

BIORREMEDIACIÓN: ACTUALIDAD DE CONCEPTOS Y APLICACIONES

BIOREMEDIATION: CURRENT CONCEPTS AND APPLICATIONS

Keni Cota-Ruiz^{1*}, José A. Nuñez-Gastelúm², Marcos Delgado-Rios^{1,2}, Alejandro Martínez-Martínez^{1,2}

¹ El Colegio de Chihuahua. Calle Partido Díaz 4723 esquina con Anillo Envoltente del PRONAF. Ciudad Juárez, Chihuahua, México, 32310.

² Departamento de Ciencias Químico Biológicas, Instituto de Ciencias Químico Biológicas, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Anillo envoltente del PRONAF y Estocolmo s/n, Ciudad Juárez, Chihuahua, 32310 México.

RESUMEN

Vivimos una época que experimenta un crecimiento acelerado de la población y una fuerte industrialización. La humanidad, en el afán de satisfacer sus múltiples necesidades, se ha supeditado tanto a tecnologías que dañan el medio ambiente como a la dependencia de compuestos xenobióticos. En consecuencia, serios problemas de contaminación que amenazan tanto la salud de los seres vivos como del ambiente se han suscitado. Como respuesta, la biotecnología ambiental a través de la biorremediación como una de sus aplicaciones, desempeña un rol clave en la remoción de contaminantes. Diferentes sistemas biológicos de remediación, que incluyen el uso de plantas, algas, bacterias y hongos, se han empleado con éxito para tratar ambientes contaminados de metales pesados, hidrocarburos, compuestos xenobióticos, y elementos radioactivos. Aunque la biorremediación no es una tecnología nueva, esta ha ido evolucionando y se ha posicionado como un factor sustancial, tanto en términos de eficiencia como en aspectos económicos, para abatir la contaminación. Esta revisión analiza diferentes problemáticas de contaminación ambiental, describe las principales estrategias de biorremediación y detalla mecanismos moleculares empleados por algunos microorganismos para degradar compuestos tóxicos y recalcitrantes.

Palabras clave: Biotecnología ambiental, contaminación, compuestos tóxicos, sistemas biológicos

ABSTRACT

Nowadays, we are experiencing an extraordinary growth in population along to a strong industrialization. Human beings, in an attempt to meet their multiple needs, have been subjected to employ environmental hostile technologies and to usage of xenobiotics. As a result, serious contamination problems have been developed, threatening the human and environmental health. To face this, environmental biotechnology through bioremediation as one of its applications, plays a key role to remove these contaminants. Different biological remediation systems, including plants, algae, bacteria and fungi, have been successfully employed to deal with heavy metals, hydrocarbons, xenobiotics and radionuclides contaminated areas. Nonetheless bioremediation is not a latest technology, its constant developing and progress, besides to its expanding coverage supported by several *in situ* and *ex situ* strategies, makes bioremediation a

substantial factor, in both efficiency and economical terms, to eliminate pollution. This review analyzes different environmental contamination problematics, then, describes the main bioremediation strategies and, finally, gives details on the molecular mechanisms performed by microorganisms to degrade toxic and recalcitrant compounds.

Keywords: Environmental biotechnology, pollution, toxic compounds, biological systems

INTRODUCCIÓN

Con la llegada de la Revolución Industrial (1780s-1820s), se marcó el inicio de una era de impacto ambiental sin precedentes en la historia de la humanidad (Zalasiewicz *et al.*, 2010; Uglietti *et al.*, 2015). La quema de combustibles fósiles ha generado partículas contaminantes y de gases de efecto invernadero que perjudican la biodiversidad y la temperatura del planeta (Mishra, 2015). También, muchos productos químicos que se han y se siguen sintetizando (p. ej. compuestos orgánicos halogenados) dañan la salud humana y ambiental. Estos poseen una estructura química diferente a los compuestos orgánicos "naturales", por lo que se les ha denominado como xenobióticos debido a su relativo carácter recalcitrante a ser degradados (Rathna y Nakkeeran, 2018). Combinaciones de plásticos, cenizas volátiles, radionúclidos, metales pesados y plaguicidas encontrados en sedimentos y suelos, son indicativos del impacto de las actividades humanas (Ali *et al.*, 2013; Waters *et al.*, 2016)

Ante este escenario, la biotecnología ambiental viene a jugar un papel preponderante para contrarrestar las múltiples afectaciones antropogénicas, al hacer uso de diversas tecnologías como los biopesticidas, las energías renovables, la biorremediación, los biofertilizantes, por mencionar algunas. Particularmente, la biorremediación juega un rol sustancial en la remoción de compuestos contaminantes y desperdicios. Esta se basa en el uso de sistemas biológicos para degradar o transformar los contaminantes en compuestos no tóxicos o menos dañinos (Singh, 2017).

Inicialmente, la idea de "limpiar" suelos contaminados con petróleo o sus derivados utilizando microorganismos fue presentada en 1930 por Tausz y Donatli (Tausz y Donatli, 1930). Sin embargo, la necesidad de remover grandes cantidades de contaminantes se hizo notoria varias décadas después. En 1967 ocurrió el primer derrame petrolero a gran escala del cual se tiene registro, el accidente se suscitó cuan-

*Autor para correspondencia: Keni Cota-Ruiz
Correo electrónico: acota@colech.edu.mx

Recibido: 25 de febrero de 2018

Aceptado: 01 de mayo de 2018

do el superpetrolero "Torrey Canyon" impactó contra las rocas en las costas del canal inglés, derramando aproximadamente 120,000 toneladas de crudo y causando enormes daños a la vida marina y a los habitantes de los alrededores (Fuentes *et al.*, 2014). Como consecuencia, diversos tratamientos fisicoquímicos y estrategias de biorremediación emergieron. Evidentemente, la biorremediación es una biotecnología de varias décadas de antigüedad, no obstante, durante los últimos años se han ido desarrollando y mejorando diferentes estrategias de biorremediación (Varjani *et al.*, 2018). Además, es ahora innegable que el uso de procesos biológicos para tratar efluentes o matrices contaminadas son mejores que los métodos químicos y físicos en términos de eficiencia y de economía (Sun *et al.*, 2017).

Además de los contaminantes propios del petróleo y sus derivados, existen muchos otros de carácter antropogénico. También, diferentes tecnologías para enfrentar esta problemática son ahora tangibles. Este artículo discute los diferentes tipos de contaminantes que afectan las matrices de suelo, agua y aire, así como las diferentes estrategias y aplicaciones que se pueden emplear en materia de remediación, específicamente basados en los sistemas biológicos. Algunos mecanismos moleculares mediante los cuales los diversos grupos de organismos y microorganismos degradan o bioacumulan los compuestos, son abordados.

TIPOS DE CONTAMINANTES

Entre los principales tipos de contaminantes tóxicos para los organismos, incluidos los humanos, se pueden citar los siguientes: los metales pesados, el petróleo y sus derivados, xenobióticos, nitroaromáticos, ésteres de nitrato y heterocíclicos nitrogenados, radioactivos y los emanados de los procesos biológicos (Tabla 1). La presencia de metales pesados en las distintas matrices alteran la función de los ecosistemas, ya que estos no son "destruidos" biológicamente, sino que son acumulados (Lécrivain *et al.*, 2018). Por su parte, la contaminación de suelos y mantos acuíferos por derrames de hidrocarburos, principalmente los de diésel, son un problema grave de contaminación debido a la naturaleza compleja de compuestos aromáticos y alcanos que éstos contienen (Agarry y Latinwo, 2015). Este mismo escenario se presenta por el uso de pesticidas debido a su carácter tóxico y de prevalencia a través de los años.

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) son una clase de compuestos químicos con dos o más anillos bencénicos fusionados. Dentro de los contaminantes ambientales más abundantes, éstos son de gran preocupación debido a su persistencia y toxicidad. Se generan durante la combustión de combustibles fósiles, incineración de residuos, o en forma de subproductos durante el proceso de producción de gas natural o refinamiento del petróleo. Evidentemente son liberados en grandes cantidades al ambiente (Labana *et al.*, 2007).

Por otra parte, los bifenilos policlorados (PCB's, por sus siglas en inglés), son compuestos tóxicos que se producen por cloración del bifenilo. Tienen una gran variedad de

Tabla 1. Grupos y ejemplos de los distintos tipos de contaminantes
Table 1. Different groups and examples of contaminants

Grupo de Contaminante	Ejemplos
Metales Pesados	Mercurio (Hg), Cadmio (Cd), Plomo (Pb), Cromo (Cr), Arsénico (As), Cobalto (Co), Cobre (Cu), Manganeso (Mn), Plata (Ag), Bario (Ba), Selenio (Se) y Zinc (Zn)
Petróleo y Derivados	HAPs* (Benzopireno, naftaleno, fenantreno, antraceno), alcanos, CO ₂ , metano
Pesticidas y misceláneos (Xenobióticos)	Compuestos orgánicos Halogenados (endosulfán, aldrín, DDT, clordano), carbofurano, bifenilos policlorados, BTEX (Benceno, tolueno, etilbenzeno y xileno)
Nitroaromáticos, ésteres de nitrato y heterocíclicos nitrogenados	Trinitrotolueno, nitroglicerina, Trinitrofenol
Radioactivos	Uranio

*Algunos HAPs se pueden considerar dentro de la clasificación de compuestos xenobióticos

*Some PHAs (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) can be included within xenobiotics compounds

aplicaciones industriales entre las que destacan su uso como fluidos dieléctricos, fluidos hidráulicos, diluyentes orgánicos, plásticos y lubricantes. Se han usado por mucho tiempo y ahora están presentes de forma ubicua en el ambiente (Neves *et al.*, 2018). Asimismo, el uso de pesticidas organoclorados, desde hace varias décadas, son problema serio de contaminación para el ambiente y para el humano por las alteraciones que producen, incluyendo el desarrollo de tumores y cáncer en humanos (Yellu *et al.*, 2018).

Una gran variedad de químicos industriales se sintetiza para ser utilizados como colorantes, polímeros, explosivos y farmacéuticos. Muchos de estos productos se agrupan dentro de los nitroaromáticos, ésteres de nitrato y heterocíclicos nitrogenados, por lo que son altamente peligrosos y tóxicos (Singh y Ward, 2004). Básicamente, la presencia del grupo nitrato les da la cualidad de resistencia ante la degradación por lo que son altamente recalcitrantes (Singh *et al.*, 2006). Una vez liberados en el ambiente pueden experimentar una serie de cambios fisicoquímicos que los transforman en compuestos aún más peligrosos. Debido a su carácter tóxico, mutagénico y carcinogénico, la Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en Inglés) en Estados Unidos, los ha incluido en la lista de los contaminantes prioritarios (Pandey y Jain, 2002).

Además, con el desarrollo de la tecnología nuclear, se dio pauta a la contaminación en forma de radiación nuclear, entre la que destaca aquella originada por los elementos radioactivos como el uranio, que son de severa peligrosidad. Los efectos biológicos de la radiación dependen de la dosis y el grado de absorción de los tejidos, provocando mutaciones, cáncer e incluso la muerte. Estos compuestos se pueden

encontrar en el ambiente como producto del legado de las actividades nucleares. Por consiguiente, representan un foco rojo de contaminación (Newsome *et al.*, 2014).

REMEDIACIÓN: UN ENFOQUE HACIA LA UTILIZACIÓN DE SISTEMAS BIOLÓGICOS

Existen diferentes estrategias físicas y químicas para remediar matrices contaminadas (ej. por extracción de vapores, por incineración, por oxidación química) que pueden resultar efectivas para remover ciertos tipos de contaminantes, no obstante, sus costos económicos suelen ser elevados (Dercova y Tandlich, 2003; Dua *et al.*, 2002; Ferrarese *et al.*, 2008). Por otra parte, se ha demostrado que el uso de sistemas biológicos o sus partes juegan roles sustanciales en la asimilación o transformación de compuestos tóxicos, ya sean orgánicos e inorgánicos, con costos más accesibles. En este sentido, la biorremediación es una tecnología promisoría que utiliza sistemas biológicos, estrictamente microorganismos o sus productos, para reducir, eliminar, o transformar los compuestos tóxicos presentes en suelos, sedimentos, agua y/o aire, en sustancias "inocuas" o menos contaminantes (Passatore *et al.*, 2014; Adams *et al.*, 2015).

BIORREMEDIACIÓN

La remediación de suelos involucra técnicas para eliminar o reducir sus contaminantes. Sin embargo, no hacen uso de sistemas biológicos. El objetivo de la biorremediación es estimular a los microorganismos con nutrientes y otros compuestos químicos, para que puedan "destruir" los contaminantes. En este proceso, las enzimas microbianas están involucradas directamente en la transformación o degradación de dichos contaminantes. La eficiencia depende de varios factores como la magnitud y toxicidad de los contaminantes, la "degradabilidad" de los contaminantes, así como la capacidad con la que se cuenta para monitorear el proceso de biorremediación (Das y Dash, 2014).

La biorremediación (Figura 1), puede llevarse a cabo en el lugar contaminado, proceso conocido como biorremediación *in situ*, o bien en un lugar especialmente preparado, conocido como biorremediación *ex situ*. En este último la matriz contaminada se transfiere a otro lugar (Dzionek *et al.*, 2016).

Biorremediación *In situ*

Básicamente existen cuatro métodos de biorremediación *in situ*: atenuación natural, bioventeo, bioestimulación y bioaumentación. El proceso de atenuación natural se refiere al proceso intrínseco de biorremediación, depende de diversos factores físicos, químicos y biológicos que, bajo condiciones favorables, actúan sin la intervención del humano para reducir la masa, volumen, toxicidad o concentración de los contaminantes (Srivastava, 2015). Mientras tanto, el bioventeo consiste en suministrar aire e incluso nutrientes al área contaminada mediante la adecuación de una red de ductos y tuberías, se caracteriza por proveer tasas "moderadas" de aire para estimular el metabolismo aerobio de los microorganismos y promover la oxidación de los com-

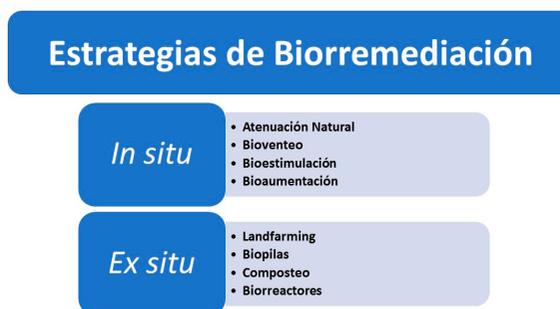


Figura 1. Principales estrategias de biorremediación. Tomado y modificado de Vivaldi, 2011.

Figure 1. Main bioremediation strategies. Taken and modified from Vivaldi, 2011.

puestos contaminantes, al mismo tiempo que se minimiza la volatilización de los contaminantes a la atmósfera (Vivaldi, 2011). Por su parte, la bioestimulación es una estrategia muy similar al bioventeo, se basa en aumentar la actividad de las bacterias endógenas de los suelos contaminados al proveerles nutrientes, oxígeno, surfactantes o agua, o al modificar otras variables ambientales (Zawierucha y Malina, 2011). Sin embargo, el proceso de bioestimulación tiene sus limitaciones debido a que en ocasiones los suelos no cuentan con los microorganismos adecuados para degradar los contaminantes o la concentración de estos últimos es elevada (Speight y Arjoon, 2012). Finalmente, se conoce por bioaumentación al proceso mediante el cual se añaden microorganismos al ambiente contaminado con el objetivo de acelerar la biorremediación (Zawierucha y Malina, 2011). Éste se puede llevar a cabo mediante: a) el enriquecimiento o aislamiento de microorganismos del sitio objetivo, su subsecuente cultivo y re-inoculación; b) la exclusión de microorganismos; y c) la introducción de microorganismos genéticamente modificados (Zawierucha y Malina, 2011).

Biorremediación *Ex situ*

Dentro de los métodos de biorremediación *ex situ* se encuentran la técnica de tratamiento de suelos comúnmente denominado "landfarming", el composteo, las biopilas y los biorreactores. El landfarming consiste en remover el suelo contaminado y verterlo sobre una cama previamente preparada en cuyo fondo se encuentre una geomembrana (que se utiliza como aislante para evitar filtraciones al subsuelo). En general, las superficies de suelo excavadas oscilan los 10-35 cm. Una vez que el suelo se ha vaciado en la cama, se estimulan los consorcios microbianos para que inicien con la degradación de los contaminantes (Villegas *et al.*, 2014). Por su parte, el composteo es un proceso de degradación de residuos orgánicos basado en el metabolismo microbiano anaerobio, típicamente se lleva a cabo a temperaturas entre 55 – 65 °C. Las temperaturas elevadas son producto de la actividad biológica (Das y Dash, 2014). Otra de las estrategias de biorremediación *ex situ* son las biopilas, ésta consiste en mezclar suelos contaminados con suelos previamente

preparados, para después colocarlos en un área determinada; la biorremediación se lleva a cabo utilizando aireación. Diversos parámetros como la humedad, nutrientes, calor, oxígeno y pH son controlados. Cabe señalar que la aireación y el propio sistema de control de nutrientes se pueden realizar ya sea por vacío o por presión positiva. En la práctica, el uso de biopilas ha resultado ser una técnica exitosa para remediar sitios contaminados con petróleo (Dzionic *et al.*, 2016). Finalmente, se puede hacer uso de la tecnología de biorreactores para tratar materiales sólidos (suelos, sedimentos, lodos) o aguas contaminadas. En esencia, las matrices contaminadas son transferidas a recipientes con inóculos, nutrientes y parámetros controlados para su biorremediación (Labana *et al.*, 2007). Los biorreactores de sólidos en suspensión (SB, por sus siglas en inglés), son unos de los más usados para biorremediar suelos contaminados debido a su capacidad para controlar las condiciones de operación y para aumentar la actividad microbiana (Dzionic *et al.*, 2016). Los SB son contenedores equipados para crear condiciones de tres fases (sólido, líquido y gas) y para incrementar las tasas de biorremediación de los contaminantes al aumentar la biodisponibilidad de los contaminantes hacia la biomasa (Das y Dash, 2014). Se componen de cuatro partes: una batería para el manejo y acondicionamiento del suelo contaminado, el biorreactor *per se*, instalaciones para manejo y disposición de suelos tratados y, por último, equipos e instrumentos auxiliares para el monitoreo y manejo de los flujos del proceso (Robles-González *et al.*, 2008). Generalmente, las tasas de biodegradación que proveen estos sistemas son mejores a las de los sistemas *in situ*, debido a que los parámetros son más manejables y por lo tanto controlables y predecibles (Vivaldi, 2011).

NANO Y FITORREMEDIACIÓN

Hoy en día la nanotecnología está presente en casi cada aspecto de nuestras vidas. Se hace más común encontrar en la literatura los términos como nanomateriales (NMs, partículas de al menos una dimensión de 100 nm o menos) y nanopartículas (NPs, aquellas de al menos dos dimensiones entre 1 y 100 nm) (Peralta-Videa *et al.*, 2011). Dentro del campo de la nanotecnología, se distingue un área de especial interés conocida como la ingeniería de los nanomateriales, enfocada a la generación de partículas o estructuras modificadas (ENMs, por sus siglas en inglés) para incrementar su funcionalidad (John *et al.*, 2017). Entre sus múltiples aplicaciones destacan aquellas orientadas a las tecnologías de la información, a diversos campos industriales, biomédicos, a la generación de energía, a la producción de alimentos, a la agricultura, a la electrónica, entre otras (Aschberger *et al.*, 2011).

La producción, distribución y disposición final de los NMs es potencialmente crítica para la salud del humano y del medio ambiente. En los seres humanos, éstos pueden afectar el funcionamiento del tracto respiratorio y causar inflamación (Romero-Franco *et al.*, 2017). Algunos autores discuten

el potencial efecto dañino que los ENMs tendrán en los ecosistemas terrestres debido a su toxicidad y bioacumulación, remarcando el hecho que los suelos serán el principal destino final de estos productos (Priester *et al.*, 2017; Bandyopadhyay *et al.*, 2015).

Recientes investigaciones han probado que un amplio número de componentes tóxicos, como los elementos radioactivos, pesticidas, PCB's y metales pesados, tienen la característica de poder adherirse a la superficie de los ENMs (Reddy *et al.*, 2016). Con ello, se potencia el campo de la remediación ambiental, a través del desarrollo de la nanorremediación (Mauter y Elimelech, 2008). La nanorremediación es una tecnología emergente que comprende la aplicación de NMs diseñados con ciertas características químicas y reactivas que les permiten transformar o detoxificar contaminantes (Grieger *et al.*, 2015). Lo que resulta aún más interesante, es el hecho que cuando NPs de hierro altamente reactivas, que por sí mismas tienen poder remedidor, son usadas con microorganismos (p. ej. *Geobacter metallireducens*), tienen la capacidad de aumentar el proceso de remoción de compuestos nitroaromáticos (Braunschweig *et al.*, 2013).

Las plantas han evolucionado en presencia de NMs naturales. Sin embargo, su exposición a estas partículas ha aumentado en los últimos años debido a la fabricación exponencial y disposición de los mismos (Rico *et al.*, 2011). Es interesante destacar que los NMs promueven ciertas ventajas (p. ej. aumento de la biomasa en plantas) cuando están a bajas concentraciones en los suelos. Generalmente, concentraciones menores a 10-40 mg/Kg han demostrado tener efectos benéficos en el crecimiento de las plantas, caso contrario, a dosis más altas, muestran efectos inhibitorios en el crecimiento (Reddy *et al.*, 2016). Asimismo, la naturaleza química de los NMs influye en la fisiología de las plantas; por ejemplo, cuando la soya es expuesta a partículas como nano-CeO₂ y nano-ZnO, la planta experimenta daño y estrés foliar (Priester *et al.*, 2017). La literatura reciente describe que los impactos positivos o negativos de estas partículas es complejo y depende de múltiples factores (Figura 2), como los son las características de las ENMs, las propiedades del suelo y su comunidad microbiana y la especie de la planta (Zuverza-Mena *et al.*, 2017; Bandyopadhyay *et al.*, 2015; Priester *et al.*, 2017; Reddy *et al.*, 2016).

Además, muchas especies de plantas son capaces de acumular metales pesados en sus estructuras a concentraciones más allá de las que se encuentran en su medio (Gardea-Torresdey *et al.*, 2004; Padmavathamma y Li, 2007). Este proceso metabólico, conocido como hiperacumulación (Ali *et al.*, 2013), el humano lo utiliza como ventaja para remover metales pesados de suelos contaminados. En principio, este fenómeno lleva el nombre de fitorremediación, aunque, en un sentido amplio, el término se refiere al uso de plantas o microorganismos asociados a ellas que son capaces de contener, extraer, acumular, degradar, inmovilizar o eliminar pesticidas, metales, solventes, explosivos, petróleo y sus derivados, de los diferentes medios que los contienen (p. ej. suelos, lodos, sedimentos, aguas residuales, aguas subterrá-

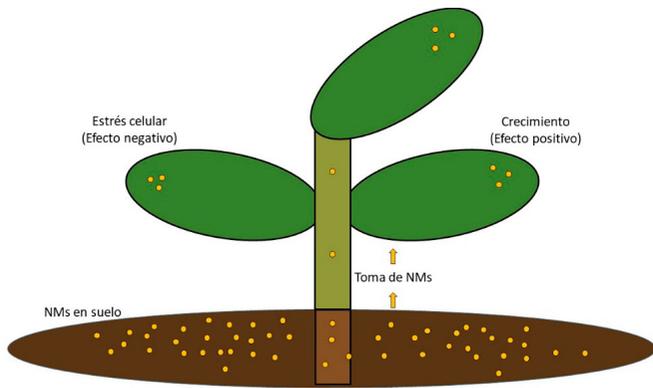


Figura 2. Efectos de los NMs en la fisiología de las plantas. Se describe esquemáticamente como los NMs son incorporados por las plantas e inducen su crecimiento y provocan estrés oxidativo. Modelo modificado y adaptado de Priester *et al.*, 2017.

Figure 2. Effect of NM on plant physiology. A schematic description of how NMs are incorporated within plant tissues and induce either development or oxidative stress. Taken from Priester *et al.*, 2017.

neas) (Ingle *et al.*, 2014; Dixit *et al.*, 2015). Durante los últimos años, especial interés se ha puesto en la fitorremediación de metales pesados en suelos contaminados (Wolejko *et al.*, 2016; Gadd, 2010)

DEGRADACIÓN DE HAP'S

Los HAP's se han encontrado en múltiples sitios del ambiente incluyendo aire, suelo, sedimento, agua, aceite e incluso en productos alimenticios (Juhasz y Naidu, 2000). Las bacterias y los hongos pueden degradar estos compuestos tóxicos empleando el metabolismo aerobio y anaerobio. Esta revisión se enfoca en describir los mecanismos aerobios. Fundamentalmente, existen tres mecanismos aerobios de degradación (Figura 3), los cuales se basan en la oxidación del anillo aromático, seguido de su descomposición en diferentes metabolitos y CO₂ (Bamforth y Singleton, 2005). En la ruta donde intervienen únicamente bacterias (Figura

3A), el primer paso es la oxidación del anillo aromático, mecanismo efectuado por enzimas dioxigenasas que catalizan la producción de dihidrodiol. Éste a su vez es oxidado por enzimas deshidrogenasas y el intermediario dihidroxilado, el catecol, es fisionado con la subsecuente producción de CO₂ y H₂O (Eweis *et al.*, 1998). En el caso del metabolismo fúngico, existen principalmente dos caminos: uno mediado por hongos lignolíticos (Figura 3B) y el otro por hongos no lignolíticos y bacterias (Figura 3C). En el caso de los primeros, la degradación de los HAPs ocurre por acción de enzimas del tipo lacasas y peroxidasas, que generan quinonas de HAPs y ciertos ácidos, que son posteriormente convertidos en CO₂. En el caso de la degradación llevada a cabo por hongos no lignolíticos y ciertas bacterias, el paso inicial es catalizado por la enzima citocromo P₄₅₀ monooxigenasa que convierte el HAP en óxido de areno. El óxido de areno tiene dos destinos, uno enzimático y otro no enzimático. En el enzimático, el sustrato es hidratado vía la enzima epóxido-hidrolasa para formar dihidrodiol. En el segundo, se forma fenol mediante re-arreglos no enzimáticos. El fenol puede servir como sustrato para reacciones de sulfonación o metilación con lo que se pueden formar *o*-glucósidos, *o*-xilósidos, *o*-glucorónidos, entre otros (Bamforth y Singleton, 2005).

DEGRADACIÓN DE PCBS

Ciertos grupos de bacterias son capaces de crecer utilizando como fuente de carbono los PCBs. El mecanismo bacteriano encargado de co-oxidar los PCBs se explica a continuación (Figura 4). El primer paso del proceso involucra a la enzima 2,3-bifenil dioxigenasa (BPDO) (Figura 4A). Esta enzima utiliza en NADH⁺ y O₂ para hidroxilar en las regiones "menos" sustituidas del anillo, generando bifenilo *cis*-hidrodiol. Seguido, actúa la bifenil dihidrodiol deshidrogenasa (BDDH) para producir 2,3-dihidroxi bifenilo. Este a su vez es oxidado a 2-hidroxi-6-oxo-6-fenilhexa-2,4-dienoato por acción de la dihidroxi bifenil dioxigenasa (DHBD). Final-

Principales rutas de degradación de hidrocarburos aromáticos

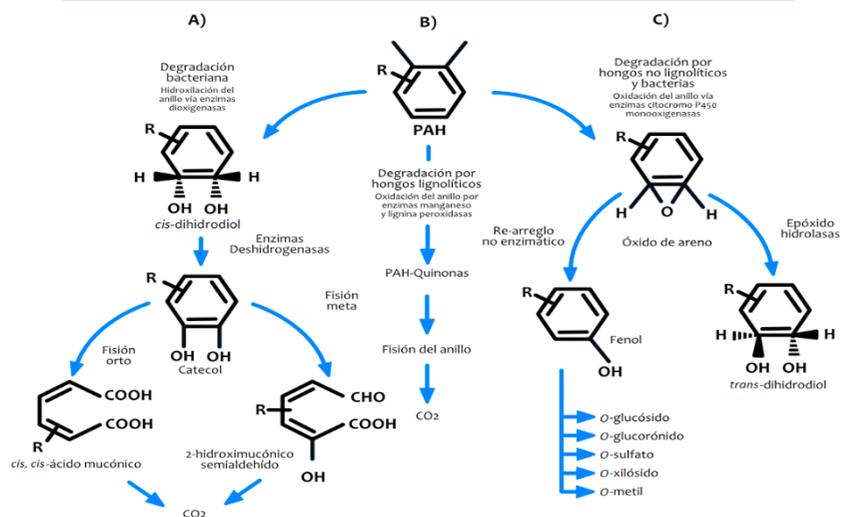


Figura 3. Principales rutas de degradación aerobia de HAPs vía acción A) Bacteriana, B) Fúngica lignolítica y C) Fúngica no lignolítica y bacterias. Modificado y adaptado de Bamforth y Singleton, 2005.

Figure 3. Main aerobic degradation pathways of PHAs by A) Bacteria, B) Ligninolytic fungi and C) Non ligninolytic fungi and bacteria. Modified and adapted from Bamforth and Singleton, 2005.

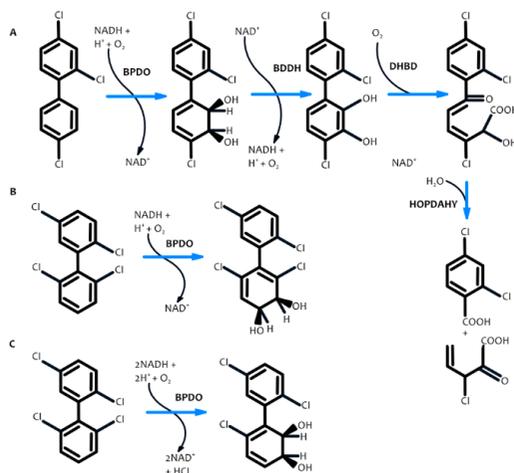


Figura 4. Mecanismos de oxidación de los PCBs. A) Hidroxilación del anillo y posteriores reacciones de ruptura e hidrólisis que terminan fisionando el anillo (ver texto). B) Hidroxilación en un congénere de PCB. C) Declorinación oxidativa. Tomado y adaptado de Mohn, 2004.

Figura 4. Oxidation mechanisms for PCBs. A) Ring hydroxylation and further lysis reactions (see text). B) PCB congener hydroxylation. C) Oxidative dechlorination. Taken and adapted from Mohn, 2004.

mente, la 2-hidroxi-6-oxo-6-fenilhexa-2,4-dienoato hidrolasa (HOPDAHY) genera los ácidos clorobenzénico y 2-oxo-penta-4-enoato (Borja *et al.*, 2005; Smith, 1991). En los procesos de co-oxidación, diversos congéneres de los PCBs (Figura 4B y 4C) son hidroxilados en distintas posiciones generando diversos bifenilos *cis*-dihidrodiolos. La evidencia experimental señala que estos dihidrodiolos pueden ser degradados por acción de la enzima extradiol dioxigenasa (Mohn, 2004).

CONCLUSIONES

La problemática ambiental que vivimos requiere atención impostergable. Numerosas investigaciones fundamentan la capacidad de los distintos organismos para acumular, atenuar o degradar diversos tipos de contaminantes. Por ello, la remediación, a través del empleo de sistemas biológicos, es una alternativa destacada para enfrentar la contaminación ambiental. Recientemente, se ha demostrado que la utilización de microorganismos para biorremediar matrices contaminadas por elementos radioactivos es factible. También se ha expuesto que las plantas pueden biotransformar nanomateriales tóxicos que se incorporan a los suelos. No obstante, estas investigaciones apenas inician y requieren de más experimentación. Muchos más aportes científicos son requeridos para conocer a nivel molecular los factores que les permiten a los organismos y microorganismos remediadores transformar los contaminantes. Estos conocimientos impulsarán la mejora de los procesos de biorremediación. Si bien los procesos de biorremediación están evolucionando y se conducen en pro de eliminar la contaminación, la colaboración y sinergia entre la sociedad, gobierno e iniciativa privada son clave para generar cambios radicales en nues-

tros procesos productivos, incluidos la gradual sustitución de energías basadas en la quema de combustibles fósiles, el reemplazo de las tecnologías que dañan el medio ambiente y la migración en la producción de productos químicos tóxicos hacia productos amigables con el ambiente.

AGRADECIMIENTOS

KC-R agradece al Prodep el apoyo a la incorporación de nuevos profesores de tiempo completo (COLCHI-PTC-005). Los autores desean expresar su gratitud a El Colegio de Chihuahua por su apoyo con el financiamiento en los proyectos de biorremediación (COLECH-INV-001-2017), al Lic. E. Meza por su apoyo con las figuras 3 y 4 y a los revisores anónimos por sus invaluable críticas y comentarios.

REFERENCIAS

- Adams, G.O., Fufeyin, P.T., Okoro, S.E. y Ehinomen, I. 2015. Bioremediation, Biostimulation and Bioaugmentation: A Review. *International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation*. 3 (1): 28–39.
- Agarry, S., y Latinwo, G.K. 2015. Biodegradation of Diesel Oil in Soil and Its Enhancement by Application of Bioventing and Amendment with Brewery Waste Effluents as Biostimulation-Bioaugmentation Agents. *Journal of Ecological Engineering*. 16 (2): 82–91.
- Ali, H., Khan, E. y Sajad, M.A. 2013. Phytoremediation of Heavy Metals-Concepts and Applications. *Chemosphere*. 91 (7): 869–881.
- Aschberger, K., Micheletti, C., Sokull-Klütgen, B. y Christensen, F.M. 2011. Analysis of Currently Available Data for Characterising the Risk of Engineered Nanomaterials to the Environment and Human Health - Lessons Learned from Four Case Studies. *Environment International*. 37 (6): 1143–1156.
- Bamforth, S.M. y Singleton, I. 2005. Bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Current Knowledge and Future Directions. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 80 (7): 723–736.
- Bandyopadhyay, S., Plascencia-Villa, G., Mukherjee, A., Rico, C.M., Yacamán, M.J., Peralta-Videa, J.R. y Gardea-Torresdey, J.L. 2015. Comparative Phytotoxicity of ZnO NPs, Bulk ZnO, and Ionic Zinc onto the Alfalfa Plants Symbiotically Associated with *Sinorhizobium Meliloti* in Soil. *Science of the Total Environment*. 515: 60–69.
- Borja, J., Taleon, D.M., Auresenia, J. y Gallardo, S. 2005. Polychlorinated Biphenyls and Their Biodegradation. *Process Biochemistry*. 40 (6):1999–2013.
- Braunschweig, J., Bosch, J. y Meckenstock, R.U. 2013. Iron Oxide Nanoparticles in Geomicrobiology: From Biogeochemistry to Bioremediation. *New Biotechnology*. 30 (6): 793–802.
- Das, S. y Dash, H.R. 2014. Microbial Bioremediation: A Potential Tool for Restoration of Contaminated Areas. En: *Microbial Biodegradation and Bioremediation*. S. Das (ed.), pp: 1-22. Elsevier, USA.
- Dercova, K. y Tandlich, R. 2003. Aerobic Biodegradation of Polychlorinated Biphenyls (PCBS). En: *The Utilization of Bioremediation of Reduce Soil Contamination: Problems and Solutions*, J.A. Glaser, P. Baveye y V. Sasek (ed.), pp

- 95–113. Kluwer Academic Publisher. Springer, Prage, Czech Republic.
- Dixit, R., Wasiullah, D., Malaviya, K., Pandiyan, U.B., Singh, A., Sahu, R., Shukla, *et al.*, 2015. Bioremediation of Heavy Metals from Soil and Aquatic Environment: An Overview of Principles and Criteria of Fundamental Processes. *Sustainability*. 7 (2): 2189–2212.
- Dua, M., Singh, A., Sethunathan, N. y Johri. A. 2002. Biotechnology and Bioremediation: Successes and Limitations. *Applied Microbiology and Biotechnology* 59 (2-3): 143-52.
- Dzionic, A., Wojcieszńska, D. y Guzik, U. 2016. Natural Carriers in Bioremediation: A Review. *Electronic Journal of Biotechnology*. 23: 28-36.
- Eweis, J.B, Ergas, S.J. Chang, D.P. y Schroeder, E.D. 1998. *Bioremediation Principles*. MacGraw-Hill. Inc, Toronto.
- Ferrarese, E., Andreottola, G. y Oprea, I.A. 2008. Remediation of PAH-Contaminated Sediments by Chemical Oxidation. *Journal of Hazardous Materials*. 152 (1): 128-139.
- Fuentes, S., Méndez, S., Aguila, P. y Seeger, M. 2014. Bioremediation of Petroleum Hydrocarbons: Catabolic Genes, Microbial Communities, and Applications. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 98 (11): 4781–94.
- Gadd, G.M. 2010. Metals, Minerals and Microbes: Geomicrobiology and Bioremediation. *Microbiology*. 156 (3): 609–43.
- Gardea-Torresdey, J.L., Peralta-Videa, J.R., Montes, M., De La Rosa, G. y Corral-Diaz, B. 2004. Bioaccumulation of Cadmium, Chromium and Copper by *Convolvulus Arvensis* L.: Impact on Plant Growth and Uptake of Nutritional Elements. *Bioresource Technology*. 92 (3): 229–35.
- Grieger, K.D, Hjorth, R., Rice, J., Kumar, N. y Bang, J. 2015. Nano-Remediation : Tiny Particles Cleaning up Big Environmental Problems. *IUCN*, 1–7.
- Ingle, A.P., Seabra, A.B., Duran, N. y Rai, M. 2014. Nanoremediation: A New and Emerging Technology for the Removal of Toxic Contaminant from Environment. *Microbial Biodegradation and Bioremediation*. Elsevier Inc., 234-50.
- John, A.C., Küpper, M., Manders-Groot, A.M.M., Debray, B., Lacombe, J.M. y Kuhlbusch, T.A.J. 2017. Emissions and Possible Environmental Implication of Engineered Nanomaterials (ENMs) in the Atmosphere. *Atmosphere*. 8 (5): 1-29.
- Juhasz, A.L. y Naidu, R. 2000. Bioremediation of High Molecular Weight Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: A Review of the Microbial Degradation of Benzo [a] Pyrene. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 45: 57-88.
- Labana, S., Kapur, M., Malik, D.K., Prakash, D. y Jain, R.K. 2007. Diversity, Biodegradation and Bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. En: *Environmental bioremediation technologies*. S.N. Singh y R.D. Tripathi (ed.), pp. 409-443. Springer Berlin Heidelberg.
- Lécrivain, N., Vincent A., Nathalie C., V. y Clément, B. 2018. Multi-Contamination (Heavy Metals, Polychlorinated Biphenyls and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) of Littoral Sediments and the Associated Ecological Risk Assessment in a Large Lake in France (Lake Bourget). *Science of The Total Environment*. 619: 854-865.
- Mauter, M.S. y Elimelech, M. 2008. Critical Review Environmental Applications of Carbon-Based Nanomaterials. *Environmental Science and Technology*. 42: 5843-5859.
- Mishra, A. y Malik, A. 2014. Novel Fungal Consortium for Bioremediation of Metals and Dyes from Mixed Waste Stream. *Bioresource Technology*. 171 (1): 217-226.
- Mishra, M. 2015. Microbial Diversity: Its Exploration and Need of Conservation. En: *Applied Environmental Biotechnology: Present Scenario and Future Trends*. K. Garima (ed.), pp 43–58. Springer New Delhi, India.
- Mohn, W.W. 2004. Biodegradation and Bioremediation of Halogenated Organic Compounds. *Biodegradation and Bioremediation*. 2: 125-48.
- Neves, P.A, Colabuono, F.I., Ferreira, P.A.L., Kawakami, S.K., Taniguchi, S., Figueira, R.C.L., Mahiques, M.M., Montone, R.C. y Bicego, M.C. 2018. Depositional History of Polychlorinated Biphenyls (PCBs), Organochlorine Pesticides (OCPs) and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in an Amazon Estuary during the Last Century. *Science of The Total Environment*. 615: 1262-1270.
- Newsome, L., Katherine M. y Lloyd, J.R. 2014. The Biogeochemistry and Bioremediation of Uranium and Other Priority Radionuclides. *Chemical Geology*. 363: 164-84.
- Padmavathamma, P.K. y Li, LY. 2007. Phytoremediation Technology: Hyper-Accumulation Metals. *Water, Air, and Soil Pollution*. 184 (1-4): 105-126.
- Pandey, G. y Rakesh K.J. 2002. Bacterial Chemotaxis toward Environmental Pollutants: Role in Bioremediation. *Society*. 68 (12): 5789-5795.
- Passatore, L., Simona, R., Juwarkar, A.A. y Massacci, A. 2014. Phytoremediation and Bioremediation of Polychlorinated Biphenyls (PCBs): State of Knowledge and Research Perspectives. *Journal of Hazardous Materials*. 278: 189-202.
- Peralta-Videa, J.R., Zhao, L., Lopez-Moreno, M.L., De la Rosa, G., Hong, J. y Gardea-Torresdey, J.L.. 2011. Nanomaterials and the Environment: A Review for the Biennium 2008-2010. *Journal of Hazardous Materials* 186 (1): 1-15.
- Priester, J.H., Moritz, S.C. Espinosa, K., Ge, Y., Wang, Y., Nisbet, R.M., Schimel, J.P., Goggi, S., Gardea-Torresdey, J.L. y Holden, P.A. 2017. Damage Assessment for Soybean Cultivated in Soil with Either CeO₂ or ZnO Manufactured Nanomaterials. *Science of the Total Environment*. 579: 1756-1768.
- Rathna, R. y Nakkeeran, E. 2018. Phenol Degradation from Industrial Wastewater by Engineered Microbes. En: *Bioremediation: Applications for Environmental Protection and Management*. Energy, Environment, and Sustainability. S.Varjani, A. Agarwal, E. Gnansounou y B. Gurunathan (ed.), pp 253-276. Springer, Singapore.
- Reddy, P.V.L., Hernandez-Viezas, J.A., Peralta-Videa, J.R. y Gardea-Torresdey, J.L. 2016. Lessons Learned: Are Engineered Nanomaterials Toxic to Terrestrial Plants? *Science of the Total Environment*. 568: 470-479.
- Rico, C.M., Majumdar, S., Duarte-Gardea, M., Peralta-Videa, J.R. y Gardea-Torresdey, J.L. 2011. Interaction of Nanoparticles with Edible Plants and Their Possible Implications in the Food Chain. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 59 (8): 3485-3498.
- Robles-González, I.V., Fava, F. y Poggi-Varaldo, H.M. 2008. A review on slurry bioreactors for bioremediation of soil and sediments. *Microbial Cell Factories*. 7 (1): 5.
- Romero-Franco, M., Godwin, H.A., Bilal, M. y Cohen, Y. 2017. Needs and Challenges for Assessing the Environmental Impacts of Engineered Nanomaterials (ENMs). *Beilstein Journal of Nanotechnology*. 8: 989-1014.
- Singh, R.L. 2017. Introduction to Environmental Biotechnology. En: *Principles and Applications of Environmental*

- Biotechnology for a Sustainable Future. R.L. Singh (ed.), pp 1-12. Springer, Singapore.
- Singh, A., y Ward, O. 2004. Biodegradation and Bioremediation. En: Biodegradation and Bioremediation. A. Singh y O. Ward (ed.), pp 1-5. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Alemania.
- Singh, R., Paul, D. y Jain, R.K. 2006. Biofilms: Implications in Bioremediation. *Trends in Microbiology*. 14 (9): 389-397.
- Smith, M.R. 1990. The Biodegradation of Aromatic Hydrocarbons by Bacteria. *Biodegradation*. 1 (2-3): 191-206.
- Speight, J.G. y Arjoon, K.K. 2012. Biodegradation of Petroleum. En: *Bioremediation of Petroleum and Petroleum Products*. J.G. Speight y K.K. Arjoon (ed.), pp 304-359. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, NJ, USA.
- Srivastava, S. 2015. Bioremediation Technology: A Greener and Sustainable Approach for Restoration of Environmental Pollution. En: *Applied Environmental Biotechnology: Present Scenario and Future Trends*. G. Kaushik (ed.), pp: 1-18. Springer New Delhi, India.
- Sun, L., Cao, X., Li, M., Zhang, X., Li, X. y Cui, Z. 2017. Enhanced Bioremediation of Lead-Contaminated Soil by *Solanum Nigrum L.* with *Mucor Circinelloides*. *Environmental Science and Pollution Research*. 24 (10): 9681-9689.
- Tausz, J. y Donatli, P. 1930. "Über Die Oxydation Des Wasserstoffe Und Der Kohlenwasser- Stoffe Mittels Bakterien . Daß Es Bakterien Gibt Die Wasserstoff Oxydieren Können Und Auch Solche Bakterien , Die Kohlenwasserstoffe Zu Oxydieren Imstande Sind , Ist Bei Der Beständigkeit Des Wasse" 350 (1906).
- Uglietti, C., Gabrielli, P., Cooke, C.A., Vallelonga, P. y Thompson, L.G. 2015. Widespread Pollution of the South American Atmosphere Predates the Industrial Revolution by 240 Y. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 112 (8): 2349-2354.
- Varjani, S.J, Agarwal, A.K., Gnansounou, E. y Gurunathan, B. 2018. *Bioremediation: Applications for Environmental Protection and Management*. Springer, Singapore.
- Villegas, L.B., Martínez, M.A., Rodríguez, A. y Amoroso, M.J. 2014. Microbial Consortia, a Viable Alternative for Cleanup of Contaminated Soils. En: *Bioremediation in Latin America: Current Research and Perspectives*. A. Alvarez y M. Polti (ed.), pp 135-148. Springer, Switzerland.
- Vivaldi, M. 2011. Bioremediation - An Overview. *Journal of Industrial Pollution Control*. 27 (2): 161-68.
- Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Gauszka, A., Cearreta, A. *et al.* 2016. The Anthropocene Is Functionally and Stratigraphically Distinct from the Holocene. *Science*. 351 (6269): aad2622-aad2622.
- Wołejko, E., Wydro, U., y Łoboda, T. 2016. The Ways to Increase Efficiency of Soil Bioremediation. *Ecological Chemistry and Engineering*. 23 (1): 155-74.
- Yellu, M., Kamireddy, C. y Olowokure, O.O. 2018. Pancreatic Cancer Epidemiology and Environmental Risk Factors. En: *Current and Emerging Therapies in Pancreatic Cancer*, 1-22.
- Zalasiewicz, J.A.N., Williams, M., Steffen, W. y Crutzen, P. 2010. The New World of the Anthropocene. *Environmental Science and Technology* 44 (7): 2228-2231.
- Zawierucha, I. y Malina, Gf. 2011. Bioaugmentation, Biostimulation and Biocontrol. En: *Bioaugmentation Biostimulation and Biocontrol* , Soil Biology. A. Singh, N. Parmar, R.C. Kuhad y O.P. Ward (ed.), pp 1-23. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Alemania.
- Zuverza-Mena, N., Martínez-Fernández, D., Du, W., Hernandez-Viezcás, J.A. Bonilla-Bird, N., López-Moreno, M.L., Komárek, M., Peralta-Videa, J.R. y Gardea-Torresdey, J.L. 2017. Exposure of Engineered Nanomaterials to Plants: Insights into the Physiological and Biochemical Responses-A Review. *Plant Physiology and Biochemistry* 110: 236-64.