

# Uso de zeolitas para el control de fuentes no puntuales de contaminación del agua: revisión

## *Use of zeolites to controlling nonpoint sources of water pollution: a review*

Ana Karen Gallo-González<sup>a</sup>, Gabriela Alejandra Vázquez-Rodríguez<sup>b\*</sup>

<sup>a</sup>Área Académica de Química, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Carr. Pachuca-Tulancingo Km. 4.5, Col. Carboneras, 42084 Mineral de la Reforma, Hidalgo, México.

<sup>b</sup>Área Académica de Química, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Hidalgo, México.

E-mail: <sup>a</sup>akgg\_05@hotmail.com, <sup>b</sup>gvazquez@uaeh.edu.mx

\*Autor para correspondencia

Recibido: 07/07/2021

Aceptado: 24/09/2021

Publicado: 31/10/2021

**Citar como:** Gallo-González, Ana Karen; Vázquez-Rodríguez, Gabriela Alejandra. 2021. Use of zeolites to controlling nonpoint sources of water pollution: a review. *Ingeniería del agua*, 25(4), 241-255. <https://doi.org/10.4995/la.2021.15897>

---

## RESUMEN

En el Antropoceno se constatan cambios en la composición del agua dulce debido a la contaminación derivada de fuentes puntuales y no puntuales. En este trabajo se presenta a las zeolitas, que son materiales con las más diversas aplicaciones, como una alternativa de mitigación de los cambios antes referidos mediante el control de fuentes no puntuales, con énfasis en las escorrentías urbanas. Para ello, se revisan las estrategias más comunes para enfrentar el problema que representan estas fuentes de contaminación, en particular la infraestructura verde y azul. Asimismo, se detallan las características y propiedades de las zeolitas naturales, sintéticas y modificadas, así como ejemplos de su empleo en sistemas de control de escorrentías urbanas. El artículo concluye con algunas recomendaciones y perspectivas.

**Palabras clave** | zeolita, escorrentía, contaminación difusa, calidad del agua, infraestructura verde y azul.

---

## ABSTRACT

*In the Anthropocene, there are changes in the composition of freshwater due to pollution derived from point and non-point sources. In this work, zeolites, which are materials with the most diverse applications, are presented as an alternative to mitigate the changes mentioned above through the control of non-point sources, emphasizing those of urban origin. To do this, the most common strategies to face the problem represented by these sources of pollution, in particular green and blue infrastructure, are reviewed. Likewise, the characteristics and properties of natural, synthetic, and modified zeolites are detailed, as well as examples of their use in non-point water source control systems. The article concludes with some recommendations and perspectives.*

**Key words** | zeolite, runoff, urbanization, diffuse pollution, water quality, blue-green infrastructure.

## INTRODUCCIÓN

El Antropoceno se define como la época geológica en la que la humanidad juega un papel determinante en el funcionamiento del Sistema Tierra. Entre sus principales indicadores están los acelerados cambios en la composición química de la atmósfera y en el clima terrestre que se han producido desde mediados del siglo pasado. No obstante, el Antropoceno también se manifiesta en el resto de las esferas terrestres y, de modo notable, en la hidrosfera. En primer lugar, la distribución de agua dulce en la superficie de la Tierra cambió como resultado, por una parte, de la conducción del agua desde sus fuentes hasta donde se estimaba necesario emplearla y, por otra parte, debido a cambios significativos en el uso del suelo. Ambos factores modificaron exhaustivamente los patrones de flujo y almacenamiento del agua dulce. Así, la humanidad ha cambiado la respuesta hidrológica de muchas cuencas del mundo a través de uno o más de los siguientes mecanismos (Savenije *et al.*, 2014):

- Desviación directa de los flujos de agua, incluidas las transferencias entre cuencas para el suministro de agua a las ciudades, las industrias y la agricultura.
- Transformación de la red de flujo, por ejemplo, a través de la construcción de presas o la canalización de corrientes naturales.
- Cambios en las características de la cuenca de drenaje, por ejemplo, mediante la deforestación, la urbanización, el drenaje de humedales y diversas prácticas agrícolas.
- Actividades que alteran el clima regional o mundial, notablemente a través del incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero, los cambios en el uso del suelo y el uso consuntivo del agua.

En segundo lugar, en el Antropoceno se constatan cambios en las concentraciones de iones mayoritarios, que a su vez impactan en la fuerza iónica y las propiedades ácido-base de las masas de agua dulce. A este efecto se le ha llamado el síndrome de salinización del agua dulce (FSS por las siglas en inglés de *freshwater salinization syndrom*; Kaushal *et al.*, 2019). Entre sus consecuencias se encuentra un mayor potencial para intemperizar minerales y para movilizar metales y fosfatos. Lo anterior empeora si se consideran las crecientes entradas de contaminantes a la hidrosfera a través de diversos tipos de fuentes puntuales y no puntuales, llamadas así según pueda identificarse o no a su generador, respectivamente. En consecuencia, en el Antropoceno se producen novedosas combinaciones de elementos y compuestos químicos en los cuerpos acuáticos, que se han denominado *cócteles*, cuyos riesgos para la salud humana son difíciles de caracterizar (Kaushal *et al.*, 2019; Burri *et al.*, 2019). La presencia de estos cócteles amenaza la oferta de agua de elevada calidad para el consumo humano, e impone enormes retos al control de la contaminación.

En los países del Sur Global, una de las principales amenazas al medio acuático la representan las fuentes puntuales que se descargan sin ningún tratamiento, o sin el suficiente, en los cuerpos receptores naturales. En cambio, en el Norte Global se considera que las fuentes puntuales están ya bajo control gracias a esquemas regulatorios estrictos, que se han enfocado desde hace algunos años en el control de las fuentes no puntuales. De hecho, las fuentes no puntuales son las responsables del 65 al 75% de la contaminación de más del 25% de los cuerpos de agua en general, mientras que contribuyen en un 45% de la contaminación de estuarios, 76% en lagos y el 65% ríos (Mandelker, 1989).

Por lo anterior, las fuentes no puntuales se consideran el mayor desafío de la gestión del agua en los países del Norte Global (Viman *et al.*, 2010). Por ejemplo, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica considera que la contaminación difusa es el mayor problema de calidad del agua en ese país (Álvarez *et al.*, 2016). Asimismo, en la Unión Europea, se considera que la contaminación difusa es la causa de que una gran proporción de los cuerpos acuáticos tenga una calidad mediocre (Wiering *et al.*, 2020), al tiempo que se la identifica como la principal amenaza al cumplimiento de la Directiva Marco del Agua (Yang y Wang, 2010).

Las zeolitas son materiales abundantes en la corteza terrestre y con las más variadas aplicaciones en ingeniería ambiental, entre otros campos. Por sus características únicas, son materiales que permiten enfrentar la contaminación del agua característica del Antropoceno, y por ello esta revisión busca presentar el interés de usarlos para el control de las fuentes no puntuales. Para lo cual, primero se describirán las características de las principales fuentes no puntuales de contaminación del agua, y se destacará la importancia de su control. Después se presentarán las estrategias más comunes para enfrentar el problema que representan

estas fuentes de contaminación. A continuación, se detallarán las características y propiedades de las zeolitas en sus tres variantes (naturales, sintéticas y modificadas), y se presentarán algunos ejemplos de su empleo en sistemas de control de fuentes no puntuales del agua.

## FUENTES NO PUNTUALES DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA

Las fuentes no puntuales, también llamadas difusas, descargan contaminantes de procedencia desconocida en los cuerpos de agua receptores, razón por la cual su monitoreo y en general su manejo implican una serie de retos técnicos y legales. Las escorrentías agrícolas y urbanas, el lavado de contaminantes atmosféricos por la lluvia, las fugas de fosas sépticas o de tuberías que conducen el drenaje, las actividades de construcción y la erosión del suelo, entre otras, representan algunos ejemplos de fuentes no puntuales. Como se señaló antes, representan un problema prioritario de gestión de la calidad del agua, en particular en lo relativo a la descarga de nutrientes en el medio acuático y a la eutrofización que esto implica. Por su contribución a la crisis global de la eutrofización, las escorrentías urbanas y agrícolas pueden considerarse fuentes no puntuales de atención prioritaria.

### Escorrentías urbanas

Las ciudades alteran los procesos hidrológicos que normalmente ocurren en una cuenca. En un área no urbanizada y cubierta por vegetación, la escorrentía que se genera después de una precipitación es mínima, puesto que una gran proporción de esta se infiltra al suelo o se evapotranspira. En cambio, en una ciudad abundan las superficies impermeables y la escorrentía se incrementa. Así, la urbanización crea un nuevo ambiente hidrológico: el asfalto y el concreto reemplazan al suelo, los edificios a los árboles y las canalizaciones a las corrientes superficiales y subterráneas naturales (Hough, 2004).

El volumen de las escorrentías depende del porcentaje que representen las superficies construidas; por ejemplo, en una zona cubierta en un 75-100% por superficies impermeables, el 55% de la lluvia constituirá escorrentías (Paul y Meyer, 2001). Esta agua de escorrentía urbana (AEU) puede definirse como el componente del ciclo hidrológico que se genera después de un evento de lluvia o nieve y que se traduce en el flujo de agua sobre superficies impermeables tales como calles, banquetas o tejados. Es la causa más frecuente de las inundaciones que caracterizan al medio urbano, de la erosión de los suelos que permanecen descubiertos y de la disminución de la recarga de los acuíferos cercanos. Como se describe a continuación, otra de las consecuencias del AEU es que constituye una fuente importante de contaminación no puntual.

En zonas urbanas el agua de lluvia que cae en las superficies impermeables genera escorrentías que incorporan los materiales ahí depositados, tales como basura, fertilizantes de jardín, herbicidas, detergentes, aceites y pinturas, entre otros compuestos tóxicos, que pueden alcanzar cuerpos de agua superficiales y subterráneos (Viman *et al.*, 2010). Por ello, los contaminantes de interés en la escorrentía urbana incluyen sólidos suspendidos, metales pesados, nutrientes, y residuos sólidos urbanos; además, destacan los compuestos derivados del uso de automóviles, tales como hidrocarburos y aditivos de gasolinas, líquidos anticongelantes o residuos de llantas y frenos (Ortiz-Hernández *et al.*, 2016). Recientemente, también se han analizado contaminantes emergentes de muy diversa índole, que abarcan compuestos farmacéuticos, ingredientes de productos de higiene personal, drogas y marcadores de actividad humana tales como la cafeína y la sucralosa, microplásticos y nanopartículas antropogénicas (Fairbairn *et al.*, 2018; Piñón-Colín *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2020).

### Escorrentías agrícolas

La agricultura es una de las principales fuentes de contaminación no puntual. Se considera la principal responsable de la presencia de nitrato, fósforo, pesticidas, sedimentos y sales en el agua, y de patógenos, si además se incluyen las actividades ganaderas (Parris, 2011). La contaminación no puntual de origen agrícola ocasiona que se incremente el costo de potabilización de los cuerpos de agua afectados (principalmente acuíferos); que se vean afectadas actividades pesqueras y recreativas; que disminuya el valor cultural y que se dañen los ecosistemas asociados a ríos, lagos, aguas subterráneas y marinas (Parris, 2011). Los principales contaminantes que contienen son sedimentos, fertilizantes y pesticidas (Viman *et al.*, 2010).

## CONTROL DE FUENTES NO PUNTUALES DE CONTAMINACIÓN

### Escorrentías urbanas: la infraestructura verde y azul

Solo a partir de fechas recientes se ha empezado a contrarrestar los cambios provocados en el ciclo hidrológico por la impermeabilidad urbana, con enfoques como el propuesto por la infraestructura verde y azul (IVA). Se ha definido a la IVA como una red planificada de elementos naturales y seminaturales (o ingenieriles) diseñada y gestionada para proporcionar una amplia gama de servicios ecosistémicos (Vergara-Buitrago, 2018). Esta infraestructura busca recrear el ciclo hidrológico que prevalecía previamente a la urbanización del sitio, y se vale de dispositivos que propician la infiltración del agua en el subsuelo o bien su retención, lo que actúa en detrimento de la cantidad de escorrentías. A diferencia de la infraestructura civil convencional (también llamada “gris”) destinada a controlar la escorrentía (por ejemplo, drenes pluviales) y que solo retarda los caudales pico, la IVA los disminuye. Desde su aparición, la IVA ha representado una valiosa alternativa para la captación y tratamiento de las escorrentías urbanas, y en general para la protección ambiental de las zonas de aplicación (Figura 1), aunque frecuentemente se combina con la infraestructura gris.

Los dispositivos de la IVA pueden clasificarse en dos grandes vertientes: las tecnologías basadas en la retención o en la infiltración (Eckart *et al.*, 2017). Ambas vertientes disminuyen el área impermeable efectiva; sin embargo, las segundas se destacan por su mayor contribución a la restauración de los flujos de base y de los acuíferos con respecto a las primeras. Las principales tecnologías IVA basadas en la retención son los humedales, azoteas verdes y los sistemas de captación de agua de lluvia. Entre los dispositivos basados en la infiltración se encuentran las celdas de biorretención, las zanjas de infiltración y los pavimentos permeables; estas se describirán brevemente a continuación.

- Celdas de biorretención, o jardines de lluvia: están diseñadas para captar las escorrentías y favorecer su infiltración gracias a la presencia de vegetación y diversas capas de materiales filtrantes de origen pétreo. Entre sus principales ventajas se tiene que disminuyen la escorrentía, recargan mantos acuíferos subterráneos con agua de mejor calidad que la que reciben (Dietz, 2007), promueven la evapotranspiración y en general mejoran la calidad de los cuerpos de agua receptores (Eckart *et al.*, 2017).



**Figura 1** | Habilitación de una cuneta como zanja de infiltración en el Blvd. Jalisco de San Luis Río Colorado (Sonora, México). Imagen tomada de <https://watershedmg.org/newsmedia/infraestructura-verde-en-san-luis-rio-colorado>.

- Zanjas de infiltración: la estructura y función de este sistema es idéntico a las celdas de biorretención, solo que pueden prescindir de la vegetación y por lo regular tienen una forma de canal. Además de reducir caudales pico, reducen eficientemente los sólidos suspendidos y otros contaminantes adsorbidos a ellos (Eckart *et al.*, 2017).
- Pavimentos permeables: son el tipo de IVA más popular. Consisten en mezclas de diversos materiales de tamaños gruesos que, a diferencia de los pavimentos convencionales, permiten la rápida infiltración del AEU. Permiten controlar el AEU sin necesidad de espacio adicional. Dado que se pueden adaptar a diferentes construcciones y presupuestos, se consideran una tecnología muy versátil y altamente efectiva en la remoción de contaminantes tales como fosfato, ciertos metales pesados e indicadores microbiológicos (Ortega-Villar *et al.*, 2019).

## Escorrentías agrícolas

El control de la contaminación no puntual de origen agrícola se ha vuelto crítico debido a la intensificación de este sector, específicamente en lo referente a la producción de lácteos y de ganado menor (Parris, 2011). En paralelo, existe una mayor sensibilización pública acerca de los riesgos asociados al uso indiscriminado de pesticidas y fertilizantes, que en la práctica coloca bajo cierta presión a los productores para que controlen este tipo de emisiones al ambiente. Esto se debe a que, en las últimas décadas, el uso indiscriminado de fertilizantes ha convertido a la agricultura como la principal fuente de contaminación no puntual y una causa prominente del aumento de cuerpos de agua eutrofizados (Ripa *et al.*, 2006). Desde los suelos, los fertilizantes se movilizan mediante dos vías principales: el nitrógeno, sobre todo en forma de nitrato altamente soluble en agua, se percola con facilidad a las aguas subterráneas, mientras que el fósforo, menos soluble, se mueve principalmente unido a las partículas erosionadas del suelo.

Para el control de las fuentes de contaminación no puntuales, se ha sugerido dos grandes grupos de estrategias. Las primeras se refieren a la reducción en la fuente, que incluyen las siguientes medidas (Viman *et al.*, 2010):

- Plantar árboles y arbustos
- Regular el uso de fertilizantes, herbicidas e insecticidas, a partir de determinar las dosis de aplicación necesarias.
- Evitar el almacenaje de productos químicos al aire libre y disponer de manera correcta los residuos que generen.
- Limitar las superficies impermeables
- Realizar prácticas agrícolas efectivas
- Mantener al ganado lejos de cuerpos de agua y realizar un manejo del estiércol.

El segundo grupo de estrategias se basa en contener la contaminación aportada por la escorrentía antes de que alcance un cuerpo de agua. Las principales tecnologías empleadas a tal efecto son las zanjas ecológicas (también llamadas zanjas de drenaje con vegetación), los humedales construidos, las islas flotantes y las franjas de protección (Figura 2). Aunque estas tecnologías son en todo semejantes a la IVA y algunos autores así las denominan, frecuentemente no se les considera como tales por ubicarse en el medio rural. Según la clasificación presentada antes, las primeras tres tecnologías se basan en la retención de agua, mientras que la cuarta se basa en la infiltración. Estas tecnologías se consideran costo-efectivas en términos de construcción, mantenimiento y requerimientos energéticos, incluso para zonas remotas y países del Sur Global (Yi *et al.*, 2020).

---

## LAS ZEOLITAS COMO HERRAMIENTA DE CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA

### Propiedades generales de las zeolitas

Las zeolitas son materiales cristalinos a base de silicatos o aluminosilicatos, que pueden ser de origen natural o sintético. Debido a sus propiedades únicas, las zeolitas se usan en aplicaciones tan variadas como la alimentación animal, control de olores, tratamiento de aguas, catálisis química, enmienda de suelos, adsorción de gases, grasas y aceites, y en acuicultura, entre otras. No obstante, son las tres primeras aplicaciones las que requieren mayores cantidades de este material (70% de las ventas anuales en los



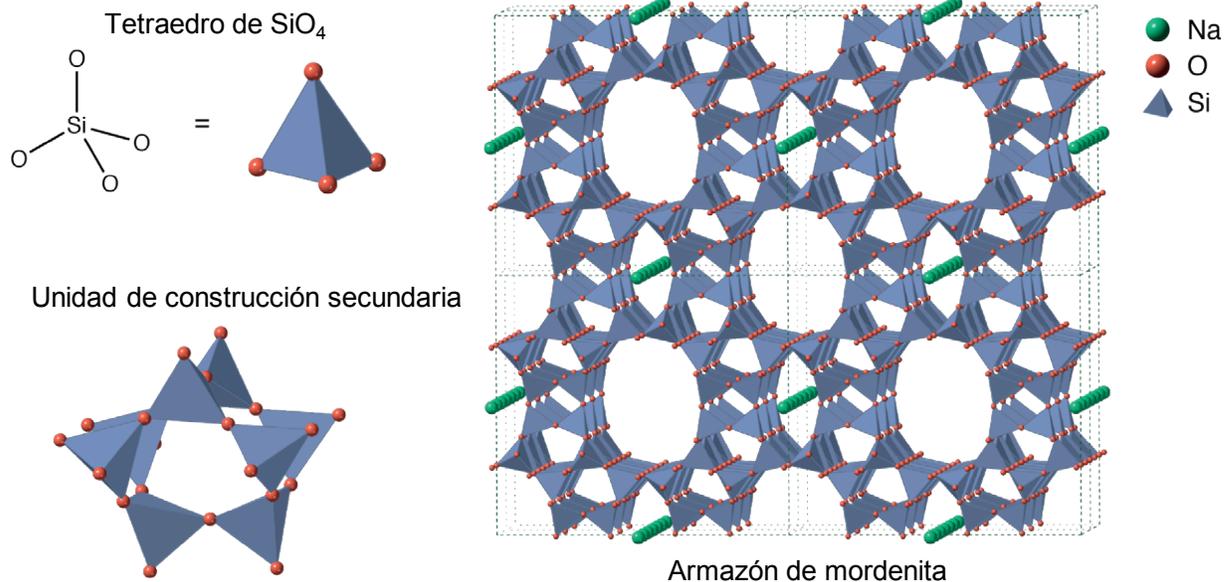
**Figura 2 |** Franja de protección a lo largo de un río en Iowa. Imagen de dominio público tomada por Lynn Betts, cortesía del USDA Natural Resources Conservation Service. <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=24816585>

E.U.A; USGS, 2020). Algunas de las zeolitas más comunes son: clinoptilolita, mordenita, filipsita, heulandita, chabazita, estilbita, analcima, y laumontita, mientras que entre las raras se encuentran la ofretita, paulingita, barrerita, y mazzita; la clinoptilolita es la más abundante y la que más se emplea (Yuna, 2016).

Las zeolitas poseen una estructura regular conformada por arreglos de tetraedros tridimensionales de cationes de Si ( $\text{Si}^{4+}$ ) y de aluminio ( $\text{Al}^{3+}$ ) rodeados por cuatro aniones de oxígeno ( $\text{O}^{2-}$ ). Los tetraedros de  $(\text{SiO}_4)^{4-}$  o  $(\text{AlO}_4)^{5-}$  constituyen las unidades de construcción primarias de las zeolitas que, al conectarse entre sí mediante átomos de oxígeno compartidos, originan las unidades de construcción secundarias. Estas, a su vez, se unen en un armazón tridimensional rígido, con cavidades que forman canales al alinearse (Margeta *et al.*, 2013). En la Figura 3 se muestran las unidades de construcción primaria y secundaria, así como el armazón de una zeolita tipo mordenita.

La sustitución de los iones  $\text{Si}^{4+}$  por  $\text{Al}^{3+}$  genera una carga negativa neta en el armazón, la cual se balancea con contraiones, usualmente metales como  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  o  $\text{Ca}^{2+}$ . Estos iones se localizan en las cavidades de la zeolita, a la que se unen mediante enlaces electrostáticos débiles (Moshoeshoe *et al.*, 2017). Los cationes presentes en el agua, en particular el ion amonio y varios metales, pueden intercambiarse por estos cationes de la estructura extra a través del mecanismo de intercambio iónico (Ziyath *et al.*, 2011). Gracias a lo anterior, las zeolitas se emplean para eliminar nitrógeno amoniacal de aguas residuales; las más efectivas son las zeolitas sódicas, seguidas de las cálcicas y las ácidas (Guarino-Bertholini, 2016).

En las cavidades zeolíticas también se hallan moléculas de agua, unidas por puentes de hidrógeno a los iones del armazón o a los contraiones. Las moléculas de agua no contribuyen a la estabilidad del armazón, debido a lo cual las zeolitas se hidratan o deshidratan reversiblemente. La extensa red de cavidades de una zeolita permite, además, la transferencia de materia entre este espacio intracrystalino y el medio que lo rodea. Esta transferencia está limitada por el diámetro de los poros, puesto que únicamente las moléculas con dimensiones menores podrán moverse a través de este espacio intracrystalino; gracias a esta propiedad, las zeolitas se consideran *tamices moleculares*. Si el diámetro de los poros es mayor a 50 nm, las zeolitas se denominan zeolitas macroporosas; si este diámetro tiene entre 2 y 5 nm, se habla de zeolitas mesoporosas, y de microporosas si es menor a 2 nm (Moshoeshoe *et al.*, 2017).



**Figura 3** | Unidades de construcción primaria y secundaria en una zeolita tipo mordenita. Modificación de la imagen de François-Xavier Coudert tomada de: [https://en.wikipedia.org/wiki/File:Zeolite\\_structure\\_as\\_an\\_assembly\\_of\\_tetrahedra.png](https://en.wikipedia.org/wiki/File:Zeolite_structure_as_an_assembly_of_tetrahedra.png), con licencia Creative Commons Attribution 4.0 International.

Así, las propiedades más importantes de las zeolitas son la hidratación y deshidratación reversibles, el tamaño de sus poros y la capacidad de intercambio catiónico; debido a esta última propiedad se las considera materiales valiosos en procesos de descontaminación del agua (Delkash *et al.*, 2015). La relación Si/Al juega un papel importante en la capacidad de intercambio; entre más grande sea, será mayor la estabilidad térmica y física, y menor su capacidad de intercambiar cationes. Por contra, si la relación Si/Al es reducida, la capacidad de intercambio catiónico es mayor, debido a que existen más átomos de aluminio en la estructura y por consiguiente un mayor número de sitios de intercambio. El tamaño de poro de una zeolita también es un parámetro de importancia que indica su potencial de remoción de contaminantes: es conocido que las zeolitas con mayor tamaño de poro son más efectivas en procesos de adsorción (Delkash *et al.*, 2015).

### Tipos de zeolitas: naturales, sintéticas y modificadas

Actualmente se cuenta con alrededor de 218 tipos de zeolitas naturales identificadas, que suelen clasificarse de acuerdo con la forma de su armazón (IZA, 2017). Pueden formarse naturalmente por la caída súbita de temperatura en un magma basáltico rico en sílice, o si un magma de este tipo entra en contacto con soluciones salinas o alcalinas. Por lo tanto, numerosos depósitos naturales de zeolitas se encuentran cerca de volcanes activos o extintos (Schifter y Bosch, 1988). Se les suele encontrar en formas cristalinas en rocas ígneas y metamórficas, así como en gránulos pequeños acumulados en rocas sedimentarias, lo cual explica que raramente se les encuentre con una alta pureza. Por lo general están contenidas en distintas proporciones en tobas volcánicas, que además contienen otros minerales, metales o cuarzo (Król, 2020). De hecho, las tobas con proporciones de bajas a moderadas de zeolita representan una gran parte de la producción de zeolitas en el mundo (1,200,000 ton en 2019; USGS, 2020). Es usual extraer las zeolitas naturales por procedimientos a cielo abierto (Virta, 2011).

Por otra parte, fue en 1948 cuando Richard Barrer y Robert Milton sintetizaron la primera zeolita a partir de elementos no zeolíticos, mediante la denominada “síntesis hidrotermal”. Hoy se conocen más de un centenar de estructuras zeolíticas sintéticas (Król, 2020). Los materiales de partida más comunes son aquellos ricos en sílice, tales como aluminosilicatos, los vidrios volcánicos o las diatomitas, que se transforman en zeolitas en condiciones alcalinas ( $\text{pH} > 8.5$ ). Otra fuente empleada para la síntesis de zeolitas son residuos tales como las cenizas volantes de carbón (en inglés, *coal fly ash*) u otro tipo de cenizas, así como el vidrio no

reciclable o las virtudes de aluminio (Yuna, 2016). La síntesis de zeolitas implica procesos tales como la disolución, condensación, gelatinización y cristalización, que ocurren en autoclaves y a menudo a alta presión (Król, 2020). Las zeolitas sintéticas tienen una selectividad más baja respecto a las zeolitas naturales, pero su capacidad y velocidad de adsorción son por lo general mayores. La composición de las zeolitas naturales puede variar incluso en el mismo yacimiento del que se extraen; es por ello que este tipo de zeolitas se encuentra en desventaja con respecto a las zeolitas sintéticas, que pueden producirse con homogeneidad y pureza elevadas (Delkash *et al.*, 2015). Sin embargo, las zeolitas sintéticas también tienen inconvenientes, puesto que suelen obtenerse en forma de polvos cristalinos finos con un tamaño de unos cuantos micrones (Król, 2020), lo cual las hace menos interesantes que las zeolitas naturales (cuya granulometría puede manipularse con facilidad) en operaciones de tratamiento del agua a escala real.

Las zeolitas naturales, e incluso las sintéticas, se modifican con el objeto de aumentar su capacidad de intercambio. Para ello se emplean métodos tales como la activación termal, la conversión a formas unicationicas, los tratamientos ácidos o alcalinos o la modificación de la superficie con tensioactivos; los dos últimos métodos son los más usuales (Yuna, 2016). El tratamiento térmico mejora en particular el intercambio de amonio y la adsorción de compuestos orgánicos volátiles (COV) debido a que se evapora el agua y otras moléculas volátiles que puedan estar en los poros de la zeolita, lo cual permite que existan espacios para los nuevos contaminantes. La activación termal de una zeolita debe llevarse a cabo en condiciones controladas, pues un tratamiento térmico extremo puede colapsar la estructura de la zeolita y disminuir los sitios de intercambio (Delkash *et al.*, 2015). Asimismo, se ha informado que la exposición de zeolitas a radiación de microondas, al igual que los tratamientos térmicos como la calcinación, aumenta la velocidad de intercambio respecto a una zeolita sin modificar.

Para la obtención de formas unicationicas, las zeolitas se ponen en contacto con una sal inorgánica (por ejemplo, NaCl) en solución concentrada, tras lo cual los cationes de la zeolita se intercambian con el catión de la sal disuelta. Con este procedimiento puede modificarse la carga superficial de la zeolita de negativa a positiva, y aumentar la afinidad por algún contaminante de interés, como  $Zn^{2+}$  u oxianiones de arsénico (Margeta *et al.*, 2013). En cuanto al tratamiento con ácidos, frecuentemente aumenta la microporosidad y el área superficial de la zeolita debido a que el ácido disuelve impurezas que bloquean los poros; esto incrementa la capacidad de intercambio de la zeolita hacia iones metálicos (Yuna, 2016).

Las zeolitas se consideran adsorbentes catiónicos por excelencia; para mejorar la eliminación de especies aniónicas, una de las más socorridas modificaciones involucra tensioactivos (Delkash *et al.*, 2015). Al modificar la superficie de las zeolitas con tensioactivos catiónicos con cadenas alquílicas largas, grupos amonio cuaternarios y un contraanión, la carga externa de la zeolita cambia de negativa a positiva. Esto ha demostrado ser eficaz para mejorar la adsorción de especies tales como arseniatos, cromatos, yoduros, selenatos y sulfatos (Jiménez-Castañeda y Medina, 2017). Por último, otra modificación interesante es el recubrimiento de las zeolitas con un material magnético como la magnetita. Esta, además de proveer a la zeolita de capacidades oxidantes, puede aumentar su capacidad de adsorción de compuestos orgánicos insolubles, como los presentes en aguas residuales de la industria petrolera (Hesas *et al.*, 2019).

---

## USO DE ZEOLITAS EN EL CONTROL DE ESCORRENTÍAS URBANAS

Las zeolitas se usan ampliamente en el tratamiento de agua gracias a su bajo costo y a su eficiencia de eliminación de contaminantes, especialmente nitrógeno amoniacal y metales pesados, por intercambio iónico. Otros mecanismos de descontaminación que pueden ocurrir en zeolitas son la adsorción electrostática, la adsorción específica o la precipitación (Delkash *et al.*, 2015). Las múltiples maneras en que las zeolitas pueden remover contaminantes tan heterogéneos como los presentes en las escorrentías urbanas añaden interés a su uso en sistemas de control, como se mostrará a continuación.

### Zeolitas naturales

La Tabla 1 muestra algunos ejemplos de la implementación de zeolitas naturales para controlar la calidad de escorrentías urbanas. En la mayoría de los estudios revisados, la zeolita utilizada es aquella que se encuentra de manera natural en la zona de estudio. De igual manera, numerosos autores se decantan por probar la eficacia de las zeolitas en una escorrentía sintética, es decir, en agua a la que se le agregaron los contaminantes de interés en concentraciones conocidas. Por ejemplo, en el estudio

de Baltrėnas y Brannvall (2006), se usó una zeolita natural (clinoptilolita) de Ucrania combinada con vermiculita para evaluar la descontaminación de un agua de escorrentía sintética que contenía metales pesados y derivados del petróleo, y se obtuvieron eliminaciones importantes de estos contaminantes (Tabla 1). Kim *et al.* (2010) colocaron un tanque de sedimentación acoplado a un filtro de zeolita a un lado de una carretera en Corea del Sur, y que por lo tanto recibía agua de escorrentía real. La instalación removió significativamente los sólidos suspendidos y tres metales pesados (Tabla 1) tras el monitoreo de tres eventos de lluvia; no obstante, los autores no distinguieron el efecto de la zeolita del efecto del tanque de sedimentación en la eficiencia de la descontaminación.

**Tabla 1** | Ejemplos del uso de zeolitas naturales para controlar escorrentías urbanas.

Descripción de la zeolita	Descripción del sistema	Contaminantes evaluados (% de remoción)	Capacidades de adsorción (mg/g)	Referencia
Zeolita natural	Pruebas en tubos agitados en las que se comparó la eficiencia de la zeolita y la de otros materiales (antracita, lignita, carbón activado granular, arena, vermiculita, perlita y composta de jardín) en descontaminar agua de escorrentía de un estacionamiento.	Cd, Cu (20-30%); Ni, NT <sup>A</sup> , Zn (50-60%); Cr, Fe, Pb (90-100%). La remoción de Mn fue despreciable y ocasionalmente se exportó PT <sup>B</sup>	Cd (0.05), Cu (13), Ni (0.15), NT <sup>A</sup> (120), Zn (51), Cr (>0.07), Fe (>1), Pb (33), PT <sup>B</sup> (7)	Al-Anbari <i>et al.</i> (2008)
Clinoptilolita (1-3 mm de tamaño de partícula)	Filtro en columna estratificado (clinoptilolita y vermiculita) y a escala laboratorio alimentado con agua de escorrentía sintética. Carga hidráulica aplicada: 66.7 L/g medio·h.	Cu (86.5%), Mn (57.5%), Ni (81.7%), Pb (98.6%), Zn (81.8%) y diésel (99.9%)	NR <sup>C</sup>	Baltrėnas y Brannvall (2006)
Clinoptilolita natural	Filtro en columna a escala piloto empacado con zeolita y varias combinaciones de materiales (vermiculita, concreto pulverizado, dolomita) y alimentado con agua de escorrentía sintética. Permeabilidad del medio: 0.14-0.18 cm/s. Carga hidráulica aplicada: 19.6-24.9 L/L medio·h.	Cu (94%), Pb (>97%), Zn (>80%)	Cu (170-175), Pb (50), Zn (220-270)	Haile y Fuerhacker (2018)
Zeolita natural	Tanque de sedimentación provisto con baffles de ralentización y acoplado a un filtro empacado con zeolita; alimentado con agua de escorrentía real proveniente de una autopista. Carga hidráulica aplicada: 1.36-6.57 L/L medio·h.	SST <sup>D</sup> (>60%), Cu (>70%), Pb y Zn (>60%)	NR <sup>C</sup>	Kim <i>et al.</i> (2010)
Mordenita natural	La zeolita se evaluó con agua de escorrentía real de una autopista de Londres a la que se le adicionaron los metales pesados. Se realizaron ensayos en matraces agitados.	Cd (6%), Cu (32.4%), Pb (44.2%), Zn (10.1%)	NR <sup>C</sup>	Pitcher <i>et al.</i> (2004)
Zeolita natural	Pruebas en matraces agitados con agua de escorrentía sintética. Permeabilidad del medio: 0.4 cm/s.	Cd (~88%), Cr (5-9%), Ni (24-100%), Pb (~100%), Zn (65-98.7%)	Cd (2000), Cr (~0), Ni (2500), Pb (142.9), Zn (3333).	Reddy <i>et al.</i> (2014)
Zeolita natural	Humedal construido vertical a escala piloto empacado sucesivamente (desde la base) con grava, zeolita y suelo, y con <i>Pragmites australis</i> como cobertura vegetal. Se alimentó con agua de escorrentía real de una autopista. Carga hidráulica aplicada: 0.029-0.048 L/L medio·h.	SST <sup>D</sup> (57%), DQO <sup>E</sup> (45%), N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (78%)	NR <sup>C</sup>	Singh <i>et al.</i> (2014)
Zeolita natural	Columna de biorretención a escala piloto empacada sucesivamente (desde la base) con zeolita, grava y suelo, y con <i>Iris ensata</i> como cobertura vegetal. Se alimentó con agua de escorrentía sintética. Permeabilidad del medio: 0.034 cm/s.	Cu, Cd, Pb y Zn (>97%)	Cu (172.9), Cd (215), Pb (643.2), Zn (1003)	Wang <i>et al.</i> (2017)

<sup>A</sup> NT: Nitrógeno total; <sup>B</sup> PT: Fósforo total; <sup>C</sup> NR: No reportado; <sup>D</sup> SST: Sólidos suspendidos totales; <sup>E</sup> DQO: Demanda química de oxígeno.

En otro estudio, se evaluó la capacidad de una zeolita y otros seis materiales para remover nutrientes (NT y PT, nitrógeno total y fósforo total, respectivamente) y metales pesados (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) de escorrentía real muestreada en un estacionamiento. A partir de ensayos en tubos agitados, se encontró que la zeolita removía NT, Ni y Zn apreciablemente (40-60%), mientras que las eliminaciones fueron superiores al 90% para Cr, Fe y Pb. Al estudiar la eficiencia de la zeolita en combinación

con otros tres materiales (antracita, carbón activado granular y vermiculita), los autores encontraron que la combinación 50%-50% de carbón activado granular y zeolita era la más adecuada para remover tanto los metales pesados como los nutrientes (Al-Anbari *et al.*, 2008). A los filtros de zeolita reportados por Haile y Fuerhacker (2018) también se alimentó agua de escorrentía sintética, de la que removieron metales pesados de modo significativo (Tabla 1); sin embargo, la zeolita se empacó con otros materiales (vermiculita, concreto pulverizado, dolomita), sin que se analizara el efecto individual de la zeolita.

Los humedales verticales son un dispositivo de la IVA muy semejante a los sistemas de biorretención, excepto por el hecho de que suelen estar inundados o bien contener una altura de agua importante. En la investigación de Singh *et al.* (2014), se evaluó el efecto del material filtrante de cuatro humedales verticales en el tratamiento de agua de escorrentía real proveniente de una autopista en Nanjing (China). El funcionamiento de dos unidades rellenas (desde la base) con zeolita natural, grava y una capa de suelo, y cubiertas con carrizo (*Phragmites australis*), se comparó con el funcionamiento de dos unidades idénticas, pero sin zeolita. En las unidades con zeolita se alcanzaron los mayores porcentajes de remoción de sólidos suspendidos, materia orgánica y nitrógeno amoniacal (Tabla 1).

En el trabajo de Wang *et al.* (2017) se rellenoó una columna de biorretención a escala laboratorio con grava, zeolita y suelo, a la cual se añadió una cobertura vegetal a base de *Iris ensata*. Sin embargo, al contrastar el funcionamiento de la columna con otras en donde se había sustituido la zeolita por arena, limo arenoso y cuarzo arenoso, no se detectaron diferencias significativas en las elevadas remociones de metales obtenidas (Tabla 1). De hecho, los autores atribuyeron la eficiencia de las columnas a la capa superior de suelo. La única ventaja señalada por los autores para la columna rellena con zeolita fue que proporcionó efluentes con menor concentración de carbono orgánico que las columnas empacadas con arena y limo arenoso.

La revisión resumida en la Tabla 1 indicó que, a pesar de las numerosas investigaciones a escala laboratorio o piloto, las aplicaciones de las zeolitas a situaciones reales no son frecuentes; una excepción a lo anterior es la investigación de Kim *et al.* (2010), que ya fue mencionada. Se encontró también la mención de que en Attinghausen, Suiza, una planta que trata escorrentías de carreteras emplea un separador laminar de partículas gruesas y dos filtros rellenos con clinoptilolita y un hidróxido de hierro (Boller *et al.*, 2007).

## Zeolitas sintéticas y modificadas

Aunque se ha demostrado que las zeolitas naturales tienen una gran capacidad de descontaminación del agua, numerosos estudios han tratado de aumentar esta capacidad, frecuentemente hacia un contaminante específico, mediante la modificación de zeolitas o el empleo de zeolitas sintéticas (Delkash *et al.*, 2015; Margeta *et al.*, 2013). La Tabla 2 recoge algunos ejemplos disponibles del uso de zeolitas modificadas y sintéticas para eliminar contaminantes típicos de escorrentías urbanas. En algunos de los trabajos revisados, las zeolitas modificadas presentan mayores capacidades de remoción que la zeolita de partida hacia el contaminante de interés (Luo *et al.*, 2020; Lv *et al.*, 2014). También se encontró que una zeolita natural podía eliminar algunos contaminantes (como  $\text{N-NH}_4^+$ , fosfatos y Mn) con mayor eficiencia que la misma zeolita recubierta de magnetita, pero no otros (como  $\text{N-NO}_3^-$ ) (Gallo-González y Vázquez-Rodríguez, 2020).

La modificación de las zeolitas con óxidos metálicos hace posible que el material remueva una variedad mayor de contaminantes, puesto que la oxidación se añade a los mecanismos de descontaminación usuales de las zeolitas, a saber, el intercambio iónico y la adsorción. Es notorio el éxito de las zeolitas tratadas con cobre para reducir la presencia de organismos tales como *Escherichia coli* (Li *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2014), lo que también hace promisorio su uso en el tratamiento de escorrentías agrícolas.

Hasta donde pudimos investigar, ni las zeolitas modificadas ni las sintéticas se han aplicado en la descontaminación de escorrentías urbanas, o en IVA, quizás debido a su mayor costo o, en el caso de las zeolitas sintéticas, a problemas de manejo asociados a su reducido tamaño. El empleo de zeolitas para tratar el agua debe contemplar, además, los costos que implica regenerarlas una vez que su superficie se saturó con los contaminantes removidos. La regeneración puede ser térmica o por oxidación con ozono, lo cual se recomienda para eliminar contaminantes orgánicos; otra opción incluye la adición de sustancias específicas que, mediante intercambio iónico o disolución de los contaminantes, reactivan el área superficial. El trabajo de Krstić (2021) reúne los métodos de regeneración más comunes, así como algunas tendencias novedosas; ahí también se señala que la regeneración de las zeolitas

naturales suele ser menos eficiente que la de las zeolitas sintéticas. Pitcher *et al.* (2004) mencionan un inconveniente adicional: la zeolita sintética tipo MAP que estudiaron eliminó eficientemente metales pesados de un agua de escorrentía real; sin embargo, debido a que el mecanismo de remoción es intercambio iónico, el agua tratada adquirió una concentración de sodio (casi 300 mg/L) y un pH elevados (8.5) que dificultan su reúso.

**Tabla 2 |** Ejemplos del uso de zeolitas sintéticas y modificadas para tratar contaminantes típicos de las escorrentías urbanas.

Descripción de la zeolita	Descripción de la modificación de la zeolita y del sistema de tratamiento	Contaminantes evaluados (% de remoción)	Mecanismo de remoción	Referencia
Toba zeolítica compuesta principalmente por mordenita y cuarzo	Coprecipitación de dos sales de hierro a pH alcalino para formar magnetita ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ), a la que luego se le agregó la zeolita. Ésta se evaluó en pruebas en matraces agitados con un agua de escorrentía sintética.	$\text{N-NH}_4^+$ (99.9%), $\text{N-NO}_3^-$ (88.8%), $\text{PO}_4^{3-}$ (51%), Mn (39.7%), Pb (81.1%)	Una parte del $\text{N-NH}_4^+$ se eliminó por oxidación; el resto, por intercambio iónico	Gallo-González y Vázquez-Rodríguez (2020)
Zeolita comercial (Zeochem)	Impregnación de la zeolita con $\text{Fe}^{2+}$ en ambiente libre de oxígeno, seguida de una calcinación. La zeolita modificada se evaluó en matraces agitados con concentraciones conocidas del contaminante.	Metil tert-butil éter (> 97%)	Adsorción y oxidación	González-Olmos <i>et al.</i> (2013)
Mordenita sintética obtenida a partir de silicato de sodio y aluminato de sodio	La zeolita se recubrió con magnetita. El compuesto se evaluó en pruebas en matraces agitados con agua residual real de una refinería.	Turbiedad (48.78%), DBO (80.17%), DQO (74.13%)	Adsorción	Hesas <i>et al.</i> (2019)
Zeolita natural de Australia compuesta principalmente por clinoptilolita, cuarzo y mordenita	Saturación de la zeolita con NaCl 2M, seguida de una impregnación de la forma unicationica (Na-Z) con $\text{Cu}^{2+}$ . La zeolita modificada (Cu-Z) se introdujo en un filtro en columna entre dos capas de grava, y se alimentó con agua de escorrentía real.	<i>Escherichia coli</i> (3.44 Log de reducción)	Desinfección por oxidación	Li <i>et al.</i> (2014)
Zeolita natural de Australia	Impregnación de la forma unicationica (Na-Z) con $\text{Cu}^{2+}$ . La zeolita modificada se calcinó a 400°C, o bien se cubrió <i>in situ</i> con $\text{Cu}(\text{OH})_2$ . Estas dos últimas zeolitas se introdujeron junto con capas de grava, arena y zeolita no modificada en un filtro en columna alimentado con agua de escorrentía sintética.	<i>Escherichia coli</i> (2.3 Log de reducción)	Desinfección por oxidación	Li <i>et al.</i> (2016)
Zeolita natural comercial de China	La zeolita se trató con HCl 1M ( $\text{H}^+$ -Z). Después se trató con NaOH 1M para obtener Na-Z, que luego se modificó con $\text{ZrOCl}_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ y posteriormente se calcinó. Esta zeolita (Zr-Na-Z) y $\text{H}^+$ -Z se colocaron cada una por debajo de un pavimento permeable como un post-tratamiento de agua de escorrentía sintética.	Las remociones de $\text{N-NH}_4^+$ y $\text{PT}^{\text{A}}$ fueron 23.7% y 37.2% mayores con el posttratamiento con Zr-Na-Z que con $\text{H}^+$ -Z	Intercambio iónico y precipitación (el PT precipitó como $\text{Zr}(\text{H}_2\text{PO}_4)^-$ )	Luo <i>et al.</i> (2020)
Zeolita natural con 74% de clinoptilolita, 10% de cuarzo, 10% de feldespato y 5% de esmectita	Impregnación de la zeolita con $\text{Fe}^{2+}$ (Fe-Z). Su potencial de descontaminación se probó en ensayos <i>batch</i> en matraces agitados.	Cr(VI), para el cual se encontró una capacidad de adsorción de la Fe-Z de 0.3 mg/g	Adsorción	Lv <i>et al.</i> (2014)
Zeolita sintética (MAP) comercial (INEOS Silicas)	La zeolita se evaluó con agua de escorrentía real de una autopista de Londres a la que se le adicionaron los metales pesados de interés. Se realizaron ensayos en matraces agitados.	Cd, Cu, Pb, Zn (> 91%)	Intercambio iónico	Pitcher <i>et al.</i> (2004)
Toba zeolítica de Rumania compuesta por clinoptilolita, cuarzo y plagioclasa	Impregnación de la toba con solución de $\text{FeCl}_3$ . Su potencial de remoción se probó en ensayos <i>batch</i> en matraces agitados.	As(V) (> 96.5%)	Adsorción	Stanić <i>et al.</i> (2009)

<sup>A</sup> PT: Fósforo total.

---

## CONCLUSIONES

Las investigaciones referidas en esta revisión indican la capacidad de las zeolitas de remover varios tipos de contaminantes, en particular, aunque no exclusivamente, metales pesados. Por lo tanto, este recurso natural, incluso cuando se usa en tobas y no se modifica, es un material con una alta relación costo-eficiencia que puede utilizarse en sistemas de control de escorrentías urbanas, las cuales con frecuencia presentan concentraciones elevadas de estos contaminantes. Adicionalmente, por su capacidad de remover nutrientes (amonio y fosfato), también pueden emplearse en el control de escorrentías agrícolas. En este último caso las zeolitas aun permiten prever la recuperación y reúso *in situ* de estos insumos. La modificación, y con mayor razón la síntesis de zeolitas, conllevan un aumento en el costo del material que puede ser prohibitivo para su uso en tratamiento de aguas. No obstante, en un esquema que prevea el reúso de la escorrentía, un mayor costo del material podría compensarse con el ahorro en el consumo de agua. Además, ciertas modificaciones de zeolitas aumentan la gama de posibles mecanismos de remoción, lo que las convierte en un material seleccionable para los retos que implica el manejo de las fuentes de contaminación no puntuales en el Antropoceno. Se encontró que las aplicaciones de las zeolitas, incluso las naturales, en instalaciones a escala real de tratamiento de escorrentías son escasas; no obstante, es probable que esta situación cambie conforme aumenten las restricciones para este tipo de fuentes de contaminación del agua.

Entre las desventajas de las zeolitas naturales están sus velocidades reducidas de remoción hacia algunos contaminantes que, aunque podrían ser problemáticas en procesos continuos intensivos de tratamiento de aguas, parecen adecuadas para la infraestructura verde y azul convencional. Igualmente, es necesario determinar si aportan excesivamente iones como el sodio, y cuál es la duración de su vida útil, al cabo de la cual la zeolita estará saturada y requerirá ser regenerada o, en función de su contenido de metales pesados, incluso dispuesta como residuo peligroso.

---

## AGRADECIMIENTOS

Anna Karen Gallo González agradece la beca otorgada por el Consejo Mexicano de Ciencia y Tecnología (CONACYT-México) para realizar sus estudios de posgrado.

---

## REFERENCIAS

- Al-Anbari, R.H., Wootton, K.P., Durmanic, S., Deletic, A., Fletcher, T.D. 2008. Evaluation of media for the adsorption of stormwater pollutants. *In: 11<sup>th</sup> International Conference on Urban Drainage*, Edinburgh, Scotland, UK.
- Álvarez, S., Asci, S., Vorotnikova, E. 2016. Valuing the potential benefits of water quality improvements in watersheds affected by non-point source pollution. *Water*, 8(4), 112. <https://doi.org/10.3390/w8040112>
- Baltrėnas, P., Brannvall, E. 2006. Experimental investigation of a filter with natural sorbent charge for runoff cleaning from heavy metals and petroleum products. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 14(1), 31-36. <https://doi.org/10.1080/16486897.2006.9636876>
- Boller, M., Langbein, S., Steiner, M. 2007. Development and full-scale implementation of a new treatment scheme for road runoff. *In: Highway and Urban Environment* (G.M. Morrison, S. Rauch, eds.). Springer, Dordrecht, 453-463. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6010-6\\_39](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6010-6_39)
- Burri, N.M., Weather, R., Moeck, C., Schirmer, M. 2019. A review of threats to groundwater quality in the anthropocene. *Science of the Total Environment* 684, 136-154. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.236>
- Delkash, M., Bakhshayesh, B.E., Kazemian, H. 2015. Using zeolitic adsorbents to cleanup special wastewater streams: A review. *Microporous and Mesoporous Materials*, 214, 224-241. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2015.04.039>

- Dietz, M.E. 2007. Low impact development practices: A review of current research and recommendations for future directions. *Water, Air, and Soil Pollution*, 186(1-4), 351-363. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9484-z>
- Eckart, K., McPhee, Z., Bolisetti, T. 2017. Performance and implementation of low impact development – A review. *Science of the Total Environment*, 607, 413-432. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.254>
- Fairbairn, D.J., Elliott, S.M., Kiesling, R.L., Schoenfuss, H.L., Ferrey, M.L., Westerhoff, B.M. 2018. Contaminants of emerging concern in urban stormwater: Spatiotemporal patterns and removal by iron-enhanced sand filters (IESFs). *Water Research*, 145, 332-345. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.020>
- Gallo-González, A.K., Vázquez-Rodríguez, G.A. 2020. Recubrimiento de mordenita con magnetita para incrementar su capacidad de descontaminación de agua de escorrentía urbana. *Revista Internacional de Desarrollo Regional Sustentable (RINDERESU)*, 5(2), 878-888.
- González-Olmos, R., Kopinke, F.D., Mackenzie, K., Georgi, A. 2013. Hydrophobic Fe-zeolites for removal of MTBE from water by combination of adsorption and oxidation. *Environmental Science and Technology*, 47(5), 2353-2360. <https://doi.org/10.1021/es303885y>
- Guarino-Bertholini, M. 2016. *Innovative applications of natural zeolites*. Doctoral dissertation, Queensland University of Technology, Australia.
- Haile, T.M., Fuerhacker, M. 2018. Simultaneous adsorption of heavy metals from roadway stormwater runoff using different filter media in column studies. *Water*, 10(9), 1160. <https://doi.org/10.3390/w10091160>
- Hesas, R.H., Baei, M.S., Rostami, H., Gardy, J., Hassanpour, A. 2019. An investigation on the capability of magnetically separable Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/mordenite zeolite for refinery oily wastewater purification. *Journal of Environmental Management*, 241, 525-534. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.005>
- Hough, M. 2004. *Cities and natural process: A basis for sustainability*, 2nd Edition. Routledge, Londres, UK. <https://doi.org/10.4324/9780203643471>
- IZA. 2017. Zeolite Database. International Zeolite Association. Recuperado el 2 de julio de 2021 de <http://www.iza-structure.org/databases/>.
- Jiménez-Castañeda, M.E., Medina, D.I. 2017. Use of surfactant-modified zeolites and clays for the removal of heavy metals from water. *Water*, 9(4), 235. <https://doi.org/10.3390/w9040235>
- Kaushal, S.S., Likens, G.E., Pace, M.L., Haq, S., Wood, K.L., Galella, J.G., Morel, C., Doody, T.R., Wessel, B., Kortelainen, P., Räike, A., Skinner, V., Utz, R., Jaworski, N. 2019. Novel ‘chemical cocktails’ in inland waters are a consequence of the freshwater salinization syndrome. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 374(1764), 20180017. <https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0017>
- Kim, L.H., Kang, H.M., Bae, W. 2010. Treatment of particulates and metals from highway stormwater runoff using zeolite filtration. *Desalination and Water Treatment*, 19(1-3), 97-104. <https://doi.org/10.5004/dwt.2010.1901>
- Król, M. 2020. Natural vs. Synthetic Zeolites. *Crystals*, 10(7), 622. <https://doi.org/10.3390/cryst10070622>
- Krstić, V. 2021. Role of zeolite adsorbent in water treatment. In: *Handbook of Nanomaterials for Wastewater Treatment* (B. Bhanvase, S. Sonawane, V. Pawade, A. Pandit, eds.). Elsevier, Amsterdam, 417-481. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821496-1.00024-6>
- Li, Y., McCarthy, D.T., Deletic, A. 2016. *Escherichia coli* removal in copper-zeolite-integrated stormwater biofilters: effect of vegetation, operational time, intermittent drying weather. *Ecological Engineering*, 90, 234-243. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.066>
- Li, Y.L., McCarthy, D.T., Deletic, A. 2014. Stable copper-zeolite filter media for bacteria removal in stormwater. *Journal of Hazardous Materials*, 273, 222-230. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.03.036>

- Luo, H., Guan, L., Jing, Z., Zhang, Z., Tao, M., Wang, Y., Chen, C. 2020. Removing nitrogen and phosphorus simultaneously in stormwater runoff using permeable asphalt pavement system with a zeolite-regulated reservoir. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 10(2), 106-119. <https://doi.org/10.2166/wrd.2020.057>
- Ly, G., Li, Z., Jiang, W.T., Ackley, C., Fenske, N., Demarco, N. 2014. Removal of Cr(VI) from water using Fe(II)-modified natural zeolite. *Chemical Engineering Research and Design*, 92(2), 384-390. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2013.08.003>
- Mandelker, D.R. 1989. Controlling nonpoint source water pollution: Can it be done? *Chicago-Kent Law Review*, 65, 479. Recuperado el 2 de julio de 2021 de <https://scholarship.kentlaw.iit.edu/cklawreview/vol65/iss2/9>
- Margeta, K., Logar, N.Z., Šiljeg, M., Farkaš, A. 2013. Natural zeolites in water treatment—how effective is their use. In: *Water Treatment* (W. Elshorbagy, R. Chowdhury, eds.). Intech, Rijeka, Croacia, 81-112. <https://doi.org/10.5772/50738>
- Moshoeshe, M., Nadiye-Tabbiruka, M.S., Obuseng, V. 2017. A review of the chemistry, structure, properties and applications of zeolites. *American Journal of Materials Science*, 7(5), 196-221.
- Ortega-Villar, R., Lizárraga-Mendiola, L., Coronel-Olivares, C., López-León, L.D., Bigurra-Alzati, C.A., Vázquez-Rodríguez, G.A. 2019. Effect of photocatalytic Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> nanoparticles on urban runoff pollutant removal by permeable concrete. *Journal of Environmental Management*, 242, 487-495. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.104>
- Ortiz-Hernández, J., Lucho-Constantino, C., Lizárraga-Mendiola, L., Beltrán-Hernández, R.I., Coronel-Olivares, C., Vázquez-Rodríguez, G.A. 2016. Quality of urban runoff in wet and dry seasons: a case study in a semi-arid zone. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(24), 25156-25168. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7547-7>
- Parris, K. 2011. Impact of agriculture on water pollution in OECD countries: recent trends and future prospects. *Water Resources Development*, 27(1), 33-52. <https://doi.org/10.1080/07900627.2010.531898>
- Paul, M.J., Meyer, J.L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(1), 333-365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>
- Piñón-Colín, T.J., Rodríguez-Jiménez, R., Rogel-Hernández, E., Álvarez-Andrade, A., Wakida, F.T. 2020. Microplastics in stormwater runoff in a semiarid region, Tijuana, Mexico. *Science of the Total Environment*, 704, 135411. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135411>
- Pitcher, S.K., Slade, R.C.T., Ward, N.I. 2004. Heavy metal removal from motorway stormwater using zeolites. *Science of the Total Environment*, 334, 161-166. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.04.035>
- Reddy, K.R., Xie, T., Dastgheibi, S. 2014. Removal of heavy metals from urban stormwater runoff using different filter materials. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1), 282-292. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.12.020>
- Ripa, M.N., Leone, A., Garnier, M., Porto, A.L. 2006. Agricultural land use and best management practices to control nonpoint water pollution. *Environmental Management*, 38(2), 253-266. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0344-y>
- Savenije, H.H.G., Hoekstra, A.Y., van der Zaag, P. 2014. Evolving water science in the Anthropocene. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18, 319-332. <https://doi.org/10.5194/hess-18-319-2014>
- Schifter, I., Bosch, P. 1988. *La zeolita: Una piedra que hierve*. La Ciencia desde México. Fondo de Cultura Económica, México.
- Singh, R.P., Fu, D., Fu, D., Juan, H. 2014. Pollutant removal efficiency of vertical sub-surface upward flow constructed wetlands for highway runoff treatment. *Arabian Journal for Science and Engineering*, 39(5), 3571-3578. <https://doi.org/10.1007/s13369-014-1029-3>
- Stanić, T., Daković, A., Živanović, A., Tomašević-Čanović, M., Dondur, V., Milićević, S. 2009. Adsorption of arsenic (V) by iron (III)-modified natural zeolitic tuff. *Environmental Chemistry Letters*, 7(2), 161-166. <https://doi.org/10.1007/s10311-008-0152-3>
- USGS. 2020. *Mineral commodity summaries 2020*. United States Geological Survey, Reston, Virginia, USA. Recuperado el 2 de julio de 2021 de <https://doi.org/10.3133/mcs2020>

- Vergara-Buitrago, P.A. 2018. Infraestructura verde y azul: una mirada a las ciudades. *Escenarios: Empresa y Territorio*, 7(10), 1-18.
- Viman, O.V., Oroian, I., Fleşeriu, A. 2010. Types of water pollution: point source and nonpoint source. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation*, 3(5), 393-397.
- Virta, R. 2011. Zeolites. In: *2009 US Geological Survey Mineral Yearbook*. United States Geological Survey, Reston, Virginia, USA. Recuperado el 2 de julio de 2021 de <https://s3-us-west-2.amazonaws.com/prd-wret/assets/palladium/production/mineral-pubs/zeolites/myb1-2009-zeoli.pdf>
- Wang, J., Nabi, M.M., Mohanty, S.K., Afroz, A.N., Cantando, E., Aich, N., Baalousha, M. 2020. Detection and quantification of engineered particles in urban runoff. *Chemosphere* 248, 126070. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126070>.
- Wang, J., Zhao, Y., Yang, L., Tu, N., Xi, G., Fang, X. 2017. Removal of heavy metals from urban stormwater runoff using bioretention media mix. *Water*, 9(11), 854. <https://doi.org/10.3390/w9110854>
- Wiering, M., Boezeman, D., Crabbé, A. 2020. The Water Framework Directive and Agricultural Diffuse Pollution: Fighting a Running Battle? *Water*, 12(5), 1447. <https://doi.org/10.3390/w12051447>
- Yang, Y.S., Wang, L. 2010. A review of modelling tools for implementation of the EU water framework directive in handling diffuse water pollution. *Water Resources Management*, 24(9), 1819-1843. <https://doi.org/10.1007/s11269-009-9526-y>
- Yi, X., Lin, D., Li, J., Zeng, J., Wang, D., Yang, F. 2020. Ecological treatment technology for agricultural non-point source pollution in remote rural areas of China. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08587-6>
- Yuna, Z. 2016. Review of the natural, modified, and synthetic zeolites for heavy metals removal from wastewater. *Environmental Engineering Science*, 33(7), 443-454. <https://doi.org/10.1089/ees.2015.0166>
- 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(10), 758-767.