

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ENGENHARIA HÍDRICA**

**Estado da Arte das Técnicas de Desenvolvimento de  
Baixo Impacto Aplicadas no Controle da Drenagem  
Urbana**

**Léo Davidovitsch**

**Itajubá**

**2020**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ENGENHARIA HÍDRICA**

**Léo Davidovitsch**

**Estado da Arte das Técnicas de Desenvolvimento de  
Baixo Impacto Aplicadas no Controle da Drenagem  
Urbana**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia hídrica como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Hídrica.

Área de concentração: Gestão de Recursos Hídricos

Orientador: Prof. Dr. Benedito Claudio da Silva

**Itajubá**

**2020**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ENGENHARIA HÍDRICA**

**Léo Davidovitsch**

**Estado da Arte das Técnicas de Desenvolvimento de  
Baixo Impacto Aplicadas no Controle da Drenagem  
Urbana**

**Banca Examinadora:**

Prof. Dr. Benedito Claudio da Silva  
(Orientador)

Prof. Dra. Herlane Costa Calheiros

Prof. Dr. Leopoldo Uberto Ribeiro Júnior

**Itajubá**

**2020**

*À minha esposa Drielle, pelo amor, compreensão, dedicação, incentivo, carinho e momentos de alegria. DEDICO.*

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por sempre iluminar os caminhos em minha vida.

À Universidade Federal de Itajuba (UNIFEI), em especial ao Programa de Mestrado profissional de engenharia hídrica, pela oportunidade concedida

Ao meu orientador, Prof. Dr. Benedito Claudio da Silva, pela dedicação, apoio, por todo conhecimento compartilhado e pela paciência durante todas as minhas dificuldades nesta pesquisa.

À Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD), por permitir a conciliação entre meu trabalho e o programa de mestrado.

Agradeço a todos os professores deste Mestrado Profissional em Engenharia Hídrica que foram, cada um com a sua particularidade, essenciais para a minha formação como mestre em engenharia hídrica.

À minha mãe que me acolhe no seu coração, dando-me segurança e coragem para os desafios da vida.

À minha esposa Drielle Gomes, meu pilar de sustentação, por sempre estar presente e me apoiar em minhas decisões, sempre com muito amor, carinho, amizade, compreensão e otimismo.

Ao apoio e motivação constantes dos meus sogros Alberto Vitor Gomes (in memoriam) e Maria Helena Barbara Gomes, aos cunhados, sobrinha e de toda a minha família.

A todos os amigos que contribuíram de alguma forma desde o início dessa jornada, das primeiras aulas do mestrado até a conclusão desta dissertação.

Agradeço aos meus irmãos que me emanam energias positivas de torcida pelo meu sucesso.

Agradeço aos meus avós Abraham, Ácia, Helena e ao meu pai Aron (in memoriam) por terem vibrado durante toda a vida deles emanando energias de amor, proteção e luz para a minha estrada.

Agradeço a todos os meus colegas da turma de mestrado que compartilharam e trocaram ideias, contribuindo para as reflexões que alimentaram os estudos nesta pesquisa.

*“O essencial é ter a coragem de arriscar e desenvolver novas ideias.”*

*Zaha Hadid*

## RESUMO

Historicamente, os centros urbanos têm sofrido uma intensa e contínua impermeabilização das superfícies impactando diretamente no ciclo hidrológico natural da água e causando grandes problemas relacionados com as enchentes e degradação ambiental. O Desenvolvimento Urbano de Baixo Impacto (do inglês *Low Impact Development*, LID) é uma abordagem de drenagem urbana que visa minimizar os impactos adversos do escoamento de águas pluviais por meio da implementação de técnicas alternativas que preservem ou mimetizem o ciclo hidrológico natural. Portanto, nesse estudo foram coletadas e sistematizadas informações sobre publicações em diversas técnicas LID urbana aplicadas no controle de enchentes, armazenamento e tratamento do escoamento pluvial. Foi realizada uma pesquisa bibliográfica quantitativa e qualitativa, por meio de levantamento e análise de publicações, na última década e indexadas pela base de dados *Web of Science*, sobre diversas técnicas LID. A análise quantitativa avaliou o número de publicações sobre técnicas LID de drenagem urbana entre 2010-2019, assim como os países que publicaram mais artigos neste período. Para a análise qualitativa, foram avaliadas e caracterizadas as publicações na última década, principalmente as mais recentes e dentro dos países com mais publicações, pesquisas com aplicação em meso e macroescala, assim como modelos matemáticos. Os resultados demonstraram um aumento crescente e significativo de publicações em técnicas LID de drenagem urbana mundialmente. Os países com maior número de publicações foram os Estados Unidos, a Austrália e a China, respectivamente. O Brasil aparece em décimo lugar na classificação geral, sendo a coleta e aproveitamento de água da chuva a técnica LID mais pesquisada. Entre as técnicas LID mais pesquisadas globalmente estão a biorretenção, as zonas úmidas artificiais e o aproveitamento e armazenagem de água pluvial respectivamente, seguidas pelas técnicas telhados verdes e pavimentos permeáveis. Em conclusão, foi possível verificar por meio deste estudo que existe uma tendência mundial na pesquisa e implantação de técnicas LID de drenagem urbana. Estas técnicas oferecem uma alternativa sustentável para o gerenciamento de águas pluviais representando grandes benefícios ambientais, econômicos e sociais.

**Palavras-chave:** BMP, LID, pesquisa bibliográfica, escoamento pluvial, enchentes.

## ABSTRACT

Historically, the urban centers have been through an intense and continuous impermeabilization of the ground surfaces which impacts directly on the natural hydrological cycle and causes several problems related to flooding and environmental degradation. The Low Impact Urban Development (LID) is an urban drainage approach that minimizes adverse impacts of stormwater runoff through the implementation of alternative techniques, which maintain or mimic the natural hydrologic cycle. Therefore, this study, collected and systematized global scale information on publications of several urban drainage LID techniques for flood control, stormwater storage and treatment. A quantitative and qualitative bibliographic study research was carried out, sourcing and analyzing publications within the last decade and indexed in the Web of Science database. The quantitative analysis evaluated the number of publications on urban drainage LID techniques within 2010-2019, as well as the countries with the highest number of publications for the same period. The qualitative analysis evaluated and characterized the publications within the last decade, mainly more recent and of countries with the highest number of publications, research at meso and macroscale, as well as mathematical models. The results showed a significant increase in the number of publications on urban drainage LID techniques globally. The countries with the highest number of publications were the United States, Australia and China. Brazil was at the tenth place in the main classification, and the most researched LID technique was rainwater catchment. The LID techniques bioretention, wetlands and rainwater storage were the most researched globally, followed by the LID techniques green roofs and permeable pavements. In conclusion, through this study, it was possible to verify a global tendency on the research and implementation of urban drainage LID techniques globally. These techniques offer a sustainable alternative for the management of stormwater runoff, representing environmental, economic and social benefits.

**Keywords:** BMP, LID, bibliographic research, stormwater runoff, flooding

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Comparação do hidrograma de áreas urbanizadas e não urbanizadas. Fonte: Adaptado de Tucci (2007).....	17
Figura 2. Comparação entre os sistemas de drenagem convencionais (A) e drenagem LID (B). Fonte: Adaptado de Luoni <i>et al.</i> (2010).....	22
Figura 3. A evolução da gestão da drenagem urbana com o aumento da urbanização. Fonte: Adaptado de Fletcher <i>et al.</i> (2015).....	25
Figura 4. Características hidrológicas de áreas naturais (A) e áreas urbanizadas (B). Fonte: Adaptado de Shafique (2016). ....	26
Figura 5. Alternativas sustentáveis de drenagem urbana. Fonte: Adaptado de Luoni <i>et al.</i> (2010) .....	27
Figura 6. Representação esquemática de um sistema clássico de biorretenção. Fonte: Adaptado de Macedo, Lago e Mendiondo (2019).....	36
Figura 7. Localização das áreas de biorretenção. Fonte: Winston, Dorsey e Hunt (2016). ....	37
Figura 8. Representação esquemática das unidades de biorretenção na cidade de Montreal, Canada. Fonte: Adaptado de Frosi <i>et al.</i> (2019). ....	39
Figura 9. Área de biorretenção. Fonte: Lucke e Nichols (2015).....	40
Figura 10. Diagrama conceitual de uma biovaleta. Fonte: Adaptado de Dinic-Brankovic <i>et al.</i> (2019).....	44
Figura 11. Perfil típico dos pavimentos permeáveis. Modificado de Fonte: (FREEBORN; SAMPLE; FOX, 2012).....	48
Figura 12. Camadas presentes em um sistema de telhados verdes. Adaptado de Vijayaraghavan (2016). ....	51
Figura 13. Tipos de zonas úmidas artificiais. Fonte: Headley e Tanner (2012). 65	

Figura 14. Desenvolvimento da vegetação na lagoa 1 da ZUA: (a) maio de 2013: plantio; (b) outubro 2013: final da 1ª safra, (c) maio de 2014: 2ª safra, (d) agosto de 2014: pico da 2ª safra estação de crescimento. Fonte: Merriman, Hunt e Bass (2016)..... 66

Figura 15. Zona úmida de tratamento flutuante criada pela união de subunidades flutuantes para criar a estrutura flutuante que suporta o crescimento da planta. Fonte: Headley e Tanner (2012). ..... 69

Figura 16. Número de artigos publicados sobre biorretenção para drenagem urbana no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*. ..... 71

Figura 17. Número de artigos publicados sobre biorretenção para drenagem urbana dos 10 países com maior número de publicações no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*. ..... 72

Figura 18. Número de artigos publicados sobre biovaletas para drenagem urbana no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*. ..... 72

Figura 19. Número de artigos publicados sobre biovaletas para drenagem urbana dos 10 países com maior número de publicações no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*. ..... 73

Figura 20. Número de artigos publicados sobre pavimentos permeáveis para drenagem urbana no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*. ..... 73

Figura 21. Número de artigos publicados sobre pavimentos permeáveis para drenagem urbana dos 10 países com maior número de publicações no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*. ..... 74

Figura 22. Número de artigos publicados sobre telhados verdes para drenagem urbana no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*. ..... 74

Figura 23. Número de artigos publicados sobre telhados verdes para drenagem urbana dos 10 países com maior número de publicações no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*. ..... 75

Figura 24. Número de artigos publicados sobre filtros de areia para drenagem urbana no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*. ..... 75

- Figura 25. Número de artigos publicados sobre filtros de areia para drenagem urbana dos 10 países com maior número de publicações no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*..... 76
- Figura 26. Número de artigos publicados sobre coleta e aproveitamento de água pluvial para drenagem urbana no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*... 76
- Figura 27. Número de artigos publicados sobre coleta e aproveitamento de água pluvial para drenagem urbana dos 10 países com maior número de publicações no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*..... 77
- Figura 28. Número de artigos publicados sobre zonas úmidas artificiais para drenagem urbana no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*..... 77
- Figura 29. Número de artigos publicados sobre zonas úmidas artificiais para drenagem urbana dos 10 países com maior número de publicações no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*..... 78
- Figura 30. (a) Número e (b) porcentagem de artigos publicados por técnica LID para drenagem urbana no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*..... 79
- Figura 31. (a) Número e (b) porcentagem de artigos publicados por técnica LID para drenagem urbana dos 10 países com maior número de publicações no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*..... 80

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Medidas estruturais de técnicas de drenagem urbana LID.....	32
Tabela 2. Modelos matemáticos de biorretenção. Fonte: Liu <i>et al.</i> (2014).....	43

## LISTA DE ABREVIATURAS

BMP	Melhores Práticas de Gestão ( <i>Best Management Practices</i> )
CFD	Dinâmica de Fluidos Computacional
GAWSER	<i>Guelph All-Weather Runoff</i>
LID	Desenvolvimento Urbano de Baixo Impacto ( <i>Low Impact Development</i> )
MUSIC	<i>Model for Urban Stormwater Improvement Conceptualization</i>
SCS	Serviços de Conservação do Solo
SG WATER	<i>Smart Growth Water Assessment Tool for Estimating Runoff</i>
SST	Sólidos suspensos totais
SUDS	Sistemas Urbanos de Drenagem Sustentável ( <i>Sustainable Drainage System</i> )
SUSTAIN	<i>System for Urban Stormwater Treatment and Analysis Integration</i>
SWAT	Ferramenta de Avaliação de Solo e Água ( <i>Soil and Water Assessment Tool</i> )
SWMM	Modelo de Gestão de Drenagem Urbana ( <i>Storm Water Management Model</i> )
TC	Técnicas Compensatórias
USP	Universidade de São Paulo
WSUDS	Desenho Urbano Sensível à Água ( <i>Water Sensitive Urban Design</i> )
ZUA	Zonas Úmidas Artificiais
ZUAF	Zonas Úmidas Artificiais Flutuantes

# SUMÁRIO

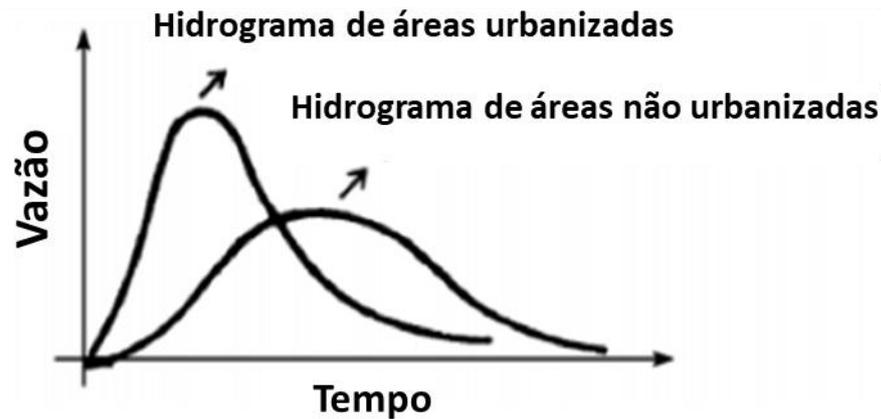
<b>SUMÁRIO</b>	<b>XIV</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>16</b>
<b>1.1 OBJETIVO GERAL</b>	<b>19</b>
<b>1.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS</b>	<b>19</b>
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO</b>	<b>20</b>
<b>2.1. Histórico da drenagem urbana</b>	<b>20</b>
2.1.1. Evolução da drenagem urbana no Brasil	22
<b>2.2. A gestão integrada das áreas urbanas</b>	<b>23</b>
<b>2.3. A evolução da drenagem urbana sustentável</b>	<b>24</b>
<b>2.4. Abordagens sustentáveis de drenagem urbana</b>	<b>26</b>
2.4.1. Técnicas compensatórias (TC)	27
2.4.2. Desenvolvimento urbano de baixo impacto (LID)	28
2.4.3. Melhores práticas de gerenciamento (BMP)	29
2.4.3.1. Medidas não-estruturais	30
2.4.3.2. Medidas estruturais	32
<b>3. METODOLOGIA</b>	<b>33</b>
<b>3.1. Descrição do estudo</b>	<b>33</b>
<b>3.2. Estado da arte</b>	<b>34</b>
<b>4. ESTADO DA ARTE EM TÉCNICAS LID DE DRENAGEM URBANA</b>	<b>35</b>
<b>4.1. Análise Qualitativa</b>	<b>35</b>
4.1.1. Biorretenção	35
4.1.2. Biovaletas	44
4.1.3. Pavimentos permeáveis	47
4.1.4. Telhados verdes	50
4.1.5. Filtros de areia	54
4.1.6. Armazenamento de Água da Chuva	58
4.1.7. Zonas úmidas artificiais	63
<b>4.2. Análise quantitativa</b>	<b>71</b>
4.2.1. Avaliação da análise quantitativa das técnicas LID de drenagem urbana individualmente	71

4.2.2. Comparação da análise quantitativa entre as técnicas LID de drenagem urbana	78
<b>5. CONCLUSÃO</b>	<b>81</b>
<b>REFERÊNCIAS</b>	<b>85</b>

# 1. INTRODUÇÃO

A urbanização é um processo rápido e desorganizado que produz uma série de impactos negativos na disponibilidade e na qualidade da água dentro e fora das cidades. A exploração indiscriminada dos recursos hídricos naturais, a crise hídrica, o crescente risco de inundações e a falta de saneamento básico afetam diretamente a qualidade de vida dos residentes urbanos. Entretanto, a água é um requisito fundamental para a saúde humana, para o desenvolvimento socioeconômico e a sustentabilidade ambiental. É impossível imaginar um futuro sem água potável e sem saneamento básico para todos. Para que as demandas de água sejam atendidas no futuro é preciso minimizar os impactos, como a ocupação desordenada do solo e a poluição descontrolada, que a urbanização gera nos recursos hídricos locais (CHE *et al.*, 2010; AHIABLAME *et al.*, 2012; BRUNO *et al.*, 2013; CASTRO *et al.*, 2013; JIA *et al.*, 2013).

A quantidade de água descarregada em uma região depende exclusivamente de tempestades. Porém, a água resultante da precipitação contém poluentes oriundos da interação entre a chuva, o ar e as atividades desenvolvidas ao longo da bacia hidrográfica local. Em grandes centros urbanos ocorre uma intensa e contínua impermeabilização de superfícies impactando diretamente no ciclo natural da água. A diminuição da capacidade de infiltração do solo, impede o reabastecimento natural de aquíferos e aumenta o escoamento superficial das águas pluviais. Portanto, é necessário implementar sistemas de drenagem em áreas urbanas para evitar desastres hidrológicos como inundações, enxurradas e alagamentos. A Figura 1 demonstra como os sistemas de drenagem convencionais redirecionam as águas da chuva para jusantes alterando o hidrograma natural. Em áreas urbanizadas, os volumes dos processos hidrológicos naturais são transformados devido ao aumento da vazão máxima, adiantamento do pico de fluxo e o aumento da velocidade de escoamento superficial (TUCCI, 2007).



**Figura 1.** Comparação do hidrograma de áreas urbanizadas e não urbanizadas. Fonte: Adaptado de Tucci (2007).

As consequências de um gerenciamento inadequado das águas pluviais variam de acordo com a quantidade e a qualidade das águas descarregadas e podem acarretar diversos problemas, como degradação de habitats naturais, através de inundações, poluições de corpos d'água e erosão dos canais naturais (CÁRDENAS; FHAISULY, 2017). Fatores como riqueza, características climáticas, intensidade de urbanização, história e política são fatores que determinam a extensão e a natureza dos sistemas de drenagem de água. Países como Alemanha e Reino Unido têm mais de 90% de sua população conectada a sistemas de esgotos, enquanto países como a Indonésia, devido à sua distribuição demográfica e histórica, geralmente carecem de sistemas de drenagem adequados. (LÓPEZ, 2018).

Os grandes desafios são as mudanças climáticas e a ineficiente gestão dos recursos hídricos. Mudanças no clima ameaçam reduzir a disponibilidade de água e impor custos econômicos significativos para as autoridades nacionais e globais. Eventos extremos causados por mudanças climáticas, como secas, enchentes, furacões e tempestades, ondas de calor e de frio, aumento no nível do mar e os impactos na saúde, na geração de energia hidrelétrica e na agricultura, além da formação de ilhas de calor em grandes cidades, podem gerar enormes perdas econômicas e de vidas (CÁRDENAS; FHAISULY, 2017). Portanto, é preciso reduzir tanto o desperdício quanto a poluição da água. Assim, a implementação de modelos de gestão da água eficientes e sustentáveis é imprescindível para minimizar os efeitos negativos que as mudanças climáticas representam para os recursos hídricos. Esses modelos devem reduzir o estresse hídrico causado pelo aumento da temperatura, pelas mudanças nos padrões de precipitação e pela vulnerabilidade das cidades a essas mudanças. Novas abordagens na gestão de recursos hídricos surgiram, fornecendo métodos e técnicas alternativas de escoamento

superficial da água em zonas urbanas (WOODS-BALLARD *et al.*, 2015; GONÇALVES *et al.*, 2018; LIU *et al.*, 2019).

Essas novas abordagens de drenagem urbana combinam aspectos hidrológicos, ambientais e sociais, como: Sistemas Urbanos de Drenagem Sustentável (*Sustainable Drainage System* - SUDS), Melhores Práticas de Gestão (*Best Management Practices* - BMP), Desenho Urbano Sensível à Água (*Water Sensitive Urban Design* - WSUD), entre outros (CÁRDENAS; FHAISULY, 2017). Os objetivos dessas abordagens são a restauração do ciclo natural da água nas áreas urbanas e manutenção da hidrologia local, minimizando os impactos do desenvolvimento urbano em termos de quantidade e qualidade do escoamento (durante sua coleta, transporte e destino), maximizando a integração da paisagem e o valor social. Essas abordagens alternativas incentivam a implementação de sistemas de drenagem que reduzam o volume de escoamento a jusante, facilitando a recarga natural de aquíferos, impedindo que águas pluviais com altas concentrações de contaminantes sejam descarregadas em corpos de água receptores protegendo, assim, a qualidade da água (WOODS-BALLARD *et al.*, 2015).

O Desenvolvimento Urbano de Baixo Impacto (*Low Impact Development* - LID) é uma abordagem que visa minimizar os impactos adversos de escoamento de águas pluviais e urbanas por meio do planejamento e implementação de medidas não-estruturais e estruturais que preservem ou mimetizem a resposta hidrológica natural (AHIABLAME; ENGEL; CHAUBEY, 2012; ZHANG *et al.*, 2016; SHAFIQUE; KIM, 2017; CHANG *et al.*, 2018). As gestões convencionais das águas frequentemente usam instalações estruturais centralizadas para o escoamento de águas pluviais para fora das cidades, direcionando-as a jusante das bacias hidrográficas. Já no LID, as condições hidrológicas naturais são reproduzidas facilitando o processo de infiltração, evaporação e escoamento de águas pluviais na fonte, através do uso de solos nativos ou melhorados, vegetação e bioengenharia. Portanto, técnicas LID interagem com o processo natural de escoamento de águas pluviais, controlando o alastramento de poluentes para corpos d'água receptores e tratando as águas pluviais como um recurso no local. Como tal, o LID promove o conceito de projetar com a natureza (LUONI *et al.*, 2010; PYKE *et al.*, 2011; AHIABLAME; ENGEL; CHAUBEY, 2012; YAZDI; NEYSHABOURI, 2014; SHAFIQUE; KIM, 2017).

A redução da impermeabilidade do solo usando as características de drenagem natural é uma importante estratégia para manter ou melhorar as características hidrológicas de uma bacia hidrográfica (FLETCHER *et al.*, 2015). As técnicas LID oferecem uma maneira inovadora de integrar o gerenciamento de águas pluviais em paisagens naturais, minimizando alterações no

regime hidrológico natural e reduzindo o volume de escoamento superficial. A implantação de técnicas LID pode melhorar o tratamento da qualidade da água, facilitar a recarga de água subterrânea, e reduzir a erosão do solo e o transporte de sedimentos e de poluentes. Entre os benefícios adicionais do uso de LID são: a melhoria estética das vias verdes e parques em ambientes urbanos e a redução da necessidade de instalação e manutenção de novas infraestruturas de drenagem convencional (CLAR *et al.*, 2004).

Nos últimos anos, as técnicas de drenagem LID foram testadas e demonstraram sua eficácia numa variedade de cenários, tanto a nível nacional como internacional, e está na vanguarda das abordagens de gestão de águas pluviais.

## **1.1 Objetivo Geral**

O objetivo principal desse trabalho é apresentar uma abordagem quantitativa e qualitativa sobre o estado da arte de diversas tecnologias sustentáveis desenvolvidas para controle de drenagem urbana, com foco nas técnicas estruturais LID. É realizada uma sistematização da literatura com o intuito de tornar essas informações acessíveis e permitir uma visão ampla sobre as técnicas consolidadas na última década.

## **1.2 Objetivos Específicos**

Para alcançar o objetivo geral, foram traçados os seguintes objetivos específicos:

- Realizar um levantamento bibliográfico sobre o desenvolvimento e aplicação das técnicas LID na drenagem urbana;
- Quantificar a evolução do número de publicações em técnicas LID na última década e identificar quais são os países que mais desenvolveram pesquisas nesse tópico;
- Qualificar e caracterizar as técnicas de drenagem LID que foram aplicadas mundialmente na última década.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1. Histórico da drenagem urbana

Apesar da drenagem urbana não ter sido considerada como um fator condicionante ao desenvolvimento de civilizações ao longo do tempo, registros de sistemas de drenagem são antigos. Em El-Kown, na Síria, existem os vestígios mais antigos de drenagem de efluentes domésticos que datam de cerca de 6.500 A.C. (DELLEUR, 2003). A civilização hindu possuía infraestruturas destinadas ao escoamento das chuvas há cerca de 3.000 A.C. (MATOS, 2003). Civilizações mesopotâmicas já construíam sistemas de drenagens de águas pluviais e efluentes nos anos 2.500 A.C., onde sarjetas e sumidouros eram implementados para a coleta e direcionamento de águas pluviais. O foco principal desses sistemas era o transporte de água para fora das áreas urbanas (MATOS, 2003).

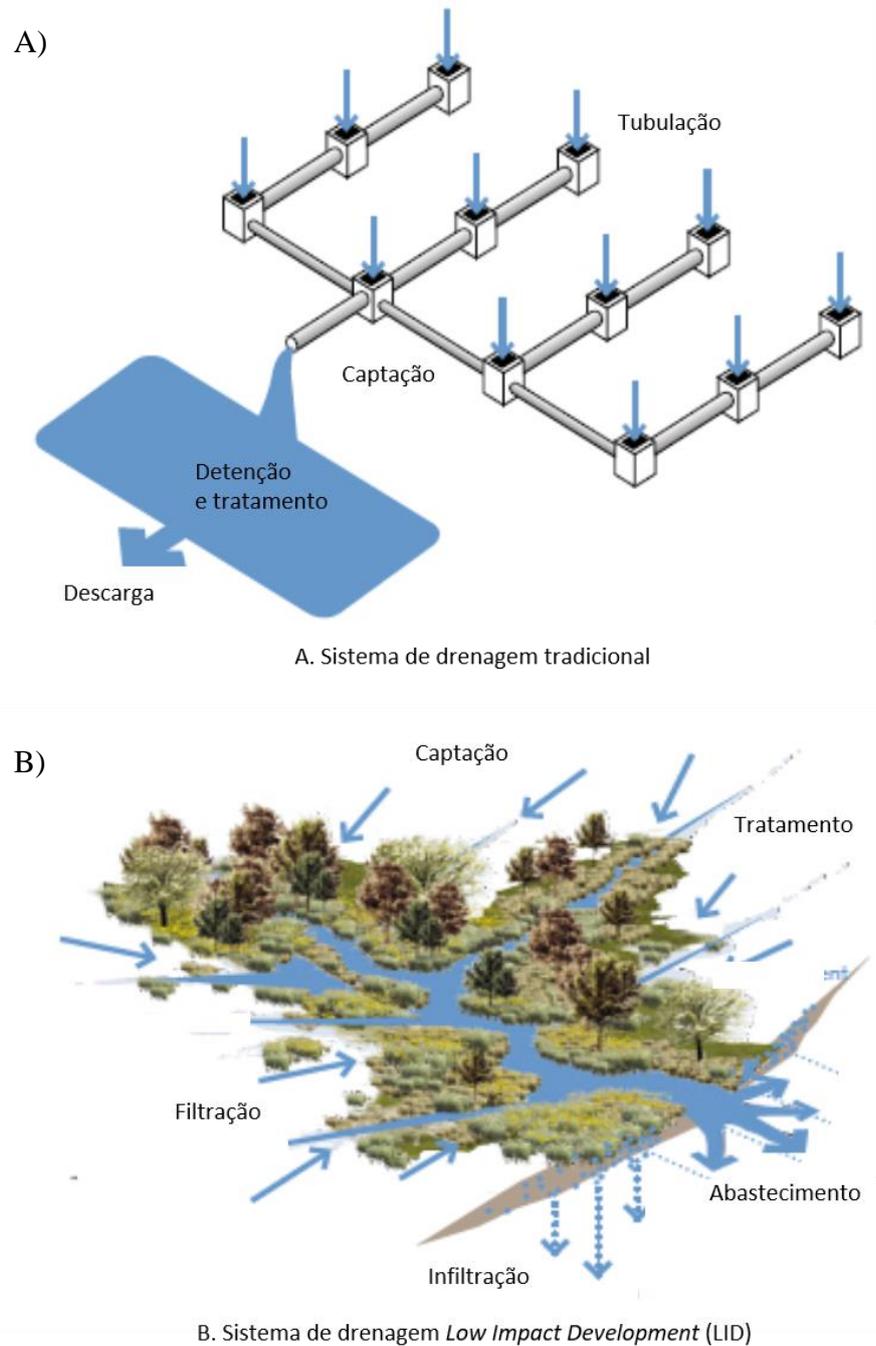
A *Cloaca Maxima* de Roma foi um dos primeiros sistemas de drenagem a ser construída em dimensões relevantes e com a intuito de melhorar ou manter a qualidade de vida urbana. Esse sistema foi inicialmente construído nos anos 600 A.C. como um canal de água doce ao ar livre, guiando riachos ao longo da cidade (HOPKINS, 2007). Em grande parte do Império Romano, a água era gerenciada de acordo com o localmente, pois, a chuva que caía no telhado das casas era geralmente canalizada para cisternas para uso local, enquanto a chuva que caía nas ruas e os espaços abertos seguiam o fluxo natural do solo (BURIAN; EDWARDS, 2002; DELLEUR, 2003). Nas décadas posteriores à sua instalação, os romanos adicionaram canais menores integrando o sistema de drenagem de águas pluviais e efluentes à *Cloaca Maxima*, que passou a atuar como um coletor central devido às mudanças feitas na arquitetura da cidade (DELLEUR, 2003; HOPKINS, 2007). Calhas eram usadas para desviar o fluxo da água e drená-la para os rios adjacentes. As águas residuais das casas se uniam a drenagem superficial e o fluxo nas cidades com aquedutos muitas vezes eram substanciais, resultando no transbordamento de fontes e casas de banhos públicos (DELLEUR, 2003).

Na Europa medieval, a drenagem urbana era limitada pois a maioria das pessoas vivia perto de córregos, lagos e rios. O crescimento substancial das cidades e da população urbana ocorreu no século XIX o que, juntamente com a falta de higiene, recolhimento de lixo e saneamento básico, desencadeou o surgimento de epidemias avassaladoras durante a Idade Média entre 500-1.500 D.C. (QUEIROZ *et al.*, 2016). A epidemia de cólera e a descoberta da ligação entre a transmissão de doenças e instalações sanitárias inadequadas, aumentou a

consciência pública sobre a importância do saneamento durante o século XIX (DELLEUR, 2003). Portanto, era necessário mudar o foco da drenagem urbana para incluir o tratamento de esgoto para evitar a poluição da água e os problemas de saúde pública associados às descargas de esgoto não tratado.

Durante o século XIX, houve uma revolução tecnológica no setor de drenagem e saneamento básico dando origem às práticas convencionais higienistas de drenagem urbana. A Figura 2a esquematiza os sistemas de drenagem convencionais, que antes supriam balneários coletivos e eram construídos com tubulação de ferro fundido, funcionando sob pressão para coletar água das casas individuais (MATOS, 2003). A remoção de resíduos sanitários, que antes acumulavam-se em fossas e eram removidos através de coletas periódicas para locais de descarte adequados, foi incorporado ao conceito de drenagem urbana. Entretanto, apesar das pesquisas científicas demonstrarem a ligação entre o esgoto e a transmissão de doenças, o tratamento da água provinda da drenagem urbana era limitado, inclusive na Europa e nos Estados Unidos até o início do século XX (BURIAN; EDWARDS, 2002).

Conceitos alternativos, como o LID, estimularam o desenvolvimento de práticas sustentáveis para minimizar os impactos da drenagem convencional de águas pluviais. Técnicas que visam o gerenciamento local de efluentes são geralmente mais sustentáveis do que aquelas que visam um gerenciamento centralizado. Portanto, conforme a Figura 2b, em vez de construir sistemas de drenagem extensas, essas técnicas são implementadas para capturar, reter e utilizar água pluviais dentro da própria bacia hidrográfica, reabastecendo e conservando os regimes hidrológicos locais. Assim, essas práticas inovadoras de gerenciamento têm objetivos múltiplos, como a manutenção da qualidade da água e a prevenção de inundações. Deste modo, a implementação de técnicas de drenagem sustentáveis bem-sucedidas integra fatores ambientais, econômicos, sociais, políticos e regulatórios (BURIAN; EDWARDS, 2002).



**Figura 2.** Comparação entre os sistemas de drenagem convencionais (A) e drenagem LID (B). Fonte: Adaptado de Luoni *et al.* (2010).

### 2.1.1. Evolução da drenagem urbana no Brasil

Os sistemas de drenagem urbana no Brasil seguiram a abordagem “higienista”, onde o objetivo é o escoamento de águas pluviais para fora das cidades de forma rápida e eficiente (BAPTISTA *et al.*, 2011). A falta de políticas públicas claras e específicas para a implementação de sistemas de drenagem urbana resultou em um gerenciamento ineficiente das

águas em cidades de todo o país. Assim, os esforços e recursos concentram-se apenas em solucionar os problemas urbanos locais causados por esses sistemas de drenagem convencionais. No caso de inundações e enchentes em zonas urbanas, as soluções tendem a se concentrar na implementação de medidas estruturais nas redes de micro e macrodrenagem. Essas medidas incluem a construção de reservatórios de retenção e detenção, canalização ou aumento de leito de rios, e construção de diques de contenção de cheias (CANHOLI, 2015). Contudo, essas medidas ainda são ineficientes, e geralmente de alto custo, pois a crescente impermeabilização de áreas urbanas promove o transporte rápido do escoamento apenas transferindo o problema para as jusantes receptoras. A implementação de medidas ineficazes ocorre, em parte, por causa da falta de capacitação continuada de gestores que resistem à implementação de novas técnicas e abordagens no planejamento de drenagens urbanas (CANHOLI, 2015).

O modo como se lida com a drenagem urbana no Brasil, desde a concepção dos sistemas de macrodrenagem até a forma como se planeja a ocupação urbana encontra-se em decadência já há algum tempo. O gerenciamento da drenagem urbana brasileira se resume somente à busca de soluções por meio de obras de controle de enchentes e inundações, que são definidas após a constatação de algum problema ou catástrofe. Com a obrigatoriedade da criação de planos diretores municipais a partir do ano de 2006, no Brasil, ocorreu um pequeno avanço no sentido de planejamento urbano como um todo. Entretanto, apesar de avanços técnicos inegáveis, o planejamento urbano no Brasil parece ter contribuído pouco para o desenvolvimento e implantação de políticas públicas urbanas capazes de lidar com os problemas essenciais das cidades, principalmente na área de drenagem urbana (GONÇALVES *et al.*, 2018; TESTON *et al.*, 2018).

## **2.2. A gestão integrada das áreas urbanas**

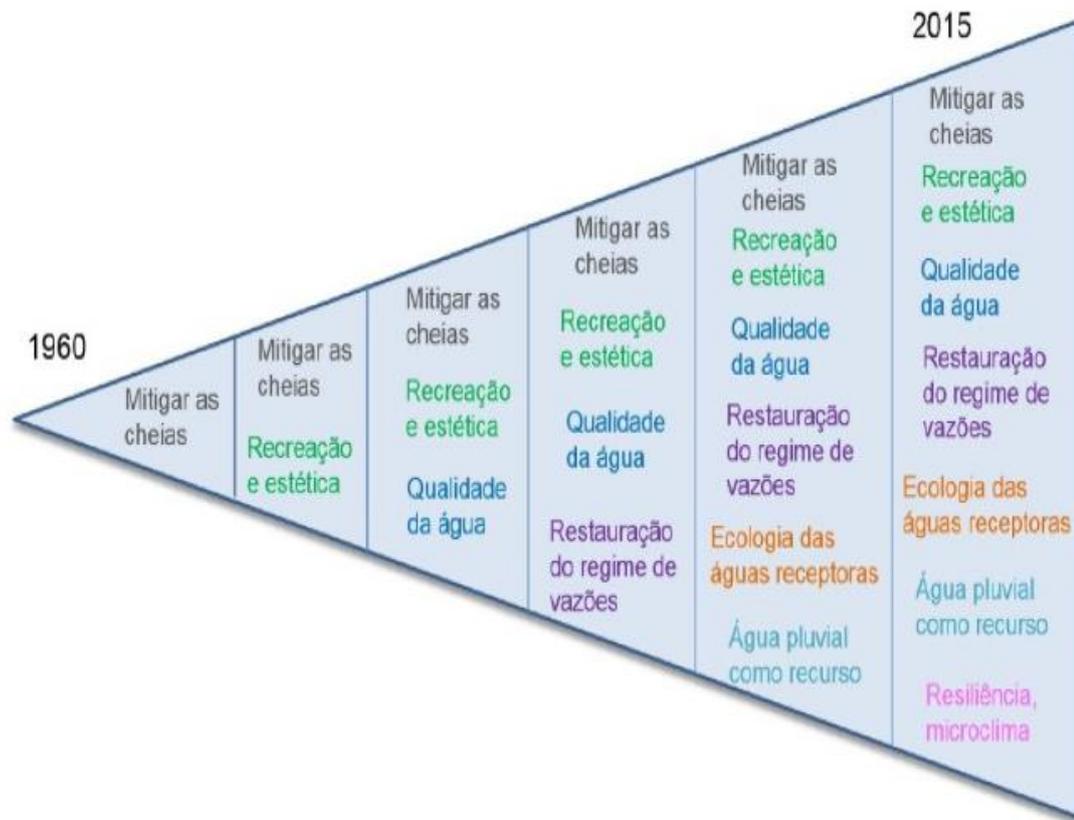
A gestão integrada das águas pluviais urbanas é um processo flexível, participativo e interativo que integra os elementos do ciclo da água urbana (abastecimento de água, saneamento, gestão de águas pluviais e gestão de resíduos), o desenvolvimento urbano da cidade e gestão de bacias hidrográficas para maximizar os benefícios econômicos, sociais e ambientais de maneira equitativa. Esse processo deve ser adaptado aos desafios específicos e dinâmicos de cada área urbana, dependendo dos arranjos institucionais presentes. Vários instrumentos e abordagens participativas estão envolvidos para ajudar importantes fatores

institucionais e não institucionais a desenvolver um diagnóstico acordado sobre os desafios da área urbana, bem como uma visão compartilhada do desenvolvimento futuro na área de influência urbana (BERNDTSSON, 2010).

Essa gestão integrada das águas urbanas é um processo de longo prazo, pois as características e desafios tendem a mudar com o tempo. Portanto, deve-se basear em ciência sólida e análise técnica. Embora a gestão hidrológica seja de natureza política na maioria dos casos, a tomada de decisões pelas partes interessadas deve basear-se em análises técnico-científicas. Deve ser contemplado de forma holística, isto é, transformar insumos na cidade para reduzir ou eliminar desperdícios e descargas. Esta é a razão pela qual o planejamento se torna um processo cíclico que revisita continuamente os desafios e prioridades das áreas urbanas, bem como medidas e ações para enfrentar esses desafios. Trata-se tanto “de instituições e processos quanto de infraestrutura e investimentos, o que implica uma ampla gama de sistemas, tanto dentro da cidade quanto no nível da bacia hidrográfica” (BEAN *et al.*, 2007).

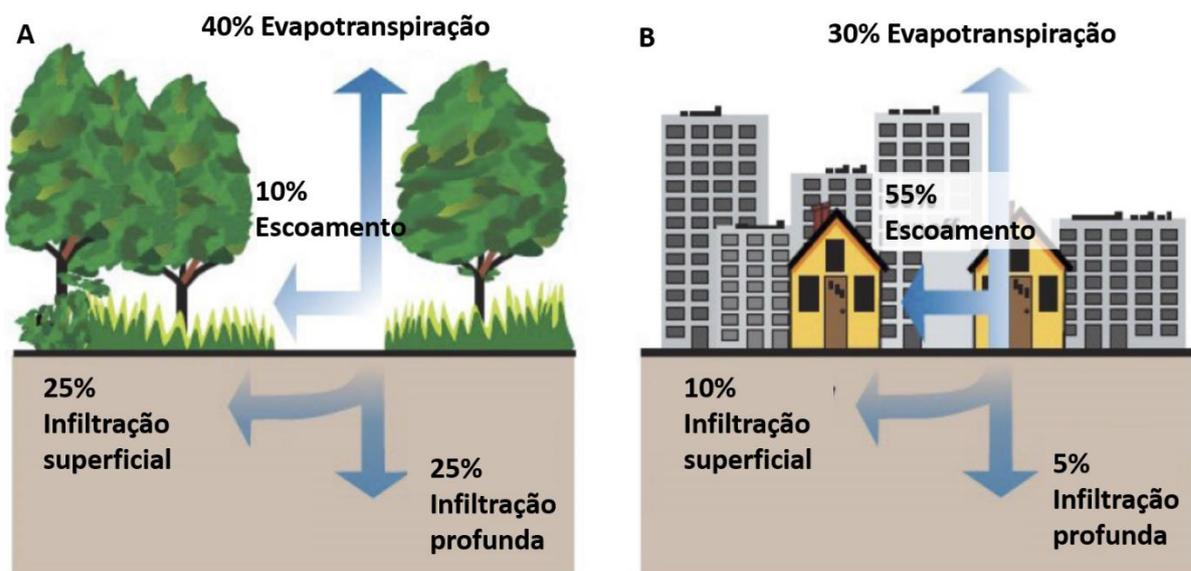
### **2.3. A evolução da drenagem urbana sustentável**

A Figura 3 demonstra como o intenso processo de urbanização fez com que a gestão da drenagem urbana se modificasse nos últimos anos. Na década de 60, a única preocupação de gestores era a mitigação de cheias. Desde então, esses objetivos se ampliaram englobando também a preservação da qualidade da água, aplicação de métodos que priorizem a recreação e a estética, a restauração do regime de vazões, tratamento das águas receptoras, aplicação de técnicas para promover a melhoria climática e o uso da água pluvial como recurso para o desenvolvimento das cidades (FLETCHER *et al.*, 2015).



**Figura 3.** A evolução da gestão da drenagem urbana com o aumento da urbanização. Fonte: Adaptado de Fletcher *et al.* (2015).

Mudanças no fluxo natural das águas causadas pela urbanização desencadearam diversos problemas no escoamento urbano (Figura 4). A magnitude dessas mudanças varia com a porcentagem de urbanização e o desenvolvimento da bacia associada ao centro urbano. Efeitos típicos são a modificação de canais de riachos, aumento da erosão e sedimentação de córregos, alteração do hidrograma natural, margens dos rios e vegetação ribeirinha, influenciando assim diretamente no clima local (MORAES *et al.*, 2012; CANHOLI, 2015). A urbanização ao longo de uma bacia hidrográfica também altera a liberação e o fluxo de nutrientes produzidos naturalmente que entram na bacia, resultando em perturbações do habitat devido ao aumento de macro e micronutrientes, como por exemplo o processo de eutrofização. Após o desenvolvimento, o fluxo geralmente também recebe uma mistura de contaminantes químicos produzidos por atividades humanas (MARQUES, 2013). Portanto, a avaliação dos efeitos do escoamento urbano na qualidade da água deve abranger tanto as características físicas, químicas e biológicas do escoamento urbano quanto do sistema receptor (MORAES *et al.*, 2012).

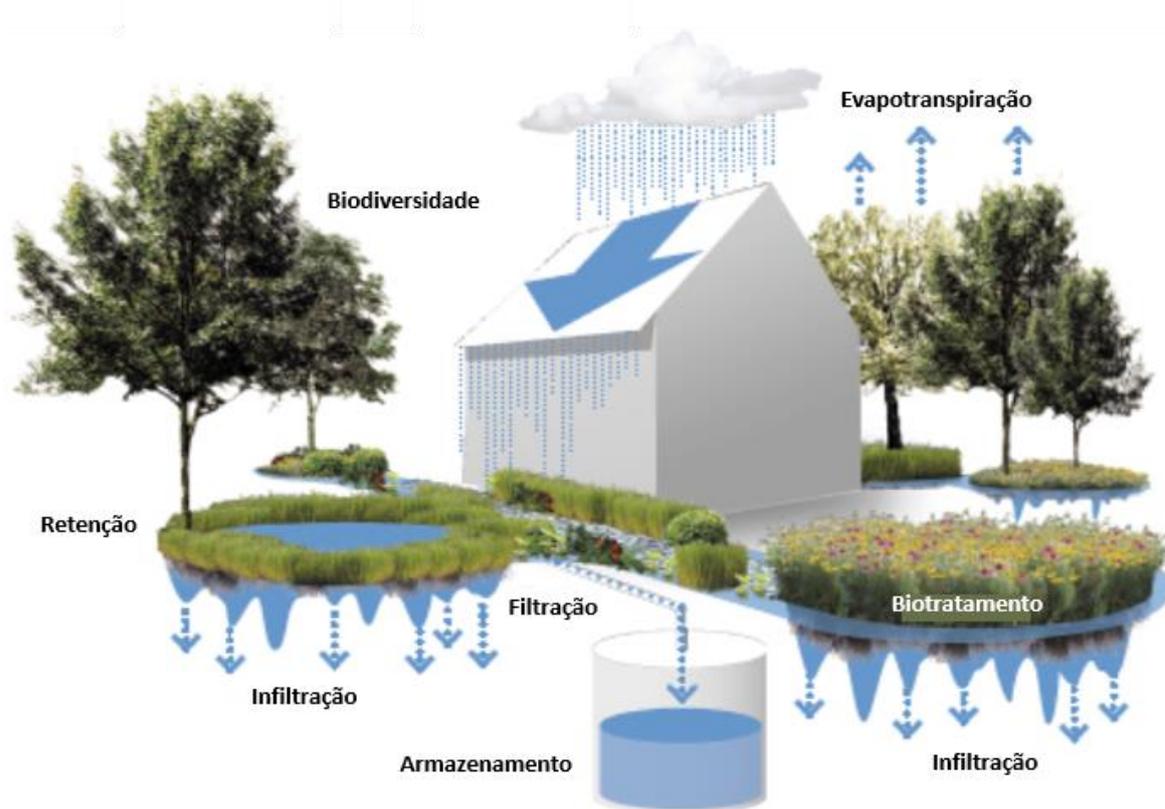


**Figura 4.** Características hidrológicas de áreas naturais (A) e áreas urbanizadas (B). Fonte: Adaptado de Shafique (2016).

## 2.4. Abordagens sustentáveis de drenagem urbana

A sustentabilidade é considerada como um importante conceito para o gerenciamento dos sistemas de drenagem urbana. Para que a drenagem urbana seja sustentável deve-se implementar um planejamento estratégico, integrando toda a bacia hidrográfica com, por exemplo, uma infraestrutura verde multifuncional que promova a infiltração das águas pluviais localmente, maiores áreas permeáveis e arborizadas (HERZOG; HECHT, 2013). Novas abordagens vêm sendo adotadas como técnicas compensatórias (TC) no ambiente urbano, destacando-se conceitos como o SUDS no Reino Unido, o WSUD na Austrália e o LID e as BMP na América do Norte (BAPTISTA; NASCIMENTO; BARRAUD, 2011; FLETCHER *et al.*, 2015). No Brasil, o Ministério das Cidades tem estimulado a utilização de LID para implantação e ampliação de sistemas de drenagem urbana sustentáveis, conforme apresentado no manual para apresentação de propostas (BRASIL, 2011).

A Figura 5 mostra como todas essas abordagens visam a implementação planejada de sistemas de drenagem onde o escoamento das águas assemelhe-se ao processo natural e não provoque enchentes, deterioração da qualidade da águas e dos habitat naturais (FLETCHER *et al.*, 2015).



**Figura 5.** Alternativas sustentáveis de drenagem urbana. Fonte: Adaptado de Luoni *et al.* (2010)

### 2.4.1. Técnicas compensatórias (TC)

Para compensar parte dos efeitos negativos da urbanização sobre os processos hidrológicos, as TC de drenagem urbana baseiam-se em novos conceitos, que a partir dos anos 70, sobretudo na Europa e na América do Norte, demonstravam benefícios para a qualidade de vida e a preservação ambiental nos espaços urbanos. A TC consiste em soluções naturais e sustentáveis desenvolvidas para mitigar problemas de drenagem e poluição urbana. Assim, o objetivo dessas técnicas é diminuir o volume de escoamento através da otimização do solo urbano, reduzindo a vulnerabilidade das áreas urbanas às inundações (BAPTISTA; NASCIMENTO; BARRAUD, 2011). Apesar do foco ser principalmente no beneficiamento da população, a redução do fluxo de escoamento a níveis semelhantes aos que ocorrem em condições naturais beneficia, também, a qualidade dos ambientes receptores (FLETCHER *et al.*, 2015).

Dentre o rol de alternativas para abordagem do problema das cheias urbanas, destacam-se as TC que constituem medidas de controle de escoamento na fonte de geração, aplicadas de forma difusa na bacia hidrográfica. Tais sistemas têm o objetivo precípua de aumentar a parcela

da água pluvial retida ou infiltrada, recuperando ou minimizando os efeitos decorrentes do escoamento superficial direto gerado pela ocupação urbana. Estas alternativas diferem dos dispositivos clássicos de drenagem comumente utilizados nas cidades, pois consideram os impactos da urbanização de forma global, levando em consideração a bacia de contribuição como base de estudo. O emprego das TC na drenagem urbana possibilita a continuidade do processo de crescimento urbano sem novos grandes investimentos em infraestrutura de drenagem, pois possibilitam a modulação desse sistema em função do crescimento e tratamento combinado das questões de drenagem pluvial com outras questões urbanísticas. Quando bem concebidas, as TC contribuem efetivamente para a melhoria da qualidade de vida nas cidades, como a recuperação e a preservação do meio ambiente com a redução das cargas de poluição de origem pluvial. O uso de TC é procedimento favorável às condições necessárias para o desenvolvimento sustentável em áreas urbanas (BAPTISTA; NASCIMENTO; BARRAUD, 2011).

As TC consistem em combinações de técnicas que facilitam a infiltração de águas pluviais e o armazenamento da água reduzindo a vazão de pico e escoamentos superficiais. Podem-se destacar as seguintes TC que acumulam tais funcionalidades: bacias de retenção, planos de infiltração, biovaletas, valas gramadas, pavimentos permeáveis, poços, trincheiras e áreas de fundo de vale com armazenamentos temporários e delimitação de áreas de preservação permanente. Verifica-se, em exemplos apresentados por Baptista, Nascimento e Barraud (2011), que apesar das TC objetivarem principalmente a retenção das águas pluviais, é essencial que estas técnicas se integrem ao espaço urbano. Assim, as boas práticas de manejo de águas pluviais devem ser abordadas de maneira multidisciplinar, com a participação de profissionais de diferentes áreas de atuação, e envolver a população local para facilitar a aceitação e uso adequado dos sistemas alternativos de drenagem. Portanto, a escolha das técnicas compensatórias dependerá de fatores sociais, urbanísticos, ambientais e econômicos, sendo como ideal a adoção das técnicas em paralelo ao desenvolvimento do projeto urbanístico da área (ARAÚJO *et al.*, 2000).

#### **2.4.2. Desenvolvimento urbano de baixo impacto (LID)**

O desenvolvimento urbano de baixo impacto (LID) visa a redução do impacto ambiental e melhoramento ambiental em áreas urbanas. O LID inclui o uso de técnicas de gerenciamento não-estruturais e estruturais de águas pluviais a nível local, que são um subconjunto de um

grupo maior de práticas e instalações conhecidas como Melhores Práticas de Gerenciamento ou BMPs (BEAN; HUNT; BIDELESPACH, 2007). Infelizmente, técnicas e estratégias de desenvolvimento de baixo impacto são consideradas como aplicáveis apenas em locais de desenvolvimento de terras com cobertura impermeável limitada. No entanto, ficou claramente demonstrado que as técnicas LID podem ser aplicadas praticamente em local independentemente da cobertura impermeável, pois é possível, através da inserção da LID, a produção de designs para melhorar a drenagem (BARRETT, 2003; 2008).

### **2.4.3. Melhores práticas de gerenciamento (BMP)**

O termo BMP é utilizado nos Estados Unidos e no Canadá para descrever práticas LID que visam a prevenção e minimização da poluição difusa da água (FLETCHER *et al.*, 2015). O conceito de BMP foi inicialmente descrito em 1987 no *Clean Water Act* nos Estados Unidos devido ao reconhecimento da magnitude dos problemas provocados pela poluição difusa (MUTHUKRISHNAN; MADGE; SELVAKUMAR, 2004). As BMP referem-se às medidas tecnológicas e educativas, adotadas em regulamentos federais de águas pluviais, desenvolvidas para minimizar os impactos diretos na liberação, transporte ou descarga de poluentes sobre as águas receptoras (MUTHUKRISHNAN; MADGE; SELVAKUMAR, 2004).

As BMPs utilizadas para uma gestão sustentável de águas pluviais promovem mudanças que reduzem a quantidade e aumentam a qualidade do escoamento urbano causado por diversos no uso da terra. As BMPs são projetadas para reduzir o volume de águas pluviais, os fluxos de pico e a poluição de fontes não pontuais por meio de evapotranspiração, infiltração, retenção, filtração e ações biológicas e químicas. As BMPs concentram-se também nos problemas de qualidade da água causados pelo aumento das superfícies impermeáveis do desenvolvimento da terra. As BMPs também podem melhorar a qualidade da água receptora, estendendo a duração das vazões em comparação com a duração da vazão (conhecida como extensão hidrográfica), que dilui a água da chuva descarregada em um volume maior de vazão a montante (JIA; YAO; SHAW, 2013; FLETCHER *et al.*, 2015; GAO *et al.*, 2015).

As BMPs podem ser classificadas em não-estruturais e estruturais. As BMPs não-estruturais são implementadas em maior escala e incluem educação ambiental, gerenciamento e planejamento de áreas em desenvolvimento, manutenção de drenagens de ruas, controle de despejo de lixo ilegais e reuso de água da chuva (MUTHUKRISHNAN; MADGE; SELVAKUMAR, 2004). Já as BMP estruturais são os equipamentos e instalações

implementados em pequena escala para promover a detenção e infiltração do escoamento, como lagoas de detenção, valas gramadas e faixas de filtro vegetativo pantanosos (LIU *et al.*, 2019). Além disso, as BMPs para águas pluviais também podem ser categorizados em 3 tipos básicos (MARQUES, 2013):

1. Práticas de Infiltração: áreas e/ou unidades de biorretenção; jardins de chuva; pavimentos porosos;
2. Práticas de Filtração: filtros de areia; telhados verdes e zonas úmidas;
3. Práticas de armazenamento: tanques; cisternas; lagoas de detenção.

#### **2.4.3.1. Medidas não-estruturais**

As BMPs não-estruturais incluem técnicas de recuperação da vegetação nativa, gramados com intuito de recuperar uma característica de drenagem e características naturais. Já os BMPs estruturais utilizam vários tipos de bacias, filtros. A combinação de técnicas estruturais e não-estruturais promovem a melhoria da drenagem da água pluvial. Por exemplo, com a inserção das técnicas de BMPs, o escoamento do telhado passa ser capturado e armazenado em barris de chuva para rega de plantas ou outros usos. O escoamento também pode ser direcionado para pequenas bacias de biorretenção ou infiltração, também conhecidas como jardins de chuva, para fornecer tratamento de escoamento e melhorias na paisagem (DAVIES; BAVOR, 2000).

O desenvolvimento efetivo de técnicas LID-BMP inclui o uso de medidas de gerenciamento não-estruturais. Essas medidas são aquelas de caráter preventivo que englobam programas de prevenção, controle de poluentes e conscientização. A aplicação dessas medidas, portanto, visa o melhor planejamento urbano com o uso racional do solo e com a ordenação da ocupação urbana, prevenindo ocupações irregulares como em áreas ribeirinhas. Dentro dessas medidas, ainda se encontram sistemas de alertas e de educação ambiental para conscientização da população da forma correta de descarte do lixo. Essas medidas preveem o zoneamento de áreas de inundação com a adoção de um plano diretor de drenagem urbana; a adoção de sistemas de previsão de inundação e educação ambiental. A definição de uso e ocupação do solo é um mecanismo legal importante para a gestão da drenagem de água. Os Planos Diretores das cidades devem definir quais áreas estão sujeitas a inundações e a ocupação dessas áreas deve ser controlada (BÄCKSTRÖM, 2003).

Nesse sentido, é importante a aplicação da Legislação de uso e ocupação do solo com a definição da distribuição espacial das atividades socioeconômicas e da população. Para a definição dos usos da terra deve-se considerar: as compatibilidades dos usos; ou as características do meio ambiente, sua importância do ponto de vista ecológico, paisagístico, arqueológico ou histórico-cultural; ou a topografia da terra; ou as áreas de preservação e restrição de uso; a qualidade ambiental existente, capacidade do meio para receber novas cargas de poluentes; ou usos poluentes em relação aos outros usos a capacidade do meio de dispersar e purificar poluentes; ou a infraestrutura de saúde existente ou planejada; ou condições do solo para o uso de soluções individuais de saneamento, nível do lençol freático, capacidade de absorção do solo; ou qualidade ambiental desejável, padrões de qualidade já definidos ou propostos, estrutura proposta para os recursos hídricos; ou as relações entre características ambientais e aspectos sociais, econômicos, culturais e políticos (DELETIC; FLETCHER, 2006; DAVIS, 2007; DAVIS *et al.*, 2009; DEBUSK *et al.*, 2012).

Como um dos resultados das definições de uma política de usos e ocupação de solos, é apresentado o zoneamento da cidade, que é dividido em zonas: industrial, residencial, comercial, institucional e/ou mista. Atualmente, a gestão das águas pluviais urbanas, controle e minimização dos efeitos adversos dos alagamentos urbanos não estão limitados a um princípio dominante nos meios técnicos convencionais, como o fomento da remoção e do escoamento de pontos críticos de águas pluviais, mas da agregação de um conjunto de ações e soluções de natureza estrutural e não estrutural (BRASIL, 2007).

Segundo a Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano de São Paulo (SÃO PAULO, 2012), a implantação das medidas não-estruturais objetiva:

Melhoria da qualidade do escoamento e, conseqüentemente, do corpo receptor; Redução de sedimentos, detritos, óleos, produtos químicos e outros poluentes depositados nos corpos d'água; Ser economicamente eficiente; Ser consistente com os objetivos do controle de qualidade da água do corpo receptor; Ser aplicável a toda a área da bacia; Ser aceitável pela população; Ser consistente com as medidas estruturais propostas ou implantadas (SÃO PAULO, 2012).

A implantação dessas medidas ocorre da necessidade de adoção de medidas estruturais, além de melhorar a qualidade do solo e da água nos centros urbanos, porém do lado negativo pode levar a falsa noção de segurança podendo em alguns casos até induzir a ampliação de áreas inundáveis. A aplicação dessas medidas requer planejamento, investimento e parcerias de instituições públicas e privadas para que seja possível a perpetuidade dos programas de conscientização (PORTO ALEGRE, 2005).

### 2.4.3.2. Medidas estruturais

As medidas estruturais, que são o foco deste trabalho, são implantadas para capturar, infiltrar, filtrar e tratar o escoamento de águas pluviais para atender ao nível exigido de controles em termos de qualidade e quantidade de água. A seleção de medidas estruturais apropriadas para uma área deve ser baseada em condições específicas do local para o melhor controle do escoamento. De acordo com Tucci (2005), as medidas estruturais envolvem a execução de grandes e pequenas obras, assim como o planejamento e a gestão da ocupação do espaço urbano, com legislação e auditorias eficientes em termos de geração de defeitos superficiais devido ao uso e ocupação do solo.

De acordo com a Lei nº 11.445, entende-se que a gestão de águas pluviais urbanas é o conjunto de atividades, infraestrutura e instalações operacionais de drenagem, de transporte, detenção ou retenção de águas pluviais para o amortecimento do fluxo de inundações, do tratamento e disposição final das águas pluviais drenadas associadas às ações de planejamento e gestão da ocupação do espaço territorial urbano (BRASIL, 2007). A Tabela 1 categoriza as medidas estruturais de técnicas LID de drenagem urbana discutidas nesse trabalho.

**Tabela 1.** Medidas estruturais de técnicas de drenagem urbana LID.

Medidas estruturais LID	Controles hidrológicos			Processos de remoção				
	Atenuação de fluxo	Infiltração	Evapotranspiração	Precipitação de sólidos	Filtração	Adsorção	Bioacumulação	Biorremediação
	<i>Técnicas LID de infiltração</i>							
Biorretenção	●	(●)	◐	◐	●	◐	●	●
Biovaletas	(●)	(●)	◐	◐	◐	◐	◐	◐
Pavimentos Permeáveis	(●)	(●)	○	●	◐	(◐)	○	◐
	<i>Técnicas LID de filtração</i>							
Telhados verdes	(●)	○	●	(◐)	○	○	(◐)	(◐)
Filtros de Areia	◐	(◐)	○	○	●	(◐)	○	○
	<i>Técnicas LID de armazenamento e reuso</i>							
Coleta da água da chuva	●	○	○	<i>Tratamento promovido por técnicas LID subsequentes</i>				
Zonas úmidas artificiais	(●)	○	◐	●	●	◐	●	●

Símbolos: ● função primária; ○ função secundária; ◐ não-significante; ( ) opcional. Fonte: Adaptado de Berndtsson (2010).

## 3. METODOLOGIA

### 3.1. Descrição do estudo

Este estudo é caracterizado como bibliográfico, bem como do tipo quantitativo e qualitativo, realizado por meio de levantamento e análise de publicações da última década e indexadas pela *Web of Science*, sobre técnicas LID em drenagem urbana. Delimitamos nossos objetos de pesquisa nesse contexto por entender que essas bases representam a produção mais atual com referência a pesquisas na área da Engenharia Ambiental relevantes para esse estudo. Foram, portanto, quantificados e analisados artigos e outras fontes científicas de acordo com os principais aspectos relacionados ao panorama geral e aplicações sobre as técnicas LID em drenagem urbana. Entre as perguntas e parâmetros que foram determinados no design do estudo estavam: Quantos foram publicados na última década? Em quais países estes estudos estão localizados? (Quantitativo). Estudos recentes em mesoescala e macroescala, estudos que utilizam modelagem matemática e quais modelos são utilizados? Quais as características dos sistemas de LID de drenagem urbana mais utilizados atualmente? (Qualitativo).

A análise bibliométrica foi conduzida por métodos quantitativo e qualitativo, utilizando-se fontes primárias de publicações como artigos científicos revisados por pares, artigos de conferência e livros, relatórios de pesquisa, manuais institucionais e governamentais, além de dissertações de mestrado e teses de doutorado. As buscas e a compilação dos dados foram realizadas entre setembro e outubro de 2019, cobrindo todos os tipos de publicações sobre técnicas LID de drenagem urbana na última década (2010 – 2019) e indexados na base de dados *Web of Science*. Os descritores utilizados para as buscas foram determinados da seguinte forma: nome da técnica LID em inglês (*biremediation, bioswales, permeable pavements, green roofs, sand filters, rainwater, wetlands*) em conjunto com o termo *stormwater*, que foi um dos termos mais prevalentes em publicações sobre as técnicas LID de drenagem urbana (ROSA *et al.*, 2019). A análise quantitativa avaliou, por meio das ferramentas de estatística descritiva da base de dados *Web of Science*, o número de publicações sobre técnicas LID de drenagem urbana entre 2010-2019, assim como os países que publicaram mais artigos neste mesmo período. Os dados foram extraídos das buscas realizadas para cada descritor individualmente, e foram apresentados os 10 países com o maior número de publicações no período estudado.

A análise qualitativa foi organizada em diversas etapas como a localização dos acervos, critérios para a seleção do material que compõe o *corpus*, coleta do material de pesquisa, leitura

das publicações para elaboração da síntese (considerando o tema, objetivos, a metodologia e conclusões), organização do relatório do estudo, análise e elaboração das conclusões. Primeiramente, a análise qualitativa foi realizada identificando estudos dentro dos países com mais publicações e com prioridade para estudos mais recentes (análise quantitativa) e/ou com aplicação em mesoescala e macroescala, assim como designs inovativos e modelos matemáticos. A escolha das publicações na busca inicial foi realizada pela leitura dos títulos e das palavras chave. As publicações que continham ambos os termos (técnica LID + *stormwater*) no título, nas palavras chave e no resumo foram selecionados para a leitura. Subsequentemente, as publicações selecionadas foram avaliadas e classificadas de acordo com o alinhamento ao tópico e a disponibilidade de *download*. Finalmente, na análise qualitativa foram adicionados, sempre que necessário, artigos científicos de literatura cinza (do inglês *grey literature*) com alta relevância para o tópico.

### **3.2. Estado da arte**

Os estudos chamados estado da arte são estudos bibliográficos que mapeiam e discutem a produção científica em determinado campo do conhecimento. Estes estudos tentam demonstrar quais os aspectos e dimensões têm sido pesquisadas em diferentes tempos e locais. No entanto, os estudos classificados como estado da arte consideram as pesquisas mais atuais, resumindo e analisando as tendências mundiais e as prioridades de pesquisa. Estas revisões críticas tem como objetivo analisar quantitativamente e qualitativamente a literatura científica produzida na última década, por exemplo, desenvolvendo uma síntese na área de conhecimento oferecendo novas perspectivas para um problema específico (WEE; BANISTER, 2016).

De acordo com Romanowski e ENS (2006):

Estados da arte podem significar uma contribuição importante na constituição do campo teórico de uma área de conhecimento, pois procuram identificar os aportes significativos da construção da teoria e prática pedagógica, apontar as restrições sobre o campo em que se move a pesquisa, as suas lacunas de disseminação, identificar experiências inovadoras investigadas que apontem alternativas de solução para os problemas da prática e reconhecer as contribuições da pesquisa na constituição de propostas na área focalizada (ROMANOWSKI; ENS, 2006).

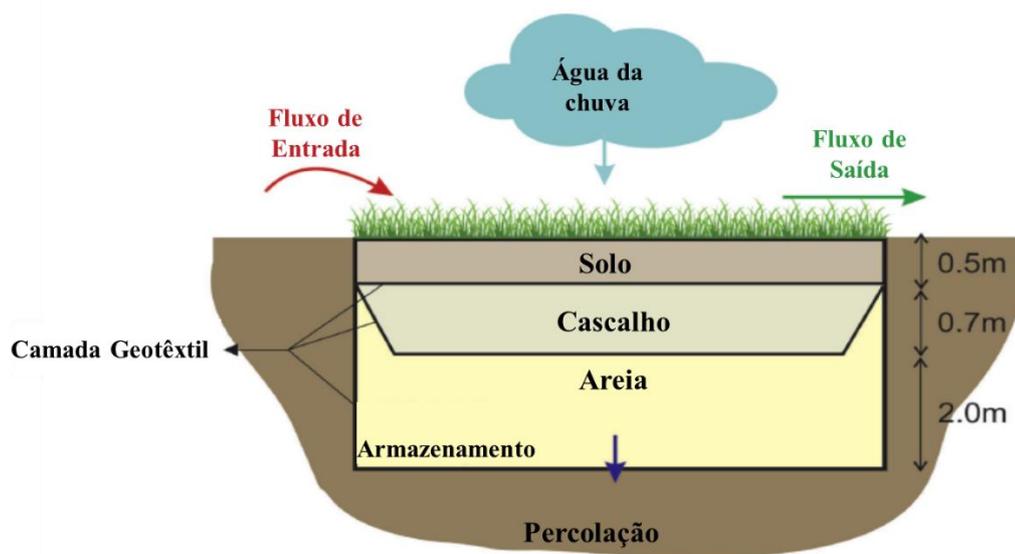
## 4. ESTADO DA ARTE EM TÉCNICAS LID DE DRENAGEM URBANA

### 4.1. Análise Qualitativa

#### 4.1.1. Biorretenção

Áreas de biorretenção captam e armazenam temporariamente o escoamento de águas pluviais. Esses sistemas promovem a evaporação e a infiltração das águas pluviais no solo, restaurando as condições hidrológicas naturais e melhorando assim a qualidade da água, e a qualidade de vida da população. Outros benefícios das áreas de biorretenção incluem a melhora estética, aumento da biodiversidade, redução na erosão do solo, aumento do fluxo de água para o solo e rios locais. A biorretenção é o sistema de drenagem urbana que promove uma maior sustentabilidade para áreas urbanas pois, por meio dessa técnica é possível coletar, armazenar, infiltrar e tratar o escoamento de águas pluviais urbanas. Portanto, a biorretenção é considerada entre as melhores técnicas LID na restauração da hidrologia e do meio ambiente local (DELETIC; FLETCHER, 2006; DAVIS, 2007; DAVIS *et al.*, 2009; DEBUSK *et al.*, 2012).

As áreas de biorretenção são geralmente pequenas e com menos de 2 ha, no entanto, apesar da área reduzida, são sistemas complexos onde ocorrem diversas interações físicas, químicas e biológicas. A Figura 6 esquematiza o sistema de biorretenção, que consiste em diferentes camadas contendo filtro, vegetação, mistura de solo, solo natural e opcionalmente um sistema de extravasamento conectado a um dreno. O escoamento pluvial afluyente passa pela camada de filtração, infiltra no solo ou é armazenado internamente. Este processo, além de recarregar o solo e o lençol freático, diminui fluxo de pico e escoamento superficial evitando enchentes e alagamentos. O efluente tratado pode ser também reutilizado ou descarregado em rios e riachos sem prejuízo ambiental. Outros processos naturais que ocorrem em sistemas de biorretenção são a percolação do solo e a evapotranspiração pela camada vegetal superficial. As raízes das plantas absorvem água e nutrientes do afluyente e os incorpora na biomassa, em um processo chamado de bioacumulação ou biorremediação. Portanto, os aspectos principais investigados na implantação de áreas de biorretenção são a recuperação da hidrologia natural e o tratamento do escoamento pluvial (MACEDO; LAGO; MENDIONDO, 2019).



**Figura 6.** Representação esquemática de um sistema clássico de biorretenção. Fonte: Adaptado de Macedo, Lago e Mendiondo (2019).

Diversos trabalhos de campo, em mesoescala e macroescala, foram desenvolvidos para o monitoramento de áreas de biorretenção nos Estados Unidos. Por exemplo, Davis (2008) monitorou duas instalações de biorretenção de 28 m<sup>2</sup> que recebem escoamento pluvial de um estacionamento com 0,24 ha por quase dois anos. Nesse sistema de biorretenção, foram reduzidos tanto o fluxo de pico como o volume total de descarga em média 49 e 58%, respectivamente. Outro estudo, com seis unidades de biorretenção, demonstrou que esses sistemas promovem benefícios hidrológicos substanciais pela redução e atraso do pico de fluxo e também na diminuição do volume de escoamento (LI *et al.*, 2009). Dessa diminuição, foi determinado que 19% ocorreu por evapotranspiração da vegetação de cobertura e 8% pelo processo de percolação. O estudo de Chapman e Horner (2010) também demonstrou que a evapotranspiração e percolação ocorrem, no entanto, observaram taxas bem mais elevadas destes processos, 48% e 74%, respectivamente. Os sistemas de biorretenção pode também ser adaptados para áreas já urbanizadas, e como demonstrado por DeBusk e Wynn (2011) podem reduzir os volumes e taxas de fluxo de escoamento pluvial em 97% e 99%, respectivamente. James e Dymond (2011) investigaram o papel que a biorretenção desempenha quando distribuída ao longo de uma bacia urbanizada e concluíram que o sistema foi capaz de reduzir significativamente o escoamento da área de captação.

Os sistemas de biorretenção também tem a capacidade de remover sólidos suspensos, nutrientes dissolvido, metais pesados e microrganismo do escoamento pluvial. Li e Davis

(2008) monitoraram duas unidades de biorretenção por 15 meses e observaram uma redução significativa dos sólidos suspensos totais, chumbo e zinco. Além disso, diversos estudos apresentaram taxas de remoção de nutrientes que variam entre 32 e 64% e taxas de remoção de metais pesados entre 57 e 83%. (DAVIS, 2007; WINSTON *et al.*, 2011; BROWN; HUNT, 2012). Lloyd e Wong (2008) detectaram uma redução de sedimentos de 68% e uma redução de N e P de 60 e 57%, respectivamente. Além disso, Yang *et al.* (2013) avaliou um sistema de biorretenção bifásico alternante entre condições aeróbias e anaeróbias. Nesse sistema houve uma redução de 91% de nitrato.

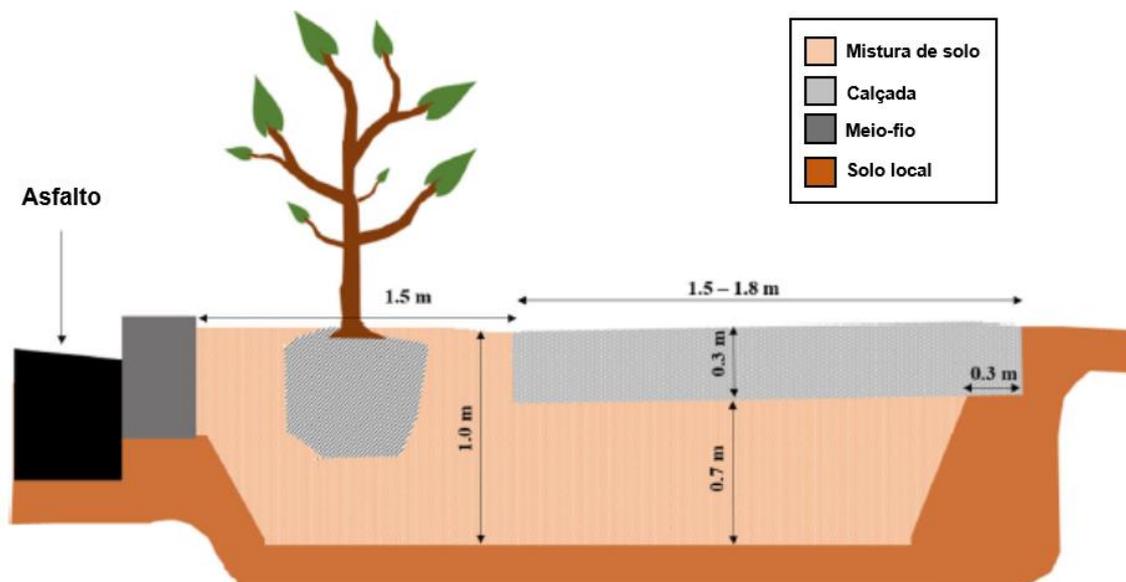
Entre os trabalhos mais recentes de aplicação em macroescala de áreas de biorretenção, Winston, Dorsey e Hunt (2016), nos Estados Unidos, avaliaram a implementação de três áreas de biorretenção, indicados na Figura 7, por meio da quantificação da performance hidrológica de solos com baixa condutividade. As áreas de biorretenção diminuíram o escoamento em até 59% como efeito primário das taxas de infiltração do solo, mas especificamente pela instalação de uma unidade interna de armazenamento de água que promoviam uma infiltração constante entre os eventos de chuva mesmo em solos com baixa condutividade. Além disso, o sistema de biorretenção foi eficiente em reduzir o fluxo de pico em até 96%, com valores máximos de redução de pico em ocasiões em que a unidade interna de armazenamento de água não foi completamente preenchida evitando extravasamento. Esses resultados indicam que a instalação de unidades de biorretenção com tamanho superior ao calculado para a área de escoamento promovem uma maior infiltração e melhor controle de drenagem pluvial.



**Figura 7.** Localização das áreas de biorretenção. Fonte: Winston, Dorsey e Hunt (2016).

O balanço hídrico de duas áreas de biorretenção nos Estado Unidos em Nebraska, foi avaliado por quatro anos de operação. Os resultados demonstraram que acima de 90% do escoamento contido nas áreas de biorretenção foi infiltrado no solo. Além disso, houve uma diminuição de fluxo de pico de aproximadamente 100% na grande maioria dos eventos chuvosos e um mínimo de 63% em eventos de chuva distintos. Foi demonstrado também que a evapotranspiração contribui com apenas 3-5% anualmente e, portanto, a infiltração é o principal fator para o controle de drenagem pluvial e não a absorção vegetativa pela camada de plantas (STRAUCH *et al.*, 2016). Em outro experimento, Mahmoud *et al.* (2019) avaliou um sistema de biorretenção para a redução do volume e da carga de poluentes em comparação a um sistema de drenagem convencional por um período de 13 meses. A taxa média de volume na área de biorretenção apresentou uma redução de 83% menor comparada a área coberta por asfalto. Além disso, a qualidade da água pluvial foi significativamente melhor no sistema de biorretenção em relação a diversos poluentes, inclusive para bactérias como a *E. coli* com redução de 49%.

No Canada, Frosi *et al.* (2019) avaliaram a performance de 24 unidades de biorretenção com relação à quantidade, a intensidade e a qualidade do escoamento pluvial de uma área urbanizada de Montreal. As unidades tinham um tamanho médio de 4,5 m<sup>2</sup> e volumes entre 7,3 e 8,3 m<sup>3</sup>. As unidades de biorretenção foram construídas ao longo das calçadas de acordo com o modelo representado na Figura 8, e foram comparadas com áreas impermeabilizadas na mesma área. Os resultados demonstraram que o fluxo de escoamento pluvial não foi afetado pela presença das unidades de biorretenção, no entanto, houve uma diminuição significativa do fluxo das calçadas permeáveis comparado os impermeáveis. Além disso, o sistema implantado foi capaz de reduzir a quantidade de níquel, cobre, zinco e carbono orgânico dissolvido nos efluentes. O aumento da permeabilidade pelas unidades de retenção também aumentou a infiltração, diminuindo assim a quantidade de escoamento recebido pelo sistema de drenagem local (FROSI *et al.*, 2019).



**Figura 8.** Representação esquemática das unidades de biorretenção na cidade de Montreal, Canadá. Fonte: Adaptado de Frosi *et al.* (2019).

Na Austrália, Kazemi, Beecham e Gibbs (2011) avaliaram o efeito de duas unidades de biorretenção na biodiversidade local em Melbourne. Eles concluíram que nessas unidades o número, a riqueza e a diversidade de espécies foram maiores do que em espaços verdes de jardim e grama, respectivamente. O aumento da biodiversidade nessas áreas de biorretenção ocorre possivelmente devido ao tipo de cobertura vegetal do solo, aumento da diversidade de plantas com flores e dos recursos de refúgio e alimentos disponíveis (KAZEMI; BEECHAM; GIBBS, 2011). Mangangka *et al.* (2015) avaliaram a influência de fatores hidrológicos e hidráulicos no desempenho do tratamento da água em uma área de biorretenção de um bairro residencial de Gold Coast, cuja área de captação é de 6.530 m<sup>2</sup> (52% de área impermeável). Os pesquisadores demonstraram que um longo período de seca favorece a remoção de nutrientes. Entretanto, a eficiência do tratamento da água nesse sistema é menor em eventos de chuva intensa. Lucke e Nichols (2015), também avaliaram as características hidrológicas e de remoção de poluentes de um sistema de biorretenção com 5 unidades, conforme apresentado na Figura 9, implementadas ao lado de ruas que recebem escoamento de uma área de 0.6 ha, 10 anos após sua instalação inicial. O sistema foi capaz de reduzir 80% dos sólidos suspensos totais, 60% de P, 45% de N. Além disso, apesar de variável, a performance hidrológica local se beneficiou, onde houve uma atenuação do fluxo de volume total e uma redução no fluxo de pico.



**Figura 9.** Área de biorretenção. Fonte: Lucke e Nichols (2015).

Richards *et al.* (2015) avaliaram por 18 meses duas unidades de biorretenção de 3,3 m<sup>2</sup> utilizadas para produção de hortaliças em Melbourne, cujas áreas equivalem a 7,5% de sua área de captação. Eles detectaram uma redução do volume e da frequência do escoamento superior a 90% e produção de hortaliças similar a áreas que utilizam irrigação tradicional. Szota *et al.* (2019) quantificaram o desempenho de retenção de escoamento de 36 áreas de biorretenção instaladas ao lado de árvores já estabelecidas nas ruas de Melbourne. A retenção total variou entre 5,2 a 43,7% nas áreas de biorretenção, com unidades construídas em solo arenoso atingindo os maiores níveis de retenção (média de 22,8%) em comparação àquelas de solo argiloso (média de 13,3%). Outros fatores que reduziram a capacidade de retenção das áreas de biorretenção foram a capacidade máxima de entrada de água pela calha e a velocidade do fluxo, que foram reduzidos devido a obstrução por detritos e cargas de sedimentos (SZOTA *et al.*, 2019). Esses resultados demonstram que áreas de biorremediação tem um grande potencial de retenção de escoamento, desde que adequadamente projetadas.

Na China, Jiang *et al.* (2017) investigaram a regulação da quantidade de escoamento superficial e o desempenho de remoção de poluentes de três sistemas de biorretenção, localizados entre Xian e Xianyang, por três anos consecutivos. Os volumes de escoamento foram reduzidos, em média, de 54,1 a 98,3%, enquanto a remoção anual de poluentes variou entre 75,5 a 90,7%. Guo *et al.* (2018) monitoraram a capacidade de redução do volume de escoamento e remoção de poluentes de três áreas de biorretenção, localizados na universidade de Xi'an, Shaanxi Provence. As áreas de biorretenção estudadas reduziram de 9,8% a 100% do volume de escoamento, dependendo da proporção da área de captação em relação à área de

biorretenção e do volume de precipitação. Esses sistemas também foram eficientes no tratamento da água, reduzindo mais de 50% da carga de poluentes. Entretanto, a taxa média anual de redução do escoamento superficial e capacidade de tratamento da água diminuiu após os sete anos de monitoramento (GUO *et al.*, 2018). Singh *et al.*, (2019) avaliaram a eficiência na remoção de poluentes, em diferentes intervalos de recorrência da chuva, de três sistemas de biorretenção instalados ao longo de uma estrada em Hefei. Todos os sistemas foram eficientes na redução de poluentes das águas escoadas, apresentando uma taxa média de redução de 64% dos SST, de 50 a 80% do fósforo total, 69% da amônia e de 28 a 53% do nitrato.

O Brasil aparece em 12º lugar na lista de países com mais publicações da *Web of Science*, demonstrando que as áreas de biorretenção estão ganhando notoriedade no país. O desempenho dessa técnica vem sendo avaliada tanto em microescala (em condições laboratoriais) quanto em macroescala (em condições de campo) com resultados positivos indicando um alto potencial de implementação desses sistemas em diversas regiões do Brasil. Souza, Cruz e Tucci (2011) investigaram, através de simulações a partir de cenários hipotéticos, o efeito da implementação de áreas de biorretenção na recuperação dos processos hidrológicos e concluíram que o hidrograma do local analisado pode ser revertido para condições similares ao período pré-urbanização. Melo (2011) analisou a capacidade de retenção, infiltração e armazenamento de uma área biorretenção piloto em Recife. O autor concluiu que, apesar da baixa capacidade de retenção do volume de escoamento, o sistema piloto obteve uma alta capacidade de infiltração e armazenamento.

Daniel Júnior (2013) avaliou a capacidade de um sistema de biorretenção de melhorar a qualidade da água escoada de um telhado no campus da Universidade Federal de Santa Maria. Quantitativamente, revelou-se que o sistema suportou todos os eventos ocorridos no período de monitoramento onde o nível máximo de água alcançou 80 cm, onde o limite era de 1,2 m. Estudos, tais como de Melo *et al.* (2014) e REIS e ILHA (2014), ratificaram a eficiência do sistema de biorretenção na redução de escoamento. O último trabalho técnico foi realizado por Rosa (2016) que criou um modelo de dimensionamento e simulação para sistemas de biorretenção com base no método da precipitação efetiva e no método de Puls.

Em estudos mais recentes desenvolvidos em escala operacional, Macedo *et al.* (2017) avaliaram um sistema de biorretenção, de 60 m<sup>2</sup> recebendo escoamento de uma área de 2,3 ha, e observaram que as condições do solo em áreas subtropicais afetam a performance de infiltração da unidade de biorretenção. A baixa capacidade de armazenamento interna e infiltração do solo foram os maiores problemas encontrados. A velocidade do escoamento foi

alta, resultando em erosão e baixa eficiência de retenção de água. No entanto, medidas adaptativas no design das unidades, como por exemplo a infiltração semidireta, são capazes de aumentar a infiltração mesmo em solos com alta concentração de argila (MACEDO *et al.*, 2017). Em um estudo subsequente, Macedo, Lago e Menciondo (2019) avaliaram tanto as características hidrológicas quanto a remoção de poluentes para um sistema de biorretenção. A redução média do fluxo de pico foi de 54%, enquanto a eficiência média de retenção de volume de 65%. O sistema também foi eficiente na remoção de diversos poluentes possibilitando o reuso como água não-potável, reduzindo a demanda por água na estação seca (MACEDO; LAGO; MENDIONDO, 2019).

Outra forma de avaliação da implantação de sistemas de biorretenção se dá por meio da aplicação de modelos matemáticos computacionais. Esses modelos estendem a capacidade de simular processos complexos de biorretenção baseados em equações matemáticas. As técnicas de modelagem simplificam os sistemas de biorretenção, ajudam a caracterizar o fluxo interno de água, o fluxo de poluentes e a hidrologia, assim como auxiliar na eficiência de redução de volume e remoção de poluentes (ROSSMAN, 2015).

O modelo DRAINMOD pode ser utilizado para prever a resposta hidrológica de biorretenções a partir da vazão de entrada contínua e de longo prazo. Suas equações são baseadas no balanço hídrico do perfil do solo e no balanço hídrico na superfície do solo. Ele também usa a equação de Green e Ampt para calcular a taxa de infiltração (BROWN *et al.*, 2013). As entradas para o modelo incluem propriedades do solo (condutividade hidráulica das camadas, por exemplo), dados meteorológicos, variáveis de cultura e parâmetros do local.

O Modelo de Gestão de Drenagem Urbana (*Storm Water Management Model - SWMM*) descreve as áreas de biorretenção como depressões artificiais vegetadas, cuja camada de solo é preparada com o intuito de remover sedimentos e poluentes do escoamento superficial. Sob esse solo, instala-se uma vala de drenagem com cascalhos possuindo a função de armazenar, infiltrar e evapotranspirar a água da chuva (ROSSMAN, 2015). Wang *et al.* (2016) e Li, Li e Li (2016) utilizaram o SWMM para simular sistemas de biorretenção. Seus principais parâmetros são a distribuição da chuva, condições de cada camada, fator de colmatção e existência de dreno profundo.

O uso do método de Puls também vem ganhando adeptos ao ser utilizado em sistemas de controle de escoamento na fonte. Barbassa, Angelini Sobrinha e Moruzzi (2014) utilizaram esse método para avaliar o desempenho e auxiliar o projeto de um poço de infiltração. Já Tecedor (2014), modelou um plano de infiltração também com Puls. Entretanto, Rosa (2016)

introduziu o método de Puls como uma das fases de um modelo para dimensionar e simular uma biorretenção, chamado de BIRENICE. Para esse modelo, o Puls foi utilizado para estimar o volume retido no dispositivo. Seus principais parâmetros são o tempo de retorno, propriedades do solo local, cenário de ocupação da área de contribuição e porcentagem de vazios. Na Tabela 2 podemos ver alguns outros modelos e suas capacidades.

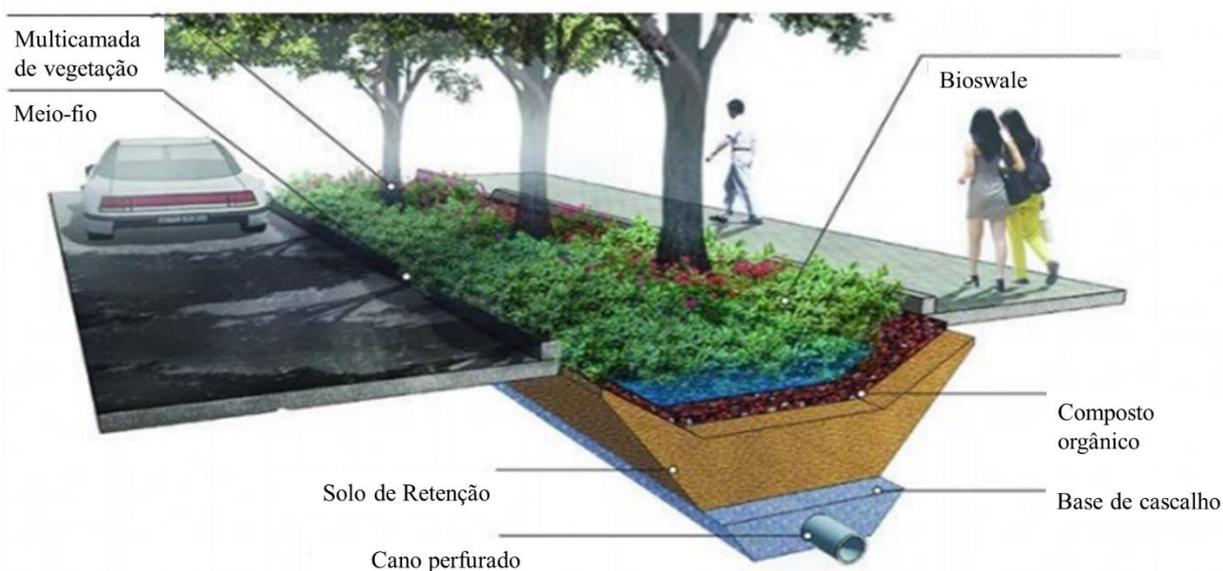
Recentemente, a modelagem de técnicas de drenagem LID também tem sido estudada no Brasil. O estudo de Rosa *et al.* (2016) focou na integração de sistemas de biorretenção e avaliou os aspectos quantitativos e qualitativos de um sistema de drenagem urbana. Foram criadas metodologias preliminares para o design e avaliação da eficiência do sistema. O objetivo principal foi comparar modelos convencionais e modelos LID de biorretenção. O modelo desenvolvido foi eficiente em detalhar diversos cenários. Gonçalves *et al.* (2018) utilizaram o software SWMM, criado para modelação da hidrodinâmica de esgotos e análise de eficiência das técnicas de drenagem LID. Os resultados demonstraram que a performance dos sistemas de biorretenção são dependentes do evento de chuva, mas que é possível obter uma redução de volume entre 30 e 75% em determinados cenários (GONÇALVES *et al.*, 2018).

**Tabela 2.** Modelos matemáticos de biorretenção. Fonte: Liu *et al.* (2014).

<b>Modelo</b>	<b>Breve Descrição</b>	<b>Capacidades</b>
SWMM	Modelo hidrológico, hidráulico e de qualidade da água com opção de simulação contínua.	Análise detalhada de bacias hidrográficas com foco em LID de armazenamento.
Hydro-CAD	modelo hidrológico que usa uma metodologia de tempestade projetada para calcular o roteamento de escoamento e lago de detenção com opção de exfiltração.	Análise de LID de armazenamento e infiltração dentro de uma bacia hidrográfica.
HEC-HMS	Modelo que desenvolve padrões hidrográficos baseados em dados de precipitação.	Obtenção de hidrogramas padrão, não-ajustados. Não é recomendado para modelar práticas integradas.
RECARGA	Modelo hidráulico para evento opcional e simulação contínua ou desenho de projeto.	Análise detalhada de hidráulica de bioretenção e retenção de escoamento.
DRAINMO D	Modelo hidrológico baseado na drenagem agrícola e tratamento, processo semelhante ao da biorretenção.	Simula lençol freático e perfil de umidade do solo.
WinSLAMM	Modelo hidrológico que usa uma distribuição derivada baseada em hidrologia de pequenas tempestades para simular controles de desempenho.	Transporte de poluentes na superfície da bacia calculada com base nas características da terra. Modelo rastreia poluentes de fontes e prevê efeitos de controles.
IDEAL	Modelo hidrológico que usa uma distribuição derivada para simular o desempenho dos controles, tanto para qualidade quanto para quantidade.	O modelo de carregamento e tratamento de poluentes com base no processo; inclui deterioração, sedimentação e infiltração, com foco na avaliação de um local antes e depois do desenvolvimento.
WWHM	Modelo hidrológico baseado em HSPF adaptado para o planejamento de práticas de controle usando simulação contínua.	Os parâmetros regionais calibrados para os 19 municípios do oeste de Washington, Versão 2012, incluem elementos de modelagem para modelar com mais precisão a bioretenção e outras práticas de LID.

### 4.1.2. Biovaletas

As biovaletas (*bioswales* ou valas de infiltração) são estruturas paisagísticas que se encaixam nas técnicas LID pois favorecem a desaceleração, limpeza e infiltração de águas pluviais no subsolo. Os principais objetivos das biovaletas são a minimização e retardamento do escoamento de águas pluviais e melhoria da qualidade da água (BEDAN; CLAUSEN, 2009). A configuração dos projetos de biovaletas variam significativamente e podem ser construídas com ou sem barragens de retenção e mídia de armazenamento de subterrânea. Atualmente, diferentes tipos de sistemas de biovaletas estão sendo usados, como valas de grama, filtros biológicos e tiras de filtro (SHAFIQUE; KIM, 2017). Entretanto, conforme a Figura 10, eles são basicamente formados por canais de declive rasos, estreitos e vegetados, muitas vezes referidas como biorretenção linear. A inclinação rasa das biovaletas contribui para a redução da velocidade do fluxo de água, aumentando assim a infiltração e o aprimorando a qualidade da água infiltrada. Nas últimas três décadas, biovaletas foram amplamente implementadas para gerenciar as águas pluviais em locais como estacionamentos, estradas e rodovias (SHAFIQUE; KIM, 2017). As biovaletas também podem ser instaladas em áreas relativamente pequenas, substituindo meios-fios, sarjetas e sistemas de esgoto (FREEBORN; SAMPLE; FOX, 2012). Essas estruturas possuem custos relativamente baixos de construção e manutenção, podendo ser adaptados de acordo com os requisitos e condições locais (SHAFIQUE; KIM, 2017)



**Figura 10.** Diagrama conceitual de uma biovaleta. Fonte: Adaptado de Dinic-Brankovic *et al.* (2019).

É importante determinar a capacidade de redução da contaminação e da toxicidade da água ao selecionar técnicas de drenagem LID, pois assim é possível minimizar os impactos do escoamento superficial das águas pluviais urbanas. As biovaletas contribuem para remoção de poluentes de águas pluviais na fonte, usando as propriedades químicas, biológicas e físicas da vegetação e do solo. A vegetação pode incluir gramíneas, flores, arbustos e até pequenas árvores (FREEBORN; SAMPLE; FOX, 2012). Biovaletas formadas por vegetação densa e já estabelecida possuem alta capacidade de remoção de poluentes, retendo até 99% dos sólidos suspensos totais, nitrogênio, fósforo e ferro da água (SHAFIQUE; KIM, 2017).

Outros fatores também contribuem para uma alta redução de poluentes nas biovaletas, incluindo processos de sedimentação, comprimento da vala, taxas de infiltração e tempo de retenção de partículas dentro da estrutura. Zhao *et al.* (2016) verificaram que uma biovaleta longa (700m<sup>2</sup>), localizado em Jiangsu, China, consegue remover em média 83,5, 91,6 e 81,3% dos sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo totais, respectivamente. Um outro estudo, nos Estados Unidos, determinou a capacidade de redução da concentração de contaminantes de três biovaletas localizadas em estacionamentos de áreas comerciais e residenciais na Califórnia, Estados Unidos (ANDERSON *et al.*, 2016). Além de uma taxa de infiltração de 83 a 97% das águas precipitadas, as três biovaletas reduziram contaminantes como sólidos suspensos totais (81%), metais (81%), hidrocarbonetos (82%) e pesticidas (74%) das águas filtradas. Em biovaletas com árvores e arbustos nativos a retenção de poluentes pode ser ainda maior, chegando a reter mais de 99% do carbono orgânico, nitrogênio e fósforo (XIAO *et al.*, 2017). Na maioria dos casos, a imobilização dos poluentes como metais e/ou hidrocarbonetos fica restrita aos 10 a 30 cm da camada superior do solo (TEDOLDI *et al.*, 2016).

A capacidade de infiltração das biovaletas também já foi amplamente avaliada, e os resultados dependem de diversos fatores como o tipo de solo, especificações do projeto, volume de precipitações, métodos de construção e tempo de implementação (SHAFIQUE; KIM, 2017). Em regiões onde o solo possui baixas taxas de infiltração, as biovaletas podem se saturar rapidamente, comprometendo a capacidade de retenção do escoamento. Uma avaliação de 13 biovaletas de para águas pluviais demonstrou que a taxa média de infiltração dessas estruturas gira em torno de 42% (CLARY *et al.*, 2012). Entretanto, um estudo realizado na Califórnia verificou que duas biovaletas retinham mais de 99% das águas precipitadas, mantendo a mesma capacidade de infiltração mesmo após oito anos de construção (XIAO *et al.*, 2017).

Modelos matemáticos são fundamentais para a otimização de projeto, a relação custo-benefício e a manutenção dos biovaletas. Existem diversos programas de software que podem

modelar esses sistemas na escala de uma bacia hidrográfica como o SWMM (ZAHMATKESH *et al.*, 2014; PAPPALARDO *et al.*, 2017), o *Guelph All-Weather Runoff* (GAWSER) (ZIMMER *et al.*, 2007), o *Model for Urban Stormwater Improvement Conceptualization* (MUSIC) (BASTIEN *et al.*, 2010; BASTIEN *et al.*, 2011), o Serviços de Conservação do Solo (SCS) usando o número da curva de escoamento (ZHANG; GUO; HU, 2016), o *Smart Growth Water Assessment Tool for Estimating Runoff* (SG WATER) (PYKE *et al.*, 2011) e o *System for Urban Stormwater Treatment and Analysis Integration* (SUSTAIN) (AHIABLAME; ENGEL; CHAUBEY, 2012). Esses modelos são os mesmos utilizados para sistemas de biorretenção e geralmente simulam a dinâmica de fluxo e transporte de água em macroescala com base em dados experimentais. Assim, as simulações de biovaletas é geralmente relacionada à hidrologia e hidrodinâmica, investigando o escoamento e infiltração em macroescala (ROY-POIRIER *et al.*, 2015; YU; DUAN, 2017), ao gerenciamento de águas urbanas empregando lógica nebulosa (YAZDI; NEYSHABOURI, 2014), redução do volume do escoamento superficial até o nível da bacia (LEE *et al.*, 2012; AHIABLAME; SHAKYA, 2016), reutilização de água (BARTON; ARGUE, 2009) e controle do escoamento urbano (GAO *et al.*, 2015). Essas metodologias de modelagem macroscópica incorporam apenas balanços de massa globais aproximados e, portanto, não descrevem com precisão os mecanismos de transporte fundamentais de uma escala microscópica ou pontual onde operações ineficazes de tecnologias LID podem ocorrer.

Um outro modelo denominado dinâmica de fluidos computacional (CFD) está atraindo cada vez mais atenção pois tem o potencial de avaliar biovaletas em escala microscópica. O CFD pode ser utilizado para prever fenômenos hidráulicos e de transporte em estágios pré-instalação de biovaletas (HEANEY; SANSALONE, 2012). Assim, esse modelo consegue calcular a velocidade do fluxo em cenários hidrológicos específicos (ANDERSSON *et al.*, 2011), especialmente em casos onde o projeto experimental é restrito devido às condições ambientais (TSUCHIDA *et al.*, 2018). O CFD gera conjuntos de dados numéricos de fácil visualização, enquanto os modelos analíticos e experimentais são limitados na investigação de processos de transporte (YAN *et al.*, 2014). Portanto, o CFD fornece simulações mais precisas para avaliar as diversas configurações de projeto de biovaleta para maximizar tanto a remoção de poluentes quanto a redução do escoamento de águas pluviais. Utilizando um modelo CFD, Afrin *et al.* (2016) detectaram que padrões heterogêneos de infiltração dependem fortemente da velocidade do escoamento das águas pluviais, do fluxo de ar reverso e da presença de tubulação de drenagem. Não existem diretrizes e padrões específicos para a implementação de

biovaletas. Entretanto, biovaletas mal projetadas podem reduzir o desempenho hidrodinâmico, tornando-os ineficientes no gerenciamento de águas pluviais. Em contraste, uma biovaleta bem projetada aumenta a sustentabilidade a longo prazo e a funcionalidade da estrutura.

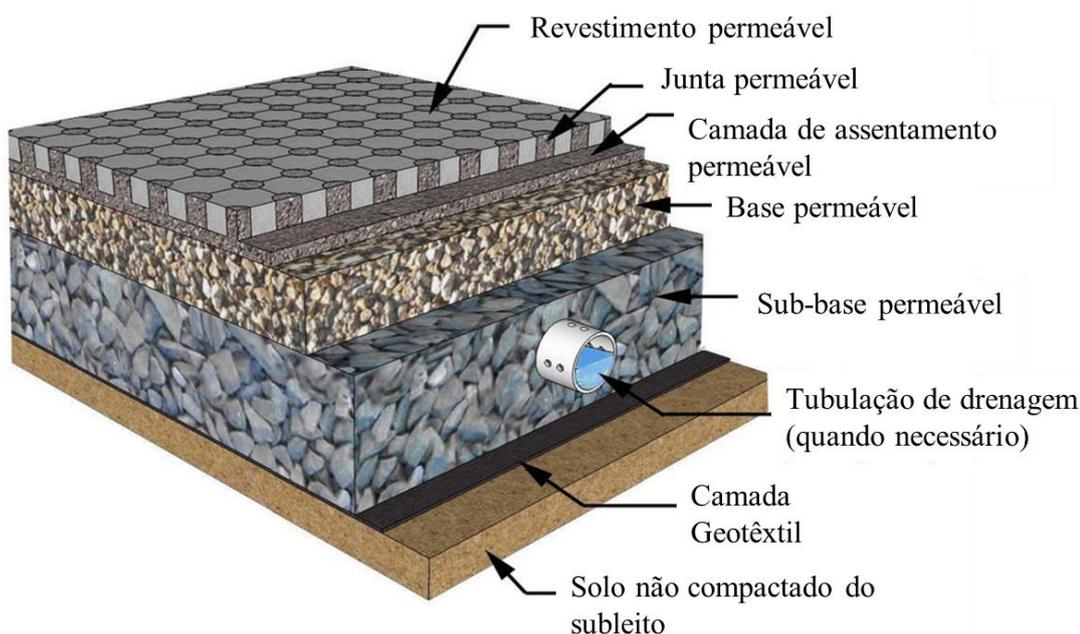
### 4.1.3. Pavimentos permeáveis

Pavimentos permeáveis são técnicas LID de drenagem urbana que promovem a infiltração e retenção temporária das águas da chuva no subsolo (ALESSI *et al.*, 2006; BRUNO; AMORIM; SILVEIRA, 2013). Parte da água precipitada infiltra o solo através de uma superfície de revestimento permeável, podendo ser retida em um reservatório de pedras ou se infiltrar no solo até atingir o lençol freático. Portanto, esse tipo de pavimento tem um maior potencial de reduzir o volume de escoamento superficial na fonte, retardar o fluxo de pico, melhorar a qualidade da água escoada e aumentar a recarga de água no subsolo do que os pavimentos convencionais (ARAÚJO; TUCCI; GOLDENFUM, 2000).

Além da redução dos volumes de água escoados, os pavimentos permeáveis possuem outras vantagens, como a redução da formação de lâminas d'água em estacionamentos e calçadas, possibilidade de redução do sistema de drenagem pluvial local e melhoramento do visual da paisagem local (DAVIS *et al.*, 2009; DEBUSK *et al.*, 2012). Tudo isso sem ocupar áreas adicionais. Eles também são eficientes na remoção de diversos poluentes, melhorando a qualidade da água escoada. A quantidade de fósforo e nitrogênio totais dissolvidos na água, por exemplo, são reduzidos em aproximadamente 60% (FREEBORN; SAMPLE; FOX, 2012). Entretanto, eles precisam de manutenção periódica para evitar a colmatção e não são recomendados para locais com tráfego pesado de veículos. Portanto, eles podem ser utilizados em estacionamentos de veículos leves, calçadas e passeios públicos que, em grandes cidades, podem representar uma área considerável da bacia hidrográfica (BAPTISTA; NASCIMENTO; BARRAUD, 2011).

Existem basicamente três tipos de pavimentos permeáveis: asfalto poroso, concreto poroso e blocos de concreto vazados preenchidos com areia ou vegetação rasteira, como gramíneas. A construção dos revestimentos permeáveis é feita sem a fração de areia fina que compõe os pavimentos convencionais. No Brasil os pavimentos permeáveis de concreto devem ser instalados de acordo com as normas ABNT 16416:2015 e os tipos de revestimentos do pavimento são classificados em: intertravados permeáveis; placas de concreto permeável; e concreto permeável. No primeiro tipo de revestimento, a percolação da água ocorre entre as

juntas, áreas vazadas ou através dos próprios blocos de concretos, enquanto nos dois últimos a percolação da água se dá através do próprio concreto. A Figura 11 demonstra como água flui através do pavimento, sendo filtrada gradualmente pelas camadas de assentamento, composta por areia, base e sub-base, compostos por brita ou pedras, antes de se infiltrar no solo. Portanto, a camada superior de revestimento permeável serve para facilitar a condução rápida das águas das chuvas para as camadas abaixo, que funcionam como um reservatório. Neste reservatório a água pode infiltrar no subsolo ou ser coletada e transportada por tubos de drenagem para uma saída (SILVA *et al.*, 2009).



**Figura 11.** Perfil típico dos pavimentos permeáveis. Modificado de Fonte: (FREEBORN; SAMPLE; FOX, 2012).

Pavimentos permeáveis são amplamente utilizados em diversos países em todo o mundo. Pesquisas recentes desenvolvidas nesses países e no Brasil avaliaram o desempenho e a eficiência hidrológica e ambiental dos pavimentos permeáveis em diferentes condições. No sul do Texas, Estados Unidos, Alam *et al.* (2019) investigaram o desempenho hidrológico e ambiental de três tipos de pavimentos permeáveis, concreto poroso, blocos de concreto intertravados e blocos de concreto intertravados com cascalho, em relação a pavimentos tradicionais em condições climáticas semiáridas. Os três tipos de pavimentos tiveram um melhor desempenho do que pavimentos convencionais. Nesse tipo de condição climática, caracterizada como semiárida, o concreto poroso foi o que mais reduziu o volume de

escoamento superficial (98%) e os sólidos em suspensão totais (80%) em relação à pavimentos convencionais.

Castro *et al.* (2007) investigaram, em condições laboratoriais, a influência do declive e da deposição de sedimentos no desempenho hidrológico de pavimentos permeáveis de blocos de concreto com 4 formatos diferentes de fendas entre os blocos. Eles concluíram que blocos com fendas mais longas e mais estreitas, instalado em terreno com declive entre 2 e 5%, apresentaram desempenho melhor do que os blocos com fendas mais curtas e amplas. A quantidade e o tamanho das partículas do sedimento também afetaram o desempenho hidráulico, demonstrando a necessidade de uma manutenção periódica. Kamali *et al.* (2017) também avaliaram o desempenho de pavimentos permeáveis submetidos a cargas de sedimentos na remoção de sólidos em suspensão total, poluentes seletivos, de nutrientes como e do escoamento superficial em condições laboratoriais. Este estudo demonstrou que o desempenho hidráulico e capacidade de remoção de poluentes dos pavimentos permeáveis é mantida durante toda a vida útil dos pavimentos quando os mesmos são limpos anualmente.

No Brasil, a maioria dos estudos avaliam a eficiência de pavimentos permeáveis ainda são experimentais, analisando principalmente a capacidade de retenção do escoamento superficial. Alessi, Kokot e Gomes (2006) avaliaram o coeficiente de escoamento superficial gerado por dois tipos de pavimento permeável - blocos de concreto (com uma área de 1 m<sup>2</sup> e profundidade de 80 cm) e asfalto poroso. Eles verificaram um desempenho similar para os dois pavimentos, onde os valores de coeficientes de escoamento superficial médios foram de 0,37 e 0,35 para os blocos de concreto e o asfalto poroso, respectivamente. O estudo experimental realizado por Bruno, Amorim e Silveira (2013) em, Cuiabá - Mato Grosso, compararam cinco tipos diferentes de superfícies, como blocos de concreto vazados, blocos de concreto maciços, concreto convencional, solo exposto e solo gramado. Dentre esses, o solo gramado apresentou os melhores resultados, absorvendo 100% do escoamento superficial em precipitações com intensidade de 79 mm.h<sup>-1</sup>. Em precipitações com intensidade de 121 mm.h<sup>-1</sup> o coeficiente de escoamento do solo gramado foi de apenas 0,15. Os blocos vazados tiveram o segundo melhor resultado, absorvendo quase 99% da água em precipitações de menor intensidade e obteve um coeficiente de escoamento de apenas 0,23 em precipitações mais intensas.

Em outro estudo experimental, Silva *et al.*, (2009) investigaram a influência de aspectos construtivos, como declividade longitudinal e compactação do substrato, na infiltração de dois tipos de revestimentos permeáveis compostos por blocos de concreto maciços e vazados (1 m<sup>2</sup>). Os blocos vazados tiveram uma maior taxa de infiltração, mesmo em situações desfavoráveis

de substrato compactado e declividade de 6%, onde as taxas de infiltração foram superiores a 90 mm.h<sup>-1</sup>. Entretanto, simulações feitas com o auxílio do programa SSFLO (*SubSurface Flow*) demonstraram que os blocos de concreto maciços podem ter uma boa taxa de infiltração, desde que instalados em locais com declividade moderada (< 2%) e sobre substratos que não sejam facilmente compactados. Ono *et al.* (2017) avaliaram a capacidade de infiltração *in situ* de blocos de concreto unidirecionalmente articulados construído sob dois tipos de bases granulares, agregado reciclado e agregado natural (graduação comercial do tipo brita 1), no estacionamento do Campus da USP, São Paulo. Apesar de não haver diferenças entre os dois tipos de base, esse tipo pavimento obteve uma permeabilidade elevada, na ordem de 10<sup>-3</sup> m s<sup>-1</sup>, consideravelmente maior que a de pavimentos de blocos intertravados ou asfalto poroso.

Alguns pavimentos permeáveis necessitam de uma frequência maior de manutenção do que outras para manter a permeabilidade. Castro *et al.* (2013) avaliaram o comportamento do escoamento superficial de uma instalação experimental de 264 m<sup>2</sup>, com dois tipos de revestimentos – asfalto poroso e blocos vazados com gramíneas. Após cinco anos instalação, apenas os blocos vazados continuaram sendo efetivos na redução do volume de escoamento superficial, enquanto o coeficiente de escoamento superficial subiu bastante para o asfalto poroso, provavelmente devido à falta de manutenção periódica com esse tipo de revestimento necessita. Jabur *et al.* (2015) também detectaram que a falta de manutenção periódica reduz a capacidade de infiltração de asfalto poroso e blocos de concreto intertravados vazado, com o asfalto poroso perdendo de modo significativo a sua capacidade de infiltração após de 9 anos de uso sem manutenção.

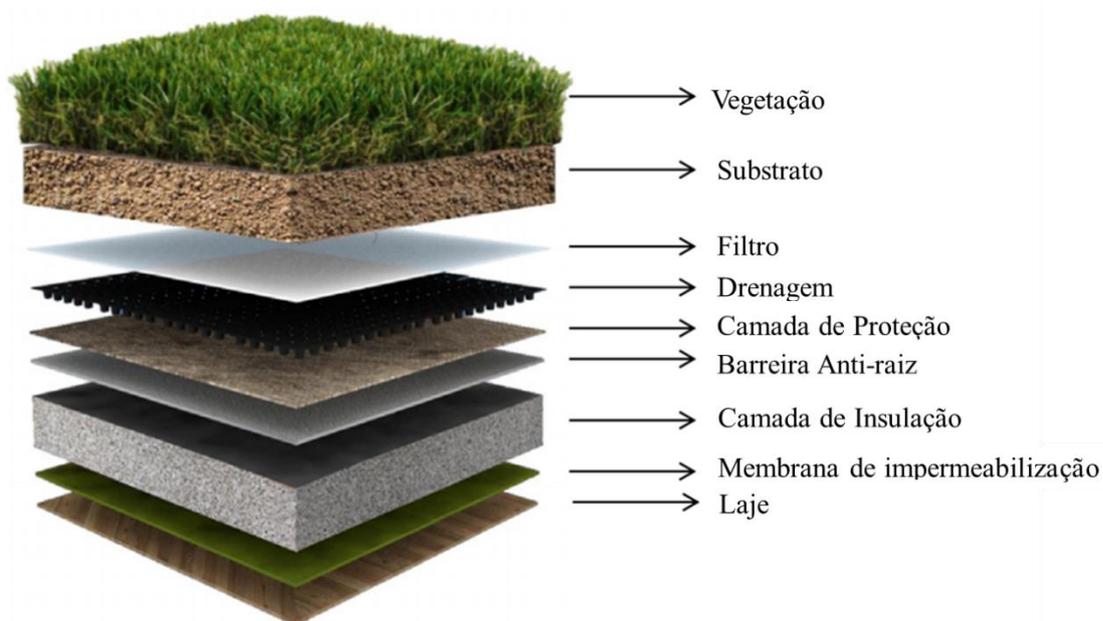
Os estudos citados acima demonstram que o desempenho dos pavimentos permeáveis está diretamente ligado à qualidade do projeto, construção, a profundidade e a capacidade de armazenamento, a configuração do pavimento, as características dos materiais utilizados e uma manutenção periódica (SCHOLZ; GRABOWIECKI, 2007). A eficiência hidrológica desses pavimentos é também influenciada por outros fatores como o tipo de solo e sua capacidade de infiltração, topografia, condições climáticas, qualidade da água drenada (SILVA *et al.*, 2009).

#### **4.1.4. Telhados verdes**

Os telhados verdes, ou coberturas verdes, são áreas de vegetação instaladas no topo de edifícios. A Figura 12 representa esquematicamente um sistema de telhado verde que, normalmente, consiste em várias camadas, incluindo vegetação, substrato, camada de filtro,

material de drenagem, isolamento, barreira radicular e membranas à prova de água. Existem duas categorias principais de telhados verdes: os sistemas extensivos e intensivos (WOODS-BALLARD *et al.*, 2015). Os sistemas extensivos possuem uma camada de substrato pouco profunda (20–150 mm), o que reduz a carga de peso na estrutura do edifício, comportando plantas simples, tolerantes a situações climáticas e de baixa manutenção (WOODS-BALLARD *et al.*, 2015).

Os sistemas extensivos apresentam boa capacidade de redução do escoamento superficial da água, de redução de temperaturas em ilhas de calor urbanas e aumento da umidade no ambiente (TASSI *et al.*, 2014). A água é geralmente armazenada no substrato e a camada de drenagem ou retenção é suficiente para suprir a demanda hídrica das plantas. Entretanto, em condições climáticas extremas, um sistema de irrigação pode ser necessário para garantir a sobrevivência da vegetação durante períodos de seca. Eles geralmente são adequados para implementação em edifícios já existentes devido ao seu peso leve (WOODS-BALLARD *et al.*, 2015). Os telhados extensos são os mais comuns em todo o mundo devido ao menor peso, baixa exigência de irrigação e menor custos de capital inicial e manutenção (SHAFIQUE *et al.*, 2018).



**Figura 12.** Camadas presentes em um sistema de telhados verdes. Adaptado de Vijayaraghavan (2016).

Os sistemas intensivos, também conhecidos como jardins de cobertura, possuem uma camada de substrato (>150 mm) e de drenagem ou retenção mais profunda, aumentando a carga

de peso na estrutura do edifício (WOODS-BALLARD *et al.*, 2015). Esses sistemas comportam uma variedade maior de plantas incluindo arbustos e árvores, mas a manutenção também é mais intensiva e sistemas de irrigação são geralmente necessários (TASSI *et al.*, 2014). Entretanto, a água retida na camada de drenagem e aquela coletada na condensação do ar-condicionado podem ser utilizadas na irrigação. Sistemas intensivos apresentam boa capacidade de escoamento superficial da água, de redução de temperaturas e de aumento da umidade no ambiente, podendo funcionar ainda como atrativos para fins recreativos ou de lazer, já que muitos projetos aparentam jardins naturais.

A composição do substrato do telhado verde tem um efeito mais significativo na capacidade de retenção de água do que os tipos de planta e cobertura (MONTERUSSO *et al.*, 2004; VANWOERT *et al.*, 2005; DUNNETT *et al.*, 2008). A capacidade de armazenamento de água do substrato depende sempre da espessura, composição e capacidade máxima de retenção de água (MILLER, 2003; DENARDO *et al.*, 2005; VANWOERT *et al.*, 2005; RAES *et al.*, 2006). No geral, o desempenho de retenção de águas pluviais aumenta de acordo com a profundidade do substrato (MONTERUSSO *et al.*, 2004; MENTENS *et al.*, 2006; NARDINI *et al.*, 2012; CARSON *et al.*, 2013). Mentens *et al.* (2006) verificaram que na Alemanha os telhados verdes com uma espessura média de 10 cm têm capacidade para reter 45% das águas pluviais e telhados com espessura média de 15 cm podem reter 75% do escoamento de águas pluviais, enquanto telhados tradicionais ou com cascalho retêm apenas 15% e 25%, respectivamente. Nos Estados Unidos, (SCHULTZ *et al.*, 2018) compararam a performance de duas áreas de 1200 m<sup>2</sup> de um mesmo telhado verde instalado com duas espessuras diferentes (75 e 125 mm), em diversos cenários de tempestade típicos da cidade de Portland, Oregon. Eles concluíram que, dependendo do nível de precipitação das tempestades, o telhado mais espesso reteve até 96,6% enquanto o telhado menos espesso reteve até 48,8% das águas das chuvas. Portanto, a espessura do substrato pode melhorar o desempenho de sistemas de telhados verdes, principalmente em regiões de clima mais seco (SCHULTZ; SAILOR; STARRY, 2018).

O substrato do telhado verde deve ter alta capacidade de retenção de água para reduzir o fluxo de pico e suportar a vegetação durante períodos de seca (SHAFIQUE; KIM; RAFIQ, 2018). A vegetação é um componente crítico dos telhados verdes sendo responsável pela evapotranspiração de parte da água retida no substrato e proteção do mesmo (TASSI *et al.*, 2014). A vegetação pode sombrear partes do telhado promovendo também a refrigeração do edifício. Alguns fatores devem ser considerados na seleção da vegetação a ser utilizada nos telhados verdes como as condições de instalação, adaptação às condições climáticas locais, a

espessura e o tipo do substrato utilizado e as características específicas de cada espécie de planta (GETTER; ROWE, 2006). Para coberturas verdes extensivas a vegetação deve ser resistente a períodos secos, necessitar pouca manutenção, possuir raízes curtas, ter rápida reprodução e possua boa folhagem para proteção do substrato (VIJAYARAGHAVAN, 2016).

Para aumentar a capacidade de retenção de chuvas de telhados verdes, a seleção de plantas também deve considerar sua cobertura vegetal, tolerância à seca, captação água pelas raízes, capacidade de armazenamento de água no tecido da planta, taxas de transpiração, interceptação e evaporação (CHOW *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2018). Nos Estados Unidos, em Nova Iorque (MORGAN *et al.*, 2012) verificaram que a capacidade de retenção dos telhados verdes pode ser aumentada quando a vegetação cobre uma área maior que 20-25% do telhado. Um estudo realizado na Inglaterra constatou que espécies de gramíneas locais eram mais eficientes na redução do volume de escoamento do que outras plantas, como a suculenta *Sedum* spp. (NAGASE; DUNNETT, 2012). Eles também demonstraram que o tamanho e a estrutura das plantas influenciaram significativamente a quantidade de escoamento de água, com espécies mais altas, com maior diâmetro e biomassa de brotações e raízes aumentando a capacidade de retenção de águas pluviais de telhados verdes (NAGASE; DUNNETT, 2012).

Em Porto Alegre, um estudo comparou um terraço plano e um telhado com uma inclinação de 15° e a taxa de retenção do escoamento após 12 horas do início da chuva foi de 63 e 25%, respectivamente, demonstrando que a inclinação da superfície pode afetar diretamente a capacidade de retenção das águas da chuva. Além da redução do volume de escoamento de águas superficiais, a instalação desses telhados pode trazer múltiplos benefícios sociais, econômicos e ambientais., como controle da temperatura, da qualidade de vida, do ar e da água e dos custos de energia do edifício (CASTRO; GOLDENFUM, 2010).

Devido aos diversos benefícios, telhados verdes estão sendo implementados em diversos países e até prêmios de Excelência são distribuídos para os melhores projetos. A Alemanha foi um dos primeiros países a implementar os telhados verdes modernos, para reduzir o consumo de energia no início dos anos 60, e hoje mais de 10% dos edifícios possuem telhados verdes instalados (SHAFIQUE; KIM; RAFIQ, 2018). Atualmente, países como Austrália, Canadá, Cingapura, Estados Unidos e Japão estão promovendo fortemente a instalação de telhados verdes em novos edifícios e incentivando a reforma de edifícios antigos para uma futura instalação de telhados verdes. (VIJAYARAGHAVAN, 2016). Na cidade de Toronto, Canadá, a aplicação de telhados verdes é obrigatória para novos edifícios com área útil de  $\geq 2000$  m<sup>2</sup>, devendo cobrir de 20 a 60% da área total do telhado (SHAFIQUE; KIM; RAFIQ, 2018). Hoje,

mais de 500.000 m<sup>2</sup> de telhados verdes já foram instalados em Toronto e mais de 222 milhões de litros de águas pluviais são retidos anualmente (STERN *et al.*, 2019).

No Japão, políticas para a utilização da água da chuva vem sendo implementadas desde os anos 80 (CHANG *et al.*, 2018). A instalação de telhados verdes é compulsória em novas construções privadas com área superior a 1000 m<sup>2</sup> e edifícios públicos com área superior a 250 m<sup>2</sup>, e construções que não seguem essa norma devem pagar multas anuais (SHAFIQUE; KIM; RAFIQ, 2018). Nos Estados Unidos, diversas estratégias foram implementadas para incentivar a instalação de telhados verdes. Em Chicago, o governo cobre até 50% do custo da instalação de telhados verdes, enquanto os governos de Baltimore, Minneapolis e Nashville oferecem descontos nas taxas de águas pluviais e de tratamento de esgoto para edifícios que instalem telhados verdes (SHAFIQUE; KIM; RAFIQ, 2018). Em Cingapura, um programa de incentivo também foi implementado e cobre até 50% dos custos na instalação de telhados verdes em edifícios já existentes (CHEN *et al.*, 2019).

Apesar das vantagens ambientais, sociais e econômicas da implementação de telhados verdes em edifícios, vários fatores como o custo inicial e de manutenção, falta de capacitação técnica para a execução da construção, entre outros dificultam a implementação de telhados verdes em países em desenvolvimento (SHAFIQUE; KIM; RAFIQ, 2018). Além disso, nenhum ou poucos incentivos fiscais compensatórios são oferecidos para a implementação de telhados verdes (CHEN *et al.*, 2019). Apesar de o Brasil não ter uma política nacional que incentive essa medida, diversas iniciativas municipais estão sendo criadas para incentivar, direta ou indiretamente, a implementação de telhados verdes no Brasil.

#### **4.1.5. Filtros de areia**

Os filtros de areia são técnicas LID que filtram águas pluviais, comumente utilizados para remover poluentes antes de entrar no sistema de drenagem urbano. Eles podem ser de superfície ou subterrâneos. Eles formam bacias de sedimentação e filtração que atenuam a poluição na fonte, melhorando a qualidade da água antes de ser lançada em corpos d'água (JEONG *et al.*, 2012). Eles também controlam a quantidade de água escoada, reduzindo o fluxo de pico devido ao armazenamento local do volume escoado (JIA; YAO; SHAW, 2013). A água filtrada é coletada em tubulações subterrâneas e devolvida ao fluxo ou canal (JIA; YAO; SHAW, 2013).

Os filtros de areia podem ser utilizados em locais pequenos, como estacionamentos e empreendimentos; áreas com alto potencial de poluição, como áreas industriais; áreas altamente urbanizadas, onde a disponibilidade ou os custos da terra impedem o uso de outros tipos de BMP; e em estradas para escoar e tratar águas pluviais poluídas (JIA; YAO; SHAW, 2013). Jeong *et al.* (2012) usaram uma Ferramenta de Avaliação de Solo e Água (*Soil and Water Assessment Tool - SWAT*) para modelar o fluxo através de um sistema de filtro de areia amplamente implementado na cidade de Austin, Texas. Nesses sistemas água escoada é direcionada à uma bacia de sedimentação, na qual os poluentes particulados são sedimentados por gravidade e, em seguida, são tratados por meio de filtro. O filtro de areia, cuja área era de 250 m<sup>2</sup> e profundidade de 0,5 m, demonstrou uma alta eficiência retendo de 96,5% do sedimento (JEONG *et al.*, 2012).

Em Sydney, Austrália, Kandasamy *et al.* (2008) realizaram um estudo de campo de 18 meses para investigar a eficácia e a eficiência de remoção de poluentes de um filtro de areia, com área de 155 m<sup>3</sup> e área de captação de 6 ha. O leito do filtro de areia foi dividido em dois compartimentos para testar a eficiência de remoção de poluentes de dois tipos de areia, fina e grossa, para o tratamento de águas pluviais para fins de reutilização não potável. Os dois tipos de areia foram igualmente eficientes na redução de nutrientes, como fósforo total (39-41%) e nitrogênio (53-70%), e de metais pesados, como o Zinco (79-83%). Entretanto o filtro com leito de areia mais grossa foi mais eficiente na remoção de coliformes fecais e SST (79 e 76%, respectivamente) do que o leito com areia mais fina (65 e 32%, respectivamente).

Outras mídias podem ser adicionadas aos filtros de areia. Em Minnesota, Estados Unidos, limalhas de ferro são frequentemente adicionadas a filtros de areia (ERICKSON *et al.*, 2012). Estes autores verificaram, em laboratório, que filtros de areia misturada com limalhas de ferro a 5% captura uma média de 88% de fosfato a mais do que filtros de areia sozinhos. Os pesquisadores também testaram os filtros de areia com até 10,7% de limalha de ferro em campo. Os filtros foram monitorados por um ano sem efeitos prejudiciais à condutividade hidráulica e retendo de 85-90% dos fosfatos na maioria dos eventos de chuva (ERICKSON; GULLIVER; WEISS, 2012). Posteriormente, Fairbairn *et al.* (2018) demonstraram, em campo, que filtros de areia reforçados com ferro reduzem também muitos compostos emergentes hidrofóbicos e polares-hidrofílicos do escoamento em Minneapolis, Minnesota, USA. Diversos compostos emergentes, contaminantes que não são removidos ou eliminados através de processos tradicionais de tratamento de água, foram detectados. Filtros de areia reforçados com 5% ferro

foram eficientes na retenção de 14 dos 48 compostos emergentes mais detectados, para os quais a eficiência média de remoção foi de 26 a 100% (FAIRBAIRN *et al.*, 2018).

Biochar é o nome que tem o carvão vegetal quando é empregado como correção para o solo. O biochar têm um excelente potencial de filtragem, devido à sua grande área de superfície e estrutura microporosa. Reddy *et al.* (2014) demonstraram que, em condições laboratoriais, o biochar reduz 86% do SST e 86 e 47% das concentrações de nitrato e fosfato na água escoada, respectivamente. Além disso, o filtro de biochar removeu de 8-58% dos metais pesados (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni e Zn). Assmuth *et al.* (2018) confirmaram que, em condições de campo, filtros de areia são eficientes na retenção de poluentes como metais, SST e fósforo total e que a adição de biochar ao filtro de areia melhora ainda mais a capacidade de remoção de nitrogênio da água escoada.

Filtros de areia também podem ser utilizados em conjunto com outros sistemas LID ou técnicas de tratamento de água para maximizar a redução da poluição das águas superficiais e subterrâneas. Neto *et al.* (2012) avaliaram a qualidade da água da chuva após a filtração lenta, de filtros de areia, seguida por tratamento com cloro. O sistema foi instalado no telhado do aeroporto Tancredo Neves, Minas Gerais, Brasil e consistia de dois filtros de areia paralelos, área total de 150 m<sup>2</sup>, dois tanques de armazenamento de 3000 L cada, uma unidade de desinfecção (clorador), um tanque de armazenamento de água tratada e dois tanques de distribuição de 5000 L cada. O estudo concluiu que a água da chuva tratada era de excelente qualidade em termos de pH, turbidez, dureza total, SST e coliformes, podendo ser utilizada para atender 100% da demanda de água não potável durante o período chuvoso e parte do período seco (NETO *et al.*, 2012). A combinação de geotêxteis com filtros de areia também foi testada em condições de laboratório em tanques de 200 L (TOTA-MAHARAJ; PAUL, 2015). O sistema combinado obteve a mesma capacidade de carga hidráulica do filtro de areia sem geotêxtil e ambos removeram de 88 a 100% dos SST. Entretanto, o sistema combinado foi mais eficiente na remoção de nutrientes, removendo 17% a mais de nitrato e 46% de fosfato, em comparação com o filtro de areia.

Koupai *et al.* (2015) avaliaram a remoção de contaminantes de concreto poroso contendo escória de ferro com e sem filtro de areia. Eles demonstraram, em condições laboratoriais, que a combinação dos dois sistemas otimiza a eficiência de retenção de contaminantes, retendo até 3 vezes mais poluentes do que o concreto poroso sem o filtro de areia. Na Malásia, pesquisadores testaram, em condições laboratoriais, a qualidade da água escoada por biovaleta com e sem filtro de areia. Os resultados demonstraram que a combinação

da biovaleta com o filtro de areia melhorou a qualidade da água de 4 a 80%, dependendo do tipo de areia utilizado (YUSOFF *et al.*, 2018).

Sistemas que combinam lagoas de sedimentação e filtros de areia também são amplamente utilizados para otimizar a retenção de contaminantes. Sønderup *et al.*, (2015) investigaram a eficiência de um sistema de lagoa de sedimentação seguida por um filtro de areia em Padborg, Dinamarca. O sistema recebe o escoamento superficial de uma bacia industrial de 18,2 ha com uma área impermeável de 11,8 ha. Os resultados mostram que o sistema combinado melhora a retenção de partículas, matéria orgânica, fósforo e metais pesados. Durante 1 ano, 40-65% foram retidos na lagoa de retenção com o filtro de areia melhorando retenção geral para 90-95%. Também na Dinamarca, Egemose (2018) avaliou a performance de dois desses sistemas combinados quanto a retenção de SST, matéria orgânica e fósforo. Ambos sistemas estão situados na bacia hidrográfica do Lago Nordborg sendo que o sistema A cujo volume da lagoa é de 200 m<sup>3</sup> e o filtro de areia tem 138 m<sup>3</sup>, recebe a água de uma área principalmente urbana de 70 ha; e o sistema B, cujo volume da lagoa é de 250 m<sup>3</sup> e o filtro de areia é de 210 m<sup>3</sup>, recebe o escoamento de uma área de 36 ha majoritariamente agrícola. O autor demonstra que ambos filtros retêm partículas e nutrientes em poucos centímetros na camada superficial, com o sistema A e B retendo de 70-78% e 27-71 do fósforo total, respectivamente. A matéria orgânica também é predominantemente retida dentro dos 5 cm superiores. Filtros de areia tendem a entupir com o tempo e precisam ter a areia substituída periodicamente. Esses resultados são importantes pois demonstram que a troca periódica de apenas 5 cm superiores de filtros de areia é suficiente para garantir a eficiência dos filtros de areia estudados, reduzindo assim custos de manutenção.

O modelo SWMM foi utilizado na Espanha para projetar um filtro de areia com capacidade de filtração de aproximadamente 90% da média anual do escoamento de águas pluviais de uma rodovia em Fene (SUÁREZ *et al.*, 2013). A rede de drenagem da rodovia, construída com tubos de concreto com diâmetro médio de 400 mm, tem cerca de 128 km de extensão. A área total de captação é de 3,9 ha, com 71% da superfície impermeável, enquanto a área de drenagem para a unidade de filtragem é de apenas 0,9 ha e é quase impermeável (91%). Os autores combinaram dados coletados no campo e modelagem numérica para executar uma simulação de longo prazo (10 anos) testando a eficiência hidráulica de diferentes configurações de filtro, variando o volume da unidade e o tempo de drenagem. Assim, eles desenvolveram um programa de gerenciamento e monitoramento para caracterizar a poluição do escoamento superficial da bacia piloto, que contém principalmente SST, hidrocarbonetos,

fósforo total, cobre e zinco (SUÁREZ *et al.*, 2013). Modelos matemáticos como o SWMM, demonstram que filtros de areia possuem melhor desempenho hidráulico e capacidade de tratamento de água do que outras técnicas LID, como telhados verdes e pavimentos permeáveis, devido a sua maior capacidade de armazenamento (FAIRBAIRN *et al.*, 2018).

#### **4.1.6. Armazenamento de Água da Chuva**

Cisternas ou suas contrapartes menores, barris e tanques de chuva, são recipientes que captam o escoamento e o armazenam para uso futuro. Com o controle do tempo e do volume, as águas pluviais capturadas e armazenadas podem ser liberadas com mais eficácia para irrigação ou uso alternativo de águas cinzentas entre eventos de tempestades (BARRETT, 2008). Os barris e tanques de chuva tendem a ser sistemas menores, com menos de 400 L. Cisternas são sistemas maiores que podem ser autossuficientes, acima do solo ou abaixo do solo, geralmente maiores que os tanques (DAVIS, 2007; DAVIS *et al.*, 2009).

Cisternas e barris de armazenamento de água fornecem principalmente controle do volume de águas pluviais; entretanto, melhorias na qualidade da água podem ser alcançadas quando cisternas e barris de chuva são usados em sistemas sequenciais de tratamento com técnicas LID, como por exemplo áreas de biorretenção. A água em cisternas ou barris de chuva pode ser controlada por saídas permanentemente abertas ou válvulas operáveis, dependendo das especificações do projeto. Cisternas e barris de chuva pode ser um método útil para reduzir os volumes de escoamento de águas pluviais em áreas urbanas, onde as restrições do local limitam o uso de outras BMP (BERNDTSSON, 2010).

A Austrália possui uma das mais altas taxas de implementação de sistemas de coleta de água pluvial. De acordo com o Departamento de Estatística da Austrália, 1,7 milhões de residências possuíam tanques de coleta de água da chuva em 2013, representando 34% das residências australianas, comparado a 32% em 2010 e 24% em 2007. Este aumento no número de residências com tanques de coleta de água da chuva foi atribuído as restrições impostas pelo governo, os incentivos governamentais e os aumentos nas tarifas de água (CAMPISANO *et al.*, 2017).

Umapathi *et al.*, (2012) monitoraram 20 residências para estimar a utilização de água potável e as reduções no volume utilizados por meio de tanques de coleta de água da chuva. Nesta pesquisa foi observada uma redução máxima de 67% na utilização de água potável, com

uma média de 31%, pela utilização de água pluvial para usos domésticos internos, como descarga sanitária por exemplo, e usos externos para irrigação de jardins. Em outra pesquisa de campo similar, Burns *et al.*, (2015) avaliaram a performance de tanques de coleta de água pluvial em 12 residências. As reduções na utilização de água potável variaram de 10 a 100%, com as maiores reduções associadas as residências que utilizaram a água da chuva coletada em diversos usos como, descarga de vaso sanitário, lavagem de roupas, sistema de aquecimento de água e irrigação dos jardins.

Estudos mais recentes, avaliaram as reduções na utilização de água de água potável em residências nos estados de Nova Gales do Sul (SOUNTHARAJAH *et al.*, 2017) e Austrália do Sul (UMAPATHI *et al.*, 2019). Na região metropolitana da cidade de Sydney, foram identificadas, por meio da base de dados da companhia de água de Sydney, que 5,5% das residências declararam que tinham tanques de coleta de água da chuva instalados. A redução no consumo de água potável variou de 9 a 15%, o que representou em média uma economia de 24.000 L anualmente para cada residência (SOUNTHARAJAH *et al.*, 2017). Umapathi *et al.*, (2019), avaliaram na cidade de Lochiel Park cinco residências que utilizaram água pluvial para abastecer sistemas de aquecimento de água residências por um período de 12 meses. Os tanques tinham um volume de 1.500 a 2.500 L e área de captação em telhados de aproximadamente 163 m<sup>2</sup>. As reduções no consumo de água potável variaram de aproximadamente 13 a 40%. Além disso, em um modelo, utilizando os dados dos experimentos de campo, foi observado uma redução de 28% no custo anual do consumo de água potável.

No entanto, apesar da grande quantidade de tanques de coleta de chuva na Austrália, foram encontrados poucos estudos de campo recentes em meso e macroescala. O foco das publicações mais recentes está no desenvolvimento de modelos matemáticos para melhorar os sistemas de coleta, aumentar a redução no consumo de água potável e a restauração dos fluxos e volumes de escoamento pluvial. Xu *et al.* (2018), desenvolveram um modelo matemático utilizando o software R para simular e compara três tipos de coleta de água pluvial, sistema convencional, sistemas de fluxo passivo e sistemas de fluxo ativo, em relação ao suprimento de água e retenção de escoamento pluvial. Os resultados das simulações demonstraram que a tecnologia de fluxo ativo foi superior em comparação aos outros modelos em ambos redução de uso de água potável e volume do escoamento. Além disso, a operação ativa do fluxo de entrada permite o funcionamento ótimo em uma diversidade de condições climáticas. Di Matteo *et al.* (2019), desenvolveu um sistema de fluxo inteligente para aumentar a redução do volume de escoamento pluvial. Este sistema possui operação inteligente que regula os fluxos de pico

de entrada de várias áreas de captação por meio da operação individual de cada tanque e controle em tempo real para aumentar a precisão na operação dos tanques. Os resultados demonstraram que os sistemas de operação inteligente podem reduzir significativamente os fluxos de pico causados pelo escoamento pluvial, inclusive em tempestades raras de longa duração. As reduções podem chegar a 15-38% para tanques de 1.000 a 2.500 L e de 39-48% para tanques com 10.000 L.

A integração de modelos matemáticos é uma das mais recentes inovações para sistemas de coleta de água pluvial (JAMALI *et al.*, 2020). Por meio de uma estrutura de modelos integrada, este estudo avaliou a performance de tanques de coleta de água pluvial e os benefícios cumulativos de técnicas LID de drenagem urbana para longos períodos, como por exemplo 100 anos. Esta estrutura integrada oferece um ambiente flexível para integração de diversos modelos de drenagem urbana, como demanda, balanço e qualidade de água pluviais. O modelo foi testado para uma implantação em larga escala para uma área de captação de aproximadamente 270 ha de residências. Por meio desse modelo, foram identificadas como críticas, para a performance de sistemas de coleta de chuva na redução de fluxo e volume de escoamento, as variáveis profundidade, intensidade, duração e padrão temporal (JAMALI *et al.*, 2020).

O Brasil também é um dos países do mundo que mais utilizam sistemas de coleta de água da chuva para suprir a necessidade de água potável. O Programa Nacional de Apoio à Captação de Água de Chuva e outras Tecnologias Sociais (Programa Cisternas) se concentra na implementação de tecnologias simples e de baixo custo que promovem o acesso à água para o consumo humano e produção de alimentos. O público do programa são famílias rurais de baixa renda que sofrem com a seca ou falta regular de água (DE MORAES; ROCHA, 2013). O programa foi instituído com o objetivo de instalar 1 milhão de cisternas de coleta de água da chuva, objetivo que foi alcançado em 2014, e ampliado para 1,2 milhões de cisterna em 2016. No entanto, a maioria destas cisternas foi instalada na região do semiárido, beneficiando mais de 4,5 milhões de pessoas.

Gomes *et al.*, (2012), analisou 623 beneficiários deste programa na região do semiárido do estado de Minas Gerais para determinar quais são os maiores problemas relacionados com os sistemas instalados pelo Programa Cisternas. Os resultados dessa pesquisa determinaram que a baixa qualidade dos telhados (área de captação), o pequeno volume das cisternas e a falta de um dispositivo automático de desvio de fluxo inicial foram os maiores problemas encontrados. Portanto, devido às más condições operacionais, 79% das unidades avaliadas estavam contaminadas com *Escherichia coli*, mesmo para participantes que desviam o fluxo inicial

manualmente (88%) e 58% que utilizam cloro para desinfecção. As condições precárias dos beneficiados é um dos principais desafios, e assim é essencial que as autoridades implementem medidas para solucionar estes problemas e melhorar a qualidade da água.

No Brasil, existem também estudos de campo em macroescala para avaliar a performance de sistemas de coleta de água pluvial. Andrade *et al.* (2017), desenvolveu um trabalho que apresenta uma tecnologia inovadora para o armazenamento de água da chuva. Foram utilizadas placas de ardósia para a construção de cisternas com um volume de 250 m<sup>3</sup>. Esse sistema de construção de cisternas em ardósia apresentou rapidez e facilidade de execução, levando apenas 11 dias para instalar, e custo de construção, inferior a R\$ 15.000,00. A água armazenada apresentou uma qualidade adequada para consumo animal apresentando, assim, um grande potencial de aplicação e viabilidade econômica. A implantação de um sistema de coleta de água pluvial, em macroescala, foi implantada em uma escola no estado do Paraná. A água da chuva é coletada por meio de calhas e canos que captam a água que chega ao telhado da edificação. O telhado da escola possui área de mil metros quadrados de extensão, sendo a água coletada armazenada em três reservatórios de água, com capacidade para armazenar 45.000 L. Após estar na cisterna a água passa por um tratamento com hipoclorito, sendo clorada, tratada e filtrada. Os resultados confirmam a eficiência do sistema de captação das águas da chuva, na redução do consumo de água tratada em até 58%. A captação e o reaproveitamento de águas. Os resultados da pesquisa confirmam a eficiência do sistema de captação das águas da chuva na redução do consumo de água (EL TUGOZ *et al.*, 2017).

Diversos modelos e técnicas de modelagem estão sendo desenvolvidos atualmente no Brasil. Andrade *et al.* (2017) investigou como variáveis hidrológicas influenciam as taxas de economia de água para sistemas de coleta de água pluvial. As variáveis testadas foram precipitação média anual, grau de concentração de precipitação, período de seca antecedente e razão entre dias secos e chuvosos, além das variáveis operacionais. As simulações demonstraram que as variações temporais de precipitação têm alta influencia na performance do sistema e devem ser consideradas para cada localidade, aumentando assim a eficiência do sistema. A avaliação econômica, baseada nas características operacionais, dos sistemas de coleta de água pluvial também pode ser determinada por meio de modelos matemáticos. Para as simulações, em outro estudo, foi escolhido um cenário desfavorável com relação a precipitação anual, no entanto, mesmo nessas condições, o modelo indicou valores líquidos positivos e baixo risco de investimento, principalmente para sistemas com grandes áreas de captação (LOPES *et al.*, 2017).

Existem também modelos que combinam técnicas de drenagem LID para melhorar a eficiência na coleta de água pluvial. Thives e Ghisi (2018), desenvolveram um modelo que utiliza pavimentos permeáveis instalados nas calçadas em conjunto com tanques de armazenamento de água para usos não-potáveis como descarga sanitária e limpeza urbana e residencial. As simulações, realizadas no software *Netuno*, determinaram que para uma superfície de 9 m<sup>2</sup> o ideal seria um tanque de 1.000 m<sup>3</sup>, obtendo assim uma economia de água potável de aproximadamente 17 a 34%. Os modelos podem ser desenvolvidos para avaliar outras variáveis de performance, como redução do fluxo de pico e volume do escoamento, além da economia de água. Os resultados das simulações indicaram que para diversos cenários o sistema proposto tem a capacidade de economizar 20% no consumo água potável e ainda reduzir o fluxo de pico de escoamento em média 4,5%. Apesar do baixo valor na redução do fluxo de pico, a implementação de sistema de coleta de chuva em grandes áreas urbana tem o potencial de aumentar os valores de retenção de escoamento (TESTON *et al.*, 2018). Portanto, podem ser desenvolvidos modelos que consideram a área de captação de todas as residências de uma determinada região e assim determinar a redução no consumo de água tratada em um cenário mais realista. Custodio e Ghisi (2019), realizaram 33.720 simulações para uma área média de captação para 65.326 construções, incluindo unidades residencial e comercial, no entanto, consideraram a variabilidade para cada grupo de área de captação utilizado. Os resultados demonstraram que seria possível atingir 18% de economia para utilização da água pluvial coletada em descarga sanitária, aumentando para 40% em um cenário em que a água também é utilizada em máquinas de lavar, suprimindo 20% da demanda total de água tratada.

A coleta de água da chuva também é amplamente utilizada e pesquisada nos Estados Unidos, como demonstrado pela análise quantitativa, tanto em estudos de campo como modelos matemáticos. Entre as pesquisas de campo, Debusk *et al.* (2013) desenvolveram uma pesquisa sobre as características e performance de quatro sistemas de coleta da água da chuva instalados em dois tipos de climas, úmido e semiárido. As áreas de captação que forneceram escoamento pluvial variaram entre 260 a 700 m<sup>2</sup> e os tanques com volumes entre 16 e 56 m<sup>3</sup>. Os sistemas de coleta pluvial foram monitorados por 14 meses. Os resultados demonstraram que é possível uma redução na utilização de água tratada de 61 a 100%, dependendo do clima da região.

A coleta de água da chuva também foi avaliada como uma técnica LID de retenção de fluxo e volume de escoamento, e não somente como armazenamento e reuso. Gee e Hunt (2016) avaliaram dois sistemas de controle de fluxo em sistemas de coleta de água pluvial em uma pesquisa de campo em macroescala. A área de captação era de 290 m<sup>2</sup> e a água pluvial foi

armazenada em tinha um volume total de 12 m<sup>3</sup>. Um dos sistemas foi equipado com um controle passivo, que divide o armazenamento em uma área que é lentamente drenada entre eventos de chuva e outro com um controle ativo de fluxo que é drenado por meio de um sistema automático baseado em monitoramento em tempo real. Ambos os sistemas foram eficientes na economia de água tratada, no entanto o sistema ativo se demonstrou mais eficiente. O mesmo foi observado para a redução de fluxo de pico, onde o sistema ativo reduziu entre 91 e 93%, e comparativamente o sistema passivo reduziu entre 81 e 90%. No entanto, o custo da instalação do sistema ativo de controle de fluxo foi 56% maior, principalmente devido à complexidade técnica, comparado ao sistema passivo e assim o custo-benefício deve ser cuidadosamente avaliado.

As pesquisas envolvendo modelos matemáticos mais recentes dos Estados Unidos, avaliaram tanto a performance técnica como os custos de implantação de sistemas de coleta de chuva. Pelak e Porporato (2016) desenvolveram um modelo para avaliar o volume ideal para cisterna levando em consideração os custos fixos e distribuídos de um sistema de coleta pluvial doméstico para usos não-potáveis. Os resultados demonstraram que para minimizar o custo de implantação é necessário priorizar as variáveis área de captação, taxa de utilização, parâmetros climáticos em conjunto com o custo de implantação e da água tratada. Já o modelo pesquisado por Summerville e Sultana (2017) avaliou o potencial de um sistema de coleta pluvial para uma cidade pequena. Neste estudo foram avaliados os cenários de coleta residência individual (1 ou 5 tanques) e um sistema de coleta coletivo. As simulações demonstraram que devido as condições climáticas a coleta de água individual, seja ela em 1 ou 5 tanques, foi inexpressiva. Por outro lado, a coleta de água pluvial coletiva aumenta a eficiência da captação e em situações de fortes chuvas pode coletar mais de 3,5% do volume pluviométrico anual. Fulton (2018) avaliaram um sistema de coleta de água pluvial para um grande hospital para reduzir a demanda de água tratada. O modelo levou em consideração uma série histórica de 71 anos de precipitação pluviométrica, indicando uma possível redução de aproximadamente 25% no consumo de água tratada.

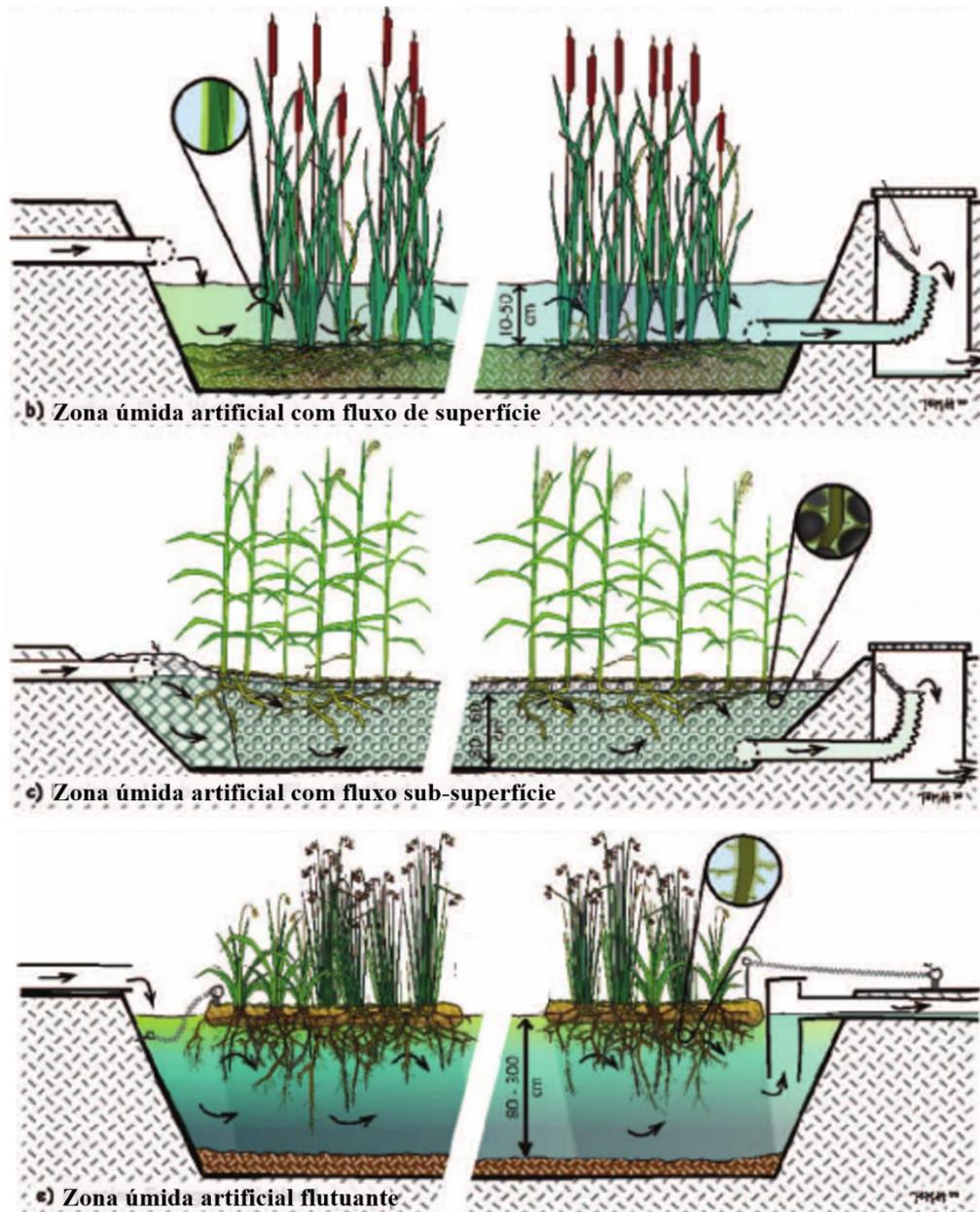
#### **4.1.7. Zonas úmidas artificiais**

As Zonas Úmidas Artificiais (ZUA), também conhecidas como *wetlands* e terras úmidas construídas, são sistemas que armazenam temporariamente o escoamento das águas pluviais, promovendo assim oportunidades para regular a quantidade e qualidade do escoamento pluvial.

Elas são geralmente corpos d'água rasos completamente ou parcialmente cobertos por vegetação. As ZUA fazem parte das técnicas de drenagem urbana LID pois elas promovem uma redução no volume e fluxo de pico do escoamento pluvial, evaporação, infiltração a remoção dos poluentes (HALE *et al.*, 2019). Além disso, em resposta à escassez de água em escala global, as ZUA oferecem excelente potencial de armazenamento de águas pluviais para subsequente reutilização (MANGANGKA, 2017). Muitos países, como por exemplo a Austrália, reconheceram que o armazenamento de águas pluviais é o último recurso aquático não explorado, representando uma oportunidade de assegurar os recursos hídricos em áreas urbanas (ALLINSON *et al.*, 2015).

A crescente popularidade por essa técnica LID de drenagem urbana ocorreu principalmente pelas vantagens socioeconômicas e ambientais, pois estes sistemas oferecem um funcionamento passivo, de baixa manutenção e operacionalmente simples com potencial aumento de habitat para espécies nativas, atividades recreativas além da valorização estética e econômica de áreas urbanas (HEADLEY; TANNER, 2012; AHN; SCHMIDT, 2019). Além disso, as ZUA são ecossistemas artificiais em que o escoamento pluvial é tratado por meio de processos controlados principalmente por fontes naturais de energia, como por exemplo a energia solar e nutrientes reciclados presentes no escoamento. Portanto, em contraposição aos sistemas de drenagem urbana convencionais, as ZUA oferecem equalização do fluxo pluvial, melhorias na qualidade do escoamento, potencializando a sua reutilização, assim como serviços ecossistêmicos essenciais para a sustentabilidade ambiental de áreas urbanas (TAO *et al.*, 2017). Uma ZUA bem planejada é capaz de realizar diversos serviços ecossistêmicos (MERRIMAN *et al.*, 2016).

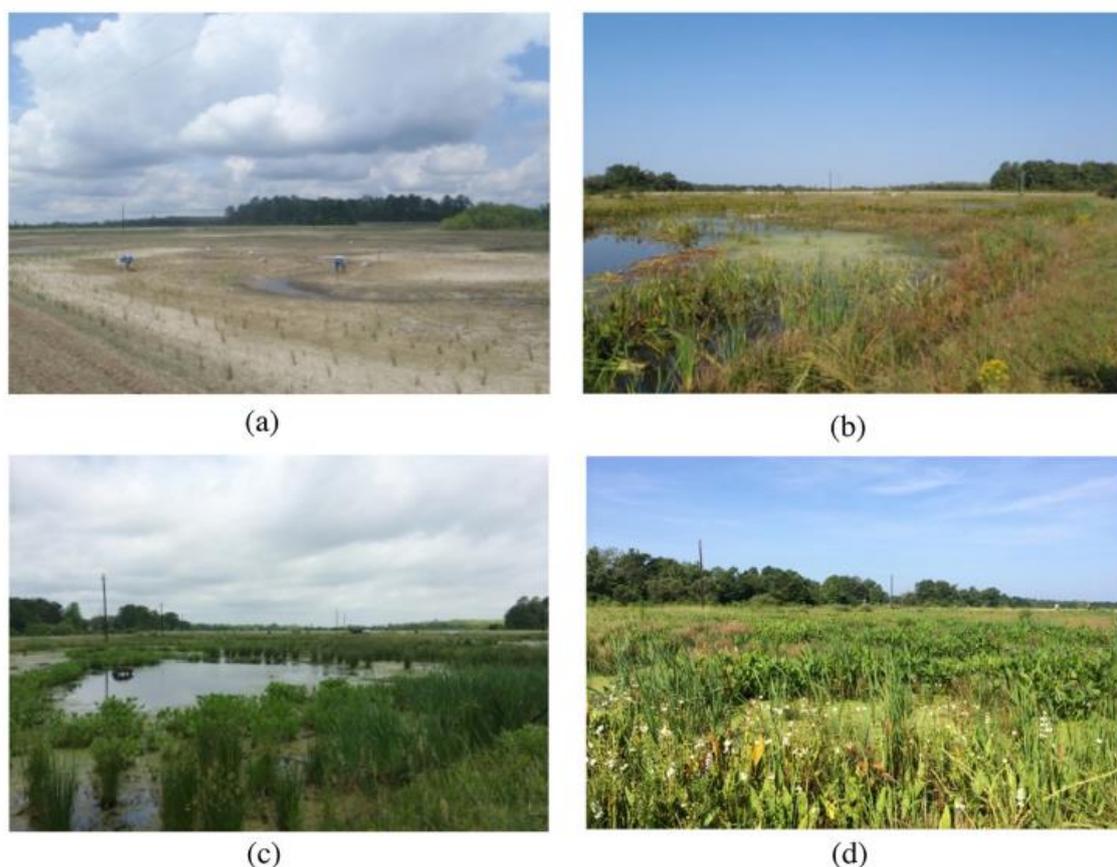
As ZUA podem ser classificadas de acordo com a Figura 13(HEADLEY; TANNER, 2012).



**Figura 13.** Tipos de zonas úmidas artificiais. Fonte: Headley e Tanner (2012).

Nos Estados Unidos, Merriman, Hunt e Bass (2016) avaliaram uma ZUA compartimentalizada com uma área total de 6,8 ha e capacidade de armazenamento total de 10.935 m<sup>3</sup>, para tratar as águas de uma bacia de 621 ha (48% de superfícies impermeáveis) na Carolina do Norte. Imediatamente após a instalação, o sistema já reduziu 54% do volume escoamento, através do armazenamento de água e sua subsequente evapotranspiração e infiltração, e foi eficiente na remoção de SST e nitrito e nitrato. Após um ano de instalação a vegetação já estava estabelecida, conforme demonstrado na Figura 14, melhorando ainda qualidade da água através da remoção de nutrientes e poluentes, aumento intrínseco

evapotranspiração. Na Filadélfia, pesquisadores examinaram uma ZUA de fluxo superficial de 0,3 ha coberto por vegetação, que trata as águas de uma área suburbana de 18,2 ha com 9,7 ha de superfícies impermeáveis (KOMLOS *et al.*, 2017). A comparação do fluxo de entrada e saída demonstrou que a ZUA reduz de 37-47% o volume escoado, removendo 37-47% do fósforo que entra no sistema.



**Figura 14.** Desenvolvimento da vegetação na lagoa 1 da ZUA: (a) maio de 2013: plantio; (b) outubro 2013: final da 1ª safra, (c) maio de 2014: 2ª safra, (d) agosto de 2014: pico da 2ª safra estação de crescimento. Fonte: Merriman, Hunt e Bass (2016).

Na Flórida, Griffiths e Mitsch (2017) examinaram a eficácia de uma ZUA de 20 ha. O sistema reteve, em média, 55% do fósforo e 26% nitrogênio além de reduzir a turbidez da água em 33%, demonstrando uma alta eficiência na remoção nutrientes mesmo após oito anos de construção. Na Califórnia, Quall e Heyvaert (2017) avaliaram a eficiência a longo prazo (16 anos) de uma ZUA projetada para tratar o escoamento de águas pluviais de 23 ha de área urbana. O sistema era composto por dois compartimentos vegetados totalizando 6.366 m<sup>2</sup> de área de superfície. A ZUA foi eficiente na remoção de carbono, nitrogênio, fósforo, enxofre e diversos metais e demonstrou uma alta taxa de sedimentação inorgânica até o final do seu tempo útil de serviço.

Na Austrália, um estudo examinou o aprimoramento dos serviços ambientais dos ecossistemas em duas ZUA com captação semelhante (180 ha), constituídos por uma série de zonas úmidas e lagoas, em Brisbane (GREENWAY, 2017). As duas ZUA melhoraram a qualidade da água, removendo nutrientes nitrogenados e fósforo, e criaram biodiversidade aquática em um ambiente urbanizado, com um aumento de mais de 50% no número de invertebrados em comparação com o sistema de drenagem que existia anteriormente. Rahman *et al.* (2019), investigaram os processos de redução de nitrato em quatro ZUA fluxo superficial, com áreas de 18.500 a 105.258 m<sup>2</sup> e profundidade 0,5 a 1 m. A redução de nitrato de amônio foi uma via significativa de redução de nitrato nas quatro ZUA e, em eventos de chuva, quando as concentrações de nitrato são maiores, a desnitrificação foi a via dominante. Em um estudo em série, pesquisadores avaliaram uma ZUA compartimentalizada e dividida em fluxo de superfície e sub-superfície, instalada em uma hidrovía urbana degradada em Canning, Austrália Ocidental (ADYEL *et al.*, 2016; ADYEL *et al.*, 2017; ADYEL *et al.*, 2018). A ZUA removeu 45% do nitrogênio total e 65% do fósforo total que seriam descarregados no rio entre o período de 2009 e 2015. Além disso, a ZUA é utilizada para atividades recreativas pela população e fornece habitat para a flora e fauna local.

A utilização de ZUA na China também é amplamente difundida (JIA; YAO; SHAW, 2013). Por exemplo, a implantação de sistemas de ZUA na cidade de Beijing em áreas residenciais e de lazer, principalmente para a reutilização de águas pluviais. Uma ZUA revestida de vegetação, com uma área superficial de 1,2 ha e capacidade de armazenamento de 4.800 m<sup>3</sup>, implantada na área residencial de Beijing recebe o escoamento de uma área 12 ha (CHE *et al.*, 2010). Esse sistema pode captar 40.660 m<sup>3</sup> de água pluvial anualmente, economizando assim um grande volume de água utilizada para limpeza urbana. Em outro projeto, implantado no parque olímpico de Beijing, foi construído uma ZUA com 4,1 ha de área que recebe escoamento de áreas de pré-tratamento de uma captação de 680 ha (BEIJING INSTITUTE OF WATER, 2009). Os dados demonstraram que este sistema mais de 1,5 milhões de m<sup>3</sup> de águas pluviais podem ser coletados por ano, suprimindo assim 80% da demanda de água não-potável do parque. Ambos os sistemas também demonstraram alta eficiência no controle de inundações, reduzindo o fluxo do escoamento e armazenando grandes volumes de águas pluviais.

Li *et al.* (2017), testou na China a aplicabilidade de um sistema de ZUA com fluxo horizontal subsuperfície para o tratamento do escoamento pluvial de um parque, incluindo compostos orgânicos, inorgânicos e metais pesados. O sistema consistia em um lago de retenção

de 330 m<sup>2</sup> e uma ZUA de 210 m<sup>2</sup>, dispostos sequencialmente, que recebiam o escoamento de uma área de captação de 1643 m<sup>2</sup> composta de estradas e estacionamentos predominantemente impermeáveis. A ZUA foi completamente preenchida com macrófitas aquáticas da espécie *Phragmites australis*, com uma densidade de 25 plantas m<sup>2</sup>. O lago de retenção foi eficiente na redução de 84% dos SST. O efluente foi subsequentemente tratado na ZUA, reduzindo os níveis de poluentes como o nitrogênio em 54%, fosforo em 30%, assim como os metais pesados Zn (67,2%), Cu (46,2%) e Pb (60,6%) (LI; ZHANG; WANG, 2017).

Na Coreia do Sul, Alihan *et al.* (2017) investigou as características e performance de duas pequenas ZUA instaladas no campus de uma universidade por um período de 5 anos. Este estudo analisou principalmente as características hidráulicas, hidrológicas e da qualidade do escoamento recebido das ruas e estacionamentos da universidade. As dimensões das zonas úmidas experimentais eram: ZUA1 com 6,5 m<sup>2</sup> de área e 4,6 m<sup>3</sup> de volume com uma área de captação de 323 m<sup>2</sup> e a ZUA2 com 7 m<sup>2</sup> de área e 4,9 m<sup>3</sup> de volume com uma área de captação de 424 m<sup>2</sup>. Este estudo concluiu que a ZUA foi eficiente em reduzir o volume e o fluxo de pico do escoamento pluvial, pois o fluxo de entrada foi significativamente menor que o fluxo de saída. A redução de volume total de escoamento para as duas ZUA foi de 39% e 34%, respectivamente. Os sistemas implantados também foram capazes de melhorar a qualidade do escoamento pluvial, reduzindo a quantidade de SST em 60%, nitrogênio em 30%, fosforo em 15% e Fe em 70% em média para as duas unidades experimentais (ALIHAN *et al.*, 2017). Como sugestão, o monitoramento de longo termo demonstrou, no entanto, que esses níveis de redução, tanto na quantidade e qualidade do escoamento, variam a cada evento de chuva e para atingir uma maior uniformidade nos resultados manutenções periódicas devem ser realizadas no sistema.

Krompart *et al.* (2018) avaliou a atenuação de fluxo e mitigação da qualidade das águas pluviais de uma ZUA implementada em uma área de restauração de cursos naturais em Brampton, Canadá. A ZUA consistia de uma área de 900 m<sup>2</sup> completamente vegetada com diversas espécies de plantas, que recebia água de um grande tanque de retenção e sedimentação e subsequentemente despejava a água em um curso d'água local. A ZUA atenuou o fluxo de águas pluviais, com um tempo médio de residência de ~ 2 h e reduziu as concentrações de SST, melhorando a qualidade da água. Na Itália, Ventura *et al.* (2019) testou a eficiência de uma ZUA em escala piloto implementada em um estacionamento. O sistema ZUA consistia de um tanque de retenção, e em seguida duas saídas paralelas que direcionavam a água para um sistema ZUA de subsuperfície ou para um sistema ZUA de superfície. Ambos os sistemas

demonstraram uma alta eficiência na remoção de micróbios como os *Clostridium perfringens*, assim como para os metais pesados Pb, Zn, and Cu (VENTURA *et al.*, 2019).

Outro tipo principal são as chamadas ZUA flutuantes (ZUAF), onde a vegetação desenvolve-se em um dispositivo hidropônico, ou seja, a vegetação não está enraizada no fundo da área de retenção, conforme demonstrado na Figura 15 (HEADLEY; TANNER, 2012). Esse dispositivo hidropônico move-se verticalmente adaptando-se ao fluxo de escoamento de entrada. Assim, apesar de serem relativamente recentes, os sistemas ZUAF ganharam popularidade na última década devido a sua eficiência e praticidade (LUCKE *et al.*, 2019).



**Figura 15.** Zona úmida de tratamento flutuante criada pela união de subunidades flutuantes para criar a estrutura flutuante que suporta o crescimento da planta. Fonte: Headley e Tanner (2012).

Lynch *et al.* (2015) avaliou dois sistemas ZUAF comercialmente disponíveis e comparou a performance dos sistemas em termos de remoção de nitrogênio e fósforo, assim como o crescimento da biomassa de plantas durante 5 meses. Os sistemas comerciais utilizados foram o *Beemats* e o *BioHaven*, ambos plantados com *Juncus effusus*. O sistema ZUAF *BioHaven* removeu 25% e 4%, enquanto o sistema *Beemats* removeu 40% e 48% do nitrogênio e do fósforo, respectivamente. No entanto, o tanque controle sem os sistemas ZUAF removeu 28% do nitrogênio e 30% fósforo e, portanto, somente o sistema *Beemat* apresentou uma taxa real e significativa de remoção dos nutrientes. Em contraste, apesar das menores taxas de remoção de nutrientes, a biomassa do sistema *BioHaven* foi maior comparada ao *Beemat*. A espécie de macrófita utilizada também pode influenciar nas taxas de remoção de nutrientes em águas pluviais tratadas por meio de sistemas ZUAF. Gee *et al.* (2016) testou a eficiência de três macrófitas aquáticas, e entre elas a espécie *Thalia dealbata* apresentou uma melhor remoção de poluentes entre as espécies testadas. Estes resultados foram posteriormente confirmados por Xu

*et al.* (2017), onde a espécie *Thalia dealbata* demonstrou uma melhor performance entre diversas espécies de macrofitas aquáticas. Também em mesoescala, McAndrew *et al.* (2016) testou a eficiência de uma ZUAF, instalada em um lago na universidade de Washington nos Estados Unidos, com uma área total de 50 m<sup>2</sup>. Neste estudo, por meio do sistema ZUAF foram produzidas 2,7 kg de biomassa, 3,1 kg de sedimentos retidos e 0,2 kg de nitrogênio removido das águas pluviais captadas.

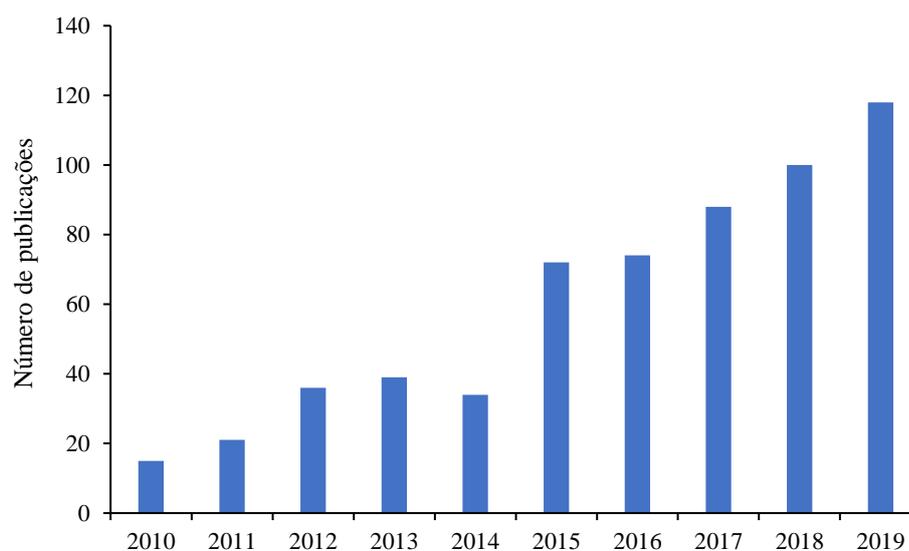
Borne *et al.* (2013) investigaram a eficiência de um ZUAF na remoção de poluentes de águas pluviais na Nova Zelândia. Dois tanques em larga escala e geometricamente idênticos foram construídos lado a lado, para a instalação das ZUAF e um tanque controle. Os módulos do sistema ZUAF cobriram 50% da área superficial do tanque em que foram instalados. Os resultados demonstraram que o tanque com o sistema ZUAF teve uma maior eficiência, apresentando um efluente significativamente mais limpo comparado ao tanque sem as unidades ZUAF. As taxas de remoção do sistema ZUAF foram de 41% para STS, 40% para ZN e 30% para Cu. No mesmo ano, Winston *et al.* (2013) nos Estados Unidos, avaliaram dois sistemas ZUAF distintos onde a concentração de sete dos nove poluentes avaliados foi reduzida significativamente, incluindo nitrogênio, fosforo e STS.

Walker *et al.* (2017) desenvolveram um estudo em macroescala para avaliar a performance de um sistema ZUAF no tratamento de escoamento pluvial na Austrália. A área de captação consistia de total de 7,5 ha com uma área residencial de aproximadamente 2,2 ha. A lagoa de retenção de água pluvial tinha uma área superficial de 5.048 m<sup>2</sup>, onde foi instalado um sistema ZUAF com 101 m<sup>2</sup>. O sistema ZUAF representava 0,1% em proporção a captação e, apesar do sistema ZUAF não ter um tamanho recomendado de 1 a 2% da área de captação, demonstrou taxas significantes de remoção de nutrientes. Para os STS e fosforo as taxas de remoção foram de 81% e 52%, respectivamente. As taxas para nitrogênio foram significativamente mais baixas (17%), no entanto a remoção de nitrato chegou a 47%. Uma das recomendações deste estudo para aumentar a remoção de poluentes consiste na implantação de áreas de aeração constante na lagoa de retenção, no entanto o custo-benefício associado deve ser analisado.

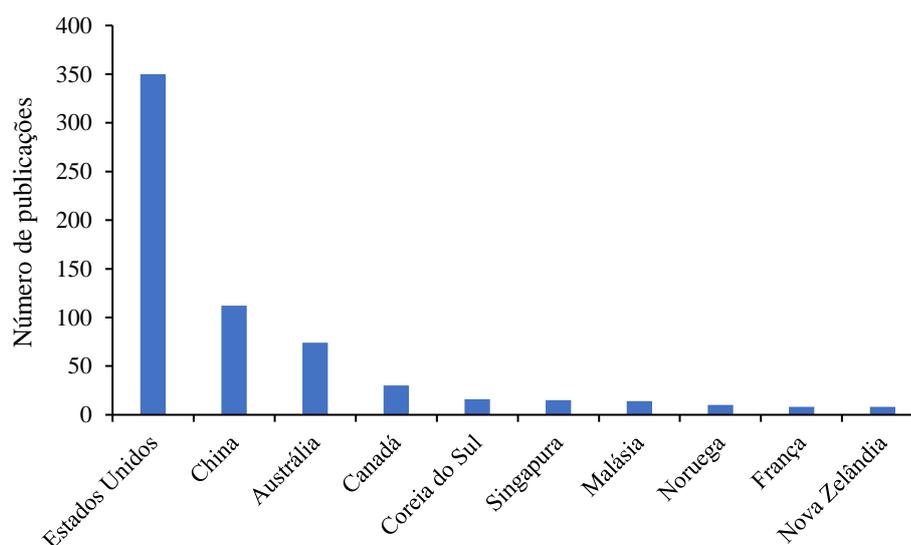
## 4.2. Análise quantitativa

### 4.2.1. Avaliação da análise quantitativa das técnicas LID de drenagem urbana individualmente

O número total de publicações encontradas sobre o uso da biorretenção como técnica LID de drenagem urbana foi de 627. A Figura 1 mostra que a quantidade de publicações no cenário global aumentou significativamente, crescendo seis vezes entre 2010 e 2019, passando de 15 para 118 publicações, respectivamente. A biorretenção é uma técnica de drenagem urbana LID bastante aplicada em vários países, como Estados Unidos, Canada, Austrália, Inglaterra entre outros. A Figura 1 mostra que os Estados Unidos é atualmente o país com maior número de publicações com aproximadamente 59% da produção científica em biorretenção na última década, seguido pela China, Austrália e Canadá.

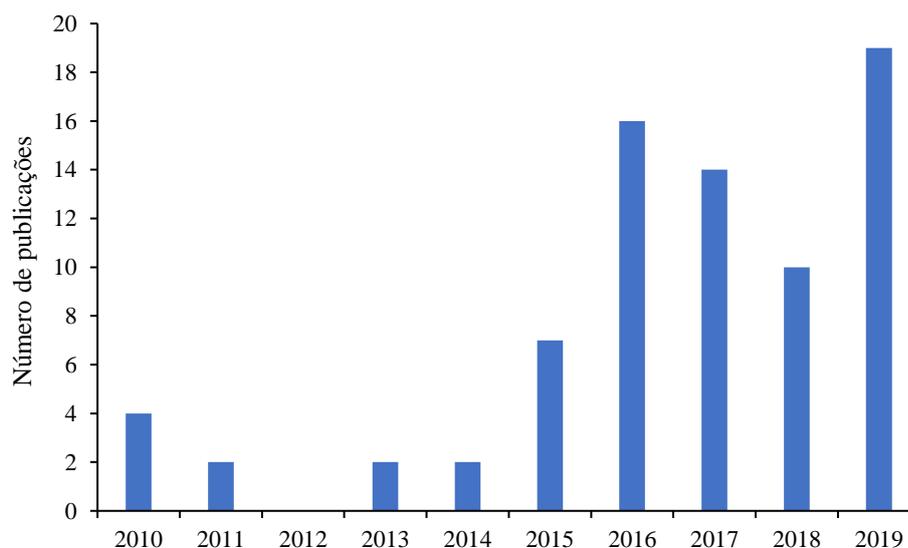


**Figura 16.** Número de artigos publicados sobre biorretenção para drenagem urbana no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*.

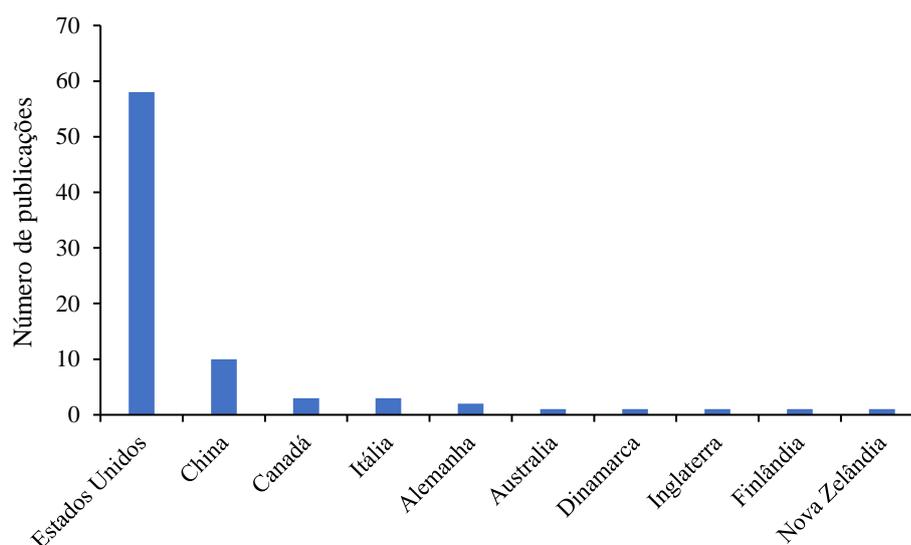


**Figura 17.** Número de artigos publicados sobre biorretenção para drenagem urbana dos 10 países com maior número de publicações no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*.

As biovaletas são reconhecidas mundialmente como sistemas de tratamento de escoamento pluvial e sua utilização aumentou na última década. O total de publicações encontradas para esta técnica LID foi de 76. Conforme a Figura 1, o número de publicações aumentou significativamente no período entre 2010 e 2019. Os 10 países que mais publicaram neste tópico estão representados na Figura 1. Os Estados Unidos produziram aproximadamente 79% das publicações, seguido pela China e Canadá.

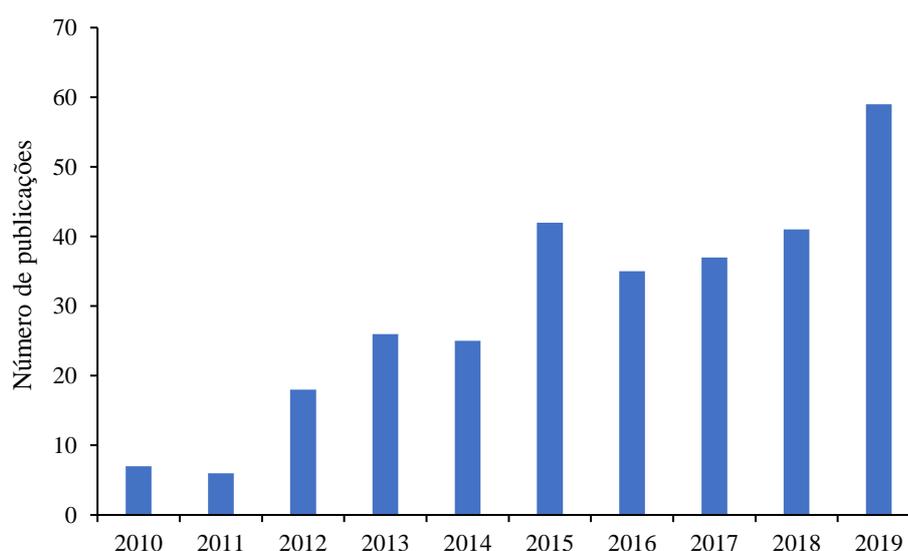


**Figura 18.** Número de artigos publicados sobre biovaletas para drenagem urbana no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*.

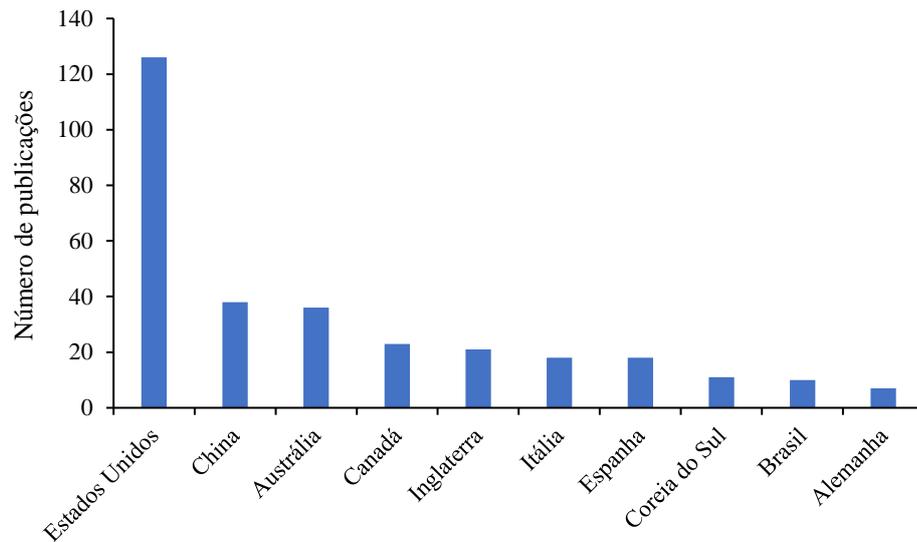


**Figura 19.** Número de artigos publicados sobre biovaletas para drenagem urbana dos 10 países com maior número de publicações no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*.

O número total de documentos indexados pela *Web of Science*, de acordo com os descritores utilizados para pavimentos permeáveis, foi de 296 para a técnica LID pavimentos permeáveis. A Figura mostra que o número de publicações aumentou significativamente no período entre 2010 e 2019. O número de publicações teve um aumento de mais de 800% comparando-se os anos de 2010 e 2019. Os 10 países que mais publicaram neste tópico estão representados na Figura . Novamente, os Estados Unidos produziram o maior número de publicações, seguido pela China, Austrália e Canadá.

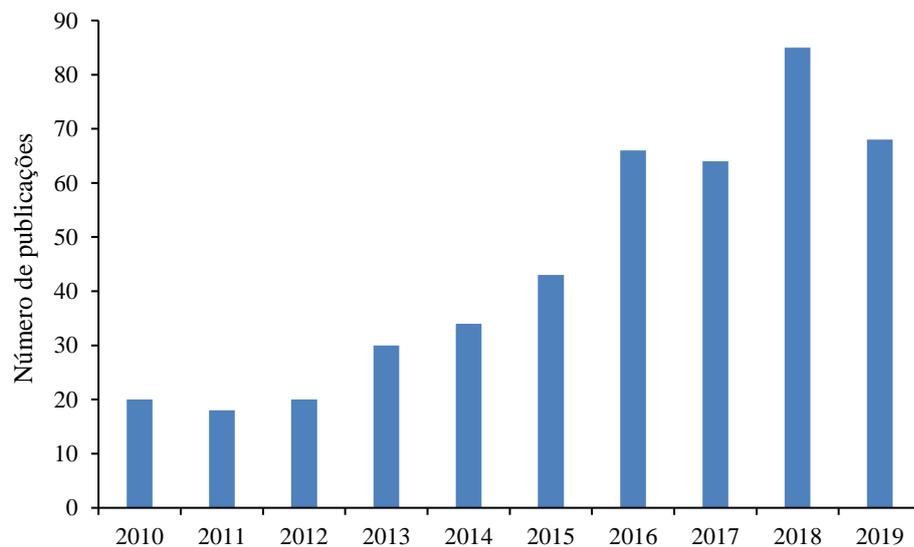


**Figura 20.** Número de artigos publicados sobre pavimentos permeáveis para drenagem urbana no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*.

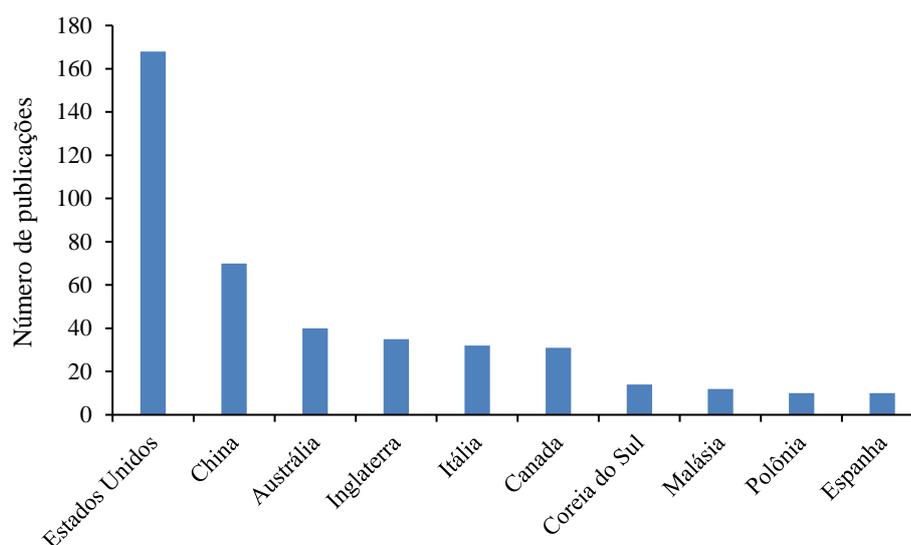


**Figura 21.** Número de artigos publicados sobre pavimentos permeáveis para drenagem urbana dos 10 países com maior número de publicações no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*.

O número total de documentos encontrados para a técnica LID telhados verdes foi de 448. A Figura mostra que o número de publicações aumentou significativamente no período entre 2010 e 2018, e teve uma leve queda em 2019. Assim como as técnicas acima, a Figura mostra que os Estados Unidos foram o país com o maior número de publicações seguido pela China e Austrália.

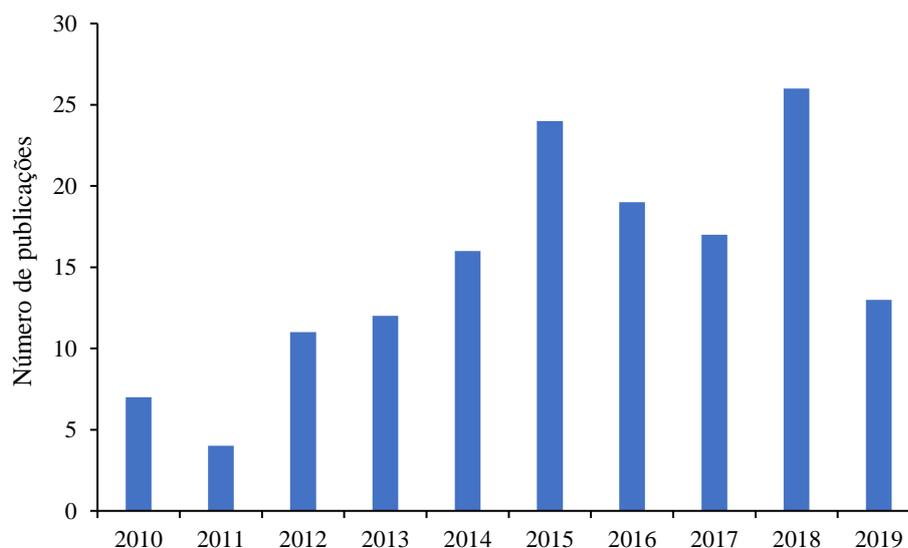


**Figura 22.** Número de artigos publicados sobre telhados verdes para drenagem urbana no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*.

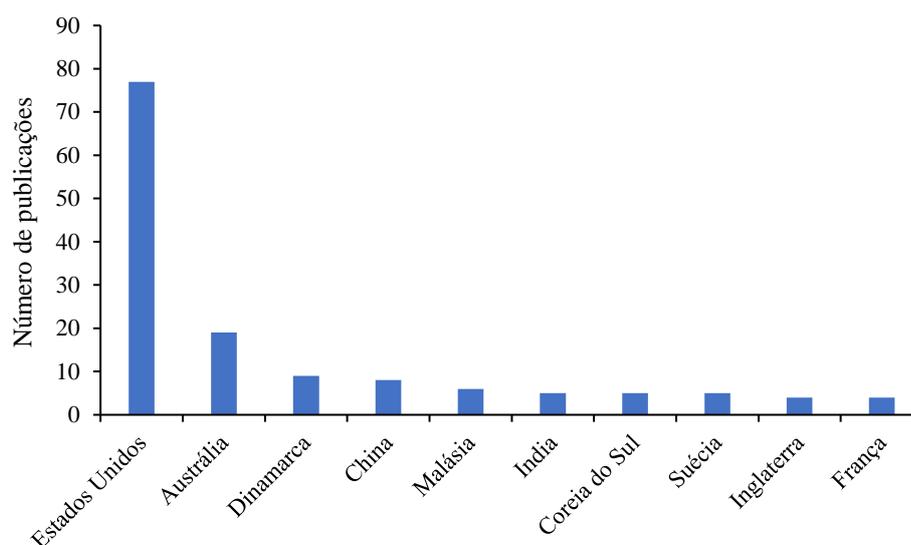


**Figura 23.** Número de artigos publicados sobre telhados verdes para drenagem urbana dos 10 países com maior número de publicações no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*.

O número total de publicações para a técnica LID filtros de areia foi de 149 documentos. A Figura indica que o número de publicações aumentou significativamente no período entre 2010 e 2015, mas caiu gradativamente nos anos seguintes com exceção de 2018 que foi o ano com maior número de publicações na última década. Conforme demonstrado na Figura, os estados Unidos publicaram o maior número de documentos em filtro de areia para drenagem urbana, segundo pela Austrália, Dinamarca e China.

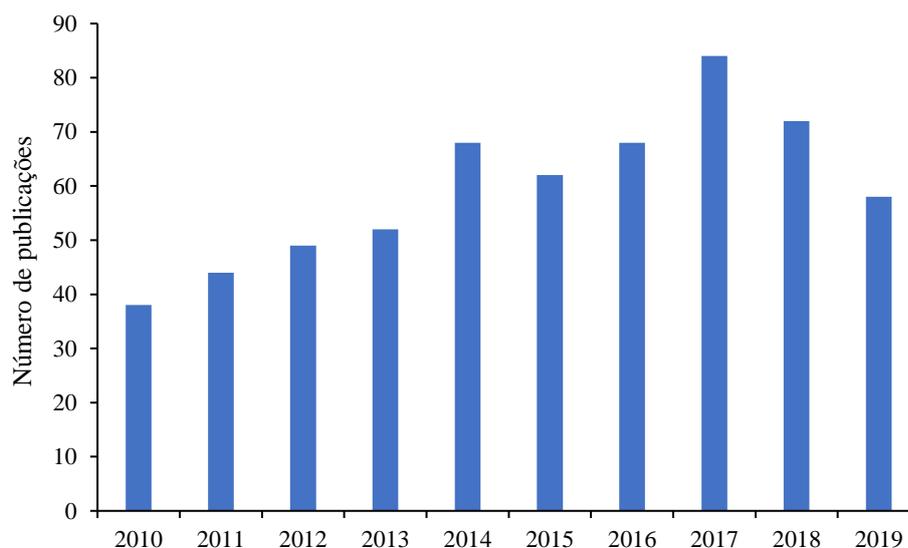


**Figura 24.** Número de artigos publicados sobre filtros de areia para drenagem urbana no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*.

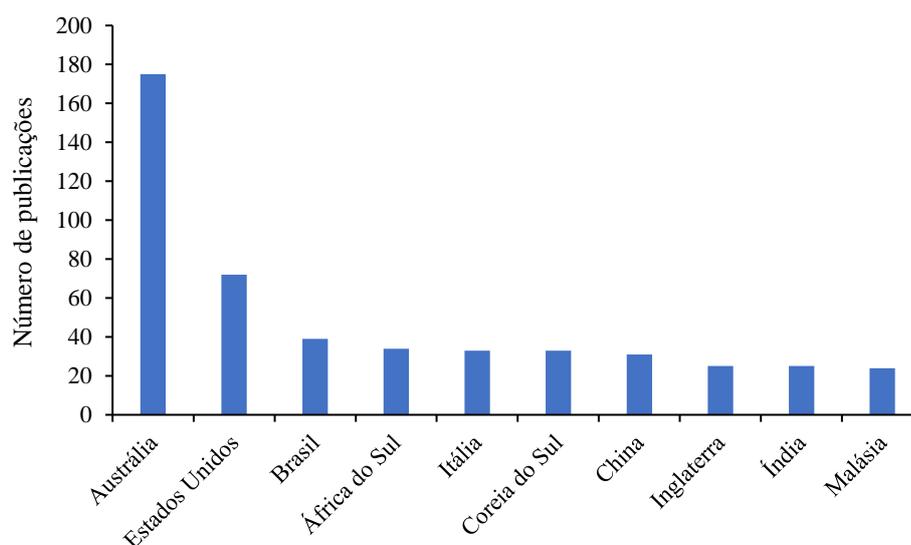


**Figura 25.** Número de artigos publicados sobre filtros de areia para drenagem urbana dos 10 países com maior número de publicações no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*.

O número total de documentos indexados pela *Web of Science*, de acordo com os descritores utilizados, para coleta de água pluvial foi de 595. A Figura mostra que o número de publicações aumentou gradativamente período entre 2010 e 2017, e sofreu uma leve queda nos anos seguintes. A Figura mostra que, entre os 10 países que mais publicaram neste tópico, estão em primeiro lugar a Austrália, e em seguida os Estados Unidos e o Brasil, respectivamente.

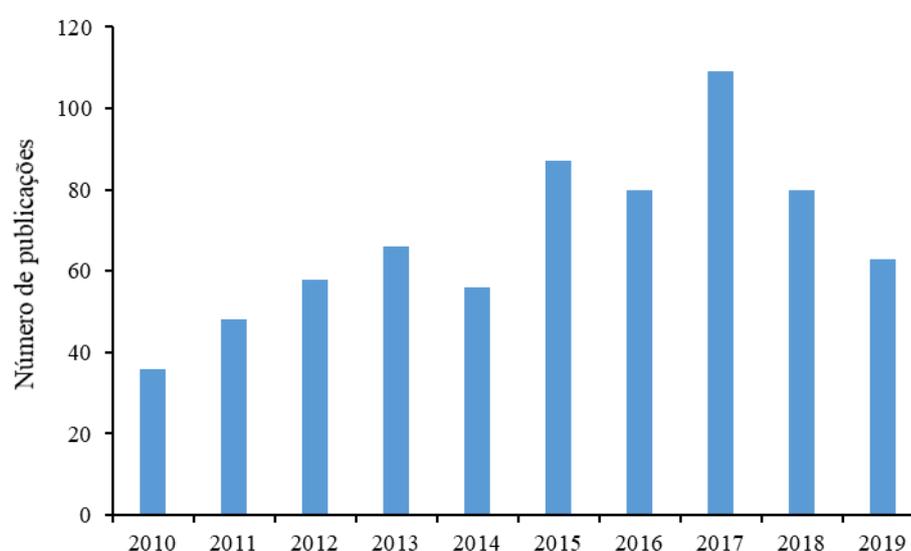


**Figura 26.** Número de artigos publicados sobre coleta e aproveitamento de água pluvial para drenagem urbana no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*.

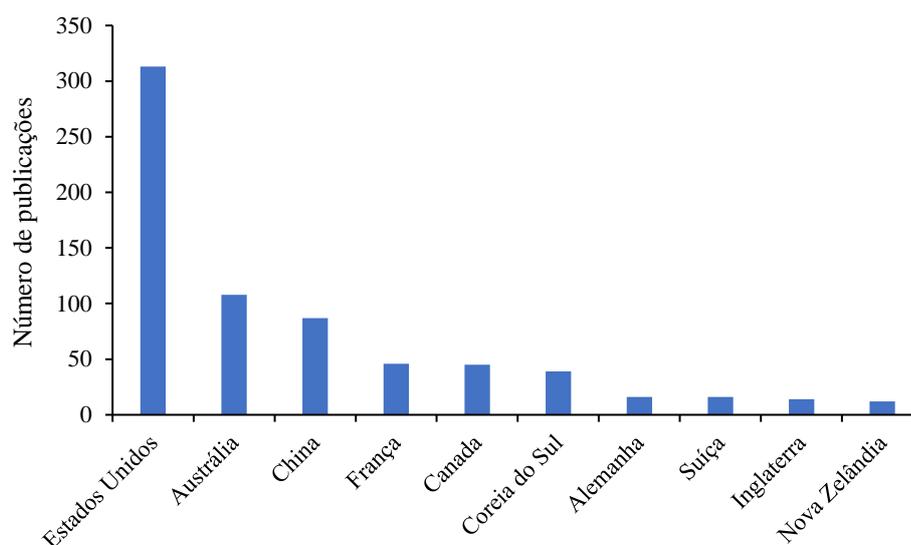


**Figura 27.** Número de artigos publicados sobre coleta e aproveitamento de água pluvial para drenagem urbana dos 10 países com maior número de publicações no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*.

As Zonas Úmidas Artificiais (ZUA) são reconhecidas mundialmente como sistemas de tratamento de escoamento pluvial e sua utilização aumentou na última década. O número total de documentos indexados pela *Web of Science*, de acordo com os descritores utilizados, foi de 683. A Figura 6 mostra que o número de publicações aumentou significativamente no período entre 2010 e 2017, e sofreu uma queda, também significativa, nos anos seguintes. Conforme a Figura 7, os 10 países que mais publicaram neste tópico foram os Estados Unidos, Austrália e China, respectivamente.



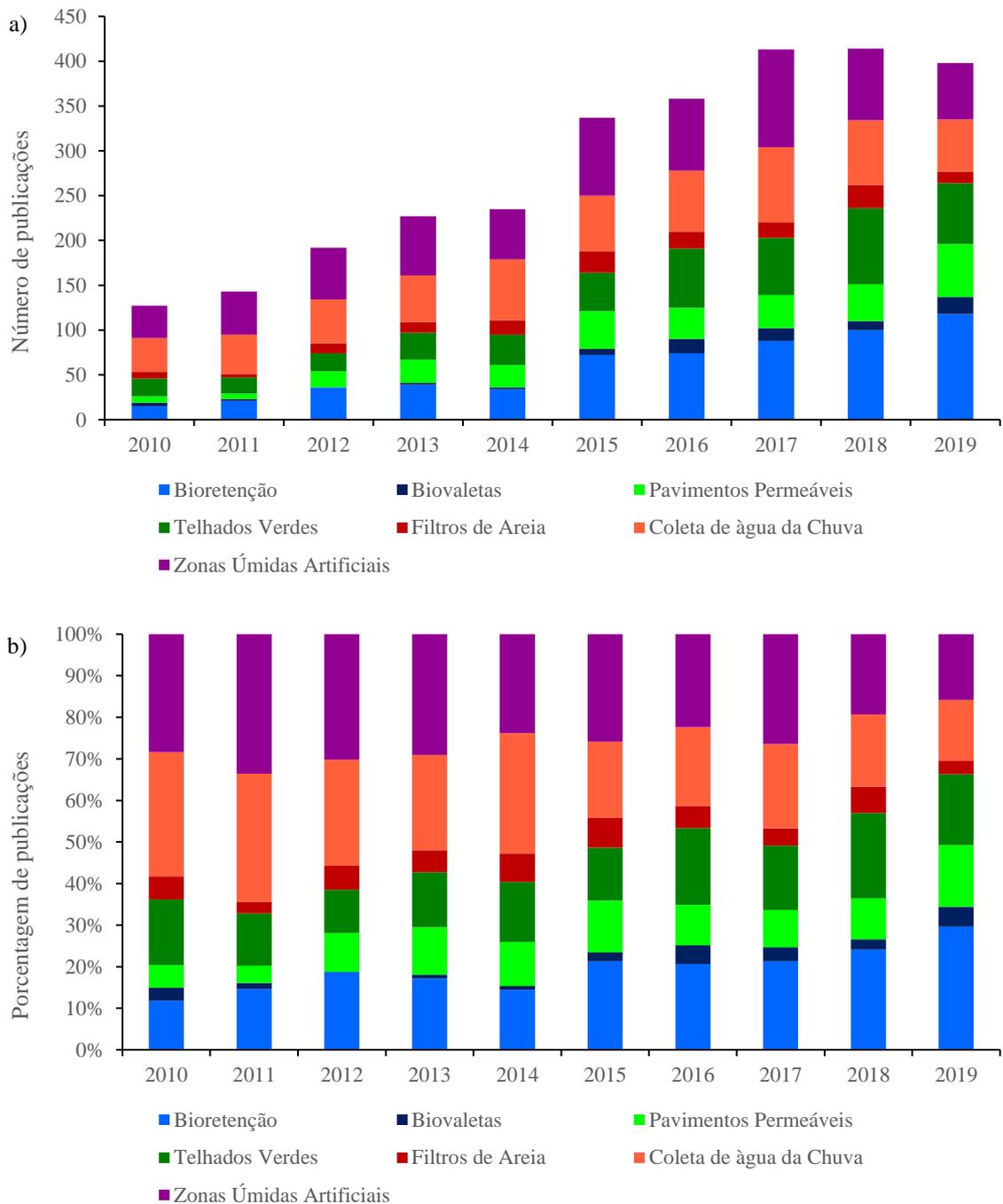
**Figura 6.** Número de artigos publicados sobre zonas úmidas artificiais para drenagem urbana no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*.



**Figura 7.** Número de artigos publicados sobre zonas úmidas artificiais para drenagem urbana dos 10 países com maior número de publicações no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*.

#### **4.2.2. Comparação da análise quantitativa entre as técnicas LID de drenagem urbana**

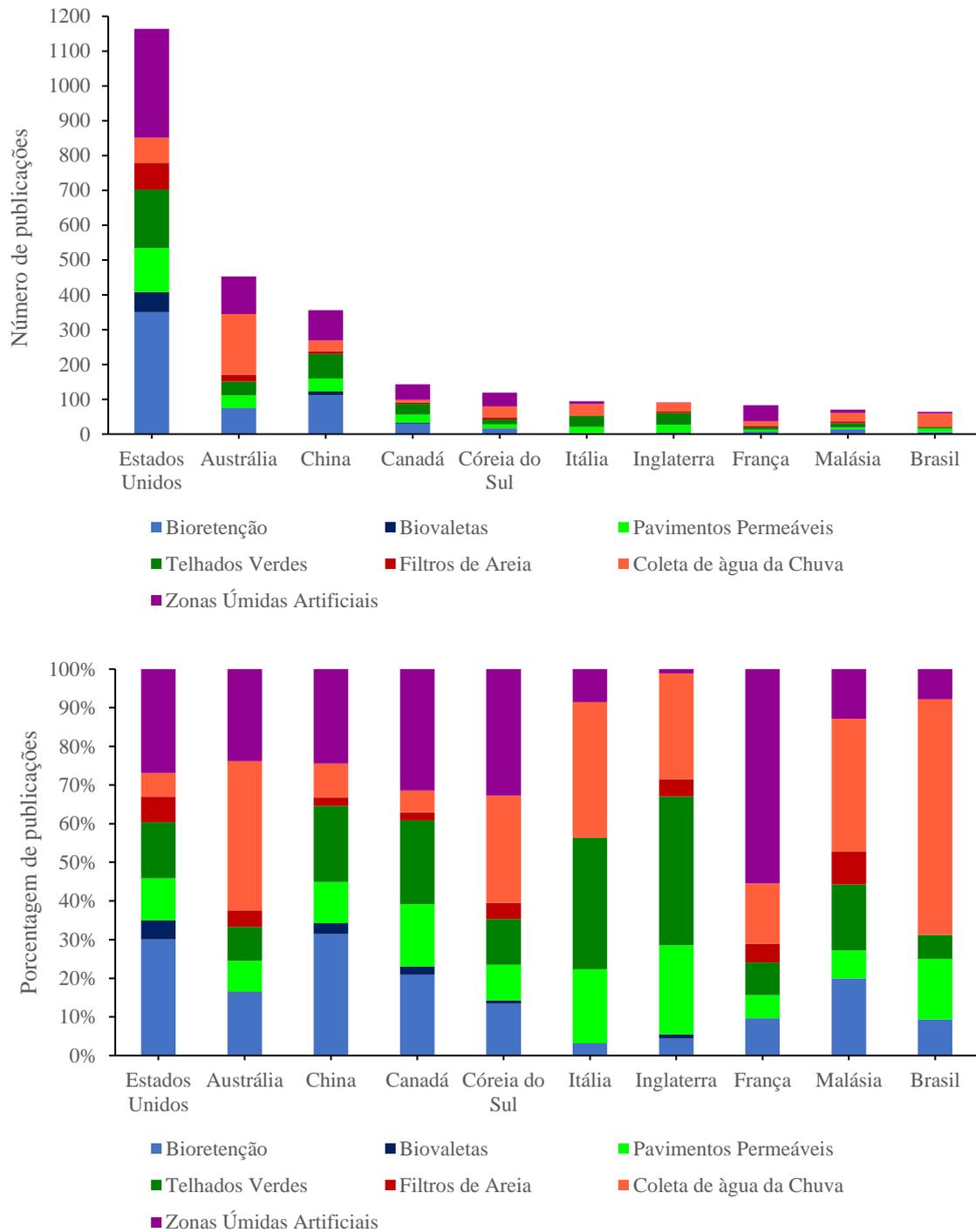
Considerando o conjunto de todas as técnicas LID, um total de 2844 documentos sobre o uso das técnicas LID de drenagem urbana foram publicados e indexados pela *Web of Science* entre 2010 e 2019. A Figura a mostra que o número total de publicações de técnicas LID triplicou de 2010 para 2019. A Figura b mostra que, durante esse período, as técnicas mais exploradas foram zonas úmidas artificiais (ZUA), biorretenção, coleta de água da chuva e telhados verdes. Entretanto, a biorretenção foi a técnica que mais cresceu em termos de publicação, de 15 em 2010 para 118 em 2019 (Figura 30a).



**Figura 30.** (a) Número e (b) percentagem de artigos publicados por técnica LID para drenagem urbana no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*.

As técnicas LID de drenagem urbana são bastante aplicadas em vários países. Entretanto, conforme a Figura a, o país que mais explorou o tema foi os Estados Unidos, com um total 1164 publicações. A Figura b mostra que as principais técnicas exploradas foram biorretenção e ZUA. A Austrália (453 publicações) e China (356 publicações) ocuparam o segundo e terceiro lugar, respectivamente. Na Austrália, o foco principal foi nas técnicas de coleta de águas da

chuva e ZUA. Já na China, a biorretenção e ZUA foram as técnicas mais exploradas. Notavelmente, o Brasil ficou em décimo lugar com a técnica coleta de águas da chuva sendo o foco de 61% das publicações (Figura 31b).



**Figura 31.** (a) Número e (b) porcentagem de artigos publicados por técnica LID para drenagem urbana dos 10 países com maior número de publicações no período entre 2010 e 2019. Fonte: *Web of Science*.

## 5. CONCLUSÃO

No geral, o número de publicações aumentou significativamente para todas as técnicas LID de drenagem urbana pesquisadas neste estudo, comparando-se o início da década e os anos finais. O número absoluto de publicações, de acordo com os descritores utilizados, aumentou praticamente quatro vezes comparativamente entre os anos de 2010 e 2019. No entanto, analisando a proporção entre as técnicas LID pesquisadas observa-se que cada técnica seguiu uma tendência específica.

A técnica LID de biorretenção foi a técnica com o maior aumento proporcional na última década, passando de 10% em 2010 para quase 30% em 2019. Os benefícios desta técnica incluem, recarga dos lençóis freáticos, controle quantitativo e qualitativo do escoamento pluvial, reduzindo o risco de enchentes e a poluição difusa carregada para os corpos d'água. Além disso, seu tamanho compacto pode ser instalado em áreas pequenas e de difícil acesso, possui baixo custo de manutenção, implantação, comparadas a outras técnicas LID como zonas úmidas e telhados verdes, assim como técnicas convencionais de drenagem urbana.

Em contraposição, as técnicas LID zonas úmidas e coleta de água pluvial, que representaram os maiores números de publicações no início da década (cerca de 60% de 2010-2014), sofreram uma queda substancial chegando a 30% em 2019. A coleta de água pluvial é uma técnica LID eficiente na redução de fluxo e volume de escoamento superficial, e é especialmente eficiente no armazenamento e reuso de água pluvial. No entanto, com a diminuição e mudanças nos padrões das chuvas em diversas regiões sua utilização e pesquisa podem ter sido prejudicados, apesar de ainda serem bastante estudados em países como a Austrália e o Brasil. Do mesmo modo, as zonas úmidas artificiais, apesar da eficiência hidrológica, tratamento pluvial, armazenamento e reuso, requerem grandes áreas incorrendo em altos custos de implantação e manutenção. A utilização e pesquisa em técnicas inovativas como as ZUA flutuantes é um grande avanço que pode futuramente estimular uma vantagem competitiva para a pesquisa e implantação de ZUAs. É importante ressaltar que países como os Estados Unidos e a China ainda desenvolvem um grande número de publicações para esta técnica LID. De acordo com as buscas realizadas neste estudo, essas técnicas são proporcionalmente mais pesquisadas em países europeus como a Itália e a Inglaterra.

A grande maioria das publicações, em escala global, sobre técnicas LID de drenagem urbana é produzida pelos Estados Unidos. Na última década, mais de 1.000 publicações foram

encontradas, dentro dos descritores utilizados, para todas as técnicas LID pesquisadas neste estudo. Além dos Estados Unidos serem primeiro lugar total, foram também o primeiro lugar para todas as técnicas quando analisadas individualmente, com exceção de coleta da água da chuva. Esta extensa produção científica justifica-se pois já na década de 60, os países desenvolvidos e principalmente os Estados Unidos, começaram a desenvolver uma consciência ecológica reconhecendo conflitos ambientais entre a intensa urbanização e o ciclo hidrológico.

Por meio desta consciência surgia o conceito de sustentabilidade aplicado à drenagem urbana, ou seja, as técnicas de drenagem convencionais de impermeabilização do solo foram ampliadas para admitir soluções alternativas e complementares ao contexto de preservação ambiental. Essas novas abordagens da drenagem urbana foram expressadas por meio de conceitos já existentes como as técnicas de Best Management Practices (BMPs), muito utilizadas na contenção e tratamento de efluentes industriais. Assim, na América do Norte, no início da década de 70, começam a ser adotadas as “Melhores Práticas de Gestão de Águas Pluviais” (do inglês, *Best Management Practices for Stormwater*), permitindo que o escoamento pluvial voltasse ao meio ambiente através de processos naturais, como a infiltração e percolação.

Essas BMPs específicas para a drenagem urbana são definidas como um conjunto planejado de ações implementadas na bacia, com o objetivo de atenuar os impactos da urbanização, considerando não somente preocupações com a quantidade de água, mas também aspectos de qualidade. Nas últimas décadas, abordagens mais próximas à sustentabilidade tem sido estudadas para a mitigação de problemas relacionados com gestão das águas pluviais nos centros urbanos, chamadas: *Low Impact Development (LID)*, nos Estados Unidos e Canadá. De fato, esses dois países da América do Norte, são em conjunto os líderes mundiais no desenvolvimento de técnicas LID de drenagem urbana, que são caracterizadas como sistemas de menor escala para o escoamento pluvial localizadas próximas as fontes de produção de escoamento. A produção científica dos Estados Unidos e Canadá representaram aproximadamente 50% das publicações encontradas neste estudo. A biorretenção foi a técnica LID mais pesquisada nesses dois países na última década. O alto número de publicações para esta técnica pode justificar-se pois a biorretenção apresenta diversas vantagens em comparação a técnicas convencionais e outras técnicas LID. A biorretenção é uma técnica LID de infiltração que auxilia na recarga dos lençóis freáticos, possibilita o controle quantitativo e qualitativo do escoamento pluvial, reduzindo o risco de enchentes e a poluição difusa carregada para os corpos d'água. A implantação de sistemas de biorretenção melhoram a estética e aumentam a

biodiversidade de área intensamente urbanizadas. Além disso, esses sistemas podem ser implementados em pequenas áreas, são simples para construir e apresentam baixo custo de implantação e manutenção em comparação a técnicas de drenagem convencionais.

No geral, a Austrália foi o segundo país em número de publicações sobre técnicas LID de drenagem urbana, de acordo com os descritores utilizados nesta pesquisa, alcançando um número acima de 400 publicações na última década. Na Austrália, o “Desenvolvimento Urbano Sensível à Água” (do inglês, *Water Sensitive Urban Design* - WSUD) é um conceito recente, do início da década de 90, adotado em projetos com o principal objetivo de minimizar os impactos nos componentes do ciclo hidrológico gerados pelo desenvolvimento urbano. Principalmente, devido ao clima seco em grande parte do país, este conceito foi aplicado para aumentar a conservação de águas pluviais, minimizando assim o transporte de água potável e para irrigação.

Entre as técnicas LID pesquisadas, a coleta de água pluvial foi proporcionalmente a de maior interesse em publicações desse país, representando aproximadamente 40% das publicações. Esta técnica LID é de bastante importância pois grande parte da Austrália possui clima desértico e depende de coleta de água da chuva para suprir as necessidades das cidades. Além disso, a Austrália enfrentou nesta última década longos períodos de seca intensa aumentando assim a necessidade de pesquisa e implantação de sistemas de coleta de água pluvial. Neste contexto, a implantação de sistemas de armazenamento pluvial foi essencial para garantir a segurança hídrica, a melhoria e proteção de corpos hídricos, a mitigação de risco de cheias, por meio do armazenamento, tratamento e reciclagem das águas pluviais.

A China também foi identificada como um país que desenvolveu uma extensa coleção de publicações em técnicas LID de drenagem urbana, ficando em terceiro lugar geral com um número total de aproximadamente 400 publicações, de acordo com os descritores utilizados neste estudo. A China passou, e ainda passa, por um intenso processo de urbanização que promoveu diversos problemas no ciclo hidrológicos das cidades. Por esse motivo, existe uma grande preocupação com o controle do escoamento pluvial, principalmente mitigação do fluxo e volume. As enchentes urbanas se tornaram um grande problema em diversas cidades chinesas.

Assim, na última década, a China vem estabelecendo o conceito das “Cidades Esponja” para solucionar o problema das enchentes frequentes em centros urbanos. Este conceito integrado utiliza diversas técnicas LID de drenagem urbana para aumentar a eficiência total. Neste estudo, foi identificado que as zonas úmidas artificiais são bastante implantadas e estudadas na China. Esta técnica LID possui diversos benefícios, e apesar do alto custo de

implantação e manutenção, as zonas úmidas promovem importantes funções no controle dos impactos do escoamento pluvial. As zonas úmidas são altamente vegetadas servindo como um biofiltro, além de reduzir o fluxo e volume do escoamento. Além disso, quando bem projetadas, as zonas úmidas artificiais apresentam vantagens sobre as técnicas convencionais de drenagem urbana como longevidade, adaptabilidade e a habilidade de integração a outras técnicas LID no design das “Cidades Esponja”.

Historicamente o Brasil sempre abordou o padrão higienista que adota sistemas convencionais de drenagem urbana. Mas atualmente, o país demonstra um momento de transição entre as abordagens higienista e sustentável. De fato, o Brasil apareceu em décimo lugar na classificação geral entre os países que mais publicaram sobre técnicas LID mundialmente. No entanto, mais da metade das publicações focam na técnica LID de coleta da água da chuva. O Programa Cisternas implementou mais de 1 milhão de unidades nas regiões semiáridas para resolver o problema da seca nessas regiões e, portanto, não influencia no potencial de controle de cheias nos centros urbanos.

Outro programa, denominado Drenagem Urbana Sustentável foi lançado em 2006, com o objetivo de promover uma maior articulação entre o gerenciamento de águas pluviais e as políticas de desenvolvimento urbano de uso e ocupação do solo. Por meio dessas ações integrativas é possível atingir uma gestão sustentável da drenagem urbana com ações estruturais e não-estruturais dirigidas à recuperação e prevenção, ao controle e mitigação dos impactos provocados por enchentes e alagamentos.

Em conclusão, foi possível verificar por meio deste estado da arte que existe uma tendência mundial na pesquisa e implantação de técnicas LID de drenagem urbana. Estas técnicas oferecem uma alternativa sustentável para o gerenciamento de águas pluviais representando grandes benefícios ambientais, econômicos e sociais. No entanto, apesar do Brasil aparecer entre os países com mais publicações, o foco está concentrado principalmente em apenas uma técnica LID e, portanto, é necessário diversificar o portfólio e promover a integração das diversas técnicas disponíveis para aumentar a eficiência e a sustentabilidade dos sistemas de drenagem urbana.

## REFERÊNCIAS

- ADYEL, T.; HIPSEY, M. R.; OLDHAM, C. A multi-functional and multi-compartment constructed wetland to support urban waterway restoration. **Water Practice and Technology**, v. 13, n. 4, p. 764-770, 2018.
- ADYEL, T. M.; HIPSEY, M. R.; OLDHAM, C. E. Temporal dynamics of stormwater nutrient attenuation of an urban constructed wetland experiencing summer low flows and macrophyte senescence. **Ecological Engineering**, v. 102, p. 641-661, 2017.
- ADYEL, T. M.; OLDHAM, C. E.; HIPSEY, M. R. Stormwater nutrient attenuation in a constructed wetland with alternating surface and subsurface flow pathways: event to annual dynamics. **Water Research**, v. 107, p. 66-82, 2016.
- AFRIN, T. *et al.* Numerical model for the hydraulic performance of perforated pipe underdrains surrounded by loose aggregate. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 142, n. 8, p. 04016018, 2016.
- AHIABLAME, L.; SHAKYA, R. Modeling flood reduction effects of low impact development at a watershed scale. **Journal of Environmental Management**, v. 171, p. 81-91, 2016.
- AHIABLAME, L. M.; ENGEL, B. A.; CHAUBEY, I. Effectiveness of low impact development practices: literature review and suggestions for future research. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 223, n. 7, p. 4253-4273, 2012.
- AHN, C.; SCHMIDT, S. Designing wetlands as an essential infrastructural element for urban development in the era of climate change. **Sustainability**, v. 11, n. 7, p. 1920, 2019.
- ALAM, T. *et al.* A comparison of three types of permeable pavements for urban runoff mitigation in the semi-arid South Texas, USA. **Water**, v. 11, n. 10, p. 1992, 2019.
- ALESSI, F.; KOKOT, P. J.; GOMES, J. Comparação do escoamento superficial gerado por pavimentos permeáveis em blocos de concreto e asfalto poroso. **da Vinci**, v. 3, n. 1, p. 139-156, 2006.
- ALIHAN, J. C. *et al.* Characteristics and fate of stormwater runoff pollutants in constructed wetlands. **Journal of Wetlands Research**, v. 19, n. 1, p. 37-44, 2017.
- ALLINSON, G. *et al.* Pesticide and trace metal occurrence and aquatic benchmark exceedances in surface waters and sediments of urban wetlands and retention ponds in Melbourne, Australia. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 13, p. 10214-10226, 2015.
- ANDERSON, B. S. *et al.* Bioswales reduce contaminants associated with toxicity in urban storm water. **Environmental toxicology and Chemistry**, v. 35, n. 12, p. 3124-3134, 2016.

ANDERSSON, B. *et al.* **Computational fluid dynamics for engineers**. Cambridge: Cambridge University Press, 2011.

ANDRADE, L. R.; MAIA, A. G.; LUCIO, P. S. Relevance of hydrological variables in water-saving efficiency of domestic rainwater tanks: Multivariate statistical analysis. **Journal of Hydrology**, v. 545, p. 163-171, 2017.

ANDRADE, M. A. N.; LISBOA, M. B.; LISBOA, H. D. M. Reservatório de ardósia para sistemas de aproveitamento de água de chuva. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 563-570, 2017.

ARAÚJO, P. R.; TUCCI, C. E.; GOLDENFUM, J. A. Avaliação da eficiência dos pavimentos permeáveis na redução de escoamento superficial. **Brazilian Journal of Water Resources**, v. 5, n. 3, p. 21-29, 2000.

ASSMUTH, E. *et al.* Impact of biochar on treatment performance of roadside sand filters – field monitoring and geochemical modelling. *In: New Trends in Urban Drainage Modelling*. 2018, Palermo, Itália. Springer, Cham, 2018. p.79-84.

BÄCKSTRÖM, M. Grassed swales for stormwater pollution control during rain and snowmelt. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 9, p. 123-132, 2003.

BAPTISTA, M. B.; NASCIMENTO, N. D. O.; BARRAUD, S. **Técnicas compensatórias em drenagem urbana**. 2. ed. Porto Alegre: ABRH, 2011.

BARBASSA, A. P.; ANGELINI SOBRINHA, L.; MORUZZI, R. B. Poço de infiltração para controle de enchentes na fonte: avaliação das condições de operação e manutenção. **Ambiente Construído**, v. 14, n. 2, p. 91-107, 2014.

BARRETT, M. E. Performance, cost, and maintenance requirements of Austin sand filters. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 129, n. 3, p. 234-242, 2003.

BARRETT, M. E. Comparison of BMP performance using the international BMP database. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 134, n. 5, p. 556-561, 2008.

BARRETT, M. E. *et al.* Performance of vegetative controls for treating highway runoff. **Journal of Environmental Engineering**, v. 124, n. 11, p. 1121-1128, 1998.

BARTON, A.; ARGUE, J. Integrated urban water management for residential areas: a reuse model. **Water Science and Technology**, v. 60, n. 3, p. 813-823, 2009.

BASTIEN, N. *et al.* The best management of SuDS treatment trains: a holistic approach. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 1, p. 263-272, 2010.

BASTIEN, N. *et al.* Runoff infiltration, a desktop case study. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 10, p. 2300-2308, 2011.

BEAN, E. Z.; HUNT, W. F.; BIDELESPACH, D. A. Evaluation of four permeable pavement sites in eastern North Carolina for runoff reduction and water quality impacts. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 133, n. 6, p. 583-592, 2007.

BEDAN, E. S.; CLAUSEN, J. C. Stormwater runoff quality and quantity from traditional and low impact development watersheds. **Jawra Journal of the American Water Resources Association**, v. 45, n. 4, p. 998-1008, 2009.

BEIJING INSTITUTE OF WATER. **Research, Design and Demonstration on Water System and Rainwater Harvesting System in Beijing Olympic Green**. Beijing: China WaterPower Press, 2009.

BERNDTSSON, J. C. Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 4, p. 351-360, 2010.

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

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 2007. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm). Acesso em: 20 out. 2019.

BRASIL. Programa 1138: Drenagem urbana e controle de erosão marítima e fluvial: Manual para apresentação de propostas. **Ministério das Cidades**. Brasília, p. 40, 2011. Disponível em: [http://aprece.org.br/wp-content/uploads/2015/11/ManualDrenagem2010\\_2011.pdf](http://aprece.org.br/wp-content/uploads/2015/11/ManualDrenagem2010_2011.pdf). Acesso em: 16 jan. 2020.

BROWN, R.; SKAGGS, R.; HUNT III, W. Calibration and validation of DRAINMOD to model bioretention hydrology. **Journal of Hydrology**, v. 486, p. 430-442, 2013.

BROWN, R. A.; HUNT, W. F. Improving bioretention/biofiltration performance with restorative maintenance. **Water Science and Technology**, v. 65, n. 2, p. 361-367, 2012.

BRUNO, L. O.; AMORIM, R. S. S.; SILVEIRA, A. Estudo da redução do escoamento superficial direto em superfícies permeáveis. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 2, p. 237-247, 2013.

BURIAN, S. J.; EDWARDS, F. G. Historical perspectives of urban drainage. *In*: Proceedings of the Ninth International Conference on Urban Drainage. 2002, Portland, Oregon, USA. Reston, Virginia-American Society of Civil Engineers, 2002. p.1-16. Disponível em:

[https://www.researchgate.net/publication/228877768\\_Historical\\_Perspectives\\_of\\_Urban\\_Drainage](https://www.researchgate.net/publication/228877768_Historical_Perspectives_of_Urban_Drainage). Acesso em: 20 nov. 2019.

BURNS, M. J. *et al.* The performance of rainwater tanks for stormwater retention and water supply at the household scale: An empirical study. **Hydrological Processes**, v. 29, n. 1, p. 152-160, 2015.

CAMPISANO, A. *et al.* Urban rainwater harvesting systems: Research, implementation and future perspectives. **Water Research**, v. 115, p. 195-209, 2017.

CANHOLI, A. **Drenagem urbana e controle de enchentes**. Oficina de textos, 2015.

CÁRDENAS, S.; FHAISULY, E. **Avaliação dos sistemas urbanos de drenagem sustentável mediante o modelo Urban Water Use (UWU) em área urbana da cidade de Curitiba**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2017.

CARSON, T. *et al.* Hydrological performance of extensive green roofs in New York City: observations and multi-year modeling of three full-scale systems. **Environmental Research Letters**, v. 8, n. 2, p. 024036, 2013.

CASTRO, A. S.; GOLDENFUM, J. A. Uso de telhados verdes no controle quantitativo do escoamento superficial urbano. **Revista Atitude**, v. 4, n. 7, p. 75-81, 2010.

CASTRO, A. S. *et al.* Avaliação da evolução do comportamento quantitativo de pavimentos permeáveis no controle do escoamento superficial. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 1, p. 263-273, 2013.

CASTRO, D. *et al.* The influence of paving-block shape on the infiltration capacity of permeable paving. **Land Contamination and Reclamation**, v. 15, n. 3, p. 335, 2007.

CHANG, N.-B. *et al.* Global policy analysis of low impact development for stormwater management in urban regions. **Land Use Policy**, v. 70, p. 368-383, 2018.

CHAPMAN, C.; HORNER, R. R. Performance assessment of a street-drainage bioretention system. **Water Environment Research**, v. 82, n. 2, p. 109-119, 2010.

CHE, W. *et al.* Outline of some stormwater management and LID projects in Chinese urban area. In: HAO, X.; NOVOTNY, V.; NELSON, V. (ed.). **Water Infrastructure for Sustainable Communities: China and the World**. Londres: IWA Publisher, 2010. p.161-174.

CHEN, X. *et al.* What are the root causes hindering the implementation of green roofs in urban China? **Science of the Total Environment**, v. 654, p. 742-750, 2019.

CHOW, M. F.; BAKAR, M. A.; SIDEK, L. M. A review on the controlling factors that affecting the stormwater retention performance of Green Roof. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 159, n. 1, p. 012045, 2018.

CLAR, M.; BARFIELD, B.; O'CONNOR, T. **Stormwater best management practices design guide: Volume 1 - General considerations**. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2004. Disponível em: [https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=99739](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=99739). Acesso em: 27 nov. 2019.

CLARY, J. *et al.* **International stormwater Best Management Practices (BMP) database: Narrative overview of BMP database study characteristics**. Denver, CO, USA: Wright Water Engineers, Inc. GeoSyntec Consultant, 2012.

CUSTÓDIO, D. A.; GHISI, E. Assessing the potential for potable water savings in the residential sector of a city: A case study of Joinville City. **Water**, v. 11, n. 10, p. 2074, 2019.

DANIEL JUNIOR, J. J. **Avaliação de uma biorretenção como estrutura sustentável de drenagem urbana**. 2013. 117Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, 2013.

DAVIES, C.; BAVOR, H. The fate of stormwater-associated bacteria in constructed wetland and water pollution control pond systems. **Journal of Applied Microbiology**, v. 89, n. 2, p. 349-360, 2000.

DAVIS, A. P. Field performance of bioretention: Water quality. **Environmental Engineering Science**, v. 24, n. 8, p. 1048-1064, 2007.

DAVIS, A. P. Field performance of bioretention: Hydrology impacts. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 13, n. 2, p. 90-95, 2008.

DAVIS, A. P. *et al.* Bioretention technology: Overview of current practice and future needs. **Journal of Environmental Engineering**, v. 135, n. 3, p. 109-117, 2009.

DE MELO, T. D. A. T. *et al.* Jardim de chuva: sistema de biorretenção para o manejo das águas pluviais urbanas. **Ambiente Construído**, v. 14, n. 4, p. 147-165, 2014.

DE MORAES, A. F. J.; ROCHA, C. Gendered waters: the participation of women in the 'One Million Cisterns' rainwater harvesting program in the Brazilian Semi-Arid region. **Journal of Cleaner Production**, v. 60, p. 163-169, 2013.

DEBUSK, K. *et al.* Rainwater harvesting: Integrating water conservation and stormwater management through innovative technologies. **World Environmental and Water Resources**

Congress 2012: Crossing Boundaries, 2012, Albuquerque. Environmental and Water Resources Institute, 2012. p.3703-3710.

DEBUSK, K.; HUNT, W.; WRIGHT, J. Characterizing rainwater harvesting performance and demonstrating stormwater management benefits in the humid southeast USA. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 49, n. 6, p. 1398-1411, 2013.

DEBUSK, K.; WYNN, T. Storm-water bioretention for runoff quality and quantity mitigation. **Journal of Environmental Engineering**, v. 137, n. 9, p. 800-808, 2011.

DELETIC, A.; FLETCHER, T. D. Performance of grass filters used for stormwater treatment - a field and modelling study. **Journal of Hydrology**, v. 317, n. 3-4, p. 261-275, 2006.

DELLEUR, J. W. The evolution of urban hydrology: past, present, and future. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 129, n. 8, p. 563-573, 2003.

DENARDO, J. *et al.* Stormwater mitigation and surface temperature reduction by green roofs. **Transactions of the ASAE**, v. 48, n. 4, p. 1491-1496, 2005.

DI MATTEO, M. *et al.* Controlling rainwater storage as a system: An opportunity to reduce urban flood peaks for rare, long duration storms. **Environmental Modelling & Software**, v. 111, p. 34-41, 2019.

DINIĆ-BRANKOVIĆ, M. *et al.* Bioswales as elements of green infrastructure – foreign practice and possibilities of use in the district of the City of Nis, Serbia. International Conference on Urban Planning, 2019, Sérvia. p.347-355.

DUNNETT, N. *et al.* Influence of vegetation composition on runoff in two simulated green roof experiments. **Urban Ecosystems**, v. 11, n. 4, p. 385-398, 2008.

EGEMOSE, S. Removal of particulate matter and phosphorus in sand filters treating stormwater and drainage runoff: a case study. **Urban Water Journal**, v. 15, n. 4, p. 388-391, 2018.

EL TUGOZ, J.; BERTOLINI, G. R. F.; BRANDALISE, L. T. Captação e aproveitamento da água das chuvas: o caminho para uma escola sustentável. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 6, n. 1, p. 26-39, 2017.

ERICKSON, A. J.; GULLIVER, J. S.; WEISS, P. T. Capturing phosphates with iron enhanced sand filtration. **Water Research**, v. 46, n. 9, p. 3032-3042, 2012.

FAIRBAIRN, D. J. *et al.* Contaminants of emerging concern in urban stormwater: Spatiotemporal patterns and removal by iron-enhanced sand filters (IESFs). **Water Research**, v. 145, p. 332-345, 2018.

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

FREEBORN, J. R.; SAMPLE, D. J.; FOX, L. J. Residential stormwater: methods for decreasing runoff and increasing stormwater infiltration. **Journal of Green Building**, v. 7, n. 2, p. 15-30, 2012.

FROSI, M. H. *et al.* Street tree pits as bioretention units: Effects of soil organic matter and area permeability on the volume and quality of urban runoff. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 230, n. 7, p. 152, 2019.

FULTON, L. V. A simulation of rainwater harvesting design and demand-side controls for large hospitals. **Sustainability**, v. 10, n. 5, p. 1659, 2018.

GAO, J. *et al.* Application of BMP to urban runoff control using SUSTAIN model: Case study in an industrial area. **Ecological Modelling**, v. 318, p. 177-183, 2015.

GE, Z. *et al.* Seasonal applicability of three vegetation constructed floating treatment wetlands for nutrient removal and harvesting strategy in urban stormwater retention ponds. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 112, p. 80-87, 2016.

GEE, K.; HUNT, W. Enhancing stormwater management benefits of rainwater harvesting via innovative technologies. **Journal of Environmental Engineering**, v. 142, n. 8, p. 04016039, 2016.

GETTER, K. L.; ROWE, D. B. The role of extensive green roofs in sustainable development. **HortScience**, v. 41, n. 5, p. 1276-1285, 2006.

GOMES, U. A.; HELLER, L.; PENA, J. L. A national program for large scale rainwater harvesting: an individual or public responsibility? **Water Resources Management**, v. 26, n. 9, p. 2703-2714, 2012.

GONÇALVES, M. *et al.* Modeling the effects of introducing low impact development in a tropical city: A case study from Joinville, Brazil. **Sustainability**, v. 10, n. 3, p. 728, 2018.

GREENWAY, M. Stormwater wetlands for the enhancement of environmental ecosystem services: case studies for two retrofit wetlands in Brisbane, Australia. **Journal of Cleaner Production**, v. 163, p. S91-S100, 2017.

GRIFFITHS, L. N.; MITSCH, W. J. Removal of nutrients from urban stormwater runoff by storm-pulsed and seasonally pulsed created wetlands in the subtropics. **Ecological Engineering**, v. 108, p. 414-424, 2017.

GUO, C. *et al.* Seven-year running effect evaluation and fate analysis of rain gardens in Xi'an, Northwest China. **Water**, v. 10, n. 7, p. 944, 2018.

HALE, R. *et al.* Balancing biodiversity outcomes and pollution management in urban stormwater treatment wetlands. **Journal of Environmental Management**, v. 233, p. 302-307, 2019.

HEADLEY, T.; TANNER, C. C. Constructed wetlands with floating emergent macrophytes: an innovative stormwater treatment technology. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 21, p. 2261-2310, 2012.

HEANEY, J. P.; SANSALONE, J. J. A vision for urban stormwater management in 2050. *In*: GRAYMAN, W. M.; LOUCKS, D. P.; SAITO, L. (ed.). **Toward a Sustainable Water Future: Visions for 2050**. Reston: American Society of Civil Engineers, 2012. p.157-165.

HERZOG, M. M.; HECHT, S. B. Combatting sea level rise in Southern California: How local governments can seize adaptation opportunities while minimizing legal risk. **Hastings West-Northwest Journal of Environmental Law and Policy**, v. 19, p. 463, 2013.

HOPKINS, J. N. The Cloaca Maxima and the monumental manipulation of water in archaic Rome. **The Waters of Rome**, v. 4, n. 2007, p. 1-15, 2007.

JABUR, A. S. *et al.* Determinação da capacidade de infiltração de pavimentos permeáveis. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 4, p. 937-945, 2015.

JAMALI, B.; BACH, P. M.; DELETIC, A. Rainwater harvesting for urban flood management—An integrated modelling framework. **Water research**, v. 171, p. 115372, 2020.

JAMES, M. B.; DYMOND, R. L. Bioretention hydrologic performance in an urban stormwater network. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 17, n. 3, p. 431-436, 2011.

JEONG, J. *et al.* Modeling sedimentation-filtration basins for urban watersheds using Soil and Water Assessment Tool. **Journal of Environmental Engineering**, v. 139, n. 6, p. 838-848, 2012.

JIA, H.; YAO, H.; SHAW, L. Y. Advances in LID BMPs research and practice for urban runoff control in China. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 7, n. 5, p. 709-720, 2013.

JIANG, C. *et al.* Field performance of bioretention systems for runoff quantity regulation and pollutant removal. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 228, n. 12, p. 468, 2017.

KAMALI, M.; DELKASH, M.; TAJRISHY, M. Evaluation of permeable pavement responses to urban surface runoff. **Journal of Environmental Management**, v. 187, p. 43-53, 2017.

KANDASAMY, J.; BEECHAM, S.; DUNPHY, A. Stormwater sand filters in water-sensitive urban design. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Water Management**, v. 161, n. 2, p. 55-64, 2008.

KAZEMI, F.; BEECHAM, S.; GIBBS, J. Streetscape biodiversity and the role of bioretention swales in an Australian urban environment. **Landscape and Urban Planning**, v. 101, n. 2, p. 139-148, 2011.

KOMLOS, J.; VACCA, K.; WADZUK, B. Phosphate retention in a constructed stormwater wetland with low total suspended solids concentrations. **Journal of Sustainable Water in the Built Environment**, v. 4, n. 1, p. 04017017, 2017.

KOUPAI, J. A. *et al.* Reduction of urban storm-runoff pollution using porous concrete containing iron slag adsorbent. **Journal of Environmental Engineering**, v. 142, n. 2, p. 04015072, 2015.

KROMPART, J.; COCKBURN, J. M.; VILLARD, P. V. Pocket wetlands as additions to stormwater treatment train systems: a case study from a restored stream in Brampton, ON, Canada. **Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques**, v. 43, n. 3, p. 321-334, 2018.

LEE, J. G. *et al.* A watershed-scale design optimization model for stormwater best management practices. **Environmental Modelling & Software**, v. 37, p. 6-18, 2012.

LI, H.; DAVIS, A. P. Urban particle capture in bioretention media. I: Laboratory and field studies. **Journal of Environmental Engineering**, v. 134, n. 6, p. 409-418, 2008.

LI, H. *et al.* Mitigation of impervious surface hydrology using bioretention in North Carolina and Maryland. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 14, n. 4, p. 407-415, 2009.

LI, J.; LI, Y.; LI, Y. SWMM-based evaluation of the effect of rain gardens on urbanized areas. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 1, p. 17, 2016.

LI, Y. C.; ZHANG, D. Q.; WANG, M. Performance Evaluation of a Full-Scale Constructed Wetland for Treating Stormwater Runoff. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v. 45, n. 11, p. 1600740, 2017.

LIU, G. *et al.* New framework for optimizing best management practices at multiple scales. **Journal of Hydrology**, v. 578, p. 124133, 2019.

LIU, J. *et al.* Review and research needs of bioretention used for the treatment of urban stormwater. **Water**, v. 6, n. 4, p. 1069-1099, 2014.

LLOYD, S.; WONG, T. Paired catchment storm event monitoring: Assessing the performance of a bioretention system (rain garden). **Australasian Journal of Water Resources**, v. 12, n. 2, p. 133-141, 2008.

LOPES, V. A. *et al.* Performance of rainwater harvesting systems under scenarios of non-potable water demand and roof area typologies using a stochastic approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 148, p. 304-313, 2017.

LÓPEZ, H. **Performance examination of sustainable urban drainage systems - A multi-criteria analysis for the city of Gothenburg**. 2018. Dissertação (Mestrado em Infraestrutura e Engenharia Ambiental) – Departamento de Arquitetura e Engenharia Civil, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden, 2018.

LUCKE, T.; NICHOLS, P. W. The pollution removal and stormwater reduction performance of street-side bioretention basins after ten years in operation. **Science of the Total Environment**, v. 536, p. 784-792, 2015.

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

LUONI, S. *et al.* **Low Impact Development: a design manual for urban areas**. Fayetteville: University of Arkansas Community Design Center, 2010.

LYNCH, J. *et al.* Evaluation of commercial floating treatment wetland technologies for nutrient remediation of stormwater. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 61-69, 2015.

MACEDO, M. B. D.; LAGO, C. A. F. D.; MENDIONDO, E. M. Stormwater volume reduction and water quality improvement by bioretention: Potentials and challenges for water security in a subtropical catchment. **Science of the Total Environment**, v. 647, p. 923-931, 2019.

MACEDO, M. B. D. *et al.* Learning from the operation, pathology and maintenance of a bioretention system to optimize urban drainage practices. **Journal of Environmental Management**, v. 204, p. 454-466, 2017.

MAHMOUD, A. *et al.* Evaluation of field-scale stormwater bioretention structure flow and pollutant load reductions in a semi-arid coastal climate. **Ecological Engineering: X**, v. 1, p. 100007, 2019.

MANGANGKA, I. R. Modelling the hydraulic processes on constructed stormwater wetland. **Civil Engineering Dimension**, v. 19, n. 1, p. 21-28, 2017.

MANGANGKA, I. R. *et al.* Performance characterisation of a stormwater treatment bioretention basin. **Journal of Environmental Management**, v. 150, p. 173-178, 2015.

MARQUES, R. **Variabilidade da precipitação na Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão/SC de 1946 a 2006**. 2013. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Departamento de Geociências do Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

MATOS, J. S. Aspectos históricos a actuais da evolução da drenagem de águas residuais em meio urbano. **Revista Universidade do Minho**, v. 16, n. 16, p. 13-23, 2003.

MCANDREW, B.; AHN, C.; SPOONER, J. Nitrogen and sediment capture of a floating treatment wetland on an urban stormwater retention pond—the case of the Rain Project. **Sustainability**, v. 8, n. 10, p. 972, 2016.

MELO, T. D. A. T. D. **Jardim da chuva: sistema de biorretenção como técnica compensatória no manejo de águas pluviais urbanas**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

MENTENS, J.; RAES, D.; HERMY, M. Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? **Landscape and Urban Planning**, v. 77, n. 3, p. 217-226, 2006.

MERRIMAN, L.; HUNT, W.; BASS, K. Development/ripening of ecosystems services in the first two growing seasons of a regional-scale constructed stormwater wetland on the coast of North Carolina. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 393-405, 2016.

MILLER, C. Moisture management in green roofs. Proceedings of the 1st Greening Rooftops for Sustainable Communities Conference, 2003, Toronto. The Cardinal Group Inc. p.177-182.

MONTERUSSO, M. *et al.* Runoff water quantity and quality from green roof systems. **Acta Horti**, v. 639, p. 369-376, 2004.

MORAES, I. C. *et al.* Interferência do uso da terra nas inundações da área urbana do córrego da Servidão, Rio Claro (SP). **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 13, n. 2, p. 187-200, 2012.

MORGAN, S.; CELIK, S.; RETZLAFF, W. Green roof storm-water runoff quantity and quality. **Journal of Environmental Engineering**, v. 139, n. 4, p. 471-478, 2012.

MUTHUKRISHNAN, S.; MADGE, B.; SELVAKUMAR, A. The use of best management practices in urban watersheds - Executive Summary. *In*: FIELD, R., et al (ed.). **The use of Best Management Practices (BMPs) in urban watersheds**. Washington: US Environmental Protection Agency, 2004. p.1-12.

NAGASE, A.; DUNNETT, N. Amount of water runoff from different vegetation types on extensive green roofs: Effects of plant species, diversity and plant structure. **Landscape and Urban Planning**, v. 104, n. 3-4, p. 356-363, 2012.

NARDINI, A.; ANDRI, S.; CRASSO, M. Influence of substrate depth and vegetation type on temperature and water runoff mitigation by extensive green roofs: shrubs versus herbaceous plants. **Urban Ecosystems**, v. 15, n. 3, p. 697-708, 2012.

NETO, R. F. M. *et al.* Rainwater treatment in airports using slow sand filtration followed by chlorination: efficiency and costs. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 65, p. 124-129, 2012.

ONO, B. W.; BALBO, J. T.; CARGNIN, A. Análise da capacidade de infiltração em pavimento permeável de bloco de concreto unidirecionalmente articulado. **TRANSPORTES**, v. 25, n. 3, p. 90-101, 2017.

PAPPALARDO, V. *et al.* The potential of green infrastructure application in urban runoff control for land use planning: A preliminary evaluation from a southern Italy case study. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 345-354, 2017.

PELAK, N.; PORPORATO, A. Sizing a rainwater harvesting cistern by minimizing costs. **Journal of Hydrology**, v. 541, p. 1340-1347, 2016.

PORTO ALEGRE. Plano diretor de drenagem urbana: Manual de drenagem urbana. 2005.

PYKE, C. *et al.* Assessment of low impact development for managing stormwater with changing precipitation due to climate change. **Landscape and Urban Planning**, v. 103, n. 2, p. 166-173, 2011.

QUALLS, R. G.; HEYVAERT, A. C. Accretion of nutrients and sediment by a constructed stormwater treatment wetland in the Lake Tahoe Basin. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 53, n. 6, p. 1495-1512, 2017.

QUEIROZ, O. T.; PORTUGUEZ, A. P.; DE, G. S. E. C. S. **A natureza e o patrimônio na produção do lugar turístico**. Ituituba: Barlavento, 2016.

RAES, D. *et al.* Simulation of yield decline as a result of water stress with a robust soil water balance model. **Agricultural Water Management**, v. 81, n. 3, p. 335-357, 2006.

RAHMAN, M. M. *et al.* Factors controlling dissimilatory nitrate reduction processes in constructed stormwater urban wetlands. **Biogeochemistry**, v. 142, n. 3, p. 375-393, 2019.

REDDY, K. R.; XIE, T.; DASTGHEIBI, S. Evaluation of biochar as a potential filter media for the removal of mixed contaminants from urban storm water runoff. **Journal of Environmental Engineering**, v. 140, n. 12, p. 04014043, 2014.

REIS, R. P. A.; ILHA, M. S. D. O. Comparação de desempenho hidrológico de sistemas de infiltração de água de chuva: poço de infiltração e jardim de chuva. **Ambiente Construído**, v. 14, n. 2, p. 79-90, 2014.

RICHARDS, P. J. *et al.* Vegetable raingardens can produce food and reduce stormwater runoff. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 14, n. 3, p. 646-654, 2015.

ROMANOWSKI, J. P.; ENS, R. T. As pesquisas denominadas do tipo "estado da arte" em educação. **Revista Diálogo Educacional**, v. 6, n. 19, p. 37-50, 2006.

ROSA, A. **Bioretention for diffuse pollution control in SUDS using experimental-adaptive approaches of ecohydrology**. 2016. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

ROSA, A. *et al.* Validating new insights for sizing of stormwater treatment practices by comparing a design model to HEC-HMS. Novatech, 2016, Lyon, França. GRAIE, 2016. p.1-4.

ROSA, A. *et al.* Sustainable urban drainage: delineation of a scientific domain of knowledge production. **Revista Tecnologia e Sociedade**, v. 15, n. 38, p. 18-36, 2019.

ROSSMAN, L. A. **Storm water management model user's manual, version 5.1**. Cincinnati: United States Environmental Protection Agency, 2015. Disponível em: [https://www.epa.gov/sites/production/files/2019-02/documents/epaswmm5\\_1\\_manual\\_master\\_8-2-15.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2019-02/documents/epaswmm5_1_manual_master_8-2-15.pdf). Acesso em: 28 nov. 2019.

ROY-POIRIER, A.; FILION, Y.; CHAMPAGNE, P. An event-based hydrologic simulation model for bioretention systems. **Water Science and Technology**, v. 72, n. 9, p. 1524-1533, 2015.

SÃO PAULO. Manual de drenagem e manejo de águas pluviais: aspectos tecnológicos - fundamentos. **Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano**. São Paulo, v. 2, 2012. Disponível em: [https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/desenvolvimento\\_urbano/arquivos/manual-drenagem\\_v2.pdf](https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/desenvolvimento_urbano/arquivos/manual-drenagem_v2.pdf). Acesso em: 15 nov. 2019.

SCHOLZ, M.; GRABOWIECKI, P. Review of permeable pavement systems. **Building and Environment**, v. 42, n. 11, p. 3830-3836, 2007.

SCHULTZ, I.; SAILOR, D. J.; STARRY, O. Effects of substrate depth and precipitation characteristics on stormwater retention by two green roofs in Portland OR. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 18, p. 110-118, 2018.

SHAFIQUE, M. A Review of the Bioretention system for Sustainable storm water management in Urban areas. **Materials and Geoenvironment**, v. 63, n. 4, p. 227-236, 2016.

SHAFIQUE, M.; KIM, R. Green stormwater infrastructure with low impact development concept: A review of current research. **Desalination Water Treatment**, v. 83, p. 16-29, 2017.

SHAFIQUE, M.; KIM, R.; RAFIQ, M. Green roof benefits, opportunities and challenges—A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 90, p. 757-773, 2018.

SILVA, G. B. L. *et al.* Avaliação da infiltração em revestimentos com superfícies permeáveis. **Ingeniería del agua**, v. 16, n. 3, p. 175-188, 2009.

SINGH, R. P. *et al.* Design and performance characterization of roadside bioretention systems. **Sustainability**, v. 11, n. 7, p. 2040, 2019.

SØNDERUP, M. J. *et al.* Treatment efficiency of a wet detention pond combined with filters of crushed concrete and sand: a Danish full-scale study of stormwater. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 12, p. 758, 2015.

SOUNTHARAJAH, D. P. *et al.* Quantifying the reduction in water demand due to rainwater tank installations at residential properties in sydney. **Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems**, v. 5, n. 2, p. 202-218, 2017.

SOUZA, C.; CRUZ, M.; TUCCI, C. Adapting a rainfall-runoff model to simulate LID stormwater systems. 12nd International Conference on Urban Drainage, 2011, Porto Alegre. p.1-8.

STERN, M.; PECK, S. W.; JOSLIN, J. **Green roof and wall policy in North America regulations, incentives, and best practices** Toronto: Green Roofs for Healthy Cities 2019. 24 Disponível em: [https://static1.squarespace.com/static/58e3eef2994ca997dd56381/t/5d84dfc371cf0822bdf7dc29/1568989140101/Green\\_Roof\\_and\\_Wall\\_Policy\\_in\\_North\\_America.pdf](https://static1.squarespace.com/static/58e3eef2994ca997dd56381/t/5d84dfc371cf0822bdf7dc29/1568989140101/Green_Roof_and_Wall_Policy_in_North_America.pdf). Acesso em: 14 nov. 2019.

STRAUCH, K. R.; RUS, D. L.; HOLM, K. E. **Water balance monitoring for two bioretention gardens in Omaha, Nebraska, 2011–14**. Nebraska: U. S. Geological Survey Scientific Investigation Report 2015-5188, 2016.

SUÁREZ, J. *et al.* Design of a sand filter for highway runoff in the north of Spain. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Municipal Engineer**, v. 166, n. 2, p. 121-129, 2013.

SUMMERVILLE, N.; SULTANA, R. Rainwater Harvesting in a Southern California City. World Environmental and Water Resources Congress 2017. p.316-323.

SZOTA, C. *et al.* Street tree stormwater control measures can reduce runoff but may not benefit established trees. **Landscape and Urban Planning**, v. 182, p. 144-155, 2019.

TAO, W. *et al.* Designing constructed wetlands for reclamation of pretreated wastewater and stormwater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 16, n. 1, p. 37-57, 2017.

TASSI, R. *et al.* Telhado verde: uma alternativa sustentável para a gestão das águas pluviais. **Ambiente Construído**, v. 14, n. 1, p. 139-154, 2014.

TECEDOR, N. **Monitoramento e modelagem hidrológica de plano de infiltração construído em escala real**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2014.

TEDOLDI, D. *et al.* Impact of runoff infiltration on contaminant accumulation and transport in the soil/filter media of Sustainable Urban Drainage Systems: A literature review. **Science of the Total Environment**, v. 569, p. 904-926, 2016.

TESTON, A. *et al.* Impact of rainwater harvesting on the drainage system: Case study of a condominium of houses in Curitiba, Southern Brazil. **Water**, v. 10, n. 8, p. 1100, 2018.

THIVES, L. P.; GHISI, E. Potable water savings in multifamily buildings using stormwater runoff from impermeable paved streets. **European Journal of Sustainable Development**, v. 7, n. 3, p. 120-120, 2018.

TOTA-MAHARAJ, K.; PAUL, P. Investigating the influence of geotextile layers as biofilm granular filters to treat stormwater. **Urban Water Journal**, v. 12, n. 7, p. 559-569, 2015.

TSUCHIDA, T. *et al.* Sewer chamber design under critical conditions using computational fluid dynamics (CFD). **Desalination and Water Treatment**, v. 108, p. 1-14, 2018.

TUCCI, C. E. M. **Inundações urbanas**. 2007. Disponível em: [http://www.mpf.mp.br/atuacao-tematica/ccr4/importacao/institucional/grupos-de-trabalho/encerrados/residuos/documentos-diversos/outros\\_documentos\\_tecnicos/curso-gestao-do-territorio-e-manejo-integrado-das-aguas-urbanas/drenagem1.PDF](http://www.mpf.mp.br/atuacao-tematica/ccr4/importacao/institucional/grupos-de-trabalho/encerrados/residuos/documentos-diversos/outros_documentos_tecnicos/curso-gestao-do-territorio-e-manejo-integrado-das-aguas-urbanas/drenagem1.PDF) . Acesso em: 27 nov. 2019.

UMAPATHI, S.; CHONG, M. N.; SHARMA, A. **Investigation and monitoring of twenty homes to understand mains water savings from mandated rainwater tanks in South East Queensland**. Urban Water Security Research Alliance Technical Report No. 63, 2012.

UMAPATHI, S. *et al.* Sizing of Domestic Rainwater Harvesting Systems Using Economic Performance Indicators to Support Water Supply Systems. **Water**, v. 11, n. 4, p. 783, 2019.

VANWOERT, N. D. *et al.* Green roof stormwater retention. **Journal of Environmental Quality**, v. 34, n. 3, p. 1036-1044, 2005.

VENTURA, D. *et al.* On the performance of a pilot hybrid constructed wetland for stormwater recovery in Mediterranean climate. **Water Science and Technology**, v. 79, n. 6, p. 1051-1059, 2019.

VIJAYARAGHAVAN, K. Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 57, p. 740-752, 2016.

WALKER, C.; TONDERA, K.; LUCKE, T. Stormwater treatment evaluation of a constructed floating wetland after two years operation in an urban catchment. **Sustainability**, v. 9, n. 10, p. 1687, 2017.

WANG, M. *et al.* Assessing cost-effectiveness of bioretention on stormwater in response to climate change and urbanization for future scenarios. **Journal of Hydrology**, v. 543, p. 423-432, 2016.

WEE, B. V.; BANISTER, D. How to write a literature review paper? **Transport Reviews**, v. 36, n. 2, p. 278-288, 2016.

WINSTON, R.; LUELL, S.; HUNT, W. Evaluation of undersized bioretention for treatment of highway bridge deck runoff. International Conference on Urban Drainage, 2011, IWA Porto Alegre.

WINSTON, R. J.; DORSEY, J. D.; HUNT, W. F. Quantifying volume reduction and peak flow mitigation for three bioretention cells in clay soils in northeast Ohio. **Science of the Total Environment**, v. 553, p. 83-95, 2016.

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

WOODS-BALLARD, B. *et al.* **The SuDS Manual**. London, UK: Ciria, 2015.

XIAO, Q. *et al.* Performance of two bioswales on urban runoff management. **Infrastructures**, v. 2, n. 4, p. 12, 2017.

XU, B. *et al.* Improving urban stormwater runoff quality by nutrient removal through floating treatment wetlands and vegetation harvest. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1-11, 2017.

XU, W. D. *et al.* Improving the multi-objective performance of rainwater harvesting systems using real-time control technology. **Water**, v. 10, n. 2, p. 147, 2018.

YAN, H. *et al.* Computational fluid dynamics modelling of flow and particulate contaminants sedimentation in an urban stormwater detention and settling basin. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 8, p. 5347-5356, 2014.

YANG, H. *et al.* Field evaluation of a new biphasic rain garden for stormwater flow management and pollutant removal. **Ecological Engineering**, v. 54, p. 22-31, 2013.

YAZDI, J.; NEYSHABOURI, S. S. Identifying low impact development strategies for flood mitigation using a fuzzy-probabilistic approach. **Environmental Modelling & Software**, v. 60, p. 31-44, 2014.

YU, C.; DUAN, J. Simulation of surface runoff using hydrodynamic model. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 22, n. 6, p. 04017006, 2017.

YUSOFF, M. A. B. M.; AL-GHEETHI, A.; DZAIN, D. A. B. Assessment of storm water quality in grass swale by using sand filter media: a case study at UTHM campus. **International Journal of Engineering & Technology**, v. 7, n. 4.30, p. 176-179, 2018.

ZAHMATKESH, Z. *et al.* Low-impact development practices to mitigate climate change effects on urban stormwater runoff: Case study of New York City. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 141, n. 1, p. 04014043, 2014.

ZHANG, X.; GUO, X.; HU, M. Hydrological effect of typical low impact development approaches in a residential district. **Natural Hazards**, v. 80, n. 1, p. 389-400, 2016.

ZHANG, Z. *et al.* Influence of plant composition and water use strategies on green roof stormwater retention. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 775-781, 2018.

ZHAO, J. *et al.* Agricultural runoff pollution control by a grassed swales coupled with wetland detention ponds system: a case study in Taihu Basin, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 9, p. 9093-9104, 2016.

ZIMMER, C. *et al.* Low-impact-development practices for stormwater: implications for urban hydrology. **Canadian Water Resources Journal**, v. 32, n. 3, p. 193-212, 2007.