



Vivienda y Comunidades Sustentables
ISSN: 2594-0198
Universidad de Guadalajara

Vázquez Rodríguez, Gabriela Alejandra; Ortiz Hernández,
Joyce Edith; Lizárraga Mendiola, Liliana Guadalupe
Efecto de las tecnologías de bajo impacto en el tratamiento del agua de escorrentía urbana
Vivienda y Comunidades Sustentables, núm. 8, 2020, Julio-Diciembre, pp. 103-115
Universidad de Guadalajara

DOI: <https://doi.org/10.32870/rvcs.v0i8.151>

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=665170465005>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en redalyc.org

Efecto de las tecnologías de bajo impacto en el tratamiento del agua de escorrentía urbana

*Effect of low-impact development practices
on the treatment of urban runoff*

GABRIELA ALEJANDRA VÁZQUEZ RODRÍGUEZ

<https://orcid.org/0000-0001-8351-8451> / g.a.vazquezr@gmail.com

Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México

JOYCE EDITH ORTIZ HERNÁNDEZ

joycedith.ortizh@gmail.com

Iztépetl Ciencias de la Tierra y Afines S.C

LILIANA GUADALUPE LIZÁRRAGA MENDIOLA

<https://orcid.org/0000-0001-6320-8923> / mendiola@uaeh.edu.mx

Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México

Recepción: 3 de marzo de 2020. Aceptación: 11 de junio de 2020

RESUMEN

Se evaluó el impacto de una celda de biorretención en el tratamiento de agua de escorrentía urbana (AEU). La celda se construyó con la siguiente estratificación de materiales (desde la base): 20% de grava, 40% de gravilla, hidrogel, 40% clinoptilolita, y plantas suculentas como cobertura. Se alimentó con AEU real durante 24 horas a velocidad constante para simular 3.9 mm de precipitación. Se tomaron muestras a la entrada y a la salida de la celda, para analizar DQO, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, PO₄³⁻ (totales y disueltos), cuenta de *Escherichia coli* y diversos metales (Al, Fe, Cu, Mn, Pb, Zn, Cr, Cd y Ni). Para evaluar el efecto de la celda en la calidad del agua, se propuso un índice que se calculó para el AEU antes y después de recibir el tratamiento. El sistema removió varios de los contaminantes evaluados: DQO (28.5%), N-NH₄⁺ (84.3%), N-NO₃⁻ (49.4%), PO₄³⁻ totales (94.8%), y PO₄³⁻ disueltos (86.2%). Los metales se eliminaron con eficiencias com-

prendidas entre 90% y 99%, a excepción del Ni (58.7%), mientras que *E. coli* se removió al 100%. El índice de calidad calculado para el agua tratada fue considerablemente menor al índice del AEU de entrada, lo que muestra que la celda mejoró la calidad del agua.

Palabras clave: contaminación difusa, biorretención, calidad del agua, climas xéricos

ABSTRACT

The impact of a bioretention cell on the urban runoff (UR) quality was evaluated. The cell was constructed with the following stratification of materials (from the base): 20% coarse gravel, 40% gravel, hydrogel, 40% clinoptilolite, and succulent plants as cover. It was fed with real UR for 24 hours at constant speed to simulate 3.9 mm of precipitation. Samples were taken at the inlet and outlet of the cell, which were analyzed in terms of COD, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, PO₄³⁻ (total and



dissolved), Escherichia coli density and various metals (Al, Fe, Cu, Mn, Pb, Zn, Cr, Cd and Ni) according to standard methods. To assess the effect of the cell on water quality, we proposed an index that we calculated for the AEU before and after receiving the treatment. The system removed several of the pollutants evaluated: COD (28.5%), N-NH₄⁺ (84.3%), N-NO₃⁻ (49.4%), total PO₄³⁻ (94.8%), and dissolved PO₄³⁻ (86.2%). The metals were removed with efficiencies between 90 and 99%, with the exception of Ni (58.7%), while E. coli was completely removed. The index calculated for the water treated in the cell was considerably lower than the index calculated for the inlet AEU, which shows the bioretention effect on water quality.

Key words: nonpoint pollution, bioretention, water quality, xeric climates

INTRODUCCIÓN

LA CONTAMINACIÓN DIFUSA

La contaminación difusa, de origen tanto urbano como rural, es un factor importante de afectación a los cuerpos de agua en todo el mundo, y representa uno de los mayores retos a que se enfrenta la gestión integral del agua. Por ejemplo, la Agencia Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, su sigla en inglés) identifica la contaminación difusa como el mayor problema referente a la calidad del agua a que se enfrenta ese país (USEPA, 1996). A diferencia de la contaminación puntual, cuyo generador puede identificarse puesto que existe un punto de descarga directa, la contaminación difusa llega a los cuerpos receptores indirectamente, después de haber pasado por otros medios. En la Agenda 21, establecida por la ONU para encaminar a los países miembros al desarrollo sostenible, se insta a los Estados y organizaciones a combatir la contaminación difusa a través de la determinación y la aplicación de las mejores prácticas ambientales (ONU, 1992). En México, la Agenda 2030¹ plantea la necesidad de “desarro-

llar una normatividad específica para la evaluación, monitoreo y control de la contaminación difusa” (CNA, 2010).

La contaminación difusa urbana atrae particularmente la atención, debido a que la urbanización acelerada amenaza cada vez más la calidad y la disponibilidad de los recursos acuáticos a escalas local y regional. Una manera en que las ciudades producen contaminación difusa es a través del agua de escorrentía urbana (AEU). Se ha demostrado que, luego de la descarga de escorrentía proveniente de autopistas, disminuyen la diversidad de las comunidades de macroinvertebrados y los índices bióticos de los cuerpos acuáticos receptores (Ellis y Mitchell, 2006). Incluso, se ha registrado que la descarga de AEU que resulta de un evento importante de lluvia puede afectar un cuerpo receptor varias veces más que una descarga sanitaria ordinaria (Taebi y Droste, 2004).

Las actividades antropogénicas derivadas de la urbanización generan una variedad de contaminantes físicos, químicos y biológicos, que se transportan a través de las aguas residuales o el AEU. Las primeras vehiculan compuestos orgánicos que ejercen demanda de oxígeno, diversas formas de nitrógeno y bacterias fecales, entre otros, mientras que el AEU tiene como huella distintiva menores concentraciones de estos contaminantes, pero mayores de otros asociados al parque vehicular, tales como hidrocarburos y metales pesados.

TIPOS DE CONTAMINANTES PRESENTES EN EL AEU

Los contaminantes pueden ser inorgánicos (por ejemplo, metales pesados y nutrientes) u orgánicos (como hidrocarburos policíclicos aromáticos y fenoles provenientes del desgaste de pavimentos asfálticos, que suelen ser predominantes en casi cualquier ciudad). Se han realizado numerosas investigaciones para evaluar las concentraciones de metales pesados y otros contaminantes en AEU, algunas de las cuales se han enfocado

1. Documento rector publicado por la Comisión Nacional del Agua en 2011 para diseñar el futuro cercano de la

administración sustentable de los recursos hídricos del país.

en la contaminación difusa que representan los escurrimientos de estacionamientos (Kim *et al.*, 2007), gasolineras (Mijangos, Wakida y Temores, 2010), carreteras (Hwang y Weng, 2015) y tejados (Vijayaraghavan y Joshi, 2014). Se ha encontrado que el primer lavado con agua de escorrentía (conocido como *first flush*) contiene una mayor concentración de contaminantes (Czemiel-Berndtsson, 2014).

En los siguientes párrafos se presentan los principales contaminantes del AEU, sus fuentes más comunes y algunos de sus efectos negativos (Tsihrintzis y Hamid, 1997). Para una revisión completa de los contaminantes frecuentes en el AEU y de sus concentraciones, referirse a Ortiz-Hernández *et al.* (2013).

- Sólidos suspendidos: El polvo de la calle y las fracciones arrancadas al suelo pueden hacer que el agua sea turbia. En los arroyos, estas partículas pueden dificultar la fotosíntesis natural, depositarse en el fondo y ahí perturbar el hábitat de numerosas especies. Además, estas partículas, en especial las de menor tamaño, representan el vehículo de contaminantes hidrófobos (como los hidrocarburos o ciertos metales pesados) que tienden a adherirse a ellas.
- Metales pesados: Los vehículos de motor son una fuente importante de contaminación por metales. La concentración de metales pesados en la escorrentía de las aguas pluviales es uno a dos órdenes de magnitud mayor que en aguas residuales sanitarias. Los usos de suelo industrial y comercial son los mayores contribuyentes de metales pesados a la escorrentía. El plomo y el cobre están predominantemente asociados con las partículas y su perfil de concentración sigue en gran medida al de los sólidos en suspensión, mientras que otros metales se asocian preferentemente con la fase disuelta. Aunque solo menos del 5% de los depósitos relacionados con el tráfico en la escorrentía provienen de vehículos, este porcentaje contiene los contaminantes más tóxicos. Las fuentes de algunos metales pesados incluyen el uso de combustibles y el

desgaste del chapado, los cojinetes, las garniciones de frenos y otras partes móviles de los vehículos.

- Otros componentes: En la escorrentía de cales, estacionamientos y autopistas también son frecuentes aceites, grasas y otros hidrocarburos. Estos derivados del petróleo se liberan al medio ambiente en proporciones relacionadas con la urbanización y el desarrollo circundante. Los hidrocarburos emitidos por los sistemas de escape de vehículos suspendidos en la atmósfera son limpiados por la lluvia y forman parte de la escorrentía. Las partículas de escape de automóviles y los aceites lubricantes son los principales contribuyentes a la acumulación de hidrocarburos (Tsihrintzis y Hamid, 1997).

LAS TECNOLOGÍAS LID: CELDAS DE BIORRETENCIÓN

Las tecnologías LID (por las iniciales de *low-impact development*) son técnicas de construcción sostenible que se aplican desde hace algunas décadas para contener, cerca de su origen, a los contaminantes generados en las ciudades y transportados por el agua de escorrentía urbana (AEU). Al construir infraestructura descentralizada y que facilite la infiltración del AEU se impide que la contaminación difusa urbana alcance otros cuerpos acuáticos y los afecte. Al mismo tiempo, esta infraestructura disminuye los caudales pico que se producen tras un evento de precipitación, y contribuye a mantener la recarga de acuíferos. Por consiguiente, se la considera una estrategia prometedora para el manejo del agua de escorrentía urbana, la prevención de contaminación y la mejora de ecosistemas urbanos (Baek *et al.*, 2015).

Las tecnologías LID constituyen un enfoque sustentable para la gestión de la escorrentía urbana que busca preservar la hidrología pre-desarrollo de un sitio dado utilizando medidas descentralizadas de control a microescala (Baek *et al.*, 2015). Las tecnologías LID integran los principios de conservación de biodiversidad y de espacios verdes, de almacenamiento de agua, recarga de acuíferos y mejora de la calidad del agua de modo

integral (Mihelcic y Zimmerman, 2012). Aunque estas tecnologías han demostrado disminuir los caudales de escorrentías urbanas mediante la recuperación de la capacidad de infiltración y evapotranspiración de las superficies edificadas, su efecto en la calidad del agua ha sido menos estudiado. Entre las tecnologías LID más comunes se encuentran las celdas de biorretención, las azoteas verdes y los pavimentos permeables.

En el diseño urbano tradicional abundan las superficies planas con nula o mínima capacidad para retener agua; en contraste, las celdas de biorretención, también llamadas “jardines de lluvia”, ayudan al restablecimiento de la infiltración al suelo y a la posterior descontaminación del agua, que son procesos naturales que las superficies impermeables impiden (Ortiz-Hernández, 2016). Los tanques de biorretención se valen de plantas nativas (que también contribuyen con la evapotranspiración del agua) y de la red natural de drenaje para que los cauces y depresiones del terreno recuperen su capacidad de almacenar temporalmente el agua de lluvia. Al retener el agua cierto tiempo, hacen posible que los contaminantes orgánicos se degraden por la acción de los microorganismos nativos del suelo. Estos tanques contribuyen también a disminuir las concentraciones de nutrientes, que actúan como fertilizantes de las plantas que los asimilan, y de esta manera se evita que los nutrientes alcancen cuerpos acuáticos y afecten su calidad. Asimismo, ciertos contaminantes, como los metales pesados, pueden eliminarse del AEU al adsorberse a las partículas de suelo o a las raíces de las plantas (Ahiablame *et al.*, 2012).

El manejo del AEU era hasta hace poco tiempo un tema de escasa importancia en las ciudades ubicadas en climas xéricos.² Aun ahora, la percepción general es que en estas zonas las lluvias

son eventos raros y por lo general bienvenidos, aun cuando propicien escorrentías abundantes. En consecuencia, existen escasas guías de diseño de celdas de biorretención adaptadas a estos climas. En México, el 63% del territorio nacional sufre de algún grado de aridez, y en esta superficie habita el 41% de la población (Díaz-Padilla *et al.*, 2011). La aplicación de estos sistemas LID en nuestro país requiere adaptarlos a las características de los climas xéricos, en particular en lo referente a la cobertura vegetal, la cual tendrá que adaptarse para sobrevivir sin riego constante.

LOS ÍNDICES DE CALIDAD DEL AGUA COMO HERRAMIENTA DE GESTIÓN

Los índices de calidad del agua (ICA; en inglés WQI, de *Water Quality Index*) fueron propuestos por primera vez en 1965 por R. K. Horton, como herramienta de evaluación, y en general para la gestión, de los recursos hídricos (Rivera *et al.*, 2019). Los ICA permiten identificar tendencias integradas de cambios en la calidad del agua, entendida como el conjunto de indicadores que dan cuenta de la idoneidad del agua para determinado propósito, y que además considera la relación concentración-impacto de cada indicador a través de la asignación de un peso específico (W_i). Entre las ventajas de los ICA se encuentra que sintetizan la información proporcionada por numerosos parámetros en términos simples (i.e., calidad excelente, buena, mala, etcétera), lo que mejora la comunicación de los resultados de monitoreo a administradores y al público en general. También permiten que la información recopilada se utilice en decisiones de gestión y se pueda comparar el estado del recurso en diferentes áreas geográficas. Algunas de sus limitaciones incluyen que pueden resultar demasiado resumidos a personas con experiencia en manejo de calidad del agua; que pueden ser subjetivos y sesgados, y que suelen adaptarse demasiado a condiciones y problemáticas particulares (Rodríguez, Serna y Sánchez, 2016).

Entre los diferentes ICA que se han desarrollado, se destaca el propuesto por la National Sanitation Foundation en 1970 para ríos de los

2. Las regiones xéricas o limitadas en agua se caracterizan por cantidades anuales de lluvia reducidas y por extensos períodos con escasas o nulas precipitaciones. Incluyen tanto las zonas áridas (con lluvias anuales inferiores a los 250 mm) y semiáridas (con precipitaciones comprendidas entre 250 y 500 mm), como las secas subhúmedas (que reciben entre 500 y 1,200 mm de lluvias anuales concentradas en una o dos estaciones) (D'Odorico, Porporato y Runyan, 2006).

Estados Unidos de Norteamérica, y que se ha empleado internacionalmente (Sánchez *et al.*, 2016). A principios de la década de 1970, en México se desarrolló un ICA basado en la evaluación de dieciocho parámetros (en orden decreciente de Wi: demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), oxígeno disuelto, coliformes fecales, coliformes totales, sustancias activas al azul de metileno, N-NO_3^- , conductividad eléctrica, fosfatos totales, grasas y aceites, N-NH_4^+ , alcalinidad, color, dureza total, pH, sólidos suspendidos totales (SST), Cl^- , sólidos disueltos totales, y turbidez), que permitía comparar la contaminación en diferentes cuerpos de agua (Sánchez *et al.*, 2016). Este índice, que sigue vigente, tiene una escala del 100% (agua con excelente calidad) al 0% (agua muy contaminada). Sin embargo, para “considerar la mayoría de las condiciones de las estaciones de medición de la Red Nacional de Monitoreo”, CONAGUA ha empleado desde 2007 solamente un número reducido de parámetros (DBO_5 , demanda química de oxígeno (DQO) y SST) como indicadores de contaminación en aguas superficiales, que publica anualmente en las Estadísticas del Agua en México (EAM). En 2017 se añadió el conteo de coliformes fecales, cuyo monitoreo apareció publicado por primera vez en las EAM de 2018. Para aguas subterráneas el único parámetro considerado en las EAM sigue siendo la concentración de los sólidos disueltos totales (CNA, 2018).

A escala internacional, los ICA se han empleado escasamente para evaluar las escorrentías urbanas. Sin embargo, representan una herramienta interesante que permitiría comparar las calidades del AEU generada en diferentes ciudades. Asimismo, su empleo podría facilitar el análisis del desempeño de los sistemas de tratamiento, en particular si se evalúa un número significativo de parámetros.

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de una celda de biorretención diseñada para climas xéricos en la calidad del AEU, a través del cálculo de un índice que agrupara variables relevantes tanto para la salud humana como para los cuerpos acuáticos receptores. Para el diseño del índice de calidad del agua se consi-

deraron variables tales como materia orgánica, nutrientes, varios metales y la cuenta de coliformes fecales como indicador bacteriano.

METODOLOGÍA

CONSTRUCCIÓN Y OPERACIÓN DEL SISTEMA DE BIORRETENCIÓN

Se construyó una celda en un tanque de plástico (con 40.8 L de volumen útil y 1,632 cm² de área superficial) de 34 cm (ancho) x 48 cm (largo) x 25 cm (altura). El tanque se perforó en la base con un orificio para canalizar el AEU tratada. Luego se llenó con capas sucesivas de los siguientes materiales (desde la base): grava (20% del volumen total), gravilla pómex (40%) y clinoptilolita cálcica (40%). Entre la gravilla y la clinoptilolita se colocó una capa de hidrogel hidratado para garantizar que la cobertura vegetal tuviera un cierto aporte de humedad incluso en ausencia de lluvias, puesto que no se suministró riego. Las características de los materiales filtrantes se muestran en el cuadro 1.

En virtud de la probada resistencia de las plantas suculentas al estrés hídrico, se decidió emplearlas como cobertura vegetal. Se colocaron: *Agave americana*, *Agave sp.*, *Aloe sp.*, *Crassula perforata*, *Cylindropuntia imbricata*, *Echeveria sp.*, *Gasteria sp.*, *Myrtillocactus geometrizans*, *Opuntia senilis*, *Sedum sp.*, *Stenocereus dumortieri*, *Stenocereus peruvianus monstruoso*, y *Tradescantia sp.* (Ortiz-Hernández *et al.*, 2015). La celda se mantuvo al aire libre y a sol directo en las instalaciones del campus Ciudad del Conocimiento, de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, que está situado en Pachuca, Hidalgo. La ciudad tiene un clima semiárido, con una temperatura media anual de 14°C y precipitaciones de 412 mm; ambos valores corresponden al período 1971-2000 (SMN, 2018).

CUADRO 1

Descripción de los materiales filtrantes

Material	Características
Capa decorativa (mármol)	$d_{\max} = 23 \text{ mm}$
Zeolita (clinoptilolita cálcica)	$d_{\max} = 5 \text{ mm}$ CIC = 367.6 meq/100 g
Hidrogel	80 g _w /g
Gravilla pómex	$d_{\max} = 13 \text{ mm}$
Grava	$d_{\max} = 15 \text{ mm}$

 d_{\max} : diámetro máximo de las partículas de material.

CIC: Capacidad de intercambio catiónico.

g_w/g: gramos de material hidratado por gramo de hidrogel seco

Para la simulación de un evento pluvial, se tomó una muestra compuesta de AEU tomada de los drenes pluviales del campus de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, la cual permaneció en refrigeración a 4°C hasta su adición al sistema. Mediante una bomba peristáltica y un rociador, el AEU se alimentó a la celda durante 24 horas a velocidad constante para simular 3.9 mm de precipitación (figura 1). Este valor equivale a la precipitación promedio en época de estiaje para un día en el periodo 1971-2000 en la ciudad de Pachuca, Hidalgo (SMN, 2018). Se tomaron muestras a la entrada y a la salida de la celda; las muestras de salida se tomaron luego de comprobar que no había más percolación del AEU.

FIGURA 1

Simulación de eventos pluviales en la celda de biorretención



A menos que se indique otra técnica, las muestras se analizaron según los métodos estándar (APHA, 2012). Se analizó la demanda química de oxígeno (DQO; método 5220D), N-NH₄⁺ (método 4500-NH₃ D), N-NO₂⁻ (método 4500-NO₂⁻), N-NO₃⁻ (Mubarak *et al.*, 1977) y PO₄³⁻ (totales, PO₄³⁻_T y disueltos, PO₄³⁻_D; método 4500-PF). Asimismo, se analizaron las concentraciones totales de diversos metales (Al, Fe, Cu, Mn, Pb, Zn, Cr, Cd y Ni), mediante un espectrómetro de absorción atómica SpectrAA (Varian 880, E.U.A.). Para ello, las muestras se digestaron previamente en un horno de microondas Mars X (E.U.A.).

La cuenta de *E. coli* se determinó utilizando un medio de agar m-FC (Fluka Analytical ®, Sigma-Aldrich). Las cajas de Petri con el medio solidificado, en las que luego se extendieron diluciones decimales de las muestras, se incubaron 24 horas a 45°C. La densidad microbiana se expresó

en log de unidades formadoras de colonias (UFC) por mL.

DISEÑO Y CÁLCULO DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AEU

La metodología se basó en el cálculo aritmético de un índice (ICA) que pondera diferentes indicadores de calidad según una percepción subjetiva de su importancia. Los valores menores del ICA señalan una mejor calidad del agua; es decir, menores desviaciones con respecto a un valor recomendado, un estándar o, en el caso de la legislación mexicana, un límite máximo permisible (LMP).

Se consideraron cinco grupos de variables principales: carbono orgánico (DQO), contaminantes nitrogenados (N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^-), fosfatos ($\text{PO}_4^{3-\text{T}}$, $\text{PO}_4^{3-\text{D}}$), metales (Al, Fe, Cu, Mn, Pb, Zn, Cr, Cd y Ni) y un indicador microbiológico (*E. coli*). El cuadro 2 muestra las variables consideradas y el peso asignado a cada una de ellas (w_i), que refleja su importancia relativa en la calidad global del agua; el peso de 5 se asigna a las variables de mayor impacto y el de 1, a las de menor impacto. Los pesos intermedios (entre 2 y 4) se asignaron a las variables según una percepción subjetiva de su importancia en la salud humana y de los ecosistemas. El peso relativo (W_i) de cada variable también se muestra en el cuadro 2, y se calculó según la ecuación 1:

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=0}^n w_i} W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=0}^n w_i} \quad (1)$$

donde W_i es el peso relativo de la variable i , w_i es el peso asignado a cada variable, y n es el número total de variables consideradas. Cada variable se ponderó mediante el valor de q_i , que se calculó dividiendo el valor de cada variable en las muestras de AEU (V_i) por su respectivo estándar S_i , según la ecuación 2:

$$q_i = \frac{V_i}{S_i} \cdot 100 q_i = \frac{V_i}{S_i} \cdot 100 \quad (2)$$

CUADRO 2

Variables, pesos (w_i), pesos relativos (W_i) y valores estándar (S_i) considerados para el cálculo del índice de calidad del AEU

Variable	Peso (w_i)	Peso relativo (W_i)	S_i
dqo	1	0.026	40
N-NH_4^+ [mg/L]	2	0.053	0.5
N-NO_2^- [mg/L]	2	0.053	1
N-NO_3^- [mg/L]	2	0.053	10
$\text{PO}_4^{3-\text{T}}$ [mg/L]	1	0.026	0.2
$\text{PO}_4^{3-\text{D}}$ [mg/L]	1	0.026	0.2
Al [mg/L]	3	0.079	0.2
Fe [mg/L]	2	0.053	0.3
Cu [mg/L]	2	0.053	2
Mn [mg/L]	3	0.079	0.15
Pb [mg/L]	4	0.105	0.01
Zn [mg/L]	2	0.053	5
Cr [mg/L]	4	0.105	0.05
Cd [mg/L]	5	0.132	0.005
Ni [mg/L]	4	0.105	0.07
<i>E. coli</i> [Log UFC/mL] ^a	Agua inadecuada	0	
	$\Sigma w_i = 38$	$\Sigma W_i = 1$	

^aPara evitar la división por cero, si *E. coli* se encuentra en el AEU, esta se considera directamente inadecuada para su uso en abastecimiento.

Los estándares S_i de los contaminantes nitrogenados, los metales y del indicador microbiológico, están considerado como LMP para agua potable en la modificación a la NOM-127-SSA1-1997 (NOM, 2000), a excepción del Ni. Para este metal, consideramos el estándar establecido por la OMS (WHO, 2011). El carbono orgánico y los fosfatos no están contenidos en las normas para agua potable; por consiguiente, consideramos como valores de referencia los criterios de calidad del agua para estimar eutrofización (Yang *et al.*, 2008). El ICA se calculó mediante la ecuación 3:

$$ICA = \sum_{i=0}^n W_i \cdot q_i ICA = \sum_{i=0}^n W_i \cdot q_i \quad (3)$$

A la concentración de *E. coli*, que no debe estar presente en agua de abastecimiento (*i.e.*, $S_i = 0$), no se le asignó peso para evitar la división por cero. Sin embargo, si este indicador se encuentra

presente en el agua, esta se considera directamente “inadecuada para abastecimiento”. Los valores del ICA se clasificaron en cinco categorías, como indica el cuadro 3 (Rivera *et al.*, 2019).

CUADRO 3

Tipos de agua según la magnitud del ICA

ICA	Tipo de agua
< 50	Excelente calidad
50 – 100	Buena calidad
101 – 200	Calidad mediocre
201 – 300	Muy mala calidad
> 300	De uso restringido

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CARACTERIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AEU INICIAL

Los resultados de la evaluación de la calidad del AEU en términos de materia orgánica (DQO), nutrientes (N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^- , PO_4^{3-}T y PO_4^{3-}D) y el indicador microbiológico (*E. coli*) se recopilan en el cuadro 4, mientras que los valores correspondientes a los metales se presentan en el cuadro 5. En cada cuadro se incluyen los valores

que se obtuvieron en un estudio previo del AEU generada en el mismo sitio durante la temporada de estiaje (Ortiz-Hernández *et al.*, 2016). También, con fines de comparación, el cuadro 4 muestra los valores límite establecidos por las normas mexicanas NOM-015-CONAGUA-2007 (NOM, 2007), que regula la calidad del agua a emplear para la recarga de acuíferos, y por la modificación a la NOM-127-SSA1-1994 (NOM, 2000), que establece la calidad del agua destinada a abastecimiento municipal. En el cuadro 5 solo se incluyeron los valores límite establecidos por esta última norma. Por último, en ambos cuadros se muestran los valores promedio, mínimo y máximo publicados en la literatura para cada parámetro considerado (Ortiz-Hernández *et al.*, 2016).

En lo que respecta a las variables mostradas en el cuadro 4, sobresale el hecho de que, en lo general, coinciden con los valores obtenidos por Ortiz-Hernández *et al.* (2016) para el AEU que se genera en el campus Ciudad del Conocimiento, y con los valores registrados en la bibliografía. Las excepciones a lo anterior fueron las concentraciones de DQO y PO_4^{3-}T , que fueron inferior y superior, respectivamente, tanto a lo registrado para el mismo lugar como a los valores de la literatura.

CUADRO 4

Calidad inicial del AEU en términos de materia orgánica, nutrientes y un indicador microbiológico (*Escherichia coli*)

Muestra		Variable						
		DQO [mg/L]	N-NH ₄ ⁺ [mg/L]	N-NO ₂ ⁻ [mg/L]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	PO ₄ ³⁻ _T [mg/L]	PO ₄ ³⁻ _D [mg/L]	E. coli [Log UFC/ mL]
AEU	8	0.51	nd	1.35	12.37	1.67	4.67	
Ortiz-Hernández (2016)	195	1.0	0.09	1.09	3.52	2.95	-	
NOM-015	-	-	-	-	20	-	Ausencia	
NOM-127	-	0.5	1	10	-	-	Ausencia	
Ref	Media	97	1.4	-	1.44	0.65	-	-
	Min-Max	22 - 279	0.5 - 2.3	-	0.01 - 4.8	0.01 - 7.3	0.04 - 3.5	3.08 - 7.11

ND: No detectado.

Fuente: NOM-015: Límites máximos permisibles establecidos por la NOM-015-CONAGUA-2007, que regula la calidad del agua destinada a la infiltración artificial de acuíferos (NOM, 2007). NOM-127: Límites máximos permisibles establecidos por la modificación a la NOM-127-SSA1-1994, que establece la calidad del agua destinada a abastecimiento municipal (NOM, 2000).

Ref: Valores promedio, mínimo y máximo registrados en la bibliografía (Makepeace *et al.*, 1995; Ortiz-Hernández *et al.*, 2016).

En cuanto a los metales (cuadro 5), a excepción del Al y el Fe, se determinaron valores ligeramente superiores a los obtenidos por Ortiz-Hernández *et al.* (2016). Todas las concentraciones de los metales se encontraron en el amplio rango de valores reportado por la bibliografía.

La única normatividad mexicana de calidad del agua aplicable al AEU es la NOM-015-CONAGUA-2007, que establece los límites máximos permisibles de siete variables (grasas y aceites, materia flotante, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, nitrógeno total, fósforo total, y coliformes fecales) en aguas pluviales y escurreimientos superficiales que se pretenda infiltrar al suelo o el subsuelo a una velocidad mayor a 60 litros por segundo (NOM, 2007). Aunque no se midieron los primeros cinco parámetros, es notable que el AEU muestreada sí cumple con lo establecido para fósforo total. Sin embargo, por contar con una elevada concentración de *E. coli*, no cumple con la ausencia total de coliformes fecales (grupo bacteriano al que el indicador pertenece) que la NOM-015-CONAGUA-2007 estipula. Dado que esta norma no establece límites a las concentraciones de metales que el AEU pueda contener, concluimos que el principal obstáculo para que el AEU de estudio pudiera infiltrarse es su contenido de *E. coli*. En caso de incumplimiento de la calidad del agua, la mencionada norma señala que los pozos

de infiltración al subsuelo deberán contar con un sistema de tratamiento que permita cumplir con los límites establecidos y, entre otros, eliminar por completo los coliformes fecales (NOM, 2007).

EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE LOS CONTAMINANTES DEL AEU

El análisis de los distintos parámetros a la entrada y a la salida del sistema de biorretención mostró una baja eficiencia de remoción de la materia orgánica (28.5%). En cambio, los nutrientes, i.e. N-NH₄⁺ (84.3%), PO₄³⁻ totales (94.8%) y disueltos (86.2%), y N-NO₃⁻ (49.4%), se removieron con eficiencias de altas a medianas. Se exportó una concentración baja de N-NO₂⁻ (0.01 mg/L), quizás proveniente de la oxidación microbiana. La remoción de nitrógeno amoniacal es inferior a la que registraron Jiang, Yuan y Piza (2015) para un jardín de lluvia cubierto con vegetación tolerante a la sequía (96%). Sin embargo, para este mismo jardín de lluvia se registraron exportaciones de N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻ del 559%, y de PO₄³⁻ totales y disueltos del 494% y el 358%, respectivamente.

En nuestro sistema los metales se eliminaron con eficiencias comprendidas entre 90% y 99%, a excepción del Ni (58.7%), mientras que *E. coli* se removió por completo. *E. coli* es la bacteria coliforme más abundante en heces humanas, donde representa el 97%. Aun cuando se puede

CUADRO 5
Calidad inicial del AEU en términos de metales

Muestra		Variable [mg/L]								
		Al	Fe	Cu	Mn	Pb	Zn	Cr	Cd	Ni
AEU		9.25	6.76	1.01	0.83	2.31	0.90	0.29	0.10	0.10
Ortiz-Hernández (2016)		44.91	17.16	0.04	0.48	0.08	0.20	0.04	ND	0.04
NOM-127		0.20	0.30	2	0.15	0.01	5	0.05	0.005	-
Ref	Media	0.63	6.02	0.07	0.08	0.08	0.59	0.08	0.002	0.03
	Min-Max	< 0.01 -71.3	0.2 -440	< 0.01 -1.83	< 0.01 -3.8	< 0.01 -26.0	< 0.01 -22.0	< 0.01- 2.3	< 0.01 - 13.73	< 0.01-49

ND: No detectado.

Fuente: NOM-127: Límites máximos permisibles establecidos por la modificación a la NOM-127-SSA1-1994, que establece la calidad del agua destinada a abastecimiento municipal (NOM, 2000).

Ref: Valores promedio, mínimo y máximo reportados en la bibliografía (Makepeace, Smith, y Stanley, 1995; Ortiz-Hernández *et al.*, 2016).

encontrar en agua dulce de sitios prístinos, y no se asocia directamente con actividades agrícolas o aglomeraciones urbanas, es el indicador de contaminación fecal más utilizado (Makepeace, Smith y Stanley, 1995). La eficacia de la remoción de *E. coli* conseguida apoya la idea de que, entre las diferentes tecnologías LID, la biorretención es una de las más eficientes para la remoción de este indicador y de los coliformes fecales en general (Dagenais, Brisson y Fletcher, 2018). En la compilación de Eckhart, McPhee y Bolisetti (2017) se registran eficiencias descontaminantes menores; por ejemplo, en una celda de biorretención a escala real se eliminó el 71% de *E. coli*, el 77% de Zn, el 54% de Cu, y el 31% de Pb. En uno de los escasos trabajos que registran la eficiencia de una celda de biorretención adaptada a climas xéricos se indica que se consiguió remover 80%, 61% y 79% de N-NH₄⁺, Zn y Pb, respectivamente; en contraparte, se exportaron N-NO₃⁻ y Cu (Li et al., 2011).

En conclusión, la celda de biorretención removió de modo significativo algunos de los contaminantes que más preocupan en el AEU, y por lo tanto este sistema permitiría que el AEU de estudio cumpliera con lo establecido por la NOM-015-CONAGUA-2007 en lo referente a ausencia de coliformes fecales y, en consecuencia, podría conducirse a pozos de infiltración para la recarga artificial de acuíferos (NOM, 2007).

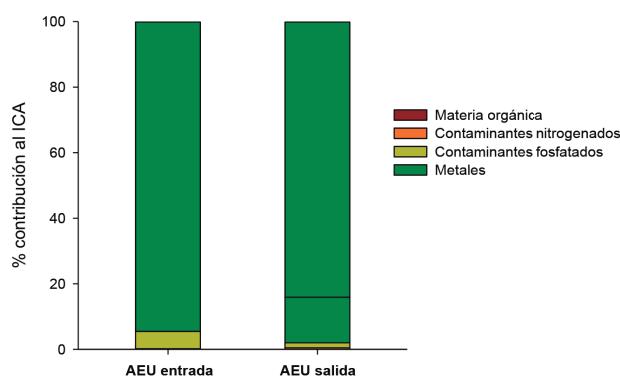
EVALUACIÓN DEL EFECTO DEL SISTEMA DE BIORRETENCIÓN EN LA CALIDAD DEL AEU

Se calculó el ICA previamente diseñado a partir de las variables de calidad del AEU medidas antes y después de entrar a la celda de biorretención. Los valores encontrados indicaron una mejoría considerable en la calidad del agua. En el AEU de entrada se midió una concentración de *E. coli* de 4.67 Log UFC/mL, lo que directamente clasifica al agua como “no apta para abastecimiento municipal”. Sin embargo, al calcular el ICA a partir de los parámetros restantes encontramos un valor de 3502 (correspondiente a un agua de uso restringido), que contrasta con el valor de 82.2 calculado para el AEU tratada en la celda; así, tras la biorretención, el

AEU adquirió una calidad que puede considerarse buena (cuadro 3). Además, en el agua de salida del sistema de biorretención no se encontró *E. coli*, lo que permite usarla como recarga artificial de acuíferos, e incluso la convierte en una posible fuente de agua de abastecimiento.

Cada variable, con su magnitud y el peso que se le asignó en función de la percepción de su riesgo asociado, contribuye de distinto modo en el valor total del ICA calculado. En la figura 2 se muestran las contribuciones de los parámetros (agrupados como materia orgánica, contaminantes nitrogenados y fosfatados, y metales) a la magnitud del ICA; ahí es evidente que los metales tienen la mayor contribución a la mala calidad del agua de escorrentía. En el caso del AEU inicial, los metales y los fosfatos son quienes hacen las mayores aportaciones, mientras que en el AEU tratada por la celda de biorretención se logró percibir la contribución de los contaminantes nitrogenados debido a que el aporte de los metales disminuyó. Así, los efectos negativos de los metales en la salud humana y de los ecosistemas justifican la implementación de la biorretención para controlar la contaminación difusa que representa el AEU.

FIGURA 2
Composición de los ICA medidos en el AEU antes y después de pasar por la celda de biorretención



Han sido escasos los trabajos que han aplicado los ICA para evaluar la eficacia de los sistemas LID; entre ellos, la mayoría se realizó para determinar el efecto de las azoteas verdes en la calidad del agua pluvial. Estas investigaciones están soste-

nidas por la hipótesis de que las azoteas verdes son exportadoras de nutrientes y de materia orgánica, sobre todo luego de su arranque; por lo tanto, en el caso específico de esta tecnología LID, la calidad del agua de salida siempre será inferior o, en el mejor de los casos igual, a la de entrada, puesto que solo reciben agua pluvial.

Kok *et al.* (2016) evaluaron el desempeño hidrológico de una azotea verde extensiva, así como la calidad del agua que este sistema podría proporcionar. A partir del empleo del índice malayo de calidad del agua, basado en la medición de seis variables (pH y las concentraciones de SST, DBO₅, DQO, oxígeno disuelto y N-NH₄⁺), se encontró que el agua de salida tenía una calidad buena, comprendida entre las categorías I y II. En otro estudio, desarrollado también en Malasia, una celda de biorretención construida con capas de arena, suelo, mantillo (*mulch*) y vegetación, permitió reducir todos los contaminantes monitoreados (SST, DBO₅, DQO) y mejorar la calidad del AEU entrante de niveles II y III hasta un nivel I (Muha *et al.*, 2014). El empleo más extendido de estos índices podría comunicar de modo más eficiente al público el valor de las tecnologías LID en conservar o incrementar la calidad de los recursos hídricos.

CONCLUSIONES

La celda de biorretención construida removió significativamente la mayoría de los contaminantes del agua de escorrentía real estudiados, incluso a niveles superiores a lo que registra la bibliografía para algunos de estos contaminantes (N-NO₃⁻, PO₄³⁻ totales y disueltos, *E. coli*, Zn, Pb, y Cu). Luego de diseñar y calcular el ICA, se encontró que la celda de biorretención mejora notablemente la calidad del agua de escorrentía, lo que demuestra la pertinencia de esta tecnología LID en el control de la contaminación difusa producida en el medio urbano y como alternativa para las zonas de recarga de acuíferos impermeabilizadas por las actividades humanas. El ICA aún debe validarse con más datos registrados en la

bibliografía para conceptualizar una escala adecuada y propiciar su aplicación como herramienta de gestión de las escorrentías urbanas.

BIBLIOGRAFÍA

- Ahiablame, L. M.; Engel, B. A. e I. Chaubey (2012), “Effectiveness of Low Impact Development Practices: Literature Review and Suggestions for Future Research”. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223, (7), 4253-4273. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1189-2>.
- APHA (2012), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22^a ed. Washington DC: American Public Health Association (APHA).
- Baek, S. S.; Choi, H. D.; Jung, W. J.; Lee, J. H.; Lee, H.; Yoon, S. K. y H. K. Cho (2015), “Optimizing Low Impact Development (LID) for Stormwater Runoff Treatment in Urban Area, Korea: Experimental and Modeling Approach”. *Water Research*, 86, 122-131. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.038>.
- CNA (2010), *Agenda del agua 2030*. Ciudad de México: Comisión Nacional del Agua.
- (2018), *Estadísticas del agua en México*. Ciudad de México: Comisión Nacional del Agua.
- Czemiel-Berndtsson J. (2014), “Storm Water Quality of First Flush Urban Runoff in Relation to Different Traffic Characteristics”. *Urban Water Journal*, 11, (4), 284-296. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/1573062X.2013.795236>.
- Dagenais, D., Brisson, J. y T. D. Fletcher (2018), “The Role of Plants in Bioretention Systems: Does the Science underpin Current Guidance?”. *Eco-logical Engineering*, 120, 532-545. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.007>.
- Díaz-Padilla, G.; Sánchez-Cohen, I.; Guajardo-Panes, R. A.; Del Ángel-Pérez, A. L.; Ruiz-Corral, A.; Medina-García G. y D. Ibarra-Castillo (2011), “Mapeo del índice de aridez y su distribución poblacional en México”. *Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17 (SPE), 267-275. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.09.069>.
- D'Odorico, P.; Porporato, A. y C. W. Runyan (Ed.) (2006), *Dryland Ecohydrology*, vol. 9. Dordrecht: Springer.

- Eckart, K.; McPhee, Z. y T. Bolisetti (2017), "Performance and Implementation of Low Impact Development – A Review". *Science of the Total Environment*, 607, 413-432. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.254>.
- Ellis, J. B. y G. Mitchell (2006), Urban Diffuse Pollution: Key Data Information Approaches for the Water Framework Directive. *Water and Environment Journal*, 20, (1), 19-26. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2006.00025.x>.
- Hwang, C. C. y C. H. Weng (2015), "Effects of Rainfall Patterns on Highway Runoff Pollution and its Control". *Water and Environment Journal*, 29, (2), 214-220. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/wej.12109>.
- Jiang Y.; Yuan, Y. y H. Piza (2015), "A Review of Applicability and Effectiveness of Low Impact Development/green Infrastructure Practices in Arid/semi-arid United States". *Environments*, 2, (2), 221-249. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/environments2020221>.
- Kim L. H.; Ko, S. O.; Jeong, S. y J. Yoon (2007), "Characteristics of Washed-off Pollutants and Dynamic EMCS in Parking Lots and Bridges during a Storm". *Science of the Total Environment*, 376, (1), 178-184. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.053>.
- Kok, K. H.; Mohd Sidek, L.; Chow, M. F.; Zainal Abidin, M. R.; Basri, H. y G. Hayder (2016), "Evaluation of Green Roof Performances for Urban Stormwater Quantity and Quality Controls". *International Journal of River Basin Management*, 14, (1), 1-7. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/15715124.2015.1048456>.
- Li, M. H.; Sung, C. Y.; Kim, M. H. y K. H. Chu (2011), "Assessing Performance of Bioretention Boxes in Hot and Semiarid Regions: Highway Application Pilot Study". *Transportation Research Record*, 2262, (1), 155-163. Disponible en: <https://doi.org/10.3141%2F2262-15>.
- Makepeace, D. K.; Smith, D. W. y S. J. Stanley (1995), "Urban Stormwater Quality: Summary of Contaminant Data". *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 25, (2), 93-139. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/1064338950938476>.
- Mihelcic, J. R. y J. B. Zimmerman (2012), *Ingeniería ambiental*. Ciudad de México: Alfaomega.
- Mijangos-Montiel J. L.; Wakida F. T. y J. Temores-Peña (2010), "Stormwater Quality from Gas Station in Tijuana, Mexico". *International Journal of Environmental Research*, 4, 777-784. Disponible en: <https://dx.doi.org/10.22059/ijer.2010.264>.
- Mubarak, A.; Howald, R. A. y R. Woodriff (1977), "Elimination of Chloride Interferences with Mercuric Ions in the Determination of Nitrates by The Phenoldisulfonic Acid Method". *Analytical Chemistry*, 49, (6), 857-860. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/ac50014ao47>.
- Muha, N. E.; Sidek, L. M.; Basri, H.; Beecham, S. y M. R. Z. Abdin (2014), "Field Evaluation of Bioretention System Flow and Pollutant Treatment in Tropical Climate", en *13th International Conference on Urban Drainage*, 7-12 septiembre. Sarawak, Malasia.
- NOM (2007), "Norma Oficial Mexicana NOM-015-CONEAGUA-2007. Infiltración artificial de agua a los acuíferos. Características y especificaciones de las obras y del agua". *Diario Oficial de la Federación*, 18 de agosto de 2009, pp. 6-13.
- (2000), "Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización". *Diario Oficial de la Federación*, 22 de noviembre de 2000, pp. 73-79.
- ONU (1992), *Cumbre de la Tierra - Agenda 21*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Río de Janeiro, Brasil.
- Ortiz-Hernández, J. E. (2016), *Biorretención de agua de escorrentía urbana para su tratamiento y reuso*. Tesis de doctorado. Pachuca, Hgo., México: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- ; Lucho-Constantino, C.; Lizárraga-Mendiola, L.; Beltrán-Hernández, R. I.; Coronel-Olivares, C. y G. A. Vázquez-Rodríguez (2016), "Quality of Urban Runoff in Wet and Dry Seasons: A Case Study in a Semi-arid Zone". *Environmental Science and Pollution Research*, 23, (24), 25156-25168. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7547-7>.
- ; Ramírez-Carreón, J.; Coronel-Olivares, C.; Beltrán-Hernández, I.; Lizárraga-Mendiola, L. y G. A. Vázquez-Rodríguez (2015), "Operación de un sistema piloto de biorretención: resultados preliminares", en *Memorias del XXXVI Encuentro Nacional y V Congreso Internacional de la Asociación Mexicana de Investigación y Docencia en*

- Ingeniería Química (AMIDIQ), Cancún, Q. Roo, 5-8 de mayo, pp. 868-871.
- ; Beltrán-Hernández, I.; Lizárraga-Mendiolá, L.; Coronel-Olivares, C. y G. Vázquez-Rodríguez (2013), “Biorretención y reúso del agua de escorrentía urbana en climas áridos o semi-áridos: una revisión”, en *Memorias del 2013 Simposio Iberoamericano Multidisciplinario de Ciencias e Ingeniería (SIMCI)*, Pachuca, Hgo., 23-25 de septiembre, pp. 17-22 Disponible en: https://www.uaeh.edu.mx/investigacion/productos/6238/2013_memoria_simci_joyce.pdf. Consultado: 4 de junio 2020.
- Rivera-Rodríguez, D. A.; Beltrán-Hernández, R. I.; Lucho-Constantino, C. A.; Coronel-Olivares, C.; Hernández-González, S.; Villanueva-Ibáñez, M.; Nolasco-Arizmendi, V. y G. A. Vázquez-Rodríguez (2019), “Water Quality Indices for Groundwater Impacted by Geogenic Background and Anthropogenic Pollution: Case Study in Hidalgo, Mexico”. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16, (5), 2201-2214. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1852-2>.
- Rodríguez-Miranda, J. P.; Serna-Mosquera, J. A. y J. M. Sánchez-Céspedes (2016), “Índices de calidad en cuerpos de agua superficiales en la planificación de los recursos hídricos”. *Logos, Ciencia y Tecnología*, 8, (1): 159-167. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.22335/ruct.v8i1.306>.
- Sánchez, J. A.; Álvarez, T.; Pacheco, J. G.; Carrillo, L. y R. A. González (2016), “Calidad del agua subterránea: acuífero sur de Quintana Roo, México”. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7, (4), 75-96.
- SMN (2018), *Normales climatológicas 1971-2000, Estación Pachuca, Hgo.* Servicio Meteorológico Nacional (SMN). México: Comisión Nacional del Agua.
- Taebi, A. y R. L. Droste (2004), “Pollution Loads in Urban Runoff and Sanitary Wastewater”. *Science of the Total Environment*, 327, (1), 175-184. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.11.015>.
- Tsihrintzis, A. V. y R. Hamid (1997), “Modeling and Management of Urban Stormwater Runoff Quality: A Review”. *Water Resources Management*, 11, 137-164. Disponible en: <https://doi.org/10.1023/A:1007903817943>.
- USEPA (1996), *Nonpoint Source Pollution: The Nation's Largest Water Quality Problem*. Washington, dc: United States Environmental Protection Agency (USEPA) Office of Water.
- Vijayaraghavan, K. y U. M. Joshi (2014), “Can Green Roof act as a Sink for Contaminants? A Methodological Study to Evaluate Runoff Quality from Green Roofs”. *Environmental Pollution*, 194, 121-129. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.07.021>.
- WHO (2011), “Guidelines for Drinking-water Quality”, 4^a ed., Geneva: World Health Organization (WHO).
- Yang, X. E.; Wu, X.; Hao, H. L. y Z. L. He (2008), “Mechanisms and Assessment of Water Eutrophication”. *Journal of Zhejiang University - Science B*, 9, (3), 197-209. Disponible en: <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626>.