

Identificación de biomarcadores en camarones expuestos a hidrocarburos aromáticos policíclicos: una revisión sistemática

Biomarkers in shrimps exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons: a systematic review

Jessica Cardenas-Camacho ¹, Angélica Elizabeth González-Reina  ^{1,2}, Yohana María Velasco-Santamaría  ^{1*}

- Recibido: 16/Jun/2022
- Aceptado: 12/Ago/2024
- Publicación en línea: 06/Sep/2024

Citación: Cardenas-Camacho J, González-Reina AE, Velasco-Santamaría YM. 2024. Identificación de biomarcadores en camarones expuestos a hidrocarburos aromáticos policíclicos: una revisión sistemática. Caldasia 46(3):502-516. doi: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v46n3.99553>

RESUMEN

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) son contaminantes tóxicos que generan riesgos para la salud humana y de los ecosistemas, debido a su persistencia en el ambiente; lo que ha incentivado el uso de herramientas como los biomarcadores obtenidos a partir de un bioindicador. No obstante, en regiones como Sudamérica con gran riqueza de especies acuáticas, y con países donde hay una alta demanda en la extracción de petróleo crudo, las investigaciones mediante el uso de biomarcadores han sido poco exploradas. Así mismo, se han identificado que la respuesta en especies de Caridea (Arthropoda: Malacostraca) en cuerpos de agua cercanos a los sitios contaminados puede proporcionar una advertencia temprana del efecto de los mismos e información para los programas de monitoreo ambiental. Con base en ello, se planteó como objetivo realizar una revisión sistemática referente a las especies de camarones como bioindicadores en estudios de contaminación por HAPs y los biomarcadores empleados en estas especies; y adicionalmente proponer una especie de Caridea para estudios de contaminación por HAPs en países de sur América. Como resultado se identificó que *Macrobrachium* fue el género con más estudios, empleando biomarcadores como CYP1A, actividad EROD, actividad GST, enzimas (SOD, CAT GPS, GSH y LPO), parámetros reproductivos (VTG), genotóxicos (ensayo cometa y de desenrollado de ADN), fisiológicos y morfológicos. Además, se propone a *Macrobrachium amazonicum* con potencial como bioindicador para la detección temprana de contaminantes dado su distribución y abundancia en países de Sur América como Colombia donde hay una alta demanda de petróleo.

Palabras claves: Biomonitoring, Caridea, Ecotoxicology, HAPs, *Macrobrachium amazonicum*

¹ Grupo de investigación en Biotecnología y Toxicología Acuática y Ambiental – BioTox, Escuela de Ciencias Animales, Facultad de Ciencias Agropecuarias y Recursos Naturales, Universidad de los Llanos, Villavicencio, Colombia. jessica.cardenas@unillanos.edu.co, agonzalezreina@unillanos.edu.co, ymvelascos@unillanos.edu.co.

² Grupo de investigación en farmacología experimental y medicina interna- Élite, Escuela de Ciencias Animales, Facultad de Ciencias Agropecuarias y Recursos Naturales, Universidad de los Llanos, Villavicencio, Colombia. agonzalezreina@unillanos.edu.

* Autor para correspondencia.



ABSTRACT

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are toxic pollutants that generate risks to human health and ecosystems due to their persistence in the environment, which has encouraged the use of tools such as biomarkers obtained from a bioindicator. However, research using biomarkers has been little explored in regions such as South America with a great wealth of aquatic species, and with countries with a high demand for crude oil extraction. Similarly, it has been identified that the response of shrimps in water bodies near contaminated sites can provide an early warning of the effect of contamination effects and information for environmental monitoring programs. Based on this, our objective was to carry out a systematic review of shrimp species as bioindicators in PAH contamination studies and the biomarkers used in these species; and additionally, to propose a species of Caridea (Arthropoda: Malacostraca) for PAH contamination studies in South American countries. As a result, *Macrobrachium* was identified as the genus with more studies, using biomarkers such as CYP1A, EROD activity, GST activity, enzymes (SOD, CAT GPS, GSH and LPO), reproductive parameters (VTG), genotoxic (comet assay and DNA unwinding), physiological and morphological parameters are used. In addition, *Macrobrachium amazonicum* is proposed as a species with potential as a bioindicator for the early detection of contaminants given its distribution and abundance in South American countries such as Colombia where there is a high oil demand.

Keywords: Ecotoxicology, PAHs, biomonitoring, Caridea, *Macrobrachium amazonicum*

INTRODUCCIÓN

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) son un grupo de sustancias químicas originadas por la combustión incompleta del carbón, petróleo y otras sustancias altamente tóxicas, que son fácilmente absorbidos directamente del agua por los organismos acuáticos a través de las superficies corporales o branquias, o a través de la dieta, induciendo efectos agudos a largo plazo (Turja et al. 2020). Los HAPs ingresan a la columna de agua y sedimentos a través de varias rutas de procesos asociados a la industria petrolera como las descargas de agua de producción, descargas de operaciones de perforación, la filtración natural de los yacimientos de petróleo y gas, y los derrames de petróleo (Ye y Zou 2008), así como por escorrentías de aguas residuales domésticas e industriales.

Existe una necesidad creciente para evaluar los efectos de múltiples contaminantes en organismos en ambientes acuáticos. Durante las últimas décadas, el enfoque de determinar efectos biológicos de contaminantes en la biota mediante el uso de varios tipos de biomarcadores han sido ampliamente implementados en estudios realizados en Europa, Asia, Norte América, Sur América y Oceanía, tanto en laboratorio como en estudios de campo de acuerdo con

la revisión realizada por Van der Oost et al. 2003, donde se discute una amplia gama de marcadores utilizados para demostrar la exposición y los efectos de contaminantes ambientales en relación a la evaluación de riesgos ambientales. El uso de múltiples biomarcadores basados en variaciones a nivel morfológico, celular y molecular aparece como una herramienta valiosa para detectar el estrés ambiental que múltiples contaminantes ejercen en ambientes acuáticos (Cossu-L y Vasseur, 2013). La evaluación de biomarcadores en camarones puede actuar como un sistema de alerta temprana que predice los efectos de la contaminación y, algunos biomarcadores pueden ser específicos para clases químicas particulares como metales tóxicos, compuestos aromáticos planos, pesticidas y estrógenos ambientales (Huang et al. 2016). Aunque es conocida la importancia de otros bioindicadores como los peces o los insectos acuáticos, el presente estudio se centró en los camarones debido a su importancia como fuente de sustento a nivel social y económico en países tropicales y subtropicales, como se refleja en la producción individual con relevancia en la pesca mundial en los últimos años representada en el 9,2 % del valor total de los productos pesqueros para el 2020 (FAO, 2022). Igualmente, los camarones presentan una amplia distribución, encontrándolos en todas las regiones biogeográficas, exceptuando la Antártica, lo que los convierte en

organismos con importancia ecológica, ya que intervienen en la transferencia de energía en las redes tróficas al servir de alimento a mamíferos, aves y otros invertebrados (Chaplin-E y Curran, 2007). Por esta razón, esta revisión sistemática se enfocó en la revisión y descripción de ensayos realizados por medio de biomarcadores para evaluar contaminación por HAPs y otros compuestos orgánicos que utilizan como bioindicadores especies marinas y dulceacuícolas de camarones.

MATERIALES Y MÉTODOS

La búsqueda de artículos de investigación primarios acerca de los biomarcadores utilizados para evaluar la salud de los camarones expuestos a los HAPs se realizó en las bases de datos de Scopus, ScienceDirect y SpringerLink en septiembre de 2021, abarcando desde 1996 al año 2021. Se utilizaron las siguientes palabras clave: Shrimp, Palaemonidae, *Macrobrachium*, PAH, Hydrocarbon y Biomarker. Adicionalmente, se identificaron registros adicionales mediante otras fuentes (literatura gris). El diagrama de flujo

de la estrategia de búsqueda se observa en la figura 1. Al final se examinaron y seleccionaron 43 artículos relevantes de 2266 artículos identificados para esta revisión. Se excluyeron tesis, resúmenes de congresos, capítulos de libros, libros, artículos de revisión e informes. Las líneas de interés se seleccionaron de acuerdo con las especies de camarones identificadas, priorizando la exposición a los contaminantes de interés, y los indicadores de respuesta. Para evaluar las condiciones de los indicadores fueron divididos en dos categorías: 1) biomarcadores de tipo molecular, bioquímico y 2) fisiológicos-morfológicos explorados a partir de pruebas de toxicidad. Los contaminantes se identificaron con base en la presencia de hidrocarburos en las fuentes de agua o sedimentos contaminados en los sitios de estudio.

RESULTADOS

Carídeos como bioindicadores de hidrocarburos

Los organismos acuáticos han sido reconocidos y utilizados como herramientas biológicas para evaluar la res-

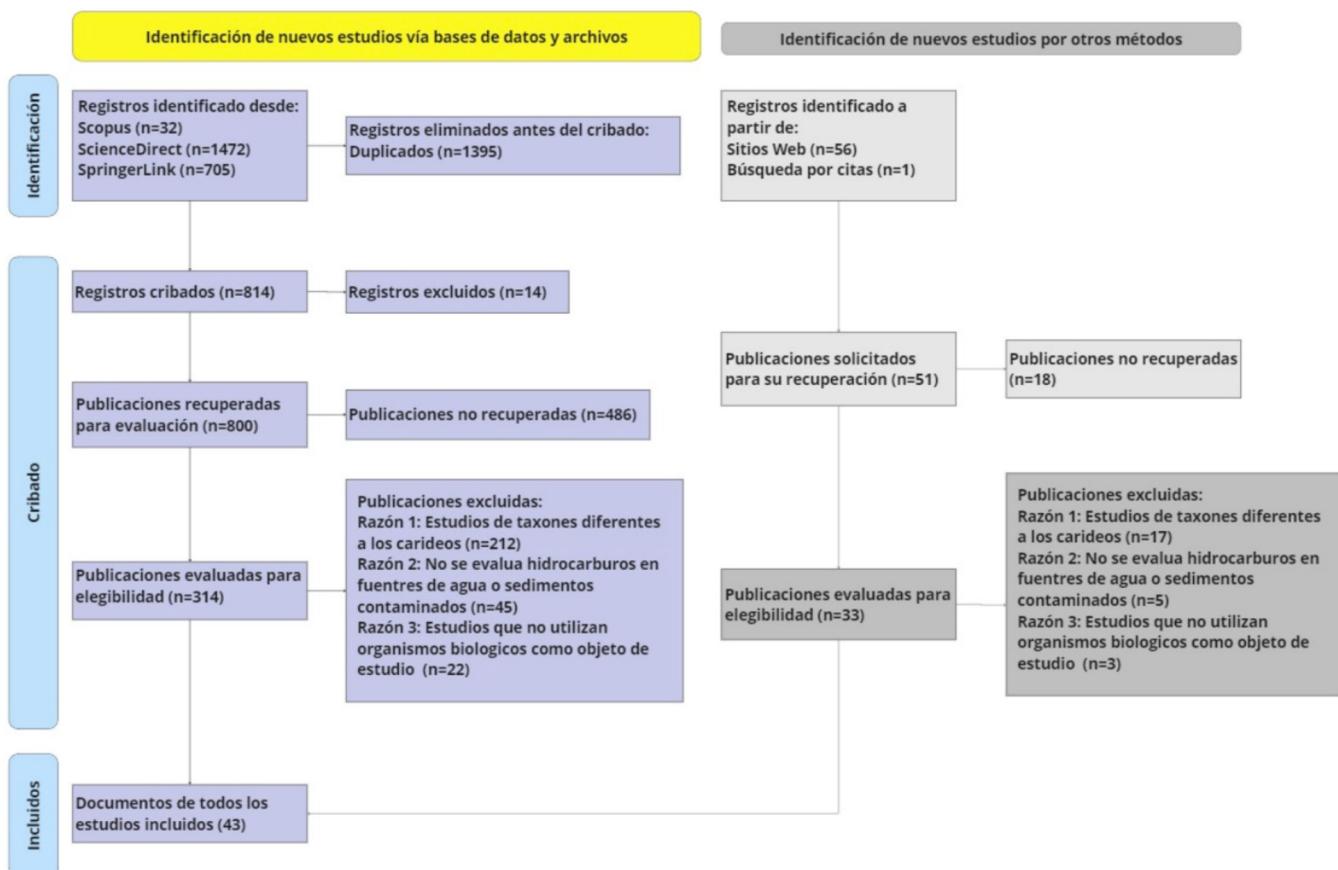


Figura 1. Diagrama de flujo de los métodos de análisis de la revisión sistemática.

puesta o nivel de daño a diferentes niveles de organización biológica: individuo, población, comunidad y ecosistema (Van der Oost *et al.* 2003). Los crustáceos de agua dulce son uno de los grupos empleados actualmente para monitorear la contaminación ambiental debido a que presentan ciertas características importantes tales como: están estrechamente asociados con el sedimento y son cercanos a la base de la red alimenticia, constituyen el componente principal en la mayoría de los ecosistemas acuáticos, sus poblaciones son a menudo numerosas y se cultivan fácilmente en el laboratorio (Lavarías *et al.* 2006).

Los crustáceos decápodos constituyen un orden de la clase Malacostraca, que comprende más de 10 000 especies; donde se encuentra el infraorden Caridea (camarones marinos, de estuarios y de agua dulce), que son parte importante de la pesquería de exportación en aguas frías, incluyendo a los camarones peleomónidos del género *Macrobrachium* Spence Bate, 1868 que sustentan la mayor producción comercial en aguas dulces tropicales (Fransen y De Grave, 2016, Wilder *et al.* 2018). Al igual que *Macrobrachium*, se identificó en esta revisión que los géneros *Pandalus* Leach, 1814, *Palaemon* Weber, 1795 (registro en la literatura con su sinónimo *Palaemonetes* Heller, 1869), y *Penaeus* Fabricius, 1798 (y sus sinónimos *Farfantepenaeus* Burukovsky, 1997 y *Litopenaeus* Pérez Farfante, 1969) son los géneros con el mayor número de especies en los que se han realizado estudios relacionados a efluentes contaminados o en experimentos en laboratorio para el análisis de HAPs, siendo el benzo[a]pireno (B[a]P), naftaleno, criseno, pireno, antraceno y fenantreno los HAPs más usados como modelo de estudio ([Tabla 1](#)).

Por otra parte, en esta revisión se encontró que especies como *Xiphopenaeus kroyeri* Heller, 1862, *Crangon crangon* Linnaeus, 1758, *Penaeus japonicus* Spence Bate, 1888 (en la literatura con el sinónimo *Marsupenaeus japonicus*, Spence Bate, 1888) (Zheng *et al.* 2015), *Parapenaeus longirostris* Lucas, 1846 y *Neomysis integer* Leach, 1815 solo se han utilizado en un estudio, mientras que *Palaemon serratus* Pennant, 1777 tiene estudios tanto de campo como laboratorio. No obstante, la selección de las especies obedece muchas veces a su abundancia y distribución en el área de estudio más que por su sensibilidad a ciertos contaminantes (Aya-B y Velasco-S, 2013).

***Macrobrachium amazonicum* Heller, 1862 en estudios de monitoreo ambiental**

El género *Macrobrachium* tiene tres tipos de estrategias reproductivas, donde *M. amazonicum* es del tipo donde los organismos tienen distribuciones que incluyen aguas interiores y costeras, por lo que ocupa un amplio rango de salinidades desde agua dulce a estuarios (Vergamini *et al.* 2011). Esta especie es endémica de América del Sur, con distribución natural en las cuencas de los ríos Orinoco, Amazonas y Paraguay/Bajo Paraná, pero su área de distribución geográfica se ha ampliado ya sea por eventos geológicos evolutivos, por dispersión por el hombre de manera accidental o por la acuicultura; por lo que actualmente se distribuye ampliamente en varios ríos y estuarios de Guayanas, Colombia, Venezuela, Paraguay, Argentina, Bolivia, Panamá, Perú, Paraná y Brasil (Vergamini *et al.* 2011).

En las últimas décadas los bioensayos y los estudios de campo se han refinado a ciencias semicuantitativas reproducibles para el monitoreo de calidad de agua (Coler *et al.* 1999), con un enfoque más reciente para el uso de biomarcadores de alerta temprana o bioindicadores para las evaluaciones de riesgo ecológico. *Macrobrachium amazonicum* se ha convertido en una especie bioindicadora ya que presenta amplia distribución. Por ejemplo, en el estudio de Coler *et al.* (1999) identifican la respuesta respiratoria de *M. amazonicum* ante el herbicida paraquat (1,1'-dimetil-4,4'-bipiridinio). Igualmente, Dutra *et al.* (2016) realizaron ensayos con la misma especie estudiando los efectos del nitrito (0, 1, 2, 4, 8 y 16 mg/L) en diferentes etapas de la vida del camarón, cuyos resultados mostraron que *M. amazonicum* es un poco menos tolerante al nitrito que otras especies de *Macrobrachium*. Sin embargo, en los sistemas de producción de *M. amazonicum* los valores de nitrito son más bajos que los niveles seguros sugeridos en este estudio (0,1 mg/L para postlarvas y 0,2 mg/L nitrito para juveniles y adultos), por lo que pueden ser apropiados para la producción de esta especie.

Macrobrachium amazonicum se ha utilizado también para biomonitorrear la contaminación por tóxicos en los ríos. Costa *et al.* (2020) en la Región Metropolitana de Belém en el norte de Brasil, evaluaron la espacialidad y la estacionalidad de los niveles de mercurio (Hg) en tejido muscular, dado que la información sobre la acumulación de Hg en este decápodo puede ser importante para el desarrollo de políticas públicas destinadas a la conservación y preservación de

Tabla 1. Resumen de las investigaciones en especies de camarones como bioindicadores de respuesta a la exposición a compuestos derivados de hidrocarburos.

Espece	Tejido	Hidrocarburo	Biomarcador	Referencia
<i>C. crangon</i>	Exoesqueleto	Combustible en WAF	AChE y GST	Menezes et al. 2010
<i>Macrobrachium borellii</i> (Nobili, 1896)	Hemolinfa, hepato-páncreas, branquias, huevos, ovario.	Fracción hidrosoluble de los hidrocarburos (WFS)	SOD, CAT, GST, GPx, LPO, GSH, FRAP y TEAC, acil-CoA. Expresión de genes ADNc de SOD, CAT y GST, expresión proteica, GSI, vitelogenina y lipovitelina, clases de lípidos, Lípidos totales	García y Heras 2012, Lavarías et al. 2005, Lavarías et al. 2006, Lavarías et al. 2007, Lavarías et al. 2011; Pasquevich et al. 2013
<i>Macrobrachium lamarrei lamarrei</i> (H. Milne-Edwards, 1837)	Hepatopáncreas, músculo y branquias	Efluente de petróleo	Contenido citocromo P450 y citocromo b5, GST	Arun et al. 2006
<i>Macrobrachium malcolmsonii</i> (H. Milne-Edwards, 1844)	Hepatopáncreas, músculo, branquias	Hidrocarburos totales y efluente de petróleo	NADPH, GST, SOD, CAT y GSH-Px, citocromo b5 y citocromo P450	Arun et al. 2006, Arun y Subramanian 2007
<i>Macrobrachium nipponense</i> (De Haan, 1849)	Completo	Aguas residuales	EROD, Patrón de comportamiento	Gerhardt et al. 2002
<i>Neomysis integer</i> (Leach, 1815)	Completo	B[a]P	Eliminación metabólica de la testosterona, MAR, AED	Poelmans et al. 2006
<i>Palaemon sp. (Palaemonetes sp.*)</i>	Hepatopáncreas	HAPs total, HAPs total alquilados, naftalenos, dibenzotipenos y fenantrenos	ECOD	Oberdörster et al. 1999
<i>Palaemon australis</i> (Dakin, 1915)	Cefalotórax, músculo abdominal	B[a]P	ECOD, SDH, 8-oxo-Dg	Webb 2011
<i>Palaemon longirostris</i> H. Milne-Edwards, 1837	Músculo blanco	HAPs total	SOD, GSH-Px, GR, GST	Šaponjić et al. 2006
<i>Palaemon pugio</i> (Holthuis, 1949)	Completo, cerebro, tórax, Hepatopáncreas, gónadas	Hidrocarburos extraíbles totales (HET), HAPs total, pireno y B[a]P	LPx, AChE, GSH, ECOD, Vitelogenina, tasa de eclosión, rotura de cadena de ADN	Oberdörster et al. 2000, Hook y Lee 2004, Li y, Li y Brouwer, 2009, DeLorenzo et al. 2018
<i>Palaemon serratus</i> (Pennant, 1777)	Ojos, músculo, glándula digestiva, hepato-páncreas, espermatozoide	Antraceno, naftaleno, B[a]P y HAPs total	AChE, IDH, LDH, LPO, GST, GPx, CAT, ChE, IDH, Daño del ADN, Células epiteliales hepatopancreáticas (células R y F)	Abdelmeguid 2009, Luís y Guilhermino 2012, Silva et al. 2013, Gravato et al. 2014, Erraud et al. 2018
<i>Pandalus borealis</i> Krøyer, 1838	Completo, huevos, músculo, cefalotórax	HAPs total, naftaleno, acenafreno, fenantreno, criseno, perileno y B[a]P	Estabilidad de la membrana lisosomal, AU, TG, FFA	Pedersen y Storm 2002, Bechmann et al. 2010, Carls et al. 2016
<i>Pandalus platyceros</i> Brandt, 1851 y <i>Pandalus hypsinotus</i> Brandt, 1851	Huevos, músculos y cefalotórax	Naftaleno, acenafreno, fenantreno, criseno, perileno y B[a]P	Lípidos GC-FID y GC-MS	Carls et al. 2016
<i>Pandalus montagui</i> Leach, 1814	Completo	Hidrocarburos	Contenido de la clase de lípidos, Contenido de ácidos grasos	Pedersen y Storm 2002

(Continúa)

Espece	Tejido	Hidrocarburo	Biomarcador	Referencia
<i>Penaeus aztecus</i> Ives, 1891 (<i>Farfantepenaeus aztecus</i> *)	Hepatopancreas, epidermis, glándula verde, completo	Naftaleno, HAPs total	EROD, GST, AHH, OCR, ARNm de CYP1A, HPLC/detección por fluorescencia, niveles de HAPs (GC/MS)	McDonald et al. 1996, Zou y Stueben 2006, Ye y Zou 2008, Zou 2009, Rozas et al. 2014, Fernando et al. 2019
<i>Penaeus duorarum</i> Burkenroad, 1939	Hepatopáncreas	HAPs total	ECOD, contenido de vitellogenina	Zapata-P et al. 2005
<i>P. japonicus</i> Spence Bate, 1888	Hepatopáncreas	B[a]P	isoformas de CYP4, CYP4V28 y CYP4V29	Zheng et al. 2015
<i>Penaeus notialis</i> Pérez Farfante, 1967	completo	HAPs total	Concentración de proteína y DNA	Jaward et al. 2012
<i>Penaeus setiferus</i> (Linnaeus, 1767)	Completo, hepatopáncreas	HAPs total	ECOD, contenido de vitellogenina, Niveles de HAPs (GC/MS)	Rozas et al. 2014, Zapata-P et al. 2005, Fernando et al. 2019,
<i>Penaeus vannamei</i> Boone, 1931	Branquias, músculo, hepatopáncreas, completo	Criseno, B[a]P, HAPs total	AHH, EROD, EH, GST, GSH, GSSG, SULT, UGT y SOD, Contenido de MDA y PC, T-AOC, Tasa de transición del ADN de doble cadena. Expresión de genes CYP1A1, GST, SOD, Ahr, SULT, concentración de proteína y de DNA	Jaward et al. 2012, Ren et al. 2014, Ren et al. 2015a, Ren et al. 2015b
<i>X. kroyeri</i>	Hepatopáncreas	B[a]P	EROD, cometa alcalino	da Silva Rocha et al. 2012

LPx= Peroxidación de lípidos, AChE= Enzima Acetilcolinesterasa, ECOD= Etoxicumaria-O-detilasa, SOD= Superóxido dismutasa, GSH-Px= Glutation:hidrógeno-peróxido oxi-do-reductasa, GR= Glutation reductasa, GST= Glutation S-transferasa, EROD= Etoxiresorufina-O-detilasa, IDH= Isocítrato deshidrogenasa, LDH= Lactato deshidrogenasa, LPO= Lactato peroxidasa, GPx= Glutation peroxidasa, CAT= Catalasa, FRAP= Poder antioxidante férreo, TEAC= Capacidad antioxidante equivalente a Trolox, SULT= Sulfotransferasa, UGT= Glucuronosiltransferasa, AHH= Hidroxilasa de hidrocarburos, AhR= Receptor de hidrocarburos de Arilo, GSSG= Glutation oxidado, MDA=Malondialdehido, PC= Proteína-carbonilo, T-AOC= Antioxidante total, GSH= Glutation reductasa, NAG= N-acetil-b-glucosamidasa, NADPH= Citocromo c reductasa, MAR= Ratio de androgenización metabólica, AED=Retención del andrógeno androstenediona, AU= Desenrollado alcalino del ADN, TG= Triacilglicerol, FFA= Ácidos grasos libres, GC-FID= Cromatografía de gases-detección por ionización de llama, GC-MS= Cromatografía de gases-espectroscopia de masas, B[a]P= benzo[a]pireo, HAPs= Hidrocarburos aromáticos policíclicos, * Sinónimo encontrado en la literatura.

los ecosistemas que rodean los vertederos en la Amazonía. Así mismo, Albuquerque et al. (2020) realizaron estudios en campo para evaluar las concentraciones de elementos tóxicos como As, Cd, Hg, Pb) y oligoelementos esenciales (Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Mo, Ni, Se, o Zn en *M. amazonicum* en la región de Santarem (Brasil) afectada por las actividades mineras, los resultados indicaron que el grado de acumulación de estos elementos y oligoelementos en *M. amazonicum* es similar a la descrita en estudios recientes en otras regiones contaminadas en Brasil y en otros lugares, lo cual no representa un riesgo significativo para el consumo humano. No obstante, se observó una bioacumulación de Fe, Co y Mn principalmente en las vísceras de los camarones del río Amazonas, lo que sugiere que, aunque no puedan ser de riesgo para el consumo humano, no se conoce como

pueda afectar a otros organismos que se alimentan de esta especie de camarón (Albuquerque et al. 2020).

Estos estudios han sido desarrollados principalmente en Brasil, sin embargo, al explorar otros países como Colombia que tiene parte de los ríos Amazonas y Orinoco, se evidencia que los estudios con *M. amazonicum* han sido en su mayoría reportes ecológicos de abundancia. Se encontró un estudio de Aya-B y Velasco-S (2013) donde evalúan aspectos reproductivos de la especie y su potencial reproductivo para Colombia. Esto evidencia la falta de información sobre esta especie como modelo bioindicador para evaluar riesgos a la salud de los organismos y de los ecosistemas por presencia de HAPs que son potencialmente contaminantes.

***Macrobrachium amazonicum* potencial bioindicador en zonas potencialmente contaminadas con hidrocarburos en Colombia**

En Colombia el contenido de compuestos aromáticos en combustibles es importante reportándose un 32 % en diésel y en gasolina varía entre el 20 al 22 %; no obstante, a pesar de estos valores es poca la atención que se les ha prestado a los HAPs como potenciales contaminantes del ambiente, que ayudado con la alta densificación demográfica, que aumenta el consumo de combustibles fósiles, y la baja delimitación de zonas de protección de cuencas, con una legislación rudimentaria, permite el aumento en los niveles de estos compuestos orgánicos en los cuerpos de agua (Amaringo *et al.* 2019). Al igual que la legislación es incipiente con respecto al tema, también son las líneas de investigación que emplean a las especies del orden Decapoda como bioindicadores (Amaringo *et al.* 2019). Los trabajos de esta índole han sido principalmente estudios de biodiversidad en las cuencas de Colombia, ejemplo de ello, es Pereira *et al.* (2009) que consolidó el primer listado de las especies de decápodos de la cuenca del Orinoco que incluyó 79 especies, de las cuales 35 eran camarones siendo Palaemonidae la familia más representativa. Del mismo modo, la investigación realizada por Vásquez-R y Bocanegra-M (2019) encontró que *M. amazonicum* fue una de las especies más abundantes, señalando que *M. amazonicum* se ha registrado para los departamentos de Casanare, Guaviare, Meta y Amazonas en Colombia.

Como se mencionó anteriormente las investigaciones de esta especie y en general de los carídeos, son reportes de presencia en Colombia. Solamente se ha realizado un estudio de esta especie (Aya-B y Velasco-S 2013) en la región del Piedemonte Llanero Colombiano sobre la fecundidad y fertilidad de *M. amazonicum*, que confirma las bondades de la especie en términos de reproducción, docilidad en el manejo, adaptabilidad a las condiciones de cautiverio. De igual manera, se le considera de gran relevancia ecológica, al ser individuos endobénticos y, por ende, indicadores altamente sensibles a la exposición de hidrocarburos derivados del petróleo (Oberdörster *et al.* 1999). Esta especie realiza intensas migraciones verticales e interhabitat para obtener alimentos, escapar de los depredadores o completar su etapa de vida y ciclo reproductivo (Costa *et al.* 2020). Así mismo, al ser detritívoros y trituradores, les confiere un papel importante en la dinámica del reciclaje de nutrientes y el procesamiento de la materia orgánica, por lo cual despiertan interés para estudios científicos

como especie bioindicadora para evaluar los posibles riesgos a la salud y los ecosistemas provocados por los contaminantes ambientales en Colombia.

Biomarcadores de respuesta a HAPs en camarones

Una alternativa para la evaluación del riesgo de los contaminantes que ingresan al ambiente es por medio de biomarcadores, que se considerar señales de alerta temprana; ya que, por medio de un cambio en la respuesta biológica obtenida a través de fluidos corporales, celulares o tisulares de un organismo expuestos a estos ambientes de manera accidental (estudios en campo) o a propósito (estudios de laboratorio), pueden determinar la presencia y evaluar la magnitud de la respuesta del organismo a la exposición de estos contaminantes (Van der Oost *et al.* 2003). Por esta razón, una gama de biomarcadores se han estudiado para evaluar sustancias contaminantes que pueden afectar de manera negativa los niveles de organización ecológica para determinar el grado de exposición y los efectos que provocan en los organismos acuáticos como son los camarones, estos biomarcadores incluyen enzimas de biotransformación (fases I y II), parámetros de estrés oxidativo, productos de biotransformación, proteínas de estrés, parámetros reproductivos y endocrinos, parámetros hematológicos, parámetros genotóxicos, parámetros neuromusculares, parámetros fisiológicos, histológicos y morfológicos (Van der Oost *et al.* 2003).

Biomarcadores químicos y moleculares

Entre los niveles más básicos de detección de xenobióticos, sustancias que no se encuentran naturalmente en el organismo (p. ej., contaminantes ambientales) está la actividad de ciertas enzimas o la cuantificación de otro tipo de moléculas. Por ejemplo, la exposición a xenobióticos no-polares, como los HAPs, conduce a la inducción de enzimas como la CYP4501A, que posee actividad 7-etoxyresorufina-O-desetilasa (EROD), ampliamente utilizada como biomarcador (Ye y Zou 2008, da Silva Rocha *et al.* 2012, Ren *et al.* 2015b), de igual forma la producción de especies reactivas de oxígeno (ROS) juega un papel importante en la defensa del huésped (Ren *et al.* 2015b). La mayoría de las células tienen mecanismos protectores para equilibrar la producción de ROS y evitar el estrés oxidativo, denominado sistema de defensa antioxidante (ADS). También los organismos usan la catalasa (CAT), superóxido dismutasa (SOD), glutatión reductasa (GR) y glutatión peroxidasa (GPx) como los principales antioxidantes enzimáticos, así como las pequeñas moléculas antioxidantes no enzimáticos.

cas, como el glutatión reducido (GSH). La SOD es crucial para prevenir la formación de peroxidación lipídica al catalizar la dismutación de radicales superóxidos en oxígeno y peróxido de hidrógeno. El daño de la membrana causado por ROS puede detectarse determinando la peroxidación lipídica (LPO), por lo que los anteriores sistemas antioxidantes se han propuesto como biomarcadores de contaminantes mediados por estrés oxidativo (Lavarías *et al.* 2011).

La actividad de la glutatión S-transferasa (GST), implicada también en la fase II de biotransformación, genera productos menos tóxicos y más hidrosolubles, que se excretan fácilmente de las células (Menezes *et al.* 2010), siendo por tanto un biomarcador ampliamente utilizado en organismos expuestos a HAPs (Ren *et al.* 2015b). Igualmente, las respuestas de CYP1A mediante la actividad EROD es actualmente uno de los biomarcadores más sensibles y utilizados. Ren *et al.* (2015b) realizaron ensayos en el camarón *Penaeus vannamei* Boone, 1931 (en la literatura con el sinónimo *Litopenaeus vannamei* Boone, 1931) expuestos a concentraciones diferentes de B[a]P, en el cual evaluaron la actividad EROD, GST, SOD en el hepatopáncreas y el daño en la cadena del ADN, el nivel de LPO y el contenido de proteína carbonilo (PC) en las branquias y el hepatopáncreas, concluyendo que pueden ser biomarcadores adecuados para evaluar la toxicidad de B[a]P. En el estudio de Ye y Zou (2008) investigaron si la hipoxia afecta la bioacumulación de naftaleno, a partir de la actividad EROD y GST en las branquias y el hepatopáncreas del camarón marrón *Penaeus aztecus* Ives, 1891, determinando que la hipoxia no afectó significativamente la bioacumulación de naftaleno, por lo que estos autores sugieren que la inducción de EROD por naftaleno sea probablemente metabolizado en *P. aztecus* de la misma manera que en los vertebrados.

El sistema enzimático citocromo P450 activa metabolitos que pueden unirse al ADN y causar genotoxicidad al cambiar su estructura molecular. Se han aplicado ensayos cometa para evaluar los efectos de la toxicidad en diferentes formas de organismos marinos. Da Silva Rocha *et al.* (2012) realizaron un estudio para comprender la acumulación, el metabolismo, la biotransformación y la genotoxicidad de B[a]P en *X. kroyeri*, para ello emplearon el ensayo cometa de hemocitos. Los hemocitos de estos camarones demostraron ser la célula ideal para el ensayo cometa gracias a su alta sensibilidad a la genotoxicidad.

Al igual que la actividad EROD, en carídeos la actividad mediada por etoxicumarina O-deetilasa (ECOD) ha sido utilizada como biomarcador bioquímico con excelentes resultados (Oberdörster *et al.* 1999, Zapata-P *et al.* 2005, Webb 2011). A este respecto, se ha demostrado que el pireno induce significativamente la actividad de la proteína similar a CYP1A en *Palaemon pugio* Holthuis, 1949 (sinónimo en la literatura como *Palaemonetes pugio* Holthuis, 1949), determinada por la actividad ECOD en extractos hepatopancreáticos crudos (Oberdörster *et al.* 2000). Webb (2011) realizó un ensayo para evaluar la actividad ECOD, la actividad de sorbitol deshidrogenasa (SDH) y la concentración de la base de nucleósidos de ADN (8-hidroxi-2-desoxiguanosina) en *Palaemon australis* Dakin, 1915 (encontrado en la literatura con el sinónimo *Palaemonetes australis* Dakin, 1915) expuesta a B[a]P en condiciones de laboratorio, determinando que la combinación de actividades de ECOD y SDH y la concentración de 8-oxo-dG representan un conjunto adecuado de biomarcadores para el monitoreo ambiental de los efectos subletales de la contaminación orgánica en los crustáceos. Oberdörster *et al.* (1999) también desarrollaron un estudio similar cuyos objetivos fueron determinar la estructura de la comunidad bentónica meiofaunal a lo largo de una zona contaminada por HAPs y Pb entre el río Mississippi y el lago Pontchartrain en Estados Unidos, mediante la actividad ECOD e inducción de proteínas de choque térmico (hsp) a partir de camarones del género *Palaemon*, hallando diferencias entre los camarones capturados en el río del sitio contaminado en comparación a los expuestos en el laboratorio.

Zapata-Pérez *et al.* (2005) utilizaron la actividad ECOD y cuantificación de vitelogenina (VTG) en un área del Golfo de México contaminado por HAPs y metales pesados, evidenciando que los camarones *Penaeus duorarum* Burkenroad, 1939 (encontrado en la literatura con el sinónimo *Farfantepenaeus duorarum* Burkenroad, 1939) y *Penaeus setiferus* Linnaeus, 1767 (encontrado en la literatura con el sinónimo *Litopenaeus setiferus* Linnaeus, 1767) no presentaron diferencias espaciales en la exposición, probablemente debido al comportamiento migratorio de los camarones, pero si se presentaron correlaciones significativas entre los contaminantes y la respuesta de los camarones. Al igual que la actividad ECOD, la concentración de VTG en los camarones en las dos áreas no fue significativamente diferente, lo cual puede ser el resultado de la alta movilidad de los camarones. Considerando que la síntesis de VTG se afecta por sustancias estrogénicas ambientales,

se usa ampliamente como biomarcador en estudios de disruptión endocrina; sin embargo, rara vez se ha empleado para evaluar la contaminación por hidrocarburos de invertebrados (García y Heras 2012). García y Heras (2012) emplearon ELISA con anticuerpo anti-LV para evaluar el impacto de la fracción soluble en agua de petróleo crudo (WSF) en la vitelogénesis de *Macrobrachium borellii* Nobili, 1896. Las hembras en diferentes etapas vitelogénicas fueron expuestas a una concentración sub-letal de WSF y se observó que los ejemplares presentaron un incremento del índice gonadosomático (GSI) mayor a siete y aumentaron su título de VTG y LV, demostrando este estudio por primera vez que la exposición de crustáceos adultos a concentraciones subletales de WSF aumentan significativamente la VTG en hemolinfa y la LV en ovario. Por ende, los cambios en las proteínas similares a VTG podrían usarse como un indicador potencial de los efectos contaminantes en la reproducción de camarones y como biomarcador de exposición a la contaminación por hidrocarburos.

El indicador más utilizado de exposición a hidrocarburos aromáticos es la inducción de la respuesta dependiente del citocromo P450 (CYP), que puede evaluarse midiendo la aril hidrocarbonhidroxilasa (AHH), el contenido de proteína CYP1A, o niveles de expresión de ARNm de CYP1A (Van der Oost *et al.* 2003). McDonald *et al.* (1996) utilizaron la actividad AHH para evaluar la contaminación asociada con el desarrollo y la producción de petróleo y gas en el Golfo de México, tomando muestras de varias especies de invertebrados, incluida *P. aztecus*, cuyos resultados evidenciaron que las actividades de AHH fueron bajas o no detectables, aunque no fue claro si la falta de inducción de AHH estaba relacionada con el bajo gradiente de contaminantes de hidrocarburos o inconsistencias asociadas con el sistema P450 de invertebrados. Mientras que en el estudio reportado sobre inducción de CYP4 en camarones de Zheng *et al.* (2015), identificaron y caracterizaron dos secuencias completas de ADNc de dos isoformas de CYP4, CYP4V28 y CYP4V29, las cuales se clonaron de *P. japonicus* por primera vez y además lograron evaluar la distribución en tejidos y el perfil de expresión de ARNm en respuesta a concentraciones finales de 0,5, 5 y 50 mg/L de B[a]P. Los resultados de este estudio demostraron que los dos CYP4 se expresaron predominantemente en el hepatopáncreas y los niveles de ARNm mostraron una respuesta dependiente del tiempo y de la dosis a B[a]P. Este estudio proporciona pistas para dilucidar aún más la función y los mecanismos de regulación de los CYP4 y evaluar el

potencial de biomarcadores de las dos isoformas de CYP4. En otro estudio realizado por Ren *et al.* (2015b) también determinaron los posibles efectos tóxicos de B[a]P sobre el camarón *P. vannamei* y se evidenció la inducción a través de la transcripción de genes relacionados con el metabolismo, demostrando niveles significativamente altos de expresión de ARNm de superóxido dismutasa (SOD), citocromo P450 (CYP) 1A1 y glutatión-S-transferasa (GST) en el hepatopáncreas.

Los efectos tóxicos causados por derrames de camiones cisterna o descargas industriales, se han evaluado mediante el estudio de la fracción de hidrocarburos solubles en agua (WSF) (Lavarías *et al.* 2006, Menezes *et al.* 2010, Lavarías *et al.* 2011, García y Heras 2012). Lavarías *et al.* (2011) evaluaron el efecto de la WSF sobre el estado antioxidante de *M. borellii*, determinando las actividades de CAT, SOD, GPx y GST y niveles de LPO, GSH y oxidación de proteínas (PO). Los individuos expuestos mostraron aumentos significativos en las actividades de CAT, SOD y GST en el hepatopáncreas y la actividad de CAT en las branquias. La actividad de GPx no varió en ninguno de los tejidos, mientras que los niveles de LPO aumentaron, los niveles de GSH disminuyeron significativamente en el hepatopáncreas, pero los niveles de PO no mostraron variación. Los autores también evaluaron la inducción de SOD en hepatopáncreas y observaron un aumento de la expresión de ARNm, por lo que la respuesta biológica a la exposición subletal en *M. borellii* podría ser una herramienta valiosa, ya que estos biomarcadores podrían proponerse como una batería para monitorear la contaminación por hidrocarburos.

Arun *et al.* (2006) evaluaron las fracciones subcelulares, mitocondrial, citosólica y microsómica, de hepatopáncreas, músculo y branquias de los camarones de agua dulce *Macrobrachium malcolmsonii* Milne-Edwards, 1844 y *Macrobrachium lamarrei lamarrei* Milne Edwards, 1837 recolectados del río Cauvery en la India, e investigaron la presencia de oxigenasas de función mixta (MFO) y GST. Los resultados mostraron que la citocromo P450 (CYP) y los otros componentes citocromo b5, NADPH-citocromo c CYP reductasa y NADH-citocromo c-reductasa del sistema MFO predominaron en la fracción microsómica hepática de los camarones, reafirmando la hipótesis que el hepatopáncreas es el principal tejido metabólico para la producción de enzimas de biotransformación en el grupo. Menezes *et al.* (2010) evaluaron la sensibilidad de las acti-

vidades de acetilcolinesterasa (AChE) y GST del camarón *C. crangon* a WSF del combustible derramado por el petrolero Prestige y llevado a las playas de Galicia, España. La exposición de camarones a WSF no indujo aumento significativo en la actividad de AChE; no obstante, se observó una inducción significativa de la actividad de GST, como resultado de altas concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos.

Šaponjić *et al.* (2006) evaluaron la actividad de las enzimas del sistema de defensa antioxidante (ADS) en el camarón del mar Mediterráneo *P. longirostris*, y determinaron la actividad de las enzimas SOD, glutatión peroxidasa (GPx) y glutatión reductasa (GR) en el músculo abdominal de los camarones en invierno y primavera en la región costera montenegrina del mar Adriático. Aunque se estableció la presencia de bifenilos policlorados (PCBs) y HAPs en el agua de mar al momento del muestreo, no hubo una correlación directa entre la actividad de defensa antioxidante y la presencia y concentración de PCBs y HAPs. Sin embargo, las fluctuaciones estacionales de las actividades de la enzima de defensa antioxidante basal deben incluirse en la discusión, en paralelo con las mediciones de variables ambientales y contaminantes.

Los efectos citotóxicos de xenobióticos como los HAPs también pueden estimarse por alteraciones de la estabilidad de membranas lisosomales y se considera que el grado de desestabilización celular es proporcional a la magnitud del estrés. En un experimento de laboratorio realizado por Bechmann *et al.* (2010), camarones adultos de *Pandalus borealis* Krøyer, 1838 y sus embriones fueron expuestos a concentraciones de 0,015, 0,06 y 0,25 mg/L de dispersión de agua y petróleo (oil–water dispersion, OWD) analizando la estabilidad de la membrana lisosómica en hemocitos y el ensayo de desenrollamiento alcalino (alkaline unwinding, AU) para medir el daño del ADN en el tejido de hepatopáncreas. La exposición crónica a OWD indujo respuestas en camarones adultos, con acumulación de HAPs en sus tejidos y una reducción de la supervivencia de las larvas después de la exposición embrionaria, de igual modo, se presentó un claro aumento en la concentración tisular de HAPs en camarones adultos al aumentar la concentración de petróleo. Además, se detectó daño significativo en el ADN en todos los grupos expuestos al petróleo. La exposición de los embriones de camarones al petróleo causó una mayor mortalidad en las larvas, incluso si las larvas se transferían a agua limpia después de la eclosión.

Lavarías *et al.* (2006) evaluaron el efecto de la WSF sobre la movilización del triacilglicerol (TAG), la activación y la degradación de los ácidos grasos en el camarón de agua dulce *M. borellii*, exponiendo adultos y huevos en diferentes etapas de desarrollo. Mediante el uso de trazadores radiactivos, se evaluaron las actividades de palmitoil-CoA sintetasa (SCA) mitocondrial, triacilglicerol lipasa (TAG-lipasa) y el sistema de β - oxidación de ácidos grasos; observando cambios en la actividad enzimática en el hepatopáncreas. Este estudio demostró que independientemente del mecanismo, el contaminante provoca tanto en los adultos como en los huevos una mayor demanda de energía. La concentración subletal de WSF empleada en este estudio está dentro del intervalo de concentraciones de hidrocarburos que generalmente se encuentran en el ambiente, por lo que las estas enzimas catabólicas podrían emplearse como un biomarcador bioquímico temprano.

El camarón marrón, *P. aztecus*, es uno de los más importantes comercialmente de la costa de EE. UU y en el norte del Golfo de México, los organismos acuáticos aeróbicos que viven en el golfo están sujetos a la contaminación de HAPs de actividades de producción de gas y petróleo y al agotamiento del oxígeno disuelto. De acuerdo con esto, Zou (2009) investigó los efectos de la hipoxia y el naftaleno sedimentario, administrados individualmente y en combinación, sobre la actividad epidérmica de la N-acetyl- β -glucosaminidasa (NAG), una enzima quitinolítica encontrada en la epidermis de *P. aztecus*, indispensable para la degradación de la quitina exoesquelética, descubriendo que la hipoxia y el naftaleno sedimentario, cuando se administran simultáneamente, inhiben significativamente la actividad NAG. Las reacciones de conjugación de monooxigenación y glutatión consumen energía, por tanto, esta demanda de oxígeno adicional podría agravar el estrés hipóxico, lo que podría explicar por qué cuando el naftaleno estaba presente, la hipoxia producía un efecto inhibitorio significativo sobre la NAG epidérmica en *P. aztecus* (Ye y Zou, 2008).

Biomarcadores fisiológicos-morfológicos y pruebas de toxicidad

Los biomarcadores proporcionan información que se puede correlacionar con las respuestas de exposición a los contaminantes (Van der Oost *et al.* 2003). Jaward *et al.* (2012) analizaron once HAPs en agua, sedimentos y camarones en un estuario en Sinaloa, México, durante las estaciones lluviosa y seca, siendo el fenantreno el HAP más

dominante en las muestras de agua, sedimentos y camarones, seguido de pireno y naftaleno en muestras de agua y sedimentos, y pireno y flúor en las muestras de camarones. En este mismo estudio, camarones juveniles de *P. vannamei* fueron expuestos a concentraciones finales de 0,125 y 0,250 µg/L de fenanreno y naftaleno, respectivamente, y 225 y 450 µg/L de pireno. El daño en el ADN fue alto y el nivel de proteína y la tasa de crecimiento fueron menores en los camarones expuestos a los HAPs. Aunque, muchos factores están involucrados en el desarrollo carcinogénico en organismos acuáticos expuestos a sustancias tóxicas, estas pruebas de toxicidad indican que las concentraciones de HAPs pueden ser particularmente peligrosas durante las primeras etapas de desarrollo.

Las pruebas de toxicidad acuática son utilizadas para detectar y evaluar los efectos potenciales toxicológicos sobre los organismos acuáticos (Chacón-C *et al.* 2013). Chacón-C *et al.* (2013) realizaron pruebas de toxicidad de CL₅₀ con dos efluentes, uno con descarga de desechos industriales y otro donde se vierten aguas de enfriamiento, ambos de la Bahía de Cartagena - Colombia, para analizar su efecto en los camarones *Penaeus schmitti* Burkenroad, 1936 (en la literatura con el sinónimo *Litopenaeus schmitti* Burkenroad, 1936) y *P. vannamei*, indicando que el punto de descarga de desechos industriales tiene una letalidad de aproximadamente dos a tres veces mayor que la zona de aguas de enfriamiento. Además, se evaluó el comportamiento de las especies al ponerlas en contacto con las diferentes concentraciones de los efluentes y se presentó respuesta inmediata de los diferentes organismos, con signos de estrés, nado errático y espasmos. Otro estudio evaluando respuestas de comportamiento y mortalidad a corto plazo en *Macrobrachium nipponense* De Haan, 1849 expuesto a aguas residuales municipales y de la industria farmacéutica demostró que esas respuestas suelen ser indicadores de toxicidad sensibles dependientes del tiempo y de la concentración en ambos tipos de aguas residuales (Gerhardt *et al.* 2002).

En cuanto a los efectos en parámetros fisiológicos y morfológicos, uno de los biomarcadores que refleja los efectos adversos son los cambios histológicos, ya que las lesiones o alteraciones también pueden usarse como biomarcadores y generalmente son indicativos de daño o enfermedad que puede ser reversible o irreversible (Olayinka *et al.* 2019). Abdelmeguid *et al.* (2009) determinó los efectos de los HAPs en la estructura fina del hepatopáncreas de *P. serra-*

tus, inducidos intramuscularmente con una dosis subletal de 100 ng/µL de perileno, criseno y B[a]P. Las secciones ultrafinas revelaron que la exposición cambió la estructura de las células epiteliales hepatopancreáticas (células R y F), cuyos principales cambios incluyeron engrosamiento y plegamiento de la lámina basal, borde microvellosos distorsionado, entre otros. Paralelamente, también se encontraron pocas células hepatopancreáticas con núcleos pobres en heterocromatina y en secciones ultrafinas del grupo inyectado con criseno se evidenció la presencia de "megamitocondrias" mitocondrias pleomórficas densas en electrones en las células R, debido a la fusión entre mitocondrias pequeñas. Tales cambios ultraestructurales podrían servir como una herramienta útil de investigación y un biomarcador general en estudios de estrés tóxico.

Por otra parte, en un estudio de campo de Olayinka *et al.* (2019) determinaron las concentraciones de HAP mediante cromatografía de gases-espectrometría de masas (GC-MS) en sedimentos, peces, cangrejos y camarones alrededor del muelle Atlas Cove, Lagos, Nigeria, relacionándolo histopatológicamente. Las concentraciones de HAP en los sedimentos y organismos fueron superiores al límite máximo permitido por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA), esto puede deberse al hecho de que camarones y cangrejos viven directamente y se alimentan en los sedimentos, mientras que los peces viven en la columna de agua. Histopatológicamente se evidenció en los camarones cambios en la estructura morfológica como división de las miofibrillas musculares. Por lo tanto, los biomarcadores histopatológicos son indicadores sensibles de estrés subcelular en organismos expuestos a una variedad de contaminantes durante períodos de tiempo corto y largos (Abdelmeguid *et al.* 2009, Olayinka *et al.* 2019).

CONCLUSIONES

En esta revisión sistemática se presentaron a las especies de carídeos como parte importante e integral de ecosistemas acuáticos y su aplicación como bioindicadores de contaminación. Así mismo, se presentó una amplia gama de biomarcadores que demuestran la exposición y los efectos de los HAPs sobre camarones, que incluyen las enzimas de biotransformación de la fase I (inducción de CYP1A y su actividad EROD y ECOD), enzimas de la fase II (actividad GST), parámetros de estrés oxidativo (las enzimas antioxidantes SOD, CAT y GPX, y no enzimáticos GSH y LPO), las

proteínas de estrés (HSP 63), parámetros reproductivos (niveles de VTG), parámetros genotóxicos (ensayo cometa y ensayo de desenrollado de ADN) y parámetros fisiológicos y morfológicos (histopatología). De igual forma, el análisis del efecto biológico de los contaminantes sobre los individuos debe asociarse con los análisis químicos, los cuales con frecuencia están por encima de los niveles establecidos en la normatividad; por lo tanto, es de gran relevancia incorporar el uso de biomarcadores en la evaluación de peligros y riesgos en los ecosistemas con el fin de determinar de manera más contundente el impacto de la contaminación ambiental. Finalmente, al contemplar a *M. amazonicum* como especie modelo que presenta una amplia distribución en los ríos del Orinoco y Amazonas, cuencas con vertientes en Colombia, un país con una alta demanda por explotación de derivados del petróleo como fuentes generadoras de HAPs en Sudamérica, se plantea el uso de gran parte de los biomarcadores reportados en esta revisión para ser potencialmente útiles en el estudio de contaminantes en los ecosistemas en los ríos donde habita esta especie.

■ PARTICIPACIÓN DE LOS AUTORES

AEGR y JCC realización de la revisión sistemática y el borrador del manuscrito, YMVS aportó en la concepción metodológica y la revisión del manuscrito, así como la gestión técnico científica y financiera del proyecto.

■ AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por Colciencias, ANH y la Universidad de los Llanos a través del proyecto No 112272151869, contrato 162-2016 “Convocatoria 721-2015 para la formación de recurso humano en Colombia en el área de hidrocarburos, a través de proyectos de investigación”.

■ CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de interés.

■ LITERATURA CITADA

- Abdelmeguid NE, Awad HE, Ibrahim AM, Yousef NA. 2009. Ultrastructural Changes in Hepatopancreas of *Palaemon serratus*, Following Treatment with Petroleum Carcinogenic Compounds. *Pak. J. Nutr.* 8(6): 770-781. doi: <https://dx.doi.org/10.3923/pjn.2009.770.781>
- Albuquerque FEA, Minervino AHH, Miranda M, Herrero-Latorre C. Júnior RAB, Oliveira FLC, Dias SR, Ortolani EL, López-A M. 2020. Toxic and essential trace element concentrations in the freshwater shrimp *Macrobrachium amazonicum* in the Lower Amazon, Brazil. *J. Food. Compos. Anal.* 86: 103361. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2019.103361>
- Amaringo F, Narváez JF, Gómez-A MA, y Molina F. 2019. Contaminación en agua y sedimentos por hidrocarburos aromáticos policíclicos: Revisión de la dinámica y los métodos analíticos. *Gest. Ambient.* 22(1). doi: <https://doi.org/10.15446/ga.v22n1.77874>
- Arun S, Rajendran A, Subramanian P. 2006. Subcellular/tissue distribution and responses to oil exposure of the cytochrome P450-dependent monooxygenase system and glutathione S-transferase in freshwater prawns (*Macrobrachium malcolmsonii*, *M. lamarrei lamarrei*). *Ecotoxicology.* 15(4): 341-346. doi: <https://doi.org/10.1007/S10646-006-0074-4>
- Arun S, Subramanian P. 2007. Cytochrome P450-dependent monooxygenase system mediated hydrocarbon metabolism and antioxidant enzyme responses in prawn, *Macrobrachium malcolmsonii*. *Comp. Biochem. Phys. C.* 145(4): 610-616. doi: <https://doi.org/10.1016/J.CBPC.2007.02.008>
- Aya-B E, Velasco-S Y. 2013. Fecundity and fertility of *Macrobrachium amazonicum* (Héller 1862) (Decápoda, Palaemonidae) of Colombian Piedemonte Llanero. *Rev. Mvz. Cordoba.* 18(3): 3773-3780. doi: <https://doi.org/10.21897/rmvz.147>
- Bechmann RK, Larsen BK, Taban IC, Hellgren LI, Møller P, Sanni S. 2010. Chronic exposure of adults and embryos of *Pandalus borealis* to oil causes PAH accumulation, initiation of biomarker responses and an increase in larval mortality. *Mar. Pollut. Bull.* 60(11): 2087-2098. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.010>
- Carls MG, Holland L, Pihl E, Zaleski MA, Moran J, Rice SD. 2016. Polynuclear aromatic hydrocarbons in Port Valdez shrimp and sediment. *Arch. Environ. Con. Tox.* 71(1):48-59. doi: <https://doi.org/10.1007/s00244-016-0279-3>
- Chaplin-E SA, Curran MC. 2007. Prevalence of the Bopyrid Isopod *Probopyrus pandalicola* in the Grass Shrimp, *Palaeomonetes pugio*, in Four Tidal Creeks on the South Carolina-Georgia Coast. *J. Parasitol. Res.* 93(1): 73-77. doi: <https://doi.org/10.1645/GE-3537.1>

- Coler RA, Watanabe T, Xavier BF, Paz RJ. 1999. A preliminary report on the application of *Macrobrachium amazonicum* Heller, 1862 (Decapoda: Palaemonidae) as a biomarker. *Hydrobiologia* 412: 119-121. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1003864702924>
- Costa BNS, Almeida HP, da Silva BCP, de Figueiredo LG, de Oliveira AM, de Oliveira Lima M. 2020. *Macrobrachium amazonicum* (Crustacea, Decapoda) used to biomonitor mercury contamination in rivers. *Arch. Environ. Con. Tox.* 78(2): 245-253. doi: <https://doi.org/10.1007/s00244-019-00683-0>
- Cossu-L C, Vasseur P. 2013. Aquatic Biomarkers. En J.-F. Férand & C. Blaise (Eds.), *Encyclopedia of Aquatic Eco-toxicology*. Springer, Dordrecht. 49-66. doi: https://doi.org/10.1007/978-94-007-5704-2_6
- Chacón-C MF, Villamarín-Jiménez S, Álvarez-León R. 2013. Pruebas de toxicidad aguda CL (I) 50 en camarones marinos (*Litopenaeus schmitti* y *L. vannamei*) utilizando efluentes industriales a la Bahía de Cartagena, Colombia. *Biosalud*. 12(2): 40-60.
- da Silva Rocha AJ, Gomes V, Rocha MJdAC, Hasue FM, Santos TCA, Bicego MC, Taniguchi S, Van Ngan P. 2012. EROD activity and genotoxicity in the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* exposed to benzo [a] pyrene (BaP) concentrations. *Environ. Toxicol. Phar.* 34(3): 995-1003. doi: <https://doi.org/10.1016/j.etap.2012.07.006>
- DeLorenzo ME, Key PB, Chung KW, Pisarski E, Shaddrix B, Wirth EF, Pennington PL, Wade J, Franco M, Fulton MH. 2018. Comparative toxicity of two chemical dispersants and dispersed oil in estuarine organisms. *Arch. Environ. Con. Tox.* 74(3): 414-430. doi: <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0430-9>
- Dutra FM, Forneck SC, Brazão CC, Freire CA, Ballester ELC. 2016. Acute toxicity of ammonia to various life stages of the Amazon river prawn, *Macrobrachium amazonicum*, Heller, 1862. *Aquaculture*. 453: 104-109. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.11.038>
- Erraud A, Bonnard M, Chaumot A, Geffard O, Duflot A, Forget-L J, Le Foll F, Geffard A, Xuereb B. 2018. Use of sperm DNA integrity as a marker for exposure to contamination in *Palaemon serratus* (Pennant 1777): Intrinsic variability, baseline level and in situ deployment. *Water. Res.* 132: 124-134. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.057>
- FAO. 2022. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2022. Hacia la transformación azul. Roma, Italia. FAO. doi: <https://doi.org/10.4060/cc0461es>
- Fernando H, Ju H, Kakumanu R, Bhopale KK, Croisant S, Elferink C, Kaphalia BS, Ansari GAS. 2019. Distribution of petrogenic polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in seafood following Deepwater Horizon oil spill. *Mar. Pollut. Bull.* 145: 200-207. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.015>
- Fransen CHJM, De Grave S. 2016. Evolution and radiation of shrimp-like decapods: an overview. In: Martin JW, Crandall KA, Felder DL. *Decapod crustacean phylogenetics*. Boca Raton. CRC Press. p. 245-259.
- García CF, Heras H. 2012. Vitellogenin and Lipovitellin from the prawn *Macrobrachium borellii* as hydrocarbon pollution biomarker. *Mar. Pollut. Bull.* 64(8): 1631-1636. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.05.027>
- Gerhardt A, De Bisthoven LJ, Mo Z, Wang C, Yang M, Wang Z. 2002. Short-term responses of *Oryzias latipes* (Pisces: Adrianichthyidae) and *Macrobrachium nipponense* (Crustacea: Palaemonidae) to municipal and pharmaceutical waste water in Beijing, China: survival, behaviour, biochemical biomarkers. *Chemosphere* 47(1): 35-47. doi: [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(01\)00223-5](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(01)00223-5)
- Gravato C, Almeida JR, Silva C, Oliveira C, Soares AMVM. 2014. Using a multibiomarker approach and behavioural responses to assess the effects of anthracene in *Palaemon serratus*. *Aquat. Toxicol.* 149: 94-102. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.01.024>
- Hook SE, Lee RF. 2004. Genotoxicant induced DNA damage and repair in early and late developmental stages of the grass shrimp *Paleomonetes pugio* embryo as measured by the comet assay. *Aquat. Toxicol.* 66(1): 1-14. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2003.06.002>
- Huang GY, Liu YS, Liang YQ, Shi WJ, Hu LX, Tian F, Chen J, Ying GG. 2016. Multi-biomarker responses as indication of contaminant effects in *Gambusia affinis* from impacted rivers by municipal effluents. *Sci. Total. Environ.* 563-564: 273-281. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.127>
- Jaward FM, Alegria HA, Galindo Reyes JG, Hoare A. 2012. Levels of PAHs in the waters, sediments, and shrimps of Estero de Urias, an estuary in Mexico, and their toxicological effects. *Sci. World. J.* 2012: 687034. doi: <https://doi.org/10.1100/2012/687034>
- Lavarías S, Dreon MS, Pollero RJ, Heras H. 2005. Changes in phosphatidylcholine molecular species in the shrimp *Macrobrachium borellii* in response to a water-soluble fraction of petroleum. *Lipids* 40(5): 487-494. doi: <https://doi.org/10.1007/s11745-005-1408-y>
- Lavarías S, García F, Pollero R, Heras H. 2007. Effect of the water-soluble fraction of petroleum on microsomal lipid metabolism of *Macrobrachium borellii* (Arthropoda: Crustacea). *Aquat. Toxicol.* 82(4): 265-271. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.02.017>
- Lavarías S, Heras H, Pedrini N, Tournier H, Ansaldi M. 2011. Antioxidant response and oxidative stress levels in *Macrobrachium borellii* (Crustacea: Palaemonidae) exposed to the water-soluble fraction of petroleum. *Comp. Biochem. Phys. C.* 153(4): 415-421. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2011.02.002>
- Lavarías S, Pollero RJ, Heras H. 2006. Activation of lipid catabolism by the water-soluble fraction of petroleum in the crustacean *Macrobrachium borellii*. *Aquat. Toxicol.* 77(2): 190-196. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.12.002>
- Li T, Brouwer M. 2009. Bioinformatic analysis of expressed sequence tags from grass shrimp *Palaemonetes pugio* exposed to environmental stressors. *Comp. Biochem. Phys. D.* 4(3): 187-195. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cbd.2009.03.001>

- Luís LG, Guilhermino L. 2012. Short-term toxic effects of naphthalene and pyrene on the common prawn (*Palaemon serratus*) assessed by a multi-parameter laboratorial approach: mechanisms of toxicity and impairment of individual fitness. *Biomarkers* 17(3): 275-285. doi: <https://doi.org/10.3109/1354750X.2012.666765>
- McDonald SJ, Willett KL, Thomsen J, Beatty KB, Connor K, Narasimhan TR, Erickson CM, Safe SH. 1996. Sublethal detoxification responses to contaminant exposure associated with offshore production platforms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53(11): 2606-2617. doi: <https://doi.org/10.1139/f96-217>
- Menezes S, Soares AMVM, Guilhermino L, Peck MR. 2010. Can the activities of acetylcholinesterase and glutathione S-transferases of *Crangon crangon* (L.) be used as biomarkers of fuel oil exposure? *Wat. Air And Soil Poll.* 208(1): 317-322. doi: <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0169-7>
- Oberdörster E, Brouwer M, Hoexum-B T, Manning S, McLachlan JA. 2000. Long-term pyrene exposure of grass shrimp, *Palaemonetes pugio*, affects molting and reproduction of exposed males and offspring of exposed females. *Environ. Health. Persp.* 108(7): 641-646. doi: <https://doi.org/10.1289/ehp.108-1638200>
- Oberdörster E, Martin M, Ide C, McLachlan J. 1999. Benthic community structure and biomarker induction in grass shrimp in an estuarine system. *Arch. Environ. Con. Tox.* 37(4): 512-518. doi: <https://doi.org/10.1007/s002449900546>
- Olayinka OO, Adewusi AA, Olujimi OO, Aladesida AA. 2019. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediment and health risk of fish, crab and shrimp around atlas cove, Nigeria. *J. Health Pollut.* 9(24). doi: <https://doi.org/10.5696/2156-9614-9.24.191204>
- Pasquevich MY, Dreon MS, Rivera JN, Boucard C, Heras H. 2013. Effect of crude oil petroleum hydrocarbons on protein expression of the prawn *Macrobrachium borellii*. *Comp. Biochem. Phys. C.* 157(4): 390-396. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2013.03.006>
- Pedersen S, Storm L. 2002. Northern Shrimp (*Pandalus borealis*) recruitment in West Greenland waters Part II. Lipid classes and fatty acids in *Pandalus* shrimp larvae: implications for survival expectations and trophic relationships. *J. Northwest. Atl. Fish. Sci.* 30: 19-46. doi: <https://doi.org/10.2960/J.v30.a3>
- Pereira G, Lasso CA, Mora-Day J, Magalhães C, Morales-Betancourt MA, Campos M. 2009. Lista de los crustáceos decápodos de la cuenca del río Orinoco (Colombia-Venezuela). *Biota Colombiana.* 10 (1 y 2). <https://revistas.humboldt.org.co/index.php/biota/article/view/218>
- Poelmans S, Verslycke T, Monteyne E, Noppe H, Verheyden K, Janssen CR, De Brabander HF. 2006. Testosterone metabolism in *Neomysis integer* following exposure to benzo (a) pyrene. *Comp. Biochem. Phys. B.* 144(4): 405-412. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2006.04.001>
- Ren X, Pan L, Wang L. 2014. Metabolic enzyme activities, metabolism-related genes expression and bioaccumulation in juvenile white shrimp *Litopenaeus vannamei* exposed to benzo [a] pyrene. *Ecotox. Environ. Safe.* 104: 79-86. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.02.016>
- Ren X, Pan L, Wang L. 2015a. The detoxification process, bioaccumulation and damage effect in juvenile white shrimp *Litopenaeus vannamei* exposed to chrysene. *Ecotox. Environ. Safe.* 114: 44-51. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.01.004>
- Ren X, Pan L, Wang L. 2015b. Toxic effects upon exposure to benzo [a] pyrene in juvenile white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Environ. Toxicol. Phar.* 39(1): 194-207. doi: <https://doi.org/10.1016/j.etap.2014.08.006>
- Rozas LP, Minello TJ, Miles MS. 2014. Effect of Deepwater Horizon oil on growth rates of juvenile penaeid shrimps. *Estuar. Coast.* 37(6): 1403-1414. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s12237-013-9766-1>
- Šaponjić JS, Borković Mitić S, Kovačević TB, Pavlović S, Labus-Blagojević SD, Blagojević D, Šaić Z, Radojičić RM, Žikić RV, Spasić M. 2006. Activity of antioxidant defense enzymes in the Mediterranean Sea shrimp (*Parapenaeus longirostris*): relation to the presence of PCBs and PAHs in the south Adriatic Sea. *Period. Biol.* 108(2).
- Silva C, Oliveira C, Gravato C, Almeida JR. 2013. Behaviour and biomarkers as tools to assess the acute toxicity of benzo (a) pyrene in the common prawn *Palaemon serratus*. *Mar. Environ. Res.* 90: 39-46. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.05.010>
- Turja R, Sanni S, Stankevičiūtė M, Butrimavičienė L, Devier M-H, Budzinski H, Lehtonen KK. 2020. Biomarker responses and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Mytilus trossulus* and *Gammarus oceanicus* during exposure to crude oil. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 27(13): 15498-15514. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07946-7>
- Van der Oost R, Beyer J, Vermeulen NP. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ. Toxicol. Phar.* 13(2): 57-149. doi: [https://doi.org/10.1016/s1382-6689\(02\)00126-6](https://doi.org/10.1016/s1382-6689(02)00126-6)
- Vásquez-R JM, Bocanegra-M JS. 2019. Aspectos ecológicos de decápodos del río Guayuriba (Meta, Colombia). *Caldasia.* 41(2): 392-403. doi: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v41n2.69544>
- Webb D. 2011. Freshwater shrimp (*Palaemonetes australis*) as a potential bioindicator of crustacean health. *Environ. Monit. Assess.* 178(1): 537-544. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-010-1711-1>
- Vergamini FG, Pileggi LG, Mantelatto FL. 2011. Genetic variability of the Amazon River prawn *Macrobrachium amazonicum* (Decapoda, Caridea, Palaemonidae). *Contrib Zool.* 80(1): 67-83. doi: <https://doi.org/10.1163/18759866-08001003>

- Wilder MN, Kang BJ, Higano J. 2018. Vitellogenesis & Yolk Proteins, Crustaceans and Molluscs. In M. K. Skinner, Encyclopedia of Reproduction (Second Edition). Academic Press. p. 290-296.
- Ye R, Zou E. 2008. Hypoxia does not promote naphthalene bioaccumulation in the brown shrimp, *Penaeus aztecus*. *Mar. Pollut. Bull.* 57(6-12): 307-312. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.02.034>
- Zapata-P O, Del-Rio M, Dominguez J, Chan R, Ceja V, Gold-B G. 2005. Preliminary studies of biochemical changes (ethoxycoumarin O-deethylase activities and vitellogenin induction) in two species of shrimp (*Farfantepenaeus duorarum* and *Litopenaeus setiferus*) from the Gulf of Mexico. *Ecotox. Environ. Safe.* 61(1): 98-104. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.08.008>
- Zheng J, Mao Y, Qiao Y, Shi Z, Su Y, Wang J. 2015. Identification of two isoforms of CYP4 in *Marsupenaeus japonicus* and their mRNA expression profile response to benzo [a] pyrene. *Mar. Environ. Res.* 112: 96-103. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.09.012>
- Zou E. 2009. Effects of Hypoxia and Sedimentary Naphthalene on the Activity of N-acetyl- β -Glucosaminidase in the Epidermis of the Brown Shrimp, *Penaeus aztecus*. *B. Environ. Contam. Tox.* 82(5): 579-582. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s00128-008-9619-y>
- Zou E, Stueben B. 2006. Acute exposure to naphthalene reduces oxyregulating capacity of the brown shrimp, *Penaeus aztecus*, subjected to progressive hypoxia. *Mar. Biol.* 149(6): 1411-1415. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s00227-006-0294-4>