



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Djesser Zechner Sergio

**APLICAÇÃO DE SOLUÇÃO BASEADA NA NATUREZA PARA REVITALIZAÇÃO  
DE CURSOS DE ÁGUA URBANOS: WETLAND CONSTRUÍDO FLUTUANTE**

Florianópolis, 2023.

Djesser Zechner Sergio

**APLICAÇÃO DE SOLUÇÃO BASEADA NA NATUREZA PARA REVITALIZAÇÃO  
DE CURSOS DA ÁGUA URBANOS: WETLAND CONSTRUÍDO FLUTUANTE**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Alexandra Rodrigues Finotti,  
Dr.<sup>a</sup>.

Florianópolis, 2023.

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Sergio, Djesser Zechner

Aplicação de solução baseada na natureza para  
revitalização de cursos de água urbanos: Wetland Construído  
Flutuante / Djesser Zechner Sergio ; orientadora,  
Alexandra Rodrigues Finotti, 2023.

180 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2023.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Águas pluviais urbanas. 3.  
Rios urbanos. 4. Recuperação de rios. 5. Ecotecnologia. I.  
Finotti, Alexandra Rodrigues. II. Universidade Federal de  
Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia  
Ambiental. III. Título.

Djesser Zechner Sergio

**Aplicação de solução baseada na natureza para revitalização de cursos da água  
urbanos: *Wetland* Construído Flutuante**

O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado em 16 de agosto de 2023  
pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Rodrigo de Almeida Mohedano, Dr.  
Instituição UFSC/PPGEA

Prof<sup>a</sup>. Juliana Caroline de Alencar da Silva, Dr<sup>a</sup>.  
Instituição UNESP/FATECSP

Eng<sup>a</sup>. Jucimara Andressa Rigotti, Dr<sup>a</sup>.  
Instituição UFPR/PPGERHA

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado  
adequado para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

---

Prof.<sup>a</sup> Alexandra Rodrigues Finotti,  
Orientadora  
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação

Florianópolis, 2023.

## AGRADECIMENTOS

Uma formação, seja qual for o nível almejado, não é conduzida apenas pela dedicação do aluno. Há um longo caminho percorrido antes e durante esta formação, pelo aluno e pelas pessoas que participam de sua vida. Por isso, meu primeiro e principal agradecimento é dedicado aos meus pais, instrutores e incentivadores em todas as etapas da minha vida.

A Deus por me conduzir e me fazer acreditar.

À minha filha cuja presença constante em minha vida mudou minha percepção sobre a beleza, simplicidade e grandeza de um sorriso.

À minha irmã e sua família, e a todos os familiares pelos bons momentos juntos.

Aos meus amigos, em especial aqueles que me acompanharam e estiveram presente nos últimos meses, e por aqueles que me ajudaram de alguma forma na caminhada até aqui.

À minha orientadora, Prof.<sup>a</sup> Alexandra Rodrigues Finotti, por ter acreditado na proposta e ter me conduzido nesta pesquisa.

À banca pelas contribuições fornecidas ao trabalho.

Aos meus colegas de trabalho na CGA e do laboratório de pesquisa LAUTEC pelos conhecimentos compartilhados.

Ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC pelo aprendizado todos esses anos de graduação e pós-graduação.

À Universidade Federal de Santa Catarina pelo apoio a esta pesquisa através do programa de capacitação de seus servidores.

Aos servidores do Laboratório Integrado de Meio Ambiente – LIMA, Aline, Jorge e Rafaela, pelo apoio nas análises de qualidade de água.

À empresa Água Mineral Santa Rita pela doação de parte das bombonas utilizadas no projeto.

Ao LAPAD pelo empréstimo de barco para trabalhos dentro da Lagoa 1 do HU.

À Coordenadoria de Manutenção e Serviços Gerais do HU/UFSC pelo apoio ao projeto.

A todos que de alguma forma contribuíram com esta pesquisa.

*"Água, fonte de fluxo necessária à vida e à saúde dos ecossistemas. Um patrimônio comum da humanidade, das gerações futuras e da nossa. A ela não há substituto. Deve ser considerada um patrimônio público e preservada como tal para todo e sempre, nas leis e na prática".*

**Maude Barlow**

*Água, Futuro Azul (2015)*

## RESUMO

Nas últimas décadas surgiram novas abordagens em ambientes urbanos para recuperação de rios, manejo de águas pluviais, e conservação da natureza, como as Soluções Baseadas na Natureza (NBS). *Wetlands* Construídos Flutuantes (CFW) são ecotecnologias que promovem a melhoria da qualidade de água com utilização de macrófitas emergentes sobre uma estrutura flutuante. Esta pesquisa avaliou a aplicação em escala real de um CFW de 19 m<sup>2</sup> na revitalização de uma seção lântica de um curso de água urbano. Os parâmetros de projeto comprimento mínimo (2,2 m), cobertura da seção (100%), área do CFW/área de contribuição (0,017%), área do CFW/área da lagoa de retenção (1,5%), tipo e densidade de macrófitas (emergente; 30 plantas /m<sup>2</sup>) foram selecionados para dimensionar o CFW. Parâmetros de qualidade de água, meteorológicos, hidrológicos e de desenvolvimento das macrófitas (*Typha dominguensis*) foram monitorados entre outubro de 2022 a abril de 2023. As folhas das macrófitas cresceram 1,0 cm/dia em média. Podas provocaram perdas por secagem, embora densidade média apresentou ganho de 2 plantas/m<sup>2</sup>. Os parâmetros de qualidade de água que apresentaram reduções significativas foram: demanda bioquímica oxigênio (DBO) (72%), fósforo total (52%), turbidez (53%), sólidos totais (60%), oxigênio dissolvido (OD) (39%) e temperatura da água (-0,4°C). Amônia apresentou aumento não significativo, enquanto nitrito e nitrato não foram alterados na maioria das análises. Coliformes totais (74%) e fecais (64%) apresentaram redução não significativa devido à variabilidade dos dados. A influência das precipitações em 24h não apresentou diferenças significativas sobre os parâmetros de qualidade de água. O tempo de retenção hidráulico (HRT) mediano foi de 1,64 h. As reduções de OD e DBO apresentaram correlação de 0,30 e 0,21 respectivamente com o tempo de retenção hidráulico (HRT), o que indicou que quanto maior foi o HRT, maior foi a atuação de processos biológicos abaixo do CFW, na remoção da matéria carbonácea. No entanto, os resultados confirmaram que os processos físicos atrelados às partículas sólidas, como filtração e sedimentação, dominaram a remoção de poluentes abaixo do CFW. As taxas de aplicação orgânica e hidráulica transversal resultantes desta pesquisa foram maiores que as taxas aplicadas em wetlands construídos de escoamento subsuperficial, e auxiliam na comparação e dimensionamento entre projetos de CFW. O CFW promoveu a atratividade de fauna, regulação da temperatura, melhoria paisagística, melhoria da qualidade de água e sequestro de carbono, e apresenta-se como uma ecotecnologia em potencial para colaborar com todos os princípios das NBS, principalmente inserido em programas de despoluição de bacias hidrográficas urbanas.

**Palavras-chave:** águas pluviais urbanas; rios urbanos; recuperação de rios; ecotecnologia; parâmetros de projeto.

## ABSTRACT

In the last decades, ecological approaches have been developed to deal with urban river restoration, stormwater management and urban nature conservation, as the Nature-Based Solution (NBS) concept. Constructed floating wetlands (CFW) are ecotechnologies used to improve water's quality using emergent macrophytes on a floating mat structure. This research evaluated a CFW field application of 19 m<sup>2</sup> for revitalization of a small urban river in a lentic section. Reviewed design field parameters as the ratio CFW area by catchment contribution area (0,017%), ratio CFW area by pond area (1,5%), macrophyte type and density (emergent; 30 plants/m<sup>2</sup>), and minimum length (2,2 m) were selected to scale the application. Water quality, meteorological, hydraulic and macrophyte development parameters (*Typha dominguensis*) were monitored by October 2022 to April 2023. Macrophyte leaves grew 1 cm/day on average. Leaves pruning caused losses, although the average density showed a gain of 2 plants/m<sup>2</sup>. The water quality parameters that showed significant reductions were: biochemical oxygen demand (BOD) (72%), total phosphorus (52%), turbidity (53%), total solids (60%), dissolved oxygen (DO) (39%) and water temperature (-0.4°C). Ammonia showed a non-significant increase, while nitrite and nitrate were unchanged in most analyses. Total (74%) and fecal (64%) coliforms showed non-significant reduction due data variability. The influence of precipitation in 24 hours did not affect the water quality parameters. The median hydraulic retention time (HRT) was 1.64 h. The reductions in DO and BOD presented a correlation of 0.30 and 0.21 respectively with the hydraulic retention time (HRT), which indicated that the higher the HRT, the greater the performance of biological processes below the CFW, in the removal of carbonaceous matter. However, the results confirmed that physical processes linked to solid particles, such as filtration and sedimentation, dominated the removal of pollutants below the CFW. The organic and transverse hydraulic application rates resulting from this research were higher than the rates applied in constructed wetlands with subsurface flow, and help in the comparison and sizing between CFW projects. The CFW promoted the attractiveness of fauna, temperature regulation, landscape improvement, improvement of water quality and carbon sequestration, and it is a potential ecotechnology to collaborate with all the principles of the NBS, mainly inserted in programs of depollution of urban watersheds.

**Keywords:** urban stormwater; urban rivers; river restoration; ecotechnology; design parameters.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Diagrama esquemático conceitual de recuperação de ecossistemas: restauração, reabilitação e remediação. ....	24
Figura 2 – Evolução do manejo de águas pluviais urbanas para manejo de todo ciclo da água urbana, desde técnicas específicas até princípios abrangentes. ....	30
Figura 3 – Tipos de poluentes em águas pluviais por tamanho de partículas e processos de tratamento apropriados. ....	33
Figura 4 – Tipos de poluentes em águas pluviais por tamanho de partículas e taxas hidráulicas de aplicação. ....	33
Figura 5 – Formas de vida de macrófitas aquáticas. ....	38
Figura 6 – Perfil esquemático de um <i>wetland</i> construído flutuante. ....	40
Figura 7 – Número de publicações por ano de CFW aplicados para tratamento de águas pluviais urbanas em escala real até julho de 2022. ....	42
Figura 8 – Representação longitudinal de oxigênio dissolvido em <i>wetlands</i> com base na equação de <i>Streeter–Phelps</i> . ....	44
Figura 9 – Recomendação de arranjo dos <i>wetlands</i> construídos flutuantes para ocuparem toda a seção transversal do corpo hídrico e evitar curtos-circuitos. ....	49
Figura 10 – Fluxograma do projeto de pesquisa. ....	60
Figura 11 – Localização do projeto de CFW em Florianópolis e em relação à Bacia Hidrográfica do Manguezal do Itacorubi. ....	61
Figura 12 – Área de contribuição de drenagem da Lagoa 1, localização do projeto de CFW, e percurso do córrego do HU até o Rio Sertão. ....	62
Figura 13 – Microbacia do Córrego do HU sobre imagem aérea de 1957, com limite da área de contribuição de drenagem da Lagoa 1 em 2023. ....	63
Figura 14 – Áreas do projeto e localização do sistema de CFW instalado na Lagoa 1, área de estudo, Florianópolis/SC, sul do Brasil. ....	64
Figura 15 – Início não tubulado do Córrego do HU, Lagoas 1 e 2. ....	65
Figura 16 – Balsa com seis caixas agrícolas e quatro bombonas de 20 l utilizadas no CFW desta pesquisa. ....	67
Figura 17 – Disposição das balsas na saída da Lagoa 1. ....	68
Figura 18 – Disposição das mudas de taboa com torrões nas laterais das caixas agrícolas, e camada com material seco local. ....	69
Figura 19 – Detalhe dos cortes realizados no fundo das caixas para facilitar o prolongamento das raízes. ....	69

Figura 20 – Retirada de mudas de taboas entre 15 cm e 25 cm com torrões retiradas em área de <i>wetland</i> natural, SC-401.....	70
Figura 21 – Linha do tempo da coleta de dados no projeto. ....	71
Figura 22 – Instalação de régua e placa de metal para controle de nível no vertedor da Lagoa 1, em 27/09/2022.....	73
Figura 23 – Medição da altura para poda a 60 cm em 10/11/2022. ....	74
Figura 24 – Medição de altura média das folhas de cada balsa do CFW. ....	75
Figura 25 – Corte das folhas das macrófitas a 60 cm de altura e transporte para pesagem úmida direta.....	75
Figura 26 – Peso úmido e peso seco de amostras de folhas cortadas a 60 cm.....	76
Figura 27 – Localização dos pontos de coleta na Lagoa 1. ....	78
Figura 28 – Localização dos pontos de amostragem antes e depois do CFW.....	78
Figura 29 – Temperaturas do ar médias mensais em Florianópolis entre janeiro de 1976 e abril de 2023.....	82
Figura 30 – Temperaturas do ar absolutas mínimas e máximas, e médias diárias entre outubro de 2022 e abril de 2023 em Florianópolis. ....	83
Figura 31 – Precipitação acumulada média mensal entre janeiro de 1976 e abril de 2023, e precipitação acumulada mensal entre outubro de 2022 e abril de 2023. ....	84
Figura 32 – Gráfico de precipitação acumulada em 24 h (P24h) e 72 h (P72h) entre outubro de 2022 e abril de 2023.....	85
Figura 33 – Radiação solar média mensal entre janeiro de 1976 e abril de 2023.....	86
Figura 34 - Radiação solar média e máxima diária entre outubro de 2022 e abril de 2023. ....	87
Figura 35 – Gráfico de vazão e precipitação acumulada em 24h entre outubro de 2022 e abril de 2023.....	89
Figura 36 – Coleta de água e medição de vazão na Lagoa 1 em 30/10 durante o segundo maior evento de precipitação entre outubro de 2022 e abril de 2023. ....	90
Figura 37 – Relação entre vazão e precipitação acumulada em 24h (P24h) e 72h (P72h). ....	90
Figura 38 – Diferenças no desenvolvimento de raízes das balsas B16 e B4, e surgimento de brotos na balsa B1 após secagem de plantas. ....	92
Figura 39 – Medições de altura e densidade das macrófitas em 10/11/2022, com destaque para o desenvolvimento das balsas B16, B15 e B13.....	93

Figura 40 – Comparativo entre radiação média diária, temperatura média do ar diária e altura das folhas das macrófitas.....	96
Figura 41 – Atratividade e pisoteio de aves de médio porte sobre as macrófitas com baixa densidade. ....	96
Figura 42 – Perdas de macrófitas em 12/12 e 15/03.....	97
Figura 43 – Sinais de secamento de macrófitas registrado em 16/03 devido à poda realizada em 15/03.....	97
Figura 44 – Perdas de macrófitas registrado em 30/03 e 19/04 devido à poda realizada em 15/03. ....	98
Figura 45 – Situação das raízes da balsa B14 em 10/11. ....	100
Figura 46 – Situação das raízes da balsa B16 em 13/12 com formação de filamentos abaixo das caixas em até 10 cm. ....	101
Figura 47 – Afundamento da balsa B16 e situação de suas raízes em 25/01 com aumento do diâmetro e comprimento de filamentos abaixo das caixas em até 15 cm. ....	101
Figura 48 – Situação das raízes da balsa B12 em 15/03 com formação de filamentos entrelaçados e biofilme abaixo das caixas em até 25 cm. ....	101
Figura 49 – Gráfico de probabilidade normal esperada e dados das campanhas de qualidade no período de pré-projeto. ....	104
Figura 50 – Histograma de vazão instantânea no período pré-projeto.....	106
Figura 51 – Área de estagnação de águas e fluxo predominante verificados na Lagoa 1. ....	106
Figura 52 – Distribuição de oxigênio dissolvido (OD) e precipitação acumulada em 24h antecedentes à amostragem (P24h) em P1 e P3 entre 01/10 e 11/11.....	107
Figura 53 – Correlação de <i>Pearson</i> (r) de OD entre P1, P3 e precipitação acumulada em 24h (P24h) no período pré-projeto. ....	108
Figura 54 – Extravasamento de esgoto da rede pública para rede de drenagem e comprometimento da qualidade de água da Lagoa 1 registrado entre 17/10 e 21/10. ....	108
Figura 55 – Distribuição da condutividade e precipitação acumulada em 24h antecedentes à amostragem (P24h) em P1 e P3 entre 01/10 e 11/11.....	109
Figura 56 – Gráfico de caixas para os parâmetros pH, temperatura da água, OD e condutividade no período pré-projeto CFW.....	110

Figura 57 – Histograma de vazão instantânea no período de monitoramento do CFW (12/11 a 30/04).	115
Figura 58 – Vazão instantânea e precipitação acumulada em 24h no período de monitoramento do CFW.	116
Figura 59 – Gráfico de correlação entre precipitação acumulada em 24h (P24h) e vazão instantânea na saída da lagoa 1 (P3.)	116
Figura 60 – Gráfico de caixas das distribuições dos parâmetros de qualidade de água no período de monitoramento do CFW, separados por pontos e por subgrupos P24h>0 e P24h=0.	124
Figura 61 – Gráfico de caixas das distribuições dos parâmetros de qualidade de água no período de monitoramento do CFW (12/11 a 30/04) para todo o conjunto dos dados.	127
Figura 62 – Jacaré de papo amarelo adulto ao lado do CFW durante o projeto.	131
Figura 63 – Gráfico de dispersão da concentração de Coliformes Fecais (CF) e precipitação acumulada em 24h (P24h) no período de monitoramento do CFW.	133
Figura 64 – Concentração de OD em P1, P2 e P3 e precipitação acumulada em 24h (P24h) no período de monitoramento do CFW.	134
Figura 65 – Comparação e correlação entre concentração de OD com a precipitação acumulada em 24h (P24h) $\geq$ 5mm em P1, P2 e P3.	135
Figura 66 – Concentração de nitrato (N-NO <sub>3</sub> ) em P1, P2e P3 no período de monitoramento do CFW.	136
Figura 67 – Diferença na turbidez das águas em análise do dia 07/12/2022	140
Figura 68 – Correlação entre HRT e diferença na concentração de OD antes e depois do CFW.	141
Em termos da correlação entre a variação dos parâmetros da qualidade da água ao passar pelo CFW entre si e com P24h, vazão (Q) e HRT os resultados indicaram a formação de três grupos. Fósforo Total, sólidos totais e turbidez formaram um grupo de correlação positiva entre si, e sem correlação com vazão ou HRT, o que corrobora com a Figura 69-C e o resultado de Pavlineri, Skoulikidis e Tsihrintzis (2017).	143
Figura 70 – Cobertura da Lagoa 1 pelas macrófitas não pertencentes ao projeto em 21/09/22 e 05/10/22.	147
Figura 71 – Cobertura e proliferação da Lagoa 1 pelas macrófitas não pertencentes ao projeto em 11/11/22 e 04/01/23.	148

Figura 72 – Proliferação das macrófitas <i>Pistia stratiotes</i> e <i>Lemna spp.</i> dentro e entorno do CFW. ....	148
Figura 73 – Atratividade de fauna ao CFW: aves de pequeno e médio porte, insetos, jacarés-de-papo-amarelo, tartaruga de água doce. ....	150
Figura 74 – CFW em 02/03/2023 antes da poda realizada em 15/03. ....	154
Figura 75 – Modelo de CFW implantado nas margens do Rio Chicago. ....	155
Figura 76 – Pequena lâmina de água em rios urbanos de áreas densas e solução de aumento da lâmina de água. ....	156

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Efetividade da aplicação de técnicas compensatórias em função de escala de aplicação e possibilidade de melhorar sistemas existentes ( <i>retrofit</i> ).....	29
Quadro 2 – Resultado da pesquisa nas bases de dados selecionadas até julho de 2022. ....	41
Quadro 3 – Diferentes nomenclaturas encontradas na literatura para <i>wetlands</i> construídos flutuantes. ....	42
Quadro 4 – Sequência e energia livre de reações microbianas assumindo o formaldeído com doador de elétrons.....	44
Quadro 5 – Correlação entre parâmetros de projeto de CFW para remoção de nitrogênio total e fósforo total em CFW. ....	48
Quadro 6 – Artigos de revisão e principais resultados e recomendações com CFW aplicados ao tratamento de águas pluviais urbanas.....	51
Quadro 7 – Artigos com aplicações em escala real de CFW para tratamento de águas pluviais urbanas: local de aplicação, eficiências, parâmetros e recomendações. ....	52
Quadro 8 – Arranjos de CFW com aplicações em escala real para tratamento de águas pluviais urbanas. ....	55
Quadro 9 – Taxas aplicadas consolidadas em sistemas <i>Wetland</i> de escoamento subsuperficial aplicados no Brasil. ....	58
Quadro 10 – Parâmetros de projeto definidos para o CFW e justificativas de seleção. ....	66
Quadro 11 – Parâmetros de análise de qualidade de água e metodologia utilizada. ....	77
Quadro 12 – Parâmetros de projeto utilizados para o CFW e avaliação do uso. ....	152

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Quantitativos e custos de materiais utilizados no CFW desta pesquisa. .	68
Tabela 2 – Quantitativo de campanhas de qualidade de água, medição de vazão, altura das folhas e eventos de precipitação em 24h e 72h. ....	77
Tabela 3 – Temperaturas absolutas mínimas e máximas, e médias mensais entre 1976 e 2023 em Florianópolis/SC. ....	82
Tabela 4 – Precipitação média e máxima em 24h (P24h) e em 72h (P72h) entre 10/22 e 04/23 e precipitação média entre 1976 e 2023. ....	84
Tabela 5 – Radiação solar média e máxima absoluta mensal entre outubro de 2022 e abril de 2023, e média mensal entre 01/1976 e 04/2023. ....	87
Tabela 6 – Medição de vazão instantânea entre outubro de 2022 e abril de 2023 na saída da Lagoa 1.....	88
Tabela 7 – Medição da altura média das folhas, rendimento médio de crescimento de folhas e densidade de plantas balsa e por data de medição no CFW.....	91
Tabela 8 – Queda brusca de temperatura registrada entre 31/10/22 e 10/11/22.....	94
Tabela 9 – Período de seis dias consecutivos de 26/11 a 01/12 com radiação média e máximas diárias abaixo da média mensal histórica. ....	95
Tabela 10 – Resultados das amostras de biomassa úmida e seca das folhas realizadas em 25/01 e 15/03. ....	99
Tabela 11– Distribuição dos resultados de concentração ou medições realizadas no período de pré-projeto.....	103
Tabela 12 – Teste de igualdade de médias ( <i>t-student</i> ) e medianas ( <i>sign test</i> ) de concentração no período de pré-projeto. ....	104
Tabela 13 – Distribuição dos resultados de carga de OD e teste de igualdade de mediana para o período de pré-projeto.....	105
Tabela 14 – Resultado das campanhas de qualidade de água realizadas em 05/10 e 13/10 e respectivas precipitações acumuladas .....	111
Tabela 15 – Distribuição dos resultados de concentrações ou medições das campanhas de qualidade da água realizadas no período de monitoramento do CFW. ....	113
Tabela 16 – Teste de igualdade de médias e medianas de concentrações ou medições para amostras dependentes no período de monitoramento do CFW.....	114
Tabela 17 – Distribuição dos resultados de cargas das campanhas de qualidade da água realizadas no período de monitoramento do CFW. ....	117

Tabela 18 – Teste de igualdade de médias e medianas de cargas para amostras dependentes no período de monitoramento do CFW.....	118
Tabela 19 – Teste de igualdade de medianas para amostras dependentes dos grupos P24h=0 e P24h>0 no período de monitoramento do CFW. ....	120
Tabela 20 – Teste de igualdade de distribuições <i>Mann-Whitney</i> (MW) e <i>Kolmogorov-Smirnov</i> (KS) para os pontos P1, P2 e P3 entre os grupos independentes P24h=0 e P24h>0 no período de monitoramento do CFW.....	121
Tabela 21 – Comparativo das análises estatísticas no período de monitoramento do CFW.....	123
Tabela 22 – Comparativo entre parâmetros com influência sobre a dinâmica de OD e a variação de nitrato no CFW no período de monitoramento do CFW.....	137
Tabela 23 – Correlações não paramétricas ( $r_s$ ) entre os parâmetros de qualidade de água nos três pontos do projeto para o conjunto dos dados ( $r_s$ - <i>Spearman Rank Order</i> ).....	142
Tabela 24 - Correlações não paramétricas ( $r_s$ ) entre a variação dos parâmetros de qualidade de água ao passar pelo CFW (P2->P3) ( $r_s$ - <i>Spearman Rank Order</i> ). ....	144
Tabela 25 – Cálculo das taxas de aplicação orgânica e hidráulica para vazão mediana e do tempo de retenção hidráulico mediano no CFW. ....	145
Tabela 26 – Comparação entre taxas resultantes do CFW com <i>wetlands</i> construídos de escoamento subsuperficiais. ....	146

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento. Brasil.

CFW – *Wetland* Construído Flutuante (*Constructed Floating Wetlands*)

DBO<sub>5,20</sub>, - Demanda bioquímica de oxigênio a 20°C em 5 dias

DON - Demanda de oxigênio nitrogenada

HRT – tempo de retenção hidráulico

IUCN – União internacional para a conservação da natureza (*International union for conservation of nature*)

NBS – Soluções baseadas na natureza (*natured based solutions*)

N-NH<sub>4</sub> – Nitrogênio amoniacal

N-NO<sub>2</sub> – Nitrogênio nitrito

N-NO<sub>3</sub> – Nitrogênio nitrato

OD – Oxigênio dissolvido em meio aquoso

ODS – Objetivos do Desenvolvimento Sustentável

ONU - Organização das Nações Unidas (*UN – United Nations*)

pH – potencial hidrogeniônico

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>20</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>23</b>
2.1	OBJETIVO GERAL .....	23
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	23
<b>3</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	<b>24</b>
3.1	RECUPERAÇÃO DE RIOS URBANOS .....	24
3.2	A EVOLUÇÃO DO MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS.....	27
<b>3.2.1</b>	<b>Soluções baseadas na natureza (NBS)</b> .....	<b>30</b>
3.3	TRATAMENTO DE ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS.....	32
3.4	WETLANDS NATURAIS E CONSTRUÍDOS .....	34
3.5	MACRÓFITAS AQUÁTICAS APLICADAS AOS WETLANDS CONSTRUÍDOS .....	37
3.6	WETLANDS CONSTRUÍDOS FLUTUANTES (CFW).....	39
<b>3.6.1</b>	<b>Diferentes nomenclaturas para CFW</b> .....	<b>41</b>
<b>3.6.2</b>	<b>Dinâmica de oxigênio em CFW</b> .....	<b>43</b>
<b>3.6.3</b>	<b>Parâmetros de projetos de aplicações em escala real de CFW para melhoria da qualidade de águas pluviais urbanas</b> .....	<b>45</b>
<b>3.6.4</b>	<b>Parâmetros de projetos de sistemas <i>wetlands</i> construídos de escoamento subsuperficial passíveis de serem aplicados em CFW</b> .....	<b>57</b>
<b>4</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>59</b>
4.1	FLUXOGRAMA METODOLÓGICO .....	59
4.2	ÁREA DO PROJETO .....	61
4.3	PARÂMETROS DE PROJETO SELECIONADOS .....	65
4.4	MONTAGEM DO EXPERIMENTO.....	67
<b>4.4.1</b>	<b>Balsas e arranjo</b> .....	<b>67</b>
<b>4.4.2</b>	<b>Macrófitas</b> .....	<b>69</b>
4.5	DADOS COLETADOS NO PROJETO .....	71
<b>4.5.1</b>	<b>Parâmetros meteorológicos e hidrológicos</b> .....	<b>71</b>
<b>4.5.2</b>	<b>Parâmetros de desenvolvimento das macrófitas</b> .....	<b>74</b>
<b>4.5.3</b>	<b>Parâmetros e análises de qualidade de água</b> .....	<b>76</b>
4.6	ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	79

<b>5</b>	<b>RESULTADOS .....</b>	<b>81</b>
5.1	CARACTERIZAÇÃO METEOROLÓGICA DA ÁREA DE ESTUDO .....	81
5.1.1	<b>Temperatura do ar.....</b>	<b>81</b>
5.1.2	<b>Precipitação.....</b>	<b>83</b>
5.1.3	<b>Radiação solar.....</b>	<b>86</b>
5.2	CARACTERIZAÇÃO HIDROLÓGICA: VAZÃO INSTANTÂNEA .....	88
5.3	DESENVOLVIMENTO DAS MACRÓFITAS DO CFW E INFLUÊNCIA DOS DADOS METEOROLÓGICOS .....	91
5.3.1	<b>Desenvolvimento das folhas das macrófitas no CFW .....</b>	<b>91</b>
5.3.2	<b>Desenvolvimento das raízes das macrófitas no CFW .....</b>	<b>99</b>
5.4	REVITALIZAÇÃO DO CURSO DE ÁGUA .....	102
5.4.1	<b>Melhoria da qualidade de água .....</b>	<b>102</b>
5.4.2	<b>Interferência das macrófitas não pertencentes ao projeto .....</b>	<b>147</b>
5.4.3	<b>Atratividade de fauna.....</b>	<b>149</b>
5.5	A ECOTECNOLOGIA DE CFW COMO SOLUÇÃO BASEADA NA NATUREZA PARA REVITALIZAÇÃO DE CURSOS DA ÁGUA .....	151
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>157</b>
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>162</b>
	<b>APÊNDICE .....</b>	<b>176</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A disponibilidade de água na natureza, elemento vital essencial a todas as formas de vida, é marcada pela sua dinâmica e sazonalidade (BAPTISTA; CARDOSO, 2013). O desenvolvimento das primeiras civilizações (3.000 a.C.) esteve diretamente relacionado com a proximidade e interação com corpos da água (SMITH, 2001). No período medieval e industrial, o aumento da densidade populacional urbana marcou um período em que a deficiência de medidas de saneamento resultou na proliferação de doenças de veiculação hídrica, como a epidemia de cólera do século XVIII (MELLO, 2008).

O surgimento do higienismo e as ações sanitaristas para controle da estagnação de águas promoveram significativas quedas nas taxas de mortalidade em todo o mundo, e permitiram o crescimento e concentração da população urbana a partir do século XX (BAPTISTA; CARDOSO, 2013). No entanto, a intensificação da urbanização até o momento presente ampliou os impactos sobre o meio natural, em especial os cursos da água, com ocupação das áreas de várzeas, canalizações, retificações, impermeabilizações e o lançamento de cargas poluidoras (DA SILVA, 2017). A ocupação das áreas de várzeas e margens de cursos da água, e consequente impermeabilização, foi impulsionada no Brasil como modelo de urbanização, destinada para instalação de sistema viário e sistemas de infraestrutura de drenagem e esgotamento sanitário (CASTRO; ALVIM, 2022).

Como consequência, a qualidade dos cursos da água tem sido progressivamente deteriorada nas últimas décadas, principalmente nas áreas urbanas (UNEP, 2016). A baixa capacidade de diluição de muitos cursos da água urbanos e a baixa eficiência de tratamento de sistemas de esgotamento sanitário existentes são fatores que ampliam ainda mais os impactos (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2017).

No Brasil a adoção do sistema separador absoluto de forma bem precoce, não se efetivou de maneira totalmente satisfatória especialmente devido às ligações cruzadas entre os dois sistemas: o de esgotamento sanitário e o de drenagem urbana. Trata-se de um problema de difícil solução e custos elevados devido a necessidade de grande mobilização referente à fiscalização e correção das ligações irregulares (HENRIQUES *et al.*, 2021; BROERING; TASCA; FINOTTI, 2022).

Visando uma mudança de cenário e direcionamento para cidades integradas com o meio natural e o ciclo da água urbano, e preocupadas com a adaptação e mitigação frente às mudanças climáticas, diversas abordagens têm surgido nas últimas décadas para recuperação de rios urbanos, manejo de águas pluviais urbanas, e preservação, conservação e manejo adequado dos ecossistemas naturais dentro das cidades, em contraste com a engenharia tradicional (QI *et al.*, 2020).

Dentre as abordagens de recuperação de rios urbanos, a revitalização é um tipo de recuperação não necessariamente ecológica, que gera um ambiente modificado e recuperado em algum aspecto funcional do curso de água, dentre eles a qualidade de água (CONTRERAS, 2018). Dentre as abordagens sobre as águas pluviais urbanas, a evolução das técnicas e conceitos levou ao surgimento de teorias que abordem todo o ciclo urbano da água e que incorporem os objetivos do desenvolvimento sustentável (ODS), como os relacionados à saúde, segurança alimentar, sustentabilidade de água e energia, reconexão do ambiente urbano com a natureza, mitigação das mudanças climáticas, entre outros, como o conceito de Soluções Baseadas na Natureza (*Natured-Based Solutions - NBS*) (IUCN, 2020).

Uma reflexão que nos surgiu foi então de testar tecnologias que possam ser aplicadas à melhoria de qualidade das águas diretamente nos rios urbanos, de forma empírica, com implantação direta no ambiente.

Dentre as diversas técnicas de tratamento disponíveis, os *Wetlands* Construídos Flutuantes (CFW – *Constructed Floating Wetlands*) são ecotecnologias que promovem a remoção de impurezas da água com utilização de macrófitas sobre uma estrutura flutuante, sendo passíveis de serem aplicados diretamente no corpo hídrico (PAVLINERI; SKOULIKIDIS; TSIHRINTZIS, 2017). No entanto, apesar do desenvolvimento desta ecotecnologia nas últimas três décadas para rios e águas pluviais, a maioria dos trabalhos ocorre em escala de bancada, e os dados em escala real de CFW ainda são escassos, principalmente em relação aos parâmetros de projeto utilizados, às características meteorológicas, hidrológicas e hidráulicas do projeto, e a influência destas sobre a qualidade de água (SHARMA; VYMAZAL; MALAVIYA, 2021).

Diante deste contexto, a presente pesquisa teve por objetivo avaliar a aplicação em escala real de um *wetland* construído flutuante (CFW), como solução baseada na natureza, para revitalização de um curso de água urbano costeiro de clima subtropical. Para realização da pesquisa, um CFW de 19 m<sup>2</sup> foi implantado em uma

seção lântica (barramento artificial) de um curso de água urbano, localizado na porção insular de Florianópolis/SC (seções 4.2, 4.3 e 4.4).

Parâmetros meteorológicos, hidrológicos, de desenvolvimento das macrófitas (*Typha dominguensis*) e de qualidade de água foram monitorados entre outubro de 2022 a abril de 2023 (seção 4.5).

O projeto foi desenvolvido no LAUTEC – Laboratório de Águas Pluviais Urbanas e Técnicas Compensatórias, vinculado ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, da Universidade Federal de Santa Catarina.

O projeto está inserido em um contexto recente do desenvolvimento mundial da ecotecnologia do CFW para águas pluviais e rios urbanos, com poucas experiências aplicadas em escala real, ausência de informações hidráulicas, meteorológicas, dos parâmetros de projeto selecionados, ou ainda realizadas sob o conceito de ilhas flutuantes, onde nem todo o fluxo de água entra em contato com as raízes do CFW (COLARES *et al.*, 2020) (seção 3.6.3).

Além dos resultados quanto ao desenvolvimento das macrófitas (seção 5.3), melhoria da qualidade de água (seção 5.4.1), influência de macrófitas não pertencentes ao projeto (seção 5.4.2) e atratividade de fauna (seção 5.4.3), a verificação das potencialidades e limitações da aplicação do projeto, a avaliação e recomendação dos parâmetros de projeto selecionados para ambientes lânticos e lóticos, e recomendações para continuidade da pesquisa foram apresentadas (seção 5.5).

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a aplicação de um *wetland* construído flutuante, como solução baseada na natureza, na revitalização de um curso de água urbano costeiro de clima subtropical.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Dimensionar e implantar em escala real um *Wetland* Construído Flutuante (CFW) para revitalização de um curso de água urbano;
- b) Analisar como diferentes condições meteorológicas e hidrológicas influenciam no desempenho do CFW para revitalização de um curso de água urbano costeiro de clima subtropical;
- c) Analisar as potencialidades e limitações da ecotecnologia como uma solução baseada na natureza para revitalização de cursos de água urbanos.

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 RECUPERAÇÃO DE RIOS URBANOS

A recuperação de rios urbanos pode ser entendida como as ações que promovem a melhoria dos cursos da água de um estado degradado a um estado recuperado, onde os objetivos da execução de ações sobre o ecossistema poderão resultar em um estado final próximo ao original (restaurado), um estado intermediário (reabilitado) ou um estado modificado criado (remediado) (Figura 1)(FINDLAY; TAYLOR, 2006).

Figura 1 – Diagrama esquemático conceitual de recuperação de ecossistemas: restauração, reabilitação e remediação.

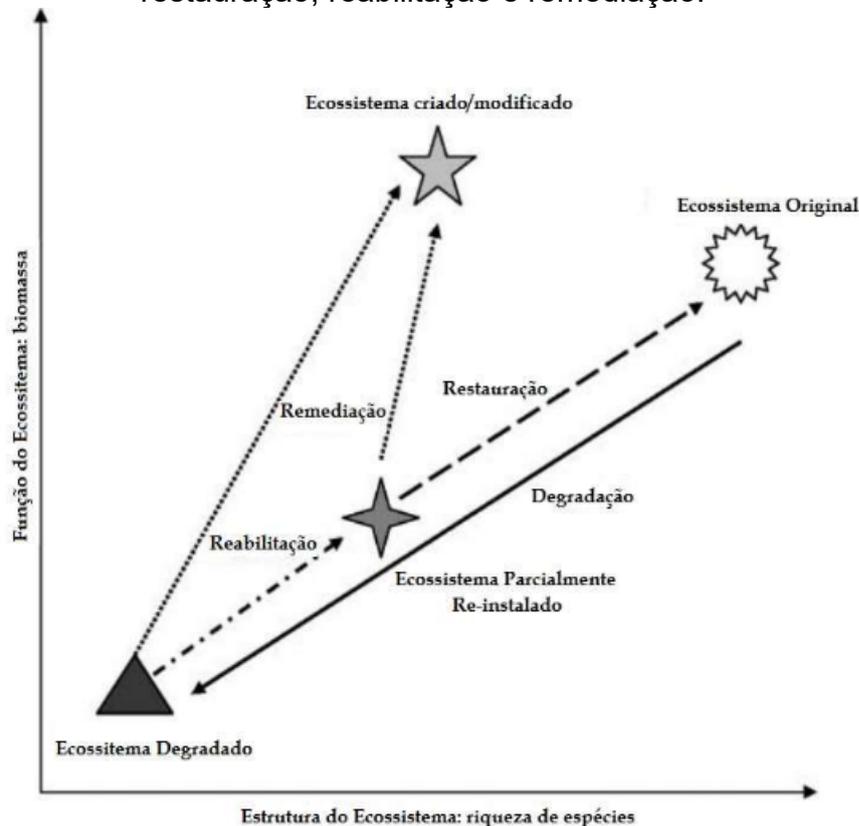


Diagrama esquemático mostra as distinções entre restauração, reabilitação e remediação. Quanto maior o número de lados dos polígonos, maior a complexidade e biodiversidade do sistema. O diagrama foi inicialmente elaborado por Brandshaw (1996), e posteriormente adaptado por Rutherford et al. (2000) e Findlay e Taylor (2006).

Fonte: Findlay e Taylor (2006 apud Rigotti, 2019 - tradução).

A restauração é definida, como o retorno de um sistema às condições ecológicas originárias, prévias à urbanização. A reabilitação é definida como o retorno parcial das condições naturais, onde nem todos os elementos são restaurados (FINDLAY; TAYLOR, 2006). Como exemplo de reabilitação, Findlay e Taylor (2006)

citam um projeto de recuperação de curso de água onde as características morfológicas e de mata ciliar podem ser alcançadas, mas a magnitude e frequência das vazões não podem ser atingidas. Segundo Contreras (2018) a reabilitação teria como fator principal a recuperação da geometria natural do rio, como as áreas de inundação, a trajetória em meandros, a profundidade, o que refletiria no aumento da forma e estrutura do ecossistema. A remediação é quando a reabilitação promove a criação de um ambiente modificado, devido à impossibilidade de recuperação parcial do ecossistema (FINDLAY; TAYLOR, 2006).

As definições apresentadas por Findlay e Taylor (2006) adaptadas de autores anteriores, baseiam-se no conceito de ecologia aquática de restauração de rios, e derivam do conceito de restauração da *National Research Council* (NRC, 1992):

*[...] recuperação significa o reestabelecimento das funções aquáticas e características físicas, químicas e biológicas antes das perturbações;*

*[...] é um processo holístico não atingido pela manipulação de um elemento individual;*

*[...] é definido como o retorno de um ecossistema o mais próximo a uma condição anterior ao distúrbio. Na restauração, o dano ecológico ao recurso é reparado. Ambos forma e funções do ecossistema são recriadas. A simples recuperação da forma sem a função, ou a função sem a forma em uma configuração artificial, e que apresenta pouca semelhança com o recurso natural, não consiste em restauração.*

As intervenções em rios urbanos, no entanto, não são exclusivamente para melhoria das funções ecológicas, e outras definições também são utilizadas na literatura com fins distintos, como revitalização e renaturalização de rios urbanos (CONTRERAS, 2018).

Embora não citadas por Findlay e Taylor (2006), a revitalização e renaturalização podem ser definidas como tipos de remediação (CONTRERAS, 2018), sendo a remediação a definição mais adequada para os processos de recuperação da maioria dos rios urbanos (FINDLAY; TAYLOR, 2006).

A renaturalização foi inicialmente desenvolvida para melhorar ecossistemas aquáticos em sistemas fluviais rurais degradados, e foi posteriormente ampliada para urbanização de margens de rios urbanos. O objetivo central na naturalização é

identificar o principal agressor de poluição dos rios e atingir padrões e regulações locais, não sendo necessário incluir objetivos ecológicos (SAMMONDS; VIETZ, 2015).

A revitalização pode ser descrita como o processo de recuperação da saúde dos rios, e reinserção dos rios à paisagem urbana (RIGOTTI; RODRIGUES, 2019). O escopo da revitalização é a recuperação das funções do ecossistema como a qualidade de água, vegetação, conectividade dos cursos da água, regime hidrológico, levando em consideração as necessidades da população do entorno (CONTRERAS, 2018). Contreras (2018) afirma que na renaturalização a tendência do escopo é recuperar a estrutura do sistema, ou seja, a riqueza de espécies, em contraste com a revitalização (funções).

Considerando os estudos citados o presente trabalho utilizou o conceito de revitalização de cursos de água urbanos como:

*“Processo de recuperação das funções do ecossistema dos cursos de água urbanos e sua reinserção à paisagem, como a melhoria da qualidade de água, recuperação da vegetação nativa ciliar, conectividade dos cursos da água, regime hidrológico, entre outras ações, com ações que no mínimo garantam a manutenção e desenvolvimento da biodiversidade existente, observando também as necessidades da população do entorno”.*

O termo restauração (*river restoration*), no entanto, é ainda o termo encontrado com maior uso na literatura, mesmo que não utilizado na totalidade de seu conceito (CONTRERAS, 2018). Até a década de 1980, os projetos de restauração de rios eram focados em objetivos de melhoria do habitat de peixes como objetivo principal, com uso de bioengenharia na incorporação de plantas, madeiras e alterações na morfologia dos canais, evoluindo para conexão de áreas alagadas. A partir do *Clean Water Act* em 1972 nos Estados Unidos, e do *Water Framework Directive* em 2000 na Europa, os projetos de restauração incorporaram objetivos de melhoria da qualidade de água, incluindo a limitação de poluições pontuais e difusas, recuperação de matas ciliares, a retenção de poluentes em áreas de inundação, e a manipulação de vazões e formas dos canais para permitir a absorção, armazenamento e transferência de poluentes (WOHL; LANE; WILCOX, 2015).

O fato de a restauração ecológica não ser, de modo geral, possível em áreas densamente urbanizadas, não impede que sejam realizados projetos de reabilitação

com enfoque na qualificação da paisagem, valorização sociocultural e histórica, e alcance de benefícios e serviços ecossistêmicos específicos (RIGOTTI, 2019). No entanto, há situações em que o retorno para uma situação anterior à urbanização não somente é inviável, como indesejável (WOHL; LANE; WILCOX, 2015).

Em termos específicos de melhoria da qualidade de água de rios urbanos, as tecnologias podem ser classificadas em físicas, químicas, biológicas e ecológicas. Métodos físicos incluem aeração e dragagem de sedimentos. Métodos químicos incluem precipitação química e produtos químicos para controle biológico. Métodos biológicos incluem biorremediação, biofilmes, e biorreatores de membrana. Métodos ecológicos incluem lagoas ecológicas, estações de tratamento ecológicas, *wetlands* construídos convencionais e *wetlands* construídos flutuantes (ANAWAR; CHOWDHURY, 2020).

A restauração de rios urbanos tornou-se a principal estratégia para melhorar as condições físicas e ecológicas de rios urbanos degradados (TASCA *et al.*, 2019). Estes objetivos, no entanto, não incluem o manejo de águas pluviais urbanas (*sustainable stormwater management*) (WOHL; LANE; WILCOX, 2015).

### 3.2 A EVOLUÇÃO DO MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS

Historicamente, a resposta da sociedade urbana frente aos problemas frequentes de inundações e controle de águas pluviais foram baseadas no conceito do higienismo, de afastamento de águas o mais rápido possível, com uso de infraestruturas cinzas impermeáveis, geralmente em concreto (RADCLIFFE, 2018). No Brasil, esse conceito levou ao desenvolvimento da cultura da canalização e recobrimento dos cursos da água, como forma também de ocultar as águas pluviais poluídas por despejos não tratados (SOUZA; MORAES; BORJA, 2013).

Uma das primeiras estruturas criadas para responder às impermeabilizações e às inundações urbanas foram os sistemas de retenção, que consistem em áreas construídas com capacidade para armazenar o escoamento superficial por curtos períodos, reduzir o pico do escoamento superficial, e liberar água em menor intensidade (RADCLIFFE, 2018).

Com o avanço da urbanização e impermeabilização, os sistemas de retenção evoluíram para o conceito de retenção, onde as águas pluviais são retidas por longos períodos, e reutilizadas no ciclo urbano da água via infiltração, percolação,

evapotranspiração, uso doméstico e industrial. O conceito de retenção alterou toda a filosofia do desenvolvimento e evolução da drenagem urbana nas cidades e foi favorecido pela incorporação dos requisitos de qualidade de água nos manuais de drenagem do *Clean Water Act* em 1972 nos Estados Unidos, e do *Water Framework Directive* em 2000 na Europa (RADCLIFFE, 2018).

Os sistemas tradicionais de drenagem de águas pluviais urbanas, embora ainda necessários para redução de danos causados por eventos extremos de inundações, estão sendo progressivamente combinados com abordagens alternativas e holísticas (PERALES-MOMPARLER et al., 2017; FLETCHER et al., 2015).

Estas abordagens usam e favorecem processos naturais que imitam as condições pré-urbanísticas de escoamento das águas, bem como promovem a regeneração de ambientes urbanos (PERALES-MOMPARLER et al., 2017). São definidas como um conjunto de dispositivos aplicados ao sistema de drenagem para atenuar e mitigar o volume do escoamento superficial, a vazão de pico, reduzir a vulnerabilidade à inundação, e reduzir e amenizar o impacto do lançamento de poluentes sobre os cursos da água (FLETCHER et al., 2015).

Ao longo da evolução da simples condução o mais rápido possível para o manejo das águas pluviais urbanas, as técnicas sustentáveis foram nomeadas de forma diferente de acordo com o país ou região do globo em Melhores Práticas de Manejo (BMP), Medidas de Controle de Águas Pluviais (SCM), Desenvolvimento de Baixo Impacto (LID), Infraestrutura Verde (GI), Sistemas de Drenagem Urbana Sustentáveis (SUDS), Desenvolvimento Urbano Sensível à Água (WSUD), Planejamento e Desenvolvimento Urbano de Baixo Impacto (LIUDD), Cidades Sensíveis à Água (WSC), Técnicas Alternativas (AT) ou Técnicas Compensatórias (CT), Planejamento Urbano Descentralizado, Crescimento Verde, entre outros (FLETCHER et al., 2015; RADCLIFFE, 2018).

Dentre as diversas técnicas compensatórias aplicadas eram reconhecidas até 2010 como as mais populares, as trincheiras de filtração e infiltração, pavimentos permeáveis, valas de infiltração (*swales*), captação de água pluvial, bacias de retenção e retenção, lagoas de retenção e *wetlands* (ZHOU, 2014). Charlesworth e Booth (2016) listaram treze principais dispositivos e classificaram quanto à efetividade em melhorar a qualidade de água, escala de aplicação e potencial de melhorar estruturas existentes (Quadro 1).

Quadro 1 – Efetividade da aplicação de técnicas compensatórias em função de escala de aplicação e possibilidade de melhorar sistemas existentes (*retrofit*).

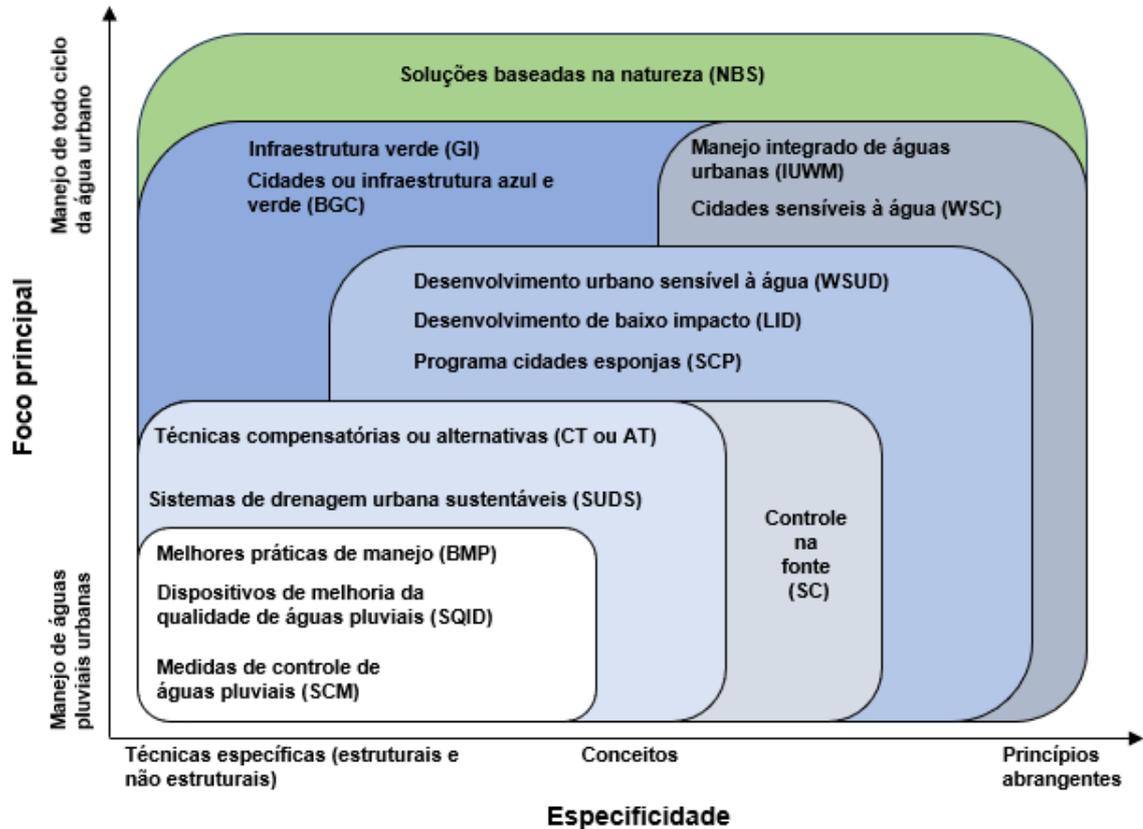
Dispositivo	Escala de aplicação			Função de transporte de águas	Efetividade em melhorar a qualidade de água	Potencial de melhorar sistemas existentes ( <i>retrofit</i> )
	Na fonte	Local	Regional			
Reaproveitamento água de chuva	Adequado	Adequado	Não	Não	Baixo	Sim
Pavimentos permeáveis	Adequado	Adequado	Não	Não	Alto	Sim
Faixas de filtração vegetadas	Adequado	Não	Não	Não	Baixo/Médio	Sim
Valas	Adequado	Adequado	-	Adequado	Médio	Limitado
Lagoas de retenção	Não	Adequado	Adequado	Não	Médio/Alto	Muito baixo
Wetlands	Não	Adequado	Adequado	Pouco adequad	Baixo/Médio	Muito baixo
Lagoas de detenção	Não	Adequado	Adequado	Não	Alto	Sim
Sumidouro	Adequado	Não	Não	Não	Médio	Sim
Trincheira de infiltração	Adequado	Adequado	-	Pouco adequad	Médio/Alto	Sim
Bacia de infiltração	Não	Adequado	Adequado	Não	Médio	Não
Sistema de bioretenção	Adequado	Adequado	Não	Não	Alto	Sim
Filtro de areia	Não	Adequado	Pouco adequad	Não	Baixo	Sim
Telhado verde	Adequado	Não	Não	Não	Médio/Alto	Sim

Fonte: Traduzido de Charlesworth e Booth (2016).

QI et al., (2020) afirmaram que nas últimas duas décadas, os conceitos de Desenvolvimento Sustentável, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos estiveram focados principalmente em como a natureza pode servir aos humanos, sendo esta uma visão antropocêntrica. A incorporação recente de desafios vinculados aos objetivos do desenvolvimento sustentável (ODS), como os relacionados à saúde, segurança alimentar, sustentabilidade de água e energia, reconexão do ambiente urbano com a natureza, mitigação das mudanças climáticas, entre outros, promoveu a formulação de maiores abordagens ecológicas como os conceitos de Soluções Baseadas na Natureza (*Nature-Based Solutions* - NBS) a partir de 2009 na Europa, Cidades Azul-Verde (*Blue-Green Cities*) no Reino Unido a partir de 2010 e Programa Cidade Esponja (*Sponge City Program*) na China a partir de 2013 (WALTERS, JANZEN, MAGINNIS, 2016; QI et al., 2020) (Figura 2).

QI et al., (2020) descreveram vinte e dois dispositivos utilizados no *Sponge Cities Program*, o que destaca além da evolução dos conceitos o surgimento de novas técnicas, e reforçam a necessidade do desenvolvimento de soluções que integrem a infraestrutura cinza com a infraestrutura verde.

Figura 2 – Evolução do manejo de águas pluviais urbanas para manejo de todo ciclo da água urbana, desde técnicas específicas até princípios abrangentes.



Tradução: SCM – Source Control Measures. SQID - Stormwater Quality Improvement Devices. BMP – Best Management Practices. CT ou AT – Compensatory or Alternative Techniques. SUDS – Sustainable Urban Drainage Systems. SC – Source Control. WSUD – Water Sensitive Urban Design. LID – Low Impact Design. SCP – Programa Cidades Esponja. GI – Green Infrastructure. BGC – Blue-Green Cities. IUWM – Integrated Urban Water Management. WSC – Water Sensitive Cities. NBS – Nature-Based Solutions.

Fonte: Adaptado de Fletcher et al., (2015) e Qi et al., (2020).

### 3.2.1 Soluções baseadas na natureza (NBS)

Segundo IUCN (2020), as soluções baseadas na natureza (NBS – *Nature-Based Solutions*) são definidas como:

*[...] ações para proteger, manejar de modo sustentável, e restaurar ecossistemas naturais e modificados em vias que incorporem os desafios da sociedade em modo eficiente e adaptativo, para promover tanto bem-estar humano quanto benefícios à biodiversidade.*

O conceito de NBS da IUCN (*International Union for Conservation of Nature*) é focado na melhoria da natureza, enquanto enfatiza como a aproximação da

sociedade com a natureza pode contribuir para comunidades enfrentarem desafios sociais e adaptações às mudanças climáticas (QI *et al.*, 2020).

O conceito de NBS está atrelado ao conhecimento de que um ecossistema natural saudável e bem manejado produz um conjunto de diferentes serviços que o bem-estar humano depende em diferentes áreas. Por exemplo, a recuperação de florestas nas cabeceiras das bacias hidrográficas protege as comunidades a jusante de inundações, enquanto promove o sequestro de carbono e protege a biodiversidade. O plantio de árvores e aumento de áreas verdes nas cidades reduz a temperatura local, o risco de inundações, sequestra carbono, e promove benefícios para recreação e saúde da população (SEDDON *et al.*, 2020). É um conceito abrangente que incorpora outros conceitos como infraestrutura verde, adaptações e mitigações baseadas em sistemas ecológicos, e pode ser colocado em comparação com soluções com base na engenharia tradicional (IUCN, 2020).

Debele *et al.*, (2019) afirmaram que as definições na literatura de NBS são variadas e dependentes do contexto que estão inseridas. Os objetivos das NBS para a Comissão Europeia, por exemplo, incluem urbanização sustentável, recuperação de áreas degradadas, adaptação e mitigação de mudanças climáticas, resiliência e manejo de risco, no entanto, demonstram estar mais relacionadas com objetivos econômicos e orientação de mercado (DEBELE *et al.*, 2019).

O relatório das Nações Unidas sobre o desenvolvimento dos recursos hídricos de 2018 abordou os potenciais de contribuição das soluções baseadas na natureza para diferentes ODS interligados com a água, como ODS 11: “tornar cidades e assentamentos humanos inclusivos, seguros, sustentáveis e resilientes” está relacionado com a aplicação de infraestruturas verdes, e do planejamento de bacias hidrográficas que conectem espaços urbanos e periurbanos. Já o ODS 13 de combate às mudanças climáticas, as NBS que envolvem sequestro de carbono podem contribuir com a qualidade e quantidade de água, como o reflorestamento e a reabilitação de carbono orgânico do solo (WWAP, 2018).

Para diferenciar as diferentes abordagens existentes para uma abordagem de solução baseada na natureza, a IUCN propôs oito princípios a serem alcançados pelas soluções (IUCN, 2020):

- a) Incorporem normas e princípios da conservação da natureza;
- b) Serem implementadas de forma isolada ou integradas com outras soluções que incorporem desafios da sociedade;

- c) Serem escolhidas com base no contexto local e cultural (conhecimento tradicional, local e científico);
- d) Produzam benefícios sociais de modo equitativo e justo, com promoção da transparência e participação social;
- e) Mantenham a diversidade biológica e cultural, e o desenvolvimento gradual da solução;
- f) Que sejam aplicadas sobre o conceito de escala da paisagem, sem comprometer outros objetivos de conservação;
- g) Combatam o imediatismo da tomada de decisão econômica, em prol de benefícios de longo prazo;
- h) Sejam parte integrante de políticas, medidas e ações para resolver desafios específicos da sociedade.

### 3.3 TRATAMENTO DE ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS

As concentrações de poluentes encontrados em águas pluviais possuem características específicas entre eventos de precipitação e dentro do mesmo evento. Entre eventos há diferenças nas concentrações em função dos períodos sem chuvas antecedentes, variações entre estações do ano, intensidade e duração da precipitação, características da bacia hidrográfica, entre outros. Em bacias hidrográficas grandes, diferentes primeiras descargas podem se sobrepor e resultar em diferentes concentrações durante o escoamento superficial. Dentro de um mesmo evento de precipitação as primeiras vazões de um evento carregam as maiores concentrações de poluentes (TONDERA *et al.*, 2018).

Por conseguinte, os sistemas de tratamento de águas pluviais são influenciados pelas diferentes cargas aplicadas. Há sistemas que são projetados e operados para lidar com variações de vazões, e outros sistemas que consideram condições permanentes (TONDERA *et al.*, 2018).

Em situações em que se deseja atingir mais de um objetivo, a combinação em série de tecnologias pode ser necessária (*treatment trains*) (FENG; LIU; GAO, 2022), no entanto, estas podem ser mutualmente exclusivas. Proteção contra inundações requer sistemas com alta eficiência hidráulica, enquanto remoção de partículas finas, sedimentos, óleos e gorduras requer baixas velocidades. Objetivos de infiltração precisam considerar áreas com solos com maior teor de areia e menor teor de argila,

enquanto objetivos de qualidade devem estar ligados com os padrões de qualidade do curso de água ou do uso desejado (Figura 3 e Figura 4) (VLOTMAN; WONG; SCHULTZ, 2007).

Figura 3 – Tipos de poluentes em águas pluviais por tamanho de partículas e processos de tratamento apropriados.

Tamanho de partículas	Visual	Sedimento	Orgânicas	Nutrientes	Metais	Processo de Tratamento
Sólidos grosseiros > 5000 µm	Resíduo sólido	Cascalhos	Resíduo vegetal			Gradeamento
Até médios 5000 µm – 125 µm		Silte				Sedimentação
Partículas finas 125 µm – 10 µm	Turbidez			Particulado	Particulado	Sedimentação avançada
Muitos finas/coloidais 10 µm – 0,45 µm			Resíduos naturais e antropogênicos		Coloidal	Adesão e filtração
Partículas dissolvidas < 0,45 µm				Solúvel		Absorção biológica

Fonte: Traduzido de Vlotman, Wong e Schultz (2007).

Figura 4 – Tipos de poluentes em águas pluviais por tamanho de partículas e taxas hidráulicas de aplicação.

Tamanho de partículas	Medidas de tratamento	Taxa hidráulica (Q/A)
Sólidos grosseiros > 5000 µm	Valas vegetadas e faixas vegetadas filtradoras	1.000.000 m <sup>3</sup> /ano 100.000 m <sup>3</sup> /ano
Agregados miúdos e médias partículas 5000 µm – 125 µm	Gradeamento	50.000 m <sup>3</sup> /ano 5.000 m <sup>3</sup> /ano
Partículas finas 125 µm – 10 µm	Bacias de sedimentação (úmidas e secas)	2.500 m <sup>3</sup> /ano 1.000 m <sup>3</sup> /ano
Muitos finas/coloidais 10 µm – 0,45 µm	Wetlands de fluxo superficial	500 m <sup>3</sup> /ano 50 m <sup>3</sup> /ano
Partículas dissolvidas < 0,45 µm	Infiltração	10 m <sup>3</sup> /ano

Fonte: Traduzido de Vlotman, Wong e Schultz (2007).

As tecnologias para fins de remoção de impurezas da água e práticas de conservação focadas em aproveitar as capacidades da natureza para coletar, filtrar através de vegetação e/ou infiltrar águas, envolvendo plantas, animais, micro-organismos, solos naturais ou camadas suporte, e materiais recicláveis, são chamadas de Ecotecnologias. Elas oferecem também outros benefícios em comparação com os sistemas convencionais, como custo-benefício, eficiência energética, simplificação da operação, manutenção e robustez, e resiliência. Possuem

também características de causarem um impacto positivo na qualidade de água, biodiversidade local e no paisagismo. Entretanto, geralmente requerem maiores áreas que sistemas convencionais mecanizados (TONDERA et al., 2018).

As ecotecnologias consolidadas para o tratamento de águas pluviais são valas vegetadas (*vegetated swale*), faixas vegetadas de filtração (*filter strips*), jardins de chuva (*rain gardens*), áreas de bioretenção vegetadas (*vegetated low bioretention areas*), paisagismo de conservação (*conservation landscaping*), telhados verdes (*green roofs*), biofiltros (*biofilters*) e *wetlands* construídos (USEPA, 2020; FENG; LIU; GAO, 2022). Devido à alta performance de tratamento, autossustentabilidade e compatibilidade com o paisagismo urbano, biofiltros e *wetlands* construídos são as duas tecnologias mais utilizadas (FENG; LIU; GAO, 2022).

No Brasil, o diagnóstico temático nacional de drenagem e manejo das águas pluviais urbanas de 2021 informou haver apenas 187 municípios de um total 5.570 com algum tipo de infraestrutura para tratamento de águas pluviais urbanas. Reservatórios de amortecimento (57 municípios) e barragens (47 municípios) foram os tipos de estrutura mais citadas para controle de qualidade de água. Outras estruturas como reservatórios de qualidade, gradeamento e desarenação, decantação e/ou floculação e desinfecção química foram citadas. A categoria outra foi citada por 17 municípios (SNIS, 2021). O documento não caracteriza ou descreve as estruturas de tratamento de águas pluviais informadas pelos municípios, sendo a maioria vinculadas à engenharia tradicional, o que evidencia o grande caminho ainda a ser percorrido no país para implantação de ecotecnologias.

### 3.4 WETLANDS NATURAIS E CONSTRUÍDOS

Naturalmente, os *wetlands* ou zonas úmidas, são áreas terrestres com presença de água durante parte ou todo ano, frequentemente localizadas na transição entre sistemas terrestres e sistemas aquáticos. São também localizados em depressões, em locais de alta declividade e baixa permeabilidade, no topo de regiões elevadas, e ao longo de cursos da água onde o solo é plano e pouco drenado. Outras definições em inglês de *wetlands* são *swamps*, *marshes*, *bogs*, *fens*, e *sloughs* traduzidas como pântanos, banhados, alagados (KADLEC; WALLACE, 2008).

*Wetlands* terrestres e costeiras cobriam uma superfície de 12% das áreas terrestres e costeiras do globo (WORLD BANK, 2020). Deste montante, *wetlands*

naturais terrestres representavam 79%, *wetlands* construídos terrestres 12% e *wetlands* costeiros naturais 9% (DAVIDSON *et al.*, 2019).

A importância da conservação e recuperação de *wetlands* deve-se a quantidade de serviços ecossistêmicos que eles fornecem. Destacam-se os serviços de fornecimento de alimento, armazenamento e sequestro de carbono fundamentais para mitigação das mudanças climáticas, produtividade biológica, regulação dos regimes de vazão e da melhoria na qualidade da água. No entanto desde 1970, 35% dos *wetlands* naturais foram ocupados (RAMSAR CONVENTION ON WETLANDS, 2018).

*Wetlands* Construídos (*constructed wetlands*) são sistemas desenvolvidos para priorizar características dos ecossistemas dos *wetlands* naturais, melhorando a capacidade de tratamento destes, e podendo ser construídos em diferentes modelos hidrológicos (KADLEC E WALLACE, 2008). São amplamente utilizados em sistemas de tratamento de águas residuárias e progressivamente consolidados mundialmente como sistemas adequados para tratamento de águas pluviais, devido ao potencial de lidar com variações de nível e de carga de poluentes, e em função dos robustos processos naturais envolvidos (TONDERA *et al.*, 2018).

A presença de água em abundância e a alta taxa de atividade biológica possibilita aos *wetlands* transformar a maioria dos poluentes comuns de efluentes domésticos convencionais em subprodutos de baixo impacto ou em nutrientes essenciais para a atividade biológica. Por serem sistemas baseados em elementos naturais são influenciados por fatores ambientais como radiação, vento, precipitação, solo, plantas e animais (KADLEC; WALLACE, 2008). Segundo Anawar e Chowdhury (2020) a utilização de plantas aquáticas em sistemas de tratamento é também denominada de fitorremediação, onde o sucesso da tecnologia de remediação depende da área de cobertura atingida pela planta.

Em uma abordagem geral, *wetlands* construídos podem ser divididos em função fluxo de água, em *wetlands* de superfície de água livre e *wetlands* de fluxo subsuperficial (KADLEC; WALLACE, 2008).

*Wetlands* de superfície de água livre (*free water surface* - FWS) são similares aos ecossistemas encontrados na natureza, e devido à presença de água livre atraem uma grande variedade de vida silvestre, como insetos, moluscos, peixes, anfíbios, répteis, pássaros e mamíferos. São constituídos de água livre, macrófitas aquáticas emergentes e flutuantes, e meio filtrante. A principal aplicação destes tipos de

*wetlands* é no tratamento terciário de águas residuárias. Estes sistemas podem também operar em pulso ou com variações de nível de água sendo adequados para tratamento de águas pluviais proveniente de áreas urbanas, da agricultura e da indústria (KADLEC, WALLACE, 2008), e têm sido progressivamente utilizados para restaurar processos naturais em microbacias, reduzir erosão e riscos de desastres naturais (WWAP, 2018)

*Wetlands* de fluxo subsuperficial são constituídos de camada de solo ou material granular com macrófitas aquáticas plantadas, onde a água residuária permanece dentro da camada filtrante, não havendo água livre na superfície. São classificados segundo o fluxo de escoamento em: fluxo subsuperficial horizontal (*Horizontal subsurface flow - HSSF*), fluxo subsuperficial vertical (*Vertical subsurface flow - VF*), e sistemas combinados (vertical + horizontal ou vertical + vertical). A principal aplicação destes sistemas é no tratamento secundário de águas residuárias, principalmente esgotos domésticos. Também podem ser aplicados no tratamento de lodos de águas residuárias (KADLEC; WALLACE, 2008; VON SPERLING; SEZERINO, 2018; SEZERINO; PELISSARI, 2021).

Embora a associação de *wetlands* construídos e lagoas artificiais tornaram-se muito utilizadas nos últimos 20 anos como técnica compensatória em drenagem urbana, há limitações desta combinação para o tratamento de águas pluviais, segundo Headley e Tanner (2012):

- a) Lagoas e *wetlands* de fluxo horizontal subsuperficial apresentam limitações no substrato para altas velocidades;
- b) Lagoas e *wetlands* de fluxo superficial com macrófitas aderidas ao fundo possuem a limitação da variação de nível e a tolerância das plantas a ficarem submersas por longos períodos;
- c) *Wetlands* construídos precisam ser projetados em tamanho suficiente para absorver os picos de escoamento e permitir a permanência de água para crescimento da vegetação para tratamento de águas pluviais. A demanda por área em áreas urbanas inviabiliza os custos do projeto;
- d) A necessidade do dispositivo de desvio (*by-pass*) para reduzir a vazão de entrada dos *wetlands* construídos resulta em uma proporção muito pequena de água pluvial tratada.

Devido a estas limitações, *wetlands* construídos flutuantes são uma variante tecnológica dos *wetlands* construídos convencionais para tratamento de águas pluviais, adequada quanto à variação de nível e cargas de poluentes (HEADLEY, TANNER, 2012).

### 3.5 MACRÓFITAS AQUÁTICAS APLICADAS AOS WETLANDS CONSTRUÍDOS

Inúmeros estudos que avaliaram tratamento de águas com e sem plantas concluíram que a eficiência dos sistemas é superior com plantas. Atualmente é de conhecimento que apenas alguns poluentes são absorvidos diretamente pelas plantas, sendo que as transformações microbiológicas e físico-químicas, incluindo sedimentação, adsorção e precipitação, possuem funções principais dentro dos sistemas de *wetlands*. A principal função das macrófitas é servir de estrutura superficial e substrato para que os demais processos naturais ocorram, principalmente crescimento bacteriano e condições físico-químicas na área de rizomas das plantas (KADLEC; WALLACE, 2008; BRIX; SCHIERUP, 1989).

Segundo Brix e Schierup (1989) as macrófitas aquáticas podem ser classificadas em três categorias principais conforme sua forma de vida: emergentes, folhas flutuantes e submersas (Figura 5). As macrófitas aquáticas emergentes são as dominantes em *wetlands* em níveis de água entre 50 e 150 cm. Suas folhas e hastes são aéreas, e produzem rizomas e raízes extensas. As plantas são adaptadas a crescerem em ambientes alagados ou no substrato submerso devido a grandes espaços internos para transporte de oxigênio, denominado aerênquimas (BRIX; SCHIERUP, 1989).

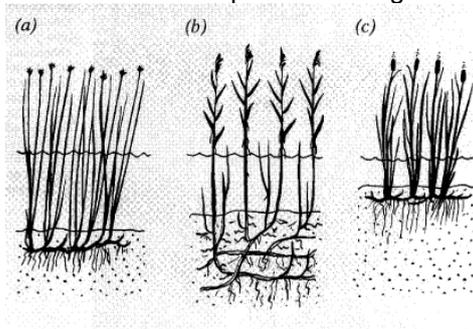
As macrófitas aquáticas de folhas flutuantes (*floating-leaved*) são altamente diversas em formas e habitats, desde grandes plantas com flores e folhas flutuantes e raízes submersas bem desenvolvidas (*Eichhornia spp.*), até minúsculas plantas flutuantes com ou sem raízes (*Lemna spp.*). Podem ser subgrupadas em espécies enraizadas no substrato e espécies de flutuação livre (BRIX; SCHIERUP, 1989).

As macrófitas aquáticas submersas possuem todo o tecido fotossintético submerso, mas geralmente as flores são emersas (BRIX; SCHIERUP, 1989).

As macrófitas aquáticas utilizadas em *wetlands* construídos flutuantes são do tipo emergentes (TONDERA et al., 2018; PAVLINERI; SKOULIKIDIS; TSIHRINTZIS, 2017).

Figura 5 – Formas de vida de macrófitas aquáticas.

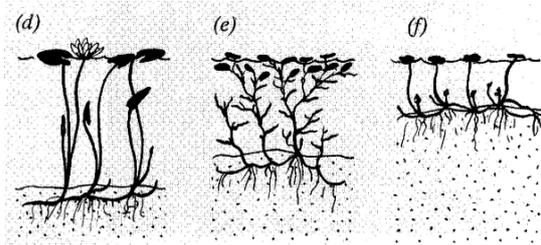
## I - Macrófitas aquáticas emergentes



- a) *Scirpus lacustre* ou *Schoenoplectus lacustris* (Bunho);  
 b) *Phragmites australis* (Caniço);  
 c) *Typha latifolia*, *Typha dominguensis*, *Typha angustifolia*;

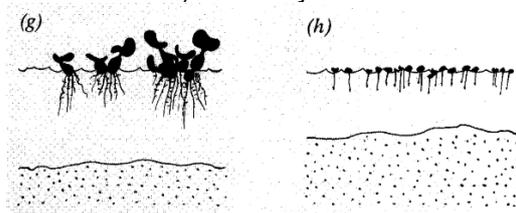
## II - Macrófitas aquáticas de folhas flutuantes:

## II-a) – Enraizadas no substrato



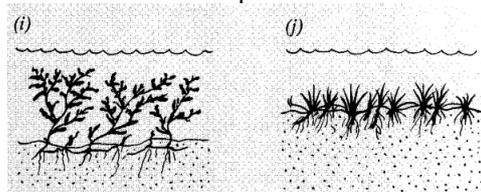
- d) *Nymphaea alba*;  
 e) *Potamogeton gramineus*;  
 f) *Hydrocotyle vulgaris*;

## II-b) – Flutuação livre



- g) *Eichhornia crassipes*;  
 h) *Lemna minor*;

## III – Macrófitas aquáticas submersas



- i) *Potamogeton crispus*  
 j) *Littorelia uniflora*

Fonte: Traduzido de Brix e Schierup (1989).

Segundo Brix e Schierup (1989) das macrófitas flutuantes, as mais empregadas no tratamento de efluentes são jacinto-de-água ou aguapé (*Eichhornia crassipes*); alface-da-água (*Pistia stratiotes*), salvinia (*Salvinia spp*) e algumas espécies de ervas-de-pato (do inglês *Duckweed*, gênero *Lemna spp*).

Segundo Sezerino e Pelissari (2021) as espécies vegetais mais cultivadas em *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial para tratamentos de esgotos domésticos são as macrófitas emergentes: junco (*Juncus spp.*), a taboa (*Typha spp.*),

a navalha de mico (*Scirpus spp.*), o carex (diversas espécies), o caniço (*Phragmites spp.*), o capim-mandante (*Echinochloa polytachya*), a cebolinha d'água (*Eleocharis spp.*) e a alternantera (*Alternanthera philoxeroides*). Recentemente até plantas florísticas, forrageiras e alimentícias, como o arroz, milho, girassol, entre outras, têm sido utilizadas nestes sistemas (SEZERINO; PELISSARI, 2021).

Dentre as macrófitas submersas destacam-se egeria (*Egeria densa*), elodea (*Elodea spp.*), antóceros ou *hornwort* (*Ceratophyllum demersum*), *hydrila* (*Hydrilla verticillata*) (BRIX; SCHIERUP, 1989).

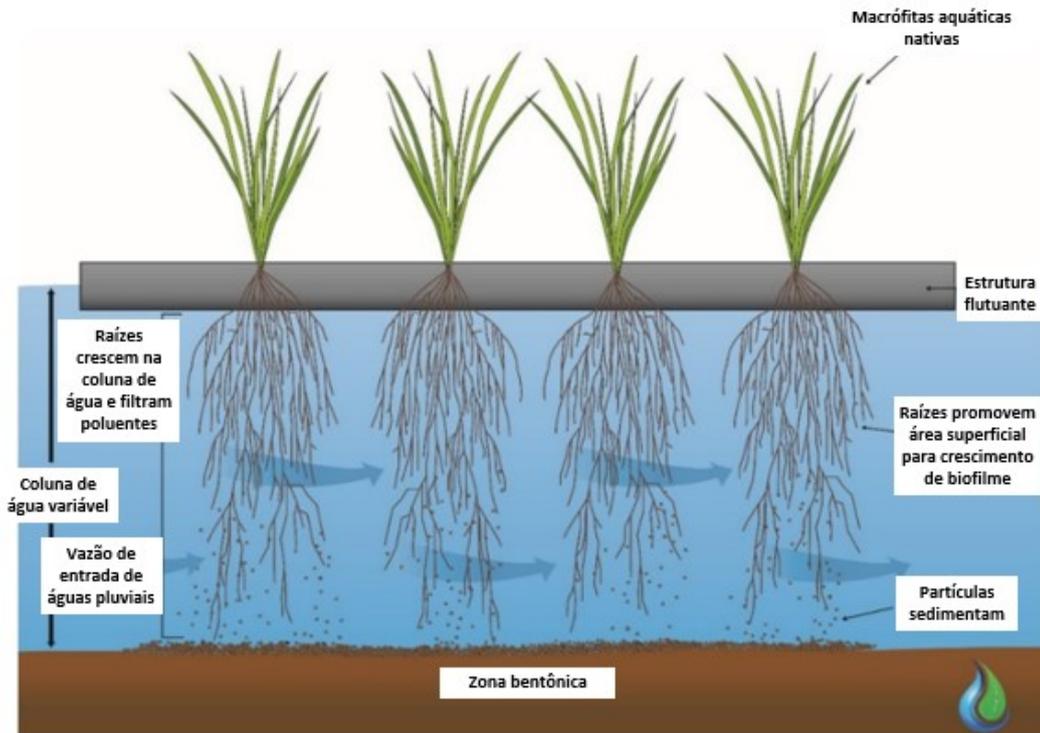
### 3.6 WETLANDS CONSTRUÍDOS FLUTUANTES (CFW)

*Wetlands* Construídos Flutuantes (*constructed floating wetlands - CFW*) são sistemas naturais de tratamento de águas, com superfície de água livre (KADLEC; WALLACE, 2008) e consistem em macrófitas aquáticas emergentes plantadas sobre uma camada suporte e fixadas a uma estrutura flutuante (LUCKE; WALKER; BEECHAM, 2019) (Figura 6).

A densa estrutura de raízes e rizomas das macrófitas que crescem abaixo da camada suporte ao longo da coluna de água, promove habitat para o desenvolvimento e crescimento de microrganismos. A área superficial disponível das raízes e rizomas promove o crescimento de biofilme, tornando-se efetivas a atuação de três processos principais em CFW: adsorção, sedimentação e biodegradação (SHAHID *et al.*, 2020).

O sistema de raízes, rizomas e biofilme no CFW criam um filtro, e reduzem a velocidade do escoamento, criando condições hidráulicas favoráveis aos mecanismos de degradação de poluentes. A captura de partículas suspensas pelo biofilme promove a absorção biológica pela planta de nutrientes da água, principalmente nitrogênio. Fósforo pode ser adsorvido no biofilme, e capturado pela planta na forma de ortofosfato (NICHOLS *et al.*, 2016; SHAHID *et al.*, 2020).

Figura 6 – Perfil esquemático de um *wetland* construído flutuante.



Fonte: Traduzido de Lucke, Walker e Beecham, 2019).

Pavlineri, Skoulikidis e Tsihrintzis (2017) afirmaram que os nutrientes podem ser removidos fisicamente por duas vias: diretamente através das macrófitas com absorção e incorporação no tecido através de biossínteses, ou; através da sedimentação, causada pela rizofiltração. Biossíntese ocorre tanto para nitrogênio como para fósforo, enquanto a sedimentação é a principal via de remoção de fósforo.

A estrutura flutuante pode ser construída em madeira, plástico, materiais inorgânicos ou fibra de vidro. A flutuação é atingida pela incorporação de materiais que garantam a flutuabilidade, como espuma injetada ou materiais com espaços vazios, como bombonas, garrafas, tubulações, entre outros. As macrófitas aquáticas de uso comum neste sistema são do tipo emergente como *Carex*, *Phragmites*, *Juncus*, *Vetiveria*, *Baumea* (LUCKE; WALKER; BEECHAM, 2019).

Estes sistemas têm sido utilizados em diferentes aplicações para tratamento de efluentes domésticos, industriais, de mineração, de águas pluviais de aeroportos, rodovias, de agricultura e piscicultura. Nos últimos dez anos foi crescente o interesse em aplicar estes sistemas para tratamento de águas pluviais urbanas. Há aplicações destes sistemas na recuperação de qualidade de água, paisagística e de fauna local de ambientes densamente urbanizados (URBAN RIVERS, 2021; LUCKE; WALKER; BEECHAM, 2019; WALKER; TONDERA; LUCKE, 2017).

Devido à grande área superficial de biofilme aderido às raízes, a remoção de poluentes de águas pluviais neste sistema é superior aos *wetlands* construídos convencionais e as bacias de bioretenção (NICHOLS *et al.*, 2016). Outra vantagem é que o sistema flutuante pode ser instalado dentro do sistema pluvial ou curso de água, e acompanhar as variações de nível provocado pelos diferentes eventos de precipitação. Os sistemas flutuantes possuem mínimo impacto se adequadamente instalados (LUCKE; WALKER; BEECHAM, 2019).

### 3.6.1 Diferentes nomenclaturas para CFW

Uma grande variedade de nomenclaturas foi encontrada para a ecotecnologia dos *wetlands* construídos flutuantes, com destaque para *Constructed Floating Wetlands*, *Floating Treatment Wetlands* e *Floating Treatment Islands* utilizados principalmente na Austrália, Nova Zelândia e Estados Unidos.

Kadlec e Wallace (2008) nomearam estes sistemas de *Floating Mat Constructed Wetland* e apresentaram diferentes nomenclaturas de trabalhos de terceiros como *raft lagoon* e *floating raft wetland*, no Reino Unido e Estados Unidos, em trabalhos publicados entre 1990 e 2003, *artificial floating meadows* na Hungria em 1998, *floating macrophyte filter (FMF) systems* na Espanha em 2005. *Artificial floating reed beds* e *reedbed systems* também foram termos utilizados principalmente no reino unido em trabalhos na década de 1990. Pavlineri, Skoulikidis e Tsihrintzis (2017) em artigo de revisão adotaram o termo *Constructed Floating Wetlands* descrevendo-o como o termo mais utilizado na literatura atual.

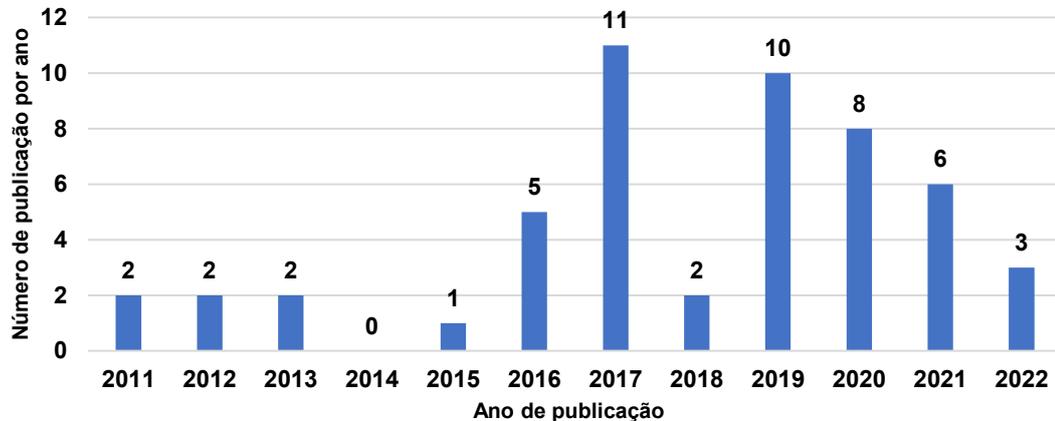
Entre 2011 e julho de 2022 foram encontrados 52 artigos focados no desenvolvimento de parâmetros de projetos aplicados a águas pluviais, do tipo revisão ou análise de resultados experimentais em escala real (Quadro 2). O maior número de publicações com estas características ocorreu a partir de 2017 (Figura 7).

Quadro 2 – Resultado da pesquisa nas bases de dados selecionadas até julho de 2022.

Base de dados	Total de artigos	Artigos Filtrados	Amostra
Scopus	166	24	Do total
Capes	15.781	11	Dos 50 relevantes
Web of Science	919	17	Dos 50 relevantes
<b>Total</b>	<b>16.866</b>	<b>52</b>	

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 7 – Número de publicações por ano de CFW aplicados para tratamento de águas pluviais urbanas em escala real até julho de 2022.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Quadro 3 – Diferentes nomenclaturas encontradas na literatura para *wetlands* construídos flutuantes.

Nomenclaturas	Autores	Países
<i>Artificial floating meadows</i>	Lakatos (1998 <i>apud</i> Kadlec e Wallace, 2008)	Hungria
<i>Artificial or vegetated floating islands</i>	Masters (2012), (Yeh N, Yeh P e Chang (2015), Reinhart, Petersen e Muscha (2021),)	Austrália, Taiwan
<i>Artificial floating reed beds ou reedbed systems</i>	Revitt et al., (1997)	Reino Unido
<i>Ecological floating beds/bio-reactors</i>	Sun et al (2017), Cui et al. (2018)	China
<i>Constructed Floating Wetland</i>	Pavlineri, Skoulikidis e Tsihrintzis (2017), Walker, Tondera e Lucke (2017), Schwammberger, Walker e Lucke, (2017)	Austrália, Grécia, Brasil
<i>Floating (Mat) Constructed Wetlands</i>	Kadlec e Wallace (2008)	Nova Zelândia e Austrália
<i>Floating macrophyte filter (FMF) systems</i>	Curt <i>et al.</i> (2005 <i>apud</i> Kadlec e Wallace, 2008)	Espanha
<i>Floating emergent macrophyte treatment wetlands</i>	Headley e Tanner (2012)	Alemanha, Nova Zelândia
<i>Floating platform wetlands</i>	Hefty (2002 <i>apud</i> Kadlec e Wallace, 2008)	Estados Unidos
<i>Floating Treatment Wetland e Floating Treatment Island</i>	Winston <i>et al.</i> (2013), Schwammberger, Walker e Lucke (2017), Nichols <i>et al.</i> , (2016), Colares et al (2020), (Barco, Bona e Borin (2021)	Estados Unidos, México, Austrália, Itália
<i>Floating Rafts</i>	Boutwell (2001) <i>apud</i> Kadlec e Wallace (2008)	Estados Unidos
<i>Hydroponic root mats (HRMs)</i>	Chen et al., (2016)	China
<i>Planted floating system beds</i>	Bu e Xu (2013 <i>apud</i> Pavlineri, Skoulikidis e Tsihrintzis, 2017),	China
<i>Floating-raft aquaponic systems</i>	Wongkiew et al. (2017)	Estados Unidos

Fonte: Elaborado pelo autor.

### 3.6.2 Dinâmica de oxigênio em CFW

Oxigênio dissolvido (OD) em sistemas de tratamento com *wetlands* possui relevância de investigação por dois motivos principais: primeiro sua fundamental importância nos mecanismos de remoção de poluentes principalmente matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, e segundo como um dos parâmetros de referência na caracterização de águas superficiais e padrões de lançamento, sendo vital para as comunidades aquáticas (KADLEC; WALLACE, 2008).

O requerimento de oxigênio dissolvido em *wetlands* pode ser dividido em quatro categorias: Demanda de oxigênio de sedimentos, respiração das plantas, DBO dissolvida carbonácea e demanda de oxigênio nitrogenada (DON) dissolvida. A demanda de oxigênio de sedimentos é resultado da decomposição de detritos gerados pela fixação de carbono nos *wetlands*, assim como a decomposição de sólidos orgânicos acumulados (KADLEC; WALLACE, 2008). A DON é exercida principalmente pelo nitrogênio amoniacal ( $N-NH_4$ ).

Os processos de decomposição contribuem tanto para a DBO como para a DON. Durante o período noturno, a depleção de oxigênio aumenta consideravelmente em razão da respiração das plantas. Já no período diurno, o tecido vegetal da parte submersa das macrófitas, algas e fitoplâncton contribuem para o aumento do oxigênio dissolvido devido à fotossíntese. As raízes das macrófitas também contribuem para o aumento do oxigênio dissolvido direto na água (TANNER; HEADLEY, 2011).

Em um perfil longitudinal de *wetlands* (antes e depois), a dinâmica de oxigênio dissolvido pode ser representada pela equação de *Streeter-Phelps*, onde a carga de oxigênio dissolvido antes e depois é um balanço de massa com quatro componentes: variação da concentração OD saturado e OD médio, variação entre geração fotossintética e consumo, variação da carga de amônia e variação da carga de DBO (Figura 8).

Segundo Danfoura e Gurdak (2016) condições óxicas estão presentes no meio aquoso quando a concentração de OD for maior que 0,5 mg/l. A presença de OD no meio aquoso é necessária pois o metabolismo microbiano depende da oxidação orgânica e inorgânica para gerar energia para crescimento e manutenção. As reações metabólicas com maior ganho energético geralmente dominam sobre reações competidoras, logo a atividade microbiana muda conforme disponibilidade energética (TESORIO; PUCKETT, 2011). Segundo Fan e Steinberg (1996) na ausência de

oxigênio molecular, como o acceptor de elétron preferencial através da respiração aeróbica, o acceptor de elétron preferencial pelos microrganismos em ordem descendente são o nitrato  $\text{NO}_3^-$ , manganês ( $\text{Mn}^{4+}$ ), ferro III ( $\text{Fe}^{3+}$ ), sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (Quadro 4).

Figura 8 – Representação longitudinal de oxigênio dissolvido em *wetlands* com base na equação de *Streeter-Phelps*.

$$q[C_{\text{DO}}(L) - C_{\text{DO}}(0)] = K_L(C_{\text{DO}}^{\text{sat}} - C_{\text{DO}}) + [r_{\text{O,photo}} - r_{\text{O,res}} - r_{\text{O,DOD}}] + a_N q[C_N(L) - C_N(0)] + a_B q[C_{\text{BOD}}(L) - C_{\text{BOD}}(0)]$$

$r_{\text{O,photo}}$  = Taxa de geração de OD por fotossíntese  
 $r_{\text{O,res}}$  = Taxa de consumo de OD por respiração  
 $r_{\text{O,DOD}}$  = Taxa de consumo de OD por decomposição

Fonte: Kadlec e Wallace (2008).

Quadro 4 – Sequência e energia livre de reações microbianas assumindo o formaldeído com doador de elétrons

Reação	Reações redox microbianas	Energia livre (kJ)
Respiração aeróbica	$\text{CH}_2\text{O} + \text{O}_2 = \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	-501
Desnitrificação	$\text{CH}_2\text{O} + \frac{4}{3}\text{NO}_3^- + \frac{4}{3}\text{H}^+ = \text{CO}_2 + \frac{2}{3}\text{N}_2 + \frac{7}{3}\text{H}_2\text{O}$	-476
Redução de Manganês IV	$\text{CH}_2\text{O} + 2\text{MnO}_2 + 4\text{H}^+ = \text{CO}_2 + 2\text{Mn}^{2+} + 3\text{H}_2\text{O}$	-340
Redução de Ferro III	$\text{CH}_2\text{O} + 4\text{Fe}(\text{OH})_3 + 8\text{H}^+ = \text{CO}_2 + 4\text{Fe}^{2+} + 11\text{H}_2\text{O}$	-116
Redução de Sulfato	$\text{CH}_2\text{O} + \frac{1}{2}\text{SO}_4^{2-} + \frac{1}{2}\text{H}^+ = \text{CO}_2 + \frac{1}{2}\text{HS}^- + \text{H}_2\text{O}$	-102
Metanogênese	$\text{CH}_2\text{O} = \frac{1}{2}\text{CO}_2 + \frac{1}{2}\text{CH}_4$	-93

Fonte: Tesorio e Puckett (2011).

Em CFW, o oxigênio e exsudatos liberados pelas raízes promovem a colonização e crescimento de microrganismos diversos e formação de biofilme (SHAHID *et al.*, 2020). A liberação de oxigênio promove condições de aeração mesmo em ambientes anóxicos, favorecendo a decomposição orgânica e o crescimento de

bactérias nitrificantes (BRIX; SCHIERUP, 1989). Zhang et al., (2014) afirmaram que a transferência de oxigênio das partes aéreas para as raízes das macrófitas ocorre devido a presença de aerênquimas no tecido dessas plantas, sendo a remoção de DBO e DQO altamente relacionadas com esta transferência. Entretanto, cada tipo de macrófita excreta diferentes tipos de exsudatos e possui taxas diferentes de transferência de oxigênio, e estas diferenciações alteram a comunidade microbiana nas raízes e biofilme do CFW (SHAHID *et al.*, 2020). Barco e Borin (2020b) e Olguín et al., (2017) tiveram em média 8% e 15% de aumento de oxigênio dissolvido em seus experimentos com CFW, enquanto Headley e Tanner (2012) e Strosnider et al. (2017) tiveram reduções e baixas concentrações de OD embaixo do CFW. Headley e Tanner (2012) afirmaram que a cobertura excessiva das lagoas por CFW provoca o decaimento de OD, em função da redução da transferência do oxigênio atmosférico para a água. Borne et al., (2015) afirmaram ter encontrado uma demanda de oxigênio para respiração das macrófitas e biofilme maior que a taxa de liberação de oxigênio pelas raízes.

### **3.6.3 Parâmetros de projetos de aplicações em escala real de CFW para melhoria da qualidade de águas pluviais urbanas**

O primeiro projeto de CFW aplicado para melhoria da qualidade de águas pluviais foi realizado por Revitt et al., (1997) e Chong et al., (1999) , posteriormente reformulado em Revitt, Worrall e Brewer (2001), para tratamento de águas pluviais do aeroporto de Heathrow, em Londres, entre 1995 e 1996. O projeto piloto comparou duas configurações de CFW e duas de *wetlands* convencionais. Doses contínuas de glicol foram aplicadas para testar o comportamento e microbiologia das plantas. Nos dois CFW foram utilizadas as macrófitas *Typha latifolia* e *Paragmites australia*, separadas em cada sistema, em dois canais em paralelo de 3 m de largura x 5 m de comprimento. Toda a seção dos canais foi preenchida no CFW para evitar caminho preferencial das águas. Os CFW atingiram eficiências de remoção de 30% de DQO e de 20 % a 30 % de fósforo como fosfato para ambas as plantas. No entanto, não foram apresentados parâmetros de projeto, como vazão, tempo de retenção hidráulico, profundidade.

Os conceitos aplicados por Revitt et al., (1997) para ocupar toda seção transversal do experimento com o CFW foram depois utilizados por De Stefani et al.,

(2011) em rios rurais, Borne, Fassman e Tanner (2013) em lagoa de retenção de águas pluviais na Nova Zelândia, e a partir de 2016 por Walker, Tondera e Lucke (2017) na Austrália também em lagoas de retenção de águas pluviais.

Nos Estados Unidos, China e em outros locais, os CFW estavam em desenvolvimento com o conceito de ilhas flutuantes, onde parte do fluxo do curso de água não entrava em contato com as raízes (WINSTON et al., 2013; MCANDREW; AHN, 2017).

Entre 2012 e 2022 publicações de revisão com enfoque específico na descrição dos parâmetros utilizados foram realizadas, baseados tanto na revisão direta de experimentos em escala real aplicados, quanto em estudos de eficiência em bancada, “mesocosmos”. Estudos recentes, ainda recomendam a necessidade de maiores pesquisas, devido aos escassos dados em escala real (COLARES et al., 2020; SHARMA, VYMAZAL, MALAVIYA, 2021; TIRPAK et al., 2022).

Headley e Tanner (2012) apresentaram artigo de revisão sobre concepção, estrutura, função e eficiência de tratamento de CFW com base em 14 artigos de experimentos em mesocosmos e pilotos, para águas pluviais eutrofizadas em lagoas, estações de tratamento de esgotos e canais de drenagem pluvial de áreas agrícolas. Os parâmetros observados foram: percentual de cobertura de superfície, profundidade de água média, carga hidráulica ( $m^3.m^{-2}.dia^{-1}$ ), HRT (tempo de retenção hidráulica - dia), concentração de entrada e saída, taxa de remoção por área e volume de N e P ( $g.m^{-2}.dia^{-1}$ ) ( $g.m^{-3}.dia^{-1}$ ). A regressão das informações resultou que o CFW amplia as taxas de remoção em até 40% para N e até 50% para P em comparação com ambientes sem CFW.

Borne et al., (2015) destacaram que havia poucos experimentos em escala real publicados até 2015 de CFW para águas pluviais com enfoque exclusivo na performance do sistema sobre a qualidade de água, e não havia parâmetros de projetos ou de manutenção definidos até aquele momento. Destacaram a importância de ocupar toda a seção como forma de controlar curtos-circuitos, bem como cobrir a superfície do lago em até 50% para favorecer a anoxia sob o CFW e promover a desnitrificação. Os autores enumeraram alguns parâmetros como área de cobertura, macrófitas e suas características, localização do CFW na lagoa de retenção, entre outros.

Chang et al., (2017) destacou os fatores que influenciam na remoção de nutrientes como OD, temperatura, pH, macrófitas e área de cobertura da lagoa, propondo uma cobertura ótima de 20%.

Pavlineri, Skoulikidis e Tsihrintzis (2017) realizaram extensa revisão a 63 artigos de parâmetros de CFW publicados até 2017, maioria em mesocosmos ou piloto. Destes apenas três trabalhos com aplicação em escala real de águas pluviais ou rios urbanos foram encontrados. Os autores correlacionaram os parâmetros de projeto: área de cobertura, profundidade, tempo de retenção hidráulica (HRT), carga hidráulica (m.dia), concentração inicial (mg/L) e variação da concentração (final – inicial) para N e P (Quadro 5). Os autores concluíram haver correlação significativa negativa da eficiência de remoção de N com a profundidade e a carga hidráulica, e eficiência positiva com o tempo de retenção hidráulica (HRT) e a concentração inicial de N. Para P, o percentual de cobertura de vegetação, a profundidade e a carga inicial foram os parâmetros mais representativos, o que demonstrou que a sedimentação e a absorção direta pela planta são os caminhos preferenciais do P. Apesar dos resultados, os autores destacaram que para haver a remoção de nutrientes outros fatores como o arranjo do projeto, e a seleção de espécies de macrófitas influenciam na eficiência do sistema.

Walker, Tondera e Lucke (2017) apresentaram ter encontrado seis estudos aplicados em campo de CFW (Winston et al, 2013, Borne et al, 2013 e 2014, Chang et al, 2015, Hartshorn et al, 2017) em lagoas de retenção de águas pluviais que analisaram a remoção de sólidos suspensos e nutrientes. Os autores reforçaram que devido às diferenças de arranjos, amostragens, e procedimentos de avaliação em cada estudo, a comparação entre eles era difícil. Este estudo adicionou o parâmetro percentual de CFW sobre a área de drenagem conduzida ao CFW, equivalente a 0,14% do CFW em relação à área de drenagem residencial urbana. O comprimento do CFW neste experimento foi de 30 m, com barreiras impermeáveis nas laterais, na entrada e saída do CFW dentro da lagoa de retenção, obtendo reduções de 81% de SST.

Quadro 5 – Correlação entre parâmetros de projeto de CFW para remoção de nitrogênio total e fósforo total em CFW.

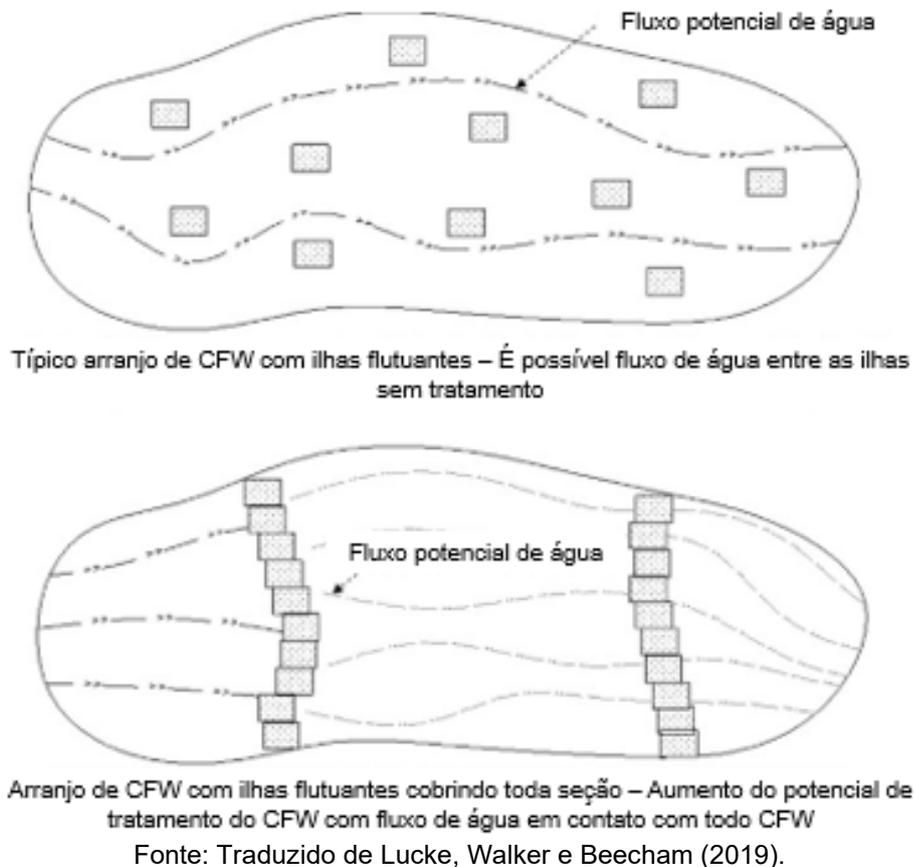
Nitrogênio Total		% cobert. da vegetação	Prof. (m)	HRT (d)	Carga hid (m/s)	Conc. inicial (mg/L)	Varição conc. (mg/L)
% cobert. da vegetação		1					
Prof. (m)		-0,314	1				
HRT (d)		-0,175	-0,174	1			
Carga hid (m/s)		-0,015	0,528	-0,776	1		
Conc. inicial (mg/L)		0,093	-0,537	0,191	-0,182	1	
Varição conc. (mg/L)		0,071	-0,69	0,443	-0,528	0,841	1
Fósforo Total		% cobert. da vegetação	Prof. (m)	HRT (d)	Carga hid (m/s)	Conc. inicial (mg/L)	Varição conc. (mg/L)
% cobert. da vegetação		1					
Prof. (m)		-0,634	1				
HRT (d)		-0,452	0,13	1			
Carga hid (m/s)		-0,296	0,675	-0,497	1		
Conc. inicial (mg/L)		0,281	-0,663	-0,329	-0,237	1	
Varição conc. (mg/L)		0,24	-0,773	-0,056	-0,058	0,84	1

Fonte: Adaptado de Pavlineri, Skoulikidis e Tsihrantzis (2017).

O primeiro trabalho de revisão a discutir especificamente parâmetros de projeto de CFW para águas pluviais aplicados em campo foi o artigo de Lucke, Walker e Beecham (2019). Estes autores analisaram oito artigos aplicados e chegaram a cinco recomendações:

- Monitoramento prévio à implantação do *wetland* construído flutuante para poder relacionar a influência dos eventos de precipitação sobre os parâmetros de qualidade de água;
- Caracterização do tempo de retenção hidráulico e sua influência sobre a qualidade de água, bem como identificação da ocorrência de recirculações e curtos circuitos;
- Incluir sistema controle sem o *wetland* construído flutuante quando possível, o que permite quantificar outros processos não atrelados aos *wetlands*, principalmente em lagoas;
- Realizar amostragem do tecido das plantas no início e no final da estação de crescimento e realizar mensalmente análises de qualidade de água;
- Incorporar mecanismos que evitem curtos-circuitos, pois a eficiência do tratamento depende do contato água e raízes. Um exemplo é ocupar toda a seção transversal do corpo hídrico (Figura 9)

Figura 9 – Recomendação de arranjo dos *wetlands* construídos flutuantes para ocuparem toda a seção transversal do corpo hídrico e evitar curtos-circuitos.



Lucke, Walker e Beecham (2019) relataram que a maioria dos artigos careciam de informações de caracterização física do corpo da água, o que dificulta a estimativa do tempo de retenção hidráulica (HRT) no CFW. Conforme observado nos estudos, o maior percurso de água em contato com as raízes forneceu maiores eficiências. Maioria dos artigos publicados cuja seção transversal dos CFW ocupou toda a seção do canal ou lagoa tiveram resultados satisfatórios. Peterson et al, (2021) informou um tempo de retenção médio de 33 minutos, com remoções médias de 6,9% de nitrogênio total e 6% de fósforo no Rio Chicago. O projeto, no entanto, foi realizado somente nas margens do curso de água.

Segundo Colares et al., (2020) a profundidade de água abaixo do CFW é um dos principais aspectos a serem considerados no projeto, com recomendação de profundidade mínima de 0,8 m. Em profundidades rasas é esperado haver maiores remoções de partículas finas e sólidos suspensos, enquanto, maiores profundidades permite a formação de uma zona livre abaixo do CFW, o que permite a remoção de sólidos suspensos por sedimentação. A altura mínima recomendada é a possibilidade

das macrófitas se fixarem no fundo do curso de água e ficarem submersas com a elevação do nível de água, o que provocaria a morte das macrófitas.

Segundo Sharma, Vymazal e Malaviya (2021) após 30 anos do uso de CFW para o tratamento de águas residuárias e águas pluviais, não existem parâmetros fixos de projeto disponíveis. Os autores destacaram que tipos de macrófitas, percentual de cobertura vegetal, profundidade de água e instalação de métodos artificiais para garantir flutuação são os parâmetros mais significativos.

Quanto à seleção de macrófitas Wang e Sample (2014) sugeriram a seguinte ordem de seleção de espécies de plantas: (1) espécies nativas e não-invasivas; (2) plantas perenes; (3) plantas terrestres; (4) crescimento hidropônico; (5) plantas com aerênquima. Segundo Pavlineri, Skoulikidis e Tsihrintzis (2017) diversas macrófitas foram testadas em CFW em mesocosmos com diferentes performances para as mesmas espécies. O gênero *Canna spp.* é o mais utilizado nos artigos avaliados. Outros gêneros como *Typha spp.*, *Cyperus spp.* e *Poaceas spp.* também foram muito testados.

Rigotti, Pasqualini e Rodrigues (2020) obtiveram reduções de 78% de nitrogênio total com *Typha domingensis* em CFW em mesocosmos para tratamento de água pluvial sintética após 7 dias. A espécie foi selecionada por ser uma macrófita emergentes nativa com ocorrência no sul do Brasil. Os autores utilizaram uma densidade de 50 plantas por m<sup>2</sup>, permitindo um espaçamento de 10 cm entre cada planta. Rigotti (2019) afirmou que este espaçamento auxiliou na propagação de brotos e rizoma para os espaços vazios.

Segundo Carvalho, Báez-Lizarazo e Ritter (2021) existem três espécies do gênero *Typha* no Brasil, com ocorrência em todas as regiões fitogeográficas: *Typha angustifolia*, *Typha domingensis* e *Typha latifolia*. O gênero *Typha spp.* é também conhecido como taboa, e é considerada uma espécie sagrada por povos tradicionais das Américas, África, Ásia e Europa, utilizada para fins alimentícios, artesanais, medicinais, tecnológicos e de rituais.

O Quadro 6 sintetiza os principais artigos de revisão de parâmetros e os principais resultados e recomendações. Os quadros Quadro 7 e Quadro 8 apresentam os principais artigos aplicados de CFW, seus resultados, parâmetros e arranjos. Como pode ser constatado, a maioria dos projetos aplicados destacados estão concentrados nos Estados Unidos, México, Europa, Austrália, Nova Zelândia e China. Não foram

encontrados trabalhos aplicados na América do Sul aplicado em escala real para águas pluviais no recorte desta pesquisa.

Quadro 6 – Artigos de revisão e principais resultados e recomendações com CFW aplicados ao tratamento de águas pluviais urbanas.

<b>N</b>	<b>Autor (Ano)</b>	<b>Título</b>	<b>Resultados e recomendações</b>
1	Headley e Tanner (2012)	<i>Constructed Wetlands With Floating Emergent Macrophytes: An Innovative Stormwater Treatment Technology</i>	Forneceu dados de eficiência de qualidade de água e parâmetros como profundidade, HRT, área de cobertura em estudos em mesocosmos e pilotos.
2	Borne et al., (2015)	<i>Implementation and Maintenance of Floating Treatment Wetlands for Urban Stormwater Management</i>	Apresentou tabela resumo de parâmetros a serem considerados, como área de cobertura, macrófitas, ancoragem e localização, sedimentos e monitoramento.
3	Chang et al (2017)	<i>Artificial floating islands for water quality improvement</i>	Apresentou dados de eficiência e comparou CFW e <i>wetlands</i> convencionais
4	Pavlineri, Skoulikidis e Tsihrintzis (2017)	<i>Constructed Floating Wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis</i>	Apresentou extensa revisão de trabalhos em mesocosmos e pilotos, e realizou análise de regressão de parâmetros de projeto e eficiência de remoção de N, P e NH <sub>4</sub> . Apresentou ordem de seleção de espécies de plantas <i>apud</i> Wang e Sample (2014): (1) espécies nativas e não-invasivas; (2) plantas perenes; (3) plantas terrestres; (4) crescimento hidropônico; (5) plantas com aerênquima.
5	Lucke, Walker e Beecham (2019)	<i>Experimental designs of field-based constructed floating wetland studies: A review</i>	Apresentou análise de parâmetros construtivos e de locação de CFW em oito estudos aplicados até então.
6	Colares et al (2020)	<i>Floating treatment wetlands: A review and bibliometric analysis</i>	Revisão foi aplicada a todos as aplicações de CFW, em escala real e mesocosmos. Alguns parâmetros gerais foram enumerados como HRT, profundidade de água, área de cobertura em relação à lagoa, densidade de plantas, características das macrófitas.
7	Shahid et al., (2020)	<i>Role of microorganisms in the remediation of wastewater in floating treatment wetlands: A review</i>	Destacou as plantas mais utilizadas em CFW: gêneros <i>Canna</i> , <i>Typha</i> , <i>Phragmites</i> e <i>Cyperu</i> . Características desejadas: robusto crescimento de folhas, raízes extensivas e fibrosas, aerênquima nas raízes e rizomas.
8	Sharma, Vymazal e Malaviya (2021)	<i>Application of floating treatment wetlands for stormwater runoff: A critical review of the recent developments with emphasis on heavy metals and nutrient removal</i>	Destacou os parâmetros mais significativos de CFW: Tipos de espécies, percentual de cobertura vegetal, profundidade de água, instalação de métodos artificiais para garantir flutuação. Recomendou necessidade de 5 anos de estudos em escala real.
9	Tirpak et al (2022)	<i>Optimizing floating treatment wetland and retention pond design through random forest: A meta-analysis of influential variables</i>	Revisão de parâmetros de CFW e lagoas de retenção em oito estudos em escala real. Incluiu estudos que não cobriram toda seção da lagoa. Recomendou maiores estudos em escala real.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Quadro 7 – Artigos com aplicações em escala real de CFW para tratamento de águas pluviais urbanas: local de aplicação, eficiências, parâmetros e recomendações.

<b>Autor (ano)</b>	<b>Aplicação</b>	<b>Estudo/ eficiência</b>	<b>Parâmetros</b>	<b>Recomendações/ Conclusões</b>
White (2021)	Lagoa de retenção de águas pluviais eutrofizada. Brevard, Florida – EUA (2016 a 2020). Classif. Koppën: Cfa.	Análise da incorporação de N e P através de poda. 73.000 kg de biomassa foram cortadas, 1026 kg de N e 262 kg de P removidos.	Cobertura da lagoa de 5%, CFW = 900 m <sup>2</sup> ; 4 x 225 m <sup>2</sup> , L = 2,4 m. Toda seção; 26,6 plantas/m <sup>2</sup> ;	Conhecer a massa seca total do tecido das plantas é crucial para precisão da remoção de nutrientes.
Peterson <i>et al</i> (2021)	Rio Chicago (2018 a 2019). Diferentes plantas entre macrófitas e arbustivas. Objetivos iniciais do projeto foram para vida silvestre e paisagismo. Classif. Koppën: Dfa	Coleta de água a 30 cm. Análises, N-NO <sub>3</sub> -7%; e PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> -6% (estação de crescimento). DO e temperatura não tiveram diferenças significativas.	CFW = 90 m <sup>2</sup> (L=30m, x 3m) Não cobria toda seção: 3m em 37 m. Vazão média 0,88 m <sup>3</sup> /s, HRT = 33 min (0,023d).	Diferença significativa entre estações de crescimento e de dormência para N. Absorção de nutrientes pela planta e MO foram os mecanismos principais de redução de nutrientes.
Bai <i>et al.</i> , (2020)	Rio Yitong, área urbana de Changchun, Jilin, NE China. Vazão desviada do rio para tratamento com CFW e <i>wetlands</i> convencionais em série. 2016. Macrófita: alface da água ( <i>Pistia ssp.</i> ). Classif. Koppën: Dwb	SS: -80%; Não apresentou demais parâmetros com clareza para CFW. Demais <i>wetlands</i> são representados.	CFW = 150 m <sup>2</sup> , 25 x (3m x 2m). 20 plantas/m <sup>2</sup> . Substrato das plantas: 25 cm de rochas vulcânicas. v = 0,42 m/d. HRT = 0,83 d.	CFW promoveu a redução de SS, evitando a colmatção dos <i>wetlands</i> convencionais. Resultados globais excelentes para recuperação de rios urbanos.
Walker, Tondera e Lucke (2017), Nichols <i>et al</i> (2016) e Schwammberger, Walker e Lucke (2017)	Lagoa de retenção de águas pluviais, Bongaree, Queensland, Australia. Dois anos de monitoramento. Área residencial de baixa densidade. Classif. Koppën: Cfa.	SST: -81%; TP: -52%; TN: -17%. NO <sub>3</sub> -N: -47%	CFW = 101 m <sup>2</sup> para 7,46 ha de área de contribuição (0,14%). L > 30 m. Uso de barreiras impermeáveis nas laterais. Toda seção.	Concentrações de entrada baixas. Dificuldade em comparar com outros estudos, devido aos diferentes arranjos e concentrações de entrada.

Quadro 7 – Artigos com aplicações em escala real de CFW para tratamento de águas pluviais urbanas: local de aplicação, eficiências, parâmetros e recomendações (continuação).

Autor (ano)	Aplicação	Estudo/ eficiência	Parâmetros de projeto	Recomendações/ Conclusões
Olguin et al. (2017)	Lagoa de retenção de águas pluviais, Xalapa, Veracruz, México. Contribuições de esgotos domésticos. 2014 a 2016. Macrófitas: <i>Cyperus Papyrus</i> e <i>Pontederia sagittata</i> . Classif. Koppën: Cfb.	Análises a 30 cm de prof. A cada 45 dias, antes e depois de cada CFW. DO: + 23% a 56% FColif.: -9% a -86% NO3-N: -9% a -76% P: -2% a -71%. Aumento em algumas amostras.	Dois CFWs: 17 m <sup>2</sup> e 33 m <sup>2</sup> , localizados na entrada da lagoa. 24 plantas/m <sup>2</sup> . L= 2x(1m). Não há dados de vazão ou HRT.	pH alcalino pode ter resultado nas reduções de F.Colif. Grande aumento de DO é atribuído <i>Cyperus papyrus</i> . Grande redução de N e P em períodos de alta luminosidade e temperatura.
Hartshorn et al (2016)	Experimento em três lagoas de retenção de águas pluviais, Gainesville, Florida, Estados Unidos. Classif. Koppën: Cfa.	-33% TN; -77% TP;	5% de cobertura em cada lagoa. Não cobriam toda seção.	Resultados para N foram melhoras durante eventos de precipitação.
Chang et al (2015)	Duas lagoas de retenção de águas pluviais de áreas comerciais de baixa densidade. Orlando, Florida, Estados Unidos. 2010 a 2012. Classif. Koppën: Cfa.	Lagoa 1 = TN: -+3%; TP: -22%; Lagoa 2: TN: -15%; TP: -43%;	CFW1 = 6,4% de cobertura da lagoa. 27 plantas/m <sup>2</sup> . CFW 2 = 30 m <sup>2</sup> 8,7% de cobertura. Ilhas isoladas, não cobriam toda seção.	Resultados foram diferentes em termos de N para cada lagoa. Enquanto para P foram similares.
Borne; Fassman e Tanner (2013), Borne; Tanner; Fassman-Beck (2013) e Borne et al (2015)	Lagoa de retenção de águas pluviais de rodovia. Auckland, Nova Zelândia. 2010 a 2012. Classif. Koppën: Cfb.	SST: -41%; PZn: -40%; PCu: -39%	CFW: 50m <sup>2</sup> (5,2 m x L=9,75 m). Toda seção. 17 plantas/m <sup>2</sup> .	Enclausuramento de contaminantes metálicos no biofilme das raízes para eventos de precipitação indicaram ser a principal via de remoção desses contaminantes.

Quadro 7 – Artigos com aplicações em escala real de CFW para tratamento de águas pluviais urbanas: local de aplicação, eficiências, parâmetros e recomendações (continuação).

Autor (ano)	Aplicação	Estudo/eficiência	Parâmetros	Recomendações / Conclusões
Schwammberger, Yule e Tindale (2020)	Lagoa de retenção de águas pluviais. Queensland. Austrália. 25 meses de monitoramento. Maior CFW aplicado no mundo. Classif. Koppën: Cfa.	Não apresenta eficiências de remoção em função dos objetivos do artigo, que foram incorporação de nutrientes pelas plantas.	CFW1: 92 m x 11,5 m. CFW2: 32 m x 32 m. CFW total = 2.088 m <sup>2</sup> para 450.000 m <sup>2</sup> de área de drenagem (0,46%). 8,7 plantas/m <sup>2</sup> .	Não apresentou parâmetros.
Winston et al (2013)	Duas lagoas de retenção de águas pluviais de áreas de estacionamento e rodovias (2008 a 2010). Durhan, Carolina do Norte, Estados Unidos. Classif. Koppën: Cfa.	O experimento não apresentou percentuais.	CFW1 = 9% de cobertura da lagoa. CFW2 = 18% de cobertura da lagoa. Não cobriram toda seção da lagoa. Ilhas isoladas.	Resultados foram modestos, embora todos os parâmetros antes e depois da instalação do CFW reduziram nas duas lagoas.
De Stefani et al., (2011)	Experimento em 3 córregos afluentes do Rio Sile, Treviso, Itália. Experimento 1: 2005 a 2006. Experimentos 2 e 3: 2006 a 2008. Macrófitas mistas: <i>Phragmites australis</i> , <i>Carex elata</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Typha latifolia</i> , etc. Classif. Koppën: Cfa.	Experimento 1: DQO -66%; DBO -52%. P -65% Experimento 2: DQO -38%; NO3-N -12%; TN -13%; Experimento 3: DQO - 28%; NO3-N -14%; TN -29%.	Experimento 1: CFW = 12 m <sup>2</sup> . 8 m x L = 1,5 m, v = 0,09 m/s (HRT = 16 s) – Toda seção. Experimento 2: CFW = 13m <sup>2</sup> . 2x (6,5 m x L = 1,0 m) espaçado 3 m, toda seção. Q = N.I. Experimento 3: 24m <sup>2</sup> . 2x (8 m x L = 1,5 m) espaçado 3 m, toda seção. Q = N.I.	pH e DO não foram afetados pelo CFW nos experimentos 2 e 3. Resultados baixos para P, com exceção do experimento 1. O CFW comercial foi construído em Acetato de Vinila Etileno. O CFW suportou as variações de vazão.
Revitt et al., (1997) e Chong et al (1999)	Piloto instalado em aeroporto para tratar águas pluviais com glicol, entre 1995 e 1996, Londres, Inglaterra. <i>Typha latifolia</i> e <i>Paragmites Australia</i> . Classif. Koppën: Cfb.	DQO: -30% de DQO; PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (-20% a -30%)	Dois canais paralelos com CFW (15m <sup>2</sup> ) = 3m x L=5m, toda seção, plantas diferentes em cada. Q = N.I. HRT = N.I.	Plantas e eficiências não foram comprometidas com doses de glicol.

Legenda: Q=vazão; HRT: Tempo de Retenção Hidráulico. N.I. Não Informado. TN: Nitrogênio total; TP: Fósforo total. L=comprimento longitudinal. SST: Sólidos suspensos totais. F. Coli: Coliformes fecais. MO. Matéria orgânica.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Quadro 8 – Arranjos de CFW com aplicações em escala real para tratamento de águas pluviais urbanas.

**Autor (ano):** **Imagens de arranjos de CFW aplicados para tratamento de águas pluviais.**  
**características.**

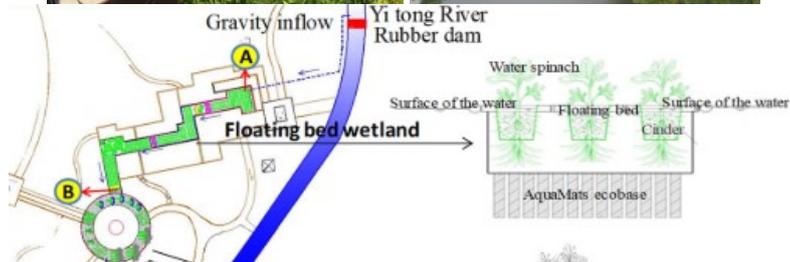
White (2021):  
 Lagoa de retenção de águas pluviais, CFW 900 m<sup>2</sup> – 4x 225 m<sup>2</sup>.  
 Florida, EUA.



Peterson (2021):  
 CFW: 90 m<sup>2</sup> – 3m x 30m. Rio Chicago, Chicago, EUA.



Bai et al., (2020)  
 CFW: 125 m<sup>2</sup>: 25 x (3m x 2m). Rio Yitong, NE China.



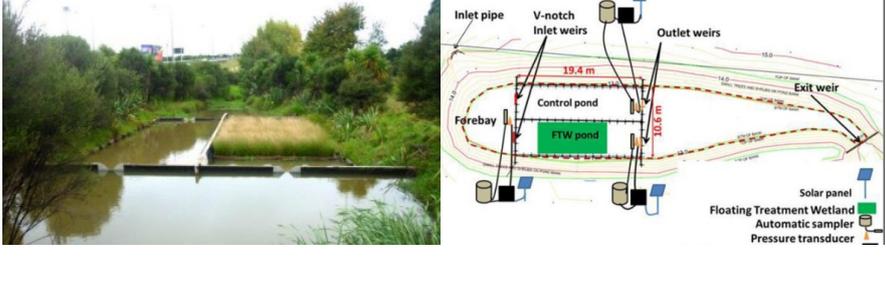
Schwammberger, Yule e Tindale (2020)  
 Lagoa de retenção de águas pluviais. CFW1: 92 m x 11,5 m. CFW2: 32 m x 32 m. Queensland, Austrália.



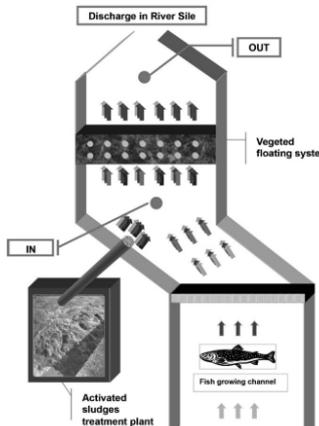
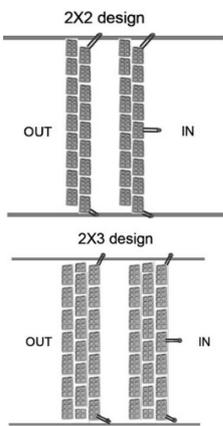
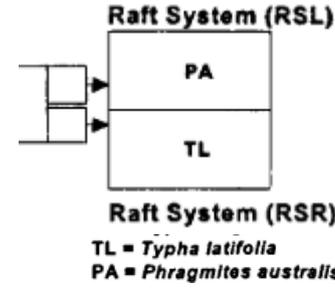
Olgúin et al (2017):  
 Lagoa de águas pluviais. CFW: 50 m<sup>2</sup> (17,5m<sup>2</sup> + 33 m<sup>2</sup>). México.



Quadro 8 – Arranjos de CFWs com aplicações em escala real para tratamento de águas pluviais urbanas (*continuação*).

Autor (ano): características.	Imagens de arranjos de CFWs aplicados para tratamento de águas pluviais.
Walker, Tondera e Lucke (2017): Lagoa de retenção de águas pluviais. CFW=101 m <sup>2</sup> , L> 30 m. Queensland. Austrália.	
Hartshorn <i>et al</i> (2016). Canal de águas pluviais. Ilhas isoladas, 5% de cobertura. Florida. EUA.	
Chang <i>et al</i> (2015): Duas lagoas de retenção de águas pluviais, CFW = 30 m <sup>2</sup> em cada lagoa Florida, EUA.	
Borne, Fassman e Tanner (2013) Lagoa de retenção de águas pluviais com controle. CFW de 50 m <sup>2</sup> , toda seção. Auckland. Nova Zelândia.	
Whiston <i>et al</i> (2013). Duas lagoas de águas pluviais. Durham. North Carolina. Estados Unidos	

Quadro 8 – Arranjos de CFWs com aplicações em escala real para tratamento de águas pluviais urbanas (*continuação*).

Autor (ano): características.	Imagens de arranjos de CFWs aplicados para tratamento de águas pluviais.
<p>(De Stefani et al., 2011) Experimentos em três rios do Norte da Itália, Treviso, Rio Sile.</p>	 
<p>Revitt et al., (1997) e Chong et al (1999). Experimento piloto em aeroporto de Londres, Inglaterra. (1o experimento de CFW publicado.</p>	

Fonte: Elaborado pelo autor.

### 3.6.4 Parâmetros de projetos de sistemas *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial passíveis de serem aplicados em CFW

Em sistemas de tratamento de efluentes, a performance do sistema é altamente influenciada por taxas aplicadas (*loading rates*) de determinado parâmetro de estudo. Estas taxas são principalmente utilizadas para dimensionamento e comparação de sistemas. Segundo Von Sperling et al., (2020) as principais taxas aplicadas nestes sistemas são:

- Taxa de aplicação hidráulica superficial ou volumétrica, relativo a uma vazão ( $m^3/d$ ) associada a uma unidade de superfície ( $m^2$ ) ou volume ( $m^3$ );
- Taxa de aplicação orgânica superficial ou volumétrica, relativo a uma carga ( $g/d$  ou  $kg/d$ ) de um parâmetro como DQO, DBO, sólidos suspensos ou amônia, associada a uma unidade de superfície ( $m^2$ ) ou volume ( $m^3$ );
- Outras taxas, como a relação alimento/microorganismo (*F/M ratio*), idade de lodo, etc.

Em sistemas *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial aplicados ao Brasil para tratamento de esgotos domésticos, Von Sperling & Sezerino (2018) apresentaram parâmetros de projetos para as três variantes mais aplicadas no país: *Wetland* construído de escoamento horizontal subsuperficial (recebendo esgoto pré-tratado); *Wetland* construído de escoamento vertical (recebendo esgoto pré-tratado); e *Wetland* construído de escoamento vertical (Sistema Francês) (recebendo esgoto bruto) (Quadro 9). Apesar das diferenças entre os sistemas convencionais e flutuantes, estas taxas podem ser utilizadas como medida de comparação entre os sistemas (seção 5.4.1.2.6).

Quadro 9 – Taxas aplicadas consolidadas em sistemas *Wetland* de escoamento subsuperficial aplicados no Brasil.

<b>Tipo</b>	<b>Taxa de aplicação orgânica superficial máxima</b>	<b>Taxa de aplicação hidráulica superficial máxima</b>	<b>Taxa de aplicação orgânica máxima na seção transversal</b>
<i>Wetland</i> construído de escoamento horizontal subsuperficial	6 a 15 gDBO/(m <sup>2</sup> .d)	Tratamento de efluente primário, como tanque séptico: 0,02 a 0,08 m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> .d) ou pós-tratamento de efluente secundário advindo de processo pouco eficiente: 0,04 a 0,12 m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> .d)	250 gDBO/(m <sup>2</sup> .d)
<i>Wetland</i> construído de escoamento vertical	10 a 20 gDBO/(m <sup>2</sup> .d)	0,05 a 0,12 m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> .d)	Não se aplica.
<i>Wetland</i> construído de escoamento vertical (sistema francês) - 1º estágio	150 gDBO/(m <sup>2</sup> .d)	0,40 m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> .d)	Não se aplica.
<i>Wetland</i> construído de escoamento vertical (sistema francês) - 2º estágio	20 gDBO/(m <sup>2</sup> .d)	0,40 m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> .d)	Não se aplica.

Fonte: Von Sperling & Sezerino, (2018).

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 FLUXOGRAMA METODOLÓGICO

Com o objetivo de avaliar a aplicação de um *wetland* construído flutuante (CFW), como solução baseada na natureza (NBS), na revitalização de um curso de água urbano costeiro de clima subtropical, um conjunto de 16 balsas flutuantes (19 m<sup>2</sup> ao todo) plantadas com *Typha domiguensis* foi instalada em uma seção lântica artificial do Córrego do Hospital Universitário, Florianópolis/SC.

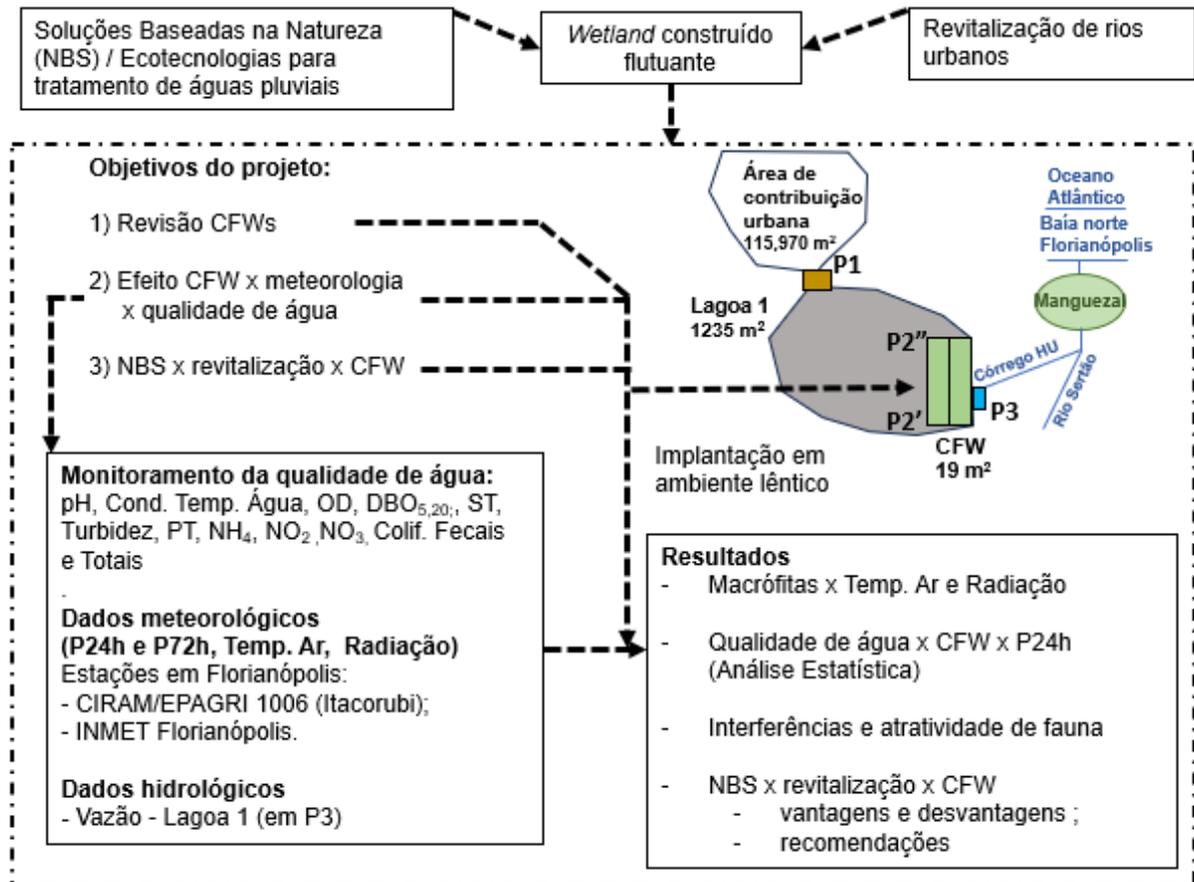
O projeto foi desenvolvido com base em parâmetros de projetos de CFW revisados na literatura para águas pluviais e rios urbanos. O sistema implantado foi monitorado ao longo de sete meses, sendo 41 dias sem o CFW (01/10 a 11/11 – período pré-projeto) e 169 dias de monitoramento do CFW (12/11 a 30/04). Para analisar como as condições meteorológicas e hidrológicas influenciaram no desempenho do CFW e este na revitalização do curso de água, parâmetros meteorológicos, hidrológicos, de desenvolvimento das macrófitas e de qualidade de água foram levantados:

- a) Parâmetros meteorológicos e hidrológicos: Dados horários de temperatura do ar, precipitação e radiação solar (estação meteorológica automática CIRAM-EPAGRI Itacorubi); vazão instantânea foi medida na saída da Lagoa 1 juntamente com as campanhas de qualidade de água;
- b) Desenvolvimento das macrófitas: crescimento das folhas, densidade de plantas por caixa e balsa, biomassa úmida e seca e desenvolvimento das raízes, em frequência mensal;
- c) Qualidade de água: em frequência semanal a diária para os parâmetros pH, temperatura da água, oxigênio dissolvido (OD) e condutividade (Qualidade 1); e em frequência semanal a quinzenal para os parâmetros de turbidez, fósforo total, sólidos totais, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub>, e coliformes fecais e totais.

Realizadas as análises estatísticas entre os parâmetros, os resultados incluem aspectos operacionais dos parâmetros de projeto selecionados, vantagens e desvantagens, influência de macrófitas não pertencentes ao projeto, atratividade de fauna e recomendações.

A Figura 10 apresenta o fluxograma metodológico do projeto.

Figura 10 – Fluxograma do projeto de pesquisa.



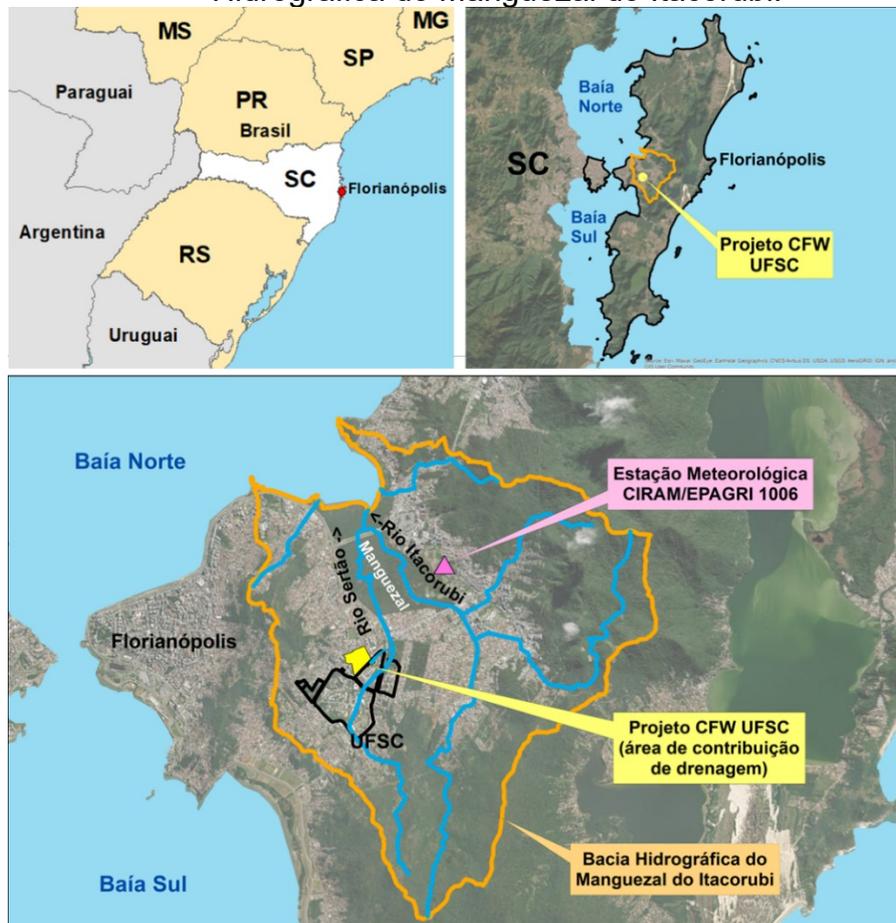
Legenda: pH: potencial hidrogeniônico; Cond: condutividade elétrica; Temp. Água: temperatura da água; OD: oxigênio dissolvido; DBO<sub>5,20</sub>: demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias a 20°C; ST: sólidos totais; PT: fósforo total; NH<sub>4</sub>: amônia; NO<sub>2</sub>: nitrito; NO<sub>3</sub>: nitrato; Colif.: coliformes; P24h: precipitação acumulada em 24h; P72h: precipitação acumulada em 72h; Temp.Ar: temperatura do ar.

Fonte: Elaborado pelo autor.

## 4.2 ÁREA DO PROJETO

O *wetland* construído flutuante (CFW) desta pesquisa foi instalado em uma seção lântica (Lagoa 1) de um curso de água urbano (Córrego do Hospital Universitário – HU) na parte insular do município de Florianópolis, Santa Catarina, sul do Brasil. A lagoa 1 está localizada nas dependências da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), bairro Trindade, Florianópolis, coordenadas (27°35'44" S e 48°31'01" O) (Figura 11).

Figura 11 – Localização do projeto de CFW em Florianópolis e em relação à Bacia Hidrográfica do Manguezal do Itacorubi.



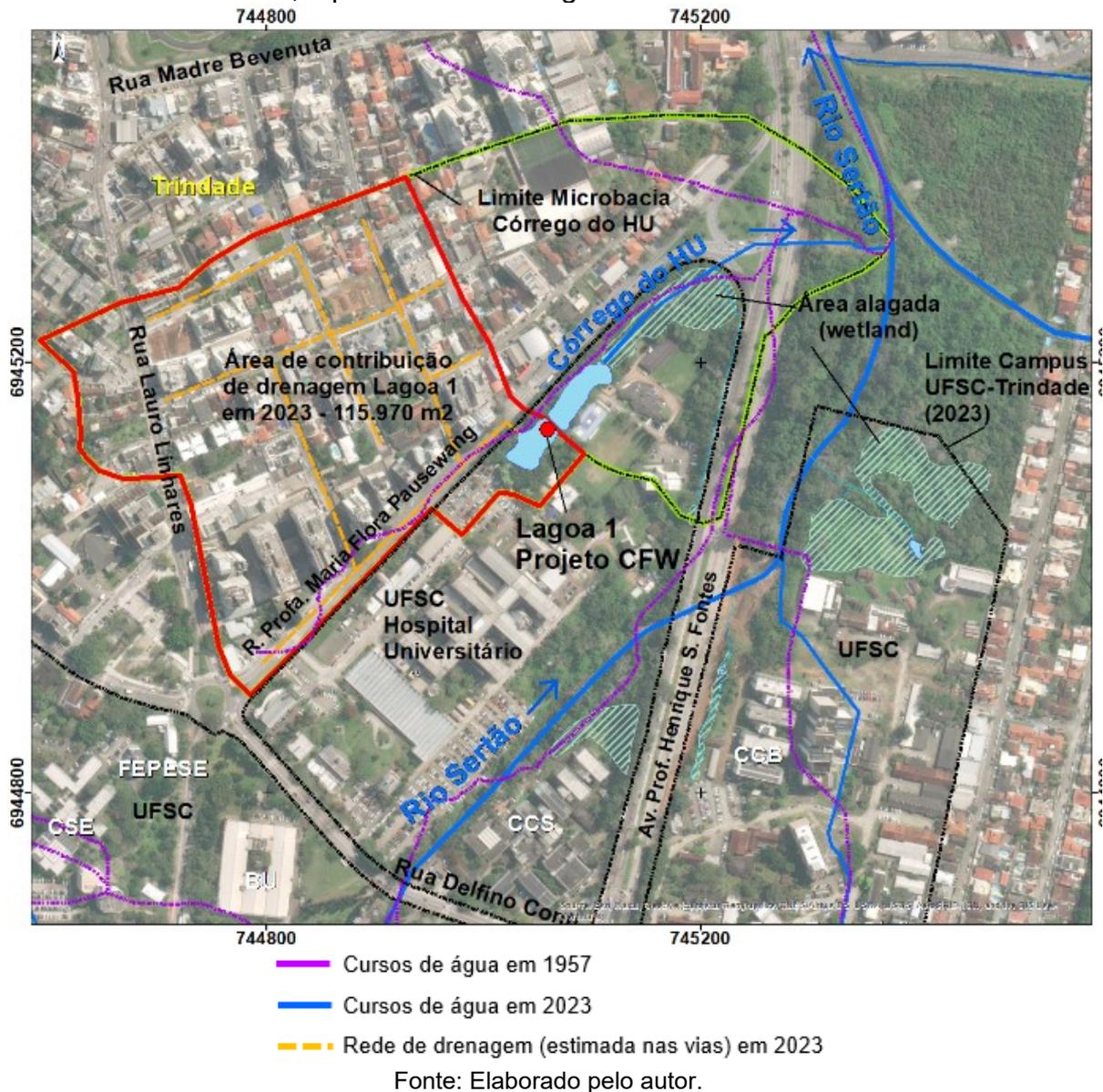
Fonte: Elaborado pelo autor.

O Córrego do HU é um tributário do Rio Sertão (também denominado Rio do Meio) e integra a Bacia Hidrográfica do Manguezal do Itacorubi, cujo principal rio, Rio Itacorubi, desagua na baía norte de Florianópolis, conectada ao oceano Atlântico. O Manguezal do Itacorubi, localizado na planície de inundação e na foz da bacia

hidrográfica que leva seu nome, possui área de 21,6 ha, e é uma unidade de conservação de categoria Parque Natural Municipal (OBSERVAUFSC, 2018).

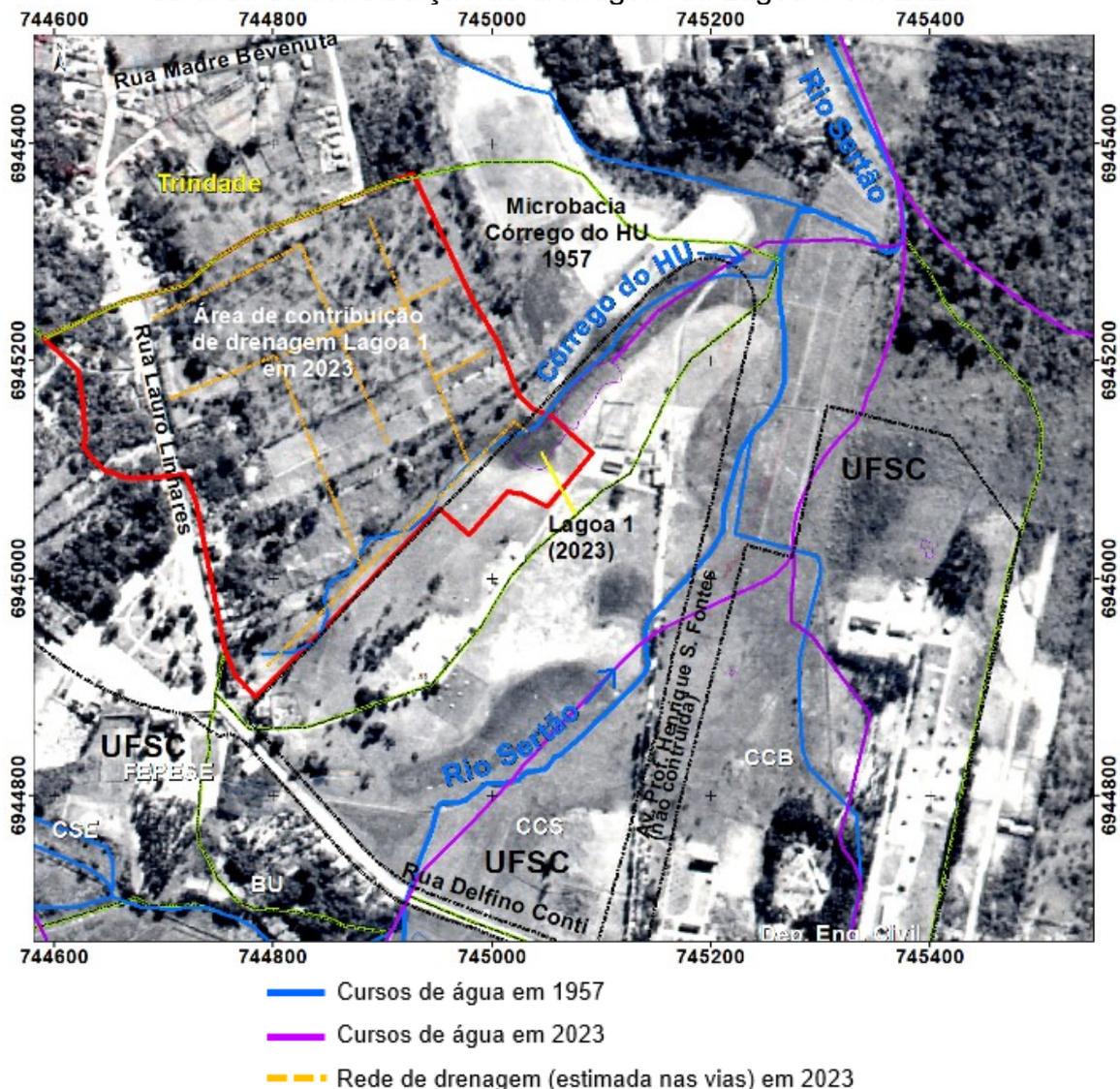
A área de contribuição de drenagem da Lagoa 1 é 115.970 m<sup>2</sup>, com 109.100 m<sup>2</sup> (94%) em área externa ao campus composta por vias públicas asfaltadas e áreas urbanas densas residenciais e comerciais, e apenas 6.800 m<sup>2</sup> (6%) na área da UFSC composta por área de estacionamento e edificações do Hospital Universitário. A área de contribuição foi delimitada com base nas curvas de nível obtidas do modelo digital de elevação do estado de Santa Catarina (SANTA CATARINA, 2022) (Figura 12).

Figura 12 – Área de contribuição de drenagem da Lagoa 1, localização do projeto de CFW, e percurso do córrego do HU até o Rio Sertão.



O local de nascente e a rede de drenagem da área de contribuição da Lagoa 1 são desconhecidas, possivelmente localizadas sob as vias de acesso. Imagem aérea de 1957 mostra a área antes das urbanizações, na qual pode se ver o córrego do HU onde atualmente está a Av. Profa. Maria Flora Pausewang. A imagem também apresenta áreas escuras característica de áreas alagadas onde atualmente estão localizadas as Lagoas 1 e 2, e a área alagada remanescente a jusante da lagoa 2. Observa-se também que o Rio Sertão ainda não estava retificado, apresentando meandros na região próximo à foz do Córrego do HU, e áreas alagadas marginais. A foz do Córrego do HU na imagem de 1957 está 110 metros à montante do local da foz atual. Também não há na imagem a Av. Prof. Henrique Silva Fontes (Figura 13).

Figura 13 – Microbacia do Córrego do HU sobre imagem aérea de 1957, com limite da área de contribuição de drenagem da Lagoa 1 em 2023.

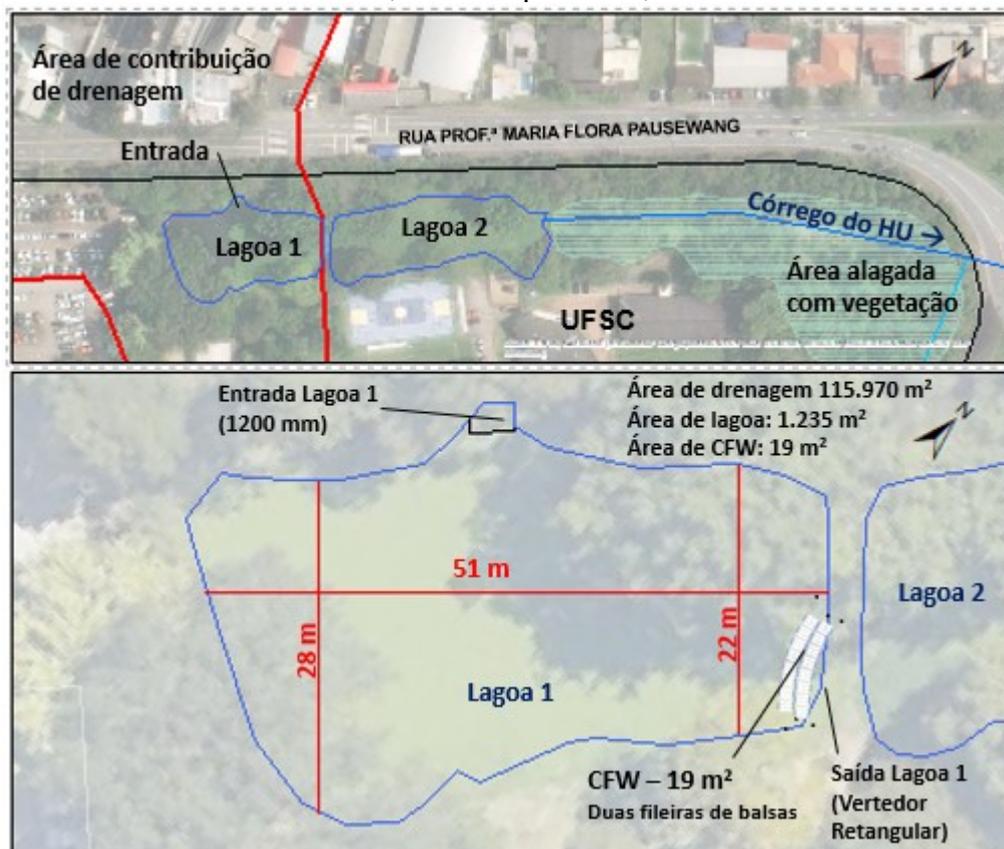


Fonte: Elaborado pelo autor a partir de imagem aérea de 1957 de Santa Catarina (2022).

A Lagoa 1 marca o início não tubulado do Córrego do HU. As águas da Lagoa 1 vertem por um vertedor retangular a uma segunda lagoa, denominada Lagoa 2. Da Lagoa 2, as águas vertem para uma área alagada com variação de vegetação arbórea de mata atlântica em recuperação e alagados (*wetland*). Após a área alagada, as águas percorrem trecho tubulado sob a Avenida Prof. Henrique da Silva Fontes até um canal aberto de ligação com o Rio Sertão. Entre a Lagoa 1 e a foz do Córrego do HU no Rio Sertão, as águas percorrem 420 m.

A lagoa 1 possui área superficial de 1.235 m<sup>2</sup>. A profundidade atual de lodo na lagoa varia entre 30 cm próximo às margens, à 1m na região central. As profundidades reais da lagoa são desconhecidas. As águas pluviais da área de contribuição adentram na Lagoa 1 através de uma tubulação em concreto de 1.200 mm, e cuja qualidade evidencia contaminação por efluentes domésticos (Figura 14 e Figura 15).

Figura 14 – Áreas do projeto e localização do sistema de CFW instalado na Lagoa 1, área de estudo, Florianópolis/SC, sul do Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 15 – Início não tubulado do Córrego do HU, Lagoas 1 e 2.



A – Detalhe da entrada de águas pluviais na Lagoa 1, acúmulo de sedimentos e coloração escura da água.

B – Tubulação em concreto de 1200 mm parcialmente soterrada na entrada de água pluviais na lagoa 1.



C – Localização da entrada de águas pluviais e vertedor de saída da Lagoa 1 e macrófitas de superfície na Lagoa 2. Ausência de macrófitas de superfície na Lagoa 1 em função de limpeza.

Fonte: Autor em 30/06/2022.

#### 4.3 PARÂMETROS DE PROJETO SELECIONADOS

Conforme os estudos apresentados nos quadros

Quadro 6, 7 e 8, há uma grande variabilidade nos parâmetros de projetos de experimentos aplicados em escala real de CFW. Algumas características, no entanto, foram consensuais para a eficiência dos sistemas no tratamento de águas pluviais e rios urbanos (Quadro 10).

Os materiais utilizados no CFW foram escolhidos em função da disponibilidade do material, facilidade de instalação, possibilidade de alterações de arranjos e possibilidade de replicação da ecotecnologia em outros ambientes lânticos. A estrutura é similar à aplicada por Olguín *et al* (2017) em uma lagoa de retenção de águas pluviais em Veracruz, México, com utilização de bombonas de água de 20 l e caixas agrícolas.

Este projeto atingiu uma relação entre área do CFW (19,2 m<sup>2</sup>) e a área de contribuição de drenagem (115.970 m<sup>2</sup>) de 0,017%, relação muito inferior à utilizada por Walker, Tondera e Lucke (2017) com relação de 0,14%, e do maior CFW reportado na literatura de Schwammberger, Yule e Tindale (2020) com relação de 0,46%.

**Quadro 10 – Parâmetros de projeto definidos para o CFW e justificativas de seleção.**

<b>Parâmetro de projeto</b>	<b>Escolhido</b>	<b>Justificativa</b>
Material de flutuação	Bombonas 20 l	Em função da disponibilidade do material e facilidade de instalação, conforme Olgúin et al (2017).
Material suporte para crescimento das macrófitas	Caixas agrícolas (do tipo hortifruti) = 0,20 m <sup>2</sup> (55cm x 36,5 cm x 31cm)	Em função da disponibilidade do material, facilidade de instalação e flexibilidade para composição de diferentes arranjos, conforme Olgúin et al (2017).
Comprimento (paralelo ao fluxo de água)	$L = 2 * 1,10 \text{ m} = 2,20 \text{ m}$	$L \geq 2 \text{ m}$ . De Stefani et al (2011) e Olgúin et al (2017) tiveram bons resultados com L entre 2m e 3m.
Área de cada balsa	Seis caixas agrícolas = 1,2 m <sup>2</sup>	Em função da flutuabilidade, peso do conjunto e arranjo (macrófitas + caixas).
Número de balsas	16 balsas (2 fileiras)	Cobrir toda seção do curso de água e evitar curto-circuitos. Fileira interna de 9 balsas (lagoa) e externa de 7 balsas (margem).
Área do CFW	19,2 m <sup>2</sup>	Duas fileiras de balsas de CFW, localizados na saída da lagoa de retenção.
Relação área do CFW em relação à área de contribuição	Relação $A_{CFW}/A_{cont}$ : $19/115.970 = 0,017\%$ Área de contribuição = 115.970 m <sup>2</sup> estimada.	Relação de 0,14% foi utilizada por Walker, Tondera e Lucke (2017). Schwammberger, Yule e Tindale (2020) construíram o maior CFW reportado (2.088 m <sup>2</sup> ) com relação de 0,46%.
Relação área do CFW em relação à área da lagoa de retenção:	Relação $A_{CFW}/A_{lagoa}$ : $19/1.235 = 1,5\%$ Área da lagoa = 1.235 m <sup>2</sup>	Olgúin et al (2017) obtiveram resultados positivos com 0,33% (50,5 m <sup>2</sup> de CFW em lagoa de 15.000 m <sup>2</sup> ).
Profundidade do curso de água	H = 0,40 m (profundidade média no local de aplicação)	Colares et al (2020) recomenda uma profundidade mínima de 0,80 m em ambientes com variação de nível, não sendo o caso da Lagoa 1, com baixas variações de nível verificadas.
Macrófitas - seleção:	<i>Typha dominguensis</i> (nome popular Taboa)	Espécie nativa disponível na área do projeto, de aplicação reconhecida no tratamento de águas residuárias, Celis (2016). Espécie utilizada por Rigotti, Pasqualini e Rodrigues (2020) em mesocosmo para tratamento de águas pluviais no sul do Brasil.
Macrófitas - densidade:	30 plantas / m <sup>2</sup> (6 plantas por caixa de 0,2 m <sup>2</sup> )	Densidade de 50 plantas/m <sup>2</sup> foi testada em mesocosmo por Rigotti, Pasqualini e Rodrigues (2020) com <i>Typha dominguensis</i> com 78% de remoção de nitrogênio total após 7 dias.

Fonte: Elaborado pelo autor.

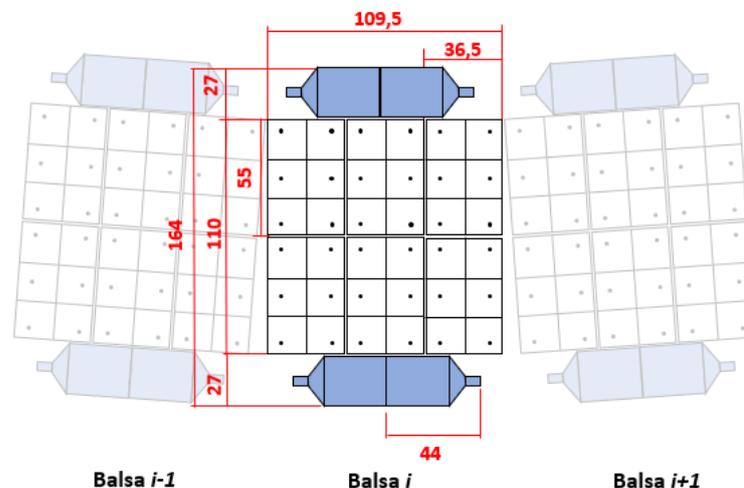
#### 4.4 MONTAGEM DO EXPERIMENTO

##### 4.4.1 Balsas e arranjo

A montagem do experimento ocorreu entre julho e setembro de 2022. A partir da seleção do material, uma balsa modelo foi desenvolvida com base na flutuabilidade e peso da estrutura, com o agrupamento de seis caixas agrícolas para composição de uma balsa. A flutuação foi atingida por quatro bombonas de 20l. As caixas agrícolas (do tipo hortifruti) foram padronizadas para o volume de 50 l (31 cm de altura x 36,5 cm de largura x 55 cm de comprimento). As bombonas foram vedadas com fita adesiva resistente à água. Entre as caixas agrícolas foram utilizadas abraçadeiras de nylon de 4,8 mm de espessura e 30 cm de comprimento, e a fixação das bombonas às caixas agrícolas foi realizada utilizando fio de nylon 0,8 mm. Para reduzir a incidência solar direta sobre as bombonas e proporcionar melhoria paisagística nas balsas, foram dispostos materiais vegetais secos sobre as bombonas (Figura 16).

O arranjo do projeto foi composto por 16 balsas, organizadas em duas fileiras e posicionadas na saída da lagoa 1. Cada balsa resultou em área superficial de plantio de macrófitas de 1,20 m<sup>2</sup> (área de base de seis caixas agrícolas), totalizando 19,2 m<sup>2</sup> de área de CFW (Figura 16 e Figura 17). O posicionamento do CFW na saída da Lagoa 1 objetivou a coleta de amostras de saída do CFW em um único local, localizado junto ao vertedor da lagoa 1, enquanto a entrada do CFW foi composta por dois pontos de amostragem à montante do CFW.

Figura 16 – Balsa com seis caixas agrícolas e quatro bombonas de 20 l utilizadas no CFW desta pesquisa.



Obs.: Medidas em cm.  
Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 17 – Disposição das balsas na saída da Lagoa 1.



Fonte: Elaborado pelo autor. Foto em 11/11/2022.

O arranjo utilizado em duas fileiras teve por objetivo atingir um percurso de 2,20 m de águas pelas raízes, similar aos estudos de De Stefani et al., (2011) e Olgúin et al. (2017). A fileira interna foi composta por nove balsas, enquanto a fileira externa (junto à margem da Lagoa 1) foi composta por sete balsas. Este arranjo foi desenvolvido para permitir curvatura do arranjo, evitar passagem de água sem contato com as raízes do CFW, e ocupar toda a seção de saída da lagoa 1. A estrutura foi ancorada junto às margens com utilização de cordas de 8 mm.

O quantitativo de materiais utilizados está apresentado na Tabela 1. As caixas agrícolas deste projeto foram adquiridas junto às cooperativas de reciclagem, e as bombonas foram obtidas em parte por doação de uma empresa privada do setor produção de água mineral, e em parte por compra junto às cooperativas de reciclagem.

Tabela 1 – Quantitativos e custos de materiais utilizados no CFW desta pesquisa.

Material	Por balsa	Total	Medida	Custo unitário (R\$)	Custo total (R\$)	Custo por área (R\$/m <sup>2</sup> )
Bombonas 20 l	4	64	unid.	15,00	960,00	50,00
Caixa agrícola 50 l	6	96	unid.	25,00	2.400,00	125,00
Macrófitas (inicial)	36	576	unid.			
Abraçadeiras nylon 30cm x 4,8mm		5	pct.	50,00	250,00	13,02
Cordas 8 mm para ancoragem		100	m	3,50	350,00	18,23
Fio de nylon 0,8 mm		60	m	0,25	15,00	0,78
				Total:	3.975,00	207,03

Obs.: Área superficial do CFW de 19,2m<sup>2</sup>.

Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 4.4.2 Macrófitas

A espécie *Typha domingensis* (nome popular Taboa para *Typha ssp.*) foi a macrófita escolhida nesta pesquisa para compor o CFW por ser uma espécie nativa do sul do Brasil, encontrada dentro do campus universitário da UFSC e em outros locais do município de Florianópolis, por ser uma espécie consolidada no tratamento de efluentes domésticos e por ser uma macrófita emergente, adequada para sistemas flutuantes. Aproximadamente 700 plantas foram utilizadas no projeto (inclusive replantio de plantas secas), dispostas em 6 plantas por caixa (30 plantas/m<sup>2</sup>), ou 36 plantas por balsa (Figura 18).

No fundo das caixas foram realizados seis cortes retangulares de 5 cm de aresta para facilitar o prolongamento das raízes na água das macrófitas (Figura 19).

Figura 18 – Disposição das mudas de taboa com torrões nas laterais das caixas agrícolas, e camada com material seco local.



Fonte: Autor (01/09/2022).

Figura 19 – Detalhe dos cortes realizados no fundo das caixas para facilitar o prolongamento das raízes.



Fonte: Autor 01/09/2022.

A primeira balsa (B16) do projeto foi lançada na Lagoa 1 no dia 23/07/2022 para teste da estrutura e flutuabilidade. As macrófitas da primeira balsa foram retiradas já desenvolvidas de uma área de banhado natural remanescente localizado próximo à Arquitetura da UFSC, no campus Trindade, com tamanhos entre 80 cm e 120 cm, e raízes com filamentos de até 10 cm.

No dia 22/08/2022 foi lançada a segunda balsa (B15) do experimento. As macrófitas desta balsa foram retiradas da margem da Lagoa da Conceição, na rua Osni Ortiga, Florianópolis. O biofilme aderido às raízes facilmente soltava ao retirar as macrófitas em função do solo ser arenoso, não havendo torrões. Esta condição se mostrou um limitante posteriormente ao crescimento e estabilidade das macrófitas da 2ª balsa, com a secagem e queda de plantas após poucos dias de transposição.

A partir da 3ª balsa foram utilizadas mudas em condições ótimas para retirada e crescimento para as balsas, com tamanhos entre 15 cm e 25 cm, obtidas em área às margens da SC-401, em Florianópolis, em área de transição entre terreno encharcado e o manguezal do bairro Saco dos Limões (Figura 20).

A conclusão da montagem das balsas ocorreu em 27/09/2022. As balsas foram então posicionadas em local de incidência solar uniforme para aclimação, reposição de mudas secas, medição de altura inicial das folhas (20/10), e identificação das balsas. No dia 11/11/2022 o CFW foi posicionado na saída da Lagoa 1 após segunda medição de altura e primeira poda das folhas.

Figura 20 – Retirada de mudas de taboas entre 15 cm e 25 cm com torrões retiradas em área de *wetland* natural, SC-401.



Fonte: Autor em 30/08/22.

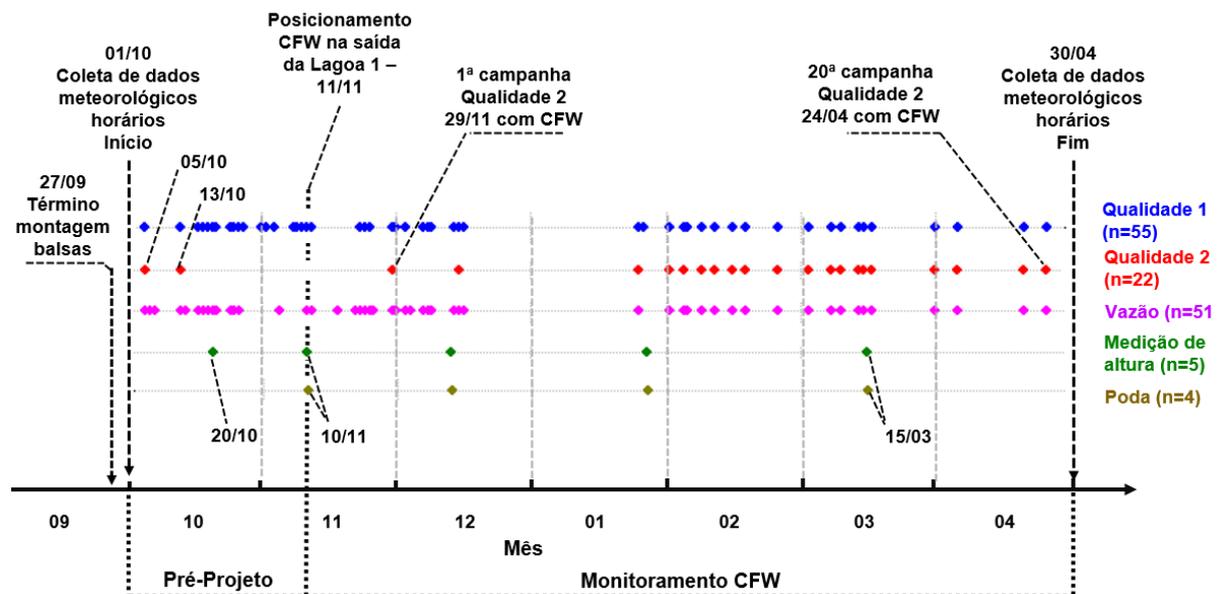
#### 4.5 DADOS COLETADOS NO PROJETO

Os dados de projeto coletados nesta pesquisa podem ser divididos em dois momentos, até o posicionamento do CFW na saída da lagoa 1 em 11/11/2022 (período pré-projeto), e após (monitoramento do CFW).

Os dados coletados foram relacionados aos parâmetros meteorológicos e hidrológicos, de desenvolvimento das macrófitas e de qualidade de água.

A Figura 21 apresenta os principais eventos e número de campanhas relacionadas.

Figura 21 – Linha do tempo da coleta de dados no projeto.



Fonte: Elaborado pelo autor.

##### 4.5.1 Parâmetros meteorológicos e hidrológicos

Os parâmetros meteorológicos e hidrológicos utilizados na pesquisa foram a temperatura do ar, a radiação solar, a precipitação e a vazão instantânea.

Dados horários dos parâmetros temperatura do ar, radiação solar e precipitação entre 01/10/2022 e 30/04/2023 foram obtidos junto ao website <https://ciram.epagri.sc.gov.br/agroconnect/> para a estação CIRAM-EPAGRI Itacorubi, coordenadas 27°34'52"S 48°30'25" (CIRAM-EPAGRI, 2023a). Esta estação está localizada a 1,5 km da área de projeto, bairro Itacorubi, Florianópolis/SC, na Bacia

Hidrográfica do Manguezal do Itacorubi, do qual a área do projeto também é integrante.

Os dados horários proveniente desta estação foram agrupados em dados diários anteriores às 12:00 h do dia de amostragem. O horário das 12:00 foi definido por representar o horário mais próximo da maioria das campanhas de qualidade de água e vazão realizadas no período da manhã (9h) ou início da tarde (14h). A precipitação horária foi agrupada em precipitação acumulada em 24h (P24h) e em 72h (P72h). A temperatura horária foi agrupada em mínima, média e máxima em 24h. A radiação horária foi agrupada em média e máxima em 24h. Estes dados foram utilizados na comparação do desenvolvimento das macrófitas (radiação e temperatura), e no estudo de correlação entre precipitação, vazão e parâmetros de qualidade de água.

Além dos dados horários no período da pesquisa, foram obtidos dados meteorológicos mensais entre 1976 e 2005, e dados diários entre 2006 e 2023 para comparação dos parâmetros coletados durante o período de projeto com a série histórica de temperatura, radiação solar e precipitação.

Os dados entre 1976 e 2005 foram obtidos junto ao Atlas Climático da Região Sul do Brasil de estações diferentes, devido a disponibilidade (EMBRAPA, 2012):

- a. Temperatura: estação convencional Florianópolis-INMET, localizada no Kobrasol/São José/SC, coordenadas 27°36'09" S e 48°37'13" O, a 10km da área de projeto;
- b. Precipitação: estação convencional CIRAM-EPAGRI Itacorubi em Florianópolis, coordenadas 27°34'52" S 48°30'25" O, 1,5 km da área de projeto;
- c. Radiação solar: realizado a média das estações Itajaí (26° 54' S; 48° 39' O) e Urussanga (28°31 S e 49°19 O).

Os dados meteorológicos diários entre 2006 e 04/2023 foram obtidos da estação automática A806 Florianópolis-INMET, localizada no bairro Kobrasol, São José/SC, coordenadas 27°36'09" S e 48°37'13" O, a 10 km da área de projeto (INMET, 2023a). Estes dados foram usados para descrição climática da área de estudo no período citado. Falhas horárias foram preenchidas pela média dos dados horários adjacentes. Os dias com falhas horárias seguidas, e os meses com dias seguidos de falhas diárias foram suprimidos da análise.

O parâmetro hidrológico monitorado na área de projeto foi a vazão instantânea, calculada através de medição de altura da lâmina de água em régua instalada no vertedor de saída da Lagoa 1. A vazão de entrada da Lagoa 1 não pôde ser monitorada em razão do afogamento da tubulação pela lâmina de água na lagoa.

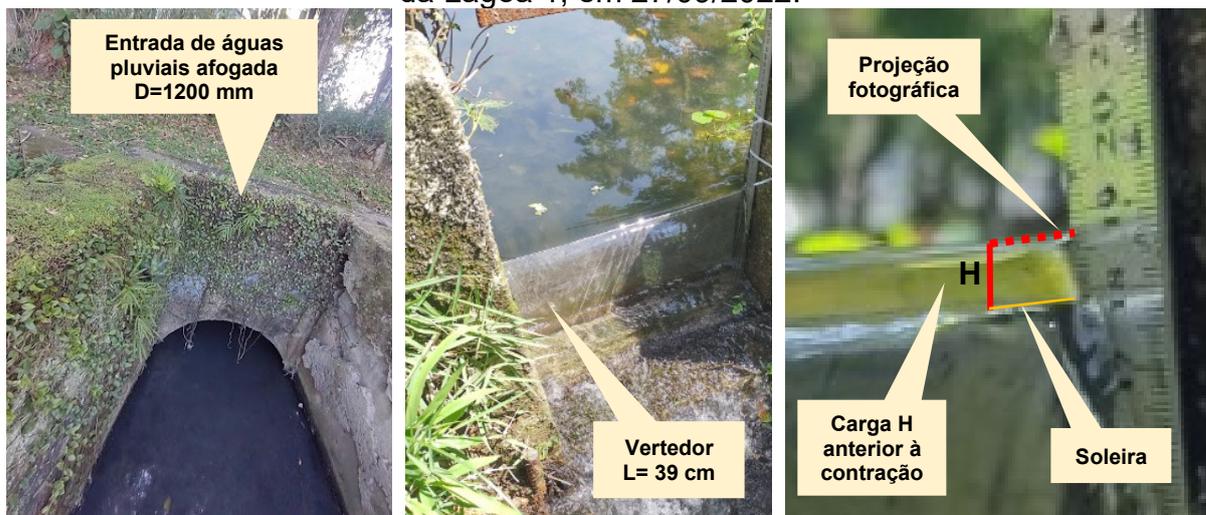
Desta forma a vazão instantânea de saída da Lagoa 1 (P3) foi considerada como a vazão instantânea do CFW. As medições de altura da lâmina de água ocorreram de modo não contínuo entre outubro de 2022 e abril de 2023, juntamente com os dias e horários de coleta de amostras para análise de qualidade de água (Figura 21).

O cálculo da vazão foi realizado pela equação de Francis corrigida para duas contrações (NETTO, 1998):

$$Q = 1,838 \left( L - \frac{2H}{10} \right) H^{3/2} \quad (1)$$

Onde Q é a vazão em m<sup>3</sup>/s, L é a largura do vertedor (m) e H a carga do vertedor acima da soleira do vertedor (m). Segundo Netto (1998) a medição desta carga deveria ser realizada a uma distância 5H a montante do vertedor. Como esta distância e local de medição não pôde ser alcançado com o arranjo do experimento próximo ao vertedor, o nível de água lido na régua foi considerado como a projeção horizontal até a régua da carga H antes da contração (Figura 22).

Figura 22 – Instalação de régua e placa de metal para controle de nível no vertedor da Lagoa 1, em 27/09/2022.



Fonte: Autor em 27/09/2022.

#### 4.5.2 Parâmetros de desenvolvimento das macrófitas

O desenvolvimento das macrófitas foi acompanhado quanto ao crescimento da altura das folhas, densidade de plantas por caixa e por balsa, peso úmido e seco das folhas cortadas a 60 cm, e desenvolvimento das raízes.

As medições de altura média das folhas e densidade foram realizadas em cinco momentos (20/10, 10/11, 13/12, 25/01 e 15/03), em períodos com intervalo entre 20 dias e 49 dias para relacionar o crescimento médio diário (cm/dia) com fatores meteorológicos (radiação e temperatura do ar). A primeira medição de altura e densidade foi realizada em 20/10, com a primeira balsa completando 110 dias de lançamento na Lagoa 1 e a última balsa (décima-sexta) completando 23 dias de lançamento. A segunda medição ocorreu em 10/11. Também neste dia foi realizada a primeira poda das macrófitas a 60 cm de altura das folhas a partir do nível de água (Figura 23).

Após o posicionamento do CFW na saída da Lagoa 1 foram realizadas outras três medições de altura e densidade, em 13/12, 25/01 e 15/03. Podas a 60 cm das folhas foram realizadas após as medições. A altura média das folhas foi obtida a partir da medição com régua da altura representativa da média das folhas, não sendo uma medição por amostragem (Figura 24). Além da medição da altura das folhas foram realizados três registros do desenvolvimento das raízes e duas medições de peso seco e úmido das folhas cortadas.

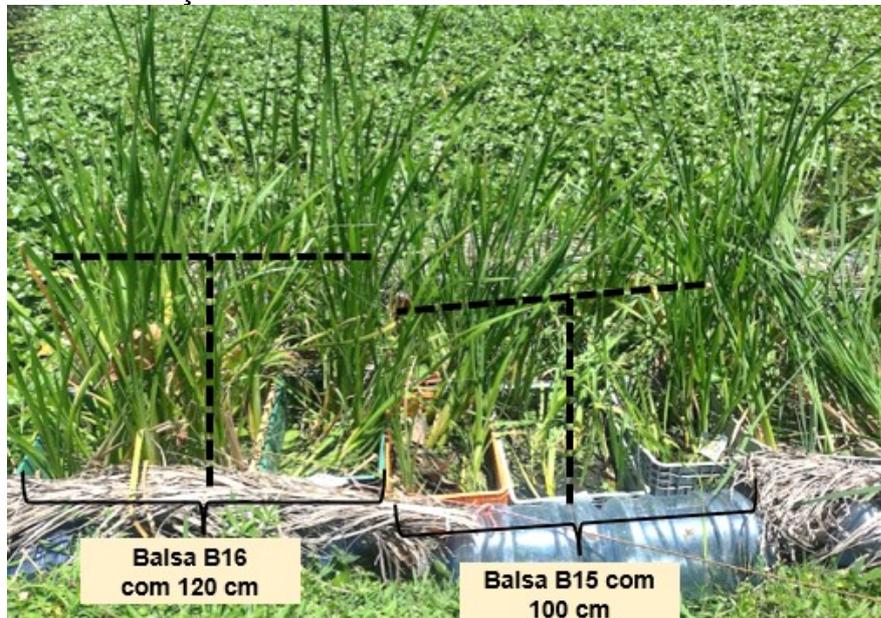
Figura 23 – Medição da altura para poda a 60 cm em 10/11/2022.



Fonte: Autor em 10/11/2022.

Os registros de desenvolvimento das raízes foram realizados em 10/11, 13/12 e 15/03. Esperava-se realizar a medição do crescimento das raízes juntamente com a medição e altura das folhas, no entanto, o peso da estrutura das balsas com o crescimento das plantas e a dificuldade em retirar as balsas da água sem danificá-las (desmonte da estrutura) inviabilizou este procedimento. As medições de peso das folhas cortadas em sua totalidade foram realizadas em 21/01 e 15/03 (Figura 25). Do total de folhas cortadas, duas amostras foram pesadas para quantificação do peso úmido e peso seco. O peso seco foi realizado após 7 dias em estufa a 60°C conforme recomendações de Westlake (1963) e Pelicice, Thomaz e Agostinho (2008) (Figura 26).

Figura 24 – Medição de altura média das folhas de cada balsa do CFW.



Fonte: Autor em 10/11/2022.

Figura 25 – Corte das folhas das macrófitas a 60 cm de altura e transporte para pesagem úmida direta.



Fonte: Autor em 21/01/2023.

Figura 26 – Peso úmido e peso seco de amostras de folhas cortadas a 60 cm.



A – Balança de precisão para pesagem de amostras.



B – Amostras em duplicata para pesagem de peso úmido.



C – Peso seco de amostra após 5 dias em estufa a 60°C.

Fonte: Autor.

#### 4.5.3 Parâmetros e análises de qualidade de água

Os parâmetros de qualidade de água analisados foram os parâmetros que compõem o Índice de Qualidade de Água (IQA) aplicado no monitoramento de 3.381 pontos da Rede Nacional de Qualidade de Água de rios brasileiros (Agência Nacional de Águas, 2017)

A exceção nesta pesquisa foi o parâmetro Nitrogênio Total. Este foi analisado apenas na sua fração inorgânica (N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>2</sub> e N-NO<sub>3</sub>). A condutividade elétrica foi incluída com intuito de relacionar este parâmetro com despejos sanitários atípicos, conforme relatado por De Souza et al., (2014). As análises seguiram as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, da *American Public Health Association (APHA)*. O Quadro 11 apresenta os parâmetros analisados e a metodologia de análise. Estes parâmetros foram também escolhidos por serem amplamente utilizados na literatura para análise dos projetos de CFW (Seções 3.3 e 3.6.1).

As análises foram realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente – LIMA do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) da UFSC, em Florianópolis. As amostras foram filtradas com peneira grossa 2 mm para retenção das macrófitas de superfície.

Quadro 11 – Parâmetros de análise de qualidade de água e metodologia utilizada.

N	Parâmetro de qualidade de água	Metodologia	Unidade	Compõe o IQA
1	Potencial hidrogeniônico - pH	Potenciométrico	-	Sim
2	Condutividade	Condutímetro	µS cm	Não
3	Temperatura da água	Termômetro	° C	Sim
4	Oxigênio dissolvido (OD)	Oxímetro	mg. l-1	Sim
5	Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO <sub>5,20</sub>	Método Manométrico (APHA)	mg.l-1	Sim
6	Sólidos totais	Método Gravimétrico (APHA)	g.l-1	Sim
7	Fósforo total	Método Colorimétrico (APHA)	mg. l-1	Sim
8	Turbidez	Método Nefelométrico (APHA)	NTU	Sim
9	Nitrogênio amoniacal	Método Colorimétrico (APHA)	mg. l-1	Não
10	Nitrito	Método Colorimétrico (APHA)	mg. l-1	Não
11	Nitrato	Método Colorimétrico (APHA)	mg. l-1	Não
12 e 13	Coliformes fecais e totais	Determinação quantitativa pela técnica de tubos múltiplos (APHA)	(NMP)	Sim

Fonte: Elaborado pelo autor.

A Tabela 2 apresenta o quantitativo de campanhas realizadas entre 05/10 (primeira campanha) e 24/04 (última campanha). Após o posicionamento do CFW na saída da lagoa 1 foram realizadas 20 campanhas com todos os parâmetros (Qualidade 2). Destas 20 campanhas, 9 foram realizadas com ocorrência de precipitação nas 24h anteriores à análise, e 16 com ocorrência de precipitação nas 72h anteriores.

Tabela 2 – Quantitativo de campanhas de qualidade de água, medição de vazão, altura das folhas e eventos de precipitação em 24h e 72h.

	Primavera		Verão			Outono		Total	Total após 11/11/22
	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Apr		
Qualidade 1	17	12	7	2	7	7	3	55	31
Qualidade 2	2	1	1	2	6	7	3	22	20
Vazão de saída	13	11	8	2	7	7	3	51	35
Medição de altura	1	1	1	1	0	1	0	5	3
Poda	0	1	1	1	0	1	0	4	3
P24 - Chuva em 24h	1	1	0	1	1	5	2	11	10
P72 - Chuva em 72h	1	1	1	2	3	7	2	17	16

Qualidade 1 (pH, OD, Cond, Temp, Turb)

Qualidade 2 (Qualidade 1 + P, DBO, ST, CT e CF, NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub> e NO<sub>3</sub>)

11/11/22 = Data de posicionamento do CFW na saída da Lagoa 1

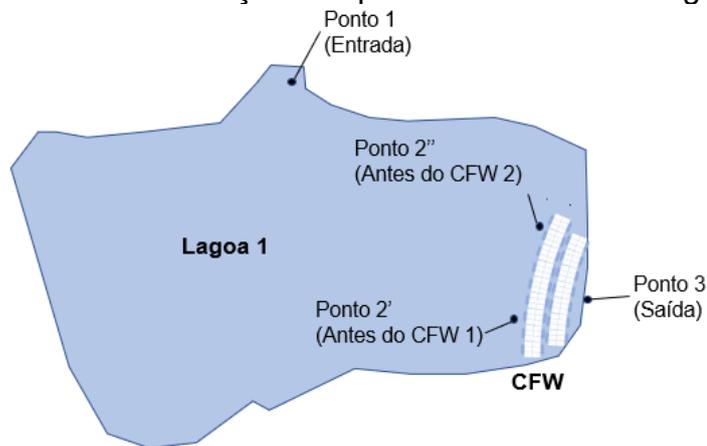
P24h = Análise realizada com evento de chuva em 24h antecedente

P72h = Análise realizada com evento de chuva em 72h antecedente

Fonte: Elaborado pelo autor.

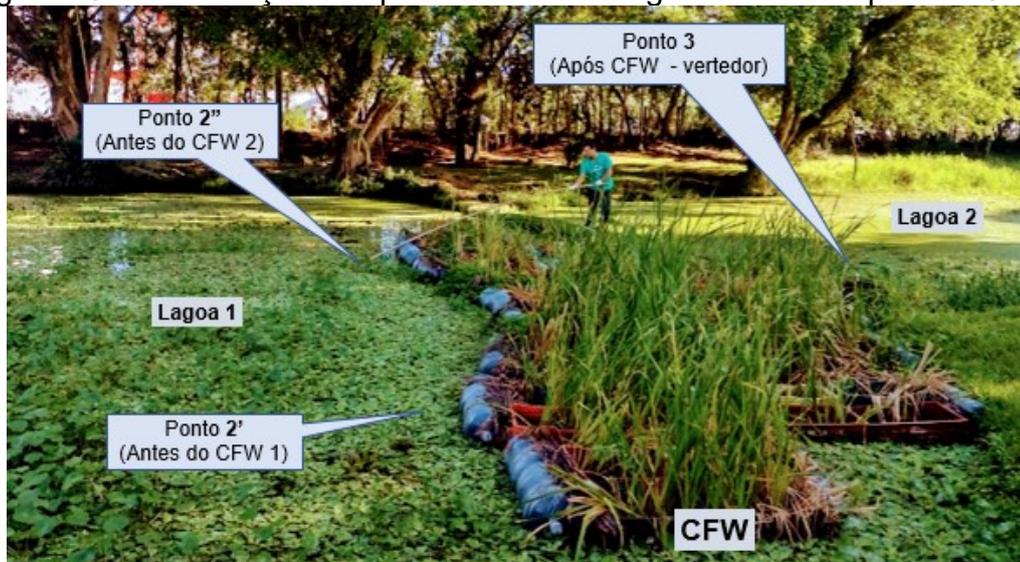
As campanhas foram realizadas em dois pontos até 11/11 (período pré-projeto) e em três pontos a partir de 12/11 (período monitoramento do CFW). O Ponto 1 representou a entrada de águas pluviais da Lagoa 1, o Ponto 2 antes do CFW, e o Ponto 3 na saída da Lagoa 1 junto ao vertedor. No ponto 2, duas amostras P2' e P2'' foram coletadas e misturadas em proporções iguais para compor o P2. Este procedimento foi adotado em todas as campanhas pois verificou-se que havia diferenças de qualidade de água antes do CFW nos dois pontos, justamente por não haver uma entrada única de água no CFW (Figura 27 e Figura 28).

Figura 27 – Localização dos pontos de coleta na Lagoa 1.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 28 – Localização dos pontos de amostragem antes e depois do CFW.



Fonte: Autor em 24/04/2023.

## 4.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os dados de projeto coletados foram tratados e analisados através das ferramentas *Microsoft Office Excel 2016* e *Statsoft Statistica 8.0* (STATSOFT, 2007).

Os dados de concentração (ou medição) e carga (concentração x vazão) foram separados em dois períodos: pré-projeto (01/10 a 11/11) e monitoramento do CFW (12/11 a 30/04). Em cada período, os parâmetros foram avaliados quanto à normalidade dos dados através de métodos gráficos (histograma e *Q-Q plot*) e matemáticos (*Shapiro-Wilk test*), conforme recomendações de Montgomery e Runger (2010).

No período de pré-projeto, os pontos P1 e P3 foram comparados quanto à igualdade de médias (*t-test*) para as distribuições paramétricas dependentes (pH, OD e temperatura da água), e comparados quanto à igualdade de medianas (*sign test*) para as distribuições não-paramétricas dependentes (condutividade). Os demais parâmetros no período pré-projeto tiveram apenas duas campanhas (05/10 e 13/10) e não foram avaliados por testes estatísticos, apenas por comparação entre si e com os eventos meteorológicos anteriores.

No período de monitoramento do CFW foi incluído o ponto P2, antes do CFW, e realizado teste de hipótese para todos os parâmetros e trechos. O efeito da lagoa sobre os parâmetros de qualidade de água foi avaliado entre os pontos P1 e P2, e o efeito do CFW entre os pontos P2 e P3. A maioria das distribuições neste período foi não paramétrica.

Para verificação da influência da precipitação sobre a concentração no período de monitoramento do CFW foi realizada a separação dos dados em dois subgrupos: situação de ocorrência de precipitação acumulada nas 24h antecedentes à amostragem ( $P_{24h}>0$ ), e situação de ausência de precipitação acumulada ( $P_{24h}=0$ ).

A comparação entre os trechos P1->P2 e P2->P3 dentro de cada subgrupo de precipitação foi realizada com *Sign-Test* para amostras dependentes em todos os parâmetros, em função da não normalidade dos dados dentro dos subgrupos.

Segundo Glen (2023), o *Sign test* para duas amostras pareadas dependentes é utilizado para checar a hipótese nula se a diferença entre as amostragens possui zero mediana. O teste computa as diferenças positivas, diferenças negativas e as diferenças nulas (*non-ties*). O cálculo do *p-value* é realizado para a probabilidade de

ocorrência na distribuição binomial da menor diferença positiva ou negativa (GLEN, 2023). O *Sign Test* é aplicável a um maior número de casos que o *Wilcoxon Matched Pairs Test*, pois não requer que o formato das distribuições comparadas seja o mesmo (MONTGOMERY; RUNGER, 2010).

A verificação da influência da precipitação para o mesmo ponto, nos subgrupos com e sem precipitação acumulada (P1->P1; P2->P2; P3->P3) foi realizada com os testes não-paramétricos de amostras independentes *Mann-Whitney (MW)* e *Kolmogorov-Smirnov (KS)*.

Segundo Graphpad (2023) o *Mann-Whitney test* ordena as amostragens da menor para a maior e calcula o *p-value* de acordo com a discrepância entre as médias ordenadas. O *Kolmogorov-Smirnov test* compara as maiores diferenças na distribuição cumulativa das amostragens e calcula o *p-value* sobre as diferenças nestes valores. O *Mann-Whitney test* é mais utilizado por ser sensível apenas quanto à mediana dos dados, enquanto o *Kolmogorov-Smirnov test* é mais sensível quanto ao formato, dispersão e mediana.

Para correlação não paramétrica de amostras foi utilizado a Correlação Ranqueada de *Spearman (Spearman's rank order correlation -  $r_s$ )*, que pode ser entendida como o cálculo da covariância das diferenças ranqueadas divididas pelo desvio padrão das diferenças ranqueadas, similar à correlação de *Pearson* (CHEN; POPOVICH, 2002).

Após as análises estatísticas, os gráficos de caixas por parâmetro em cada ponto e subgrupo, e os gráficos de dispersão no tempo foram apresentados na seção discussão dos resultados para refinamento dos resultados dos testes estatísticos de igualdade de médias e medianas.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO METEOROLÓGICA DA ÁREA DE ESTUDO

#### 5.1.1 Temperatura do ar

Entre outubro de 2022 e abril de 2023, período de acompanhado das variáveis desta pesquisa, os meses de novembro de 2022 e março de 2023 apresentaram as maiores diferenças de temperatura do ar em relação às médias mensais entre 1976 e 2023. Novembro registrou média 1,1 °C menor que a série histórica de 2006 a 2023, e 0,6 °C menor que a série de 1976 a 2005. Março registrou valor 1,0 °C acima da média mensal para o mês entre 2006 e 2023 e 1,3 °C acima da média de 1976 a 2005. Os demais meses registraram temperaturas próximas às médias históricas (Figura 29).

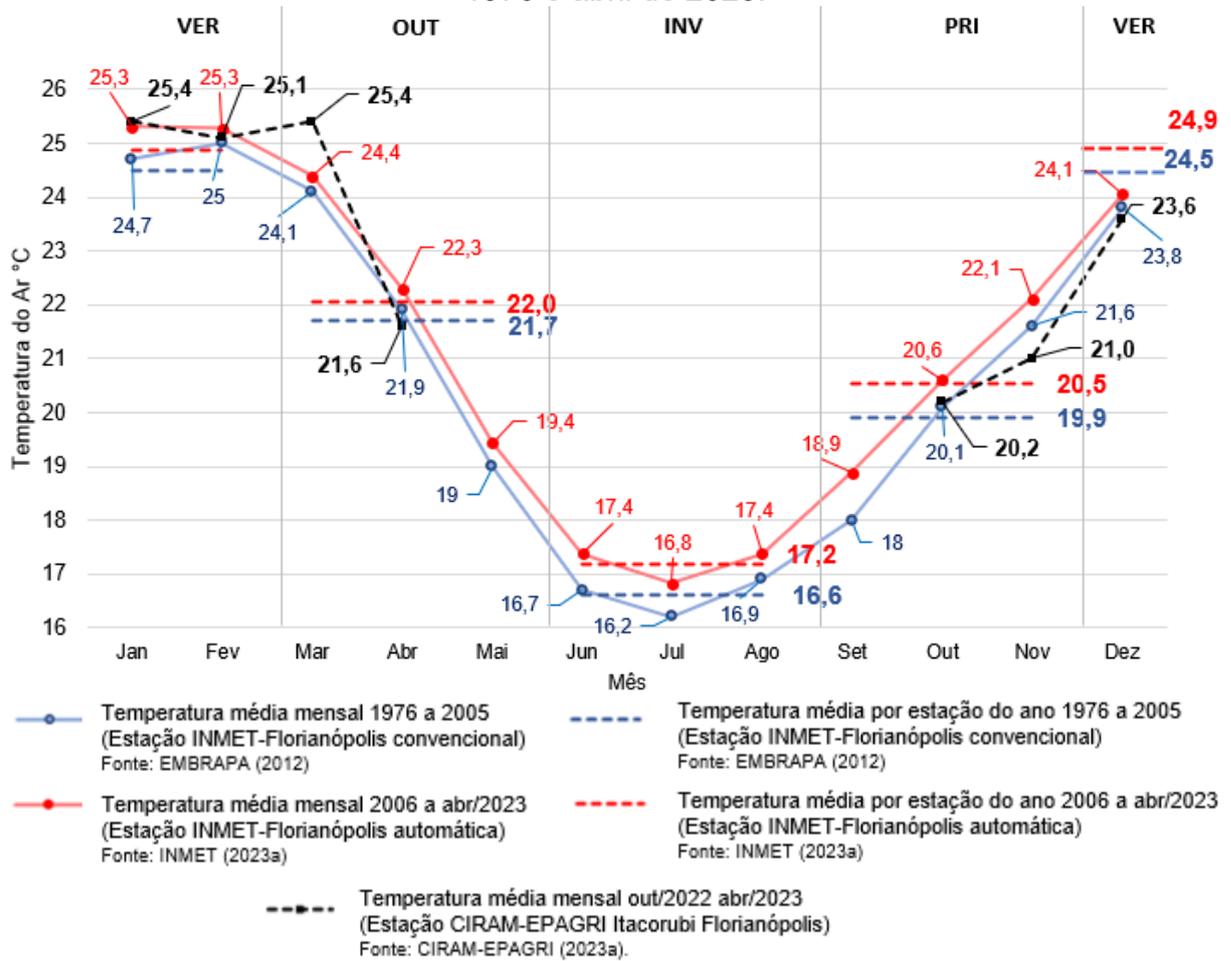
A Tabela 3 apresenta a comparação entre as estações INMET-Florianópolis (São José) e CIRAM-EPAGRI (Itacorubi-Florianópolis) para os meses de outubro a abril. Destaca-se as temperaturas mínimas absolutas ocorridas em outubro, novembro e abril. Já a maior temperatura máxima absoluta ocorreu em dezembro. Janeiro, fevereiro e março tiveram médias muito próximas. E novembro apresentou máxima absoluta inferior a outubro.

Na Figura 30 estão apresentadas as distribuições das temperaturas mínimas, médias e absolutas por mês. Observa-se que as maiores amplitudes médias ocorreram em outubro e novembro, enquanto março apresentou a menor amplitude. Março também concentrou 95% dos registros máximos diários acima de 28°C e 95% dos registros mínimos diários acima de 21°C.

As temperaturas baixas nos meses de outubro, novembro e abril foram causadas por massas de ar frio polar atípicas para esses meses, com declínio acentuado nas temperaturas em 10/10, e temperaturas negativas e neve em 01/11 registradas na Serra Catarinense. Já em dezembro ocorreu uma onda de calor em todo o sul do Brasil entre os dias 07/12 e 12/12. Em abril novamente uma frente polar atingiu a região sul, com mínima na Serra Catarinense de 8,3°C (INMET, 2023b).

Segundo CIRAM-EPAGRI (2023b) o período de outubro de 2022 a abril de 2023 foi marcado pelo encerramento de um período de três primaveras consecutivas de influência do fenômeno natural da anomalia negativa da temperatura do oceano pacífico, denominada La Niña. Entre janeiro e fevereiro ocorreu um período de transição e a partir de março foram registradas anomalias positivas.

Figura 29 – Temperaturas do ar médias mensais em Florianópolis entre janeiro de 1976 e abril de 2023.



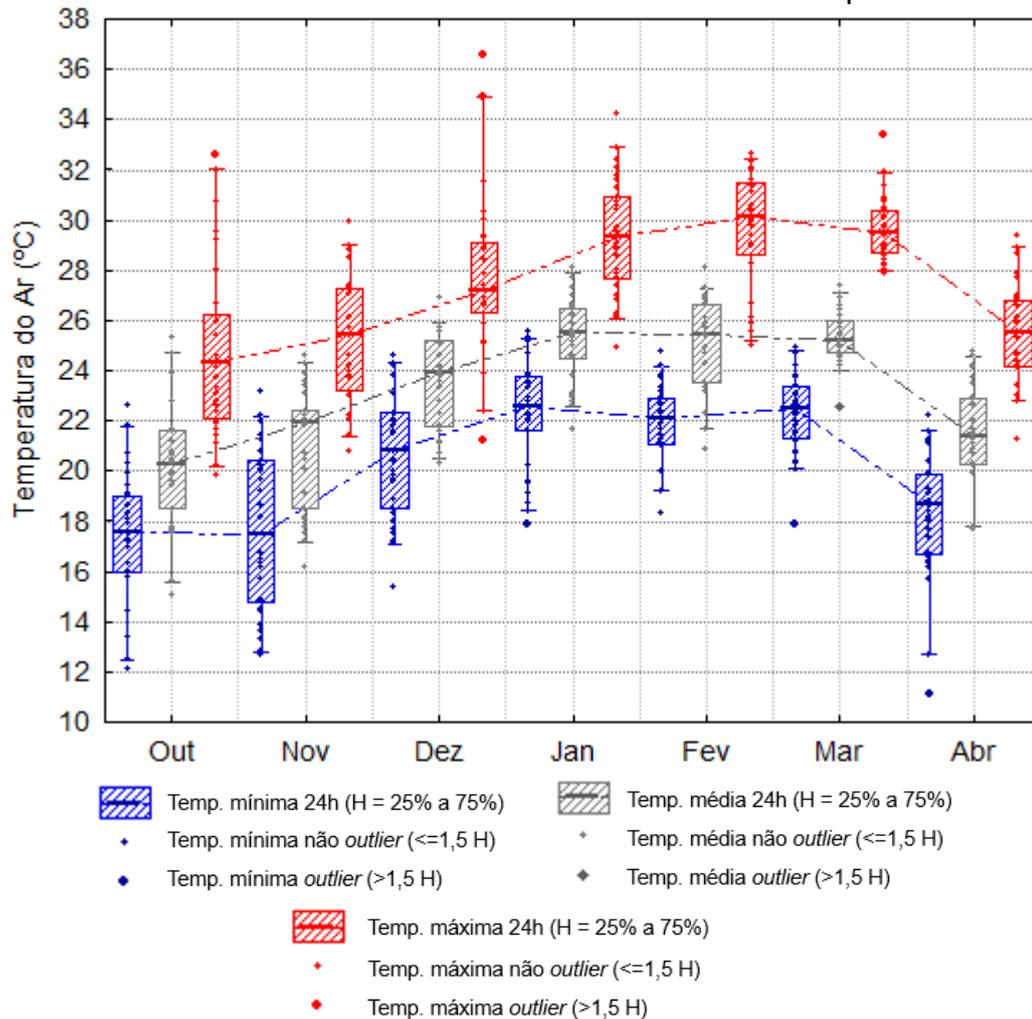
Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados de CIRAM-EPAGRI (2023a), EMBRAPA (2012) e (INMET, 2023a).

Tabela 3 – Temperaturas absolutas mínimas e máximas, e médias mensais entre 1976 e 2023 em Florianópolis/SC.

Mês	Dias	CIRAM-EPAGRI (Florianópolis/SC) Temperatura em 24h (12h às 12h) Out/22 a Abr/23			INMET-Florianópolis (São José/SC) Temperatura média diária 0h às 24h		
		Min °C	Max. °C	Média °C	10/22- 04/23 °C	2006- 2023 °C	1976- 2005 °C
Out	31	12,1	32,6	20,2	20,4	20,6	20,1
Nov	30	12,7	29,9	21,0	21,3	22,1	21,6
Dez	31	15,4	36,6	23,6	23,7	24,1	23,8
Jan	31	17,9	34,2	25,4	25,6	25,3	24,7
Fev	28	18,3	32,6	25,1	25,1	25,3	25,0
Mar	31	17,9	33,4	25,4	25,5	24,4	24,1
Abr	30	11,1	29,4	21,6	21,8	22,3	21,9

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados de CIRAM-EPAGRI (2023a), EMBRAPA (2012) e (INMET, 2023a).

Figura 30 – Temperaturas do ar absolutas mínimas e máximas, e médias diárias entre outubro de 2022 e abril de 2023 em Florianópolis.

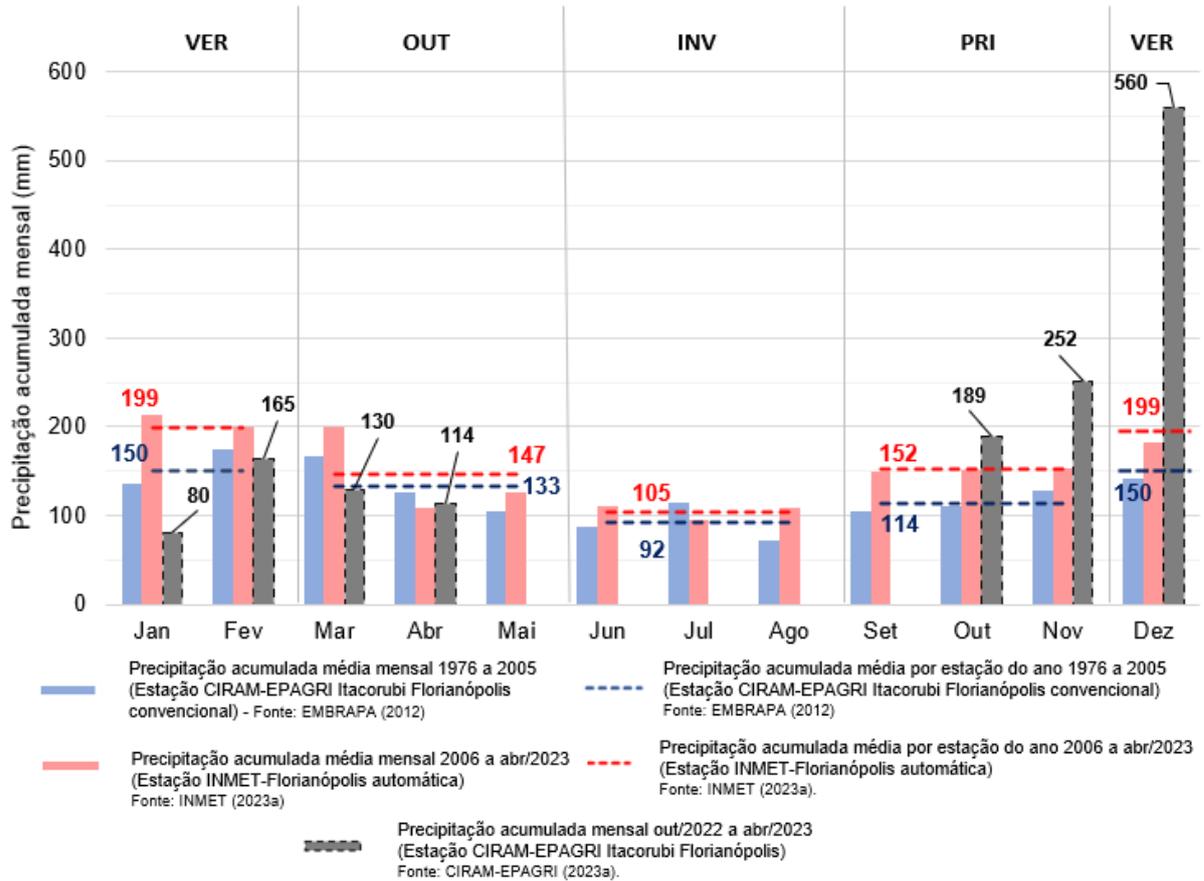


Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados da estação CIRAM-EPAGRI Itacorubi Florianópolis CIRAM-EPAGRI, (2023a).

### 5.1.2 Precipitação

A Figura 31 apresenta a comparação entre as séries históricas médias de precipitação acumulada mensal entre 1976 e 2023 e o acumulado mensal entre outubro de 2022 e abril de 2023. Destaca-se as precipitações de novembro (252 mm) e dezembro de 2022 (560 mm), muito acima da média mensal histórica.

Figura 31 – Precipitação acumulada média mensal entre janeiro de 1976 e abril de 2023, e precipitação acumulada mensal entre outubro de 2022 e abril de 2023.



Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados de CIRAM-EPAGRI (2023a), EMBRAPA (2012) e INMET (2023a).

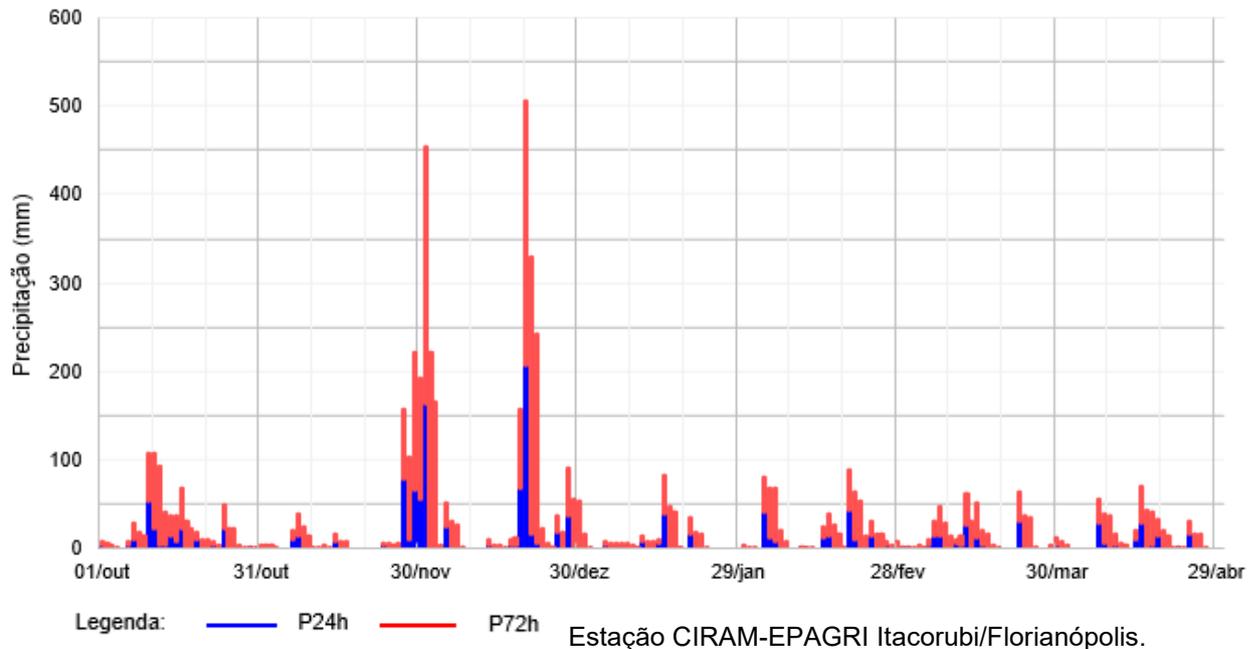
Tabela 4 – Precipitação média e máxima em 24h (P24h) e em 72h (P72h) entre 10/22 e 04/23 e precipitação média entre 1976 e 2023.

Mês	Dados válidos	Precipitação acumulada média e máxima em 24h (P24h) e em 72h (P72h) 10/2022 a 04/2023				Precipitação acumulada mensal 10/22 a 04/23		Precipitação acumulada média mensal 10/1976 a 04/2023	
		CIRAM-EPAGRI Itacorubi (Florianópolis/SC) (12h às 12h)				INMET Florianópolis (São José/SC) (0h às 24h)		CIRAM-EPAGRI Itacorubi (0h às 24h)	
		P24h méd.	P24h máx.	P72h média	P72h máx.	10/22-04/23	10/22-04/23	2006-2023	1976-2005
		mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	
Out	31	6,1	53	19	88	189	206	152	110
Nov	30	8,4	78	20	156	252	147	154	128
Dez	31	18,1	207	64	313	560	477	183	142
Jan	31	2,6	39	8	46	80	101	214	135
Fev	28	5,9	43	18	62	165	304	199	174
Mar	31	4,2	32	13	39	130	160	199	168
Abr	30	3,8	29	12	42	114	103	108	127

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados de CIRAM-EPAGRI, (2023a), EMBRAPA (2012) e INMET (2023a).

A Figura 32 apresenta os acumulados diários de precipitação em 24h (P24h) e 72h (P72h) para a estação CIRAM-EPAGRI Itacorubi, em que se destaca os elevados acumulados em 30/11 e 20/12. Nos demais eventos, os acumulados em 24h ficaram abaixo de 60 mm, e em 72h abaixo de 90 mm.

Figura 32 – Gráfico de precipitação acumulada em 24 h (P24h) e 72 h (P72h) entre outubro de 2022 e abril de 2023.



Segundo Minuzzi (2018) na primavera de ocorrência de La Niña, no Norte e Litoral Catarinense as chuvas tendem a ficar acima da normalidade, enquanto o restante do estado tende a ficar abaixo da normalidade. Já no verão há tendência de aumento das chuvas somente no litoral, enquanto nas demais regiões do estado as precipitações ficam dentro da média histórica, tanto para La Niña como para El Niño.

Segundo DEFESA CIVIL SC (2022) os eventos de chuvas intensas constantes de três dias que ocorreram na última semana de novembro e entre 18 e 21 de dezembro de 2022 levaram a registros de alagamentos, deslizamentos, inundações e enxurradas na Grande Florianópolis e Litoral Norte do estado. Segundo CIRAM-EPAGRI (2022), as chuvas volumosas e persistentes por longo período, restrita ao litoral do estado são comuns em primaveras e verões de La Niña, associado com circulações marítimas ou lestadadas.

Segundo Goddard e Dilley (2005), embora a ocorrência de desastres relacionados com eventos climáticos não possui relação estatística significativa com condições de *El Niño*, *La Niña* ou período neutro, os efeitos desta anomalia podem

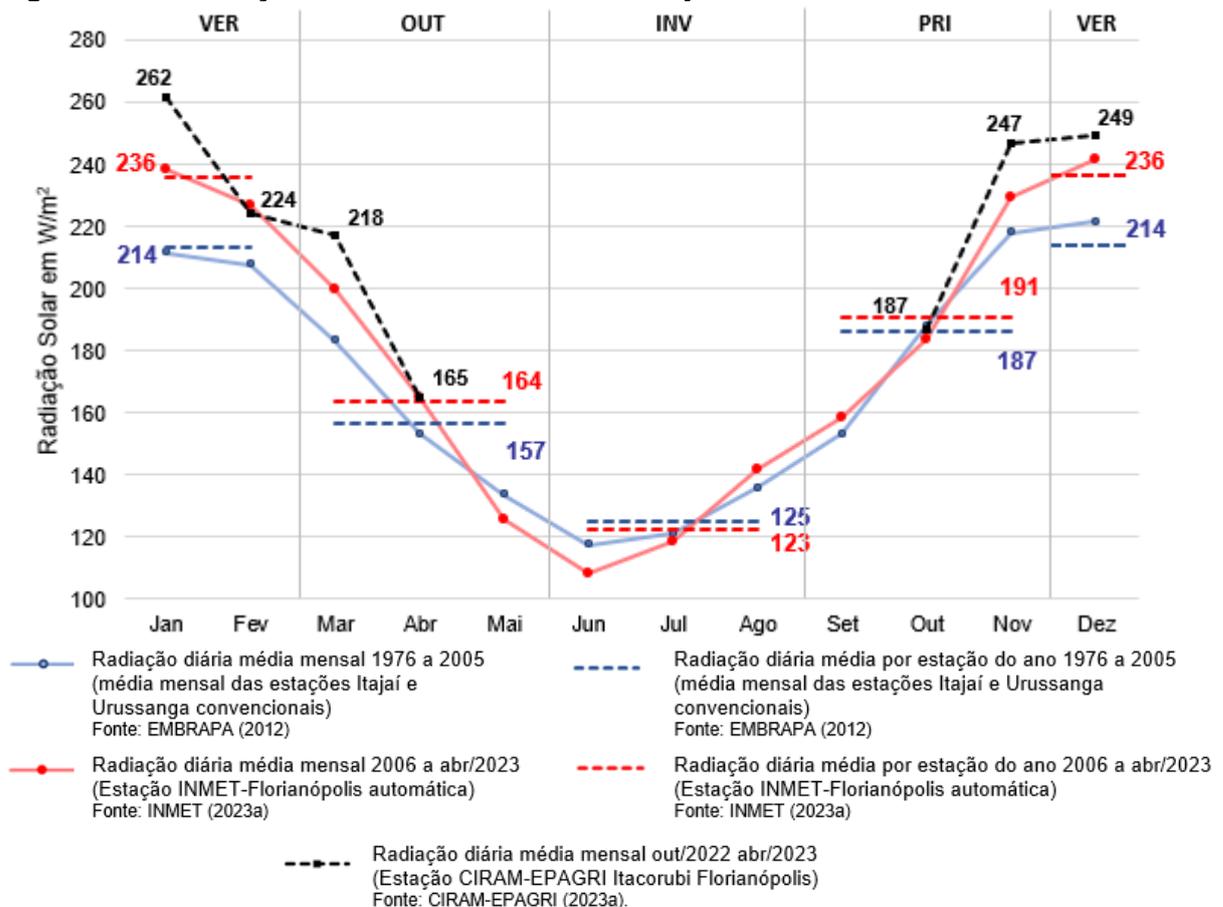
persistir por anos sobre os padrões de temperatura e precipitação, e causar efeitos socioeconômicos cumulativos.

### 5.1.3 Radiação solar

A Figura 33 apresenta a comparação entre as séries históricas de radiação solar diária média mensal entre 1976 e 2023 e entre outubro de 2022 e abril de 2023. As radiações médias entre 10/22 e 04/2023 foram iguais ou superiores à média histórica, com destaque para os meses de dezembro e janeiro, sendo 2,3 vezes maiores que em junho.

As menores radiações diárias médias mensais ocorreram nos meses de outubro e abril, já a máxima radiação absoluta diária ocorreu em 23 de dezembro, como  $1.178 \text{ W/m}^2$  (Tabela 5)(Figura 34).

Figura 33 – Radiação solar média mensal entre janeiro de 1976 e abril de 2023.



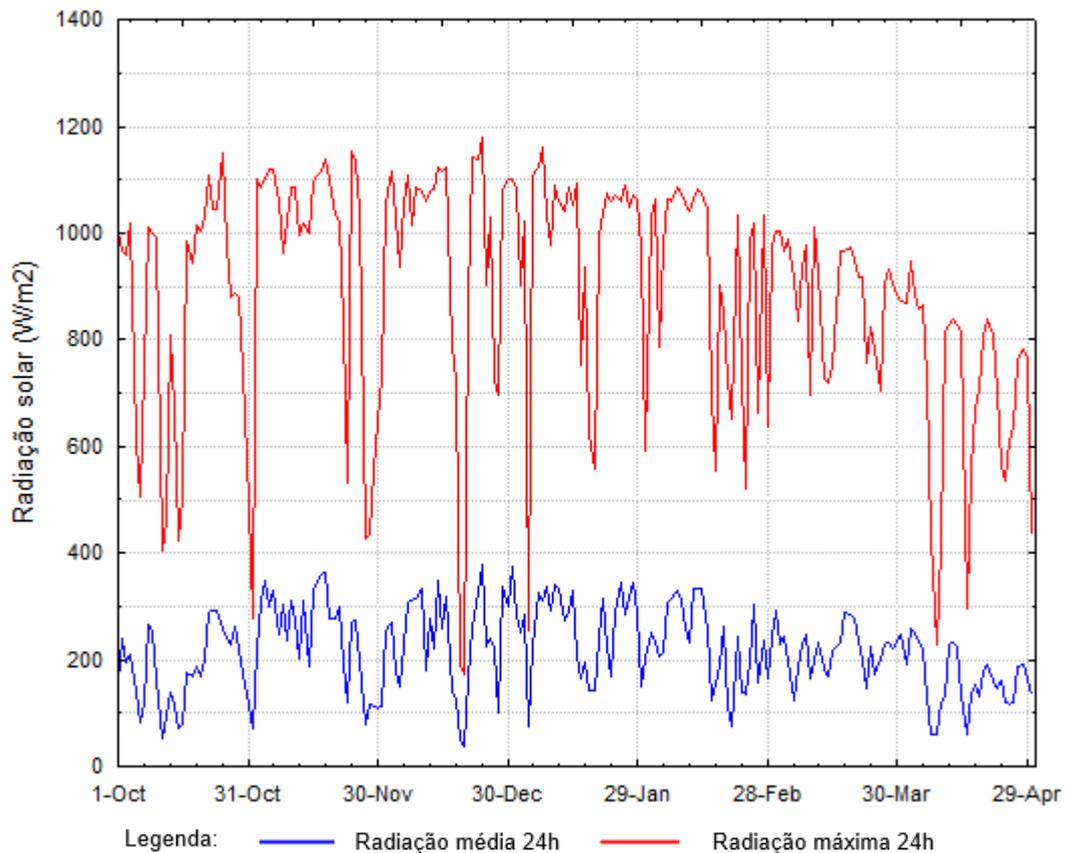
Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados de CIRAM-EPAGRI, (2023), EMBRAPA (2012) e INMET (2023a).

Tabela 5 – Radiação solar média e máxima absoluta mensal entre outubro de 2022 e abril de 2023, e média mensal entre 01/1976 e 04/2023.

Mês	Dias	CIRAM-EPAGRI (Florianópolis/SC) (12h às 12h) Out/22 a Abr/23		INMET-Florianópolis (São José/SC) Média		INMET - Itajaí e Urussanga Média
		Radiação Méd. em 24h W/m <sup>2</sup>	Radiação Máx. em 24h W/m <sup>2</sup>	10/22- 04/23 W/m <sup>2</sup>	Série 2006- 2023 W/m <sup>2</sup>	Série 1976- 2005 W/m <sup>2</sup>
Out	31	182,5	1.150,0	187	183,8	180,6
Nov	30	245,7	1.154,0	247,2	229,4	215,3
Dez	31	237,3	1.178,0	249,4	242	224,5
Jan	31	257,2	1.162,0	261,6	238,3	216,4
Fev	28	228,6	1.086,0	224,2	227	210,6
Mar	31	219,8	1.011,0	217,5	200	185,2
Abr	30	161,2	947,0	165,3	165	152,8

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados de CIRAM-EPAGRI (2023a), EMBRAPA (2012) e INMET (2023a).

Figura 34 - Radiação solar média e máxima diária entre outubro de 2022 e abril de 2023.



Estação CIRAM-EPAGRI Itacorubi Florianópolis/SC.

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados de CIRAM-EPAGRI (2023a).

## 5.2 CARACTERIZAÇÃO HIDROLÓGICA: VAZÃO INSTANTÂNEA

A vazão instantânea medida juntamente com as campanhas de qualidade de água apresentou distribuição log-normal. Ao todo foram 51 medições, sendo os meses com menores registros, janeiro com duas medições e abril com 3 medições. Demais meses foram realizadas entre 7 e 13 medições (Tabela 6).

A distribuição de vazão instantânea apresentou em 80% das medições, vazões entre 0,12 l/s e 2 l/s, 14% entre 2 l/s e 4 l/s e três medições acima de 4 l/s (5 l/s em 16/02, 9 l/s em 18/10 e 15,8 l/s em 30/11) (Figura 35).

A Figura 37 apresenta a relação entre a vazão instantânea com a precipitação acumulada em 24 h (P24h) e em 72h (P72h). Observa-se que mesmo a ausência de precipitação acumulada em 24h e 72h refletiu em diferentes vazões na saída da Lagoa 1, com maioria de medições de até 2,5 l/s e dois eventos em destaque com P24h iguais a zero e vazões de 5 l/s e 9 l/s.

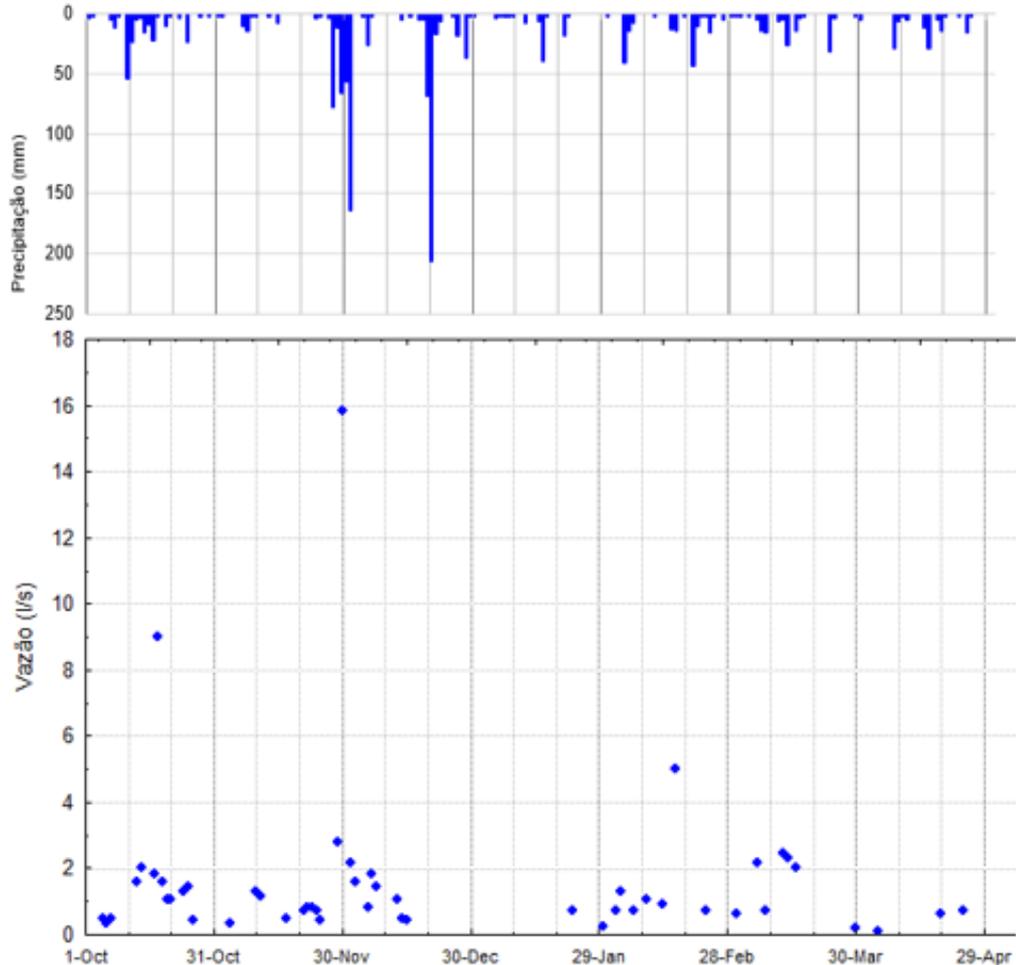
De fato o evento de 9 l/s de vazão e ausência de precipitação acumulada em 24h (P24h=0), ocorrido em 18/10 registrou o acréscimo de vazão causado pelo extravasamento de esgoto da rede pública para a galeria de drenagem, e a redução da qualidade de água da Lagoa 1, conforme Figura 54 (seção 5.4.1.1). O registro de 5 l/s em 26/02 e ausência de precipitação em 24h é indicativo de lançamento irregular de efluentes na drenagem pluvial. Em 72h as precipitações anteriores ao dia 18/10 e 26/02 foram próximas à 20 mm, no entanto, devido a pequena área de contribuição, não justificariam as medições maiores que o dobro da vazão mediana.

Tabela 6 – Medição de vazão instantânea entre outubro de 2022 e abril de 2023 na saída da Lagoa 1.

Mês	Dados válidos	Min.	Perc. 25%	Média	Mediana	Perc. 75%	Perc. 90%	Máx.	Desv. Pad
		l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s
Out	13	0,3	0,5	1,7	1,3	1,6	2,0	9,0	2,2
Nov	11	0,3	0,6	2,3	0,8	1,2	2,8	15,8	4,5
Dez	8	0,4	0,7	1,2	1,2	1,6	1,9	2,2	0,6
Jan	2	0,3	0,4	0,5	0,5	0,6	0,7	0,7	0,3
Fev	7	0,7	0,7	1,5	0,9	1,2	2,8	5,0	1,6
Mar	7	0,2	0,7	1,5	2,0	2,2	2,4	2,5	1,0
Abr	3	0,1	0,4	0,5	0,6	0,7	0,7	0,7	0,3

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 35 – Gráfico de vazão e precipitação acumulada em 24h entre outubro de 2022 e abril de 2023.



Obs.: Precipitação registrada na estação CIRAM-EPAGRI Itacorubi.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Também não se pode descartar que as demais vazões com ausência de precipitação acumulada não sejam efluentes lançados de modo difuso na área de contribuição da Lagoa 1, principalmente em função do alto índice de impermeabilização da área, que impede a infiltração de água pluvial no solo e permita o escoamento de base de maior duração.

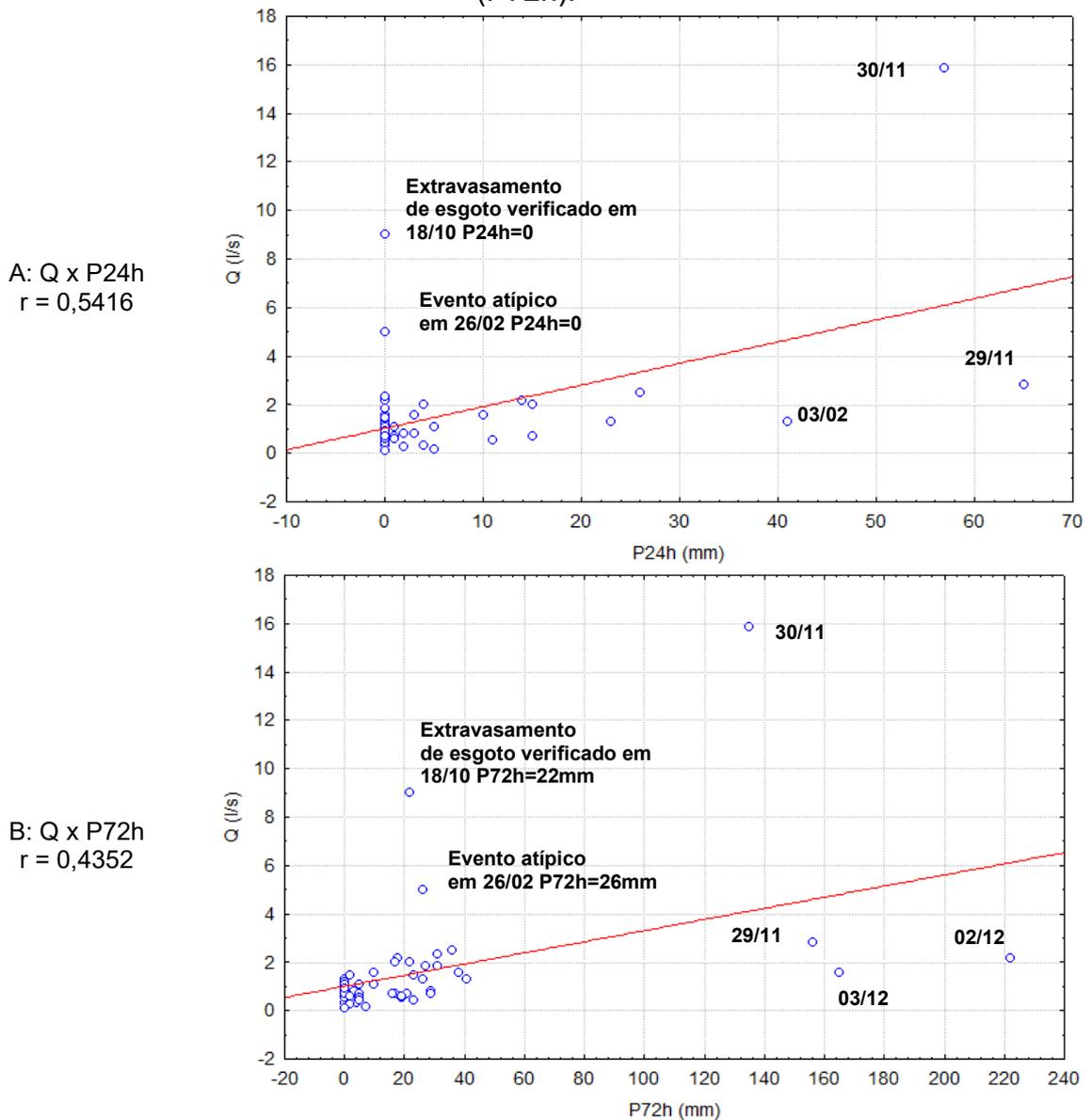
A medição de 15,8 l/s ocorrido em 30 de novembro registrou a passagem da segunda maior precipitação durante esta pesquisa, com 378 mm acumulados entre o dia 27/11 e 01/12 em Florianópolis (Figura 36).

Figura 36 – Coleta de água e medição de vazão na Lagoa 1 em 30/10 durante o segundo maior evento de precipitação entre outubro de 2022 e abril de 2023.



Fonte: Autor (30/10/2022).

Figura 37 – Relação entre vazão e precipitação acumulada em 24h (P24h) e 72h (P72h).



Obs.: Precipitação registrada na estação CIRAM-EPAGRI Itacorubi. Eventos circulado com mesma cor sinalizam indicam. Fonte: Elaborado pelo autor.

### 5.3 DESENVOLVIMENTO DAS MACRÓFITAS DO CFW E INFLUÊNCIA DOS DADOS METEOROLÓGICOS

#### 5.3.1 Desenvolvimento das folhas das macrófitas no CFW

As balsas com maior tempo de lançamento na água tiveram os maiores rendimentos de crescimento das folhas e adaptação ao ecossistema da Lagoa 1, com destaque para as balsas B16, B15, B13 e B12. Em média as folhas das macrófitas tiveram rendimento de crescimento de 1,0 cm/dia e aumento da densidade de plantas por caixa de 6,0 (plantio inicial) para 6,5 macrófitas por caixa.

A Tabela 7 apresenta a medição da altura média das folhas, o rendimento médio de crescimento das folhas em cm/dia e a densidade média de macrófitas por caixa e por balsa. A partir de 10/11/2022 podas a 60 cm de altura foram realizadas nas folhas após cada medição de altura e densidade.

Tabela 7 – Medição da altura média das folhas, rendimento médio de crescimento de folhas e densidade de plantas balsa e por data de medição no CFW.

Data de lançamento na água		23/07	22/08	01/09	01/09	01/09	01/09	15/09	27/09	27/09	27/09	27/09	15/09	27/09	27/09	27/09	27/09	
Diferença no tempo de lançamento (dias)		0	30	40	40	40	40	54	66	66	66	66	54	66	66	66	66	
Altura média de folhas por balsa (cm)	Balsa/Data de medição /	B16	B15	B13	B12	B11	B10	B9	B8	B7	B6	B14	B5	B4	B3	B2	B1	Média geral
	Em 20/10		80	70	70	50	80	40	50	30	40	50	50	70	50	60	50	50
Em 10/11		120	100	120	80	100	80	80	50	70	60	60	80	60	70	60	60	78
Em 13/12		120	120	100	80	80	80	80	80	70	80	70	80	60	60	60	60	80
Em 25/01		130	130	110	130	120	100	100	110	120	120	120	120	110	90	80	80	111
Em 15/03		120	120	120	105	100	110	110	120	100	130	120	120	100	90	90	80	108
	Média	114	108	104	89	96	82	84	78	80	88	84	94	76	74	68	66	87
Rendimento (cm/dia)	Em 10/11	1,9	1,4	2,4	1,4	1,0	1,9	1,4	1,0	1,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1,1
	Em 13/12	1,8	1,8	1,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,3	0,6	0,3	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
Em 25/01		1,6	1,6	1,2	1,6	1,4	0,9	0,9	1,2	1,4	1,4	1,4	1,4	1,2	0,7	0,5	0,5	1,2
Em 15/03		1,2	1,2	1,2	0,9	0,8	1,0	1,0	1,2	0,8	1,4	1,2	1,2	0,8	0,6	0,6	0,4	1,0
	Média	1,6	1,5	1,5	1,1	0,9	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0	0,8	0,9	0,6	0,4	0,4	0,3	1,0
Densidade média de macrófitas por caixa	Plantio inicial	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0
	Em 20/10	6,5	4,0	6,5	6,5	6,5	4,0	6,5	4,0	4,0	4,0	5,0	5,0	6,5	6,5	5,0	5,0	5,3
Em 10/11		6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	5,5	6,5	3,0	5,5	3,5	3,5	4,5	3,5	4,5	3,5	2,5	4,9
Em 13/12		7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	6,8	5,3	5,6	6,0	5,3	5,5	2,0	3,5	3,5	3,2	5,7
Em 25/01		8,5	8,5	5,8	8,5	6,5	6,3	4,8	4,7	5,3	6,0	4,9	6,0	2,0	3,5	4,3	4,3	5,6
Em 15/03		8,5	7,5	7,5	7,5	4,7	4,8	6,3	4,7	5,8	7,5	7,3	8,5	4,5	6,2	7,0	5,3	6,5
	Média	7,5	6,8	6,8	7,3	6,3	5,6	6,2	4,3	5,2	5,4	5,2	5,9	3,7	4,8	4,7	4,1	5,6

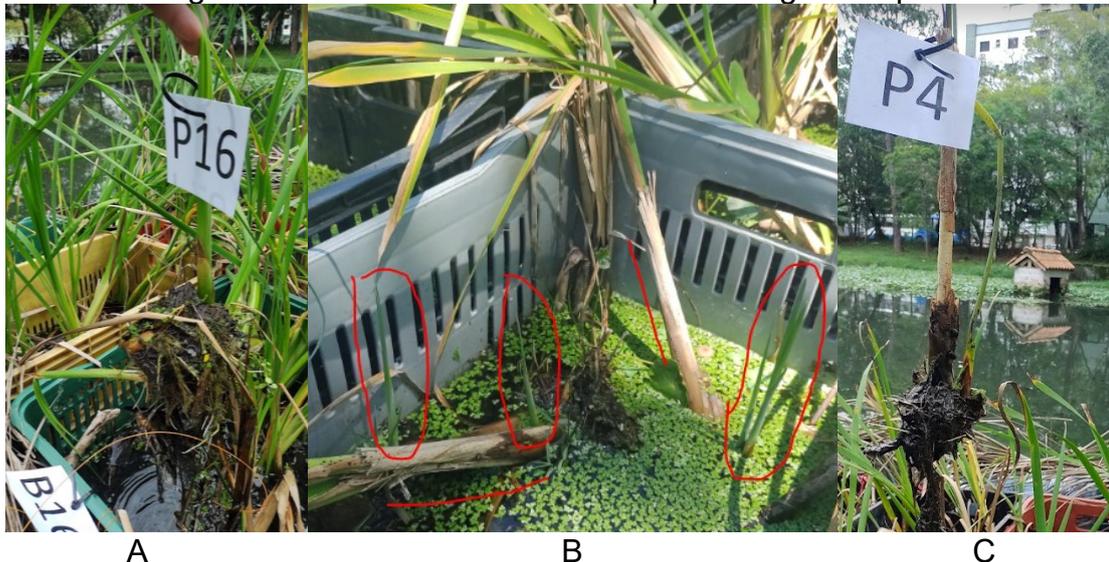
Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados de (CIRAM-EPAGRI, 2023a).

A primeira medição de altura e registro de densidade de plantas por caixa ocorreu em 20/10 e registrou média de 58 cm de altura das folhas e densidade de plantas por caixa em cada balsa de 5,3 plantas por caixa, inferior a 6 plantas por caixa

no plantio inicial (lançamento na água). Nesta data havia balsas que já estavam na água há 89 dias (B16), 59 dias (B15), 49 dias (B13, B12, B11 e B10), 35 dias (B9 e B5), e 23 dias (B8, B7, B6, B14, B4, B3, B2 e B1). A balsa B16 apresentava altura média de 80 cm, enquanto a balsa B1, há 23 dias na água, apenas 50 cm. Conforme apresentado na seção 4.4.2, o local de origem das plantas não foi o mesmo, sendo que as macrófitas da balsa B16 foram obtidas de indivíduos já adultos do banhado da Arquitetura da UFSC, a balsa B15 de indivíduos adultos da Lagoa da Conceição, e nas demais balsas as macrófitas foram obtidas de mudas de até 50 cm provenientes das margens da SC-401, todas em Florianópolis.

Os indivíduos adultos das balsas B16 e B15, cortados a 60 cm no plantio inicial, tiveram grandes perdas e secagem após lançamento na água. Mudanças provenientes das margens da SC-401 foram utilizadas na substituição de indivíduos mortos nestas duas balsas em 01/09. No entanto, a secagem das folhas de indivíduos adultos não resultou na perda total das macrófitas, com o aparecimento de brotos semanas após a secagem da planta-mãe na maioria dos indivíduos, o que indicou a resiliência da espécie escolhida ao projeto, *Typha domingensis* (Figura 38).

Figura 38 – Diferenças no desenvolvimento de raízes das balsas B16 e B4, e surgimento de brotos na balsa B1 após secagem de plantas.



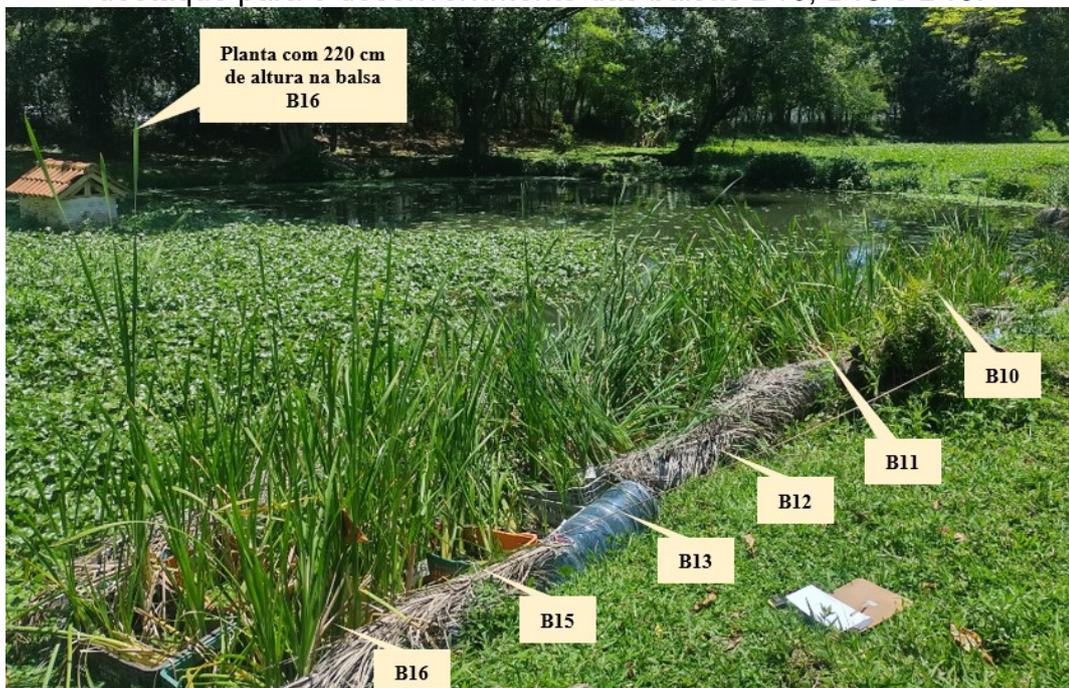
Legenda:

- A: Boa densidade de raízes e surgimento de novos brotos na Balsa B16 após 89 dias na água.
- B: Surgimento de brotos semanas após secagem de indivíduos adultos das macrófitas na balsa B16.
- C: Estágio de desenvolvimento de mudas proveniente da SC-401 após 23 dias na água na balsa B4.

Fonte: Autor em 10/11/2022.

Na segunda medição realizada em 10/11, a balsa B16 registrou as maiores alturas de folhas. A maior folha nesta balsa atingiu a altura de 220 cm, e média nas demais folhas nesta balsa de 120 cm, com o aparecimento de novos brotos e densidade de raízes dentro das caixas de 6,5. Alturas máximas de 200 cm de folhas também foram registradas pelas balsas B15 e B13, representando em média 140 cm de crescimento para as maiores folhas no período (Figura 39).

Figura 39 – Medições de altura e densidade das macrófitas em 10/11/2022, com destaque para o desenvolvimento das balsas B16, B15 e B13.



Fonte: Autor em 10/11/2022.

As balsas B1 a B8 tiveram as maiores perdas entre a primeira e a terceira medição e apresentaram recuperação nas medições seguintes. Já as balsas B8, B10 e B11 apresentaram perdas da quarta para a quinta (e última) medição realizada em 15/03/2023.

Quatro fatores podem estar associados a estas perdas:

- dois eventos meteorológicos, um ocorrido entre 01/11 e 10/11 com relação à queda brusca de temperatura, e outro entre 26/11 e 02/12 com relação à baixa incidência de radiação solar;
- uma alteração brusca de pH ocorrido entre 23/11 e 30/11;
- a quebra de folhas das macrófitas devido à atratividade de fauna para o CFW durante todo o experimento, e;
- a realização de poda seguido de períodos de variações de temperaturas.

Em 01/11 a temperatura do ar na estação Itacorubi teve variação negativa de 18°C em 37h, de 32,6 °C às 15h do dia 30/10 para 14,5°C às 4h do dia 01/11. A temperatura média diária do ar, que havia sido de 24,6 °C no dia 31/10, reduziu para 16,6 °C no dia 01/11, permanecendo abaixo de 20 °C até 10/11. No dia 09/11 às 5h foi registrado 12,7 °C, a menor temperatura desde 10/10 (12,5 °C) (Tabela 8). A temperatura da água na saída da lagoa 1 também reduziu nas análises de qualidade de água. Às 16h do dia 01/11 foi de 23,3°C enquanto no dia 03/11 às 16h registrou 16,7 °C. A menor temperatura da água havia sido em 10/10 com 16°C às 11h.

Como as macrófitas haviam sido podadas no dia 20/10 e posteriormente em 10/11 supõem-se que as macrófitas das balsas B1 a B8 não resistiram à mudança brusca de temperatura neste período. A influência da queda de temperatura do ar na redução do rendimento do crescimento das plantas entre as duas medições pode ser observada na Figura 40, com redução de 50% no crescimento médio diário das folhas, de 1,2 cm/dia para 0,6 cm/dia.

Com relação à radiação solar, a média mensal entre novembro e março manteve-se estável e registrou valores entre 220 W/m<sup>2</sup> e 256 W/m<sup>2</sup>. No entanto entre 26/11 e 01/12, houve um período consecutivo de seis dias com radiação média diária muito abaixo da média mensal histórica de novembro (230 W/m<sup>2</sup>), com valores entre 65 W/m<sup>2</sup> e 180 W/m<sup>2</sup> (Tabela 9). Ocorreram outros períodos de baixas radiações diárias durante o experimento, no entanto, de curta duração e seguidas de máximas (Figura 40).

Tabela 8 – Queda brusca de temperatura registrada entre 31/10/22 e 10/11/22.

Temperaturas do ar entre 30/10 e 10/11.

Data	Temp. Média em 24 h °C	Temp. Min em 24 h °C	Temp. Max. em 24 h °C
30/10	24,4	18,3	32,3
31/10	24,6	21,8	32,6
01/11	16,6	14,5	21,2
02/11	16,6	14,8	21,1
03/11	17,5	13,9	21,4
04/11	18,1	13,6	22,1
05/11	17,8	13,3	21,6
06/11	18,5	14,4	22,2
07/11	17,9	14,9	22,1
08/11	19,2	16,5	23,0
09/11	18,2	12,7	23,2
10/11	20,7	16,7	25,7

Temperatura do ar mensal entre outubro de 2022 e abril de 2023.

Mês	Dias	Temp. Média em 24 h °C	Temp. Min em 24 h °C	Temp. Max. em 24 h °C
Out	31	20,3	12,1	24,9
Nov	30	21,0	12,7	25,0
Dez	31	23,6	15,4	27,7
Jan	31	25,4	17,9	29,4
Fev	28	25,1	18,3	29,5
Mar	31	25,4	17,9	29,6
Abr	30	21,6	11,1	25,8

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados de CIRAM-EPAGRI (2023a).

Tabela 9 – Período de seis dias consecutivos de 26/11 a 01/12 com radiação média e máximas diárias abaixo da média mensal histórica.

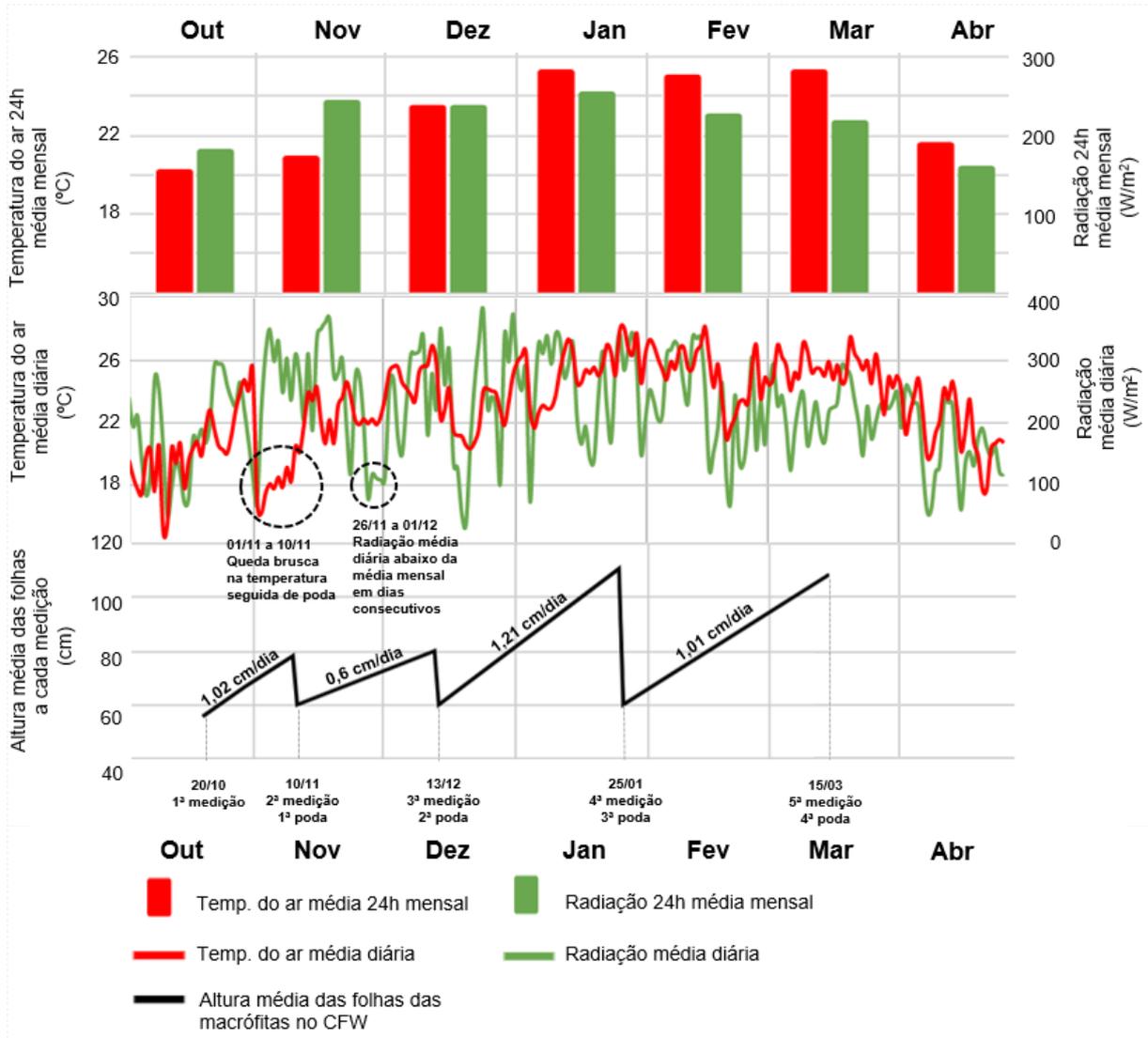
Data	Radiação Méd. em 24h W/m <sup>2</sup>	Radiação Máx. em 24h W/m <sup>2</sup>
25/11	271	1039
26/11	144	758
27/11	80	337
28/11	113	434
29/11	142	649
30/11	65	359
01/12	180	1029
02/12	253	1115

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados de CIRAM-EPAGRI (2023a).

O segundo fator relacionado às perdas das macrófitas foi verificado nas campanhas de qualidade de água dos dias 23, 24, 29 e 30 de novembro, com registro de valores de pH na entrada e saída da lagoa superiores a 9, com máximo em 24/11 com valor de 11,2. No dia 02/12 as análises já indicavam pH de 7,5 na entrada e saída da lagoa, o que pode indicar lançamento na drenagem pluvial incomum, e ter causado impacto nas macrófitas com menor tempo de lançamento na água.

Outro fator e de maior relevância que provocou a redução na densidade de macrófitas das balsas foi a atratividade de fauna da lagoa para dentro das balsas, principalmente aves de médio porte, como a galinha d'água (*Gallinula galeata* – WIKIAVES, 2023b), verificado em maior grau para as balsas B8, B10 e B11 no último período de medição. As aves foram encontradas com frequência no entorno e dentro do CFW e utilizaram o espaço como refúgio de predadores, como os jacarés que circulam dentro e nas margens da Lagoa 1. As aves provocaram grande pisoteio e quebra das folhas, com conseqüente secagem de indivíduos. Nas balsas com maior densidade e tamanho das folhas como nas balsas B16, B15 e B13 não foram verificadas perdas devido às aves, provavelmente pela dificuldade de acesso imposto pela densidade das taboas por caixa (Figura 41 e Figura 42). Um dos controles possíveis neste tipo de situação é a proteção com redes ou grades das macrófitas, e reserva de área no CFW exclusivo para a uso de fauna

Figura 40 – Comparativo entre radiação média diária, temperatura média do ar diária e altura das folhas das macrófitas.



Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados de CIRAM-EPAGRI (2023a).

Figura 41 – Atratividade e pisoteio de aves de médio porte sobre as macrófitas com baixa densidade.



Fonte: Autor.

Figura 42 – Perdas de macrófitas em 12/12 e 15/03.



Balsa B3 em 12/12 com pisoteio de folhas provocado por aves de médio porte.



Balsa B4 com uma caixa sem plantas e folhas pisoteadas por aves em 15/03.

Fonte: Autor.

Assim como no evento meteorológico de baixas temperaturas de 01/11 a 10/11, a realização de poda em 10/11 causou secamento de folhas nas semanas seguintes. As demais podas realizadas em 21/01 e 15/03 também causaram o secamento de folhas. Em 21/01 a temperatura mínima foi de 22,0 °C e máxima de 30,7°C. Já em 15/03 a temperatura mínima foi de 23,8 °C e máxima de 28,8 °C. Os dias seguintes às realizações das podas também mantiveram temperaturas altas e foram responsáveis, juntamente com o pisoteio das aves, por perda das macrófitas registradas em 16/03 (Figura 43), 30/03 e 19/04 (Figura 44).

Figura 43 – Sinais de secamento de macrófitas registrado em 16/03 devido à poda realizada em 15/03.



Fonte: Autor.

Figura 44 – Perdas de macrófitas registrado em 30/03 e 19/04 devido à poda realizada em 15/03.



A - Em 16/02 registro de secamento parcial de uma planta após poda de 21/01 na balsa B16.



B - Em 15/03 registro de bom desenvolvimento geral do CFW



C - Em 30/03 balsa B12 com grande perda de macrófitas devido a secamento de folhas após poda de 15/03.



D - Em 19/04 registro de grande perda de macrófitas devido a secagem de folhas após poda de 15/03 e pisoteio por aves.

Fonte: Autor.

Apesar das perdas citadas, até 15/03 houve aumento da densidade média das macrófitas do CFW. Este aumento de densidade também pode ser evidenciado pelo aumento de 20,7% da biomassa úmida e de 15,3% da biomassa seca em comparação entre as coletadas realizadas em 21/01 e 15/03. A biomassa úmida e seca foi realizada sobre a totalidade das folhas cortadas acima de 60 cm (Tabela 10).

A biomassa úmida total coletada em 21/01 foi de 15,9 kg quando a densidade média registrada foi 5,6 macrófitas por caixa. Em 15/03 a biomassa úmida total foi de 20,0 kg para a densidade média de 6,5 macrófitas por caixa.

Tabela 10 – Resultados das amostras de biomassa úmida e seca das folhas realizadas em 25/01 e 15/03.

Medição	Unidade	25/01	15/03	Média	Variação	
					Absoluta	%
Teor de água		0,863	0,872	0,867	0,009	1,0
Biomassa seca total	kg	2,18	2,57	2,38	0,39	15,3
Biomassa úmida total	kg	15,89	20,04	17,97	4,15	20,7
Biomassa seca/área	kg/m <sup>2</sup>	0,113	0,134	0,12	0,021	15,3
Biomassa úmida/área	kg/m <sup>2</sup>	0,828	1,044	0,94	0,216	20,7
Período	dias	43	49	46		
Biomassa seca/(área.dia)	g/m <sup>2</sup> .dia	2,64	2,73	2,69	0,10	3,5
Biomassa úmida/(área.dia)	g/m <sup>2</sup> .dia	19,25	21,30	20,27	2,05	9,6

Fonte: Elaborado pelo autor.

Silveira, Souza e Rodrigues (2007) analisaram o crescimento de *Typha dominguensis* durante 6 meses em um *wetland* natural, no município de Maquiné, litoral norte do estado do Rio Grande do Sul. Os autores obtiveram resultados de crescimento médio das macrófitas de 0,82 cm/dia, com 2,21 cm/dia nos primeiros 26 dias, e 4,14 g de biomassa seca/m<sup>2</sup>.dia. Os resultados de Silveira, Souza e Rodrigues (2007) em termos de crescimento das folhas foram similares ao encontrado nesta pesquisa (1,0 cm/dia), e superiores em termos de biomassa (2,69 g biomassa seca/m<sup>2</sup>.dia), possivelmente em razão da maior densidade e adaptação do sistema natural.

Celis (2016) analisou o crescimento de *Typha dominguensis* em sistema de *wetland* construído convencional para tratamento de esgoto doméstico em Florianópolis, com plantio inicial no inverno, e obteve médias de 0,42 cm/dia nos primeiros 36 dias, e 1,27 cm/dia no fim do outono. Após poda realizada no início de dezembro, a autora relatou crescimento de 3,6 cm/dia em 30 dias no verão. Os resultados da autora em comparação com esta pesquisa demonstraram o bom rendimento do CFW em ambiente com diluição de nutrientes para o crescimento das plantas, como as águas pluviais e rios urbanos.

### 5.3.2 Desenvolvimento das raízes das macrófitas no CFW

Quanto ao desenvolvimento das raízes das macrófitas esperava-se realizar a medição do crescimento juntamente com a medição e altura das folhas. No entanto, o peso da estrutura das balsas com o crescimento das plantas e a dificuldade em

retirar as balsas da água sem danificá-las (desmonte da estrutura) inviabilizou este procedimento. Três registros de tamanho das raízes foram realizados juntamente com as medições de altura das folhas em 10/11, 13/12 e 15/03.

Em 10/11 as balsas com menor tempo de lançamento ainda não apresentavam macrófitas com raízes fixadas junto ao fundo das caixas, sendo possível levantá-las, como verificado na balsa B14 (lançada na água em 27/09 - (Figura 45) e nas demais balsas com tempo similar na água. O comprimento das raízes dentro das caixas era de até 5 cm.

Em 13/12 a balsa B16 (lançada na água em 23/07, mas com grande secagem inicial e reposição em 01/09) já apresentava filamentos de até 10 cm de comprimento abaixo das caixas, mas ainda não havia uma quantidade suficiente para formar uma barreira contra a passagem de água abaixo da caixa. Esta barreira ocorreu dentro das caixas, pois toda a rede de raízes das balsas encontrava-se submersa em até 10 cm, devido ao peso do conjunto caixas mais macrófitas (Figura 46).

Em 25/01 a balsa B16 apresentava elevada densidade de plantas (8-9 plantas por caixa), e somada a necessidade de movimentação para medições, provocou o afundamento parcial das caixas, sendo necessário melhorar a rigidez da estrutura. A rigidez foi alcançada com aumento do uso de abraçadeiras, até 10 por face. Esta situação também ocorreu com outras balsas. As raízes apresentaram aumento de diâmetro abaixo da caixa e comprimento de até 15 cm (Figura 47).

Em 15/03 a balsa B12 (lançada na água em 01/09) apresentava a formação de filamentos de raízes entrelaçados em até 25 cm de profundidade abaixo das caixas, com formação portanto de uma barreira de raízes e biofilme (Figura 48).

Figura 45 – Situação das raízes da balsa B14 em 10/11.



Fonte: Autor.

Figura 46 – Situação das raízes da balsa B16 em 13/12 com formação de filamentos abaixo das caixas em até 10 cm.



Fonte: Autor.

Figura 47 – Afundamento da balsa B16 e situação de suas raízes em 25/01 com aumento do diâmetro e comprimento de filamentos abaixo das caixas em até 15 cm.



Fonte: Autor.

Figura 48 – Situação das raízes da balsa B12 em 15/03 com formação de filamentos entrelaçados e biofilme abaixo das caixas em até 25 cm.



Fonte: Autor.

## 5.4 REVITALIZAÇÃO DO CURSO DE ÁGUA

O principal aspecto de revitalização do curso de água almejado nesta pesquisa foi a melhoria da qualidade de água (seção 5.4.1). Esta foi evidenciada na literatura pesquisada principalmente pelo processo de sedimentação promovido pela barreira proporcionada pelas raízes e estrutura do CFW, e pela interação entre a água e o biofilme aderido às raízes das macrófitas no CFW (NICHOLS et al., 2016; PAVLINERI, SKOULIKIDIS, TSIHRINTZIS, 2017; LUCKE, WALKER, BEECHAM, 2019).

As análises de qualidade de água realizadas nesta pesquisa foram separadas em dois períodos:

- a) Período de **pré-projeto** ou antes do posicionamento do CFW na saída da Lagoa 1 entre 01/10 e 11/11, realizado com objetivo de descrever o efeito da Lagoa 1 sobre a qualidade de água (seção 5.4.1.1), e;
- b) período de **monitoramento do CFW**, realizado entre 12/11 e 30/04 com objetivo de verificar o efeito da ecotecnologia sobre a qualidade de água (seção 5.4.1.2).

Além das análises de qualidade de água, foram registradas a influência de macrófitas de superfície não pertencentes ao projeto do CFW (seção 5.4.1.2.6), e a atratividade de fauna ao CFW (seção 5.4.3).

### 5.4.1 Melhoria da qualidade de água

#### 5.4.1.1 Período de pré-projeto (01/10 a 11/11)

Os resultados de concentração ou medição direta dos parâmetros de qualidade de água no período de pré-projeto (sem a presença do CFW) estão apresentadas na Tabela 11. O monitoramento nesta etapa foi realizado em dois pontos, P1 – entrada de águas pluviais na Lagoa 1, e P3 – saída da Lagoa 1. Os parâmetros de qualidade 2 neste período foram amostrados em apenas duas campanhas e não foram analisados estatisticamente. Coliformes fecais e totais apresentaram valores acima do limite de detecção para duas diluições nas duas campanhas. Os parâmetros de qualidade 1 tiveram entre 19 e 24 campanhas.

Tabela 11– Distribuição dos resultados de concentração ou medições realizadas no período de pré-projeto.

Parâmetro	Ponto	N	Média	Mediana	Desv. Pad.	Teste de		Curva de distribuição
						Shapiro-Wilk	W	
OD (mg/l)	P1	23	3,4	3,4	1,1	0,95	0,25	Normal
	P3	22	3,6	3,8	1,7	0,93	0,18	Normal
Condutividade (µS/cm)	P1	24	323	282	108	0,88	0,01	Log-Norm.
	P3	24	278	259	71	0,79	0,0002	Log-Norm.
pH	P1	19	7,0	7,0	0,5	0,95	0,55	Normal
	P3	19	7,1	7,1	0,6	0,91	0,07	Normal
Temp. da água (°C)	P1	24	21,4	21,6	2,8	0,91	0,05	Normal
	P3	24	21,9	22,0	2,8	0,93	0,11	Normal
DBO (mg/l)	P1	2	2,2	2,2	0,3			
	P3	2	8,2	8,2	8,3			
Turbidez (NTU)	P1	2	6,6	6,6	2,1			
	P3	2	7,8	7,8	2,9			
Sólidos Totais (mg/l)	P1	2	337	337	273			
	P3	2	630	630	622			
Fósforo Total (mg/l)	P1	1	0,2	0,2				
	P3	1	0,5	0,5				
N-NH4 (mg/l)	P1	2	2,4	2,4	0,2			
	P3	2	1,6	1,6	0,5			
N-NO2 (mg/l)	P1	2	0,1	0,1	0,1			
	P3	2	0,2	0,2	0,1			
N-NO3 (mg/l)	P1	2	1,6	1,6	1,1			
	P3	1	1,2	1,2				
Colif. Fecais (NMP)	P1	1	Acima do limite de detecção com duas diluições - >					
	P3	1				2.419,6*10 <sup>2</sup>		
Colif. Totais (NMP)	P1	1	Acima do limite de detecção com duas diluições - >					
	P3	1				2.419,6*10 <sup>2</sup>		

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os parâmetros OD, pH e temperatura da água nos pontos P1 e P3 tiveram distribuições normais, com valores alinhados à curva normal de probabilidade (Figura 49 - A a F). O teste *t-student* aplicado nestes parâmetros demonstrou que no período pré-projeto não houve diferença significativa entre as médias dos pontos P1 e P3, ou seja, a hipótese nula de que as médias foram iguais não pode ser rejeitada com 95% de confiança (Tabela 12).

Já a condutividade apresentou maior número de dados em baixas concentrações (*skewness* positivo) nos dois pontos P1 e P3, similar a uma distribuição log-normal (Figura 49 - G e H). O *Sign-test* aplicado demonstrou que ocorreu redução significativa de 8% (23 µS/cm, p-value = 0,023) na mediana da concentração da condutividade da entrada (P1) em relação à saída (P3) da Lagoa 1 no período de pré-projeto (Tabela 12).

Tabela 12 – Teste de igualdade de médias (*t-student*) e medianas (*sign test*) de concentração no período de pré-projeto.

Parâmetro	Ponto	N	Média	Mediana	Teste	t - student	Sign test			Graus de liberdade	p	Variação das médias ou medianas (%)
							N sem zeros	Perc. v<V %	Z			
pH	P1	19	7,00	7,01	P1->P3	-0,67			30	<b>0,513</b>	1,5%	
	P3	19	7,11	7,10								
Condutividade (µS/cm)	P1	24	323	282	P1->P3		24	18,0	6,00	<b>0,023</b>	-8,2%	
	P3	24	278	259								
Temp. da água (°C)	P1	24	21,4	21,6	P1->P3	-2,03			30	<b>0,054</b>	2,1%	
	P3	24	21,9	22,0								
OD (mg/l)	P1	23	3,4	3,4	P1->P3	-0,46			23	<b>0,653</b>	4,9%	
	P3	22	3,6	3,8								

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 49 – Gráfico de probabilidade normal esperada e dados das campanhas de qualidade no período de pré-projeto.

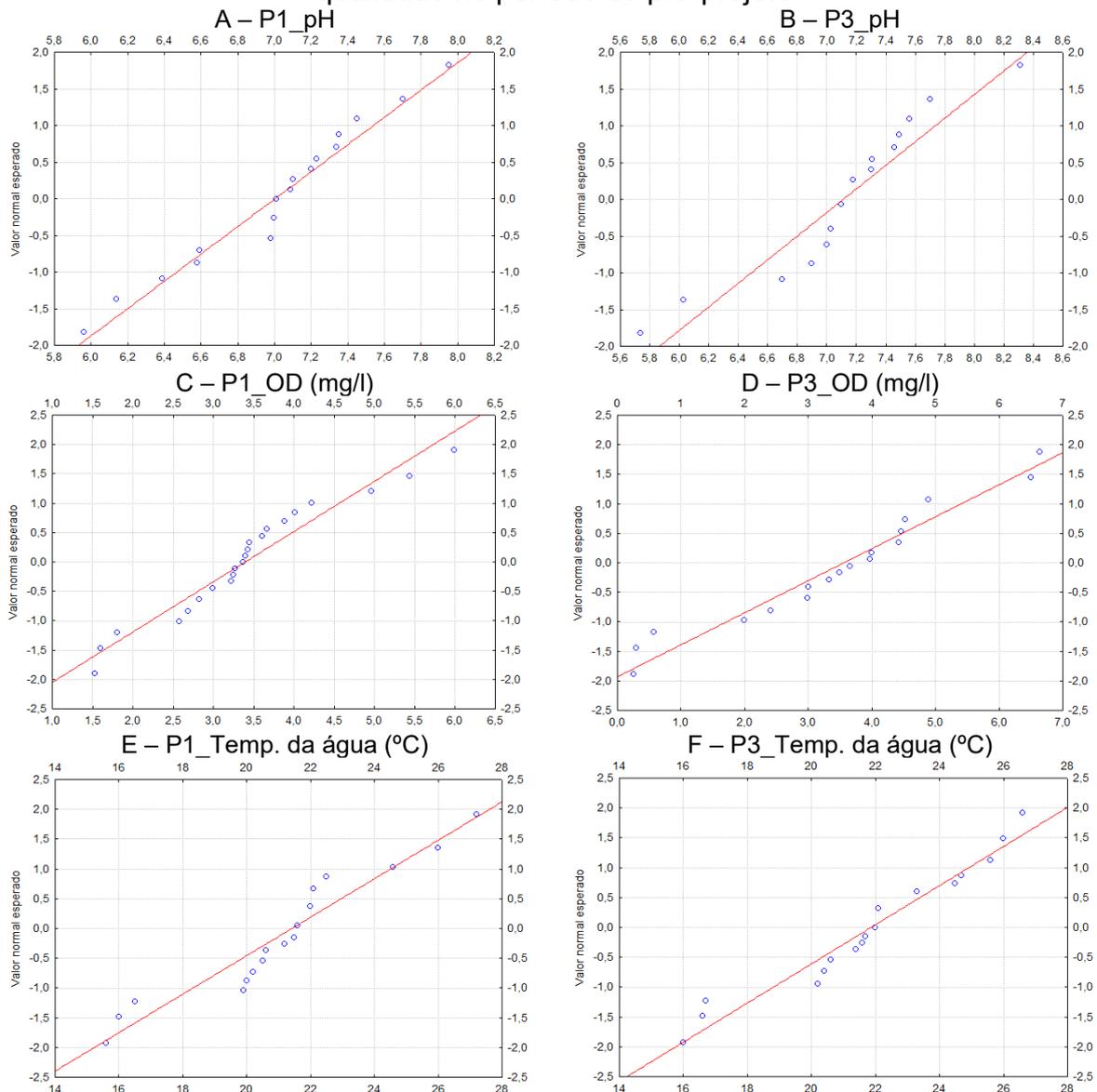
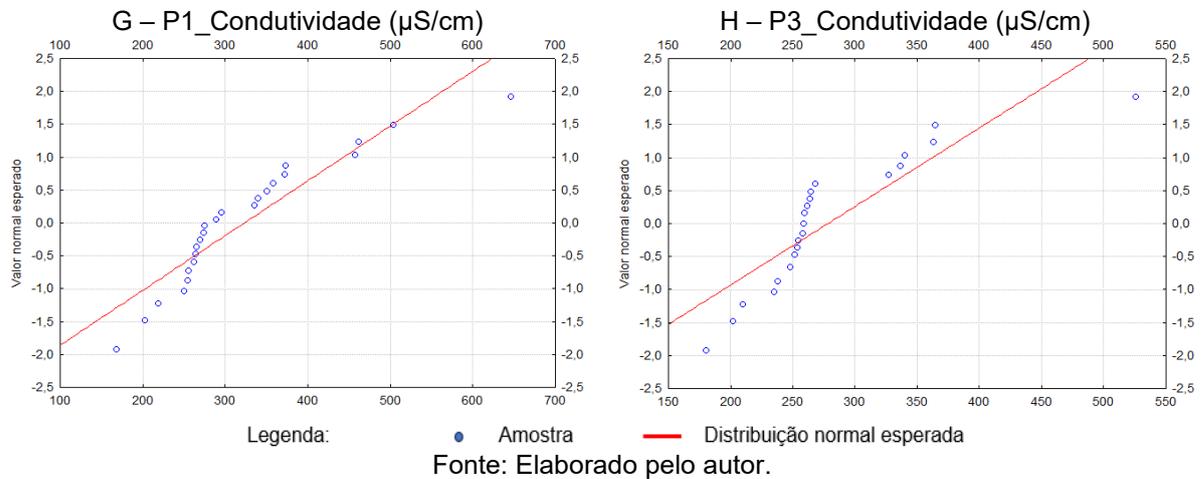


Figura 49 – Gráfico de probabilidade normal esperada e dados das campanhas de qualidade no período de pré-projeto (continuação).



A verificação da influência da vazão sobre a distribuição de OD foi realizada através da carga (concentração x vazão). A distribuição de vazão no período foi log-normal, com 60% dos dados entre 1 e 2 l/s (Figura 50).

A distribuição dos dados de carga de OD no período pré-projeto resultou em distribuição log-normal em P1 e normal P3 (Tabela 13-A). Apesar do aumento mediano da carga de OD de P1 para P3 em 17%, a diferença entre os dois pontos não foi significativa (*p-value*=1,00) (Tabela 13-B).

Tabela 13 – Distribuição dos resultados de carga de OD e teste de igualdade de mediana para o período de pré-projeto.

**A – Distribuição dos resultados de carga de OD**

Parâmetro	Ponto	N	Méd.	Mediana	Desv. Pad.	Teste de		Curva de distribuição
						Shapiro-Wilk		
						W	p	
Q (l/s)	P3	15	1,7	1,3	2,1	12,79	<b>0,000</b>	Log-normal
Carga OD (mg/l.l/s)	P1	15	5,0	4,5	4,0	0,84	<b>0,012</b>	Log-normal
	P3	15	3,9	3,5	2,6	0,93	0,326	Normal

Obs.: O *p-value* representa o resultado dos testes de normalidade Shapiro-Wilk (W) de cada ponto e parâmetro.

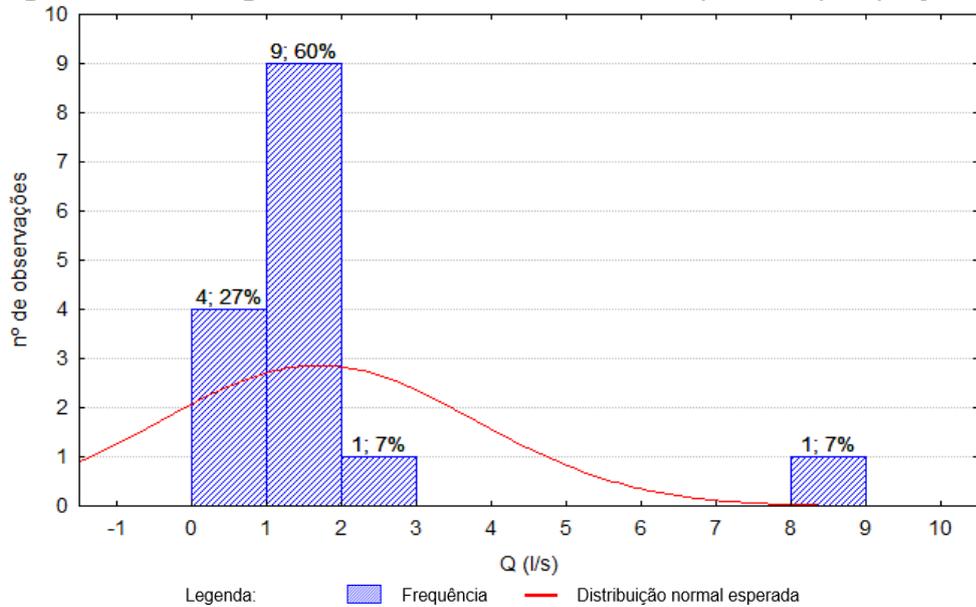
**B – Teste de igualdade de medianas de carga de OD (sign test)**

Parâmetro	Ponto	N	Média	Mediana	Teste	Sign test			Variação da mediana (%)	
						N sem zeros	Perc. v<V %	Z		
Carga de OD (mg/l.l/s)	P1	15	5,0	4,5	P1->P3	15	46,7	0,00	1,000	-22%
	P3	15	3,9	3,5						

Obs.: O *p-value* representa o resultado dos testes de igualdade de mediana entre os pontos P1 e P3.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 50 – Histograma de vazão instantânea no período pré-projeto.

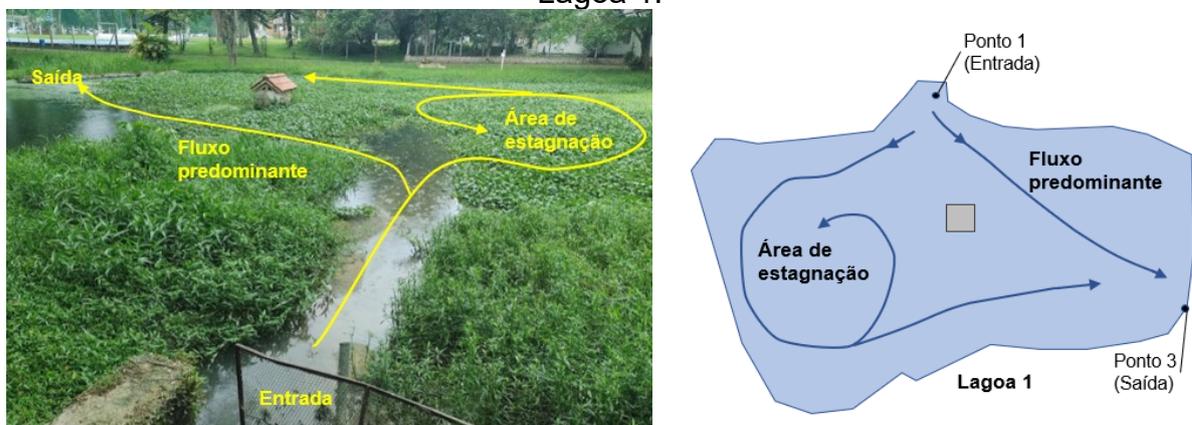


Fonte: Elaborado pelo autor.

Os resultados estatísticos no período de pré-projeto sobre os parâmetros pH, condutividade, temperatura da água e oxigênio dissolvido (OD) mostraram pouca ou nenhuma influência da lagoa 1 sobre os parâmetros de qualidade.

Dentre os possíveis motivos de baixa influência de processos internos da Lagoa 1 sobre os resultados médios destes parâmetros de qualidade está a ocorrência de um fluxo predominante da entrada de águas pluviais direto para a saída, por entre as macrófitas de superfície. Além do fluxo predominante, uma zona de estagnação pôde ser observada na Lagoa 1 no lado oposto à saída (Figura 51).

Figura 51 – Área de estagnação de águas e fluxo predominante verificados na Lagoa 1.

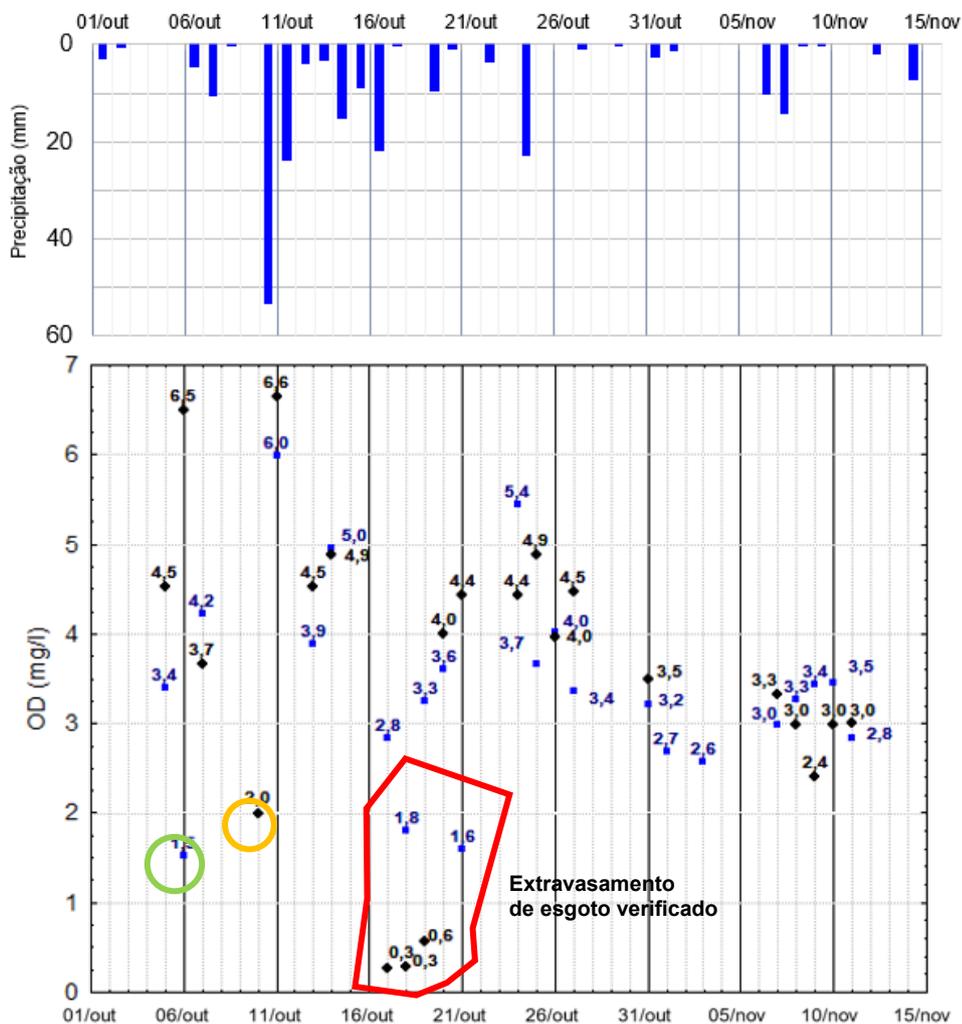


Fonte: Elaborado pelo autor.

Os resultados médios e medianos, no entanto, ocultam variações importantes dos parâmetros de qualidade de água ao longo do tempo neste período, bem como, ocultam a real dispersão dos dados. O oxigênio dissolvido (OD) com médias muito próximas entre P1 (3,4 mgOD/l) e P3 (3,6 mgOD/l) (Tabela 11) apresentou grande variabilidade com as precipitações acumuladas em 24h (P24h) (Figura 52) e aumento de OD nos dois pontos a partir das precipitações (Figura 53).

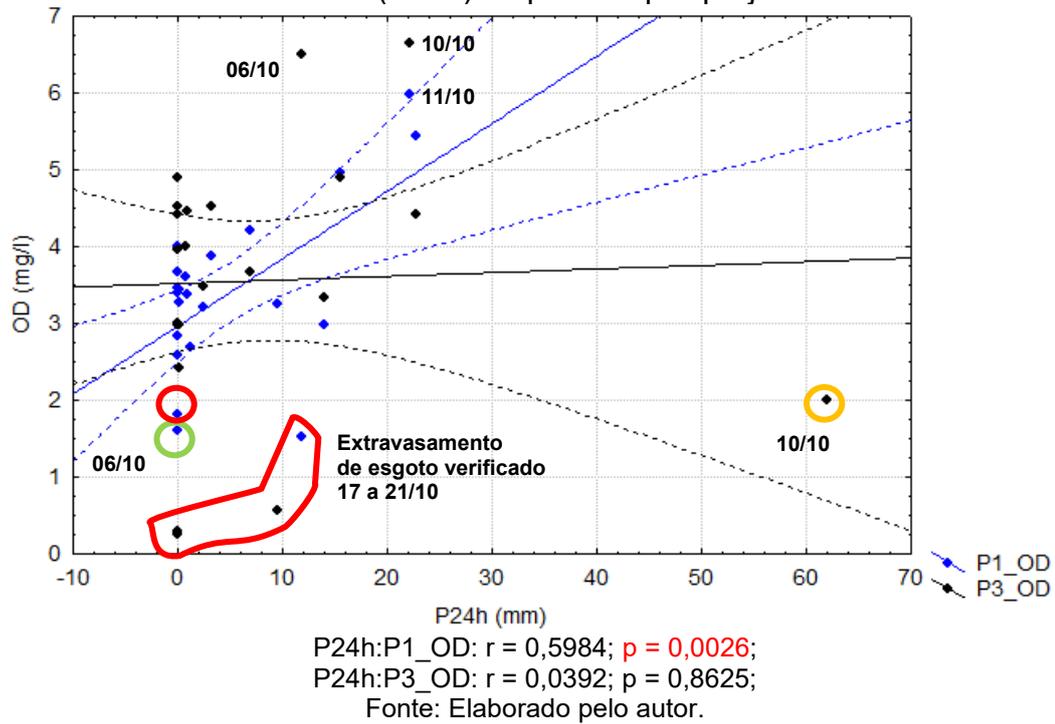
No entanto, valores inferiores a 3 mgOD/l também foram registrados nos dois pontos da Lagoa 1 após dias seguidos de precipitação. Em 14/10 a concentração em P1 estava em 4,96 mgOD/l e em P3 estava em 4,89 mgOD/l. Já entre os dias 17/10 e 19/10, a concentração de OD em P3 atingiu condições anóxicas, com 0,26 mgOD/l no dia 17, 0,27 mgOD/l no dia 18 e 0,56 mgOD/l no dia 19 (Figura 53).

Figura 52 – Distribuição de oxigênio dissolvido (OD) e precipitação acumulada em 24h antecedente à amostragem (P24h) em P1 e P3 entre 01/10 e 11/11.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 53 – Correlação de *Pearson* ( $r$ ) de OD entre P1, P3 e precipitação acumulada em 24h (P24h) no período pré-projeto.



A provável razão dos baixos valores de OD na Lagoa 1 foi o extravasamento de esgoto da rede pública municipal para a rede pluvial de entrada da lagoa 1, devido ao entupimento da rede coletora (Figura 54). A desobstrução da rede de esgoto foi realizada somente no dia 20/10, o que justificaria os baixos valores de OD na entrada e saída da Lagoa 1.

Figura 54 – Extravasamento de esgoto da rede pública para rede de drenagem e comprometimento da qualidade de água da Lagoa 1 registrado entre 17/10 e 21/10.

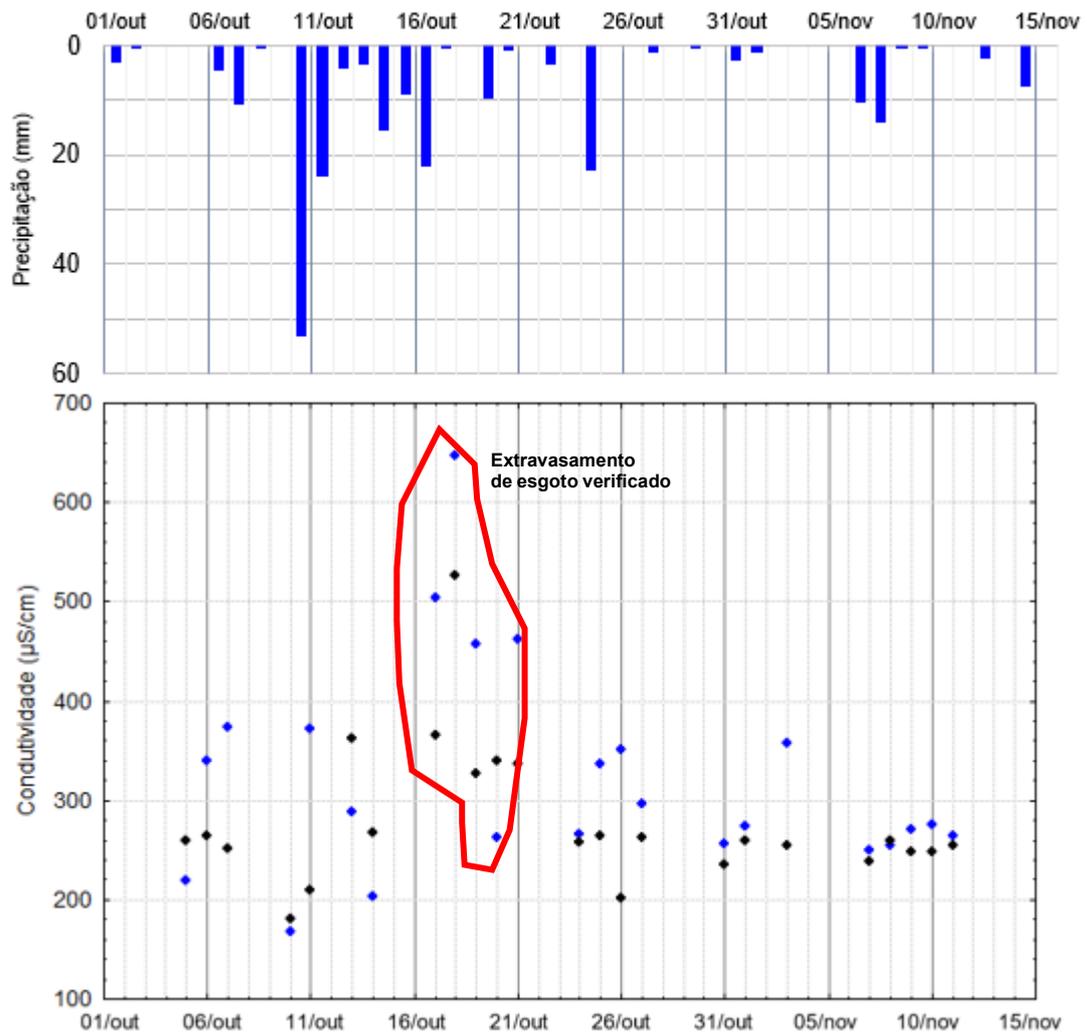


Fonte: Autor em 20/10/22.

No dia 18/10 foi registrado a maior vazão na lagoa 1 no período pré-projeto com 9 l/s. Destaca-se nesta data que a precipitação acumulada nas 24h anteriores à amostragem foi de 0 mm (P24h=0) e 22mm em 72h (P72h=22mm), uma situação atípica de vazão para as precipitações acumuladas.

Observa-se também que neste período de 17/10 a 21/10, as medições de condutividade em P1 foram de 647  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e em P3 de 526  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Figura 55). Estas medições foram identificadas como *outlier* em P1 e extremo em P3, ou seja, valores 1,5H e 2H respectivamente superiores a distância entre o primeiro e terceiro quartis (H = 25% a 75%) (Figura 56-B).

Figura 55 – Distribuição da condutividade e precipitação acumulada em 24h antecedentes à amostragem (P24h) em P1 e P3 entre 01/10 e 11/11.

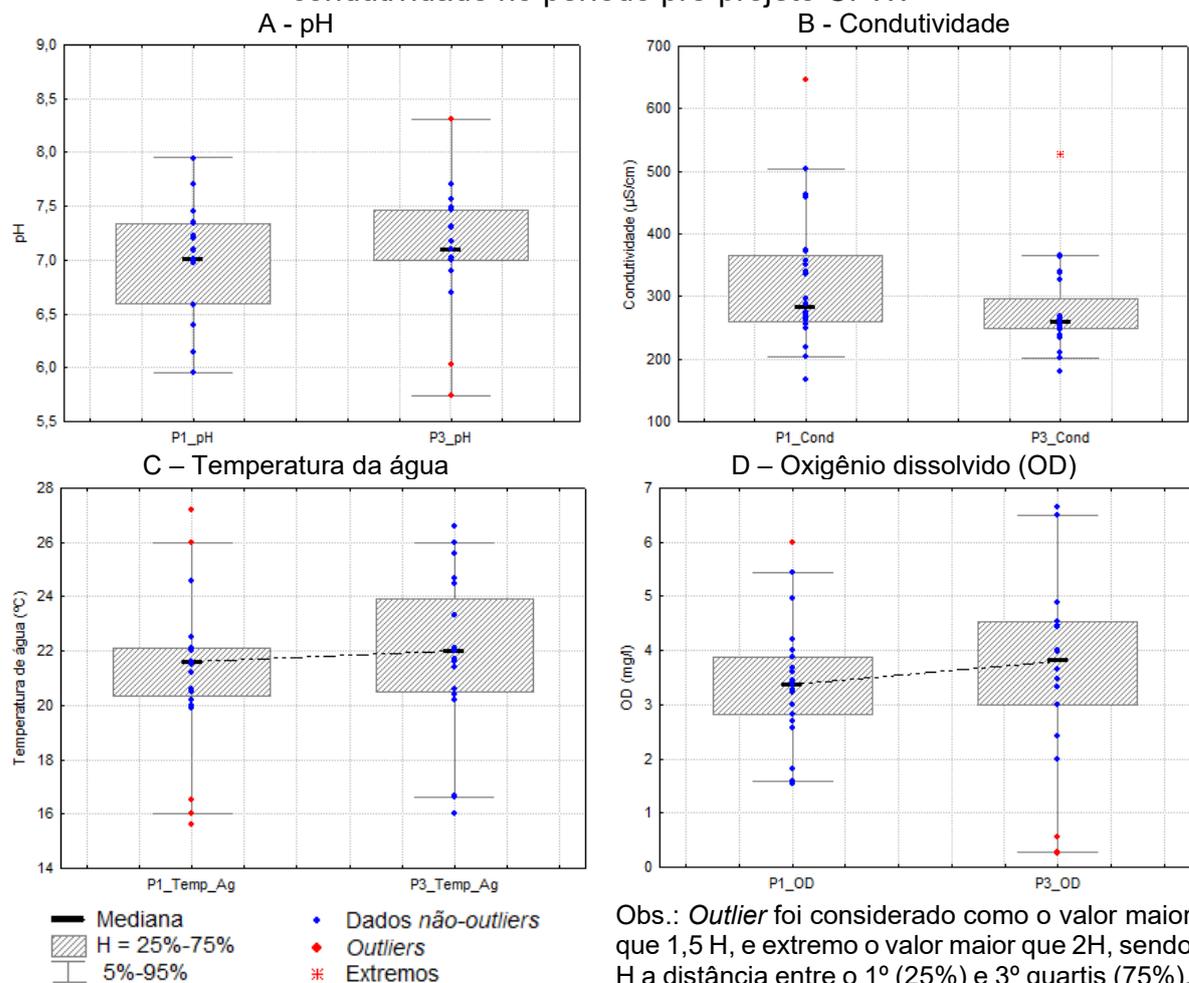


Fonte: Elaborado pelo autor.

Ao analisar a dispersão dos dados no gráfico da Figura 56 para os parâmetros pH, condutividade, temperatura da água e oxigênio dissolvido para o período de pré-

projeto observa-se que apesar da normalidade dos dados de concentração e os testes estatísticos (seção 5.4.1.1) não terem identificado diferenças significativas das médias, observa-se diferenças importantes nas distribuições. Enquanto pH e condutividade reduziram a dispersão dos dados no entorno da mediana ao atravessar a Lagoa 1, a temperatura da água e oxigênio dissolvido aumentaram a dispersão. O oxigênio dissolvido, por exemplo, apresentou aumento de 0,4 mgOD/l na mediana de concentração e este aumento teria sido maior não fosse os três valores *outliers* próximos a zero registrados entre 16/10 e 18/10. A temperatura da água apresentou aumento da mediana em 0,4 °C de P1 para P3, enquanto a condutividade reduziu a mediana em 23  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Figura 56 – Gráfico de caixas para os parâmetros pH, temperatura da água, OD e condutividade no período pré-projeto CFW.



Na Tabela 14 estão apresentadas as campanhas de qualidade de água realizadas em 05/10 e 13/10 para todos os parâmetros. Como foram apenas dois eventos, a análise dos resultados foi restrita à comparação das condições anteriores às duas campanhas. Em 05/10 não havia precipitação registrada nas 72 horas antecedentes à coleta, e a vazão em P3 registrou 0,5 l/s. A remoção das macrófitas de superfície realizada nos dois dias anteriores (Figura 70 – seção 5.4.1.2.6) às campanhas possivelmente foi a causa de elevação da DBO (14 mg/l) e sólidos totais (1.070 mg/l) em P3.

Entre os dias 06/10 e 13/10 ocorreram precipitações consideráveis com 19 mm acumulados em 06/10 e 07/10, 88 mm nos dias 10/10 e 11/10 e 7 mm nos dias 12/10 e 13/10. Com esta precipitação acumulada, a vazão em P3 registrou 200% de aumento em relação a 05/10 e melhora na maioria dos parâmetros em comparação com o dia 05/10.

Tabela 14 – Resultado das campanhas de qualidade de água realizadas em 05/10 e 13/10 e respectivas precipitações acumuladas

Parâmetro	Ponto	05/10	13/10	Parâmetro	Ponto	05/10	13/10
P24h		0,0	3,2	Turbidez	P1	8,0	5,1
P72h		0,0	38,2	(NTU)	P3	9,8	5,8
Q (l/s)		0,5	1,6				
OD	P1	3,4	3,9	Sólidos Totais	P1	530	144
(mg/l)	P3	4,5	4,5	(mg/l)	P3	1.070	190
Condutividade	P1	219	289	Fósforo Total	P1	0,19	
(µS/cm)	P3	260	363	(mg/l)	P3	0,49	
pH	P1	7,0	7,2	N-NH4	P1	2,53	2,2
	P3	6,7	6,9	(mg/l)	P3	1,29	2,0
Temp. da água	P1	20,5	20,6	N-NO2	P1	0,04	0,2
(°C)	P3	20,2	20,4	(mg/l)	P3	0,12	0,3
DBO	P1	2,0	2,4	N-NO3	P1	0,88	2,4
(mg/l)	P3	14,0	2,3	(mg/l)	P3	1,22	

Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 5.4.1.2 Período de monitoramento do CFW (12/11 a 30/04)

##### 5.4.1.2.1 Concentração ou medição direta

A partir do posicionamento do CFW na saída da Lagoa 1, o monitoramento passou a ser realizado em três pontos, com a inclusão do ponto P2 (antes do CFW). Os resultados de concentração ou medição direta neste período estão apresentados na Tabela 15. Somente os parâmetros temperatura da água e fósforo total tiveram distribuições normais nos três pontos amostrados P1, P2 e P3. Os parâmetros pH, turbidez e coliformes fecais foram log-normais nos três pontos. Amônia (N-NH<sub>4</sub>) apresentou maior frequência em maiores concentrações em P2 e P3 (assimetria negativa), e foi normal em P1. Os demais parâmetros apresentaram distribuições normal e log-normal em pelo menos um ponto.

O teste de igualdade de médias dependentes pareadas (*t-student*) entre os pontos P1, P2 e P3 foi aplicado somente para os parâmetros temperatura da água e fósforo total nos três pontos. Nos demais parâmetros este teste foi utilizado apenas nos pares dependentes P1 para P2 ou P2 para P3 que apresentaram distribuição normal. O logaritmo realizado nos parâmetros pH, turbidez e coliformes fecais não retornou distribuições normais. Os demais parâmetros e pontos foram avaliados quanto a mediana dos dados, através do *sign-test* para distribuições não paramétricas.

A Tabela 16 apresenta o resultado das hipóteses de igualdade de médias e medianas e o percentual de aumento ou redução entre os pontos P1, P2 e P3 em cada parâmetro. Os parâmetros pH, condutividade, temperatura da água, OD, DBO, turbidez, sólidos totais e fósforo total tiveram diferenças significativas entre P2 e P3, ou seja, o CFW causou efeito significativo (*p-value*<0,05) nas variações das concentrações nestes parâmetros. Coliformes totais e fecais e série nitrogenada inorgânica (amônia N-NH<sub>4</sub>, nitrito N-NO<sub>2</sub> e nitrato N-NO<sub>3</sub>) não tiveram efeitos significativos. Já entre P1 e P2 (efeito da Lagoa 1 sobre os parâmetros de qualidade) somente não tiveram diferença significativa os parâmetros condutividade, OD, N-NH<sub>4</sub> e coliformes totais.

Tabela 15 – Distribuição dos resultados de concentrações ou medições das campanhas de qualidade da água realizadas no período de monitoramento do CFW.

Parâm.	Pt.	N	Média	Mediana	Desv. Pad	Teste de norm.		Curva de distribuição
						Shapiro-Wil W	p	
pH	P1	32	7,7	7,5	0,9	0,74	0,000	Log-Norm.
	P2	32	7,4	7,2	0,9	0,70	0,000	Log-Norm.
	P3	32	7,3	7,1	0,9	0,64	0,000	Log-Norm.
Condutividade (µS/cm)	P1	31	261	234	83	0,73	0,000	Log-Norm.
	P2	31	219	221	31	0,98	0,772	Normal
	P3	32	234	229	43	0,91	0,012	Log-Norm.
Temp. da água (°C)	P1	31	24,0	24,0	1,1	0,97	0,598	Normal
	P2	31	24,4	24,7	1,3	0,97	0,480	Normal
	P3	31	24,1	24,3	1,1	0,95	0,154	Normal
OD (mg/l)	P1	32	4,3	4,3	0,8	0,98	0,736	Normal
	P2	32	4,2	4,1	1,2	0,96	0,267	Normal
	P3	32	2,7	2,5	1,2	0,82	0,000	Log-Norm.
DBO (mg/l)	P1	19	4,1	3,4	4,9	0,81	0,002	Log-Norm.
	P2	19	10,9	11,0	6,5	0,97	0,839	Normal
	P3	19	4,4	3,1	4,1	0,88	0,020	Log-Norm.
Turbidez (NTU)	P1	29	11,2	9,2	10,2	0,49	0,000	Log-Norm.
	P2	29	26,1	21,9	16,7	0,75	0,000	Log-Norm.
	P3	29	10,5	8,7	5,5	0,86	0,001	Log-Norm.
Sólidos Totais (mg/l)	P1	20	300	243	224	0,66	0,000	Log-Norm.
	P2	20	480	464	215	0,92	0,105	Normal
	P3	20	215	218	48	0,94	0,244	Normal
Fósforo Total (mg/l)	P1	20	0,15	0,14	0,10	0,93	0,160	Normal
	P2	20	0,27	0,27	0,18	0,96	0,562	Normal
	P3	20	0,13	0,16	0,08	0,93	0,127	Normal
N-NH4 (mg/l)	P1	20	2,23	2,04	1,02	0,98	0,965	Normal
	P2	20	1,95	2,02	0,59	0,87	0,014	Assi Negat.
	P3	20	2,35	2,45	0,71	0,86	0,008	Assi Negat.
N-NO2 (mg/l)	P1	20	0,25	0,23	0,14	0,97	0,810	Normal
	P2	20	0,10	0,07	0,10	0,82	0,002	Log-Norm.
	P3	20	0,09	0,07	0,07	0,91	0,076	Normal
N-NO3 (mg/l)	P1	20	1,92	1,88	1,52	0,91	0,073	Normal
	P2	20	0,50	0,13	0,72	0,74	0,000	Log-Norm.
	P3	20	0,53	0,00	0,96	0,63	0,000	Log-Norm.
Colif. Fecais (NMP)	P1	19	1,9E+4	8,6E+3	2,7E+4	0,69	0,000	Log-Norm.
	P2	18	4,4E+4	3,1E+4	4,8E+4	0,83	0,005	Log-Norm.
	P3	20	4,0E+4	1,1E+4	6,6E+4	0,65	0,000	Log-Norm.
Colif. Totais (NMP)	P1	11	2,0E+3	1,0E+6	3,0E+5	0,66	0,000	Log-Norm.
	P2	13	3,0E+3	2,4E+6	8,8E+5	0,89	0,109	Normal
	P3	10	8,2E+3	1,7E+6	6,0E+5	0,77	0,006	Log-Norm.

Obs.: O *p-value* representa o resultado dos testes de normalidade Shapiro-Wilk (W) de cada ponto e parâmetro.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 16 – Teste de igualdade de médias e medianas de concentrações ou medições para amostras dependentes no período de monitoramento do CFW.

Parâmetro	Ponto	N	Variação das médias ou medianas		Teste	t - student	Sign test			Graus de liberdade	p
			Valor	(%)			N sem zeros	Perc. v<V %	Z		
pH	P1	32									
	P2	32	-0,25	-3,4%	P1->P2		29	79,3	2,97		0,003
	P3	32	-0,15	-2,1%	P2->P3		29	27,6	2,23		0,026
Condutividade (µS/cm)	P1	31									
	P2	31	-13	-16,2%	P1->P2	-3,30				30	0,003
	P3	31	8	6,9%	P2->P3	5,14				30	0,000
Temp. da água (°C)	P1	31									
	P2	31	0,7	2,9%	P1->P2		31	67,7	1,80		0,072
	P3	32	-0,4	-1,6%	P2->P3		30	80,0	3,10		0,002
OD (mg/l)	P1	32									
	P2	32	-0,2	-2,8%	P1->P2	0,54				31	0,591
	P3	32	-1,6	-39%	P2->P3		32	0,0	5,48		0,000
DBO (mg/l)	P1	19									
	P2	19	7,6	223,5%	P1->P2		19	15,8	2,75		0,006
	P3	19	-7,9	-71,8%	P2->P3		19	10,5	3,21		0,001
Turbidez (NTU)	P1	29									
	P2	29	12,6	137%	P1->P2		29	89,7	4,09		0,000
	P3	29	-13,1	-59,9%	P2->P3	8,83				28	0,000
Sólidos Totais (mg/l)	P1	20									
	P2	20	221	90,9%	P1->P2		20	10,0	3,35		0,001
	P3	20	-246	-53,0%	P2->P3		20	0,0	4,25		0,000
Fósforo Total (mg/l)	P1	20									
	P2	20	0,13	80,0%	P1->P2	-3,01				19	0,007
	P3	20	-0,11	-51,9%	P2->P3	5,80				19	0,000
N-NH4 (mg/l)	P1	20									
	P2	20	-0,02	-1,2%	P1->P2		20	60,0	0,67		0,502
	P3	20	0,43	21,3%	P2->P3		19	68,4	1,38		0,169
N-NO2 (mg/l)	P1	20									
	P2	20	-0,16	-69,6%	P1->P2		19	89,5	3,21		0,001
	P3	20	0,00	0,0%	P2->P3		13	46,2	0,00		1,000
N-NO3 (mg/l)	P1	20									
	P2	20	-1,75	-93,3%	P1->P2		18	77,8	2,12		0,034
	P3	20	-0,13	-100,0%	P2->P3		12	41,7	0,29		0,773
Colif. Fecais (NMP/100ml)	P1	19									
	P2	18	2,2E+4	259,8%	P1->P2		17	17,6	2,43		0,015
	P2	20	-2,0E+4	-64,3%	P2->P3		18	44,4	0,24		0,814
Colif. Totais (NMP/100ml)	P1	11									
	P2	13	8,0E+5	721,9%	P1->P2		7	14,3	1,51		0,131
	P3	10	-6,9E+5	-75,6%	P2->P3		5	20,0	0,89		0,371

Obs.: O *p-value* representa o resultado dos testes de igualdade de médias (t-test) e medianas (sign-test) entre os pontos P1-P2 e P2->P3 em cada parâmetro.

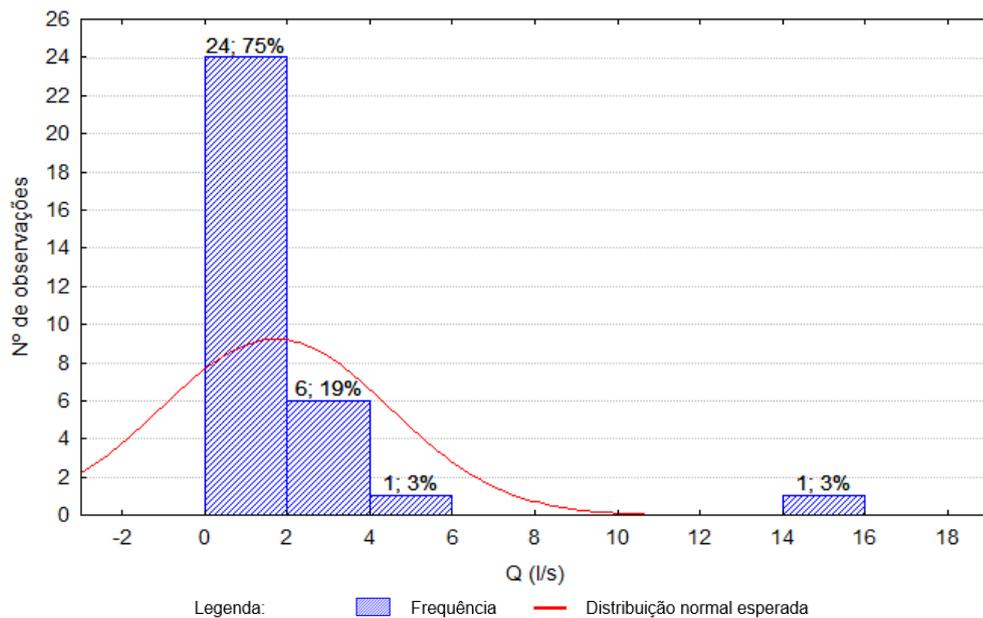
Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 5.4.1.2.2 Carga

De forma análoga às concentrações, os resultados de carga e respectivo teste de igualdade de médias ou medianas estão apresentados nas tabelas Tabela 17 e Tabela 18.

A medição da vazão instantânea no período de monitoramento (12/11 a 30/04) apresentou distribuição log-normal com total de 35 medições. 75% das medições tiveram vazões entre 0,12 l/s (mínima) e 2 l/s, 19% entre 2 l/s e 4 l/s e dois eventos isolados registraram os picos de vazão, um ocorrido em 16/02 de 5 l/s, e outro em 30/11 com 15,8 l/s (Figura 57).

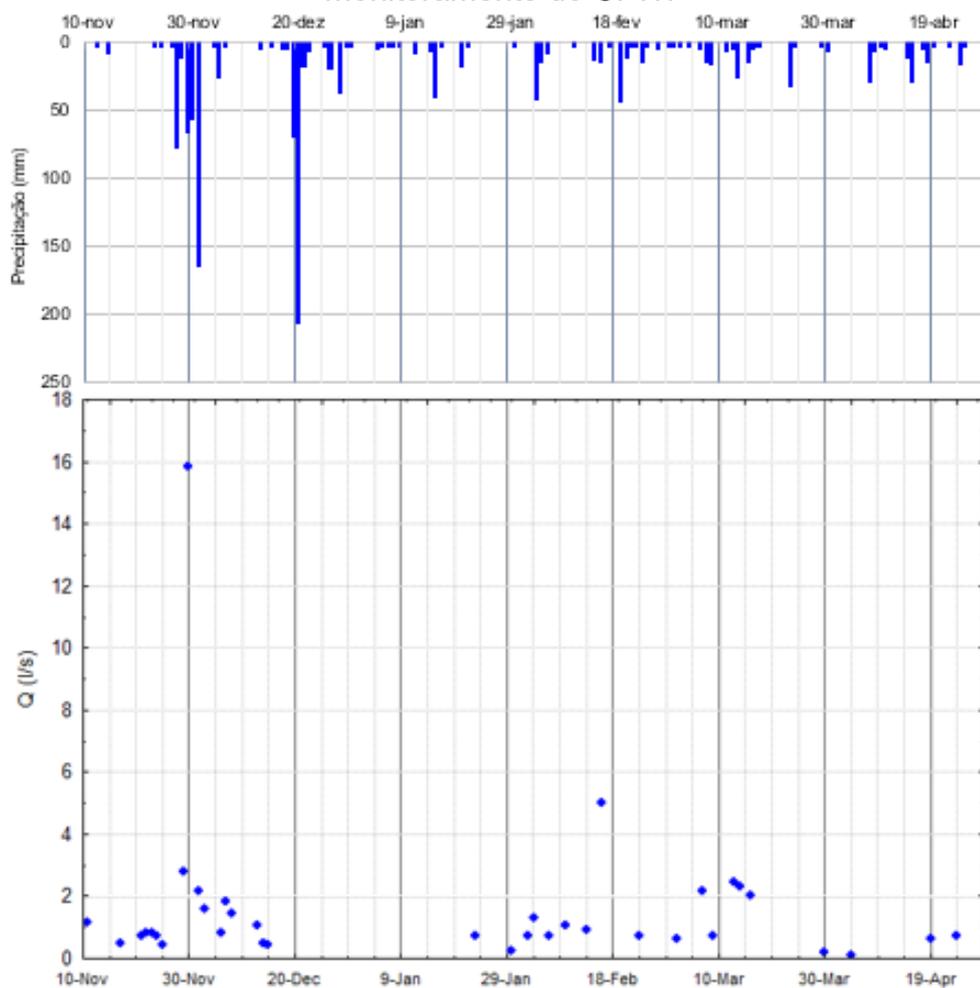
Figura 57 – Histograma de vazão instantânea no período de monitoramento do CFW (12/11 a 30/04).



Fonte: Elaborado pelo autor.

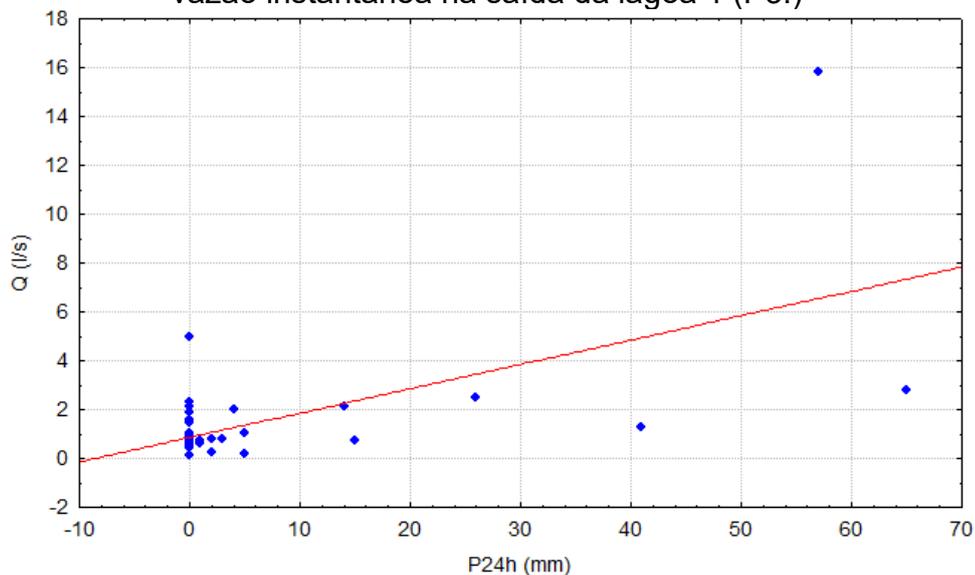
Em termos de correlação com as precipitações acumuladas em 24h (P24h), a vazão instantânea apresentou correlação de *Pearson* de 0,59. A vazão de 15,8 l/s ocorreu com P24h de 57 mm, condizente com o período de precipitação elevada. No entanto a vazão de 5 l/s ocorreu com P24h nulo, ou seja, indício de contribuição de vazão à rede pluvial não característico com as precipitações, o que pode indicar despejo ou extravasamento de esgotos (Figura 58 e Figura 59).

Figura 58 – Vazão instantânea e precipitação acumulada em 24h no período de monitoramento do CFW.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 59 – Gráfico de correlação entre precipitação acumulada em 24h (P24h) e vazão instantânea na saída da lagoa 1 (P3.)



Q x P24h:  $r = 0,5997$  (p-value = 0,0001);  $r_s = 0,27$  (p-value = 0,11)  
 $r$  = Correlação de *Pearson*;  $r_s$  = Correlação de *Spearman Rank Order*.  
 Fonte: Elaborado pelo autor.

As distribuições de carga resultantes da multiplicação da distribuição de vazão log-normal e concentrações normais e log-normais resultaram em distribuições log-normais de carga para todos os parâmetros (Tabela 17). Somente o logaritmo das cargas dos parâmetros DBO e coliformes fecais e totais resultaram em distribuições normais, sendo realizado o *t-test* na comparação das médias de cargas. Demais parâmetros foram analisados pelo *sign-test* na comparação das medianas de cargas (Tabela 18). Entre os pontos P2 e P3 (efeito CFW) somente não tiveram diferença significativa os parâmetros de carga de N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub> e coliformes totais e fecais. Entre os pontos P1 e P2 (efeito lagoa) somente não tiveram diferença os parâmetros de carga de OD, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub> e coliformes totais. Em comparação com as concentrações, as cargas tiveram resultado similar do efeito do CFW, com exceção da N-NH<sub>4</sub>, significativa para carga (Tabela 18), e não significativa para a concentração (Tabela 16).

Tabela 17 – Distribuição dos resultados de cargas das campanhas de qualidade da água realizadas no período de monitoramento do CFW.

Parâm.	Pt.	N	Méd.	Mediana	Desv. Pad	Teste de norm.		Curva de distribuição
						Shapiro-Wilk W	p	
Q (l/s)	P3	35	1,6	0,8	2,7	0,43	0,000	Log-normal
Carga OD (mg/l.l/s)	P1	31	7,4	3,8	13,4	0,41	0,000	Log-normal
	P2	31	6,5	4,2	9,6	0,47	0,000	Log-normal
	P3	31	4,7	2,5	8,4	0,43	0,000	Log-normal
Carga DBO (mg/l.l/s)	P1	19	8,8	2,4	17,1	0,56	0,000	Log-normal
	P2	19	14,9	9,1	18,2	0,70	0,000	Log-normal
	P3	19	7,0	2,4	12,4	0,59	0,000	Log-normal
Carga Turbidez (NTU.l/s)	P1	28	48,0	7,8	176,6	0,25	0,000	Log-normal
	P2	28	49,7	23,7	100,8	0,42	0,000	Log-normal
	P3	28	30,0	8,4	84,6	0,32	0,000	Log-normal
Carga Sólidos Totais (mg/l.l/s)	P1	20	405	195	491	0,74	0,000	Log-normal
	P2	20	630	369	711	0,71	0,000	Log-normal
	P3	20	271	169	269	0,77	0,000	Log-normal
Carga Fósforo Total (mg/l.l/s)	P1	20	0,20	0,13	0,25	0,76	0,000	Log-normal
	P2	20	0,36	0,20	0,47	0,72	0,000	Log-normal
	P3	20	0,19	0,11	0,25	0,72	0,000	Log-normal
Carga N-NH <sub>4</sub> (mg/l.l/s)	P1	20	2,58	1,71	2,64	0,75	0,000	Log-normal
	P2	20	2,37	1,47	2,85	0,65	0,000	Log-normal
	P3	20	3,08	1,71	3,79	0,67	0,000	Log-normal
Carga N-NO <sub>2</sub> (mg/l.l/s)	P1	20	0,25	0,18	0,19	0,91	0,066	Normal
	P2	20	0,10	0,07	0,11	0,83	0,003	Log-normal
	P3	20	0,11	0,06	0,14	0,78	0,000	Log-normal
Carga N-NO <sub>3</sub> (mg/l.l/s)	P1	20	2,27	1,42	2,54	0,83	0,003	Log-normal
	P2	20	0,65	0,07	1,37	0,53	0,000	Log-normal
	P3	20	0,58	0,00	1,20	0,57	0,000	Log-normal
Carga Colif. Fecais (NMP/100ml.l/s)	P1	19	3E+4	7E+3	5E+4	0,55	0,000	Log-normal
	P2	18	7E+4	3E+4	9E+4	0,76	0,000	Log-normal
	P3	20	6E+4	6E+3	1E+5	0,57	0,000	Log-normal

Obs.: O *p-value* representa o resultado do teste de normalidade Shapiro-Wilk (W) em cada ponto e parâmetro.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 18 – Teste de igualdade de médias e medianas de cargas para amostras dependentes no período de monitoramento do CFW.

Parâmetro	Ponto	N	Variação das médias ou medianas		Teste	t - student	Sign test			Graus de liberdade	p
			Valor	(%)			N sem zeros	Perc. v<V %	Z		
log Carga OD (mg/l.l/s)	P1	31									
	P2	31	-0,01	-2,4%	P1->P2	0,63				30	0,536
	P3	31	-0,19	-32,0%	P2->P3	8,73				30	0,000
log Carga DBO (mg/l.l/s)	P1	12									
	P2	12	0,56	94,2%	P1->P2		12	16,7	2,02		0,043
	P3	16	-0,48	-60,1%	P2->P3		16	12,5	2,75		0,006
log Carga Turbidez (NTU.l/s)	P1	28									
	P2	28	0,48	53,8%	P1->P2		28	89,3	3,97		0,000
	P3	28	-0,38	-28,0%	P2->P3	8,47				27	0,000
log Carga Sólidos Totais (mg/l.l/s)	P1	20									
	P2	20	0,24	10,1%	P1->P2	-4,21				19	0,000
	P3	20	-0,32	-12,4%	P2->P3	8,20				19	0,000
log Carga Fósforo Total (mg/l.l/s)	P1	17									
	P2	17	0,27	30,2%	P1->P2	-2,41				16	0,028
	P3	17	-0,26	-41,4%	P2->P3	9,76				16	0,000
log Carga N-NH4 (mg/l.l/s)	P1	20									
	P2	20	-0,05	-24,0%	P1->P2	1,28				19	0,216
	P3	20	0,07	39,7%	P2->P3	-2,31				19	0,032
log Carga N-NO2 (mg/l.l/s)	P1	17									
	P2	17	-0,41	-57,1%	P1->P2	4,64				16	0,000
	P3	17	0,01	1,3%	P2->P3	-0,32				16	0,756
log Carga N-NO3 (mg/l.l/s)	P1	9									
	P2	9	-0,59	-810,0%	P1->P2	2,09				8	0,070
	P3	9	0,19	36,5%	P2->P3	-0,99				8	0,350
log Carga Colif. Fecais (NMP/100ml.l/s)	P1	17									
	P2	17	0,72	18,8%	P1->P2		17	17,6	2,43		0,015
	P3	18	-0,66	-15,5%	P2->P3		18	44,4	0,24		0,814
log Colif. Totais (NMP/100ml.l/s)	P1	7									
	P2	7	0,36	7,3%	P1->P2		7	14,3	1,51		0,131
	P3	6	-0,29	-6,3%	P2->P3		5	20,0	0,89		0,371

Obs.: O *p-value* representa o resultado dos testes de igualdade de médias (t-test) e medianas (sign-test) entre os pontos P1->P2 e P2->P3 em cada parâmetro.

Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 5.4.1.2.3 Influência da precipitação acumulada em 24h (P24h) sobre os parâmetros de qualidade

A influência da precipitação acumulada em 24h (P24h) sobre os parâmetros de qualidade de água nos três pontos da Lagoa 1 no período de monitoramento do CFW foi verificada através da separação dos dados em dois subgrupos: precipitação acumulada nula em 24h anterior à amostragem ( $P24h=0$ ), e precipitação acumulada não nula em 24h anterior à amostragem ( $P24h>0$ ). Com esta separação e menor quantidade de campanhas em cada grupo, as distribuições dos parâmetros resultaram em distribuições não paramétricas em pelo menos um ponto em todos os parâmetros.

Duas verificações foram realizadas em cada subgrupo: a verificação da influência da precipitação nos trechos P1->P2 e P2->P3; e a verificação da influência da precipitação para o mesmo ponto (P1->P1; P2->P2; P3->P3).

O *sign test* foi aplicado como teste de igualdade de medianas entre os pares dependentes P1->P2 e P2->P3 em cada subgrupo ( $P24h=0$  e  $P24h>0$ ) (Tabela 19).

O par dependente P1->P2 (efeito Lagoa 1) para os grupos  $P=24h$  e  $P24>0$  somente apresentaram divergência de resultado os parâmetros DBO, Turbidez e Sólidos Totais, nas duas condições, ou seja, a Lagoa 1 causou efeito com precipitação diferente do efeito sem precipitação nestes parâmetros (Tabela 19).

Já o par dependente P2->P3 (efeito do CFW), somente o parâmetro Fósforo Total apresentou divergência de resultado para as duas condições, ou seja, somente neste parâmetro a influência da precipitação foi observada no CFW, embora o p-value da condição  $P24=0$  foi de 0,074 (Tabela 19).

Os testes *Mann-Whitney* e *Kolmogorov-Smirnov* foram aplicados para verificar a diferença das distribuições no mesmo ponto dentre as duas situações independentes, com e sem precipitação (Tabela 20).

Para o teste *Mann-Whitney*, somente os parâmetros condutividade em P2, e temperatura da água em P1 e P3 e amônia ( $N-NH_4$ ) tiveram diferença significativa com ou sem a precipitação acumulada em 24h. Já o teste *Kolmogorov-Smirnov* somente a temperatura da água em P2 e P3 teve diferença significativa (Tabela 20).

Segundo Miot (2017), Torman, Coster e Riboldi (2012) e King e Eckersley (2019), o *Shapiro-Wilk test* apresenta melhor resposta para pequenas amostras ( $n<30$ ) em comparação com os testes *Lilliefors*, *Kolmogorov-Smirnov*, *Anderson-Darling* e *Qui-Quadrado*.

Os resultados demonstraram que houve baixa influência das precipitações sobre os parâmetros de qualidade água na amostragem realizada.

Tabela 19 – Teste de igualdade de medianas para amostras dependentes dos grupos P24h=0 e P24h>0 no período de monitoramento do CFW.

Parâmetro	Ponto	Teste	P24h>0							P24h=0								
			N	Mediana	dMediana	%	N sem zeros	Perc. v<V %	z	p	N	Mediana	dMediana	%	N sem zeros	Perc. v<V %	z	p
pH	P1		17	7,8														
	P2	P1->P2	17	7,3	-0,4	-5%	8	75,0	1,1	0,289	15	7,2	-0,2	-3%	5	100,0	1,8	0,074
	P3	P2->P3	17	7,1	-0,2	-2%	8	25,0	1,1	0,289	15	7,0	-0,2	-3%	3	0,0	1,2	0,248
Condutividade (µS/cm)	P1		16	229							15	244						
	P2	P1->P2	16	215	-14	-6%	8	50,0	-0,4	0,724	15	232	-12	-5%	6	50,0	-0,4	0,683
	P3	P2->P3	16	223	8	4%	8	62,5	0,4	0,724	15	244	12	5%	6	83,3	1,2	0,221
Temp. da água (°C)	P1		16	23,8							15	24,4						
	P2	P1->P2	16	23,8	0,1	0%	7	85,7	1,5	0,131	15	24,9	0,5	2%	4	50,0	-0,5	0,617
	P3	P2->P3	16	23,7	-0,2	-1%	4	25,0	0,5	0,617	15	24,6	-0,3	-1%	5	20,0	0,9	0,371
OD (mg/l)	P1		17	4,3							15	4,3						
	P2	P1->P2	17	4,3	0,0	0%	7	85,7	1,5	0,131	15	3,7	-0,6	-13%	6	66,7	0,4	0,683
	P3	P2->P3	17	2,7	-1,6	-37%	8	0,0	2,5	0,013	15	2,3	-1,4	-39%	6	0,0	2,0	0,041
DBO (mg/l)	P1		10	5,2							9	0,3						
	P2	P1->P2	10	10,5	5,4	104%	8	25,0	1,1	0,289	9	12,0	11,7	3900%	6	0,0	2,0	0,041
	P3	P2->P3	10	5,1	-5,5	-52%	8	12,5	1,8	0,077	9	2,1	-9,9	-83%	6	16,7	1,2	0,221
Turbidez (NTU)	P1		15	9,3							14	8,5						
	P2	P1->P2	15	21,0	11,7	128%	8	12,5	1,8	0,077	14	22,9	14,4	171%	6	0,0	2,0	0,041
	P3	P2->P3	15	8,7	-12,3	-59%	8	0,0	2,5	0,013	14	9,4	-13,5	-59%	6	0,0	2,0	0,041
Sólidos Totais (mg/l)	P1		10	250							9	252						
	P2	P1->P2	10	553	303	121%	8	12,5	1,8	0,077	9	504	252	100%	6	0,0	2,0	0,041
	P3	P2->P3	10	211	-342	-62%	8	0,0	2,5	0,013	9	208	-296	-59%	6	0,0	2,0	0,041
Fósforo Total (mg/l)	P1		10	0,14							10	0,12						
	P2	P1->P2	10	0,17	0,03	18%	8	25,0	1,1	0,289	10	0,28	0,16	129%	6	33,3	0,4	0,683
	P3	P2->P3	10	0,08	-0,09	-52%	8	0,0	2,5	0,013	10	0,17	-0,11	-38%	5	0,0	1,8	0,074
N-NH4 (mg/l)	P1		10	1,78							10	2,84						
	P2	P1->P2	10	1,88	0,10	5%	8	25,0	1,1	0,289	10	2,06	-0,59	-22%	6	83,3	1,2	0,221
	P3	P2->P3	10	2,45	0,58	31%	7	57,1	0,0	1,000	10	2,53	0,47	23%	6	66,7	0,4	0,683
N-NO2 (mg/l)	P1		10	0,23							10	0,23						
	P2	P1->P2	10	0,10	-0,13	-57%	8	75,0	1,1	0,289	10	0,05	-0,19	-80%	5	100,0	1,8	0,074
	P3	P2->P3	10	0,11	0,00	5%	6	33,3	0,4	0,683	10	0,04	-0,01	-11%	4	50,0	-0,5	0,617
N-NO3 (mg/l)	P1		10	2,53							10	1,65						
	P2	P1->P2	10	0,21	-2,32	-92%	7	71,4	0,8	0,450	10	0,01	-1,64	-100%	6	66,7	0,4	0,683
	P3	P2->P3	10	0,00	-0,21	0%	5	40,0	0,0	1,000	10	0,11	0,11	0%	4	50,0	-0,5	0,617
Colif. Fecais (NMP/100ml)	P1		8	4E+3							9	1E+4						
	P2	P1->P2	8	4E+4	3E+4	901%	7	14,3	1,5	0,131	9	4E+4	3E+4	253%	6	16,7	1,2	0,221
	P3	P2->P3	8	4E+4	3E+2	1%	7	57,1	0,0	1,000	10	3E+4	9E+3	-2E+4	-71%	6	16,7	1,2
Colif. Totais (NMP/100ml)	P1		5	1E+5							2	5E+5						
	P2	P1->P2	5	3E+5	2E+5	171%	5	20,0	0,9	0,371	2	2E+6	1E+6	238%	1			
	P3	P2->P3	5	4E+5	8E+4	22%	3	33,3	0,0	1,000	2	1E+6	2E+5	-8E+5	-80%	1		

Obs.: O *p-value* representa o resultado dos testes de igualdade de medianas (sign-test) entre os pontos P1->P2 e P2->P3 em cada parâmetro.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 20 – Teste de igualdade de distribuições *Mann-Whitney* (MW) e *Kolmogorov-Smirnov* (KS) para os pontos P1, P2 e P3 entre os grupos independentes P24h=0 e P24h>0 no período de monitoramento do CFW.

Parâmetro	Ponto	Teste	P24h>0 P24h=0		MW	KS	P24h>0 P24h=0		d Mediana	%
			N1	N2	p	p	Mediana 1	Mediana 2		
pH	P1	P1->P1	17	15	0,497	p > .10	7,6	7,4	-0,2	-3%
	P2	P2->P2	17	15	0,396	p > .10	7,3	7,2	0,0	-1%
	P3	P3->P3	17	15	0,720	p > .10	7,1	7,0	-0,1	-1%
Condutividade (µS/cm)	P1	P1->P1	16	15	0,252	p > .10	229	244	15	7%
	P2	P2->P2	16	15	0,038	p > .10	215	232	17	8%
	P3	P3->P3	17	15	0,290	p > .10	220	244	24	11%
Temp. da água (°C)	P1	P1->P1	16	15	0,031	p > .10	23,8	24,4	0,6	3%
	P2	P2->P2	16	15	0,055	p < .025	23,8	24,9	1,1	5%
	P3	P3->P3	16	15	0,040	p < .05	23,7	24,6	1,0	4%
OD (mg/l)	P1	P1->P1	17	15	0,835	p > .10	4,3	4,3	0,0	0%
	P2	P2->P2	17	15	0,220	p > .10	4,3	3,74	-0,5	-13%
	P3	P3->P3	17	15	0,126	p > .10	2,7	2,3	-0,4	-15%
DBO (mg/l)	P1	P1->P1	10	9	0,246	p > .10	5,2	0,3	-4,9	-94%
	P2	P2->P2	10	9	0,744	p > .10	10,5	12,0	1,5	14%
	P3	P3->P3	10	9	0,540	p > .10	5,1	2,1	-3,0	-58%
Turbidez (NTU)	P1	P1->P1	15	14	0,663	p > .10	9,3	8,46	-0,8	-9%
	P2	P2->P2	15	14	0,570	p > .10	21,0	22,9	1,9	9%
	P3	P3->P3	15	14	0,616	p > .10	8,7	9,43	0,8	9%
Sólidos Totais (mg/l)	P1	P1->P1	10	10	0,162	p > .10	250	220	-30	-12%
	P2	P2->P2	10	10	0,199	p < .10	553	458	-95	-17%
	P3	P3->P3	10	10	0,326	p > .10	211	230	19	9%
Fósforo Total (mg/l)	P1	P1->P1	10	10	0,791	p > .10	0,14	0,12	-0,02	-14%
	P2	P2->P2	10	10	0,307	p < .10	0,17	0,28	0,11	65%
	P3	P3->P3	10	10	0,140	p > .10	0,08	0,17	0,09	113%
N-NH4 (mg/l)	P1	P1->P1	10	10	0,031	p > .10	1,78	2,64	0,86	48%
	P2	P2->P2	10	10	0,198	p > .10	1,88	2,05	0,17	9%
	P3	P3->P3	10	10	0,307	p > .10	2,45	2,53	0,08	3%
N-NO2 (mg/l)	P1	P1->P1	10	10	0,910	p > .10	0,23	0,23	0,00	0%
	P2	P2->P2	10	10	0,129	p > .10	0,10	0,04	-0,06	-60%
	P3	P3->P3	10	10	0,149	p > .10	0,11	0,04	-0,07	-64%
N-NO3 (mg/l)	P1	P1->P1	10	10	0,427	p > .10	2,52	1,65	-0,87	-35%
	P2	P2->P2	10	10	0,668	p > .10	0,21	0,01	-0,20	0%
	P3	P3->P3	10	10	0,562	p > .10	0,00	0,11	0,11	0%
Colif. Fecais (NMP/100ml)	P1	P1->P1	10	9	0,744	p > .10	3,8E+3	1,1E+4	7,4E+3	198%
	P2	P2->P2	8	10	0,477	p > .10	3,8E+4	3,1E+4	-6,9E+3	-18%
	P3	P3->P3	10	10	0,571	p > .10	1,9E+4	8,8E+3	-1,1E+4	-55%
Colif. Totais (NMP/100ml)	P1	P1->P1	8	3	0,850	p > .10	1,2E+5	3,3E+4	-8,3E+4	-72%
	P2	P2->P2	6	7	0,826	p > .10	3,7E+5	1,1E+6	7,5E+5	204%
	P3	P3->P3	6	4	0,076	p > .10	4,5E+5	1,3E+5	-3,2E+5	-71%

Obs.: O *p-value* representa o resultado do teste de igualdade de distribuições *Mann-Whitney* (MW) e *Kolmogorov-Smirnov* (KS) em comparação com o mesmo ponto P1->P1, P2->P2 e P3->P3 em cada parâmetro.

Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 5.4.1.2.4 Comparativo dos resultados das análises estatísticas no período de monitoramento do CFW

A Tabela 21 apresenta o comparativo das análises estatísticas apresentadas nas seções 5.4.1.2.1 a 0 para o período de monitoramento. As variações absolutas ao nível de 0,05 foram destacadas em reduções ou aumentos significativos.

Observa-se que os parâmetros tiveram variações entre as medianas similares entre todo o conjunto dos dados e separadas nos subgrupos com e sem precipitação, o que demonstrou pouca ou nula influência das precipitações.

No entanto, com um menor número de dados nos subgrupos, alguns parâmetros que foram significativos para todo o conjunto de dados, não foram em pelo menos um trecho significativo nos subgrupos. O fósforo total, por exemplo, resultou em redução significativa ( $p\text{-value}=0,000$  e  $N=20$  amostras) de 0,11 mgP/l entre P2 e P3 para todo o conjunto de dados. No subgrupo  $P24h=0$  a redução também foi de 0,11 mgP/l, no entanto, não significativa ( $p\text{-value}=0,074$  e  $N=10$ ). Já o subgrupo  $P24h>0$  a redução de 0,09 mgP/l foi significativa ( $p\text{-value}=0,013$  e  $N=10$  amostras). Em comparação com o mesmo ponto, o fósforo total em P2 com precipitação ( $P2\_P$ ;  $P24h>0$ ) foi 0,11 mg/l maior que o fósforo total sem precipitação ( $P2\_P$ ;  $P24h=0$ ), no entanto o resultado não foi significativo ( $p\text{-value}=0,307$ ).

Em relação ao efeito CFW, os parâmetros OD, turbidez e sólidos totais foram similares e significativos para todo o conjunto dos dados e nos subgrupos. Já os parâmetros condutividade, temperatura da água e DBO foram significativos para todo o conjunto dos dados e não significativos nos subgrupos.

Os parâmetros coliformes totais, fecais e nitrato apresentaram diferenças não significativas opostas ao separar os dados em subgrupos, negativas e positivas. No entanto, para o subgrupo com precipitação os três parâmetros apresentaram  $p\text{-value}=1,000$ , ou seja, as medianas foram iguais neste subgrupo.

A Figura 60 apresenta os gráficos de caixas dos pontos P1, P2 e P3 no período de monitoramento separados nos subgrupos com precipitação e sem precipitação, onde pode-se confirmar visualmente o resultado dos testes realizados.

Tabela 21 – Comparativo das análises estatísticas no período de monitoramento do CFW.

Parâmetro	Teste	t-test e Sign test				Sign test			Sign test			MW KS						
		N	Todos (12/11 a 30/04)		Sign test		P24h>0		P24h=0		(P24h>0/P24h=0)							
			dConc.	p	dCarga	p	N	dConc.	p	N	dConc.	p	Teste	N1	N2	dConc.	p	p
pH	P1->P2	32					17			15			P1->P1	17	15	-0,2	0,497	p > .10
	P2->P3	32	-0,25	0,003	-0,19	0,000	17	-0,4	0,289	15	-0,2	0,074	P2->P2	17	15	0,0	0,396	p > .10
		32	-0,15	0,026	-0,37	0,424	17	-0,2	0,289	15	-0,2	0,248	P3->P3	17	15	-0,1	0,720	p > .10
Condutividade (µS/cm)	P1->P2	31					16			15			P1->P1	16	15	15	0,252	p > .10
	P2->P3	31	-13	0,003	-15	0,007	16	-14,3	0,724	15	-12	0,683	P2->P2	16	15	17	0,038	p > .10
		32	8	0,000	1	0,012	16	7,8	0,724	15	12	0,221	P3->P3	17	15	24	0,290	p > .10
Temp. da água (°C)	P1->P2	31					16			15			P1->P1	16	15	0,65	0,031	p > .10
	P2->P3	31	0,7	0,072	0,9	0,003	16	0,1	0,131	15	0,5	0,617	P2->P2	16	15	1,1	0,055	p < .025
		31	-0,4	0,002	-0,6	0,000	16	-0,2	0,617	15	-0,3	0,371	P3->P3	16	15	1,0	0,040	p < .05
OD (mg/l)	P1->P2	32					17			15			P1->P1	17	15	0,0	0,835	p > .10
	P2->P3	32	-0,2	0,591	0,4	0,536	17	0,0	0,131	15	-0,6	0,683	P2->P2	17	15	-0,5	0,220	p > .10
		32	-1,6	0,000	-1,6	0,000	17	-1,6	0,013	15	-1,4	0,041	P3->P3	17	15	-0,4	0,126	p > .10
DBO (mg/l)	P1->P2	19					10			9			P1->P1	10	9	-4,9	0,246	p > .10
	P2->P3	19	7,6	0,006	6,7	0,043	10	5,4	0,289	9	11,7	0,041	P2->P2	10	9	1,5	0,744	p > .10
		19	-7,9	0,001	-6,7	0,006	10	-5,5	0,077	9	-9,9	0,221	P3->P3	10	9	-3,0	0,540	p > .10
Turbidez (NTU)	P1->P2	29					15			14			P1->P1	15	14	-0,8	0,663	p > .10
	P2->P3	29	12,6	0,000	16,0	0,000	15	11,7	0,077	14	14,4	0,041	P2->P2	15	14	1,9	0,570	p > .10
		29	-13,1	0,000	-15,3	0,000	15	-12,3	0,013	14	-13,5	0,041	P3->P3	15	14	0,8	0,616	p > .10
Sólidos Totais (mg/l)	P1->P2	20					10			9			P1->P1	10	10	-30	0,162	p > .10
	P2->P3	20	221	0,001	174	0,000	10	303	0,077	9	252	0,041	P2->P2	10	10	-95	0,199	p < .10
		20	-246	0,000	-200	0,000	10	-342	0,013	9	-296	0,041	P3->P3	10	10	19	0,326	p > .10
Fósforo Total (mg/l)	P1->P2	20					10			10			P1->P1	10	10	-0,02	0,791	p > .10
	P2->P3	20	0,13	0,007	0,07	0,028	10	0,03	0,289	10	0,16	0,683	P2->P2	10	10	0,11	0,307	p < .10
		20	-0,11	0,000	-0,09	0,000	10	-0,09	0,013	10	-0,11	0,074	P3->P3	10	10	0,09	0,140	p > .10
N-NH4 (mg/l)	P1->P2	20					10			10			P1->P1	10	10	0,86	0,031	p > .10
	P2->P3	20	-0,02	0,502	-0,24	0,216	10	0,10	0,289	10	-0,59	0,221	P2->P2	10	10	0,17	0,198	p > .10
		20	0,43	0,169	0,24	0,032	10	0,58	1,000	10	0,47	0,683	P3->P3	10	10	0,08	0,307	p > .10
N-NO2 (mg/l)	P1->P2	20					10			10			P1->P1	10	10	0,00	0,910	p > .10
	P2->P3	20	-0,16	0,001	-0,11	0,000	10	-0,13	0,289	10	-0,19	0,074	P2->P2	10	10	-0,06	0,129	p > .10
		20	0,00	1,000	-0,01	0,756	10	0,00	0,683	10	-0,01	0,617	P3->P3	10	10	-0,07	0,149	p > .10
N-NO3 (mg/l)	P1->P2	20					10			10			P1->P1	10	10	-0,87	0,427	p > .10
	P2->P3	20	-1,75	0,034	-1,35	0,070	10	-2,32	0,450	10	-1,64	0,683	P2->P2	10	10	-0,20	0,668	p > .10
		20	-0,13	0,773	-0,07	0,350	10	-0,21	1,000	10	0,11	0,617	P3->P3	10	10	0,11	0,562	p > .10
Colif. Fecais (NMP/100 ml)	P1->P2	19					8			9			P1->P1	10	9	7,4E+3	0,744	p > .10
	P2->P3	18	2,2E+4	0,015	2,5E+4	0,015	8	3,4E+4	0,131	9	2,8E+4	0,221	P2->P2	8	10	-6,9E+3	0,477	p > .10
		20	-2,0E+4	0,814	-2,5E+4	0,814	8	3,1E+2	1,000	10	-2,2E+4	0,221	P3->P3	10	10	-1,1E+4	0,571	p > .10
Colif. Totais (NMP/100 ml)	P1->P2	11					8			2			P1->P1	8	3	-8,3E+4	0,850	p > .10
	P2->P3	13	8,0E+5	0,131	1,9E+5	0,131	5	2,1E+5	0,371	2	1,2E+6		P2->P2	6	7	7,5E+5	0,826	p > .10
		10	-6,9E+5	0,371	-1,3E+5	0,371	5	8,0E+4	1,000	2	-8,0E+5		P3->P3	6	4	-3,2E+5	0,076	p > .10

Legenda:

dConc. = Variação absoluta das concentrações ou medições medianas.

dCarga = Variação absoluta das cargas medianas = (Conc)\*l/s.

MW = Mann-Whitney test. KS = Kolmogorov-Smirnov test.

As variações das medianas (dConc e dCarga) ao 0,05 significativas negativas estão destacadas em verde, significativas positivas destacadas em vermelho, e não significativas em branco. Os p-values significativos estão destacados em vermelho. O p-value representa o resultado dos testes de igualdade de médias (t-test) ou medianas (sign-test) entre os pontos P1->P2 e P2->P3 em cada parâmetro, e dos testes de MW e KS para o mesmo ponto.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 60 – Gráfico de caixas das distribuições dos parâmetros de qualidade de água no período de monitoramento do CFW, separados por pontos e por subgrupos P24h>0 e P24h=0.

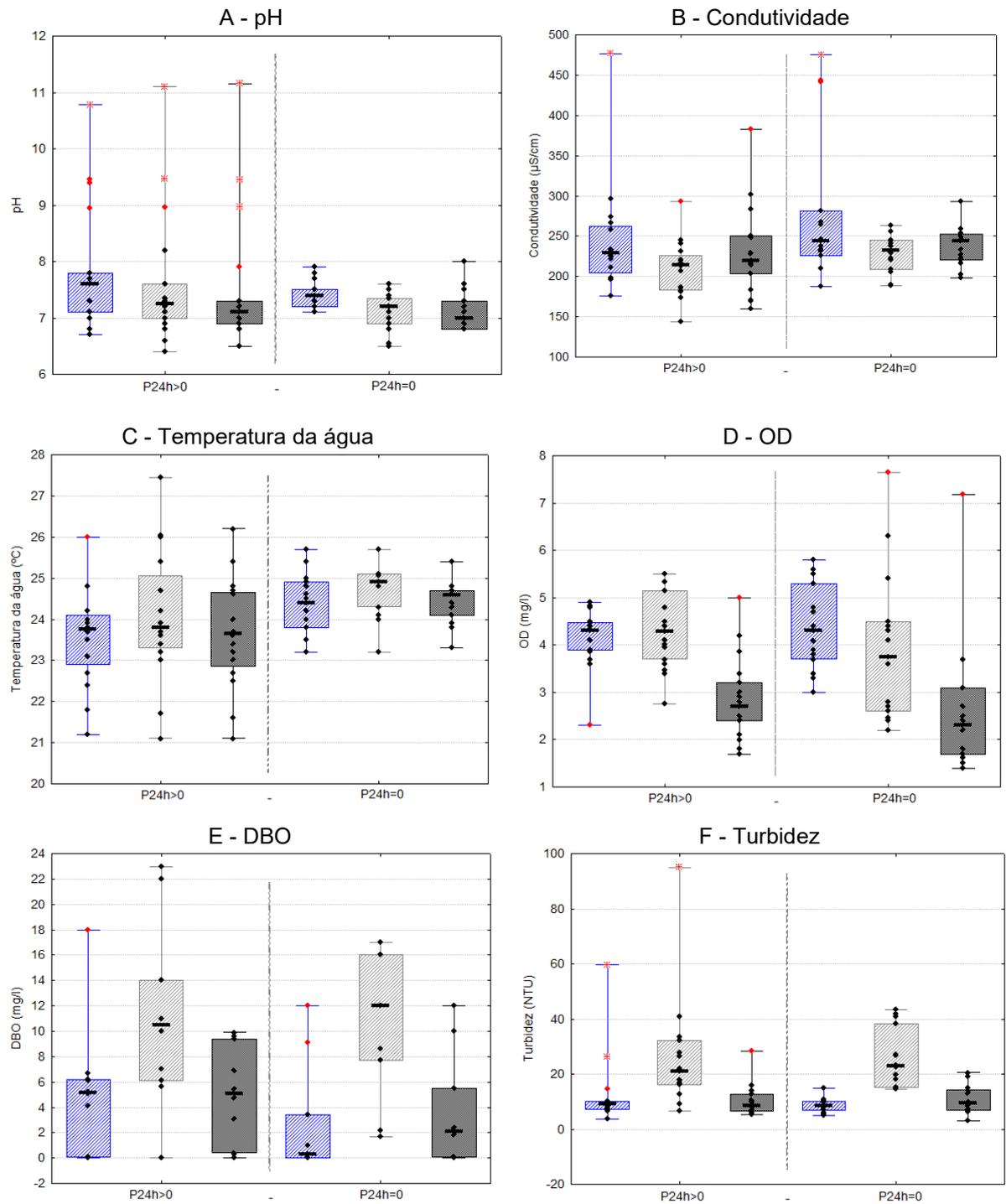


Figura 60 – Gráfico de caixas das distribuições dos parâmetros de qualidade de água no período de monitoramento do CFW, separados por pontos e por subgrupos P24h>0 e P24h=0 (continuação).

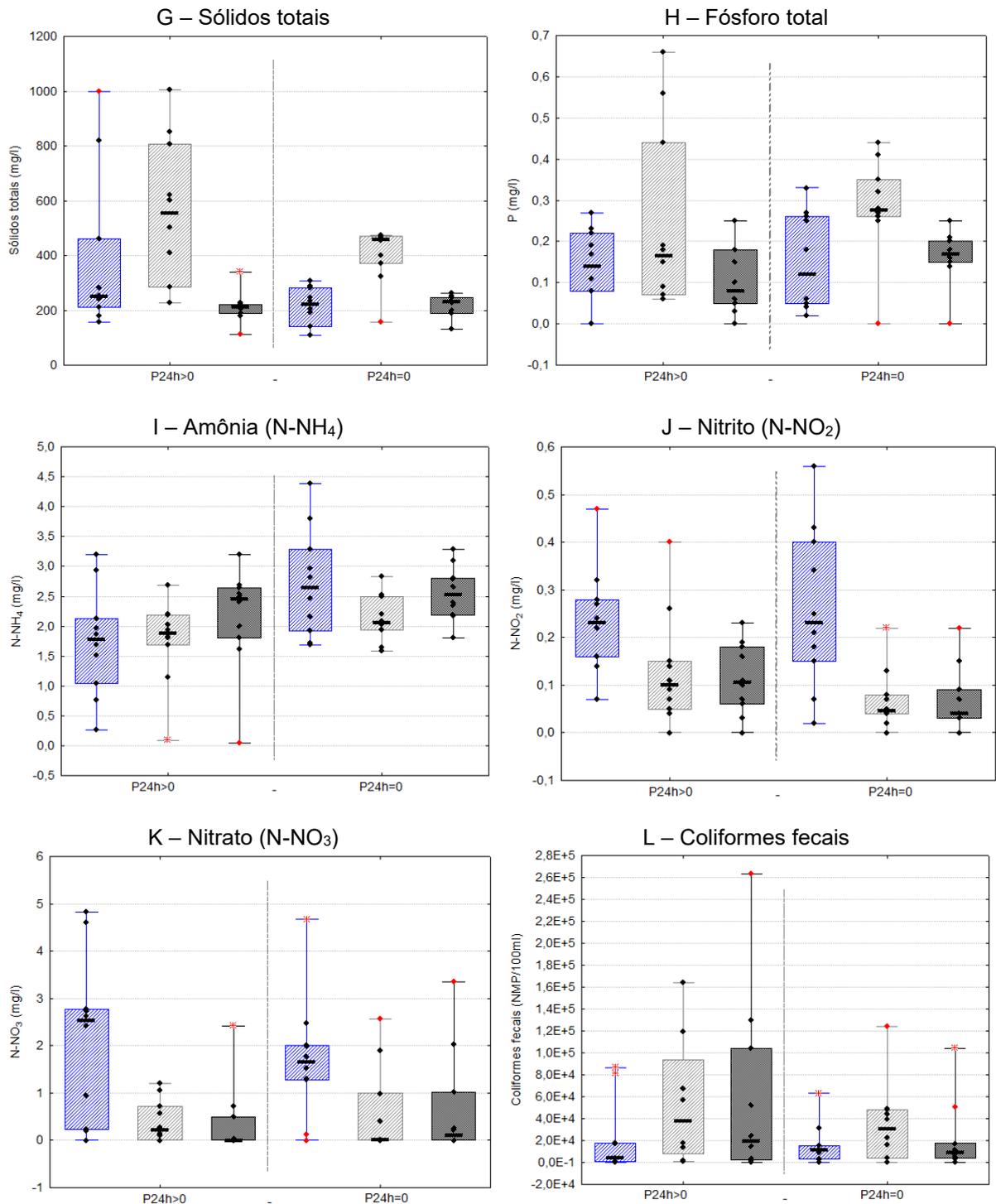
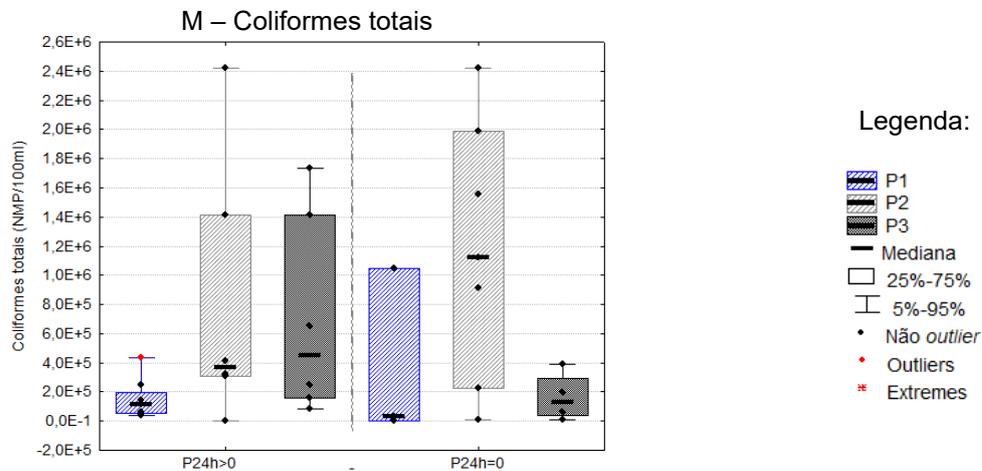


Figura 60 – Gráfico de caixas das distribuições dos parâmetros de qualidade de água no período de monitoramento do CFW, separados por pontos e por subgrupos P24h>0 e P24h=0 (continuação).



Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 5.4.1.2.5 Discussão dos resultados de análise de qualidade de água no período de monitoramento do CFW para todo conjunto dos dados

As análises estatísticas realizadas nos itens anteriores para o período de monitoramento do CFW apresentaram os resultados dos testes de hipóteses sob a definição estatística de erro de 5% ( $p\text{-value} = 0,05$ ). Conforme destaca Ferreira e Patino (2015), a interpretação dos resultados de testes estatísticos somente sobre o valor de  $p\text{-value}$  pode incorrer em erro de interpretação. Dentre os motivos podem ser citados: quando o resultado for significativo ( $p\text{-value} \leq 0,05$ ) mas não possui efeito prático, quando o  $p\text{-value}$  não for significativo ( $p\text{-value} > 0,05$ ) e concluir-se por não haver diferença no experimento quando existe, quando o  $p\text{-value}$  não for significativo e próximo de 0,05 (exemplo: 0,06) e concluir-se por tendência de resultado significativo, e quando apenas o  $p\text{-value}$  é interpretado sem analisar as diferenças nas distribuições, as médias ou medianas das amostras.

Ao analisar a magnitude das diferenças das concentrações (médias e medianas) e suas dispersões confirma-se o resultado dos testes estatísticos para os parâmetros com expressivas diferenças. No entanto, pequenas variações significativas ou grandes variações não significativas precisam ser avaliadas caso a caso.

O efeito do CFW (P2->P3) sobre a qualidade de água para todo o conjunto dos dados apresentou resultados significativos ( $p\text{-value} \leq 0,05$ ) com reduções

expressivas em magnitude de medianas para os parâmetros DBO<sub>5,20</sub> (72%; 7,9 mgDBO<sub>5,20</sub>/l), sólidos totais (60%; 246 mgST/l), turbidez (53%; 13 NTU), fósforo total (52%; 0,11 mgP/l) e OD (39%; 1,6 mgOD/l) (Figura 61 – D a H, e Tabela 16 e Tabela 21).

A temperatura da água e o pH (P2->P3 – efeito CFW) tiveram reduções não expressivas em magnitude, embora significativas ( $p\text{-value}\leq 0,05$ ) e relevantes em termos físico-químicos. A temperatura teve redução nas medianas de 0,4 °C (1,6%) ao passar pelo CFW. Este comportamento é relevante pois antes do CFW a temperatura entre P1 e P2 na Lagoa 1 teve aumento de mediana de 0,7°C ( $p\text{-value}=0,07$ ). Este aumento foi provocado pela radiação solar incidente sobre o espelho da água da Lagoa 1 (1.235 m<sup>2</sup>), aliada à baixa profundidade da lagoa ( $\leq 1,0$  m). O CFW, portanto, atuou como regulador da temperatura da água na saída da lagoa 1 (Figura 61 – C).

Quanto ao pH, houve redução de 0,15 (2,1%;  $p\text{-value}=0,03$ ), passando de 7,20 em P2 para 7,05 em P3, também funcionando o CFW como regulador da disponibilidade de H<sup>+</sup> (Figura 61 – A).

Figura 61 – Gráfico de caixas das distribuições dos parâmetros de qualidade de água no período de monitoramento do CFW (12/11 a 30/04) para todo o conjunto dos dados.

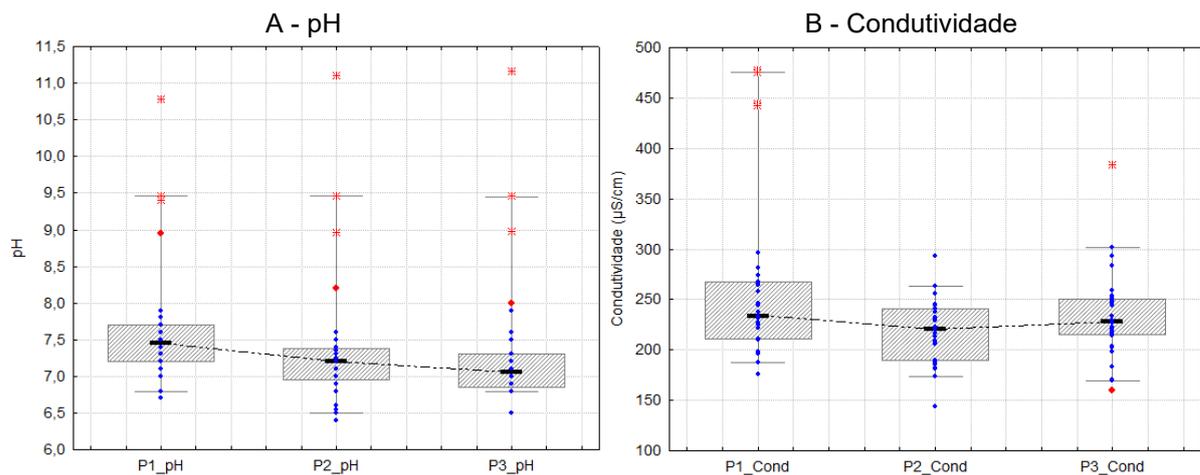


Figura 61 – Gráfico de caixas das distribuições dos parâmetros de qualidade de água no período de monitoramento do CFW (12/11 a 30/04) para todo o conjunto dos dados (continuação).

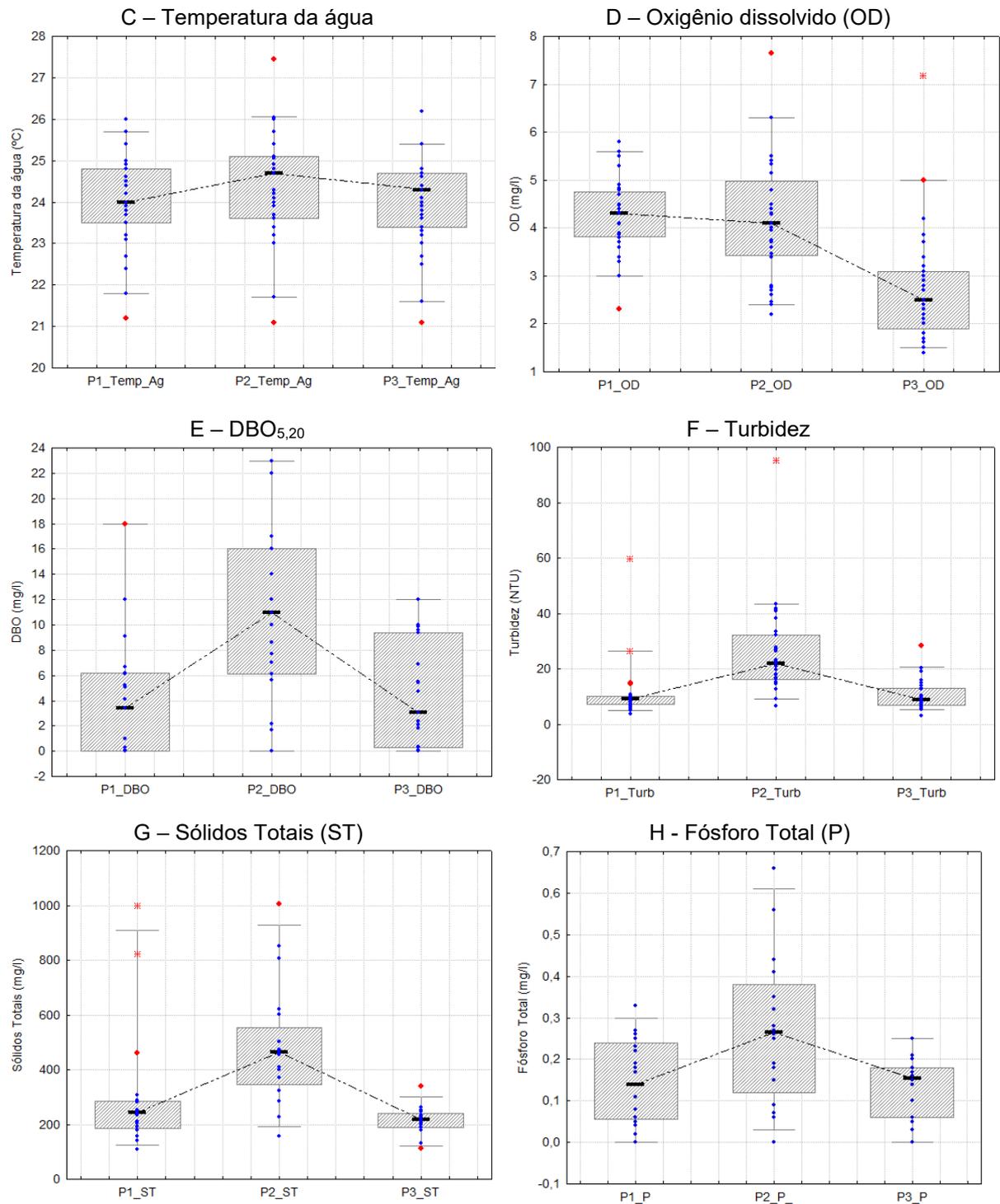
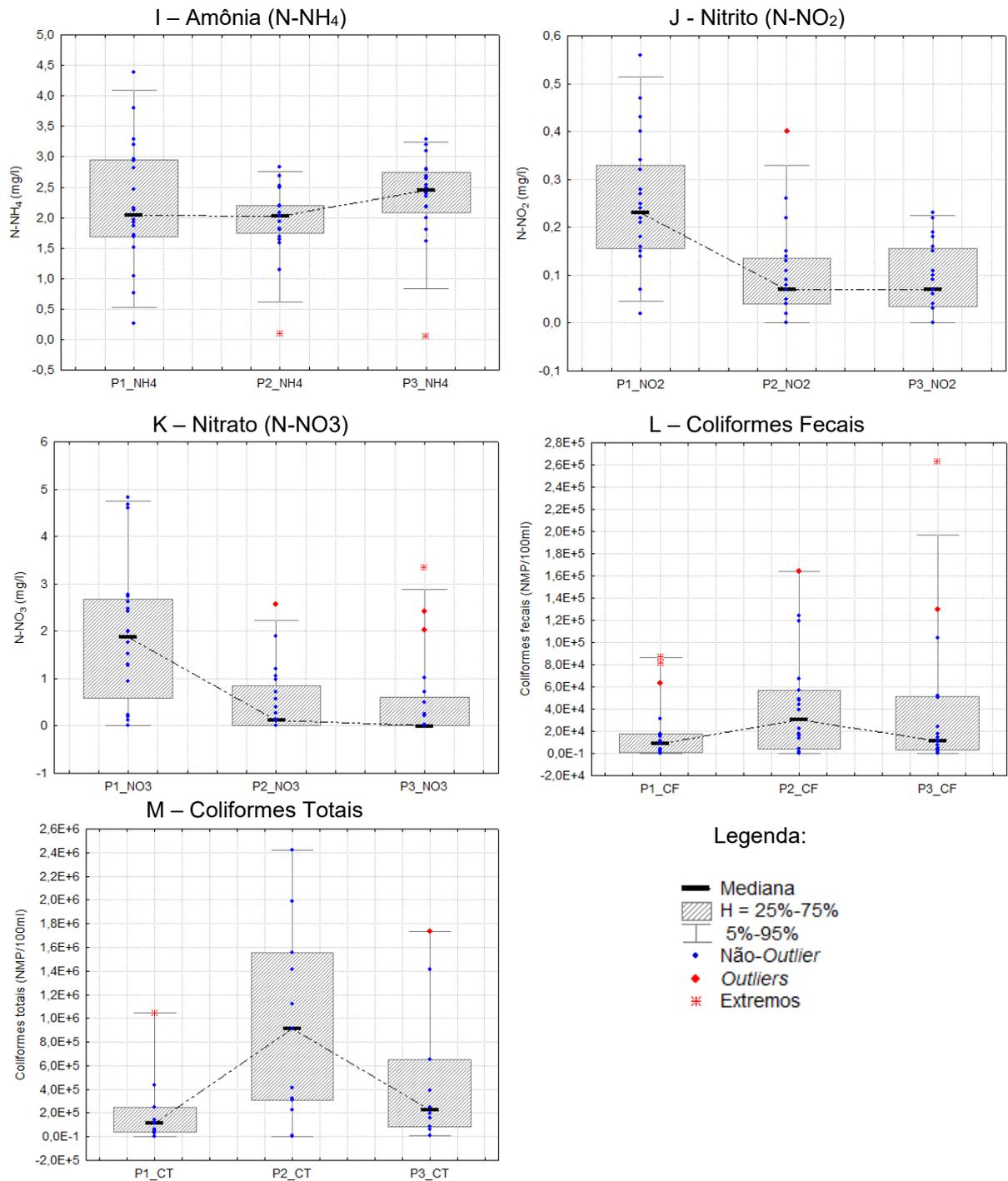


Figura 61 – Gráfico de caixas das distribuições dos parâmetros de qualidade de água no período de monitoramento do CFW (12/11 a 30/04) para todo o conjunto dos dados (continuação).



Fonte: Elaborado pelo autor.

A condutividade elétrica embora tenha sido significativa ( $p$ -value=0,00), não foi relevante, pois o aumento foi de apenas 8  $\mu$ S/cm na mediana (221  $\mu$ S/cm em P2 para 229  $\mu$ S/cm em P3) (Figura 61 – B). Este pequeno aumento pode ser interpretado

pelo efeito da permanência de sólidos totais dissolvidos inorgânicos (STDi) na saída do CFW, parâmetro este não monitorado.

Segundo Walton (1989) a condutividade elétrica de uma solução aquosa é a medida da habilidade de condução de corrente de todo íon presente na solução, e cada íon apresenta uma capacidade diferente de condução a cada temperatura. Águas de chuva possuem entre 5  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e 50  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , enquanto águas potáveis de 50  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Existe uma relação proporcional entre sólidos totais dissolvidos (STD) e condutividade elétrica, no entanto, esta relação não é linear para todos os tipos águas, pois sólidos dissolvidos não ionizados como sílica ( $\text{SiO}_2$ ) e matéria orgânica dissolvida não conduzem eletricidade. A própria definição de sólido dissolvido é conceitual, considerado o sólido não filtrado na peneira de 0,45  $\mu\text{m}$  (WALTON, 1989).

Segundo De Souza et al., (2014), a condutividade elétrica é certamente um indicador indireto de poluição por despejos de esgoto domésticos em cursos da água, devido a sua relação direta com sais dissolvidos, associado principalmente ao alto consumo do íon cloreto na dieta humana (6g de  $\text{Cl}^-$  por dia, ou 15  $\text{mgCl}^-/\text{l}$  no esgoto bruto). O estudo de De Souza et al., (2014) também encontrou alta correlação entre condutividade elétrica e os fármacos anti-inflamatórios persistentes, como diclofenaco ( $r=0,87$ ) e ibuprofeno ( $r=0,91$ ), em rios urbanos no estado de São Paulo.

Além de cloretos (não monitorado nesta pesquisa), o aumento da condutividade também pode estar associado com o aumento da amônia ionizada  $\text{NH}_4^+$ . A amônia (N- $\text{NH}_4$ ) apresentou aumento, embora não significativo ( $p\text{-value}=0,17$ ;  $n=20$ , 21%) de 0,43  $\text{mgN-NH}_4/\text{l}$ . O aumento da concentração da amônia no efluente do CFW pode estar associada tanto à amônia proveniente dos sedimentos como devido à quebra de compostos orgânicos que ocorrem no biofilme abaixo do CFW.

Segundo Von Sperling (2002) em processos de tratamento de efluentes em lagoas de estabilização rasas, a temperatura mais quente ao logo do dia pode ressolubilizar subprodutos da decomposição anaeróbia presentes no lodo do fundo da lagoa, dentre eles a amônia.

Segundo Kadlec e Wallace (2008) a amonificação é o primeiro estágio de mineralização orgânica do nitrogênio, ou seja, a quebra de compostos orgânicos com nitrogênio até a amônia, e ocorre tanto em ambientes aeróbios como anaeróbios, cujas fontes são tecidos e células mortas de plantas e animais, bem como excreta direta de ureia. Essas fontes de nitrogênio foram presenciadas na Lagoa 1, pois além

da entrada de águas pluviais com despejo de esgoto como constatado em 20/10/2022 (Figura 54), a lagoa possui uma fauna considerável e biomassa vegetal que pode ter contribuído com o aumento do nitrogênio amoniacal antes e depois no CFW.

Dentre a fauna presente na Lagoa 1 estão jacarés-de-papo-amarelo (*Caiman latirostris*, aves de médio e pequeno porte, tartarugas de água doce, anfíbios, como sapos e rãs. Peixes não foram observados no período de monitoramento. Além da fauna, árvores frutíferas de grande porte rodeiam a Lagoa 1, como jaqueiras (*Artocarpus heterophyllus*) e figueiras (*Ficus spp*) (Figura 62).

Figura 62 – Jacaré de papo amarelo adulto ao lado do CFW durante o projeto.  
*Caiman latirostris* em 03/02/23. *Caiman latirostris* em 07/12/22.



Lagoa 1 tomada por frutos de figueira (*Ficus spp*) em 15/12/22.

Figueira (*Ficus spp*) próximo à saída da Lagoa 1 em 04/01/23.



Fonte: Autor.

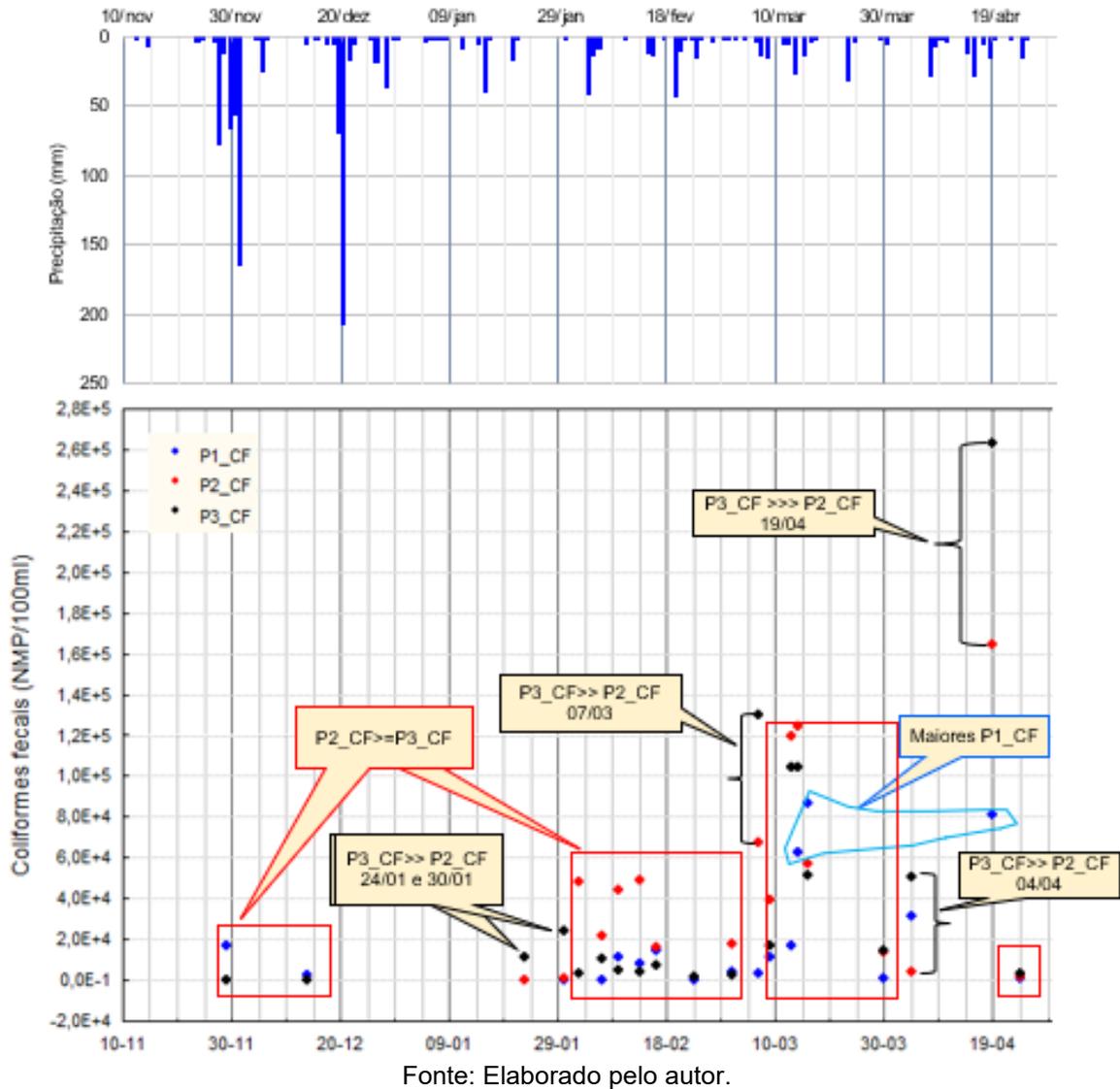
A presença da fauna e das árvores frutíferas, além do despejo de esgoto junto às águas pluviais, foram responsáveis pelos aumentos significativos ( $p\text{-value} < 0,05$ ) e expressivos em magnitude para o efeito lagoa (P1->P2) durante o período de monitoramento do CFW para os parâmetros coliformes fecais (260%, +22mil NMP/100ml), DBO<sub>5,20</sub> (223%; 7,6 mgDBO<sub>5,20</sub>/l), sólidos totais (91%; 221 mgST/l), turbidez (137%; 12,6 NTU), e fósforo total (80%; 0,13 mgP/l) (Figura 61 – E a H, e L).

A diferença de coliformes fecais para o efeito CFW (P2->P3) não foi significativa ( $p\text{-value}=0,81$ ) (Figura 61 – L) em virtude da grande variabilidade ocorrida em março e abril. De fato, houve uma redução mediada de 20mil NMP/100ml (redução de 64%) para os coliformes fecais no período, e esta redução ou igualdade foi observada em 14 das 19 campanhas realizadas. Em cinco campanhas, no entanto, P3 foi maior que P2, com a maior diferença de mais de 100mil NMP/100ml ocorrida em 19/04. Em 19/04, P3 registrou pico de 263.100 NMP/100 ml de coliformes fecais, e redução para 3.000 NMP/100ml cinco dias depois em 24/04. Dentre as razões possíveis para a grande variabilidade de coliformes fecais destacam-se a atratividade de fauna para o CFW, principalmente as aves de médio porte para dentro e entorno das balsas (conforme registrado na Figura 44, seção 5.3.1), bem como o aumento de coliformes fecais na entrada da Lagoa 1, acima de 60mil NMP/100ml, sendo estas as maiores concentrações em P1 de todo o período (Figura 63). Observa-se também que não houve relação dos coliformes fecais com a precipitação acumulada em 24h, ou com as temperaturas médias diárias do ar, uma vez que em abril houve redução das temperaturas em comparação com os meses anteriores.

Os coliformes totais seguiram a mesma dinâmica dos coliformes fecais, de aumento não significativo na Lagoa 1 (P1->P2) (aumento de 800mil NMP/100ml, 722%,  $p\text{-value} = 0,131$ ) e redução mediana não significativa ao passar pelo CFW (P2->P3) (redução de 690 mil NMP/100ml, 75%,  $p\text{-value} = 0,371$ ). Segundo Von Sperling (2002) não existe relação quantificável entre coliformes totais e microrganismos patogênicos, devendo este parâmetro ser interpretado apenas como um indicador ambiental da presença deste grupo de bactérias, pois representa além dos coliformes fecais outras formas de vida livre de coliformes.

Segundo Jang et al., (2017) a *Escherichia coli* (*E.coli*) foi inicialmente identificada como uma bactéria indicadora de qualidade de água por habitar animais de sangue quente, incluindo o ser humano, não sobrevivendo fora dos hospedeiros. No entanto, estudos recentes sobre a ecologia desses indicadores em ambientes naturais mostraram que essas bactérias podem sobreviver e reproduzir-se por longos períodos fora do trato intestinal de animais. A *E. coli* é capaz de formar biofilme e este protegê-la da radiação UV, dessecação, predação por protozoários e químicos, incluindo antibióticos e desinfetantes (JANG et al., 2017).

Figura 63 – Gráfico de dispersão da concentração de Coliformes Fecais (CF) e precipitação acumulada em 24h (P24h) no período de monitoramento do CFW.

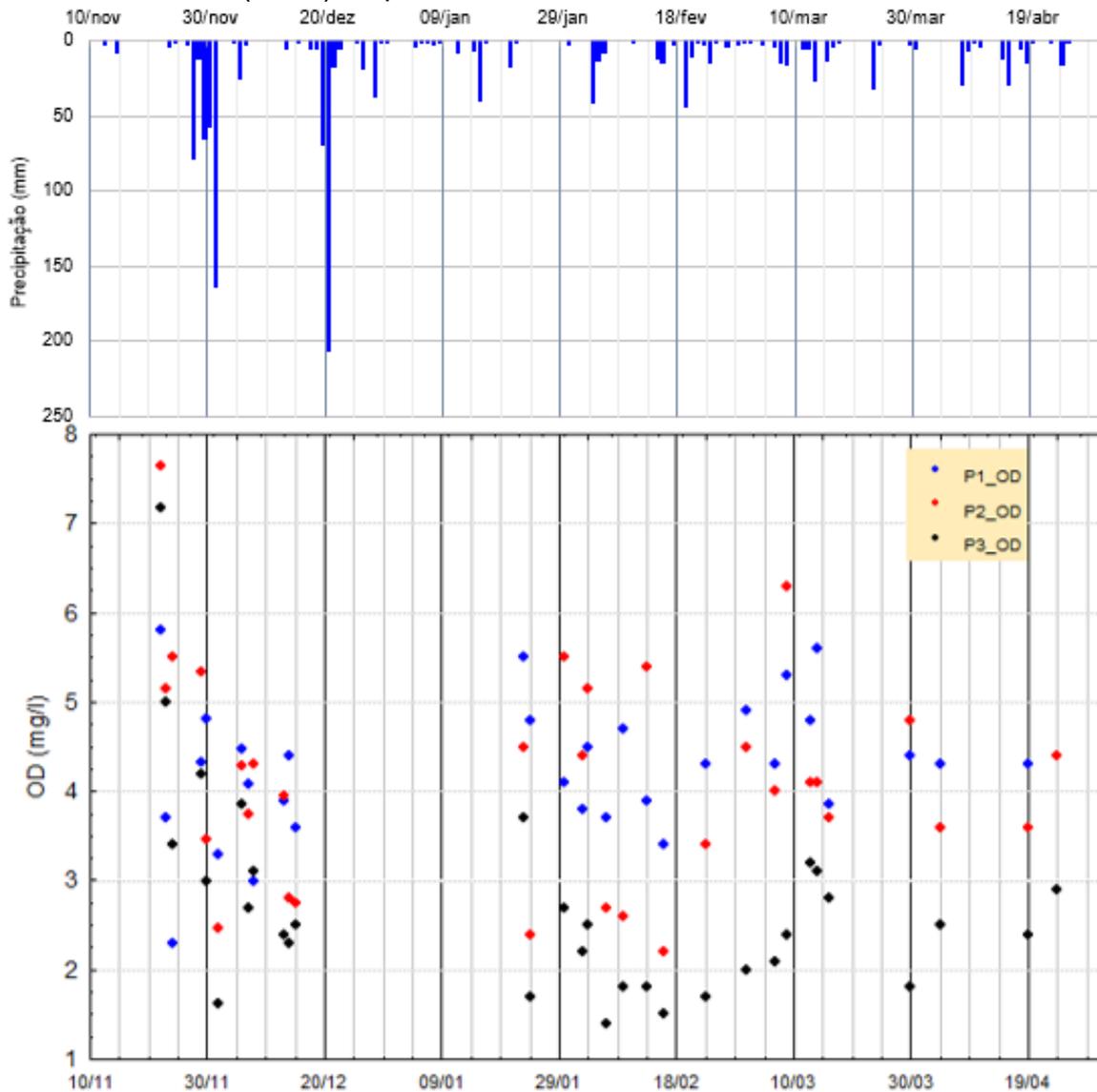


A presença de fauna na Lagoa 1 e a reprodução e sobrevivência da *E. coli* em ambientes naturais justificam os aumentos de coliformes fecais entre P1 e P2, bem como a variabilidade encontrada entre P2 e P3, não estando associadas apenas com esgoto doméstico. Por isso a importância da análise de outros indicadores, como a condutividade elétrica, fármacos, entre outros (DE SOUZA et al., 2014).

Em termos de oxigênio dissolvido (OD), entre P1 e P2 (efeito lagoa) houve redução não significativa ( $p\text{-value} = 0,590$ ; 0,2 mgOD/l), sendo observado uma dispersão maior entre os valores mínimos e máximos em P2 em comparação a P1 (Figura 61 – D). Entre P2 e P3 (efeito CFW) a redução da concentração mediana de OD em 1,6 mgOD/l foi significativa ( $p\text{-value}=0,000$ ), de 4,2 mgOD/l em P2 para 2,7 mgOD/l em P3, também com grande variabilidade entre mínimos e máximos em P3.

A concentração mínima de OD em P3 foi 1,4 mgOD/l e máxima de 7,2 mgOD/l (Figura 64).

Figura 64 – Concentração de OD em P1, P2 e P3 e precipitação acumulada em 24h (P24h) no período de monitoramento do CFW.



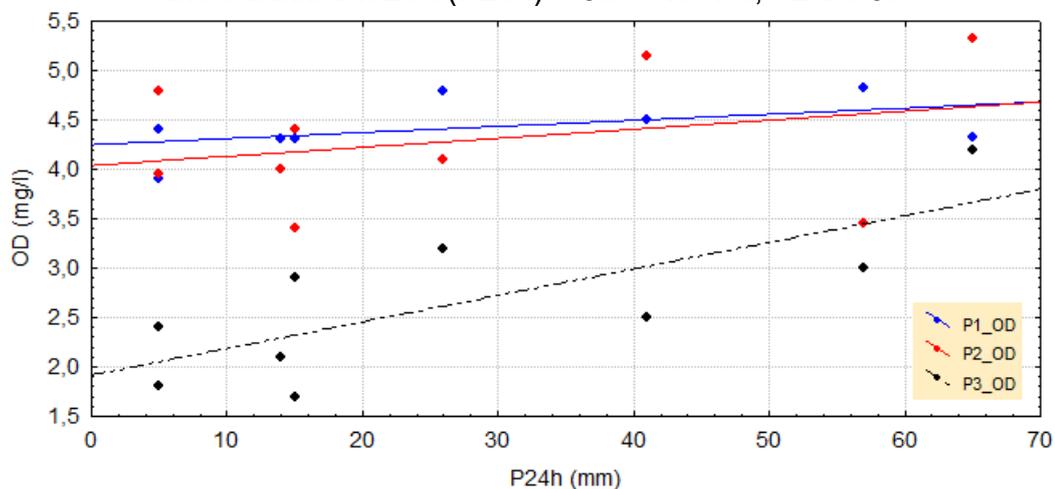
Fonte: Elaborado pelo autor.

A maioria das concentrações de OD em P2 ficou na faixa entre 2 mgOD/l e 6 mgOD/l, e em P3 na faixa entre 1,5 mgOD/l e 4 mgOD/l. Na análise de 22/11/22 (coleta às 11h12min) foram registradas as concentrações máximas em P2 e P3 acima de 7mgOD/l. Em ambientes lênticos o horário mais quente do dia pode apresentar saturação de oxigênio em função da fotossíntese realizada por macrófitas, algas e fitoplâncton, sendo esta saturação inversamente proporcional à temperatura. Ao nível

do mar, a água pura apresenta a 15°C 10,84 mgOD/l, a 25°C 8,26 mgOD/l, enquanto a 35°C apresenta 6,49 mgOD/l (THORP; COVICH, 2010).

O OD com relação à precipitação acumulada em 24 h (P24h) apresentou baixa correlação nos pontos P1 e P2, em função da maior variabilidade de OD para precipitações acumuladas menores que 5 mm. Acima de 5 mm, observa-se um aumento da concentração de OD com o aumento da precipitação acumulada, principalmente em P3 ( $r_s$  de 0,75) (Figura 65).

Figura 65 – Comparação e correlação entre concentração de OD com a precipitação acumulada em 24h (P24h) $\geq$ 5mm em P1, P2 e P3.



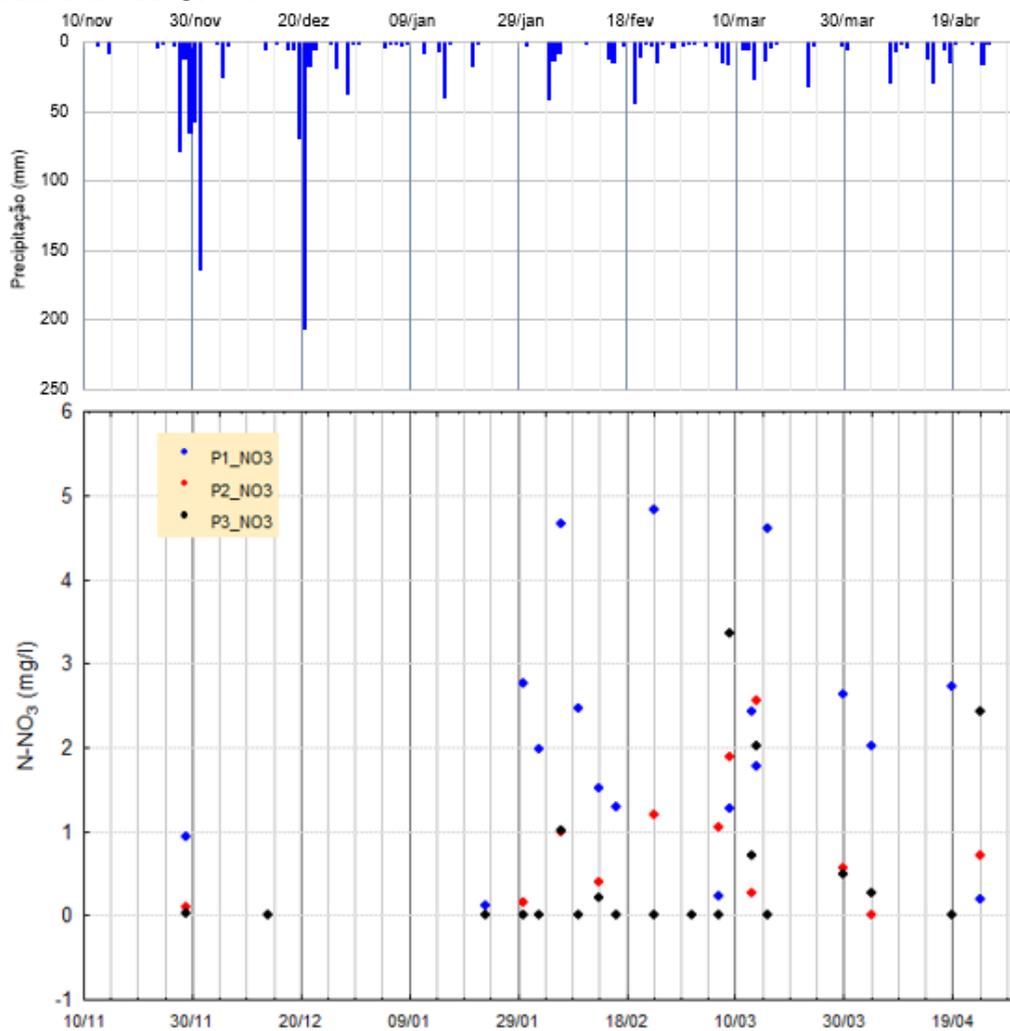
" $r_s$ " = Correlação de Spearman (rank order)  
 A – P24h $\geq$ 5mm x OD (mg/l)  
 P24h:P1\_OD:  $r_s = 0,56$  ( $p = 0,1140$ );  
 P24h:P2\_OD:  $r_s = 0,28$  ( $p = 0,4700$ );  
 P24h:P3\_OD:  $r_s = 0,75$  ( $p = 0,0205$ ).  
 Fonte: Elaborado pelo autor.

Em relação às concentrações mínimas de OD, a Lagoa 1 não registrou condições anóxicas ( $OD < 0,5$  mg/l) nos três pontos P1, P2 e P3 no período de monitoramento do CFW. O mais próximo da condição anóxica foi registrado em 06/02/23 (coleta às 9h10min) em P3 com 1,4 mgOD/l mantendo-se acima de 1,5 mgOD/l durante todo o período.

Em relação às concentrações de nitrito (N-NO<sub>2</sub>) e nitrato (N-NO<sub>3</sub>), a passagem de água pelo CFW não proporcionou variações medianas significativas, com concentrações nulas antes e depois na maioria das medições. O nitrito não teve variações da mediana e o nitrato houve redução não significativa de 0,13 mgN-NO<sub>3</sub>/l ( $p$ -value=0,77) (Figura 61 – J e K).

A Figura 66 e a Tabela 22 apresentam a distribuição de nitrato no período de monitoramento do CFW e a comparação com parâmetros de influência sobre a dinâmica de oxigênio no CFW. Em 8 das 20 campanhas, a concentração de nitrato antes e depois do CFW foi nula ou muito próxima a zero, mesmo com concentrações de OD abaixo de 2 mgOD/l. Em apenas 4 das 20 campanhas foi registrado aumento de nitrato (nitrificação) de P2 para P3, e em apenas 3 das 20 campanhas houve redução do nitrato disponível (desnitrificação).

Figura 66 – Concentração de nitrato (N-NO<sub>3</sub>) em P1, P2e P3 no período de monitoramento do CFW.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 22 – Comparativo entre parâmetros com influência sobre a dinâmica de OD e a variação de nitrato no CFW no período de monitoramento do CFW.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
N	Data de análise	Hora de coleta	P72h	P24h	Q (l/s)	HRT (h)	OD_P3	DBO_P3	NH4_P3	NO2_P2	NO2_P3	NO3_P2	NO3_P3	Variação NO3 (P3 - P2)	Classificação
			mm	mm			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
1	29/nov.	13:00	156,40	65,20	2,80	0,48	4,20	7,00	0,09	0,27	0,14	0,94	0,10	-0,84	Desnitrificação
2	14/dez.	14:00	4,60	0,00	0,51	2,63	2,30	16,00	1,94	0,07	0,05	0,00	0,00	0,00	zero
3	23/jan.	07:30	0,20	0,00	0,71	1,89	3,70		1,65	0,21	0,04	0,12	0,00	-0,12	<+-0,2
4	30/jan.	08:00	1,60	1,60	0,25	5,32	2,70	23,00	1,93	0,47	0,09	2,77	0,15	-2,62	Desnitrificação
5	02/fev.	09:00	0,00	0,00	0,71	1,89	2,20	2,20	2,20	0,56	0,07	1,98	0,00	-1,98	Desnitrificação
6	06/fev.	09:10	20,80	0,00	0,71	1,89	1,40	17,00	2,08	0,40	0,04	4,67	0,99	-3,68	Desnitrificação
7	09/fev.	07:50	0,00	0,00	1,06	1,27	1,80	8,60	2,02	0,34	0,00	2,47	0,00	-2,47	Desnitrificação
8	13/fev.	08:30	0,00	0,00	0,94	1,44	1,80	17,00	1,58	0,43	0,13	1,52	0,40	-1,12	Desnitrificação
9	16/fev.	08:50	26,20	0,00	5,00	0,27	1,50	16,00	2,49	0,02	0,02	1,30	0,00	-1,30	Desnitrificação
10	23/fev.	09:00	16,80	14,60	0,71	1,89	1,70	10,00	1,68	0,32	0,26	4,83	1,20	-3,63	Desnitrificação
11	02/mar.	08:30	2,20	0,20	0,61	2,21	2,00	22,00	2,69	0,28	0,07	0,00	0,00	0,00	zero
12	07/mar.	09:15	17,60	13,60	2,16	0,62	2,10	14,00	1,14	0,24	0,11	0,23	1,05	0,82	Nitrificação
13	09/mar.	09:50	28,80	0,00	0,71	1,89	2,40	12,00	2,03	0,25	0,22	1,28	1,89	0,61	Nitrificação
14	13/mar.	08:30	36,00	25,80	2,47	0,54	3,20	11,00	1,81	0,07	0,00	2,42	0,27	-2,15	Desnitrificação
15	14/mar.	08:15	30,60	0,00	2,31	0,58	3,10	7,70	2,83	0,18	0,04	1,77	2,56	0,79	Nitrificação
16	16/mar.	08:30	16,80	3,60	2,01	0,67	2,80	11,00	2,18	0,22	0,04	4,61	0,00	-4,61	Desnitrificação
17	30/mar.	09:30	7,40	5,00	0,18	7,43	1,80	0,30	2,02	0,16	0,05	2,63	0,57	-2,06	Desnitrificação
18	04/abr.	08:45	0,00	0,00	0,12	11,43	2,50	1,70	2,52	0,15	0,08	2,01	0,01	-2,00	Desnitrificação
19	19/abr.	08:50	19,20	0,60	0,61	2,21	2,40	0,00	2,20	0,14	0,15	2,73	0,00	-2,73	Desnitrificação
20	24/abr.	14:00	15,80	15,40	0,71	1,89	2,90	5,60	1,82	0,22	0,40	0,20	0,71	0,51	Nitrificação

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os resultados da concentração de OD e DBO das águas ao passar pelo CFW, indicaram uma condição aeróbica de degradação da matéria orgânica, não havendo condições teóricas para nitrificação na coluna de água. No entanto, mecanismos tanto aeróbios como anaeróbios ocorreram abaixo do CFW, como verificado na Figura 66 e Tabela 22.

Tanner e Headley (2011) afirmaram ser surpreendente nos estudos encontrados uma redução de oxigênio abaixo do CFW em razão da conhecida liberação de oxigênio dissolvido pelas raízes das macrófitas. No entanto, os autores relataram que o motivo está atrelado à demanda de oxigênio pelo biofilme e sedimentos abaixo do CFW, acrescido ainda pela demanda das raízes das macrófitas no período noturno (respiração), resultar em uma demanda total de OD superior ao OD disponível na coluna de água e ao OD fornecido pelas plantas no período diurno, condição esta responsável pela formação de microzonas anóxicas e anaeróbias abaixo do CFW.

Segundo Tesorio e Puckett (2011) e Fan e Steinberg (1996) na ausência de oxigênio molecular, o acceptor de elétron pelos microrganismos em condições anóxicas ocorre em ordem descendente de preferência pelos compostos nitrato  $\text{NO}_3^-$ , manganês ( $\text{Mn}_4^+$ ), ferro III ( $\text{Fe}_3^+$ ), sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), o que favorece o processo de desnitrificação.

Na Figura 66 percebe-se que o nitrato adentra a lagoa 1 (P1) em concentrações maiores que as medidas antes do CFW, o que indica que condições nitrificação ocorrem nas tubulações de águas pluviais antes da Lagoa 1, e condições de desnitrificação (redução de  $N-NO_3$ ) ocorrem na Lagoa 1, ao ponto que várias medições de nitrato antes do CFW foram nulas. Para haver esta condição, regiões da lagoa 1 em condições anóxicas foram formadas, como a região de estagnação observada na Figura 51 (seção 5.4.1.1), bem como, a possível depleção de oxigênio causada pelas macrófitas de superfície não pertencentes ao projeto no período noturno (seção 5.4.1.2.6).

Já abaixo do CFW o tempo de contato mediano da água com as raízes, denominado tempo de retenção hidráulico (HRT), variou entre 0,085 h a 11,43 h (5 min. a 685 min.), mediana de 1,64 h no período de monitoramento do CFW (Tabela 22). Conforme Pavlineri, Skoulikidis e Tsihrintzis (2017) a remoção de nitrogênio total está diretamente relacionada com o tempo de retenção hidráulico (HRT,  $r = 0,57$ ) e os estudos de bancada verificados pelos autores reportaram HRTs na escala de dias, com remoções de 8% de nitrogênio total em 1 dia de retenção, a 90% de remoção em 7 dias.

De Stefani et al., (2011) na Itália implantou um CFW de 12 m<sup>2</sup> (1,5 m x 8m) plantado com quatro macrófitas diferentes, entre elas *Typha dominguensis*, em rio de área rural após efluente de estação de tratamento de piscicultura, e obteve remoções medianas de 52% de DBO, 65% de fósforo total e 10% de remoção de nitrogênio total, com um HRT médio de 17 segundos, velocidade média de 0,09 m/s.

Strosnider et al. (2017) encontraram concentrações de oxigênio dissolvido menores embaixo do CFW plantado com *Typha ssp.* que o experimento controle sem cobertura, por motivos como o decaimento da matéria orgânica e a intensa cobertura da superfície da água pelo CFW daquela pesquisa. Headley e Tanner (2012) afirmaram que a cobertura excessiva das lagoas por CFW provoca o decaimento de OD, em função da redução da transferência do oxigênio atmosférico para a água. Em contraste, Barco e Borin (2020) e Olguín et al., (2017) tiveram em média 8% e 15% de aumento de oxigênio dissolvido em seus experimentos. A área superficial do CFW desta pesquisa de 19,2 m<sup>2</sup> em relação a área na Lagoa 1 de 1.235 m<sup>2</sup> (1,6% de relação  $A_{CFW}/A_{lagoa1}$ ) não apresentaram dimensões suficientes para provocar a redução de oxigênio dissolvido por impedimento de difusão do ar atmosférico, sendo os mecanismos citados anteriormente como as principais vias de depleção.

O HRT desta pesquisa foi, portanto, suficiente no CFW para redução da matéria orgânica carbonácea dissolvida (representada pelo consumo de oxigênio dissolvido e redução da DBO), e suficiente para atuar como filtro de partículas sólidas, como a redução da turbidez, fósforo total e sólidos totais (em termos de sólidos totais suspensos apenas, pois a manutenção da condutividade elétrica e sua relação com sólidos totais dissolvidos em P3 indicaram que esta fração não foi reduzida) (Figura 67).

As remoções de DBO dissolvida foram devidas principalmente aos microorganismos heterotróficos presentes no biofilme, uma vez que a fonte de carbono de organismos autotróficos fotossintetizantes, como as macrófitas, é o CO<sub>2</sub> atmosférico, e não o carbono dissolvido na água (TAIZ e ZIGER, 2006 *apud* MOHEDANO, 2010). Ao relacionar o HRT e a variação na concentração de OD e DBO antes e depois do CFW, observar-se que houve correlação inversa mas não significativa para OD ( $r_s = -0,30$  ;  $p\text{-value} = 0,108$ ) e para DBO ( $r_s = -0,21$ ;  $p\text{-value} = 0,401$ ), ou seja, quanto maior foi o HRT maior foi a redução de OD e DBO das águas ao atravessar o CFW na maioria das campanhas (Figura 68 – A). Apenas um valor de OD e DBO, ocorrido em 04/04/23, com maior HRT registrado e ausência de precipitação acumulada em 72h, registrou aumento da DBO e baixa redução de OD, cujos valores foram atípicos no conjunto dos dados, e podem ter sido causados pela fauna presente no local (Figura 68 – B).

A correlação positiva entre HRT e remoção da DBO dissolvida é um indicativo que quanto maior o HRT, maior a participação de processos biológicos abaixo do CFW, em comparação com os processos físicos de filtração e sedimentação dominantes no CFW. No entanto, a magnitude desta diferenciação não pôde ser confirmada nesta pesquisa, uma vez que a DBO monitorada foi apenas peneirada (malha de 2 mm) para remoção de macrófitas e resíduos grosseiros, e não filtrada.

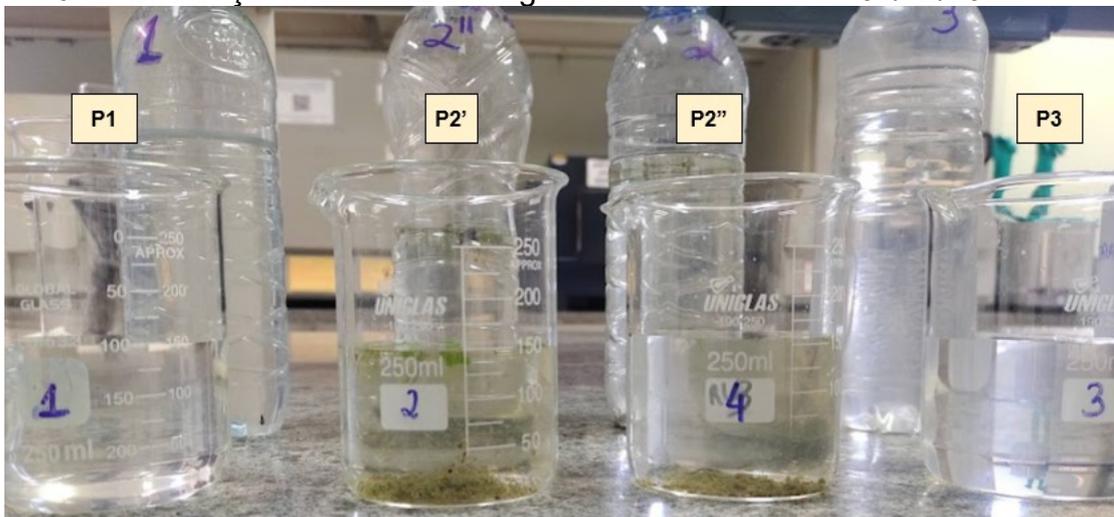
Em relação aos parâmetros relacionados à sólidos, como Fósforo Total e Sólidos Totais, o HRT não apresentou correlação com estes parâmetros pois ocorreram reduções tanto em maiores vazões (baixo HRT) como em menores vazões (alto HRT) (Figura 68 – C). Este resultado também foi observado no estudo de Pavlineri, Skoulikidis e Tsihrintzis (2017) com correlação de *Pearson* ( $r$ ) de -0,056 entre HRT e variação de fósforo total (Quadro 5 - seção 3.6.3), o que reforça a dominância dos processos físicos de remoção de poluentes no CFW.

Em termos do comportamento conjunto entre os parâmetros por ponto, os resultados até aqui discutidos foram também evidenciados com a análise de correlação não paramétrica ( $r_s$  – *Spearman Rank Order*) para a concentração ou medição nos três pontos para todo o conjunto dos dados (Tabela 23) e entre a variação das concentrações ou medições entre P2 e P3 (Tabela 24).

Em P1 (entrada da Lagoa 1) dois grupos de parâmetros com comportamento opostos foram identificados. Os parâmetros DBO, turbidez, fósforo total, coliformes totais e fecais, e sólidos totais tiveram correlações positivas e significativas ( $p$ -value  $\leq 0,05$ ) entre si em pelo menos um parâmetro. Já a amônia (N-NH<sub>4</sub>), nitrito (N-NO<sub>2</sub>) e nitrato (N-NO<sub>3</sub>) tiveram correlações entre si, e opostas (negativas) com o primeiro grupo. Também se observa que a precipitação acumulada em 24h (P24h) teve correlação positiva não significativa com o primeiro grupo, e negativa com temperatura e condutividade. Algumas destas correlações, significativas ou não, tiveram significado prático, onde o aumento das precipitações elevou os parâmetros relacionados com sólidos, como sólidos totais, fósforo, turbidez e coliformes.

No entanto para a dinâmica do oxigênio dissolvido em P1, as precipitações tiveram baixa correlação ( $r_s = 0,08$ ) com OD, e correlação negativa ( $r_s = -0,54$ ) e significativa ( $p$ -value = 0,015) com amônia (N-NH<sub>4</sub>), ou seja, em eventos de precipitação ocorreu a diluição dos esgotos que adentraram a Lagoa 1 (correlação negativa com amônia), embora essa diluição não tenha alterado o oxigênio dissolvido para precipitações até 5 mm. Conforme Figura 56, para precipitações maiores que 5 mm, a correlação ( $r_s$ ) entre P24h e OD em P1 foi de 0,56 ( $p$ -value = 0,1140).

Figura 67 – Diferença na turbidez das águas em análise do dia 07/12/2022



Fonte: Autor.

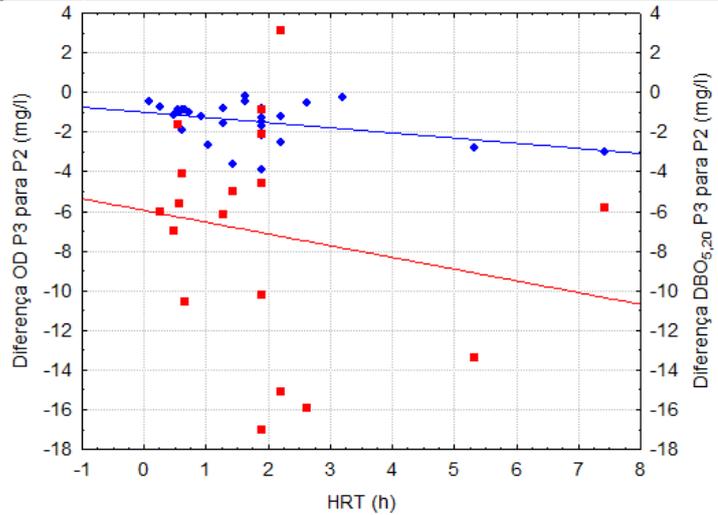
Figura 68 – Correlação entre HRT e diferença na concentração de OD antes e depois do CFW.

A – Dados monitoramento do CFW, excluído dia 04/04.

- Diferença P3-P2 OD (mg/l)
- Diferença P3-P2 DBO<sub>5,20</sub> (mg/l)

Oxigênio Dissolvido (OD)  
 HRT x Dif. OD P3->P2:  
 $r_s = -0,30$ ;  $p = 0,108$  (E)

DBO<sub>5,20</sub>  
 HRT x Dif. DBO P3->P2:  
 $r_s = -0,21$ ;  $p = 0,401$  (D)



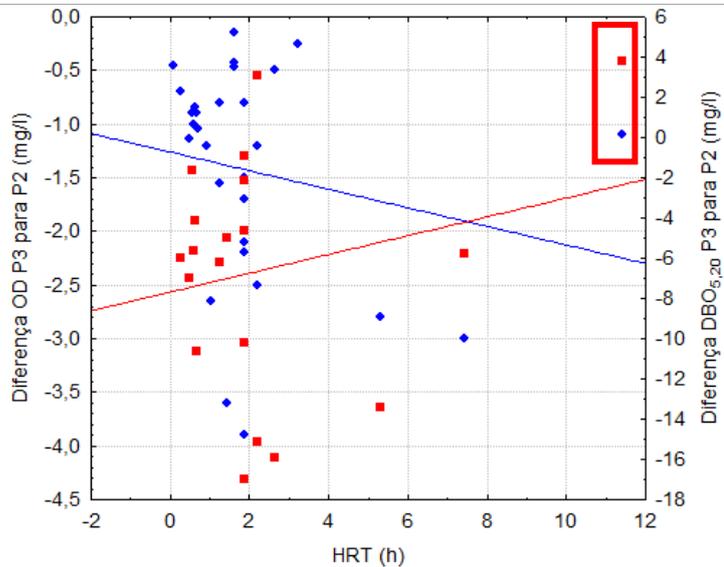
B – Todos os dados monitoramento do CFW.

- Diferença P3-P2 OD (mg/l)
- Diferença P3-P2 DBO<sub>5,20</sub> (mg/l)

Oxigênio Dissolvido (OD)  
 HRT x Dif. OD P3->P2:  
 $r_s = -0,28$ ;  $p = 0,123$  (E)

DBO<sub>5,20</sub>  
 HRT x Dif. DBO P3->P2:  
 $r_s = -0,03$ ;  $p = 0,911$  (D)

Em vermelho valores atípicos registrados em 04/04/23 de OD e DBO em relação ao HRT.

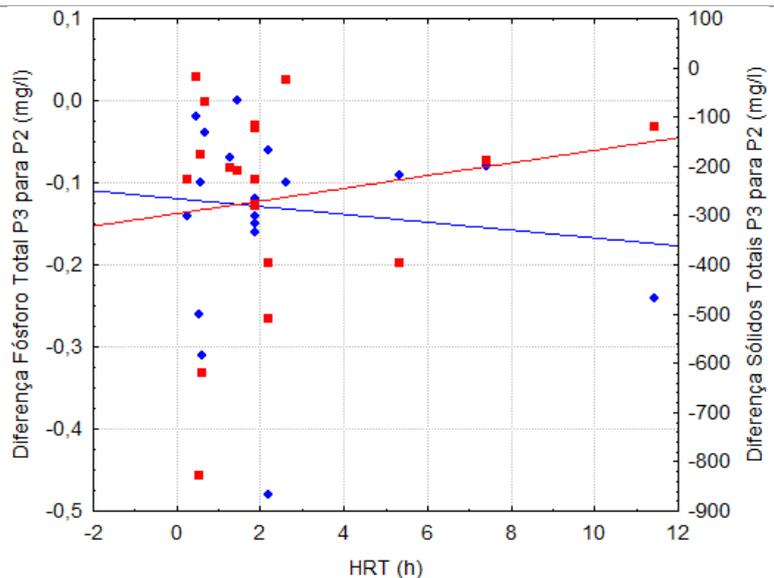


C – Todos os dados monitoramento do CFW.

- Diferença P3-P2 Fósforo Total (P) (mg/l)
- Diferença P3-P2 Sólidos Totais (ST) (mg/l)

Fósforo Total (P)  
 HRT x Dif. P P3->P2:  
 $r_s = -0,08$ ;  $p = 0,744$  (E)

Sólidos Totais (ST)  
 HRT x Dif. ST P3->P2:  
 $r_s = -0,00$ ;  $p = 0,996$  (D)



Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 23 – Correlações não paramétricas ( $r_s$ ) entre os parâmetros de qualidade de água nos três pontos do projeto para o conjunto dos dados ( $r_s$  - Spearman Rank Order).

**Correlações ( $r_s$ ) em P1**

P1	P24h	Q_P3	pH	Cond	Temp	OD	DBO	Turb	ST	P	NH4	NO2	NO3	CT	CF
P24h															
Q_P3	0,27														
pH	0,07	0,27													
Cond	-0,15	0,18	0,33												
Temp	-0,35	-0,05	-0,04	0,21											
OD	0,08	0,00	-0,04	-0,08	0,05										
DBO	0,38	<b>0,54</b>	0,45	0,01	-0,23	-0,05									
Turb	0,29	<b>0,58</b>	0,34	0,10	-0,29	-0,08	<b>0,52</b>								
ST	0,25	0,23	-0,11	0,10	-0,26	0,13	0,02	0,08							
P	0,09	0,15	0,08	0,28	-0,09	0,37	0,07	<b>0,62</b>	0,05						
NH4	<b>-0,54</b>	-0,14	-0,05	0,21	0,23	0,21	<b>-0,52</b>	-0,12	-0,11	0,26					
NO2	-0,08	-0,07	-0,26	0,36	0,40	-0,25	-0,21	<b>-0,53</b>	-0,10	-0,33	-0,04				
NO3	0,21	-0,09	-0,40	-0,13	-0,12	<b>-0,45</b>	-0,37	-0,30	0,37	-0,43	-0,19	0,21			
CT	0,44	-0,10	-0,02	-0,45	-0,36	0,46	-0,06	<b>0,70</b>	0,20	0,53	0,10	<b>-0,86</b>	-0,16		
CF	-0,08	0,38	0,33	0,00	-0,22	0,16	0,01	0,33	<b>0,59</b>	0,19	0,20	<b>-0,46</b>	-0,07	<b>0,62</b>	

**Correlações ( $r_s$ ) em P2**

P2	P24h	Q_P3	pH	Cond	Temp	OD	DBO	Turb	ST	P	NH4	NO2	NO3	CT	CF
P24h															
Q_P3	0,27														
pH	0,12	0,25													
Cond	<b>-0,54</b>	-0,21	-0,07												
Temp	<b>-0,40</b>	0,07	0,20	0,35											
OD	0,21	-0,17	0,10	<b>-0,39</b>	-0,02										
DBO	-0,24	0,09	0,07	0,28	<b>0,52</b>	0,08									
Turb	-0,20	0,05	-0,13	0,17	0,29	0,08	<b>0,64</b>								
ST	0,10	0,00	-0,22	0,14	0,02	0,14	0,14	0,37							
P	-0,33	0,07	-0,33	-0,07	0,23	-0,14	0,23	<b>0,56</b>	0,26						
NH4	<b>-0,56</b>	-0,22	0,06	0,19	-0,10	-0,30	-0,15	0,15	-0,04	0,38					
NO2	0,33	-0,30	0,00	-0,26	-0,36	0,42	-0,20	-0,32	0,04	-0,41	-0,30				
NO3	0,28	0,11	-0,27	<b>-0,49</b>	-0,03	0,26	0,05	-0,10	0,01	-0,03	-0,24	0,37			
CT	-0,22	0,27	-0,04	-0,11	0,35	0,03	-0,06	0,33	0,01	<b>0,57</b>	0,33	-0,37	-0,17		
CF	0,19	<b>0,56</b>	0,15	-0,31	0,06	-0,14	-0,27	-0,31	0,38	0,05	0,16	-0,05	0,21	0,36	

**Correlações ( $r_s$ ) em P3**

P3	P24h	Q_P3	pH	Cond	Temp	OD	DBO	Turb	ST	P	NH4	NO2	NO3	CT	CF
P24h															
Q_P3	0,27														
pH	0,12	0,34													
Cond	-0,27	0,05	0,03												
Temp	<b>-0,39</b>	0,03	0,10	0,32											
OD	0,30	0,17	<b>0,37</b>	-0,22	-0,21										
DBO	0,03	0,12	-0,26	0,16	-0,02	-0,13									
Turb	-0,01	<b>0,48</b>	0,04	0,00	0,01	0,01	0,19								
ST	-0,34	-0,08	-0,08	-0,05	-0,10	<b>-0,32</b>	0,19	-0,12							
P	-0,35	0,20	0,01	-0,15	0,31	-0,11	0,15	<b>0,49</b>	0,01						
NH4	-0,35	0,32	0,03	0,19	0,27	0,11	0,11	<b>0,66</b>	-0,26	<b>0,48</b>					
NO2	0,34	0,09	0,04	-0,27	-0,28	0,20	-0,03	-0,16	-0,08	-0,34	-0,23				
NO3	0,07	0,05	-0,28	<b>-0,48</b>	-0,12	0,20	-0,19	-0,27	-0,03	0,13	-0,14	0,17			
CT	<b>0,68</b>	0,32	<b>-0,73</b>	-0,08	-0,23	0,12	0,03	0,08	0,14	0,29	0,16	-0,37	0,61		
CF	0,08	0,07	-0,06	-0,34	-0,09	0,25	0,27	0,20	0,19	0,27	0,30	-0,12	0,14	0,52	

Legenda: Correlações ( $r_s$ ) significativas ( $p$ -value<0,05) destacadas em vermelho.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em P2 (antes do CFW) a relação entre os parâmetros sólidos também se mostrou correlacionada, com acréscimo do parâmetro temperatura da água na correlação positiva com este grupo.

Em P3 (depois do CFW) os parâmetros sólidos também se mostraram correlacionados, com acréscimo neste ponto da correlação com a vazão em P3, também relacionada com o tempo de retenção hidráulico no CFW. A correlação ( $r_s$ ) entre vazão em P3 e fósforo total foi significativa e positiva em 0,48, o que indica que quanto maior foi a vazão, maior a concentração de fósforo total na saída do CFW.

A amônia em P3 teve correlação positiva significativa com a turbidez ( $r_s=0,66$ ) e com o fósforo total ( $r_s=0,48$ ), e positiva mas não significativa com a vazão ( $r_s=0,32$ ), e pode ser explicada em razão que as maiores velocidades no CFW promoveram a ressolubilização de compostos sedimentados na Lagoa. Esta interpretação contraria a hipótese de amonificação sob o CFW, e possui sentido prático em função do baixo HRT mediano.

Em termos da correlação entre a variação dos parâmetros da qualidade da água ao passar pelo CFW entre si e com P24h, vazão (Q) e HRT os resultados indicaram a formação de três grupos. Fósforo Total, sólidos totais e turbidez formaram um grupo de correlação positiva entre si, e sem correlação com vazão ou HRT, o que corrobora com a Figura 69-C e o resultado de Pavlineri, Skoulikidis e Tsihrintzis (2017).

HRT, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>2</sub> e condutividade formaram um segundo grupo de correlação positiva. Um terceiro grupo de correlação positiva foi formado entre coliformes fecais e temperatura da água, e este de correlação negativa com condutividade.

Quanto a relação entre as macrófitas no CFW e os resultados de qualidade de água no período de monitoramento do CFW, destaca-se que as macrófitas ainda estavam em período de desenvolvimento durante o projeto, tanto em termos de raízes como em termos de densidade de macrófitas por caixa. Em 10/11 havia balsas com apenas 2 a 3 taboas por caixa, enquanto em 15/03 a menor densidade era de 4 a 5 taboas por caixa, com algumas balsas chegando à maior contagem, de 8 a 9 taboas por caixa. De forma análoga, as raízes (embora não medidas sistematicamente nesta pesquisa) tiveram ganhos consideráveis (seção 5.3.2), com comprimentos de até 25 cm em 15/03, e estruturas de biofilme aderidas e bem desenvolvidas.

O desenvolvimento das macrófitas aliado ao aumento das radiações solares no período de verão, potencializaram os efeitos do CFW sobre os parâmetros de qualidade de água, mesmo em períodos de precipitação.

Tabela 24 - Correlações não paramétricas ( $r_s$ ) entre a variação dos parâmetros de qualidade de água ao passar pelo CFW (P2->P3) ( $r_s$  - Spearman Rank Order).

	P24h	HRT	Q	pH	Cond	Temp	OD	DBO	Turb	ST	P	NH4	NO2	NO3	CT	CF
P24h																
HRT	0,27															
Q	-0,27	-1,00														
pH	0,00	0,16	-0,16													
Cond	0,09	0,41	-0,41	-0,02												
Temp	0,01	-0,09	0,09	0,08	-0,29											
OD	-0,14	0,28	-0,28	0,07	-0,06	0,00										
DBO	0,28	0,03	-0,03	0,10	-0,14	0,20	-0,01									
Turb	0,34	0,24	-0,24	-0,19	0,09	0,15	0,21	0,37								
ST	-0,05	0,00	0,00	-0,06	-0,06	-0,35	0,26	-0,29	0,41							
P	0,33	0,08	-0,08	-0,25	0,21	-0,46	-0,04	0,07	0,60	0,45						
NH4	-0,01	0,46	-0,46	0,06	0,07	0,02	0,24	-0,15	-0,20	-0,27	-0,30					
NO2	0,03	0,59	-0,59	0,20	0,25	-0,04	0,16	-0,42	-0,23	-0,08	-0,24	0,44				
NO3	-0,18	-0,16	0,16	-0,09	-0,01	0,11	0,19	0,06	0,14	0,13	-0,34	0,20	-0,34			
CT	0,46	0,26	-0,26	0,00	0,49	-0,27	-0,14	-0,77	-0,31	0,26	0,26	0,37	0,66	-0,70		
CF	0,46	-0,41	0,41	0,19	-0,51	0,51	0,15	0,23	-0,07	-0,08	-0,03	-0,01	-0,11	-0,06	-0,60	

Legenda: Correlações ( $r_s$ ) significativas ( $p$ -value<0,05) destacadas em vermelho.

Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 5.4.1.2.6 Comparativo das taxas resultantes do CFW com as taxas consolidadas aplicadas aos sistemas de *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial no Brasil

Com os resultados medianos de concentração inicial, vazão, e altura das raízes, as taxas de aplicação orgânica e hidráulica, transversal, superficial e volumétrica foram calculados (Tabela 25).

A área transversal no CFW foi definida pelo produto entre a largura do CFW (perpendicular ao fluxo, média de 8,8 m) multiplicada pela altura das raízes em 15/03 (hr = 0,25 m), e o volume do CFW como o produto da área transversal pelo comprimento L do CFW (paralelo ao fluxo, de 2,2 m).

Em termos de taxa de aplicação orgânica e hidráulica transversal, ou seja, aplicada a uma área perpendicular ao fluxo longitudinal, as taxas resultantes do CFW desta pesquisa foram maiores em comparação aos sistemas de *wetlands* de escoamento subsuperficiais para tratamento de esgotos domésticos (Tabela 26).

Tabela 25 – Cálculo das taxas de aplicação orgânica e hidráulica para vazão mediana e do tempo de retenção hidráulico mediano no CFW.

Descrição	Cálculo	Valor	Unidade
Concentração mediana DBO afluente	1	11,0	mg/l
Concentração mediana DBO efluente	2	3,1	mg/l
Eficiência mediana	$3 = (2 - 1) / 1$	72%	
w - Comprimento médio do CFW - duas fileiras (9,9 m e 7,7 m)	4	8,800	m
hr - Altura das raízes	5	0,25	m
Atr - Área transversal CFW com raízes	$6 = 4 * 5$	2	m <sup>2</sup>
L - Distância longitudinal do CFW	7	2,200	m
hc - Profundidade média curso de água abaixo do CFW	8	0,4	m
Atc - Área transversal curso de água abaixo CFW	$9 = 4 * 8$	3,52	m <sup>2</sup>
Asup – Área superficial	10	19,2	m <sup>2</sup>
hr/hc - Proporção altura das raízes com o curso de água	11	62,50%	
Vazão mediana do curso de água	12	0,820	l/s
Vazão mediana do curso de água	$13 = 12 / 1000$	0,00082	m <sup>3</sup> /s
Vazão mediana do curso de água	$14 = 12 / 1000 * 86400$	71	m <sup>3</sup> /dia
Carga DBO curso de água	$15 = 1 * 12$	9,020	mg/l/l/s = mg/s
Carga DBO curso de água	$16 = 15 / 10^6 * 24 * 3600$	0,779	kg/dia
Vr - Volume de CFW (raízes)	$17 = 6 * 7$	5	m <sup>3</sup>
Vc - Volume curso da água abaixo do CFW	$18 = 9 * 7$	8	m <sup>3</sup>
TAOtr - Taxa de aplicação orgânica transversal raízes	$19 = 16 / 6 * 1000$	354	gDBO/m <sup>2</sup> .dia
TAOvr - Taxa de aplicação orgânica volumétrica raízes	$20 = 16 / 17 * 1000$	73	gDBO/m <sup>3</sup> .dia
TAHtr - Taxa de aplicação hidráulica transversal raízes	$21 = 14 / 6$	32	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia
TAHvr - Taxa de aplicação hidráulica volumétrica raízes	$22 = 14 / 17$	15	m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> .dia
HRTtr - Tempo de retenção hidráulico raízes	$23 = 17 / 12$	5902	s
HRTtr - Tempo de retenção hidráulico raízes	$24 = 24 / 3600$	1,64	h
vr - Velocidade média raízes	$25 = 12 / 6$	0,000373	m/s
TAOtc - Taxa de aplicação orgânica transversal curso de água	$26 = 16 / 9 * 1000$	221	gDBO/m <sup>2</sup> .dia
TAOvc - Taxa de aplicação orgânica volumétrica curso de água	$27 = 16 / 18 * 1000$	101	gDBO/m <sup>3</sup> .dia
TAHtc - Taxa de aplicação hidráulica transversal curso de água	$28 = 14 / 9$	20	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia
TAHvc - Taxa de aplicação hidráulica volumétrica curso de água	$29 = 14 / 22$	9	m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> .dia
HRTc - Tempo de retenção hidráulico curso da água	$30 = 18 / 13$	9444	s
HRTc - Tempo de retenção hidráulico curso da água	$31 = 30 / 3600$	3	h
vc - Velocidade média curso de água	$32 = 13 / 9$	0,000233	m/s
TAOsup - Taxa de aplicação orgânica superficial	$33 = 16 / 10 * 1000$	41	gDBO/m <sup>2</sup> .dia
TAHsup - Taxa de aplicação hidráulica superficial	$34 = 14 / 10$	3,7	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia

Fonte: Autor.

Tabela 26 – Comparação entre taxas resultantes do CFW com *wetlands* construídos de escoamento subsuperficiais.

Sistema	Taxa de aplicação orgânica superficial resultante	Taxa de aplicação hidráulica superficial resultante	Taxa de aplicação orgânica transversal resultante	Taxa de aplicação hidráulica transversal resultante
	gDBO/m <sup>2</sup> .dia	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia	gDBO/m <sup>2</sup> .dia	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia
<i>CFW para altura de raízes de 25 cm</i>	41	3,7	354	32,2
<i>CFW para coluna de água de 40 cm</i>	41	3,7	221	20,1
Sistema	Taxa de aplicação orgânica superficial máxima	Taxa de aplicação hidráulica superficial máxima	Taxa de aplicação orgânica máxima transversal	Taxa de aplicação hidráulica transversal máxima
	gDBO/m <sup>2</sup> .dia	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia	gDBO/m <sup>2</sup> .dia	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia
<i>WCHS - Tratamento de efluente primário, como tanque séptico</i>	6 a 15	0,02 a 0,08	250	Sem informação
<i>WCHS - pós-tratamento de efluente secundário advindo de processo pouco eficiente</i>		0,04 a 0,12		Sem informação
<i>WCV</i>	10 a 20	0,05 a 0,12	Não se aplica.	Não se aplica.
<i>WCV-SF - 1o estágio</i>	150	0,40	Não se aplica.	Não se aplica.
<i>WCV-SF - 2o estágio</i>	20	0,40	Não se aplica.	Não se aplica.

Legenda: WCHS – *Wetland* construído de escoamento horizontal subsuperficial. WCV – *Wetland* construído escoamento vertical subsuperficial. WCV-SF – *Wetland* construído escoamento vertical subsuperficial - Sistema Francês.

Fonte: Autor e adaptado de Von Sperling e Sezerino (2018).

No entanto, deve-se atentar às limitações da área transversal considerada no cálculo da taxa transversal, a parcela da coluna de água que flui sem contato com as raízes, as diferenças na característica das cargas aplicadas e na operação dos sistemas. As concentrações medianas afluentes ao CFM (11 mgDBO/l nesta pesquisa) foram muito inferiores às aplicadas nos sistemas subsuperficiais para tratamento de esgotos domésticos (279 mgDBO/l em média segundo Sezerino e Pelissari, 2021). As vazões aplicadas em sistemas subsuperficiais ocorrem em pulsos de alimentação e repouso, enquanto no CFW são contínuas e dependentes do regime hidrológico da bacia hidrográfica.

O cálculo da taxa transversal em *wetlands* de fluxo subsuperficial considera que a vazão incide sobre toda a coluna de água da área transversal no material filtrante (no caso do *wetland* de fluxo horizontal), o que não ocorre em *wetlands* flutuantes, a não ser quando as raízes ocupam toda a coluna da água. Portanto, as

taxas resultantes do CFW terão maior aplicabilidade no dimensionamento e comparação com outros *wetlands* construídos flutuantes.

#### 5.4.2 Interferência das macrófitas não pertencentes ao projeto

A presença e proliferação de macrófitas de superfície na Lagoa 1 foi um fator de interferência nas análises de qualidade de água antes do CFW (P2), e pode ter influenciado os resultados da saída da Lagoa 1 (P3). Três espécies de macrófitas em maior quantidade foram identificadas: duas macrófitas de superfície de flutuação livre, alface-de-água (*Pistia stratiotes*) e lentilhas-de-água ou erva-de-pato (*Lemna spp.*), e macrófita de superfície enraizada no substrato capitão do brejo (*Hydrocotyle ranunculoides*). Estas espécies de macrófitas são nativas da mata atlântica e de outros biomas do Brasil (FIASCHI; NERY, 2023; MAYO; ANDRADE, 2023; MOHEDANO, 2010). Em 21/09 estas macrófitas cobriram cerca de 80% da superfície da Lagoa 1 (Figura 70-A).

Nos dias 03/10 e 04/10 foi realizado a remoção dessas macrófitas, mantido uma pequena porção (10%) na entrada de águas pluviais na Lagoa 1 (Figura 70-B). Em 11/11 a cobertura da lagoa 1 por estas macrófitas atingiu mais de 50% em área (Figura 71-A), e em 04/01/23 foi registrado a cobertura total da Lagoa 1, com grande proliferação da macrófita *Pistia stratiotes*, cuja floração ocorre nos meses de primavera e verão (FIASCHI; NERY, 2023)(Figura 71-B).

Figura 70 – Cobertura da Lagoa 1 pelas macrófitas não pertencentes ao projeto em 21/09/22 e 05/10/22.



A – Em 21/09 cobertura com predominância de *Hydrocotyle ranunculoides* (capitão do brejo).



B – Em 05/10 após remoção parcial das macrófitas não pertencentes ao projeto, sendo mantido 10% na entrada de águas pluviais da Lagoa 1.

Fonte: Autor.

Figura 71 – Cobertura e proliferação da Lagoa 1 pelas macrófitas não pertencentes ao projeto em 11/11/22 e 04/01/23.



A – Em 11/11 cobertura parcial da Lagoa 1 com predominância de *Hydrocotyle ranunculoides*.



B – Em 04/01 cobertura total da Lagoa 1 pelas macrófitas *Hydrocotyle ranunculoides*, *Pistia stratiotes* e *Lemna spp.*.

Fonte: Autor.

A cobertura total da Lagoa 1 permaneceu até o final do projeto.

As macrófitas *Pistia stratiotes* e *Lemna spp.* por serem macrófitas de superfície de flutuação livre eram deslocadas facilmente pelo vento e fluxo de água. O CFW por criar uma barreira no curso de água reteve estas macrófitas na Lagoa 1, evitando sua dispersão a jusante. Internamente às caixas do CFW estas macrófitas proliferaram, no entanto, não foi observado interferência para o crescimento das taboas (Figura 72).

Figura 72 – Proliferação das macrófitas *Pistia stratiotes* e *Lemna spp.* dentro e entorno do CFW.



Fonte: Autor 12/12/23.

Em comparação com a situação sem a presença do CFW, as macrófitas *Pistia stratiotes* e *Lemna spp.* seriam carregadas a jusante da Lagoa 1, atingindo as áreas lânticas do córrego do HU, Rio Sertão e da porção inicial do Manguezal do Itacorubi.

O CFW, portanto, atuou como barreira da dispersão física dessas macrófitas de superfície, bem como, reduziu a eutrofização do ecossistema a jusante, pela redução do fósforo total.

### 5.4.3 Atratividade de fauna

A atratividade de fauna devido a presença do CFW foi notável desde as etapas de construção do CFW (Figura 73).

Durante o período noturno foi verificada intensa sonoridade produzida por anfíbios, como sons de rãs dentro das caixas, enquanto no período diurno foi comum a presença de aves de pequeno e médio porte, e répteis. Ninho de *vespula spp.* e a pele de uma serpente também foram encontrados no CFW.

As aves de médio porte, como a guarça-branca-pequena (*Egretta thula*) (WIKIAVES, 2023b) e a galinha-d'água (*Gallinula galeata*) (WIKIAVES, 2023a) foram frequentes (Figura 73 - G e H). A galinha-d'água é uma ave aquática comum em várias partes do Brasil, e foi o tipo de fauna que mais interagiu com o CFW, pois circulava em grupos de até 8 indivíduos dentro das caixas e sobre a palha disposta sobre as bombonas de água. Esta circulação ocasionou prejuízos ao CFW, pela quebra e pisoteio das folhas das taboas e posterior secagem, principalmente nas balsas com macrófitas em desenvolvimento, cuja baixa densidade de macrófitas por caixa não impediu o acesso das aves. Por outro lado, as caixas serviram de proteção às aves contra predadores, como os jacarés-de-papo-amarelo (*Caiman latirostris*) (SIBBR, 2023) que também circulavam com frequência no entorno do CFW, atraídos pelas aves.

Tartarugas de água doce conhecidas como “tigre d'água” também foram frequentes no entorno do CFW, principalmente sobre pedras e galhos de árvores dentro da lagoa. Caso a estrutura do CFW não tivesse paredes laterais nas caixas, possivelmente serviria de abrigo para as tartarugas que não conseguiram adentrar às caixas. Segundo Florianópolis (2009) a espécie conhecida como “tigre d'água americana” (*Trachemys scripta elegans*) é exótica e muito comum no ambiente doméstico, e em virtude do tamanho que atinge, acaba sendo solta inadequadamente no ambiente natural. Existe também uma espécie nativa, conhecida como “tigre d'água nacional” (*Trachemys dorbignyi*).

Figura 73 – Atratividade de fauna ao CFW: aves de pequeno e médio porte, insetos, jacarés-de-papo-amarelo, tartaruga de água doce.

A - Pele de serpente.



B - Jacaré-de-papo-amarelo (*Caiman latirostris*)



C - Tartaruga de água doce “tigre da água” (*Trachemys ssp.*).



D - Ave pequenas sobre palha de proteção das bombonas.



E - Guarça-branca-pequena (*Egretta thula*).



F - Ninho de vespa spp.



G - Galinha da água (*Gallinula galeata*). Ave com a maior interação com o CFW dentre a fauna presente na Lagoa.



H - Galinha da água (*Gallinula galeata*)  
Foto: WIKIAVES (2023b).



Fonte: Autor.

## 5.5 A ECOTECNOLOGIA DE CFW COMO SOLUÇÃO BASEADA NA NATUREZA PARA REVITALIZAÇÃO DE CURSOS DA ÁGUA

O conceito de solução baseada na natureza (NBS) definido pela IUCN está atrelado ao conhecimento de que um ecossistema natural saudável e bem manejado produz um conjunto de diferentes serviços que o bem-estar humano depende em diferentes áreas (SEDDON et al., 2020). É um conceito abrangente que incorpora outros conceitos como infraestrutura verde, adaptações e mitigações baseadas em sistemas ecológicos, e pode ser colocado em comparação com soluções com base na engenharia tradicional (IUCN, 2020).

No entanto para diferenciar as NBS de outras abordagens, oito princípios foram elencados pela IUCN (2020) sendo: I – incorporar conservação da natureza; II – serem implementadas de modo isolado ou em combinação; III – inseridas no contexto local e tradicional; IV – produzam benefícios a toda sociedade de modo equitativo, e permitam a participação social; V – permitam a manutenção da diversidade biológica e cultural, e desenvolvimento gradual da tecnologia; VI – Sejam aplicadas sobre o conceito de escala da paisagem, sem comprometer outros objetivos de conservação; VII – promovam benefícios de longo prazo; VIII – sejam parte integral de outras políticas. A ecotecnologia do CFW instalada em cursos da água, e até mesmo em canais de drenagem, pode colaborar com todos os princípios, sendo para isto necessário uma política de despoluição de bacias hidrográficas, principalmente no meio urbano.

Conforme apresentado nas seções 3.1 a 3.3 houve uma evolução considerável nas últimas décadas de abordagens e tecnologias para recuperação e tratamento de águas pluviais e rios urbanos, sendo o CFW uma das tecnologias possíveis nas diferentes abordagens.

O CFW implantado nesta pesquisa objetivou principalmente a identificação das melhorias promovidas pela ecotecnologia no curso de água de ordem sanitária e ambiental (principalmente qualidade de água e desenvolvimento das macrófitas) sendo este apenas alguns dos aspectos da revitalização de cursos da água. Para a replicação da ecotecnologia em outros locais é imprescindível considerar as limitações e potencialidades de projetos deste tipo já aplicados em escala, e apesar dos avanços nos últimos 26 anos para água pluviais, há limitações de dados disponíveis na literatura (LUCKE; WALKER; BEECHAM, 2019; COLARES et al., 2020; SHARMA,

VYMAZAL, MALAVIYA, 2021; TIRPAK et al., 2022). O Quadro 12 resume as principais vantagens e desvantagens desta pesquisa.

A estrutura utilizada foi de baixo custo, similar à testada por Olgúin et al. (2017), diferenciada pelo tipo de planta, condições meteorológicas, e arranjo. Ambas foram aplicadas em ambiente lântico, cobriram toda a seção do curso de água (evitaram curto-circuito) e tiveram bons resultados para melhoria de qualidade de água. No entanto, esta pesquisa verificou que as bombonas de água mineral não possuem resistência adequada quanto à incidência da radiação solar ao longo do tempo. Recomenda-se a utilização de materiais resistentes a intempéries, como as bombonas de PEAD - Polietileno de Alta Densidade com tampa de rosca vedada, muito utilizadas em aquicultura.

Quadro 12 – Parâmetros de projeto utilizados para o CFW e avaliação do uso.

Parâmetro de projeto	Vantagens	Desvantagens
Estrutura e materiais: e caixas agrícolas	Estrutura utilizada foi sustentável do ponto de vista do reuso de materiais. Cumpriu as funções de fixação e crescimento das macrófitas, flutuação e atratividade de fauna local, principalmente em relação às aves de médio e pequeno porte	Bombonas de 20 L: perderam resistência com incidência de luz solar, e podem ter liberado micropartículas na água (microplásticos). Abraçadeiras: Peso das macrófitas dificultou nas caixas dificultaram a mobilidade da estrutura para manutenção e romperam com facilidade as abraçadeiras de nylon. Não permitiu subir na estrutura para fazer manutenção. Altura das caixas impediu acesso de répteis. Peso das estruturas inviabilizou a medição do crescimento das raízes.
Arranjo: duas fileiras com comprimento (L) total de 2,2 m.	Permitiu a mobilidade da estrutura e permitiu a manutenção a partir das margens da Lagoa 1. Comprimento mostrou ser eficiente para os parâmetros sólidos do CFW. Arranjo também permitiu redução da temperatura.	A manutenção foi difícil de realizar devido ao peso total da estrutura, sendo necessário soltar balsa por balsa para realizar podas, medições de altura das folhas, reposição de macrófitas mortas. Comprimento muito curto para remoção de nitrogênio.
Tempo de retenção hidráulica (HRT)	Mediana de 1,64 h. Este parâmetro mostrou estar relacionado com os parâmetros OD e DBO. Maior o HRT maior o efeito dos processos biológicos.	Tempo não foi suficiente para nitrificação na maioria das análises verificadas. Redução de 1,6 mgOD/l evidencia remoção carbonácea, embora prejudique disponibilidade de OD para peixes.

Quadro 12 – Parâmetros de projeto utilizados para o CFW e avaliação do uso (continuação).

Parâmetro de projeto	Vantagens	Desvantagens
Relação área do CFW em relação à área de contribuição Relação $A_{CFW}/A_{cont}$ : = 0,017%	Relação muito inferior e com resultados positivos em relação a outros trabalhos similares Walker, Tondera e Lucke (2017) = 0,14%. Schwammberger, Yule e Tindale (2020) = 0,46%.	Dificuldade no manuseio da estrutura. Maiores dimensões precisam de estruturas mecanizadas para movimentação.
Relação área do CFW em relação à área da lagoa de retenção: Relação $A_{CFW}/A_{lagoa}$ = 1,5%	Produziu um efeito paisagístico positivo na saída da Lagoa 1. Redução de OD foi observada abaixo do CFW, mas resultados indicaram ser em razão do consumo microbiano e não pela impossibilidade de transferência de oxigênio.	O aumento da área de cobertura em relação à lagoa reduz ainda mais o oxigênio dissolvido. No entanto, o caso específico desta lagoa foi a presença de outras macrófitas. Chang et al., (2017) propôs uma cobertura ótima de 20%.
Macrófitas - seleção: <i>Typha dominguensis</i> (nome popular Taboa)	Boa adaptação inicial, crescimento rápido de 1cm/dia de folhas, e resiliência (aparecimento de brotos em plantas mortas). Não foi afetada pela presença de outras macrófitas. Raízes tiveram crescimento aparente de 25 cm em 6 meses. Preferência por mudas no plantio inicial.	Caixas com baixa densidade foram muito afetadas por aves de médio porte, devido ao amassamento de folhas. Poda realizada em temperaturas altas afetou muito as macrófitas. Temperaturas e radiações baixas também afetaram o crescimento de macrófitas novas.
Macrófitas - densidade: 30 plantas / m <sup>2</sup> = 6 plantas por caixa	Distribuição nas laterais das caixas junto com torrões de solo e folhas secas de outras plantas permitiu a sustentação inicial das mudas e bom desenvolvimento. Atingiu até 9 plantas por caixa após 4 meses, com cobertura total do fundo das caixas.	Quantitativo inicial de plantas é alto e pode ser difícil encontrar mudas. Uso de plantas já desenvolvidas não se mostrou adequada em função de queda com ventos.
TAO <sub>tr</sub> - Taxa de aplicação orgânica transversal resultante raízes de 0,25 m	Taxa de 354 gDBO/m <sup>2</sup> .dia resultante considerando comprimento das raízes de 0,25 m. Valor superior em comparação com a taxa máxima de <i>wetland</i> de escoamento horizontal subsuperficial para esgoto doméstico (250 gDBO/m <sup>2</sup> .dia).	O valor resultante considerou comprimento das raízes em 15/03/2023, ou seja, com 167 dias após término da montagem das balsas.
TAH <sub>tr</sub> - Taxa de aplicação hidráulica transversal raízes de 0,25 m	Taxa de 32 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia resultante considerando comprimento das raízes de 0,25 m. Valor superior em comparação com <i>wetland</i> de escoamento horizontal subsuperficial para esgoto doméstico (6 a 15 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia).	O valor resultante considerou comprimento das raízes em 15/03/2023, ou seja, com 167 dias após término da montagem das balsas.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em março, antes da poda realizada em 15/03, além dos resultados de qualidade de água positivos, desenvolvimento das macrófitas e atratividade de fauna, foi notável o efeito do CFW na paisagem da Lagoa 1 (Figura 74).

Figura 74 – CFW em 02/03/2023 antes da poda realizada em 15/03.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Em ambientes lóticos, principalmente rios urbanos de bacias muito impermeabilizadas, a mudança brusca de vazão e arraste de materiais grosseiros são elementos desafiadores à estabilidade deste tipo de estrutura. Nestes ambientes é recomendável a utilização de estruturas metálicas para sustentação das balsas e arranjos adequadamente ancorados. Um exemplo deste tipo de aplicação foi o modelo comercialmente difundido e testado por Peterson et al, (2021) para o Rio Chicago (Figura 75).

Figura 75 – Modelo de CFW implantado nas margens do Rio Chicago.



Fonte: Peterson et al, (2021) e Urbanrivers (2021).

Outra intervenção necessária em ambientes lóticos de rios urbanos para a aplicação de CFW é a necessidade de lâmina mínima de água para o crescimento das raízes, principalmente em áreas densamente ocupadas. Para esta situação, a execução de pequenos barramentos sequenciais, que não impeçam a migração de peixes é recomendável, como as soluções denominadas de *Cross Vane* e *Step Pools* (ROSGEN, 2001; MARYLAND, 2023) (Figura 76). A altura da lâmina mínima depende da capacidade máxima de crescimento da raiz da planta selecionada e da variação de lâmina do curso de água acima do barramento, devido ao risco das raízes das macrófitas fixarem-se no fundo, e dificultarem a mobilidade vertical da estrutura com as precipitações.

Figura 76 – Pequena lâmina de água em rios urbanos de áreas densas e solução de aumento da lâmina de água.

Pequena lâmina de água registrada em trecho canalizado do Rio Sertão (Rio do Meio), no Campus Trindade/UFSC – Florianópolis/SC.



Fonte: Autor (2019).

Pequenas barragens em séries (*Step pools*) e (*Cross Vane*) em pedra para reabilitação de fauna, redução de velocidade (energia) e aumento da lâmina de água.



Fonte: Maryland, (2023).

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os projetos de CFW encontradas na literatura possuem diversidades relacionadas ao tipo de efluente (mineração, aquicultura, esgotamento sanitário, águas pluviais, cursos da água rurais e urbanos), quanto às características hidráulicas do local de aplicação (lóticos ou lênticos), e quanto às finalidades as quais se destinam (pesquisa, revitalização, renaturalização, paisagismo, entre outras). Apesar do desenvolvimento da ecotecnologia nas últimas três décadas para águas pluviais, dados em escala real de CFW ainda são escassos.

No contexto da revitalização de cursos de água urbanos e das soluções baseadas na natureza, esta pesquisa implantou um CFW de 19 m<sup>2</sup> em uma seção lêntica (barramento artificial) de um curso de água urbano costeiro de clima subtropical. O monitoramento da qualidade de água e acompanhamento do desenvolvimento das macrófitas ocorreu de outubro de 2022 a abril de 2023. O clima subtropical costeiro do local de aplicação apresentou durante o período da pesquisa (primavera-verão-outono do hemisfério sul) variações bruscas em temperatura, precipitação e radiação solar, período marcado pela transição de influência do fenômeno La Niña para o El Niño. Apesar das variações meteorológicas, as macrófitas apresentaram crescimento médio diário das folhas de 1,0 cm/dia, aumento da densidade na área da estrutura flutuante, desenvolvimento de raízes e biofilme abaixo do CFW, e influência estatisticamente significativa sobre a qualidade de água.

Os testes de hipóteses realizados mostraram que os parâmetros relacionados aos materiais particulados apresentaram reduções em magnitude relevantes e significativas ( $p\text{-value} \leq 0,05$ ), como fósforo total (redução de 52%; 0,11 mgP/l), turbidez (redução de 53%; 13 NTU) e sólidos totais (redução de 60%; 246 mgST/l). A DBO apresentou redução de 72% (7,9 mgDBO<sub>5,20</sub>/l) ao passar pelo CFW e OD redução de 39% (1,6 mgOD/l). Estas reduções também foram verificadas nos estudos de Tanner e Headley (2011) e Strosnider et al. (2017), associadas com a demanda para remoção de matéria orgânica dissolvida ser superior à capacidade de fornecimento de oxigênio dissolvido pelas raízes das plantas. As reduções de OD e DBO apresentaram correlação de 0,30 e 0,21 respectivamente com o tempo de retenção hidráulico (HRT), o que indicou que quanto maior foi o HRT, maior foi a atuação de processos biológicos abaixo do CFW, na remoção da matéria carbonácea. No entanto, os resultados confirmaram que os processos físicos atrelado às partículas

sólidas, como filtração e sedimentação, dominaram a remoção de poluentes abaixo do CFW.

A série nitrogenada inorgânica mediana não apresentou ser influenciada pelo CFW, possivelmente em razão do tempo de retenção hidráulico (HRT), com mediana de 1,64 h. O aumento de amônia no efluente do CFW pode ser indicativo de ressolubilização de sedimentos sob a estrutura, principalmente para maiores vazões, bem como, o processo de amonificação no biofilme.

A influência das precipitações acumuladas em 24h não foi significativa, o que demonstrou que o CFW apresentou resultados similares com e sem precipitação na maioria dos parâmetros. Os resultados ao longo do tempo apresentaram grande variabilidade, tanto em função das precipitações, como em razão dos despejos irregulares nas redes pluviais. Para continuidade das pesquisas recomenda-se maior detalhamento hidráulico do CFW, com medições de vazões, parâmetros de qualidade e precipitações em escala de horas ou minutos. Além disto, a série de dados de qualidade de água e de vazões precisa contemplar no mínimo um ano de dados, para compreensão também dos eventos que ocorrem no inverno, e relacionar as cargas de poluentes com o desenvolvimento das macrófitas. A utilização de indicadores biológicos, como identificação e quantificação dos microrganismos presentes no biofilme é recomendada. Além da análise destes parâmetros é recomendável analisar a hidrodinâmica da lagoa, e o comportamento da entrada dos poluentes no CFW. Walker, Tondera e Lucke (2017) utilizou barreiras verticais nas laterais e na entrada para direcionar o fluxo de água no CFW.

Dentre os parâmetros de projeto selecionados para a pesquisa e os resultados positivos sobre a qualidade de água, a relação área do CFW e área de contribuição de drenagem foi de apenas 0,017%, relação 90% menor que a utilizada por Walker, Tondera e Lucke (2017) com relação de 0,14%. A seção do curso de água totalmente ocupada (100%), o comprimento do CFW (2,2 m), o tipo e densidade da macrófita escolhida (emergente, nativa, 30 plantas /m<sup>2</sup>), o plantio de mudas com torrões, e sua boa adaptação e resiliência, foram fatores determinantes nos resultados encontrados.

As taxas de aplicação orgânica (354 gDBO/m<sup>2</sup>.dia) e hidráulica (32 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia) transversal resultantes desta pesquisa foram maiores que as taxas aplicadas em wetlands construídos de escoamento subsuperficial, em função da reduzida área transversal, e das diferenças nas características afluentes, tanto em concentração, vazão e de operação (contínuo no CFW contra pulso em *wetland* subsuperficial). As

taxas resultantes, no entanto, possuem maior aplicabilidade na comparação e dimensionamento de novos CFW. Destaca-se as limitações da área transversal definida, com a altura das raízes em 15/03/2023 de 0,25 m, e altura da lâmina de água abaixo do CFW de 0,40 m.

Diretamente relacionado com o tempo de retenção hidráulico (HRT), um maior comprimento do CFW possivelmente promoverá maiores eficiências na remoção da matéria orgânica carbonácea, e equilibrará a relação consumo e demanda de OD abaixo do CFW. Em termos da matéria orgânica nitrogenada, um maior comprimento favorecerá a nitrificação, e havendo concentrações mínimas suficientes de oxigênio dissolvido potencializado pela maior área superficial do CFW em relação à lagoa, o processo de desnitrificação poderá ocorrer. No entanto, após o CFW faz-se necessário haver uma zona de mistura rápida ou agitação mecanizada para incorporação de OD na água, visto que a concentração mediana de saída da Lagoa 1 foi de 2,7 mgOD/l. A concentração mínima de OD para águas doces brasileiras é de 6 mgOD/l para classe 1 (uso mais restritivo), 5 mgOD/l para classe 2 (proteção de comunidades aquáticas e aquicultura), de 4 mgOD/l para classe 3 e de 2 mgOD/l para a classe 4 (uso menos restritivo, como paisagismo e navegação) (BRASIL, 2005).

Em termos das macrófitas, a proteção destas com telas faz-se necessária para evitar pisoteio de fauna e morte de plantas, o que promoverá maior desenvolvimento das raízes abaixo do CFW e conseqüente melhoria dos parâmetros de qualidade de água. Um maior tempo de desenvolvimento das raízes irá promover uma maior área transversal do CFW, aumentando a área superficial de contato entre água e biofilme, e aumentando a eficiência do sistema na remoção de poluentes.

Em termos da revitalização específica da Lagoa 1, recomenda-se a instalação de um segundo CFW na entrada da lagoa, para favorecer a retenção de sólidos. Deve-se atentar para a lâmina mínima de água necessária ao CFW e a necessidade de remoção periódica de sedimentos. O posicionamento do CFW na saída da Lagoa 1 nesta pesquisa foi devido à entrada da lagoa 1 já estar muito assoreada e não haver profundidade adequada para o desenvolvimento das raízes.

A estrutura utilizada com bombonas e caixas do tipo hortifruti possui potencial de ser replicada em qualquer ambiente lântico, não sendo recomendado sua utilização em ambientes lóticos (em termos da estrutura utilizada nesta pesquisa). Recomenda-se proteger as bombonas contra a incidência solar, independente do material de composição destas. A utilização de folhas secas de palmácea sobre as bombonas

melhoram o paisagismo da estrutura, e permitem uma maior atração de fauna, principalmente aves.

Quanto ao efeito das ações de manutenção realizadas durante a pesquisa, recomenda-se não realizar a poda das macrófitas em intervalos curtos, sob exposição de calor intenso ou em estágio inicial de desenvolvimento das macrófitas. Também se sugere que as laterais das caixas do tipo hortifruti sejam fechadas nas laterais, para conter a entrada de macrófitas de pequenos tamanhos, como *Lemna spp* e *Pistia s.* que podem influenciar no desenvolvimento das taboas. A utilização de material seco (folhas e galhos) no interior das caixas no estágio inicial de desenvolvimento é recomendável e auxilia na fixação e estabilidade das mudas. Este material de fixação inicial também pode ser garantido com fibra de coco.

Quanto ao quantitativo de mudas inicialmente necessárias e sua reposição (700 mudas nesta pesquisa), recomenda-se a retirada de mudas de ambientes não naturais, a partir de alagados construídos ou modificados, como as mudas obtidas nesta pesquisa.

A aplicação desta ecotecnologia em seções lóxicas de rios urbanos de áreas densamente ocupadas e com margens canalizadas, realidade de muitas cidades brasileiras, exige a necessidade de alterações no curso de água, como o aumento da lâmina mínima de água, uso de estrutura adequada reforçada no CFW, ancoragem, e arranjo que suporte as variações bruscas de nível, velocidade e impacto de materiais grosseiros. Ademais, visando maior atratividade de fauna, a estrutura pode ser arranjada para permitir áreas de uso exclusivo de fauna, e áreas de crescimento exclusivo das macrófitas, evitando perdas ou secagem das plantas. Uma maior interação entre tecnologia e sociedade pode ser buscada com instalação de plataformas para caminhada por entre ou no entorno do CFW, conforme solução apresentada por Peterson et al, (2021) e Urbanrivers (2021).

Em termos da aplicação de CFW como Solução Baseada na Natureza com base nos princípios definidos pela IUCN, a tecnologia aplicada a cursos da água urbanos encontra grande potencial, principalmente em razão dos múltiplos serviços ecossistêmicos que esta fornece e que foram verificados nesta pesquisa, como a atratividade de fauna, regulação da temperatura local, melhoria paisagística, recuperação de ecossistemas degradados e sequestro de carbono.

No conceito da IUCN, voltado ao número de benefícios que um ambiente bem manejado pode contribuir para o bem-estar humano, o CFW apresenta-se com uma

solução a ser empregada em conjunto com outras soluções e inseridas em programas de despoluição, conservação e recuperação de bacias hidrográficas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (BRASIL). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno**. Brasília: ANA, 2017. Disponível em: [https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conj2017\\_rel-1.pdf](https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conj2017_rel-1.pdf). Acesso em: 27 maio 2022.

ANAWAR, Hossain Md; CHOWDHURY, Rezaul. Remediation of Polluted River Water by Biological, Chemical, Ecological and Engineering Processes. **Sustainability**, Sydney, Australia, v. 12, n. 17, p. 7017, 2020.

BAI, Xueyuan *et al.* Purification Effect of Sequential Constructed Wetland for the Polluted Water in Urban River. **Water**, Basel, Switzerland, v. 12, n. 4, p. 123–136, 2020.

BAPTISTA, Márcio; CARDOSO, Adriana. Rios e cidades: uma longa e sinuosa história... **Revista UFMG**, Belo Horizonte, Brasil, v. 20, n. 2, p. 124–153, 2013. Disponível em: <https://www.ufmg.br/revistaufmg/downloads/20-2/05-rios-e-cidades-marcio-baptista-adriana-cardoso.pdf>. Acesso em: 21 jul. 2022.

BARCO, Alberto; BONA, Stefano; BORIN, Maurizio. Plant species for floating treatment wetlands: A decade of experiments in North Italy. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, Netherlands, v. 751, p. 141666, 2021.

BARCO, Alberto; BORIN, Maurizio. Treatment performances of floating wetlands: A decade of studies in North Italy. **Ecological Engineering**, Amsterdam, Netherlands, v. 158, p. 106016, 2020.

BORNE, Karine E *et al.* Implementation and Maintenance of Floating Treatment Wetlands for Urban Stormwater Management. **Journal of Environmental Engineering**, Reston, USA, v. 141, n. 11, 2015.

BORNE, Karine E.; FASSMAN, Elizabeth A.; TANNER, Chris C. Floating treatment wetland retrofit to improve stormwater pond performance for suspended solids, copper and zinc. **Ecological Engineering**, Amsterdam, Netherlands, v. 54, p. 173–182, 2013.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de Março de 2005 (Retificada). **Conselho Nacional do Meio Ambiente**, [s. l.], n. 204, p. 36, 2005.

BRIX, H.; SCHIERUP, H. H. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. **Ambio**, Stockholm, Sweden, v. 18, n. 2, p. 100–107, 1989.

BROERING, Saman Belizario; TASCA, Fabiane Andressa; FINOTTI, Alexandra Rodrigues. Estimativa do afluxo devido à precipitação em uma bacia de

esgotamento sanitário. *Em*: XIV ENCONTRO NACIONAL DE ÁGUAS URBANAS E IV SIMPÓS, 2022, Florianópolis. **XIV Encontro Nacional de Águas Urbanas e IV Simpósio de Revitalização de Rios Urbanos**. Florianópolis: ABRHidro, 2022. p. 1–10. Disponível em: [https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/189/XIV-ENAU\\_IV-SRRU0057-1-20220719-114333.pdf](https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/189/XIV-ENAU_IV-SRRU0057-1-20220719-114333.pdf).

CARVALHO, Jordano Dorval Tavares de; BÁEZ-LIZARAZO, Mabel Rocio; RITTER, Mara Rejane. Revisão etnobotânica de *Typha* L. (typhaceae) no Brasil. **Ethnoscintia - Brazilian Journal of Ethnobiology and Ethnoecology**, Altamira, Brasil, v. 6, n. 3, p. 159, 2021.

CASTRO, Afonso Celso Vanoni de; ALVIM, Angélica Tanus Benatti. Urbanização e gestão de riscos hidrológicos em São Paulo. **Cadernos MetrÓpole**, [s. l.], v. 24, n. 54, p. 669–696, 2022.

CELIS, Giovanna Sánchez. **Participação da macrófita *Typha domingensis* na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em wetlands construídos**. 2016. Dissertação (Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/168231>. Acesso em: 3 maio 2023.

CHANG, Yueya *et al.* Artificial floating islands for water quality improvement. **Environmental Reviews**, Kingston, Canada, v. 25, n. 3, p. 350–357, 2017.

CHARLESWORTH, Susanne M.; BOOTH, Colin A. **Sustainable Surface Water Management - A handbook for SUDS**. 1st. ed. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd, 2016. v. 1 *E-book*. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9781118897690>. Acesso em: 21 abr. 2023.

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

CHEN, Peter Y.; POPOVICH, Paula M. **Correlation - Parametric and nonparametric measures**. no. 07-139ed. Thousands Oaks: Sage University Papers Series on Quantitative Applications in the Social Sciences, 2002. *E-book*. Disponível em: [https://rufiismada.files.wordpress.com/2012/02/correlation\\_\\_parametric\\_and\\_nonparametric\\_measures\\_\\_quantitative\\_applications\\_in\\_the\\_social\\_sciences\\_.pdf](https://rufiismada.files.wordpress.com/2012/02/correlation__parametric_and_nonparametric_measures__quantitative_applications_in_the_social_sciences_.pdf).

CHONG, S. *et al.* The microbiology associated with glycol removal in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, London, United Kingdom, v. 40, n. 3, p. 99–107, 1999.

CIRAM-EPAGRI. **Agroconnect - Informações agrometeorológicas online**. Florianópolis, 2023a. Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina. Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina. Governo do Estado de Santa Catarina. Disponível em: <https://www.epagri.sc.gov.br/index.php/solucoes/tecnologias/tecnologias-em-destaque-agroconnect/>. Acesso em: 2 maio 2023.

CIRAM-EPAGRI. **NOAA anuncia 90% de chance de formação de El Niño**. Florianópolis, 2023b. Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina. Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina. Governo do Estado de Santa Catarina. Disponível em: <https://ciram.epagri.sc.gov.br/index.php/2023/05/12/25080/>. Acesso em: 26 maio 2023.

CIRAM-EPAGRI. **Totais de chuva superam os 400mm em apenas três dias**. Florianópolis, 2022. Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina. Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina. Governo do Estado de Santa Catarina. Disponível em: <https://ciram.epagri.sc.gov.br/index.php/2022/11/29/totais-de-chuva-superam-os-400mm-em-apenas-tres-dias/>. Acesso em: 28 maio 2023.

COLARES, Gustavo S *et al.* Floating treatment wetlands: A review and bibliometric analysis. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, Netherlands, v. 714, p. 136776, 2020.

CONTRERAS, Billy Solórzano. **Avaliação quali-quantitativa de impactos da revitalização do leito desconectado do rio Tubarão**. 2018. 102 f. Tese (Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/180529>. Acesso em: 5 set. 2022.

CUI, Naxin *et al.* Comparison of two different ecological floating bio-reactors for pollution control in hyper-eutrophic freshwater. **Scientific Reports**, London, United Kingdom, v. 8, n. 1, p. 14306, 2018.

DA SILVA, Juliana Caroline de Alencar. **Bacias Hidrográficas Urbanizados: Renaturalização, revitalização e recuperação. Um estudo da bacia do Jaguaré.** 2017. 310 f. Tese Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo)São Paulo, 2017.

DANFOURA, Mays N.; GURDAK, Jason J. Redox dynamics and oxygen reduction rates of infiltrating urban stormwater beneath low impact development (LID). **Water**, Basel, Switzerland, v. 8, n. 10, 2016.

DAVIDSON, Nick C. *et al.* Updating global coastal wetland areas presented in Davidson and Finlayson (2018). **Marine and Freshwater Research**, Melbourne, Australia, v. 70, n. 8, p. 1195–1200, 2019. Disponível em: Acesso em: 22 abr. 2022.

DE SOUSA, Diana Nara Ribeiro *et al.* Electrical conductivity and emerging contaminant as markers of surface freshwater contamination by wastewater. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, Netherlands, v. 484, n. 1, p. 19–26, 2014.

DE STEFANI, G. *et al.* Performance of a floating treatment wetland for in-stream water amelioration in NE Italy. **Hydrobiologia**, Cham, Switzerland, v. 674, n. 1, p. 157–167, 2011. Disponível em: Acesso em: 10 ago. 2020.

DEBELE, Sisay E. *et al.* Nature-based solutions for hydro-meteorological hazards: Revised concepts, classification schemes and databases. **Environmental Research**, Amsterdam, Netherlands, v. 179, n. October, p. 108799, 2019.

DEFESA CIVIL SC. **Nota meteorológica especial DC/SC - retrospectiva dezembro/2022.** Florianópolis, 2022. Disponível em: <https://www.defesacivil.sc.gov.br/noticias/notas-oficiais/nota-meteorologica-especial-dc-sc-retrospectiva-2022-dezembro/>. Acesso em: 28 maio 2023.

FAN, Anna M.; STEINBERG, Valerie E. Health implications of nitrate and nitrite in drinking water: An update on methemoglobinemia occurrence and reproductive and developmental toxicity. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, Amsterdam, Netherlands, v. 23, n. 1 I, p. 35–43, 1996.

FENG, Wenjun; LIU, Yue; GAO, Li. Stormwater treatment for reuse: Current practice and future development – A review. **Journal of Environmental Management**, London, United Kingdom, v. 301, n. January 2021, p. 113830, 2022.

FERREIRA, Juliana Carvalho; PATINO, Cecília Maria. O que realmente significa o valor-p?. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, [s. l.], v. 41, n. 5, p. 485–485, 2015.

FIASCHI, P.; NERY, E. K. **Hydrocotyle ranunculoides L.f. - Araliaceae**. Rio de Janeiro, 2023. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB5126>. Acesso em: 13 maio 2023.

FINDLAY, Sophia Jane; TAYLOR, Mark Patrick. Why rehabilitate urban river systems?. **Area**, London, United Kingdom, v. 38, n. 3, p. 312–325, 2006.

FLETCHER, Tim D. *et al.* SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. **Urban Water Journal**, London, United Kingdom, v. 12, n. 7, p. 525–542, 2015.

FLORIANÓPOLIS. **Biólogo da Floram resgata Tartaruga em situação de perigo**. Florianópolis, Brasil, 2009. Notícias (Prefeitura Municipal). Disponível em: <http://www.pmf.sc.gov.br/noticias/index.php?pagina=notpagina&noti=501>. Acesso em: 19 jun. 2023.

GLEN, Stephanie. **Sign Test: Step by Step Calculation**. Los Angeles, 2023. Disponível em: <https://www.statisticshowto.com/sign-test/>. Acesso em: 13 jun. 2023.

GODDARD, Lisa; DILLEY, Maxx. El Niño: Catastrophe or opportunity. **Journal of Climate**, Washington, USA, v. 18, n. 5, p. 651–665, 2005.

GRAPHPAD. **Choosing between the Mann-Whitney and Kolmogorov-Smirnov tests**. Boston, USA, 2023. GraphPad Software. Disponível em: [https://www.graphpad.com/guides/prism/latest/statistics/stat\\_choosing\\_between\\_the\\_mann-whit.htm](https://www.graphpad.com/guides/prism/latest/statistics/stat_choosing_between_the_mann-whit.htm).

HEADLEY, T. R.; TANNER, C. C. Constructed Wetlands With Floating Emergent Macrophytes: An Innovative Stormwater Treatment Technology. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, London, United Kingdom, v. 42, n. 21, p. 2261–2310, 2012. Disponível em: Acesso em: 25 abr. 2022.

HENRIQUES, Juscelino Alves *et al.* Drainage water or sanitary sewage? An analysis of the macro-drainage system in a medium-sized city in the northeast region. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, Brasil, v. 26, n. 5, p. 935–943, 2021.

INMET. **Banco de dados meteorológicos**. Brasília, Brasil, 2023a. Instituto Nacional de Meteorologia. Ministério da Agricultura e Pecuária. BRASIL. Disponível em: <https://bdmep.inmet.gov.br/>. Acesso em: 7 maio 2023.

INMET. **Boletim agrometeorológico mensal**. Brasília: Instituto Nacional de Meteorologia. Ministério da Agricultura e Pecuária. Governo Federal, 2023b. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/boletinsagro#>. Acesso em: 26 maio 2023.

IUCN. Guidance for using the IUCN Global Standard for Nature-based Solutions: first editions. **Guidance for using the IUCN Global Standard for Nature-based Solutions: first editions**, Gland, Switzerland, 2020. Disponível em: Acesso em: 4 jul. 2022.

JANG, J. *et al.* Environmental Escherichia coli: ecology and public health implications—a review. **Journal of Applied Microbiology**, Cambridge, United Kingdom, v. 123, n. 3, p. 570–581, 2017.

KADLEC, Robert H.; WALLACE, Scott. **Treatment wetlands**. 2a editioned. Boca Raton, USA: Taylor & Francis, 2008. *E-book*. Disponível em: Acesso em: 18 abr. 2022.

KING, Andrew P.; ECKERSLEY, Robert J. Inferential Statistics IV: Choosing a Hypothesis Test. *Em*: STATISTICS FOR BIOMEDICAL ENGINEERS AND SCIENTISTS. London: Elsevier, 2019. p. 147–171. *E-book*. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102939-8.00016-5>.

LUCKE, T.; WALKER, C.; BEECHAM, S. Experimental designs of field-based constructed floating wetland studies: A review. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, Netherlands, v. 660, p. 199–208, 2019. Disponível em: Acesso em: 9 ago. 2020.

MARYLAND. **Stream restoration techniques**. Wheaton-Glenmont, USA, 2023. Montgomery County. Department of environmental protection. Disponível em: <https://www.montgomerycountymd.gov/water/restoration/streams.html>. Acesso em: 21 jun. 2023.

MASTERS, Bernie. The ability of vegetated floating Islands to improve water quality in natural and constructed wetlands: A review. **Water Practice and Technology**, London, United Kingdom, v. 7, n. 1, 2012.

MAYO, S. J.; ANDRADE, I. M. **Pistia stratiotes L - Araliaceae**. Rio de Janeiro, 2023. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB5070>. Acesso em: 13 maio 2023.

MCANDREW, Brendan; AHN, Changwoo. Developing an ecosystem model of a floating wetland for water quality improvement on a stormwater pond. **Journal of Environmental Management**, London, United Kingdom, v. 202, p. 198–207, 2017.

MELLO, Sandra Soares de. Na beira do rio tem uma cidade: urbanidade e valorização dos corpos d'água. [s. l.], p. 348, 2008.

MINUZZI, Rosandro Boligon. Variabilidade no regime de chuva em Santa Catarina durante diferentes tipos de ENOS. **Agrometeoros**, Passo Fundo, Brasil, v. 26, n. 1, p. 113–122, 2018.

MIOT, Hélio Amante. Avaliação da normalidade dos dados em estudos clínicos e experimentais. **Jornal Vascular Brasileiro**, Porto Alegre, v. 16, n. 2, p. 88–91, 2017. Disponível em: Acesso em: 15 maio 2023.

MOHEDANO, Rodrigo de Almeida. **Uso de macrófitas lemnáceas (Landoltia punctata) no polimento e valorização do efluente de suinocultura e na fixação de carbono**. 2010. 270 f. Tese (Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina) Florianópolis, 2010.

MONTGOMERY, Douglas C.; RUNGER, George C. **Applied Statistics and Probability for Engineers**. 5th. ed. Hoboken, USA: John Wiley and Sons Inc, 2010.

NETTO, José Martiniano de Azevedo. **Manual de Hidráulica**. 8a. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1998.

NICHOLS, Peter *et al.* Performance evaluation of a floating treatment wetland in an urban catchment. **Water**, Basel, Switzerland, v. 8, n. 6, p. 1–8, 2016.

NRC. **Restoration of Aquatic Ecosystems**. Washington, USA: National Academies Press, 1992. *E-book*. Disponível em: <https://doi.org/10.17226/1807>.

OBSERVAUFSC. **Parque Natural Municipal do Manguezal do Itacorubi – Fritz Müller**. Florianópolis, Brasil, 2018. Grupo de Pesquisa Observatório de Áreas Protegidas. Universidade Federal de Santa Catarina. Disponível em: <https://observa.ufsc.br/2018/04/24/parque-municipal-do-manguezal-do-itacorubi/>.

OLGUÍN, Eugenia J. *et al.* Long-term assessment at field scale of Floating Treatment Wetlands for improvement of water quality and provision of ecosystem services in a eutrophic urban pond. **Science of the Total Environment**, Netherlands, v. 584–585, p. 561–571, 2017. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969717300724>.

PAVLINERI, Natalia; SKOULIKIDIS, Nikolaos Th; TSIHRINTZIS, Vassilios A. Constructed Floating Wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, Netherlands, v. 308, n. October 2017, p. 1120–1132, 2017.

PELICICE, Fernando Mayer; THOMAZ, Sidinei Magela; AGOSTINHO, Angelo Antonio. Simple relationships to predict attributes of fish assemblages in patches of

submerged macrophytes. **Neotropical Ichthyology**, Maringá, Brazil, v. 6, n. 4, p. 543–550, 2008.

PERALES-MOMPARLER, Sara *et al.* The role of monitoring sustainable drainage systems for promoting transition towards regenerative urban built environments: a case study in the Valencian region, Spain. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 163, p. S113–S124, 2017. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652616306321>.

PETERSON, E W *et al.* The effectiveness of an artificial floating wetland to remove nutrients in an urban stream: A pilot-study in the Chicago River, Chicago, IL USA. **Hydrology**, Department of Geography, Geology and the Environment, Illinois State University, Normal, IL 61790, United States, v. 8, n. 3, 2021.

QI, Yunfei *et al.* Addressing Challenges of Urban Water Management in Chinese Sponge Cities via Nature-Based Solutions. **Water**, Basel, Switzerland, v. 12, n. 10, p. 2788, 2020.

RADCLIFFE, John C. **History of water sensitive urban design/low impact development adoption in Australia and internationally**. Amsterdam, Netherlands: Elsevier Inc., 2018. *E-book*. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-812843-5.00001-0>.

RAMSAR CONVENTION ON WETLANDS. **Global Wetland Outlook: State of the World's Wetlands and their Services to People**. Gland, Switzerland: [s. n.], 2018. *E-book*. Disponível em: <https://www.global-wetland-outlook.ramsar.org/gwo-2018>.

REINHART, Kurt O; PETERSEN, Mark K; MUSCHA, Jennifer M. Capacity of Plants to Accumulate Sulfur and Improve the Quality of Livestock Drinking Water. **Rangeland ecology & management**, Amsterdam, Netherlands, v. 78, n. 1, p. 100–103, 2021.

REVITT, D. M. *et al.* Experimental Reedbed Systems for the treatment of airport runoff. **Water Science and Technology**, London, United Kingdom, v. 36, n. 8–9, p. 385–390, 1997.

REVITT, D.M.; WORRALL, P.; BREWER, D. The integration of constructed wetlands into a treatment system for airport runoff. **Water Science and Technology**, London, United Kingdom, v. 44, n. 11–12, p. 469–476, 2001.

RIGOTTI, Jucimara Andreza. **Desenvolvimento e avaliação de um wetland construído flutuante como solução inspirada na natureza para revitalizar rios**

**urbanos**. 2019. 117 f. Tese (Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2019. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/212332>.

RIGOTTI, Jucimara Andreza; PASQUALINI, Joana Postal; RODRIGUES, Lucia Ribeiro. Nature-based solutions for managing the urban surface runoff: An application of a constructed floating wetland. **Limnetica**, Madri, v. 39, n. 1, p. 441–454, 2020.

RIGOTTI, Jucimara Andreza; RODRIGUES, Lucia Helena Ribeiro. Abordagens metodológicas para revitalização de rios. *Em*: XXIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2019, Foz do Iguaçu. **XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Foz do Iguaçu: ABRHidro, 2019. p. 8. Disponível em: <https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=5628>. Acesso em: 21 jul. 2022.

ROSGEN, D. L. The Cross-Vane, W-Weir and J-Hook Vane Structures...Their Description, Design and Application for Stream Stabilization and River Restoration. *Em*: PROCEEDINGS OF THE 2001 WETLANDS ENGINEERING AND R, 2001, Reston. **Proceedings of the 2001 Wetlands Engineering and River Restoration Conference**. Reston: American Society of Civil Engineers, 2001. p. 775–796. Disponível em: <https://ascelibrary.org/doi/epdf/10.1061/40581%282001%2972>. Acesso em: 3 maio 2022.

SAMMONDS, M. J.; VIETZ, G. J. Setting stream naturalisation goals to achieve ecosystem improvement in urbanising greenfield catchments. **Area**, London, United Kingdom, v. 47, n. 4, p. 386–395, 2015.

SANTA CATARINA. **Fotografias aéreas históricas de Santa Catarina, 1957, 1:25.000**. Florianópolis, Brasil, 2022. Secretaria do Desenvolvimento Econômico Sustentável - SDE. Governo Estadual. Disponível em: <https://www.sc.gov.br/servicos/solicitar-fotografias-aereas-historicas>. Acesso em: 19 out. 2022.

SCHWAMMBERGER, Peter; WALKER, Chris; LUCKE, Terry. Using floating wetland treatment systems to reduce stormwater pollution from urban developments. **International Journal of GEOMATE**, Mie, Japan, v. 12, n. 31, p. 45–50, 2017.

SCHWAMMBERGER, Peter F.; YULE, Catherine M.; TINDALE, Neil W. Rapid plant responses following relocation of a constructed floating wetland from a construction site into an urban stormwater retention pond. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, Netherlands, v. 699, p. 134372, 2020.

SEDDON, Nathalie *et al.* Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, United Kingdom, v. 375, n. 1794, 2020.

SEZERINO, Pablo Heleno; PELISSARI, Catiane. **Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: experiências brasileiras**. 1a ed.ed. Curitiba, Brasil: Brazil Publishing, 2021. *E-book*. Disponível em: Acesso em: 26 jun. 2023.

SHAHID, Munazzam Jawad *et al.* Role of Microorganisms in the Remediation of Wastewater in Floating Treatment Wetlands: A Review. **Sustainability**, Basel, Switzerland, v. 12, n. 14, p. 5559, 2020.

SHARMA, Rozi; VYMAZAL, Jan; MALAVIYA, Piyush. Application of floating treatment wetlands for stormwater runoff: A critical review of the recent developments with emphasis on heavy metals and nutrient removal. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, Netherlands, v. 777, p. 146044, 2021.

SIBBR. **Jacaré-Do-Papo-Amarelo (Caiman latirostris)**. Brasília, Brasil, 2023. Sistema de Informação sobre a biodiversidade Brasileira. Ministério da Ciência Tecnologia e Inovação. Governo Federal (Brasil). Disponível em: <https://ala-bie.sibbr.gov.br/ala-bie/species/244729>. Acesso em: 18 jun. 2023.

SILVEIRA, Thiago Cesar Lima; SOUZA, Gabriela Coelho De; RODRIGUES, Gonçalves. Crescimento, produção primária e regeneração de *Typha domingensis* pers .: Elementos para avaliação do uso sustentável da espécie. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, Brasil, v. 5, n. 1, p. 678–680, 2007.

SIMCOCK, Robyn. Water Sensitive Design in Auckland, New Zealand. *Em: SUSTAINABLE SURFACE WATER MANAGEMENT: A HANDBOOK FOR SUDS*. Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons, Ltd, 2016. p. 380–392.

SMITH, Michael E. The Earliest Cities. *Em: URBAN LIFE - READINGS IN THE ANTHROPOLOGY OF HE CITY*. 4th editioed. Illinois, USA: Waveland Pr Inc, 2001. p. 9. *E-book*. Disponível em: <https://www.taylorfrancis.com/books/9781134120444>.

SNIS. **Diagnóstico Temático - Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas: Visão Geral**. Brasília, Brasil: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS. Secretaria Nacional de Saneamento. Ministério do Desenvolvimento Regional, 2021. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-aguas-pluviais>. Acesso em: 21 abr. 2023.

SOUZA, Vladimir Caramori Borges de; MORAES, Luiz Roberto Santos; BORJA, Patrícia Campos. Déficit na drenagem urbana: Buscando o entendimento e contribuindo para a definição. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, Salvador, Brasil, v. 1, n. 2, p. 162, 2013.

STATSOFT. **STATISTICA Electronic Manual. Version 8**. Tulsa, USA, 2007. Disponível em: <http://www.statsoft.cz/podpora/elektronicka-ucebnice-statistiky/>. Acesso em: 21 mar. 2023.

STROSNIDER, W. H. *et al.* Effects on the Underlying Water Column by Extensive Floating Treatment Wetlands. **Journal of Environmental Quality**, Hoboken, USA, v. 46, n. 1, p. 201–209, 2017.

SUN, Shaoling *et al.* Feasibility assessment: application of ecological floating beds for polluted tidal river remediation. **Environmental Monitoring and Assessment**, Cham, Switzerland, v. 189, n. 12, p. 609, 2017.

TANNER, Chris C; HEADLEY, Tom R. Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants. **Ecological Engineering**, Amsterdam, Netherlands, v. 37, n. 3, p. 474–486, 2011.

TASCA, Fabiane Andressa *et al.* Application of Systems Thinking to the assessment of an institutional development project of river restoration at a campus university in Southern Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, Cham, Switzerland, v. 27, n. 13, p. 14299–14317, 2019.

TESORIERO, Anthony J.; PUCKETT, Larry J. O<sub>2</sub> reduction and denitrification rates in shallow aquifers. **Water Resources Research**, Hoboken, USA, v. 47, n. 12, p. 1–17, 2011.

THORP, James H.; COVICH, Alan P. An Overview of Inland Aquatic Habitats. *Em: ECOLOGY AND CLASSIFICATION OF NORTH AMERICAN FRESHWATER INVERTEBRATES*. Third Edited. Amsterdam, Netherlands: Elsevier, 2010. p. 25–47. *E-book*. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-374855-3.00002-9>.

TIRPAK, R Andrew *et al.* Optimizing floating treatment wetland and retention pond design through random forest: A meta-analysis of influential variables. **Journal of Environmental Management**, London, United Kingdom, v. 312, p. 114909, 2022.

TONDERA, Katharina *et al.* **Ecotechnologies for the Treatment of Variable Stormwater and Wastewater Flows**. Cham, Switzerland: Springer, 2018. *E-book*. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-70013-7>. Acesso em: 21 fev. 2023.

TORMAN, Vanessa Bielefeldt Leotti; COSTER, Rodrigo; RIBOLDI, João. Normalidade de variáveis: métodos de verificação e comparação de alguns testes não-paramétricos por simulação. **Revista HCPA**, Porto Alegre, Brasil, v. 32, n. 2, p. 227–234, 2012. Disponível em: Acesso em: 15 maio 2023.

UNEP. **A Snapshot of the World's Water Quality: Towards a global assessment**. Nairobi, Kenya, 162 pp: [s. n.], 2016.

URBAN RIVERS. **Transform City Rivers into Urban Sanctuaries**. Chicago, USA, 2021. Disponível em: <https://www.urbanriv.org/>. Acesso em: 5 jun. 2021.

USEPA. **Saving the Rain Green Stormwater Solutions for Congregations**. Washington, United States: United States Environmental Protection Agency, 2020. *E-book*. Disponível em: <https://www.epa.gov/nps/saving-rain-green-stormwater-solutions-congregations>.

VLOTMAN, Willem F.; WONG, Tony; SCHULTZ, Bart. Integration of drainage, water quality and flood management in rural, urban and lowland areas. **Irrigation and Drainage**, Hoboken, USA, v. 56, n. S1, p. S161–S177, 2007.

VON SPERLING, Marcos. **Lagoas de estabilização**. 2a. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2002.

VON SPERLING, Marcos; SEZERINO, Pablo Heleno. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. **Boletim Wetlands Brasil**, [s. l.], p. 65, 2018.

VON SPERLING, Marcos; VERBYLA, Matthew E.; OLIVEIRA, Sílvia M. A. C. Loading rates applied to treatment units. *Em*: ASSESSMENT OF TREATMENT PLANT PERFORMANCE AND WATER QUALITY DATA: A GUIDE FOR STUDENTS, RESEARCHERS AND PRACTITIONERS. London, United Kingdom: IWA Publishing, 2020. p. 499–529. *E-book*. Disponível em: [https://doi.org/10.2166/9781780409320\\_0499](https://doi.org/10.2166/9781780409320_0499).

WALKER, Christopher; TONDERA, Katharina; LUCKE, Terry. Stormwater Treatment Evaluation of a Constructed Floating Wetland after Two Years Operation in an Urban Catchment. **Sustainability**, Basel, Switzerland, v. 9, n. 10, 2017.

WALTERS, G; JANZEN, C; MAGINNIS, S. **Nature-based solutions to address global societal challenges**. Gland, Switzerland: IUCN, International Union for Conservation of Nature, 2016.

WALTON, N. R.G. Electrical Conductivity and Total Dissolved Solids—What is Their Precise Relationship?. **Desalination**, Amsterdam, Netherlands, v. 72, n. 3, p. 275–292, 1989.

WANG, Chih Yu; SAMPLE, David J. Assessment of the nutrient removal effectiveness of floating treatment wetlands applied to urban retention ponds. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 137, p. 23–35, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.02.008>.

WESTLAKE, D. F. Comparisons of Plant Productivity. **Biological Reviews**, Westmorland, USA, v. 38, n. 3, p. 385–425, 1963.

WHITE, S A. Plant nutrient uptake in full-scale floating treatment wetlands in a Florida stormwater pond: 2016-2020. **Water (Switzerland)**, Department of Plant and Environmental Sciences, Clemson University, E-143 P&AS, Clemson, SC 29634, United States, v. 13, n. 4, 2021.

WIKIAVES. **Galinha-d'água (Gallinula galeata)**. Juiz de Fora, Brasil, 2023a. WikiAves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: [https://www.wikiaves.com.br/wiki/galinha-d\\_agua](https://www.wikiaves.com.br/wiki/galinha-d_agua). Acesso em: 18 jun. 2023.

WIKIAVES. **Garça-branca-pequena (Egretta thula)**. Juiz de Fora, Brasil, 2023b. WikiAves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <https://www.wikiaves.com.br/wiki/garca-branca-pequena>. Acesso em: 18 jun. 2023.

WINSTON, Ryan J. *et al.* Evaluation of floating treatment wetlands as retrofits to existing stormwater retention ponds. **Ecological Engineering**, Amsterdam, Netherlands, v. 54, p. 254–265, 2013.

WOHL, E.; LANE, S.N.; WILCOX, A.C. The science and practice of river restoration. **Water Resources Research**, Hoboken, USA, v. 51, n. 8, p. 5974–5997, 2015.

WONGKIEW, Sumeth *et al.* Fate of nitrogen in floating-raft aquaponic systems using natural abundance nitrogen isotopic compositions. **International Biodeterioration & Biodegradation**, Amsterdam, Netherland, v. 125, p. 24–32, 2017.

WWAP. **The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water**. Paris, France: United Nations World Water Assessment Programme/UN-Water, 2018. *E-book*. Disponível em: <https://www.unwater.org/publications/world-water-development-report-2018>.

YEH, Naichia; YEH, Pulin; CHANG, Yuan Hsiou. Artificial floating islands for environmental improvement. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Amsterdam, Netherlands, v. 47, p. 616–622, 2015.

ZHANG, Chong Bang *et al.* Comparison of effects of plant and biofilm bacterial community parameters on removal performances of pollutants in floating island systems. **Ecological Engineering**, Amsterdam, Netherlands, v. 73, p. 58–63, 2014.

ZHOU, Qianqian. A Review of Sustainable Urban Drainage Systems Considering the Climate Change and Urbanization Impacts. **Water**, Basel, Switzerland, v. 6, n. 4, p. 976–992, 2014. Disponível em: Acesso em: 13 fev. 2021.

# APÊNDICE

## Apêndice 1 – Resultado das campanhas de qualidade de água realizadas no período de pré-projeto.

Pto 1 - Lagoa			Pto 2 - Antes CFW			Pto 3 - Saída da Lagoa			pH			Condutividade			Temperatura Água			Oxigênio Diss.			Turbidez			Fósforo			Amônia			Nitrito			Nitrito			DBO			Coliformes Totais			Coliformes Fecais			Sólidos Totais		
Data	Obs	Hora Coleta	P24h	P72h	P1_pH	P2_pH	P3_pH	P1_Con d	P2_Con d	P3_Con d	P1_T emp_ Ag	P2_T emp_ Ag	P3_T emp_ Ag	P1_O D	P2_O D	P3_O D	P1_T urb	P2_T urb	P3_T urb	P1_P	P2_P	P3_P	P1_NH 4	P2_NH 4	P3_NH 4	P1_NO 2	P2_NO 2	P3_NO 2	P1_NO3	P2_NO3	P3_NO3	P1_DBO	P2_DBO	P3_DBO	P1_CT	P2_CT	P3_CT	P1_C F	P2_C F	P3_C F	P1_S T	P2_S T	P3_S T				
3/10/22	Retirada macrófitas da superfície da lagoa		0,00	4,00																																											
4/10/22	Retirada macrófitas da superfície da lagoa		0,00	0,40																																											
5/10/22		9:30	0,00	0,00	7,0	6,7	219	260	20,50	20,20	3,40	4,53	8,03	9,84	0,19	0,49	2,53	1,29	0,04	0,12	0,88	1,22	2,01	14,00																	530	1070					
6/10/22		10:30	4,40	4,40			340	265	20,20	20,20	1,53	6,50																																			
7/10/22		9:00	10,60	18,80			374	252	19,90	21,40	4,22	3,66																																			
10/10/22	Extravasamento	11:30	53,20	53,40			168			16,00		2,00																																			
11/10/22		12:30	23,60	84,20			372	210	15,60	16,60	5,99	6,64																																			
13/10/22		8:15	3,20	38,20	7,2	6,9	289	363	20,60	20,40	3,88	4,53	5,10	5,75		2,19	1,97	0,23	0,27	2,38	2,40	2,30																				144	190				
14/10/22		13:00	15,20	22,40			203	268	20,00	20,60	4,96	4,89																																			
17/10/22		9:10	0,20	31,20	7,1	7,3	504	365	20,50	20,60	2,83	0,26																																			
18/10/22	Extravasamento Esgoto	14:00	0,00	22,00	7,2	7,5	647	526	21,50	21,60	1,81	0,29																																			
19/10/22		14:00	9,60	9,80	7,3	7,5	458	327	26,00	26,00	3,25	0,57																																			
20/10/22	1ª medição das folhas 20/10	16:00	0,80	10,40	7,4	7,3	262	340	26,00	25,60	3,61	4,00																																			
21/10/22		14:00	0,00	10,40	6,0	7,2	462	337	27,20	26,60	1,60	4,43																																			
24/10/22		8:30	22,80	26,20	7,5	7,0	266	258	21,20	22,00	5,44	4,43																																			
25/10/22		8:30	0,00	22,80	6,1	7,7	336	264	24,60	24,50	3,67	4,89																																			
26/10/22		8:30	0,00	22,80	7,0	5,7	351	202	21,60	24,70	4,01	3,97																																			
27/10/22		1,00	1,00	7,0	8,3	296	262	21,60	25,60	3,37	4,46																																				
31/10/22		16:30	2,40	2,60	6,6	7,0	256	235	22,10	22,00	3,22	3,49																																			
1/11/22		16:30	1,20	3,60	6,4	6,0	274	259	22,00	23,30	2,69																																				
3/11/22		16:30	0,00	1,20	8,0	7,0	358	255	16,50	16,70	2,58																																				
7/11/22		16:30	14,00	24,20	7,7	7,6	250	238	22,00	22,10	2,99	3,33																																			
8/11/22		9:00	0,20	24,40	7,0	7,1	255	259	22,00	22,10	3,27	2,99																																			
9/11/22		9:30	0,20	14,40	6,6	7,1	270	248	22,50	22,10	3,43	2,41																																			
10/11/22	Poda e medição 10/11	9:30	0,00	0,40	7,0	7,1	275	248	22,10	22,10	3,45	2,99																																			
11/11/22	Posicion. CFW saída	9:00	0,00	0,20	7,1	7,1	265	254	21,60	21,70	2,83	3,00																																			

Obs.: Coliformes totais e fecais hachurados em amarelo foram acima do limite de detecção para duas diluições (> 2419,6x10<sup>2</sup>).

Fonte: Autor.

### Apêndice 2 – Resultado das campanhas de qualidade de água realizadas no período de monitoramento do CFW.

Pto 1 - Lagoa			Pto 2 - Antes CFW			Pto 3 - Saída da Lagoa			pH			Condutividade			Temperatura Agua			Oxigênio Diss.			Turbidez			Fósforo			Amônia			Nitrito			Nitrito			DBO			Coliformes Totais			Coliformes Fecais			Sólidos Totais				
Data	Obs	Hora Coleta	P24h	P72h	P1_pH	P2_pH	P3_pH	P1_Con d	P2_Con d	P3_Con d	P1_T emp_ Ag	P2_T emp_ Ag	P3_T emp_ Ag	P1_O D	P2_O D	P3_O D	P1_T urb	P2_T urb	P3_T urb	P1_P	P2_P	P3_P	P1_NH 4	P2_NH 4	P3_NH 4	P1_NO 2	P2_NO 2	P3_NO 2	P1_NO3	P2_NO3	P3_NO3	P1_DBO	P2_DBO	P3_DBO	P1_CT	P2_CT	P3_CT	P1_C F	P2_C F	P3_C F	P1_S T	P2_S T	P3_S T						
22/11/22		11:12	0,00	0,00	7,3	7,0	6,8	231	209	221	23,50	24,80	23,90	5,80	7,65	7,18																																	
23/11/22		13:00	3,20	3,20	9,0	9,0	9,0	477	213	214	23,70	24,20	24,00	3,70	5,15	5,00																																	
24/11/22	Remoção macrófitas	11:30	0,60	4,60	10,8	11,1	11,2			220	23,10	23,90	23,20	2,30	5,50	3,40																																	
25/11/22	Remoção macrófitas	8:30	0,00	4,60																																													
28/11/22	Muitas chuvas		11,00	91,80																																													
29/11/22		13:00	65,20	156,40	9,5	9,5	9,5	296	185	217	22,40	23,40	22,70	4,33	5,33	4,20	26,30	12,60	8,72	0,27	0,07	0,05	0,27	0,09	0,05	0,27	0,14	0,18	0,94	0,10	0,03	18,00	7,00	0,00					17329										
30/11/22	Muitas chuvas	13:30	56,80	135,20	9,4	8,2	7,9	197	144	160	21,80	21,70	21,60	4,82	3,46	3,00	59,60	33,40	28,50																														
1/12/22			164,20	268,80																																													
2/12/22		12:00	0,00	221,60	7,5	7,6	7,5	444	263	293	24,40	25,10	24,30	3,30	2,46	1,62	14,90	15,00	9,58																														
6/12/22	Grande poluição pós chuvas	14:00	2,00	28,60	7,7	7,6	7,2	258	245	250	24,80	26,00	25,40	4,48	4,28	3,85	10,03	16,80	8,67																														
7/12/22	Grande poluição pós chuvas	14:30	0,00	27,20	7,1	7,4	8,0	264	241	254	23,20	25,05	24,70	4,08	3,74	2,70	10,10	41,75	6,54																														
8/12/22	Melhoria da qualidade visual	14:30	0,00	2,20	7,4	7,4	7,2	281	229	253	23,20	25,05	24,70	3,00	4,30	3,10	10,10	23,20	6,25																														
13/12/22	Poda e medição 13/12	14:00	4,60	4,60	7,3	7,2	7,3	196	217	383	24,20	25,40	24,70	3,90	3,95	2,40	9,22	26,60	7,02																														
14/12/22		14:00	0,00	4,60	7,7	7,5	7,3	442	232	227	24,50	24,80	24,70	4,40	2,80	2,30	8,92	19,74	7,20	0,33	0,26	0,16	4,39	1,94	2,17	0,07	0,05	0,04	0,00	0,00	0,00	0,30	16,00	0,10			10460	8160	2700	188	223	108	156	132					
15/12/22		14:00	0,20	4,80	7,6	7,3	7,1	234	221	228	24,00	26,05	24,80	3,60	2,75	2,50	9,91	21,85	6,43																														
23/1/23		07:30	0,00	0,20	7,4	6,5	7,6	210	244	249	24,40	24,30	24,30	5,50	4,50	3,70	6,80	40,70	20,50	0,06	0,27	0,15	1,72	1,65	3,09	0,21	0,04	0,04	0,12	0,00	0,00																		
24/1/23	Poda e medição 25/01	07:30	0,00	0,00	7,9	6,55	6,8	475	256	259	25,00	25,10	24,40	4,80	4,20	1,70	4,90	43,30	14,90																														
30/1/23		08:00	1,60	1,60	7,3	7,3	7,0	222	231	248				4,10	5,50	2,70	3,75	41,00	9,73	0,00	0,15	0,06	2,12	1,93	2,50	0,47	0,09	0,10	2,77	0,15	0,00	0,00	23,00	9,60	48840			86640	556	740	24110	180	602	206					
2/2/23		09:00	0,00	0,00	7,5	7,2	6,9	246	245	249	25,40	25,70	25,40	3,80	4,40	2,20	5,50	27,20	9,80	0,02	0,28	0,14	2,46	2,20	2,79	0,56	0,07	0,07	1,98	0,00	0,00	0,00	2,20	0,10			2419600			3300	48300	3370	140	472	190				
3/2/23		11:00	40,80	40,80	7,7	7,4	7,2	274	182	171	26,00	27	26,20	4,50	5	2,50	14,60	32	7,80																														
6/2/23		09:10	0,00	20,80	7,3	7,1	7,0	226	223	223	24,80	24,90	24,70	3,70	2,70	1,40	6,11	22,60	6,95	0,04	0,32	0,17	1,69	2,08	2,66	0,40	0,04	0,04	4,67	0,99	1,02	3,40	17,00	0,00	2046	1553100			31	22100	10600	206	322	200					
9/2/23		07:50	0,00	0,00	7,2	7,2	7,2	238	245	246	24,90	24,90	24,80	4,70	2,60	1,80	7,99	15,10	13,10	0,27	0,25	0,18	3,28	2,02	2,35	0,34	0,00	0,00	2,47	0,00	0,00	0,00	8,60	2,40			1119900			11199	44000	4590	282	468	264				
13/2/23		08:30	0,00	0,00	7,4	7,2	6,8	244	221	234	25,70	25,70	25,40	3,90	5,40	1,80	7,78	15,10	8,40	0,05	0	0,00	2,16	1,58	1,81	0,43	0,13	0,09	1,52	0,40	0,22	9,10	17,00	12,00	32550			198630	8560	49300	4280	288	456	246					
16/2/23		08:50	0,00	26,20	7,8	7,1	7,0	188	238	244	24,20	24,10	24,10	3,40	2,20	1,50	15,00	38,40	19,20	0,18	0,35	0,21	1,92	2,49	3,29	0,02	0,02	0,03	1,30	0,00	0,00	12,00	16,00	10,00			913900			14970	16100	7000	194	460	234				
23/2/23		09:00	14,60	16,80	6,7	6,4	6,9	266	293	302	23,50	23,20	23,00	4,30	3,40	1,70	9,29	16,30	5,33	0,11	0,06	0,03	1,51	1,68	1,61	0,32	0,26	0,19	4,83	1,20	0,00	5,10	10,00	5,40	64880	3000			100		1940	240	504	226					
2/3/23		08:30	0,20	2,20	7,6	7,0	6,8	231	241	250	23,80	23,60	23,60	4,90	4,50	2,00	7,00	95,00	10,30	0,19	0,66	0,18	1,97	2,69	2,69	0,28	0,07	0,07	0,00	0,00	0,00	5,20	22,00	6,90	41060				4470	18100	2710	248	620	222					
7/3/23		09:15	13,60	17,60	7,1	6,8	7,0	225	187	169	24,80	24,70	24,60	4,30	4,00	2,10	9,83	27,60	14,10	0,11	0,56	0,25	0,77	1,14	2,54	0,24	0,11	0,16	0,23	1,05	0,00	6,20	14,00	9,90	120300	2419600			3050	67500	129970	212	808	188					
9/3/23		09:50	0,00	28,80	7,1	6,9	6,9	268	189	216	24,60	24,90	24,60	5,30	6,30	2,40	8,00	26,80	14,10	0,25	0,41	0,25	2,96	2,03	2,39	0,25	0,22	0,22	1,28	1,89	3,35	0,00	12,00	1,80			224700			11590	39500	17290	306	474	248				
13/3/23		08:30	25,80	36,00	7,8	7,0	6,9	233	182	184	23,90	23,90	24,00	4,80	4,10	3,20	10,10	17,80	12,80	0,22	0,44	0,18	1,69	1,81	2,64	0,07	0,00	0,00	2,42	0,27	0,71	6,70	11,00	9,40	435200			1732900	16800	119600	104400	462	1006	178					
14/3/23	Poda e medição 15/03	08:15	0,00	30,60	7,5	7,2	7,1	234	190	203	23,80	24,00	23,80																																				

Apêndice 3 – Dados meteorológicos da estação CIRAM-EPAGRI (Itacorubi) e hidráulicos coletados no projeto.

Pto 1 - Lagoa													
Pto 2 - Antes CFW													
Pto 3 - Saída da Lagoa													
Data	Obs	Hora_Coleta	P24h	P72h	Lâmina de água (cm)	Q (l/s)	Vel (cm/s)	HRT (h)	Temp Media 24h	Temp Min24 h (°C)	Temp Max 24 h (°C)	Rad Media 24 h	Rad Max 24 h
1/10/22	FINAL DE SEMANA		3,00	4,40					17,7	16,3	22,8	156	1004
2/10/22	FINAL DE SEMANA		0,40	4,80					19,6	15,8	24,4	240	965
3/10/22	Retirada macrófitas da superfície da lagoa		0,00	4,00					18,5	14,4	21,9	194	958
4/10/22	Retirada macrófitas da superfície da lagoa		0,00	0,40					17,8	15,9	22,0	211	1020
5/10/22		9:30	0,00	0,00	0,8	0,51			17,5	16,0	21,7	140	611
6/10/22		10:30	4,40	4,40	0,6	0,33			19,8	17,9	22,1	84	507
7/10/22		9:00	10,60	18,80	0,8	0,51			20,3	18,1	24,3	120	746
8/10/22	FINAL DE SEMANA		0,20	19,00					17,6	12,1	24,1	267	1011
9/10/22	FINAL DE SEMANA		0,00	14,60					20,6	17,3	24,6	254	1000
10/10/22	Extravasamento	11:30	53,20	53,40					15,1	12,5	20,2	163	993
11/10/22		12:30	23,60	84,20					15,6	13,4	19,8	51	406
12/10/22			4,00	88,20					20,4	18,6	23,3	95	462
13/10/22		8:15	3,20	38,20	1,7	1,58			19,4	18,3	23,1	140	808
14/10/22		13:00	15,20	22,40	2	2,01			20,7	19,1	24,4	118	669
15/10/22	FINAL DE SEMANA		8,80	27,60					17,8	16,0	21,1	72	425
16/10/22	FINAL DE SEMANA		21,80	46,20					19,6	18,3	21,4	80	506
17/10/22		9:10	0,20	31,20	1,9	1,86			20,3	18,1	22,4	175	985
18/10/22	Extravasamento Esgoto	14:00	0,00	22,00	5,5	8,99			20,8	19,4	22,6	169	943
19/10/22		14:00	9,60	9,80	1,7	1,58			19,9	17,6	25,4	189	1016
20/10/22	1a medição das folhas 20/10	16:00	0,80	10,40	1,3	1,06			21,7	19,9	26,7	167	1004
21/10/22		14:00	0,00	10,40	1,3	1,06			22,8	20,7	28,0	201	1030
22/10/22	FINAL DE SEMANA		3,40	4,20					21,6	17,0	29,5	289	1107
23/10/22	FINAL DE SEMANA		0,00	3,40					20,5	17,2	25,4	293	1044
24/10/22		8:30	22,80	26,20	1,5	1,31			20,3	17,5	26,2	291	1044
25/10/22		8:30	0,00	22,80	1,6	1,44			20,0	17,0	23,7	260	1150
26/10/22		8:30	0,00	22,80	0,7	0,42			21,2	17,0	25,4	238	977
27/10/22			1,00	1,00					22,8	20,3	26,0	227	879
28/10/22			0,00	1,00					23,9	19,0	32,0	264	887
29/10/22	FINAL DE SEMANA		0,20	1,20					24,7	22,6	29,2	222	879
30/10/22	FINAL DE SEMANA		0,00	0,20					24,0	18,3	30,7	171	740
31/10/22		16:30	2,40	2,60					25,3	21,8	32,6	116	491
1/11/22		16:30	1,20	3,60					17,2	14,5	23,7	71	277
2/11/22	FINADOS		0,00	3,60					16,2	14,8	20,8	216	1100
3/11/22		16:30	0,00	1,20					17,5	13,9	21,4	310	1087
4/11/22			0,00	0,00	0,6	0,33			18,1	13,6	22,1	349	1100
5/11/22	FINAL DE SEMANA		0,00	0,00					17,8	13,3	22,1	298	1121
6/11/22	FINAL DE SEMANA		10,20	10,20					18,5	14,4	22,2	330	1120
7/11/22		16:30	14,00	24,20					17,9	14,9	22,1	248	1058
8/11/22		9:00	0,20	24,40					19,1	16,5	23,0	303	962
9/11/22		9:30	0,20	14,40					18,2	12,7	23,2	236	1021
10/11/22	Poda e medição 10/11	9:30	0,00	0,40	1,5	1,31			20,5	16,7	25,7	309	1086
11/11/22	Posicion. CFW saída	9:00	0,00	0,20	1,4	1,18			20,1	15,7	25,4	272	1086

Pto 1 - Lagoa													
Pto 2 - Antes CFW													
Pto 3 - Saída da Lagoa													
Data	Obs	Hora_Coleta	P24h	P72h	Lâmina de água (cm)	Q (l/s)	Vel (cm/s)	HRT (h)	Temp Media 24h	Temp Min24 h (°C)	Temp Max 24 h (°C)	Rad Media 24 h	Rad Max 24 h
12/11/22	FINAL DE SEMANA		2,00	2,00					21,8	19,2	27,3	204	995
13/11/22	FINAL DE SEMANA		0,00	2,00					23,9	22,0	27,4	310	1020
14/11/22			7,20	9,20					23,4	22,2	27,1	188	998
15/11/22			0,00	7,20					24,3	18,2	29,9	330	1097
16/11/22			0,00	7,20					22,1	16,2	28,5	349	1107
17/11/22		10:00	0,00	0,00	0,8	0,51	0,01451	2,63	20,7	12,8	28,8	360	1114
18/11/22			0,00	0,00					22,2	16,2	29,0	364	1138
19/11/22	FINAL DE SEMANA		0,00	0,00					20,7	16,3	25,4	276	1100
20/11/22	FINAL DE SEMANA		0,00	0,00					23,1	21,3	26,1	279	1035
21/11/22		15:00	0,00	0,00	1	0,71	0,02026	1,89	23,6	20,2	27,3	301	1021
22/11/22		11:12	0,00	0,00	1,1	0,82	0,02336	1,63	24,6	23,2	27,4	193	833
23/11/22		13:00	3,20	3,20	1,1	0,82	0,02336	1,63	23,6	20,0	26,1	119	531
24/11/22	Remoção macrófita pista	11:30	0,60	4,60	1	0,71	0,02026	1,89	22,2	20,1	24,6	268	1154
25/11/22	Remoção macrófita pista	8:30	0,00	4,60	0,7	0,42	0,01188	3,21	21,9	18,6	25,7	274	1133
26/11/22	FINAL DE SEMANA		2,60	4,00					22,2	20,4	25,7	200	1039
27/11/22	FINAL DE SEMANA		77,60	80,40					21,9	20,4	23,7	80	428
28/11/22	Muitas chuvas		11,00	91,80					22,2	19,7	23,8	117	434
29/11/22		13:00	65,20	156,40	2,5	2,80	0,07946	0,48	21,9	20,8	24,0	111	556
30/11/22	Muitas chuvas	13:30	56,60	135,20	8,1	15,84	0,44996	0,08	22,4	21,4	24,2	109	649
1/12/22			164,20	288,80					23,6	21,8	27,2	114	730
2/12/22		12:00	0,00	221,60	2,1	2,16	0,06130	0,62	25,2	23,2	29,3	253	1056
3/12/22	FINAL DE SEMANA		0,00	165,00	1,7	1,58	0,04474	0,85	25,6	23,8	30,3	268	1115
4/12/22	FINAL DE SEMANA		1,40	1,40					25,6	24,2	29,1	178	1030
5/12/22			25,00	26,40					24,6	23,1	27,9	149	936
6/12/22	Grande poluição pós chuvas	14:00	2,00	28,60	1,1	0,82	0,02336	1,63	24,2	22,1	26,7	229	1055
7/12/22	Grande poluição pós chuvas	14:30	0,00	27,20	1,9	1,86	0,05281	0,72	23,8	20,4	26,6	306	1107
8/12/22	Melhoria da qualidade visual	14:30	0,00	2,20	1,6	1,44	0,04088	0,93	23,3	18,5	27,4	310	1013
9/12/22			0,00	0,00					25,2	22,3	28,8	314	1087
10/12/22	FINAL DE SEMANA		0,00	0,00					25,6	23,1	28,8	335	1079
11/12/22	FINAL DE SEMANA		0,00	0,00					25,7	24,6	29,4	180	1058
12/12/22			0,00	0,00					26,9	24,3	34,9	278	1078
13/12/22	Poda e medição 13/12	14:00	4,60	4,60	1,3	1,06	0,02998	1,27	25,9	20,5	36,6	221	1083
14/12/22		14:00	0,00	4,60	0,8	0,51	0,01451	2,63	22,3	17,5	26,6	350	1123
15/12/22		14:00	0,20	4,80	0,7	0,42	0,01188	3,21	22,8	19,7	26,6	260	1115
16/12/22			0,00	0,20					24,2	22,0	27,2	317	1124
17/12/22			4,80	5,00					21,6	18,0	25,2	141	789
18/12/22			4,20	9,00					21,2	18,9	23,9	127	721
19/12/22			68,40	89,60					21,1	20,0	22,4	54	192
20/12/22			206,60	299,00					20,5	19,6	21,2	39	172
21/12/22			17,00	313,00					20,3	17,7	23,9	165	867

Apêndice 3 – Dados meteorológicos da estação CIRAM-EPAGRI (Itacorubi) e hidráulicos coletados no projeto (cont.).

Pto 1 - Lagoa											Pto 1 - Lagoa																		
Pto 2 - Antes CFW											Pto 2 - Antes CFW																		
Pto 3 - Saída da Lagoa											Pto 3 - Saída da Lagoa																		
Data	Obs	Hora Coleta	P24h	P72h	Lâmina de água (cm)	Q (l/s)	Vel (cm/s)	HRT (h)	Temp Media 24h	Temp Min24 h (°C)	Temp Max 24 h (°C)	Rad Media 24 h	Rad Max 24 h	Data	Obs	Hora Coleta	P24h	P72h	Lâmina de água (cm)	Q (l/s)	Vel (cm/s)	HRT (h)	Temp Media 24h	Temp Min24 h (°C)	Temp Max 24 h (°C)	Rad Media 24 h	Rad Max 24 h		
21/12/22			17,00	313,00					20,3	17,7	23,9	165	867	1/2/23			0,00	1,60					27,3	23,2	32,0	251	1028		
22/12/22			5,20	237,60					20,7	17,2	25,1	262	1141	2/2/23	09:00	0,00	0,00			1	0,71	0,02026	1,89	26,9	24,8	29,4	234	1064	
23/12/22			0,00	23,40					21,6	17,1	26,3	327	1137	3/2/23	11:00	40,80	40,80			1,5	1,31	0,03712	1,03	26,1	23,7	29,9	205	787	
24/12/22			0,00	5,20					24,0	21,8	27,2	380	1178	4/2/23		13,20	54,00							25,4	22,7	30,2	213	978	
25/12/22			0,60	0,60					24,1	22,1	26,9	226	904	5/2/23		7,60	61,60							24,7	21,4	29,8	306	1062	
26/12/22			18,00	18,60					24,0	21,6	28,4	241	1031	6/2/23	09:10	0,00	20,80			1	0,71	0,02026	1,89	25,9	21,3	30,6	316	1060	
27/12/22			0,00	18,60					23,9	20,8	26,6	220	725	7/2/23		0,00	7,60							25,4	20,0	30,0	330	1086	
28/12/22			36,60	54,60					22,8	19,8	25,9	102	696	8/2/23		0,00	0,00							26,7	22,6	31,1	312	1073	
29/12/22			1,00	53,80					21,8	15,4	30,0	338	1081	9/2/23	07:50	0,00	0,00			1,3	1,06	0,02998	1,27	26,8	23,8	31,4	259	1057	
30/12/22			0,20	54,00					23,3	18,3	31,5	298	1099	10/2/23		0,40	0,40							25,5	22,9	30,6	231	1041	
31/12/22			0,00	17,40					25,1	21,5	28,9	373	1101	11/2/23		0,00	0,40							25,4	21,0	30,3	332	1064	
1/1/23			0,00	0,20					25,9	22,2	29,7	285	1087	12/2/23		0,00	0,40							26,6	22,3	32,4	334	1083	
2/1/23			0,00	0,00					26,2	24,7	28,9	251	903	13/2/23	08:30	0,00	0,00			1,2	0,94	0,02660	1,44	27,0	22,6	32,1	332	1076	
3/1/23			0,00	0,00					26,5	25,2	28,6	283	1021	14/2/23		12,00	12,00							28,1	24,2	32,1	256	1043	
4/1/23			3,60	3,60					22,8	21,6	24,9	74	255	15/2/23		13,60	25,60							26,1	22,9	32,6	125	692	
5/1/23			0,60	5,20					21,7	17,9	26,3	226	1108	16/2/23	08:50	0,00	26,20			3,7	5,00	0,14218	0,27	24,3	22,4	29,1	153	553	
6/1/23			0,20	5,40					22,6	18,7	26,8	326	1125	17/2/23		1,60	15,80							25,7	23,3	29,1	191	904	
7/1/23			2,00	3,80					23,1	19,5	26,1	310	1162	18/2/23	Carnaval		0,00	2,20						23,5	21,1	30,4	263	851	
8/1/23			1,20	4,20					22,9	19,1	26,2	339	1032	19/2/23	Carnaval		43,40	45,00						20,9	18,3	25,2	112	721	
9/1/23			0,00	4,00					23,0	18,4	27,0	293	977	20/2/23	Carnaval		10,20	53,60						21,7	20,0	25,6	74	650	
10/1/23			0,00	2,00					23,8	20,2	28,8	342	1091	21/2/23	Carnaval		0,20	53,80						22,3	21,3	25,0	243	1032	
11/1/23			7,40	7,40					25,3	22,0	29,5	333	1059	22/2/23	Carnaval		1,60	12,00						23,3	19,2	26,7	140	725	
12/1/23			0,00	7,40					26,5	23,8	31,6	272	1041	23/2/23	09:00	14,60	16,80			1	0,71	0,02026	1,89	23,5	21,7	26,1	135	520	
13/1/23			0,00	7,40					27,3	24,7	32,1	292	1085	24/2/23		0,40	17,00							23,2	21,0	25,9	194	986	
14/1/23			5,60	5,60					26,6	22,6	32,4	328	1052	25/2/23		0,00	15,40							25,5	21,9	31,6	304	1020	
15/1/23			39,00	44,60					24,6	22,1	31,8	208	1094	26/2/23		4,00	4,40							27,0	21,7	32,3	157	663	
16/1/23			1,40	46,00					24,6	22,8	27,9	166	752	27/2/23		0,00	4,00							23,5	19,2	29,0	235	1033	
17/1/23			0,00	40,40					25,4	22,8	28,0	194	935	28/2/23		1,80	5,80							24,9	22,3	28,3	165	638	
18/1/23			0,00	1,40					25,2	23,6	27,4	143	627	1/3/23		0,20	2,00							24,4	21,5	28,2	245	974	
19/1/23			0,00	0,00					25,5	23,5	27,7	141	559	2/3/23	08:30	0,20	2,20			0,9	0,61	0,01731	2,21	24,9	21,8	30,8	294	1002	
20/1/23			17,20	17,20					25,0	22,3	29,1	240	993	3/3/23		0,00	0,40							26,9	24,7	31,4	227	1002	
21/1/23			0,20	17,40					25,6	22,0	30,4	314	1038	4/3/23		2,60	2,20							26,2	23,4	30,2	243	967	
22/1/23			0,00	17,40					27,0	25,3	30,7	225	1076	5/3/23		0,00	2,00							25,7	22,4	30,1	197	989	
23/1/23		07:30	0,00	0,20		1	0,71	0,02026	1,89	26,4	22,9	29,3	169	1059	6/3/23		4,00	6,00						24,0	22,5	28,7	124	912	
24/1/23	Poda e medição 25/01	07:30	0,00	0,00					25,0	19,6	30,6	289	1070	7/3/23	09:15	13,60	17,60			2,1	2,16	0,06130	0,62	25,2	22,2	29,4	186	834	
25/1/23			0,00	0,00					27,9	23,9	32,9	343	1061	8/3/23		15,20	32,80							24,9	21,6	29,7	230	937	
26/1/23			0,00	0,00					28,1	25,3	34,2	284	1090	9/3/23	09:50	0,00	28,80			1	0,71	0,02026	1,89	27,1	22,7	30,9	247	976	
27/1/23			0,00	0,00					26,7	23,8	30,9	318	1049	10/3/23		0,00	15,20							26,6	23,7	30,7	164	698	
28/1/23			0,00	0,00					26,3	21,6	30,9	343	1072	11/3/23		5,40	5,40							25,2	22,3	28,3	197	1011	
29/1/23			0,00	0,00					27,7	25,6	31,3	289	1062	12/3/23		4,80	10,20							25,5	22,7	28,0	233	926	
30/1/23		08:00	1,60	1,60		0,5	0,25	0,00718	5,32	24,5	22,6	29,3	149	975	13/3/23	08:30	25,80	36,00			2,3	2,47	0,07020	0,54	25,4	22,6	28,4	184	726
31/1/23			0,00	1,60					26,4	23,3	30,4	204	593	14/3/23	Poda e medição 15/03	08:15	0,00	30,60			2,2	2,31	0,06570	0,58	25,0	22,8	28,3	169	719

Apêndice 3 – Dados meteorológicos da estação CIRAM-EPAGRI (Itacorubi) e hidráulicos coletados no projeto (cont.).

Pto 1 - Lagoa											Pto 1 - Lagoa																
Pto 2 - Antes CFW											Pto 2 - Antes CFW																
Pto 3 - Saída da Lagoa											Pto 3 - Saída da Lagoa																
Data	Obs	Hora_Coleta	P24h	P72h	Lâmina de água (cm)	Q (l/s)	Vel (cm/s)	HRT (h)	Temp Media 24h	Temp Min24 h (°C)	Temp Max 24 h (°C)	Rad Media 24 h	Rad Max 24 h	Data	Obs	Hora_Coleta	P24h	P72h	Lâmina de água (cm)	Q (l/s)	Vel (cm/s)	HRT (h)	Temp Media 24h	Temp Min24 h (°C)	Temp Max 24 h (°C)	Rad Media 24 h	Rad Max 24 h
15/3/23	Foda e medição		13,20	39,00					25,9	23,8	28,8	217	752	25/4/23			0,20	15,60					20,7	17,4	24,7	118	611
16/3/23		08:30	3,60	16,80	2	2,01	0,05701	0,67	24,7	21,2	28,6	224	855	26/4/23			0,00	15,60					21,7	18,4	26,9	121	637
17/3/23			0,20	17,00					25,7	23,1	29,5	232	967	27/4/23			0,00	0,20					22,0	18,2	26,8	188	759
18/3/23			0,00	3,80					24,6	20,4	29,5	290	965	28/4/23			0,00	0,00					21,4	16,7	25,6	190	782
19/3/23			0,00	0,20					24,9	20,8	29,8	285	973	29/4/23			0,00	0,00					20,2	16,3	24,4	166	763
20/3/23			0,00	0,00					27,4	24,9	31,9	276	950	30/4/23			0,00	0,00					21,1	16,4	25,3	134	436
21/3/23			0,00	0,00					26,4	21,3	33,4	237	918														
22/3/23			0,00	0,00					26,0	24,2	29,1	199	916														
23/3/23			31,60	31,60					25,4	23,7	29,5	147	758														
24/3/23			2,60	34,20					26,0	23,0	28,9	226	822														
25/3/23			0,00	34,20					24,5	22,0	28,7	174	781														
26/3/23			0,00	2,60					26,4	24,8	30,4	201	705														
27/3/23			0,00	0,00					24,6	20,3	29,0	227	908														
28/3/23			0,00	0,00					22,5	17,9	27,9	232	931														
29/3/23			2,40	2,40					24,9	22,7	29,5	222	907														
30/3/23		09:30	5,00	7,40	0,4	0,18	0,00514	7,43	24,2	20,1	30,5	234	883														
31/3/23			0,00	7,40					25,0	20,7	29,0	249	873														
1/4/23			0,00	5,00					24,1	21,6	28,7	192	868														
2/4/23			0,00	0,00					21,3	16,2	25,9	257	947														
3/4/23			0,00	0,00					22,6	17,7	26,0	250	887														
4/4/23		08:45	0,00	0,00	0,3	0,12	0,00334	11,43	23,7	19,9	27,7	232	858														
5/4/23			0,00	0,00					24,8	21,3	28,9	222	865														
6/4/23			0,00	0,00					22,7	21,1	26,1	132	727														
7/4/23			28,20	28,20					19,9	18,0	24,6	60	428														
8/4/23			6,00	34,20					19,9	19,3	21,3	61	228														
9/4/23			1,00	36,60					21,3	19,9	24,6	120	415														
10/4/23			3,80	12,20					22,1	20,4	25,3	133	818														
11/4/23			0,00	6,20					24,2	22,2	27,0	229	828														
12/4/23			0,00	3,80					23,5	19,8	27,9	232	837														
13/4/23			0,00	0,00					24,6	19,8	29,4	225	829														
14/4/23			10,80	10,80					22,9	20,4	26,6	136	816														
15/4/23			28,60	42,40					20,2	18,8	22,8	61	296														
16/4/23			0,00	42,40					21,5	19,1	24,1	135	557														
17/4/23			4,40	36,00					23,5	21,2	26,6	154	670														
18/4/23			14,20	18,60					20,7	18,7	25,6	131	707														
19/4/23	redução de macrofitas pequenas, e maturidade	08:50	0,60	19,20	0,9	0,61	0,01731	2,21	19,9	15,7	23,4	175	805														
20/4/23			0,00	14,80					17,8	11,1	24,1	191	838														
21/4/23			0,00	0,60					17,7	12,7	23,0	162	810														
22/4/23			0,40	0,40					20,3	18,1	24,2	147	705														
23/4/23			0,00	0,40					20,7	16,6	25,5	162	561														
24/4/23		14:00	15,40	15,80	1	0,71	0,02026	1,89	20,9	18,6	24,2	121	535														

Fonte: Autor.