

**PROYECTO DE GRADO**

**EFFECTO REAL DE LAS DIFERENTES TÉCNICAS Y ESTRUCTURAS SUDS  
SOBRE LOS HIDROGRAMAS DE SALIDA DE SISTEMAS DE DRENAJE  
URBANO**

**Juliana Robles Rivera**

**Asesor: Juan G. Saldarriaga Valderrama**



**UNIVERSIDAD DE LOS ANDES  
FACULTAD DE INGENIERÍA  
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL  
INGENIERÍA CIVIL  
BOGOTÁ D.C.  
2015**

## **AGRADECIMIENTOS**

A Dios,

A mi mamá, mi mejor amiga, y a Nando, por su amor incondicional.

## TABLA DE CONTENIDO

1	Introducción .....	1
1.1	Objetivos .....	2
1.1.1	Objetivo General .....	2
1.1.2	Objetivos Específicos .....	2
2	Marco teórico .....	3
2.1	Hidrología .....	3
2.1.1	Precipitación .....	4
2.1.2	Infiltración .....	5
2.1.3	Intercepción .....	8
2.1.4	Evaporación, Transpiración y Evapotranspiración .....	8
2.1.5	Escorrentía .....	11
2.2	Urbanización y cambio climático .....	12
2.2.1	Impactos de la urbanización .....	13
2.2.2	Impactos del cambio climático .....	17
2.2.3	Impactos de la urbanización y el cambio climático .....	19
2.3	Sistema de drenaje urbano .....	20
2.3.1	Historia .....	20
2.3.2	Sistema de drenaje actual .....	22
2.3.3	Visión integral .....	23
3	Sistemas de drenaje urbano sostenible (SUDS) .....	25
3.1.1	Techos verdes .....	26
3.1.2	Estructuras de infiltración .....	34
3.1.3	Cuneta verde y Buffer .....	38
3.1.4	Zonas de bioretención .....	45
3.1.5	Árboles .....	49
3.1.6	Pavimento poroso .....	54

---

3.1.7	Tanque de almacenamiento.....	61
3.1.8	Cuenca seca de drenaje.....	64
3.1.9	Pondajes húmedos y humedales artificiales .....	66
3.1.10	Tren de tratamiento .....	70
4	Conclusiones.....	74
5	Recomendaciones .....	76
6	Agradecimientos .....	77
7	Referencias.....	78

---

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema del ciclo hidrológico. Fuente: Andrade (s.f.).	4
Figura 2. Capacidad de infiltración de Horton. Fuente: “Hydrology II” (s.f.).	7
Figura 3. Tensión del agua en el suelo. Fuente: Wang (2014).	11
Figura 4. Hidrograma hipotético para cuerpos de agua urbanos (amarillo) y rurales (verde). Fuente: United States Environmental Protection Agency, (s.f.).	15
Figura 5. Canales de drenaje en la ciudad de Harappa Fuente: “Drainage” (s.f.).	21
Figura 6. Cloaca máxima del imperio romano. Fuente: National Geographic (s.f.).	21
Figura 7. Estructura típica de los techos verdes. Fuente: CIRIA (2015).	27
Figura 8. Estructura típica de una franja infiltrante. Adaptada de: CIRIA (2015).	35
Figura 9. Estructura típica de una cuneta seca. Fuente: CIRIA (2015).	39
Figura 10. Estructura típica zona de bioretención. Fuente: CIRIA (2015).	46
Figura 11. Esquema de un sumidero tipo alcorque inundable. Fuente: CIRIA (2015).	50
Figura 12. Esquema de un pavimento poroso tipo B. Fuente: CIRIA (2015).	55
Figura 13. Esquema de un tanque de almacenamiento. Fuente: CIRIA (2015).	62
Figura 14. Esquema de una cuenca seca de drenaje. Fuente: CIRIA (2015).	65
Figura 15. Estructura típica de un pondaje húmedo. Fuente: CIRIA (2015).	67

---

## ÍNDICE DE GRÁFICAS

Gráfica 1. Retención mensual de tres techos verdes ubicados en Portland. Tomado de: Spolek (2008). .....	29
Gráfica 2. Retención porcentual reportada en la literatura en base acumulada (relleno) o por evento (con trama). .....	34
Gráfica 3. Reducción por evento del volumen de escorrentía de un buffer. Fuente: Deletic (2001). .....	43
Gráfica 4. Intercepción de seis árboles por evento según la intensidad. Fuente: Asadian y Weiler (2009). ...	52
Gráfica 5. Retención de lluvia para cuatro tipos de pavimento en cuatro eventos de lluvia según la profundidad. Fuente: Hou et al. (2008). .....	56
Gráfica 6. Retención de lluvia para dos pavimentos según la profundidad. Fuente: Bean et al. (2007). .....	57
Gráfica 7. Retención porcentual reportada en la literatura con respecto a la lluvia (relleno) o al techo control (con trama). .....	61
Gráfica 8. Reducción del volumen de escorrentía en un humedal artificial. Fuente: Lenhart y Hunt III (2011). .....	68
Gráfica 9. Reducción del flujo al pico en un humedal artificial. Fuente: Lenhart y Hunt III (2011). .....	69
Gráfica 10. Reducción del volumen de escorrentía en un humedal artificial para 10 eventos. Fuente: Al-rubaei et al. (2014). .....	70
Gráfica 11. Reducción del flujo al pico con respecto al drenaje convencional para distintas combinaciones de SUDS. Fuente: Lashford et al. (2014). .....	72
Gráfica 12. Retraso del tiempo al pico con respecto al drenaje convencional para distintas combinaciones de SUDS. Fuente: Lashford et al. (2014). .....	73

---

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Síntesis de la evidencia disponible sobre el desempeño de los techos verdes en Estados Unidos. ...	29
Tabla 2. Comportamiento de dos techos verdes ubicados en Vancouver. Fuente: Conelly (2005). .....	31
Tabla 3. . Síntesis de la evidencia disponible sobre el desempeño de los techos verdes en otros países. ....	31
Tabla 4. Síntesis de la evidencia disponible sobre el desempeño de las estructuras de infiltración en campo. ....	36
Tabla 5. Síntesis de la evidencia disponible sobre el desempeño de las zanjas de infiltración con modelos. .	37
Tabla 6. Síntesis de la evidencia disponible sobre el desempeño de las cunetas verdes. ....	41
Tabla 7. Desempeño de cunetas verdes en distintos lugares. Fuente: International Stormwater BMP Database (2010). ....	44
Tabla 8. Síntesis de la evidencia disponible sobre el desempeño de las zonas de bioretención. ....	47
Tabla 9. Desempeño de varias zonas de bioretención. Fuente: International Stormwater BMP Database (2010). ....	48
Tabla 10. Síntesis de la evidencia disponible sobre el desempeño de los árboles y sumideros tipo alcorque inundable. ....	52
Tabla 11. Retención de diferentes estructuras según las características de lluvia. Fuente: Pratt et al. (1995). ....	58
Tabla 12. Síntesis de la evidencia disponible sobre el desempeño de pavimento poroso. ....	59
Tabla 13. Desempeño de varias cuencas de drenaje. Fuente: International Stormwater BMP Database (2010). ....	66
Tabla 14. Desempeño anual de tres estructuras diferentes ubicadas en Nashville. Fuente: Brown et al. (2012). ....	71

---

## ÍNDICE DE ECUACIONES

Ecuación 1. Ecuación de Horton .....	6
Ecuación 2. Volumen infiltrado acumulado de Horton .....	6
Ecuación 3. Ecuación de Philip.....	7
Ecuación 4. Volumen infiltrado acumulado de Philip.....	7
Ecuación 5. Ecuación de Darcy .....	8
Ecuación 6. Ecuación de Green y Ampt.....	8
Ecuación 7. Volumen infiltrado acumulado de Green y Ampt .....	8
Ecuación 8. Contenido de humedad máximo.....	8
Ecuación 9. Método de Thornthwaite.....	9
Ecuación 10. Cálculo del índice calórico.....	10
Ecuación 11. Cálculo del exponente empírico de Thornthwaite.....	10
Ecuación 12. Cálculo del coeficiente de ajuste $k_m$ .....	10
Ecuación 13. Cálculo de la variable N para el ajuste .....	10
Ecuación 14. Cálculo de la variable $\delta$ para el ajuste.....	10
Ecuación 15. Cálculo de la abstracción inicial .....	11
Ecuación 16. Cálculo de la máxima abstracción potencial .....	12
Ecuación 17. Estimación del volumen de escorrentía .....	12
Ecuación 18. Ecuación de Hawksley o Bazalgette .....	22
Ecuación 19. Ecuación de Adams .....	22
Ecuación 20. Ecuación de McMath.....	22



## 1 INTRODUCCIÓN

El rápido crecimiento poblacional y los procesos desorganizados de urbanización han generado, junto con el fenómeno de calentamiento global, un impacto en el ciclo hidrológico natural del agua. La reducción de espacios verdes y su conversión a superficies impermeables utilizando materiales con poca capacidad de infiltración y nula vegetación han aumentado la cantidad de escorrentía generada en los centros urbanos. Por esto, un inadecuado diseño y mantenimiento del sistema de drenaje urbano puede generar fenómenos de inundación con alta frecuencia de ocurrencia según el esquema de cada ciudad o urbe. El arrastre de los contaminantes presentes en superficies como vías ocasiona alta polución en los cuerpos de agua debido a la presencia de compuestos difíciles de predecir. De esta manera según las características del sistema, la carga contaminante proveniente de este varía generando cambios en el tratamiento. El aumento de los costos, así como la dificultad en el proceso, son consecuencias directas de este fenómeno que generan pérdidas para la ciudad y sus habitantes.

Es por lo anterior que se ha generado de forma creciente un interés en las medidas de mitigación por el fenómeno de urbanización. Se han desarrollado internacionalmente estructuras y medidas tanto estructurales como no estructurales con características especiales donde se fomentan procesos de infiltración y evapotranspiración, permitiendo así una reducción en la cantidad de escorrentía generada. En adición a estos servicios, se reducen las cargas contaminantes a partir de procesos como la sedimentación y se aumenta el tiempo de retención. En algunos países dichas estructuras han sido fijadas dentro de las normas de drenaje por lo que el interés en su estudio ha aumentado de forma importante.

Sin embargo, el tratamiento integral existente en los países que han implementado dichas medidas varía de acuerdo con las necesidades y condiciones características de cada uno. De esta forma mientras Australia cuenta con el Water Sensitive Urban Design (WSUD) donde abarca abastecimiento de agua para la población, agua lluvia y residual como un solo sistema, el Reino Unido implementa los Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS) enfocados únicamente en la reducción de escorrentía en superficies impermeables. Lo descrito se evidencia en distintos lugares donde los sistemas varían dificultando así el proceso investigativo y comparativo.

En el presente proyecto de grado se busca comprender las medidas existentes que permiten reducir el volumen de escorrentía generada a partir de diferentes eventos de precipitación. Para esto se tendrán en cuenta las características y limitaciones de cada estructura, además del efecto de las condiciones climáticas sobre su desempeño. Se iniciará con una presentación del panorama actual de las estructuras, su historia y generalidades para luego realizar una revisión bibliográfica con información proveniente de estudios realizados en diferentes países del mundo cuya pregunta de

---

investigación concuerda con el presente estudio. Para esto se tendrán en cuenta los resultados de cada una y se concluirá sobre los efectos reales de los sistemas de drenaje sostenibles en términos de reducción en la generación de escorrentía.

## 1.1 Objetivos

A continuación se describen los objetivos del presente proyecto de investigación.

### 1.1.1 Objetivo General

Determinar a partir de información práctica y teórica el efecto de los sistemas de drenaje urbano sostenible sobre la reducción en los volúmenes de escorrentía relacionado con la hidrología de la zona.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

- Determinar la eficiencia de las diferentes estructuras y trenes teniendo en cuenta las características propias de los casos de estudio y parámetros que garantizan el adecuado desempeño.
- Relacionar el desempeño de las estructuras SUDS con la hidrología de las zonas de implementación.
- Evaluar los beneficios obtenidos a partir de la implementación de SUDS.
- Generar un documento que permita contribuir como base académica a los procesos investigativos que puedan realizarse a partir de este.

---

## 2 MARCO TEÓRICO

### 2.1 Hidrología

El agua es un recurso invaluable que ejerce funciones como fundamento de la vida, regulador del clima y modelador del paisaje. Aproximadamente el 70 % de la superficie terrestre del planeta está cubierta por agua aunque solo el 2.5 % de esta es agua dulce. En adición a esto se conoce que el 70 % del agua dulce disponible es superficial mientras el remanente se encuentra en acuíferos como agua subterránea. La hidrología es la ciencia que estudia su ocurrencia, movimiento, almacenamiento, propiedades químicas y físicas, influencia sobre el medio ambiente y relación con los seres vivos en el planeta tierra. Por esto, se encarga de entender modelos físicos y estocásticos que permitan estimar la cantidad y calidad del agua en cada una de las etapas del ciclo hidrológico además de cuantificar los efectos antropológicos sobre los sistemas naturales (Wang, 2014).

El agua circula en el planeta a través de distintos procesos desde la precipitación hasta la evaporación hacia la atmósfera. El ciclo hidrológico representa estas etapas que involucran el movimiento permanente debido a la energía proporcionada por el sol y la gravedad terrestre. En la Figura 1 se presenta un esquema del ciclo hidrológico con sus principales procesos. La evaporación del agua en los océanos genera vapor de agua que es transportado por el viento hacia los continentes donde, bajo condiciones meteorológicas adecuadas, se condensa para formar nubes y dar origen a las precipitaciones. Parte de esta es evaporada durante su caída e interceptada por la vegetación. La porción de precipitación que llega al suelo se infiltra en el terreno hasta su máxima capacidad y el resto es transportado por la superficie en forma de escorrentía. La percolación permite recargar los acuíferos y bajo la influencia de la gravedad el agua subterránea se mueve hacia las zonas bajas para fluir hacia los océanos (Campos, 1998).

A continuación se describen de manera detallada los procesos más importantes del ciclo hidrológico.

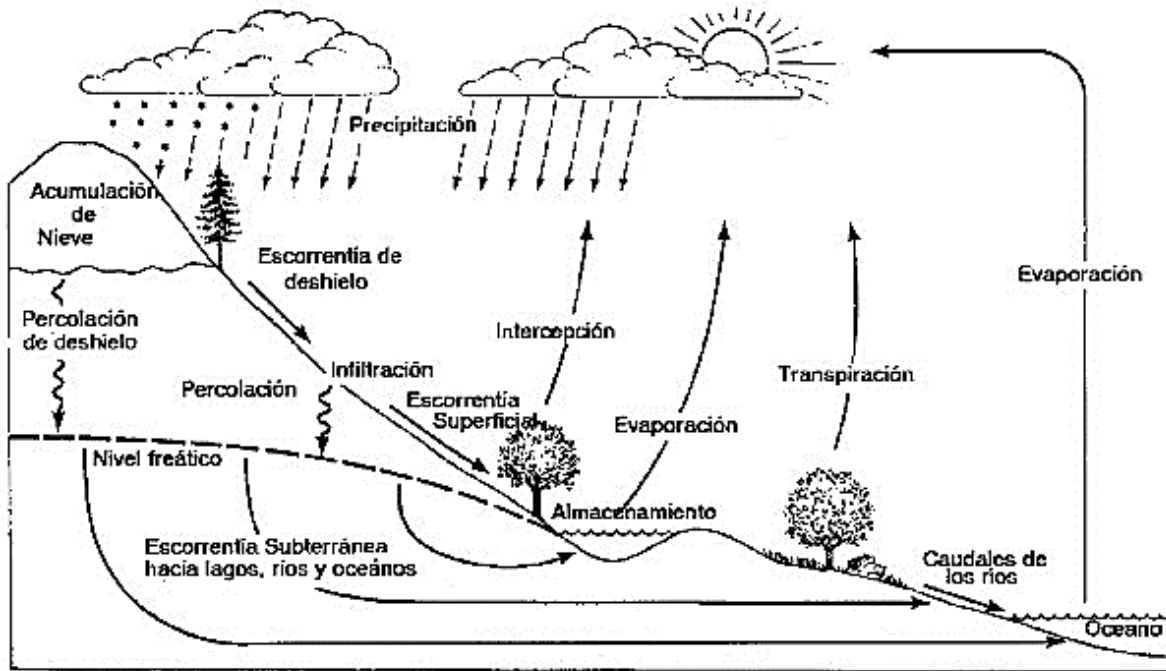


Figura 1. Esquema del ciclo hidrológico. Fuente: Andrade (s.f.).

### 2.1.1 Precipitación

Como resultado de la elevación de las masas de aire húmedo en la atmósfera ocurren los procesos de enfriamiento y condensación que resultan en la precipitación del vapor de agua en diferentes formas (Wang, 2014). Para su formación es necesaria la presencia de núcleos de condensación conformados por pequeñas partículas de varias sustancias como partículas de polvo con un tamaño aproximado entre 0.1 y 10  $\mu\text{m}$  de diámetro y aerosoles. Estos núcleos consisten, generalmente, en productos de combustión, óxidos de nitrógeno y partículas de sal (Segerer y Villodas, 2006).

Como afirma Segerer et al. (2006), debido a que las velocidades arriba, abajo y en el interior de las nubes son altas para sostener los elementos dentro de ellas, después de la nucleación las gotas o cristales deben crecer a través de un proceso de difusión hasta que tengan un tamaño que permita que su velocidad de caída sea mayor a la del medio. Además, su tamaño debe permitirles penetrar el aire no saturado en la base de la nube sin evaporarse. Algunos factores como la diferencia de tamaño entre las gotas, diferencia de temperatura entre regiones y la coexistencia de dos fases (gotas y cristales), permiten la formación de gotas en las nubes que posteriormente caerán como precipitación. El contenido de agua líquida en la nube define la cantidad de precipitación por lo que se considera que nubes con concentraciones mayores a 4  $\text{g}/\text{cm}^3$  son precipitables.

La precipitación puede clasificarse de varias formas según el tipo de partículas que llegan al suelo. La lluvia es aquella precipitación de gotas de agua en estado líquido cuyo diámetro es mayor o igual

a medio milímetro y su velocidad de caída es superior a dos metros por segundo. Su intensidad puede ser ligera, moderada o fuerte según la tasa de caída; se considera lluvia moderada a aquella con intensidad entre 2.5 y 7.5 mm/h, por debajo de 2.5 mm/h es ligera y superior a 7.5 mm/h es fuerte. De igual manera la llovizna es similar a la lluvia aunque el diámetro de las gotas de agua es menor. Otras de las formas de precipitación son la nieve formada por agrupaciones cristalinas, aguanieve con nieve en fusión, rocío, granizo y escarcha (Segerer y Villodas, 2006).

Así mismo la precipitación puede clasificarse según la causa del ascenso de la masa húmeda. En primer lugar está la precipitación ciclónica causada por el levantamiento del aire que converge en un área de baja presión o centro ciclónico. Esta puede ser no frontal si ocurre debido al ascenso por una zona de baja presión o frontal si está asociada con el levantamiento por un frente caliente cuando el aire avanza sobre una masa de aire más frío o de forma contraria. El segundo tipo es la precipitación convectiva, aquella debida a la inestabilidad de una masa de aire más caliente que las de su alrededor. Por último, la precipitación orográfica se origina a causa del ascenso forzado de una masa de aire fría por una barrera montañosa.

Este fenómeno tiene variaciones espaciales y temporales importantes. Por lo anterior, la medición de la precipitación promedio en un área específica es compleja y se realiza a partir de distintos métodos. En primer lugar la media aritmética permite calcular la lluvia media en una zona a partir de obtener el promedio de las mediciones obtenidas por estaciones en distintos puntos de la zona; esto se realiza para zonas con alta homogeneidad climática y física. Otra aproximación es el conocido método de Polígonos de Thiessen el cual consiste en trazar una red de triángulos entre la posición de cada estación de medición. A partir de mediatrices y su extensión se determina el área interior de cada polígono y se utiliza una ponderación de esta con la precipitación medida en cada zona. Por último se tiene el método de las curvas isoyetas en el que, a partir de un plano, se interpolan líneas de igual precipitación teniendo en cuenta la ubicación de cada estación. Sin embargo, es un método muy subjetivo y es necesario un alto conocimiento de las características de la zona. Las mediciones pueden ser realizadas mediante pluviógrafos, pluviómetros, radar, información satelital, entre otros, aunque algunos factores como la presencia de viento, inclinación de la lluvia y salpicamiento pueden afectarlas.

Algunas de las curvas empleadas para representar de manera gráfica la precipitación en una zona son la curva de masa, hietograma, curvas de intensidad y duración (ID) y curvas de intensidad, duración, frecuencia (IDF).

### 2.1.2 Infiltración

Este proceso hace referencia al paso de agua a través del terreno desde su superficie. Un suelo bajo determinadas condiciones es capaz de absorber cierta cantidad máxima de agua, a lo que se le conoce como capacidad de infiltración del suelo. Esta es limitada por factores como la entrada

superficial del suelo, almacenamiento disponible que depende a su vez de la porosidad, espesor y humedad existente, características del suelo como el tamaño del poro, tipo de suelo, vegetación y estructura y, por último, de las características del fluido incluyendo su viscosidad, temperatura, cantidad de sales y sólidos suspendidos. Los suelos arenosos tienen valores promedio de infiltración mayores a otros suelos. Mientras un suelo arenoso tiene una capacidad de infiltración aproximada de 50 mm/h, un suelo limo arenoso tiene 25 mm/h y un limo arcilloso tan solo 12 mm/h.

Los ensayos de filtración pueden realizarse a partir de métodos directos o indirectos. Los primeros incluyen lisímetros, simuladores de lluvia, anillos infiltrómetros o métodos indirectos donde se determina a partir de balances con la información de los demás procesos que ocurren en una cuenca específica (“Infiltración,” s.f.).

Existen diversas aproximaciones matemáticas para estimar la tasa de infiltración. La primera fue desarrollada por Horton en 1939 donde, a partir de experimentos, determinó la relación empírica que se presenta en la Ecuación 1. En esta ecuación la variable  $I_b$  representa la tasa mínima de infiltración,  $I_i$  la tasa de infiltración en el tiempo cero,  $t$  es el tiempo transcurrido desde la saturación del suelo hasta el periodo de estudio y  $k$  la constante de decaimiento. Se presenta también la ecuación de volúmenes infiltrados acumulados en el tiempo transcurrido a partir de la integración de la primera ecuación. De acuerdo con este autor la curva que representa la capacidad de infiltración se comporta como se presenta en la Figura 2 únicamente para eventos en los que la intensidad de lluvia es mayor a la capacidad de infiltración del suelo. La variable  $\phi$  hace referencia al índice de infiltración a partir del cual todo excedente se transforma en escorrentía.

#### Ecuación 1. Ecuación de Horton

$$I_t = I_b + (I_i - I_b) * e^{-kt}$$

#### Ecuación 2. Volumen infiltrado acumulado de Horton

$$V_f = \frac{I_i - I_b}{k} (1 - e^{-kt}) + I_b t$$

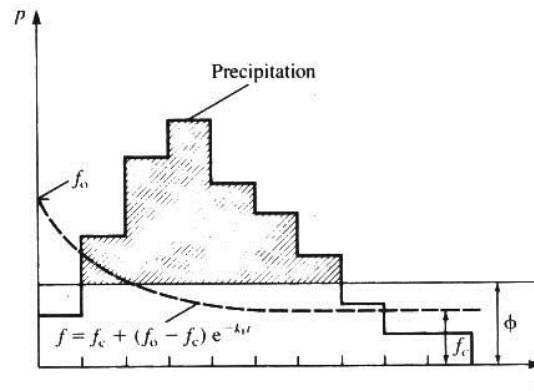


Figura 2. Capacidad de infiltración de Horton. Fuente: "Hydrology II" (s.f.).

La ecuación desarrollada por Philip en 1957 planteó una ecuación distinta para la tasa de infiltración. Esta se presenta en la Ecuación 3 donde la variable  $t$  representa el tiempo transcurrido desde el inicio de la infiltración,  $S$  es la absorción del suelo y  $A$  depende del tipo de suelo. En la Ecuación 4 se presenta la aproximación obtenida para determinar el volumen infiltrado acumulado. Debido a problemas relacionados con el método, esta serie predice tasas de infiltración muy altas para tiempos largos cuando se espera un decaimiento por la saturación. Por lo anterior  $A$  se convierte en la tasa residual de infiltración equivalente al  $I_b$  formulado por Horton ("Capítulo 3 : Infiltración" s.f.).

**Ecuación 3. Ecuación de Philip**

$$I = \frac{1}{2} S t^{-1/2} + A$$

**Ecuación 4. Volumen infiltrado acumulado de Philip**

$$V_f = S t^{1/2} + A t$$

Por último, Green y Ampt desarrollaron en 1911 una aproximación derivada de la ecuación de Darcy que se muestra en la Ecuación 5. Se considera que el suelo está totalmente saturado en todas sus capas y la tensión capilar es constante. Se idealiza como un pistón de agua que llena los poros de un suelo que a su vez está siendo succionado a presión constante donde el potencial capilar  $\phi$  alcanza el valor  $\phi_f$  y el potencial gravitacional varía hasta  $L$ . Estas modificaciones realizadas a la ecuación de Darcy dan como resultado la ecuación de Green y Ampt que se presenta en la Ecuación 6 y la ecuación de volumen infiltrado acumulado  $F$  que se presenta en la Ecuación 7. En la última, la variable  $\theta_i$  corresponde al contenido de humedad inicial del suelo y  $\theta'$  al contenido de humedad máximo determinado a partir de la Ecuación 8, donde  $\theta_{sat}$  corresponde al volumen de vacíos por unidad de volumen de suelo y  $\theta_{aire}$  al aire por unidad de volumen de suelo.

**Ecuación 5. Ecuación de Darcy**

$$-f = -K \frac{\delta H}{\delta z}$$

**Ecuación 6. Ecuación de Green y Ampt**

$$f = K' \frac{\phi_f + L}{L}$$

**Ecuación 7. Volumen infiltrado acumulado de Green y Ampt**

$$F = L(\theta' - \theta_i)$$

**Ecuación 8. Contenido de humedad máximo**

$$\theta' = \theta_{sat} - \theta_{aire}$$

### 2.1.3 Intercepción

Existe una parte del total de la precipitación que es retenida por la vegetación y devuelta a la atmósfera por evaporación. Cuando la cantidad de precipitación depositada sobre la superficie foliar de las plantas es mayor a su capacidad máxima de retención de agua, esta cae al suelo utilizando el tronco de los árboles como medio en un proceso conocido como "escurrimiento fustal". La cantidad de agua interceptada que no alcanza la superficie del suelo depende de la especie, características de la precipitación y condiciones meteorológicas (Huber y Oyarzún, 1980). Algunas estructuras como edificios también interceptan parte de la precipitación.

De acuerdo con Wang (2014) los métodos empleados para estimar la intercepción son, en su mayoría, empíricos y se pueden expresar como fracción de la cantidad de precipitación. En adición, la capacidad de almacenamiento de intercepción puede variar entre 0.3 y 1.3 milímetros. Las características de la precipitación son importantes debido a que eventos continuos no permiten el periodo requerido para que se lleve a cabo el proceso de evaporación por lo que la intercepción disminuye. De igual forma en el estudio realizado por Huber y Oyarzún (1983) se obtuvo que para eventos de precipitación con profundidad mayor a 40 milímetros la intercepción es inferior al 10 % mientras que para eventos con aportes menores a 20 milímetros de precipitación esta tasa aumenta. Sin embargo, este estudio fue realizado para un bosque adulto de *Pinus radiata* con condiciones específicas por lo que bajo diferentes coberturas y condiciones climáticas estos valores varían.

### 2.1.4 Evaporación, Transpiración y Evapotranspiración

La evaporación hace referencia al proceso por el que el agua cambia de estado líquido a gaseoso y retorna a la atmósfera en forma de vapor. Este fenómeno es más fuerte cuando hay mayor cantidad de agua con posibilidad de evaporarse y mucho más débil cuando la agitación de las moléculas es



baja. Considerando la evaporación desde una superficie de agua, este proceso comienza con la llegada de las moléculas del agua a la superficie del líquido donde su temperatura aumenta y por tanto su velocidad, hasta que algunas logran atravesar la interface líquido-gas convirtiéndose en vapor tras liberarse de la atracción de las moléculas adyacentes. Así, la capa de aire ubicada encima de la superficie se satura de humedad (“Unidad 3: Evaporación y Evapotranspiración,” s.f.). Algunos de los métodos para estimar la tasa de evaporación de superficies de agua son el método del balance hídrico, método basado en el balance de energía, cálculo de la radiación neta, método aerodinámico, coeficientes de Pan y método combinado aerodinámico y de balance de energía.

Por otro lado la transpiración es la forma de evaporación de las plantas por la que el agua cambia de estado gracias a su metabolismo y es liberado a la atmósfera por la superficie de sus hojas. Los principales factores que afectan este fenómeno son el tipo de planta y estado de crecimiento, tipo de suelo, cantidad de agua disponible y factores meteorológicos como radiación, viento y temperatura (Wang, 2014).

Los procesos ya mencionados son difíciles de cuantificar por lo que se introdujo el concepto de evapotranspiración que combina los fenómenos de evaporación desde el suelo y la transpiración de la vegetación. La evapotranspiración potencial es la máxima tasa bajo condiciones de disponibilidad de agua continua y saturación del suelo mientras que la evapotranspiración real depende de la cantidad real de agua disponible en el suelo. Por esto, la evapotranspiración real puede ser igual o menor a la estimación potencial.

Debido a que no es posible estimar el proceso de evapotranspiración en una cuenca de manera directa, para periodos largos se utiliza el método de balance hídrico y para corto plazo relaciones empíricas (“Unidad 3: Evaporación y Evapotranspiración,” s.f.). La primera de estas aproximaciones es la fórmula de Thornthwaite la cual determina la evapotranspiración en función de la temperatura del aire. Esta se muestra en la Ecuación 9 donde la variable  $t$  representa la temperatura media mensual,  $I$  es el índice calórico que depende de la zona y debe ser calculado a partir de la suma de índices mensuales como se muestra en la Ecuación 10 y la variable  $a$  es un exponente empírico función de  $I$  que se calcula con la Ecuación 11. Sin embargo, este resultado se debe corregir teniendo en cuenta la duración real del mes y el número máximo de horas de sol según la latitud. Por esto se calcula el coeficiente de ajuste  $k_m$  en la Ecuación 12 utilizando también la Ecuación 13 y Ecuación 14, para obtener así el producto entre el coeficiente de ajuste y la tasa de evapotranspiración que será el valor real.

#### Ecuación 9. Método de Thornthwaite

$$ETP = 16 \left( \frac{10T}{I} \right)^a$$

**Ecuación 10. Cálculo del índice calórico**

$$I = \sum_{i=1}^{12} i, \quad i = \left(\frac{T}{5}\right)^{1.514}$$

**Ecuación 11. Cálculo del exponente empírico de Thornthwaite**

$$a = 6.75 \cdot 10^{-7} \cdot I^3 - 7.71 \cdot 10^{-5} \cdot I^2 + 1.79 \cdot 10^{-2} \cdot I$$

**Ecuación 12. Cálculo del coeficiente de ajuste  $k_m$** 

$$k_m = \left(\frac{N}{12}\right) \left(\frac{m}{30}\right)$$

**Ecuación 13. Cálculo de la variable N para el ajuste**

$$N = 2 \arccos(-\operatorname{tg}\phi \operatorname{tg}\delta)$$

**Ecuación 14. Cálculo de la variable  $\delta$  para el ajuste**

$$\delta = 0.4093 \operatorname{sen} \left( \frac{2\pi}{365} J - 1.405 \right)$$

Otras de las aproximaciones empíricas desarrolladas para estimar la evapotranspiración de una cuenca son la fórmula de Hargreaves y la fórmula de Tur. El método de balance hídrico se basa en la conservación de la masa aplicado a una parte del ciclo hidrológico y permite, a partir de los otros procesos que se llevan a cabo en este, estimar una tasa para un periodo de tiempo determinado.

La tensión de la humedad del suelo puede entenderse como la fuerza con la que el terreno retiene el agua contenida en el mismo. En la Figura 3 se esquematiza la relación entre esta tensión y el contenido de humedad para un suelo donde se aprecian tres zonas importantes: el punto de marchitamiento permanente, la capacidad de campo y la cantidad de agua disponible. El primero es aquel nivel de humedad por debajo del cual las plantas no pueden extraer agua del suelo. De igual manera, la capacidad de campo es el nivel de humedad máximo que puede retener el suelo y a partir del cual el agua excedente se percolará hasta recargar acuíferos. La diferencia entre los niveles mencionados hace referencia a la cantidad real de agua disponible en el suelo para la planta.

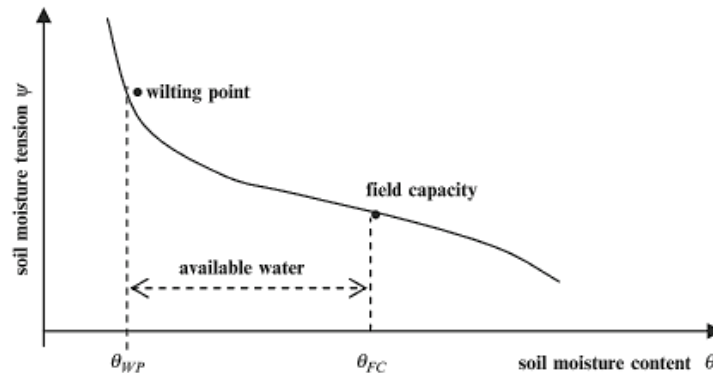


Figura 3. Tensión del agua en el suelo. Fuente: Wang (2014).

### 2.1.5 Escorrentía

Este término hace referencia al flujo de agua en la superficie del suelo que no pasó por los demás procesos de interceptación, evaporación e infiltración ni tampoco quedó almacenado en depresiones. Este flujo también puede ser subsuperficial debido a que una fracción de la precipitación tras ser infiltrada no se mueve a través del suelo sino que lo hace de manera horizontal por el mismo. La escorrentía producida en una cuenca depende de características de la lluvia como cantidad, duración e intensidad, características geomorfológicas de la cuenca, cobertura vegetal, tipo de suelo y uso de la tierra.

Con el fin de predecir la generación de escorrentía en una cuenca se han desarrollado varios modelos que pueden basarse en eventos discretos o modelos continuos. Entre los modelos basados en eventos se tiene el Método Racional y el Método del Número de Curva. El primero utiliza coeficientes de escorrentía que son ajustados para diferentes tipos de uso del suelo y cobertura vegetal con valores entre 0 y 100 siendo el primero el más permeable. Este coeficiente es multiplicado por la intensidad del evento de precipitación y el área de la cuenca. El segundo método fue desarrollado por el Soil Conservation Service (SCS) de los Estados Unidos. Ampliamente utilizado por su simplicidad y disponibilidad de información, se basa en un parámetro conocido como el número de curva que depende de las características, cobertura y condiciones de humedad antecedentes del suelo. El SCS cuenta con un sistema de clasificación de suelo establecido al que se le asignan intervalos de tasas de infiltración y un número de curva con valores entre 0 y 100 siendo el primero un suelo completamente impermeable donde el total de la precipitación se convierte en escorrentía. Para esta aproximación es necesario conocer la profundidad de precipitación que se compara con la abstracción inicial  $I_a$  la cual se calcula con la Ecuación 15 y la Ecuación 16. Por último se determina el volumen de escorrentía empleando la Ecuación 17 según la condición presentada.

#### Ecuación 15. Cálculo de la abstracción inicial

$$I_a = 0.2 * S$$

**Ecuación 16. Cálculo de la máxima abstracción potencial**

$$S = \frac{2.540}{CN} - 25.4$$

**Ecuación 17. Estimación del volumen de escorrentía**

$$R(t) \begin{cases} R(t) = \frac{(P(t) - 0.2S)^2}{P + 0.8S}, & \text{si } P(t) \geq I_a \\ R(t) = 0, & \text{si } P(t) < I_a \end{cases}$$

## 2.2 Urbanización y cambio climático

Según las Naciones Unidas (2014), mientras la población rural alrededor del mundo crece de forma pausada y se espera tenga un decrecimiento para el año 2050, la población urbana aumenta rápidamente desde 1950. Así, las proyecciones sugieren un aumento de 2.5 billones de personas en centros urbanos para el año 2050 con un 90 % de habitantes concentrados en Asia y África. Este crecimiento poblacional en áreas urbanas ocurre en mayor medida en países en vía de desarrollo y no en países desarrollados. Esto se debe principalmente al proceso migratorio campo - ciudad y, en el caso de Colombia, al conflicto armado y desplazamiento forzado (Huong y Pathirana, 2011). Sin embargo, son aquellas ciudades intermedias las que presentan las mayores tasas de crecimiento y serán habitadas por la mayoría de la población durante los siguientes años.

La urbanización es distinta para cada país puesto que es un proceso complejo y dinámico que se desenvuelve en múltiples escalas de espacio y tiempo (Seto, Parnell y Elmqvist, 2013) . Las regiones con mayor crecimiento están ubicadas en Asia y África. China es un claro ejemplo de esta rápida expansión urbana. Algunas de sus ciudades multiplicaron su territorio en un factor cercano a 20 entre los años 1973 y 2008 lo cual generó un aumento en la demanda y, por tanto, producción de energía en el país. Este proceso de urbanización facilita el uso de vehículos; en este país el número de automotores ha aumentado en una tasa anual del 12 % y 9 % en India. Algunos estimativos sugieren que para el año 2040 se agregarán 800 millones de automóviles al valor actual, únicamente debido a estos dos países (Heath et al., 2014).

La tasa de expansión de áreas urbanas es mayor que el crecimiento de la población lo que sugiere un proceso constante e imparable. Así, la urbanización ha alcanzado zonas protegidas alrededor del mundo. Según Seto et al. (2013), cerca de 32000 km<sup>2</sup> de áreas protegidas fueron reemplazadas alrededor del año 2000 y para el 2030 la expansión urbana consumirá un 1.8 % adicional de las zonas con puntos clave de biodiversidad.

Al igual que la urbanización, el cambio climático puede afectar los sistemas de drenaje por variaciones en la temperatura y eventos de precipitación. Debido a este fenómeno, el ciclo del agua es alterado y genera alta incertidumbre respecto al clima, incluyendo así eventos de precipitación extremos. Estos pueden superar la capacidad del sistema ocasionando desbordamiento. Por el contrario, variaciones de precipitación entre climas húmedos y secos generan deterioro hidráulico en los sistemas debido a procesos de sedimentación (Yazdanfar y Sharma, 2015).

La combinación de estos factores puede aumentar la probabilidad de inundaciones, la carga contaminante, fracturas, deterioro estructural y desbordamiento en el sistema (Yazdanfar & Sharma, 2015).

### 2.2.1 Impactos de la urbanización

La urbanización y el aumento en el consumo de energía generan en los centros urbanos características distintas a sus zonas aledañas. Mayor nubosidad, precipitación y temperatura además de menor radiación son algunas de estas condiciones (Heath et al., 2014).

El efecto sobre el microclima conocido como “Isla de calor” es uno de los fenómenos más importantes del siglo 21 y describe el aumento de temperatura en zonas urbanas. De acuerdo con Heath et al. (2014) dicho aumento puede variar entre 3 y 4 °C con respecto a zonas cercanas hasta 11 °C. Es causado por fuentes antropogénicas de calor como lo son los vehículos, centrales eléctricas, entre otras y el almacenamiento de este debido a la construcción, disminución del factor de visión celeste y la vegetación. Todas estas fuentes creadas por el hombre calientan de manera instantánea y directa el ambiente mientras que sólo parte de la radiación solar lo hace, el resto es absorbido y almacenado por estructuras que lo liberan posteriormente. Algunos de sus efectos adversos incluyen el deterioro del medio ambiente, aumento en el consumo de energía e incluso aumento en la tasa de mortalidad. Este proceso es el resultado de la interacción compleja de muchas variables controlables relacionadas con actividades humanas de diseño y planeación e incontrolables asociadas con procesos del ambiente. Las estrategias de mitigación hasta ahora propuestas radican en reducir las emisiones de calor, mejor diseño de techos (techos verdes) y otras como humidificación y paneles fotovoltaicos (Rizwan, Dennis y Liu, 2008).

Según Kaufmann et al. (2007) el proceso de urbanización puede reducir la precipitación debido al cambio en las propiedades de la superficie como la rugosidad, flujo de energía y albedo. Lo anterior reduce la cantidad de agua disponible para evaporación y debido a la remoción de vegetación, disminuye la velocidad de transferencia de agua desde el suelo a la atmósfera por evapotranspiración. Así, el aumento de construcciones disminuye la fracción de radiación neta utilizada para procesos de evaporación. Sin embargo, este efecto conocido como “Efecto de precipitación urbana” ha registrado tanto aumentos como decrecimiento en la precipitación debido

a la urbanización por lo que no es posible definir de manera exacta el comportamiento (Seto et al., 2013).

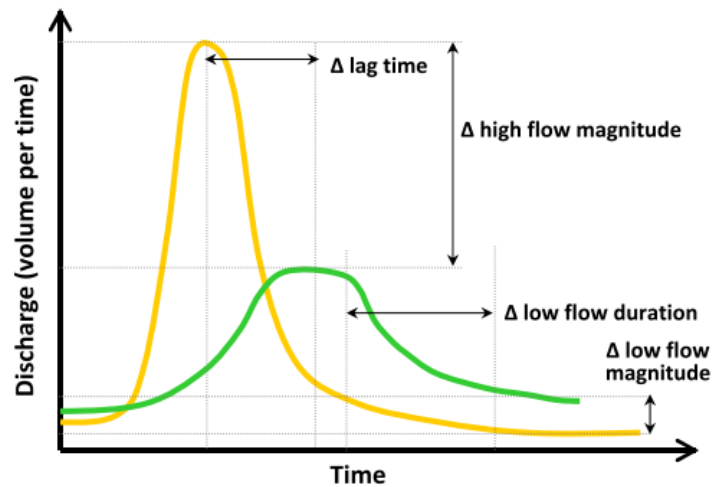
En adición a esto la contaminación del aire es otro de los efectos ocasionados por el consumo de combustible, producción de energía y cambios en el uso del suelo. Esta problemática tiene impactos en la salud, infraestructura, clima y ecosistema. Los vehículos generan monóxido de carbono, hidrocarburos, óxidos de nitrógeno, plomo, entre otras sustancias tóxicas que al reaccionar en la atmósfera podrían formar contaminantes secundarios como el ozono (Heath et al., 2014). Sus efectos incluyen impactos climáticos debido a la presencia de material particulado que puede absorber la radiación solar.

El término que hace referencia a los efectos de la urbanización sobre los cuerpos de agua es el “Síndrome de cuerpos de agua urbanos”. Estos ecosistemas son afectados por múltiples fuentes y resultan en diversos agentes estresantes entre los cuales está la temperatura, hidrología, fuentes de energía, hábitat y calidad del agua. Entre los síntomas descritos por la United States Environmental Protection Agency (s.f.) se encuentra el aumento en la temperatura, nutrientes, tóxicos y variación en los sedimentos suspendidos, incremento de temperatura, disminución en la retención de materia orgánica, cambios en la biomasa algal, entre otros. Algunas de las características de la urbanización que ocasionan este síndrome son el tipo de desarrollo, densidad y la infraestructura (edad y distribución).

### 2.2.1.1 Impactos hidrológicos

La urbanización genera una alteración en los regímenes hidrológicos naturales de los ecosistemas acuáticos. Como ya se mencionó, el aumento en la superficie impermeable y la reducción en la cobertura vegetal resultan en una disminución en la evapotranspiración y capacidad de infiltración, por lo que se genera un incremento en el volumen de escorrentía generado, así como en su velocidad. Por esto se generan flujos al pico de mayor magnitud y menor duración con más frecuencia. El crecimiento de la población también se caracteriza por una mayor producción de aguas residuales generando cambios en la calidad del agua y mayor carga contaminante para las plantas de tratamiento.

Lo anterior se comprueba en la Figura 4 donde se aprecia el hidrograma hipotético para un cuerpo de agua urbano y rural. El hidrograma es una gráfica que relaciona la variación del caudal en un periodo de tiempo. Así, se aprecia en la figura que el flujo al pico del cuerpo urbano es mayor que para el rural. El tiempo al pico es menor para el cuerpo urbano debido a que la escorrentía es transportada por los sistemas de drenaje y no atraviesa los procesos típicos del ciclo hidrológico. De igual manera se reduce la magnitud del flujo base por la disminución de la infiltración y extracción para abastecimiento. Sin embargo, también pueden ocurrir incrementos en este flujo debido a factores como menor evapotranspiración, fugas del sistema de drenaje y red de agua potable, irrigación de césped, entre otros, que pueden aumentar el nivel de la tabla de agua.



**Figura 4. Hidrograma hipotético para cuerpos de agua urbanos (amarillo) y rurales (verde). Fuente: United States Environmental Protection Agency, (s.f.).**

La morfología del canal del cuerpo de agua varía aumentando su ancho y erosión vertical, ocasiona menor estabilidad de banco además de cambios en parámetros de la hidráulica como velocidad y tensión cortante. De igual manera se aumenta la temperatura en los cuerpos de agua debido a la transferencia de calor de las superficies impermeables, aumento en la liberación de contaminantes y se altera el balance entre el suministro de sedimentos y su transporte ocasionando un incremento en la carga de sedimentos y erosión del canal (United States Environmental Protection Agency, s.f.).

Los cambios realizados por el hombre sobre la naturaleza para la construcción y su posterior utilización con distintos fines pueden ser caracterizados a partir del uso del suelo. Estas alteraciones causadas por la urbanización o rehabilitación generan cambios en la cantidad y calidad de escorrentía generada. Existen distintos tipos de superficies impermeables que difieren en cuanto a la cantidad y tipo de suelo de cobertura. Las zonas residenciales, comerciales, industriales, recreacionales, vías, entre otras, son algunas de las categorías existentes para clasificar dichos usos. Sin embargo, cada una de estas se caracteriza por desarrollar diferentes actividades y su contribución a la contaminación del agua depende del área, potencial de lavado de contaminantes y características de los eventos de lluvia (Pitt, 2000). En adición, algunos de estos contaminantes pueden ser removidos por procesos de limpieza, viento, entre otros. Como ejemplo se tiene el barrido de las calles que puede ocasionar una variación de la carga contaminante presente en la escorrentía que llega al sistema de drenaje.

Las áreas impermeables se pueden cuantificar de dos manera distintas: área total impermeable y área impermeable efectiva. Mientras la primera es una aproximación general, la segunda tiene en cuenta únicamente aquella fracción de área impermeable directamente conectada a cuerpos de agua o en su defecto a sistemas de drenaje. Esta última es un mejor indicador de la alteración al

ecosistema. Cada tipo de superficie tiene un tiempo de generación de escorrentía distinto, esto radica en la capacidad de infiltración del suelo puesto que ocurre al superar este nivel. Para eventos pequeños, mediante procesos de infiltración y evapotranspiración las zonas permeables no generan escorrentía. Por el contrario, debido a la utilización de materiales con poca capacidad, las superficies impermeables son, generalmente, las mayores aportantes de escorrentía para estas lluvias. Sin embargo, estos procesos dependen de las características del evento y la superficie.

De acuerdo con varios estudios, muchos de los contaminantes presentes en el agua lluvia son generados por actividades humanas y la mayoría están relacionados con los vehículos automotores (Pitt, 2000). El desgaste de estos y derrame de fluidos como gasolina y aceite alteran el polvo y la suciedad de las vías. Sin embargo, la erradicación del plomo en la gasolina permitió una disminución en el efecto de la contaminación. Otras fuentes como el diseño urbano afectan la calidad de la escorrentía debido al uso de fertilizantes y pesticidas que pueden generar materiales tóxicos en importantes cantidades. El desgaste y erosión natural de las rocas son las principales fuentes de hierro, el que en su forma disuelta puede generar impactos graves en los cuerpos receptores.

De acuerdo con la National Academies Press y el National Research Council (2009) se presenta a continuación una breve descripción de las más importantes coberturas urbanas de acuerdo con su importancia en la contaminación de agua lluvia.

**a. Techos**

Pueden ser planos o inclinados contruidos a partir de diversos materiales. El primero de estos permite el almacenamiento de una cantidad de agua lluvia mayor que el segundo tipo. Según sus materiales pueden constituir una fuente importante de contaminación de metales como cadmio, cobre y zinc para el agua (Pitt, 2000).

**b. Parqueaderos**

Superficies cubiertas con asfalto o concreto e incluso aquellas compactadas sin pavimentar para permitir el tráfico de automóviles son fuentes de contaminación que afectan la calidad del agua lluvia. Cargas ocasionadas por las emisiones de vehículos en movimiento, revestimientos, desgaste de neumáticos y tratamientos de mantenimiento están relacionadas con contaminantes como hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) que tienen efectos adversos sobre algunos invertebrados y mamíferos además de generar subproductos al ser clorados. De acuerdo con la United States Environmental Protection Agency (s.f.), a partir de un estudio se encontró que las concentraciones de PAH en la escorrentía fue 65 veces mayor para aquellos parqueaderos con revestimiento de alquitrán que para aquellos sin sellar.



### c. Calles

Generalmente pavimentadas, son fuente de contaminación difusa debido no solo a las cargas aportadas por los vehículos en movimiento sino también por el tipo y cantidad de vegetación en los costados. Al estar directamente conectadas al sistema de drenaje garantizan el transporte efectivo de contaminantes sin tener pérdidas debido al recorrido de cortos trayectos. Las cargas contaminantes son el resultado de aquellas sustancias presentes de manera permanente debido a la estructura de la calle además de otras generadas por procesos de deposición. Existe poca remoción debida a factores naturales como el viento y otros humanos como la turbulencia ocasionada por el tráfico y el barrido de calles.

### d. Áreas de almacenamiento

Son comunes en áreas industriales y comerciales y los usos pueden afectar la calidad del agua. Pueden ser áreas de parqueo sobre suelo no pavimentado o espacios para almacenamiento de maquinaria sobre concreto. Sin importar el tipo de área, son zonas que no permiten la infiltración al suelo y la escorrentía generada puede tener importantes cargas contaminantes.

A partir del incremento del área impermeable en zonas urbanas, estas interceptan la lluvia alterando la hidrología de manera que se genera un aumento en la descarga. Según el porcentaje de área urbanizada, los aumentos en el flujo al pico pueden superar por cinco veces el comportamiento en condiciones naturales (Booth, 1991).

Los métodos existentes para determinar cambios en el uso y cobertura del suelo son fotografías aéreas y mediciones en campo. Debido al desarrollo tecnológico las primeras son una excelente herramienta que permite, a partir de imágenes con alta resolución, un análisis bastante completo. Sin embargo, el costo de adquisición y requerimiento computacional son dificultades existentes para su uso. Por esto es recomendable complementar este método con visitas en campo que permitan obtener aquellos datos faltantes o difíciles de adquirir por imágenes satelitales. Esta información es importante para el desarrollo de los centros urbanos y sus sistemas de drenaje donde el análisis es vital para evitar eventos de inundación.

## 2.2.2 Impactos del cambio climático

La temperatura global ha aumentado aproximadamente 0.74 °C durante el siglo pasado y se proyecta que suba 0.2 grados adicionales para las siguientes décadas (Heath et al., 2014). Esto va seguido por elevación del nivel del mar, cambios en niveles de precipitación, aumento en la variabilidad del clima y en la ocurrencia de eventos extremos.

En primer lugar, el aumento en la temperatura trabaja de forma conjunta con el fenómeno de “Isla de calor”. Por esto se generan olas de calor en zonas urbanas donde situaciones extremas pueden estar asociadas con enfermedades y muertes en la población según algunas características como edad, que definen la capacidad del individuo a combatir el estrés térmico. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS) desde 1970 las enfermedades inducidas por el clima han causado cerca de 150.000 muertes por año y se proyecta que este número se duplique para el 2030 (Heath et al., 2014). Otras consecuencias como insuficiencia de agua y aumento en la demanda de energía están relacionadas con este proceso.

La elevación del nivel del mar ha aumentado a una tasa de 1.8 milímetros por año entre 1961 y 2003. Esto se asocia directamente con el aumento en las temperaturas que generan la expansión del océano y constituye un factor de riesgo para la población que vive en zonas costeras. Otros factores como inundación, erosión costera, intrusión de agua salada, pérdida de humedales y aumento en la tabla de agua son consecuencia de este fenómeno (Heath et al., 2014).

Heath et al. (2014) afirman que como resultado del cambio climático la precipitación media aumentará en ciertas áreas y disminuirá en otras además de sufrir cambios en la distribución estacional y un incremento general en la variabilidad espacial. Una acentuación en la precipitación puede generar efectos adversos sobre la calidad del agua superficial y subterránea, interrupción de actividades diarias, pérdida de bienes materiales, aumento en el desprendimiento de tierras, riesgo de enfermedades infecciosas y pérdida de vidas humanas. De igual manera el estrés hídrico aumentará en muchas zonas perjudicando a millones de personas que habitan allí.

Los efectos mencionados tendrán impactos negativos sobre muchos servicios, entre ellos el transporte, abastecimiento de agua y saneamiento, sistema de alimentación, producción, transmisión y distribución de energía e industria. Con respecto al primer servicio se conoce que las precipitaciones fuertes pueden causar daños importantes en la infraestructura causando interrupciones en las rutas. Este problema puede ser prolongado y causar problemas importantes debido a la falta de alimentos y objetos importados de otras zonas. De igual manera temperaturas altas conllevan a la degradación de la calidad del agua debido al incremento en la actividad química y biológica, aumento en la evaporación y en la demanda de agua de la población. Lo anterior implica nuevos requerimientos en la infraestructura de abastecimiento y tratamiento de agua en las ciudades debido al cambio climático. En adición a lo anterior, aumentos en eventos de precipitación pueden ocasionar desbordamiento de los alcantarillados ocasionando altas cargas de nutrientes en los cuerpos receptores y problemas de salubridad y patógenos. Otros cambios asociados con variaciones en las condiciones del suelo, presencia de plagas, metabolismo de las plantas y abundancia de agua para irrigación afectan directamente el sistema de alimentación mientras que políticas implementadas por el gobierno y el comportamiento del consumidor relacionado con el cambio climático generan impactos sobre la industria.

### 2.2.3 Impactos de la urbanización y el cambio climático

Los efectos adversos de cada proceso descrito previamente pueden ocasionar impactos conjuntos importantes que afectan a la sociedad. Entre ellos se encuentran los eventos de inundación que pueden ser más frecuentes debido al aumento en la proporción de superficies impermeables, disminución de la infiltración y el incremento en la ocurrencia de eventos de precipitación extremos. La vulnerabilidad de los individuos no está solo determinada por la exposición a riesgos físicos y los daños asociados con estos sino a su vez con la capacidad de las comunidades para adaptarse a cambios, arreglar los daños, afrontar y tomar ventaja de las oportunidades (Heath et al., 2014). Como afirman Hammond, Chen, Djordjević, Butler y Mark (2015), la resiliencia es un atributo muy deseable para las ciudades. A través de la prevención mediante la implementación de medidas estructurales específicas se busca reducir el daño causado por eventos fuertes de precipitación y disminuir su tiempo de respuesta ante situaciones de emergencia de manera efectiva. Las inundaciones pueden ser de tipo pluvial, fluvial, costera o subterránea y generan efectos adversos no solo sobre las personas sino el ambiente y los animales. Los autores clasifican los costos de las inundaciones en centros urbanos en 4 variables según criterios obtenidos a partir de la literatura y describen sus métodos de cuantificación. En primer lugar se describe el daño tangible directo que corresponde a pérdidas en la propiedad residencial y en otros sectores debido al contacto con el agua. El daño tangible indirecto e interrupción comercial es mucho más complejo y difícil de cuantificar por lo que se asocia con modelos econométricos, entre otros. Este tipo de daños presenta alta correlación con parámetros como profundidad y velocidad del agua, duración de la emergencia y tamaño de la empresa. El siguiente tipo de daño se enfoca en la infraestructura e incluye telecomunicaciones, agua, servicios de transporte, entre otros. Por último, los impactos intangibles incluyen los daños a la salud, físicos y mentales que van desde lesiones y desórdenes de estrés post-traumáticos hasta la muerte. En adición se conoce que eventos de inundación están ligados de manera compleja a vectores emergentes que pueden afectar a la población y causar epidemias masivas debido al colapso de los servicios de salud. Cada uno de estos costos es altamente complejo y requiere información histórica generalmente no disponible, además de técnicas aproximadas como asignación de costos a la vida humana.

Uno de los ejemplos representativos sobre los impactos de los procesos de urbanización y cambio climático sobre el ambiente y la ciudad es Pekín. Esta ciudad es la capital de la República Popular de China y es la segunda más poblada del país después de Shanghái. De acuerdo con Sun, Yang, y Huang (2014) alcanzó 20.2 millones de habitantes para el año 2011 con un crecimiento anual cercano al 4% y el área urbana aumentó de 780 km<sup>2</sup> en el año 1986 a 1164 km<sup>2</sup> en el año 2001. Este rápido crecimiento poblacional y expansión urbana ha traído consigo problemas relacionados con el abastecimiento de agua para la población. En primer lugar es importante resaltar que la principal fuente de abastecimiento de la ciudad es el agua subterránea proveniente de los acuíferos que abastece el 75% del agua requerida. Lo anterior se debe a que no hay ríos cercanos con magnitud suficiente para proporcionar el recurso, por lo que Pekín es catalogada como una ciudad con poca

agua y ha sufrido escasez desde la década de 1990. En adición a esto, el aumento en la temperatura promedio anual de la ciudad es mayor que el aumento general del país y las precipitaciones muestran una tendencia decreciente (Sun et al., 2014). Se afirma también que la calidad de los ríos ha disminuido puesto que el 48.9% de su longitud total no alcanza los requerimientos ambientales exigidos. Esto se evidencia en los procesos de eutrofización debido al exceso de nutrientes, el secado de otros cuerpos de agua y la reducción de humedales (Sun et al., 2014).

## 2.3 Sistema de drenaje urbano

De acuerdo con Butler y Davies (2005), debido a la interacción entre la actividad del hombre y el ciclo natural del agua es necesario manejar de manera adecuada el agua residual y agua lluvia. La primera hace referencia al agua recolectada tras ser usada como soporte vital, mejora de la calidad de vida o para procesos industriales. Los sistemas de drenaje permiten la recolección y transporte por una red de tuberías. Los sistemas separados recogen únicamente agua lluvia mientras que los combinados se encargan también del agua residual de los hogares e industrias y la transportan a las plantas de tratamiento.

### 2.3.1 Historia

Estas estructuras han evolucionado con el paso de los años a través de las culturas y creencias de los pueblos que las construían. Los sistemas de drenaje eran construidos a partir de mecanismos de prueba y error debido a la ausencia de estándares numéricos. Su primera aparición data del tercer milenio antes de Cristo con el florecimiento de la civilización del Indo. Como afirman Burian y Edwards (2002), las ruinas de las ciudades Harappa y Mohenjo-Daro evidencian el sistema construido por esta civilización con el fin de transportar agua residual y agua lluvia desde los hogares hasta canales abiertos ubicados en las calles. Se aprecia en la Figura 5, el canal construido sobre el suelo a partir de ladrillos quemados en la ciudad de Harappa. Además de estos, los canales también podían ser excavados y techados con rocas para ser descubiertos únicamente durante procesos de limpieza y mantenimiento.



**Figura 5. Canales de drenaje en la ciudad de Harappa**  
Fuente: “Drainage” (s.f.).



**Figura 6. Cloaca máxima del imperio romano. Fuente:**  
National Geographic (s.f.).

La civilización persa consideraba el agua lluvia como un recurso sagrado el cual recogían para fines potables. De igual manera, la civilización minoica entre el 2800 y 1100 antes de Cristo construyó en la isla de Creta un sistema de drenaje separado para agua lluvia y agua residual. Fabricado en piedra, era un sistema efectivo debido a las lluvias frecuentes en la zona que permitían el flujo a través del mismo. Además de otras civilizaciones que continuaron con la construcción de estos sistemas, se considera que el imperio romano brindó los más importantes aportes en este tema. La construcción y adecuación de vías con sistemas de drenaje, recolección y almacenamiento de aguas lluvias en las casas y en áreas urbanas para su posterior uso y construcción de estructuras masivas subterráneas fueron algunas de las medidas adoptadas. Estas resultaron a partir de la necesidad de almacenar escorrentía y remover el agua importada por los acueductos que no era consumida. Las cloacas fueron redes de canales abiertos y alcantarillados subterráneos con un flujo constante de agua; la Figura 6 presenta la Cloaca Máxima, la red más grande conocida de esta civilización (Burian y Edwards, 2002).

Aun así, durante los años posteriores a esta época no se generaron innovaciones importantes respecto a los sistemas de drenaje. Por el contrario, la vida cerca de cuerpos de agua superficiales permitía que los pobladores depositaran sus desechos en estos por lo que se generó un sentimiento de indiferencia hacia las estructuras. Los canales empleados eran abiertos y no solo permitían el transporte de escorrentía sino que funcionaban como depósitos de distintos tipos de desechos generando así problemas de salubridad. A pesar de los esfuerzos generados en Inglaterra con la actuación pública de 1427 y la Ley de Salud Pública en 1848 no se generó un interés real sobre estos sistemas.

### 2.3.2 Sistema de drenaje actual

El sistema de drenaje actual inició su proceso durante el siglo 19 donde grandes cambios se realizaron. Para la época la población tenía una pésima concepción con relación a estas estructuras puesto que eran fuertemente relacionadas con la presencia de comunidades de bajas clases sociales. Sin embargo, este pensamiento atravesó un proceso de cambio debido a ciertas medidas. La primera de estas permitió renovar el concepto integral del sistema. Aunque el propósito principal de diseño era el transporte agua lluvia, se legalizaron y construyeron nuevas alcantarillas para permitir el paso combinado con agua residual. De igual manera los procedimientos de diseño comenzaron a basarse en cálculos matemáticos y la opinión de expertos en el tema. Esto implicó mejoras en los materiales de construcción, métodos y prácticas de mantenimiento. Con este fin muchos ingenieros desarrollaron métodos de cálculo empíricos. Como afirman Burian y Edwards (2002) entre ellos se encuentran Bazalgette, Adams y McMath para la primera mitad del siglo además de otros como Mulvaney y Lloyd-Davies que durante la segunda mitad del siglo desarrollaban conceptos que eventualmente permitirían la concepción del Método Racional. A continuación se presentan las aproximaciones de algunos de estos ingenieros que permitían diseñar una tubería para flujo combinado y estaban disponibles durante inicio del siglo XIX.

La primera aproximación fue obtenida por Hawksley donde  $d$  representa el diámetro de la tubería en pulgadas,  $N$  es la longitud de la tubería en pulgadas y  $A$  el área en acres. Esta se presenta a continuación.

#### Ecuación 18. Ecuación de Hawksley o Bazalgette

$$\log d = \frac{3 \log A + \log N + 6.8}{10}$$

La ecuación obtenida por Adams permite calcular el caudal de descarga  $q$  en unidades de pies cúbicos por segundo a partir de un coeficiente empírico  $C$ , la pendiente  $S$ , el área de drenaje  $A$  en acres y la intensidad de lluvia  $R$  en pulgadas por hora.

#### Ecuación 19. Ecuación de Adams

$$q = CR^{0.83} \frac{S^{0.083}}{A^{0.167}}$$

Por último, la ecuación de McMath al igual que la anterior permite a partir de las mismas variables obtener el coeficiente de descarga  $q$ .

#### Ecuación 20. Ecuación de McMath

$$q = CR \frac{S^{0.2}}{A^{0.2}}$$

En adición a lo anterior, la identificación de enfermedades relacionadas con el agua permitió discutir sobre el tratamiento previo a las descargas y al consumo humano. Sin embargo, no era clara la prioridad entre estas dos opciones. Durante el siglo 20 los métodos de diseño avanzaron debido al uso de computadores facilitando así los cálculos. Recientes cambios relacionados con investigaciones del cambio climático y proyectos orientados a la conservación del medio ambiente han transformado la perspectiva del drenaje urbano al incluir no solo la salud pública y prevención de inundaciones sino también la protección del ecosistema y sostenibilidad.

### 2.3.3 Visión integral

Desde la década de 1970 han aumentado las acciones encaminadas a considerar el medio ambiente y el desarrollo humano de manera conjunta. En el año 1972 se creó un concepto propuesto durante la celebración de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano en Estocolmo. Dicha idea aspiraba a la producción inteligente con mínimo desperdicio, marcando así el inicio de esta integración con el ambiente. La idea del desarrollo sostenible se consolidó después de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo en el año 1992, siendo aceptada por 179 gobiernos. La Agenda 21 es un plan de acción exhaustivo en el que se plantean objetivos como proveer vivienda digna a toda la población, promover el desarrollo sostenible y manejo del uso del suelo e impulsar la prestación integrada de la infraestructura ambiental: abastecimiento, alcantarillado, drenaje y gestión de residuos sólidos (Miguez, Rezende, y Pires, 2014). También se describen bases y agentes para las distintas actividades, objetivos y medios de ejecución.

Debido a esto se han desarrollado conceptos cuya función radica en tratar de restablecer el ciclo hidrológico natural de una zona que ha sido afectada por procesos de desarrollo. Sin embargo, estas aproximaciones varían debido a que pueden ser técnicas, conceptos y principios generales para manejar únicamente la escorrentía o el ciclo integral urbano del agua. Esto depende de las necesidades propias del desarrollador por lo que existen diversos conceptos. Algunos de estos son LID (Low Impact Development), WSUD (Water Sensitive Urban Design), IUWM (Integrated Urban Water Management), SUDS (Sustainable Urban Drainage System), BMP (Best Management Practices), SCM (Stormwater Control Measures) y GI (Green Infrastructure).

Como afirma Miguez et al. (2014), los BMP son prácticas estructurales diseñadas para reducir los volúmenes de escorrentía a través de procesos de infiltración, filtración, procesos biológicos o químicos, retención y detención que han sido implementadas en Estados Unidos y Canadá. El término LID Incluye zonas de bioretención, techos verdes, pavimentos permeables, entre otros y tiene como principio preservar las condiciones naturales del paisaje minimizando las superficies impermeables y creando espacios destinados al tratamiento de la escorrentía. Los SUDS son ampliamente utilizados en el Reino Unido y buscan reducir los problemas de cantidad y calidad

---

asociados con la urbanización y mejorar la biodiversidad. Tiene como ideal desarrollar sistemas de drenaje que favorezca la planeación urbana y el control de riesgos ambientales.



### 3 SISTEMAS DE DRENAJE URBANO SOSTENIBLE (SUDS)

Los sistemas de drenaje urbano sostenible son medidas destinadas a realizar un adecuado mantenimiento del agua lluvia en centros urbanos además de mejorar los espacios verdes y la calidad del ambiente. Existen distintas tipologías que buscan a partir de procesos como infiltración, retención y detención, recolectar, transportar y posteriormente descargar, de manera controlada, agua lluvia al suelo, cuerpo receptores o alcantarillado (Jose, Wade, y Jefferies, 2015).

La filosofía de estas estructuras es maximizar las oportunidades y beneficios obtenidos de la gestión de aguas superficiales tan cerca de la fuente como sea posible, minimizando los impactos negativos generados sobre el ambiente. Existen cuatro categorías principales en las que se enfocan los SUDS: cantidad y calidad del agua, amenidad y biodiversidad. En primer lugar el control de la cantidad de escorrentía permite proteger y mantener el ciclo natural del agua además de apoyar la gestión ante riesgo de inundación. El manejo de la calidad de agua busca prevenir la contaminación generada sobre cuerpos de agua y la amenidad busca crear zonas para las personas, su desarrollo económico, personal y social. Por último se promueve la creación y conservación de hábitats para el cuidado de la naturaleza y la biodiversidad (CIRIA, 2015).

En la literatura se reportan los beneficios esperados asociados con la implementación de SUDS. Dentro de estos se reportan ventajas económicas, ambientales, recreacionales, biológicas, técnicas, estéticas y silvestres. Proteger la calidad del agua subterránea, preservar el paisaje, mejorar la salud, fomentar la educación ecológica en los habitantes, mejorar la apariencia de las zonas urbanas y cuidar los regímenes naturales de los cuerpos de agua superficiales son algunos de los aspectos mencionados. De igual forma se destaca su posibilidad de uso en zonas tanto no desarrolladas como previamente urbanizadas para lo cual se lleva a cabo un proceso de rehabilitación. Algunas de las estructuras requieren poco espacio y pueden tener múltiples usos maximizando así el uso del suelo.

Para lograr los objetivos propuestos se debe tener en cuenta la gestión del agua superficial desde el inicio del proceso de planeación para el desarrollo de una zona urbana. Para esto se requiere la intervención de profesionales de varias áreas y su trabajo conjunto. En adición a esto, los sistemas de drenaje convencionales son planeados, diseñados y construidos, generalmente, por solo una institución. Stahre (2005) afirma que el proceso de diseño de SUDS es más complejo debido a que requiere la intervención de varias instituciones gubernamentales. Esto se evidencia como un problema importante debido a que el autor narra la experiencia de la ciudad de Malmö donde estas estructuras se han implementado desde finales de la década 1980. Allí fue necesaria una cantidad considerable de años para desarrollar un esquema apropiado que permita la implementación de las estructuras a partir del trabajo coordinado entre distintas instituciones.

Estas medidas pueden ser estructurales y no estructurales. Dentro de estas últimas se encuentran aquellas que utilizan educación e incentivos para modificar el comportamiento humano. Algunas de las tipologías de los SUDS estructurales son los techos verdes, tanques de almacenamiento, cuencas de drenaje, cunetas verdes, árboles, pavimentos porosos, humedales artificiales, pondajes húmedos, zonas de bioretención, sumideros, franjas infiltrantes y drenajes filtrantes (Rodríguez, 2015). Cada una de estas estructuras no debería considerarse de forma individual y su integración puede constituir una secuencia de componentes conocido como tren de manejo de aguas lluvias. Con esto se obtiene un control en la fuente, local y regional.

A continuación se describen las principales medidas estructurales de acuerdo con CIRIA (2015) junto con su efecto sobre la reducción en los volúmenes de escorrentía.

### 3.1.1 Techos verdes

Estas estructuras de control en la fuente son áreas de vegetación ubicadas en los techos de los edificios. Los techos verdes deben ser compatibles con la estructura de cada edificio y deben garantizar su protección mediante membranas impermeables y barreras contra raíces. Por esto, son más costosos de mantener y construir aunque son reconocidos por un amplio rango de beneficios asociados con su implementación.

En primer lugar los techos verdes permiten almacenar agua lluvia en su estrato de suelo que será posteriormente evapotranspirada, reduciendo así la generación de escorrentía y el flujo al pico. Algunos de los factores que influyen la retención son el tiempo seco antecedente, características de la lluvia, pendiente del techo, velocidad de viento y radiación solar. De acuerdo con CIRIA (2015) existen dos tipologías para esta estructura. Los techos verdes extensivos tienen, generalmente, un espesor de suelo entre 20 y 150 mm con una o muchas capas y requieren mantenimiento mínimo. En adición a esto son livianos, poco costosos y útiles para grandes pendientes. Por el contrario los techos intensivos tienen un espesor de suelo mayor a 150 mm con mayores requerimientos de mantenimiento que los extensivos. Aunque transfieren mayor carga estructural al techo tienen grandes beneficios estéticos y de retención de agua.

Según las características del lugar y de la estructura es posible lograr una reducción en la cantidad de energía utilizada en los edificios. De acuerdo con Wise et al. (2010), un modelo especializado encontró una reducción del 2 % de la energía total utilizada para edificios en Chicago y Houston y de 1.2 % en Madrid a partir de la implementación de estas estructuras. La reducción frente a un techo convencional varía aproximadamente entre 70 - 90 % en verano y 10 - 30 % en invierno. En adición a ésta es posible lograr la mitigación del fenómeno de “isla de calor” a través del enfriamiento por evaporación.

Otros de los beneficios reportados a partir de la implementación de un techo verde son captura de carbono, reducción en las emisiones de gas de efecto invernadero, mejora de la calidad del aire,

reducción del ruido, extensión de la vida útil de un techo, estímulo para la biodiversidad y ofrecer hábitat para muchas especies. A partir de estudios realizados en Alemania y Austria se encontró que insectos voladores como abejas y mariposas, además de arañas, caracoles, escarabajos, chicharras y hormigas son comunes en estas estructuras. Algunas fueron incluso listadas como especies amenazadas (Thuring y Grant, 2015). De igual forma, Parkins y Clark (2015) desarrollaron un estudio en Queens donde comprobaron que ciertas especies de murciélagos registraban mayor actividad en techos verdes que en techos convencionales, sugiriendo así que estas estructuras tienen efecto sobre la abundancia de presas disponible para estos animales en centros urbanos. Sin embargo, lo anterior depende de factores como las condiciones del entorno y la conectividad entre espacios verdes.

La estructura típica se presenta en la Figura 7 con sus componentes principales: membrana impermeable, barrera contra raíces, capa de drenaje, geotextil, suelo y vegetación. La primera es un componente vital del cual depende o no la necesidad de una barrera contra raíces puesto que su función principal es proteger la membrana. La capa de drenaje permite drenar el exceso de agua del techo y está conectado a una canaleta u otro elemento. Esta puede ubicarse en cualquier posición, ya sea lateral o uniendo dos áreas del techo. El geotextil previene la colmatación del drenaje debido al suelo, por esto se sitúa entre las dos capas. Por último, el tipo de suelo debe tener un espesor mayor a 80 mm, ser liviano y proveer el oxígeno, nutrientes y humedad requeridos para las plantas.

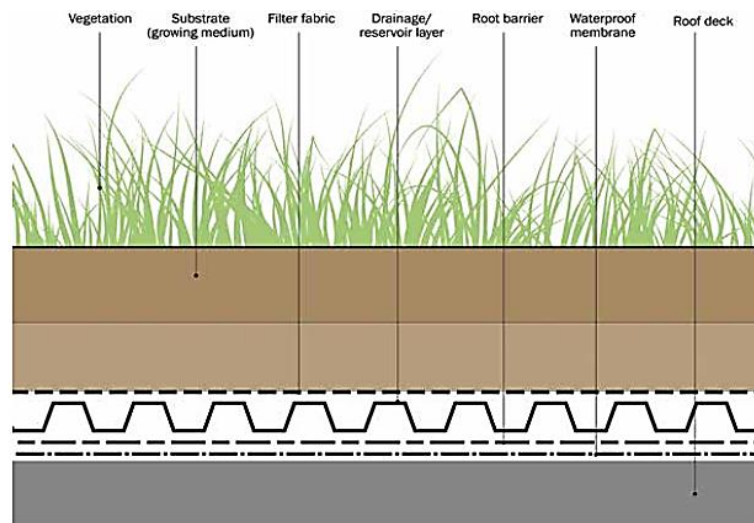


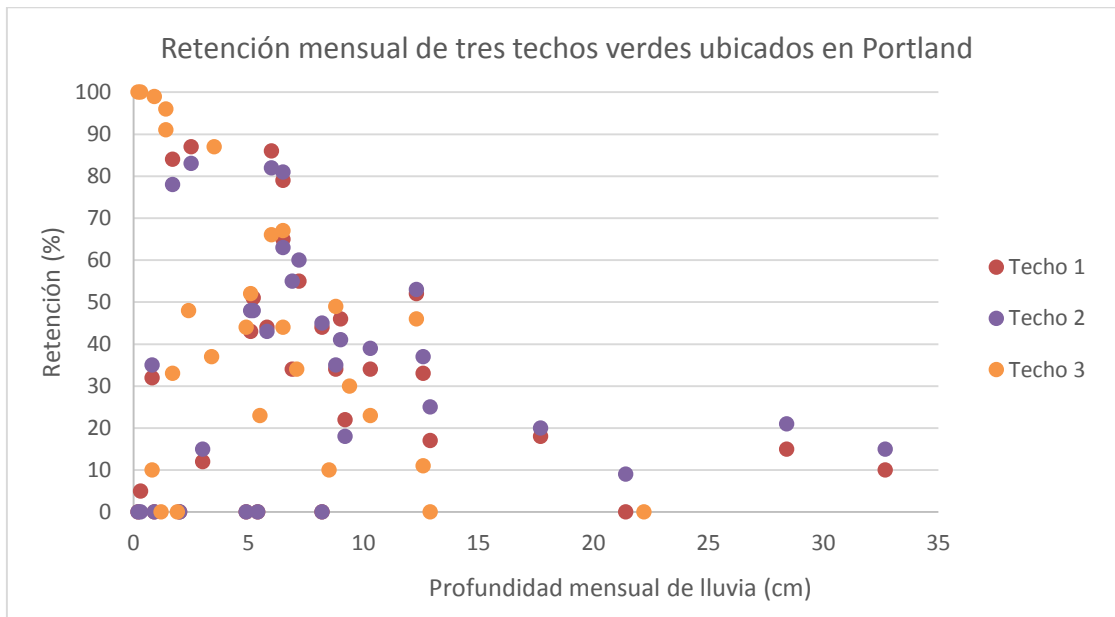
Figura 7. Estructura típica de los techos verdes. Fuente: CIRIA (2015).

Como afirman Li y Babcock (2014) las investigaciones sobre techos verdes han tenido un rápido crecimiento por lo que es uno de los temas más importantes hoy día en las áreas de ingeniería, arquitectura, ecología y ciencias ambientales. Se presenta en la Tabla 1 y la Tabla 3 una síntesis del desempeño de varias de estas estructuras bajo diferentes condiciones generales de acuerdo con lo

reportado en la literatura. Estos resultados se dan en términos de retención, lo que representa la cantidad de agua lluvia almacenada y evapotranspirada por la estructura.

Carson et al. (2013) reportan una retención general entre el 36 % y 61 % para tres techos verdes monitoreados en la ciudad de Nueva York y una retención total para eventos menores a 10 mm aunque no se reportan datos de duración o intensidad de lluvia. En adición encontraron una variabilidad estacional con menor desempeño en épocas en invierno. Spolek (2008) obtiene reducciones entre 12 y 25 % para tres techos en Portland durante periodos de monitoreo distintos. Alta variabilidad estacional y una mejora en la retención de las estructuras para meses con menor lluvia fueron otras de las conclusiones del estudio. Por el contrario Hutchinson, Abrams, Retzlaff y Liptan (2003) implementaron un techo verde en un edificio existente y lo dividieron en dos partes: este y oeste. Sin embargo, solo el lado oeste fue evaluado y se registró una retención del 69 % de agua lluvia. Este valor es mayor al reportado por Spolek para la misma ciudad, lo que confirma el comportamiento variable de estas estructuras. Carter y Rasmussen (2006) reportan una retención promedio del 78 % para los eventos monitoreados en un techo verde respecto al sitio control y un retraso entre 0 y 10 minutos al pico para el 57 % de los eventos. Mientras que el tiempo al pico promedio para el sitio control fue de 17 minutos, para el techo verde fue de 34.9 minutos. Por último, Hathaway, Hunt y Jennings (2008) implementaron techos en Goldsboro y Kinston con diferentes composiciones y espesores. A partir del monitoreo reportaron una reducción promedio de 77 % y 88 %, respectivamente.

Todos estos autores notaron una relación inversa entre profundidad de precipitación y la retención de la estructura. Como se aprecia en la Gráfica 1, Spolek (2008) encontró una disminución en la eficiencia de retención con el aumento de la profundidad de lluvia, donde se presentan los techos en el mismo orden que la Tabla 1. Los eventos con profundidad mayor a 15 cm en estudio no fueron comunes, sin embargo ante su aparición la retención de los techos fue menor a 20 %. De igual manera Carter y Rasmussen (2006) reportan una retención del 88 % de la lluvia para eventos con profundidad menor a 2.54 cm, del 54 % para eventos entre 2.54 y 7.62 cm y del 48 % para eventos mayores a 7.62 cm.



Gráfica 1. Retención mensual de tres techos verdes ubicados en Portland. Tomado de: Spolek (2008).

Tabla 1. Síntesis de la evidencia disponible sobre el desempeño de los techos verdes en Estados Unidos.

Referencia	Ciudad	Monitoreo	Área (m <sup>2</sup> )	Espesor (mm)	Retención (%)	Comentarios
Carson et al. (2013)	Nueva York	1 año, 243 eventos La mayoría con profundidad entre 0 – 10 mm	310	32	36	La reducción general para eventos con profundidad entre 0 – 10 mm fue del 100 %
			390	100-200	47	
			940	100	61	
Spolek (2008)	Portland	28 meses Profundidad de lluvia entre 0.2 y 32.7 mm	290	100-150	12	La retención para verano estuvo entre 7 – 85 % mientras que para invierno entre 0 – 52 %.
			280	100-150	17	
		20 meses Profundidad de lluvia entre 0.2 y 22.2 mm	500	150	25	
Hutchinson et al. (2003)	Portland	15 meses Profundidad de lluvia hasta de 200 mm	243	100-127	69	Se presenta una reducción del flujo al pico para 4 eventos entre 80 y 94 %.

Carter y Rasmussen (2006)	Atenas	13 meses, 31 eventos con 1079 mm	42.64	76.2	78	La reducción general para eventos con profundidad menor a 1.27 m fue mayor al 90 % y retraso entre 0 y 10 minutos al pico para el 57 % de los eventos.
Hathaway et al. (2008)	Goldsboro	15 meses con 1270 mm e intensidad media de 39 mm/hr	70	75	64	Reducción de flujo al pico de 77 % y 88 % para los dos techos.
	Kinston	7 meses con 350 mm e intensidad media de 35 mm/hr	27	100	64	

Fassman-Beck, Voyde, Simcock y Hong (2013) monitorearon 3 techos verdes con diferente espesor y diferentes mezclas de suelo entre piedra volcánica, corteza de pino, zeolita, materia orgánica, arcilla expandida y piedra pómez. La retención obtenida para eventos con profundidad mayor a 2 mm varió entre 56 y 76 % mientras que la mitigación del flujo al pico fue de 90, 62-74 y 84 % para los techos 1,2 y 3, respectivamente. Se evidenció un decrecimiento en la efectividad de retención con el aumento de la profundidad de lluvia y un mejor desempeño para estructuras con mayor espesor de suelo. Por último se reportó una retención promedio entre 83 – 92 % para verano y 66 % para invierno demostrando así la variación estacional de los techos. Stovin, Vesuviano y Kasmin (2012) encontraron una retención del 50.2 % para la totalidad de los eventos y un 30.2 % de retención promedio para 21 eventos escogidos. Conelly (2005) implementó dos techos verdes con diferente espesor y encontró una retención de 29 % y 26 % además de variación estacional. Se presenta en la Tabla 2 el porcentaje de retención, retraso del tiempo al pico y reducción del flujo al pico para 4 eventos con profundidades e intensidades distintas. Es posible concluir que su efectividad depende directamente de la profundidad e intensidad de lluvia, por lo que para los primeros dos eventos este comportamiento es bajo mientras que para los demás el desempeño mejora con la disminución de estos valores.

**Tabla 2. Comportamiento de dos techos verdes ubicados en Vancouver. Fuente: Conelly (2005).**

Duración (hr: min)	Profundidad (mm)	Intensidad (mm/15 min)	Retención (%)	Retraso tiempo al pico (min)	Reducción flujo al pico (%)*
23:00	39.4	1.8	16	00:15	14
11:45	17.5	2.3	11	00:30	8
18:00	17.3	0.8	22	00:15	39
01:00	2.8	1.3	40	00:15	43
04:15	3.6	0.5	99	04:15	93

\*Respecto al techo control

Razzaghmanesh, Beecham y Kazemi (2014) monitorearon dos techos extensivos e intensivos para los cuales encontraron una retención promedio entre 66.38 - 81.66 % y 85 - 92.19 %, respectivamente. De igual forma se encontró una atenuación importante del flujo al pico y disminución en el tiempo de generación de escorrentía. Liu y Minor (2011) reportan una retención del 57 % para dos techos verdes con un retraso en el tiempo de generación de escorrentía entre 20 y 40 minutos en verano además de reducción en el flujo al pico entre 25 y 60 %. Por último, Bliss, Neufeld y Ries (2009) encontraron una reducción en el volumen de escorrentía entre 5 - 69 % y entre 5 - 70 % para el flujo al pico frente al techo control.

**Tabla 3. . Síntesis de la evidencia disponible sobre el desempeño de los techos verdes en otros países.**

Referencia	Ciudad	Monitoreo	Área (m <sup>2</sup> )	Espesor (mm)	Retención (%)	Comentarios
Fassman-Beck et al. (2013)	Auckland	28 meses	217	50 - 150	76	Retención según la profundidad del evento: • 2- 25 mm: 60 - 84 % • 26 - 69 mm: 31 - 58 % • > 70 mm: 22 - 39 %
		14 meses	16	100, 150	56, 66	
		8 meses	500	100	72	
Stovin et al. (2012)	Sheffield	27 meses, 21 eventos escogidos con profundidad entre 8.8 y 99.6 mm, duración entre 2 y 42 hr e intensidad entre 7.2 y 50.4 mm/hr (5 min)	3	80	30.2	Retención del 50.2 % para 468 eventos monitoreados y retención máxima del techo de 20 mm. Retención hasta del 100 % para eventos con profundidad menor a 2 mm y disminución en la retención con el aumento en el periodo de retorno.

Conelly (2005)	Vancouver	1 año, 25 eventos con 1508 mm	33	75	29	Retención del 86 % y 18 % para época seca y húmeda, respectivamente del techo con 75 mm de espesor y retención del 94 % y 13 % para el otro techo en las mismas épocas.
			33	150	26	
Razzaghmanesh et al. (2014)	Adelaide	2 años, 226 eventos con 967.8 mm con intensidad media entre 0.31 mm/hr y 7.16 mm/hr	1.8	100-250	85-92	Atenuación del flujo al pico entre 16.64 % y 95.83 % y retraso en el tiempo de generación de escorrentía entre 1 y 39 hr
			1.8	300	66-82	
Liu y Minor (2011)	Toronto	20 meses con intensidad máxima de 12.2 mm/5 minutos	200	75	57	Reducción del 100 % para eventos con profundidad menor a 15 mm. Atenuación del flujo al pico entre 25–60 % para verano y 10-30 % para primavera.
			200	100	57	
Bliss et al. (2009)	Pittsburgh	6 meses, 13 eventos con profundidad desde 1 mm hasta 56 mm	330	140	5-69	Reducción en el flujo al pico entre 5 y 70 %

En la Gráfica 2 se presenta la retención acumulada reportada por cada una de las referencias presentadas previamente. Sin embargo, los resultados no se reportaron en la misma base por lo que en la gráfica la reducción por evento se presenta con trama mientras que para precipitación acumulada se presenta con relleno sólido. Todas las investigaciones consultadas indicaron reducciones importantes en el volumen de escorrentía a partir de la implementación de techos verdes y los valores varían entre 26 – 69 % para base acumulada y entre 5 – 92 % (incluyendo los valores reportados por Bliss et al. (2009) y Razzaghmanesh et al. (2014)).

Para cada uno de los estudios aquí presentados se escogieron métodos de análisis y composiciones distintas para los techos verdes por lo que no es posible compararlos de forma directa. En adición a esto, como afirman Carson, Marasco, Culligan y McGillis (2013) ningún techo verde se comporta igual a otro debido a las variaciones en las características del sistema. Los factores meteorológicos de la zona pueden afectar el crecimiento de las plantas así como el proceso de evapotranspiración,

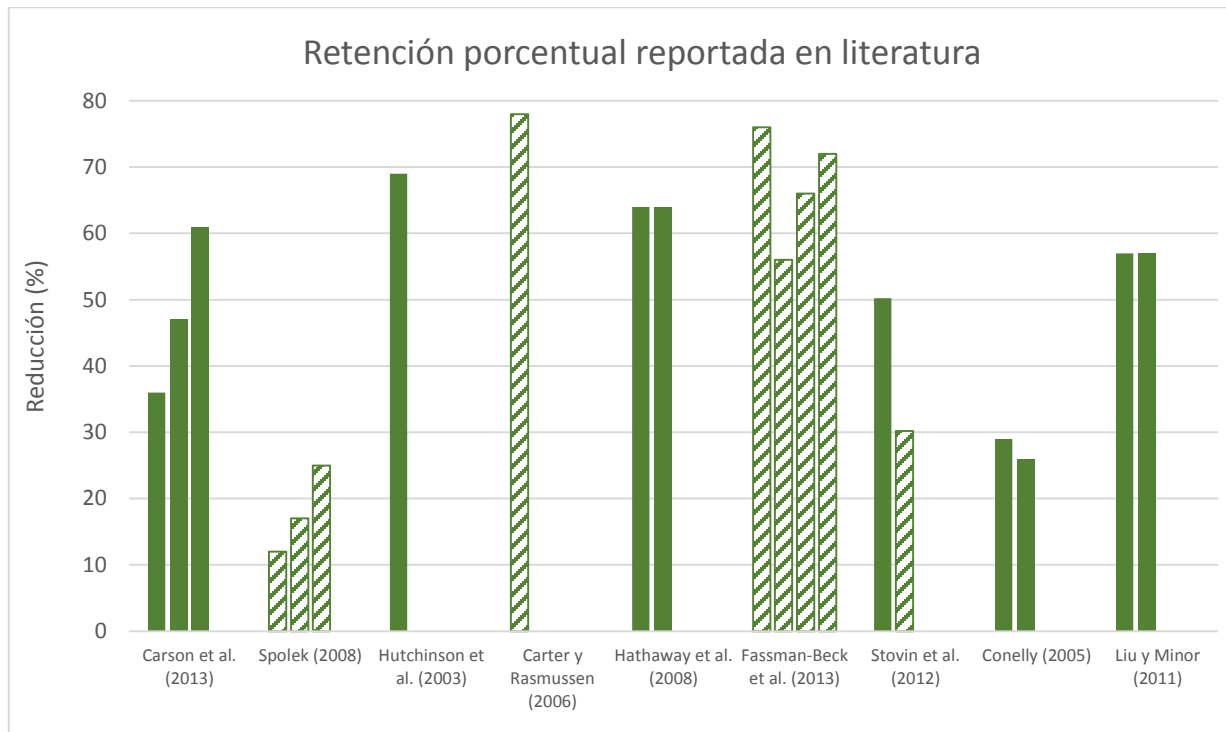


---

la pendiente del techo disminuye la reducción en volumen y flujo al pico de escorrentía y el tiempo antecedente seco define la capacidad de retención de la estructura.

A pesar de lo anterior la mayoría de los eventos evidenciaron menor eficiencia con el aumento de la profundidad de lluvia. Los eventos pequeños fueron casi totalmente interceptados en las investigaciones mientras que a partir de cierta profundidad de lluvia el sistema generaba escorrentía debido a la saturación del suelo. Incluso se evidenció la alta variabilidad estacional y las mejoras en el desempeño para épocas de verano debido a la disminución en intensidad, profundidad y frecuencia de lluvia.

Con respecto a la reducción del flujo y tiempo al pico, aunque estos valores no fueron reportados por todos los autores, se concluye que los techos verdes sí tienen impacto sobre estas variables pero están fuertemente relacionadas con las características de lluvia. Los valores para reducción del flujo al pico fueron entre 5 – 95 % para las investigaciones y entre 0 a 10 minutos de retraso al pico (solo reportado por un autor).



**Gráfica 2. Retención porcentual reportada en la literatura en base acumulada (relleno) o por evento (con trama).**

### 3.1.2 Estructuras de infiltración

Las estructuras de infiltración son sistemas cuya función principal es reducir los volúmenes de escorrentía a partir de promover la infiltración y recarga de agua subterránea. Las franjas infiltrantes son excavaciones largas y poco profundas cubiertas por un filtro y llenas de piedras con el fin de crear reservorios para la escorrentía la cual llega debido a la pendiente existente tras deprimir la estructura. Sus beneficios incluyen reducción en el volumen de escorrentía, reducción del riesgo de inundación aguas abajo, recarga de flujo base y agua en acuíferos para eventos de menor magnitud que el de diseño, muy apropiado para espacios pequeños debido a que no requiere mucho espacio y remoción de sólidos suspendidos totales, fósforo total, nitrógeno, metales pesados, entre otros. Por el contrario al ser muy susceptible a taponamientos tiene altos requerimientos de mantenimiento e inspección. Además requiere una estructura de pre-tratamiento de la escorrentía para reducir las velocidades de entrada y sedimentos (Metropolitan Council y Barr Engineering Co., s.f.). Su estructura típica se presenta en la Figura 8. Consisten en un geotextil de gran permeabilidad, material de relleno y una tubería perforada.

Las cuencas de infiltración son embalses vegetados que permiten el almacenamiento temporal de escorrentía y su posterior infiltración. Permiten remover contaminantes a través de actividad química y biológica en el suelo y a reducir el volumen y flujo al pico. Se diseñan para un evento máximo y se debe garantizar que el agua drene en máximo 72 horas para evitar condiciones no

deseadas como olores, estados anaerobios, entre otras. Estas dos estructuras son adecuadas para lugares donde el suelo tenga alta permeabilidad y la carga de contaminantes y sedimentos no sea importante, para evitar así la contaminación de acuíferos.

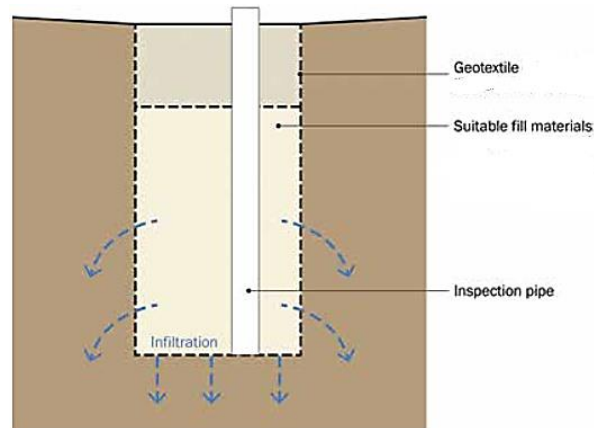


Figura 8. Estructura típica de una franja infiltrante. Adaptada de: CIRIA (2015).

Algunos investigadores han caracterizado el comportamiento de las estructuras de infiltración para cuantificar la reducción en el volumen y flujo al pico de la escorrentía generada por cuencas urbanas. Emerson, Wadzuk y Traver (2010) monitorearon una zanja de infiltración en Pensilvania, Estados Unidos, llena de piedra triturada sin pre tratamiento. Lo anterior se realizó durante 33 meses en los cuales se registraron 3700 mm de precipitación de los que tan solo 830 mm entraron al sistema. Se encontró que la mayoría de los eventos superaron la capacidad de la estructura obligando la salida del exceso de agua por una tubería debido al gran tamaño del área de drenaje. De igual forma Abbott y Comino-Mateos (2001) encontraron a partir de un monitoreo durante 20 meses una intercepción entre el 46.9 % y 85.26 % de la escorrentía generada y tiempos de vaciado entre 2 y 3 semanas cuando algunas entidades recomiendan un tiempo máximo de 24 horas. Por último Warnaars, Larsen, Jacobsen y Mikkelsen (1999) instalaron dos zanjas de infiltración en Copenhague donde registraron 7 desbordamientos para 89 eventos de precipitación. Entre estos hay un evento de 5 días de duración y 26.2 mm de precipitación mientras que un evento de 20 días y 63.3 mm no generó exceso de agua. Lo anterior demuestra que mayores intensidades de lluvia no permiten la infiltración y generan un exceso de agua que debe ser evacuado. Sin embargo, es evidente que los dos eventos mencionados tienen muy bajas intensidades comparados con otros. De acuerdo con la Agencia Estatal de Meteorología (2015) la lluvia puede ser clasificada según su intensidad. Aquellos eventos con intensidad menor a 2 mm/hr son considerados débiles y fuertes aquellos con intensidad superior a 60 mm/hr. A partir de lo anterior se puede concluir que los eventos monitoreados por Warnaars et al. (1999) son débiles y aun así las estructuras no tuvieron un buen desempeño por lo que ante una intensidad mayor su implementación no sería efectiva.

**Tabla 4. Síntesis de la evidencia disponible sobre el desempeño de las estructuras de infiltración en campo.**

Referencia	Características	Intercepción
Abbott & Comino-Mateos (2001)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Monitoreo durante 20 meses (17 eventos individuales)</li> <li>• Cuenca drenada de 300 m<sup>2</sup></li> <li>• Trampa de sedimentos como pre-tratamiento</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reducción de la escorrentía entre 46.9 % – 85.26 %</li> <li>• Tiempo de vaciado entre 2 y 3 semanas</li> </ul>
Warnaars et al. (1999)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Monitoreo durante casi 3 años (89 eventos individuales)</li> <li>• Cuenca drenada de 600 m<sup>2</sup></li> <li>• Geotextil para evitar colmatación</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Se registraron 7 desbordamientos durante el periodo de estudio</li> <li>• Reducción de la escorrentía anual del 94 % para una conductividad hidráulica de 2*10<sup>-6</sup> m/s</li> </ul>
Emerson et al. (2010)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Monitoreo durante casi 3 años (89 eventos individuales)</li> <li>• Cuenca drenada de 1900 m<sup>2</sup></li> <li>• Capacidad efectiva de almacenamiento de 5.7 m<sup>3</sup></li> <li>• Sin pre-tratamiento</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• La mayoría de los eventos generaron desbordamiento</li> </ul>

La mayoría de los reportes consultados son modelos que tienen como enfoque principal determinar la variación en la tasa de infiltración de las estructuras. Bergman et al. (2011) monitorearon las zanjas de infiltración instaladas en Copenhague por Warnaars et al. 15 años después de su instalación. A partir de los resultados realizaron un modelo para predecir el comportamiento de las estructuras a futuro. Encontraron que la efectividad se reduce de manera más importante debido a la colmatación durante los primeros años de operación y el número de desbordamientos se duplica durante los 10 años iniciales. Tras 100 años de operación sin mantenimiento se espera un volumen de escorrentía generado 10 veces mayor al del año base. Como afirman Duchene, McBean y Thomson (1989) la variación en la tasa de infiltración depende de factores como tipo de suelo, contenido de humedad antecedente y distancia a la tabla de agua. Sin embargo, la colmatación tiene el mayor impacto para zanjas con poca profundidad por lo que no se recomienda su utilización.

El número de estudios realizados sobre estas estructuras en campo son muy reducidos, sin embargo varios investigadores han implementado herramientas computacionales para analizar su

comportamiento. Browne (2011) desarrolló un modelo de dos dimensiones con estas estructuras para una cuenca de 100 m<sup>2</sup> en el que reportó una reducción entre el 20 % y 80 % en el volumen de escorrentía y a un tercio su frecuencia de ocurrencia. Estos resultados son válidos para las condiciones de la ciudad de Melbourne y Brisbane con dos tipos de suelo: suelo franco arenoso y arena arcillosa. De igual forma se reportó la disminución en la efectividad hidrológica debido a la colmatación, reduciendo desde un 80 % al inicio de la operación hasta un 5 % en los siguientes 50 años. Herath, Musiaka, Silva, y Hironaka (s.f.) también implementaron un modelo para el que se obtuvieron reducciones del flujo al pico en áreas residenciales en Tokio de 1 %, 2 % y 4 % para franjas de infiltración con longitud de 50 m, 100 m y 200 m, respectivamente, al igual que una reducción en el volumen de escorrentía entre 40 % y 60 %. Por último, Freni, Mannina, Viviani e Idrailica (2010) utilizaron datos históricos de precipitación de la ciudad de Palermo para caracterizar el comportamiento de una zanja de infiltración bajo la presencia de distintos suelos (grava, arena, arena franca y suelo franco arenoso). Se encontró que la reducción en el volumen de escorrentía para el periodo analizado estuvo entre 20 % y 60 % según el tipo de suelo aunque para el 20 % de los eventos simulados se registraron desbordamientos. Se afirma también que para eventos de precipitación cortos e intensos como los modelados, las estructuras de infiltración interceptan solo un pequeño porcentaje de la totalidad del evento.

**Tabla 5. Síntesis de la evidencia disponible sobre el desempeño de las zanjas de infiltración con modelos.**

Referencia	Características de lluvia	Eficiencia
Browne (2011)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Melbourne y Brisbane (1996-2006)</li> <li>• Precipitación media anual:                             <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Melbourne: 653 mm</li> <li>✓ Brisbane: 1172 mm</li> </ul> </li> <li>• Intensidad para eventos de 6 minutos:                             <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Melbourne: 44 mm/hr</li> <li>✓ Brisbane: 110 mm/hr</li> </ul> </li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reducción del volumen de escorrentía entre el 20 – 80 % según el tipo de suelo</li> <li>• Después de 10 años de operación su efectividad disminuyó a la mitad</li> </ul>
Herath et al. (s.f.)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cuenca Maehara y Ebi (1992-1995)</li> <li>• Precipitación total (1995):                             <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Maehara: 2500 mm/año</li> <li>✓ Ebi: 1500 mm/año</li> </ul> </li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reducción del flujo al pico de 1 %, 2 % y 4 % para zanjas con longitud de 50 m, 100 m y 200 m, respectivamente.</li> <li>• Reducción en el volumen de escorrentía entre 40 % y 60 %</li> </ul>
Freni et al. (2010)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Palermo (1994-1999)</li> <li>• Profundidad máxima anual: 655 mm</li> <li>• Intensidad media máxima: 9.7 mm/hr</li> <li>• Intensidad máxima en 5 minutos: 42.8 mm/hr</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reducción del volumen de escorrentía entre el 18 – 80 % según el tipo de suelo</li> <li>• Desbordamiento para el 20 % de los eventos simulados</li> </ul>

Locatelli et al. (2015) también desarrollaron un modelo para evaluar la reducción anual de escorrentía para las condiciones de la ciudad de Copenhague bajo diferentes escenarios y tipos de suelo. Encontraron reducciones entre 92- 100 % para suelo franco arenoso, 61 – 73 % para franco limoso y 38-57 % para franco arcillo-limoso. Sin embargo, estos resultados mostraron gran incertidumbre. En adición se reportó que un aumento importante en el tamaño de la zanja conlleva únicamente a un aumento del 20 % en la reducción anual de escorrentía por lo que son más eficientes aquellas estructuras diseñadas para eventos con periodos de retorno bajos. Finalmente se concluyó que aquellos suelos con una conductividad hidráulica menor o igual a  $1 \cdot 10^{-7}$  m/s no son adecuados para implementar una zanja de infiltración debido a que requieren volúmenes muy grandes para obtener reducciones en la escorrentía anual entre 16-70 %.

En resumen es posible concluir que las estructuras de infiltración no tienen un buen desempeño bajo eventos intensos. Lo anterior se evidencia en el estudio presentado por Emerson et al. (2010) donde se registraron desbordamientos para la mayoría de los eventos al igual que Warnaars et al. (1999) donde se generó exceso de agua para un evento de menor duración comparado con otro de mayor duración y profundidad. De igual manera el efecto de su colmatación es importante y afecta la retención de la estructura. A partir de los modelos computacionales se determinó una reducción en el volumen de escorrentía entre 18 y 80 % para profundidades de lluvia hasta 2500 mm por año. De igual manera la reducción del flujo al pico fue reportada solo por un estudio entre 1 y 4 % que aumenta con el tamaño de la estructura.

### 3.1.3 Cuneta verde y Buffer

Las cunetas verdes son canales poco profundos con sección transversal en forma trapezoidal o parabólica que permite transportar y tratar la escorrentía generada por áreas de drenaje como zonas residenciales, de parqueo y vías. Cubiertas por césped o cualquier otro tipo de vegetación sirven como control en la fuente y han sido ampliamente utilizadas para proyectos de carreteras. Disminuye la velocidad de la escorrentía por lo que reduce los flujos al pico, tiene pocos requerimientos de mantenimiento, se puede implementar en casi todo tipo de suelo y es poco costoso. Cada estructura puede tratar un área pequeña, no reduce los niveles de bacterias y puede sufrir daños al estar ubicada cerca de vías.

Existen tres tipos de cuneta. El primero de ellos es la estructura básica compuesta por un canal poco profundo y vegetado que recolecta y transporta la escorrentía del área drenada. El segundo tipo es similar al primero aunque se caracteriza por tener condiciones húmedas en su base. Por último se tiene la cuneta seca con un lecho filtrante y un dren en la base como se presenta en la Figura 9.

Son adecuadas para vías y parqueaderos pero difíciles de implementar en centros urbanos donde el espacio es limitado. En adición, sitios con actividad industrial pueden ser adecuados debido a que es fácil detectar la contaminación en esta estructura y rehabilitarla sin afectar el agua subterránea.

Esta práctica de infiltración mejora la calidad del aire debido a la absorción de contaminantes gaseosos y deposición de material particulado, reduce el efecto causado por el fenómeno de “Isla de calor”, captura el carbono y aumenta el valor de las propiedades aledañas.

Debido a que las calles y avenidas tienen una carga contaminante incluso mayor a la de los techos (Dierkes, Göbel, Benze y Wells, 2008) la mayoría de las cunetas son implementadas en estas áreas. Para esto se debe tenerse en cuenta que las condiciones climáticas permitan el crecimiento de las plantas, que su ubicación no afecte otras estructuras cercanas debido a la infiltración de agua y se debe tener especial cuidado con su apariencia debido a que de esto depende la aceptación de la sociedad.

Los buffer son zonas vegetadas ligeramente empinadas que promueven la filtración, evaporación, sedimentación e infiltración, transportan la escorrentía de forma lenta y son utilizados comúnmente como pre-tratamiento. Adecuados para zonas residenciales, comerciales e industriales pero no para lugares contaminados. Son más eficaces para el tratamiento de calidad que de cantidad.

De acuerdo con Metzger et al (2008) la presencia de mosquitos en estas estructuras depende de diversos factores estructurales y no estructurales como diseño, mantenimiento, ubicación, defectos de construcción y aumento en los niveles del agua subterránea. Los autores monitorearon varias estructuras en Los Ángeles durante 3 años con el fin de describir la presencia de mosquitos e identificar las condiciones que posibilitan su proliferación. Para 6 cunetas verdes se observó la presencia de mosquitos jóvenes de 4 especies diferentes en 26 de las 600 visitas realizadas en solo 4 de los sitios. Sin embargo, tras el reemplazo del dissipador de energía de la estructura por placas de hormigón con piedra incrustada se logró eliminar el agua estancada y así evitar totalmente la presencia de mosquitos.

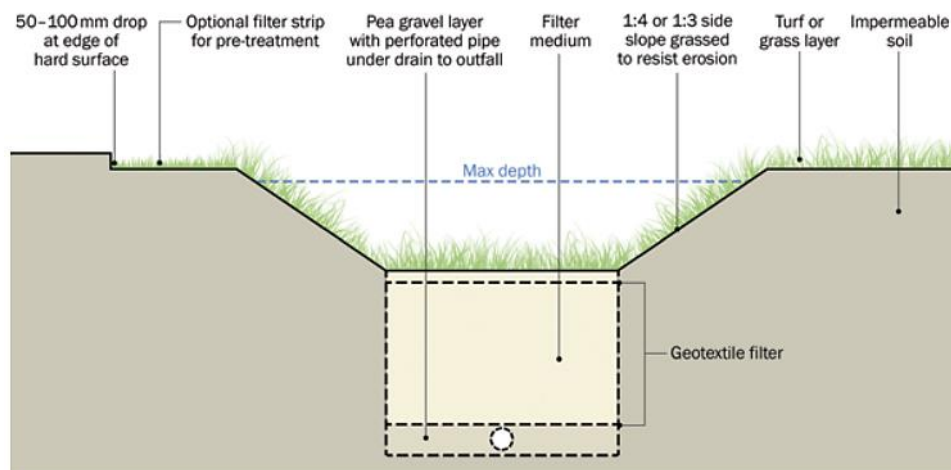


Figura 9. Estructura típica de una cuneta seca. Fuente: CIRIA (2015).

Rushton (2001) realizó un estudio en Florida donde cuantificó la reducción de escorrentía generada por cuatro tratamientos distintos: pavimento de asfalto, pavimento de asfalto con cuneta verde, pavimento de cemento con cuneta verde y pavimento poroso con cuneta verde. Tras un año de monitoreo encontró una reducción entre 26 y 68 % para los casos 2 y 3 y una reducción entre 50 y 77 % para el último caso. También expuso que el comportamiento de los diferentes tratamientos fue importante para eventos pequeños (profundidad menor a 5 cm) pero a partir de eso todos generaron cantidad similares de escorrentía. Barrett (2005) reportó una reducción en la escorrentía del 47 % para 6 cunetas verdes ubicadas en California. Bäckström, Viklander y Malmqvist (2006) exponen una reducción individual para 12 eventos entre el 11 % y 100 % donde todos aquellos con profundidad de lluvia menor a 2 mm fueron totalmente capturados. Lucke, Ansaif y Tindale (2014) presenta una reducción del 52 % en el volumen de escorrentía para cunetas con 30 m de longitud y 61 % de reducción en el flujo al pico. Seters, Smith y Macmillan (2006) monitorearon una cuneta verde en un parqueadero y encontraron para 9 eventos una reducción hasta del 60 % en el volumen de escorrentía respecto al sitio control (pavimento asfáltico).

Davis, Stagge, Jamil y Kim (2012) reportan a partir del estudio realizado para dos cunetas con diferentes diseños la capacidad que presentan estas estructuras para capturar totalmente la precipitación de eventos pequeños. Sin embargo, para grandes eventos no generan reducción de volumen ni de flujo al pico por lo que funcionan principalmente como estructuras de transporte. En general, se capturó de forma total el 40 % de los eventos, se reportó reducción en el volumen de escorrentía para otro 40 % y el 20 % restante representa los eventos en los que las cunetas no brindaron reducción alguna.

De igual forma a partir de un modelo en SWMM (US EPA Storm Water Management Model) Qin, Li y Fu (2013) encontraron que una cuneta bajo diferentes eventos de precipitación genera desbordamiento para una profundidad de lluvia mayor a 85 mm y duración menor a 3.5 horas. Se registró un mejor desempeño para eventos cortos e intensos aunque su reducido tamaño generaba la saturación del suelo para tan solo 35 mm de lluvia acumulada. De igual manera Ackerman y Stein (2008) encontraron una reducción en el volumen anual de escorrentía entre 40 – 60 % para una cuenca con las condiciones meteorológicas de Los Ángeles entre 1990 y 1999 utilizando un modelo computacional. La reducción reportada para eventos pequeños (profundidad menor a 0.51 cm) está entre 100 – 80 % mientras que a medida que aumenta el tamaño de los eventos esta tasa disminuye hasta llegar a 60 % para eventos grandes (profundidad mayor a 5.08 cm).

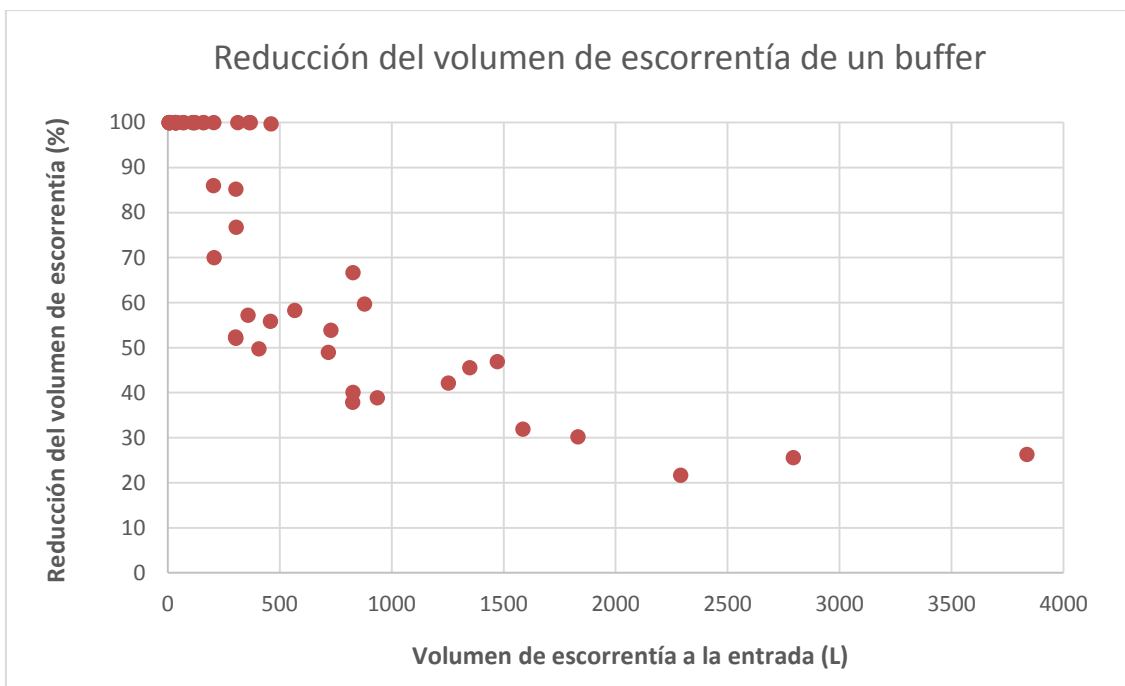


**Tabla 6. Síntesis de la evidencia disponible sobre el desempeño de las cunetas verdes.**

Referencia	Estructura	Eventos de lluvia	Eficiencia
Rushton (2001)	Una cuneta ✓ Ancho: 122 cm ✓ Largo: 61 cm	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 30 eventos en un año, la mayoría con profundidad mayor a 0.94 cm</li> <li>• Profundidad total durante el periodo: 100 cm</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reducción en el volumen de escorrentía entre 26 % y 68 %</li> <li>• Reducción importante para eventos con profundidad de lluvia menor a 5 cm</li> <li>• Reducción entre 50 % y 77 % al implementarse con pavimento poroso</li> </ul>
Barrett (2005)	6 estructuras con sección transversal trapezoidal	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 13 eventos de lluvia (1999-2001)</li> <li>• California (aprox. 300 mm/año)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reducción en el volumen de escorrentía del 47 % para el periodo de estudio</li> </ul>
Bäckström et al. (2006)	Una cuneta ✓ Ancho: 2.7 m ✓ Largo: 110 m ✓ Pendiente lateral: 1:7 ✓ Pendiente de fondo: 1 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 13 eventos de lluvia monitoreados con profundidad entre 0.5 y 17.2 mm y duración entre 2 y 16 horas.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reducción en el volumen de escorrentía entre 11 % y 100 % para cada uno de los 12 eventos</li> <li>• Intercepción total para eventos con profundidad igual o menor a 2 mm</li> </ul>
Davis et al. (2012)	Dos cunetas, una con pretratamiento. Monitoreo bajo dos escenarios diferentes. ✓ Ancho de fondo: 0.61 m ✓ Pendientes laterales: 33 % y 25 % ✓ Pendiente longitudinal: 1.4 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 52 eventos de lluvia monitoreados en 4.5 años</li> <li>• Profundidades de lluvia entre 0.15 cm y 17.32 cm</li> <li>• Duraciones entre 0.1 y 27 horas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Intercepción total para 22 eventos sin generar desbordamiento</li> <li>• No hubo reducción alguna para el 20 % de los eventos</li> </ul>

<p>Lucke et al. (2014)</p>	<p>Cuatro cunetas de forma triangular con distintas dimensiones</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Longitud: 30 – 35 m</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 24 simulaciones bajo dos escenarios</li> <li>✓ 2000 L de escorrentía a una tasa de 1.6 L/s</li> <li>✓ 2000 L de escorrentía con tasa variable entre 0.5 y 2 L/s</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reducción general del 52 % en el volumen de escorrentía de las cunetas con longitud de 30 m y reducción de flujo al pico de 61 %</li> </ul>
<p>Qin et al. (2013)</p>	<p>Se modela una cuneta para cada una de las 25 subcuencas que corresponde al 10 % del área de esta</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Capacidad de almacenamiento efectiva: 348.66 mm</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tres tipos de eventos de lluvia con variaciones en la duración (1-4 h), profundidad (75 – 144 mm) y en la ubicación del tiempo al pico</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Desbordamiento de la estructura para eventos con profundidad mayor a 85 mm, duración menor a 3.5 horas.</li> <li>• Saturación del suelo con 35 mm de lluvia</li> </ul>
<p>Ackerman y Stein (2008)</p>	<p>Dos cunetas, una con pretratamiento. Monitoreo bajo dos escenarios diferentes.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Ancho de fondo: 1.8 m</li> <li>✓ Longitud: 122 m</li> <li>✓ Pendientes laterales: 0.5 %</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 309 eventos de lluvia con profundidad entre 0.03 y 7.82 cm. La mitad de estos fue menor a 0.5 cm.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reducción anual en el volumen de escorrentía entre 40 - 60 %</li> <li>• Disminución importante en la reducción de acuerdo con el tamaño del evento</li> </ul>
<p>Seters et al. (2006)</p>	<p>Una cuneta</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Ancho: 2.8 m</li> <li>✓ Largo: 8.8 m</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 9 eventos de lluvia con profundidad entre 5.8 y 34.4 mm e intensidad entre 7.2 y 31.2 mm/hr</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reducción hasta del 60 % en el volumen de escorrentía respecto al sitio control</li> <li>• Desbordamiento para eventos con profundidad de lluvia mayores a 15 mm</li> </ul>

Deletic (2001) desarrolló un modelo unidimensional que simula los procesos de generación de escorrentía y transporte de sedimentos. Con base en esto utilizó información de precipitación de la ciudad de Belgrado durante 6 meses para modelar un buffer y cuantificar su reducción en el volumen de escorrentía. Se presenta en la Gráfica 3 la reducción del volumen de escorrentía para cada uno de los 52 eventos simulados con una intensidad máxima de 150 mm/hr. A partir de esto se concluye una reducción general de 45.7 % en el volumen de escorrentía donde solo la mitad (26 eventos) generaron escorrentía. Esta reducción depende principalmente de la longitud de la estructura y la conductividad hidráulica del suelo.



Gráfica 3. Reducción por evento del volumen de escorrentía de un buffer. Fuente: Deletic (2001).

Se presenta en la Tabla 7 la reducción relativa y características de varias cunetas verdes obtenida a partir de un monitoreo realizado en Estados Unidos. Estas retenciones varían entre 19 y 85 % y no es posible evidenciar algún patrón que relacione esta variable con las otras presentadas en la tabla. La menor retención obtenida (19 %) se obtuvo para una profundidad de lluvia pequeña pero ante una cuenca de gran área. Se podría concluir entonces que el bajo desempeño se debe a que la estructura fue sub-dimensionada y es necesaria una mayor capacidad para tratar la escorrentía generada. Las profundidades de lluvia evaluadas no superan los 4.57 cm lo que implica que ante eventos más fuertes el desempeño sería más bajo. Sin embargo, esto también depende de otras características de lluvia como intensidad que no fueron reportadas y dimensiones de la estructura.

**Tabla 7. Desempeño de cunetas verdes en distintos lugares. Fuente: International Stormwater BMP Database (2010).**

Nombre del lugar	No. de eventos	Profundidad media de lluvia (cm)	Área de la cuenca (ha)	Entrada (L)	Salida (L)	Reducción* (%)
29 North Swale B	3	1,23	0,35	13300	1992	85
29 South Swale	4	3,35	0,33	143508	85059	41
I-5/I-605 Swale	7	4,48	0,28	507495	274334	46
I-605/SR-91 Swale	4	4,57	0,08	110549	39021	65
BES Bioswales - East Swale	6	-	10,12	71302	41003	42
BES Bioswales - West Swale	6	-	10,12	69376	50347	27
Dayton Swale	6	2,40	36,42	2902477	1163823	60
I-605 / Del Amo	6	3,69	0,28	287246	210960	27
WPCL Bioswale East	9	0,34	20,24	159418	103710	35
SR-78 / Melrose Dr	7	2,54	0,97	388564	93066	76
I-5 North of Palomar Airport Road	10	1,78	1,86	2586064	1538115	41
Russell Pond Bioswale	7	1,44	22,66	2689279	933663	65
WPCL Bioswale West	9	0,34	20,24	160857	130331	19

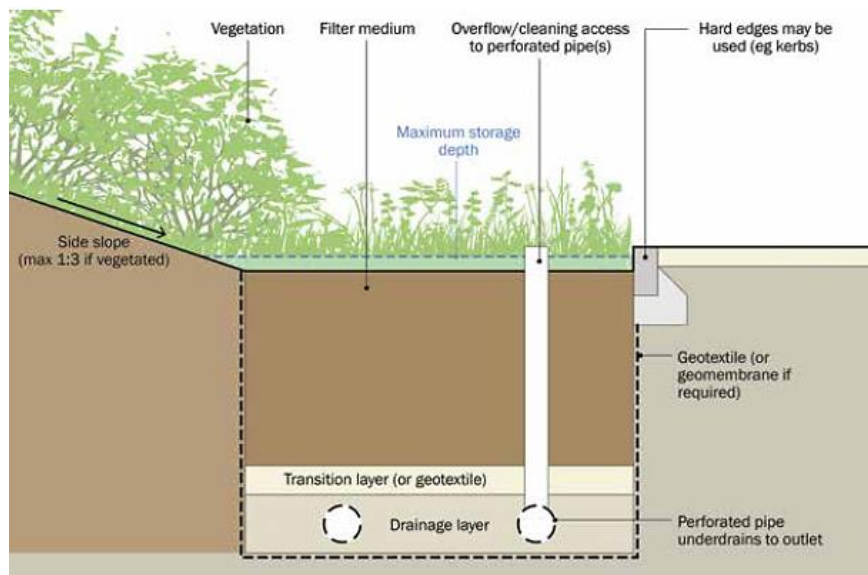
Con base en lo anterior es posible concluir, como afirman Davis et al. (2012) que para grandes eventos de lluvia estas estructuras no tienen efecto importante sobre la reducción de volumen de escorrentía y flujo al pico funcionando únicamente como estructuras de transporte. En general, eventos pequeños son totalmente interceptados como lo afirman Ackerman y Stein (2008) puesto que la reducción encontrada está entre 80 y 100 % para eventos menores a 0.51 cm. De igual forma, Bäckström et al. (2006) reporta reducción total para eventos con profundidad menor o igual 2 mm. La reducción en el volumen de escorrentía durante el periodo de monitoreo varió entre 40 y 60 % para los artículos y entre 19 y 85 % según la base de datos. Para eventos individuales se registró reducción entre 11 y 100 %. La efectividad sobre el flujo al pico no fue reportada en todos los estudios, de acuerdo con Lucke et al. (2014) cunetas de 30 m pueden tener una reducción del 61 % en este.

### 3.1.4 Zonas de bioretención

Estos sistemas de control en la fuente son depresiones poco profundas adaptadas con vegetación nativa para controlar la escorrentía generada en un área que drenan de forma rápida. Usualmente utilizados en parqueaderos, islas peatonales y áreas residenciales, permiten la ocurrencia de procesos de filtración, infiltración y sedimentación mejorando así la calidad del agua. Proveen un tratamiento limitado para control de inundaciones, no proporciona tratamiento biológico y está limitado a zonas pequeñas. Por otro lado tiene beneficios estéticos, crea micro hábitats y refuerza la biodiversidad, puede ser implementado en cualquier tipo de suelo y topografía además de centros urbanos o zonas industriales aunque generalmente es instalado en áreas pequeñas. Pueden ser utilizadas en climas fríos debido a su rápido drenaje además de que el proceso de deshielo es lento y provee el tiempo necesario para que la estructura lleve a cabo los procesos de absorción e infiltración. Una de sus variaciones son los jardines de lluvia que se instalan en propiedades individuales como casas y se pueden adaptar a las necesidades de los usuarios.

Son utilizados para tratar eventos de lluvia frecuentes y se debe garantizar que el agua drene en máximo 72 horas para evitar condiciones no deseadas como olores, estados anaerobios, entre otras. Estos sistemas cuentan, generalmente, con una tubería perforada en su base para transportar el agua del sistema ya sea al drenaje convencional o a un cuerpo receptor. En caso de que la capacidad de almacenamiento de la estructura sea superada, se cuenta con estructuras de desagüe que transportan el exceso aguas abajo. Su estructura típica se presenta en la Figura 10 con sus componentes principales: vegetación, medio filtrante, tubería perforada y geotextil o geomembrana.

Estos sistemas son muy flexibles en términos de tamaño y apariencia por lo que existen variaciones como jardines de lluvia, cuneta de bioretención, sistema anaerobio de bioretención, entre otros. Según CIRIA (2015) su ancho debe estar entre 600 mm y 20 m y una longitud máxima de 40 m. Por esto se puede afirmar que el requerimiento de espacio para su implementación es bajo comparado con otras estructuras, lo que lo hace fácil de utilizar en zonas con poca disponibilidad. En adición, sus requerimientos de mantenimiento son actividades como la remoción de basura y sedimentos, reemplazo de vegetación y reparación de erosión las más importantes (Dublin Drainage, 1994a).



**Figura 10. Estructura típica zona de bioretención. Fuente: CIRIA (2015).**

Varios investigadores han caracterizado el desempeño de estas estructuras en términos de su hidrología y calidad del agua tratada. En la Tabla 8 se presentan los resultados más importantes de los estudios consultados y a continuación su síntesis. Esta disminución del flujo se reporta con respecto a pérdidas debidas a exfiltración (por tuberías perforadas en la estructura) y evapotranspiración.

Hatt, Fletcher y Deletic (2009) monitorearon dos estructuras de bioretención en diferentes ciudades de Australia. La primera zona estaba compuesta por 3 celdas con 500 mm de diferentes tipos de suelo y 200 mm de capa de drenaje. Con un área equivalente al 1 % del área total de la cuenca registró una retención entre 15 – 83 % de la escorrentía, un desbordamiento para 11 de los 28 eventos monitoreados y una reducción del flujo al pico entre 37 – 96 %. La segunda zona, con el 2 % del área total de la cuenca, registró una retención entre 11 – 30 % y una reducción del flujo al pico entre 80 – 86 %.

Davis (2008) reportó una reducción del 63 % y 44 % del flujo al pico para dos celdas de 28 m<sup>2</sup> en un parqueadero de 0.24 hectáreas durante 49 eventos. El 15 % de estos generaron desbordamiento y el 18 % fue completamente interceptado. DeBusk y Wynn (2011) encontraron 97 % de retención para una celda con área equivalente al 2.1 % del área total de la cuenca durante 41 eventos de los cuales solo 21 entraron a la estructura. De estos se generó desbordamiento para un evento con profundidad de 1.5 cm en 0.13 horas y 5 más tuvieron un porcentaje de la escorrentía saliendo por la tubería perforada. Para estos se tuvo un 91 % de reducción en el flujo al pico de salida respecto al de entrada. Hunt, Jarrett, Smith y Sharkey (2006) implementaron una zona de bioretención en suelos de baja permeabilidad y registró una retención promedio del 78 %. Olszewski y Davis (2013)

reportaron una reducción del flujo al pico promedio de 83 % y 79.3 % del volumen para una celda de bioretención con área equivalente al 2.8 % del área de la cuenca.

**Tabla 8. Síntesis de la evidencia disponible sobre el desempeño de las zonas de bioretención.**

Referencia	Ciudad	Monitoreo	Estructura	Reducción del volumen (%)
Hatt et al. (2009)	Victoria	28 eventos de lluvia durante 5 meses de los cuales 11 generaron desbordamiento	3 celdas, (1.5 X 10 X 0.7) 500 mm de suelo y 200 mm de capa de drenaje	33
	Brisbane	4 eventos de lluvia de 300 L en 15 minutos	50 mm de mantillo de madera dura, 450 mm de suelo franco arenoso, 250 mm de arena y 200 mm de grava – 20 m <sup>2</sup>	20.2
Davis (2008)	College Park	49 eventos de escorrentía con promedio de 1.6 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> de celda. El 10 % por debajo de 0.11 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> y el 90 % por debajo de 4 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .	Mezcla de suelo de 0.9 m bajo 8 cm de un mantillo de madera dura	Se generaron desbordamientos para el 15 % de los eventos y retención del 100 % para 0.052 cm/hr*
			Mezcla de suelo de 1.2 m bajo 8 cm de un mantillo de madera dura	
DeBusk y Wynn (2011)	Blacksburg	41 eventos con un promedio de 0.8 cm y 0.7 cm/h. Duración máxima: 33 horas y profundidad máxima: 42 cm	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ancho: 7.6 m</li> <li>• Largo: 4.6 m</li> <li>• Profundidad: 1.8 m</li> </ul> Con superficie de mantillo de madera dura y mezcla de suelo diseñada	97
Hunt et al. (2006)	Greensboro	48 eventos, con entrada al sistema entre 3090 L y 183200 L	Espesor de suelo de 1.2 m (5 % del área total de la cuenca)	78

Olszewski y Davis (2013)	Silver Spring	130 eventos de los cuales el 26 % fueron pequeños (0.0254 – 0.254 cm)	102 m <sup>2</sup> equivalente al 2.8 % del área total de la cuenca. Mezcla de suelo entre arena, arcilla y limo	79
--------------------------	---------------	---	--	----

\*Reducción del 63 % y 44 % del flujo al pico

Se presenta en la Tabla 9 la reducción relativa y características de varias zonas de bioretención obtenido a partir de un monitoreo realizado en Estados Unidos. Estas retenciones varían entre 35 y 94 % para eventos con profundidad media de lluvia entre 2.05 y 2.63 cm. Las características de lluvia de las estructuras monitoreadas son muy similares y se evaluó una gran cantidad de eventos para algunas de ellas. No se encuentra un patrón evidente sobre a relación entre reducción y las demás características. Información faltante como intensidad de lluvia sería útil para evaluar mejor el rango de evaluación para estas estructuras; sin embargo se concluye que para estas profundidades de lluvia el desempeño de las zonas de bioretención es bueno.

**Tabla 9. Desempeño de varias zonas de bioretención. Fuente: International Stormwater BMP Database (2010).**

Nombre del lugar	No. de eventos	Profundidad media de lluvia (cm)	Área de la cuenca (ha)	Entrada (L)	Salida (L)	Reducción* (%)
Greensboro bioretention-G1	57	2.63	0.20	2673968	299818	89
Greensboro bioretention-G2	65	2.30	0.19	2673969	152307	94
Hal Marshall Bioretention Cell	10	2.05	0.37	666862	286312	57
Louisburg bioretention-L1	30	2.40	0.36	2356203	1136398	52
Louisburg bioretention-L2	29	2.40	0.22	1184820	741764	37
Graham H.S. Bioretention Cells	17	2.07	0.69	904712	588682	35
Graham H.S. Bioretention Cells	19	2.11	0.69	1212645	490800	60

\*Reducción relativa

A partir de la información anterior es posible concluir que para las condiciones de los estudios reportados, estas estructuras tuvieron un buen desempeño en la reducción del volumen de escorrentía y flujo al pico. Esto se evidencia en los estudios de Hatt et al. (2009) y Hunt et al. (2006) donde se obtuvo una retención entre 15 – 83 % por evento y 78 % acumulado, respectivamente. La reducción del flujo al pico también fue reportada con valores entre 37 – 96 % por evento. Sin



embargo, también se reportaron desbordamientos para varios de los eventos monitoreados por estudio. Un evento de 1.5 cm en 0.13 horas no pudo ser tratado por una de las estructuras y generó desbordamiento, siendo el evento más fuerte monitoreado. La reducción obtenida a partir de la base de datos se evaluó para profundidades de lluvia entre 2.05 y 2.63 cm por lo que ante eventos más fuertes el comportamiento se vería afectado. Varios autores afirmaron que un mayor espesor de suelo mejora de forma importante el desempeño de la estructura por lo que recomiendan implementar zonas profundas.

### 3.1.5 Árboles

Los árboles proveen muchos servicios ecológicos. Reducción de ruido, creación de hábitat, fuente de alimento, captura de carbono, reducción en el consumo de energía, mejora en la estética y calidad del aire son algunos de sus beneficios (CIRIA, 2015). Lo anterior se realiza a partir de los procesos de transpiración, intercepción, infiltración y fitorremediación. Pueden plantarse en conjunto con otras estructuras SUDS o de manera individual. Los sumideros tipo alcorque inundable funcionan como un sistema mini de bioretención útiles en centros urbanos cuyo esquema se presenta en la Figura 11. Estos se diseñan para proveer almacenamiento de agua lluvia y se sitúan al lado de las calles compuestos por una caja prefabricada de concreto con o sin fondo, una rejilla de metal en la superficie para proteger las raíces y el suelo, una matriz de suelo que promueva el crecimiento del árbol y una tubería perforada para drenar.

Las características del suelo son vitales para el crecimiento del árbol y su uso para manejo de escorrentía. Este debe proporcionar niveles adecuados de agua y aire además de volumen para que no se inhiba el crecimiento. El paso de los vehículos puede causar compactación en el suelo y disminuir así su capacidad de infiltración. Por lo anterior se han diseñado componentes que permiten proteger y promover el crecimiento del árbol. En primer lugar los medios de crecimiento creados como base para el árbol y sub-base para la estructura del pavimento son mezclas con alta permeabilidad. De igual manera las estructuras modulares soportan las cargas del pavimento.

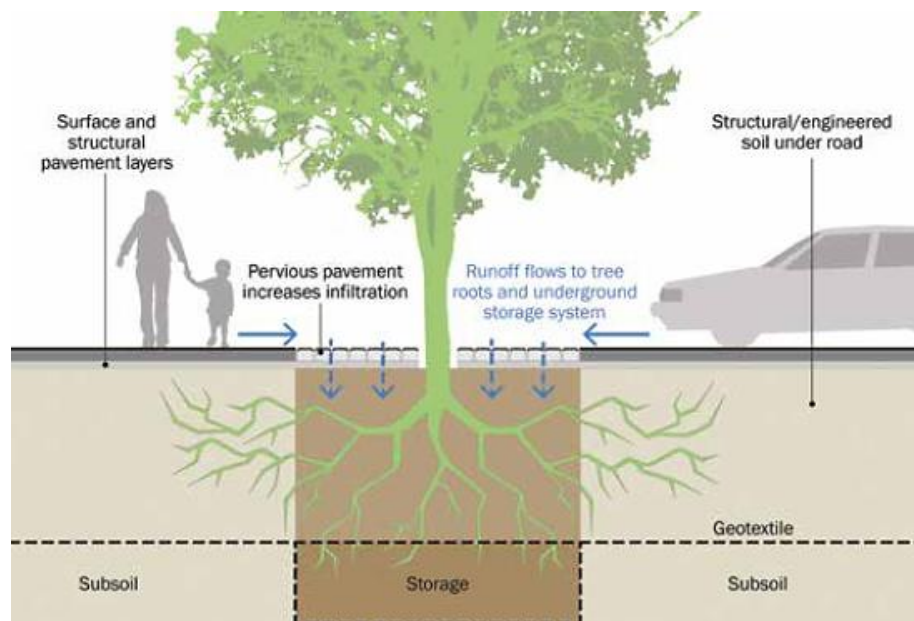


Figura 11. Esquema de un sumidero tipo alcorque inundable. Fuente: CIRIA (2015).

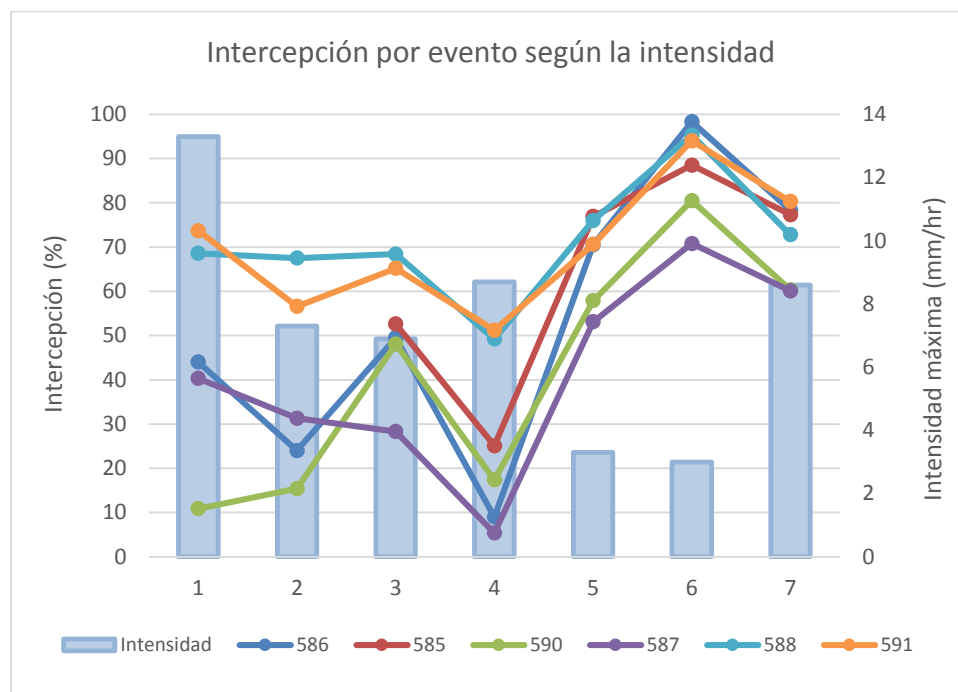
Debido a sus múltiples beneficios varias ciudades como Portland y Seattle han fomentado la siembra de árboles en las ciudades e incentivado con ayudas monetarias. Varios modelos computacionales se han desarrollado para calcular el valor de varias especies donde han expuesto los costos ahorrados por su implementación. Entre esto se ha reportado que por cada 1000 árboles se reducen cerca de 3800 m<sup>3</sup> de agua lo que equivale a casi US\$ 7000 y que sin la presencia del dosel arbóreo ubicado en una ciudad de Texas se generarían 19 millones de m<sup>3</sup> de agua lluvia para contener mediante otras medidas (Stovin, Jorgensen y Clayden, 2008).

Varios investigadores han desarrollado aproximaciones para estimar la intercepción de agua de diferentes especies de árboles. Lo anterior depende principalmente de las características de la lluvia, condiciones meteorológicas, especie y arquitectura del dosel (área y ángulo de las hojas). Varios de los estudios realizados en bosques reportan una intercepción entre el 11 % y 40 % de la precipitación por parte de distintas especies de árboles como coníferas, abetos y eucaliptos, entre otros (Xiao, McPherson, Ustin, Grismer y Simpson, 2000). Sin embargo, estos resultados no pueden ser utilizados para cuantificar los beneficios de los árboles en centros urbanos. Esto se debe a que los parámetros de microclima, edad, diversidad y ubicación de estos difieren a los encontrados en bosques. En una ciudad los árboles típicamente están plantados de manera individual y existe una separación importante entre uno y otro. Algunos de los estudios consultados para cuantificar la intercepción se presentan en la Tabla 10 y su síntesis a continuación.

Xiao et al. (2000) monitorearon dos árboles en California: un peral y un roble. Encontraron una intercepción de 15 % y 27 % para estos y una tendencia de decrecimiento a partir del aumento en

la profundidad y duración de la lluvia. Esta intercepción se mide como la diferencia entre la precipitación medida por encima del dosel y la que llega al suelo, es decir, la retenida en la copa del árbol. De igual manera Guevara-Escobar, González-Sosa, Véliz-Chávez, Ventura-Ramos, y Ramos-Salinas (2007) reportaron una intercepción del 59.5 % de la precipitación en el dosel de un árbol en México. Livesley, Baudinette y Glover (2014) encontraron una intercepción anual del 45 % para dos especies de árbol monitoreadas en Melbourne: eucalipto azul de Sydney y eucalipto menta piperita negra. Este último interceptó la mayoría de los eventos con profundidad de lluvia menor a 4 mm mientras que el otro árbol recibió menos del 40 % de los eventos con precipitación menor a 2 mm.

Asadian y Weiler (2009) también monitorearon seis especies de coníferas en Vancouver donde encontraron una variación entre 5 % y 98% para la intercepción, según el evento de precipitación. Lo anterior corresponde a un rango entre 1.5 y 24.3 mm de lluvia. Encontraron que los valores reportados en la literatura para bosques de estas especies de árboles son menores a los encontrados en el estudio lo que atribuyen a la diferencia de temperatura (efecto de la isla de calor) y al asilamiento de los árboles. Para 7 eventos seleccionados se presenta en la Gráfica 4 la intercepción del dosel de cada árbol según la intensidad de lluvia. Se aprecia que el mejor desempeño fue para el evento 6 con intensidad máxima de 3 mm/hr, profundidad de 26.3 mm y duración de 25 horas. Este evento se registró en primavera y verano junto con los eventos 5 y 7. La intercepción sufrió una disminución tras pasar del evento 3 al 4 debido al aumento en la intensidad del evento aunque hubo una disminución de la profundidad (39.7 mm a 28.2 mm). A continuación se registra un nuevo aumento tras la disminución de intensidad en el evento 5. Lo anterior expone la importancia de la intensidad de precipitación en el desempeño del árbol puesto que las menores tasas ocurrieron en los eventos con mayor intensidad de lluvia (evento 1 y 4). Sin embargo, las intensidades registradas son bajas y corresponden a un evento de precipitación débil de acuerdo con la clasificación de la Agencia Estatal de Meteorología (2015). En adición a lo anterior, se encontró un retraso en el tiempo requerido por la lluvia no interceptada para alcanzar el suelo. Este varió entre 0.2 y 28 horas para los 7 eventos ya mencionados para los seis árboles estudiados.



Gráfica 4. Intercepción de seis árboles por evento según la intensidad. Fuente: Asadian y Weiler (2009).

Armson, Stringer y Ennos (2013) monitorearon tres zonas en Manchester para determinar el desempeño de un sumidero tipo alcorque inundable en la reducción de escorrentía. Estas zonas tenían una superficie de pasto, asfalto y asfalto con alcorque para lo que se concluyó una reducción aproximada del 60 % para la última, aún cuando cubría solo el 35 % del área total. De igual forma su desempeño redujo 58 % y 62 % respecto a la zona con asfalto en invierno y verano, respectivamente.

Tabla 10. Síntesis de la evidencia disponible sobre el desempeño de los árboles y sumideros tipo alcorque inundable.

Referencia	Características	Intercepción
Armson et al. (2013)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Monitoreo durante 243 días con 500 mm para tres zonas ( asfalto, pasto y asfalto con alcorque)</li> <li>• Área de cada zona: 9 m<sup>2</sup></li> <li>• Solo 20 días con profundidad de lluvia mayor a 10 mm</li> <li>• El árbol cubría solo el 35 % del área total</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reducción de la escorrentía del 60 %.</li> <li>• Reducción del 58 % y 62 % comparado con el asfalto en invierno y verano, respectivamente.</li> </ul>

<p>Xiao et al. (2000)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Monitoreo para dos árboles (peral y roble)</li> <li>• Intensidad entre 1 – 28 mm/hr</li> <li>• Peral: 441 mm (38 eventos)</li> <li>• Roble: 700 mm (46 eventos)</li> <li>• La mayoría de los eventos con profundidad menor a 2 mm</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• El peral registró una intercepción del 15 % de la precipitación y el roble 27 %.</li> <li>• Disminución en la intercepción con el aumento de la profundidad y duración de lluvia.</li> </ul>
<p>Guevara-Escobar et al. (2007)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Monitoreo de un árbol durante 4 meses en México (19 eventos)</li> <li>• Intensidad entre 1.2 – 20.3 mm/hr</li> <li>• Profundidad total: 152 mm</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• La intercepción por el dosel fue de 59.5 %.</li> <li>• Para eventos con profundidad menor a 8.4 mm la intercepción fue de 78– 100 % mientras que para eventos con profundidad mayor a 12 mm fue de 55 %.</li> </ul>
<p>Asadian y Weiler (2009)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Monitoreo de seis árboles en Vancouver ( 7 eventos)</li> <li>• Intensidad máxima: 3 – 13.3 mm/hr</li> <li>• Profundidad: 22.6 – 209.6 mm</li> <li>• Duración: 15 – 179 hr</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• La intercepción neta por el dosel varió entre 17 % y 89 % según el evento.</li> <li>• Retraso en el tiempo requerido para que la lluvia no interceptada llegue al suelo entre 0.2 y 28 horas.</li> </ul>
<p>Livesley et al. (2014)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Monitoreo de dos árboles en Australia durante 3 años</li> <li>• 2008: 445 mm de lluvia, el 31% de esta cayó en eventos con profundidad menor a 4 mm</li> <li>• 2009: 461 mm con el 37.2 % en eventos con profundidad &lt;4 mm</li> <li>• 2010: 667 mm con 34.1 % en eventos con profundidad &lt;4 mm</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• La intercepción anual por el dosel fue de 45 %.</li> <li>• La intercepción de una especie varió de 36 % para eventos con profundidad de 2 mm a 30 % para eventos de 8 mm. Para la otra especie varió entre 66 % a 46 % para los mismos eventos.</li> </ul>

A partir de esto se puede concluir que bajo las condiciones utilizadas por Armson et al. (2013), la implementación de un sumidero tipo alcorque inundable presenta ventajas frente al pavimento

tradicional. Sin embargo, la profundidad de lluvia de esta investigación fue muy baja y tampoco se reportó su intensidad por lo que no se tiene idea sobre el desempeño de esta estructura bajo condiciones más fuertes. Asimismo para árboles aislados se evidenció la importancia de las características de lluvia sobre la intercepción puesto que eventos con mayor intensidad registraron menor efectividad. La intercepción acumulada por el dosel no supera el 60 % para los estudios consultados y según el evento puede alcanzar 89 %. Como afirman Stovin, Jorgensen y Clayden (2008), los árboles son más efectivos durante eventos pequeños por lo que su papel debe ser enfocado hacia calidad del agua y no prevención de inundación.

Para estos estudios es necesario tener en cuenta las condiciones de los árboles escogidos: altura, estado, especie y edad, entre otras. Las investigaciones consultadas difieren en estos aspectos y algunos no tienen en cuenta varias características. Es posible afirmar que la intercepción de diversas especies de árboles en bosques ha sido ampliamente cuantificada y estudiada; sin embargo los efectos sobre centros urbanos no lo han sido. La consulta realizada se basó en estudios para árboles aislados, dos específicamente en centros urbanos y otro enfocado en sumideros tipo alcorque inundable. La información disponible sobre este tema es muy limitada y aunque en términos de costo han sido estudiadas, los procesos de intercepción requieren mayor implementación para otras especies y características.

### 3.1.6 Pavimento poroso

Estas estructuras de control en la fuente son pavimentos que permiten el tráfico vehicular o peatonal además de promover la infiltración a través de la superficie a las capas inferiores (CIRIA, 2015). Otros de los procesos que ocurren en la estructuras son filtración, sedimentación, biodegradación y adsorción. Según la capa superficial y materiales utilizados existen dos tipos de pavimento: poroso y permeable. Mientras los primeros están contruidos con material como concreto y asfalto poroso que permiten la infiltración en la totalidad de la superficie los pavimentos permeables tienen una superficie construida con materiales que generan vacíos por los cuales penetra el agua. Lo anterior implica que el espacio disponible para infiltrar son los vacíos entre bloques; un ejemplo de esto son los bloques de concreto.

Se han desarrollado varias superficies para pavimentos. Una de estas es el asfalto poroso que puede usarse en colegios, vías con poco tráfico, zonas de juego y parqueaderos. Los refuerzos de césped son redes plásticas o de concreto llenas de césped que se utilizan como superficie para zonas con bajo tráfico. El concreto poroso, bloques porosos, pavimento macro poroso y resina con grava son otras de las superficies conocidas.

Sin embargo estas estructuras pueden diseñarse para una infiltración total o parcial. De acuerdo con CIRIA (2015) existen tres tipos de diseño según esta función. El sistema tipo A es aquel donde toda el agua lluvia infiltra al suelo donde es almacenado temporalmente y se tiene un dren para eventos

que superen el de diseño. En el sistema tipo B existe parte de agua infiltrada que se transporta al sistema de drenaje mientras el resto se almacena en el suelo. Por último, el sistema tipo C no permite la infiltración y es utilizada en casos donde el agua se reutilizará, la tabla de agua se encuentra muy cercana a la superficie o el sitio presenta excesiva contaminación. Se presenta en la Figura 12 el esquema de un pavimento poroso tipo B con distintas superficies y componentes.

Dentro de sus ventajas está la reducción de flujos al pico y volúmenes de escorrentía, reducción en la cantidad de área impermeable, disponibilidad de agua para re-uso, retención de contaminantes, mejora visual y reducción en la cantidad requerida de sal para épocas invernales (Dublin Drainage, 1994b). Estas estructuras tienen un riesgo alto de colmatación por lo que deben ser constantemente monitoreadas. Las fracturas debido al paso constante de vehículos también afectan la durabilidad y efectividad de los pavimentos por lo que deben repararse rápidamente. No proporciona beneficios de hábitat para especies, no es adecuado para lugares con alta pendiente ni para zonas industriales debido a la contaminación de agua subterránea.

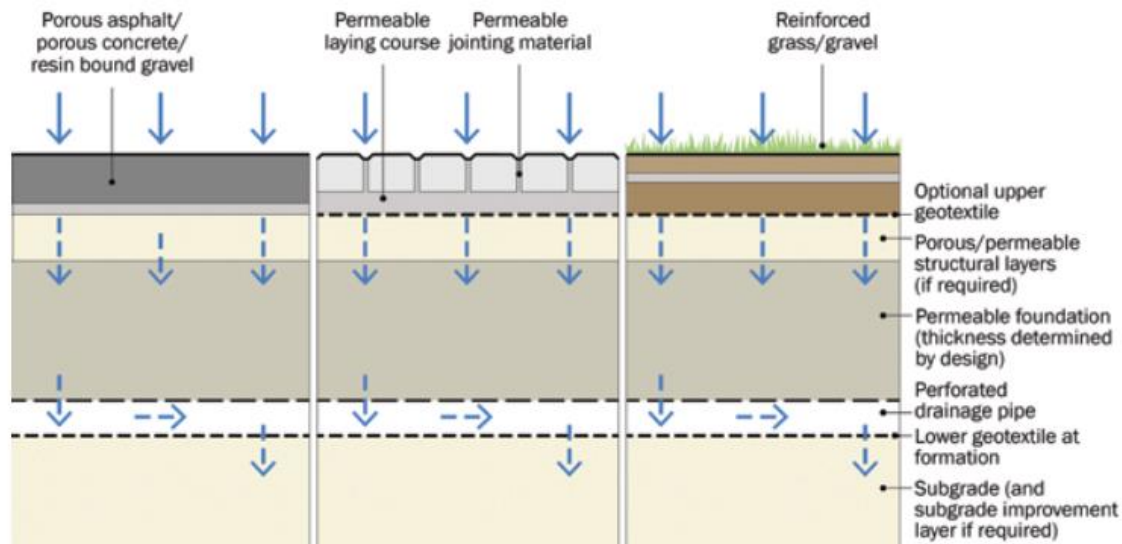


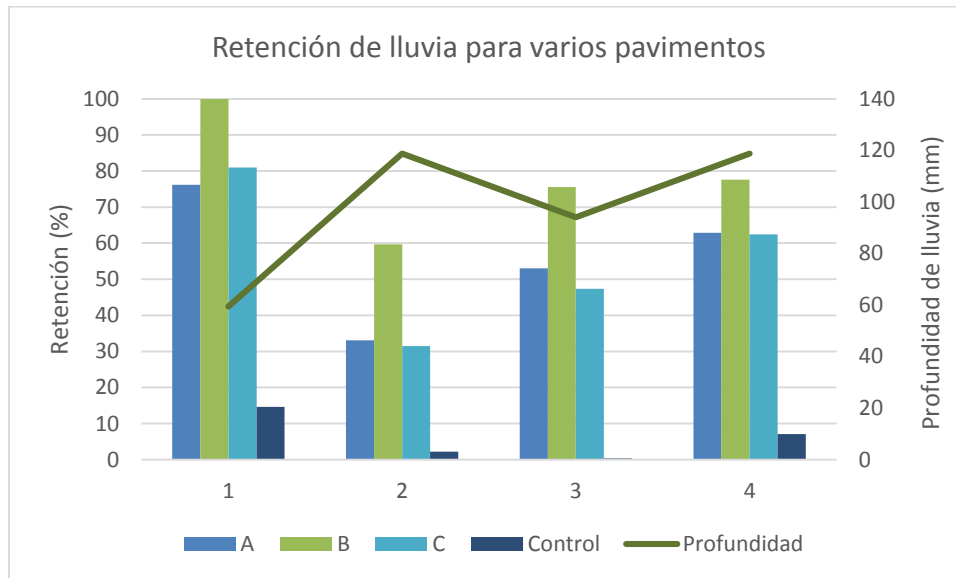
Figura 12. Esquema de un pavimento poroso tipo B. Fuente: CIRIA (2015).

Existe un gran número de investigaciones enfocadas en cuantificar la reducción de escorrentía. Los resultados de algunos de los estudios consultados se presentan a continuación y su síntesis en la Tabla 12.

Hou, Feng, Ding, Zhang y Huo (2008) realizó una investigación en laboratorio con 3 tipos de pavimento (A, B, C, D) para caracterizar su comportamiento bajo distintos eventos de lluvia. Estos tenían bloques de concreto poroso sobre diferentes espesores de sub-base y, algunos, sobre grava. Por último se monitoreó el control con una superficie impermeable. Se encontró para estos una variación entre 33.1 - 76.2 %, 59.7 - 100 % y 31.5 - 81 % para cada uno de los tratamientos,

respectivamente. Además de esto, se registró para el pavimento B un retraso en la generación de escorrentía de 71 minutos respecto al techo control y reducción en los flujos al pico entre 35 y 100 %.

En la Gráfica 5 se presenta la retención de cada tratamiento según la profundidad del evento de lluvia. Se aprecia que el tratamiento B tuvo el mejor desempeño bajo los 4 eventos y que aquel con menor profundidad de lluvia (evento 1) tuvo las retenciones más altas. En adición, se observa que para los eventos 2 y 4 el desempeño fue distinto aunque tuvieron la misma profundidad. Esto se debe al periodo seco antecedente puesto que el evento 2 tuvo un periodo de precipitación aproximadamente 31 días antes mientras que el evento 4 no registra precipitación durante los 6 meses anteriores. Con esto se resalta la importancia de las características de lluvia y tiempo seco antecedente sobre la retención de las estructuras.

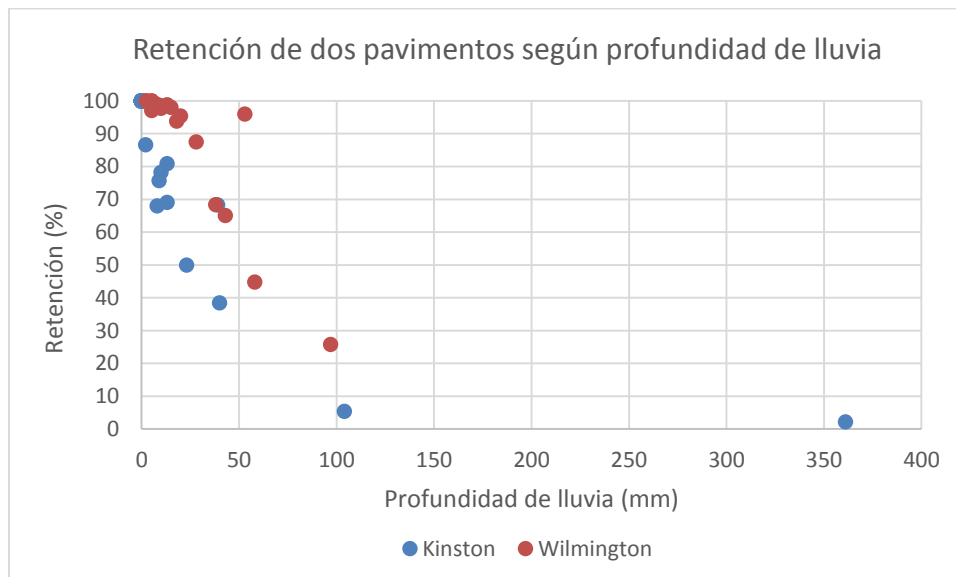


Gráfica 5. Retención de lluvia para cuatro tipos de pavimento en cuatro eventos de lluvia según la profundidad. Fuente: Hou et al. (2008).

Lin, Ryu y Cho (2014) exponen la retención para bloques permeables, concreto y asfalto poroso a partir de ensayos realizados en un laboratorio. Se encontró una reducción promedio del 22 %, 25 % y 16 % respecto a la lluvia y 10 – 20 % comparado con el pavimento control (asfalto gradado denso). La reducción en el tiempo de generación de escorrentía disminuyó con el aumento en la intensidad de lluvia, pasó de 9 – 13 minutos hasta 3 – 4 con una intensidad de 200 mm/hr. En adición, se logró un retraso entre 5 y 10 minutos en el tiempo al pico frente a pavimento control. Asimismo, Bean, Hunt y Bidelspach (2007) reportan el desempeño de 3 estructuras de concreto con aberturas, poroso y bloques permeables en diferentes composiciones. En la Gráfica 6 se presenta la retención de dos de los pavimentos según la profundidad de lluvia. En la ciudad de Kinston se interceptaron



totalmente 37 de los 48 eventos monitoreados entre 13 y 369 mm. Se aprecia que la retención tiene una tendencia decreciente ante el aumento de la profundidad de lluvia, el evento de profundidad máxima (369 mm) solo tuvo una retención del 2 %. Sin embargo, se debe tener en cuenta el tiempo seco antecedente debido a que previo a esta precipitación se tuvo otro evento fuerte (123 mm) 10 días antes para el cual la retención fue de 68 %. Para la ciudad de Wilmington se tuvo una retención entre 26 y 100 % con una retención total para 4 de los 19 eventos y un promedio de 87 %. También es posible apreciar la tendencia decreciente en el porcentaje de retención. La última ciudad monitoreada, Swansboro, retuvo totalmente el agua lluvia para la totalidad de los eventos donde solo 5 de ellos tuvieron una profundidad de lluvia mayor a 50 mm.



Gráfica 6. Retención de lluvia para dos pavimentos según la profundidad. Fuente: Bean et al. (2007).

Gilbert y Clausen (2006) presentan una retención del 72 % para un pavimento de concreto con aberturas y 98 % para piedra triturada respecto al pavimento convencional de asfalto, sin variación estacional. Pagotto, Legret y Le Cloirec (2000) monitorearon una vía en Nantes con asfalto convencional para luego reemplazarlo por poroso. Encontraron que el tiempo de respuesta se duplicó para el tratamiento permeable respecto al pavimento convencional, disminución del flujo al pico de 11.3 %, reducción del volumen de escorrentía de 25.4 % y un aumento en la duración total de flujo para el periodo de monitoreo (1 año) de 1108 horas para el convencional a 1457 horas para el poroso.

Pratt, Mantle y Schofield (1995) reportan una retención entre 34 y 47 % para pavimento de bloques de concreto permeable con diferentes sub-bases de grava, escoria, granito y piedra caliza en la ciudad de Nottingham. El evento registrado con mayor profundidad tuvo 22.6 mm para la cual se obtuvo una retención entre 15 - 27 % y el menor evento con profundidad de 2.8 mm para el cual no

se registra escorrentía. En la Tabla 11 se presentan eventos registrados en este estudio donde se aprecia que para la misma profundidad de lluvia una mayor intensidad implica menor retención para las estructuras. Para la mayor intensidad registrada (evento 1) las estructuras con sub-base de escoria y caliza no tuvieron retención alguna y el granito tan solo retuvo 8 %, mientras que para el evento 2 (12.6 mm/hr) se registraron valores entre 34 y 49 %. Asimismo para el evento 3 (21.2 mm/hr) el granito y la caliza tuvieron una retención del 48 % y 32 %, respectivamente, mientras que para 4.2 mm/hr (evento 4) se registró entre 58 % y 86 %. Por último, se evidencia la importancia general de las características de lluvia puesto que el desempeño de las estructuras fue mejor para el evento 4 con menor profundidad e intensidad de lluvia comparado con el evento 2.

**Tabla 11. Retención de diferentes estructuras según las características de lluvia. Fuente: Pratt et al. (1995).**

Evento	Profundidad (mm)	Intensidad máxima (mm/hr)*	Grava (%)	Escoria (%)	Granito (%)	Caliza (%)
1	10,4	33.1	-	0	8	0
2	10,1	12.6	48	49	41	34
3	6,9	21.1	-	-	48	32
4	6,9	4.2	67	86	58	69

\*Intensidad máxima en un intervalo de 15 minutos

Dreelin, Fowler y Carroll (2006) reportan una retención entre 78.5 y 100 % para 9 eventos registrados en un parqueadero en Atenas, Georgia. Aunque este suelo es rico en arcillas su intercepción fue total para eventos de 0.15 y 0.3 cm. Para el máximo evento reportado (1.85 mm) se registró una retención del 93 % lo cual demuestra su gran desempeño. También se comparan los resultados con un techo control donde la retención varió entre 5.9 y 66.7 %, mucho menor que para la estructura estudiada.

**Tabla 12. Síntesis de la evidencia disponible sobre el desempeño de pavimento poroso.**

Referencia	Ciudad	Monitoreo	Estructura	Retención (%)
Hou et al. (2008)	Beijing*	4 eventos de lluvia con profundidad entre 56.36 y 118.72 mm y duración entre 60 y 120 minutos. Intensidad máxima de 59.36 mm/hr.	Sub-base de 20 cm	33.1 – 76.2
			Sub-base de 10 cm sobre 20 cm de grava	59.7 – 100
			Sub-base de 5 cm sobre 20 cm de grava	31.5 - 81
Lin et al. (2014)	Gimcheon*	Tres intensidades distintas bajo un aspersor <ul style="list-style-type: none"> <li>• 100 mm/hr</li> <li>• 150 mm/hr</li> <li>• 200 mm/hr</li> </ul>	Bloques permeables con espesor de 80 mm sobre cama de arena de 30 mm	22
			Concreto poroso de 100 mm con capa de filtración de 50 mm	25
			Asfalto poroso de 100 mm con sub-base granular permeable de 300 mm	16
Bean et al. (2007)	Kinston	26 meses, 48 eventos con profundidad entre 13 y 369 mm.	Red de concreto de 90 mm con aberturas sobre cama de arena de 50 mm, geotextil y marga – 630 m <sup>2</sup>	90
	Wilmington	17 meses, 21 eventos con profundidad entre 2.5 y 97 mm con solo dos de ellos mayores a 50 mm. Intensidad máxima: 89 mm/hr	Concreto poroso de 200 mm – 370 m <sup>2</sup>	87.6
	Swansboro	10 meses, 1070 mm de lluvia con 5 eventos con profundidad mayor a 50 mm. Profundidad máxima: 88 mm	Bloques de adoquín de concreto permeable de 76 mm sobre 75 mm de gravilla y 200 mm de grava lavada - 740 m <sup>2</sup>	100

Gilbert y Clausen (2006)	Connecticut	22 meses, 104 eventos de los cuales el 90 % tuvo intensidad menor a 29 mm/hr y 645 minutos	Red de concreto de 230 mm con aberturas sobre 5 cm de arena gruesa y 15 de grava procesada	72**
			Piedra triturada de 1.2 cm sobre arena compactada de 7.5 cm	98**
Pagotto et al. (2000)	Nantes	50 eventos, 248 mm en 5 meses	Asfalto poroso de 30 mm sobre superficie impermeable	25.4
Pratt et al. (1995)	Nottingham	42 eventos de lluvia	Bloques de concreto permeable sobre 10 mm de grava - 184 m <sup>2</sup>	63
		56 eventos de lluvia	Bloques sobre 40 mm de escorio de horno grava - 184 m <sup>2</sup>	66
		59 eventos de lluvia	Bloques sobre 5-40 mm de granito grava - 184 m <sup>2</sup>	53
		59 eventos de lluvia	Bloques sobre 5-40 mm de piedra caliza grava - 184 m <sup>2</sup>	55
Dreelin et al. (2006)	Atenas	9 eventos, con profundidad entre 0.03 y 1.85 cm	Matriz plástica con arena y césped en la superficie con 25 cm de base de grava - 187 m <sup>2</sup>	90.5

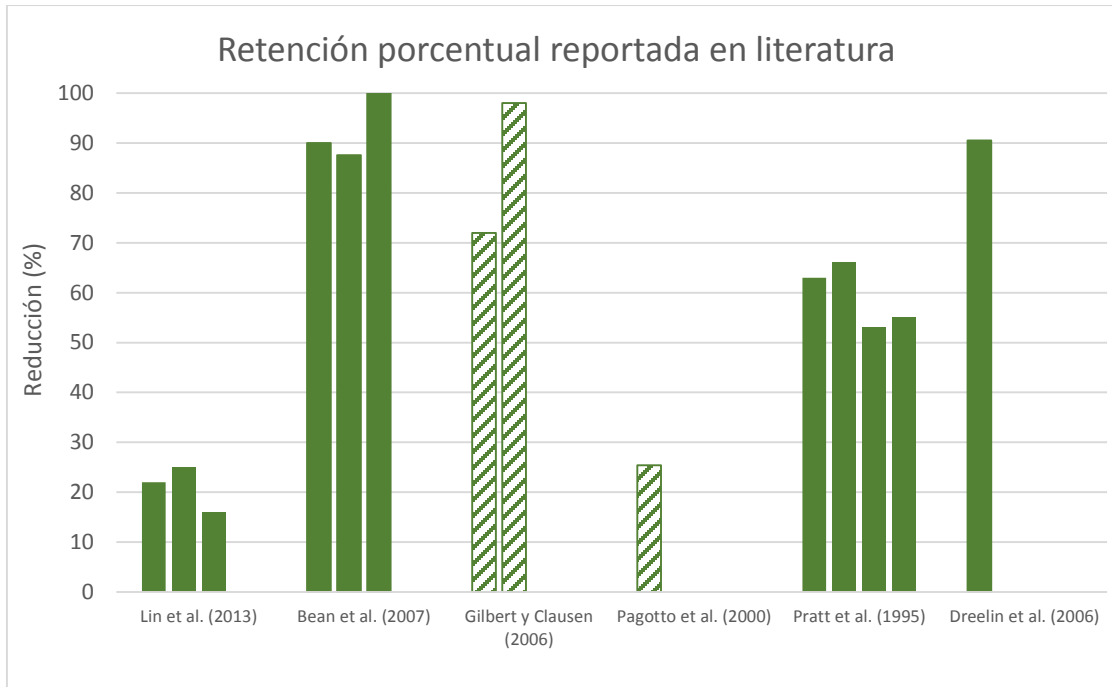
\*Ensayos en laboratorio

\*\* 2 estructuras monitoreadas por cada uno, resultados respecto al pavimento de asfalto convencional

Con base en la información presentada es posible concluir que la mayoría de los eventos de menor profundidad son interceptados totalmente por un pavimento poroso. Por el contrario, para eventos de gran profundidad como el reportado por Bean et al. (2007) con 369 mm, se tiene un muy bajo desempeño. Se confirmó la importancia de las características de lluvia por lo que se puede concluir que estas estructuras son adecuadas para tratar eventos de poca profundidad y baja intensidad. También se debe tener en cuenta el periodo seco antecedente para analizar el comportamiento del pavimento puesto que lluvias con alta frecuencia pueden no permitir al suelo la realización de los procesos que reduzcan el contenido de humedad.

Las estructuras evaluadas tuvieron distintas composiciones y elementos por lo que no es posible compararlos de manera directa. Sin embargo fue posible observar en el estudio realizado por Bean et al. (2007) que el pavimento con mejor desempeño fue aquel con la mayor área implementada, lo

que implica una mayor capacidad de tratamiento. Se encontró una retención entre 16 y 100 % para profundidades hasta 369 mm e intensidades de 200 mm/hr.



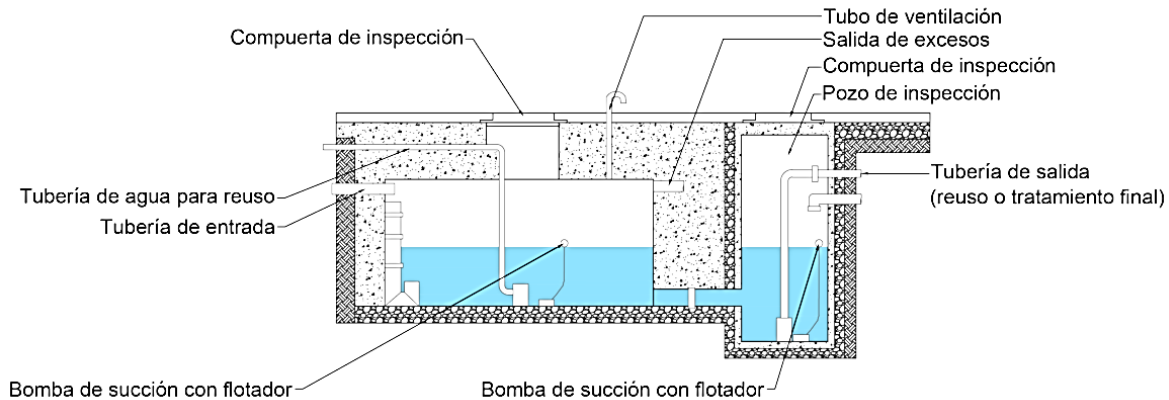
**Gráfica 7. Retención porcentual reportada en la literatura con respecto a la lluvia (relleno) o al techo control (con trama).**

### 3.1.7 Tanque de almacenamiento

Estas estructuras son diseñadas de manera individual para casas con el fin de reducir la cantidad de escorrentía. Necesitan un tratamiento previo y existen en el mercado varias opciones para su implementación. Algunas de estas son los sistemas geocelulares que son unidades modulares con alta porosidad, estructuras de plástico corrugado en forma de arco, tuberías de concreto o plástico de gran tamaño, tuberías corrugadas de metal, tanques de vidrio reforzado, tanques híbridos, entre otros. Uno de los factores más importantes para tener en cuenta de esta estructura es el mantenimiento debido a que pueden ubicarse de forma subterránea y algunas de las opciones mencionadas tienen dificultades para el acceso. El agua almacenada puede ser usada para fines potables o no potables como riego de jardines.

Son flexibles en tamaño y forma por lo que pueden ser adaptados según la necesidad. Tienen alta capacidad de almacenamiento y pueden ser instalados bajo vías, parqueaderos u otras áreas en espacios abiertos. Para esto se deben tener en cuenta factores como el tráfico y el costo. En la Figura

13 se presenta la estructura típica de los tanques con una compuerta de inspección, tubería de entrada y salida, compuerta y pozo de inspección, tubo de ventilación y bombas.



**Figura 13. Esquema de un tanque de almacenamiento. Fuente: CIRIA (2015).**

Petrucci et al. (2012) utilizaron el modelo SWMM 5 para determinar el efecto de los tanques de almacenamiento sobre la reducción de alivios del sistema de alcantarillado. Para esto implementaron tanques al este de París y realizaron campañas de medición antes y después de su adecuación con el fin de calibrar el modelo. El almacenamiento total de los tanques fue de 173 m<sup>3</sup> en un área total de 13601 m<sup>2</sup> por lo que la capacidad específica de las estructuras fue de 12.7 mm. Sin embargo, tras correr el modelo bajo diferentes escenarios fue posible apreciar que los tanques no son un tratamiento efectivo para este fin. Se encontró que un evento de 31.6 mm y 44.9 mm/hr supera la capacidad del sistema por lo que el flujo al pico se retrasa tan solo unos pocos minutos sin obtener reducción alguna. Esto mismo ocurre para aquellos eventos para los que se registraron desbordamientos en el sistema de alcantarillado por lo que los tanques no previenen su ocurrencia. En adición a esto se encontró que un aumento en el número de tanques no genera siempre una mejoría en la eficiencia del sistema. Por el contrario, el aumento en el tamaño de los tanques implementados tiene un mayor efecto sobre el desempeño.

A pesar de lo anterior, como afirman Gerolin, Kellagher y Faram (2010) el diseño de estas estructuras está orientada a la demanda de los usuarios, por lo que generalmente se alcanzan volúmenes pequeños que no tienen efecto sobre la esorrentía. Esto representa una limitación debido a que con la urbanización la disponibilidad de espacio se reduce y no es posible la implementación de estructuras que requieran grandes áreas.

La demanda de los usuarios es un factor importante para estas estructuras y varios autores han realizado aproximaciones para modelar esta variable. Sin embargo, es un proceso complejo debido a que depende del número de personas que habitan en la zona, tipo de aplicaciones del agua almacenada en los tanques, clima y factores ocupacionales personales como tiempo de duración de

la ducha. Lo anterior permite estimar el tiempo en el que el tanque será vaciado para así realizar el diseño de la estructura y evitar desbordamientos.

Gerolin et al. (2010) encontraron a partir de un modelo para 3 ciudades de Gran Bretaña que la relación entre el suministro de escorrentía del techo y demanda del hogar tiene un impacto sobre el desempeño de los tanques. Cuando la relación es menor a 1 se registra una buena reducción en el volumen y flujo al pico. Por el contrario, para una relación mayor a 1 estos beneficios son muy bajos. Incluso, a partir de una relación de 1.5 un aumento en el tamaño de los tanques es inefectivo debido a que el sistema es controlado por la entrada de agua y la demanda de la vivienda es demasiado pequeña para tener un efecto importante en la reducción. Otro factor significativo es el tiempo de lluvia antecedente puesto que estas estructuras se drenan de forma lenta. En resumen se afirma que estas estructuras deben ser implementadas, preferiblemente, en lugares con una distribución de lluvia uniforme durante el año o pocas variaciones fuertes en la profundidad evitando así problemas con su uso en distintas estaciones.

De igual manera Campisano, Di Liberto, Modica y Reitano (2014) tuvieron en cuenta la demanda de un baño. Encontraron que para una fracción de almacenamiento (relación entre volumen del tanque y área por lluvia) con valor igual a 5, la reducción en el flujo al pico varía entre 30 – 65 % para el 50 % de los eventos monitoreados con diferente fracción de demanda (relación entre demanda y área por lluvia).

Burns et al. (2014) monitorearon 12 tanques en residencias de Australia. Registraron desbordamientos constantes debido a que no se vaciaban en el tiempo requerido. No hubo variación estacional para una profundidad media anual de 1312 mm/año. De esta manera encontraron que 9 de las estructuras no tuvieron un impacto sobre la reducción de escorrentía debido a una demanda limitada, el tamaño de los tanques no era apropiado comparado con el área del techo o su operación era interrumpida. Aseguran que conectar estas estructuras al drenaje podría evitar los desbordamientos o utilizar el agua almacenada para más usos alternativos.

Con base en todo lo anterior es posible concluir que los tanques de almacenamiento son estructuras que drenan de forma lenta por lo que dependen directamente del tiempo antecedente de lluvia para estimar su tiempo de vaciado, así como de la demanda de los usuarios. En los estudios consultados se evidencia el bajo desempeño de estas estructuras en la reducción de escorrentía debido a que la cantidad de lluvia supera la capacidad disponible. Sin embargo, algunas reducciones a partir de modelos exhiben una reducción del flujo al pico para ciertas características de demanda y lluvia. El aumento en el tamaño de los tanques resultó ser una solución adecuada para algunos de los autores aunque otros afirmaron que un gran aumento puede ser ineficiente ante intensidades altas de lluvia y baja demanda.

Las estimaciones sobre la efectividad de los tanques de almacenamiento son complejas debido a que se deben tener en cuenta factores muy variables como la demanda de los usuarios. Por esta razón las investigaciones aquí presentadas utilizaron distintos parámetros y características que consideraron necesarias aunque no son generales. Los resultados obtenidos se concluyen para las características de cada uno de los estudios y pueden variar según los modelos y variables utilizadas.

### 3.1.8 Cuenca seca de drenaje

Estos sistemas son depresiones normalmente secas que almacenan la escorrentía durante eventos de lluvia y la liberan de manera controlada. Por esto permite controlar el flujo, al ser integrado en espacios verdes proporciona mejoras estéticas y recreacionales, puede ser usado en casi cualquier tipo de suelo y puede generar micro hábitats. Sin embargo, tiene limitada capacidad de remoción de contaminantes y esto está directamente relacionado con el tiempo de retención. En adición, necesita grandes áreas para su implementación y tiene altos costos de mantenimiento por colmatación.

Las cuencas secas de drenaje son estructuras de control en el sitio que pueden, o no, ser vegetadas y permitir la intercepción de agua por parte de la vegetación. En caso de que no exista un pre-tratamiento es necesaria la existencia de una piscina artificial para acumular los sedimentos que podrían afectar la estructura y su estética (CIRIA, 2015).

Metzger, Harbison y Hu (2011) monitorearon mensualmente durante un año 15 cuencas secas de drenaje en el condado de San Diego, California. Así, se encontraron mosquitos en 14 de las cuencas cada mes durante el periodo de monitoreo y su presencia fue observada en el 70 % de las cuencas que contenían agua estancada. Las 4 especies de mosquitos encontradas tienen efectos en la salud pública e incluso una de ellas (*Anopheles hermsi*) ha sido implicada en casos de malaria.



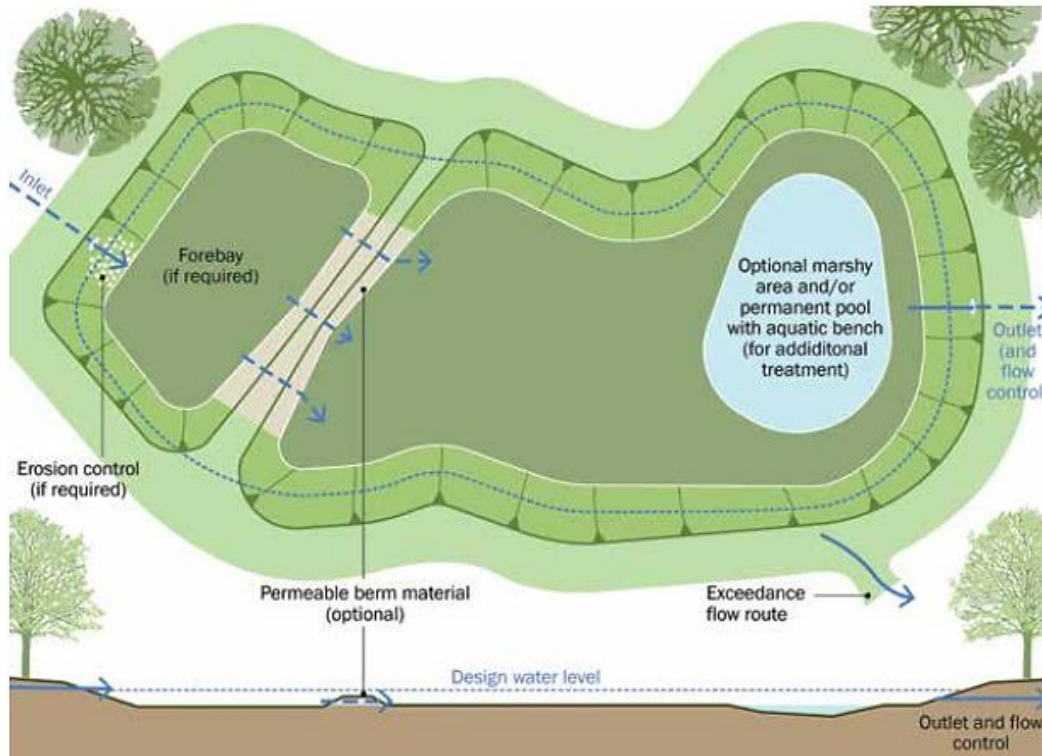


Figura 14. Esquema de una cuenca seca de drenaje. Fuente: CIRIA (2015).

Se presenta en la Tabla 13 la reducción relativa y características de varias cuencas de drenaje obtenidas a partir de un monitoreo realizado en Estados Unidos. Estas retenciones varían entre 0.4 y 57.8 % para eventos con profundidad media de lluvia entre 0.94 y 5.12 cm. Los valores reportados demuestran una reducción muy baja en el volumen de escorrentía y un rango muy limitado en comparación con las otras estructuras. Esto se comprueba en la Tabla 7 donde se presentan reducciones entre 10 y 85 % para cuencas verdes y en la Tabla 9 entre 35 % y 94 % para zonas de bioretención. Lo anterior implica que, aunque no se conocen características importantes como la intensidad de lluvia y dimensiones de la estructura, la retención de las cuencas de drenaje no tuvo un desempeño alto para los lugares evaluados. Se aprecia también que la mayor reducción se encontró para el lugar con menor profundidad media de lluvia (0.94 cm) y el resto de estructuras con profundidades mayores evidenciaron un menor desempeño.

**Tabla 13. Desempeño de varias cuencas de drenaje. Fuente: International Stormwater BMP Database (2010).**

Nombre del lugar	No. de eventos	Profundidad media de lluvia (cm)	Área de la cuenca (ha)	Entrada (L)	Salida (L)	Reducción* (%)
I-15/SR-78 EDB	19	2.01	5.42	6026929	5010383	16.87
I-5 / SR-56	14	2.28	2.14	4109681	2643576	35.67
El Dorado Detention Basin B504-03-00	11	1.88	48.97	49996703	37927058	24.14
Brooke Detention Basin and Wetland	4	1.72	4.86	1738960	889630	48.84
Carver County dry detention pond	12	3.51	18.21	12762828	6684616	47.62
Greenville Pond	8	5.12	81.00	83858923	51341130	38.78
Lexington Hills - Detention Pond	13	0.94	10.75	4812533	2030997	57.80
I-5/Manchester (east)	14	2.25	1.94	2778421	1857104	33.16
Massie Road Detention Pond C	4	1,64	3.19	1.905211	1280094	32.81
Mountain Park	7	1,13	10.68	1302928	934795	28.25
Whispering Heights Residential Site	6	-	30.76	37515854	37366062	0.40

\*Reducción relativa

### 3.1.9 Pondajes húmedos y humedales artificiales

Los pondajes húmedos son cuerpos de agua permanentes que permiten la sedimentación y tratamiento biológico. Estos sistemas son controles regionales que pueden ser implementados en zonas residenciales e industriales. Son adecuados para la remoción de contaminantes sólidos y solubles, proveen control de inundaciones, crean hábitat para diversas especies, aumentan el valor de las propiedades aledañas, y constituyen una oportunidad de educación para los habitantes del sector. Sin embargo, tienen un importante requerimiento de espacio por lo que no son aptos para todos los centros urbanos, pueden generar problemas de seguridad, tienen altos costos de construcción pero sus requerimientos de mantenimiento son bajos.

El tiempo de detención en esta estructura debe ser entre 14 y 21 días para permitir el desarrollo de procesos de sedimentación y tratamiento biológico. Su vida útil es aproximadamente 20 años y su estructura típica se presenta en la Figura 15.

Los humedales artificiales son similares a los pondajes aunque cuentan con mayor vegetación acuática y un menor volumen de agua. Son altamente efectivos en la remoción de contaminantes, mejoran la estética y recreación de la zona, aumentan el valor de las propiedades aledañas y pueden

ser usados casi en todos los tipos de suelo. Todo lo anterior es posible a partir del correcto manejo de la estructura. Dentro de sus limitaciones están los grandes requerimientos de espacio, altos costos de construcción y la variación de su eficiencia con las condiciones climáticas.

Kwasny, Wolder e Isola (2004) afirman que existen cuatro tipos de mosquitos que pueden habitar en los humedales estudiados de California. Los más comunes (*Ochlerotatus melanimon*) son aquellos que emergen ante inundaciones y son muy molestos e incluso pueden ser vectores puente. Las especies restantes *Culex tarsalis*, *Culex erythrorhax* y *Anopheles freeborni* son comunes durante el verano. Las primeras dos especies son vectores puente del West Nile virus (WNV) en el oeste de Estados Unidos el cual puede causar fiebre, debilidad, fatiga, vómito, dolor de cabeza, entre otros síntomas hasta enfermedades neurológicas. Sin embargo, la mayoría de la población se recupera totalmente. La última especie es conocida por ser un vector de malaria que en conjunto con el parásito (*Plasmodium falciparum*) resulta en la transmisión de la enfermedad. Los autores sugieren alternativas para minimizar la presencia de mosquitos en humedales. La quema controlada, pastoreo, henificación y segado son algunas de estas además de garantizar el correcto funcionamiento de todas las estructuras a partir de un mantenimiento continuo.

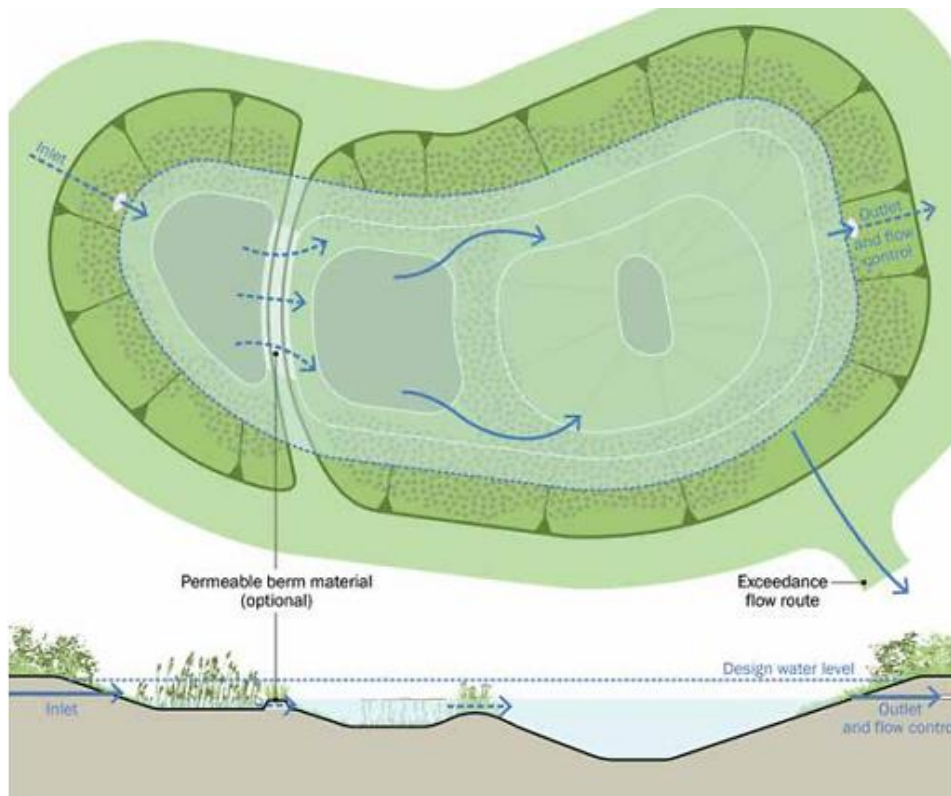
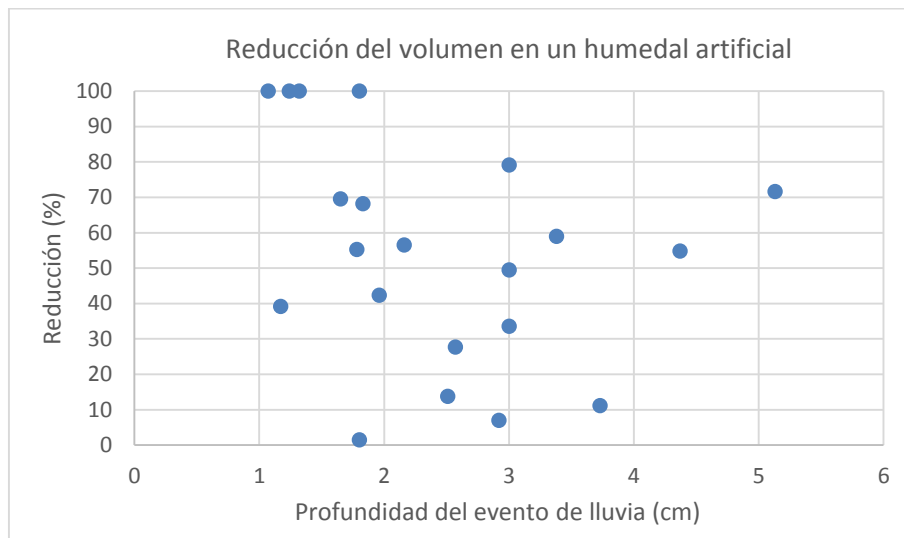
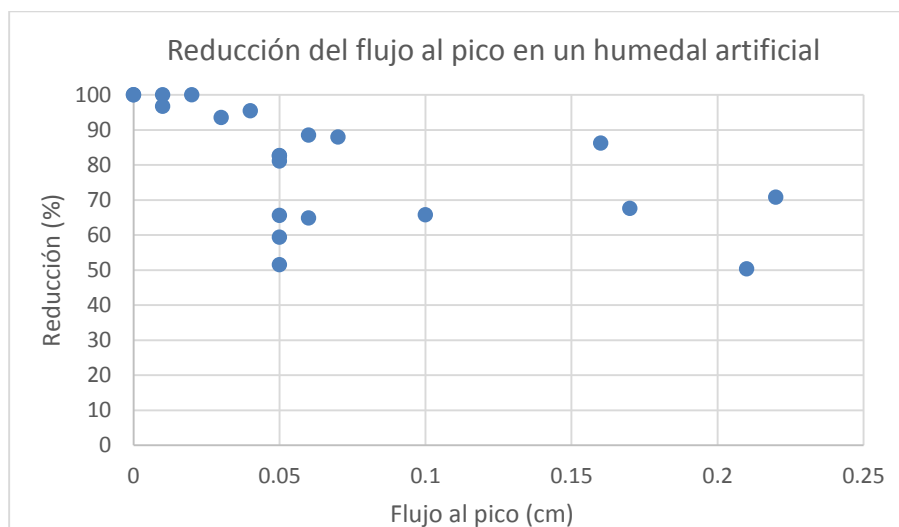


Figura 15. Estructura típica de un pondaje húmedo. Fuente: CIRIA (2015).

Lenhart y Hunt III (2011) monitorearon el comportamiento de un humedal artificial de 0.14 hectáreas durante 24 eventos de lluvia con profundidad entre 0.0011 y 0.22 cm. Ubicado en suelo arenoso, registró una reducción promedio del 54 % del volumen de escorrentía y 80 % del flujo al pico. En la Gráfica 8 se presenta la reducción del volumen de escorrentía para cada evento de lluvia según su profundidad y en la Gráfica 9 la reducción del flujo al pico según el pico de entrada. Algunos de los eventos con menor profundidad tuvieron una retención del 100 % pero a partir de estos valores las reducciones fueron menores. Lo anterior puede deberse al tiempo seco antecedente y a la intensidad de lluvia que no se presenta. Sin embargo, no se evidencia un patrón claro de disminución en la retención debido al aumento de la profundidad de lluvia. Para la reducción del flujo al pico se evidencia que los flujos con menor profundidad fueron totalmente capturados.



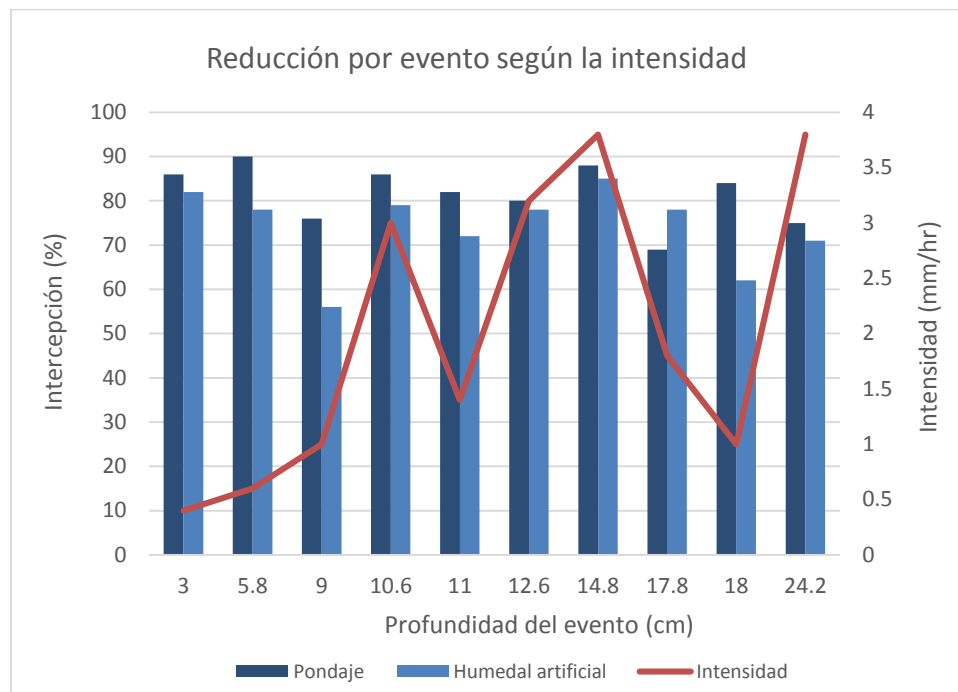
**Gráfica 8. Reducción del volumen de escorrentía en un humedal artificial. Fuente: Lenhart y Hunt III (2011).**



Gráfica 9. Reducción del flujo al pico en un humedal artificial. Fuente: Lenhart y Hunt III (2011).

Liew, Selamat, Ab. Ghani y Zakaria (2012) desarrollaron un modelo unidimensional con el software InfoWorks Collection System (CS) y aplicaciones de GIS para modelar un pondaje seco de 6.55 hectáreas en Malasia. A partir de esto encontraron que para un evento con periodo de retorno de 50 años, el pondaje reduce el flujo en 40 m<sup>3</sup>/s y aumenta el tiempo al flujo 40 minutos. Para un evento con periodo de retorno de 100 años el flujo se atenúa a 42 m<sup>3</sup>/s y el tiempo al pico aumenta 45 minutos. Encontraron que la estructura es adecuada para tratar un evento con periodo de retorno de 100 años sin ocasionar desbordamiento.

Los pondajes y humedales pueden usarse de manera conjunta y formar así un sistema que funciona como una planta de tratamiento. Al-rubaei, Engström, Viklander y Blecken (2014) monitorearon un pondaje de 1.8 hectáreas, seguido por un humedal de 5 hectáreas tras 19 años de funcionamiento. Encontraron una reducción del 72 % y 79 % del flujo al pico para el humedal artificial y el pondaje, respectivamente a partir de 10 eventos de lluvia con un total de 126.8 mm y una intensidad promedio de 2 mm/hr. En la Gráfica 10 se presenta la reducción del volumen de escorrentía para cada uno de los 10 eventos monitoreados según las características de lluvia. Se aprecia que para el evento más intenso (24.2 mm y 3.8 mm/hr) se tuvo un desempeño relativamente bajo para las dos estructuras comparado con los demás. Los eventos menos intensos tuvieron una mejor retención. Estas estructuras fueron caracterizadas en 1997 y se encontró una reducción del flujo al pico de 87% un valor más alto al reportado en el estudio.



Gráfica 10. Reducción del volumen de escorrentía en un humedal artificial para 10 eventos. Fuente: Al-rubaei et al. (2014).

Desafortunadamente la mayoría de las investigaciones realizadas sobre estas estructuras están enfocadas en la calidad del agua y no en la reducción de volúmenes. Aun así, a partir de la información presentada se puede concluir que de manera individual los humedales artificiales reducen el volumen de escorrentía y el flujo al pico para profundidades de lluvia entre 0.0011 y 0.22 cm. Los pondajes también retrasan el flujo al pico según la investigación consultada y son capaces de tratar eventos de gran magnitud, hasta con periodo de retorno de 100 años. Sin embargo, es importante aclarar que el pondaje estudiado representa el 1.5 % del área total de la cuenca y tiene un tamaño importante (6.55 hectáreas) por lo que tiene gran capacidad. Por otro lado, en conjunto estas estructuras permiten la reducción del volumen y el flujo al pico en 72 % y 79 % según el estudio realizado por Al-rubaei et al. (2014). A partir de los datos obtenidos en esta investigación se encontró la influencia de la profundidad e intensidad de lluvia sobre las estructuras por lo que bajo otras condiciones su desempeño será distinto.

### 3.1.10 Tren de tratamiento

Con el fin de combinar tratamientos y obtener más beneficios, es posible la implementación de varias de las estructuras mencionadas previamente conectadas entre ellas. Brown, Line y Hunt (2012) monitorearon dos prácticas en serie: concreto poroso y zona de bioretención en un parqueadero en Carolina de Norte. El primero tiene un espesor de 0.2 m sobre una sub-base de piedra con diámetro aproximado de 13 mm. A través de una tubería de PVC perforada, el flujo en

exceso pasa hacia la celda de bioretención drenada con un espesor de suelo de 0.5 m y área superficial de 0.05 hectáreas. La mezcla de suelo está compuesta por arcilla, limo, compost y arena. Las dos estructuras se diseñaron para retener la escorrentía total de un evento de precipitación de 25 mm y fueron monitoreadas durante 17 meses. Se registraron 80 eventos con profundidad entre 2.5 y 111.3 mm de los que 33 ocasionaron desbordamiento en la celda de bioretención. Para un evento con intensidad de 138 mm/hr durante 2 minutos se registró un flujo al pico entrando al parqueadero de 360 L/s ·ha mientras el flujo al pico de salida fue de 0.19 L/s ·ha. Lo anterior representa una reducción del 99.94 %. Con el fin de evaluar el desempeño del sistema, se monitorearon durante 12 meses tres celdas de bioretención en paralelo con profundidades de 0.6 y 0.9 m. Se encontró que mientras la reducción del sistema pavimento-celda fue de 69 %, las zonas por separado redujeron 45 % y 35 % (para cada profundidad) y la cantidad de escorrentía no tratada por estas fue de 12 % y 11 % mientras que para el sistema fue 1 %. Estos resultados se muestran en la Tabla 14 donde se evidencia la mejora obtenida a partir del uso combinado de las estructuras. El autor también reporta disminución en los flujos al pico; sin embargo, afirma que el sistema costó aproximadamente 5 veces más que las celdas individuales de bioretención.

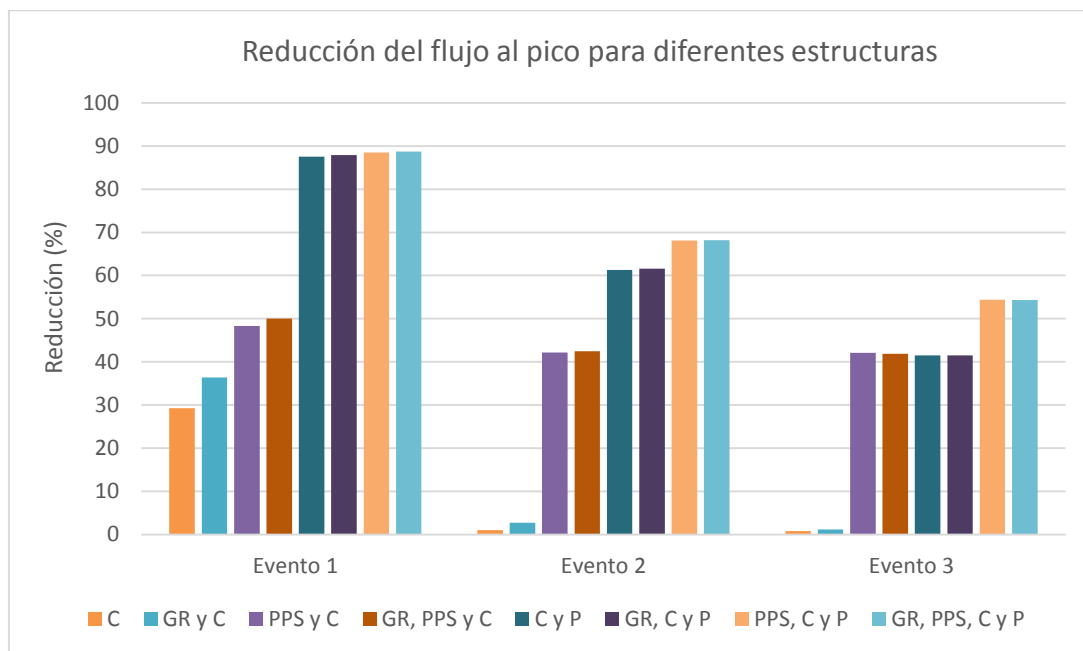
**Tabla 14. Desempeño anual de tres estructuras diferentes ubicadas en Nashville. Fuente: Brown et al. (2012).**

<b>Estructura</b>	<b>Reducción volumen (%)</b>	<b>Escorrentía no tratada (%)</b>	<b>Máxima tasa de salida (L/s* ha)</b>
Sistema pavimento- celda	69	1	12,5
Celda de bioretención ( 0.6 m)	35	12	115
Celda de bioretención ( 0.9 m)	45	11	115

Bastien, Arthur, Wallis y Scholz (2010) utilizaron el modelo MUSIC (Model for Urban Stormwater Improvement Conceptualisation) para evaluar las diferentes alternativas de trenes en una cuenca en Glasgow. Reportan que los beneficios en términos de calidad del agua son altos respecto a estructuras individuales aunque los requerimientos de terreno pueden llegar a ser muy altos. Se afirma que el uso de cunetas verdes y humedales no presenta reducciones importantes en la cantidad de agua para eventos con altos periodos de retorno. Asimismo, los techos verdes son adecuados para el almacenamiento de escorrentía solo para un volumen reducido. Por lo anterior se considera que los pondajes son la solución más efectiva para tratar eventos fuertes y se destaca la importancia del periodo de retorno de diseño para escoger las estructuras más apropiadas.

Lashford, Charlesworth, Warwick y Blackett (2014) utilizaron la herramienta de simulación WinDes para evaluar los beneficios a partir de distintas combinaciones de SUDS en la ciudad de Coventry. Las estructuras modeladas fueron techos verdes para cada casa y pavimento permeable como control en la fuente además de pondajes secos como control en el sitio bajo tres eventos con duración de 3, 360 y 720 minutos e intensidad de 73.13 mm/hr, 11.92 mm/hr y 7.187 mm/hr,

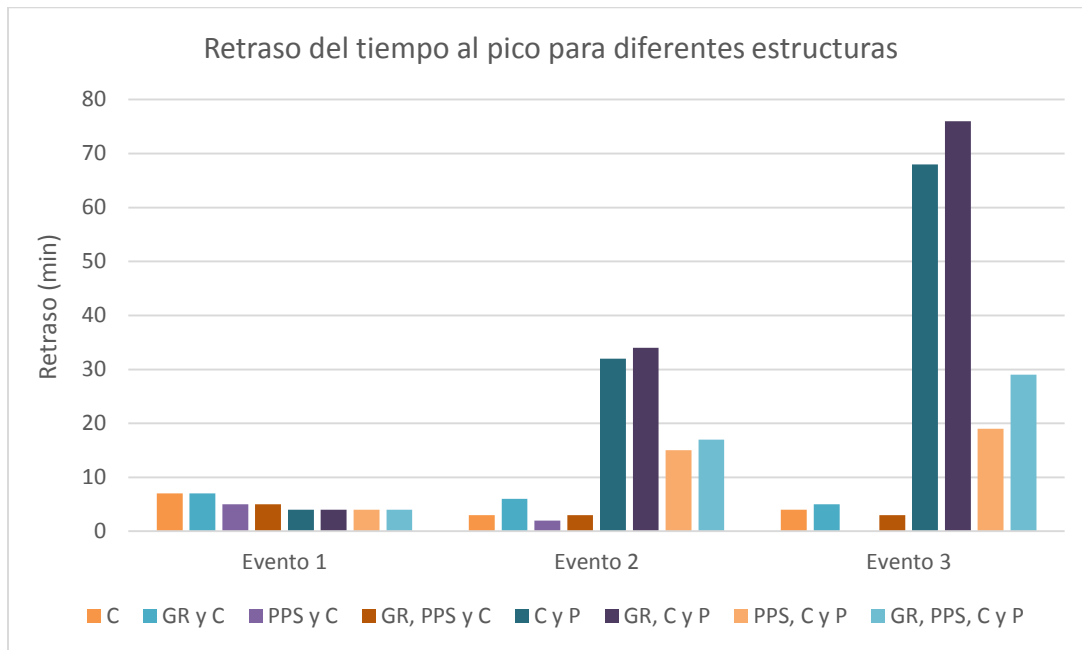
respectivamente. Las reducciones del flujo al pico respecto al sistema convencional (también modelado) se presentan en la Gráfica 11 para techos verdes (GR), pavimento poroso (PPS), pondaje (P) y cuneta verde (C). Se aprecia que el tren con todas las estructuras tuvo siempre el mejor desempeño y que todos los sistemas que incluyen un pondaje tienen mayor desempeño que aquellos que no lo hacen. De igual manera incluir un pavimento poroso con cuneta implica una reducción de 48.3 % mientras que techos verdes con cuneta 36.4 % lo que equivale a una diferencia de 11.9 %. Esta diferencia aumentó a 39.5 % y 40.9 % para los eventos 2 y 3, respectivamente. Se nota también la disminución en la retención para todos los trenes con el aumento en la duración y descenso en la intensidad.



**Gráfica 11. Reducción del flujo al pico con respecto al drenaje convencional para distintas combinaciones de SUDS.**  
 Fuente: Lashford et al. (2014).

En adición a esto, se encontraron retrasos en el tiempo al pico para cada uno de los trenes. Esto se muestra en la Gráfica 12 donde se aprecia que se alcanzan valores hasta de 72 minutos de retraso respecto al sistema convencional. Aquellos trenes que incluían pondajes tuvieron un mayor retraso del tiempo al pico a medida que la intensidad del evento disminuía y la duración aumentaba. Lo anterior se atribuye a una mayor cantidad de escorrentía.





**Gráfica 12. Retraso del tiempo al pico con respecto al drenaje convencional para distintas combinaciones de SUDS.**  
 Fuente: Lashford et al. (2014).

## 4 CONCLUSIONES

Los impactos de la urbanización y el cambio climático generan alteraciones en el ciclo natural del agua en centros urbanos. Estos cambios conllevan a efectos adversos sobre el ambiente y la población como lo son olas de calor, contaminación de agua superficial y subterránea, inundaciones, escasez, entre otras. Debido a lo anterior, se han desarrollado medidas estructurales y no estructurales con el fin de mitigar los impactos sobre el medio ambiente y el ciclo hidrológico. Estas herramientas varían en diseño y composición según las necesidades de la zona de implementación y permiten tratar la cantidad y calidad de escorrentía a partir de distintos procesos como evapotranspiración, infiltración y sedimentación. Sin embargo, los beneficios teóricos asociados con cada estructura deben ser revisados bajo diferentes características para evaluar la factibilidad de su uso. En esta investigación se revisaron fuentes bibliográficas cuyo principal objetivo era caracterizar el comportamiento de los SUDS y cuantificar su desempeño para el tratamiento de calidad y cantidad de agua. Algunas de las estructuras demostraron tener un impacto sobre el volumen de escorrentía, flujo al pico o tiempo al pico mientras otras demostraron no ser efectivas.

Los techos verdes son una de las estructuras más estudiadas internacionalmente; países como Alemania los han implementado desde hace varias décadas. Existen distintas configuraciones y su desempeño depende significativamente de factores como las características de lluvia, pendiente y periodo seco antecedente. Se reportaron las reducciones de distintas estructuras evaluadas en la literatura de acuerdo con la hidrología de la zona y se evidenció la variación en el desempeño aún para techos implementados en la misma ciudad. La profundidad de lluvia se concluyó como un factor decisivo en la retención y reducción del flujo al pico. Los eventos pequeños son en su mayoría interceptados de forma total por el sistema mientras que los de mayor intensidad generan desbordamiento. Lo anterior ratifica la efectividad de estos sistemas para tratar eventos de lluvia pequeños y una capacidad reducida para grandes intensidades.

Las estructuras de infiltración también demostraron ser poco efectivas para eventos intensos. A partir de los eventos consultados se registraron desbordamientos para los eventos más cortos y una disminución importante en el desempeño debido a la colmatación. Los modelos computacionales reportaron reducciones entre 18 y 80 % en el volumen de escorrentía para profundidades de lluvia medias anuales hasta de 2500 mm. La reducción del flujo al pico fue baja según el estudio consultado. Para las cunetas verdes y Buffer se reportó alta efectividad para eventos pequeños e interceptación total para profundidades pequeñas (5 mm). También se evidenció la disminución en la tasa de retención con el aumento de la profundidad de lluvia destacando así la importancia de las características de lluvia sobre el desempeño.

De igual manera, las zonas de bioretención evidenciaron un buen desempeño para profundidades bajas de lluvia y desbordamientos ante eventos más intensos. Se reportó una reducción importante del flujo al pico en varios estudios y la importancia de la profundidad de la estructura sobre su desempeño. Los árboles han sido ampliamente estudiados en términos de intercepción por especie dentro de bosques y zonas muy vegetadas. Sin embargo, para zonas urbanas los estudios ha sido muy pocos y se reporta que son más efectivos ante eventos pequeños. Para un alcorque inundable se registró una reducción importante de la escorrentía, aun cuando su porcentaje de área era pequeño respecto al total de la cuenca.

Otra de las estructuras más importantes son los pavimentos porosos. Para estos se evidenció la importancia de la profundidad e intensidad de lluvia sobre el desempeño. Al igual que para las estructuras anteriores se reportaron retenciones totales para los eventos pequeños y disminución de la efectividad con el aumento del evento. Se encontraron en la literatura reducciones entre 16 y 20 % para profundidades hasta de 369 mm e intensidades de 200 mm/hr. Las cuencas de drenaje demostraron un bajo desempeño para eventos de precipitación entre 0.94 y 5.12 cm. Su reducción no supera el 58 % mientras que otras estructuras como las zonas de bioretención alcanzan el 94 %. Los humedales y pondajes reducen de manera individual los volúmenes de escorrentía y flujo al pico además de retrasar el tiempo al pico. En conjunto, alcanzan reducciones de hasta el 72 % para eventos entre 3 -24 mm y entre 24.2 y 3.8 mm/hr. Por último, los estudios consultados sobre tanques de almacenamiento reportaron desbordamientos y dificultades en su implementación debido la variación en la demanda y características de lluvia. Uno de los estudios consultados reporta el bajo impacto de las estructuras sobre la reducción de escorrentía a partir de la implementación de un modelo.

Los trenes de tratamiento demostraron un mejor desempeño que las estructuras implementadas de manera individual. A partir de monitoreo en campo y modelos computacionales se encontró que algunas alternativas alcanzan el 88.7 % de reducción para un evento de 30 minutos y 73.13 mm/hr además de una reducción del tiempo al pico. El aumento en la duración del evento cuando disminuye la intensidad genera un desempeño más bajo destacando así la importancia de las características de lluvia. Sin embargo, sus costos son elevados y los requerimientos de espacio son muy grandes.

En resumen se puede afirmar que la mayoría de las estructuras son adecuadas para el tratamiento de eventos de lluvia de baja profundidad e intensidad. Eventos más fuertes pueden ocasionar desbordamientos en los sistemas y actuar solo como mecanismos de transporte teniendo así poco impacto sobre el hidrograma de salida.

---

## 5 RECOMENDACIONES

Es importante resaltar que muchas de las investigaciones consultadas no tenían como enfoque principal la cuantificación de las reducciones en volúmenes y flujo al pico sino calidad del agua. Esto puede representar una fuente de error. De igual manera el número de estudios encontrados para ciertas estructuras fue muy reducido puesto que la mayoría se enfoca únicamente en aspectos de reducción en la concentración de contaminantes. Sería útil desarrollar investigaciones para esas estructuras a partir de lo encontrado en este documento y de esta forma verificar su desempeño bajo características de lluvia más fuertes que no hayan sido previamente evaluadas.

---

## 6 AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi familia por su amor y apoyo, son mi razón de ser.

Gracias al profesor Juan Saldarriaga quien me guió y apoyó siempre para lograr culminar este proyecto.

## 7 REFERENCIAS

- Abbott, C. L., & Comino-Mateos, L. (2001). In situ Performance Monitoring of an Infiltration Drainage System and Field Testing of Current Design Procedures. *Water and Environmental Journal*, 15(3), 198–202. Recuperado de <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1747-6593.2001.tb00333.x/abstract>
- Ackerman, D., & Stein, E. D. (2008). Evaluating the Effectiveness of Best Management Practices Using Dynamic Modeling. *Journal of Environmental Engineering*, 134(8), 628–639. [http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2008\)134:8\(628\)](http://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2008)134:8(628))
- Agencia Estatal de Meteorología. (2015). *Manual de uso de términos meteorológicos*. Recuperado de [http://www.aemet.es/documentos/es/el tiempo/prediccion/comun/Manual\\_de\\_uso\\_de\\_terminos\\_met\\_2015.pdf](http://www.aemet.es/documentos/es/el tiempo/prediccion/comun/Manual_de_uso_de_terminos_met_2015.pdf)
- Al-rubaei, A. M., Engström, M., Viklander, M., & Blecken, T. (2014). Long-Term Treatment Efficiency of a Constructed Stormwater Wetland : Preliminary Results, (September), 1–8.
- Armson, D., Stringer, P., & Ennos, A. R. (2013). The effect of street trees and amenity grass on urban surface water runoff in Manchester, UK. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(3), 282–286. <http://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.04.001>
- Asadian, Y., & Weiler, M. (2009). A new approach in measuring rainfall interception by urban trees in coastal British Columbia. *Water Quality Research Journal of Canada*, 44(1), 16–25.
- Bäckström, M., Viklander, M., & Malmqvist, P.-A. (2006). Transport of stormwater pollutants through a roadside grassed swale. *Urban Water Journal*, 3(2), 55–67. <http://doi.org/10.1080/15730620600855985>
- Barrett, M. E. (2005). Performance Comparison of Structural Stormwater Best Management Practices. *Water Environment Research*, 77(1), 78–86. <http://doi.org/10.2175/106143005x41654>
- Bastien, N., Arthur, S., Wallis, S., & Scholz, M. (2010). The best management of SuDS treatment trains: A holistic approach. *Water Science and Technology*, 61(1), 263–272. <http://doi.org/10.2166/wst.2010.806>
- Bean, E. Z., Hunt, W. F., & Bidelspach, D. A. (2007). Evaluation of Four Permeable Pavement Sites in Eastern North Carolina for Runoff Reduction and Water Quality Impacts. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 133(6), 583–592. [http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2007\)133:6\(583\)](http://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2007)133:6(583))
- Bergman, M., Hedegaard, M. R., Petersen, M. F., Binning, P., Mark, O., & Mikkelsen, P. S. (2011). Evaluation of two stormwater infiltration trenches in central Copenhagen after 15 years of operation. *Water Science and Technology*, 63(10), 2279–2286.

---

<http://doi.org/10.2166/wst.2011.158>

Bliss, D. J., Neufeld, R. D., & Ries, R. J. (2009). Storm Water Runoff Mitigation Using a Green Roof. *Environmental Engineering Science*, 26(2), 407–418. <http://doi.org/10.1089/ees.2007.0186>

Booth, D. B. (1991). Urbanization and the Natural Drainage System. *The Northwest Environmental Journal*. Recuperado de [https://digital.lib.washington.edu/researchworks/bitstream/handle/1773/17032/Urbanization and the Natural Drainage System.pdf?sequence=1](https://digital.lib.washington.edu/researchworks/bitstream/handle/1773/17032/Urbanization%20and%20the%20Natural%20Drainage%20System.pdf?sequence=1)

Brown, R. A., Line, D. E., & Hunt, W. F. (2012). Case Study LID Treatment Train : Pervious Concrete with Subsurface Storage in Series with Bioretention and Care with Seasonal High Water Tables. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 138(JUNE), 689–697. [http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000506](http://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000506).

Browne, D. (2011). Modeling the development and consequences of clogging for stormwater infiltration trenches. *12th International Conference on Urban Drainage*, (September), 11–16.

Burian, S., & Edwards, F. (2002). Historical perspectives of urban drainage. *Ninth International Conference on Urban Drainage (9ICUD)*, (479), 1–16. [http://doi.org/10.1061/40644\(2002\)284](http://doi.org/10.1061/40644(2002)284)

Burns, M. J., Fletcher, T. D., Duncan, H. P., Hatt, B. E., Ladson, A. R., & Walsh, C. J. (2014). The performance of rainwater tanks for stormwater retention and water supply at the household scale: An empirical study. *Hydrological Processes*, 160(January 2014), 152–160. <http://doi.org/10.1002/hyp.10142>

Butler, D. & Davies, J. (2004). *Urban Drainage*. Nueva York: Taylor & Francis. Recuperado de [https://books.google.com.co/books?id=yGpx1NAY4JwC&printsec=frontcover&hl=es&source=gbs\\_ge\\_summary\\_r&cad=0#v=onepage&q&f=false](https://books.google.com.co/books?id=yGpx1NAY4JwC&printsec=frontcover&hl=es&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false)

Campisano, A., Di Liberto, D., Modica, C., & Reitano, S. (2014). Potential for Peak Flow Reduction by Rainwater Harvesting Tanks. *Procedia Engineering*, 89, 1507–1514. <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.11.441>

Capítulo 3 : Infiltración. (n.d.). Recuperado de [http://www.biblioteca.udep.edu.pe/BibVirUDEP/tesis/pdf/1\\_136\\_147\\_89\\_1258.pdf](http://www.biblioteca.udep.edu.pe/BibVirUDEP/tesis/pdf/1_136_147_89_1258.pdf)

Carson, T. B., Marasco, D. E., Culligan, P. J., & McGillis, W. R. (2013). Hydrological performance of extensive green roofs in New York City: observations and multi-year modeling of three full-scale systems. *Environmental Research Letters*, 8(2), 024036. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/024036>

Carter, T., & Rasmussen, T. C. (2006). Hydrologic behavior of vegetated roofs. *JAWRA Journal of the American ...*, 42(5), 1261–1274. <http://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2006.tb05611.x>

CIRIA. (2015). *The SuDS manual*. Londres. <http://doi.org/London C697>

Conelly, M. (2005). Research report External Research Program Phase 1 Summary of Data Analysis :

- Observation Period - Jan. 1, 2005 to Dec. 31, 2005, 63. Recuperado de <http://publications.gc.ca/pub?id=9.569330&sl=0>
- Davis, A. P. (2008). Field Performance of Bioretention: Hydrology Impacts. *Journal of Hydrologic Engineering*, 13(2), 90–95. [http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2008\)13:2\(90\)](http://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2008)13:2(90))
- Davis, A. P., Stagge, J. H., Jamil, E., & Kim, H. (2012). Hydraulic performance of grass swales for managing highway runoff. *Water Research*, 46(20), 6775–6786. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.017>
- DeBusk, K. M., & Wynn, T. M. (2011). Storm-Water Bioretention for Runoff Quality and Quantity Mitigation. *Journal of Environmental Engineering*, 137(9), 800–808. [http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000388](http://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000388)
- Deletic, A. (2001). Modelling of water and sediment transport over grassed areas. *Journal of Hydrology*, 248(1-4), 168–182. [http://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00403-6](http://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00403-6)
- Dierkes, C., Göbel, P., Benze, W., & Wells, J. (2008). Next Generation Water Sensitive Stormwater Management Techniques, (October), 1–16.
- Dreelin, E. A., Fowler, L., & Carroll, R. C. (2006). A test of porous pavement effectiveness on clay soils during natural storm events. *Water Research*, 40(4), 799–805. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2005.12.002>
- Dublin Drainage. (1994a). *Bio-Retention*. Recuperado de <http://www.uksuds.com/information/Bio-retention.pdf>
- Dublin Drainage. (1994b). *Permeable Pavements*. Retrieved from [http://www.dublincity.ie/sites/default/files/content/WaterWasteEnvironment/WasteWater/Drainage/GreaterDublinStrategicDrainageStudy/Documents/Vol\\_3\\_-\\_Permeable\\_Pavements.pdf](http://www.dublincity.ie/sites/default/files/content/WaterWasteEnvironment/WasteWater/Drainage/GreaterDublinStrategicDrainageStudy/Documents/Vol_3_-_Permeable_Pavements.pdf)
- Duchene, M., McBean, E. A., & Thomson, N. R. (1989). Modeling of infiltration from trenches for storm-water control. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53(3), 18. <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Emerson, C. H., Wadzuk, B. M., & Traver, R. G. (2010). Hydraulic evolution and total suspended solids capture of an infiltration trench. *Hydrological Processes*, 24(8), 1008–1014. <http://doi.org/10.1002/hyp.7539>
- Fassman-Beck, E., Voyde, E., Simcock, R., & Hong, Y. S. (2013). 4 Living roofs in 3 locations: Does configuration affect runoff mitigation? *Journal of Hydrology*, 490, 11–20. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.03.004>
- Freni, G., Mannina, G., Viviani, G., & Idrailica, I. (2010). Evaluation of the effect of soil type on the infiltration trench clogging : a long term approach Évaluation du colmatage de tranchées d' infiltration selon le type de sol : analyse à long terme, 1–10.



- Gerolin, A., Kellagher, R. B., & Faram, M. G. (2010). Rainwater harvesting systems for stormwater management : Feasibility and sizing considerations for the UK, 1–10.
- Gilbert, J. K., & Clausen, J. C. (2006). Stormwater runoff quality and quantity from asphalt, paver, and crushed stone driveways in Connecticut. *Water Research*, 40(4), 826–832. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2005.12.006>
- Guevara-Escobar, A., González-Sosa, E., Véliz-Chávez, C., Ventura-Ramos, E., & Ramos-Salinas, M. (2007). Rainfall interception and distribution patterns of gross precipitation around an isolated *Ficus benjamina* tree in an urban area. *Journal of Hydrology*, 333(2-4), 532–541. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.09.017>
- Hammond, M. J., Chen, a. S., Djordjević, S., Butler, D., & Mark, O. (2015). Urban flood impact assessment: A state-of-the-art review. *Urban Water Journal*, 12(1), 14–29. <http://doi.org/10.1080/1573062X.2013.857421>
- Hathaway, a. M., Hunt, W. F., & Jennings, G. D. (2008). A Field Study of Green Roof Hydrologic and Water Quality Performance. *American Society of Agriculture and Bioengineers.*, 51(1), 37–44.
- Hatt, B. E., Fletcher, T. D., & Deletic, A. (2009). Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. *Journal of Hydrology*, 365(3-4), 310–321. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.12.001>
- Heath, L., Salinger, M. J., Falkland, T., Hansen, J., Jiang, K., Kameyama, Y., ... White, I. (2014). *Climate in Asia and the Pacific. Climate in Asia and the Pacific: Security, Society and Sustainability* (Vol. 56). <http://doi.org/10.1007/978-94-007-7338-7>
- Herath, S., Musiak, K., Silva, A., & Hironaka, S. (n.d.). *Monitoring and modeling for urban hydrology - A case study of two japanese catchments*. Tokio. Retrieved from [http://gcs.isp.unu.edu/sandbox/groups/gcs/wiki/9b263/attachments/fa26b/UrbanHydrology\\_paper\\_f.pdf?sessionID=4ff70779c13aa311324c73cd50c778bc49c8299e](http://gcs.isp.unu.edu/sandbox/groups/gcs/wiki/9b263/attachments/fa26b/UrbanHydrology_paper_f.pdf?sessionID=4ff70779c13aa311324c73cd50c778bc49c8299e)
- Hou, L., Feng, S., Ding, Y., Zhang, S., & Huo, Z. (2008). Experimental study on rainfall-runoff relation for porous pavements, 181–191.
- Huber, A., & Oyarzún, C. (1983). Precipitación Neta e Intercepción En Un Bosque Adulto De Pinus Radiata. *Bosque (Valdivia)*, 5(1), 13–20. Recuperado de <http://mingaonline.uach.cl/pdf/bosque/v5n1/art02.pdf>
- Hunt, W. F., Jarrett, a. R., Smith, J. T., & Sharkey, L. J. (2006). Evaluating Bioretention Hydrology and Nutrient Removal at Three Field Sites in North Carolina. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 132(6), 600–608. [http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2006\)132:6\(600\)](http://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2006)132:6(600))
- Huong, H. T. L., & Pathirana, a. (2011). Urbanization and climate change impacts on future urban flood risk in Can Tho city, Vietnam. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 8(6), 10781–10824. <http://doi.org/10.5194/hessd-8-10781-2011>

Hutchinson, D., Abrams, P., Retzlaff, R., & Liptan, T. (2003). Stormwater monitoring two ecoroofs in Portland, Oregon, USA. *Greening Rooftops for Sustainable Communities*, 1–18. Recuperado de <http://www.portlandoregon.gov/bes/article/63098>

Infiltración. (n.d.). Recuperado de <http://ing.unne.edu.ar/pub/infi.pdf>

International Stormwater BMP Database. (2010). International Stormwater BMP Database 2010 Volume Analysis Data Set. Recuperado de <http://www.bmpdatabase.org/performance-summaries.html>

Jose, R., Wade, R., & Jefferies, C. (2015). Smart SUDS: recognising the multiple-benefit potential of sustainable surface water management systems. *Water Science and Technology : A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 71(2), 245–51. <http://doi.org/10.2166/wst.2014.484>

Kaufmann, R. K., Seto, K. C., Schneider, A., Liu, Z., Zhou, L., & Wang, W. (2007). Climate response to rapid urban growth: Evidence of a human-induced precipitation deficit. *Journal of Climate*, 20(10), 2299–2306. <http://doi.org/10.1175/JCLI4109.1>

Kwasny, D. C., Wolder, M., & Isola, C. R. (2004). Central Valley Joint Venture. *National Wildlife*, (June).

Lashford, C., Charlesworth, S., Warwick, F., & Blackett, M. (2014). Deconstructing the Sustainable Drainage Management Train in Terms of Water Quantity - Preliminary Results for Coventry, UK. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 42(2), 187–192. <http://doi.org/10.1002/clen.201300161>

Lenhart, H. A., & Hunt III, W. F. (2011). Evaluating four storm-water performance metrics with a North Carolina coastal plain storm-water wetland. *Journal of Environmental Engineering*, 155–162.

Li, Y., & Babcock, R. W. (2014). Green roof hydrologic performance and modeling: A review. *Water Science and Technology*. <http://doi.org/10.2166/wst.2013.770>

Liew, Y. S., Selamat, Z., Ab. Ghani, a., & Zakaria, N. a. (2012). Performance of a dry detention pond: case study of Kota Damansara, Selangor, Malaysia. *Urban Water Journal*, 9(2), 129–136. <http://doi.org/10.1080/1573062X.2011.644567>

Lin, W., Ryu, S., & Cho, Y. (2014). A case study of flow characteristics of permeable pavements by time and space model, 666(April 2013), 660–666. <http://doi.org/10.1139/cjce-2013-0165>

Liu, K., & Minor, J. (2011). *Performance evaluation of an extensive green roof* (Vol. 1). Toronto.

Livesley, S. J., Baudinette, B., & Glover, D. (2014). Rainfall interception and stem flow by eucalypt street trees – The impacts of canopy density and bark type. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(1), 192–197. <http://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.09.001>

Locatelli, L., Mark, O., Mikkelsen, P. S., Arnbjerg-Nielsen, K., Wong, T., & Binning, P. J. (2015). Determining the extent of groundwater interference on the performance of infiltration

- trenches. *Journal of Hydrology*, 529, 1360–1372. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.08.047>
- Lucke, T., Ansaf, M., & Tindale, N. (2014). Pollutant removal and hydraulic reduction performance of field grassed swales during runoff simulation experiments. *Water*, 6, 19. <http://doi.org/10.3390/w6071887>
- Metropolitan Council, & Barr Engineering Co. (n.d.). *Infiltration Systems: Infiltration Trenches*. Recuperado de <http://www.sccd.org/InfiltrationTrenches.pdf>
- Metzger, M. E., Harbison, J. E., & Hu, R. (2011). Discovery of vector mosquitoes (Diptera: Culicidae) in newly installed above- and belowground stormwater treatment systems in San Diego County, California. *Journal of Medical Entomology*, 48(6), 1136–44. Recuperado de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22238872>
- Metzger, M. E., Myers, C. M., Kluh, S., Wekesa, J. W., Hu, R., & Kramer, V. L. (2008). An assessment of mosquito production and nonchemical control measures in structural stormwater best management practices in southern California. *Journal of the American Mosquito Control Association*, 24(1), 70–81. <http://doi.org/10.2987/5655.1>
- Miguez, M. G., Rezende, O. M., & Pires, A. (2014). City Growth and Urban Drainage Alternatives : Sustainability Challenge. *Journal of Urban Planning and Development*, 141(3), 1–10. [http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)UP.1943-5444.0000219](http://doi.org/10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000219).
- Olszewski, J. M., & Davis, A. P. (2013). Comparing the hydrologic performance of a bioretention cell with predevelopment values. *Journal of Irrigation*, 139(September), 766–774. [http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774](http://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774)
- Pagotto, C., Legret, M., & Le Cloirec, P. (2000). Comparison of the hydraulic behaviour and the quality of highway runoff water according to the type of pavement. *Water Research*, 34(18), 4446–4454. [http://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00221-9](http://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00221-9)
- Parkins, K. L., & Clark, J. a. (2015). Green roofs provide habitat for urban bats. *Global Ecology and Conservation*, 4, 349–357. <http://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.07.011>
- Petrucci, G., Deroubaix, J.-F., de Gouvello, B., Deutsch, J.-C., Bompard, P., & Tassin, B. (2012). Rainwater harvesting to control stormwater runoff in suburban areas. An experimental case-study. *Urban Water Journal*, 9(March 2015), 45–55. <http://doi.org/10.1080/1573062X.2011.633610>
- Pitt, R. (2000). *Stormwater Quality Management. Methods*. New York.
- Pratt, C. J., Mantle, J. D. G., & Schofield, P. A. (1995). UK research into the performance of permeable pavement, reservoir structures in controlling stormwater discharge quantity and quality. *Water Science and Technology*, 32(1), 63–69.
- Qin, H., Li, Z., & Fu, G. (2013). The effects of low impact development on urban flooding under different rainfall characteristics. *Journal of Environmental Management*, 129, 577–85.

---

<http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.08.026>

- Razzaghmanesh, M., Beecham, S., & Kazemi, F. (2014). The growth and survival of plants in urban green roofs in a dry climate. *Science of the Total Environment*, 476-477, 288–297. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.014>
- Rizwan, A. M., Dennis, L. Y. C., & Liu, C. (2008). A review on the generation, determination and mitigation of Urban Heat Island. *Journal of Environmental Sciences*, 20(1), 120–128. [http://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)60019-4](http://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)60019-4)
- Rodríguez, J. P. (2015). Clase XIV : Sistemas de Drenaje Urbano Sostenibles – Infraestructura Verde ? ( Introducción ). En *Hidrología Urbana*. Bogotá: Universidad de Los Andes.
- Rushton, B. T. (2001). Low-impact parking lot design reduces runoff and pollutant loads. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 172 – 179.
- Segerer, C. D., & Villodas, R. (2006). Hidrologia I. Recuperado de <http://www.conosur-rih.net/ADVF/documentos/hidro1.pdf>
- Seters, T. Van, Smith, D., & Macmillan, G. (2006). Performance Evaluation of Permeable Pavement and a Bioretention Swale. *Pavers*, 161–170.
- Seto, K. C., Parnell, S., & Elmqvist, T. (2013). Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities, 1–12. <http://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1>
- Spolek, G. (2008). Performance monitoring of three ecoroofs in Portland, Oregon. *Urban Ecosystems*, 11(4), 349–359. <http://doi.org/10.1007/s11252-008-0061-z>
- Stovin, V. R., Jorgensen, A., & Clayden, A. (2008). Street Trees and Stormwater Management. *Arboricultural Journal*, 30(4), 297–310. <http://doi.org/10.1080/03071375.2008.9747509>
- Stovin, V., Vesuviano, G., & Kasmin, H. (2012). The hydrological performance of a green roof test bed under UK climatic conditions. *Journal of Hydrology*, 414-415, 148–161. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.10.022>
- Sun, F., Yang, Z., & Huang, Z. (2014). Challenges and Solutions of Urban Hydrology in Beijing. *Water Resources Management*, 28(11), 3377–3389. <http://doi.org/10.1007/s11269-014-0697-9>
- Thuring, C., & Grant, G. (2015). The biodiversity of temperate extensive green roofs – a review of research and practice. *Israel Journal of Ecology & Evolution*, 9801(January), 1–14. <http://doi.org/10.1080/15659801.2015.1091190>
- Unidad 3: Evaporación y Evapotranspiración. (n.d.). Recuperado de <http://users.exa.unicen.edu.ar/~jdiez/files/cstierra/apuntes/unidad3.pdf>
- United States Environmental Protection Agency. (n.d.). *The CADDIS Urbanization Module*. Recuperado de [http://www3.epa.gov/caddis/pdf/urban\\_module\\_final\\_draft.pdf](http://www3.epa.gov/caddis/pdf/urban_module_final_draft.pdf)

- 
- Wang, L. K. (2014). Modern Water Resources Engineering (Vol. 15). <http://doi.org/10.1007/978-1-62703-595-8>
- Warnaars, E., Larsen, A. V., Jacobsen, P., & Mikkelsen, P. S. (1999). Hydrologic behaviour of stormwater infiltration trenches in a central urban area during 2 3/4 years of operation. *Water Science and Technology*. [http://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00026-8](http://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00026-8)
- Wise, S., Braden, J., Ghalayini, D., Grant, J., Kloss, C., MacMullan, E., ... Yu, C. (2010). Integrating Valuation Methods to Recognize Green Infrastructure's Multiple Benefits. *Low Impact Development 2010: Redefining Water in the City*, 1–18. [http://doi.org/10.1061/41099\(367\)98](http://doi.org/10.1061/41099(367)98)
- Xiao, Q., McPherson, E. G., Ustin, S. L., Grismer, M. E., & Simpson, J. R. (2000). Winter rainfall interception by two mature open-grown trees in Davis, California. *Hydrological Processes*, 14(4), 763–784. [http://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(200003\)14:4<763::AID-HYP971>3.0.CO;2-7](http://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(200003)14:4<763::AID-HYP971>3.0.CO;2-7)
- Yazdanfar, Z., & Sharma, A. (2015). Urban drainage system planning and design – challenges with climate change and urbanization: a review. *Water Science & Technology*, 72(2), 165. <http://doi.org/10.2166/wst.2015.207>