

1. Análisis de microplásticos en estómagos de *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758) en el norte de Sinaloa

ALEJANDRA VALENZUELA GARCÍA¹

APOLINAR SANTAMARÍA MIRANDA²

MÁXIMO GARCÍA MARCIANO³

JUAN PABLO APÚN MOLINA⁴

EILEEN PAYÁN URÍAS⁵

LUIS PARMENIO SUESCÚN BOLÍVAR⁶

REFUGIO RIQUELMER LUGO GAMBOA⁷

DOI: <https://doi.org/10.52501/cc.292.01>

Resumen

Los microplásticos alcanzan tamaños entre 5 mm y 100 µm, los cuales se degradan hasta nanoplásticos, que son menores a 100 nm. Estos microplásticos representan una amenaza para los peces dado que bloquean el paso de los alimentos, reducen la ingesta y asimilación de los nutrientes, afectando su crecimiento, reproducción, metabolismo y supervivencia, entre otros aspectos. En la presente investigación en la lisa *Mugil cephalus* se encontraron 31 partículas microplásticas en los estómagos, con tamaños que oscilan entre 1.15 y 3.9 mm. No se presentaron diferencias significativas entre or-

¹ Licenciada en Biología. Estudiante de maestría en el Instituto Tecnológico de Los Mochis, México. ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-9228-9232>; correo electrónico: avalenzuela240@gmail.com

² Doctora en Ciencias Marinas y Costeras. Profesora-investigadora en el CIIDIR, unidad Sinaloa, del Instituto Politécnico Nacional, México. ORCID: <http://orcid.org/0000-0001-8335-1460>

³ Maestro en Recursos Naturales y Medio Ambiente. Estudiante del Doctorado en Ciencias en Conservación del Patrimonio Paisajístico en el Instituto Politécnico Nacional, México. ORCID: <http://orcid.org/0000-0001-6530-5954>

⁴ Doctor en Ciencias en Biotecnología. Profesor-investigador titular C en el CIIDIR, unidad Sinaloa, del Instituto Politécnico Nacional, México. ORCID: <http://orcid.org/0000-0001-9006-8882>

⁵ Licenciada en Biología. Estudiante de maestría en el Instituto Tecnológico de Los Mochis, México. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5013-9292>

⁶ Doctor en Ciencias del Mar y Limnología. Profesor-investigador de medio tiempo en la Universidad de Cartagena, Colombia. ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0707-403X>

⁷ Maestro en Recursos Naturales y Medio Ambiente. Estudiante de doctorado en el Instituto Politécnico Nacional, México. ORCID: <http://orcid.org/0009-0003-9564-4326>

ganismos inmaduros, machos o hembras, ni en el análisis por tallas. En el análisis morfofisiológico se presentaron diferencias significativas en el índice de repleción gástrica en organismos de la bahía El Perro, en Ahome, Sinaloa.

Palabras clave: *Mugil cephalus*, condición fisiológica, microplásticos.

Introducción

Los plásticos sintéticos presentes en los objetos cotidianos constituyen los principales desechos antropogénicos que ingresan a los océanos de la Tierra. Los océanos proporcionan recursos importantes y valiosos, como alimentos, energía y agua. También son la principal vía de comercio internacional y el principal estabilizador del clima. Por lo tanto, los cambios en el ecosistema marino causados por influencias antropogénicas, como la contaminación por plástico, pueden tener un impacto dramático a escala global (Urbanek et al., 2018).

Una mayor preocupación son los microplásticos: fragmentos de plástico, fibras y perlas < 5 mm de diámetro, fabricados para tener un tamaño microscópico o derivados de la degradación de desechos plásticos más grandes (Cole et al., 2011).

Se ha demostrado que los microplásticos contienen cantidades significativas de sustancias nocivas añadidas a su composición durante su producción; estos aditivos son responsables de algunas propiedades diferentes que se les confieren (Wang et al., 2015). Además, atraen otras sustancias cuando están en la superficie del agua debido a su naturaleza hidrófoba, incluidos los contaminantes orgánicos persistentes (POPs), materia vegetal, bacterias, contaminantes químicos, aditivos, monómeros, oligómeros y metales que son adsorbidos por la superficie del plástico (Cole et al., 2019; Galloway et al., 2017; Galloway y Lewis, 2017; Euten et al., 2009).

Especialistas de la UNAM advierten que los efectos de los microplásticos en la fauna marina son diversos y van desde estrés, heridas por fricción, obstrucción intestinal, inhibición de enzimas gástricas, retraso en la ovulación e inanición, hasta anormalidades reproductivas y cáncer. Todo ello

puede escalar hacia la población, con lo que ocurriría una afectación en la biodiversidad en general (Sánchez, 2021).

Está documentada la evidencia de alteraciones producidas en los animales expuestos a microplásticos. Se sabe que atraviesan tejidos y órganos, desencadenando estrés oxidativo, inflamación y daño celular, así como respuestas inmunes localizadas, entre otros deterioros. Además, las partículas muy finas son capaces de atravesar las membranas celulares, la barrera hematoencefálica y la placenta (Delgado, 2019).

En 2017 McGoran et al. mencionan que es elevada la cantidad de microplásticos encontrados en el tracto digestivo de peces de ambientes acuáticos; sin embargo, Davison y Asch en 2011 encontraron una incidencia de 9.2% de microplásticos en el tracto digestivo de 114 peces mesopelágicos, por lo que se deduce que la ingestión de microplásticos por peces se encuentra influenciada por diversos factores, incluido el nivel de contaminación de microplásticos local, la estrategia de alimentación de cada especie de pez y otros factores ambientales (Battaglia et al., 2016; Bucol et al., 2020; Romeo et al., 2015; Wang et al., 2020).

Diversos trabajos exponen que uno de los grupos que han resultado gravemente afectados es el de los peces, ya que se calcula que más de 600 especies ingieren por error fragmentos de plástico que confunden con alimento (Cole et al., 2011).

Una vez que los microplásticos son ingeridos, las sustancias químicas aditivas que penetran en la estructura del plástico son translocadas al sistema circulatorio y otros órganos por lo que son persistentes y capaces de llegar al humano consumidor de especies de importancia comercial, como bivalvos, crustáceos y peces (Wright et al., 2013).

De acuerdo con Cheung et al. (2018), la lisa *Mugil cephalus* es una especie que presenta un alto riesgo de ingestión de microplásticos, la cual es de gran importancia económica para muchos países, incluido México, ya que consta del 2.6% de la producción total de peces marinos. Debido a sus hábitos alimenticios bentónicos, esta especie presenta una alta ingestión de microplásticos. Además de que se considera de gran importancia para el monitoreo de la salud de los ecosistemas costeros, la lisa, al ser consumida por aves y peces carnívoros también está relacionada con la transferencia de microplásticos de niveles tróficos inferiores a superiores.

La lisa es una especie diurna omnívora que se alimenta principalmente de zooplancton, materia vegetal muerta y detritos. Posee una molleja de paredes gruesas y un intestino largo que le permite alimentarse, eliminando así los detritos y microalgas del sedimento, el cual también ingieren para poder moler el alimento. *Mugil cephalus* (figura 1.1) es una especie marina, que penetra en estuarios y aguas dulces; sin embargo, desova en el mar y luego los jóvenes entran en el estuario. El desove sería lejos de la costa, pero los juveniles se acercarían al litoral en diciembre y permanecen en aguas estuarinas y marinas costeras hasta los tres años de vida (Oliver, 1943).

Figura 1.1. *Lisa* (*Mugil cephalus*, L. 1758)



Fuente: imagen propia de los autores.

Por otro lado, las larvas de *M. cephalus* se alimentan principalmente de pequeños crustáceos, aunque también se han encontrado copépodos, larvas de mosquito y restos de plantas en el contenido estomacal de larvas de menos de 35 mm de longitud. Mientras más comida ingiera el pez, más grande será su talla (FAO, 2009).

La actividad pesquera de la lisa se intensifica dentro de los ambientes estuarinos, ya que tanto la carne como las gónadas de esta especie, localmente conocida como “hueva”, alcanzan un elevado valor comercial en el mercado local y en el nacional (Gómez-Ortiz et al., 2006; Ibáñez-Aguirre et al., 1999).

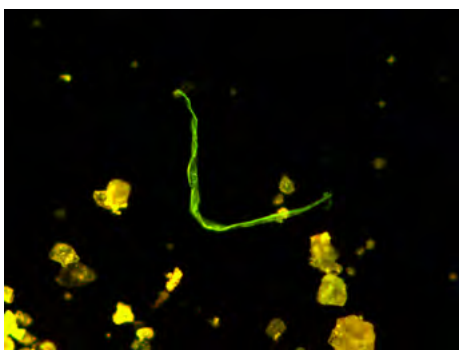
M. cephalus es cosmopolita en las aguas costeras de la mayoría de las zonas tropicales y subtropicales. En el océano Atlántico occidental se encuentra en Nueva Escocia, en Canadá, al sur de Brasil, incluido el Golfo de México. Está ausente en las Bahamas y el mar Caribe. En el océano Atlántico oriental, el salmonete rayado se encuentra desde el Golfo de Vizcaya (Francia) hasta Sudáfrica, incluidos el mar Mediterráneo y el mar Negro. El rango del océano Pacífico oriental incluye el sur de California al sur de Chile (FAO, 2009).

Resultados y discusión

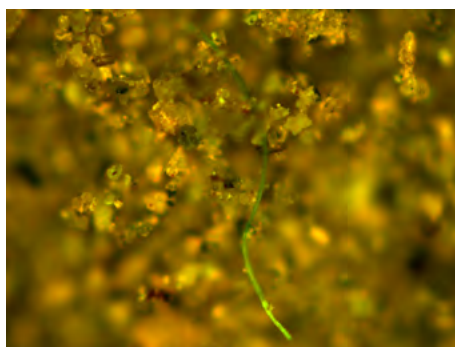
Abundancia y tipo de microplásticos

Se encontró un total de 1488 partículas de microplásticos (MP) presentes en el contenido estomacal de 47 organismos, con un promedio de 31 partículas por organismo, la mayoría fueron fibras de cuerdas de nylon (figura 1.2). Estos resultados son similares a los de Hastuti et al. (2019) quienes encontraron un total de 2063 partículas de MP en 174 peces de importancia co-

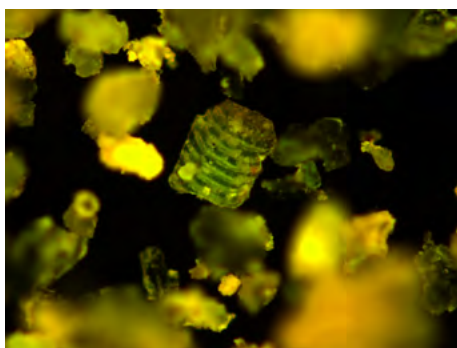
Figura 1.2. Microplásticos en el contenido estomacal de organismos de *M. cephalus* analizados en la estación climática de primavera



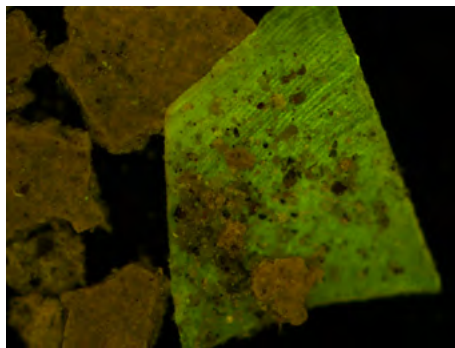
(a)



(b)



(c)



(d)

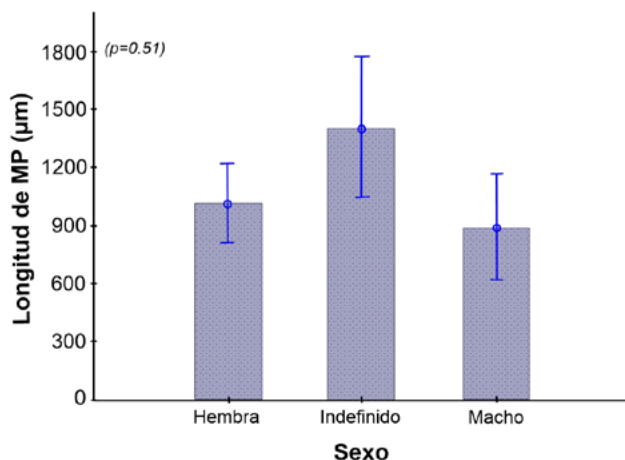
Nota: Se clasificaron por tipo de material (a, b: fibras de cuerdas de nylon; c, d: material desconocido).
Fuente: fotografía propia tomada con el microscopio Leica DM4000 de fragmentos de MP en peces.

mercial en Indonesia, en el que el número promedio de partículas por individuo fue de 12.21 ± 9.76 . Sin embargo, Cheung et al. (2018) encontraron un total de 147 partículas de microplásticos en 18 lisas (*Mugil cephalus*) silvestres capturadas en la costa este de Hong Kong, con un promedio de 4.3 partículas por organismo, lo que sugiere que el 60% de los peces muestreados contenían microplásticos. El polipropileno fue el polímero más encontrado (42%) y en segundo lugar se halló el polietileno (25%). Por otra parte, Nadal et al. (2016) reportaron que el 57.8% de bogas (*Boops boops*) analizadas presentaron microplásticos, siendo un total de 337 organismos colectados alrededor del mar Balear, ubicado en la península ibérica, con un promedio de 3.75 partículas por organismo. La gran diferencia entre los resultados de esta investigación con los comparados se puede deber a que en los sitios de muestreo existe una alta actividad de pesca y esto coincide con las fibras de cuerdas de nylon que fueron el polímero de mayor abundancia entre las muestras, también se puede deber a la alta actividad antropogénica que se da en la estación de primavera y verano debido a las festividades de playa.

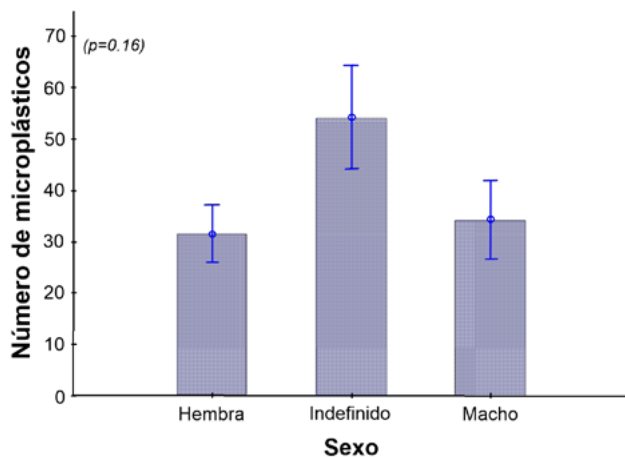
Microplásticos en relación con los sexos y tallas

La longitud (μm) (gráfica 1.1) y número de MP (gráfica 1.2) en relación con el sexo del organismo fue mayor en los indefinidos, donde la mayor partícula de MP que se encontró fue de 3 955.68 μm , mientras que la longitud menor fue de 115.99 μm , que se halló en un macho; sin embargo, no se encontraron diferencias significativas. Mientras que en el trabajo realizado por Iannacone et al. (2021), en el que se analizaron diferentes peces marinos no se reportaron diferencias significativas entre hembras y machos, en relación con el número de MP encontrados en el tracto digestivo.

Según Hastuti et al. (2019), el rango de tamaño de los MP fue de < 20 a 3 000 μm , mientras que en este trabajo el de mayor tamaño llegó casi a los 4 000 μm . De igual manera, establecieron que no existió correlación entre el sexo del individuo y la cantidad de microplásticos ingeridos y el peso corporal total, la longitud corporal total, la longitud del tracto digestivo, el peso del contenido digestivo, la altura de la boca y la longitud de la

Gráfica 1.1. Tamaño de microplásticos (μm) en relación con el sexo de *M. cephalus*

Fuente: elaboración propia.

Gráfica 1.2. Cantidad de microplásticos encontrados en estómagos de *M. cephalus* en relación con los sexos

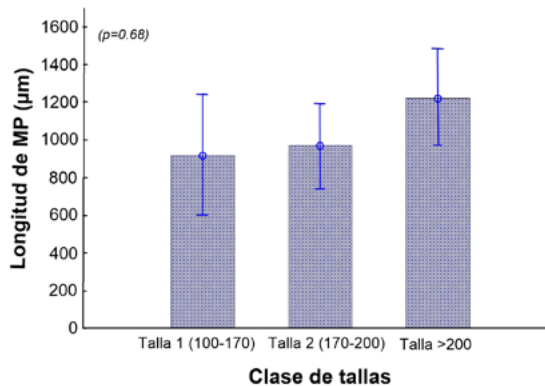
Fuente: elaboración propia.

boca. De la misma manera, de acuerdo con Zhang et al. (2020), en un estudio que se realizó en el sur de China con *M. cephalus* y *Konosirus punctatus*, no fue muy clara la relación entre la longitud total del organismo y la abundancia de MP presentes en el tracto digestivo. Esto es similar a lo reportado por Nunes et al. (2021), quienes mencionan que no hubo efecto

en la longitud total y el peso del tracto digestivo en relación con la cantidad de MP ingeridos por *M. cephalus* en un estudio realizado en Brasil.

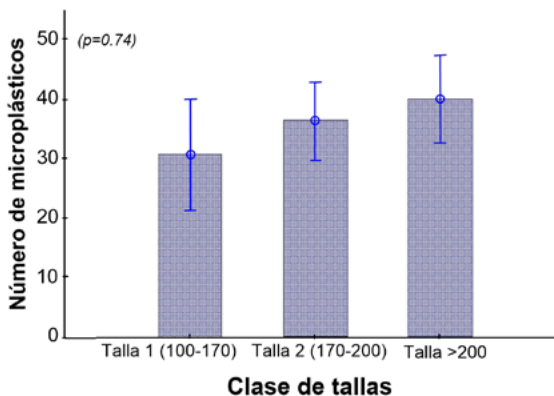
Al analizar la longitud de los MP (μm) en relación con las tallas de los organismos (g), se encontró que en la talla 3 (>200) fue donde se encontraron los MP de mayor longitud, llegando a los casi 1 800 μm (gráfica 1.3). En cuanto a la cantidad de MP, se puede observar que de igual manera en la talla 3 (>200) fue donde se encontró la mayor cantidad de MP (gráfica 1.4).

Gráfica 1.3. Longitud de los MP (μm) en relación con el peso de los organismos (g) en *M. cephalus*



Fuente: elaboración propia.

Gráfica 1.4. Cantidad de MP en relación con el peso de los organismos (g) en *M. cephalus*



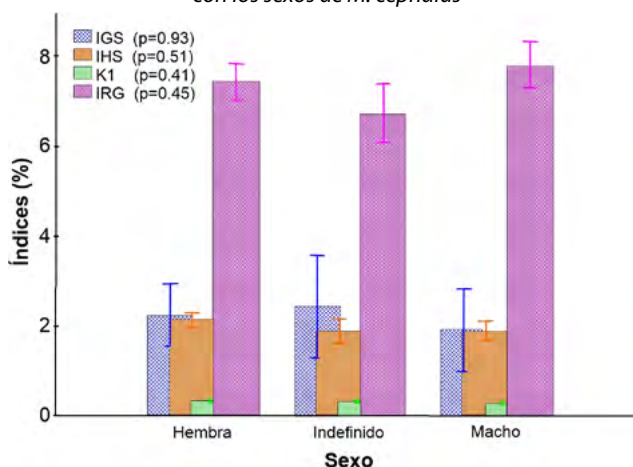
Fuente: elaboración propia.

Con esto podemos confirmar que no existe relación entre la talla del organismo y la cantidad de MP ingeridos.

Índices morfofisiológicos

En la siguiente figura se muestran los promedios de los índices morfofisiológicos (índice gonadosomático, hepatosomático, repleción gástrica y factor de condición) de cada sexo: hembras, machos e indefinidos. Se puede observar que en el IRG fue muy similar entre los 3 sexos, manteniéndose en un rango de 7-8%. En cuanto al IGS se puede notar una clara diferencia entre las hembras y los machos, lo cual puede indicar que las gónadas de las hembras estaban en etapa de madurez (gráfica 1.5).

Gráfica 1.5. Índices morfofisiológicos (IGS, IHS, K1, IRG) en comparación con los sexos de *M. cephalus*



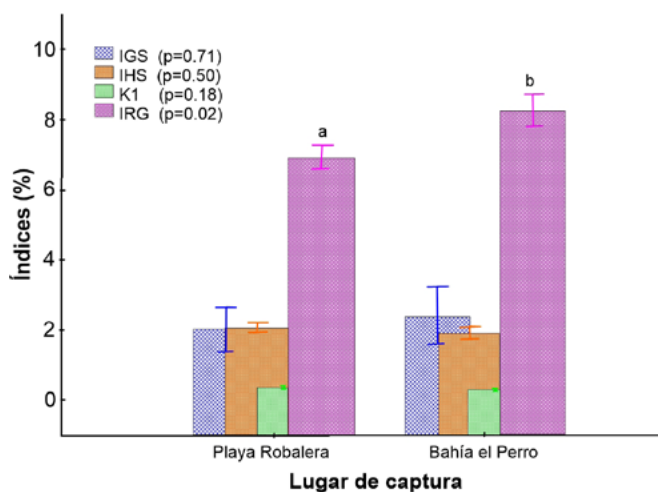
Fuente: elaboración propia.

Relación de índices morfofisiológicos con los sitios de muestreo

Se puede ver que el índice que mostró diferencias significativas fue el índice de repleción gástrica (IRG) con un valor de $p = 0.022986$; se observó que en bahía El Perro fue mayor el contenido de microplásticos en los estóma-

gos en comparación con los organismos de la playa La Robalera. En relación con los índices hepatosomático, gonadosomático y factor de condición no se presentaron diferencias significativas (gráfica 1.6).

Gráfica 1.6. Relación de índices morfofisiológicos (IGS, IHS, K1, IRG) con los sitios de muestreo (playa La Robalera y bahía El Perro) en *M. cephalus*



Fuente: elaboración propia.

Índice gonadosomático (IGS)

El mayor valor que se presentó dentro del índice fue de 10.6, mientras que el menor fue de 0, ya que las gónadas estaban tan pequeñas que no se pudieron pesar, lo cual da un promedio total de 2.2, afectando, por lo tanto, el resultado. Sin embargo, el valor más alto concuerda con el de Ibáñez y Colín (2014), ya que a pesar de que su IGS osciló de 5.81 a 21.87, el promedio fue de 10.71 en *M. cephalus*. De acuerdo con Kurma y Ramesh (2016), los valores fueron considerablemente bajos (0.32 a 3.8) de febrero a septiembre, con el valor más bajo en el mes de marzo. Durante este mes las gónadas están en condición gastada ya que se sabe que los peces desovan a partir de enero adelante. El desarrollo de las gónadas en las hembras comienza a partir de octubre y el índice gonadosomático osciló entre el 8.1 y el 11.5 por ciento de octubre a enero. El valor máximo se registró en diciembre.

Índice hepatosomático (IHS)

El valor promedio que se presentó en todos los sexos fue de 2.0, sin embargo, fue en las hembras donde se presentó el valor más alto (2.2) de entre los demás sexos. De acuerdo con Ben et al. (2012) en un estudio que se realizó en Túnez con *M. cephalus* y *Dicentrarchus labrax*, se estableció que el IHS fue de 2.90 y 1.10, respectivamente, en lisa y lobina colectadas en la laguna de Bizerta. En el mar Mediterráneo, el IHS fue de 1.50 y 0.50, respectivamente, en la lisa y la lobina, por lo que los resultados concuerdan con los de este estudio. Álvarez-Sánchez et al. (2020) reportaron en su estudio realizado en la laguna costera de Ceuta y Navachiste que el IHS osciló entre 0.85 y 1.45 respectivamente, lo cual también se acerca a los resultados presentados en este proyecto.

Índice de repleción gástrica (IRG)

El mayor valor que se presentó fue de 11.33 en machos, sin embargo, el promedio que se presentó de todos los sexos fue de 7.4. De acuerdo con Eggold y Motta (1992), las clases medianas (2-4) tuvieron los mayores valores del IRG, siendo estos de 17.59, 22.67 y 17.52, respectivamente. Sin embargo, Reyes-Montiel (2011) estableció que el índice de repleción gástrica mostro diferencias significativas ($p < 0.05$) durante marzo 2010 a febrero 2011. Se registró un valor máximo de 11.4 entre mayo-junio y un valor mínimo de 3.8 entre noviembre-diciembre, por lo que estos valores se aproximan más a los presentados en este proyecto.

Factor de condición K₁

El mayor valor que se presentó fue de 1.91, mientras que el menor fue de 0.76, con un promedio de 1.0. Esto coincide con lo establecido por Reyes-Montiel (2011) en donde el factor de condición mostro diferencias significativas $p < 0.05$ registrando un valor máximo de 1.06 entre noviembre-diciembre. Según Edet et al. (2015), el factor de condición determinado para

210 ejemplares de *M. cephalus* del estuario del río Cross osciló entre 1.12 para peces con longitud estándar (SL-cm) de 17.0 cm y peso total (TW-g) de 55.0 g a 2.46 para peces con una longitud estándar (SL-cm) de 12.0 cm y un peso total (TW-g) de 42.5 g con una media y un error estándar de 1.87 ± 0.023 , por lo que los resultados sí coinciden con los presentados en este proyecto.

Referencias

- Álvarez-Sánchez, A. R., Méndez-Martínez, Y., Reyes-Pérez, J. J., Romo-Quiñonez, C. R. y Hernández-Zárate, G. (2020). Nematode parasites in the striped mullet (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758) in the southern Gulf of California. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 48(1), 106-113. <https://www.lajar.cl/index.php/rlajar/article/view/vol48-issue1-fulltext-2326>
- Battaglia, P., Pedà, C., Musolino, S., Esposito, V., Andaloro, F. y Romeo, T. (2016). Diet and first documented data on plastic ingestion of *Trachinotus ovatus* L. 1758 (Pisces: Carangidae) from the strait of Messina (central Mediterranean Sea). *Italian Journal of Zoology*, 83, 121-129. <https://doi.org/10.1080/11250003.2015.1114157>
- Ben Ameur, W., De Lapuente, J., El Megdiche, Y., Barhoumi, B., Trabelsi, S., Camps, L. y Borrás, M. (2012). Oxidative stress, genotoxicity and histopathology biomarker responses in mullet (*Mugil cephalus*) and sea bass (*Dicentrarchus labrax*) liver from Bizerte Lagoon (Tunisia). *Marine Pollution Bulletin*, 64(2), 241-251. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.11.026>
- Bucol, L. A., Romano, E. F., Cabcaban, S. M., Siplona, L. M. D., Madrid, G. C., Bucol, A. A. y Polidoro, B. (2020). Microplastics in marine sediments and rabbitfish (*Siganus fuscescens*) from selected coastal areas of Negros Oriental, Philippines. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110685. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110685>
- Cole, M., Coppock, R., Lindeque, P. K., Altin, D., Reed, S., Pond, D. W., Sørensen, L., Galloway, T. S. y Booth, A. M. (2019). Effects of nylon microplastic on feeding, lipid accumulation, and moulting in a coldwater copepod. *Environmental Science and Technology*, 53(12), 7075-7082. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01853>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. y Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 2588-2597.
- Cheung, L. T. O., Lui, C. Y. y Fok, L. (2018). Microplastic contamination of wild and captive flathead grey mullet (*Mugil cephalus*). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(4). <https://doi.org/10.3390/ijerph15040597>
- Davison, P. y Asch, R. G. (2011). Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre. *Marine Ecology Progress Series*, 432, 173-180. <https://doi.org/10.3354/meps09142>

- Delgado, O. (2019). *Implicaciones de la exposición a microplásticos en salud humana*. Departamento de Radiología y Medicina Física. Universidad de Granada.
- Edet, A. P., Eyo, V. O. y Ikechukwu, C. C. (2015). Feeding ecology, length-weight relationship and condition factor of *Mugil cephalus* (Pisces: Mugilidae; Linnaeus, 1758) from cross river estuary, Nigeria. *European Academic Research*, 2(12).
- Eggold, B. T. y Motta, P. J. (1992). Ontogenetic dietary shifts and morphological correlates in striped mullet, *Mugil cephalus*. *Environmental Biology of Fishes*, 34, 139-158.
- Galloway, T. S., Cole, M. y Lewis, C. (2017). Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nature Ecology y Evolution*, 1(5), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0116>
- Galloway, T. y Lewis, C. (2017). Marine microplastics. *Current Biology*, 27(11), 445-446.
- Gómez-Ortiz, G. A., González-Cruz y I. Hernández-Tabares. (2006). Lisa y lebrancha en el Golfo de México y Mar Caribe. En F. Arreguín-Sánchez, L. Beléndez-Moreno, I. M. Gómez-Humarán, R. Solana-Sensores y C. Rangel-Dávalos (Eds.), *Sustentabilidad y pesca responsable en México: Evaluación y manejo* (pp. 477-502). Instituto Nacional de la Pesca, SAGARPA.
- Hastuti, A. R., Lumbanbatu, D. T. y Wardiatno, Y. (2019). The presence of microplastics in the digestive tract of commercial fishes off Pantai Indah Kapuk coast, Jakarta, Indonesia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 20(5). <https://doi.org/10.13057/biodiv/d200513>
- Iannaccone, J., Principe, F., Minaya, D., Panduro, G., Carhuapoma, M. y Alvariño, L. (2021). Microplásticos en peces marinos de importancia económica en Lima, Perú. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú*, 32(2), e20038. <https://doi.org/10.15381/rivp.v32i2.20038>
- Ibáñez, A. L. y Colín, A. (2014). Reproductive biology of *Mugil curema* and *Mugil cephalus* from western Gulf of Mexico waters. *Bulletin of Marine Science*, 90(4), 941-952. <https://doi.org/10.5343/bms.2014.1004>
- Ibáñez-Aguirre, A. L., Gallardo-Cabello, M. y Chiappa-Carrara, X. (1999). Growth analysis of striped mullet, *Mugil cephalus*, and white mullet, *M. curema* (Pisces: Mugilidae), in the Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin*, 97(4), 861-872.
- Kurma Rao, R. y Ramesh Babu, K. (2016). Reproductive biology of the flathead grey mullet, *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758) from Krishna Estuarine Region, East Coast of Andhra Pradesh. *India International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 4(6), 483-488.
- McGoran, A. R., Clark, P. F. y Morritt, D. (2017). Presence of microplastic in the digestive tracts of European flounder, *Platichthys flesus*, and European smelt, *Osmerus eperlanus*, from the river Thames. *Environ Pollut*, 220, 744-751. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.078>
- Nadal, M. A., Alomar, C. y Deudero, S. (2016). High levels of microplastic ingestion by the semipelagic fish bogue *Boops boops* (L.) around the Balearic Islands. *Environmental Pollution*, 214, 517-523. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.054>
- Nunes, L. S., Silva, A. G., Espinola, L. A., Blettler, M. C. M. y Simoes, N. R. (2021). Intake of

- microplastics by commercial fish: A Bayesian approach. *Environ Monit Assess*, 193(7), 402. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09156-1>
- Oliver, S. C. (1943). Catálogo de los peces marinos del litoral de Concepción y Arauco. *Boletín Sociedad de Biología de Concepción*, 17, 75-126.
- Reyes-Montiel, N. J. (2011). *Concentración de plaguicidas organoclorados y condición fisiológica de Mugil cephalus en el Coloradito, Guasave, Sinaloa* [Tesis de Maestría]. Instituto Politécnico Nacional.
- Romeo, T., Pietro, B., Peda, C., Consoli, P., Andaloro, F. y Fossi, M. C. (2015). First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 95, 358-361. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.048>
- Saleh, M. A. (2009). *Mugil cephalus (Linnaeus, 1758) [Mugilidae]*. FAO.
- Sánchez, A. (2021, 18 de septiembre). Día mundial de las playas: Urgen a regular los microplásticos. *La Jornada Maya*.
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., ... y Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical transactions of the royal society B. Biological sciences*, 364(1526), 2027-2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- Urbanek, A. K., Rymowicz, W. y Mirończuk, A. M. (2018). Degradation of plastics and plastic-degrading bacteria in cold marine habitats. *Applied Microbiology Biotechnology*, 102, 7669-7678. <https://doi.org/10.1007/s00253-018-9195-y>
- Wang, F., Shih, K. M. y Li, X. Y. (2015). The partition behavior of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanesulfonamide (FOSA) on microplastics. *Chemosphere*, 119, 841-847. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.047>
- Wang, Y. L., Lee, Y. H., Chiu, I. J., Lin, Y. F. y Chiu, H. W. (2020). Potential impact of plastic nanomaterials and micromaterials on the food chain and human health. *International Journal of Molecular Sciences*, 21, 17-27. <https://doi.org/10.3390/ijms21051727>
- Wright, S., Thompson, R. y Galloway, T. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483-492.