

REVITALIZAÇÃO DE RIOS COM O USO DE WETLANDS: ANÁLISE DO RIO PINHEIROS¹

Caroline César Tenório – carolinctenorio@gmail.com

Grace de Barros Freitas – gracefreitas2@gmail.com

Roberta Nunes Attili Franzin (Orientadora) – roberta.franzin@mackenzie.br

RESUMO

A poluição de corpos hídricos urbanos, receptores de esgoto, tem sido motivo de preocupação em cidades de grande adensamento populacional e soluções alternativas para o tratamento das águas e de seu entorno são necessárias. Este trabalho teve como objetivo fazer um estudo sobre a viabilidade dos Sistemas de Wetlands Construídos na revitalização de rios urbanos e verificar a viabilidade do seu uso no rio Pinheiros, em São Paulo, Brasil. Foi feito o levantamento de informações sobre o estado atual do rio e o dimensionamento de um Sistema de Wetland do Tipo Francês, cujos cálculos tiveram como base a redução da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). O melhor resultado, sem considerar a ação da macrófita escolhida, mostra que o sistema teria que ter uma área de 0,69 km² que ocuparia 8,1 km de extensão do rio Pinheiros. Essa Wetland conseguiria reduzir a DBO para 15 mg.L⁻¹, valor ainda superior aquele necessário para a manutenção da vida aquática. Foi feita também uma estimativa do custo. O estudo conclui que o custo desse sistema é menor do que outras alternativas de despoluição das águas do rio, possui viabilidade de implementação, mas não conseguiria sozinho, nas condições atuais do rio, resolver o problema. O estudo sugere que essa alternativa deve ser considerada e aliada a outras formas de tratamento das águas do rio Pinheiros. Palavras-chave: Wetlands Construídas. Qualidade da Água. Revitalização de Rios Urbanos.

REVITALIZING RIVERS WITH THE USE OF WETLANDS: ANALYSIS OF THE PINHEIROS RIVER

ABSTRACT

The pollution of urban water bodies, sewage recipients, has been a cause for concern in cities with great population density and alternative solutions for the treatment of water and its surroundings are necessary. This study aimed to make a study on the potential of Constructed Wetlands Systems in the revitalization of urban rivers and verify the feasibility of their use in the Pinheiros River, in São Paulo, Brazil. Information on the current state of the river and the dimensioning of a French Wetland System were collected, whose calculations were based on the reduction of Biochemical Oxygen Demand

¹ Artigo do Trabalho de Conclusão de Curso, Graduação em Engenharia Civil, EE, UPM, São Paulo, 2020.

(BOD). The best result, without considering the action of the chosen macrophyte, shows that the system would have to have an area of 0.69 km² that would occupy 8.1 km of length of the Pinheiros River. This Wetland could reduce BOD to 15 mg.L⁻¹, even higher than that required for the maintenance of aquatic life. An estimate of the cost was also made. The study concludes that the cost of this system is lower than other alternatives for the depollution of the river waters, has feasibility of implementation, but could not alone, under the current conditions of the river, solve the problem. The study suggests that this alternative should be considered and allied to other forms of treatment of the waters of the Pinheiros River.

Key Words: Constructed Wetlands. Water Quality. Revitalization of Urban Rivers.

1 INTRODUÇÃO

Um dos maiores transtornos sociais enfrentados no Brasil e no mundo, nas últimas décadas, está relacionado a diminuição de recursos hídricos em razão das suas altas taxas de contaminação. De forma geral, as grandes regiões metropolitanas tendem a vivenciar maior carência dos recursos hídricos decorrentes de um desordenado crescimento populacional, em função do despejo direto de esgoto, em especial esgoto doméstico e industrial, lançados sem tratamento, e de forma clandestina, nos corpos hídricos.

São necessários estudos de formas alternativas e/ou complementares para o tratamento de esgoto sanitário de maneira a propor uma solução para a revitalização de corpos hídricos em zonas urbanas e, também, para o tratamento dos próprios corpos hídricos, uma vez que muitos deles recebem níveis elevados de carga orgânica.

Os Sistemas de Wetlands Construídas (WCs) têm obtido grande notoriedade no âmbito das pesquisas acadêmicas, tanto no que se refere à tratamento de esgoto, como no tratamento de rios.

A concepção e idealização das WCs, surgiu da observação de biomas aquáticos naturais, definidos como zonas alagadas. São áreas onde ocorre a transição entre o *habitat* aquático e terrestre, como manguezais, lagos, pântanos, brejos e várzeas que funcionam, na natureza, como purificadores. Através de suas vegetações naturais, são capazes de absorver inúmeros nutrientes da água, microrganismos mortos e, até mesmo, remover a turbidez da água (ORTEGA *et al.*, 1997). Assim, foram criados ecossistemas biológicos construídos, como meio de simular os biomas naturais. As WCs, também conhecidas por jardins filtrantes, zonas de raízes, zonas ou áreas úmidas construídas, são sistemas formados por lagos, lagoas ou canais artificiais, compostas por vegetações aquáticas próprias e um material suporte. Estes, atuam como mecanismos hábeis no controle e remoção de diversos poluentes da água, tais como o nitrogênio, o fósforo e coliformes termotolerantes.

As WCs requerem processos de engenharia relativamente simples, capacitando a produção de água para reuso. A técnica utilizada tem uma forma tecnológica inovadora e acessível, com custos

reduzidos e simplicidade desde a implantação até mesmo sua operação e manutenção. Entre suas aplicabilidades, está o tratamento de águas de chuva, lodos ativados, efluentes domésticos e industriais e águas de drenagem de minas, que contém metais pesados, atuando como controle de cargas difusas. E, ainda, podem ser utilizadas para a revitalização de corpos hídricos, receptores de esgoto, foco deste trabalho.

Grande parte dos estudos com Wetlands Construídas (WCs), como de Sezerino *et al.* (2015), Santos (2017) e Matheus *et al.* (2018), tem enfoque na viabilidade de implantação do sistema em lagos e/ou lagoas, atendendo grupos populacionais de pequenas proporções. Novas pesquisas são necessárias em relação a aplicabilidade das WCs em rios, a fim de verificar sua eficiência em áreas urbanas de grande concentração e na revitalização destes corpos hídricos.

Seria viável revitalizar corpos hídricos como os rios, localizados em grandes aglomerações urbanas, e que sofre uma forte degradação ambiental, por meio de WCs? Por se tratar de um rio que ainda recebe afluentes químicos e sanitários *in natura*, há o desafio não só de tratar os poluentes que já estão presentes no rio, mas também o de aplicar um sistema de tratamento correto aos resíduos irregulares lançados diariamente em seu leito.

Assim, com o objetivo de avaliar a viabilidade de implementação do Sistema Wetland Construído como solução, ou parte da solução, dos problemas de contaminação em rios urbanos, em condicionantes de clima tropical brasileiro, esse trabalho faz um estudo da implantação desse sistema no rio Pinheiros.

2 REVISÃO DA LITERATURA

O sistema Wetland Construído (WC) é uma tecnologia desenvolvida para o tratamento e purificação de águas, a partir do controle e remoção de diversos tipos de poluentes, a partir de jardins filtrantes. É integrado por vegetações aquáticas responsáveis pelo tratamento de águas residuais em zonas úmidas artificiais com o intuito de reproduzir os processos de autodepuração natural.

As vegetações presentes são denominadas macrófitas aquáticas, que são plantas que se adaptam com grande facilidade tanto a ambientes terrestres, quanto a ambientes aquáticos. Na natureza, são encontradas em áreas rasas de recursos d'água, como rios, lagos e lagoas. Este tipo de vegetação apresenta grande capacidade de “[...] amplitude ecológica, habitando ambientes variados de águas doce, salobra e salgadas, ambientes de água estacionária e corrente.” (MELLO; FRANCO; MATALLO, 2008, p.1). Nos biomas alagados, elas são capazes de diminuir a turbulência da vazão, conseqüentemente, diminuindo a turbidez da água ao sedimentar os materiais em suspensão.

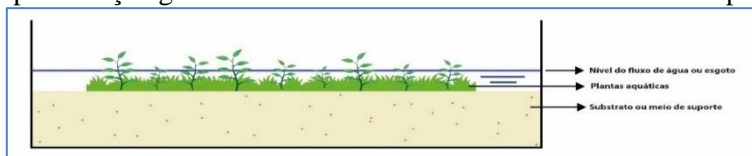
Já, o material suporte, também chamado de filtro suporte ou substrato, serve como um recurso para a fixação da vegetação inserida no sistema e como uma espécie de filtro para a retenção de partículas suspensas do afluente.

E, por se tratar de um sistema artificialmente construídos, as Wetlands Construídas (WCs) necessitam ter seus mecanismos sempre controlados. Este controle é realizado com base no tipo de sistema, bem como nas demais variáveis comuns que o constituem, por exemplo, a vazão de água, a vegetação que a integra e o tipo de suporte utilizado. Por isso, deve-se realizar pesquisas de viabilidade de implantação para cada local no qual pretende-se instaurar a Wetland. Tendo em vista o local a ser implantado, devem ser analisadas as condições físicas do espaço disponível e da demanda de efluente aplicada no sistema, fazendo assim a escolha do tipo de WCs.

Os tipos de Sistemas WCs podem ser definidos de diferentes maneiras. Segundo Sezerino *et al.* (2015) e Matheus *et al.* (2018), a principal categoria de classificação está relacionada quanto ao nível de coluna d'água do sistema, sendo: as de Fluxo Superficial (WCFS ou WFS) e as de Fluxo Subsuperficial (WCFSS ou WFSS).

As Wetlands Construídas de Fluxo Superficial (WFS), são sistemas onde o nível de água e a vazão do sistema são baixos. Assim, como mostrado na Figura 1, o efluente fica aparente no sistema, ou seja, o meio de suporte permanece completamente saturado durante todo o processo.

Figura 1 – Representação gráfica de uma Wetland Construída de Fluxo Superficial (WFS).



Fonte: Acervo pessoal (2020).

Segundo Kadlec e Wallace (2009), o efluente do Sistema de WFS é tratado através dos processos de sedimentação, filtração, oxidação, redução, adsorção e precipitação. Assim, este sistema não pode receber esgoto bruto, servindo apenas para tratamento secundário ou terciário de águas residuárias. Quanto às vegetações, as WFS “[...] possuem condições favoráveis para diversas espécies de macrófitas aquáticas, podendo ser flutuantes, submersas ou emergentes.” (SÁNCHEZ, 2017, p.38). Ainda, segundo Paoli (2010, p.6),

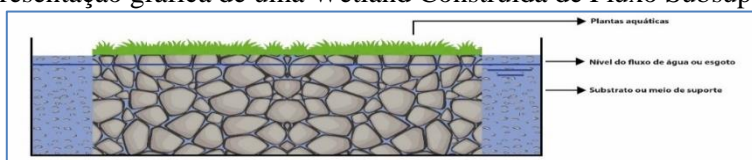
As Wetlands de Fluxo Superficial são a tipologia de Wetlands Construídas que mais se assemelha aos sistemas encontrados na natureza, por isso é também a tipologia que mais atrai uma grande variedade de animais selvagens, como insetos, moluscos, peixes, anfíbios, répteis, pássaros e mamíferos. Devido a esse potencial de exposição humana aos patógenos, as WFS raramente são utilizadas para tratamento primário ou secundário. A aplicação mais comum dessa tipologia é no tratamento avançado de efluentes secundários ou terciários, oriundos, por exemplo, de lagoas, filtros biológicos percoladores, lodos ativados, entre outros (USEPA², 2000).

Já, as Wetlands Construídas de Fluxo Subsuperficial (WFSS) (Figura 2) são sistemas onde o nível de água permanece ao nível do substrato, ou seja, o efluente não tem contato direto com a atmosfera. Sendo assim, apenas as raízes das macrófitas ficam submersas. Para isso, neste sistema, é

² United States Environmental Protection Agency (USEPA).

necessário que as macrófitas aquáticas sejam emergentes, enraizadas no sistema.

Figura 2 – Representação gráfica de uma Wetland Construída de Fluxo Subsuperficial (WFSS).



Fonte: Acervo pessoal (2020).

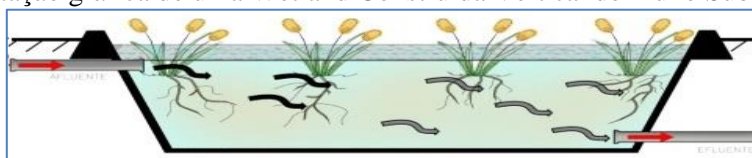
Segundo Paoli (2010), no sistema WFSS, o efluente deve ser pulsado e percolado no meio de suporte. Assim, como não se trata de um fluxo de efluente contínuo, este sistema é apropriado para receber esgoto bruto desde que haja um tratamento preliminar para retirada de resíduos sólidos (USEPA, 2000).

Contudo, de acordo com Sezerino *et al.* (2015), as WFS e as WFSS ainda podem ser divididas em algumas subcategorias. Para as WFS, as subcategorias são classificadas de acordo com as macrófitas, lembrando que é neste sistema em que se admite diversas espécies de macrófitas aquáticas. Já as WFSS são subdivididas de acordo com o fluxo d'água do sistema, sendo: Horizontal (WHFSS), Vertical (WVFSS) e Híbrida. Na subcategoria da WVFSS, também conhecidas como Wetlands do Tipo Francês, ainda é possível observar variações do sistema quando ao sentido do fluxo, sendo estes: descendentes e ascendentes.

Considerando que essa pesquisa está voltada para a implantação de Wetlands em rios que recebem efluentes sanitários domésticos (esgoto bruto), o estudo está focado na WFSS, uma vez que apenas esta categoria pode ser aplicada para tratamento primário.

Segundo Sezerino *et al.* (2018), nas WVFSS (Figura 3), o efluente é lançado no sistema pela parte da superfície do leito de maneira uniforme, e coletado no fundo do sistema por um conjunto de tubulações. Isto faz com que o efluente percole verticalmente nos filtros do meio de suporte. De acordo com Faissal (2016), quando o efluente é liberado em intervalos de tempo, a oxigenação do sistema é favorecida devido à movimentação vertical do mesmo. Assim, “[...] são criadas condições favoráveis para processos oxidativos, como a nitrificação, a primeira etapa de transformação de poluentes nitrogenados, além da oxidação da matéria orgânica.” (SEZERINO *et al.*, 2018, p.11). Vale ressaltar que a oxigenação faz com que se necessite de menor área, quando comparado aos demais tipos de WCs, tornando esse tipo de sistema Wetland mais vantajoso.

Figura 3 – Representação gráfica de uma Wetland Construída Vertical de Fluxo Subsuperficial (WVFSS).



Fonte: Acervo pessoal (2020).

Já, nas WHFSS, o efluente percorre o meio de suporte, em um caminho quase perfeitamente

horizontal. Ou seja, o nível de inserção do efluente e o nível de saída são muito próximos, fazendo com que o escoamento da água residual ocorra de maneira mais uniforme. “Neste modelo, estudos mostram que o efluente a ser tratado geralmente é mais clarificado e com menores teores de sólidos.” devido a esse fluxo de percolação (SANTOS, 2017, p.9).

Ainda, há as Wetlands Híbridas, formadas pelo conjunto de duas Wetlands, sendo uma WVFSS e uma WHFSS, respectivamente nesta ordem. Segundo Santos (2017), neste tipo de sistema, o objetivo é que o efluente a ser tratado passe pelos dois tipos de sistema a fim de obter a maior eficiência de certos processos de ambas e otimizando o processo. Como resultado, há um elevado nível de remoção dos poluentes.

Para todos estes sistemas, é necessária a escolha da espécie de macrófita. As principais macrófitas aquáticas utilizadas em Wetlands para o tratamento de efluentes sanitários são: macrófitas emergentes, de folhas flutuantes, submersas e flutuantes.

Das macrófitas emergentes, têm-se a *Cyperus papyrus* e a *Typha*, ambas nativas do Brasil, que são plantas que crescem na água, tendo como principal característica, a necessidade da sombra de outras plantas ou águas turvas, para ter maior eficiência de sua fotossíntese. As macrófitas com folhas flutuantes, necessitam de águas paradas ou com um escoamento lento para poder crescer. Desta espécie há, no Brasil, a família *Nymphaeaceae* e espécies da família *Potamogetonaceae*. As macrófitas submersas são espécies que tem as raízes sob a água. Dentre elas, destacam-se a espécie *Myriophyllum spicatum*, que possui flor, e a *Ceratophyllum demersum*, que não possui nenhum sistema radicular, responsável por fazer a ligação entre os sistemas planta e solo. Essas espécies também são encontradas em diversas regiões do país, entre elas o Nordeste e o Sudeste. As macrófitas flutuantes possuem raízes que não se aderem ao fundo dos corpos d'água, como a espécie *Pistia Stratiotes*, que pode ser localizada nas regiões Norte, Nordeste, Centro-Oeste, Sudeste e Sul do Brasil.

Vale ressaltar a relativa facilidade de operação das WCs, sem a exigência de processos mecanizados, que representam um dos maiores gastos na estação convencional, devido ao consumo de energia. Outra vantagem, não só devido a todo o processo de reações biológicas, físico-químicas e a isenção de uso de energia, está no grande potencial de aplicação desses sistemas em países tropicais, uma vez que as ações de depuração de micro-organismos tornam-se mais eficientes em condições de temperaturas mais altas. Destacando que, temperaturas altas, ao acelerar o processo de biodegradação e o consumo do oxigênio pelos microrganismos, gera oxidação dos compostos orgânicos liberando odores no corpo hídrico (APHA, 2005). Algumas desvantagens dos sistemas, no entanto, também devem ser consideradas, como a necessidade da definição de todos os sólidos a serem tratados e a temperatura do ciclo hidrológico e sua variação, fatores que interferem imediatamente no metabolismo dos microrganismos.

A vegetação usada também necessita de um período de estabilização, controle da carga

hidráulica do sólido para minorar o acúmulo de detritos e, ainda, o sistema também pode gerar problemas com mosquitos.

A primeira experiência de utilização de WC para o tratamento de águas residuais foi conduzida por Saidel no início dos anos de 1950 (KADLEC e KNIGHT, 1996). O foco de Saidel estava relacionado à identificação das plantas características do sistema de WCs, que demonstrassem grande eficiência e fossem capazes de obter um crescimento natural a partir da decomposição das substâncias compostas, não apenas em águas residuárias domésticas, mas também para a diminuição da DBO presente nas águas residuais de indústrias (SEZERINO *et al.*, 2015). Porém, é possível constatar que, apenas nos anos de 2000, o uso desse Sistema de tratamento tomou maior notoriedade no âmbito das pesquisas acadêmicas. Assim, estudos realizados demonstraram, inicialmente, algumas maneiras de obter maiores eficiências no tratamento de recursos hídricos através das WCs.

Estudos de Sezerino *et al.* (2015) analisaram diversas experiências brasileiras no uso de WCs. A partir destas experiências, identificaram em suas pesquisas, parâmetros físicos e dinâmicos relevantes no uso das WHFSS no Brasil. Esses parâmetros definem a vazão do efluente a ser tratado, constante de degradação biológica, área superficial, material filtrante, profundidade e geometria, bem como o uso da macrófita *Taboa*. Outro parâmetro utilizado, de grande importância, é o tempo de detenção hidráulica (TDH), que corresponde ao tempo em que o esgoto permanece dentro do sistema em tratamento, influenciando diretamente na eficiência das WCs (MATHEUS *et al.*, 2018).

Sezerino *et al.* (2015) verificaram que grande parte das WCs implantadas, no Brasil, são de fluxo horizontal (WHFSS) e são aplicadas como tratamento secundário após serem processadas por sistemas como reatores, lagoas anaeróbicas e demais sistemas de tratamento de efluentes. Quanto às taxas de remoção de nitrogênio e fósforo foi observado uma queda da eficiência de remoção ao longo dos anos de operação do conjunto. Suas pesquisas constataram que a maior parte das Wetlands Construídas brasileiras possuem, em torno, de 1,5 metros de profundidade e geometria retangular, sendo seu comprimento superior à sua largura cerca de 8 vezes, de modo a proporcionar um fluxo de escoamento. No que se refere às plantas, “Dentre 42 trabalhos brasileiros publicados entre os anos de 1998 e 2011, a *Typha spp* se destaca como sendo a macrófita mais empregada [...]” (SEZERINO *et al.*, 2015, p.155).

Outro estudo realizado por Sezerino (2006), teve como objetivo identificar e avaliar os filtros plantados em WCs no pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização. Seu principal propósito foi reconhecer os tipos de filtros plantados com macrófitas e com melhor desempenho em clima subtropical. Nesse estudo, ele averiguou a necessidade do emprego de areia como material filtrante tanto em WCFH quanto nas WCFV, e constatou a maior eficiência da *Taboa*.

Atualmente, diversos países estão investindo na implantação de WCs para tratamento de efluentes e recuperação de rios deteriorados e suas adjacências.

Um projeto bem-sucedido com o uso de WCs do Tipo Francês, foi realizado no *Parc du Chemin de l'Île*, na cidade de *Nanterre*, França. O parque foi inaugurado em 2006 e faz parte de um programa municipal de revitalização urbana nas proximidades do rio Sena. As águas são tratadas com WCs em diferentes níveis com bacias especializadas em remover cargas orgânicas específicas com a finalidade de despoluir a água e recuperar a biodiversidade do rio, além das áreas verdes construídas que conectam alguns bairros do seu entorno.

Segundo Baratto (2017), neste projeto de Paris, foram inauguradas três piscinas naturais que são abastecidas pelo rio Sena, localizadas na Bacia de *La Villette*, e que têm diferentes tipos de jardins flutuantes. A primeira bacia é responsável por barrar e quebrar as cargas orgânicas, eliminar poluentes e metais pesados, sendo fundamental o emprego de espécies muito resistentes como a Taboa (*Typha angustifolia*). O segundo setor é responsável pela filtração de bactérias e germes, aplicando o uso de íris amarelas (*Iris pseudacorus*) e íris azuis (*Iris sibirica*). Os setores posteriores são responsáveis por filtragem e oxigenação das águas, trazendo o uso das plantas Lírios de água, Falso lótus e o Maná aquático, além de haver uma área para a desova de diversas espécies de peixes.

Segundo Fabbrini e Almeida (2016), o parque é responsável por despoluir cerca de 40 m³/h, em uma área de 18.000 m², mas apenas 30 m³/h retornam ao rio Sena. O restante (10 m³/h), é usado para manutenção e para evitar a morte de peixes, caso haja aumento da carga de poluição.

No ano de 2006 também foi inaugurado nos Estados Unidos, o *Renaissance Park*, na cidade de *Chattanooga*. A revitalização do rio *Tennessee* trouxe à região, valorização social e econômica.

Na China, foi inaugurado em 2010, o *Houtan Park*, em Xangai, construído como o *Renaissance Park*, em áreas industriais. A WC adotada no *Houtan Park* tem como finalidade filtrar as águas poluídas do rio *Huangpu* e contribuir com as enchentes da região. Segundo Archdaily (2011), os estudos indicam que o sistema tem a capacidade de tratar cerca de 2.400 m³/dia de água.

O rio Ganges, na Índia, também foi revitalizado por meio de WCs, devido à necessidade de tratamento de esgoto na região. Segundo Rai *et al.* (2013), o grande agravante do rio, era a alta carga de poluentes ocasionada pela quantidade de esgoto lançada diretamente no leito, com baixa taxa de tratamento do esgoto, acarretando graves problemas sanitários. As espécies de vegetações Europeias *Typha latifolia*, e *Pistia stratiotes* são utilizadas e auxiliam no processo de filtragem e remoção de alta quantidade de nutrientes, assim como de poluentes, como o nitrogênio, fósforo e metais pesados.

No Brasil, a primeira proposta de projeto de Wetlands foi implantada, por Salati e Rodrigues em 1982, para um córrego do rio Piracicamirim, altamente poluído, localizado em Piracicaba, município de São Paulo (SALATI; SALATI FILHO; SALATI, 2009). Há também outras pesquisas, como a de Salati Filho *et al.* (2002), do Instituto de Ecologia Aplicada, que analisaram a melhoria da qualidade da água da várzea do rio Parelheiros, em São Paulo, com o uso desses sistemas. Não foram encontrados, no entanto, estudos de revitalização de rios urbanos por meio de Wetlands no país, muito

embora as condições ambientais desses rios e de seus entornos em grandes cidades como São Paulo, por exemplo, estejam em péssimas condições.

3 METODOLOGIA

Para o desenvolvimento do trabalho, foi dimensionado e projetado um Sistema Wetland Construído do Tipo Francês, em escala real, para agir na remoção de poluentes de um corpo hídrico receptor de esgotos, embasado no Manual de Sistemas de Wetlands Construídas para o tratamento de esgotos sanitários (MATHEUS *et al.*, 2018).

O corpo hídrico escolhido para o estudo foi o rio Pinheiros, localizado em São Paulo – SP (Brasil). Para o dimensionamento, foi realizado um levantamento de dados das condições atuais do rio, por meio de análise de documentos e publicações oficiais, contendo avaliações da qualidade da água, de agências e órgãos responsáveis pelo rio Pinheiros, como a CETESB. Foram pesquisados os parâmetros físicos, químicos e biológicos do Índice de Qualidade das Águas (IQA). Sendo este, o principal indicador da qualidade da água, após tratamento convencional, utilizado no país desde 1975 pela CETESB (SÃO PAULO, 2019).

Composto por nove parâmetros, apontados como fatores de maior representatividade, o IQA é utilizado para a caracterização de águas superficiais. São eles: a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), pH, resíduo total, coliformes fecais (termotolerantes), nitrogênio total, fósforo total, turbidez e temperatura da água. Em que, para cada parâmetro, é atribuído um peso, definido conforme a importância para a conformação global da qualidade da água (SÃO PAULO, 2019). A pontuação final, do IQA, é definida em uma escala de 0 a 100, apresentando as categorias e faixas de classificação conforme Tabela 1.

Tabela 1 – Categorias e faixas de classificação do Índice de Qualidade de Águas (IQA).

Índice de Qualidade das Águas (IQA)				
Ótima (79 < IQA ≤ 100)	Boa (51 < IQA ≤ 79)	Regular (36 < IQA ≤ 51)	Ruim (19 < IQA ≤ 36)	Péssima (IQA ≤ 19)

Fonte: modificado da CETESB (2019, p.24).

Com base na pesquisa bibliográfica, foi escolhido o Sistema Francês, composto com as macrófita *Typha* (Taboa). Essa escolha deve-se à facilidade de adaptação da espécie em regiões de clima tropical, com base nos estudos Rai *et al.* (2013), Sánchez (2017) e Sezerino *et al.* (2019).

O dimensionamento da Wetland foi feito de forma a avaliar a área necessária para implantação do sistema com base no parâmetro de DBO da água do rio. Foi analisada também a eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal, substância contida no parâmetro de nitrogênio total. Parâmetro importante para a manutenção da vida aquática e um dos poluentes que as WCs do Tipo Francês (WVFSS) têm grande eficiência de remoção. Calculando o valor estimado de saída desta substância,

após tratamento pelo Sistema WC, a partir do dado de entrada, contido nos relatórios oficiais.

Fator como o tipo do material filtrante, também foi avaliado, sendo utilizado no dimensionamento, as britas do tipo 1 e 2. E, por fim, foi feita uma estimativa de custos do material para a construção do Sistema dimensionado.

3.1 SITUAÇÃO DO RIO PINHEIROS

Localizado em meio a uma das 10 maiores metrópoles do mundo, o rio Pinheiros é um dos mais importantes cursos d'água da cidade de São Paulo. Pertencente à Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, o rio Pinheiros nasce da junção do rio Guarapiranga com o rio Grande e termina desaguardo no rio Tietê. O rio Pinheiros passou por diversas transformações, como a retificação e canalização do leito, e a ocupação dessas novas margens. Após sua canalização e contando com um novo comprimento de 25 km, o Pinheiros foi atribuído como receptor de esgotos industriais e domésticos. O novo traçado geométrico retificado, juntamente com a ocupação de suas margens pela urbanização e o constante recebimento de esgotos lançados em seus afluentes, fez com que o rio Pinheiros manifestasse enchentes inúmeras vezes.

O Município da Cidade de São Paulo já realizou algumas tentativas de despoluição do rio. Uma delas, por meio do Método de Flotação, em que separa partículas via adesão de bolhas. O teste durou 10 anos e foram gastos cerca de R\$160 milhões, tornando custoso e de baixa eficiência. Após o processo, o Governo desistiu do projeto e o leito do rio permaneceu contaminado (GALLO, 2011).

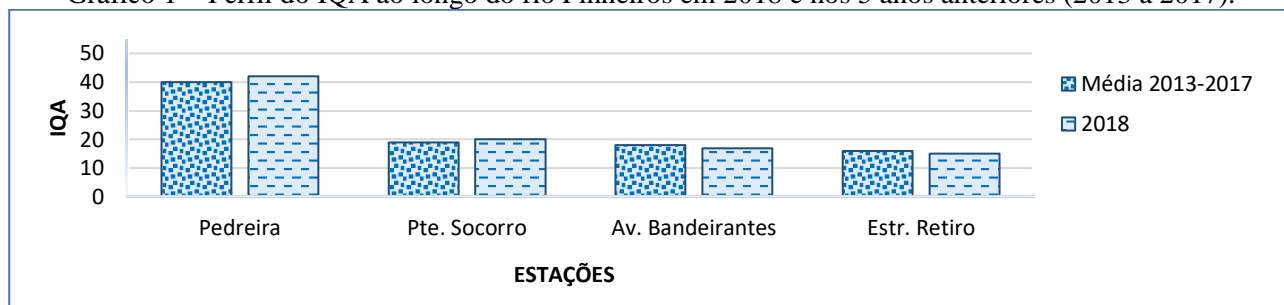
Em 2019, segundo o Relatório de Qualidade das Águas do Estado de São Paulo (CETESB, 2019), foram acompanhados dados de Estações Automáticas de Monitoramento da Qualidade das Águas (EAs) da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. Em que, seis destas EAs, estão ao longo do leito do rio Pinheiros.

O gráfico 1 mostra o perfil do IQA do rio Pinheiros, registrado em 2018 e a média nos 5 anos anteriores (2013 a 2017). Em análises da CETESB (2019), a qualidade da água na EA Pedreira se manteve, de 2013 a 2018, na categoria regular. Na EA Ponte do Socorro, em 2018, a qualidade da água passou da categoria péssima para a ruim. Já nas EAs Av. Bandeirantes e Estr. do Retiro, a qualidade se manteve péssima ao longo do período registrado (CETESB, 2019).

Também consta nos relatórios, a evolução de alguns parâmetros medidos pela EA Pedreira no ano de 2018. Segundo a CETESB (SÃO PAULO, 2019), o Oxigênio Dissolvido (OD) permaneceu em 59% do ano de 2018 abaixo dos 5,0 mg/L. O OD é definido como a concentração de oxigênio (O₂) contido na água, sendo um fator limitante para a vida aquática e em processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais e de estações de tratamento de esgotos (ETEs), onde o O₂ é usado em processos químicos e biológicos de degradação de matéria orgânica. Para os sistemas aquáticos, como é o caso dos rios, a Resolução do CONAMA n° 357 (2005) (BRASIL, 1981/2005) define um valor

mínimo de OD de 5,0 mg/L, a fim de preservar a vida do bioma. Assim sendo, em grande período do ano, o rio não esteve com o fator de OD atendendo o padrão de qualidade necessário.

Gráfico 1 – Perfil do IQA ao longo do rio Pinheiros em 2018 e nos 5 anos anteriores (2013 a 2017).

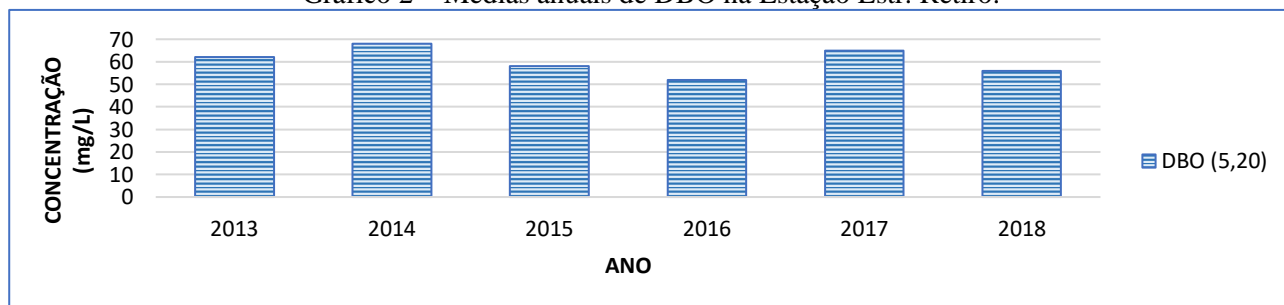


Fonte: modificado da CETESB (2019, p.212).

Outros parâmetros analisados na EA Pedreira foram o pH e a temperatura. O pH atendeu em mais de 99% do ano os padrões de qualidade (SÃO PAULO, 2019). De acordo com a Resolução do CONAMA n° 357 (2005) (BRASIL, 1981/2005), os valores de pH adequados para rios podem variar entre 6,0 e 9,0. A temperatura esteve entre 18°C e 30°C (SÃO PAULO, 2019).

Em questões de DBO, a EA Estrutura Retiro, localizada na foz do rio Pinheiros, não registrou alterações significativas entre os anos de 2013 e 2018, se mantendo entre 50 e 70 mg/L, como mostra o Gráfico 2. Para os sistemas aquáticos, a Resolução do CONAMA n° 357 (2005) (BRASIL, 1981/2005) define um valor máximo de DBO de 5,0 mg/L, a fim de preservar a vida neste bioma.

Gráfico 2 – Médias anuais de DBO na Estação Estr. Retiro.



Fonte: modificado da CETESB (2019, p.214).

Ainda, com base no relatório da CETESB (SÃO PAULO, 2019), a vazão média anual em 2018 foi de 4,6 m³.s⁻¹. Sendo que, as maiores vazões médias ocorreram nos meses chuvosos, registrando uma vazão de 7,2 m³.s⁻¹ em janeiro, de 13,2 m³.s⁻¹ em março e de 10,6 m³.s⁻¹ em dezembro.

Outros parâmetros obtidos, foram os níveis de coliformes totais, fósforo total e nitrogênio amoniacal, porém, os valores são referentes a média de todas as estações de todos os rios pertencentes à UGRH em que o rio Pinheiros se enquadra, e não apenas a média do Pinheiros. Assim, estas médias totais obtidas são de 72 mg/L para os coliformes totais, 77 mg/L para o fósforo total (P) e 55 mg/L para o nitrogênio amoniacal (N) (SÃO PAULO, 2019).

No geral, a Resolução do CONAMA n° 357 (2005) (BRASIL, 1981/2005) dispõe diretrizes de enquadramento para corpos de água doce receptores de esgoto, baseado no IQA. Para cada classe

definida, são estabelecidos seus usos, bem como as condições e padrões dos efluentes contidos no meio. Podem ser categorizadas como Classe Especial, quando o corpo não recebe esgoto e o rio atua em condições naturais, além das Classes de 1 a 4, da melhor para a pior classificação. A Tabela 2 mostra as Classes e a DBO requerida, parâmetro utilizado para o estudo do rio Pinheiros.

Tabela 2 – Classes dos corpos de água doce, e parâmetros de DBO requeridas.

Classes dos corpos de água doce e seus parâmetros de DBO requeridas (mg/L)

Especial Condições naturais	Classe 1 DBO ≤ 3,0	Classe 2 DBO ≤ 5,0	Classe 3 DBO ≤ 10,0	Classe 4 DBO ≤ 15,0
---------------------------------------	------------------------------	------------------------------	-------------------------------	-------------------------------

Fonte: modificado da CETESB (2019, p.24).

Frente a estes dados, ainda se faz necessária contínuas pesquisas para que se encontre um método de menor custo e de maior eficácia para o tratamento de rios e, conseqüentemente, sua revitalização, como é o caso das WCs.

3.2 SISTEMA WETLAND NO RIO PINHEIROS: CONFIGURAÇÃO DO SISTEMA E PARÂMETROS DO PROJETO

A WC do Tipo Francês mostra-se bastante eficiente e não requer o uso de tanques sépticos para tratamento primário. Já para o uso dos sistemas horizontal e vertical, há a necessidade de tratamentos primário ou terciário, de acordo com os parâmetros do projeto.

Os parâmetros de projeto incluem elementos como o cálculo de dimensionamento, taxas de aplicação, área superficial requerida e principais dimensões do sistema (comprimento, largura e profundidade); materiais hidráulicos (tubulações de entrada, distribuição e saída); materiais filtrantes (espessura das camadas e granulometria); eficiências de remoção esperada para o Sistema Wetlands Francês de DBO e nitrogênio amoniacal usando modelos matemáticos; plantas macrófitas aquáticas; e, o pré-tratamento requerido.

4 RESULTADOS

Nessa seção estão apresentados os dimensionamentos do sistema Wetland Construído para o rio Pinheiros e a estimativa do custo para a implantação da WC no leito do rio.

4.1 DIMENSIONAMENTO DAS WETLANDS CONSTRUÍDAS

O dimensionamento do Sistema WC do Tipo Francês aplicado ao rio Pinheiros foi embasado no Manual de Sistemas de Wetlands Construídas para o tratamento de esgotos sanitários (MATHEUS *et al.*, 2018). Foram consideradas três hipóteses para o dimensionamento, compostas por um único leito do sistema de WC.

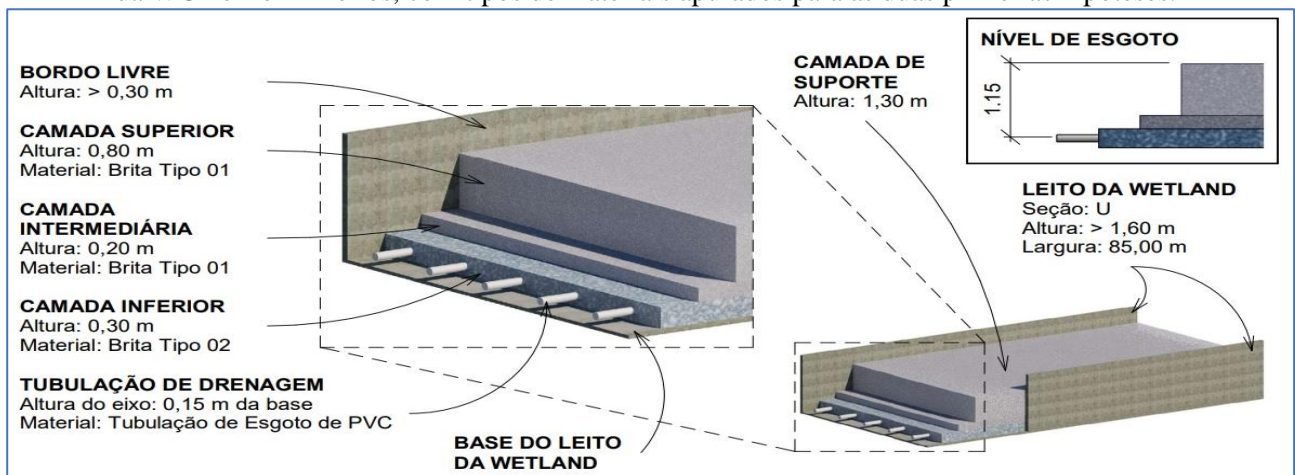
Em todas as hipóteses, foram consideradas a largura de 85 metros do rio, vazão de 4,6 m³.s⁻¹ e DBO de 60 mg.L⁻¹, valores médios obtidos entre 2013 e 2018 (CETESB, 2019). A temperatura do

Sistema utilizada foi de 24°C, obtida pela média entre as temperaturas do leito entre 2013 e 2018 (SÃO PAULO, 2019).

Os níveis de esgoto e de camada de material final foram estabelecidos na altura máxima de 1,30 metros (VON SPERLING E SEZERINO, 2018), considerando a base do sistema como nível zero. A camada de material suporte foi dividida em Inferior (0,30 m), Intermediária (0,20 m) e Superior (0,80 m). Sendo, a altura de coluna de esgoto, de 1,15 metros, contada a partir do eixo da tubulação de drenagem, localizado à 0,15 metros da base.

Quanto ao tipo de material das camadas, nas duas primeiras hipóteses, foi empregada a brita tipo 2 na camada inferior e a brita tipo 1 nas camadas intermediária e superior (Figura 4). Ambos materiais de porosidade 50% (MATHEUS *et al.*, 2018). Já na terceira hipótese, foi alterado apenas o material da camada superior, de brita 1 para areia grossa, de porosidade média de 39%.

Figura 4 – Representação gráfica das características pré-determinadas para as hipóteses de dimensionamento da WC no rio Pinheiros, com tipos de materiais apurados para as duas primeiras hipóteses.



Fonte: Acervo Pessoal (2020).

Na primeira hipótese, foi considerada uma eficiência (E) de 92%, aproximadamente, a fim de que a DBO do afluente atenda o nível máximo necessário para a manutenção da vida aquática de 5,0 mg/L, definida pela Resolução do CONAMA nº 357 (2005) (BRASIL, 1981/2005) como Classe 2, em termos de DBO. Esse dimensionamento resultou em uma área de 1,23 km² e comprimento de quase 14,5 km. Dimensões consideradas, na prática, muito grandes para a instalação do Sistema.

Na segunda hipótese, a fim de diminuir as dimensões da WC, foi reduzida a eficiência (E) para 75%, indicando resultados mais satisfatórios em termos de dimensões, para a instalação do Sistema. As considerações e cálculo do dimensionamento para a hipótese 2, são apresentados a seguir.

- a) **passo 1:** Escolha do tipo da WC mais indicada para o tratamento desejado;
De acordo com estudos avaliados na revisão da literatura, foi escolhida a Wetland Construída do Tipo Francês.
- b) **passo 2:** Determinação da concentração afluente do principal poluente a ser removido;
Foi adotado DBO de 60 mg/L.

- c) **passo 3:** Definição da concentração do DBO efluente, a partir da eficiência desejada. Foi estabelecida uma taxa de remoção de $DBO_{5,20}$ de 75%. Logo, a concentração mínima final deve ser de 15,0 mg/L conforme Equação 1;

$$DBO_{efl} = DBO_{afl} - \left(\frac{DBO_{afl} \times E}{100} \right) \quad (1)$$

em que:

E = eficiência de remoção (%);

DBO_{afl} = concentração de DBO do afluente (mg/L);

DBO_{efl} = concentração de DBO do efluente (mg/L).

$$DBO_{efl} = 60 - \left(\frac{60 \times 75}{100} \right)$$

$$DBO_{efl} = 15,0 \text{ mg/L}$$

- d) **passo 4:** Definição da vazão média a ser tratada; Foi considerada a vazão média anual do rio, de $4,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, ou seja, $397.440,0 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$.
- e) **passo 5:** Definição da porosidade do material suporte; Foi utilizada a Brita tipo 1 e tipo 2 como material suporte, ambas de porosidades 50%.
- f) **passo 6:** Determinação do coeficiente de decaimento do poluente (K_t), que representa o comportamento da remoção do poluente ou contaminante em função da influência causada pela temperatura e pelo tempo. A constante K_t na temperatura desejada, pode ser determinada a partir da Equação 2;

Foi utilizado o $DBO_{5,20}$ como poluente a ser removido³, obtendo os valores do coeficiente de decaimento (K_{20}) e do coeficiente de temperatura (θ) para WCFSS de, respectivamente, $1,104 \text{ d}^{-1}$ e $1,06$ (MATHEUS *et al.*, 2018). Para a temperatura do sistema, adotaremos 24°C , considerando a média anual de temperatura do leito;

$$K_t = K_{20} \times (\theta)^{(T-20)} \quad (2)$$

em que:

K_{20} = Constante de decaimento a 20°C (d^{-1});

θ = Coeficiente de temperatura;

T = Temperatura da Wetland construída ($^\circ\text{C}$).

$$K_t = 1,104 \times (1,06)^{(24-20)}$$

$$K_t = 1,394 \text{ d}^{-1}$$

- g) **passo 7:** Definição da altura da coluna do fluido;

³ Os valores da constante K_{20} e do coeficiente de temperatura (θ) dependem do poluente a ser removido. Na Tabela 2 do Manual (MATHEUS *et al.*, 2018), estão apresentados os principais valores encontrados para K_{20} e θ para Wetlands construídas de fluxos superficial (WCFS) e subsuperficial (WCFSS).

Adotado um nível (h) de 1,15 m, baseado no valor máximo de camada recomendada por von Sperling e Sezerino (2018).

- h) **passo 8:** Cálculo da área superficial do leito da WC;

Com os parâmetros citados definidos, é possível calcular a área superficial (A_S) necessária para a instalação do leito pela Equação 3.

$$A_S = \frac{Q_{\text{méd}} \times \ln(C_a/C_e)}{K_T \times h \times p} \quad (3)$$

em que:

A_S = Área superficial do leito (m^2);

$Q_{\text{méd}}$ = Vazão média através do leito (m^3/d);

C_a = Concentração do poluente no afluente - concentração de entrada (mg/L);

C_e = Concentração do poluente no efluente - concentração de saída (mg/L);

K_T = Coeficiente de decaimento do poluente (d^{-1});

h = Altura do nível de esgoto (m);

p = Porosidade do leito (%).

$$A_S = \frac{397440 \times \ln(60/15)}{1,394 \times 1,15 \times 0,5}$$

$$A_S \cong 687.379,2 \text{ m}^2 \cong 0,687 \text{ km}^2$$

- i) **passo 9:** Com base na área superficial (A_S) calculada, deve-se determinar o comprimento do leito da WC. Sabendo-se que o rio Pinheiros tem uma largura média de 85 m ao longo de sua extensão, seria necessário, para implantação da Wetland, um comprimento aproximado de 8.086,8 m, ou seja, 8,1 km. Sendo assim, a implantação da Wetland ocuparia, aproximadamente, 32% de toda a extensão do rio Pinheiros;
- j) **passo 10:** Cálculo do tempo de detenção hidráulica (TDH)⁴ pela Equação 4, que expressa a razão entre as características da WC e a vazão média do efluente.

$$TDH = \frac{l \times c \times h \times p}{Q_{\text{méd}}} \quad (4)$$

Em que:

TDH = Tempo de detenção hidráulica (d);

l = Largura do leito (m);

c = Comprimento do leito (m);

h = Altura do nível do esgoto (m);

⁴ Os valores de TDH para WC de fluxo superficial variam entre 5 e 30 dias, e para WC de fluxo subsuperficial (USEPA, 2000) variam entre 2 e 5 dias (USEPA, 2000), ambos de acordo com o objetivo de remoção. Em geral, sistemas que visam à remoção de matéria orgânica e sólidos requerem TDH menores. Já para a remoção efetiva de nutrientes é necessário operar o sistema com maiores TDH (MATHEUS *et al.*, 2018).

p = Porosidade do leito, em número decimal;

$Q_{méd}$ = Vazão média através do leito (m^3/d).

$$TDH = \frac{20 \times 8.086,8 \times 1,15 \times 0,5}{397440}$$

$$TDH \cong 0,99 \text{ dias}$$

- k) **passo 11:** Escolha da espécie de macrófita mais adequada levando-se em consideração os aspectos físico-químicos do efluente a ser tratado.

Para atender a necessidade de tratamento de esgoto característico do rio Pinheiros, a disponibilidade da espécie no país e a possibilidade de adaptação local, sugere-se a macrófita aquática *Taboa*. No entanto, vale ressaltar que, a eficiência de remoção dos poluentes provinda das macrófitas, não foram consideradas nos cálculos.

Foi realizada uma terceira hipótese de dimensionamento, com o objetivo de verificar o quanto o comprimento do Sistema seria alterado com a mudança do material suporte da camada superior, de brita 1 para areia grossa, de menor porosidade (39%). Obtendo uma média ponderada de porosidade de, aproximadamente, 42%, considerando a altura das camadas como fator de ponderação. Resultando, para a mesma eficiência de 75%, um aumento do comprimento de quase 1,5 km.

4.2 EFICIENCIA DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIAL

Com base no dimensionamento da WC realizado, a partir da eficiência de remoção do DBO, é possível obter a eficiência de remoção dos demais poluentes encontrados para o rio Pinheiros. Neste estudo, foi priorizada a estimativa da eficiência de remoção e valor final de saída do nitrogênio amoniacal, devido à sua importância para a manutenção da vida aquática.

Primeiramente, se fez necessário o cálculo do coeficiente de decaimento do poluente (K_T)⁵, o nitrogênio amoniacal, através da constante de decaimento (K_{20}) e o coeficiente de temperatura (θ), conforme Equação 2.

$$K_t = K_{20}(\theta)^{(T-20)} \quad (2)$$

$$K_t = 0,2187(1,048)^{(24-20)}$$

$$K_t = 0,2638$$

Em seguida, foi calculada a concentração de efluente (Equação 3), considerando a concentração do nitrogênio amoniacal do afluente de 55 mg/L, média total citada anteriormente.

$$A_s = \frac{Q_{méd} \times \ln(C_a/C_e)}{K_T \times h \times p} \quad (3)$$

$$687.379,2 = \frac{397440 \times \ln(55/C_e)}{0,2638 \times 1,15 \times 0,5}$$

⁵ Valores principais encontrados para K_{20} e θ , apresentados na Tabela 2 do Manual (MATHEUS *et al.*, 2018).

$$C_e \cong 42,31 \text{ mg/L}$$

Assim, a eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal foi de apenas 23,1% (Equação 5).

$$E = \frac{N_{afl} - N_{efl}}{N_{afl}} \times 100 \quad (5)$$

$$E = \frac{55 - 42,31}{55} \times 100$$

$$E = 23,1 \%$$

4.3 ESTIMATIVA DE CUSTO PARA A IMPLANTAÇÃO DAS WETLANDS CONSTRUÍDAS NO LEITO DO RIO PINHEIROS

O custo de implantação foi dimensionado para uma área de 0,69 km², largura de 85 m e extensão, aproximada, de 8,1 km. Foram considerados apenas itens para a construção do sistema com valores atuais de mercado, conforme Tabela 3, não sendo considerados o custo da mão de obra.

Tabela 3 – Estimativa de custo para implantação do Sistema Wetlands Tipo Francês no rio Pinheiros para cada 10 metros de extensão.

Item	Descrição	Un.	Qtd.	Custo Un. (R\$)	Custo Total (R\$)
1	Tubo de esgoto (PVC) – 6m DN 75mm – para distribuição de Afluente	un.	30	47,90	R\$ 1.437,00
2	Luvax de PVC DN 75	un.	28	4,99	R\$ 139,72
3	Macrófita Aquática Taboa (4 un./m ²)	un.	3400	8,90	R\$ 30.260,00
4	Camada superior (80 cm) – material filtrante – Brita Tipo 1 (9,5 a 19 mm)	m ³	680	131,12	R\$ 89.161,60
5	Camada Intermediária (20 cm) – material filtrante – Brita Tipo 1 (9,5 a 19 mm)	m ³	170	131,12	R\$ 22.290,40
6	Camada inferior (30 cm) – material filtrante – Brita Tipo 2 (19 a 25 mm)	m ³	255	138,82	R\$ 35.399,10
7	Tubo de esgoto (PVC) – 6m DN 100mm – para drenagem inferior (saída de efluente)	un	30	54,90	R\$ 1.647,00
8	Luvax de PVC DN 100	un	28	4,99	R\$ 139,72
9	Tubo de esgoto (PVC) – 6m DN 100mm – para ventilação	un	1	54,90	R\$ 54,90
10	Curva de 90° – 100 mm	un	2	16,53	R\$ 33,06
11	Terminal de Ventilação DN 100	un	2	12,20	R\$ 24,40
Custo para extensão de 10 m do rio Pinheiros					R\$ 180.586,90
Custo para extensão de 8.086,80 m do rio Pinheiros					R\$ 146.037.278,02

Fonte: Acervo Pessoal (2020).

O manejo das plantas foi definido por quatro propágulos de *Taboa* por metro quadrado, devido ao aumento da densidade das plantas. Cabe salientar que o crescimento da *Taboa* é acelerado, sendo necessário o controle e a realização de cortes frequentes. A manutenção das macrófitas é necessária para que as plantas tenham maior capacidade de extração de nutrientes, e a remoção das plantas cortadas é indispensável para evitar a liberação de compostos absorvidos. No entanto, não foi considerado aqui o custo de manutenção do sistema.

5 DISCUSSÃO

A respeito do dimensionamento do Sistema de Wetland Construída do Tipo Francês a ser implantada no leito do rio Pinheiros, a hipótese 2 apresenta um potencial de implantação de maior viabilidade, quando comparada com as hipóteses 1 e 3, devido a menor área de implantação obtida. Logo a hipótese 2 foi classificada como a proposta de implantação. Como consequência apenas das dimensões, os níveis de DBO e o Nitrogênio Amoniacal resultantes do processo de revitalização por meio da WC, ainda não atenderiam os requisitos de preservação da vida aquático, categorizando o rio Pinheiros na Classe 4, isto é, como um rio destinado apenas à navegação, mas com possibilidade de apresentar harmonia paisagística.

No dimensionamento proposto com base no Manual elaborado por Matheus *et al.* (2018), não foi considerada a eficiência de remoção da matéria orgânica e poluentes pelas macrófitas implantadas no Sistema e os demais parâmetros e propriedades físicas dos materiais de suporte.

Para obtenção da eficiência da macrófita implantada, seria necessário a construção de um ou mais protótipos formados com a macrófita *Taboa*. Estudos indicam que essa macrófita apresenta capacidade de melhorar a eficiência do sistema, de maneira a obter uma DBO de até 3,0 mg/L Classe 1 pela Resolução do CONAMA nº 357 (2005) (BRASIL, 1981/2005). A consideração do potencial de ação da macrófita poderia contribuir, ainda, para uma redução das dimensões propostas.

Os demais parâmetros e propriedades físicas dos materiais de suporte, como a permeabilidade, tamanho dos vazios e a percolação, podem também alterar de maneira significativa as dimensões.

Com base no dimensionamento proposto, a WC não conseguiria, como única forma de tratamento do rio, reduzir a DBO para o índice mínimo a fim garantir vida aquática. Assim, sugere-se instalar o sistema no leito do rio Pinheiros, em conjunto com outro sistema de tratamento de águas. Podendo a WC servir como um tratamento primário ou secundário, a depender do tratamento associado escolhido.

Ainda, seria interessante instalar as WCs nos rios e córregos afluentes do rio Pinheiros. Possuindo menores dimensões, estas Wetlands fariam com que, efluentes de baixa qualidade não alcançassem o leito do rio através dos seus afluentes, e as WCs instaladas nesses rios e córregos, contribuiriam para a revitalização do rio Pinheiros e de seus próprios leitos, para o bem-estar da

população que vive nos seus entornos.

O sistema projetado para o rio Pinheiros foi baseado no sistema que obteve sucesso através das Wetlands na França (*Parc du Chemin de l'Ile*), responsável pela revitalização do rio Sena, que estava comprometido por diversos fatores, dentre eles o esgoto lançado diretamente no corpo hídrico. Vale a pena ressaltar que a DBO no rio Sena, nas proximidades de Paris, era de 30,0 mg.L⁻¹ nos anos 1971–1972 e hoje as concentrações não excedem 5 mg.L⁻¹ (ROCHER; AZIMI, 2017).

A grande limitação da implantação do sistema está relacionada à necessidade de grandes áreas para sua implantação. A relação custo × área, em cidades que possuem um índice de ocupação de solo grande, torna-se um grande desafio. Mas, quando comparados com alguns tipos de tratamentos de efluentes mais utilizados, os Sistemas de WC tomam grande destaque. Este destaque provém, principalmente, da relação de custo × eficiência de remoção da matéria orgânica e poluentes, bem como os baixos requisitos exigidos.

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA) (BRASIL, 2015), o custo para a implantação de um ETE convencional, com eficiência de DBO de 90% e NTK de 85%, é avaliado por valores per capita (R\$/hab.). Aplicando em uma população equivalente a 3,3 milhões, usando a tabela da ANA (BRASIL, 2015, p.16), com o custo de 180 R\$/hab., seria obtido o custo total conforme Equação 6.

$$\text{Construção ETE CONVENCIONAL} = 3.300.000 \times 180 = \text{R\$ } 594.000.000,00 \quad (6)$$

Observa-se que a estimativa de custo atual de tratamento de esgoto convencional, comparado com a estimativa de custo da WC (Tabela 3), possui uma grande variação orçamentaria, mesmo sem considerar a mão de obra, mostrando a viabilidade da WC.

Para melhor desempenho da WC, no rio Pinheiros, é necessário que a canalização do rio esteja em boas condições, além de possuir uma seção em U e manutenção periódica, para conter o excesso de biomassa.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho buscou apresentar um sistema de tratamento, de baixo custo, capaz de revitalizar um rio altamente poluído. Além da revitalização, o sistema também contribui, de maneira alternativa e descentralizada, para a melhoria do serviço de saneamento básico da cidade de São Paulo.

Os resultados de pré-dimensionamento obtidos, demonstram que, as WCs possuem potencial de descontaminação de rios receptores de afluentes químicos e sanitários *in natura*, lançados diariamente. Considerando a condicionante do clima brasileiro, a Wetland proposta diminuiria em 75% a DBO presente na atual situação do rio Pinheiros, além de possuir baixo investimento de implantação, quando comparado com demais sistemas de tratamento e/ou despoluição.

Com isso, é possível concluir que, as WCs podem ser parte da solução dos problemas de contaminação em rios urbanos. Fazendo-se necessárias, avaliações para determinar se, apenas a WC,

seria capaz de revitalizar o rio Pinheiros por inteiro.

Sugere-se para trabalhos futuros, avaliações que levem em conta todos os parâmetros pertinentes à manutenção da vida do bioma aquático analisado. Sugere-se também, a análise da contribuição da despoluição atribuída a macrófita *Taboa* e do material suporte, além da análise do tempo de retorno efetivo do sistema. A partir dessas considerações, os resultados obtidos matematicamente e experimentalmente, com a construção de um ou mais protótipos, podem ser mais promissores para o dimensionamento da Wetland e consequente despoluição do rio Pinheiros.

REFERÊNCIAS

APHA; AWWA; WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22th ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

ARCHDAILY (Ed.). **Shanghai Houtan Park / Turenscape**. 2011. Disponível em: <https://www.archdaily.com/131747/shanghai-houtan-park-turenscape/>. Acesso em: 13 jan. 2020.

BARATTO, R. **Paris inaugural piscinas naturais abertas ao público na Bacia La Villette**. Archdaily. Santiago, Chile, 2017. Disponível em: <https://bit.ly/3e4we7j>. Acesso em: 23 nov. 2019.

BRASIL. Resolução ANA nº 601/15, de 25 de maio de 2015. Regulamento do Programa Despoluição de Bacias Hidrográficas – PRODES para o exercício de 2015 e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF, 25 mai. 2015. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2015/601-2015.pdf>. Acesso em: 24 jun. 2020.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF, 31 ago. 1981/2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 10 mar. 2019.

FABBRINI & ALMEIDA. **Wetlands Construídos**. 2016. Disponível em: <http://infraverde.com.br/wetlands-construidos/>. Acesso em: 23 nov. 2019.

FAISSAL, A. B. **Sistema construtivo alternativo para Wetland de fluxo horizontal empregado no tratamento de esgoto de restaurante universitário**. 2016. 71 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016. Disponível em: <https://bit.ly/2O1qxfC>. Acesso em: 16 jan. 2020.

GALLO, R. *et al.* (ed.). Após 10 anos e R\$ 160 mi, SP desiste de plano de limpeza do rio Pinheiros: Método de flotação recebia críticas desde que foi adotado, em 2001, pelo governador Alckmin. **Folha de São Paulo: Cotidiano**. São Paulo, 30 set. 2011. p. 1-2. Disponível em: <https://www1.folha.uol.com.br/fsp/cotidian/ff3009201101.htm>. Acesso em: 25 mar. 2020.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands**. CRC Press, Boca Raton Lewis Publishers. New York, 1996. 893 p.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands: Second Edition**. 2. ed. United States of America: CRC Press, 2009. 366 p. Disponível em: <https://bit.ly/2VOuXet>. Acesso em: 15 nov. 2019.

- MATHEUS, D. R. *et al.* (São Paulo). FUNASA e SABESP (Ed.). **Manual de sistemas de Wetlands construídas para o tratamento de esgotos sanitário: implantação, operação e manutenção.** São Paulo, SP: UFABC, 2018. 52 p. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/326352770_Manual_de_sistemas_de_Wetlands_construidas_para_o_tratamento_de_esgotos_sanitario_implantacao_operacao_e_manutencao. Acesso em: 15 nov. 2019.
- MELLO, M. A. M.; FRANCO, D.A.S; MATALLO, M. B. **Controle de macrófitas aquáticas.** 2008. Artigo em Hypertext. Disponível em: http://www.infobibos.com/Artigos/2008_3/macrofitas/index.htm. Acesso em: 17 nov. 2019.
- ORTEGA, E. *et al.* **Sistemas Ambientais e Políticas Públicas.** 1997. Adaptado e traduzido para versão em português pelo Laboratório de Engenharia Ecológica e Informática Aplicada da UNICAMP. Disponível em: <https://www.unicamp.br/fea/ortega/eco/index.htm>. Acesso em: 19 nov. 2019.
- PAOLI, A. C. de. **Análise de Desempenho e Comportamento de Wetlands Horizontais de Fluxo Subsuperficial Baseado em Modelos Hidráulicos e Cinéticos.** 2010. 165 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Saneamento, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010. Disponível em: <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/839M.PDF>. Acesso em: 4 nov. 2019.
- RAI, U. N. *et al.* Constructed wetland as an ecotechnological tool for pollution treatment for conservation of Ganga river. **Bioresource Technology: Science Direct.** Lucknow, Índia, set. 2013. p. 535-541. Disponível em: <https://bit.ly/2ZGmz1r>. Acesso em: 14 set. 2019.
- ROCHER, V.; AZIMI, S. (França). *Editions Johanet* (ed.). **Evolution de la qualité de la Seine en lien avec les progrès de l'assainissement: de 1970 a 2015.** Disponível em: <https://bit.ly/3iwlnqf>. Acesso em: 6 jun. 2020.
- SALATI FILHO, E. *et al.* **Melhoria da qualidade da água da várzea do Parelheiros através dos sistemas de “Wetlands” construídos.** Trabalho apresentado no XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002. Cancún, México. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/i-046.pdf>. Acesso em: 26 out. 2019.
- SALATI, E.; SALATI FILHO, E.; SALATI, E. **Utilização de sistemas de Wetlands construídas para tratamento de águas.** 2009. Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/pactodasaguas/2011/12/sistema-wetlands.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2019.
- SÁNCHEZ, A. A. **Desempenho de sistema piloto de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal no tratamento secundário de efluente sanitário.** 2017. 148 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal do Abc, Santo André, SP, 2017. Disponível em: <http://propg.ufabc.edu.br/cta/producao-intelectual/2017-2/>. Acesso em: 22 nov. 2019.
- SANTOS, S. J. **Avaliação de um Wetland: sistema alagado construído para tratamento de esgoto.** 2017. 27 f. TCC (Graduação) - Curso de Saneamento Ambiental, Instituto Federal de Sergipe, Tecnóloga em Saneamento Ambiental, Aracajú, 2017.

SÃO PAULO. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo CETESB. Governo do Estado de São Paulo (ed.). **Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2018**: Série Relatórios. 2019. Elaborada por CETESB, Governo do Estado de São Paulo e Secretaria De Infraestrutura e Meio Ambiente. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/10/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-das-%C3%81guas-Interiores-no-Estado-de-SP-2018.pdf>. Acesso em: 10 abr. 2020.

SEZERINO, P. H. *et al.* **Experiências brasileiras com Wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias**: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. Eng. Sanit Ambient. rio de Janeiro, RJ, p. 151-158. mar. 2015. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522015000100151. Acesso em: 7 out. 2019.

SEZERINO, *et al.* FUNASA. **Cartilha Wetlands Construídos Aplicados no Tratamento de Esgoto Sanitário**: Recomendações para Implantação e Boas Práticas de Operação e Manutenção. Tubarão, SC: Copiart, 2019. 56 p. Disponível em: http://www.funasa.gov.br/documents/20182/39040/Cartilha_Wetlands_construidos_aplicados_no_tratamento_de_Esgoto_Sanitario.pdf/ea0aa35-014c-43af-9f08-a86cd7c3c87e. Acesso em: 14 nov. 2019.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (Constructed Wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2006. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/103142/225786.pdf?sequence=1>. Acesso em: 15 nov. 2019.

SEZERINO, P. H. *et al.* Ministério da Saúde (Org.). **Wetlands Construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário**.: Recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção. 2018. Disponível em: <https://gesad.ufsc.br/files/2019/01/Sezerino-et-al.-2018.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2020.

USEPA. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. United States Environmental Protection Agency, 2000. 154 p.

VON SPERLING, M; SEZERINO, P. H. (Brasil). Wetlands Brasil (ed.). **Dimensionamento de Wetlands construídos no brasil. Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes**: Grupo de estudos em sistemas Wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias. 2018. Disponível em: <https://gesad.ufsc.br/files/2018/12/Boletim-Wetlands-Brasil-Edição-Especial-Dimensionamento-de-Wetlands-Construídos-no-Brasil-von-Sperling-Sezerino-2018-2.pdf>. Acesso em: 03 abr. 2020.