

Bioacumulación de sustancias contaminantes en tiburón ballena, *Rhincodon typus*, en el Golfo de California

Francesca Pancaldi

Introducción

El tiburón ballena, *Rhincodon typus*, el pez más grande del planeta (Figura 1), se distribuye en los océanos de todo el mundo y alcanza entre 18 a 20 m de longitud total. Vive en zonas cercanas a la superficie del mar (epipelágicas) y cerca de la costa (neríticas) en regiones tropicales y subtropicales, entre 30° N y 35° S, donde prefiere aguas con temperaturas de 26.8 ° C y 30.2 ° C (28 ° C en promedio) y salinidades entre 34.5 ‰ y 35.5 ‰ (Stevens 2007).



Figura 1. Tiburones ballena, *Rhincodon typus*, en Isla Mujeres, Quintana Roo, México. Fuente: Erick Higuera

Rhincondon typus fue descrita por primera vez en 1828 por Andrew Smith usando un ejemplar de 4.6 m en Sudáfrica. Desde entonces, y hasta los 1980s, los registros de tiburón ballena se concentraron principalmente en capturas, varamientos y en avistamientos, éstos últimos realizados durante la alimentación del tiburón. A principios los 1990s, la popularidad del buceo (Figura 2) permitió descubrir agregaciones de tiburón ballena en todo el mundo lo que promovió el ecoturismo e incrementó la investigación científica.



Figura 2. Tiburón ballena y buzos en Isla Mujeres, Quintana Roo, México. Fuente: Erick Higuera

En México, las agregaciones estacionales de tiburón ballena, principalmente de juveniles asociadas con eventos de productividad, se han observado en el Caribe mexicano (Motta et al. 2010), en el Golfo de California (Whitehead et al. 2019, Figura 3) y el Pacífico mexicano (Ramírez-Macías et al. 2017). La alimentación del tiburón ballena consiste esencialmente en zooplancton (Whitehead et al. 2020), pero algunos tiburones se alimentan de peces, como anchoas y larvas y huevos de varias especies de peces (Stevens 2007).



Figura 3. Tiburón ballena alimentándose de zooplancton en La Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. Fuente: Erick Higuera

Desde 1910, la reproducción del tiburón ballena fue tema de discusión por la posibilidad de que éste pariera a sus crías (viviparidad) o que ovipositará (oviparidad). En 1953 se encontró en el Golfo de México, frente a Texas, restos de un huevo que contenía un embrión de tiburón ballena, lo que llevó a la idea de que fuera ovíparo. Sin embargo, por las características del huevo (cáscara muy delgada en comparación con otras especies de tiburones ovíparos), tal suposición no pudo ser confirmada y la reproducción del tiburón ballena permaneció en discusión. Las especulaciones terminaron en 1995 cuando una hembra preñada, capturada en Taiwán, tenía en su útero 304 embriones, lo que demostró que el tiburón ballena es vivíparo sin placenta (Joung et al. 1996). La madurez sexual en hembras se alcanza a 9 m de longitud y 8 m en los machos (Stevens 2007). Su mortalidad natural rara vez se ha investigado, pero parece ser mayor en animales jóvenes y crías recién nacidas debido a la depredación

natural por el marlín azul, *Makaira nigricans*, y otras especies de tiburones (Stevens 2007), aunque no se sabe con qué frecuencia esto ocurre.

Los varamientos, o el arribo a playa, son pocos comunes en tiburón ballena. En el Golfo de California se han registrado 14 varamientos de tiburones ballena entre 2000 y 2018 (Whitehead et al. 2018) pero las causas se desconocen y se especula que pueden deberse a una combinación de la topografía regional del fondo marino, la contaminación, la presión pesquera y las enfermedades. El comportamiento dócil del tiburón ballena hacia los humanos, y su predictibilidad vinculada a eventos de alimentación, los hace vulnerables a las capturas. Históricamente, gran parte de su mortalidad se ha relacionado con la pesca, especialmente en Asia donde se consumía su carne (típicamente llamado "tiburón tofu") y aletas.

Hoy en día, el tiburón ha sido reconocido internacionalmente por la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) como "en peligro de extinción". También, en 1999 se incluyó en el Apéndice II de la Convención de Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS) y en 2002 en el Apéndice II de CITES (la Convención sobre el Comercio de Especies Amenazadas). A pesar de estos reconocimientos para su conservación biológica, este tiburón se enfrenta a muchas amenazas, como son la captura incidental con redes de cerco, la pesca ilegal, las redes fantasmas y las sustancias contaminantes en el océano (Figura 4). Además, sus hábitos de nado lento y en la superficie del mar favorecen las colisiones con embarcaciones en áreas con intensa actividad turística. El objetivo de este trabajo es describir aspectos generales del tiburón ballena y la problemática relacionada con la captación de sustancias contaminantes lo que pone en riesgo su salud y a sus poblaciones en el Golfo de California.



Figura 4. Hembra de tiburón ballena con lesiones por redes pesqueras en el Parque Nacional Revillagigedo, Colima, México. Fuente: Erick Higuera

Sustancias Contaminantes en el Océano

La contaminación en el medio marino se ha convertido en un problema mundial debido a los crecientes niveles de sustancias tóxicas y sus impactos en la biota y la salud humana. Estas sustancias pueden llegar de forma natural como resultado de procesos biogeoquímicos, como erosión, desgaste de rocas, erupciones volcánicas y ventilas hidrotermales, o pueden provenir de fuentes humanas como la minería, industria, incineración, agricultura y acuicultura (Páez-Osuna et al. 2017). Algunas sustancias pueden ser extremadamente tóxicas para los seres vivos por su persistencia y capacidad para acumularse en la red trófica o alimentaria, lo que representa una seria amenaza para la diversidad, la abundancia de especies y la salud humana. La disponibilidad biológica y la toxicidad de varias sustancias dependen de su forma química en el ambiente, que puede verse afectada por características de calidad del agua, como el pH y la salinidad (Newman y Unger 2002).

Los elementos traza u oligoelementos (ET) son aquellos elementos químicos que se necesitan en cantidades muy pequeñas en un organismo para su crecimiento, desarrollo y fisiología. Estos elementos son persistentes en el ambiente y se encuentran en concentraciones bajas (partes por millones), son potencialmente reactivos y pueden bioacumularse en la red trófica (Soto-Jiménez 2011). La bioacumulación es un término acuñado para referirse a la

acumulación total de una sustancia dada en el organismo que ha sido ingerida a través de la cadena alimentaria.

Los ET se clasifican en esenciales y no esenciales, según el papel que desempeñan en los organismos. Los ET esenciales se requieren para actividades metabólicas vitales, y algunos de éstos elementos son hierro (para la hemoglobina), cobre (para pigmentos respiratorios), cobalto (como vitamina B12), manganeso y zinc (para enzimas) (Soto-Jiménez 2011). Si bien son esenciales, éstos elementos son tóxicos cuando alcanzan altas concentraciones. Por otro lado, los elementos no esenciales, como los metales pesados, ciertos metales y metaloides, no tienen funciones biológicas en el organismo y ocasionan efectos tóxicos, incluso en concentraciones bajas. Algunas de estas sustancias como el mercurio, el plomo y el cadmio son los elementos más contaminantes en el ambiente (Páez-Osuna et al. 2017). Independientemente de las fuentes de estos contaminantes, los receptores finales son la atmósfera, el ecosistema acuático y la biota, por lo que su uso debe regularse cuidadosamente.

La bioacumulación de una sustancia contaminante se debe a su acumulación total en el organismo a través de todas las posibles fuentes de exposición (agua, alimentos y sedimentos) (Newman y Unger 2002). En este sentido, la dieta es reconocida como la fuente principal de entrada de ET en organismos acuáticos y es una ruta importante para su transferencia hacia las redes tróficas marinas (Soto-Jiménez 2011) y consecuentemente hacia los humanos. La transferencia y bioacumulación de ET en sistemas acuáticos depende de las propiedades fisicoquímicas de tales elementos, su concentración y biodisponibilidad, fraccionamiento geoquímico y especiación química (Newman y Unger 2002). También, influyen los factores bióticos (hábitos alimenticios, hábitat, edad, sexo, estado de salud de los organismos) y abióticos (temperatura, pH, salinidad, reacciones redox y sinergismo entre los elementos). Además, la transferencia de ET depende de los mecanismos de desintoxicación y eliminación que disponga cada especie (Soto-Jiménez 2011). Cuando los niveles de acumulación de algunos ET son más rápidos que la capacidad de eliminarlos en el organismo, estos ET pueden bioacumularse y, posiblemente, ocasionar efectos nocivos a nivel molecular, fisiológico y de comportamiento en los organismos (Soto-Jiménez 2011).

Todos los ET se transfieren de un organismo a otro a través de la red trófica, y eventualmente la bioacumulación aumenta hacia los niveles superiores de la red como son los depredadores tope. Este aumento en los niveles de la red trófica se define como biomagnificación (Soto-Jiménez 2011). Por su longevidad, crecimiento lento y posición en la cadena trófica, los tiburones acumulan una mayor cantidad de ET a lo largo de su vida (Barrera-García et al. 2012). Consecuentemente a esta vulnerabilidad a la acumulación de ET contaminantes, los tiburones son considerados excelentes biomonitores de metales y metaloides

en el ecosistema marino (Barrera-García et al. 2012). La estrategia de alimentación es un factor clave para comprender los mecanismos de bioacumulación, y muy poco se sabe sobre la acumulación de sustancias tóxicas en el tiburón ballena que es un filtrador que se alimenta de zooplancton.

Situación del tiburón ballena de Bahía de los Ángeles y la Bahía de la Paz

Los tiburones ballena de dos áreas de agregación del Golfo de California, la Bahía de los Ángeles y la Bahía de La Paz, acumulan concentraciones de mercurio en su epidermis por debajo de los límites establecidos por la Norma Oficial Mexicana 242-SSAI-2009. Esta NOM establece límites máximos de este metal pesado en músculo de productos comestibles de pescado (NOM-242-SSAI-2009). Es evidente que una comparación entre diferentes tejidos, como la epidermis y el músculo, no es completamente correcta; sin embargo, éstos límites son los únicos disponibles. En la Bahía de los Ángeles, las concentraciones de mercurio y selenio en la epidermis de los tiburones fueron mayores en comparación con tiburones de la Bahía de La Paz (Pancaldi et al. 2019b). El origen del mercurio en el alto Golfo de California se puede asociar con fuentes naturales, como las ventilas hidrotermales activas en la cuenca de Guaymas, y por supuesto por fuentes antropogénicas, como la minería, las cargas de impurezas metálicas en materias primas, las emisiones provenientes de los procesos de producción (por ejemplo, cemento y fabricación de metales) y las antiguas emisiones antropogénicas derivadas de la movilización de los suelos, sedimentos y agua (Páez-Osuna et al. 2017).

A pesar de que en otras especies de tiburones la concentración de mercurio aumenta conforme el animal crece, en general en el tiburón ballena no se observa esta correlación. En el caso del tiburón ballena de Bahía de los Ángeles se observa una relación inversa. Esto quiere decir que la concentración de mercurio disminuye con el aumento en tamaño del tiburón ballena. Esto podría indicar que tanto el selenio como el mercurio podrían no bioacumularse en su epidermis. La correlación negativa entre el mercurio y el tamaño del tiburón ballena puede deberse, parcial o totalmente, al hábito alimenticio de este pez de consumir zooplancton, a diferencia de otra especie de tiburones que son carnívoros. Igualmente, el gran desplazamiento del pez, desde la zona costera hacia la zona oceánica y viceversa, puede ser otro factor que afecte las tasas de bioacumulación de mercurio. Los tiburones ballena jóvenes y adultos tienen diferencias en su desplazamiento en el Golfo de California (Ramírez-Macías et al. 2017), ya que los adultos se mantienen en aguas oceánicas mientras que los jóvenes se mantienen en las áreas de alimentación en zonas costeras (Ramírez-Macías et al. 2012). Estas últimas zonas suelen estar más influenciadas por la contaminación en comparación con las aguas oceánicas.

Una estrategia para mitigar los efectos nocivos del mercurio es que los tiburones ballena acumulan mayores cantidades de elementos esenciales. En otras especies de elasmobranquios, peces teleósteos, e incluso en mamíferos marinos, se ha encontrado que el selenio es un elemento que ayuda en la detoxificación de metales pesados, incluido el mercurio. Una relación molar entre el selenio y el mercurio igual o mayor a 1 indica suficientes cantidades de selenio para mitigar la toxicidad al mercurio (Newman y Unger 2002). Esto se ha observado en tiburones ballena de ambas áreas del Golfo de California, lo que indica que en la epidermis el selenio cumple con un efecto de protección contra el mercurio (Pancaldi et al. 2019b). Como en otras especies, el mercurio es captado por los tiburones ballena del Golfo de California a través del zooplancton del cual se alimentan (biomagnificación).

En 2017 y 2018 dos tiburones ballena vararon en la playa, uno en Punta Bufeo, Baja California, y el otro en laguna de La Paz, Baja California Sur (Figura 5). Con base en muestras de estos tiburones muertos se pudo comprobar que no solo la epidermis sino también otros tejidos, incluyendo músculo, hígado, cerebro, corazón, riñones, testículos, branquias y estómago, acumulan sustancias contaminantes (Pancaldi et al. 2019a).



Figura 5. Tiburón ballena varado en 2018 en la laguna de La Paz, Baja California Sur, México.
Fuente: Francesca Pancaldi.

De estos tiburones varados se registraron concentraciones de arsénico mucho más altas, o en el mismo rango de concentración, en comparación con especies de tiburones carnívoros, típicamente los principales depredadores de la cadena trófica. Además, los niveles elevados de cadmio en hígado y en los parches filtradores (estructuras esponjosas adyacentes

a las branquias en el tiburón ballena que filtran el agua y atrapan el zooplancton) podrían indicar: (i) alta disponibilidad biológica de cadmio en las áreas habitadas y/o (ii) la capacidad del tiburón ballena para acumular cadmio en tejidos específicos. También, se registraron concentraciones altas de cadmio y plomo en músculo esquelético del tiburón ballena varado en La Paz.

Niveles tóxicos en tiburón ballena por metales pesados

A pesar de que el tiburón ballena no se consume en México, por su condición de protección por conservación biológica, los niveles de metales pesados en algunos de los órganos del tiburón varado en La Paz podrían considerarse potencialmente tóxicos para seres humanos, ya que exceden el nivel máximo permitido de la norma (NOM 242-SSA1, 2009). Si bien la causa del varamiento no pudo ser determinada y, a pesar de la falta de conocimiento sobre la toxicidad de metales pesados como el cadmio, plomo y el mercurio en este tiburón, estudios han demostrado los efectos tóxicos de estos metales que incluyen la inducción reactiva de oxígeno, cambios en la actividad de las enzimas antioxidantes (Barrera-García et al. 2012) y cambios en la reproducción y el comportamiento. Se requiere mucha más investigación científica sobre la fisiología de *Rhincodon typus* para poder identificar cuáles son los efectos adicionales ocasionados por sustancias contaminantes. Asimismo, se requiere seguir evaluando sus desplazamientos en el Golfo de California y monitorear los niveles de metales y metaloides en individuos en áreas de alimentación. Es indispensable desarrollar protocolos científicos que incluyan una investigación adecuada, que incluya necropsia y análisis bioquímicos, para examinar las causas de los varamientos en tiburón ballena.

Conclusión

Los tiburones ballena del Golfo de California bioacumulan y biomagnifican sustancias tóxicas (metales pesados), en parte por consumo del zooplancton. Esta acumulación se registra en diferentes tejidos del tiburón y parece más evidente en órganos clave como el hígado.

Agradecimientos

Agradezco a H. Bojórquez-Leyva por su ayuda con los análisis, al Dr. Darren Whitehead por su asistencia en campo y al Biol. Mar. Erick Higuera por la cesión de sus imágenes. Agradezco también al Instituto Politécnico Nacional (IPN), a través del Programa de Excelencia en

Contratación y Beca Estímulo al Desempeño de los Investigadores (EDI) y Comisión de Operación y Fomento de Actividades Académicas (COFAA). Gracias a la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) por el permiso de investigación: SGPA / DGVS 05605/17, y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca. El estudio forma parte del Proyecto del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) “Tiburones y Rayas” y “Cambios estacionales de las presas zooplanctónicas clave del tiburón ballena *Rhincodon typus* en Bahía de La Paz, B.C.S.” (concesión SIP: 20170585) y al Proyecto SIP-IPN “Ecología trófica de los tiburones de la costa occidental del Golfo de California”. (concesión SIP:20181417). El estudio fue financiado parcialmente por INFRA-CONACYT 230061, la Dirección General de Asuntos del Personal Académico, Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica y la Universidad Nacional Autónoma de México (DGAPA-PAPIIT-UNAM) y el Proyecto IN200619 titulado “Metales y metaloides en ríos y presas de cuencas mineras de Sinaloa: identificación de contaminación y riesgos para la salud”.

Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN), La Paz, Baja California Sur, México. correo: fpalcaldi1600@alumno.ipn.mx

Pancaldi, F. 2020. Bioacumulación de sustancias contaminantes en tiburón ballena, *Rhincodon typus*, en el Golfo de California. *Bioagrociencias* 13(2): 1-12.

Referencias

- Barrera-García A, O'Hara T, Galván-Magaña F, Méndez-Rodríguez LC, Castellini M, y Zenteno-Savín T. 2012. Oxidative stress indicators and trace elements in blue shark (*Prionace glauca*) off the east coast of the Mexican Pacific Ocean. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, 156: 59-66.
- Joung S, Chen C, Clark E, Uchida S, y Huang WYP. 1996. The whale shark, *Rhincodon typus*, is a livebearer: 300 embryos found in one 'megamamma' supreme. *Environmental Biology of Fishes*, 46: 219-223.
- Motta PJ, Maslanka M, Hueter RE, Davis RL, de la Parra R, Mulvany SL, Habegger ML, Strother JA, Mara KR, Gardiner JM, Tyminski JP, y Zeigler LD. 2010. Feeding

anatomy, filter-feeding rate, and diet of whale sharks *Rhincodon typus* during surface ram filter feeding off the Yucatan Peninsula, Mexico. *Zoology*, 113: 199–212.

Newman MC y Unger MA. 2002. *Fundamentals of ecotoxicology*. Lewis publisher. CRC Press Company. London UK. 433 pp.

NOM 242-SSA1. 2009. Norma Oficial Mexicana. Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. In: Especificaciones sanitarias y métodos de prueba.

Páez-Osuna F, Álvarez-Borrego S, Ruiz-Fernández AC, García-Hernandez J, Jara-Marini EM, Bergès-Tiznado ME, Piñon-Gimate A, Alonso-Rodríguez R, Soto-Jiménez MF, Frías-Espéricueta MG, Ruelas-Inzunza JR, Green-Ruiz CR, Osuna-Martínez CC, y Sánchez-Cabeza JA. 2017. Environmental status of the Gulf of California: A pollution review. *Earth-Science Reviews*, 166: 181-205.

Pancaldi F, Páez-Osuna F, Soto-Jiménez MF, González-Armas R, O'Hara T, Marmolejo-Rodríguez AJ, Vázquez-Haikin A, y Galván-Magaña F. 2019a. Trace elements in tissues of whale sharks (*Rhincodon typus*) stranded in the Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 103 (4): 515-520.

Pancaldi F, Galván-Magaña F, González-Armas R, Soto-Jimenez MF, Whitehead DA, O'Hara T, Marmolejo-Rodríguez AJ, Vázquez-Haikin A, y Páez-Osuna F. 2019b. Mercury and selenium in the filter-feeding whale shark (*Rhincodon typus*) from two areas of the Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 146: 955-961. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.017>.

Ramírez-Macías D, Vázquez-Haikin A, y Vázquez-Juárez R. 2012. Whale shark *Rhincodon typus* populations along the west coast of the Gulf of California and implications for management. *Endangered species research*. 18:115-128.

Ramírez-Macías D, Queiroz N, Pierce SJ, Humphries NE, Sims DW, y Brunnschweiler JM. 2017. Oceanic adults, coastal juveniles: tracking the habitat use of whale sharks off the Pacific coast of Mexico. *PeerJ*: e3271.

Soto-Jiménez FM. 2011. Trace element trophic transfer in aquatic food webs. *Hidrobiológica*, 21: 239-248.

Stevens JD. 2007. Whale shark (*Rhincodon typus*) biology and ecology: a review of the primary literature. *Fisheries Research*, 84(1):4–9.

- Whitehead DA, Becerril-García EE, Petatán-Ramírez D, Vázquez-Haikin A, González-Armas R, y Galván-Magaña F. 2018. Whale shark *Rhincodon typus* strandings in the Gulf of California, Mexico. *Journal of Fish Biology*. 94 (1): 165-167.
- Whitehead DA, Petatán-Ramírez D, Olivier D, González-Armas R, Pancaldi F, y Galván-Magaña F. 2019. Seasonal trends in whale sharks sightings in an established tourism site in the Gulf of California, Mexico. *Journal of Fish Biology*, 95: 982–984.
- Whitehead DA, Jakes-Cota U, Galván-Magaña F, Pancaldi F, y González-Armas R. 2020. Composition and abundance of macro zooplankton in the coastal waters off the El Mogote Sandbar. *Hidrobiológica*. 30 (1):21-27.