



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO
INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA
ÁREA ACADÉMICA DE QUÍMICA



BIORRETENCIÓN DE AGUA DE ESCORRENTÍA URBANA PARA SU TRATAMIENTO Y REÚSO

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
DOCTORA EN CIENCIAS AMBIENTALES**

PRESENTA:

JOYCE EDITH ORTIZ HERNÁNDEZ

DIRECTORA:

DRA. GABRIELA ALEJANDRA VÁZQUEZ RODRÍGUEZ

COMITÉ TUTORIAL:

DRA. ROSA ICELA BELTRÁN HERNÁNDEZ

DRA. LILIANA LIZÁRRAGA MENDIOLA

DRA. CLAUDIA CORONEL OLIVARES

CONTENIDO

Índice de tablas	ix
Índice de figuras	xi
Notación	xv
1. Resumen	1
2. Introducción	3
3. Marco teórico	7
3.1. La crisis del agua en regiones xéricas	7
3.2. Disrupción del ciclo hidrológico en el medio urbano	8
3.3. El agua de escorrentía urbana	13
3.3.1. Fuentes de contaminación y contaminantes comunes	14
3.3.2. Calidad del agua de escorrentía producida a nivel mundial	17
3.4. Reúso del agua de escorrentía urbana	19
3.5. Las tecnologías de bajo impacto	20
3.6. Las celdas de biorretención	22
3.6.1. Construcción de sistemas de biorretención	23
3.6.2. Reducción del volumen de escorrentías y de caudales pico	24
3.6.3. Tratamiento del agua de escorrentía	25
3.6.4. Aplicación de la biorretención en climas xéricos	26
4. Planteamiento del problema	29
5. Justificación	31
6. Objetivos	33
6.1. Objetivo general	33
6.2. Objetivos específicos	33
7. Materiales y métodos	35
7.1. Descripción del sitio de estudio	35
7.2. Caracterización del agua de escorrentía	36
7.2.1. Muestreo	36

7.2.2.	Análisis estadísticos	36
7.3.	Construcción de los sistemas de biorretención	37
7.4.	Preparación de aguas de escorrentía urbana sintética	39
7.4.1.	Agua sintética microbiológica (ASm)	40
7.4.2.	Agua de escorrentía urbana sintética (AEUs)	40
7.5.	Evaluación preliminar de los sistemas de biorretención	41
7.6.	Evaluación del SBp en condiciones simuladas de lluvia	41
7.7.	Técnicas analíticas	43
7.7.1.	Análisis fisicoquímicos	43
7.7.1.1.	pH, CE, A600	43
7.7.1.2.	Sólidos suspendidos totales (SST)	43
7.7.1.3.	Demanda química de oxígeno (DQO)	43
7.7.1.4.	Carbono orgánico disuelto (COD)	43
7.7.1.5.	UV ₂₅₄	43
7.7.1.6.	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	44
7.7.1.7.	Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)	44
7.7.1.8.	Amonio (N-NH ₄ ⁺)	45
7.7.1.9.	Nitritos (N-NO ₂ ⁻)	45
7.7.1.10.	Nitratos (N-NO ₃ ⁻)	45
7.7.1.11.	Ortofosfatos totales y disueltos (Orto-P _T y Orto-P _D)	46
7.7.1.12.	Metales	46
7.7.1.13.	Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)	46
7.7.2.	Análisis microbiológicos	47
7.7.2.1	Cuenta heterotrófica total (CHT)	47
7.7.2.2	Coliformes totales y fecales	47
8.	Resultados y discusión	49
8.1.	Caracterización del agua de escorrentía urbana	49
8.1.1.	Calidad del agua de escorrentía urbana	49

8.1.2.	Variabilidad de los resultados	50
8.1.3.	Sólidos suspendidos totales y variables relacionadas con la materia orgánica	51
8.1.4.	Nutrientes y contaminantes microbiológicos	52
8.1.5.	Metales	54
8.1.6.	Tendencias generales de los parámetros	57
8.1.7.	Análisis estadísticos	58
8.1.7.1.	Análisis de medias	58
8.1.7.2.	Análisis estadísticos multivariantes	59
8.2.	Evaluación preliminar del funcionamiento de los sistemas de biorretención	64
8.2.1.	Características de los eventos de precipitación monitoreados	65
8.2.2.	Evaluación del potencial de retención hidráulica por evento	66
8.2.3.	Evaluación del potencial global de retención hidráulica	69
8.2.4.	Evaluación preliminar de la calidad de los efluentes de los sistemas de biorretención	71
8.2.5.	Evaluación de la remoción potencial de contaminantes microbiológicos	73
8.3.	Evaluación de la remoción de contaminantes en el SBp en condiciones simuladas de lluvia	75
8.3.1.	Efecto de la configuración de los medios filtrantes	75
8.3.2.	Efecto de la calidad del agua a la entrada	80
8.3.3.	Efecto de las condiciones iniciales del sistema	83
8.3.4.	Efecto de las características del evento pluvial	84
9.	Conclusiones y perspectivas	87
10.	Referencias bibliográficas	91

INDICE DE TABLAS

Tabla 3.1	Fuentes de contaminación del agua de escorrentía urbana. Modificada a partir de: Ellis y Mitchell (2006).	14
Tabla 3.2	Concentraciones típicas de contaminantes en agua de escorrentía urbana por tipo de uso de suelo. Fuente: Erickson <i>et al.</i> (2013).	16
Tabla 3.3	Concentraciones de contaminantes encontrados en agua de escorrentía urbana.	18
Tabla 3.4	Manejo convencional y de bajo impacto del agua de escorrentía. Fuente: Mihelcic y Zimmerman (2012).	21
Tabla 7.1	Descripción de los puntos de muestreo.	36
Tabla 7.2	Dimensiones de los sistemas de biorretención.	38
Tabla 7.3	Características de los materiales filtrantes.	38
Tabla 7.4	Cobertura vegetal utilizada en los sistemas de biorretención.	39
Tabla 7.5	Composición del agua de escorrentía urbana sintética (AEUs).	41
Tabla 8.1	pH, sólidos suspendidos y materia orgánica en el AEU generada en época de lluvias (L) y de estiaje (S).	50
Tabla 8.2	Nutrientes y contenidos microbiológicos en el AEU generada en época de lluvias (L) y de estiaje (S).	53
Tabla 8.3	Metales totales en el AEU generada en época de lluvias (L) y de estiaje (S).	55
Tabla 8.4	Metales disueltos en el AEU generada en época de lluvias (L) y de estiaje (S).	56
Tabla 8.5	Cargas de las variables de calidad del agua en los tres factores significativos (F1, F2 y F3) para las estaciones de lluvias y de estiaje.	60

INDICE DE FIGURAS

Figura 3.1	Distribución espacial de la precipitación media anual. Fuente: SEMARNAT (2013).	8
Figura 3.2	Disponibilidad del agua en México en 2013. Fuente: SEMARNAT (2013).	8
Figura 3.3	Prospección de la urbanización mundial para el año 2030. Adaptado de: United Nations (2015).	9
Figura 3.4	Efecto de las superficies impermeables en el ciclo hidrológico urbano. En un lugar no urbanizado (A), la evapotranspiración constituye la mayor fracción de las precipitaciones, mientras que un sitio cubierto en un 75-100% por superficies impermeables, el mayor componente es la escorrentía. Adaptado de: EPA (2000).	11
Figura 3.5	Efecto de la impermeabilidad en la escorrentía. Comparación entre los hidrogramas característicos de zonas nula, escasa o altamente urbanizadas. Adaptado de: Rogers (1997).	12
Figura 3.6	Esquema de un sistema de biorretención típico	23
Figura 7.1	Área de estudio en el campus universitario, puntos de muestreo (B, C, E y P) y dirección de la escorrentía.	35
Figura 7.2	Estratificación de los sistemas de biorretención.	38
Figura 7.3	Sistema de biorretención piloto.	39
Figura 7.4	Sistema de biorretención control.	39
Figura 7.5	Simulaciones de lluvias de diseño.	42
Figura 7.6	Características de las lluvias de diseño simuladas.	42
Figura 8.1	Sólidos suspendidos totales en el AEU obtenida en los cuatro puntos de muestreo (B, C, E y P) en la estación de lluvias.	51
Figura 8.2	Gráficos de las cargas resultantes de un análisis de factores principales (AFP) de las características del agua de escorrentía urbana. A) F1 vs. F2 (estación de lluvias); B) F2 vs. F3 (estiaje).	62
Figura 8.3	Eventos de lluvia monitoreados durante la evaluación de los sistemas de biorretención. Las precipitaciones se indican en azul y las adiciones de agua sintética (AEUs) y microbiológica (ASm) en rosa y en amarillo, respectivamente.	64
Figura 8.4	Eventos de lluvia monitoreados. A) Duración y magnitud; B) Diagrama de cajas de la duración de los eventos. La línea dentro de la caja representa la mediana. Los límites de las cajas representan los percentiles 25 y 75. Las barras de error sobre y debajo de las cajas indican los percentiles 90 y 10, respectivamente, mientras que los puntos representan los valores atípicos.	65

Figura 8.5	Magnitud de las precipitaciones registradas en la ciudad de Pachuca en los periodos de lluvias, de estiaje y durante la evaluación del sistema de biorretención. La línea dentro de la caja representa la mediana. Los límites de las cajas representan los percentiles 25 y 75. Las barras de error sobre y debajo de las cajas indican los percentiles 90 y 10, respectivamente, mientras que los puntos representan los valores atípicos.	66
Figura 8.6	Retención de agua por evento monitoreado para el SBp. En color verde se muestran las retenciones mayores al 50%; en color amarillo, retenciones parciales (menores al 50%) y en color rojo, exportaciones de agua. Los rombos indican la adición de agua sintética.	67
Figura 8.7	Retención de agua por evento monitoreado para el SBc. En color verde se muestran las retenciones mayores al 50%; en color amarillo, retenciones parciales (menores al 50%) y en color rojo, exportaciones de agua.	67
Figura 8.8	Escenarios de la retención hidráulica en función de las precipitaciones.	69
Figura 8.9	Balances hidráulicos de los sistemas de biorretención. A) Sistema control (SBc); B) Sistema piloto (SBp).	70
Figura 8.10	Valores de pH de los influentes y efluentes de los sistemas de biorretención. Los símbolos en azul representan los influentes y en rojo los efluentes. Los símbolos en tonalidades más oscuras señalan los eventos con adición de agua sintética. A) SBp; B) SBc.	71
Figura 8.11	Valores de A600 y conductividad de los influentes y efluentes de los sistemas de biorretención. Los símbolos en azul representan los influentes y en rojo los efluentes. Los símbolos en tonalidades más oscuras señalan los eventos con adición de agua sintética. A) A600 de influentes y efluentes del SBp; B) A600 de influentes y efluentes del SBc; C) Conductividad de influentes y efluentes del SBp; C) Conductividad de influentes y efluentes del SBc.	72
Figura 8.12	Remoción potencial de <i>Escherichia coli</i> y cuenta heterotrófica total (CHT) en el sistema de biorretención tras un evento de precipitación extrema.	73
Figura 8.13 (continúa)	Efecto de la configuración del SBp en la remoción de diversos contaminantes, medida en cuatro lluvias de diseño con diferentes tipos de agua (AEUs y AEUr) y TRH de 2 y 24 horas. Los símbolos en azul representan las concentraciones de los contaminantes en los influentes y en rojo, en los efluentes. Los recuadros en color verde indican buenas remociones (mayores al 50%). NC: porcentaje de remoción no calculado porque alguna de las concentraciones fue inferior al límite de detección de la técnica analítica. A) N-NH ₄ ⁺ ; B) Cr _T ; C) Cd _T ; D) Cd _D ; E) Cu _T .	76
Figura 8.13	Efecto de la configuración del SBp en la remoción de diversos contaminantes, medida en cuatro lluvias de diseño con diferentes tipos de agua (AEUs y AEUr) y TRH de 2 y 24 horas. Los símbolos en azul representan las concentraciones de los contaminantes en los influentes y en rojo, en los efluentes. Los recuadros en color verde indican buenas remociones (mayores al 50%). NC: porcentaje de remoción no calculado porque alguna de las	77

concentraciones fue inferior al límite de detección de la técnica analítica. F) Mn_T ; G) Mn_D ; H) Pb_T ; I) Zn_T .

- Figura 8.14** Efecto de la configuración del SBp en la remoción de diversos contaminantes, medida en cuatro lluvias de diseño con diferentes tipos de agua (AEUs y AEUr) y TRH de 2 y 24 horas. Los símbolos en azul representan las concentraciones de los contaminantes en los influentes y en rojo, en los efluentes. Los recuadros en color rosa indican exportaciones de contaminantes. NC: porcentaje de remoción no calculado porque alguna de las concentraciones fue inferior al límite de detección de la técnica analítica. A) CHT; B) CT; C) $N-NO_2^-$. 79
- Figura 8.15** Efecto de la calidad del agua a la entrada del SBp en la remoción de diversos contaminantes, medida en cuatro lluvias de diseño con diferentes tipos de agua (AEUs y AEUr) y TRH de 2 y 24 horas. Los símbolos en azul representan las concentraciones en los influentes y en rojo, en los efluentes. Los recuadros en color verde indican buenas remociones (mayores al 50%); en amarillo, remociones parciales (menores al 50%) y en rosa indican exportaciones. A) Al_T ; B) Fe_T ; C) Zn_T ; D) Orto- P_T ; E) Orto- P_D . 81
- Figura 8.16** Efecto de la calidad del agua a la entrada del SBp en la remoción de diversos contaminantes, medida en cuatro lluvias de diseño con diferentes tipos de agua (AEUs y AEUr) y TRH de 2 y 24 horas. Los símbolos en azul representan las concentraciones en los influentes y en rojo, en los efluentes. Los recuadros en color verde muestran buenas remociones (mayores al 50%); en amarillo, remociones parciales (menores al 50%) y en rosa indican exportaciones. A) Ca_T ; B) Ca_D . 82
- Figura 8.17** Efecto de las condiciones iniciales del SBp en la remoción de diversos contaminantes, medida en cuatro lluvias de diseño con diferentes tipos de agua (AEUs y AEUr) y TRH de 2 y 24 horas. Los símbolos en azul representan las concentraciones en los influentes y en rojo, en los efluentes. NC: porcentaje de remoción no calculado porque alguna de las concentraciones fue inferior al límite de detección de la técnica analítica. Los recuadros en color verde muestran buenas remociones (mayores al 50%), en amarillo, remociones parciales (menores al 50%) y en rosa indican exportaciones. A) SST; B) NTK; C) *E. coli*; D) Al_D . 83
- Figura 8.18** Efecto de las características del evento en la remoción de diversos contaminantes, medida en cuatro lluvias de diseño con diferentes tipos de agua (AEUs y AEUr) y TRH de 2 y 24 horas. Los símbolos en azul representan las concentraciones de los influentes y en rojo, de los efluentes. NC: porcentaje de remoción no calculado porque alguna de las concentraciones fue inferior al límite de detección de la técnica analítica. Los recuadros en color verde muestran buenas remociones (mayores al 50%); en amarillo, remociones parciales (menores al 50%) y en rosa indican exportaciones. A) $N-NO_3^-$; B) DBO_5 ; C) DQO; D) Mg_T ; E) Mg_D ; F) Ni_T ; G) Ni_D . 85

NOTACIÓN

A600	Absorbancia a 600 nm
ACP	Análisis de componentes principales
AEU	Agua de escorrentía urbana
AEUr	Agua de escorrentía urbana real
AEUs	Agua de escorrentía urbana sintética
AFP	Análisis de factores principales
APHA	<i>American Public Health Association</i>
ASm	Agua sintética microbiológica
CE	Conductividad eléctrica
CHT	Cuenta heterotrófica total
CIC	Capacidad de intercambio catiónico
CNA	Comisión Nacional del Agua
COD	Carbono orgánico disuelto
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
COT	Carbono orgánico total
CT	Coliformes totales
CV	Coefficiente de variación
DBO₅	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
EMA	Entidad Mexicana de Acreditación
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
ERC	Eficiencia de remoción de contaminantes
FAWB	<i>Facility for Advancing Water Biofiltration</i>
HAP	Hidrocarburos aromáticos policíclicos
ICP-OES	<i>Inductively coupled plasma optical emission spectrometry</i>
INIFAP	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícola y Pecuarias
L	Lluvias
LD	Límites de detección
LID	<i>Low-impact Development</i>
NC	No calculado
NMP	Número más probable
NOM	Norma Oficial Mexicana
NTK	Nitrógeno total Kjeldahl
Orto-PD	Ortofosfatos disueltos
Orto-PT	Ortofosfatos totales
S	Estiaje
SBc	Sistema de biorretención control
SBp	Sistema de biorretención piloto
SEMARNAT	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales
SMN	Sistema Meteorológico Nacional
SPSS	<i>Statistical Package for the Social Sciences</i>
SSI	Solución salina isotónica
SST	Sólidos suspendidos totales
SUDS	<i>Sustainable Urban Drainage Systems</i>
SUVA	<i>Specific ultraviolet absorbance</i>
TRH	Tiempo de retención hidráulica
UAEH	Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo
UFC	Unidades formadoras de colonias
UV₂₅₄	Absorbancia a 254 nm
Ve	Volumen de entrada
Vr	Volumen retenido
Vs	Volumen de salida
WSUD	<i>Water Sensitive Urban Design</i>

1. RESUMEN

El agua de escorrentía urbana (AEU) es una fuente de contaminación difusa que está relacionada con fenómenos de inundación y erosión del suelo. Sin embargo, la escasez hídrica que prevalece en muchas zonas del mundo y del país la ha convertido en una fuente potencial de abastecimiento. Una de las tecnologías usadas para el tratamiento del AEU es la biorretención; sin embargo, a pesar de su activa implementación, se cuenta con poca información acerca de su desempeño, sobre todo para climas xéricos. Es por eso que el objetivo de este trabajo se enfocó en remover materia orgánica, nutrientes, metales y contaminantes microbiológicos de AEU mediante un sistema de biorretención piloto (SBp) diseñado para una zona semiárida (Pachuca, Hgo., México), con la finalidad de proponer estrategias de reúso del agua.

El SBp se construyó con grava, gravilla, hidrogel y zeolita como materiales filtrantes y plantas suculentas como cobertura vegetal. Se colocó en la UAEH a la intemperie y sol directo. Mediante la cuantificación del volumen a la entrada y salida del sistema durante la época de estiaje (de octubre 2014 a abril 2015), se realizó un balance hidráulico global que mostró la reducción del volumen alimentado de manera similar a lo típico reportado para estos sistemas (40% al 50%). Para medir la eficiencia de remoción de contaminantes del SBp, se realizó la simulación de cuatro lluvias de diseño con una precipitación de 3.9 mm (promedio histórico de un día de lluvia en época de estiaje) y un área de captación del 7%. Las primeras dos simulaciones se realizaron con AEU sintética (preparada con las especies químicas de interés y agua de la llave) y las últimas dos con AEU real (muestra compuesta tomada de dos drenes pluviales). Las simulaciones se realizaron con tiempos de retención hidráulica (TRH) de 2 y 24 horas para cada tipo de agua.

De forma general, el desempeño del SBp presentó comportamientos similares a las celdas de biorretención instaladas en climas mésicos y no se observaron diferencias en las tendencias de remoción entre especies totales y disueltas. La eficiencia de remoción en el SBp aumenta con concentraciones altas en el influente y disminuye cuando las concentraciones a la entrada están cerca del límite de tratamiento que ofrece las características de diseño. El mecanismo dominante de remoción es la adsorción a las capas filtrantes; las plantas y microorganismos pueden aumentar la eficiencia del sistema, pero su desempeño suele ser significativo solo después de la saturación de los medios filtrantes. Una vez saturados estos, si se exceden las tasas de utilización, se observarán eficiencias negativas (exportación de contaminantes).

En conclusión, el nivel de tratamiento alcanzado por el SBp estará en función de la calidad del AEU a la entrada, de las condiciones iniciales del sistema y de la duración del evento de lluvia. Se logró cierta remoción de contaminantes y todos, con excepción del Al, Pb, CT y *E.coli*, están por debajo de los límites permisibles de agua para uso y consumo humano.

2. INTRODUCCIÓN

La escasez de agua dulce es uno de los problemas ambientales más graves del siglo XXI (Vörösmarty *et al.*, 2000). Entre sus causas se encuentran la distribución azarosa del recurso, el cambio climático, el crecimiento poblacional, la urbanización y la demanda creciente para irrigación, la cual a su vez está relacionada con una mayor necesidad de alimentos y cambios en los hábitos dietéticos. Los insidiosos efectos de la escasez hídrica, a su vez, incluyen la obstrucción del desarrollo económico y del bienestar público, así como el desabasto alimentario, conflictos regionales y la degradación ambiental (O'Connor *et al.*, 2008). Se espera que estos efectos sean mayores en los países en vías de desarrollo; sin embargo, los países desarrollados también enfrentan retos en lo que respecta a seguridad hídrica, como lo demuestra la crisis que enfrenta desde hace tiempo el suroeste de los E.U.A¹. En los países desarrollados, la infraestructura del sector debe rediseñarse para sostener estándares de calidad cada vez más exigentes con una huella ambiental menor, mientras la biodiversidad de los ecosistemas hídricos se mantenga o aumente. En los países en vías de desarrollo, aún es necesario construir esta infraestructura hídrica para satisfacer demandas no cubiertas en amplios sectores sociales (Grant *et al.*, 2012).

Históricamente, las prácticas de conservación de agua, tales como la captación de agua pluvial y el reúso, eran vistas como soluciones provisionales o temporales, que permitían solventar sequías y otras situaciones de emergencia. Hoy, varias de estas medidas ya se consideran opciones de abastecimiento a largo plazo (O'Connor *et al.*, 2008). Como se señala con insistencia, la sociedad ya no puede darse el lujo de usar el agua solo una vez antes de que regrese al ciclo hidrológico, y por ello es necesario incrementar el reúso intencional del agua. Así, las llamadas “aguas degradadas”, definidas como las aguas que han sufrido una degeneración física, química o microbiológica de su calidad, son fuentes alternas de abastecimiento con grandes posibilidades de hacer frente a la escasez hídrica. Algunos ejemplos de aguas degradadas incluyen los efluentes de plantas de tratamiento, aguas grises, aguas residuales brutas y las escorrentías agrícolas y urbanas (O'Connor *et al.*, 2008).

El agua de escorrentía urbana (AEU) es la fracción de las precipitaciones que no es retenida por la vegetación ni infiltrada a través del suelo, y que por lo tanto fluye sobre superficies urbanizadas. Aunque a su paso por los centros urbanos incorpora progresivamente un sinnúmero de contaminantes, el AEU tiene una mejor calidad que la de las aguas residuales domésticas, y por lo tanto su aceptación pública como fuente de abastecimiento es mayor que la de estas, tratadas o no

¹ *It's not just California: the whole Southwest is facing a growing water crunch.* Nota periodística aparecida el 12 de mayo de 2015 en el sitio Vox [en línea]. <http://www.vox.com/2015/5/12/8593707/lake-mead-water-arizona>

(Akram *et al.*, 2014). Antes de la década de 1980, el AEU no había sido considerada como un recurso; hasta entonces, su manejo consistía en desalojarla lo antes posible de las aglomeraciones urbanas, donde suele ocasionar inundaciones y cuantiosas pérdidas económicas, y enviarla a los medios receptores, donde constituye una importante fuente de contaminación difusa.

Sin embargo, las escorrentías urbanas representan un recurso muy valioso si se les maneja de la manera adecuada (Akram *et al.*, 2014). Esto es aún más cierto en países como México, en el que predominan las regiones áridas y semiáridas y en donde se tendrá que maximizar la conservación del agua para reducir la presión actual sobre las fuentes de abastecimiento convencionales. Los mayores desafíos concernientes al agua de escorrentía urbana se refieren, por una parte, a su cosecha y almacenamiento (*harvesting*, en inglés), puesto que se trata de un recurso que se genera intermitentemente y, por la otra, a la remoción de los contaminantes que contiene (Grant *et al.*, 2012).

Así, el manejo sustentable del agua de escorrentía urbana, que se enfoca tanto en su *cantidad* como en su *calidad*, es prometedor. Este manejo se conoce como *Sustainable Urban Drainage Systems* (SUDS) en los países que conforman el Reino Unido, *Water Sensitive Urban Design* (WSUD) en Australia y Nueva Zelanda, y *Low-impact Development* (LID; tecnologías de bajo impacto) en los Estados Unidos. Independientemente de tan variada nomenclatura, el manejo sustentable del AEU es un enfoque de planeación urbana que trata de minimizar sus efectos adversos, tales como las inundaciones, la erosión de suelos urbanos y la descarga de contaminantes en los cuerpos acuáticos receptores. Se trata de una perspectiva de prevención, que busca integrar soluciones estructurales y no estructurales a la planeación urbana. Las soluciones estructurales se refieren a la construcción de sistemas descentralizados tales como las celdas de biorretención, las azoteas verdes y los pavimentos permeables, entre otros, mientras que las soluciones no estructurales incluyen prácticas como el ahorro del agua o la limpieza de las calles. En su forma más efectiva, el manejo sustentable del AEU permite su reúso y mantiene un balance a largo plazo entre los costos económicos y los beneficios ambientales y sociales (Akram *et al.*, 2014).

Algunas regiones, como Australia y Escandinavia, tienen una experiencia considerable en la conservación del agua y el manejo sustentable de la escorrentía urbana (Porse, 2013). Lo anterior se ha traducido en numerosos estudios, guías de diseño y regulaciones oficiales, que en su mayoría se han elaborado para zonas templadas. No obstante, adquirir esta experiencia es urgente en numerosas ciudades del mundo, particularmente en aquellas situadas en zonas áridas y en donde el cambio climático reducirá la disponibilidad hídrica. Por tal motivo, en este estudio se evaluó la posibilidad de tratar el agua de escorrentía urbana producida en un ambiente xérico en un sistema de manejo sustentable, específicamente una celda de biorretención.

En primer lugar, se presenta una síntesis bibliográfica que empieza con la problemática del agua en zonas urbanas áridas y semiáridas, comunes en México. Luego se muestran las particularidades del agua de escorrentía urbana, y por qué se le considera una de las principales fuentes de contaminación difusa en el mundo. La síntesis termina con la exposición de las tecnologías de bajo impacto y se profundiza en la construcción y el funcionamiento de las celdas de biorretención, así como en recomendaciones de diseño de estos sistemas para climas xéricos.

La parte experimental del trabajo se divide en tres apartados principales. El primero se dedicó a la evaluación de la calidad del agua de escorrentía generada en un sitio con uso de suelo institucional, a saber, el campus universitario de Ciudad del Conocimiento-UAEH en Pachuca, Hgo., México, durante las temporadas de estiaje y de lluvias. El objetivo primordial de esta sección fue aportar datos acerca de la calidad de un recurso que en México prácticamente no se ha estudiado, y de evaluar la factibilidad de su reúso para recarga artificial de acuíferos. El segundo apartado se centró en la evaluación preliminar de un sistema de biorretención piloto, en el cual se midió su capacidad potencial para retener agua (por evento y durante la época de estiaje) y su potencial para remover contaminantes. Esto tuvo la finalidad de conocer las tendencias generales de su desempeño y determinar las condiciones en las que se evaluaría la remoción de contaminantes en condiciones simuladas de lluvia; los resultados de esta evaluación se presentan en el tercer apartado. En este se determinó la eficiencia de remoción de contaminantes de la celda de biorretención propuesta en términos de materia orgánica, nutrientes, microorganismos y metales, en diferentes tipos de agua de escorrentía urbana (sintética y real) y con distintos tiempos de retención hidráulica.

Finalmente, se concluye acerca del trabajo experimental y se ofrecen algunas perspectivas como posibilidad de ampliar sus alcances y de resolver el problema que representa el tratamiento del agua de escorrentía en celdas de biorretención construidas en medios áridos.

3. MARCO TEÓRICO

3.1 LA CRISIS DEL AGUA EN REGIONES XÉRICAS

El agua es un recurso frágil, crucial para el desarrollo, la seguridad de las naciones y la paz mundial. Aunque en términos globales la cantidad de agua disponible es suficiente para cubrir las necesidades de cada ser humano, a nivel regional existen variaciones importantes en el ciclo hidrológico que comprometen este recurso. Las regiones xéricas o limitadas en agua (en inglés agrupadas bajo el término *drylands*) se caracterizan por cantidades anuales de lluvia reducidas y por extensos períodos con escasas o nulas precipitaciones. Estos ambientes representan cerca de la mitad de la superficie terrestre emergida (Newman *et al.*, 2006) e incluyen tanto a las zonas áridas (con lluvias anuales inferiores a los 250 mm) y semiáridas (con precipitaciones comprendidas entre 250 y 500 mm) como a las secas subhúmedas (que reciben entre 500 y 1,200 mm de lluvias anuales concentradas en una o dos estaciones) (D'Odorico y Porporato, 2006). Las zonas xéricas se encuentran entre las zonas más vulnerables al cambio climático global, en parte debido a que albergan a más del 38% de la población mundial (Reynolds *et al.*, 2007).

En México, las precipitaciones más abundantes se concentran en el sureste, en donde se registran lluvias que oscilan entre los 3,000 y 3,800 mm (Díaz-Padilla *et al.*, 2011). En cambio, en el norte del país existen zonas con precipitaciones anuales por debajo de los 250 mm, entre las que sobresalen la región sur de Coahuila, el noroeste de Sonora y la mayor parte de la península de Baja California (Figura 3.1). Díaz-Padilla *et al.* (2011) han estimado que 63% del territorio nacional sufre de algún grado de aridez, y que en esta superficie habita el 41% de la población. Esto se traduce en grandes diferencias en la disponibilidad hídrica promedio per cápita (Figura 3.2), que en estas zonas áridas del país es inferior al indicador de Falkenmark que demarca el estrés hídrico (*i.e.*, 1700 m³/h al año). Las regiones xéricas del país son altamente propensas a padecer, además de la baja disponibilidad de agua, otros problemas graves como degradación del suelo, desertificación, inseguridad alimentaria y migración (Díaz-Padilla *et al.*, 2011).

En un escenario de cambio climático, se ha señalado que las precipitaciones decrecerán paulatinamente casi en todo el país en comparación con los datos históricos registrados para el período 1961-1990, con mayores consecuencias en las regiones donde desde ahora se padece escasez hídrica (Martínez-Austria *et al.*, 2010). Se prevé que esta disminución en las precipitaciones se acompañe de incrementos en la temperatura y en la evapotranspiración, así como en la demanda de agua para irrigación, ya de por sí muy elevada (*i.e.*, 77%; CNA, 2015). Asimismo, se vaticina un aumento en la frecuencia e intensidad de eventos climáticos extremos tales como ciclones, lluvias torrenciales y sequías (Martínez-Austria *et al.*, 2010).

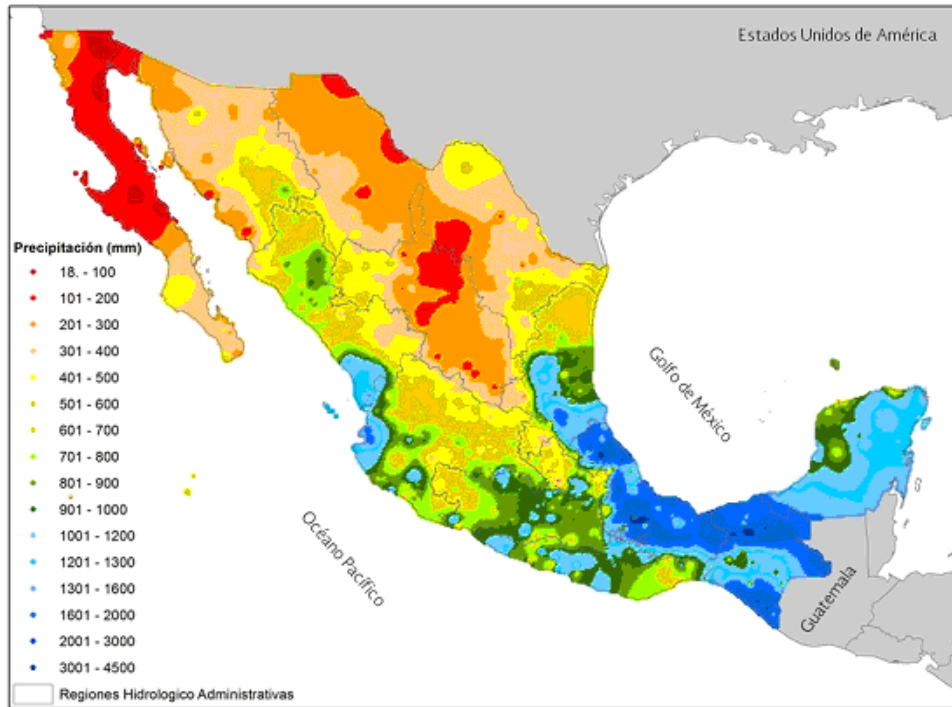


Figura 3.1 Distribución espacial de la precipitación media anual. Fuente: SEMARNAT (2013).

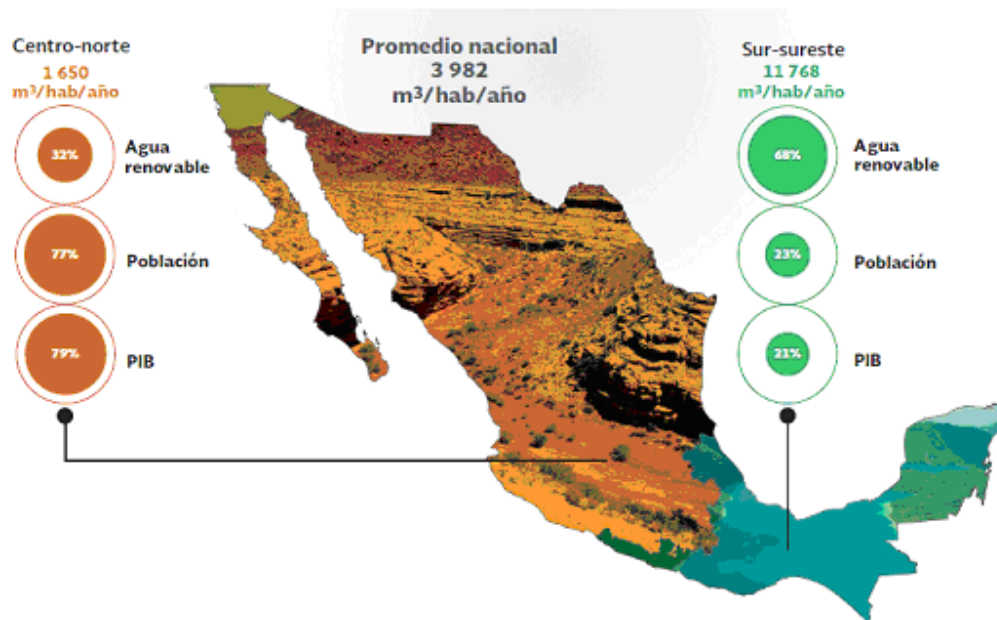


Figura 3.2 Disponibilidad del agua en México en 2013. Fuente: SEMARNAT (2013).

3.2 DISRUPCIÓN DEL CICLO HIDROLÓGICO EN EL MEDIO URBANO

La urbanización es uno de los rasgos característicos del siglo XXI, con una gran influencia en el desarrollo económico, el consumo de energía y de recursos naturales y el bienestar humano

(McDonald *et al.*, 2014). El término urbanización se refiere, por un lado, a la proporción de personas que habitan espacios urbanos con relación a la población total y, por el otro, a la expansión territorial de las ciudades. A nivel global, más de la mitad de la población (*i.e.*, 3,880 millones de personas) viven en áreas urbanas (United Nations, 2015). Además, durante las próximas décadas se presentará el periodo de crecimiento urbano más rápido de la historia, ya que se pronostica que el número de habitantes de las ciudades se incrementará en 2,460 millones hacia el año 2050. México, como toda la región de América Latina, tiene un nivel de urbanización muy elevado, ya que 79% de la población vive en ciudades (United Nations, 2015). Se espera que este porcentaje alcance 83% en 2030 (Figura 3.3).

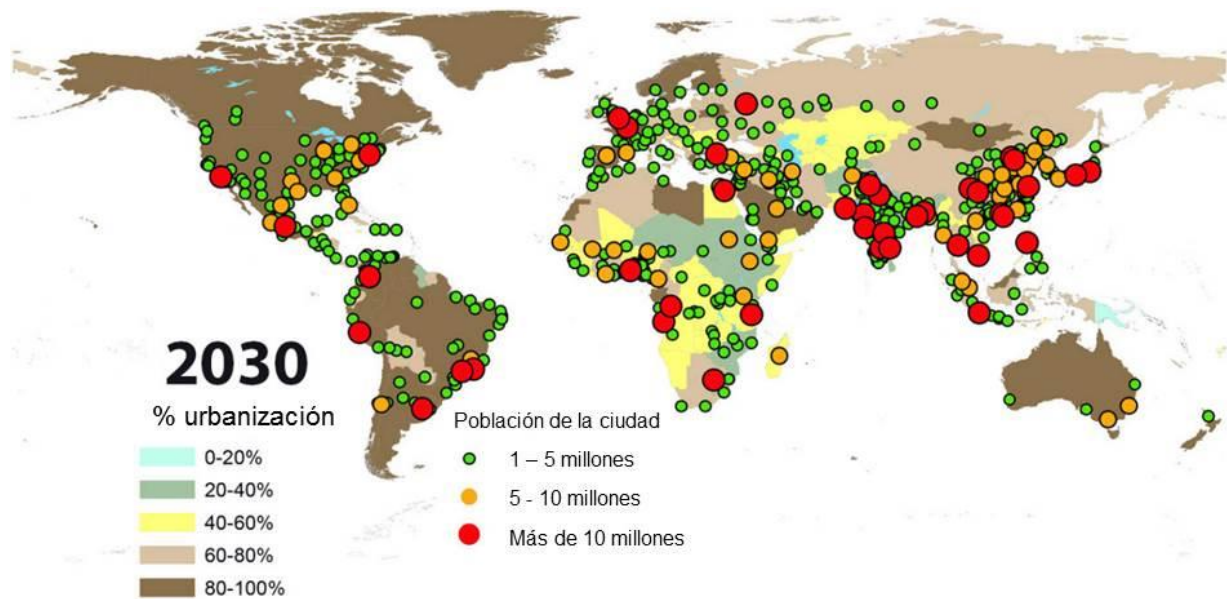


Figura 3.3 Prospección de la urbanización mundial para el año 2030.

Adaptado de: United Nations (2015).

Sin duda, la faceta más visible de la urbanización son obras civiles como calles, edificios, puentes peatonales o distribuidores viales. Si se las considera en conjunto, las edificaciones representan una superficie considerable que aumenta año con año; en 2007 se estimó, a partir del brillo de las luces nocturnas detectadas por satélite, que el 0.4% de la superficie del planeta está edificada (Elvidge *et al.*, 2007). El mismo estudio reportó que en México existían entonces 11,854 km² de áreas construidas (0.6% del territorio nacional), que equivalen a la superficie del estado de Querétaro. Estos porcentajes quizá parezcan pequeños pero pueden ser muy elevados a nivel local; por ejemplo, mientras en Nueva York las edificaciones ocupan el 61% de la superficie total de la ciudad, esta proporción aumenta a más del 94% en la zona centro oeste de la isla de Manhattan (Vázquez-Rodríguez e Iturbe, 2014).

Cerca de un tercio de los centros urbanos de crecimiento más rápido, es decir, con una tasa anual de crecimiento superior al 4%, se encuentran en regiones xéricas (City Mayors Foundation, 2014). La urbanización ha condensado a casi 3,880 millones de personas en menos del 1% de la superficie terrestre emergida, lo que impone una enorme presión en los recursos naturales que sostienen estos centros urbanos, en particular en el agua (Padowski y Gorelick, 2014).

El incremento en el uso del agua en las ciudades conduce a la sobreexplotación e incluso al agotamiento de fuentes de abastecimiento convencionales tales como los acuíferos. Asimismo, la proliferación de superficies impermeables que caracteriza a las ciudades (en forma de tejados, carreteras, banquetas y calles, entre otras edificaciones) modifica profundamente el ciclo hidrológico natural. Estas superficies están selladas al paso del agua, y por lo tanto reducen la cantidad de agua que se infiltra hacia las aguas subterráneas. Incluso las áreas urbanas que permanecen descubiertas, como parques y jardines, suelen aplanarse, y la pérdida de depresiones en el terreno también disminuye la infiltración del agua (Vázquez-Rodríguez e Iturbe, 2014). Cualquier disminución en la capacidad de infiltración del suelo producirá una reducción en el nivel de los acuíferos, principalmente en periodos de estiaje (Liu *et al.*, 2014).

Así, en una superficie no urbanizada (esto es, con un porcentaje de impermeabilidad igual a cero), aproximadamente el 50% de las precipitaciones recarga los acuíferos locales, mientras que el agua de escorrentía representa alrededor del 10% del total de la lluvia (Figura 3.4A). Conforme aumenta el grado de urbanización (*i.e.*, de impermeabilidad), la distribución de los componentes del ciclo hidrológico se modifica sustancialmente. Si el porcentaje de impermeabilidad aumenta a 75-100% (Figura 3.4B), se generan corrientes superficiales más abundantes, que pueden representar el 55% de las lluvias, debido a que se impidió la infiltración del agua de lluvia y a que la evapotranspiración es menor en zonas urbanas. Literalmente, el agua no tiene a dónde ir.

La División de Manejo Costero de Carolina del Norte ha proporcionado un ejemplo muy ilustrativo del efecto de la impermeabilidad en el volumen de agua de escorrentía, al comparar dos superficies iguales (ambas equivalentes a una cancha de fútbol, de alrededor 4,000 m²); el ejemplo considera que una de ellas posee suelo natural cubierto de vegetación y la otra está pavimentada con asfalto (y es, por lo tanto, completamente impermeable). Si cayeran 2.5 cm de lluvia, la escorrentía que se produciría en la superficie natural alcanzaría a cubrir una oficina con 60 cm de agua. En cambio, la misma lluvia en la superficie pavimentada produciría una escorrentía suficiente para llenar tres oficinas, desde el piso hasta el techo.

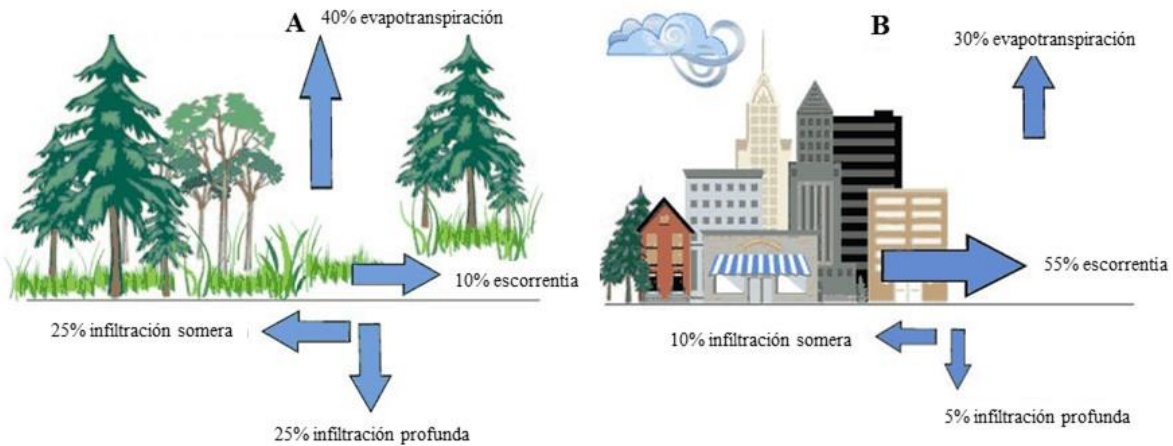


Figura 3.4 Efecto de las superficies impermeables en el ciclo hidrológico urbano. En un lugar no urbanizado (A), la evapotranspiración constituye la mayor fracción de las precipitaciones, mientras que un sitio cubierto en un 75-100% por superficies impermeables, el mayor componente es la escorrentía. Adaptado de: EPA (2000).

Un mayor volumen de escorrentía, acompañado de una mayor eficiencia para conducir esta agua a través de canales artificiales, genera inundaciones más severas y frecuentes (Arnold y Gibbons, 1996). Al igual que en un desierto, las tormentas sobre un área edificada pueden provocar escorrentías grandes y veloces a las que siguen condiciones de sequía en un tiempo corto (Barnes *et al.*, 2001). La Figura 3.5 contrasta los hidrogramas característicos de cuencas no edificadas, parcialmente y mayormente edificadas. En el caso de las primeras, el caudal pico es mucho menor y se alcanza de modo más paulatino que en el caso de las cuencas más impermeables. Esto explica por qué las inundaciones repentinas que rebasan la capacidad del drenaje o de las corrientes receptoras son más frecuentes en las ciudades.

De hecho, las inundaciones urbanas repentinas (*flash floodings* en inglés) son un fenómeno global que ocasiona cuantiosas pérdidas humanas y económicas. Representan el tipo más común de desastre natural; solamente en el año 2010 afectaron a 178 millones de personas y ocasionaron pérdidas por 40,000 millones de dólares (Jha *et al.*, 2012). La Ciudad de México, una de las mayores megaciudades del mundo, es cada vez más vulnerable a las inundaciones repentinas, cuya incidencia anual aumentó de una o dos a principios del siglo XX a seis o siete en las postrimerías del mismo (Ibarrarán, 2011). Se espera que, como consecuencia del cambio climático, la frecuencia de las inundaciones repentinas continúe en aumento. Paradójicamente, las medidas que suelen implementarse para reducir el riesgo de inundaciones urbanas se basan en aumentar la capacidad de desalojo rápido del agua de escorrentía a través de la construcción de drenes y canales que

incrementan a su vez la impermeabilidad urbana. Estas medidas, además de costosas, han demostrado ser insuficientes e insostenibles (Qin *et al.*, 2013).

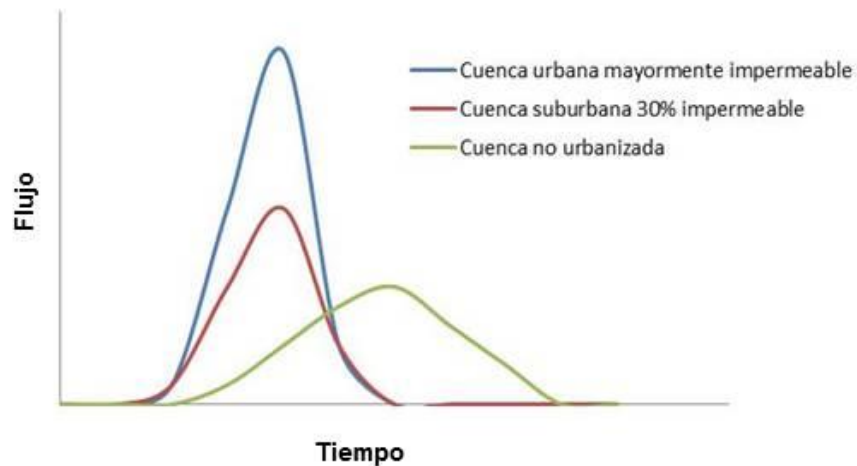


Figura 3.5 Efecto de la impermeabilidad en la escorrentía. Comparación entre los hidrogramas característicos de zonas nula, escasa o altamente urbanizadas. Adaptado de: Rogers (1997).

La escorrentía es, además, un agente erosivo muy potente. Una corriente intensa y turbulenta tiene la energía suficiente para desprender y arrastrar las partículas de suelo que encuentre a su paso, principalmente las más ligeras (las arcillas y el humus), que son muy valiosas para el crecimiento vegetal. Estas partículas, tan necesarias en el suelo, son perjudiciales en una escorrentía, pues modifican la composición química del cuerpo acuático receptor y deterioran su calidad.

Como ya se mencionó, la escasez de vegetación en un área urbanizada provoca una menor evapotranspiración. Por lo tanto, una gran parte de la energía solar que podría haber sido consumida para evaporar agua, se transforma en calor sensible (Barnes *et al.*, 2001). Esto aumenta la temperatura de las superficies urbanas impermeables y de la atmósfera suprayacente; así, se ha evaluado que en tejados y en calles asfaltadas pueden prevalecer temperaturas 30 a 40°C superiores a las del aire que rodea estas superficies (Frumkin, 2002). Esta energía se transfiere al agua de escorrentía, lo que se traduce en la llegada de agua más caliente a los cuerpos receptores. En un estudio realizado en Wisconsin y Minnesota, en los E.U.A., se estimó que la temperatura de las corrientes receptoras aumenta 0.25°C por cada incremento porcentual en la impermeabilidad de una cuenca (Erickson *et al.*, 2013). Las temperaturas elevadas disminuyen el oxígeno disuelto en el agua y ocasionan problemas reproductivos o de crecimiento en varias especies acuáticas. Para algunas especies particularmente sensibles, la descarga de una corriente de agua ligeramente más caliente puede ser letal. Como se espera que el crecimiento de las ciudades continúe o incluso se acelere en

los próximos años, es muy probable que los efectos de los cambios térmicos en los ecosistemas acuáticos también se intensifiquen (Vázquez-Rodríguez e Iturbe, 2014).

3.3 EL AGUA DE ESCORRENTÍA URBANA

Cuando no llueve, las superficies construidas acumulan partículas provenientes de la atmósfera (como las cenizas de una chimenea industrial), de la basura que se encuentre en la calle o de residuos asociados a los automóviles. Por ejemplo, en calles y en lotes de estacionamiento se acumulan partículas que se desprenden del asfalto, llantas o frenos, o bien contaminantes que provienen de gasolina y otros fluidos automovilísticos. Cuando llueve, el agua lava las superficies y arrastra estos contaminantes. Debido a la dificultad para detectar el origen de los contaminantes que contiene, se considera al agua de escorrentía como una fuente difusa de contaminación que deteriora la calidad del agua receptora. En los E.U.A., se estima que la escorrentía urbana es responsable del deterioro de 15% de la longitud que abarcan los ríos de ese país, y que es la principal causa de contaminación de aguas dulces y salobres (Erickson *et al.*, 2013).

Hay que recordar que en una superficie urbanizada se minimiza la acción limpiadora del suelo y de las plantas, que ayudan a eliminar los contaminantes del agua cuando esta se infiltra. Por lo tanto, durante su trayecto por una ciudad, el agua de escorrentía no se deshace de suficientes sustancias contaminantes, que llegan de golpe a los cuerpos receptores. Las partículas de suelo acarreadas pueden depositarse en los sedimentos acuáticos y dañar a los organismos que viven ahí. Asimismo, incrementan la turbidez, lo que forzosamente disminuye la capacidad fotosintética de la vegetación sumergida. 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; igualmente, en las comunidades afectadas se observa un aumento de las especies más tolerantes a la contaminación, en detrimento de las que son sensibles (Ellis y Mitchell, 2006). 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 (Taebi y Droste, 2004).

Por las razones anteriormente expuestas, hay una relación entre el porcentaje de superficies impermeables y la calidad de los ecosistemas acuáticos cercanos. Se considera que si el porcentaje de la superficie edificada es del 10 al 25%, existen cambios importantes en la calidad del agua y en consecuencia los ecosistemas están bajo estrés. Si la superficie urbanizada es mayor al 25%, los ecosistemas se degradan debido a que se sostienen con agua de pobre calidad (Vázquez-Rodríguez e Iturbe, 2014).

3.3.1 Fuentes de contaminación y contaminantes comunes

Las principales fuentes de contaminación asociadas a la escorrentía urbana se presentan en la Tabla 3.1. En ella se identifican los parámetros típicos relacionados a diversas fuentes según su aporte significativo o la existencia de reportes que evidencien su presencia.

La gama de contaminantes que se encuentra en el agua de escorrentía es básicamente la misma que se encuentra en las aguas residuales (Zafra-Mejía *et al.*, 2007), 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.
- ❖ *Sólidos suspendidos totales (SST)*. En el agua de escorrentía, los SST son principalmente partículas pequeñas de arcilla, limo, vegetación o incluso microorganismos que se acumulan en las superficies urbanas, desde donde posteriormente son lavados. Su concentración varía según el uso de suelo y las características de la precipitación. Aunque no suelen ser tóxicos *per se*, pueden acumularse como sedimentos y azolver conductos pluviales o la red de drenaje. Asimismo, causan problemas al obstruir el paso de la luz solar o ejercer demanda de oxígeno (si su naturaleza es orgánica) en cuerpos acuáticos receptores. Por último, los SST pueden ser el vehículo de otros contaminantes que sí son tóxicos. Las concentraciones elevadas de SST suelen estar relacionadas positivamente con las concentraciones de bacterias, fosfatos, pesticidas y metales (Gatt y Farrugia, 2012).

Tabla 3.1 Fuentes de contaminación del agua de escorrentía urbana.
Modificada a partir de: Ellis y Mitchell (2006).

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
Cocheras, gasolineras y estaciones de servicio	-	-	-	-	-	-	B
Mascotas y fauna	-	B	-	A	A	A	-
Conexiones incorrectas	-	B	B	B	B	B	B
Fugas de alcantarillado	-	B	-	B	B	B	-
Fosas sépticas	-	-	-	B	B	B	-
Residuos sólidos	-	-	-	B	A	B	-
Vehículos y sus emisiones	-	-	B	-	B	B	B

A: Fuente significativa; B: Fuente documentada.

- ❖ *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 (Gatt y Farrugia, 2012). Se ha encontrado que la DBO ejercida por estas sustancias se correlaciona directamente con el grado de urbanización de una cuenca y con su impermeabilidad, y se le ha asociado a muertes masivas de peces que coincidieron con fuertes tormentas ocurridas en la comunidad de San Joaquín, en California (Erickson *et al.*, 2013)
- ❖ *Nutrientes*. Están asociados principalmente a los campos agrícolas, 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). Una fracción pequeña del nitrógeno presente en el agua de escorrentía proviene de depositaciones atmosféricas (Davis y McCuen, 2005).
- ❖ *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 (Aryal *et al.*, 2010). 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 (Kim *et al.*, 2012). Asimismo, en los E.U.A., el agua de escorrentía es causante del 40% de las vedas sanitarias de crustáceos (Erickson *et al.*, 2013). El potencial de contaminación microbiana normalmente se mide a través de la densidad de coliformes fecales, *Escherichia coli* o enterococos. Sin embargo, además del taxón *Enterobacteriaceae*, otros taxones bacterianos comunes en el agua de escorrentía urbana son *Oxalobacteraceae*, *Acinetobacter*, *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Tolunomas*, y *Pantoea* (McLellan *et al.*, 2016). Se ha constatado que las concentraciones de coliformes fecales aumentan en los cuerpos receptores casi inmediatamente después de una tormenta, y que estas concentraciones son mayores durante los meses cálidos y cerca de 20 veces superiores a las que se encuentran durante el invierno (Erickson *et al.*, 2013).
- ❖ *Grasas y aceites*. Las gasolineras son una de sus principales fuentes (Mijangos-Montiel *et al.*, 2010). De igual manera, 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*. Este grupo suele incluir compuestos muy tóxicos tales como pesticidas e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), entre otros microcontaminantes.

Pocos estudios los reportan y existe mucha variabilidad de las concentraciones reportadas para AEU, ya que su presencia depende del uso del área de captación. Un estudio realizado en París encontró diurón, monobutil estaño, nonil fenol y di-(2-etilhexil)ftalato (todos considerados disruptores endocrinos) en todas las muestras que se analizaron. El pesticida se encontró a nivel de $\mu\text{g/L}$, mientras que las concentraciones del resto de los microcontaminantes eran del orden de ng/L (Zgheib *et al.*, 2012).

Algunos de estos contaminantes (e.g., ciertos metales) pueden encontrarse tanto en forma particulada como soluble, mientras que otros se encuentran preferentemente en una de las dos formas físicas. Por ejemplo, dos nutrientes comunes, el P total y el N-NO_3^- , se encontrarán principalmente en forma particulada y soluble, respectivamente.

La calidad del AEU es muy variable y está en función del uso del suelo (Ellis y Mitchell, 2006), la cubierta vegetal (Matos *et al.*, 2015), la intensidad de la precipitación y los materiales de construcción (Charters *et al.*, 2016), las prácticas de limpieza de las superficies y la configuración del sistema de drenaje (Taebi y Droste, 2004) y el efecto *first flush* (*i.e.*, que se esperan mayores concentraciones de contaminantes al inicio del evento de lluvia; Davis y McCuen, 2005). En la Tabla 3.2 se muestra una recopilación de concentraciones de contaminantes encontradas en agua de escorrentía urbana de Norteamérica y correspondientes a diferentes usos de suelo (Erickson *et al.*, 2013). En esta tabla se destaca que el uso residencial produce mayores concentraciones de contaminantes que los usos comercial y mixto.

Tabla 3.2 Concentraciones típicas de contaminantes en agua de escorrentía urbana por tipo de uso de suelo. Fuente: Erickson *et al.* (2013).

Contaminante	Concentración media por evento y por tipo de uso de suelo		
	Residencial	Comercial	Mixto
DBO ₅ [mg/L]	10	9.3	7.8
DQO [mg/L]	73	57	65
SST [mg/L]	101	69	67
NTK [$\mu\text{g/L}$]	1,900	1,179	1,288
P total [$\mu\text{g/L}$]	383	201	263
Pb total [$\mu\text{g/L}$]	144	104	114
Cu total [$\mu\text{g/L}$]	33	29	27

3.3.2 Calidad del agua de escorrentía producida a nivel mundial

Por los factores ya mencionados, existe una alta versatilidad en la calidad del AEU reportada a nivel mundial. Sin embargo, con la finalidad de presentar algunas tendencias, en la Tabla 3.3 se muestra una recopilación de los parámetros de calidad que se han medido en este tipo de agua. Estos parámetros se extrajeron de varias revisiones y artículos, y se condensaron de la siguiente forma:

1. Agrupación de valores encontrados en la literatura revisada según 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.

La Tabla 3.3 muestra que las concentraciones reportadas en la bibliografía para algunos contaminantes (por ejemplo, sustancias que ejercen demanda de oxígeno, o bien el nitrógeno total) pueden variar uno o dos órdenes de magnitud. La variabilidad es aún mayor con respecto a ciertos metales pesados, tales como el Cu, Zn o el Pb, o los HAP.

En México, los únicos estudios del AEU que se han llevado a cabo se realizaron en escurrimientos de gasolineras de la ciudad de Tijuana (Mijangos-Montiel *et al.*, 2010). Los autores de este trabajo concluyeron que las concentraciones de HAP medidas fueron muy superiores a las determinadas en otras partes del mundo, posiblemente porque en México el mantenimiento de estas superficies se lleva a cabo de distinta manera, y a que en promedio circulan vehículos en peores condiciones mecánicas. De modo análogo, la calidad del AEU en nuestro país podría ser diferente a lo mostrado en las tablas 3.2 y 3.3, lo que enfatiza la necesidad de conocer sus características.

Tabla 3.3 Concentraciones de contaminantes encontrados en agua de escorrentía urbana.

PÁRAMETRO	Promedio	Mínimo	Máximo	Referencia
pH	7.2	4.4	12	[1-5]
SST (mg/L)	187	0.5	2,988	[1-2, 4-6]
DQO (mg/L)	97	22	279	[1, 3-4]
DBO (mg/L)	15	2	36	[1-2, 4, 6-7]
COT (mg/L)	32.3	1.6	530	[1-3, 5]
NTK (mg/L)	1.2	0.1	17.7	[2, 5-6]
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	1.4	0.5	2.3	[4]
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	1.4	0.01	4.8	[4-5]
P total (mg/L)	0.27	0.03	4.69	[2, 4-6]
Orto-P (mg/L)	0.65	0.01	2.95	[2, 5]
Ca total (mg/L)	15.3	0.54	50.03	[4-5, 8]
Mg total (mg/L)	27.18	6.92	57.00	[4-5, 8]
Fe total (mg/L)	6.02	0.18	104.00	[2, 5, 8]
Fe soluble (mg/L)	0.31	0.02	4.10	[2, 5, 8-9]
Al total (mg/L)	0.63	< 0.005	71.30	[2, 5, 8]
Al soluble (µg/L)	47	0.4	419	[8]
Zn total (µg/L)	585.62	< 1	13,100	[2-5, 8]
Zn soluble µg/L)	130.61	2.74	924	[2, 5, 8-9]
Cu total (µg/L)	74.23	< 1	1,830	[5]
Cu soluble (µg/L)	15.47	1.1	130	[5, 8]
Co total (µg/L)	1.66	0.2	18.97	[8]
Co soluble (µg/L)	0.33	0.05	2.58	[8]
Ni total (µg/L)	25.45	1.1	403	[3-5, 8]
Ni soluble (µg/L)	4.16	0.99	40	[5, 8]
Ti total (µg/L)	189.6	52.46	1,914.5	[8]
Ti soluble (µg/L)	9.05	ND	30.11	[8]
As total (µg/L)	6.0	0.5	70	[5, 8]
As soluble (µg/L)	1.9	0.5	70	[5, 8]
Pb total (µg/L)	81.43	< 0.5	2,600	[2-5, 8-9]
Pb soluble (µg/L)	5.1	0.32	480	[5, 8]
Cd total (µg/L)	2.28	< 0.1	220	[2-5, 8]
Cd soluble (µg/L)	0.3	0.2	18.1	[2-5, 8]
Cr total (µg/L)	76.15	< 0.1	710	[2, 4-5, 8]
Cr soluble (µg/L)	3.8	1.0	53.9	[5, 8]
Mn total (µg/L)	80.48	4.34	279.2	[8-9]
Mn soluble (µg/L)	17.0	0.8	175.5	[8]
HAP (µg/L)	1,011.2	0.2	6,000	[4]
Coliformes totales (en 100 mL)	3.3·10 ⁶	2.0·10 ⁶	5.6·10 ⁶	[2]
Coliformes fecales (en 100 mL)	88.5·10 ⁴	6.5·10 ⁴	41·10 ⁴	[2]
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	250,601	201	10 ⁶	[6, 10]

ND: No determinado

[1] Kayhanian *et al.* (2012)

[2] Davis y McCuen (2005)

[3] Helmreich *et al.* (2010)[4] Göbel *et al.* (2007)[5] Kayhanian *et al.* (2007)[6] Pan *et al.* (2012)

[7] Tsihrintzis y Hamid (1997)

[8] Joshi y Balasubramanian (2010)

[9] Li *et al.* (2012)[10] Lundy *et al.* (2011)

3.4 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 evaluar la factibilidad del reúso del AEU para enfrentar un problema de disponibilidad de agua.

El primer caso de estudio se desarrolló en Malta, en donde se experimenta una situación crítica por su limitado suministro de agua dulce (Gatt y Farrugia, 2012). 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. El agua de un reservorio de captación de AEU, situado en una de las áreas más urbanizadas de Malta, se caracterizó para determinar si era factible reusarla para la recarga de acuíferos sobreexplotados. La calidad del AEU se comparó contra las características del agua desalinizada, del agua de grifo, del agua subterránea, de 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 (Gatt y Farrugia, 2012).

El otro caso de estudio se desarrolla en Australia, 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 (McArdle *et al.*, 2011). Uno de los estudios fue el realizado en el reservorio Throsby Creek (Newcastle), en el cual se evaluó la posibilidad de distribuir por la red de agua potable al AEU tratada mediante filtración por membrana. 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 (McArdle *et al.*, 2011).

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.

3.5 LAS TECNOLOGÍAS DE BAJO IMPACTO

Los llamados desarrollos de bajo impacto (*Low-impact development*, LID, en inglés) representan un nuevo enfoque de planeación urbana que busca reducir las superficies impermeables y sus efectos. Su principal objetivo es perturbar al mínimo la configuración de los sitios en los que se planea construir, y cuando esta perturbación es inevitable, causar un menor impacto en los suelos, la vegetación y los ecosistemas. Estas tecnologías recuperan localmente la capacidad de infiltración y evapotranspiración de las superficies y restauran hasta cierto punto las condiciones hidrológicas que prevalecían en un sitio antes de su urbanización (Ahiablame *et al.*, 2012). Las tecnologías LID integran los principios de biodiversidad, espacios verdes, almacenamiento de agua, recarga de acuíferos y mejora de la calidad del agua de modo integral (Mihelcic y Zimmerman, 2012). En la Tabla 3.4 se contrastan las filosofías de manejo convencional del agua de escorrentía y los desarrollos LID. Entre las tecnologías LID más comunes se encuentran los pavimentos permeables, las celdas de biorretención y las azoteas verdes, que se describirán a continuación.

Los pavimentos permeables son una alternativa muy prometedora, pues a diferencia del asfalto y del concreto convencionales, permiten la infiltración del agua y la recarga de acuíferos. Existen varios tipos de estos recubrimientos; por ejemplo, adoquines colocados con espacios entre las juntas que permiten la infiltración del agua, o celdas prefabricadas de concreto o de plástico que se rellenan con un material filtrante como la grava. También existen pavimentos porosos, que son estructuras de asfalto o concreto fabricadas solo con partículas gruesas; esto deja muchos espacios vacíos en el material para facilitar el paso del agua al subsuelo. Además de reducir las escorrentías,

estos pavimentos mejoran la calidad del agua que se infiltra en los acuíferos, principalmente en su concentración de microorganismos y metales pesados. Lo anterior se debe a que estos contaminantes suelen estar adheridos a partículas relativamente grandes, que se remueven con facilidad al pasar por un material poroso, como ocurriría en un filtro (Vázquez-Rodríguez e Iturbe, 2014).

Tabla 3.4 Manejo convencional y de bajo impacto del agua de escorrentía.

Fuente: Mihelcic y Zimmerman (2012).

Manejo convencional	Desarrollo de bajo impacto
❖ Depósitos y tuberías de hormigón	❖ Cunetas
❖ Estanque de detención central y grande	❖ Áreas de detención pequeñas y distribuidas
❖ Se busca sacar la escorrentía de la zona lo más rápido posible	❖ Se busca retener el agua de escorrentía para que se facilite su infiltración
❖ Las inundaciones son la preocupación primordial	❖ La calidad del agua y las inundaciones son las preocupaciones centrales
❖ La escorrentía tiene nutrientes, partículas suspendidas y sustancias persistentes	❖ La escorrentía se trata por diversas vías (<i>e.g.</i> , filtración, adsorción y asimilación biológica)

En el diseño urbano tradicional abundan las superficies planas con nula o mínima capacidad para retener agua; en cambio, los tanques de biorretención, también llamados 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 frenan. 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 cumplan con su función original de almacenar temporalmente el agua de lluvia. Al retener el agua un cierto tiempo, hacen posible que los contaminantes orgánicos se degraden por la acción de los microorganismos del suelo. Estos tanques contribuyen además a disminuir las concentraciones de nutrientes, que actúan como fertilizantes de las plantas que los asimilan. De esta manera se evita que los nutrientes alcancen cuerpos acuáticos, donde provocan la proliferación dañina de algas y maleza. Otros contaminantes como los metales pesados pueden eliminarse del agua al adsorberse a las capas de suelo o a las raíces de las plantas (Ahiablame *et al.*, 2012).

Por último, las azoteas verdes disminuyen el área impermeable que representan los tejados convencionales. Se trata de azoteas en las que se ha colocado suelo y se han sembrado plantas, pastos e incluso árboles. Con estos sistemas disminuye el volumen de las escorrentías hasta un 70%

y se reducen el ruido y la contaminación atmosférica. Además conservan la flora y la fauna locales, y aumentan la biodiversidad urbana. En algunos lugares en los que falta agua, como en el suroeste de los Estados Unidos, las azoteas verdes se emplean incluso para captar agua de lluvia y reusarla (Ahiablame *et al.*, 2012).

Los desarrollos de bajo impacto tienen costos de construcción y operación reducidos, usan poca energía y escasas tuberías y bombas, y se insertan fácilmente en el paisaje. Como todas las áreas verdes, tienen un aspecto agradable que aporta numerosos beneficios asociados a una buena calidad de vida: contribuyen a disminuir el estrés y la fatiga, incitan a la actividad física y producen sentimientos de sosiego y placer.

3.6 LAS CELDAS DE BIORRETENCIÓN

Los sistemas de biorretención son las tecnologías LID más ampliamente usadas para el manejo de las aguas de escorrentía (Liu *et al.*, 2014). Consisten en una depresión rellena de material filtrante, que suele configurarse como sigue: en la base se coloca una capa de granulometría gruesa (por lo general, grava) que permite el drenado del agua; encima se colocan otras capas, usualmente de arena o de algún material adsorbente (*e.g.*, zeolita), luego un material pétreo decorativo y, finalmente, una cobertura vegetal (Figura 3.6). Para este último propósito, pueden emplearse monocotiledóneas, matorrales y hierbas, e incluso arbustos leñosos y árboles (Laurenson *et al.*, 2013). La elección de esta cubierta debe considerar no solamente su capacidad de remoción de contaminantes, sino también su capacidad para vivir en condiciones potencialmente estresantes, tales como la presencia intermitente de agua (Houdeshel *et al.*, 2012).

Luego de la infiltración del AEU en un sistema de biorretención, los contaminantes que contiene pueden removerse por diversos mecanismos físicos, químicos y biológicos. De esta manera, desde nutrientes como N y P hasta sólidos suspendidos y metales pesados pueden removerse por adsorción en el medio filtrante, por la acción de las plantas o por vía microbiana (Trowsdale y Simcock, 2011). Estos sistemas 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. Además de mejorar la calidad del agua y evitar la eutrofización de cuerpos receptores, los sistemas de biorretención contribuyen a conservar la capacidad de infiltración del suelo, razón por la cual reducen caudales pico e inundaciones producidas por tormentas (Davis, 2005). Asimismo, las características de las celdas de biorretención suelen ser atractivas para arquitectos y planeadores que desean incorporar el paisajismo urbano al manejo sustentable del agua (Li *et al.*, 2011).

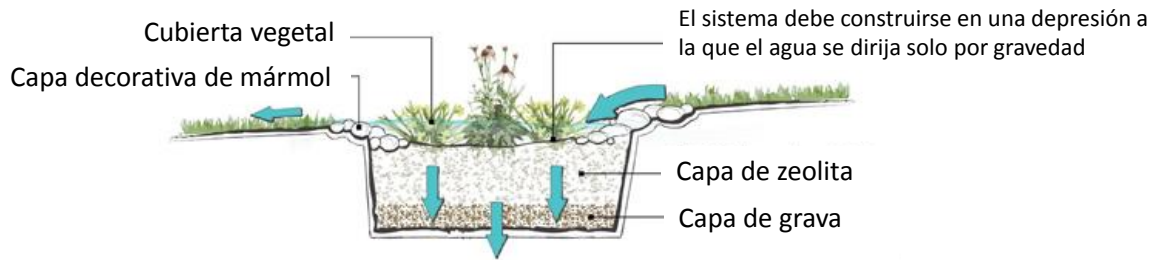


Figura 3.6 Esquema de un sistema de biorretención típico.

3.6.1 Construcción de sistemas de biorretención

Como ya se mencionó, las características generales de un sistema de biorretención incluyen una capa de 0.7 – 1 m de arena, suelo o material orgánico (*e.g.*, composta) con una elevada capacidad de infiltración; una capa superficial que minimice la erosión y la pérdida excesiva de humedad; y una cubierta vegetal que modere el flujo, remueva contaminantes y sostenga el crecimiento microbiano, entre otras importantes funciones (Laurenson *et al.*, 2013). También se instalan tuberías para aportar y remover el agua del sistema y, de modo opcional, puede colocarse un desagüe para derrames que desvíe caudales elevados.

El material filtrante puede ser natural, como en el caso de la arena, la grava y el suelo, o bien completamente ingenieril si se emplea zeolita o geotextiles sintéticos. Si se coloca suelo como material filtrante, se recomienda que sea arena limosa que propicie la infiltración rápida de agua. No obstante, la adición de pequeñas cantidades de materiales limosos y arcillosos (Laurenson *et al.*, 2013) o de *fly ash* (ceniza volcánica; Shafique y Kim, 2015) puede intensificar la remoción de contaminantes.

La capacidad de un sistema de biorretención para retener e infiltrar escorrentías es función del área superficial media, la profundidad y la conductividad hidráulica del medio filtrante. Por tal motivo, el diseño de los sistemas de biorretención se dirige normalmente a la optimización de estas tres características (Laurenson *et al.*, 2013). Para climas templados, las guías sugieren que las celdas se diseñen para retener láminas de lluvia comprendidas entre 100 y 300 mm y que su área superficial represente aproximadamente 2% de la superficie de captación conectada. Esta configuración debería permitir una conductividad hidráulica de 100 a 300 mm/h y el mantenimiento de la cubierta vegetal sin que se requiriera un sistema con demasiada superficie (FAWB, 2009). En climas húmedos, la intensidad de la lluvia suele ser mayor y en consecuencia la conductividad hidráulica del material filtrante debe también ser superior. En este caso, para alcanzar el nivel de retención y tratamiento necesarios, podría requerirse un sistema de mayor área (FAWB, 2009).

Un factor importante en el desempeño de un sistema de biorretención es la cobertura vegetal. La

mayoría de las guías de diseño recomiendan el uso de plantas nativas, puesto que están más adaptadas al clima local. Las plantas también pueden seleccionarse por su valor estético y paisajístico (Laurenson *et al.*, 2013). Sin embargo, el criterio principal de selección se basa en que las plantas toleren niveles variables de agua y que posean un sistema radicular extenso que favorezca la infiltración y maximice la remoción de contaminantes al propiciar la actividad biológica.

Existe una fuerte relación entre el impacto hidráulico y la mejora en la calidad de los efluentes de los sistemas de biorretención, pero suelen considerarse como metas diferentes. No deberían tratarse como tal, ya que la reducción del volumen de la escorrentía es un factor importante en la remoción de contaminantes. Otro parámetro clave en el diseño de sistemas de biorretención es el tiempo de retención, dado que su aumento incrementa la efectividad de los mecanismos de remoción, ya sean bióticos o abióticos. A continuación, en los apartados 3.6.2 y 3.6.3 se exponen las características de diseño que permiten la mejora del impacto hidráulico y de la calidad de los efluentes; esta información se extrajo principalmente de la síntesis realizada por Hunt *et al.* (2011).

3.6.2 Reducción del volumen de escorrentías y de caudales pico

Diversos estudios han demostrado que las celdas de biorretención reducen considerablemente tanto el volumen del agua de escorrentía como los caudales pico. Por ejemplo, en una evaluación que se desarrolló a lo largo de dos años y medio en una celda localizada en Seattle, E.U.A., se encontró que entre 48 y 74% de la escorrentía recibida se perdió por infiltración o evapotranspiración (Chapman y Horner, 2010). La mitigación del caudal fue aún mayor en una celda construida en Virginia, E.U.A., puesto que redujo en un 97% el total de la escorrentía producida por un lote de estacionamiento y en un 99% los caudales pico (DeBusk y Wynn, 2011).

La disminución de los caudales de la escorrentía urbana depende de la magnitud y la duración de los eventos pluviales, así como de la capacidad de almacenamiento e infiltración de los sistemas de biorretención, los cuales deben ser capaces de atenuarlos. Esto suele medirse por diferentes indicadores, entre los que destacan la reducción de caudales pico y del volumen de escorrentía, ya sea por evento o de forma global durante algún periodo; este último indicador es el que se utiliza más frecuentemente.

La reducción del volumen de escorrentía es una de las metas más comunes de diseño, ya que la disminución de caudales pico suele ser más compleja. Esto ocurre porque por lo general se busca disminuir la lámina de almacenamiento de agua a 150 -300 mm (aunque se han construido hasta de 900 mm) para asegurar el bienestar de la cobertura vegetal, evitar la compactación de los medios filtrantes, así como por seguridad y salud (lo que incluye el control de vectores). Además, las

características de los medios con frecuencia no permiten tasas muy altas de infiltración (*e.g.*, la tasa de infiltración aproximada de mezclas de grava y arena es de 250 mm/h), por lo que deben tomarse otras medidas, tales como la construcción de almacenes subterráneos o de zonas de desbordamiento. Así, el diseño de una celda de biorretención debe considerar la capacidad de retención de los medios filtrantes empleados, la cual a su vez depende de la profundidad de los sistemas (Hunt *et al.*, 2011).

Existen muchas opciones de diseño que permiten mejorar la retención del volumen de escorrentía, las cuales incluyen el aumento de forma proporcional del área superficial del sistema (sin modificar el volumen de la célula de biorretención), el aumento de la profundidad de los medios filtrantes (en caso de que el área superficial del sistema esté limitada), la construcción de una capa de almacenamiento interno (mediante la elevación de la salida del efluente) o la colocación de vegetación con raíces más profundas (para promover la evapotranspiración).

Durante las precipitaciones de láminas pequeñas, las celdas de biorretención pueden capturar todo el volumen recibido, pero su desempeño puede verse afectado por el contenido previo de agua y por el taponamiento debido a partículas finas. Por tal motivo, deberá contemplarse un plan de mantenimiento que incluya desde el remplazo de una parte de la capa superficial de los medios filtrantes hasta de algunas especies vegetales luego de uno o dos años, según se crea necesario (Hunt *et al.*, 2011).

3.6.3 Tratamiento del agua de escorrentía

Una de las principales razones de la popularidad de las celdas de biorretención se debe a su eficacia en la remoción de contaminantes del agua de escorrentía (Li *et al.*, 2011), particularmente de los sólidos suspendidos totales (SST). Las partículas finas suelen filtrarse en la superficie de los medios y las más grandes suelen removerse por sedimentación, por lo que la profundidad del sistema no suele ser relevante en la remoción de SST (Hunt *et al.*, 2011). Los casos de celdas que presentan remociones deficientes de SST se deben a que están recién construidas o a que recibieron influentes muy cargados con sedimentos, por lo que una solución común a este problema es rodear a las celdas con césped para minimizar el efecto de la erosión de suelo.

En lo que respecta a la remoción de contaminantes microbiológicos, el mecanismo que la gobierna es la filtración. Las cargas hidráulicas grandes pueden separar a las bacterias de las partículas a las que se encontraban retenidas, por lo que se sugiere usar medios con tasas de infiltración pequeñas (25 – 50 mm/h). La exposición a la luz solar, la desecación, la predación, la temperatura y la disponibilidad de nutrientes influyen la supervivencia de microorganismos dentro de las celdas de biorretención, donde pueden permanecer por varias semanas.

El secuestro de metales e hidrocarburos ocurre en la superficie de las celdas de biorretención debido a la fuerte afinidad que tienen hacia los medios filtrantes. Por lo tanto, en los casos en que estos contaminantes estén presentes de modo constante y abundante (por ejemplo, en áreas de captación cercanas a autopistas o gasolineras), debe considerarse un plan de mantenimiento que incluya el posible reemplazo de los primeros 10 cm del material filtrante o el uso de vegetación que impacte en el balance de su extracción (Hunt *et al.*, 2011).

Los principales mecanismos para remoción de contaminantes fosfatados incluyen la filtración de partículas (debido a que el fósforo suele estar asociado a los SST) y la adsorción química en el caso del fósforo disuelto. La selección de los medios filtrantes es crítico para la disminución de este elemento y requiere profundidades mínimas de 0.6 – 0.9 m y tasas de infiltración de 0.007 – 0.028 mm/s; igualmente se recomienda la presencia de vegetación, que mejora su remoción.

La eliminación de nitrógeno de AEU se lleva a cabo primeramente por reacciones biológicas de nitrificación-desnitrificación y en segundo lugar por asimilación por parte de la vegetación. El aumento en la temperatura promueve mejores eficiencias de remoción, así como profundidades de los medios filtrantes de al menos 0.75 – 0.90 m. Además, es necesario el uso de capas de almacenamiento interno (para producir condiciones anóxicas necesarias para la desnitrificación) y de vegetación que produzca una masa de raíces considerable.

El diseño de sistemas de biorretención debe variar según la normatividad y las condiciones locales del sitio donde se desee construir, y debe enfocarse tanto en mitigar los impactos hidráulicos del sitio y generar flujos que no contribuyan a la erosión, como en eliminar SST, patógenos, metales, nutrientes y otros contaminantes de interés. El contaminante con el TRH más restrictivo determinará el medio filtrante y el diseño del drenaje, y la mitigación de caudales pico estará en función del área superficial y la profundidad del sistema (Hunt *et al.*, 2011).

3.6.4 Aplicación de la biorretención en climas xéricos

El manejo del agua de escorrentía era hasta hace poco tiempo un tema de escasa importancia en climas xéricos. De hecho, aún ahora, la percepción general es que en estas zonas las lluvias, y las escorrentías subsecuentes, son eventos raros y por lo general bienvenidos. Por tal motivo, existen pocas guías de diseño para la construcción de celdas de biorretención en estos climas (Li *et al.*, 2011).

Uno de los mayores retos para la aplicación de estos sistemas es la selección de coberturas vegetales que resistan primordialmente las prolongadas épocas de sequía que caracterizan a los ambientes limitados en agua (Houdeshel *et al.*, 2015). Solo un número limitado de plantas puede adaptarse a un régimen climático local y pocas se adecuan a las celdas de biorretención, por lo que se

recomienda el uso de plantas nativas que además no sean invasivas, ya que el sistema puede convertirse en una fuente de vegetación nociva (Houdeshel y Pomeroy, 2010).

Mediante el uso de herramientas tales como la restauración ecológica y la fitorremediación, se han propuesto adecuaciones a los diseños de sistemas de biorretención para climas méxicos, que permiten tanto la restauración de la hidrología predesarrollo así como la descontaminación de aguas de las zonas xéricas. Estas adecuaciones deben considerar el aumento en la concentración de contaminantes durante los periodos secos, debido a su acumulación en las superficies (Gatt y Farrugia, 2012), así como el volumen de precipitación anual, que es menor.

Houdeshel *et al.*, (2012) proponen, luego de una revisión basada en principios ecológicos y simulaciones del Modelo de Manejo de Aguas Pluviales de la EPA, el uso de una mezcla de gramíneas y arbustos como cobertura vegetal en celdas de biorretención. Las primeras aumentarán la capacidad de infiltración por acción de sus raíces, además de promover la aparición de micorrizas, mientras que los segundos facilitarán la irrigación de las gramíneas (que se caracterizan por sus raíces cortas).

El uso de suelos con texturas arenosas como medio filtrante promueve el crecimiento expansivo de las raíces, ya que el aumento de tamaño en la partícula de suelo disminuye su capacidad para retener humedad y nutrientes, lo que obliga a las raíces a buscarlos en mayores profundidades. Los suelos finos enriquecidos con materia orgánica tienen mayores tasas de infiltración que suelos minerales con la misma textura. Los medios gruesos tienen tasas altas de infiltración (inclusive sin plantas) y los suelos finos bajas; sin embargo, esta puede aumentar dependiendo de las raíces de las plantas seleccionadas como cobertura vegetal. Finalmente, estos autores también recomiendan agregar una barrera de hierba que promueva la retención de sólidos antes de ingresar a la celda de biorretención (Houdeshel *et al.*, 2012).

Además de considerar las modificaciones en el diseño de celdas de biorretención de climas méxicos, otros investigadores están explorando la posibilidad de asegurar la supervivencia de las coberturas vegetales durante los periodos secos mediante la irrigación de aguas residuales, que no solo permitirán el sostén de la vegetación sino también la atenuación de los contaminantes presentes en ella. Otra posibilidad es la adición de polímeros superabsorbentes, que mejoran la capacidad de retención del agua (Houdeshel y Pomeroy, 2010). Estos polímeros, también conocidos como hidrogeles, son formas cristalinas entrecruzadas de poliacrilamida que absorben y almacenan hasta 500 veces su peso en agua. Se emplean cotidianamente en pañales desechables y otros productos higiénicos, y para aumentar la productividad agrícola en zonas áridas. Recientemente se usaron en azoteas verdes para aumentar la supervivencia de las plantas en Melbourne, Australia, y en Trieste,

Italia (Farrell *et al.*, 2013; Savi *et al.*, 2014). Su uso en celdas de biorretención no se ha reportado aún.

4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Las obras de construcción, tales como calles, edificios, banquetas o lotes de estacionamiento, representan superficies impermeables cuya extensión aumenta año con año al ritmo de la urbanización. Esto ocurre porque las áreas recubiertas con asfalto, concreto o piedra están selladas al paso del agua y reducen el nivel de los acuíferos. Asimismo, en el medio urbano suele haber menos vegetación, y esto disminuye la cantidad de agua pluvial que regresa a la atmósfera en forma de evapotranspiración. En consecuencia, se considera que las superficies impermeables modifican radicalmente los ciclos hidrológicos urbanos. Además, las tormentas sobre un área edificada pueden provocar escorrentías que rebasan la capacidad del drenaje, lo que ocasiona inundaciones y pérdidas económicas.

El agua de escorrentía urbana suele considerarse un problema por su relación con inundaciones y erosión de suelos. Para resolverlo, se han propuesto los desarrollos de bajo impacto, que representan un nuevo enfoque de planeación urbana. Sus principios están basados en el manejo *in situ* que la naturaleza hace de las lluvias; por ejemplo, en una superficie no edificada y provista de vegetación, las depresiones naturales del terreno retienen y controlan el agua a través de la infiltración. La filosofía LID imita estos mecanismos mediante tecnologías tales como azoteas verdes, pavimentos permeables o celdas de biorretención.

En particular, las celdas de biorretención están siendo aplicadas en numerosas zonas del mundo para controlar el AEU y las inundaciones que genera; sin embargo, su diseño está basado en las características de zonas templadas (más de 500 mm anuales de precipitación), mientras que la configuración adecuada para climas áridos o semiáridos (o xéricos, con menos de 500 mm de lluvias al año) apenas se ha investigado (Li *et al.*, 2011; Houdeshel *et al.*, 2012). Los estudios publicados hasta el momento destacan el potencial de los sistemas de biorretención para tratar el AEU; no obstante, no se ha abordado la posibilidad de reusar el agua tratada en una celda de biorretención construida en una zona xérica.

5. JUSTIFICACIÓN

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 (CNA, 2015). 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. En consecuencia, en nuestro país es necesario contar con desarrollos de bajo impacto (LID, por sus siglas en inglés) que posibiliten el tratamiento y reúso de agua de escorrentía urbana. Esta podría constituir una fuente alterna de abastecimiento municipal, que contribuiría a mitigar inundaciones. Se ha estimado que en México las inundaciones generan enormes daños que afectan a cerca de 22 millones de personas anualmente². Estas inundaciones podrían mitigarse con la acción conjunta de celdas de biorretención construidas en sitios clave.

² *Inundaciones en México generan daños por 250 mdd*. Nota periodística aparecida el 27 de mayo de 2015 en *El Economista* [en línea]. <http://eleconomista.com.mx/sociedad/2015/05/27/inundaciones-mexico-causan-perdidas-250-mdd>

6. OBJETIVOS

6.1 OBJETIVO GENERAL

Remover nutrientes, metales y contaminantes microbiológicos de agua de escorrentía urbana mediante un sistema de biorretención, con la finalidad de proponer estrategias de reúso del agua.

6.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ❖ Caracterizar el agua de escorrentía urbana real de la zona donde se instalará el sistema de biorretención piloto, para conocer la calidad del agua a tratar y formular un agua de escorrentía sintética.
- ❖ Determinar, mediante revisión bibliográfica, la configuración del medio filtrante y la cobertura vegetal que se utilizará en el sistema de biorretención a escala piloto.
- ❖ Diseñar y construir un sistema de biorretención a escala piloto que permita el tratamiento del agua de escorrentía urbana.
- ❖ Evaluar el potencial de retención hidráulica del sistema de biorretención piloto.
- ❖ Validar el sistema de biorretención a escala piloto con agua de escorrentía urbana sintética y real, para determinar la eficiencia de remoción de contaminantes.

7. MATERIALES Y MÉTODOS

7.1 DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO

La calidad de la escorrentía se midió en el campus Ciudad del Conocimiento de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, que está situado en Pachuca, Hgo., ciudad de tamaño medio (270,000 habitantes) en el centro de México. La ciudad tiene un clima semiárido, con una temperatura media anual de 14°C y precipitaciones de 412 mm; ambos valores están reportados para el período 1951 – 2010 (SMN, 2010). El sitio de estudio experimenta una estación lluviosa (de mayo a septiembre inclusive) caracterizada por una precipitación media mensual de 49.3 – 70.0 mm, mientras que la estación seca ocurre de octubre a abril con una precipitación media mensual que oscila entre 6.6 y 9.3 mm (SMN, 2010). El área mostrada en la Figura 7.1 fue elegida para este estudio por ser la microcuenca que genera la mayor parte de la escorrentía del campus universitario.

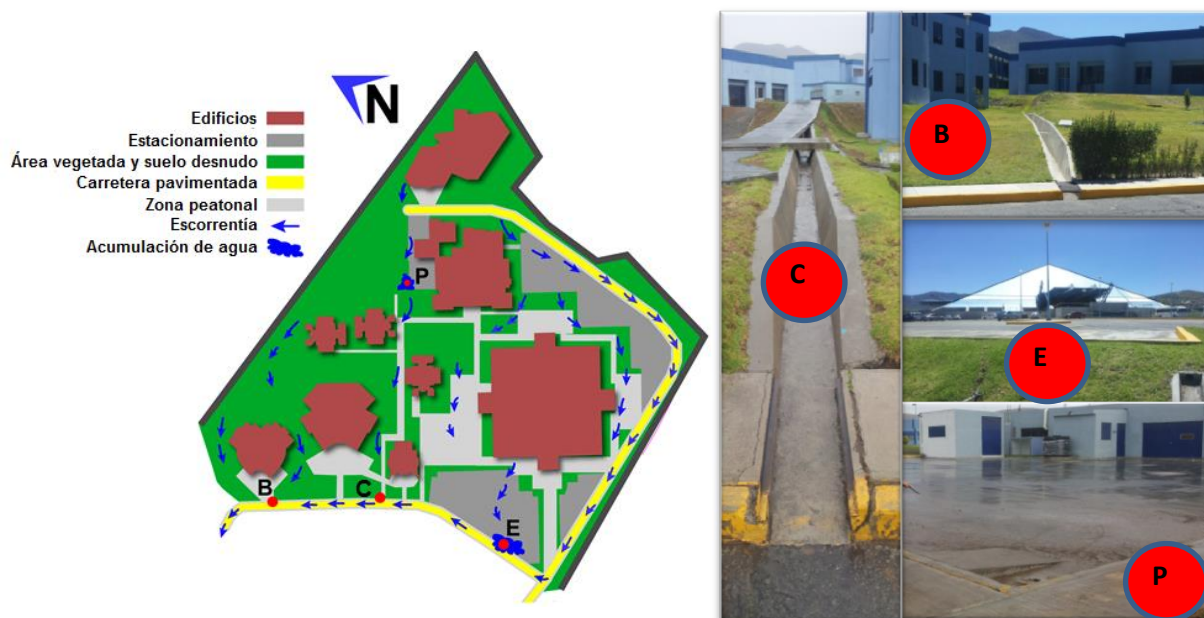


Figura 7.1 Área de estudio en el campus universitario, puntos de muestreo (B, C, E y P) y dirección de la escorrentía.

El sitio de estudio tiene una superficie de 104,141.86 m² (35.2% del campus), se encuentra a 20° 05'39.97 "N, 98 ° 42 ' 30.51 y tiene suelo arenoso. Se eligieron cuatro puntos del campus para el muestreo (Figura 7.1): dos salidas de descarga de colectores de aguas pluviales (B y C), un estacionamiento (E), y un patio de maniobras (P). La dirección de la escorrentía también se muestra

en la Figura 7.1, mientras que las principales características de los puntos de muestreo se resumen en la Tabla. 7.1.

Tabla 7.1 Descripción de los puntos de muestreo.

	Descripción	Área de drenaje (m²)	% impermeabilidad
B	Colector de agua pluvial	18,877	20.1
C	Colector de agua pluvial	6,133	10.1
E	Estacionamiento	15,418	59.9
P	Patio de maniobras	2,947	100

7.2 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA DE ESCORRENTÍA

7.2.1 Muestreo

Las muestras de agua de escorrentía se recogieron a finales de las épocas de estiaje y de lluvia, el 8 de agosto de 2013 y 9 de marzo de 2015, respectivamente. La precipitación media del día del primer muestreo fue de 11.4 mm y de 17.4 mm el día de la segunda toma de muestras, y cada evento de lluvia fue precedido por períodos secos de 2 y 19 días, respectivamente (INIFAP, 2016). Los cuatro puntos (B, C, E y P; ver Figura. 7.1) se muestrearon simultáneamente durante el mismo evento de lluvia para coleccionar la primera parte del agua de escorrentía de cada tormenta (es decir, el *first flush*). Se tomaron muestras al azar de alrededor de 100 mL tan pronto como el agua de escorrentía fue lo suficientemente profunda para tomar muestras. Estas muestras individuales se colocaron en un recipiente de plástico, lavado con HNO₃, hasta obtener una muestra compuesta de al menos 3 L. Para ambos muestreos, esto se llevó a cabo en aproximadamente una hora. Las muestras recolectadas se mantuvieron a 4°C hasta su análisis según las técnicas descritas en el apartado 7.7.1. Los análisis microbiológicos se realizaron inmediatamente después del muestreo de acuerdo a las técnicas presentadas en el apartado 7.7.2.

7.2.2 Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos descriptivos se llevaron a cabo para todas las variables físicoquímicas y microbiológicas que se midieron en el agua de escorrentía muestreada durante las estaciones de estiaje y de lluvias. La distribución normal de los datos se verificó mediante las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Wilk para ambas estaciones. Además, las variables físicoquímicas y microbiológicas correspondientes a las dos estaciones y los cuatro sitios de muestreo se analizaron

mediante una prueba de comparación múltiple *post hoc* (prueba de diferencia significativa honesta de Tukey) para calcular la significancia estadística ($n = 6$, $p < 0.05$) de las medias de las variables. También se calcularon las correlaciones de Pearson ($0.01 \leq p \leq 0.05$) para identificar la significancia mínima de las variables de calidad del AEU para cada temporada, que posteriormente se usaron para evaluar las cargas de los componentes para ser considerados por su significación estadística (Lucho-Constantino *et al.*, 2005). Finalmente, el análisis de componentes principales (ACP) y el análisis de factores principales (AFP), seguido de una rotación varimax, se llevaron a cabo ya sea con el conjunto de datos original o con los datos estandarizados con el método de Lucho-Constantino *et al.* (2005). ACP y AFP son técnicas multivariantes utilizadas para encontrar un número pequeño de factores o componentes relevantes de una base de datos amplia. Además de la reducción de datos, estas técnicas permiten el análisis de múltiples indicadores, así como la medición y validación de constructos complejos. Es por eso que se utilizan considerablemente para investigar procesos ambientales (Yidana *et al.*, 2008).

Sin embargo, hay algunas diferencias en ambos análisis. Por un lado, en el ACP, los componentes se calculan utilizando la totalidad de la varianza de las variables manifiestas, y toda la varianza aparece en la solución (Osborne y Costello, 2009). El ACP puede ser visto como un enfoque centrado en la varianza, ya que su objetivo es explicar tanto como sea posible la variación total en las variables. Por otro lado, en el AFP, la varianza compartida de una variable manifiesta se separa para revelar la estructura subyacente causada por variables latentes, y solo aparece la varianza compartida en la solución (Osborne y Costello, 2009). El objetivo del AFP es descubrir cualquier variable latente que cause la covarianza de las variables manifiestas, por lo que es un enfoque centrado en la correlación que busca reflejar la interrelación entre las variables (Yidana *et al.* 2008). Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el programa SPSS v. 21 (SPSS Inc., Chicago, E.U.A.).

7.3 CONSTRUCCIÓN DE LOS SISTEMAS DE BIORRETENCIÓN

Se construyeron dos sistemas de biorretención (SBp: piloto y SBc: control) con la estratificación de material filtrante mostrada en la Figura 7.2, con las características descritas en las tablas 7.2 y 7.3 y con diferentes especies de plantas suculentas como cobertura vegetal (Tabla 7.4). La operación de ambos sistemas se inició el 22 de septiembre del 2014. Los sistemas (figuras 7.3 y 7.4) se colocaron a la intemperie y a sol directo en las instalaciones del campus Ciudad del Conocimiento de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo para evaluar su desempeño.

Tabla 7.2 Dimensiones de los sistemas de biorretención.

	SBc	SBp
Altura, ancho y largo [cm]	22.5 x 17 x 22	25 x 34 x 48
Área superficial [cm ²]	374	1,632
Volumen [cm ³]	8,415	40,800

Tabla 7.3 Características de los materiales filtrantes.

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

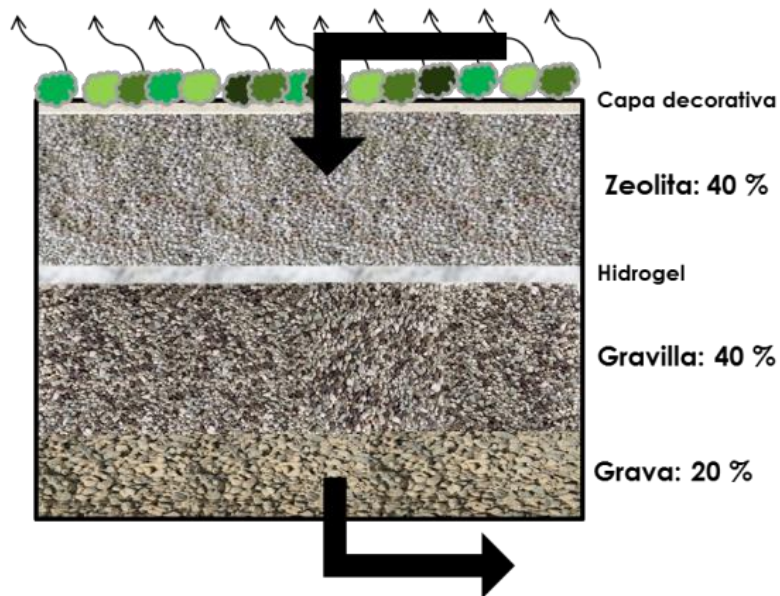


Figura 7.2 Estratificación de los sistemas de biorretención.



Figura 7.3 Sistema de biorretención piloto.

Figura 7.4 Sistema de biorretención control.

Tabla 7.4 Cobertura vegetal utilizada en los sistemas de biorretención.

<i>Agave americana</i>	<i>Gasteria sp.</i>
<i>Agave sp.</i>	<i>Myrtillocactus geometrizans</i>
<i>Aloe sp.</i>	<i>Opuntia senilis</i>
<i>Cleistocactus strausii</i>	<i>Pachyphytum sp.</i>
<i>Crassula perforata</i>	<i>Sedum sp.</i>
<i>Cylindropuntia imbricata</i>	<i>Stenocereus dumortieri</i>
<i>Echeveria sp.</i>	<i>Stenocereus peruvianus monstruoso</i>
<i>Echinopsis sp.</i>	<i>Tradescantia sp.</i>

El SBp recibió la adición de agua de escorrentía urbana sintética (AEUs), agua sintética microbiológica (ASm) y AEU real para determinar la eficiencia de remoción de contaminantes (ERC), además del agua proveniente de las precipitaciones; el SBc únicamente recibió estas últimas.

7.4 PREPARACIÓN DE AGUAS DE ESCORRENTÍA URBANA SINTÉTICA

Se hicieron pruebas para determinar la reproducibilidad y la factibilidad de obtener agua de escorrentía urbana sintética con todas las especies de interés (materia orgánica, nutrientes, metales y

microorganismos). Primero se preparó la mezcla con agua desionizada y luego con agua de la llave. La primera preparación presentó un pH comprendido entre 2 y 3, mientras que con agua de la llave se obtuvo un pH cercano a la neutralidad (pH 6.5 – 7.0). En ambos casos se observó un efecto de toxicidad que impidió un conteo confiable de microorganismos. Por lo tanto, para la evaluación de la remoción de contaminantes microbiológicos se empleó un agua de escorrentía sintética (ASm) preparada a partir de solución salina isotónica estéril al 0.85% (SSI) y con *Escherichia coli* como indicador bacteriano. Las pruebas de remoción de contaminantes fisicoquímicos se realizaron con agua de escorrentía sintética preparada con las sustancias químicas de interés (AEUs) disueltas en agua de la llave.

7.4.1 Agua sintética microbiológica (ASm)

La cepa CDBB-B-1010 de *E. coli* se descongeló durante dos horas en una cuba con hielo, luego de sacarla del ultracongelador donde permanecía a -72°C . Se realizaron dos siembras consecutivas (por triplicado) para la reactivación de la cepa, en agar nutritivo a 37°C durante 24 horas; la primera en caja Petri y la segunda en tubo inclinado. Posteriormente se resuspendieron las bacterias del tubo inclinado con 10 mL de SSI, de los cuales 3 mL se inocularon en 50 mL de agar nutritivo. Estos se incubaron durante 4 horas a 37°C para alcanzar una densidad óptica de alrededor de 0.3 medida a una absorbancia de 540 nm. Esta densidad óptica corresponde aproximadamente a una concentración de $6 \cdot 10^8$ UFC/100 mL según una escala de McFarland realizada previamente.

Con base en la densidad óptica registrada a 540 nm luego de cuatro horas de incubación (que corresponde a un cultivo en fase exponencial de crecimiento), se realizaron los cálculos para obtener 5 L de ASm con una concentración final de 10^6 UFC/100 mL (Zhang *et al.*, 2008). El ASm se preparó justo antes de la evaluación de la remoción potencial de contaminantes microbiológicos del SBp. Todos los pasos se llevaron a cabo en condiciones de esterilidad.

7.4.2 Agua de escorrentía urbana sintética (AEUs)

La composición del AEUs se definió luego de comprobar la factibilidad de preparar la mezcla de manera reproducible y con valores similares de pH, materia orgánica, nutrientes y metales a los reportados en la literatura (Tabla 3.3) y a los encontrados en la caracterización del AEU generada en el campus (tablas 8.1-8.4). La composición de la AEUs, así como los compuestos que se emplearon para aportar los distintos compuestos, se describen en la Tabla 7.5.

Tabla 7.5 Composición del agua de escorrentía urbana sintética (AEUs).

Contaminante	Fuente	mg/L	Contaminante	Fuente	mg/L
COD		37.5	Mg	MgSO ₄ ·7H ₂ O	10
DQO	C ₆ H ₁₂ O ₆ ·H ₂ O	100	Al	Al ₂ (SO ₄) ₃ ·14H ₂ O	10
DBO		61	Cu	CuSO ₄ ·5H ₂ O	1
Orto-fosfato	KH ₂ PO ₄	4	Mn	MnSO ₄ ·H ₂ O	1
N-NH₃	(NH ₄) ₂ SO ₄	2	Pb	PbSO ₄	1
N-NO₃⁻	KNO ₃	4	Zn	ZnSO ₄ ·7H ₂ O	1
Fe	Fe(SO ₄)·7H ₂ O	10	Cd	CdSO ₄ ·8/3H ₂ O	0.1
Ca	CaSO ₄ ·2H ₂ O	10	Cr	Cr ₂ (SO ₄) ₃	0.1
			Ni	NiCl ₂ ·6H ₂ O	0.1

El agua sintética se preparó con sustancias grado reactivo disueltas en agua de la llave, lo cual generó algunas variaciones en las concentraciones finales obtenidas. En todos los casos, su preparación se realizó el mismo día de las evaluaciones de remoción de contaminantes en el SBp.

7.5 EVALUACIÓN PRELIMINAR DE LOS SISTEMAS DE BIORRETENCIÓN

La evaluación del desempeño preliminar de las celdas de biorretención (SBp y SBc) se realizó durante la época de estiaje, del 22 de septiembre del 2014 al 30 de abril del 2015. En este periodo, ambos sistemas recibieron el agua de 54 eventos de precipitación; el SBp recibió, además, cuatro adiciones de agua sintética. Los valores de precipitación correspondientes a cada evento de lluvia se obtuvieron a partir de los datos de la estación meteorológica PACHD operada por el Servicio Meteorológico Nacional.

En paralelo a la evaluación hidráulica de los sistemas, se analizó de modo preliminar la calidad de agua que proporcionaron durante el periodo de evaluación, mediante el seguimiento del pH, la conductividad eléctrica (CE) y la A600 como indicador de turbidez, tanto a la entrada como a la salida de las celdas. Finalmente, el 20 de octubre de 2014 se evaluó la capacidad de remoción de contaminantes microbiológicos en el SBp mediante un balance de coliformes totales (CT) y de cuenta heterotrófica total (CHT). Para ello se simuló un evento de precipitación extremo (30.64 mm/10 min) mediante la adición de agua de escorrentía sintética microbiológica (ASm).

7.6 EVALUACIÓN DEL SBp EN CONDICIONES SIMULADAS DE LLUVIA

Se realizó la simulación de cuatro lluvias de diseño (Figura 7.5) con una precipitación de 3.9 mm, lo que corresponde al promedio histórico de un día de lluvia en época de estiaje calculado a partir de

un histórico de 1971 – 2000 (SMN, 2010) y considerando un área de captación del 7%. Todas las simulaciones se realizaron dentro del laboratorio.



Figura 7.5 Simulaciones de lluvias de diseño.

Las primeras dos simulaciones se realizaron con AEU's los días 11 de enero y 14 de septiembre del 2015 y las últimas dos con agua de escorrentía urbana real (AEUr) el 1 de diciembre del 2015 y el 6 de enero del 2016. Las últimas dos simulaciones se realizaron con una muestra compuesta tomada los días 27 y 28 de octubre del 2015 de los drenes pluviales del área de química (C; Figura 7.1) y del estacionamiento (E; Figura 7.1), la cual permaneció en refrigeración a 4°C hasta su adición al sistema.

Las simulaciones se realizaron con tiempos de retención hidráulica (TRH) de 2 y 24 horas para cada tipo de agua, como se muestra en la Figura 7.6. Para cada contaminante se calculó el porcentaje de remoción a la salida del sistema.

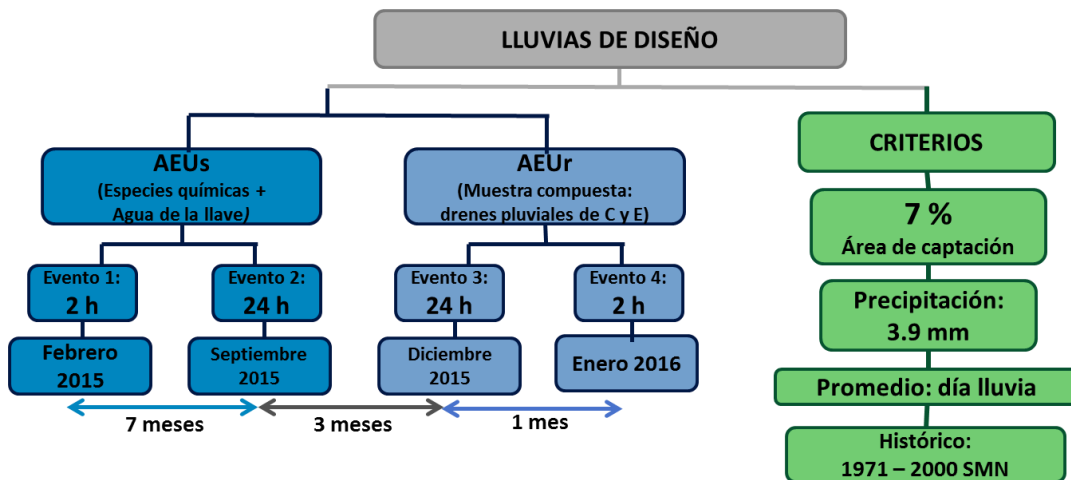


Figura 7.6 Características de las lluvias de diseño simuladas.

7.7 TÉCNICAS ANALÍTICAS

7.7.1 Análisis fisicoquímicos

7.7.1.1 pH, CE, A600

El pH y la conductividad eléctrica se midieron con un medidor multiparamétrico (OAKTON®, EE. UU.). La A600 se midió en celdas de cuarzo de 1 cm de trayecto óptico en un espectrofotómetro modelo Genesys 10vis (Thermo Electron Corporation®, E.U.A.).

7.7.1.2 Sólidos suspendidos totales (SST)

Los sólidos suspendidos totales se determinaron por gravimetría, según el método 2540 D (APHA, 2012). 50 mL de muestra se filtraron a través de una membrana de nitrocelulosa de 0.45 µm de tamaño de poro, la cual había sido previamente llevada a peso constante a 105°C.

7.7.1.3 Demanda química de oxígeno (DQO)

La DQO se midió de acuerdo con el método 5220D (APHA, 2012). En tubos Pyrex de 16 x 100 mm se adicionaron 2.5 mL de la muestra sin filtrar a 1.5 mL de la solución digestora (preparada mezclando las soluciones de 10.216 g $K_2Cr_2O_7$ en 500 mL de agua y de 33.3 g de $HgSO_4$ en 167 mL de H_2SO_4 concentrado; ambas soluciones se mezclaron y aforaron a 1 L con agua) y a 3.5 mL de una solución de Ag_2SO_4 (10.142 g Ag_2SO_4 por L de H_2SO_4 concentrado). Posteriormente, los tubos se colocaron en un bloque de digestión (COD Reactor, HACH) a 150°C por dos horas. Después de la digestión las muestras se dejaron reposar un día antes de medir la absorbancia a 600 nm. Los valores de DQO se determinaron a partir de una curva de calibración de 100 a 600 ppm de biftalato de potasio (preparada a partir de una solución madre de 0.850 g $C_8H_5KO_4/L$).

7.7.1.4 Carbono orgánico disuelto (COD)

Se determinó mediante la técnica 5310 de la APHA (2012) en un equipo de análisis de carbono orgánico total TOC-V Analyzer (Shimadzu®, Japón) localizado en la Universidad Tecnológica de Tecámac, Edo. de México.

7.7.1.5 UV_{254}

La UV_{254} es típica de grupos aromáticos presentes en la materia orgánica del agua natural. En particular, se le considera una medida relacionada con la materia orgánica persistente, es decir, con sustancias húmicas (Matilainen *et al.*, 2011).

Las muestras se colocaron en celdas de cuarzo de 1 cm de trayecto óptico y se determinó su absorbancia a 254 nm por triplicado en un espectrofotómetro Lambda 40 UV-vis (Perkin Elmer, E.U.A.).

7.7.1.6 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

Se utilizó un sistema OxiTop (WTW Measurements Systems, Alemania), que registra la DBO de modo automático durante 5 días. Dicho sistema utiliza botellas cerradas en las que la despresurización provocada por el consumo de oxígeno relacionado a la biodegradación de la materia orgánica se registra por medio de sensores electrónicos piezorresistivos. En función de su carga orgánica, se coloca un volumen determinado (22.7 - 432 mL) de la muestra (pH 6 - 8). Los valores de DBO₅ (0 - 4,000 mg/L) se obtienen al multiplicar el valor registrado el quinto día por un factor determinado por el volumen del ensayo; en este caso se utilizaron 432 mL de muestra sin filtrar y el factor correspondiente es 1.

7.7.1.7 Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)

Se determinó mediante el método normalizado 4500-B (APHA, 2012). En tubos digestores se colocaron 5 mL de muestra (previamente concentrada por reducción de volumen de 50 mL a 5 mL) y 5 mL de mezcla digestora (se disuelven 13.4 g de K₂SO₄ y 7.3 g de CuSO₄ en 800 mL de agua destilada para después adicionar 134 mL de H₂SO₄ concentrado y aforar a 1 L con agua desionizada). Los tubos se colocaron en el digestor Kjeldahl y transcurridos 90 minutos de digestión, se añadieron 2 mL de H₂O₂ y 0.4 g de K₂SO₄ para continuar con la digestión a 370°C. La reducción del volumen y el cambio de color a verde pálido indican el término de la digestión.

Posteriormente, las muestras se destilaron (Gerhardt® Vapodest 20, Alemania) para transformar el NH₄ en NH₃. El destilador se programó para que adicionara 15 mL de NaOH al 50% al tubo con la muestra digerida, con un tiempo de destilación de seis minutos al 60% de potencia de vapor. El destilado se colectó en un matraz Erlenmeyer con 50 mL de solución indicadora (5 g de ácido bórico disueltos en agua desionizada, 35 mL del indicador A –preparado con 100 mg de fenolftaleína aforados a 100 mL con alcohol etílico– y 10 mL del indicador B, preparado con 33 mg de verde de bromocresol y 66 mg de rojo de metilo en 100 mL de alcohol etílico). La mezcla se ajustó con ácido o álcali hasta obtener un color café rojizo y se aforó a 1 L con agua destilada. Finalmente, el contenido del matraz de recolección se tituló con HCl 0.01 N hasta el vire de verde esmeralda a café rojizo. El análisis se hizo con la fracción filtrada y sin filtrar de la muestra. La concentración de NTK en la muestra se calculó con la Ecuación 7.1:

$$\text{NTK} = \frac{(P-B) \cdot \text{meq} \cdot N \cdot 1000}{V} \quad (\text{Ecuación 7.1})$$

Donde:

P: Volumen gastado en la titulación de la muestra

B: Volumen gastado en la titulación del blanco (mL)

N: Normalidad del HCl

meq: Miliequivalentes de nitrógeno (14 g/meq)

V: mL de muestra

7.7.1.8 Amonio ($N\text{-NH}_4^+$)

El nitrógeno amoniacal se midió con el método del fenato (4500-NH₃ D; APHA, 2012). A 10 mL de la muestra filtrada se le agregan 50 µL de MnSO₄ 0.003M, 0.5 mL de NaOCl al 1% y 0.6 mL de reactivo de fenato (2.5 g de NaOH y 10 g de fenol en 100 mL de agua destilada), en ese orden e inmediatamente. La mezcla se dejó reposar durante 10 minutos para leer la absorbancia a 600 nm. La concentración de $N\text{-NH}_4^+$ se calculó con una curva de calibración de 0 – 3 ppm preparada a partir de una solución madre de NH₄Cl de 100 ppm (381.9 mg de NH₄Cl/L).

7.7.1.9 Nitritos ($N\text{-NO}_2^-$)

La técnica analítica empleada para la cuantificación de $N\text{-NO}_2^-$ es una modificación de la reacción de Griess-Ilosvay (4500- NO_2^- ; APHA, 2012). A pH ácidos (2 – 2.5) se forma un compuesto azo colorido (rojizo-violeta) a través del acoplamiento de la sulfonilamida diazotizada con el N-(1-naftil)-etilendiamina diclorohidratado, luego del cual el color producido es directamente proporcional a la cantidad de nitritos presentes. A 50 mL de muestra filtrada se le agregaron 2 mL de reactivo de color (preparado al disolver 100 mL de H₃PO₄ al 85% y 10 g de sulfonilamida en 800 mL de agua desionizada; luego se añadió 1 g de N-(1-naftil)-etilendiamina diclorohidratado y se aforó a 1 L con agua destilada). La absorbancia a 543 nm se midió entre 10 minutos y 2 horas después de la adición. La solución madre de NO_2^- (250 ppm) se preparó disolviendo 0.0114 g de NaNO₂ (previamente secado a 105°C durante 2 horas) en 50 mL de agua desionizada. Las soluciones de la recta de calibración se prepararon con concentraciones comprendidas entre 0.02 y 0.5 ppm de N.

7.7.1.10 Nitratos ($N\text{-NO}_3^-$)

Los nitratos reaccionan con el ácido difenilsulfónico para producir un compuesto nitro derivado que a pH básico forma una sal de diazonio de color amarillo, cuya absorbancia puede medirse a 410 nm (Mubarak *et al.*, 1977).

Una alícuota de 10 mL de la muestra filtrada se evaporó a sequedad. El residuo se mezcló con 2 mL de ácido fenildisulfónico (25 g de fenol blanco en 150 mL H₂SO₄ concentrado). La mezcla anterior se diluyó con 20 mL de agua destilada y luego se adicionaron 7 mL de KOH 12N con agitación hasta que se desarrolló la máxima coloración amarilla. La solución se aforó a 50 mL con agua destilada y se leyó la absorbancia a 410 nm. La curva de calibración (con concentraciones de 0 a 2 ppm de N-NO₃⁻) se realizó a partir de una solución madre preparada con 0.7218 g de KNO₃ anhidro por L de agua desionizada, cantidad equivalente a 100 ppm de N-NO₃⁻.

7.7.1.11 Ortofosfatos totales y disueltos (Orto-P_T y Orto-P_D).

Los ortofosfatos reaccionan en medio ácido con el molibdato de amonio para formar ácido molibdico fosfórico, que con un agente reductor como el ácido ascórbico se transforma en azul fósforo molibdeno, cuya absorbancia es posible determinar a 690 o 880 nm (método 4500-PF; APHA, 2012).

Para determinar los ortofosfatos totales (Orto-P_T) y los ortofosfatos disueltos (Orto-P_D) a 25 mL de muestra (sin filtrar y filtrada, respectivamente), se le adicionaron 2.5 mL de una solución acuosa de tartrato de potasio y antimonio (1.877 g C₈H₄K₂O₁₂Sb₂·3H₂O/L), 2.5 mL de solución de molibdato de amonio (40 g (NH₄)₆Mo₇O₂₄·4H₂O/L de H₂O) y finalmente 0.5 mL de ácido ascórbico 0.1M. La solución se dejó reposar de 10 a 30 minutos para luego medir la absorbancia a 690 nm. Los datos se compararon contra una curva de calibración de 0.25-5 mg PO₄³⁻/L preparada a partir de la disolución de 0.0287 g de KH₂PO₄ en 100 mL de agua (solución madre con 200 ppm de P).

7.7.1.12 Metales

La digestión de las muestras y los análisis posteriores se realizaron utilizando un horno de microondas (Mars X, E.U.A.) y un espectrómetro Perkin-Elmer ICP-OES (E.U.A.), respectivamente, para medir metales totales y disueltos (Ca, Mg, Fe, Al, Mn, Zn, Ni, Cr, Cu, Pb y Cd), los cuales se designan con los subíndices T y D, respectivamente. Para determinar metales disueltos, las muestras se filtraron a través de membranas de 0.45 µm (Millipore) que habían sido previamente enjuagadas con 2 L de agua desionizada.

7.7.1.13 Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)

El análisis de HAP totales se realizó utilizando cromatografía de gases/espectrometría de masas en un laboratorio certificado por la Entidad Mexicana de Acreditación (EMA) mediante el método estándar USEPA 8270 C (Investigación y Desarrollo de Estudios de Calidad del Agua, S.A. de C.V.; número de acreditación EMA: AG-010-154/12). Los siguientes HAP se incluyeron en el

análisis: naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, indeno(1,2,3-cd)pireno, dibenzo(ah)antraceno, y benzo(g,h,i)perileno. La técnica tiene un límite de detección de 0,5 µg/L para todos los HAP considerados.

7.7.2 Análisis microbiológicos

7.7.2.1 Cuenta heterotrófica total (CHT)

El conteo se realizó mediante la técnica de dilución en serie en un medio sólido para métodos estándar. Una alícuota de 10 mL de muestra colectada en una bolsa de muestro Whirl Pak® (Nasco, E.U.A.) se diluyó sucesivamente hasta 10⁵; cada dilución se sembró por extensión en cajas Petri para el posterior conteo de unidades formadoras de colonias (UFC) luego de incubar a 37°C durante 48 horas.

7.7.2.2 Coliformes totales y fecales

Las UFC de coliformes totales (CT) y fecales se midieron con el procedimiento empleado para la determinación de CHT, pero utilizando un medio sólido de eosina y azul de metileno (Dibico®, México) para CT y agar m-FC (Fluka Analytical®, Sigma-Aldrich) para coliformes fecales.

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA DE ESCORRENTÍA URBANA

El agua de escorrentía generada en el campus Ciudad del Conocimiento de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo se muestreó durante las temporadas de lluvia y estiaje, y se analizó según lo establecido en los apartados 7.2.1 y 7.7, respectivamente.

8.1.1 Calidad del agua de escorrentía urbana

Las tablas 8.1, 8.2, 8.3 y 8.4 desglosan los resultados de esta caracterización, así como la media, la desviación estándar y el coeficiente de variación (CV, expresado en porcentaje) de los valores obtenidos. También se presentan los límites de detección (LD) de los métodos analíticos correspondientes, y los valores de la norma mexicana NOM-015-CONAGUA-2007 (NOM, 2007), que regula la calidad del agua a emplear para recarga de acuíferos. Por último, se muestran los valores promedio, mínimo y máximo recopilados de la literatura para cada parámetro analizado. La Tabla 8.1 muestra los resultados correspondientes a pH, SST y parámetros relacionados con la materia orgánica, a saber, DQO, DBO₅, COD, UV₂₅₄ y SUVA. La Tabla 8.2 presenta las concentraciones de nutrientes y de microorganismos encontradas, mientras que las tablas 8.3 y 8.4 exponen las concentraciones de metales totales y disueltos, respectivamente.

De modo general, los valores determinados en las muestras de AEU se situaron dentro de los rangos encontrados en la literatura para cada parámetro. Contrariamente a lo que se esperaba, no se detectaron HAP en las muestras, ni siquiera en la muestra E, que se colectó en un estacionamiento. Esto probablemente se debe al alto límite de detección de la técnica analítica (0.5 µg/L para todos los HAP considerados), porque de otra manera los HAP son contaminantes frecuentes del AEU, en especial si se trata de muestras colectadas en sitios cercanos a calles transitadas, gasolineras, talleres mecánicos o lotes de estacionamiento. En un estudio llevado a cabo en Tijuana, México, se encontraron concentraciones totales de 16 HAP comprendidas entre 1,113 y 4,866 µg/L para sitios comerciales, residenciales e industriales (García-Flores *et al.*, 2013). Los autores atribuyeron estos elevados valores de HAP principalmente a las emisiones de vehículos en mal estado y a fugas de aceites gastados y, en menor grado, a la abrasión de llantas y asfalto. Sin embargo, estas fuentes de emisión no parecen ser significativas en nuestra área de estudio, ya que de serlo los HAP habrían podido ser detectados incluso con el alto LD de la técnica.

Tabla 8.1 pH, sólidos suspendidos y materia orgánica en el AEU generada en época de lluvias (L) y de estiaje (S).

Muestra	pH		SST (mg/L)		DQO (mg/L)		DBO ₅ (mg/L)		DBO ₅ /DQO		COD (mg/L)		UV ₂₅₄		SUVA	
	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S
B	7.4	7.8	465	2,051	131	284	> 37	41	NC	0.14	12.8	16.7	0.39	0.37	3.1	2.2
C	7.2	7.2	367	548	89	91	13	27	0.15	0.30	5.7	12.4	0.26	0.35	4.5	2.8
E	6.9	7.4	35	530	< LD	241	6	42	NC	0.17	5.3	22.5	0.23	0.53	4.4	2.3
P	7.5	7.7	251	1,105	97	162	13	29	0.13	0.18	6.1	19.1	0.31	0.44	5.0	2.3
Media	7.2	7.5	279	1,059	106	195	11	35	0.14	0.20	7.5	17.6	0.30	0.42	4.2	2.4
Desv. Est.	0.3	0.3	185	713	22	86	4	8	0.01	0.07	3.6	4.2	0.07	0.08	0.8	0.3
CV	4	4	66	67	21	44	38	23	6	34	48	24	24	19	19	11
LD	-	-	-	-	28	25	1	-	-	-	0.1	-	-	-	-	-
NOM-015	-	-	150	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Media	7.2	-	187	-	97	-	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ref	Min-Max	4.4 - 12	0.50 - 2,988	-	22 - 279	-	2 - 36	-	-	-	-	-	-	-	-	-

NC: Las relaciones no pudieron calcularse porque los valores de DBO₅ o de DQO eran indefinidos.

CV: Coeficiente de variación.

LD: Límite de detección de la técnica analítica.

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).

Ref: Valores promedio, mínimo y máximo reportados en la bibliografía (Tabla 3.3).

8.1.2 Variabilidad de los resultados

Respecto a las características presentadas en la Tabla 8.1, el CV varió entre 4% (para los valores de pH) y 66-67% (para las concentraciones de SST determinadas en las estaciones de lluvia y estiaje, respectivamente). La elevada variabilidad en las concentraciones de SST puede constatarse por observación directa de las muestras que se obtuvieron (Figura 8.1). En el estudio ya mencionado, que evaluó la calidad de la escorrentía de la ciudad de Tijuana, se presentaron CV hasta de 106% para el contenido de sólidos (García-Flores *et al.*, 2013). Estas variaciones pueden atribuirse a cambios en el caudal de la escorrentía, ya que conforme este aumenta, se movilizan partículas de suelo más gruesas desde las áreas desprovistas de vegetación (Tiefenthaler *et al.* 2000). En las muestras obtenidas en el campus universitario, las mayores variabilidades entre todas las variables de calidad del agua se obtuvieron para las concentraciones de ortofosfatos disueltos (Orto-P_D, 101%, Tabla 8.2), Zn_T (103%, Tabla 8.3) y Mg_D (128%, Tabla 8.4) medidas durante la estación de lluvias.



Figura 8.1 Sólidos suspendidos totales en el AEU obtenida en los cuatro puntos de muestreo (B, C, E y P) en la estación de lluvias.

8.1.3 Sólidos suspendidos totales y variables relacionadas con la materia orgánica

En lo que respecta a las variables de calidad del agua presentadas en la Tabla 8.1 (*e.g.*, pH, SST, DQO, DBO₅, COD), casi todos los valores encontrados fueron consistentes con lo que se ha reportado para agua de escorrentía urbana generada a nivel mundial (Tabla 3.3). Excepciones a lo anterior fueron las concentraciones de DBO₅ (en las estaciones de lluvia y de estiaje) y de DQO (durante el estiaje) medidas en la muestra B, así como la concentración de DBO₅ determinada en la estación de estiaje en el punto E, todas las cuales sobrepasaron los rangos publicados para estas variables.

Algunas fuentes comunes de materia orgánica en el AEU son las heces de fauna urbana, petroquímicos de origen automotriz y detergentes (Erickson *et al.*, 2013). En áreas provistas de vegetación, los exudados de plantas y los compuestos húmicos provenientes del suelo contribuyen apreciablemente al contenido orgánico en AEU (McElmurry *et al.* 2014).

El límite máximo permisible establecido por la NOM-015-CONAGUA-2007, que regula la calidad del agua destinada a la infiltración artificial de acuíferos, para la concentración de SST es de 150

mg/L (NOM, 2007). Dado que las concentraciones de SST de tres de las muestras analizadas (B, C y P) fueron sustancialmente mayores a este límite durante las dos estaciones, y en particular durante la temporada de estiaje, este resultado enfatiza la necesidad de una etapa de remoción de sólidos antes de que el AEU se reúse con esta finalidad.

Las relaciones DBO₅/DQO que se calcularon para todas las muestras (y que se encontraron en el intervalo 0.13 – 0.30) indicaron una tratabilidad biológica reducida de la materia orgánica. Esto puede deberse a contenidos elevados de sustancias húmicas, lo cual se reafirma con los altos valores calculados para la absorbancia UV específica (SUVA), especialmente durante la época de estiaje (Tabla 8.1). En efecto, los valores encontrados en este periodo (3.1 – 5.0) fueron mayores a los reportados por McElmurry *et al.* (2014) (*i.e.*, 1.0 – 3.5). Los valores altos de SUVA se han asociado a superficies arboladas, que reciben exudados de plantas (tales como flavonoides y terpenoides) en grandes cantidades y que producen esorrentías ricas en materia húmica hidrófoba. Hay una fuerte correlación entre la SUVA y el contenido de carbono aromático en muestras de agua natural (Nguyen *et al.*, 2010); en consecuencia, la SUVA se considera un indicador del carácter aromático de los compuestos orgánicos acuáticos y de la concentración de materia orgánica persistente (Leenheer y Croué, 2003). Los resultados de este estudio sugieren que la remoción de materia orgánica presente en el AEU deberá basarse en adsorción más que en procesos de oxidación microbiana.

En cuanto al contenido de COD, las concentraciones encontradas en el AEU pueden considerarse reducidas debido a que son similares a la concentración encontrada típicamente en agua residual de carga débil (< 250 mg/L; Makepeace *et al.*, 1995). Este parámetro también varía en función del uso del suelo. Así, las áreas con vegetación producen esorrentías con mayores concentraciones de COD si se les contrasta con superficies más urbanizadas, tales como los lotes de estacionamiento (McElmurry *et al.*, 2014).

8.1.4 Nutrientes y contaminantes microbiológicos

La Tabla 8.2 presenta la calidad del AEU en términos de contaminantes nitrogenados (NTK, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻), fosfatados (Orto-P_T y Orto-P_D) y microbiológicos (coliformes totales, CT, y cuenta heterotrófica total, CHT, ambos en unidades logarítmicas). Para casi todos los contaminantes mencionados, los resultados obtenidos corresponden a los rangos reportados en la bibliografía. Como excepción a lo anterior, durante la temporada de estiaje se determinaron en tres de las muestras (B, C y P) concentraciones de Orto-P_T mayores a los datos máximos reportados en la bibliografía para esta variable. El contenido de NTK medido durante la época de secas en la muestra B también superó los valores publicados.

Los compuestos nitrogenados se encuentran en el AEU debido al uso de fertilizantes, la descomposición de la materia vegetal, los residuos animales e incluso a la deposición atmosférica (particularmente importante en el caso de los nitratos) (Davis y McCuen, 2005). La concentración de NTK en las muestras cumplió con el límite máximo (40 mg N/L) establecido por la NOM-015-CONAGUA-2007 (NOM, 2007) y que es bastante permisivo. Los contenidos de los demás contaminantes nitrogenados (N-NH_4^+ , N-NO_2^- y N-NO_3^-) no están regulados por este estándar; no obstante, se les encuentra frecuentemente en aguas degradadas y sugieren la necesidad de un tratamiento posterior. Por ejemplo, las concentraciones superiores a 2 mg $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$ (tales como las encontradas en las muestras B y P durante la temporada lluviosa) suelen asociarse a una calidad del agua pobre (Davis y McCuen, 2005). Dado que los contaminantes nitrogenados no se remueven eficientemente por adsorción o intercambio iónico, su eliminación debería basarse en mecanismos de desasimilación bacteriana a gases o en asimilación a la biomasa por parte de plantas. Ambos mecanismos pueden ocurrir en sistemas ecológicos, entre los que se encuentran las celdas de biorretención, si se diseñan adecuadamente (Davis *et al.*, 2009).

Tabla 8.2 Nutrientes y contenidos microbiológicos en el AEU generada en época de lluvias (L) y de estiaje (S).

Muestra	NTK (mg/L)		N-NH_4^+ (mg/L)		N-NO_2^- (mg/L)		N-NO_3^- (mg/L)		Orto- P_T (mg/L)		Orto- P_D (mg/L)		Log CT (UFC/100 mL)		Log CHT (UFC/100 mL)	
	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S
B	7.5	26.4	1.7	1.1	0.09	0.15	2.29	1.08	2.95	3.19	2.03	1.44	6.5	5.0	6.8	5.1
C	6.1	8.8	1.3	0.2	0.01	0.05	1.58	0.63	1.47	4.41	0.47	4.20	6.1	6.3	6.4	6.3
E	2.5	5.4	1.0	0.7	0.07	0.08	0.42	1.12	1.12	1.32	0.38	1.16	4.6	5.8	4.8	5.9
P	3.6	14.3	0.8	2.2	0.03	0.08	4.63	1.53	1.35	5.15	0.35	4.98	4.8	5.7	5.9	5.8
Media	4.9	13.7	1.2	1.0	0.05	0.09	2.23	1.09	1.72	3.52	0.81	2.95	5.5	5.7	6.0	5.8
Desv. Est.	2.3	9.2	0.4	0.8	0.03	0.04	1.78	0.37	0.83	1.67	0.82	1.93	1.0	0.5	0.8	0.5
CV	47	67	32	81	70	46	80	34	48	48	101	66	17	9	14	9
LD	-	-	0.2	0.5	0.01	0.001	0.08	0.22	0.09	0.11	0.09	0.06	-	-	-	-
NOM-015	40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ref	Media	1.2	1.4	-	-	1.44	0.65	-	-	6.5	-	-	-	-	-	-
	Min-Max	0.1 - 17.7	0.5 - 2.3	-	-	0.01 - 4.80	0.01 - 2.95	-	-	6.3 - 6.8	-	-	-	-	-	-

CV: Coeficiente de variación.

LD: Límite de detección de la técnica analítica.

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).

Ref.: Valores promedio, mínimo y máximo reportados en la bibliografía (Tabla 3.3).

La contaminación por fósforo no está contemplada en la norma que regula la calidad del agua empleada para recargar acuíferos. Sin embargo, todas las muestras obtenidas durante las dos estaciones indicaron que estos compuestos deben ser removidos del agua, ya que las concentraciones de Orto-P_T mayores a 1 mg/L se asocian con agua de baja calidad (Davis y McCuen, 2005). Los contaminantes fosfatados pueden provenir de la descomposición de la vegetación, las heces de la fauna urbana y los fertilizantes empleados en jardinería. El contenido microbiológico (CHT y CT) en el AEU también se asocia con excretas animales, aunque igualmente puede derivarse de deposición atmosférica, tanto húmeda como seca (Kaushik *et al.*, 2014). A diferencia de los compuestos nitrogenados inorgánicos, los contaminantes fosfatados y microbiológicos tienen una fuerte afinidad por los suelos y en general por los medios sólidos, y por consiguiente pueden removerse por métodos de infiltración o por los sistemas ecológicos ya mencionados.

8.1.5 Metales

Los contaminantes metálicos constituyen un problema considerable porque en el AEU su concentración puede ser uno o dos órdenes de magnitud mayor que en aguas residuales domésticas (Tsihrintzis y Hamid, 1997). En particular, si se pretende reusar el AEU, debería considerarse el riesgo a la salud pública que representan los metales pesados. Las fuentes principales de metales en el AEU son la deposición atmosférica y las superficies metálicas, principalmente de las que se emplean en tejados, además de las fugas de fluidos de vehículos y la abrasión del asfalto, neumáticos y pastillas de frenos (Tsihrintzis y Hamid, 1997).

La Tabla 8.3 muestra las concentraciones totales de Ca, Mg, Fe, Al, Mn, Zn, Ni, Cr, Cu, Pb y Cd medidas en las distintas muestras de AEU que se tomaron, mientras que la Tabla 8.4 presenta las concentraciones de estos metales en forma disuelta. La norma NOM-015-CONAGUA-2007 (NOM, 2007) no especifica los niveles máximos de metales en agua destinada a la recarga de acuíferos, debido a lo cual, para fines comparativos, en ambas tablas se incluyeron los límites máximos permisibles de metales en agua potable estipulados en la modificación a la NOM-127-SSA1-1994 (NOM, 2000). De modo general, las concentraciones de metales totales y disueltos coinciden con el rango de los valores reportados; la excepción a lo anterior fueron las concentraciones de Mn_T medidas durante la estación de estiaje, que superaron los mayores valores publicados (Tabla 8.3).

Tabla 8.3 Metales totales en el AEU generada en época de lluvias (L) y de estiaje (S).

Muestra	Csr (mg/L)		Mgr (mg/L)		Fer (mg/L)		Alr (ug/L)		Mnr (ug/L)		Znr (ug/L)		Nir (ug/L)		Crr (ug/L)		Crr (ug/L)		Pbr (ug/L)		Cdr (ug/L)		
	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	
B	37.53	31.32	7.33	10.05	14.04	31.95	33,318.52	86,033.33	333.70	847.41	68.52	258.52	36.37	50.37	17.41	54.81	25.19	48.15	<LD	75.93	<LD	<LD	
C	14.54	15.31	2.02	2.78	7.62	7.98	18,192.59	21,974.07	161.85	193.70	220.37	156.67	39.63	36.67	13.94	41.68	24.07	<LD	<LD	<LOD	<LD	<LD	
E	14.53	24.04	0.56	2.55	1.05	8.04	2,373.33	19,985.19	27.41	282.22	13.67	157.41	46.46	19.63	<LD	24.81	<LD	21.97	<LD	97.78	<LD	<LD	
P	28.94	45.55	2.17	6.09	7.01	20.67	16,888.89	51,629.63	168.89	594.81	51.85	226.67	38.85	47.78	14.27	40.00	<LD	34.44	<LD	63.70	<LD	<LD	
Media	23.88	29.05	3.02	5.37	7.43	17.16	17,693.33	44,905.56	172.96	479.54	88.60	199.81	40.33	38.61	15.21	40.33	24.63	34.86	-	79.14	-	-	
Desv. Est.	11.35	12.80	2.96	3.52	5.31	11.52	12,645.75	31,003.14	125.38	299.58	90.80	51.08	4.32	13.98	1.91	12.28	0.79	13.09	-	17.26	-	-	
CV	47.53	44.05	98.05	65.53	71.49	67.15	71.47	69.04	72.49	62.47	102.48	25.56	10.70	36.21	12.58	30.45	3.19	37.56	-	21.81	-	-	
LD	0.20		0.08		0.19		198.50		8.00		11.15		3.17		13.28		21.60		19.00			23.17	
NOM-127	-		-		0.30		200		150		5000		-		50		2000		10			5	
Media	15.30		27.18		6.02		630.60		80.48		585.62		25.45		76.15		74.23		81.43			2.28	
Ref	Min-Max	0.54 - 50.03	6.92 - 57.00	0.18 - 104.00	< 5.00 - 71,300.00	4.34 - 279.20	< 1.00 - 13,100.00	1.10 - 403.00	< 0.10 - 710.00	< 1.00 - 1,830.00	< 0.50 - 2,600.00	< 0.10 - 220.00											

Subíndice T representa contenido total.

CV: Coeficiente de variación. LD: Limite de detección del método analítico empleado.

NOM-127: Modificación a la NOM-127-SSAI-1994 regulación de la calidad del agua potable (NOM, 2000).

Ref.: Valores promedio, mínimo y máximo reportados en la bibliografía (Tabla 3.3).

Tabla 8.4 Metales disueltos en el AEU generada en época de lluvias (L) y de estiaje (S).

Muestra	Ca ²⁺ (mg/L)		Mg ²⁺ (mg/L)		Fe ²⁺ (mg/L)		Al ³⁺ (µg/L)		Mn ²⁺ (µg/L)		Zn ²⁺ (µg/L)		Ni ²⁺ (µg/L)		Cr ⁶⁺ (µg/L)		Cu ²⁺ (µg/L)		Pb ²⁺ (µg/L)		Cd ²⁺ (µg/L)	
	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S	L	S
B	30.60	10.70	6.37	2.31	<LD	<LD	<LD	363.33	54.56	6.30	<LD	<LD	33.70	19.26	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
C	8.70	9.63	0.57	0.68	<LD	<LD	<LD	220.00	25.38	26.67	66.81	44.44	38.96	29.63	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
E	10.82	14.19	0.48	0.78	<LD	<LD	<LD	246.30	<LD	24.81	<LD	39.26	31.48	14.81	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
P	23.19	18.17	1.35	1.10	<LD	<LD	265.90	304.07	69.61	22.22	<LD	<LD	28.52	24.44	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Media	18.33	13.17	2.19	1.22	-	-	265.90	283.43	49.85	20.00	66.81	41.85	33.17	22.04	-	-	-	-	-	-	-	-
Desv. Est.	10.38	3.86	2.81	0.75	-	-	63.80	22.48	9.32	-	3.67	4.41	6.41	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CV	56.62	29.28	128.34	61.45	-	-	22.51	45.10	46.58	-	8.76	13.29	29.09	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LD	0.20	-	0.08	-	0.19	-	198.50	8.00	11.15	13.28	21.60	19.00	23.18	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Media	-	-	-	-	0.31	-	47.40	16.99	130.61	3.78	15.47	5.09	0.27	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ref. Min-Max	-	-	-	-	0.021 - 4.10	-	0.42 - 419.37	0.83 - 175.50	2.74 - 924.00	0.98 - 53.93	1.10 - 130.00	0.32-480.00	0.20-18.10	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Subíndice D representa la fracción soluble.

CV: Coeficiente de variación. LD: Limite de detección del método analítico empleado.

Ref.: Valores promedio, mínimo y máximo reportados en la bibliografía (Tabla 3.3).

Las concentraciones totales de Fe, Al y Mn excedieron considerablemente las concentraciones permitidas por la modificación a la NOM-127-SSA1-1994 (NOM, 2000), lo que sugiere la importancia de la erosión en la calidad del AEU muestreada. Aunque las concentraciones de Fe y Al, en específico, fueron muy altas, estos metales no se consideran contaminantes de interés prioritario en el AEU. En contraste, Cd, Cu, Pb y Zn sí se consideran prioritarios por su toxicidad y porque ocurren con frecuencia en este tipo de agua (Nieber *et al.*, 2014). Los niveles medidos para Cd total y disuelto fueron siempre inferiores a los límites máximos permitidos por la modificación a la NOM-127-SSA1-1994 (5 µg/L; NOM, 2000) y al límite de detección de la técnica (23 µg/L). Las concentraciones de Zn y Cu también fueron inferiores a los límites establecidos por la normatividad mexicana para agua potable. Por consiguiente, desde el punto de vista de riesgos a la salud, el mayor problema del AEU es el Pb. La concentración de este metal pesado varió ampliamente entre las muestras, y sobrepasó el límite establecido para agua potable (10 µg/L) durante la estación seca. En el AEU, la partición de los metales en sus formas particulada y disuelta varía según el metal del que se trate, el pH, la concentración de sólidos presente y el contenido de materia orgánica, entre otros factores (Huber *et al.*, 2016). Las mayores fracciones de metales disueltos correspondieron al Ca, Mg y Ni (45% –72% de la concentración total). Para el Al, Mn y Zn esta proporción fue menor (1%–28 %), y algunos metales (i.e., Fe, Cr, Cu y Pb) pudieron ser detectados en las muestras completas, mas no en la fracción disuelta. Dado que estos metales se encuentran usualmente adheridos a las partículas sólidas, la remoción de los sólidos suspendidos puede ser un método efectivo para reducir las concentraciones de metales en agua destinada a la recarga de acuíferos. Para la estación de lluvias, se encontraron correlaciones altas y positivas ($p \leq 0.01$) entre las concentraciones totales de Ca, Mg, Mn y Zn y las concentraciones de estos metales en fase disuelta (con $r = 0.995, 0.958, 0.780$ y 0.769 , respectivamente). Para la estación de estiaje, se determinaron correlaciones positivas entre las concentraciones totales y disueltas para Al ($r = 0.826$), Ca ($r = 0.779$) y Mg ($r = 0.914$), mientras que estas correlaciones fueron negativas para Mn ($r = -0.904$) y Zn ($r = -0.900$). Este último resultado contradice lo reportado por Charters *et al.* (2016), quienes encontraron una correlación alta y positiva entre las concentraciones totales y disueltas de Zn en escorrentías generadas sobre distintos tipos de superficies, tales como techos galvanizados y calles de asfalto.

8.1.6 Tendencias generales de los parámetros

Las tendencias observadas entre los sitios de muestreo señalan diferencias atribuibles a su grado de impermeabilidad. Con la excepción de tres parámetros (SUVA, CT y CHT) medidos durante la

estación de lluvias, las concentraciones determinadas en el sitio de muestreo B fueron significativamente superiores a las encontradas en el sitio E. Como se ilustra en la Figura 8.1 y en la Tabla 7.1 el sitio B recibe escorrentía de una zona altamente permeable (79.9%) y cubierta por vegetación, mientras que el sitio E la recibe principalmente de superficies impermeables (59.9%). El panorama general de la calidad del AEU señala que los contenidos de SST, DQO, compuestos nitrogenados inorgánicos (N-NH_4^+ , N-NO_2^- y N-NO_3^-), contaminantes fosfatados, coliformes y algunos metales (Fe_T , Al_T , Mn_T y Pb_T) necesitan disminuirse antes de que el agua se emplee para recargar acuíferos, aun cuando si la mayoría de estos contaminantes están por debajo o no son considerados por la norma NOM-015-CONAGUA-2007 (NOM, 2007). Los sistemas de biorretención son adecuados para este propósito, ya que permiten eliminar sólidos suspendidos, microorganismos y metales de modo eficaz (Aryal *et al.*, 2010; Trowsdale y Simcock, 2011), y si se diseñan adecuadamente, estos sistemas también remueven nutrientes (Chen *et al.*, 2013). En un sistema de biorretención, los contaminantes se eliminan por diversos mecanismos, tales como la sedimentación, la adsorción, la biodegradación o la fitoestabilización (Davis *et al.*, 2009). Incluso la materia orgánica húmica, presente en el AEU que se genera en este sitio de muestreo, puede removerse eficientemente. Sin embargo, en climas áridos y semi-áridos, las celdas de biorretención deben diseñarse con características particulares y hasta ahora escasamente contempladas en los sistemas construidos. Específicamente, las plantas deben seleccionarse de modo que toleren y sobrevivan tanto a los períodos prolongados de estiaje y a un mantenimiento con agua mínimo (Houdeshel *et al.*, 2012).

8.1.7 Análisis estadísticos

8.1.7.1 Análisis de medias

Este análisis mostró más diferencias entre los puntos de muestreo durante la temporada de estiaje que durante la temporada de lluvias. Las muestras obtenidas durante este último período fueron estadísticamente diferentes ($p < 0.05$) en ocho parámetros (SST, UV_{254} , N-NH_4^+ , N-NO_3^- , Orto- P_T , CHT, Ca_D y Mn_D), mientras que durante la época seca las muestras fueron significativamente diferentes ($p < 0.05$) en once parámetros (pH, COD, SUVA, N-NH_4^+ , Orto- P_T , Orto- P_D , CHT, CT, Ca_T , Ca_D y Mg_D). Dado que Orto- P_T , N-NH_4^+ , CHT y Ca_D fueron estadísticamente diferentes ($p < 0.05$) en todas las muestras y en ambos períodos, pueden considerarse como indicadores de tendencias o cambios entre los diferentes sitios y estaciones.

No se detectó una tendencia clara que relacionara la impermeabilidad de los sitios de muestreo y los valores medios de los parámetros considerados. El mayor número de parámetros sin diferencias significativas entre sitios de muestreo se encontró entre los sitios E y C (COD, SUVA, NTK, Ca_T ,

Mg_D y Ni_T para la estación de lluvias y SST, NTK, Al_T, Al_D, Fe_T, Mg_T, Mn_T, Mn_D y Zn_T para la estación seca) y entre los sitios C y P (DQO, DBO₅, COD, Al_T, Fe_T, Mg_T, Mn_T y Ni_T para la estación de lluvias y DQO, DBO₅, NTK, Al_D, Cr_T y Ni_D para la época de estiaje). Entre los sitios de muestreo B y P no se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en términos de pH, NTK, Zn_T y Ni_T (en la época de lluvias) y de DQO, Al_D, Ni_T, Ni_D y Pb_T (estación de estiaje). Entre los puntos E y P no se detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en CT, Orto-P_D, Ni_T y Ni_D en la temporada de lluvias, ni en DQO, N-NO₂⁻, Al_D, Mn_D y Ni_D en el estiaje.

Finalmente, se encontraron valores estadísticamente diferentes para casi todos los parámetros medidos en los puntos B y C, y entre los sitios B y E. Entre los puntos B y C no se encontró diferencia significativa en la concentración de Ni_T (temporada de lluvias) y Ni_D (temporada de secas), mientras que entre los puntos B y E los únicos parámetros que no mostraron diferencias significativas fueron Ni_T y Ni_D, ambos en la temporada de lluvias. Esto último es consistente con un estudio que no encontró relación entre la concentración de Ni y la impermeabilidad del sitio, la cantidad anual de precipitaciones o la densidad de población (Duncan, 1999). Durante el estiaje, el número de parámetros que no fueron estadísticamente diferentes entre los sitios B y E (*i.e.*, DQO, DBO₅, N-NO₃⁻, Pb_T y Ni_D) se incrementó. En este caso, la calidad de las muestras pudo haberse homogenizado debido a la deposición atmosférica de partículas o al viento.

8.1.7.2 Análisis estadísticos multivariantes

Se llevaron a cabo dos análisis multivariantes, de componentes principales (ACP) y factorial (AFP), para detectar relaciones entre la calidad del AEU, los sitios de muestreo y las estaciones (de lluvia y de estiaje). A continuación se detallan únicamente los resultados del AFP, debido a que este análisis confirma las relaciones entre variables que hayan podido detectarse gracias al ACP. La Tabla 8.5 presenta la matriz ortogonal rotada con las cargas de las variables de calidad del AEU medidas durante las estaciones de lluvia y de estiaje. Las variables se agruparon en tres factores significativos (F1, F2 y F3), que en conjunto explican más del 96% de la varianza total del conjunto original de datos. Cada valor de la carga indica la correlación entre la variable original y el nuevo factor encontrado.

Tabla 8.5 Cargas de las variables de calidad del agua en los tres factores significativos (F1, F2 y F3) para las estaciones de lluvias y de estiaje.

Variables	Estación de lluvias			Estiaje		
	F1	F2	F3	F1	F2	F3
Valor propio inicial	18.94	5.52	4.44	18.16	7.70	4.15
% de varianza	63.15	18.39	14.81	58.57	24.82	13.38
% acumulado	63.15	81.54	96.34	58.57	83.39	96.77
pH	0.32	0.91	0.10	0.80	-0.21	0.49
SST	0.71	0.33	0.62	0.99	-0.12	-0.02
DQO	0.72	0.56	0.39	0.49	-0.76	0.13
DBO ₅	0.89	0.34	0.28	0.26	-0.96	0.04
COD	1.00	0.07	-0.03	-0.07	-0.64	0.76
UV ₂₅₄	0.91	0.41	-0.04	-0.47	-0.60	0.64
SUVA	-0.92	0.35	-0.02	-0.58	0.53	-0.62
NTK	0.75	0.63	-0.03	0.96	0.22	-0.03
N-NH ₄ ⁺	0.86	-0.37	0.35	0.51	-0.16	0.84
N-NO ₂ ⁻	0.69	-0.34	-0.63	0.80	-0.55	0.24
N-NO ₃ ⁻	0.04	1.00	-0.04	0.29	-0.06	0.95
Orto-P _T	0.98	0.11	0.18	0.25	0.96	0.11
Orto-P _D	0.99	-0.08	0.08	-0.14	0.96	0.24
CHT	0.66	0.37	0.64	-0.89	0.41	-0.17
CT	0.70	-0.07	0.68	-0.89	0.40	-0.16
Al _T	0.85	0.37	0.36	0.99	-0.05	0.06
Al _D	-0.32	0.88	-0.26	0.84	-0.15	0.21
Ca _T	0.80	0.55	-0.22	0.55	0.01	0.83
Ca _D	0.78	0.54	-0.30	-0.09	0.10	0.99
Fe _T	0.85	0.36	0.36	0.96	0.04	0.25
Mg _T	0.98	0.18	0.01	0.98	0.05	0.17
Mg _D	0.92	0.36	-0.11	0.96	-0.26	-0.09
Cu _T	0.70	-0.16	0.57	0.98	-0.03	0.18
Mn _T	0.88	0.38	0.28	0.96	-0.10	0.24
Mn _D	0.45	0.86	0.21	-0.86	0.35	-0.19
Zn _T	0.16	0.28	0.94	0.93	0.06	0.27
Zn _D	-0.28	-0.19	0.93	-0.85	-0.14	-0.47
Cr _T	0.91	0.21	0.06	0.90	0.19	-0.32
Ni _T	0.09	-0.44	0.86	0.79	0.60	-0.01
Ni _D	-0.53	-0.43	-0.38	0.00	0.95	-0.25
Pb _T	< LD	< LD	< LD	0.11	-0.84	-0.48

Los subíndices T y D se refieren al contenido total y a la fracción disuelta, respectivamente. Las cargas significativamente altas ($p \leq 0.05$) se indican en caracteres gruesos y en cursivas. LD: Límite de detección de la técnica analítica.

Para la estación de lluvias, F1 pudo explicar 63.15% de la varianza total de los datos experimentales. Para dicha estación, las cargas superiores a 0.58 ($p \leq 0.05$) se señalan en caracteres gruesos y en cursivas en la Tabla 8.5. Este valor límite corresponde al valor mínimo calculado para la correlación de Pearson, y se empleó para identificar las correlaciones elevadas entre las variables

originales y el factor encontrado (*i.e.*, F1). A F1 contribuyeron positivamente las concentraciones de SST, parámetros relacionados con la materia orgánica (DQO, DBO₅, COD y UV254) y con nutrientes (NTK, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, Orto-P_T y Orto-P_D), los indicadores de contaminación microbiológica (CHT y CT), metales corticales (Al_T, Ca_T, Ca_D, Fe_T, Mg_T, Mg_D y Mn_T) y metales traza (Cr_T y Cu_T), mientras que la SUVA contribuyó negativamente a este factor (Figura 8.2A). En suma, F1 abarcó principalmente variables de calidad del agua asociadas a la erosión del suelo y a la lixiviación de materiales debida a la escorrentía sobre áreas cubiertas por vegetación. Este “factor asociado a la lixiviación de suelo y vegetación” también está ligado al sitio de muestreo B (Figura 8.2A), el cual presentó los mayores niveles en las variables de calidad del agua ya mencionadas, excepto SUVA, en todo el sitio de estudio (de hecho, el menor valor de SUVA se encontró en el punto de muestreo B; tablas 8.1-8.4).

F2 representó 18.39% de la varianza total de los datos originales y mostró una correlación positiva entre los valores de pH, parámetros relacionados con el nitrógeno (NTK y N-NO₃⁻) y ciertos contaminantes metálicos disueltos (Al_D y Mn_D) (Tabla 8.5). F2 también está relacionado con los puntos de muestreo B y P (Figura 8.2A) porque las mayores concentraciones de los contaminantes mencionados se determinaron en alguno de los dos sitios de muestreo. La relación entre estos dos puntos puede explicarse porque están ubicados en un área que es drenada por la misma escorrentía, la cual pasa primero por el punto P y luego por el punto B (Figura 7.1). De la misma manera, este factor “de contaminación disuelta” puede asociarse con la lixiviación de metales y compuestos nitrogenados desde los sitios de muestreo B y P, la cual resulta en la presencia de estos contaminantes en formas de fácil disponibilidad.

Finalmente, F3 representó 14.8% de la varianza total y recibió la contribución positiva de los SST, de parámetros asociados a contaminación microbiológica (CHT y CT), metales traza (Ni_T, Zn_T, Zn_D) y los puntos de muestreo B y C. En consecuencia, este factor se interpretó como “asociado a los sólidos”; también recibió una carga negativa por parte de los nitritos. Hay un número considerable de estudios que señalan que una fracción importante de la carga microbiana del AEU se asocia a partículas sedimentables; para coliformes fecales, *Escherichia coli* y enterococos, esta fracción se ha estimado en 40% (Characklis *et al.*, 2005). Asimismo, la mayoría de los metales traza se asocian a los sólidos. Brown *et al.* (2013) encontraron que *E. coli*, enterococos, Cu, Ni y Zn se unen fuertemente a partículas, específicamente a las menores a 6 µm. Esta fracción de partículas representa la menor proporción (< 25%) de la masa total de las partículas del AEU (Brown *et al.*, 2013).

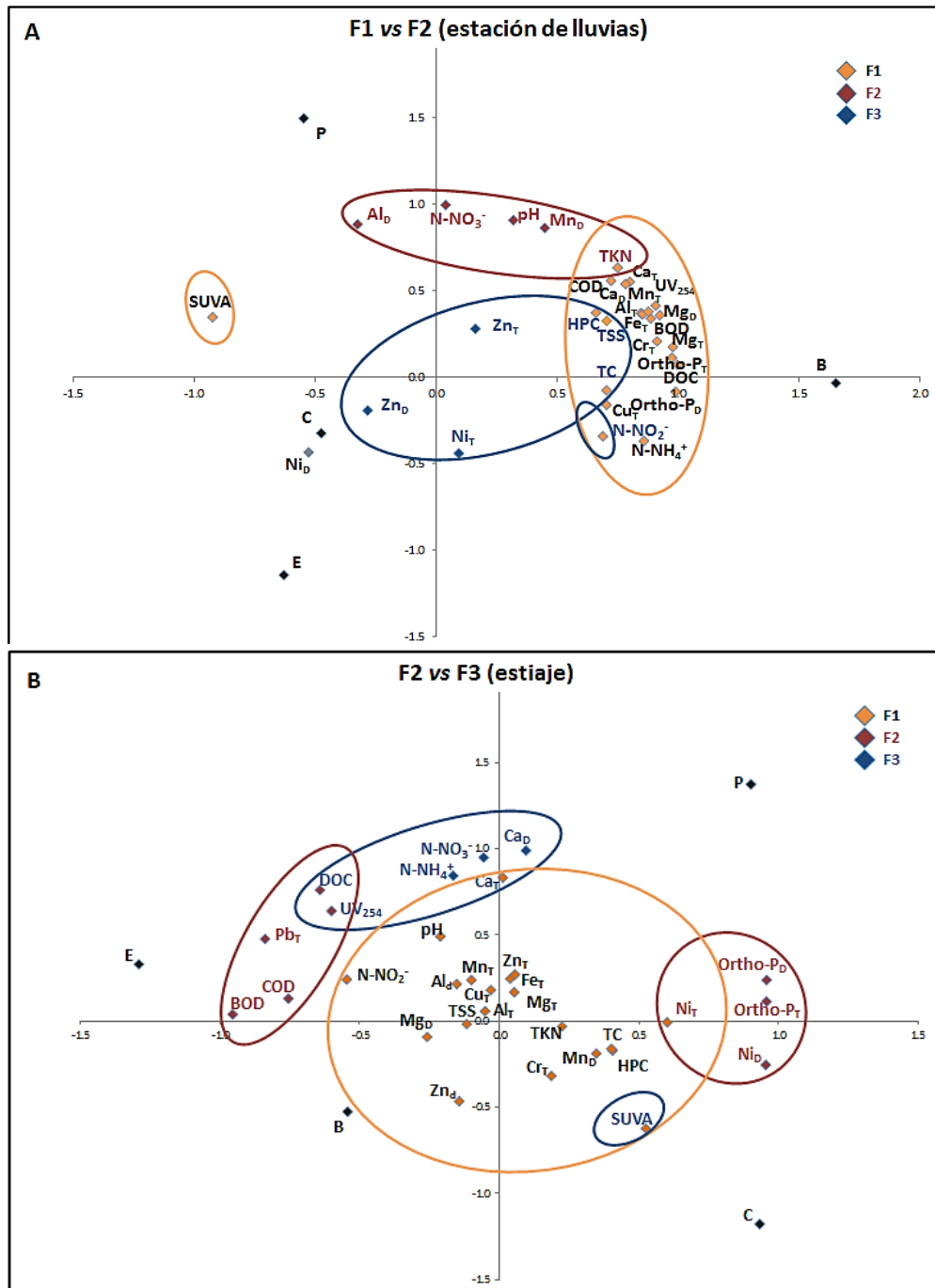


Figura 8.2 Gráficos de las cargas resultantes de un análisis de factores principales (AFP) de las características del agua de escorrentía urbana. A) F1 vs. F2 (estación de lluvias); B) F2 vs. F3 (estiaje).

En lo que concierne al estiaje, F1 representó el 58.57% de la varianza total de los datos experimentales. Los factores de carga mayores a 0.58 ($p \leq 0.05$) se consideraron significativos, debido a lo cual se muestran en caracteres gruesos y en cursiva en la Tabla 8.5. Los parámetros de calidad del agua que contribuyeron positivamente a este factor fueron pH, SST, NTK, N-NO_2^- , Al_T , Al_D , Fe_T , Mg_T , Mg_D , Cu_T , Mn_T , Zn_T , Cr_T y Ni_T , mientras que SUVA, algunos metales traza (Mn_D y Zn_D) y los parámetros de contaminación microbiológica (CHT y CT) contribuyeron negativamente (Figura 8.2B). Así, F1 se refiere principalmente a contaminación por nutrientes y metales asociada a sólidos. Los nutrientes provienen probablemente de áreas cubiertas con vegetación, mientras que la contaminación metálica puede atribuirse tanto a la erosión del suelo (puesta en evidencia por la presencia de metales corticales como Al, Fe, Mg y Mn) y la liberación desde superficies y partes de automóviles (este es el caso de Cu, Zn, Cr y Ni; Joshi and Balasubramanian, 2010). F1 también se asoció al sitio de muestreo B (Figura 8.2B), donde se midieron las mayores concentraciones de las variables contribuyentes (tablas 8.1-8.4). Por el contrario, los menores valores de las variables que se relacionan negativamente con F1 se determinaron en el punto B. F1 parece representar los mismos procesos en ambas estaciones, es decir, la lixiviación de contaminantes desde el suelo y la vegetación del sitio de estudio; sin embargo, en el periodo seco, a F1 no contribuyeron el pH, la materia orgánica, el nitrógeno amoniacal o los parámetros asociados al fósforo.

F2 explicó 24.82% de la varianza total de los datos obtenidos y mostró correlaciones positivas entre Orto- P_T , Orto- P_D , Ni_T y Ni_D , y entre los sitios de muestreo P, C y B (Figura 8.2B). Esto se debe a que los sitios P y C presentaron los mayores niveles de Orto- P_T , Orto- P_D y Ni_D , mientras que la máxima concentración de Ni_T se determinó en el sitio B (tablas 8.2 - 8.4). Este factor se consideró “antropogénico”, puesto que parece representar contaminantes difusos como los fertilizantes o los metales. A F2 contribuyeron negativamente contaminantes relacionados con la materia orgánica (*i.e.*, DQO, DBO_5 , COD y UV_{254}), un metal traza (Pb_T) y los sitios de muestreo E y B (Figura 8.2B). Esta contribución negativa es evidente al notar que en los sitios donde se determinaron las mayores concentraciones de materia orgánica (en términos de DQO y DBO_5) y de Pb_T , es decir, los puntos B y E, también se midieron los menores niveles de Orto- P_T , Orto- P_D y Ni_D . Por último, F3 indicó una fuerte contribución positiva de COD y UV_{254} , contaminantes nitrogenados (N-NH_4^+ y N-NO_3^-), Ca_T y Ca_D (Figura 8.2B). Este factor “orgánico” constituyó 13.38% de la varianza total de los resultados y puede haber sido la consecuencia del paso de la escorrentía sobre áreas revestidas de vegetación o sobre suelo desnudo.

8.2 EVALUACIÓN PRELIMINAR DEL FUNCIONAMIENTO DE LOS SISTEMAS DE BIORRETENCIÓN

Se construyeron dos celdas de biorretención (SBp y SBc) según lo descrito en la sección 7.3, y se evaluó su potencial de retención hidráulica (por evento y global) y de remoción de contaminantes microbiológicos como indicadores de desempeño. Para ello, se trabajó con aguas de escorrentía sintéticas (AEUs y ASm), preparadas según las especificaciones de la sección 7.4.

Durante esta evaluación preliminar, tanto los eventos pluviales como las adiciones de agua sintética que recibieron las celdas de biorretención se identificaron con números, tal y como se muestra en la Figura 8.3. Para simplificar, se usó la misma numeración de los eventos para describir el funcionamiento de ambos sistemas de biorretención, a pesar de que el SBc no recibió las adiciones de agua sintética.

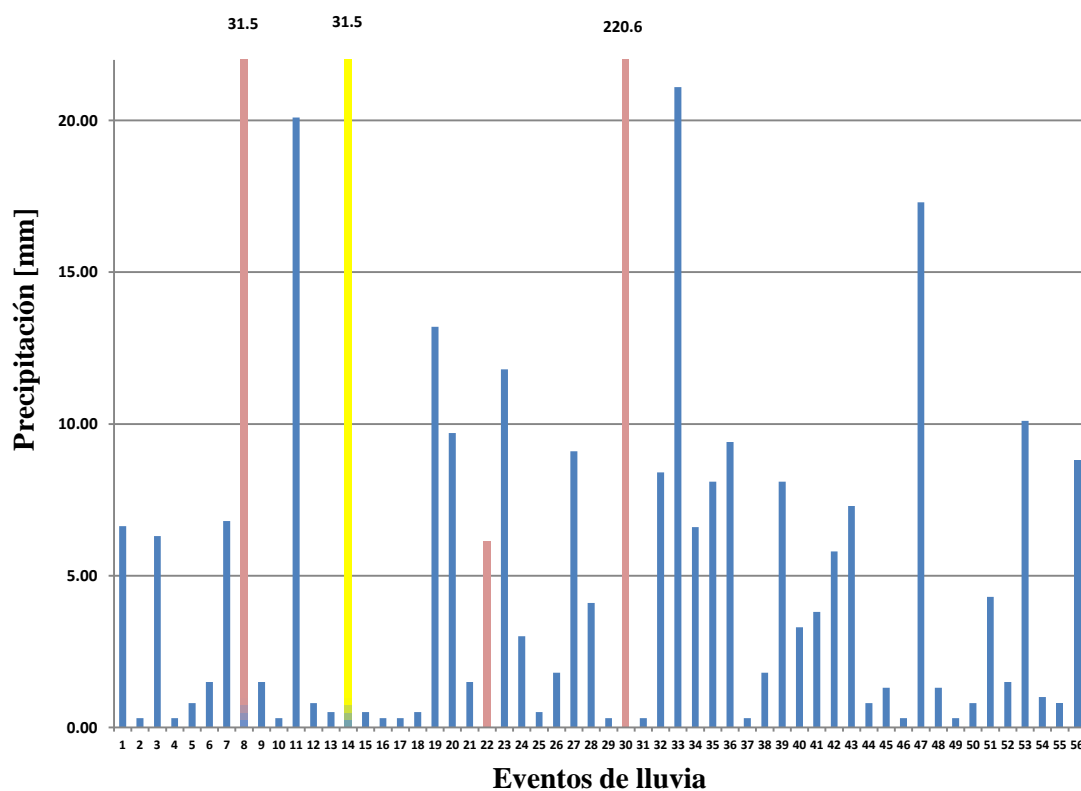


Figura 8.3 Eventos de lluvia monitoreados durante la evaluación de los sistemas de biorretención. Las precipitaciones se indican en azul y las adiciones de agua sintética (AEUs) y microbiológica (ASm) en rosa y en amarillo, respectivamente.

8.2.1 Características de los eventos de precipitación monitoreados

Los eventos 8 y 14 contemplan tanto la precipitación (1 mm) como la adición de agua sintética (30.64 mm), mientras que los eventos 22 y 30 incluyen la adición de 6.13 mm y 220.59 mm de AEU, respectivamente. En los eventos 8, 22 y 30 las adiciones de agua sintética exceden la escala de la Figura 8.3, por lo que se incluyeron los volúmenes adicionados (en mm) como etiquetas.

Los sistemas de biorretención recibieron precipitaciones (y adiciones de agua) en un rango de 0.3 a 220.6 mm de agua. El evento 30 (220.6 mm de precipitación durante 120 min) también excedió las escalas del gráfico, por lo que no se incluyó el valor en la figura mencionada. La relación de cada una de las precipitaciones registradas durante el periodo de evaluación (en mm) con su duración (en minutos) se muestra en la Figura 8.4A, y en la Figura 8.4B, su distribución. La duración promedio de un evento durante el periodo de evaluación fue de 49 – 89 minutos (promedio: 68 minutos; α : 5%).

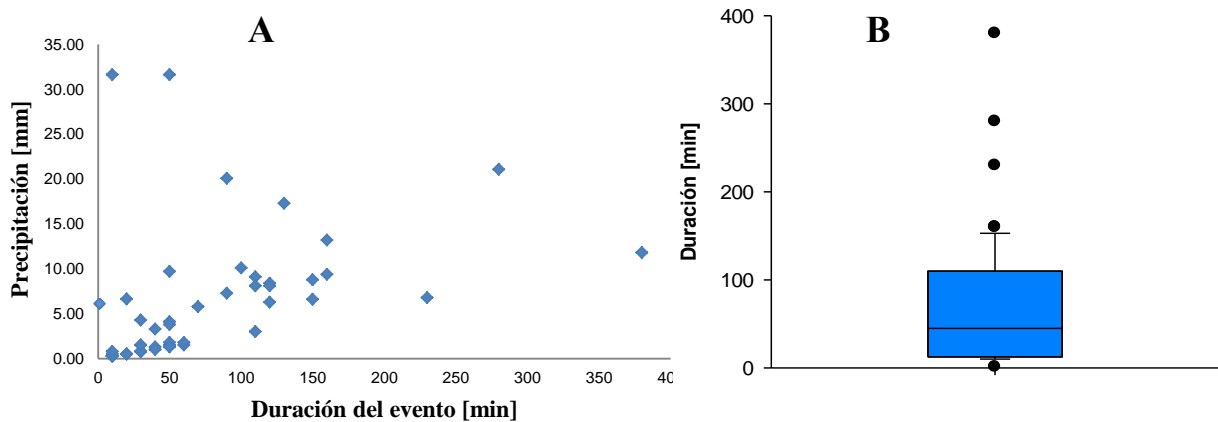


Figura 8.4 Eventos de lluvia monitoreados. A) Duración y magnitud; B) Diagrama de cajas de la duración de los eventos. La línea dentro de la caja representa la mediana. Los límites de las cajas representan los percentiles 25 y 75. Las barras de error sobre y debajo de las cajas indican los percentiles 90 y 10, respectivamente, mientras que los puntos representan los valores atípicos.

En la Figura 8.5, las magnitudes de las precipitaciones registradas históricamente durante las épocas de lluvias y de estiaje se contrastan contra las lluvias monitoreadas durante el periodo de evaluación de los sistemas de biorretención. Las precipitaciones de las épocas de lluvia y de estiaje se tomaron a partir de los valores mensuales de un registro histórico de la ciudad de Pachuca que comprende de 1980 a 2013 (Lizárraga-Mendiola *et al.*, 2015).

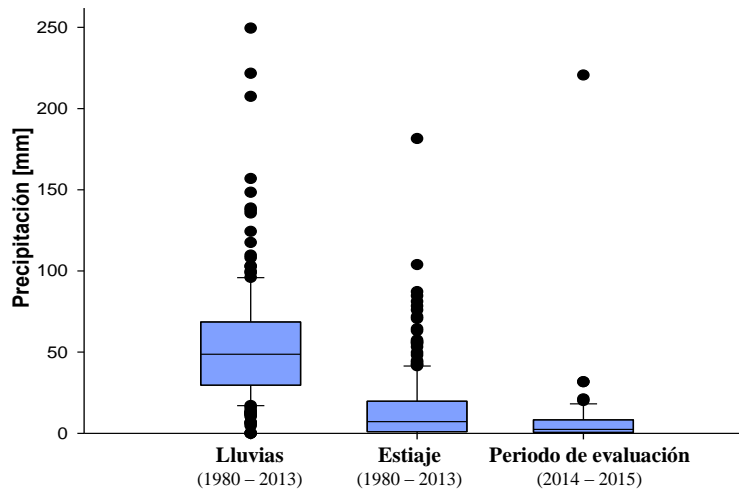


Figura 8.5 Magnitud de las precipitaciones registradas en la ciudad de Pachuca en los periodos de lluvias, de estiaje y durante la evaluación del sistema de biorretención. La línea dentro de la caja representa la mediana. Los límites de las cajas representan los percentiles 25 y 75. Las barras de error sobre y debajo de las cajas indican los percentiles 90 y 10, respectivamente, mientras que los puntos representan los valores atípicos.

La época de lluvias se caracteriza por precipitaciones de 15 a 95 mm; la época de estiaje, de 0.10 a 40 mm y el periodo de evaluación, de 0.3 a 15 mm. Por consiguiente los valores de precipitación obtenidos durante los 56 eventos monitoreados se encuentran dentro del rango típico correspondiente al periodo de secas. La mayor variabilidad en la magnitud de las precipitaciones ocurre en época de lluvias.

Zeying (2015) realizó un monitoreo de 58 eventos de precipitación, los cuales consideró adecuados para evaluar el desempeño de un sistema de biorretención en Hong Kong. Así, con base en el número de eventos monitoreados, al comportamiento del periodo evaluado (con base a los datos históricos) y al rango de milímetros registrados, los eventos monitoreados en este trabajo se consideraron suficientes para analizar el desempeño de los sistemas de biorretención.

8.2.2 Evaluación del potencial de retención hidráulica por evento

Por cada evento monitoreado se dio seguimiento al volumen de agua a la entrada y salida de los dos sistemas de biorretención (SBp y SBc) y se calculó el porcentaje retenido por cada uno, los cuales se muestran en las figuras 8.6 y 8.7, respectivamente. Los valores de los eventos que excedieron la

escala del gráfico están indicados dentro de la figura. Los porcentajes de retención se clasificaron en tres posibles escenarios: buena retención, retención parcial y exportación. En color verde se muestran los casos en los que los sistemas lograron una buena retención, es decir, superior al 50% del volumen recibido; en color amarillo retenciones parciales, en las que se retuvo menos del 50% y en color rojo cuando el sistema exportó mayor cantidad de agua que la recibida.

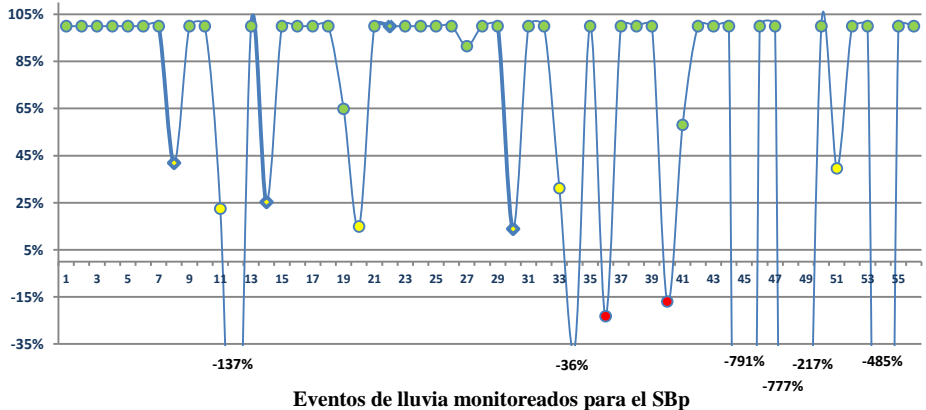


Figura 8.6 Retención de agua por evento monitoreado para el SBp. En color verde se muestran las retenciones mayores al 50%; en color amarillo, retenciones parciales (menores al 50%) y en color rojo, exportaciones de agua. Los rombos indican la adición de agua sintética.

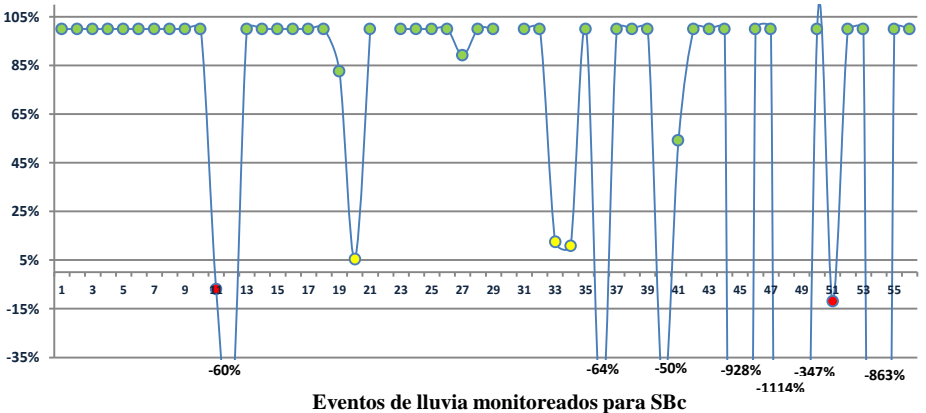


Figura 8.7 Retención de agua por evento monitoreado para el SBc. En color verde se muestran las retenciones mayores al 50%; en color amarillo, retenciones parciales (menores al 50%) y en color rojo, exportaciones de agua.

En la mayoría de los casos los sistemas lograron retener más del 50% del agua recibida. El SBp retuvo más del 50% del agua en 41 eventos y el SBc en 42; retuvieron menos del 50% en 7 y 3 eventos y se observó la exportación de agua en 8 y 9 eventos, respectivamente.

El análisis de cada evento nos permite evaluar el comportamiento de los sistemas bajo escenarios particulares y nos brinda información sobre las tendencias de su comportamiento de manera global. En la Figura 8.6 podemos observar la primera recuperación de agua a la salida del SBp durante el evento número 8, luego de que había recibido 22 mm de agua, y para el SBc durante el evento número 12, en el que recibió 19 mm (Figura 8.7). El desfase entre la recuperación de agua en ambos sistemas puede deberse a que durante el evento número 8 el SBp recibió, además, la adición de 31 mm de AEU, lo que impidió que siguiera reteniendo agua y, una vez saturado, el agua excedente se liberó a la salida. Esta tendencia se repite durante todo el monitoreo, ya que observamos que la liberación de agua a la salida del sistema está en función de su saturación, y a su vez, la saturación dependerá de la cantidad de agua retenida en el sistema.

La capacidad de retención del sistema es inversamente proporcional a su saturación, y esta puede variar entre eventos por efectos de evapotranspiración, la cual está íntimamente ligada tanto a la configuración del sistema (tipo de materiales usados como medios filtrantes y tipo de plantas usadas para su construcción) como al clima (periodos entre eventos de lluvia, radiación, milímetros de lluvia por evento, duración de eventos de lluvia, entre otros).

La Figura 8.8 muestra los escenarios de recuperación de agua según los milímetros de agua recibida en ambos sistemas. Las primeras dos cajas muestran las precipitaciones para las cuales los sistemas lograron buenas retenciones; las siguientes dos, las retenciones parciales y las últimas dos, aquellas para las que hubo exportación. Dentro de cada caja se muestran los porcentajes de los casos en los que se presenta dicho escenario, los cuales se calcularon con base en los eventos monitoreados para cada sistema.

Considerando los milímetros recibidos por cada sistema, en la mayoría de los eventos se observa una buena retención de agua, ya que en el 70% de los casos se lograron retenciones superiores al 50% al recibir precipitaciones por debajo de los 7 mm. En el 5 – 13% de los casos se observó una retención parcial con precipitaciones mayores a los 6 mm y en el 14 al 17% de los casos se obtuvieron exportaciones al recibir de 0.5 – 20 mm.

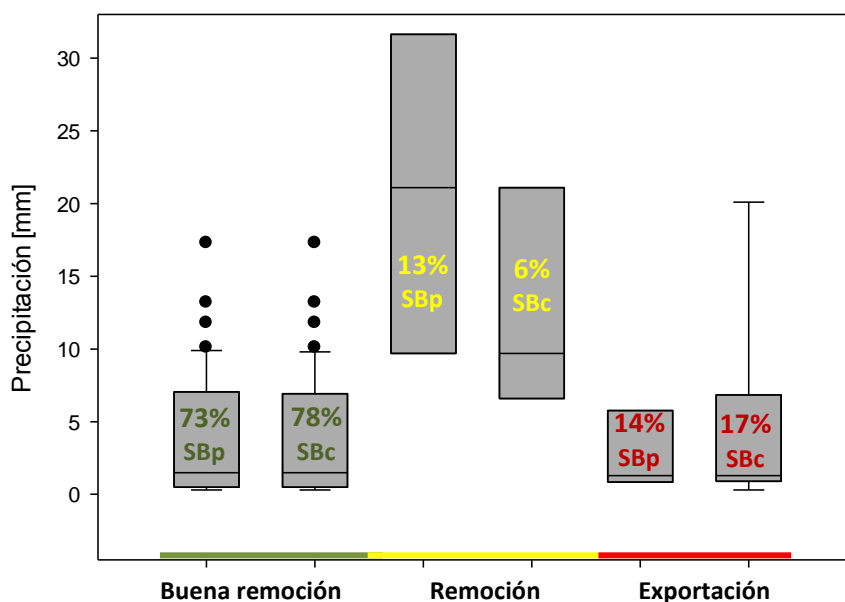


Figura 8.8 Escenarios de la retención hidráulica en función de las precipitaciones.

De forma general, en aquellos eventos en los que ocurran precipitaciones inferiores a los 7 mm, existe una mayor probabilidad de que el sistema presente buenas retenciones. La evaluación del comportamiento puntual del sistema únicamente consideró su desempeño con base a los milímetros recibidos por evento y no contempló otras variables que afectan su desempeño, tales como la duración del evento y los días secos previos, que podrían modificar su capacidad de retención de agua y provocar (aunque con menor probabilidad) una pronta saturación y la exportación de agua. Aún es necesario realizar una evaluación del desempeño hidrológico del sistema durante la época de lluvias, para conocer su comportamiento bajo las condiciones de mayor variabilidad climatológica, aunque su duración sea menor en comparación con la de estiaje.

8.2.3 Evaluación del potencial global de retención hidráulica

Una de las evaluaciones más comunes que se realiza a los sistemas de biorretención se basa en medir su capacidad de retención, la cual representa el porcentaje en que se reduce el volumen del efluente de los sistemas con respecto al del influente. Con tal propósito, se realizaron los balances hidráulicos globales para los sistemas SBc y SBp durante el periodo monitoreado, según lo especificado en el apartado 7.5. El balance global se realizó considerando el total de agua recibida para cada sistema; el volumen a la salida se cuantificó para cada evento donde hubo exportación de

agua y el volumen retenido se calculó restando los valores de la salida a los de entrada. Los balances globales para los sistemas de biorretención control y piloto se muestran en las figuras 8.9A y 8.9B, respectivamente. Además, se muestran los porcentajes de agua correspondientes a la entrada, salida y a la retención de cada sistema, así como el tipo de agua que recibió.

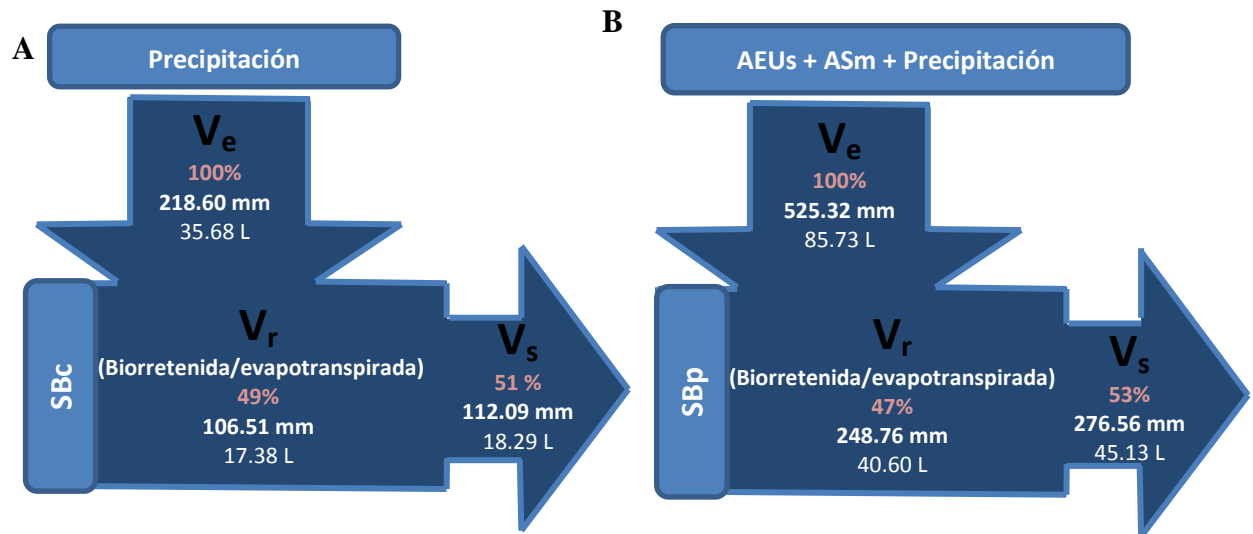


Figura 8.9 Balances hídricos de los sistemas de biorretención.
A) Sistema control (SBc); B) Sistema piloto (SBp).

Como se indica en la Figura 8.9, ambos sistemas mostraron capacidades similares de retención de agua. Durante el periodo de evaluación, el SBc recibió un total de 218.6 mm de agua, de los cuales retuvo el 49%, mientras que el SBp recibió un total de 525.3 mm de agua, de los cuales retuvo el 47%. Estos valores son semejantes a lo reportado en otros estudios; por ejemplo, según Steffen (2012), la capacidad de retención hidráulica típica es generalmente de 40 a 50%. Aparentemente, la incorporación del hidrogel al medio filtrante no aumentó la capacidad de retención de agua de los sistemas por encima de los valores comúnmente encontrados en la literatura. Jiang *et al.* (2015) reportan, para un jardín de lluvia construido en Lakewood, Colorado, una retención hidráulica de 37 a 61%. En un período de tres años, la retención hidráulica global reportada por estos autores fue de 53%, lo cual es consistente con los resultados obtenidos en el presente estudio. Chapman y Horner (2010) determinaron una retención de agua superior, de 48 a 74%, en dos años y medio de evaluación de una celda de biorretención construida en Seattle, E.U.A. La mitigación del caudal fue aún mayor en una celda construida en Virginia, E.U.A., puesto que se retuvo el 97% de la escorrentía producida por un lote de estacionamiento (DeBusk y Wynn, 2011).

8.2.4 Evaluación preliminar de la calidad de los efluentes de los sistemas de biorretención

Como ya se había mencionado, la recuperación de agua ocurrió a partir de la saturación de los sistemas; así, del total de eventos monitoreados, el SBp permitió la recuperación de agua en 18 de ellos; el SBc, en 14. Para cada uno de ellos se tomaron muestras que se analizaron en términos de pH, conductividad y absorbancia a 600 nm (A600) como indicador de turbidez. Las figuras 8.10 y 8.11 muestran los valores medidos en los efluentes de ambos sistemas y en ellas se incluyen como valores de entrada la medición promedio de tres muestras de agua pluvial. Las figuras alusivas al SBp (8.10A, 8.11A y 8.11C) presentan en tonalidades más oscuras los eventos en los que se adicionó agua de escorrentía sintética.

Para todos los casos se observó un aumento de pH en los efluentes de los sistemas (Figura 8.10), lo cual puede deberse a la presencia de sustancias alcalinas asociadas a los medios filtrantes, principalmente de la zeolita que es del tipo clinoptilolita cálcica; en ninguno de los casos el pH aumentó a más de 8.2.

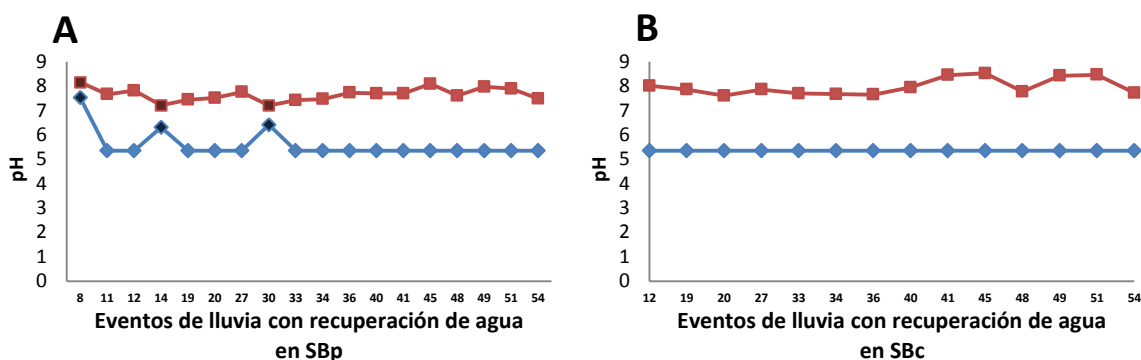


Figura 8.10 Valores de pH de los influentes y efluentes de los sistemas de biorretención. Los símbolos en azul representan los influentes y en rojo los efluentes. Los símbolos en tonalidades más oscuras señalan los eventos con adición de agua sintética. A) SBp; B) SBc.

La Figura 8.11 muestra los valores de conductividad y A600 que se midieron en los efluentes de ambos sistemas. Estos indicadores tienen en general comportamientos similares, los cuales se aprecian mejor en las imágenes B y D de la Figura 8.11, que corresponden al SBc (y que no recibió agua sintética). Así, las primeras fracciones de agua recuperadas presentan valores iniciales elevados de conductividad y de A600, lo cual puede deberse al arrastre de partículas asociadas a los materiales filtrantes. Posteriormente los valores tienden a estabilizarse, lo que puede deberse al asentamiento, tanto de los materiales filtrantes como de la cobertura vegetal, y al establecimiento de consorcios microbianos.

De forma general, en los eventos en que los sistemas recibieron agua de lluvia, los valores de A600 y conductividad de los efluentes fueron mayores que los medidos en el agua de entrada; esto puede deberse a un efecto de lavado de las partículas asociadas o de iones retenidos con antelación en los materiales filtrantes.

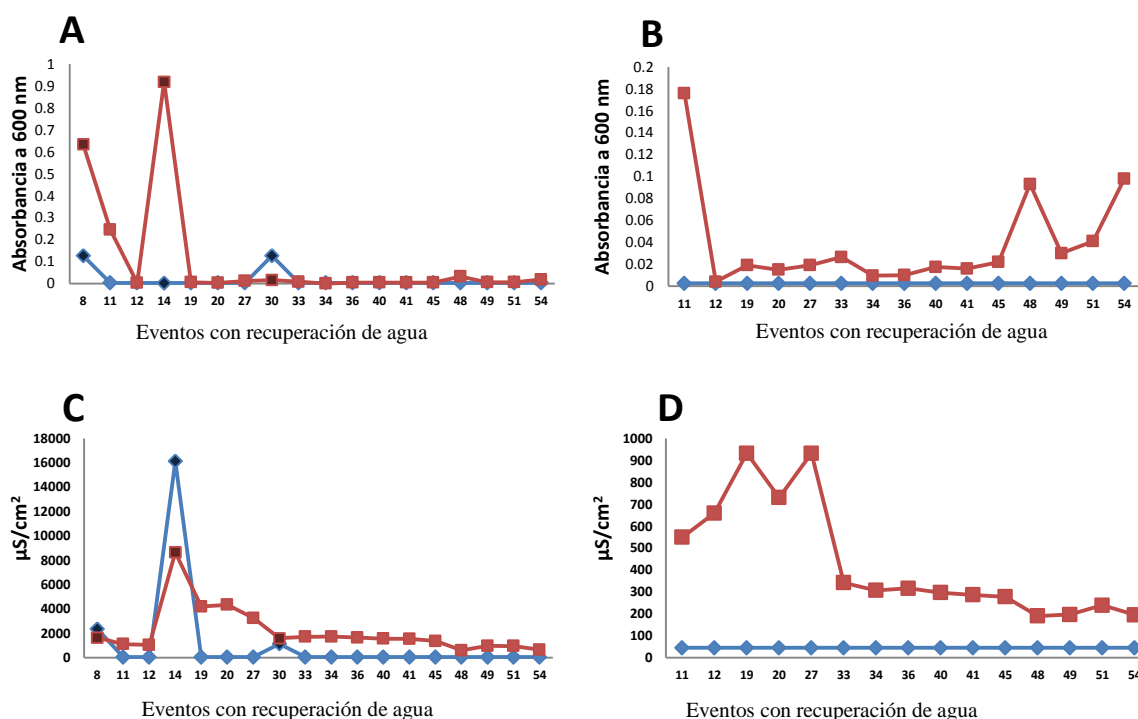


Figura 8.11 Valores de A600 y conductividad de los influentes y efluentes de los sistemas de biorretención. Los símbolos en azul representan los influentes y en rojo los efluentes. Los símbolos en tonalidades más oscuras señalan los eventos con adición de agua sintética. A) A600 de influentes y efluentes del SBp; B) A600 de influentes y efluentes del SBc; C) Conductividad de influentes y efluentes del SBp; C) Conductividad de influentes y efluentes del SBc.

Únicamente en el evento 30 se observó la disminución de la A600, cuyo valor decreció de 0.127 a 0.016 (*i.e.*, 84%). En los eventos 8 y 14 la conductividad se redujo en 30 y 46%, respectivamente; es decir, de 2,360 a 1,648 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ y de 16,130 a 8,648 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$, respectivamente. Este comportamiento refleja que la calidad del agua que recibe el sistema incide directamente en su eficiencia para depurarla; de manera general, las concentraciones bajas, características del agua pluvial, ocasionarán un lavado del material filtrante y sus valores serán mayores a la salida de sistemas de biorretención.

Además de las variaciones por efecto de la calidad del agua a la entrada del sistema, se observó que la turbidez de los efluentes estará en función del volumen de los eventos. De este modo, los valores

más altos de turbidez registrados en el agua de salida de los sistemas se presentaron ya sea durante o enseguida de los eventos con mayores láminas de agua. En cambio, las mediciones de conductividad mostraron una tendencia a disminuir respecto al evento con recuperación de agua previo, lo que refleja que la calidad del agua a la salida de los sistemas también se verá afectada por los eventos que antecedieron a la recuperación de agua (es decir, a las condiciones iniciales del sistema).

8.2.5 Evaluación de la remoción potencial de contaminantes microbiológicos

Para evaluar el potencial de remoción de contaminantes microbiológicos, se condujo un experimento en el sistema de biorretención piloto (SBp), al cual se le añadió ASm en las condiciones señaladas en el apartado 7.5. Tanto la lámina de lluvia empleada para el experimento (30.64 mm) como la duración de la adición (10 minutos) son condiciones comparables a las de una precipitación extrema para la zona de estudio (figuras 8.3 y 8.4). De igual manera, se empleó una concentración elevada de un contaminante microbiológico modelo (*Escherichia coli*), a razón de $6.72 \cdot 10^7$ UFC/100mL.

El balance microbiológico se muestra en la Figura 8.12; en ella se observa una remoción del 15% de coliformes totales y la exportación de mesófilos presentes en el sistema luego de que se simulara el evento de precipitación extrema.

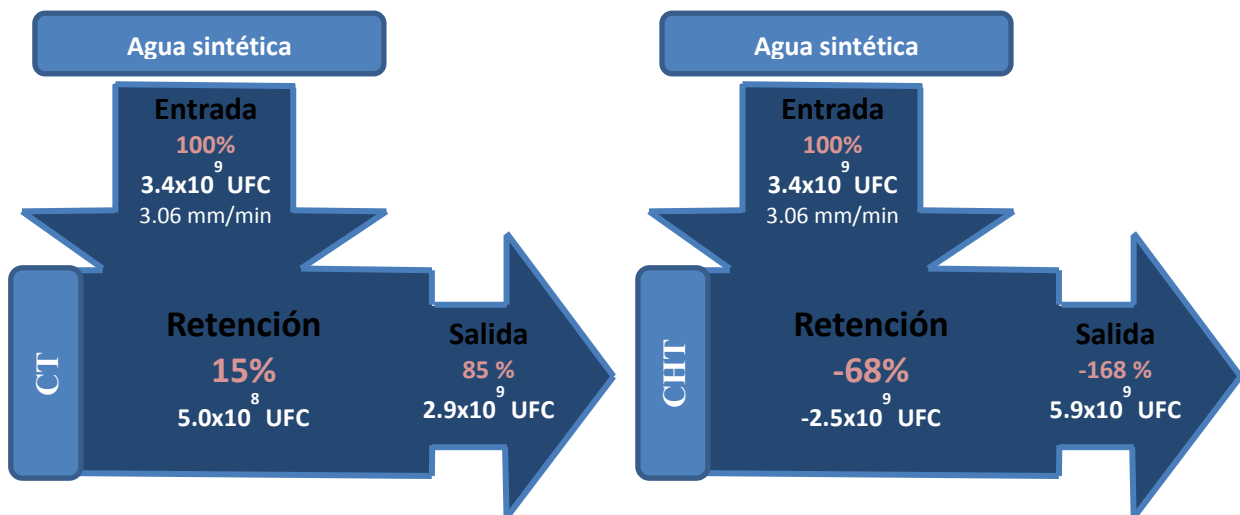


Figura 8.12 Remoción potencial de *Escherichia coli* y cuenta heterotrófica total (CHT) en el sistema de biorretención tras un evento de precipitación extrema.

La remoción de *E. coli* conseguida es baja, si se le compara con los datos reportados por la bibliografía. Una posible explicación reside en la concentración tan elevada de *E. coli* que se

empleó en la simulación, y que es superior a la que normalmente se encuentra en un agua de escorrentía urbana ($110 - 2 \cdot 10^6$ UFC/100 mL; Grebel *et al.*, 2013). Para un estudio realizado también a escala de laboratorio, se reportó una remoción de 54.6% en la densidad de *E. coli* medida en agua de escorrentía sintética con $2.7 \cdot 10^3$ UFC/100 mL (Rusciano y Obropta, 2007). En este experimento se simuló una precipitación similar (31.8 mm) pero en un período de dos horas, lo que de igual forma podría explicar la eficiencia superior de remoción. En otro estudio de laboratorio, se reportó una remoción promedio de 72% de agua sintética con una concentración promedio de $1 \cdot 10^6$ UFC/mL en eventos que simulaban una lámina de lluvia de 40 mm en una hora (Zhang *et al.*, 2011). Estos autores reportaron además que la eficiencia de remoción aumentó a 97% tras 18 meses de operación, muy probablemente como consecuencia de la disminución en la porosidad del medio empleado.

Efectivamente, el desempeño de los sistemas de biorretención variará drásticamente durante el primer año de operación (hasta el asentamiento del material filtrante y la cobertura vegetal), lo que provocará cambios en la remoción de contaminantes e incluso una mayor lixiviación de algunos de ellos (*e.g.*, metales y nutrientes). Así mismo los periodos secos y húmedos, el diseño y las condiciones de operación afectarán significativamente (Chandrasena *et al.*, 2014).

La remoción de contaminantes microbiológicos en los sistemas de biorretención normalmente se atribuye a mecanismos tales como la filtración y la adsorción (Rusciano y Obropta, 2007). La filtración sucede si los contaminantes (en este caso, microorganismos) se depositan en la superficie del material poroso por acción de la gravedad o si son tamizados por restricción de tamaño. Este último es un mecanismo preferente en la remoción de quistes de protistas mas no en el caso de bacterias, virus u otros coloides (Grebel *et al.*, 2013). En el caso de la adsorción, se ha reportado que es influenciada por distintos factores físicos, químicos y microbiológicos, tales como el tamaño, la textura y la hidrofobicidad del material filtrante, la presencia de materia orgánica, la temperatura, el caudal recibido, la fuerza iónica y el pH del agua, entre otros (Stevik *et al.*, 2004). Las superficies de arena y de suelo empleadas en sistemas de biorretención tienen cargas negativas netas, al igual que los microorganismos y otros coloides comunes en AEU, lo que resulta en una repulsión electrostática que impide la adhesión (Grebel *et al.*, 2013). Para que esta ocurra, los sólidos coloidales deben encontrarse a estrecha proximidad de la superficie del material filtrante, de modo que las fuerzas de atracción (tales como las de Van der Waals, estéricas o hidrófobas) sean mayores que las fuerzas repulsivas (Grebel *et al.*, 2013).

Aunque en esta simulación la eficiencia de remoción de contaminantes microbiológicos fue baja, en el caso de *E. coli*, o nula, en el caso de la CHT, aún debe evaluarse el desempeño del sistema de

biorretención en condiciones pluviométricas moderadas, ya que se espera que la eficiencia aumente como función directa del tiempo de retención hidráulica (Kim *et al.*, 2012).

8.3 EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EL SBp EN CONDICIONES SIMULADAS DE LLUVIA

La remoción de contaminantes en el sistema de biorretención piloto (SBp) se evaluó según lo descrito en el apartado 7.6. Las simulaciones de eventos de precipitación se realizaron con AEU sintética (AEUs) o real (AEUr) de acuerdo a cuatro lluvias de diseño que se describen en la Figura 7.6.

La eficiencia de un sistema de biorretención suele medirse mediante el cálculo del porcentaje de remoción de un contaminante determinado (David *et al.*, 2015). En las figuras 8.13 – 8.16 se muestran las concentraciones de cada contaminante considerado a la entrada y a la salida del sistema de biorretención en las cuatro lluvias que se simularon (en el orden cronológico en que se realizaron las simulaciones), así como los porcentajes de remoción. En las mencionadas figuras se incluyeron etiquetas en color verde para señalar buenas remociones de los contaminantes, es decir, superiores al 50% de la concentración medida en el influente; se señalaron en color amarillo las remociones parciales (menores al 50%), y en color rosa cuando el sistema exportó concentraciones mayores que las recibidas. Según el comportamiento global de cada contaminante durante las cuatro lluvias de diseño, se agruparon en aquellos que se removieron según: i) la configuración de los medios filtrantes; ii) la calidad del agua a la entrada del sistema; iii) las condiciones iniciales del sistema; y iv) las características del evento pluvial.

Con fines prácticos se omitió incluir en el análisis los resultados de los contaminantes cuyas concentraciones no pudieron determinarse por ser inferiores al límite de detección de la técnica analítica correspondiente o que no permitieron determinar el porcentaje de remoción. Esto fue más frecuente en la última simulación, debido a que se empleó AEU real que había sido refrigerada por tres meses y en donde las concentraciones de varios contaminantes se redujeron durante el almacenamiento.

8.3.1 Efecto de la configuración de los medios filtrantes

Las figuras 8.13 y 8.14 muestran las remociones conseguidas para contaminantes que aparentemente no se ven afectados por las variaciones en la concentración de los influentes, por las condiciones iniciales del sistema o por la duración de las lluvias de diseño. La Figura 8.13 agrupa a los contaminantes que se removieron con eficiencias superiores al 50% en todas las simulaciones (menos en la última, en la que como ya se mencionó se introdujo al sistema AEUr almacenada

durante tres meses). Estas altas remociones se consiguieron para los siguientes contaminantes: N-NH_4^+ , Cr_T , Cd_T , Cd_D , Cu_T , Mn_T , Mn_D , Pb_T y Zn_D .

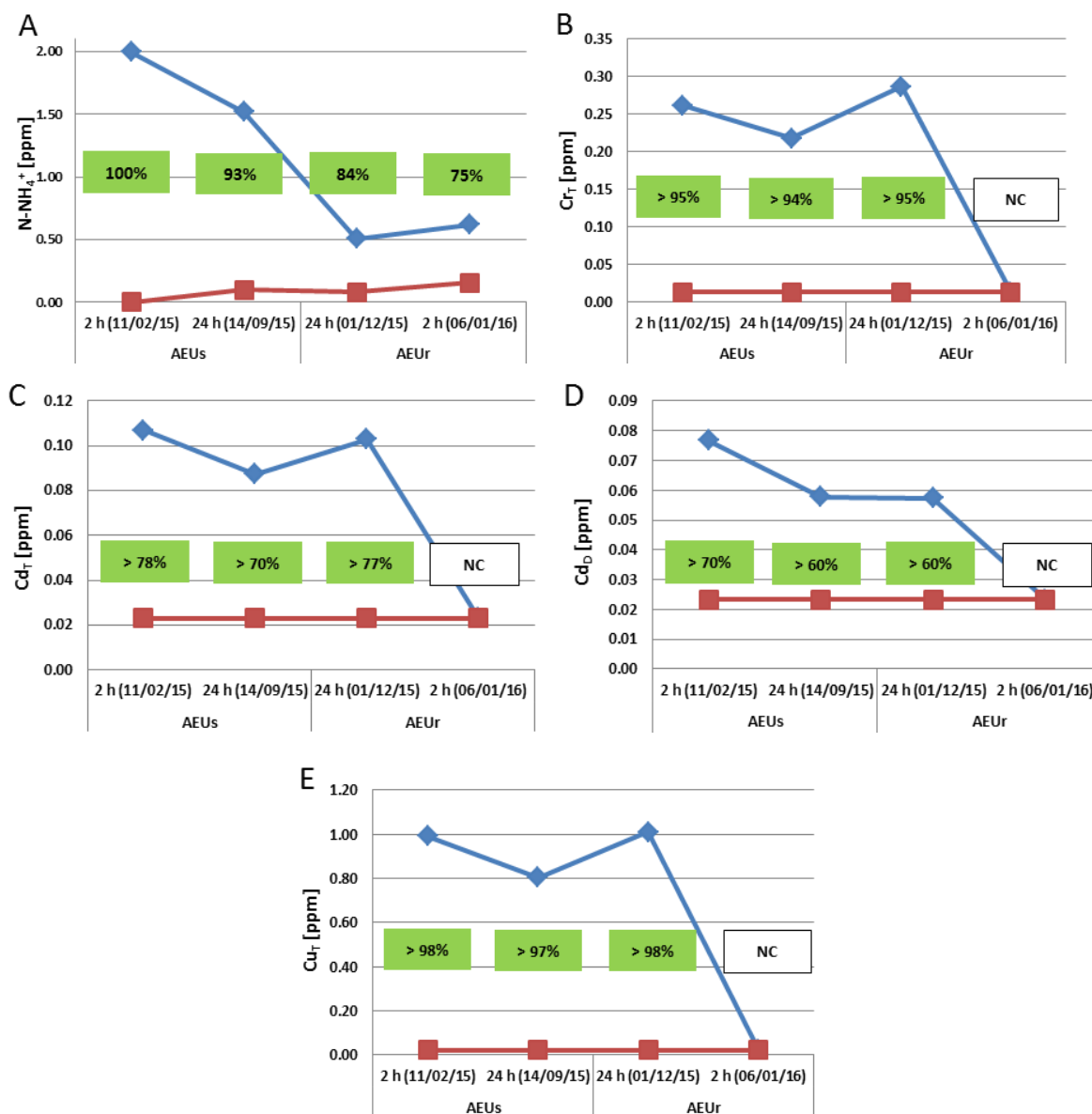


Figura 8.13 Efecto de la configuración del SBp en la remoción de diversos contaminantes, medida en cuatro lluvias de diseño con diferentes tipos de agua (AEUs y AEUr) y TRH de 2 y 24 horas. Los símbolos en azul representan las concentraciones de los contaminantes en los influentes y en rojo, en los efluentes. Los recuadros en color verde indican buenas remociones (mayores al 50%). NC: porcentaje de remoción no calculado porque alguna de las concentraciones fue inferior al límite de detección de la técnica analítica. A) N-NH_4^+ ; B) Cr_T ; C) Cd_T ; D) Cd_D ; E) Cu_T .

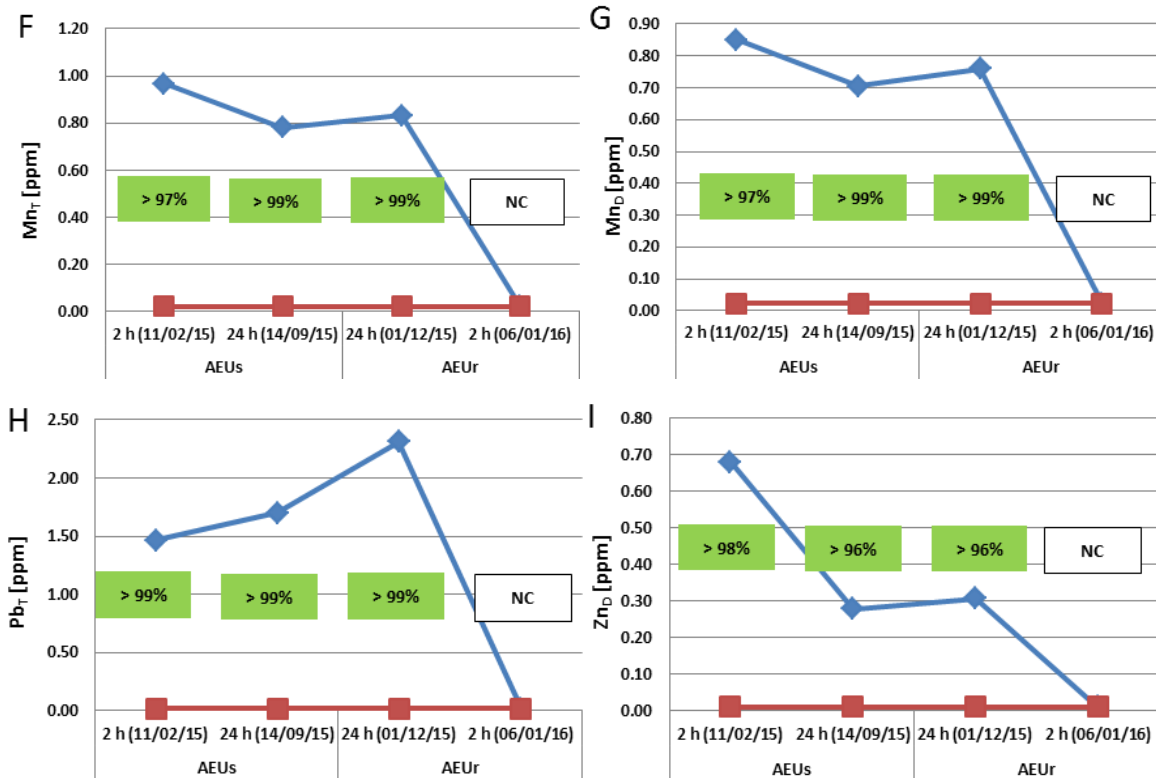


Figura 8.13 (continúa) Efecto de la configuración del SBp en la remoción de diversos contaminantes, medida en cuatro lluvias de diseño con diferentes tipos de agua (AEUs y AEUr) y TRH de 2 y 24 horas. Los símbolos en azul representan las concentraciones de los contaminantes en los influentes y en rojo, en los efluentes. Los recuadros en color verde indican buenas remociones (mayores al 50%). NC: porcentaje de remoción no calculado porque alguna de las concentraciones fue inferior al límite de detección de la técnica analítica.

F) Mn_T; G) Mn_D; H) Pb_T; I) Zn_T.

Diversas investigaciones coinciden en las remociones altas de este grupo de contaminantes. Cu, Pb y Zn son los elementos usualmente seleccionados para determinar el destino de metales pesados en diferentes tecnologías de bajo impacto (Roy-Poirier *et al.*, 2010). Para estos tres metales suelen reportarse remociones generalmente altas, que pueden ser de 43 – 99%, 64 – 99% y 64 – 99%, respectivamente (David *et al.*, 2015). Cr y Cd se evalúan en menor medida pero se han reportado remociones superiores al 50% para ambos (Roy-Poirier *et al.*, 2010). Aunque el Mn no suele considerarse en el seguimiento del desempeño de sistemas de biorretención, presenta semejanzas en su comportamiento con el Zn por sus similitudes en electronegatividad (Zn=1.65 y Mn=1.55) y radio iónico (Zn=88 pm y Mn=89) (Vijayaraghavan *et al.*, 2009), lo cual podría explicar que ambos metales se hayan removido con eficiencias similares. En un estudio que evaluó diferentes

materiales filtrantes en una celda de biorretención, el Mn solamente fue removido eficientemente (en un 94%) cuando se empleó arena fina; cuando se emplearon diferentes combinaciones de limo arcilloso, composta, vermiculita o perlita, el Mn se exportó del sistema (Hatt *et al.*, 2008).

La eficiencia en la remoción de metales como Cu, Pb y Zn en sistemas de biorretención no está en función del pH, de la duración o intensidad del evento y las concentraciones de estos metales tiene poco impacto (Roy-Poirier *et al.*, 2010). El mecanismo que gobierna su remoción es la sorción de cationes (Houdeshel *et al.*, 2015), principalmente en las capas filtrantes, y en menor medida por retención física en las raíces o por absorción de las plantas, ya que no se han observado diferencias significativas en la remoción de metales entre sistemas de biorretención con y sin vegetación (Zhang *et al.*, 2014).

Posiblemente, las elevadas remociones medidas para este grupo de contaminantes se deben al uso de zeolita, debido a que se encuentra cargada positivamente y posee una elevada capacidad de intercambio catiónico (CIC = 367 meq/100 g) que propicia la retención de estas especies. Las altas remociones de N-NH_4^+ que se determinaron en este estudio podrían no deberse únicamente a procesos abióticos de sorción; también están influenciadas por la nitrificación microbiana (Houdeshel *et al.*, 2015). Esto es evidente en la conversión de especies nitrogenadas y la aparición de N-NO_2^- en el efluente (Figura 8.14C). Quizás debido a esta diversidad de mecanismos de remoción, para el nitrógeno amoniacal se han reportado remociones muy distintas en sistemas de biorretención, que van de 2 – 49% en ensayos de laboratorio (Hsieh y Davis, 2005) a 73% en una celda a escala real (Hunt *et al.*, 2008). Incluso, para un sistema a escala real ubicado en Lakewood, Colorado, se determinó una reducción mediana por evento de 100% en este contaminante (Jiang *et al.*, 2015).

La Figura 8.14 presenta a aquellos contaminantes que se exportaron en todos los eventos de lluvia simulados; incluye a heterótrofos totales (CHT), coliformes totales (CT) y N-NO_2^- . A pesar de que existen numerosos reportes que indican que los sistemas de biorretención son una herramienta promisoría en la remoción de bacterias, en la actualidad no se conoce una tecnología de bajo impacto que las reduzca consistentemente. Existen pocos estudios que evalúen la eficiencia de remoción de indicadores bacterianos, y la alta variabilidad de su concentración en el AEU (inclusive generada en cuencas con usos de suelo similares) dificulta hacer comparaciones y estimaciones de remoción confiables. En algunos sistemas se reportan reducciones significativas; por ejemplo, durante la evaluación de una celda de biorretención construida en Charlotte, Carolina del Norte, se determinaron eficiencias de remoción de coliformes totales y de *E. coli* de 69% y 72%, respectivamente (Hunt *et al.*, 2008). Sin embargo, la concentración promedio de coliformes medida a la salida de la celda fue superior al nivel permisible estatal establecido para aguas con

contacto primario. De hecho, los efluentes de las tecnologías LID suelen encontrarse un orden de magnitud por encima de las condiciones estándar de calidad establecidas para uso recreativo del agua propuestas por la EPA, sobre todo en épocas de lluvias (Clary *et al.*, 2008).

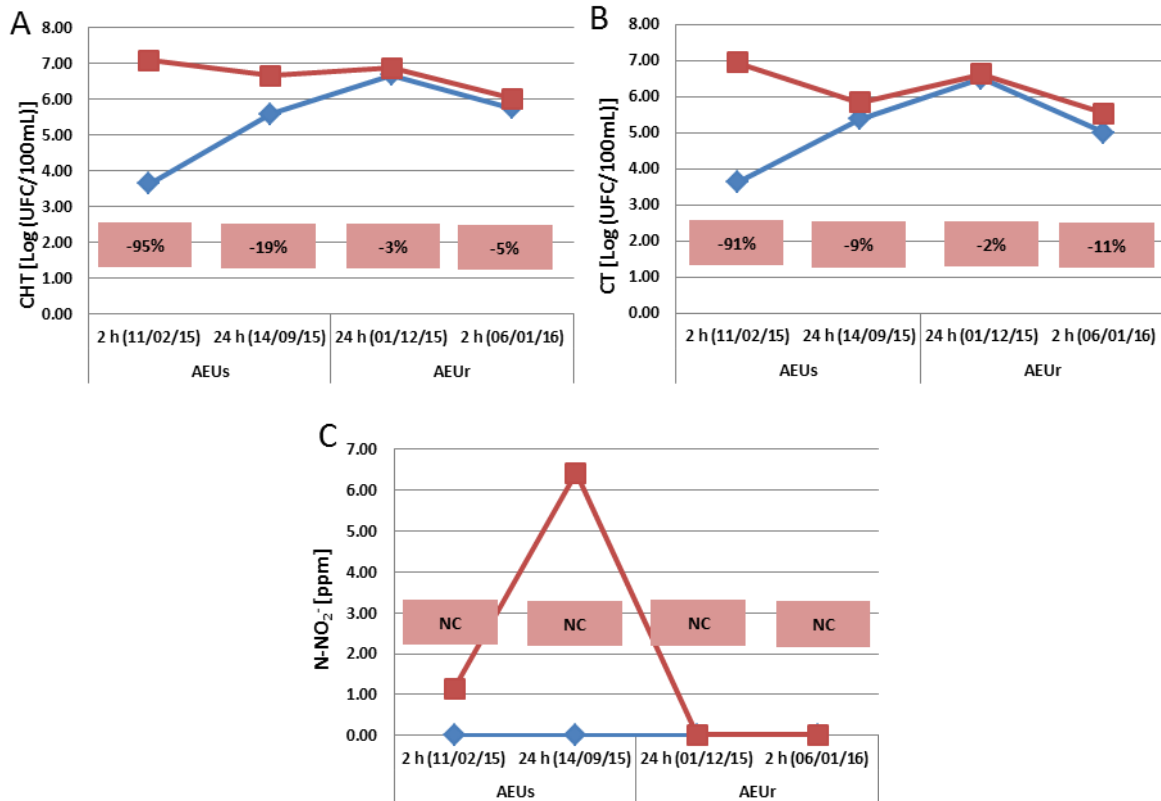


Figura 8.14 Efecto de la configuración del SBp en la remoción de diversos contaminantes, medida en cuatro lluvias de diseño con diferentes tipos de agua (AEUs y AEUr) y TRH de 2 y 24 horas. Los símbolos en azul representan las concentraciones de los contaminantes en los influentes y en rojo, en los efluentes. Los recuadros en color rosa indican exportaciones de contaminantes. NC: porcentaje de remoción no calculado porque alguna de las concentraciones fue inferior al límite de detección de la técnica analítica.

A) CHT; B) CT; C) N-NO₂⁻.

Los sistemas de biorretención tienen numerosos mecanismos de remoción de bacterias, como la filtración y adsorción a partículas, que dan como resultado el secuestro de microorganismos. Sin embargo, su salida se controla por otros factores, ya que se ha demostrado la permanencia microbiana dentro de los sistemas durante varias semanas, lo que puede limitar su desempeño en general. La exposición a la luz solar (radiación UV), la desecación, la depredación, la temperatura y

la disponibilidad de nutrientes pueden influir en la supervivencia de indicadores bacterianos según su nivel de persistencia ambiental (Hathaway *et al.*, 2011).

La configuración tiene un papel importante en el secuestro de microorganismos. Así, una escasa profundidad en el sistema de biorretención genera mayor vulnerabilidad a la exportación de patógenos. Profundidades de 60 cm han conducido a reducciones del 89% y 70% de enterococos y *E. coli*, respectivamente, mientras que para profundidades de 25 cm se han determinado “reducciones” (en realidad, exportaciones) de -102% y -119%, respectivamente (Hathaway *et al.*, 2011). Esta tendencia es consistente con las exportaciones registradas en el SBp (que tiene una profundidad de 25 cm) para los indicadores bacterianos CHT y CT durante las cuatro lluvias de diseño.

8.3.2 Efecto de la calidad del agua a la entrada

Las figuras 8.15 y 8.16 muestran a aquellos contaminantes (Al_T , Fe_T , Zn_T , Orto- P_T , Orto- P_D , Ca_T y Ca_D) cuya remoción se ve mayormente afectada por su concentración a la entrada del sistema. Al_T , Fe_T y Zn_T presentan buenas remociones solo cuando sus concentraciones a la entrada son altas, ya que a bajas concentraciones las remociones son pobres (menores al 50%). Orto- P_T y Orto- P_D se exportan por efecto de lavado si entran al sistema en concentraciones bajas (0.2–0.3 ppm), mientras que se obtiene una buena remoción si su concentración aumenta (1.67 ppm).

Al y Fe no suelen considerarse metales de interés en la evaluación de tecnologías de bajo impacto y no se han encontrado reportes que describan el efecto de su concentración en el influente (como lo observado en esta investigación) en el nivel de tratamiento alcanzado por celdas de biorretención. En lo que respecta al Fe, este suele removerse con eficiencias elevadas (superiores al 80%; Li *et al.*, 2010; Roy-Poirier *et al.*, 2010), aunque también se ha observado su exportación (-330%; Hunt *et al.*, 2008). Lo anterior se espera una vez que el sistema esté saturado (Hunt, 2003), por lo que las concentraciones altas favorecerán este comportamiento. En cuanto al Al, se han determinado bajas remociones de AEU (17%; Glass and Bissouma, 2005), ya que no sufre los mismos procesos de eliminación que otros metales que son seleccionados como especies representativas de metales pesados, tales como el Cu y el Zn (Roy-Poirier *et al.*, 2010). En el estudio que aquí se reporta, el Al se removió insuficientemente durante la última simulación, lo cual puede deberse a un lavado del material filtrante, específicamente de la zeolita –clinoptilolita con fórmula química $(CaK_2Na_2Mg)_4Al_8Si_{40}O_{96} \cdot 24H_2O$ –, que al intercambiar iones metálicos puede liberar Al a la solución (Ziyath *et al.*, 2011).

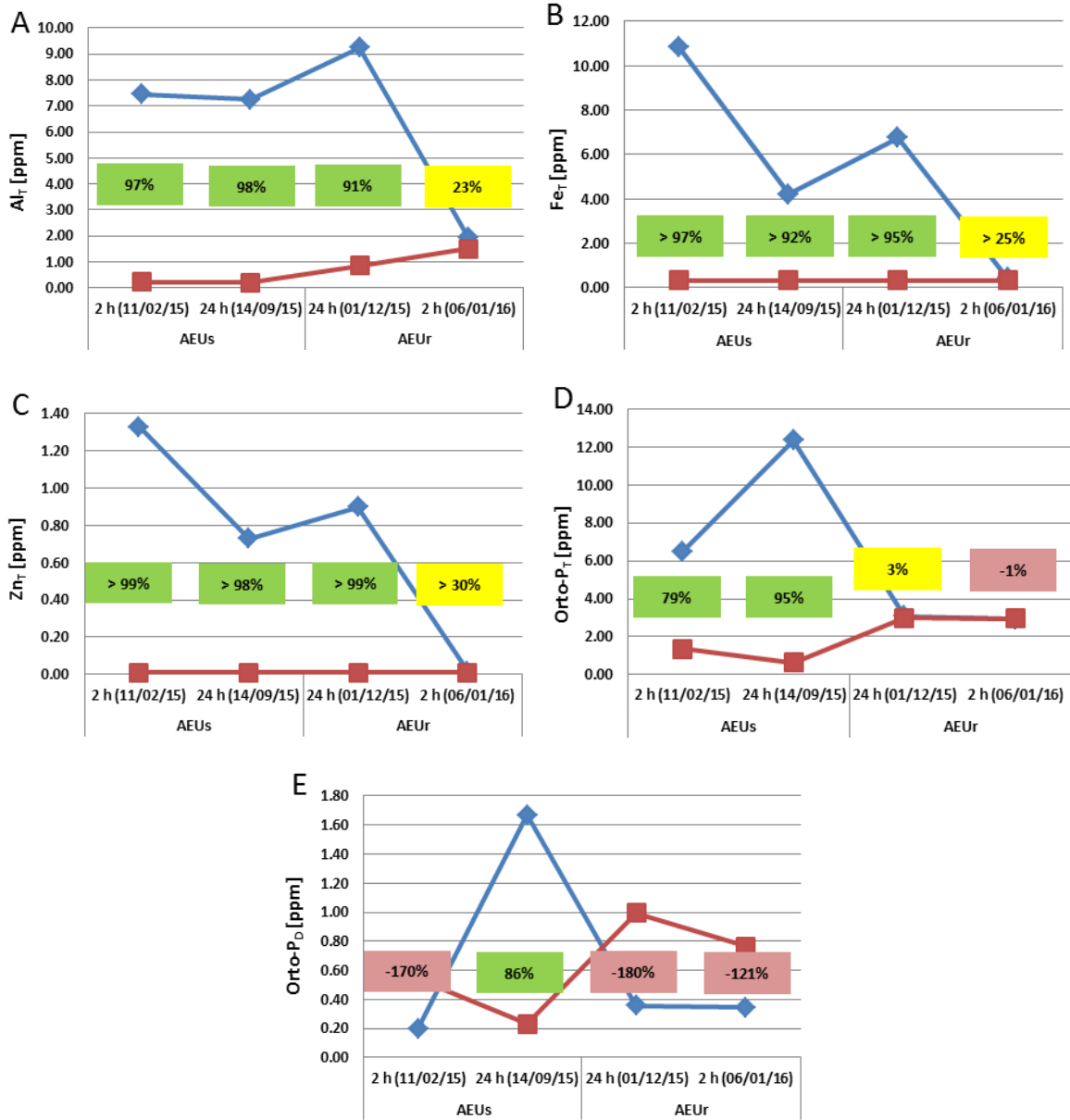


Figura 8.15 Efecto de la calidad del agua a la entrada del SBp en la remoción de diversos contaminantes, medida en cuatro lluvias de diseño con diferentes tipos de agua (AEUs y AEUr) y TRH de 2 y 24 horas. Los símbolos en azul representan las concentraciones en los influentes y en rojo, en los efluentes. Los recuadros en color verde indican buenas remociones (mayores al 50%); en amarillo, remociones parciales (menores al 50%) y en rosa indican exportaciones. A) Al_T; B) Fe_T; C) Zn_T; D) Orto-P_T; E) Orto-P_D.

La remoción de fósforo puede variar según la configuración de los medios filtrantes entre -240% (exportación) y 87% (Li *et al.*, 2010). Algunos autores atribuyen la exportación de fósforo, y en general de nutrientes, al empleo de suelos de jardín como estrato filtrante en celdas de biorretención

(Jiang *et al.*, 2015). El mecanismo de eliminación se asocia principalmente a procesos abióticos, en particular a la adsorción. La adsorción de contaminantes fosfatados es independiente de la comunidad vegetal de los sistemas, cuyo efecto solo se vuelve significativo a partir de la saturación de los materiales filtrantes (Houdeshel *et al.*, 2015). Se ha reportado que estos materiales presentan mejores eliminaciones de fósforo si este se encuentra a concentraciones elevadas en el influente, y viceversa (Li *et al.*, 2010), tal y como se observó en este estudio.

La Figura 8.16 muestra las remociones conseguidas de Ca_T y Ca_D ; en ella se observa la exportación de ambos contaminantes cuando entran a la celda en concentraciones muy altas (52-58 y 45-54 mg/L, respectivamente). En cambio, se determinaron buenas remociones (superiores al 50%) cuando las concentraciones en los influentes disminuyeron (a 14 ppm).

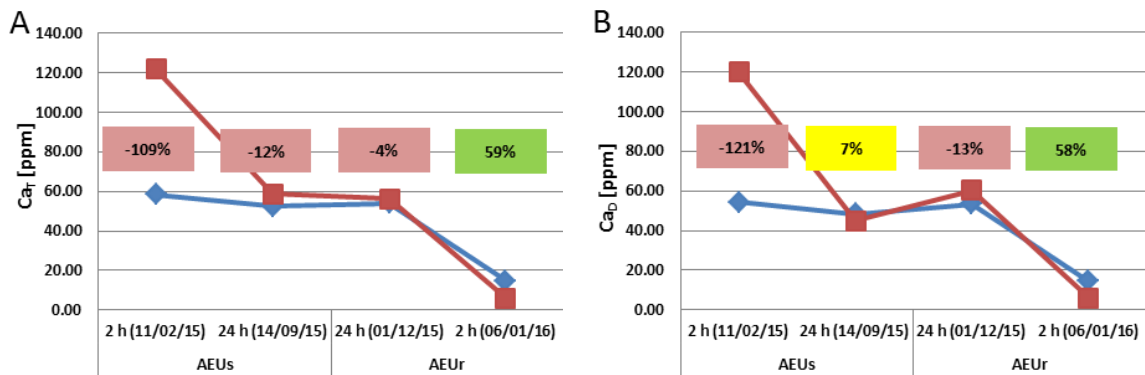


Figura 8.16 Efecto de la calidad del agua a la entrada del SBp en la remoción de diversos contaminantes, medida en cuatro lluvias de diseño con diferentes tipos de agua (AEUs y AEUr) y TRH de 2 y 24 horas. Los símbolos en azul representan las concentraciones en los influentes y en rojo, en los efluentes. Los recuadros en color verde muestran buenas remociones (mayores al 50%); en amarillo, remociones parciales (menores al 50%) y en rosa indican exportaciones.

A) Ca_T ; B) Ca_D .

Ca es un elemento que no se considera comúnmente durante la evaluación de sistemas de biorretención; sin embargo, se han reportado incrementos graduales (y de acuerdo al TRH) en los efluentes de sistemas de biorretención, que van de 92% hasta 482% (Chowdhury, 2015). No se ha estudiado el efecto de su concentración en la remoción, pero la exportación que se mencionó se observó luego de la adición de influentes con 61 ppm de Ca. Esta concentración es similar a las que se introdujeron a la celda de biorretención en las primeras tres lluvias de diseño para Ca_T (promedio: 55 ppm) y donde se observaron las exportaciones (Figura 8.16A).

El efecto de la concentración inicial de contaminantes en la adsorción de iones (por ejemplo, de metales pesados) está reportado, aunque los efectos que se mencionan suelen ser contradictorios.

En general, dependerán de las características de la fuente del AEU, ya que puede contener un amplio rango de iones que compiten entre sí por los sitios disponibles para la adsorción (Ziyath *et al.*, 2011).

8.3.3 Efecto de las condiciones iniciales del sistema

La remoción de SST, NTK, Al_D y *E. coli* está en función de las condiciones iniciales del sistema, puesto que su remoción disminuye entre simulaciones e incluso Al_D y *E. coli* llegan a exportarse una vez que el sistema está saturado (Figura 8.17).

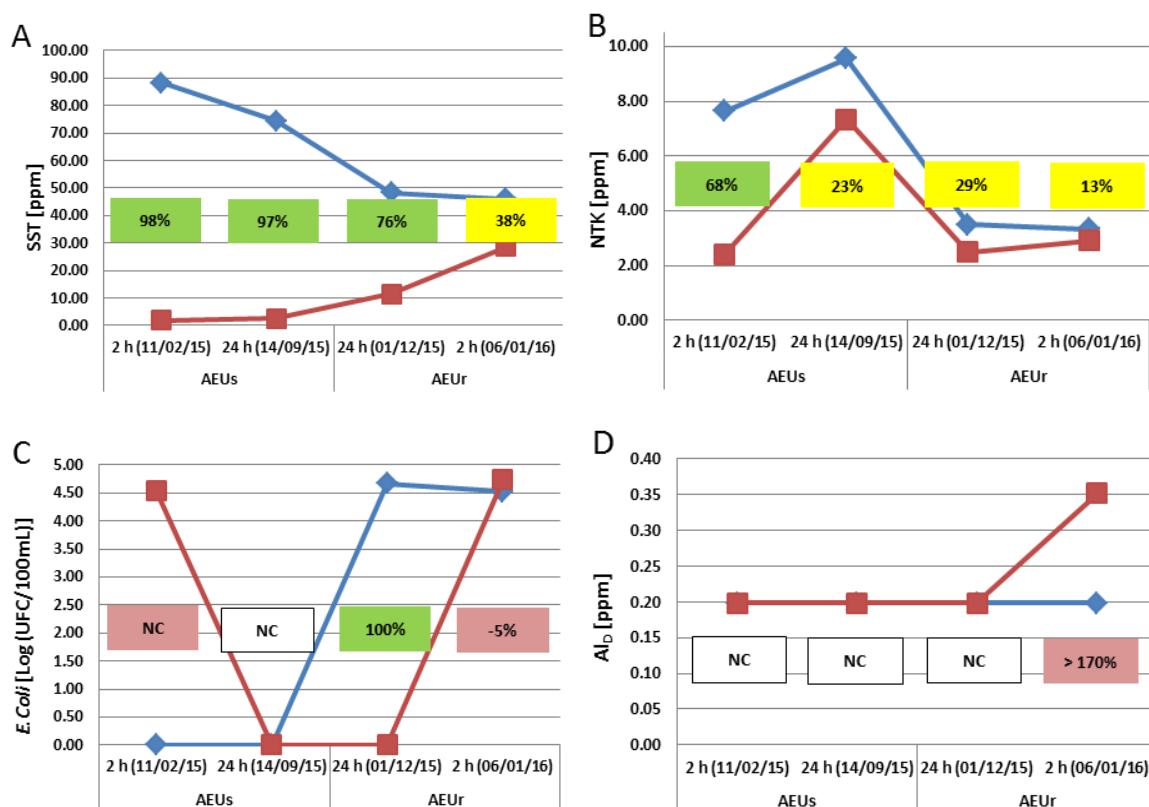


Figura 8.17 Efecto de las condiciones iniciales del SBp en la remoción de diversos contaminantes, medida en cuatro lluvias de diseño con diferentes tipos de agua (AEUs y AEUr) y TRH de 2 y 24 horas. Los símbolos en azul representan las concentraciones en los influentes y en rojo, en los efluentes. NC: porcentaje de remoción no calculado porque alguna de las concentraciones fue inferior al límite de detección de la técnica analítica. Los recuadros en color verde muestran buenas remociones (mayores al 50%), en amarillo, remociones parciales (menores al 50%) y en rosa indican exportaciones.

A) SST; B) NTK; C) *E. coli*; D) Al_D .

Los SST suelen removerse generalmente en un rango de 60 al 90%, pero estas eficiencias pueden presentar amplias variaciones. Así, Davis (2007) encontró que en dos celdas de biorretención monitoreadas durante doce eventos pluviales solamente se eliminó entre 43% y 47% de los sólidos suspendidos. En un estudio realizado a escala laboratorio, se comparó la eficiencia de eliminación de SST en celdas de biorretención cubiertas con vegetación contra otras que no lo estaban y se encontró que las primeras tuvieron un desempeño más pobre (46% en promedio) que las celdas control (84%; Li *et al.*, 2011). Inclusive se han reportado exportaciones de partículas finas, principalmente en sistemas recién construidos (Li *et al.*, 2010), las cuales saturan paulatinamente el sistema (como se observa en la Figura 8.17) y disminuyen su desempeño (Roy-Poirier *et al.*, 2010). El NTK suele presentar diversas variaciones en su remoción dependiendo de la configuración del sistema de biorretención. Dietz y Clausen (2006) reportan una eliminación reducida de este contaminante, del 26%, mientras que para Davis *et al.* (2001) este valor fluctúa entre 60 y 80%. El mecanismo que gobierna su remoción es la adsorción a los medios filtrantes, la cual estará en función directa de su profundidad (Davis *et al.*, 2001).

Los mecanismos que gobiernan la remoción de coliformes fecales en sistemas de biorretención son poco entendidos y pueden variar desde la remoción hasta la exportación. Esta se debe a su supervivencia dentro del sistema (que puede prolongarse por varias semanas) en periodos secos, para luego desorberse en eventos de lluvia subsecuentes, lo que aumenta su concentración a la salida. La supervivencia de *E. coli* estará en función de diversos factores, donde la temperatura es uno de los mayores estresantes (relevante en zonas áridas, por la prolongada época de secas que experimentan); así, la menor supervivencia se dará a mayores temperaturas y a valores extremos de pH. Los factores que gobiernan su supervivencia son la presencia de otros microorganismos (debido a su efecto antagónico), seguido de la temperatura y la exposición a la luz solar, y con menor impacto la humedad (Chandrasena *et al.*, 2014).

8.3.4 Efecto de las características del evento pluvial

La Figura 8.18 agrupa a los contaminantes que de forma general tuvieron remociones variables y moderadas (NTK, N-NO₃⁻, DQO, DBO₅, Mg_T, Mg_D, Ni_T y Ni_D) y que presentan una tendencia a mejorar su remoción (19–80%) al aumentar el TRH de 2 a 24 h. Ninguno de estos contaminantes, con excepción del N-NO₃⁻, suele ser considerado durante la evaluación del desempeño de desarrollos de bajo impacto y los mecanismos que gobiernan su remoción en sistemas de biorretención no han sido estudiados con detalle.

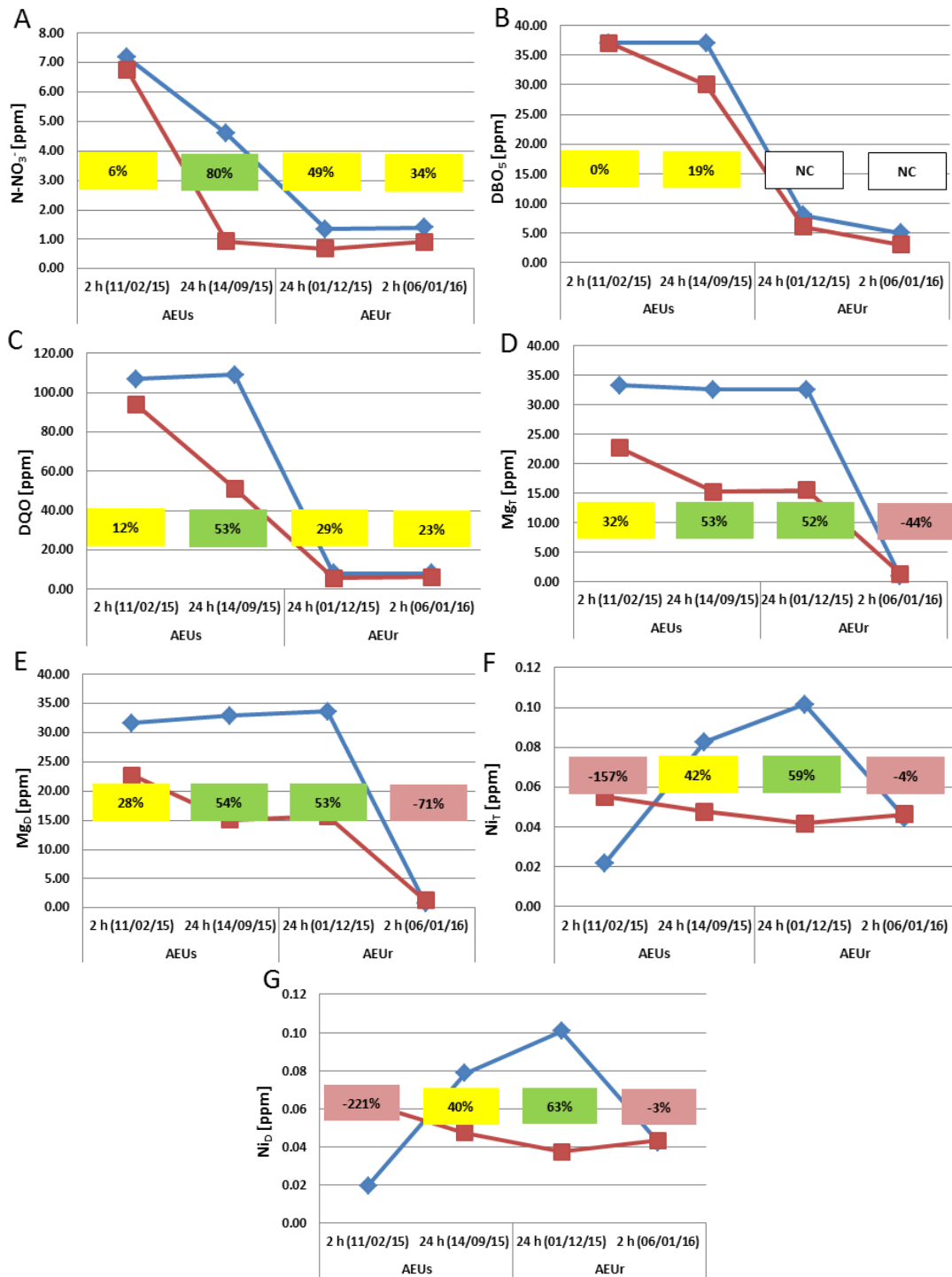


Figura 8.18 Efecto de las características del evento en la remoción de diversos contaminantes, medida en cuatro lluvias de diseño con diferentes tipos de agua (AEUs y AEUr) y TRH de 2 y 24 horas. Los símbolos en azul representan las concentraciones de los influentes y en rojo, de los efluentes. NC: porcentaje de remoción no calculado porque alguna de las concentraciones fue inferior al límite de detección de la técnica analítica. Los recuadros en color verde muestran buenas remociones (mayores al 50%); en amarillo, remociones parciales (menores al 50%) y en rosa indican exportaciones.

A) N-NO₃⁻; B) DBO₅; C) DQO; D) Mg_T; E) Mg_D; F) Ni_T; G) Ni_D.

Para las concentraciones de DQO y Ni se han obtenido remociones elevadas, mayores al 80% (Chowdhury, 2015) y 70% (David, 2015), respectivamente. No se han encontrado reportes que evalúen el efecto de la concentración de estos compuestos en sistemas de biorretención, pero su remoción podría estar en función de ella. En el estudio referido (Chowdhury, 2015), que evaluó el tratamiento de aguas grises en un sistema de biorretención, las concentraciones de DQO y Ni en el influente son mayores (DQO > 300 ppm y Ni > 0.6 ppm) que las cuantificadas en esta investigación, lo cual podría influenciar el grado de remoción alcanzado, al igual que lo observado para el Ca y los contaminantes fosfatados.

Para Mg y DBO₅ no se encontraron reportes en la literatura que permitieran realizar una comparación, mientras que la eliminación de N-NO₃⁻ tiende a presentar valores diversos que van desde exportaciones (Jiang *et al.*, 2015) hasta retenciones modestas (1% – 43%; Hsieh y Davis, 2005) y elevadas (83%; Davis, 2007).

Independientemente de los posibles efectos de la concentración de este grupo de contaminantes, las remociones pobres conseguidas en la celda de biorretención se atribuyen a la baja afinidad de los medios filtrantes por estas sustancias. El mecanismo que gobierna su remoción parece ser biótico, ya sea por efecto de los microorganismos o de las plantas (cuyo efecto depurador suele ser retardado). Este efecto biótico se ha demostrado ampliamente para compuestos como N-NO₃⁻ (Houdeshel *et al.*, 2015).

8. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

En la primera parte del trabajo experimental, se evaluó la calidad del AEU en una zona semiárida para sólidos suspendidos totales, materia orgánica, nutrientes, microorganismos, metales y contaminantes orgánicos persistentes (HAP) en época de lluvias y estiaje. Encontramos que las concentraciones de estos contaminantes eran mayores en la época de estiaje que en la estación de lluvias y que las concentraciones más altas de contaminantes estaban asociadas a las áreas de drenaje más permeables. Además, los resultados fueron localmente más heterogéneos durante la época de secas que la de lluvias. Se encontraron tres factores para cada estación como responsables de la estructura latente del conjunto de datos. Para ambas temporadas, el principal factor identificado (es decir, que representa la mayor parte de la varianza total de los datos) se interpretó como la influencia de la erosión del suelo y la lixiviación de la vegetación sobre la calidad de la escorrentía del sitio. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de integrar medidas de protección del suelo y otras estrategias no estructurales (como la reducción de fertilizantes en áreas verdes) en la gestión de la escorrentía urbana en zonas semiáridas y áridas. Además, se enfatizó la necesidad de más análisis para aumentar los datos estacionales disponibles para estas zonas geográficas y así proponer usos del agua de escorrentía más confiables. Nuestras muestras mostraron niveles de sólidos, materia orgánica, nutrientes, algunos metales y coliformes que deben ser reducidos antes de que el AEU pueda ser usada para recarga de acuíferos, aunque la mayoría de estos contaminantes no se consideren en la norma mexicana correspondiente. Los sistemas LID, como los tanques de biorretención, pueden tratar adecuadamente esta agua antes de recargar acuíferos. Creemos que los sitios áridos y semiáridos con usos de suelo institucionales (como el estudiado aquí) pueden proporcionar agua aceptable para la recarga de agua subterránea después de un tratamiento de este tipo, acompañado de medidas que eviten la erosión del suelo.

En la segunda parte de este trabajo, se construyó un sistema de biorretención cuyas principales particularidades incluyen el uso de zeolita como material filtrante, de una cobertura vegetal a base de plantas suculentas e hidrogel para aumentar la supervivencia. Para estimar el desempeño hidráulico del SBp propuesto, primeramente se evaluó su capacidad de retención de agua durante la estación seca. La retención global del sistema durante el estiaje se encuentra dentro del rango típico reportado y de forma general se espera que tras precipitaciones inferiores a los 7 mm se consigan buenas retenciones de agua (superiores al 50%). Esto puede variar según su nivel de saturación (estado inicial del sistema), el cual a su vez está íntimamente ligado tanto a la configuración del sistema (*e.g.*, al tipo de materiales usados como medios filtrantes y al tipo de plantas usadas para su construcción) como al clima (*e.g.* periodos transcurridos entre eventos de lluvia, radiación recibida, milímetros de lluvia por evento, duración de eventos de lluvia, entre otros). Lo anterior puede

provocar (aunque con menor probabilidad) una pronta saturación y la exportación de agua. Aún es necesario evaluar el desempeño hidráulico puntual y global del SBp durante la época de lluvias, que presenta mayor variabilidad climatológica.

La evaluación preliminar de la calidad de los efluentes mostró que su pH aumenta luego de su paso por la celda de biorretención, lo cual puede deberse a la presencia de sustancias alcalinas asociadas a los medios filtrantes, principalmente a la zeolita (clinoptilolita cálcica). Los efluentes originados a partir de agua de lluvia presentaron mayores valores de A600 y conductividad con respecto al influente; esto puede deberse a un efecto de lavado de las partículas asociadas a los materiales filtrantes o de iones previamente retenidos en estos. Estos hechos reflejan que la calidad del agua que reciba el sistema incide en el nivel de tratamiento que puede lograrse. Así, las concentraciones bajas de contaminantes (características del agua pluvial) ocasionarán un lavado del material filtrante que aumentará el valor de varios parámetros en los efluentes del SBp.

La calidad del efluente de los sistemas de biorretención variará según el tipo de contaminante considerado, ya que presentan diversos mecanismos de remoción. Los contaminantes que aparentemente no se ven afectados por las variaciones en la concentración de los influentes, por las condiciones iniciales del sistema o por la duración de las lluvias de diseño son: N-NH_4^+ , Cr_T , Cd_T , Cd_D , Cu_T , Mn_T , Mn_D , Pb_T , Zn_D , CHT, CT y N-NO_2^- . De todos ellos, el N-NH_4^+ , Cr_T , Cd_T , Cd_D , Cu_T , Mn_T , Mn_D , Pb_T y Zn_D se removieron con eficiencias altas, gracias a la acción de los medios filtrantes. Los heterótrofos totales (CHT), los coliformes totales (CT) y N-NO_2^- se exportaron en todas las simulaciones por efecto de la profundidad del medio filtrante, la cual podría aumentarse para mejorar la remoción. Al_T , Fe_T , Zn_T , Orto- P_T , Orto- P_D , Ca_T y Ca_D disminuyeron según su concentración a la entrada del sistema. Al_T , Fe_T y Zn_T mostraron buenas remociones solo cuando estuvieron en concentraciones altas en el influente. Los contaminantes fosfatados (Orto- P_T y Orto- P_D) se exportaron por efecto de lavado al estar en concentraciones bajas en el influente, y su remoción aumentó a mayores concentraciones, mientras que Ca_T y Ca_D se exportaron al entrar en concentraciones muy altas y su remoción mejoró cuando su concentración disminuyó. La remoción de SST, NTK, Al_D y *E. coli* estuvo en función de las condiciones iniciales del sistema, de suerte que su remoción disminuyó entre las distintas simulaciones e incluso llegó a exportarse una vez que el sistema se saturó. Contaminantes tales como NTK, N-NO_3^- , DQO, DBO_5 , Mg_T , Mg_D , Ni_T y Ni_D se removieron con eficiencias variables y moderadas, y presentaron una tendencia a eliminarse mejor a tiempos de retención hidráulicos mayores.

El desempeño del SBp presentó comportamientos similares a los reportados para sistemas construidos en climas méxicos. De forma general, su eficiencia fue mayor cuando las concentraciones en el influente fueron altas (aunque no extremas, como fue el caso del Ca) y la

remoción disminuyó o fue negativa cuando las concentraciones a la entrada también disminuyeron. Asimismo, se observaron comportamientos similares de remoción entre las especies totales y disueltas. La adsorción en los medios filtrantes fue el mecanismo dominante de remoción (hasta su saturación) y el efecto depurativo de los mecanismos bióticos (plantas y microorganismos) solo fue significativo después de la saturación de las capas filtrantes.

Los ecosistemas áridos son más frágiles que los húmedos, por lo que debe tenerse más cuidado en el diseño de sistemas sostenibles de biorretención en climas xéricos. La selección de plantas será crucial para dicho objetivo. El nivel de tratamiento alcanzado por el SBp estará en función de la calidad del AEU a la entrada, de las condiciones iniciales del sistema y de la duración del evento de lluvia. Se logró cierta remoción de contaminantes en los efluentes y todos, con excepción del Al, Pb, CHT y *E.coli*, están por debajo de los límites permisibles de agua para uso y consumo humano. En conclusión, este trabajo reafirma la posibilidad de emplear sistemas de biorretención adaptados a climas xéricos tanto para la reducción del volumen de la escorrentía como para el mejoramiento de su calidad. Si se acompañan de sistemas de desinfección adecuados, los efluentes de estos sistemas podrían emplearse para una amplia variedad de usos, entre los que destaca la recarga de acuíferos.

10. REFERENCIAS

- Ahiablame L. M., Engel B. A., Chaubey, I. (2012) Effectiveness of low impact development practices: literature review and suggestions for future research. *Water, Air, & Soil Pollution* 223(7): 4253-4273.
- Akram F., Rasul M. G., Khan M. M. K., Amir M. S. I. (2014) A Review on Stormwater Harvesting and Reuse. *International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering* 8(3): 183-192.
- APHA (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 22nd edition. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington D. C.
- Arnold C. L., Gibbons C. J. (1996) Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association* 62(2): 243-258.
- Aryal R., Vigneswaran S., Kandasamy J., Naidu R. (2010) Urban stormwater quality and treatment. *Korean Journal of Chemical Engineering* 27(5): 1343-1359.
- Barnes K. B., Morgan J., Roberge M. (2001) *Impervious surfaces and the quality of natural and built environments*. Department of Geography and Environmental Planning, Towson University, Baltimore.
- Brown J. S., Stein E. D., Ackerman D., Dorsey J. H., Lyon J., Carter P. M. (2013) Metals and bacteria partitioning to various size particles in Ballona creek storm water runoff. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32(2): 320-328.
- City Majors Foundation (2014) The world's fastest growing cities and urban areas from 2006 to 2020 [en línea]. http://www.citymayors.com/statistics/urban_growth1.html
- Clary J., Jones J., Urbonas B., Quigley M., Strecker E., Wagner T. (2008) Can stormwater BMPs remove bacteria? New findings from the international stormwater BMP database. *Stormwater Magazine* May, 1-14.
- CNA (2015) *Estadísticas del agua en México*. Comisión Nacional del Agua, México.
- Chandrasena G. I., Pham T., Payne E. G., Deletic A., McCarthy D. T. (2014) *E. coli* removal in laboratory scale stormwater biofilters: Influence of vegetation and submerged zone. *Journal of Hydrology* 519: 814-822.
- Chapman C., Horner R. R. (2010) Performance assessment of a street-drainage bioretention system. *Water Environment Research* 82(2): 109-119.
- Characklis G. W., Dilts M. J., Simmons O. D., Likirdopulos C. A., Krometis L. A. H., Sobsey M. D. (2005) Microbial partitioning to settleable particles in stormwater. *Water Research* 39(9): 1773-1782.
- Charters F. J., Cochrane T. A., O'Sullivan A. D. (2016) Untreated runoff quality from roof and road surfaces in a low intensity rainfall climate. *Science of Total Environment* 550: 265-272.
- Chen X., Peltier E., Sturm B. S., Young C. B. (2013) Nitrogen removal and nitrifying and denitrifying bacteria quantification in a stormwater bioretention system. *Water Research* 47(4): 1691-1700.
- Chowdhury R. K. (2015) Greywater reuse through a bioretention system prototype in the arid region. *Water Science and Technology* 72(12): 2201-2211.
- David N., Leatherbarrow J. E., Yee D., McKee L. J. (2015) Removal Efficiencies of a Bioretention System for Trace Metals, PCBs, PAHs, and Dioxins in a Semiarid Environment. *Journal of Environmental Engineering* 141(6): 04014092.

- Davis A. P., Hunt W. F., Traver R.G., Clar M. (2009) Bioretention technology: Overview of current practice and future needs. *Journal of Environmental Engineering* 135(3): 109-117.
- Davis A. (2007) Field Performance of Bioretention: Water Quality. *Environmental Engineering Science* 24: 1048-1064.
- Davis A. P. (2005) Green engineering principles promote low-impact development. *Environmental Science and Technology* 39(16): 338A-344A.
- Davis A. P., McCuen R. H. (2005) *Stormwater Management for Smart Growth*. Springer, New York, pp 131-173.
- Davis A. P., Shokouhian M., Sharma H., Minami C. (2001) Laboratory study of biological retention for urban stormwater management. *Water Environment Research* 73(1): 5-14.
- DeBusk K. M., Wynn T. M. (2011) Storm-water bioretention for runoff quality and quantity mitigation. *Journal of Environmental Engineering*, 137(9): 800-808.
- Díaz-Padilla G., Sánchez-Cohen I., Guajardo-Panes R. A., Ángel-Pérez A. L., Ruíz-Corral A., Medina-García G., Ibarra-Castillo D. (2011) Mapeo del índice de aridez y su distribución poblacional en México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17: 267-275.
- Dietz M. E., Clausen J. C. (2006) Saturation to improve pollutant retention in a rain garden. *Environmental Science and Technology* 40(4): 1335-1340.
- D'Odorico P., Porporato A. (2006) Ecohydrology of arid and semiarid ecosystems: An introduction. En: *Dryland ecohydrology* (D'Odorico P., Porporato A., Eds.). Springer, Dordrecht.
- Duncan H. P. (1999) *Urban stormwater quality: A statistical overview*. Report 99/33. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Melbourne.
- Ellis J. B., Mitchell G. (2006) Urban diffuse pollution: key data information approaches for the Water Framework Directive. *Water and Environment Journal* 20(1): 19-26.
- Elvidge C. D., Tuttle B. T., Sutton P. C., Baugh K. E., Howard A. T., Milesi C., Bhaduri B., Ramakrishna Nemani R. (2007) Global distribution and density of constructed impervious surfaces. *Sensors* 7(9): 1962-1979.
- EPA (2000) *Stormwater Phase II Final Rule: Small MS4 Stormwater Program Overview*. Environmental Protection Agency, Washington D. C.
- Erickson A. J., Weiss P. T., Gulliver J. S. (2013) Impacts and composition of urban stormwater. En: *Optimizing Stormwater Treatment Practices* (Erickson A. J., Ed.). Springer, New York, pp. 11-22.
- Farrell C., Ang X. Q., Rayner J. P. (2013) Water-retention additives increase plant available water in green roof substrates. *Ecological Engineering* 52: 112-118.
- FAWB (2009) Guidelines for Filter Media in Biofiltration Systems (Version 3.01). Facility for Advancing Water Biofiltration, Victoria, Australia.
- Frumkin H. (2002) Urban sprawl and public health. *Public Health Reports* 117: 201–217.
- García-Flores E., Wakida F. T., Espinoza-Gómez J. H. (2013) Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban storm water runoff in Tijuana, Mexico. *International Journal of Environmental Research* 7(2), 387-394.
- Gatt, K., Farrugia E. S. (2012) Promoting the reuse of stormwater runoff in the Maltese islands. *Urban Water Journal* 9(4): 223-237.
- Glass C., Bissouma S. (2005) Evaluation of a parking lot bioretention cell for removal of storm water pollutants. En: *Ecosystems and sustainable development V*, WIT, Southampton, U. K., 699–708.

- Göbel P., Dierkes C., Coldewey W. G. (2007) Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology* 91(1): 26-42.
- Grant S. B., Saphores J. D., Feldman D. L., Hamilton A. J., Fletcher T. D., Cook P. L., Stewardson M., Sanders B. F., Levin L. A., Ambrose R. F., Deletic A., Brown R., Jiang S. C., Rosso D., Cooper W. J., Marusic I. (2012) Taking the “waste” out of “wastewater” for human water security and ecosystem sustainability. *Science* 337(6095): 681-686.
- Grebel J. E., Mojanty S. K., Torkelson A. A., Boehm A. B., Higgins C. P., Maxwell R. M., Nelson K. L., Sedlak D. L. (2013) Engineered infiltration systems for urban stormwater reclamation. *Environmental Engineering Science* 30(8): 437-454.
- Hathaway J. M., Hunt W. F., Graves A. K., Wright J. D. (2011) Field evaluation of bioretention indicator bacteria sequestration in Wilmington, North Carolina. *Journal of Environmental Engineering* 137(12): 1103-1113.
- Hatt B. E., Fletcher T. D., Deletic, A. (2008) Hydraulic and pollutant removal performance of fine media stormwater filtration systems. *Environmental Science and Technology* 42(7): 2535-2541.
- Helmreich B., Hilliges R., Schriewer A., Horn H. (2010) Runoff pollutants of a highly trafficked urban road – Correlation analysis and seasonal influences. *Chemosphere* 80(9): 991-997.
- Houdeshel C. D., Hultine K. R., Johnson N. C., Pomeroy C. A. (2015) Evaluation of three vegetation treatments in bioretention gardens in a semi-arid climate. *Landscape and Urban Planning* 135: 62-72.
- Houdeshel C. D., Pomeroy C. A., Hultine K. R. (2012) Bioretention design for xeric climates based on ecological principles. *Journal of the American Water Resources Association* 48(6): 1178-1190.
- Houdeshel C. D., Pomeroy C. A. (2010). Plant selection for bioretention in the Arid West. En: *Proceedings of the 2010 International Low Impact Development Conference*, pp. 1475-1485.
- Hsieh C. H., Davis A. P. (2005) Evaluation and optimization of bioretention media for treatment of urban storm water runoff. *Journal of Environmental Engineering* 131(11): 1521-1531.
- Huber M., Welker A., Helmreich B. (2016) Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of the Total Environment* 541: 895-919.
- Hunt W. F., Davis A. P., Traver R. G. (2011) Meeting hydrologic and water quality goals through targeted bioretention design. *Journal of Environmental Engineering* 138(6): 698-707.
- Hunt W. F., Smith J. T., Jadlocki S. J., Hathaway J. M., Eubanks P. R. (2008) Pollutant removal and peak flow mitigation by a bioretention cell in urban Charlotte, NC. *Journal of Environmental Engineering* 134(5): 403-408.
- Hunt W. F. (2003) *Pollutant removal evaluation and hydraulic characterization for bioretention stormwater treatment devices*. Tesis doctoral, The Pennsylvania State University, E.U.A.
- Ibarrarán M. E. (2011) Increased incidence of flash flooding in Mexico City. En: *Global Report on Human Settlements 2011 - Cities and Climate Change* (Mutizwa-Mangiza N. D., Arimah B. C., Jensen I., Abera-Yemeru E., Kinyanjui M. K., Eds.). United Nations Human Settlements Programme (UN-Habitat) 68.
- INIFAP (2016) Laboratorio Nacional de Modelaje y Sensores Remotos. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Mexico [en línea]. <http://clima.inifap.gob.mx/redinifap/#>.
- Jha A. K., Bloch R., Lamond J. (2012) *Cities and flooding: a guide to integrated urban flood risk management for the 21st century*. World Bank Publications, Washington, D. C.

- Jiang Y., Yuan Y., Piza H. (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.
- Joshi U. M., Balasubramanian R. (2010) Characteristics and environmental mobility of trace elements in urban runoff. *Chemosphere* 80(3): 310-318.
- Kaushik R., Balasubramanian R., Dunstan H. (2014) Microbial quality and phylogenetic diversity of fresh rainwater and tropical freshwater reservoir. *PLoS ONE* 9(6): e100737. doi:10.1371/journal.pone.0100737.
- Kayhanian M., Fruchtmann B. D., Gulliver J. S., Montanaro C., Raniere E., Wuertz S. (2012) Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications. *Water Research* 46(20): 6609-6624.
- Kayhanian M., Suverkropp C., Ruby A., Tsay K. (2007) Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration. *Journal of Environmental Management* 85(2): 279-295.
- Kim M. H., Sung C. Y., Li M. H., Chu K. H. (2012) Bioretention for stormwater quality improvement in Texas: Removal effectiveness of *Escherichia coli*. *Separation and Purification Technology* 84: 120-124.
- Laurenson G., Laurenson S., Bolan N., Beecham S., Clark, I. (2013) Role of Bioretention Systems in the Treatment of Stormwater. *Advances in Agronomy* 120: 223-274.
- Leenheer J. A., Croué J. P. (2003) Characterizing aquatic dissolved organic matter. *Environmental Science and Technology* 37(1): 18A-26A.
- Li W., Shen Z., Tian T., Liu R., Qiu J. (2012) Temporal variation of heavy metal pollution in urban stormwater runoff. *Frontiers of Environmental Science and Engineering* 6(5): 692-700.
- Li M. H., Sung C., Kim M., Chu K. H. (2011) Assessing performance of bioretention boxes in hot and semiarid regions: Highway application pilot study. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* (2262): 155-163.
- Li M. H., Dvorak B., Sung C. Y. (2010) Bioretention, low impact development, and stormwater management. En: *Urban Ecosystem Ecology* (Aitkenhead-Peterson J., Volder A., Eds). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp. 413-430.
- Liu J., Sample D. J., Bell C., Guan Y. (2014) Review and research needs of bioretention used for the treatment of urban stormwater. *Water* 6(4): 1069-1099.
- Lizárraga-Mendiola L., Vázquez-Rodríguez G., Blanco-Piñón A., Rangel-Martínez Y., González-Sandoval M. (2015) Estimating the Rainwater Potential per Household in an Urban Area: Case Study in Central Mexico. *Water* 7(9): 4622-4637.
- Lucho-Constantino C. A., Poggi-Varaldo H. M., Beltrán-Hernández R. I., Prieto-García F., Álvarez-Suárez M. (2005) A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of selected cations and heavy metals in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. *Environment International* 31: 313-323.
- Lundy L., Ellis J. B., Revitt D. M. (2011) Risk prioritisation of stormwater pollutant sources. *Water Research* 46(20): 6589-6600.
- Makepeace D. K., Smith D. W., Stanley S. J. (1995) Urban stormwater quality: summary of contaminant data. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 25(2): 93-139.
- Martínez-Austria P., Patiño-Gómez C., Montero-Martínez M. J., Pérez-López J. L., Ojeda-Bustamante W., Mundo-Molina M. D., Hernández-Barrios L. (2010) Efectos del cambio climático en los recursos hídricos. En: *El agua en México: Cauces y encauces* (Jiménez-

- Cisneros B., Torregrosa y Armentia M. L., Aboites-Aguilar L., Eds.). Academia Mexicana de Ciencias, México.
- Matilainen A., Gjessing E. T., Lahtinen T., Hed L., Bhatnagar A., Sillanpää, M. (2011) An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment. *Chemosphere* 83(11): 1431-1442.
- Matos C., Bento R., Bentes I. (2015) Urban Land-Cover, Urbanization Type and Implications for Storm Water Quality: Vila Real as a Case Study. *Journal of Hydrogeology & Hydrologic Engineering* 4(2): 1-7.
- McArdle P., Gleeson J., Hammond T., Heslop E., Holden R., Kuczera G. (2011) Centralised urban stormwater harvesting for potable reuse. *Water Science and Technology* 63(1): 16-24.
- McDonald R. I., Weber K., Padowski J., Flörke M., Schneider C., Green P. A., Gleeson T., Eckman S., Lenher B., Balk D., Boucher T., Grill G., Montgomery M. (2014) Water on an urban planet: Urbanization and the reach of urban water infrastructure. *Global Environmental Change* 27: 96-105.
- McElmurry S. P., Long D. T., Voice T. C. (2014) Stormwater dissolved organic matter: influence of land cover and environmental factors. *Environmental Science and Technology* 48(1): 45-53.
- McLellan S. L., Fisher J. C., Newton R. J. (2016) The microbiome of urban waters. *International Microbiology* 18(3): 141-149.
- Mihelcic J. R., Zimmerman J. B. (2012) Desarrollo de bajo impacto. En: *Ingeniería Ambiental. Fundamentos, sustentabilidad, diseño*. Alfaomega, México, pp. 332-343.
- Mijangos-Montiel J. L., Wakida F. T., Temores-Peña J. (2010) Stormwater quality from gas stations in Tijuana, Mexico. *International Journal of Environmental Research* 4(4): 777-784.
- Mubarak A., Howald R. A., Woodriff R. (1977) Elimination of chloride interferences with mercuric ions in the determination of nitrates by the phenoldisulfonic acid method. *Analytical Chemistry* 49(6): 857-860.
- Newman B. D., Wilcox B. P., Archer S. R., Breshears D. D., Dahm C. N., Duffy C. J., McDowell N. G., Phillips F. M., Scanlon B. R., Vivoni E. R. (2006) Ecohydrology of water-limited environments: A scientific vision. *Water Resources Research* 42, W06302. doi:10.1029/2005WR004141.
- Nguyen H. V. M., Hur J., Shin H. S. (2010) Changes in spectroscopic and molecular weight characteristics of dissolved organic matter in a river during a storm event. *Water, Air, & Soil Pollution* 212(1-4): 395-406.
- Nieber J. L., Arika C. N., Lahti L., Gulliver J. S., Weiss P. T. (2014) The impact of stormwater infiltration practices on groundwater quality. St. Anthony Falls Laboratory, University of Minnesota Digital Conservancy [en línea]. <http://hdl.handle.net/11299/169456>
- NOM (2007) Norma Oficial Mexicana NOM-015-CONAGUA-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.
- NOM (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.
- O'Connor G. A., Elliott H. A., Bastian, R. K. (2008) Degraded water reuse: An overview. *Journal of Environmental Quality* 37(5_Supplement): S-157.

- Osborne J. W., Costello A. B. (2009) Best practices in exploratory factor analysis: Four recommendations for getting the most from your analysis. *Pan-Pacific Management Review* 12(2): 131-146.
- Padowski J. C., Gorelick S. M. (2014) Global analysis of urban surface water supply vulnerability. *Environmental Research Letters* 9(10): 104004.
- Pan X., Zhang J., Fang W. T., Jones K. D. (2012) Dynamic behavior of stormwater quality parameters in South Texas. *Frontiers of Environmental Science and Engineering* 6(6): 825-830.
- Porse E. C. (2013) Stormwater governance and future cities. *Water* 5(1): 29-52.
- Qin H. P., Li Z. X., Fu G. (2013) The effects of low impact development on urban flooding under different rainfall characteristics. *Journal of Environmental Management* 129: 577-585.
- Reynolds J. F., Smith D. M. S., Lambin E. F., Turner B. L., Mortimore M., Batterbury S. P., Downing T. E., Dowlatabadi H., Fernández R. J., Herrick J. E., Huber-Sannwald E., Jiang H., Leemans R., Lynam T., Maestre F. T., Ayarza M., Walker B. (2007) Global desertification: building a science for dryland development. *Science* 316(5826): 847-851.
- Rogers J. D. (1997) Flood damage: Evolving laws and policies for an ever-present risk [en línea]. <http://web.mst.edu/~rogersda/umrcourses/ge301/Evolving%20Laws%20for%20Flood%20damage%20Litigation.html>
- Roy-Poirier A., Champagne P., Filion, Y. (2010) Review of bioretention system research and design: past, present, and future. *Journal of Environmental Engineering* 136(9): 878-889.
- Rusciano G. M., Obropta C. C. (2007) Bioretention column study: Fecal coliform and total suspended solids reductions. *Transactions of the ASABE* 50(4): 1261-1269.
- Savi T., Marin M., Boldrin D., Incerti G., Andri S., Nardini A. (2014) Green roofs for a drier world: effects of hydrogel amendment on substrate and plant water status. *Science of the Total Environment* 490: 467-476.
- SEMARNAT (2013) *Programa Nacional Hídrico 2014-2018*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Shafique M., Kim, R. (2015) Low impact development practices: a review of current research and recommendations for future directions. *Ecological Chemistry and Engineering S* 22(4): 543-563.
- SMN (2010) Datos de precipitación de la estación meteorológica de Pachuca, 1951-2010. Servicio Meteorológico Nacional, México [en línea]. http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=42&Itemid=75.
- Steffen J. R. (2012) *Bioretention hydrologic performance in a semiarid climate*. Tesis doctoral, The University of Utah, E.U.A.
- Stevik T. K., Aa K., Ausland G., Hanssen J. F. (2004) Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. *Water Research* 38(6): 1355-1367.
- Taebi A., Droste R. L. (2004) Pollution loads in urban runoff and sanitary wastewater. *Science of the Total Environment* 327(1): 175-184.
- Tiefenthaler L., Schiff K., Leecaster M. (2000) Temporal variability patterns of stormwater concentrations in urban stormwater runoff. *Annual Report 1999-2000*, Southern California Coastal Water Research Project, Westminster, pp. 28-44.
- Trowsdale S. A., Simcock R. (2011) Urban stormwater treatment using bioretention. *Journal of Hydrology* 397(3): 167-174.

- Tsihrintzis V. A., Hamid R. (1997) Modeling and management of urban stormwater runoff quality: a review. *Water Resources Management* 11(2): 136-164.
- United Nations (2015) *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision*. Department of Economic and Social Affairs, Population Division (ST/ESA/SER.A/366).
- Vázquez-Rodríguez G., Iturbe U. (2014) Ciudades permeables. *¿Cómo ves?* 183: 16-19.
- Vijayaraghavan K., Teo T. T., Balasubramanian R., Joshi U. M. (2009) Application of *Sargassum* biomass to remove heavy metal ions from synthetic multi-metal solutions and urban storm water runoff. *Journal of Hazardous Materials* 164(2): 1019-1023.
- Vörösmarty C. J., Green P., Salisbury J., Lammers R. B. (2000) Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *Science* 289(5477): 284-288.
- Yidana S. M., Ophori D., Banoeng-Yakubo B. (2008) A multivariate statistical analysis of surface water chemistry data—The Ankobra Basin, Ghana. *Journal of Environmental Management* 86(1): 80-87.
- Zafra-Mejía C. A., Temprano-González J., Tejero-Monzón J. I. (2007) Evaluación de la contaminación por escorrentía urbana: sedimentos depositados sobre la superficie de una vía. *Ingeniería e Investigación* 27(1): 4-10.
- Zeying L. (2015) *Hydrological performance of bioretention system and permeable pavement for potential applications in Hong Kong*. Tesis de maestría, The University of Hong Kong.
- Zgheib S., Moilleron R., Chebbo, G. (2012) Priority pollutants in urban stormwater: Part 1—Case of separate storm sewers. *Water Research* 46(20): 6683-6692.
- Zhang Z., Rengel Z., Liaghati T., Torre A., Meney K. (2014) Influence of plant species and submerged zone with carbon addition on the removal of metals by stormwater biofilters. *Desalination and Water Treatment* 52(22-24): 4282-4291.
- Zhang L., Seagren E. A., Davis A. P., Karns J. S. (2011) Long-term sustainability of *Escherichia coli* removal in conventional bioretention media. *Journal of Environmental Engineering* 137(8): 669-677.
- Zhang L., Seagren E., Davis A. (2008) Column Studies on the Capture and Destruction of *E. coli* from Simulated Urban Stormwater Runoff Using Conventional Bioretention Media and Iron Oxide-Coated Sand. *World Environmental and Water Resources Congress*, Honolulu, E.U.A., 12-16 de mayo, pp. 1-7.
- Ziyath A. M., Mahbub P., Goonetilleke A., Adebajo M. O., Kokot S., Oloyede A. (2011) Influence of physical and chemical parameters on the treatment of heavy metals in polluted stormwater using zeolite—a review. *Journal of Water Resource and Protection* 3: 758-767.