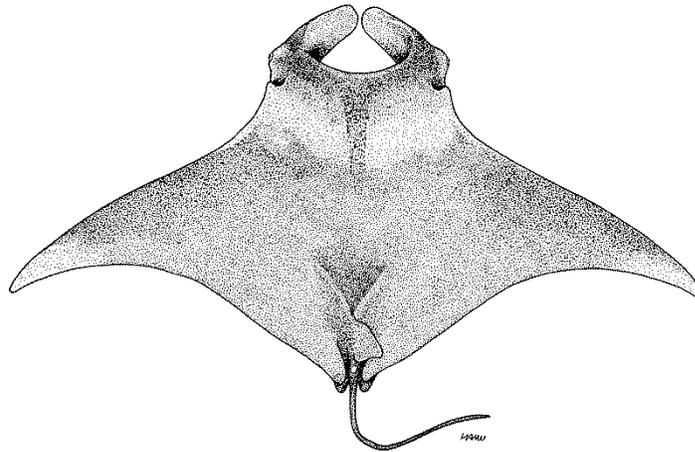


Justificación técnica para la inclusión la mantarraya gigante (*Mobula birostris*) en la categoría de riesgo Amenazada (A) según el Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México



5.7.1 Datos generales del responsable de la propuesta: Ramón Bonfil Sanders, Cerrada Monserrat 9, La Candelaria, Coyoacán, CDMX 04350. 55 1841 9293, ramon.bonfil@gmail.com, Instituciones proponentes: CODEMAR AC y Océanos Vivientes AC

5.7.2 Nombre científico válido: *Mobula birostris* (Walbaum, 1792)

Sinónimos: *Brachioptilon hamiltoni* Hamilton & Newman, 1849; *Cephaloptera lacepedei* Billberg 1833; *Cephaloptera stelligera* Günther, 1870; *Cephalopterus giorna* Lesueur 1824; *Cephalopterus manta* Bancroft, 1829 ; *Cephalopterus vampyrus* Mitchill, 1824; *Ceratoptera ehrenbergii* Müller & Henle, 1841; *Ceratoptera johnii* Müller & Henle, 1841, *Ceratoptera orissa* Lloyd 1908; *Diabolichthys elliotti* Holmes 1856; *Manta americana* Bancroft, 1829; *Manta raya* Baer, 1899; *Raja birostris* (Walbaum, 1792); *Raja diabolus marinus* Bloch & Schneider, 1801; *Raja manatia* Bloch & Schneider, 1801; *Raja fimbriata* Lacepède 1802

Fuente: Eschmeyer, W. N. and R. Fricke, and R. van der Laan (eds). 2018. CATALOG OF FISHES: GENERA, SPECIES, REFERENCES. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed 26 June 2018.

Nota: estudios recientes de filogenética (White *et al.* 2018) han demostrado que el género *Manta* Bancroft, 1829 es una sinonimia del género *Mobula* Rafinesque, 1810.

Nombres comunes: mantarraya gigante, manta gigante, manta, diablo.

Sugerencia: Se sugiere incluir a las poblaciones mexicanas de *Mobula birostris* como especie (A) Amenazada.

5.7.3 Mapa de la distribución geográfica de la especie.

El método seguido para la construcción del mapa de distribución actual de *M. birostris* en territorio mexicano consistió en lo siguiente.

La distribución general teórica de la especie se obtuvo de Couturier *et al.* (2012), la cual indica que esta especie habita en las aguas de las plataformas continentales, talud continental, islas oceánicas y montes submarinos cercanos a la costa de mares tropicales y templados cálidos. Esto delimita que *M. birostris* ocurriría desde la frontera con Estados Unidos hasta la frontera con Guatemala en el Pacífico, y de igual manera en el Golfo de México y Caribe desde la frontera con Estados Unidos hasta la frontera con Belice. La información anterior se construyó a través de los registros históricos de ocurrencia de la especie en la literatura científica mundial que frecuentemente incluye datos de más de 100 o 200 años de antigüedad.

Los datos anteriores se actualizaron y complementaron con los registros nacionales de la base de datos *Naturalista* de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) donde solo se reportan avistamientos al noreste de la península de Yucatán, en Bahía de Banderas, y en el Archipiélago de Revillagigedo https://www.naturalista.mx/observations?place_id=6793&taxon_id=623966. Así mismo se tomaron también en cuenta los datos de marcaje satelital de esta especie en el Caribe mexicano los cuales indican que su área de distribución está bastante restringida a la esquina noreste de la península de Yucatán (Graham *et al.* 2012).

Con todos estos datos y tomando en consideración batimetría, geoformas, y zona económica exclusiva, se generó el mapa de distribución actual (Fig. 1).

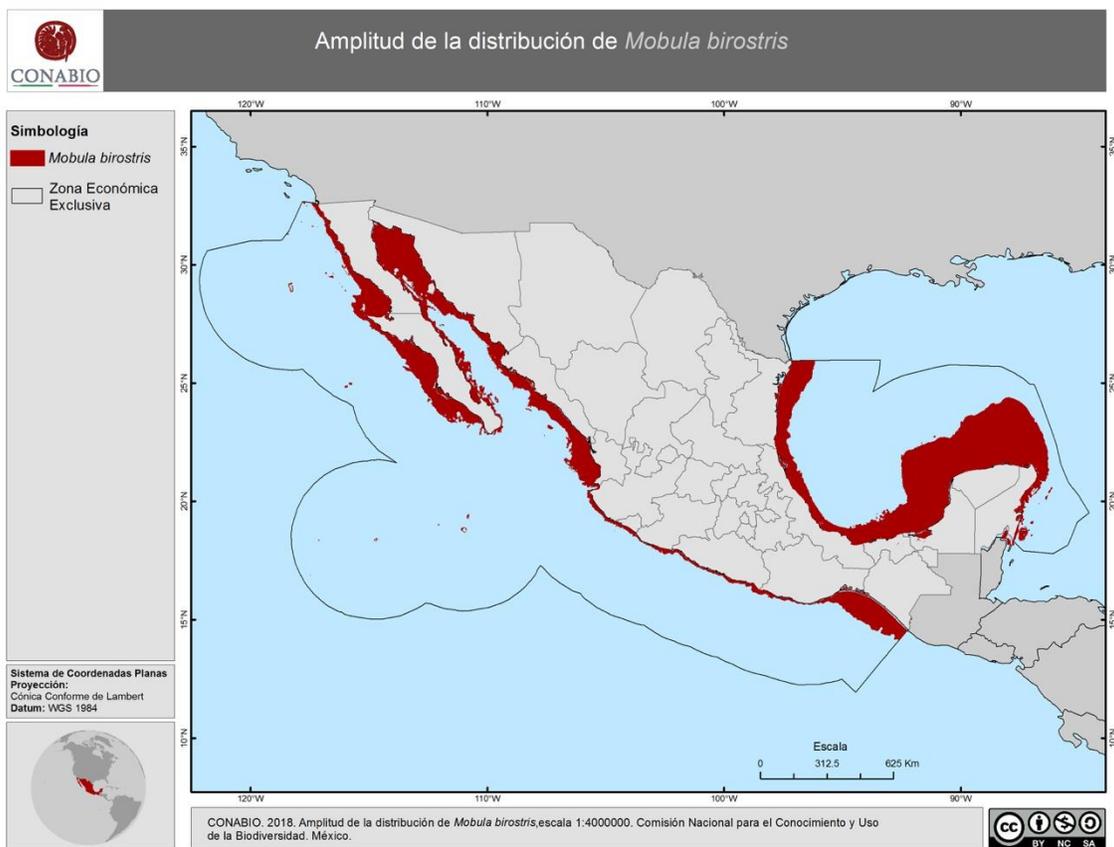


Figura 1. Distribución de *Mobula birostris* en México (basado en Couturier *et al.* 2012, Graham *et al.* 2012, y datos de *Naturalista*).

5.7.4 Justificación técnica científica de la propuesta, que incluya:

a) Análisis diagnóstico del estado actual que presentan la especie y su hábitat

M. birostris es una de las pocas rayas pelágicas, y uno de los mayores elasmobranquios que existen pues llega a medir hasta 7 metros de envergadura. Habita en mares tropicales y templado-cálidos de todo el mundo, en zonas cercanas a la costa de continentes e islas. Es una de las pocas especies de elasmobranquios filtradores, alimentándose de plancton y peces pequeños como sardinas y anchovetas (Last *et al.* 2016). Es una especie vivípara que solo tiene una cría cada 2-3 años, y las hembras llegan a la 1ª madurez sexual hasta los 8-10 años de edad (Couturier *et al.* 2012, Marshall *et al.* 2012). Estas características biológicas determinan que, como muchos elasmobranquios, sus poblaciones tienen una potencial reproductivo extremadamente bajo y por lo mismo son muy vulnerables a los efectos de la pesca, además de que tardan muchos años en recuperarse una vez que desaparece la pesca. Estimaciones de parámetros demográficos para *M. birostris* (Rambahinarison *et al.* 2018) indican que su tasa intrínseca de crecimiento poblacional r de entre 0.0001 y 0.019 es la más baja entre

106 tiburones y rayas examinados y que por consiguiente tienen el mayor riesgo de extinción entre los tiburones y rayas (Dulvy *et al.* 2014).

Las poblaciones de mantarraya gigante y otras mantarrayas y rayas diablo de la familia Mobulidae han sido objeto de una explotación intensa y creciente a desde hace dos décadas, debido al enorme crecimiento de la demanda por sus branquias en el mercado asiático de medicina tradicional china, a pesar de que dicho producto nunca fue de uso tradicional en la medicina china y no existe evidencia de ningún efecto curativo de este producto (Heinrichs *et al.* 2011).

En México, a pesar de que las mantarrayas y rayas diablo están prohibidas en la pesca a través de la NOM-029-CONAPESCA-2006 desde 2007, no existe monitoreo suficiente de la actividad pesquera y el autor ha recibido varias comunicaciones personales entre 2014 y 2016 que indican que las mantarrayas siguen siendo pescadas y desembarcadas en algunos puertos de Sonora y Oaxaca, además de que las branquias secas de mobúlidos son comercializadas ilegalmente en La Paz, B. C. S.

De acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010, el método utilizado para el diagnóstico consiste en el Método de Evaluación de Riesgo presentado abajo. Los datos existentes indican que la distribución de esta especie en México es menor al 40% de la ZEE. El hábitat marino utilizado por *M. birostris* ha sufrido así mismo grandes cambios estructurales y una disminución de la disponibilidad de alimento en los eslabones de la cadena trófica, tanto a nivel mundial (Pauly *et al.* 1998) como en México (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón 2011). Lo anterior indica que no existe suficiente alimento en el hábitat natural como para que las poblaciones de esta y otras especies que se alimentan de plancton y peces pequeños crezcan de manera adecuada. Por último los impactos antropogénicos al hábitat natural de *M. birostris* incluyen contaminación por metales pesados, hidrocarburos, y microplásticos, estos últimos consumidos cotidianamente por esta especie filtradora.

La aplicación del MER a los datos existentes indica que *M. birostris* obtiene un puntaje de 10, por lo cual debe ser ingresada como una especie Amenazada (A) a la NOM-059-SEMARNAT-2010.

b) Relevancia ecológica, taxonómica, cultural y económica

Aunque ecológicamente no cumplen ningún papel preponderante en la regulación trófica de los ecosistemas como la mayoría de los tiburones depredadores tope, tienen relaciones simbióticas relevantes con varias especies de rémoras (Echeneidae) que muy comúnmente viven pegadas a *M. birostris*, así como peces de la familia Labridae que comúnmente limpian a las mantarrayas de parásitos internos y externos en “estaciones de limpieza” arrecifales (Couturier *et al.* 2012).

La relevancia taxonómica de *M. birostris* consiste en que es una de las tan solo 8 especies de la familia Mobulidae a nivel mundial, y es la mayor de ellas llegando a medir al menos 7 m de envergadura y posiblemente hasta 9 m (Last *et al.* 2012). Además, es uno de los pocos elasmobranquios que evolucionaron al gigantismo, y es también uno de los pocos elasmobranquios filtradores junto con las demás especies de la familia Mobulidae, el tiburón ballena (*Rhincodon typus*), el tiburón peregrino (*Cetorhinus maximus*) y el tiburón bocón (*Megachasma pelagios*). Por último, *M. birostris* tiene el honor de ser el elasmobranquio con el mayor cerebro en proporción a su cuerpo.

Culturalmente las mantarrayas son especies icónicas que representan la belleza de la fauna oceánica debido a su gran tamaño, naturaleza inofensiva, nado suave y comportamiento curioso y tolerante de los humanos. Son relevantes en las tradiciones de las culturas Polinesias de Hawaii, y en la actualidad son muy populares en tatuajes y películas animadas, además de ser uno de los elasmobranquios más apreciados por los buzos deportivos.

Económicamente sus branquias han adquirido en los últimos 10 años un valor exageradamente alto en el mercado asiático, llegándose a pagar hasta \$500 dólares por kg (Heinrichs *et al.* 2011). Sin embargo su valor vivas supera enormemente el valor de los productos de la pesca, pues es una de las especies marinas que más ingresos generan por actividad turística. Existen varios sitios a nivel mundial para el buceo con mantarrayas, sin embargo no existe mucha información sobre el valor de este turismo. En las Islas Maldivas en el Océano Índico, el valor del turismo para bucear con mantarrayas se estimó en \$8.1 millones de dólares anuales al final de la década de los 2000es (Anderson *et al.* 2011).

En México, el buceo con *M. birostris* es de importancia para la actividad turística en el norte de Quintana Roo, Bahía Banderas, Jal., Islas Revillagigedo, Col., y la Bahía de La Paz. Sin embargo no existen estimaciones de la derrama económica generada por estas actividades o del número de buzos implicados en ellas.

c) Factores de riesgo reales y potenciales e importancia relativa de cada uno

La pesca incidental en todo tipo de redes, sobre todo cerqueras, es el principal riesgo real para esta especie en México. Desafortunadamente no existen datos sobre la captura y destino (liberadas vivas o muertas, desembarcadas, etc.) de esta especie en las actividades de la pesca de atún con redes cerqueras en el Pacífico mexicano.

La morfología de *M. birostris* con aletas cefálicas y grandes aletas pectorales puntiagudas, además de sus hábitos neríticos las hace fácil presa de redes pesqueras en las cuales se enredan fácilmente y mueren asfixiadas al no poder desenredarse solas. Por lo anterior, la pesca incidental en todo tipo de pesquerías con redes de enmalle es otro factor real de riesgo para la especie.

Las actividades turísticas de buceo con esta especie, representan así mismo un riesgo para la salud de estos animales debido a la falta de una regulación de la misma, con un Código de Comportamiento que incluya por ejemplo, el no agarrarse de sus aletas pectorales para ser arrastrado por ellas, y no tocarlas ni acercarse demasiado.

La gran demanda de branquias de *M. birostris* en el mercado asiático de medicina tradicional china (según Heinrichs *et al.* 2011 *M. birostris* representa aproximadamente el 50% del mercado de branquias de mantarrayas) representa un factor real de riesgo para esta especie a través del mercado negro de estos productos. En México se tienen reportes anecdóticos del comercio ilegal de branquias de mantarrayas en La Paz, B.C.S.

Las alteraciones en la abundancia de los niveles tróficos de las redes alimentarias de los ecosistema marinos causadas por a sobreexplotación de recursos pesqueros y la consecuente sobreexplotación de peces menores de cardumen como sardinias y anchovetas (Pauly *et al.* 1998) significan que existe una disminución en la abundancia de estas presas de *M. birostris* y una competencia con el hombre por dichos recursos. Esto representa un factor potencial de riesgo a través de una menor disponibilidad de alimento para *M. birostris*.

El cambio climático también es un factor de riesgo potencial para todas las mantarrayas. El cambio climático puede alterar la distribución, abundancia y fenología del plancton conforme los océanos se calientan (Hays *et al.* 2005), además de que las condiciones oceanográficas locales y regionales que producen los afloramientos de plancton que son el alimento principal de todos los mobúlidos, pueden cambiar como resultado del calentamiento global y así influenciar la ruta y temporalidad de las migraciones de las mantarrayas (Richardson, 2008).

Los posibles efectos negativos en la salud de *M. birostris* debidos a la contaminación marina por hidrocarburos, metales pesados, y sobre todo por microplásticos es otro factor de riesgo potencial para esta especie (Couturier *et al.* 2012).

d) Análisis pronóstico de la tendencia actualizada de la especie o población referida, de no cambiarse el estado actual de los factores que provocan el riesgo de su desaparición en México, a corto y mediano plazos

No existe información cuantitativa sobre la tendencia de las poblaciones de *M. birostris* en México, sin embargo es muy probable que debido a la explotación directa a la cual fue sometida la población antes de que fuera prohibida su pesca en la NOM-029-SEMARNAT-2006, la misma haya declinado considerablemente en el Pacífico mexicano. La tendencia actual de la población se desconoce, pero de no desaparecer los factores de riesgo es muy probable que la abundancia de *M. birostris* disminuya a niveles que garanticen su clasificación como especie en Peligro (P) a mediano plazo.

e) Consecuencias indirectas de la propuesta

Acciones específicas:

Fortalecer los programas de monitoreo de la Comisión Interamericana del Atún Tropical para que documenten el número de individuos de todas las especies de mobúlidos que son capturados en los lances de redes de cerco para pesca de atún en territorio mexicano, incluyendo la especie y destino (liberados vivos, descartados muertos, desembarcados).

Expandir y fortalecer programas de monitoreo de la CONAPESCA por medio de oficiales de pesca para vigilar que no se capturen, desembarquen y comercialicen organismos de esta especie en ninguna pesquería del país. Para esto será necesario monitorear principalmente los campos de pesquerías artesanales que son los más susceptibles a capturar mantarrayas con redes de enmalle y arpones.

Dado que la captura de esta especie está prohibida desde 2007, las únicas capturas son ilegales, por lo cual el impacto económico de esta propuesta será mínimo y solo para los pescadores que aún la capturan ilegalmente.

f) Análisis de Costos

FALTA ¿CONABIO?

g) Análisis de Beneficios

a) Valores de uso indirecto

Los tiburones y rayas son depredadores de los océanos que indican el bienestar del ecosistema marino, al encontrar tiburones en ciertas áreas nos indica que existen presas suficientes para que la población pueda subsistir, de igual forma, las rayas al ser carnívoros forrajeadores, nos indican que el fondo marino también cuenta con presas suficientes para sostener sus poblaciones en áreas determinadas. Al contar con su presencia es posible aprovechar los recursos que estas especies indican que habitan en esa área (Peces, moluscos, entre otros). Cabe mencionar que el aprovechamiento de los recursos debe ser de una manera responsable y a tasas sostenibles para la continuidad y subsistencia de tiburones y rayas en esas áreas.

b) Valores de no uso

Los tiburones y rayas son relevantes para la biodiversidad del país, ya que se distribuyen ampliamente en la zona económica exclusiva tanto del Pacífico mexicano como la del golfo de México y el caribe. Ambos grupos han existido en la tierra por millones de años, lo que hace importante conservar a estas especies por su alto valor histórico en la historia evolutiva de la Tierra, incluso son necesarias para futuras investigaciones sobre el pasado de estas especies y otras asociadas a éstas.

c) Evidencia del valor de la especie

Haciendo una comparación del costo-beneficio entre los recursos generados de pesquería de los tiburones y rayas y el turismo de naturaleza, por lo menos en 2 áreas del Pacífico donde se distribuye la especie evaluada, la Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe y el Parque Nacional Revillagigedo, el turismo de naturaleza genera un mayor beneficio económico que la pesquería, siendo 47.8 millones de dólares anuales en la Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe (CONANP, 2017) y 42.7 millones de dólares anuales en el Parque Nacional Revillagigedo (CONANP, 2018); contra 20 millones de dólares anuales generados por valor de pesquería (CONAPESCA, 2014). Estos resultados dan sustento a que la actividad turística genera mayores ingresos, y la especie debe ser conservada en vez de pescada. De esta manera se reduce el impacto humano sobre la población de la especie.

Por otro lado, faltan estudios específicos para la especie, ya que los datos de CONAPESCA son generales y no hacen diferencia entre especies. Asimismo, con la distribución de la especie, CONAPESCA menciona la presencia de tiburones, pero no especifica que la especie sea de los tiburones observados y registrados tanto en la Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe, como el Parque Nacional Revillagigedo.

h) Medidas de seguimiento

Es necesario implementar programas permanentes de conteo de mantarrayas en los principales puntos de observación de esta especie (Islas Revillagigedo, Bahía de Banderas, Reserva de la Biósfera Caribe Mexicano) para tener una línea de base con la cual evaluar la tendencia de las poblaciones y la efectividad de su protección a través de una eventual inclusión en la NOM-059-SEMARNAT.

Así mismo se deben implementar programas de marcaje satelital para investigar las rutas migratorias y posible conectividad entre las diferentes subpoblaciones que habitan en territorio mexicano, así como aquellas de regiones vecinas.

i) Referencias

- Aguilera-Márquez, D., G. Leyva-García y J. García-Hernández, 2014. Efectos del dragado de una bahía en el sur de Sonora, en las concentraciones de metales pesados de huevos de aves de colonia, p. 323-340. En: A.V. Botello, F. Páez-Osuna, L. Mendez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara (eds.). Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE. 930 p.
- Anderson, R. C., Shiham, A. M., Kitchen-Wheeler, A., Stevens, G. 2011. Extent and Economic Value of Manta Ray Watching in Maldives. *Tourism in Marine Environments* 7:15-23
- Arreguín-Sánchez, F. y E. Arcos Huitrón. 2011. La pesca en México: estado de la explotación y uso de los ecosistemas. *Hidrobiológica* 21(3): 431-462.
- Benítez, J.A., R.M. Cerón-Bretón, J.G. Cerón-Bretón, A. Roé-Sosa, B. Girón, y J. Rendón-Von-Osten, 2014. Impacto ambiental causado por el crecimiento poblacional y actividades económicas en el Golfo de México: uso del suelo y generación de desechos. p. 747-762. En: A.V. Botello, J. Rendón von Osten, J. A. Benítez y G. Gold-Bouchot (eds.). Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMyL, CINVESTAV-Unidad Mérida. 1176 p.
- Bizzarro, J. J., Smith, W. D., Márquez-Farías, J. F., Tyminski, J., & Hueter, R. E. (2009a). Temporal variation in the artisanal elasmobranch fishery of Sonora, Mexico. *Fisheries research*, 97(1-2), 103-117.
- Bizzarro, J. J., Smith, W. D., Castillo-Géniz, J. L., Ocampo-Torres, A., Márquez-Farías, J. F., & RE, H. (2009b). The seasonal importance of small coastal sharks and rays in the artisanal elasmobranch fishery of Sinaloa, Mexico. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4(4), 513-531.
- Bizzarro, J. J., Smith, W. D., Hueter, R. E., & Villavicencio-Garayzar, C. J. (2009c). Activities and catch composition of artisanal elasmobranch fishing sites on the eastern coast of Baja California Sur, Mexico. *Bulletin, Southern California Academy of Sciences*, 108(3), 137-151.
- Botello, A.V., J. Rendón von Osten, J. Benítez y G. Gold-Bouchot (eds.), 2013. Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMyL, CINVESTAV-Unidad Mérida. 1210 p.

- Botello, A.V., F. Páez-Osuna, L. Mendez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara (eds.), 2014. Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE. 930 p.
- Botello A.V., A. O. Toledo, G. de la Lanza-Espino, & S. Villanueva-Fragoso, 2015. The Pacific coast of Mexico p. 1-28. En: A.V. Botello, F. Páez- Osuna, L. Mendez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara (eds.). Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE. 930 p.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, 62(12), 2588-2597.
- CONANP, 2017. Disponible en: <https://www.gob.mx/conanp/prensa/inicia-temporada-de-tiburon-blanco-en-isla-guadalupe-con-nuevas-reglas>
- CONANP, 2018. Ingreso por cobro de derechos 2013 abril 2018. Dirección Regional Península de Baja California y Pacífico Norte.
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca, (CONAPESCA). *Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca*. [online] gob.mx. Available at: <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca> [Accessed 9 Apr. 2018]. 2000 – 2014
- Couturier, L. I. E., Marshall, A. D., Jaine, F. R. A., Kashiwagi, T., Pierce, S. J., Townsend, K. A., ... & Richardson, A. J. (2012). Biology, ecology and conservation of the Mobulidae. *Journal of fish biology*, 80(5), 1075-1119.
- Croll, D. A., Dewar, H., Dulvy, N. K., Fernando, D., Francis, M. P., Galván-Magaña, F., ... & Newton, K. M. (2016). Vulnerabilities and fisheries impacts: the uncertain future of manta and devil rays. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(3), 562-575.
- Dewar, H., Mous, P., Domeier, M., Muljadi, A., Pet, J., & Whitty, J. (2008). Movements and site fidelity of the giant manta ray, *Manta birostris*, in the Komodo Marine Park, Indonesia. *Marine Biology*, 155(2), 121.
- Diario Oficial de la Federación. 2007. Norma Oficial Mexicana NOM-029-PESC-2006. Especificaciones para su aprovechamiento. 14 febrero 2007.
- Dulvy, N. K., Pardo, S. A., Simpfendorfer, C. A., & Carlson, J. K. (2014). Diagnosing the dangerous demography of manta rays using life history theory. *PeerJ*, 2, e400.

- Freedman, R., & Roy, S. S. (2012). Spatial patterning of *Manta birostris* in United States east coast offshore habitat. *Applied Geography*, 32(2), 652-659.
- Germanov, E. S., Marshall, A. D., Bejder, L., Fossi, M. C., & Loneragan, N. R. (2018). Microplastics: No small problem for filter-feeding megafauna. *Trends in ecology & evolution*, 33(4), 227-232.
- Gill T. 1908. The Story of the Devil Fish. Smithsonian Miscellaneous Collections 52: 155–180.
- Gracia, A., F. Vázquez G., G. Enciso Sánchez, y H. M. Alexander Valdés, 2014. Composición y volumen de contaminantes de las descargas costera al Golfo de México. p. 787-816. En: A.V. Botello, J. Rendón von Osten, J. A. Benítez y G. Gold-Bouchot (eds.). Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMyL, CINVESTAV-Unidad Mérida 1176 p.
- Graham, R. T., Witt, M. J., Castellanos, D. W., Remolina, F., Maxwell, S., Godley, B. J., & Hawkes, L. A. (2012). Satellite tracking of manta rays highlights challenges to their conservation. *PloS one*, 7(5), e36834.
- González-Farías, F.A., X. Cisneros Estrada, D. Escobedo Urías, y M. López Hernández, 2014. Impacto socio-económico del uso de agroquímicos en distritos de riego (dr 063 Guasave, Sinaloa, y dr de temporal tecnificado 009 El Bejuco, Nayarit). p. 73-100. En: A.V. Botello, F. Páez-Osuna, L. Mendez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara (eds.). Pacífico Mexicano Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE. 930 p.
- Hall, M., & Roman, M. (2013). Bycatch and non-tuna catch in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. *FAO fisheries and aquaculture technical paper*, (568), Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.
- Hays, G. C., Richardson, A. J. & Robinson, C. (2005). Climate change and plankton. *Trends in Ecology and Evolution* 20, 337–344.
- Heinrichs, S., O'Malley, M., Medd, H., & Hilton, P. (2011). Manta ray of hope: global threat to manta and mobula rays. *Manta Ray of Hope Project (www.mantarayofhope.com)*.
- Last, P., Naylor, G., Séret, B., White, W., de Carvalho, M., & Stehmann, M. (Eds.). (2016). *Rays of the World*. Csiro Publishing.

- Marshall, A., Bennett, M.B., Kodja, G., Hinojosa-Alvarez, S., Galvan-Magana, F., Harding, M., Stevens, G. & Kashiwagi, T. 2012. *Manta birostris*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2 [online]. [Cited 28 December 2012]. www.iucnredlist.org
- Murphy, G. I. 1967. Vital statistics of the Pacific sardine (*Sardinops caerulea*) and the population consequences. *Ecology* 48:732-736.
- Notarbartolo-di-Sciara, G. (1987). Myliobatiform rays fished in the southern Gulf of California (Baja California Sur, Mexico) (Chondrychtyes: Myliobatiformes). Mem. V Simp. Biol. Mar. Univ. Auton. Baja California Sur. 109-115
- Notarbartolo-di-Sciara, G. (1988). Natural history of the rays of the genus *Mobula* in the Gulf of California. *Fishery Bulletin*, 86(1), 45-66.
- Notarbartolo-di-Sciara, G. (1995). What future for manta rays? Shark News. Newsletter of the IUCN Shark Specialist Group. October 1995. pp 1.
- Osuna-López, I., M.G. Frías-Espericueta, G. López-López, G. Izaguirre- Fierro, H. Zazueta-Padilla, M. Aguilar-Juárez, E.M. Correa-González, J. C. Bautista Covarrubias, J.A. Cervantes-Atondo, L. Sánchez-Osuna y D. Voltolina, 2014. Niveles de concentración de pesticidas organoclorados en moluscos bivalvos del noroeste de México. p. 33-42. En: A.V. Botello, F. Páez-Osuna, L. Mendez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara (eds.). Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE. 928 p.
- Pardo, S. A., Kindsvater, H. K., Cuevas-Zimbrón, E., Sosa-Nishizaki, O., Pérez-Jiménez, J. C., & Dulvy, N. K. (2016). Growth, productivity, and relative extinction risk of a data-sparse devil ray. *Scientific reports*, 6, 33745.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., & Torres, F. (1998). Fishing down marine food webs. *Science*, 279(5352), 860-863.
- Rambahinarison, J., Lamoste, M. J., Rohner, C., Murray, R., Snow, S., Labaja, J., ... & Ponzio, A. (2018). Life History, Growth, and Reproductive Biology of Four Mobulid Species in the Bohol Sea, Philippines. *Frontiers in Marine Science*, 5, 269.
- Richardson, A. J. (2008). In hot water: zooplankton and climate change. *ICES Journal of Marine Science* 65, 279–295.
- Robinson, C. J., Gómez-Gutiérrez, J., & de León, D. A. S. (2013). Jumbo squid (*Dosidicus gigas*) landings in the Gulf of California related to remotely sensed SST and concentrations of chlorophyll a (1998–2012). *Fisheries Research*, 137, 97-103.

- Robinson, C. J., Gómez-Gutiérrez, J., Markaida, U., & Gilly, W. F. (2016). Prolonged decline of jumbo squid (*Dosidicus gigas*) landings in the Gulf of California is associated with chronically low wind stress and decreased chlorophyll a after El Niño 2009–2010. *Fisheries research*, 173, 128-138.
- Smith, L. E. (2018). Plastic ingestion by *Scyliorhinus canicula* trawl captured in the North Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 130, 6-7.
- Smith, S. E., Au, D. W. and Show, C. (1998) Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Marine and Freshwater Research* 49, 663–678.
- Stewart, J. D., Beale, C. S., Fernando, D., Sianipar, A. B., Burton, R. S., Semmens, B. X., & Aburto-Oropeza, O. (2016a). Spatial ecology and conservation of *Manta birostris* in the Indo-Pacific. *Biological Conservation*, 200, 178-183.
- Stewart, J. D., Hoyos-Padilla, E. M., Kumli, K. R., & Rubin, R. D. (2016b). Deep-water feeding and behavioral plasticity in *Manta birostris* revealed by archival tags and submersible observations. *Zoology*, 119(5), 406-413.
- Thompson, R.C., 2006. Plastic debris in the marine environment: consequences and solutions. In: Krause, J.C., Nordheim, H., Bräger, S. (Eds.), *Marine Nature Conservation in Europe*. Federal Agency for Nature Conservation, Stralsund, Germany, pp. 107–115.
- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E., 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, 838.
- Vaillant L, Diguët L. 1898. Sur le Cephaloptere du Golfe de Californie. *Bulletin du Museum National d’Histoire Naturelle* 4: 127–128.
- Ward-Paige, C. A., Davis, B., & Worm, B. (2013). Global population trends and human use patterns of *Manta* and *Mobula* rays. *PloS one*, 8(9), e74835.
- White, W. T., Corrigan, S., Yang, L., Henderson, A. C., Bazinet, A. L., Swofford, D. L., & Naylor, G. J. (2017). Phylogeny of the manta and devilrays (Chondrichthyes: mobulidae), with an updated taxonomic arrangement for the family. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 182(1), 50-75.

j) Ficha resumen de la información anterior

Las poblaciones de *M. birostris* (una especie con características biológicas que hace que sus poblaciones sean muy vulnerables a los efectos de la pesca), han sufrido un incremento drástico en sus capturas a nivel mundial debido a aumentos en la demanda de sus branquias en el mercado asiático, además de sufrir los impactos humanos a su hábitat. Las poblaciones mexicanas fueron severamente explotadas en el pasado reciente, y a pesar de estar protegidas por la NOM-029-CONAPESCA-2006, el monitoreo y vigilancia en la implementación de dicha norma son insuficientes, por lo que las poblaciones mexicanas necesitan de protección adicional por su vulnerabilidad, y de no ser protegidas podrían desaparecer del territorio nacional.

Determinación de la Categoría de Riesgo conforme al al Método de Evaluación de Riesgo de Extinción (MER)

Criterio A. Amplitud de la distribución del taxón en México

La mantarraya gigante *Mobula birostris* es una especie pelágica de las plataformas continentales, islas oceánicas y montes submarinos, con distribución global en aguas tropicales y cálidas-templadas entre los 40°N y los 40°S (Last *et al.* 2016). De acuerdo a Couturier *et al.* (2012), esta especie se distribuye en toda la plataforma continental de México desde la frontera con Estados Unidos hasta la frontera con Guatemala en el Océanos Pacífico, incluyendo el Archipiélago de Revillagigedo, y desde la frontera con Estados Unidos hasta la frontera con Belice en el Golfo de México y Caribe.

Los pocos datos nacionales que existen en la base de datos *Naturalista* (https://www.naturalista.mx/observations?place_id=6793&taxon_id=623966) de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) indican avistamientos solo en la zona noreste de la península de Yucatán, Bahía de Banderas, y el Archipiélago de Revillagigedo. Estudios recientes indican un alto grado de residencia y movimientos relativamente poco distantes, en las mantarrayas gigantes del Archipiélago de Revillagigedo y las de Bahía Banderas, Jal. (Stewart *et al.* 2016a). Una vez definida la distribución, la cual se muestra en la figura 2, se generaron polígonos con los que se calculó el área que ocupa la especie dentro de la gradilla de 10 x 10 km para posteriormente calcular el porcentaje de la ZEE en la que se puede encontrar el taxón. Los cálculos correspondientes se muestran en la figura 3, los cuales indican que *M. birostris* se distribuye solo en el 21.89% de la ZEE de México.

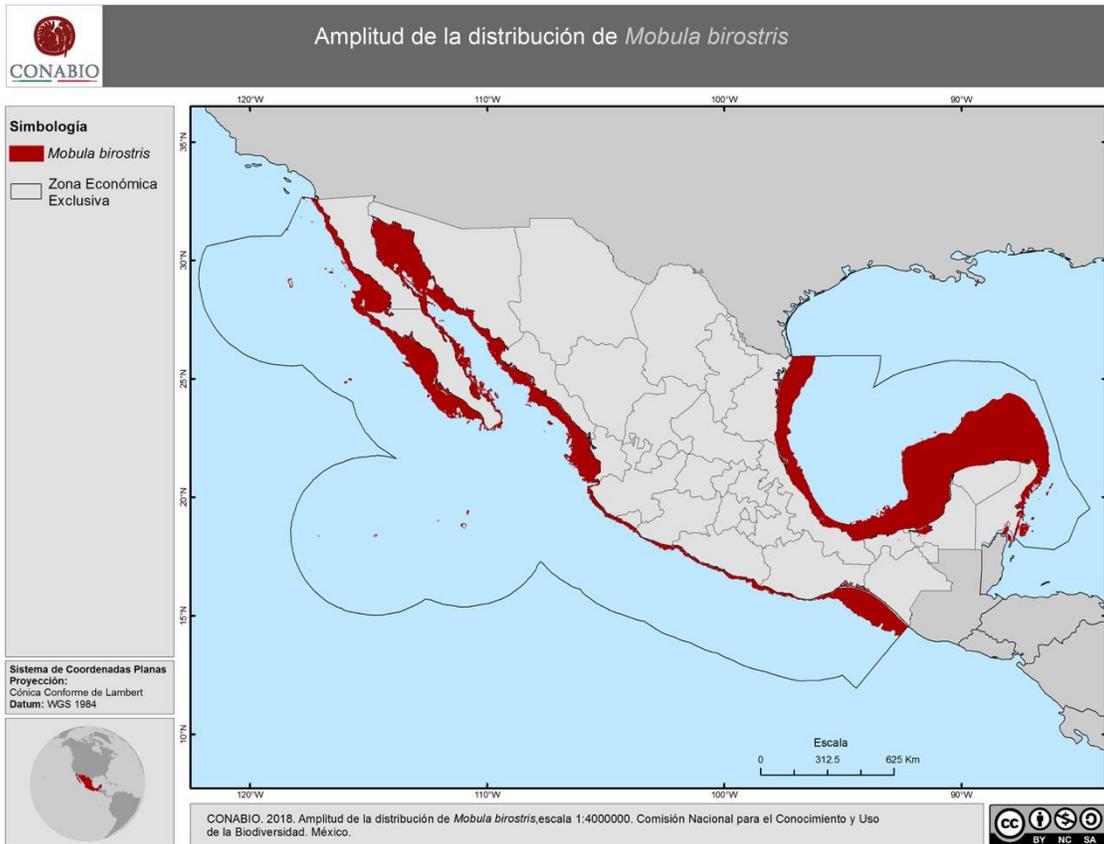
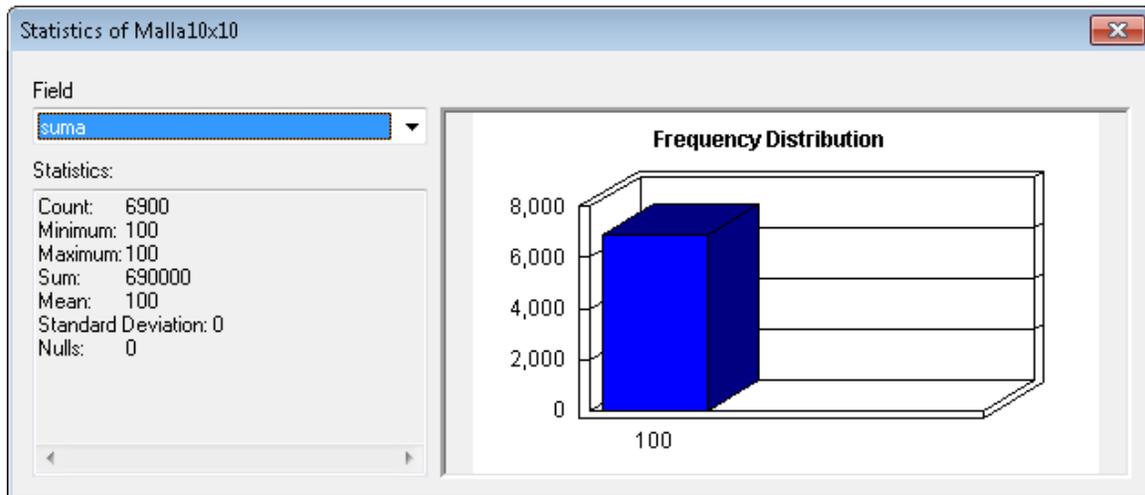


Figura 2. Distribución de *Mobula birostris* en México (basado en Couturier *et al.* 2012, Graham *et al.* 2012, y datos de *Naturalista*).



Total	M. birostris	690,000 km ²	21.89%
-------	--------------	-------------------------	--------

Fig. 3. Cálculo del porcentaje de cobertura de la distribución de *M. birostris* con respecto al total de la ZEE.

Por lo aquí expuesto, se asigna a este criterio el siguiente valor para esta especie:

Medianamente restringida o amplia = 2

Criterio B. Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón

El hábitat principal de *M. birostris* es la región pelágica costera e insular, de la superficie hasta los 650 m de profundidad, con preferencia por aguas de la superficie a los 350 m y de temperaturas entre 19° y 32.8°C (Dewar *et al.* 2008, Freedman & Roy 2012, Stewart *et al.* 2016a,b). La dieta de esta especie consiste principalmente de plancton y peces pelágicos pequeños (Last *et al.* 2016).

El impacto de la sobrepesca en los océanos mundiales está bien documentado e indica una disminución grave en la disponibilidad de alimento tanto para los humanos como para todos los eslabones de las cadenas tróficas marinas (Pauly *et al.* 1998). Las capturas pesqueras de los últimos 45 años del Siglo XX cambiaron de estar centradas en grandes peces piscívoros a estar basadas principalmente en invertebrados y pequeños peces planctívoros, es decir, hubo un decline constante en el nivel trófico promedio de las especies capturadas, lo cual implica una modificación en la disponibilidad de recursos y en las redes tróficas marinas (Pauly *et al.* 1998). Esta tendencia es igualmente válida en México, donde el nivel trófico de los recursos pesqueros disminuyó de manera preocupante entre 1955 y 2009, y donde el 47% de las pesquerías se encuentran sobreexplotadas o colapsadas (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón 2011). Es evidente que desde el punto de vista ecológico, el hábitat marino en México presenta limitaciones de disponibilidad de alimento (abundancia de especies presa) y por ende limitaciones en las condiciones óptimas para el crecimiento de las poblaciones marinas, con respecto a los que un hábitat prístino debiera presentar.

Los efectos del cambio climático global en el Golfo de California indican que de 2002 a 2012 hubieron aumentos progresivos de la temperatura superficial (SST) que conllevaron disminuciones importantes de concentraciones de clorofila *a* y del coeficiente de surgencias costeras (CUI) lo cual afectó considerablemente la disponibilidad de plancton en dicha región (Robinson *et al.* 2013). La disponibilidad de clorofila *a* en la zona continuó decayendo al menos hasta 2015 (Robinson *et al.* 2016). Los estudios anteriores indican que la disponibilidad de zooplancton, principal alimento de *M. munkiana* ha decaído significativamente en el Golfo de California en las últimas dos décadas y esto podría ser limitante para el crecimiento y recuperación de la población de esta especie en dicha región.

Por lo arriba argumentado, se asigna para *M. birostris* el siguiente valor para este criterio:

Intermedio o limitante = 2

Criterio C. Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón

Los tiburones y rayas son de los grupos de vertebrados con mayor vulnerabilidad biológica debido a su lento crecimiento y baja fecundidad (Smith *et al.* 1998). No existen

estudios de edad y crecimiento para esta especie, sin embargo la información demográfica existente sobre *M. birostris* indica que es una especie de muy baja productividad biológica incluso comparado con otros tiburones y rayas (Dulvy *et al.* 2014, Pardo *et al.* 2016). Esto es debido principalmente a que como todos los miembros de la familia Mobulidae, solo tienen una sola cría en cada ciclo reproductivo, esto es, cada 2 o 3 años (Couturier *et al.* 2012), aunado a esto, las hembras de *M. birostris* alcanzan la madurez sexual hasta los 8-10 años de edad (Marshall *et al.* 2012).

Rambahinarison *et al.* (2018) estimaron la talla de 1ª maduración sexual para *M. birostris* de Filipinas en 382 y 448 cm AD respectivamente para machos y hembras, y la edad de 1ª maduración sexual de hembras y edad en que el 50% de las hembras están preñadas en 8.6 y 12.6 años respectivamente. Con estos parámetros reproductivos y otros parámetros biológicos de la literatura, los autores calcularon una tasa intrínseca de crecimiento poblacional r de entre 0.0001 y 0.019, la más baja estimada para 106 elasmobranchios analizados (Dulvy *et al.* 2012). Dichos valores de r están muy por debajo de los de otras especies marinas como la sardina del pacífico *Sardinops sagax* que tiene un tasa intrínseca de crecimiento poblacional r de 0.34 (Murphy 1967), la platija de verano *Pleuronectes dentatus* que tiene una r de 0.502 o la anchoveta norteaña *Engraulis mordax* que tiene una r de 0.88. La conclusión que puede derivarse de la información arriba presentada es que el riesgo de extinción de *M. birostris* es el más alto entre los elasmobranchios, los cuales como grupo tienen comparativamente un mayor riesgo de extinción que la mayoría de los otros grupos de vertebrados marinos.

Aunado a lo anterior, la morfología de las mantarrayas gigantes con aletas cefálicas y aletas pectorales puntiagudas los hacen altamente susceptibles a quedar enredados en todo tipo de redes pesqueras, así como en líneas de pesca y cabos de anclaje de embarcaciones.

Es pues claro que *M. birostris* posee **capacidades de crecimiento poblacional muy limitadas y por lo tanto una muy baja capacidad para que sus poblaciones se recuperen de los efectos de la pesca, no solo comparadas con otras especies marinas como sardinias, anchovetas, etc., sino incluso entre el vulnerable grupo de los tiburones y rayas**, por lo tanto se asigna el siguiente valor para este criterio para esta especie:

Vulnerabilidad alta = 3

Criterio D. Impacto de la actividad humana sobre el taxón

Las principales fuentes de impacto humano sobre la mantarraya gigante son la pesca dirigida y la pesca incidental (Heinrichs *et al.* 2011, Couturier *et al.* 2012, Dulvy *et al.* 2014). Mientras que la carne de las mantarrayas ha sido utilizada en México como alimento o carnada para la pesca desde hace al menos un siglo (Vaillant y Diguët 1898,

Gill 1908), entre las décadas de los 1970s y 2000s existieron pesquerías dirigidas a mantarrayas en el Golfo de California (Notarbartolo-di-Sciara 1987a, Bizzarro et al. 2009c), mientras que en las últimas dos décadas ha surgido una demanda enorme por sus branquias o agallas como un artículo supuestamente tradicional en la medicina china (Heinrichs et al. 2011, Ward-Paige et al. 2013). A pesar de que aproximadamente el 50% de las branquias en este mercado son de *M. birostris*, y que no existe ninguna evidencia de la efectividad curativa de dichos productos, y que de echo las branquias de mantarraya no son verdaderamente tradicionales en la medicina china (Heinrichs et al. 2011) el comercio por este producto por el cual se llega a pagar hasta \$500 USD por kg, ha ocasionado que las capturas de mobúlidos a nivel mundial se hayan disparado en el presente siglo. Otro factor a considerar es que aunque no existen estimaciones totales del tamaño de las poblaciones de *M. birostris*, se cree que es una especie con una distribución escasa, con subpoblaciones de entre 100 y 1,000 individuos en cada uno de los sitios donde se forman agregaciones, tales como las Islas Revillagigedo, o Bahía de Banderas, Jal. (Marshall et al. 2012).

Una de las pocas pesquerías dirigidas a *M. birostris* y otros mobúlidos estudiadas en México fue documentada por Nortarbartolo-di-Sciara (1988, 1995). Esta pesquería la cual utilizaba redes de enmalle y arpones para la captura, se llevaba a cabo en el sur de La Paz desde al menos el principio de los años 1980s, pero probablemente desde mucho tiempo atrás. Bizzarro et al. (2009c) reportan que a finales de los 1990s la pesca de mobúlidos, incluyendo *M. birostris*, continuaba en B. C. S. Otras pesquerías artesanales en todo el golfo de California también pescaban mobúlidos a finales de los 1990s (Bizzarro et al. 2007a, b; Smith et al. 2007), presumiblemente, también pescaban *M. birostris*.

Sumado a estas pesquerías dirigidas, se sabe que las pesquerías de atún de mares tropicales con redes de cerco tienen capturas incidentales importantes de varias especies de tiburones y rayas. Según Croll et al. (2016), dichas pesquerías causaron mortalidades promedio de aprox. 2800 mobúlidos por año en el Pacífico Oriental entre 1993 y 2013. Aunado a esto, Hall y Roman (2013) reportan capturas entre 2000 y 2009 de hasta 120 toneladas anuales de *M. birostris* en el Pacífico Oriental adyacente a la ZEE de México (Fig. 4). Es de esperarse que el impacto de dichas capturas tengan un efecto en las *M. birostris* del Pacífico Mexicano, las cuales probablemente son parte de una meta-población del Pacífico Oriental.

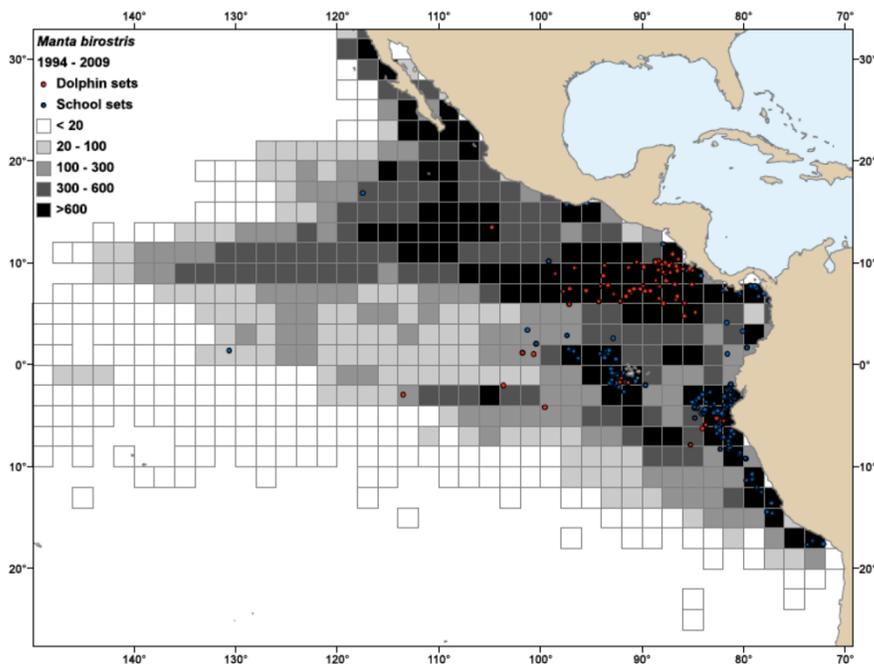


Figura 4. Capturas de *M. birostris* en sets sobre delfines y sobre cardúmenes de atún de la flota cerquera del Pacífico Oriental Tropical (Tomado de Hall y Romeo, 2013). Nótese como a pesar de haber esfuerzo significativo en algunas partes de la ZEE de México, se registran muy pocas capturas, lo que evidencia la baja abundancia de esta especie en México.

A pesar de la prohibición de la pesca de cualquier especie de *Manta* o *Mobula* en México (NOM-029-PESCA; DOF 2007), existen reportes de que los mobúlidos continúan siendo pescados y desembarcados en la costa central de Sonora (Fernando Márquez, com. pers.), Puerto Ángel, Oax. (V. Anislado-Tolentino, com. pers.), Santa Rosalía y El Sargento, B. C. S. (Heinrichs *et al.* 2011), y la costa de Campeche (J.C. Pérez, com. pers.). Ward-Paige *et al.* (2013) señalan que en el Pacífico mexicano los cardúmenes de mantarrayas han disminuido de tamaño en los últimos años, que aún existe pesca (ilegal) de mobúlidos, y que en algunos mercados aún se pueden encontrar productos a la venta.

Aunado a lo anterior, en México el hábitat marino se encuentra principalmente impactado por diversos tipos de contaminación. La contaminación marina en México es debida principalmente a hidrocarburos, metales pesados, plaguicidas usados en la agricultura, fertilizantes que causan florecimientos de algas nocivas, residuos sólidos urbanos, así como bacterias y patógenos (Botello *et al.* 2013, 2014). Además, se ha comprobado recientemente que todos los océanos del mundo se encuentran severamente afectados por la contaminación de microplásticos (Cole *et al.* 2011).

Benítez *et al.* (2014) documentan como el crecimiento poblacional y las actividades económicas han causado graves problemas de contaminación e impacto ambiental en el Golfo de México, incluyendo altos niveles de contaminación por

hidrocarburos y metales pesados en sedimentos y organismos acuáticos, sobre todo en las costas de Tabasco y Campeche, y sur de Veracruz, y contaminación microbiológica (bacterias y patógenos) alrededor de los principales centros urbanos como Tampico, Veracruz, Coatzacoalcos, Villahermosa y Ciudad del Carmen. Así mismo, Gracia *et al.* (2014) demuestran que los ríos Coatzacoalcos y Grijalva son los que mayor grado de contaminación por nutrientes aportan al Golfo de México, mientras que con respecto a metales pesados lo son los ríos Grijalva y Gonzales así como la Laguna de Términos. Estos autores señalan que las concentraciones de metales pesados muestran un aumento entre 2004 y 2010, y al menos 4 metales pesados rebasan por mucho los criterios de calidad. En el Pacífico Mexicano, las concentraciones de Cd y Cr son muy altas en la costa occidental de Baja California y parte de la costa de Guerrero, y las concentraciones de Pb en varias especies de fauna marina en algunos puntos de Sinaloa y Nayarit están por arriba de las permitidas por la FDA de Estados Unidos (Botello *et al.* 2015). Osuna-López *et al.* (2014) documentan la presencia de pesticidas organoclorados en altas concentraciones en el Noroeste de México, mientras González-Farías *et al.* (2014) documentan el uso de plaguicidas prohibidos como el dieldrín en la agroindustria de Nayarit, y Aguilera-Márquez *et al.* (2014) reportan incrementos significativos en la concentración de metales pesados en los huevos de aves que anidan en islas de la costa sur de Sonora.

La contaminación de los mares por microplásticos es un área de investigación relativamente reciente, sin embargo se sabe con certeza que el auge en la producción global de plásticos a partir de la década de los 1940 produjo un aumento paralelo en la contaminación de los mares mundiales con microplásticos (Cole *et al.* 2011). Existen estimaciones de que el 10% de los plásticos producidos a nivel mundial terminan en los océanos (Thompson 2006), y sus fuentes son tanto partículas de plástico producidas para abrasivos cosméticos e industriales (microplásticos primarios) como partículas pequeñas producidas por la ruptura mecánica de productos plásticos (microplásticos secundarios) como botellas, bolsas y todo tipo de productos plásticos (Cole *et al.* 2011). Aunque los microplásticos se concentran en las playas, bocas de ríos y los grandes giros oceánicos, se les encuentra en toda la columna de agua y se sabe que su concentración en los mares aumentó considerablemente entre las décadas de los 1960-1970s y las décadas de los 1980-1990s (Thompson *et al.* 2004). Los principales problemas que presentan los microplásticos son la acumulación de contaminantes en su superficie debido a sus propiedades hidrofóbicas y su gran proporción superficie-volumen, y la filtración de aditivos plásticos al medio ambiente o a los seres vivos marinos durante la degradación de los plásticos (Cole *et al.* 2011). La ingestión de los microplásticos (y las sustancias tóxicas asociadas a ellos arriba mencionadas) por organismos filtradores (desde plancton, hasta tiburones ballena, peregrino y mantarrayas que se alimentan de plancton) y la subsiguiente acumulación de los mismos en la cadena alimenticia representan una amenaza a invertebrados, aves, y peces marinos y pueden tener efectos nocivos como la disrupción de procesos endócrinos, crecimiento, reproducción, efectos mutagénicos y cancerígenos (Cole *et al.* 2011). La ingestión de plásticos por tiburones y rayas no es simplemente una posibilidad teórica, Smith (2018) documenta

que 15% de los tiburones *Scyliorhinus canicula* pescados con red de arrastre en el Mar del Norte habían ingerido pedazos de plástico o microplástico. La ingestión de microplásticos ha sido identificada como un problema que puede impactar especialmente a mantarrayas mobúlidas, tiburones ballena y otras especies de megafauna filtradora (Germanov *et al.* 2018).

Es claro que dada la extremadamente baja productividad de *M. birostris* que no permite a sus poblaciones recuperarse rápidamente de pérdidas en abundancia causadas por factores externos como la pesca ya sea dirigida o incidental, y considerando los más de 100 años de pesca indiscriminada de esta especie al menos en el Pacífico mexicano y particularmente en el Golfo de California (del final del Siglo XIX hasta la promulgación de la NOM-029-PESCA en 2007, si es que esta ha tenido el efecto real de disminuir la mortalidad de esta especie), el impacto humano sobre las poblaciones de *M. birostris* en México aunque no cuantificados deben ser severos. Por lo anterior (pesca directa no-regulada por más de 100 años, continuación de la pesca incidental en la flota atunera de cerco del Pacífico Oriental, la extremadamente baja productividad de la especie, así como los impactos potenciales de la contaminación marina por hidrocarburos, metales pesados y microplásticos), se asigna el siguiente valor para este criterio

Impacto medio = 3

Conclusión (suma de los valores de los 4 criterios)

La suma de los valores asignados a los cuatro criterios del MER, en base a la mejor información científica disponible **es igual a 10**.

Por tanto, *Mobula birostris* deben ser asignado a la categoría de (A) 'Amenazada'.