

**EVALUACIÓN DEL ARSÉNICO (As), CADMIO (Cd), MERCURIO (Hg) Y PLOMO (Pb)
EN PECES, CRUSTÁCEOS Y MOLUSCOS DE MAYOR CONSUMO EN ISLA
FUERTE (CARIBE COLOMBIANO): ESTIMACIÓN DEL RIESGO POR INGESTA A
LA SALUD HUMANA**

Claudia Hernández Domínguez



MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES SUE CARIBE

UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA - MONTERÍA, 2020

**EVALUACIÓN DEL ARSÉNICO (As), CADMIO (Cd), MERCURIO (Hg) Y PLOMO (Pb)
EN PECES, CRUSTÁCEOS Y MOLUSCOS DE MAYOR CONSUMO EN ISLA
FUERTE (CARIBE COLOMBIANO): ESTIMACIÓN DEL RIESGO POR INGESTA A
LA SALUD HUMANA**

Claudia Hernández Domínguez

**Trabajo de grado presentado como requisito para optar el título de
Magister en Ciencias Ambientales**

Director:

José Luis Marrugo Negrete. D.Sc.

Profesor titular Universidad de Córdoba

Grupo de Investigación Aguas, Química Aplicada y
Ambiental

MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES SUE CARIBE

UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA - MONTERÍA, 2020

NOTA DE ACEPTACIÓN

Firma del presidente del jurado

Evaluador 1

Evaluador 2

Director

Montería, 2020

DEDICATORIA

A la generación a la que pertenezco, una generación con memoria y transición, esforzada, valiente, libre, de muchas oportunidades y grades aprendizajes, de fácil adaptación a los cambios, aislada y conectada a la vez, la que con múltiples movimientos ha intentado transformar vidas, la que valora las relaciones cercana, lo simple, lo común así como lo lejano, distante y virtual, la que valora lo que ve y se inquieta por lo que no ve ya sea microscópico o macroscópico; sensibles, arriesgados, capaces, una generación que en medio de la pandemia tiene la gran responsabilidad de formar en amor a la vida, a la naturaleza, al tiempo dedicado, al valor a la salud, a la obediencia, al cuidado propio y el de los que nos rodea, a ser comprensivos, tolerantes y amables, a reconocer la transitoriedad del ser y la huella de lo que enseñamos.

AGRADECIMIENTOS

Al Dios de Abraham, mi Dios, a quien alabo, quien me educa para mi provecho, y me guía por el camino que he de seguir.

A mi familia, por su apoyo, comprensión, motivación en todo lo que emprendo y por la bondad de su corazón que aligera todas mis cargas

A mi director José Luis Marrugo-Negrete, por su disposición, permanente asesoría, y la amplitud de sus conocimientos que fueron guía en todo este proceso

A Jorge Bernal-Alviz, por su asesoría, aportes y recomendaciones.

A mi familia escogida mis grandes amigos y hermanos de espíritu y corazón.

A mis compañeros de la maestría en ciencias ambientales por todo lo compartido, personas admirables.

A la Universidad de Córdoba y su laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental, a su personal por el don de servicio, amabilidad y disposición, por brindarme un espacio siempre que lo necesité.

A todos los pescadores sobre todo a los de Isla Fuerte (Gero, Rafa, Abel, Jesús, Manuel y Alberto). “La vida de un pescador lejos de ser fácil es hermosa”.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	13
ABSTRACT	14
1. INTRODUCCIÓN	15
2. MARCO TEORICO	18
2.1 Antecedentes	18
2.2 Metales pesados	22
2.3 Metales pesados en ecosistemas marinos	24
2.4 Bioacumulación y biomagnificación de metales pesados en ecosistemas marinos.....	26
2.5 Toxicología e impactos ecológicos de metales pesados en peces, crustáceos y moluscos (asociados a ecosistemas marinos) (Hg, As, Pb y Cd)	28
2.6 Efecto de metales pesados (Hg, As, Pb y Cd) en la masa corporal de peces, crustáceos y moluscos.....	30
2.7 Impacto de metales pesados (Hg, As, Pb y Cd) en la salud humana producto del consumo de biota marina de interés alimenticio	30
2.8 Importancia del estudio de metales pesados en especies marinas de interés alimenticio para el desarrollo de indicadores de impactos y alteraciones en la salud humana.....	32

OBJETIVOS	35
3.1 General	35
3.2 Específicos	35
4. METODOLOGÍA	36
4.1 Área de estudio	36
4.2 Métodos de captura de peces, crustáceos y moluscos	37
4.3 Toma de muestras	38
4.4 Determinación de As, Cd, Hg y Pb en los tejidos estudiados	38
4.4.1. CONTROL DE CALIDAD DEL MÉTODO ANALÍTICO	39
4.4.1.1 Linealidad	39
4.4.1.2 Exactitud	39
4.4.1.3 Precisión	40
4.4.1.4. Límite de detección	40
4.5 ESTAMIACIÓN DEL RIESGO A LA SALUD HUMANA POR CONSUMO	40
4.5.1 Parámetros de caracterización de la población	40
4.5.2 Evaluación del riesgo	41
4.5.2.1 Tasa de ingesta individual de alimentos (IR)	42
4.5.2.2 Dosis de ingestión Diaria (DID)	42
4.5.2.3 Coeficiente de Peligro (HQ)	43
4.5.2.4 Índice de Peligro (HI)	43

4.6 TRATAMIENTO DE LOS RESULTADOS	44
5. RESULTADOS	45
5.1 Concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en peces, crustáceos y moluscos muestreados	45
5.2 Correlaciones entre las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb con la masa corporal de peces, crustáceos y moluscos muestreados	50
5.3 Comparaciones entre las medianas de las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en los peces, crustáceos y moluscos muestreados	51
5.4 Evaluación del riesgo a la salud humana por consumo de peces, crustáceos y moluscos en Isla Fuerte	54
5.4.1 Caracterización de la población	54
5.4.2 Estimadores de riesgo (IR, DID, HQ)	54
6. DISCUSIÓN	57
6.1 Concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en peces, crustáceos y moluscos muestreados	57
6.2 Concentraciones medias de As, Cd, Hg y Pb en músculo de peces, crustáceos y moluscos marinos en otros estudios	58
6.3 Distribución de las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en los peces, crustáceos y moluscos muestreados	61

6.4 Procesos de bioacumulación y biomagnificación de As, Hg, Cd y Pb en los peces, crustáceos y moluscos estudiados en Isla Fuerte	61
6.5 Correlaciones entre las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb con la masa corporal de peces, crustáceos y moluscos muestreados	65
6.6 manifestaciones toxicológicas producto de la contaminación con As, en los peces, crustáceos y moluscos en Isla Fuerte	67
6.7 Evaluación del riesgo a la salud humana por consumo de peces, crustáceos y moluscos en Isla Fuerte	68
7. CONCLUSIONES	69
8. REFERENCIA	70

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica de Isla Fuerte y la zona de muestreo	37
Figura 2. Comparación entre las medianas de las concentraciones de As en Peces (n=112), Crustáceos (n=16) y Moluscos (n=10) y composición trófica por hábitos alimenticios (*= Diferencias significativas)	52
Figura 3. Comparación entre las medianas de las concentraciones de Hg en Peces (n=112), Crustáceos (n=16) y Moluscos (n=10) y composición trófica por hábitos alimenticios (*= Diferencias significativas)	52
Figura 4. Comparación entre las medianas de las concentraciones de Cd en Crustáceos (n=16) y Moluscos (n=10) y composición trófica por hábitos alimenticios (*= Diferencias significativas)	53
Figura 5. Comparación entre las medianas de las concentraciones de Pb en Crustáceos (n=16) y Moluscos (n=10) y composición trófica por hábitos alimenticios (*= Diferencias significativas)	53

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Hábitos alimenticios y concentraciones medias y medianas (η) de As y Hg en las especies de peces estudiadas con valores de referencia (VR) de la Unión Europea (2019) para los límites máximos permisibles de As y Hg en músculo de peces marinos	47
Tabla 2. Hábitos alimenticios y concentraciones medias y medianas (η) de As, Cd, Hg y Pb en las especies de crustáceos y moluscos estudiadas con valores de referencia (VR) de la Unión Europea (2019) para los límites máximos permisibles de As, Cd, Hg y Pb en músculo de crustáceos y moluscos marinos	48
Tabla 3. Coeficientes de correlación de Pearson ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Hg y As en músculo con la masa corporal de Peces $n = 112$ ($M =$ Masa corporal)	50
Tabla 4. Coeficientes de correlación de Pearson ($p < 0.05$) entre las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en músculo con la masa corporal de Crustáceos $n = 16$ y Moluscos $n = 10$ (*= Correlación estadísticamente significativa) ($M =$ Masa corporal)	51
Tabla 5. Estimadores de riesgo (IR y DID) para el consumo de peces ($n=112$) crustáceos ($n=16$) y moluscos ($n=10$) en Isla Fuerte (los valores significativos se encuentran resaltados en negrita) VR= Valores de Referencia IR (WHO, 2008 y EFSA, 2013) y DID (FAO/WHO - JECFA, 2011 y WHO/ENHIS, 2007)	56
Tabla 6. Estimadores de riesgo (HQ y HI) para el consumo de peces ($n=112$) crustáceos ($n=16$) y moluscos ($n=10$) en Isla Fuerte (los valores significativos se encuentran resaltados en negrita) VR= Valores de Referencia HQ (USEPA/IRIS, 2011)	57
Tabla 7. Concentraciones medias de As, Cd, Hg y Pb en músculo de peces, crustáceos y moluscos marinos en otros estudios	60

LISTADO DE ANEXOS

Anexo A. Estadística descriptiva de las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb	93
Anexo B. Formato de las encuestas realizadas sobre el consumo de crustáceos, moluscos y pescado en habitantes de Isla Fuerte – Colombia	95
Anexo C. Fotografía de organismos marinos muestreados y procesamiento de muestras	97

RESUMEN

Los metales pesados son motivo de especial preocupación a nivel mundial porque son ambientalmente persistentes, pueden acumularse e incrementar exponencialmente sus niveles, representando un alto riesgo ecológico y toxicológico cuando generan procesos de contaminación en la biota y los ecosistemas acuáticos y en particular marinos. Este trabajo evalúa las concentraciones de arsénico (As), cadmio (Cd), mercurio (Hg) y plomo (Pb) en el músculo de peces, crustáceos y moluscos; así como, el riesgo a la salud humana, asociado al consumo de esta biota en Isla Fuerte – Caribe colombiano. Los individuos estudiados fueron capturados entre marzo y octubre de 2019 en zonas de captura consideradas de tránsito, estadía y alimentación de peces, crustáceos y moluscos, por pescadores de la Isla utilizando técnicas de pesca tradicionales como anzuelo, captura manual e inmersión con careta y snorkel. Se muestrearon 138 individuos en total, correspondientes a 112 peces adultos, 16 crustáceos adultos y 10 moluscos adultos. En los organismos estudiados, la cuantificación de las concentraciones de arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb) se realizó mediante espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito (GFAAS) y la cuantificación de mercurio (Hg), se realizó a través del método US EPA-7473 (descomposición térmica, amalgamación, y espectrometría de absorción atómica), utilizando un analizador directo de mercurio (DMA-80). Encontrándose que en la especie de pez *Balistes capriscus* se presentaron las mayores concentraciones de As (6272 ± 2791 ng/g) y en la especie de pez *Caranx hippos* las mayores concentraciones de Hg ($381,26 \pm 52$ ng/g), siendo ambas especies de hábitos alimenticios carnívoros. En tanto que la especie bentónica de molusco *Lobatus gigas* fue la que más bioacumuló Cd ($170 \pm 91,6$ ng/g) y Pb ($51,05 \pm 2,77$ ng/g); siendo esta especie de hábitos alimenticios herbívoros. De esta forma, se estimaron los coeficientes de correlación de Pearson ($p < 0,05$) para evaluar la relación entre la masa corporal de peces, crustáceos y moluscos estudiados, con las concentraciones musculares de As, Cd, Hg y Pb en estos individuos, siendo estadísticamente significativas ($p < 0,05$) las relaciones entre las concentraciones de As y la masa corporal de las especies estudiadas de crustáceos. De igual forma en los moluscos estudiados se encontraron correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre las concentraciones de Cd, Hg y Pb en músculo y la masa corporal de los mismos. También se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre las distribuciones de las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en los peces, crustáceos y moluscos de Isla Fuerte. Los estimadores de riesgo (IR, DID, HQ) revelaron que los coeficientes de peligro para la salud (HQ) por contaminación con As y Hg producto del consumo de peces crustáceos y moluscos fueron mayores que el límite de seguridad que corresponde a 1. Se concluye que existe un grave proceso de contaminación por As en la biota estudiada, principalmente en los peces de Isla Fuerte, ya que las concentraciones medias de este contaminante en el tejido muscular superaron los límites máximos permisibles de 1000ng/g fijados por la revisión de la Unión Europea en 2019. Así mismo, el consumo de peces, crustáceos y moluscos, por parte de los pobladores de Isla Fuerte, implica un grave riesgo para la salud de esta población debido a las elevadas concentraciones de As y Hg, principalmente por consumo de peces y en menor medida por el consumo de los crustáceos y moluscos estudiados.

Palabras Clave: Metales pesados, Caribe colombiano, Biota marina, ecotoxicología, salud humana.

ABSTRACT

Heavy metals are a special worldwide concern due their environmental persistency; these pollutants can accumulate and exponentially increase their levels, representing a high ecological and toxicological risk when they generate pollution processes in the biota and marine ecosystems. This work evaluates the concentrations of arsenic (As), cadmium (Cd), mercury (Hg) and lead (Pb) in muscle of fish, crustaceans and mollusks, as well as the potential risk to human health associated with the consumption of this species in Isla Fuerte - Colombian Caribbean. The individuals studied were captured by fishermen of the Island between march and october in 2019, in capture areas considered of transit, stay and feeding of fish, crustaceans and mollusks using traditional fishing techniques such as fishhook, manual capture and immersion with snorkel. A total of 138 individuals were sampled, corresponding to 112 adult fish, 16 adult crustaceans and 10 adult mollusks. The quantification of arsenic (As), cadmium (Cd) and lead (Pb) in muscle of sampled individuals was carried out by atomic absorption spectrophotometry with graphite furnace (GFAAS), the quantification of mercury (Hg) was carried out by the US EPA-7473 method (thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrometry), using a direct mercury analyzer (DMA-80). In this sense, fish species *Balistes capriscus* showed the highest concentrations of As (6272 ± 2791 ng/g) and *Caranx hippos*, the highest concentrations of Hg ($381,26 \pm 52$ ng/g), both species with carnivorous habits. While the herbivorous benthic mollusk *Lobatus gigas* bioaccumulated more efficiently Cd ($170 \pm 91,6$ ng/g) and Pb ($51,05 \pm 2,77$ ng/g). In this way, Pearson's correlation coefficients ($p < 0,05$) were estimated, showing statistically significant ($p < 0,05$) correlations of As concentrations and body mass in crustaceans. Similarly, statistically significant correlations ($p < 0,05$) were determined between muscle concentrations of Cd, Hg and Pb in mollusks and their body mass. Significant differences ($p < 0,05$) were found among the distributions of As, Cd, Hg and Pb concentrations in fish, crustaceans and mollusks of Isla Fuerte. The risk estimators (IR, DID, HQ) revealed the health hazard coefficients (HQ) were greater than the safety limit corresponding to 1, due high As and Hg contamination resulting from the consumption of studied fish, crustacean and mollusks. It's concluded the existence of a serious process of contamination by As in the studied species, mainly in fish from Isla Fuerte, hence the average concentrations of this pollutant in muscle tissue exceeded the maximum permissible limits of 1000ng/g settled by 2019 European Union review, as well as the consumption of fish, crustaceans and mollusks by Isla Fuerte habitants implies a serious health risk for this population due the high As and Hg concentrations, mainly from fish consumption and in a lesser extent from the consumption of studied crustaceans and mollusks.

Key Words: Heavy metals, colombian Caribbean, marine biota, ecotoxicology, human health

1. INTRODUCCIÓN

El mar Caribe es una cuenca semicerrada de la porción occidental del océano Atlántico, la cual está delimitada en dos partes por las costas de Centroamérica y Suramérica, y en otras dos partes por la cadena de islas que conforman las Antillas, ocupando un área estimada de 2,754,000 km² y una extensión territorial de más de 13,500 km de líneas costeras (Miloslavich et al., 2010). Conformando así, un entramado complejo de ecosistemas y hábitats que se caracterizan por presentar condiciones heterogéneas que posibilitan y sustentan una vasta diversidad biológica (Friedlander et al., 2003; Bayraktarov et al., 2014). El Caribe colombiano se caracteriza por presentar varias depresiones submarinas entre las que se distribuyen sus índices de biodiversidad, a través de la especiación geoecológica de la gran cantidad de especies que lo habitan, siendo la depresión suroccidental una de las que presenta mayores índices de biodiversidad (Polanco, 2015). Esta estructuración particular propicia las condiciones ideales para la proliferación de un sinnúmero de taxones que van desde organismos unicelulares hasta mamíferos pertenecientes al orden de los sirenios, presentando una mayor abundancia las esponjas, los corales, los peces, los crustáceos, los moluscos y las algas (Díaz & Acero, 2003).

No obstante, existen fenómenos que han alterado y disminuido el potencial ecológico y biológico de este vasto conjunto ecosistémico en el país. Siendo uno de los principales, la contaminación producida por la diseminación de metales pesados de origen antropogénico en los compartimentos ambientales del Caribe colombiano (Fuentes-Gándara et al., 2016; Restrepo et al., 2016). En este sentido, los metales pesados han causado gradualmente alteraciones considerables en la salud y el equilibrio de los ecosistemas marinos del Caribe colombiano, dando lugar a una disminución significativa en los indicadores de biodiversidad debido a su elevada toxicidad, repercutiendo negativamente en el balance de las condiciones fisicoquímicas de dichos compartimentos ambientales (Burgos-Núñez et al., 2017; Fernández-Maestre et al., 2018).

Por lo anterior, se hace necesario señalar que los ecosistemas marinos del Caribe colombiano, están en constante interacción con cuerpos de agua continentales, recibiendo material principalmente de una gran cantidad vertientes y ríos que desembocan en ellos; acumulando gran cantidad de metales pesados, producto de actividades antropogénicas como la minería, la agricultura, los vertimientos urbanos e industriales (Mancera-Rodríguez & Álvarez-León, 2006; Álvarez-Galeano, 2013). Sumado a lo anterior, las actividades portuarias y fluviales también representan otra fuente significativa de contaminación por metales pesados en el Caribe colombiano, dado que, a través de su desarrollo, se liberan y acumulan grandes cantidades de estos elementos en las diferentes matrices ecosistémicas (Caballero-Gallardo et al., 2015; Tejada-Benitez et al., 2016). Los principales metales pesados de origen antropogénico que causan este tipo de contaminación en los ecosistemas del Caribe colombiano, son el As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb y el Zn (INVEMAR, 2004; Vallejo-Toro et al., 2016), presentando el As, Cd, Hg y Pb, una considerable abundancia relativa en estos ecosistemas. Estos metales en concreto, han ejercido una gran presión en la dinámica natural del Caribe colombiano, sobre todo en su cuadrante suroccidental, en donde se sitúa Isla Fuerte; dado que esta sección del Caribe colombiano se caracteriza principalmente por tener una gran influencia de las zonas de explotación minera y de actividad agrícola del norte del país (Marrugo et al., 2017; Fernández-Maestre et al., 2018).

En este sentido, el As es un elemento que presenta variados niveles de toxicidad, los cuales dependen de la concentración y de la especie química de arsénico puntualmente (Rahman et al., 2012); siendo las formas inorgánicas de este elemento, más tóxicas que sus formas metiladas (Tu et al., 2011). El As se biomagnifica en los ecosistemas marinos, a partir de reacciones de óxido-reducción en los organismos que componen el fitoplancton, iniciando el proceso de transferencia hacia los demás eslabones de la red trófica, generando alteraciones químicas en ciertas vías metabólicas, resultando generalmente en estrés oxidativo (Mamindy-Pajany et al., 2013). Por otra parte, el Cd es un metal no esencial que posee un alto grado de toxicidad en ecosistemas marinos, incluso en bajas concentraciones, teniendo la capacidad de causar grandes alteraciones en el equilibrio ambiental, debido a su alto potencial de biomagnificación (Chandurvelan

et al., 2013). De hecho, el Cd es un elemento que puede inducir genotoxicidad en la biota que contamina, especialmente en organismos acuáticos, produciendo principalmente alteraciones en la conformación estructural del ADN, además de estrés oxidativo (Sarkar et al., 2013). Respecto al mercurio (Hg), este es un metal pesado que tiene alta abundancia y persistencia en los ecosistemas marinos, debido a que posee afinidad con los medios y sustratos químicos hipóxicos donde se presenta el mayor grado de actividad microbiana (Driscoll et al., 2012), lo cual propicia exponencialmente su metilación y su consecuente biomagnificación (Evers et al., 2008). La toxicidad del Hg en ecosistemas marinos, se refleja principalmente en la capacidad que posee para causar interferencias y disrupciones en el ciclo celular de la biota, sobre todo en los procesos metabólicos de carácter inmunológico, nervioso y hematológico (Sweet & Zelikoff, 2001). El plomo (Pb), es un metal que posee una alta tasa de acumulación en los compartimentos ambientales marinos, y, por tanto, un índice considerable de biodisponibilidad, dado que, al ingresar en la red trófica, este no es asimilado debido a que no se degrada a través de vías metabólicas específicas (Soto-Jiménez et al., 2008). La toxicidad de este contaminante en la biota marina, se manifiesta principalmente en una disminución significativa en los índices de reproducción, en cambios comportamentales y alteraciones en la movilidad, dado que el Pb tiende a sustituir algunos organometales que son esenciales en la estructura de ciertas macromoléculas implicadas en estos procesos (Cherkashin et al., 2004; Zizza et al., 2013). Uno de los principales efectos de la bioacumulación y la biomagnificación del As, Cd, Hg y el Pb en los ecosistemas marinos del Caribe, es la modificación de los índices de masa corporal de la biota que contaminan (Lango-Reynoso et al., 2010; Fernández-Maestre et al., 2018), por lo que el estudio de las alteraciones que estos metales pesados ocasionan en la masa corporal de taxones de interés alimenticio humano, como crustáceos, moluscos y peces, representa un mecanismo plausible para estimar el riesgo toxicológico a la salud humana por ingesta.

La presente investigación tuvo como objetivo cuantificar las concentraciones del As, Cd, Hg y Pb en peces, crustáceos y moluscos en Isla Fuerte - Caribe colombiano. Y así, determinar la existencia de correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre

dichas concentraciones y la masa corporal de estos grupos. En este sentido, se buscó evaluar la existencia de diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en estos tres grupos muestrales. Y consecuentemente, estimar el riesgo a la salud humana en el área de estudio por consumo de la biota estudiada.

2. ANTECEDENTES Y MARCO TEÓRICO

2.1 Antecedentes

En la historia reciente, el interés en los fenómenos de contaminación con metales pesados en ecosistemas marinos, surgió en gran medida a partir de las intoxicaciones masivas ocurridas en un pueblo de pescadores en la Bahía de Minamata y Niigata, Japón (1953), las cuales se originaron por el consumo de peces contaminados con mercurio como resultado de los vertimientos de desechos tóxicos arrojados en la bahía por una fábrica (Chisso-Corporation), ocasionando la muerte directa de aproximadamente 100 personas y efectos adversos en la salud de la población especialmente en niños y mujeres gestantes (Ekino et al., 2007). En general, los ecosistemas acuáticos han sido contaminados debido a diversos factores que incluyen descarga de efluentes industriales, carga, drenaje de aguas residuales, gasolina de barcos de pesca y derrames accidentales de desechos químicos (Akter et al., 2014; Pilehvarian et al., 2015) Así, una amplia variedad de contaminantes químicos, incluidos los metales pesados, entran en el ecosistema acuático donde representan una grave amenaza por su toxicidad, estable, no biodegradable y biomagnificación en la cadena alimentaria (Ahmed et al., 2015). Es así como los estudios de evaluación de riesgos generalmente involucran la identificación del origen de los contaminantes, su movimiento dentro del medio ambiente y vías de exposición (Mofarrah & Husain, 2011).

En un estudio realizado en Louisiana EE.UU, Tchounwou et al., (1996), determinaron las concentraciones de arsénico, cadmio, cromo, cobre, hierro, plomo, mercurio, y níquel en tejidos comestibles de diversas especies de peces y estimaron el riesgo potencial para

la salud que puede estar asociado con el consumo de este tipo de pescado por deporte y subsistencia de pescadores, así como por la población en general, incluidos niños y adultos. Dicho estudio reveló que el índice de riesgo de todos los metales fue mayor a 1, excepto el Pb que no se logró cuantificar por no presentar dosis de referencia.

En Taiwán, específicamente el área de Hsiangshan e Islas Machu, se midieron concentraciones de metales (As, Cb, Zn, Cd, Hg) en organismos marinos (pescado, ostras y camarones); utilizando una tasa máxima de consumo de 139g/día de ostras para individuos, los cálculos arrojan cocientes de peligro (ingesta diaria/dosis de referencia) inferiores a 1 para cadmio y mercurio y valores altos de 1,61, 9,33, y 1,77 para arsénico inorgánico, cobre y zinc en adultos, respectivamente (Han et al., 1998). Aunque los moluscos son un importante recurso alimenticio mundial, algunos metales pesados, como el arsénico (As), el cadmio (Cd), el cromo (Cr), el plomo (Pb) y el mercurio (Hg), acumulados en los animales son perjudiciales para los seres humanos. incluso a concentraciones trazas (EOS Ecology 2012).

Mok et al., (2015) determinó la concentración y bioacumulación de metales pesados (As, Cd, Cr, Hg, Pb y Zn) en ostras (*Crassostrea gigas*) de la Costa sur de Corea, encontrando que las concentraciones de los metales, en todas las muestras estaban dentro de los límites reglamentarios establecidos por Corea y otros países. La relación de bioacumulación de metales en las ostras fue relativamente alta para Zn y Cd pero baja para Hg, Pb, As y Cr. Los EDI de cada metal analizado para las ostras oscilaron entre el 0,02% y el 17,75% de los valores de PTDI; el valor más alto se midió para As. El HI para todas las ostras fue muy por debajo de 1,0, lo que indica que la ingesta de metales a través del consumo de este animal no representaba un peligro apreciable para los humanos.

En la Bahía de Daya en el mar de China meridional se determinaron las concentraciones de metales pesados en organismos comestibles, para ello recolectaron y analizaron muestras de 14 especies entre crustáceos, peces y moluscos. Encontrando que las concentraciones de As fueron superiores a los niveles máximos permisibles de China,

en todas las especies de peces, mariscos y crustáceos, lo que indica que el consumo de estas especies silvestres por los humanos puede suponer riesgos para la salud. Sin embargo, los cálculos de los riesgos para la salud a los humanos indicaron que no se asociarán efectos adversos significativos para la salud con el consumo de estas especies (Yang & Hong, 2016).

Atique Ullah et al., (2018) evaluaron el riesgo a la salud humana por exposición al Pb, Cd, Cr, As y Hg por consumo de dos variedades seleccionadas de especies de peces *Tenualosa ilisha* y *Dorosoma cepedianum*, compradas en 4 mercados mayoristas diferentes de Dhaka, Bangladesh, a saber, Mirpur-1, Mohammadpur Town Hall, Newmarket y Karwan Bazara; la evaluación se realizó partir de la ingesta dietética estimada, el cociente de peligro objetivo y el riesgo carcinogénico. Los valores de EDI y THQ sugieren que el consumo de las dos especies de peces no presenta ningún riesgo para los humanos. Sin embargo, los valores de THQ para As y TTHQ indican que las personas están en riesgo debido a la exposición de los metales pesados objetivo.

En un estudio realizado por Aytekin T et al., (2019) se determinaron las concentraciones de metales pesados (Cu, Cd, Fe, Pb y Zn) en los tejidos de especies de peces (*S. solea* y *S. aurata*) y camarones (*P. semiculatus*) de la zona de Yumurtalik del Golfo de Iskenderun, Turquía. El objetivo fue evaluar los riesgos potenciales para la salud humana asociados con el consumo de pescado y camarones. La concentración más alta de metales pesados en todos los peces y especies de camarón se encontraron en tejidos de *P. semiculatus*, seguidas de *S. solea* y *S. aurata*, estas dos especies entran en contacto con sedimentos. También demostraron que el Zn fue el metal que más se acumuló mientras que el Cd fue el que menos se acumuló, en el pescado y tejidos musculares del camarón. El estudio mostró una acumulación significativa de Cd y Pb en tejidos comestibles de *P. semiculatus*, *S. solea* y *S. aurata*.

En Colombia, una de las problemáticas ambientales más importantes se refiere al uso de metales pesados en sectores productivos mineros, energéticos, agrícola e industrial (Rudas, 2013). Lo cual constituye una peligrosa amenaza para los ecosistemas acuáticos

y las especies presentes; sin embargo, es escaso el conocimiento que se tiene en el país acerca del problema generado por la disposición de metales pesados en los cuerpos de agua, su impacto sobre el recurso hídrico, el deterioro de ecosistemas y la salud humana (Beltrán & Gómez, 2015).

En la Ciénaga de Mallorquín en el Departamento del Atlántico, se realizó un estudio sobre el impacto en la salud humana, debido a la exposición a metales a través del consumo de pescado, los resultados obtenidos revelaron que las concentraciones más altas de metales en el tejido muscular de las especies de peces analizadas se registraron para Zn y las más bajas para Cd. Las especies de peces *M. curema* acumularon niveles significativos de Zn, Cr y Pb. Con respecto al riesgo para la salud, debido a la exposición a metales por la ingesta de pescado, la estimación del riesgo potencial, indicó que no había riesgo para la salud por la mayoría de los metales (por ejemplo, Cd, Cu, Cr, Ni y Zn), por lo tanto, no genera preocupación para la salud pública. Pero, aunque las concentraciones de Pb y Hg no fueron particularmente altas en el músculo de los peces, su riesgo es muy preocupante debido a la bioacumulación que puede presentarse dada la alta ingesta de peces de todos los habitantes, especialmente grupos vulnerables como niños y mujeres en edad fértil dado que el consumo de pescado es la mayor fuente de nutrición Fuentes-Gándara et al., (2016).

Pinzón - Bedoya et al., (2020) Evaluaron los riesgos potenciales para la salud humana que plantean seis metales pesados (Hg, As, Pb, Cd, Cu y Zn) presentes en cinco de las especies de pescado más consumidas (*Mugil incilis*, *Centropomus undecimalis*, *Cathorops mapale*, *Eugerres plumieri* y *Elops smithi*) recolectadas por la población ribereña residente en Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Las concentraciones de metales fueron bajas en comparación con las reportadas en otras regiones del mundo y el valor máximo establecido por las organizaciones internacionales de monitoreo. El cociente de peligro para Cu supera el límite ($HQ > 1$) para los grupos de mujeres en edad fértil y la población restante, lo que indica un riesgo potencial para estos dos grupos de población debido al consumo de pescado.

En el departamento de Córdoba, estudios realizados de las concentraciones de Al, Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, Hg, Pb y Cd en sedimentos superficiales del Río Sinú, concluyeron que la presencia de metales pesados en el río se debe principalmente al lavado del suelo, especialmente en las zonas inundables, donde la disponibilidad de metales es mayor, además de los procesos de erosión que se producen en las orillas del río, generan una gran contribución de sedimentos al curso. Metales pesados altamente tóxicos, como el Pb y el Cd, se encontraron en concentraciones insignificantes. Sin embargo, las estaciones afectadas por la represa Urra I y el vertido de Ciénaga Grande del Bajo Sinú, mostraron mayores concentraciones de metales. Excepto por el Al y el Fe, el resto de los metales pesados estudiados en sedimentos muestran enriquecimiento en sus concentraciones (Feria et al., 2010).

2.2 Metales pesados

Los metales pesados abarcan una amplia gama de productos no degradables, los cuales son sustancias capaces de acumularse en los tejidos de diferentes organismos vivos (Jakimska et al., 2011; Oliva et al., 2012; Burgos et al., 2017). Sus características más comunes son la persistencia, la bioacumulación, la biotransformación y una elevada toxicidad, lo que posibilita que se mantengan en los ecosistemas que contaminan por largos periodos, dado que su degradación natural es difícil (Newman, 2014). Los metales pesados pueden ser categorizados como potencialmente tóxicos (As, Cd, Cr, Hg, Pb), probablemente esenciales (Ni) o esenciales (Cu y Zn) (Tuzen, 2009; Hedberg et al., 2014; Gu et al., 2016). Los metales tóxicos pueden ser dañinos, incluso a bajas concentraciones, si son ingeridos durante periodos de tiempo prolongados (Gu et al., 2015). No obstante, la ingesta excesiva de metales pesados esenciales también puede generar cuadros significativos de toxicidad (Tuzen, 2009; Gu et al., 2016). Puntualmente, el Pb, As, Cd y Hg son contaminantes mundiales bien conocidos y están listados entre los contaminantes inorgánicos más peligrosos en la lista de prioridades de sustancias peligrosas de la EPA debido a importantes implicaciones ambientales y de salud pública (USEPA, 2000; OMS, 2006; Sultan et al., 2011).

El arsénico (As), se clasifica como un metaloide cuya presencia ambiental deriva de fuentes naturales y antropogénicas (ATSDR, 2007; Cheng, 2014). Muchos procesos naturales contribuyen a las concentraciones ambientales de arsénico (As), tales como la pedogénesis, las tormentas de polvo, las erupciones volcánicas, la actividad geotérmica/hidrotérmica y los incendios forestales (Farías et al., 2003). Cantidades considerables de arsénico también son introducidas al medio ambiente a partir de fuentes antropogénicas, entre las cuales se encuentran la extracción y fundición de metales y las actividades agrícolas (Garelick et al., 2008; Hu et al., 2013; Cheng et al., 2014).

El cadmio (Cd), es un metal pesado de transición que no tiene una función biológica conocida en humanos (Templeton & Liu, 2010). Este metal se presenta en la naturaleza como un componente natural de las rocas, sedimentos, suelos, aire, y el agua (Liu et al., 2017). El Cd tiende a acumularse en algunos tejidos de plantas y animales, donde su presencia parece no tener implicaciones negativas para estos y el ambiente (Hu et al., 2009). Las fuentes antropogénicas de Cd, generalmente resultan de la producción industrial de baterías, plásticos, aleaciones y materiales sintéticos, dando lugar a la liberación de grandes cantidades de este metal pesado a través de emisiones atmosféricas, efluentes líquidos, lodos o residuos sólidos. (Pinot et al., 2000; Pan et al., 2010).

El mercurio (Hg), es uno de los contaminantes que más preocupa a nivel mundial por su persistencia en el ambiente y transferencia en las cadenas alimentarias hasta los seres humanos (Marrugo et al., 2010). El Hg puede encontrarse naturalmente en el medio ambiente, principalmente como componente de las matrices rocosas de los suelos, y derivarse de fuentes antropogénicas como la minería, la combustión de combustibles fósiles, la incineración, la emisión de fundiciones, fungicidas y las actividades catalizadoras (Schiff, 2000; Spada et al., 2011).

El plomo (Pb), es un metal tóxico no esencial, con un gran potencial de bioacumulación y persistencia, cuyo ciclo biogeoquímico ha sido afectado en gran medida por la actividad humana (Ahlberg et al., 2006). El Pb ingresa al medio ambiente durante la cadena de

producción industrial (incluida la minería y la fundición), el uso (baterías, pigmentos, cerámica, plásticos), el reciclaje, la eliminación de compuestos de Pb, la combustión de combustibles fósiles, el uso de fertilizantes minerales y la aplicación de lodos de depuración (Adriano, 2001; Komárek et al., 2008).

Algunos metales pesados, forman complejos solubles y son transportados y distribuidos a los distintos ecosistemas hasta incorporarse en la cadena trófica (Naser, 2013; Burgos-Núñez et al., 2017). Debido a sus características fisicoquímicas los metales pesados tienen un alto grado de persistencia y de acumulación en los ecosistemas marinos (Okoro et al., 2012). Por esta razón, el aumento de las concentraciones de estos elementos en dichos ecosistemas, se ha convertido en un riesgo para la salud ambiental y humana, principalmente por sus implicaciones toxicológicas (Tokar et al., 2015).

2.3 Metales pesados en ecosistemas marinos

Generalmente, los metales pesados ingresan al medio acuático a partir de vertimientos industriales, aguas residuales urbanas, precipitaciones atmosféricas y escorrentías pluviales urbanas (Naser, 2013). Además, los metales pesados pueden estar asociados al material particulado, favoreciendo así su entrada en el medio marino (Haynes & Johnson, 2000). Otra ruta de entrada de metales pesados en ambientes marinos, incluye el transporte atmosférico de polvo y sedimentos del suelo a través de flujos terrestres y fluviales (Zhang et al., 2003; Jiang, 2014). La contaminación marina con metales pesados en el Caribe colombiano deriva de múltiples fuentes, entre las principales se encuentran las actividades de explotación del petróleo y sus derivados, la minería, y emisiones contaminantes de origen urbano, industrial y agrícola (Zuluaga et al., 2015; Barros et al., 2016). Las actividades de dragado también aumentan la diseminación de los sedimentos contaminados y provocan que estos pasen a la columna de agua, donde se acumulan en organismos marinos e ingresan en la red trófica (Mamindy-Pajany et al., 2013). La acumulación de metales pesados por los organismos marinos puede suponer una carga a largo plazo para los ciclos biogeoquímicos (Gabriel & Williamson, 2004), lo que altera

considerablemente el equilibrio de las dinámicas químicas y ecológicas de estos ecosistemas (Johnston et al., 2016).

El arsénico (As), se disuelve fácilmente en aguas marinas donde se presenta en formas trivalentes, pentavalentes y metiladas. En condiciones anóxicas, el catión arsenato (As^{+5}) es la especie disuelta dominante, en el agua superficial el arseniato es absorbido por el fitoplancton junto con el fosfato y se convierte arsenito (As^{+3}), metilarsenato y dimetilarsenato (Duan et al., 2013). Otros compuestos orgánicos de arsenato y arsenito, como el ácido monometilarsónico (MMA), el ácido dimetilarsínico (DMA) y la arsenobetaina (AsB) son producidos por procesos microbiológicos en los sedimentos (Matschullat, 2000; Marlborough, 2015; Zuluaga et al., 2015). La arsenobetaina se considera la forma de As dominante en los organismos acuáticos, presentando una abundancia de más del 95% del total de As (Amlund et al., 2006; Ruttens et al., 2012).

El cadmio (Cd) en los ecosistemas marinos, se encuentra en mayor abundancia en los sedimentos y material particulado con relación a la columna de agua (Chakraborty et al., 2012). En medios marinos los metales en estado particulado como el cadmio (Cd), se precipitan al piso del fondo marino donde entran en contacto con microorganismos bentónicos e ingresan a la red trófica mediante las reacciones de óxido-reducción características de esta biota (Severini et al., 2009). La afinidad del Cd al material particulado está determinada en gran medida por la salinidad, la temperatura, el pH y los niveles de oxígeno disuelto en el agua (Chen et al., 2016).

La biodisponibilidad del mercurio (Hg), resulta principalmente de la conversión neta de Hg^{2+} a CH_3Hg , el cual es mucho más bioacumulativo, este es un proceso que generalmente ocurre bajo condiciones reductoras en humedales y sedimentos en cuencas y zonas costeras, y en el océano superior (Regnell & Watras, 2018). La interacción con otros ecosistemas, influye en el potencial de las cuencas hidrográficas y los océanos para convertir Hg^{2+} en sus formas metiladas, así como también en el de sus redes tróficas para biomagnificarlo (Munthe, 2007). Existen otras especies reactivas de mercurio (Hg), como el dimetilmercurio (DMHg), las cuales están implicadas en los

procesos de bioacumulación y biomagnificación en menor medida (Bowman et al., 2016). Sumado esto, las alteraciones en las variables fisicoquímicas del ecosistema modifican las tasas de biomagnificación y afinidad a la biota del mercurio (Hg) (Driscoll et al., 2013).

Los metales pesados como el plomo (Pb) ingresan a los medios marinos, y particularmente a estuarios y áreas poco profundas cercanas a la costa, donde existe mayor influencia de actividades antropogénicas y menor salinidad relativa (Annibaldi et al., 2015). El Pb se distribuye entre la fase acuosa y los sedimentos, debido a la adsorción, la hidrólisis y la precipitación (Armid et al., 2014), solo una pequeña porción de iones metálicos libres permanece disuelta en agua y una gran cantidad de ellos se deposita en el sedimento (Bastami et al., 2015). Este metal pesado, ingresa a la biota principalmente a través de los productores primarios y se acumula en ciertos tejidos de los organismos por los que posee afinidad (Tabari et al., 2010).

2.4 Bioacumulación y biomagnificación de metales pesados en ecosistemas marinos

La contaminación por metales pesados se ha convertido en una gran preocupación en todo el mundo debido a su toxicidad, intrínseca persistencia, naturaleza no biodegradable y comportamientos acumulativos (Islam et al., 2018; Ahmed et al., 2019). Una vez que estos contaminantes ingresan a los ecosistemas acuáticos, se transforman a través de procesos biogeoquímicos y se distribuyen mediante sus características fisicoquímicas, por ejemplo, a través del material particulado ($>0,45\ \mu\text{m}$) y coloidal ($1\ \text{nm}-0,45\ \mu\text{m}$) (Martorell, 2010). Los metales se acumulan en el organismo cuando la tasa de absorción excede la tasa de eliminación (Eagles-Smith et al., 2016). La bioacumulación puede variar según la alimentación del organismo (Rodríguez et al., 2018). Los metales pesados tienden a aumentar sus concentraciones a medida que pasan de un nivel trófico a otro, a través de las cadenas alimentarias (Jæger et al., 2009; Einoderet al., 2018). En este sentido, la biomagnificación depende principalmente de las características químicas del metal en cuestión (Mann et al., 2011).

El aumento del nivel de metales pesados en el medio marino, ha causado graves disrupciones en los ciclos biológicos de estos ecosistemas (Bhanoo et al., 2017), dado que la diseminación de los metales pesados en el ambiente, conduce al aumento de estos contaminantes en la dinámica trófica de los ecosistemas (Bashir et al., 2013; Hazrat & Ezzat, 2018). La biodisponibilidad, bioacumulación y biomagnificación de metales pesados como el Hg y el As en organismos marinos, está influenciada por las especies reactivas del mismo, los factores ambientales y biología de la especie en cuestión (Dang & Wang, 2012; Hosseini et al., 2013). Así mismo, la transferencia trófica de los mismos, da lugar a concentraciones tisulares más altas para los organismos que se alimentan en niveles tróficos más altos (Cai et al., 2007; Willacker et al., 2013). El mercurio (Hg), es uno de los metales con mayor impacto en los ecosistemas marinos, debido a su elevada tasa de biotransformación en formas metiladas (Wiener & Suchanek, 2008). Tanto el metilmercurio (MeHg) como el dimetilmercurio (DMeHg), se bioacumulan y biomagnifican exponencialmente en la cadena alimentaria (Baya et al., 2015). La distribución del Hg, está fuertemente influenciada por la estructura de la red alimentaria (Kidd et al., 2003; Campbell et al., 2008) y la longitud de la misma (Tadiso et al., 2011). El Hg, se bioacumula especialmente en el tejido graso y ciertas matrices tisulares como los huesos y el componente muscular (Mezghani-Chaari et al., 2011), siendo la biomagnificación de este metal, principalmente el resultado de su bioactivación mediante la adhesión del radical metilo (CH_3) en los eslabones más bajos de la red trófica, como los procesos de óxido-reducción llevados a cabo por la microbiota (Ma et al., 2019), y la adición de este radical mediante actividad enzimática en los organismos superiores, para su asimilación y excreción (Nolde et al., 2005).

El As posee propiedades toxico-acumulativas similares a las del Hg (Kenyon et al., 2008), dado que posee una elevada tasa de bioacumulación y biomagnificación, así como diversas especies reactivas en los ecosistemas marinos (Tu et al., 2011). El As, se bioacumula principalmente mediante los procesos de alimentación y la absorción a través del epitelio y órganos externos como las branquias (Rahman et al., 2012). Así mismo, la interacción del As inorgánico con el fitoplancton y la biomasa de los ecosistemas marinos (Zhang et al., 2012), da lugar a transformaciones en especies bioactivas, como el

metilarsonato (MMA), dimetilarsonato (DMA), óxido de trimetilarsina (TMAO), tetrametilarsonio (TETRA), arsenobetaína (AsB), arsenocolina (AsC) y ribósidos de As (AsS) (Fattorini et al., 2006), determinando el gran potencial de biomagnificación de este contaminante.

En cuanto al Cd y al Pb en los ecosistemas marinos, estos dos metales pesados poseen elevadas tasas de bioacumulación; sin embargo, no poseen procesos de biomagnificación descritos (Cardwell et al., 2013). El Cd, tiene el potencial de acumularse en organismos marinos, especialmente en biota bentónica como los moluscos (Cao et al., 2018). La bioacumulación de este metal pesado, está determinada esencialmente por los hábitos alimenticios de la especie; así como, por la adsorción del material particulado en el que se halla el Cd dentro, de la columna de agua y los sedimentos (Primost et al., 2017). Por su parte, el Pb se bioacumula en la biota marina, mediante los procesos de alimentación del individuo, la solubilidad del material particulado que ingresa al organismo, y la afinidad de este metal pesado por ciertas matrices tisulares y moleculares (Díaz-Rizo et al., 2010; Henriques et al., 2017).

2.5 Toxicología e impactos ecológicos de metales pesados (Hg, As, Pb y Cd) en peces, crustáceos y moluscos (asociados a ecosistemas marinos)

Las manifestaciones toxicológicas del As, Cd, Hg y Pb en los distintos compartimentos ambientales, minan la productividad y el equilibrio de los ecosistemas y el potencial biológico de las especies (Ali et al., 2019). En este sentido, los impactos generados por estos contaminantes sobre los ecosistemas marinos, están representados principalmente por alteraciones físicas, químicas, fisiológicas, comportamentales y sistémicas en la biota que afectan (Scott & Sloman, 2004). Así, el Hg tiende a generar graves impactos en la salud ambiental y la biota que contamina (Hosseini et al., 2013), dado que es uno de los agentes contaminantes que genera mayor toxicidad en los medios marinos (Raihan et al., 2020). Una vez que el Hg ingresa al organismo del individuo contaminado, tiende a acumularse en ciertas matrices tisulares por las que es afín (Pérez & Peñuela, 2011), y puede experimentar procesos de bioactivación secundarios dentro de los tejidos donde se acumula (Wang et al., 2013). De esta forma,

el Hg se disemina en el organismo, produciendo efectos toxicológicos como la generación de especies reactivas de oxígeno, disminución en la mielinización de las neuronas, disminución de los niveles hematológicos, generación de metalotioneínas y disrupción en la síntesis y reparación del material genético (Gentès et al., 2015; Scheuhammer et al., 2015; Telahigue et al., 2019). Por otra parte, la contaminación con Hg tiende a generar cambios comportamentales significativos y disminución en las tasas reproductivas y de supervivencia de los peces, crustáceos y moluscos en los que se acumula y biomagnifica (Kehrig et al., 2006; Elahi et al., 2012; Dietz et al., 2013).

En cuanto al As, este contaminante posee un elevado grado de toxicidad para la biota marina, dado que genera alteraciones significativas en los ciclos biológicos de las especies que contamina (Mamindy-Pajany et al., 2013). Las implicaciones toxicológicas más significativas producidas por el As en la biota de los ecosistemas marinos, incluyen disrupción del ciclo celular, generación de radicales, estrés oxidativo, disminución de la expresión genética y apoptosis (Lam et al., 2006; Morcillo et al., 2016). Así mismo, la intoxicación con As genera alteraciones considerables en la locomoción y los hábitos comportamentales de los organismos contaminados (Vellinger et al., 2013). No obstante, los mecanismos de toxicidad del As en los ecosistemas marinos, dependen en gran medida de las condiciones del medio donde se distribuye y de las especies reactivas en cuestión (Peshut et al., 2008).

En cuanto al Cd y al Pb, el Cd genera impactos toxicológicos significativos, principalmente por sus efectos deletéreos en ciertos sustratos moleculares y metabólicos (Dong et al., 2016), mediante la sustitución de organometales naturales, genotoxicidad, carcinogenicidad y alteración en las reservas de glicógenos y lípidos (El-Naga et al., 2005; Pan & Zhang, 2006). Así mismo, el Pb genera alteraciones significativas en el metabolismo hematológico, hepático y nervioso de los individuos que contamina (Dang et al., 2012), generando disrupciones en las funciones neurológicas, inmunológicas y comportamentales de los organismos en los que se bioacumula (Lee et al., 2019). Por esto, los efectos toxicológicos del As, Cd, Hg y Pb en los peces, crustáceos y moluscos marinos, representan un fenómeno que influye negativamente en el potencial biológico y

adaptativo de estas especies, dado que genera vulnerabilidad y fragilidad en sus poblaciones (Macdonald & Loseto, 2010).

2.6 Efecto de metales pesados (Hg, As, Pb y Cd) en la masa corporal de peces, crustáceos y moluscos

Generalmente, los metales pesados como el As, Cd, Hg y Pb tienden a modificar los índices de masa corporal de los organismos superiores donde se bioacumulan y biomagnifican (Has-Schön et al., 2015; Strong et al., 2015). Esta interacción implica alteraciones significativas en el metabolismo y la fisiología de los individuos contaminados, dado que es una manifestación inequívoca de que se ha sobrepasado la capacidad de depuración y asimilación de estos contaminantes por parte del organismo (do Amaral et al., 2005). De esta forma, las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb pueden tener una incidencia significativa en la masa corporal de los peces marinos en los que se bioacumulan y biomagnifican, en función de la especie y su biología (Julshamn et al., 2011; Jinadasa et al., 2013). En los crustáceos, El As, Cd, Hg y Pb influyen en la distribución de matrices tisulares que determinan los índices de masa corporal, generando modificaciones considerables en los mismos (Drava et al., 2004; Amado et al., 2006). Los moluscos son el grupo de estudio que presenta mayor sensibilidad en cuanto a cambios en la masa corporal de los individuos contaminados con As, Cd, Hg y Pb, debido a sus hábitos alimenticios, su ecología y su anatomofisiología (Marcotrigiano & Storelli, 2003), siendo esta interacción un factor significativo en la determinación de las manifestaciones toxicológicas de estos contaminantes en los moluscos (Waykar & Shinde, 2011).

Las alteraciones en los índices de masa corporal de peces, crustáceos y moluscos producto de la contaminación con As, Cd, Hg y Pb, están determinadas principalmente por factores como las condiciones fisicoquímicas de los compartimentos ambientales (Jitar et al., 2015), la especie, la edad, el tamaño, la biología y la posición en la red trófica que ocupan los individuos en cuestión (Nakhlé et al., 2006; Bonsignore et al., 2018).

2.7 Impacto de metales pesados (Hg, As, Pb y Cd) en la salud humana producto del consumo de biota marina de interés alimenticio

Los organismos marinos como peces, crustáceos y moluscos se consideran una fuente alimenticia saludable, debido a que tienen un bajo contenido de grasas saturadas, un alto contenido de proteínas y ácidos grasos omega que favorecen la salud (Olmedo et al., 2013; Ahmad et al., 2015). Sin embargo, la biota marina acumula metales del agua circundante, de los sedimentos y de su dieta (Zhao et al., 2012; Jayaprakash et al., 2015; Jitar et al., 2015). Esto implica que su consumo se puede convertir en un problema de salud para las poblaciones que se alimentan de este recurso (Palacio, 2007; Barrios et al., 2016), debido al potencial de toxicidad, persistencia y bioacumulación de dichos metales (Raknuzzaman et al., 2016; La Colla et al., 2018; Liu et al., 2019).

Las concentraciones y la absorción de estos metales en los organismos marinos están sujetas a factores biológicos, ambientales y puntuales de la especie, así como también a las propiedades fisicoquímicas de los metales. (Canli & Atli, 2003; Erasmus et al., 2004; Bosch et al., 2015). En peces, la dieta o hábito alimenticio de la especie y el individuo, es un factor fundamental para el ingreso de contaminantes a su organismo (De Carvalho et al., 2014; Vargas-Licona & Marrugo-Negrete, 2018), por lo tanto, la contaminación en los peces se ha convertido en un tema de preocupación mundial, debido a los riesgos para la salud de los consumidores humanos frecuentes (Rahman et al., 2012; Olmedo et al., 2013; Yu et al., 2014; Rose et al., 2015; Perello et al., 2015; Bosch et al., 2015). Los crustáceos marinos, generalmente son especies bentónicas móviles que habitan sobre el manto de sedimentos, lo que resulta en una mayor bioacumulación relativa de metales pesados (Zhao et al., 2012). Los moluscos marinos, se utilizan a menudo como bioindicadores de contaminación con metales traza en los ecosistemas marinos, dada su biología y ecología (Conti et al., 2005; Deudero et al., 2009; Conti et al., 2012), esto permite evaluar con mayor certidumbre los potenciales riesgos para la salud humana derivados del consumo de estos organismos (Conti et al., 2007; Conti & Finoia, 2010).

El As, genera afecciones a la salud humana que comprenden hiperpigmentación de la piel, carcinogenicidad, afecciones cardiovasculares e infertilidad (Mohmand et al., 2015). Así mismo, puede generar disfunción renal, disfunción pulmonar y afecciones óseas (Ahmed et al., 2015). Puesto que este contaminante, posee un alto potencial para inducir daño genético, inhibir la reparación del ADN, alterar el ciclo celular e inducir estrés oxidativo (Dong et al., 2019). El Cd, es un metal pesado que posee una alta persistencia y nivel de absorción (Castro & Méndez, 2008). En este sentido, la contaminación por Cd genera principalmente, disminución en las tasas de fertilidad (Zafar et al., 2015; Alamdar et al., 2016), reducción de la función renal, hipertensión arterial, teratogenicidad y disfunción hepática (Satarug et al., 2010; Zaza et al., 2015).

La exposición al Hg, puede provocar deficiencias neurológicas y una reducción de la capacidad cognitiva en los estadíos tempranos del desarrollo (Oken et al., 2008; Choi et al. 2014), y en adultos puede causar parestesia, dificultades motoras, accidentes cerebrovasculares, demencia y depresión (Kondo, 2000; Fuentes et al., 2016). Dado que la gran mayoría del Hg que se consume a través de la ingesta de especies marinas de interés alimenticio es metilmercurio (MeHg), la contaminación con este metal pesado también produce afecciones genotóxicas y citotóxicas en el organismo (Diez, 2009; Nakamura et al., 2014; Calao & Marrugo, 2015). El Pb en los seres humanos, tiene el potencial de bioacumularse principalmente en las estructuras calcáreas, y diseminarse en las diferentes matrices sistémicas (Alamdar et al., 2017). La contaminación con este metal pesado, afecta principalmente al sistema nervioso central, al sistema renal y los niveles hematológicos (Al-Busaidi et al., 2011), de esta forma la exposición prolongada al Pb puede provocar alteraciones neurológicas graves y la muerte, dada su acción disruptora del ciclo celular (Bello et al., 2016).

2.8 Importancia del estudio de metales pesados en especies marinas de interés alimenticio para el desarrollo de indicadores de impactos y alteraciones en la salud humana

La presencia de metales pesados en especies marinas es un fenómeno de gran interés, dado que el consumo de biota marina se considera una vía importante de exposición a

una gran variedad de agentes contaminantes (Ip et al., 2005). De este modo, los organismos marinos pueden estar contaminados con metales pesados de diversas fuentes, como aguas residuales domésticas e industriales y de escorrentía natural (Pan & Wang, 2012).

Las concentraciones totales de metales pesados en la biota marina, pueden proporcionar información valiosa sobre los niveles generales de contaminación en las matrices tróficas y ecológicas (Gu et al., 2018); sin embargo, las dosis ingeridas de metales pesados no siempre reflejan el nivel real de metales pesados del ambiente (Zhuang et al., 2016). Dado que la seguridad alimentaria se ha convertido en un eje principal para el equilibrio de las poblaciones y los recursos (FAO, 2017), se hace necesario monitorear los niveles de metales tóxicos en especies de interés alimenticio con grandes tasas de consumo (Berona, 2018), para diagnosticar los impactos que generan estos contaminantes en los ecosistemas marinos, como resultado de las actividades humanas (Marrugo-Negrete et al., 2016).

En este sentido, los peces, crustáceos y moluscos, pueden representar bioindicadores eficientes para evaluar la contaminación por metales pesados en diferentes medios ambientales (Liu et al., 2019), dada la capacidad que tienen estos grupos para bioacumular estos contaminantes (Mulayim & Balkis, 2015; Gu et al., 2017; Baki & Col, 2018). La toxicidad e impactos de metales pesados como el As, Cd, Hg y Pb, ha propiciado iniciativas mundiales para establecer límites de contaminación y seguridad en los productos alimenticios que provienen de los ecosistemas acuáticos (OUTA, 2020). De esta forma, la Unión Europea (UE) y la Organización Mundial de la Salud (OMS) han establecido concentraciones máximas permisibles para el As, Cd, Pb y Hg como sustancias prioritarias en productos alimenticios de origen marino (UE 2008; FAO / OMS, 2017). Así mismo, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) ha desarrollado estimadores como la fórmula de los coeficientes de peligro objetivo (THQ), que se aplica para evaluar el riesgo que tienen las personas expuestas a elementos como el Cr, Fe, Ni, Cu y Zn, por el consumo de peces contaminados, mediante la relación entre la exposición potencial a una sustancia y la dosis de referencia (USEPA,

2018). En Colombia, es escaso el conocimiento que se tiene acerca del problema generado por la disposición de metales pesados en los cuerpos de agua, sus impactos sobre el recurso hídrico, el deterioro de estos ecosistemas y la salud humana (Beltrán & Gómez, 2015; Barros et al., 2016), por tanto, se hace necesario establecer indicadores que aborden estos fenómenos mediante el estudio de la contaminación de la biota de interés alimenticio con metales pesados como el As, Cd, Hg y Pb.

3. OBJETIVOS

3.1 GENERAL

- Evaluar las concentraciones del arsénico (As), cadmio (Cd), mercurio (Hg) y plomo (Pb) en peces, crustáceos y moluscos, y el riesgo a la salud humana asociado al consumo de esta biota en Isla Fuerte (Caribe colombiano)

3.2 ESPECÍFICOS

- Determinar las concentraciones del arsénico (As), cadmio (Cd), mercurio (Hg) y plomo (Pb) en el tejido muscular de peces, crustáceos y moluscos en el área de estudio
- Determinar la correlación entre las concentraciones de arsénico (As), cadmio (Cd), mercurio (Hg) y plomo (Pb) con la masa corporal de peces, crustáceos y moluscos en el área de estudio
- Establecer el proceso de bioacumulación y biomagnificación del arsénico (As), cadmio (Cd), mercurio (Hg) y plomo (Pb) en peces, crustáceos y moluscos en el área de estudio
- Establecer el riesgo a la salud humana en Isla Fuerte, producto de la ingesta de peces, crustáceos y moluscos contaminados con arsénico (As), cadmio (Cd), mercurio (Hg) y plomo (Pb).

4. METODOLOGÍA

4.1 Área de estudio

Dentro del cuadrante suroccidental del Caribe colombiano se realizaron muestreos en zonas de Isla Fuerte, la cual es una isla de origen calcáreo que hace parte del Área Marina Protegida Corales del Rosario (UAC-AMP Corales del Rosario, 2016), y tiene fines de uso sostenible, preservación y restauración (INVEMAR-MADS, 2012). La isla está localizada geográficamente al sur de la plataforma continental del Caribe colombiano ($9^{\circ}23'22''\text{N}$ - $76^{\circ}10'44''\text{W}$) y hace parte de un cordón discontinuo arrecifal que forma una cadena de islas desde Cartagena hasta el sur del Golfo de Morrosquillo (Díaz, 2000; Ochoa, 2017) (Figura 1). El cordón arrecifal, en el cual está situada Isla Fuerte, comprende el corredor: Salmedina-Rosario-Tortuga-San Bernardo-Isla Fuerte (Díaz et al., 1996), este corredor marino es un área propicia para el hábitat de una gran variedad de especies, debido a que es rico en recursos y elementos ecosistémicos coralinos, con una alta oferta ecológica (Delgadillo-Garzón & Zapata-Ramírez, 2009). Isla Fuerte se encuentra situada en el cuadrante suroccidental de Caribe colombiano, el cual es una zona de gran influencia de actividades antropogénicas en el norte del país, sobretudo de actividades mineras, agrícolas y portuarias (Restrepo et al., 2016; Marrugo et al., 2017; Fernández-Maestre et al., 2018). Puntualmente, en la zona de influencia ecosistémica de Isla Fuerte se han reportado altas concentraciones de varios metales pesados, principalmente de As, Hg y Pb (Olivero-Verbel et al., 2009; Restrepo et al., 2016).

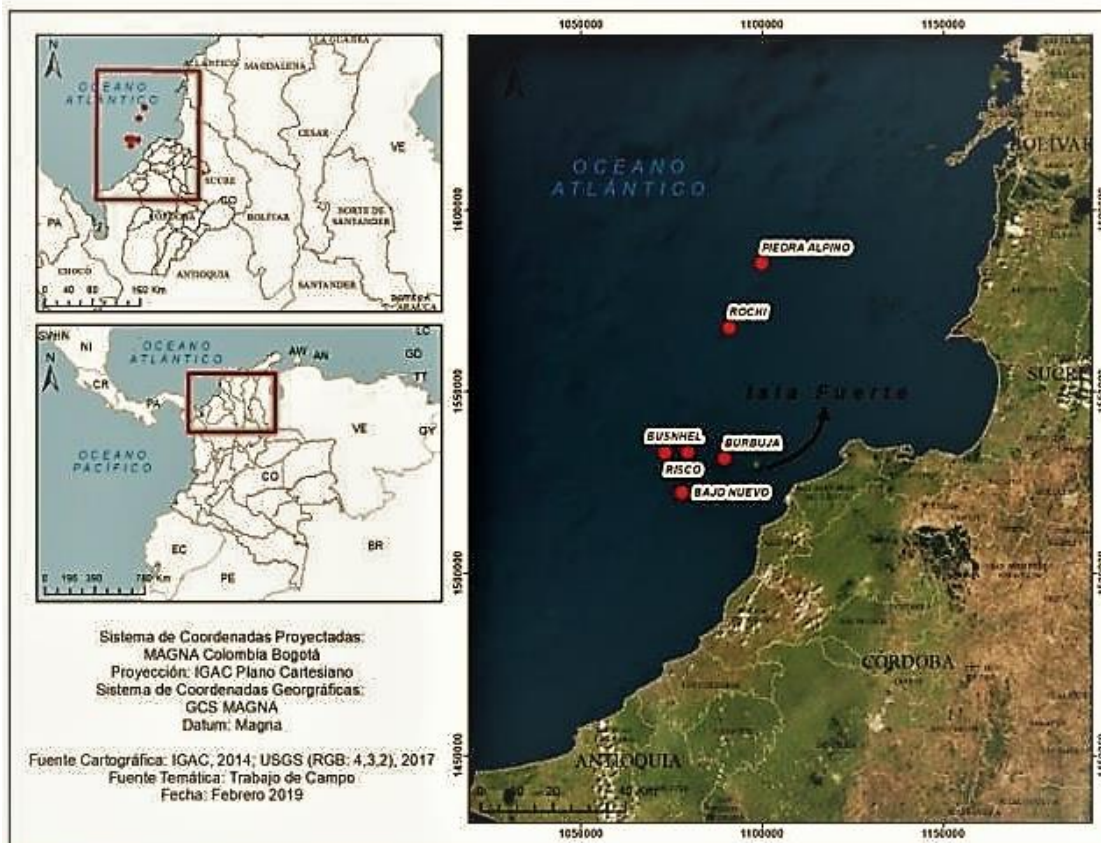


Figura 1. Ubicación geográfica de Isla Fuerte y los puntos de muestreo

4.2 Métodos de captura de peces, crustáceos y moluscos

Los peces, cangrejos y moluscos fueron capturados utilizando anzuelo, captura manual e inmersión con careta y snorkel, respectivamente. Las capturas se hicieron en puntos determinados como zonas de hábitat y tránsito de las especies estudiadas. Las capturas se realizaron entre Marzo y Octubre de 2019, en un intervalo horario que estuvo comprendido entre las 5:00 horas y las 23:00 horas, y contaron con los respectivos permisos de colecta otorgados por CARDIQUE, siguiendo los protocolos técnicos y éticos estipulados en la resolución 0741 del 2014 de la ANLA. Las especies de crustáceos, moluscos y peces capturados se identificaron utilizando las claves taxonómicas de Humann et al., (2013) y Humann & Deloach (2014), respectivamente.

4.3 Toma de muestras

Los individuos capturados se sacrificaron para determinar la masa corporal y extraer muestras de tejido muscular para su posterior análisis. Estos fueron pesados utilizando una báscula digital Ohaus CS 5000, con un índice error de ± 1.0 gramos. Para la extracción de las muestras de tejido muscular, se utilizó un escalpelo de acero inoxidable para seccionar 10 g de músculo de la región dorsal de los peces, así mismo, se utilizaron unas tenazas y un martillo para perforar la concha de los caracoles y el exoesqueleto de los cangrejos, exponiendo el tejido muscular del pie y la región abdominal respectivamente, del cual fueron seccionados 10 g con un escalpelo de acero inoxidable. Las muestras fueron empacadas individualmente y se sellaron herméticamente en bolsas de polietileno etiquetadas con la identificación de la especie, refrigerándose a 2°C en neveras de poliestireno expandido (Ruiz et al., 2014), para su posterior análisis en el laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental de la Universidad de Córdoba.

4.4 Determinación de As, Cd, Hg y Pb en los tejidos estudiados

Para determinar las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en las muestras de tejido muscular de peces, crustáceos y moluscos, estas se atemperaron y se lavaron con agua destilada y desionizada con el fin de retirar restos de hielo, plástico, arena o cualquier otro contaminante. Las muestras fueron liofilizadas y se maceraron en un mortero de porcelana para su homogeneización y análisis.

La preparación de las muestras para los análisis de As, Cd y Pb se realizaron tomando como base la digestión ácida de las mismas con HNO_3/HCl (3:1) durante 3h a 95°C (Hülya & Erhan, 2007). El control de calidad analítico de los métodos se evaluó por triplicado con material de referencia certificado, conforme a lo descrito por Fuentes (2016). La cuantificación de As, Cd y Pb en el músculo de peces, crustáceos y moluscos, se realizó mediante espectrofotometría de absorción atómica en horno de grafito (GFAAS), utilizando un horno ThermoScientific modelo iCE serie 3500, siguiendo el

método EPA 3051A-GFAAS (LDM=80; unidades = $\mu\text{g/kg}$) (Calderón-Jiménez et al., 2016).

Para determinar las concentraciones de Hg en el músculo de los peces, crustáceos y moluscos muestreados, se analizaron aproximadamente 25 mg de cada muestra, los cuales fueron medidas directamente según el método indicado. De esta forma, las concentraciones de Hg se cuantificaron mediante el método US EPA-7473 (mercurio en sólidos y soluciones por descomposición térmica, amalgamación, y espectrometría de absorción atómica) utilizando un analizador directo de mercurio (DMA-80) (Cadavid - Velásquez et al., 2019).

4.4.1. CONTROL DE CALIDAD DEL MÉTODO ANALÍTICO

4.4.1.1 Linealidad. Esta característica permite establecer la proporcionalidad entre la concentración del analito y la señal registrada por el instrumento de medición. Para determinar las concentraciones del As, Cd, Hg y Pb en las muestras, se construyó una curva de calibración que consistió en preparar una serie de diluciones de un estándar en un intervalo de concentraciones específicas en la que los datos guardan linealidad. Para estimar la mejor relación entre la señal medida y la concentración del analito sobre una serie de estándares, se aplicó una regresión lineal, calculando el coeficiente de correlación R y aceptando sólo aquellos donde $R > 0,995$. Para las lecturas de muestras con valores de absorbancia superiores al rango de trabajo, se realizaron diluciones hasta registrar valores dentro del rango lineal establecido.

4.4.1.2 Exactitud. Determina la capacidad del método analítico para arrojar resultados lo más cercanos posibles al valor verdadero. En este trabajo la exactitud se determinó con el análisis de muestras de material certificado de referencia DORM-2 (metales pesados en músculo del tiburón *Squalus acanthias*) (Ulrich & Sarkis, 2013) y IAEA-086 (Hg, MeHg y elementos traza en cabello humano) (Burgos-Núñez et al., 2017), aplicando un test t-student para verificar la bondad del ajuste de los datos, así mismo el porcentaje de recuperación obtenido fue mayor al 90%.

4.4.1.3 Precisión. Con este parámetro se evaluará la dispersión de las medidas alrededor de la media, lo cual equivale al grado de concordancia entre los valores de una serie de ensayos repetidos sobre una muestra homogénea. Este parámetro se calculó utilizando el coeficiente de variación (Cv) en base a ensayos de repetición, a partir de la ecuación

$$CV = \frac{S}{X} \times 100$$

Donde S es la desviación estándar y X el promedio obtenido para las mediciones. Para análisis de muestras complejas, este parámetro fue pertinente hasta un valor de 20%.

4.4.1.4. Límite de detección. Este parámetro es definido como tres veces la desviación estándar del blanco. Este valor se obtiene a partir de los valores determinados para las soluciones empleados en el proceso de digestión y análisis del mismo. Cuando las concentraciones del analito estén por debajo de este nivel el valor se calculará mediante la ecuación:

$$LD = \frac{3 S_b}{B}$$

Donde S_b es la desviación estándar de los blancos y B la pendiente de la curva de calibración (Long & Winefordner, 1983). El límite de detección (LD) en este estudio se plantea ser calculado multiplicando el LD encontrado por el aforo y dividido por el peso de la muestra. En este estudio los LD para As, Cd, Hg y Pb correspondieron a (5,42 ng/g), (2,12 ng/g), (0,13 ng/g) y (8,67 ng/g) respectivamente.

4.5 ESTIMACIÓN DEL RIESGO A LA SALUD HUMANA POR CONSUMO

4.5.1 Parámetros de caracterización de la población

El riesgo a la salud humana por consumo de las especies de peces, crustáceos y moluscos estudiadas, se estimó a través de ecuaciones enfocadas en determinar las variables asociadas a la ingesta de estas especies por parte de los pobladores de Isla

Fuerte, en intervalos puntuales cantidad-tiempo. Esto, con el propósito de cuantificar las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb que son ingeridas por esta población, y generar así, un diagnostico general de los efectos toxicológicos que dichas concentraciones pueden estar generando sobre la salud de los pobladores de Isla Fuerte. En este sentido se aplicaron encuestas a los habitantes de Isla Fuerte de manera aleatoria, las encuestas se aplicaron mediante un cuestionario de 20 preguntas, dirigidas a generar información sobre los hábitos de consumo de las especies estudiadas en intervalos puntuales cantidad-tiempo. Para obtener un tamaño poblacional representativo, el número de cuestionarios a aplicar (n) se estimó a partir de la ecuación (1), descrita por Henry (1998) y Zamora-Arellano et al., (2017). Para garantizar la aleatoriedad y pertinencia en la aplicación de los cuestionarios, se realizó un muestreo estratificado en grupos puntuales de la población objeto de estudio, conforme a lo descrito por Ruiz-Guzmán et al., (2014).

$$n = \frac{z^2 * p * q * N}{e^2 * (N - 1) + z^2 * p * q} \quad (1)$$

Donde:

N: Numero de cuestionario

z: Nivel de confianza (95%) (1.96 para t)

pq: Varianza poblacional

e: Error estándar de muestreo (0.05)

4.5.2 Evaluación del riesgo

Para la evaluación del riesgo por consumo de las especies de peces, crustáceos y moluscos estudiadas, se establecieron parámetros de estimación para las variables de interés, enfatizando en los intervalos cantidad-tiempo en los hábitos de consumo de los pobladores de Isla Fuerte, fijando la Tasa de ingesta individual de alimentos (IR), la de ingestión Diaria (DID), el Coeficiente de Peligro (HQ) y el índice de peligro (HI) como estimadores puntuales.

4.5.2.1 Tasa de ingesta individual de alimentos (IR). La cual, se expresa en g/día⁻¹, y se utiliza para considerar la preferencia de consumo de cada persona encuestada residente en la zona de estudio (Vargas-Licona & Marrugo-Negrete, 2018), y está dada por la ecuación (2).

$$IR = \sum \frac{\text{Tamaño de la porción (g)} * \text{Nº de porciones} * \text{Frecuencia de consumo}}{365} \quad (2)$$

Se establecieron 100g como la cantidad máxima de ingesta segura, conforme a la WHO, (2008) y la EFSA, (2013), en cuanto a riesgos potenciales por exposición a metales pesados, asociados al consumo de peces, crustáceos y moluscos

4.5.2.2 Dosis de ingestión Diaria (DID). Este parámetro estima la concentración diaria de metales pesados que se ingieren a través de la ingesta diaria de las especies estudiadas (Vargas-Licona & Marrugo-Negrete, 2018), tomando como base la distribución de la probabilidad, en lugar de un único valor para las variables implicadas (Rahman, 2012; Olivero - Verbel, 2016; Zamora-Arellano et al., 2017). Está determinado por la ecuación (3).

$$DID = \sum \frac{[C] * IR * FAG * NDC}{PC * 365} \quad (3)$$

Dónde

[C]= Concentración del contaminante en los organismos marinos en ng/g de peso húmedo

IR = Tasa de ingesta individual de alimentos

FAG = Factor de Absorción del contaminante en el tracto Gastrointestinal

NDC = Número de días del año en que la población estudiada consume las especies estudiadas

PC = Peso del cuerpo del consumidor encuestado

Las Dosis permisibles de Ingestión Diaria (DID) para As, Cd, Hg y Pb, se fijaron conforme lo descrito por la FAO/WHO - JECFA, (2011) y la WHO/ENHIS, (2007). Siendo los valores

diarios para As (15 ng/g PC/día), para Cd (7 ng/g PC/día), para Hg (1,6 ng/g PC/día) y para Pb (25 ng/g PC/día).

4.5.2.3 Coeficiente de Peligro (HQ). Este índice determina el riesgo potencial que representa un metal pesado para la salud humana producto de los hábitos de consumo de las especies estudiadas (Vargas-Licon & Marrugo-Negrete, 2018). Si su valor es mayor que 1, se asume un alto riesgo para la salud y está determinado por la ecuación (4)

$$HQ = \frac{DID}{IRf} \quad (4)$$

Dónde

DID = Dosis de ingesta diaria

IRf = Índice de Referencia del contaminante, expresado como la concentración de un contaminante en ng/g de peso corporal en el cuerpo de un encuestado conforme a lo descrito por la USEPA/IRIS, (2011), sin que esto revista alteraciones y efectos toxicológicos en el organismo (Hosseini et al., 2013; Antoine et al., 2017; Kacholi & Sahu, 2018). Siendo para As (0,3ng/gd⁻¹), para Cd (1ng/gd⁻¹), para Hg (0,1ng/gd⁻¹) y para Pb (3,5ng/gd⁻¹).

4.5.2.4 Índice de Peligro (HI). Este indicador estima la magnitud del riesgo al que está expuesta una persona por contaminación con varios metales pesados producto del consumo de las especies estudiadas, siendo mayor el riesgo para los índices más elevados (Islam et al., 2017). Y corresponde a la suma de todos los coeficientes de peligro (HQ) hallados para estos, siendo calculado mediante la ecuación (5) (Ali & Khan, 2018)

$$HI = \sum HQ = HQ1 + HQ2 + HQ3 + HQ4 + \dots HQn \quad (5)$$

4.6 Tratamiento de los resultados

Con el propósito de corroborar la normalidad de las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en los grupos muestrales objeto de estudio, se aplicó el test de normalidad de Anderson - Darling, dado el ajuste de las muestras de As, Cd, Hg y Pb en peces, crustáceos y moluscos a la distribución determinada por este estimador. Para alcanzar el supuesto de normalidad de los grupos muestrales objeto de estudio, fue necesario utilizar la transformación de Johnson, la cual es una transformación basada en ecuaciones de la distribución perteneciente a la Familia SB: $(Z = \gamma + \eta \ln)$, así mismo las concentraciones que estuvieron por debajo del límite de detección instrumental se calcularon mediante la ecuación LD: $(3S_b / B)$. En este sentido, se corroboró la significancia y homogeneidad de las varianzas, mediante la prueba de homocedasticidad de varianzas F de Snedecor. Las estimaciones de las correlaciones entre la masa corporal de peces, crustáceos y moluscos, con las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en los individuos muestreados, fueron realizadas mediante el cálculo del coeficiente de correlación de Pearson, tomando como criterio de correlación significativa los valores mayores a ± 0.50 en la escala de dicha distribución. El nivel de significancia para la estimación del coeficiente de correlación de Pearson fue de $(p < 0,05)$. Las diferencias significativas entre las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en los grupos muestrales objetos de estudio, se determinaron a través de la prueba de los rangos con signos de Wilcoxon mediante el estimador (p-valor), fijando la condición $(p\text{-valor} < 0,05)$ como criterio para determinar diferencias estadísticamente significativas. Las diferencias se estimaron realizando comparaciones entre las medianas de las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en peces, crustáceos y moluscos, con un nivel de significancia $(p < 0,05)$. El tratamiento de los resultados se realizó mediante el paquete estadístico Minitab 19.

5. RESULTADOS

5.1 Concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en peces, crustáceos y moluscos muestreados

Las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en peces, crustáceos y moluscos capturados se encuentran consignadas en las Tablas 1 y 2. Se muestrearon en total 138 individuos correspondientes a 112 peces adultos, 16 crustáceos adultos y 10 moluscos adultos. Las especies de peces capturadas fueron: *Euthynnus alletteratus*, *Lutjanus campechanus*, *Balistes capriscus*, *Caranx hippos*, *Caranx crysos*, *Ocyurus chrysurus*, *Sphyrna barracuda*, *Scomberomorus sierra*, *Haemulon album*, *Thunnus obesus*, *Anchoa parva* y *Pterois volitans*. Mientras que las especies de crustáceos y moluscos capturadas fueron *Callinectes sapidus*, *Menippe mercenaria*, *Lobatus gigas* y *Vasum muricatum* respectivamente. No se cuantificaron concentraciones de Cd y Pb en peces, dado que estuvieron por debajo del límite de detección instrumental. Dentro de los hábitos alimenticios de las especies de peces muestreadas, *Euthynnus alletteratus*, *Lutjanus campechanus*, *Balistes capriscus*, *Caranx hippos*, *Sphyrna barracuda*, *Scomberomorus sierra*, *Haemulon album*, *Thunnus obesus* y *Pterois volitans*, presentan hábitos carnívoros (Humann & Deloach, 2014; Chasqui et al., 2017). Mientras que *Ocyurus chrysurus* y *Anchoa parva* son de hábitos herbívoros (Clarke et al., 1997; Joyeux et al., 2009), siendo *Caranx crysos* la única especie de pez muestreada con hábitos omnívoros (Sley et al., 2009). En cuanto a los hábitos alimenticios de las especies de crustáceos muestreadas, tanto *Callinectes sapidus* como *Menippe mercenaria* presentan hábitos alimenticios omnívoros (Humann et al., 2013). Los moluscos muestreados *Lobatus gigas* y *Vasum muricatum*, presentan hábitos alimenticios de carácter herbívoro y carnívoro respectivamente (Ardila et al., 2002; Humann et al., 2013).

La concentración media de As en peces fue de 1387 ± 1621 ng/g, mientras que en crustáceos y moluscos se detectaron $375,2 \pm 334,1$ ng/g y 732 ± 376 ng/g respectivamente. En lo relativo a Cd, las concentraciones medias de este metal pesado medidas en crustáceos y moluscos correspondieron a $7,935 \pm 2,178$ ng/g y $86,8 \pm 96,9$ ng/g. El Hg presentó una concentración media de $112,87 \pm 89,88$ ng/g en peces y $4,308$

$\pm 3,651$ ng/g en crustáceos, así como también $22,62 \pm 11,01$ ng/g en moluscos. Para el Pb, las concentraciones medias cuantificadas de este metal correspondieron a $9,367 \pm 0,815$ ng/g en crustáceos y $29,41 \pm 20,45$ ng/g en moluscos. Por otra parte, las mayores concentraciones medias de As y Hg medidas en este estudio fueron halladas en peces (1387 ± 1621 ng/g) y ($112,87 \pm 89,88$ ng/g). De igual forma, las mayores concentraciones medias de Cd y Pb fueron halladas en moluscos ($86,8 \pm 96,9$ ng/g) y ($29,41 \pm 20,45$ ng/g). En cuanto a los intervalos de las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb medidas en peces, crustáceos y moluscos, los mayores rangos de concentraciones de As y Hg se presentaron en peces (127 ng/g – 9284 ng/g) y ($5,45$ ng/g – $513,34$ ng/g). Por su parte, los moluscos presentaron los mayores rangos de concentraciones de Cd y Pb respectivamente ($6,3$ ng/g – $270,2$ ng/g) y ($8,59$ ng/g – $66,86$ ng/g).

Tabla 1

Hábitos alimenticios y concentraciones medias y medianas (η) de As y Hg en las especies de peces estudiadas con valores de referencia (VR) de la Unión Europea (2019) para los límites máximos permisibles de As y Hg en músculo de peces marinos

Concentraciones medias (ng/g) $\pm$ SD y medianas (ng/g)							
Especie	Hábito alimenticio	As	η	Hg	η	Rango de masa corporal (g)	n
<i>Ocyurus chrysurus</i>	Herbívoro	640,6 $\pm$ 80,4	636,5	42,33 $\pm$ 13,81	40,1	720 - 1332	5
<i>Anchoa parva</i>	Herbívoro	119 $\pm$ 295	113,3	8,25 $\pm$ 3,52	7,72	27 - 31	7
<i>Caranx crysos</i>	Omnívoro	695 $\pm$ 298	679,7	287,3 $\pm$ 101,1	285,6	1450 - 2277	8
<i>Euthynnus alletteratus</i>	Carnívoro	425 $\pm$ 203	407,1	96 $\pm$ 59,3	88,8	508 - 1486	3
<i>Lutjanus campechanus</i>	Carnívoro	1257 $\pm$ 1609	1233,2	122,2 $\pm$ 75,8	117,4	2150 - 4100	12
<i>Balistes capriscus</i>	Carnívoro	6272 $\pm$ 2791	7948,9	88,1 $\pm$ 37,5	83,7	1538 - 3362	7
<i>Caranx hippos</i>	Carnívoro	146,86 $\pm$ 103	113,4	381,26 $\pm$ 52	366,9	3814 - 4067	2
<i>Sphyrna barracuda</i>	Carnívoro	536,09 $\pm$ 43	527,1	274,72 $\pm$ 97	270,5	3373 - 4732	2
<i>Scomberomorus sierra</i>	Carnívoro	371,2 $\pm$ 150	363,4	174,2 $\pm$ 118,8	168,1	510 - 3125	9
<i>Haemulon album</i>	Carnívoro	1631 $\pm$ 592	1642,3	143,9 $\pm$ 31,2	140,7	253,2 - 1129	7
<i>Thunnus obesus</i>	Carnívoro	1764 $\pm$ 583	1566,8	12,6 $\pm$ 2,20	12,454	2347 - 3431	8
<i>Pterois volitans</i>	Carnívoro	1194,7 $\pm$ 435,5	1073,1	127,15 $\pm$ 30,28	113,18	292,3 - 757,9	42
VR		1000 ng/g		500 ng/g			112

Tabla 2

Hábitos alimenticios y concentraciones medias y medianas (η) de As, Cd, Hg y Pb en las especies de crustáceos y moluscos estudiadas con valores de referencia (VR) de la Unión Europea (2019) para los límites máximos permisibles de As, Cd, Hg y Pb en músculo de crustáceos y moluscos marinos

Concentraciones medias (ng/g) $\pm$ SD y medianas (ng/g)												
Grupo muestral	Especie	Hábito alimenticio	As	η	Cd	η	Hg	η	Pb	η	Rango de masa corporal (g)	n
Crustáceos	<i>Callinectes sapidus</i>	Omnívoro	390 $\pm$ 514	397,4	7,3 $\pm$ 2,55	6,9	7,8 $\pm$ 2,5	6,8	8,7 $\pm$ 0,643	5,6	91 - 250	7
	<i>Menippe mercenaria</i>	Omnívoro	363 $\pm$ 105	356,8	8,3 $\pm$ 1,87	7,7	1,5 $\pm$ 0,5	1,2	9,8 $\pm$ 0,582	4,8	111 - 282	9
		VR	1000 ng/g		500 ng/g		500 ng/g		500 ng/g			
Moluscos	<i>Lobatus gigas</i>	Herbívoro	758 $\pm$ 248	752,1	170 $\pm$ 92	166,7	14 $\pm$ 1,3	12,5	51,1 $\pm$ 2,77	36,1	330 - 760	4
	<i>Vasum muricatum</i>	Carnívoro	985 $\pm$ 215	980,9	31 $\pm$ 50,4	47,4	39 $\pm$ 10,9	36,7	12 $\pm$ 11,8	12,4	231 - 394	6
		VR	1000 ng/g		1000 ng/g		500 ng/g		1500 ng/g			

En cuanto a los umbrales de toxicidad del As, Cd, Hg y Pb en peces, crustáceos y moluscos, el 85,7% de los peces muestreados que corresponde a 96 individuos, presentó concentraciones medias de As superiores a 80 ng/g, indicativo de toxicidad leve conforme a lo descrito por Kumari et al., (2016). Mientras que un 14,3% de los peces muestreados que equivalen a 16 individuos, presentó concentraciones medias que sobrepasaron los 2000 ng/g de As, descritos por Kumari et al., (2016) como indicativo de intoxicación grave con este contaminante. En crustáceos, solo 1 individuo que representa el 6,25% de la muestra, superó los 1000 ng/g de As descritos por Saha et al., (2009) como indicador de toxicidad. Para As en moluscos, 9 individuos que corresponden al 90% de la muestra presentaron concentraciones medias que sobrepasaron los 300 ng/g de este contaminante, mostrando intoxicación de acuerdo a lo descrito por Santos et al., (2007).

Las concentraciones medias de Cd en crustáceos indican que ningún individuo muestreado presentó toxicidad, dado que estas no alcanzaron el umbral de toxicidad de 500 ng/g descrito por Medesani, (2004). De igual forma ningún molusco muestreado exhibió toxicidad, ya que las concentraciones medias de este metal pesado no alcanzaron el umbral de 2200 ng/g, descrito por Ramakritinan et al., (2012) como indicador de toxicidad significativa para este grupo muestral.

Para el Hg, el 49,1% de los peces que equivale a 55 individuos, presentó concentraciones medias superiores a los 100 ng/g que indican toxicidad leve con este metal pesado, conforme a lo descrito por Dillon et al., (2010). En crustáceos, ningún individuo alcanzó el umbral de toxicidad descrito por Elumalai et al., (2007), el cual corresponde a 90 ng/g. Así mismo, ningún molusco muestreado presentó intoxicación dado que las concentraciones medias de Hg en este grupo muestral fueron inferiores al umbral de 70 ng/g, establecido como indicador de toxicidad conforme a lo descrito por Ramakritinan et al., (2012).

En cuanto a Pb, ningún crustáceo muestreado alcanzó concentraciones medias equivalentes al umbral de los 5000 ng/g, el cual es indicador de toxicidad conforme a lo

descrito por Falusi & Olanipekun, (2007). En este sentido, los moluscos tampoco exhibieron toxicidad, puesto que las concentraciones medias de este metal presentes en los individuos muestreados, no alcanzaron el umbral de los 2800 ng/g como indicador de toxicidad, conforme a lo descrito por Ramakritinan et al., (2012). Los umbrales de toxicidad encontrados para As, Cd, Hg y Pb en los peces, crustáceos y moluscos muestreados, indican que existe un nivel de incidencia de contaminación y toxicidad: As > Hg > Cd > Pb, siendo el As y el Hg los contaminantes con mayor espectro de toxicidad en los grupos muestrales objeto de estudio.

5.2 Correlaciones entre las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb con la masa corporal de peces, crustáceos y moluscos muestreados

En peces (n=112), no se encontraron correlaciones estadísticamente significativas entre las concentraciones de As y Hg en músculo, con la masa corporal de los individuos muestreados (Tabla 3). No obstante, las concentraciones de As en el músculo de los crustáceos estudiados (n=16) presentaron una correlación estadísticamente significativa ($p < 0.05$) con la masa corporal de este grupo muestral. Por su parte, las concentraciones de Cd, Hg y Pb en el músculo de los moluscos muestreados (n=10), presentaron correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$) con la masa corporal de los mismos, siendo el grupo muestral que presentó el mayor grado de asociación entre estas dos variables (Tabla 4).

Tabla 3

Coeficientes de correlación de Pearson entre las concentraciones de Hg y As en músculo con la masa corporal de Peces n= 112 (M = Masa corporal)

Variable	M
Grupo muestral	Peces n = 112
Arsénico(As)	-0,002
Mercurio(Hg)	-0,127

Tabla 4

Coeficientes de correlación de Pearson ($p < 0.05$) entre las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en músculo con la masa corporal de Crustáceos $n = 16$ y Moluscos $n = 10$ (M = Masa corporal)

Variable	M	
	Crustáceos $n = 16$	Moluscos $n = 10$
Arsénico(As)	0,56*	0,4
Cadmio (Cd)	-0,215	0,814*
Mercurio(Hg)	-0,019	-0,521*
Plomo(Pb)	0,125	-0,58*

*Correlación estadísticamente significativa

5.3 Comparaciones entre las medianas de las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en los peces, crustáceos y moluscos muestreados

La prueba de los rangos con signos de Wilcoxon para las comparaciones entre las medianas de las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en peces ($n=112$), crustáceos ($n=16$) y moluscos ($n=10$), muestra que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre las distribuciones de estos metales pesados en el músculo de los tres grupos muestrales en Isla Fuerte, variando estas distribuciones en función de los hábitos alimenticios de las especies de peces, crustáceos y moluscos que conformaron cada grupo muestral (Figuras 2 - 5).

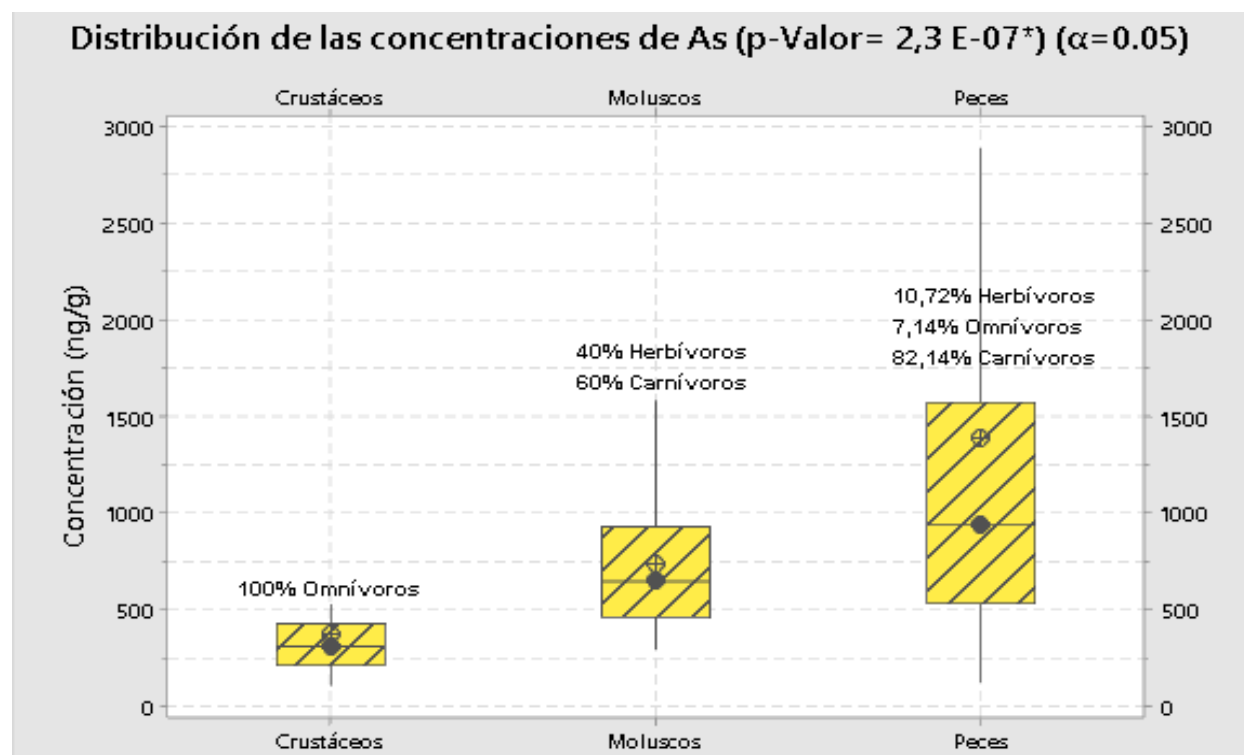


Figura 2. Comparación entre las medianas de las concentraciones de As en Peces (n=112), Crustáceos (n=16) y Moluscos (n=10) y composición trófica por hábitos alimenticios (*= Diferencias significativas)

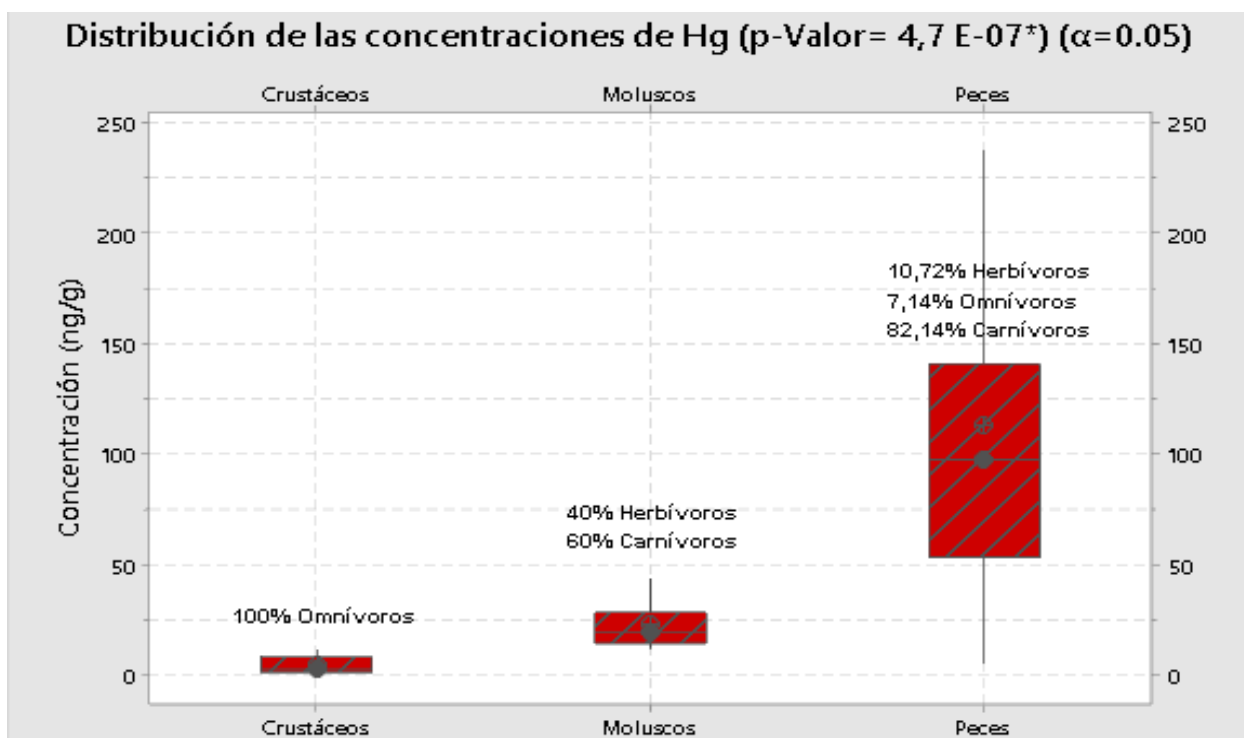


Figura 3. Comparación entre las medianas de las concentraciones de Hg en Peces (n=112), Crustáceos (n=16) y Moluscos (n=10) y composición trófica por hábitos alimenticios (*= Diferencias significativas)

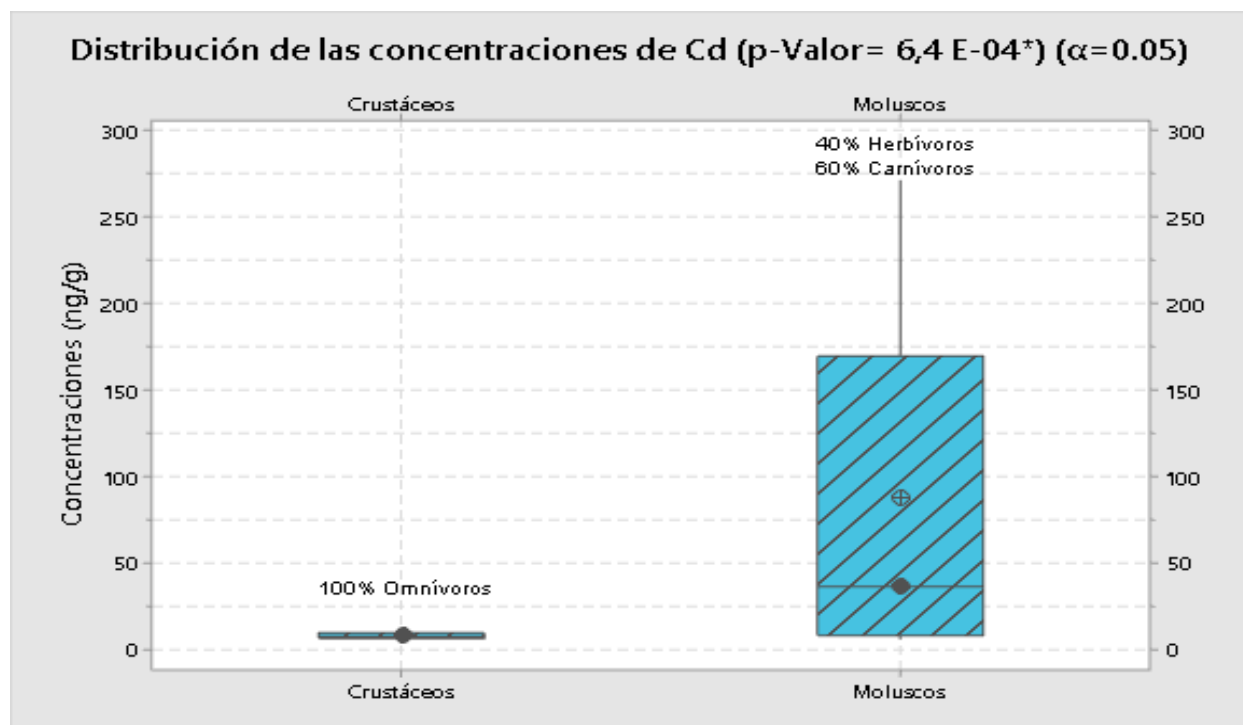


Figura 4. Comparación entre las medianas de las concentraciones de Cd en Crustáceos (n=16) y Moluscos (n=10) y composición trófica por hábitos alimenticios (*= Diferencias significativas)

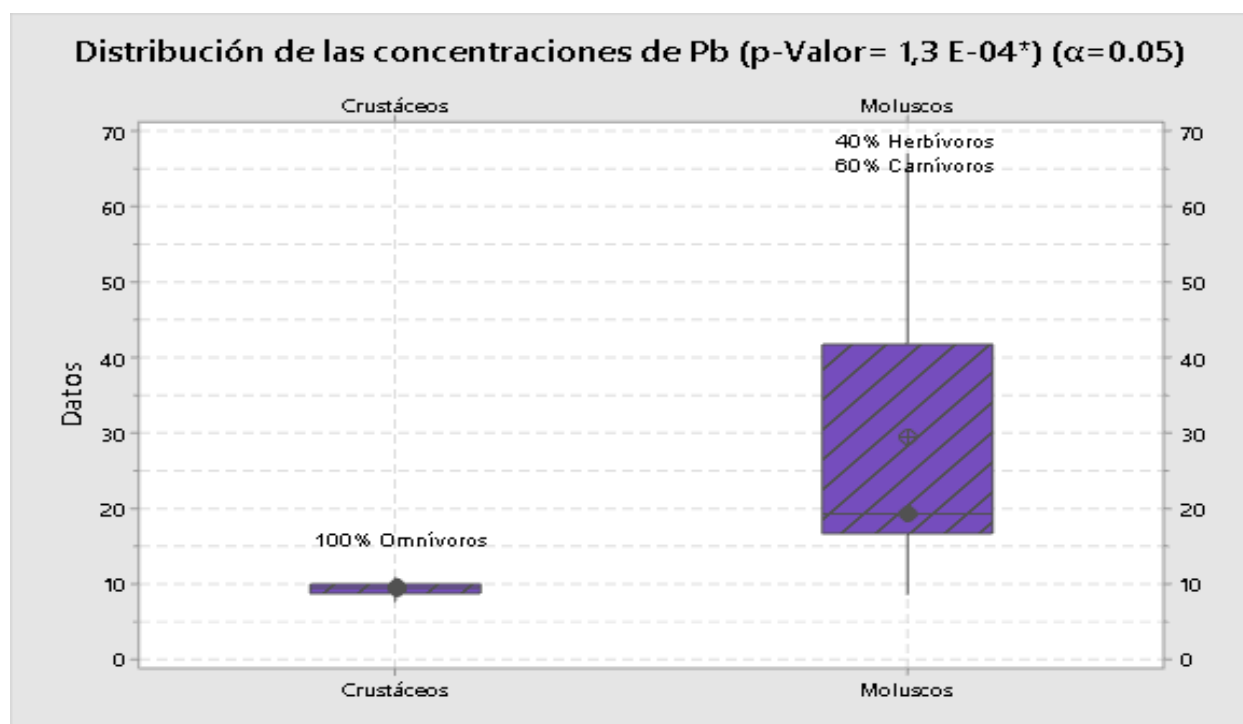


Figura 5. Comparación entre las medianas de las concentraciones de Pb en Crustáceos (n=16) y Moluscos (n=10) y composición trófica por hábitos alimenticios (*= Diferencias significativas)

5.4 Evaluación del riesgo a la salud humana por consumo de peces, crustáceos y moluscos en Isla Fuerte

5.4.1 Caracterización de la población

La población objeto de estudio en Isla Fuerte correspondió al número estimado de observaciones ($n=329$), el cual fue determinado conforme a la ecuación (1) descrita por Henry (1998) y Zamora-Arellano et al., (2017). En este sentido, las 329 encuestas se aplicaron a segmentos de la población caracterizados en función de la edad del individuo estudiado, resultando tres grupos muestrales: Niños (N) [2–14 años ($n=111$)], Mujeres en Edad Fértil (MEF) [15-45 años ($n=111$)] y Resto de la Población (RP) [Hombres mayores de 14 años y Mujeres mayores de 45 años ($n=107$)]. En estos tres grupos muestrales se determinaron los estimadores para la evaluación del riesgo a la salud por consumo de peces, crustáceos y moluscos contaminados con As, Cd, Hg y Pb.

5.4.2 Estimadores de riesgo (IR, DID, HQ, HI)

En cuanto a la tasa de ingesta individual (IR) de peces ($n=112$), la población infantil (N) ($n=111$) presentó un consumo semanal equivalente a $115,8\text{ g d}^{-1}$, mientras que las mujeres en edad fértil (MEF) ($n=111$) y el resto de la población (RP) ($n=107$) presentaron un consumo semanal de peces que correspondió a $150,7\text{ g d}^{-1}$ y $161,3\text{ g d}^{-1}$ respectivamente. Las tasas de ingesta individual (IR) de crustáceos ($n=16$), fueron inferiores a las obtenidas para los peces, dado que la población infantil (N) ($n=111$) presentó un consumo semanal de $63,5\text{ g d}^{-1}$, en tanto que las mujeres en edad fértil (MEF) ($n=111$) y el resto de la población (RP) ($n=107$) consumieron semanalmente $72,1\text{ g d}^{-1}$ y $76,7\text{ g d}^{-1}$ de este grupo muestral. Los moluscos ($n=10$) fueron el grupo que presentó las menores tasas de ingesta individual (IR), ya que la población infantil (N) ($n=111$), las mujeres en edad fértil (MEF) ($n=111$) y el resto de la población (RP) ($n=107$) consumieron semanalmente $38,3\text{ g d}^{-1}$, $43,2\text{ g d}^{-1}$ y $44,8\text{ g d}^{-1}$ respectivamente. De esta manera, los peces fueron el único grupo muestral cuyo consumo excedió el límite de seguridad de ingesta individual (IR) de 100 g d^{-1} para As, Cd, Hg y Pb, descrito por la WHO, (2008) y la EFSA, (2013).

Las (DID) demuestran que las dosis de As y Hg por consumo de peces (n=112), fueron las únicas que excedieron los límites permisibles descritos por la FAO/WHO - JECFA, (2011) y la WHO/ENHIS, (2007), mientras que las dosis de As, Cd, Hg y Pb por consumo de crustáceos (n=16) y moluscos (n=10) no alcanzaron los umbrales de referencia citados. De esta forma las dosis de As y Hg por ingesta peces, en la población infantil (N) (n=111) fueron (17,04 ng/g PC/día) para As y (2,06 ng/g PC/día) para Hg, en las mujeres en edad fértil (MEF) (n=111) (18,31 ng/g PC/día) para As y (2,52 ng/g PC/día) para Hg, y en el resto de la población (RP) (n=107) (19,1ng/g PC/día) para As y (2,7 ng/g PC/día) para Hg. En las dosis por ingesta de crustáceos, se determinaron en la población infantil (N) (n=111) (2,18ng/g PC/día) para As y (0,54ng/g PC/día) para Hg, en las mujeres en edad fértil (MEF) (n=111) (2,93ng/g PC/día) para As y (0,71ng/g PC/día) para Hg, y en el resto de la población (RP) (n=107) (3,21 ng/g PC/día) para As y (0,78 ng/g PC/día) para Hg. Así, para la ingesta de moluscos se determinaron en la población infantil (N) (n=111) (1,08 ng/g PC/día) para As y (0,39 ng/g PC/día) para Hg, en las mujeres en edad fértil (MEF) (n=111) (1,28 ng/g PC/día) para As y (0,44 ng/g PC/día) para Hg, y en el resto de la población (RP) (n=107) (1,33 ng/g PC/día) para As y (0,51 ng/g PC/día) para Hg.

Los coeficientes de peligro (HQ) calculados para el consumo de los peces (n=112), crustáceos (n=16) y moluscos (n=10) estudiados en Isla Fuerte, muestran que el consumo peces, crustáceos y moluscos representa un alto riesgo para la salud de la población estudiada, en función de la contaminación con As y Hg que presentan estos grupos muestrales. Siendo el valor de este coeficiente para el consumo de peces en la población infantil (N) (n=111) de 56,8 para As y 20,6 para Hg, en tanto que para las mujeres en edad fértil (MEF) (n=111) este coeficiente fue de 61,03 para As y 25,2 para Hg, y en el resto de la población (RP) (n=107) fue de 63,6 para As y de 27 para Hg. En lo relativo al consumo de crustáceos en la población infantil (N) (n=111) este coeficiente fue de 7,26 para As y 5,4 para Hg, en las mujeres en edad fértil (MEF) (n=111) fue de 9,76 para As y 7,1 para Hg, así mismo en el resto de la población (RP) (n=107) fue de 10,7 para As y 7,8 para Hg. El consumo de los moluscos estudiados, arrojó coeficientes de peligro que equivalen en la población infantil (N) (n=111) a 3,6 para As y 3,9 para Hg, en

las mujeres en edad fértil (MEF) (n=111) a 4,26 para As y 4,44 para Hg, así como también 4,43 para As y 5,1 para Hg en el resto de la población (RP) (n=107).

De esta forma, los peces (n=112) fueron el grupo muestral que presentó los mayores valores para los estimadores de riesgo (IR, DID, HQ, HI), así mismo el As y el Hg fueron los únicos metales estudiados que representan un riesgo significativo para la salud humana en cuanto al consumo de peces, crustáceos y moluscos en la población infantil (N), las mujeres en edad fértil (MEF) y el resto de la población (RP) de Isla Fuerte. Los resultados de los estimadores de riesgo están consignados en la Tabla 5 y la Tabla 6.

Tabla 5

Estimadores de riesgo (IR y DID) para el consumo de peces (n=112) crustáceos (n=16) y moluscos (n=10) en Isla Fuerte (los valores significativos se encuentran resaltados en negrita) VR= Valores de Referencia IR (WHO, 2008 y EFSA, 2013) y DID (FAO/WHO - JECFA, 2011 y WHO/ENHIS, 2007).

Grupo muestral	IR (gd ⁻¹)			DID (ng/g (PC)/día)					
	N	MEF	RP	N		MEF		RP	
	(n=111)	(n=111)	(n=107)	As	Hg	As	Hg	As	Hg
VR	100 g d ⁻¹	100 g d ⁻¹	100 g d ⁻¹	15 ng/g	1,6 ng/g	15 ng/g	1,6 ng/g	15 ng/g	1,6 ng/g
Peces (n=112)	115,8	150,7	161,3	17,04	2,06	18,31	2,52	19,1	2,7
Crustáceos (n=16)	63,5	72,1	76,7	2,18	0,54	2,93	0,71	3,21	0,78
Moluscos (n=10)	38,3	43,2	44,8	1,08	0,39	1,28	0,44	1,33	0,51

Tabla 6

Estimadores de riesgo (HQ y HI) para el consumo de peces (n=112) crustáceos (n=16) y moluscos (n=10) en Isla Fuerte (los valores significativos se encuentran resaltados en **negrita**) VR= Valores de Referencia HQ (USEPA/IRIS, 2011)

Grupo muestral	HQ						HI		
	N		MEF		RP		N	MEF	RP
	As	Hg	As	Hg	As	Hg	(n=111)	(n=111)	(n=107)
VR	1	1	1	1	1	1			
Peces (n=112)	56,8	20,6	61,03	25,2	63,6	27	77,4	86,23	90,6
Crustáceos (n=16)	7,26	5,4	9,76	7,1	10,7	7,8	12,66	16,86	18,5
Moluscos (n=10)	3,6	3,9	4,26	4,44	4,43	5,1	7,5	8,7	9,53

6. DISCUSIÓN

6.1 Concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en peces, crustáceos y moluscos muestreados

Las concentraciones obtenidas de As, Cd, Hg y Pb en los peces, crustáceos y moluscos de Isla Fuerte, revelan altos niveles de contaminación con As y Hg en estos grupos muestrales. En este sentido, los procesos de contaminación con As y Pb (Restrepo et al., 2016) en la biota marina de Isla Fuerte pueden estar influenciados por el constante uso de agroquímicos en los sistemas de cultivos que se implementan en la Isla (SIGAM – Archipiélagos de Islas del Rosario, San Bernardo e Isla Fuerte, 2010; UAESPNN, 2013). Dado que el As y el Pb, generalmente se hallan en altas concentraciones en gran parte de los fertilizantes y pesticidas, como coadyuvantes de abonos fosfatados (Jayasumana et al., 2015) o como aditivos de sulfatos y oxiclорuros para el control de plagas (Martí et al., 2009). Por su parte, la contaminación con Hg y Cd en la biota y los compartimentos ambientales de Isla Fuerte, puede estar asociada a las descargas de los cauces de los cuerpos de agua continentales sobre los ecosistemas marinos que componen la zona de estudio (Fernández et al., 2009), dado que estos cuerpos de agua usualmente transportan metales pesados en altas concentraciones como el Hg y en niveles traza como el Cd, producto de la actividad minera (Noreña-Ramírez et al., 2012; Marrugo-Negrete et al., 2017), así como también por la influencia de las actividades

portuarias y las descargas de lixiviados urbanos e industriales (Vallejo-Toro et al., 2016; Fernández-Maestre et al., 2018).

6.2 Concentraciones medias de As, Cd, Hg y Pb en músculo de peces, crustáceos y moluscos marinos en otros estudios

En los peces muestreados (n=112), las concentraciones medias de As en músculo (1387 ± 1621 ng/g) fueron inferiores a las reportadas por Ritger y colaboradores, (2018) ($5576,6 \pm 2476,4$ ng/g) en un estudio sobre contaminación con metales pesados en pez león (*Pterois Volitans*) en Curaçao. No obstante, estas concentraciones fueron superiores a las reportadas por Gallego-Ríos y colaboradores, (2018a) en peces del Golfo de Urabá. Por otra parte, las concentraciones medias de As en músculo halladas en los crustáceos muestreados (n=16) ($375,2 \pm 334,1$ ng/g), fueron considerablemente inferiores a las reportadas por Alonso-Hernández y colaboradores, (2012) en un estudio sobre los niveles de As en crustáceos (26500 ± 800 ng/g) en la bahía de Cienfuegos en Cuba. En cuanto a As en moluscos, las concentraciones medias de este metal en el músculo de los moluscos muestreados (n=10) (732 ± 376 ng/g), fueron ostensiblemente inferiores a las reportadas por Alonso-Hernández y colaboradores, (2012) (26500 ± 800 ng/g) en moluscos de la bahía de Cienfuegos en Cuba, y a las reportadas por Maher y colaboradores, (2018) (17400 ± 600 ng/g) en varias especies de moluscos en la costa suroriental de Australia.

En lo relativo a Hg, las concentraciones medias de este metal en el músculo de los peces muestreados (n=112) ($112,87 \pm 89,66$ ng/g), fueron inferiores a las reportadas por Gallego-Ríos y colaboradores, (2018b) (710 ± 30 ng/g), Olivero-Verbel y colaboradores, (2009) (860 ± 40 ng/g) y Baki y colaboradores, (2018) (130 ± 10 ng/g), en estudios realizados en peces del Golfo de Urabá, la bahía de Cartagena y la bahía de Bengala en Bangladesh, en contraste las concentraciones medias de Hg en el músculo de los peces estudiados fueron superiores a las reportadas por Ritger y colaboradores, (2018) (26 ± 17 ng/g) en un estudio sobre contaminación con metales pesados en pez león (*Pterois Volitans*) en Curaçao. En lo relativo a Hg en crustáceos, las concentraciones medias de este metal en el músculo de los individuos muestreados (n=16) ($4,308 \pm 3,651$ ng/g),

fueron ampliamente inferiores a las obtenidas por Turoczy y colaboradores, (2001) (1200 ± 800 ng/g) en un estudio sobre contaminación con metales pesados en el cangrejo gigante de Tasmania (*Pseudocarcinus gigas*). En lo que respecta a Hg en moluscos, las concentraciones medias en el músculo de los individuos muestreados ($n=10$) ($22,62 \pm 11,01$ ng/g), fueron superiores a las reportadas por Valdelamar-Villegas & Olivero-Verbel, (2017) ($13 \pm 2,66$ ng/g) en coquinas del Caribe (*Donax denticulatus*) de la línea costera del Caribe Colombiano.

Tanto el Cd como el Pb, fueron cuantificados exclusivamente en crustáceos ($n=16$) y moluscos ($n=10$), siendo las concentraciones medias de Cd en el músculo de los crustáceos muestreados ($7,939 \pm 2,178$ ng/g), inferiores a las reportadas por Turoczy y colaboradores, (2001) (200 ± 300 ng/g) en un estudio sobre contaminación con metales pesados en el cangrejo gigante de Tasmania (*Pseudocarcinus gigas*). Así mismo, las concentraciones medias de Cd en el músculo de los moluscos muestreados ($86,8 \pm 96,9$ ng/g), fueron superiores a las reportadas por Valdelamar-Villegas & Olivero-Verbel, (2017) ($18,3 \pm 4,33$ ng/g) en coquinas del Caribe (*Donax denticulatus*) de la línea costera del Caribe Colombiano. En lo relativo a Pb, las concentraciones medias en el músculo de los crustáceos muestreados ($9,367 \pm 0,815$ ng/g), fueron considerablemente inferiores a las reportadas por Baki y colaboradores, (2018) (5082 ± 2200 ng/g) en varias especies de crustáceos en la bahía de Bengala. De igual forma, las concentraciones medias de Pb en el músculo de los moluscos muestreados ($29,41 \pm 20,45$ ng/g), fueron inferiores a las reportadas por Valdelamar-Villegas & Olivero-Verbel, (2017) (90 ± 40 ng/g) en coquinas del Caribe (*Donax denticulatus*) de la línea costera del Caribe Colombiano. Las concentraciones medias de As, Cd, Hg y Pb cuantificadas en los estudios de referencia, se encuentran consignadas en la Tabla 7.

Tabla 7

Concentraciones medias de As, Cd, Hg y Pb en músculo de peces, crustáceos y moluscos marinos en otros estudios

Metal	Concentración media $\pm$ SD (ng/g)	Tejido	Grupo muestral	n	Estudio	Zona
As	242 $\pm$ 18	Músculo	Peces	96	Gallego-Ríos et al., 2018a	Caribe colombiano
As	5576,6 $\pm$ 2476,4	Músculo	Peces	101	Ritger et al., 2018	Curaçao
Hg	710 $\pm$ 30	Músculo	Peces	12	Gallego-Ríos et al., 2018b	Caribe colombiano
Hg	860 $\pm$ 40	Músculo	Peces	468	Olivero-Verbel et al., 2009	Caribe colombiano
Hg	26 $\pm$ 17	Músculo	Peces	101	Ritger et al., 2018	Curaçao
Hg	130 $\pm$ 10	Músculo	Peces	17	Baki et al., 2018	Golfo de Bengala
As	26500 $\pm$ 800	Músculo	Crustáceos	230	Alonso-Hernández et al., 2012	Bahía de Cienfuegos
Cd	200 $\pm$ 300	Músculo	Crustáceos	50	Turoczy et al., 2001	Costa suroriental de Australia
Hg	1200 $\pm$ 800	Músculo	Crustáceos	50	Turoczy et al., 2001	Costa suroriental de Australia
Pb	5082 $\pm$ 2200	Músculo	Crustáceos	17	Baki et al., 2018	Golfo de Bengala
As	22000 $\pm$ 620	Músculo	Moluscos	230	Alonso-Hernández et al., 2012	Bahía de Cienfuegos
As	17400 $\pm$ 600	Músculo	Moluscos	390	Maher et al., 2018	Costa suroriental de Australia
Cd	18,3 $\pm$ 4,33	Músculo	Moluscos	61	Valdelamar-Villegas & Olivero-Verbel, 2017	Caribe colombiano
Hg	13 $\pm$ 2,66	Músculo	Moluscos	61	Valdelamar-Villegas & Olivero-Verbel, 2017	Caribe colombiano
Pb	90 $\pm$ 40	Músculo	Moluscos	61	Valdelamar-Villegas & Olivero-Verbel, 2017	Caribe colombiano

6.3 Distribución de las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en los peces, crustáceos y moluscos muestreados

Las variaciones de las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb, halladas en los peces, crustáceos y moluscos muestreados en Isla Fuerte, son un indicativo del rol determinante que tienen ciertos factores en las dinámicas de distribución, bioacumulación y biomagnificación de los metales pesados en los ecosistemas marinos. En este sentido, características como la constitución geomorfológica de la zona de estudio (Friedlander et al., 2003; Polanco, 2015), las condiciones fisicoquímicas (Basaran et al., 2010), los flujos y el transporte mareal (Demina, 2015), la interacción entre unidades ecosistémicas (Usman et al., 2013) y aspectos puntuales de la biología y la ecología de la especie en cuestión (Jakimska et al., 2011), son los principales determinantes de los procesos de contaminación con As, Cd, Hg y Pb en los ecosistemas marinos del Caribe a los que pertenece Isla Fuerte (Torres-Llerena & Torres-Sanabria, 2005; Caballero-Gallardo et al., 2015; Restrepo et al., 2016).

6.4 Procesos de bioacumulación y biomagnificación de As, Hg, Cd y Pb en los peces, crustáceos y moluscos estudiados en Isla Fuerte

Así, los procesos de bioacumulación y biomagnificación de los metales pesados en los ecosistemas marinos de Isla Fuerte, también están determinados por la naturaleza química y las especies reactivas de los mismos (Zhang et al., 2014; Brady et al., 2015), siendo el As y el Hg los únicos dos metales estudiados que tienen el potencial para bioacumularse en grandes concentraciones y para biomagnificarse en los ecosistemas acuáticos (Cardwell et al., 2013). Esto se debe principalmente, a la diversidad de especies reactivas que el As y el Hg poseen en los ecosistemas marinos del Caribe colombiano (Pinzón-Bedoya et al., 2020), producto de procesos de bioactivación como la metilación, la carboxilación y la adhesión de grupos policíclicos (Lehnherr et al., 2011; Navratilova et al., 2011; Chen et al., 2019). Lo anterior confiere al As y al Hg una gran afinidad y capacidad para integrarse y alterar los procesos bioquímicos, metabólicos, orgánicos y sistémicos de la biota que contaminan (Watanabe & Hirano, 2013; Wiener, 2013). De esta forma, la biodisponibilidad del As y el Hg, se ve ampliamente favorecida por los constantes procesos de óxido-reducción y transformación que ocurren dentro de la matriz oceánica, como los que son llevados a cabo por la microbiota y el plancton

(Stewart et al., 2008; Mamindy-Pajany et al., 2013), resultando en un aumento exponencial de las concentraciones de estos dos contaminantes a lo largo de las redes tróficas (Foster et al., 2012; Rahman et al., 2012). Puntualmente, las elevadas concentraciones de As halladas en este estudio, pueden estar directamente asociadas al gran número de especies reactivas que posee este metal pesado en los ecosistemas marinos (Rahman et al., 2012), así como también a las formas liposolubles de As, como la arsenobetaína y la arsenocolina, los cuales poseen una gran afinidad por las matrices lipídicas de la biota marina (Tu et al., 2011).

No obstante, metales pesados como el Pb y el Cd no poseen la misma capacidad bioacumulativa del As y el Hg, debido a que son metales pesados que sí bien tienen el potencial de substituir a algunos organometales cuando generan procesos de toxicidad (Keil et al., 2011), no poseen una función metabólica y biológica (Bressler et al., 2004; Templeton & Liu, 2010). Sumado a lo anterior, la distribución de metales no esenciales en los ecosistemas marinos del Caribe (Fernández-Maestre et al., 2018), como el Cd y el Pb, está limitada por factores como la variabilidad de la salinidad, la temperatura, el aumento del pH, la homogeneidad de los sedimentos y los niveles de oxígeno disuelto en la columna de agua (Xu et al., 2012; Chen et al., 2016), así como también por su baja solubilidad en las matrices químicas marinas, sobretudo en la columna de agua (Bastami et al., 2015), propiciando su deposición en el manto de sedimentos del piso marino (Yuan et al., 2004; Cuculić et al., 2009).

En Isla Fuerte, los ecosistemas coralinos y los manglares tienen un alto grado de incidencia en los procesos de contaminación con metales pesados, sobre todo con Hg y As (Gallego-Ríos et al., 2018a), puesto que los ecosistemas coralinos de la isla están compuestos principalmente por corales escleractinios y milleporidios (Garzón-Ferreira & Díaz, 2003; Pareja-Ortega & Quan-Young, 2016), propiciando la fijación de metales pesados como el As, Cd, Hg y Pb a las estructuras calcáreas secretadas por estas comunidades coralinas (Torres-Llerena & Torres-Sanabria, 2005), principalmente por procesos de substitución iónica (Kumar et al., 2010). Lo anterior da lugar a procesos de contaminación por los sedimentos producidos en los arrecifes y por la biomagnificación

de los metales acumulados en los corales a través de la red trófica (Souri et al., 2019). Por su parte, los ecosistemas de manglar de la isla también juegan un rol esencial en las dinámicas de distribución y contaminación producidas por metales pesados como el As, Cd, Hg y el Pb (Espinosa et al., 2011), dado que estos contaminantes tienden a acumularse activamente en la sección radicular donde existe un mayor intercambio de material particulado con la columna de agua y la biota marina (Villamil-Echeverri, 2010). En este sentido las relaciones y asociaciones del manglar con otros taxones como los hongos macromicetos (Cadavid-Velásquez et al., 2019) y la fauna bentónica compuesta principalmente por moluscos y crustáceos (Prüsmann & Palacio, 2008; Quirós & Arias, 2013), representan un fenómeno que puede estar siendo crucial en el transporte y la biomagnificación del As, Cd, Hg y el Pb en la zona de estudio, dada la importancia y el rol ecológico que tienen los ecosistemas de manglar y los corales en el Caribe Colombiano (Rodríguez-Ramírez et al., 2010). Los factores e interacciones anteriormente descritos, inciden puntualmente en los procesos de contaminación con As, Cd, Hg y Pb en los peces, crustáceos y moluscos estudiados en Isla Fuerte. En este sentido, aspectos ecológicos como la biología de las especies muestreadas y sus hábitos alimenticios juegan un rol crucial en los patrones de bioacumulación y biomagnificación de estos contaminantes. Los hábitos alimenticios de los peces, crustáceos y moluscos muestreados en Isla Fuerte, pueden explicar las diferencias significativas ($p < 0.05$) determinadas entre las distribuciones de las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb en el músculo de los individuos evaluados, ya que este aspecto influye ampliamente en las tasas de absorción, acumulación y distribución de estos contaminantes en los tejidos de estos organismos (Saha et al., 2006; Gupta & Singh, 2011; Bergami et al., 2016). Por lo cual, el segmento ambiental que ocupan los peces, crustáceos y moluscos en los ecosistemas marinos como los del Caribe Colombiano, determina el grado de exposición a los metales pesados (Dural et al., 2007; Tchounwou et al., 2012). Sobre todo, los hábitos asociados a los organismos cuyo nicho alimenticio son los fondos marinos (Monikh et al., 2013) y aquellos que ocupan eslabones altos en la red trófica (Jakimska et al., 2011). Por estas razones, las mayores concentraciones de los metales evaluados correspondieron al As y al Hg en el músculo de las especies con nichos bentónicos y hábitos carnívoros, principalmente en los peces muestreados. Lo anterior obedece a que

estos dos metales pesados tienen un alto potencial de bioacumulación y biomagnificación en la biota marina con estos rasgos ecológicos (Oros et al., 2010; Mortazavi & Sharifian, 2011), siendo las especies carnívoras *Balistes capriscus* (6272 ± 2791 ng/g) y *Caranx hippos* ($381,26 \pm 52$ ng/g) las que más bioacumularon As y Hg respectivamente. En tanto que la especie de molusco bentónico *Lobatus gigas* fue la que más bioacumuló Cd ($170 \pm 91,6$ ng/g) y Pb ($51,05 \pm 2,77$ ng/g), siendo esta especie de hábitos alimenticios herbívoros. En este punto las vías de ingreso de los metales pesados al organismo de los peces, crustáceos y moluscos, como la ingestión de agua contaminada, el contacto directo con los epitelios y tejidos, así como la inhalación (Sardar et al., 2013), también juegan un papel crucial en la dinámica contaminante de estos elementos, ya que la forma en la que el metal ingresa al organismo determina su potencial y sus manifestaciones toxicológicas (Gall et al., 2015). De esta manera, los niveles tróficos que ocupan las especies estudiadas son fundamentales en la transferencia y distribución de las concentraciones del As y el Hg en los ecosistemas marinos (Liu et al., 2017), dada la notable capacidad de estos dos contaminantes para biomagnificarse en estos medios y su biota (Cardwell et al., 2013). En general, los hábitos alimenticios en las especies marinas poseen una incidencia carnívoros $\geq$ omnívoros $>$ herbívoros en los procesos de bioacumulación y biomagnificación del As y el Hg (Okati et al., 2020), por tanto, mientras más elevado sea el eslabón trófico que ocupe el individuo, mayor será la eficiencia de integración del As y el Hg a la estructura celular de órganos de gran actividad metabólica como los riñones, el hígado, el páncreas y la médula ósea (Jæger et al., 2009; Zhang et al., 2011), favoreciendo así el aumento exponencial de sus concentraciones. Lo anterior es un factor que podría explicar los procesos de distribución del As y el Hg en los peces, crustáceos y moluscos de Isla Fuerte, sumado a la biología y ecología puntual de cada individuo y especie en cuestión (Mann et al., 2011), a las condiciones ambientales (Tu et al., 2011; Coelho et al., 2013) y a la dinámica química y contaminante del As y el Hg en la zona de estudio. Estos factores explicarían el hecho de que las mayores concentraciones medias de los metales estudiados fueran las del As, sobre todo en los peces, donde sus concentraciones medias (1387 ± 1621 ng/g) excedieron notablemente la mayoría de los umbrales de toxicidad contrastados, así como también sus máximos niveles permisibles en músculo

de peces marinos, conforme a la revisión de la Unión Europea de 2019. A su vez, los fenómenos anteriormente descritos también explicarían las mayores concentraciones y la distribución del As en los organismos bentónicos, como los crustáceos y los moluscos estudiados en Isla Fuerte (Price et al., 2012)

Es necesario señalar que factores climáticos como las escorrentías, las precipitaciones y los cambios de periodos climáticos también poseen una influencia significativa en los procesos de biodisponibilidad, distribución, transformación, transporte y adsorción de contaminantes como el As, Cd, Hg y Pb en los ecosistemas acuáticos (Marrugo-Negrete et al., 2017) del Caribe colombiano (Fernández-Maestre et al., 2018; Jaramillo et al., 2018).

Lo anterior puede explicar el hecho de no haberse encontrado correlaciones estadísticamente significativas entre las concentraciones de As y Hg en el músculo de los peces muestreados y la masa corporal de estos, principalmente por las divergencias y la variabilidad de los nichos alimenticios de las especies muestreadas (Zrnčić et al., 2013). Así como también por la variabilidad fisicoquímica que poseen los hábitats que las especies estudiadas ocupan (Ayoola & Kuton, 2009), pudiendo variar entre medios pelágicos y bentónicos (Monikh et al., 2013) como los de las especies de peces muestreadas en Isla Fuerte. Sumado a la eficiencia en la depuración y asimilación de metales pesados en el organismo de los individuos muestreados (Subathra & Karuppasamy, 2008). De esta forma, la existencia de una elevada tasa de bioacumulación de metales pesados, no implica necesariamente una influencia significativa de dicha contaminación sobre la masa corporal del pez (Wong et al., 2001; Liang et al., 2016).

6.5 Correlaciones entre las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb con la masa corporal de peces, crustáceos y moluscos muestreados

Las correlaciones entre las concentraciones de los metales evaluados y la masa corporal de los crustáceos muestreados, solo se presentaron correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre las concentraciones de As y la masa corporal de los

individuos estudiados. Así, esta correlación positiva puede obedecer principalmente a la elevada tasa de distribución y diseminación que tiene el As en las matrices ecosistémicas en las que se sitúa Isla Fuerte (Restrepo et al., 2016), como los corales y el manglar con los que las especies bentónicas y omnívoras como los crustáceos estudiados están íntimamente asociados (Chouvelon et al., 2009; Pinheiro et al., 2012). Dado que los crustáceos tienden a acumular dosis de metales pesados mayores a las que su metabolismo puede asimilar (Anacleto et al., 2009), sobre todo cuando se alimentan de los sedimentos y la materia orgánica acumulada en el piso marino (Monikh et al., 2013).

Por otra parte, los moluscos muestreados exhibieron el mayor número de correlaciones estadísticamente significativas entre las concentraciones de los metales evaluados y la masa corporal, siendo significativas ($p < 0.05$) las correlaciones entre el Cd, el Hg y el Pb en el músculo de los individuos muestreados y la masa corporal de los mismos. En primer lugar, la relación positiva entre las concentraciones de Cd y la masa corporal puede deberse a los altos niveles de fosfatos que se hallan en la columna de agua de Isla Fuerte, los cuales están asociados a la matriz coralina (Velásquez et al., 2011). De este modo, los fosfatos disueltos en la columna de agua favorecen y aumentan las tasas de bioacumulación de Cd en los moluscos marinos (Sidoumou et al., 2006). Para las concentraciones de Hg y el Pb en el músculo de los moluscos estudiados existió una correlación negativa con la masa corporal de estos individuos, este hecho implica en primera instancia, que el Hg tiende a acumularse de manera eficiente en matrices tisulares como el hepatopáncreas (Boszke et al., 2003), donde puede llegar a ejercer niveles de estrés celular que alteran significativamente el metabolismo de los moluscos, desencadenando anomalías y disfunciones en el metabolismo de lípidos y enzimas (Ramakritinan et al., 2012) incidiendo negativamente en los índices de masa corporal (Ravera et al., 2009). Así mismo, el Pb es un metal pesado que tiene un alto potencial de bioaccesibilidad y toxicidad en los moluscos marinos, puesto que se acumula y disemina en estructuras subcelulares que son fundamentales en la síntesis de moléculas que regulan el metabolismo (He & Wang, 2013). Y por lo tanto, las tasas de depuración de Pb en el organismo tienden a disminuir significativamente (Collado et al., 2006), dando

lugar a procesos de citotoxicidad que deterioran la dinámica tisular y orgánica del individuo (Dallas et al., 2012).

6.6 manifestaciones toxicológicas producto de la contaminación con As, en los peces, crustáceos y moluscos en Isla Fuerte

En cuanto a las manifestaciones toxicológicas producto de la contaminación con As, en los peces, crustáceos y moluscos en Isla Fuerte, el alto grado de bioacumulación de este metal en las especies estudiadas, implica la alteración del funcionamiento celular, mediante la generación de hiperglucemia, disminución de la actividad enzimática, toxicidad nerviosa crónica, cambios comportamentales e inmunosupresión (Flora, 2015; Kumari et al., 2016). En tanto que, para la toxicidad generada a partir de procesos de contaminación con Hg en los peces, crustáceos y moluscos estudiados, estos se manifiestan principalmente a través de la pérdida gradual de la capacidad sensorial, motora, reproductiva y hematológica (Liu et al., 2010), así como en efectos teratogénicos y reproductivos producidos por el ambiente oxidativo y el daño estructural a las proteínas y el ADN que causa el Hg a nivel celular (Zheng et al., 2019). Por su parte, la intoxicación con Cd en los crustáceos y moluscos estudiados, induce efectos genotóxicos y citotóxicos a nivel celular y orgánico, sobre todo en procesos celulares involucrados en la síntesis de material genético e inhibe la síntesis y activación de sustratos metabólicos esenciales (Rocco et al., 2015), originando toxicidad aguda y crónica a nivel hepático y endocrino (Taylor & Maher, 2010). En lo que respecta a la toxicidad generada por contaminación con Pb en crustáceos y moluscos, esta se manifiesta principalmente a través de la alteración en las células sanguíneas, su capacidad para fijar y transportar oxígeno en las matrices celulares, y los niveles de actividad y transmisión de impulsos nerviosos (Pan et al., 2011), así como en la disminución de la actividad transportadora de iones de tejidos como las branquias, los cuales están implicados en procesos de respiración y depuración celular (Rocha & Souza, 2011).

6.7 Evaluación del riesgo a la salud humana por consumo de peces, crustáceos y moluscos en Isla Fuerte

Los resultados obtenidos para los índices estimadores de riesgo (IR, DID, HQ) en los peces, crustáceos y moluscos estudiados en Isla Fuerte, son un reflejo de los graves procesos de contaminación con As y Hg reportados en los peces de esta zona de estudio. Encontrándose que la tasa de ingesta individual (IR) de peces en los tres segmentos de la población evaluados ((población infantil (N), mujeres en edad fértil (MEF) y el resto de la población (RP)) fue superior a los 100 g d⁻¹ establecidos como cantidad máxima de ingesta segura en lo relativo a dosis de metales pesados, conforme a la WHO, (2008) y la EFSA, (2013), esto implica que los pobladores de Isla Fuerte poseen un consumo excesivo de carne de pescado contaminada con As y Hg, lo cual expone a sus organismos a dosis elevadas de estos metales (Peng et al., 2016), y subsecuentemente genera una alta probabilidad de desencadenar manifestaciones toxicológicas como graves alteraciones metabólicas, hematológicas, neuronales, motoras, renales, reproductivas, genotóxicas e inmunológicas asociadas a la contaminación con As y Hg en el ser humano (Vieira et al., 2011; Calao & Marrugo, 2015). Así mismo, las Dosis de ingestión Diaria (DID) por consumo de peces en la población infantil (N), las mujeres en edad fértil (MEF) y el resto de la población (RP) de Isla Fuerte, fueron considerablemente superiores a las referencias de 15 ng/g PC/día para As y 1,6 ng/g PC/día para Hg establecidas por la FAO/WHO - JECFA, (2011) y la WHO/ENHIS, (2007), implicando que el As y el Hg ingresan diariamente en concentraciones que revisten algún grado de toxicidad (FAO/WHO - JECFA, (2011) para el organismo de la población estudiada, debido a la ingesta excesiva de peces contaminados. Por lo anterior, los coeficientes de peligro para la salud (HQ) y los índices de riesgo (HI) sobre todo por contaminación con As y Hg, producto del consumo de peces fueran ostensiblemente elevados, en este sentido los coeficientes de peligro (HQ) respectivos para el consumo de crustáceos y moluscos también fueron mayores que el límite de seguridad que corresponde a 1 (Tabla 5 y Tabla 6).

En función de lo anterior, el 100% de la población evaluada en Isla Fuerte está expuesta a un grave peligro por contaminación con As y Hg, debido al consumo principalmente de

peces, y en menor medida al consumo de crustáceos y moluscos. Lo anterior implica una alta probabilidad de desarrollar procesos toxicológicos letales que pueden minar considerablemente la calidad de vida de estas personas (Fuentes-Gándara et al., 2016), así como también incrementar significativamente las tasas de mortalidad producto de afecciones a corto y largo plazo, como enfermedades y trastornos congénitos en la población objeto de estudio (Bonsignore et al., 2018). De igual manera, la población infantil (N) y las mujeres en edad fértil (MEF) de Isla Fuerte, poseen un riesgo relativo más elevado debido a que las condiciones fisiológicas, metabólicas y orgánicas de estos segmentos de la población, propician mayores grados de alteración y daño al organismo, producto de la contaminación con metales pesados (Tian et al., 2011; Vargas-Licona & Marrugo-Negrete, 2018).

7. CONCLUSIONES

Existen altas concentraciones de As y en menor medida de Hg en los peces, crustáceos y moluscos estudiados de Isla Fuerte. En este sentido, el As se bioacumuló de forma más eficiente en los peces que en el resto de la biota estudiada, ya que sus concentraciones medias excedieron notablemente el límite máximo permisible fijado por la Unión Europea en el 2019 para carne de peces. Así mismo, el As fue el metal pesado que más excedió los umbrales de toxicidad establecidos para los peces, crustáceos y moluscos muestreados. Por su parte, el Cd y el Pb se bioacumularon más eficientemente en los moluscos muestreados.

Las correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$) halladas entre las concentraciones de As en crustáceos y Cd, Hg y Pb en moluscos, con la masa corporal de los individuos estudiados, demuestran que las tasas de bioacumulación, biomagnificación y toxicidad de los metales pesados en los ecosistemas marinos de Isla Fuerte, están determinadas por factores que inciden en la sensibilidad de la especie en cuestión, estando entre estos factores, la fisiología de la biota y la interacción que esta posee con compartimentos ecosistémicos de gran influencia sobre las dinámicas de distribución y transformación de los metales pesados en dicho ecosistema marino, como

los ecosistemas coralinos y los ecosistemas de manglar. Igualmente, los nichos y hábitos alimenticios de las especies estudiadas juegan un rol determinante en la variación de los procesos de bioacumulación y distribución del, As, Hg, Cd y Pb en los peces, moluscos y crustáceos de Isla Fuerte.

El consumo de los peces, crustáceos y moluscos estudiados, por parte de los pobladores de Isla Fuerte, implica un grave riesgo para la salud de esta población. Principalmente por consumo de peces, debido a las elevadas concentraciones de As y Hg encontradas en este grupo muestral, y a las altas frecuencias de consumo de la biota estudiada, sumado al potencial de toxicidad del As y el Hg en los crustáceos y los moluscos evaluados.

Se sugiere a las autoridades ambientales y gubernamentales competentes, diseñar y ejecutar mecanismos que permitan generar concomimientos de manera puntual y frecuente sobre el estado de contaminación de los matrices ecosistemas y bióticas de Isla Fuerte. Y de esta forma, realizar un diagnóstico sobre las implicaciones e impactos de la contaminación con metales pesados sobre la salud ambiental y humana en la zona de estudio.

8. REFERENCIAS

Abou EL-Naga, EH; EL-Moselhy, KM; Hamed, MA, (2005). Toxicidad del cadmio y el cobre y su efecto sobre algunos parámetros bioquímicos de los peces marinos *Mugil seheli*. Egiptio. J. Aquat. Res., 31 (2), 60–71.

Absalão, R.S.; Cardoso, R.S. & Alencar, A.S. 2009. Population dynamics and secondary production of the snail *Neritina virginea* (Linnaeus, 1758) (Mollusca: Gastropoda: Neritidae) in an estuary in Southern Brazil. *Animal Biology Journal* 1(1): 1-15.

Ackerman, JT, Miles, AK y Eagles-Smith, CA (2010). Bioacumulación de mercurio en invertebrados en humedales de arroz permanentes, estacionales e inundados

dentro del Valle Central de California. Science of The Total Environment, 408 (3), 666–671. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.030>

Adriano DC. Trace elements in the terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals. New York: Springer; 2001.

Ahmed M, Shaheen N, Islam M, Habibullah M, Islam S, Mohiduzzaman M. Dietary intake of trace elements from highly consumed cultured fish (*Labeo rohita*, *Pangasius pangasius* and *Oreochromis mossambicus*) and human health risk implications in Bangladesh. Chemosphere. 2015; 128: 284-292. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.02.016>

Alamdari A, Ali S, Waqar S, Sohail M, Bhowmik A, Cincinelli A. Human Arsenic exposure via dust across the different ecological zones of Pakistan. Ecotoxicol Environ Saf. 2016;126:219-227. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.044>

Alamdari A, Eqani S, Hanif N, Ali S, Fasola M, Bokhari H. Human exposure to trace metals and arsenic via consumption of fish from river Chenab, Pakistan and associated health risks. Chemosphere. 2017;168:1004-1012. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.110>

Al-Busaidi, M., Yesudhasan, P., Al-Mughairi, S., Al-Rahbi, W. A. K., Al-Harthy, K. S., Al-Mazrooei, N. A., et al. (2011). Toxic metals in commercial marine fish in Oman with reference to national and international standards. Chemosphere, 85, 67–73.

Alonso-Hernández, CM, Gómez-Batista, M., Díaz-Asencio, M., Estévez-Alvares, J. y Padilla-Alvares, R. (2012). Arsénico total en organismos marinos de la bahía de Cienfuegos (Cuba). Food Chemistry, 130 (4), 973–976. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2011.07.087>

- Amado, EM, Freire, CA y Souza, MM (2006). Osmorregulación y regulación del agua tisular en el cangrejo rojo de agua dulce *Dilocarcinus pagei* (Crustacea, Decapoda) y el efecto del plomo inorgánico en el agua Toxicología acuática, 79 (1), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.04.003>
- Amlund H, Ingebrigtsen K, Hylland K, Ruus A, Eriksen DØ, Berntssen MHG. Disposition of arsenobetaine in two marine fish species following administration of a single oral dose of [14C] arsenobetaine. Comp Biochem Physiol - C Toxicol Pharmacol. 2006;143(2):171–8
- Anacleto, P., Lourenço, HM, Ferraria, V., Afonso, C., Luísa Carvalho, M., Fernanda Martins, M. y Leonor Nunes, M. (2009). Contenido total de arsénico en productos del mar consumidos en Portugal. Revista de tecnología de productos alimenticios acuáticos, 18 (1–2), 32–45. <https://doi.org/10.1080/10498850802581088>
- Annibaldi, A., Illuminati, S., Truzzi, C., Libani, G. y Scarponi, G. (2015). Distribución de Pb, Cu y Cd en cinco sistemas de estuarios de Marche, Italia central. Marine Pollution Bulletin, 96 (1–2), 441–449. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.008>
- Antoine, JMR, Fung, LAH y Grant, CN (2017). Evaluación de los posibles riesgos para la salud asociados con el contenido de aluminio, arsénico, cadmio y plomo en determinadas frutas y hortalizas cultivadas en Jamaica. Informes de toxicología, 4, 181-187. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2017.03.006>
- Armid, A., Shinjo, R., Zaeni, A., Sani, A. y Ruslan, R. (2014). La distribución de metales pesados, incluidos Pb, Cd y Cr en los sedimentos superficiales de la bahía de Kendari. Marine Pollution Bulletin, 84 (1–2), 373–378. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.05.02>

- Ayoola S.O., K. M. (2009). Seasonal variation in fish abundance and physicochemical parameters of Lagos lagoon, Nigeria. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 149 - 158.
- Azizur Rahman, M., Hasegawa, H. y Peter Lim, R. (2012). Bioacumulación, biotransformación y transferencia trófica de arsénico en la cadena alimentaria acuática. *Environmental Research*, 116, 118-135. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.03.014>
- Baki, MA, Hossain, Md. M., Akter, J., Quraishi, SB, Haque Shojib, Md. F., Atique Ullah, AKM y Khan, MF (2018). Concentración de metales pesados en mariscos (peces, camarones, langostas y cangrejos) y evaluación de la salud humana en la isla de Saint Martin, Bangladesh. *Ecotoxicología y seguridad ambiental*, 159, 153-163. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.04.035>
- Barros-Barrios, O., Doria-Argumedo, C. y Marrugo-Negrete, J. (2016). Metales pesados (Pb, Cd, Ni, Zn, Hg) en tejidos de *Lutjanus synagris* y *Lutjanus vivanus* de la Costa de La Guajira, Norte de Colombia. *Veterinaria y Zootecnia*, 10 (2), 27–41. <https://doi.org/10.17151/vetzo.2016.10.2.3>
- Basaran, AK, Aksu, M. y Egemen, O. (2009). Impactos de las piscifactorías en las concentraciones de nutrientes de la columna de agua y la acumulación de metales pesados en los sedimentos del este del mar Egeo (Turquía). *Evaluación y seguimiento ambiental*, 162 (1–4), 439–451. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0808-x>
- Baya, PA, Gosselin, M., Lehnher, I., St. Louis, VL y Hintelmann, H. (2014). Determinación de monometilmercurio y dimetilmercurio en la capa límite marina del Ártico. *Ciencia y tecnología ambientales*, 49 (1), 223–232. <https://doi.org/10.1021/es502601z>

- Bello, O., Naidu, R., Rahman, M. M., Liu, Y., & Dong, Z. (2016). Lead concentration in the blood of the general population living near a lead–zinc mine site, Nigeria: Exposure pathways. *Science of the Total Environment*, 542, 908–914.
- Bergami, E., Bocci, E., Vannuccini, ML, Monopoli, M., Salvati, A., Dawson, KA y Corsi, I. (2016). El poliestireno de tamaño nanométrico afecta la alimentación, el comportamiento y la fisiología de las larvas de *Artemia franciscana* del camarón de salmuera. *Ecotoxicología y seguridad ambiental*, 123, 18–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.09.021>
- Bonsignore, M., Salvagio Manta, D., Mirto, S., Quinci, EM, Ape, F., Montalto, V. Sprovieri, M. (2018). Bioacumulación de metales pesados en peces, crustáceos, moluscos y equinodermos de la costa toscana. *Ecotoxicología y seguridad ambiental*, 162, 554–562. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.044>
- Bosch, AC, O'Neill, B., Sigge, GO, Kerwath, SE y Hoffman, LC (2015). Metales pesados en la carne de pescado marino y salud del consumidor: una revisión. *Revista de ciencia de la alimentación y la agricultura*, 96 (1), 32–48. <https://doi.org/10.1002/jsfa.7360>
- Bowman, KL, Hammerschmidt, CR, Lamborg, CH, Swarr, GJ y Agather, AM (2016). Distribución de especies de mercurio en una sección zonal del Océano Pacífico Sur tropical oriental (US GEOTRACES GP16). *Química marina*, 186, 156–166. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2016.09.005>
- Brady, JP, Ayoko, GA, Martens, WN y Goonetilleke, A. (2015). Desarrollo de un índice de contaminación híbrido por metales pesados en sedimentos marinos y estuarinos. *Evaluación y seguimiento ambiental*, 187 (5). <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4563-x>

- Bressler, Jp, Olivi, L., Cheong, Jh, Kim, Y. Y Bannona, D. (2004). Transportador de metales divalentes 1 en transporte de plomo y cadmio. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1012 (1), 142-152. <https://doi.org/10.1196/annals.1306.011>
- Burgos-Núñez, S., Navarro-Frómeta, A., Marrugo-Negrete, J., Enamorado-Montes, G., y Urango-Cárdenas, I. (2017). Hidrocarburos aromáticos policíclicos y metales pesados en la Bahía de Cispata, Colombia: Un ecosistema marino tropical. *Marine Pollution Bulletin*, 120 (1–2), 379–386. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.016>
- Caballero-Gallardo, K., Guerrero-Castilla, A., Johnson-Restrepo, B., de la Rosa, J. y Olivero-Verbel, J. (2015). Caracterización química y toxicológica de sedimentos a lo largo de una costa colombiana afectada por terminales de exportación de carbón. *Chemosphere*, 138, 837–846. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.07.062>
- Cadavid-Velásquez, E. de J.; Pérez-Vásquez, N. del S.; Marrugo-Negrete, J. 2019. Metales pesados en macromicetos del manglar de la bahía Cispata, Córdoba, Colombia. *Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient.* 22(2): e1082. <https://doi.org/10.31910/rudca.v22.n1.2019.1082>
- Canli M and Atli G, The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environ Pollut* 121:129–136 (2003).
- Cao, R., Liu, Y., Wang, Q., Dong, Z., Yang, D., Liu, H Zhao, J. (2018). La acidificación del agua de mar agravó la toxicidad del cadmio en la ostra *Crassostrea gigas*: Bioacumulación de metales, distribución subcelular y múltiples respuestas fisiológicas. *Science of The Total Environment*, 642, 809–823. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.126>

- Cardwell, RD, DeForest, DK, Brix, KV y Adams, WJ (2013). ¿Se biomagnifican el Cd, Cu, Ni, Pb y Zn en los ecosistemas acuáticos? En Revisiones de contaminación ambiental y toxicología, volumen 226 (págs. 101-122). https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6898-1_4
- Castilhos, ZC, Rodrigues-Filho, S., Rodrigues, APC, Villas-Bôas, RC, Siegel, S., Veiga, MM y Beinhoff, C. (2006). Contaminación por mercurio en peces de áreas mineras de oro en Indonesia y evaluación de riesgos para la salud humana. Science of The Total Environment, 368 (1), 320–325. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.039>
- Castro M, Méndez M. Heavy metals: Implications associated to fish consumption. Environ Toxicol Pharmacol. 2008;26(3):263-271. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.etap.2008.06.001>
- Chakraborty, P., Babu, PVR y Sarma, VV (2012). Un estudio de la especiación de plomo y cadmio en algunos sedimentos costeros y estuarinos. Chemical Geology, 294-295, 217-225. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2011.11.026>
- Chandurvelan, R., Marsden, ID, Gaw, S. y Glover, CN (2013). El cadmio en el agua impacta en los puntos finales inmunocitotóxicos y citogenotóxicos en el mejillón de labios verdes, Perna canaliculus. Toxicología acuática, 142-143, 283-293. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.09.002>
- Chen, C., Ward, D., Williams, J. y Fisher, N. (2016). Bioacumulación de metales por redes tróficas estuarinas en Nueva Inglaterra, EE. UU. Revista de Ciencias e Ingeniería del Mar, 4 (2), 41. <https://doi.org/10.3390/jmse4020041>
- Cherkashin, S. A. (2004). The Use of the Mortality Rate of Marine Fish Prelarvae for the Estimation of Zinc and Lead Toxicity. Russian Journal of Marine Biology, 217-222.

- Chiarelli, R. y Roccheri, MC (2014). Invertebrados marinos como bioindicadores de contaminación por metales pesados. *Open Journal of Metal*, 04 (04), 93-106. <https://doi.org/10.4236/ojmetal.2014.44011>
- Choi, A. L., Mogensen, U. B., Bjerve, K. S., Debes, F., Weihe, P., Grandjean, P., et al. (2014). Negative confounding by essential fatty acids in methylmercury neurotoxicity associations. *Neurotoxicology and Teratology*, 42, 85–92.
- Chouvelon, T., Warnau, M., Churlaud, C. y Bustamante, P. (2009). Concentraciones de Hg y evaluación de riesgos relacionados en crustáceos, moluscos y peces de los arrecifes de coral de Nueva Caledonia. *Contaminación ambiental*, 157 (1), 331–340. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.06.027>
- Clara Rebouças do Amaral, M., de Freitas Rebelo, M., Paulo Machado Torres, J. y Christian Pfeiffer, W. (2005). Bioacumulación y depuración de Zn y Cd en ostras de manglar (*Crassostrea rhizophorae*, Guilding, 1828) trasplantadas hacia y desde una laguna costera tropical contaminada. *Marine Environmental Research*, 59 (4), 277–285. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2004.05.004>
- Conti ME (ed) (2008) *Biological monitoring: theory and applications. Bioindicators and biomarkers for environmental quality and human exposure assessment. The sustainable world*, vol 17. WIT Press, Southampton
- Conti ME, Finoia MG (2010) Metals in molluscs and algae: a north– south Tyrrhenian sea baseline. *J Hazard Mater* 181:388–392
- Conti ME, Iacobucci M, Cecchetti G (2005) A statistical approach applied to trace metal data from biomonitoring studies. *Int J Environ Pollut* 23:29–41
- Conti, ME, Stripeikis, J., Finoia, MG y Tudino, MB (2012). Metales traza de referencia en moluscos gasterópodos del Canal Beagle, Tierra del Fuego (Patagonia,

- Argentina). *Ecotoxicología*, 21 (4), 1112-1125. <https://doi.org/10.1007/s10646-012-0866-7>
- Cuculić, V., Cukrov, N., Kwokal, Ž. Y Mlakar, M. (2009). Fuentes naturales y antropogénicas de Hg, Cd, Pb, Cu y Zn en agua de mar y sedimentos del Parque Nacional Mljet, Croacia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81 (3), 311–320. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.11.006>
- DalCorso, G., Farinati, S., Maistri, S. y Furini, A. (2008). Cómo las plantas se enfrentan al cadmio: apostando todo por el metabolismo y la expresión genética. *Revista de Biología Vegetal Integrativa*, 50 (10), 1268-1280. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7909.2008.00737.x>
- Dallas, LJ, Cheung, VV, Fisher, AS y Jha, AN (2012). Sensibilidad relativa de dos bivalvos marinos para la detección de efectos genotóxicos y citotóxicos: una evaluación de campo en el estuario de Tamar, suroeste de Inglaterra. *Evaluación y seguimiento ambiental*, 185 (4), 3397–3412. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2800-0>
- Dang, F., Rainbow, PS y Wang, W.-X. (2012). Toxicidad alimentaria de los invertebrados contaminados en el campo para los peces marinos: efectos de las dosis de metales y la distribución subcelular de metales. *Toxicología acuática*, 120-121, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.04.007>
- de Carvalho, GGA, Degaspari, IAM, Branco, V., Canário, J., de Amorim, AF, Kennedy, VH y Ferreira, JR (2014). Evaluación de los niveles de mercurio total y orgánico en tiburones azules (*Prionace glauca*) de la costa sur y sureste de Brasil. *Investigación de elementos traza biológicos*, 159 (1-3), 128-134. <https://doi.org/10.1007/s12011-014-9995-6>

- Delgadillo-Garzón, O. y.-R. (2009). Evaluación rápida de peces arrecifales y su relación con la estructura del sustrato en las Islas del Rosario, área marina protegida del Caribe colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 273-283.
- Demina, LL (2015). Cuantificación del papel de los organismos en la migración geoquímica de trazas de metales en el océano. *Geochemistry International*, 53 (3), 224-240. <https://doi.org/10.1134/s0016702915030040>
- Deudero S, Box A, Tejada S, Tintore´ J (2009) Stable isotopes and metal contamination in caged marine mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Mar Pollut Bull* 58:1025–1031
- Díaz JM, Acero A (2003) La biodiversidad marina en Colombia: logros, estado del conocimiento y desafíos. *Gayana* 67: 261-274.
- Díaz Rizo, O., Olivares Reumont, S., Viguri Fuente, J., Díaz Arado, O., López Pino, N., D'Alessandro Rodríguez, K.,... Arencibia Carballo, G. (2010). Bioacumulación de Cobre, Zinc y Plomo en Caracol Marino, *Strombus gigas*, del Golfo de Guacanayabo, Cuba. *Boletín de Toxicología y Contaminación Ambiental*, 85 (3), 330–333. <https://doi.org/10.1007/s00128-010-0093-y>
- Dietz, R., Sonne, C., Basu, N., Braune, B., O'Hara, T., Letcher, RJ,... Aars, J. (2013). ¿Cuáles son los efectos toxicológicos del mercurio en la biota ártica? *Science of The Total Environment*, 443, 775–790. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.046>
- Diez, S. (2009). Human health effects of methylmercury exposure. In Whitacre, D. M. (Ed.) *Reviews of environmental contamination and toxicology* (vol. 198, pp. 111–132).
- Dillon, T., Beckvar, N. y Kern, J. (2010). Respuesta a la dosis de mercurio basado en residuos en peces: un análisis que utiliza criterios de valoración de prueba de

letalidad equivalente. Toxicología y química ambiental, 29 (11), 2559-2565. <https://doi.org/10.1002/etc.314>

Dong, Y., Rosenbaum, RK y Hauschild, MZ (2015). Evaluación de la toxicidad de los metales en los ecosistemas marinos: potenciales de toxicidad comparativa para nueve metales catiónicos en el agua de mar costera. Ciencia y tecnología ambientales, 50 (1), 269–278. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01625>

Drava, G., Capelli, R., Minganti, V., Depellegrini, R., Orsirelini, L. Y Ivaldi, M. (2004). Oligoelementos en el músculo del camarón rojo *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) (Crustacea, Decapoda) del mar de Liguria (NW Mediterráneo): variaciones relacionadas con el ciclo reproductivo. Science of The Total Environment, 321 (1–3), 87–92. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.09.005>

Driscoll, CT, Mason, RP, Chan, HM, Jacob, DJ y Pirrone, N. (2013). El mercurio como contaminante global: fuentes, vías y efectos. Ciencia y tecnología ambientales, 47 (10), 4967–4983. <https://doi.org/10.1021/es305071v>

Duan, L., Song, J., Yuan, H., Li, X. y Li, N. (2013). Distribución espacio-temporal y riesgo ambiental del arsénico en sedimentos del Mar de China Oriental. Geología química, 340, 21–31. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2012.12.009>

Dural, M., Göksu, MZL y Özak, AA (2007). Investigación de niveles de metales pesados en especies de peces de importancia económica capturadas en la laguna de Tuzla. Química de los alimentos, 102 (1), 415–421. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2006.03.001>

Elahi, M., Esmaili-Sari, A. y Bahramifar, N. (2011). Niveles totales de mercurio en tejidos seleccionados de algunos crustáceos marinos del golfo Pérsico, Irán: variaciones relacionadas con la longitud, el peso y el sexo. Boletín de Toxicología y

Contaminación Ambiental, 88 (1), 60–64. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0451-4>

Elumalai, M., Antunes, C. y Guilhermino, L. (2007). Biomarcadores enzimáticos en el cangrejo *Carcinus maenas* del estuario del río Miño (noroeste de Portugal) expuestos a zinc y mercurio. *Chemosphere*, 66 (7), 1249-1255. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.07.030>

Erasmus CP, Rossouw G and Baird D, The Concentration of Ten Heavy Metals in the Tissues of Shark Species *Squalus megalops* and *Mustelus mustelus* (Chondrichthyes) Occurring Along the Southeastern Coast of South Africa. Population (English edition), University of Port Elizabeth, 2004.

Escobar, O. (2010). Bioacumulación y biomagnificación de mercurio y selenio en peces pelágicos mayores de la costa occidental de baja california sur, México. La Paz, México.

Espejo, W., Padilha, J. de A., Kidd, KA, Dorneles, PR, Barra, R., Malm, O.,... Celis, JE (2018). Transferencia trófica de cadmio en redes tróficas marinas de la Patagonia Occidental Chilena y la Antártida. *Marine Pollution Bulletin*, 137, 246-251. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.022>

Espinosa, L. P. (2011). Determinación de metales pesados en las fracciones geoquímicas del sedimento superficial asociado a los manglares de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Santa Marta.: Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras.

Farias, S., Casa, V., Vazquez, C., Ferpozzi, L., Pucci, G. Y Cohen, I. (2003). Contaminación natural con arsénico y otros oligoelementos en aguas subterráneas de la Llanura Pampeana Argentina 1. *La ciencia del medio ambiente total*, 309 (1–3), 187–199. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(03\)00056-1](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(03)00056-1)

- Fattorini, D., Notti, A. y Regoli, F. (2006). Caracterización del contenido de arsénico en organismos marinos de ambientes templados, tropicales y polares. *Química y ecología*, 22 (5), 405–414. <https://doi.org/10.1080/02757540600917328>
- Fernandez-Maestre, R., Johnson-Restrepo, B. y Olivero-Verbel, J. (2018). Metales pesados en sedimentos y peces en la costa caribeña de Colombia: evaluación del riesgo ambiental. *Revista Internacional de Investigación Ambiental*, 12 (3), 289-301. <https://doi.org/10.1007/s41742-018-0091-1>
- Foster, KL, Stern, GA, Pazerniuk, MA, Hickie, B., Walkusz, W., Wang, F. y Macdonald, RW (2012). Biomagnificación de mercurio en las redes tróficas del zooplancton marino en la Bahía de Hudson. *Ciencia y tecnología ambientales*, 46 (23), 12952–12959. <https://doi.org/10.1021/es303434p>
- Fuentes-Gandara, F., Pinedo-Hernández, J., Marrugo-Negrete, J. y Díez, S. (2016). Impactos en la salud humana de la exposición a metales a través del consumo extremo de pescado del Mar Caribe colombiano. *Geoquímica ambiental y salud*, 40 (1), 229–242. <https://doi.org/10.1007/s10653-016-9896-z>
- Gallego Ríos, SE, Ramírez Botero, CM, López Marín, BE y Velásquez Rodríguez, CM (2018). Evaluación de mercurio, plomo y cadmio en el material de desecho de jurel del Golfo de Urabá, Caribe colombiano, como posible materia prima en la producción de subproductos. *Evaluación y seguimiento ambiental*, 190 (3). <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6480-2>
- Gallego Ríos, SE, Ramírez, CM, López, BE, Macías, SM, Leal, J. y Velásquez, CM (2018). Evaluación de mercurio, plomo, arsénico y cadmio en algunas especies de peces del delta del río Atrato, golfo de Urabá, caribe colombiano. *Contaminación del agua, el aire y el suelo*, 229 (8). <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3933-8>

- García-García, Norma, & Pedraza-Garciga, Julio, & Montalvo, José F., & Martínez, Marta, & Leyva, Jorge (2012). Evaluación preliminar de riesgos para la salud humana por metales pesados en las bahías de Buenavista y San Juan de los Remedios, Villa Clara, Cuba. *Revista Cubana de Química*, XXIV(2),126-135.[Fecha de Consulta 3 de Octubre de 2020]. ISSN: 0258-5995. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=4435/443543726004>
- Garellick, H., Jones, H., Dybowska, A., & Valsami-Jones, E. (2008). *Arsenic Pollution Sources Reviews of Environmental Contamination Volume 197: International Perspectives on Arsenic Pollution and Remediation* (pp. 17-60). New York, NY: Springer New York.
- Gu, Y.-G., Ning, J.-J., Ke, C.-L. y Huang, H.-H. (2018). Bioaccesibilidad e implicaciones para la salud humana de los metales pesados en diferentes organismos marinos de nivel trófico: un estudio de caso del Mar de China Meridional. *Ecotoxicología y seguridad ambiental*, 163, 551–557. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.114>
- Humann, P., & Deloach, N. (2014). *Reef fish identification: Florida, Caribbean and Bahamas*. [4th edn]. Jacksonville, Florida: New World Publications. 548pp
- Humann, P., Deloach, N., & Wilk, L. (2013). *Reef Creature Identification, Florida-Caribbean-Bahamas*. [3rd edn]. Jacksonville, Florida: New World Publications. 308 pp
- Jiang, X., Teng, A., Xu, W. y Liu, X. (2014). Evaluación de la distribución y contaminación de metales pesados en sedimentos superficiales en el Mar Amarillo. *Marine Pollution Bulletin*, 83 (1), 366–375. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.020>
- Jitar, O., Teodosiu, C., Oros, A., Plavan, G. y Nicoara, M. (2015). Bioacumulación de metales pesados en organismos marinos del sector rumano del Mar Negro. *New Biotechnology*, 32 (3), 369–378. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2014.11.004>

- Joyeux, J.-C., Giarrizzo, T., Macieira, RM, Spach, HL y Vaske Jr, T. (2009). Relaciones de talla-peso para peces de estuario brasileños a lo largo de un gradiente latitudinal. *Revista de Ictiología Aplicada*, 25 (3), 350–355. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2008.01062.x>
- Kadar I, Koncz J, Fekete S. Experimental study of Cd, Hg, Mo, Pb and Semovement in soil-plant-animal systems. *krmiva*. 2001;43(3):185–90.
- Komárek, M., Ettler, V., Chrástný, V. y Mihaljevič, M. (2008). Isótopos de plomo en ciencias ambientales: una revisión. *Environment International*, 34 (4), 562–577. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.10.005>
- Kondo, K. (2000). Congenital Minamata disease: Warnings from Japan's experience. *Journal of Child Neurology*, 15, 458–464.
- Kumari, B., Kumar, V., Sinha, AK, Ahsan, J., Ghosh, AK, Wang, H. y DeBoeck, G. (2016). Toxicología del arsénico en peces y sistemas acuáticos. *Cartas de química ambiental*, 15 (1), 43–64. <https://doi.org/10.1007/s10311-016-0588-9>
- La Colla, NS, Botté, SE y Marcovecchio, JE (2018). Metales en zonas costeras impactadas con desechos urbanos e industriales: información sobre el patrón de acumulación de metales en especies de peces. *Journal of Marine Systems*, 181, 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2018.01.012>
- Lango-Reynoso, Fabiola, & Landeros-Sánchez, Cesáreo, & Castañeda-Chávez, María del Refugio (2010). Bioaccumulation of cadmium (Cd), lead (Pb) and arsenic (As) in *crassostrea virginica* (gmelin, 1791), from tamiahua lagoon system, veracruz, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 26(3),201-210.[fecha de Consulta 3 de Octubre de 2020]. ISSN: 0188-4999. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=370/37014384003>

- Liu, Q., Xu, X., Zeng, J., Shi, X., Liao, Y., Du, P., Tang, Y., Huang, W., Chen, Q. y Shou, L. (2019). Concentraciones de metales pesados en organismos marinos comerciales de la bahía de Xiangshan, China, y los posibles riesgos para la salud. *Marine Pollution Bulletin*, 141, 215–226. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.058>
- Liu, X., Zhang, W., Hu, Y., Hu, E., Xie, X., Wang, L. y Cheng, H. (2015). Contaminación por arsénico de suelos agrícolas por operaciones concentradas de alimentación animal (CAFO). *Chemosphere*, 119, 273–281. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.067>
- Londoño Franco, LF, Londoño Muñoz, PT y Muñoz García, FG (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 14 (2), 145. [https://doi.org/10.18684/bsaa\(14\)145-153](https://doi.org/10.18684/bsaa(14)145-153)
- Maher, W., Waring, J., Krikowa, F., Duncan, E. y Foster, S. (2018). Factores ecológicos que afectan la acumulación y especiación de arsénico en doce moluscos bivalvos costeros australianos. *Química ambiental*, 15 (2), 46. <https://doi.org/10.1071/en17106>
- Mamindy-Pajany, Y., Geret, F., Hurel, C. y Marmier, N. (2013). Estudios por lotes y en columna de la estabilización de metales pesados tóxicos en sedimentos marinos dragados por hematites después de la biorremediación. *Investigación en ciencias ambientales y contaminación*, 20 (8), 5212–5219. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1510-7>
- Marlborough SJ, Wilson VL. Arsenic speciation driving risk based corrective action. *Sci Total Environ*. Elsevier B.V.; 2015;520:253–9

- Marrugo-Negrete, J., Benítez, LN, Olivero-Verbel, J., Lans, E. y Gutierrez, FV (2010). Distribución espacial y estacional del mercurio en el pantano de Ayapel, región de Mojana, Colombia. *Revista Internacional de Investigación en Salud Ambiental*, 20 (6), 451–459. <https://doi.org/10.1080/09603123.2010.499451>
- Matschullat J. Arsenic in the geosphere--a review. *Sci Total Environ*. 2000;249:297–312.
- Miloslavich, P., Díaz, JM, Klein, E., Alvarado, JJ, Díaz, C., Gobin, J,... Ortiz, M. (2010). Biodiversidad marina en el Caribe: estimaciones regionales y patrones de distribución. *PLoS ONE*, 5 (8), e11916. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011916>
- Mohmand J, Eqani S, Fasola M, Alamdar A, Ali N, Mustafa I, et al. Human exposures to toxic metals via contaminated dust: bioaccumulation trends and risk assessment. *Chemosphere*. 2015;132, 142-151. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2015.03.004.
- Munthe, J.; Bodaly, R. A.; Branfireun, B. A.; Driscoll, C. T.; Gilmour, C. C.; Harris, R.; Horvat, M.; Lucotte, M.; Malm, O. Recovery of mercury-contaminated fisheries. *Ambio* 2007, 36 (1), 33– 44.
- Nakamura, M., Hachiya, N., Murata, K. Y., Nakanishi, I., Kondo, T., Yasutake, A., et al. (2014). Methylmercury exposure and neurological outcomes in Taiji residents accustomed to consuming whale meat. *Environment International*, 68, 25–32.
- Naser, H. (2013). Assessment and management of heavy metal pollution in the marine environment of the Arabian Gulf: a review, 6–13.
- Neff JM. 1997 Ecotoxicología del arsénico en el medio marino. *Environ Toxicol Chem* 16 , 917-927.

- Noël, L., Chekri, R., Millour, S., Merlo, M., Leblanc, J.-C. y Guérin, T. (2013). Distribución y relaciones de As, Cd, Pb y Hg en peces de agua dulce de cinco zonas de pesca francesas. *Chemosphere*, 90 (6), 1900–1910. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.015>
- Oken, E., Radesky, J., Wright, R., Bellinger, D., Amarasiriwardena, C., & Kleinman, P. (2008). Maternal fish intake during pregnancy, blood mercury levels, and child cognition at age 3 years in a US cohort. *American Journal of Epidemiology*, 167, 1171–1181.
- Olmedo, P., Hernandez, A. F., Pla, A., Femia, P., Navas-Acien, A., & Gil, F. (2013). Determination of essential elements (copper, manganese, selenium and zinc) in fish and shellfish samples. Risk and nutritional assessment and mercury-selenium balance. *Food and Chemical Toxicology*, 62, 299–307.
- Outa, JO, Kowenje, CO, Avenant-Oldewage, A. y Jirsa, F. (2020). Oligoelementos en crustáceos, moluscos y peces en la parte keniana del lago Victoria: bioacumulación, bioindicación y análisis de riesgos para la salud. *Archivos de Toxicología y Contaminación Ambiental*, 78 (4), 589–603. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00715-0>
- Pan, J., Plant, JA, Voulvoulis, N., Oates, CJ y Ihlenfeld, C. (2009). Niveles de cadmio en Europa: implicaciones para la salud humana. *Geoquímica ambiental y salud*, 32 (1), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s10653-009-9273-2>
- Páramo, J., Wolff, M. y Saint-Paul, U. (2012). Ensamblajes de peces de aguas profundas en el mar Caribe colombiano. *Fisheries Research*, 125-126, 87-98. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.02.011>
- Pavlaki, MD, Araújo, MJ, Cardoso, DN, Silva, ARR, Cruz, A., Mendo, S.,... Loureiro, S. (2016). Ecotoxicidad y genotoxicidad del cadmio en diferentes niveles tróficos

marinos. Contaminación ambiental, 215, 203–212. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.010>

Peshut, PJ, Morrison, RJ y Brooks, BA (2008). Especiación de arsénico en peces y mariscos marinos de Samoa Americana. *Chemosphere*, 71 (3), 484–492. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.10.014>

Peshut, PJ, Morrison, RJ y Brooks, BA (2008). Especiación de arsénico en peces y mariscos marinos de Samoa Americana. *Chemosphere*, 71 (3), 484–492. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.10.014>

Pinot, F., Kreps, S., Bachelet, M., Hainaut, P., Bakonyi, M., & Polla, B. (2000). Cadmium in the Environment: Sources, Mechanisms of Biotoxicity, and Biomarkers. *Reviews on environmental health*, 322.

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP). (2010). Final review of scientific information on cadmium. <http://web.unep.org/chemicalsandwaste/what-we-do/technology-and-metals/cadmium>

Pure Earth and Green Cross (2016) World's worst pollution problems 2016: the toxins beneath our feet. NY USA, Zurich Switzerland, pp 1–56.

Rahman MS, Molla AH, Saha N and Rahman A, Study on heavy metals levels and its risk assessment in some edible fishes from Bangshi River, Savar, Dhaka, Bangladesh. *Food Chem* 134:1847–1854 (2012).

Raknuzzaman, M., Ahmed, MK, Islam, MS, Habibullah-Al-Mamun, M., Tokumura, M., Sekine, M. y Masunaga, S. (2016). Rastreo de la contaminación por metales en peces comerciales y crustáceos recolectados de la zona costera de Bangladesh y evaluación de riesgos para la salud. *Investigación en ciencias ambientales y contaminación*, 23 (17), 17298-17310. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6918-4>

- Rani, A., Kumar, A., Lal, A. y Pant, M. (2013). Mecanismos celulares de la toxicidad inducida por cadmio: una revisión. *Revista Internacional de Investigación en Salud Ambiental*, 24 (4), 378–399. <https://doi.org/10.1080/09603123.2013.835032>
- Ranjbar Jafarabadi, A., Riyahi Bakhtiyari, A., Shadmehri Toosi, A. y Jadot, C. (2017). Distribución espacial, evaluación de riesgos ecológicos y para la salud de los metales pesados en los sedimentos de la superficie marina y las aguas costeras de los arrecifes de coral que bordean los arrecifes de coral del Golfo Pérsico, Irán. *Chemosphere*, 185, 1090–1111. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.110>
- Restrepo, JD, Park, E., Aquino, S. y Latrubesse, EM (2016). Arrecifes de coral expuestos crónicamente a columnas de sedimentos de ríos en el suroeste del Caribe: Islas del Rosario, Colombia. *Science of The Total Environment*, 553, 316–329. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.140>
- Ritger, AL, Curtis, AN y Chen, CY (2018). Bioacumulación de mercurio y otros contaminantes metálicos en el pez león invasor (*Pterois volitans* / miles) de Curazao. *Marine Pollution Bulletin*, 131, 38–44. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.035>
- Roldán-Wong, NT, Kidd, KA, Marmolejo-Rodríguez, AJ, Ceballos-Vázquez, BP, Shumilin, E., y Arellano-Martínez, M. (2018). Bioacumulación y biomagnificación de elementos potencialmente tóxicos en el pulpo *Octopus hubbsorum* del Golfo de California. *Marine Pollution Bulletin*, 129 (2), 458–468. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.014>
- Rumisha, C., Elskens, M., Leermakers, M. y Kochzius, M. (2012). Rastrear la contaminación por metales y su influencia en la estructura de la comunidad de moluscos de fondo blando en áreas intermareales de la costa de Dar es Salaam,

Ruttens a., Blanpain a. C, De Temmerman L, Waegeneers N. Arsenic speciation in food in Belgium. Part 1: Fish, molluscs and crustaceans. J Geochemical Explor. Elsevier B.V.; 2012;121:55– 61

Santos HM, Diniz M, Costa PM, Peres I, Costa MH, Alves S, Capelo JL (2007) Efectos toxicológicos y bioacumulación en la almeja de agua dulce (*Corbicula fluminea*) tras la exposición a arsénico trivalente. Environ Toxicol 22: 502–509. doi: 10.1002 / tox.20303

Sarkar, A., Bhagat, J., Ingole, BS, Rao, DP y Markad, VL (2013). Genotoxicidad del cloruro de cadmio en el gasterópodo marino *Nerita chamaeleon* utilizando ensayo cometa y ensayo de desenrollamiento alcalino. Toxicología ambiental, 30 (2), 177–187. <https://doi.org/10.1002/tox.21883>

Schiff, K.C., 2000. Sediment chemistry on the mainland shelf of the Southern California Bight. Mar. Pollut. Bull 40 (3), 268–270.

Sultan, K., Shazili, NA y Peiffer, S. (2011). Distribución de Pb, As, Cd, Sn y Hg en suelo, sedimentos y aguas superficiales de la cuenca del río tropical, Terengganu (Malasia). Journal of Hydro-Environment Research, 5 (3), 169-176. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2011.03.001>

Tokar EJ, Boyd WA, Freedman JH, Waalkes MP. Toxic effects of metals. Casarett and Doull's Toxicology. 8th ed. McGraw-Hill; 2015. p. 933–80

Tous Herazo, G., Castro Mercado, I., Cañón Páez , M. L., Quntalia Saavedra, D., & Torres, R. (2007). Panorama de la contaminación del Caribe colombiano. Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas. CIOH. p86.

- Tu, NPC, Agusa, T., Ha, NN, Tuyen, BC, Tanabe, S. y Takeuchi, I. (2011). Análisis guiado por isótopos estables de perfiles de biomagnificación de especies de arsénico en un ecosistema de manglar tropical. *Marine Pollution Bulletin*, 63 (5-12), 124-134. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.002>
- Turoczy NJ, Mitchell BD, Levings AH, Rajendram VS (2001) Concentraciones de cadmio, cobre, mercurio y zinc en los tejidos del cangrejo real (*Pseudocarcinus gigas*) de las aguas del sureste de Australia. *Environ Int* 27: 327–334
- Tuzen, M. (2009). Toxic and essential trace elemental contents in fish species from the Black Sea Turkey. *Food Chem. Toxicol*, 47, 1785–1790.
- Vargas Licona, SP y Marrugo Negrete, JL (2019). Mercurio, metilmercurio y otros metales pesados en peces de Colombia: riesgo por ingesta. *Acta Biológica Colombiana*, 24 (2), 232–242. <https://doi.org/10.15446/abc.v24n2.74128>
- Vicente-Martorell, JJ, Galindo-Riaño, MD, García-Vargas, M. y Granado-Castro, MD (2009). Biodisponibilidad de metales pesados monitoreando el agua, los sedimentos y las especies de peces de un estuario contaminado. *Revista de materiales peligrosos*, 162 (2–3), 823–836. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.106>
- Wang, C.-y. W.-l. (2007). Spatial distribution of dissolved Pb, Hg, Cd, Cu and As in the Bohai Sea. *Sciences Direct*, 1061-1067.
- Zafar A, Eqani S, Bostan N, Cincinelli A, Tahir F, Shah S. Toxic metals signature in the human seminal plasma of Pakistani population and their potential role in male infertility. *Environ Geochem Health*. 2015;37(3):515-527. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10653-014-9666-8>.

- Zhang, L., Wang, G., Yao, D., Duan, G.Z., 2003. J. Environmental Significance and Research of Heavy Metals in Offshore Sediments. Mar. Ecol. Lett. 19, 6–9. <http://dx.doi.org/10.3969/j.issn.1009-2722.2003.03.002> (in Chinese)
- Zhao, S., Feng, C., Quan, W., Chen, X., Niu, J. y Shen, Z. (2012). Papel de los entornos de vida en las características de acumulación de metales pesados en peces y cangrejos en el estuario del río Yangtze, China. Marine Pollution Bulletin, 64 (6), 1163-1171. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.03.023>
- Zhao, S., Feng, C., Quan, W., Chen, X., Niu, J. y Shen, Z. (2012). Papel de los entornos de vida en las características de acumulación de metales pesados en peces y cangrejos en el estuario del río Yangtze, China. Marine Pollution Bulletin, 64 (6), 1163-1171. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.03.023>
- Zuluaga Rodríguez, J., Gallego Ríos, SE y Ramírez Botero, CM (2015). Contenido de Hg, Cd, Pb y como en especies de peces: una revisión. Revista Vitae, 22 (2). <https://doi.org/10.17533/udea.vitae.v22n2a09>

ANEXOS

Anexo A. Estadística descriptiva para de las concentraciones de As, Cd, Hg y Pb

PECES

Variable	N	Media	Error estándar de la media	Desv.Est.	Varianza	CoefVar	Mínimo	Q1	Mediana	Q3
µg/kg As	112	1387	153	1621	2626329	116,82	127	530	937	1572

Variable	Máximo	Rango	Modo	N para moda
µg/kg As	9284	9158	*	0

Variable	N	Media	Error estándar de la media	Desv.Est.	Varianza	CoefVar	Mínimo	Q1	Mediana	Q3
µg/kg Hg	112	112,87	8,47	89,66	8038,65	79,44	5,45	53,50	97,41	140,89

Variable	Máximo	Modo	N para moda
µg/kg Hg	513,34	*	0

CRUSTÁCEOS

Variable	N	Media	Error estándar de la media	Desv.Est.	Varianza	CoefVar	Mínimo	Q1	Mediana	Q3
µg/kg As	16	375,2	83,5	334,1	111614,4	89,05	108,8	211,0	308,4	425,2

Variable	Máximo	Rango	Modo	N para moda
µg/kg As	1539,9	1431,2	*	0

Variable	N	Media	Error estándar de la media	Desv.Est.	Varianza	CoefVar	Mínimo	Q1	Mediana	Q3
µg/kg Cd	16	7,939	0,544	2,178	4,743	27,43	4,163	6,500	7,380	9,653

Variable	Máximo	Rango	Modo	N para moda
µg/kg Cd	11,800	7,637	6,5	2

Variable	N	Media	Error estándar	Desv.Est.	Varianza	CoefVar	Mínimo	Q1	Mediana	Q3
----------	---	-------	-------------------	-----------	----------	---------	--------	----	---------	----

de la media										
µg/kg Hg	16	4,308	0,913	3,651	13,328	84,75	1,014	1,302	2,471	8,166
N para										
Variable	Máximo	Rango	Modo	moda						
µg/kg Hg	11,653	10,639	*	0						

MOLUSCOS

Error estándar de la media										
Variable	N	Media	media	Desv.Est.	Varianza	CoefVar	Mínimo	Q1	Mediana	Q3
µg/kg Pb	16	9,367	0,204	0,815	0,664	8,70	7,749	8,733	9,487	9,985
N para										
Variable	Máximo	Rango	Modo	moda						
µg/kg Pb	10,795	3,046	*	0						

Error estándar de la media										
Variable	N	Media	media	Desv.Est.	Varianza	CoefVar	Mínimo	Q1	Mediana	Q3
µg/kg As	10	732	119	376	141345	51,34	298	462	646	927
N para										
Variable	Máximo	Modo	moda							
µg/kg As	1580	*	0							

Error estándar de la media										
Variable	N	Media	media	Desv.Est.	Varianza	CoefVar	Mínimo	Q1	Mediana	Q3
µg/kg Cd	10	86,8	30,6	96,9	9390,3	111,60	6,3	8,1	36,3	169,3
N para										
Variable	Máximo	Modo	moda							
µg/kg Cd	270,2	*	0							

Error estándar de la media										
Variable	N	Media	media	Desv.Est.	Varianza	CoefVar	Mínimo	Q1	Mediana	Q3
µg/kg Hg	10	22,62	3,48	11,01	121,31	48,70	12,39	14,43	19,19	28,23
N para										
Variable	Máximo	Modo	moda							
µg/kg Hg	43,16	*	0							

Error estándar										
Variable	N	Media	estándar	Desv.Est.	Varianza	CoefVar	Mínimo	Q1	Mediana	Q3

			de la media								
µg/kg Pb	10	29,41	6,47	20,45	418,28	69,53	8,59	16,65	19,29	41,67	
			N para moda								
Variable	Máximo	Modo									
µg/kg Pb	66,86	*	0								

Anexo B. Formato de las encuestas realizadas sobre el consumo de crustáceos, moluscos y pescado en habitantes de Isla Fuerte - Colombia.

Día _____ Mes _____ Año _____ Municipio _____ Localidad _____

Dirección _____

Sexo M () F () Estructura _____ Peso _____ Edad _____ Hijos _____

Ocupación _____ Estado de gravidez: Si _____ No _____ Tiempo _____

Grado de escolaridad: Ninguna _____ Primaria _____ Secundaria _____ Técnico _____ Universitario _____

HÁBITOS ALIMENTICIOS

Nº días a la semana que consume crustáceos: 1 __ 2 __ 3 __ 4 __ 5 __ 6 __ 7 __

Nº días a la semana que consume moluscos: 1 __ 2 __ 3 __ 4 __ 5 __ 6 __ 7 __

Nº días a la semana que consume pescado: 1 __ 2 __ 3 __ 4 __ 5 __ 6 __ 7 __

Nº de comidas con crustáceos al día: 1 __ 2 __ 3 __

Nº de comidas con moluscos al día: 1 __ 2 __ 3 __

Nº de comidas con pescado al día: 1 __ 2 __ 3 __

¿Qué especie de crustáceos consume con mayor frecuencia?: Cangrejo antorcha (1) _____ Cangrejo azul (2) _____, Cangrejo de moro (3) _____, Cigua negra (4) _____, Langostas (5) _____, Otros (6) _____

¿De qué forma consume el crustáceo? Ahumado (1) _____, Cocido (2) _____, Crudo (3) _____, Frito (4) _____, Otras (5) _____

¿Qué especie de moluscos consume con mayor frecuencia?: Pulpo (1) _____, Caracol pala (2) _____, Otros (3) _____

¿De qué forma consume el molusco? Ahumado (1) _____, Cocido (2) _____, Crudo (3) _____, Frito (4) _____, Otras (5) _____

Que especie de pescado consume con mayor frecuencia: Carachana (1) _____, Carito (2) _____, Cojinúa (3) _____, Jurel (4) _____, Marlín (5) _____, Tollo (6) _____, Pargo rojo (7) _____, Pejepuerco o Ballesta (8) _____, Pez león (9) _____, Ronco (10) _____, Saltona (11) _____, Sierra (12) _____, Otros (13) _____

¿De qué forma consume el pescado? Ahumado (1) _____, Cocido (2) _____, Crudo (3) _____, Frito (4) _____, Otras (5) _____

Cantidad de crustáceos por día (g): _____

Cantidad de crustáceos por semana (g): _____

Cantidad de moluscos por día (g): _____

Cantidad de moluscos por semana (g): _____

Cantidad de pescado por día (g): _____

Cantidad de pescado por semana (g): _____

Dónde compra/adquiere el pescado, crustáceo y molusco que consume _____

¿Consume pescado enlatado? Si _____ No _____ Cuál _____

Frecuencia: N () AV () F ()

Anexo C. Fotografías de los peces, crustáceos y moluscos muestreados



Thunnus obesus



Balistes capriscus



Caranx hippos



Scomberomorus sierra



Menippe mercenaria



Vasum muricatum





Lobatus gigas



Pterois volitans



Caranx crysos



Euthynnus alletteratus



Lutjanus campechanus



Haemulon album



Procesamiento de muestras en el laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental de la Universidad de Córdoba