

Implicaciones ambientales y toxicológicas de los hidrocarburos aromáticos policíclicos: una revisión

Environmental and toxicological implications of polycyclic aromatic hydrocarbons: a review

Norma Araceli Guel-Najar¹, Aidé Sáenz-Galindo¹, Jorge Carlos Ríos-Hurtado²

¹Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de Coahuila, Blvd. Venustiano Carranza y José Cárdenas Valdés, C.P. 25280, Saltillo, Coahuila, México.

²Facultad de Metalurgia, Universidad Autónoma de Coahuila, Carretera 57 Km. 5 Estancias de San Juan Bautista, C.P. 25718, Monclova, Coahuila, México.

Autor de correspondencia: Norma Araceli Guel Najar

normagu@uadec.edu.mx ; 866 6383939

Resumen

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) son un grupo de compuestos formados por dos o más anillos aromáticos. La principal fuente de estos contaminantes se debe a la combustión incompleta de la materia orgánica, como madera y combustibles fósiles (productos derivados del carbón y petróleo). Los HAP son uno de los contaminantes orgánicos persistentes debido a sus propiedades características y su alta presencia en el medio ambiente. Estos contaminantes son una fuente de preocupación debido a sus efectos tóxicos que tienen en la salud humana ya que ninguna persona está exenta de entrar en contacto con estos contaminantes. En este trabajo se revisa la literatura que describe de forma general a los HAP, así como su persistencia en el medio ambiente tanto en aire, agua y el suelo. También se describen las vías de exposición que puede ser por inhalación, ingestión y contacto dérmico (por la piel), además de sus efectos negativos que tiene la exposición a corto y largo plazo que incluyen los efectos teratogénicos, genotóxicos, mutagénicos y cancerígenos que tienen los HAP en el cuerpo humano.

Palabras clave: hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), contaminación, exposición, toxicidad.

Abstract

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are a group of compounds consisting of two or more aromatic rings. The main source of these pollutants is due to incomplete combustion of organic matter, such as wood and fossil fuels (coal and petroleum products). PAHs are one of the persistent organic pollutants due to characteristic properties and the high presence in the environment. These pollutants are a source of concern due to the toxic effects on human health since no person is exempt to get in contact with these pollutants. This paper reviews the literature describing PAHs in general, as well as persistence in the environment in air, water, and soil. It also describes the exposure routes, such as inhalation, ingestion and dermal contact

(through the skin) and the negative effects of short and long term exposure, including teratogenic, genotoxic, mutagenic and carcinogenic effects of PAHs on the human body.

Keywords: polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), pollution, exposure, toxicity.

1. Introducción

Con el transcurso del tiempo, la contaminación ambiental se ha convertido en un serio problema de interés público a nivel mundial. La rápida urbanización e industrialización, ha causado la sobreexplotación de los recursos humanos y el exceso de contaminantes nocivos para los seres vivos. Entre los contaminantes presentes en el medio ambiente se encuentran los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (Ajibade y col., 2021).

Los HAP son un tipo de sustancias químicas orgánicas, por lo general tóxicas para los seres vivos, que se encuentran de forma persistente en el medio ambiente (Adeniji y col., 2018). Estos contaminantes pueden llegar a los ecosistemas de forma natural o antropogénica, siendo esta última la más frecuente (Adeniji y col., 2018; Wenning y Martello, 2014). Los incendios forestales, desintegración de materia orgánica, erupciones volcánicas, hongos, bacterias y plantas clorofilas son ejemplos de fuentes naturales. Mientras que derrames de petróleo, incineración de desechos, energía eléctrica, descargas de aguas residuales tratadas, refinerías químicas, producción de gas, entre muchas otras, son ejemplos de fuentes antropogénicas (Brazkova y Krastanov, 2013; Stamatelatos y col., 2011).

La atmósfera es la principal fuente de propagación de los HAP. Los contaminantes se encuentran en estado gaseoso o adsorbidos en partículas. Las corrientes de aire los transportan y dispersan a diferentes áreas depositándolos en el agua y suelo. Los compuestos presentes en el suelo son transportados por agua de lluvia a mares

y ríos. En los ecosistemas acuáticos, los contaminantes ingresan a los peces, plantas marinas y organismos sedentarios. Por consiguiente, los HAP son considerados contaminantes persistentes (Gachanja, 2005; Stamatelatou y col., 2011; Wang y col., 2013).

La presencia de HAP en el medio ambiente representa graves problemas de salud y de calidad de vida, tanto para los seres humanos como para cualquier ser vivo (Maria Florencia y col., 2022; Munyengabe y col., 2022). Por lo que la remoción de contaminantes de los ecosistemas es de suma importancia dado que tienen la capacidad de bioacumularse y a los peligros que representan para los seres vivos (Adeola y Forbes, 2021). Es por ello que, se emplean una gran variedad de técnicas de remediación con distintos grados de efectividad, que incluyen tecnologías químicas, físicas, y biológicas. Algunos de los tratamientos empleados son adsorción, degradación fotocatalítica, biorremediación, fitorremediación, uso de biorreactores, tecnología de membranas y coagulación (Adeola y Forbes, 2021; Kuppusamy y col., 2017; Patel y col., 2020; Smol y Włodarczyk-Makula, 2017).

Esta revisión tiene como objetivo brindar una descripción general de los HAP, incluidas sus implicaciones ambientales, toxicidad y sus efectos nocivos en la salud.

2. Hidrocarburos aromáticos policíclicos

Los HAP son subproductos generados de un proceso incompleto de combustión de material carbonoso (Y. Zhang y col., 2019). Se componen de átomos de hidrógeno y carbono en forma de dos o más anillos aromáticos unidos, distribuidos de forma lineal, angular o agrupados (Adeniji y col., 2018; Jesus y col., 2022). Son principalmente compuestos sólidos incoloros, amarillos verdosos pálidos o blancos. Se caracterizan por poseer altos puntos de fusión y ebullición, baja presión de vapor, baja solubilidad en agua y una alta solubilidad en disolventes orgánicos porque son





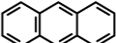

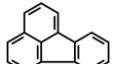
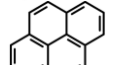
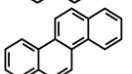
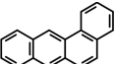
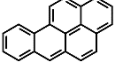
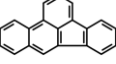
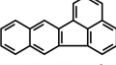
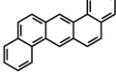
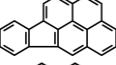
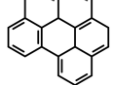
altamente lipófilos. La solubilidad en el agua disminuye con cada anillo extra (Esmailbeig y col., 2023; Patel y col., 2020).

Los HAP se clasifican en base a la cantidad de anillos presentes y a su peso molecular. Los de bajo peso molecular se componen de dos y tres anillos de benceno y están presentes en la atmósfera principalmente en fase de vapor. Los de alto peso molecular con más de 3 anillos se encuentran mayormente unidos a partículas (Choi y col., 2010; Kuppusamy y col., 2016).

Otra clasificación de los HAP es en base a las principales fuentes que conducen a su formación: pirogénicas, petrogénicas y diagenéticas. Los HAP pirogénicos se producen a partir de pirólisis, que consiste en calentar a altas temperaturas los compuestos orgánicos en condiciones limitadas de oxígeno, por ejemplo, incendios forestales, emisiones industriales, emisiones vehiculares, combustión de madera. Los petrogénicos se producen naturalmente a lo largo de millones de años debido a la maduración del petróleo crudo y sus productos. La contaminación se produce a causa de la producción del petróleo y a los derrames. Finalmente los diagenéticos se forman espontáneamente como producto de transformaciones de fuentes naturales, pueden ser sintetizados por plantas y bacterias, producirse por procesos de degradación o por erupción volcánica (Esmailbeig y col., 2023; Hąc-Wydro y col., 2019; Ifegwu y Anyakora, 2015; Jesus y col., 2022).

Se conocen varios cientos de HAP y compuestos relacionados, que varían en el número de anillos que contienen (Izzotti y Pulliero, 2014; Menichini y Bocca, 2003). Sin embargo, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés) solo consideró 16 como prioritarios, debido a su actividad mutagénica y cancerígena, además de que hay más información sobre ellos y las personas tienen mayor posibilidad de exposición. Estos HAP persistentes en el medio ambiente son de origen pirogénico y se muestran en la Tabla 1 (García-Jares y col., 2012; Huang y Penning, 2014; Ifegwu y Anyakora, 2015).

Tabla 1. 16 HAP como contaminantes prioritarios de acuerdo con la USEPA. Fuente: creación propia a partir de (Ghosal y col., 2016; Jesus y col., 2022; Patel y col., 2020; Smol y Włodarczyk-Makula, 2017).

HAP	Fórmula	Estructura	No. de anillos	Peso molecular (g/mol)	Solubilidad en agua a 25°C (mg/L)	Toxicidad según la IARC
Naftaleno	C ₁₀ H ₈		2	128.17	31	2B
Acenaftileno	C ₁₂ H ₈		3	152.20	16.1	3
Acenafteno	C ₁₂ H ₁₀		3	154.21	3.8	3
Fluoreno	C ₁₃ H ₁₀		3	166.22	1.9	3
Antraceno	C ₁₄ H ₁₀		3	178.23	0.045	3
Fenantreno	C ₁₄ H ₁₀		3	178.23	1.1	3
Fluoranteno	C ₁₆ H ₁₀		4	202.26	0.26	3
Pireno	C ₁₆ H ₁₀		4	202.26	0.132	3
Criseno	C ₁₈ H ₁₂		4	228.29	0.0015	2B
Benzo[a]antraceno	C ₂₀ H ₁₂		4	228.29	0.011	2B
Benzo[a]pireno	C ₂₀ H ₁₂		5	252.32	0.0038	1
Benzo[b]fluoranteno	C ₂₀ H ₁₂		5	252.32	0.0015	2B
Benzo[k]fluoranteno	C ₂₀ H ₁₂		5	252.32	0.0008	2B
Dibenzo[a,h]antraceno	C ₂₂ H ₁₄		5	278.35	0.0005	2A
Indeno[1,2,3-cd]pireno	C ₂₂ H ₁₂		6	276.34	0.062	2B
Benzo[g,h,i]perileno	C ₂₂ H ₁₂		6	276.34	0.00026	3

Toxicidad según la International Agency for Research on Cancer (IARC): grupo 1; cancerígeno para los humanos, grupo 2A; probablemente cancerígeno para los humanos,

grupo 2B; posiblemente cancerígeno para los humanos y grupo 3; no clasificable como cancerígeno en humanos.

Cuando el peso molecular de los HAP aumenta, se eleva la carcinogenicidad, la teratogenicidad (malformaciones en recién nacidos) y la mutagenicidad, por otro lado disminuye la toxicidad aguda (Kurwadkar y col., 2022; Ravindra y col., 2008). El Benzo[a]pireno (B[a]P) fue el primer carcinógeno descubierto y se utiliza generalmente como indicador de exposición a HAP en estudios medioambientales (García-Jares y col., 2012; Ravindra y col., 2008).

3. Persistencia en el medio ambiente

Los HAP son compuestos estables, resistentes, de difícil degradación y persistentes en el medio ambiente (Sakshi y col., 2019). Una vez que son liberados a la atmósfera, además de aumentar la contaminación atmosférica, se transportan a través del aire y se acumulan en el agua y el suelo causando daños ambientales. Los principales procesos de propagación de HAP son aire-agua y aire-suelo (Qi y col., 2023). El desplazamiento de los HAP a través de los recursos naturales depende de las propiedades de cada uno de los compuestos (ATSDR, 2016).

3.1. HAP en el aire

Los HAP se transportan en el aire a través de partículas suspendidas en la atmósfera. Los compuestos unidos a partículas gruesas tienen una vida más corta en las masas de aire. Por otra parte, los unidos a partículas finas pueden viajar largas distancias llegando a lugares remotos (L. Zhang y col., 2020).

Los HAP de bajo peso molecular se encuentran principalmente en forma de gas en la atmósfera. Debido a las altas concentraciones de HAP de bajo peso molecular, estos tienden a ser los contaminantes dominantes unidos a partículas. La cantidad concerniente de los compuestos adheridos se ve afectada por la temperatura. Los

HAP en las partículas es mayor en el invierno, debido a que los contaminantes más volátiles se evaporan en mayor cantidad (Låg y col., 2020; L. Zhang y col., 2020).

Las actividades antropogénicas (principalmente emisiones vehiculares y domésticas) en zonas urbanas pueden causar concentraciones muy elevadas de HAP en el aire en comparación a entornos rurales (Jang y col., 2013; Ravindra y col., 2008). Los procesos de combustión (como fogatas, tabaco, fuegos artificiales, cocina a gas y motor de combustión interna) son la fuente principal de dispersar los HAP en la atmósfera. El transporte vehicular contribuye aproximadamente en un 60% de las emisiones totales de HAP en zonas urbanas (Quijano Parra y col., 2017). Otras de las fuentes de HAP en el aire son las emisiones del transporte marítimo, actividades relacionadas con el petróleo y el gas, emisiones industriales y la incineración de residuos (Akhbarizadeh y col., 2021).

3.2. HAP en el agua

La contaminación de los ambientes acuáticos por HAP se debe a la precipitación atmosférica (lluvia), escorrentía de las aceras y la tierra, aguas pluviales, descarga de aguas residuales y las fugas de petróleo (Hussain y col., 2015). Estos se encuentran con frecuencia a mayores concentraciones en aguas costeras y menos profundas, especialmente en áreas cercanas a zonas urbanas (López-Berenguer y col., 2023).

Las propiedades físicas de los HAP juegan un papel importante en la contaminación del agua. Los HAP repelen el agua (hidrofóbicos) y se encuentran principalmente en los sedimentos. La unión de los HAP a las partículas sólidas hace más difícil la degradación mediante oxidación fotoquímica y biológica, por lo que tienden a persistir más tiempo en el medio acuático. Estos causan una acumulación de contaminantes en altas concentraciones generalmente de HAP de alto peso molecular. Sin embargo, cuando se reduce el número de anillos unidos, disminuye

la presión de vapor, dando como resultado una mayor adsorción de HAP en el agua (Felemban y col., 2019; Hussain y col., 2015).

Los HAP tienen una alta solubilidad en lípidos o grasas, ocasionando la transferencia de contaminantes a la cadena alimenticia acuática. Los animales invertebrados poseen una menor capacidad para metabolizar los compuestos, mientras que los vertebrados son capaces de metabolizarlos eficientemente. Generalmente los animales vertebrados tienen la capacidad de degradar rápidamente los HAP en compuestos más solubles en agua, causando una serie de efectos tóxicos en la biota del lugar. Principalmente en los vertebrados, ocasionan efectos citotóxicos (daño o muerte de células o tejidos), cancerígenos, inmunológicos y reproductivos (López-Berenguer y col., 2023). Debido a la acumulación de HAP en los organismos acuáticos, el consumidor de alimentos marinos puede contraer riesgos en su salud (Adewale y col., 2022; Ranjbar Jafarabadi y col., 2020).

3.3. HAP en el suelo

La contaminación del suelo por HAP se debe principalmente a los procesos de deposición húmeda o seca ocasionados por los contaminantes en la atmósfera. La alta capacidad de las partículas sólidas del suelo para adherir a los HAP hace que sea considerado el principal contenedor de estos contaminantes, llegando a afectar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Los HAP alteran la capacidad de retención de agua del suelo, alteran el tamaño de las partículas, la porosidad y afecta negativamente a la población de microbios (Deelaman y col., 2021; Sakshi y col., 2019; Song y col., 2022).

Los efectos provocados por los HAP se regulan en base a ciertos parámetros del suelo como el tamaño de grano de las partículas del suelo, el carbono orgánico asociado y el pH. La unión de los HAP se produce principalmente en tamaños de

partículas finas (limo y arcilla). Estas partículas finas presentan baja movilidad de los contaminantes adheridos y alta durabilidad, que da como resultado efectos a largo plazo y una toxicidad persistente (Błońska y Lasota, 2023; Sakshi y col., 2019).

La absorción y encapsulación de los HAP por los minerales y la materia orgánica del suelo se deben principalmente a sus características lipófilas (afinidad por los lípidos) y semivolátiles (Mazarji y col., 2021). Los HAP de bajo peso molecular son volátiles y no presentan alta resistencia a los ataques microbianos. Por el contrario, los HAP de alto peso molecular se absorben fuertemente a la materia orgánica del suelo y son más resistentes al ataque de microbios (Madrid y col., 2022).

Los hongos, actinomicetos y bacterias metanotróficas son ejemplos de microorganismos del suelo que tienen la capacidad de degradar a los HAP. Sin embargo, los microbios son vulnerables a estos contaminantes (Picariello y col., 2020). La actividad enzimática y microbiana del suelo, así como la diversidad microbiana se ve afectada negativamente (disminuye) a altas concentraciones de HAP debido a su toxicidad, provocando una menor capacidad de autopurificación (Picariello y col., 2020; Sakshi y col., 2019).

4. Exposición humana a los HAP

Los HAP son omnipresentes en el medio ambiente por lo que es inevitable la exposición humana a estos contaminantes. Los HAP se encuentran en mezclas complejas de diferentes compuestos, por lo que la exposición a un solo HAP no es muy frecuente. La exposición a mezclas de contaminantes con HAP es constante y puede ocurrir de numerosas formas, las principales vías incluyen inhalación, ingestión y contacto dérmico tanto en ambientes ocupacionales como no ocupacionales. También se puede estar expuesto a más de una vía simultáneamente aumentando la dosis total absorbida (Gad y Gad, 2014; Huang y Penning, 2014).

El biomarcador (sustancia que se puede medir en el organismo) más empleado para medir la dosis interna total de intoxicación humana por los HAP y sus mezclas es el nivel de metabolitos en orina, incluidos 1-hidroxipireno (1-HP), hidroxifenantrenos e hidroxinaftaleno (Balciroğlu, 2016; Hao y Yan, 2017). El 1-HP urinario puede indicar las fuentes posibles de exposición (aire, agua y ambiente) y las vías de exposición, así como la dosis total en el organismo (Hao y Yan, 2017).

La exposición por inhalación ocurre al respirar aire ambiental y aire interior contaminado. La inhalación de aire ambiental contaminado es mayor en zonas urbanas debido a la mayor cantidad de población. Existe un aumento de los gases de escape del tráfico vehicular y de generadores, polvo de la carretera, humo de cigarro y tabaco, emisiones industriales, gases de sitios de desechos peligrosos, incendios, quema de material orgánico (carbono y madera), quema de desechos e incineradores municipales (Ifegwu y Anyakora, 2015; Okoro y col., 2020; Srogi, 2007). La mayor contaminación por inhalación ocurre en interiores ya que la mayor parte de la población pasa aproximadamente el 90% de su tiempo en ellos. Los HAP contaminan el ambiente interior debido a la calefacción doméstica, chimeneas, el uso de combustibles fósiles para cocinar y partículas inhalables ($PM_{2.5}$, diámetro $<2.5\mu m$) provenientes del exterior (Srogi, 2007).

La contaminación por ingestión se debe al consumo involuntario de alimentos que contienen HAP. Los alimentos se contaminan principalmente por las técnicas de preparación como asar a la parrilla, freír y al vapor (especialmente la carne y productos cárnicos) y el procesamiento de alimentos como secar y ahumar (Huang y Penning, 2014). Por otra parte, los cultivos (como cereales, frutas y verduras) y plantas generalmente se contaminan por la deposición atmosférica o por suelos contaminados. Algunos cultivos como el centeno, lentejas, y el trigo pueden absorber o sintetizar a los HAP (Abdel-Shafy y Mansour, 2016; Huang y Penning, 2014). Cuando las plantas contaminadas son consumidas por los rebaños (como

vacas y cabras) pueden terminar en los productos lácteos como leche, mantequilla, queso y nata (Huang y Penning, 2014).

El agua potable puede estar contaminada con HAP por vertidos de efluentes industriales o al uso de tuberías de hulla en el suministro de agua (Deelaman y col., 2021; Srogi, 2007). Asimismo, los océanos, lagos y arroyos se contaminan por HAP a través de deposición atmosférica, efluentes industriales, escorrentías urbanas, efluentes municipales, derrames o fugas de petróleo. Esta contaminación provoca que los pescados y mariscos se contaminen (Huang y Penning, 2014; Srogi, 2007). En algunos casos la contaminación de alimentos por HAP se debe a que el material de embalaje está contaminado (Huang y Penning, 2014).

La exposición por contacto dérmico se debe al contacto de la piel con partículas del suelo contaminado con altos niveles de HAP, tal como sitios cercanos al vertido de desechos peligrosos, o al entrar en contacto con sustancias que contienen HAP como aceite de motor o creosota (sustancia utilizada como conservador de madera). De igual manera, algunos contaminantes entran en contacto con la piel a través de medicamentos que contienen HAP para tratar algunas enfermedades como la psoriasis, el eccema y algunas dermatitis (Agudo, 2009; ATSDR, 2016; Ifegwu y Anyakora, 2015).

Las exposiciones ocupacionales ocurren en el lugar de trabajo. Las personas realizan sus actividades diarias en entornos con grandes concentraciones de HAP. La exposición sucede generalmente por inhalación de gases o partículas con HAP adsorbidos, o por contacto dérmico al manipular sustancias que contienen HAP (Agudo, 2009; Okoro y col., 2020). Algunas de las industrias y ocupaciones con mayor exposición de sus trabajadores a HAP son los trabajos con asfalto (fabricación y uso), la producción de coque, refinación de petróleo, producción de derivados del petróleo, gasificación de carbón, fundición, remediación de suelos, minería, industria metalúrgica, siderurgia, fábricas de aluminio, industria de la goma

y el caucho, fabricación de electrodos de carbón y negro de humo, incineración de residuos, mecánicos, bomberos, vendedores ambulantes y ahumadores de alimentos (Agudo, 2009; Ifegwu y Anyakora, 2015; Lawal, 2017; Unwin y col., 2006).

5. Efectos toxicológicos de los HAP

Los HAP y sus derivados son tóxicos para los seres humanos. A medida que aumenta el peso molecular de los distintos HAP aumenta su toxicidad y los efectos negativos en la salud humana (Adeniji y col., 2018; Hesham y col., 2012; Kim y col., 2013). Después de la exposición con los HAP, estos entran al organismo humano y se dispersan en los diferentes tejidos, especialmente en el tejido adiposo (grasa corporal) y los órganos, principalmente los pulmones y la piel. Sus efectos en la salud varían de acuerdo con diversos factores, como el tipo de HAP, la forma de exposición (inhalación, ingestión o contacto dérmico), la duración de exposición (agudo o crónico), la edad y el sexo de la persona (Stamatelatou y col., 2011). La mayor parte de los HAP no se acumulan en el organismo, sino que son metabolizados por el hígado y los riñones, y posteriormente desechados a los pocos días de su exposición, generalmente por las heces y la orina (Agudo, 2009; ATSDR, 2016). En contraste con los adultos, los niños respiran más aire (que puede estar contaminado) por unidad de masa corporal, y la eficacia de desintoxicación en sus cuerpos es más baja. Por lo tanto, eso ocasiona que los niños sean más susceptibles a sufrir los efectos de la exposición a contaminantes (Goldstein y col., 2011).

5.1. Efectos agudos sobre la salud

Los efectos agudos o a corto plazo sobre la salud se deben a la exposición de altas concentraciones de mezclas de contaminantes que contienen HAP (Abdel-Shafy y

Mansour, 2016; Lawal, 2017). Las mezclas que contienen HAP producen síntomas como náuseas, diarrea, irritación ocular, vómitos, confusión y supresión del sistema nervioso central (Gad y Gad, 2014; Kim y col., 2013). Por otra parte, según la forma de exposición, puede causar diversas afecciones. Por inhalación afectan principalmente la salud pulmonar que incluye enfermedades como asma y EPOC (enfermedad pulmonar obstructiva crónica) (Ogbunuzor y col., 2023). Por contacto dérmico, los HAP atraviesan la barrera de la piel ocasionando enfermedades inflamatorias en la piel como eczema, psoriasis, dermatitis atópica y de contacto, envejecimiento de la piel y acné (Sousa y col., 2022). La fotosensibilidad de los ojos y de la piel puede ser causada por exposición por inhalación o dérmica (Gad y Gad, 2014). En la Figura 1, se muestran los efectos agudos ocasionados por la exposición a los HAP.

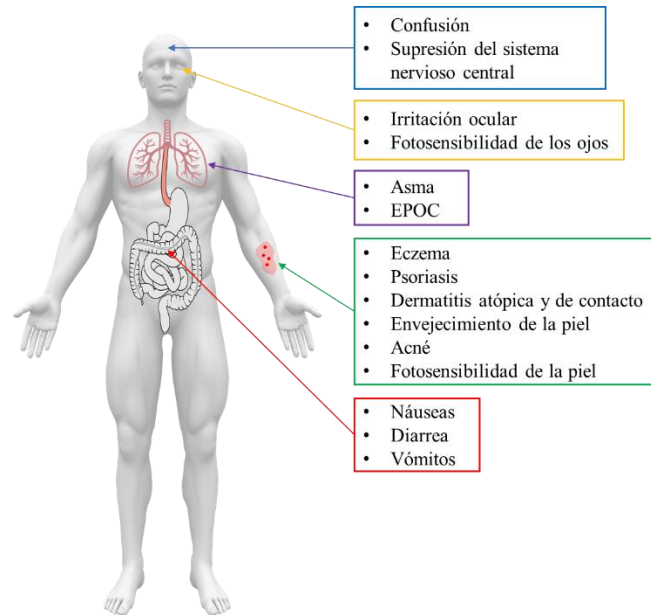


Figura 1. Efectos agudos ocasionados por la exposición a HAP.

Debido a las mezclas de contaminantes no se sabe con seguridad que componentes de la mezcla ocasionan estos efectos, ya que los otros compuestos que se encuentran comúnmente en los HAP pueden ser los causantes de los síntomas. Se conoce que el B[a]P, el antraceno y el naftaleno son irritantes para la piel y que los dos primeros la hacen sensible (causan una respuesta alérgica) (Rengarajan y col., 2015).

5.2. Efectos crónicos sobre la salud

Los efectos crónicos o a largo plazo se deben a la exposición prolongada con los HAP. Esta exposición ocasiona problemas respiratorios, anomalías en las funciones pulmonares, síntomas similares al asma, cataratas, anomalías del sistema reproductivo, disminución de la inmunidad, cáncer gastrointestinal e ictericia que puede ser causada por daño hepático o renal (Deelaman y col., 2021; Kuppusamy y col., 2020). La exposición al naftaleno en altas concentraciones ya sea inhalado o ingerido puede ocasionar la degradación de los glóbulos rojos (Kuppusamy y col., 2020; Rengarajan y col., 2015).

Los HAP son biológicamente inertes, cuando se activan metabólicamente a intermediarios biológicamente reactivos que modifican el ácido desoxirribonucleico (ADN), forman un aducto que es un complejo de una sustancia química con una molécula biológica (HAP-ADN) que puede ocasionar mutaciones y genera efectos teratogénicos, genotóxicos/mutagénicos y cancerígenos como se ilustra en la Figura 2 (Huang y Penning, 2014).

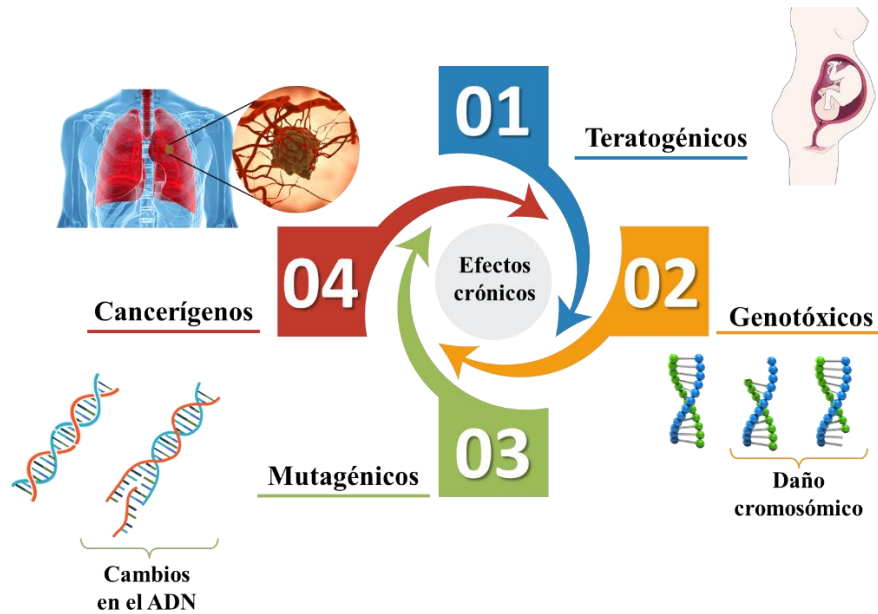


Figura 2. Efectos crónicos ocasionados por la exposición a HAP.

5.2.1. Efectos teratogénicos

La teratogenicidad es la capacidad potencial de producir anomalías estructurales o funcionales al feto o al niño después del nacimiento (McElhatton, 1999). Los HAP pueden entrar en contacto con la sangre de las mujeres embarazadas, cruzan la barrera de la placenta hacia el feto causando efectos negativos en la salud fetal e infantil y eventualmente causar enfermedades crónicas en la edad adulta. Los HAP en el útero retrasan el crecimiento intrauterino, aumentan el riesgo de parto prematuro, afectan negativamente los resultados del nacimiento, causan menor peso al nacer que se asocia con riesgos de mortalidad fetal o neonatal, menor tamaño del recién nacido, menor circunferencia de la cabeza, y reducen el desarrollo cognitivo (Choi y col., 2006; Dai y col., 2023; Y. Guo y col., 2012). La leche materna, que es la principal fuente de nutrientes y anticuerpos beneficiosos

en los recién nacidos y lactantes, es la fuente más común de exposición de HAP en los primeros meses de vida (Drwal y col., 2019).

Las consecuencias de la exposición maternal de los HAP en los niños incluyen mortalidad, disfunción pulmonar, enfermedades respiratorias, infecciones respiratorias, asma, obesidad y efectos neurotóxicos (problemas de desarrollo neurológico, menor inteligencia, problemas de conducta, ansiedad y depresión). En los adultos incluye una mayor resistencia a la insulina, presión arterial, enfermedades del corazón, obesidad adulta, diabetes, depresión y cáncer (Drwal y col., 2019).

5.2.2. Efectos genotóxicos y mutagénicos

La genotoxicidad se refiere a la capacidad de un agente de dañar el ADN y cromosomas de las células (Phillips y Arlt, 2009). La acción genotóxica de los HAP generalmente necesita activarse metabólicamente por epóxidos (compuestos intermedios que se forman en el proceso de eliminación de los HAP), los cuales también reaccionan con el ADN (Gad y Gad, 2014). Se pueden presentar alteraciones cromosómicas estructurales, principalmente desequilibrios cromosómicos y un mecanismo de reparación del ADN deteriorado (Kuppusamy y col., 2020). Los HAP tienen efectos genotóxicos en los espermatozoides. Los metabolitos de los HAP tienen una relación negativa con la concentración, el volumen, la morfología, la movilidad y la degeneración del ADN de los espermatozoides provocando la infertilidad masculina. La exposición al naftaleno y fenantreno reduce la calidad del esperma (Kakavandi y col., 2023).

Se ha reportado que las mujeres son más susceptibles al daño cromosómico y al estrés oxidativo provocados por los HAP en comparación a los hombres en condiciones de exposición similar o igual. Esto se puede atribuir a que las mujeres presentan una alta actividad de la enzima citocromo P450 que produce niveles más

altos de aductos de ADN. Además las mujeres presentan una menor capacidad de reparación del ADN (H. Guo y col., 2014; Sun y col., 2021).

El B[a]P al unirse al receptor de aril hidrocarburo se metaboliza y se desintoxica. Sin embargo también se generan intermediarios genotóxicos muy reactivos que pueden provocar la muerte celular (Dilger y col., 2016). Además, la genotoxicidad influye en el proceso de carcinogenicidad (Rengarajan y col., 2015).

La mutagenicidad es la capacidad que tiene un agente (mutágeno) de realizar cambios en la cantidad o estructura del material genético de células que pueden ser transmisibles y permanentes (Sundar y col., 2018). Algunos de los HAP que entran en el organismo se unen al ADN y tienen la capacidad de generar mutaciones y una variedad de alteraciones cromosómicas (Abdel-Shafy y Mansour, 2016). Probablemente algunos HAP causan mutaciones en diversos genes que ayudan al desarrollo del cáncer. El B[a]P provoca cáncer mediante un mecanismo mutagénico. Se han encontrado aductos de ADN-B[a]P en tejidos pulmonares (Choi y col., 2010).

Las partículas suspendidas en el aire interior y exterior contaminadas con HAP son más mutagénicas que el polvo domestico sedimentario seguido de los suelos contaminados (Choi y col., 2010).

5.2.3. Efectos cancerígenos

La carcinogenicidad es la habilidad de causar cáncer (crecimiento descontrolado de células) (Gerba, 2019). Los HAP activados que reaccionan con el ADN generan alteraciones bioquímicas y daño celular resultando en mutaciones, malformaciones del desarrollo, tumores y cáncer. Estudios ocupacionales en trabajadores expuestos a mezclas que contienen HAP indican que las mezclas de HAP son cancerígenas para los humanos (Rengarajan y col., 2015). Se ha demostrado que existe un mayor

riesgo de cánceres de piel y pulmón, seguidos de vejiga y gastrointestinal (Abdel-Shafy y Mansour, 2016).

Uno de los causantes del cáncer de pulmón es la exposición al humo del tabaco. El B[a]P es el HAP más común que se encuentra en el humo del tabaco, de acuerdo con la IARC el B[a]P es el HAP más cancerígeno. Por si solo el B[a]P no reacciona con el ADN por lo que para volverse mutagénico debe sufrir una activación metabólica (aductos HAP- ADN) (Abedin y col., 2013). Por otra parte, debido a la inflamación causada por la exposición a los HAP, los trabajadores del aluminio pueden condicionarse a defectos en el gen de reparación del ADN, provocando el riesgo de desarrollar cáncer de pulmón (Moubarz y col., 2023).

Los HAP pueden penetrar en la piel a través de los folículos pilosos y por vía transepidérmica (a través de la piel). Estos en conjunto con los rayos UVA pueden generar fotodaño en la piel, ocasionando un envejecimiento prematuro, además pueden desempeñar un papel fundamental en el cáncer de piel (Abolhasani y col., 2021; Sosa y Zalts, 2012).

Se ha reportado que la exposición prolongada y la alta exposición acumulada al benceno pueden estar relacionadas con un riesgo mayor de cáncer de vejiga. Aun así debido a las mezclas de contaminantes de HAP no es posible determinar si este cáncer se puede atribuir únicamente al benceno, o a otros HAP (Shala y col., 2023). Por otra parte, hay evidencia de que la orina de los consumidores de cigarrillos electrónicos contiene carcinógenos, de los cuales algunos de ellos están vinculados con el cáncer de vejiga (Bjurlin y col., 2021).

6. Conclusión

Esta revisión presenta la literatura sobre la amplia distribución de los HAP en el medio ambiente a causa del rápido crecimiento de la población, la urbanización e

industrialización. A pesar de que los HAP se forman de manera natural, estos se distribuyen en el medio ambiente debido a la acción del hombre, principalmente por la producción de productos derivados del petróleo. La exposición a estos contaminantes es muy variada y prácticamente realizar cualquier actividad es sinónimo de exposición a estos contaminantes. Sin embargo, las exposiciones ocupacionales, afectan gravemente la salud de los trabajadores ya que se exponen a tiempos prolongados y a concentraciones elevadas de mezclas de contaminantes que contienen HAP que son más nocivas que los HAP solos. Los efectos en la salud humana de estos contaminantes pueden ser muy peligrosos. La mayor parte de las investigaciones se centran en los efectos carcinógenos de los HAP; sin embargo, también pueden causar efectos teratogénicos, genotóxicos y mutagénicos. Es por ello que es indispensable la búsqueda de tecnologías eficaces para la remoción de estos contaminantes en el medio ambiente.

7. Referencias

- Abdel-Shafy, H. I., y Mansour, M. S. M. (2016). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum*. 25(1): 107–123. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.011>
- Abedin, Z., Louis-Juste, M., Stangl, M., y Field, J. (2013). The role of base excision repair genes OGG1, APN1 and APN2 in benzo[a]pyrene-7,8-dione induced p53 mutagenesis. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 750(1–2): 121–128. <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2012.10.003>
- Abolhasani, R., Araghi, F., Tabary, M., Aryannejad, A., Mashinchi, B., y Robati, R. M. (2021). The impact of air pollution on skin and related disorders: A comprehensive review. *Dermatologic Therapy*. 34(2): 1–11. <https://doi.org/10.1111/dth.14840>

Adeniji, A. O., Okoh, O. O., y Okoh, A. I. (2018). Analytical Methods for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and their Global Trend of Distribution in Water and Sediment: A Review. En *Recent Insights in Petroleum Science and Engineering* (pp. 393–428). InTech. <https://doi.org/10.5772/intechopen.71163>

Adeola, A. O., y Forbes, P. B. C. (2021). Advances in water treatment technologies for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons: Existing concepts, emerging trends, and future prospects. *Water Environment Research*. 93(3): 343–359. <https://doi.org/10.1002/wer.1420>

Adewale, A., Adegbola, P. I., Owoade, A. O., y Aborisade, A. B. (2022). Fish as a bioindicator of polycyclic aromatic hydrocarbon pollution in aquatic ecosystem of Ogun and Eleyele Rivers, Nigeria, and risk assessment for consumer's health. *Journal of Hazardous Materials Advances*. 7: 100096. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100096>

Agudo, A. (2009). Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP): Acercamiento a su problemática como riesgo laboral. En *Secretaría de Salud y medio ambiente MCA-UGT*.

Ajibade, F. O., Adelodun, B., Lasisi, K. H., Fadare, O. O., Ajibade, T. F., Nwogwu, N. A., Sulaymon, I. D., Ugya, A. Y., Wang, H. C., y Wang, A. (2021). Environmental pollution and their socioeconomic impacts. En *Microbe Mediated Remediation of Environmental Contaminants* (pp. 321–354). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821199-1.00025-0>

Akhbarizadeh, R., Dobaradaran, S., Amouei Torkmahalleh, M., Saeedi, R., Aibaghi, R., y Faraji Ghasemi, F. (2021). Suspended fine particulate matter (PM_{2.5}), microplastics (MPs), and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in air: Their possible relationships and health implications. *Environmental Research*. 192: 110339. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110339>

ATSDR. (2016). Resumen de Salud Pública: Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) [Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PHA)]. [En línea]. Disponible en: https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs69.html

Balcioğlu, E. B. (2016). Potential effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in marine foods on human health: a critical review. *Toxin Reviews*. 35(3–4): 98–105. <https://doi.org/10.1080/15569543.2016.1201513>

Bjurlin, M. A., Matulewicz, R. S., Roberts, T. R., Dearing, B. A., Schatz, D., Sherman, S., Gordon, T., y Shahawy, O. El. (2021). Carcinogen Biomarkers in the Urine of Electronic Cigarette Users and Implications for the Development of Bladder Cancer: A Systematic Review. *European Urology Oncology*. 4(5): 766–783. <https://doi.org/10.1016/j.euo.2020.02.004>

Błońska, E., y Lasota, J. (2023). How decaying wood affects the accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil of temperate mountain forest. *Environmental Research*. 223: 115487. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115487>

Brazkova, M., y Krastanov, A. (2013). Polycyclic aromatic hydrocarbons : Sources , effects and biodegradation. *Proceedings of the International Scientific Conference of University of Ruse*. 52: 52–56.

Choi, H., Harrison, R., Komulainen, H., y Saborit, J. M. D. (2010). Polycyclic aromatic hydrocarbons. En *WHO Guidelines for Indoor Air Quality: Selected Pollutants* (p. 484).

Choi, H., Jedrychowski, W., Spengler, J., Camann, D. E., Whyatt, R. M., Rauh, V., Tsai, W.-Y., y Perera, F. P. (2006). International Studies of Prenatal Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Fetal Growth. *Environmental Health Perspectives*. 114(11): 1744–1750. <https://doi.org/10.1289/ehp.8982>

Dai, Y., Xu, X., Huo, X., y Faas, M. M. (2023). Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) on pregnancy, placenta, and placental trophoblasts. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 262: 115314. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115314>

Deelaman, W., Pongpiachan, S., Tipmanee, D., Choochuay, C., Suttinun, O., Charoenkalunyuta, T., y Promdee, K. (2021). Ecotoxicological risk and health risk characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in terrestrial soils of King George Island, Antarctica. *Polar Science*. 29: 100715. <https://doi.org/10.1016/j.polar.2021.100715>

Dilger, M., Orasche, J., Zimmermann, R., Paur, H.-R., Diabaté, S., y Weiss, C. (2016). Toxicity of wood smoke particles in human A549 lung epithelial cells: the role of PAHs, soot and zinc. *Archives of Toxicology*. 90(12): 3029–3044. <https://doi.org/10.1007/s00204-016-1659-1>

Drwal, E., Rak, A., y Gregoraszcuk, E. L. (2019). Review: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)—Action on placental function and health risks in future life of newborns. *Toxicology*. 411: 133–142. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2018.10.003>

Esmailbeig, M. A., Khorram, M., Koleini, M. M., Ayatollahi, S., y Zolghadr, A. R. (2023). On the protonated forms of alkyl-bonded polycyclic aromatic heterocycles: Structure prediction and characterization using density functional theory. *Journal of Physics and Chemistry of Solids*. 175: 111181. <https://doi.org/10.1016/j.jpcs.2022.111181>

Felemban, S., Vazquez, P., y Moore, E. (2019). Future Trends for In Situ Monitoring of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Water Sources: The Role of Immunosensing Techniques. *Biosensors*. 9(4): 142. <https://doi.org/10.3390/bios9040142>

Gachanja, A. N. (2005). Polycyclic aromatic hydrocarbons | Environmental Applications. En *Encyclopedia of Analytical Science* (Vol. 1469, pp. 234–242). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B0-12-369397-7/00474-X>

Gad, S. C., y Gad, S. E. (2014). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). En *Encyclopedia of Toxicology* (Third Edit, Vol. 3, pp. 1040–1042). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00911-8>

Garcia-Jares, C., Barro, R., y Llompart, M. (2012). Indoor Air Sampling. En *Comprehensive Sampling and Sample Preparation* (Vol. 1, pp. 125–161). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-381373-2.00008-9>

Gerba, C. P. (2019). Environmental Toxicology. En *Environmental and Pollution Science* (pp. 511–540). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814719-1.00028-8>

Ghosal, D., Ghosh, S., Dutta, T. K., y Ahn, Y. (2016). Current State of Knowledge in Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Review. *Frontiers in Microbiology*. 7: 1–27. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01369>

Goldstein, B. D., Osofsky, H. J., y Lichtveld, M. Y. (2011). The Gulf Oil Spill. *The New England Journal of Medicine*. 364(14): 1334–1348. <https://doi.org/10.1056/NEJMra1007197>

Guo, H., Huang, K., Zhang, X., Zhang, W., Guan, L., Kuang, D., Deng, Q., Deng, H., Zhang, X., He, M., Christiani, D., y Wu, T. (2014). Women are more susceptible than men to oxidative stress and chromosome damage caused by polycyclic aromatic hydrocarbons exposure. *Environmental and Molecular Mutagenesis*. 55(6): 472–481. <https://doi.org/10.1002/em.21866>

Guo, Y., Huo, X., Wu, K., Liu, J., Zhang, Y., y Xu, X. (2012). Carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in umbilical cord blood of human neonates from Guiyu,

China. *Science of The Total Environment*. 427–428: 35–40.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.007>

Haç-Wydro, K., Poleć, K., y Broniatowski, M. (2019). The impact of selected Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) on the morphology, stability and relaxation of ternary lipid monolayers imitating soil bacteria membrane. *Journal of Molecular Liquids*. 276: 409–416. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.12.020>

Hao, J., y Yan, B. (2017). Determination of Urinary 1-Hydroxypyrene for Biomonitoring of Human Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Carcinogens by a Lanthanide-functionalized Metal-Organic Framework Sensor. *Advanced Functional Materials*. 27(6): 1–8. <https://doi.org/10.1002/adfm.201603856>

Hesham, A. E.-L., Khan, S., Tao, Y., Li, D., Zhang, Y., y Yang, M. (2012). Biodegradation of high molecular weight PAHs using isolated yeast mixtures: application of meta-genomic methods for community structure analyses. *Environmental Science and Pollution Research*. 19(8): 3568–3578. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-0919-8>

Huang, M., y Penning, T. M. (2014). Processing Contaminants: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). En *Encyclopedia of Food Safety* (Vol. 2, pp. 416–423). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-378612-8.00212-2>

Hussain, K., Balachandran, S., y Rafiqul Hoque, R. (2015). Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Bharalu River, a tributary of the River Brahmaputra in Guwahati, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 122: 61–67. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.07.008>

Ifegwu, O. C., y Anyakora, C. (2015). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. En *Advances in Clinical Chemistry* (1st ed., Vol. 72, pp. 277–304). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/bs.acc.2015.08.001>

Izzotti, A., y Pulliero, A. (2014). The effects of environmental chemical carcinogens on the microRNA machinery. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 217(6): 601–627. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2014.01.001>

Jang, E., Alam, M. S., y Harrison, R. M. (2013). Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air using positive matrix factorization and spatial distribution analysis. *Atmospheric Environment*. 79: 271–285. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.06.056>

Jesus, F., Pereira, J. L., Campos, I., Santos, M., Ré, A., Keizer, J., Nogueira, A., Gonçalves, F. J. M., Abrantes, N., y Serpa, D. (2022). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons distribution in freshwater ecosystems and their toxicity to benthic fauna. *Science of The Total Environment*. 820: 153282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153282>

Kakavandi, B., Rafiemanesh, H., Giannakis, S., Beheshtaeen, F., Samoili, S., Hashemi, M., y Abdi, F. (2023). Establishing the relationship between Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) exposure and male infertility: A systematic review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 250: 114485. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114485>

Kim, K. H., Jahan, S. A., Kabir, E., y Brown, R. J. C. (2013). A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. *Environment International*. 60: 71–80. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.07.019>

Kuppusamy, S., Maddela, N. R., Megharaj, M., y Venkateswarlu, K. (2020). Impact of Total Petroleum Hydrocarbons on Human Health. En *Total Petroleum Hydrocarbons* (pp. 139–165). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-24035-6_6

Kuppusamy, S., Thavamani, P., Megharaj, M., y Naidu, R. (2016). Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by novel bacterial consortia tolerant to

diverse physical settings – Assessments in liquid- and slurry-phase systems. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 108: 149–157. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.12.013>

Kuppusamy, S., Thavamani, P., Venkateswarlu, K., Lee, Y. B., Naidu, R., y Megharaj, M. (2017). Remediation approaches for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) contaminated soils: Technological constraints, emerging trends and future directions. *Chemosphere*. 168: 944–968. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.115>

Kurwadkar, S., Sethi, S. S., Mishra, P., y Ambade, B. (2022). Unregulated discharge of wastewater in the Mahanadi River Basin: Risk evaluation due to occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbon in surface water and sediments. *Marine Pollution Bulletin*. 179: 113686. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113686>

Låg, M., Øvrevik, J., Refsnes, M., y Holme, J. A. (2020). Potential role of polycyclic aromatic hydrocarbons in air pollution-induced non-malignant respiratory diseases. *Respiratory Research*. 21(1): 299. <https://doi.org/10.1186/s12931-020-01563-1>

Lawal, A. T. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons. A review. *Cogent Environmental Science*. 3(1): 1339841. <https://doi.org/10.1080/23311843.2017.1339841>

López-Berenguer, G., Acosta-Dacal, A., Luzardo, O. P., Peñalver, J., y Martínez-López, E. (2023). Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mediterranean top marine predators stranded in SE Spain. *Chemosphere*. 336: 139306. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139306>

Madrid, F., Florido, M. C., Rubio-Bellido, M., Villaverde, J., y Morillo, E. (2022). Dissipation of a mix of priority PAHs in soils by using availability enhancers. Effect of aging and pollutant interactions. *Science of The Total Environment*. 837: 155744. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155744>

Maria Florencia, T., Iván, T. B., y Hebe Alejandra, C. (2022). Health risk assessment of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in household indoor environments. *Environmental Advances*. 7: 100159. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100159>

Mazarji, M., Minkina, T., Sushkova, S., Mandzhieva, S., Bidhendi, G. N., Barakhov, A., y Bhatnagar, A. (2021). Effect of nanomaterials on remediation of polycyclic aromatic hydrocarbons-contaminated soils: A review. *Journal of Environmental Management*. 284: 112023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112023>

McElhatton, P. R. (1999). Principles of teratogenicity. *Current Obstetrics & Gynaecology*. 9(3): 163–169. [https://doi.org/10.1016/S0957-5847\(99\)90060-4](https://doi.org/10.1016/S0957-5847(99)90060-4)

Menichini, E., y Bocca, B. (2003). POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS. En *Encyclopedia of Food Sciences and Nutrition* (pp. 4616–4625). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B0-12-227055-X/00939-1>

Moubarz, G., Saad-Hussein, A., Shahy, E. M., Mahdy-Abdallah, H., Mohammed, A. M. F., Saleh, I. A., Abo-Zeid, M. A. M., y Abo-Elfadl, M. T. (2023). Lung cancer risk in workers occupationally exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons with emphasis on the role of DNA repair gene. *International Archives of Occupational and Environmental Health*. 96(2): 313–329. <https://doi.org/10.1007/s00420-022-01926-9>

Munyengabe, A., Ndibewu, P. P., Sibali, L. L., y Ngobeni, P. (2022). Polymeric nanocomposite materials for photocatalytic detoxification of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic environments-A review. *Results in Engineering*. 15: 100530. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2022.100530>

Ogbunuzor, C., Fransen, L. F. H., Talibi, M., Khan, Z., Dalzell, A., Laycock, A., Southern, D., Eveleigh, A., Ladommatos, N., Hellier, P., y Leonard, M. O. (2023). Biodiesel exhaust particle airway toxicity and the role of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 259: 115013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115013>

Okoro, H. K., Asaju, R. O., Ogunkunle, C. O., y Basheeru, K. A. (2020). Sources, Fate and Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Environment. *Nigerian Journal of Pharmaceutical and Applied Science Research*. 9(2): 67–75. [En línea]. Disponible en: <https://nijophasr.net/index.php/nijophasr/article/view/334>

Patel, A. B., Shaikh, S., Jain, K. R., Desai, C., y Madamwar, D. (2020). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Sources, Toxicity, and Remediation Approaches. *Frontiers in Microbiology*. 11: 1–23. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.562813>

Phillips, D. H., y Arlt, V. M. (2009). Genotoxicity: damage to DNA and its consequences. En *Exs* (Vol. 99, pp. 87–110). https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8336-7_4

Picariello, E., Baldantoni, D., y De Nicola, F. (2020). Acute effects of PAH contamination on microbial community of different forest soils. *Environmental Pollution*. 262: 114378. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114378>

Qi, A., Wang, P., Lv, J., Zhao, T., Huang, Q., Wang, Y., Zhang, X., Wang, M., Xiao, Y., Yang, L., Ji, Y., y Wang, W. (2023). Distributions of PAHs, NPAHs, OPAHs, BrPAHs, and CIPAHs in air, bulk deposition, soil, and water in the Shandong Peninsula, China: Urban-rural gradient, interface exchange, and long-range transport. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 265: 115494. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115494>

Quijano Parra, A., Quijano Vargas, M. J., y Meléndez Gélvez, I. (2017). Genotoxicidad de los hidrocarburos aromáticos policíclicos extraídos mediante el sistema diclorometano-etanol-tolueno en muestras del aire de Cúcuta, Norte de Santander, Colombia. *Acta Toxicológica Argentina*. 25(1): 01–11. [En línea]. Disponible en: http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1851-37432017000100001

Ranjbar Jafarabadi, A., Mashjoor, S., Riyahi Bakhtiari, A., y Jadot, C. (2020). Dietary intake of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from coral reef fish in the Persian Gulf — Human health risk assessment. *Food Chemistry*. 329: 127035. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2020.127035>

Ravindra, K., Sokhi, R., y Vangrieken, R. (2008). Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment*. 42(13): 2895–2921. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.12.010>

Rengarajan, T., Rajendran, P., Nandakumar, N., Lokeshkumar, B., Rajendran, P., y Nishigaki, I. (2015). Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons with special focus on cancer. *Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine*. 5(3): 182–189. [https://doi.org/10.1016/S2221-1691\(15\)30003-4](https://doi.org/10.1016/S2221-1691(15)30003-4)

Sakshi, Singh, S. K., y Haritash, A. K. (2019). Polycyclic aromatic hydrocarbons: soil pollution and remediation. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 16(10): 6489–6512. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02414-3>

Shala, N. K., Stenehjem, J. S., Babigumira, R., Liu, F.-C., Berge, L. A. M., Silverman, D. T., Friesen, M. C., Rothman, N., Lan, Q., Hosgood, H. D., Samuelsen, S. O., Bråtveit, M., Kirkeleit, J., Andreassen, B. K., Veierød, M. B., y Grimsrud, T. K. (2023). Exposure to benzene and other hydrocarbons and risk of bladder cancer among male offshore petroleum workers. *British Journal of Cancer*. 129(5): 838–851. <https://doi.org/10.1038/s41416-023-02357-0>

Smol, M., y Włodarczyk-Makula, M. (2017). The Effectiveness in the Removal of PAHs from Aqueous Solutions in Physical and Chemical Processes: A Review. *Polycyclic Aromatic Compounds*. 37(4): 292–313. <https://doi.org/10.1080/10406638.2015.1105828>

Song, X., Li, C., y Chen, W. (2022). Phytoremediation potential of Bermuda grass (*Cynodon dactylon* (L.) pers.) in soils co-contaminated with polycyclic aromatic

hydrocarbons and cadmium. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 234: 113389.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113389>

Sosa, G. L., y Zalts, A. (2012). Adsorción de colorantes sobre tierra de diatomeas. Un trabajo de laboratorio con enfoque ambiental. *Educación Química*. 23(4): 492–497. [https://doi.org/10.1016/S0187-893X\(17\)30138-6](https://doi.org/10.1016/S0187-893X(17)30138-6)

Sousa, G., Teixeira, J., Delerue-Matos, C., Sarmiento, B., Morais, S., Wang, X., Rodrigues, F., y Oliveira, M. (2022). Exposure to PAHs during Firefighting Activities: A Review on Skin Levels, In Vitro/In Vivo Bioavailability, and Health Risks. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 19(19): 12677. <https://doi.org/10.3390/ijerph191912677>

Srogi, K. (2007). Monitoring of environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review. *Environmental Chemistry Letters*. 5(4): 169–195. <https://doi.org/10.1007/s10311-007-0095-0>

Stamatelatou, K., Pakou, C., y Lyberatos, G. (2011). Occurrence, Toxicity, and Biodegradation of Selected Emerging Priority Pollutants in Municipal Sewage Sludge. En *Comprehensive Biotechnology* (Second Edi, Vol. 6, pp. 473–484). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-088504-9.00496-7>

Sun, K., Song, Y., He, F., Jing, M., Tang, J., y Liu, R. (2021). A review of human and animals exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: Health risk and adverse effects, photo-induced toxicity and regulating effect of microplastics. *Science of The Total Environment*. 773: 145403. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145403>

Sundar, R., Jain, M. R., y Valani, D. (2018). Mutagenicity Testing. En *Mutagenicity: Assays and Applications* (pp. 191–228). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809252-1.00010-9>

Unwin, J., Cocker, J., Scobbie, E., y Chambers, H. (2006). An Assessment of Occupational Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the UK. *The Annals of Occupational Hygiene*. 50(4): 395–403. <https://doi.org/10.1093/annhyg/mel010>

Wang, Z., Ren, P., Sun, Y., Ma, X., Liu, X., Na, G., y Yao, Z. (2013). Gas/particle partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons in coastal atmosphere of the north Yellow Sea, China. *Environmental Science and Pollution Research*. 20(8): 5753–5763. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1588-y>

Wenning, R. J., y Martello, L. (2014). POPs in Marine and Freshwater Environments. En *Environmental Forensics for Persistent Organic Pollutants* (pp. 357–390). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59424-2.00008-6>

Zhang, L., Yang, L., Zhou, Q., Zhang, X., Xing, W., Wei, Y., Hu, M., Zhao, L., Toriba, A., Hayakawa, K., y Tang, N. (2020). Size distribution of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons in fresh combustion smoke and ambient air: A review. *Journal of Environmental Sciences*. 88: 370–384. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.09.007>

Zhang, Y., Zhang, L., Huang, Z., Li, Y., Li, J., Wu, N., He, J., Zhang, Z., Liu, Y., y Niu, Z. (2019). Pollution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in drinking water of China: Composition, distribution and influencing factors. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 177: 108–116. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.03.119>