



Serviço Público Federal  
Ministério da Educação  
**Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul**  
**Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais**



Thaís Calixtro da Rocha Ventura

**GUIA PARA WETLANDS URBANAS DE ÁGUAS PLUVIAIS NO BRASIL**

Campo Grande, MS  
Novembro, 2023

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul  
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia  
Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais

Thaís Calixtro da Rocha Ventura

GUIA PARA WETLANDS URBANAS DE ÁGUAS PLUVIAIS NO  
BRASIL

Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, área de concentração: *Recursos Hídricos*.

**Orientador:** Prof. Dr. Johannes Gerson Janzen

Aprovada em:

**Banca Examinadora**

Johannes Gerson Janzen  
Presidente

Prof.º Dr. Paulo Henrique Silva de Lima  
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Prof.º Dr. Paulo Tarso Sanches de Oliveira  
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Campo Grande, MS  
Novembro, 2023

# DEDICATÓRIA

*A Ele, que sempre esteve ao meu lado.*

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Vilma e Sebastião, pelo amor e apoio durante todos estes anos.

À minha irmã, Isabelly, por ser um grande exemplo de dedicação, determinação e amor a Deus e a vida.

Ao Prof. Dr. Johannes Gerson Janzen pela orientação, pelo apoio em momentos difíceis, por sua empatia e exemplo de pesquisador e ser humano.

Ao Luiz, por sempre me incentivar a seguir meus sonhos e ter sido parte de grande parte desta caminhada.

Aos amigos que fiz nesta jornada, Leonardo, Diego, Felipe e Luiz Miguel.

Aos amigos do laboratório e do mestrado, pelas conversas, conselhos, risadas e bons momentos durante nossos cafés semanais.

Aos meus amigos Henrique, Rafael, Larissa e Tadashi pelos anos de amizade, da graduação para a vida.

Aos professores e professoras que compartilharam seu conhecimento durante o mestrado e contribuíram para a execução deste trabalho.

A todos que de maneira direta ou indiretamente contribuíram para execução desse trabalho

À Deus, por sempre estar ao meu lado, mesmo quando tudo parecia ter acabado e quando já não havia luz em minha vida. Por sempre me guiar pelo caminho da fé e amor a Ele.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelo apoio financeiro e concessão de bolsa de mestrado (147669/2018-9).

Ao Programa CAPES PRINT, através do PRINT-UFMS, pela oportunidade de participar da criação do guia, através do Projeto Smart Cities.

# GUIA PARA WETLANDS URBANAS DE ÁGUAS PLUVIAIS NO BRASIL

## RESUMO

*Wetlands* construídas são infraestruturas multifuncionais que podem ser utilizadas para a solução de problemas relacionados às águas pluviais urbanas. Estas infraestruturas são definidas como sistemas artificiais planejados para mimetizar as *wetlands* naturais, usando dos mesmos processos físicos, químicos e biológicos para tratar as águas. Normalmente concebidas como soluções pontuais e de pequena escala, são mais eficazes aplicadas na escala da bacia, distribuídas sistematicamente e conectadas à rede hidrológica existente, se tornando parte da hierarquia do sistema. Contudo, há uma escassez de material em língua portuguesa, principalmente que contenha um texto acessível à agentes tomadores de decisão que não possuam o arcabouço técnico e à engenheiros e arquitetos brasileiros, levando em conta o nosso cenário de urbanização, as infraestruturas existentes no país, como as *wetlands* construídas podem ser aplicadas no contexto brasileiro e suas implicações no meio urbano. Diante dessas razões, o Guia para *Wetlands* Urbanas de Águas Pluviais no Brasil é apresentado, sendo um trabalho ilustrativo e conceitual que apresenta o conceito das *wetlands* construídas e seus benefícios, recomenda tipologias e explica seu funcionamento e como devem ser aplicadas no contexto urbano. Essas tipologias podem ser adaptadas para diversos locais, escalas, climas e funções, introduzindo uma heterogeneidade na paisagem urbana, influenciando na biodiversidade local e nos serviços ecossistêmicos, estimulando a criação espaços públicos ricos, agradáveis ao público e com resiliência urbana.

**Palavras-chave:** infraestrutura verde, planejamento urbano, urbanização, manejo de águas pluviais, *wetlands* construídas.

# GUIDELINES TO URBAN STORMWATER WETLANDS IN BRAZIL

## ABSTRACT

Constructed wetlands are multifunctional infrastructures that can be used to solve urban stormwater problems. These infrastructures are defined as artificial systems designed to mimic natural wetlands, using the same physical, chemical and biological processes to treat water. Usually conceived as small-scale solutions, they are most effective applied at the basin scale, distributed systematically and connected to the existing hydrological network, becoming part of the system's hierarchy. However, there is a shortage of material in Portuguese, especially contains a text that is accessible to decision-makers who do not have the technical framework and to Brazilian engineers and architects, taking into account our urbanization scenario, the existing infrastructures in the country, how constructed wetlands can be applied in the Brazilian context and their implications in the urban environment. Given these reasons, the Guidelines to Urban Stormwater Wetlands in Brazil is presented as an illustrative and conceptual work that presents the concept of constructed wetlands and their benefits, recommends typologies and explains how they work and how they should be applied in the urban context. These typologies can be adapted to different locations, scales, climates and functions, introducing heterogeneity into the urban landscape, influencing local biodiversity and ecosystem services, stimulating the creation of rich public spaces, pleasing to the public and with urban resilience.

**Keywords:** green infrastructure, urban planning, urbanization, rainwater management, constructed wetlands.

## SUMÁRIO

DEDICATÓRIA .....	ii
AGRADECIMENTOS .....	iii
RESUMO.....	iv
ABSTRACT .....	v
SUMÁRIO.....	vi
LISTA DE FIGURAS.....	viii
<b>1. INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>9</b>
1.1. Objetivos .....	12
1.1.1. Objetivo Geral.....	12
1.1.2. Objetivos Específicos .....	12
1.2. Metodologia .....	13
1.2.1. Referências de metodologia.....	13
1.2.2. Tipologias.....	14
1.3. Organização da dissertação.....	14
<b>2. GUIA PARA WETLANDS URBANAS DE ÁGUAS PLUVIAIS NO BRASIL .....</b>	<b>15</b>
2.1. Introdução.....	15
2.2. História das Wetlands.....	17
<b>3. WETLANDS: O QUE SÃO E COMO FUNCIONAM.....</b>	<b>21</b>
3.1. Tipos de wetlands construídas .....	22
3.2. Componentes .....	23
3.3. Fluxos .....	25
3.4. Tamanho .....	26
3.5. Ilhas .....	27
3.6. Remoção de poluentes.....	27
3.7. Plantas .....	28
3.8. Sua ecologia e serviços ecossistêmicos .....	29
<b>4. URBANIZAÇÃO E SUA RELAÇÃO COM AS WETLANDS .....</b>	<b>30</b>
4.1. Impermeabilização do solo .....	30
4.2. Abordagem sistêmica do contexto urbano.....	33
<b>5. TIPOLOGIAS DE WETLANDS PARA APLICAÇÃO URBANA.....</b>	<b>37</b>

<b>5.1. Wetlands de Tratamento Superficial (WTS)</b> .....	<b>37</b>
5.1.1. Dimensão da bacia .....	37
5.1.2. Forma .....	38
5.1.3. Zonas Profundas .....	38
5.1.4. Vegetação .....	39
5.1.5. Ilhas de WTS .....	40
5.1.5.1. Ilhas individuais e uma única fileira de ilhas.....	43
5.1.5.2. Filas de ilhas adicionais .....	44
5.1.5.3. União de ilhas.....	45
5.1.5.1. Forma aerodinâmica .....	46
5.1.5.2. Designs ótimos .....	47
<b>5.2. Wetlands de Tratamento Flutuante (WTF)</b> .....	<b>50</b>
5.2.1. WTFs em canais .....	53
5.2.1.1. Canal com a presença de uma WTF .....	53
5.2.1.1.1. Fenômeno .....	53
5.2.1.1.2. Estimativa da remoção de massa em canal com uma WTF .....	54
5.2.1.1.3. Recomendações de projeto.....	55
5.2.2. WTFs em série num canal.....	56
5.2.2.1. Não projete uma WTF contínua .....	57
<b>6. RECOMENDAÇÕES PARA UMA APLICAÇÃO FUNCIONAL DAS WETLANDS NO CONTEXTO URBANO</b> .....	<b>58</b>
6.1. Identificação de zonas potenciais .....	59
6.2. Organização espacial .....	59
6.3. Percursos .....	60
6.4. Implantação das tipologias .....	61
6.5. Paisagem.....	61
6.6. Aspectos sociais.....	62
6.7. Operação e manutenção .....	62
<b>7. CONCLUSÃO</b> .....	<b>64</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>65</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Wetlands de fluxo superficial (a), Subsuperficial com fluxo horizontal (b) e Subsuperficial com fluxo vertical (c). .....	23
Figura 2: Áreas rasas de uma wetland construída. ....	24
Figura 3: Zona funda de uma wetland construída. ....	25
Figura 4: Diagrama das condições de fluxo de pistão em uma wetland .....	26
Figura 5: Exemplo de configuração de ilhas para receber diferentes tipos de vegetação. ....	27
Figura 6: Os efeitos da urbanização no sistema hidrológico.....	31
Figura 7: Diagrama esquemático mostrando a disposição espacial de: (a) Neighborhood treatment wetlands; (b) Sub-basin treatment wetlands; e (c) Basin treatment wetlands dentro da bacia hidrográfica. ....	33
Figura 8: Esboço de definição de uma WTS com zonas profundas que se estendem transversalmente por toda a largura da WTS .....	39
Figura 9: Tipos de padrões de vegetação com a mesma densidade média de caules e mesma variância considerados nas simulações.....	40
Figura 10: Exemplo de funcionamento do conjunto de ilhas .....	42
Figura 11: Introdução de uma ilha solitária (a) e de ilhas laterais adicionais (b).....	43
Figura 12: Diagrama dos padrões de circulação onde (b) tem uma distância menor que (a) e a performance hidráulica de (b) é melhor do que de (a) .....	44
Figura 13: Posicionamento das ilhas, onde (d) com duas fileiras de ilhas possui um desempenho melhor do que as demais configurações .....	45
Figura 14: (b) possui ilhas unidas em duas fileiras para criar duas ilhas maiores, otimizando a eficiência hidráulica. ....	46
Figura 15: (a) performa melhor do que (a) invertido porque a forma da linha de fluxo otimiza a propagação do jato. ....	47
Figura 16: As duas topografias com a melhor performance.....	48
Figura 17: Ilhas de grande escala .....	49
Figura 18: Ilhas de pequena escala.....	50
Figura 19: Vista esquemática da seção vertical de Wetlands de Tratamento Flutuantes (WTF) .....	51
Figura 20: Gráfico de contorno da velocidade no sentido do escoamento normalizada pela velocidade média do canal.....	54
Figura 21: Perfis longitudinais de velocidade na direção do fluxo. ....	54
Figura 22: Vista superior das WTFs em série e da WTF contínua com mesmo volume reativo .....	57

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

No Brasil, mais de 84% da população vive em áreas urbanas (IBGE, 2016). Essa alta taxa, combinada às mudanças climáticas que vemos ocorrendo nos últimos anos e agravada pela diminuição das áreas permeáveis, levam à ampliação dos impactos das chuvas no meio urbano e nos ecossistemas, causando inundações, piora das condições de qualidade da água e potencializando os desafios para a gestão da drenagem urbana.

Tucci (2008) separa as fases da gestão das águas urbanas em quatro fases: Pré-higienista (até o início do século XX) na qual o esgoto era descartado em fossas ou na drenagem, a água para consumo era retirada da fonte mais próxima, de poços ou rios, ambos sem qualquer coleta ou tratamento, tendo como consequência doenças e epidemias com alta taxa de mortalidade e inundações. Já a fase Higienista (antes de 1970) tinha como características o transporte do esgoto e a canalização do escoamento pluvial, levando para longe dos assentamentos urbanos o mais rápido possível, causando a redução de doenças, mas em contrapartida contaminava os corpos hídricos, impactando nas fontes dos mesmos e ainda sim sofrendo com os impactos das inundações. No mesmo período, a urbanização deteriorou ou extinguiu redes naturais hidrológicas, como as *wetlands*, enquanto gerava um enorme volume de escoamento superficial devido ao aumento da impermeabilização do solo. Na próxima fase (entre 1970 e 1990), chamada de Corretiva, havia a implementação de redes de tratamento de esgoto doméstico e industrial e o amortecimento do escoamento superficial, com iniciativas de recuperações dos rios, mas ainda ocorrendo a poluição difusa, com grandes obras de macrodrenagem, retificação de canais e o impacto ambiental de tais obras. Por último, após 1990, chegamos a fase de Desenvolvimento Sustentável, na qual há o tratamento terciário do esgoto e do escoamento pluvial, com desenvolvimento de técnicas e sistemas para a preservação do sistemas naturais, redução das inundações, levando em conta as mudanças climáticas e a importância do diálogo com a natureza, aperfeiçoando a gestão ambiental e das águas, melhorando a qualidade de vida da população.

Após 1990, o Brasil passou a adotar técnicas de manejo das águas pluviais urbanas que já vinham sendo aplicadas em outros países como resposta aos graves problemas gerados pelo desenvolvimento urbano desregulado. Ness período desponta a consciência ambiental de uma abordagem integrada da gestão das águas urbanas, com avanços políticos e técnicos, principalmente o de manejo das águas pluviais urbanas (RIGUETTO; MOREIRA; SALES,

2009).

Assim, partimos das práticas tradicionais de engenharia, passamos para o desenvolvimento de uma visão de drenagem urbana sustentável e chegamos a aplicações de técnicas que levam em conta as mudanças climáticas e a importância do diálogo com a natureza, aperfeiçoando a gestão ambiental e das águas.

Onde antes se via um problema, agora se reconhecem oportunidades. Uma delas é a adoção de infraestrutura verde e suas tecnologias, que se apresentam como uma alternativa para manter ou reestabelecer as dinâmicas naturais dos fluxos hídricos e bióticos. Sua implantação promove o aumento da biodiversidade, além de auxiliar a drenagem urbana, a criação de paisagens urbanas e a mimetização de funções urbanas e hidrológicas de ecossistemas naturais (CORMIER; PELLEGRINO, 2008).

A infraestrutura verde tem suas origens na arquitetura e ecologia da paisagem. (BENEDICT; MCMAHON, 2006) propõem que a infraestrutura verde pode ser entendida tanto como um conceito quanto como processo. Enquanto conceito, pode influenciar no planejamento urbano e no manejo de uma rede de eixos de espaços verdes e corredores. Como processo, promove um mecanismo para maximizar os benefícios desses espaços, identificando áreas de ação prioritárias.

Entre os benefícios que a infraestrutura verde proporciona estão o potencial para o manejo de águas pluviais, a redução das ilhas de calor, o aumento da biodiversidade urbana e de habitat para a vida selvagem, auxílio à resiliência urbana frente as alterações climáticas e a criação de espaços verdes atrativos que têm efeitos positivos na saúde física e mental da população (MCFARLAND et al., 2019).

Atualmente, a infraestrutura verde pode ser relacionada à uma mescla de ações ambientais e de sustentabilidade, as quais as cidades estão tentando alcançar (FOSTER; LOWE; WINKELMAN, 2011). Contudo, embora seja conhecido que a infraestrutura verde possui diversos benefícios, sua adoção ainda é lenta (DHAKAL; CHEVALIER, 2017).

Entre as ações, está a adoção de infraestruturas multifuncionais para solução de problemas relacionados às águas pluviais urbanas. Jardins de chuva, trincheiras de infiltração, telhados verdes, pavimentos permeáveis, biovaletas, cisternas, bacias de retenção e infiltração e *wetlands* construídas.

As *wetlands* construídas se destacam como uma solução promissora, sendo definidas

como sistemas artificiais planejados para mimetizar as *wetlands* naturais, usando dos mesmos processos físicos, químicos e biológicos para tratar as águas, como filtração, sedimentação, adsorção e decomposição. Possuem uma área relativamente grande, no entanto este tamanho lhes confere um alto potencial ecológico e diversos outros benefícios, com baixos custos de ciclo de vida. As *wetlands* não só promovem o tratamento da águas pluviais, como também são aliadas na mitigação das alterações climáticas, funcionam como dispositivos de proteção contra inundação, servem de habitat para fauna e flora, aumentando a biodiversidade local, como também criam espaços de convivência e recreação (BALDERAS GUZMÁN, 2013).

Historicamente, as *wetlands* construídas foram criadas para o tratamento de águas residuais oriundas da agricultura, indústria ou esgoto. Seu estudo começou na década de 50 na Alemanha, através do Instituto Max Planck pela pesquisadora Kathe Seidel. Já sua utilização para águas pluviais em áreas urbanas é relativamente recente, tendo seus processos e mecanismos de aplicação sendo estudados.

A implantação de *wetlands* urbanas construídas para águas pluviais é complexa, já que insere no contexto urbano consolidado um sistema natural, que está sujeito a oscilações comuns aos sistemas naturais, podendo ter resultados distintos entre si. Sua implantação também precisa cumprir requisitos estéticos e funcionais, como a criação de espaços de contemplação, áreas recreativas, criar uma rede de percursos para pedestres, conectando a wetland com seu entorno e também considerar aspectos como a valorização imobiliária. Sua execução também depende de uma maior aceitação social, política e do mercado. Dessa forma, projetos urbanos como esses devem fazer com que as pessoas vejam seu valor para além de suas funções de manejo de águas pluviais, fazendo com que elas vislumbrem seu potencial como lugares significativos e importantes para a vida urbana. Assim, cada decisão em seu projeto importa.

Para que projetos de implantação de *wetlands* construídas no meio urbano tenham uma aplicação funcional, é de suma importância que seja definida uma estrutura para o estudo do local à receber a wetland, diretrizes sejam indicadas e indicados diversos pontos que precisam ser analisados.

São escassos os exemplos de projetos aplicados ou em estudo em áreas urbanas com foco em águas pluviais, como o Parque Ecológico do Tietê, no Rio Tietê, na cidade de São Paulo, no qual há uma pequena *wetland* na Estação Experimental ou o Plano Urbanístico do Parque Dom Pedro II, na várzea do Rio Tamanduateí, é um projeto que contempla a implantação

de uma *wetland* construída, visa a demolição de quadro viadutos que cruzam o parque atual e o rebaixamento da Avenida do Estado, ampliando a permeabilidade do parque e criando novas travessias de pedestres e a acessibilidade do local (SUMITA; BROCANELI, 2014). A prevalência é de projetos já executados de *wetlands* construídas para tratamento de águas residuais agrícolas, industriais e esgoto. Assim, não surpreende que grande parte da literatura científica brasileira no tema seja predominantemente voltada a esse tipo de *wetland* construída.

Contudo, é possível encontrar guias ou manuais criados por alguns órgãos ou cidades de outros países, com seu foco principal sendo a apresentação de aspectos técnicos e de engenharia, mas há uma escassez de material em língua portuguesa, principalmente que contenha um texto acessível à agentes tomadores de decisão que não possuam o arcabouço técnico e à engenheiros e arquitetos brasileiros, levando em conta o nosso cenário de urbanização, as infraestruturas existentes no país, como as *wetlands* construídas podem ser aplicadas no contexto brasileiro e suas implicações no meio urbano.

Este trabalho propõe a criação de um guia que apresente o conceito de *wetlands* construídas urbanas com foco na drenagem das águas pluviais, recomende tipologias e explique seu funcionamento e como deve ser sua aplicação no contexto urbano. Este material tem como público-alvo agentes tomadores de decisão, agências e órgãos de planejamento, prefeituras e secretarias, bem como engenheiros e arquitetos, informando-os sobre a adoção e aplicação em projetos brasileiros de uma infraestrutura ecológica multifuncional, não somente para o manejo e tratamento de águas pluviais, mas também para a criação espaços públicos ricos, agradáveis ao público e com resiliência urbana.

## **1.1. Objetivos**

### **1.1.1. Objetivo Geral**

Desenvolver um guia para aplicação de tipologias de *wetlands* no Brasil.

### **1.1.2. Objetivos Específicos**

- i. Selecionar tipologias passíveis de aplicação no contexto da drenagem urbana brasileira;
- ii. Explicar o processo de aplicação das tipologias;
- iii. Propor recomendações para a implantação de projetos com *wetlands* que sejam compatíveis com o contexto urbano do local.

## 1.2. Metodologia

### 1.2.1. Referências de metodologia

As referências utilizadas possuem particularidades próprias que serviram de referência, contribuindo com a estruturação das etapas de pesquisa e escrita própria, para a elaboração de diretrizes para implantação de tipologias de *wetlands* e para o estudo do contexto urbano onde serão implantadas.

O processo de estruturação do guia teve como referência o método proposto por BALDERAS GUZMÁN; NEPF; BERGER (2018), onde os autores apresentam o processo dos experimentos realizados para determinação de elementos como design, tamanho, escala, modularidade e recomendações de aplicação. Este processo de estruturação também foi aplicado nas duas tipologias apresentadas.

O mesmo método também foi utilizado como uma das referências para as diretrizes de aplicação das tipologias no contexto urbano.

São elas:

1. Adaptabilidade da tipologia com o meio urbano consolidado: foram escolhidas tipologias que permitissem a adaptação de tamanho, usos, modularidade, escalabilidade e arranjo no espaço.
2. Multifuncionalidade: as tipologias deveriam ser multifuncionais, não servindo apenas para propósitos hidrológicos e hidráulicos, mas também ecológicos, urbanísticos, sociais e paisagísticos.
3. Integração e criação de espaços: as tipologias selecionadas deveriam permitir a integração do local com as mesmas, não sendo empecilhos para o uso do local para diferentes atividades recreativas, de esportes e eventos, corredores de passagem ou áreas de permanência, . Também deveriam permitir a criação de novos habitats para flora e fauna local, como jardins urbanos, vegetação aquática e corredores ecológicos.

Manuais de aplicação de *wetlands* ou de infraestruturas verdes produzidos por cidades ou órgãos estrangeiros também foram utilizados como referências. Exemplos como os manuais produzidos pela *Melbourne Water*, órgão responsável pelo gerenciamento das redes de água, esgoto e drenagem de Melbourne, Austrália; *Environment Agency* de Bristol, Reino Unido; *Department of Energy & Environmental Protection*, Connecticut, Estados Unidos.

### **1.2.2. Tipologias**

Para este trabalho foram selecionadas tipologias de *wetlands* que se mostraram eficientes de acordo com estudos realizados por pesquisadores do laboratório de *Computational Fluid Dynamics* (CFD), da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul em parceria com pesquisadores do NEPF *Environmental Fluid Mechanics Lab*, do *Massachusetts Institute of Technology* (MIT) e que se mostraram multifuncionais, atendendo tanto à critérios de performance hidráulica e hidrológica, mas à funções ecológicas, urbanas e paisagísticas.

### **1.3. Organização da dissertação**

Esta dissertação é organizada em sete capítulos. O capítulo 1 traz uma contextualização geral do tema deste trabalho, apresenta o objetivo geral e os objetivos específicos e trata sobre a metodologia adotada. O capítulo 2 dá início ao guia para *wetlands* urbanas de águas pluviais no Brasil, trazendo a história das *wetlands* naturais e construídas no cenário mundial e no brasileiro. No capítulo 3 é apresentada os tipos de *wetlands* e o conceito de *wetlands* construídas para águas pluviais, versa sobre a engenharia e a ecologia das *wetlands*, explicando suas funções. Já o capítulo 4 discorre sobre os impactos da urbanização nas *wetlands* e nas redes hidrológicas e são discutidos os desafios ao planejamento sistemático das *wetlands* dentro da bacia hidrográfica e os benefícios de uma abordagem em rede. O capítulo 5 apresenta duas tipologias de *wetlands*, seus designs, relações de tamanho, escala, sua performance hidráulica, dá recomendações de aplicação. Já o capítulo 6 traz recomendações de aplicação das tipologias no contexto urbano, como a organização do espaço, separação de fluxos, criação de corredores e conexões espaciais, benefícios sociais, ambientais e paisagísticos, bem como a beleza no meio urbano e aspectos de operação e manutenção. O capítulo 7 apresenta a conclusão do estudo.

## 2. GUIA PARA WETLANDS URBANAS DE ÁGUAS PLUVIAIS NO BRASIL

Em virtude do aumento da frequência e da intensidade de eventos climáticos que levam à enchentes e inundações, o manejo das águas pluviais tem se expandido em todo o mundo, auxiliando na resiliência urbana, no tratamento das águas e na prevenção desses eventos (CHRISTOFIDIS; ASSUMPCÃO; KLIGERMAN, 2019).

Uma das tipologias aplicadas no manejo das águas são as *wetlands* construídas para águas pluviais. Apesar de elas já possuírem um histórico de aplicação para o gerenciamento das águas pluviais, o fator de maior importância durante seu projeto e implementação era o de performance hidrológica.

Baseado nos estudos realizados por pesquisadores do laboratório de *Computational Fluid Dynamics* (CFD), da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul em parceria com pesquisadores do NEPF *Environmental Fluid Mechanics Lab*, do *Massachusetts Institute of Technology* (MIT) dois modelos de *wetlands* foram escolhidos para serem apresentados neste guia ilustrativo. Esses modelos possuem a capacidade de integrar funções hidrológicas, hidráulicas, ecológicas, urbanas e paisagísticas e serem utilizadas por cidades para o manejo de suas águas pluviais e na criação de espaços resilientes, multifuncionais e que possam ser adaptadas às características locais.

### 2.1. Introdução

As águas pluviais geram enormes riscos de inundação para áreas urbanas e levam à contaminação dos nossos corpos d'água com grandes quantidades e variada diversidade de poluentes. De acordo com os mais recentes relatórios climáticos, as mudanças climáticas estão causando desequilíbrios em todos os lugares do planeta, aumentando a intensidade das chuvas, com resultados avassaladores, alcançando volumes históricos em curtos espaços de tempo, como os que puderam ser observados pelo país no ano de 2023, que acabam levando à uma rápida sobrecarga da infraestrutura urbana existente.

Contudo, este não é o único problema que as cidades enfrentam. A forma como as cidades e suas infraestruturas tradicionais foram construídas é mais um fator agravante. Essas infraestruturas são caras de se construir, não recebem a devida manutenção e muitas vezes não acompanharam o crescimento urbano das últimas décadas (CRUZ; SOUZA; TUCCI, 2007).

Fatores como a crescente impermeabilização do solo, ocupação desordenada do solo, muitas vezes em áreas muito próximas aos corpos d'água e que destroem suas proteções naturais, além da perda da biodiversidade do local.

Assim, temos o cenário atual no qual os métodos empregados pela engenharia civil tradicionalista não abordam as complexas questões ambientais que as cidades enfrentam atualmente e, que segundo as previsões climáticas, só irão piorar. Deste modo, as cidades precisam estudar formas inovadoras para introduzir, integrar e gerenciar novos tipos de infraestruturas, atualmente chamadas de infraestruturas verdes, para lidar com estes crescentes problemas relacionados com as águas pluviais (CRUZ; SOUZA; TUCCI, 2007).

Infraestruturas verdes são capazes de contribuir tanto com o manejo das águas pluviais urbanos quanto criar ecossistemas urbanos que podem contribuir positivamente para as cidades.

Uma das tipologias da infraestrutura verde que podem ser inseridas no tecido urbano já consolidado são as *wetlands* construídas, comumente chamadas no Brasil de Áreas Úmidas (AUs,) ou Zonas Úmidas (ZUs). Essa tipologia, aplicadas de forma sistemática na bacia hidrológica, tem a capacidade de retirar poluentes, armazenar e reutilizar as águas pluviais, criando ecossistemas urbanos resilientes, inovadores, além de tornarem o contexto urbano na qual são inseridas locais mais ricos paisagisticamente, ecologicamente, esteticamente e recreativamente.

Normalmente, os projetos com infraestruturas tradicionais não consideram o contexto na qual são inseridas, uma prática que também foi reproduzida no início da aplicação das *wetlands* construídas para águas pluviais, o que as levava à falha em integrar as funções de hidrologia, ecologia e urbanismo. Assim, os profissionais responsáveis, como biólogos, arquitetos e engenheiros ambientais, estão presentes nas etapas finais, apenas para fins estéticos, isso quando participam.

Mas para que as *wetlands* possam proporcionar seus diversos benefícios, o processo de estudo do local de aplicação e seu projeto deve ser cuidadoso e com propósitos bem definidos, considerando seu contexto urbano, gerando soluções inteligentes e multifuncionais.

Diante dessas razões, o Guia para *Wetlands* Urbanas de Águas Pluviais no Brasil é apresentado, sendo um trabalho ilustrativo e conceitual que apresenta o conceito das *wetlands* construídas e seus benefícios, recomenda tipologias e explica seu funcionamento e como devem ser aplicadas no contexto urbano. Essas tipologias podem ser adaptadas para diversos locais,

escalas, climas e funções, introduzindo uma heterogeneidade na paisagem urbana, influenciando na biodiversidade local e nos serviços ecossistêmicos. Usando Campo Grande, capital do estado de Mato Grosso do Sul como estudo de caso, são explicadas as formas de integração de wetlands em seu entorno e contexto, como paisagem urbana, e como ela pode fornecer espaços públicos para uso da população, dando à ela o direito de usufruir de espaços ricos urbano e paisagisticamente.

Este guia é baseado nos estudos realizados por pesquisadores do laboratório de *Computational Fluid Dynamics* (CFD), da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul em parceria com pesquisadores do NEPF *Environmental Fluid Mechanics Lab*, do *Massachusetts Institute of Technology* (MIT).

O material é dividido nos seguintes capítulos: Introdução, onde é apresentado o conceito de *wetlands* construídas urbanas para águas pluviais e sua história. *Wetlands*: o que são e como funcionam, que traz os tipos de *wetlands* existentes, sua engenharia, ecologia e funções. Urbanização e sua relação com as *wetlands*, no qual é discutida a abordagem sistêmica e em escala das *wetlands* e os desafios ao planejamento. Em seguida há o capítulo Tipologias de *wetlands* para aplicação urbana, onde são apresentados dois modelos de *wetlands*, seus *designs*, abordadas as questões de tamanho, hidráulica, biodiversidade, são dadas recomendações de usos e custos. Por fim, Recomendações para uma aplicação funcional das *wetlands* no contexto urbano, é apontado como deve ser feita a identificação de zonas potenciais para aplicação, são dadas diretrizes para os projetos, como deve ser abordada a organização espacial do local, como os fluxos devem ser analisados, é discutida as questões de beleza, aspectos sociais, de operação e manutenção e da valorização urbana.

Este material tem como público-alvo agentes tomadores de decisão, agências e órgãos de planejamento, prefeituras e secretarias, bem como engenheiros e arquitetos, informando-os sobre a adoção e aplicação em projetos brasileiros de uma infraestrutura ecológica multifuncional, não somente para o manejo e tratamento de águas pluviais, mas também para a criação espaços públicos ricos, agradáveis ao público e com resiliência urbana.

## **2.2.História das Wetlands**

As *wetlands*, um dos três principais ecossistemas do mundo, possuem funções ecológicas como conservação e melhora da qualidade das águas, armazenamento e regulação de

inundações, embelezamento do ambiente e regulação do clima, ao mesmo tempo que possuem também benefícios econômicos (BU, 2014).

Durante grande parte da história moderna, a imagem que a sociedade possuía das *wetlands* era comumente negativa, sendo manifestadas na literatura, nas artes e no imaginário popular. Embora atualmente as *wetlands* sejam vistas positivamente, algumas percepções negativas ainda persistem (BALDERAS GUZMÁN, 2013).

De acordo com Siman Gomes; Magalhaes Júnior (2018), o reconhecimento das funções ambientais desempenhadas pelas *wetlands* começou a surgir a partir da segunda metade do século XX, assim como a necessidade do estabelecimento de parâmetros para classificá-las, de modo que leis e regulamentações relativas à proteção e gestão fossem formuladas.

Em 1971, na cidade de Ramsar, no Irã, ocorreu o primeiro encontro internacional para a discussão sobre a importância das *wetlands*, onde foi estabelecida a Convenção de Ramsar, que entraria em vigor em 1975, um tratado que estabeleceu quadros de ações locais, regionais e nacionais e de cooperação internacional visando a conservação e uso sustentável das *wetlands* em todo o mundo. O Brasil tornou-se membro da Convenção de Ramsar em 1993, ratificando-a em 1996, contudo, pouco avanço foi observado na criação e aplicação de critérios para a proteção das *wetlands* brasileiras (SIMAN GOMES; MAGALHAES JÚNIOR, 2018).

O Brasil possui reconhecimento internacional pela relevância e extensão das suas *wetlands*, tendo como o Pantanal a maior planície inundável do mundo, os manguezais da costa do norte do país formando a faixa contínua mais extensa desse tipo de ecossistema no planeta e tendo a Amazônia, a maior floresta tropical do mundo com diversas áreas alagáveis.

Entretanto, atualmente estima-se que as *wetlands* naturais cubram cerca de 20% do território brasileiro, sofrendo uma grave diminuição de área devido avanço da urbanização, da agricultura e dos projetos de produção de energia hidroelétrica (JUNK et al., 2015).

Em 2018, foi lançado pelo Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima a Estratégia de Conservação e Uso Sustentável das Zonas Úmidas no Brasil, tendo como um dos focos o fomento de ações para a conservação das zonas úmidas (*wetlands*), promovendo a recuperação de áreas degradadas, reduzir e evitar a sua poluição e alteração da dinâmica hídrica.

Mas promover a conservação das *wetlands* existentes não traz de volta as funções que foram perdidas pelas *wetlands* que foram destruídas. Com a urbanização sendo um dos responsáveis por essa perda, uma forma de recuperar as funções perdidas desse ecossistema no

meio urbano é adicionar *wetlands* construídas à rede hidrológica existente, mitigando os danos da urbanização no processo.

Contudo, as *wetlands* construídas não foram criadas com a intenção de serem utilizadas para águas pluviais urbanas. Historicamente, as *wetlands* construídas foram criadas para o tratamento de águas residuais oriundas da agricultura, indústria ou esgoto. Seu estudo começou na década de 50 na Alemanha, através do Instituto Max Planck pela pesquisadora Kathe Seidel, fazendo testes sobre diversas plantas aquáticas e sua habilidade de absorção de poluentes químicos. Em 1953, os estudos de Seidel comprovaram que algumas espécies de plantas possuíam a capacidade de remover fenol, bactérias patogênicas e outros poluentes, além de serem capazes de crescerem em águas residuais (CAMPBELL; OGDEN, 1999).

Na década de 70, Robert Kadlec desenvolveu a primeira *wetland* construída para águas residuais americana, localizada em Nova Iorque. A segunda foi construída em 1975, para o tratamento de águas residuais industriais de uma refinaria de petróleo no estado da Dakota do Norte (LITCHFIELD, 1989).

Em 1976, após consultarem no ano anterior Kathe Seidel e com ela aprimorarem o projeto de *wetlands* construídas para águas residuais, Edward Furia e Joachim Toubier organizaram a primeira conferência internacional intitulada “*Biological Control of water Pollution*”. Nela, Furia apresentou algumas de suas preocupações durante a pesquisa de *wetlands* construídas, como em situações nas quais a vegetação é morta pela alta toxicidade da água a ser tratada, sobre o desempenho do sistema em climas frios e na inadequação da aplicação desse sistema em áreas urbanas, devido à limitação de espaço (CAMPBELL; OGDEN, 1999).

Mais de quatro décadas depois, grande parte das preocupações de Furia obtiveram grande avanço ou foram eliminadas através de pesquisas. No entanto, o problema para encontrar espaço nas áreas urbanas ainda continua sendo objeto de pesquisa e preocupação.

Conferências que ocorreram nos anos seguintes auxiliaram na difusão do conhecimento sobre *wetlands* construídas. O primeiro manual de projeto para *wetlands* construídas foi criado pela *Environmental Protection Agency* (EPA) em 1988 e atualizado em 2000. Nesse mesmo ano, a Associação Internacional das Águas (IWA) publicou seu próprio guia no tema, ajudando a na aceitação mundial de *wetlands* construídas como uma tecnologia (BALDERAS GUZMÁN, 2013).

No início dos anos 80 as *wetlands* construídas começaram a ser utilizadas para o

tratamento de águas pluviais. Embora fossem eficazes na remoção de poluentes, a percepção negativa continuou tendo como principal preocupação a reprodução de mosquitos e o risco que poderiam ser para a saúde pública (BALDERAS GUZMÁN, 2013). Contudo, pesquisas demonstraram que *wetlands* construídas projetadas corretamente não se tornam foco de reprodução de mosquitos. Ainda assim, houve o declínio de sua utilização nos anos 90, e em seu lugar foram adotadas estratégias em escalas menores, como jardins de chuva, biovaletas e trincheiras de inundação.

Balderas Guzmán (2013) observa que diversas bacias de retenção de águas pluviais involuntariamente acabaram transformando-se em *wetlands* ao longo do tempo devido à falta de manutenção e mudanças hidrológicas. Dado que *wetlands* possuem melhor desempenho para o tratamento de águas pluviais do que bacias de retenção, a mudança é positiva e constitui uma ótima prática de retrofit.

Ainda hoje, poucas *wetlands* para águas pluviais são construídas, quando comparadas às para águas residuais, mesmo sendo uma ótima alternativa por possuírem desempenho superior no tratamento das águas pluviais e no potencial ecológico do que estratégias em escalas menores, sobretudo em áreas urbanas, onde podem oferecer proteção contra inundações, redução da poluição e aumentar a biodiversidade urbana.

No Brasil, as primeiras tentativas de utilização de *wetlands* construídas para tratamento de águas foi feita por (SALATI; FILHO; SALATI, 1982) através da construção de um lago artificial próximo ao Rio Piracicamirim, em Piracicaba, estado de São Paulo, tendo resultados satisfatórios para as experiências iniciais.

Porém, nenhum projeto brasileiro de *wetlands* construídas implantado em larga escala existe atualmente, demonstrando o atraso do Brasil em relação à outros países na aplicação desse sistema em suas cidades.

### 3. WETLANDS: O QUE SÃO E COMO FUNCIONAM

Segundo Scholz (2011) a definição do que são *wetlands* há muito tem sido uma questão problemática, em parte em razão da diversidade de ambientes, que são permanentemente ou sazonalmente influenciados pela água, mas também devido à diversos grupos envolvidos no estudo e manejo desses habitats e suas exigências. A Convenção de Ramsar propõe que *wetlands* são áreas de brejos, pantanosas ou com águas, podendo ser naturais ou construídas, temporariamente ou permanentemente, com água estática ou corrente, podendo ser doce, salobra ou salgada, abrangendo também áreas de águas marinhas, cuja profundidade na maré baixa não ultrapassem seis metros. Uma definição mais sucinta seria a de que *wetlands* estão no meio do caminho entre os ecossistemas terrestre e aquático e possui algumas características de ambos. Scholz (2011) também argumenta que esse é uma definição particularmente interessante para áreas que contenham água apenas em determinados momentos durante o ano, como em regiões tropicais, com estações de chuva e seca bem delimitadas.

Essas definições enfatizam a importância ecológica das *wetlands*. Os processos naturais de purificação da água que ocorrem nesses sistemas têm se tornado cada vez mais relevantes para aqueles envolvidos na utilização prática de *wetlands* construídas para o tratamento de águas pluviais e águas residuais. No entanto, essas áreas são geralmente caracterizadas pela presença de água, solos diferentes dos presentes em áreas mais altas e pela presença de vegetação adaptada a condições saturadas (SCHOLZ, 2011).

As *wetlands* construídas referem-se a um sistema ecológico projetado e construído artificialmente, com características das *wetlands* naturais e possuem propósitos e funções específicos, sendo uma das medidas mais populares para o controle de águas pluviais. Nesse sistema, funções como filtração, adsorção, precipitação, troca iônica, absorção por plantas e decomposição microbiana são utilizadas para alcançar uma purificação eficiente das águas. As *wetlands* construídas também se tornam um importante tipo de paisagem ecológica urbana, com características da paisagem aquática e as particularidades de suas estruturas e funções, transformando a percepção do lugar pela população. Ela tem o espaço como um lugar de distanciamento do mundo e contemplação da natureza, sendo capaz de melhorar sua saúde física e mental, despertar seu interesse pela beleza ecológica e criar uma mentalidade voltada para a proteção do meio ambiente (BU, 2014; HUNT et al., 2011).

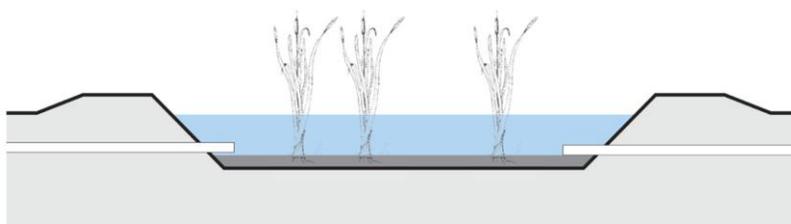
### 3.1. Tipos de wetlands construídas

Em *wetlands* construídas, a remoção de poluentes ocorre através da interação entre um meio, como solo, cascalho, brita ou outros substratos, vegetação flutuante, emergente e/ou submersa e microorganismos. O desempenho do tratamento da água é influenciado por diversos fatores, como a alteração dos níveis da água, os níveis de poluição, as variações de temperatura, exposição solar, ciclos de crescimento das plantas, entre outros. Apesar das possíveis variações, as *wetlands* construídas são altamente eficazes na redução da demanda química e bioquímica do oxigênio, de partículas suspensas e patógenos (BALDERAS GUZMÁN, 2013). Entretanto, a capacidade de remoção de nutrientes como o nitrogênio e fósforo possui maior variabilidade (SCHOLZ, 2011). A remoção de nutrientes tende a crescer conforme a maturidade da vegetação aumenta, podendo aumentar as taxas de remoção dos mesmos com o passar do tempo de crescimento da vegetação. Mas a capacidade de remoção de nutrientes da wetland tende a diminuir com o decorrer do tempo, uma vez que os nutrientes saturam os sedimentos do sistema, particularmente o fósforo (KADLEC, 1999).

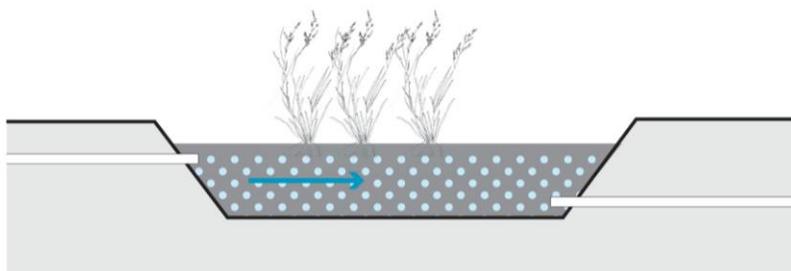
Existem diversos tipos de *wetlands* construídas, como sistemas horizontais de fluxo superficial, subsuperficial horizontal, subsuperficial de fluxo vertical e flutuantes (Figura 1). As de fluxo superficial semelhantes a *wetlands* naturais, de água corrente, que flui a baixas velocidades acima e abaixo do substrato. Nas de fluxo subsuperficial horizontal as águas passam abaixo da superfície, através de um meio, que pode ser de solos, areia, pedras ou meios artificiais. Já a de fluxo subsuperficial vertical funciona de forma parecida, mas as águas passam de forma vertical pelo meio. Em ambas o processos de purificação ocorrem pelo contato com o meio e com as raízes da vegetação planta acima do meio (SHUTES, 2001). As *wetlands* construídas flutuantes consistem em estruturas flutuantes em águas superficiais que apoiam o crescimento da vegetação que permanece acima do nível da água, e cujas raízes estão em contato com a água abaixo do meio flutuante. O desenvolvimento de um sistema de raízes extensivo e denso é importante para a fixação do biofilme e, enquanto acontecem os processos físicos e bioquímicos, o sistema funciona como um filtro natural (PAVLINERI; SKOULIKIDIS; TSIHRINTZIS, 2017).

As *wetlands* construídas de fluxo superficial são mais comumente utilizadas para tratamento de águas pluviais, enquanto as de fluxo subsuperficial são utilizadas para tratar águas residuais da agricultura, indústria e esgoto. As *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial são

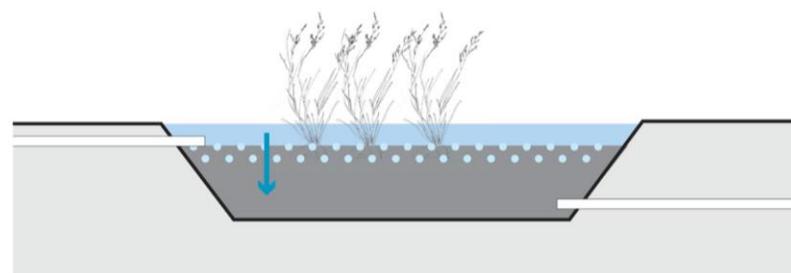
propensas ao entupimento, não sendo utilizadas para águas pluviais pois estas vem acompanhadas de grandes quantidades de sedimentos.



(a) Wetland de fluxo superficial



(b) Wetland subsuperficial de fluxo horizontal



(c) Wetland subsuperficial de fluxo vertical

Figura 1: *Wetlands* de fluxo superficial (a), Subsuperficial com fluxo horizontal (b) e Subsuperficial com fluxo vertical (c).

### 3.2. Componentes

*Wetlands* construídas possuem três componentes principais, uma piscina rasa, a zona pantanosa e a zona funda (Figura 2 e Figura 3). A primeira armazena cerca de 10% do volume de água da wetland, a segunda 60% e a terceira 40%. A piscina rasa tem cerca de 1,80 metros

de profundidade e recebe água de uma estrutura de entrada antes que ela entre na área principal da wetland, permitindo a captura de sedimentos, sendo normalmente construída com bordas rígidas que facilitam sua limpeza. As zonas pantanosas possuem cerca de 30 centímetros de profundidade, enquanto as zonas fundas possuem cerca de 1,20 metros de profundidade. A área principal da wetland é composta por uma mistura de zonas pantanosas e zonas fundas, sua alternância ajuda a garantir que a água seja exposta a diversas alturas, permitindo que diferentes processos de tratamento ocorram (BALDERAS GUZMÁN, 2013).

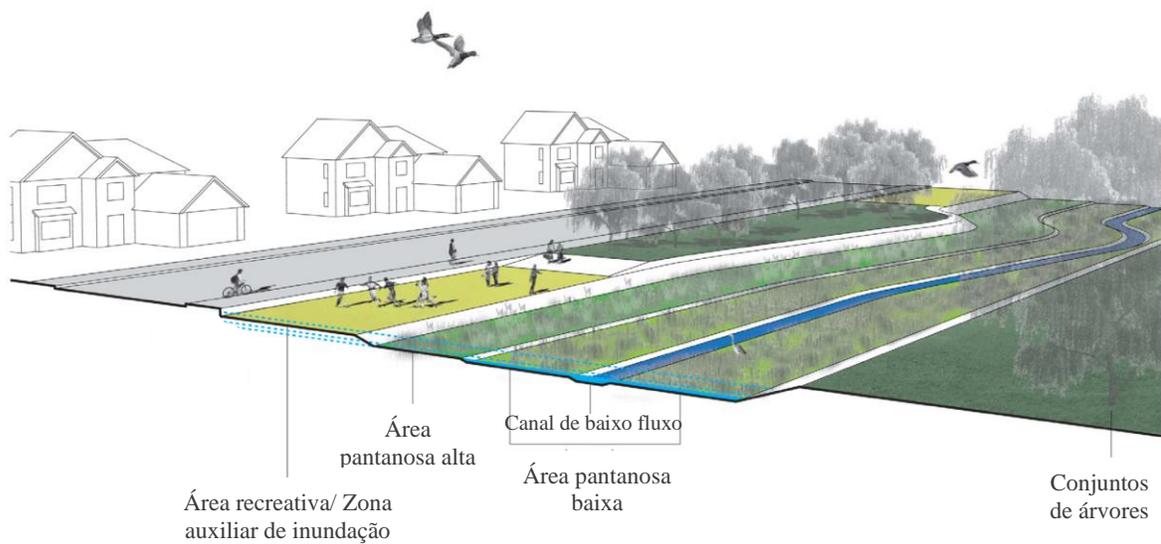


Figura 2: Áreas rasas de uma wetland construída. Adaptado de BALDERAS GUZMÁN (2013)

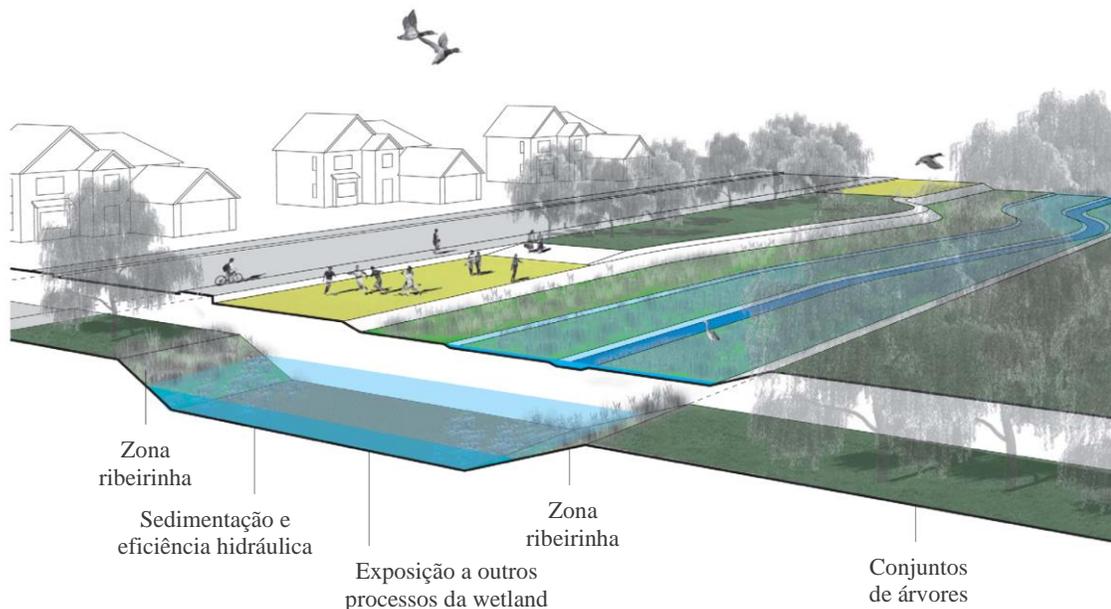


Figura 3: Zona funda de uma wetland construída. Adaptado de BALDERAS GUZMÁN (2013).

### 3.3. Fluxos

A quantidade e o tempo que a água passa pela wetland é um dos pontos mais importantes do seu projeto. Deve levar em conta a sazonalidade e padrão dos fluxos de água para o tempo de vida projetado para o sistema, considerando que as *wetlands* podem funcionar por longos períodos, existindo *wetlands* com mais de 90 anos de operação. *Wetlands* bem projetadas podem suportar eventos extremos, sendo aceitável que após esses eventos a eficiência do sistema pode ser menor durante a sua recuperação (BENDORICCHIO; CIN; PERSSON, 2000).

Um outro aspecto que deve ser levado em consideração é a criação de condição para que fluxos de pistão ocorram (Figura 4). Esses fluxos de pistão referem-se a um estado em que a água se move pela wetland com velocidade uniforme por toda sua largura, evitando que algum volume de água passe menos tempo na wetland, recebendo menos tratamento como resultado. Essas condições podem ser estimuladas com a criação de *wetlands* rasas, diminuindo a velocidade dos fluxos e usando a vegetação para regular os fluxos de água (BALDERAS GUZMÁN, 2013).

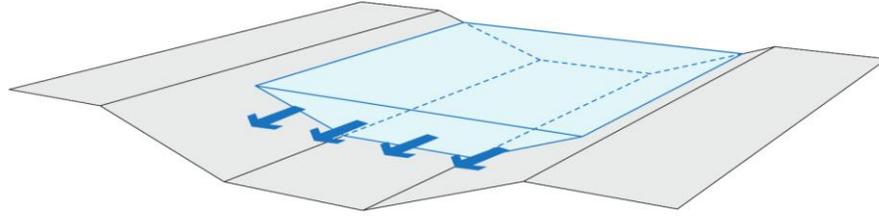


Figura 4: Diagrama das condições de fluxo de pistão em uma wetland (Fonte: BALDERAS GUZMÁN, 2013).

A variabilidade nos fluxos de águas pluviais em áreas urbanas torna o projeto de *wetlands* construídas um pouco mais complexo, já que em áreas urbanas longos períodos secos podem ser seguidos por eventos de tempestades intensas e isoladas. Tais mudanças drásticas nos fluxos de água tornam difícil a sobrevivência da vegetação e de microorganismos nas *wetlands* construídas. Além disso, encontrar fontes de água durante as estações secas é um fator crucial, uma vez que a ecologia do sistema tolera uma faixa limitada de flutuações nos níveis de água, com o ideal diário sendo de 30 centímetros. Assim, essas infraestruturas devem ser projetadas considerando os padrões de chuva da região e em certos locais uma fonte alternativa de água para estações secas pode ser necessária (BALDERAS GUZMÁN, 2013).

### 3.4. Tamanho

Segundo Balderas Guzmán, (2013), não há uma forma estabelecida para definir o tamanho de uma wetland, sendo comumente dimensionadas por um de dois métodos, o de chuva projetada ou a porcentagem da bacia hidrográfica contribuinte. Ambos calculam o tamanho da wetland e a taxa de carga hidráulica, ou seja, a espessura da lâmina de água. Essas duas variáveis definem o desempenho de redução da poluição de uma wetland.

Nenhum dos métodos considera a frequência da precipitação, podendo resultar em *wetlands* com tempos de detenção inadequadamente curtos. Ambos os métodos agregam a precipitação ao longo do ano, negligenciando a sua sazonalidade.

Após estabelecer uma dimensão preliminar, é crucial verificar se a zona úmida e a taxa de carga hidráulica calculadas proporcionarão o tratamento necessário para a área. Devido às diferenças de poluição relacionadas ao uso do solo, o dimensionamento da wetland para um volume específico de água pode não ser suficiente para garantir a purificação adequada das

águas pluviais provenientes desse uso do solo.

### 3.5. Ilhas

A locação de ilhas dentro da wetland pode aumentar sua eficiência hidráulica através do desvio do fluxo de água. Sua inserção também proporciona uma variedade visual e de habitat para a promoção da biodiversidade do sistema. A forma e o tamanho das ilhas podem ser determinados através das condições de fluxos e das características da wetland, do impacto visual desejado, como método de dissipação de energia, devendo estar afastadas das margens. Seu topo deve estar pelo menos 30 centímetros acima do nível da água, sendo capaz de receber diferentes tipos de vegetação e podendo servir como proteção para a vida animal (Figura 5) (BENDORICCHIO; CIN; PERSSON, 2000).

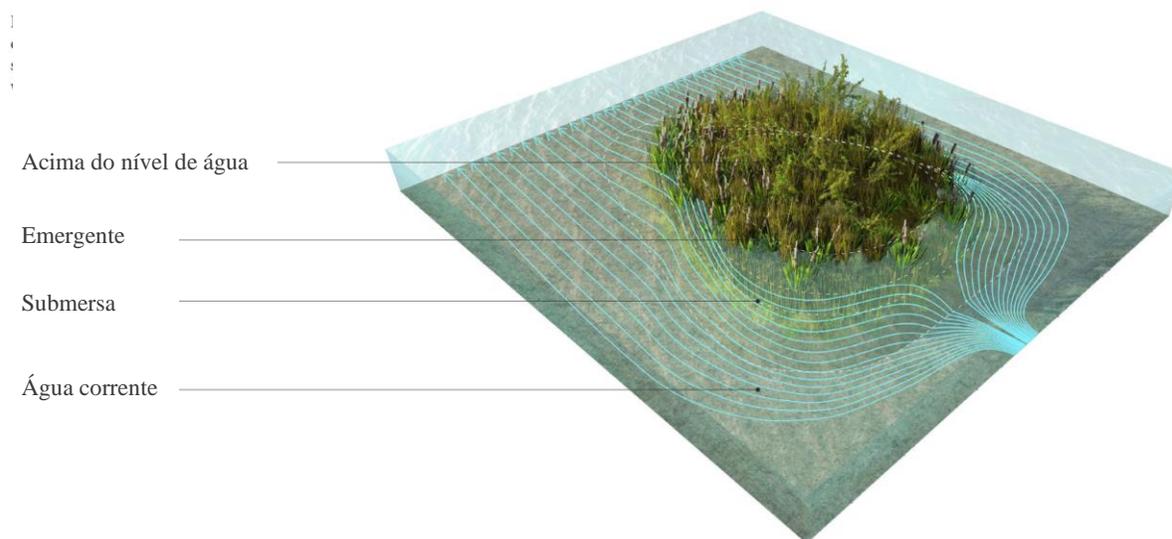


Figura 5: Exemplo de configuração de ilhas para receber diferentes tipos de vegetação. Adaptado de BALDERAS GUZMÁN; NEPF; BERGER, (2018).

### 3.6. Remoção de poluentes

*Wetlands* são muito eficazes na remoção de matéria orgânica e remoção de sólidos suspensos através da filtração e sedimentação. Também demonstram eficácia na remoção de amônia através da nitrificação em zonas aeróbicas e da desnitrificação em zonas anaeróbicas, como no fundo das *wetlands*, onde acumula-se matéria vegetal. As *wetlands* também removem o fósforo pela adsorção e precipitação, mas a água precisa de tempo de contato suficiente para

que esse processo ocorra, devendo-se manter as o fluxo de água lento o suficiente para tanto. A remoção de nitrogênio possui uma variabilidade considerável, sendo dependente da concentração na entrada no sistema, da forma química do nitrogênio, da temperatura da água, estação do ano, disponibilidade de carbono orgânico e concentração de oxigênio dissolvido (BALDERAS GUZMÁN, 2013).

Embora as *wetlands* construídas não se equiparem totalmente às naturais em todos os aspectos, elas têm a capacidade de restaurar parcialmente alguns serviços ecossistêmicos perdidos, especialmente em áreas onde atualmente não existem *wetlands* (BALDERAS GUZMÁN; NEPF; BERGER, 2018).

### **3.7.Plantas**

A vegetação exerce um papel crucial no sucesso das *wetlands* construídas. Suas partes submersas servem de suporte para o surgimento de biofilmes que auxiliam na filtragem dos poluentes e melhoram a sedimentação. As partes emergentes proporcionam proteção contra o vento e sombreamento, ajudando a diminuir a temperatura da água e reduzindo o crescimento de algas. Aumentam a biodiversidade, proporcionando habitats para macro e microfauna, além de proporcionar beleza ao lugar através de diferentes espécies, formas e cores. Contudo, o excesso de vegetação pode ser prejudicial, sendo necessárias áreas sem vegetação para a mobilidade da fauna, além de evitar que a densidade exagerada da vegetação iniba a circulação da água. Grandes extensões de vegetação proporcionam resistência à fricção do fluxo de água, o que resulta em um aumento na sedimentação. O potencial de sedimentação é ainda maior à medida que a extensão da vegetação aumenta. Além disso, a vegetação densa reduz a probabilidade de ressuspensão dos sedimentos devido à ação do vento ou das ondas. Árvores e vegetações de diferentes alturas podem ser utilizadas como barreiras de proteção ao vento e é recomendada uma mistura de vegetação flutuante, submersas e emergentes. A poda da vegetação emergente só é necessária para a manutenção da capacidade hidráulica e evitar o aparecimento de mosquitos (BENDORICCHIO; CIN; PERSSON, 2000).

As variações de profundidade da água e topografia irregular auxiliam no desenvolvimento de diferentes espécies de plantas, aumentando a diversidade da vegetação (HUNT et al., 2011).

### **3.8.Sua ecologia e serviços ecossistêmicos**

Assim como nas *wetlands* naturais, a ecologia das *wetlands* construídas começa com a hidrologia, embora nas *wetlands* construídas seja predominantemente artificial. As taxas de fluxo de água são projetadas especificamente para cada local e controlados por estruturas de entrada e saída. Entretanto, a ecologia das *wetlands* construídas demonstram grande semelhança com as *wetlands* naturais, podendo apresentar tamanhos populacionais e biodiversidade tão altos ou até superiores aos das naturais (BALDERAS GUZMÁN, 2013).

As *wetlands* construídas alcançam um determinado valor ecológico da paisagem enquanto protegem o ambiente aquático. A camada ecológica da paisagem do sistema de *wetlands* construídas muda a área urbana “seca” para uma paisagem urbana ao lado das águas, composta por árvores, arbustos, vegetações flutuantes, emergentes e submersas e a biodiversidade que acompanha esse cenário de mudança. A zona ecológica natural está diretamente conectada ao urbano, revelando a paisagem única das *wetlands* (BU, 2014).

Esse valor ecológico está relacionado aos serviços ecossistêmicos. E quando a humanidade é considerada também parte da natureza, as cidades passam a ser vistas como uma rede global de ecossistemas. Esses ecossistemas urbanos naturais contribuem para a saúde pública e melhoram a qualidade de vida dos cidadãos, através da melhora da qualidade do ar, redução de ruído, diminuição das ilhas de calor e auxílio no manejo das águas pluviais (BOLUND; HUNHAMMAR, 1999).

Muitas vezes, a maneira mais eficaz, e em alguns casos a única, de lidar com esses problemas locais é por meio de soluções locais. Nesse sentido, os ecossistemas urbanos são vitais (BOLUND; HUNHAMMAR, 1999).

## 4. URBANIZAÇÃO E SUA RELAÇÃO COM AS WETLANDS

A urbanização desencadeia uma série de alterações que afetam toda a rede hidrológica. Essas mudanças derivam do aumento da cobertura impermeável gerada pelo processo de urbanização. Assim, a impermeabilidade surge como um indicador significativo do impacto da urbanização na rede hidrológica (SCHUELER, 1994).

### 4.1. Impermeabilização do solo

A urbanização visa maximizar a área urbanizável e acelerar o escoamento da água. Isso resulta no aterramento de *wetlands* naturais, retificação e canalização de cursos de água, instalação de infraestruturas de drenagem subterrânea e extensa utilização de concreto e asfalto para a construção de edifícios, estradas e estacionamentos. Essas intervenções levam à formação de uma grande quantidade de cobertura impermeável e compactação do solo, reduzindo drasticamente, ou até mesmo eliminando, a infiltração da chuva no solo (Figura 6). Por exemplo, nas zonas comerciais, cerca de 80% da precipitação se torna escoamento de águas pluviais devido à alta taxa impermeabilização, comprometendo a hidrologia da região e a qualidade da água. Porém, é possível medir quantitativamente a impermeabilização através de sistemas de informação geográfica (GIS) e é um fator pode ser controlado através de políticas de planejamento urbano (BALDERAS GUZMÁN, 2013; BOLUND; HUNHAMMAR, 1999).

A maior parte da impermeabilidade é criada por vias pavimentadas e não por áreas de telhado, correspondente à área de projeção da habitação. Além de gerarem grandes quantidades de escoamento, as vias também têm fortes efeitos negativos nas espécies de animais aquáticos, fragmentando as *wetlands* e isolando as comunidades animais e impactando na riqueza de espécies. As vias pavimentadas também podem introduzir perturbações como ruído, luz e poluição, degradando os ecossistemas. Contudo, as áreas pavimentadas, como uma das principais contribuintes para a impermeabilidade, não são consideradas nas ferramentas de planejamento, como o zonamento. Uma política de planejamento que vise as vias de transportes poderia reduzir a impermeabilidade e melhorar a saúde dos corpos d'água (SCHOLZ, 2006; SCHUELER; FRALEY-MCNEAL; CAPIELLA, 2009).

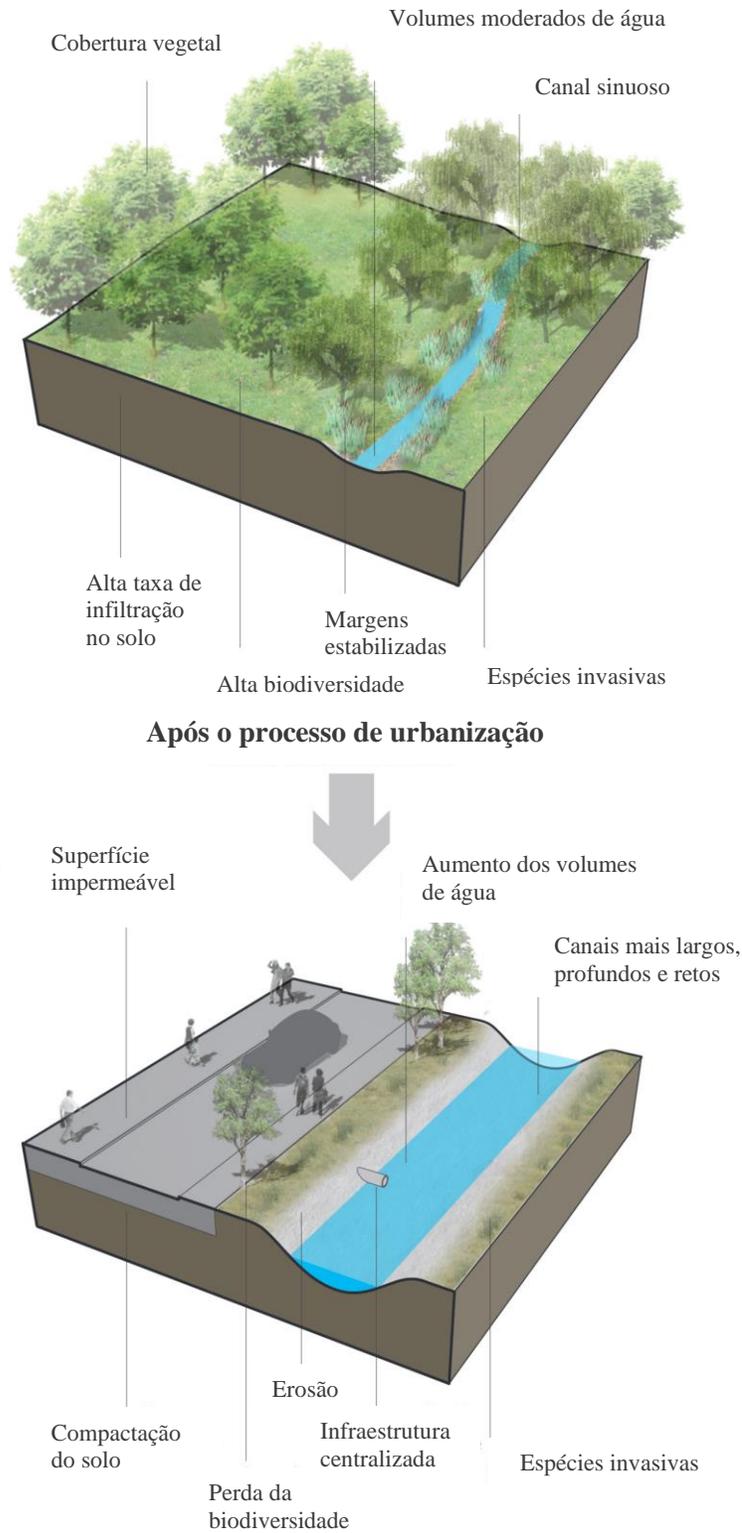


Figura 6: Os efeitos da urbanização no sistema hidrológico. Adaptado de BALDERAS GUZMÁN (2013).

A cobertura impermeável das áreas urbanas impacta negativamente a saúde dos corpos d'água, incluindo as zonas húmidas. Isso ocorre devido ao aumento do escoamento e da velocidade da água à medida que a urbanização ocorre em uma bacia hidrográfica. Os picos dos fluxos aumentam porque a cobertura impermeável produz mais escoamento e as velocidades da água aumentam porque o pavimento e os canais transportam a água muito rapidamente. Essas mudanças hidrológicas levam ao alargamento dos canais dos rios, erosão do leito e ampliação das margens. Consequentemente, o curso dos rios se torna instável, levando à perda de micro-habitats e ecossistemas ribeirinhos. Com o tempo, os rios se tornam mais homogêneos em sua forma, mais retos em seu comprimento e apresentam maiores variações no volume de água, resultando em uma diminuição da biodiversidade. Além disso, as superfícies impermeáveis absorvem mais calor, o que leva ao aumento da temperatura da água e pode perturbar o equilíbrio ecológico, favorecendo o crescimento de bactérias nocivas (BALDERAS GUZMÁN, 2013; SCHOLZ, 2011; SCHUELER, 1994).

A impermeabilização do solo impede a recarga das águas subterrâneas durante as chuvas, o que resulta em sobrecarga das massas de água naturais durante tempestades, mas falta de água durante a estação seca. Isso afeta negativamente a ecologia dos corpos d'água, tornando-os menos capazes de sustentar a vida vegetal e animal. Os pequenos cursos de água são os mais afetados pela urbanização, pois têm maior variabilidade no fluxo de água em comparação com rios maiores (BALDERAS GUZMÁN, 2013; BOLUND; HUNHAMMAR, 1999).

A impermeabilização é um fator crucial para prever a flutuação do nível da água e seus impactos nas *wetlands*. Essas áreas naturalmente experimentam uma variação limitada no nível da água ao longo do tempo, o que as espécies que habitam as *wetlands* conseguem tolerar. No entanto, a urbanização pode causar alterações drásticas nessa flutuação, levando a níveis mais altos do que as espécies são capazes de suportar. Essas alterações ao longo do tempo levam à invasão de plantas como *Typha* e a uma redução na diversidade de espécies vegetais e animais nas *wetlands* (WRIGHT et al., 2006).

A urbanização tem impactos negativos na ecologia das *wetlands*, resultando em perda de biodiversidade e habitat. Isso afeta as zonas urbanas, reduzindo sua capacidade de lidar com inundações e tratar a poluição da água. A perda de funcionalidade das *wetlands* significa que elas se tornam menos capazes de lidar com inundações, tratar a poluição da água e proporcionar espaços de recreação - funções essenciais para as áreas urbanas. A perda de *wetlands* também

tem custos econômicos, aumentando os danos causados por inundações e os gastos com infraestrutura de tratamento de água e sistemas de gestão de águas pluviais. A diminuição da biodiversidade e dos benefícios recreativos, estéticos e educacionais também são consequências negativas da perda dessas áreas. A identificação de limiares que comprometem a funcionalidade das zonas húmidas é essencial para determinar onde a construção de *wetlands* artificiais seria a intervenção mais adequada (WRIGHT et al., 2006).

## 4.2. Abordagem sistêmica do contexto urbano

*Wetlands* construídas para águas pluviais são normalmente concebidas como soluções pontuais e de pequenas escalas projetadas para aliviar problemas locais sem resolver os de maior escala (THORSLUND et al., 2017). Entretanto, na natureza *wetlands* são sistemas que funcionam em uma escala muito maior, sendo sua capacidade de tratamento diretamente ligada à sua riqueza ecológica (CUI; ZHANG; LEI, 2012).

Assim, de modo a mimetizar as *wetlands* naturais, a analogia deve ser feita ou expandida o máximo possível. Desta forma, o planejamento na escala da bacia deve se atentar aos padrões de hierarquia hidrológica presentes nesta escala (COHEN; BROWN, 2007). *Wetlands* construídas distribuídas sistematicamente na bacia e conectadas à rede hidrológica existente se tornam parte da hierarquia do sistema. Adicionalmente, uma hierarquia entre *wetlands* também é formada, composta por três classes, conforme sugerem (TILLEY; BROWN, 1998), com diversas pequenas *wetlands* (fig.7a) contribuindo com o fluxo para *wetlands* médias (fig.7b) que por sua vez convergem as águas para poucas grandes *wetlands* (fig.7c).

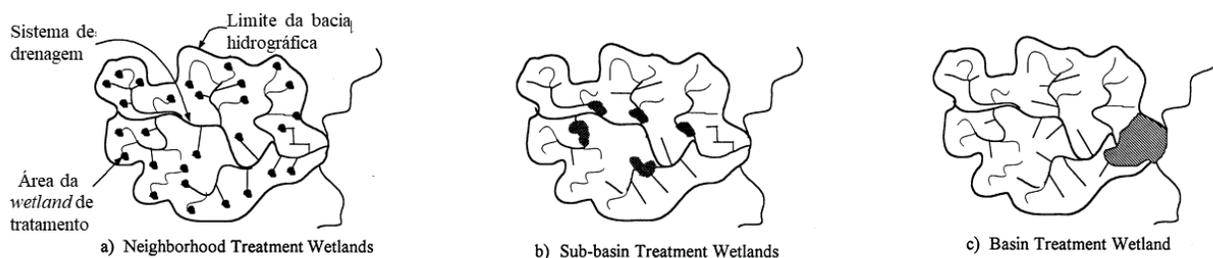


Figura 7: Diagrama esquemático mostrando a disposição espacial de: (a) Neighborhood treatment wetlands; (b) Sub-basin treatment wetlands; e (c) Basin treatment wetlands dentro da bacia hidrográfica. As áreas em preto representam as wetlands. Adaptado de TILLEY; BROWN, (1998).

A distribuição espacial e o dimensionamento das wetlands devem ser feitos hierarquicamente, passando primeiro pela primeira classe, depois pela segunda e por fim pela

terceira, para que se trate as águas pluviais e maximize o uso das águas na paisagem. Nessa composição, pequenas *wetlands* removem primeiramente os nutrientes, como nitrogênio e fósforo, os sedimentos são retidos nas *wetlands* médias e os fluxos são atenuados ao chegar nas *wetlands* grandes, localizadas mais a jusante (COHEN; BROWN, 2007).

A necessidade de implantação de *wetlands* de tratamento de águas pluviais cresce de acordo com o aumento do uso do solo dentro de uma bacia. Segundo (TILLEY; BROWN, 1998), cada 1% de aumento na área urbana exige a destinação de cerca de 0,1% da área da bacia hidrológica para o uso *wetlands* para tratamento de águas pluviais. A relação de área de wetland necessária em relação a área urbana para a escala da bacia é de uma magnitude menor (~ 0,01% de área de wetland para 1% de área urbana) enquanto na escala da sub-bacia a proporção de área de wetland para área urbana fica entre as estimativas para *wetlands* da bacia e locais (neighborhood) (~0,05% para 1%). Essas estimativas não só variam com o nível de urbanização, mas também com a intensidade de uso do solo urbano.

Dado que cada classe de tamanho de wetland é projetada para um fim particular, podemos argumentar que as três classes, pequenas, médias e grandes, são necessárias para que o manejo das águas pluviais seja satisfatório. Se as áreas das três escalas fossem apenas somadas, teríamos que para bacias mais urbanizadas (com área urbana > 60% do total), a área total de *wetlands* necessárias seria de aproximadamente 25% da área total da bacia; para bacias de com urbanização de média intensidade (10% > área urbana < 60%), a área de *wetlands* necessária seria cerca de 10% da área da bacia; e para bacias menos urbanizadas (área urbana < 10%) a área exigida é menos do que 5% da bacia. No entanto, Tilley e Brown (1998) argumentam que se as *wetlands* fossem incorporadas em cada uma das escalas, certo sinergismo entre as escalas surgiria, levando à uma necessidade de área total menor.

A abordagem sistêmica das *wetlands* implicam na construção de *wetlands* de modo a maximizar seus benefícios. Para isso, é necessário que estas estejam ligadas à rede hidrológica existente, integrando-se num sistema maior. Infelizmente, a maioria das *wetlands* construídas são concebidas como projetos isolados, não considerando a rede hidrológica em que estão inseridas. As áreas urbanas muitas vezes perderam a hierarquia das *wetlands*, córregos e rios, e a convergência de fluxos criada por essa hierarquia. No entanto, as *wetlands* construídas de forma sistêmica podem reintroduzir essa hierarquia na rede hidrológica, fortalecendo suas funções degradadas, como a mitigação de inundações e a redução de sedimentos e nutrientes

(BALDERAS GUZMÁN, 2013; WANG et al., 2008).

Na ecologia da paisagem, a teoria das hierarquias da paisagem afirma que as características da paisagem em níveis superiores na hierarquia (por exemplo, *wetlands* a montante) irão "condicionar e mediar a dinâmica dos níveis hierárquicos inferiores" (WANG et al., 2008). As funções de remoção da poluição e de atenuação das cheias dependem da escala e da hierarquia. As *wetlands* maiores dimensões são mais capazes de reter os benefícios das cheias do que as *wetlands* pequenas. As *wetlands* médias são mais capazes de reter sedimentos do que as pequenas. Quando comparado com um cenário de base sem *wetlands*, este sistema em rede é capaz de reter mais água, diminuindo os fluxos em 31%. Ao mesmo tempo, o sistema reduz os sedimentos e o fósforo em 36% e 27%, respectivamente (COHEN; BROWN, 2007).

Isto reforça a teoria de que as *wetlands* sistêmicas têm o potencial de multiplicar as funções da rede hidrológica existente e oferecer benefícios adicionais.

Um dos principais benefícios das *wetlands* construídas dentro de uma rede hidrológica existente é a mitigação dos efeitos adversos das águas pluviais no sistema preexistente. As *wetlands* a montante desempenham um papel crucial na retenção de nutrientes, proporcionando benefícios aos sistemas a jusante. Se construídas de forma sistêmica, essas *wetlands* também têm a capacidade de mitigar as cheias a uma escala maior, funcionando como um controle de cheias a montante. Além disso, uma rede de *wetlands* pode também agir para moderar e estabilizar os fluxos de água na rede hidrológica, especialmente durante períodos de seca. Esta função seria importante para as áreas urbanas dependentes de águas superficiais, bem como para a agricultura que utiliza águas superficiais para irrigação (BALDERAS GUZMÁN, 2013; YANG; CUI, 2012).

Outro impacto da urbanização é a fragmentação e diminuição dos habitats ribeirinhos urbanos. Portanto, a conservação da biodiversidade nessas áreas não pode ser alcançada apenas numa escala local, mas sim numa escala regional, através da criação de corredores e conexões entre os habitats, com *wetlands* construídas estrategicamente alocadas. As *wetlands* construídas também podem funcionar como conectores entre áreas de conservação e paisagens urbanizadas, promovendo não apenas a conservação da biodiversidade, mas também a manutenção da composição das espécies (CUI; ZHANG; LEI, 2012).

Além do tratamento das águas, as *wetlands* construídas possuem a capacidade de se acomodar a uma grande variedade de atividades humanas, como o estudo da natureza através

da observação da paisagem, fotografia, caminhadas, passeios e educação ambiental.

Um sistema de *wetlands* construídas, já integrado à rede hidrológica, tem a capacidade de se ligar facilmente a rede regional existente de trilhas e percursos recreativos e áreas verdes que atravessam a maioria das cidades. Assim, as *wetlands* construídas podem ser ligadas a áreas verdes no centro da cidade, proporcionando conectividade da paisagem urbana a rural.

Apesar de ser evidente que a implementação de um sistema de *wetlands* construídas para águas pluviais em áreas urbanas traz claros benefícios, é extremamente provável que os governos locais encontrem diversos obstáculos ao prosseguirem com tais projetos. Compreender a relação entre custo e eficácia e o valor das *wetlands* construídas, e comunicar esta informação às partes interessadas, pode ajudar a ultrapassar desafios que se apresentem.

## 5. TIPOLOGIAS DE WETLANDS PARA APLICAÇÃO URBANA

Para o propósito deste guia, dois dos sistemas de *wetlands* construídos serão utilizados neste guia, o de fluxo superficial e o flutuante.

Chamaremos o sistema fluxo superficial de *Wetlands* de Tratamento Superficial (WTS) e as de sistema flutuante de *Wetlands* de Tratamento Flutuante (WTF) para melhor divisão e compreensão de seus processos.

O conteúdo a seguir foi produzido em parceria com os pesquisadores Dr.<sup>a</sup> Taís Yamasaki, Dr. Manoel Xavier e Prof. Dr. Johannes Gerson Janzen.

### 5.1. Wetlands de Tratamento Superficial (WTS)

#### 5.1.1. Dimensão da bacia

A dimensão da bacia é um parâmetro de design crucial para otimizar o desempenho das bacias de retenção. A expansão das dimensões da bacia influencia diretamente o tempo de residência da água no interior da bacia e o fluxo de massa para o seu interior, impactando a eficiência da remoção de contaminantes e, conseqüentemente, resultando em níveis inferiores de concentração de contaminantes na saída (KADLEC; WALLACE, 2008).

Experimentos demonstram que um incremento no tempo de residência hidráulica está associado a uma maior taxa de remoção de contaminantes, exemplificado por casos em que *wetlands* alcançaram 82% de remoção de fósforo total com um tempo de 20 horas, em comparação com 8% em um tempo de 3,3 horas (TILLEY; BROWN, 1998). Mesmo em cenários onde curto-circuitos são uma preocupação, a presença de uma bacia de grande porte garante que até mesmo o fluxo de água mais veloz possa permanecer tempo suficiente para a remoção eficaz de contaminantes.

É relevante considerar, no entanto, que os custos de implantação e manutenção estão diretamente relacionados à área da bacia e wetland, o que pode resultar em uma preferência por designs de menor escala por questões econômicas (LIGHTBODY, 2007). Ademais, em áreas com altas taxas de evapotranspiração, o aumento das dimensões da bacia pode intensificar as perdas por evaporação, o que pode comprometer a quantidade de água tratada disponível para utilização (GERKE; BAKER; XU, 2001).

### **5.1.2. Forma**

A maioria das WTS adota uma forma retangular, buscando maximizar sua área de tratamento (em uma parcela de terra retangular) e minimizar os custos de construção associados a uma forma mais sinuosa (WHITTLE, J., & PHILCOX, M. (1996). Contudo, as WTS em formato de elipse demonstram uma eficiência superior em comparação com aquelas em formato retangular (SABOKROUHIYEH et al., 2017). WTS em formato de elipse apresentam maior tempo de detenção e menor dispersão quando comparadas às WTS retangulares com características similares. Diferentemente de uma WTS retangular, na qual zonas mortas proeminentes se formam em cada canto da bacia, uma WTS em formato de elipse produz uma distribuição de velocidade mais uniforme, com menos (ou nenhuma) zona morta, resultando na redução do tamanho dessas áreas e em um campo de velocidade mais homogêneo. Isso confere um potencial de desempenho superior na remoção de poluentes.

Na determinação da forma, a razão de aspecto, isto é, a relação comprimento-largura, é um dos fatores mais importantes. O incremento na relação comprimento-largura contribui para aprimorar a eficiência hidráulica, minimizando as áreas de estagnação e o curto-circuito e promovendo um perfil de velocidade mais homogêneo dentro da bacia, sinalizando uma melhoria no desempenho do tratamento. Quando a vegetação não está distribuída uniformemente e existem caminhos preferenciais de escoamento, uma razão comprimento/largura mais alta ainda reduz o curto-circuito.

Entretanto, é importante observar que razões de aspecto muito elevadas (acima de 10:1) acarretam um aumento significativo na perda de carga dentro da WTS, o que paradoxalmente pode intensificar a propensão ao desenvolvimento de caminhos de escoamento indesejados (CRITES; MIDDLEBROOKS; REED, 2010). Além disso, uma razão de aspecto elevada aumenta o comprimento necessário do dique por unidade de área da WTS, sendo que os custos de construção desses diques representam uma parcela considerável dos custos totais da WTS (KNIGHT, R. L. (1987).

### **5.1.3. Zonas Profundas**

A inserção de zonas profundas perpendicularmente ao caminho do escoamento é uma medida para contrabalançar os curtos-circuitos e assim melhorar o desempenho das bacias e *wetlands* (Figura 8) (LIGHTBODY, 2007).

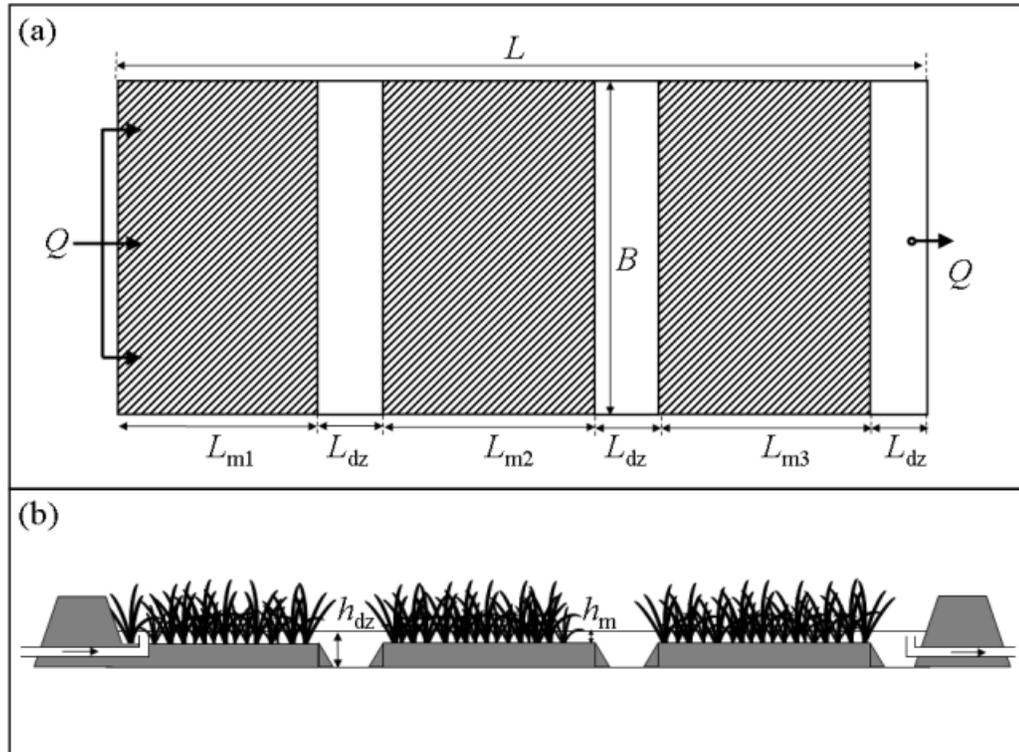


Figura 8: Esboço de definição de uma WTS com zonas profundas que se estendem transversalmente por toda a largura da WTS. (a) Vista superior, mostrando três estruturas de entrada, duas zonas profundas internas, uma zona profunda de saída e uma estrutura de saída. O sombreado indica regiões com macrófitas emergentes. (b) Vista lateral mostrando a profundidade na região vegetada  $h_m$  e a profundidade da zona profunda  $h_{dz}$  (Lightbody, A. F. (2007).

Além disso, as zonas profundas podem representar uma significativa economia de custos, uma vez que podem substituir o aumento na razão de aspecto, a construção de diques internos ou estruturas de entrada e saída. Essas áreas profundas geralmente são plantadas com uma densidade menor de espécies de macrófitas, resultando em redução nos custos de plantio. Adicionalmente, em uma zona úmida que, de outra forma, demandaria aterro para a construção de diques externos, as zonas profundas podem servir como uma área de escavação.

#### 5.1.4. Vegetação

A densidade de vegetação deve ser próxima de  $2500 \text{ caules/m}^2$ . Para baixa densidade de vegetação,  $< 2500 \text{ caules/m}^2$ , a remoção de massa aumenta com o aumento da densidade de vegetação, consistentemente com o aumento da eficiência de remoção de concentração. No entanto, se a densidade de caules for superior a  $2500 \text{ caules/m}^2$ , a remoção de

massa diminui, uma vez que a diminuição na descarga da WTS não é mais compensada pela redução na concentração de saída (SABOKROUHIYEH et al., 2017),

A densidade da vegetação deve apresentar pouca variância e baixo comprimento de correlação. Uma maior variância e comprimento de correlação da densidade de caules estão associados a regiões contíguas maiores de baixa densidade de caules que geram caminhos preferenciais de escoamento ao longo de porções significativas do comprimento da WTS (SABOKROUHIYEH et al., 2020).

A anisotropia da distribuição da vegetação também influencia o desempenho da WTS. A performance é melhor para um padrão listrado de densidade de caules com manchas alongadas de alta densidade de caules perpendicularmente à direção principal do escoamento (Figura 9). Por outro lado, a remoção de massa é a mais baixa quando a vegetação está organizada em listras longitudinais paralelas à direção do escoamento (SABOKROUHIYEH et al., 2020).

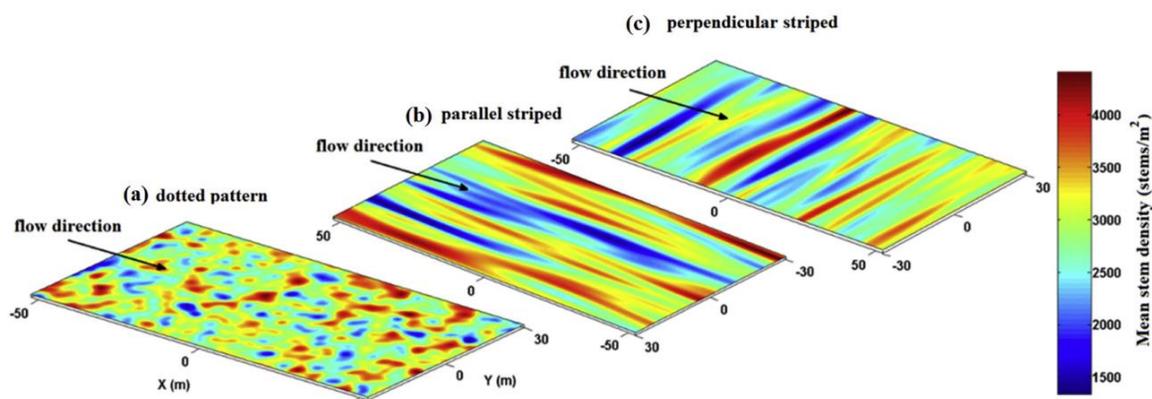


Figura 9: Tipos de padrões de vegetação com a mesma densidade média de caules e mesma variância considerados nas simulações: (a) padrão pontilhado; (b) padrão listrado alinhado com a direção do fluxo; (c) padrão listrado perpendicular à direção do fluxo.

### 5.1.5. Ilhas de WTS

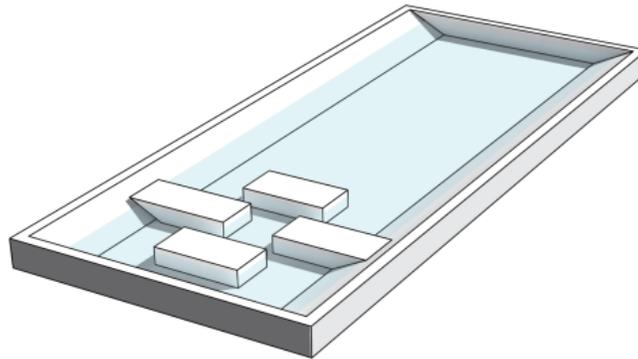
Conforme discutido, engenheiros têm dedicado uma considerável quantidade de tempo para pesquisar configurações ideais de bacias de retenção que reduzam o curto-circuito, considerando estratégias como propor relações de aspecto mais longas, introduzir zonas mais profundas perpendicularmente ao fluxo de água, ou criar canais sinuosos. No entanto, nesses estudos, a interdependência entre ecologia, urbanismo e desempenho hidráulico não foi completamente explorada. Para abordar essa lacuna, a introdução de ilhas nas bases das bacias demonstra-se uma solução promissora.

A adição de topografia diminui o volume da capacidade potencial de armazenamento

de água de uma bacia. Embora mais topografia ajude a reduzir o curto-circuito, também significa que a água sairá mais cedo simplesmente porque há menos volume de água, levando a um tratamento reduzido de poluentes. Colocar estrategicamente uma quantidade moderada de topografia reduzirá o curto-circuito e permitirá uma redução substancial da poluição. Uma quantidade excessiva de topografia pode minimizar o curto-circuito, mas não permitirá tempo suficiente para o tratamento de poluentes devido à perda geral de volume de água. Engenheiros e projetistas de bacias de retenção e de *wetlands* devem tomar decisões de projeto cuidadosamente consideradas com base em metas hidráulicas, equilibradas com metas ecológicas e urbanas. No entanto, independentemente do objetivo, o design preciso da topografia é importante. Seja em pequena ou grande escala, a topografia tem o potencial de impactar negativamente o desempenho, em comparação com outros projetos que utilizam volume equivalente. A próxima seção discute algumas lições aprendidas com experimentos sobre o design topográfico.

De forma geral, a incorporação de ilhas próximas à entrada tem o potencial de desviar o escoamento de entrada, reduzindo assim o curto-circuito e aprimorando o padrão de circulação dentro das bacias (German e Kant, 1998; Persson et al., 1999; Persson, 2000; Adamsson et al., 2002). Essas ilhas, quando agrupadas de maneira específica, são capazes de bloquear, fragmentar e desacelerar o escoamento de água que entra (Figura 10). Após a passagem pelo agrupamento de ilhas, a água é distribuída de forma mais uniforme por toda a largura da seção remanescente da bacia. Em outras palavras, o agrupamento de ilhas funciona como uma estrutura que modula o escoamento ao longo do comprimento restante da bacia. Por outro lado, em uma bacia sem ilhas, a maior parte da água tende a escoar diretamente da entrada para a saída em velocidades relativamente altas.

(a) Perspectiva das ilhas em concreto.  
Conjunto de ilhas próximas a entrada. A água esco do canto inferior esquerdo para o canto superior direito.



(b) Diagrama mostrando como os conjuntos de ilhas funcionam para dissipar um jato de água que se aproxima.

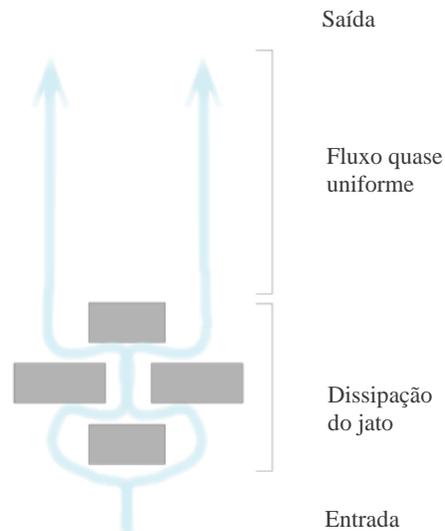


Figura 10: Exemplo de funcionamento do conjunto de ilhas. Adaptado de BALDERAS GUZMÁN; NEPF; BERGER, (2018).

Múltiplos designs de agrupamentos de ilhas junto à entrada da bacia (e.g., número e localização das ilhas) e designs das próprias ilhas (e.g., tamanho e forma das ilhas) têm desempenho hidráulico equivalente, porém apresentam diferentes potenciais nos demais serviços oferecidos, como será discutido mais adiante. Antes de apresentar os dois designs com melhor desempenho hidráulico, são apresentados alguns itens a serem considerados no projeto caso não seja possível projetar com os designs ótimos. Os resultados a seguir representam um sumário daqueles apresentados no “Design guidelines for urban stormwater *wetlands* – MIT” (BALDERAS GUZMÁN; NEPF; BERGER, 2018).

### 5.1.5.1. Ilhas individuais e uma única fileira de ilhas

A introdução de uma ilha solitária na entrada reduz o curto-circuito e melhora a remoção de poluentes em comparação com a bacia de retenção não alterada. A maior melhoria ocorre quando uma única ilha ocupa um terço da largura da bacia. A incorporação de ilhas laterais, posicionadas em ambos os lados da ilha central, geralmente melhora o desempenho hidráulico em relação ao cenário de uma única ilha. Na ausência das ilhas laterais, o escoamento é desviado pela ilha central e continua em direção às paredes laterais da bacia, gerando um escoamento concentrado ao longo das paredes, menos uniformemente distribuído em comparação com o caso das ilhas laterais e resultando em recirculação aumentada no centro. As ilhas laterais aprimoram a circulação da água ao bifurcar o jato de entrada em dois fluxos, redirecionando esse fluxo ao longo de trajetórias paralelas ao fluxo em 1/3 e 2/3 da largura da bacia, resultando em um escoamento uniforme em toda a largura da bacia (Figura 11).

Diagrama dos padrões de circulação em planta baixa da topografia de (a) e (b) com pequenas ilhas laterais (direita). Os fluxos de água vão de cima para baixo. Adicionar ilhas laterais melhora a uniformidade dos fluxos.

Fast Flow [—]  
Regular Flow [—]  
Slow Flow [—]  
Eddy [—]

(a)

$$T_{10} / T_{nc} = 0.39 \pm 0.02$$
$$C_e / C_0 = 0.49 \pm 0.004$$

(b)

$$T_{10} / T_{nc} = 0.46 \pm 0.02$$
$$C_e / C_0 = 0.45 \pm 0.02$$



Figura 11: Introdução de uma ilha solitária (a) e de ilhas laterais adicionais (b). Adaptado de BALDERAS GUZMÁN; NEPF; BERGER, (2018).

A distância entre essas ilhas pode fazer uma diferença significativa no desempenho. Distâncias menores entre ilhas melhoram o desempenho em comparação com distâncias maiores, pois ajudam a distribuir o jato de forma mais uniforme, reduzindo zonas de recirculação ou redemoinhos (Figura 12).

Diagrama dos padrões de circulação em planta baixa da topografia de (a) e (b), onde o último tem uma distância menor entre as ilhas. Os fluxos de água vão de cima para baixo. (b) tem uma performance hidráulica melhor que (a).

Fast Flow [—]   
 Regular Flow [—]   
 Slow Flow [—]   
 Eddy [—]

(a)

$$T_{10}/T_{nc} = 0.36 \pm 0.02$$

$$C_e/C_0 = 0.52 \pm 0.03$$

(b)

$$T_{10}/T_{nc} = 0.50 \pm 0.02$$

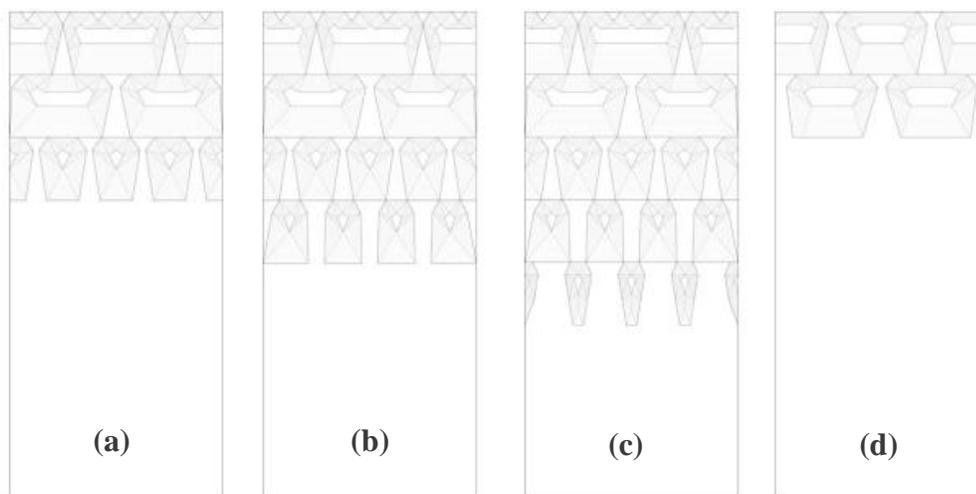
$$C_e/C_0 = 0.43 \pm 0.01$$



Figura 12: Diagrama dos padrões de circulação onde (b) tem uma distância menor que (a) e a performance hidráulica de (b) é melhor do que de (a). Adaptado de BALDERAS GUZMÁN; NEPF; BERGER, (2018).

### 5.1.5.2. Filas de ilhas adicionais

Embora filas adicionais com ilhas menores possam ajudar a dividir e ampliar ainda mais o jato de entrada na bacia, elas também ocupam mais volume, o que é prejudicial para o tempo de residência global. O posicionamento estratégico das ilhas é mais importante para o desempenho do curto-circuito do que o número total de ilhas. Por exemplo, um caso com apenas duas fileiras tem um desempenho muito melhor do que seus casos similares com três, quatro e cinco fileiras (Figura 13). Na verdade, os casos com três, quatro e cinco fileiras têm um desempenho quase equivalente.



**(a)**

$$T_{10}/T_{nc} = 0.47 \pm 0.03$$

$$C_e/C_0 = 0.51 \pm 0.01$$

**(b)**

$$T_{10}/T_{nc} = 0.44 \pm 0.05$$

$$C_e/C_0 = 0.45 \pm 0.01$$

**(c)**

$$T_{10}/T_{nc} = 0.47 \pm 0.02$$

$$C_e/C_0 = 0.52 \pm 0.01$$

**(d)**

$$T_{10}/T_{nc} = 0.55 \pm 0.07$$

$$C_e/C_0 = 0.46 \pm 0.02$$

Figura 13: Posicionamento das ilhas, onde (d) com duas fileiras de ilhas possui um desempenho melhor do que as demais configurações. Adaptado de BALDERAS GUZMÁN; NEPF; BERGER, (2018).

### 5.1.5.3. União de ilhas

Unir ilhas em duas fileiras para criar ilhas maiores melhora o desempenho hidráulico da bacia. Por exemplo, os designs apresentados na Figura 14 são idênticos, exceto pelo fato de que em um deles as ilhas são fundidas em duas fileiras para criar duas ilhas maiores. Essa mudança diminui o curto-circuito em mais de 21%, com um acréscimo adicional de 8% no volume de topografia. A melhoria provavelmente ocorre porque as grandes ilhas fundidas ocupam um volume que anteriormente era uma zona estagnada, ajudando a movimentar a água de forma mais eficiente e criando mais habitat no processo.

Diagrama dos padrões de circulação em planta baixa da topografia de (a) e (b), onde (b) é idêntico a (a) exceto que as ilhas no meio estão unidas para formar ilhas maiores e triangulares. Os fluxos de água vão de cima para baixo. Unir ilhas em locais com pouco fluxo de água otimiza a eficiência hidráulica.

Fast Flow [—]   
 Regular Flow [—]   
 Slow Flow [—]   
 Eddy [—]

(a)   
 $T_{10} / T_{nc} = 0.47 \pm 0.02$    
 $C_e / C_0 = 0.52 \pm 0.01$    
 (b)   
 $T_{10} / T_{nc} = 0.57 \pm 0.03$    
 $C_e / C_0 = 0.45 \pm 0.01$

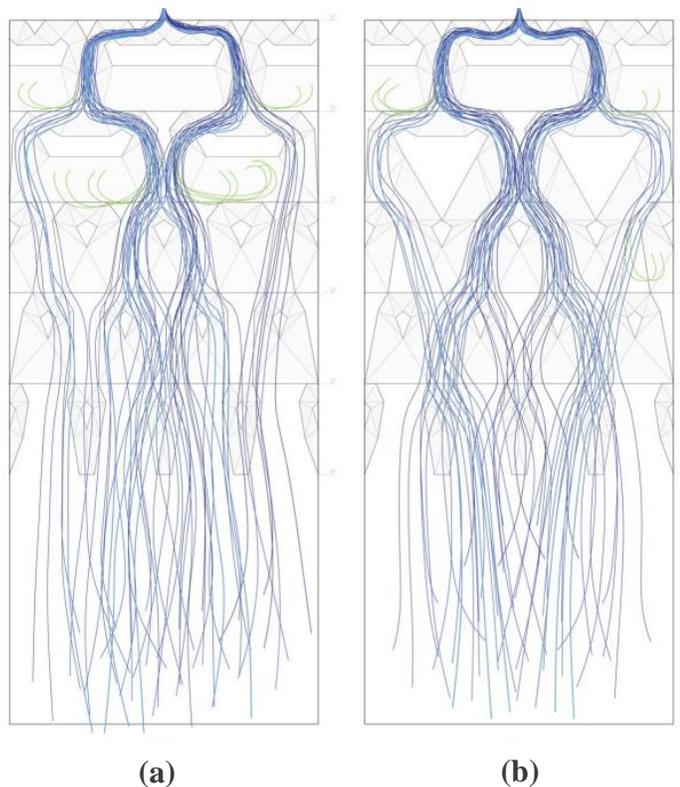


Figura 14: (b) possui ilhas unidas em duas fileiras para criar duas ilhas maiores, otimizando a eficiência hidráulica. Adaptado de BALDERAS GUZMÁN; NEPF; BERGER, (2018).

### 5.1.5.1. Forma aerodinâmica

Um perfil aerodinâmico para as ilhas, no qual a largura da ilha se estreita para formar uma cauda, impede que o fluxo de água se separe dos lados das ilhas. Quando as ilhas possuem um perfil aerodinâmico com a parte mais larga voltada para o fluxo, a cauda afunilada das ilhas promove a propagação do jato à medida que o fluxo se alarga para seguir o perfil aerodinâmico (Figura 15). Idealmente, os perfis aerodinâmicos têm uma relação ótima entre a largura e o comprimento de aproximadamente 0,25 ou ângulos laterais de 7 a 10 graus. A inclinação adicional do perfil aerodinâmico contribui para um habitat vegetativo emergente e submerso mais abundante. Uma configuração não aerodinâmica para as ilhas pode ter um desempenho ainda pior do que uma lagoa sem ilhas.

Diagrama dos padrões de circulação em planta baixa da topografia de (a) e (a) invertido, onde (a) invertido é idêntico a (a) mas rotacionado 180°. Os fluxos de água vão de cima para baixo. (a) performa melhor que (a) invertido porque a forma da linha de fluxo otimiza a propagação do jato.

Fast Flow [—]  
 Regular Flow [—]  
 Slow Flow [—]  
 Eddy [—]

(a)

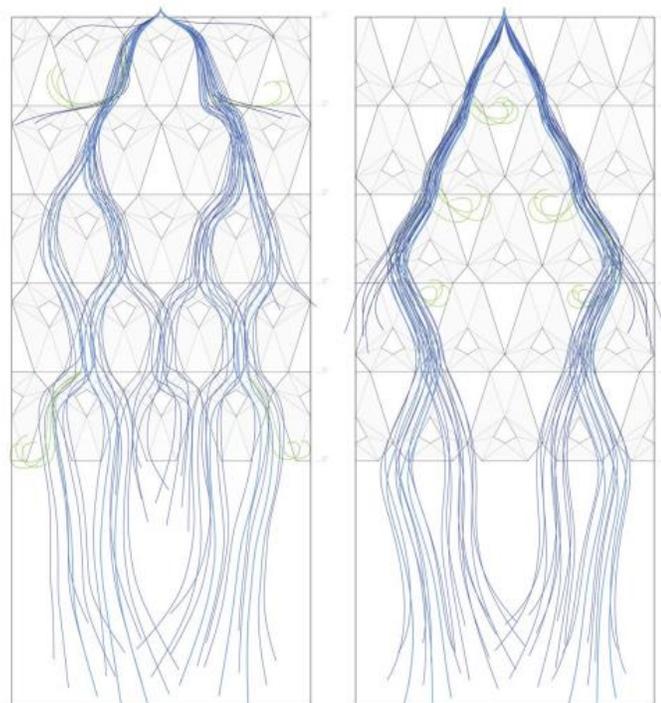
$$T_{10} / T_{nc} = 0.41 \pm 0.02$$

$$C_{\ell} / C_0 = 0.51 \pm 0.01$$

(a) invertido

$$T_{10} / T_{nc} = 0.37 \pm 0.02$$

$$C_{\ell} / C_0 = 0.57 \pm 0.01$$



(a)

(a) invertido



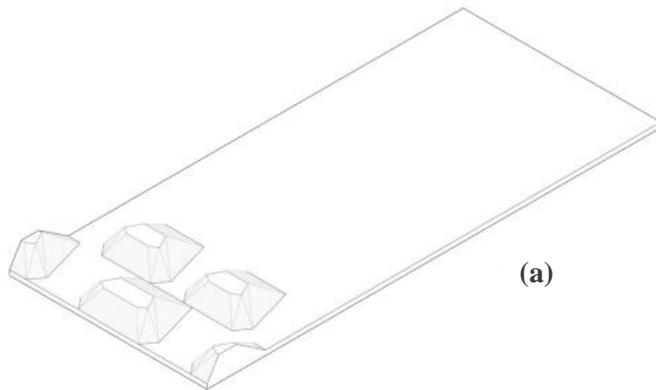
Figura 15: (a) performa melhor do que (a) invertido porque a forma da linha de fluxo otimiza a propagação do jato. Adaptado de BALDERAS GUZMÁN; NEPF; BERGER, (2018).

### 5.1.5.2. Designs ótimos

Os designs mais eficazes são aqueles com duas fileiras de ilhas de tamanhos semelhantes e cinco fileiras de ilhas que diminuem de tamanho à medida que se afastam da entrada, conforme apresentados na Figura 16.

As duas topografias com a melhor performance e suas métricas. Volume da topografia se refere ao volume sólido das ilhas. Os fluxos de água vão do canto inferior esquerdo para o canto superior direito.

**Hydraulic Metrics**  
 $T_d/T_w = 0.57 \pm 0.03$   
 $C_d/C_w = 0.42 \pm 0.03$   
**Topography Volume**  
1,001 cm<sup>3</sup>



**Hydraulic Metrics**  
 $T_d/T_w = 0.57 \pm 0.03$   
 $C_d/C_w = 0.45 \pm 0.01$   
**Topography Volume**  
3,181 cm<sup>3</sup>

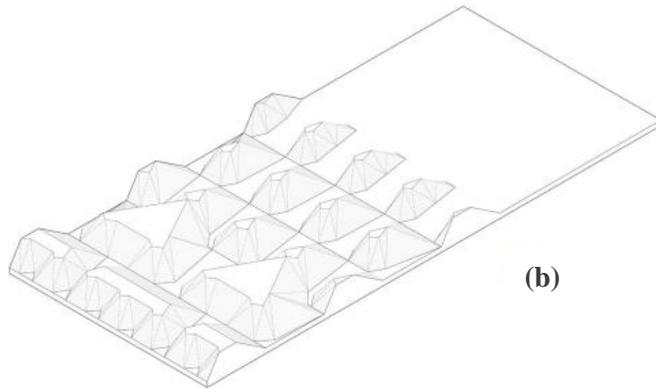


Figura 16: As duas topografias com a melhor performance. Adaptado de BALDERAS GUZMÁN; NEPF; BERGER, (2018).

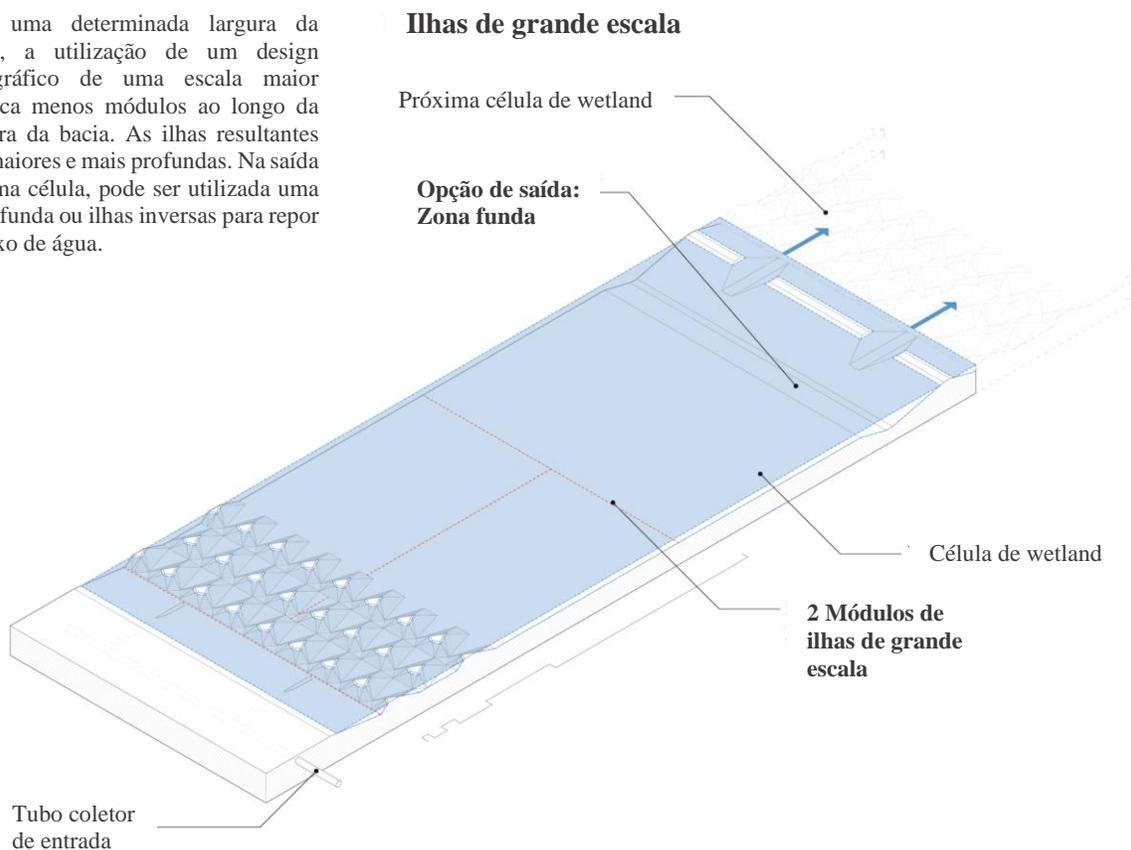
Os projetistas podem explorar até certo ponto diferentes formas e curvaturas de ilhas, sem alterar significativamente o desempenho hidráulico, desde que a geometria na escala do agrupamento permaneça similar. Esta margem de projeto é fundamental para incorporar multifuncionalidade nas formas, pois a conformação do terreno pode ser moldada para favorecer funções ecológicas e urbanas, mantendo o desempenho hidráulico.

Devido a modularidade e escalabilidade, as ilhas são adaptáveis a diferentes contextos. Desde que a entrada e a taxa de fluxo sejam apropriadamente escaladas, os designs podem ser escalados para qualquer tamanho necessário ao projeto. A modularidade significa que cada topografia pode ser repetida quantas vezes forem necessárias para abranger a largura da wetland, com cada módulo recebendo água de um tubo coletor de entrada.

Ao escalonar e repetir as topografias de forma adequada, os projetos podem ser adaptados para gerir mais ou menos água, dependendo do clima local. Além disso, a escolha da topografia pode também servir para equilibrar os objetivos hidráulicos, ecológicos e urbanos

específicos dos projetos locais (Figura 17 e Figura 18).

Para uma determinada largura da bacia, a utilização de um design topográfico de uma escala maior implica menos módulos ao longo da largura da bacia. As ilhas resultantes são maiores e mais profundas. Na saída de uma célula, pode ser utilizada uma zona funda ou ilhas inversas para repor o fluxo de água.



Utilizada em escalas maiores, as ilhas são mais largas e a água mais funda. Em uma grande escala, os designs promovem armazenamento de água.

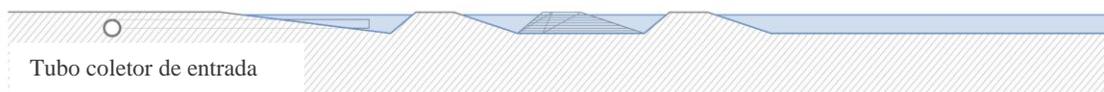


Figura 17: Ilhas de grande escala. Adaptado de BALDERAS GUZMÁN; NEPF; BERGER, (2018).

Para uma dada largura de bacia, a utilização de um desenho topográfico a uma escala menor implica em mais módulos ao longo da largura da bacia. As ilhas resultantes são menores e menos profundas, o que favoreceria o habitat das wetlands. Na saída de uma célula, uma wetland (oposta) ou ilhas inversas poderiam ser utilizadas como transição entre células.

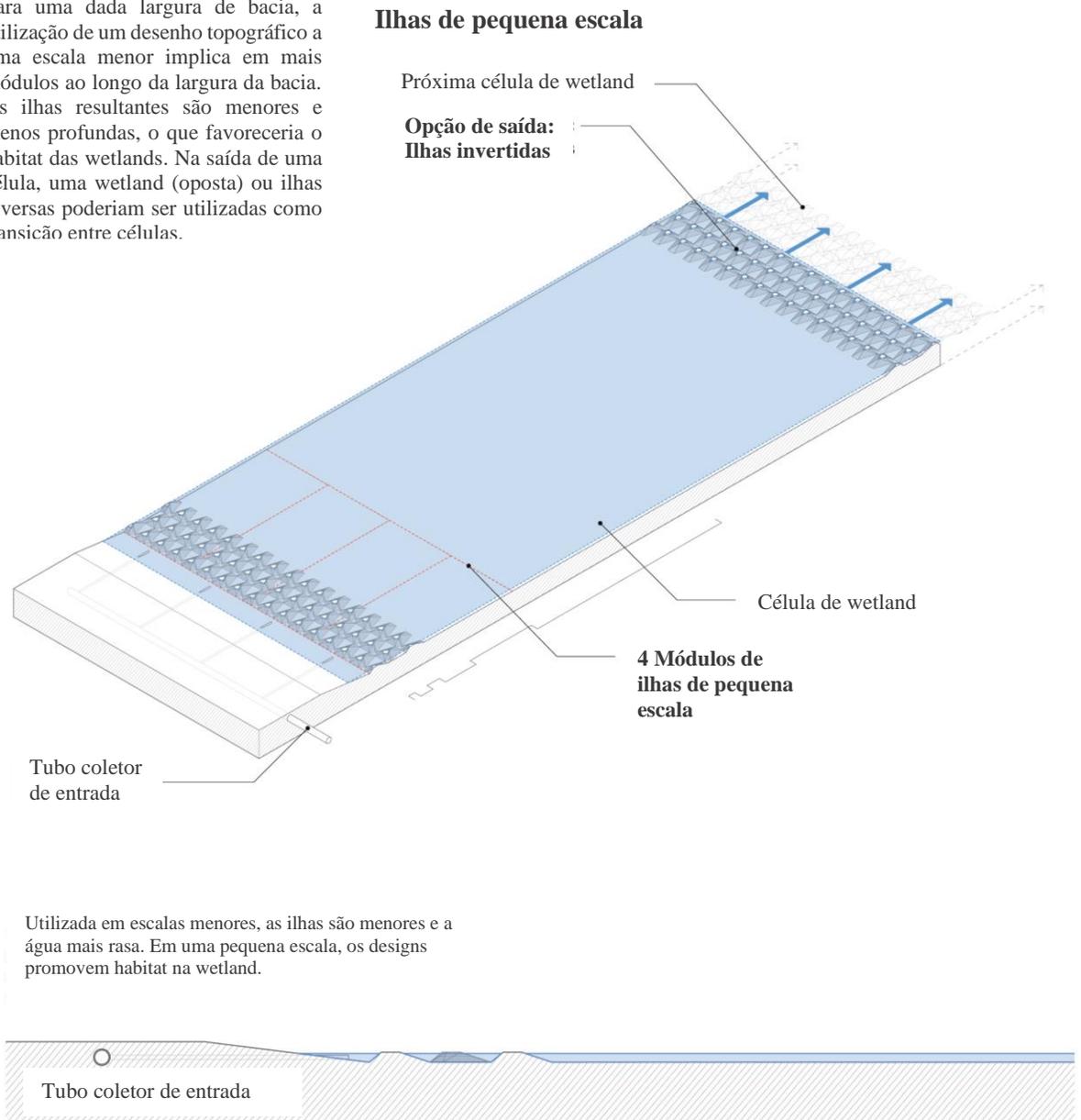


Figura 18: Ilhas de pequena escala. Adaptado de BALDERAS GUZMÁN; NEPF; BERGER, (2018).

## 5.2. Wetlands de Tratamento Flutuante (WTF)

As WTFs são estruturas inovadoras que se mostram promissoras na melhoria da qualidade da água em canais e bacias de retenção de águas pluviais (KHAN; MELVILLE; SHAMSELDIN, 2013). Essas WTFs utilizam plantas emergentes que crescem sobre uma estrutura flutuante na superfície da água, contribuindo para a remoção de poluentes e a purificação da água (Figura 19). Uma das principais vantagens das WTFs é a capacidade de

reduzir a velocidade do escoamento de água, facilitando a sedimentação de partículas suspensas e a retenção de sedimentos indesejados. Além disso, as raízes das plantas proporcionam uma ampla área para o desenvolvimento de biofilmes, que auxiliam na absorção biológica de nutrientes e poluentes presentes na água. Essa maior área disponível para o crescimento de biofilmes confere às ilhas de vegetação flutuantes uma eficiência superior na remoção de poluentes em comparação com os sistemas de plantas enraizadas no solo.

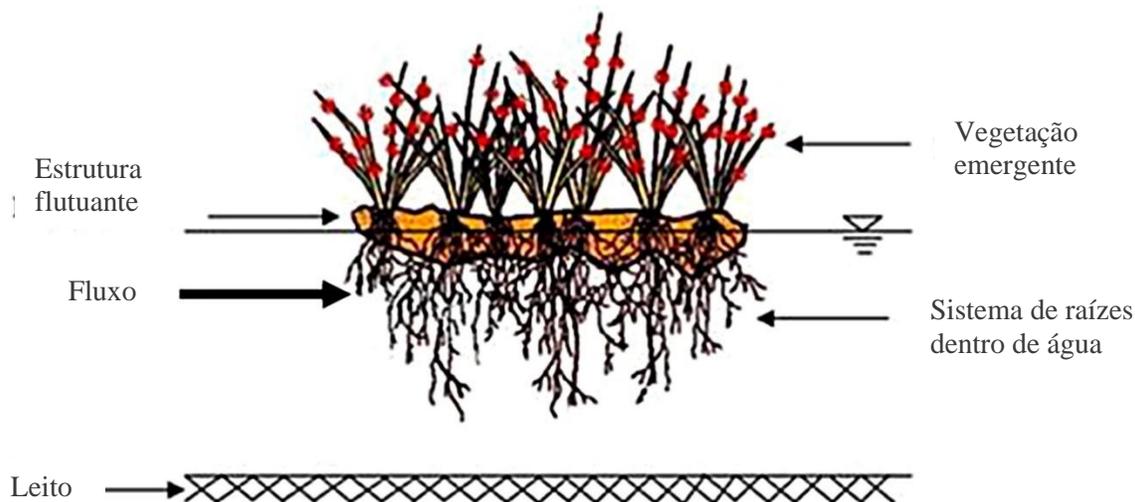


Figura 19: Vista esquemática da seção vertical de Wetlands de Tratamento Flutuantes (WTF). Adaptado de PAVLINERI; SKOULIKIDIS; TSIHRINTZIS, (2017).

Outra vantagem importante é a capacidade dessas estruturas de tolerar uma ampla variação nos níveis de água, o que permite uma maior retenção e um tempo de permanência mais prolongado durante eventos de inundação. Isso não apenas melhora a eficiência na remoção de poluentes, mas também ajuda a prevenir a erosão e o assoreamento nas bacias de retenção. Além disso, as WTFs podem ser facilmente integradas em bacias de retenção já existentes, proporcionando melhorias visuais, ecológicas e de habitat para a vida aquática. Com seu potencial de promover a purificação da água, reduzir a erosão e melhorar a biodiversidade, as WTFs se apresentam como uma solução ambientalmente amigável e eficaz para o tratamento de águas pluviais em bacias de retenção.

Apesar das potenciais vantagens das WTFs, a literatura atualmente carece de estudos abrangentes que explorem totalmente o desempenho e o funcionamento desses sistemas (LUCKE; WALKER; BEECHAM, 2019). A colocação arbitrária das WTFs em canais ou bacias de retenção, tratando-as como estruturas passivas e desconsiderando a hidráulica, reflete a limitada compreensão de seu real potencial. Ainda assim pode-se fornecer alguns insights

baseados em estudos pioneiros. A hidrodinâmica desempenha um papel essencial na eficiência de remoção proporcionada pelas WTFs, regulando dois aspectos fundamentais: (1) o fluxo de massa de poluentes que adentra a região radicular da WTF e (2) o tempo de permanência da massa de poluentes dentro da referida região (LIU et al., 2019).

Aprimorar a fração da massa de poluentes que adentra a zona radicular é crucial, considerando que os processos de remoção são ativados apenas nesse local. Quando a maior parte do escoamento contorna as WTFs, ocorre um fenômeno conhecido como curto-circuito, resultando em uma diminuição considerável do tratamento. Por exemplo, Winston et al. (2013) observaram apenas um benefício modesto ao incorporar WTFs em uma lagoa de águas pluviais, em que essas estruturas foram dispostas de forma aleatória, sem considerar a possibilidade de curto-circuito (WINSTON et al., 2013).

Além disso, estudos em mesocosmos demonstraram que os processos de remoção bioquímica dentro da zona radicular seguem a reação de primeira ordem com coeficiente de decaimento  $k^1$ , indicando que um tempo de residência mais prolongado nesta região resulta em uma redução mais expressiva na concentração de poluentes (YAMASAKI et al., 2022). Machado Xavier; Janzen; Nepf (2018), por exemplo, realizaram simulações numéricas para investigar a remoção de massa pelas WTFs em uma lagoa de águas pluviais. Comparando duas zonas radiculares com a mesma largura ( $b = 0.8$  m) e taxa de entrada, mas com comprimentos diferentes ( $L = 0.6$  m e  $1.2$  m), as simulações revelaram que a WTF mais longa ( $1.2$  m), que possuía um tempo de residência maior, removeu 60% da massa que adentrou a lagoa, enquanto a WTF mais curta ( $0.6$  m) removeu apenas 42%.

Portanto, por um lado, à medida que a taxa de entrada se reduz em direção a zero, mesmo com um tempo de permanência consideravelmente estendido, a massa removida pela região radicular se aproxima de zero devido à ausência de material para o tratamento. Por outro lado, à medida que o tempo de permanência se aproxima de zero, mesmo com uma grande vazão de massa em direção à região radicular, a quantidade removida se aproxima de zero devido à falta de tempo suficiente para o tratamento. Assim, tanto o tempo de permanência na região radicular quanto a taxa de fornecimento de massa à região em questão afetam a remoção de massa nas áreas radiculares.

---

<sup>1</sup> Uma reação de primeira ordem é uma reação em que a taxa de reação é diretamente proporcional à concentração do poluente ou nutriente.

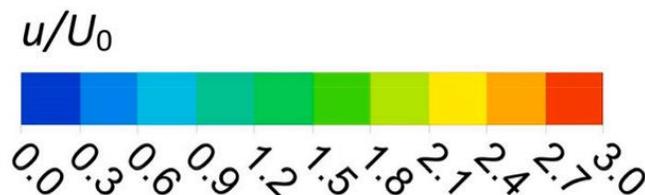
## 5.2.1. WTFs em canais

### 5.2.1.1. Canal com a presença de uma WTF

#### 5.2.1.1.1. Fenômeno

Para ilustrar a importância dos fatores tempo de residência na zona radicular e fluxo de entrada na zona radicular, considere como eles são influenciados pela presença de uma única WTF num canal com escoamento unidirecional, com a fração de volume sólido da zona radicular,  $\phi$ , a profundidade da raiz,  $h$ , a largura da zona radicular,  $b$ , e o comprimento da zona radicular,  $L^2$ . A presença de WTF modifica as características do escoamento em comparação com um canal vazio.

Considerando um canal com velocidade de escoamento livre igual a  $U_0$ , por exemplo, à medida que o escoamento se aproxima da WTF, observa-se uma diminuição da velocidade próxima à superfície da água (atingindo  $U_1$  imediatamente antes de entrar na WTF) e um aumento ao redor da zona radicular (conforme ilustrado na Figura 20). À medida que o escoamento desacelera dentro da zona radicular devido ao arrasto das raízes (tendo velocidade média no interior da WTF igual a  $U_{raiz}$ ), parte dele deixa a zona radicular pelo fundo (ou laterais) da mesma. Com a desaceleração do escoamento dentro da zona radicular devido ao arrasto das raízes (com velocidade média dentro da WTF igual a  $U_{raiz}$ ), parte do escoamento deixa a zona radicular pelo fundo (ou laterais) da mesma. A velocidade continua a desacelerar na esteira após a WTF, atingindo um mínimo antes de aumentar novamente em direção à velocidade que existia no canal sem a presença da WTF (Figura 21).



<sup>2</sup> A análise apresentada a seguir foi realizada por Liu, C., Shan, Y., Lei, J., & Nepf, H. (2019). Floating treatment islands in series along a channel: The impact of island spacing on the velocity field and estimated mass removal. *Advances in Water Resources*, 129, 222-231.

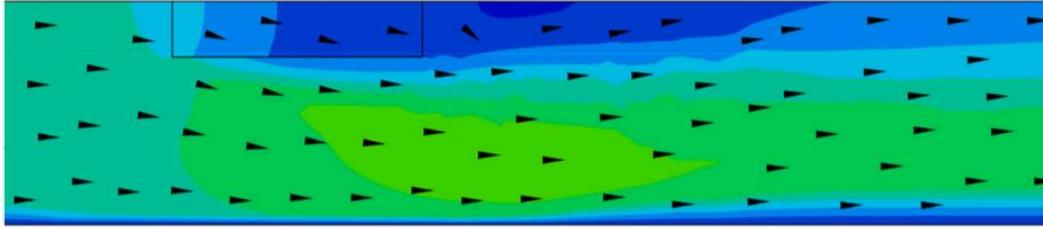


Figura 20: Gráfico de contorno da velocidade no sentido do escoamento normalizada pela velocidade média do canal,  $u/U_0$ , no plano vertical no sentido do fluxo ( $x$ - $y$ ) localizado na linha central da WTF, com a magnitude indicada na barra de cores. O escoamento é da esquerda para a direita, conforme indicado pelos vetores de velocidade. A localização da WTF é indicada pelo quadrado preto. A profundidade relativa da zona radicular é  $h/H = 0.25$  (YAMASAKI et al., 2022).

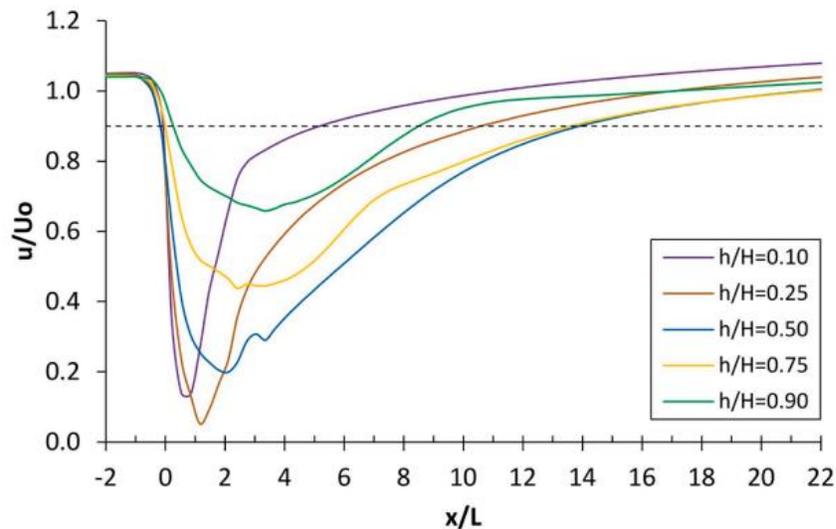


Figura 21: Perfis longitudinais de velocidade na direção do fluxo ( $u$ ) normalizados pela velocidade de entrada do canal ( $U_0$ ) para diferentes comprimentos de raízes ( $h$ ) normalizados pela profundidade do escoamento ( $H$ ). Os perfis foram obtidos na linha central da WTF e na metade do comprimento da raiz ( $h/2$ ) (ver Figura X). A WTF está localizada entre  $x/L = 0$  e  $1$ , sendo  $L$  o comprimento da WTF. A linha tracejada indica  $u/U_0 = 0,90$ . O comprimento de recuperação da velocidade ( $LR$ ) é definido como a distância desde a borda traseira da zona radicular até a posição em que a velocidade média na direção do escoamento,  $u$ , se recuperou para a velocidade de corrente livre,  $U_0$ , em até 10% (YAMASAKI et al., 2022).

### 5.2.1.1.2. Estimativa da remoção de massa em canal com uma WTF

Dados os padrões hidrodinâmicos descritos na seção anterior, torna-se possível estimar a remoção de massa associada a uma WTF posicionada no canal. Nesta estimativa, assumiu-se uma distribuição uniforme da massa do poluente em toda a seção transversal do canal a montante da WTF. O processo de remoção de massa pela zona radicular foi modelado empregando uma

reação de primeira ordem, com um coeficiente de decaimento representado por  $k$ . A estimativa de remoção de massa na zona radicular foi calculada como a diferença entre a massa que entra e a que sai dessa região específica.

Para valores baixos de  $kT_{raiz}$  ( $\leq 0.1$ , onde  $T_{raiz}$  representa o tempo de residência da água no interior da zona radicular), a remoção de massa é equivalente a

$$M = k \frac{L}{U_1} \quad (1)$$

É relevante observar que, se  $k$  for constante, não há dependência da fração de volume sólido da zona radicular  $\phi$ . Em outras palavras, quando o tempo de residência no interior da WTF é baixo e/ou o decaimento associado às plantas é pequeno, o projetista terá sob seu controle a difícil tarefa de diminuir a velocidade da água imediatamente a montante da WTF ou aumentar o comprimento da mesma

Por outro lado, se  $kT_{raiz} \geq 5$ , então a maioria da massa (>99%) que entra na WTF é removida, seguindo a equação

$$M = k \frac{U_{raiz}}{U_1} \quad (2)$$

Assim, para  $kT_{raiz} \geq 5$ , a remoção de massa cresce à medida que  $U_{raiz}$  aumenta e, conseqüentemente, conforme  $\phi$  diminui.

### 5.2.1.1.3. Recomendações de projeto

Na prática, os engenheiros buscam projetar sistemas com  $kT_{raiz}$  maiores, de modo que a Equação 2 seja mais aplicável. Considerando que o tempo de residência na zona radicular  $T_{raiz}$  ( $= L_{raiz}/U_{raiz}$ ) também é uma função de  $\phi$ , o projetista poderia maximizar a remoção de massa selecionando o menor valor de  $\phi$  para o qual  $kT_{raiz} \geq 5$ . Ressalta-se que não-linearidades adicionais podem existir devido à dependência de  $k$  e  $\phi$ , um aspecto não considerado nesta análise. Mais especificamente, uma densidade de raízes mais elevada ( $\phi$  mais alto) poderia sustentar uma densidade de biofilme mais alta, o que poderia resultar em um  $k$  mais elevado, ou seja,  $k$  pode aumentar com  $\phi$ . Embora estas complexidades adicionais não tenham sido

contempladas, a análise preliminar aqui apresentada proporciona uma compreensão de como o tempo de residência e o fluxo de massa influenciam a remoção de massa quando há apenas uma WTF presente no canal.

Por fim, as observações acima podem ser aplicadas para discutir a influência da fração de volume sólido da zona radicular  $\phi$  para WTFs posicionadas em série (ver mais detalhes na próxima seção). A velocidade na zona radicular de uma WTF a jusante é reduzida se ela estiver posicionada dentro da esteira de uma WTF a montante (ver Figura X, por exemplo). A velocidade na esteira de uma WTF diminui à medida que a fração de volume sólido da zona radicular  $\phi$  aumenta. Portanto, as WTFs em série exibem uma dependência mais acentuada entre  $U_{\text{raiz}}$  (ou  $Q_r$ ) e  $\phi$  do que uma única WTF, ou seja,  $U_{\text{raiz}}$  diminui mais intensamente com o aumento de  $\phi$ .

### **5.2.2. WTFs em série num canal**

Uma estratégia refinada para o posicionamento das WTFs em um canal ou bacia consiste em organizá-las em série, apresentando um arranjo espacial onde essas estruturas são dispostas sequencialmente em uma linha reta.

As reflexões conduzidas anteriormente na seção 4.1.1. oferecem perspectivas valiosas para compreender esse contexto. Ao considerar a distância da borda a jusante da zona radicular até o ponto de recuperação da velocidade como a escala de comprimento de recuperação de velocidade (LR), a inserção de uma segunda WTF a jusante da primeira, ao longo dessa escala de comprimento de recuperação de velocidade (ou seja, na esteira da ilha a montante), resulta em condições de entrada de vazão reduzidas para a segunda WTF, o que, por conseguinte, diminui a eficácia na remoção de massa. Esse fenômeno é sensível à distância  $\Delta L$  em relação à WTF anterior.

A escala de comprimento de recuperação de velocidade (LR) também reflete o processo de mistura entre a água que flui de baixo da zona radicular e a água que sai da zona radicular. Essa mistura intensifica a concentração na esteira da WTF a montante, gerando uma concentração mais elevada de poluentes que entra na WTF a jusante, aprimorando assim a remoção de massa dentro da zona radicular.

Resumidamente, em uma série de WTFs, quando posicionadas muito próximas, a maior parte do escoamento que sai da WTF montante entra diretamente na WTF a jusante sem

se misturar com a água nova e não tratada do canal principal. Como resultado, apenas uma pequena fração do fluxo não tratado presente no canal penetra na zona radicular, reduzindo o desempenho em escala do sistema de WTFs. À medida que o espaçamento entre as WTFs aumenta, a mistura com a água que flui ao redor da WTF também aumenta, resultando em água com concentração mais elevada entrando na próxima WTF da série, aprimorando a remoção dentro de cada zona radicular. No entanto, à medida que o espaçamento aumenta, há menos volume total de raiz reativa no canal, o que tende a reduzir a remoção em escala do canal. O fluxo de entrada em cada WTF a jusante depende da distância da WTF imediatamente a montante. Diante dessas tendências concorrentes, existe um espaçamento ótimo para WTFs em série que produz a maior remoção de massa por comprimento de canal.

### 5.2.2.1. Não projete uma WTF contínua

Mesmo que uma pequena distância entre WTFs ( $\Delta L/L = 2,0$ ) alcance uma grande remoção em escala de canal, a presença da lacuna é essencial. Isso pode ser ilustrado comparando casos com o mesmo volume reativo total, com e sem lacunas (YAMASAKI et al., 2022). Considere, por exemplo, uma comparação para  $h/H = 0,5$  e  $\Delta L/L = 0,0$  e  $\Delta L/L = 2,0$ . Para um pequeno  $k_{Traiz} (= 0,20)$ , ambos os sistemas produzem a mesma remoção de massa, no entanto, para  $k_{Traiz} \geq 2,00$ , a presença das lacunas entre WTFs, que facilitaram a mistura entre a água tratada e não tratada, permite a remoção de mais massa do que uma WTF contínua, ainda que o volume reativo seja igual (Figura 22).

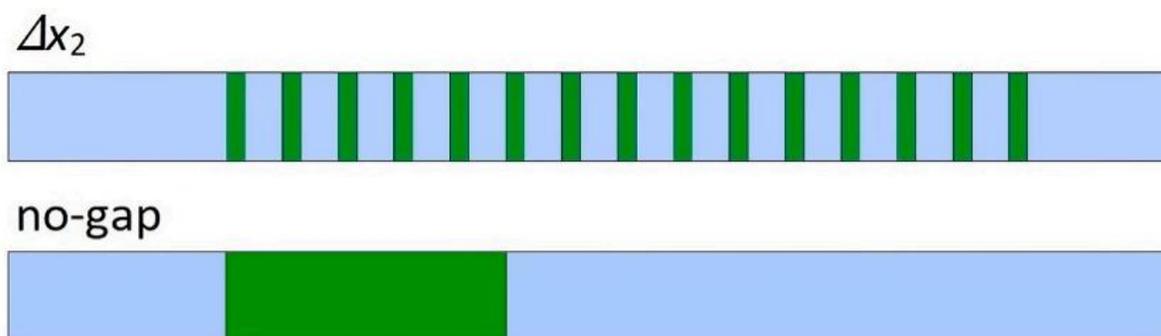


Figura 22: Vista superior das WTFs em série ( $\Delta L/L = 2,0$ ) e da WTF contínua ( $\Delta L/L = 0,0$ ) com mesmo volume reativo (YAMASAKI et al., 2022).

## 6. RECOMENDAÇÕES PARA UMA APLICAÇÃO FUNCIONAL DAS WETLANDS NO CONTEXTO URBANO

No final do século XIX, Frederick Law Olmsted projetou e construiu paisagens hidrológicas de grande escala que contribuíram tanto para o tratamento da água quanto para a criação de espaços públicos dinâmicos, sendo um dos grandes exemplos seu projeto do Central Park, no coração de Nova Iorque. Olmsted projetou paisagens com integração cuidadosa de fluxos de água, padrões de vegetação, vistas da paisagem, circulação, espaços de contemplação e espaços públicos. Contudo, muitos dos lugares onde seus projetos foram implementados eram, na época, pouco desenvolvidos ou não totalmente urbanizados.

Atualmente, engenheiros, arquitetos e urbanistas enfrentam diversos desafios que não existiam na época de Olmsted. Assim, o planejamento das *wetlands* construídas deve ser combinado com características como o ambiente regional, as características ecológicas e a disponibilidade de recursos para uma abordagem abrangente. Do ponto de vista do tratamento amplo do ambiente aquático, bem como da proteção e utilização dos recursos hídricos, as *wetlands* construídas devem atender às demandas ecológicas do ambiente aquático urbano, levar em conta a relação de valores econômicos e sociais e seguir o princípio ecológico, o princípio tecnológico e o princípio estético no projeto. Os profissionais precisam trabalhar com locais contextualmente restritos e altamente regulamentados, nos quais o tecido urbano já consolidado restringe as opções de projeto. Por esse motivo, os projetistas podem se beneficiar de tipologias de *wetlands* que sejam adaptáveis a diferentes tamanhos de lugares, usos e programas. A adaptabilidade dos projetos apresentados neste guia, sua modularidade, a escalabilidade e diferentes arranjos permite aos profissionais uma enorme flexibilidade para incorporar a funcionalidade urbana e os espaços públicos aos locais que receberão os diferentes tipos de *wetlands* (BALDERAS GUZMÁN; NEPF; BERGER, 2018; BU, 2014).

Este capítulo apresenta uma estrutura para a criação de *wetlands* funcionais, com programação para a população e possibilitando a criação de refúgios urbanos que proporcionem o contato com a natureza. São descritas formas como um local pode ser organizado para se adequar ao contexto local, adaptado às tipologias e programado para uso público. Na escala local, as *wetlands* podem ser projetadas como um espaço de uso público. Em escala urbana, as *wetlands* devem ser pensadas de forma sistêmica para recuperar redes hidrológicas destruídas ou impactadas, habitats críticos e a biodiversidade perdida para o desenvolvimento urbano.

## **6.1. Identificação de zonas potenciais**

Não há um método único para a identificação de zonas potenciais. Cada cidade possui suas particularidades, sendo possível que, dependendo de seu tamanho e nível de urbanização, as suas regiões divirjam tanto que abordagens únicas devem ser tomadas para cada uma delas.

Áreas com grande nível de urbanização e alto valor imobiliário são regiões de difícil abordagem, já que a possibilidade de ser necessária a desapropriação ou compra de áreas pode ser um fator impeditivo para que ações como as abordadas no guia sejam realizadas.

Regiões com um maior volume de área não construída e de valor territorial mais baixo podem ser opções interessantes, já que possibilitam a implantação de medidas de escala maior e problemas que podem surgir com o futuro aumento de sua urbanização podem ser previstos e ações de prevenção devem ser implementadas. Além de serem regiões que normalmente carecem de opções de recreação e espaços de convivência.

Devem ser estudados os pontos de inundação existentes e áreas que apresentam potencial para o surgimento de pontos de inundação no futuro. Assim, tais cenários podem ser evitados.

## **6.2. Organização espacial**

Devido à grande flutuação dos volumes de águas pluviais que podem ocorrer ao longo do ano em muitas cidades, sugere-se a que os locais onde serão implantadas as *wetlands* construídas bifurquem os fluxos de águas pluviais que chegam em dois canais distintos, onde a água pode fluir em paralelo: sendo um canal de wetland e um canal de planície de inundação. As dimensões dos canais devem refletir os padrões pluviais do local.

O canal da wetland é menor, mas deve receber fluxos de água constantes durante todo o ano que correspondem aos volumes de águas pluviais de baixa vazão de uma cidade, para que seu funcionamento seja possível. Ao fornecer fluxos moderados, o canal pantanoso consegue ser protegido contra mudanças drásticas nos volumes de água que perturbam o ecossistema, protegendo seu habitat e permitindo que ele se desenvolva. A criação de um canal de wetland é uma oportunidade de criar um habitat de alta qualidade, o que é extremamente raro em todos os contextos urbanos. Em contraste, o canal da planície de inundação deve ser o maior canal e também deve ser reforçado, para que seja capaz de acomodar grandes volumes de chuva, protegendo canal adjacente de inundações periódicas, que levariam a sua danificação. A criação

do canal da planície de inundação também é uma oportunidade de usar esse espaço para programas urbanos durante os períodos de seca.

Em seguida, os comprimentos dos canais da wetland e da planície de inundação são divididos em pelo menos três células sequenciais que permitem que os fluxos de água sejam "reiniciados". Conforme discutido capítulo anterior, no tópico sobre as ilhas de WTS, a água tem uma tendência a causar curto-circuito. Com o tempo, os padrões de crescimento da vegetação reforçam os caminhos de curto-circuito em um ciclo de feedback positivo. A segmentação dos canais em células amortecesse esse processo. Uma célula é composta por uma entrada e uma saída. Em vez de usar estruturas projetadas, como bueiros, saídas são criadas espelhando as ilhas para coletar a água em vez de dispersá-la, conforme item 5.1.5.2.. Assim, os pontos de transição entre uma célula e outra são um conjunto denso de ilhas espelhadas que abrangem a largura de um local. Esses corredores de ilhas formam a espinha dorsal do espaço aberto programável e da circulação.

### **6.3.Percursos**

Os percursos sobre as ilhas permitem a formação de um sistema de circulação sobre a wetland. A conectividade em um local que recebe uma wetland construída auxilia na integração do projeto com seu entorno urbano. Esses corredores podem assumir o papel de percursos para pedestres ou pequenas caminhos que avançam sobre as *wetlands* por meio de uma combinação de pontes, seguindo a paisagem suavemente ondulada das ilhas e proporcionando interações com o espaço e o meio ambiente. Os pontos iniciais e finais dos percursos podem conectar ruas existentes e pontos de destino ao redor do local, servindo também como espaços de passagem entre diferentes áreas. Como o comprimento e a forma dos canais e das células são flexíveis, o projeto geral do sistema hidrológico da wetland pode interagir com o tecido urbano do seu entorno.

A partir de uma rede de percursos central, caminhos de circulação menores podem se ramificar sobre o projeto. Esses caminhos menores criam rotas de acesso a programas públicos ao redor do local, como áreas de habitat ou espaços recreativos especificamente adaptados a essas condições topográficas e necessidades do projeto, oferecendo diversas maneiras de se conectar com a água.

## 6.4. Implantação das tipologias

A possibilidade de diferentes localizações e alturas das ilhas propicia uma criação de padrões exclusivos para cada local, bem como a utilização de diferentes níveis de água e uma diversidade de espécies vegetais. Essas características também resultam em oportunidades específicas de habitat e programação, que podem ser acentuadas pela escolha de materiais do como terra, gabiões e pavimentos alternativos.

Vários programas são possíveis em *wetlands* construídas, e certos habitats podem ser aumentados de acordo com as necessidades das espécies-alvo em locais regionais. Os projetistas têm grande flexibilidade na modificação do terreno para atingir metas urbanas e ecológicas. A implantação da topografia das ilhas permite o reequilíbrio criativo dos volumes de corte e aterro, que devem ser usados para acentuar as oportunidades de projeto. Por exemplo, uma pequena colina pode ser criada como uma plataforma de observação de todo o local, ou uma ilha grande e inacessível pode ser criada exclusivamente para a vida selvagem, bem como a colocação de *wetlands* flutuantes em locais específicos do sistema

Os projetistas também têm margem de manobra no projeto preciso das ilhas. Conforme discutido anteriormente, a funcionalidade hidrológica não é comprometida, desde que a configuração geral das ilhas permaneça intacta. Assim, os projetistas têm controle sobre a escultura precisa das formas e inclinações das ilhas. Por exemplo, uma ilha em um canal de planície de inundação pode ser criada para abrigar um anfiteatro, locais de contemplação, espaços de recreação e prática de esportes. Fornecer uma estrutura ordenada para paisagens ecologicamente ricas auxilia na aceitação do público.

Mais importante ainda, a introdução de um novo terreno complexo aumenta o nível de heterogeneidade da paisagem que foi significativamente reduzido ou removido na paisagem urbana moderna, fornecendo habitats e microclimas distintos. Isso também é benéfico para as pessoas, que podem desfrutar de uma ampla oferta de programas e experiências urbanas que aumentam a conscientização sobre os ciclos de chuvas urbanas e o papel da paisagem na mitigação de enchentes e na diminuição da poluição da água.

## 6.5. Paisagem

No projeto de *wetlands* construídas é possível integrar o projeto da infraestrutura com o projeto paisagístico, de forma a conceber um sistema de *wetlands* construídas atendendo à

demanda de suas funções hidrológicas combinadas com a estética e ecologia da paisagem, integrando o ambiente urbano ao ambiente natural de forma que a população possa sentir a natureza. A construção da paisagem deve integrar a função ecológica natural e a função de espaço social das *wetlands*.

## **6.6.Aspectos sociais**

Além da aquisição de terras e dos desafios regulatórios, o custo e a aceitação do público são duas questões fundamentais da implementação. A construção de formas de relevo complexas pode ser cara; no entanto, se todas as externalidades positivas forem calculadas, elas podem superar os custos.

As tipologias de *wetlands* serão desenvolvidas de acordo com um conjunto de requisitos programáticos (recreação, agricultura, conservação) combinados com metas de águas pluviais (tratamento de água, proteção contra inundações e/ou recarga de águas subterrâneas).

A construção de um sistema de infraestrutura de *wetlands* está sujeita às regras locais e federais de águas pluviais. Em nível municipal, as cidades geralmente têm requisitos para o gerenciamento de águas pluviais no local, como capturar uma polegada de água e retê-la.

## **6.7.Operação e manutenção**

O gerenciamento e a manutenção dos sistemas exigem uma equipe treinada e experiente. A eficiência e a sustentabilidade de longo prazo desses sistemas dependem fundamentalmente de uma compreensão integrada de seus processos biológicos, químicos e hidrológicos. Os planos de gerenciamento e os orçamentos precisam ser preparados na fase de projeto e devem ser tomadas providências para possíveis problemas operacionais imprevistos. As *wetlands* construídas são sistemas dinâmicos que mudam com o tempo, a menos que a intervenção humana interrompa esses processos (SHUTES, 2001).

A instalação correta e a manutenção regular são fundamentais para o funcionamento eficaz das *wetlands* construídas. É necessária a presença dos responsáveis pelo projeto durante a execução das obras para que possíveis erros sejam detectados a tempo. Um plano de manutenção também deve ser elaborado e entregue à equipe que será responsável pela manutenção do local, devendo ser realizadas inspeções regulares (HUNT et al., 2011).



## 7. CONCLUSÃO

Com o crescente aumento da frequência e intensidade dos eventos extremos de chuva, as cidades precisam reintroduzir as paisagens e mecanismos naturais perdidos com o desenvolvimento urbano. Embora as *wetlands* construídas já sejam há muito utilizadas para o manejo das águas pluviais, pouco progresso tem ocorrido na sua implantação em território brasileiro.

Ao unir o projeto urbano, a arquitetura paisagística e o estudo de tipologias através da dinâmica dos fluídos, as diretrizes presentes neste guia oferecem estratégias importantes para a criação de *wetlands* construídas urbanas para águas pluviais, combinando o desempenho hidrológico e hidráulico, a função ecológica e o projeto da paisagem urbana para gerenciar eventos de inundações urbanas, aumentar a resiliência das cidades, aumentar a biodiversidade, melhorar a qualidade da água e criar espaços públicos valiosos no meio urbano.

Neste trabalho foi desenvolvido um guia para a aplicação de tipologias de *wetlands* construídas no Brasil. Foram selecionadas tipologias passíveis de aplicação no contexto da drenagem urbana brasileira, sendo seus mecanismos e processos explicados e sua aplicação orientada. Recomendações para a implantação de projetos com *wetlands* que sejam compatíveis com o contexto urbano do local foram feitas.

Espera-se que este material alcance o seu público-alvo, informando-os sobre a adoção e aplicação em projetos brasileiros de uma infraestrutura ecológica multifuncional promissora, não somente para o manejo e tratamento de águas pluviais, mas também para a criação espaços públicos ricos, agradáveis ao público e com resiliência urbana.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BALDERAS GUZMÁN, C. **Strategies for systemic urban constructed wetlands**. Thesis—Department of Architecture, Department of Urban Studies and Planning: Massachusetts Institute of Technology, 2013.
- BALDERAS GUZMÁN, C.; NEPF, H.; BERGER, A. M. **Design Guidelines for Urban Stormwater Wetlands**. 2018.
- BENDORICCHIO, G.; CIN, L. D.; PERSSON, J. Guidelines for free water surface wetland design. 2000.
- BENEDICT, M. A.; MCMAHON, E. **Green infrastructure: linking landscapes and communities**. Washington, DC: Island Press, 2006.
- BOLUND, P.; HUNHAMMAR, S. Ecosystem services in urban areas. **Ecological Economics**, v. 29, n. 2, p. 293–301, maio 1999.
- BU, L. Planning and Design for Constructed Wetlands Based on the Ecological Landscape. **Applied Mechanics and Materials**, v. 584–586, p. 662–667, jul. 2014.
- CAMPBELL, C.; OGDEN, M. **Constructed Wetlands in the Sustainable Landscape**. John Wiley & Sons, 1999.
- CHRISTOFIDIS, D.; ASSUMPCÃO, R. D. S. F. V.; KLIGERMAN, D. C. A evolução histórica da drenagem urbana: da drenagem tradicional à sintonia com a natureza. **Saúde em Debate**, v. 43, n. spe3, p. 94–108, dez. 2019.
- COHEN, M. J.; BROWN, M. T. A model examining hierarchical wetland networks for watershed stormwater management. **Ecological Modelling**, v. 201, n. 2, p. 179–193, fev. 2007.
- CORMIER, N. S.; PELLEGRINO, P. R. M. Infra-estrutura verde: uma estratégia paisagística para a água urbana. **Paisagem e Ambiente**, n. 25, p. 127, 30 jun. 2008.
- CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J.; REED, S. C. **Natural Wastewater Treatment Systems**. CRC Press, 2010.
- CRUZ, M. A. S.; SOUZA, C. F.; TUCCI, C. E. M. CONTROLE DA DRENAGEM URBANA NO BRASIL: AVANÇOS E MECANISMOS PARA SUA SUSTENTABILIDADE. 2007.
- CUI, B.; ZHANG, Z.; LEI, X. Implementation of Diversified Ecological Networks to Strengthen Wetland Conservation. **CLEAN – Soil, Air, Water**, v. 40, n. 10, p. 1015–1026, out. 2012.
- DHAKAL, K. P.; CHEVALIER, L. R. Managing urban stormwater for urban sustainability: Barriers and policy solutions for green infrastructure application. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 171–181, dez. 2017.

FOSTER, J.; LOWE, A.; WINKELMAN, S. The Value of Green Infrastructure for Urban Climate Adaptation. **The Center for Clean Air Policy**, fev. 2011.

GERKE, S.; BAKER, L. A.; XU, Y. Nitrogen Transformations in a Wetland Receiving Lagoon Effluent: Sequential Model and Implications for Water Reuse. **Water Research**, v. 35, n. 16, p. 3857–3866, nov. 2001.

HUNT, W. F. et al. Constructed Storm-Water Wetland Installation and Maintenance: Are We Getting It Right? **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 137, n. 8, p. 469–474, ago. 2011.

IBGE, **Síntese de indicadores sociais: uma análise das condições de vida da população brasileira - 2015**. Rio de Janeiro: IBGE, 2016.

JUNK, W. J. et al. Parte I: Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. Em: **Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats**. Cuiabá: EdUFMT, 2015. p. 11–82.

KADLEC, R. H. The limits of phosphorus removal in wetlands. **Wetlands Ecology and Management**, v. 7, p. 165–175, set. 1999.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment Wetlands**. 1 ed CRC Press, 2008.

KHAN, S.; MELVILLE, B. W.; SHAMSELDIN, A. Design of Storm-Water Retention Ponds with Floating Treatment Wetlands. **Journal of Environmental Engineering**, v. 139, n. 11, p. 1343–1349, nov. 2013.

LIGHTBODY, A. F. **The Physical Role of Transverse Deep Zones in Improving Constructed Treatment Wetland Performance**. Massachusetts Institute of Technology, 2007.

LITCHFIELD, D. K. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment at Amoco Oil Company's Mandan, North Dakota Refinery. Em: **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural**. 1. ed. Chelsea: Lewis Publishers, 1989. p. 233–237.

LIU, C. et al. Floating treatment islands in series along a channel: The impact of island spacing on the velocity field and estimated mass removal. **Advances in Water Resources**, v. 129, p. 222–231, jul. 2019.

LUCKE, T.; WALKER, C.; BEECHAM, S. Experimental designs of field-based constructed floating wetland studies: A review. **Science of The Total Environment**, v. 660, p. 199–208, abr. 2019.

MACHADO XAVIER, M. L.; JANZEN, J. G.; NEPF, H. Numerical modeling study to compare the nutrient removal potential of different floating treatment island configurations in a stormwater pond. **Ecological Engineering**, v. 111, p. 78–84, fev. 2018.

- MCFARLAND, A. R. et al. Guide for using green infrastructure in urban environments for stormwater management. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 5, n. 4, p. 643–659, 2019.
- PAVLINERI, N.; SKOULIKIDIS, N. TH.; TSIHRINTZIS, V. A. Constructed Floating Wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. **Chemical Engineering Journal**, v. 308, p. 1120–1132, jan. 2017.
- RIGUETTO, A. M.; MOREIRA, L. F. F.; SALES, T. E. A. **Manejo De Águas Pluviais Urbanas**. Abes, 2009.
- SABOKROUHIYEH, N. et al. A numerical study of the effect of wetland shape and inlet-outlet configuration on wetland performance. **Ecological Engineering**, v. 105, p. 170–179, ago. 2017.
- SABOKROUHIYEH, N. et al. Variation in contaminant removal efficiency in free-water surface wetlands with heterogeneous vegetation density. **Ecological Engineering**, v. 143, p. 105662, jan. 2020.
- SALATI, E.; FILHO, E. S.; SALATI, E. UTILIZAÇÃO DE SISTEMAS DE WETLANDS CONSTRUÍDAS PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS. 1982.
- SCHOLZ, M. **Wetland systems to control urban runoff**. 1 ed. Amsterdam; Boston: Elsevier, 2006.
- SCHOLZ, M. **Wetland Systems**. London: Springer London, 2011.
- SCHUELER, T. The Importance of Imperviousness. **Watershed Protection Techniques**, v. 1, n. 3, p. 100–111, 1994.
- SCHUELER, T. R.; FRALEY-MCNEAL, L.; CAPPIELLA, K. Is Impervious Cover Still Important? Review of Recent Research. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 14, n. 4, p. 309–315, abr. 2009.
- SHUTES, R. B. E. Artificial wetlands and water quality improvement. **Environment International**, v. 26, n. 5–6, p. 441–447, maio 2001.
- SIMAN GOMES, C.; MAGALHAES JÚNIOR, A. P. Sistemas De Classificação De Áreas Úmidas No Brasil E No Mundo: Panorama Atual E Importância De Critérios Hidrogeomorfológicos / Wetlands Classification Systems In Brazil And The World: Current Overview And The Importance Of Hydrogeomorphological Parameters. **Geo UERJ**, n. 33, p. e34519, 31 dez. 2018.
- SUMITA, J. K.; BROCANELI, P. F. WETLANDS CONSTRUÍDAS. 2014.
- THORSLUND, J. et al. Wetlands as large-scale nature-based solutions: Status and challenges for research, engineering and management. **Ecological Engineering**, v. 108, p. 489–497, nov. 2017.

TILLEY, D. R.; BROWN, M. T. Wetland networks for stormwater management in subtropical urban watersheds. **Ecological Engineering**, v. 10, n. 2, p. 131–158, jun. 1998.

TUCCI, C. Águas urbanas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 97–112, 2008.

WANG, Y. et al. Application of landscape ecology to the research on wetlands. **Journal of Forestry Research**, v. 19, n. 2, p. 164–170, jun. 2008.

WINSTON, R. J. et al. Evaluation of floating treatment wetlands as retrofits to existing stormwater retention ponds. **Ecological Engineering**, v. 54, p. 254–265, maio 2013.

WRIGHT, T. et al. Direct and indirect Impacts of Urbanization on Wetland Quality. Em: **Direct and indirect Impacts of Urbanization on Wetland Quality**. Wetlands & Watersheds Article Series. [s.l.] Center for Watershed Protection, 2006. v. 1.

YAMASAKI, T. N. et al. Flow distribution and mass removal in floating treatment wetlands arranged in series and spanning the channel width. **Journal of Hydro-environment Research**, v. 44, p. 1–11, set. 2022.

YANG, R.; CUI, B. A Wetland Network Design for Water Allocation Based on Environmental Flow Requirements. **CLEAN – Soil, Air, Water**, v. 40, n. 10, p. 1047–1056, out. 2012.