

# BISFENOL A: UN PROBLEMA DE CARÁCTER MUNDIAL Y EL USO DE HONGOS COMO ESTRATEGIA PARA SU BIORREMEDIACIÓN

<sup>a</sup>Torres-García J.L., <sup>b</sup>Ahuactizin-Pérez M., <sup>a</sup>Fernández F.J., <sup>c</sup>Diana V. Cortés-Espinosa

<sup>a</sup>Departamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco 186, Vicentina, C.P. 09340, México, D.F., México.

<sup>b</sup>Facultad de Agrobiología, Universidad Autónoma de Tlaxcala, Autopista Tlaxcala-San Martín Km 10.5, C.P. 90120, San Felipe Ixtacuixtla, Tlaxcala, México.

<sup>c</sup>Instituto Politécnico Nacional, Centro de Investigación en Biotecnología Aplicada. Carretera Estatal San Inés Tecuexcomac-Tepetitla Km 1.5, C.P. 90700. Tepetitla de Lardizabal, Tlaxcala, México. \*dcortes@ipn.mx

## RESUMEN

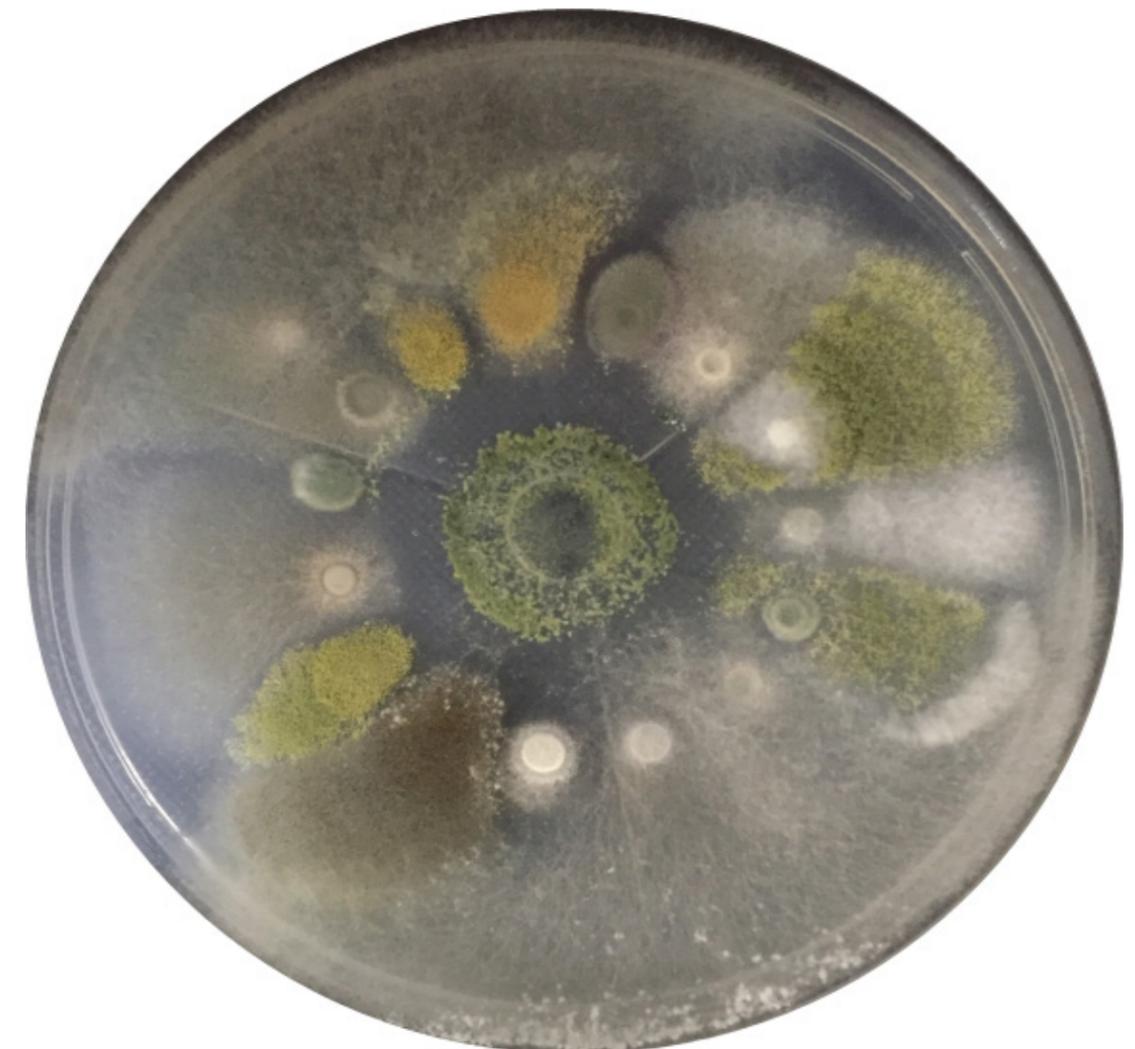
El bisfenol A es un compuesto químico, catalogado como xenobiótico, presente en una amplia variedad de productos de uso diario, por lo que al liberarse puede incorporarse fácilmente a las cadenas tróficas a través de la biomagnificación. Actúa como disruptor endócrino, afectando el sistema fisiológico de humanos y otras especies. Los hongos cuentan con una maquinaria enzimática que permite degradar BFA, por lo que se han estudiado como una alternativa en procesos de biorremediación. En la actualidad, la biotecnología ambiental trabaja en la búsqueda de procesos de biorremediación más eficientes y efectivos, siendo los consorcios fúngicos una alternativa interesante debido a que son capaces de degradar y mineralizar de forma sinérgica este compuesto. Este artículo resume de manera general los avances que hay sobre los riesgos tóxicos del BFA, como se distribuye en el ambiente y los procesos de biorremediación utilizando hongos.

**PALABRAS CLAVE:** Bisfenol A (BFA), biomagnificación, biorremediación, consorcios fúngicos, xenobióticos.

## ABSTRACT

Bisphenol A (BPA) is a chemical compound, cataloged as xenobiotic, present in a wide variety of products for daily use, so when released it can easily be incorporated into food chains through biomagnification. It acts as an endocrine disruptor, affecting the physiological system of humans and other species. Fungi have an enzymatic machinery that allows them to degrade BPA, which is why they have been studied as an alternative in bioremediation processes. Currently, environmental biotechnology works in the search for more efficient and effective bioremediation processes, with fungal consortia being an interesting alternative because they are able to synergistically degrade and mineralize this compound. This article summarizes in a general way the advances that exist on the toxic risks of BPA, as it is distributed in the environment and the bioremediation processes using fungi.

**KEY WORDS:** Bisphenol A (BPA), biomagnification, bioremediation, fungal consortia, xenobiotics.



## 1. INTRODUCCIÓN

Actualmente, el constante incremento poblacional requiere de una amplia gama de productos de uso cotidiano para cubrir nuestras necesidades tales como la alimentación, higiene, transporte, entretenimiento y salud. El desarrollo de productos envasados o manufacturados con una diversidad de sustancias químicas, han sido parte de las estrategias para facilitar y satisfacer dichas necesidades de la población, actividades que ha incrementado la liberación y acumulación de compuestos altamente xenobióticos y recalcitrantes al medio ambiente, generando problemas de contaminación y daño a la salud. Dentro de estos compuestos encontramos al bisfenol A (BFA) (Fig. 1), compuesto actualmente catalogado como altamente tóxico. El BFA es utilizado en la producción de envases de agua y latas destinadas a la conserva de alimentos, equipos electrodomésticos, autopartes, juguetes, biberones, compact disc (CD) y digital video discs (DVDs), bolsas de transfusión sanguínea y material de cirugía médica y odontológica, envases de champú, lociones y perfumes, por mencionar algunos productos de uso diario, donde se han reportado concentraciones que oscilan entre 2.6 y 730 ng/g de material (Noonan et al. 2011).

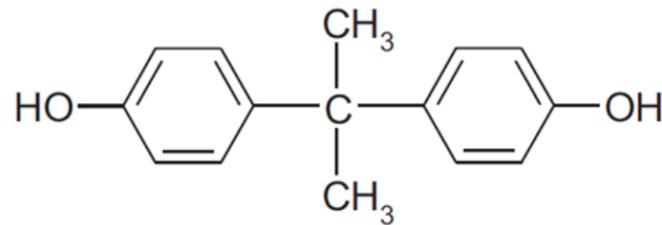


Figura 1. Estructura química del bisfenol A.

Por lo que el humano se encuentra constantemente en riesgo por exposición a través de la ingesta, vía dérmica o inhalatoria. Existen diversos estudios que reportan los efectos tóxicos del BFA en diferentes modelos de estudios, como animales de laboratorio, líneas celulares, animales silvestres, especies vegetales y particularmente, los efectos ocasionados por la presencia de altas concentraciones en sangre, orina y fluidos biológicos en humanos. A pesar estos estudios, en México no se cuenta con una norma que regula el uso y liberación de este compuesto al ambiente.

Por lo anterior, el BFA se ha vuelto un problema de salud pública que debe ser analizado de forma integral, incluyendo los avances científicos más importantes en los últimos 10 años, sobre liberación, migración y biomagnificación, así como, los principales efectos tóxicos en diferentes organismos incluido el humano y las nuevas estrategias biotecnológicas para restaurar los ambientes contaminados, haciendo referencia al uso de consorcios microbianos, donde toman relevancia los hongos por sus capacidades metabólicas.

## 2. LAS PLANTAS ARVENSES Y SU POTENCIAL IMPORTANCIA.

Existen dos formas en las que el BFA puede liberarse y migrar al ambiente, a partir de las fuentes pre-consumo, aquellas industrias donde es el BFA es utilizado como materia prima para la generación de nuevos productos (enlatados, botellas, bolsas etc.), y las fuentes post-consumo, sitios donde los empaques, envases, envolturas o botellas son depositados (basureros, rellenos sanitarios) o del proceso de reciclado de papel y plástico y que, por la exposición prolongada a altas temperaturas o cambios en la acidez o alcalinidad del suelo y agua, induce su liberación. Se ha reportado la presencia de BFA en muestras de agua subterránea, lagos, mares y principalmente en ríos en concentraciones que oscila de 1 a 30  $\mu\text{g/L}$  (Cruz-López et al. 2020). Por otra parte, se ha reportado la presencia de BFA en muestras de sedimentos de ríos o estuarios, así como en suelos destinados al cultivo agrícola en un rango de 0.1 a 198  $\mu\text{g/g}$  de suelo o sedimento seco (Sun et al. 2017). Una vez liberado, puede migrar de una matriz ambiental a otra por procesos como la lixiviación, adsorción y absorción, iniciando de esta manera el proceso de concentración en diferentes matrices ambientales y la bioacumulación en diferentes seres vivos como plantas y animales (Fig. 2) (Cortés-Arriagada 2021). Una vez que el BFA ingresa a los tejidos de organismos productores, estos organismos sirven como alimento de consumidores primarios y secundarios y así, hasta llegar al humano, favoreciendo su biomagnificación (transporte de una molécula de un organismo a otro, a través de las cadenas tróficas). Sin embargo, la concentración de BFA se va bioacumulando e incrementando la concentración en cada organismo a lo largo de la cadena trófica, por lo que el humano puede consumir una concentración mayor a la concentración que una especie productora absorbió en sus tejidos (Fig. 2) (Ben et al. 2018). Ubicado dentro de los tejidos de algún organismo, el BFA tiene dos destinos: 1) ser bioconvertido en una molécula menos tóxica (BFA-glucorónico) y lograr ser excretado o 2) ser bioacumulado en tejidos que participan en funciones fisiológicas de regulación, metabolismo y crecimiento, ocasionando una amplia variedad de patologías y efectos tóxicos (Kapustka and Ziegmann 2020).

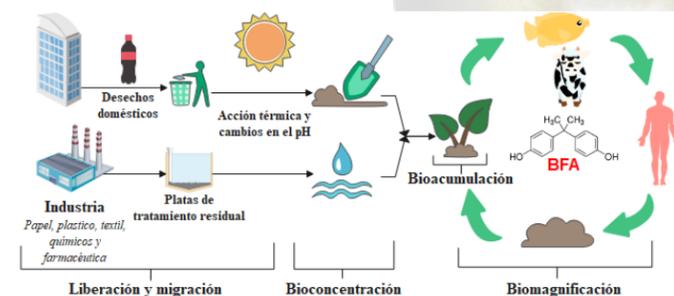


Figura 2. Proceso de liberación y distribución del BFA en las redes tróficas.

## 2.2. TOXICIDAD Y ECOTOXICIDAD

El BFA ha sido considerado como uno de los principales xenoestrógeno por la Administración de Alimentos y Medicamentos (FDA por sus siglas en inglés) y diversas instancias internacionales, encargadas de la protección y cuidado del ambiente. En humanos ha sido considerado como carcinogénico, mutagénico, obesogénico, teratogénico y como disruptor endócrino (DE); es responsable de diversas enfermedades metabólicas, neurológicas y cardiovasculares (Rebolledo-Solleiro et al. 2021; Wu et al. 2021). En ratas y ratones afecta en el desarrollo embrionario y reproductivo (Alabi et al. 2021; Baralić et al. 2020). En animales silvestres afecta a nivel celular produciendo especies reactivas de oxígeno (ROS por sus siglas en inglés) e inhibe la producción de enzimas responsables de la desintoxicación (Alabi et al. 2021; Naveira et al. 2021). En plantas se ha reportado el efecto negativo del BFA en el desarrollo radicular y la obtención de nutrientes, además de inducir la producción de ROS y lipoperoxidación, provocando daños en su ADN (Park et al. 2019; Tang y Hou 2021). Hasta la fecha, se conoce poco sobre los mecanismos de bioabsorción, bioconcentración y biotransformación del BFA en plantas de interés agrícola y silvestres, así como en plantas acuáticas. En la Tabla 1 se muestran los estudios más recientes sobre los efectos tóxicos en diferentes modelos de estudio como ratones, cultivos celulares, plantas y muy poco se sabe de los efectos en humanos, ya que el BFA forma parte de la lista de compuestos emergentes y que en los últimos años ha tomado relevancia su estudio.

Tabla 1. Toxicidad y ecotoxicidad del BFA en diferentes modelos de estudio.

| estudio  | estudio                                 | estudio  |
|--|---|--|
| Humanos  | 4 a 50 $\mu\text{g/kg}$ de peso por día | Asociado con el cáncer de próstata y mama, déficits neuroconductuales, enfermedades neurodegenerativas, Rebolledo-cardíacas, obesidad y diabetes tipo II. Además, puede actuar como agente de metilación en el ADN y causa una expresión génica alterada en el cerebro. (Kapustka et al. 2020; Rebolledo-Solleiro et al. 2021) |
| Células de placenta humana                                   | 25 – 100 $\mu\text{M}$                  | Activación del receptor P2X7 y condensación de la cromatina. Activación de las caspasa-1, caspasa-9 y caspasa-3, proteínas involucradas con la apoptosis (muerte celular). (Fouyet et al. 2021)  |
| Ratones albinos machos (Mus musculus; 10-13 semanas de edad) | 1 a 5 mg/kg de peso corporal            | Presencia de anomalías espermáticas, así como, un aumento en las concentraciones de urea, creatinina y alanina aminotransferasa (ALT) y aspartato aminotransferasa (AST). (Alabi et al. 2021)  |
| Diferentes especies de peces                                 | 0.1 a 1000 $\mu\text{L/kg}$ de peso     | Disfunción del sistema endocrino, disminución de la calidad espermática y desarrollo de ovarios, producción de ROS, lipoperoxidación, daño genético y anomalías cromosómicas. (Liu et al. 2021; Naveira et al. 2021)   |
| Diferentes plantas de interés agrícola y especies acuáticas  | 1.5 a 30 mg/L de BFA                    | Disminución del porcentaje de germinación, y desarrollo radicular, incremento en la producción de enzimas catalasas, superóxido dismutasa y glutatión transferasa. Producción de ROS, lipoperoxidación (Esperanza et al. 2020; Park et al. 2019; Tang y Hou 2021)  |

## 3. LOS HONGOS AL RESCATE DEL PLANETA

Afortunadamente, la naturaleza cuenta con una amplia variedad de microorganismos como los hongos, que se han adaptado a lo largo de un proceso evolutivo a condiciones

ambientales que ni plantas y animales podrían soportar. Una de estas condiciones de estrés en el ambiente es la presencia de compuestos tóxicos recalcitrantes, como son los hidrocarburos policíclicos aromáticos (HPA), pesticidas, colorantes industriales y, actualmente los plastificantes o monómeros de plásticos como el BFA. Los hongos filamentosos y levaduriformes han sido poco estudiados en procesos de biorremediación de sitios contaminados con BFA (Carstens et al. 2020). Dentro del grupo de los hongos filamentosos se encuentran los hongos ligninolíticos o no ligninolíticos, los cuales son una alternativa viable y eficiente en la degradación de BFA, gracias a que cuentan con un sistema enzimático poco específico, rápido crecimiento y fácil adaptación a condiciones extremas (Carstens et al. 2020). El uso de levaduras, en procesos de biorremediación ha sido mucho más limitado. Sin embargo, existen reportes que muestran su eficiencia en la transformación de compuestos análogos al BFA, con altas tasas y porcentajes de degradación (Rajendran et al. 2017).

### 3.1. BIODEGRADACIÓN DE BFA POR HONGOS LIGNINOLÍTICOS, NO-LIGNINOLÍTICOS Y LEVADURIFORMES

Los hongos ligninolíticos más empleados en estudios de biodegradación de BFA han sido los hongos del género *Pleurotus*, *Phanerochaete* y *Trametes*, por ser excelentes productores de enzimas fenoloxidasas, como las lacasas y peroxidasas; como la manganoso péroxidasa (MnP) y la lignina peroxidasa (LiP), enzimas que han tenido un importante papel en la degradación de BFA (García-Morales et al. 2015). Actualmente, se conocen diferentes técnicas biotecnológicas aplicadas en la descontaminación de cuerpos de agua contaminados por BFA, de las cuales se mencionan algunas características a continuación. En la inmovilización de enzimas ligninolíticas (lacasas, tirosinasas y MnP), donde se han empleado diferentes polímeros como el poliacrilonitrilo, poliacrilamida, carboximetilcelulosa, pectina y gelatina, han permitido porcentajes de degradación superiores al 85%, en un rango de las concentraciones de 10-228.9 mg BPA/L (Gassara et al. 2013; Hou et al. 2014). En el uso de enzimas microencapsuladas, como biofiltros para la degradación de un rango de concentraciones que oscilan desde 2 a 34,290 mg/L, obteniendo porcentajes de degradación superiores al 90% de la concentración inicial en agua (Kresinová et al. 2018). Por otra parte, los hongos no ligninolíticos más empleados en procesos de degradación de BFA han sido los del género *Aspergillus*, *Penicillium*, *Fusarium* y *Trichoderma*, gracias a su rápido crecimiento, adaptabilidad a un amplio rango de pH y temperatura, facilidad de quelar iones metálicos y su capacidad de utilizar una amplia variedad de fuentes de carbono y energía en sus vías del metabolismo central. Se ha reportado la degradación de 200 mg/L de BFA por los hongos *Aspergillus terreus* y *Aspergillus flavus*, logrando degradar entre el 40 y 50 % de la concentración inicial, respectivamente (Fouda and Khalil 2015).

Respecto al uso de hongos levaduriformes, existe poca o nula información donde se utilicen levaduras como modelo de estudio para la degradación de BFA. La mayoría de los reportes existentes, se centran en el uso de levaduras del género *Rhodotorula*, *Saccharomyces* y *Candida* como excelentes modelos de estudio para evaluar la toxicidad del BFA, sin estudiar la biodegradación (Bereketoglu et al. 2016; Fletcher et al. 2019; Rajendran et al. 2017).

### 3.2. USO DE CONSORCIO FÚNGICOS PARA LA DEGRADACIÓN DE BFA

A pesar de los diversos estudios de degradación de BFA empleando hongos ligninolíticos y no ligninolíticos, la mayoría reporta la transformación del BFA en intermediarios, sin reportar que se alcance la mineralización total del compuesto a CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O (Ahuactzin-Pérez et al. 2018; Zielinska et al. 2019). Por lo que el uso de consorcios fúngicos es una eficiente herramienta biotecnológica en la degradación y mineralización de BFA, ya que los microorganismos del consorcio son seleccionados cuidadosamente con la finalidad de que cada miembro del consorcio participe de forma sinérgica para lograr la mineralización a través de interacciones como el comensalismo, mutualismo y competencia (Sharma y Shukla 2020).

En nuestro grupo de investigación hemos establecido una metodología para la construcción de consorcios microbianos eficientes para su aplicación en procesos de biorremediación de sitios contaminados con diferentes compuestos xenobióticos, los cuales pueden ser fúngicos, bacterianos o mixtos dependiendo del tipo de contaminante (PAHs, plaguicidas, BPA, diésel, etc.) (Zafra et al. 2014, Zafra et al. 2016), actualmente, nos encontramos desarrollando investigaciones donde se evalúa la degradación de BFA empleando consorcios fúngicos, bacterianos y mixtos. La construcción de consorcios, conlleva una serie de pasos: 1) aislamiento, 2) preselección, 3) pruebas de tolerancia y por último 4) actividad antagónica (Fig. 3). El aislamiento de los microorganismos se realiza a partir de muestras tomadas de ambientes altamente contaminados, los microorganismos aislados son seleccionados con base en su capacidad de tolerar y degradar altas concentraciones del compuesto tóxico en cultivo superficial y en cultivo sólido respectivamente. Posteriormente, se realizan pruebas antagónicas con la finalidad de analizar que los microorganismos no se inhiban entre ellos sino por el contrario trabajen de forma sinérgica. Finalmente, los microorganismos que conforman el consorcio son identificados molecularmente y se realizan estudios a nivel molecular para hacer el seguimiento del consorcio durante el proceso de biorremediación y establecer las enzimas o rutas metabólicas que siguen los microorganismos para degradar a los contaminantes (Fig. 3) (Zafra et al. 2017, 2016, 2014).

## 4. CONCLUSIÓN

El uso indiscriminado de productos que facilitan la vida diaria, conlleva a una serie de repercusiones no sólo en la salud humana, sino, de igual forma, en la homeostasis de los ecosistemas. Ya que al ser el BFA un compuesto cosmopolita, afecta a una amplia diversidad de organismos, como plantas, animales domésticos y silvestres incluyendo al ser humano. La presencia de enfermedades como la diabetes, obesidad, enfermedades neurodegenerativas y conductuales, así como, las afecciones en el sistema

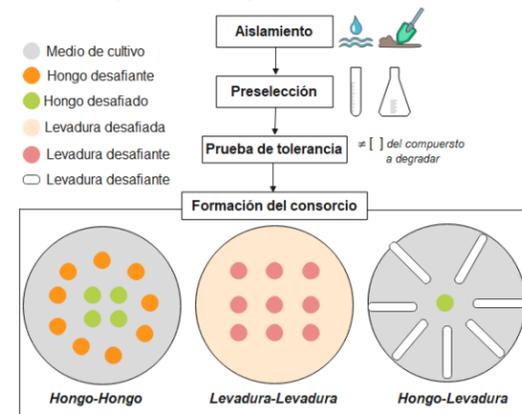


Figura 3. Esquema para la formación de consorcios fúngicos: hongo-hongo, levadura-levadura y hongo-levadura.

reproductivo de diferentes organismos, se encuentra estrechamente ligada a la presencia de BFA en diferentes matrices ambientales y alimentos. Existen microorganismos como los hongos filamentosos, quienes pueden ayudar a disminuir la presencia de este compuesto en el ambiente. Sin embargo, se requiere de la aplicación de nuevas estrategias de biorremediación como es la formación de consorcios fúngicos, construidos por hongos autóctonos, por lo que no se vería afectado el equilibrio ecológico de los ecosistemas. Además, de la exploración y aplicación de bioprocesos encaminados a la descontaminación de plantas de tratamiento de aguas residuales de industrias que utilizan al BFA durante el proceso de manufactura de sus productos, o bien, en empresas donde la liberación del BFA es consecuencia de sus procesos industriales, porque es bien sabido, que la mayor concentración de BFA se encuentra en aguas residuales de este tipo de industrias, y que es donde inicia el proceso de biomagnificación de este compuesto.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Politécnico Nacional por el apoyo brindado a través del proyecto SIP20212153, a la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada No. 489259.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Ahuactzin-Pérez M, Tlecuil-Beristain S, García-Dávila J, Santacruz-Juárez E, González-Pérez M, Gutiérrez-Ruiz MC, Sánchez C (2018) Mineralization of high concentrations of the endocrine disruptor dibutyl phthalate by *Fusarium culmorum*. 3 Biotech. 8(1): 42.
- Alabi OA, Ologbonjaye KI, Sorungbe AA, Shokunbi OS., Omotunwase OI, Lawson G, Ayodele OG (2021) Bisphenol A-induced alterations in different stages of spermatogenesis and systemic toxicity in albino mice (*Mus musculus*). J. Heal. Pollut. 11: 1-12.
- Baralić K, Djordjevic AB, Živančević K, Antonijević E, Anđelković M, Jovarić D, Curčić M, Bulat Z, Antonijević B, Dukic-Cosic D (2020) Toxic effects of the mixture of phthalates and bisphenol a-subacute oral toxicity study in wistar rats. Int. J. Environ. Res. Public. Health. 17(3): 746.
- Ben S, Ben R, Le Boulanger C, Ben H (2018) Effect of bisphenol a on the extremophilic microalgal strain *Picocystis* sp. (Chlorophyta) and its high BPA removal ability. Ecotoxicol. Environ. Saf. 158: 1-8.
- Bereketoglu C, Arga KY, Eraslan S, Mertoglu B (2016) Analysis of transcriptional profiles of *Saccharomyces cerevisiae* exposed to bisphenol a. Curr. Genet. 63(2): 253-274.
- Carstens L, Cowan AR, Seiwert B, Schlosser D (2020) Biotransformation of phthalate plasticizers and bisphenol a by marine-derived, freshwater, and terrestrial fungi. Front. Microbiol. 11: 1-21.
- Cortés-Arriagada D (2021) Elucidating the co-transport of bisphenol a with polyethylene terephthalate (PET) nanoplastics: A theoretical study of the adsorption mechanism. Environ. Pollut. 270: 116192.
- Cruz-López A, Dávila-Pórcel RA, de León-Gómez H, Rodríguez-Martínez JM, Suárez-Vázquez SI, Cardona-Benavides A, Castro-Larragoitia GJ, Borelli L, de Lourdes Villalba M, Pinales-Munguía A, Silva-Hidalgo H, de la Garza R, del Socorro Espino-Valdes M (2020) Exploratory study on the presence of bisphenol a and bis(2-ethylhexyl) phthalate in the Santa Catarina River in Monterrey, N.L., Mexico. Environ. Monit. Assess. 192: 488.
- Esperanza M, Seoane M, Servia MJ, Cid Á (2020) Effects of bisphenol a on the microalga *Chlamydomonas reinhardtii* and the clam *Corbicula fluminea*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 197: 110609.
- Fletcher E, Gao K, Mercurio K, Ali M, Baetz K (2019) Yeast chemogenomic screen identifies distinct metabolic pathways required to tolerate exposure to phenolic fermentation inhibitors ferulic acid, 4-hydroxybenzoic acid and coniferyl aldehyde. Metab. Eng. 52: 98-109.
- Fouda A, Khalil AMA (2015) Biodegradation and detoxification of bisphenol a by filamentous fungi screened from nature. 2: 123-132.
- Fouyet S, Olivier E, Leproux P, Dutot M (2021) Bisphenol a, bisphenol f, and bisphenol s: the bad and the ugly. Where Is the Good? 11: 314.
- García-Morales R, Rodríguez-Delgado M, Gómez-Mariscal K, Orón-Navar C, Hernández-Luna C, Torres E, Parra R, Cárdenas-Chávez D, Mahlknecht J, Ornelas-Soto N (2015) Biotransformation of endocrine-disrupting compounds in ground water: bisphenol a, nonylphenol, ethynylestradiol and triclosan by a laccase cocktail from *Pycnoporus sanguineus* CS43. Water Air Soil Pollut. 226: 1-14.
- Gassara F, Brar SK, Verma M, Tyagi RD (2013) Bisphenol a degradation in water by ligninolytic enzymes. Chemosphere. 92(10): 1356-1360.
- Hou J, Dong G, Ye Y, Chen V (2014) Enzymatic degradation of bisphenol-a with immobilized laccase on TiO<sub>2</sub> sol-gel coated PVDF membrane. J. Memb. Sci. 469: 19-30.
- Kapustka K, Ziegmann G (2020) Identification of health risks from harmful chemical agents-review concerning bisphenol a in workplace. 26: 45-49.
- Kapustka K, Ziegmann G, Klimecka-Tatar D, Ostrega M (2020) Identification of health risks from harmful chemical agents - review concerning bisphenol a in workplace. Prod. Eng. Arch. 26: 45-49.
- Kresinová Z, Linhartová L, Filipová A, Ezechiáš M, Mašín P, Cajthaml T

(2018) Biodegradation of endocrine disruptors in urban wastewater using *Pleurotus ostreatus* bioreactor. N. Biotechnol. 43: 53-61.

Liu J, Zhang L, Lu G, Jiang R, Yan Z, Li Y (2021) Occurrence, toxicity and ecological risk of Bisphenol A analogues in aquatic environment - a review. Ecotoxicol. Environ. Saf. 208: 111481.

Naveira C, Rodrigues N, Santos FS, Santos LN, Neves RAF (2021) Acute toxicity of bisphenol a (BPA) to tropical marine and estuarine species from different trophic groups. Environ. Pollut. 268 Part B: 115911.

Noonan GO, Ackerman LK, Begley TH (2011). Concentration of bisphenol A in highly consumed canned foods on the U.S. Market. J. Agric. Food Chem. 59: 7178-7185.

Park JH, Yoo HH, Hwang S (2019) The mechanism of root growth inhibition by the endocrine disruptor bisphenol a (BPA). Environ. Pollut. 257:113516.

Rajendran RK, Huang SL, Lin CC, Kirschner R (2017) Biodegradation of the endocrine disrupter 4-tert-octylphenol by the yeast strain *Candida rugopelliculosa* RRKY5 via phenolic ring hydroxylation and alkyl chain oxidation pathways. Bioresour. Technol. 226: 55-64.

Rebolledo-Solleiro D, Castillo-Flores LY, Solleiro-Villavicencio H (2021) Impact of BPA on behavior, neurodevelopment and neurodegeneration. Front. Biosci. (Landmark Ed. 26: 363-400.

Sharma B, Shukla P (2020) Designing synthetic microbial communities for effectual bioremediation: a review. Biocatal. Biotransformation. 38: 405-414.

Sun Q, Wang Y, Li Y, Ashfaq M, Dai L, Xie X, Yu C (2017) Fate and mass balance of bisphenol analogues in wastewater treatment plants in Xiamen City, China. Environ. Pollut. 225: 542-549.

Tang SF, Hou X (2021) Probing the toxic interactions between bisphenol a and glutathione S-transferase Phi8 from *Arabidopsis thaliana*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 213: 112029.

Wu M, Wang S, Weng Q, Chen H, Shen J, Li Z, Wu Y, Zhao Y, Li M, Wu Y, Yang S, Zhang Q, Shen H (2021) Prenatal and postnatal exposure to bisphenol a and asthma: a systemic review and meta-analysis. J. Thorac. Dis. 13: 1684-1696.

Zafra G, Absalón ÁE, Anducho-Reyes MÁ, Fernández FJ, Cortés-Espinosa DV (2017) Construction of PAH-degrading mixed microbial consortia by induced selection in soil. Chemosphere. 172: 120-126.

Zafra G, Absalón ÁE, Cuevas MDC, Cortés-Espinosa DV (2014) Isolation and selection of a highly tolerant microbial consortium with potential for PAH biodegradation from heavy crude oil-contaminated soils. Water. Air. Soil Pollut. 225 (2): 1826.

Zafra G, Taylor TD, Absalón AE, Cortés-Espinosa DV (2016) Comparative metagenomic analysis of PAH degradation in soil by a mixed microbial consortium. J. Hazard. Mater. 1-9.

Zielinska M, Wojnowska-Baryła I, Cydzik-Kwiatkowska A (2019) Bisphenol A removal from water and wastewater. Springer, Switzerland. 70-72 pp.

