aeração e estimulam a biodegradação aeróbica (SUSARLA et al., 2002).

A biodegradação ao redor das raízes é o mecanismo de implementação da rizodegradação. As populações microbianas e a atividade na rizosfera podem ser aumentadas devido à presença dos exsudatos radiculares e resultar no aumento da biodegradação de contaminantes orgânicos no solo. Além disso, a rizosfera aumenta substancialmente a superfície para degradação microbiana, e dos exsudatos por cometabolismo (US EPA, 2000).

IV. Fitoextração e fitodegradação

A remoção de contaminantes do solo, águas subterrâneas ou superficiais pelas plantas ocorre através da captação dos contaminantes pelas raízes e sua translocação dentro da planta. A fitodegradação ou fitotransformação é a decomposição dos contaminantes estritamente orgânicos, que pode ocorrer internamente através de vias metabólicas de hidrólise por enzimas a unidades menores usadas como metabólitos e bioacumulados; ou externamente por ação de enzimas liberadas pelas plantas no exsudato (Figura 3). A espécie da planta e o tempo de permanência do contaminante nas folhas determinam o processo de absorção do contaminante (JEEVANANTHAM et al., 2019; US EPA, 2000).

Figura 3 - Diagrama esquemático dos processos de fitodegradação



Fonte: adaptado de Jeevanantham et al. (2019).

Este mecanismo é usado no tratamento de solo, sedimentos, lodo e água subterrânea, podendo ser aplicado também em água de superfície (SILVA, 2012; US EPA, 2000), sendo ideal para poluentes orgânicos móveis, como herbicidas trinitrotolueno (TNT) e tricloroetileno (TCE), dependentes da ação de complexos enzimáticos especializados (LAMEGO; VIDAL, 2007), mas impossível para o diclorodifeniltricloroetano (DDT) (ANDERSON, 2013).

Segundo Susarla et al. (2002), as enzimas de particular interesse para a fitorremediação incluem: desalogenase (compostos clorados), peroxidase (compostos fenólicos), nitroreductase (compostos nitrados), nitrilase (compostos aromáticos cianados) e fosfatase (pesticidas organofosforados).

V. Fitoacumulação

Essa tecnologia de concentração leva a uma redução da massa contaminada a ser descartada, em comparação com a escavação do solo ou de outros meios, e os contaminantes são geralmente removidos pela colheita vegetal e posterior tratamento, quando necessário (US EPA, 2000). Esta técnica utiliza plantas conhecidas como hiperacumuladoras, que possuem a capacidade de armazenar altas concentrações de metais específicos (0,1 a 1% do peso seco, dependendo do metal) (MARIANO; OKUMURA, 2012).

A fitoacumulação ocorre nas estruturas aéreas, caule e folhas principalmente, após o contaminante ser extraído pela planta e não ser degradado rápido ou completamente, resultando em seu acúmulo no tecido. Espécies vegetais específicas podem absorver e sobreacumular contaminantes metálicos e/ou excesso de nutrientes nos tecidos da raiz e da parte aérea, a partir do substrato de crescimento. Isto se aplica a metais, metaloides, radionuclídeos, não-metais e contaminantes orgânicos em solos (TANGAHU et al., 2011; SUSARLA et al., 2002).

Uma das formas de fitoacumulação ocorre pelo xilema, que transporta os metais pesados ou contaminantes juntamente com a água e os nutrientes do solo. Nesse processo, por exemplo, os metais são levados através da membrana celular com a ajuda de fitosideróforos (do grego, transportador de ferro). Trata-se de aminoácidos não encontrados nas proteínas, como ácido muginéico, e formam complexos estáveis com o Fe^{3+} , sendo comuns às gramíneas (família Poaceae). Após inserir os metais no citoplasma da célula vegetal, os contaminantes tóxicos são convertidos em forma não tóxica pelo processo de compartimentação, onde o nível tóxico dos metais pode ser reduzido por redox, precipitação e quelação (JEEVANANTHAM et al., 2019; LEITENMAIER; KÜPPER, 2013).

Assim, a fitoextração é um método ecológico bastante utilizado para a remoção *in situ* de metais pesados em solos contaminados. Este mecanismo pode ser empregado em operações de limpeza em grande escala e é aplicável a diversos metais pesados. É uma tecnologia de limpeza esteticamente agradável, movida a energia solar, com mínima perturbação ambiental. As aplicações *in situ* diminuem a quantidade de perturbação do solo em comparação com os métodos convencionais, conservando sua superfície e deixando-o em condições para atividades agrícolas (TANGAHU et al., 2011).

VI. Fitovolatilização

É o processo de eliminação de poluentes sólidos ou líquidos, após sua transformação em metabólitos, através da perda de água utilizando a capacidade das plantas em absorver e

transpirar grandes quantidades de água pela evapotranspiração. A volatilização pode ocorrer pela biodegradação na rizosfera ou o poluente pode ser absorvido pela planta e, após passar por diversos processos metabólicos internos, é liberado através da superfície da folha (MENDES, 2018; BARRETO, 2011).

Esse tipo de mecanismo pode ser utilizado para compostos orgânicos voláteis como tricloroetileno (TCE) e para os poucos inorgânicos que podem existir na forma volátil, como selênio e mercúrio. Como a volatilização remove completamente o poluente do local na forma de gás, não há a necessidade de realizar a colheita da planta, o que torna a fitovolatilização uma tecnologia bastante atrativa. Por outro lado, o poluente tóxico emitido pelas plantas durante a fitovolatilização é lançado na atmosfera e poderia ser considerado fator de risco ou nova fonte de poluição, a depender da taxa de emissão (LAMEGO; VIDAL, 2007).

Uma das vantagens deste mecanismo é a transformação dos contaminantes em formas menos tóxicas, como mercúrio elementar e gás dimetil-selenito. Contaminantes ou metabólitos liberados na atmosfera podem estar sujeitos a processos de degradação natural mais eficazes ou rápidos, como a fotodegradação (US EPA, 2000).

De acordo com Lasat (2002), as plantas que se desenvolvem em ambientes contaminados por substâncias químicas respondem de diferentes formas a essa contaminação. Elas podem ser sensíveis, exibindo sintomas de toxicidade, ou tolerantes, desenvolvendo mecanismos de adaptação que evitam os efeitos danosos desses contaminantes e permitem um melhor desenvolvimento.

A densidade, morfologia e profundidade em que as raízes das plantas penetram no solo são críticas para a possível aplicação da tecnologia de fitorremediação. O aprimoramento da biomassa e morfologia da raiz é, portanto, desejável em qualquer operação de fitoestabilização, por exemplo. Plantas com raízes densas e profundas, que podem explorar grandes volumes de solos contaminados, têm uma área de superfície muito maior, facilitando a estabilização dos solos e melhorando a volatilização microbiana de metais (metaloides) na rizosfera. As raízes fibrosas oferecem uma grande área de superfície para absorção de contaminantes (facilitando a fitoextração) e interações planta-micróbio (facilitando a fitovolatilização) (BOLAN et al., 2011).

Um critério importante para o uso de plantas na fitorremediação inclui a provisão de benefícios econômicos, pela utilização do produto e pelo gerenciamento da colheita, assim, a maioria das plantas ornamentais utilizadas no processo não estão envolvidas na cadeia alimentar dos seres humanos, reduzindo o risco de contaminação (JEEVANANTHAM et al., 2019).

De acordo com US EPA (2000), o objetivo do processo de seleção de plantas é escolher uma espécie com as características apropriadas para o crescimento nas condições do local e que atendam aos objetivos da fitorremediação. Existem vários pontos de partida para escolher uma planta:

1. Plantas que demonstraram ser eficazes ou que promovam fitorremediação.
2. Plantas nativas, cultivadas, forragem e outros tipos de plantas que podem crescer em condições regionais.
3. As plantas também podem ser propostas com base nas plantas nativas, extrapolações de pesquisas em fitorremediação, inferências extraídas de pesquisas não relacionadas ou outros conhecimentos específicos do local. A eficácia dessas plantas para fitorremediação precisa ser confirmada através de estudos laboratoriais, de estufa ou de campo ou através de triagem.

Prabakaran et al. (2019) destacam que as plantas empregadas para fins de fitorremediação devem apresentar algumas características específicas, como crescimento rápido com alta biomassa, rusticidade, sistema radicular exuberante e acumulação excessiva de contaminantes alvo, acompanhadas de capacidade de tolerância ao estresse para uma ampla gama de parâmetros ambientais. Infelizmente, muitas plantas são incapazes de sobreviver em locais contaminados devido aos efeitos tóxicos dos poluentes e isso torna as plantas mais adaptadas como melhores candidatas à fitorremediação. O Quadro 4 traz uma lista dessas plantas resilientes utilizadas na depuração de águas poluídas e efluentes.

Quadro 4 - Plantas espontâneas empregadas em tecnologias de fitorremediação

Plantas espontâneas	Contaminantes remediados	País	Referência
<i>Eichhornia crassipes</i>	Ag, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, e Zn	Nigéria	Odjegba e Fasidi (2007)
	N	EUA	Fox et al. (2008)
	Fe, Mn, As, Au, Cu, Hg, U e Zn	África do Sul	Newete et al. (2016)
<i>Phragmites australis</i> , <i>Typhalatifolia</i>	B	Turquia	Türker et al. (2013)
<i>Arundodonax</i>	Cd e Zn	Eslováquia	Dürešová et al. (2014)
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	M.O. e nutrientes	Brasil	Souza et al. (2013)

Fonte: adaptado de Prabakaran et al. (2019).

Outro ponto importante a destacar é que as plantas absorvem nutrientes que se acumulam em seus tecidos, apresentando uma oportunidade de reduzir o excesso de nutrientes de

ambientes eutrofizados ou de efluentes através da poda ou percentual de remoção da fitomassa aérea das plantas (KANSIIME et al., 2007).

Algumas espécies de plantas propostas para o SJF neste estudo são:

I. Cyperus papyrus

Vulgarmente conhecida como papiro, pertence à família Cyperaceae e é uma notável macrófita emergente. Esta planta de origem africana domina lagos rasos de água doce, bocas de rios, vales e pântanos. O papiro se reproduz tanto assexuadamente pelo alongamento dos rizomas, quanto sexualmente por suas sementes, sendo o primeiro predominante e o segundo esporádico. Ambos só ocorrem quando as condições são adequadas, principalmente após mudanças no nível da água, como em épocas de rebaixamento (TERER et al., 2012).

O papiro é uma planta perene de altura entre 1,50 m e 2,00 m, tida como de alta resistência, necessitando de sol pleno, clima quente e solo de úmido a encharcado para seu cultivo (ZANELLA, 2008). De acordo com Mburu et al. (2015), nos climas subtropical e tropical, *C. papyrus* é uma das macrófitas mais interessantes porque está entre as plantas mais produtivas nas áreas úmidas. Destaca-se por ser de via fotossintética C₄ apesar de crescer em um ecossistema de áreas úmidas, que parece um habitat improvável para espécies C₄ com maior eficiência potencial no uso de radiação interceptada, água e nitrogênio para produção de matéria seca do que outros tipos fotossintéticos, como a via comum C₃ (clima temperado) e as suculentas CAM (metabolismo ácido das crassuláceas).

Perbangkhem e Polprasert (2010), estimando as eficiências de captura de energia do papiro em *wetlands* construídos e alimentadas com águas residuais domésticas de baixa concentração, determinaram que as umbelas (inflorescências) representavam as partes de maior eficiência na captura de energia do que os colmos, porque também servem como superfície fotossintética principal. Os resultados mostram que esta planta está bem adaptada sob sol intenso, para que possa capturar mais energia e transformá-la em produção, possui um alto potencial fotossintético e produtivo devido ao metabolismo fotossintético C₄.

A macrófita *C. papyrus* é aplicada na remediação de uma variedade de poluentes em águas residuais de diferentes fontes e águas superficiais poluídas em diversos países (KYAMBADDE et al., 2005; KANSIIME et al., 2007; KANYIGINYA et al., 2010; ROCHA et al., 2021).

II. *Tradescantia zebrina*

Planta herbácea perene muito comum da família Commelinaceae e normalmente cultivada nos trópicos e regiões temperadas. É nativa do México e da América Central, mas também é amplamente cultivada e adaptada às áreas tropicais e subtropicais dos dois hemisférios (FADEN, 2008). Conhecida como judeu errante ou lambari. Produz brotos rasteiros e folhas carnudas de cor verde púrpura, com listras de variegação largas e prateadas e parte inferior roxa, as flores são rosa-púrpura, as frutas são ovais menores que 13 cm (DASH et al., 2017).

Esta planta de metabolismo C_3 está adaptada à luminosidade intensa (folhas verdes) ou à sombra (folhas arroxeadas), cresce e ramifica-se rapidamente, enraizando seus ramos ao contato do nó com o substrato. Sob sol intenso e ar seco, o ideal é seu cultivo a meia-sombra. Requer pouca rega e drenagem eficiente para que suas raízes não apodreçam (MADHAVAN; SMITH, 1982; LORENZI, 2013; SAVI et al., 2016).

A *T. zebrina* foi estudada por Rocha et al. (2021) em um sistema de fitorremediação aplicado no tratamento de água superficial poluída. Essa espécie ainda é pouco explorada para fim de remediação de ambientes, diferente da espécie *T. pallida*, utilizada principalmente na fitoextração de metais pesados de efluentes, como o cromo (Cr) (SINHA et al., 2017a, 2017b; SINHA et al., 2015).

III. *Callisia fragrans*

Pertence à família Commelinaceae. Planta de metabolismo C_3 , com folhagem e inflorescências vistosas para uso ornamental. As folhas ficam maiores e verdes à sombra onde crescem melhor, porém menores e densas quando cultivadas ao sol. A planta também requer pouca rega mais uma drenagem eficiente para as raízes não apodrecerem (JIM, 2014; SAVI et al., 2016). Folhas e caules contêm flavonoides e fitoesteroides biologicamente ativos. As vitaminas C, B2 e B3 ou PP e os microelementos Fe, Cr, Ni e Cu são encontrados no suco dessa planta, também usada no tratamento de queimaduras, tuberculose, artrite, asma brônquica, infertilidade e doenças cutâneas, oncológicas e cardiovasculares (CHERNENKO et al., 2007).

Em relação ao potencial de fitorremediação, um estudo realizado por Simek et al. (2018) demonstrou que, de acordo com as respostas fisiológicas monitoradas, a *C. fragrans* possui boa tolerância a doses relativamente altas de cádmio (Cd) presente no solo. Os valores encontrados indicaram que esta planta tem um forte potencial de acumulação, sendo capaz de transportar uma grande quantidade de Cd absorvido para as partes aéreas.

IV. *Canna x generalis*

Essa planta híbrida pertence à família Cannaceae. Também identificada como *Canna indica* L. var. *hortensis* ou *Canna hortensis* Hort. é conhecida popularmente como biri, cana-da-Índia e bananeira-de-jardim. Nativa da América do Sul, é uma planta rizomatosa perene de até 1,5 m de altura, que deve ser cultivada em pleno sol e em solo bastante úmido, rico em matéria orgânica. Tem floração bastante vistosa, de forte apelo paisagístico, sendo adequada para uso em jardins flutuantes. É perenifólia e floresce especialmente na primavera e no verão (ZANELLA, 2008).

É bastante utilizada na fitorremediação, tanto no tratamento de esgotos em sistemas de *wetlands* construídos, como na remediação de corpos hídricos eutrofizados. Em um estudo de escala piloto, Cui et al. (2010) investigaram a eficiência de remoção de nutrientes do efluente de uma fossa séptica por *wetlands* construídos de fluxo vertical (*vertical-flow constructed wetlands* – VFCW) com e sem *C. indica*. Em geral, mais nutrientes foram removidos do efluente com a presença da planta, a exemplo de cerca de 30% do nitrogênio total em relação aos 20% no sistema sem plantas.

Ojoawo et al. (2015) monitoraram um sistema de *wetlands* construídos composto por *Canna x generalis* no Instituto de Tecnologia NMAM e esta espécie foi considerada muito eficiente na remoção de nitrogênio, bastante eficaz no fósforo e incapaz para os compostos fenólicos. O tratamento também melhorou as características físicas das águas residuais, como cor, turbidez e odor.

V. *Xanthosoma sagittifolium*

Trata-se de espécie tropical, da família Araceae, que se originou no norte da América do Sul e se espalhou para o Caribe e a Mesoamérica e posteriormente foi introduzida em outros lugares da África, Ásia e Pacífico. Esta espécie, conhecida como Taioba, é adaptada aos trópicos úmidos e quentes, requer solo úmido, mas bem drenado, fértil e prefere sombra parcial. A temperatura média para seu crescimento ideal deve exceder 20°C. Em seu habitat natural, cresce geralmente sob o dossel da floresta tropical ou naturaliza-se ao longo das margens sombrias do rio, mas não cresce sob condições de inundação ou pantanosa. Embora de origem tropical, ela pode suportar curtos períodos em baixa temperatura (LIM, 2015).

Em relação a fitorremediação, alguns estudos foram realizados aplicando a *Xanthosoma sagittifolium*. Paulo et al. (2013) desenvolveram um sistema para o tratamento do esgoto doméstico gerado por nove pessoas, com base no uso de um tanque de evaporação plantado

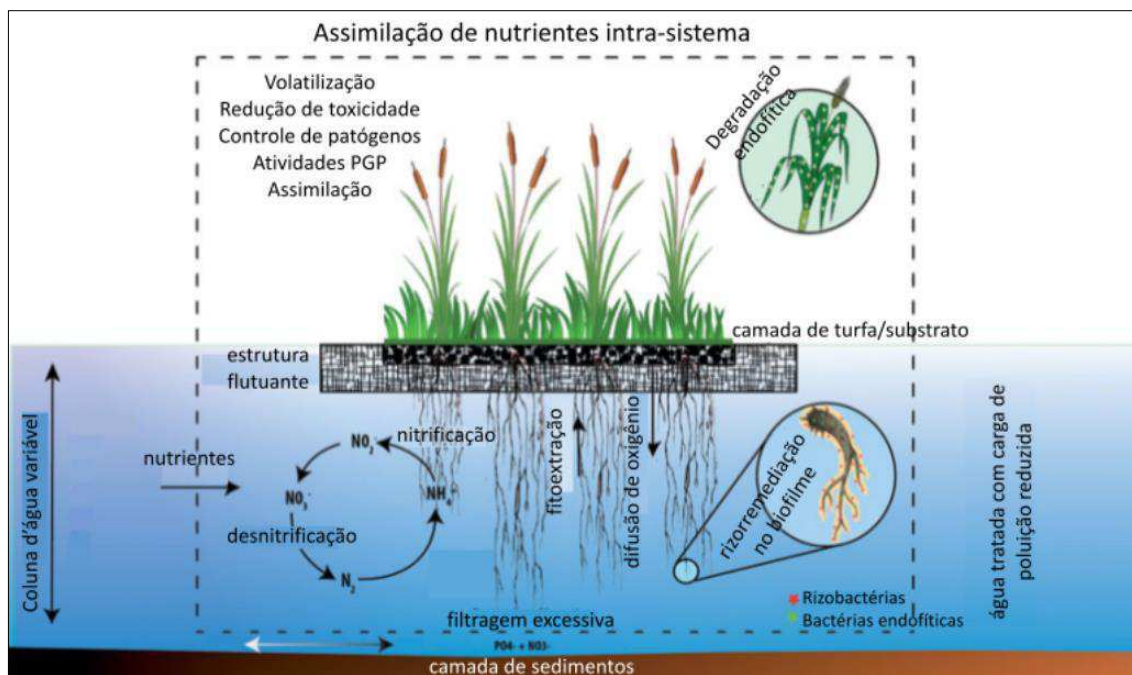
com as espécies *Musa cavendishii* (bananeira), *Xanthosoma sagittifolium* e *Canna* sp. Os autores relatam bom desempenho geral do sistema durante os 400 dias do estudo e baixos requisitos de manutenção (corte das plantas). O sistema foi eficiente na redução da carga de DQO; não foram gerados odores e o acúmulo de sólidos não foi significativo.

Rocha et al. (2021) estudaram a taioba em um sistema flutuante para o tratamento de um açude urbano eutrofizado e os resultados mostraram boa adaptação da planta a situação de estresse, como o alto nível trófico da água, oscilações diárias na concentração de oxigênio de dissolvido com episódios de anoxia e altas concentrações de DQO.

2.2.2 SJF no tratamento de esgotos sanitários

Nas últimas décadas, o tratamento de águas residuais por ecotecnologias e tecnologias baseadas na natureza, com baixos requisitos de insumos energéticos e dispositivos técnicos, baseados em combustíveis fósseis vem passando por um renascimento em vários países do mundo (CHEN et al., 2016). Um método bastante explorado são os *wetlands* construídos, porém uma variação desse processo, os sistemas de jardins flutuantes (Figura 4), têm-se mostrado como uma alternativa eficaz no tratamento de águas residuais municipais, escoamento agrícola, efluentes industriais etc. (REHMAN et al., 2019; SHAHID et al., 2018).

Figura 4 - Representação esquemática um jardim flutuante, elucidando a remoção de poluentes por diferentes mecanismos



Fonte: adaptado de Rehman et al. (2019).

A auto-flutuabilidade é um requisito fundamental no projeto de um SJF. Quando as águas residuais têm uma alta fração de partículas finas e poluentes dissolvidos, são preferidos os jardins com maior tamanho e menor profundidade, pois desenvolvem uma rede radicular mais forte que pode tocar o fundo do sistema, agindo também como uma unidade de filtro (REHMAN et al., 2019). Por outro lado, quando no ambiente aquático há predominância de sólidos suspensos grossos, é preferível um sistema mais profundo, que permita o estabelecimento de uma rede de raízes de plantas flutuantes com uma zona de água de fluxo livre, levando à floculação de maiores partículas juntamente com a degradação de poluentes (HEADLEY; TANNER, 2008).

Em relação aos parâmetros de projeto área de cobertura superficial, experiências anteriores demonstraram que, para despoluição de açudes e canais urbanos, a área de cobertura superficial de jardins necessária para que haja um tratamento efetivo da água varia entre 10 e 30%, a depender do objetivo, do grau de eutrofização e da poluição do corpo hídrico (HEADLEY; TANNER, 2008; NAKAMURA; MUELLER, 2008; ZHU et al., 2011).

OS SJF podem funcionar tanto em condições aeróbicas e anaeróbicas, no entanto, a remoção de nutrientes em condições aeróbicas tende a ser maior do que em condições anaeróbicas (SHAHID et al., 2020). Em relação às lagoas de estabilização, os trabalhos realizados em escala de campo testaram variadas porcentagens de cobertura superficial. Mietto et al. (2013) estudaram três situações com áreas de cobertura iguais a 18%, 39% e 59%, Afzal et al. (2019) instalaram um sistema com área de cobertura de apenas 3,5% e Benvenuti et al. (2018) monitoraram um sistema com cobertura de 100% da lagoa.

Os sistemas flutuantes podem ser construídos com ou sem substratos, que podem ser orgânicos ou inorgânicos. A presença de um substrato, além de auxiliar na sustentação das plantas, funciona como filtro de partículas em suspensão e área para aderência de biofilmes produzidos pela microbiota. Chen et al. (2016) afirmam que, na ausência de um substrato como meio adsorvente potencial, os efeitos fitotóxicos de certos contaminantes químicos podem ser mais pronunciados. No entanto, se um substrato é usado, faz-se necessário um projeto específico que impeça que os tecidos abaixo da água entrem em contato com o meio de crescimento, a fim de obter tanto a colheita de plantas inteiras quanto a sustentabilidade da vegetação (WANG et al., 2015). A Tabela 1 fornece os métodos representativos mais comuns de estrutura de flutuação, exemplos típicos de substrato e estabelecimento de plantas.

Tabela 1 - Estruturas de flutuação, substratos e métodos comuns de estabelecimento de plantas

Estrutura de flutuação	Substrato	Área de jardins (m ²)	Estabelecimento das plantas	Referência
Patente BioHaven	areia, turfa, composto, pH-neutralizado com calcário	0,360	Transplante em sacos de nylon	Zhao et al. (2012)
Tubos de PVC (Φ 38 mm), malha de plástico, suportes para vasos	Fibra de coco	0,290	Transplante de mudas	Wang e Sample (2014)
Patente BioHaven	Musgo de turfa	7400	Transplante de mudas	Chang et al. (2013)
Espuma de polietileno	Areia e algodão	0,025	Transplante de plantas	Wen e Recknagel (2002)
Diamond Jumbolon Board (Placa de poliestireno extrudado)	nenhum	0,19	Transplante de plantas	Ijaz et al. (2015)
Bambu e paletes de madeira	Fibra de coco	40	Transplante de mudas	Rocha (2018)

Fonte: adaptado de Pavlineri et al. (2017).

Em relação à eficiência dos SJF aplicados em lagoas de estabilização para o tratamento de efluentes, recentes estudos em escala de campo encontraram bons resultados, comprovando os índices já registrados em estudos em escala piloto. A Tabela 2 lista alguns trabalhos realizados aplicando os sistemas de jardins flutuantes com características variadas.

Tabela 2 - Estudos de SJF para tratamento de diferentes tipos de efluente, escala do experimento, espécies vegetais, eficiência média de remoção de contaminantes e localização

Escala	Tipo de efluente	Espécies de plantas	Taxas médias de remoção (%)	Local do estudo	Referência
Bancada	Esgoto sintético	<i>Loliumperenne</i> L. <i>Daytona</i>	DQO: 85; NT: 45,3-57,9; NH ₄ : 86,5-92,7	China	Chen et al. (2013)
Microcosmo	Esgoto pós-tratamento primário	<i>Cyperus papyrus</i> <i>Colocasia esculenta</i>	NT: 90,4; NH ₄ : 89,3; PT: 84,5 NT: 67,8; NH ₄ : 68,8; PT: 63,8	Uganda	Kansiime et al. (2005)
Mesocosmo	Águas residuais domésticas brutas	<i>Carex</i> > 95%	DQO: 52,9; NT: 42,3; NH ₄ : 34,9; PT: 22,1	Bélgica	Van de Moortel et al. (2010)

Tabela 2 - Estudos de SJF para tratamento de diferentes tipos de efluente, escala do experimento, espécies vegetais, eficiência média de remoção de contaminantes e localização (continuação)

Aplicação in situ	Esgoto municipal	<i>Zizania caducifolia</i> <i>Canna x generalis</i>	DQO: 70,6; NH ₄ : 50,3; PT: 52,1	China	Wu et al. (2006)
Bancada	Esgoto industrial	<i>Vetiveria zizanioides</i>	DQO: 92,0; DBO ₅ : 96,0	Tailândia	Phenrat et al. (2017)
Bancada	Esgoto doméstico	<i>Ipomoea aquatica</i>	NT: 50,0; DQO: 90,0	China	Song et al. (2009)
Aplicação in situ	Esgoto doméstico	<i>Typha domingensis</i>	DQO: 55,0; DBO ₅ : 56,0; SST: 78,0; NT: 41,0; PT: 37,0	Brasil	Benvenuti et al. (2018)

Fonte: adaptado de Rehman et al. (2019) e Pavlineri et al. (2017).

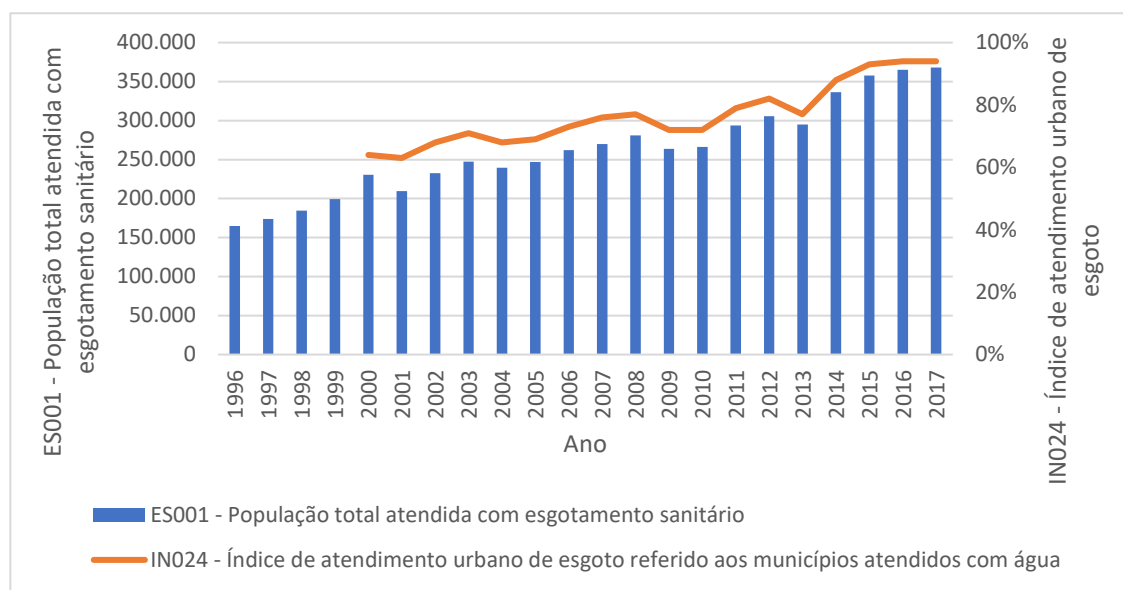
Em países industrializados e com experiência acumulada, a fitorremediação é bastante empregada, porém limitada pelo clima temperado. No contexto global, portanto, países de clima tropical e alta biodiversidade, como o Brasil, possuem grande potencial para o desenvolvimento da fitorremediação, que tem seus processos biológicos favorecidos no tratamento da contaminação. Fazem-se necessários, portanto, estudos consistentes e detalhados em condições ambientais tropicais amplamente favoráveis a eles (MARQUES et al., 2011).

2.3 SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DE CAMPINA GRANDE/PB

De acordo com o *Ranking* do Saneamento Básico de 2019, Campina Grande aparece na 16^a. posição entre os 100 municípios brasileiros avaliados, com indicador de atendimento total de água de 99,73%, de atendimento total de esgoto de 91,98% e esgoto tratado por água consumida igual a 73,35%. Nos anos de 2021, 2020 e 2019, a cidade ocupava as posições 22^a., 16^a. e 28^a. do ranking, respectivamente (TRATA BRASIL, 2022).

De acordo com a base de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS (2018), a evolução dos indicadores ES001 (População total atendida com esgotamento sanitário) e IN024 (Índice de atendimento urbano de esgoto) no município de Campina Grande reflete os investimentos realizados no setor (Figura 5).

Figura 5 - Evolução dos indicadores de atendimento em esgotamento sanitário no município de Campina Grande – Paraíba (Brasil)



Fonte: adaptado de SNIS (2018).

Apesar das oscilações nos indicadores de atendimento, Campina Grande apresenta um histórico de planejamento e investimentos em infraestrutura, expansão da rede coletora, número de ligações e estações de tratamento. Segundo Almeida (2007), o primeiro projeto na área foi elaborado em 1936 pelo Escritório de Projetos Saturnino de Brito, composto por duas pequenas bacias de esgotamento, uma que cobria o centro da cidade e a outra os bairros da Prata e São José.

Este projeto previa a construção de rede coletora com escoamento por gravidade, ligações prediais/domiciliares, um emissário e uma estação de tratamento secundário de esgotos denominada Estação da Depuradora, com capacidade de tratamento prevista de 100 l/s, sendo executado entre os anos 1937 e 1938. A estação foi desativada posteriormente e hoje funciona como Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES) em Campina Grande - Paraíba, coordenada pela Universidade Estadual da Paraíba - UEPB (SOUSA, 2013).

Com o crescimento da cidade, houve a necessidade de expansão das estruturas de saneamento e, em 1972, a CAGEPA (Companhia de Água e Esgotos da Paraíba) contratou a PLANIDRO – Engenharia e Consultoria para elaborar o projeto de ampliação do sistema de esgotamento sanitário com o objetivo de cobrir toda a área edificada da cidade e atender uma população de 250.000 habitantes em sua 1ª etapa, com plano de alcance fixado em 25 anos (ALMEIDA, 2007).

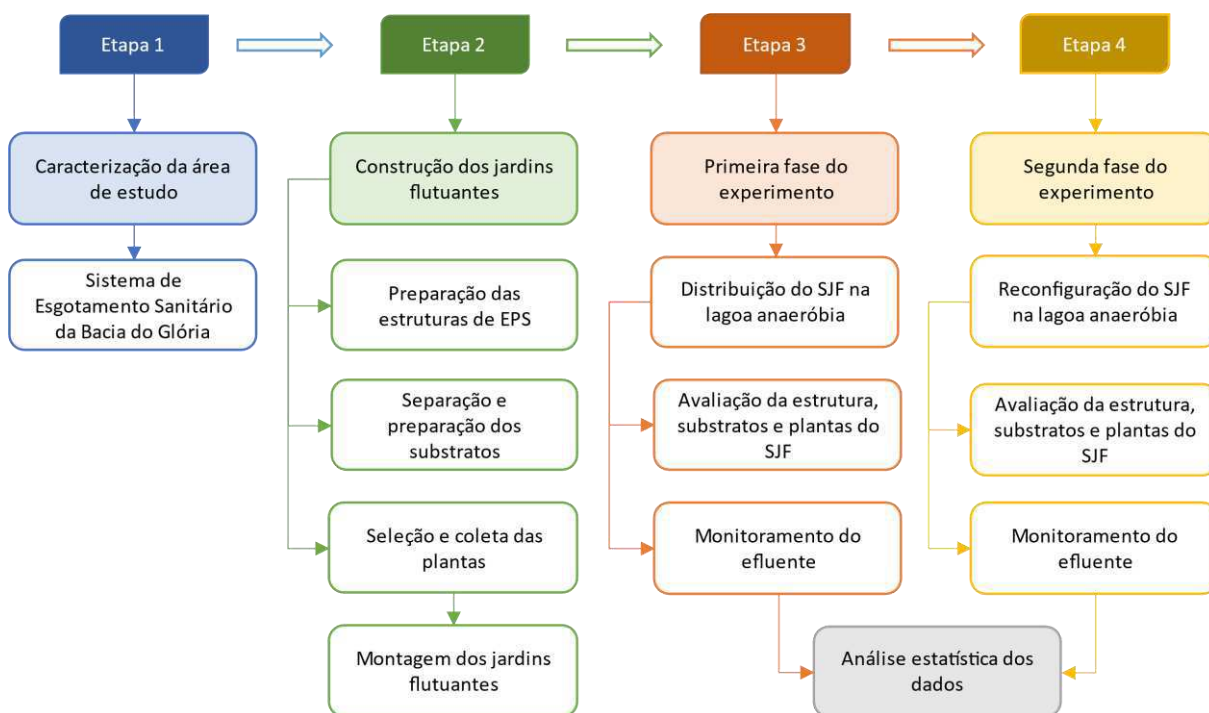
Esta etapa do projeto também previa a construção dos interceptores da Depuradora e Bodocongó, e de uma estação de tratamento, a ETE Catingueira, composta por duas lagoas retangulares, com dimensões 105 m x 140 m, aeradas em série, com instalação de 12 aeradores em cada uma delas. A execução desta etapa iniciada em 1973 foi finalizada em 1974 e, na ETE, foram instalados apenas 10 aeradores na primeira lagoa e 2 na segunda. As obras do emissário e interceptor do Bodocongó foram iniciadas no final de 1984, partindo das lagoas aeradas, de jusante para montante. Mas, pelas características de funcionalidade, atualmente existe apenas um emissário de gravidade no sistema que reúne as contribuições dos interceptores da Depuradora e do Bodocongó (GOMES, 2013).

Ainda de acordo com Gomes (2013), em 1985 a TECNOSAN Engenharia S/A realizou um diagnóstico do sistema de esgotamento sanitário de Campina Grande, constatando que, em 1980, havia 121.206 m de rede coletora na cidade, 11.735 ligações domiciliares cadastradas e que as vazões médias afluentes à ETE Catingueira, em 1984, variaram de 256.706 m³/mês em janeiro (vazão média diária igual a 95,84 l/s) para 465.534 m³/mês em julho (vazão média diária igual a 173,81 l/s), representando um acréscimo de aproximadamente 81% na vazão em 6 meses. No ano 2000, a rede coletora de esgotos de Campina Grande foi digitalizada pela empresa ATECEL, em formato DWG no *software* Autocad e, a partir desse período, para atender às novas demandas, a CAGEPA e a Prefeitura Municipal começaram a devolver projetos isolados com intuito de atender os bairros não contemplados pelo projeto da PLANIDRO. Hoje, o Sistema de Esgotamento Sanitário da cidade é composto pelas principais bacias de captação do Bodocongó, Depuradora e Glória, tendo sido esta última escolhida como área do presente estudo de fitorremediação com desenvolvimento de sistemas de jardins flutuantes (PMSB, 2015).

3. MATERIAL E MÉTODOS

Esta pesquisa se enquadra no tipo descritiva e exploratória, e quanto aos procedimentos é classificada como experimental. O estudo foi desenvolvido em quatro etapas metodológicas, esquematizadas na Figura 6.

Figura 6 - Fluxograma com as etapas metodológicas do estudo



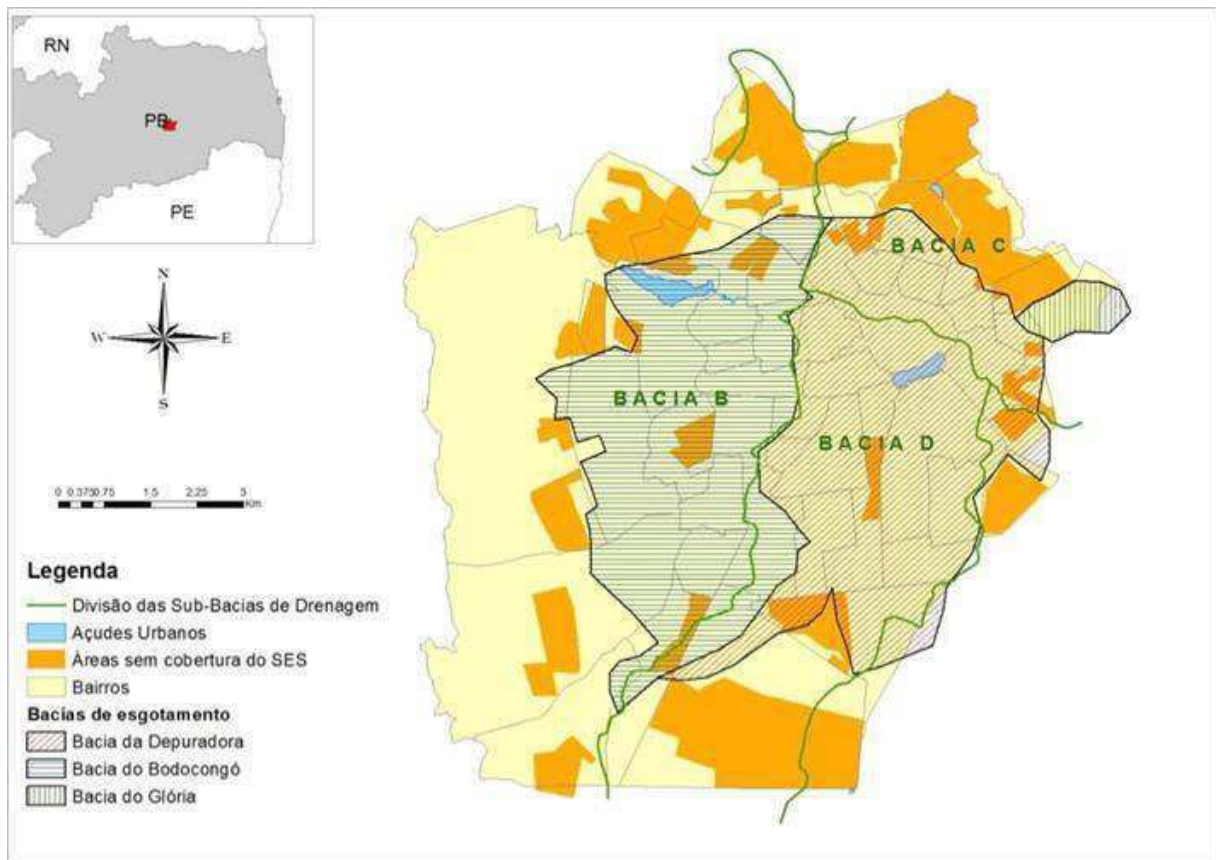
Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

3.3 ETAPA 1 - CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O município de Campina Grande, Paraíba - Brasil ($35^{\circ}54'30''$ O e $7^{\circ}12'58''$ S), está incluído na área geográfica de abrangência do semiárido brasileiro e possui uma população de 413.830 habitantes, segundo a estimativa do IBGE em 2021, a área territorial é de 593,026 km² e densidade demográfica de 648,31 hab/km² (IBGE, 2022).

De acordo com o Plano Municipal de Saneamento Básico - PMSB (2015), o Sistema de Esgotamento Sanitário da cidade Campina Grande é composto pelas bacias do Bodocongó, Depuradora e Glória que estão inseridas, em sua totalidade, nas áreas de abrangência das três sub-bacias do Sistema de Drenagem Pluvial. A sub-bacia de drenagem B serve à zona Oeste, a C às zonas Norte e Leste e a D à zona Sul (Figura 7). Existem ainda, no município, mais duas bacias de esgotamento, uma no Distrito de Galante e outra no Distrito de São José da Mata, que atendem às áreas urbanas dessas localidades.

Figura 7 - Bacias de drenagem pluvial e de esgotamento sanitário do município de Campina Grande – Paraíba. (Brasil)



Fonte: PMSB (2015).

Como pode ser observado no mapa da Figura 7, existem ainda muitas áreas urbanas que não possuem rede coletora (áreas em laranja) e, por mais que os indicadores de atendimento e cobertura do sistema de esgotamento sanitário do município estejam acima da média nacional, nessas áreas predominam as práticas de soluções individuais, incluindo a deposição inadequada dos efluentes a céu aberto e nos canais de drenagem pluvial.

Outro problema do sistema, identificado por Gomes (2013), é que cerca de 97% dos esgotos de Campina Grande, coletados pelas bacias de captação de Bodogoncó e da Depuradora, são perdidos no percurso até a estação de tratamento planejada, quer seja por falta de manutenção do sistema, por ligações clandestinas de esgotos às redes pluviais e principalmente pelo furto para irrigação ilegal de cultivos, realizado através de furos e mangueiras conectadas às tubulações de esgoto. Dessa forma, apenas 3% da vazão total do esgoto transportado pelo Interceptor do Bodocongó chegam ao processo de tratamento, comprometendo todo o sistema de esgotamento sanitário dessas principais bacias.

3.3.1 Sistema de Esgotamento Sanitário da Bacia do Glória

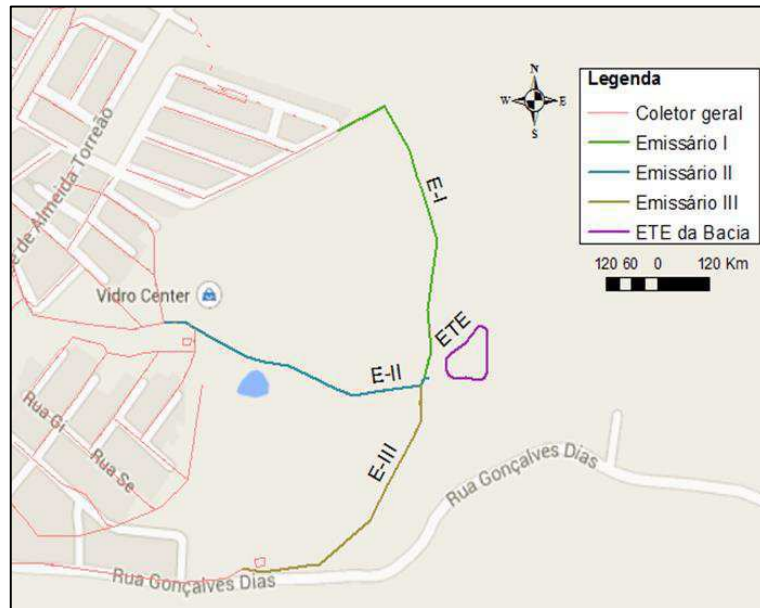
A bacia do Glória foi a escolhida para este trabalho devido seu tamanho reduzido, possuir como etapa de tratamento uma lagoa anaeróbia, reproduzindo as condições normalmente encontradas em sistemas descentralizados, também devido à localização para acesso e instalação dos jardins flutuantes e finalmente, mas não menos importante, a segurança pessoal da equipe durante o desenvolvimento do trabalho e a integridade do material do sistema até a finalização do experimento na área.

O sistema de esgotamento do Glória foi projetado para coletar e tratar as águas residuais de uma população estimada em 8.400 habitantes dos bairros Belo Monte e Jardim América e dos conjuntos habitacionais Glória I e Glória II, localizados na Zona Leste de Campina Grande. Os conjuntos habitacionais Glória I e Glória II foram construídos para abrigarem os moradores da antiga Favela da Cachoeira, estes conjuntos são constituídos por 410 e 260 unidades habitacionais, respectivamente. Apresentam infraestrutura básica, formada por sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário, drenagem de águas pluviais, pavimentação, energia, coleta de resíduos sólidos e sistema de transporte coletivo (ARAÚJO, 2007).

Estes loteamentos são atendidos por rede de distribuição de água tratada, com demanda de aproximadamente 8,70 l/s. Para garantir o abastecimento do Conjunto Glória I, foi feita a construção de um reservatório elevado, alimentado através de uma estação elevatória projetada na área do loteamento. A rede de distribuição desse conjunto é do tipo ramificada, atendendo ao sistema através de uma única zona de pressão, tendo sido dimensionada para suprir a vazão de 5,13 l/s em uma extensão total de 3.620 m e diâmetros que variam entre 50 e 150 mm. Já no Loteamento Glória II, por apresentar condições favoráveis, o abastecimento é por gravidade, com entrada direta pelo alimentador; a rede de distribuição é do tipo ramificada e atende ao sistema através de uma única zona de pressão, que foi dimensionada para atender à vazão de 3,25 l/s em uma extensão total de 2.753 m (ALMEIDA, 2007).

O efluente produzido nesse bairro é coletado por rede projetada do tipo convencional em tubos de PVC VINILFORT com diâmetro mínimo de 150 mm, que conduzem as águas residuais até os emissários, por gravidade, e destes para uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE do Glória). Os três emissários que compõem o sistema são: o E-I que transporta as contribuições do conjunto Glória II, o E-II com as contribuições da comunidade Jardim América e do conjunto habitacional Glória I e o E-III que recebe os esgotos da comunidade de Belo Monte (ARAÚJO, 2007) (Figura 8).

Figura 8 - Emissários que compõem o SES da Bacia do Glória em Campina Grande - Paraíba



Fonte: PMSB (2015).

A ETE foi projetada e construída com tratamento preliminar (grade de barras e caixa de areia), calha Parshall e duas lagoas, sendo uma anaeróbia e outra facultativa secundária (Figura 9). Porém, atualmente na ETE não consta mais o tratamento preliminar completo, devido ao furto da grade de barras de ferro e não reposição pela concessionária responsável pela operação da mesma.

Figura 9 - Vista geral das unidades de tratamento da ETE do Glória recém-construída após 2006



Fonte: Araújo (2007).

A caixa de areia é constituída por dois canais paralelos com 5,15 m de comprimento, largura 0,40 m e profundidade do depósito de areia de 0,23 m. Para a medição da vazão, a estação conta com uma calha Parshall de garganta $W = 6''$ (15 cm), cuja vazão mínima é 1,4 l/s e a máxima 107 l/s (CAGEPA, 2005, apud ARAÚJO, 2007). O detalhamento da caixa de areia e da calha Parshall podem ser observados na planta do projeto na Figura 10.

Figura 10 - Planta de tratamento preliminar da ETE do Glória



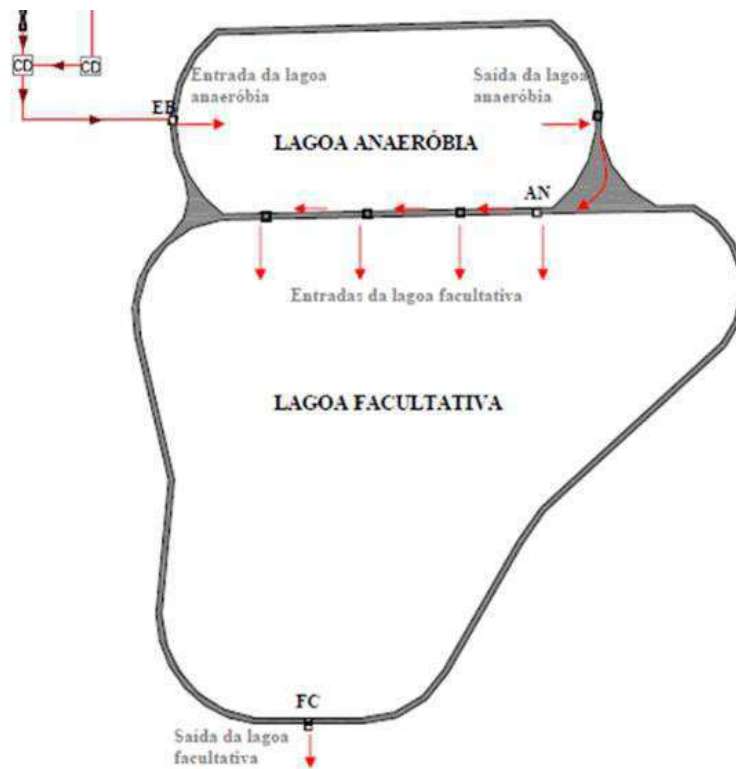
Fonte: Acervo CAGEPA (2019).

O tratamento secundário é feito em duas lagoas de estabilização, sendo uma anaeróbia e outra facultativa secundária. A lagoa anaeróbia recebe o esgoto vindo do tratamento preliminar por uma tubulação submersa, de ferro fundido com diâmetro de 300 mm, estando o nível de descarga da tubulação a 60 cm do fundo da lagoa. Em seguida, o efluente desta lagoa passa por um dispositivo de saída e escoar por um canal de passagem, que alimenta a lagoa facultativa através de quatro pontos de entrada construídos com tubulação de ferro fundido submersa, de 200 mm de diâmetro, sendo o nível de descarga da tubulação igualmente a 60 cm do fundo da lagoa (ARAÚJO, 2007).

Por fim, o efluente da lagoa facultativa é descarregado através de um dispositivo de saída, constituído por uma caixa de concreto colocada junto ao dique no ponto de descarga onde existe um vertedor triangular. Da soleira da caixa, uma canalização transporta o efluente final para o corpo receptor, o riacho Cardoso que, atualmente, recebe águas pluviais, águas residuais tratadas e não tratadas de parte dos bairros que não possuem sistema de esgotamento sanitário, além de parte do esgoto que chega à estação, mas não entra nas lagoas por problemas na manutenção (ARAÚJO, 2007). Na Figura 11, estão identificadas as etapas que compõem o

tratamento feito na estação e a localização dos pontos de entrada e saída dos efluentes bruto e tratado.

Figura 11 - Projeto da Estação de Tratamento de Esgotos do Glória, Campina Grande – Paraíba



Fonte: Araújo (2007).

As características dos projetos das lagoas anaeróbica e facultativa secundária da ETE do Glória são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 - Características de projeto das lagoas que compõem a ETE do Glória

Características	Lagoa anaeróbia (LA)	Lagoa facultativa (LF)
Área (m ²)	1.020	3.362
Volume (m ³)	3.570	6.724
Profundidade (m)	3,5	2
Vazão média afluyente (m ³ /dia)	1.019,52	1.019,52
TDH (dias)	3,5	6
Carga orgânica superficial (kgDBO ₅ /ha.dia)	não informado	410

Fonte: CAGEPA (2005 apud ARAÚJO, 2007).

No entanto, Araújo (2007), identificou que o tempo de detenção hidráulica real na ETE era de 17,4 dias, sendo 6,03 dias para a lagoa anaeróbia e 11,36 dias para a lagoa facultativa, superior ao previsto em projeto, além disso a ETE estava operando com vazão média de 6,85 l/s (591,64 m³/dia), inferior a vazão de projeto.

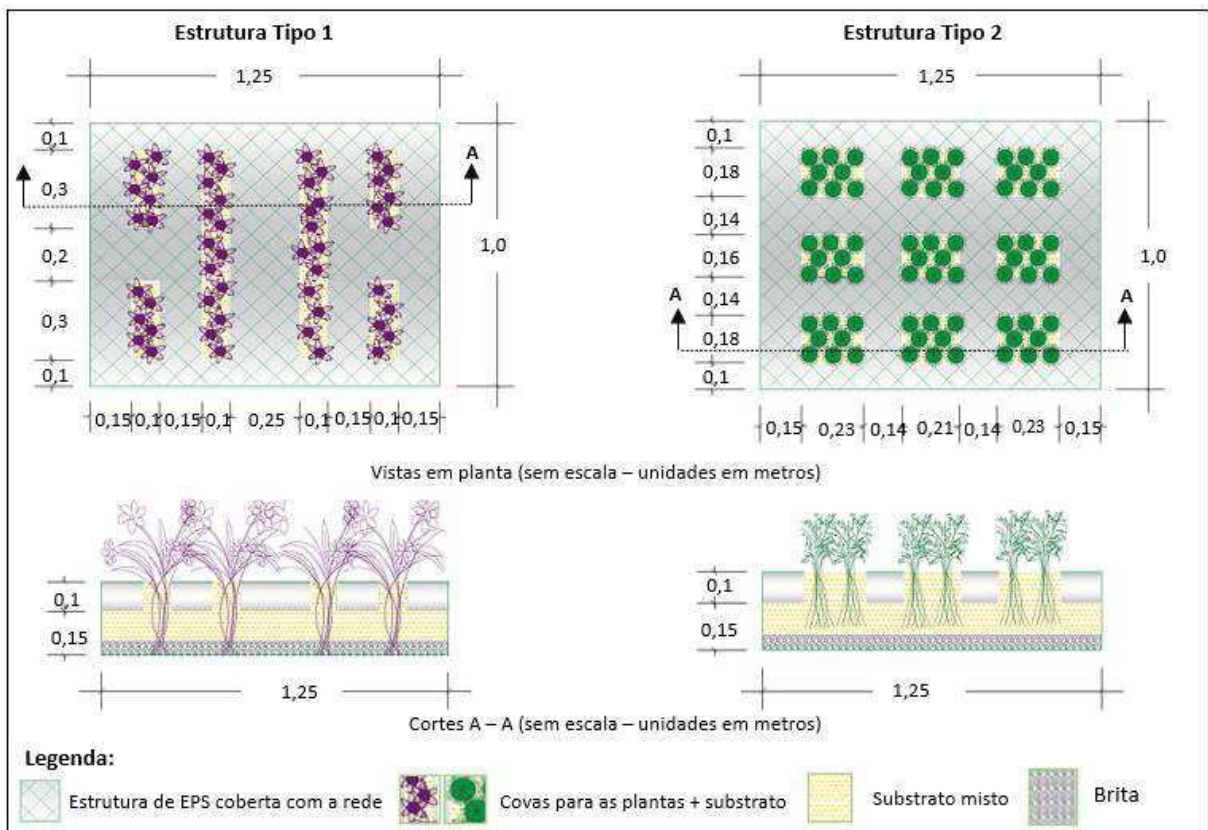
3.4 ETAPA 2 - CONSTRUÇÃO DO SISTEMA DE JARDINS FLUTUANTES

Buscando estabelecer uma porcentagem de cobertura adequada para uma lagoa de estabilização anaeróbia que trata efluentes domésticos e testar diferentes composição de substratos e plantas, foram construídos 42 jardins com estrutura poliestireno expandido (EPS) para a lagoa anaeróbia da ETE do Glória, totalizando uma cobertura superficial de 4%.

3.4.1 Preparação das estruturas de poliestireno expandido

Para a criação desse sistema, os jardins flutuantes foram preparados em dois modelos de estrutura de flutuação com dimensões iguais, mas modelos de corte das covas diferentes e adequados ao padrão de crescimento de cada espécie de planta. Na estrutura tipo 1, os cortes das covas foram longos e longitudinais para as espécies de plantas de crescimento horizontal dos ramos em touceiras. Na estrutura tipo 2, os cortes foram menores e retangulares para aquelas espécies de crescimento vertical. Os dois modelos de estrutura têm dimensões 1,25 m x 1,5 m e altura de 0,25 m, dessa espessura 0,1 m corresponde a placa de EPS e 0,15 m refere-se aos substratos mistos e a brita (Figura 12).

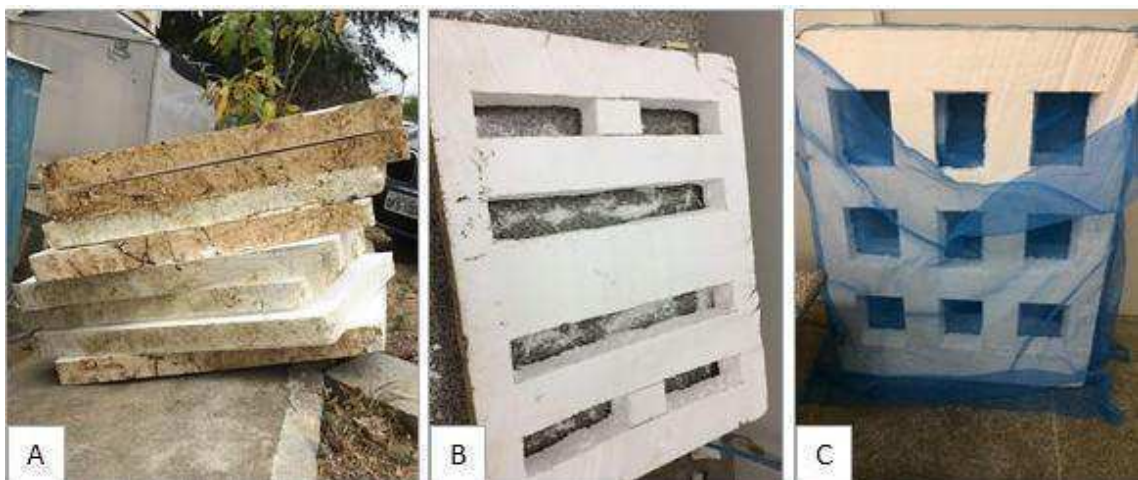
Figura 12 - Modelos das estruturas de jardins flutuantes utilizadas no experimento. Campina Grande – Paraíba. (Brasil)



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

O poliestireno foi utilizado no estudo de Ijaz et al. (2015) em escala experimental, a partir de placas estruturadas (*Diamond Jumbolon Board*), apresentando bons resultados. Para a preparação do material, os quatro blocos de EPS de 2,0 m x 1,0 m x 1,25 m doados pelo Laboratório de Pavimentação da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil, foram cortados, no laboratório LABDES, em 20 placas iguais de 1,25 m x 1,0 m x 0,1 m cada. Em cada placa, foram feitas as covas manualmente, para inserção das plantas de acordo ao padrão de crescimento de cada espécie (Figura 13).

Figura 13 - Processo de construção e preparação das placas de EPS para os jardins flutuantes. A) Placas de EPS cortadas B) Estrutura tipo 1 C) Estrutura tipo 2



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

3.4.2 Separação e preparação dos substratos

O substrato utilizado nesse estudo foi misto, ou seja, orgânico e inorgânico. Os substratos orgânicos utilizados foram o bagaço da cana-de-açúcar e a fibra do coco, já os inorgânicos foram a brita e o EPS triturado.

Na preparação dos substratos, o bagaço da cana-de-açúcar passou por um processo de desfibramento. Após a coleta do material em um fornecedor de caldo de cana de Campina Grande/PB (A Moenda), o bagaço da cana foi levado para o Laboratório de Agroindústria da Unidade Acadêmica de Engenharia de Alimentos e o desfibramento foi realizado mecanicamente em equipamento adequado, semelhante a uma forrageira (Figura 14). Após esse processo, a fibra da cana-de-açúcar foi seca ao ar livre e utilizada nos substratos mistos.

Figura 14 - Preparação do substrato orgânico em 2019. A) Equipamento de desfibramento (forrageira adaptada). B) Bagaço da cana-de-açúcar desfibrado. Campina Grande - Paraíba (Brasil)



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Os demais substratos não passaram por tratamento semelhante. A fibra de coco foi obtida previamente reduzida, mas por falta de equipamento adequado, não passou por processo de desfibramento. O EPS triturado foi obtido pela redução manual das sobras do EPS utilizado na estrutura de flutuação (Figura 15) e a brita 0 foi comprada, transportada diretamente para o local de montagem e utilizada.

Figura 15 - Preparação do substrato inorgânico em 2019. A) Processo manual de redução do EPS. B) EPS triturado. Campina Grande – Paraíba (Brasil)



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

3.4.3 Seleção e plantio das espécies vegetais

As plantas utilizadas nesse projeto foram coletadas no *campus* Sede da Universidade Federal de Campina Grande e cedidas pela Prefeitura Universitária, a saber: *Cyperus papyrus* (papiro), *Tradescantia zebrina* (coração-roxo), *Callisia fragrans* (planta de cestos), *Canna x generalis* (biri/cana-da-Índia) e *Xanthosoma sagittifolium* (taioba) (Figura 16). Das cinco espécies utilizadas, apenas a *Callisia fragrans* (planta de cestos) não havia sido estudada em projetos anteriores realizados no Laboratório de Saneamento da UFCG.

Figura 16 - Plantas instaladas nos jardins flutuantes do primeiro experimento. A) *Cyperus papyrus*. B) *Tradescantia zebrina*. C) *Callisia fragrans*. D) *Canna x generalis*. E) *Xanthosoma sagittifolium*. Campina Grande – Paraíba (Brasil). 2019-2020



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Estas espécies foram escolhidas devido à disponibilidade no *campus*, como forma de redução de custos do projeto e para tornar possível a replicação do experimento em outros locais, como para testar a tolerância e sensibilidade dessas plantas ao efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Glória no tratamento com SJF. O monitoramento das plantas foi feito por avaliação visual e acompanhamento mensal do desenvolvimento por registro fotográfico e determinação da biomassa (g) seca ao final do experimento.

3.4.4 Montagem dos jardins flutuantes

O processo de montagem de cada jardim seguiu uma mesma sequência. Todos foram construídos na própria ETE para facilitar a instalação do jardim na lagoa, devido seu volume, peso e para evitar perda de material.

Todo o material utilizado foi pré-preparado no *campus* da UFCG, como descrito anteriormente, e transportado para a ETE à medida em que os jardins foram montados. O processo de construção de cada módulo foi o seguinte: primeiramente a rede de sustentação do substrato foi costurada, sendo utilizada rede tipo mosquiteiro com as dimensões da placa de EPS (1,00 x 1,25 m) e com altura de 0,25 m para a acomodação do substrato. Em seguida a rede foi preenchida com o substrato misto e a brita de acordo com a composição escolhida por cada jardim. O próximo passo foi a inserção da placa de EPS na rede e o fechamento da costura. Após o fechamento cada jardim foi transportado para a borda da lagoa e amarrado um ao outro com cordas de nylon, de acordo com a distribuição espacial a ser descrita no Tópico 3.3.1. Após a colocação do jardim na lagoa, as covas foram preenchidas com o substrato misto e as plantas inseridas (Figura 17).

Figura 17 - Construção e montagem dos jardins flutuantes em 2019. A) Placas de EPS. B) Preenchimento da rede com o substrato misto. C) Fechamento da rede. D) Transporte dos jardins para a lagoa e junção das fileiras. E) Complemento do substrato e colocação das plantas. Campina Grande – Paraíba (Brasil)



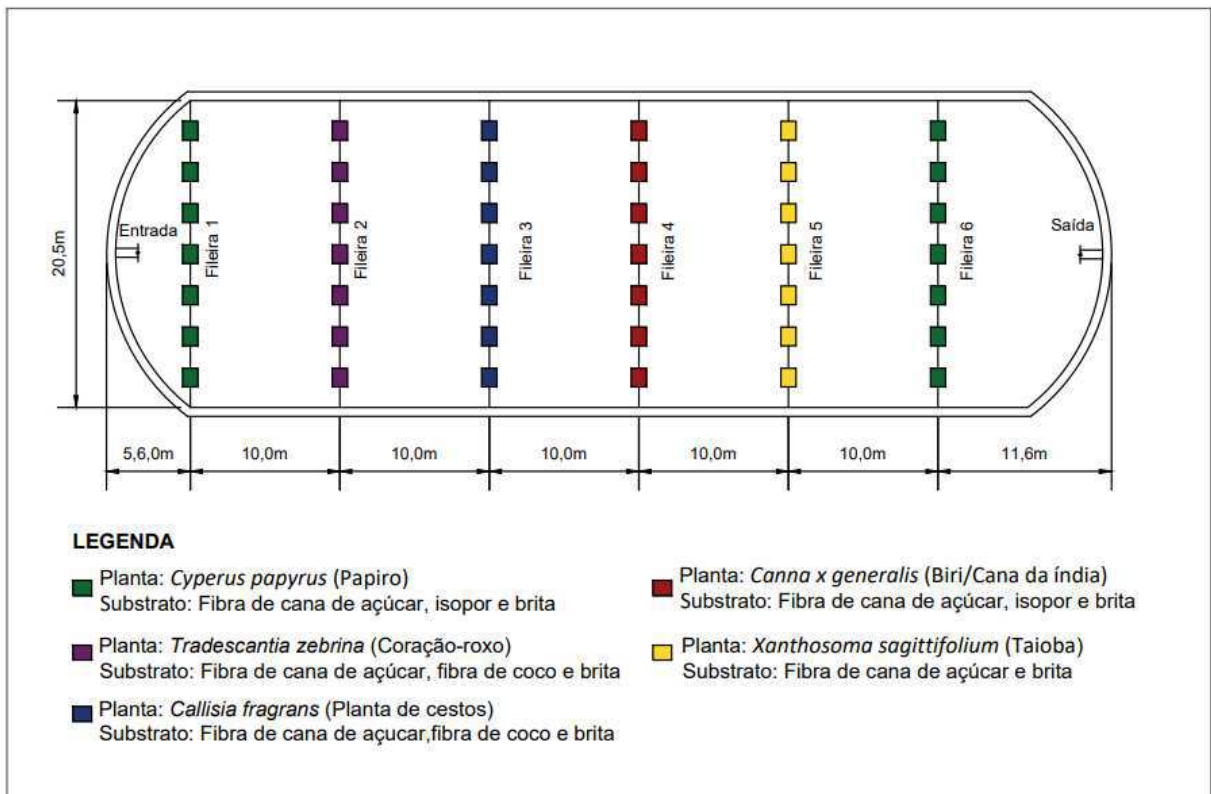
Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

3.5 ETAPA 3 – PRIMEIRA FASE DO EXPERIMENTO

3.5.1 Distribuição do SJF na lagoa anaeróbia

Na primeira fase do experimento os jardins flutuantes foram distribuídos em 6 fileiras compostas por 7 jardins cada, configurando uma área de cobertura superficial de aproximadamente 4,0%, a distância entre um jardim e outro foi de aproximadamente 1,5 m. A Figura 18 mostra a distribuição espacial dos jardins na lagoa anaeróbia, o tipo de planta e substrato utilizado em cada fileira e as distâncias entre as fileiras.

Figura 18 - Distribuição do sistema de jardins flutuantes na lagoa anaeróbia durante a primeira fase do experimento em 2019. Campina Grande – Paraíba (Brasil)



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

As variações da composição do substrato de acordo com a planta e a fileira de jardins estão descritas no Quadro 5. Esta variação foi feita para melhor avaliar a eficiência de cada composição do jardim flutuante no tratamento do efluente através das análises dos parâmetros físico-químicos e biológicos do efluente.

Quadro 5 - Detalhamento dos substratos mistos utilizados em cada jardim flutuante

Fileira	Planta	Substrato orgânico	Substrato inorgânico
1	<i>Cyperus papyrus</i> (Papiro)	Fibra de cana-de-açúcar (0,12 m ³)	EPS triturado (0,06 m ³) Brita (0,04 m ³)
2	<i>Tradescantia zebrina</i> (coração-roxo)	Fibra de cana-de-açúcar (0,09 m ³) Fibra de coco (0,09 m ³)	Brita (0,04 m ³)
3	<i>Callisia fragrans</i> (planta de cestos)	Fibra de cana-de-açúcar (0,09 m ³) Fibra de coco (0,09 m ³)	Brita (0,04 m ³)
4	<i>Canna x generalis</i> (Biri/Cana-da-Índia)	Fibra de cana-de-açúcar (0,18 m ³)	Brita (0,04 m ³)
5	<i>Xanthosoma sagittifolium</i> (Taioba)	Fibra de cana-de-açúcar (0,18 m ³)	Brita (0,04 m ³)
6	<i>Cyperus papyrus</i> (Papiro)	Fibra de cana-de-açúcar (0,12 m ³)	EPS triturado (0,06 m ³) Brita (0,04 m ³)

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Cada fileira foi instalada na lagoa após seu deslocamento cuidadoso até à posição pré-determinada e a devida amarração das cordas de suas extremidades aos ganchos presos nas laterais de concreto da lagoa. O SJF nessa primeira fase do experimento foi montado de 08/março/2019 a 17/maio/2019 (Figura 19).

Figura 19 - Instalação do sistema de jardins flutuantes em 2019. A) Vista lateral da lagoa anaeróbica. B) Vista frontal da lagoa anaeróbica. Campina Grande – Paraíba (Brasil)



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

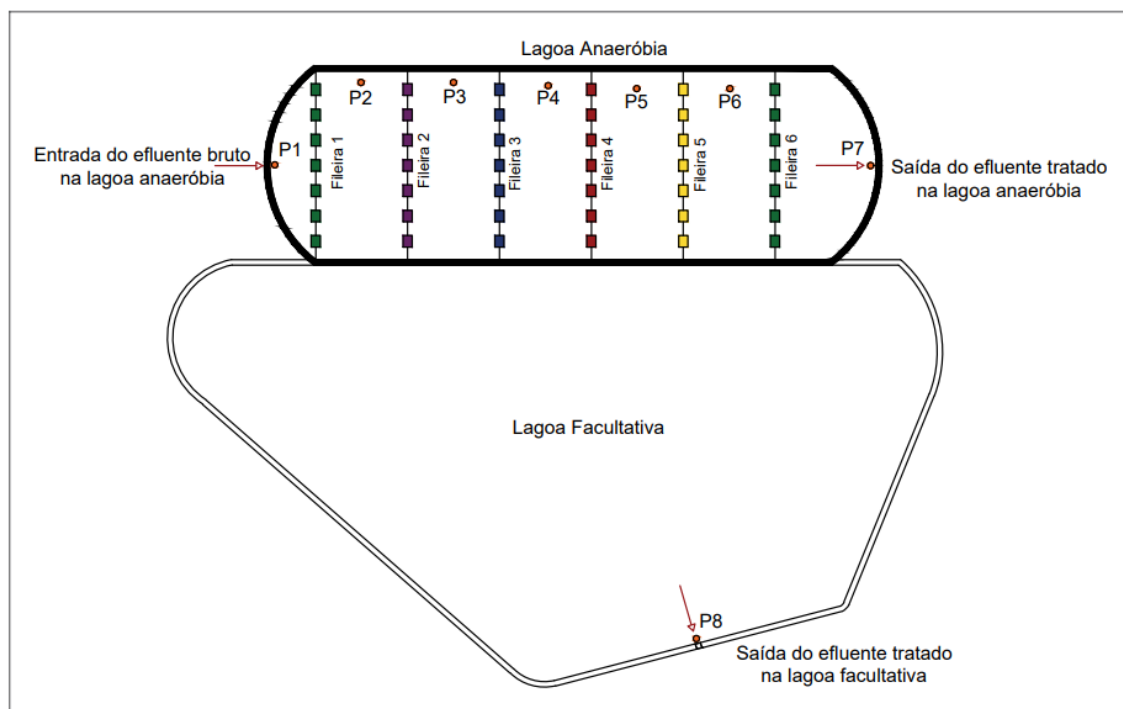
3.5.2 Avaliação da estrutura, substratos e plantas do SJF

Durante os 11 meses de monitoramento do SJF na primeira fase do experimento, foi realizada a avaliação do desempenho da estrutura de EPS no suporte do jardim, sua estabilidade e durabilidade; bem como o comportamento dos substratos e plantas.

3.5.3 Monitoramento do efluente

Para fazer a avaliação do efeito do SJF na qualidade do efluente tratado na primeira fase do experimento, e determinação de sua eficiência, foram escolhidos 8 pontos de coleta de amostras na estação de tratamento, conforme a Figura 20. Esta primeira fase do experimento foi iniciada em 24/maio/2019 e finalizada em 13/março/2020, totalizando 324 dias de acompanhamento do sistema.

Figura 20 - Localização dos pontos de coleta de efluente nas lagoas de estabilização em 2019. Campina Grande - Paraíba (Brasil)



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

O primeiro ponto está localizado na entrada do efluente na lagoa anaeróbia (P1), este ponto também será o referencial da carga de entrada da ETE (esgoto bruto) e comparativo com a série de dados dos anos anteriores fornecidos pela CAGEPA. Os cinco pontos distribuídos ao longo da lagoa (P2 ao P6) estão localizados entre uma fileira e outra de jardins, com o objetivo de avaliar as mudanças espaciais das variáveis monitoradas e identificar a influência do tipo de composição dos jardins flutuantes no tratamento do efluente.

O ponto localizado na saída da lagoa anaeróbia (P7) é o ponto de referência do tratamento realizado nesta lagoa e, por fim, um ponto localizado na saída da lagoa facultativa (P8) permite avaliar a eficiência de todo o tratamento feito na ETE e identificar se o sistema de fitorremediação instalado exerce alguma influência significativa no tratamento realizado na estação do Glória.

As amostras foram coletadas quinzenalmente a uma profundidade de aproximadamente 30 cm, sempre do lado esquerdo da lagoa (P2 ao P6) pelo fato do vento exercer uma influência no fluxo superficial do efluente, tendendo a uma concentração de espuma nesta margem, configurando assim uma situação mais desfavorável para as plantas (Figura 21).

Figura 21 - Acúmulo de espuma na margem esquerda da lagoa anaeróbia em 2019. Campina Grande - Paraíba (Brasil)



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

As variáveis físico-químicas monitoradas estão listadas no Quadro 6 com seus respectivos métodos de análise, todos obedecendo às metodologias propostas por APHA (2012). Também foi feita análise de clorofila *a* pelo método espectrofométrico após extração com etanol a 90%, cuja concentração foi calculada com a equação proposta por Holm-Hansen et al. (1965) com a correção para feopigmentos.

Quadro 6 - Variáveis monitoradas e metodologias de análise adotadas

Natureza	Variável	Metodologia
Física	Temperatura	Método instrumental - Termômetro
	Turbidez	Método instrumental - Turbidímetro
	Condutividade Elétrica (CE)	Método instrumental - Condutivímetro
	Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	Método para determinação de sólidos dissolvidos a 103-105 °C

Quadro 6 - Variáveis monitoradas e metodologias de análise adotadas (continuação)

Físico- Química e Química	pH	Método instrumental - pHmetro
	Oxigênio Dissolvido (OD)	Método Iodométrico (Método de Winkler) - Modificação Azida
	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	Método Padrão Modificado - Oxímetro
	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Método da Refluxação Fechada
	Fósforo Total (PT)	Método do Ácido Ascórbico após digestão com Persulfato
	Ortofosfato Solúvel (PO_4^{3-})	Método do Ácido Ascórbico
	Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	Método Semi-Micro-Kjeldahl
	Nitrogênio Amoniacal (íon NH_4)	Método Titulométrico
Biológico	Clorofila <i>a</i>	Método Espectofométrico após extração com etanol a 90%

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

As amostras líquidas foram coletadas em triplicatas entre 08:00 e 10:00 da manhã, acondicionadas em frascos plásticos identificados e transportadas até o Laboratório de Saneamento da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil da UFCG, para análises individuais dos dados físico-químicos. A exceção foi a temperatura, medida em campo.

O período de monitoramento foi definido com o intuito de contemplar a sazonalidade das variáveis ambientais nos períodos seco (março a julho) e chuvoso (agosto a fevereiro). Após sua finalização, foram realizadas as análises estatísticas dos dados de qualidade de água de acordo com a metodologia descrita no Tópico 3.5, e uma segunda fase do experimento foi iniciada.

3.6 ETAPA 4 – SEGUNDA FASE DO EXPERIMENTO

3.6.1 Reconfiguração do SJF na lagoa anaeróbia

A primeira fase do experimento foi finalizada em março de 2020 e a previsão para início da reconfiguração e monitoramento do sistema na segunda fase do experimento seria a partir de abril de 2020. Porém, em 11 de março de 2020, a Organização Mundial da Saúde (OMS) declarou a pandemia de COVID-19 e com o objetivo de tentar frear a disseminação do vírus, recomendou o distanciamento social e diversas medidas de saúde pública (WHO, 2020).

Seguindo as recomendações da OMS e como medida preventiva, em 18 de março de 2020, a Universidade Federal de Campina Grande suspendeu as atividades acadêmicas presenciais, sendo restringido o acesso às instalações do campus, incluindo o Laboratório de Saneamento, como também a disponibilização de transporte para todos os deslocamentos domésticos (UFCG, 2020), necessários para a continuidade deste trabalho.

Dessa forma, foi interrompido o desenvolvimento da pesquisa pelo período de março a dezembro de 2020, quando houve novamente a liberação do acesso ao laboratório. Seguindo os protocolos de biossegurança estabelecidos pela universidade, as atividades foram retomadas em 11 de dezembro de 2020, onde foram realizadas três campanhas para caracterização da qualidade do efluente após o período de pausa, passando a servir também como um dado de referência e comparação.

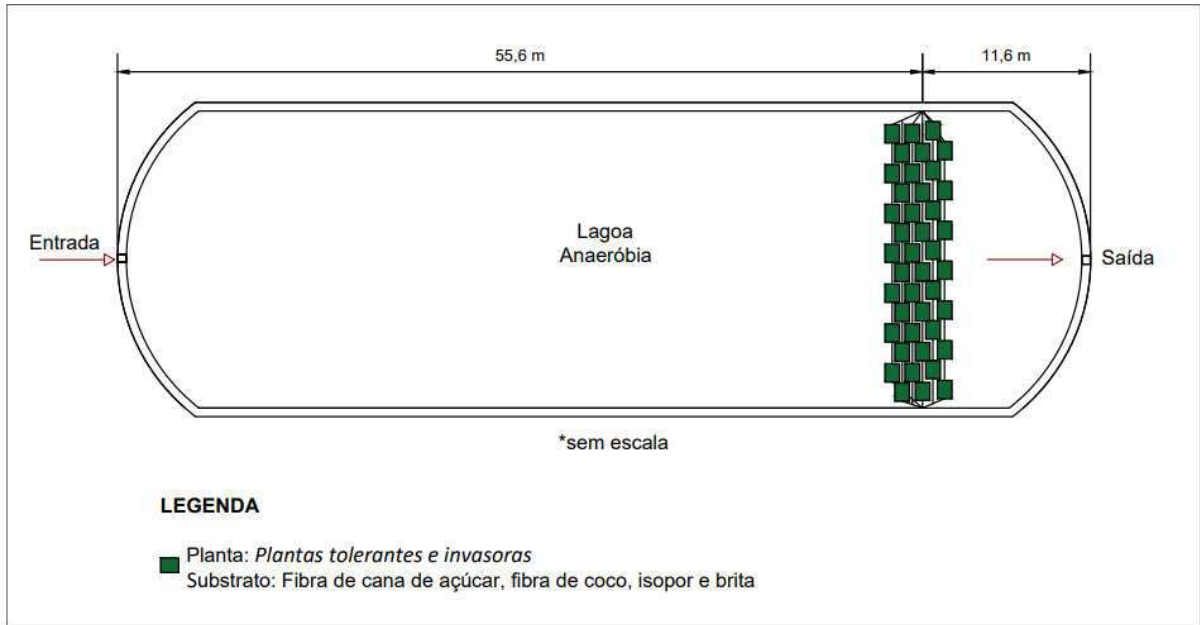
No período de pausa do trabalho, durante as restrições da pandemia de COVID-19, o sistema instalado no ETE se manteve sem manutenção e intervenções e não houve reposição de plantas e substratos. Assim, em janeiro de 2021, foi realizada a retirada de biomassa seca de todos os jardins, identificação das espécies de plantas tolerantes e espécies espontâneas e substituição de duas estruturas quebradas e redistribuição espacial para a segunda fase do experimento.

Nesta fase foram reaproveitadas todas as estruturas flutuantes (placas de EPS) que não apresentaram problemas de estabilidade e o substrato inorgânico (EPS triturado e brita). As plantas utilizadas foram aquelas que se adaptaram a primeira fase e período de pausa, bem como as espécies invasoras.

Em janeiro de 2021 foi realizada a reconfiguração do sistema já instalado na ETE e iniciada a etapa de monitoramento durante o período de 181 dias (de 18/02/2021 a 18/08/2021). Importante ressaltar que no planejamento inicial, esta nova configuração também seria monitorada durante 12 meses para avaliar a influência sazonal, mas devido a pandemia de Covid-19, houve a necessidade de reajuste do tempo de análises.

A redistribuição espacial seguiu o modelo proposto por Afzal et al. (2019) e (Lucke et al. (2019), em distribuição agrupada dos módulos dos jardins flutuantes, eliminando o curto-circuito, próximos à saída do efluente da lagoa de estabilização (Figura 22). Dessa forma, foi possível comparar o desempenho das duas distribuições espaciais adotadas.

Figura 22 - Reconfiguração dos jardins flutuantes em distribuição agrupada na lagoa anaeróbica em 2021. Campina Grande - Paraíba (Brasil)



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

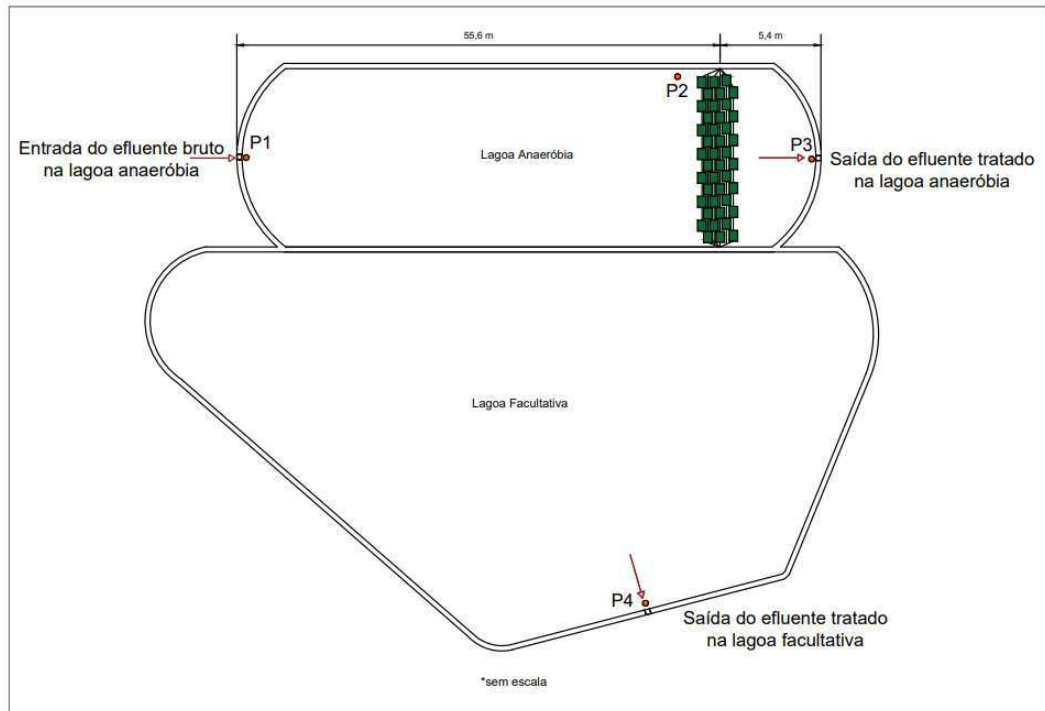
3.6.2 Avaliação da estrutura, substratos e plantas do SJF

Da mesma forma da primeira fase do experimento, também foi realizado no período de monitoramento o acompanhamento do desempenho da estrutura de EPS, substratos e plantas utilizadas nessa segunda fase, por registro fotográfico e avaliação visual.

3.6.3 Monitoramento do efluente

Para avaliar o efeito do sistema de jardins flutuantes na qualidade do efluente tratado na lagoa anaeróbica na segunda fase do experimento iniciado em 2021, o monitoramento do efluente foi semelhante ao anterior, com alteração no número de pontos avaliados, que passaram a ser quatro: na entrada da lagoa anaeróbica (P1), imediatamente antes do SJF (P2a), na saída da lagoa anaeróbica (P7) e na saída da lagoa facultativa (P8) (Figura 23). As variáveis físico-químicas e biológicas foram as mesmas monitoradas no primeiro experimento listadas no Quadro 6, no período de março a agosto de 2021, em um total de 12 campanhas de coleta.

Figura 23 - Localização dos pontos de coleta de efluente nas lagoas de estabilização em 2021. Campina Grande - Paraíba (Brasil)

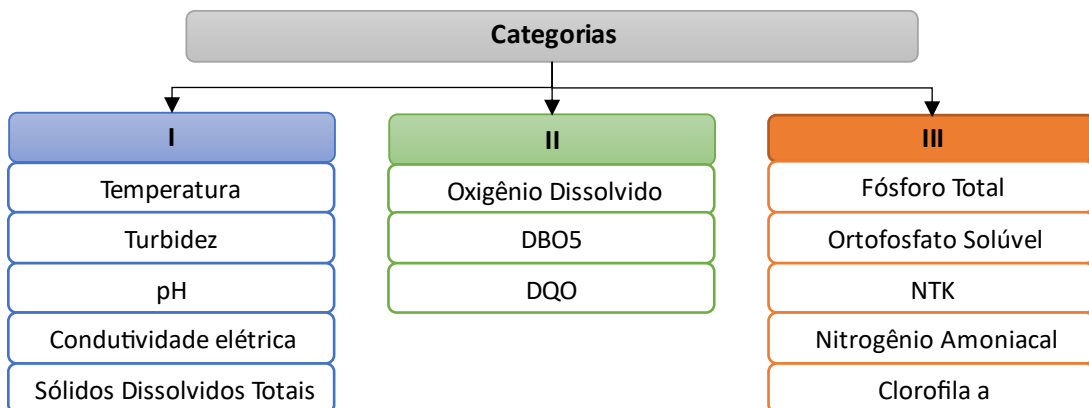


Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

3.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS DOS DADOS

Com o objetivo de facilitar a análise estatística dos resultados, os parâmetros da qualidade da água foram divididos em três categorias, de acordo com a sua natureza e correlação (Figura 24). Para avaliação de um possível efeito da sazonalidade, os dados foram agrupados em apenas 2 estações: seca (agosto a fevereiro) e chuvosa (março a julho), conforme o trabalho de Almeida e Galvani (2021) para Campina Grande - PB. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software EXCEL a partir do complemento XLSTAT (*free trial version*).

Figura 24 - Categorias dos parâmetros de qualidade de água analisados



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Inicialmente, todo o banco de dados passou por análise estatística descritiva, com cálculo de mínimos, máximos, médias, medianas e desvio padrão. Também pelo método exploratório da amplitude interquartil e construção de diagramas *boxplot*, foi identificada a presença de *outliers*. Do ponto de vista estatístico, um *outlier* pode ser produto de um erro de observação ou de arredondamento (MORETTIN; BUSSAB, 2017). Esse procedimento foi realizado para os dados coletados nos dois experimentos, bem como para as campanhas de caracterização e os dados obtidos da CAGEPA.

Os diagramas do tipo *box plot* permitem uma visão geral do valor central, dispersão, assimetria, caudas e eventuais pontos amostrais discordantes (*outliers*), onde o valor central é dado pela mediana e a dispersão pela amplitude interquartil (NAGHETTINI; PINTO, 2007). A partir disso, os valores discrepantes foram removidos da base de dados, com o objetivo de evitar erros em sua análise e interpretação. Além disso, a análise *box plot* foi aplicada para comparar a variação temporal das concentrações dos parâmetros de qualidade do efluente.

3.7.1 Parâmetros obtidos da CAGEPA, análises do efluente e monitoramento das plantas

Para se ter uma base de dados de comparação entre a eficiência do tratamento realizado pela ETE antes e depois da instalação do SJF, foram solicitados à CAGEPA os dados de monitoramento da ETE nos anos de 2017 e 2018. A empresa faz o monitoramento mensal do efluente tratado na estação, coletando amostras na entrada da lagoa anaeróbia (P1) e na saída da lagoa facultativa (P8). As análises realizadas pela empresa foram: temperatura, pH, condutividade elétrica, sólidos sedimentáveis, DBO₅, DQO, oxigênio dissolvido, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis e coliformes termotolerantes. Entre julho e novembro de 2018 também foram medidos o nitrogênio amoniacal e o fósforo total no P8.

Também foram coletados dados das variáveis ambientais de precipitação pluviométrica (mm) e temperatura do ar (°C) disponibilizados pela Agência Executiva de Gestão de Água (AES/A) e pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), respectivamente.

Antes da instalação dos jardins foram realizadas três campanhas de caracterização do efluente em 14, 21 e 28/fevereiro/2019, nos pontos P1, P7 e P8 da ETE, para registro dos dados de variáveis importantes na determinação da eficiência do SJF e comparação com os dados da CAGEPA. As variáveis analisadas foram: temperatura, pH, turbidez, condutividade elétrica, OD, DBO₅, DQO, nitrogênio amoniacal, fósforo total, ortofosfato solúvel e clorofila *a*

Após o período de pandemia de Covid-19 e antes da reconfiguração do SJF para a segunda etapa do experimento também foram realizadas outras três campanhas de caracterização do

efluente. Estas coletas foram feitas em 11, 16 e 18/dezembro/2020 com amostras coletadas nos mesmos pontos P1, P7 e P8. Os parâmetros e as diretrizes de coleta e análises nessa etapa foram as mesmas descritas no Quadro 6.

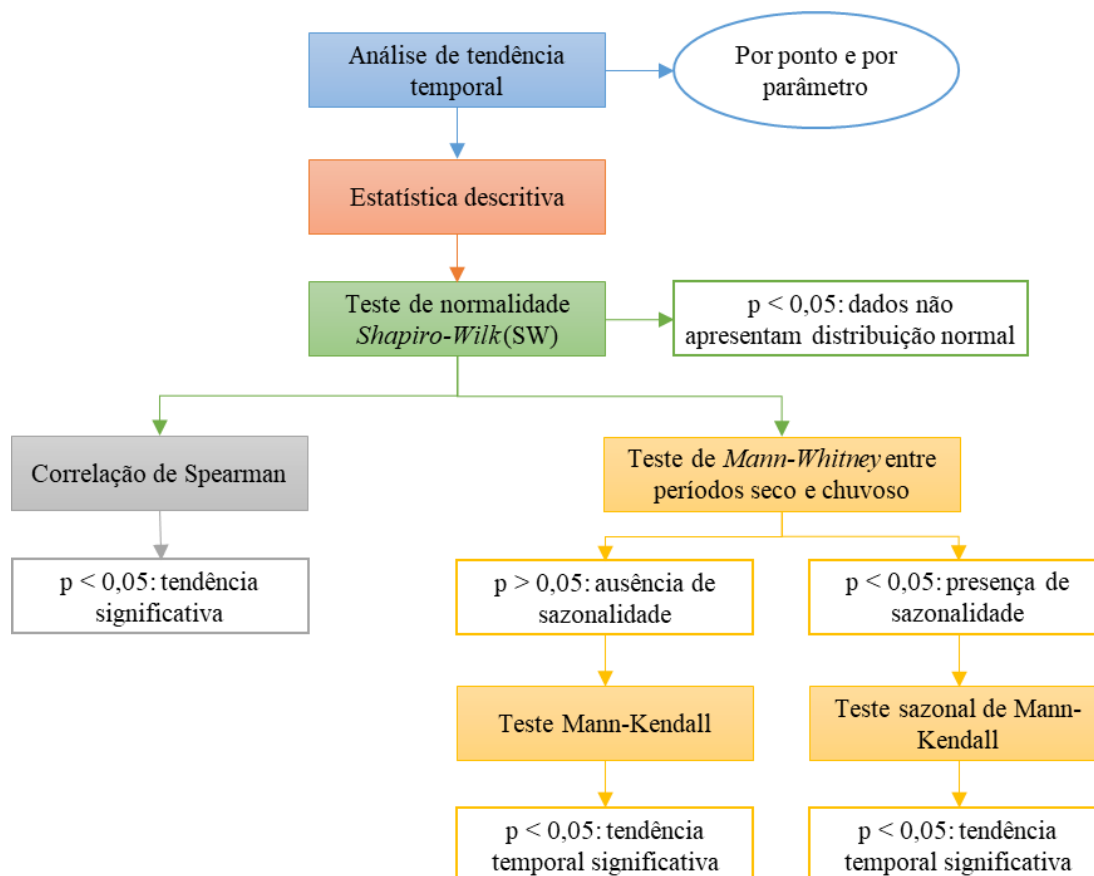
3.7.2 Análise da eficiência do SJF

De acordo com a metodologia proposta por Trindade et al. (2017), a análise dos dados foi dividida em tendências temporais e espaciais de elevação ou redução dos parâmetros de qualidade de água monitorados.

I. Análise temporal da qualidade do efluente tratado

Todo o procedimento estatístico aplicado às séries de dados temporais (primeira e segunda fase do experimento) está descrito no fluxograma da Figura 25. Posteriormente à análise descritiva, as séries foram testadas quanto à normalidade. A distribuição normal (curva de Gauss) é utilizada para descrever o comportamento de uma variável aleatória que flutua de forma simétrica em torno de um valor central (NAGHETTINI; PINTO, 2007).

Figura 25 - Fluxograma do procedimento metodológico utilizado para análise das tendências temporais dos parâmetros de qualidade do efluente



Fonte: adaptado de Trindade et al. (2017).

Para verificar a normalidade univariada dos dados foi aplicado o teste de Shapiro-Wilk a um nível de significância de 5% ($p < 0,05$). Esse teste pode ser aplicado para amostras de tamanho de $4 \leq n \leq 2000$ e assume as hipóteses: H_0 , a amostra provém de uma população com distribuição normal, e H_1 , a amostra não provém de uma população com distribuição normal (FÁVERO; BELFIORE, 2017).

Em seguida foi feita a verificação da autocorrelação das séries de dados com o tempo, por meio do teste não paramétrico de correlação de Spearman a um nível de significância de 5%. O coeficiente de Spearman é uma medida de associação entre duas variáveis qualitativas ordinais, e varia entre -1 e 1 (FÁVERO; BELFIORE, 2017). Por ser um teste não paramétrico, a distribuição dos dados não afeta o resultado da análise, sendo insensível a *outliers* e podendo também ser aplicado a pequenas amostras (GAUTHIER, 2001). Assim, o coeficiente de Spearman foi utilizado para determinar se as concentrações dos parâmetros estudados estão aumentando ou diminuindo com o tempo nas lagoas de estabilização, ou se não apresentam tendências.

A sazonalidade, ou, diferenças de concentração para cada parâmetro de qualidade de água, em cada ponto entre os períodos seco e chuvoso, foram examinadas utilizando o teste não-paramétrico de Mann-Whitney, ao nível de significância de 5%. Este é um teste de homogeneidade que tem como objetivo determinar se todos os elementos de uma certa amostra provêm de uma única e idêntica população (WOLDEAB et al., 2018; NAGHETTINI; PINTO, 2007).

Em seguida foram realizados os testes de tendências temporais de Mann-Kandall ou sazonal de Mann-Kandall. Para os pontos que apresentaram diferença significativa entre os períodos seco e chuvoso ($p < 0,05$ no teste de Mann-Whitney), foi levada em conta a existência de influência da sazonalidade nos dados, dessa forma realizou-se o teste sazonal de Mann-Kandall. Para as séries nas quais não foi indicada sazonalidade ($p > 0,05$ no teste de Mann-Whitney), foi aplicado o teste de Mann-Kandall para análise de tendência temporal.

Os possíveis resultados para essa análise, de acordo com a metodologia de Trindade et al. (2017) são: redução, inconclusivo com possibilidade de redução, aumento, inconclusivo com possibilidade de aumento, ou sem tendência. O resultado é inconclusivo quando os testes correlação de correlação de Spearman e Mann-Kendall/sazonal de Mann-Kendall não apresentarem o mesmo resultado quanto à significância da tendência.

II. Análise espacial da qualidade do efluente tratado

Após a análise temporal, as séries foram avaliadas espacialmente, com o objetivo de identificar diferenças entre as concentrações dos parâmetros monitorados de um ponto para outro, e assim verificar o impacto do SJF no tratamento realizado tanto na lagoa anaeróbia (LA) como na lagoa facultativa (LF).

Para esta análise, primeiramente realizou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para comparar grupos, seguido de múltiplas comparações pareadas usando o procedimento de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner*. Esse teste tem por objetivo verificar se k amostras independentes ($k > 2$) são provenientes da mesma população, onde a hipótese nula assume que as k amostras sejam provenientes da mesma população ou de populações idênticas com a mesma mediana (FÁVERO; BELFIORE, 2017).

Por fim, assim como na análise temporal, foi aplicado o método Mann-Kendall ou sazonal de Man-Kendall, para determinar se há tendência de aumento ou redução do parâmetro, ponto a ponto. Para todos os testes descritos foi adotado o nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 PRIMEIRA FASE DO EXPERIMENTO

4.1.1 Análise da estrutura, substratos e plantas do SJF

I. Estrutura

A estrutura de EPS utilizada no sistema de jardins flutuantes se mostrou de fácil e rápida montagem, comparada por exemplo à estrutura de bambu utilizada por Rocha et al. (2021), necessitando apenas de corte das covas para a inserção dos substratos e das mudas das plantas. Observou-se também que a estrutura suportou o peso do jardim, continuando com boa flutuabilidade no tempo de monitoramento (março/2019 a maio/2020), mesmo com o grande desenvolvimento de espécies como o *Cyperus papyrus* (papiro) e a *Canna x generalis* (biri/cana-da-Índia), não exigindo suporte extra para a flutuação (Figura 26), como as estruturas de pallet também testadas por Rocha et al. (2021) e que afundaram com o peso do jardim.

Figura 26 - Desempenho das estruturas no primeiro experimento entre 2019 e 2020. Campina Grande – Paraíba (Brasil)



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Não houve degradação do EPS ao longo do tempo, que resistiu às intempéries e à toxicidade do efluente da lagoa anaeróbia, havendo quebra de apenas duas das 42 estruturas (4,8% do total) inseridas no projeto durante um ano de monitoramento. Essa quebra foi provocada por excesso de esforço pelas cordas que interligam os jardins e por falhas na hora do corte manual das covas, reduzindo a resistência da estrutura (Figura 27). Este resultado também foi encontrado por Ijaz et al. (2015), onde as placas de poliestireno utilizadas em seu estudo não apresentaram decomposição, flexão ou quebra devido à alta temperatura, luz solar ou umidade ao longo de um ano.

Figura 27 - Falha apresentada pela estrutura de EPS



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

II. Substratos

Os substratos orgânicos de fibra de coco e bagaço da cana-de-açúcar promoveram a sustentação inicial das mudas, com boa área de aderência para o desenvolvimento das raízes. Comparativamente, o bagaço de cana-de-açúcar foi degradado mais rapidamente do que a fibra de coco, sendo indicado então para espécies que não necessitam de suporte adicional por muito tempo, como o *Cyperus papyrus* (papiro).

No dia 16 de outubro de 2019, após 145 dias do início do monitoramento, foi retirada uma amostra da *Canna x generalis* (biri/cana-da-Índia) de um dos jardins. Como pode ser observado na Figura 28, o sistema radicular estava integrado ao substrato orgânico de bagaço de cana-de-açúcar, que se encontrava em aparente processo de decomposição. Rocha et al. (2021) e Wang e Sample (2014) encontraram resultados similares em relação ao substrato orgânico de fibra de coco, sendo reportada a dificuldade em separar o substrato da rizosfera.

Figura 28 - Aspecto do sistema radicular da *Canna x generalis* (biri/cana-da-Índia) após 145 dias de monitoramento do SJF



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

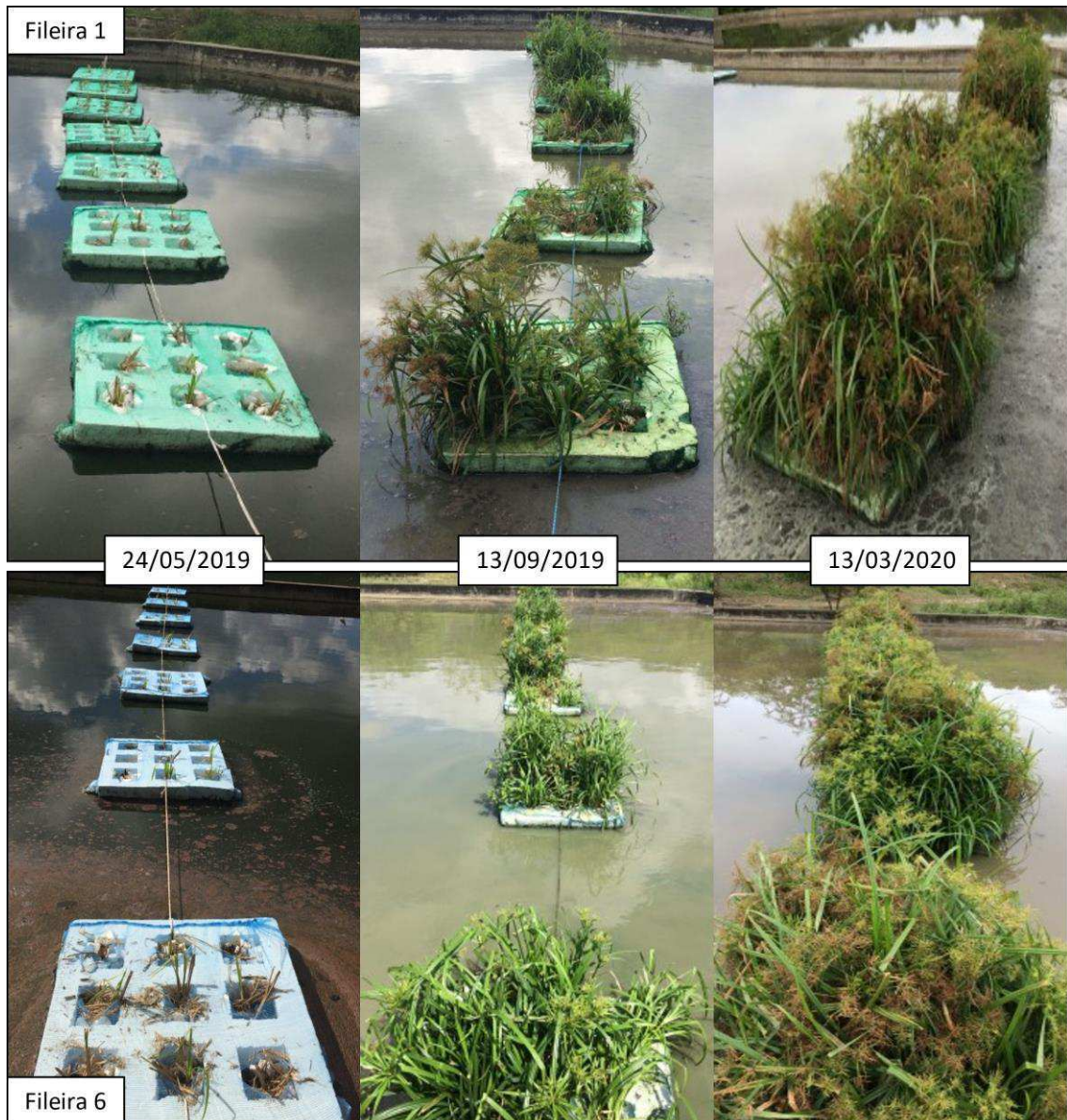
Os substratos inorgânicos, brita e EPS triturado, foram inseridos para aumentar a área de contato durante o desenvolvimento do biofilme e para garantir estabilidade ao jardim pelo acréscimo de peso das britas. Estes se mostraram eficientes em cumprir estas funções, porém o isopor triturado despreendeu material na lagoa anaeróbia, pequenas bolinhas de EPS, provocando o acúmulo desse material na superfície da lagoa anaeróbia com transferência para a lagoa facultativa e corpo receptor. Algumas alternativas ecológicas ao isopor triturado podem ser o aumento do volume de substratos orgânicos como bagaço de cana-de-açúcar, fibra de coco, sisal, bambu e similares.

Dessa forma, inferiu-se que a rizosfera em conjunto com o substrato criou um habitat para microrganismos formadores de um biofilme de bactérias e fungos, considerados decompositores naturais de resíduos orgânicos na água contaminada (HEADLEY; TANNER, 2006). A rizofiltração é o principal mecanismo de fitorremediação atuante nos alagados flutuantes (KENNEN; KIRKWOOD, 2015), no entanto podem ocorrer também mecanismos de fitodegradação, fitoextração, fitovolatilização.

III. Plantas

Nas fileiras 1 e 6 do sistema de jardins flutuantes foi inserido o *Cyperus papyrus* como planta fitorremediadora. Esta espécie se desenvolveu em todos os 14 módulos em que foi inserido, comprovando sua alta tolerância a ambientes com grandes concentrações de poluentes. Em 6 meses, a biomassa vegetal visivelmente triplicou e refletiu uma produção de biomassa vegetal importante para fitorremediação e consequente depuração do esgoto Figura 29. Apesar de não ter apelo paisagístico, inicialmente pode-se buscar a eficácia depurativa e testar consórcios com plantas ornamentais após estabilização do sistema.

Figura 29 - Desenvolvimento do *Cyperus papyrus* (papiro) na primeira fase do experimento



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Kyambadde et al. (2004) também registraram um grande desenvolvimento da rizosfera do papiro em 7 meses de monitoramento no sistema de *wetlands* construídos. O crescimento de grande número de estruturas radiculares adventícias confere à planta uma ampla superfície de reação com o efluente a ser tratado e, em contrapartida, a planta transfere oxigênio para a zona radicular, a exemplo da taxa de 6,3 g/m²/dia medida pelos autores, aumentando assim a concentração de OD na água e otimizando os processos de transformação de nutrientes e da matéria orgânica.

O papiro e a cana-da-Índia cultivados nos jardins acomodaram suas raízes adventícias ao formato da cova na estrutura de EPS, ocupando todo o espaço da cova como era esperado para suporte ao bom desenvolvimento da parte aérea das plantas (Figura 30). Kansiime et al. (2005) observaram mais brotos novos em 102 plantas de papiro crescendo no sistema de jardim flutuante em águas residuais do que no papiro cultivado em cascalho no sistema de alagados. O sistema radicular do papiro também tomou a forma dos tanques circulares, com diâmetro de 4,5 cm, utilizados no experimento, criando uma esteira interligada com o número médio de 4422,0 ($\pm 122,2$) raízes.

Figura 30 - Acomodação do sistema radicular da *Canna x generalis* (biri/cana-da-Índia) à geometria da cova da estrutura de EPS



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

A *Tradescantia zebrina*, inserida na fileira 2, apresentou uma taxa de sobrevivência de 28,6%, ou seja, se desenvolveu em 2 dos 7 jardins onde foi inserida. Porém, como pode ser observado na Figura 31 esta planta ganhou o espaço do *Cyperus papyrus*, que se sobressaiu na fileira 1, e de outras espécies emergentes. Segundo Lorenzi (2013), a espécie é cultivada à sombra e tolera o sol, fato que pode ter causado impacto desfavorável ao seu crescimento no SJF, além do estresse trófico do efluente. Considerada uma planta de cultivo fácil, provavelmente o coração-roxo não sobreviveu, nos outros cinco módulos, devido à quantidade insuficiente de substrato orgânico para dar suporte a suas raízes curtas para o crescimento inicial ou a falta de oxigênio. Também pode ter apresentado sensibilidade a algum componente químico do efluente, o que deve ser melhor investigado.

Figura 31 - Desenvolvimento da *Tradescantia zebrina* (coração-roxo) e espécies invasoras na primeira fase do experimento



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Nas fileiras 3 e 5, a *Callisia fragrans* (planta de cestos) e a *Xanthosoma sagittifolium* (taioba), respectivamente, mostraram-se sensíveis às condições apresentadas na lagoa anaeróbia (Figura 32). Esta é a primeira aplicação da *C. fragrans* na fitorremediação em efluente doméstico, já que a espécie havia sido testada anteriormente por Simek et al. (2018) na fitoextração do cádmio no solo, em um experimento de bancada, com temperatura média de

24°C mantida em estufa e pH médio de 6,1. Segundo Lorenzi (2013), outra espécie do mesmo gênero cultivada frequentemente à sombra e tolerante ao sol foi usada para comparação. O fator ambiental luminosidade pode ter causado impacto adicional ao desenvolvimento dessa espécie no SJF.

Figura 32 - Espécies sensíveis ao efluente da lagoa anaeróbia. Fileira 3: *Callisia fragrans* e fileira 5: *Xanthosoma sagittifolium*

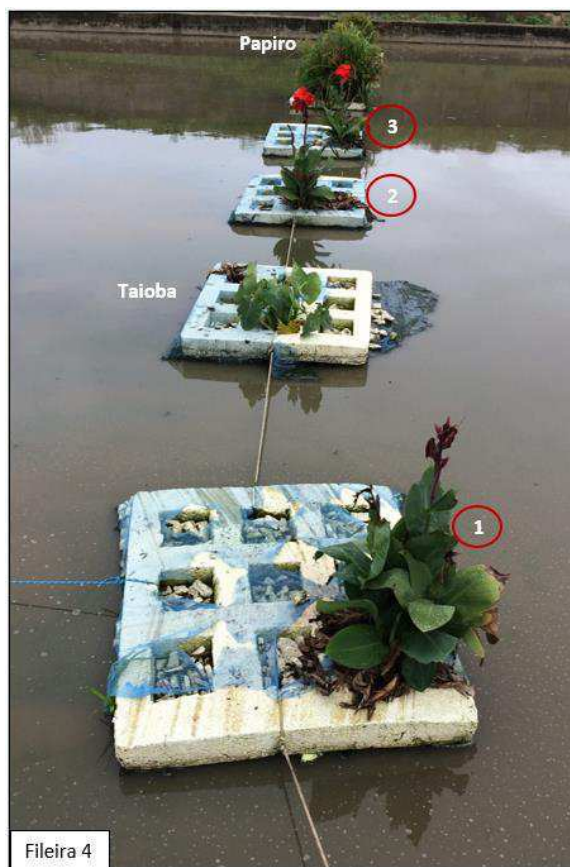


Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Já a *X. sagittifolium* foi estudada na fitorremediação em tanques de evaporação por Paulo et al. (2013), demonstrando bom desenvolvimento, assim como no estudo de Rocha et al. (2021) com um SJF em um açude eutrofizado. Porém Colares et al. (2021) utilizaram a *X. sagittifolium* em consórcio com outras plantas no experimento de SJF em pequena escala para o tratamento de efluentes, tendo-se mostrado sensível ao efluente e sido substituída por outra espécie vegetal.

A taxa de sobrevivência da *Canna x generalis* (biri/cana-da-Índia), inserida na fileira 4, foi de apenas 4,8%, já que se desenvolveu só em 3 das 63 covas. No entanto, as unidades sobreviventes apresentaram bom desenvolvimento, com multiplicação de mudas e floração (Figura 33). A taxa de sobrevivência dessa planta pode ter sido afetada pelo método de transplante direto, sem o devido enraizamento prévio, além do tipo de substrato utilizado nessa fileira (bagaço de cana-de-açúcar, isopor triturado e brita) ou ainda pela localização da fileira dentro da lagoa, o que deverá ser investigado em outro trabalho futuro.

Figura 33 - Identificação das covas em que a *Canna x generalis* se desenvolveu ao final da primeira fase do experimento



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

A mudas de *Canna* não foram previamente tratadas com fungos micorrízicos, o que pode ter afetado seu desenvolvimento após o transplante direto para as covas do SJF. Essa espécie foi investigada por Fu et al. (2021) para fitorremediação. Usando simbiose com fungo micorrízico arbuscular, a eficiência da absorção de nitrogênio, combinado nas formas de amônio e nitrato, foi testada em diferentes proporções. Em solução hidropônica com pH neutro estabilizado, a eficiência de absorção do N pela planta foi muito alta (>99%) na concentração 1:1 entre os dois nutrientes.

De acordo com Pavlineri et al. (2017), o gênero *Canna* possui as espécies mais comuns utilizadas em SJF, com potencial de adaptação considerável em vários locais e zonas climáticas, a exemplo dos EUA, Sri Lanka, China, Turquia e Nova Zelândia. Porém, poucos estudos voltados para águas residuais com essas plantas foram realizados, sendo a maioria em águas superficiais urbanas poluídas onde apresentam uma boa adaptação, como comprovado por Sun et al. (2009) e Rocha et al. (2021).

Em um estudo realizado em escala piloto no clima tropical do Sri Lanka, Weragoda et al. (2012), utilizando a *Canna iridiflora* no tratamento de efluentes domésticos, mostraram que a

taxa de crescimento da zona radicular foi de 35 a 40 cm em 56 dias de monitoramento e que, após 52 dias a partir o início do experimento, foram observados botões florais, indicando um rápido ciclo de crescimento e desenvolvimento. No presente estudo, os primeiros botões florais da *Canna x generalis* foram observados só após 184 dias da inserção das mudas no sistema, apresentando um ciclo de crescimento e floração mais lentos na ETE do Glória. A biomassa aérea da *Canna* se destacou no estudo de Zhang et al. (2014) em experimento com diferentes plantas em mesocosmo, onde observaram que a biomassa vegetal aérea e subsuperficial (rizosfera) da *Canna x generalis* foi maior do que aquela apresentada por *A. philoxeroides*, *S. validus*, *C. alternifolius* e *T. geniculata*.

Como pode ser observado na Figura 33, no decorrer do experimento além da *Canna x generalis* (cana-da-Índia), a *Xanthosoma sagittifolium* (taioba) e o *Cyperus papyrus* (papiro) também se desenvolveram na fileira 4, provavelmente devido o desprendimento de mudas da fileira 1. O papiro se consolidou nos módulos dessa fileira e a taioba por mistura de mudas no momento de inserção nos jardins, sendo essa a única cova em que essa espécie sobreviveu. Este dado é interessante para ser investigado já que a taioba não se desenvolveu na sua fileira de origem.

4.1.2 Monitoramento do efluente e eficiência do SJF

I. Caracterização prévia do efluente

O resumo dos dados da caracterização prévia do efluente, coletados em fevereiro/2019 na ETE, consta na Tabela 4. O esgoto bruto (P1) apresentou baixas cargas de matéria orgânica, com valor médio de 83 mg/L de DBO₅ e 395 mg/L de DQO, esses dados estão na faixa de um esgoto fraco (METCALF; EDDY, 2016). Valores superiores foram encontrados por Araújo (2007) na ETE do Glória logo após o início de sua operação em 2007, com 454 mg/L de DBO₅ e 817 mg/L de DQO. No entanto, estão próximos aos valores médios encontrados por Florentino (1993) na ETE da Catingueira em Campina Grande/PB, com 108 mg/L de DBO₅ e 226 mg/L de DQO. Já comparando com os dados disponibilizados pela CAGEPA para o período seco, apresentados na Tabela 5, vê-se uma significativa diferença na característica do afluente, com valor médio de 773 mg/L de DBO₅ e 1.460 mg/L de DQO, classificado como esgoto forte (METCALF; EDDY, 2016).

Tabela 4 - Caracterização prévia do efluente tratado na ETE do Glória (fevereiro de 2019)

Categoria	Parâmetros	P1 (esgoto bruto)									P7			P8			Eficiência do tratamento					
		P1 (esgoto bruto)			P7			P8			LA ¹			LF ²								
		Mínimo	Máximo	Média ± DP	Mínimo	Máximo	Média ± DP	Mínimo	Máximo	Média ± DP	Mínimo	Máximo	Média ± DP	Média ³	±	DP	Média ³	±	DP			
I	Temperatura (°C)	24,0	27,0	27,0 ± 1,7	26,0	28,0	27,0 ± 1,0	26,0	28,0	28,0 ± 1,1	-4,0%	±	4,2%	-5,6%	±	10,3%						
	pH	7,0	7,8	7,1 ± 0,5	7,3	7,8	7,7 ± 0,3	8,8	9,1	8,9 ± 0,1	-4,6%	±	4,9%	-22,9%	±	6,7%						
	Turbidez (UNT)	163	231	201 ± 35	242	345	277 ± 59	105	246	171 ± 71	-38,3%	±	19,0%	12,3%	±	37,8%						
	Condutividade elétrica (µs/cm)	1296	1422	1352 ± 64	1244	1393	1314 ± 75	1077	1270	1155 ± 102	2,8%	±	3,9%	14,6%	±	4,4%						
II	OD (mg/L)	0,0	3,2	1,4 ± 1,6	0,0	2,8	0,9 ± 1,6	0,0	12,5	6,5 ± 6,2	-40,0%	±	198,0%	-522,5%	±	880,3%						
	DBO ₅ (mg/L)	65	101	83 ± 26	49	108	79 ± 42	10	39	25 ± 20	8,6%	±	21,9%	72,9%	±	15,7%						
	DQO (mg/L)	269	495	395 ± 115	378	434	406 ± 39	171	289	215 ± 64	23,9%	±	71,0%	44,6%	±	10,0%						
III	Fósforo total (mg/L)	9,1	10,4	9,6 ± 0,7	9,0	13,0	10,3 ± 2,3	2,7	3,2	2,9 ± 0,3	-6,9%	±	15,9%	69,9%	±	4,5%						
	Ortofosfato solúvel (mg/L)	6,2	8,0	6,9 ± 1,0	6,2	7,2	6,6 ± 0,6	1,2	1,5	1,3 ± 0,1	4,1%	±	4,7%	80,8%	±	1,1%						
	N. Amoniacal (mg/L)	22,4	57,9	25,8 ± 19,6	23,5	57,9	27,3 ± 18,8	4,5	12,3	5,2 ± 4,3	-3,6%	±	3,1%	79,5%	±	0,7%						
	Clorofila <i>a</i> (µg/L)	55	240	166 ± 99	201	428	277 ± 131	55	88	66 ± 19	-117,5%	±	140,9%	45,2%	±	41,1%						

¹ Tratamento realizado na lagoa anaeróbia (P1 a P7); ² Tratamento realizado no sistema: lagoa anaeróbia + lagoa facultativa (P1 a P8); ³ Porcentagens negativas indicam aumento do parâmetro e positivas indicam redução

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Tabela 5 - Caracterização do efluente tratado na ETE do Glória entre os anos de 2017 e 2018

		Período Seco												
Categoria	Parâmetros	P1 (esgoto bruto)					P8					Eficiência do tratamento ¹		
		Mínimo	Máximo	Média	±	DP	Mínimo	Máximo	Média	±	DP	Média ²	±	DP
I	Temperatura (°C)	20,2	23,6	21,2	± 1,1		20,1	22,6	21,1	± 0,7		8,6%	±	30,4%
	pH	7,0	7,9	7,3	± 0,3		7,3	9,4	8,1	± 0,7		-11,6%	±	11,9%
	Condutividade elétrica (µs/cm)	1174	4430	2430	± 1051		452	3580	1689	± 1021		30,3%	±	27,7%
	Sólidos sedimentáveis (mg/L)	1,5	45,0	12,1	± 12,4	-	-	-	-			98,0%	±	2,0%
	Sólidos totais (mg/L)	1105	3663	2137	± 862		603	2018	1051	± 518		47,6%	±	22,1%
	Sólidos totais fixos (mg/L)	682	2401	1297	± 586		411	1602	819	± 420		31,8%	±	29,8%
	Sólidos totais voláteis (mg/L)	419	1348	837	± 326		119	486	232	± 111		70,6%	±	11,5%
II	OD (mg/L)	-	-	-	± -		0,0	7,2	2,3	± 2,5		-		
	DBO ₅ (mg/L)	387	2311	773	± 544		18	84	50	± 24		92,4%	±	5,1%
	DQO (mg/L)	543	2819	1460	± 24		61	293	151	± 78		87,3%	±	8,2%
III	Fósforo total (mg/L)	-	-	-			1,8	3,2	2,4	± 0,6		-		
	Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	-	-	-			0,5	15,6	1,0	± 7,4		-		
	Coliformes termotolerantes (coli/100mL)	2,60E+06	9,60E+07	3,21E+07	± 2,92E+07		2,00E+02	1,40E+07	1,42E+06	± 4,42E+06		91,0%	±	27,6%
		Período Chuvoso												
Categoria	Parâmetros	P1 (esgoto bruto)					P8					Eficiência do tratamento ¹		
		Mínimo	Máximo	Média	±	DP	Mínimo	Máximo	Média	±	DP	Média ²	±	DP
I	Temperatura (°C)	18,7	22,8	20,8	± 1,5		19,6	22,9	21,3	± 0,4		-2,3%	±	2,3%
	pH	6,4	7,6	7,1	± 0,4		6,6	8,4	7,6	± 0,6		-7,6%	±	10,0%
	Condutividade elétrica (µs/cm)	994	3940	2319	± 1034		419	3600	1850	± 1363		29,3%	±	30,9%
	Sólidos sedimentáveis (mg/L)	2,0	27,0	11,4	± 8,7	-	-	-	-			98,2%	±	1,5%
	Sólidos totais (mg/L)	612	3349	2033	± 921		364	2099	1159	± 743		41,8%	±	27,4%
	Sólidos totais fixos (mg/L)	189	1912	1012	± 743		283	1772	905	± 596		-41,8%	±	218,6%
	Sólidos totais voláteis (mg/L)	164	1539	851	± 482		58	509	254	± 181		59,5%	±	36,8%
II	OD (mg/L)	-	-	-			1,2	10,0	4,5	± 3,2		-		
	DBO ₅ (mg/L)	112	1385	660	± 406		8	52	27	± 16		93,9%	±	7,3%
	DQO (mg/L)	469	2245	1274	± 649		15	197	138	± 71		93,1%	±	6,3%
III	Fósforo total (mg/L)	-	-	-			1,0	1,0	1,0	- 0,0		-		
	Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	-	-	-			3,2	3,6	3,4	- 0,3		-		
	Coliformes termotolerantes (coli/100mL)	2,50E+06	7,00E+07	2,67E+07	± 2,10E+07		1,00E+01	9,40E+04	2,04E+04	± 3,31E+04		99,5%	±	1,0%

¹ Tratamento realizado no sistema: lagoa anaeróbia + lagoa facultativa (P1 a P8); ² Porcentagens negativas indicam aumento do parâmetro e positivas indicam redução.

Fonte: adaptado de CAGEPA (2019).

Em relação ao efluente tratado na lagoa anaeróbia (LA), percebe-se que a redução na concentração de matéria orgânica foi baixa comparada ao esgoto bruto. A eficiência média do tratamento realizado foi de apenas 8,6% de DBO₅ e 23,9% de DQO (Tabela 4). Em uma lagoa desse tipo, espera-se taxas de redução em torno de 50 a 60% de DBO₅ (JORDÃO; PESSÔA, 2017), estando comprometidos os processos de sedimentação e digestão anaeróbia da matéria orgânica. Araújo (2007) encontrou taxas médias de remoção com 74,9% de DBO₅ e 67,32% de DQO nesta lagoa, logo após o início da operação da ETE, indicando também a perda de eficiência do tratamento realizado com o passar do tempo. Além disso, foi identificado na caracterização em 2019, o aumento médio do OD em 40,0% e da presença de algas em 117,5%, medida pela clorofila *a*. Essas características, em conjunto com a presença de coloração rósea na superfície da lagoa, indicaram a presença de bactérias fototróficas anoxigênicas, que dificultam a remoção de matéria orgânica pela falta de aeração do efluente e consequente colonização por uma maior diversidade de outras cepas de bactérias e fungos no processo de depuração.

A LA não foi eficiente na remoção de nutrientes do efluente, apresentando taxas médias de aumento do PT (6,9%) e nitrogênio amoniacal (3,6%) e redução média do ortofosfato solúvel em apenas 4,1%. Quanto ao tratamento realizado pelo sistema como um todo (LF), observou-se melhores taxas de redução de matéria orgânica (72,9% de DBO₅ e 44,6% de DQO) e nutrientes (69,9% de PT, 80,9% de ortofosfato solúvel e 75,9% de nitrogênio amoniacal) do que o apresentado pela LA apenas, além do aumento do oxigênio dissolvido médio de 1,4 para 6,5 mg/L e do pH de 7,1 para 8,9. A eficiência do sistema encontrada por Araújo (2007) foi de 90,13% para a DBO₅ e 77,60% para a DQO. Esses valores foram mais expressivos do que os encontrados no presente trabalho e que estão relacionados à alta eficiência da LA no início de operação, característica do esgoto bruto, vazão afluyente e manutenção da ETE. Porém, menores do que as taxas de eficiência média dos dados da CAGEPA, com redução para 92,4% e 93,7% de DBO₅ e de 87,3% e 93,1% de DQO respectivamente nos períodos seco e chuvoso.

As baixas cargas de concentração de matéria orgânica, encontradas durante a caracterização do esgoto e monitoramento do SJF, podem ser consequência de problemas referentes à manutenção e limpeza da ETE do Glória. Durante o estudo foi identificado que boa parte da vazão de esgotos afluyente à estação transborda no poço de visita do emissário III, que antecede à ETE e escoar superficialmente pelo canal de drenagem natural, passando por dentro da ETE, passando na lateral da lagoa pelo lado externo e desaguando no Riacho Cardoso sem nenhum tratamento (Figura 34). Problemas com perda de vazão de esgotos, entre a coleta e o

tratamento, também foram identificados por Gomes (2013) nas outras duas bacias de esgotamento (Depuradora e Bodocongó) do SES de Campina Grande.

Figura 34 - Perda de vazão na ETE do Glória. A) Poço de visita obstruído com extravasamento de esgoto bruto. B) Esgoto bruto escoando pelo canal de drenagem natural da ETE



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Também por falta de manutenção, não foi possível medir a vazão do esgoto bruto que entra nas unidades de tratamento da ETE do Glória, impossibilitando o cálculo de cargas e balanço de massa. Como pode ser observado na Figura 35, apenas uma fina lâmina do efluente passa pelo tratamento preliminar, onde a caixa de areia e a calha Parshall se encontravam assoreadas, impedindo a leitura da vazão na régua da calha. Devido a essas evidências, para comparação com a eficiência do tratamento após a instalação do SJF, foram utilizados os dados da caracterização obtidos em fevereiro/2019 e apresentados na Tabela 4.

Figura 35 - Assoreamento identificado na A) Caixa de areia e B) Calha Parshall da ETE do Glória

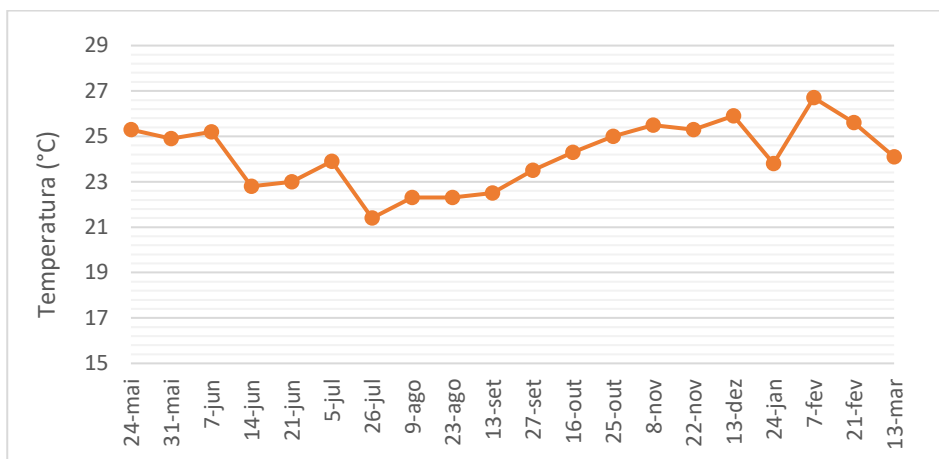


Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

As variáveis ambientais são importantes no monitoramento de um sistema de fitorremediação, influenciando a resposta do mesmo ao longo do tempo. Condições ambientais externas, como mudanças de temperatura, podem resultar na transferência de nutrientes acima do solo para as camadas subaquáticas, sendo essencial otimizar a remoção de nutrientes através da colheita de plantas, por exemplo (COLARES et al., 2020).

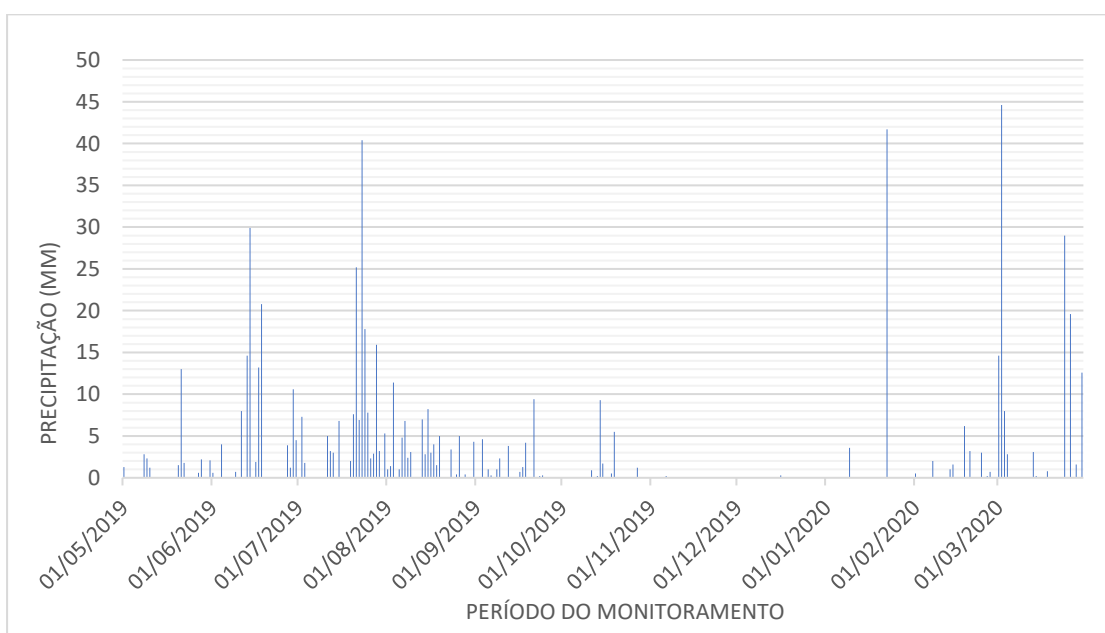
As Figura 36 e Figura 37 apresentam os valores da temperatura ambiente nos dias de coleta de amostras na ETE e da precipitação no período de monitoramento na primeira fase do experimento, a fim de identificar variações nos resultados encontrados em função das condições climáticas locais.

Figura 36 - Temperatura ambiente registrada as 09:00h nos dias de coleta na primeira fase do experimento



Fonte: adaptado de IMET (2022).

Figura 37 - Precipitação no período de monitoramento do SJF na primeira fase do experimento



Fonte: adaptado de AESA (2022).

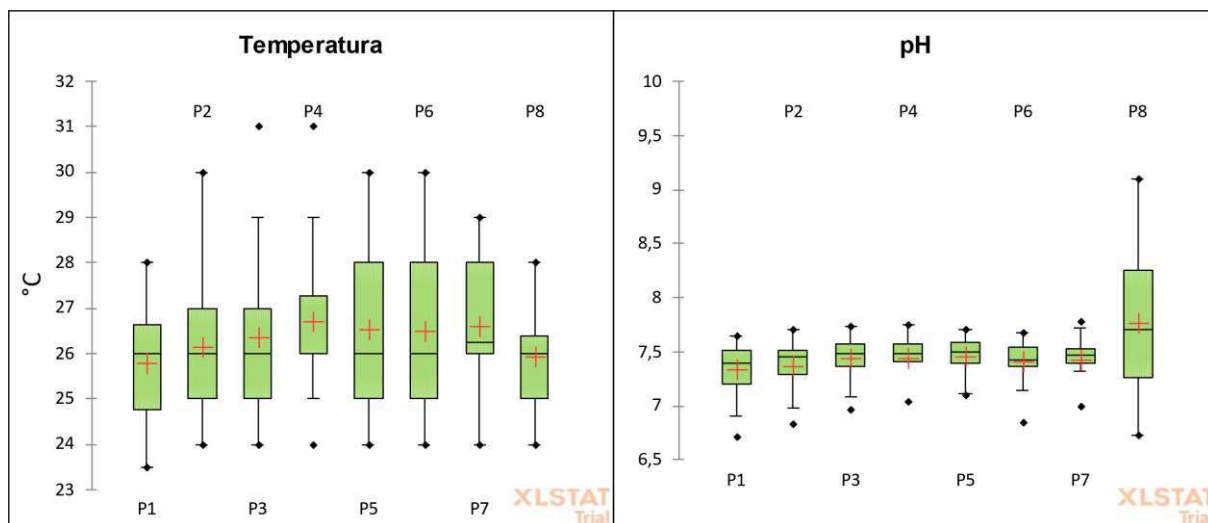
Durante a primeira fase do experimento a temperatura ambiente variou de 21,4 a 26,7°C no turno da coleta, não sendo registrada mudanças significativas nas datas registradas. No período de monitoramento, observou-se que a precipitação mínima foi de 0,1 mm e a máxima 44,6 mm, e um período sem chuvas de novembro de 2019 a janeiro 2020.

II. Análise dos parâmetros da Categoria I

A temperatura média do efluente foi menor nos pontos P1 e P8, esgotos bruto e tratado, respectivamente. Na lagoa anaeróbia (P2 ao P7), a temperatura média foi um pouco maior, de 26,1 a 26,6°C (Figura 38). De acordo com o teste de sazonalidade de Mann-Whitney não houve diferença significativa neste parâmetro entre os períodos seco e chuvoso ($p > 0,05$). O valor médio do pH registrado nos pontos monitorados da lagoa anaeróbia na ETE do Glória variou de 7,33 (P1) a 7,67 (P8), mantendo-se estável em torno de 7 na maior parte do efluente (P2 ao P7), enquanto uma maior variação (6,7 a 9,1) foi observada para o efluente tratado na lagoa facultativa (P8) (Figura 38).

Os valores de temperatura encontrados estão dentro da faixa esperada para o tratamento biológico entre 25 e 35°C, já que a temperatura exerce efeito importante sobre o crescimento de microrganismos (METCALF; EDDY, 2016). Assim como a temperatura, a regulação do pH do esgoto na faixa neutra de 6,5 a 7,5 é essencial e considerado ótima para a atividade biológica como garantia da eficiência do tratamento realizado em lagoas de estabilização (MIKI et al., 2022), sendo difícil tratar esgotos ácidos com concentração extrema de íon hidrogênio (METCALF; EDDY, 2016).

Figura 38 - Comportamento dos parâmetros temperatura e pH na primeira fase do experimento



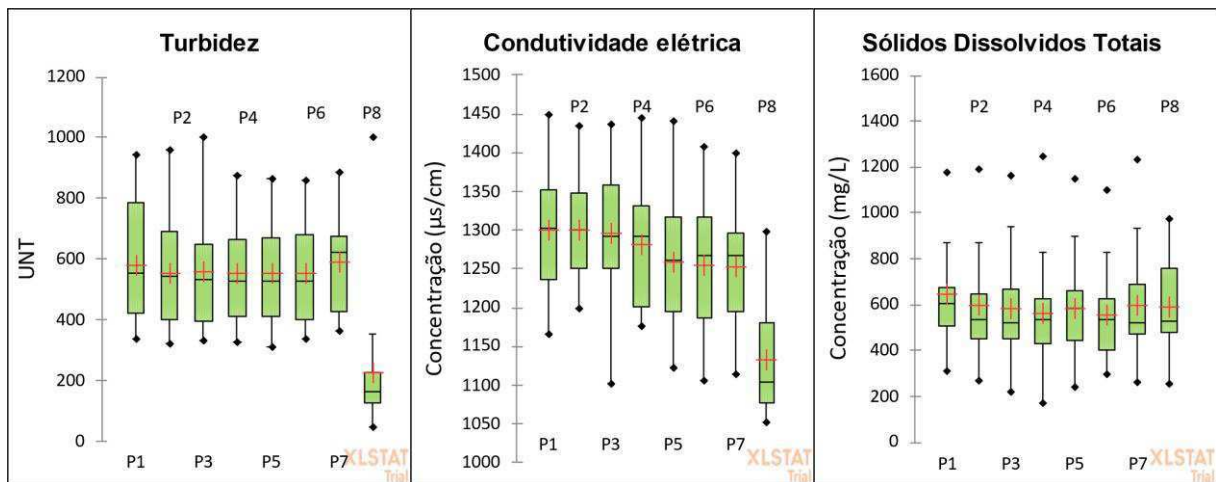
Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

No estudo de Van de Moortel et al. (2010), o SJF e o controle em laboratório não revelaram qualquer tendência sazonal ou orientada pela temperatura, concluindo que o estágio de crescimento da vegetação não influenciou diretamente as reações de oxirredução (potencial redox) no sistema. Porém a remoção de nitrogênio total e fósforo foi significativamente influenciada pela temperatura, com maior remoção entre 5 e 15°C, 56,8% para o NT e 30,1% para o PT, apresentando pequenas variações em temperaturas menores e maiores que esta faixa.

O pH também é um fator limitante para o desenvolvimento das plantas no SJF, pois devem tolerar o pH do efluente. Hadad et al. (2018) estudaram o efeito de diferentes pH no desenvolvimento das espécies de planta *S. herzogii*, *P. stratiotesand*, *E. crassipes* e *T. domingensis* em um SJF para tratamento de efluentes industriais. Todas se desenvolveram bem na faixa neutra (tanque de controle), porém mostraram-se sensíveis ao pH alcalino entre 10 e 11 com exceção da *T. domingensis*. Portanto, a partir disso, inferimos que o pH da lagoa anaeróbia da ETE do Glória não foi um fator ambiental que interferiu na sobrevivência das plantas utilizadas no sistema. Entretanto, é necessária maior investigação sobre a adaptação das espécies de plantas usadas também na lagoa facultativa com valores mais altos de pH.

A Figura 39 mostra os dados encontrados na primeira fase do experimento para os demais parâmetros físico-químicos turbidez, condutividade elétrica e SDT. Como pode ser observado, tanto a turbidez como a condutividade elétrica apresentaram menores valores médios no P8 (saída da lagoa facultativa), indicando redução desses parâmetros após o tratamento secundário. Já as concentrações médias de SDT foram próximas em todos os pontos monitorados.

Figura 39 - Comportamento dos parâmetros turbidez, condutividade elétrica e SDT na primeira fase do experimento



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Um SJF atua de diferentes formas na remoção de sólidos em suspensão (medidos pela turbidez) na coluna d'água, sendo as principais a adsorção aos substratos, aprisionamento por filtração na rizosfera, transformação pelo biofilme na rizosfera e sedimentação química de partículas maiores (BARCO; BORIN, 2020; PAPPALARDO et al., 2017). Nesta fase do experimento, a turbidez média apresentou valor máximo igual a 622 (P7) e mínima igual a 163 (P8). Ao longo da lagoa anaeróbia, médias, máximos e mínimos encontrados foram próximos. Como descrito no tópico 3.3.3, foi identificada a presença de uma grossa camada de espuma na superfície da lagoa, que se acumulava principalmente na margem esquerda e próximo a saída da mesma, dessa forma, as concentrações de turbidez podem ter sofrido interferência dos sólidos que compõem essa espuma na hora da coleta das amostras. Além disso, houve um aumento da concentração de algas após o SJF, como será discutido posteriormente no parâmetro clorofila *a* que influencia diretamente na turbidez do efluente.

Outro fator que pode ter interferido no aumento da turbidez foi a decomposição de partículas desprendidas dos substratos orgânicos (fibra e de coco e bagaço de cana-de-açúcar), principalmente após a inserção dos jardins e nos primeiros meses de monitoramento (ALENCAR et al., 2019).

A condutividade elétrica (CE) da água é um parâmetro sub-rogado da concentração de SDT, sendo um dos parâmetros mais importantes para a verificação da adequabilidade do esgoto para o reuso agrícola, por exemplo, já que a salinidade do esgoto pode ser estimada pela medição da condutividade (METCALF; EDDY, 2016). A salinidade também afeta os SJF e seu aumento geralmente reduz o desempenho de macrófitas na eficiência de remoção de poluentes (DU et al., 2021). Hadad et al. (2018) constataram que as espécies *E. crassipes*, *P. stratiotesand*, *S. herzoggi* foram incapazes de sobreviver quando expostas aos respectivos valores de salinidade de 4.000, 6.000 e 8.000 mg/L.

No efluente coletado na ETE do Glória, a CE média foi maior nos pontos P1 e P2 (1300 $\mu\text{cm/s}$), decaindo ao longo da lagoa anaeróbia até atingir o menor valor no P8 (1133 $\mu\text{cm/s}$). Em relação aos valores de SDT, a maior concentração média foi encontrada no P1 (648 mg/L), decaindo na lagoa anaeróbia, mas voltando a crescer no P7 (597 mg/L) e reduzindo novamente no P8 (590 mg/L).

Torres (2019) irrigou espécimes de milho (*Zea mays*) com o efluente tratado de uma ETE localizada no estado do Rio Grande do Norte (Brasil), com condutividade elétrica variando de 1920 a 2430 $\mu\text{cm/s}$ e pH entre 7,5 e 8,9; as plantas se mostraram tolerantes a essa concentração, apresentando maior produção de biomassa aérea do que as amostras irrigadas com água potável.

Rocha et al. (2021) instalaram um SJF em um açude eutrofizado e encontraram valores de CE variando de 1450 a 2660 $\mu\text{cm/s}$ e de SDT de 663 a 2413 mg/L, onde as espécies *Cyperus papyrus*, *Canna x generalis*, *Tradescantia zebrina* e *Xanthosoma sagittifolium* foram tolerantes a essa concentração, apresentando bom crescimento. Estes valores foram mais altos do que as concentrações encontradas na lagoa anaeróbia, o que pode indicar que estes parâmetros não foram limitantes para a tolerância das espécies aplicadas no SJF da ETE.

O Quadro 7 mostra o resultado da análise temporal dos parâmetros da Categoria I monitorados na primeira fase do experimento. Os dados completos dessa análise podem ser observados no Apêndice 1. Primeiramente estes parâmetros não sofreram interferência da sazonalidade de acordo com os resultados do teste de Mann-Whitney ($p > 0,05$). Isso significa que mesmo no período de chuva as concentrações não apresentaram diferenças significativas.

Quadro 7 - Tendências temporais dos parâmetros da Categoria I na primeira fase do experimento

Parâmetros	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Temperatura	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑?
Turbidez	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	-
pH	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
Condutividade elétrica	-	-	-	-	-	-	-	-
Sólidos Dissolvidos Totais	↓?	-	↓	↓?	↓?	-	-	-

↑: tendência de aumento; ↓: tendência de redução; ↑?: tendência inconclusiva, com possibilidade de aumento; ↓?: tendência inconclusiva, com possibilidade de redução; - sem tendência.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Quanto às tendências de aumento ou redução, apenas a condutividade elétrica não apresentou tendências ($p > 0,05$ nos testes de Spearman e teste de Mann-Kendall) no período de maio/2019 a março/2020. A temperatura e a turbidez aumentaram no esgoto bruto e na lagoa anaeróbia (P1 ao P7), porém o resultado foi inconclusivo no efluente tratado da lagoa facultativa (P8), com possibilidade de aumento para a temperatura ($p > 0,05$ no teste de Spearman e $p < 0,05$ no teste de Mann-Kandall) e sem tendência para a turbidez. O pH apresentou redução em todos os pontos monitorados, enquanto os SDT apresentaram resultados inconclusivos, mas com tendência de redução nos pontos P1, P4 e P5, redução no P3 e sem tendência nos demais.

A Tabela 6 mostra o resultado da análise espacial dos parâmetros analisados. Não houve diferença significativa entre os oito pontos monitorados para temperatura, pH e SDT ($p > 0,05$ no teste de Kruskal-Wallis) na primeira fase do experimento, no entanto a temperatura apresentou tendência de aumento espacial ($p < 0,05$ no teste de Mann-Kendall).

Tabela 6 - Resultado da análise de tendência espacial dos parâmetros da Categoria I na primeira fase do experimento

	Temperatura	Turbidez	pH	Condutividade elétrica	Sólidos Dissolvidos Totais
Teste Kruskal-Wallis ^a	0,580	<0,0001	0,288	<0,0001	0,975
Teste Mann -Kendall/sazonal Mann-Kendall ^a	0,039	0,162	0,304	<0,0001	0,226
Kendall's tau ^b	0,121	-0,075	0,055	-0,276	-0,072
S	1278	-939	691	-3326	-609

^a Valor p da estatística do teste. Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$); ^b Valor da estatística do teste, que indicam a tendência de aumento ou redução.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Já a turbidez e a condutividade elétrica apresentaram diferenças significativas entre os pontos ($p < 0,05$ no teste de Kruskal-Wallis), todavia apenas esse último teve tendência espacial significativa, havendo redução de sua concentração, como foi discutido anteriormente. A Tabela 7 e a Tabela 8 mostram os resultados do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para estes parâmetros. Os pontos monitorados foram subdivididos em dois grupos, onde o grupo A é composto apenas pelo P8 tanto para a turbidez como para a CE, dessa forma a diferença significativa encontrada no teste de Kruskal-Wallis se refere às concentrações desse ponto em relação aos demais.

Tabela 7 - Resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para a turbidez

Pontos	Frequência	Soma das classificações	Média das classificações	Grupos
8	19	409,000	21,526	A
2	20	1699,500	84,975	B
3	20	1718,500	85,925	B
4	20	1721,000	86,050	B
6	20	1727,000	86,350	B
5	20	1738,000	86,900	B
1	20	1801,000	90,050	B
7	20	1906,000	95,300	B

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Tabela 8 - Resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para a condutividade elétrica

Pontos	Frequência	Soma das classificações	Média das classificações	Grupos
8	16	335,500	20,969	A
7	20	1423,000	71,150	B
6	20	1490,000	74,500	B
5	20	1528,000	76,400	B
4	20	1721,000	86,050	B
1	20	1913,000	95,650	B
3	20	1917,500	95,875	B
2	20	1918,000	95,900	B

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

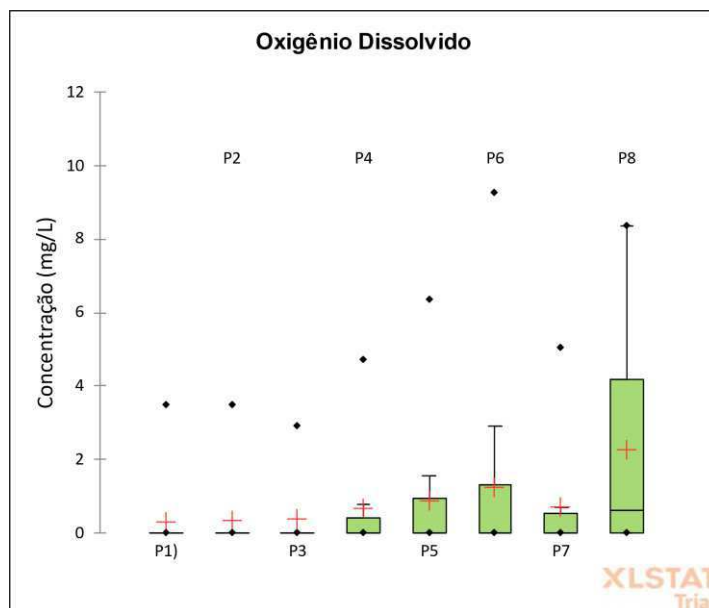
O resultado apresentado indica que o efluente tratado que sai da lagoa facultativa possui menores concentrações de turbidez e CE que o efluente tratado na lagoa anaeróbia na presença do SJF. Em comparação, o P7 (saída da lagoa anaeróbia) ocupou posições diferentes no grupo B em ambos os parâmetros. Para a turbidez ele obteve a maior média na classificação com concentração próxima do esgoto bruto (P1), enquanto para a CE ele teve a segunda menor média na classificação, indicando uma redução em relação aos demais pontos da lagoa anaeróbia.

De forma geral, os resultados da análise espacial para os parâmetros da Categoria I na primeira fase do experimento indicam que não houve diferença significativa do tratamento realizado por cada fileira do SJF instalado na lagoa anaeróbia da ETE.

III. Análise dos parâmetros da Categoria II

Como pode ser observado na Figura 40, o oxigênio dissolvido (OD) apresentou menores médias no esgoto bruto (0,3 mg/L) e na lagoa anaeróbia, e maior média no P8 (2,3 mg/L), o que era esperado por se tratar de uma lagoa facultativa.

Figura 40 - Comportamento do oxigênio dissolvido na primeira fase do experimento



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

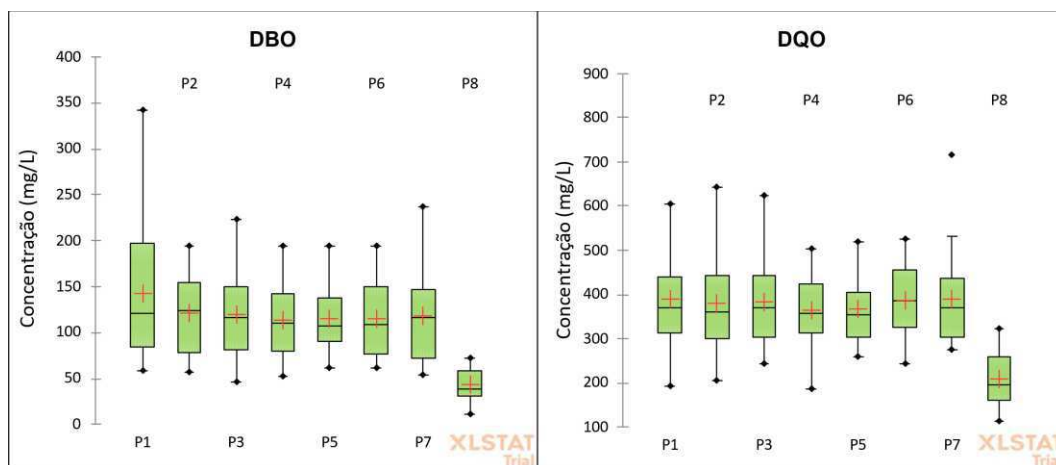
A presença de OD na lagoa anaeróbia indica que a carga de DBO_5 , que determina a taxa de consumo foi menor do que a taxa de produção de oxigênio, não mantendo as condições anaeróbias no interior da lagoa, reduzindo a eficiência do tratamento e proporcionando o surgimento de bactérias fototróficas anoxigênicas. Por outro lado, a sobrevivência das plantas fitorremediadoras, em ambientes com baixo teor de oxigênio dissolvido (hipóxicos ou anóxicos), está relacionada a sua capacidade de liberar oxigênio pelo sistema radicular para

suportar o ambiente de estresse. As raízes também fornecem oxigênio para as bactérias da rizosfera atuarem na degradação aeróbica da matéria orgânica (SHAHID et al., 2020). Dessa forma, o incremento de OD observado a partir do P4 foi positivo para o desenvolvimento e eficiência do SJF.

Wang e Sample (2014), em seu estudo com SJF, identificaram que a adaptabilidade da *Pontederia cordata* L. (aguapé) e do *Schoenoplectus tabernaemontani* (junco) a ambientes de baixa DO deve-se principalmente às células do aerênquima nas raízes, o que facilita o transporte de oxigênio dos tecidos aéreos através do sistema radicular, resultando em disponibilidade adequada de oxigênio na rizosfera da planta mesmo em condições anaeróbicas. Dessa forma, as plantas sensíveis ao efluente da ETE podem ter sido afetadas pelo baixo teor de OD da lagoa e não conseguiram desenvolver um sistema radicular robusto para garantir o oxigênio necessário à sobrevivência.

A DBO₅ apresentou a maior concentração média no P1 (142 mg/L) e a menor no P8 (53 mg/L), além disso foi observado que, na lagoa anaeróbia, os valores médios desse parâmetro se mantiveram próximos, havendo aumento no P7 (118 mg/L). Em relação a DQO, a maior concentração média foi observada no P7 (390 mg/L) e a menor também no P8 (209 mg/L). Quanto à lagoa anaeróbia, o comportamento foi similar ao descrito para a DBO₅ (Figura 41).

Figura 41 - Comportamento da demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio na primeira fase do experimento



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Abed et al. (2017), estudando diferentes concentrações de contaminantes em águas cinzas, encontraram aumento da DBO₅ nos sistemas experimentais com a planta *Phragmites australis*, em comparação com os sistemas sem vegetação. Também nesse estudo foi observado que um maior tempo de retenção hidráulica também aumentou as concentrações de DBO₅, reduzindo o desempenho do sistema na remoção de DBO₅.

O Quadro 8 mostra o resultado da análise temporal dos parâmetros da Categoria II monitorados na primeira fase do experimento. Os dados completos dessa análise podem ser observados no Apêndice 1. Estes parâmetros não sofreram interferência da sazonalidade de acordo com os resultados do teste de Mann-Whitney ($p > 0,05$). Entre maio/2019 e março/2020, apenas o OD não apresentou tendência nos pontos monitorados na lagoa anaeróbia (P1 ao P7), tendo sido identificada uma tendência inconclusiva de redução no P8 ($p < 0,05$ no teste de Spearman e $p > 0,05$ no teste de Mann-Kendall). Houve tendência de aumento nos pontos monitorados, tanto na DBO₅ como na DQO, de forma significativa ou inconclusiva, exceto no P1 na DBO₅ e o P8 na DQO. Este resultado indicou um aumento da carga orgânica na lagoa anaeróbia na primeira fase do experimento, podendo ser consequência do processo de decomposição e estabilização inicial dos substratos orgânicos, da biomassa das mudas das espécies sensíveis ao efluente, como também do aumento da concentração de algas na lagoa.

Quadro 8 - Tendências temporais dos parâmetros da Categoria II na primeira fase do experimento

Parâmetros	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
OD	-	-	-	-	-	-	-	↓?
DBO ₅	-	↑?	↑?	↑?	↑	↑?	↑	↑
DQO	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	-

↑: tendência de aumento; ↓: tendência de redução; ↑?: tendência inconclusiva, com possibilidade de aumento; ↓?: tendência inconclusiva, com possibilidade de redução; - sem tendência.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

A Tabela 9 mostra o resultado da análise espacial dos parâmetros analisados. Os três parâmetros apresentaram diferença significativa entre os pontos monitorados ($p < 0,05$ no teste de Kruskal-Wallis) e tendência de aumento ou redução espacial ($p < 0,05$ no teste de Mann-Kendall), sendo identificados aumento do OD e redução da DBO₅ e DQO.

Tabela 9 - Resultado da análise de tendência espacial dos parâmetros da Categoria II na primeira fase do experimento

	OD	DBO ₅	DQO
Teste Kruskal-Wallis test ^a	0,045	<0,0001	<0,0001
Teste Mann -Kendall/ sazonal Mann-Kendall ^a	0,001	0,0005	0,006
Kendall's tau ^b	0,207	-0,195	-0,146
S	1639	-2116	-1813

^a Valor p da estatística do teste. Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$); ^b Valor da estatística do teste, que indicam a tendência de aumento ou redução.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Apesar da concentração de OD ter apresentado diferença significativa entre os pontos monitorados, o valor de p foi muito próximo do limite de 0,05 ($p = 0,045$), dessa forma no teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* não houve separação de grupos, porém, como pode ser na Tabela 10. No ranqueamento o P8 (efluente tratado) apresentou a maior média enquanto o P1 (esgoto bruto) a menor.

Tabela 10 - Resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para o OD

Pontos	Frequência	Soma das classificações	Média das classificações	Grupos
1	19	1175,000	61,842	A
2	19	1281,500	67,447	A
3	19	1293,500	68,079	A
4	19	1391,500	73,237	A
7	19	1451,000	76,368	A
5	19	1465,500	77,132	A
6	19	1554,500	81,816	A
8	17	1712,500	100,735	A

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

A Tabela 11 e a Tabela 12 mostram os resultados do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para a DBO₅ e DQO, respectivamente. Em ambos os parâmetros, os pontos monitorados foram subdivididos em dois grupos, onde no grupo A é composto apenas pelo P8 (lagoa facultativa), e o grupo B é formado pelos pontos P1 ao P7 (esgoto bruto e lagoa anaeróbia).

Tabela 11 - Resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para a DBO₅

Pontos	Frequência	Soma das classificações	Média das classificações	Grupos
8	16	207,000	12,938	A
4	18	1386,500	77,028	B
7	19	1489,000	78,368	B
6	19	1508,500	79,395	B
5	19	1522,000	80,105	B
3	19	1560,500	82,132	B
2	19	1615,500	85,026	B
1	19	1737,000	91,421	B

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Tabela 12 - Resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para a DQO

Pontos	Frequência	Soma das classificações	Média das classificações	Grupos
8	19	335,000	17,632	A
4	20	1666,500	83,325	B
5	20	1699,000	84,950	B
7	19	1658,500	87,289	B
3	20	1746,000	87,300	B
2	20	1758,500	87,925	B
1	20	1839,500	91,975	B
6	20	1858,000	92,900	B

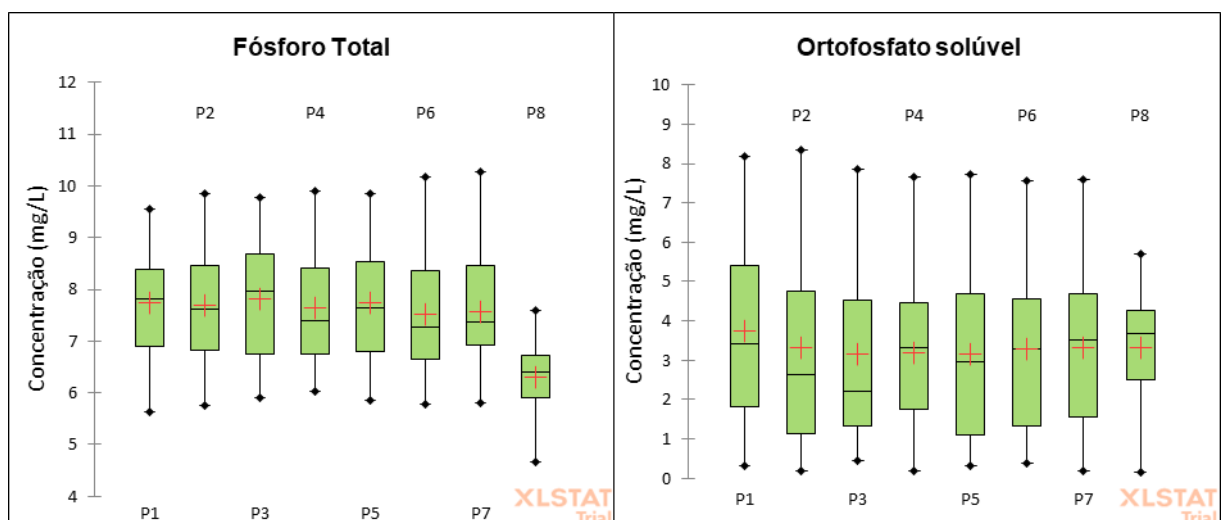
Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Com esse resultado percebe-se que, assim como para os parâmetros físico-químicos, não foram identificadas diferenças significativas entre as fileiras de jardins no tratamento realizado na ETE. No entanto, a posição dos pontos monitorados no ranking indicaram que há uma redução da concentração de matéria orgânica a partir da entrada do esgoto bruto na ETE (P1 > P2 > P3), sendo observados aumentos após as fileiras 4, 5, 6 (monitoradas pelos pontos P5, P6 e P7, respectivamente). A menor concentração foi observada no P4, após a fileira 3 composta pela planta *Callisia fragrans* e os substratos fibra de cana-de-açúcar, fibra de coco e brita, que apesar dessa fileira acrescentar biomassa no efluente pela sensibilidade que essa espécie apresentou, sabe-se que o substrato de fibra de coco é muito eficiente na adsorção de partículas e promoção de biofilme (ROCHA, 2018; WANG; SAMPLE, 2014) além disso o movimento ascendente-descendente do SJF devido ao vento e à ação do fluxo do efluente, aprisiona e libera o ar atmosférico na lagoa através dos minúsculos “sacos de ar” da matriz de coco (BILLORE et al., 2009), podendo com o tempo aumentar a eficiência do sistema na redução da DBO₅ e DQO.

IV. Análise dos parâmetros da Categoria III

A Figura 42 mostra a variação da concentração de fósforo total (PT) e ortofosfato solúvel nos oito pontos monitorados na primeira fase do experimento. Os valores médios do PT no esgoto bruto e ao longo da lagoa anaeróbia se mantiveram próximos, na faixa de 7,8 mg/L (P3), a 7,5 mg/L (P5), a menor média foi observada no P8 (6,3 mg/L). Em relação ao ortofosfato solúvel, a maior média foi observada no P1 (3,7 mg/L) e a menor no P5 (3,1 mg/L).

Figura 42 - Comportamento do fósforo total e ortofosfato solúvel na primeira fase do experimento

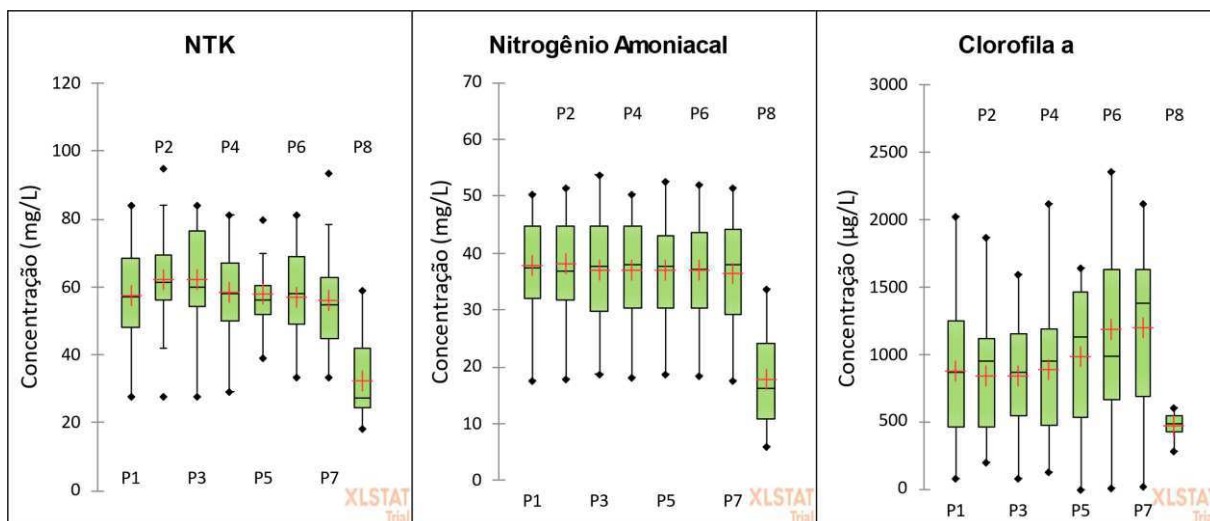


Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

De acordo com Metcalf e Eddy (2016), as concentrações de fósforo total no esgoto bruto variam de 3,7 a 11,0 mg/L. Os dados encontrados na ETE do Glória, tanto na caracterização prévia como no monitoramento, estavam nessa faixa, podendo o esgoto ser classificado de médio a forte quanto à presença desse elemento. Enquanto o ortofosfato é a fração imediatamente disponível para o metabolismo biológico de microrganismos, algas e plantas. Nas lagoas de estabilização, os microrganismos assimilam o ortofosfato durante o seu crescimento. Após sua morte e consequente sedimentação, essa biomassa microbiana contribui para a remoção de fósforo com a remoção do lodo (ARAÚJO, 1993).

Os dados de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (NA) e a clorofila *a* podem ser observados na Figura 43. No P2 foram obtidas as maiores médias tanto para o NTK (62,4 mg/L) como para o NA (38,4 mg/L), no entanto os valores médios no esgoto bruto e nos demais pontos da lagoa anaeróbia foram próximos a estes, havendo queda apenas no P8 com médias iguais a 32,4 mg/L (NTK) e 18,0 mg/L (NA). Quanto a clorofila *a*, observou-se um aumento da concentração média a partir do P4 (849 µg/L) atingindo média máxima no P7 (1195 µg/L) e voltando a reduzir no P8 (476 µg/L).

Figura 43 - Comportamento do NTK, nitrogênio amoniacal e clorofila *a* na primeira fase do experimento



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Assim como o fósforo, o nitrogênio é um elemento essencial para o crescimento de microrganismos, plantas e animais, sendo conhecidos como nutrientes ou bioestimulantes. Esses elementos são na maioria dos casos os mais importantes a serem estudados no tratamento de esgotos, tanto no controle da eutrofização de corpos receptores como no reuso do efluente tratado (METCALF; EDDY, 2016).

Também é de especial interesse nos estudos com SJF a avaliação da concentração e remoção desses nutrientes das águas tratadas, bem como a adaptação das plantas. Di Luca et al. (2019) em seu trabalho em escala piloto com SJF aplicados em diferentes combinações de esgoto sintético, determinou que a espécie *Typha domingensis* (taboa) apresentou boa adaptação a concentrações médias de PT de 5,0 mg/L e NT de 10 mg/L, além disso foi observado o aumento da concentração de clorofila *a* nos tanques com jardins.

O Quadro 9 mostra o resultado da análise temporal dos parâmetros da Categoria III monitorados na primeira fase do experimento. Os dados completos dessa análise podem ser observados no Apêndice 1. Os parâmetros PT, nitrogênio amoniacal e clorofila *a* não apresentaram diferença significativa entre os períodos seco e chuvoso ($p > 0,05$ no teste de Mann-Whitney). Já o ortofosfato solúvel apresentou diferença sazonal em todos os pontos, exceto no P8 e o NTK apresentou apenas no P5 ($p = 0,045$ no teste de Mann-Whitney). Isso indica que o ortofosfato é mais sensível as variáveis ambientais, como temperatura e pluviometria, bem como variações de vazão.

Quadro 9 - Tendências temporais dos parâmetros da Categoria III na primeira fase do experimento

Parâmetros	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Fósforo Total	-	-	-	-	-	-	-	-
Ortofosfato Solúvel	↓?	-	-	-	-	-	-	-
NTK	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal	↑?	↑?	↑?	↑	↑?	↑?	↑	↑
Clorofila <i>a</i>	-	-	-	-	-	-	-	-

↑: tendência de aumento; ↓: tendência de redução; ↑?: tendência inconclusiva, com possibilidade de aumento; ↓?: tendência inconclusiva, com possibilidade de redução; - sem tendência.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Quanto às tendências temporais, o PT, NTK e clorofila *a* não apresentaram aumento ou redução durante esta fase do experimento; o ortofosfato apresentou apenas uma tendência inconclusiva de redução no esgoto bruto (P1); no entanto o nitrogênio amoniacal apresentou tendência de aumento em todos os pontos, inconclusiva (P1, P2, P3, P5 e P6) ou significativa (P4, P7 e P8), demonstrando que maiores cargas desse elemento foram incorporadas no efluente da ETE durante os 11 meses de monitoramento.

A Tabela 13 mostra o resultado da análise espacial dos parâmetros da Categoria III. Como pode ser observado, apenas o ortofosfato solúvel não apresentou diferença significativa entre os pontos monitorados ($p > 0,05$ no teste de Kruskal-Wallis), como também não apresentou tendência de aumento ou redução espacial ($p > 0,05$ no teste de Mann-Kendall). Os demais

parâmetros apresentaram diferenças entre os pontos ($p < 0,05$ no teste de Kruskal-Wallis), como também tendência espacial de redução, exceto a clorofila a ($p > 0,05$ no teste sazonal de Mann-Kendall).

Tabela 13 - Resultado da análise de tendência espacial dos parâmetros da Categoria III na primeira fase do experimento

	Fósforo Total	Ortofosfato Solúvel	NTK	Nitrogênio Amoniacal	Clorofila α
Teste Kruskal-Wallis test ^a	0,010	0,993	<0,0001	0,000	0,027
Teste Mann -Kendall/ sazonal Mann-Kendall ^a	0,007	0,6840	<0,0001	0,004	0,992
Kendall's tau ^b	-0,151	-0,022	-0,229	-0,168	0,001
S	-1598	-254	-2026	-1508	6

^a Valor p da estatística do teste. Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$); ^b Valor da estatística do teste, que indicam a tendência de aumento ou redução.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

O teste de comparação múltipla dividiu os pontos monitorados em dois grupos para todos os parâmetros da Categoria III que apresentaram diferença significativa no teste de Mann-Kandall (Tabela 14, Tabela 15, Tabela 16, Tabela 17). Quanto ao fósforo total os pontos P8 e P6 apresentaram as menores médias na classificação e ficaram no grupo A, porém este último também foi alocado no grupo B, junto com os demais pontos monitorados. Este resultado indica que a maior redução do PT foi observada no P8 (lagoa facultativa), seguido do P6 (pós fileira 5, composta por: taioba, fibra de cana-de-açúcar e brita), havendo um incremento no P7 (pós fileira 6, composta por: papiro, fibra de cana-de-açúcar, isopor triturado e brita), no entanto, mesmo com este incremento a concentração média no P7 se manteve menor que nos demais pontos da lagoa anaeróbia e no esgoto bruto (Tabela 14).

Tabela 14 - Resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para o fósforo total

Pontos	Frequência	Soma das classificações	Média das classificações	Grupos	
8	15	453,500	30,233	A	
6	18	1304,000	72,444	A	B
7	18	1344,500	74,694		B
4	19	1467,000	77,211		B
2	19	1511,000	79,526		B
5	19	1520,500	80,026		B
1	19	1549,500	81,553		B
3	19	1581,000	83,211		B

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Tanto para o NTK quanto para o nitrogênio amoniacal, o grupo A foi composto apenas pelo P8, que apresentou as menores médias no teste de comparação múltipla, ambos seguido pelo P7, porém, este já pertencente ao grupo B, junto com os demais pontos monitorados

(Tabela 15 e Tabela 16). Isso indica que não houve diferença significativa no tratamento realizado pelas diferentes fileiras do SJF, apesar de no geral haver redução de nitrogênio no efluente tratado na lagoa anaeróbia (P7).

Processos acionados por microrganismos, como nitrificação, desnitrificação e oxidação anaeróbica de amônio, são medidas importantes na remoção do nitrogênio total e amoniacal em sistemas de *wetlands* construídos ou SJF (PAVLINERI et al., 2017). Dessa forma, o incremento de OD observado a partir do P5 pode ter influenciado na oxidação do nitrogênio amoniacal nas formas nitrito e nitrato, este último serve de fonte proteica para as algas presentes no esgoto, como também para as plantas do SJF.

Tabela 15 - Resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para o NTK

Pontos	Frequência	Soma das classificações	Média das classificações	Grupos
8	16	297,000	18,563	A
7	16	1010,500	63,156	B
5	15	988,500	65,900	B
6	17	1230,000	72,353	B
4	18	1342,000	74,556	B
1	17	1290,500	75,912	B
2	17	1387,000	81,588	B
3	18	1499,500	83,306	B

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Tabela 16 - Resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para o nitrogênio amoniacal

Pontos	Frequência	Soma das classificações	Média das classificações	Grupos
8	16	303,0	18,9	A
7	17	1198,0	70,5	B
3	17	1248,0	73,4	B
6	17	1249,0	73,5	B
5	17	1249,5	73,5	B
4	17	1263,0	74,3	B
1	17	1314,5	77,3	B
2	17	1355,0	79,7	B

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

O teste de comparação múltipla para a clorofila *a*, também dividiu os pontos monitorados em dois grupos, com intercessão entre cinco (P1, P2, P3, P4 e P5) dos oito pontos entre os grupos A e B (Tabela 17). Observa-se que as maiores médias na classificação foram no P6 e P7, indicando um acréscimo significativo de clorofila *a* na porção final da lagoa anaeróbia.

Tabela 17 - Resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para a clorofila *a*

Pontos	Frequência	Soma das classificações	Média das classificações	Grupos	
8	12	380,500	31,708	A	
2	16	942,500	58,906	A	B
1	17	1026,000	60,353	A	B
3	15	908,500	60,567	A	B
4	16	1001,000	62,563	A	B
5	17	1195,000	70,294	A	B
6	17	1326,000	78,000		B
7	17	1348,500	79,324		B

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

V. Eficiência dos SJF

A Tabela 18, a Tabela 19 e a Tabela 20 mostram os dados de eficiência do tratamento realizado na ETE após a instalação do SJF, na primeira fase do experimento. Os dados são apresentados para a lagoa anaeróbia, como para a facultativa, para avaliar também o impacto do SJF no tratamento realizado por essa segunda lagoa. Como não foram observadas diferenças significativas nas concentrações dos parâmetros analisados entre os pontos monitorados dentro da lagoa anaeróbia (P2 ao P7), o cálculo da eficiência foi realizado comparando o esgoto bruto (P1) com o esgoto que sai da lagoa anaeróbia (P7), da mesma forma para a lagoa facultativa (P1 – P8).

Tabela 18 - Eficiências do SJF na primeira fase do experimento para os parâmetros da Categoria I

Categoria	Parâmetros	Lagoa Anaeróbia				Lagoa Facultativa			
		Mínimo	Máximo	Média	± DP	Mínimo	Máximo	Média	± DP
I	Temperatura	NA							
	Turbidez	-21,7%	22,1%	1,6%	± 12,1%	31,5%	92,7%	67,1%	± 17,1%
	pH	NA							
	Condutividade elétrica	-2,2%	9,0%	3,6%	± 2,7%	2,8%	22,8%	11,0%	± 5,3%
	SDT	-13,4%	21,0%	8,3%	± 9,8%	-44,1%	57,3%	4,4%	± 22,1%

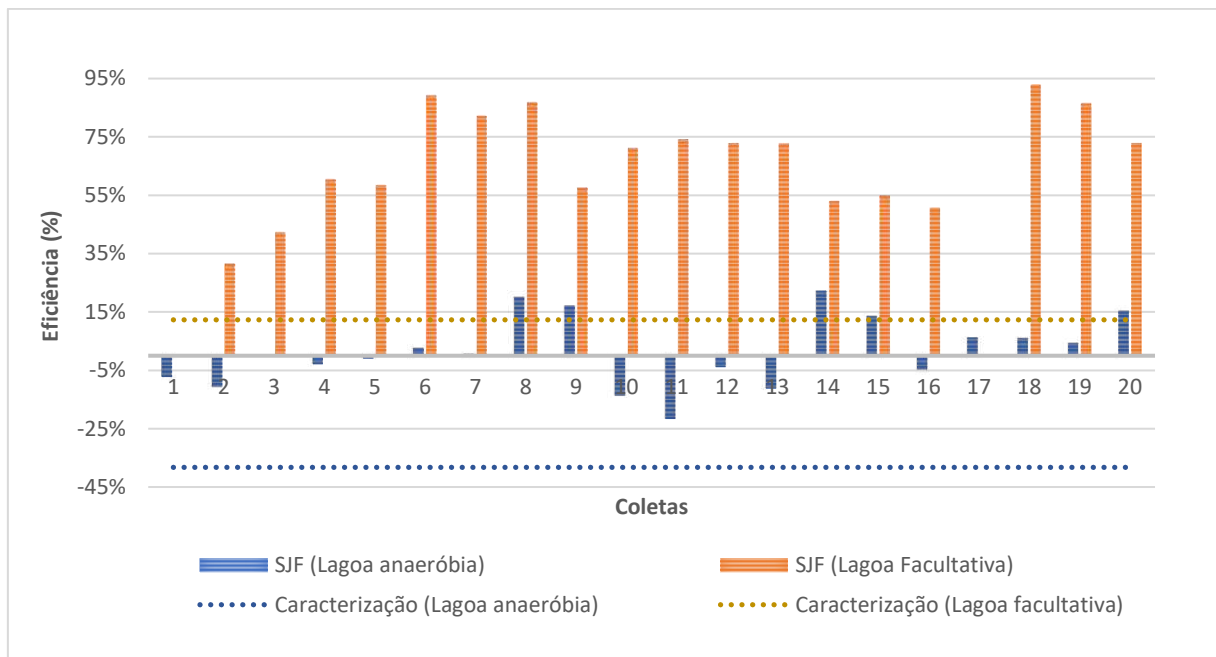
NA: não se aplica; porcentagens negativas indicam aumento do parâmetro e positivas indicam redução.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Houve uma redução média da turbidez de 1,6% na lagoa anaeróbia (LA) e de 67,1% na lagoa facultativa (LF) (Tabela 18). Estes valores, comparados aos coletados antes da instalação dos jardins, mostram que houve uma melhora no tratamento quanto à remoção de partículas em suspensão nas duas lagoas (Figura 44), com valores máximos de 22,1% e 92,7%, respectivamente. Na lagoa anaeróbia, mesmo nas coletas em que foi observado um aumento da turbidez, a eficiência média foi superior a encontrada antes do SJF (-38,3%), da mesma forma para a lagoa facultativa (12,3%). Este comportamento pode ser consequência de que, mesmo

com o desprendimento de partículas e decomposição de plantas sensíveis e substratos nos primeiros meses do sistema, a sedimentação e o aprisionamento e sólidos em suspensão pelo sistema radicular e biofilme, desempenham um papel importante na eficiência do SJF (AFZAL et al., 2019). Barco e Borin (2020) avaliaram diferentes trabalhos com SJF no tratamento de esgotos no norte da Itália, encontrando um valor médio de turbidez de entrada nos sistemas de 77,7 UNT e uma redução significativa de 22,2% após a passagem pelo SJF.

Figura 44 - Comparação das eficiências do tratamento realizado pela ETE antes e após o SJF para a turbidez



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Quanto a condutividade elétrica e SDT, observou-se uma redução média de 3,6% e 8,3% nas lagoas anaeróbias respectivamente (Tabela 18). Antes da instalação do SJF, a redução média da CE foi de 2,8% nesta lagoa e não foi possível avaliar a concentração de SDT por problemas no laboratório. A redução de partículas finas ou dissolvidas em SJF ocorrem principalmente com sua transformação pelas comunidades microbianas devido ao contato direto das raízes com o efluente, que variam de 0,4 a 0,8 m de profundidade (CHEN et al., 2016). Assim, os sistemas aplicados em menores profundidades garantem um contato mais direto entre as raízes das plantas, o efluente e os microrganismos, sendo, portanto, mais adequado para a remoção de partículas finas e poluentes dissolvidos (SHEN et al., 2021).

Dessa forma a profundidade de 3,5 m da lagoa anaeróbia pode ter afetado a eficiência do SJF na remoção de SDT. Afzal et al. (2019) avaliaram um SJF com 1852 m² (3,5% de cobertura superficial) por um período de 3 anos e a concentração média de SDT foi reduzida em 65,0% nas lagoas de estabilização com profundidade de 1,5 m. Davamani et al. (2021) avaliaram em

escala piloto que a aeração aumentou a eficiência do SJF na remediação de um efluente industrial, com redução significativa na condutividade elétrica (39,39%), sais solúveis totais (81,19%) e sólidos totais dissolvidos (56,19%).

A Tabela 19 mostra as eficiências para os parâmetros de matéria orgânica. Quanto ao oxigênio dissolvido (OD), observou-se um incremento médio de 14,7% na lagoa anaeróbia e de 54,9% na lagoa facultativa após a instalação do SJF. Como discutido, as condições anaeróbias dificultam a sobrevivência das plantas, como também a eficiência do SJF.

Tabela 19 - Eficiências do SJF na primeira fase do experimento para os parâmetros da Categoria II

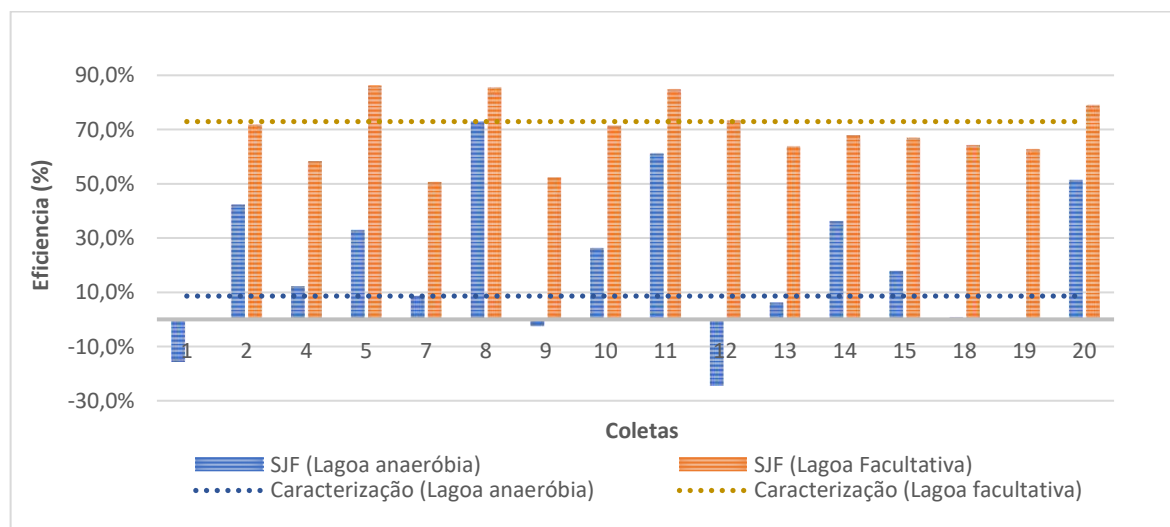
Categoria	Parâmetros	Lagoa Anaeróbia (LA)					Lagoa Facultativa (LF)				
		Mínimo	Máximo	Média	±	DP	Mínimo	Máximo	Média	±	DP
II	OD	70,2%	-100,0%	-14,7%	±	49,2%	0,0%	-100,0%	-54,9%	±	49,0%
	DBO ₅	-24,6%	72,9%	19,2%	±	27,1%	50,6%	86,2%	69,3%	±	11,3%
	DQO	-17,8%	43,6%	4,8%	±	15,8%	9,4%	71,7%	44,4%	±	17,3%

Porcentagens negativas indicam aumento do parâmetro e positivas indicam redução.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

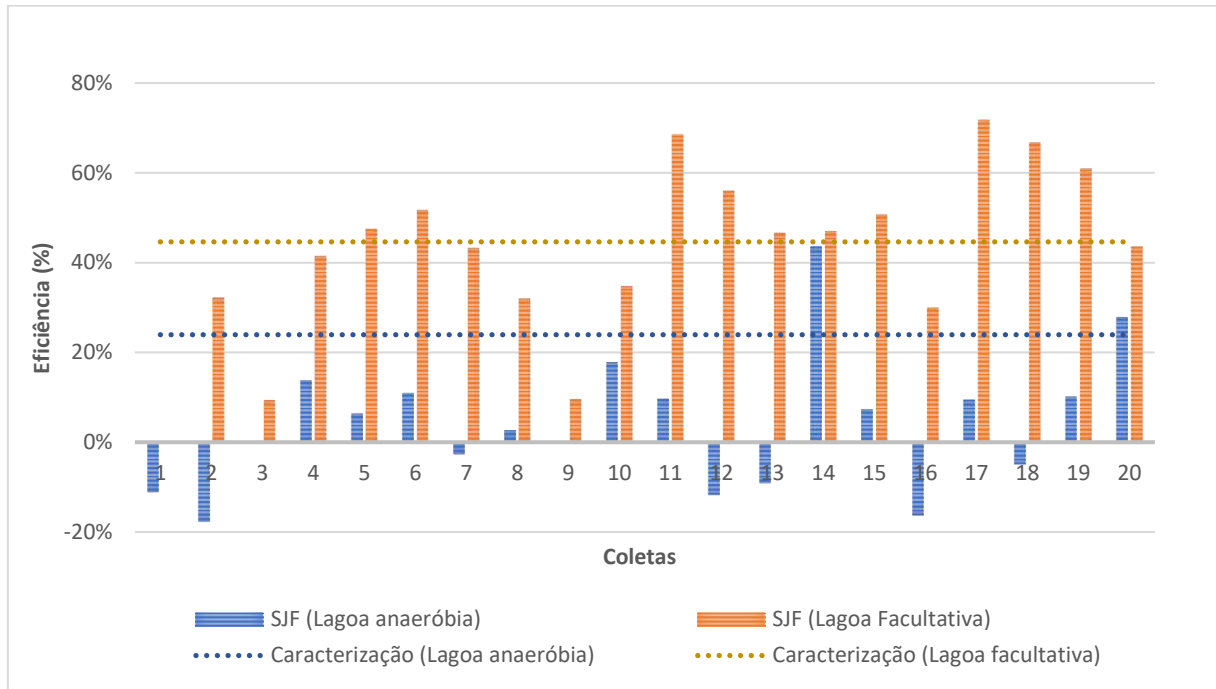
Em relação a redução de matéria orgânica, houve eficiência média de 19,2% para a DBO₅ na lagoa anaeróbia após a instalação dos jardins e 69,3% na lagoa facultativa. Já a DQO foi de 4,8% e 44,4%, respectivamente. Comparando com o tratamento realizado antes, observou-se um ganho na remoção da DBO₅ com o SJF (Figura 45) e taxas menores para a DQO (Figura 46). Este incremento na demanda de oxigênio pode estar relacionado à estabilização dos substratos orgânicos e mortandade das plantas sensíveis, assim como foi observado para a turbidez.

Figura 45 - Comparação das eficiências do tratamento realizado pela ETE antes e após o SJF para a DBO₅



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Figura 46 - Comparação das eficiências do tratamento realizado pela ETE antes e após o SJF para a DQO



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

No levantamento feito por Chen et al. (2016), as taxas de eficiência média na remoção de DQO e DBO₅ em SJF variaram de 17 a 84% e 36 a 90%, respectivamente, existindo uma correlação positiva entre a remoção desses parâmetros e o tempo de detenção hidráulica. No entanto, Mietto et al. (2013) encontraram uma taxa de remoção de DQO de apenas 16% em seu estudo em escala de campo. Barco e Borin (2020), avaliando diferentes aplicações de SJF no tratamento de esgotos, determinaram que a concentração mediana de DQO foi significativamente reduzida em 25,2%, após a passagem pelo sistema, dependendo significativamente da concentração de DQO medida no esgoto bruto, e independente da temperatura e diferenças sazonais. Na primeira fase do experimento a remoção máxima de DQO na lagoa anaeróbia foi de 43,6%.

As eficiências dos parâmetros da Categoria III estão apresentadas na Tabela 20. Os processos que envolvem a remoção de nutrientes em SJF são diversos. Na literatura, foram reportadas eficiências médias de remoção de PT entre -5 a 88%, com taxa de retenção de carga de -0,08 a 7,47 g/m².dia de fósforo, onde as melhores performances do sistema ocorreram quando a carga de entrada era em torno de 24 mg/L (CHEN et al., 2016).

Tabela 20 - Eficiências do SJF na primeira fase do experimento para os parâmetros da Categoria III

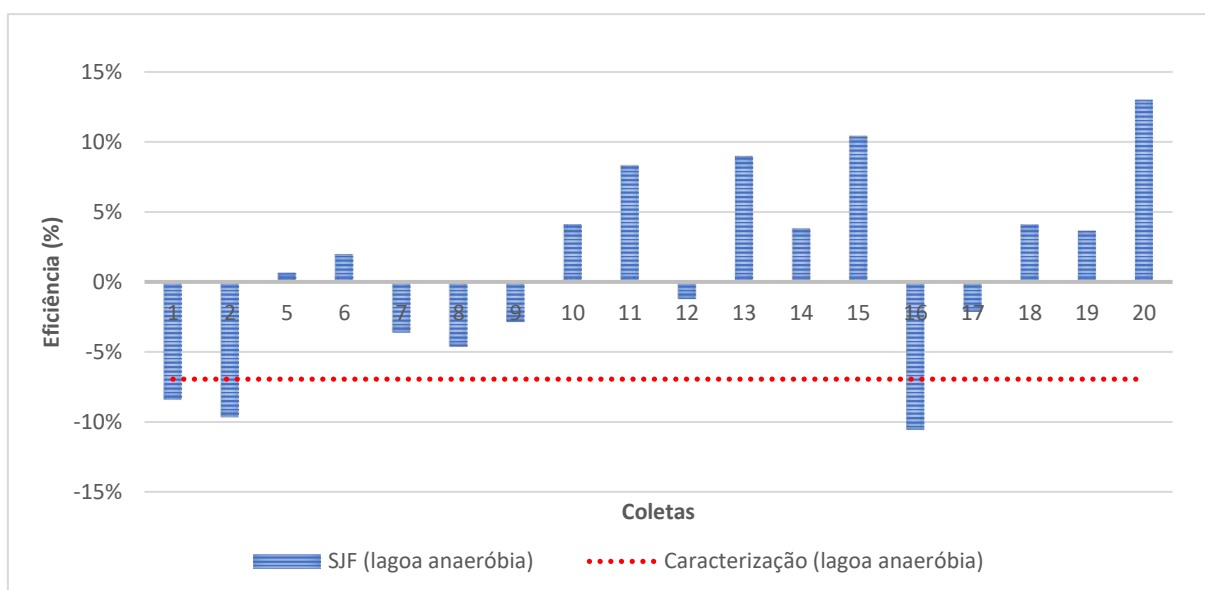
Categoria	Parâmetros	Lagoa Anaeróbia				Lagoa Facultativa			
		Mínimo	Máximo	Média ± DP	Mínimo	Máximo	Média ± DP		
III	Fósforo Total	-10,6%	13,0%	0,9% ± 6,9%	-8,6%	51,0%	16,5% ± 16,5%		
	Ortofosfato Solúvel	-5,6%	53,9%	14,4% ± 15,2%	-90,7%	76,9%	15,6% ± 44,9%		
	NTK	-43,3%	53,3%	4,9% ± 24,0%	6,7%	69,4%	53,3% ± 16,2%		
	Nitrogênio Amoniacal	-3,3%	11,5%	3,7% ± 4,5%	0,0%	85,3%	52,1% ± 21,7%		
	Clorofila <i>a</i>	-117,5%	75,6%	-18,7% ± 53,2%	-0,3%	73,9%	43,6% ± 25,7%		

NA: não se aplica; porcentagens negativas indicam aumento do parâmetro e positivas indicam redução.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Mesmo apresentando uma taxa de redução média de apenas 0,9% para o PT, quando comparado ao tratamento realizado pela lagoa anaeróbia antes do SJF (- 6,9%), observa-se um aumento na remoção do PT na primeira fase do experimento (Figura 47), com taxa máxima igual a 13,0%. De acordo com Pavlineri et al. (2017), a redução da concentração de PT correlaciona-se positivamente com a concentração do esgoto bruto (ou afluente) e negativamente com a profundidade e o tempo de detenção hidráulica. O aumento das concentrações de ortofosfato e PT após o tratamento com SJF, também pode estar relacionado à remobilização do fosfato pela decomposição da matéria orgânica (Oliveira et al., 2021). A biomassa vegetal não foi retirada durante os onze meses de monitoramento do sistema instalado na ETE do Glória, como também houve a morte de algumas espécies de plantas, como relatado anteriormente.

Figura 47 - Comparação das eficiências do tratamento realizado pela lagoa anaeróbia antes e após o SJF para a fósforo total

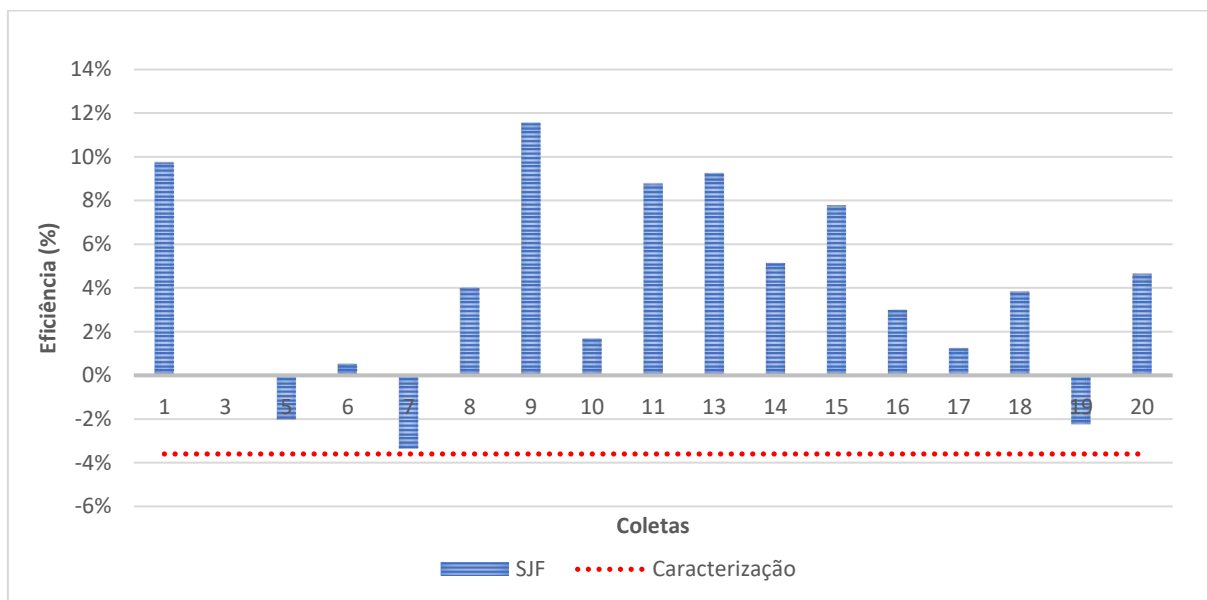


Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Após a instalação do SJF, foi observado que as taxas de redução média na lagoa facultativa de PT (16,5%) e ortofosfato solúvel (15,6%) foram menores que antes da instalação: 80,8% (PT) e 79,5% (ortofosfato solúvel). Este aumento pode estar relacionado às características do esgoto afluente à lagoa, como também a outros fatores que devem ser investigados. Os principais mecanismos na remoção de fósforo em lagoas de estabilização são a sedimentação, a precipitação química e a assimilação biológica. Todos esses processos dependem de parâmetros como a carga orgânica afluente, temperatura, pH, profundidade e tempo de detenção hidráulica na lagoa (ARAÚJO, 1993).

As taxas de remoção média do NTK e nitrogênio amoniacal na lagoa anaeróbia foram iguais a 4,9% e 3,7%, respectivamente (Tabela 20). Segundo Shen et al. (2019), embora as raízes e rizomas das plantas possam eventualmente liberar mais oxigênio do que o necessário para nitrificação, a falta de oxigênio ainda é a principal razão para uma baixa eficiência de remoção de nitrogênio total em SJF. No entanto, apesar da limitação do OD na lagoa anaeróbia, observa-se que, comparado ao tratamento realizado antes do SJF, houve uma melhora na remoção de nitrogênio amoniacal (Figura 48).

Figura 48 - Comparação das eficiências do tratamento realizado pela lagoa anaeróbia antes e após o SJF para a nitrogênio amoniacal



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Resultado semelhante foi encontrado por Colares et al. (2021), onde o sistema de tratamento apresentou eficiência de 8,4% para o nitrogênio total, também atrelado à baixa concentração de oxigênio e comprometimento do processo de nitrificação. De acordo com Chen et al. (2016), a eficiência média de remoção de NT varia de 3 a 92%, enquanto para o nitrogênio

amoniacoal pode variar de -46 a 94% em SJF. Estes valores são afetados também pela cobertura superficial promovida pelo sistema, sendo relatado que maiores taxas de cobertura resultam numa melhora significativa na remoção de nutrientes. Winston et al. (2012) reportaram o aumento significativo na remoção de PT e NT com ampliação da área de jardins de 8% para 19%.

Como pode ser observado na Tabela 20, houve um incremento médio de clorofila *a* igual a -18,7% na lagoa anaeróbia e uma redução média de 43,6% na lagoa facultativa. Antes da instalação do SJF os valores foram -117,5% e 45,2%, respectivamente. Di Luca et al. (2019) também observaram o aumento da concentração da clorofila *a* em todos os sistemas avaliados. Em SJF, a redução de clorofila *a* está relacionada principalmente à área de cobertura superficial, responsável por limitar a penetração de radiação solar na coluna d'água, evitando o crescimento de algas fotossintéticas, sendo recomendada uma cobertura de pelo menos 10% para bons resultados em relação a esse parâmetro (CHEN et al., 2016; YEH et al., 2015).

4.2 SEGUNDA FASE DO EXPERIMENTO

4.2.1 Análise da estrutura, substratos e plantas do SJF

Após o período de pausa devido à pandemia de COVID-19, foi realizada a limpeza, retirada de biomassa seca e substituição das duas estruturas de EPS danificadas na primeira fase do experimento. Em relação à estrutura e aos substratos, o desempenho dos mesmos foi similar ao observado na primeira fase do experimento. Ao final da segunda fase após 27 meses da montagem do sistema (maio/2019 a agosto/2021), os jardins continuaram estáveis, com boa flutuabilidade e oferecendo o suporte necessário para as plantas se desenvolverem. No entanto, as cordas de nylon utilizadas para ancorar os jardins na borda da lagoa se romperam nas fileiras de 1 a 5 devido ao atrito com o concreto, sendo substituídas por cabos de aço. Também, percebeu-se que nos meses em que o sistema ficou parado, o *Cyperus papyrus* se espalhou e por aderência cresceu nos módulos em que as outras espécies sensíveis não se desenvolveram. A Figura 49 mostra como estava o sistema em dezembro/2020, com a invasão do *C. papyrus*, sendo medidas touceiras com até 110 cm de altura e os módulos desprendidos dos pontos de ancoragem.

Figura 49 - Sistema após o período de pausa devido a pandemia de COVID-19 em dezembro/2020



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Durante a limpeza foram retirados cerca de 68,6 kg de biomassa seca. A Tabela 21 mostra a quantidade desse material retirado por fileira, sendo composto principalmente pelo *C. papyrus* (Figura 50). Esta biomassa foi incinerada, solução normalmente utilizada para o resíduo sólido produzido na ETE. Colares et al. (2020) afirmam que são escassos os projetos experimentais de aproveitamento da biomassa dos SJF, seja produto das podas ou remoções. Estas ações podem aumentar o desempenho do tratamento, mas também os custos operacionais. De toda forma, junto com o processo de remoção de nutrientes, a biomassa colhida pode ser usada como fertilizante ou ração animal, após avaliação da segurança sanitária, para agregar valor econômico ao processo de depuração sanitária e ambiental, ou na produção de energia (*waste-to-energy*, WTE) com biogás, gerando renda e, assim, reduzindo também os custos globais do sistema (COLARES et al., 2020; YEH; YEH; CHANG, 2015).

Tabela 21 - Biomassa seca colhida no SJF por fileira

Fileira	Biomassa seca (kg)	Planta inicial
1	15,1	<i>Cyperus papyrus</i> (papiro)
2	20,6	<i>Tradescantia zebrina</i> (coração-roxo)
3	12,4	<i>Callisia fragrans</i> (planta de cestos)
4	5,3	<i>Canna x generalis</i> (Biri/Cana-da-Índia)
5	4,8	<i>Xanthosoma sagittifolium</i> (Taioba)
6	10,3	<i>Cyperus papyrus</i> (Papiro)

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Figura 50 - Biomassa seca retirada do SJF antes da reconfiguração



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Durante a limpeza foram identificadas diferentes espécies espontâneas no sistema (Figura 51). Estas espécies ocuparam o espaço deixado pelas espécies sensíveis, assim como fez o papiro, sendo plantas facilmente encontradas próximo à ETE. Em relação à aplicação dessas plantas na fitorremediação, a *Acrostichum aureum* foi estudada na remediação de sedimentos contaminados por antibióticos da classe fluoroquinolonas (HOANG et al., 2012), na fitoacumulação dos metais pesados zinco, ferro e cobre de um esgoto sintético (NGUYEN et al., 2021), na tolerância ao arsênio em *wetlands* marinhos (IRUDAYARAJ et al., 2010) e no tratamento de efluentes da carcinicultura (SUKUMARAN et al., 2019). A *Physalis pubescens* L. surgiu em maior número no SJF e, anteriormente, foi avaliada por Han et al. (2020) quanto ao seu potencial de fitoacumulação de metais pesados em conjunto com outras 12 espécies nativas em Taoyuan (China). Entretanto, apesar de ser tolerante ao ambiente contaminado, não foi eficiente na fitorremediação de cobre, cádmio, chumbo e cromo.

Figura 51 - Plantas espontâneas identificadas no sistema de jardins flutuantes



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

A *Sesuvium portulacastrum* foi testada quanto a sua aplicação na dessalinização de solos, fitorremediação e proteção ambiental (LOKHANDE et al., 2013; LOKHANDE et al., 2010), como também na fitoextração de metais pesados como o chumbo (ZAIER et al., 2010), cádmio (GHNAYA et al., 2005) e diferentes tipos presentes em efluentes de curtume (AYYAPPAN et al., 2016). *Ammannia baccifera* L. foi inserida em um sistema de jardins flutuantes para o tratamento de efluentes da indústria têxtil, sendo obtidos bons resultados na redução de DBO₅, DQO, SDT e SST, além de alguns metais pesados como cádmio, cromo e arsênio (KADAM et al., 2018), assim como na bioacumulação de cobre (MUKHOPADHYAY; MAITI, 2010). A *Solanum nigrum* L. também foi utilizada na descontaminação de solos por metais pesados, principalmente devido ao seu potencial de hiperacumulação de cádmio (JI et al., 2011; QU et al., 2013; WEI et al., 2010; WEI; ZHOU; KOVAL, 2006).

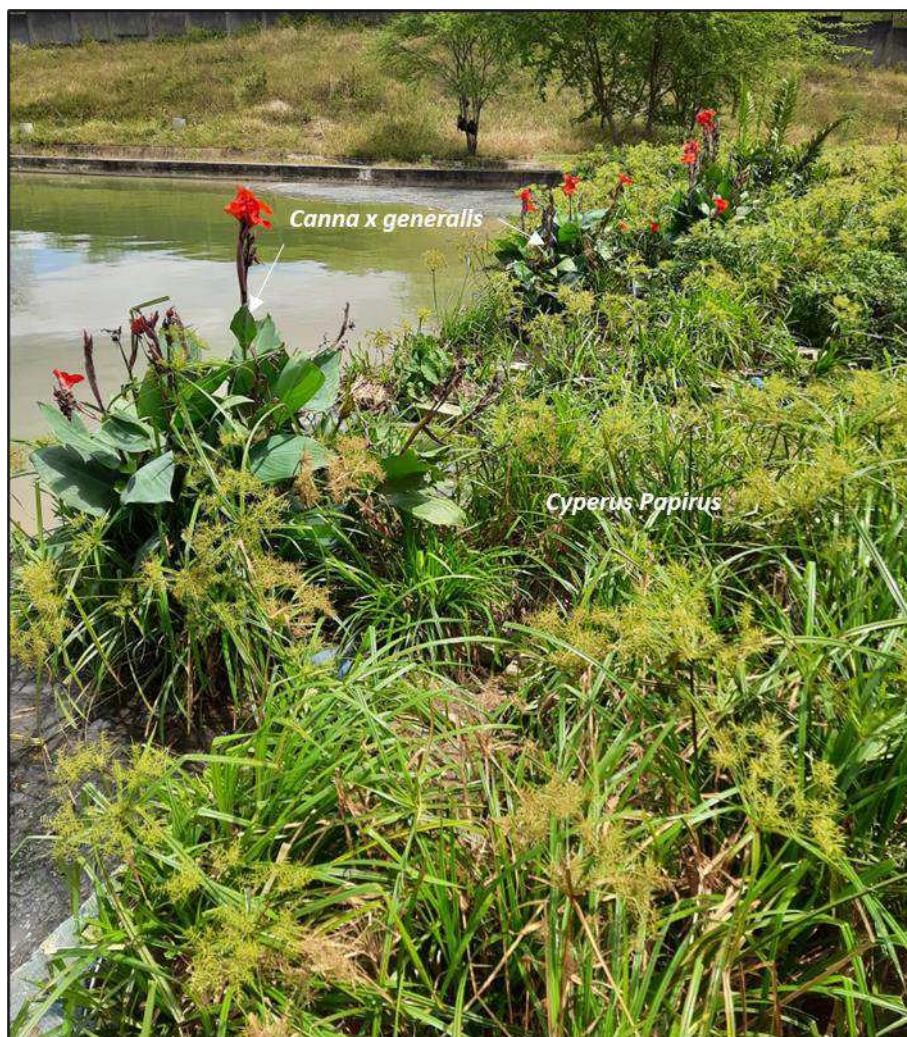
Diante do exposto, escolheu-se avaliar a eficiência do sistema com essa composição de plantas (tolerantes e espontâneas) e a nova distribuição espacial em forma de barreira. Com esta nova configuração, percebeu-se que houve um rápido crescimento das espécies, principalmente o *C. papyrus*, que ocupou o maior espaço no SJF; no entanto, houve espaço para o desenvolvimento das unidades tolerantes da cana-da-Índia, como também das espécies invasoras, sendo criada uma esteira flutuante bastante integrada (Figura 52). A Figura 53 mostra com mais detalhe o desenvolvimento das unidades tolerantes da *Canna x genaralis* e o espaço em que o *C. papyrus* ocupou no SJF.

Figura 52 - SJF na segunda fase do experimento



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Figura 53 - Desenvolvimento das espécies tolerantes (*Canna x generalis* e *Cyperus papyrus*) na segunda fase do experimento



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

4.2.2 Monitoramento do efluente e eficiência do SJF

I. Caracterização do efluente

O resumo dos dados da caracterização do efluente após o período e pausa, coletados em dezembro/2020 na ETE, pode ser observado na Tabela 22. O esgoto bruto (P1) continua fraco em relação à carga de matéria orgânica, com médias de 106 mg/L de DBO₅ e 499 mg/L de DQO, mesmo com valores um pouco maiores do que aqueles encontrados na caracterização antes da instalação do SJF. Em relação aos parâmetros das Categorias I e III, as concentrações se mantiveram na mesma faixa de 2019, havendo aumento mais expressivo no valor médio da clorofila *a*.

Tabela 22 - Caracterização prévia do efluente tratado na ETE do Glória pós pausa do experimento devido a pandemia de COVID-19 (dezembro de 2020)

Categoria	Parâmetros	P1					P7					P8					Eficiência					
															LA ¹			LF ²				
		Mín	Máx	Méd	±	DP	Mín	Máx	Méd	±	DP	Mín	Máx	Méd	±	DP	Méd ³	±	DP	Méd ³	±	DP
I	Temperatura (°C)	27,0	30,0	28,7	± 1,5	27,0	28,0	27,3	± 0,6	27,0	29,0	28,0	± 1,0	4,5%	± 3,9%	2,3%	± 2,0%					
	pH	7,5	7,7	7,6	± 0,1	7,4	7,5	7,5	± 0,0	7,7	7,9	7,8	± 0,1	1,5%	± 1,0%	-2,1%	± 1,7%					
	Turbidez (UNT)	862	908	883	± 23	921	957	936	± 19	338	415	380	± 39	-6,1%	± 4,4%	57,0%	± 4,0%					
	Condutividade elétrica (µs/cm)	1237	1296	1272	± 31	1240	1280	1255	± 22	1142	1246	1206	± 56	1,3%	± 2,0%	5,2%	± 2,1%					
	Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	325	490	393	± 86	278	410	336	± 68	315	432	366	± 60	13,9%	± 10,9%	6,2%	± 4,9%					
II	OD (mg/L)	0,0	3,4	2,0	± 1,8	0,0	0,0	0,0	± 0,0	0,0	2,7	1,8	± 1,5	-100,0%	± 0,0%	-48,6%	± 72,6%					
	DBO ₅ (mg/L)	53	142	106	± 47	56	147	101	± 64	34	79	57	± 32	-11,6%	± 10,3%	35,8%	± 0,0%					
	DQO (mg/L)	319	640	499	± 165	319	536	453	± 117	315	346	328	± 16	7,7%	± 8,2%	27,4%	± 31,6%					
III	Fósforo total (mg/L)	8,7	9,8	9,1	± 0,6	8,7	9,6	9,3	± 0,4	8,9	9,5	9,2	± 0,3	-1,9%	± 7,0%	-1,7%	± 6,3%					
	Ortofosfato solúvel (mg/L)	2,2	8,4	4,7	± 3,3	6,2	7,3	6,7	± 0,5	7,6	8,8	8,1	± 0,6	-85,2%	± 98,3%	-124,0%	± 122,9%					
	NTK (mg/L)	63,5	96,6	80,9	± 16,6	79,8	99,4	88,2	± 10,1	55,1	63,5	58,8	± 4,3	-14,2%	± 38,2%	24,5%	± 21,5%					
	N. Amoniacal (mg/L)	23,5	25,8	25,0	± 1,3	25,8	26,3	25,9	± 0,3	17,0	18,7	17,9	± 0,8	-3,9%	± 5,0%	28,5%	± 5,2%					
	Clorofila <i>a</i> (µg/L)	80	853	557	± 417	68	1099	412	± 595	138	622	346	± 249	18,6%	± 70,6%	3,5%	± 70,7%					

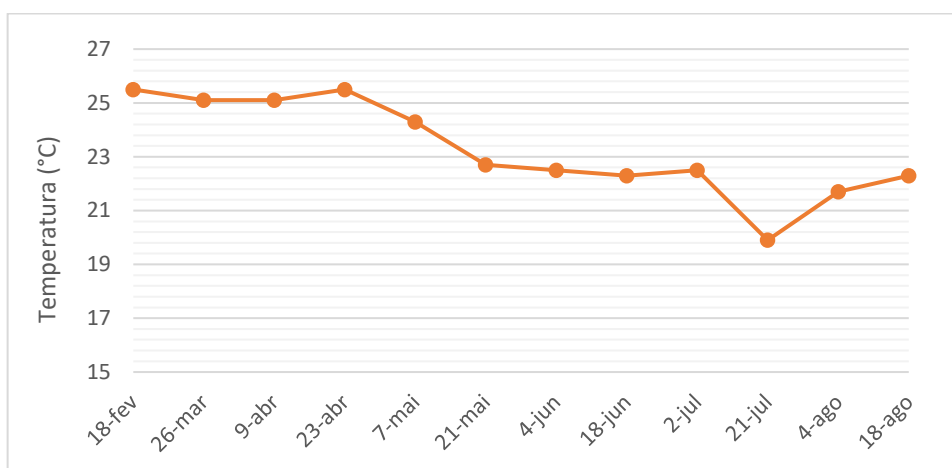
¹ Tratamento realizado na lagoa anaeróbia (P1 – P7); ² Tratamento realizado no sistema: lagoa anaeróbia + lagoa facultativa (P1 – P8); ³ Porcentagens negativas indicam aumento do parâmetro e positivas indicam redução

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Quanto ao tratamento realizado na LA, no período de pausa e com o SJF sem manutenção, houve aumento médio de 11,3% de DBO₅ e redução de apenas 7,7% de DQO; bem como aumento nos parâmetros turbidez (6,1%), PT (1,9%), ortofosfato solúvel (85,2%), NTK (14,2%) e nitrogênio amoniacal (-3,9). Estes parâmetros demonstraram que a lagoa não estava sendo eficiente no tratamento do esgoto. Já o tratamento em conjunto LA e LF apresentou melhores taxas nos parâmetros de matéria orgânica, com redução média de 35,8% de DBO₅ e 27,4% de DQO, também do NTK (24,5%) e nitrogênio amoniacal (28,5%), porém esses valores ainda foram inferiores aos encontrados antes do SJF na primeira fase do experimento.

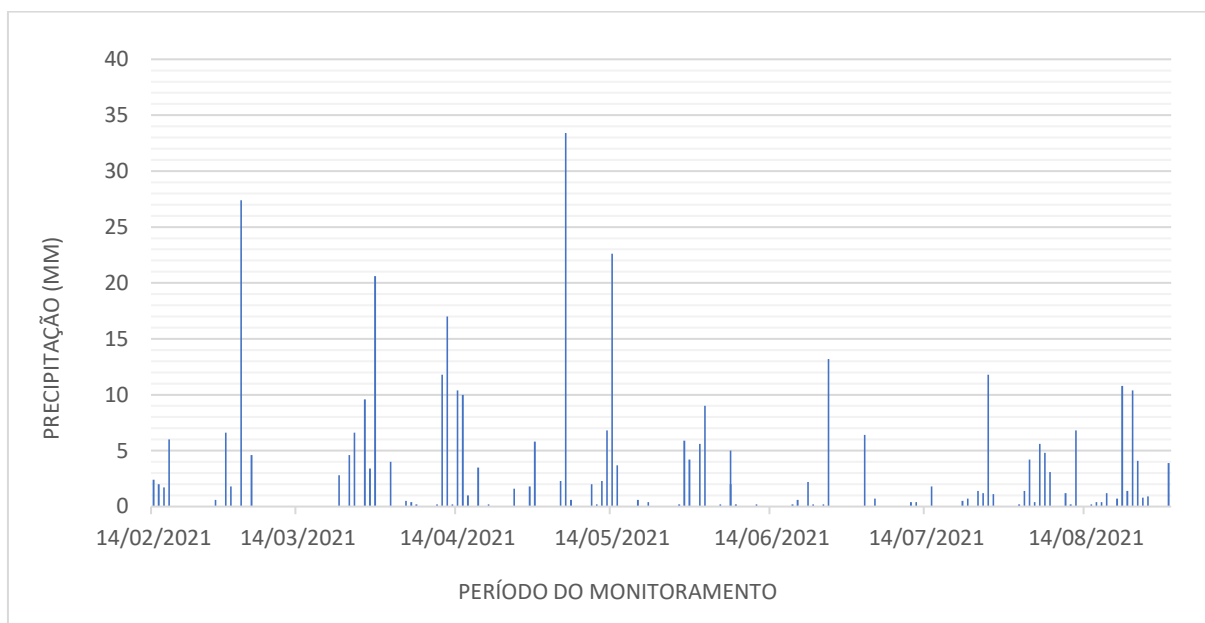
Em relação aos fatores ambientais na segunda fase do experimento, a Figura 54 apresenta os valores de temperatura ambiente nos dias de coleta. Foi registrada pouca variação da temperatura, com queda entre fevereiro e agosto/2021, onde a máxima foi de 25,5°C e a mínima de 19,9°C. Quanto à precipitação pluviométrica no período foi registrado volume máximo de 33,4 mm em maio/2021, com maior número de dias chuvosos nos meses de abril, maio e agosto (Figura 55). Cabe destacar que, na segunda fase do experimento, em relação à sazonalidade, houve coleta no período seco apenas em fevereiro e agosto/2020. Os demais dados foram coletados no período chuvoso, nos meses de março a julho, de acordo com o estudo de Almeida e Galvani (2021).

Figura 54 - Temperatura ambiente registrada as 09:00h nos dias de coleta na segunda fase do experimento



Fonte: adaptado de IMET (2022).

Figura 55 - Precipitação no período de monitoramento do SJF na segunda fase do experimento

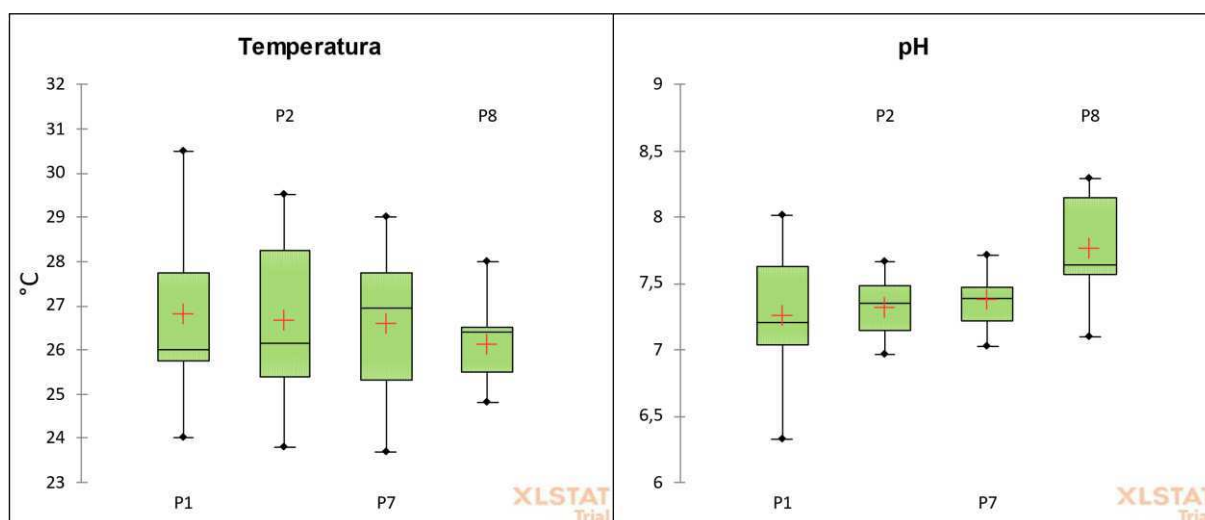


Fonte: adaptado de AESA (2022).

II. Análise dos parâmetros de Categoria I

A temperatura média do esgoto variou de 26,1°C (P8) a 26,8°C (P1), sendo observadas maiores variações no esgoto bruto e nos pontos P2 e P7 (Figura 56). Em relação ao pH, observou-se que o valor médio variou na faixa do neutro, de 7,3 (P1 e P2) a 7,8 (P8), o valor máximo registrado no período de monitoramento foi observado no efluente tratado na lagoa facultativa, igual a 8,3 (Figura 56).

Figura 56 - Comportamento dos parâmetros temperatura e pH na segunda fase do experimento

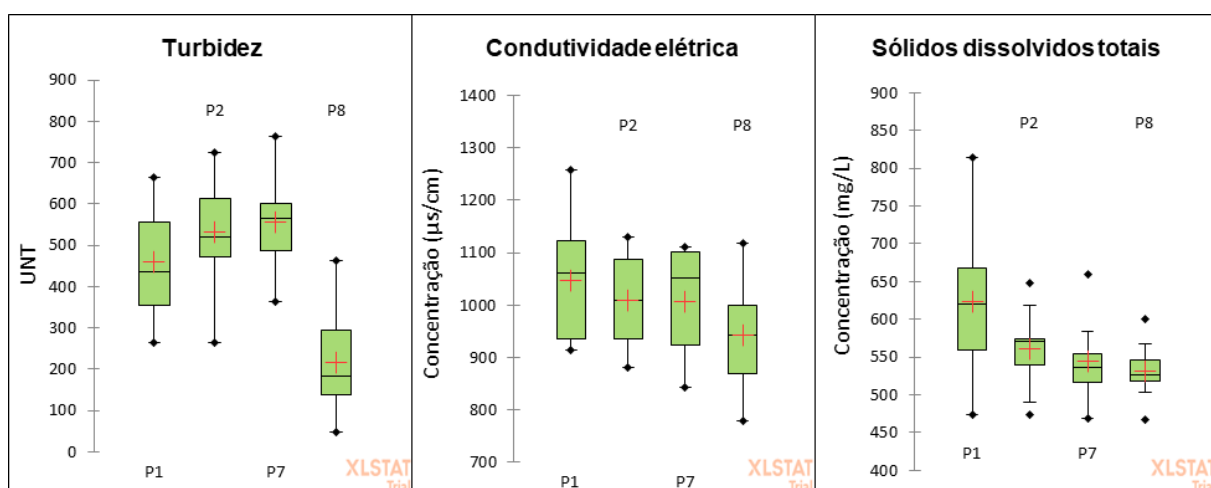


Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Tanto a temperatura como o pH estão dentro da faixa esperada para o tratamento biológico (METCALF; EDDY, 2016), no entanto, em comparação com os valores médios obtidos na primeira fase do experimento, observou-se uma redução do pH, após ter atingido um valor máximo de 9,1 na lagoa facultativa na primeira fase. Segundo Araújo (1993), as lagoas facultativas sofrem variações diárias no valor do pH devido à intensa atividade fotossintética das algas, sendo essencial um pH alcalino entre 8,0 e 9,5 para que ocorra a precipitação química do fósforo, por exemplo.

A Figura 57 mostra os dados obtidos para os parâmetros turbidez, CE e SDT. Como pode ser observado, para os três parâmetros as menores médias foram medidas no P8. Em relação ao esgoto bruto, as concentrações médias encontradas foram de 460 UNT (turbidez), 1046 $\mu\text{s}/\text{cm}$ (CE) e 623 mg/L (SDT). Durante o monitoramento do SJF, no período de fevereiro a agosto/2021, foi observado que houve retorno de esgoto bruto na entrada da lagoa anaeróbia devido ao entupimento dessa tubulação (Figura 58). Este foi um problema recorrente na ETE e não foi resolvido até o final desta pesquisa. Dessa forma, comparado o esgoto bruto nas duas fases do experimento, observou-se que, entre os parâmetros da Categoria I, a turbidez e CE foram os mais afetados na segunda fase, com redução de suas concentrações em decorrência do extravasamento e consequente perda de vazão. Em relação aos pontos antes (P2) e depois (P7) do SJF, observa-se que, comparado ao esgoto bruto, houve um aumento médio da turbidez e redução média da CE e SDT.

Figura 57 - Comportamento dos parâmetros turbidez, condutividade elétrica e SDT na segunda fase do experimento



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Figura 58 - Extravasamento de esgoto bruto na ETE em 2021. A) Tubulação entupida na entrada da LA. B) Esgoto bruto a céu aberto



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

O Quadro 10 mostra o resultado da análise temporal dos parâmetros segunda fase do experimento. Os dados completos dessa análise podem ser observados no Apêndice 2). Primeiramente foi constatado que esses parâmetros não sofreram interferência da sazonalidade de acordo com o teste de Mann-Whitney ($p > 0,05$), exceto o esgoto bruto (P1) para a condutividade elétrica que apresentou diferença significativa entre os períodos seco e chuvoso ($p < 0,05$), apresentando maiores valores no período seco (fevereiro a agosto).

Quadro 10 - Tendências temporais dos parâmetros da Categoria I na segunda fase do experimento

Parâmetros	P1	P2	P7	P8
Temperatura	↓	↓	↓?	-
Turbidez	-	-	-	↑?
pH	-	-	-	-
Condutividade elétrica	-	-	-	-
Sólidos Dissolvidos Totais	↑?	-	-	-

↑: tendência de aumento; ↓: tendência de redução; ↑?: tendência inconclusiva, com possibilidade de aumento; ↓?: tendência inconclusiva, com possibilidade de redução; - sem tendência.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Quanto às tendências temporais, observou-se que a maioria dos pontos monitorados não apresentaram tendência ou tendência significativa. Os resultados conclusivos foram obtidos apenas para a temperatura, com redução no esgoto bruto e no P2 ($p > 0,05$ nos testes de correlação de Superman e teste de Mann-Kendall), seguindo o padrão da temperatura ambiente (Quadro 10).

Já a análise espacial (Tabela 23), mostrou que, entre os parâmetros da Categoria I analisados, apenas a turbidez e o pH apresentaram diferença significativa entre os pontos monitorados na segunda fase do experimento ($p < 0,05$ no teste de Kruskal-Wallis); no entanto, o pH, a CE e os SDT apresentaram tendências espaciais significativas ($p < 0,05$ no teste de Mann-Kendall).

Tabela 23 - Resultado da análise de tendência espacial dos parâmetros da Categoria I na segunda fase do experimento

	Temperatura	Turbidez	pH	Condutividade elétrica	Sólidos Dissolvidos Totais
Teste Kruskal-Wallis test ^a	0,877	<0,0001	0,012	0,216	0,057
Teste Mann -Kendall/ sazonal Mann-Kendall ^a	0,068	0,055	0,022	0,037	0,023
Kendall's tau ^b	-0,192	-0,233	0,264	-0,222	-0,245
S	-187	-50	64	-200	-211

^a Valor p da estatística do teste. Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$); ^b Valor da estatística do teste, que indicam a tendência de aumento ou redução.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Como pode ser observado na Tabela 25 e na Tabela 27, tanto a CE como os SDT sofreram redução significativa de sua concentração no tratamento realizado na ETE em conjunto com o SJF, já que, na média das classificações, os menores valores foram observados no P8 (LF), seguidos pelo P7 (saída da LA). Em comparação ao resultado encontrado na primeira fase do experimento, havia sido identificada tendência significativa de redução apenas da CE, com comportamento similar da turbidez em concentrações maiores no P7 e menores no P8.

Tabela 24 - Resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para a CE

Pontos	Frequência	Somas das classificações	Média das classificações	Grupos
8	11	172,500	15,682	A
7	11	245,500	22,318	A
2	10	234,500	23,450	A
1	11	293,500	26,682	A

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Tabela 25 - Resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para os SDT

Pontos	Frequência	Somas das classificações	Média das classificações	Grupos
8	9	135,000	15,000	A
7	10	178,000	17,800	A
2	11	247,000	22,455	A
1	12	343,000	28,583	A

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

A Tabela 26 mostra os dados de eficiência do tratamento realizado na ETE na segunda fase do experimento, com o SJF em formato de barreira. Percebe-se que houve um aumento médio de 22,9% na concentração de turbidez e uma redução de 57,4% na LF. Quando comparado ao resultado encontrado na primeira fase do experimento, percebe-se que houve uma redução da eficiência do sistema em relação a esse parâmetro, assim como quando comparado à caracterização realizada em dezembro/2020 (Figura 59).

Tabela 26 - Eficiência do SJF na segunda fase do experimento para os parâmetros da Categoria I

Categoria	Parâmetros	Lagoa Anaeróbia				Lagoa Facultativa			
		Mínimo	Máximo	Média ± DP		Mínimo	Máximo	Média ± DP	
I	Temperatura								NA
	Turbidez	-77,4%	29,8%	-22,9% ± 30,3%		24,9%	86,7%	57,4% ± 20,9%	
	pH								NA
	Condutividade elétrica	-1,2%	12,6%	3,5% ± 4,4%		0,6%	22,0%	9,6% ± 7,6%	
	SDT	1,7%	15,1%	8,5% ± 5,3%		-4,7%	35,4%	13,0% ± 14,1%	

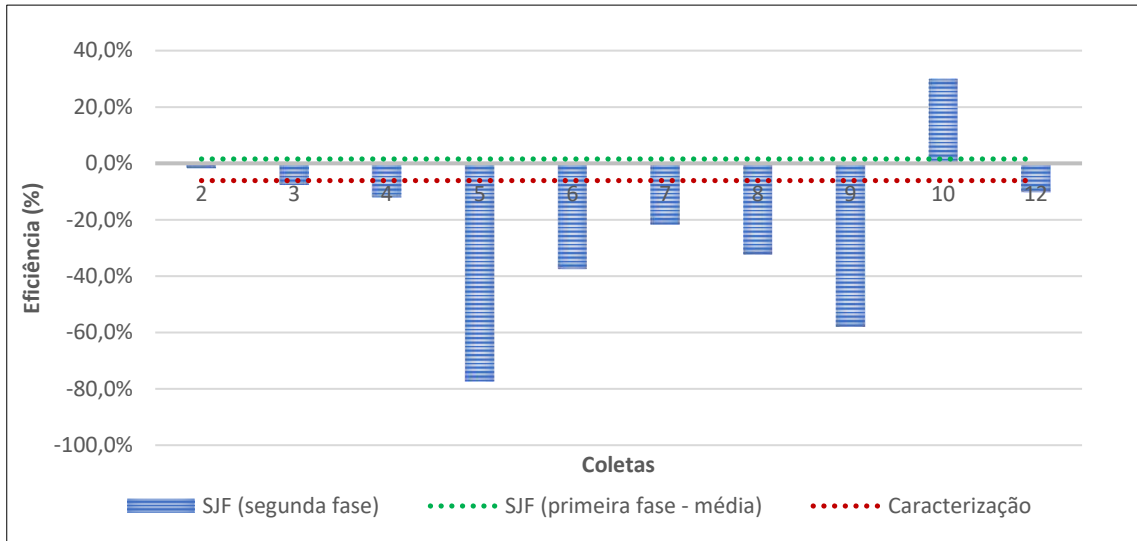
NA: não se aplica; porcentagens negativas indicam aumento do parâmetro e positivas indicam redução.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Como discutido anteriormente, o entupimento da tubulação de alimentação da LA reduziu a vazão de entrada e causou extravasamento, assim como as concentrações de turbidez. Em contrapartida foi observado um maior acúmulo de espuma na superfície da lagoa, a partir da coleta 4 (23/abril/2021) antes do SJF (P2), devido à barreira criada pelo sistema (Figura 60A). No SJF distribuído em fileiras na primeira fase do experimento, essa espuma se acumulava principalmente próximo aos P1 e P7, sendo degradada e transferida para a lagoa facultativa nos momentos de aumento da vazão. No entanto, no sistema em barreira, essa dinâmica não ocorreu, provocando também uma sobrecarga no SJF para absorver e filtrar todo esse material. Isto tornou-se um problema maior para a remoção de sólidos suspensos finos que não se depositam facilmente e são removidos por aprisionamento na rede de raízes do SJF (BORNE et al. 2021).

Uma solução adotada em conjunto com o responsável pela manutenção da ETE foi retirar manualmente parte da espuma da lagoa, utilizando uma peneira metálica. Quando calculada a eficiência média antes e depois do SJF, ou seja, entre os pontos P2 e P7 e o incremento da turbidez caiu para 9,8%.

Figura 59 - Comparação das eficiências do tratamento realizado pela ETE na segunda fase do experimento para a turbidez



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Figura 60 - Acúmulo de espuma antes do SJF (P2)



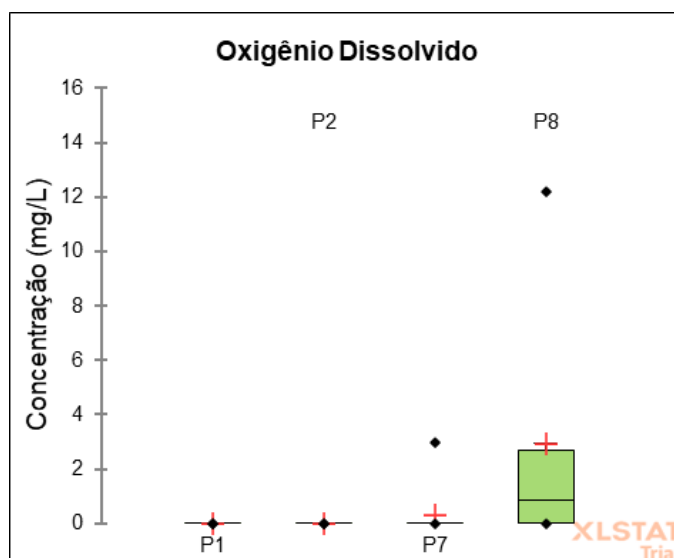
Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

A mudança na distribuição espacial dos jardins não afetou a redução média de 3,5% da CE e 8,5% de SDT (Tabela 26), quando comparado com os dados da primeira fase do experimento com CE de 3,6% e SDT de 8,6%. Porém observou-se mais estabilidade nos dados pelo menor desvio padrão e valores mínimos mais altos, não havendo incremento de sólidos dissolvidos nessa lagoa. Quando comparados aos dados de caracterização, houve uma melhora na redução média de sais de 1,3% da CE e uma menor redução média de 13,9% de SDT. De Stefani et al. (2011), em seu estudo com um SJF em barreira, determinaram que a redução de CE só ocorreu quando a concentração afluenta foi alta ($>730 \mu\text{s/cm}$) com eficiência máxima de 10,9%.

III. Análise dos parâmetros da Categoria II

O oxigênio dissolvido do esgoto bruto (P1) e do P2 foi zero em todo o período de monitoramento, mas 3,0 mg/L na coleta 4 no P7 e uma média de 2,9 mg/L no P8, onde o máximo foi de 12,2 mg/L (Figura 61). Diferente do que foi registrado na primeira fase do experimento, houve incremento de OD na LA após a instalação do SJF em fileiras, no entanto o valor médio foi menor de 2,3 mg/L no P8. Como as plantas utilizadas na segunda fase do experimento foram as espécies tolerantes e espontâneas, a ausência de OD no efluente não foi um fator que impediu seu desenvolvimento na distribuição em formato de barreira. Condições aeróbicas nas raízes e rizomas de *C. papyrus*, espécie de planta mais adaptada ao SJF, são mantidas pelo transporte de oxigênio da atmosfera através do aerênquima dos colmos (LI; JONES, 1995).

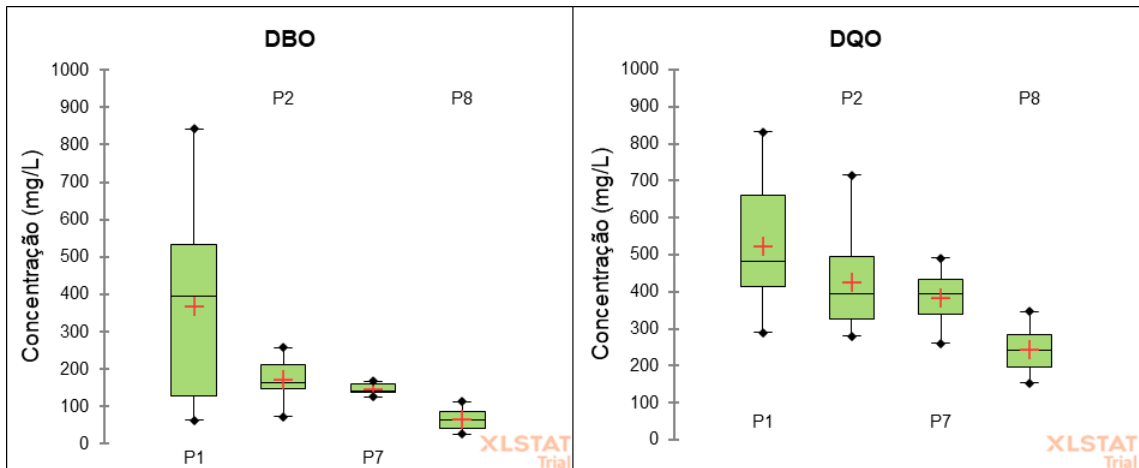
Figura 61 - Comportamento do oxigênio dissolvido na primeira fase do experimento



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

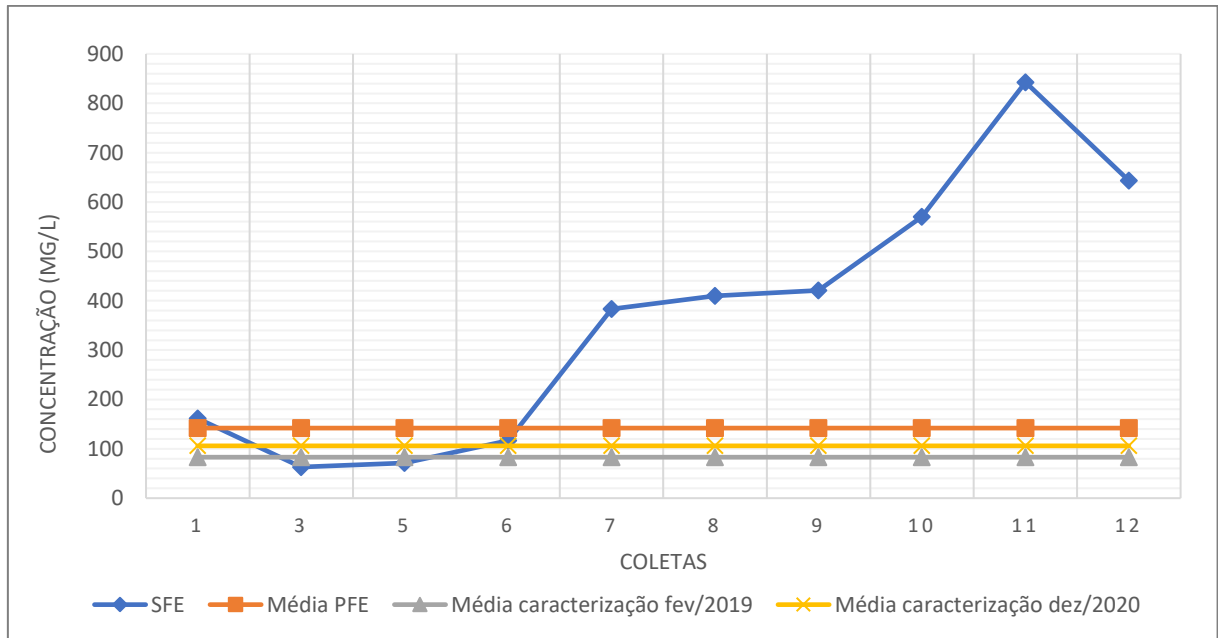
No período de monitoramento do SJF, o esgoto bruto (P1) teve um valor médio de 368 mg/L de DBO₅ e 523 mg/L de DQO (Figura 62). Em comparação aos valores encontrados nas coletas anteriores (caracterização prévia, primeira fase do experimento e caracterização pós pandemia), houve um aumento significativo na concentração da DBO₅ no esgoto afluente à ETE a partir da coleta 6 (21/05/2021) (Figura 63), com um valor máximo de 843 mg/L que caracterizou esse esgoto como forte, conforme Metcalf e Eddy (2016).

Figura 62 - Comportamento da DBO₅ e DQO na segunda fase do experimento



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Figura 63 - Comparação das concentrações de DBO₅ do esgoto bruto



SFE - Segunda fase do experimento; PFE – Primeira fase do experimento.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

O incremento de matéria orgânica indica que a carga de entrada está com o comportamento similar ao que é esperado de do SES, mesmo com o extravasamento de esgoto, porém uma investigação da bacia de esgotamento deve ser feita para o levantamento de outros fatores que possam ter alterado a carga de matéria orgânica no esgoto bruto. Quanto aos demais pontos monitorados, observa-se na Figura 62 uma redução média da matéria orgânica (P2 > P7 > P8), considerando os dois parâmetros analisados. A DBO₅ média foi de 172 mg/L (P2), 147 mg/L (P7) e 65 mg/L (P8), já a DQO média foi de 425 mg/L (P2), 385 mg/L (P7) e 245 mg/L (P8). A maior carga na entrada indicou a melhoria da eficiência do SJF no tratamento realizado na ETE.

O Quadro 11 mostra o resultado da análise temporal dos parâmetros da Categoria II na segunda fase do experimento. Os dados completos da análise estão no Apêndice 2. Esses parâmetros não sofreram interferência da sazonalidade de acordo com os resultados do teste de Mann-Whitney ($p > 0,05$). Quanto às tendências temporais, apenas o esgoto bruto (P1) apresentou tendência significativa de aumento para a DBO₅ ($p < 0,05$ no teste de correlação de Spearman e no teste de Mann-Kendall), comprovando estatisticamente o comportamento já discutido anteriormente. Além disso, o P8 apresentou uma tendência inclusiva com possibilidade de aumento, também para a DBO₅ ($p > 0,05$ no teste de correlação de Spearman e $p < 0,05$ no teste de Mann-Kendall). Os demais pontos e demais parâmetros não apresentaram tendência temporal.

Quadro 11 - Tendências temporais dos parâmetros de da Categoria II na segunda fase do experimento

Parâmetros	P1	P2	P7	P8
OD	-	-	-	-
DBO	↑	-	-	↑?
DQO	-	-	-	-

↑: tendência de aumento; ↓: tendência de redução; ↑?: tendência inconclusiva, com possibilidade de aumento; ↓?: tendência inconclusiva, com possibilidade de redução; - sem tendência.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Na Tabela 27 com o resultado da análise espacial dos parâmetros de da Categoria II analisados, os três parâmetros apresentaram diferença significativa entre os pontos monitorados ($p < 0,05$ no teste de Kruskal-Wallis) e apresentaram tendência de aumento (OD) e redução (DBO₅ e DQO) de acordo com o teste de Mann-Kendall ($p < 0,05$).

Tabela 27 - Resultado da análise de tendência espacial dos parâmetros da Categoria II na segunda fase do experimento

	OD	DBO ₅	DQO
Teste Kruskal-Wallis test ^a	0,001	0,000	<0,0001
Teste Mann -Kendall/ sazonal Mann-Kendall ^a	0,005	0,0008	<0,0001
Kendall's tau ^b	0,409	-0,449	-0,449
S	44	-70	-464

^a Valor p da estatística do teste. Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$); ^b Valor da estatística do teste, que indicam a tendência de aumento ou redução.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

As Tabela 28, Tabela 29 e Tabela 30 apresentam os resultados do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para OD, DBO₅ e DQO, respectivamente. Quanto ao oxigênio dissolvido, os pontos P7 (saída da LA) e P8 (LF) apresentaram as maiores médias na classificação, indicando o incremento do OD após a instalação do SJF, bem como no efluente tratado na LF. Já para a DBO₅ e a DQO, o P8 ficou isolado no grupo A, com as menores médias na classificação, indicando uma diferença significava entre esse e os demais pontos monitorados. No entanto, observou-se que no grupo B, para ambos os parâmetros, o P7 apresentou a menor média em relação ao P1 e P2, indicando que o SJF também foi eficiente na redução da concentração de matéria orgânica. Este comportamento não foi identificado na primeira fase do experimento, quando a distribuição espacial do sistema era em fileiras e houve até aumento da concentração de esgoto bruto no P7.

Tabela 28 - Resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para o OD

Pontos	Frequência	Somas das classificações	Média das classificações	Grupos
1	10	170,000	17,000	A
2	10	170,000	17,000	A
7	10	190,000	19,000	A/B
8	10	290,000	29,000	B

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Tabela 29 - Resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para a DBO₅

Pontos	Frequência	Somas das classificações	Média das classificações	Grupos
8	10	68,000	6,800	A
7	7	143,000	20,429	B
2	10	233,000	23,300	B
1	10	259,000	25,900	B

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Tabela 30 - Resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para a DQO

Pontos	Frequência	Somas das classificações	Média das classificações	Grupos
8	11	89,000	8,091	A
7	11	268,500	24,409	B
2	12	321,000	26,750	B
1	12	402,500	33,542	B

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

A Tabela 31 mostra as eficiências dos parâmetros da Categoria II. Houve um aumento médio de OD de 8,3% na LA e 60% na LF, com mínimo de 0% e máximo de 100% nas duas lagoas. Em comparação à primeira fase do experimento, o incremento médio de oxigênio foi maior do que o encontrado na LA (14,7%) e menor do que na LF (54,9%).

Tabela 31 - Eficiências do SJF na segunda fase do experimento para os parâmetros da Categoria II

Categoria	Parâmetros	Lagoa Anaeróbia				Lagoa Facultativa			
		Mínimo	Máximo	Média	± DP	Mínimo	Máximo	Média	± DP
II	OD	0,0%	-100,0%	-8,3%	± 28,9%	0,0%	-100,0%	-60,0%	± 51,6%
	DBO ₅	-8,0%	74,5%	48,2%	± 34,6%	36,2%	88,7%	71,5%	± 21,6%
	DQO	-42,2%	60,3%	18,2%	± 28,7%	29,6%	80,1%	51,3%	± 17,4%

Porcentagens negativas indicam aumento do parâmetro e positivas indicam redução.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

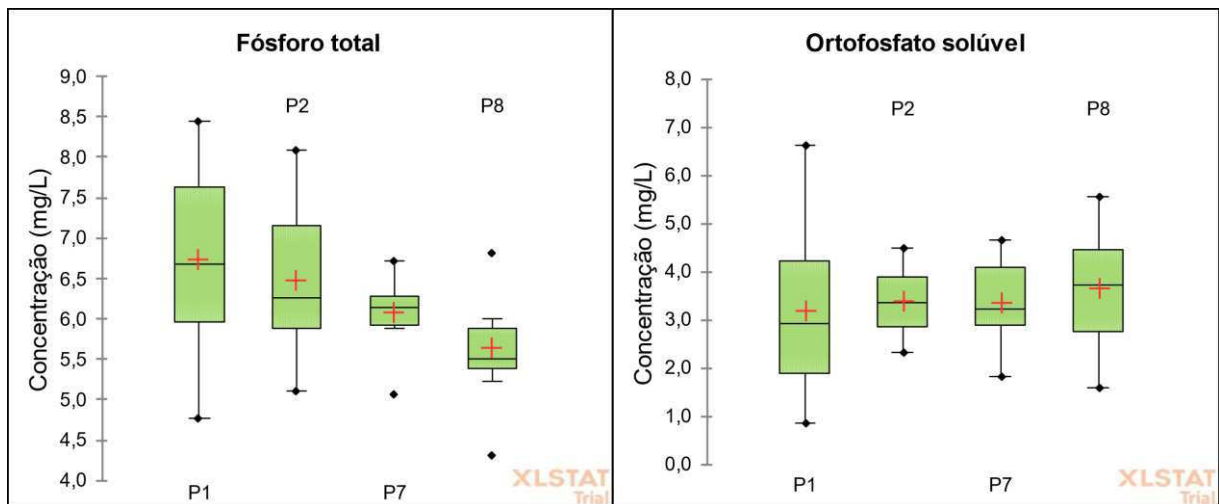
Quanto à matéria orgânica, observou-se uma melhoria na eficiência média quando comparada à primeira fase do experimento e aos dados da caracterização de dezembro/2020. Em relação a DBO₅, o valor médio encontrado na lagoa anaeróbia foi de 48,2% ao final com relação a 19,2% na primeira fase. Em dezembro/2020, após os meses de pausa, foi registrado um acréscimo de 11,6%. Já para a DQO, a remoção média nesta lagoa foi de 18,2%, maior do que 4,8% na primeira fase e de 7,7% na fase de caracterização. Quanto ao tratamento na lagoa facultativa, as eficiências médias foram similares nas duas fases do experimento.

De Stefani et al. (2011) ressaltaram que as taxas de remoção de matéria orgânica em SJF em barreira são maiores quando a concentração do afluente é maior. Dessa forma, a configuração em barreira adotada na segunda fase do experimento, após o aumento da carga, mostrou-se mais eficiente na redução de compostos orgânicos do esgoto. A presença mais expressiva do *C. papyrus* no SJF também pode ter afetado positivamente no tratamento realizado, já que esta planta apresenta boa eficiência na remoção de orgânicos (MBURU et al., 2015).

IV. Análise dos parâmetros de Categoria III

A Figura 64 mostra a variação da concentração do fósforo total (PT) e ortofosfato solúvel nos pontos monitorados na segunda fase do experimento. Os valores médios do esgoto bruto foram de 6,7 mg/L de PT e 3,2 mg/L de ortofosfato solúvel. Em comparação aos valores médios obtidos na primeira fase do experimento, observou-se uma redução na concentração do esgoto bruto para ambos os parâmetros, assim como para o efluente tratado na LA e LF. Em relação à caracterização realizada em dezembro/2020, o valor médio obtido para o PT e ortofosfato no esgoto bruto foram iguais a 9,1 mg/L e 4,7 mg/L, respectivamente.

Figura 64 - Comportamento do fósforo total e ortofosfato solúvel na segunda fase do experimento



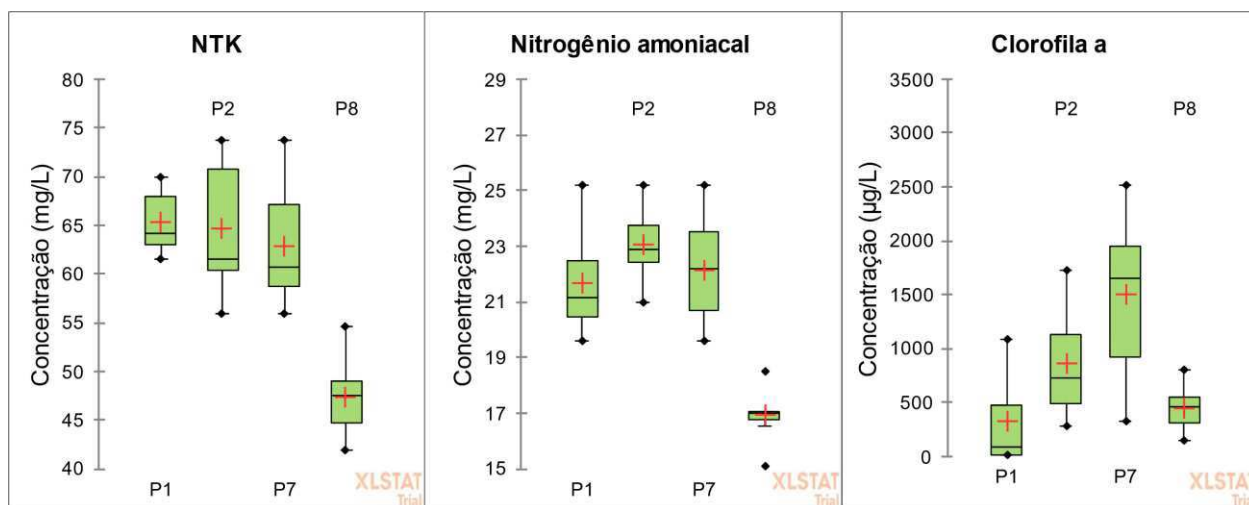
Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Observa-se que houve uma redução da média no PT ao decorrer do tratamento, nessa fase do experimento, com menor valor observado no P8 (5,6 mg/L). No entanto, houve um incremento médio de ortofosfato, atingindo 3,7 mg/L na saída da lagoa facultativa. O aumento na concentração de ortofosfato em lagoas de estabilização também foi observado por Araújo (1993), que o atribuiu à camada de lodo como grande fonte fornecedora de fósforo para a massa líquida, a mineralização do fósforo orgânico, em consonância com o valor médio do pH neutro observado na ETE do Glória, entre 7,3 e 7,8.

Os dados dos demais parâmetros da Categoria III podem ser observados na Figura 65. Os valores médios obtidos para o esgoto bruto foram de 65 mg/L de NTK, 22 mg/L de N amoniacal e 321 µg/L de clorofila *a*. Comparado com a caracterização em dezembro/2020, houve uma redução dos três parâmetros: 80,9 mg/L de NTK, 25 mg/L de nitrogênio amoniacal e 557 µg/L de clorofila *a*. Nos demais pontos monitorados, as menores concentrações foram no P8, sendo registrado o aumento da clorofila *a* no P7 (saída da LA) com valor médio de 1503 µg/L.

Comumente, as lagoas facultativas são propícias ao desenvolvimento de uma grande massa de algas, pela camada superficial aeróbia, havendo influência do tempo de detenção hidráulica e da profundidade (ARAÚJO, 1993). O incremento da clorofila *a* entre os pontos P2 e P7 na lagoa anaeróbia pode ser explicado pela presença do SJF, assim como ocorreu na primeira fase do experimento. O SJF pode ter criado condições suficientes para o alto desenvolvimento de algas nessa lagoa, como a redução da matéria orgânica, turbidez e aumento do ortofosfato solúvel, nutriente imediatamente disponível para o consumo.

Figura 65 - Comportamento do NTK, nitrogênio amoniacal e clorofila *a* na segunda fase do experimento



Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

O Quadro 12 mostra o resultado da análise temporal para os parâmetros da Categoria III na segunda fase do experimento. Os dados completos dessa análise podem ser observados no Apêndice 2. Nenhum dos parâmetros apresentou diferença significativa entre os meses secos e chuvosos, de acordo com o resultado do teste de Mann-Whitney ($p > 0,05$). Entre fevereiro e agosto/2021, houve tendência inconclusiva de redução do ortofosfato solúvel ($p > 0,05$ no teste de correlação de Spearman e $p < 0,05$ no teste de Mann-Kendall) e tendência de redução da clorofila *a* no esgoto bruto. Outras tendências foram observadas apenas no P8 (LF), com redução do ortofosfato solúvel e aumento do nitrogênio amoniacal. O mesmo resultado foi encontrado na primeira fase do experimento para o ortofosfato solúvel no P1 e para o nitrogênio amoniacal no P8. Os parâmetros PT e NTK não apresentaram tendência temporal nos pontos monitorados.

Quadro 12 - Tendências temporais dos parâmetros de matéria orgânica na segunda fase do experimento

Parâmetros	P1	P2	P7	P8
Fósforo Total	-	-	-	-
Ortofosfato Solúvel	↓?	-	-	↓
NTK	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal	-	-	-	↑
Clorofila <i>a</i>	↓	-	-	-

↑: tendência de aumento; ↓: tendência de redução; ↑?: tendência inconclusiva, com possibilidade de aumento; ↓?: tendência inconclusiva, com possibilidade de redução; - sem tendência.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

O resultado da tendência espacial mostra que, dos parâmetros da Categoria III analisados, apenas o PT e o ortofosfato solúvel não apresentaram diferença significativa entre os pontos monitorados ($p > 0,05$ no teste de Kruskal-Wallis). Entretanto, o PT apresentou tendência significativa de redução entre o esgoto bruto e a saída da LF ($p > 0,05$ no teste de Mann-Kendall), assim como o NTK e o nitrogênio amoniacal. A clorofila *a*, apesar de apresentar diferença significativa entre os pontos, não mostrou tendência espacial (Tabela 32).

Tabela 32 - Resultado da análise de tendência espacial dos parâmetros da Categoria III na segunda fase do experimento

	Fósforo Total	Ortofosfato Solúvel	NTK	Nitrogênio Amoniacal	Clorofila <i>a</i>
Teste Kruskal-Wallis test ^a	0,130	0,825	<0,0001	<0,0001	0,000
Teste Mann -Kendall/ sazonal					
Mann-Kendall ^a	0,011	0,6503	<0,0001	0,030	0,968
Kendall's tau ^b	-0,282	0,046	-0,565	-0,302	-0,010
S	-220	52	-109	-45	-2

^a Valor p da estatística do teste. Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$); ^b Valor da estatística do teste, que indicam a tendência de aumento ou redução.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

O resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para o PT e o NTK pode ser observado na Tabela 33 e na Tabela 34, respectivamente. Observa-se que, mesmo não havendo divisão de grupos, o PT decaiu desde o início do tratamento, com maior valor na média da classificação para o P1, seguido do P2, P7 e P8. O mesmo comportamento foi obtido para o NTK com diferença significativa entre o P8 e os demais pontos, indicando uma maior redução na lagoa facultativa. Resultado similar foi observado na primeira fase do experimento, onde o P8 apresentou as menores médias na classificação.

Tabela 33 - Resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para o fósforo total

Pontos	Frequência	Somas das classificações	Média das classificações	Grupos
8	10	135,000	13,500	A
7	9	179,000	19,889	A
2	11	259,000	23,545	A
1	10	247,000	24,700	A

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

Tabela 34 - Resultado do teste de comparação múltipla de *Steel-Dwass-Critchlow-Fligner* para o NTK

Pontos	Frequência	Somas das classificações	Média das classificações	Grupos
8	11	66,000	6,000	A
7	11	264,000	24,000	B
2	11	294,000	26,727	B
1	8	237,000	29,625	B

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

As eficiências calculadas para os parâmetros da Categoria III são apresentadas na Tabela 35. Na segunda fase do experimento, o PT na lagoa anaeróbia apresentou uma taxa média de redução de 7,5%, com mínimo de -16,2% (incremento) e máximo de 23,9%. Quando comparado com o sistema em fileiras, houve um aumento da eficiência do SJF na distribuição em barreira, já que anteriormente a taxa média era de apenas 0,9%. A situação se inverteu quando comparadas as taxas médias na LF, sendo 11,7% na segunda fase e 16,5% na primeira fase do experimento. Em relação ao tratamento realizado antes da instalação do SJF, houve melhoria na remoção média de PT na LA (era -6,5%) e piora na LF (69,9%) provavelmente devido ao pH alcalino desta última.

Tabela 35 - Eficiências do SJF na segunda fase do experimento para os parâmetros da Categoria III

Categoria	Parâmetros	Lagoa Anaeróbia			Lagoa Facultativa		
		Mínimo	Máximo	Média ± DP	Mínimo	Máximo	Média ± DP
III	Fósforo Total	-16,2%	23,9%	7,5% ± 15,6%	-10,2%	36,6%	11,7% ± 17,2%
	Ortofósforo						
	Solúvel	-111,0%	29,6%	-24,4% ± 48,6%	-175,4%	59,4%	-41,0% ± 71,3%
	NTK	-12,9%	16,0%	4,6% ± 9,5%	16,4%	33,3%	26,2% ± 5,7%
	Nitrogênio						
	Amoniacal	-14,5%	6,7%	-2,8% ± 6,8%	12,9%	33,3%	22,0% ± 6,5%
	Clorofila <i>a</i>	-4641,7%	69,6%	-1820,5% ± 1940,0%	-2952,3%	79,9%	-979,0% ± 1292,1%

Porcentagens negativas indicam aumento do parâmetro e positivas indicam redução.

Fonte: Elis Gean Rocha, 2022.

No trabalho desenvolvido em escala de campo por Benvenuti et al. (2018), a concentração de fósforo no esgoto bruto variou de 3 a 14,7 mg/L e, após o SJF, o PT variou de 3,7 a 7,2 mg/L e a eficiência variou de negativa (liberação) a 63% de remoção, sendo a remoção média de fósforo para todo o período monitorado foi de 37%, em um sistema com cobertura superficial de 100%. Pavlineri et al. (2017) encontraram em seu estudo taxas de remoção de PT em SJF variando de 8,0 a 98,5%, com valor médio de 48,75%, não sendo relatada correlação significativa entre a taxa de cobertura superficial e a remoção de fósforo, sendo essa mais dependente da profundidade do reservatório ou lagoa, do tempo de detenção hidráulica e da carga afluente. Dessa forma, a cobertura superficial de 4,0% apresentou diferentes taxas médias de redução de PT para cada uma das distribuições espaciais, demonstrando que o sistema em barreira foi mais eficiente no tratamento desse nutriente.

Como pode ser observado na Tabela 35, houve incremento médio do ortofosfato solúvel tanto na lagoa anaeróbia (-24,4%) como na lagoa facultativa (-41,0%), o que não foi observado na primeira fase do experimento, com redução média de 14,4% na LA e 15,6% na LF. No entanto, foram menores que as taxas médias obtidas na caracterização em dezembro/2020, com incremento médio de 85,2% na LA e 124,0% na LF. Como discutido anteriormente, diferentes mecanismos estão envolvidos na remoção de fósforo em lagoas de estabilização, sendo comum o aumento do ortofosfato quando ocorre sua remobilização pela decomposição de matéria orgânica, contribuições das camadas de lodo e baixos valores de pH (ARAÚJO, 2007; COLARES et al., 2020; PAVLINERI et al., 2017), processos observados na ETE do Glória durante o experimento. Em contrapartida, a remoção de fósforo de águas residuais envolve a incorporação de fosfato em sólidos totais suspensos e a subsequente remoção desses sólidos, bem como pela incorporação biológica (por exemplo, microrganismos e plantas) ou em precipitados químicos (OJOAWO et al., 2015). Assim, no SJF em forma de barreira, foi observado o aumento da eficiência na remoção de PT e o incremento de ortofosfato solúvel nas lagoas de estabilização. O fósforo é um nutriente impactante no processo de eutrofização e sua remoção é importante no processo de depuração do efluente.

Quanto ao nitrogênio observou-se uma taxa de remoção média de 4,6% para o NTK e incremento de -2,8% para o nitrogênio amoniacal, na lagoa anaeróbia. Na primeira fase do experimento, esses valores foram de 4,9% (NTK) e 3,7% (nitrogênio amoniacal) (Tabela 35). Em SJF aplicados no tratamento de águas superficiais poluídas, a remoção de nitrogênio pode variar de -45% a 75% para o nitrogênio amoniacal e de 36% a 40% para NT (WERAGODA et al., 2012). Em geral, nitrificação seguida de desnitrificação, volatilização, absorção pelas

plantas e adsorção ao substrato são os principais mecanismos de remoção de nitrogênio amoniacal em sistemas de fitorremediação (VYMAZAL, 2007). Para tanto, o estabelecimento de uma extensa matriz radicular é crucial para o desempenho do sistema, o que os 4,0% adotados nesse trabalho não se mostraram suficientes para a remoção de nitrogênio do esgoto, apesar do bom desenvolvimento do *C. papyrus*, que é uma espécie de planta eficiente na remoção de NH_4 (KYAMBADDE et al., 2004).

Em relação à clorofila *a*, observou-se um incremento de 1820,5% na LA e 979,0% na LF. No monitoramento realizado na primeira fase do experimento, houve incremento de apenas 18,7% na LA e redução de 43,6% na LF antes da instalação dos jardins, seguido de um incremento de 117,5% de clorofila *a* na LA e redução de 45,2% na LF. Portanto, o SJF com distribuição espacial em barreira contribuiu mais fortemente no aumento da massa de algas na ETE. No estudo realizado por Di Luca et al. (2019), o incremento de clorofila *a* foi maior nos tanques com concentração adicional de nitrogênio. A redução na concentração de clorofila *a* ocorre em microescala com experimentos em tanques e com altas taxas de cobertura superficial (WEST et al., 2017), pois a inibição da radiação solar na água limita a fotossíntese e a consequente floração de algas.

5. CONCLUSÕES

A estrutura em EPS mostrou boa estabilidade, fluabilidade e resistência nas duas fases do experimento, com apenas 4,8% de perda, oferecendo suporte adequado para as plantas e área para aderência da rizosfera e desenvolvimento do biofilme associado à depuração sanitária e ambiental.

Os substratos orgânicos usados, como bagaço de cana-de-açúcar e fibra de coco, desempenharam bem a função de sustentação inicial para as plantas, mas a fibra de coco se mostrou mais adequada para o SJF, dada sua maior capacidade de adsorção e menor degradação, liberando menos partículas e carga orgânica na lagoa. Entretanto, faz-se necessário avaliar uma possível compatibilidade do substrato com a espécie de planta utilizada.

Entre os substratos inorgânicos, o EPS triturado não é indicado para uso em SJF, por sua degradação e liberação de material particulado na água que pode causar danos ecológicos a médio prazo. A brita cumpriu sua função de acrescentar peso e dar estabilidade ao jardim, aumentando a área para adsorção e aderência do biofilme.

Entre as espécies de plantas testadas no SJF para ecotratamento do efluente na ETE, *Cyperus papyrus* foi a mais tolerante ao efluente, com alta taxa de sobrevivência e bom desenvolvimento; *Canna x generalis* e *Tradescantia zebrina* foram parcialmente tolerantes, com baixa taxa de sobrevivência; *Xanthosoma sagittifolium* e *Callisia fragrans* mostraram-se sensíveis e não sobreviveram.

Na segunda fase do experimento, observou-se grande desenvolvimento do *Cyperus papyrus*, sobrevivência da *Canna x generalis* e surgimento de outras espécies espontâneas, como *Acrostichum aureum*, *Physalis pubescens*, *Sesuvium portulacastrum*, *Ammannia baccifera* e *Solanum nigrum*. Estas plantas são facilmente encontradas na região onde a ETE está instalada e devem ser testadas quanto à eficiência na fitorremediação.

Nas duas fases do experimento foram identificados diversos problemas na ETE do Glória relacionados à manutenção, como entupimento recorrente do poço de visita do emissário, redução da vazão afluente, entupimento da tubulação de alimentação da LA e extravasamento de esgoto bruto, variações significativas na concentração do esgoto bruto e floração de bactérias fototróficas anoxigênicas (afloramento de coloração rósea).

Os jardins em fileiras proporcionaram melhores resultados quanto aos parâmetros de nutrientes (Categoria III), enquanto a disposição em barreira única se mostrou mais eficiente na

remoção de matéria orgânica e maior interação entre as espécies de plantas, criando uma esteira flutuante mais robusta.

Na primeira fase do experimento, o sistema com distribuição espacial em fileiras não apresentou diferenças significativas em relação aos parâmetros analisados entre uma fileira e outra. No entanto, o tratamento conjunto LA e SJF mostrou reduções médias de turbidez ($1,6 \pm 12,1\%$), condutividade elétrica ($8,3 \pm 9,8\%$), DBO_5 ($19,2 \pm 27,1\%$), PT ($0,9 \pm 6,9\%$), ortofosfato solúvel ($14,4 \pm 15,2\%$) e nitrogênio amoniacal ($3,7 \pm 4,5\%$). Houve também incremento de OD e baixo teor de clorofila *a* na lagoa.

Na segunda fase do experimento, o tratamento conjunto de LA + SJF apresentou melhores taxas de remoção de matéria orgânica que a fase anterior, com $48,2 \pm 34,6\%$ de DBO_5 , $18,2 \pm 28,7\%$ de DQO e $7,5 \pm 15,6\%$ de PT. No entanto, alguns parâmetros apresentaram maior incremento, como turbidez, ortofosfato solúvel e clorofila *a*, contribuindo assim para a oxigenação natural e melhor qualidade do efluente sem aumento nos custos de manutenção.

No geral, as duas distribuições espaciais apresentaram pontos positivos e negativos durante o experimento, com potencialidades da fitorremediação a serem exploradas e monitoradas por parâmetros bioindicadores de qualidade sanitária e ambiental em trabalhos futuros.

APÊNDICES

Apêndice 1 - Resultados da análise de tendência temporal na primeira fase do experimento

Temperatura	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,362	0,430	0,058	0,042	0,050	0,111	0,199	0,107
Correlação de Spearman ^b	0,823	0,618	0,739	0,747	0,704	0,736	0,631	0,414
Teste Mann-Whitney ^a	0,701	0,417	0,624	0,749	0,650	0,689	0,986	0,983
Diferença sazonal	não	não	não	não	não	não	não	não
Teste Mann - Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,001	0,002	0,001	0,005	0,002	0,002	0,014	0,047
Kendall's tau ^d	0,566	0,524	0,616	0,577	0,526	0,533	0,421	0,369
S	98,000	92,000	96,000	59,000	94,000	95,000	75,000	52,000
Tendência	aumento	aumento	aumento	aumento	aumento	aumento	aumento	Inconclusivo/aumento
Turbidez	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,100	0,227	0,067	0,174	0,173	0,073	0,045	<0,0001
Correlação de Spearman ^b	0,946	0,940	0,947	0,930	0,940	0,895	0,672	0,198
Teste Mann-Whitney ^a	0,096	0,082	0,082	0,112	0,096	0,131	0,450	0,111
Diferença sazonal	não	não	não	não	não	não	não	não
Teste Mann - Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,441
Kendall's tau ^d	0,811	0,832	0,821	0,811	0,811	0,768	0,642	0,135
S	154,000	158,000	156,000	154,000	154,000	146,000	122,000	23,000
Tendência	aumento	aumento	aumento	aumento	aumento	aumento	aumento	não
pH	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,074	0,046	0,028	0,015	0,057	0,038	0,062	0,648
Correlação de Spearman ^b	-0,533	-0,560	-0,669	-0,623	-0,582	-0,586	-0,686	-0,933
Teste Mann-Whitney ^a	0,218	0,243	0,858	0,939	0,388	0,795	0,888	0,204
Diferença sazonal	não	não	não	não	não	não	não	não
Teste Mann - Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,025	0,017	0,002	0,014	0,016	0,012	0,006	<0,0001
Kendall's tau ^d	-0,385	-0,404	-0,535	-0,420	-0,413	-0,429	-0,469	-0,821
S	-66,000	-75,000	106,000	-86,000	-87,000	-81,000	-62,000	-140,000
Tendência	redução	redução	redução	redução	redução	redução	redução	redução
Condutividade elétrica	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,629	0,549	0,868	0,135	0,161	0,358	0,147	0,048
Correlação de Spearman ^b	0,026	0,078	0,025	0,024	0,001	0,016	0,061	0,032

Teste Mann-Whitney ^a	0,099	0,050	0,130	0,244	0,169	0,138	0,234	0,744
Diferença sazonal	não	sim	não	não	não	não	não	não
Teste Mann - Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	1,000	0,673	1,000	1,000	0,795	0,948	0,922	0,589
Kendall's tau ^d	0,005	-0,074	0,000	-0,005	0,047	-0,016	-0,021	-0,109
S	1,000	-14,000	0,000	-1,000	9,000	-3,000	-4,000	-13,000
Tendência	não	não	não	não	não	não	não	não
Sólidos Dissolvidos Totais	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,775	0,131	0,665	0,992	0,331	0,747	0,988	0,318
Correlação de Spearman ^b	-0,293	-0,321	-0,607	-0,486	-0,568	-0,132	-0,400	-0,457
Teste Mann-Whitney ^a	0,867	0,779	0,955	0,955	0,867	0,613	0,867	0,613
Diferença sazonal	não	não	não	não	não	não	não	não
Teste Mann - Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,043	0,065	0,010	0,022	0,019	0,343	0,064	0,096
Kendall's tau ^d	-0,383	-0,350	-0,483	-0,433	-0,426	-0,176	-0,338	-0,317
S	-46,000	-42,000	-58,000	-52,000	-58,000	-24,000	-46,000	-38,000
Tendência	inconclusivo/ o/ redução	-	redução	inconclusivo/ o/ redução	redução	-	-	-
OD	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	<0,000	<0,0001	<0,000	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,003
Correlação de Spearman ^b	0,026	0,000	0,015	0,015	0,002	0,000	0,003	0,338
Teste Mann-Whitney ^a	0,662	0,353	0,971	0,529	0,176	0,224	0,176	0,965
Diferença sazonal	não	não	não	não	não	não	não	não
Teste Mann - Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,596	0,458	0,882	0,820	0,550	0,597	0,864	0,026
Kendall's tau ^d	-0,116	0,151	0,038	0,051	0,119	0,105	-0,040	-0,424
S	-9,000	16,000	4,000	6,000	15,000	14,000	-5,000	-53,000
Tendência	não	não	não	não	não	não	não	inconclusivo/ redução
DBO₅	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,031	0,210	0,844	0,287	0,303	0,144	0,155	0,226
Correlação de Spearman ^b	0,356	0,724	0,809	0,718	0,779	0,753	0,894	0,706
Teste Mann-Whitney ^a	0,918	0,918	0,681	0,837	0,470	0,536	0,918	0,918
Diferença sazonal	não	não	não	não	não	não	não	não
Teste Mann - Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,234	0,059	0,069	0,081	0,025	0,108	0,030	0,017
Kendall's tau ^d	0,205	0,322	0,310	0,307	0,380	0,275	0,368	0,450
S	35,000	55,000	53,000	47,000	65,000	47,000	63,000	54,000
Tendência	não	inconclusiva/ aument	inconclusiva/ aument	inconclusiva/ aument	aumento	inconclusiva/ aument	aument	aument
DQO	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8

Teste Shapiro-Wilk ^a	0,466	0,431	0,191	0,869	0,130	0,336	0,206	0,296
Correlação de Spearman ^b	0,740	0,759	0,804	0,575	0,748	0,723	0,591	0,212
Teste Mann-Whitney ^a	0,829	0,965	0,965	0,515	0,633	0,897	0,965	0,829
Diferença sazonal	não	não	não	não	não	não	não	não
Teste Mann - Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,001	0,001	0,003	0,012	0,010	0,012	0,017	0,624
Kendall's tau ^d	0,526	0,568	0,495	0,411	0,421	0,411	0,404	0,088
S	100,000	108,000	94,000	78,000	80,000	78,000	69,000	15,000
Tendência	o aumento	o aumento	o aumento	o aumento	o aumento	o aumento	o aumento	não
Fósforo Total	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,993	0,597	0,321	0,069	0,143	0,106	0,047	0,423
Correlação de Spearman ^b	0,009	0,010	0,017	0,000	0,003	0,004	0,001	0,012
Teste Mann-Whitney ^a	0,181	0,101	0,101	0,051	0,138	0,101	0,101	0,945
Diferença sazonal	não	não	não	não	não	não	não	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,726	0,726	0,484	1,000	0,944	0,495	0,596	0,198
Kendall's tau ^d	0,064	-0,064	0,123	0,006	0,018	-0,124	0,098	0,257
S	11,000	-11,000	21,000	1,000	3,000	-19,000	15,000	27,000
Tendência	não	não	não	não	não	não	não	não
Ortofosfato Solúvel	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,463	0,092	0,095	0,256	0,147	0,201	0,370	0,755
Correlação de Spearman ^b	0,019	0,003	0,005	0,001	0,016	0,001	0,006	0,011
Teste Mann-Whitney ^a	0,003	0,004	0,004	0,006	0,002	0,004	0,003	0,360
Diferença sazonal	sim	sim	sim	sim	sim	sim	sim	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,009	0,370	0,613	0,695	0,367	0,532	0,514	0,705
Kendall's tau ^d	-0,506	-0,185	-0,111	-0,086	-0,185	-0,136	-0,136	0,072
S	-41,000	-15,000	-9,000	-7,000	-15,000	-11,000	-11,000	11,000
Tendência	inconclusivo/ redução	não	não	não	não	não	não	não
NTK	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,937	0,945	0,822	0,304	0,871	0,580	0,125	0,042
Correlação de Spearman ^b	0,123	0,207	0,103	0,023	0,061	0,000	0,037	0,051
Teste Mann-Whitney ^a	0,371	0,788	0,268	0,116	0,045	0,136	0,187	0,146
Diferença sazonal	não	não	não	não	sim	não	não	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,301	0,169	0,244	0,535	1,000	1,000	0,449	0,489
Kendall's tau ^d	0,246	0,321	0,273	-0,154	-0,143	-0,015	0,185	0,171
S	16,000	21,000	18,000	-10,000	-1,000	-1,000	12,000	11,000
Tendência	não	não	não	não	não	não	não	não
Nitrogênio Amoniacal	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,483	0,421	0,914	0,770	0,883	0,871	0,838	0,084
Correlação de Spearman ^b	0,579	0,605	0,540	0,593	0,573	0,591	0,603	0,567

Teste Mann-Whitney ^a	0,344	0,311	0,263	0,263	0,220	0,299	0,210	0,855
Diferença sazonal	não	não	não	não	não	não	não	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,149	0,063	0,161	0,039	0,052	0,053	0,039	0,037
Kendall's tau ^d	0,267	0,341	0,258	0,376	0,356	0,353	0,376	0,400
S	36,000	46,000	35,000	51,000	48,000	48,000	51,000	47,000
Tendência	Inconclusivo/aumento	Inconclusivo/aumento	Inconclusivo/aumento	Inconclusivo/aumento	Inconclusivo/aumento	Inconclusivo/aumento	Inconclusivo/aumento	Inconclusivo/aumento
Clorofila α	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,943	0,013	0,676	0,105	0,426	0,074	0,214	0,393
Correlação de Spearman ^b	0,000	0,000	0,133	0,151	0,085	0,029	0,012	0,237
Teste Mann-Whitney ^a	0,841	0,786	0,286	0,135	0,651	0,937	0,508	0,206
Diferença sazonal	não	não	não	não	não	não	não	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,303	0,417	0,254	0,321	0,187	0,458	1,000	0,099
Kendall's tau ^d	-0,191	-0,159	-0,230	-0,192	-0,244	-0,140	-0,007	-0,382
S	-26,000	-19,000	-24,000	-23,000	-33,000	-19,000	-1,000	-25,000
Tendência	não	não	não	não	não	não	não	não

^a Valor p da estatística do teste. Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$); ^b Valor do coeficiente R de correlação de Spearman. Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$); ^c Valor da estatística do teste, que indicam a tendência de aumento ou redução.

Apêndice 2 - Resultados da análise de tendência temporal na segunda fase do experimento

Temperatura	P1	P2	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,190	0,305	0,530	0,367
Correlação de Spearman ^b	-0,741	-0,611	-0,527	-0,576
Teste Mann-Whitney ^a	0,952	0,952	0,762	0,714
Diferença sazonal	não	não	não	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,035	0,039	0,028	0,136
Kendall's tau ^d	-0,497	-0,473	-0,504	-0,435
S	-31,000	-31,000	-33,000	-15,000
Tendência	redução	inconclusivo/redução	inconclusivo/redução	não
Turbidez	P1	P2	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,682	0,535	0,981	0,772
Correlação de Spearman ^b	0,042	-0,103	-0,273	0,648
Teste Mann-Whitney ^a	0,800	0,600	0,800	0,200
Diferença sazonal	não	não	não	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	1,000	0,436	0,161	0,436
Kendall's tau ^d	0,022	-0,200	-0,345	0,200
S	1,000	-11,000	-19,000	11,000
Tendência	não	não	não	inconclusivo/aumento
pH	P1	P2	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,826	0,486	0,605	0,221

Correlação de Spearman ^b	-0,255	-0,519	-0,123	-0,482
Teste Mann-Whitney ^a	0,279	0,970	0,752	0,048
Diferença sazonal	não	não	não	sim
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,451	0,138	0,876	0,895
Kendall's tau ^d	-0,182	-0,367	-0,056	0,067
S	-12,000	-20,000	-3,000	2,000
Tendência	não	não	não	não
Condutividade elétrica	P1	P2	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,192	0,261	0,070	0,846
Correlação de Spearman ^b	0,067	0,006	-0,261	-0,430
Teste Mann-Whitney ^a	0,022	0,067	0,067	0,183
Diferença sazonal	sim	não	não	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,050	0,858	1,000	0,533
Kendall's tau ^d	-0,572	-0,067	-0,018	-0,164
S	-14	-3	-1	-9
Tendência	não	não	não	não
Sólidos Dissolvidos Totais	P1	P2	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,423	0,533	0,339	0,872
Correlação de Spearman ^b	0,548	0,524	0,071	-0,167
Teste Mann-Whitney ^a	0,857	0,857	0,429	0,857
Diferença sazonal	não	não	não	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,011	0,161	0,721	0,602
Kendall's tau ^d	0,576	0,345	-0,111	-0,167
S	38,000	19,000	-5,000	-6,000
Tendência	inconclusivo/aumento	não	não	não
OD	P1	P2	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	-	-	<0,0001	0,001
Correlação de Spearman ^b	-	-	-0,174	-0,244
Teste Mann-Whitney ^a	-	-	<0,0001	0,267
Diferença sazonal	-	-	sim	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	-	-	-	0,711
Kendall's tau ^d	-	-	-	-0,119
S	-	-	-	-5,000
Tendência	não	não	não	não
DBO₅	P1	P2	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,401	0,806	0,601	0,728
Correlação de Spearman ^b	0,964	0,393	0,500	0,429
Teste Mann-Whitney ^a	0,857	0,857	0,381	0,095
Diferença sazonal	não	não	não	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,001	0,074	0,368	0,032
Kendall's tau ^d	0,822	0,467	0,333	0,556
S	37,000	21,000	7,000	25,000
Tendência	aumento	não	não	inconclusivo/aumento

DQO	P1	P2	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,726	0,294	0,920	0,838
Correlação de Spearman ^b	0,236	0,079	-0,103	0,139
Teste Mann-Whitney ^a	0,383	1,000	0,517	0,267
Diferença sazonal	não	não	não	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,373	0,837	1,000	1,000
Kendall's tau ^d	0,212	-0,061	0,018	0,018
S	14,000	-4,000	1,000	1,000
Tendência	não	não	não	não
Fósforo Total	P1	P2	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,660	0,270	0,373	0,289
Correlação de Spearman ^b	0,333	0,119	-0,310	-0,190
Teste Mann-Whitney ^a	0,750	1,000	0,750	0,500
Diferença sazonal	não	não	não	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,721	0,640	0,602	0,592
Kendall's tau ^d	-0,111	-0,127	-0,167	-0,156
S	-5,000	-7,000	-6,000	-7,000
Tendência	não	não	não	não
Ortofosfato Solúvel	P1	P2	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,734	0,789	0,947	0,933
Correlação de Spearman ^b	-0,161	-0,140	0,042	-0,741
Teste Mann-Whitney ^a	0,018	0,064	0,018	0,864
Diferença sazonal	sim	não	sim	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,002	0,732	1,000	0,024
Kendall's tau ^d	-0,800	-0,091	0,000	-0,515
S	-24,000	-6,000	0,000	-34,000
Tendência	inconclusivo/redução	não	não	redução
NTK	P1	P2	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,127	0,142	0,103	0,574
Correlação de Spearman ^b	0,110	-0,707	-0,683	0,108
Teste Mann-Whitney ^a	1,000	0,188	0,180	0,750
Diferença sazonal	não	não	não	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,898	0,433	0,263	1,000
Kendall's tau ^d	0,077	-0,204	-0,289	0,000
S	2,000	-11,000	-15,000	0,000
Tendência	não	não	não	não
Nitrogênio Amoniacal	P1	P2	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,408	0,813	0,921	0,371
Correlação de Spearman ^b	0,107	0,250	0,709	0,855
Teste Mann-Whitney ^a	0,571	0,571	0,203	0,203
Diferença sazonal	não	não	não	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,902	0,173	0,171	0,008
Kendall's tau ^d	-0,071	0,368	0,400	0,743

S	-2,000	16,000	14,000	26,000
Tendência	não	não	não	aumento
Clorofila <i>a</i>	P1	P2	P7	P8
Teste Shapiro-Wilk ^a	0,007	0,205	0,735	0,947
Correlação de Spearman ^b	-0,883	-0,233	0,250	0,000
Teste Mann-Whitney ^a	0,905	0,548	0,262	0,548
Diferença sazonal	não	não	não	não
Teste Mann -Kendall/ Mann-Kendall sazonal ^a	0,005	0,436	0,876	0,436
Kendall's tau ^d	-0,778	-0,200	0,055	-0,200
S	-28,000	-11,000	3,000	-11,000
Tendência	redução	não	não	não

^a Valor p da estatística do teste. Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$); ^b Valor do coeficiente R de correlação de Spearman. Valores em negrito são estatisticamente significativos ($p < 0,05$); ^c Valor da estatística do teste, que indicam a tendência de aumento ou redução.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- _____. Relatório Técnico do Plano Municipal de Saneamento Básico de Campina Grande (PMSB). 2015
- ABED, S. N.; ALMUKTAR, S. A.; SCHOLZ, M. Remediation of synthetic greywater in mesocosm—Scale floating treatment wetlands. **Ecological Engineering**, v. 102, p. 303–319, 1 maio 2017.
- AESA – Agência Executiva de Gestão de Águas. **Meteorologia – Chuvas**. 2022. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas/>. Acesso em: julho de 2022.
- AFZAL, M. et al. Floating treatment wetlands as a suitable option for large-scale wastewater treatment. **Nature Sustainability**, v. 2, n. 9, p. 863–871, 2019.
- AGUILA, N. K. S. DEL. **A avaliação de bactérias fototróficas em lagoas de estabilização: diversidade, purificação e identificação**. 252 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos (São Paulo), 2007.
- AKEN, B. VAN; CORREA, P. A.; SCHNOOR, J. L. Phytoremediation of polychlorinated biphenyls: new trends and promises. **Environmental Science and Technology**, 15 abr. 2010.
- ALENCAR, S. L. F. DE et al. Eficiência de substratos orgânicos em jardins flutuantes como ferramenta de revitalização de águas poluídas. Em: **As Regiões Semiáridas e suas Especificidades 2**. Antonella Carvalho de Oliveira, 2019. p. 125–133.
- ALMEIDA, H. A. DE; GALVANI, E. Climatologia do regime de chuvas em Campina Grande, PB: modelos e variabilidades. **Revista Entre-Lugar**, v. 12, n. 24, p. 147–169, 30 dez. 2021.
- ALMEIDA, S. A. B. de. **Contribuição à aplicação de coeficientes de consumo em projetos de abastecimento de água e esgotamento sanitário em comunidades urbanas de baixa renda do Nordeste do Brasil - estudo de caso**. 2007. 70 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande (Paraíba), 2007.
- ANDERSON, C. W. N. Phytoextraction to promote sustainable development. **Journal of Degraded and Mining Lands Management**, v. 1, n. 1, p. 51–56, 2013.
- APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater**. 22 ed. Springfield: Byrd Prepress, 2012.
- ARAÚJO, A. L. C. **Comportamento de formas de fósforo em sistemas de lagoas de estabilização, em escala-piloto, sob diferentes configurações, tratando esgoto doméstico**. Dissertação - Campina Grande: Universidade Federal de Campina Grande, 1993.
- ARAÚJO, R. E. DA C. L. A. **Estudo do desempenho de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de águas residuárias de bairros populares (Glória I, Glória II, Jardim América e Belo Monte) da cidade de Campina Grande, Paraíba**. Dissertação – Campina Grande: Universidade Federal de Campina Grande, 2007.
- AYYAPPAN, D.; SATHIYARAJ, G.; RAVINDRAN, K. C. Phytoextraction of heavy metals by *Sesuvium portulacastrum* l. a salt marsh halophyte from tannery effluent. **International Journal of Phytoremediation**, v. 18, n. 5, p. 453–459, 3 maio 2016.

BARCO, A.; BORIN, M. Treatment performances of floating wetlands: A decade of studies in North Italy. **Ecological Engineering**, v. 158, 1 dez. 2020.

BARRETO, A. B. **A seleção de macrófitas aquáticas com potencial para remoção de metais-traço em fitorremediação**. 2011. 113 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, 2011.

BENVENUTI, T. et al. Constructed floating wetland for the treatment of domestic sewage: A real-scale study. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 5, p. 5706–5711, 2018.

BILLORE, S. K.; PRASHANT; SHARMA, J. K. Treatment performance of artificial floating reed beds in an experimental mesocosm to improve the water quality of river Kshipra. **Water Science and Technology**, v. 60, n. 11, p. 2851–2859, 2009.

BOLAN, Nanthi S. et al. Phytostabilization: a green approach to contaminant containment. **Advances in agronomy**, v. 112, p. 145-204, 2011.

BORNE, K. E.; THÉRON, F.; ANDRÈS, Y. Turbidity reduction induced by Floating Treatment Wetlands (FTW): A flume experiment to assess the impact of flow velocity. **Ecological Engineering**, v. 168, 1 out. 2021.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Processos de tratamento de esgotos: guia do profissional em treinamento: nível 2**. Brasília, 2008. 118p. Disponível em: <https://etes-sustentaveis.org/guias-esgotamento-sanitario/>. Acesso em: setembro, 2019.

CASTELLAR, J. A. C. et al. Nature-based solutions coupled with advanced technologies: An opportunity for decentralized water reuse in cities. **Journal of Cleaner Production**, v. 340, 15 mar. 2022.

CHANG, N. BIN et al. Exploring hydrobiogeochemical processes of floating treatment wetlands in a subtropical stormwater wet detention pond. **Ecological Engineering**, v. 54, p. 66–76, 2013.

CHEN, C. et al. Removal of nitrogen from wastewater with perennial ryegrass/artificial aquatic mats biofilm combined system. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 25, n. 4, p. 670–676, 1 abr. 2013.

CHEN, Z. et al. Hydroponic root mats for wastewater treatment—a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 16, p. 15911–15928, 1 ago. 2016.

CHERNENKO, T. V. et al. Chemical investigation of *Callisia fragrans*. **Chemistry of Natural Compounds**, v. 43, n. 3, p. 212–213, 2007.

COLARES, G. S. et al. Floating treatment wetlands: A review and bibliometric analysis. **Science of the Total Environment**. Elsevier B.V., 20 abr. 2020.

COLARES, G. S. et al. Floating treatment wetlands integrated with microbial fuel cell for the treatment of urban wastewaters and bioenergy generation. **Science of the Total Environment**, v. 766, 20 abr. 2021.

CUI, L. et al. Removal of nutrients from wastewater with *Canna indica* L. under different vertical-flow constructed wetland conditions. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 8, p. 1083–1088, ago. 2010.

DASH, G. K.; SWE, M.; MATHEWS, A. *Tradescantia Zebrina*: a promising medicinal plant. **American Journal of Pharmaceutical Sciences**, v. 4, n. 10, p. 3498–3502, 2017.

DAVAMANI, V. et al. Hydroponic phytoremediation of paperboard mill wastewater by using vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, 1 ago. 2021.

DE SOUZA, C. M. **Alagados Flutuantes Construídos: Design do produto, inovações, eficiência e prestação de Serviços Ecosistêmicos**. Dissertação - São Paulo: Universidade de São Paulo, 2020.

DE STEFANI, G. et al. Performance of a floating treatment wetland for in-stream water amelioration in NE Italy. **Hydrobiologia**, v. 674, n. 1, p. 157–167, out. 2011.

DI LUCA, G. A. et al. Nitrogen and phosphorus removal and *Typha domingensis* tolerance in a floating treatment wetland. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 233–240, 2019.

DU, J. et al. Effect of influent salinity on the selection of macrophyte species in floating constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, v. 282, 15 mar. 2021.

DÜREŠOVÁ, Z. et al. Rhizofiltration potential of *Arundo donax* for cadmium and zinc removal from contaminated wastewater. **Chemical Papers**, v. 68, n. 11, p. 1452–1462, 1 nov. 2014.

ETIM, E. E. Phytoremediation and Its Mechanisms: A Review. **International Journal of Environment and Bioenergy**, v. 2012, n. 3, p. 120–136, 2012.

FADEN, R. B. The author and typification of *Tradescantia zebrina* (Commelinaceae). **Kew Bulletin**, v. 63, n. 4, p. 679–680, 23 dez. 2008.

FAULWETTER, J. L. et al. Floating treatment wetlands for domestic wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 10, p. 2089–2095, 2011.

FAVAS, P. J. C. et al. Phytoremediation of Soils Contaminated with Metals and Metalloids at Mining Areas: Potential of Native Flora. Em: **Environmental Risk Assessment of Soil Contamination**. InTech, 2014.

FÁVERO, L. P.; BELFIORE, P. **Manual de análise de dados**. 1. ed. - Rio de Janeiro: Elsevier, 2017.

FERREIRA, I. V. L. **Contribuição ao estudo do ciclo do enxofre em lagoas de estabilização profundas em série**. 1988. 168 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciência e Tecnologia, Campina Grande, 1988.

FLORENTINO, Eliane Rolim et al. **Caracterização dos esgotos domésticos e efluentes das ETE's de Campina Grande, Guarabira e Sapé-PB**. 1993.

FOX, L. J. et al. Nitrogen phytoremediation by water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms). **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 194, n. 1–4, p. 199–207, out. 2008.

FRANTZESKAKI, N. Seven lessons for planning nature-based solutions in cities. **Environmental Science and Policy**, v. 93, p. 101–111, 1 mar. 2019.

FERREIRA, I. V. L. **Contribuição ao estudo do ciclo do enxofre em lagoas de estabilização profundas em série**. 1988. 168 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciência e Tecnologia, Campina Grande, 1988.

FROTA, T. B. **Wetlands: Aplicação Como Tratamento Complementar Para Efluente De Estações De Tratamento De Esgotos Condominiais**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 121 f., 2016.

FU, D. et al. Nitrogen absorption efficiency and mechanism in Arbuscular mycorrhizal fungi - *Canna indica* symbiosis. **Chemosphere**, v. 282, 1 nov. 2021.

GAUTHIER, T. D. Detecting trends using Spearman's rank correlation coefficient. **Environmental Forensics**, v. 2, n. 4, p. 359–362, 2001.

GHNAYA, T. et al. Cadmium effects on growth and mineral nutrition of two halophytes: *Sesuvium portulacastrum* and *Mesembryanthemum crystallinum*. **Journal of Plant Physiology**, v. 162, n. 10, p. 1133–1140, 14 out. 2005.

GLASS, D. J. **Economic potential of phytoremediation**. In: RASKIN, I.; ENSLY, B.D. (Eds.) *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean up the environment*. New York, John Wiley, 2000. p.15-31.

GOMES, E. F. **Perdas de vazão e seus efeitos na operação do sistema de esgotamento sanitário de Campina Grande-PB**. 2013. p. 82. (Dissertação - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2013.

HADAD, H. R. et al. Salinity and pH effects on floating and emergent macrophytes in a constructed wetland. **Water Science and Technology**, v. 2017, n. 1, p. 270–275, 2018.

HAN, Y.; LI, Q.; LIU, N. Heavy Metal Accumulation of 13 Native Plant Species Around a Coal Gangue Dump and Their Potentials for Phytoremediation. **Nature Environment and Pollution Technology**, v. 19, n. 1, p. 191–199, 2020.

HEADLEY, T. R.; TANNER, C. C. Floating Treatment Wetlands: an Innovative Option for Stormwater Quality Applications. **11th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, p. 1101–1106, 2008.

HEADLEY, Tom; TANNER, Chris C.; COUNCIL, Auckland Regional. **Application of floating wetlands for enhanced for stormwater treatment: a review**. Auckland, New Zealand: Auckland Regional Council, 2008.

HOANG, T. T. T. et al. A preliminary study on the phytoremediation of antibiotic contaminated sediment. **International Journal of Phytoremediation**, v. 15, n. 1, p. 65–76, jan. 2012.

HOGG, Edward H.; WEIN, Ross W. The contribution of *Typha components* to floating mat buoyancy. **Ecology**, v. 69, n. 4, p. 1025-1031, 1988.

HOLM-HANSEN, O. et al. Fluorometric Determination of Chlorophyll. **ICES Journal of Marine Science**, v. 30, n. 1, p. 3–15, 1 dez. 1965.

HU, M. et al. Constructing the ecological sanitation: A review on technology and methods. **Journal of Cleaner Production**. Elsevier Ltd, 1 jul. 2016.

IJAZ, A. et al. Enhanced remediation of sewage effluent by endophyte-assisted floating treatment wetlands. **Ecological Engineering**, v. 84, p. 58–66, 1 nov. 2015.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Mapa de estações**. 2022. Disponível em: <https://mapas.inmet.gov.br/>. Acesso em: julho de 2022.

- SHARMA, CLEO; IRUDAYARAJ, V. Studies on heavy metal (arsenic) tolerance in a mangrove fern *Acrostichum aureum* L. (Pteridaceae). **Journal of Basic and Applied Biology**, v. 4, n. 3, p. 143-152, 2010.
- JEEVANANTHAM, S. et al. Removal of toxic pollutants from water environment by phytoremediation: A survey on application and future prospects. **Environmental Technology and Innovation**. Elsevier B.V., 1 fev. 2019.
- JL, P. et al. Strategies for enhancing the phytoremediation of cadmium-contaminated agricultural soils by *Solanum nigrum* L. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 3, p. 762–768, mar. 2011.
- JIM, C. Y. Passive warming of indoor space induced by tropical green roof in winter. **Energy**, v. 68, p. 272–282, 15 abr. 2014.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 8ª. Ed. Rio de Janeiro, 916 p., 2017.
- KADAM, S. K. et al. Phytobeds with *Fimbristylis dichotoma* and *Ammannia baccifera* for treatment of real textile effluent: An *in-situ* treatment, anatomical studies and toxicity evaluation. **Environmental Research**, v. 160, p. 1–11, 2018.
- KANSIIME, F.; ORYEM-ORIGA, H.; RUKWAGO, S. Comparative assessment of the value of papyrus and cocoyam's for the restoration of the Nakivubo wetland in Kampala, Uganda. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 30, n. 11- 16 SPEC. ISS., p. 698–705, 2005.
- KANSIIME, F.; SAUNDERS, M. J.; LOISELLE, S. A. Functioning and dynamics of wetland vegetation of Lake Victoria: An overview. **Wetlands Ecology and Management**, dez. 2007.
- KANYIGINYA, V. et al. Assessment of nutrient retention by Natete wetland Kampala, Uganda. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 35, n. 13–14, p. 657–664, 2010.
- KENNEN, Kate; KIRKWOOD, Niall. **Phyto: principles and resources for site remediation and landscape design**. Routledge, 2015.
- KYAMBADDE, J. et al. A comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum*-based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical climate. **Water Research**, v. 38, n. 2, p. 475–485, 2004.
- KYAMBADDE, J.; KANSIIME, F.; DALHAMMAR, G. Nitrogen and Phosphorus Removal In Substrate-Free Pilot Constructed Wetlands With Horizontal Surface Flow In Uganda. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 165, n. 1–4, p. 37–59, jul. 2005.
- LAMEGO, F. P.; VIDAL, R. A. Fitorremediação: plantas como agentes de despoluição? **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 17, p. 9–18, 31 dez. 2007.
- LANGERGRABER, G.; MUELLEGGER, E. Ecological Sanitation - A way to solve global sanitation problems?. **Environment International**. Elsevier Ltd, 2005.
- LASAT, M. M. Phytoextraction of Toxic Metals. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, n. 1, p. 109–120, jan. 2002.
- LEITENMAIER, B.; KÜPPER, H. Compartmentation and complexation of metals in hyperaccumulator plants. **Frontiers in Plant Science**. Frontiers Research Foundation, , 20 set. 2013.
- LI, Meirong; JONES, Michael B. CO₂ and O₂ transport in the aerenchyma of *Cyperus papyrus* L. **Aquatic Botany**, v. 52, n. 1-2, p. 93-106, 1995.

- LIM, T. K. **Edible Medicinal and Non Medicinal Plants**. Edible Medicinal and Non Medicinal Plants, v. 9, p. 498–509, 2015.
- LOKHANDE, V. H. et al. *Sesuvium portulacastrum*, a plant for drought, salt stress, sand fixation, food and phytoremediation. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, abr. 2013.
- LOKHANDE, V. H.; NIKAM, T. D.; PENNA, S. Biochemical, physiological and growth changes in response to salinity in callus cultures of *Sesuvium portulacastrum* L. **Plant Cell, Tissue and Organ Culture**, v. 102, n. 1, p. 17–25, jul. 2010.
- LORENZI, H. **Plantas para jardim no Brasil**: herbáceas, arbustivas e trepadeiras. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2013.
- LUCKE, T.; WALKER, C.; BEECHAM, S. Experimental designs of field-based constructed floating wetland studies: A review. **Science of the Total Environment**, v. 660, p. 199–208, 2019.
- MENDES, M. E. R. **A fitorremediação como estratégia de projeto para a sustentabilidade urbana**. 2018. 194 f. Dissertação (Mestrado em Arquitetura, Tecnologia e Cidade) - Universidade Federal de Campinas, Campinas, 2018.
- MADHAVAN, Soundararajan; SMITH, Bruce N. Localization of ribulose biphosphate carboxylase in the guard cells by an indirect, immunofluorescence technique. **Plant Physiology**, v. 69, n. 1, p. 273-277, 1982.
- MARIANO, D. DE C.; OKUMURA, R. S. Aspectos agronômicos, uso pelo homem e mecanismos da fitorremediação: uma revisão. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v. 5, p. 85–101, 2012.
- MARQUES, M.; AGUIAR, C. R. C.; SILVA, J. J. L. S. DA. Desafios técnicos e barreiras sociais, econômicas e regulatórias na fitorremediação de solos contaminados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 1, p. 1–11, fev. 2011.
- MARQUES, M. **Phytoremediation**. In: KALMAR ECO-TECH'05: Waste to energy, bioremediation and leachate treatment, Kalmar, 2005. Proceeding. LOCAL, 2005. p.19-26.
- METCALF; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5ª. Ed. Porto Alegre: AMGH, 2016, 1980 p.
- MBURU, N. et al. Use of the macrophyte *Cyperus papyrus* in wastewater treatment. Em: **The Role of Natural and Constructed Wetlands in Nutrient Cycling and Retention on the Landscape**. [s.l.] Springer International Publishing, 2015. p. 293–313.
- MIETTO, A. et al. Tech-IA floating system introduced in urban wastewater treatment plants in the Veneto region - Italy. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 5, p. 1144–1150, 2013.
- MIKI, M. KENJI. et al. **Tratamento Biológico de Esgoto**. [s.l.] IWA Publishing, 2022.
- MUKHOPADHYAY, S.; MAITI, S. K. Phytoremediation of metal mine waste. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 8, n. 3, p. 207–222, 2010.
- MONTEGGIA, L. O.; SOBRINHO, P. A. Fundamentos do Tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. 1999. p. 464.

- MORETTIN, P. A.; BUSSAB, W. O. **Estatística básica**. Ed. 9, São Paulo: Saraiva, 2017.
- NAGHETTINI, M.; PINTO, É. J. de A. **Hidrologia Estatística**. Belo Horizonte: CPRM, 2007.
- NAKAMURA, K.; MUELLER, G. Review of the performance of the artificial floating island as a restoration tool for aquatic environments. In: **World Environmental and Water Resources Congress 2008: Ahupua'A**. 2008. p. 1-10.
- NEWETE, S. W. et al. Sequestration of precious and pollutant metals in biomass of cultured water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 20, p. 20805–20818, 1 out. 2016.
- NGUYEN, L. T. T. et al. Pseudo wastewater treatment by combining adsorption and phytoaccumulation on the *Acrostichum aureum* Linn. plant/activated carbon system. **International Journal of Phytoremediation**, v. 23, n. 3, p. 300–306, 2021.
- ODJEGBA, V. J.; FASIDI, I. O. Phytoremediation of heavy metals by *Eichhornia crassipes*. **Environmentalist**, v. 27, n. 3, p. 349–355, set. 2007.
- ODOH, Chuks Kenneth et al. Status, progress and challenges of phytoremediation—An African scenario. **Journal of environmental management**, v. 237, p. 365-378, 2019.
- OJOAWO, S. O.; UDAYAKUMAR, G.; NAIK, P. Phytoremediation of Phosphorus and Nitrogen with *Canna x generalis* Reeds in Domestic Wastewater through NMAMIT Constructed Wetland. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 349–356, 2015.
- OLIVEIRA, D. M. de; CARA, D. V. C.; XAVIER, P. G.; PAULA, M. S. de; SOBRAL, L. G. S.; LIMA, R. de B. **Fitorremediação: o estado da arte**. Série Tecnologia Ambiental, Rio de Janeiro, 50 f., 2006.
- OLIVEIRA, G. A. et al. Floating treatment wetlands in domestic wastewater treatment as a decentralized sanitation alternative. **Science of the Total Environment** Elsevier B.V., 15 jun. 2021.
- OLIVEIRA JÚNIOR, J. L. de. **Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas: uma estratégia de inclusão social**. Gestão sustentável dos Recursos Naturais uma abordagem participativa, p. 213–232, 2013.
- PAPPALARDO, S. E. et al. Assessing the water-purification service in an integrated agricultural wetland within the Venetian Lagoon drainage system. **Marine and Freshwater Research**, v. 68, n. 12, p. 2205–2215, 2017.
- PAULO, P. L. et al. Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 95–100, 2013.
- PAVLINERI, N.; SKOULIKIDIS, N. T.; TSIHRINTZIS, V. A. Constructed Floating Wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. **Chemical Engineering Journal**. Elsevier B.V., 15 jan. 2017.
- PERBANGKHEM, T.; POLPRASERT, C. Biomass production of papyrus (*Cyperus papyrus*) in constructed wetland treating low-strength domestic wastewater. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 2, p. 833–835, jan. 2010.
- PHENRAT, T. et al. Vetiver plantlets in aerated system degrade phenol in illegally dumped industrial wastewater by phytochemical and rhizomicrobial degradation. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 15, p. 13235–13246, 1 maio 2017.

PHILIPPI, L. S. **Saneamento descentralizado: instrumento para o desenvolvimento sustentável.** In: IX SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental 2000. p. 1833–1841.

PINHEIRO, M. B. **Plantas para Infraestrutura Verde e o Papel da Vegetação no Tratamento das Águas Urbanas de São Paulo: Identificação de Critérios para Seleção de Espécies.** 2017. 367 p. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo), Universidade de São Paulo, 2017.

PINHEIRO, M. B. Aplicação Da Fitorremediação Em Função De Tipologias De Infraestrutura Verde Em Microbacias Urbanas Da Cidade De São Paulo. **Revista LABVERDE**, v. 1, n. 10, p. 134, 2016.

PRABAKARAN, K. et al. Managing environmental contamination through phytoremediation by invasive plants: A review. **Ecological Engineering**. Elsevier B.V., 1 nov. 2019.

QU, G. et al. Phytoremediation potential of *solanum nigrum* L. under different cultivation protocols. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 91, n. 3, p. 306–309, 1 set. 2013.

RAWAT, K.; FULEKAR, M. H.; PATHAK, B. Rhizofiltration: a green technology for remediation of heavy metals. **International Journal of Innovations in Bio-Sciences**, v. 2, n. 4, p. 193–199, 2012.

REHMAN, K. et al. Floating treatment wetlands as biological buoyant filters for wastewater reclamation. **International Journal of Phytoremediation**. Taylor and Francis Inc., 10 nov. 2019.

ROCHA, E. G. et al. Temporal and spatial trends of a floating islands system's efficiency. **Journal of Environmental Management**, v. 277, 1 jan. 2021.

ROCHA, E. G. R. **Uso de jardins flutuantes na remediação de águas superficiais poluídas.** Dissertação - Campina Grande: Universidade Federal de Campina Grande, 2018.

SAEED, T. et al. Pollutant removal from municipal wastewater employing baffled subsurface flow and integrated surface flow-floating treatment wetlands. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 26, n. 4, p. 726–736, 1 abr. 2014.

SANTOS, F. F. S. DOS et al. O desenvolvimento do saneamento básico no Brasil e as consequências para a saúde pública. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, p. 241–251, 2018.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações.** 2 Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2013, 424 p.

SANTOS, B. L. B. dos. **Desenvolvimento da ecotecnologia dos wetlands construídos aplicados para o tratamento descentralizado de efluentes nos últimos 30 anos.** 2018. 43 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal da Fronteira Sul, Cerro Largo – RS, 2018.

SAVI, A. C.; REIS, M. I. S.; TAVARES, S. F. **The development and performance of plant species in Brazilian extensive green roofs.** SBE Series 16, Brazil & Portugal, Sustainable Urban Communities towards a Nearly Zero Impact Built Environment, p. 1211-1220, 2016.

SHAHID, M. J. et al. Floating Wetlands: A Sustainable Tool for Wastewater Treatment. **CLEAN - Soil, Air, Water**, v. 46, n. 10, p. 1800120, 1 out. 2018.

- SHAHID, M. J. et al. Role of microorganisms in the remediation of wastewater in floating treatment wetlands: A review. **Sustainability (Switzerland)** MDPI, 1 jul. 2020.
- SHEN, C. et al. Enhancing wastewater remediation by drinking water treatment residual-augmented floating treatment wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 673, p. 230–236, 10 jul. 2019.
- SHEN, Shuting; LI, Xiang; LU, Xiwu. Recent developments and applications of floating treatment wetlands for treating different source waters: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 44, p. 62061–62084, 2021.
- SILVA, J. F. da. **Prospecção de plantas fitorremediadoras em solos contaminados por metais pesados**. 2012. 91 f. Tese (Programa Multi-Institucional de Pós-Graduação em Biotecnologia) - Universidade Federal Do Amazonas, Manaus, 2012.
- SIMEK, J. et al. Accumulation of cadmium in potential hyperaccumulators *Chlorophytum comosum* and *Callisia fragrans* and role of organic acids under stress conditions. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 28, p. 28129–28139, 2018.
- SINHA, Vibha et al. Kinetics, biochemical and factorial analysis of chromium uptake in a multi-ion system by *Tradescantia pallida* (Rose) DR Hunt. **International journal of phytoremediation**, v. 19, n. 11, p. 1007–1016, 2017.
- SINHA, V. et al. Continuous removal of Cr (VI) from wastewater by phytoextraction using *Tradescantia pallida* plant based vertical subsurface flow constructed wetland system. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 119, p. 96–103, 2017b.
- SINHA, V.; PAKSHIRAJAN, K.; CHATURVEDI, R. Evaluation of Cr (VI) Exposed and Unexposed Plant Parts of *Tradescantia pallida* (Rose) D. R. Hunt. for Cr Removal from Wastewater by Biosorption. **International Journal of Phytoremediation**, v. 17, n. 12, p. 1204–1211, 2 dez. 2015.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **Painel de Informações sobre Saneamento**. 2018. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos>. Acesso em: outubro 2019.
- SOLDEIRA, P. E. dos S. **Parâmetros para projeto de lagoas anaeróbias para tratamento de efluentes de abatedouro de bovinos**. 2018. 188 f. Tese (Doutorado em Tecnologia) - Faculdade de Tecnologia, Universidade Estadual de Campinas, Limeira, 2018.
- SONG, H. L. et al. Investigation of microcystin removal from eutrophic surface water by aquatic vegetable bed. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 11, p. 1589–1598, nov. 2009.
- SOUSA, J. T. de. Campina Grande busca universalizar serviços de saneamento. **Campina Grande hoje e amanhã**. 2013. p. 154. Disponível em: eduepb.uepb.edu.br.
- SOUZA, F. A. et al. Restoration of polluted waters by phytoremediation using *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., Haloragaceae. **Journal of Environmental Management**, v. 120, p. 5–9, 5 maio 2013.
- SUKUMARAN, D. et al. The Role of Antioxidant Metabolism in Phytoremediation of Shrimp Farm Effluent by *Acrostichum aureum* Linn. **American Journal of Environmental Protection**, v. 7, n. 1, p. 7–12, 6 mar. 2019.
- SUN, L.; LIU, Y.; JIN, H. Nitrogen removal from polluted river by enhanced floating bed grown canna. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 1, p. 135–140, 2009.

SUSARLA, Sridhar; MEDINA, Victor F.; MCCUTCHEON, Steven C. Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. **Ecological engineering**, v. 18, n. 5, p. 647-658, 2002.

TANGAHU, B. V. et al. A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. **International Journal of Chemical Engineering**, 2011.

TAVARES, S. R. de L.; OLIVEIRA, S. A. de; SALGADO, C. M. Avaliação de espécies vegetais na fitorremediação de solos contaminados por metais pesados. **XXXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, v. 3, n. 1, p. 3–6, 2013.

TERER, T.; TRIEST, L.; MUASYA, A. M. Effects of harvesting *Cyperus papyrus* in undisturbed wetland, Lake Naivasha, Kenya. **Hydrobiologia**, v. 680, n. 1, p. 135–148, jan. 2012.

TIWARI, Jaya et al. Ecorestoration of polluted aquatic ecosystems through rhizofiltration. In: **Phytomanagement of Polluted Sites**. Elsevier, 2019. p. 179-201

TORRES, D. M. Tratamento de efluentes e produção de água de reúso para fins agrícolas. **HOLOS**, v. 8, p. 1–15, 24 dez. 2019.

TRATA BRASIL. Ranking do Saneamento. 2022. Disponível em: <https://tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-2022/>. Acesso em: junho, 2022.

TRINDADE, A. L. C. et al. Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 13–24, 13 out. 2017.

TÜRKER, O. C.; BÖCÜK, H.; YAKAR, A. The phytoremediation ability of a polyculture constructed wetland to treat boron from mine effluent. **Journal of Hazardous Materials**, v. 252–253, p. 132–141, 5 maio 2013.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - US EPA. Introduction to Phytoremediation. EPA/600/R-99/107. Cincinnati, OH, 2000. 104 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - US EPA. Evaluation of phytoremediation for management of chlorinated solvents in soil and ground water. Washington, 2005. 42p.

VAN DE MOORTEL, A. M. K. et al. Effects of vegetation, season and temperature on the removal of pollutants in experimental floating treatment wetlands. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 212, n. 1–4, p. 281–297, out. 2010.

VARGHESE, A. R.; JACOB, L. Phytoremediation of Water bodies Using Selected Aquatic Macrophytes-*Eicchornia Crassipes* (Mart.) Solms and *Pistia Stratiotes*, L. **Asian Journal of Science and Technology**, v. 07, n. 04, 2016.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4 Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 470 p., 2014.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, n. 1–3, p. 48–65, 15 jul. 2007.

WANG, C. Y. et al. Floating treatment wetland nutrient removal through vegetation harvest and observations from a field study. **Ecological Engineering**, v. 78, p. 15–26, 1 maio 2015.

- WANG, C. Y.; SAMPLE, D. J. Assessment of the nutrient removal effectiveness of floating treatment wetlands applied to urban retention ponds. **Journal of Environmental Management**, v. 137, p. 23–35, 1 maio 2014.
- WEI, S. et al. Effect of fertilizer amendments on phytoremediation of Cd-contaminated soil by a newly discovered hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. **Journal of Hazardous Materials**, v. 176, n. 1–3, p. 269–273, 15 abr. 2010.
- WEI, S.; ZHOU, Q.; KOVAL, P. V. Flowering stage characteristics of cadmium hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and their significance to phytoremediation. **Science of the Total Environment**, v. 369, n. 1–3, p. 441–446, 1 out. 2006.
- WEN, Li; RECKNAGEL, Friedrich. In situ removal of dissolved phosphorus in irrigation drainage water by planted floats: preliminary results from growth chamber experiment. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 90, n. 1, p. 9–15, 2002.
- WERAGODA, S. K. et al. Tropical application of floating treatment wetlands. **Wetlands**, v. 32, n. 5, p. 955–961, out. 2012.
- WEST, M. et al. Evaluation of algal bloom mitigation and nutrient removal in floating constructed wetlands with different macrophyte species. **Ecological Engineering**, v. 108, p. 581–588, 1 nov. 2017.
- WINSTON, R. J.; HUNT, W. F.; KENNEDY, S. G. Evaluation of floating wetland islands as a retrofit to existing stormwater detention basins. In: **World Environmental and Water Resources Congress 2012: Crossing Boundaries**. 2012. p. 274–284.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. **WHO Director General’s opening remark sat the media briefing on COVID-19 - 11 March 2020**. Disponível em: <https://www.who.int/director-general/speeches/detail/who-director-general-s-opening-remarks-at-the-media-briefing-on-covid-19---11-march-2020>. Acesso em: maio de 2022.
- WOLDEAB, B. et al. Seasonal and spatial variation of reservoir water quality in the southwest of Ethiopia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 3, p. 163, 22 mar. 2018.
- WU, Q. T. et al. Plant-biofilm oxidation ditch for in situ treatment of polluted waters. **Ecological Engineering**, v. 28, n. 2, p. 124–130, 2006.
- YEH, N.; YEH, P.; CHANG, Y. H. Artificial floating islands for environmental improvement. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 47, p. 616–622, 2015.
- ZANELLA, L. **Plantas Ornamentais no Pós-tratamento de Efluentes Sanitários: Wetlands construídas Utilizando Brita e Bambu como suporte**. 2008. 219 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campina -SP, 2008.
- ZAIER, H. et al. Comparative study of Pb-phytoextraction potential in *Sesuvium portulacastrum* and *Brassica juncea*: Tolerance and accumulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 183, n. 1–3, p. 609–615, nov. 2010.
- ZHANG, C. B. et al. Comparison of effects of plant and biofilm bacterial community parameters on removal performances of pollutants in floating island systems. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 58–63, 1 dez. 2014.
- ZHAO, F. et al. Purifying eutrophic river waters with integrated floating island systems. **Ecological Engineering**, v. 40, p. 53–60, 1 mar. 2012.

ZHU, L.; LI, Z.; KETOLA, T. Biomass accumulations and nutrient uptake of plants cultivated on artificial floating beds in china's rural area. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 10, p. 1460–1466, 2011.