

Biorretención y reúso del agua de escorrentía urbana en climas áridos o semi-áridos: una revisión

J.E. Ortiz-Hernández, I. Beltrán-Hernández, L. Lizárraga-Mendiola,
C. Coronel-Olivares, G. Vázquez-Rodríguez

Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Carr. Pachuca-Tulancingo Km. 4.5, Mineral de la Reforma, Hgo., México.
C.P. 42084. Tel. 717 2000 ext. 2220, e-mail: joycedith.ortizh@gmail.com

Resumen (BBR)

El agua de escorrentía urbana suele considerarse un problema por estar relacionada con inundaciones, erosión del suelo y contaminación de acuíferos. Sin embargo, la falta de agua en muchas zonas del mundo y del país la ha convertido en una fuente potencial de abastecimiento. En consecuencia, en este trabajo se presenta una revisión de los estudios más recientes que han determinado la calidad de este tipo de agua alrededor del mundo, así como las investigaciones que se han conducido para evaluar la factibilidad de su reúso. Aquí se presenta también el estado del arte acerca de los sistemas de biorretención para el tratamiento del agua de escorrentía urbana, y algunas generalidades acerca de su configuración y eficacia. Por último, se presentan cuáles adaptaciones deberían llevarse a cabo para implantar estos sistemas en zonas áridas o semi-áridas, que representan la mayor parte del territorio nacional.

Palabras clave: Agua potable, climas xéricos, escasez hídrica, jardines de lluvia, precipitación.

Abstract (BBR)

In several regions of the world facing water scarcity, urban runoff is now seen as not just a flooding or soil erosion-related problem but as a potential water source. Thus, in this paper, a short survey of the studies dealing with both the quality and reuse of urban runoff is presented. Special attention is also made to the bioretention systems, which are an efficient low-impact alternative for the treatment of urban runoff. Finally, the paper focuses on the adaptation of current bioretention technologies to xeric climate in order to use them in Mexico.

Key words: Potable water, rain gardens, stormwater, water scarcity, xeric climate.

INTRODUCCIÓN

El agua de escorrentía urbana (AEU) es el agua que fluye sobre superficies impermeables urbanizadas y que procede de la precipitación que ocurra por un evento de lluvia o nieve [1]. Por lo general, se le considera un problema por su relación con fenómenos de inundación, erosión del suelo y contaminación de acuíferos.

Sin embargo, la falta de agua en muchas zonas del mundo y del país ha convertido al AEU en una fuente potencial de abastecimiento. Por ejemplo, en muchas zonas de México, las escasas precipitaciones y el aumento poblacional comprometen la disponibilidad y la calidad del agua, lo que desemboca en zonas con tensión o escasez hídricas [2]. Esta situación es crítica en las regiones áridas y semiáridas del país, que abarcan más del 70% del territorio nacional y en donde la disponibilidad promedio per cápita es drásticamente inferior a la del resto del país (Fig. 1). En consecuencia, en nuestro país existe la necesidad de contar con tecnología que posibilite el tratamiento y reúso de agua de escorrentía urbana como fuente de abastecimiento municipal, entre otros usos.



Fig. 1. Disponibilidad de agua en México en 2011.
Fuente: [2].

Es por lo anterior que el objetivo de esta revisión es presentar el estado del arte de los estudios de caracterización del agua de escorrentía urbana y de los intentos que se han llevado a cabo para reusarla. Además, se presenta su tratamiento por la vía de los sistemas de biorretención, así como la posibilidad de implantación de estas tecnologías en zonas áridas o semi-áridas.

FUENTES DE CONTAMINACIÓN Y CALIDAD DEL AGUA DE ESCORRENTÍA URBANA

El agua de escorrentía realiza un efecto de lavado en las superficies que recorre, transportando los contaminantes presentes en ellas. Debido a la dificultad para detectar el origen de los contaminantes que contiene y aporta, se considera al agua de escorrentía como una fuente difusa de contaminación que deteriora la calidad del agua receptora. Estudios previos han demostrado que, luego de la descarga de escorrentía proveniente de autopistas, disminuyen tanto la diversidad de las comunidades de macroinvertebrados como los índices bióticos de los cuerpos acuáticos receptores [3]. Incluso, se ha reportado que la descarga que resulta de un evento importante de lluvia puede afectar un cuerpo receptor varias veces más que una descarga sanitaria ordinaria [4]. Sin embargo, para poner en evidencia la importancia del agua de escorrentía urbana como fuente de contaminación difusa, se requiere de un mayor número de investigaciones que permitan sustentar los impactos ambientales nocivos y, a partir de ellos, señalar la necesidad de regular sus fuentes o proponer estrategias para manejar adecuadamente este problema [3].

La calidad del AEU es muy variable y está en función del uso del suelo, de las características de la región y de la precipitación (*e.g.*, volumen e intensidad), de los días secos que le antecedieron, de las prácticas de mantenimiento de las superficies y de la configuración del sistema de drenaje.

La gama de contaminantes que se encuentra en el agua de escorrentía es básicamente la misma que se encuentra en las aguas residuales [5], e incluye sólidos suspendidos (SST), materia orgánica, nutrientes, metales asociados a la erosión rocosa, metales pesados, contaminantes microbiológicos, grasas y aceites y contaminantes persistentes y emergentes. A continuación se presentan algunas generalidades acerca de estos contaminantes y sus fuentes.

pH. El pH de las precipitaciones suele ser ácido, pero las superficies tienden a amortiguarlo, llevándolo a valores cercanos a la neutralidad.

SST. Son lavados de las superficies y su concentración varía según el uso de suelo y las características de la precipitación. Las concentraciones elevadas de SST suelen estar relacionadas positivamente con las concentraciones de bacterias, nutrientes, pesticidas y metales [6].

Materia orgánica. Puede provenir de la descomposición de compuestos orgánicos de origen natural, como compuestos húmicos y urea, o de fuentes sintéticas como detergentes y químicos industriales [6].

Nutrientes. Son los contaminantes de mayor preocupación. Están asociados principalmente a los campos de agricultura, pero en el ámbito urbano se originan por la sobrefertilización y el mal manejo de

áreas verdes, así como a los desechos de animales (pájaros y mascotas). Muy poco nitrógeno proviene de las precipitaciones.

Metales asociados a la erosión rocosa. Son constituyentes inorgánicos de los suelos y, a excepción del Al, no son considerados tóxicos para los humanos (*e.g.*, Fe, Ca, Mg).

Metales pesados. Los metales pesados de mayor interés en el AEU son Cr, Ni, Zn, Cu, Pb, V, Co, Cd y Hg [7]. Se les asocia al lavado de asfalto y a las altas densidades vehiculares. Su toxicidad dependerá de la forma química del metal y suelen estar adsorbidos a los SST. Los metales disueltos pueden estar formando complejos con especies tales como carbonatos, cloruros, sustancias húmicas o agentes quelantes sintéticos.

Contaminantes microbiológicos. Son un grupo de contaminantes de gran importancia, ya que varios estudios epidemiológicos han relacionado brotes de enfermedades con base hídrica con la contaminación proveniente de escorrentía urbana [8]. Se considera que las áreas residenciales son las que más contribuyen con este contaminante al AEU.

Grasas y aceites. Las gasolineras son una de sus principales fuentes [9]. Así mismo, provienen del procesamiento y preparación de alimentos, la operación y mantenimiento de vehículos y maquinaria, así como de la lixiviación a partir de material vegetal.

Contaminantes persistentes y emergentes. Pocos estudios los reportan y existe mucha variabilidad de las concentraciones reportadas para AEU. Su presencia depende del uso del área de captación y suelen consistir en pesticidas, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y productos farmacéuticos, entre otros microcontaminantes.

Tabla 1. Fuentes de contaminación del agua de escorrentía urbana. Modificada a partir de [3].

| Fuente de escorrentía | Sedimentos | Bacterias y patógenos | Metales | Compuestos orgánicos | N | P | HAP |
|---|------------|-----------------------|---------|----------------------|---|---|-----|
| Residencias | A | B | B | B | B | B | B |
| Industria y comercio | B | - | B | - | - | - | B |
| Carreteras | A | - | A | - | - | - | A |
| Industria de la construcción | A | - | - | - | B | - | - |
| Vías férreas | B | - | - | - | - | - | B |
| Cochera/gasolina/estaciones de servicio | - | - | - | - | - | - | B |
| Mascotas/Aves | - | B | - | A | A | A | - |
| Conexiones incorrectas | - | B | B | B | B | B | B |
| Fugas de alcantarillado | - | B | - | B | B | B | - |
| Fosas sépticas | - | - | - | B | B | B | - |
| Basura/Disposición de residuos | - | - | - | B | A | B | - |
| Carros/emisiones de vehículos | - | - | B | - | B | B | B |

A- Fuente significativa. B- Fuente documentada.

Because θ is between π and 2π , $\sin \theta$ is negative. Its steps.

Algunos de estos contaminantes pueden encontrarse tanto en forma particulada como soluble (*e.g.*, metales), mientras que otros se encuentran preferentemente en una de las dos formas físicas. Por ejemplo, dos nutrientes comunes, el P total y el N-NO₃, se encontrarán principalmente en forma particulada y soluble, respectivamente.

Las cargas de contaminantes pueden ser muy variadas entre superficies, según sean de uso residencial, comercial e industrial, carreteras, tejados y áreas urbanas abiertas; también cambian entre sitios e inclusive entre eventos de lluvia. Además, dependen de los materiales propensos al lavado asociados a las actividades que se realizan en estas superficies. Las principales fuentes de contaminación asociadas a la escorrentía urbana se presentan en la Tabla 1. En ella se identifican los parámetros típicos relacionados a diversas fuentes según su aporte significativo o la existencia de reportes que evidencien su presencia.

Existe una alta versatilidad en la calidad del AEU reportada a nivel mundial, lo que sumado a la limitada información con la que se cuenta, dificulta realizar análisis estadísticos válidos que permitan caracterizarla [10]. Sin embargo, con el fin de presentar algunas tendencias en la composición del AEU, en la Tabla 2 se muestra una recopilación de los parámetros de calidad que se han medido en este tipo de agua. Estos parámetros fueron extraídos de varias revisiones y artículos, y fueron condensados de la siguiente forma:

1. Agrupación de valores según la literatura revisada, separando las diferentes fuentes de donde se recolectaron los datos (*e. g.* carreteras, estacionamientos). Los valores reportados para techos fueron excluidos para disminuir la variabilidad y considerar únicamente la escorrentía como el agua que se encuentra a nivel del suelo.
2. Cálculo del promedio total a partir del promedio obtenido por cada grupo. Los valores indeterminados se excluyeron del cálculo.
3. Reporte de los valores mínimo y máximo a partir del rango completo.

Debido a la cantidad de factores que afectan la calidad del AEU, los datos reportados en la Tabla 2 deben considerarse sólo con carácter indicativo.

REÚSO DEL AGUA DE ESCORRENTÍA URBANA

A partir de los elementos de los ciclos hidrológicos locales y de la problemática asociada al agua de escorrentía, se ha buscado la implementación de diferentes estrategias que promuevan su reúso y contribuyan a resolver situaciones de tensión o escasez hídricas. A continuación se presentan un par de casos de estudio que tuvieron como objetivo usar el AEU para enfrentar un problema de disponibilidad hídrica.

Tabla 2. Calidad reportada del agua de escorrentía urbana.

| PÁRAMETRO | Promedio | Mínimo | Máximo | Referencia |
|---------------------------------------|-----------------------|---------------------|---------------------|--------------------|
| pH | 7.16 | 4.4 | 12 | [10-14] |
| SST (mg/L) | 186.72 | 0.5 | 2988 | [10-11, 13-15] |
| DQO (mg/L) | 97.2 | 22 | 278.6 | [10, 12-13] |
| DBO (mg/L) | 14.99 | 2 | 36 | [10-11, 13, 15-16] |
| COT (mg/L) | 32.32 | 1.6 | 530 | [10-12, 14] |
| NTK (mg/L) | 1.2 | 0.1 | 17.7 | [11, 14-15] |
| N-NH ₄ ⁺ (mg/L) | 1.4 | 0.5 | 2.3 | [13] |
| N-NO ₃ ⁻ (mg/L) | 1.44 | 0.01 | 4.8 | [13-14] |
| P total (mg/L) | 0.27 | 0.03 | 4.69 | [11, 13-15] |
| orto-P (mg/L) | 0.65 | 0.01 | 2.95 | [11, 14] |
| Ca (µg/L) | 15300 | 540 | 50030 | [13-14, 17] |
| Mg (µg/L) | 27188.33 | 6922 | 57000 | [13-14, 17] |
| Fe (µg/L) | 6018.82 | 189.6 | 104000 | [11, 14, 17] |
| Fe soluble (µg/L) | 312.27 | 21.64 | 4104 | [11, 14, 17-18] |
| Fe suspendido (µg/L) | 1790.1 | 145.1 | 7181.2 | [17] |
| Al (µg/L) | 630.6 | < 5 | 71300 | [11, 14, 17] |
| Al soluble (µg/L) | 47.43 | 0.42 | 419.37 | [17] |
| Al suspendido (µg/L) | 601.32 | 122.5 | 771.5 | [17] |
| Zn (µg/L) | 585.62 | < 1 | 13100 | [11-14, 17] |
| Zn soluble µg/L) | 130.61 | 2.74 | 924 | [11, 14, 17-18] |
| Zn suspendido (µg/L) | 640.35 | 16.39 | 2006 | [17] |
| Cu (µg/L) | 74.23 | < 1 | 1830 | [14] |
| Cu soluble (µg/L) | 15.47 | 1.1 | 130 | [14, 17] |
| Cu suspendido (µg/L) | 125.27 | 10.7 | 670.9 | [17] |
| Co (µg/L) | 1.66 | 0.2 | 18.97 | [17] |
| Co soluble (µg/L) | 0.33 | 0.05 | 2.58 | [17] |
| Co suspendido (µg/L) | 1.465 | 0.15 | 17.73 | [17] |
| Ni (µg/L) | 25.45 | 1.1 | 403 | [12-14, 17] |
| Ni soluble (µg/L) | 4.16 | 0.99 | 40 | [14, 17] |
| Ni suspendido (µg/L) | 8.79 | 2.55 | 27.25 | [17] |
| Ti (µg/L) | 189.605 | 52.46 | 1914.5 | [17] |
| Ti soluble (µg/L) | 9.05 | ND | 30.11 | [17] |
| Ti suspendido (µg/L) | 123.89 | 44.12 | 1903.5 | [17] |
| As (µg/L) | 5.98 | 0.5 | 70 | [14, 17] |
| As soluble (µg/L) | 1.92 | 0.5 | 70 | [14, 17] |
| As suspendido (µg/L) | 6.91 | 0.27 | 35.25 | [17] |
| V (µg/L) | 11.36 | 0.56 | 69.68 | [17] |
| V soluble (µg/L) | 3.265 | 1.48 | 16.48 | [17] |
| V suspendido (µg/L) | 8.275 | 0.36 | 62.11 | [17] |
| Pb (µg/L) | 81.43 | < 0.5 | 2600 | [11-14, 17-18] |
| Pb soluble (µg/L) | 5.09 | 0.32 | 480 | [14, 17] |
| Pb suspendido (µg/L) | 69.93 | 4.65 | 205.9 | [17] |
| Cd (µg/L) | 2.28 | < 0.1 | 220 | [11-14, 17] |
| Cd soluble (µg/L) | 0.27 | 0.2 | 18.1 | [11-14, 17] |
| Cd en suspensión (µg/L) | 2.96 | 0.89 | 8.59 | [17] |
| Cr (µg/L) | 76.15 | < 0.1 | 710 | [11, 13-14, 17] |
| Cr soluble (µg/L) | 3.78 | 0.98 | 53.93 | [14, 17] |
| Cr en suspensión (µg/L) | 197.1 | 41.1 | 287.1 | [17] |
| Mn (µg/L) | 80.48 | 4.34 | 279.2 | [17-18] |
| Mn soluble (µg/L) | 16.99 | 0.83 | 175.5 | [17] |
| Mn en suspensión (µg/L) | 45.53 | 3.92 | 221.2 | [17] |
| HAP (µg/L) | 1011.22 | 0.24 | 6000 | [13] |
| Coliformes totales (en 100 mL) | 3.266x10 ⁶ | 2.0x10 ⁶ | 5.6x10 ⁶ | [11] |
| Coliformes fecales (en 100 mL) | 88.5x10 ⁴ | 6.5x10 ⁴ | 41x10 ⁴ | [11] |
| <i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL) | 250601.1 | 201.4 | 10 ⁶ | [15, 19] |

ND. No determinado.

*Because θ is between
T and 2π , $r = \sin\theta$
... steps*

Caso 1. Malta

Las Islas Maltesas experimentan una situación crítica por su limitado suministro de agua dulce. Este escenario los ha llevado a desalinizar el agua marina mediante ósmosis inversa, lo cual resolvió parcialmente el problema en torno a la demanda por parte de la población; sin embargo, la huella de carbono y el costo de esta tecnología son mucho mayores que los de la extracción de aguas subterráneas, debido a lo cual se recurre también a esta práctica.

Así, el agua de un reservorio de captación pluvial situado en una de las áreas más urbanizadas de Malta se caracterizó para determinar si era factible reusarla para la recarga de acuíferos sobreexplotados [6]. Una vez caracterizada el AEU, se comparó su calidad contra la de agua desalinizada, de grifo, subterránea, efluentes tratados y posteriormente con respecto a la normatividad internacional para agua de irrigación.

Los resultados indicaron un alto potencial de reúso del AEU, ya que los parámetros reportados, a excepción de los SST (los cuales pueden ser removidos fácilmente mediante sedimentación o filtración), presentaron valores que oscilaron dentro de los rangos reportados para los demás tipos de aguas de Malta y que además se encontraron dentro de los límites aceptables establecidos para agua de uso agrícola. Inclusive, los autores sugieren que mediante un tratamiento adecuado podrían obtener calidad de agua potable, aunque advierten que es más factible implementar su reúso en irrigación o para recargar los acuíferos sobreexplotados del archipiélago [6].

Caso 2. Australia

Australia es un país que se ha sumado a la preocupación por el aumento en la demanda de recursos hídricos a raíz de sequías que se han presentado en diversas zonas del país en los últimos años. Esta preocupación llevó a evaluar el potencial de captación y potabilización del AEU. Uno de los estudios fue el realizado en el reservorio Throsby Creek (Newcastle), en el cual evaluaron la posibilidad de distribuir por la red de agua potable al AEU tratada mediante filtración por membrana [20].

Los resultados del estudio indicaron que, a excepción de la turbidez y algunos metales, el AEU cumplió con los límites establecidos para los 103 parámetros considerados por la normatividad australiana para agua potable. Los autores proponen un tren de potabilización integrado de la siguiente manera: un tratamiento primario (desarenación) + tamizado y remoción de sólidos finos + ultrafiltración por membrana + ósmosis inversa + proceso de oxidación avanzada para destrucción de microcontaminantes orgánicos + cloración. Aunque los costos involucrados en el esquema propuesto son importantes, los autores concluyeron que la tendencia a la alza de los precios del agua potable podrían convertir el esquema en una alternativa atractiva [20].

Los dos casos de estudio analizados nos permiten concluir que, aunque el potencial de reúso del AEU ha sido poco estudiado, se trata de una fuente prometedora de agua potable, ya sea directamente después de un tratamiento adecuado, o bien indirectamente vía la recarga de acuíferos. Una de las principales ventajas asociadas a su uso es que el incremento en la urbanización ha provocado el aumento de las superficies impermeables, lo que proporciona un abastecimiento garantizado en varios climas. Sin embargo, en ambos casos los autores insisten que una de las principales dificultades a superar antes de su implementación a gran escala es la adaptación de espacios suficientes para la captación del agua en regiones ya construidas y urbanizadas. La planeación del reúso del AEU antes de la edificación es por consiguiente un paso que permitiría disminuir los costos de la captación.

TRATAMIENTO DEL AGUA DE ESCORRENTÍA URBANA EN SISTEMAS DE BIORRETENCIÓN

Los sistemas de biorretención (SB), también conocidos como jardines de lluvia, son los dispositivos más ampliamente usados para el manejo de las aguas de escorrentía [21]. Consisten en una depresión rellena de material filtrante y provista de cobertura vegetal que opera por infiltración del AEU. Cuando ésta pasa a través de la cobertura vegetal y el medio filtrante, ocurren diversos mecanismos físicos, químicos y biológicos de remoción de contaminantes.

De forma tradicional, los sistemas de biorretención están compuestos por una capa de drenaje en la base, constituida por grava; una capa de transición, integrada por arena gruesa seguida de arena fina; una capa de medio filtrante y finalmente la cobertura vegetal en la parte superior [22], como se muestra en la Fig. 1.

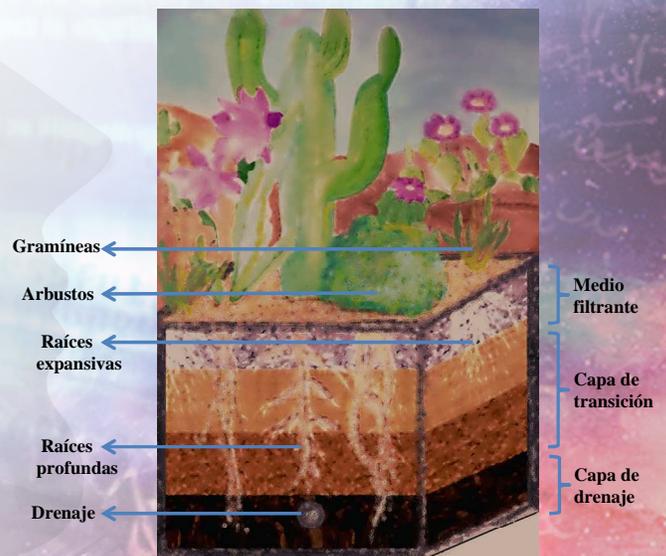


Figura 1. Sistema de biorretención

Las cubiertas vegetales pueden ser desde monocotiledóneas, matas y hierbas hasta arbustos leñosos y árboles. La elección de esta cubierta debe considerar no solamente su capacidad de remoción de contaminantes, sino también su capacidad para vivir en condiciones de crecimiento potencialmente estresantes, tales como la presencia intermitente de agua.

Los sistemas de biorretención permiten reducir el volumen del flujo de escorrentía de áreas impermeables, mejorar la calidad del agua y evitar la eutrofización de cuerpos receptores mediante la remoción de diversos contaminantes disueltos y de materia particulada. Los contaminantes, desde nutrientes como N y P hasta sólidos suspendidos y metales pesados, pueden removerse por adsorción en el medio filtrante y por la acción de las plantas y de los componentes microbiológicos del ambiente planta-suelo [23]. Los SB generalmente permiten obtener altas remociones de SST y metales pesados, mientras que la eliminación de nutrientes y otros contaminantes de interés depende de la configuración de los sistemas.

El uso de estas tecnologías de bajo impacto está creciendo, principalmente por la flexibilidad que existe para integrarlas en zonas urbanas en términos de configuración, tamaño, costo y apariencia [22]. Sin embargo, a pesar de la activa implementación de los sistemas de biorretención alrededor del mundo, existe poca investigación sobre su rendimiento, mecanismos de acción, las ventajas que presentan sobre otros sistemas de remoción de contaminantes [24] y sobre la contribución de las coberturas vegetales en estos procesos [23].

APLICACIÓN DE LOS SISTEMAS DE BIORRETENCIÓN AL REÚSO DEL AGUA DE ESCORRENTÍA URBANA EN CLIMAS ÁRIDOS Y SEMI-ÁRIDOS

Los criterios de diseño y funcionamiento actual de los SB se han desarrollado con base en las características de zonas con climas templados o mésicos (500 – 750 mm anuales de precipitación), mientras que la configuración de SB en climas áridos o semi-áridos (también llamados xéricos, con 250 a 500 mm de lluvias al año) se ha investigado escasamente [25].

Por ejemplo, considerando que la calidad del agua tratada estará en función de la configuración del SB, en particular del medio filtrante y de la cobertura vegetal, se han establecido guías de diseño, en mayoría para climas templados, que sugieren el uso de diversas especies de plantas, sobre todo de aquellas que sean nativas de la región. De ellas sólo algunas especies pueden sobrevivir a las condiciones de sequía de los climas áridos [26], ya que las plantas de zonas xéricas presentan requerimientos muy diferentes a los de las zonas mésicas.

Debido a que la selección de plantas es muy limitada en estos climas, los diseños típicos para climas templados deben adaptarse para asegurar el correcto funcionamiento

de los SB en climas áridos, ya que la concentración de los contaminantes aumenta con los periodos secos por su acumulación en las superficies [6] y porque las precipitaciones anuales son menores.

Para realizar estas modificaciones puede hacerse uso de otras herramientas que permitan la adecuada selección de coberturas vegetales, como la restauración ecológica, cuyo propósito es restaurar la hidrología previa al desarrollo de zonas urbanas, o la fitorremediación, que se enfoca en la descontaminación de suelos y aguas, entre otras.

Recomendaciones de diseño

Una de las recomendaciones, hecha para proteger las aguas superficiales locales y reducir las demandas regionales de agua para riego, fue el diseño sugerido en [26]. Este se propuso luego de una revisión basada en simulaciones del Modelo de manejo de aguas pluviales de la USEPA, y contempla principios ecológicos.

Cobertura vegetal. El uso de una mezcla de gramíneas y arbustos es ideal. Las primeras aumentan la capacidad de infiltración (y la eficiencia de captación) hacia el estrato de almacenamiento, debido a los pequeños canales que crean las raíces, además de que forman redes extensas que promueven la formación de micorrizas. Por otra parte, los arbustos de raíces largas tienen acceso a depósitos de agua estacionales más profundos, que facilitan la irrigación de las gramíneas con raíces más cortas.

Medios filtrantes. Los suelos con texturas arenosas promueven el crecimiento más expansivo de las raíces, ya que conforme aumenta el tamaño de partícula del suelo, disminuye su capacidad para retener humedad y nutrientes, lo que obliga a las raíces a buscarlos en mayores profundidades. La infiltración en medios gruesos es alta (inclusivo sin plantas) y en suelos finos puede alcanzarse por el efecto de las raíces de las plantas (aunque su crecimiento sea menor). Los suelos finos enriquecidos con materia orgánica presentan mayores tasas de infiltración que suelos minerales con la misma textura.

El diseño ideal para SB en climas xéricos incluye (del fondo a la superficie): capa de almacenamiento de 0.6 m de grava, que sustituye la capa de medio filtrante propuesta en los SB tradicionales, con la finalidad de aumentar la capacidad de almacenamiento del agua sin comprometer el tamaño del sistema; 0.5 m de capa de suelo, que proporciona el medio adecuado para el establecimiento de la cobertura vegetal; y finalmente 0.03 – 0.10 m de grava decorativa de color claro para evitar daños al sistema y disminuir la temperatura de la superficie. Además, se recomienda agregar una barrera de hierba para prevenir las pérdidas por evaporación y el crecimiento de maleza.

CONCLUSIÓN

Existen estudios suficientes que evidencian la posibilidad de tratar el agua de escorrentía urbana mediante procesos amigables con el ambiente, como es el caso de los sistemas de biorretención, que tienen la flexibilidad de modificarse de acuerdo a los objetivos de calidad o al clima en cuestión.

La implementación de los sistemas de biorretención en climas xéricos no sólo crea la oportunidad de asegurar la disponibilidad del agua en zonas críticas de México mediante la restauración de la hidrología del sitio; además, trae beneficios ambientales como la captura de carbono y la expansión de áreas verdes en asentamientos urbanos, proporcionando un paisaje agradable y cuyo tamaño no compromete grandes extensiones ni costos elevados de instalación y mantenimiento.

Si bien aún no existen reportes acerca de la posibilidad de obtener agua potable a partir de sistemas de biorretención en climas áridos o semi-áridos, pensamos que es factible adaptar esta tecnología con tal propósito, en particular en lo que respecta a la selección de la cobertura vegetal.

REFERENCIAS

- [1] Freeborn, J.R.; Sample, D.J.; Fox, L.J. "Residential stormwater: Methods for decreasing runoff and increasing stormwater infiltration". *Journal of Green Building*. Vol. 7(2). 2012. pp. 15-30.
- [2] Comisión Nacional del Agua. "Estadísticas del agua en México-2011". Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F.
- [3] Ellis, J.B.; Mitchell, G. "Urban diffuse pollution: key data information approaches for the Water Framework Directive". *Water and Environment Journal*. Vol. 20(1). 2006. pp. 19-26.
- [4] Taebi, A.; Droste, R.L. "Pollution loads in urban runoff and sanitary wastewater". *Science of the Total Environment*. Vol. 327(1). 2004. pp. 175-184.
- [5] Zafra-Mejía, C.A.; Temprano-González, J.; Tejero-Monzón, J.I. "Evaluación de la contaminación por escorrentía urbana: sedimentos depositados sobre la superficie de una vía". *Ingeniería e Investigación*. Vol. 27(1). 2007. pp. 4-10.
- [6] Gatt, K.; Farrugia, E.S. "Promoting the reuse of stormwater runoff in the Maltese islands". *Urban Water Journal*. Vol. 9(4). 2012. pp. 223-237.
- [7] Aryal, R.; Vigneswaran, S.; Kandasamy, J.; Naidu, R. "Urban stormwater quality and treatment". *Korean Journal of Chemical Engineering*, Vol. 27(5). 2010. pp. 1343-1359.
- [8] Kim, M.H.; Sung, C.Y.; Li, M.H.; Chu, K.H. "Bioretention for stormwater quality improvement in Texas: Removal effectiveness of *Escherichia coli*". *Separation and Purification Technology*. Vol. 84. 2012. pp. 120-124.
- [9] Mijangos-Montiel, J.L.; Wakida, F.T.; Temores-Peña, J. "Stormwater quality from gas stations in Tijuana, Mexico". *International Journal of Environmental Research*. Vol. 4(4). 2010. pp. 777-784.
- [10] Kayhanian, M.; Fruchtman, B.D.; Gulliver, J.S.; Montanaro, C.; Raniere, E.; Wuertz, S. "Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications". *Water research*. Vol. 46(20). 2012. pp. 6609-6624.
- [11] Davis, A.P.; McCuen, R.H. "Stormwater Quality". En: *Stormwater Management for Smart Growth*. 2005. Springer. New York. pp. 131-173.
- [12] Helmreich, B.; Hilliges, R.; Schriewer, A.; Horn, H. "Runoff pollutants of a highly trafficked urban road – Correlation analysis and seasonal influences". *Chemosphere*. Vol. 80(9). 2010. pp. 991-997.
- [13] Göbel, P.; Dierkes, C.; Coldewey, W.G. "Storm water runoff concentration matrix for urban areas". *Journal of contaminant hydrology*. Vol. 91(1). 2007. pp. 26-42.
- [14] Kayhanian, M.; Suverkropp, C.; Ruby, A.; Tsay, K. "Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration". *Journal of Environmental Management*. Vol. 85(2). 2007. pp. 279-295.
- [15] Pan, X.; Zhang, J.; Fang, W.T.; Jones, K. D. "Dynamic behavior of stormwater quality parameters in South Texas". *Frontiers of Environmental Science and Engineering*. Vol. 6(6). 2012. pp. 825-830.
- [16] Tsihrintzis, V.A.; Hamid R. "Modeling and management of urban stormwater runoff quality: a review". *Water Resources Management*. Vol. 11(2). 1997. pp. 136-164.
- [17] Joshi, U.M.; Balasubramanian, R. "Characteristics and environmental mobility of trace elements in urban runoff". *Chemosphere*. Vol. 80(3). 2010. pp. 310-318.
- [18] Li, W.; Shen, Z.; Tian, T.; Liu, R.; Qiu, J. "Temporal variation of heavy metal pollution in urban stormwater runoff". *Frontiers of Environmental Science and Engineering* 6(5). 2012. pp. 692-700.
- [19] Lundy, L.; Ellis, J.B.; Revitt, D.M. "Risk prioritisation of stormwater pollutant sources". *Water research*. Vol. 46(20). 2011. pp. 6589–6600.
- [20] McArdle, P.; Gleeson, J.; Hammond, T.; Heslop, E.; Holden, R.; Kuczera, G. "Centralised urban stormwater harvesting for potable reuse". *Water Science and Technology*. Vol. 63(1). 2011. pp. 16-24.
- [21] Trowsdale, S.A.; Simcock R. "Urban stormwater treatment using bioretention". *Journal of Hydrology*. Vol. 397(3). 2011. pp. 167-174.
- [22] Le Coustumer, S.; Fletcher, T.D.; Deletic, A.; Barraud, S.; Poelsma, P. "The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: A large-scale column study". *Water Research*. Vol. 46(20). 2012. pp. 6743-6752.
- [23] Read, J.; Wevill, T.; Fletcher, T.; Deletic, A. "Variation among plant species in pollutant removal from stormwater in biofiltration systems". *Water Research*. 2008. Vol. 42(4). pp. 893-902.
- [24] Bratieres, K.; Fletcher, T.D.; Deletic, A.; Zinger, Y. "Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study". *Water Research*. Vol. 42(14). 2008. pp. 3930-3940.
- [25] Steffen, J.R. *Bioretention hydrologic performance in a semiarid climate*. Tesis doctoral. University of Utah. 2012.
- [26] Houdeshel, C.D.; Pomeroy, C.A.; Hultine, K.R. "Bioretention design for xeric climates based on ecological principles". *Journal of the American Water Resources Association*. Vol. 48(6). 2012. pp. 1178-1190.

Because θ is between π and 2π , $r = \sin \theta$ traces its steps