

Sensibilidad del camarón dulceacuícola *Macrobrachium borellii* (Nobili, 1896) a contaminantes de origen antrópico: estado del conocimiento y perspectivas para su potencial uso como indicador del estado ambiental

Sensitivity of the freshwater prawn *Macrobrachium borellii* (Nobili, 1896) to contaminants of anthropogenic origin: state of knowledge and perspectives for its potential use as an indicator of environmental status.

SABRINA M. L. LAVARÍAS^{1,2} 

¹ Instituto de Limnología de La Plata "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA) CONICET CCT La Plata-Universidad Nacional de La Plata (UNLP)- Asoc. CIC, Buenos Aires, Argentina.

² Facultad de Ciencias Médicas, Universidad Nacional de La Plata (UNLP), La Plata, Buenos Aires, Argentina

E-mail: sabrinalavarias@ilpla.edu.ar

RESUMEN. Los ecosistemas dulceacuícolas son recursos fundamentales tanto para la vida acuática como terrestre. Además de abastecer el agua potable, también son utilizados para el desarrollo de actividades agrícolas e industriales. Sin embargo, las actividades antrópicas junto con el cambio climático están afectando gravemente la calidad de estos ambientes poniendo en peligro a los organismos que los habitan. Para la evaluación de riesgo ambiental, se suelen estudiar organismos nativos cuyas respuestas biológicas sean sensibles a los factores estresantes. Entre los organismos propuestos para el monitoreo de los cuerpos de agua dulce se encuentran los crustáceos. El camarón *Macrobrachium borellii* es un representante de la comunidad bentónica en la región centro norte de Argentina, donde se concentran gran parte de las actividades antrópicas. Para evaluar el potencial uso de *M. borellii* como organismo bioindicador, el presente estudio tuvo por objetivo revisar los antecedentes publicados hasta el momento sobre los efectos de diversos contaminantes ambientales. Estas investigaciones muestran que la especie es sensible tanto a hidrocarburos como a plaguicidas y que sus respuestas biológicas están relacionadas con las concentraciones y con los tiempos de exposición a esos contaminantes, dependiendo también su estadio de desarrollo. La información recopilada hasta el presente sobre diversos aspectos biológicos y ecológicos de *M. borellii* motiva su uso como modelo confiable para el desarrollo de investigaciones en el área ecotoxicológica, particularmente enfocadas en la caracterización de biomarcadores.

Palabras clave: Biomarcadores, Contaminantes antrópicos, *Macrobrachium borellii*, Organismo bioindicador.

ABSTRACT. Freshwater ecosystems are fundamental resources for both aquatic and terrestrial life. In addition to supplying drinking water, they are also used for agricultural and industrial activities. However, anthropogenic activities, together with climate change, are seriously affecting the quality of these environments, endangering the organisms that inhabit them. For environmental risk assessment, native organisms whose biological responses are sensitive to stressors are usually studied. Crustaceans are among the organisms proposed for monitoring freshwater bodies. The prawn *Macrobrachium borellii* is a representative of the benthic community in the north-central

region of Argentina, where most of the anthropogenic activities are concentrated. To evaluate the potential role of *M. borellii* as a bioindicator organism, the present study aimed to review the background information published so far on the effects of different environmental pollutants. These investigations show that the species is sensitive to hydrocarbons and pesticides, and that their biological responses are related to both the concentration and exposure times of such pollutants, also depending on its stage of development. The information gathered so far on several biological and ecological aspects of *M. borellii* motivates its use as a reliable model for the development of research in the ecotoxicological area, particularly focused on the characterization of biomarkers.

Palabras clave: Anthropic pollutants, Biomarkers, *Macrobrachium borellii*, Bioindicator organism.

Recibido: 07/02/2025 | Aceptado: 09/06/2025 | Publicado: 16/07/2026

INTRODUCCIÓN

Las actividades antrópicas constituyen el principal factor que degrada la calidad de los ambientes dulceacuícolas debido a la descarga de residuos industriales y de efluentes domésticos, como así también la contaminación difusa asociada a las actividades agrícolas (Gómez y Rodrigues Capítulo 2001; Peluso *et al.*, 2023; Aparicio y De Gerónimo, 2024). Estos ingresos contribuyen con la entrada de una gran diversidad de contaminantes en los ecosistemas acuáticos poniendo en riesgo el valioso recurso. Sin embargo, el análisis químico de dichos compuestos no suele estar disponible o es extremadamente caro, por lo que es necesario desarrollar estrategias para evaluar si un ambiente está o no estresado (Rivadeneira *et al.*, 2013).

Los macroinvertebrados cumplen un rol fundamental como bioindicadores en la evaluación del impacto de los contaminantes en ambientes acuáticos (Sumudumali y Jayawardana, 2021). Un organismo bioindicador es aquel capaz de aportar información sobre el estado del ambiente y detectar cambios asociados a la presencia de contaminantes en él (Rinderhagen *et al.*, 2000). Los estudios ecotoxicológicos en estos ambientes han adquirido relevancia debido principalmente a la creciente contaminación a la que están siendo sometidos (Häder *et al.*, 2020). Estos estudios buscan comprender cómo los organismos acuáticos interactúan con los contaminantes

en su entorno y determinar los posibles riesgos para el medio ambiente y la salud humana (Rodrigues y Pardal, 2014).

Para evaluar el potencial de un organismo como bioindicador de ambientes dulceacuícolas, es fundamental comprender sus respuestas biológicas ante un determinado factor estresante o a grupos de químicos relacionados. Para ello los ensayos de laboratorio son una herramienta útil para identificar mecanismos tóxicos que puedan trasladarse a nivel poblacional (Faria *et al.*, 2006). En este contexto, los organismos a ensayar deben provenir de sitios poco impactados para evitar el riesgo de infravaloración debido a la tolerancia adquirida por exposición crónica a contaminantes en su entorno (Amiard-Triquet, 2019). Por lo tanto, el uso de organismos autóctonos y de hábitats naturales es más eficaz para mejorar el realismo ambiental de los bioensayos en el marco de la evaluación del riesgo en los ecosistemas locales. De este modo, se contribuiría a una toma de decisiones más adecuada para la gestión y protección ambiental (Bertrand e Iturburu, 2023).

Dentro de los macroinvertebrados, los camarones de agua dulce del género *Macrobrachium* son considerados como un modelo apropiado para estudios ambientales y ecotoxicológicos debido a su capacidad adaptativa a factores estresantes, a su fácil identificación y mantenimiento en condiciones controladas de laboratorio, y a su ciclo de vida corto (Boschi, 1981; Gerhardt *et al.*, 2002). Una revisión actualizada referente sobre el uso

de los camarones como bioindicadores en países de América del Sur reveló que el género *Macrobrachium* ha sido el más estudiado, mediante la evaluación de numerosos parámetros bioquímicos, fisiológicos y morfológicos (Cardenas-Camacho *et al.*, 2024). *Macrobrachium borellii* (Nobili, 1896) se encuentra ampliamente distribuida en el norte y centro de Argentina, Paraguay, Uruguay y Brasil (Morrone y Lopretto, 1995), coexistiendo con el camarón *Palaemon argentinus* (Nobili, 1901). Ambas especies son importantes representantes de las comunidades de los ambientes lóticos y lénticos de la región Pampeana (Collins, 2010) y tienen funciones similares en la red trófica (Collins, 2005). De estas especies, la mayoría de los estudios se han centrado en *P. argentinus* debido a su alta sensibilidad a diversas respuestas biológicas (letales y subletales) frente a la exposición a contaminantes orgánicos e inorgánicos. Por esta razón, se ha propuesto a esta especie como organismo indicador de la calidad ambiental en nuestro país (Lavarías y García, 2015; Bertrand *et al.*, 2018; Bertrand e Iturburu, 2023; Etcheverry *et al.*, 2024). Sin embargo, *M. borellii* puede ser un organismo complementario en estudios de riesgo ambiental debido a su mayor tolerancia en comparación con *P. argentinus* (Lavarías *et al.*, 2013; Lavarías, Colpo *et al.*, 2022).

En ecotoxicología los “endpoints” o “puntos finales” representan las respuestas de los organismos a la exposición a contaminantes, las cuales están directamente relacionadas con la concentración y/o tiempo de exposición. La mortalidad es uno de los criterios de valoración más comúnmente estudiados en los bioensayos a corto plazo, y suele expresarse como la concentración letal media (CL_{50}), considerado como un parámetro ecotoxicológico tradicional (Rodrigues y Pardal, 2014).

Por otro lado, los biomarcadores medidos a concentraciones subletales son considerados criterios de valoración útiles para la evaluación del riesgo ecológico, ya que pueden manifestarse a concentraciones muy por debajo de las letales (Chambers *et al.*, 2002). Los biomarcadores se definen como alteraciones moleculares, bioquímicas,

celulares, fisiológicas y comportamentales causadas por concentraciones subletales de agentes estresores (Connon *et al.*, 2012). El estudio de tales alteraciones a niveles inferiores de organización es considerado una herramienta temprana para detectar la exposición a contaminantes, lo que permite implementar medidas preventivas antes de que se produzcan efectos adversos a niveles superiores de organización biológica (El-Sikaily y Shabaka, 2024). Un biomarcador confiable para la evaluación ambiental debe cumplir con ciertos requisitos: ser fácilmente medible, rentable y sensible a los efectos causados por la exposición a contaminantes (Lomartire *et al.*, 2021).

De acuerdo con el tipo de parámetro evaluado, los biomarcadores se pueden clasificar en dos categorías: de exposición y de efecto. Los biomarcadores de exposición consisten en la medición de una sustancia xenobiótica, un metabolito o un efecto directamente atribuible a dicha sustancia en un organismo, sin que tal efecto implique un daño evidente (Amiard-Triquet, 2019). Estos biomarcadores pueden aplicarse como herramientas de detección para grupos químicos específicos, por ejemplo, las proteínas metalotioneínas, enzimas colinesterasas (ChE) o citocromo CYP1A como indicadores de exposición a metales pesados, organofosforados y carbamatos, o hidrocarburos poliaromáticos (HPA) y bifenilos policlorados (PCB) respectivamente (Connon *et al.*, 2012). Por otro lado, los biomarcadores de efecto son alteraciones a nivel bioquímico, fisiológico o conductual que permiten evaluar efectos nocivos o cambios funcionales (Lomartire *et al.*, 2021).

Los parámetros bioquímicos relacionados con la integridad y función de lípidos, proteínas y ácidos nucleicos son los biomarcadores de efecto más estudiados (El-Sikaily y Shabaka, 2024). Cuando los organismos son expuestos a los contaminantes usualmente metabolizan los xenobióticos de naturaleza hidrofóbica a través de las reacciones de biotransformación de Fase I y II para conducir al transporte y la excreción (fase III) de los metabolitos derivados (Klotz y Steinbrenner, 2017). Como consecuencia

de las reacciones de Fase I, catalizadas por las oxidasas de función mixta (MFO), se producen especies reactivas del oxígeno (ROS). Esta situación activa el sistema de defensa antioxidante para evitar los efectos nocivos de las ROS sobre las biomoléculas. Estos sistemas incluyen a compuestos no enzimáticos como el glutatión reducido (GSH), el ácido ascórbico, el ácido úrico, la vitamina E y el β -caroteno, y a varias enzimas, como la superóxido dismutasa (SOD, EC 1.15.1.1), la catalasa (CAT, EC 1.11.1.6) y la glutatión peroxidasa (GPX, EC 1.11.1.9) (Correia *et al.*, 2003). La SOD convierte el O_2 en H_2O_2 , mientras que las enzimas CAT y GPX son esenciales para promover la degradación del H_2O_2 y de esta manera neutralizar las ROS. La enzima de biotransformación de fase II, glutatión S-transferasa (GST, EC 2.5.1.18), es la más estudiada en los organismos acuáticos. Su función principal es la detoxificación de electrófilos mediante la conjugación con GSH para facilitar su excreción (Livingstone, 2001). Los mecanismos de inducción de estas enzimas podrían ser por regulación de la transcripción o mediante cascadas de señalización activadas por el estrés (Richardson *et al.*, 2009). Debido al rol que cumplen, las actividades de estas enzimas se han propuesto como biomarcadores eficientes para la evaluación de ambientes dulceacuícolas contaminados (Gonçalves *et al.*, 2021).

Cuando los sistemas de defensa antioxidante no alcanzan a neutralizar las ROS, el aumento de la peroxidación lipídica (LPO) y la carbonilación de proteínas son los principales factores que contribuyen a la pérdida de la función celular en situaciones de estrés oxidativo. Por lo tanto, las determinaciones de LPO y carbonilos proteicos (CP) también se han empleado con éxito en animales acuáticos para indicar el estrés oxidativo inducido por contaminantes orgánicos (Monserrat *et al.*, 2007). El estrés oxidativo también altera la homeostasis de los lípidos neutros induciendo su acumulación, fenómeno conocido como "lipidosis" (Balbi *et al.*, 2017). El metabolismo lipídico podría desempeñar un rol importante en la tolerancia de los organismos expuestos a xenobióticos lipofílicos ya que disminuiría su biodisponibilidad, protegiendo

otros órganos o tejidos (McClellan-Green *et al.*, 2007). No obstante, las demandas energéticas que implican la movilización de glúcidos, lípidos y proteínas suelen incrementarse en los organismos estresados debido a la inducción de los sistemas de detoxificación (Guo *et al.*, 2023). A este respecto, los parámetros relacionados con el metabolismo energético son considerados adecuados biomarcadores de efecto en los invertebrados acuáticos.

Por otro lado, el aumento de los niveles de vitelogenina (VTG), en respuesta a disruptores endócrinos, es un biomarcador establecido para evaluar efectos sobre la fisiología reproductiva de los organismos acuáticos (Short *et al.*, 2014). Asimismo, los análisis histológicos suelen ser muy sensibles para detectar los efectos subletales de los contaminantes en los organismos, a fin de identificar sus mecanismos tóxicos en los órganos diana. Así, el conjunto de alteraciones morfológicas e histológicas luego de la exposición a un tóxico es un integrador de cambios bioquímicos y fisiológicos (Hinton *et al.*, 1992). Además, los cambios histopatológicos se consideran biomarcadores de efecto útiles porque se requiere una muestra pequeña para identificar lesiones específicas dentro de las células.

Otros biomarcadores están relacionados con la genotoxicidad, que se refiere a las alteraciones causadas por los contaminantes en los ácidos nucleicos. Los daños en el ADN incluyen roturas de cadena y formación de aductos con metabolitos reactivos, tales como los generados por reacciones de Fase I. Su relevancia ecológica es alta, ya que están implicados en numerosos procesos patológicos como el cáncer y pueden ejercer efectos más allá del individuo, transfiriéndose a las siguientes generaciones (Bolognesi y Cirillo, 2014).

Debido a la gran diversidad de contaminantes ambientales y a los efectos que éstos ejercen sobre los organismos, es necesario utilizar una batería de biomarcadores basados en mediciones de parámetros complementarios para describir con precisión el impacto ambiental (Lomartire *et al.*, 2021). Los ensayos de toxicidad en condiciones controladas de laboratorio pueden ayudar a comprender los

mecanismos tóxicos básicos de un determinado contaminante. Es importante tener en cuenta que la sensibilidad de un biomarcador no necesariamente está directamente relacionada con la sensibilidad del organismo (considerando a la letalidad como punto final), sino con el umbral de respuesta diferencial de ese parámetro en función de la concentración y/o el tiempo de exposición al estresor (Agathokleous *et al.*, 2020). Por lo tanto, resulta de interés comparar las diversas respuestas biológicas de *M. borellii* a diferentes contaminantes e identificar aquellos parámetros sensibles que podrían ser utilizados como biomarcadores en los ambientes dulceacuícolas comprendidos en el área de distribución de esta especie.

Por lo anterior, el objetivo principal de este trabajo fue comprender, analizar y discutir exhaustivamente los resultados obtenidos en diferentes estudios sobre el impacto de estresores ambientales en *M. borellii*, con el fin de evaluar la capacidad de esta especie como organismo indicador en programas de monitoreo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una búsqueda bibliográfica en las bases de datos ScienceDirect y Google Académico utilizando las siguientes palabras y combinaciones en inglés: "Macrobrachium borellii" AND "toxic effects" OR "biomarkers" OR "end point" OR "LC₅₀" AND "pollutants" OR "contaminants" OR "hydrocarbons" OR "petroleum" OR "pesticides" OR "heavy metals" OR "microplastics" OR "pharmaceuticals" OR "emerging pollutants" OR "thermal stress". Se seleccionaron artículos publicados hasta noviembre de 2024 que cumplieran con los siguientes criterios de inclusión: a) estudios que fuesen originales, b) estudios cuyo título o resumen incluyera el nombre de la especie objeto de estudio, y c) estudios que evaluaran la toxicidad en condiciones controladas de laboratorio, que reportaran ensayos *in situ* o, que involucraran organismos recolectados en

sitios con diferentes usos del suelo. Los artículos que no cumplieron con alguno de los criterios mencionados se excluyeron de la revisión.

Macrobrachium borellii como modelo de estudio

Macrobrachium borellii es un camarón de un largo total (rostro a telson) de 5–6 cm (Collins y Paggi, 1998) que puede llegar hasta 10 cm en casos excepcionales (observación personal). La biología de esta especie ha sido abordada en numerosos estudios, por lo que es ampliamente conocida. Es un camarón de hábitos omnívoros-carnívoros alimentándose de numerosas especies bentónicas (Collins y Paggi, 1998). El período de reproducción comienza en primavera y finaliza a mediados del verano (de noviembre a febrero). Las hembras reproductoras producen huevos relativamente grandes (1,5–2,0 mm) con abundante vitelo, que son alojados en una cámara de cría entre los pleópodos (Lavarias *et al.*, 2002). Las puestas son pequeñas, de 30 a 100 huevos que tardan unos 40–50 días en eclosionar directamente como postlarvas (Boschi, 1981). En Argentina, *M. borellii* se ha reportado en cursos de agua turbia y templada, en ríos, lagos y embalses de llanuras aluviales (Collins *et al.*, 2004; Collins, 2005; Torres *et al.*, 2014; Stumpf *et al.*, 2020). Se ha observado que *M. borellii* posee tolerancia al aumento de la temperatura debido principalmente a factores antrópicos (Montagna, 2011). También ha mostrado sensibilidad a variaciones en la calidad de ambientes acuáticos causadas por los diferentes usos del suelo (Jergentz *et al.*, 2004; Collins, 2010) y por condiciones climáticas asociadas con el fenómeno de "La Niña" (Torres *et al.*, 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El número total de citas obtenidas en la búsqueda fue 218, de las cuales se seleccionaron 24; el resto de las citas fue descartado por no cumplir con los criterios de selección. Es importante señalar que todos estos

estudios fueron realizados en Argentina y, particularmente en la región pampeana.

Efectos de contaminantes antrópicos sobre *Macrobrachium borellii*

Los resultados de la búsqueda evidenciaron que hay escasos antecedentes sobre los efectos de los contaminantes ambientales en el camarón *M. borellii*. Los compuestos evaluados fueron hidrocarburos y plaguicidas. Además, estos estudios se realizaron en Argentina y no se registraron reportes en los países limítrofes donde se distribuye la especie.

Estudios sobre el efecto de hidrocarburos petrogénicos

La mayoría de los antecedentes se centran en la evaluación de los efectos de los hidrocarburos petrogénicos (HC) sobre una amplia variedad de parámetros a nivel molecular, bioquímico y fisiológico en diferentes estadios de desarrollo de *M. borellii*. La importancia de evaluar los HC radica en que su impacto en los ecosistemas acuáticos suele atraer considerable atención pública debido a las consecuencias ambientales (Morea, 2023). La contaminación aguda por petróleo ocurre frecuentemente en forma de derrames ya sea por accidentes de buques tanque, plataformas de perforación, o descargas industriales. Los ecosistemas dulceacuícolas

son particularmente vulnerables a tales eventos debido a su proximidad a las riberas y a sus acotados volúmenes de agua, favoreciendo que el petróleo sea retenido en mayor medida en estos ambientes de baja energía, en comparación con los marinos (Bhattacharyya *et al.*, 2003). La cuenca del Río de la Plata se caracteriza por el desarrollo de actividades petroquímicas que afectan la calidad ambiental. Por ejemplo, el derrame accidental ocurrido en 1999 en las costas de la localidad de Magdalena provocó la persistencia durante varios meses de HC en aguas costeras, sedimentos y biota en niveles de 1 a 3 órdenes de magnitud mayores a las concentraciones de línea de base determinadas previamente en la zona (Colombo *et al.*, 2005). Informes más recientes revelan la presencia de HC petrogénicos en esa región, habiéndose registrado diferencias de hasta 100 veces entre las estaciones analizadas y vinculadas con la actividad portuaria (Colombo, 2023). Estos datos evidencian la importancia de evaluar los riesgos ecotoxicológicos de los HC en la biota local.

Los HC solubles en agua son los principales responsables de los efectos tóxicos del petróleo en los organismos, especialmente la fracción correspondiente a los hidrocarburos aromáticos (Wilkes y Schwarzbauer, 2010). De esta manera, se realizaron estudios sobre los efectos de la fracción hidrosoluble de petróleo disuelta en agua dulce (WSF), enriquecida con HC monoaromáticos, sobre *M. borellii*. Para estos estudios se recolectaron los organismos en un sitio de bajo impacto antrópico (Lavarías,

Tabla 1. Valores de CL₅₀ en adultos y larvas de *Macrobrachium borellii* expuestos a la fracción hidrosoluble del petróleo (WSF) y al ácido tetrámico spirotetramat (STM)
Table 1. LC₅₀ values in adults and larvae of *Macrobrachium borellii* exposed to the water-soluble fraction of petroleum (WSF) and to the tetramic acid spirotetramat (STM).

WSF mg/L			STM mg/L	
CL ₅₀	Adultos	Larvas	Adultos	Larvas
24h	>3,4	2,5 (2,1->3,4)	36,5 (22,6-67,2)	0,16 (0,08-0,51)
48h	3,1 (2,2 - >3,4)	1,7 (1,5 - 2,0)	20,8 (13,2-31,1)	0,07 (0,03-0,18)
72h	2,1 (1,2- 3,2)	1,5 (1,1 - 1,5)	11,4 (5,6-15,3)	0,02 (0,001-0,06)
96h	1,6 (0,7- 2,6)	1,4 (1,2 - 1,6)	8,2 (4,5-11,1)	0,01 (0,003-0,02)

Pasquevich *et al.*, 2005). Inicialmente se evaluó la sensibilidad del camarón en estadios embrionario, larval y adulto mediante el cálculo de las CL_{50} (Lavarías *et al.*, 2004). Las larvas mostraron mayor sensibilidad que los adultos a las exposiciones con WSF a corto plazo, sin embargo, a las 96h no se observaron diferencias significativas entre estadios (Tabla 1). Estos resultados sugieren que ambos estadios tendrían similar capacidad de detoxificar los HC. Al comparar a *M. borellii* con el anfípodo *Hyalella curvispina*, otro crustáceo nativo, se encontró que este último fue 4 veces más sensible (del Brio *et al.*, 2018). Por otro lado, los embriones de *M. borellii* no resultaron afectados por la WSF a la concentración máxima utilizada (3,4 mg/L). Se estima que las envolturas embrionarias de los huevos de crustáceos ejercen un efecto de barrera que promueve una mayor tolerancia a los xenobióticos, en comparación a otros estadios de desarrollo (Lavarías *et al.*, 2004). Para la identificación de potenciales biomarcadores de efecto, se estudió la sensibilidad de diversos parámetros bioquímicos a los HC. Se expusieron camarones adultos de *M. borellii* a una concentración subletal de la WSF (0,6 mg/L correspondiente al 35 % de la CL_{50} -96h) que es ambientalmente relevante (Colombo, 2023). Se estudió el hepatopáncreas, ya que es el principal órgano de los crustáceos responsable de la absorción, digestión, almacenamiento y síntesis de lípidos y glucógeno, así como también de las reacciones de biotransformación y excreción de metabolitos endógenos y xenobióticos (Vogt, 2019). Este órgano mostró mayor sensibilidad a la WSF que las branquias (Lavarías *et al.*, 2011), órganos vitales de los crustáceos de agua dulce que intervienen en el intercambio gaseoso, la absorción de sales, el equilibrio ácido-base y la excreción de compuestos nitrogenados (Dutra *et al.*, 2017). En el hepatopáncreas, la WSF causó alteraciones en el sistema de defensa antioxidante enzimático de *M. borellii* (Lavarías *et al.*, 2011). En este órgano, se observó un aumento en la actividad de SOD solo a los 7 días de exposición mientras que la actividad CAT aumentó significativamente a

los 4 y 7 días, en comparación a los respectivos controles (Lavarías *et al.*, 2011). Sin embargo, la actividad de GPx no fue afectada por la WSF, lo cual es consistente con varios estudios que proponen a CAT como enzima eficiente para metabolizar H_2O_2 y como un biomarcador eficaz del estrés oxidativo en invertebrados acuáticos (Mota *et al.*, 2021). La inducción de SOD y CAT por parte de WSF no logró neutralizar las ROS, lo que probablemente originó el daño oxidativo a los lípidos (LPO) que se observó en *M. borellii*, y que resultó ser un parámetro muy sensible. En contraste, los CP, que son indicadores de daño oxidativo a las proteínas, no resultaron afectados en el hepatopáncreas de los camarones expuestos a los HC (Lavarías *et al.*, 2011).

En cuanto a la actividad de GST, la WSF causó un aumento significativo de su actividad con respecto al control a los 7 días de exposición, comportamiento similar al observado con la enzima SOD. No obstante, un estudio de expresión diferencial de proteínas reveló que la GST fue regulada en baja en los camarones expuestos a la WSF (Pasquevich *et al.*, 2013). Este hecho podría estar indicando que la inducción en su actividad se efectuaría por mecanismos diferentes a los involucrados en el aumento de la expresión génica. Por el contrario, este último mecanismo explicaría el aumento de la actividad de SOD en los camarones expuestos a la WSF, ya que los niveles del ARNm respondieron en forma proporcional y significativamente diferente a los respectivos controles, en el hepatopáncreas. Adicionalmente, la capacidad antioxidante total en hemolinfa, medida por ABTS (ácido 2,2'-azino-bis(3-etilbenzotiazolina-6-sulfónico)), aumentó significativamente en los camarones expuestos a la WSF, indicando su capacidad para eliminar las ROS (Lavarías *et al.*, 2011).

En relación con el efecto de la WSF sobre el metabolismo lipídico de *M. borellii*, los HC provocaron alteraciones en las actividades de enzimas y sistemas enzimáticos vinculados con el catabolismo de lípidos neutros, tanto en el hepatopáncreas de camarones adultos, como en embriones en estadio 5, un período de

activa organogénesis y por ende muy vulnerable a condiciones estresantes (Lavarías *et al.*, 2006). Las actividades de la TAG-lipasa, enzima responsable de hidrolizar los triacilglicéridos (TAG) a ácidos grasos (AG) y glicerol, la palmitoil-CoA sintetasa mitocondrial (ACS), encargada de activar los AG, y la β -oxidación de éstos últimos aumentaron significativamente en ambos estadios de desarrollo luego de la exposición a la WSF (Lavarías *et al.*, 2006). Estos resultados probablemente se deben a una mayor demanda de energía frente a la exposición a los HC, lo que activaría la movilización de las reservas lipídicas necesarias para mantener la homeostasis metabólica (Ahmadian *et al.*, 2007).

Por otro lado, dado que el estrés oxidativo, generado como consecuencia de la detoxificación en el retículo endoplasmático, podría mitigarse aumentando el almacenamiento de AG en forma de TAG (Welte y Gould, 2017), se estudió el efecto de la WSF sobre el anabolismo lipídico en *M. borellii* (Lavarías *et al.*, 2007). La actividad de la ACS microsomal, enzima encargada principalmente de activar los AG para la síntesis de acilglicéridos en el retículo, aumentó significativamente en camarones adultos y embriones expuestos a la WSF, incluso en un grado mayor al que presentó la isoforma mitocondrial (Lavarías *et al.*, 2006). Este aumento significativo de la síntesis de TAG solo se observó en el hepatopáncreas de camarones adultos, lo que evidencia que los HC indujeron la lipidosis en *M. borellii* (Lavarías *et al.*, 2007). Estos resultados coinciden con el aumento en la relación de TAG/fosfolípidos en los camarones adultos expuestos a la WSF, respuesta causada principalmente por la disminución del contenido de fosfatidilcolina (PO), fosfolípido predominante en el hepatopáncreas (Lavarías, Dreon *et al.*, 2005). El análisis de las especies moleculares de PO reveló que aquellas que disminuyeron significativamente fueron las que contenían AG poliinsaturados. Este hecho podría ser consecuencia del aumento de la LPO causada por el metabolismo oxidativo de los HC en el hepatopáncreas (Lavarías *et al.*, 2011). Por el contrario, los embriones mostraron un comportamiento opuesto al de los adultos, aumentando significativamente la acumulación de tales especies moleculares de PO, quizás

para preservar los AG poliinsaturados (Welte y Gould, 2017) que son esenciales para abastecer las necesidades de fosfolípidos estructurales en la organogénesis activa (Heras *et al.*, 2000). De este modo, las respuestas contrastantes en ambos estadios de desarrollo de *M. borellii* sugieren la presencia de diferentes mecanismos de homeostasis lipídica inducidos por la WSF (Lavarías *et al.*, 2005).

En relación con el efecto de los HC como disruptores endócrinos, se evaluaron los niveles de VTG durante la época pre-reproductiva de hembras adultas de *M. borellii* expuestas a la WSF por 7 días. Probablemente los HC aromáticos presentes en la WSF fueron los principales responsables de aumentar los niveles de VTG en la hemolinfa de las hembras expuestas, y tal aumento se correlacionó positivamente con el índice gonadosomático (García y Heras, 2012). Además, como la VTG es una lipoproteína precursora de la lipovitelina (LVT) constituyente del vitelo en el ovario, se observó un consecuente aumento de ésta última en el ovario de las hembras expuestas a la WSF. De esta manera, se evidencia una eficaz utilización de estos parámetros como biomarcadores sensibles a los HC en hembras adultas de *M. borellii* (García y Heras, 2012). Aunque se ha estimado que la VTG no sería un biomarcador apropiado de feminización en crustáceos (Short *et al.*, 2014), podría ser interesante estudiar el efecto de los HC sobre la capacidad reproductiva de los camarones machos de *M. borellii*.

Estudios sobre el efecto de plaguicidas

Los otros contaminantes evaluados en *M. borellii* fueron plaguicidas de naturaleza química diversa. Los plaguicidas se utilizan ampliamente para controlar plagas agrícolas y vectores de enfermedades que afectan tanto al hombre como a los animales. Estos compuestos ingresan a los cuerpos de agua superficiales a través de diferentes vías como escorrentía, derrame accidental o por exceso de pulverización directa, ejerciendo efectos nocivos sobre los organismos (Bonicatto *et al.*, 2015). Entre los plaguicidas ampliamente utilizados en la región

bonaerense, se encuentran los insecticidas organofosforados como el clorpirifós (O, O-dietil O-3,5,6-tricloropiridin-2-il fosforotioato (CHL)) que actualmente está prohibido desde 2023 en Argentina [Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA), 2021]¹, y los piretroides como la cipermetrina (éster α -ciano-3-fenoxibencílico de carboxilato de 2, 2-dimetil-3-(2,2-diclorovinil) 2-2-dimetilciclo-propano (CYP)) (Etchegoyen *et al.*, 2017; Fernández San Juan *et al.*, 2023). Ambos tipos de insecticidas tienen en común la neurotoxicidad. Por ejemplo, el mecanismo de acción del CHL es la inhibición de las colinesterasas (ChEs), lo que provoca la acumulación de los neurotransmisores en las sinapsis colinérgicas perturbando la neurotransmisión y conduciendo, en última instancia, a la muerte de los organismos (Leelaja y Rajini, 2013). En cuanto a la sensibilidad de *M. borellii* al CHL, Jergentz *et al.* (2004) realizaron bioensayos in situ y observaron una mortalidad del 100% en la población de camarones en un arroyo pampeano durante un pico de contaminación con el organofosforado (64 $\mu\text{g/kg}$ en las partículas en suspensión). Al evaluar en forma comparativa la sensibilidad de adultos y embriones de *M. borellii* al CHL, se observó un comportamiento similar al inducido por la exposición a la WSF (Negro *et al.*, 2021). Los camarones adultos resultaron varios órdenes de magnitud más sensibles que los embriones al organofosforado (CL_{50} -96h 1,8 y 31983 $\mu\text{g/L}$ CHL respectivamente). Los autores también propusieron el rol protector de las envolturas embrionarias durante el desarrollo, el cual disminuyó al momento de la eclosión en aquellos embriones expuestos con el CHL (Negro *et al.*, 2021), al igual que lo observado con los HC (Lavarías *et al.*, 2004). Por otro lado, Ríos *et al.* (2021) estudiaron los efectos del CHL sobre la actividad ChE (típico biomarcador de exposición a

organofosforados) en adultos de *M. borellii* con dietas diferenciadas por su contenido lipídico. Se observó que las actividades de ambas isoenzimas, acetilcolinesterasa (AChE, EC 3.1.1.7) y butirilcolinesterasa (BChE, EC 3.1.1.8), ensayadas en organismo entero, disminuyeron significativamente en los camarones expuestos al CHL con respecto al control en el grupo alimentado con una dieta muy pobre en lípidos. En contraste, en aquellos camarones alimentados con dietas ricas en lípidos, las enzimas no resultaron afectadas con el organofosforado (Ríos *et al.*, 2021). Tal capacidad de tolerancia en estos últimos tratamientos podría deberse a la elevada hidrofobicidad del CHL (Kow 4,7), lo que favorecería su acumulación preferente en los depósitos de lípidos neutros, disminuyendo así su biodisponibilidad hacia otros tejidos y órganos susceptibles de *M. borellii* (Lavarías *et al.*, 2023).

También se estudió la sensibilidad del camarón al fenitrotión (O, O-dimetil O-(3-metil-4-nitrofenil) fosforotioato (FS)), otro organofosforado que se ha utilizado ampliamente en nuestra región para el control de plagas agrícolas y mosquitos (Delatte *et al.*, 2008), aunque en la actualidad su uso está prohibido (Ministerio de Salud de la Nación Argentina, 2013)². La CL_{50} -96 h para el FS fue de 4,24 $\mu\text{g/L}$ en adultos de *M. borellii* (Lavarías *et al.*, 2013), que en consecuencia mostraron ser menos sensibles al FS que al CHL (Figura 1), organofosforado que, como se mencionó anteriormente, ha sido detectado recientemente en arroyos pampeanos (Mac Loughlin *et al.*, 2022; Fernández San Juan *et al.*, 2023). Asimismo, se estudió la actividad de la ChE en hemolinfa de camarones expuestos a concentraciones subletales del FS (0,2 0,8 y 1,4 $\mu\text{g/L}$ correspondientes al 5, 20 y 32% de la CL_{50} -96h) y se observó una inhibición significativa a los 7 días de exposición (Lavarías *et al.*, 2013). Estos resultados muestran el rol

¹ Ministerio de Salud de la Nación Argentina (2013, 16 de octubre). Resolución 1631/2013 [Prohibición del uso de los principios activos Bendiocarb, Propoxur y Fenitrotión y la aplicación de sus productos derivados]. Boletín Oficial de la República Argentina. <https://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/220000-224999/221296/norma.htm>

² Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria. (2021, 4 de agosto). Resolución 414/2021. Prohibición de importación, comercialización y uso de principios activos Clorpirifós Etil y Clorpirifós Metil. Boletín Oficial de la República Argentina. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-414-2021-352683>

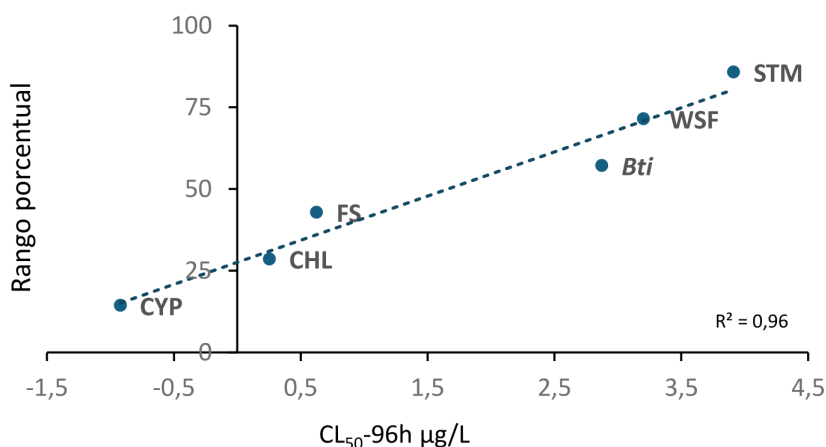


Figura 1. Distribución de toxicidad química de xenobióticos en *Macrobrachium borellii*. La distribución de toxicidad química se construyó de acuerdo con el procedimiento descrito por Williams *et al.* (2011) utilizando los datos de concentración letal media (CL₅₀) reportados para *M. borellii*.

Bti: *Bacillus thuringiensis var israelensis*, CHL: clorpirifós, CYP: cipermetrina, FS: fenitrotión, STM: spirotetramat, WSF: fracción hidrosoluble del petróleo.

Figure 1. Distribution of chemical toxicity of xenobiotics in *Macrobrachium borellii*. The chemical toxicity distribution was constructed according to the procedure described by Williams *et al.* (2011), using the median lethal concentration (LC₅₀) data reported for *M. borellii*. Bti: *Bacillus thuringiensis var israelensis*, CHL: chlorpyrifos, CYP: cypermethrin, FS: fenitrothion, STM: spirotetramat, WSF: water-soluble fraction of petroleum.

de las ChEs como biomarcadores eficientes para determinar la exposición de *M. borellii* a los organofosforados. Por otro lado, se estudió en camarones adultos de *M. borellii* el efecto del FS sobre otros parámetros usualmente propuestos como biomarcadores de efecto (Lavarías *et al.*, 2013); la LPO mostró principalmente una respuesta aguda (a 1 día) aumentando significativamente en el hepatopáncreas de los camarones expuestos a las tres concentraciones ensayadas del FS, con respecto al control. Adicionalmente, la actividad del sistema SOD-CAT de defensa antioxidante se incrementó significativamente en los camarones expuestos al FS (Lavarías *et al.*, 2013). La activación de la CAT mostró una marcada dependencia de la concentración y el tiempo de exposición, mientras que la SOD presentó un patrón de respuesta bifásica en función de la concentración, lo que podría indicar una elevada sensibilidad a la inhibición y/o degradación en esta enzima de naturaleza proteica bajo las condiciones de estrés (Connon *et al.*, 2012). Sin embargo, como el efecto inhibitorio de SOD podría estar relacionado a alteraciones en su nivel de expresión, se realizó un análisis de

expresión diferencial del gen sod (cuantificación del ARNm) el cuál presentó un clásico patrón concentración/tiempo dependiente en su inducción a la exposición con el FS (Lavarías *et al.*, 2013). Este resultado demostró que probablemente sea la proteína la biomolécula susceptible al insecticida, dando como resultado un patrón de respuesta no-monotónico de la actividad de SOD, enmascarando en algunos tratamientos la situación de estrés en *M. borellii*. Por lo tanto, la actividad de SOD no sería un biomarcador adecuado, a diferencia de su nivel de expresión génica, que demuestra su utilidad como herramienta de evaluación de riesgo ambiental.

Por otra parte, la actividad de la enzima de biotransformación de fase II, GST, también mostró un patrón concentración/tiempo-dependiente en el hepatopáncreas de los camarones expuestos al FS, evidenciando el rol de esta enzima en la detoxificación del organofosforado (Lavarías *et al.*, 2013). A pesar de la activación de GST, no se pudo evitar el daño oxidativo de las ROS sobre el ADN de hemocitos de *M. borellii* expuestos al FS durante 7 días. Tal efecto genotóxico del organofosforado se

condice con la inhibición en las actividades de las enzimas antioxidantes observadas en dichos tratamientos (Lavarías *et al.*, 2013). Los resultados de este estudio sugieren que los lípidos fueron más sensibles que los ácidos nucleicos al daño oxidativo inducido por la exposición al organofosforado ya que la LPO mostró una respuesta más aguda. Este hallazgo tiene sentido considerando el rol de ambos tipos de biomoléculas, por un lado, los lípidos como compartimiento para aquellos xenobióticos hidrofóbicos disminuyendo su biodisponibilidad a otras biomoléculas susceptibles, priorizando de esta manera la integridad del material genético en los organismos. También, un estudio previo realizado *in vitro* refuerza la vulnerabilidad de los lípidos al FS, ya que se observó que las lipoproteínas circulantes en hemolinfa de *M. borellii*, cuya función es el transporte de lípidos, fueron alteradas en sus estructuras y funciones (García *et al.*, 2002). Tener en cuenta este escenario podría ser interesante a la hora de diseñar estrategias de evaluación de contaminación por este tipo de xenobióticos mediante estos biomarcadores de efecto en *M. borellii* como especie centinela. Se han realizado además estudios sobre la sensibilidad del camarón a otros plaguicidas de relevancia actual en nuestra región, tales como la cipermetrina (CYP) (Lavarías *et al.*, 2022a). Este insecticida pertenece al grupo de los piretroides, compuestos sintéticos utilizados ampliamente en todo el mundo desde la década de 1980 por su alto nivel de eficacia y su baja toxicidad en comparación con los organofosforados (Tang *et al.*, 2018). Sin embargo, investigaciones recientes revelan que los organismos acuáticos son extremadamente sensibles a los efectos neurotóxicos de los piretroides, alterando los comportamientos de alimentación y las funciones fisiológicas relacionadas con el desarrollo, el crecimiento y la reproducción (Ranatunga *et al.*, 2023). Con respecto a *M. borellii*, este camarón mostró una elevada sensibilidad a CYP en comparación a otros representantes del género como *M. pantanalense* Dos Santos, Hayd & Anger (Pereira Soares *et al.*, 2019) y *M. lar* (Fabricius) (Bajet *et al.*, 2012) al evaluar la letalidad como punto

final (Lavarías *et al.*, 2022, Figura 1) resultando la concentración letal de 0,12 µg/L más baja que la registrada en la región (1,35 µg/L en aguas superficiales, Mac Loughlin *et al.*, 2022). El efecto a concentraciones subletales de CYP de 0,006 y 0,02 µg/L (correspondientes al 5 y 20% de la CL₅₀-96h) se manifestó en diferentes parámetros bioquímicos en hepatopáncreas de camarones adultos expuestos durante cuatro días. El daño oxidativo en lípidos (LPO), analizado por acumulación de TBARs (sustancias reactivas al ácido tiobarbitúrico), mostró un aumento significativo en relación con el control solo en el tratamiento con la concentración más baja de CYP (Lavarías, Colpo *et al.*, 2022). Este comportamiento no-monotónico de *M. borellii* fue diferente al aumento de TBARs dependiente de la concentración de CYP en otros crustáceos (Yuan *et al.*, 2019). Sin embargo, la evaluación de la lipoperoxidación mediante la cuantificación de lipofuscinas en el hepatopáncreas de *M. borellii* mostró un patrón opuesto al de TBARs resultando significativamente aumentada a la mayor concentración de CYP (Lavarías, Colpo *et al.*, 2022). Este hecho podría explicarse por la rápida degradación y excreción de los TBARs (caracterizados por su hidrofiliidad) a las concentraciones más elevadas, como se ha reportado previamente (Sukhotin *et al.*, 2002). Interesantemente, las lipofuscinas son consideradas un biomarcador más apropiado que TBARs porque estos pigmentos fluorescentes suelen acumularse en los lípidos neutros siendo fácilmente detectables mediante técnicas histoquímicas (Viarengo *et al.*, 2007). De esta manera, el análisis de los lípidos neutros es un parámetro valioso de medir en organismos expuestos a xenobióticos. ya que varios compuestos estimulan su acumulación (Balbi *et al.*, 2017). Tal fue el caso de CYP, que provocó un aumento significativo de los lípidos neutros en el hepatopáncreas de *M. borellii* mostrando la elevada sensibilidad de este biomarcador (Lavarías, Colpo *et al.*, 2022).

Otros biomarcadores de daño oxidativo son los CP, sensibles en crustáceos expuestos a CYP (Yuan *et al.*, 2019). En *M. borellii* los niveles de CP se comportaron como los TBARs disminuyendo a valores similares a los valores control en

el tratamiento con la mayor concentración del piretroide (Lavarías, Colpo *et al.*, 2022). En cuanto al contenido de proteínas totales en el hepatopáncreas de los camarones, no se observaron diferencias significativas con respecto a los controles. Probablemente la mayor demanda de aminoácidos invertidos en la síntesis de novo de las enzimas implicadas en el metabolismo del plaguicida (Klotz y Steinbrenner, 2017) se compensen con la disminución de proteínas no-esenciales. Coincidentemente con esta observación, tampoco se alteraron los niveles de ácido úrico, producto final del catabolismo de compuestos nitrogenados en crustáceos, que además de ser excretado también es utilizado como antioxidante (Silvestre, 2020). Con respecto a GST, su actividad no resultó afectada en el hepatopáncreas de *M. borellii* expuesto a CYP (Lavarías, Colpo *et al.*, 2022). Aparentemente, la GST no sería suficientemente sensible como biomarcador de piretroides en este grupo, ya que otras especies de decápodos expuestos a concentraciones similares de estos plaguicidas no mostraron alteraciones en su actividad (Oliveira *et al.*, 2012; Lidova *et al.*, 2016).

Lavarías, Colpo *et al.* (2022) también estudiaron en *M. borellii* los efectos del plaguicida de última generación spirotetramat (cis-4-(etoxicarboniloxi)-8-metoxi-3-(2,5-xilil)-1-azaspiro[4.5] dec-3-en-2-ona, (STM)) sobre los parámetros bioquímicos mencionados anteriormente. Esta clase de plaguicidas ha surgido como alternativa a los plaguicidas tradicionales cuyo uso indiscriminado ha inducido el desarrollo de mecanismos de resistencia en los organismos plaga, evitando de esta manera la resistencia cruzada con los principios activos de tales grupos conocidos (Elizondo Silva y Murguido Morales, 2010). El mecanismo de acción del STM es la disrupción de la lipogénesis afectando el crecimiento de los estadios inmaduros y la reproducción por inhibición de la vitelogénesis (Chen y Stark, 2010). Este plaguicida se ha comenzado a utilizar en nuestro país, por lo que es necesario evaluar su riesgo ecotoxicológico en especies autóctonas.

En los primeros estudios sobre los efectos del STM en crustáceos decápodos se evaluaron las CL_{50} en diferentes estadios de desarrollo de *M.*

borellii (Lavarías, Arriguetti *et al.*, 2022; Lavarías, Colpo *et al.*, 2022). La Tabla 1 muestra los valores CL_{50} del STM en larvas y adultos. A diferencia de lo observado con la exposición a WSF, las larvas mostraron una elevada sensibilidad en comparación con los adultos, evidenciando de esta manera la susceptibilidad del estadio inmaduro a esta clase de insecticidas. Por el contrario, el estadio de nauplio como así también los adultos del copépodo *Cyclops abyssorum* mostraron similar sensibilidad al STM, comportándose de manera diferente a la esperada (Houssou *et al.*, 2018). En referencia a los embriones de *M. borellii*, no se pudo calcular experimentalmente el valor de CL_{50} , estimándose por arriba de 150 mg/L de STM (Lavarías, Arrighetti *et al.*, 2022). Evidentemente las envolturas embrionarias también funcionaron como una barrera selectiva para el ingreso del insecticida en el embrión (Lavarías, Arrighetti *et al.*, 2022). Esta observación se condice con el comportamiento en las actividades enzimáticas del sistema SOD-CAT y GST, como así también los niveles de proteínas totales y CP que no resultaron afectados en los embriones expuestos a la concentración subletal de 1,7 mg/L de STM durante 4 días (Lavarías, Arrighetti *et al.*, 2022). A diferencia de estas respuestas, los niveles de TBARs aumentaron significativamente en comparación con los controles, indicando que el metabolismo oxidativo del STM en los embriones provocaría lipoperoxidación (Zhang *et al.*, 2015). Este hecho es interesante de tener en cuenta, ya que los embriones en estadio 5 tienen una activa lipogénesis (González-Baró *et al.*, 2000) y un enriquecimiento de ácidos grasos polinsaturados en sus TAG y fosfolípidos (Heras *et al.*, 2000), por lo que un estudio del metabolismo lipídico más exhaustivo ayudaría a comprender el mecanismo de toxicidad del STM en *M. borellii*.

En el caso de los camarones adultos expuestos a concentraciones subletales del STM (0,5 y 1,7 mg/L correspondientes al 5 y 20% de la CL_{50} -96h), algunos parámetros bioquímicos resultaron más sensibles en comparación con los embriones (Lavarías, Colpo *et al.*, 2022). El STM afectó significativamente, la actividad de GST en el hepatopáncreas de *M. borellii* sólo en la concentración más alta, mientras que los

niveles de LPO y CP fueron afectados por las concentraciones más bajas del ácido tetrámico, mostrando un comportamiento muy similar al inducido por CYP (Lavarías, Colpo *et al.*, 2022). La evaluación de la LPO por histoquímica fue más sensible que con TBARs, resultando significativamente aumentada respecto al control en ambas concentraciones del STM ensayadas. Asimismo, la acumulación de lípidos neutros también resultó aumentada en el tratamiento con STM, dejando en evidencia que, bajo las condiciones ensayadas, prevaleció el efecto de lipodosis sobre el efecto inhibitorio de la lipogénesis característico de este insecticida (Lee *et al.*, 2018). Por otra parte, los niveles de proteínas totales y ácido úrico tampoco fueron afectados en los camarones adultos expuestos al STM, demostrando de esta manera que dichos parámetros no funcionarían eficientemente como biomarcadores en este organismo.

Los parámetros relacionados con las alteraciones histológicas resultaron muy sensibles, mostrando un patrón de concentración dependiente en el hepatopáncreas de camarones adultos expuestos a CYP y STM (Lavarías, Colpo *et al.*, 2022). El aumento de las células R, así como la vacuolización de su citoplasma, fueron las principales anomalías observadas. Teniendo en cuenta que las células R participan en procesos de detoxificación y que son capaces de acumular contaminantes en su interior hasta causar su muerte (de Melo *et al.*, 2019), evidentemente la vacuolización podría estar indicando el secuestro y almacenamiento de ambos plaguicidas en el principal órgano de detoxificación de los crustáceos (Collins, 2010). Tales anomalías también coinciden con los análisis realizados en larvas de *M. borellii* expuestas a 0,005 y 0,015 mg/L de STM durante 4 días (Lavarías, Arrighetti *et al.*, 2022). Adicionalmente, la morfología de las branquias de las larvas mostró una elevada sensibilidad al STM, manifestada por un progreso en la hiperplasia de las células epiteliales, dependiente de la concentración; estas lesiones también se observaron en otras especies de *Macrobrachium* expuestas a otros plaguicidas (Pereira Soares *et al.*, 2019). La hiperplasia de las células epiteliales, junto con las respuestas

inflamatorias, suelen ser las principales alteraciones asociadas con las reacciones básicas de defensa desarrolladas por las branquias ante la exposición a contaminantes (Dutra *et al.*, 2017). Se considera al análisis histológico una valiosa herramienta de información sobre el estado general de salud de los organismos, ya que refleja cambios morfológicos celulares y subcelulares desarrollados como consecuencia de alteraciones bioquímicas y fisiológicas (Hinton *et al.*, 1992). Las histopatologías en *M. borellii* mostraron elevada sensibilidad en los estudios realizados hasta el momento (Lavarías, Arrighetti *et al.*, 2022; Lavarías, Colpo *et al.*, 2022), por lo que podría ser interesante evaluar su potencialidad como biomarcadores también de otros xenobióticos con diferentes mecanismos de toxicidad (Marigómez *et al.*, 2004). En este contexto vale agregar que se iniciaron en *M. borellii* los primeros estudios sobre los efectos del insecticida de origen biológico, *Bacillus thuringiensis var israelensis* (Bti), aunque los resultados no han sido publicados aún (trabajo en desarrollo). El Bti se utiliza principalmente para controlar mosquitos, tales como el *Aedes aegypti* transmisor del dengue, zika y chikungunya, y se plantea como una alternativa ambientalmente más benévola que los insecticidas tradicionales de síntesis química, como los mencionados anteriormente (Jurat-Fuentes y Jackson, 2012). La actividad larvicida del Bti se debe a un grupo de toxinas proteínicas que se sintetizan durante la esporulación, que al activarse en el intestino del huésped provocan un desequilibrio osmótico que lleva a la septicemia y la muerte del insecto (Adang *et al.*, 2014). Aunque aún no ha sido utilizado masivamente para controlar las poblaciones del mosquito en la región pampeana, su uso potencial como herramienta adicional para disminuir la transmisión del virus responsable del dengue, lo podría posicionar como un plaguicida de uso intensivo. Por lo tanto, es necesario evaluar su riesgo ecotoxicológico en organismos acuáticos no blanco. Los resultados preliminares revelaron que los camarones adultos de *M. borellii* tienen una sensibilidad al Bti dentro del orden de los valores observados en los organismos plaga

(751 µg/L), y que tanto las branquias como el hepatopáncreas mostraron en un estudio preliminar una elevada sensibilidad en cuanto a su morfología tisular (Lavarías *et al.*, 2018).

Conclusiones y perspectivas futuras

La importancia de los ambientes dulceacuícolas radica en su capacidad para soportar una amplia gama de funciones ecológicas y servicios ecosistémicos. No solo asimilan y reciclan nutrientes y carbono, sino que también mantienen la biodiversidad aportando hábitat y recursos alimentarios tanto para las redes alimentarias acuáticas como terrestres (Carstens *et al.*, 2012). Debido al continuo desarrollo de las actividades humanas y agroindustriales, el manejo inadecuado de efluentes industriales, los problemas de gestión de residuos urbanos y el aumento de la urbanización, junto con el cambio climático, han afectado el normal

funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Amoatey y Baawain, 2019). La detección de contaminantes emergentes en nuestra región ha comenzado a adquirir relevancia (Kittner *et al.*, 2022; Peluso *et al.*, 2023). Los efectos de compuestos tales como microplásticos (D’Costa, 2022; Timilsina *et al.*, 2023) y principios activos farmacéuticos (Guo *et al.*, 2023), muy poco estudiados en crustáceos dulceacuícolas, abre nuevas vías de investigación (Zanitti *et al.*, 2024). Asimismo, la incorporación de técnicas ómicas (p. ej., genómica funcional, metagenómica, transcriptómica, proteómica, metabolómica y lipidómica) están demostrando su utilidad para comprender cómo las sustancias químicas afectan la fisiología de un organismo en particular, a diferentes niveles de organización. La integración de las técnicas ómicas y las tradicionales puede mejorar la evaluación de la salud de los ecosistemas acuáticos, al combinar metodologías ya establecidas con enfoques más avanzados y refinados para el desarrollo

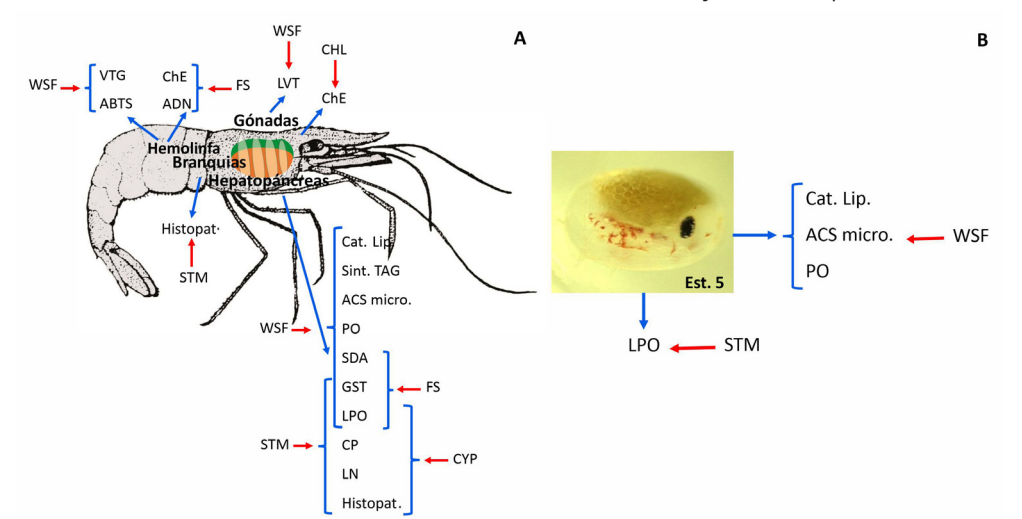


Figura 2. Esquema de aquellos parámetros bioquímicos que respondieron diferencialmente en *Macrobrachium borellii*. (A) adultos y (B) embriones estadio 5, expuestos a plaguicidas y a la fracción hidrosoluble del petróleo. **ABTS:** capacidad antioxidante total en hemolinfa, **ACS:** palmitoil-CoA sintetasa microsomal, **ADN:** ácido desoxirribonucleico dañado, **Cat. Lip.:** catabolismo lipídico, **ChE:** colinesterasas, **CHL:** clorpirifós, **CP:** carbonilos proteicos, **CYP:** cipermetrina, **FS:** fenitrotión, **GST:** glutatión S-transferasa, **Histopat.:** síntomas histopatológicos, **LN:** lípidos neutros, **LPO:** peroxidación lipídica, **LVT:** lipovitelina, **PO:** fosfatidilcolina, **SDA:** sistema SOD-CAT de defensa antioxidante, **Sint. TAG:** síntesis de triacilglicéridos, **STM:** spirotetramat, **VTG:** vitelogenina, **WSF:** fracción hidrosoluble del petróleo.

Figure 2. Diagram of those biochemical parameters that responded differentially in *Macrobrachium borellii*. (A) adults and (B) stage 5 embryos, exposed to pesticides and to the water-soluble fraction of petroleum. **ABTS:** total antioxidant capacity in hemolymph, **ACS:** microsomal palmitoyl-CoA synthetase, **ADN:** damaged deoxyribonucleic acid, **Cat. Lip.:** lipid catabolism, **ChE:** cholinesterases, **CHL:** chlorpyrifos, **CP:** protein carbonyls, **CYP:** cypermethrin, **FS:** fenitrothion, **GST:** glutathione S-transferase, **Histopat.:** histopathological symptoms, **LN:** neutral lipids, **LPO:** lipid peroxidation, **LVT:** lipovitellin, **PO:** phosphatidylcholine, **SDA:** SOD-CAT antioxidant defense system, **Sint. TAG:** triacylglyceride synthesis, **STM:** spirotetramat, **VTG:** vitelogenin, **WSF:** water-soluble fraction of petroleum.

de programas de monitoreo en los cuerpos de agua dulce (Machuca-Sepúlveda *et al.*, 2023). La información recopilada hasta el momento muestra que *M. borellii* es sensible a una amplia gama de contaminantes acuáticos y que sus respuestas biológicas están relacionadas con las concentraciones y/o tiempos de exposición, dependiendo también del órgano o tejido diana, y del estadio de desarrollo (Figura 2A-B). Estos resultados motivan su uso como modelo confiable para el desarrollo de investigaciones en el área ecotoxicológica, no solo en la región Pampeana para la cual se tiene información, sino también en toda el área de distribución de esta especie. Como ya se mencionó anteriormente, los biomarcadores son herramientas útiles para anticipar daños a niveles superiores de organización biológica. Sin embargo, muchos informes sugieren que un solo biomarcador no es suficiente para evaluar los efectos de los tóxicos en los organismos. En el caso de *M. borellii*, sería recomendable analizar una batería de biomarcadores en diferentes niveles de organización para comprender mejor las respuestas biológicas del organismo a la contaminación de los sistemas dulceacuícolas (Vieira *et al.*, 2016).

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Lic. Leda Etcheverry por su asistencia técnica, a Carolina Monti por su colaboración en la búsqueda de antecedentes y a Luciana de Tezanos por su ayuda en el diseño gráfico. Este trabajo es un Aporte Científico N° 1280 del Instituto de Limnología «Dr. Raúl A. Ringuelet» (ILPLA, CCT-La Plata CONICET, UNLP).

Declaración de contribuciones CRediT

SMML: Conceptualización, curación de datos, Análisis formal, Investigación, Metodología, Administración del proyecto, Recursos, Supervisión, Validación, Visualización, Redacción – borrador original, Redacción – revisión y edición.

REFERENCIAS

- Adang, M. J., Crickmore, N. y Jurat-Fuentes, J. L. (2014). Diversity of *Bacillus thuringiensis* crystal toxins and mechanism of action. En T. S. Dhadilalla y S. S. Gill (Eds.), *Advances in insect Physiology* (vol. 47, pp. 39-87). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800197-4.00002-6>
- Agathokleous, E., Kitao, M. y Calabrese, E. J. (2020). Hormesis: Highly generalizable and beyond laboratory. *Trends in Plant Science*, 25(11), 1076-1086. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2020.05.006>
- Ahmadian, M., Duncan, R. E., Jaworski, K., Sarkadi-Nagy, E. y Sul, H. S. (2007). Triacylglycerol metabolism in adipose tissue. *Future Lipidology*, 2(2), 229-237. <https://doi.org/10.2217/17460875.2.2.229>
- Amiard-Triquet, C. (2019). Pollution tolerance in aquatic animals: From fundamental biological mechanisms to ecological consequences. En E. Gross y J. Garric (Eds.), *Ecotoxicology* (pp. 33-91). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-1-78548-314-1.50002-X>
- Amoatey, P. y Baawain, M. S. (2019). Effects of pollution on freshwater aquatic organisms. *Water Environment Research*, 91(10), 1272-1287. <https://doi.org/10.1002/wer.1221>
- Aparicio, V. y De Gerónimo, E. (2024). Pesticide pollution in argentine drinking water: A call to ensure safe access. *Environmental Challenges*, 14, 100808. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100808>
- Bajet, C. M., Kumar, A., Calingacion, M. N. y Narvacan, T. C. (2012). Toxicological assessment of pesticides used in the Pagsanjan-Lumban catchment to selected non-target aquatic organisms in Laguna Lake, Philippines. *Agricultural Water Management*, 106, 42-49. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.01.009>

- Balbi, T., Ciacci, C., Grasselli, E., Smerilli, A., Voci, A. y Canesi, L. (2017). Utilization of *Mytilus* digestive gland cells for the in vitro screening of potential metabolic disruptors in aquatic invertebrates. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 191, 26–35. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2016.08.009>
- Bertrand, L., Monferrán, M. V., Mouneyrac, C. y Amé, M. V. (2018). Native crustacean species as a bioindicator of freshwater ecosystem pollution: A multivariate and integrative study of multi-biomarker response in active river monitoring. *Chemosphere*, 206, 265–277. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.002>
- Bertrand, L. e Iturburu, F. G. (2023). Pesticides bioassays using neotropical aquatic species: Trends during the last twenty years and future challenges in Argentina. *Chemosphere*, 326, 138369. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138369>
- Bhattacharyya, S., Klerks, P. L. y Nyman, J. A. (2003). Toxicity to freshwater organisms from oils and oil spill chemical treatments in laboratory microcosms. *Environmental Pollution*, 122(2), 205–215. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(02\)00294-4](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(02)00294-4)
- Bolognesi, C. y Cirillo, S. (2014). Genotoxicity biomarkers in aquatic bioindicators. *Current Zoology*, 60(2), 273–284. <https://doi.org/10.1093/czoolo/60.2.273>
- Boschi, E. E. (1981). *Decapoda Natantia*. FECIC.
- Cardenas-Camacho, J., González-Reina, A. E. y Velasco-Santamaría Y.M. (2024). Identificación de biomarcadores en camarones expuestos a hidrocarburos aromáticos policíclicos: una revisión sistemática. *Caldasia*, 46(3), 502–516. <https://www.jstor.org/stable/48822861>
- Carstens, K., Anderson, J., Bachman, P., De Schrijver, A., Dively, G., Federici, B., Hamer, M., Gielkens, M., Jensen, P., Lamp, W., Rauschen, S., Ridley, G., Jörg Romeis, J. y Waggoner, A. (2012). Genetically modified crops and aquatic ecosystems: Considerations for environmental risk assessment and non-target organism testing. *Transgenic Research*, 21, 813–842. <https://doi.org/10.1007/s11248-011-9569-8>
- Chambers, J. E., Boone, J. S., Carr, R. L., Chambers, H. W. y Straus, D. L. (2002). Biomarkers as predictors in health and ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 8(1), 165–176. <https://doi.org/10.1080/20028091056809>
- Chen, X. D. y Stark, J. D. (2010). Individual- and population-level toxicity of the insecticide, spirotetramat and the agricultural adjuvant, destiny to the cladoceran, *Ceriodaphnia dubia*. *Ecotoxicology*, 19, 1124–1129. <https://doi.org/10.1007/s10646-010-0495-y>
- Collins, P. A. (2005). A coexistence mechanism for two freshwater prawns in the Paraná River floodplain, Argentina. *Journal of Crustacean Biology*, 25(2), 219–225. <https://doi.org/10.1651/C-2528>
- Collins, P. A. (2010). Environmental stress upon hepatopancreatic cells of freshwater prawns (Decapoda: Caridea) from the floodplain of Paraná River. *Natural Science*, 2(7), 748–759. <https://doi.org/10.4236/ns.2010.27094>
- Collins, P. A. y Paggi, J. C. (1998) Feeding ecology of *Macrobrachium borelli* (Nobili) (Decapoda: Palaemonidae) in the flood valley of the River Paraná, Argentina. *Hydrobiologia*, 362, 21–30. <https://doi.org/10.1023/A:1003166116086>
- Collins, P. A., Williner, V. y Giri, F. (2004). Crustáceos decápodos del litoral fluvial argentino. Temas de la biodiversidad del litoral fluvial argentino. *INSUGEO, Miscelánea* 12, 253–264.
- Colombo, J. C. (2023). *Programa de Monitoreo de la calidad de agua y sedimentos, identificación de fuentes contaminantes y evaluación de su variabilidad espacial y temporal en el Arroyo El Gato, Río Santiago y Río de la Plata*

aledaño Informe 2: Calidad de sedimentos y contaminantes persistentes. Laboratorio de Química Ambiental y Biogeoquímica, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata.

- Colombo, J. C., Barreda, A., Bilos, C., Cappelletti, N., Migoya, M. C. y Skorupka, C. (2005). Oil spill in the Río de la Plata estuary, Argentina: 2-hydrocarbon disappearance rates in sediments and soils. *Environmental Pollution*, 134(2), 267–276. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.07.028>
- Connon, R. E., Geist, J. y Werner, I. (2012). Effect-based tools for monitoring and predicting the ecotoxicological effects of chemicals in the aquatic environment. *Sensors*, 12(9), 12741–12771. <https://doi.org/10.3390/s120912741>
- Correia, A. D., Costa, M. H., Luis, O. J. y Livingstone, D. R. (2003). Age-related changes in antioxidant enzyme activities, fatty acid composition and lipid peroxidation in whole body *Gammarus locusta* (Crustacea: Amphipoda). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 289(1), 83–101. [https://doi.org/10.1016/s0022-0981\(03\)00040-6](https://doi.org/10.1016/s0022-0981(03)00040-6)
- D'Costa, A. H. (2022). Microplastics in decapod crustaceans: Accumulation, toxicity and impacts, a review. *Science of The Total Environment*, 832, 154963. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154963>
- de Melo, M. S., dos Santos, T. P. G., Jaramillo, M., Nezzi, L., Rauh Muller, Y. M. y Nazari, E. M. (2019). Histopathological and ultrastructural indices for the assessment of glyphosate-based herbicide cytotoxicity in decapod crustacean hepatopancreas. *Aquatic Toxicology*, 210, 207–214. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.03.007>
- Del Brio, J., Montagna, C. M., Lares, B. A., Parolo, M. E. y Venturino, A. (2018). Chemical characterization and toxicity of water-accommodated fraction of oil on the South American native species *Hyaella curvispina*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 60, 209–215. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.04.022>
- Delatte, H., Paupy, C., Dehecq, J. S., Thiria, J., Failloux, A. B. y Fontenille, D. (2008). *Aedes albopictus*, vecteur des virus du chikungunya et de la dengue à la Réunion: Biologie et contrôle. *Parasite*, 15(1), 3–13. <https://doi.org/10.1051/parasite/2008151003>
- Dutra, F. M., Rönnau, M., Sponchiado, D., Forneck, S. C., Freire, C. A. y Cupertino Ballester, E. L. (2017). Histological alterations in gills of *Macrobrachium amazonicum* juveniles exposed to ammonia and nitrite. *Aquatic Toxicology*, 187, 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.04.003>
- Elizondo Silva A. I. y Murguido Morales C. A. (2010). Spirotetramat, nuevo insecticida para el control de insectos chupadores en el cultivo de la papa. *Fitosanidad*, 14(4), 229–234.
- El-Sikaily, A. y Shabaka, S. (2024). Biomarkers in aquatic systems: Advancements, applications and future directions. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 50(2), 169–182. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2024.05.002>
- Etchegoyen, M. A., Ronco, A. E., Almada, P., Abelando, M. y Marino, D. J. (2017). Occurrence and fate of pesticides in the Argentine stretch of the Paraguay-Paraná basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189, 63. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5773-1>
- Etcheverry, L., Spaccesi, F. G., Cappelletti, N. E. y Lavarías, S. M. L. (2024). Basal levels of biochemical biomarkers in the freshwater prawn *Palaemon argentinus* and their alterations due to the exposure of both insecticides cypermethrin and spirotetramat. *Science of The Total Environment*, 949, 174958. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174958>
- Faria, M. S., Ré, A., Malcato, J., Silva, P. C. L. D., Pestana, J., Agra, A. R., Nogueira, A. J. A. y Soares, A. M. V. M. (2006). Biological and

- functional responses of in situ bioassays with *Chironomus riparius* larvae to assess river water quality and contamination. *Science of The Total Environment*, 371(1-3), 125–137. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.08.036>
- Fernández San Juan, M. R., Lavarías, S. M. L., Aparicio, V., Larsen, K. E., Colman Lerner, J. E. y Cortelezzi, A. (2023). Ecological risk assessment of pesticides in sediments of Pampean streams, Argentina. *Chemosphere*, 313, 137598. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137598>
- García, C. F., Cunningham, M., González-Baró, M. R., Garda, H. y Pollero, R. (2002). Effect of fenitrothion on the physical properties of crustacean lipoproteins. *Lipids*, 37(7), 673–679. <https://doi.org/10.1007/s11745-002-0948-5>
- García, C. F. y Heras, H. (2012). Vitellogenin and Lipovitellin from the prawn *Macrobrachium borellii* as hydrocarbon pollution biomarker. *Marine Pollution Bulletin*, 64(8), 1631–1636. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.05.027>
- Gerhardt, A., Janssens de Bisthoven, L., Mo, Z., Wang, C., Yang, M. y Wang, Z. (2002). Short-term responses of *Oryzias latipes* (Pisces: Adrianichthyidae) and *Macrobrachium nipponense* (Crustacea: Palaemonidae) to municipal and pharmaceutical wastewater in Beijing, China: Survival, behaviour, biochemical biomarkers. *Chemosphere*, 47(1), 35–47. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00223-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00223-5)
- Gómez, N. y Rodríguez Capítulo, A. (2001). Los bioindicadores y la salud de los ríos. En M. Gaviño Novillo (Ed.), *Indicadores ambientales 2000, Actas del V Seminario Internacional Ingeniería y Ambiente* (pp. 109–118). Facultad de Ingeniería-UNLP.
- Gonçalves, A. M. M., Rocha, C. P., Marques, J. C. y Gonçalves, F. J. M. (2021). Enzymes as useful biomarkers to assess the response of freshwater communities to pesticide exposure– A review. *Ecological Indicators*, 122, 107303. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107303>
- González-Baró, M. R., Heras, H. y Pollero, R. J. (2000). Enzyme activities involved in lipid metabolism during embryonic development of *Macrobrachium borellii*. *Journal of Experimental Zoology*, 286(3), 231–237. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-010X\(20000215\)286:3<231::AID-JEZ2>3.0.CO;2-1](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-010X(20000215)286:3<231::AID-JEZ2>3.0.CO;2-1)
- Guo, J., Ren, J., Chang, C. Duan, Q., Li, J., Kanerva, M., Yang, F. y Mo, J. (2023). Freshwater crustacean exposed to active pharmaceutical ingredients: Ecotoxicological effects and mechanisms. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, 48868–48902. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26169-0>
- Häder, D. P., Banaszak, A. T., Villafañe, V. E., Narvarte, M. A., González, R. A. y Helbling, E. W. (2020). Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems: Emerging problems with global implications. *Science of The Total Environment*, 713, 136586. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136586>
- Heras, H., González-Baró, M. R. y Pollero, R. J. (2000). Lipid and fatty acid composition and energy partitioning during embryo development in the shrimp *Macrobrachium borellii*. *Lipids*, 35(6), 645–651. <https://doi.org/10.1007/s11745-000-0569-z>
- Hinton, D. E., Baumann, P. C., Gardner, G. R., Hawkins, W. E., Hendricks, J. D., Murchelano, R. A. y Okihiro, M. S. (1992). Histopathologic biomarkers. En R. J. Huggett, R. A. Kimerle, P. M. Mehrle Jr. y K. L. Dickson (Eds.), *Biomarkers: Biochemical, physiological, and histological markers of anthropogenic stress* (1ª ed., pp. 155–209). CRC Press.
- Houssou, A. M., Cocan, D., Bonou, C. A., Miresan, V. y Montchowui, E. (2018). Survival and

reproduction of *Cyclops abyssorum* (freshwater copepod) exposed to spirotetramat and 2,4-D. *Romanian Biotechnological Letters*, 23(4), 13761-13770. <https://doi.org/10.26327/RBL2018.174>

Jergentz, S., Pessacq, P., Mugni, H., Bonetto, C. y Schulz, R. (2004). Linking in situ bioassays and population dynamics of macroinvertebrates to assess agricultural contamination in streams of the Argentine pampa. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59(2), 133-141. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.06.007>

Jurat-Fuentes, J. L. y Jackson, T. A. (2012). Bacterial entomopathogens. En F. Vega y H. Kaya (Eds.), *Insect Pathology* (pp. 265-349). Academic Press.

Kittner, M., Michele Meyer, M., Yunes, P., Rimondino, G. N., Bertrand, L., Malanca, F. E., Pflugmacher, S., Wunderlin, D. A. y Amé, M. V. (2022). Pilot study on microplastics in the Suquía River basin: Impact of city run-off and wastewater treatment plant discharges in the mid-2010s. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 8, 100185. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100185>

Klotz, L. O. y Steinbrenner, H. (2017). Cellular adaptation to xenobiotics: Interplay between xenosensors, reactive oxygen species and FOXO transcription factors. *Redox Biology*, 13, 646-654. <https://doi.org/10.1016/j.redox.2017.07.015>

Lavarías, S. y García, C. F. (2015). Acute toxicity of organophosphate fenitrothion on biomarkers in prawn *Palaemonetes argentinus* (Crustacea: Palaemonidae). *Environmental Monitoring and Assessment* 187, 65. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4224-5>

Lavarías, S., Heras, H., Demichelis, S., Portiansky, E. y Pollero, R. J. (2002). Morphometric study of embryonic development of *Macrobrachium borellii* (Arthropoda: Crustacea). *Invertebrate Reproduction & Development*, 41(1-3), 157-163. <https://doi.org/10.1080/07924259.2002.9652747>

Lavarías, S., Pasquevich, Y., Arnal, N., Demetrio, P. y Heras, H. (2005). Niveles y probable origen de los hidrocarburos del arroyo Pampeano "El Pescado" (Buenos Aires, Argentina). *Acta Toxicológica Argentina*, 13(1), 2-6.

Lavarías, S., Heras, H. y Pollero, R. J. (2004). Toxicity, uptake, and release of the watersoluble fraction of crude oil in different developing stages of the prawn *Macrobrachium borellii*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 47(2), 215-222. <https://doi.org/10.1007/s00244-004-3025-1>

Lavarías, S., Dreon, M. S., Pollero, R. J. y 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. <https://doi.org/10.1007/s11745-005-1408-y>

Lavarías, S., Pollero, R. J. y Heras, H. (2006). Activation of lipid catabolism by the water-soluble fraction of petroleum in the crustacean *Macrobrachium borellii*. *Aquatic Toxicology*, 77(2), 190-196. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.12.002>

Lavarías, S., García, F., Pollero, R. J. y Heras, H. (2007). Effect of the water-soluble fraction of petroleum on microsomal lipid metabolism of *Macrobrachium borellii* (Arthropoda: Crustacea). *Aquatic Toxicology*, 82(4), 265-271. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.02.017>

Lavarías, S. M. L., Heras, H., Pedrini, N., Tournier, H. y Ansaldo, M. (2011). Antioxidant response and oxidative stress levels in *Macrobrachium borellii* (Crustacea: Palaemonidae) exposed to the water-soluble fraction of petroleum. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 153(4), 415-421. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2011.02.002>

Lavarías, S., García, C., Crespo, R., Pedrini, N. y Heras, H. (2013). Study of biochemical biomarkers in freshwater prawn *Macrobrachium borellii* (Crustacea: Palaemonidae) exposed to organophosphate fenitrothion. *Ecotoxicology*

- and Environmental Safety*, 96, 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.05.040>
- Lavarías, S. M. L., Arrighetti, F., Ambrosio, E. S., Colpo, K. D., Landro, S. M. y Rodrigues Capítulo, A. (16-19 de octubre de 2018). *Efecto tóxico del bioinsecticida Bacillus thuringiensis var. israelensis sobre el camarón de agua dulce Macrobrachium borellii* [Ponencia]. VII Congreso Argentino de la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental. SETAC. San Luis, Argentina.
- Lavarías, S. M. L., Colpo, K. D., Landro, S. M., Ambrosio, E. S., Rodrigues Capítulo, A. y Arrighetti, F. (2022). Deleterious effects of two pesticide formulations with different toxicological mechanisms in the hepatopancreas of a freshwater prawn. *Chemosphere*, 286, 131920. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131920>
- Lavarías, S. M. L., Arrighetti, F., Landro, S. M. y Colpo, K. D. (2022). Sensitivity of embryos and larvae of the freshwater prawn *Macrobrachium borellii* to the latest generation pesticide spirotetramat. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 248, 114257. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114257>
- Lavarías, S. M. L., Peterson, G. B., Lagrutta, L. C., Tropea, C., Colman Lerner, J. E., Rodrigues Capítulo, A. y Ves-Losada, A. (2023). Effect of starvation and pesticide exposure on neutral lipid composition of the digestive gland of males of the apple snails *Pomacea canaliculata*. *Aquatic Toxicology*, 255, 106397. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2023.106397>
- Lee, M. C., Park, J. C. y Lee, J. (2018). Effects of environmental stressors on lipid metabolism in aquatic invertebrates. *Aquatic Toxicology*, 200, 83–92. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.04.016>
- Leelaja, B. C. y Rajini, P. S. (2013). Biochemical and physiological responses in *Caenorhabditis elegans* exposed to sublethal concentrations of the organophosphorus insecticide, monocrotophos. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 94, 8–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.04.015>
- Lidova, J., Stara, A., Kouba, A. y Velisek, J. (2016). The effects of cypermethrin on oxidative stress and antioxidant biomarkers in marbled crayfish (*Procambarus fallax f. virginalis*). *Neuro Endocrinology Letters*, 37(Suppl. 1), 53–59.
- Livingstone, D. R. (2001). Contaminant-stimulated reactive oxygen species production and oxidative damage in aquatic organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 42(8), 656–666. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00060-1](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00060-1)
- Lomartire, S., Marques, J. C. y Gonçalves, A. M. M. (2021). Biomarkers based tools to assess environmental and chemical stressors in aquatic systems. *Ecological Indicators*, 122, 107207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107207>
- Machuca-Sepúlveda, J., Miranda, J., Lefin, N., Pedroso, A., Beltrán, J. F. y Farias, J. G. (2023). Current status of omics in biological quality elements for freshwater biomonitoring. *Biology*, 12(7), 923. <https://doi.org/10.3390/biology12070923>
- Marigómez, I., Soto, M., Orbea, A., Cancio, I. y Cajaraville, M. P. (2004). Biomonitoring of environmental pollution along the Basque coast, using molecular, cellular and tissue-level biomarkers: An integrative approach. En Á. Borja y M. Collins (Eds.), *Oceanography and marine environment of the Basque Country* (pp. 335–364). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0422-9894\(04\)80052-7](https://doi.org/10.1016/S0422-9894(04)80052-7)
- Mac Loughlin, T. M., Peluso, M. L. y Marino, D. J. G. (2022). Evaluation of pesticide pollution in the Gualeguay Basin: An extensive agriculture area in Argentina. *Science of The Total Environment*, 851(1), 158142. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158142>
- McClellan-Green, P., Romano, J. y Oberdörster, E. (2007). Does gender really matter in contaminant exposure? A case study using invertebrate models. *Environmental Research*,

- 104(1), 183–191. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2006.09.008>
- Monserrat, J. M., Martínez, P. E., Geracitano, L. A., Amado, L. L., Martínez Gaspar Martins, C., Lopes Leães Pinho, G, Soares Chaves, I., Ferreira-Cravo, M., Ventura-Lima, J. y Bianchini, A. (2007). Pollution biomarkers in estuarine animals: Critical review and new perspectives. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 146(1-2), 221–234. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2006.08.012>
- Montagna, M. C. (2011). Effect of temperature on the survival and growth of freshwater prawns *Macrobrachium borellii* and *Palaemonetes argentinus* (Crustacea, Palaemonidae). *Iheringia, Série Zoologia*, 101(3), 233–238. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212011000200011>
- Morea, J. P. (2023) Exploración de petróleo offshore frente a las costas de Mar del Plata (Buenos Aires): cronología de un conflicto socioambiental latente. *Revista Universitaria de Geografía*, 32(1), 91–131. <https://doi.org/10.52292/j.rug.2023.32.1.0053>
- Morrone, J. y Lopretto, E. (1995). Parsimony analysis of endemism of freshwater Decapoda (Crustacea: Malacostraca) from southern South America. *Neotropica*, 41, 3–8
- Mota, T. A., Winkaler, E. U., de Oliveira, G. y da Rocha, S. S. (2021). Enzymatic response of *Macrobrachium jelskii* (Miers, 1877) exposed to water from urban and rural rivers in Bahia, Brazil. *Research, Society and Development*, 10(6), e46010615638. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i6.15638>
- Negro, C. L., Estrubia, J. F., Rivera, F. y Collins, P. (2021). Effects of Chlorpyrifos over reproductive traits of three sympatric freshwater crustaceans. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 106, 759–764. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-03091-6>
- Oliveira, C., Almeida, J., Guilhermino, L., Soares, A. M. V. M. y Gravato, C. (2012). Acute effects of deltamethrin on swimming velocity and biomarkers of the common prawn *Palaemon serratus*. *Aquatic Toxicology*, 124–125, 209–216. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.08.010>
- Pasquevich, M. Y., Dreon, M. S., Gutierrez Rivera, J. N., Vázquez Boucard, C. y Heras, H. (2013). Effect of crude oil petroleum hydrocarbons on protein expression of the prawn *Macrobrachium borellii*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 157(4), 390–396. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2013.03.006>
- Peluso, J., Martínez Chehda, A., Olivelli, M. S., Ivanic, F. M., Pérez Coll, C. S., Gonzalez, F., Valenzuela, L., Rojas, D., Cristos, D., Butler, M., Candal, R. J. y Aronzon, C. M. (2023). Metals, pesticides, and emerging contaminants on water bodies from agricultural areas and the effects on a native amphibian. *Environmental Research*, 226, 115692. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115692>
- Pereira Soares, M., Oliveira, N., Rebelo, D., Marcondes, S. F., Fernandes, C. E., Domingues, I., Soares, A. y Hayd, L. (2019). Cypermethrin-based formulation Barrage® induces histological changes in gills of the Pantanal endemic shrimp *Macrobrachium pantanalense*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 67, 66–72. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.01.014>
- Ranatunga, M., Kellar, C. y Pettigrove, V. (2023). Toxicological impacts of synthetic pyrethroids on non-target aquatic organisms: A review. *Environmental Advances*, 12, 100388. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100388>
- Richardson, K. L., Gold-Bouchot, G. y Schlenk, D. (2009). The characterization of cytosolic glutathione transferase from four species of sea turtles: Loggerhead (*Caretta caretta*), green (*Chelonia mydas*), olive ridley (*Lepidochelys olivacea*), and hawksbill (*Eretmochelys*

- imbricata*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 150(2), 279–284. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2009.05.005>
- Rinderhagen, M., Ritterhoff, J. Zauke, G. P. 2000. Crustaceans as bioindicators. Biomonitoring of polluted water – Reviews on actual topics. En A. Gerhardt (Ed.), *Trans Tech Publications – Scitech Publications. Environmental Research Forum*, 9, 161– 194.
- Ríos, J. M., Attademo, A. M., Mammana, S. B., Altamirano, J. C. y Lajmanovich, R. C. (2021). Impact of dietary lipid level on esterase enzyme activities in the non-target freshwater shrimp *Macrobrachium borellii* exposed to chlorpyrifos. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 19497–19504. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13055-w>
- Rivadeneira, P., Agrelo, M., Otero. S. y Kristoff, G. (2013). Different effects of subchronic exposure to low concentrations of the organophosphate insecticide chlorpyrifos in a freshwater gastropod. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 90, 82–88. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.12.013>
- Rodrigues, E. T. y Pardal, M. Â. (2014). The crab *Carcinus maenas* as a suitable experimental model in ecotoxicology. *Environment International*, 70, 158–182. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.05.018>
- Short, S., Yang, G., Kille, P. y Ford, A. T. (2014). Vitellogenin is not an appropriate biomarker of feminisation in a Crustacean. *Aquatic Toxicology*, 153, 89–97. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.11.014>
- Silvestre, F. (2020). Signaling pathways of oxidative stress in aquatic organisms exposed to xenobiotics. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology*, 333(6), 436–448. <https://doi.org/10.1002/jez.2356>
- Stumpf, L., Timpanaro, S., Battista, A. y López Greco, L. (2020). Effects of intermittent starvation on the survival, growth, and nutritional status of the freshwater prawn *Macrobrachium borellii* Nobili, 1896 (Decapoda: Caridea: Palaemonidae). *Journal of Crustacean Biology*, 40(5), 489–497. <https://doi.org/10.1093/jcbiol/ruaa051>
- Sukhotin, A. A., Abele, D. y Pörtner, H.-O. (2002). Growth, metabolism and lipid peroxidation in *Mytilus edulis*: Age and size effects. *Marine Ecology Progress Series*, 226, 223–234. <https://doi.org/10.3354/meps226223>
- Sumudumali, R. G. I. y Jayawardana, J. M. C. K. (2021). A review of biological monitoring of aquatic ecosystems approaches: With special reference to macroinvertebrates and pesticide pollution. *Environmental Management*, 67, 263–276. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01423-0>
- Tang, W., Wang, D., Wang, J., Wu, Z., Li, L., Huang, M., Xu, S. y Yan, D. (2018). Pyrethroid pesticide residues in the global environment: An overview. *Chemosphere*, 191, 990–1007. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.115>
- Timilsina, A., Adhikari, K., Yadav, A. K., Joshi, P., Ramena, G. y Bohara, K. (2023). Effects of microplastics and nanoplastics in shrimp: Mechanisms of plastic particle and contaminant distribution and subsequent effects after uptake. *Science of The Total Environment*, 894, 164999. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164999>
- Torres, M. V., Giri, F. y Collins, P. A. (2014). Geometric morphometric analysis of the freshwater prawn *Macrobrachium borellii* (Decapoda: Palaemonidae) at a microgeographical scale in a floodplain system. *Ecological Research*, 29(5), 959–968. <https://doi.org/10.1007/s11284-014-1184-8>

- Torres, M. V., Giri, F. y Collins, P. A. (2016). 'La Niña' phenomenon and the relationship between decapod populations and fishes in temporarily isolated shallow lakes. *Marine and Freshwater Research*, 68(6), 1010-1022. <https://doi.org/10.1071/MF16035>
- Viarengo, A., Lowe, D., Bolognesi, C., Fabbri, E. y Koehler, A. (2007). The use of biomarkers in biomonitoring: A 2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 146(3), 281-300. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2007.04.011>
- Vieira, C. E. D., Gomes Costa, P., Lunardelli, B., Fernandes de Oliveira, L., da Costa Cabrera, L., Risso, W. E., Primel, E. G., Meletti, P. C., Fillmann, G. y Bueno dos Reis Martinez, C. (2016). Multiple biomarker responses in *Prochilodus lineatus* subjected to short-term in situ exposure to streams from agricultural areas in Southern Brazil. *Science of The Total Environment*, 542(A), 44-56. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.071>
- Vogt, G. (2019). Functional cytology of the hepatopancreas of decapod crustaceans. *Journal of Morphology*, 280(9), 1405-1444. <https://doi.org/10.1002/jmor.21040>
- Welte, M. A. y Gould, A. P. (2017). Lipid droplet functions beyond energy storage. *Biochimica et Biophysica Acta Molecular and Cell Biology of Lipids*, 1862(10), 1260-1272. <https://doi.org/10.1016/j.bbalip.2017.07.006>
- Wilkes, H. y Schwarzbauer, J. (2010). Hydrocarbons: An introduction to structure, physico-chemical properties and natural occurrence. En K. N. Timmis (Ed.), *Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology* (pp 1-48). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-540-77587-4_1
- Williams, E. S., Berninger, J. P. y Brooks, B. W. (2011). Application of chemical toxicity distributions to ecotoxicology data requirements under REACH. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(8), 1943-1954. <https://doi.org/10.1002/etc.583>
- Yuan, J., Guo, J., Wang, H., Guo, A., Lian, Q. y Gu, Z. (2019). Acute toxicity of cypermethrin on the juvenile of red claw crayfish *Cherax quadricarinatus*. *Chemosphere*, 237, 124468. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124468>
- Zanitti, M., Calabró López, A., Lozano, I., Medesani, D. A., Corton, S., López Greco, L. S. y Rodríguez, E. M. (21-23 de octubre de 2024). Estrés oxidativo en el camarón *Macrobrachium borellii* por exposición a diclofenac [Ponencia]. IX Congreso Argentino de la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental. SETAC. Santa Fe, Argentina.
- Zhang, Q., Zhang, G., Yin, P., Lv, Y., Yuan, S., Chen, J., Wei, B. y Wang, C. (2015). Toxicological effects of soil contaminated with spirotetramat to the earthworm *Eisenia fetida*. *Chemosphere*, 139, 138-145. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.05.091>