INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

CICIMAR-IPN

Biomagnificación y transferencia trófica de elementos traza en el tiburón *Rhizoprionodon longurio*, Santa Rosalía, Baja California Sur, México

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTOR EN CIENCIAS

PRESENTA

Julio Cesar Martínez Ayala

LA PAZ, B.C.S., 2022

SIP-13
REP 2017

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REGISTRO DE TEMA DE TESIS
Y DESIGNACIÓN DE DIRECTOR DE TESIS

Ciudad de La Paz, B.C.S. 24 de JULIO del 2020

El Colegio de Profesores de Posgrado de CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS en su Sesión
(Unidad Académica)

ORDINARIA No. 0-323-19 celebrada el día 07 del mes JUNIO de 2019 conoció la solicitud presentada por el (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	MARTÍNEZ	Apellido Materno:	AYALA	Nombre (s):	JULIO CÉSAR

Número de registro: A 1 9 0 3 1 8

del Programa Académico de Posgrado: DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

Referente al registro de su tema de tesis; acordando lo siguiente:

1.- Se designa al aspirante el tema de tesis titulado:

"BIOMAGINFICACIÓN Y TRANSFERENCIA TRÓFICA DE ELEMENTOS TRAZA EN EL TIBURÓN *Rhizoprionodon longurio*, SANTA ROSALÍA, BAJA CALIFORNIA SUR"

Objetivo general del trabajo de tesis:

Determinar la biomagnificación y bioacumulación de metales pesados no esenciales (Ag, Cd y Pb) y esenciales (Cu, Fe, Mn, y Zn) en la trama trófica de *Rhizoprionodon longurio* en la localidad de Santa Rosalía, Baja California Sur, México.

2.- Se designa como Directores de Tesis a los profesores:

Director: DR. ALBERTO SÁNCHEZ GONZÁLEZ 2° Director: DR. ARTURO TRIPP VALDEZ

No aplica: ☐

3.- El Trabajo de investigación base para el desarrollo de la tesis será elaborado por el alumno en:

EL CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS - IPN

que cuenta con los recursos e infraestructura necesarios.

4.- El interesado deberá asistir a los seminarios desarrollados en el área de adscripción del trabajo desde la fecha en que se suscribe la presente, hasta la aprobación de la versión completa de la tesis por parte de la Comisión Revisora correspondiente.

Director(a) de Tesis

DR. ALBERTO SÁNCHEZ GONZÁLEZ

2° Director de Tesis (en su caso)

DR. ARTURO TRIPP VALDEZ

Aspirante

MC. JULIO CÉSAR MARTÍNEZ AYALA

Presidente del Colegio

DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO

PODER EJECUTIVO FEDERAL ESTADOS UNIDOS MEXICANOS

I.P.N.
CICIMAR
DIRECCIÓN

SIP-14
REP 2017

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 19 del mes de Diciembre del 2022 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Posgrado de: CENTRO INTERNDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS para examinar la tesis titulada:

"BIOMAGINIFICACIÓN Y TRANSFERENCIA TRÓFICA DE ELEMENTOS TRAZA EN EL TIBURÓN *Rhizoprionodon longurio*, SANTA ROSALÍA, BAJA CALIFORNIA SUR"

del (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	MARTÍNEZ	Apellido Materno:	AYALA	Nombre (s):	JULIO CÉSAR

Número de registro: A 1 9 0 3 1 8

Aspirante del Programa Académico de Posgrado: DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 11 % de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo **SI** ☐ **NO** ■ **SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.**

JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN: *(Por ejemplo, el % de similitud se localiza en metodologías adecuadamente referidas a fuente original)*

El documento mostró 11% de similitud al extraer la bibliografía, citas textuales, citas y las oraciones, menores de 10 palabras.
en general es un grado de similitud aceptable, derivado de la similitud que presenta con los artículos de investigación

****Es responsabilidad del alumno como autor de la tesis la verificación antiplagio, y del Director o Directores de tesis el análisis del % de similitud para establecer el riesgo o la existencia de un posible plagio.**

Finalmente y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR** ■ **SUSPENDER** ☐ **NO APROBAR** ☐ la tesis por **UNANIMIDAD** ■ o **MAYORÍA** ☐ en virtud de los motivos siguientes:

"SATISFACE LOS REQUISITOS SEÑALADOS POR LAS DISPOCISIONES REGLAMENTARIAS VIGENTES"

COMISIÓN REVISORA DE TESIS

DR. ALBERTO SÁNCHEZ GONZÁLEZ
Director de Tesis
Nombre completo y firma

DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA
Nombre completo y firma

DRA. ANA JUDITH MARMOLEJO RODRIGUEZ
Nombre completo y firma

DR. ARTURO TRIPP VALDEZ
Director de Tesis
Nombre completo y firma

DRA. ALEJANDRA PIÑÓN GIMATE
Nombre completo y firma

DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO
Nombre completo y firma
PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

I.P.N.
CICIMAR
DIRECCIÓN

turnitin

Identificación de reporte de similitud, oid:14652:189335242

NOMBRE DEL TRABAJO

TF JulioCesarMartinezAyala 2022.docx

AUTOR

Julio César Martínez Ayala

RECUENTO DE PALABRAS

38436 Words

RECUENTO DE CARACTERES

199289 Characters

RECUENTO DE PÁGINAS

117 Pages

TAMAÑO DEL ARCHIVO

1.7MB

FECHA DE ENTREGA

Dec 15, 2022 5:51 AM GMT-7

FECHA DEL INFORME

Dec 15, 2022 5:53 AM GMT-7

11% de similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para cada base d

- 10% Base de datos de Internet
- 3% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de Crossref
- Base de datos de contenido publicado de Crossr
- 3% Base de datos de trabajos entregados

Excluir del Reporte de Similitud

- Material bibliográfco
- Material citado
- Coincidencia baja (menos de 10 palabras)

Dr. Alberto Sánchez González

Dr. Arturo Tripp Valdez

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA DE AUTORIZACIÓN DE USO DE OBRA PARA DIFUSIÓN

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., **el día** 19 **del mes de** Diciembre **del año** 2022

El (la) que suscribe M en C. JULIO CÉSAR MARTÍNEZ AYALA **Alumno (a) del Programa**

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro A190318 **adscrito al** CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. ALBERTO SÁNCHEZ GONZÁLEZ Y DR. ARTURO TRIPP VALDEZ

y cede los derechos del trabajo titulado:

"BIOMAGNIFICACIÓN Y TRANSFERENCIA TRÓFICA DE ELEMENTOS TRAZA EN EL TIBURÓN *Rhizoprionodon longurio*, SANTA ROSALIA, BAJA CALIFORNIA SUR"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expresado del autor y/o director(es) del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a las siguientes dirección(es) de correo: cesarchaneke@hotmail.es- alsanchezg@ipn.mx – atrippv@ipn.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente de este.

M en C. JULIO CESAR MARTINEZ AYALA

Nombre completo y firma autógrafa del (de la) estudiante

Agradecimientos

Al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) por la aceptación y apoyo académico de alto nivel para la elaboración de la tesis.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y al Programa Institucional de Formación de investigadores (PIFI) por el apoyo económico otorgado.

Al Dr. Alberto Sánchez, por su apoyo académico, moral y personal, durante este importante paso académico, así como su paciencia en momento de crisis, sobre todo este tiempo de pandemia que nos afectó a todos de distintos modos, por sus consejos, cooperación y dirección para llevar a cabo de una manera efectiva el análisis de elementos potencialmente toxicos.

Al Dr. Arturo Tripp Valdez, por la confianza brindada, por sus sugerencias para mejorar este trabajo y más que nada por la paciencia mostrada, y su apoyo incondicional durante los tiempos difíciles, mis respetos.

Al Dr. Felipe Galván Magaña por el apoyo incondicional y orientación que mostró hacia mí. Gracias.

A los miembros del comité de revisión del manuscrito Dra. Ana Judith Marmolejo Rodríguez, Dra. Alejandra Piñón Gimate, Dr. Alberto Sánchez González, Dr. Arturo Tripp Valdez, Dr. Felipe Galván Magaña por el tiempo dedicado a leer y corregir con sus considerables conocimientos y experiencia esta tesis.

Al Laboratorio de Ecología de Peces y Laboratorio de Química Marina del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas por facilitarme la utilización de sus instalaciones y equipo.

A la Dra. Alejandra Murillo Cisneros por su apoyo técnico en los análisis de preparación de las muestras para los análisis de metales pesados.

Al Lic. Humberto Ceseña Amador y al C. César Servando Casas Núñez por su ayuda en todos esos trámites tediosos y su rápida solución.

A todas las personas (pescadores de Santa Rosalía, Personal Académico y administrativo de las diferentes áreas del CICIMAR: Plancton, Pesquerías, Desarrollo de tecnologías, Oceanología, Biblioteca, Centro de Cómputo) y al el Instituto de Investigaciones Oceanologicas de la Universidad Autónoma Baja California (UABC), que presto sus instalaciones para la medición de elementos y manejo de muestras, (Gracias al Tec. Arturo Siqueirus, la Dra. Mejía Peña, Dra. Victoria Martínez) que de alguna manera contribuyeron al desarrollo de este trabajo.

A esa persona especial que me recordó lo que se necesita para no detenerse

Dedicatoria

A mi familia

A mis colegas, camaradas y amigos

Y en especial a mis abuelos Carolina Mata Almanza y Francisco Ayala Guerrero

Índice General

Índice de Tablas……..……... Ii

Índice de Figuras...……. iii

Resumen……...……..... vi

Introducción...……...…… 1

Antecedentes...……...……..... 3

Hipótesis…...……...……..... 16

Objetivo...….....……..…… 16

Objetivos específicos…….....……..…… 16

Materiales y Métodos…….....……...…… 17

Resultados……..... 22

Concentración de elementos pesados en músculo e hígado…….…… 22

Biomagnificación……..…...……..... 32

Bioacumulación …… 38

Relación entre elementos potencialmente tóxicos esenciales y no esenciales en músculo e hígado…….. 40

Riesgo toxicológico en tejido muscular de *Rhizoprionodon longurio*…….. 47

Discusión …….. 51

Conclusiones……..... 89

Recomendaciones…….. 90

Literatura citada …… 91

Índice de Tablas

Tabla 1. Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (mg kg^{-1}) en algunas especies de peces en el Golfo de California y el mundo…….. 12

Tabla 2.- Porcentaje de recuperación de elementos potencialmente tóxicos en el material de referencia DOLT-5 y DORM-2…….……...……... 20

Tabla 3.- Concentración de elementos potencialmente tóxicos en presas mediante EAA en peso seco (ps)..... 31

Tabla 4.- Concentración de elementos potencialmente tóxicos en presas mediante EAA en peso húmedo (ph)…….…….. 31

Tabla 5.- Ingesta diaria de minerales (%) proporcionada por 100 g de peso húmedo del cazón *Rhizoprionodon longurio* estudiado de Santa Rosalía Baja California Sur México….. 48

Tabla 6.- Porcentaje de ingesta semanal (PIS) de elementos tóxicos (Cd y Pb) en comparación con ISTP……. 48

Tabla 7.- Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (mg kg^{-1}) en el músculo de *Rhizoprionodon longurio* de Santa Rosalía y los límites máximos permisibles de concentración de elementos potencialmente tóxicos en peso húmedo (ps) y peso seco (ps) para consumo humano establecidos por diversas organizaciones……..……. 49

Tabla 8.- Correlación de la concentración en ps de Zn y Fe entre las técnicas de EAA y XRF en el tejido muscular y hepático de *Rhizoprionodon longurio*.……... 50

Tabla 9. Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (mg kg^{-1}) en algunos peces y elasmobranquios en el Golfo de California y el mundo…….. 75

Tabla 10.- Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (mg $kg^{-1)}$ en el músculo de *Rhizoprionodon longurio* de Santa Rosalía y los límites máximos permisibles de concentración de elementos potencialmente tóxicos en peso húmedo (ps) y peso seco (ps) para consumo humano establecidos por diversas organizaciones……..……. 88

Índice de Figuras

Figura 1.- Área de captura del tiburón bironche del Pacífico *Rhizoprionodon longurio* en el distrito minero de Santa Rosalía, Baja California Sur, México ……... 18

Figura 2.- Concentración promedio de elementos potencialmente tóxicos en músculo en peso seco (ps, azul), peso húmedo (ph, verde) e hígado en peso seco (ps, rojo), peso húmedo (ph, amarillo) del tiburón *Rhizopriondon longurio*…….. 22

Figura 3.- Concentración promedio de elementos potencialmente tóxicos en músculo de hembras en peso seco (ps, azul), peso húmedo (ph, verde) y machos en peso seco (ps, rojo), peso húmedo (ph, amarillo) del tiburón *Rhizopriondon longurio* por sexo..... 24

Figura 4.- Concentración promedio de elementos potencialmente tóxicos en hígado de hembras en peso seco (ps, azul), peso húmedo (ph, verde) y machos en peso seco (ps, rojo), peso húmedo (ph, amarillo) del tiburón *Rhizopriondon longurio* por sexo ……. 24

Figura 5.- Concentración promedio de elementos potencialmente tóxicos en músculo de organismos inmaduros en peso seco (ps, azul), peso húmedo (ph, verde) y maduros en peso seco (ps, rojo), peso húmedo (ph, amarillo) del tiburón *Rhizopriondon longurio* por sexo……. 26

Figura 6.- Concentración promedio de elementos potencialmente tóxicos en hígado de organismos inmaduros en peso seco (ps, azul), peso húmedo (ph, verde) y maduros en peso seco (ps, rojo), peso húmedo (ph, amarillo) del tiburón *Rhizopriondon longurio* por sexo……. 26

Figura 7.- Concentración promedio de elementos potencialmente tóxicos en músculo de hembras inmaduras en peso seco (ps, azul), peso húmedo (ph, verde) y hembras maduras en peso seco (ps, rojo), peso húmedo (ph, amarillo), machos inmaduros en peso seco (ps, rosa), peso húmedo (ph, morado) y machos maduros en peso seco (ps, naranja), peso húmedo (ph, café) del tiburón *Rhizopriondon longurio*……..... 29

Figura 8.- Concentración promedio de elementos potencialmente tóxicos en hígado de hembras inmaduras en peso seco (ps, azul), peso húmedo (ph, verde) y hembras maduras en peso seco (ps, rojo), peso húmedo (ph, amarillo), machos inmaduros en peso seco (ps, rosa), peso húmedo (ph, morado) y machos maduros en peso seco (ps, naranja), peso húmedo (ph, café) del tiburón *Rhizopriondon longurio*…… 29

Figura 9.- Niveles tróficos de las presas y el factor de biomagnificación Ag hacia el tiburón *Rhizopriondon longurio* en su cadena alimenticia en la costa occidental de Baja California Sur y Golfo de California, México…… 32

Figura 10.- Niveles tróficos de las presas y el factor de biomagnificación Cu hacia el tiburón *Rhizopriondon longurio* en su cadena alimenticia en la costa occidental de Baja California Sur y Golfo de California, México.……..……... 33
Figura 11.- Niveles tróficos de las presas y el factor de biomagnificación Mn hacia el tiburón *Rhizopriondon longurio* en su cadena alimenticia en la costa occidental de Baja California Sur y Golfo de California, México…….. 34
Figura 12.- Niveles tróficos de las presas y el factor de biomagnificación Zn hacia el tiburón *Rhizopriondon longurio* en su cadena alimenticia en la costa occidental de Baja California Sur y Golfo de California, México ……... 35
Figura 13.- Niveles tróficos de las presas y el factor de biomagnificación Fe hacia el tiburón *Rhizopriondon longurio* en su cadena alimenticia en la costa occidental de Baja California Sur y Golfo de California, México…… 36
Figura 14.- Niveles tróficos de las presas y el factor de biomagnificación Fe hacia el tiburón *Rhizopriondon longurio* en su cadena alimenticia en la costa occidental de Baja California Sur y Golfo de California, México……..... 37
Figura 15.- Correlación entre las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos esenciales y no esenciales Cu. Fe, Mn, Zn, Ag, Cd y la talla en el tejido muscular de *Rhizoprionodon longurio* en peso seco (ps)…….. 38
Figura 16.- Correlación entre las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos esenciales y no esenciales Cu. Fe, Mn, Zn, Ag, Cd y la talla en el tejido hepático de *Rhizoprionodon longurio* en peso seco (ps)……..…… 39
Figura 17.- Relación de concentración de elementos potencialmente tóxicos entre manganeso (Mn) y cadmio (Cd) en tejidos de *R. longurio*, a) tejido muscular Mn/Cd, b) tejido hepático Mn/Cd. Manganeso y plata (Ag) en tejidos de *R. longurio*, c) tejido muscular Mn/Ag, d) tejido hepático Mn/Ag (círculos negros peso húmedo, círculos azul y rojo, peso seco)……... 40
Figura 18.- Relación de concentración de elementos potencialmente tóxicos entre zinc (Zn) y cadmio (Cd) en tejidos de *R. longurio*, a) tejido muscular Zn/Cd, b) tejido hepático Zn/Cd. Zinc y plata (Ag) en tejidos de *R. longurio*, c) tejido muscular Zn/Ag, d) tejido hepático Zn/Ag (círculos negros peso húmedo, círculos azul y rojo, peso seco) …… 41
Figura 19.- Relación de concentración de elementos potencialmente tóxicos entre hierro (Fe) y cadmio (Cd) en tejidos de *R. longurio*, a) tejido muscular Fe/Cd, b) tejido hepático Fe/Cd. Hierro y plata (Ag) en tejidos de *R. longurio*, c) tejido muscular Fe/Ag, d) tejido hepático Fe/Ag (círculos negros peso húmedo, círculos azul y rojo, peso seco)……. 42

Figura 20.- Relación de concentración de elementos potencialmente tóxicos entre cobre (Cu) y cadmio (Cd) en tejidos de *R. longurio*, a) tejido muscular Cu/Cd, b) tejido hepático Cu/Cd. Cobre y plata (Ag) en tejidos de *R. longurio*, c) tejido muscular Cu/Ag, d) tejido hepático Cu/Ag (círculos negros peso húmedo, círculos azul y rojo, peso seco…….. 43
Figura 21.- Relación de concentración de elementos potencialmente tóxicos entre manganeso (Mn) y zinc (Zn) en tejidos de *R. longurio*, a) tejido muscular Mn/Zn, b) tejido hepático Mn/Zn. Manganeso y Hierro (Fe) en tejidos de *R. longurio*, c) tejido muscular Mn/Fe, d) tejido hepático Mn/Fe (círculos negros peso húmedo, círculos azul y rojo, peso seco……. 44
Figura 22.- Relación de concentración de elementos potencialmente tóxicos entre manganeso (Mn) y cobre (Cu) en tejidos de *R. longurio*, a) tejido muscular Mn/Cu, b) tejido hepático Mn/Cu. Zinc (Zn) y hierro (Fe) en tejidos de *R. longurio*, c) tejido muscular Zn/Fe, d) tejido hepático Zn/Fe (círculos negros peso húmedo, círculos azul y rojo, peso seco…… 45
Figura 23.- Relación de concentración de elementos potencialmente tóxicos entre zinc (Zn) y cobre (Cu) en tejidos de *R. longurio*, a) tejido muscular Zn/Cu, b) tejido hepático Zn/Cu. Hierro (Fe) y cobre (Cu) en tejidos de *R. longurio*, c) tejido muscular Fe/Mn, d) tejido hepático Fe/Cu (círculos negros peso húmedo, círculos azul y rojo, peso seco)……. 46
Figura 24.- Relación de concentración de elementos potencialmente tóxicos entre plata (Ag) y cadmio (Cd) en tejidos de *R. longurio*, a) tejido muscular Ag/Cd, b) tejido hepático Ag/Cd (círculos negros peso húmedo, círculos azul y rojo, peso seco)……. 47
Figura 25.- Correlación de la concentración en ps de Fe entre las técnicas de EAA y XRF en el tejido muscular y hepático de *Rhizoprionodon longurio* …… 50
Figura 26.- Correlación de la concentración en ps de Zn entre las técnicas de EAA y XRF en el tejido muscular y hepático de *Rhizoprionodon longurio* …… 50

Resumen

Diversos ecosistemas marinos han sido afectados por distintos contaminantes, en especial aquellos de origen antropogénico como son los elementos potencialmente tóxicos. Estos elementos potencialmente tóxicos se dividen en esenciales (Cu, Fe, Mn y Zn) y no esenciales (Ag, Cd y Pb). Sus concentraciones elevadas constituyen una amenaza para los seres vivos y los ecosistemas marinos. Estos metales presentan distintos patrones de bioacumulación en los organismos marinos por lo que el tiburón *Rhyzoprionodon longurio* al ser un depredador tope de ambientes costeros de importancia comercial, representa uno de los productos más comunes en el consumo humano de la región de Santa Rosalía, B.C.S. Zona sujeta a influencia antropogénica de tipo minera y urbana, por lo cual es necesario determinar las concentraciones de los elementos Cu, Fe, Mn, Zn, Ag, Cd y Pb en los tejidos de músculo e hígado del *R. longurio*, para estimar el potencial toxicológico de estos. Las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en tejido muscular fueron las siguientes, Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd con 21.48 ± 47.22, 19.48 ± 25.20, 0.91 ±1.71, 0.66 ± 1.16, 0.42 ± 0.76, 0.18 ± 0.11 mg kg^{-1} en ps respectivamente. En el tejido muscular los elementos Cu, Fe, Mn, Zn y Ag mostraron una tendencia inversa a lo esperado (la concentración del elemento disminuye con el aumento de la talla) indicando un bajo grado de bioacumulación. Los factores de biomagnificación (FBM) más altos fueron para Fe Zn Cu Ag, siendo las especies presa más significativas (>1.0) y que más transfieren los elementos, los peces pertenecientes los géneros *Lutjanus* spp. y *Scorpena* spp. Con relación al peligro toxicológico, los porcentajes de ingesta diaria de minerales (IDM) para elementos esenciales y porcentaje de ingesta semanal tolerable (PIS) para elementos no esenciales, evidenciaron que el consumo del músculo de *R. longurio* es seguro, así mismo las concentraciones de los elementos potencialmente tóxicos (Cu, Mn, Fe, Zn, Ag, Cd y Pb) en el músculo de *R. longurio* fueron inferiores a los límites establecidos por las autoridades sanitarias. Sin embargo, es necesario poner especial atención a las concentraciones de Cd en el músculo de *R. longurio* ya estuvieron cercanas al valor normativo de 0.05 mg kg^{-1} establecido por la Unión Europea (UE) y la OMS/FAO, pero dentro de los límites permisibles de 0,5 mg kg^{-1} establecidos por la Administración de Drogas y Alimentos de los Estados Unidos (USFDA).

Abstract

Various marine ecosystems have been affected by different pollutants, especially those of anthropogenic origin such as potentially toxic elements. These potentially toxic elements are divided into essential (Cu, Fe, Mn and Zn) and non-essential (Ag, Cd and Pb). Their high concentrations pose a threat to living organisms and marine ecosystems. These metals present different bioaccumulation patterns in marine organisms, so the shark *Rhyzoprionodon longurio*, being a top predator of coastal environments of commercial importance, represents one of the most common products in human consumption in the region of Santa Rosalía, B. C.S. Area subject to anthropogenic influence of mining and urban type, therefore it is necessary to determine the concentrations of the elements Cu, Fe, Mn, Zn, Ag, Cd and Pb in the muscle and liver tissues of *R. longurio*, in order to estimate their toxicological potential. The concentrations of potentially toxic elements in muscle tissue were as follows, Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd with 21.48 ± 47.22, 19.48 ± 25.20, 0.91 ±1.71, 0.66 ± 1.16, 0.42 ± 0.76, 0.18 ± 0.11 mg kg-1 in ps respectively. In muscle tissue the elements Cu, Fe, Mn, Zn and Ag showed an inverse trend to that expected (element concentration decreases with increasing size) indicating a low degree of bioaccumulation. The highest biomagnification factors (BMF) were for Fe Zn Cu Ag, the most significant prey species (>1.0) and the ones that transferred the most elements were fish belonging to the genera *Lutjanus* spp. and *Scorpena* spp. In relation to the toxicological hazard, the percentages of daily mineral intake (DDI) for essential elements and percentage of tolerable weekly intake (PIS) for non-essential elements, showed that the consumption of *R. longurio* muscle is safe, likewise the concentrations of potentially toxic elements (Cu, Mn, Fe, Zn, Ag, Cd and Pb) in the muscle of *R. longurio* were lower than the limits established by the health authorities. However, it is necessary to pay special attention to Cd concentrations in *R. longurio* muscle as they were close to the normative value of 0.05 mg kg-1 established by the European Union (EU) and WHO/FAO, but within the permissible limits of 0.5 mg kg-1 established by the United States Food and Drug Administration (USFDA).

1.- Introducción

Los ecosistemas marinos han sido afectados por distintos tipos de contaminantes de origen antropogénico, en especial aquellos asociados a elementos traza (Shumillin *et al.,* 2000) que pueden ser potencialmente tóxicos (Marmolejo-Rodriguez *et al.,* 2017). Estos elementos traza se dividen en esenciales (i.e. Cu, Fe, Mn y Zn) y no esenciales (i.e. Ag, Cd y Pb), siendo los primeros necesarios para el correcto funcionamiento fisiológico de los organismos (Järup, 2003). Sin embargo, los elementos traza no esenciales dada su persistencia ante los procesos de biodegradación y su capacidad de sinergia con otros elementos, se vuelven más tóxicos (Gray, 2002; Abd-Allah y Abdallah, 2006). Y los elementos esenciales cuando están presentes en altas concentraciones también pueden presentar toxicidad, haciendo de ambos tipos de elementos traza, elementos potencialmente tóxicos (EPT), los cuales pueden generar síntomas de toxicidad e inhibición de distintas funciones biológicas en los organismos (Dietz *et al.,* 1999).

Los elementos potencialmente tóxicos presentan distintos patrones de bioacumulación y biomagnificación en los organismos marinos (Afshan *et al.,* 2014). La bioacumulación es un mecanismo celular basado en un sistema de transporte de membrana, mediante el cual se incorpora y retiene un contaminante biodisponible en el tiempo, a través del agua, alimento, sustrato o aire (ECETOC, 1996). Estos elementos ingresan en los peces mediante la respiración (branquias), la dermis y la alimentación (Zeitoun y Mehana, 2014; Authman *et al.,* 2015). La fuente más significativa de absorción hacia los organismos es el alimento, como mecanismo de transferencia de estos metales (Barwick y Maher, 2003; Molina *et al.,* 2012). El proceso de biomagnificación se define como el incremento en la concentración de un contaminante de un nivel trófico inferior a uno superior (Gray, 2002), es decir, la transferencia del contaminante a través de las redes tróficas y la acumulación de los contaminantes

En las tramas tróficas marinas, estos elementos pueden tener efectos benéficos o perjudícales en sus tejidos. Actualmente existen una gran cantidad de estudios sobre la respuesta biológica e implicaciones de los elementos potencialmente tóxicos y métodos analíticos de especiación química para llevar a cabo su determinación. Algunos estudios están centrados en las metalobiomoléculas, que se encuentran en sistemas biológicos complejos, donde las diferentes especies químicas pueden interactuar entre ellas de forma antagónica o sinérgica. Por lo que, el metabolismo de los elementos traza no puede considerarse de forma aislada (Hill y Matrone, 1970; García-Barrera *et al.,* 2012). Este concepto de interacción biológica modifica el efecto de un elemento por la acción de otro, cuando se administran adquiridos por la dieta (Newman, 2014; Jorgensen, 2016). Dentro de los elementos que tienen una alta afinidad de acumularse en órganos grasosos (i.e riñón, gónada e hígado) se encuentran Hg, Cu, Pb, Cd

y Zn (Zeitoun y Mehana, 2014; Younis *et al.,* 2015) conjuntamente. Cuando la interacción da lugar al aumento de efecto de uno o de los dos elementos se habla de efecto sinérgico. Una sinergia tiene lugar cuando el efecto final es aproximadamente igual o mayor a la suma de los efectos de ambos elementos por separado. El concepto contrario a la sinergia es el antagonismo. Dos elementos son antagonistas cuando la interacción permite una disminución de los efectos de uno o ambos elementos (Wang *et al.,* 1999, Bergés-Tiznado *et al.,* 2015). Al existir este tipo de interacciones entre los EPT, es necesario comprender su comportamiento en organismos que son destinados para consumo humano, ya que pueden representar un peligro para la salud humana, como lo son el grupo de los elasmobranquios.

Los elasmobranquios son un recurso alimenticio importante en México y componente importante de la dieta de las comunidades costeras (Smith *et al*. 2009), ya que ocuparon el lugar 11 de la producción pesquera con ~47,873 toneladas el año 2018, en México. Baja California Sur representó el 11.9% de esta producción (DOF/AEPA, 2018). Por lo general, los desembarques se encuentran dominados por mustélidos (*Mustelus henlei*, *M californicus y M. lunulatus*) y otras especies de elasmobranquios como *Pseudobatos productus*, *Alopias pelagicus*, *Gymnura marmorata*., *Heterodontus mexicanus*, *Mobula munkiana*, *Myliobatis californica, Squatina californica*, y el tiburón *Rhizoprionodon longurio* (Familia Carcharhinidae) llamado cazón picudo o tiburón bironche.

R. longurio es de tamaño pequeño (longitud total de 154 cm), vivípara es decir que sus embriones se desarrollan dentro del vientre de la hembra, la cual alcanza la madurez a los 93 cm de longitud total, mientras que los machos la alcanzan a los 100 cm de longitud total. Los adultos se distribuyen sobre la plataforma continental cerca de la zona litoral, y se distribuye del sur de California a Perú (Compagno 1984; Dulvy y Reynolds, 1997; Corro-Espinosa *et al.,* 2011). Es una especie que frecuenta zonas de fondo fangoso y su dieta es en especies de hábitos demersales (Márquez-Farías *et al*. 2005). *R*epresenta entre el 1.1 y 6.4 % de la pesquería en el Golfo de California (Smith *et al.,* 2009), que, en conjunto con distintas especies de tiburones, se han reportado valores elevados de concentración de EPT (Escobar-Sánchez *et al.,* 2011; Maz-Courrau *et al.,* 2011, Murillo *et al.,* 2019, Baró-Camarasa *et al.,* 2021, Martínez-Ayala *et al.,* 2022). El tiburón *R. longurio* al ser un depredador tope de ambientes costeros y de importancia comercial, representa uno de los productos más comunes en el consumo humano de la región de Santa Rosalía Baja California Sur, zona sujeta a influencia antropogénica de tipo minera y urbana. Por lo que es importante obtener información relacionada con las concentraciones de algunos elementos potencialmente tóxicos en este organismo. En el presente trabajo se cuantificaron las concentraciones de elementos esenciales Cu, Fe, Mn y Zn, y no esenciales Ag,

Cd y Pb en el músculo e hígado de *R. longurio* para poder establecer si se encuentran dentro de las normas oficiales para consumo humano nacional e internacional, así como determinar el grado de bioacumulación y biomagnificación, procesos por los cueles se presentan, efectos dañinos a corto y largo plazo en los organismos y en sus consumidores hasta llegar al ser humano.

2. Antecedentes

En Santa Rosalía, los sedimentos marinos costeros, en la costa oriental de la península de Baja California (México) están muy contaminados por metales debido a la extracción y fundición de cobre durante el siglo pasado (hasta 1984) (Rodríguez-Figueroa, 2009). Por lo que se han realizado diversos estudios enfocados a medir y comprender el comportamiento de los elementos potencialmente tóxicos en el ambiente, así como los procesos de bioacumulación y biomagnificación dentro de los organismos que habitan en las costas de Baja california Sur, incluido Santa Rosalía, no obstante, la información aun es limitada (Rodriguez-Figueroa *et al.,* 2009, Shumilin *et al.,* 2013, Irigollen-Arredondo *et al.,* 2018, Piñón-Gimate *et al*., 2020). Rodriguez-Figueroa (2009), muestra que las concentraciones de EPT en el alga *Padina durvillaei*, generalmente no siguen los aumentos drásticos y los gradientes de los contenidos de Cu, Co, Mn y Zn detectados en los sedimentos superficiales. Y se menciona que este resultado podría explicarse por una baja movilidad geoquímica de estos metales en los sedimentos contaminados, compuestos principalmente por residuos estables de la fundición derivado de la actividad minera. Los desechos, con un contenido muy bajo de materia orgánica, generalmente impulsan la movilización diagenética de algunos metales hacia aguas intersticiales y luego hacia el agua suprayacente.

Shumilin *et al*., (2013), determinaron las concentraciones de metales (Cd, Co, Cu, Mn, Pb, U y Zn) en los sedimentos del puerto para y se compararon con su abundancia media de la corteza superior de la Tierra. Y de todos los elementos analizados, los niveles de Pb en los sedimentos del puerto muestran una gran extensión del impacto antropogénico de este metal en el ambiente sedimentario, que a su vez, las concentraciones totales de los elementos potencialmente tóxicos Cu (3,390 ± 804 mg kg^{-1}) y Zn (1,916 ± 749 mg kg^{-1}) exceden fuertemente Efecto de Rango Medio (ERM), el cual es un valor basado en percentiles para medir la calidad de los sedimentos (Long *et al.,* 1995), mostrando una alta posibilidad de peligro toxicológico para la biota marina que se encuentra viviendo dentro o en zonas aledañas al puerto de Santa Rosalía.

2.1 Antecedentes de efectos EPT en elasmobranquios y peces del Golfo de California

La mayoría de los estudios en la zona de Santa Rosalía, se han enfocado en diversos grupos de organismos marinos, generalmente especies de importancia comercial, como algunos peces. Las concentraciones de EPT en los tejidos se han muestreado para detectar el potencial toxicológico que representan, ya que en su mayoría son destinadas para consumo humano y por ende también pueden representar un peligro para la salud humana.

En el Golfo de california se han realizado estudios enfocados a la medición de elementos potencialmente tóxicos en tejidos de especies de importancia comercial, siendo uno de dichos estudios el realizado por Piñón-Gimate y colaboradores (2020), en cual se determinaron las concentraciones de EPT en el pez *Scorpaena mystes*, pez de relevancia comercial para la población local de Santa Rosalía. Donde de acuerdo con los límites internacionales, las regulaciones mexicanas (Codex Alimentarius, la USEPA, la FDA) y las normas de la Unión Europea, así como la evaluación de riesgos para la salud y el PWI se determinó que el consumo del tejido muscular de *S. mystes* no representa ningún riesgo para la salud humana, para el caso de las concentraciones de Cd, Cu y Pb (Tabla 1). Resultado que coincide con el estudio de Irigollen-Arredondo y colaboradores (2018), donde la especie *Mycteroperca rosácea*, pez de importancia comercial en la misma zona, tampoco rebaso los limites permisibles para consumo humano, en el caso de las concentraciones de Cu, Cd, Pb y Zn en el tejido muscular de esta especie (Tabla 1). Cabe resaltar que las concentraciones de dichos EPT fueron superiores en músculo que hígado, lo cual puede ser una evidencia del mecanismo de detoxificación por parte del hígado así como la ausencia de daños en el mismo, lo cual puede ser el resultado de una buena nutrición en *M. rosácea*, derivado del tipo de alimentación que presenta (en su mayoría crustáceos), ya que el alimento es una de las mayores transferencias de elementos tóxicos a los organismos, lo que lleva tener en cuenta sus hábitos alimenticios y su posición trófica (Irigollen-Arredondo *et al.,* 2018).

Ya que entre especies con distintos niveles tróficos y hábitos alimenticios las concentraciones de EPT pueden diferir unas de otras, algunos estudios se han enfocado en este aspecto, tal es el caso del realizado por Serviere-Zaragoza *et al.,* (2021), en el cual para la misma zona fueron mediadas las concentraciones de Cd, Pb, Cu, Zn y Fe, en las especies de peces Kyphosus *vaigiensis* (herbívoro), *Stegastes rectifraenum* (omnívoro) y *Balistes polylepis* (carnívoro) (Tabla 1). Donde resulto ser que las especies de peces del mismo nivel trófico y que habitan en los mismos sitios mostraron diferencias significativas en los niveles de los mismos elementos, en este mismo sentido no se observaron diferencias en el contenido de metales entre especies de diferentes niveles tróficos, lo cual puede deberse a que cada elemento se acumula

de forma diferente en cada especie que las al igual que en las dos especies anteriores las concentraciones de estos elementos no representan un riesgo para la salud humana (Serviere-Zaragoza *et al.,* 2021).

Otro ejemplo de estas diferencias entre las concentraciones de EPT en peces de distintos niveles tróficos y hábitos alimenticios es el tiburón ballena (*Rhincodon typus*), elasmobranquio que se alimenta principalmente de zooplancton, tiburón importancia económica dentro del Golfo de California, especie objetivo en el estudio realizado por Pancaldi *et al.,* (2021), donde fueron determinadas las concentraciones de As, Cd, Cu, Pb y Zn (Tabla). Para *R. typus* se demostró que los elementos esenciales no fueron biomagnificados por el tiburón, contrario a lo encontrado en Pb, el cual si mostró una biomagnificación a través del zooplancton, esto aunado a las concentraciones de arsénico en el hígado se encontraron más altas o en el mismo rango de concentración de otras especies de tiburones carnívoros, típicamente los principales depredadores de la cadena trófica, lo que puede deberse a que distintos elementos se acumulan de manera distinta entre órganos y entre organismos (Pancaldi *et al.,* 2021). Aunado a lo anterior también existen casos donde la acumulación de EPT parece disminuir en lugar de aumentar con el nivel trófico, como lo encontrado en el estudio realizado por Moreno-Sierra et al. (2016) en el Golfo de California (Mazatlán) en la especie de pez *Istiophorus platypterus caracterizado como* como un depredador tope que tiene como presas principales de peces y cefalópodos, depredador en el cual se determinaron concentraciones de Cu, Zn, Cd y Pb (Tabla 1). En *I. platypterus* se confirmó un comportamiento de biodiminución en Cu, Zn y Cd a excepción del Pb el cual presento un comportamiento de biomagnificación, sin embargo, en lo que respecta a los límites reglamentarios, demostró tener concentraciones de Cd en el músculo superiores a la Norma Oficial Mexicana, OMS, FDA, y la Unión Europea, distinto al Pb el cual no supero los limites permisibles (Moreno-Sierra et al. 2016).

Ya que diversos organismos de distintos niveles tróficos que habitan el Golfo de California son destinados para consumo humano, se han desarrollado estudios para determinar si representan un peligro para la salud humana aunados a aquellos que demuestran el comportamiento de los EPT a través de la red trófica. Uno de dichos estudios es el realizado por Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2007), el cual aborda el riesgo toxicológico que representan los elementos potencialmente tóxicos en los peces óseos y cartilaginosos que habitan en el Golfo de California (Sinaloa), como lo son las especies de pez *Galeichthys peruvianus*, el arenque del Pacífico *Opisthonema libertate* y los elasmobranquios como el tiburón toro *Carcharhinus leucas* y el tiburón martillo *Sphyrna lewini*, en los cuales se determinó el porcentaje de ingesta diaria de

minerales (PMI) para elementos esenciales y porcentaje de ingesta semanal (PWI) para no esenciales, así como las concentraciones de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn (Tabla 1). Para el tejido muscular (Tejido comestible), se determinó que algunos niveles de metales estaban por encima de los límites considerados seguros para el consumo humano, tal fue el caso del Cd en el músculo del tiburón toro *C. leucas* y del pez *G. peruvianus*, Pb en el músculo del tiburón martillo *S. lewini*, Cu en músculo de *S. lewini* y Zn en el músculo del arenque del Pacífico *O. libertate* y *S. lewini*, siendo este ultimo la especie en la cual se debe prestar especial atención en el Fe y en el caso de los elementos tóxicos se demostró que no existe ningún riesgo para la salud de los humanos por el consumo de tiburón (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2007).

2.1.1Transferencia Materna

Además de la alimentación que es una de las mayores vías de transferencia de elementos potencialmente tóxicos en los organismos, otra vía es la transferencia materna, vía que también ha sido estudiada en elasmobranquios que habitan en Golfo de California, uno de los estudios que lo aborda es el realizado por Baro-Camarasa *et al*. (2022), el cual se centra en el grupo de las rayas, en específico la especie *Mobula munkiana* en la cual se determinaron las concentraciones de elementos esenciales (Fe, Zn, Cu y Mn) y no esenciales (Cd) en el músculo de una hembra preñada y su embrión (Tabla 1). Donde se obtuvieron evidencias que muestran que, durante la gestación, los oligoelementos esenciales y no esenciales se transfieren de las hembras preñadas a los embriones. Se detectaron bajas concentraciones de Cd tanto en los tejidos de la hembra preñada como en el embrión. Aunque cabe resaltar que se encontraron altos niveles de Fe y Zn en relación con Cu y Mn en el músculo de la hembra preñada como del embrión, sin embargo, las concentraciones fueron inferiores en el embrión con excepción del Zn y Mn en los cuales fueron más altos en el embrión.

Otro estudio que aborda este tipo de transferencia es el realizado por Frías-Espericueta *et al.,* (2014), en la especie de tiburón *Rhizoprionodon longurio*, especie de importancia comercial en el Golfo de California y en la costas del pacifico mexicano, que al igual que algunas de las especies de peces antes mencionadas también es destinada para consumo humano, estudio en el cual fueron determinadas las concentraciones de cadmio, cobre, plomo y zinc del músculo de hembras preñadas y embriones (Tabla 1). Las concentraciones más altas en elementos esenciales fueron encontradas en Cu y Zn en el tejido de embriones, mientras que en hembras preñadas las concentraciones más altas estuvieron representadas por Pb y Cd, aunque cabe mencionar que fueron detectadas correlaciones negativas entre las concentraciones de los elementos potencialmente tóxicos en los tejidos embrionarios y el tamaño de los embriones, lo

cual sugirió una relación inversa entre la tasa de transferencia del elemento potencialmente tóxico de la madre a embrión (Frías-Espericueta *et al.,* 2014). Lo cual difiere de lo encontrado en la especie de raya *M. munkiana* en el estudio realizado por Baro-Camarasa y colaboradores (2022).

2.1.2 Normas de elementos para consumo

Al igual que los elementos potencialmente tóxicos ya antes mencionados que representan un peligro tanto para los peces como para los seres humanos, se suma el mercurio (Hg), elemento en el cual se han centrado distintos estudios, como lo es el realizado por Escobar-Sánchez *et al*. (2014) en la zona este del Golfo de California (Sinaloa y Sonora) donde se determinó la concentración de Hg en el tejido muscular de 2 especies mantarrayas pertenecientes a la familia Miliobatidae, *Rhinoptera steindachneri* y *Mobula japanica* (Tabla 1). Donde los batoideos mostraron valores de Hg por debajo del límite permisible mexicano (NOM-027-SSA1-1993) (1.0 mg kg^{-1}) para peces destinados a consumo humano, además, se determinó que *R. steindachneri* tiene el mayor potencial de transferencia de Hg a la población humana es, cabe mencionar que un adulto (70 kg) podría consumir aproximadamente 943 g por semana sin representar un riesgo para la salud.

Sumado al potencial toxicológico que representa el Hg para los humanos, también puede dañar a los peces, uno de los estudios que aborda este efecto de los EPT, es el realizado por Vélez-Alavez *et al*., (2013) en la especie de tiburón *Isurus oxyrinchus* en la cual fueron determinadas las concentraciones de Pb, Cd y Hg (Tabla 1). Para *I. oxyrinchus* se determinó que las concentraciones de dichos elementos potencialmente tóxicos fueron demasiado bajas para tener un efecto significativo en los indicadores de estrés oxidativo, lo que sugiere que las defensas antioxidantes en especies altamente activas como *I. oxyrinchus*, pueden proporcionarles una protección adicional contra los EPT (Vélez-Alavez *et al.,* 2013). La protección en contra del Hg, está asociada al selenio (Se), elemento que puede actuar de manera antagónica contra los efectos toxicológicos del Hg en los tejidos de los peces, lo cual es relevante tener en cuanta al realizar estudios que se enfoquen en especies de importancia comercial, como lo es el estudio realizado por Bergés-Tiznado *et al*. (2015) en el Golfo de California (Sinaloa), donde se determinaron las concentraciones de Se y Hg en músculo de la especie de tiburón martillo *Sphyrna lewini*, en la cual el Hg no supero el 1.17 mg kg^{-1} (Tabla 1). Se determinó la existencia de un exceso de Se sobre Hg, con relaciones molares Se:Hg >1, siendo sus presas las principales fuentes de Se, donde se sugiere que más del 98 % del Hg total y el 62 % del Se

terminan en el músculo, haciendo de este tejido, uno de los tejidos a considerar en este tipo de estudios (Bergés-Tiznado *et al.,* 2015).

Ya que las presas de los distintos organismos marinos son una de las fuentes más importantes de EPT como lo es el Hg, se han realizado estudios orientados hacia la evaluación de la biomagnificación en distintas especies de importancia comercial, en la cual además de determinar las concentraciones del depredador también se determina la concentración de elementos potencialmente peligroso en presas, uno de estos estudios es el realizado por Maz-Courrau *et al*., (2012) en el sur del Golfo de California, donde fue determinada la bioacumulación promedio de mercurio en el tejido muscular de cuatro especies de tiburones (*Carcharhinus falciformis*, *Prionace glauca*, *Sphyrna zygaena* e *Isurus oxyrinchus*), donde todas estas especies de tiburones tuvieron concentraciones de Hg (Tabla 1), por encima del límite especificado por el gobierno mexicano para el consumo humano, mientras sus presas representadas por peces, crustáceos y cefalópodos representaron como concentración máxima de Hg 0.57 ± 0.02 mg kg^{-1} (Maz-Courrau *et al.,* 2012). Donde en este estudio se observó que el tiburón *C. falciformis* presentó la mayor biomagnificación en la cadena trófica, lo cual es atribuido a sus hábitos costeros, aunque cabe resaltar que la transferencia no se reflejó en el mercurio obtenido para los cefalópodos, siendo una explicación su rápido metabolismo, sus rápidas tasas de crecimiento y su corta vida (Martínez-Aguilar *et al.,* 2004, Maz-Courrau *et al.,* 2012).

Además de los estudios que toman como objeto de estudio especies de elasmobranquios de importancia comercial, también se han realizado estudios en otras especies de elasmobranquios con menor importancia comercial, como lo es la especie *Hydrolagus colliei*, de la cual la información sobre las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos aun es escaza, siendo el estudio realizado por Tiznado-Salazar *et al*., (2022) en el norte del Golfo de California (San Luis Gonzaga), donde fueron determinadas las concentraciones de Cd, Cu, Pb y Zn (Tabla 1). En *H. colliei* < 50% de las muestras superaron los límites de Cd y Pb de la normativa mexicana, de la Unión Europea y de la OMS/FAO (Zn > Cu > Pb, Cd), al ser la información escasa sobre esta especie y que las concentraciones en su músculo fungen como línea base, se sugiere que las diferencias encontradas entre los elementos podrían estar relacionadas con la variabilidad en la dieta de la especie, sus patrones migratorios y sus condiciones de vida, así como las interacciones de elementos potencialmente tóxicos dentro del hábitat de aguas profundas (Tiznado-Salazar *et al.,* 2022).

2.2 Antecedentes de efectos EPT en elasmobranquios en el mundo

A nivel internacional existen estudios enfocados a tiburones de importancia comercial pertenecientes al mismo género que la especie objetivo del presente estudio (*Rhizoprionodon longurio*), así como a la determinación de las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en los tejidos y sus efectos sobre los organismos, uno de estos estudios, es el realizado por Somerville *et al.,* (2020), en el cual se determinaron las concentraciones de Cd, Cu, Pb y Zn en el músculo de *Rhizoprionodon terraenovae* (tiburón de nariz afilada del Atlántico) en la costa del sureste de los Estados Unidos (Texas) (Tabla 1). Especie en la cual no se detectaron indicios de daño oxidativo por parte de las concentraciones de los EPT, sin embargo, existieron diferencias en las concentraciones entre elementos y entre la actividad de las enzimas antioxidantes, sugiriendo que el daño o ausencia de este puede ser el reflejo de la diferencia en la exposición ambiental y/o diferencias de comportamiento de la propia especie (Somerville *et al.,* 2020).

A través del estudio realizado por Boldrocchi *et al.,* (2019) en la zona del Golfo de Adén (Dentro de Djibouti), en la especie *Rhizoprionodon acutus*, también fueron determinadas las concentraciones de los elementos potencialmente tóxicos como Mn, Cu, Zn, Fe Cd (Tabla 1). Concentraciones utilizadas para comprobar si el tejido *R. acutus* representa un peligro para la salud humana, donde de entre las concentraciones de los elementos antes mencionados, únicamente el Cd podrían representar un riesgo potencial de cáncer, lo que sugiere cierta preocupación por los niveles generales de contaminación de esta especie (Boldrocchi *et al.,* 2019). Lo cual difiere de lo encontrado por Adel *et al*. (2017), en el Golfo Pérsico (las islas Larak y Lavan) para esta misma especie, ya que también se determinaron las concentraciones de Zn, Cu, Pb, Cd y Hg (Tabla 1). En este caso se sugiere que las concentraciones de EPT reflejan el contenido natural en los tejidos musculares de *R. acutus*, por lo que el riesgo para la salud humana asociado al consumo de este tiburón es relativamente bajo, sin embargo, es necesario seguir investigando para determinar la relación entre las concentraciones de metales de los tiburones y la ecología de su alimentación para poder complementar lo observado en esta especie (Adel *et al.,* 2017). Sumado al estudio antes mencionado en la determinación de la concentración de elementos potencialmente peligrosos en los tejidos musculares de la especie *R. acutus*, está el estudio realizado por Meng Chuan y Shi Ling (2017) en el sur del mar de China (Terengganu Malasia), donde fueron medidas las concentraciones de Cu, Zn, Cd, Hg y Pb (Tabla 1). En el cual de igual manera se encontró que dichas concentraciones no superan las estipulaciones establecidas por el Reglamento Alimentario de Malasia además que se determinó que la ingesta semanal tolerable provisional para esta especie no representa un peligro para la

salud humana, así como también se demostró que los EPT no se distribuyen uniformemente en todas las partes y especies de los elasmobranquios (Meng Chuan y Shi Ling, 2017).

Asociado a los estudios anteriores estudios enfocados en la especie *Rhizoprionodon acutus*, existe el estudio realizado por Powell y Powell (2001) en Papúa Nueva Guinea (Bougainville) donde se determinaron las concentraciones de Hg en el tejido muscular de este tiburón (Tabla 1). Esto en una zona expuesta a descargas de relaves mineros durante décadas, sin embargo al igual que el estudio anterior, las concentraciones de Hg no representaron un riesgo para el humano, asimismo no se encontró evidencia de bioacumulación o biomagnificación de ninguno de estos metales durante un período de 10 años, lo que sugiere que la fuente del elemento potencialmente toxico podría provenir de otra fuente que no es su alimento y que es de importancia analizar varios factores específicos del sitio que contribuyen a la ausencia de absorción de metales de los relaves (Powell y Powell., 2001). O inclusive uno de los diversos factores que pueden intervenir es la relación que guardan entre si los elementos dentro de los organismos, como lo es el antagonismo, siendo uno de los casos con mayores registros, la relación Hg-Se, la cual es abordada en el estudio realizado por Escobar-Sánchez *et al*. (2011) frente a la costa occidental de Baja California Sur, donde fue determinada la concentración de Hg en la especie de tiburón *Prionace glauca* (Tabla 1). En donde el tejido muscular de *P. glauca* no mostró una relación 1:1 entre Hg y Se, lo cual sugiere que el efecto antagónico no es claro, sin embargo, se tiene conocimiento sobre distintos depredadores marinos, en cuyos casos se tienen concentraciones altas de mercurio, aunque no se detectan efectos tóxicos por parte del Hg, lo que sugiere la presencia de otros agentes que pueden brindar protección a los organismos (Ruelas-Inzunza *et al.,* 2003, Escobar-Sánchez *et al.,*2011).

Otro estudio que borda el potencial toxicológico del Hg en especies de tiburones pertenecientes al género *Rhizoprionodon* en zonas impactadas por actividades antropogénicas es el estudio realizado por Amorim-Lopes *et al.,* (2020) en Brasil (Río de Janeiro), en el cual se determinaron las concentraciones de Hg en el tejido muscular en las especies *R. lalandii* y *R. porosus* (Tabla 1). Siendo en este caso un estudio que funge como línea base para esta zona ya que aún no se han establecido umbrales de Hg para los peces marinos y estas dos especies de tiburones de esta zona, así como también los estudios al respecto siguen siendo escasos para dicha área, sin embargo se observó una baja bioacumulación de Hg en juveniles y tejido muscular de hembras no grávidas en comparación con concentraciones de Hg significativamente más altas en hembras grávidas (en ambas especies), así mismo se detectó Hg en todos los embriones, por lo que podría existir transferencia materna (Amorim-Lopes *et al.,* 2020)

Al ser aun escasa la información en lo que refiere a los efectos nocivos que tienen los elementos potencialmente tóxicos en los tiburones, tanto para distintas especies, en sus distintas edades, sexos y tipos de órganos, es relevante mencionar algunos estudios que aborden estos temas, como lo es el estudio de Quental Willmer *et al.,* (2022) en el cual se evaluó la concentración de elementos potencialmente tóxicos (Cu, Fe, Mn, Zn, Pb y Cd) en las ampollas de Lorenzini de *Rhizoprionodon lalandii* en Brasil (Sao Paulo) (Tabla 1). En este caso se demostró el potencial de alteración de la capacidad sensorial, el cual puede verse afectado, por consiguiente, podrían existir efectos sobre el éxito de búsqueda de alimento, daño que a través de la transferencia materna también puede llegar a los organismos no nacidos, lo que podría reducir sus probabilidades de sobrevivencia y gracias a que *R. lalandii* puede mantenerse en cautiverio, la convierte en un buen modelo de organismo para evaluar la contaminación de las ampollas de Lorenzini, ya que este órgano electrosensorial parece ser muy vulnerable a la contaminación por los EPT (Quental Willmer *et al.,* 2022).

Tabla 1. Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (mg kg^{-1}) en algunas especies de peces en el Golfo de California y el mundo.

Especie	Tejido	Cu	Mn	Fe	Zn	Hg	Cd	Pb	Lugar	Peso húmedo o peso seco	Referencia
R. longurio	Músculo	0.66 ± 1.16	0.91 ± 1.71	21.48 ± 47.22	19.48 ± 25.20	-	0.18 ± 0.11	-	Golfo de California	ps	Presente estudio
K. *vaigiensis*	Músculo	1.60 ± 0.20	-	33.24 ± 3.67	42.45 ± 3.01	-	0.18 ± 0.03	0.59 ± 0.16	Golfo de California	ps	Serviere-Zaragoza *et al.*, (2021)
S. rectifraenum	Músculo	0.53 ± 0.10	-	18.51 ± 2.48	21.19 ± 0.42	-	0.24 ± 0.02	0.90 ± 0.22			
B. polylepis	Músculo	1.55 ± 0.58	-	27.97 ± 2.80	97.72 ± 14.77	-	0.19 ± 0.03	0.89 ± 0.25			
S. mystes	Músculo	0.7 ± 0.4	-	-	-	-	-	1.46 ± 0.5	Golfo de California	ps	Piñón-Gimate *et al*. (2020)
C. leucas	Músculo	1.8 ± 0.7	-	9.2 ± 0.8	6.8 ± 0.1	-	2.8 ± 0.14	0.9 ± 0.1	Golfo de California	ps	Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna. (2007)
G. peruvianus	Músculo	2.1 ± 0.2	0.43 ± 0.03	12.9 ± 1.5	35 ± 0.5	-	1.55 ± 0.21	2.5 ± 2.0			
S. lewini	Músculo	20.6 ± 0.4	6.6 ± 0.1	738 ± 5	104 ± 8	-	8.1 ± 0.4	9.2 ± 0.6			
M. munkiana (Hembra preñada)	Músculo	5.09±0.38	1.09±5.98	286.8±0.25	21.57±2.62	-	0.110±0.03	-	Golfo de California	ps	Baro-Camarasa *et al*. (2022)
M. munkiana (Embrión)	Músculo	1.98 ± 0.38	6.52 ± 5.98	72.1 ± 0.25	56.54 ± 2.62	-	0.003 ± 0.03	-			
C. falciformis	Músculo	-	-	-	-	3.40 ± 1.42	-	-	Golfo de California	ps	Maz-Courrau *et al*. (2012)

Continuación Tabla 1. Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (mg kg^{-1}) en algunas especies de peces en el Golfo de California y el mundo.

Especie	Tejido	Cu	Mn	Fe	Zn	Hg	Cd	Pb	Lugar	Peso húmedo o peso seco	Referencia
P. glauca	Músculo	-	-	-	-	1.96 ± 1.48	-	-	Golfo de California	ps	Maz-Courrau *et al*. (2012)
S. zygaena	Músculo	-	-	-	-	0.98 ± 0.92	-	-			
I. oxyrinchus	Músculo	-	-	-	-	1.05 ± 0.82	-	-			
R. longurio (Hembra preñada)	Músculo	1.19 ± 0.24	-	-	16.96 ± 2.29	-	0.03 ± 0.03	4.96 ± 5.88	Golfo de California	ps	Frías-Espericueta *et al.*, (2014)
R. longurio (Embrión)	Músculo	4.10 ± 0.90	-	-	34.52 ± 10.79	-	0.08 ± 0.14	2.08 ± 2.03			
R. longurio	Músculo	1.56 ± 0.48	-	-	8.58 ± 1.51	-	0.03 ± 0.01	0.03 ± 0.01	Golfo de México	ps	Somerville et al. (2020)
R. acutus	Músculo	1.77 ± 0.58	0.53 ± 0.17	37.7 ± 9.03	14.1 ± 8.6	0.29 ± 0.14	0.22 ± 0.13	0.14 ± 0.2	Golfo de Aden	ps	Boldrocchi et al. (2019)
R. acutus	Músculo	5.54 ± 0.49	-	-	22.50 ± 2.60	1.15 ± 0.57	0.056 ± 0.01	0.100 ± 0.02	Golfo Pérsico	ps	Adel *et al*. (2017)
R. acutus	Músculo	2.44 ± 1.16	-	-	11.0 ± 1.54	0.736 ± 0.43	0.006 ± 0.011	0.433 ± 0.323	Mar del sur de China	ps	Meng Chuan y Shi Ling (2017)

Continuación Tabla 1. Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (mg kg^{-1}) en algunas especies de peces en el Golfo de California y el mundo.

Especie	Tejido	Cu	Mn	Fe	Zn	Hg	Cd	Pb	Lugar	Peso húmedo o peso seco	Referencia
R. acutus	Músculo	285.5 (140–1,340)	-	-	-	-	-	135.6 (100–500)	Pacifico suroeste	ph	Powell y Powell. (2001)
R. lalandii	Ampulas de Lorenzini	0.094 ± 0.065	0.155 ± 0.048	6.70 ± 2.92	1.10 ± 0.50	-	0.005 ± 0.003	0.04 ± 0.09	Atlántico Suroeste	ph	Quental Willmer *et al*. (2022)
R. lalandii	Músculo	-	-	-	-	0.21 + 0.040	-	-	Atlántico Suroeste	ph	Amorim-Lopes et al. (2020)
R. porosus	Músculo	-	-	-	-	0.18 + 0.080	-	-			
M. rosácea	Músculo	11.61 ± 34.36	-	-	377.33 ± 1390	-	0.06 ± 0.13	0.98 ± 1.56	Golfo de California	ph	Irigollen-Arredondo et al. (2018)
I. platypterus	Músculo	0.461 ± 0.026	-	-	15.05 ± 1.24	-	0.434 ± 0.099	0.025 ± 0.001	Golfo de California	ph	Moreno-Sierra et al. (2016)
P. glauca	Músculo	-	-	-	-	1.39 ± 1.58	-	-	Pacifico mexicano	ph	Escobar-Sánchez *et al*. (2011)
S. lewini	Músculo	-	-	-	-	0.63 ± 0.04	-	-	Golfo de California	ph	Bergés-Tiznado *et al*. (2015)

Continuación Tabla 1. Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (mg kg^{-1}) en algunas especies de peces en el Golfo de California y el mundo.

Especie	Tejido	Cu	Mn	Fe	Zn	Hg	Cd	Pb	Lugar	Peso húmedo o peso seco	Referencia
R. steindachneri	Músculo	-	-	-	-	0.37 ± 0.25	-	-	Golfo de California	ph	Escobar-Sánchez *et al*. (2014)
M. japanica	Músculo	-	-	-	-	-	-	-			
R. typus	Músculo	3.03	-	-	26.2	-	2.79	13.70	Golfo de California	ph	Pancaldi et al. (2021)
H. colliei	Músculo	0.18 ± 0.07	-	-	5.86 ± 3.05	-	0.022 ± 0.014	0.029 ± 0.014	Golfo de California	ph	Tiznado-Salazar *et al*. (2022)

3. HIPÓTESIS

El tiburón *Rhizoprionodon longurio* en la localidad de Santa Rosalía, Baja California Sur, presentará elevadas concentraciones de metales no esenciales (Ag, Cd y Pb) y esenciales (Cu, Zn y Mn) en sus tejidos, ocasionado por la biomagnificación de estos elementos en su trama trófica, por efecto del consumo de presas con niveles altos de estos elementos potencialmente tóxicos.

4. OBJETIVO GENERAL

Determinar la biomagnificación y bioacumulación de metales pesados no esenciales (Ag, Cd y Pb) y esenciales (Cu, Fe, Mn, y Zn) en la trama trófica de *Rhizoprionodon longurio* en la localidad de Santa Rosalía, Baja California Sur, México.

4. 1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Cuantificar los niveles de metales pesados no esenciales (Ag, Cd y Pb) y esenciales (Cu, Fe, Mn y Zn) en el músculo e hígado de *Rhizoprionodon longurio* y en el músculo de sus presas principales

Determinar si existe una diferencia en la concentración de los metales pesados no esenciales y esenciales entre sexos y por estadio de madurez en *Rhizoprionodon longurio*

Conocer la relación entre posición trófica y las concentraciones de metales pesados no esenciales (Ag, Cd y Pb) y esenciales (Cu, Fe, Mn y Zn) para determinar el grado de biomagnificación en la cadena trófica de *Rhizoprionodon longurio*

Determinar si las concentraciones de metales no esenciales y esenciales en el músculo de *Rhizoprionodon longurio*, se encuentran dentro de los límites permisibles de concentración para el consumo, así mismo si estos representan un peligro al ser consumidos

Determinar la relación entre las concentraciones de metales pesados no esenciales (Ag, Cd y Pb) y esenciales (Cu, Fe, Mn y Zn) y la talla en el músculo e hígado de *Rhizoprionodon longurio*

Determinar las correlaciones entre los elementos no esenciales (Ag, Cd y Pb) y esenciales (Cu, Fe, Mn y Zn) en el tejido muscular y hepático de *Rhizoprionodon longurio*

Determinar si existe una correlación en la concentración de los metales pesados no esenciales y esenciales obtenidos por medio de XRF y EAA en los tejidos muscular y hepático de *Rhizoprionodon longurio*

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Área de estudio

El distrito minero de Santa Rosalía está ubicado en la porción central del Golfo de California (27° 20.353 'N y 112° 15.797' W), que se encuentra situada en la parte central de la costa occidental del Golfo de California. Es una zona minera dedicada a la extracción de Cu, Co, Zn y posiblemente Mn (Corporación Ambiental de México, 2006). La antigua actividad minera se caracterizó por ser extractiva después de la apertura de bancos de material y la creación de pilas, lo cual genero material de desecho (Carabias-Lillo *et al.,* 2000). El material de desecho, todavía se encuentra situado a lo largo de la costa, el cual es transportado al mar desde la zona de drenaje por medio de lluvias, el viento o debido a la descarga directa en el medio marino, lo cual influye en la composición del sedimento marino mediante el aumento de la concentración de oligoelementos específicos (Carabias-Lillo *et al.,* 2000; Shumilin *et al.,* 2013). Durante el verano, debido a los vientos del sur, se producen afloramientos estacionales (Arce Acosta, 2015) (Fig.1)

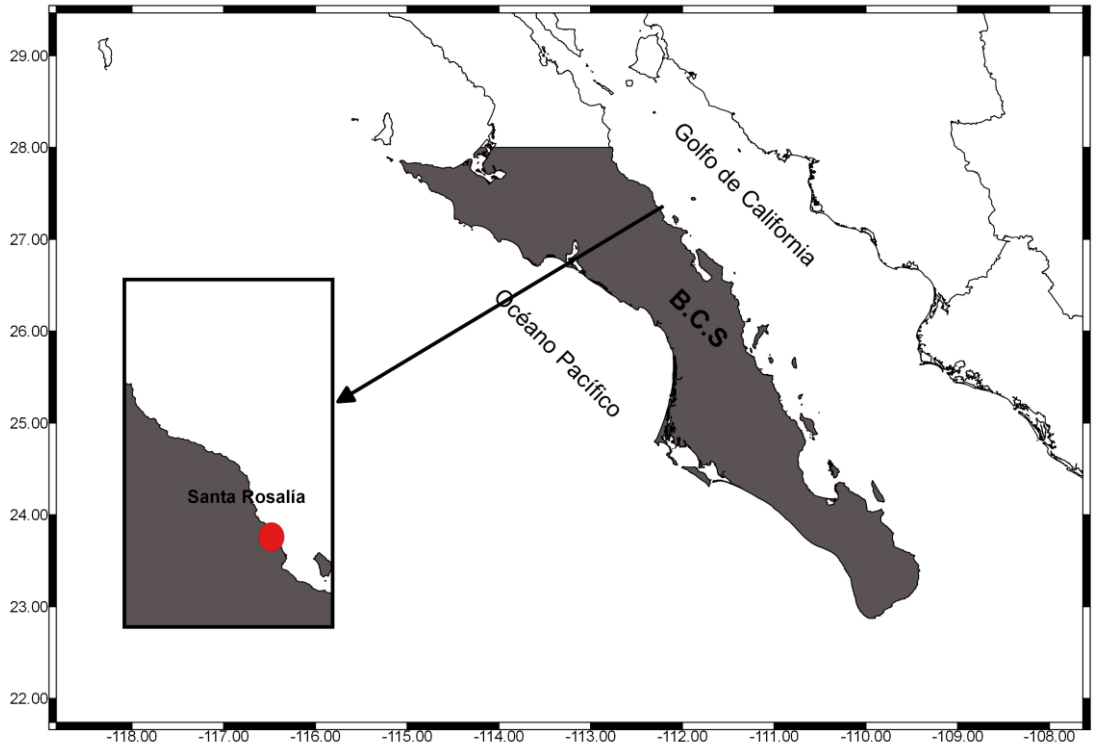

Figura 1. Área de captura del tiburón bironche del Pacífico *Rhizoprionodon longurio* en el distrito minero de Santa Rosalía, Baja California Sur, México.

5.2 Colecta de las muestras

Los muestreos de *R longurio* fueron realizados durante enero-abril y agosto-noviembre del 2018 en el área de estudio. A cada organismo se le registró el peso, sus medidas biométricas (longitud total, longitud precaudal) y el sexo. Posteriormente, se extrajo el estómago con el fin de obtener las presas de las cuales se alimenta. Para las muestras de tejido muscular y hepático se colectó entre 15 y 20 gr de cada tejido, las muestras fueron puestas en hielo para su transporte al laboratorio de ecología de peces de CICIMAR en la Paz B.C.S., donde se congelaron y procesaron, obteniéndose un total de 122 muestras (indicar cuantas de cada tejido músculo e hígado en conjunto).

5.3 Preparación y homogenización de las muestras

El análisis de cuantificación de los niveles de metales pesados se llevó a cabo en el Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma Baja California, Ensenada Baja California México. Se seleccionó una sub-muestra de ±10 g de músculo e hígado de *R. longurio*, además de cada muestra de sus presas principales. Las muestras fueron pesadas en húmedo, deshidratadas en una liofilizadora y nuevamente pesadas en seco con el fin de determinar el porcentaje de humedad y

realizar conversiones pertinentes de peso seco (ps) a peso húmedo (ph). Las muestras se almacenaron en frascos de plástico previamente etiquetados y limpiados con ácido clorhídrico y nítrico. Las muestras fueron homogenizadas para luego pasar al proceso de digestión.

5.3.1. Digestión de las muestras por calentamiento en placa

Para la digestión de las muestras, se tomó una submuestra entre 1.3 y 2.5 g de cada muestra homogenizada, se colocaron en vasos de precipitado de 100 ml. A cada submuestra se le añadió 1 ml de ácido nítrico, 3 ml de ácido clorhídrico y 10 ml de peróxido de hidrógeno, éste último con el objetivo de eliminar cualquier residuo o materia orgánica, y se digirió a temperatura ambiente por un día. Posteriormente cada vaso se colocó en parrillas a temperatura controlada para evitar que llegue al punto de ebullición, esto proceso finaliza hasta que las muestras se digirieran completamente, evitando que se seque la muestra. Posteriormente se añadieron 10 ml de peróxido de hidrógeno y se dejó digerir nuevamente. Las muestras se aforaron a 25 ml con agua desionizada, y se almacenaron en frascos de plásticos para su lectura en el espectrofotómetro de absorción atómica por flama.

5.3.2. Determinación de metales pesados por espectrofotometría de absorción atómica por flama (EAA)

Las lecturas de las muestras digeridas y aforadas se realizaron en el Laboratorio de geociencias ambientales del Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma Baja California por medio de espectrometría de absorción atómica. Para estimar las concentraciones de los elementos Cu, Fe, Mn, Zn, Ag, Cd y Pb en los tejidos de músculo e hígado de *Rhyzoprionodon longurio*, se utilizó la técnica de espectrofotometría de absorción atómica de flama (FAAS por sus siglas en ingles), en un espectrómetro de absorción atómica Varian modelo 240 AA con lámparas uni-elementales y poli-elementales, utilizando la flama de aire/acetileno, obteniendo un valor promedio de absorción con un software (SpectrAA, Worksheet AA Software, Version 5.3 PRO). Asimismo, se realizaron curvas de calibración para cada elemento, así como una determinada onda de longitud de onda para cada metal. Para asegurar la calidad de los análisis de metales pesados, se prepararán blancos y material de referencia se utilizaron los materiales de referencia certificados DOLT-5 y DORM-2 (National Research Council, Canadá) para calcular los porcentajes de recuperación de los elementos Fe, Ag, Cd y Cu, los cuales estuvieron en el rango 59% a 101% y 77% a 105%, respectivamente (Tabla 1). Los elementos Fe y Pb estuvieron por debajo del límite de detección para DORM-2 y Pb para DOLT-5 (Tabla 2).

Tabla 2. Porcentaje de recuperación de elementos potencialmente tóxicos en el material de referencia DOLT-5 y DORM-2.

Estándar certificado	Zn	Fe	Cu	Pb	Cd	Ag
Valor certificado DOLT-5 (mg kg^{-1})	105	1070	35	0.162	14.5	2.05
% Recuperación	78	59	59	---	67	101
Valor certificado DORM-2 (mg kg^{-1})	52.2	341	15.9	0.416	0.306	0.025
% Recuperación	83	---	105	---	77	90

5.4 Cálculo de la ingesta diaria de minerales y el porcentaje de ingesta semanal

El porcentaje de ingesta diaria de minerales (IDM) de elementos esenciales se calculó con la ecuación:

$$IDM = C \times 100 / RDA$$

En donde *C* representa el peso húmedo del producto (en mg por cada 100 g de peso húmedo) y la cantidad diaria recomendada (RDA) tiene el valor 900 µg d^{-1} para Cu, y 10 y 15 mg d^{-1} (Fe), 2.3 y 1.8 mg d^{-1} (Mn) y 15 y 12 mg d^{-1} (Zn) para hombres y mujeres, respectivamente, establecidos por el Instituto de Medicina de la Academia Nacional de Ciencias de Estados Unidos (1989).

Para calcular el porcentaje de ingesta semanal (PIS) de elementos tóxicos se utilizó la ecuación:

$$PIS = 167 \times Cmc / ISTP$$

En donde el valor adimensional *167* resulta de considerar el consumo promedio de pescado en México, que es de 9.01 kg per cápita por año, *Cmc* es el contenido máximo de elemento (en mg kg^{-1}), e ISTP es la ingesta semanal tolerable provisional para una persona de 60 kg (7 µg kg^{-1} de peso corporal para Cd y 25 µg kg^{-1} de peso corporal para Pb, WHO, 2003).

5.5 Determinación de metales pesados por fluorescencia por rayos X (XRF)

Las muestras de tejido después de ser liofilizadas y maceradas fueron sometidas al análisis de XRF. El instrumento utiliza dos haces de rayos X para evitar superposición de los elementos. El primer haz detecta V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, W, Hg, As, Se, Pb, Bi, Rb, U, Sr, Y, Zr, Th, Mo, Ag, Cd, Sn y Sb, mientras que, el segundo haz detecta Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti y Mn (Mejía-Peña *et al.,* 2016).

Para la comparación entre ambas técnicas, los datos de las concentraciones de cada técnica fueron sometidos a una regresión lineal.

5.6. Biomagnificación

Las biomagnificaciones de los metales pesados se calculó usando la ecuación del factor de biomagnificación (FBM), el cual consiste en dividir la concentración total del elemento ([XX]) del depredador entre la concentración total del elemento de la presa del depredador y dividir entre el nivel trófico (NT) del depredador y el nivel trófico de su presa:

$$\mathrm{FBM} = \frac{([\mathrm{XX}]\mathrm{depredador})/([\mathrm{XX}]\mathrm{presa})}{(\mathrm{NTdepredador})/(\mathrm{NT\ presa})}$$

En donde los valores superiores a 1 indican acumulación del depredador a presas y los valores por debajo de 1 sugieren la eliminación activa o trasferencia trófica interrumpida (Dehn *et al.,* 2006).

5.7. Procesamiento estadístico

Los datos obtenidos se organizaron por especies para evaluar la normalidad y homogeneidad de varianzas utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov y Levene (Zar, 1999). Como los datos se desviaron de una distribución normal se utilizaron pruebas no paramétricas.

Para evaluar la biomagnificación, se procedió a estimar relación entre las longitudes (longitud total) de los organismos con las concentraciones de los EPT, así como la relación entre las concentraciones de los elementos no esenciales y esenciales en los tejidos hepático y muscular de *Rhizopriondon longurio*, la bioacumulación de los elementos (Cu, Fe, Mn, Zn, Ag, Cd y Pb) fueron estimadas mediante la generación de una regresión simple. Asimismo, para evaluar las diferencias entre categorías, se aplicaron análisis de Kruskal-Wallis (KW) (Zar, 1999).

El tiburón *Rhizopriondon longurio* fue categorizados en inmaduros/maduros y hembra/macho, separados de acuerdo con las tallas de madurez registradas en la costa occidental de Baja California Sur (hembras maduran a los 93 cm de longitud total, machos a los 100 cm de longitud total) (Corro-Espinosa, *et al.,* 2011).

6. Resultados

6.1.1. Concentración de elementos pesados en músculo e hígado

Las concentraciones de metales pesados obtenidas en tejido muscular se encontraron en el siguiente orden: Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd con 21.48 ± 47.22, 19.48 ± 25.20, 0.91 ± 1.71, 0.66 ± 1.16, 0.42 ± 0.76, 0.18 ± 0.11 mg kg^{-1} en peso seco (ps) respectivamente, mientras que, las concentraciones fueron 5.26 ± 10.67, 4.68 ± 5.48, 0.22 ± 0.37, 0.16 ± 0.25, 0.10 ± 0.16, 0.04 ± 0.03 mg kg^{-1} en peso húmedo (ph), respectivamente (Fig. 2).

En el caso del tejido hepático, las concentraciones de metales pesados mantuvieron una tendencia similar al tejido muscular ya que el orden fue el siguiente: Fe>Zn>Cu>Cd>Mn>Ag, con las concentraciones 73.20 ± 61.58, 12.59 ± 12.70,1.37 ± 1.41, 0.97 ± 1.90, 0.85 ± 0.36, 0.48 ± 033 mg kg^{-1} en peso seco, respectivamente y para peso húmedo, las concentraciones fueron 33.50 ± 30.38, 5.81 ± 6.43, 0.66 ± 0.67, 0.59 ± 1.12, 0.38 ± 0.21, 0.22 ± 0.0 (Fig. 2).

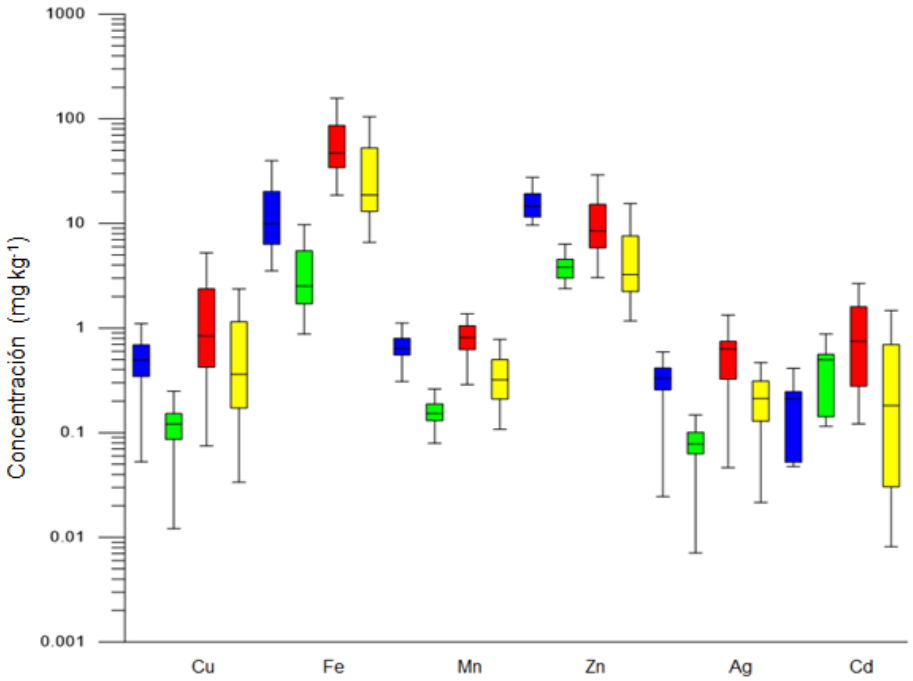

Figura 2. Concentración promedio de elementos potencialmente tóxicos en músculo en peso seco (ps, azul), peso húmedo (ph, verde) e hígado en peso seco (ps, rojo), peso húmedo (ph, amarillo) del tiburón *Rhizopriondon longurio*.

6.1.2. Concentración de elementos esenciales y no esenciales por sexo

Las hembras presentaron concentraciones de metales pesados en el siguiente orden para músculo Zn>Fe>Mn>Cu>Ag>Cd (16.98 ± 6.26, 14.22 ± 12.60, 0.641 ± 0.23, 0.54 ± 0.24, 0.27 ± 0.12, 0.05 ± 0.09 mg kg^{-1} en ps, respectivamente) (Fig.3) y para el hígado el orden fue Fe>Zn>Cu>Cd>Mn>Ag (77.66 ± 57.66, 14.85 ± 14.75, 1.60 ± 1.37, 1.30 ± 2.24, 0.845 ± 0.39, 0.42 ± 0.33 mg kg^{-1} ps, respectivamente) (Fig.4). Mientras que, para el ph en músculo, el orden fue Zn>Fe>Mn>Cu>Ag>Cd (4.22 ± 1.63, 3.80 ± 4.63, 0.16 ± 0.08, 0.13 ± 0.07, 0.07 ± 0.03, 0.03 ± 0.024 mg kg^{-1}, respectivamente) (Fig.3). En hígado, el orden fue Fe>Zn>Cd>Cu>Mn>Ag con concentraciones de 36.13 ± 30.83, 6.80 ±7.1, 0.80 ± 1.34, 0.77 ± 0.72, 0.38 ± 22, 0.20 ± 0.09 mg kg^{-1}, respectivamente (Fig.4). La concentración de los elementos con excepción de Pb mostró diferencias significativas ($p<0.01$ para Ag, Cu, Fe y Zn, y $p<0.05$ para Cd y Mn) entre tejido muscular y hepático en ps. Mientras que, para ph existió diferencia significativa entre tejidos para Ag, Cu, Fe y Mn con $p<0.01$ y sin diferencias significativas para Cd y Zn con $p>0.05$).

En machos, las concentraciones de metales en músculo tuvieron el orden siguiente, Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd (33.03 ± 73.90, 23.44 ± 40.04, 1.33 ± 2.72, 0.85 ± 1.85, 0.61 ± 1.17, 0.05 ± 1.12 mg kg^{-1} ps) y en el hígado el orden fue Fe>Zn>Cu>Mn>Cd>Ag (70.61 ± 75.93, 9.24 ± 8.13, 1.08 ± 1.60, 0.83 ± 0.33, 0.54 ± 1.13, 0.52 ± 0.26 mg kg^{-1} ps) (Fig.3). Mientras que, en peso húmedo, el orden fue Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd (7.58 ± 16.11, 5.41 ± 8.65, 0.31 ± 0.60, 0.19 ± 0.40, 0.15 ± 0.26, 0.05 ± 0.02 mg kg^{-1}, respectivamente) (Fig.3). Y en el hígado el orden fue Fe>Zn>Cu>Mn>Cd>Ag (31.93 ± 32.89, 4.54 ± 5.53, 0.52 ± 0.60, 0.38 ± 0.20, 0.23 ± 0.45, 0.23 ± 0.13 mg kg^{-1}, respectivamente) (Fig.4). En machos existieron diferencias significativas entre tejido músculo y hígado en ps para Fe y Zn ($p <0.01$) y Cu ($p <0.05$). Para la concentración de Ag, Cd y Mn ($p >0.05$) no existieron diferencias significativas. Para la concentración de EPT en ph existieron diferencias significativas para Ag, Cu, Fe y Mn ($p <0.01$) y para Cd y Zn no existieron diferencias significativas ($p >0.05$).

Al comparar entre hembras y machos, las concentraciones de EPT en el tejido muscular en ps indicaron diferencias significativas para Ag ($p <0.01$) y Mn ($p <0.05$). Mientras que, para la concentración de Cd, Cu, Fe, y Zn no existió diferencia ($p >0.05$). Para la concentración de EPT en ph solo existieron diferencias significativas en Ag y Cd ($p <0.01$) y en Cu, Fe, Mn y Zn ($p >0.05$) no existió diferencia significativa. En el caso del tejido hepático en ps, la concentración de Zn mostró diferencias significativas ($p <0.05$) entre hembras y machos, y no para el resto de los elementos ($p >0.05$). Mientras que, la concentración de estos elementos en ph no se encontraron diferencias significativas ($p >0.05$).

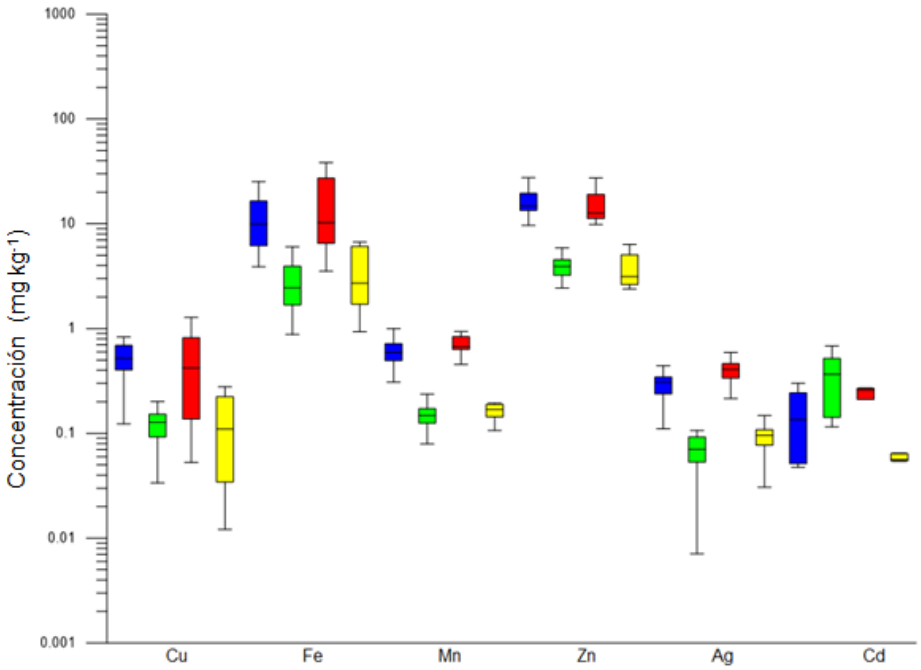

Figura 3. Concentración promedio de elementos potencialmente tóxicos en músculo de hembras en peso seco (ps, azul), peso húmedo (ph, verde) y machos en peso seco (ps, rojo), peso húmedo (ph, amarillo) del tiburón *Rhizopriondon longurio* por sexo.

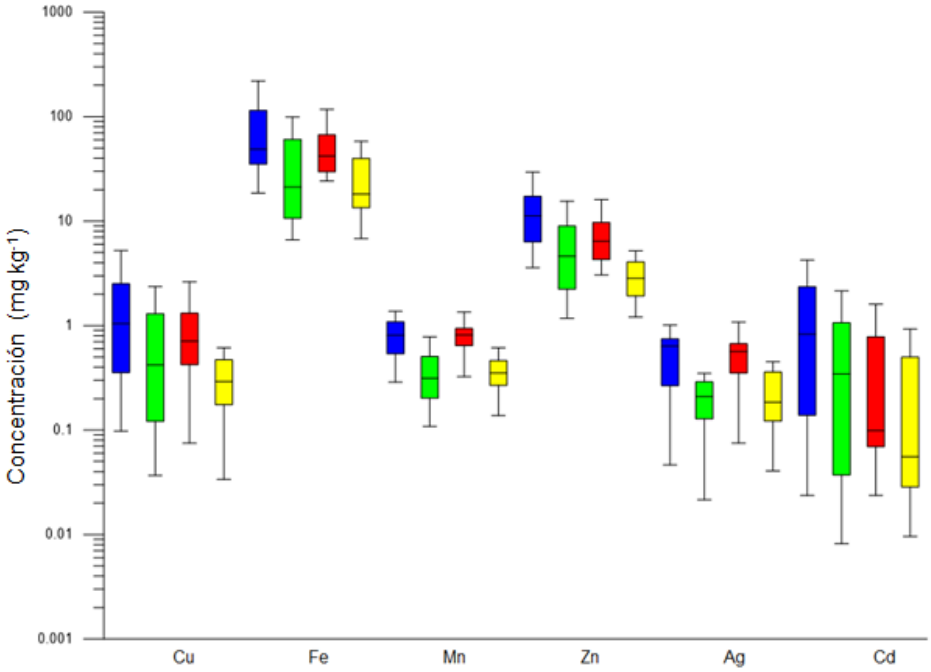

Figura 4. Concentración promedio de elementos potencialmente tóxicos en hígado de hembras en peso seco (ps, azul), peso húmedo (ph, verde) y machos en peso seco (ps, rojo), peso húmedo (ph, amarillo) del tiburón *Rhizopriondon longurio* por sexo.

6.1.3. Concentración de elementos esenciales y no esenciales por estadio inmaduros y maduros

Para la categoría en inmaduros, las concentraciones de elementos en ps el orden fue Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd (31.93 ± 77.95, 22.99 ± 42.10, 1.38 ± 2.85, 0.78 ± 1.95, 0.60 ± 1.24, 0.003 ± 0.012 mg kg^{-1}, respectivamente) para músculo (Fig.5). En el caso del hígado, las concentraciones de elementos tuvieron el siguiente orden Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd (39 ± 12.80, 7.42 ± 1.83, 0.91 ± 0.19, 0.74 ± 0.28, 0.58 ± 0.25, 0.07 ± 0.06 mg kg^{-1} en ps, respectivamente (Fig.6). Las concentraciones EPT en ph para músculo tuvieron el siguiente orden Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd (7.45 ± 16.97, 5.51 ± 9.10, 0.33 ± 0.61, 0.18 ± 0.42, 0.15 ± 0.27, 0.01 ± 0.01 mg kg^{-1}, respectivamente) (Fig.5). Mientras que, la concentración de EPT en hígado el orden fue Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd (14.84 ± 6.01, 2.81 ± 0.98, 0.35 ± 0.11, 0.28 ± 0.13, 0.21 ± 0.08, 0.04 ± 0.03 mg kg^{-1} ph, respectivamente) (Fig.6). La concentración de EPT entre tejido muscular y hepático para ps y ph se encontraron diferencias significativas ($p < 0.01$) y para Zn en ph ($p < 0.05$). En organismos maduros, el orden de la concentración de EPT en músculo fue Zn>Fe>Mn>Cu>Ag>Cd (17.58 ± 6.48, 15.83 ± 12.97, 0.65 ± 0.23, 0.59 ± 0.28, 0.30 ± 0.12, 0.08 ± 0.12 mg kg^{-1} ps, respectivamente) (Fig.5). En el caso del hígado, el orden de las concentraciones fue Fe>Zn>Cu>Cd>Mn>Ag (88.98 ± 68.71, 14.99 ± 14.77, 1.67 ± 1.62, 1.40 ± 2.19, 0.82 ± 0.41, 0.44 ± 0.36 mg kg^{-1} ps, respectivamente) (Fig. 6). La concentración de elementos en músculo tuvo el siguiente orden Zn>Fe>Mn>Cu>Ag>Cd (4.23 ± 1.65, 4.06 ± 4.56, 0.16 ± 0.08, 0.14 ± 0.07, 0.07 ± 0.03, 0.04 ± 0.03 mg kg^{-1} ph, respectivamente) (Fig.5). En el caso del hígado, el orden de la concentración de EPT fue Fe>Zn>Cu>Cd>Mn>Ag (42.18 ± 33.22, 7.20 ± 7.38, 0.85 ± 0.75, 0.80 ± 1.26, 0.39 ± 0.24, 0.23 ± 0.13 mg kg^{-1} ph, respectivamente) (Fig.6). La comparación de la concentración de elementos potencialmente tóxicos entre tejido muscular y hepático en ps mostró diferencia significativa para Ag, Cd, Fe, Zn ($p < 0.01$) y Cu ($p < 0.05$) y sin diferencia significativa para Mn ($p > 0.05$). Para el caso de la concentración de dichos elementos en ph existió diferencia significativa entre tejidos para Ag, Cd, Cu, Fe y Mn ($p < 0.01$) y sin diferencia significativa para Zn ($p > 0.05$).

La concentración de EPT en el tejido muscular entre organismos inmaduros y maduros existió diferencia significativa para Cd, Zn, Mn ($p < 0.05$) y Cu ($p < 0.01$) en ps y en el caso de ph, existió diferencia significativa para Cd, Cu ($p < 0.05$) y Mn ($p < 0.01$) y sin diferencia significativa para Ag, Fe y Zn ($p > 0.05$). Para el tejido hepático, entre estadios inmaduros y maduros en ps y ph, se encontró que Ag y Cu en ps y ph no presentaron diferencias significativas al igual que Mn en ph ($p > 0.05$). Mientras que, Cd y Fe ($p < 0.01$), Mn y Zn ($p < 0.05$) en ps si presentaron diferencias.

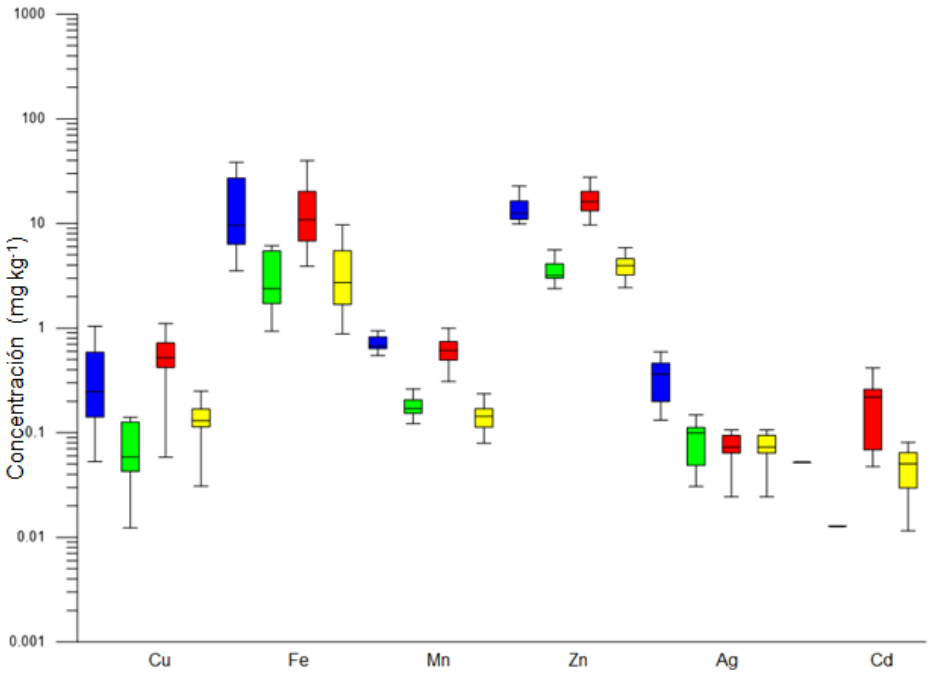

Figura 5. Concentración promedio de elementos potencialmente tóxicos en músculo de organismos inmaduros en peso seco (ps, azul), peso húmedo (ph, verde) y maduros en peso seco (ps, rojo), peso húmedo (ph, amarillo) del tiburón *Rhizopriondon longurio* por sexo.

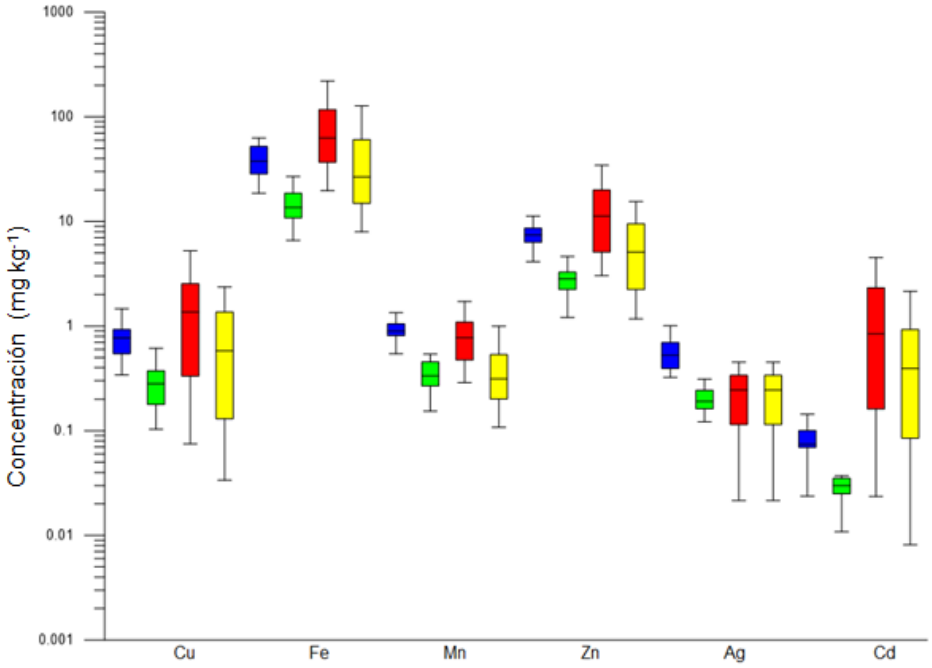

Figura 6. Concentración promedio de elementos potencialmente tóxicos en hígado de organismos inmaduros en peso seco (ps, azul), peso húmedo (ph, verde) y maduros en peso seco (ps, rojo), peso húmedo (ph, amarillo) del tiburón *Rhizopriondon longurio* por sexo.

6.1.4. Concentración de elementos esenciales y no esenciales por estadio y sexo

La concentración de EPT para el músculo en ps de las hembras inmaduras tuvieron el orden siguiente Zn>Fe>Mn>Cu>Ag (12.72 ± 1.95, 8.27 ± 3.58, 0.65 ± 0.07, 0.28 ± 0.15, 0.23 ± 0.10 mg kg^{-1}, respectivamente) (Fig.7). Mientras que, Cd y Pb se encontraron por debajo del límite de detección. Para tejido hepático, la concentración de EPT fue en el orden Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd (39.95 ± 14.51, 8.21 ± 1.81, 0.96 ± 0.17, 0.81 ± 0.20, 0.54 ± 0.16, 0.04 ± 0.05 mg kg^{-1} ps, respectivamente) (Fig.8). En el caso para el músculo e hígado, la concentración de EPT en ph mostró el siguiente orden Zn>Fe>Mn>Cu>Ag (3.35 ± 0.60, 2.18 ± 1.0, 0.17 ± 0.02, 0.07 ± 0.04, 0.06 ± 0.03 mg kg^{-1}) (Fig.7) y Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd (14.80 ± 7.20, 3.08 ± 1.22, 0.36 ± 0.13, 0.31 ± 0.13, 0.18 ± 0.04, 0.015 ± 0.018 mg kg^{-1}), respectivamente (Fig.8).

Al comparar la concentración de estos elementos entre los tejidos en ps para hembras inmaduras existieron diferencias significativas ($p < 0.01$) para Ag, Cu, Fe, Mn, Zn y sin diferencias significativas para Cd ($p > 0.05$). Mientras que, la concentración de elementos potencialmente tóxicos para ph existieron diferencias significativas ($p < .01$) para Ag, Fe y Zn, mientras que, para Cd, Cu y Mn no existió diferencia significativa ($p > 0.05$) entre tejido muscular y hepático.

En el caso de hembras maduras la concentración de EPT para músculo en ps tuvieron el orden siguiente Zn>Fe>Mn>Cu>Ag>Cd (17.86 ± 6.49, 15.45 ± 13.47, 0.64 ± 0.25, 0.59 ± 0.21, 0.07 ± 0.04, 0.06 ± 0.09 mg kg^{-1}, respectivamente) (Fig.7). Mientras que Pb ese encontró por debajo del límite de detección. Para tejido hepático, la concentración de EPT se encontró en el siguiente orden Fe>Zn>Cu>Cd>Mn>Ag (87.38 ± 60.71, 16.57 ± 16.13, 1.81 ± 1.47, 1.62 ± 2.42, 0.81 ± 043, 0.15 ± 0.13, mg kg^{-1}, respectivamente) (Fig.8). En el caso para músculo e hígado, la concentración de EPT en ph mostró el siguiente orden Zn>Fe>Mn>Cu>Ag>Cd (4.40 ± 1.72, 4.13 ± 5.01, 0.16 ± 0.09, 0.147 ± 0.07, 0.07 ± 0.04, 0.01 ± 0.02 mg kg^{-1}) (Fig.7) y Fe>Zn>Cu>Cd>Mn>Ag (41.63 ± 32.24, 7.76 ± 7.64, 0.89 ± 0.77, 0.82 ± 1.36, 0.38 ± 0.24, 0.15 ± 0.13 mg kg^{-1}) respectivamente (Fig.8).

Al realizar la comparación de la concentración de estos elementos entre los tejidos en ps, para hembras maduras existieron diferencias significativas ($p < 0.05$) para Ag, Zn, Fe y ($p < 0.05$) Cd y sin diferencias significativas para Cu y Mn ($p > 0.05$). Mientras que, la concentración de elementos potencialmente tóxicos para ph existieron diferencias significativas ($p < 0.01$) en Cd, Cu, Fe, Mn y ($p < 0. 05$) Ag, donde para Zn no existió diferencia significativa ($p > 0.05$) entre tejido muscular y hepático.

Para machos inmaduros, la concentración de EPT para músculo en ps tuvieron el orden siguiente Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd (42.07 ± 92.22, 27.38 ± 50.19, 1.69 ± 3.39, 0.99 ± 2.31, 0.75 ± 1.47, 0.004 ± 0.014 mg kg^{-1} respectivamente) (Fig.7), el Pb se encontró por debajo del límite de detección. Para tejido hepático la concentración de elementos potencialmente tóxicos se encontró en el siguiente orden Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd (37.67 ± 10.64, 6.71 ± 1.90, 0.86 ± 0.24, 0.67 ± 0.36, 0.50 ± 0.14, 0.07 ± 0.06 mg kg^{-1} respectivamente) (Fig.8). Para el caso de músculo e hígado, la concentración de EPT en ph mostró el siguiente orden Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd (9.75 ± 20.05, 6.44 ± 10.81, 0.40 ± 0.73, 0.23 ± 0.50, 0.17 ± 0.32, 0.001 ± 0.003 mg kg^{-1}) (Fig.7) y Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd (14.50 ± 4.13, 2.62 ± 0.89, 0.34 ± 0.12, 0.26 ± 0.15, 0.19 ± 0.06, 0.03 ± 0.02 mg kg^{-1}) respectivamente (Fig.8).

Al realizar la comparación de la concentración de estos elementos entre los tejidos en ps, para machos inmaduros existieron diferencias significativas ($p < 0.01$) para Cd, Zn y ($p < 0.05$) Fe y sin diferencias significativas para Ag, Cu y Mn ($p > 0.05$). Mientras que, la concentración de EPT para ph existieron diferencias significativas ($p < 0.01$) en Ag, Cd, Cu, Fe y ($p < 0.05$) Mn mientras que, para Zn no existió diferencia significativa ($p > 0.05$) entre tejido muscular y hepático.

En el caso de machos maduros, la concentración de EPT para músculo en ps tuvieron el orden siguiente Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd (17.22 ± 11.71, 16.55 ± 6.77, 0.69 ± 0.15, 0.60 ± 0.50, 0.37 ± 0.08, 0.14 ± 0.16 mg kg^{-1} respectivamente) (Fig.7). El Pb se encontró por debajo del límite de detección. Para tejido hepático la concentración de estos elementos se encontró en el siguiente orden Fe>Zn>Cu>Cd>Mn>Ag (100.27 ± 96.78, 11.52 ± 10.80, 1.45 ± 2.16, 0.96 ± 1.46, 0.81 ± 0.41, 0.53 ± 0.34 mg kg^{-1} respectivamente) (Fig.8). Para el caso de músculo e hígado, la concentración de EPT en ph mostró el siguiente orden Fe>Zn>Mn>Cu>Ag>Cd (3.80 ± 2.47, 3.62 ± 1.23, 0.15 ± 0.03, 0.13 ± 0.10, 0.08 ± 0.02, 0.032 ± 0.035 mg kg^{-1}) (Fig.7) y Fe>Zn>Cu>Mn>Cd>Ag (47.62 ± 39.63, 6.27 ± 7.32, 0.65 ± 0.78, 0.42 ± 0.25, 0.40 ± 0.51, 0.27 ± 0.17 mg kg^{-1}) respectivamente (Fig.8).

Al realizar la comparación de la concentración de estos elementos entre los tejidos en ps, para machos maduros existieron diferencias significativas en ($p < 0.01$) Fe y sin diferencias significativas para Ag, Cd, Mn, Cu y Zn ($p > 0.05$). Mientras que, la concentración de EPT para ph existieron diferencias significativas ($p < 0.01$) en Fe, Mn y ($p < 0.05$) Ag mientras que, para Cd, Cu y Zn no existió diferencia significativa ($p > 0.05$) entre tejido muscular y hepático.

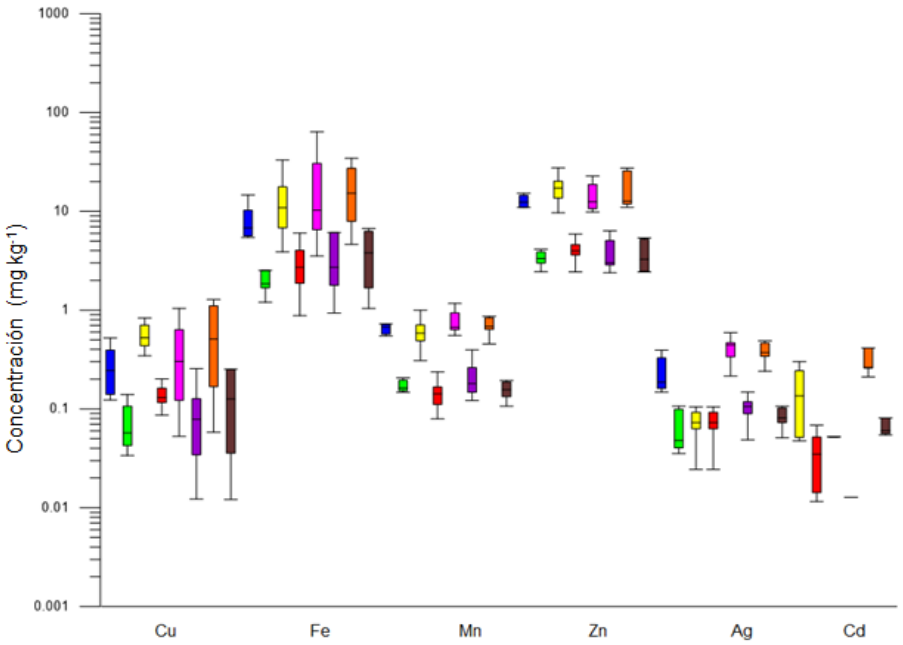

Figura 7. Concentración promedio de elementos potencialmente tóxicos en músculo de hembras inmaduras en peso seco (ps, azul), peso húmedo (ph, verde) y hembras maduras en peso seco (ps, rojo), peso húmedo (ph, amarillo), machos inmaduros en peso seco (ps, rosa), peso húmedo (ph, morado) y machos maduros en peso seco (ps, naranja), peso húmedo (ph, café) del tiburón *Rhizoprionodon longurio*.

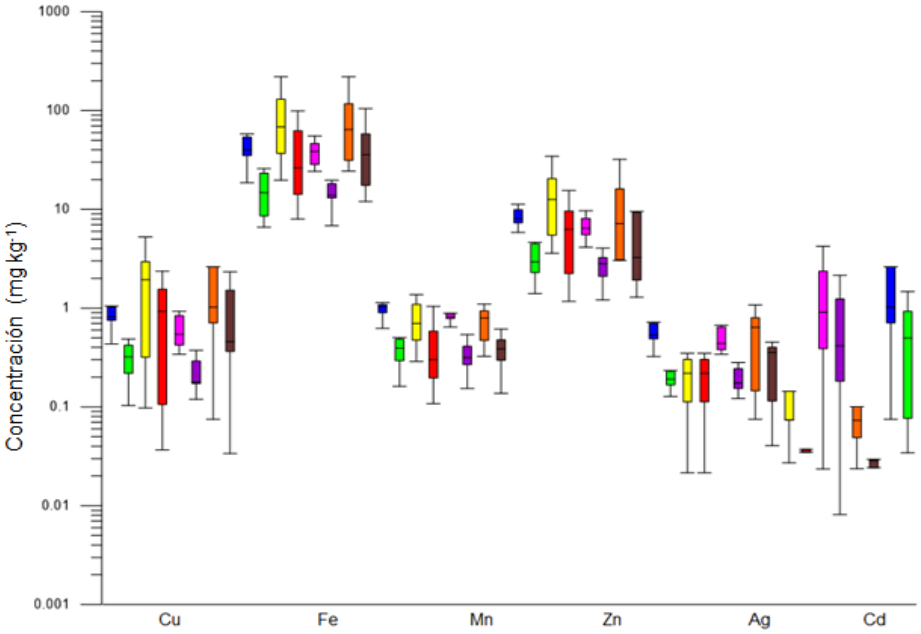

Figura 8. Concentración promedio de elementos potencialmente tóxicos en hígado de hembras inmaduras en peso seco (ps, azul), peso húmedo (ph, verde) y hembras maduras en peso seco (ps, rojo), peso húmedo (ph, amarillo), machos inmaduros en peso seco (ps, rosa), peso húmedo (ph, morado) y machos maduros en peso seco (ps, naranja), peso húmedo (ph, café) del tiburón *Rhizoprionodon longurio*.

6.1.5 Presas de *Rhizoprionodon longurio*

En cuanto a las concentraciones de los elementos potencialmente tóxicos en los tejidos musculares de las presas de *Rhizopriondon longurio*, los EPT con las concentraciones más altas fueron el Zn y Fe, seguida de Cu y Mn, mientras las más bajas las presentaron los elementos Ag>Cd>Pb. Donde las presas con las concentraciones de EPT más altas en Zn estuvieron representadas por la especie de pez *Sphoeroides lobatus,* seguida de la especie de pez perteneciente al género *Anisotremus* spp. y al crustáceo perteneciente al género *Panulirus* spp. y para Fe fueron los bivalvos pertenecientes a los géneros de *Megapitaria* spp. y *Diosina* spp., seguida del pez perteneciente al género *Scorpaena* spp. (Tabla 3, 4). En el caso del Mn el grupo de los bivalvos (*Diosina* spp. y *Modiolus* spp.) represento las concentraciones más altas, seguido del pez *Sphoeroides lobatus*, lo cual fue similar al caso del Cu, donde las concentraciones más altas estuvieron representadas por los bivalvos pertenecientes a los géneros *Megapitaria* spp. y *Modiolus* spp., seguido de la especie de crustáceo perteneciente al género *Panulirus* spp. Para el elemento Ag, el pez *Sphoeroides lobatus* fue la que presento las concentraciones más altas seguidas de la especie de elasmobranquio perteneciente al género *Dasyatis* spp., caso distinto al Cd donde los valores de concentración más altos lo presento el pez perteneciente al género *Scorpaena* spp., seguido de las especies de bivalvos pertenecientes a los géneros *Megapitaria* spp. y *Modiolus* spp. y por último en el caso del Pb, únicamente el bivalvo perteneciente al género *Modiolus* spp. presento valores de concentración superiores al límite de detección (Tabla 3, 4).

Tabla 3. Concentración de elementos potencialmente tóxicos en presas mediante EAA en peso seco (ps)

Organismo	Mn mg kg^{-1}	Zn mg kg^{-1}	Fe mg kg^{-1}	Cu mg kg^{-1}	Pb mg kg^{-1}	Cd mg kg^{-1}	Ag mg kg^{-1}
Scorpaena spp.	<LD	14.674	15.316	1.680	<LD	3.162	0.395
Lutjanus spp.	0.125	17.251	4.925	1.372	<LD	<LD	0.623
Sphoeroides lobatus	17.593	128.333	<LD	5.556	<LD	<LD	9.259
Megapitaria spp.	7.198	58.025	69.163	29.767	<LD	1.459	1.265
Panulirus spp.	2.549	91.445	5.694	7.104	<LD	<LD	0.515
Modiolus spp.	21.762	30.648	11.238	8.619	1.905	2.810	0.810
Diosina spp.	243.707	46.616	107.398	6.803	<LD	0.765	0.510
Anisotremus spp.	<LD	124.706	10.412	1.471	<LD	<LD	0.412
Bodianus spp.	<LD	17.517	6.888	1.786	<LD	<LD	1.361
Pomacanthidae	1.062	12.267	11.070	1.062	<LD	<LD	0.204
Dasyatis spp.	<LD	32.634	<LD	2.455	<LD	<LD	3.348

Tabla 4. Concentración de elementos potencialmente tóxicos en presas mediante EAA en peso húmedo (ph).

Presas AA	Mn mg kg^{-1}	Zn mg kg^{-1}	Fe mg kg^{-1}	Cu mg kg^{-1}	Pb mg kg^{-1}	Cd mg kg^{-1}	Ag mg kg^{-1}
Scorpaena spp.	<LD	3.100	3.236	0.355	<LD	0.668	0.084
Lutjanus spp.	0.030	4.160	1.188	0.331	<LD	<LD	0.150
Sphoeroides lobatus	3.276	23.898	<LD	1.035	<LD	<LD	1.724
Megapitaria spp.	1.098	8.849	10.548	4.540	<LD	0.223	0.193
Panulirus spp.	0.509	18.276	1.138	1.420	<LD	<LD	0.103
Modiolus spp.	4.607	6.488	2.379	1.825	0.403	0.595	0.171
Dosina spp.	37.094	7.095	16.347	1.035	<LD	0.116	0.078
Anisotremus spp.	<LD	27.000	2.254	0.318	<LD	<LD	0.089
Bodianus spp.	<LD	4.027	1.583	0.410	<LD	<LD	0.313
Pomacanthidae	0.235	2.715	2.450	0.235	<LD	<LD	0.045
Dasyatis spp.	<LD	6.588	<LD	0.496	<LD	<LD	0.676

6.2. Biomagnificación

6.2.1. Biomagnificación en Ag

El factor de biomagnificación (FBM) fue estimado utilizando las presas en el contenido estomacal y las posibles presas que pudiera contribuir a la dieta de *R. longurio*. Para el caso de los ítems del contenido estomacal, el pez *Scorpaena* spp. fue el principal contribuyente en la biomagnificación de Ag con un FBM de 4.96, seguido de *Panulirus* spp. con un FBM de 3.40. Mientras que, las presas potenciales de la familia Pomacanthidae con 6.11 y del género *Anisotremus* spp. con 4.17 contribuyen de manera importante a la biomagnificación de la Ag. De hecho, el FBM incremento conforme aumenta el nivel trófico (Fig.9).

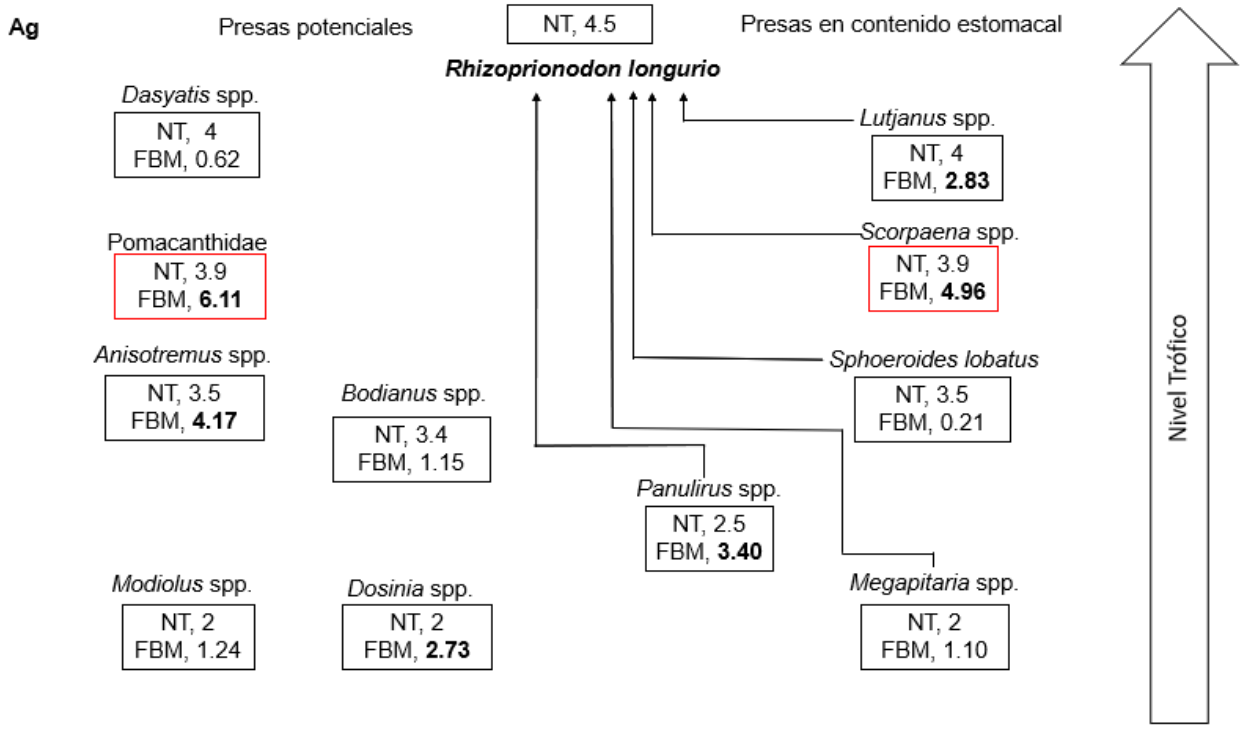

Figura 9. Niveles tróficos de las presas y el factor de biomagnificación Ag hacia el tiburón *Rhizoprionodon longurio* en su cadena alimenticia en la costa occidental de Baja California Sur y Golfo de California, México.

6.2.2. Biomagnificación en Cu

Para el caso del Cu, el FBM más alto lo presento el pez perteneciente al género *Lutjanus* spp. (2.99) seguido del género *Scopaena* spp. (2.68). En el caso de las presas potenciales, la familia Pomacanthidae con 2.7 y del género *Anisotremus* spp. con 2.69 contribuyen de manera importante a la biomagnificación, los factores de biomagnificación aumentaron conforme al nivel trófico parecen tener una tendencia de aumento con respecto al aumento de los niveles tróficos de las presas (en contenido estomacal y potenciales), mostrando una tendencia de biomagnificación, a pesar de que en algunas presas de niveles tróficos primarios parecen no estar transfiriendo este EPT a través de la red trófica (valores <1) (Fig.10).

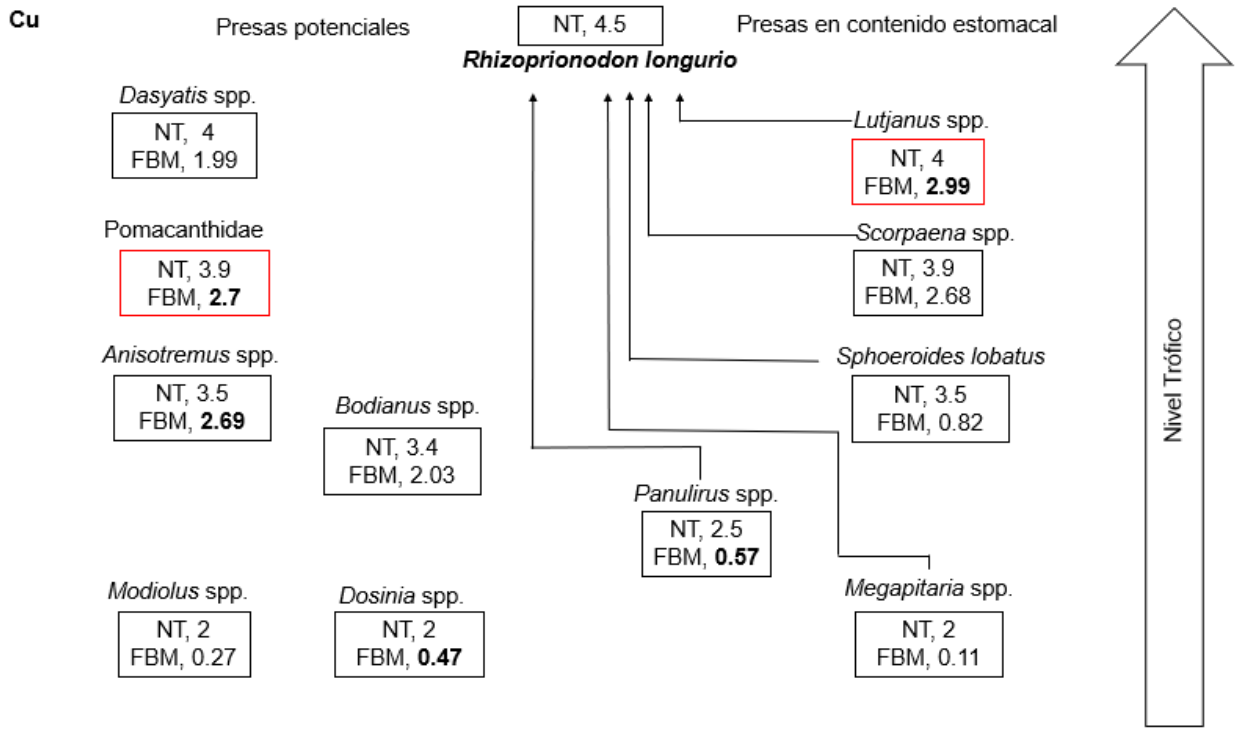

Figura 10. Niveles tróficos de las presas y el factor de biomagnificación Cu hacia el tiburón *Rhizopriondon longurio* en su cadena alimenticia en la costa occidental de Baja California Sur y Golfo de California, México.

6.2.3. Biomagnificación en Mn

En el caso del elemento Mn el FBM más alto lo obtuvo la especie de pez del género *Lutjanus* spp., seguido del crustáceo *Panulirus* spp., mientras que, para las presas potenciales, el pez perteneciente a la familia Pomachatidae fue la que obtuvo el mayor FBM seguido del bivalvo *Dosinia* spp. Para este elemento la tendencia en los FBM no parece aumentar de manera clara, tanto en especies potenciales como encontradas dentro de los contenidos estomacales, mostrando poca transferencia de este elemento por parte de sus presas, sin embargo, las especies de pez y crustáceo *Lutjanus* spp. y *Panulirus* spp. son los principales contribuyentes en la biomagnificación de Mn (Fig.11).

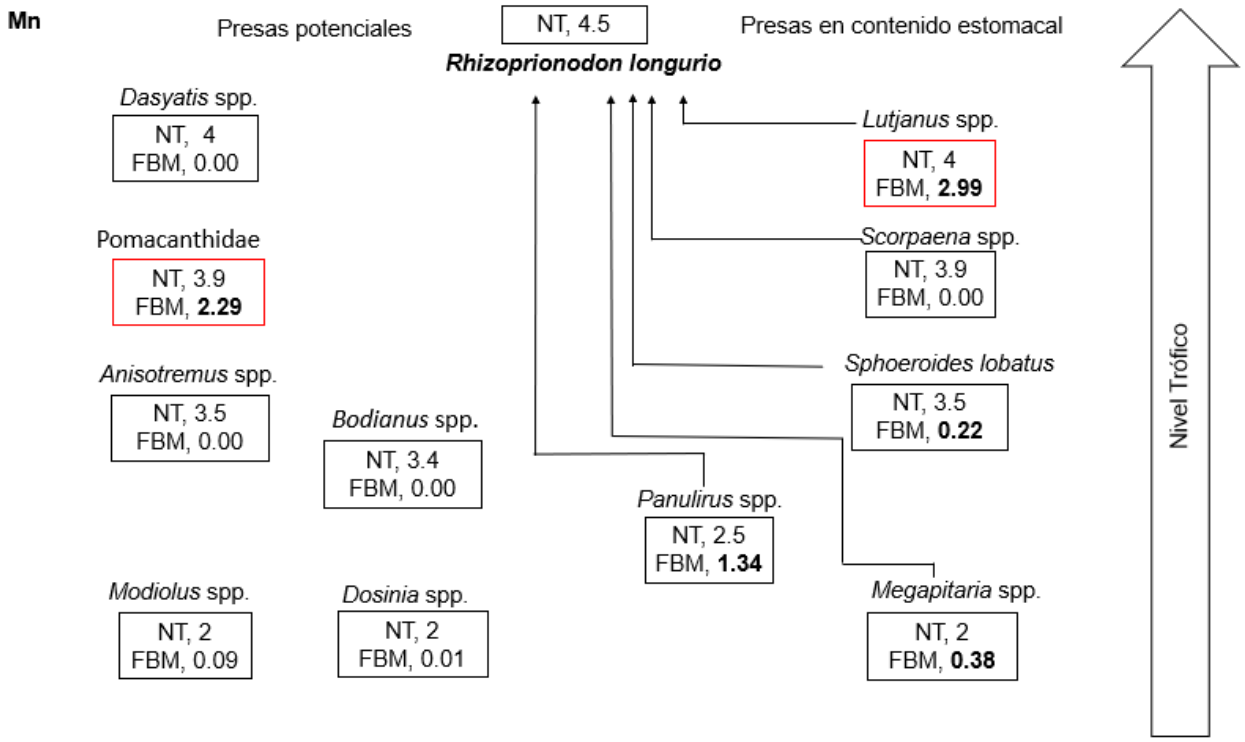

Figura 11. Niveles tróficos de las presas y el factor de biomagnificación Mn hacia el tiburón *Rhizoprionodon longurio* en su cadena alimenticia en la costa occidental de Baja California Sur y Golfo de California, México.

6.2.4. Biomagnificación en Zn

Para el elemento Zn, en el caso de los ítems del contenido estomacal, las especies pertenecientes a los géneros *Lutjanus* spp. y *Scorpena* spp. fueron los principales contribuyentes en la biomagnificación de Zn con FBM de 3.61y 4.72 respectivamente, mientras que, en el caso de las presas potenciales, el pez perteneciente a la familia Pomachatidae fue el que obtuvo el mayor FBM (3.60), seguida de la especie de pez *Bodianus* spp. (3.17), especies que contribuyen de manera importante a la biomagnificación del Zn. No obstante, los factores de biomagnificación aumentaron conforme al nivel trófico solo en algunas presas a partir de los niveles tróficos de 3.4, mostrando una tendencia de aumento con respecto al incremento de los niveles tróficos de las presas (en contenido estomacal y potenciales), evidenciando una tendencia de biomagnificación, esto a pesar de que en algunas presas de niveles tróficos primarios como *Modiolus* sp, *Dosinia* spp. y *Megapitaria* spp., muestran FBM superiores a algunas presas con niveles tróficos más altos (Fig.12).

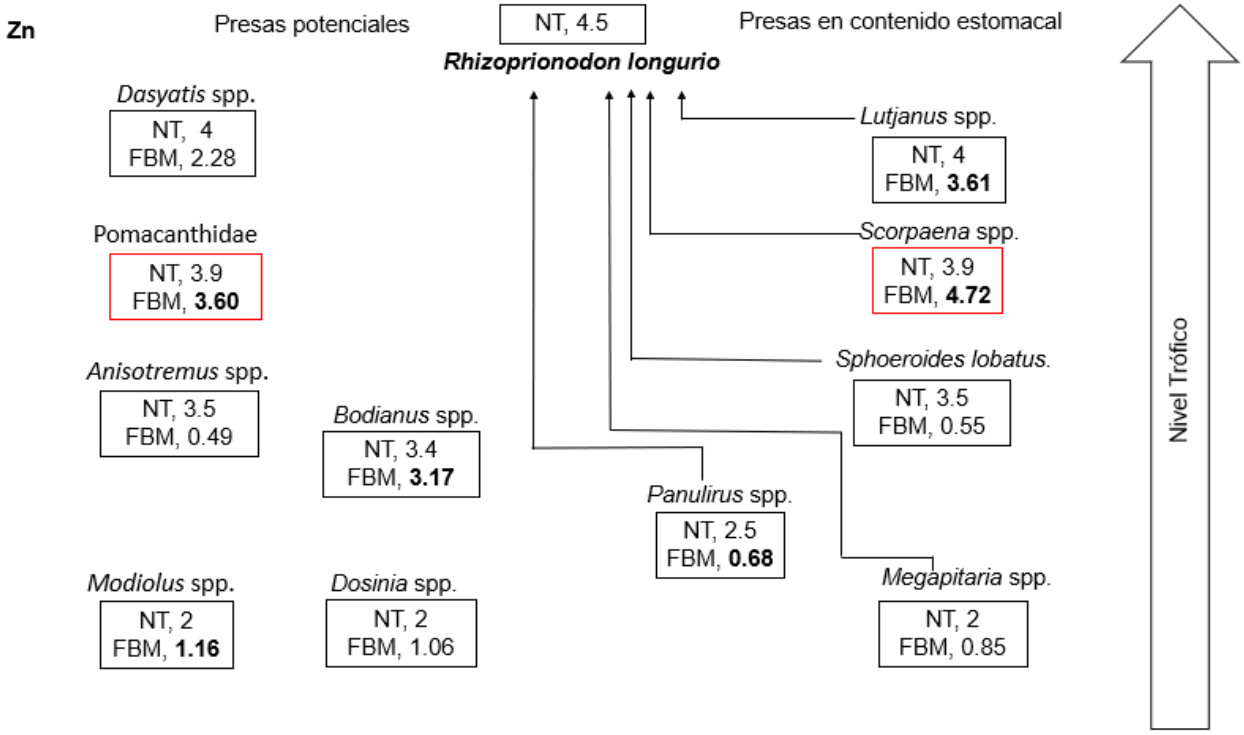

Figura 12. Niveles tróficos de las presas y el factor de biomagnificación Zn hacia el tiburón *Rhizoprioondon longurio* en su cadena alimenticia en la costa occidental de Baja California Sur y Golfo de California, México.

6.2.5. Biomagnificación en Fe

Para el caso de Fe, el FBM más alto se presentó en el género *Lutjanus* spp. (39.08) seguido de la especie de crustáceo *Panulirus* spp. (33.65). En el caso de las presas potenciales, las especies de pez *Bodianus* spp. (24.92) y *Anisotremus* spp. (18.01) fueron las que obtuvieron los FBM más alto. Estas especies, contribuyeron de manera importante a la biomagnificación de Fe (Fig. 13). Los factores de biomagnificación mostraron un aumento conforme al nivel trófico, se detectó una tendencia al aumento con respecto al incremento de los niveles tróficos de las presas, mostrando una tendencia de biomagnificación, por lo que existe una transferencia de este elemento por parte de la mayoría de las presas al depredador. Cabe resaltar que el Fe fue el elemento con los FBM más altos en relación con los demás elementos analizados.

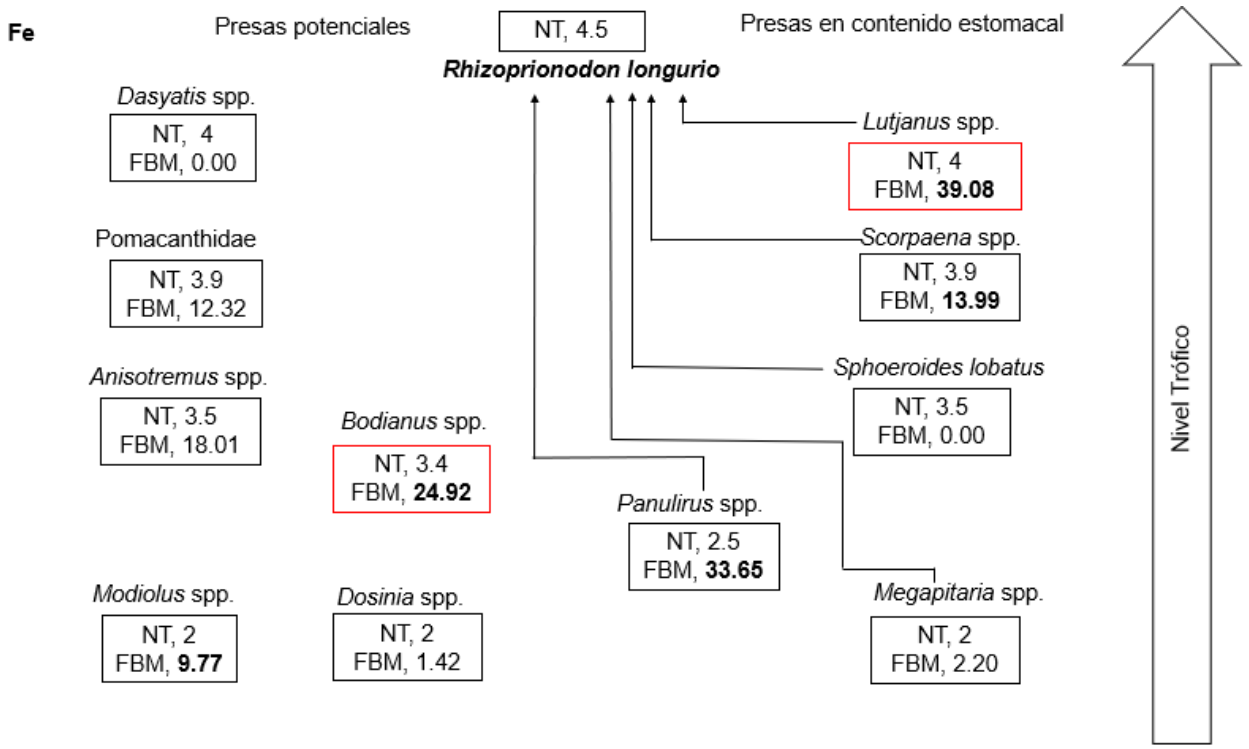

Figura 13. Niveles tróficos de las presas y el factor de biomagnificación Fe hacia el tiburón *Rhizoprionodon longurio* en su cadena alimenticia en la costa occidental de Baja California Sur y Golfo de California, México.

6.2.6. Biomagnificación en Cd

Para Cd, los ítems del contenido estomacal, la especie de pez *Scopaena* spp. fue el principal contribuyente en la biomagnificación de Cd con un FBM de 0.68, seguido del molusco *Megapitaria* spp. con un FBM de 1.05 y en para el caso de las presas potenciales solo el bivalvo *Dosinia* spp. fue la única presa que contribuye a la biomagnificación de este elemento con un FBM de 2.0. Para Cd no se observó un incremento del FBM con relación a los niveles tróficos, ya que la mayoría de las presas (en contenido estomacal y potenciales) mostraron FBM inferiores a 0.00, donde no fue detectada una tendencia de biomagnificación, por lo tanto, existe poca o nula transferencia de este elemento por parte de sus presas hacia el depredador (Fig. 14).

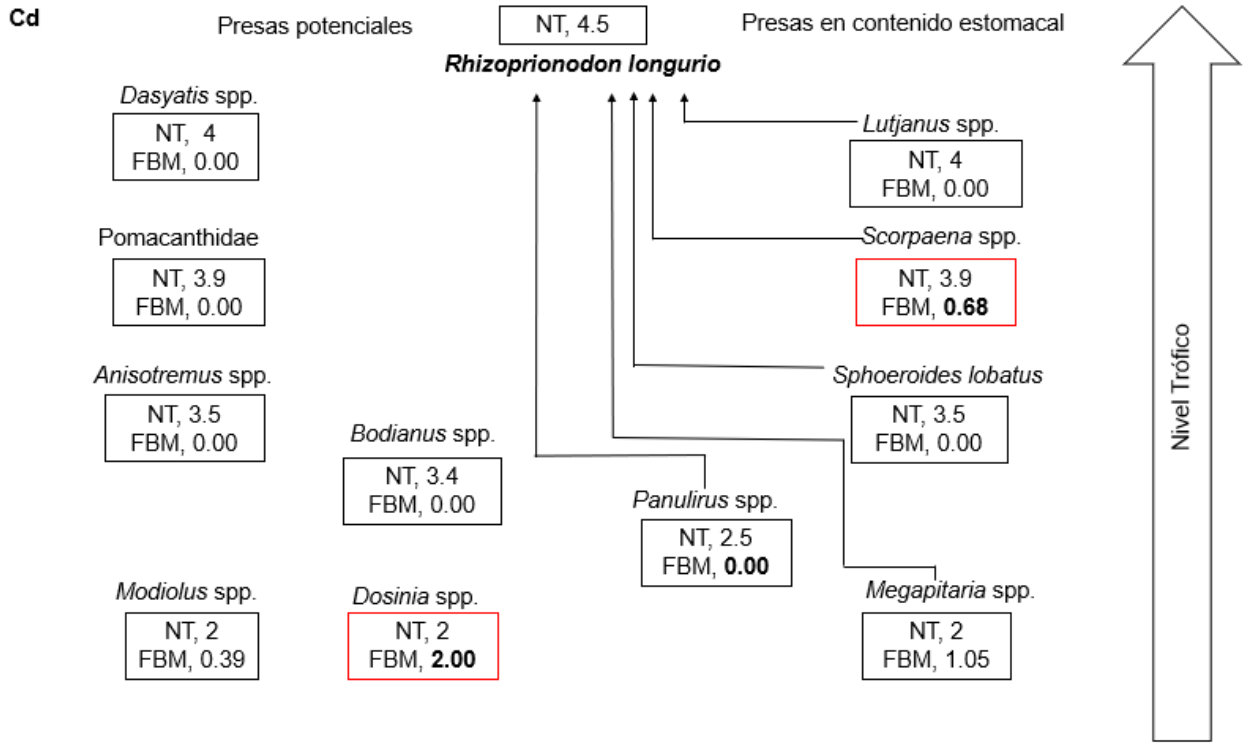

Figura 14. Niveles tróficos de las presas y el factor de biomagnificación Fe hacia el tiburón *Rhizopriondon longurio* en su cadena alimenticia en la costa occidental de Baja California Sur y Golfo de California, México.

6.3 Bioacumulación.

La concentración de los EPT en los tejidos muscular y hepático con respecto a la talla del tiburón *Rhizoprionodon longurio* son mostrados en las figuras 15 y 16, respectivamente. La concentración de Cu, Fe, Mn, Zn y Ag fue disminuyendo con respecto a la talla de los organismos con excepción para Cd. La concentración de Cd fue mayor para organismos con talla >90 cm. La correlación entre las concentraciones de EPT Cu, Fe, Mn, Zn, Ag y Cd con la talla en el tejido muscular de *R. longurio* en ps mostró coeficientes de determinación significativos únicamente en los elementos ($p<0.05$) Fe, Mn y Ag. Se observó una correlación negativa entre las concentraciones de Fe y Mn con la talla de *R. longurio*, mientras que las concentraciones de Cu y Zn con la talla a pesar de no ser significativas fueron negativas. En el caso del músculo, se observó una tendencia de disminución en las concentraciones de la mayoría de los EPT con respecto a la talla, a excepción del Cd, donde se muestra que en el tejido muscular parece no existir un fuerte grado de bioacumulación.

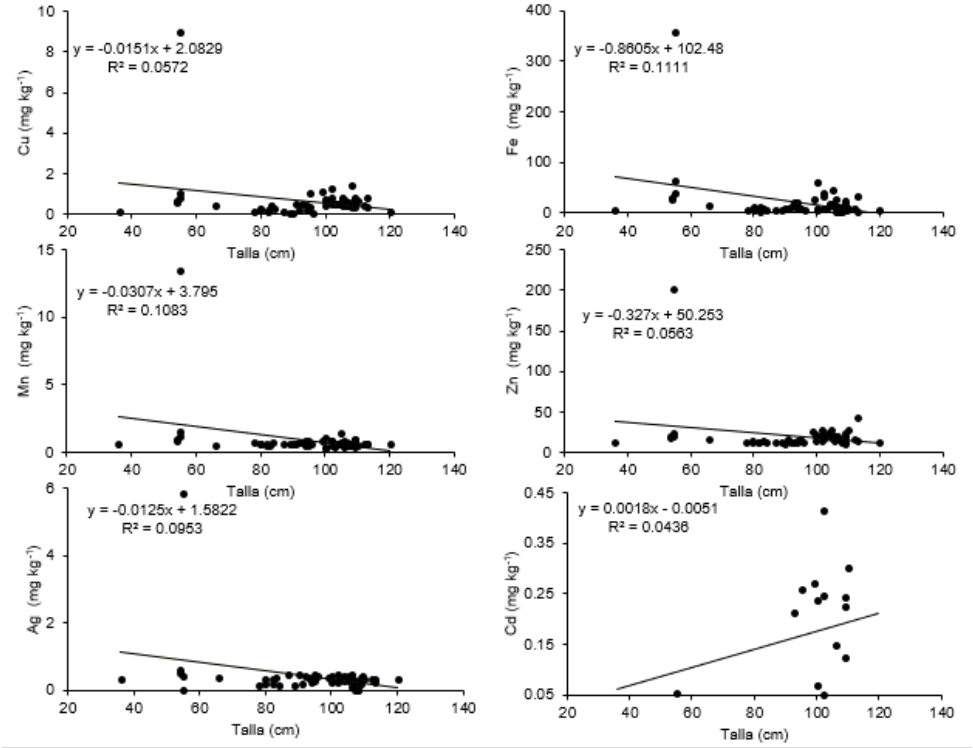

Figura 15. Correlación entre las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos esenciales y no esenciales Cu. Fe, Mn, Zn, Ag, Cd y la talla en el tejido muscular de *Rhizoprionodon longurio* en peso seco (ps).

La concentración de los EPT para tejido hepático tuvo un discreto incremento para Cu, Fe, Zn y Cd y decremento para Mn y Ag con respecto a la talla (Fig.16). El coeficiente de determinación fue muy bajo para todos los EPT, donde fue significativo para Fe y Cd ($p < 0.001$ y $p < 0.01$ respectivamente). Se observó una correlación positiva significativa entre las concentraciones de Fe, Cu, Zn, Cd con la talla de *Rhizoprionodon longurio*, mientras que las concentraciones de Mn y Ag con la talla presento correlaciones negativas no significativas. En comparación con el músculo, en el caso del hígado si se observó una tendencia de aumento de las concentraciones de la mayoría de los EPT con respecto a la talla, a excepción del Mn, mostrando que en el tejido hepático existe una débil bioacumulación para todos los EPT, siendo el de mayor grado el Fe y para los no esenciales el Cd fue el elemento en el que se vio mejor reflejada la bioacumulación

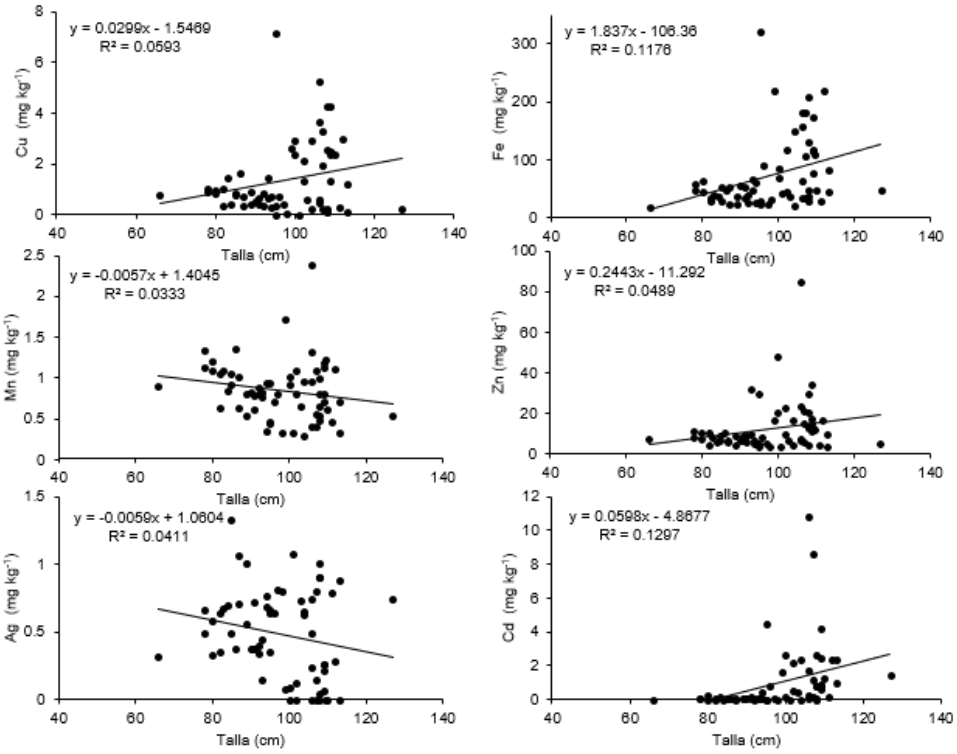

Figura 16. Correlación entre las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos Cu. Fe, Mn, Zn, Ag, Cd y la talla en el tejido hepático de *Rhizoprionodon longurio* en peso seco (ps).

6.4. Relación entre elementos potencialmente tóxicos en músculo e hígado

6.4.1. Manganeso vs. cadmio y plata

La relación entre Mn y Cd mostró una correlación positiva significativa en tejido hepático (Fig.17 b, p <0.01). Mientras que, el Mn y Cd en el tejido muscular tuvo correlación negativa no significativa (Fig.17 a, p = 0.24). En el caso del tejido hepático, la relación Mn y Ag fue negativa y significativa (p <0.01) (Fig.17 d). Para el tejido muscular, la relación Mn y Ag fue positiva y significativa (p <0.01) (Fig.17 c). En peso seco la relación entre Mn y Cd mostró una correlación positiva significativa en tejido hepático (p < 0.05) (Fig.17b). Mientras que, en el tejido muscular la correlación fue negativa no significativa (Fig.17 a, p=0.502) y para la relación en peso seco entre Mn y Ag obtuvo una correlación negativa significativa en el tejido hepático (P < 0.001) (Fig.17 d), mientras que para el tejido muscular (P= 0.054) se obtuvo una correlación positiva pero no fue significativa (Fig.17 c).

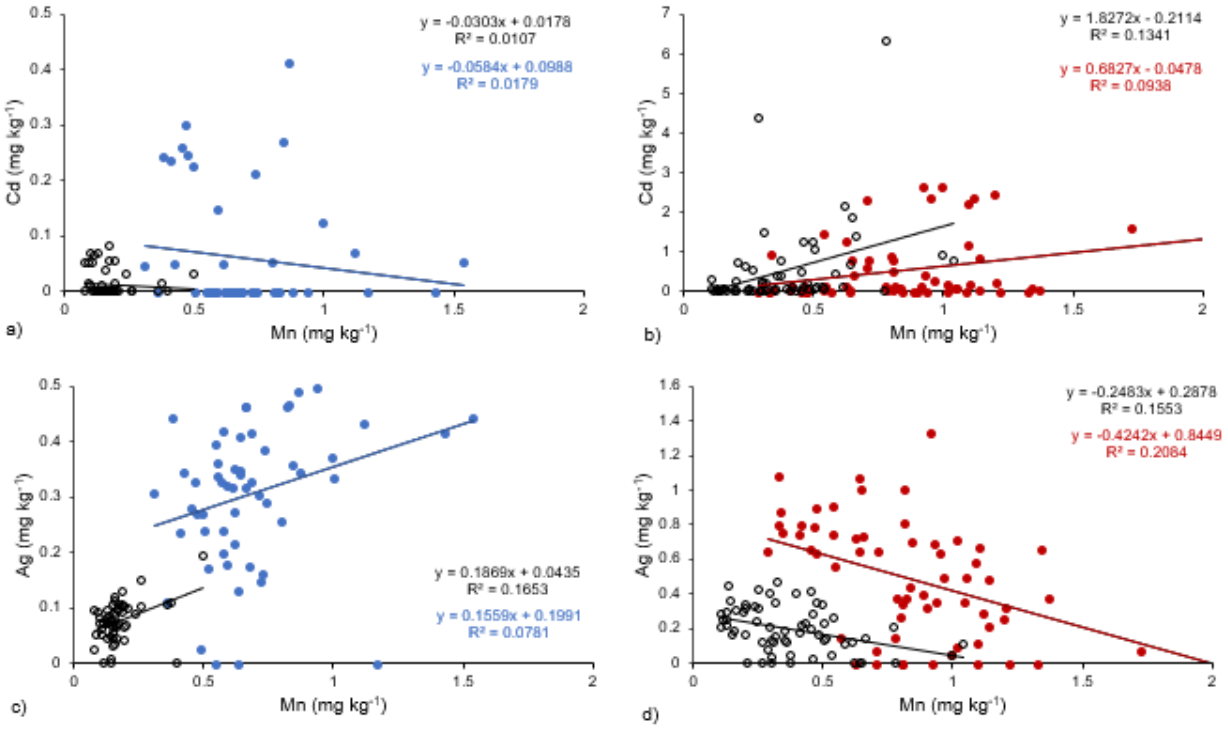

Figura 17. Relación de concentración de elementos potencialmente tóxicos entre manganeso (Mn) y cadmio (Cd) en tejidos de *R. longurio*, a) tejido muscular Mn/Cd, b) tejido hepático Mn/Cd. Manganeso y plata (Ag) en tejidos de *R. longurio*, c) tejido muscular Mn/Ag, d) tejido hepático Mn/Ag (círculos negros peso húmedo, círculos azul y rojo, peso seco).

6.4.2. Zinc vs cadmio y plata

La relación entre Zn y Cd mostró una relación positiva significativa en el tejido hepático (Fig.18 b, P < 0.01). Mientras que, el tejido muscular, la correlación fue negativa no significativa (Fig.18 b). En el caso de la relación entre Zn y Ag la correlación fue negativa significativa para tejido hepático (P < 0.01, Fig.18 d) y para el tejido muscular la correlación fue positiva significativa (p < 0.05, Fig.18 c). En el caso del peso seco la relación entre Zn y Cd mostró una relación positiva significativa en tejido hepático (P<0.05) (Fig.18 b) mientras que, el tejido muscular, la correlación fue positiva, pero no significativa (Fig.18 a, p=0.176), para la relación entre Zn y Ag fue la correlación fue negativa significativa para tejido hepático (p<0.001) (Fig.18 d) y para el tejido muscular la correlación fue positiva significativa (p<0.05) (Fig.18 c).

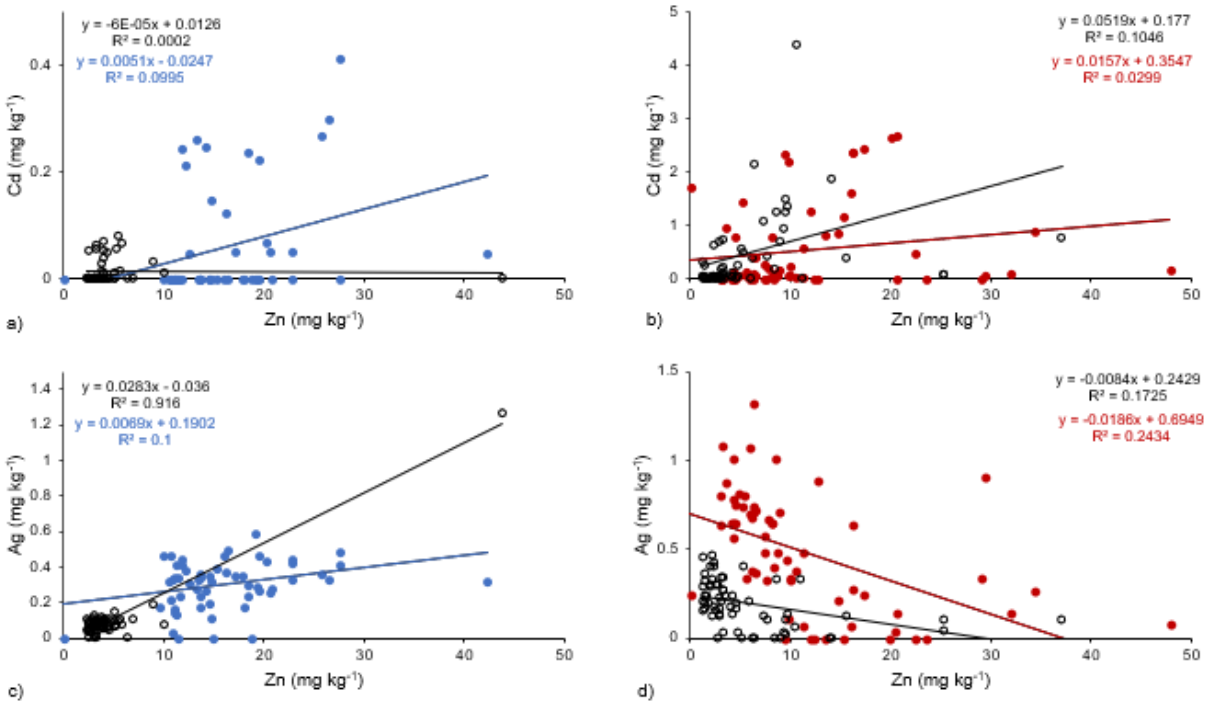

Figura 18. Relación de concentración de elementos potencialmente tóxicos entre zinc (Zn) y cadmio (Cd) en tejidos de *R. longurio*, a) tejido muscular Zn/Cd, b) tejido hepático Zn/Cd. Zinc y plata (Ag) en tejidos de *R. longurio*, c) tejido muscular Zn/Ag, d) tejido hepático Zn/Ag (círculos negros peso húmedo, círculos azul y rojo, peso seco).

6.4.3. Hierro vs cadmio y plata

La relación Fe y Cd mostró una correlación positiva significativa en tejido hepático ($p < 0.001$, Fig.19 b) y en el músculo la correlación no fue significativa (Fig.19 a). El cadmio tiende a aumentar al aumentar la concentración de hierro. La correlación entre Fe y Ag fue negativa significativa en el hígado ($p < 0.001$) (Fig.19 d) y en el músculo fue positiva significativa ($p < 0.001$) (Fig.19 c). En peso seco la relación Fe y Cd mostró una correlación positiva significativa en tejido hepático, ($p < 0.001$, Fig.19 b). A diferencia del tejido el muscular, el cual no mostró una correlación significativa pero positiva (Fig.19 a, $p=0.308$). Para la relación en ps entre Fe y Ag fue negativa significativa en hígado ($P < 0.001$) $r^2= 0.311$ (Fig.19 d) y en músculo fue positiva significativa ($P < 0.001$) (Fig.19 c).

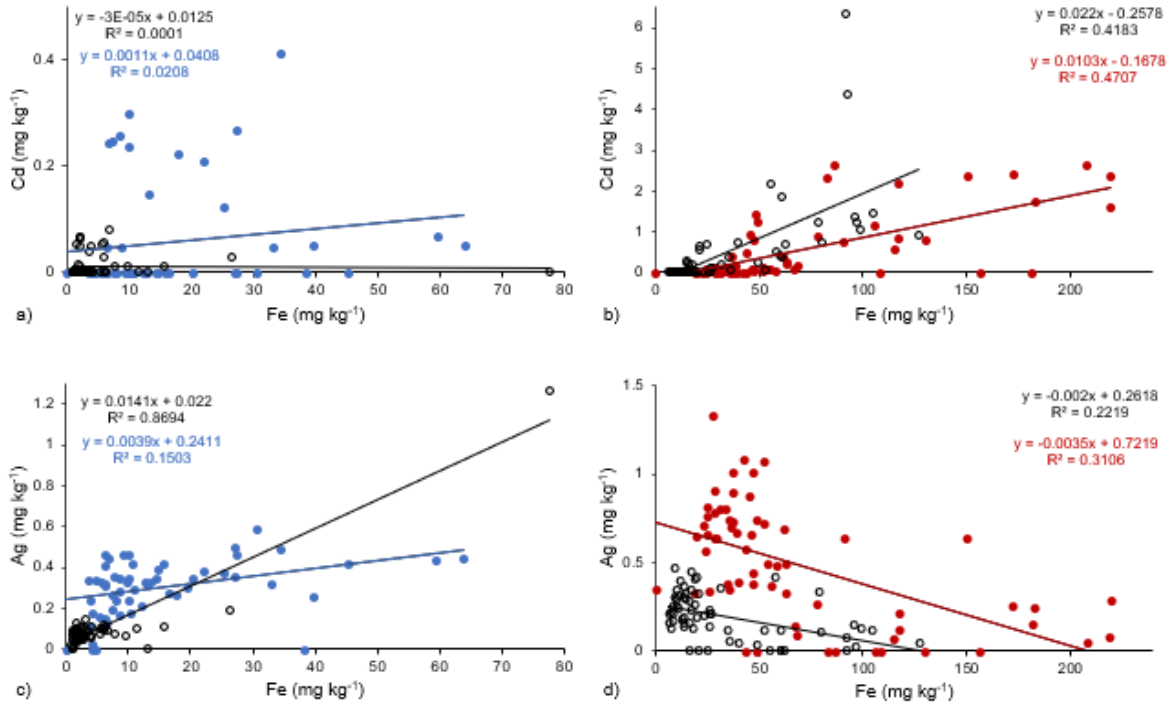

Figura 19. Relación de concentración de elementos potencialmente tóxicos entre Fe y cadmio en tejidos de *R. longurio*, a) tejido muscular Fe/Cd, b) tejido hepático Fe/Cd. Fe y Ag en tejidos de *R. longurio*, c) tejido muscular Fe/Ag, d) tejido hepático Fe/Ag (círculos negros peso húmedo, círculos azul y rojo, peso seco).

6.4.4. Cobre vs cadmio y plata

La relación entre Cu y Cd fue positiva y significativa tanto para tejido hepático ($p < 0.001$) como muscular ($p < 0.01$) (Fig.20 a, b). La relación entre Cu y Ag mostró una relación negativa significativa en tejido hepático ($p < 0.001$) (Fig.20 d) y en el tejido muscular la correlación no fue significativa (Fig.20 c) En peso seco la relación entre Cu y Cd fue positiva y significativa para el tejido hepático ($p < 0.001$) (Fig.20 b), esto al igual que el tejido muscular la correlación fue positiva, pero no significativa (Fig.20 a, $p=0.675$). La relación entre Cu y Ag en peso seco mostró una correlación negativa significativa en tejido hepático ($p < 0.001$) (Fig.20 d) y en tejido muscular la correlación no fue significativa (Fig.20 c).

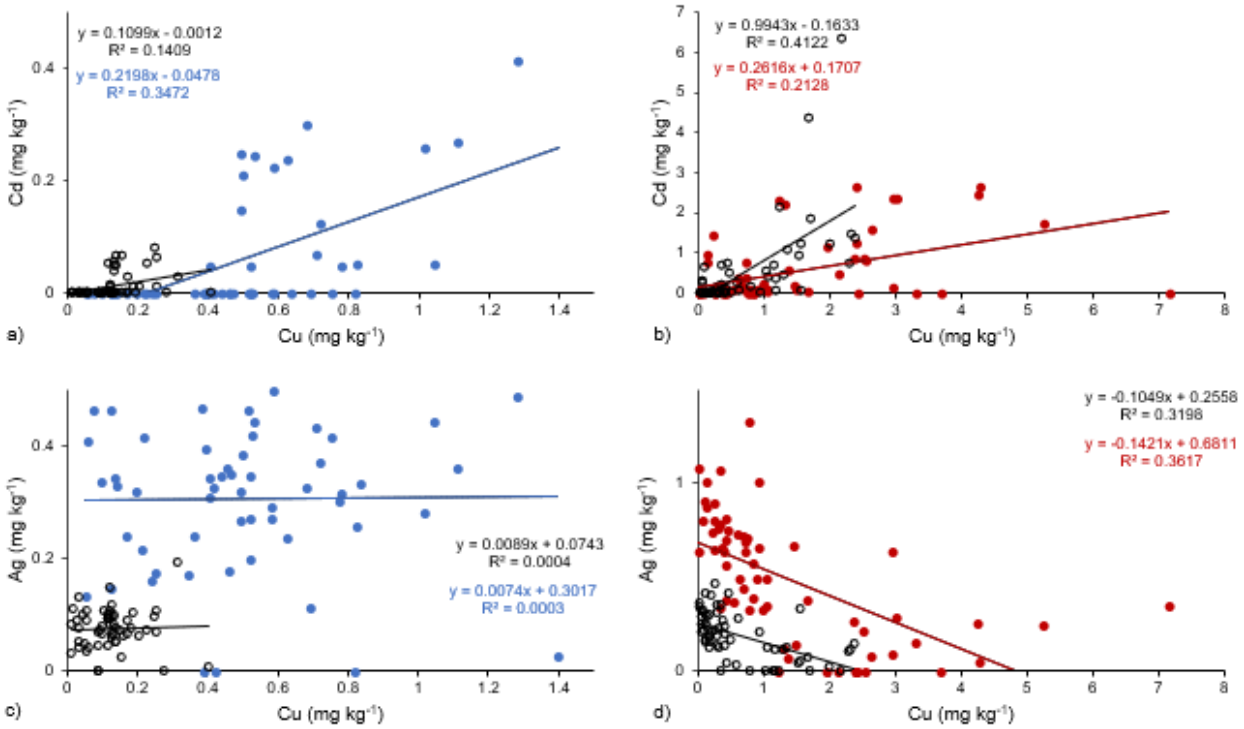

Figura 20. Relación de concentración de elementos potencialmente tóxicos entre Cu y Cd en tejidos de *R. longurio*, a) tejido muscular Cu/Cd, b) tejido hepático Cu/Cd. Cu y Ag en tejidos de *R. longurio*, c) tejido muscular Cu/Ag, d) tejido hepático Cu/Ag (círculos negros peso húmedo, círculos azul y rojo, peso seco.

6.4.5. Manganeso vs zinc y hierro

La relación entre Mn y Zn mostró una correlación positiva significativa para hígado, con un valor ($p < 0.001$) (Fig.21 b) y para músculo la correlación fue positiva y significativa $p < 0.001$ (Fig.21 a). La relación entre Mn y Fe obtuvo una correlación positiva significativa en ambos tejidos ($p < 0.001$) (Fig.21 c, d). En peso seco la relación entre Mn y Zn mostró una correlación positiva no significativa para hígado (Fig.21 b, P=0.185) y para músculo mostró una correlación positiva significativa (P<0.05) (Fig.21 a). Y para la relación entre los elementos esenciales en ps, Mn y Fe la correlación fue positiva significativa en el tejido hepático y muscular (P<0.001) (Fig.21 c, d).

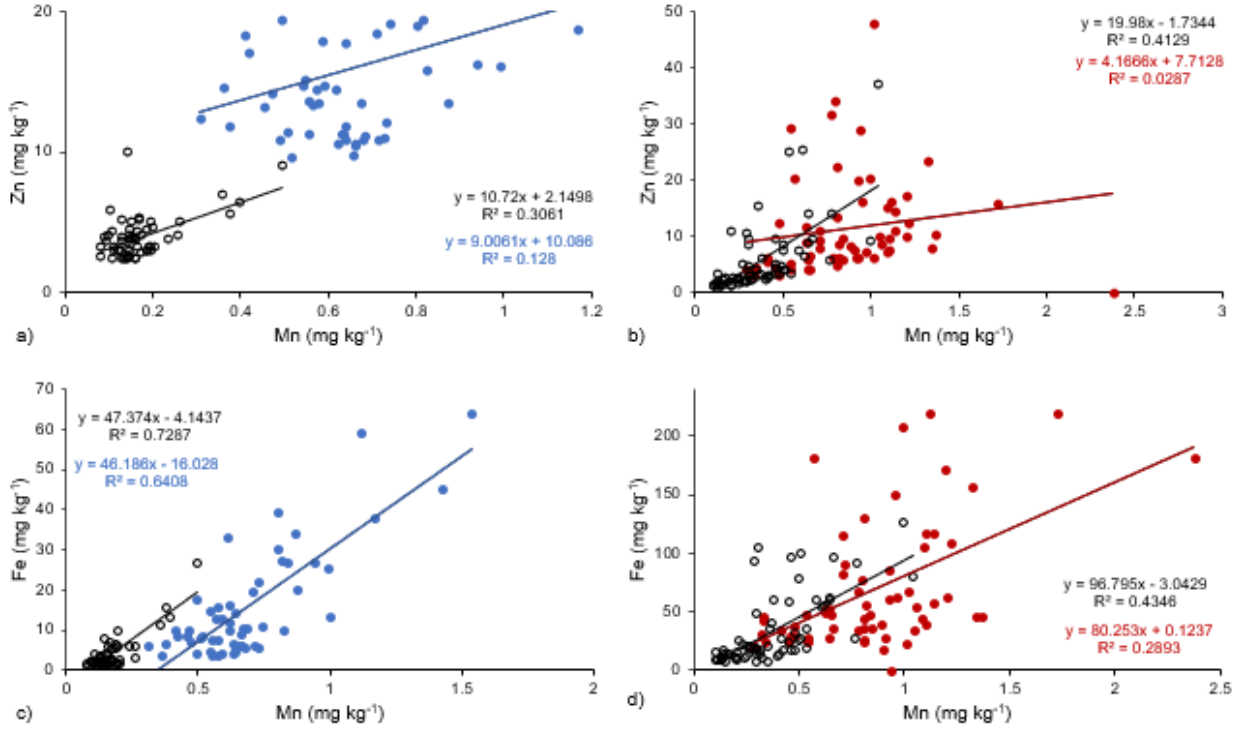

Figura 21. Relación de concentración de elementos potencialmente tóxicos entre Mn y Zn en tejidos de *R. longurio*, a) tejido muscular Mn/Zn, b) tejido hepático Mn/Zn. Manganeso y Hierro (Fe) en tejidos de *R. longurio*, c) tejido muscular Mn/Fe, d) tejido hepático Mn/Fe (círculos negros peso húmedo, círculos azul y rojo, peso seco.

6.4.6. Manganeso vs cobre, zinc vs hierro

La relación entre Mn y Cu obtuvo una correlación positiva significativa para ambos tejidos, tejido de hígado ($P < 0.001$) y muscular ($p < 0.01$) (Fig.22 a, b). La relación entre Zn y Fe mostró una correlación positiva significativa para ambos tejidos ($p < 0.001$) (Fig.22 c, d). En peso seco la relación entre los elementos esenciales de Mn y Cu obtuvo una correlación positiva significativa para ambos tejidos ($p < 0.001$) (Fig.22 a, b). La relación entre los elementos esenciales Zn y Fe mostró una correlación positiva significativa para músculo ($p < 0.001$) e hígado ($p <0.05$) (Fig.22 c, d).

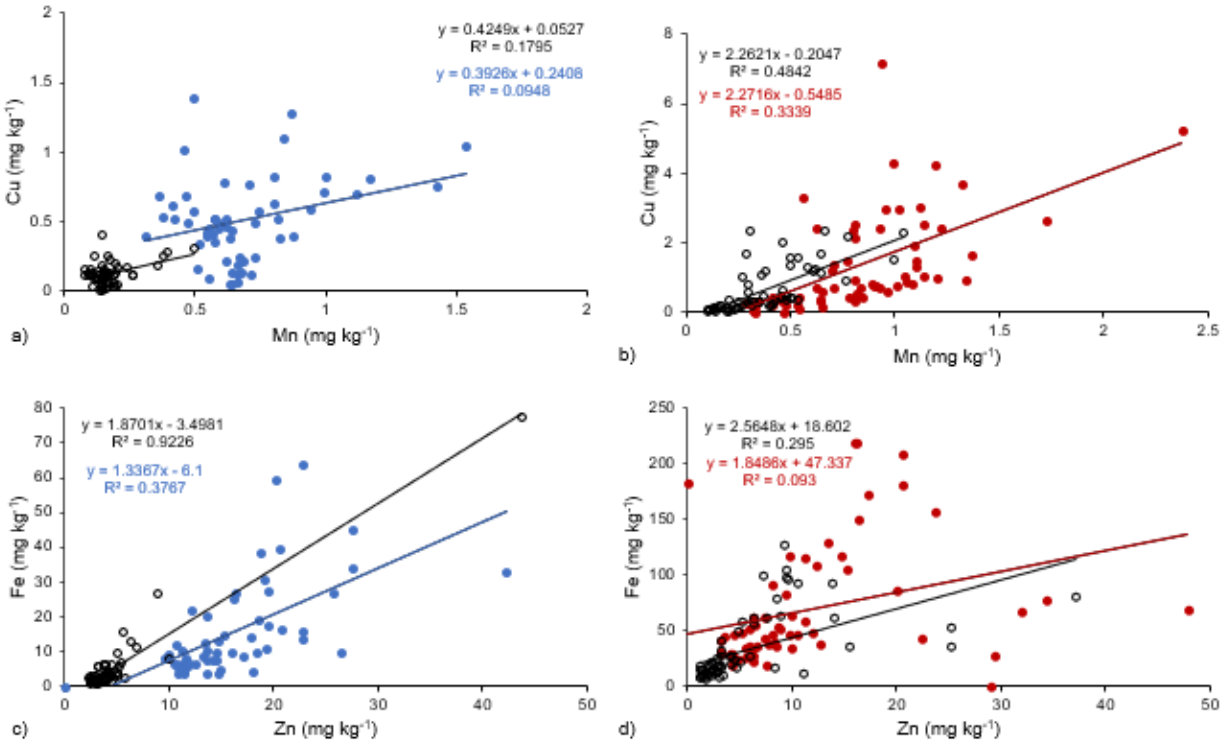

Figura 22. Relación de concentración de elementos potencialmente tóxicos entre Mn y Cu en tejidos de *R. longurio*, a) tejido muscular Mn/Cu, b) tejido hepático Mn/Cu. Zinc y hierro en tejidos de *R. longurio*, c) tejido muscular Zn/Fe, d) tejido hepático Zn/Fe (círculos negros peso húmedo, círculos azul y rojo, peso seco.

6.4.7. Zinc vs cobre y hierro vs cobre

La relación entre Zn y Cu obtuvo una correlación positiva significativa para hígado y músculo ($p < 0.001$, Fig.23 a, b). La relación entre Fe y Cu obtuvo una correlación significativa para hígado tejidos, ($p< 0.001$) (Fig.23 d), mientras que en el músculo se encontró una correlación positiva pero no significativa (Fig.23 c). En peso seco la relación entre Zn y Cu obtuvo una correlación positiva significativa para hígado y músculo ($p < 0.001$) (Fig.23 a, b). Al igual que la relación entre Fe y Cu obtuvo una correlación positiva significativa para ambos tejidos ($p< 0.001$) (Fig.23 c, d).

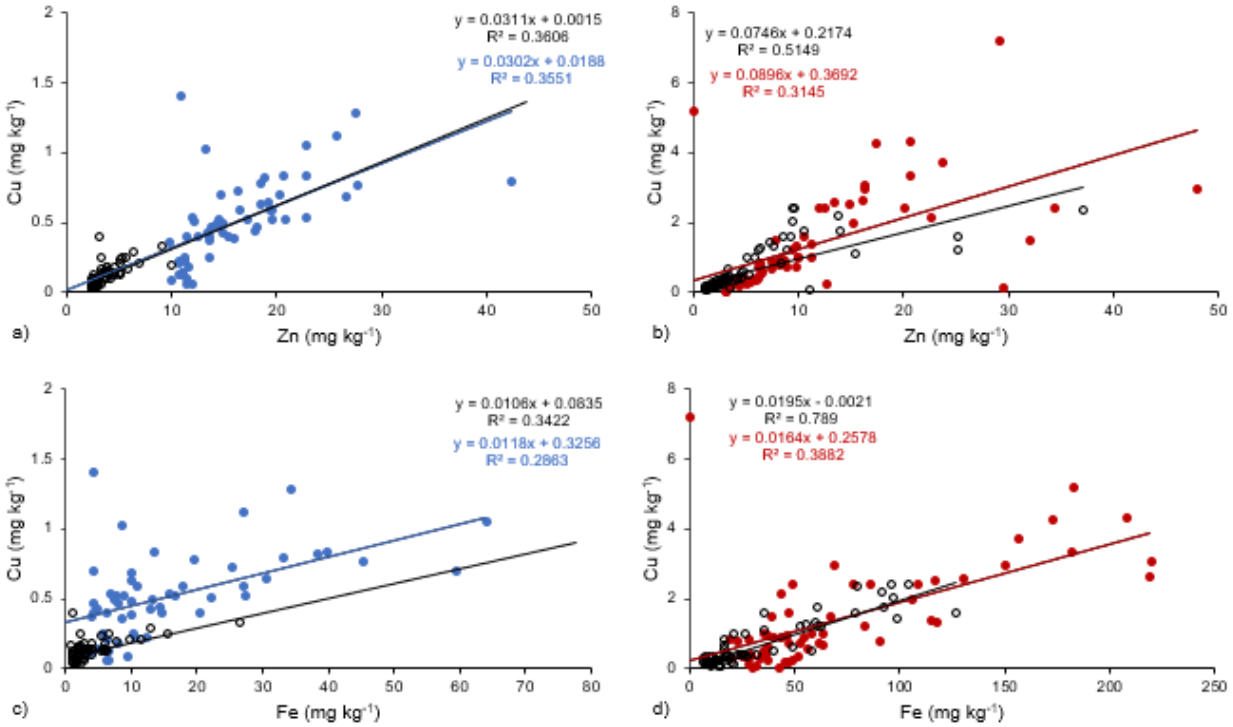

Figura 23. Relación de concentración de elementos potencialmente tóxicos entre Zn y Cu en tejidos de *R. longurio*, a) tejido muscular Zn/Cu, b) tejido hepático Zn/Cu. Hierro (Fe) y cobre (Cu) en tejidos de *R. longurio*, c) tejido muscular Fe/Mn, d) tejido hepático Fe/Cu (círculos negros peso húmedo, círculos azul y rojo, peso seco).

6.4.8. Plata vs cadmio

La relación entre Ag y Cd mostró una correlación negativa significativa en el tejido hepático ($p < 0.001$, Fig.24 b). Mientras que en tejido muscular fue positiva sin embargo no significativa ($p=250$) (Fig.24 a). La relación en peso seco de la correlación fue negativa significativa en el tejido hepático ($P< 0.001$) (Fig.24 b). Caso distinto al resultado que obtuvo el tejido muscular donde la correlación fue positiva, pero no significativo ($P=0.313$) (Fig.24 a).

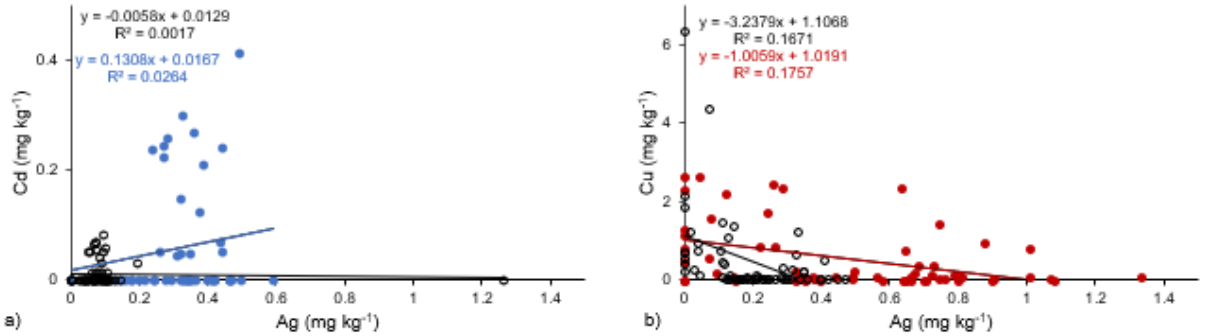

Figura 24. Relación de concentración de elementos potencialmente tóxicos entre Ag y Cd en tejidos de *R. longurio*, a) tejido muscular Ag/Cd, b) tejido hepático Ag/Cd (círculos negros peso húmedo, círculos azul y rojo, peso seco).

6.5. Riesgo toxicológico en tejido muscular de *Rhizoprionodon longurio*

En el caso de los elementos esenciales, los porcentajes de ingesta diaria de minerales más altos en el tiburón *Rhizoprionodon longurio* fueron el Fe y Zn con 1.43 %, 2.15 % y 1.62 % y 1.30 % para mujeres y hombres respectivamente. Mientras que los menores porcentajes estuvieron representados por Mn y Cu, en los cuales el Mn presenta 0.50 % y 0.39 % para mujeres y hombres respectivamente y el Cu presenta un 0.73 % para ambos sexos. Los porcentajes de ingesta diaria de estos elementos demuestran que esta especie de tiburón puede ser un recurso nutritivo (Tabla 5).

Tabla 5. Ingesta diaria de minerales (%) proporcionada por 100 g de peso húmedo del cazón *Rhizoprionodon longurio* estudiado de Santa Rosalía Baja California Sur México.

	Mn		Zn		Fe		
Especie	*M*	*H*	*M*	*H*	*M*	*H*	Cu
Rhizoprionodon longurio	0.50	0.39	1.62	1.30	1.43	2.15	0.73

M, mujer; *H,* hombre.

En el caso de los no esenciales, el Cd presento un porcentaje de ingesta semanal de 11.69, mientras que el elemento Pb al mostrar concentraciones por debajo del límite de detección, no se obtuvo un dato de este porcentaje. De esta manera el Cd y el Pb se encuentran dentro de la ingesta tolerable de acuerdo con lo estipulado por el ISTP (Tabla 6).

Tabla 6. Porcentaje de ingesta semanal (PIS) de elementos tóxicos (Cd y Pb) en comparación con ISTP.

Especie	Cd	Pb
Rhizoprionodon longurio	11.69	N.D

ISTP-ingesta semanal tolerable provisional; N.D, no disponible.

6.5.1. Límites permisibles

Al comparar los diferentes límites permisibles establecidos por distintas autoridades, con las concentraciones en el tejido muscular de *Rhizoprionodon longurio*, se determinó que las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en el músculo de *R. longurio* no superaron los límites permisibles de la mayoría de las autoridades, sin embargo, cabe mencionar que, en el caso de la Ag, aun no se cuentan con los límites permisibles para el consumo de peces (Tabla 7). De acuerdo con los limites permisibles la comparación con las concentraciones de los EPT determinados en el tejido de *R. longurio*, es seguro el consumo de este tiburón, sin embargo, es necesario tener en cuenta que algunos de los límites permisibles se encuentran muy cerca de las concentraciones de dichos elementos en el tejido muscular de este depredador, como lo es el Cu y el Cd.

Tabla 7. Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (mg kg^{-1}) en el músculo de *Rhizoprionodon longurio* de Santa Rosalía y los límites máximos permisibles de concentración de elementos potencialmente tóxicos en peso húmedo (ps) y peso seco (ps) para consumo humano establecidos por diversas organizaciones.

		Cu	Fe	Mn	Zn	Pb	Cd
***Rhizoprionodon longurio* (ww)**	**Santa Rosalia**	**0.16**	**5.26**	**0.22**	**4.68**	**<LD**	**0.04**
WHO/FAO 1983 (ph)	Internacional	30	---	---	30	0.5	0.05
WHO/FAO 1989 (ph)	Internacional	30	186	12.97	92.7	0.05	2.0
WHO/FAO 1989 (ph)	Internacional	30	100	1.0	100	2.0	1.0
EC 2005 (ph)	Europa	---	---	---	---	0.2	0.05
Turkish guidelines 2007 (ph)	Turkia	20	---	20	50	1.0	0.1
USDFA, 2001 (ph)	Estados Unidos	---	---	---	---	0.3	0.5
***Rhizoprionodon longurio* (ps)**	**Santa Rosalia**	**0.7**	**22**	**0.91**	**19.48**	**<LD**	**0.18**
NOM 2009 (DOF 2011) (ps)	México	---	---	---	---	2.5	---
NOM 1995 (ps)	México	---	---	---	---	1.0	2.5
EC 2006 (ps)	Europa	---	---	---	---	---	1.3

6.6. Espectrometría de absorción atómica y Análisis de XRF

Los resultados de la concentración de Fe, Zn, Mn, Cu, Ag y Cd obtenidas por EAA fueron correlacionados con la estimación obtenida del análisis de XRF. El coeficiente de determinación de la concentración de elementos potencialmente tóxicos para músculo e hígado por ambas técnicas son mostrados en la Tabla 8. Los elementos Zn (R^2=0.784) y Fe (R^2=0.911) en músculo fueron significativos. Mientras que, el coeficiente de determinación para Zn (R^2=0.250) fue bajo y para Fe (R^2=0.752) fue significativo (Figura 25, 26) (Tabla 8). El resto de los elementos Mn, Cu, Ag y Cd tuvieron un bajo coeficiente de determinación.

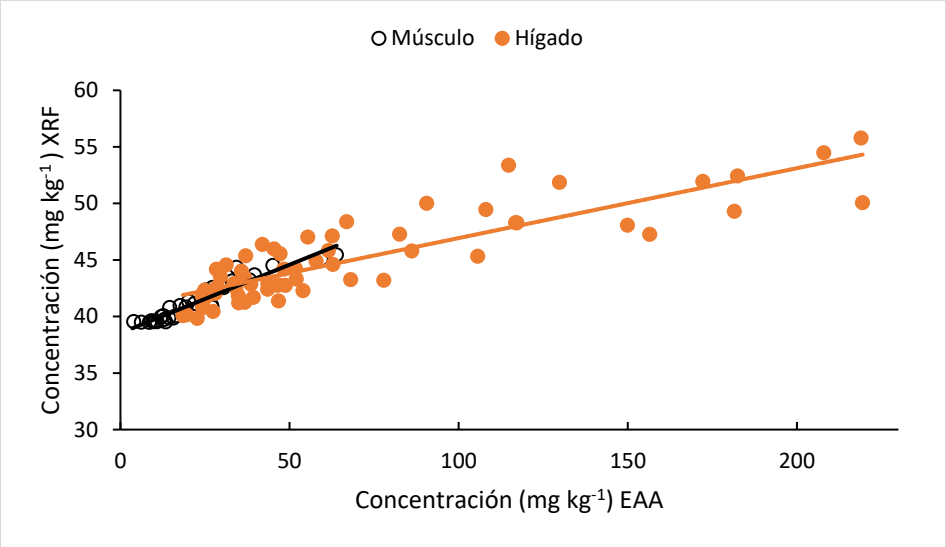

Figura 25. Correlación de la concentración en ps de Fe entre las técnicas de EAA y XRF en el tejido muscular y hepático de *Rhizoprionodon longurio*.

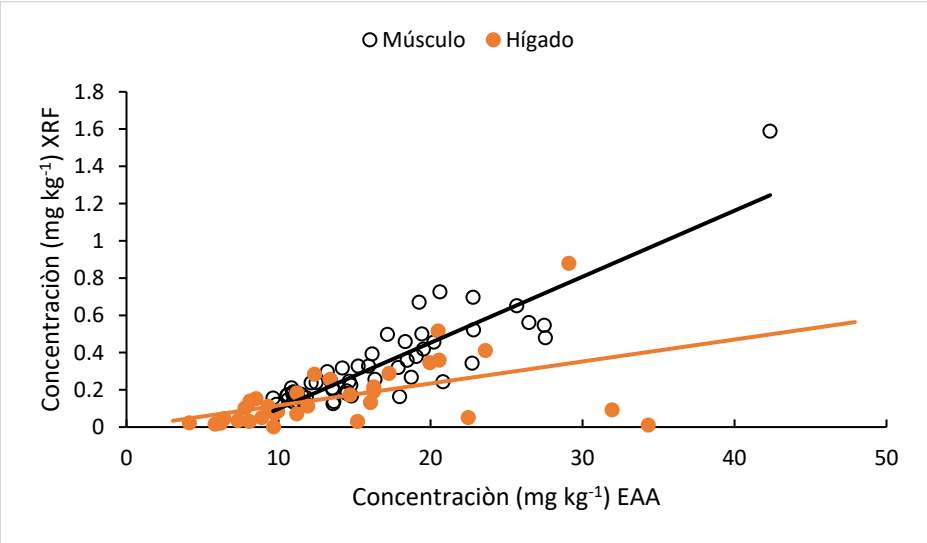

Figura 26. Correlación de la concentración en ps de Zn entre las técnicas de EAA y XRF en el tejido muscular y hepático de *Rhizoprionodon longurio*.

Tabla 8. Correlación de la concentración en ps de Zn y Fe entre las técnicas de EAA y XRF en el tejido muscular y hepático de *Rhizoprionodon longurio*.

Elemento	Músculo		Hígado	
	CV	Ec	CV	Ec
Fe	$R^2 = 0.9106$	$y = 0.121x + 38.53$	$R^2 = 0.7518$	$y = 0.0618x + 40.756$
Zn	$R^2 = 0.7844$	$y = 0.0355x - 0.2566$	$R^2 = 0.2464$	$y = 0.0118x - 0.0021$

7. Discusión

7.1. Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en tejidos (músculo e hígado) de *Rhizoprionodon longurio*

En el distrito minero de Santa Rosalía, la explotación de Cu y Ag, aunque ha sido intermitente, se ha evidenciado la presencia de elementos potencialmente tóxicos (Shumilin *et al*. (2013), que pudieran estar siendo incorporados a la biota marina tanto de importancia comercial como ecológica. Además del Cu y Ag, otros elementos como Zn, Fe, Cd, Mn pudieran estar siendo liberados al ambiente y ser incorporados en el tejido muscular y hepático de *R. longurio*. Este depredador tope capturado para consumo de su carne por la población pudiera tener implicaciones en la salud humana, en caso de que se sobrepasen los límites permisibles para su consumo.

7.1.1 Concentraciones del cobre en músculo e hígado de *Rhizoprionodon longurio*

El cobre (Cu) es un elemento abundante en el medio ambiente y micronutriente esencial para el crecimiento y metabolismo de los organismos vivos. La descarga de Cu de origen antropogénico hacia los ambientes marinos es debida principalmente a actividades mineras y producción de Cu, así como por el tratamiento y reciclado de desechos industriales (Merian,1991). Debido a que la actividad minera principal en Santa Rosalía es la extracción de Cu se esperaba obtener valores de Cu en el tejido muscular y hepático de *R. longurio* por encima del valor promedio obtenido en otras especies de peces en el Golfo de California. El valor promedio de Cu en músculo fue 0.66 ± 1.16 mg kg^{-1} en ps y 0.16 ± 0.25 en ph, para *R. longurio*. A nivel local, el pez *Scorpaena mystes*, considerado depredador, tuvo valor promedio de Cu de 0.70 ± 0.4 mg kg^{-1} ps (Piñón-Gimate *et al.,* 2020), muy similar al observado en *R. longurio*. Otras presas potenciales de *R. longurio*, el pez ballesta de escamas finas *Balistes polylepis* (carnívoro), *Stegastes rectifraenum* (omnívoro) y el cacho cobrizo *Kyphosus vaigiensis* (herbívoro) presentaron concentraciones de Cu >1.5 mg kg^{-1} (Serviere-Zaragoza *et al.,* 2021) (Tabla 9). La concentración de Cu en *R. longurio* y especies de peces en la región de Santa Rosalía fueron relativamente menores a la observada en el pez *Lutjanus colorado* con un valor promedio de 3.4 ± 0.4 mg kg^{-1} ps, en lagunas costeras de Sinaloa y Sonora (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2007), en donde la actividad agrícola y acuícola es la fuente principal de elementos potencialmente tóxicos i.e. Cu (Anonymous, 1993).

La concentración de Cu para el género *Rhizoprionodon* ha sido reportada para las costas de Sinaloa, Golfo de California (Frías-Espericueta *et al.,* 2014), la región SE de Estados Unidos (Somerville *et al.,* 2020), el Golfo de Aden (Boldrocchi *et al.,* 2019) y Golfo Pérsico (Adel *et al.,* 2017). La concentración de Cu para el músculo de *R. longurio* fue 1.19 ± 0.24 mg kg^{-1} ps (Frías-Espericueta *et al.,* 2014), para *R. terraenovae* fue 1.56 ± 0.48 mg kg^{-1} ps (Somerville *et al.,* 2020), para *R. acutus* fueron 1.77 ± 0.58 mg kg^{-1} (Boldrocchi *et al.,* 2019) y 5.54 ± 0.49 mg kg^{-1} ps (Adel *et al.,* 2017). El músculo de los embriones de *R. longurio* tuvo valor promedio de 4.10 ± 0.90 mg kg^{-1} ps (Frías-Espericueta *et al.,* 2014) (Tabla 9).

La concentración de Cu de 0.16 ± 0.25 mg kg^{-1} en ph para el músculo de *R. longurio* fue relativamente menor a la reportada para el músculo del pez depredador *Istiophorus platypterus* (0.461 ± 0.026 mg kg^{-1} ph) (Moreno-Cierra *et al.,* 2016). En la Bahía de La Paz, el tiburón ballena *Rhincodon typus* tuvo una concentración de Cu de 3.03 mg kg^{-1} (ph) en tejido muscular (Pancaldi *et al.,* 2019). Mientras que, los valores promedio de Cu para el músculo de *R. terraenovae* fueron 0.51 ± 0.39 mg kg^{-1} ph (Somerville *et al.,* 2020) y 1.10 ± 0.55 mg kg^{-1} ph (Núñez-Nogueira, 2005). Con respecto al tejido hepático, la concentración promedio en Cu de 1.37 ± 1.41 mg kg^{-1} ps para *R. longurio* fue muy similar a lo reportado para hembras adultas de esta especie (1.44 ± 0.11 mg kg^{-1}), pero de magnitud menor que la concentración de 17.90 ± 7.09 mg kg^{-1} en embriones de esta especie (Baró-Camarasa *et al.,* 2021). En la costa de Sinaloa, la concentración de Cu fue mayor en hembras adultas (2.43 ± 0.75 mg kg^{-1}) y en embriones (46.24 ± 13.89 mg kg^{-1}) con respecto a lo observado en Santa Rosalía (Baró-Camarasa *et al.,* 2021; este estudio). Mientras que, la concentración de Cu fue 6.41 ± 2.97 mg kg^{-1} en *R. acutus* (Boldrocchi *et al.,* 2019) (Tabla 9).

Las diferencias y similitudes en la concentración de Cu entre las distintas especies de *Rhizoprionodon* pueden deberse a factores como en el uso del hábitat, presas con distintos niveles tróficos, patrones de migración, transferencia materna, y aporte y tiempo de exposición a contaminantes (Gray, 2002; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2007; Moore *et al.,* 2015; Moreno-Cierra *et al.,* 2016; Boldrocchi *et al.,* 2019; Pancaldi *et al.,* 2019; Somerville *et al.,* 2020; Baró-Camarasa *et al.,* 2021). Aunque se esperaba que el hábitat de *R. longurio* estuviese enriquecido en Cu, debido a la actividad minera de este elemento (Baró-Camarasa *et al.,* 2021; Martínez-Ayala *et al.,* 2022), los organismos de la costa de Sinaloa mostraron concentraciones de Cu mayores tanto en músculo como en hígado (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2007). Esto puede ser explicado a la distinta influencia antropogénica para cada hábitat (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2007; Somerville *et al.,* 2020). Observaciones similares han sido reportadas para el músculo de *R. terraenovae* en la región SE de Estados Unidos (Somerville *et al.,* 2020). De

hecho, la concentración de Cu fue incrementando en el músculo de *R. acutus* conforme se movía de la zona oceánica a continente (Adel *et al.,* 2017). Esta misma condición oceanográfica pudiera explicar lo observado en la concentración de Cu para *R. longurio*, entre la región de Santa Rosalía, ambiente más oceánico con respecto a la amplia plataforma continental en la zona de Sinaloa, aunque cabe mencionar que, para esta zona, existe una mayor probabilidad que las altas concentraciones de Cu puedan ser explicadas por aportes agrícolas (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2007)

El consumo de presas con distintos niveles tróficos puede contribuir al incremento de la concentración Cu en depredadores tope. En este sentido, las presas en los contenidos estomacales (*Megapitaria* spp 29.77 mg kg^{-1} ps, *Scorpaena* spp 1.68 mg kg^{-1} ps) y potenciales *Modiolus* spp (8.62 mg kg^{-1} ps, *Dasyatis* spp 2.45 mg kg^{-1} ps) de *R. longurio* mostraron concentraciones de Cu mayores a *R. longurio* (0.66 ± 1.16 mg kg^{-1} ps), lo que no explicaría la contribución por presas de distintos niveles tróficos, sin embargo, este comportamiento en los EPT en los tejidos de depredadores y presa se han observado en otros elasmobranquios, donde estos elementos potencialmente tóxicos muestran una tendencia opuesta la cual es consistente con los procesos de biodilución. La dinámica a través de la red trófica de los EPT (biomagnificación o biodilución) es fundamental para las evaluaciones de riesgo de estos elementos, ya que en el caso de los EPT esenciales este comportamiento de transferencia trófica en diferentes estudios es inconsistente, posiblemente debido al hecho de que la biodisponibilidad del elemento esencial puede variar significativamente en diferentes organismos debido a variaciones estacionales, regionales e interespecíficas (Ruelas-Inzunza y Páez- Osuna, 2000; Sun *et al.,* 2020; Boldrocchi *et al.,*2021). Estas variaciones que pueden estar explicando lo que sucede con *R. longurio*, es similar al caso de otra especie de depredador que habita en el Golfo de California, *Istiophorus platypterus*, en el cual se registró una concentración promedio de Cu 0.461± 0.026 mg kg^{-1} ph en músculo y para hígado se registró 39.7 ± 2.6 mg kg^{-1} ph, mientras que sus presas principales como cefalópodos (4.35 ± 0.34 mg kg^{-1} ph) y peces (2.94 ± 0.14 mg kg^{-1} ph) mostraron concentraciones superiores a las de su depredador (Moreno-Cierra *et al.,* 2016). Sin embargo las concentraciones de *I. platypterus* fueron superiores a las de *R. longurio* (0.16 ±0.25 mg kg^{-1}, tejido muscular ph, 0.66 ± 0.67 mg kg^{-1}, tejido hepático ph), esta diferencia de concentración entre depredadores puede deberse a que *I. platypterus* tiene alto consumo de especies de cefalópodos que habitan en zonas oceánicas profundas, donde las altas concentraciones de EPT en sus tejidos, pueden ser el resultado de la exposición a zonas de oxígeno mínimo y zonas influenciadas por fuentes hidrotermales (Moreno-Cierra *et al.,* 2016),

distinto a los hábitos alimenticios de *R. longurio*, el cual es un depredador que se alimenta de presas con hábitos costeros.

Otra variable que se debe tomar en cuenta al momento de la interpretación de las concentraciones de EPT en peces marinos es la capacidad de locomoción, ya que algunas especies pueden desplazarse más que otras, como lo es el caso del tiburón *Rhincodon typus*, especie que se alimenta de zooplancton y presenta patrones de migración que involucran grandes distancias, lo que significa que su mayor concentración de Cu con respecto a *R. longurio* pudo ser incorporada durante su migración (Pancaldi *et al.,* 2019).Similar a lo que puede ocurrir con otras especies de elasmobranquios con comportamientos migratorios como *S. lewini*, la cual ha sido clasificada como un depredador oportunista, en relación directa con la abundancia de presas y que su patrón migratorio en las etapas juvenil y adulta o durante la etapa de crianza puede ser un factor relevante al acumular EPT (Suratno *et al.,* 2022).

Un aspecto interesante que considerar para lograr explicar los resultados obtenidos de la concentración de Cu en los tejidos de *R. longurio*, es el efecto de la posible transferencia materna de hembras adultas hacia sus embriones (Frías-Espericueta *et al.,* 2014; Baró-Camarasa *et al.,* 2021). Esta evidencia es soportada por la mayor concentración de Cu observada en el músculo e hígado en embriones con respecto a las hembras adultas de *R. longurio* (Frías-Espericueta *et al.,* 2014). Mecanismo de transferencia que puede ser el responsable de la baja concentración de Cu que fue observada en el músculo e hígado de *R. longurio* del presente estudio, ya que dicho mecanismo fue detectado en especímenes de *R. longurio* capturados en la costa de Sinaloa (Frías-Espericueta *et al.,* 2014). Sin embargo, la concentración de Cu en hembras de *R. longurio* (0.54 ± 0.24 mg kg^{-1} ps) en Santa Rosalía del presente estudio fue menor a lo reportado para las hembras (1.19 ± 0.24 mg kg^{-1} ps) y embriones (4.10 ± 0.90 mg kg^{-1} ps) capturados en la costa de Sinaloa, esto sugiere que los organismos de la costa de Sinaloa podrían haber estado expuestos a un distinto grado de impacto antropogénico en esta zona, ya que una de las principales actividades es la agrícola, actividad que no es importante en Santa Rosalía o bien las diferencias en la dieta que brinda cada zona también podrían haber influido (Frías-Espericueta *et al.,* 2014, Gray, 2002; Moore *et al.,* 2015). Aunque cabe resaltar que, para el presente estudio, es más probable atribuir estas diferencias a el grado de exposición de contaminantes, ya que *R. longurio* tuvo menor concentración que las presas potenciales, siendo la mayoría de ellas especies que presentan locomoción limitada.

La alta concentración de Cu observada en el hígado podría estar cumplido su función metabólica de antioxidante, independientemente del sexo (Roche y Boget, 1993). Mientras que,

al no encontrar diferencias entre hembras y machos al comparar el mismo tejido, muestra que tanto hembras como machos podrían estarse alimentando de las mismas presas o inclusive estar expuestos al mismo grado de influencia antropogénica (Gray, 2002; Moore *et al.,* 2015). Hembras preñadas podrían quedar excluidas ya que, de haber encontrado concentraciones significativamente superiores en hembras, estas podrían estar relacionadas con una condición de reducción hepática, la cual se puede encontrar en tiburones hembra en las últimas etapas de gestación (Moore *et al.,* 2015). Sin embargo, las variables abióticas, como lo es la biodisponibilidad de Cu, resulto en concentración inferior a las esperadas, a pesar de que el organismo se encuentra en una zona con influencia antropogénica del tipo minera, donde la biodisponibilidad de Cu en los sedimentos superficiales del distrito minero de Santa Rosalía puede ser un factor significativo en la incorporación de este elemento a los tejidos de los organismos (Shumilin *et al.,* 2001).

7.1.2. Concentraciones del hierro en músculo e hígado de *Rhizoprionodon longurio*

El hierro (Fe) es un micronutriente limitante para la producción primaria del océano, una de las variables que influye es el suministro de este elemento en forma disuelta, aunque siguen siendo difíciles de cuantificar, ya que la información es limitada sobre la forma y transformación del hierro desde la plataforma continental hasta la incorporación al fitoplancton (Fung *et al.,* 2000). Al integrarse a la red trófica marina por medio de las escorrentías, las probabilidades de influencia antropogénica son mayores, ya que este medio es una de las principales fuentes de contaminación por actividades humanas como la agricultura industria y minera, como lo es el caso de la zona de Santa Rosalía, donde sus costas se ven influenciadas por esta actividad. El Fe al ser un elemento esencial para la vida, este se encuentra prácticamente en todos los seres vivos y cumple numerosas y variadas funciones dentro de los organismos que ayudan a su correcto funcionamiento, (Feldman *et al.,* 2009). Sin embargo, al encontrarse en altas concentraciones también puede ser perjudicial para los organismos, lo cual que se esperaba obtener en los tejidos muscular y hepático de *Rhizoprionodon longurio*, concentraciones superiores al promedio obtenidas en tejidos en otras especies de peces de importancia comercial en el Golfo de California.

Donde las concentraciones de Fe en estas especies de importancia comercial fueron variables, sin embargo, en los tejidos musculares de algunas de ellas, los valores oscilaron entre 0.83 ± 0.03 mg kg^{-1} ps y 72 ± 16 mg kg^{-1} ps (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2007, Serviere-Zaragoza *et al.,* 2021), encontrándose dentro de este rango, las concentraciones obtenidas en *R. longurio* (21.48 ± 47.22 mg kg^{-1} ps, 5.26 ± 10.67 mg kg^{-1} ph) en el presente estudio. El Fe, al

ser un elemento que forma parte importante de la nutrición de diversos organismos, dicha variación en la concentración de diversos peces que habitan la misma zona y algunos que pertenecen a grupos similares, puede ser el resultado de sus hábitos alimenticios, como lo puede ser *R. longurio*, organismo carnívoro, el cual puede tener requerimientos nutricionales distintos a los de un herbívoro (Feldman *et al.,* 2009, Frías-Espericueta *et al.,* 2014, Serviere-Zaragoza *et al.,* 2021). Que en comparación con otras especies de peces que habitan en la zona de Santa Rosalía, como *K. vaigiensis* (herbívoro), *B. polylepis* (carnívoro) y *S. rectifraenum* (omnívoro) las cuales mostraron concentraciones de Fe en sus músculos de 33.24 ± 3.67 mg kg^{-1}, 27.97 ± 2.80 mg kg^{-1} y 18.51 ± 2.48 mg kg^{-1} ps respectivamente (Serviere-Zaragoza *et al.,* 2021) (Tabla 9), fueron similares a lo encontrado en *R. longurio*, encontrándose dentro del mismo orden de magnitud, dando indicio de que tal variación pueda ser producto de una variable distinta a los hábitos alimenticios.

Así mismo en otras especies de peces en el Golfo de california (Lagunas de Guaymas), como *Cathorops fuerthii* se encontraron concentraciones de 11.0 ± 0.1 mg kg^{-1} ps en músculo, *Mugil cephalus* 17.0 ± 4 mg kg^{-1} ps, *Seriola lalandi* 0.83 ± 0.03 mg kg^{-1} ps, *Cynoscion Xanthulus* 5.4 ± 0.9 mg kg^{-1} ps, *Galeichthys peruvianus* 12.9 ± 1.5 mg kg^{-1} ps, *Lutjanus Colorado* 1.5 ± 0.5 mg kg^{-1} ps en músculo, *Mugil cephalus* 16.2 ± 5.3 mg kg^{-1} ps, todas inferiores a las encontradas en los peces que habitan en Santa Rosalía, con excepción de *Opisthonema libertate* 72 ± 16 mg kg^{-1} ps la cual tuvo una concentración superior a *R. longurio* (Tabla 9), ya que algunas de estas especies comparten hábitos alimenticios y aun así las concentraciones difieren en ordenes de magnitud, lo cual sugiere que las diferencias en la concentración de Fe podrían estar más influenciadas por la zona más que por los hábitos alimenticios, aunque cabe resaltar, que para el caso de otros carnívoros como *Carcharhinus leucas* (9.2 ± 0.8 mg kg^{-1} ps en músculo) y *Sphyrna lewini* (738 ± 5 mg kg^{-1} ps en músculo), la principal variable que podría explicar la diferencia de concentración entre tiburones es la locomoción (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2007), siendo esta ultima la especie con la concentración más alta de Fe y superior a *R. longurio* en un par de órdenes de magnitud. Para el tejido hepático, la diferencia en la concentración de Fe de *R. longurio* (73.20 ± 61.58 mg kg^{-1} ps y 33.50 ± 30.38 mg kg^{-1} ph), en relación con las concentraciones en el hígado de las especies de peces pertenecientes a la zona de las Lagunas de Guaymas, fue inferior en dos órdenes de magnitud en la mayoría de ellas, como *Mugil cephalus* (643 ± 10 mg kg^{-1} ps en hígado), *Seriola* lalandi (1175 ± 502 mg kg^{-1} ps), *Cynoscion xanthulus* (295 ± 25 mg kg^{-1} ps), *Galeichthys peruvianus* (2302 ± 1 mg kg^{-1} ps), *Lutjanus Colorado* (529 ± 510 mg kg^{-1} ps), *Mugil cephalus* (606 ± 274 mg kg^{-1} ps), a excepción de los tiburones *Carcharhinus leucas* (94 ± 1 mg kg^{-1} ps) y *Sphyrna lewini* (132 ± 1 mg kg^{-1} ps) (Ruelas-Inzunza

y Páez-Osuna, 2007). Estas diferencias de concentración en el tejido hepático entre peces pueden deberse en mayor medida a la capacidad propia del hígado de cada especie para utilizar el Fe para el beneficio del organismo, así como la similitud entre elasmobranquios (Feldman *et al.,* 2009). Además de las variables ya mencionadas, las discrepancias en las concentraciones entre los peces pueden ser explicadas por la distinta influencia antropogénica en cada hábitat al cual están sujetos (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2007; Somerville *et al.,* 2020).

Las similitudes en las concentraciones de EPT, en especial los esenciales como el Fe, tienen mayor probabilidad de ocurrir en especies similares, como lo son especies que pertenecen al mismo género (Gray, 2002, Feldman *et al.,* 2009, Boldrocchi *et al.,* 2019). Siendo uno de estos casos las especies pertenecientes al género *Rhizoprionodon*, como *R. longurio* en el presente estudio y *R. acutus*, especie de importancia comercial en las costas del Golfo de Aden (Boldrocchi *et al.,* 2019), donde la concentración de Fe en el tejido muscular de *R. acutus* fue de 37.7 ± 9.03 mg kg^{-1} ps la cual fue similar a la de *R. longurio*, aunque superior. Así mismo se ha determinado la concentración de otras especies tiburones en Golfo de Aden, como el tiburón *Sphyrna lewini* en el cual sus concentraciones de Fe fueron 16.4±7.83 mg kg^{-1} ps (Boldrocchi *et al.,* 2019), siendo estos inferiores a los valores de *R. longurio*. Los contrastes en la concentración de Fe entre las especies pertenecientes al género *Rhizoprionodon*, pueden deberse a las diferencias que presentan cada habitad en el que se encuentran, así como el posible grado distinto de influencia negativa por parte de la actividad antropogénica o inclusive las diferencias biológicas que presenta cada especie al momento de absorber y utilizar este elemento, aunado a el tiempo de exposición a contaminantes, todo esto aun perteneciendo al mismo género (Gray, 2002, Alatorre-Ramirez *et al.,* 2013, Moore *et al.,* 2015, Çulha *et al.,* 2016, Boldrocchi *et al.,* 2019). Cabe mencionar que las diferencias y similitudes en las concentraciones entre *R. longurio*, *R. acutus* y *S. lewini*, pueden deberse a las diferencias en el uso del habitad, así como la capacidad de locomoción de las especies, que puede resultar en la obtención de concentraciones de EPT distintas al lugar donde fueron obtenidas en el caso de *S. lewini* (Boldrocchi *et al.,* 2019). Aunque se esperaba que el hábitat de *R. longurio* estuviese enriquecido en Fe, debido a la actividad minera de este elemento (Baró-Camarasa *et al.,* 2021; Martínez-Ayala *et al.,* 2022).

En este mismo sentido se han reportado concentraciones de Fe en otras especies de tiburón en el pacífico mexicano, como la especie *Prionace glauca* (Barrera-García *et al.,* 2013, Moreno-Cierra *et al.,* 2016), especie en la cual se encontraron concentraciones promedio de 95.67 ± 16.19 mg kg^{-1} ph en tejido hepático (Barrera-García *et al.,* 2013), siendo superiores a las encontradas en *R. longurio* (5.26 ± 10.67 mg kg^{-1} ph), resultando superior en un orden de

magnitud. Aunado a lo anterior, se ha determinado la concentración de Fe en la especie de importancia comercial de hábitos costeros *Carcharhinus leiodon* (27.43 ± 11.63 mg kg^{-1} ph) en la zona del Golfo Pérsico (Moore *et al.,* 2015), siendo superiores a las de *R. longurio* (Tabla 9). Las discordancias encontradas en las concentraciones entre especies con un habitad similar, pueden ser el reflejo del grado de contaminación por parte de las actividades humanas, o una dieta distinta que este constituida por distintos organismos con niveles tróficos diferentes (Alatorre-Ramirez *et al.,* 2013, Moore *et al.,* 2015), o alternativamente, que este metal sea asimilado por otra vía, como por ejemplo a través de la dermis o procesos respiratorios (Webb *et al.,* 2001; Bury y Grosell, 2003, Zeitoun y Mehana, 2014; Authman *et al.,* 2015, Moore *et al.,* 2015, Gray, 2002; Serviere-Zaragoza *et al.,* 2021).

Otras variables bióticas que influyen en las concentraciones de Fe, pueden ser el sexo y estadio de madurez, donde para *Carcharhinus leiodon* se encontraron diferencias entre machos (46 ± 11.63 mg kg^{-1} ph) y hembras (18 ± 11.65 mg kg^{-1} ph), especie en la cual los machos presentaron mayores concentraciones de este elemento en el tejido muscular (Moore *et al.,* 2015) distinto a lo encontrado en *Rhizoprionodon longurio* donde en los machos (7.58 ± 16.11 mg kg^{-1} ph) y hembras (3.80 ± 4.63 mg kg^{-1} ph) no hubo diferencias significativas, en este mismo sentido se encontraron diferencias en el estadio de madurez en *C. leiodon* ya que las mayores concentraciones las obtuvieron las hembras maduras (25 ± 11.65 mg kg^{-1} ph) comparadas con las hembras inmaduras (18 ± 11.63 mg kg^{-1} ph) (Moore *et al.,* 2015). Similar a la tendencia observada en *R. longurio* donde las hembras inmaduras fueron aquellas con las menores concentraciones (2.18 ± 1.0 mg kg^{-1} ph) en comparación con hembras maduras (4.13 ± 5.01 mg kg^{-1} ph), sin embargo las concentraciones de *C. leiodon* fueron superiores a *R. longurio* en un orden de magnitud, y en el caso del tejido hepático las concentraciones fueron similares entre hembras inmaduras (284 ± 100.81 mg kg^{-1} ph) y maduras (266 ± 100.81 mg kg^{-1} ph) en *C. leiodon* (Moore *et al.,* 2015), similar a lo obtenido en *R. longurio*, donde hembras inmaduras (14.80 ± 7.20 mg kg^{-1} ph) y maduras (41.63 ± 32.24 mg kg^{-1} ph) mantuvieron dentro del mismo orden de magnitud las concentraciones de Fe, aunque las concentraciones de hembras maduras fueron mayores, dichas similitudes pueden deberse a que ambas especies son de hábitos costeros y con tallas similares al alcanzar su madurez, por lo que sus requerimientos nutricionales de Fe podrían ser similares.

Asociado al estadio de madurez en hembras esta la gestación, la cual es otra variable a considerar al momento de interpretar las concentraciones de EPT, en este caso las concentraciones en las hembras maduras de *R. longurio* fueron para músculo e hígado 112.9 ± 21.0 mg kg^{-1} y 119.1 ± 11.1 mg kg^{-1} ps respectivamente (Baró-Camarasa *et al.,* 2021), siendo

superiores a las encontradas en *R. longurio* en el presente estudio en ambos tejidos (15.45 ± 13.47 mg kg^{-1} en músculo y 87.38 ± 60.71 mg kg^{-1} ps en hígado), así mismo los embriones tuvieron concentraciones superiores en ambos tejidos (53.9 ± 10.08 mg kg^{-1} en músculo y 233.0 ± 71.0 mg kg^{-1} ps en hígado) (Baró-Camarasa *et al.,* 2021), dichas diferencias en las concentraciones de *R. longurio* puede ser el resultado del efecto de la posible transferencia materna de hembras preñadas hacia sus embriones (Frías-Espericueta *et al.,* 2014; Baró-Camarasa *et al.,* 2021). Las concentraciones más altas de Fe se encuentran representadas por los embriones en mayor medida en el tejido hepático lo cual pone en evidencia dicho mecanismo de transferencia, abriendo la posibilidad a otra posible explicación en relación con las concentraciones de Fe encontradas en *R. longurio* en la zona de Santa (Baró-Camarasa *et al.,* 2021; Martínez-Ayala *et al.,* 2022).

Por otro lado las diferencias entre tejido en los distintos organismos, sexo y madurez podrían ser explicadas de acuerdo a la función que cumple el hígado, así como las funciones del Fe, al ser un elemento esencial asociado a la hemoglobina la cual transporta oxígeno O_2, que a su vez es necesario para lograr una adecuada oxigenación tisular (Feldman *et al.,* 2009), por lo que podría estar cumplido su función metabólica en peces, donde este elemento es representado como un micronutriente involucrado en la respiración celular (Bury y Grosell, 2003), lo cual coincide con las diferencias entre especies de peces y su forma de metabolizarlo (Gray, 2002, Alatorre-Ramirez *et al.,* 2013, Moore *et al.,* 2015).

7.1.3. Concentraciones del manganeso en músculo e hígado de *Rhizoprionodon longurio*

El manganeso (Mn), es un elemento que, aunque poco conocido o usado en su forma pura, tiene gran importancia práctica en la fabricación de acero. Los compuestos de manganeso tienen muchas aplicaciones en la industria. El dióxido de manganeso se usa como un agente desecante o catalizador en pinturas y barnices y como decolorante en la fabricación de vidrio y en pilas secas; sin embargo, los compuestos del manganeso existen de forma natural en el ambiente como sólidos en suelos y pequeñas partículas en el agua (Wright, 2003, Gonzales-Astoquilca, 2010). Al ser un elemento que se encuentra más relacionado con las actividades urbanas, puede tener influencia negativa en los ambientes marinos, exponiendo a los organismos a diversas concentraciones de este elemento, en especial en zonas mineras como lo es la zona marina de Santa Rosalía. Área donde se han realizado estudios relacionados con EPT no esenciales como mercurio (Hg) y arsénico (As) en tejidos de especies de peces de importancia comercial, relacionados a la actividad minera de la zona, sin embargo, los estudios sobre elementos esenciales como el Mn aún son escasos.

Al ser EPT perteneciente a los esenciales y al ser aun escasa la información sobre en qué concentraciones se encuentra y como se incorpora en los organismos de importancia comercial, es relevante explorar estas concentraciones entre peces así como entre tejidos, lo cual brinde información que pueda explicar la razón de sus posibles similitudes y diferencias, como lo son algunas especies que habitan en el Golfo de California (Sinaloa), dentro de las cuales se encuentran *Cathorops fuerthii* con concentraciones de Mn de 1.0 ± 0.2 mg kg^{-1}, *Mugil cephalus* 0.25 ± 0.02 mg kg^{-1} , *Lutjanus colorado* 0.47 ± 0.1 mg kg^{-1} y *Opisthonema libertate* 4.6 ± 0.2 mg kg^{-1} ps en sus tejidos musculares (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2007). Concentraciones similares a las encontradas en el presente estudio en la región marina de Santa Rosalía para *R. longurio*, encontrándose dentro del mismo orden de magnitud con concentraciones de 0.91 ± 1.71 mg kg^{-1} ps en músculo (0.22 ± 0.37 mg kg^{-1} ph), con excepción de la especie *Opisthonema libertate* y en cuanto al tejido hepático, las concentraciones de esta especie fueron 9.8 ± 0.1 mg kg^{-1} ps y para *Lutjanus colorado* fueron de 2.0 ± 0.8mg kg^{-1} ps (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2007), ambas superiores a las encontradas en *Rhizoprionodon longurio* (0.85 ± 0.36 mg kg^{-1}ps, 0.38 ± 0.21 mg kg^{-1} ph), encontrándose un rango general de Mn para peces del Golfo de California que fluctúa entre 0.25 ± 0.02 mg kg^{-1} y 1.0 ± 0.2 mg kg^{-1} ps (Tabla 9). Las diferencias entre las especies de peces en el área del Golfo de California pueden deberse, a las diferencias en el uso del hábitat e inclusive capacidades de locomoción de cada especie (Boldrocchi *et al.,* 2019). Sin embargo, en el caso de aquellas especies carnívoras y que su zona de alimentación es relativamente la misma, la diferencia en sus concentraciones de este elemento esencial puede ser el resultado de la diferencia en el tipo de organismo que consume de cada especie, a pesar de estar en la misma zona, esto aunado a que, al ser grupos diferentes, la metabolización o requerimientos de Mn pueden ser diferentes para cada especie (HEPHER, 1993, Gray 2002, Alatorre-Ramirez *et al.,* 2013). Aunado a lo anterior, una de las variables que podría tener más influencia en las concentraciones de Fe, es el estadio de madurez, incluyendo si las hembras se encuentran gestando o no, tal puede ser el caso de *R. longurio*, donde las concentraciones de hembras preñadas en Santa Rosalía fueron 1.23 ± 0.21 mg kg^{-1}, 0.94 ± 0.1mg kg^{-1} ps en músculo e hígado respectivamente (Baró-Camarasa *et al.,* 2021) ambas dentro del mismo orden de magnitud a los promedios de los peces del área del Golfo de california y a las concentraciones de *R. longurio* del presente estudio, sin embrago en ambos casos y en ambos tejidos, las concentraciones fueron superiores en la especie *Opisthonema libertate*.

En lo relacionado con las concentraciones de Mn en organismos pertenecientes al mismo género de *R. longurio* (de 0.91 ± 1.71 mg kg^{-1} ps, 0.22 ± 0.37 mg kg^{-1} ph en músculo y 0.85 ± 0.36 mg kg^{-1} ps, 0.38 ± 0.21 mg kg^{-1} ph en hígado), la especie *R. acutus* en el Golfo de Aden,

mostró concentraciones promedio de 0.53 ± 0.17 mg kg^{-1} ps para músculo y para hígado 1.52 ± 1.52 mg kg^{-1} ps (Boldrocchi *et al.,* 2019) (Tabla 9). Estas concentraciones están dentro del mismo orden de magnitud en músculo y superiores en tejido hepático comparadas con las concentraciones de *R. longurio* y las hembras preñadas de esta misma especie. Tendencia que también muestran otras especies de tiburones en medio oriente (Golfo Pérsico), en las especies *Sphyrna lewini* la concentración promedio fue 0.63 ± 0.31 mg kg^{-1} ps para músculo y 2.29 ± 1.16 mg kg^{-1} ps para hígado (Boldrocchi *et al.,* 2019), para *Carcharhinus leiodon*, las concentraciones fueron 0.73 ± 0.19 mg kg^{-1} ph en músculo y 1.94 ± 0.60 mg kg^{-1} ph en hígado (Moore *et al.,* 2015).

Al comparar las concentraciones de Mn en las especies de peces con niveles tróficos distintos, las diferencias podrían ser el resultado de diferencias en el hábitat, así como de la alimentación y en el caso de la especie Sphyrna leweini esta última es más pelágica y migratoria, donde una de las variables a considerar podría ser la obtención de dichas concentraciones, distintas a las zonas de captura (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2007, Suratno *et al.,* 2022). En el caso de la similitud en los valores de concentración entre *R. acutus* y *R. longurio*, al pertenecer al mismo género y presentar características biológicas similares, la metabolización o requerimientos de Mn pueden ser similares para estas especies (Gray, 2002, HEPHER, 1993, Çulha *et al.,* 2016, Boldrocchi *et al.,* 2019). Aunque cabe resaltar que las concentraciones de las presas (*Sphoeroides lobatus* 17.59 mg kg^{-1}, *Modiolus* spp. 21.76 mg kg^{-1}, *Diosina* spp. 243.71 mg kg^{-1}) de *R. longurio* son más altas que las del depredador, por lo que las concentraciones en sus tejidos también podrían explicados por el grado de excepción las actividades antropogénicas u otra vía de incorporación (Webb *et al.,* 2001; Bury y Grosell, 2003, Wright, 2003, Gonzales-Astoquilca., 2010).

Los contrastes entre las concentraciones de este elemento entre tejido muscular y hepático, en estadio de madurez y sexo en *R. longurio* solo fueron significativas en machos, mientras que en hembras si existió diferencia en ph, al comparar el mismo tejido entre sexos, solo existió diferencia en el tejido hepático, de manera similar esto ocurrió al comparar entre tejidos por estadio de madurez, donde existieron diferencias en organismos maduros e inmaduros, así como también existieron diferencias en las concentraciones de Mn entre los músculos de inmaduros y maduros, que para el caso del tejido hepático no existieron diferencias en esta categoría, que al compararlas con las hembras preñadas de esta misma especie, las hembra preñadas obtuvieron concentraciones (1.23 ± 0.21 mg kg^{-1} ps en músculo, 0.94 ± 0.16 mg kg^{-1} ps en hígado) (Baró-Camarasa *et al.,* 2021) superiores a las hembras del presente estudio, lo que siguiere que la categoría por estadio de madurez puede ser una variable relevante

al momento de interpretar las concentraciones de este EPT, conjuntamente con los resultados obtenidos en *R. longurio* en el presente estudio, parece coincidir con lo obtenido en *C. leiodon*, ya que en esta especie tampoco se encontraron diferencias significativas entre sexo en tejido muscular, sin embargo a diferencia de *R. longurio*, *C. leiodon* no se encontraron diferencias significativas entre sexos ni entre estadios para hígado, lo que sugiere que el estadio de madurez así como si las hembras están preñadas o no, puede ser la variable que más pueda explicar la similitud o diferencia en el caso de las concentraciones de Mn, por lo tanto las variables que más pueden estar influyendo, es la biología propia de cada especie de cómo utilizar este elemento para su propio beneficio (Moore *et al.,* 2015, Boldrocchi *et al.,* 2019, Baró-Camarasa *et al.,* 2021).

Las diferencias entre las distintas especies de peces y tiburones pueden ser explicadas, debido a que en peces el Mn tiene una cierta afinidad hacia los tejidos musculares más que el tejido hepático, esto aunado a que tanto las hembras como machos, organismos maduros he inmaduros, requieren y utilizan concentraciones distintas de Mn para su crecimiento y/o reproducción, así como la condición de gestación, la cual involucra la transferencia de este metal de la madre a las crías (Del Río y Sarría, 1986 Hepher, 1993, Guillaume *et al.,* 2004, Baró-Camarasa *et al.,* 2021), aunque cabe resaltar que en el presente estudio no existieron hembras preñadas solo maduras e inmaduras.

7.1.4. Concentraciones del zinc en músculo e hígado de *Rhizoprionodon longurio*

El zinc (Zn) es un elemento esencial de muy baja toxicidad y en dietas comunes. Los casos por daños toxicológicos que pueden ocurrir provienen de contaminaciones industriales o de errores graves de formulación (Pechin, 1999). El zinc el segundo metal de transición más abundante en los organismos después del Fe. Este elemento cumple muchas funciones fisiológicas, antioxidantes y de regulación en los organismos (Hambidge, 2000). Es un elemento que cada año, 6,000 toneladas adicionales de zinc disuelto ingresan a los océanos en los flujos de los ríos, así como por otros medios de escorrentía (Chester y Murphy, 1990; Neff, 1997). En esta última, la influencia antropogénica, tiende a ser en gran medida responsable de distintos grados de contaminación, en la cual se ven involucradas las actividad industrial, urbana y minera. Como lo es el caso de Santa Rosalía, área en la cual se han generado diversos estudios orientados hacia la determinación de distintos EPT en los tejidos de especies de peces de importancia comercial, que puedan presentar un potencial toxicológico.

Como lo es *Rhizoprionodon longurio*, donde las concentraciones de Zn en sus tejidos fueron 19.48 ± 25.20 mg kg^{-1} ps en músculo y 12.59 ± 12.70 20 mg kg^{-1} ps en hígado, mientras que para sus presas las concentraciones más altas las presentaron la especie de pez *Sphoeroides lobatus* (128.3,3 mg kg^{-1} ps, músculo) y la especie de pez perteneciente al genero *Anisotremus* spp (124.71 mg kg^{-1} ps, músculo) y las más bajas fueron representadas por las especies de pez pertenecientes al género *Scorpaena* spp. (14.674 mg kg^{-1} ps, músculo) y a la familia Pomacanthidae (12.267 mg kg^{-1} ps, músculo), lo cual fue contario a lo esperado para *R. longurio*, ya que las concentraciones en sus presas fueron muy similares a las de sus depredadores e inclusive superiores en un orden de magnitud, y mostrando semejanza a las concentraciones de otros peces de importancia en el área de Santa Rosalía, como *Kyphosus vaigiensis* (herbivoro) donde se determinaron concentraciones promedio de Fe de 42.45 ± 3.01 mg kg^{-1} ps, *Balistes polylepis* (carnivoro) 27.97 ± 2.80 mg kg^{-1} ps y la especie omnívora *Stegastes rectifraenum* (omnívoro) con 18.51 ± 2.48 mg kg^{-1} ps (Serviere-Zaragoza *et al.,* 2021) (Tabla 9), cuyos valores promedio de Zn fueron inferiores a las especies presa de *R. longurio*, el pez perteneciente al género *Scorpaena* spp. y el pez perteneciente a la familia Pomacanthidae, aunque también muy similares a la concentración encontrada en *R. longurio*, lo que podría sugerir que, en el caso de este depredador y otras especies de peces en la zona de Santa Rosalía, el Zn al ser un elemento necesario para diversas funciones biológicas podría estar atravesando por procesos de biodilución (Hambidge, 2000, Boldrocchi *et al.,*2021). Sumado a lo anterior es necesario una mejor aproximación en cuanto a nivel trófico y biología de *R. longurio*, como lo son algunas especies de tiburones pertenecientes a su mismo género, como la especie *Rhizoprionodon acutus* en el Golfo de Aden, donde las concentraciones promedio de Zn fueron 14.1 ± 8.6 mg kg^{-1} ps en músculo y 27.4 ± 20.96 mg kg^{-1} ps en hígado (Boldrocchi *et al.,* 2019), concentraciones que demuestran ser similares a las de *R. longurio* donde en tejido hepático las concentraciones fueron de 12.59 ± 12.70 mg kg^{-1} ps, encontrándose dentro del mismo orden de magnitud para ambas especies, sin embargo en músculo fueron mayores en *R. longurio* y en hígado fueron mayores en *R. acutus*, a pesar de encontrarse en distintas áreas de estudio. Otra especie y zona es *Rhizoprionodon terraenovae* en la costa oriental de Estados Unidos (Texas), con concentraciones promedio de 8.58 ± 1.51 mg kg^{-1} ps en músculo (Somerville *et al.,* 2020), siendo inferiores a *R. longurio* y *R. acutus* (Tabla 9). Cabe mencionar que en cuanto a otras especies de tiburón, las concentraciones promedio de Fe en *Sphyrna lewini* fueron 15.6 ± 3.29 mg kg^{-1} ps en músculo y 18.8 ± 8.9 mg kg^{-1} ps en hígado, la cual muestra valores inferiores y superiores a *R. longurio* y *R. terraenovae* respectivamente en ambos tejidos, pero para *R. acutus* solo fue inferior en hígado, cabe destacar que las concentraciones fueron relativamente cercanas

entre sí, similar a las encontradas en hembras preñadas de *R. longurio* en Santa Rosalía 17.78 ± 12.70 mg kg^{-1} ps en músculo y 9.18 ± 0.24 mg kg^{-1} ps en hígado (Baró-Camarasa *et al.,* 2021), pero discrepando de la tendencia donde la concentración de Zn en el tejido muscular es menor a la del hígado.

Las diferencias de Zn entre especies de peces, especies de tiburones y tiburones pertenecientes al mismo género, el Zn al ser un elemento esencial de gran importancia dentro de los tejidos de los organismos, es complejo explicar las diferencias en Zn entre depredadores, sin embargo existen variables como disponibilidad de especies presa con altas o bajas concentraciones de Zn, así como distintas vías de ingreso y acumulación de estos elementos en los tejidos de distintos depredadores en una misma área o grupo, inclusive las distintas formas de como cada organismo aprovecha el elemento dentro de su organismo y como las concentraciones idóneas o dañinas de cada especie también pueden diferir, en especial en un área con actividad minera como lo es Santa Rosalía, donde también puede influir el grado de exposición a contaminantes que contengan Zn así como en cualquier otra zona con influencia antropogénica como en el Golfo de California, Golfo de Adén, Golfo de México y Golfo Pérsico (Greenwood y Fielder, 1983, Marchán *et al.,* 1999, Gray, 2002, Moore *et al.,* 2015, Çulha *et al.,* 2016, Moreno-Cierra *et al.,* 2016, Boldrocchi *et al.,* 2019, Somerville *et al.,* 2020). Como lo puede ser el caso de *R. longurio*, *R. acutus*, *R. terraenovae* y *Carcharhinus leiodon* que es son depredadores de hábitos costeros y por lo tanto se alimentan de presas con hábitos similares lo cual de acuerdo con el concepto de biomagnificación, las especies tope o depredadores tope deben tener las mayores concentraciones, sin embargo en *R. longurio* del presente estudio, parece no estar tan claro del todo ya que en la mayoría de presas la concentración de Zn es mayor en presas que en el depredador, lo cual puede deberse a las características propias del Zn al ser un elemento esencial y este puede estarse utilizando y desechando de forma normal dentro del organismo de *R. longurio*, lo necesario para su correcto funcionamiento y de igual manera puede estar ocurriendo en presas, cuyo caso contrario las presas podrían estar presentando una anormalidad en utilización y desecho de este elemento, además de que la vía de ingreso tanto para presas como depredador puede ser distinta (Gray, 2002, Alatorre-Ramirez *et al.,* 2013, Zeitoun y Mehana, 2014; Authman *et al.,* 2015). Mientras que en el caso en las diferencias entre organismos con habitad distinto y distintas características de migración como *S. lewini* cabe mencionar que las diferencias y similitudes en las concentraciones entre *R. longurio*, *R. acutus* y *S. lewini*, pueden deberse a las diferencias en el uso del habitad ya que este último es migratorio, por ende las concentraciones en sus tejidos pueden provenir de

distintas zonas con distinta influencia antropogénica así como de distintas especies presa (Hossain *et al.,* 2003, Boldrocchi *et al.,* 2019, Suratno *et al.,* 2022).

Otras especies de importancia comercial en el Golfo de California (Sinaloa) son el pez *Istiophorus platypterus*, el cual presento concentraciones promedio de Zn de 15.05 ± 1.24 mg kg^{-1} ph en músculo y 119.1 ± 7.6 mg kg^{-1} ph en hígado (Moreno-Cierra *et al.,* 2016) y la especie de tiburón *Prionace glauca*, con concentraciones promedio que fueron 6.10 ± 0.37 mg kg^{-1} ph en músculo y 49.94 ± 4.65 mg kg^{-1} ph en hígado (Barrera-García *et al.,* 2013) siguiendo la misma tendencia de *I. platypterus* donde las concentraciones de Zn fueron superiores en hígado que en músculo en un orden de magnitud, distinto a las concentraciones de *R. longurio* (4.68 ± 5.48 ph en músculo y 5.81 ± 6.43 mg kg^{-1} ph en hígado) (Tabla 9), en la cual en ambos tejidos las concentraciones fueron relativamente similares y no existió diferencia significativa al compararlos, esto además de que el valor en músculo de estos dos tiburones fue muy similar.

Las concentraciones de Zn pueden diferir entre tejidos y entre estadios y sexo en las distintas especies de peces, siendo uno de los ejemplos el estadio de madures de *R. longurio* donde las concentraciones de hembras preñadas fueron 17.78 ± 12.70 mg kg^{-1} ps en músculo y 9.18 ± 0.24 mg kg^{-1} ps en hígado y para sus embriones 25.79 ± 1.98 mg kg^{-1} ps en músculo y 19.83 ± 4.68 mg kg^{-1} ps en hígado (Baró-Camarasa *et al.,* 2021), siendo similares y dentro del mismo orden de magnitud a las concentraciones de hembras maduras (17.86 ± 6.49 mg kg^{-1} ps en músculo y 16.57 ± 16.13 mg kg^{-1} ps en hígado) e inmaduras (12.72 ± 1.95 mg kg^{-1} ps en músculo y 8.21 ± 1.81 mg kg^{-1} ps en hígado) de *R. longurio* en el presente estudio, sin embargo las concentraciones en hígado fueron diferentes entre las hembras maduras e inmaduras, así como las concentraciones fueron distintas entre hembras preñadas y las concentraciones de embriones fueron superiores tanto para hembras preñadas como hembras maduras. En este mismo sentido otra especie de tiburón con hábitos costeros es *Carcharhinus leiodon*, especie de importancia comercial en el Golfo pérsico, en la cual se han reportado concentraciones de Zn 13.66 ± 3,38 mg kg^{-1} ph en músculo y 21.00 ± 9.02 mg kg^{-1} ph en hígado, donde no se encontraron diferencias entre sexo ni estadio ni entre tejidos (Moore *et al.,* 2015). Concentraciones superiores a *R. longurio* (Zn 4.68 ± 5.48 ph en músculo y 5.81 ± 6.43 mg kg^{-1} ph en hígado) coincidiendo parcialmente con *R. longurio*, donde en el caso de la comparación entre tejidos dentro de hembras maduras e inmaduras (hígado vs hígado) fue el único caso donde existieron diferencias significativas.

Las diferencias en las concentraciones entre especies con un habitad similar, pueden ser el reflejo del grado de contaminación por parte de las actividades humanas, así como también

los requerimientos de las hembras para su maduración (en hembras pueden presentar grandes diferencies en sus concentraciones entre las que se encuentran preñadas y las que no, por razones metabólicas destinadas a la formación de crías) y de igual manera el requerimiento de Zn para crecimiento en general de las especies de tiburón, lo cual involucra en gran medida la transferencia de este metal de la madre a las crías (Moore *et al.,* 2015, Baró-Camarasa *et al.,* 2021). Sin embargo, para el caso de *R. longurio*, la similitud en las concentraciones entre estadios puede deberse al tamaño del organismo al cual se pesca.

7.1.5. Concentraciones de la plata en músculo e hígado de *Rhizoprionodon longurio*

La plata (Ag) es un elemento químico con potencial toxicológico, que en la naturaleza se encuentra mayormente en minerales que contienen compuestos de plata (França *et al.,* 2005, Arengas-Castilla y Sepúlveda-Gallego, 2006). Algunas fuentes antropogénicas de exposición ambiental de la plata son la minería y refinería, donde esta se recupera con frecuencia como un subproducto de la manipulación de minerales de níquel, zinc, plomo y cobre, tal es el caso de la zona de Santa Rosalía Baja California Sur (Jonathan *et al.,* 2016). La plata es un elemento que se encuentra de forma natural en el ambiente, en el suelo, principalmente en forma de cloruro o sulfuro, con una baja capacidad de contaminar el medio (ATSDR, 1990; FAO, 1999).

Su introducción en el océano puede deberse a que el óxido de plata es usado para desinfectar suministros de agua, además de la lluvia que puede arrastrar la plata del suelo al agua subterránea (ATSDR, 1990), situación que puede suceder, en la zona de Santa Rosalía, ya que la zona presenta actividad minera y urbana. Por lo que se han realizado diversos estudios para determinar las concentraciones de elementos esenciales y su potencial toxicológico en los tejidos de especies de importancia comercial, en especial elementos como Hg, Cd, As, Pb entre otros, sin embargo en lo relacionado a la Ag, aún existen escasos estudios enfocados a su determinación en los tejidos de organismos destinados al consumo humano, donde para Santa Rosalía, se cuentan con muy pocos estudios que aborden la determinación de este elemento en especies de tiburones de importancia comercial, por lo que en el presente estudio, es uno de los primeros registros relacionados con este elemento. Uno de los escasos estudios enfocados en la determinación de la Ag en organismos marinos en Santa Rosalía, es el realizado en *Rhizoprionodon longurio* en hembras preñadas y sus embriones, en el cual sus concentraciones en sus tejidos fueron 0.001 ± 0.00003 mg kg^{-1} ps en músculo, 0.002 ± 0.0001 mg kg^{-1} ps en hígado y 0.0014 ± 0.0004 mg kg^{-1} ps en músculo, 0.102 ± 0.03 mg kg^{-1} ps en hígado respectivamente (Baró-Camarasa *et al.,* 2021), siendo en ambos grupos de organismos, concentraciones inferiores a las de *R. longurio* en este estudio donde las concentraciones fueron

Ag 0.42 ± 0.76 mg kg^{-1} ps en músculo y 0.48 ± 0.33 mg kg^{-1} ps en hígado y en el caso de sus presas las especies con las concentraciones más altas fueron la especie de pez *Sphoeroides lobatus* (9.26 mg kg^{-1} ps) y la especie de raya perteneciente al genero *Dasyatis* spp. (3.35 mg kg^{-1} ps) y las más bajas fueron representadas por la especie de pez perteneciente al género *Scorpaena* spp. (0.39 mg kg^{-1} ps) y a la especie perteneciente a la familia Pomacanthidae (0.204 mg kg^{-1} ps), mostrando concentraciones similares y dentro del mismo orden de magnitud en el caso de las más bajas, sin embargo en el caso de las presas con las concentraciones más altas fueron superiores a *R. longurio* en un orden de magnitud, inclusive superiores a las hembras y preñadas y a los embriones de esta especie, por lo que la posibilidad de que este EPT este atravesando por un proceso de biodilución es alta, sin embargo al ser un elemento no esencial con efectos nocivos en los diversos tejidos de los organismos, las diferencias tanto entre organismos de la misma especie como entre peces óseos y elasmobranquios, pude estar explicada por las distintas formas de como metabolizar este EPT, siendo más difícil o fácil para algunos organismos el desecharlo, lo cual está relacionado con su actividad o pasividad a la hora de alimentarse (Webb y Wood, 2000; Webb *et al.,* 2001, Gray, 2002, Alatorre-Ramirez *et al.,* 2013, Boldrocchi *et al.,*2021).

Una mejor aproximación, para comprender las diferencias en las concentración de este EPT entre peces y elasmobranquios, además de contrastarlas con sus presas y organismos de la misma especie (preñada, embrión), puede ser la comparación con otras especies del mismo género que al igual que *R. longurio* en la zona de Santa Rosalía, también se encuentra en otra zona con influencia minera, como lo es la especie *Rhizoprionodon acutus* en el Golfo de Aden, la cual presento concentraciones promedio de 0.02 ± 0.01 mg kg^{-1} ps en músculo y 0.27 ± 0.27 mg kg^{-1} ps en hígado (Boldrocchi *et al.,* 2019), siendo similares a *R. longurio* en el tejido hepático, mientras que en el tejido muscular fue similar a las concentraciones de los embriones ,sin embrago las concentraciones de *R. longurio* en el presente estudio fueron superiores, esto al igual que en otra especie, como *R. terraenovae* en la costa oriental de Estados Unidos, en el cual se reportan concentraciones promedio para Ag de 0.011 ± 0.007 mg kg^{-1} ps en músculo (Somerville *et al.,* 2020), también inferiores a *R. longurio*. Resultado similar al contrastar con otra especie de tiburón no perteneciente al género *Rhizoprionodon*, la especie *Sphyrna lewini* presento concentraciones de 0.002 ± 0.003 mg kg^{-1} ps en músculo y 0.25 ± 0.23 mg kg^{-1} ps en hígado la cual también muestro valores inferiores a *R. longurio* (Tabla 9).

Las diferencias entre especies del mismo género así como entre especies pueden ser el efecto de la diferencia en la dieta que presentan estos dos depredadores, así como distintas vías

de ingreso y acumulación de estos elementos en los tejidos de dos depredadores en una misma área y a los distintos grados de exposición e influencia antropogénica en el habitad (Gray, 2002, Çulha *et al.,* 2016, Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2007, Somerville *et al.,* 2020), así como también a la diferencia de habitad en el que se encuentran, diferente grado de contaminación de la zona en la cual habitan o inclusive las diferencias biológicas que presenta cada especia al momento de absorber y desechar este elemento no esencial, inclusive el grado de afinidad que presenta la Ag por cierto tipo de tejidos (Evans, 1979, 1993; Smith, 1930; Gould y MacInnes, 1978; Webb *et al.,* 2001, Çulha *et al.,* 2016, Boldrocchi *et al.,* 2019, Gray, 2002).

Con relación a las concentraciones promedio de Ag para las categorías por sexo y estadio. Entre estadios de *Rhizoprionodon longurio*, estas fueron muy similares tanto entre organismos maduros como inmaduros (no existió diferencia significativa en sus tejidos), mientras que entre sexos solo existió diferencia significativa en el tejido muscular, sin embargo, en promedio general para Ag, si existe diferencia significativa entre la concentración en el músculo y el hígado, no obstante se puede mencionar que en el caso de las hembras inmaduras (0.23 ± 0.10 mg kg^{-1} ps en músculo y 0.54 ± 0.16 mg kg^{-1} ps en hígado) y maduras (0.07 ± 0.04 mg kg^{-1} ps en músculo y 0.15 ± 0.13, mg kg^{-1} ps en hígado) fueron superiores a las concentraciones en los tejidos de hembras maduras preñadas (0.001 ± 0.00003 mg kg^{-1} ps en músculo, 0.002 ± 0.0001 mg kg^{-1} ps en hígado) y embriones de esta misma especie (0.0014 ± 0.0004 mg kg^{-1} ps en músculo, 0.102 ± 0.03 mg kg^{-1} ps en hígado) (Baró-Camarasa *et al.,* 2021) (Tabla 9), siendo los valores más similares las concentraciones en hígado de hembras maduras y embriones (Baró-Camarasa *et al.,* 2021, presente estudio). Las diferencias que se presentaron pueden ser explicadas, por los distintos requerimientos que tienen tanto hembras como machos para su correcto desarrollo, así como para la reproducción y gestación, aunado a la transferencia materna (Moore *et al.,* 2015, Baró-Camarasa *et al.,* 2021). Sin embargo, para el caso de *R*. *longurio* en el presente estudio, la similitud en las concentraciones entre estadios puede deberse al tamaño del organismo al cual se pesca. El elemento Ag es comúnmente representado como una fuente antropogénica de la actividad minera y de refinería, dado que frecuentemente se recupera como subproducto de la manipulación de minerales, como es el caso del Cu, por lo que se esperaba una alta concentración de este elemento (Baró-Camarasa *et al.,* 2021; Martínez-Ayala *et al.,* 2022). Las concentraciones de Ag en organismos de esta zona podrían tener un origen antropogénico (Shumillin *et al.,* 2001; Jonathan *et al.,* 2016), aunque los niveles de Ag y sus efectos en los peces marinos son poco conocidos (Shaw *et al.,* 1998; Webb *et al.,* 2001). El efecto de las concentraciones de Ag en peces en condiciones controladas en laboratorio sugiere que el grado de toxicidad depende de sus concentraciones, así como de la salinidad y el tiempo de

exposición al contaminante (Webb y Wood, 2000; Webb *et al.,* 2001) por lo que aparentemente las bajas concentraciones en *R. lonugrio* en este estudio parecen no representar un peligro para el organismo, sin embargo su presencia en los tejidos da pie a continuar con estudios sobre este elemento en los tejidos de este tiburón y otros organismos que presenten concentraciones de Ag.

7.1.6. Concentraciones del cadmio en músculo e hígado de *Rhizoprionodon longurio*

El cadmio (Cd) es un elemento que en la naturaleza no se encuentra puro, si no que puede encontrarse asociado a zinc, como la esfalerita (ZnS). El Cd es un metal sin función biológica y puede ser tóxico a niveles relativamente bajos, altamente tóxico para plantas y animales (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). Una de sus mayores fuentes naturales de este elemento hacia la atmosfera es la actividad volcánica, con un aporte de 100-500 ton/año (WHO, 1992). Por otro lado, las fuentes antropogénicas que resultan en la contaminación ambiental por este elemento se han incrementado intensamente en las últimas décadas como resultado de su creciente consumo en la industria (Jensen, 1997; Pichtel *et al.,* 2000; Shparyk y Parpan, 2004; Tariq *et al.,* 2006). Por lo que, en las zonas costeras, la concentración de Cd puede elevarse por encima del nivel normal de 0.1µg/L (concentración normal) donde existen industrias y/o minas (Golberg *et al.,* 1971; Riley y Taylor, 1972). Como lo es el caso de la zona de Santa Rosalía, en la cual se han realizado estudios para la determinación de este elemento no esencial en los tejidos de algunas especies de peces de importancia comercial.

Dentro de las cuales se encuentra la especie *Rhizopriondon longurio* la cual obtuvo concentraciones promedio de Cd de 0.18 ± 0.11 mg kg^{-1} ps en músculo y 0.97 ± 1.90 mg kg^{-1} ps en hígado, resultando ser inferiores a las encontradas en sus presas, ya que las concentraciones más altas en sus presas fueron representadas por las especies de pez pertenecientes al género *Scorpaena* spp. (3.16 mg kg^{-1} ps) y la especie de molusco perteneciente al genero *Modiolus* spp. (2.81 mg kg^{-1} ps) y las presas con las concentraciones inferiores fueron las especies de moluscos pertenecientes a los géneros *Megapitaria* spp. (1.459 mg kg^{-1} ps) y *Diosina* spp. (0.76 mg kg^{-1} ps), mientras que el resto de las presas analizadas en el presente estudio estuvieron por debajo del límite de detección (Tabla 3), repitiéndose la tendencia al igual que los EPT antes mencionados (Cu, Mn, Fe, Zn y Ag), donde las concentraciones de las presas son superiores a las encontradas en el depredador, no obstante la mayoría de presas obtuvo concentraciones por debajo del límite de detección, por lo que se podría sugerir que el proceso de biodilucion también podría estar ocurriendo para Cd dentro de la trama trófica de *R. longurio* en la zona de Santa

Rosalía, sin embargo cabe resaltar que las concentraciones difieren entre presas y depredador en un orden de magnitud, por lo que también podría deberse a procesos biológicos propios de como desechar este EPT (Kabata-Pendias y Pendias, 1992, Webb y Wood, 2000; Webb *et al.,* 2001, Gray, 2002, Boldrocchi *et al.,*2021). Sumado a *R. longurio*, dichas presas tambien presentaron concentraciones superiores a otras especies de peces de importancia comercial para la misma zona, como lo fueron las especies de peces , *Kyphosus vaigiensis* con concentraciones de Cd que fueron 0.18 ± 0.03 mg kg^{-1} ps, *Stegastes rectifraenum* 0.24 ± 0.02 mg kg^{-1} ps y *Balistes polylepis* 0.19 ± 0.03 mg kg^{-1} ps en músculo (Serviere-Zaragoza *et al.,* 2021), así como la especie de pez depredadora pero posible presa de *R. longurio*, el pez *Scorpaena mystes*, especie que no obtuvo valores detectables de Cd en su tejido muscular (Piñón-Gimate, *et al.,* 2020) (Tabla 9). Aunque cabe mencionar que además de los proceso de dilución también pueden haber otras variables que influyen en la concentración de este EPT, como lo la condición o estado en el que se encuentren los organismos, siendo una de estas el estado de gestación (Frías-Espericueta *et al.,* 2014, Baró-Camarasa *et al.,* 2021), que en el caso de *R. longurio* en el área de Santa Rosalía las hembras preñadas y sus embriones presentaron concentraciones de Cd de 0.095 ± 0.001 mg kg^{-1} ps y 0.03 ± 0.025 mg kg^{-1} ps en músculo, en tejido hepático las concentraciones fueron 1.42 ± 0.05 mg kg^{-1} ps y 0.017 ± 0.008 mg kg^{-1} ps respectivamente (Baró-Camarasa *et al.,* 2021), ambas inferiores al promedio para *R. longurio* en el presente estudio. Los contrastes en las concentraciones de este elemento no esencial de manera general pueden ser el resultado de la diferencia en el tipo de presas que consume cada especie a pesar de que algunas especies sean costeras y con características predatorias o inclusive el grado de exposición a contaminantes con altas concentraciones de Cd (Gray, 2002, Çulha *et al.,* 2016, Boldrocchi *et al.,* 2019). Otra variable que podría explicar las concentraciones superiores en presas comparadas con las de sus depredador, es la fuente de ingreso de este EPT hacia los tejidos tanto de depredador como de presa, la cual puede ser distinta entre especies, además del distinto grado de exposición a fuentes de contaminación donde el Cd se pueda encontrar en una forma más biodisponible (Shumilin *et al.,* 2001, Gray, 2002, Alatorre-Ramirez *et al.,* 2013, Zeitoun y Mehana, 2014; Authman *et al.,* 2015, Boldrocchi *et al.,* 2019).

En lo relacionado a algunos tiburones pertenecientes al género *Rhizoprionodon* en otras zonas de estudio, está la especie *R. acutus* en el Golfo de Aden, con concentraciones promedio de Cd en músculo fueron de 0.22 ± 0.13 mg kg^{-1} ps y 14.5 ± 22.6 mg kg^{-1} ps en hígado (Boldrocchi *et al.,* 2019), la especie *R. terraenovae* en la costa oriental de Estados Unidos (Texas), en el cual se reportan concentraciones promedio de Cd 0.03 ± 0.01 mg kg^{-1} ps en músculo (Somerville *et al.,* 2020), siendo *R. acutus* la especie con las concentraciones más similares a *R. longurio*,

mientras que *R. terraenovae* mostro valores más cercanos a los embriones de *R. longurio*, que en contraste con otra especie de tiburón que no es perteneciente al género, la especie *Sphyrna lewini* en el Golfo de Aden presento concentraciones 0.004 ± 0.0003 mg kg^{-1} ps en músculo y 0.48 ± 0.82 mg kg^{-1} ps en hígado (Boldrocchi *et al.,* 2019), especie con las concentraciones en músculo más cercanas a las hembras preñadas de *R. longurio*, sin embargo inferiores a el resto de las especies antes mencionadas (Tabla 9). Mientras que, para el caso de las concentraciones en tejido hepático en las especies de elasmobranquios antes mencionadas, los valores fueron superiores al músculo tanto para *R. longurio*, *R. acutus*, *S. lewini* como para las hembras preñadas de *R. longurio*, con excepción de los embriones, siendo *R. acutus* la especie con las concentraciones más altas en este tejido. Las diferencias en las concentraciones de especies de tiburón pertenecientes al mismo género, así como otras especies de habitad costeros, por lo que pueden presentar características biológicas similares, las diferencias podrían deberse a los contrastes específicos que presenta cada habitad (características propias de la zona) en el que se encuentran, diferente grado de contaminación de la zona en la cual habitan en especial con aqullos EPT no esenciales (Gray, 2002, Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2007, Çulha *et al.,* 2016, Boldrocchi *et al.,* 2019, Somerville *et al.,* 2020).

Otra especie de importancia comercial en el Golfo de california (Sinaloa) es *Istiophorus platypterus*, donde sus concentraciones promedio de Cd fueron 0.434 ± 0.099 mg kg^{-1} ph en músculo (Moreno-Cierra *et al.,* 2016), valores que resultan ser más altos que en *R. longurio* (0.04 ± 0.03 mg kg^{-1} ph en músculo y 0.59 ± 1.12 mg kg^{-1} ph en hígado), así como también a otra especie de tiburón costero como *Carcharhinus leiodon*, especie de importancia comercial en el Golfo pérsico, en la cual se han reportado concentraciones de Cd <0.007 ph en músculo (0.37 ± 0.46 mg kg^{-1} ph en hígado) (Moore *et al.,* 2015), sin embargo las concentraciones de ambas especies costeras estuvieron dentro del mismo orden de magnitud en tejido hepático, aunque las concentraciones más altas fueron en *R. longurio* en ambos tejidos. Distinto al caso de la especie de tiburón *Prionace glauca* en el pacífico mexicano con concentraciones promedio de 0.2 ± 0.12 mg kg^{-1} ph en músculo y 0.2 ± 0.12 mg kg^{-1} ph en hígado (Barrera-García *et al.,* 2013) (Tabla 9), especie con los valores más cercanos a *R. longurio* en ambos tejidos, pero solo superiores en hígado. Aunado a lo anterior las concentraciones de Cd de especies pelágicas como *I. platypterus* o especies de tiburones con estas características y su diferencia con *R. longurio* puede deberse principalmente al alto consumo de especies de cefalópodos y peces que habitan en zonas oceánicas, mientras que *R. longurio* consume presas más costeras, o igualmente puede deberse a los distintos procesos de metabolización y excreción de Cd entre ambos depredadores, ya que uno es más oceánico (“metabolismo rápido”) y el otro más costero

(“metabolismo lento”) (Eisler, 1971, Barrera-García *et al.,* 2013, Moore *et al.,* 2015, Moreno-Cierra *et al.,* 2016, Boldrocchi *et al.,* 2019).

En lo relacionado a las diferencias entre tejido, entre hembras y machos, así como entre hembras y machos de distinto estadio de madurez para un mismo tejido en *R. longurio*, existieron diferencias significativas entre músculo e hígado de manera general, pero entre hembras y machos solo existió diferencia significativa en tejido hepático en ph. Así como entre organismos inmaduros y maduros tampoco existió diferencia, sin embrago en el caso específico de las hembras maduras (0.06 ± 0.09 mg kg^{-1} ps en músculo, 0.01 ± 0.02 mg kg^{-1} ph en músculo y 1.62 ± 2.42 mg kg^{-1} ps, 0.82 ± 1.36 mg kg^{-1} ph en hígado) e inmaduras (<LD en ps y ph en músculo y 0.04 ± 0.05 mg kg^{-1} mg kg^{-1} ps, 0.015 ± 0.018 mg kg^{-1} ph en hígado) las concentraciones fueron relativamente similar a las concentraciones de Cd en las hembras preñadas y sus embriones de esta misma especie, las cuales presentaron concentraciones de Cd de 0.095 ± 0.001 mg kg^{-1} y 0.03 ± 0.025 mg kg^{-1} ps en músculo, en tejido hepático las concentraciones fueron 1.42 ± 0.05 mg kg^{-1} ps y 0.017 ± 0.008 mg kg^{-1} ps respectivamente (Baró-Camarasa *et al.,* 2021), sin embargo, las concentraciones son más altas en hembras maduras en ambos tejidos que en hembras preñadas y sus embriones. En este mismo sentido otra especie de tiburón con hábitos costeros es *Carcharhinus leiodon*, especie de importancia comercial en el Golfo pérsico, en la cual se reportaron concentraciones de 0.02 mg kg^{-1} ph en músculo y 1.3 ± 0.46 mg kg^{-1} ph en hígado en hembras maduras y para hembras inmaduras las concentraciones fueron <0.008 mg kg^{-1} ph en músculo y 0.03 ± 0.46 mg kg^{-1} ph en hígado donde al igual que en *R. longurio*, si se encontraron diferencias para esta categoría, así como en general se encontraron diferencias entre músculo e hígado, y en el caso de los machos no hubo diferencia en sus tejidos ni entre hembras ni machos (Moore *et al.,* 2015). Las diferencias en las concentraciones de este elemento entre las distintas categorías mencionadas pueden deberse a los requerimientos de las hembras para su maduración (en hembras pueden presentar grandes diferencies en sus concentraciones entre las que se encuentran preñadas y las que no, por razones metabólicas destinadas a la formación de crías) y de igual manera la forma de desechar el Cd para un correcto crecimiento de las especies de tiburón, lo cual involucra en gran medida la transferencia de este metal de la madre a las cría, pudiendo generar algún daño a lo largo del desarrollo de los organismos desde que son embriones hasta su madurez (Gray, 2002, Moore *et al.,* 2015, Çulha *et al.,* 2016, Baró-Camarasa *et al.,* 2021).

7.1.7. Concentraciones del plomo en músculo e hígado de *Rhizoprionodon longurio*

El plomo (Pb) es uno de los metales más tóxicos y estudiados por la química ambiental y todas las evidencias indican que no es un elemento esencial o beneficiosos para los organismos vivos y todos los efectos medidos son adversos, incluyendo aquellos de sobrevivencia, crecimiento y de metabolismo (Eisler, 2000; Seki *et al.,* 2002). El Pb es un contaminante altamente extendido por estar estrechamente ligado a actividades humanas de carácter industrial, energético y de transporte (Shparyk y Parpan, 2004; Yongming *et al.,* 2006; Micó *et al.,* 2007). Llega al suelo procedente de fuentes diversas como la minería y fundiciones que a su vez logran llegar al ambiente marino (Andrade *et al.,* 1985; Olendrynski *et al.,* 1995) como puede ser la zona de Santa Rosalía.

El plomo se bioacumula en los organismos, en particular, en la biota que se alimenta principalmente de partículas, pero la biomagnificación de plomo inorgánico en la cadena alimentaria acuática no es aparente, pues los niveles de plomo, así como los factores de bioacumulación, disminuyen en el nivel trófico. Esto se explica en parte por el hecho de que, en los vertebrados, el plomo se almacena principalmente en el hueso, que reduce el riesgo de transmisión a otros organismos en la cadena alimentaria (Tukker *et al.,* 2001), lo que puede ser una de las variables que lograría explicar, que en los tejidos (músculo e hígado) de *Rhizoprionodon longurio*, las concentraciones de Pb analizadas en el presente estudio estuvieron por debajo del límite de detección, si bien cabe mencionar que una de las especies presa de este depredador fue la única que presento concentraciones de este EPT por encima del límite de detección, siendo la especie de molusco perteneciente al genero *Modiolus* spp. (1.90 mg kg^{-1} ps) la única de entre las presas encontradas en los contenidos estomacales y aquellas potenciales. Sin embargo, se han realizado otros estudios en el área de Santa Rosalía, en esta misma especie, donde hembras preñadas obtuvieron concentraciones de 0.177 ± 0.008 mg kg^{-1} en ps en músculo y 0.006 ± 0.001 mg kg^{-1} en ps en hígado, mientras que los embriones obtuvieron el mismo resultado que en el presente estudio (Baró-Camarasa *et al.,* 2021). A su vez la especie *Scorpaena mystes*, obtuvo concentraciones superiores a las *R. longurio*, con promedio en su tejido muscular de 1.46 ± 0.46 mg kg^{-1} ps (Piñón-Gimate, *et al.,* 2020). Mientras que en la zona del Golfo de California (Sinaloa), en la especie de pez *Istiophorus platypterus*, las concentraciones promedio de Pb fueron 0.025 ± 0.001 mg kg^{-1} ph en músculo (Moreno-Cierra *et al.,* 2016), valores que también resultan inferiores a *Scorpaena mystes*. En el Golfo de Aden la especie perteneciente al género *Rhizoprionodon, R. acutus* presento una concentración promedio para este EPT de 0.14 ± 0.2 mg kg^{-1} ps en músculo (Boldrocchi *et al.,* 2019), también

resultando inferior a *Scorpaena mystes* y las hembras preñadas de *R. longurio*, sin embargo, superior a *I. platypterus* y a *R. longurio* en el presente estudio.

Las discrepancias en las concentraciones de las distintas especies ya mencionadas con *R. longurio* del presente estudio, puede deberse a las diferencias que presenta cada habitad en el que se encuentran, así como el diferente grado de contaminación de la zona en la cual habitan, biodisponibilidad del mismo o inclusive las diferencias biológicas que presenta cada especie al momento de absorber, acumular y desechar este elemento no esencial, incluyendo la transferencia de este metal de la madre a las cría, que en dicho caso parece no ocurrir (Shumilin *et al.,* 2001, Gray, 2002, Çulha *et al.,* 2016, Boldrocchi *et al.,* 2019, Baró-Camarasa *et al.,* 2021).

Tabla 9. Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (mg kg^{-1}) en algunos peces y elasmobranquios en el Golfo de California y el mundo.

Especie	Tejido	Cu	Mn	Fe	Zn	Ag	Cd	Pb	Lugar	Peso húmedo o peso seco	Referencia
R. longurio	Músculo	0.66 ± 1.16	0.91 ± 1.71	21.48 ± 47.22	19.48 ± 25.20	0.42 ± 0.76	0.18 ± 0.11	-	Golfo de California	ps	Presente estudio
S. mystes	Músculo	0.70 ± 0.4	-	-	-	-	-	1.46 ± 0.46	Golfo de California	ps	Piñón-Gimate *et al.,* 2020
K. *vaigiensis*	Músculo	1.60 ± 0.20	-	33.24 ± 3.67	42.45±3.01	-	0.18 ± 0.03	0.59 ± 0.16	Golfo de California	ps	Serviere-Zaragoza et al., (2021)
S. rectifraenum	Músculo	0.53 ± 0.10	-	18.51 ± 2.48	21.19 ± 0.42	-	0.24 ± 0.02	0.90 ± 0.22			
B. polylepis	Músculo	1.55 ± 0.58	-	27.97 ± 2.80	97.72 ± 14.77	-	0.19 ± 0.03	0.89 ± 0.25			
C. leucas	Músculo	1.8 ± 0.7	-	9.2 ± 0.8	6.8 ± 0.1	-	2.8 ± 0.14	0.9 ± 0.1	Golfo de California	ps	Ruelas-Inzunza, Páez-Osuna. (2007)
C. fuerthii	Músculo	4.7 ± 0.4	1.0 ± 0.2	11.0 ± 0.1	28 ± 0.1	-	0.42 ± 0.26	1.7 ± 1.3			
M. cephalus	Músculo	0.98 ± 0.38	0.25 ± 0.02	17 ± 4	22 ± 1	-	0.17 ± 0.01	0.5 ± 0.1			
Seriola lalandi	Músculo	0.7 ± 0.2	0.06 ± 0.02	0.83 ± 0.03	14.3 ± 0.3	-	0.65 ± 0.40	1.4 ± 0.5			
C. Xanthulus	Músculo	3.4 ± 0.8	0.33 ± 0.1	5.4 ± 0.9	20.8 ± 3.2	-	0.88 ± 0.10	2.6 ± 1.9			
G. peruvianus	Músculo	2.1 ± 0.2	0.43 ± 0.03	12.9 ± 1.5	35 ± 0.5	-	1.55 ± 0.21	2.5 ± 2.0			
L. colorado	Músculo	3.4 ± 0.4	0.47 ± 0.1	1.5 ± 0.5	21 ± 2	-	0.19 ± 0.10	1.3 ± 0.8			
Opisthonema libertate	Músculo	4.3 ± 0.2	4.6 ± 0.2	72 ± 16	53 ± 0.25	-	0.19 ± 0.01	1.0 ± 0.3			
S. lewini	Músculo	20.6 ± 0.4	6.6 ± 0.1	738 ± 5	104 ± 8	-	8.1 ± 0.4	5.2 ± 2.0			
R. longurio (Hembra preñada)	Músculo	1.19 ± 0.24	-	-	16.96 ± 2.29	-	0.03 ± 0.03	4.96 ± 5.88	Golfo de California	ps	Frías-Espericueta et al., (2014)
R. longurio (Embrión)	Músculo	4.10 ± 0.90	-	-	34.52 ± 10.79	-	0.08 ± 0.14	2.08 ± 2.03			

Continuación tabla 9. Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (mg kg^{-1}) en algunos peces y elasmobranquios en el Golfo de California y el mundo.

Especie	Tejido	Cu	Mn	Fe	Zn	Ag	Cd	Pb	Lugar	Peso húmedo o peso seco	Referencia
R. terraenovae	Músculo	1.56 ± 0.48	-	-	8.58 ± 1.51	0.011 ± 0.007	0.03 ± 0.01	0.03 ± 0.01	Golfo de México	ps	Somerville *et al*., (2020)
R. acutus	Músculo	1.77±0.58	0.53±0.17	37.7±9.03	14.1±8.6	-	0.22±0.13	0.14±0.2	Golfo de Aden	ps	Boldrocchi et al. (2019)
S. lewini	Músculo	1.20 ± 0.37	0.63 ± 0.31	16.4 ± 7.83	15.6 ± 3.29	0.002 ± 0.003	0.004 ± 0.0002	0.05 ± 0.02			
R. acutus	Músculo	5.54 ± 0.49	-	-	22.50 ± 2.60	-	0.056 ± 0.01	0.100 ± 0.02	Golfo Pérsico	ps	Adel *et al*. (2017)
R. longurio (Hembra preñada)	Músculo	1.04 ± 0.124	1.23 ± 0.21	112.9 ± 21.0	17.78 ± 3.27	0.001 ± 0.00003	0.095 ± 0.001	0.171 ± 0.008	Golfo de California	ps	Baro-Camarasa *et al*. (2022)
R. longurio (Embrión)	Músculo	3.59 ± 0.32	0.49 ± 0.14	53.9 ± 1 0.08	25.79 ± 1.98	0.0014 ± 0.0004	0.03 ± 0.025	-			
C. leiodon	Músculo	0.74 ±0.09	0.73 ± 0.19	27.43 ± 11.63	13.66 ± 3.38	-	-	0.06 ± 0.04	Golfo Pérsico	ph	Moore *et al.,* (2015)
P. glauca	Músculo	1.64 ± 0.13	-	27.39 ± 3.57	6.10 ± 0.37	-	0.2 ± 0.12	-	Pacifico mexicano	ph	Barrera-García *et al.,* (2013)
I. platypterus	Músculo	0.461±0.026	-	-	15.05±1.24	-	0.434±0.099	0.025±0.001	Golfo de California	ph	Moreno-Sierra et al. (2016)
R. typus	Músculo	3.03	-	-	26.2	-	2.79	13.70	Golfo de California	ph	Pancaldi et al. (2021)
R. terraenovae	Músculo	1.10±0.55	1.26 ± 0.44	27.49 ± 22.85	11.91 ± 4.07	-	0.34 ± 0.10	3..31 ± 0.10	Golfo de México	ph	Núñez-Nogueira, (2005)
R. terraenovae	Músculo	0.51±0.39	-	-	2.24 ±0.60	1.00E−3 ± 3.00E−3	0.01 ± 0.10	0.01 ± 0.004	Golfo de México	ph	Somerville *et al*., (2020)

Continuación tabla 9. Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (mg kg^{-1}) en algunos peces y elasmobranquios en el Golfo de California y el mundo.

Especie	Tejido	Cu	Mn	Fe	Zn	Ag	Cd	Pb	Lugar	Peso húmedo o peso seco	Referencia
R. longurio	Hígado	1.37 ± 1.41	0.85 ± 0.36	73.20 ± 61.58	12.59 ± 12.70	0.48 ± 033	0.97 ± 1.90	-	Golfo de California	ps	Presente estudio
R. longurio (Hembra preñada)	Hígado	2.43 ± 0.75	-	-	12.56 ± 4.19	-	1.67 ± 1.19	-	Golfo de California	ps	Frías-Espericueta et al., (2014)
R. longurio (Embrión)	Hígado	46.24 ± 13.89	-	-	23.64 ± 6.65	-	0.18 ± 0.13	1.43 ± 1.23			
R. longurio (Hembra preñada)	Hígado	1.44 ± 0.11	0.94 ± 0.16	119.1 ± 11.1	9.18 ± 0.24	0.002 ± 0.0001	1.42 ± 0.05	0.006 ± 0.001	Golfo de California	ps	Baro-Camarasa *et al*. (2022)
R. longurio (Embrión)	Hígado	17.90 ± 7.09	0.54 ± 0.32	232 ± 71	19.83 ± 4.58	0.102 ±0.03	0.017 ± 0.008	-			
R. terraenovae	Hígado	4.61 ± 1.42	2.66 ± 0.91	172.22 ± 280.73	11.91 ± 4.07	-	3.08 ± 5.23	3.31 ± 2.16	Golfo de California	ps	Núñez-Nogueira, (2005)
R. acutus	Hígado	6.41±2.97	1.52±1.52	-	27.4±20.96	0.68±1.32	14.5±22.6	0.16±0.22	Golfo de Aden	mg kg^{-1}/ps	Boldrocchi et al. (2019)
S. lewini	Hígado	14.6 ± 18.6	2.29 ± 1.16	-	18.8 ± 8.9	0.25 ± 0.32	0.48 ± 0.82	0.08 ± 0.05			
M. rosácea	Hígado	1.97±3.9	-	-	-	-	-	0.2±0.4	Golfo de California	ph	Irigollen-Arredondo et al. (2018)
I. platypterus	Hígado	39.7±2.6	-	-	119.1±7.6	-	95.1±11.0	0.047±0.004	Golfo de California	ph	Moreno-Sierra et al. (2016
S. lewini	Hígado	-	-	-	-	0.15 ± 0.01	-	-	Golfo de California	ph	Bergés-Tiznado *et al*. (2015)

Continuación tabla 9. Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (mg kg^{-1}) en algunos peces y elasmobranquios en el Golfo de California y el mundo.

Especie	Tejido	Cu	Mn	Fe	Zn	Ag	Cd	Pb	Lugar	Peso húmedo o peso seco	Referencia
M. cephalus	Hígado	109 ±1	9.8 ± 0.1	643 ±1 0	114 ± 1	-	0.26 ± 0.01	0.7 ±0.2	Golfo de California	ps	Ruelas-Inzunza, Páez-Osuna. (2007)
Seriola lalandi	Hígado	27 ± 10	5.5 ± 0.2	1175 ± 502	120 ± 12	-	8.5 ± 2.5	3.3 ± 1.9			
C. Xanthulus	Hígado	5.4 ± 0.8	1.5 ± 0.5	295 ± 25	55 ± 20	-	0.07 ± 0.03	1.9 ± 0.8			
G. peruvianus	Hígado	40.7 ± 3.1	7.8 ± 0.1	2302 ± 1	1390 ± 30	-	0.02 ±0.01	2.1 ± 0.5			
S. lewini	Hígado	-	1.9 ± 0.1	132 ± 1	19 ± 2	-	165 ± 112	9.2 ± 0.6			
L. Colorado	Hígado	5.1 ± 1.0	2.0 ± 0.8	529 ± 510	61 ± 14	-	0.19 ± 0.10	1.1 ± 0.2			
C. leiodon	Hígado	7.31 ± 1.86	1.94 ± 0.60	7.31 ± 1.86	21 ± 9.02	-	38.71 ± 27.42	-	Golfo Pérsico	ph	Moore *et al.*, (2015)
P. glauca	Hígado	9.28 ± 1.44	-	195.67 ± 16.19	49.94 ± 4.65	-	34.66 ± 5.08	0.37 ± 0.06	Pacifico mexicano	ph	Barrera-García *et al.*, (2013)
R. steindachneri	Hígado	-	-	-	-	0.17±0.10	-	-	Golfo de California	ph	Escobar-Sánchez *et al*. (2014)
M. japanica	Hígado	-	-	-	-	-	-	-			
R. typus	Hígado	3.06	-	-	38.1	-	17.50	0.055	Golfo de California	ph	Pancaldi et al. (2021)
H. colliei	Hígado	4.35 ± 1.76	-	-	10.19 ± 3.58	-	0.796 ± 0.495	0.048 ± 0.038	Golfo de California	ph	Tiznado-Salazar *et al*. (2022)

7. 2. Biomagnificación

Múltiples mecanismos participan en la biomagnificación de contaminantes incluida la absorción directa del agua a través de las branquias o la epidermis, contacto con sedimentos y consumo de alimentos (Szynkowska-Małgorzata *et al.,* 2018). Este último dando lugar a al proceso de biomagnificación, el cual se define como el incremento en la concentración de un contaminante de un nivel trófico inferior a uno superior, es decir, la transferencia del contaminante a través de las redes tróficas y la acumulación de los contaminantes adquiridos por la dieta (Newman, 2014; Jorgensen, 2016). Lo cual puede cuantificarse mediante el factor de biomagnificación (Newman, 2014).

La concentración promedio de Cu, Fe, Mn, Zn, Ag y Cd en el músculo de *Rhizoprionodon longurio* fue de 0.66 ± 1.16, 21.48 ± 47.22, 0.91 ±1.71, 19.48 ± 25.20, 0.42 ± 0.76, 0.18 ± 0.11 mg kg^{-1} ps respectivamente, mientras que las concentraciones medias de Cu en el músculo de todas las presas oscilaron entre 1.062 mg kg^{-1} ps en el pez perteneciente a la familia Pomacanthidae y 29.767 mg kg^{-1} ps en el molusco *Megapitaria* spp., en Fe las presas oscilaron entre 4.925 mg kg^{-1} en ps en el pez perteneciente al genero *Lutjanus* spp y 107.398 mg kg^{-1} ps en el molusco *Diosina* spp., en Mn las presas oscilaron entre 0.125 mg kg^{-1} ps en el pez perteneciente al genero *Lutjanus* spp. y 243.7 mg kg^{-1} ps en el molusco *Diosina* spp., en Zn las presas oscilaron entre 12.267 mg kg^{-1} ps en el pez perteneciente a la familia Pomacanthidae y 128.333 mg kg^{-1} ps en el pez *Sphoeroides lobatus*, en Ag las presas oscilaron entre 0.204 mg kg^{-1} ps en el pez perteneciente a la familia Pomacanthidae y 9.259 mg kg^{-1} ps en el pez *S. lobatus* y en Cd las presas oscilaron entre 0.765 mg kg^{-1} ps en molusco *Diosina* spp. y 3.162 mg kg^{-1} ps en el pez perteneciente al genero *Scorpaena* spp. El mayor factor de biomagnificación de la red alimentaria en Cu fue de 2.99 y significativamente mayor que 1.0, al igual que en Fe fue de 39.08, en Mn 2.99, Zn 4.72, Ag 6.11 y Cd 2.0. En este estudio se describe la biomagnificación de Cu, Fe, Mn, Zn, Ag y Cd en la red alimentaria de la especie de tiburón *R. longurio* en la zona de Santa Rosalía Baja California Sur. Proporcionando conocimiento relevante sobre la dinámica de biomagnificación y las vías de dichos elementos, para estas múltiples especies y su interacción.

Se detectaron aumentos significativos en los elementos (Cu, Fe, Zn y Ag) así como su ausencia (Mn y Cd) en los factores de biomagnificación (FBM) de la presa hacia el depredador, pudiéndose observar variaciones de acuerdo con los escenarios específicos de depredador-presa para cada elemento (Figuras 9-14). El valor más alto de FBM en Cu se observó en la especie de pez *Lutjanus* spp. seguida del pez perteneciente a la familia Pomacanthidae y los más bajos fueron para las especies de moluscos *Modiolus* spp. y *Megapitaria* spp. Los FBM solo

fueron significativos para los peces (>1.0), indicando una biomagnificación generalizada de Cu de presa a depredador, mientras que en los casos de los moluscos (nivel trófico 2) no fueron significativos, en Fe el valor más alto de FBM se observó en el pez *Lutjanus* spp. seguida del pez *Bodianus* spp. y los más bajos fueron la raya *Dasyatis* spp. y el pez *Sphoeroides lobatos*, siendo significativos todas las demás presas exceptuando los más bajos ya mencionados (<1.0), indicando una biomagnificación generalizada para la mayoría de las presas analizadas, en Zn el valor más alto de FBM se observó en el pez *Scorpaena* spp. del pez perteneciente a la familia Pomacanthidae y los más bajos fueron el pez *Anisotremus* spp. y el pez *S. lobatus* siendo significativos todas las demás presas exceptuando los más bajos ya mencionados (<1.0), revelando una biomagnificación generalizada para la mayoría de las presas analizadas, en Ag el valor más alto de FBM se observó en el pez perteneciente a la familia Pomacanthidae seguido de pez *Scorpaena* spp. y los más bajos fueron la raya *Dasyatis* spp. y el pez *S. lobatus*, los FBM fueron significativos en la mayoría de los casos (>1.0), indicando una biomagnificación generalizada, con excepción de los más bajos, en el caso del Mn el valor más alto de FBM se observó en el pez *Lutjanus* spp. seguida del pez perteneciente a la familia Pomacanthidae y los más bajos fueron el pez *Anisotremus* spp. y el pez *Scorpaena* spp., en este caso la biomagnificación no es generalizada, esto al igual que en Cd donde el valor más alto de FBM se observó en el molusco *Dosinia* spp. seguida del pez *Scorpaena* spp. y los más bajos fueron los moluscos *Megapitaria* spp. y *Modiolus* spp., ya que solo en el caso del molusco *Dosinia* spp. fue el único FBM significativo, mientras que el resto de los casos no fueron significativos (<1.0) (Figura 11 y 14 Mn y Cd respectivamente).

En el presente estudio se detectó una biomagnificación significativa de los elementos esenciales Cu, Fe, Zn y del elemento no esencial Ag en la red alimentaria bentónica desde moluscos bivalvos (filtradores) hasta la especie de tiburón *R. longurio* (depredador) en la zona de Santa Rosalía. Esto es similar a otros estudios donde se ha documentado la biomagnificación en las redes alimentarias marinas (Escobar-Sánchez *et al.,* 2011, Murillo *et al.,* 2019). Aunque, el grado de biomagnificación en esos estudios es diferente a los valores encontrados en el presente estudio. Como las encontradas en tres especies de rayas *Pseudobatos productus*, *Zapteryx exasperata* y *Myliobatis californica* en la costa oeste de Baja California Sur, en las cuales se evidencio algo similar a lo obtenido en *R. longurio* en el elemento no esencial Ag así como los no esenciales (Cu, Fe y Zn), obtenido lo valores ms altos de FBM más altos en peces y crustáceos con niveles tróficos superiores a las del zooplancton, así como también los valores de FBM fueron significativos para la mayoría de las presas, demostrando la existencia de una biomagnificación generalizada para el elemento no esencial mercurio (Hg) (Murillo *et al.,* 2019).

En este sentido se puede mencionar una situación similar en la especie de tiburón azul *Prionace glauca*, donde en su tejido muscular, la especie presa el pez bala Auxis sp fue la más importante, ya que en esta se vio reflejado el factor de biomagnificación más alto de entre sus presas, que a pesar de no representar una gran importancia dentro de su alimentación, seguida de la especie presa *P. planipes*, muestra que los grupos más importantes que pueden estar aportando las mayores cantidades de EPT, no necesariamente son aquellos con la mayor abundancia dentro de su alimentación, sino también las concentraciones de los mismos en especies presa menos abundantes en sus hábitos alimenticios ya que las concentraciones de los EPT pueden variar de acuerdo a la propia alimentación de la presa, forma de metabolizar los elementos, grado de exposición entre ostros (Gray, 2002; Escobar-Sánchez *et al.,* 2011). Vega-Barba (2018), en la costa sur de Jalisco, cuantificó la biomagnificación en el músculo de *Carcharhinus falciformis*, la especie que más aportó fue A*rgonauta* spp y restos de pleuronectiformes. Lo que contrasta los factores de biomagnificación obtenidos en *R. longurio*. Esta diferencia en las presas con el mayor aporte de elementos esenciales y no esenciales al músculo de *C. falciformis* y *R. longurio* puede deberse a la diferencia de hábitat y por ende con dieta distinta, así como, las presas de ambos depredadores presentan tiempos de vida más cortos y mayores tasas metabólicas (Maz-Courrau *et al.,* 2011).

Aunado a lo anterior cabe señalar que estas variaciones pueden deberse en gran medida a las diferencias en la cantidad de EPT que ingresan a la base de la red alimentaria (Rigét et al. 2007; Thera y Rumbold 2013; Murillo *et al.,* 2019), esto en conjunto con las diferencias en la estructura y complejidad de la red alimentaria (Pethybridge et al. 2012; Thera y Rumbold 2013, Murillo *et al.,* 2019). Otro aspecto por considerar es el grado de generación de elemento potencialmente tóxico que se encuentre biodisponible también puede variar según la ubicación (Pethybridge et al. 2012; Murillo *et al.,* 2019), sin embargo, también se debe tomar en cuenta que, a pesar de ser todos elasmobranquios, sus dietas son mixtas tanto en especies costeras como oceánicas, donde tanto sus similitudes como sus diferencias en cuanto a FBM pueden ser el resultado de las características de cada especie.

7.3. Bioacumulación

La bioacumulación puede ser inferida con en el tamaño de los organismos, ya que es reflejo del tiempo de exposición a los EPT que se encuentran en aire, agua y dieta (Szynkowska Małgorzata *et al.,* 2018). El incremento de la concentración de los elementos potencialmente tóxicos con respecto al aumento de talla es interpretado como proceso de bioacumulación

(ECETOC, 1996, Zeitoun y Mehana, 2014; Authman *et al.,* 201). En el presente trabajo, las concentraciones de Cd en músculo y de Cu, Fe, Zn y Cd en hígado mostraron una tendencia de incremento con la talla, aunque el coeficiente de determinación fue <0.13. Por lo que, el incremento de la talla de *R. longurio* solo explicaría en el mejor de los casos el 13% de bioacumulación en músculo e hígado de estos elementos. Las concentraciones de Cu, Fe, Mn, Fe y Ag en músculo y Mn y Ag en hígado fueron decreciendo con respecto a la talla, es decir, no hay un proceso de bioacumulación para estos elementos, sobre todo en músculo. Lo que no se observa para el hígado, esto puede ser interpretado como un mecanismo de depuración (Sun *et al.,* 2020, Gray, 200). La baja relación de la concentración de elementos con respecto a la talla de elasmobranquios ha sido observada para el tiburón azul *Prionace glauca* (Escobar-Sánchez *et al.,* 2011). Esto contrasta con lo observado por Maz-Courrau et al. (2012) y Murillo-Cisneros et al. (2018) quienes encontraron una relación positiva de Hg con respecto a la longitud de *Carcharhinus falciformis*, *Sphyrna zygaena* e *Isurus oxyrinchus*, excepto para *P. glauca* y para *Myliobatis californica*, Pseudobatos productus y Zapteryx exasperata, respectivamente en la costa de Baja California Sur. Tendencias de incremento en la concentración de Hg, Cd y Cu fueron observadas en el músculo e hígado (excepto para Cu en músculo) de *C. falciformis* en Bahía de Banderas (Vega-Barba, 2018).

El decremento de la concentración de EPT con el incremento de la talla en depredadores tope, sugiere que algunas de estas especies no bioacumulan estos elementos con el paso del tiempo, debido a mecanismos más eficientes de eliminación o depuración (Núñez-Nogueira *et al*. 1998). Factores adicionales como la disponibilidad de presas con diferente cantidad de EPT, así como de su contenido en los sedimentos, agua y material en suspensión que interactúan con cada especie (Hall, 2002). Además de los procesos bioquímicos específicos y la fisiología de cada una de las especies, como la absorción, excreción, crecimiento y aspectos reproductivos de cada organismo (Adams y McMichel 1999). Esto puede ser evidenciado claramente en el hígado con incremento de la concentración de estos EPT a medida que se aumenta el tamaño del tiburón. Esto puede deberse a que el hígado es el destino de estos elementos y el encargado de eliminarlos o transformarlos en forma tal, que no sean tóxicos para el organismo (Maz-Courrau *et al.,* 2012; O'Bryhim *et al.,* 2017).

7.4 Correlación entre elementos potencialmente tóxicos en músculo e hígado

La interacción de los elementos potencialmente tóxicos puede involucrarse en los mecanismos metabólicos de los organismos. Esta interacción puede ocasionar beneficios y

daños en los procesos biológicos de los organismos (Daka y Hawkins, 2006). Esta interacción aborda los términos de sinergia y antagonismo. Una sinergia tiene lugar cuando el efecto final es aproximadamente igual o mayor a la suma de los efectos de ambos elementos por separado. Dos elementos son antagonistas cuando la interacción da lugar a una disminución de los efectos de uno o ambos elementos (García-Barrera *et al.,* 2012). Los efectos de la sinergia o antagonismo pueden determinarse a través de diversos experimentos en los organismos bajo diferentes condiciones de salinidad, temperatura, pH, entre otros (Sobrino-Figueroa *et al.,* 2007, Wang *et al.,* 2017). Una forma de evaluar estos procesos es, a través de las relaciones entre las concentraciones de los EPT en un mismo tejido. La relación positiva del Se y Hg no puede ser interpretada como un efecto antagónico i.e. efecto detoxificante del Hg, ya que las relaciones molares pueden ser distintas (Luten *et al.,* 1980; Chen *et al.,* 2001), así mismo otro ejemplo es la interacción positiva entre el Zn y el Cd, a pesar de que se tiene conocimiento que el zinc puede inhibir la toxicidad del Cd (Hutton, 1981). Por otro lado, existe el caso de cuando un esencial no esta en las concentraciones idóneas y un no esencial se encentra en concentraciones toxicas, donde ambos elementos bajo esas condiciones pueden ocasionar daños graves a los organismos (Beaver *et al.,* 2017). También pueden ocurrir efectos antagónicos cuando existe interacción entre un esencial y otro esencial como el selenio y zinc, donde uno tiene un efecto detoxificante sobre el otro, esto debido principalmente a su similitud en el grado de absorción que presentan en los tejidos de los organismos (William *et al.,* 1989). Por lo tanto, las correlaciones positivas y negativas no siempre obedecen a un efecto antagónico o sinérgico (Gotsis, 1982; Reinstein *et al.,* 1984; William *et al.,* 1989). Por ello, las correlaciones de las interacciones de los elementos potencialmente tóxicos en los tejidos de *R. longurio*, son una fracción importante de información, que contribuye a la comprensión y determinación del comportamiento de los EPT en este tiburón. Para determinar por completo si existe un efecto sinérgico o antagónico de elementos potencialmente tóxicos en una especie es importante realizar estudios experimentales calculando las relaciones molares de cada elemento en relación a otro.

La correlación entre las concentraciones de los EPT medidos en *R. longurio*, en conjunto con la evidencia reportada en la literatura, es un buen acercamiento para detectar los efectos sinérgico o antagónico de los elementos potencialmente tóxicos.

Las correlaciones entre elementos esenciales-no esenciales en su mayoría fueron significativas, en especial en el tejido hepático. En los tejidos musculares de *R. longurio* algunos ejemplos de una correlación positiva fueron la relación Mn/Ag, Zn/Ag, Fe/ Ag y Cu/Cd en las cuales a medida que aumenta un elemento el otro también lo hace, lo que podría estar

sucediendo, es que estos elementos podrían estar compitiendo con la Ag en las rutas metabólicas dentro de los tejidos de *R. longurio*, debido a las características del tejido muscular que es el encargado de contraer y expandir así como proteger otros tejidos, su función metabólica tiende a acumular estos elementos, a diferencia del tejido hepático (Pelgrom *et al.,* 1995, Beaver *et al.,* 2017). En el caso del tejido hepático la correlación entre Zn/Cd fue positiva y significativa en ps y ph al igual que Cu/Cd, sin embargo en este tejido la relación entre Zn y Cd coincide con la relación de estos dos metales en otros organismos que ha sido catalogada como una relación de carácter antagónica, sin embargo no se puede aseverar este hecho con una correlación (Wicklund *et al.,* 1988), esto principalmente debido a que el Cd puede desplazar al Zn en funciones metabólicas, debido a las características propias del tejido hepático que es el encargado de detoxificar al organismo (Pelgrom *et al.,* 1995, Leborans y Novillo, 1996), en el caso de Cu/Cd en los tejidos de *R. longurio* la correlación fue positiva, interacción que se conoce se ha reportado de carácter sinérgica, donde la presencia de estos dos elementos puede llegar a ser tóxicas en cualquiera de los tejidos, sin embargo para el presente estudio no se pude confirmar dicho el efecto sinérgico (Pelgrom *et al.,* 1995). Las correlaciones negativas significativas (cuando un elemento aumenta el otro disminuye) encontradas en *R. longurio*, fueron en el tejido hepático, lo cual podría estar relacionado con la función que desempeña este órgano, como lo son en este caso las interacciones Mn/Ag y Zn/Ag, Fe/Ag y Cu/Ag demostrando que a medida que aumenta el esencial, el no esencial disminuye, lo que podría representar un efecto detoxificante por parte de los elementos esenciales, ya que algunos elementos tienen mayor afinidad por órganos i.e. hígado donde ocurren diversos procesos metabólicos (William *et al.,* 1989, Pelgrom *et al.,* 1995, Gray, 2002).

Con respecto a las relaciones entre elemento potencialmente toxico esencial-esencial, las correlaciones de Mn/Zn, Mn/Fe, Mn/Cu, Zn/Fe, Zn/Cu y Fe/Cu, fueron positivas significativas para ambos tejidos de *R. longurio*, relaciones que tienden a ser aún más complicadas que la relación esencial-no esencial (Reinstein *et al.,* 1984, Ahsanullah *et al.,*1981). Las relaciones entre elementos potencialmente tóxicos esenciales y no esenciales, que, en su gran mayoría de relaciones en distintos organismos y tejidos, generalmente tienden a ser antagónicas (Hutton, 1981, William *et al.,* 1989). Las relaciones entre esenciales y esenciales son un tanto más complejas debido a su naturaleza como esenciales, ya que, al ser de fácil incorporación a los tejidos de los organismos, intervenciones similares (competencia) en los mecanismos metabólicos y en algunos casos las concentraciones (idóneas y anómalas) de cada uno resultan en interacciones de tipo sinérgico y antagónico (Reinstein *et al.,* 1984, Ahsanullah *et al.,*1981).

Sin embargo, al detectar las relaciones entre estos elementos esenciales en *R. longurio*, donde todas fueron positivas, mostrando tendencias de incremento de un elemento cuando otro también aumenta, se podría comentar con base en lo ya mencionado, la mayoría de estas interacciones podrían ser el resultado de su competencia dentro del organismo, así como de las altas concentraciones de determinados elementos en comparación con otros (Reinstein *et al.,* 1984, Ahsanullah *et al.,*1981). Aunque también puede ocurrir el caso, donde exista una irregularidad en las concentraciones de uno o más esenciales, la cual no permita un correcto funcionamiento del organismo logrando alcanzar niveles tóxicos y donde otro esencial podría fungir como detoxificante para que el organismo funcione de manera correcta (Reinstein *et al.,* 1984, Ahsanullah *et al.,*1981, Luten *et al.,* 1980; Chen *et al.,* 2001).

Para el caso de la relación entre no esencial y no esencial en los tejidos de *R. longurio*, tanto en ps como en ph la relación Ag/Cd solo fue negativa significativa en tejido hepático mostrando una tendencia de disminución de un no esencial con respecto a otro no esencial, lo que podría sugerir la existencia una competencia entre ambos metales en este tejido, donde rivalizan para incluirse en los mecanismos metabólicos del hígado de este tiburón, aunque esto no asegura que no exista un efecto dañino por parte del elemento que aumenta, siendo en este caso la plata (Reinstein *et al.,* 1984, William *et al.,* 1989, Pelgrom *et al.,* 1995), sin embargo en el tejido muscular se puede observar una tendencia de aumento en las concentraciones de plata en relación a al aumento de las concentraciones de cadmio, con lo que se podría sugerir, la existencia de su competencia para incluirse en los mecanismos metabólicos del músculo de este tiburón (Gotsis, 1982; Reinstein *et al.,* 1984; William *et al.,* 1989).

Por lo que otra variable que puede apoyar a comprender, dilucidar y determinar las relaciones entre los EPT es la correlación que puede existir entre la concentración de un elemento con el tamaño del organismo (crecimiento), ya que en algunos casos las concentraciones de algunos EPT están relacionadas con el tamaño del organismo más que otras (Kojadinovic *et al.,*2007), la concentración puede ser determínate en las relaciones de los elementos así como sobre sus efectos, como lo son el efecto sinérgico y antagónico que causan estos elementos dentro de un en organismo (Reinstein *et al.,* 1984), debido a que algunos mecanismos metabólicos pueden modificarse a lo largo del crecimiento de un organismo y por consiguiente modificar el tipo de efecto que puede generar (Sobrino-Figueroa *et al.,* 2007, Frías-Espericueta *et al.,* 2016), por lo que la correlación entre el elemento y el tamaño del organismos en conjunto con la correlación entre las concentraciones de los EPT y con apoyo por parte de estudios anteriores, las correlaciones entre los EPT pueden ser una variable más que pueda

aportar para una mejor comprensión del comportamiento de los EPT así como de los efectos sinérgicos y antagónicos que pueden ocurrir dentro de los organismos.

7.5. Comparación de técnicas para medir concentraciones de metales esenciales (Zn y Fe)

Al obtener datos de concentraciones de estos metales esenciales (Fe, Zn), en una matriz orgánica como lo es el tejido de este tiburón (*R. longurio*) en XRF es una gran ventaja ya que en la mayoría de los casos al utilizar esta técnica, es comúnmente utilizado en matrices de naturaleza inorgánica, lo que vuele muy valiosa la información obtenida atreves de esta técnica, que puede ser contrastada con la técnica tradicional (EAA) para medir metales pesados en diferentes matrices incluida la orgánica (Tejido animal). Debido a que de ambas técnicas se tienen datos del mismo tejido, estos pueden ser comparados para poder comprobar cuál de estas dos técnicas resulta ser la óptima para cada caso o tipo de estudio d<el cual se trate. Ya de acuerdo con otros autores estas dos técnicas no distan entre ellas en cuanto a resultados de concentraciones de elementos, se sabe hasta el momento que tanto el XRF como el análisis de EAA son similares al momento de medir concentraciones de elementos. Por lo que las mediciones de fluorescencia de rayos X por dispersión de energía (EDXRF) y espectrometría de absorción atómica para metales esenciales y no esenciales en músculo de peces pueden ser medidas, dichas concentraciones coinciden con concentraciones de carácter tóxico y no toxico, valores que se encuentran dentro de una calidad referencia establecida por la ley (Steckert *et al.,* 2019), lo que determina que el análisis mediante XRF puede ser igual de eficiente que el análisis por EAA para medir EPT en los tejidos de organismos marinos destinados para consumo humano. Como lo es el músculo de tiburón, el cual puede ser incluido dentro de una matriz de tipo orgánica, también es necesario mencionar que ambas técnicas se han utilizado para medir EPT en tejidos de otro tipo de organismos como vegetales y organismos terrestres destinados para consumo humano, los cueles proporcionan metales esenciales como el Zn y el Fe, donde la técnica de XRF ha mostrado ser una técnica útil (Denis Al´pizar, Diaz Rizo., 2009).

Durante este estudio se reconoce a la técnica XRF como una técnica que puede ser utilizada para medir concentraciones de algunos EPT como el Zn y el Fe en tejidos musculares de peces, especialmente en aquellos estudios donde existan limitaciones logísticas, como lo puede ser, la factibilidad de utilizar técnicas analíticas como la espectrometría de absorción atómica y la espectrometría por plasma acoplado inducido (ICP), siendo las que se utilizan con mayor frecuencia para este tipo de estudios (Karin *et al.,* 2008, Denis Al´pizar, Diaz Rizo., 2009).

Ambas técnicas presentan ventajas y desventajas, la EAA tiene bajos costos de inversión, no así el ICP, sin embargo, los costos de operación de ambas técnicas son elevados; la EAA presenta limitantes en cuanto a los posibles elementos a determinar, no así el ICP, técnica con la que se pueden cuantificar hasta 60 elementos. Sin embargo, una gran desventaja para ambos métodos es la laboriosidad necesaria durante su empleo, así como la destrucción de la muestra a analizar, por lo que se han convertido en técnicas analíticas de gran competitividad en estudios ambientales. Lo que deja al análisis de Fluorescencia por rayos X como un una opción para realizar este tipo de análisis en casos donde otras técnicas similares representen una desventaja dentro de los estudios, como lo pueden ser los costos de operación de los equipos, donde una de las ventajas de XRF es su costo relativamente bajo, no destructiva, análisis multielemental sencillo por lo simple del espectro de rayos X, técnica analítica que se ha empleado con éxito en la determinación de metales pesados en diversos ecosistemas, durante los últimos años (Diaz Rizo *et al.,* 2019).

7.6. Concentraciones potencialmente toxicas en los tejidos de *Rhizoprionodon longurio* y límites permisibles para su consumo

Los porcentajes de IDM y PIS evidenciaron que el consumo del músculo de *R. longurio* es seguro, dado que las concentraciones de Cu, Fe, Mn, Zn, Ag, Cd y Pb no fueron elevadas. Esto demuestra que la concentración de estos elementos encontrada en el tejido de este tiburón, que es destinada para consumo no es perjudicial para la salud humana. Sin embargo, la información sobre los límites permisibles para el consumo humano no está contemplada en muchos países, incluido México. Por lo tanto, es necesario comparar con otras instituciones gubernamentales y organizaciones mundiales de otros países para establecer si las concentraciones de oligoelementos en el músculo de *R. longurio* no superan los límites permisibles para el consumo humano (Tabla 10).

Los únicos límites permisibles para consumo humano contemplados en la Norma Oficial Mexicana (NOM) son de 2.5 mg kg-1 peso seco para Cd y Pb, lo que indica que los niveles de Cd fueron aproximadamente 14 veces menores en *R. longurio*. Considerando que no se detectaron concentraciones de Pb, el tejido muscular de *R. longurio* de Santa Rosalía es seguro para el consumo humano. Sin embargo, es importante considerar que la NOM no contempla otros elementos que otras organizaciones mundiales o naciones consideren que podrían ser perjudiciales para la salud humana. La Organización Mundial de la Salud (OMS) y la

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) consideran diferentes límites aprobados para Cu, Fe, Mn, Zn, Pb y Cd (Tabla 10).

Nuestros resultados indican que las concentraciones de oligoelementos en el músculo de *R. longurio* fueron inferiores a los límites sugeridos en peso húmedo por estas últimas organizaciones. Sin embargo, las concentraciones de Cd en el músculo de *R. longurio* estuvieron cercanas al valor normativo de 0.05 mg kg^{-1} establecido por la Unión Europea (UE) y la OMS/FAO (1983), pero dentro de los límites permisibles de 0.5 mg kg^{-1} establecidos por la Administración de Drogas y Alimentos de los Estados Unidos (USFDA). Estos resultados sugieren que *R. longurio* representa un alimento de gran valor nutricional que se puede consumir de manera segura, siempre y cuando se consuma en las proporciones obtenidas de acuerdo con la ingesta diaria de minerales, en el caso de los elementos esenciales, establecida por el Instituto de Medicina de la Academia Nacional de Ciencias de Estados Unidos y al porcentaje de ingesta semanal para los no esenciales.

Tabla 10. Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (mg kg^{-1}) en el músculo de *Rhizoprionodon longurio* de Santa Rosalía y los límites máximos permisibles de concentración de elementos potencialmente tóxicos en peso húmedo (ps) y peso seco (ps) para consumo humano establecidos por diversas organizaciones.

		Cu	Fe	Mn	Zn	Pb	Cd
***Rhizoprionodon longurio* (ww)**	**Santa Rosalia**	**0.16**	**5.26**	**0.22**	**4.68**	**<LD**	**0.04**
WHO/FAO 1983 (ph)	Internacional	30	---	---	30	0.5	0.05
WHO/FAO 1989 (ph)	Internacional	30	186	12.97	92.7	0.05	2.0
WHO/FAO 1989 (ph)	Internacional	30	100	1.0	100	2.0	1.0
EC 2005 (ph)	Europa	---	---	---	---	0.2	0.05
Turkish guidelines 2007 (ph)	Turkia	20	---	20	50	1.0	0.1
USDFA, 2001 (ph)	Estados Unidos	---	---	---	---	0.3	0.5
***Rhizoprionodon longurio* (ps)**	**Santa Rosalia**	**0.7**	**22**	**0.91**	**19.48**	**<LD**	**0.18**
NOM 2009 (DOF 2011) (ps)	México	---	---	---	---	2.5	---
NOM 1995 (ps)	México	---	---	---	---	1.0	2.5
EC 2006 (ps)	Europa	---	---	---	---	---	1.3

8. Conclusiones

Las concentraciones promedio más elevadas de los EPT en los tejidos de *Rhizoprionodon longurio*, fueron el Fe>Zn>Cu>Mn, mientras que Ag y Cd fueron las más bajas, encontrándose el Pb por debajo del límite de detección. En Presas las concentraciones más altas se encontraron en Zn>Mn>Fe>Cu y las más bajas en Cd >Ag>Pb.

Las concentraciones de EPT fueron más altas en hembras y en organismos maduros, también existieron diferencias significativas en las concentraciones EPT entre tejido muscular y hepático para la mayoría de los elementos excepto en Zn y Pb, donde las concentraciones más altas se encontraron en el hígado.

El proceso de biomagnificación en *R. longurio* (NT, 4.5), estuvo mejor representado por los EPT como Ag, Cu, Fe y Zn, los cuales presentaron los FBM más altos principalmente en presas con características predatorias, como los peces pertenecientes al género *Lutjanus* (NT= 4), *Scorpena*, (NT= 3.9) y un crustáceo (*Panulirus* spp.) (NT= 2.5), presas que más transfieren estos EPT hacia *R. longurio*. En el caso de Mn y Cd, el proceso de biomagnificación no estuvo bien representado, ya que la mayoría de las presas presentaron bajos FBM, así como no se observó un incremento del FBM con respecto al nivel trófico.

Las concentraciones promedio de los EPT (Cu, Fe, Mn, Zn, Cd y Pb) en *R. longurio* para el área de Santa Rosalía Baja California Sur México, no sobrepasaron los limites permisibles establecidos por las autoridades nacionales e internacionales, a excepción de la Ag (ausencia de limite permisible). Y de acuerdo con la IDM y PIS el consumo de músculo de *R*. *longurio* no presenta un riesgo para la salud humana y su comercialización

El proceso de bioacumulación en la mayoría de los EPT en el músculo de *R. longurio*, fue bajo observándose un decremento de la concentración con relación al aumento de la talla, a excepción del Cd. En el caso del hígado, el proceso de bioacumulación de los EPT fue alto, observando un incremento de la concentración en relación a el aumento de la talla, con excepción de la Ag.

Las relaciones entre Zn/Cd, Cu/Cd y Zn/Cu en los tejidos (músculo e hígado) de *R. longurio*, al igual que la mayoría de las correlaciones entre un elemento no esencial y esencial, mostraron un incremento del esencial en relación con la disminución del no esencial, caso contrario en las relaciones de Ag, en las cuales aumenta con respecto aumenta el elemento esencial.

La técnica de análisis de fluorescencia por rayos X puede ser utilizada para medir concentraciones de EPT como el Fe y Zn en el tejido muscular de *R. longurio*

9. Recomendaciones

De acuerdo con los resultados obtenidos en este estudio, se recomienda para próximos estudios, que se aborden temas similares, así como especies similares a *R. longurio* y sus presas, incluidos el análisis de muestras de organismos de distintas tallas, así como de un numero equitativo de hembras y machos. Asimismo, obtener un mayor número de muestras de presas del depredador a estudiar, para aminorar el error estadístico.

Además, se recomienda la medición de otros elementos no esenciales y esenciales asociados a tejidos de diversos organismos con distintos niveles tróficos en la zona costera de Santa Rosalía, ya que la actividad minera y urbana aún persiste, lo que podría brindar una mejor comprensión del comportamiento de estos EPT en esta zona, así como las diversas relaciones e interacciones que existen entre ellos dentro de los organismos.

Asimismo, también se recomienda para esta zona utilizar este tipo de resultados (Concentraciones de EPT esenciales y no esenciales) o nuevos datos en conjunto con la detección de posibles afecciones o daño en los tejidos y detectar si existe una relación con las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos. En este sentido, también sería de gran relevancia determinar dichas concentraciones y afecciones o daños, en los distintos tejidos de los organismos, además del músculo e hígado.

10. LITERATURA CITADA

Adams, D. H. y R. H. McMichael. 1999. Mercury levels in four species of sharks from the Atlantic coast of Florida. *Fishery Bulletin*. 97: 372-379.

Afshan S., Ali, S., Ameen U. S., Farid M., Bharwana S. A., Hannan F. y R. Ahmad. 2014. Effect of different heavy metal pollution on fish. *Res. J. Chem. Environ. Sci. 2*(1): 74-79.

Adel, M., Mohammadmoradi, K., Ley-Quiñonez, C. P. (2017). Trace element concentrations in muscle tissue of milk shark, (*Rhizoprionodon acutus*) from the Persian Gulf. Environmental Science and Pollution Research, 24(6), 5933-5937.

Ahsanullah, M., D. S. Negilski, M. C. Mobley. 1981. Toxicity of Zinc, Cadmium and Copper to the Shrimp Callianassa australiensis. III. Accumulation of Metals. Marine Biology (64): 311-316

Alatorre-Ramirez, V. G., Galván-Magaña, F., Torres-Rojas, Y. E. (2013). Trophic habitat of the Pacific sharpnose shark, *Rhizoprionodon longurio*, in the Mexican Pacific. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 93(8), 2217-2224.

Alpízar Otoniel Denis, Oscar Díaz Rizo. 2009. Determinación del contenido de zinc en arroz y otros agroproductos por fluorecencia de rayos X. Nucleus, (46): 34-39

Amorim-Lopes Catarina, Isabel Q. Willmer, Nathan L. F. Araujo, Lucia Helena S. de S. Pereira, Fernanda Monteiro, Rafael C. C. Rocha5, Tatiana D. Saint'Pierre, Luciano N. dos Santos, Salvatore Siciliano, Marcelo Vianna, Rachel Ann Hauser-Davis. Mercury screening in highly consumed sharpnose sharks (Rhizoprionodon lalandii and R. porosus) caught artisanally in southeastern Brazil. Elem

Anonymous. Estudio hidrológico del estado de Sonora. Gobierno del estado de Sonora e Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México; 1993, 1–185

Arce Acosta, M. (2015). Interacciones entre pesquerías ribereñas en el Corredor Santa Rosalía-Mulegé, Baja California Sur, México, Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional.

ATSDR. 1990. Toxicological profile for Silver. Atlanta, GA, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
Arengas-Castilla Ángel Isdrúval, Sepúlveda-Gallego Luz Elena.2006. La Plata, sus implicaciones en la salud y en el ambiente. Universidad de Caldas. Caldas.

Authman M.M.N., M.S. Zaki, E.A. Khallaf y H.H Abbas. 2015. Use of Fish as Bioindicator of the Effects of Heavy Metals Pollution. *J. Aquac. Res. Development.* 6: 328. Doi:10.4172/2155-9546.1000328.

Barrera-García Angélica, Todd O'Hara, Felipe Galván-Magaña, Lía C. Méndez-Rodríguez, J. Margaret Castellini, Tania Zenteno-Savín. 2013. Trace elements and oxidative stress indicators in the liver and kidney of the blue shark (*Prionace glauca*). Comparative Biochemistry and Physiology, Part A (165): 483–490

Baro-Camarasa. 2021. Maternal transfer of elements in two placental viviparous sharks and a Yolk-sac viviparous ray from the coast of Baja California Sur. Tesis de doctorado. CICIMAR.IPN. 123 pp.

Baro-Camarasa Isis, Ana Judith Marmolejo-Rodriguez, Antonio Cobelo-Garcia, Marta D. Palacios, Daniela Alejandra Murillo-Cisneros, Felipe Galvan-Magana. 2022. Environmental Science and Pollution Research (29): 61623–61629

Beaver LM, Truong L, Barton CL, Chase TT, Gonnerman GD, Wong CP, Robert L. Tanguay, Emily Ho. (2017). Combinatorial effects of zinc deficiency and arsenic exposure on zebrafish (Danio rerio) development. PLoS ONE 12(8): 1-21

Bergés-Tiznado Magdalena E., Fernando Márquez-Farías, Raúl E. Lara-Mendoza, Yassir E. Torres-Rojas, Felipe Galván-Magaña, Humberto Bojórquez-Leyva, Federico Páez-Osuna. 2015. Mercury and selenium in muscle and target organs of scalloped hammerhead sharks *Sphyrna lewini* of the SE Gulf of California: Dietary intake, molar ratios, loads, and human health risks. Arch Environ Contam Toxicol. 1-13 pp

Boldrocchi, G., Monticelli, D., Omar, Y. M., Bettinetti, R. (2019). Trace elements and POPs in two commercial shark species from Djibouti: Implications for human exposure. Science of the Total Environment, 669, 637-648.

Boldrocchi G., D. Spanu, M. Mazzoni, M. Omar, I. Baneschi, C. Boschi, L. Zinzula, R. Bettinetti, D. Monticelli. 2021. Bioaccumulation and biomagnification in elasmobranchs: A concurrent assessment of trophic transfer of trace elements in 12 species from the Indian Ocean. *Marine Pollution Bulletin (172), 112853*.

Bury, N., Grosell, M. (2003). Iron acquisition by teleost fish. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 135(2), 97-105

Carabias Lillo, J., Provencio, E., de la Maza Elvira, J., Gutiérrez Carbonell, D., Gómez Cruz, M., & Sánchez Sotomayor, V. (2000). *Programa de Manejo Reserva de La Biosfera El Vizcaíno, México*.

Carabel, S., E. Godinez-Dominguez, P. Verisimo, L. Fernández y J. Freire. 2006. An assessment of sample processing methods for stable isotope analyses of marine food webs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 336(2): 254-261

Cecilio P, Raimundo J, Canário J, Vale C, Sequeira M (2006) Relationships between total and organic mercury concentrations in tissues and length of common dolphins (Delphinus delphis) from the Portuguese coast. Cienc Mar 32:379–387

Chen Yu-Wei , Nelson Belzile, John M. Gunn.2001. Antagonistic effect of selenium on mercury assimilation by fish populations near Sudbury metal smelters?. Limnol. Oceanogr., 46(7): 1814–1818

Corporación Ambiental de México, S. A. de C. V. (2006). *Proyecto de Explotación Minera El Boleo*.

Corro-Espinosa D, JF Márquez-Farías, A Muhlia-Melo.2011. Talla de madurez del tiburón bironche *Rhizoprionodon longurio* en el Golfo de California, México. *Ciencias Marinas*, 37(2): 201–214

Daka Erema R.,Stephen J. Hawkins.2006.Interactive Effects Of Copper, Cadmium And Lead On Zinc Accumulation In The Gastropod Mollusc Littorina Saxatilis. Water, Air, And Soil Pollution (171): 19–28

Dehn, L.A., E.H. Follmann, D.L. Thomas, G.G. Sheffield, C. Rosa, L.K. Duffy y T.M. O'hara. 2006. Trophic relationships in an Arctic food web and implications for trace metal transfer. *Science Total Environmental*, 362: 103-123.

De Niro, M.J. y S. Epstein. 1984. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Act,* 48(4), 625-639. Froese, R. y D. Pauly, Eds. 1999.
Díaz Rizo Oscar, Susana Olivares Rieumont, Alina Gelen Rudnikas, Katia D´Alessandro

Rodríguez, Lázaro Lima Cazorla, Damarys García Céspedes, Amaya O. Casanova Díaz, César García Trápaga, Michel Manduca Artiles.2019. Estudios de contaminación ambiental en La Habana mediante técnicas nucleares y conexas. Nucleus, (66). 58-65 pp

Dietz KJ, Baier M, Krämer U. 1999. Free radicals and reactive oxygen species as mediators of heavy metal toxicity in plants. En Prasad MNV, Hagemeyer J (Eds.) *Heavy Metal Stress in Plants: From Molecules to Ecosystems*. Springer. Berlín, Alemania. pp. 73-97.

DOF, Diario Oficial de la Federación, 2018.Aanuario estadístico de Pesca y Acuacultura.

DOF (2011). Norma Oficial Mexicana NOM 2009: NOM- 242-SSA1-2009. Productos y servicios. Productos de pesca. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. Metales pesados. INAPESCA-SAGARPA, México (online). (Spanish).

DOF (1995). NOM-027-SSA1-1993, Bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescados frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. INAPESCA-SAGARPA, México (online). (In Spanish).

Dulvy, N.K. and J.D. Reynolds, 1997. Evolutionary transitions among egg-laying, live-bearing and maternal inputs in sharks and rays. Proc. R. Soc. Lond., Ser. B: Biol. Sci. 264:1309-1315

Dural Meltem, M. Ziya Lugal Göksu, Argun Akif Özak. 2007. Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. Food Chemistry 102, 415–421**)**

EC, 2005. European Community. Commission Regulation No 78/2005 (pp. L16/43–L16/45). Official Journal of the European Union (20.1.2005).

ECETOC. 1996. Aquatic toxicity testing of sparingly soluble, volatile and unstable substances. Monograph No. 26. European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals, Brussels, Belgium.

Eisler R. 1971, Cadmium poisoning in Fundulus heteroclitus (Pisces: Cyprinodontidae) and other marine organisms. J. Fish. Res. Bd. Canada 28: 1225-1234.

Eisler, R. 2000. Handbook of Chemical Risk Assessment. Health, Hazard to Humans, Plants and Animals. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 650 pp.

Escobar-Sánchez Ofelia Felipe Galván-Magaña, René Rosíles-Martínez. 2011. Biomagnification of mercury and selenium in blue shark *Prionace glauca* from the Pacific Ocean off Mexico. Biol Trace Elem Res (144): 550–559

Escobar-Sánchez O. , J. Ruelas-Inzunza, J. C. Patrón-Gómez, D. Corro-Espinosa. 2014. Mercury levels in myliobatid stingrays (Batoidea) from the Gulf of California: tissue distribution and health risk assessment. Environ Monit Assess (2014) 186:1931–1937

FAO, 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fisheries products.

FAO Fish Circ, Rome, 102 p.

Feldman Leonardo.2009. Metabolismo del Hierro (Fe), introducción a las anemias microcíticas hereditarias IRIDA. HEMATOLOGIA, Vol. 13 Nº (3): 104-106

FishBase 99: conceptos, estructura y fuentes de datos. ICLARM, Manila, Filipinas. 322p.

Food and Agricultural Organization/World Health Organization. Evaluation of certain food additives and the contaminants mercury, lead and cadmium. Geneva: World Health Organization; 1989. Technical Report Series No. 505.

França, S., Vinagre, C., Caçador, I., Cabral, H. N. (2005). Heavy metal concentrations in sediment, benthic invertebrates and fish in three salt marsh areas subjected to different pollution loads in the Tagus Estuary (Portugal). Marine pollution bulletin, 50(9), 998-1003

Frías-Espericueta, M. G., Cardenas-Nava, N. G., Márquez-Farías, J. F., Osuna-López, J. I., Muy-Rangel, M. D., Rubio-Carrasco, W., Voltolina, D. (2014). Cadmium, copper, lead and zinc concentrations in female and embryonic pacific sharpnose shark (*Rhizoprionodon longurio*) tissues. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 93(5), 532-535.

Fung Inez Y., Stephanie K. Meyn, Ina Tegen, Scott C. Doney, Jasmin G. John, James K. B. Bishop. 2000. Iron supply and demand in the upper ocean. GLOBAL BIOGEOCHEmiCal CYCLES, VOL. 14, NO. (1): 281-295

García-Barrera T, Gómez-Ariza JL, González-Fernández M, Moreno F, García-Sevillano MA, Gómez-Jacinto V (2012) Biological responses related to agonistic, antagonistic and synergistic interactions of chemical species. Anal Bioanal Chem 403:2237–53

Gonzales Astoquilca Liz Marité. 2010. efecto de dos tipos de alimentación sobre el contenido mineral en tejidos de juveniles de paiche (*Arapaima gigas* Cuiver 1829), criados en jaulas, en tingo maria. Tesis. Universidad Nacional Agraria de la Selva, Tingo María (Perú). Facultad de Zootecnia.

Gray, J. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletine,* 45:46–52.

Greenwood J. G., D. R. Fielder.1983. Acute Toxicity Of Zinc And Cadmium To Zoeae Of Three Species Of Portunid Crabs (Crustacea: Brachyura). Comp. Biochem, Phyiol. Vol. 75c. No. (1): 141-144.

Hambidge, M. 2000. Human zinc deficiency. J. Nutr. (130):1344S-1349S

Hossain, M. Amzad and Matsui, Seiichi and Fumichi, Masayuki (2003) Effect of zinc and manganese supplementation to tricalcium phosphate rich diet for tiger puffer (Takifugu rubripes). Bangladesh Journal of Fisheries Research, 7(2):189-192 pp

Hutton M. 1981. Accumulation Of Heavy Metals And Selenium In Three Seabird Species From The United Kingdom. Environmental Pollution (Series A) (26) 129-145

Illana, J.A. 2013. Métodos Monte Carlo. Departamento de Física Teórica y del Cosmos Universidad de Granada.

Irigoyen-Arredondo, M.S., Escobar-Sánchez, O., Abitia-Cárdenas, L.A. 2018. Incidence of xanthism in the leopard grouper *Mycteroperca rosacea* (Perciformes: Serranidae) in the Gulf of California. *Mar Biodiv* (48): 2255–2258

Karin Ra, Hossain Sm, Miah M, et. Al. 2008. Arsenic and heavy metal concentrations in surface soils and vegetables of Feni district in Bangladesh. Environ Monit Asses. 145(1-3): 417–425.

Kabata-Pendias, A. y Pendias,H. (1992). Trace elements in soil and plants. Boca Raton, Fla., CRC Press.

Kojadinovic Jessica, Michel Potier, Matthieu Le Corre, Richard P. Cosson, Paco Bustamante. 2007. Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the Western Indian Ocean. Environmental Pollution (146): 548e566

Lavoie RA, Jardine TD, Chumchal MM, Kidd KA, Campbell LM.2013. Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis. 47(23):13385-94. doi: 10.1021/es403103t.

Leborans Gregorio Fernandez, A. Novillo.1996. Toxicity And Bioaccumulation Of Cadmium In Olisthodiscus luteus (Raphidophyceae). Wat. Res. Vol. 30, No. (1): 57-62 pp

Long, E.R., Macdonald, D.D., Smith, S.L., Fred D. Calder. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* (**19)**: 81–97

Marchán S., Mark S. Davies, S. Fleming, H.D. Jones.1999. Effects of copper and zinc on the heart rate of the limpet Patella 6ulgata L. Comparative Biochemistry and Physiology Part A (123): 89–93

Martínez-Ayala Julio Cesar, Felipe Galván-Magaña, ArturoTripp-Valdez, Ana Judith Marmolejo-Rodríguez, Alejandra Piñón-Gimate, Miguel Angel Huerta-Diaz, Alberto Sánchez-González. 2022. Heavy metal concentrations in the Pacific sharpnose shark Rhizoprionodon longurio from

the Santa Rosalia mining zone, Baja California Sur, Mexico. Marine Pollution Bulletin (182): 114018

Maz-Courrau, A., C. López-Vera, F. Galván-Magaña, O. Escobar-Sánchez, R. Rosíles-Martínez y A. Sanjuán-Muñoz. 2011. Bioaccumulation and biomagnification of total mercury in four exploited sharks species in the Baja California Peninsula, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology,* 88(2): 129-134.

McComb Jacqueline Q., Christian Rogers, Fengxiang X. Han, Paul B. Tchounwou. 2014. Rapid Screening of Heavy Metals and Trace Elements in Environmental Samples Using Portable X-Ray Fluorescence Spectrometer, A Comparative Study. Water Air Soil Pollut (225-2169): 1-10

Mejía-Piña K. Gabriela, Miguel Angel Huerta-Diaz b,n, O. González-Yajimovich. 2016. Calibration of handheld X-ray fluorescence (XRF) equipment for optimum determination of elemental concentrations in sediment samples. Talanta 161, 359–367

Meng Chuan Ong, Shi Ling Gan. 2017. Assessment of metallic trace elements in the muscles and fins of four landed elasmobranchs from Kuala Terengganu Waters, Malaysia. *Marine Pollution Bulletin (124): 1001–1005*

Merian, E., 1994, Metals aquatic contamination. Workshop. Environ. Sci. Technol., 28: 144-146

Micó, C., Peris, M., Recatalá, L. y Sánchez, J. (2007). Baseline values for heavy metals in agricultural soils in an European Mediterranean Region. Science of the Total Environment. 378: 13-17

Molina C. I., C. Ibañez y F.M. Gibon. 2012. Biomagnification process of heavy metals of a hiperhaline lake (Poopó, Oruro, Bolivia): risks to consumer health. *Ecol. Boliv.* 47(2): 99-118.

Moreno-Sierra Dalia, Magdalena E. Bergés-Tiznado, Fernando Márquez-Farías, Yassir E. Torres-Rojas, Jorge R. Ruelas-Inzunza, Federico Páez-Osuna. predator sailfish Istiophorus platypterus from the Eastern Pacific: concentrations and contrasting behavior of biomagnification. Environ Sci Pollut Res

Moore Alec B.M.,Thi Bolam, Brett P. Lyons, Jim R. Ellis. 2015. Concentrations of trace elements in a rare and threatened coastal shark from the Arabian Gulf (smoothtooth blacktip Carcharhinus leiodon. Marine Pollution Bulletin (100) 646–650

Murillo-Cisneros Daniela A., Todd M. O'Hara, Fernando R. Elorriaga-Verplancken, Alberto Sanchez-Gonzalez, Emigdio Marin-Enriquez, Ana J. Marmolejo-Rodriguez, Felipe Galvan-Magana. 2019. Trophic Structure and Biomagnification of Total Mercury in Ray Species Within a Benthic Food Web. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, (77): 321–329

Neff Jerry M.1997. Ecotoxicology Of Arsenic In The Marine Environment. 917 Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 16, No. (5): 917–927 pp

Nicholas Ralston VC, Raymond LJ (2010) Dietary selenium´s protective effects against methylmercury toxicity. Toxicology 278(1):112–123

Nigro M, Leonzio C (1996) Intracellular storage of mercury and selenium in different marine vertebrates. Mar Ecol Prog Ser 135:137–143

Núñez-Nogueira, G. (2005). Metals in Two Shark Species Commonly Caught in Mexican (Gulf of Mexico). Golfo de México: contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias, 451.

O'Bryhim, J. R., Adams, D. H., Spaet, J. L. Y., Mills, G., Lance, S. L. (2017). Relationships of mercury concentrations across tissue types, muscle regions and fins for two shark species. Environmental Pollution. Vol. 223, 323-333.

Olendrynski, K., Anderberg, S., Bartnicki, J., Pacyna, J. y Stigliani, W. (1995). Atmospheric emissions and depositions of cadmium, lead and zinc in Europe during the period 1955-1987. IIASA, Austria. 31.

Pancaldi Francesca, Felipe Galván-Magaña, Rogelio González-Armas, Martin F. Soto Jimenez, Darren A. Whitehead, Todd O'Hara, Ana J. Marmolejo-Rodríguez, Abraham Vázquez-Haikin, Federico Páez-Osuna.2019. Mercury and selenium in the filter–feeding whale shark (Rhincodon typus) from two areas of the Gulf of California, Mexico. Marine Pollution Bulletin (146): 955–96.

Pechin, G.Bl. 1999. EL ZINC EN LA NUTRICIÓN DE LOS RUMIANTES. Ciencia Veterinaria. Facultad de Ciencias Veterinarias. UNLPam. 50-79

Pelgrom S. M. G. J., L. P. M. Lamers, R. A. C. Lock, P. H. M. Balm, S. E. Wendelaar Bonga. 1995. Interactions Between Copper And Cadmium Modify Metal Organ Distribution In Mature Tilapia, Oreochromis Mossambicus. Environmental Pollution, Vol. 90, No. 3, Pp. 415-423.

Piñón-Gimate, A., Jakes-Cota, U., Tripp-Valdez, A., Casas-Valdez, M., & Almendarez-Hernández, L. C. (2020). Assessment of human health risk: Copper and lead concentrations in Stone Scorpionfish (Scorpaena mystes) from the coastal region of Santa Rosalia in the Gulf of California, Mexico. Regional Studies in Marine Science, 34, 101003.

Post, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumption. Ecology, 83: 703–718.

Powell J. H., R. E. Powell. Trace Elements In Fish Overlying Subaqueous Tailings In The Tropical West Pacific. 2001. *Water, Air, and Soil Pollution* (125): 81–104Quental Willmer Isabel, Natascha Wosnick, Rafael Christian Chávez Rocha, Tatiana Dillenburg Saint' Pierre, Marcelo Vianna, Rachel Ann Hauser-Davis. 2022. First report on metal and metalloid contamination of Ampullae of Lorenzini in sharks: A case study employing the Brazilian sharpnose shark *Rhizoprionodon lalandii* from Southeastern Brazil as an ecotoxicological model. Marine Pollution Bulletin (179): 113671

Reinstein Nancy H., Bo Lonnerdal, Carl L. Keen Andlucille S. Hurley. 1984. Zinc-Copper Interactions in the Pregnant Rat: Fetal Outcome and Maternal and Fetal Zinc, Copper and Iron. J. Nutr. (114): 1266-1279

Riley, J.P., Taylor, D. 1972. The concentrations of cadmium, copper, iron, manganese, molybdenum, nickel, vanadium and zinc in part of the tropical northeast, Atlantic Ocean. Deep Sea Res. 19: 307-323.

Roden G.I., 1964. Oceanographic aspects of Gulf of California. Pp. 30-58 In: Marine Geology of the Gulf of California . van Andel T.H.(editor), Am. Assoc. Petroleum Geologists, Mem.3, Tulsa, Oklahoma.

Roden G.I. and I. Emilsson, 1979. Physical oceanography of the Gulf of California. The Gulf of California Symposium, UNAM, Mazatlán, Sinaloa, Mexico.

Rodríguez-Figueroa Griselda Margarita, Evgueni Shumilin, Ignacio Sánchez-Rodríguez. 2009. Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed Padina durvillaei in the coastal zone of the Santa Rosalía mining region, Baja California Peninsula, Mexico. J Appl Phycol (2009) 21:19–26

Roche H., G. Boget. 1993. Effects Enzyme Of A Of Cu, Zn And Cr Salts On Antioxidant Activities In Vitro Of Red Blood Cells Marine Fish Dicentrarchus Labrax. Toxic. In Vitro Vol. 7, No. (5): 623-629 pp

Ruelas-Inzunza JR, Horvat M, Pérez-Cortés H, Páez-Osuna F (2003) Methylmercury and total mercury distribution in tissues of gray whales (Eschrichtius robustus) and spinner dolphins (Stenella longirostris) stayed along the lower Gulf of California, Mexico. Cienc Mar 29(1):1–8

Ruelas-Inzunza, J., Paez-Osuna, F. (2007). Essential and toxic metals in nine fish species for human consumption from two coastal lagoons in the Eastern Gulf of California. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 42(10), 1411-1416.

Salvo, A., N. Cicero., R. Vadalà., A. F. Mottese., D. Bua., D. Mallamace y G. Dugo. 2016. Toxic and essential metals determination in commercial seafood: *Paracentrotus lividus* by ICP-MS. *Nat. Prod. Res.* 30(6):657-664.

Seki Tatsuya, Yoshihiro Hirano, Koichi Oguma.2002. On-line Precocentrartion and Determination of Tarces of Lead in River-water and Seawater by Flow InjetionFalme Atomic Spetrometry and ICP-Mas Spectrometry.Analytical Sciences Vol(18): 351-254

Serviere-Zaragoza, E., Lluch-Cota, S. E., Mazariegos-Villarreal, A., Balart, E. F., Valencia-Valdez, H., Méndez-Rodríguez, L. C. (2021). Cadmium, lead, copper, zinc, and iron concentration patterns in three marine fish species from two different mining sites inside the gulf of California, Mexico. International Journal of Environmental Research and Public Health, 18(2), 844.

Shaw, J. R., Wood, C. M., Birge, W. J., Hogstrand, C. (1998). Toxicity of silver to the marine teleost (Oligocottus maculosus): Effects of salinity and ammonia. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 17(4), 594-600.

Sobrino-Figueroa Alma S., Carlos Cáceres-Martínez, Alfonso V. Botello, G. Nuñez-Nogueira. 2007. Effect of cadmium, chromium, lead and metal mixtures on survival and growth of juveniles of the scallop Argopecten ventricosus (Sowerby II, 1842). Journal of Environmental Science and Health Part A (42): 1443–1447

Somerville, R., Fisher, M., Persson, L., Ehnert-Russo, S., Gelsleichter, J., Bielmyer-Fraser, G. (2020). Analysis of Trace Element Concentrations and Antioxidant Enzyme Activity in Muscle Tissue of the Atlantic Sharpnose Shark, Rhizoprionodon terraenovae. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 79(4), 371-390.

Shumilin, E., Jiménez-Illescas, Á.R. & López-López, S. 2013. Anthropogenic Contamination of Metals in Sediments of the Santa Rosalía Harbor, Baja California Peninsula. *Bull Environ Contam Toxicol* (90): 333–337

Shumilin E.N., G. Rodríguez-Figueroa, E. Morton-Bermea, E. Lounejeva-Baturina,E. Hernández y G. Rodríguez-Meza. 2000. Anomalous trace element composition of coastal sediments near the copper mining district of Santa Rosalía, Peninsula of Baja California, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 65: 261-268.

Steckert Lilian D., William E. Furtado, Gabriela T. Jerônimo, Scheila A. Pereira, Gabriel F. A. Jesus, José Luiz P. Mouriño & Maurício L. Martins (2019): Trace elements and microbiological parameters in farmed Nile tilapia with emphasis on muscle, water, sediment and feed, Journal of Environmental Science and Health, Part B, DOI: 10.1080/03601234.2018.1550308

Stock, B.C., B.X. Semmens. 2013. MixSIAR GUI User Manual. Version 3.1.

Sun Tao, Huifeng Wu, Xiaoqing Wang, Chenglong Ji, Xiujuan Shan, Fei Li. 2020. Evaluation on the biomagnification or biodilution of trace metals in global marine food webs by meta-analysis. Environmental Pollution (264): 113856

Suratno Suratno, Dwi Siswanta, Satriyo Krido Wahono, Nurul Hidayat Aprilita. 2022. Heavy Metals Concentration in Muscle Tissue of Threatened Sharks (*Rhizoprionodon acutus*, *Sphyrna lewini,* and *Squallus hemipinnis*) from Binuangeun, Lebak Banten, Indonesia. *Indones. J. Ch em., 22 (4): 1052 – 1060*

Tariq, S.R., Shah, M.H., Shaheen, N., Khalique, A., Manzoor, S. y Jaffar, M. (2006). Multivariate analysis of trace metals levels in tannery effluents in relation to soil and water: A case study from Peshawar, Pakistan. Journal of Environmental Management. 79: 20-29.

Tchounwou, P.B., C.G. Yedjou, A.K. Patlolla y D.J. Sutton. 2012. Heavy metals toxicity and the environment. *National Institute of Health*. 101: 133-164.

Tiznado-Salazar Víctor Manuel, Carolina Bojorquez-Sanchez, Oscar Guillermo Zamora-Garcia, Juan Fernando Marquez-Farias, Federico Paez-Osuna, Magdalena Elizabeth Berges-Tiznado, 2022. Bioaccumulation of Essential and Potentially Toxic Elements in the Muscle and Liver of the Spotted Ratfish (*Hydrolagus colliei*) From Deep-Sea Waters off the Northern Gulf of California. Biological Trace Element Research

Tukker Arnold, Harrie Buijst, Lauran van Oers, Ester van der Voet. 2001. Risks to Health and the Environment Related to the Use of Lead in Products. TNO report, STB-01-39. 1-102

US FDA. (2001). Fish and fisheries products hazards and controls guidance (3rd ed.). Rockville, MD: Center for Food Safety and Applied Nutrition

Vélez-Alavez Marcela, Vanessa Labrada-Martagón, Lía C. Méndez-Rodriguez, Felipe Galván-Magaña, Tania Zenteno-Savín. 2013. Oxidative stress indicators and trace element concentrations in tissues of mako shark (Isurus oxyrinchus). Comparative Biochemistry and Physiology, Part A (165): 508–514

Vega Barba Christian. 2018. Elementos Potencialmente Tóxicos En El Tiburón Piloto *Carcharhinus falciformis* Y Sus Presas En La Costa Sur De Jalisco. Tesis de maestría. CICIMAR IPN.46 pp

Wang Rui, Xin-Tao Wang, Lingyun Wu, Mircea-Alexandru Mateescu (1999).TOXIC EFFECTS OF CADMIUM AND COPPER ON THE ISOLATED HEART OF DOGFISH SHARK, SQUALUS ACANTHIAS, Journal of Toxicology and Environmental Health Part A, 57:7, 507-519

Wang Yunbiao, Anastasia N. Ezemaduka, Zhuheng Li, Zhanyan Chen Chuantao Song. 2017. Joint Toxicity of Arsenic, Copper and Glyphosate on Behavior, Reproduction and Heat Shock Protein Response in Caenorhabditis elegans. Bull Environ Contam Toxicol. 98:465–471 pp

WHO. Heavy metals-environmental aspects. 1989. Environment Health Criteria. No. 85. Geneva, Switzerland.Webb, N. A., Shaw, J. R., Morgan, J., Hogstrand, C., Wood, C. M. (2001). Acute and chronic physiological effects of silver exposure in three marine teleosts. Aquatic toxicology, 54(3-4), 161-178.

Widianarko, B., R. Verweij, C. Van Gestel and N. Van Straalen. 2000. Spatial distribution of trace metals in sediments from urban streams of Semarang, Central Java, Indonesia. Ecotoxicology and Environmental Safety, 46: 95-100.

Wicklund Anders, Per Runn, and Leif Norrgren.1988. Cadmium and Zinc Interactions in Fish: Effects of Zinc on the Uptake, Organ Distribution, and Elimination of 109Cd in the Zebrafish, Brachydanio rerio. Arch. Environ. Contam. Toxicol. (17): 345-354

William A. House Andross M. Welch.1989. Bioavailability of and Interactions between Zinc and Selenium in Rats Fed Wheat Grain Intrinsically Labeled with 65Zn and 75Se.Nutr. (119): 916-921

Younis A.M., H. F. Amin, A. Alkaladi y Y.Y. I. Mosleh. 2015. Bioaccumulation of Heavy Metals in Fish, Squids and Crustaceans from the Red Sea, Jeddah Coast, Saudi Arabia. *Open J. Mar. Sci.* 5: 369-378. http://dx.doi.org/10.4236/ojms.2015.54030

Zar, J. H. (1999). Biostatistical analysis, 4th edn. Prentice Hall, New Jersey. 1-1029p