



Universidad
de La Laguna

Departamento de Obstetricia y Ginecología, Pediatría, Medicina Preventiva y Salud Pública, Toxicología y Medicina Legal y Forense, Parasitología.

TESIS DOCTORAL
“METALES EN PANGASIUS
HYPOPTHALMUS.
EVALUACIÓN NUTRICIONAL Y
TOXICOLÓGICA”.

PRESENTADA POR:

NATIVIDAD RODRIGUEZ EXPÓSITO.

BAJO LA DIRECCIÓN DE:

ÁNGEL JOSÉ GUTIÉRREZ FERNÁNDEZ.

ARTURO HARDISSON DE LA TORRE.

CARMEN RUBIO ARMENDÁRIZ.

La Laguna, 2015.

D. Ángel J. Gutiérrez Fernández, profesor titular del Área de Toxicología, D. Arturo Hardisson de la Torre, Catedrático del Área de Toxicología del Departamento de Obstetricia y Ginecología, Pediatría, Medicina Preventiva y Salud Pública, Toxicología y Medicina Legal y Forense de la Facultad de Medicina de la Universidad de La Laguna y Dña. Carmen Rubio Armendáriz profesora titular del Área de Toxicología.

CERTIFICAN:

Que la presente Tesis Doctoral titulada “**METALES EN *PANGASIUS HYPOPHTHALMUS*. EVALUACIÓN NUTRICIONAL Y TOXICOLÓGICA**”, presentada por Dña. Natividad Rodríguez Expósito para optar al grado de Doctora, ha sido realizada bajo nuestra dirección en el Área de Toxicología de la Universidad de La Laguna y, considerándola concluida, autorizan su presentación a fin de que pueda ser juzgada por el tribunal correspondiente.

Y para que conste y surta los efectos oportunos donde convenga, firmamos el presente certificado en La Laguna, a de de 2015.

Dr. Ángel José Gutiérrez Fernández.

Dr. Arturo Hardisson de la Torre.

Dra. Carmen Rubio Armendáriz.

Te dejaste esto pendiente. Para ti, Irene Expósito Báez. Mamá.

AGRADECIMIENTOS.

Quisiera expresar mi agradecimiento a todas aquellas personas que han contribuido de algún modo a la realización de esta Tesis Doctoral.

Agradecer a mi director y codirectores Ángel José Gutiérrez Fernández, Arturo Hardisson de La Torre, Carmen Rubio Armendáriz y por el tiempo dedicado para hacer posible la realización de esta tesis.

A todo el Servicio de Inspección Sanitaria y Laboratorio del Área de Salud de Tenerife del Servicio Canario de Salud, por su disposición y por haberme facilitado el trabajo en todo momento.

A mis grandes amigas científicas como yo; Cintia, Naouel, María R. Évora y Atteneri. A Gara y a mis compañeros del área de Toxicología de la Universidad de La Laguna por haberme ofrecido su ayuda, consejo y ánimo para salir adelante juntos en este proyecto desinteresadamente.

A mi gran familia, por confiar en mis palabras y labor. Por estar a mi lado por muy oscuro y largo que fuera el camino.

A mis amigas y amigos; todos y cada uno de ellos, que siempre me han apoyado, no han dejado que me rinda. En especial a Ana Hernández, Anaís Brito, Isabel Lorenzo, Nuria Gutiérrez, Patricia Perera y Cristóbal Lorenzo.

A ti, Eduardo Gutiérrez Yanes; que me recuerdas cada día lo grande que soy aunque me llames pequeña.

Mi más sincero agradecimiento a todos.

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS.	Página 1.
2. REVISIÓN DEL TEMA Y ANTECEDENTES.	Página 5.
2.1. <i>Pangasius hypophthalmus</i> .	
2.1.1 El río Mekong.	Página 6.
2.1.2. Producción y comercio mundial de <i>P.hypophthalmus</i> .	
	Página 10.
2.1.3. El cultivo de <i>P.hypophthalmus</i> .	Página 18.
2.1.4. Aspectos sanitarios de la producción y transformación de <i>P.hypophthalmus</i> .	
	Página 27.
2.1.5. Controles, certificaciones y estándares de calidad de <i>P.hypophthalmus</i> .	
	Página 30.
2.1.6. Cualidades nutricionales <i>P.hypophthalmus</i> .	
	Página 35.
2.1.7. Consumo y Riesgos de <i>P.hypophthalmus</i> .	Página 36.
2.1.8 Interés y Riesgo Toxicológico del contenido metálico de <i>P hypophthalmus</i> .	
	Página 38.
3. MATERIALES Y MÉTODOS.	Página 87.
3.1. Diseño del muestreo.	Página 87.
3.2. Material de Laboratorio.	Página 87.
3.3. Reactivos y disoluciones.	Página 88.
3.4. Equipos y aparatos.	Página 88.
3.5. Procedimientos analíticos.	Página 89.

3.5.1. Tratamiento de las muestras para la determinación de Metales esenciales y tóxicos.	Página 89.
3.5.2. Tratamiento de las muestras para la determinación de Mercurio.	Página 90.
3.5.3. Preparación de la muestra para la determinación del porcentaje de Humedad general.	Página 90.
3.5.4. Preparación de la muestra para la determinación del contenido en Cenizas.	Página 90.
3.6. Determinación del contenido en Humedad y Cenizas.	Página 90.
3.7. Determinación de Metales esenciales y tóxicos por espectrofotometría.	Página 91.
3.8. Controles de Calidad.	Página 94.
3.9. Análisis Estadístico.	Página 98.
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.	Página 100.
4.1. Determinación del porcentaje de humedad y cenizas por superficie comercial en <i>P.hypophthalmus</i> .	Página 100.
4.2. Determinación del porcentaje de humedad y cenizas por presentación. (Natural y Adobo) en <i>P.hypophthalmus</i> .	Página 100.
4.3. Comparación del porcentaje de humedad y cenizas con otras especies.	Página 101.
4.4. Determinación de metales esenciales (Macroelementos) por superficie comercial en <i>P.hypophthalmus</i> .	Página 103.

4.5. Comparación de las concentraciones medias de macroelementos con otras especies	Página 110.
4.6. Determinación de metales esenciales (Microelementos) por superficie comercial en <i>P.hypophthalmus</i> .	Página 112.
4.7. Comparación de las concentraciones medias de microelementos con otras especies.	Página 131.
4.8. Determinación de metales Tóxicos por superficie comercial en <i>P.hypophthalmus</i> .	Página 133.
4.9. Comparación de las concentraciones medias de metales Tóxicos con otras especies.	Página 137.
4.10. Determinación de metales esenciales (Macroelementos) por presentación (Adobo y Natural) en <i>P.hypophthalmus</i> .	Página 140.
4.11. Comparación de las concentraciones medias de macroelementos con otras especies.	Página 146.
4.12. Determinación de metales esenciales (Microelementos) por presentación (Adobo y Natural) en <i>P.hypophthalmus</i> .	Página 149.
4.13. Comparación de las concentraciones medias de microelementos con otros autores.	Página 160.
4.14. Determinación de metales Tóxicos por presentación (Adobo y Natural) en <i>P.hypophthalmus</i> .	Página 163
4.15. Comparación de las concentraciones medias de metales Tóxicos con otras especies.	Página 167.
4.16. Determinación de las correlaciones intermetálicas.	Página 168.
4.17. Estudio comparativo respecto a otros autores.	Página 182.

4.18. Estimación y evaluación de la ingesta dietética por superficie comercial en *P.hypophthalmus*.
Página 184.

4.19. Estimación y evaluación de la ingesta dietética por presentación en *P.hypophthalmus*.

Página 190.

5. CONCLUSIONES.

Página 195.

6. BIBIOGRAFÍA.

Página 197.

7. ANEXO WEB.

Página 215.

8. LISTA DE ABREVIATURAS.

Página 217.

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS.

Debido a la introducción en el mercado español de la panga (*Pangasius hypophthalmus*; Sauvage, 1878) ha empezado a consumirse junto con especies de consumo tradicional español, tales como el abadejo, merluza, lenguado, rape, etc.

Este consumo se está dejando sentir con gran intensidad tanto en el ámbito de tipo doméstico como en sectores como la hostelería, restauración y catering.

España se encuentra entre los tres principales países importadores de panga junto al principal productor mundial, Vietnam (Arpa, 2008). En el año 2007 se registró el máximo de importaciones desde este país, con cifras de aproximadamente 40.000 Tm.

Entre 2009 y 2010 la cantidad de toneladas se estabiliza hasta la actualidad con valores de 25.000 Tm de Panga importadas desde Vietnam (AEAT, 2013).

Esta especie ha sido tradicionalmente cultivada por campesinos del Delta del río Mekong para el autoconsumo, venta local y exportación a otros mercados colindantes. La expansión del cultivo se produjo con el comienzo de exportaciones a Estados Unidos y Europa a mediados de los años noventa (Nguyen, 2010).

El método de cultivo empleado son las jaulas de acuicultura sobre las que generalmente se levanta la vivienda de la familia del granjero acuicultor, o bien en estanques que se utilizan para el engorde del pescado destinado a la exportación.

Los productores *in situ* negocian el precio del pescado y una empresa transformadora los adquiere según talla, peso, color y calidad de mismo. No obstante, empresas españolas se han establecido en la provincia de An Giang, Vietnam (Figura 1) para desarrollarse como productores, transformadores y exportadores de filetes de *Pangasius hypophthalmus* para su comercialización en mercados nacionales (Arpa, 2008).



Figura 1. Mapa de localización de las empresas y zona de producción de la panga (VASEP, 2012).

El principal éxito y expansión de todo el mercado derivado de este pescado tiene que ver con los tres grandes puntos fuertes del producto en sí:

1. Bajo precio.
2. Presentación en forma de filetes blancos sin piel ni espinas.
3. Sabor suave.

La rápida expansión de la producción se ha logrado tanto por la intensificación de su cultivo como por la ampliación de las zonas dedicadas al mismo.

De esta manera, Vietnam se arriesga a no controlar de manera eficiente el crecimiento del sector tanto por el evidente riesgo sanitario asociado a las condiciones de producción de los peces, como por el impacto sobre el medioambiente derivado de una industria a gran escala.

Si bien la Unión Europea asegura que las instalaciones de procesamiento vietnamitas cumplen la normativa para ser comercializados en Europa: NAFIQAVED/ISO 9001:2008 en el año 2008 y las empresas han obtenido certificados de calidad internacionales, DGSANCO en el año 2009.

El principal punto débil del sector se centra en las condiciones de la producción, y en el riesgo sanitario que los rodea: temperaturas inadecuadas, inefectividad para hacer que se cumplan los estándares, contaminaciones cruzadas, etc. (DGSANCO, 2009).

Entre los contaminantes ambientales, los metales se consideran uno de los grupos más significativos y preocupantes (Tabari et al., 2010). Algunos metales pesados pueden llegar a ser tóxicos per se o lo son al absorberse.

De manera general, se considera como metal pesado a aquel elemento que tiene una densidad igual o superior a 6 gr/cm^3 cuando se encuentra en forma elemental (Kabata-Pendias et al., 1992; Repetto y Sanz, 2010) o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo alcalino y alcalino-térreos) (Martínez y Pérez., 2007).

Los metales pesados en los ecosistemas acuáticos, se consideran un riesgo debido a su carácter acumulativo y a su toxicidad (Repetto y Sanz, 2010).

Al contrario que muchos contaminantes orgánicos, los metales pesados generalmente no se eliminan en los ecosistemas acuáticos por procesos naturales, debido a que no son biodegradables (Förstner y Wittmann, 1979; Förstner y Wittmann, 1981; Marín, 2007). Todos los metales pesados, ya sean biológicamente esenciales o no, son potencialmente tóxicos para los organismos a un umbral de concentración determinado (Marín 2007; Aragón-Briceño et al., 2011).

La contaminación de los alimentos por diferentes causas implica un riesgo considerable para la salud del consumidor potencial del mismo.

En el Área de Toxicología de la Universidad de La Laguna se han desarrollado un conjunto de tesis y publicaciones que tienen como tema el análisis y la evaluación toxicológica de las concentraciones e ingesta de los metales pesados, permitiendo así la evaluación del riesgo y la seguridad del mismo.

Asimismo, desde el año 1996 se vienen desarrollando en el Área de Toxicología de la Universidad de La Laguna diversos estudios relacionados con contaminantes ambientales del tipo metales pesados tóxicos y esenciales, tanto en matrices alimentarias como en matrices ambientales.

Los resultados de estos estudios han concluido en la defensa de diversas Tesis Doctorales, como la de la Dra. Carmen Rubio titulada “Ingesta dietética de contaminantes metálicos (Hg, Pb, Cd, Fe, Cu, Zn y Mn) en la Comunidad Autónoma

Canaria. Evaluación Toxicológica”; la del Dr. Ángel J. Gutiérrez, titulada “Estudio del contenido de metales pesados tóxicos y esenciales en especies de moluscos enlatados de consumo habitual en Canarias”; “Evaluación toxicológica de la ingesta dietética de ciertos metales en la población de la Comunidad Autónoma de Canarias” del Dr. Dailos Glez. Weller; “Metales esenciales y tóxicos en papas antiguas, papas importadas y otros tubérculos comercializados en la isla de Tenerife. Evaluación toxicológica” de la Dra. Gara Luis Glez; “Estudio de acumulación de metales pesados en los sedimentos de jaulas de peces de crianza y en puertos de la isla de Tenerife” de la Dra. Cintia Hernández Sánchez; “Caracterización Bromatológica y Toxicológica de los Vinos de la Provincia de Santa Cruz de Tenerife” de la Dra. Naoual Ben-Charki El-Mousati; “Estudio del contenido de metales pesados tóxicos (Cd, Pb), traza y esenciales (Al, B, Ba, Co, Cu, Cr, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Sr, V y Zn), y macronutrientes (Ca, K, Mg y Na) en peces litorales de la costa Norte de Gran Canaria” del Dr. Aridani Antonio Afonso Hanna.

Siguiendo con esta línea de investigación se realiza un estudio de *Pangasius hypophthalmus* con los siguientes objetivos:

- 1.** Analizar los niveles de metales pesados Hg, Pb y Cd, con objeto de determinar si la especie es segura para el consumo y determinar su aporte a la IDA,PTWI,TWI e IDT.
- 2.** Determinar los niveles de metales esenciales y su aporte a la IDR.
- 3.** Estudiar si existen diferencias estadísticamente significativas entre el contenido metálico de los ejemplares procedentes de las diferentes superficies comerciales de la isla.
- 4.** Estudiar si existen diferencias estadísticamente significativas en el contenido metálico según la variedad de presentación del producto (Adobo y Natural).
- 5.** Comparar los resultados obtenidos con otros autores.

2. REVISIÓN Y ANTECEDENTES.

2.1 *Pangasius hypophthalmus*.

Pangasius hypophthalmus (Sauvage, 1978) vulgarmente conocida como Panga, es una especie de agua dulce o salobre originaria del río Mekong. La cuenca del Mekong está comprendida por distintas regiones de China, Laos, Camboya, Tailandia y Vietnam. La panga (Tabla 2) es un pez teleósteo perteneciente al orden de los Silúridos, comúnmente llamados “Peces Gato” o Tiburones Iridiscentes.

Dentro de la familia Pangasiidae, a la que pertenece el *P. hypophthalmus*, existen varias especies. Estas especies están agrupadas en dos géneros: *Pangasius* (Valenciennes, 1840) con 27 especies y *Helicophagus* (Bleeker, 1858) con 3 especies (Nelson, 1994).

Reino	Animalia
Phylum	<i>Cordata</i>
Subphylum	<i>Vertebrata</i>
Superclase	<i>Osteichthyes</i>
Clase	<i>Actinopterygii</i>
Subclase	<i>Neopterygii</i>
Infraclase	<i>Teleostei</i>
Superorden	<i>Ostariophysi</i>
Orden	<i>Siluriformes</i>
Familia	<i>Pangasiidae</i>
Género	<i>Pangasius</i>
Especie	<i>Pangasius hypophthalmus</i>

Tabla 2. Organización taxonómica de *P. hypophthalmus* (Nelson, 1994).

Las características anatómicas de la familia *Pangasiidae* (Figura 3) son: presencia de dos pares de bigotes, un par maxilar y otro ornamental en la zona mandibular. Los adultos carecen de bigotes nasales, propios de los ejemplares jóvenes.

Disponen de una aleta caudal larga y unas escamas brillantes. Su talla varía en función de la alimentación, encontrándose ejemplares de hasta 1,5 metros. Su peso

oscila entre los 2 y los 22 kilos dependiendo de la especie. En el caso de *P. hypophthalmus*, la media es aproximadamente de unos 2.5 kilos en estado salvaje. En cautiverio, la especie tarda seis meses en alcanzar la talla comercial de 2 kilos. Por lo que se consiguen dos partidas anuales de ejemplares para su comercialización.

Son depredadores en su hábitat natural. Carácter omnívoro (Nelson, 1994). Cuando el nivel de presas no es alto, *P. hypophthalmus* puede alimentarse de plantas y detritus que se encuentran en el lecho del río

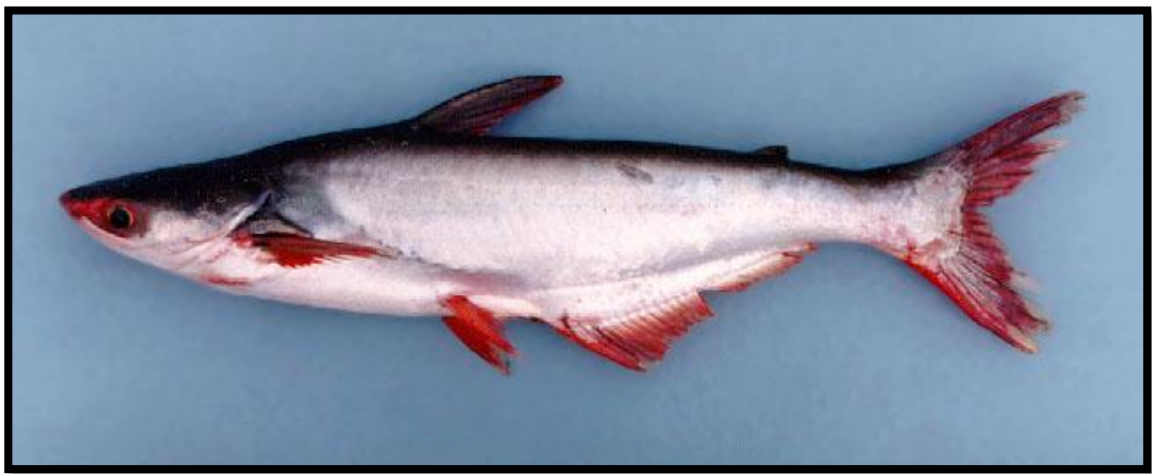


Figura 3. Ejemplar de *P. hypophthalmus* (Fishbase, 2013).

P. hypophthalmus puede sobrevivir en ambientes con baja disposición de oxígeno, esto permite que pueda tolerar la mala calidad del agua, incluyendo aquellas con alta densidad de materia orgánica.

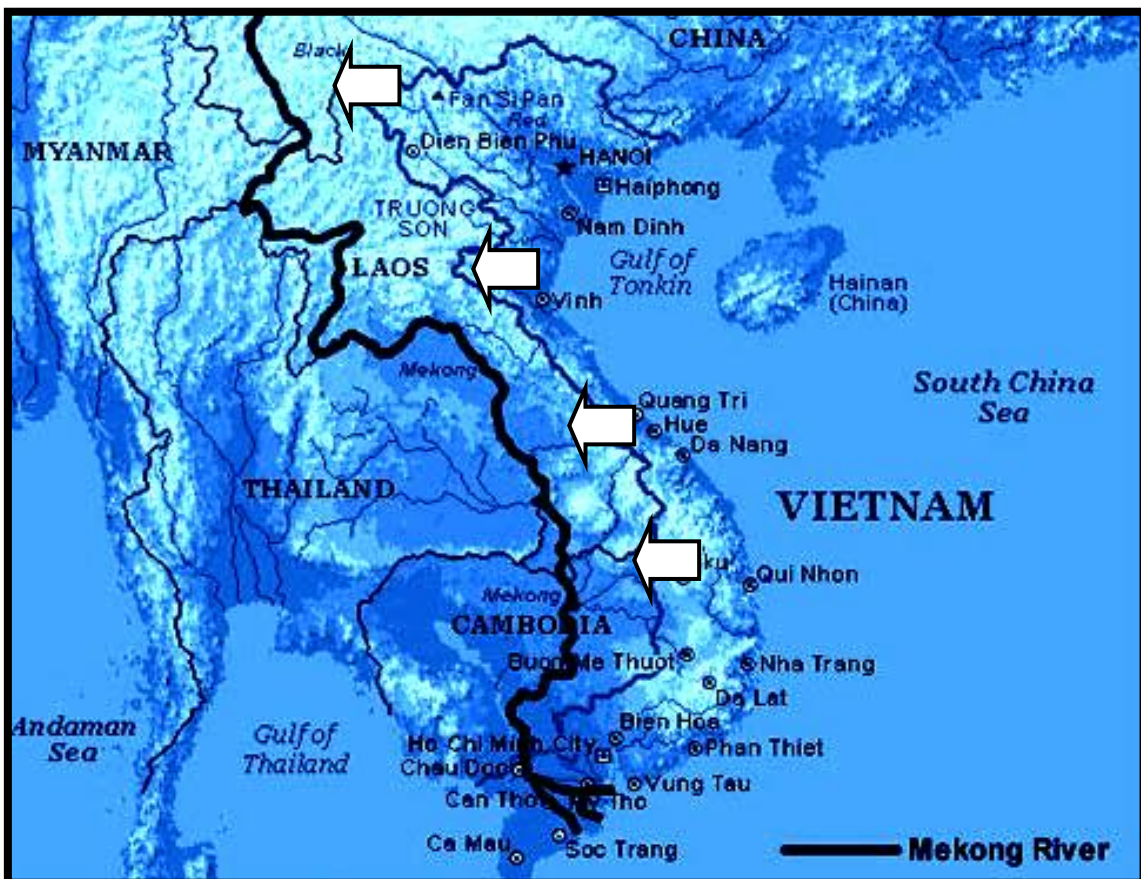
La profundidad media de las zonas donde habitan es de unos 3 metros. Se concentran especialmente en el delta del río Mekong, realizando migraciones reproductivas en las zonas altas del Delta.

2.1.1. El río Mekong.

El río Mekong nace en la cordillera del Himalaya, exactamente en la meseta del Tíbet, a una altura de 5.224 m. Tiene una longitud estimada de 4.880 km. Su cuenca tiene una superficie de 810.000 km² y su caudal medio oscila entre los 15.000/39000 m³/seg. (Redgeografica, 2013).

Atraviesa seis países: China, Birmania, Laos, Tailandia, Camboya y Vietnam (Figura 4). Las extremas variaciones estacionales en su caudal y la presencia de abundantes rápidos y cascadas en su recorrido, han hecho muy difícil la navegación fluvial a través de este. En su recorrido chino por la provincia de Yunnan desciende unos 4.500 metros, lo que hace que su curso superior sea muy salvaje, con cascadas muy pronunciadas y rápidos que cruzan gargantas muy profundas.

En la región de Laos son frecuentes también los saltos o cascadas, las más conocidas son las de Khone. Todavía en Camboya es relativamente frecuente encontrar rápidos. Ya en la parte final del río, su velocidad disminuye, dividiéndose en dos brazos. Cuando entra en Vietnam, forma un delta (Figura 5) con nueve brazos y una extensión de 40.000 km² y unos 3.200 km de canales navegables (Redgeografica, 2013).





Figuras 4 y 5. Localización física y geográfica del río Mekong (Redgeografica, 2013).

El río Mekong es básico en la riqueza de la península de Indochina, pues proporciona alimento a más de cien millones de personas. Su principal riqueza son los arrozales, que son nutridos por el rico y abundante limo que transporta y que le permite obtener tres cosechas anuales, siendo Vietnam el segundo productor mundial de arroz (Redgeografica, 2013).

El Mekong es el río del mundo que más recursos pesqueros tiene. Se calcula que alberga 1.200 especies de peces. Entre ellas destaca la carpa siamesa del barro, la panga y el pez gato o siluro (Fishbase, 2013). Su delta cubre una superficie de unos 39.600 km², aproximadamente un 12% del área total del país. Alberga una población de unos 17 millones de habitantes, 21% de total de la nación. Sobre esta superficie hay una gran extensión de agua dulce con unas 320.000 hectáreas comprendidas por campos de arroz, estanques de acuicultura, ríos y canales (Tuan, 1994).

Aproximadamente, según estimaciones del gobierno vietnamita, en el año 2008 existían más de un millón de hectáreas destinadas a la acuicultura en este país, de las que 300.000 correspondían a peces de agua dulce. Es en las provincias de An Giang, Dong Thap y Can Tho, en la frontera con Camboya donde se obtiene alrededor del 80% de la panga.

Cuatro son las amenazas que acechan al río Mekong: la contaminación, la construcción de grandes pantanos, las técnicas de pesca empleadas y la deforestación de grandes zonas de su cuenca. (FAO, 2012).

La contaminación de este río es dramática. Comisiones en Laos, Camboya y Vietnam junto con la organización no gubernamental, UNICEF después de estudios profundos de sus aguas han llegado a la conclusión de que 1,7 millones de personas se encuentran en riesgo de contaminación (Unicef, 2013).

No existe ninguna política medioambiental en el Mekong, donde cada vez es mayor la contaminación de sus aguas por los efectos de los pesticidas y fertilizantes que tan abundantemente se utilizan en los campos de arroz. La depuración de las aguas fecales de las ciudades y pueblos apenas existe. El nivel de contaminación es muy preocupante en los alrededores de las grandes ciudades y en el delta, llevando sus aguas altas concentraciones de contaminantes y de metales pesados (WHO, 2013).

Otra amenaza para el río es el cambio climático. El Mekong ha alcanzado su nivel más bajo en los últimos cincuenta años, produciéndose devastadoras sequías, con efectos muy duraderos en toda la zona. El Panel Intergubernamental de Naciones Unidas para el cambio climático, valora que la cuenca del río Mekong será una de las zonas más afectadas por el calentamiento global (IPCC, 2013).

Unos sesenta millones de personas basan su vida sobre el río, siendo este una muestra más del mal entendido desarrollo capitalista, donde lo único importante es el beneficio económico de las multinacionales donde los desastres medioambientales que crean no son valorados (UNISDR, 2013), debido a esto en 1995 se crea la Comisión del Río Mekong (MRC) para el desarrollo sostenible.

Esta se ha esforzado por desarrollar programas y estrategias que sirvan mejor a su misión de proporcionar un apoyo eficaz para la gestión y el desarrollo sostenible de agua y recursos relacionados con el trabajo. Con esta visión y cuyo objetivo es: lograr una economía próspera, socialmente justa y ecológicamente racional (MCR, 2013.)

2.1.2. Producción y comercio mundial de *P. hypophthalmus*.

Los siluros de río se han cultivado durante siglos en estanques en el delta del Mekong (Boonbrahm, 1959; Cacot, 1999; Trong, Quoc, Van Hao and Griffiths, 2002).

Tradicionalmente, los sistemas de cultivo se basaban en alevines silvestres capturados. Una vez desarrolladas las técnicas, el proceso se fue refinando hasta conseguir la reproducción artificial; es decir que se obtuvieron mediante técnicas reproductivas en el laboratorio (Cacot, 1999). La reproducción artificial se logró por primera vez en Tailandia en 1959. Desde entonces se ha hecho en Indonesia, Malasia y otros lugares colindantes.

A partir de 1978, las investigaciones sobre la reproducción artificial de las especies del río Mekong, han sido llevadas a cabo por diversas instituciones, una de ellas es la Facultad de Pesca de la Universidad de Agricultura N° 4, de Ho Chi Minh City en colaboración con la *Long Dinh Agriculture Vocational School*, provincia de Tien Giang.

Los primeros alevines artificiales desarrollados mediante técnicas de laboratorio, se produjeron en 1979 en el Instituto de Desarrollo de la Acuicultura N°2 (RIA) y la Universidad de Can Tho.

Consiguieron inducir el desove artificial de las hembras por primera vez en 1981. La historia del desarrollo con éxito de la reproducción artificial y las técnicas utilizadas está bien documentada en una tesis doctoral en lengua vietnamita titulada "Inducción del desove de *Pangasianodon hypophthalmus* en el delta del Mekong, Khanh, 1996" (Boonbrahm, 1959; Cacot, 1999; Trong, Quoc, Van Hao and Griffiths, 2002).

El cultivo comercial de *P. hypophthalmus* tiene como fecha de inicio la década de los noventa, cuando un equipo de biólogos franceses visitó Vietnam para investigar y clasificar las especies de Pangásidos. Esta especie pasó de ser cultivada para el autoconsumo, venta local y mercados colindantes, es decir un pescado destinado al propio abastecimiento. A ser un cultivo, para ser exportado a Estados Unidos y Europa a mediados de los años noventa.

El mercado global para *P. hypophthalmus* se ha desarrollado de forma extremadamente rápida durante los últimos diez años. Hoy en día la producción se exporta a más de 100 países. Se trata de un crecimiento espectacular si se compara con la evolución de otro pez masivamente cultivado como es el caso del Salmón Atlántico, *Salmo salar* (Linneo, 1758), un pez que tras más de veinte años de tradición de cultivo industrial aún no llega a las 700.000 toneladas (GLOBEFISH, 2008). En el año 2006, Vietnam fue el responsable del 94% de la producción mundial de *Pangasius*.

En 2007, la producción de este país superó el millón de toneladas, que según previsiones estadísticas de mercado se alcanzarían en 2010 (Figura 6).

Los motivos de la alta productividad del género son:

- la intensificación del cultivo.
- La extensión hacia nuevas zonas.

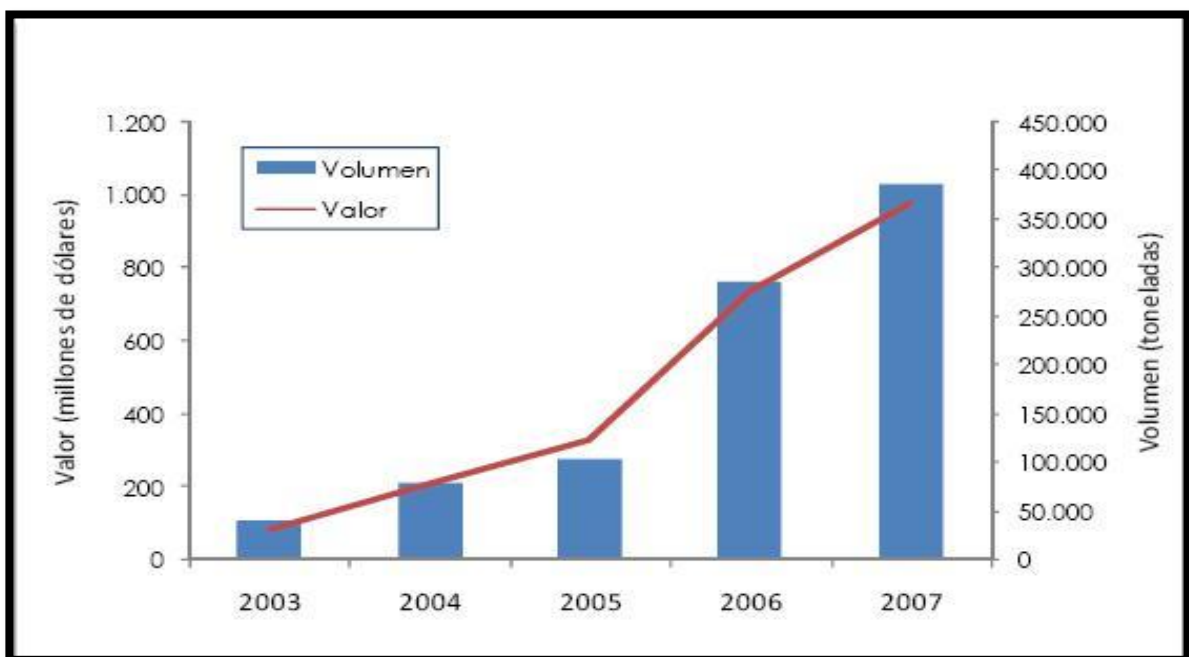


Figura 6. Exportaciones de Pangasius desde Vietnam 2003-2007 (VASEP, 2008).

Entre 2007 y 2010 el mercado ha tendido a estabilizarse. Las exportaciones se han regularizado. Actualmente se considera que las exportaciones hacia la Unión Europea han tocado techo puesto que se ha equilibrado el nivel de exportaciones y de consumo. Las cifras y países se ven reflejados en la Figura 7.

Esta tendencia a disminuir se prevé igualmente para 2013 (VASEP, 2013).

Import markets	QI/2012	QII/2012	QIII/2012	QIV/2012	2012	Compared with 2011 (%)
EU	112.572	109.998	98.623	104.644	425.836	-19.1
ASEAN	27.367	27.008	28.304	27.728	110.407	-0.4
The U.S.	82.061	97.717	103.154	75.933	358.865	+8.2
China & Hong Kong	17.274	15.823	20.067	19.802	72.967	+31.5
Mexico	34.521	12.324	21.810	32.852	101.506	-6.9
Brazil	16.435	12.730	17.615	32.319	79.099	-6.4
Egypt	10.260	17.423	12.839	8.237	48.758	+29.1
Saudi Arabia	11.086	14.936	13.843	12.430	52.295	-10.7
Colombia	15.729	7.728	13.311	15.523	52.291	-0.004
Australia	10.637	12.532	13.161	13.857	50.187	-5.8
Total	337.941	328.219	342.726	343.325	1,352.212	-4.7

Figura 7. Países importadores de Panga en 2012 (VASEP, 2013).

La práctica totalidad del pescado destinado a la exportación se procesa para obtener filetes congelados que son comercializados en todo el mundo.

Es este el formato en el que Vietnam basa toda su producción para ser exportado. Debemos destacar que existen numerosas transformaciones de los filetes en los países de destino (adobos, marinados, etc.) pero la salida del pescado desde Vietnam es en estado de congelación.



Figura 8. Filetes de Panga comerciales (VASEP, 2012).

Aproximadamente en torno al 60% de la producción acuícola del año 2004 se enviaba a empresas procesadoras/exportadoras y el 40% restante se quedaba para el consumo local.

Desde el año 2004 al 2008 la producción se quintuplicó y se afirma que la práctica totalidad del pescado es exportado desde ese momento hasta la actualidad (VASEP, 2012).

El plan de acción es establecer acuerdos formales o informales con granjeros independientes, con procesadoras o con mayoristas que recogen la producción de varias granjas (Audun, 2004).

Cuando se trata de venta directa a empresas transformadoras, se acuerda un volumen de ventas previsto al comienzo de la estación a través de un proceso de registro. Los precios son negociados en el momento de la captura dependiendo de la situación del mercado y de la calidad del producto. Antes de la compra la empresa interesada realiza una serie de controles de calidad mediante muestreos de parámetros como el color de la carne, tamaño, contenido en residuos, etc. (Audun, 2004).

La totalidad de los mayoristas (salvo excepciones) trabajan a nivel familiar y el resto se organizan, bien en empresas, bien en grupos o cooperativas.

En la provincia de An Giang, los mayoristas no juegan un papel tan importante como en el resto del país.

Los productores de esta región venden directamente a las empresas transformadoras, vender a los mayoristas es su última opción en el caso de que les resulte difícil dar salida al pescado por motivos tales como la talla o presencia de contaminantes por antibióticos. El recurso a mayoristas e intermediarios depende en gran medida de la dimensión de la granja. En granjas familiares, la venta directa les reporta mayor beneficio económico que pasando por varios intermediarios.

Cabe destacar que en la actualidad se está llevando a cabo una integración vertical del sector con empresas procesadoras que construyen y explotan sus propias granjas, así el beneficio queda en el propietario (Audun, 2004).

El crecimiento de las exportaciones hacia Europa es resultado de un fracaso en las exportaciones hacia Estados Unidos. Mientras que el mercado sí despegó en destinos tales como: Australia, Hong Kong, Taiwán y Singapur, en los Estados Unidos se vio frenado por tecnicismos comerciales: la panga llegaba con el nombre de “catfish”, exactamente igual que el que utilizaban productores estadounidenses para las especies del género *Ictalurus*.

Estos productores presionaron al gobierno para que introdujeran un tributo “antidumping” que gravaba las importaciones un 64%. El dumping es una práctica ilegal dentro de los acuerdos internacionales, que se define a grandes rasgos como: vender más barato un producto para la exportación que para propio consumo. Al ser Vietnam un país no miembro de la Organización Mundial del Comercio no pudo hacer frente a esta medida y su producto era demasiado caro para el mercado estadounidense (Audun, 2004).

Como respuesta, Vietnam se centró en el mercado europeo donde se ha convertido rápidamente en la principal fuente de filetes blancos congelados a bajo coste.

Históricamente el Abadejo Atlántico y de Alaska, *Pollachius pollachius* y *Theragramma chalcogramma*, respectivamente, eran los principales productos para este mercado, sin embargo a partir de 2006 las importaciones europeas de Panga y de Abadejo eran similares.

A partir de 2008, Estados Unidos comenzó a reducir aranceles para las importaciones de Panga, aumentando éstas un 40% de volumen en ese mismo año (VASEP, 2012).

Dentro de la Unión Europea son España, Holanda y Polonia los principales destinos de las importaciones de Panga.

Las características del sector importador en España son:

1. Existencia de gran número de importadores ocasionales o con volúmenes bajos.
2. Bajo nivel de especialización empresarial. Se encuentran empresas que combinan importación de Panga con otras actividades comerciales.
3. Abandono de la importación del producto. En los primeros años obtuvieron rendimiento, debido a la saturación del mercado abandonan ésta actividad.
4. Gran competencia entre empresas.

Entre las empresas con mayor volumen de importación estarían varias pero no es razonable nombrarlas.

Las empresas españolas importadoras compran Panga con diferentes características según la venta en el mercado de destino sea como producto congelado o descongelado.

El mayor porcentaje de Panga destinado a la venta es congelado, el formato destinado a ser vendido como descongelado, suele ser entre un 10 y un 30% de la panga total importada.

El color preferido es el *light pink* y se importa interfoliado en cajas de cinco kilos sin glaseado ni fosfatos y una vez en la empresa importadora se transforma para ser vendido. En los últimos años las empresas más importantes han diversificado la producción introduciendo nuevas manufacturas con valor añadido: nuggets, adobos, empanadas, fingers, Surimi.

La Panga destinada al mercado del congelado (Figura 9) es preferiblemente de color blanco, aunque es corriente también observar ejemplares de color más rosado.

Llevan glaseado al 20% y su formato comercial varía en función del destino. Si está destinado al sector HORECA (Hostelería, Restauración y Cafeterías) o a comercios mayoristas, el formato utilizado es el IQF (Congelación Rápida Individual) mientras que las bolsas y bandejas en formato de un kilogramo, se destinan a los comercios minoristas del tipo hipermercado y supermercado (Arpa, 2008).

La Panga es un pescado presente en casi todos los supermercados, hipermercados y tiendas de congelados.

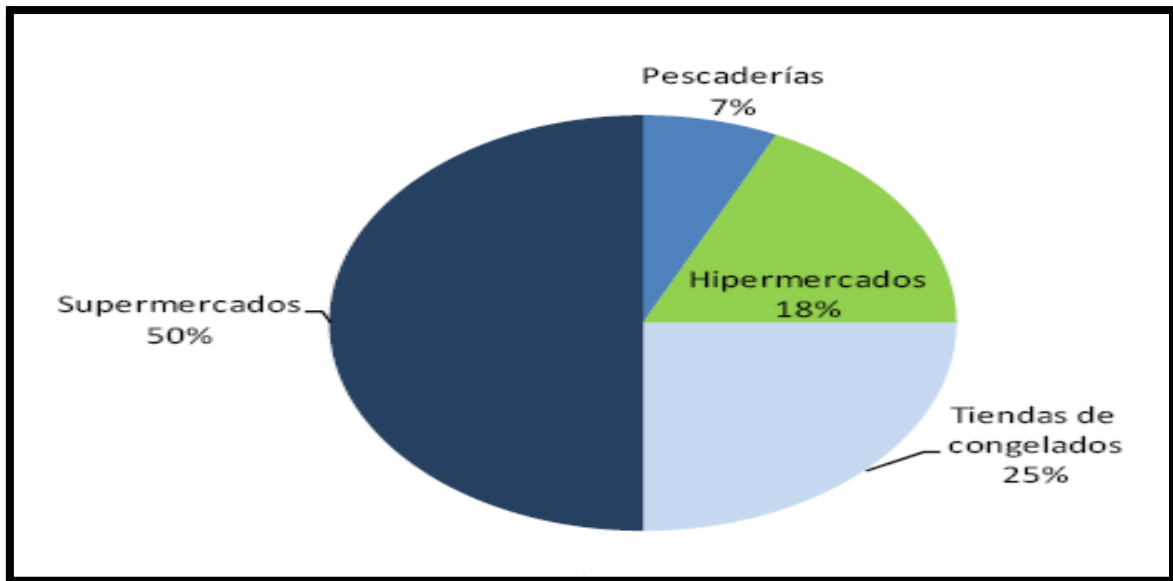


Figura 9. Distribución minorista de pescados congelados (MARM, 2012).

Las empresas del sector HORECA y catering compran la Panga a mayoristas e incluso directamente a importadores, siendo poco representativa la cantidad comprada a minoristas. El éxito de la Panga en este sector se debe a su bajo coste y a la garantía de la ausencia de espinas, lo cual no es tan factible cuando se trata de especies tales como la Merluza (*Merluccius spp.*) y el Abadejo (*Pollachius pollachius*) (VASEP, 2008).

El precio de la importación depende de las siguientes variables:

- Color: la diferencia de precio entre filetes blancos, rosados y amarillos es de 10 céntimos de dólar. Siendo el filete blanco el más valorado y el amarillo el que menos.
- Empaquetado: existe un precio añadido sobre el producto según el empaquetado.
- Nivel de glaseo: según el porcentaje de glaseo (25%, 20%, 10%, 0%) la diferencia puede ser de 0.80 céntimos de dólar. Siendo el 0% la más barata.
- Nivel de recorte del filete: según tengan más o menos grasa, con o sin vísceras, mejor o peor recortado; el precio varía. Siendo más bajo, el menos manufacturado.
- Nivel de fosfatos: a menor nivel, más bajo el precio.
- Tamaño del filete.

De esta manera podemos calcular que entre la Panga de mejor calidad y la de peor puede existir un euro y medio de diferencia (VASEP, 2008).

El precio medio de la importación que se maneja en España oscila entre 2 y 3 dólares en los últimos diez años.

Hay que puntualizar que a éste precio hay que incluirle el transporte desde Vietnam, que oscila entre los 15 y 20 céntimos de dólar por kilo de pescado según la naviera y el flete (AEAT, 2013).

El precio final que llega al consumidor depende de la localidad de venta, el tipo de establecimiento que lo comercializa (hipermercado, supermercado) y de formato a consumir (congelado, descongelado, en bandeja, en bolsa, etc.).

El precio medio en euros por kilogramo de Panga en la Comunidad Canaria ronda los 3 euros (Figura 10) precio que se mantiene casi sin fluctuaciones desde que la Panga irrumpió en nuestro mercado (AEAT, 2013) para la Panga en bolsa de un kilo, congelada y de calidad media (glaseada al 20%, rosada, sin vísceras, sin grasa y de recorte regular).

	Descongelado, al peso	Congelado, al peso	Bandejas congeladas	Bolsas congeladas	Segunda piel
Gijón	6,53	4,96	8,05	4,86	7,20
Barcelona	7,71	7,92	7,80	5,62	8,54
Coruña	5,44	5,03	7,77	7,82	7,55
Las Palmas	7,40	-	7,97	3,35	-
Madrid	6,06	6,15	7,68	4,43	4,90
Bilbao	5,40	5,69	7,74	5,99	6,83
Sevilla	6,60	4,20	7,59	3,00	7,17
Valencia	6,79	8,10	9,05	6,95	8,18
Total	6,41	6,03	7,92	4,86	7,44

Figura 10. Precios medios de *P.hypophthalmus* por localidad (VASEP, 2013).

Como cualquier producto comercializado, los filetes de Panga deben ir debidamente etiquetados (Figura 11).

- Si se trata de Panga descongelada debe existir una tablilla con toda la información.
- Si se trata de Panga descongelada y manufacturada, la etiqueta irá en el envase destinado para ella.
- En los casos de Panga congelado se procederá de igual modo, sea cual sea el formato de empaquetado.

Denominación comercial	Método de producción	Zona	Presentación	Fecha de caducidad		
Denominación comercial	Nombre científico	Método de producción	Zona	Peso neto		
Denominación comercial	Nombre científico	Método de producción	Zona	Presentación	Exped	Fecha de caducidad

Figura 11. Información del filete de Panga descongelado para venta al peso e información del filete de Panga descongelado manufacturado (Arpa, 2008).

2.1.3. El cultivo de *P. hypophthalmus*.

El desarrollo de la acuicultura hace imperativo que se desarrollen técnicas de manejo o gestión de reproductores y de producción de larvas, a fin de asegurar el éxito en la producción de semilla (OANNES, 2013).

La reproducción artificial intensiva (Figura 12) es la mejor manera de lograr una producción de huevos de buena calidad, en una cantidad que satisfaga el requerimiento de post larvas o alevines, de las granjas de engorde en el cauce del río. Las técnicas que se aplican con dicho fin, permiten una incubación y eclosión de los huevos en condiciones controladas, lo cual posibilita la obtención de altas tasas de supervivencia de larvas (OANNES, 2013).

La producción de alevines comprende básicamente la cría y manejo de los reproductores, la producción de huevos, su incubación y la cría larvaria.

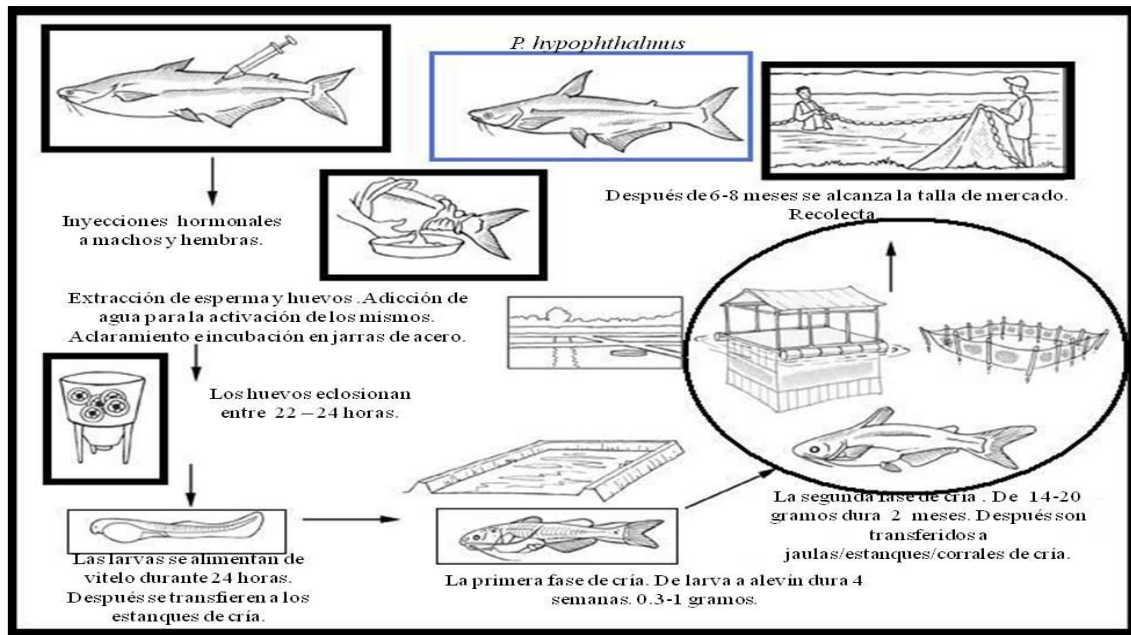


Figura 12. Esquema de la acuicultura de *P. hypophthalmus*.

-Reproducción.

El proceso consta de varias etapas controladas siguiendo un protocolo establecido. Las técnicas de reproducción artificial evolucionaron forzosamente a finales de los años noventa, puesto que debido a la masiva captura de alevines silvestres se produjo un efecto altamente destructivo en la propia población y en las coetáneas. Se estima que por cada kilo de alevines capturados, se perdían entre 5 y 10 kilos de alevines de otras especies (Phoung, 2007).

Los reproductores se mantienen en tanques de unos 500 m² y una profundidad de 1.5 a 3 metros. El rango de temperatura es de 26 a 30 grados centígrados. El pH está controlado entre 7 y 8. El oxígeno disuelto mínimo ronda los valores de 2mg/litro.

La hembra alcanza su madurez sexual como mínimo a los tres años. La fertilización antrópica se realiza entre los meses de febrero y marzo, estadísticamente más productivos (Khanh, 1996).

Con el fin de aumentar la productividad se suministran sustancias químicas en sangre por medio de una jeringuilla: Hormona gonadotropina coriónica humana (HGG) y Hormona liberadora de gonadotropina análoga (LH-RHa) (Khanh, 1996).

Los huevos fertilizados se trasladan a tanques en los que las concentraciones de los mismos oscilan entre 20.000 y 30.000 por litro de agua. La eclosión tiene lugar pasadas entre 20 -30 horas y un día más tarde las larvas se convierten en alevines de *P. hypophthalmus* que pueden ser trasladados a tanques de pre-engorde.

Pasados 90 días, los alevines tendrán talla suficiente para ser transferidos a jaulas o estanques de engorde. La tasa de mortalidad durante los primeros 30 días es la más alta de todo el proceso, del 60 al 80% de todas las larvas no superan el primer mes de vida (Khanh, 1996).

Una de las principales razones, es, la baja calidad del agua en las que estas se encuentran. Con el fin de intentar reducir esta pobre calidad, para purificar la misma y proteger a los alevines de posibles infecciones; los acuicultores utilizan desinfectantes y antibióticos específicos, tales como Verde de Malaquita, Cloranfenicol, lejías, etc. (NAFIQAVED, 2006).

-Engorde.

En el proceso de engorde de los ejemplares se utilizan principalmente tres sistemas dependiendo de la zona de cultivo.

1) Jaulas de engorde: los alevines son sembrados en jaulas flotantes (Figura 13) de madera o de acero ancladas en el río o más frecuentemente, bajo construcciones de madera típicas de sus riberas. En el primer caso, el flujo de la corriente de agua es mayor y la calidad del pescado superior. La productividad media es de 100 kg/m³ y cosecha (Arpa, 2008).

Existen jaulas de mayor tamaño; 10 metros de ancho por 25 de largo y 5 de fondo. Poseen una luz de maya de 3 a 5 cm. En ellas se producen como media unas 200 tm de pescado después de seis meses de cultivo.

El cultivo en jaulas se realiza a lo largo de los dos afluentes del río Mekong, en su mayoría en la provincia de An Giang, que cuenta con el 88% del total de las jaulas de engorde de la industria acuícola del *P. hypophthalmus* (NAFIQAVED, 2006).



Figura 13. Jaulas de engorde para *P. hypophthalmus* (FAO, 2013).

2) Cercados de engorde: el cultivo en cercados se realiza en las islas de las ramificaciones del Mekong donde hay mejor circulación del agua. Ciertos tramos del curso de agua son cerrados pero permitiendo el paso del flujo del río.

La calidad del pescado engordado con este sistema es algo menor que la del obtenido en jaulas (Arpa, 2008). El rendimiento medio oscila entre 250 y 300 Tm por hectárea y cosecha (Phoung, 2007).

3) Estanques de engorde: en el cultivo en los estanques (Figura 14) éstos se sitúan en orillas e islas, donde el intercambio de agua se realiza fácilmente.

Este sistema está extendido por todas las provincias vietnamitas. Cada estanque tiene una superficie que oscila entre 0,2 y 1 hectárea.

La calidad del ejemplar es variable dependiendo de su grado de apertura a la corriente del río. Normalmente es inferior a la de los dos sistemas anteriormente mencionados.

La mejor oxigenación y el hecho de que los peces se alimenten también de restos del lecho del río confieren a la carne un color ligeramente amarillo y cierto sabor a fango (FAO, 2013). La productividad varía entre 250 y 300 Tm por hectárea y cosecha (Phoung, 2007).



Figura 14. Estanques de Engorde para *P. hypophthalmus* (FAO, 2013).

Basándonos en datos (Figura 15) obtenidos en estudios realizados en el programa de acuicultura de la Universidad de Can Tho, un 71% de la producción de *P. hypophthalmus* se obtuvo en estanques y un 17,8% en jaulas de engorde (Mofi, 2006).

Provincia	Área de estanques (ha)	Número de jaulas	Producción (ton)
Can Tho	983	541	93.000
Dong Than	-	2000	81.400
Vinh Long	131	274	31.500
Hau Giang	-	-	6.250
Soc Trang	nd	nd	15.000
An Giang	815	740	145.510
Total	1.929	3.555	375.500

Figura 15. Sistemas de cultivo y producción según provincias para *P. hypophthalmus* (Mofi, 2006).

El período medio de engorde aproximado es de seis meses, en los cuales se alcanzan pesos entre 1- 1,2 kg por ejemplar.

Se puede recoger el pescado todo el año, pero existen dos épocas óptimas para el proceso de captura: el comienzo de la estación de lluvias, en Marzo y el final de la misma, en Octubre. La razón de éstas es la sensibilidad de la especie a las variaciones de temperatura y salinidad que se registran en los cambios de estación.

En la época de lluvias la temperatura puede llegar a descender 20°C y el flujo del agua en el Mekong cambia de dirección, lo que provoca un cambio en los niveles de sales del mismo.

Los peces en jaulas, cercados y estanques son alimentados con piensos secos compuestos por cáscara de arroz, harina de soja y harina de pescado (Figura 16).

En ciertas ocasiones, los granjeros preparan artesanalmente el alimento, pero al no tratarse de alimento seco, cae al fondo y provoca que los ejemplares remuevan el fango del lecho del río para alimentarse, empeorando notablemente la calidad de la carne (Can Tho University report, 2006).

Existen más de 33 fábricas de pienso con una capacidad anual de más de un millón de toneladas (Hung, 2006).

Composición	Pienso comercial	Pienso casero y comerciales *	Pienso hecho en las granjas**
Humedad	11	10.6	60
Proteína	23.1	24.9	10.8
Lípidos	4.30	4.65	2.00
Cenizas	7.75	6.90	4
Fibra	5.60	7.30	-

Figura 16. Composición de piensos de diferente elaboración. * Valores de piensos en los 3 primeros meses. ** Valores de piensos en las granjas de la provincia de Soc Trang (Arpa, 2008).

La alimentación supone un 90,52% del total de los costes variables; 84% si se trata de pienso casero y algo más elevado; 94% cuando se utilizan alimentos comerciales (Phoung, 2007).

-Sacrificio, manipulación y transformación.

Los peces son sometidos a un ayuno de dos días previos a ser enviados a la sala de elaboración.

El pescado vivo se lleva en barcas a los muelles de los centros de transformación y de ahí en cestos a la zona de sacrificio (Figura 17).

Dependiendo de la empresa de transformación, los peces pueden permanecer fuera del agua hasta veinte minutos, lo que eleva su nivel de estrés, y en ocasiones puede provocar que lleguen muertos al área de sacrificio y sangrado.

Se estima que entre un 2-8% de los peces mueren durante el traslado desde la granja (Cacot, 2009).

El síntoma más evidente de esta mala práctica es el gran número de ejemplares con la boca y la zona ventral de color rojo (Sorensen, 2005).

La mala praxis y las pérdidas en estos casos han desembocado en la creación de nuevos sistemas para el traslado de los peces con sistemas de bombeo hacia las zonas de transformación.



Figura 17. Transporte de ejemplares de *P. hypophthalmus* hacia la zona de transformación (VASEP, 2014).

El sacrificio se efectúa manualmente mediante un corte en la arteria que va desde el corazón hacia las agallas y posteriormente se deja al pez en el tanque de agua fría para permitir el sangrado durante unos diez minutos.

Una vez sacrificado se procede de modo también manual al fileteado, retirada de la piel, zonas grasas y músculo rojo y una posterior clasificación por el color de la carne (blanca, rosada, amarilla) de mayor a menor calidad.

El color de la carne es reflejo de la calidad del agua en la que es criado el pez. Cuando el pescado llega a la mesa de procesado (Figura 18) su carne aún mantiene el estado de pre-rigor (estadio que comprende el período entre la muerte hasta que comienza el rigor mortis), lo que limita los daños por excesiva manipulación.



Figura 18. Manufacturación de ejemplares de *P.hypophthalmus* (VASEP, 2013).

Entre las mejoras que las empresas van introduciendo para evitar daños son la introducción de zonas mecanizadas, cintas de transporte, clasificadoras y peladoras, aunque siempre se mantiene el fileteado y recorte manual característico (Figura 19).

Una vez realizada la limpieza los filetes se someten a un proceso de IQF (Congelación Rápida Individual) o en pocos casos, congelaciones en bloque.

Previamente, la mayoría de los filetes son tratados para evitar pérdida de humedad durante la congelación con una solución de Tripolifosfato de Sodio (STP).

Dependiendo del mercado los filetes son glaseados, entre un 10% si se destina a países como España u Holanda. Un 20% si es para Europa del Este.

Esta técnica provoca la aparición de una capa de hielo alrededor del ejemplar, rociando agua sobre el pescado congelado. Esto provoca que no se deshidrate y que no se alteren las propiedades organolépticas. También resaltar que el filete de igual manera cogerá un mayor peso de cara al mercado que se traducirá en mayor ganancia (GTZ, 2005).

El empaquetado es una operación también desarrollada de manera manual, en las que se utilizan máquinas de vacío. El producto final es almacenado en cámaras frigoríficas con temperaturas inferiores a los -20°C (GTZ, 2005).

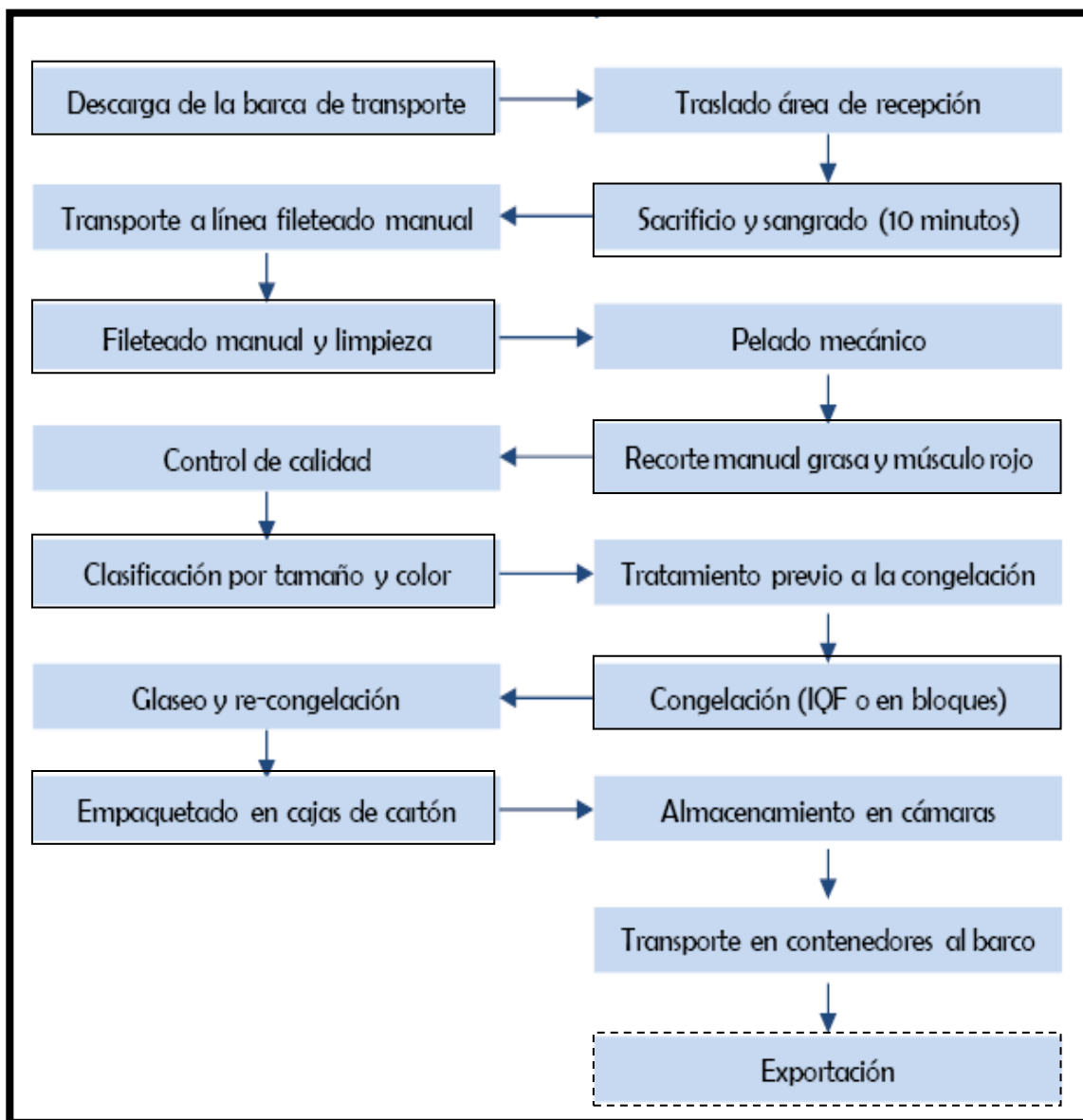


Figura 19. Esquema del procesado en fábrica de *P.hypophthalmus*.

En torno a un 40% del peso total de un ejemplar de *P.hypophthalmus* es cabeza y espina dorsal. El rendimiento medio por filete es de cerca de un 34% (Figura 20).

Filetes	33,9%
Cabeza y espina dorsal	40,4%
Restos de carne	11,7%
Piel	4,4%
Grasa	2,2%
Aleta	0,9%
Visceras y estómago	4,8%
Sangre	1,7%

Figura 20. Composición del cuerpo de *P.hypophthalmus* (Nortvedt, 2007).

2.1.4 Aspectos sanitarios de la producción y transformación de *P.hypophthalmus*.

La rápida expansión del cultivo de *Pangasius* se ha logrado tanto por la intensificación de su cultivo; con densidades medias que llegan a las 300 toneladas por hectárea y cosecha, como por la ampliación de la zona de cultivo.

En los casos de aumento de densidad, los principales problemas sanitarios tienen que ver con la contaminación del agua y por las condiciones de la misma.

En cuanto, a la creación de nuevas zonas para cultivar, áreas sensibles pueden verse afectadas, y en ocasiones cambios en cursos de los ríos tienen alto impacto sobre otros hábitats colindantes. En ambos casos, hay riesgo de fuga de la zona dedicada al cultivo y de enfermedades que pueden afectar a especies salvajes de la misma o de otras diferentes (Mofi, 2006).

Existen altas tasas de mortalidad de ejemplares en cultivo, las principales causas son: altas densidades en los recintos de cultivo, calidad de las larvas, enfermedades y la calidad del agua (Nguyen, 2004).

De esta calidad del agua y de su nivel de intercambio, dependen en gran medida las propiedades de la Panga; su color y su sabor, que serán diferentes en aguas menos contaminadas (color blanquecino o rosado, sabor suave) y aguas más contaminadas (colores amarillentos, sin sabor) y consecuentemente el precio de la producción (Cacot,1999).

El intercambio de agua es mayor en jaulas y cercados, pero también el impacto medioambiental. Se produce una liberación de desechos y residuos directamente al río (Mofi, 2006).

En el caso de cultivo en estanques el intercambio de agua se realiza a través de bombas. La distancia media entre la orilla y los estanques es de 30 a 50 metros, pero hay casos donde es mayor y en consecuencia el intercambio de agua se hace más difícil (Mofi, 2006).

El agua entrante y saliente no es sometida a ningún tipo de tratamiento. Los granjeros generalmente sólo disponen de equipamientos básicos para controlar determinados parámetros tales como: Ph, oxígeno y temperatura; que no son suficientes para garantizar un óptimo del agua en todo momento.

Las altas densidades de cultivos también son responsables del impacto medioambiental y de la calidad del agua.

Existe una zonificación para la instalación de jaulas pero que no se respeta en todos los casos. La distancia entre jaulas cuando pertenecen al mismo acuicultor es mínima, entre 2 y 3 metros.

Cuando las instalaciones son de propietarios diferentes se respeta una separación de entre 5 y 10 metros. La mayor densidad de jaulas se concentra en las zonas con corrientes, interrumpiendo su flujo y su acción purificante (Yang et al, 2003).

A pesar de la alta capacidad de absorción y recuperación del río se presentan problemas como: cercanía a otras instalaciones de cultivo, mercados, aguas residuales de ciudades y fábricas o comunidades agrícolas que tienen un fuerte impacto en la calidad del agua.

Existen datos de un aumento en la mortalidad de ejemplares de Panga de estanques y jaulas en las épocas de inundaciones monzónicas, posiblemente debido al arrastre en el agua de productos procedentes de la agricultura y las ciudades (Yang et al, 2003).

Otra de las grandes fuentes de contaminación de las aguas y consecuentemente de su calidad son los restos de alimentos y su sedimentación.

En el caso de los estanques y cercados los sedimentos no constituyen un riesgo elevado puesto que son utilizados para los jardines y para reforzar las orillas. Son los

desechos orgánicos de las jaulas los que van directamente al río y constituyen una importante fuente de polución y eutrofización (Yang et al, 2003).

Estos residuos orgánicos junto con Nitrógeno, Fósforo, Amoníaco y sólidos en suspensión, son teóricamente absorbidos por el agua en gran parte, debido a las altas temperaturas del río y a la rapidez de crecimiento de los consumidores primarios del río, que se alimentan de éstos.

Estudios realizados por la Universidad de Can Tho en el año 2005 sobre la calidad del agua del río Mekong, demostró que la composición de las aguas entre las zonas de mayor densidad acuícola no variaba a pesar de las 4.000 jaulas existentes.

Teniendo en cuenta que la producción se ha quintuplicado, el impacto ambiental en la actualidad puede ser bastante mayor (Le, 2005).

Las enfermedades (Figura 21) son la segunda mayor amenaza para el cultivo de *Pangasius*. Tanto para los ejemplares como su transmisión vía cadena alimentaria a los consumidores.

Enfermedad	Probabilidad de ocurrencia
Enfermedades hemorrágicas	Alto
Necrosis bacilar	Alto
Enfermedad ocular	Medio
Ictericia	Medio

Figura 21. Probabilidad de ocurrencia de enfermedades en *P. hypophthalmus* (Pham, 2004).

Los problemas más comúnmente identificados son la falta de conocimiento de los granjeros, el uso incontrolado y erróneo de antibióticos. Los veterinarios son rara vez consultados y se recurre al consejo de compañeros, amigos y vendedores de medicinas (Pham, 2004).

Una de las bacterias que hizo disparar el uso de antibióticos fue la *Edwardsella ictaluri*, que causa septicemia entérica. Esta Eubacteria sobrevive hasta 4 meses en aguas de estanques, fango y vegetación (RAFFS, 2007).

La aparición de parásitos en las aguas también es causa de alarma sanitaria, sobre todo porque favorecen infecciones bacterianas secundarias (RAFFS, 2007).

El uso de *verde de malaquita* como fungicida, altamente cancerígeno y no permitido como uso veterinario en acuicultura, hizo que en 2007 se notificaran 4 alertas en productos pesqueros procedentes de Vietnam. Siendo 8 en 2008, comunicado a través del Sistema de Alerta Rápida de la Comunidad Europea para alimentos y piensos (RAFFS, 2007).

2.1.5. Controles, certificaciones y estándares de calidad de *P.hypophthalmus*.

La agencia encargada del control sanitario de las exportaciones es la Oficina Nacional de Control de Calidad (NAFIQAVED) ISO 9001:2008.

Este organismo ha sido habilitado por la unión Europea para el control de la calidad de exportaciones a Europa (Figuras 22 y 23).

Éste dispone de 6 centros: Hai Phong, Da Nang, Nha Trang, Ciudad de Ho Chi Minh, Can Tho y Ca Mau.

Además del control del producto y de los insumos, NAFIQAVED controla las instalaciones de producción, procesado y distribución.

Desarrolla un programa de prevención de enfermedades y las auditorias pertinentes a la práctica totalidad de las empresas exportadoras (NAFIQAVED, 2013).

En Octubre del año 2007 la Dirección General de Sanidad y Protección del consumidor de la Comisión Europea (DG-SANCO) finalizó una misión en Vietnam para evaluar el sistema de control sanitario de la producción de productos pesqueros (DGSANCO, 2009).

Según las conclusiones de esta misión, la autoridad competente NAFIQAVED cumple en general los requisitos para exportar productos pesqueros hacia la Unión Europea. Sin embargo, se plantean algunas debilidades que hacen que:

“la presencia de un certificado de exportación a la Unión Europea firmado por NAFIQAVED no asegura el total cumplimiento con los requisitos sanitarios de las exportaciones a la Unión Europea” (DGSANCO, 2009).

Estas debilidades son:

1. Las temperaturas no están del todo de acuerdo con los estándares de la UE.
2. La autoridad competente tiene un número suficiente de personal cualificado e inspecciona regularmente los establecimientos de

transformación así como muestras de cada partida destinada a la UE, siendo también los laboratorios adecuados. Sin embargo la capacidad de NAFIQAVED para asegurar el cumplimiento de la normativa, es insuficiente.

3. Existe una empresa, a la cual se le retiró el Certificado para exportar Panga a la UE, se observó que existía alto riesgo de contaminación cruzada en el procesado debido a la praxis poco higiénica y el uso de cloro en elevadas dosis (DGSANCO, 2009).

Controles sanitarios en la Unión Europea

Desde enero del 2006, la legislación europea de seguridad alimentaria se basa en el nuevo "paquete de higiene", con el que se pretende simplificar la legislación en este ámbito e introduce el concepto de responsabilidad y la aplicación de los principios HACCP para todos los operadores del sector, desde la granja al tenedor. Bajo esta nueva legislación los productos importados de origen animal deben cumplir los mismos estándares que los de los europeos.

Además de la aplicación del marco legal general de higiene, la Directiva 91/493 es el principal texto de aplicación para el pescado y los productos de la pesca. Esta directiva define estándares para la manipulación, procesado, almacenado y transporte de pescado.

Los siguientes textos legales son complementarios a la directiva 91/493 y 91/492:

- Directiva 92/48 sobre las reglas mínimas de higiene a bordo de barcos de pesca
- Decisión 94/356 para implementar el sistema de autocontrol APPCC
- Decisión 93/149 referente a parásitos
- Decisión 93/351 referente al nivel máximo de mercurio
- Directiva 95/71 que modifica el anexo de la Directiva 91/493
- Decisión 95/149 que fija los niveles de TVB-N para determinadas especies
- Decisión 93/51 que fija criterios microbiológicos para crustáceos y moluscos cocinados
- Reglamento 2001/466 que fija los niveles máximos de ciertos contaminantes en los productos alimentarios, modificada por el Reglamento 2001/2375 y 2002/221
- Directiva 2001/22 que establece los métodos de muestreo y los métodos de análisis para el control oficial del nivel de plomo, cadmio, mercurio y 3-MCPD en productos de comida.
- Decisión 2001/183 que establece los planes de muestreo y métodos de diagnóstico para la detección y confirmación de ciertas enfermedades de los peces y deroga la decisión 92/532

La decisión de la Comisión número 2006/200 clasifica los terceros países autorizados para exportar productos de la pesca a la UE en dos categorías. La primera, a la que pertenece Vietnam desde 1999, corresponde a una lista de países armonizados, que son aquellos cuyos requisitos legales sanitarios son equivalentes a los que rigen la producción doméstica europea, y la autoridad sanitaria competente ha sido auditada por un equipo de inspección. Para los países de este grupo las condiciones específicas de importación incluyen un reconocimiento oficial de la autoridad competente, un modelo específico de certificados de salud y una lista de establecimiento aprobados.

Además en conformidad con los artículos 28 y 30 de la Directiva 96/23, los terceros países que quieran exportar alimentos de origen animal a la UE tienen que presentar a aprobación un plan de control de residuos. El plan de Vietnam ha sido aprobado.

Lista de sustancias a las que hay que hacer un seguimiento en acuicultura

A1 Estilbeno	Obligatorio
A3 Esteroides sintéticos	Obligatorio
A6 Sustancias incluidas en el anexo IV en el Reglamento 2377/90	Obligatorio
Cloramfenicol	Obligatorio
Nitrofurano	Obligatorio
Nitroimidazoles	Obligatorio
B1 Sustancias antibacterianas	Obligatorio
B3a Sustancias organoclorados incluidos PCBs	Deseable
B3c Elementos químicos	Deseable
B3d Micotóxicas	Deseable
B3e Verde de malaquita y de leucomalaquita	Obligatorio

A parte, la Unión Europea ha establecido el Límite Máximo de Residuos para sustancias activas farmacológicas utilizadas en la medicina veterinaria (Reglamento del Consejo N° 2377/90), y el Nivel Máximo de Residuos para pesticidas (Directiva 86/363) y contaminantes ambientales (Reglamento de la Comisión 1881/2006)

Para determinadas sustancias expresamente prohibidas, como el cloramfenicol y nitrofuranos, o no autorizadas, como el verde de malaquita, la Decisión de la Comisión 2002/657 ha establecido el Límite Mínimo de Performance Requerido (LMPR):

Sustancia	LMPR	Texto legal
Cloramfenicol	0,3 µg/kg	Decisión de la Comisión 2003/181
Metabolitos de nitrofuranos - furazolidone - furaltadone - nitrofurantoin - nitrofurazone	1 µg/kg	
Suma de verde de malaquita y leucomalaquita	2 µg/kg	

Figuras 22 y 23. Controles sanitarios establecidos en la DG SANCO 2009/8056 para *P. hypophthalmus* (DGSANCO, 2009).

En la actualidad existen más de 30 certificaciones, acuerdos internacionales de relevancia para la certificación de la acuicultura y otras tantas iniciativas dirigidas a la sostenibilidad de los productos acuícolas y creación de marcos de diferenciación al respecto (Corsin, 2007).

Hay que diferenciar las certificaciones que aseguran la conformidad de un proceso respecto de unos determinados esquemas de producción, manipulación y tratamiento; de aquellos que certifiquen la calidad del producto final con sus características físicas y organolépticas perfectas.

En Vietnam, existen varias iniciativas en marcha desde hace años para la certificación orgánica de la Panga.

Estas medidas han sido necesarias para mejorar la imagen exterior del producto, las empresas han establecido acuerdos con importadores, comprometiéndose a seguir estándares de producción ecológica (Corsin, 2007).

Este es el caso de Seafood Connection, Seacon-Holanda que les permite etiquetar el producto con la marca propia “*Blue Planet*”, que garantiza a los consumidores que no se han utilizado productos químicos.

Del mismo modo, en Alemania, el importador Deutsche See ofrece la marca “*Bio pangasius*”, certificada bajo estándares de Naturland. La empresa ANOVA bajo el sello “*Trace Panga*”, garantiza la total trazabilidad de los filetes comercializados (Corsin, 2007).

Otra iniciativa destacada en este sentido son los *Diálogos sobre Acuicultura* liderados por WWF (Figura 24). Los Diálogos constituyen un proceso participativo para el desarrollo de estándares de producción de Panga de acuerdo con ISEAL (International Social and Environmental Accreditation and Labelling) del Código de la Alianza de Buenas Prácticas para Establecer Estándares Sociales y Medioambientales.

Uno de los certificados más conocidos es el GlobalGAP, que tiene un sistema particular para la acuicultura y desarrolla sistemas específicos para el cultivo de algunas especies.

En cuanto al certificado para productores SQF 1000 de Safety Quality Food, en el año 2007 había cuatro granjas de panga poseedoras de este certificado.

Este certificado ha sido también concedido a productores de salmón australiano y a granjas de ostras y salmón de Canadá y Chile.

EL SQF está fundamentado en el *Codex Alimentarius* y los principios APPCC, y el organismo de acreditación en el caso de Vietnam y otros países es el SGS.

El proyecto Naturland incluye, además de la Panga, a muchas otras especies, entre ellas: la trucha de España, Francia y Alemania, el salmón irlandés, etc.

Todas las especies están sometidas a unos estándares comunes para la acuicultura orgánica y unos reglamentos particulares por especies que responden a las especificidades de cada cultivo (Corsin, 2007).

Legal	Establecer y gestionar las granjas conforme al marco legal nacional establecido
Uso de la tierra y del agua	Las granjas tienen que instalarse de forma que minimizan los impactos negativos sobre el medio y otros usos.
Polución del agua	Minimizar el impacto negativo sobre los recursos acuáticos
Escapes	Minimizar los impactos en la biodiversidad local y habitat natural
Gestión de los alimentos	Utilizar alimentos y técnicas de alimentación que hagan más eficiente el uso de los recursos alimenticios disponibles y minimizar desechos.
Cuestiones sanitarias	Implementar las medidas de gestión sanitarias para reducir el estrés y minimizar los riesgos de enfermedad
Antibióticos y químicos	Mejorar la seguridad y la calidad del producto a la vez que reducir los riesgos para el ecosistema
Responsabilidad social y conflicto de usos	Gestionar las granjas de una forma socialmente responsable que contribuya al desarrollo rural y en particular al alivio de la pobreza.

Figura 24. Impactos y principios del Diálogo sobre Acuicultura de *P. hypophthalmus* (WWF, 2013).

El proyecto de WWF Diálogos sobre Acuicultura trabaja en estándares de producción para diferentes especies de acuicultura: Salmón, Camarón, Panga, Tilapia, Oreja de mar, Abalón, Truchas, moluscos bivalvos: Almejas, Ostras, Mejillones y Vieiras. El proceso, de acuerdo con ISEAL, consiste, en primer lugar, en la identificación de impactos ambientales y sociales y el principio rector para cada impacto. A continuación se identifican criterios, indicadores y estándares. Una vez finalizado el proceso, los estándares se entregarán a una entidad de certificación para la gestión del sistema (Corsin, 2007).

En cuanto a sistemas de aseguramiento de la calidad y certificados en la fase de manipulación y transformación del producto, la mayoría de las principales empresas exportadora en Vietnam han obtenido certificaciones de diversos organismos especializados y competentes

2.1.6. Cualidades nutricionales de *P.hypophthalmus*.

Características	Panga <i>Pangasius Hypophthalmus</i> Vietnam Filete congelado	Trucha de acuicultura <i>Oncorhynchus Mykiss</i> Francia Filete fresco	Lenguado <i>Solea solea</i> Atlánt. Noreste Filete fresco	Salmón de acuicultura <i>Salmo Salar</i> Noruega, Escocia Filete fresco	Tilapia de acuicultura <i>Oreochromis niloticus</i> China, Holanda Filete congelado	Rape <i>Lophius Budegassa</i> Atlántico Noreste Filete Fresco
Valor nutricional						
Valor calórico (Kcal)	66	136	77	198	93	70
Valor calórico (kj)	278	559	325	824	392	298
Humedad (gr)	83,8	72,3	80,1	65,6	78,5	81,5
Cenizas (gr)	1,2	1,3	1,3	1,2	0,8	1,2
Protidos (gr)	13,4	19,1	18,0	20,0	18,1	16,7
Glúcidos por difer. (gr)	0,3	1,4	0,3	0,2	0,5	0,4
Lípidos totales (gr)	1,2	6,0	0,4	12,9	2,1	0,2
Colesterol (gr)	29,8	52,6	51,8	55,9	39,5	44,1
Vitaminas						
Vitamina A (µg)	<2	17,1	5	8,5	<2	27,5
Vitamina E (mg)	0,16	2,44	0,47	2,32	0,93	0,33
Vitamina D (µg)	<0,5	5,25	0,75	5,69	15,61	0,33
Vitamina B1(mg)	<0,04	0,13	0,05	0,2	<0,04	<0,04
Vitamina B2 (mg)	<0,04	0,10	0,08	0,07	0,05	<0,04
Vitamina B5 (mg)	1,96	1,59	0,24	1,08	0,68	0,17
Vitamina B6 (mg)	0,10	0,38	0,26	0,59	0,23	0,14
Vitamina PP(mg)	1,35	5,80	3,51	7,12	3,28	2,43
Vitamina B12 (µg)	0,30	2,5	1,91	3,74	1,07	0,46
Carotenoides tot. (mg)	-	0,14	-	0,1	-	-
Minerales y oligoelementos						
Sodio (mg)	274	34,5	76,3	35,5	28,3	127
Calcio (mg)	36,7	11,4	22,5	4,7	8,2	1,0
Potasio (mg)	200	398	349	374	282	339
Magnesio (mg)	17,6	27,1	26,9	26,2	25,4	28,7
Hierro (mg)	0,21	0,34	0,35	0,24	0,27	0,26
Cobre (mg)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Zinc (mg)	0,24	0,38	0,42	0,31	0,32	0,44
Manganeso (mg)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fósforo (mg)	107	184	170	186	131	149
Yodo (µg)	8	12	88	14	6	41
Selenio (µg)	9,6	9	23	12	18	41
Cloruro de sodio (mg)	-	-	-	-	-	-
Ácidos grasos						
Saturados (mg)	467	1.484	132	2.175	565	85
Monoinsaturados (mg)	438	2.642	104	5.427	643	64
Polinsaturados (mg)	168	2.824	164	3.624	440	130
De los cuales Omega 6 (mg)	139	1.026	27	1.188	278	17
De los cuales Omega 3 (mg)	29	1.718	137	2.282	158	111
De los cuales EPA (mg)	2	369	19	612	11	18
De los cuales DHA(mg)	17	776	81	869	71	84

Figura 25. Composición nutricional media en 100 gramos de diferentes especies (NUTRAQUA, 2010).

Los aspectos nutricionales de la Panga (Figura 25) para 100 gramos de producto se resumen en estos puntos (Orban et al., 2008).

- Alto grado de humedad, 80-85%.
- Bajo contenido en proteínas (13.4 gramos) en comparación con otros pescados como el rape (16.7 gramos) y el salmón (20gramos).
- Bajo contenido en lípidos, 1.2%.
- Bajo nivel de Colesterol.
- Pocas vitaminas en relación con los pescados comparados (Salmón, Trucha, Lenguado, Rape).
- El nivel de omega 3, es inferior a las otras especies.
- Alto contenido en sodio, posiblemente debido en parte al Tripolifosfato de sodio (E 451) utilizado para mantener la humedad (Orban et al., 2008).
- Niveles bajos de Magnesio, Fósforo e Iodo.
- Niveles altos de Calcio.

2.1.7. Consumo y Riesgos de *P. hypophthalmus*.

La ingesta dietética de elementos minerales y aditivos, a través del consumo de alimentos, es fundamental para la evaluación de la seguridad de los alimentos y de los riesgos para la salud (Noël y cols., 2003; Zukowska y Biziuk, 2008; Nasreddine y cols., 2010).

La evaluación del riesgo está basada en la evaluación de la probabilidad de que ocurran efectos adversos en la salud humana por exposición a peligros a través de los alimentos (Kroes y cols., 2002; Essumang y cols., 2007).

En este proceso es fundamental identificar el peligro, la caracterización del peligro, la evaluación de la exposición y la caracterización del riesgo (FAO, 1997; Berg y Licht, 2002; Kroes y cols., 2002; Renwick, 2006; Khan y cols., 2008).

Para evaluar el riesgo para la salud de los consumidores es determinante estimar la ingesta dietética real del elemento o compuesto en la población objeto de estudio y evaluarla en base a las recomendaciones dietéticas y los niveles toxicológicamente

aceptables (Berg y Licht, 2002; Bocio y cols., 2005; Zukowska y Biziuk, 2008; Turconi y cols., 2009; Nasreddine y cols., 2010; Luis y cols., 2012).

Los avances en el conocimiento de la composición de los alimentos, la disponibilidad de datos de consumo (Bratakos y cols., 2002; Bocio y cols., 2005; Zheng y cols., 2007; Nasreddine y cols., 2010; Luis y cols., 2012) y las evidencias científicas acerca de la influencia que la alimentación y los distintos nutrientes, u otros componentes, tienen sobre la salud han incidido en el concepto y el establecimiento de valores de referencia. Esto ha permitido determinar las ingestas de los elementos minerales y sustancias de carácter tóxico para los diferentes grupos de población establecidos por edad y sexo (Liu y cols., 2005; Zukowska y Biziuk, 2008; Turconi y cols., 2009; Zhuang y cols., 2009; Nasreddine y cols., 2010).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) recomienda utilizar los estudios de la Dieta Total para evaluar el consumo de los alimentos (Muñoz y cols., 2005; Turconi y cols., 2009; Becker y cols., 2011).

Las **Ingestas Diarias Recomendadas**, IDRs, se definen como los niveles de ingesta de nutrientes considerados esenciales, según el criterio de los comités nacionales e internacionales que los establecen basándose en los conocimientos científicos y que cubren las necesidades conocidas de prácticamente todas las personas sanas (97,5%).

Los valores de IDRs se presentan en diferentes categorías en función de la edad, el sexo, la situación fisiológica (embarazo, lactancia, etc.) (Grusak y DellaPenna, 1999; Serra-Majem y Bartrina, 2006; Luis y cols., 2012).

La **Ingesta Diaria Admisible**, IDA, se define como la dosis diaria tolerable de una determinada sustancia, es decir, la cantidad que una persona puede tomar cada día durante toda la vida, sin que ello le comporte problemas para la salud. Se expresa en mg/Kg de peso corporal (Brussaard y cols., 1996; Zukowska y Biziuk, 2008).

La **Ingesta Semanal Tolerable Provisional**, ISTP, representa la exposición humana permisible a los metales tóxicos que pueden causar efectos adversos en la salud de los individuos (Zukowska y Biziuk, 2008; Luis y cols., 2012). Las ingestas tolerables de los metales tóxicos, cadmio y plomo, se expresan sobre una base semanal debido a su acumulación en el organismo durante un período de tiempo. En ningún caso, los niveles de estos metales en los alimentos supondrán un problema en la superación de las

ingestas provisionales tolerables semanales (Brussaard y cols., 1996; Zukowska y Biziuk, 2008).

2.1.8. Interés y Riesgo Toxicológico del contenido metálico de *P. hypophthalmus*.

Los metales se definen como un conjunto de elementos de elevada densidad (superior a 7 g/cm³) ampliamente distribuidos en la corteza terrestre (Duffus, 2002; Järup, 2003).

Los alimentos son el principal medio de traslocación de los metales para llegar a los seres vivos (Islam y cols., 2007; Yang y cols., 2007; Zheng y cols., 2007; Golia y cols., 2008; Mansour y cols., 2009; Prieto y cols., 2009).

El papel nutricional así como su significado bioquímico y patológico que juegan los **metales esenciales** en los seres vivos es conocido desde la antigüedad (Alam y cols., 2003; Maiga y cols., 2005; González y cols., 2009; Turconi y cols., 2009) siendo vitales en el mantenimiento, crecimiento y desarrollo de las funciones del organismo (Grusak y DellaPenna, 1999). Los metales esenciales se clasifican atendiendo a las cantidades que son necesarias para el organismo.

Así, los **macronutrientes** son requeridos en grandes cantidades y están presentes en mayor proporción en los tejidos de los seres vivos. Dentro de este grupo se incluyen:

- Sodio (Na), Potasio (K), Calcio (Ca), Magnesio (Mg), etc. (Grusak y DellaPenna, 1999; Serra-Majem y Bartrina, 2006).

Los **oligoelementos** o elementos trazas se encuentran presentes en pequeñas cantidades permitiendo el desarrollo normal y correcto de las funciones fisiológicas (Dürüst y cols., 1997; Kroes y cols., 2002; Ferrer, 2003; Mohamed y cols., 2003; Olivares y cols., 2004; Nasreddine y cols., 2010).

En este grupo se incluyen:

- Cobalto (Co), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Manganeseo (Mn), Molibdeno (Mo), Níquel (Ni), Zinc (Zn), Hierro (Fe) y Boro (B), etc.

Sin embargo, cantidades elevadas de los mismos pueden llegar a causar efectos tóxicos en los seres vivos (Wolnik y cols., 1983a; Krelowska-Kulas, 1993; Chukwuma, 1995; Rojas y cols., 1999; Ysart y cols., 2000; Dugo y cols., 2004; Chojnacka y cols., 2005; Maiga y cols., 2005; Page y Feller, 2005; Prieto y cols., 2009; Rubio y cols.,

2009; Turconi y cols., 2009) como consecuencia de una absorción excesiva o bien por una disminución en la metabolización de los mismos por antagonismos y bloqueos metabólicos (Tripathi y cols., 1997; Gupta y Gupta, 1998; Santos y cols., 2004; Westermann, 2005).

Por otra parte, **los metales no esenciales.**

En este grupo se incluyen:

- Litio (Li), Bario (Ba), Aluminio (Al), Cadmio (Cd), Plomo (Pb), Estroncio (Sr), Mercurio (Hg), etc.

Que se encuentran presentes en la corteza terrestre, son altamente tóxicos (Pilgrim y Schroeder, 1997; Rubio y cols., 1999; Kroes y cols., 2002; Llobet y cols., 2003; Rubio y cols., 2004; Maiga y cols., 2005; Prieto y cols., 2009).

Las fuentes de contaminación pueden ser naturales o endógenas (emisiones biogénicas, desgastes de cerros y volcanes) y antropogénicas o exógenas (residuos de incineradoras, centrales eléctricas, sistemas de calefacción, refinerías, y otros) (Bocio y cols., 2005; Ismail y cols., 2005; Page y Feller, 2005; Gichner y cols., 2006; Peris y cols., 2007; Yang y cols., 2007; Zheng y cols., 2007; Khan y cols., 2008; Prieto y cols., 2009).

Aunque algunos individuos se encuentran expuestos a estos contaminantes en el lugar de trabajo, el principal aporte de estos metales al organismo se produce a través de la ingesta de alimentos y aguas de bebida (Ferrer, 2003; Sekara y cols., 2005; Nabulo y cols., 2006; Islam y cols., 2007; Peris y cols., 2007; Golia y cols., 2008; Turconi y cols., 2009)

Estos metales tóxicos se caracterizan porque no son biodegradables, carecen de función biológica y tienden a acumularse en el organismo de los seres vivos generando disfunciones en el sistema biológico (Wolnik y cols., 1983b; Pilgrim y Schroeder, 1997; Rubio y cols., 1999; Queriolo y cols., 2000; Roca y cols., 2001; Rubio y cols., 2004; Liu y cols., 2005; Golia y cols., 2008; Turconi y cols., 2009; Nasreddine y cols., 2010).

De acuerdo con la toxicidad, la diferenciación entre los metales depende de las propiedades químicas de éstos y su composición, además de las propiedades biológicas de los organismos en situación de riesgo (Duffus, 2002).

La necesidad de proteger a los consumidores de la toxicidad crónica de metales es motivo científico para cuantificar la concentración de contaminantes y establecer las directrices sobre las concentraciones máximas de los mismos.

A continuación, se describe cada uno de los elementos minerales analizados en esta tesis.

- **Sodio.**

El Sodio (Na) existe en la naturaleza formando sales de sodio principalmente en el agua de mar, lagos salados, lagos alcalinos y manantiales minerales, otorgando la posición de sexto elemento más abundante de la corteza terrestre.

Una vez líquido, el hidróxido de sodio se filtra rápidamente en el suelo, lo cual dará lugar a un enriquecimiento de sodio en los cultivos. El sodio presenta un amplio uso en las distintas industrias: en la fabricación de células fotoeléctricas, formando aleaciones, como aditivo para las gasolinas, componente de los refrigerante en la purificación de metales fundidos; y también en la industria cosmética (Krebs, 2006).

La principal vía de exposición al sodio es la ingesta dietética.

Una vez en el organismo el sodio es absorbido por el intestino delgado para acabar filtrándose por el riñón, que es el órgano responsable de la regulación de la osmolaridad del plasma y del líquido intersticial. La regulación de las concentraciones intra y extracelulares, tienen lugar a través de los mecanismo de transporte activo y pasivo desencadenados por el sodio absorbido.

El 90% del sodio ingerido es eliminado por la orina, y en menor porcentaje, por las heces y sudor (FESNAD, 2010).

El Sodio, junto con el Potasio y el Cloruro, presentan un papel importante en el metabolismo celular, regulando los equilibrios electrolíticos y ácido-básico, la capacidad de conducción nerviosa, las contracciones musculares y la producción de adrenalina y aminoácidos (Mosha et al., 2000; FESNAD, 2010).

Muchos alimentos contienen sodio, principalmente, los de origen animal como embutidos, carnes, pescados, quesos; y también está en las carnes desecadas ahumadas

o en conservas. La mayoría del sodio ingerido se encuentra en forma de cloruro sódico (Iyengar et al., 2002; Noël et al., 2003).

Los requerimientos diarios de sodio están fijados en 1300-1500 mg/día en adultos aunque estos valores pueden variar en función de la edad (FESNAD, 2010).

Cuando los niveles de sodio en sangre son superiores a 145 meq/L, se produce hipernatremia, debida a la pérdida de agua e inactividad de la hormona vasopresina.

Los efectos tóxicos, debido a altas dosis, son: un aumento de la presión arterial (hipertensión), edema pulmonar y en los casos más extremos, la muerte. Y los síntomas son sed, poliuria, diarrea, sudoración y trastornos neurológicos.

El caso contrario, es la hiponatremia, que se manifiesta cuando la dosis de sodio es inferior a 135 meq/L. La carencia de sodio se podría dar por un mal funcionamiento renal o una sudoración excesiva. Los síntomas característicos de una carencia de calcio son: hipotensión, vértigos, debilidad muscular, pérdida de peso, problemas respiratorios y fiebre ligera.

- **Potasio.**

El Potasio (K) es abundante en la corteza terrestre (2,59%) y existe en forma combinada.

El potasio se utiliza como material de partida para la manufactura de compuestos: el Cloruro de Potasio se utiliza principalmente en mezclas fertilizantes, el Hidróxido de Potasio se emplea en la manufactura de jabones líquidos, el Carbonato de Potasio para jabones blandos y también en la industria del vidrio y el nitrato de Potasio se utiliza en fósforos, fuegos pirotécnicos y en artículos afines que requieren un agente oxidante (Krebs, 2006).

La principal vía de exposición del Potasio es la ingesta dietética.

El Potasio se absorbe rápidamente en el intestino delgado, pasando al riñón donde se filtra buscando el equilibrio. Luego es reabsorbido en el túbulo proximal secretándose posteriormente en el distal facilitado por la hormona aldosterona.

El Potasio ingerido se eliminará por orina en su mayor parte, con respecto a las heces. La excreción sería renal, siempre y cuando el organismo no produjese una sudoración excesiva unido a diarreas (FESNAD, 2010).

El Potasio es el catión mayoritario en el líquido intracelular y se encuentra involucrado en diversos equilibrios: mantenimiento del agua, acido-base, osmótico entre las células y el líquido intersticial. Cabe destacar que el potasio juega un importante papel en el mecanismo de la bomba Na^+/K^+ (regulando la entrada de K^+ y la salida de Na^+ en la célula de forma simultánea), en la contracción muscular (como en el corazón evitando arritmias) y en la regulación de la actividad neuromuscular (Mosha et al., 2000; Westermann, 2005; FESNAD, 2010).

Importantes fuentes de potasio se obtienen a través de determinados grupos de alimentos: frutas, carnes, pescados, crustáceos, cereales y productos lácteos (Noël et al., 2003).

Las frutas tropicales (plátanos), las frutas con huesos (uvas, albaricoques, melocotones, cerezas) y las hortalizas (papas, remolacha, brócoli, batatas) son las más ricas (Subar y cols., 1998; Noël et al., 2003).

La ingesta diaria recomendada para un adulto es de 3100 mg/día (FESNAD, 2010).

Los efectos tóxicos de este catión son poco frecuentes, pero muy notorios en pacientes con alguna patología: diabetes mellitus, cáncer, cardiopatías, hepatopatías y nefropatías. Tanto un exceso como un déficit de Potasio, dan lugar a desequilibrios metabólicos. Por ejemplo, pacientes con problemas renales y con un consumo elevado de potasio puede provocar hipertensión, mientras que una ingesta por debajo de los niveles eliminados produce una disminución del potasio celular y eso provoca que la célula use protones en lugar de potasio, dando lugar a la acidez gástrica

Altos niveles de potasio (hiperpotasemia o hiperkalemia), superiores a 6,5 meq/L, se manifiestan con problemas musculares y cardiovasculares como arritmias. Mientras que bajos niveles (hipopotasemia o hipokalemia), inferiores a 3,5 meq/L, se manifiestan con astenia, debilidad muscular, retención de líquidos, estreñimiento y

desordenes del sistema nervioso y de los riñones (Mosha et al., 2000; Westermann, 2005).

- **Calcio.**

El Calcio (Ca) es el tercer metal más abundante en la corteza terrestre existiendo en forma de compuestos de calcio (óxidos, hidróxidos y sales) y el 0,15% de éste, como cloruro de calcio en el agua del mar.

Desde el interés industrial, diversos compuestos de Calcio (entre ellos, los carbonatos y sulfatos de Calcio) se utilizan en la fabricación de cementos, escayolas, mármol, granitos, entre otros.

Se encuentra constituyendo diversas aleaciones, como fertilizante en la agricultura y como suplemento vitamínico en medicamentos o productos lácteos, con el fin de reforzar su acción sobre los huesos, evitando así, la osteoporosis (Krebs, 2006).

La principal vía de exposición del hombre al Calcio es la vía oral. La absorción del calcio tiene lugar en la pared intestinal (entre un 25-75%) dependiendo de factores como: la edad, el sexo, la presencia de vitamina D, la acidez gástrica y el aporte en la dieta (proteínas, fibra y otros sólidos) (Gil, 2010c).

El calcio es el catión más abundante en el organismo, encontrándose un 99,1 % en el tejido óseo y el resto (0,9%): se halla disuelto en el líquido intracelular (0,4%) y en los tejidos blandos del organismo (0,5%) (NIH, 1994; Cashman, 2002; Mataix y Llopis, 2002; Gil, 2010).

En el torrente sanguíneo, el Calcio total se encuentra como Calcio ionizado (Ca^{2+}) combinado con diversos ácidos orgánicos y unidos a la albúmina.

La excreción de Calcio se lleva a cabo por vía renal y el tracto gastrointestinal, pero también ocurren a través de sudor, descamación de la piel, uñas y pelo (Mataix y Llopis, 2002; Gil, 2010).

El Calcio es el principal mineral que participa en la integridad estructural del organismo (formando huesos y dientes) y es esencial en numerosos procesos

metabólicos: regulación de la función nerviosa y la contracción muscular, producción de hormonas, mantenimiento del equilibrio hídrico, absorción de vitamina B₁₂, actividad cardiaca, coagulación de la sangre, mitosis, fecundación y en la secreción de la leche (Mosha y cols., 2000; Westermann, 2005; Baah et al., 2009; FESNAD, 2010; Gil, 2010).

Varios estudios en humanos y animales han mostrado la importancia del calcio en el control de la presión sanguínea (Mc Carron, 1997; Seelig et al., 2001), la aparición del cáncer de colon (Slattery et al., 1988), la pancreatitis (Ward et al., 1996) y sobre los tejidos vasculares (Iskra et al., 1997).

Las fuentes dietéticas de Calcio son los lácteos y derivados, que constituyen la fuente principal, seguidos de los vegetales de hoja verde, sardinas, salmón, almejas, la col, la coliflor, las habichuelas, las lentejas y las nueces (Subar et al., 1998; Noël et al., 2003; Gil, 2010c).

El requerimiento dietético recomendado para un adulto está comprendido entre 900-1000 mg/día tanto para hombres como para mujeres (FESNAD, 2010).

La demanda dietética de Calcio depende de factores como los periodos de crecimiento, la niñez y adolescencia, y también durante la lactancia y en los ancianos.

La carencia de Calcio puede ser debido a un insuficiente aporte dietético, al déficit de vitamina D o a la baja relación Ca/P en la dieta y su efecto es la desmineralización ósea (raquitismo y osteomalacia), diabetes mellitus, hipertensión arterial, hipercolesterolemia, cáncer de colon y recto (Jodral-Segado et al., 2003; Andre et al., 2007; Gil, 2010c).

No suele producirse excesiva ingesta de Calcio en la alimentación, pero sí por el consumo de suplementos.

El consumo de suplementos combinados con vitamina D, que supongan una dosis superior a 2 g/día, pueden ocasionar una intoxicación con hipercalcemia, que producirá efectos dependiendo de su intensidad: interferencia en la absorción de otros

cationes (Fe, Mg, Mn y Zn), estreñimiento, náuseas, poliuria y cálculos renales, y, en situaciones extremas, el coma y la muerte (Gil, 2010c).

- **Magnesio.**

El Magnesio (Mg) se halla en cantidades importantes en diversos minerales rocosos en forma de óxidos y sales (dolomita, magnesita, olivina y serpentina) y se encuentra en el agua de mar como salmueras subterráneas y lechos salinos.

Los compuestos de Magnesio se utilizan mucho en la industria metalúrgica para la fabricación de aleaciones (envases de bebidas), en la agricultura y en las industrias químicas donde se emplea como material refractario en hornos, en los que se produce acero, cristal y cemento (Krebs, 2006).

La ingesta dietética es la principal vía de exposición al Magnesio. Se absorbe el 45% del Mg ingerido, y el 55% restante es excretado. Una vez absorbido, el magnesio es transportado al tejido óseo (60-65 %), al músculo (27%) y el resto forma parte del plasma.

La excreción del Magnesio se lleva a cabo por las vías fecal (50-80%), urinaria y biliar (Mataix y Llopis, 2002; Gil, 2010c). El equilibrio orgánico del Magnesio depende de las cantidades eliminadas por la orina o heces (Mataix y Llopis., 2002).

El Magnesio es el segundo catión del medio intracelular en abundancia, y junto al calcio y fosfato, está considerado como mineral mayoritario (Gil, 2010b). De su total (25 g en el cuerpo de un adulto), un 65-70% se encuentra en los huesos actuando como una reserva (al igual que los músculos) y el resto, se localiza en el interior de las célula de los tejidos blandos, y, en menor proporción, en el plasma.

Existe una estrecha relación entre el Magnesio y el Calcio, pudiendo producirse tanto fenómenos de sinergismo como de antagonismo (Gil, 2010b).

El Magnesio es un mineral esencial para el funcionamiento celular y para su división. Interviene en la síntesis de enzimas, que a su vez regulan el metabolismo de las proteínas identificándolo como un cofactor enzimático de más de 300 enzimas relacionadas con el metabolismo (Aranda y Llopis, 1993; Jodral-Segado et al., 2003), en

la síntesis de compuestos ricos en energía (Aranda et al., 2000; Westermann, 2005), en la síntesis de transportadores de protones y electrones (NAD, NADP, FAD, FMN), participa en el metabolismo de los carbohidratos y de los lípidos y presenta también una función estabilizadora en la membrana plasmática y en la estructura de ADN y ARN (Aranda et al., 2000).

También tiene implicación en los sistemas cardiovasculares y sanguíneos, en el metabolismo mineral, en el crecimiento y maduración ósea, en la transmisión genética e interviene en el funcionamiento de la inmunidad, tanto celular como mediada por anticuerpos (Adewusi et al., 1999; Aranda et al., 2000; Ishida et al., 2000; Mosha et al., 2000; Borah et al., 2008).

Las principales fuentes dietéticas de Magnesio son las semillas, los frutos secos, las legumbres, los cereales de granos no molidos y vegetales de hojas color verde oscuro. Los productos de origen animal (pescado, carne y leche) y la mayoría de las variedades de frutas no son una fuente adecuada de magnesio (Aranda, 2000; Mataix y Llopis, 2002; Noël et al., 2003).

Las ingestas recomendadas de Magnesio son de 350 mg/día varones y de 300 mg/día para mujeres (FESNAD, 2010; Gil, 2010a). Estas recomendaciones se incrementan durante el embarazo y lactancia en 400 mg/día.

La biodisponibilidad de Magnesio en el organismo se puede ver influenciada por la presencia de calcio, fosfatos, vitaminas (E y C) y las proteínas procedentes de la dieta (Aranda y cols. 2000; Mataix y Llopis, 2002); y va en disminución con la edad (Gil, 2010a).

Las causas que originan un déficit de Magnesio pueden ser: aporte insuficiente por la dieta, alcoholismo (disminuye su absorción y aumenta su excreción por heces), vómitos frecuentes, diarreas, poliuria, alimentación parenteral prolongada, y una gran diversidad de enfermedades como: diabetes mellitus, pancreatitis, cirrosis, insuficiencia renal, insuficiencia cardíaca, hiperparatiroidismo e hipotiroidismo (Gil, 2010). La hipomagnesemia puede ocasionar: náuseas, vómitos, hipotensión, bradicardia, vasodilatación cutánea, alteraciones electrocardiográficas, hiporeflexia, depresión del

sistema nervioso central, parálisis, depresión respiratoria, coma y paro cardiaco (Aranda y cols., 2000; Mataix y Llopis, 2002; Gil, 2010b).

La hipermagnesemia aparece junto a patologías como: insuficiencia renal aguda, enfermedad de Addison o nefritis crónica; y sus síntomas son somnolencia, arritmias cardiacas y depresión del sistema nervioso central entre otros.

- **Cobalto.**

El Cobalto (Co) se encuentra distribuido con amplitud en la naturaleza en 0,001%. Ocurre de forma natural en el medio ambiente en el aire, agua, suelo, rocas, plantas y animales (Hein et al., 1988).

Se han observado trazas de Cobalto en muchos minerales de hierro, níquel, cobre, plata, manganeso y zinc, formando compuestos; pero los minerales de Cobalto importantes en el comercio son: arseniuros, óxidos y sulfuros (Kay et al., 2001; ATSDR, 2004; Martínez et al., 2013) que presentan una gran variedad de aplicaciones industriales formando aleaciones más resistentes a la corrosión y al desgaste para la fabricación de materiales magnéticos, motores de aviones, catalizadores, imanes, herramientas cortantes, trituradores (Cuscua et al., 2007). También en fertilizante, medicamentos (Eder et al., 1997) y en medicina como implantes de cadera y rodillas (Cortés et al., 2003; ATSDR, 2004; Chandrasekar y Pushpavanam, 2008).

El Cobalto está ampliamente distribuido en el ambiente, por lo que el hombre está expuesto por vía inhalatoria y oral. Este mineral se absorbe con bastante dificultad y se distribuye principalmente en el hígado, los riñones y los huesos.

Está estrechamente relacionado con los niveles de Hierro en el organismo, un déficit de hierro hace que el organismo absorba más cobalto que el ingerido. El cobalto ingerido o inhalado y que no se ha absorbido se excreta rápidamente en las heces, mientras que el resto pasa a la sangre y luego a los tejidos. El cobalto que se absorbe abandona el cuerpo lentamente, principalmente por la orina.

En el organismo, el Cobalto participa en: la estimulación y mejora del funcionamiento de las células rojas, ayuda a reducir los niveles de azúcar en sangre,

interviene en el metabolismo del hierro y la hematopoyesis (formación de los glóbulos sanguíneos), sintetiza la Timidina que compone el ADN, sintetiza la colina y la metionina (factores lipótrofos (se fija de forma selectiva sobre el tejido adiposo) y hepatoprotectores (protectores del hígado), está relacionado con la insulina y el zinc, regula el sistema nervioso vegetativo, tiene acción simpaticolítica (inhibe los efectos del sistema nervioso simpático) y es antagonista de la adrenalina a nivel de las terminaciones simpáticas.

Las carnes, huevos y lácteos son las principales fuentes dietéticas de cobalto. La fuente más rica son los mariscos, vísceras animales (hígado), riñones, músculos, remolacha, vegetales de hojas verdes y cereales integrales. Los requerimientos dietéticos del Cobalto se expresan en términos de la vitamina B₁₂ y no están todavía determinados (Hokin et al., 2004).

El déficit de Cobalto en la dieta produce un déficit de vitamina B₁₂ que se traduce en anemia perniciosa, trastornos hepáticos, falta de crecimiento y problemas neurológicos (Fell, 1981; Hokin et al., 2004).

Los efectos sobre la salud que son el resultado de la toma de altas concentraciones de Cobalto son: aumento de glóbulos rojos con mucha hemoglobina, a policitemia; en animales, además de la policitemia, hay anorexia y adelgazamiento.

Los síntomas de una intoxicación por cobalto son: vómitos y náuseas, problemas de visión, problemas de corazón, daño del tiroides y dermatitis. Raramente, la toxicidad del cobalto proviene de una dieta normal, más bien, procede de ambientes donde se trabaja con cobalto produciendo efectos en los pulmones, como asma y neumonía (Nielsen, 1996).

- **Cobre.**

El Cobre (Cu) se encuentra en la corteza terrestre en forma iónica con distintos estados de oxidación (Cu⁺, Cu²⁺, Cu³⁺) formando distintos compuestos como óxidos y sales. Tiene una gran aplicación en la industria eléctrica, en la fabricación de material de fontanería, e incluso forma aleaciones con otros metales con los que se fabrican equipos de procesamiento de alimentos.

El Cobre es un componente del acero inoxidable que está extensamente utilizado en la industria alimentaria, aportando una efectiva barrera contra los gases o contaminaciones externas, resistencia a la corrosión, conductividad térmica y eléctrica, y un aspecto decorativo (Bratakos et al., 2002; López et al., 2002; Cabrera-Vique y Bouzas, 2009).

Otra aplicación de las sales de cobre se encuentra en productos agrícolas, empleándose como fungicidas o fertilizantes, así como en fármacos (Krebs, 2006; Provenzano y et al cols., 2010).

Tras la ingesta, la absorción del Cobre ocurre principalmente en el duodeno, mientras que otra pequeña parte es absorbida por el estómago (Czajka-Narins, 1995; Biego et al., 1998; Mataix et al. 2002; Gil, 2010b). La capacidad de absorción del cobre depende de factores alimenticios como cadmio, cobalto, molibdeno, hierro, zinc, fibra y proteína.

Hay que apreciar que la absorción disminuye cuando es grande el aporte de Zinc, dado que ambos minerales compiten por la formación de compuestos con las proteínas.

Por otra parte, se necesita la presencia de Cobre para que el Hierro se ligue a la hemoglobina. Una vez absorbido es transportado desde la mucosa intestinal a la sangre, unido principalmente a la albúmina, formando la ceruloplasmina. Ésta es liberada a la sangre actuando como molécula transportadora de cobre desde el hígado al resto de los tejidos del organismo donde se lleva a cabo la síntesis de las distintas enzimas (superóxido dismutasa, citocromo C oxidasa y lisil oxidasa) (Ukhun et al., 1990; Mosha et al., 2000; Onianwa et al., 2001; Mataix y Llopis, 2002; Ferreira et al., 2005; Maiga et al., 2005; Westermann, 2005; Özden, 2010).

Las concentraciones más altas de Cobre se encuentran en el hígado, el cerebro, el corazón, el riñón, el pelo y en el músculo (Berman, 1980; Conor, 1980; Linder, 1988; O'Dell, 1991).

Su grado de disponibilidad está en función de la persona (el sexo, la edad y el estado fisiológico) y de la dieta de ésta.

La eliminación de Cobre ocurre principalmente por la excreción biliar, reabsorbiéndose un 10-15%; y mínimamente por el sudor, menstruación o la orina (Gil, 2010b).

En 1928 fue reconocida la esencialidad del Cobre (Gil, 2010). Es requerido en las actividades catalíticas de numerosas metaloenzimas (superóxido dismutasa, citocromo C oxidasa y lisil oxidasa) (Ukhun et al., 1990; Mosha et al., 2000; Oniarwa y cols., 2001, Mataix y Llopis, 2002; Ferreira et al., 2005; Maiga et al., 2005; Westermann, 2005; Özden, 2010; Olmedo et al., 2013), en el metabolismo del hierro, la formación de elastina, colágeno y queratina, la síntesis de hemoglobina y catecolaminas, procesos detoxificadores y del metabolismo oxidativo (Almeida y Lima, 2001; Rubio et al., 2004b; Rubio et al. 2009; Gil, 2010b).

Las fuentes dietéticas de Cobre son los despojos cárnicos, los pescados y mariscos, los crustáceos, las nueces, los cereales integrales, las grosellas y los guisantes (Mataix y Llopis, 2002).

La ingesta recomendada en un adulto es de 1,1 mg/día (FESNAD, 2010).

El Cobre presenta dos aspectos contradictorios entre sí. El primero es que es un elemento esencial para el organismo humano con numerosas funciones biológicas, y el segundo, es que puede llegar a ser tóxico en grandes cantidades (Scheinberg, 1991).

Los estados carenciales de Cobre se han detectado en: casos de nutrición parenteral, diarreas, diálisis renal y estados de malnutrición calórica proteica (Gil, 2010a).

Los casos de intoxicación son debidos a la exposición a sales de cobre en la industria (textil, cerámica y agrícola) y a través de la ingesta de alimentos y bebidas (Oniawa et al., 2001).

Su déficit provoca retención de líquidos, diarreas crónicas, despigmentación, irritabilidad nerviosa, lesiones cerebrales, hipotonía e hipotermia, retraso en el crecimiento y además dificulta la cicatrización de heridas (Villa, 1999).

Por el contrario, su exceso origina alteraciones pulmonares, respiratorias, neurológicas, daño hepático, dermatitis y conjuntivitis (Onianwa et al., 2001; Maiga y et

al., 2005; Gil, 2010a). Numerosos estudios han demostrado que la acumulación de Cobre puede causar algunos síntomas de la enfermedad de Wilson (Mataix y Llopis, 2002; Gil, 2010b; Özden, 2010).

- **Cromo.**

El Cromo (Cr) es un elemento abundante en la corteza terrestre, encontrándose como cromita ($\text{Fe}(\text{Cr}_2\text{O}_4)_2$), y se presenta en distintos estados de oxidación que van desde Cr^{2+} hasta Cr^{6+} .

En el medio ambiente predomina la forma trivalente como resultado de las actividades industriales como del acero y otras aleaciones (Lendinez et al., 2001; Krebs, 2006), peleterías y textiles, pintura, tratamientos de madera, materiales fotográficos y cintas magnéticas (Prieto et al., 2009; Gonzalez-Weller et al., 2013).

También se distribuye la forma hexavalente (Cr^{+6}) (soluble en agua y presente en muchos suelos y efluentes industriales) que es reducida a la forma trivalente (Cr^{+3}) (Rowbothman et al., 2000).

Estas aplicaciones incrementan los niveles de Cromo y mediante procesos de precipitación se depositan en la tierra y en el agua (Klaassen y Watkins, 2001; Rubio et al., 2004b; Hardisson y González-Weller, 2012).

Las principales vías de exposición al Cromo son: la vía inhalatoria y la dérmica, que son las ruta minoritarias (González-Weller y cols., 2004), y la vía de ingestión es la mayoritaria. La absorción ocurre en el tracto gastrointestinal (0,5-2% de la ingesta total) por difusión pasiva y su velocidad se verá inhibida dependiendo de la presencia de ciertos compuestos como el Hierro, Manganeso, Calcio, Zinc y Titanio; mientras que con la presencia de aminoácidos y ácido ascórbico se verá favorecida (Stoecker, 1999).

Tras la absorción, pasa al torrente sanguíneo distribuyéndose entre los pulmones, el riñón, estómago, músculo, hígado, corazón, bazo, tejidos blandos y hueso (Aranda y Llopis, 1993; Stoecker, 1999). En los tejidos biológicos está como Cr^{3+} (siendo en este estado de oxidación nutricionalmente esencial, es decir, el que aporta la dieta) y en menos cantidad Cr^{2+} y Cr^{6+} , debido a que el Cr^{6+} se reduce rápidamente a Cr^{3+} en el

medio ácido del estómago (Aranda y Llopis, 1993; Stoecker, 1997; Villa et al., 1999; Ysart et al., 2000; Lendinez et al., 2001; González-Weller et al., 2004).

La forma de Cromo trivalente no es capaz de atravesar las membranas celulares, por lo que su unión a la transferrina forma un complejo proteínico del cromo trivalente depositándose en la médula ósea, ganglios linfáticos, bazo, hígado y riñones (Rubio y cols., 2004b). El cromo es excretado casi totalmente por el riñón y una mínima porción con las heces, cabello, bilis, leche materna y sudor (Aranda y Llopis, 1993; Czajka-Narins, 1995; Stoecker, 1997; González-Weller et al., 2004; Gil, 2010b).

El Cromo es un mineral esencial ya que forma parte del denominado “Factor de Tolerancia a la Glucosa (GTF)” (encargado de regular los niveles de glucosa en sangre) e influye en el metabolismo de los hidratos de carbono, los lípidos y las proteínas (Anderson, 1997; Nielsen, 2000; Lendinez et al., 2001; Vincent, 2001; Bratakos et al., 2002; Alberti-Fidanza et al., 2003; Navarro-Alarcón, 2005; Gil, 2010b). Asimismo, el cromo está involucrado en la regulación de la expresión de los genes (Anderson, 1997; González-Weller et al., 2004).

El Cromo está presente en diversos alimentos, por lo que es poco frecuente que exista déficit del mismo. Los alimentos que contienen cromo son las especias, yema de huevo, carne de ave, vino, cerveza, productos lácteos y cereales (Lendinez et al y cols., 2001; Noël et al., 2003; Cabrera et al y cols., 2003a; Navarro-Alarcón et al., 2005).

El procesado tecnológico también puede añadir Cromo a los alimentos (Gil, 2010b). Las recomendaciones diarias de cromo para el hombre adulto son 30-35 $\mu\text{g}/\text{día}$ y para la mujer, 20-25 $\mu\text{g}/\text{día}$ (FESNAD, 2010).

El Cromo es reconocido por sus propiedades tóxicas y tiene consideración de contaminante ambiental, pero su toxicidad depende de su estado de oxidación (Gutiérrez et al., 2008). La toxicidad por ingestión oral de Cr^{3+} , es poco probable, ya que su absorción es escasa (Gil, 2010c). Luego, la forma Cr^{+4} es más tóxica que el Cr^{+3} (Lendinez et al., 2001; Santos y cols., 2004; Turconi et al., 2009).

La toxicidad, ocurre en ámbitos industriales con la forma Cr^{6+} , en los que el contacto con la piel y su inhalación son frecuentes. Su exposición crónica tiene un

efecto cancerígeno a nivel pulmonar, también origina bronquitis y asma, genera necrosis hepática y tubular renal, y dermatosis (Soria et al., 1995; Proctor et al., 2003; Pei et al., 2006; Hardisson y González-Weller, 2012).

Incluso la gente que fuma tabaco también puede tener un alto grado de exposición al cromo (Klaassen y Watkins, 2001).

La carencia de Cromo ha sido estudiada más en animales que en humanos. Los signos y síntomas de la deficiencia son intolerancia a la glucosa, resistencia relativa a la insulina, trastornos metabólicos, hiperglucemia, altos niveles séricos de colesterol y triglicéridos, alteraciones en el crecimiento, neuropatía periférica, encefalopatía metabólica (Passmore et al., 1975; Phipps, 1978; Conor, 1980; Underwood, 1981; Sandstead, 1984; Linder, 1988; Aranda y Llopis, 1993; Villa et al., 1999; Ekmekcioglu, 2001; Klaassen y Watkins 2001; Hardisson y González-Weller, 2012). Además perjudica la replicación del ADN, inhibiendo las enzimas involucradas en la síntesis de nucleótidos (Rojas et al., 1999; Bagchi et al., 2003).

- **Manganeso.**

El Manganeso (Mn) es un elemento muy común y se encuentra extensamente distribuido en el planeta en forma de óxidos, hidróxidos y sales.

Los compuestos de Manganeso tienen muchas aplicaciones en la industria: como agente desecante o catalizador en pinturas y barnices, como decolorante en la fabricación de vidrio y en pilas secas, como blanqueador para decoloración de aceites y como un agente oxidante en química analítica y preparativa, y como antidetonantes de gasolinas y despolarizadores (Krebs, 2006).

El contenido de Manganeso en los alimentos de cultivo varían en función de su origen, prácticas de cultivo, y manipulación posterior (García et al., 2001; Cabrera et al., 2003a; Navarro-Alarcón et al., 2005). El contenido de manganeso en el suelo de cultivo puede deberse también a la deposición de los residuos de las actividades industriales y a la contaminación de los vehículos (Sanz-Gallén y Nogué, 1997).

El organismo solo absorbe una media de 6% del Manganeso ingerido con alimentos, mediante dos mecanismos: difusión no saturable y transporte activo (Biego et al., 1998; Gil, 2010b). Su absorción se lleva a cabo en el intestino delgado y depende de diverso factores: dietéticos (interacción con otros nutrientes y concentración) y fisiológicos (edad, sexo y estado nutricional del individuo) (Velasco-Ryenold et al., 2008).

En un segundo paso, el Manganeso pasa al torrente sanguíneo donde será captado rápidamente por el hígado, y en parte oxidado a Mn^{3+} , desde donde es transportado por la transferrina hasta los tejidos periféricos y captado en un proceso mediado por receptores (Rubio et al., 2004b; Gil, 2010b). El manganeso se elimina por las heces, la bilis, y en menor proporción, por la orina (Mataix y Llopis, 2002) independientemente de la ingesta (Gil, 2010b).

El Manganeso tiene una gran actividad bioquímica en el metabolismo de glúcidos y ácidos grasos, en la síntesis de la arginasa y coenzima A y como constituyente de metaloenzimas como la superóxido dismutasa (SOD) (Ukhun et al., 1990; Krachler et al., 1996; Biego et al., 1998; Mataix y Llopis, 2002; Navarro-Alarcón et al., 2005; Maiga et al., 2005; Westermann, 2005; Velasco-Reynol et al., 2008; Özden, 2010; Olmedo et al., 2013).

También está relacionado con la formación de tejido conjuntivo esquelético (con la formación de hueso, el crecimiento y la reproducción), con la regulación de la función inmunitaria y con la regulación de los azúcares sanguíneos y energía celular (Gil, 2010a).

Los alimentos que contienen mayores concentraciones de Manganeso son los granos y arroz, las semillas de soja, huevos, frutos secos, aceite de oliva, judías verdes, espinacas y hierbas y ostras. Los vegetales de hojas verde y las frutas presentan contenidos más bajos (Noël et al., 2003).

Otras fuentes importantes de manganeso son el vino, té y café (Cabrera et al., 2003b; Navarro-Alarcón, 2005). Las recomendaciones diarias son de 2,3 mg/día en los hombres y 1,8 mg/día en las mujeres (FESNAD, 2010).

El Manganeseo es el menos tóxico de los microelementos cuando es ingerido por vía oral, mientras que las intoxicaciones por inhalación (como consecuencia de las exposiciones industriales) sí han sido descritas años atrás (Conor, 1980; Lozano et al., 1987; Ribas, 1989; Ukhun et al., 1990; Berman, 1991).

Los síntomas por envenenamiento con manganeso son alucinaciones, olvidos y daños al sistema nervioso con lesiones muy similares a las de la enfermedad de Parkinson, embolia pulmonar y bronquitis (Velasco-Ryenold et al., 2008; Gil, 2010b). Una dieta normal no suele desencadenar una carencia de manganeso (Cabrera-Vique y Bouzas, 2009).

Entre las manifestaciones clínicas debidas a una carencia tenemos: pérdida de peso, trastornos en el crecimiento, anomalías esqueléticas, alteraciones de la reproducción, ataxia en recién nacidos, y por supuesto, defectos en el metabolismo de lípidos y carbohidratos, sordera precoz, trastornos en pelo y uñas, dermatitis, entre otras (Phipps, 1978; Conor, 1980; Underwood, 1981; Lozano et al., 1987; Keen y Zidenberg-Cherr, 1991; Berman, 1991; Anderson, 2004).

- **Molibdeno.**

Desde un punto de vista orgánico, el Molibdeno (Mo) está presente en la mayoría de las plantas por ser imprescindible para la fijación de nitrógeno y en animales.

Un suelo sin Molibdeno, es un suelo estéril, ya que las bacterias y las algas que lo fijan no podrían permitir la síntesis de las proteínas vegetales.

La mayor parte del Molibdeno proviene de minas donde su recuperación es el objetivo primario de la operación. El restante se obtiene como un subproducto de ciertas operaciones en el beneficio del cobre.

El Molibdeno procedente de los alimentos se encuentra formando complejos solubles, exactamente en su forma hexavalente, que son fácilmente absorbidos por el organismo humano (un 25-80 % del molibdeno ingerido) (Gil, 2010b).

El conocimiento de la absorción de Molibdeno deriva de estudios en animales estableciendo que el molibdeno se absorbe en el estómago y en el intestino proximal.

La manera de absorberse el Molibdeno dependerá de sus niveles, a concentraciones bajas es por transporte activo y a concentraciones altas por difusión pasiva.

El equilibrio absorción-retención del Molibdeno vendrá influenciado por la interacción de otros minerales (como el cobre) y varias formas de sulfuro. El Molibdeno absorbido es retenido en la sangre por β_2 -microglobulina, acumulándose en el hígado y en el riñón asociándose a macromoléculas, parcialmente como molibdoenzimas, y formando parte de la molibdopterina (Gil, 2010b).

Tras su absorción el Molibdeno se elimina como molibdato a través del riñón, aunque también se excretan grandes cantidades por la bilis. El principal mecanismo homeostático del molibdeno es la regulación de la excreción y no de la absorción.

El Molibdeno es un elemento esencial en el organismo, dado que funciona como un cofactor enzimático de tres enzimas (aldehído-oxidasa, sulfito-oxidasa y xantina-oxidasa-deshidrogenasa (XDH)) y neutraliza los compuestos tóxicos del azufre. Por otro lado, el molibdeno está implicado en la estabilización del receptor de los glucocorticoides y probablemente de otras hormonas esteroideas.

El Molibdeno está ampliamente distribuido en los alimentos. Las principales fuentes dietéticas son las plantas (contenido que vendrá influenciado por la variable de composición de los suelos y del agua), la leche y los productos lácteos, las legumbres, el hígado, el riñón, los cereales y sus derivados y las nueces.

Y las más pobres son los azúcares, el pescado y las bebidas. El molibdeno es un antagonista del cobre y a dosis altas por encima de las recomendadas pueden aparecer deficiencias de cobre. Presenta una ingesta dietética de 45 $\mu\text{g}/\text{día}$, para un adulto según establece la FESNAD (FESNAD, 2010).

Se ha descrito una deficiencia nutricional de Molibdeno en pacientes sometidos a nutrición parenteral, incluso en pacientes con la enfermedad de Crohn.

Un déficit de Molibdeno genera impotencia masculina, alteraciones neurológicas y metabólicas, alteraciones en el pulso cardíaco e irritabilidad, taquicardias, taquipnea, ceguera nocturna, alteraciones mentales y coma. Se necesitan dosis altas de molibdeno, de 10 a 15 mg/día, para alterar su mecanismo homeostático, por lo que se le considera un elemento escasamente tóxico (Gil, 2010c). Los síntomas que acompañan a la intoxicación por Molibdeno, y atribuibles a la inducción de una deficiencia de cobre, son inhibición de la formación de fosfoadenin-fosfosulfato, osteogénesis alterada y deformidades esqueléticas, fracturas subepifisarias y exostosis mandibular (Gil, 2010a).

- **Níquel.**

El Níquel (Ni) es un elemento que constituye cerca de 0,008% de la corteza terrestre y 0,01% de las rocas ígneas (Rojas et al., 1999; Chen et al., 2009).

Está presente en pequeñas cantidades en el agua de mar, el petróleo y en la mayor parte del carbón. En el agua, la forma Ni^{2+} es la forma predominante, aunque puede haber otras dependiendo del pH y de la presencia de ligandos orgánicos o inorgánicos (Barceloux, 1999).

En la naturaleza aparece en combinación con otros elementos como el arsénico, el antimonio o sulfuro (Kay et al., 2001; Reilly, 2002). La aplicación más común es la fabricación de acero inoxidable y aleaciones resistentes a la corrosión.

También se ha usado en la industria del automóvil, como catalizador en procesos químicos, en acumuladores y baterías de níquel-cadmio, en aleaciones dentales y otras presentes en monedas, cremalleras, “pins”, tijeras, llaves, pendientes, entre otros; y debido a sus propiedades, no puede ser sustituido por otros metales en determinados usos o aplicaciones (Ukhun et al., 1990; Barceloux, 1999; Krebs; Chen et al., 2009).

La mayoría del Níquel que está presente en el cuerpo humano proviene de la ingesta, tanto de agua como de alimentos, sin embargo, la vía inhalatoria es una fuente importante de exposición ocupacional (Cempel y Nickel, 2006).

Sus compuestos se absorben en función de su solubilidad, si bien es cierto que la absorción de este metal a través del tracto gastrointestinal es relativamente baja y se ve favorecida por una deficiencia de Hierro (Barceloux, 1999; Reilly, 2002).

Entre un 3 y un 10 % del Níquel ingerido se absorbe (Biego y et al., 1998; NRC, 2001). En el organismo existe un 0,1 g de Níquel almacenado en el hígado, los huesos y la arteria aorta. Se transporta en la sangre unida principalmente a la albúmina y en menor proporción a una α_2 -macroglobulina denominada niqueloplasmina, distribuyéndose por diversos tejidos (Onianwa et al., 2000; Gil, 2010b).

Su concentración en los tejidos depende de la edad, del sexo, del lugar de residencia y de la exposición (Tabata y Sarkar, 1992; Barceloux 1999; Reilly, 2002; Gil, 2010b). Debido a su baja absorción, la mayoría del níquel ingerido se excreta (90%) por las heces, y en menor medida, por la orina (NRC, 2001; Gil, 2010a). También puede excretarse en la saliva y en el sudor (Barceloux, 1999; Gil, 2010a). La excreción biliar sólo se ha demostrado en animales de experimentación (Barceloux, 1999).

El Níquel es necesario para normalizar la presión arterial, aumentar la acción de la insulina, tiene acción antagonista contra la adrenalina (Maigas et al., 2005), potencia el crecimiento y se recomienda en los tratamientos de las anemias, enfermedades infecciosas y en estado de convalecencia, participa en el metabolismo de diversos metales como con el hierro, zinc y cobre (Spears et al., 1984) y actúa como cofactor o como componente estructural de varias metaloenzimas con diversas funciones (reacciones de hidrólisis, redox) y en la expresión de genes (Kim et al., 1991; Gil, 2010b).

En la mayoría de los alimentos el Níquel se encuentra en bajas concentraciones (menos de 0,2 mg/Kg), aunque hay excepciones como pueden ser las hojas del té, con niveles de 3,9-8,2 mg/Kg, granos de cacao que pueden llegar a contener 10 mg/Kg y los frutos secos (Reilly, 2002). Se podría decir que los alimentos más ricos en níquel son los cereales, frutas, vegetales y legumbres; y decrece en carnes y pescados y marisco (Noël et al., 2003; Gil, 2010b).

La OMS ha establecido una Ingesta Diaria Tolerable (IDT) de 12µg/Kg (OMS, 2008).

Los efectos tóxicos derivados de una ingesta excesiva de Níquel son escasos y la toxicidad aguda se manifiesta en forma de irritación gastrointestinal, dolor de cabeza, vértigo, insomnio, irritabilidad y trastorno pulmonar (Gil, 2010b).

La intoxicación crónica se debe a alteraciones patológicas en su metabolismo y su interferencia en el metabolismo de otros metales esenciales como Fe^{+2} , Mn^{+2} , Ca^{+2} , Zn^{+2} o Mn^{+2} desembocan en diversos efectos patogénicos y afecta al hígado, riñones, cápsulas suprarrenales, bazo y el cerebro (Sunderman, 1977; Kasprzak et al., 2003; Gil, 2010b).

El déficit de Níquel puede dar lugar a una disminución del crecimiento y de la hematopoyesis, afectaciones de varias metaloenzimas, mayor riesgo de intolerancia a la glucosa, mayor riesgo de padecer un ataque cardíaco y dificultades para absorber el calcio (Zhavoronkov y cols., 1995; Kasprzak et al., 2003; Gil, 2010b).

- **Zinc.**

El Zinc (Zn) es un elemento ampliamente distribuido en la naturaleza, pero no es abundante, ya que representa el 0,012% de la corteza terrestre (Robert, 1997; González-Reimers et al., 1998).

El Zinc es utilizado por las industrias químicas, agrícolas, automovilísticas y eléctricas; y acaba siendo vertido a la atmósfera a través de las aguas residuales. Cosméticos, productos parafarmacéuticos, pinturas y baterías son fabricados con compuestos de zinc (Krebs, 2006).

La absorción de Zinc depende del estado nutricional del individuo, la composición de la dieta y la integridad del intestino (Gil, 2010b).

Algunos componentes de la dieta, como fitatos y fibra, forman compuestos de baja solubilidad con el zinc, reduciendo su absorción; mientras que otros, como la histidina, metionina y cisteína, la favorecen (Umeta et al., 2005; Andre y et al., 2007; Gil, 2010b). Una vez absorbido, su destino es el hígado distribuyéndose

mayoritariamente a los tejidos musculares y óseos y, en menor proporción, a la piel, el páncreas, la retina y las células hemáticas (Rubio et al., 2004b).

El Zinc es eliminado del cuerpo a través de los riñones, la piel y el intestino (Gil, 2010a). También se excreta por el sudor, el crecimiento del pelo y la descamación de la piel (Rubio et al., 2004b).

La esencialidad del Zinc reside en su implicación como cofactor enzimático de multitud de procesos bioquímicos como la réplica de ADN, mantenimiento de la membrana celular y eliminación de radicales libres (Cornelis et al., 1993; Mochegiani et al., 1996; Adewusi et al., 1999; Rojas et al., 1999; Mosha et al., 2000; Rubio et al., 2004b; Maiga et al., 2005; Gil, 2010b; Olmedo et al., 2013).

Entre las funciones fisiológicas del zinc podemos reseñar: crecimiento celular, maduración sexual, fertilidad y reproducción, visión nocturna, participación en la función inmunológica y en el sentido del gusto y del apetito (Fleming, 1989; Maret y Stadstead, 2006).

El Zinc es antagonista del cobre, por lo tanto un aporte grande de zinc disminuye la absorción de cobre. La relación Cu/Zn, así como el metabolismo de la vitamina A (encargada de transformar el retinol en retinal) dependen del Zinc.

El Zinc está distribuido de forma variable en los alimentos y bebidas. Los productos más ricos son los marinos, seguidos de las carnes rojas, derivados lácteos y huevos, cereales integrales y vegetales (Noël et al., 2003). Las verduras, hortalizas y frutas, legumbres, pescados y dulces son fuentes pobres de zinc (Passmore et al., 1975; Conner, 1980; Sandstead, 1984; Cousin, 1985; Linder, 1988; Macarulla et al., 1990; Berman, 1991; Cousins y Hempe, 1991; Aranda y Llopis, 1993; Walsh et al., 1994; Sandstead, 1995; Honda, 1997; Gutiérrez y cols., 2008). Hardisson (1985) y Castells (1995) encontraron niveles superiores de Zinc en alimentos con respecto a los mismos alimentos frescos o congelados, indicando que este incremento podría deberse a la posible existencia de Zinc en el envase del producto.

Las ingestas medias para un adulto están establecidas en 9,5-10 mg/Kg para hombres y de 7 mg/Kg para las mujeres (FESNAD, 2010).

La dosis de exposición a compuestos de Zinc necesarios para producir una intoxicación aguda es relativamente alta, y depende del tipo de sal, la especie biológica, la vía de administración y la disponibilidad de ligandos biológicos del metal (Barceló et al., 1990; Maiga et al., 2005).

Las intoxicaciones agudas se deben a la inhalación de humos y polvos de compuestos de zinc de procesos industriales. Los síntomas frecuentes son fiebre, debilidad, depresión, vómitos, diarreas, salivación, dolor de cabeza, sudoración, dolores abdominales, en pecho y piernas, pancreatitis, trastorno de la respuesta inmune, disminución de los niveles de cobre y como consecuencia una disminución de los niveles de colesterol HDL y un aumento del colesterol LDL (Conor, 1980; Ruano et al., 1989; Barceló 1990; Berman, 1991; Sandstead, 1995; Islam y cols., 2007).

Una mala absorción o pérdida de Zinc, una ingesta excesiva de cadmio (ya que favorece el déficit de zinc), una dieta basada en proteínas vegetales aportan bajos niveles de zinc, y en el embarazo y síndrome premenstrual muy acusado, puede provocar un retraso en el crecimiento, alteraciones en la madurez sexual y la capacidad reproductiva, retraso en la cicatrización de heridas, depresión de la función inmune, anorexia, dermatitis, alteraciones esqueléticas, ceguera nocturna, dislexia, diarrea y alopecia (Passmore et al., 1975; Conor, 1980; Hambidge, 1981; Sandstead, 1984; Linder, 1988; Dupin y Hercberg, 1988; Ruano et al., 1989; Cousins y Hempe, 1991; Prasad, 1991; Maret y Sandstead, 2006).

- **Hierro.**

El Hierro (Fe) es el cuarto elemento y el segundo metal más abundante en la corteza terrestre (5 %) y está presente en forma divalente (Fe^{2+}) y trivalente (Fe^{3+}) (Conor, 1980; Loué, 1988; Beraud, 1990; Gil, 2010b).

Su principal aplicación es en la fabricación de equipos y utensilios de procesados en la industria alimentaria constituyendo, en ocasiones, una fuente de contaminación (Conor, 1980; Hercberg y Galan, 1988; NRC, 1991).

Algunas sales (acetatos, cloruros, nitratos) son utilizadas como mordientes en la tinte, grabado textil, fotograbado y como pigmentos. El hidróxido Férrico se utiliza en

los sistemas de purificación de aguas, mientras que el óxido se emplea en pigmentos para el abrillantado y pulido del vidrio y metales preciosos, en imanes y en cintas magnéticas y esmaltes (Conor, 1980; Berman, 1990; Krebs, 2006).

La principal vía de exposición al Hierro es por ingesta dietética. El 85% del Hierro total se encuentra en forma de Hierro no hemínico (como sales de hierro) y depende de su solubilidad para absorberse en el intestino (Ukhun y cols., 1990).

Esta absorción, a su vez, se ve favorecida por otros componentes dietarios como el ácido ascórbico, los ácidos orgánicos, el alcohol y las proteínas de origen animal; mientras que se ve inhibida por la fibra, los taninos, los fitatos, las sales de fósforo y el calcio (Mataix y Llopis, 2002; Umeta y cols., 2005; Gil, 2010b).

Tras una serie de mecanismos el Hierro se encuentra en el plasma sanguíneo unido a la transferrina plasmática (Rubio y cols., 2004c).

El Hierro se excreta principalmente por pérdidas de sangre en la orina y las heces (hematuria y hematógnesis) (Mataix y Llopis, 2002).

El Hierro es un elemento traza esencial para el organismo, a pesar de encontrarse en cantidades mínimas, participa en numerosos procesos biológicos indispensables para la vida, como el transporte y almacenamiento de oxígeno (Westermann, 2005), la fosforilación oxidativa, el metabolismo de neurotransmisores (Rubio et al., 2004c; Maiga et al., 2005; Borah et al., 2008) y la síntesis de ADN y ARN.

La principal fuente de Hierro para el hombre la constituyen los alimentos de origen animal, seguidos por los cereales (especialmente cuando están enriquecidos) y por las verduras, frutas y derivados (Noël et al., 2003). Los alimentos enlatados pueden contener niveles superiores de hierro debido a la cesión del metal al producto, esta cesión dependerá del pH del líquido de cobertura y de las características tanto del producto a envasar como las del recipiente (Conor, 1980; Hardisson, 1985; Castells, 1985; Ukhun et al., 1990; Berman, 1991; González, 1996).

La ingesta diaria recomendada para un adulto es de 9-10 mg/día en el caso de los hombres y 10-18 mg/día para mujeres (FESNAD, 2010). Los requerimientos diarios

de Hierro pueden variar dependiendo de numerosos factores (edad, sexo, estado fisiológico, composición de la dieta) (André et al., 2007).

La deficiencia de Hierro es frecuentemente una afección adquirida e infrecuentemente de origen genético. Las causas de déficit pueden ser: aporte dietético inadecuado, mala absorción, requerimientos aumentados (crecimiento, menstruación, embarazo) y pérdidas (hemorragias ocultas o aparentes, diarreas prolongadas, parasitosis) (Gil, 2010b).

Y se manifiesta clínicamente con anemia, retraso en el crecimiento, escasa resistencia frente a infecciones, alteraciones neuronales y problemas durante el embarazo (Olivares y et al., 2004; Maiga et al., 2005; Umeta et al., 2005).

El déficit de Hierro se puede prevenir con el consumo de alimentos enriquecidos o la toma de suplementos farmacéuticos de hierro, muy demandados en determinados estados fisiológicos (Dallman, 1991).

La acumulación de Hierro en exceso es menos frecuente que la deficiencia.

Existen dos tipos de intoxicación crónica por Hierro: la primera es la hemocromatosis genética que consiste en una alteración del metabolismo del hierro y que aumenta la absorción del metal a partir del tracto gastrointestinal. Se manifiesta por una serie de alteraciones como son: insuficiencia hepática, insuficiencia cardiaca, diabetes y lesiones celulares en el páncreas, el hígado y el corazón (Linder, 1988; NRC, 1991; Dallman, 1991). Y la segunda, es la hemocromatosis adquirida, que suele ser consecuencia del padecimiento de determinadas enfermedades que requieren transfusiones frecuentes (talasemia homocigótica o de anemia hipoplásica) o de la existencia de aportes de hierro anormalmente altos (Linder, 1988; Conor, 1989; Ribas, 1989; Dallman, 1991; NRC, 1991).

- **Boro.**

El Boro (B) constituye el 0,001% en la corteza terrestre, se encuentra ampliamente distribuido en rocas, suelos y aguas, formando compuestos con el oxígeno (turmalina, el bórax, la datolita, entre otros) (Çöl y Çöl, 2003).

Los compuestos de Boro fueron utilizados por primera vez con fines medicinales en el año 875 DC por los árabes (Moseman, 1994) y luego les siguieron los egipcios (momificaciones, metalurgias y medicamentos), romanos y griegos (material de limpieza) (Crespo, 2001).

Su uso se ha extendido tanto en aplicaciones agrícolas, domésticas e industriales: aumentando la resistencia del acero, oxidante en procesos metalúrgicos, fertilizantes, detergentes, fabricación de cerámicas, vidrio, desinfectantes e incluso combustible de cohetes (Crespo, 2001). Pero a pesar de su esencialidad, grandes concentraciones de Boro acababan intoxicando a las plantas (Novozámsky et al., 1993; Çöl y Çöl, 2003).

A pesar de lo esencial que resulta ser el Boro en plantas y animales, aún no se ha establecido esa esencialidad en el ser humano (Gil, 2010b).

La vía de exposición del Boro es la ingesta dietética. Independientemente de cómo se encuentre el Boro en los alimentos, el 90% ingerido se transforma en $B(OH)_3$, para poder ser absorbido por difusión pasiva y distribuirse en mayor a menor concentración en el hueso, riñón, pulmón, nódulos linfáticos, hígado, músculo, testículo y cerebro (Nielsen et al., 1986; Nielsen et al., 1996).

Un aporte de Boro dietético tiende a acumularse en el hueso antes que en los tejidos blandos (Crespo, 2001). La eliminación del Boro es rápida y principalmente por vía renal en forma de ácido bórico (92-94%) y constituye el principal mecanismo para la regulación de su homeostasis (Nielsen, 1986; Murray, 1998; Sutherland y cols., 1998).

También se produce excreción biliar, por el sudor, por la respiración (Nielsen, 1986) y muy escasamente por vía fecal, debido al alto grado de absorción (Gil, 2010b).

Las funciones del Boro se pueden conocer “*a priori*”, pero no de manera exacta, sino su relación con ciertos procesos: regulador metabólico, relación con la actividad hematopoyética, influencia en el funcionamiento cerebral, regulación del metabolismo de los sustratos energéticos, influencia sobre el metabolismo mineral y en el cartílago de crecimiento, relación con acciones estrogénicas, relación con procesos artríticos (Crespo, 2001; Çöl y Çöl, 2003; Gil, 2010b).

Las principales fuentes de Boro son los alimentos de origen vegetal: frutas, verduras, legumbres, frutos secos, la patata, el aguacate y bebidas fermentadas de origen vegetal (como el vino).

Mientras que son pobres en Boro la carne, el pescado y los productos lácteos. Aún no se han establecido unas recomendaciones dietéticas, pero la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) ha establecido una ingesta máxima tolerable de 0,16 mg/Kg (EFSA, 2006).

El déficit de Boro en el ser humano se estudió en dos patrones: uno en mujeres menopáusicas con y sin tratamiento de estrógenos, y otro, en hombres de 45 años de edad (Gil, 2010a). El déficit de boro produce alteraciones en el metabolismo del calcio, magnesio y fósforo, la función cerebral y el metabolismo energético; además se relaciona, con somnolencia y con un descenso de la alerta mental y de las habilidades psicomotoras. El Boro presenta una baja toxicidad por vía oral y sus signos son: alteraciones gastrointestinales (vómitos y diarreas), dermatitis, riboflavinuria (Nielsen, 1996), letargo, convulsiones y anormalidades del electroencefalograma (Gil, 2010b).

Los efectos de toxicidad crónica del Boro se han conocido a través de estudios realizados a trabajadores de las industrias de extracción y procesado del boro por exposición inhalatoria al polvo de borato sódico (Crespo, 2001) y son: pérdida de peso por falta de apetito, náuseas y diarreas, y disminución de la apetencia sexual y de la eficacia reproductiva (Gil, 2010b).

Varios estudios han demostrado que no hay riesgo significativo de toxicidad en humanos, expuestos a altas concentraciones de boro en el ambiente (Crespo, 2001), tampoco presenta carácter genotóxico ni cancerígeno (OMS, 2003).

- **Litio.**

El Litio (Li) es el más ligero de todos los microelementos alcalinos y el más reductor. Existe en un 0,005 % en la corteza terrestre, formando isótopos Li^6 y Li^7 , y está ampliamente distribuido en la naturaleza, en las rocas y minerales, así como en aguas minerales y agua de mar, su concentración oscila entre 2 y 36 mg/L (Berman, 1980).

Reacciona con numerosos elementos: oxígeno (monóxido y peróxido), carbono (carburo), halógenos (halogenuros), entre otros; dando lugar a diversos compuestos (Hidróxido de Litio, Carbonato de litio, entre otros) muy utilizados en las industrias de cerámica, aire acondicionado, lubricantes, entre otras.

El Litio también se usa en medicina para el tratamiento de la dermatitis seborreica (Dreno y Moyse 2002; Sparsa y Bonnetblanc, 2004), el alcoholismo y para el tratamiento de comportamientos agresivos para prevenir episodios depresivos y maníacos en psicosis maniaco-depresivas (Timmer y Sands, 1999; Reilly, 2001; Gil, 2010b).

Se encuentra en pequeñas cantidades en los suelos, especialmente en la fracción arcillosa, desde donde puede llegar a las plantas, en las cuales no tiene función alguna, e introducirse en la cadena alimentaria (Martín y cols., 1999; Schnauzer, 2002).

El Litio se absorbe por vía gastrointestinal en un 95-100%, a través de las uniones intercelulares (transporte paracelular) y pasa al torrente circulatorio, desde donde se distribuye a diversos tejidos y órganos: riñón, hueso, tiroides, hipófisis y suero. El Litio no es metabolizado por el organismo, y se excreta como tal en un 80% por el riñón (Lôo et al., 1986; Schrauzer, 2002; Gil, 2010b). También se excreta en pequeñas cantidades por heces y sudor.

No se conoce exactamente su función biológica, pero sus mecanismos de acción son bastante complejos y están relacionados con las funciones de otros elementos, enzimas, hormonas, vitaminas, factores de crecimiento, fármacos, entre otros. El Litio actúa en el sistema nervioso central, actúa sobre el equilibrio electrolítico extra e intracelular de manera lenta y atraviesa débilmente la barrera hematoencefálica (Lôo et al., 1986; Timmer y Sands, 1999; Schrauzer, 2002; Sparsa y Bonnetblanc, 2004; Peces et al., 2006), colabora en afecciones cardíacas (Gil, 2010), sistema renal y actúa sobre los niveles de la acetilcolina, catecolaminas y ácido glutámico. Parece que tiene una actividad inhibitoria en la síntesis del ADN del virus del herpes, de hecho, se ha comprobado *in vitro* que el cloruro de Litio tiene actividad antiviral (Cernescu et al., 1988; Sparsa y Bonnetblanc, 2004).

Los alimentos de origen animal (huevos, carne, pescado, marisco y productos lácteos) suelen ser más ricos en Litio, en comparación con los vegetales (champiñones, tomates, pepinos, col, remolacha, espinacas y cereales integrales) (Gil, 2010b; González-Weller y cols., 2013).

Se sugiere una ingesta dietética recomendada de 14,3 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ para individuos adultos, sin presentar ninguna ingesta de referencia (Gil, 2010a).

Como la excreción está unida al Sodio y al agua, cualquier factor que conlleve un aumento de la ingesta de Sodio o disminuya la excreción urinaria puede conducir a la acumulación de Litio, y por tanto, a la toxicidad (Gil, 2010b).

Por ello, es importante monitorizar los niveles de Litio para asegurar una respuesta adecuada y evitar la toxicidad (Tang, 2006; Gil, 2010b). Se han descrito alteraciones en el sistema cardiovascular (síncope, fallo circulatorio, anomalías en el electrocardiograma), sistema nervioso (memoria, atención, visión borrosa, temblores, vértigo, ataxia), riñones, gastrointestinal (náuseas, vómitos y diarreas) y dermatológico (erupciones acnéicas o máculo-papulares, psoriasis y foliculitis, caracterizadas por una acumulación de neutrófilos en la piel) (Sheean, 1991; Trifunovic y Reilly, 2002; Tang, 2006; González-Weller et al., 2013). Un déficit de litio produce alteraciones en determinadas enzimas y está asociado con defectos en el comportamiento (Gil, 2010a).

- **Bario.**

El Bario es un metal divalente alcalino-térreo que aparece como un elemento traza tanto en rocas ígneas como sedimentarias. Se encuentra formando parte de diversos compuestos, como el sulfato y el carbonato de bario ya que debido a su alta reactividad no aparece como metal en el medio ambiente (Jonson y VanTassell, 1991; WHO, 2004; ATSDR, 2005).

Puede llegar a la atmósfera por procesos de minería, refinado y producción de compuestos de bario, así como por la quema de carbón y aceite, y posteriormente a suelos y aguas. Su vida media, tanto en atmósfera como en suelos y agua, dependerá de las formas o compuestos y de su solubilidad en agua (ATSDR, 2005).

Su amplia distribución en la naturaleza, así como sus usos comerciales en diferentes aplicaciones, tanto domésticas (los compuestos de este elemento se usan para fabricar pinturas, bricks, cerámicas, cristal, caucho) como medicinales, lo convierten en un potencial contaminante alimentario (Reilly, 2002; ATSDR, 2005).

Su grado de absorción a través del tracto gastrointestinal depende del contenido de éste, de la edad y de la especie. Así, se ha visto como las sales solubles en agua (carbonato, cloruro, sulfuro y nitrato de bario) pueden ser absorbidas y causar efectos tóxicos (Hung y cheng, 2004; WHO, 2004). La absorción por vía gastrointestinal de compuestos solubles de bario representa aproximadamente un 8 % (ATSDR, 2005).

Aunque en humanos no exista una evidencia directa de que sea absorbido por el tracto gastrointestinal, en un estudio realizado por Zschiesche et al. (1992), se demuestra un incremento de sus niveles, tanto en plasma como en orina, en trabajadores expuestos a diferentes compuestos. Esto indica que el Bario presente en el aire, puede ser absorbido por el sistema respiratorio (Zschiesche y cols., 1992).

No existen suficientes datos sobre la absorción dérmica (Choudhury y Cary, 2001).

Una vez absorbido se transporta en plasma, principalmente hacia el hueso y los dientes, en donde aproximadamente se encuentra el 91% del contenido total de este elemento en el cuerpo humano (WHO, 2004; ATSDR, 2005). En el hueso, aparece fundamentalmente en zonas de crecimiento activo, siendo la vida media en el mismo de 50 días (Machata, 1988; ICPS, 1990).

Tanto en humanos como en animales se excreta por las heces. En humanos el 20 % del bario ingerido se excreta en las heces, mientras que sólo el 7 % se excreta por vía urinaria en las primeras 24 horas (WHO, 2004). Normalmente se reabsorbe en los túbulos renales, siendo ésta la causa por la que la vía urinaria es una ruta de excreción menor (ATSDR, 2005).

No existen evidencias suficientes para considerarlo un elemento esencial para los seres humanos. A pesar de que existen estudios que parecen demostrar que este elemento es requerido para el crecimiento de ratas, es importante mencionar que este hecho no ha sido del todo probado (Reilly, 2002; WHO, 2004).

El sulfato de Bario es un compuesto ampliamente usado en medicina, ya que se utiliza como contraste opaco para realizar estudios del tracto gastrointestinal (WHO, 2004).

Las principales fuentes o vías de exposición para el ser humano son el consumo de alimentos, agua y la inhalación a través del aire, aunque como ya se indicó anteriormente hay pocos conocimientos acerca de la absorción de Bario por esta vía (Choudhury y Cary, 2001; ATSDR, 2005).

Aparece en todo tipo de alimentos en concentraciones que oscilan entre 0,21 y 11 mg/Kg, aunque normalmente suelen ser menores de 2 mg/Kg. A excepción de los frutos secos y algunos cereales, no parece que ningún otro grupo de alimentos destaque por su alto contenido en Bario (Ysart et al., 1999; WHO, 2004; Howe et al., 2005).

La toxicidad de los compuestos de Bario depende de la capacidad que tengan estos para disolverse en el agua o en el tracto gastrointestinal una vez ingeridos. Los compuestos que no se disuelven bien, generalmente no son perjudiciales para la salud (ATSDR, 2005).

Exposiciones crónicas a este elemento se relacionan, con frecuencia, con efectos tóxicos en el sistema cardiovascular de los mamíferos (Kopp et al., 1985; Reilly, 2002).

También parece que existe una relación entre altos niveles en aguas de bebida y mayor mortalidad cardíaca y mayor presión arterial (Brenniman et al., 1981). No obstante, en un estudio realizado por Wones et al. (1990), en el que se administró en once individuos sanos dosis crecientes de Bario en el agua de bebida (incluso de hasta 10 mg/L), se concluyó que estas dosis no producían cambios en la presión sistólica, diastólica, colesterol plasmático, niveles de lipoproteínas y lipoproteínas, de glucosa, de potasio o de catecolaminas en orina, no apareciendo, por tanto, riesgos cardiovasculares (Wones et al., 1990).

Sin embargo, en animales de experimentación, sobre todo ratas y ratones, a los que se les ha administrado compuestos de bario en el agua de bebida durante largos periodos de tiempo y a elevadas concentraciones, presentan lesiones en el riñón (ya que parece que el riñón es el órgano diana de la toxicidad en estos animales), disminución del peso corporal e incluso la muerte (Dietz et al., 1992; NTP, 1994; ATSDR, 2005). La

administración de cloruro de bario en conejos produce disritmia ventricular severa (Mattila et al., 1986).

En estudios *in vitro* sobre cultivos de células pulmonares, se ha demostrado como el Cromato de Bario es un agente citotóxico y genotóxico ya que produce daños y lesiones en las cromátidas y por lo tanto en los cromosomas de dichas células. Estos daños se asocian con mecanismos de activación de oncogenes e inactivación de genes supresores de tumores (Wise et al., 2003).

Purdey en 2004 relacionó altos niveles de este elemento en el medio ambiente, bien naturales o por fuentes industriales, con una alta incidencia de esclerosis múltiple y otras enfermedades neurodegenerativas por una disrupción en la síntesis de S-proteoglicano (Purdey, 2004), mientras que Hicks et al. (1986), demostraron como la inhalación de humos industriales en los que aparecen algunos de sus compuestos, pueden producir broncoconstricción, hiperexcitabilidad miocárdica, efectos sobre la presión sanguínea así como hipocalcemia (Hicks et al., 1986; Zschiesche et al., 1992).

Las intoxicaciones agudas, bien accidentalmente o con fines suicidas y normalmente tras la ingesta de carbonato de bario (agente rodenticida) u otro tipo de sal, pueden desencadenar en vómitos, calambres abdominales, diarrea, dificultades para respirar, aumento o disminución de la presión sanguínea, arritmias, hipocalcemia, arreflexia cuadripléjica, acidosis láctica y debilidad muscular (Dhamija et al., 1990; Schorn et al., 1991; Thomas et al., 1998; Koley et al., 2001; Jacobs et al., 2002; Koch et al., 2003; Hung y Chung, 2004; ATSDR, 2005; Bahlmann y cols., 2005).

A elevadas concentraciones produce vasoconstricción por su estimulación directa sobre el músculo arterial, peristalsis, convulsiones y parálisis por estimulación del sistema nervioso central. Tras ingerir sus sales, dependiendo de la dosis y de la solubilidad de la sal, la muerte se puede producir en pocas horas o en días (WHO, 2004).

La IARC, no clasifica a este metal como compuesto carcinógeno (ATSDR, 2005).

Parece que la hemodiálisis es un tratamiento eficaz y beneficioso tras una intoxicación por bario en la mayoría de los casos, aunque no existen demasiadas referencias publicadas sobre su empleo (Bahlmann y cols., 2005).

- **Aluminio.**

El Aluminio es uno de los elementos que más abundan en el medio ambiente, siendo el más abundante en la corteza terrestre (Hewitt et al., 1990; DeVoto y Yokel., 1994; Piña y Cervantes, 1996) y el tercero más abundante en la naturaleza tras el oxígeno y el silicio (Soni et al., 2001; Saiyed y Yokel, 2005).

Está presente en suelos, minerales y rocas e incluso en aguas y alimentos. No parece tener ninguna función en la biología humana y animal (Soni et al., 2001).

El ser humano presenta barreras efectivas (piel, pulmones, tracto gastrointestinal) para reducir la absorción de aluminio proveniente de agua, alimentos, medicamentos y aire (Soni y cols., 2001).

Aunque la vía inhalatoria no afecte a la población en general, trabajadores de minería y fundiciones, entre otros, podrían estar expuestos a niveles tóxicos de este metal a través de polvos y aerosoles (DeVoto y Yokel., 1994). Se estima que aproximadamente el 3% del Aluminio pasa al torrente sanguíneo proviene de los pulmones (Jones y Bennett 1986).

El Aluminio que se ingiere a través de la dieta puede absorberse a través del tracto gastrointestinal (Meiri et al., 1991), aunque en bajas proporciones (0,1-1%) (DeVoto y Yokel., 1994). Si bien parte de la absorción ocurre en el estómago, la mayor parte se da en el intestino.

El Aluminio iónico se absorbe activamente mediante la presencia de un transportador activo (vía de absorción de hierro) en el intestino, mientras que el elemental lo hace por difusión (DeVoto y Yokel., 1994).

Es importante tener en cuenta la especiación, pues ésta afecta a su absorción, así como a una amplia variedad de sustancias entre las cuales se incluye el Calcio, Hierro Citrato (Van der Voet, 1992; Greger y Sutherland, 1997).

Una vez absorbido, el 80-90% se une a una proteína transportadora de Hierro (transferrina) y posiblemente a la Albúmina. El 10-20 % restante forma pequeños complejos moleculares, particularmente con grupos citrato y fosfato (DeVoto y Yokel., 1994).

Puede acumularse en diversos órganos, como puedan ser cerebro y hueso, tanto en adultos como en niños (Meiri y cols., 1991; Uchida y Nagai, 1997; Malluche, 2002).

La mayor parte de Aluminio que ingerimos en la dieta es eliminado por vía urinaria y en menor medida por las heces (Marcus y cols., 1992; Soni y cols., 2001).

La principal fuente para los seres humanos son los Alimentos (Soni et al., 2001; Yokel y McNamara, 2001). En ellos, está presente de forma natural, o bien llega a éstos por medio de la adición de aditivos o a través del contacto de los alimentos con embalajes, recipientes, papel de aluminio o utensilios de cocina que contienen este metal (Pennington, 1987; Greger, 1992; Marcus et al., 1992; Soni et al., 2001).

No obstante, la cantidad de Aluminio que proviene de la dieta es pequeña en comparación con la que está presente en ciertos preparados farmacéuticos como antiácidos (Soni et al., 2001).

El contenido de este metal en la mayoría de los alimentos no excede de 10 mg/Kg, siendo las concentraciones más usuales las comprendidas entre 0,1 y 1 mg/Kg (Starska, 1993).

Algunos vegetales (especias, hierbas, hojas de té) contienen más aluminio que alimentos de origen animal. El contenido en vegetales varía en función de la especie y del pH del suelo (Biego et al., 1998).

Este elemento se consume fundamentalmente a través de cereales, queso y sal, aunque, como se ha indicado anteriormente, existen ciertos tipos de té y especias que contienen altos niveles de aluminio de forma natural (Starska, 1993).

Por todo ello hay que tener en cuenta que, cierto tipo de alimentos, son una fuente significativa de aluminio para la población infantil (Starska, 1993).

Aunque no existan suficientes referencias sobre la toxicidad por vía alimentaria de este elemento en personas sanas, se ha demostrado que en seres humanos es potencialmente neurotóxico (WHO, 1997; Yokel y Golub, 1997; Soni y cols., 2001; Rondeau, 2002). Sus efectos sobre la salud se podrían dividir en tres categorías: trastornos neurológicos, disminución cognitiva y demencia o enfermedad de Alzheimer (Rondeau, 2002).

La acumulación y la aparición de elevadas cantidades de este metal parecen estar implicadas en el desarrollo de esta enfermedad (King et al., 1981; Meiri et al., 1991; Marcus et al., 1992; Rondeau, 2002), ya que diversos estudios indican que este metal es tóxico para las células nerviosas y produce Alzheimer debido a cambios patológicos o bioquímicos en el cerebro animal (Uchida y Nagai, 1997).

Diversos estudios han demostrado que largas dosis disminuyen la absorción de fósforo en humanos y animales de laboratorio (Soni y cols., 2001).

Cabe destacar que existen grupos de riesgo especialmente sensibles a sus efectos tóxicos: personas con fallo renal crónico, niños con la función renal inmadura o dañada y bebés prematuros (Hewitt et al., 1990; Meiri et al., 1991).

Con respecto a la posible relación entre la ingesta de agua y la aparición de la enfermedad de Alzheimer, cabe destacar que existe cierta controversia, ya que el papel del aluminio en la patogénesis de ésta y otras enfermedades degenerativas mentales no está del todo claro (Molloy et al., 2007).

Parece que no existen suficientes evidencias epidemiológicas que demuestren esta relación (Rondeau, 2002). Así, Martyn y cols. (1997), demostraron que cualquier riesgo de aparición de Alzheimer por la ingesta de este metal a concentraciones menores de 2 mg/L proveniente de aguas de consumo es mínima (Martyn et al., en 1997), aunque en otro estudio realizado por Rondeau et al. (2000), se llega a la conclusión de que altas concentraciones en el agua de bebida sí que puede ser un factor de riesgo para el desarrollo de esta enfermedad (Rondeau et al., 2000).

En el caso de la relación de su ingesta y el desarrollo de Alzheimer, Rogers y Simon (1999), sugirieron que podría influir a la hora de desarrollar esta enfermedad, aunque se necesitan más investigaciones de este tipo para corroborar o no este estudio (Rogers y Simon, 1999). Tal y como se demuestra en diferentes estudios sobre exposiciones ocupacionales, éstas exposiciones tienen un efecto adverso sobre el status de ciertos elementos esenciales en seres humanos, con el consiguiente impacto en enzimas celulares y procesos metabólicos (Röllin et al., 1991; Metwally y Mazhar, 2007).

En un estudio realizado por Lerner en 2007, se sitúa al Aluminio como un potencial factor medioambiental para la inducción y desarrollo de la enfermedad de Crohn (Lerner, 2007).

Es un elemento que también está implicado como agente tóxico en la etiología de diversas enfermedades como la encefalopatía provocada por diálisis, anemia, esclerosis lateral amiotrófica, osteomalacia y demencia-parkinsonismo (Hewitt et al., 1990; Langauer-Lewowicka, 1994; Becaria et al., 2002).

También puede producir toxicidad en huesos y sistema nervioso (Exley, 2001). Concretamente en los huesos puede producir la inhibición de la formación de hidroxiapatita, supresión de la proliferación e inhibición de la actividad de las células del hueso, lo que conlleva a una disminución de la mineralización y formación ósea (Malluche, 2002).

A pesar de que es un elemento que se asocia con una gran variedad de trastornos neurológicos con un incremento en la formación de especies reactivas de oxígeno (Campbell, 2002), el o los mecanismos exactos por los que produce toxicidad no están del todo claros, siendo los más aceptados el de la potenciación de fenómenos oxidativos e inflamatorios lo que se traduce en daños en diferentes tejidos (Becaria et al., 2002).

Según datos provenientes del “*2nd French Total Diet Study*”, de media, la exposición al aluminio de la población francesa se estimó en 40,3 y 62,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso corporal/día en adultos y niños, respectivamente (Arnich *et al.*, 2012). Estos niveles fueron respectivamente, entre un 50 y un 40 % mayores que los determinados en el “*1st TDS*” (Leblanc *et al.*, 2005). Estas diferencias pueden ser explicadas en parte, por el uso de materiales de aluminio para la preparación y cocción de alimentos en el segundo TDS, no presentes en el primero.

No obstante, dichos niveles de exposición son muy bajos, ya que la EFSA ha comunicado en países europeos unos rangos de exposición de entre 28,6 y 214 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso corporal/día (EFSA, 2008).

En Canarias se encontraron niveles altos de ingestas medias de Aluminio en adultos (10,2 $\text{mg}/\text{día}$ para una persona de 60 kg ó 170 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso/día) (González-Weller *et al.*, 2010). Posteriormente, Rubio Armendáriz *et al.*, (2011), estimaron la

exposición de los niños canarios de 6 a 8 años en 8,4 y 8,6 mg/día en niños y niñas, respectivamente, y de los jóvenes de 11 a 17 años entre 10 y 8,3 mg/día, respectivamente.

- **Cadmio.**

El Cadmio (Cd) se encuentra en concentraciones relativamente bajas en la corteza terrestre, como mineral en forma de sulfuro de cadmio y casi siempre asociado a la presencia de zinc en relaciones de Cd/Zn de 1/100 a 1/1000 (Rodríguez- López, 2001) y asociado al plomo (González Padrón et al., 1995).

Su presencia se debe a consecuencias de la naturaleza: descomposición de rocas, volcanes, incendios forestales y de la polución industrial: fertilizantes, combustión de carburantes y carbón, fundiciones, esmaltes, entre otros (Fox, 1983; Fernández et al., 2002; Järup, 2003; Rubio et al., 2004a; Rubio et al., 2006; Hellström et al., 2007; Prieto et al., 2009).

Otras fuentes de Cadmio son las operaciones de elaboración del vino y los materiales de envasado (Anderson et al., 1992; Shimamoto y Bjeldanes, 1993; Zurera-Cosano, 1993), el hábito de fumar y el agua de consumo contaminada (Piscator, 1985; Anderson et al., 1992; Shimamoto y Bjeldanes, 1993; López-Artíguez y Repetto, 1995a; López-Artíguez y Repetto, 1995b; Vahter et al., 1996; Llobet y col et al s., 1998; Lee et al., 1999; Chan et al., 2000; Rubio y co et al ls., 2006).

La absorción de Cadmio en el organismo ocurre únicamente a través de las vías respiratorias y la vía oral (Elinder y Järup, 1996; Järup, 2003; Hellström et al., 2007; Zukowska y Biziuk, 2008; Monasterio y Wuilloud, 2009; Prieto et al., 2009).

El Cadmio ingerido es absorbido a nivel intestinal entorno a un 4-7 %, pero puede verse incrementado si la ingesta proteica de calcio, de zinc o de hierro son bajas (Järup, 2003; Hellström et al., 2007; Zukowska y Biziuk, 2008) o si es inhibida con la ingesta de fibra (Berglund et al., 1994).

Una vez absorbido el Cadmio se transporta hacia el hígado donde se fija a unas proteínas ricas en azufre formando el complejo metalotionina-cadmio (MT-Cd)

liberándose lentamente y llegando a acumularse en el riñón, considerado como un órgano diana para el cadmio (Concon, 1988; Robards et al., 1991).

El complejo se considera menos tóxico que el cadmio no enlazado, por lo que se cree que la proteína puede actuar como agente detoxicante. El complejo es filtrado por el riñón y reabsorbido por las células tubulares proximales liberando el cadmio al citoplasma (Rojas y cols., 1999).

La mayor parte del Cadmio procedente de la dieta se elimina principalmente en heces y mínimamente por la orina (Hellström et al., 2007).

El Cadmio está presente en numerosos alimentos: cereales, champiñones, pescados, cacao, algas secas y alimentos de origen animal.

Una de las características más importantes del Cadmio es su fácil transferencia del suelo a los vegetales, esto determina que aquellos vegetales que son abonados con importantes cantidades de fosfatos contengan importantes cantidades de cadmio (Gil, 2010b). La Ingesta Semanal Tolerable (IST) se ha establecido en 2,5 µg/Kg (EFSA, 2011).

El Cadmio tiene una vida media entorno a los 30 años, por lo que se considera que tiene un comportamiento acumulativo (Nomiyama, 1980; Vos, 1987; Manson, 1993), sobre todo en los riñones (Mena et al., 1996; Vahter et al., 1996).

La IARC ha clasificado los compuestos de Cadmio como cancerígenos pertenecientes al grupo 2A (Larsen et al., 2002; Järup, 2003).

Las manifestaciones clínicas debidas a la intoxicación por este metal son: enfermedades cardiovasculares y afecciones renales y desencadena daños gastrointestinales (diarreas, dolor de estómago y vómitos severos), alteraciones óseas, hipertensión, daño al sistema nervioso central, fallos del aparato reproductor, desordenes psicológicos, alteración del sistema inmune, posible daño en el ADN o desarrollo de cáncer (Montoro et al., 1989; López-Artiguez y Repetto, 1995; Elinder y Järup, 1996; Onianwa et al., 2000; Järup, 2003; Rubio et al., 2004a; Maiga et al., 2005; Zukowska y Biziuk, 2008; Monasterio y Wuilloud, 2009).

- **Plomo.**

El Plomo (Pb) es un metal que está mayormente presente en forma de sales en el medio ambiente, en las plantas y animales de uso alimentario, en el aire, en el agua de bebida, en los ríos, en los océanos, en el suelo, entre otros (Llobet et al., 1998; ATSDR, 2007).

Pero estas concentraciones se ven incrementadas por las actividades como la construcción y la industria química en la fabricación de: pigmentos, recubrimientos, recipientes, antidetonantes para la gasolina, munición de armas, fertilizantes y pilas eléctricas (García, 1996; Rubio et al., 1999; Rodríguez-López et al., 2001; Pérez-Olleros et al., 2002; Ferrer, 2003; Järup, 2003; Zukowska y Biziuk, 2008).

En España, el Real Decreto 403/2000 de 24 de marzo, prohibió la comercialización de gasolinas con plomo desde el 1 de enero de 2002, lo que ha conseguido disminuir la contaminación de plomo ambiental. Otra fuente es debida a la solubilidad del plomo, ya que éste puede infiltrarse en el agua potable a través de la corrosión de las tuberías, normalmente cuando el agua es ligeramente ácida (de La Torre, 1993; Glooschenko y Azcue, 1993).

El Plomo penetra en el organismo por tres vías de exposición: inhalación (relacionada con el entorno industrial), dérmica mínimamente (Rodríguez- López et al., 2001; Ferrer, 2003; Järup, 2003) y la más importante la vía oral (65% por alimentos y 20% por agua) (Llobet et al., 1998; Rubio y cols., 1999).

La absorción en el tracto gastrointestinal en un adulto es aproximadamente el 20-30% mientras que en los niños se incrementa hasta el 50% dependiendo de la solubilidad del compuesto que se trate y del tamaño de las partículas (Baxter et al., 1997; Ferrer, 2003; Järup, 2003).

El Plomo circula en un 95-99 % por el torrente sanguíneo y se distribuye en los distintos tejidos del organismo, un 90 % en los huesos y un 10 % en el hígado, pulmones, riñones y bazo (Rodríguez-López et al., 2001; Ferrer, 2003; Järup, 2003).

El Plomo se excreta por la orina (80%), y en menor medida, por las heces y saliva (Ferrer, 2003; Järup, 2003). La existencia de una patología renal o una concentración excesiva del metal tiende a excretarlo también a través del sudor y el páncreas.

Los alimentos como fruta, vegetales, carnes, granos, mariscos, refrescos y vino son fuente importante de Plomo, aunque en pequeñas cantidades (Llobet et al., 1998; Rojas y cols., 1999; Rubio et al., 1999; Rodríguez-López et al., 2001; Noël et al., 2003; Zukowska y Biziuk, 2008; Rubio et al., 2012). El plomo presenta una Ingesta Diaria Tolerable (IDT) de 0,5 µg/Kg para un adulto según la EFSA (EFSA, 2010).

El Plomo tiende a bioacumularse y persistir (Halliwell et al., 2000), por lo que una ingesta excesiva provocaría una intoxicación.

Existe un equilibrio entre el aporte y la eliminación de plomo que depende del grado de exposición, de la edad y de la integridad de órganos como el hígado y el riñón (Liou et al., 1996; González et al., 1997; Rubio et al., 2005).

La intoxicación aguda por el plomo produce efectos tóxicos como la insuficiencia renal, daños gastrointestinales, hemólisis, afectación del sistema nervioso y del sistema reproductor (Aufderheide y Wittmers, 1992; Berkowitz y Moline, 1999; Rubio et al., 1999; Ferrer, 2003; Järup, 2003; Nabulo et al., 2006; Rubio y cols., 2012).

La intoxicación crónica presenta manifestaciones gastrointestinales (en su fase más crítica manifiestan los “cólicos saturninos”, calambres abdominales intensos acompañados de náuseas y vómitos), alteraciones hematológicas (anemia microcítica-hipocrómica), aumento de la tensión arterial (Antonowicz et al., 1996), parálisis motoras, encefalopatía y alteraciones renales. Una acumulación excesiva de Plomo en los huesos da lugar a casos avanzados de saturnismo o plumbismo (el plomo se fija a los huesos siguiendo un metabolismo paralelo al del calcio, generando anemia) (Treble y Thompson, 1997; Sanín et al., 1998).

- **Estroncio.**

El Estroncio es un elemento que puede existir en dos estados de oxidación: 0 y +2. Es el 15° elemento más abundante en la corteza terrestre con una concentración de 450 mg/Kg. Puede aparecer en forma de cuatro isótopos estables: ^{84}Sr , ^{86}Sr , ^{87}Sr y ^{88}Sr , aunque también en forma de isótopos radiactivos siendo el ^{90}Sr el más peligroso (Cohen-Solal, 2002; ATSDR, 2004).

Tanto rocas como suelos, aire, aguas subterráneas y superficiales, animales y plantas, pueden contener cantidades variables de Estroncio; en suelos estas cantidades oscilan entre 240-610 mgKg y en aguas entre 0,5-1,5 mg/L, incluso hasta 8 mg/L en aguas oceánicas. Sus compuestos son usados en cerámicas, vidrios, pirotecnia, pigmentos, luces fluorescentes, medicamentos y otros productos (Cohen-Solal, 2002; ATSDR, 2004).

Aparece en una gran variedad de tejidos animales con concentraciones que oscilan de 0,01 a 0,10 $\mu\text{g/g}$. Las personas fumadoras presentan concentraciones plasmáticas de este metal mayores que las no fumadoras. Más del 99 % del Estroncio total del organismo se localiza en el hueso, aunque en el ser humano es un elemento que aparece en diversos órganos (Nielsen, 1986; D'Haese et al., 1997; Bernhard, 2006).

Se absorbe fundamentalmente a través del tracto gastrointestinal, y en menor medida a través de pulmones y piel (Cohen-Solal, 2002). Cuando se ingiere con agua o alimentos, sólo una pequeña porción llega al torrente sanguíneo. Al inhalarlo, si la forma química que se inhala es soluble en agua, se absorberá rápidamente, mientras que si la especie química no es soluble, ésta permanecerá en los pulmones durante largos períodos de tiempo. A través de la piel se absorbe lentamente (ATSDR, 2004).

Se ha observado una correlación significativa entre la absorción de Estroncio y Calcio, aunque el Estroncio es menos absorbido en el intestino que el Calcio.

Cabe destacar que la administración terapéutica de 1,25-dihidroxitamina D aumenta su absorción, mientras que esta se relaciona inversamente con los niveles de hormona paratiroidea (Vezzoli et al., 1998).

Una vez absorbido, se distribuye por todo el organismo, si bien una gran porción se acumulará en el hueso por sustitución iónica con el Calcio ya que su comportamiento

es muy similar al de éste, pues es capaz de interactuar con ligandos del mismo (Skoryna 1981; ATSDR, 2004; Dahl et al., 2001).

Se elimina principalmente a través de la orina, aunque en menor medida también puede ser excretado mediante heces y sudor (Cohen-Solal, 2002). La eliminación a través de la orina puede darse tras largos períodos de tiempo, cuando pequeñas cantidades se liberan del hueso (ATSDR, 2004).

El Estroncio es una herramienta clínica y de diagnóstico adecuada para estudiar el metabolismo, fundamentalmente la absorción del Calcio en el ser humano (Sips, 1996; Dijkgraaf-Ten Bolscher et al., 2000).

El Ranelato de Estroncio, constituido por la unión de un ácido orgánico (ácido Ranélico) y dos átomos de Estroncio estable, es capaz de incrementar la formación del hueso y disminuir la resorción ósea, por lo que reduce el riesgo de fracturas, tanto vertebrales como no vertebrales, y aumenta la densidad ósea.

In vitro se ha visto que aumenta la replicación de células pre-osteoblásticas e inhibe la diferenciación de los pre-osteoclastos. Por este motivo, este compuesto es usado en el tratamiento de osteoporosis postmenopáusica ya que disminuye el riesgo de fracturas, tanto vertebrales como no vertebrales, entre las que se incluyen las de cadera (Reginster, 2002; Meunier et al., 2004; Reginster et al., 2004; Seeman, 2006; Reginster et al., 2008).

Alimentos y agua son las mayores fuentes de exposición de estroncio para el ser humano. Está presente en una amplia variedad de alimentos tales como pescados, cereales, vegetales, carne de vacuno, con concentraciones que oscilan entre los 1,5 y 9,6 mg/Kg (cereales, granos y alimentos de origen marino pueden presentar concentraciones de hasta 25 mg/Kg). Los alimentos de origen vegetal suelen presentar mayores concentraciones de este metal que los de origen animal (Nielsen, 1986; Cohen-Solal, 2002; ATSDR, 2004; Akhter et al., 2004).

La toxicidad del Estroncio (Estroncio estable) se relaciona con la capacidad que tiene éste para interferir en procesos biológicos en los que interviene el Calcio, fundamentalmente, el desarrollo esquelético.

Hay estudios que muestran una asociación entre la acumulación de elevados niveles de estroncio en el hueso y defectos en la mineralización ósea, expresada como un detrimento de la densidad mineral ósea, y el desarrollo de osteomalacia, sobre todo en pacientes dializados que presentan la función renal dañada y pueden acumular estroncio en el hueso.

Es importante resaltar que existe un amplio margen de seguridad entre las ingestas y la aparición de efectos tóxicos (D'Haese et al., 1997; Schrooten et al., 1998; D'Haese et al., 2000; Cohen-Solal, 2002; Oste et al., 2005).

El hecho de que el Estroncio sea químicamente similar al Calcio, permite el intercambio de ambos en el hueso y en otros compartimentos celulares ricos en calcio. Cabe también destacar que muchas enzimas dependientes de calcio serán funcionales cuando éste se sustituya por estroncio, aunque se pueden producir cambios en sus parámetros cinéticos (ATSDR, 2004).

En animales de experimentación, altas dosis de este elemento inducen alteraciones en la mineralización y raquitismo (Neufeld y Boskey, 1994; Cohen-Solal, 2002).

En humanos, estos efectos se han comprobado en un estudio epidemiológico realizado en Turquía, cuando una exposición oral excesiva a estroncio en la dieta, por consumo de cereales cultivados en suelos ricos en estroncio, se empezó a relacionar con el desarrollo de raquitismo en niños (Ozgür et al., 1996).

La EPA ha establecido un límite de residuo mínimo para el estroncio de 2,0 mg/kg de peso/día para la exposición oral duración intermedia, derivando una dosis de referencia de exposición oral crónica (RfD = estimación de la dosis de exposición diaria que es probable que no comporte riesgos para la salud de las personas durante toda la vida) de 0,6 mg/kg de peso/día (IRIS, 2002).

La Conferencia Gubernamental Americana de Higienistas Industriales (ACGIH), ha asignado al cromato de estroncio la clasificación de A2 (sospechoso carcinógeno humano), estableciendo un límite de exposición laboral (TLV 8 horas-TWA) de 0,0005 mg/m³ (ACGIH, 2002).

- **Mercurio.**

El Mercurio es un metal pesado líquido a temperatura ordinaria, siendo el único metal que se mantiene líquido a 0° C (García, 1996). Tanto él como sus derivados orgánicos e inorgánicos son tóxicos, con una especial afinidad por el riñón y por el sistema nervioso.

El Mercurio forma parte de la litosfera, hidrosfera, atmósfera y biosfera en bajas cantidades, y se ha encontrado de manera natural desde los inicios de la existencia del planeta. Fue uno de los primeros metales nobles utilizados por el hombre, ya que se conocían desde la antigüedad tanto sus propiedades curativas como su toxicidad.

La presencia ambiental de este metal se ve incrementada por las actividades humanas, encontrándose en el aire, los alimentos y el suelo (Nriau, 1988).

El Mercurio es un elemento tóxico causante de un variado abanico de intoxicaciones, fundamentalmente accidentales originadas bien por exposición ambiental o laboral, o bien debidas al consumo de alimentos contaminados de origen marino y dulceacuícola.

La presencia ambiental de este metal se ve incrementada por las actividades humanas, encontrándose en el aire, la comida, el suelo y el agua (Nriagu, 1988). Entre las fuentes de este metal en el medio ambiente destacan las de origen industrial como las más peligrosas (plantas cloroalcalinas, fábricas de papel y purificación del oro).

Sin embargo, las fuentes de exposición para el hombre son mayoritariamente ocupacionales (minería, refinado de mercurio, producción de baterías, lámparas, termómetros, fungicidas, explosivos, pigmentos, amalgamas dentarias utilizadas en estomatología, fotografías, etc.). Pero también existen fuentes de exposición domésticas como termómetros rotos, espejos, juguetes y baterías; fuentes de exposición medicamentosa como diuréticos, laxantes, desinfectantes y espermicidas y fuentes alimentarias, principalmente pescados contaminados (Weiner y Nylander, 1993; Soria y cols., 1995; Kurasaki y cols., 2000).

Desde el punto de vista toxicológico se sabe que del total del Mercurio que se absorbe por inhalación, un 60% está en forma de vapor y el resto se reparte entre mercurio orgánico e inorgánico.

Sin embargo, independientemente de la forma química, un 80% del Mercurio inhalado se retiene, y se absorbe totalmente por el alveolo pulmonar. Respecto a la vía

digestiva, los derivados inorgánicos no se absorben cosa que si pasa con los orgánicos, es decir con el mercurio en forma de Metilmercurio (OMS, 1993).

La American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH) ha propuesto en 1990 una concentración media permisible (TLV) de Mercurio ambiental en los lugares de trabajo de 50 mg/m³, considerando la mayoría de autores que los trabajadores expuestos no deben sobrepasar los 50 mg/L de mercurio urinario (Sanz-Gallén y cols., 1993). El TLV-TWA del HgCl₂ ha sido fijado en 0,1mg (Hg)/m³ (Soria y cols., 1995).

Junto con las intoxicaciones mercuriales clásicas, en la década de los 60 hizo su aparición una nueva forma de intoxicación ligada a los compuestos orgánicos, las intoxicaciones colectivas.

De ellas, las más importantes fueron la de la Bahía de Minamata y Niigata en Japón entre 1953 y 1960 Chisso Corporation establecida en Minamata desde 1908, utilizaba mercurio para obtener acetaldehído, un intermediario de la producción de cloruro de polivinilo (PVC) Dicha planta utilizaba mercurio inorgánico como catalizador.

Esta fábrica vertía directamente sus residuos a la bahía y el mercurio se metilaba por la presencia de microorganismos en la bahía. El compuesto: metilmercurio se fijaba rápidamente a las algas, plancton y de ahí su ascenso y acumulación en la cadena trófica. Los habitantes de Minamata basan su dieta en pescado como principal fuente de alimentación, y consecuentemente fueron los primeros en envenenarse. (Smith y Smith, 1975).

Por este motivo, el Ministerio de Sanidad Español ha establecido la obligación de controlar los niveles de Mercurio en los pescados y productos de pesca tanto nacional como importada. La Legislación española ha sufrido diversas actualizaciones en lo que respecta al contenido de mercurio en alimentos (BOE, 1973; BOE, 1977; BOE, 1991). Actualmente, el límite de tolerancia máximo para los productos de pesca es de 0,5 mg/Kg y el límite de concentración en la parte comestible de los pescados, cefalópodos, moluscos bivalvos, gasterópodos y crustáceos frescos, congelados, en conserva y semiconserva es de 1 mg/Kg (Rodríguez López y cols., 2001).

En Europa la concentración de Mercurio en los alimentos se encontraba legislada por la Directiva 315/93/CEE de 8 de febrero de 1993. Eran muy pocos grupos de alimentos para los que la legislación establecía límites máximos.

Asimismo, en 1993 una Directiva Comunitaria fija en 1 mg/Kg la cantidad máxima de mercurio para algunas especies marinas (pescados azules) y en 0,5 mg/Kg para especies de pescado blanco. (Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 1993).

Posteriormente, el Reglamento 466/2001 de la Comisión (2001) establece como contenido máximo de mercurio para los productos de la pesca 0,5 mg/Kg peso fresco, sin embargo, este límite máximo se amplía hasta 1 mg/kg peso fresco para las siguientes especies grasas: rape, perro del norte, mero, maruca azul, bonito, anguila, fletán, bacoreta, marlín, lucio, tasarte, pailona, raya, gallineta nórdica, pez vela, espadilla, tiburón, sierra, esturión, pez espada y atún.

En Febrero de 2002 el Reglamento (CE) 221/2002 de la Comisión modificó el anexo I del Reglamento (CE) 466/2001 y las especies grasas en las que se autoriza un contenido máximo de mercurio de 1,0 mg/kg de peso fresco fue ampliado al escolar negro, al fletán, al granadero, a la pailona y al reloj anaranjado.

Los niveles de Mercurio de los pescados de la costa canaria (Díaz y cols., 1994) son inferiores a los obtenidos en otras zonas.

Estos resultados podrían deberse a una mayor contaminación por Mercurio de los mares que de los océanos (Caviglia y Cugurra, 1978; Capelli y cols., 1978; El Sokary, 1980; Uysalh y Tuncer, 1982; Capelli y cols., 1983; Hernández y cols., 1990; Schuhmacher y cols., 1994; Sinigoj-Gacnik y Doganoc, 2000; Vega y cols., 2001).

Tras su administración, el Mercurio se acumula principalmente en los riñones, atravesando la barrera hematoencefálica por su relativa liposolubilidad. En las células se acumula en los lisosomas y mitocondrias. Por otro lado, la acumulación de mercurio en el hígado de animales marinos como delfines, focas y marsopas ha sido comentada por numerosos investigadores (Storelli y cols., 1998).

En el hombre, concentraciones de Mercurio en sangre superiores a 3,5 mg/dL deben considerarse tóxicas. La vida plasmática media del Mercurio metálico se estima que es de unos 23-40 días y la de sus compuestos orgánicos de 70 días, lo que indica que se elimina con dificultad (Weiner y Nylander, 1993).

La vía principal de eliminación del Mercurio es el riñón pero también se eliminan cantidades significativas de mercurio a través de la saliva, lágrimas, sudor y bilis. El 70% de los iones de Mercurio eliminados lo hacen en forma de sulfidril-mercurio del tipo R-Hg-S-R' (Córdoba y Cuesta, 2000). Los efectos dependen del compuesto.

La toxicidad se incrementa con la liposolubilidad y las formas alquílicas son más tóxicas que la elemental y las inorgánicas (Soria y cols., 1995).

La dosis mortal por vía oral para las distintas sales mercúricas es de aproximadamente 1g, aunque hay referencias de muerte con 0,5 g por vía oral.

Las relaciones dosis-efecto y dosis-respuesta pueden ser modificadas por distintos factores como edad, sexo, estado nutricional, etc., según el tipo de compuesto de mercurio de que se trate.

En relación con los efectos adversos del mercurio, destaca: que es neurotóxico, que afecta al tracto gastrointestinal y a la función renal (Hardisson, 1981; Sierra y Hardisson, 1991).

La forma más frecuente de intoxicación crónica por mercurio se produce por la inhalación de vapores.

La inhalación de altas concentraciones de mercurio puede producir manifestaciones de tipo respiratorio, como bronquitis y neumonitis e incluso una irritación del parénquima pulmonar que conlleve a un edema agudo de pulmón. El cuadro se caracteriza por un síndrome neurológicopsiquiátrico, renal y estomatognático.

Los trastornos neurológicos pueden recordar en un principio la esclerosis lateral amiotrófica. El mercurio tiene una gran especificidad tóxica por las células granulosas del cerebelo, las células nerviosas del córtex calcarino y las células sensitivas de los ganglios dorsales (Chang, 1994).

Las manifestaciones clínicas características de la ingestión de compuestos inorgánicos del mercurio son inicialmente el síndrome gastroenterítico agudo de la ingestión de cáusticos, seguido de insuficiencia renal con anuria y uremia y colitis ulcerohemorrágica.

Asimismo, la ingesta accidental o suicida de una sal de mercurio, puede producir un cuadro clínico que se caracteriza por una gastroenteritis aguda, estomatitis y colitis ulcero-hemorrágica, una insuficiencia renal aguda debida a la necrosis tubular que afecta principalmente a los túbulos proximales, y shock en los casos graves

La alteración psíquica, denominada por los clásicos como eretismo mercurial, se caracteriza por amnesia retrógrada y anterógrada, labilidad afectiva, etc., y se manifiesta por cambios de carácter y de personalidad.

El paciente puede presentar una timidez excesiva, insomnio, irritabilidad, pérdida de memoria, alucinaciones y estados maníaco-depresivos. También puede aparecer un temblor (temblor mercurial) de tipo intencional que altera, fundamentalmente, el habla y la escritura. En unión a otros metales como el plomo y el cadmio se ha observado una relación entre el incremento de éstos y una alteración en el desarrollo cognitivo en niños (Marlowe, 1996).

Por otra parte el Mercurio también puede producir efectos sobre el feto ya que el Metilmercurio es capaz de atravesar la barrera placentaria.

Las manifestaciones clínicas debidas a la exposición crónica al mercurio suelen cursar de forma insidiosa. Es característica la gingivitis y estomatitis, con salivación excesiva y dolor gingival que suelen ser los signos precoces de la intoxicación; las encías se inflaman y sangran fácilmente, algunas veces se observa un ribete mercurial y con frecuencia hay pérdida de piezas dentarias.

La estomatitis mercurial se produce como consecuencia de la eliminación de mercurio inorgánico a través de la saliva con la formación de HgS y su acción irritante en la mucosa oral.

El síndrome renal se caracteriza por una nefropatía intersticial evolutiva que cursa hacia una insuficiencia renal crónica. La inhalación crónica de vapores de mercurio puede conducir a un síndrome nefrótico (histológicamente se observa una glomerulonefritis de tipo extramembranosa), aunque también pueden presentarse alteraciones de tipo tubular (Marlowe, 1996).

3. MATERIAL Y MÉTODOS.

Dentro de este capítulo recogemos y describimos, los materiales, el muestreo y el método empleado en la determinación de la concentración metálica de los filetes de *Pangasius hypophthalmus*.

3.1. Diseño del muestreo.

Para establecer el estudio y desarrollo de esta tesis se tomaron 180 muestras de filetes de Panga (*P. hypophthalmus*) procedentes de diferentes superficies comerciales y en dos formatos diferentes; congelada al natural y en adobo.

De esas 180 muestras, 100 son dirigidas a la caracterización de Macroelementos (Na, K, Ca, Mg,); Microelementos: Co, Cu, Cr, Mn, Mb, Ni, Zn, Fe, B, Li, Ba, Al, Sr y Metales tóxicos: Pb y Cd; en las dos presentaciones (adobo y natural).

Las 80 restantes se usarán para el estudio del Mercurio (Hg) en las dos presentaciones (adobo y natural).

Las superficies comerciales donde se obtuvieron las muestras de Panga fueron: Hipermercado 1, Hipermercado 2 e Hipermercado 3.

Muestra.	Hipermercado 1.	Hipermercado 2.	Hipermercado 3.
Esenciales/ Pesados.	50	25	25
Mercurio.	41	19	20

El período de adquisición de muestras transcurre entre finales del año 2013 y principios de 2014, en el cual se comienza con las labores de preparación para su posterior análisis.

3. 2. Material de Laboratorio.

El material de Laboratorio utilizado para el procesado de las muestras y posterior tratamiento analítico fue:

- Erlenmeyer de 250 y 500 ml.
- Pipeta graduada de 10 y 25ml.
- Probeta de 50, 100 y 1000 ml.
- Matraces aforados de 50, 100, 200, 500 y 1000 ml.
- Vasos de precipitados de 10, 50 y 100 ml.
- Vasos de polipropileno de 50 ml.
- Capsulas de porcelana.
- Papel de filtro.
- Pipetas Pasteur.
- Estufa “Heraeus” modelo T-5042.
- Horno mufla “Heraeus” modelo KR170 provisto de dispositivo de regulación automática de la temperatura.
- Balanza analítica “Mettler” modelo P2000. Capacidad máxima 220 g; resolución 0.0001 g.
- Bombas de digestión ácida modelo 4744 con vaso para la muestra de Teflón de la marca Parr Instrument.
- Material general de laboratorio

3. 3. Reactivos y Disoluciones.

- Agua desionizada ultrapura Milli-Q.
- Agua destilada.
- Hipoclorito sódico, solución comercial.
- Disolución de ácido nítrico 1,5 %.
- Disolución ácido nítrico 65 %.
- Disolución de ácido sulfúrico 95%.

3. 4. Equipos y Aparatos.

-Espectrofotómetro de Emisión Atómica acoplado a un Plasma Óptico de Inducción (ICP-OES): ThermoScientific (Waltham, MA) iCAP 6300 Duospectrometer para las determinaciones de (Na, K, Ca, Mg, Co, Cu, Cr, Mn, Mb, Ni, Zn, Fe, B, Li, Ba, Al Sr, Pb y Cd)

-Equipo Pye Unicam SP-1900 de absorción atómica acoplado a un sistema generador de vapor frío para la cuantificación del Mercurio (Hg).

3. 5. Procedimientos Analíticos.

Antes de la preparación de las muestras, todo material que fuese a estar en contacto con las muestras (reflujos, varillas, matraces, etc.), se lavó con agua y jabón Extran y se mantuvo sumergido con detergente de limpieza para laboratorio al 5% durante 10-24 h.

A continuación, y para eliminar las posibles trazas de metales que pudieran quedar, todo el material se mantuvo en HNO₃ al 5% durante 24 horas, seguido de un lavado con agua calidad mili-Q.

Posteriormente el material se sometió a un secado en la estufa a 80-100 °.

3.5.1. Tratamiento de las muestras para la determinación de Metales esenciales y Tóxicos.

Las muestras de filetes de Panga entera congelada, se descongelan en el frigorífico durante 24 h.

Una vez se encuentran a temperatura ambiente se pesan 25 gramos de carne de pescado en cápsulas de porcelana y se someten a desecación en la estufa durante 24 h. a 70-80°C.

A continuación, las muestras se colocaron en un horno mufla y fueron sometidas a incineración aplicando un programa de temperatura-tiempo con una subida de la temperatura hasta alcanzar $450 \pm 25^{\circ}\text{C}$ en un tiempo de 3000 minutos hasta obtener cenizas blancas.

Cuando se alcanzan temperaturas superiores a 450°C se producen pérdidas metálicas por volatilización o retención (Jorhem, 2000; Bratakos y cols., 2002; Dybczynki, 2002). Finalmente, las cenizas blancas obtenidas fueron diluidas en HNO₃ 1,5% hasta un volumen de 50 mL.

Cada una de las muestras diluidas fue transvasada a envases de polipropileno, las cuales fueron conservadas a temperatura ambiente y en oscuridad hasta llevarse a cabo el análisis de metales

3.5.2. Tratamiento de las muestras para la determinación de Mercurio.

Los filetes de Panga entera congelada, son descongelados en el frigorífico durante 24 h.

Una vez se encuentran a temperatura ambiente se depositan 0.2 mg en bombas de digestión ácida modelo 4744 con vaso para la muestra de Teflón de la marca Parr Instrument y 5 ml de solución sulfonítrica 1:1, previamente preparada.

Se introducen las bombas de digestión ácida en la estufa 24 h. a 40°C.

Una vez pasadas las 24 horas se sacan y se aforan en matraces de 10ml con solución de HNO₃ al 1.5%. Las muestras fueron conservadas en nevera y a oscuras hasta llevarse a cabo el análisis de metales

3.5.3. Preparación de la muestra para la determinación del porcentaje de humedad general.

Las muestras obtenidas se introducen en una estufa a 80 °C durante 24 h. Una vez transcurrido este tiempo por gravimétrica se obtiene el porcentaje de humedad.

3.5.4. Preparación de la muestra para la determinación del contenido en cenizas.

Las muestras se introducen en hornos de mufla a 450 °C durante 48 h, para su calcinación.

En caso de obtener cenizas de color negro, se añade 1 ml de HNO₃ caliente y se vuelve a calcinar a 450 °C. Una vez obtenidas las cenizas blancas, por gravimetría se obtiene el porcentaje de cenizas.

3.6. Determinación del contenido en Humedad y en Cenizas.

El contenido de humedad en las muestras se determinó de acuerdo al método oficial de la AOAC (Association of Oficial Analytical Chemists) (AOAC, 1990). En porcentaje, se calculó a partir de la siguiente expresión:

$$\text{Humedad (\%)} = \frac{P_F - P_S}{P_F} \cdot 100$$

Donde:

PF = Peso fresco de la muestra (g). PS= Peso seco de la muestra (g).

El contenido en cenizas en las muestras se determinó de acuerdo al método oficial de la AOAC (AOAC, 1990). La cantidad de cenizas, en porcentaje, se determinó a partir de la siguiente expresión:

$$\text{Cenizas (\%)} = \frac{P_C}{P_F} \cdot 100$$

Donde:

PC= Peso cenizas de la muestra (g).

3.7. Determinación de Metales esenciales y tóxicos por Espectrofotometría.

Una vez terminada la fase de tratamiento de las muestras, se analiza el contenido metálico usando Espectrometría de Emisión por Plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) para todos los metales con excepción del Mercurio (Hg).

Las muestras resultantes fueron colocadas en la gradilla del ICP-OES junto con los patrones multielementales, para iniciar su determinación.

Como prueba de repetibilidad diaria las muestras se inyectan por duplicado, y como prueba de reproducibilidad se repite, como última muestra, la primera muestra. El IPC-OES fue programado para que tras la determinación de cada 12 muestras se realizará un reajuste de su curva de calibrado.

La ventaja del ICP- OES es que requiere unas condiciones instrumentales únicas para un gran conjunto de metales (Tabla 26). La única variación entre los metales viene representada por las diferentes longitudes de ondas (λ) en las que se determina cada uno (Tabla 27).

Tabla 26. Condiciones instrumentales del ICP-EOS	
Flujo del gas nebulizador/auxiliar (L/min)	0,5
Potencia RF aproximada (W)	1150
Tiempo de estabilización (s)	0
Flujo bomba inyección muestra (rpm)	50

Tabla 27. Longitudes de ondas de cada uno de los metales de este estudio.

Metal	Longitud de onda (nm)	Metal	Longitud de onda (nm)	Metal	Longitud de onda (nm)
Na	589,6	Mn	257,6	Ba	445,4
K	769,9	Mo	202,0	Al	167,07
Ca	317,9	Ni	231,6	Cd	226,5
Mg	279,1	Zn	206,2	Pb	220,3
Co	228,6	Fe	259,9	Sr	407,07
Cu	327,3	B	249,7		
Cr	267,7	Li	670,7		

Los límites de detección y cuantificación instrumentales se estimaron en base a la respuesta instrumental del equipo. Concretamente se determinaron mediante el

análisis de 15 blancos en condiciones de reproducibilidad (IUPAC, 1995). Los límites de detección y cuantificación instrumentales fueron los que se muestran en la Tabla 28.

Tabla 28. Límites de detección y cuantificación del ICP-EOS.		
Metal	Límite Detección (LD) (mg/L)	Límite Cuantificación (LQ) (mg/L)
Na	1,097	3,655
K	0,565	1,884
Ca	0,580	1,955
Mg	0,583	1,943
Co	0,0006	0,002
Cu	0,004	0,012
Cr	0,003	0,008
Mn	0,002	0,008
Mo	0,0007	0,002
Ni	0,0007	0,003
Zn	0,002	0,007
Fe	0,003	0,009
B	0,003	0,012
Li	0,005	0,013
Ba	0,001	0,005
Al	0.004	0.012
Cd	0,0003	0,001
Pb	0,0003	0,001
Sr	0.0007	0.003

La determinación de Mercurio se puede llevar a cabo aplicando diversos métodos.

Sin embargo el más usado es la espectrofotometría de absorción atómica de vapor frío debido a su simplicidad y sensibilidad (Hardisson y Lozano, 1985; AOAC, 1990; Hardisson y cols., 1999).

La cuantificación de Mercurio se realizó en un equipo Pye Unicam SP-1900 de absorción atómica acoplado a un sistema generador de vapor frío.

El Mercurio se reduce a Hg^0 con Cl_2Sn y es arrastrado por medio de aire a la cámara de cuarzo del espectrofotómetro de absorción atómica equipado con una lámpara de cátodo hueco específica para este metal.

En el matraz de reacción se introducen de 10 a 50 mL de la disolución problema, se diluyen hasta 70 mL con agua desionizada, se conecta el cabezal Drechsel y se añaden 2-5 mL de la disolución de Cl_2Sn al 10%, poniendo en funcionamiento la bomba impulsora de aire y realizándose la medida en el momento en que se estabiliza la lectura del espectrofotómetro.

3.8. Controles de Calidad.

El objetivo de los métodos analíticos en el control de calidad de los alimentos es asegurar la precisión y la exactitud del método (Dybczynki, 2002; Iyengar y cols., 2002).

Los procedimientos analíticos empleados en la determinación de los elementos minerales, también fueron validados previamente a la realización de los análisis con los Materiales de Referencias Certificados del NIST (Tabla 29).

Tabla 29. Estudio de recuperación.					
	Material	C.c. <i>a,b</i> (mg/Kg)	C.a. (mg/kg)	C.o. (mg/Kg)	R. (%)
Na	SRM 1515 Apple Leaves	24,2 ± 1,2	-	24,49 ± 2,1	101,2
K	SRM 1515 Apple Leaves	1,61 ± 0,02 <i>c</i>	-	1,58 ± 0,2 <i>c</i>	98,0

Ca	SRM 1515 Apple Leaves	$1,526 \pm 0,015^c$	-	$1,47 \pm 0,12_c$	96,5
Mg	SRM 1515 Apple Leaves	$0,271 \pm 0,008^c$	-	$0,26 \pm 0,07_c$	95,6
Co	SRM 1573a Tomato Leaves	$0,57 \pm 0,02$	-	$0,53 \pm 0,06$	93,2
Cu	SRM 1515 Apple Leaves	$5,64 \pm 0,24$	-	$5,55 \pm 0,57$	98,4
Cr	SRM 1573a Tomato Leaves	$1,99 \pm 0,06$	-	$1,95 \pm 0,19$	97,8
Mn	SRM 1515 Apple Leaves	54 ± 3	-	$53,78 \pm 4,6$	99,6
Mo	SRM 1515 Apple Leaves	$0,094 \pm 0,013$	-	$0,09 \pm 0,03$	94,1
Ni	SRM 1515 Apple Leaves	$0,91 \pm 0,12$	-	$0,85 \pm 0,20$	93,9
Zn	SRM 1515 Apple Leaves	$12,5 \pm 0,3$	-	$12,29 \pm 1,2$	98,3
Fe	SRM 1573a Tomato Leaves	368 ± 7	-	$380,88 \pm 9,4$	103,5
B	SRM 1515 Apple	27 ± 2	-	$26,81 \pm 2,7$	99,3

	Leaves				
Li	-	-	0,200 ± 0,02	0,188 ± 0,21	94,4
Ba	SRM1566 Oyster Tissue	8,6 ^b		7,9±3	92,3
Al	SRM1566 Oyster Tissue	197,2		203,4±4	103,2
Cd	SRM 1573a Tomato Leaves	1,52 ± 0,04	-	1,44 ± 0,21	94,8
Pb	SRM 1515 Apple Leaves	0,470 ± 0,024	-	0,45 ± 0,06	95,7
Sr	SRM1566 Oyster Tissue	6,8 ^b		6.6±2,1	97,2

C.c: concentración certificada.

C.a: concentración añadida.

C.o: concentración obtenida.

R: recuperación.

^a Mean ± standard deviation

^b Confidence interval: 95%

^c Concentration in mass fraction (%)

En el estudio de recuperación de Mercurio en la Tabla 30 se presentan varios procedimientos de digestión con ácidos fuertes y Lumatom, observándose que el procedimiento anteriormente expuesto es el que presenta un mayor porcentaje de recuperación.

Tabla 30. Estudio estadístico de recuperación de varios procedimientos de mineralización para la determinación de Mercurio.

Método	A.O /ml	°C/h	Reactor	R.(%) (x ± ó)	P ²
1	H ₂ SO ₄ /HNO ₃ /10 (1:1)	45/15	No	96.7± 5.0	>0.05
2	HNO ₃ /10	100/1	Si	86.2±3.8	<0.01
3	H ₂ SO ₄ /HNO ₃ /10 (1:1)	100/1	Si	83.8±3.4	<0.01
4	H ₂ SO ₄ /HCl/10 (1:1)	100/1	Si	82.8±4.8	<0.01
5	Lumatom/5	45/24	No	93.7±5.0	<0.01

A.O: agente oxidante/ volumen añadido.

R: recuperación.

1: En todos los casos la cantidad pesada de muestra y Mercurio añadido fue de 0,2 g. Cada método se repitió 11 veces.

2: La hipótesis nula adoptada ha sido que los métodos analíticos no están sujetos a error sistemático, grados de libertad = 10, valor t crítico (p = 0,05): 3,17.

En la Tabla 31 se resume la exactitud de las concentraciones de Mercurio medidas con los materiales de referencia NIST SRM 1577 a bovine liver y BCR-278 R Mussel Tissue usando el procedimiento de digestión con H₂SO₄/HNO₃ y el de microondas.

En este estudio nos hemos inclinado por el de H₂SO₄/HNO₃, que aunque es más lento nos da una buena exactitud y precisión.

Tabla 31. Exactitud de las concentraciones de Hg medidas en un material de referencia (ng/g de peso fresco).				
Material	N	Concentración		Procedimiento
		Medido ₂	Certificado ₃	
NIST SRM 1577 BL	11	3.6±1.0	4±2	H ₂ SO ₄ /HNO ₃
NIST SRM 1577 BL	11	3.5±0.8	4±2	MICROONDAS
BCR-278 MT	11	0.196±0.0009	0.195±0.010	H ₂ SO ₄ /HNO ₃
BCR-278 MT	11	0.193±0.011	0.195±0.010	MICROONDAS

BL: bovine Liver (Hígado de oveja).

MT: mussel Tissue (Tejido de ratón).

N: n° de muestras

2: Media ± desviación estándar

3: Intervalo de confianza: 95%.

3. 9. Análisis Estadístico.

Para la realización del análisis estadístico se utilizó el programa IBM Statistics SPSS 21.0.

Los principales parámetros de estadística descriptiva que se utilizaron para caracterizar el contenido metálico en las muestras de Panga fueron la media aritmética, valores máximos y mínimos y la desviación estándar.

Los resultados se presentan resumidos en tablas y permiten conocer los valores medios de los diferentes parámetros estudiados, así como la variabilidad de las variables analizadas.

Además, se comprobó la normalidad de las poblaciones mediante el test de Kolmogorov-Smirnov y el test de normalidad de Levene (Gutiérrez y cols., 2008).

Generalmente, cuando los valores de probabilidad son superiores a 0,05 ello indica que hay homogeneidad entre las variables estudiadas. Por el contrario, cuando los resultados de probabilidad son inferiores a 0,05, no existe homogeneidad (Jorhem, 2000). En el caso de existir normalidad de los datos, se utilizaron pruebas paramétricas a través del test de ANOVA de un factor. Por el contrario, en el caso de no existir normalidad se procedió a realizar un estudio no paramétrico utilizando la prueba de Kruskal-Wallis. Estos análisis estadísticos se realizaron con el fin de confirmar la existencia o no de diferencias significativas entre las diferentes muestras objetivo de nuestro estudio.

Para comprobar si existen diferencias significativas entre grupos, en los casos que existan 3 o más grupos diferenciados, se realizaron a parte de todos los análisis estadísticos comentados anteriormente, un estudio post-hoc por comparación múltiple con HSD de Tuckey cuando existe normalidad en los datos, o bien un estudio post-hoc utilizando la prueba de Man-Whitney, cuando no existe normalidad.

Una vez evaluadas todas las variables, se procedea calcular los coeficientes de correlación según el método de la Rho de Spearman para establecer el grado de relación entre las variables estudiadas, y observar su comportamiento frente a la distribución bilateral.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

4.1. Determinación del porcentaje de humedad y cenizas por superficie comercial en *P.hypophthalmus*.

La humedad en las muestras se determinó mediante desecación de acuerdo por el método descrito por la AOAC (AOAC, 1990). Las cenizas fueron determinadas tras llevarse a cabo la incineración de las muestras. En la Tabla 32 se exponen los valores de humedad y cenizas en porcentajes de las diferentes superficies comerciales analizadas.

Tabla 32. Porcentaje de humedad y cenizas por superficie comercial.				
SUPERFICIE	% Humedad medio	m - M	% Cenizas medio	m - M
Hipermercado 1	72,477	62,676-87,520	0,152	0,058-0,580
Hipermercado 2	75,842	64,120-82,008	0,235	0,101-0,389
Hipermercado 3	73,258	60,320-80,120	0,158	0,100-0,209

El porcentaje de humedad según superficie comercial está comprendido entre un 70 -75 % del total de la muestra. Siendo el Hipermercado 2 el que mayor porcentaje presenta. El alto porcentaje de humedad de las muestras de los tres hipermercados, al igual que el alto contenido en agua del filete de Panga, puede estar ocasionado por los tratamientos que se emplean durante la transformación de los filetes de *P.hypophthalmus*, estos tratamientos implican un glaseado que evitan la pérdida de humedad y que no se peguen las diferentes piezas de pescado congelado unas a otras.

Si analizamos el porcentaje de cenizas, observamos que este se mueve entre un 0,1 y 0,3 % del total de la muestra. Siendo el Hipermercado 2 el que mayor porcentaje presenta.

4.2. Determinación del porcentaje de humedad y cenizas por presentación. (Natural y Adobo) en *P.hypophthalmus*.

La humedad en las muestras se determinó mediante desecación de acuerdo por el método descrito por la AOAC (AOAC, 1990). Las cenizas fueron determinadas tras llevarse a cabo la incineración de las muestras. En la Tabla 33 se exponen los valores de humedad y cenizas en porcentajes de las diferentes presentaciones analizadas.

Tabla 33. Porcentaje de humedad y cenizas por presentación.				
PRESENTACIÓN	% Humedad medio	m - M	% Cenizas medio	m - M
Natural	73,582	60,232-85,324	0,146	0,105-0,592
Adobo	71,203	59,200-84,514	0,201	0,100-0,306

El porcentaje de humedad según presentación (Natural y Adobo) está comprendido entre un 70 -75 % del total de la muestra. Siendo la presentación al natural la que mayor porcentaje presenta. Al igual que en el caso anterior, el alto porcentaje de humedad y el alto contenido en agua del filete de Panga, puede estar ocasionado por los tratamientos que se emplean durante la transformación de los filetes de *P.hypophthalmus*, estos tratamientos implican un glaseado que evitan la pérdida de humedad y que no se peguen las diferentes piezas de pescado congelado unas a otras.

Si analizamos el porcentaje de cenizas, observamos que este se mueve entre un 0,1 y 0,2 % del total de la muestra. Siendo la presentación en adobo a que mayor porcentaje presenta.

4.3. Comparación del porcentaje de humedad y cenizas con otras especies.

Observamos en la Tabla 34 una comparativa entre los porcentajes de humedad y cenizas derivadas del estudio de NUTRAQUA en el año 2010 (NUTRAQUA, 2010). En esta tabla hemos incluido también los resultados obtenidos en nuestro estudio.

Tabla 34. Comparación del porcentaje de humedad y cenizas con otras especies en 100 gramos de muestra (NUTRAQUA, 2010).			
VALORES	Panga. Vietnam. Filete congelado	Trucha de acuicultura. Francia. Filete fresco.	Lenguado. Atlántico noreste. Filete fresco.
Humedad (gr)	83,8	72,3	80,01
Cenizas (gr)	1,2	1,3	1,3
VALORES	Salmón de acuicultura. Noruega. Filete fresco.	Tilapia de acuicultura. China. Filete congelado.	Rape. Atlántico noreste. Filete fresco.

Humedad (gr)	65,6	78,5	80,01
Cenizas (gr)	1,2	0,8	1,3
VALORES	*Panga. Vietnam. Filete congelado en diferentes superficies comerciales.	*Panga en adobo. Vietnam. Filete congelado	*Panga. Vietnam. Filete congelado.
Humedad (gr)	73,85	71,20	73,58
Cenizas (gr)	0,18	0,20	0,14

*Referencia al estudio de esta tesis doctoral. ** Se utilizan 25 gramos de muestra para determinar el porcentaje de humedad y cenizas.

Como podemos observar de los datos comparativos, es la Panga procedente del estudio de NUTRAQUA la que mayor porcentaje de humedad presenta, un 83,8%.

El Lenguado (*Solea solea*) y el Rape (*Lophius piscatorius*) presentan ambos un 80% de humedad, seguida de la Tilapia de acuicultura (*Oreochromis sp.*) con un 78,5%, la Trucha (*Salmo trutta*) con un 72,3% y el Salmón (*Salmo salar*), con el porcentaje más bajo; 65,6 %.

Nuestros resultados rondan el 73%; situándose con porcentajes altos frente al valor referenciado en el estudio, cabe destacar que en nuestro estudio se utilizaron 25 gramos de filete de panga y el tabulado se refiere a 100 gramos de muestra.

En cuanto al porcentaje de cenizas son el Lenguado, el Rape y la Trucha los que mayor porcentaje presentan; 1,3 gramos. Seguidamente el Salmón de acuicultura (1,2 gramos) y con el porcentaje más bajo está la Tilapia (0,8 gramos).

En nuestro estudio el porcentaje de cenizas es bajo, ya que el tamaño de las muestras también es más bajo.

Observamos 0,18 gramos de cenizas obtenidas de las muestras de Panga de diferente superficie comercial, 0,2 gramos de cenizas de Panga en adobo frente a los 0,14 gramos de cenizas de la presentación al natural.

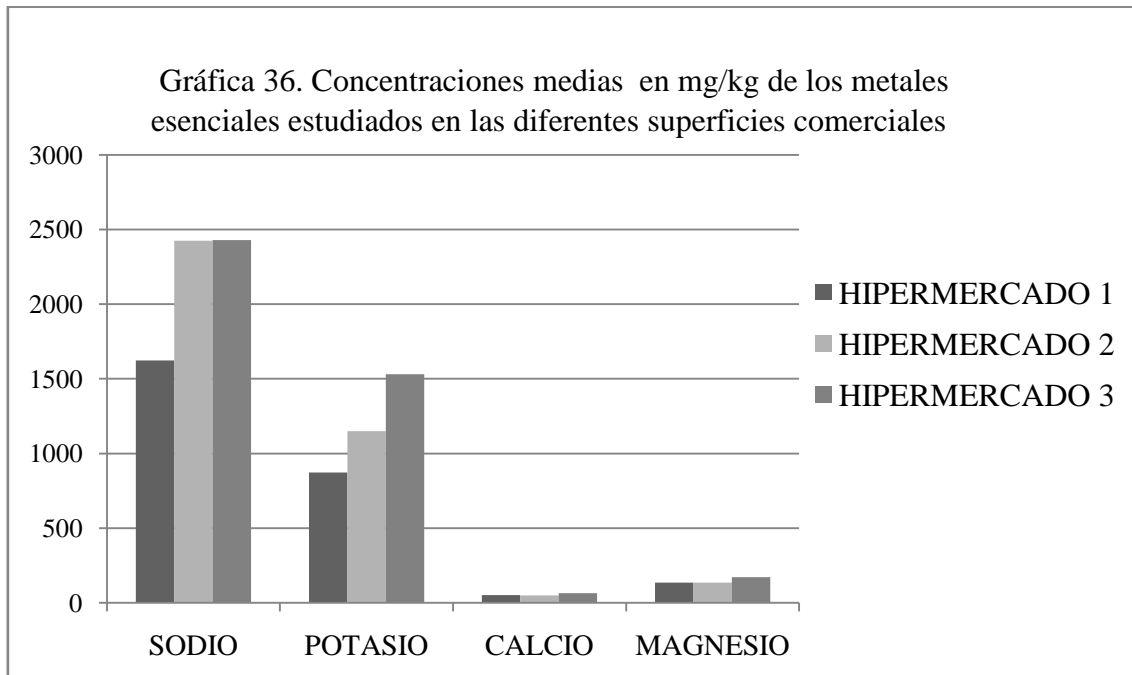
4.4. Determinación de metales esenciales (Macroelementos) por superficie comercial en *P.hypophthalmus*.

En la Tabla 35 y su correspondiente gráfica la número 36, muestran las concentraciones medias y desviaciones típicas de los metales esenciales estudiados en las diferentes superficies comerciales.

METALES. mg/kg peso	HIPERMERCADO 1	HIPERMERCADO 2	HIPERMERCADO 3
SODIO			
MEDIA	1624,15	2426,036	2429,936
DESVIACIÓN TÍPICA	±1142,692	1743,742	1662,573
MÁX-MIN.	4029,417-237,154	7831,484-662,000	7935,492-296,296
POTASIO			
MEDIA	873,254	1148,935	1530,912
DESVIACIÓN TÍPICA	±514,388	±392,157	±429,258
MÁX-MIN.	1536,214-99,144	1806,317-286,000	2100,000-188,050
CALCIO			
MEDIA	51,056	49,457	64,464
DESVIACIÓN TÍPICA	±22,648	±25,476	±22,840
MÁX-MIN.	93,2-8,915	93,2-4,720	97,635-5,210
MAGNESIO			
MEDIA	134,495	135,110	172,386
DESVIACIÓN TÍPICA	±86,706	±53,558	±63,783
MÁX-MIN.	298,087-23	269,214-13,845	318,375-9,126

Tabla 35. Concentraciones medias y desviaciones típicas de los metales esenciales según la superficie comercial.

Como podemos observar en los datos obtenidos el Hipermercado 3 presenta los mayores valores para los metales Na ($2429,936 \pm 1662,573 \text{ mg/kg}$), K ($1530,912 \pm 429,258 \text{ mg/kg}$) y Ca ($64,464 \pm 22,840 \text{ mg/kg}$) siendo el Hipermercado 2 el que presenta el valor más alto para el Mg ($135,10 \pm 53,558 \text{ mg/kg}$). El Hipermercado 1 es el que menor valor medio de macroelementos presenta por mg/kg de peso de filetes de *P.hypophthalmus*.



Para comprobar la existencia de diferencias significativas entre los metales estudiados (Na, K, Ca y Mg) entre las muestras de diferentes superficies comerciales se llevó a cabo un estudio estadístico que se detalla a continuación (Tabla 37).

Se utilizaron los test de Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Wilk para comprobar la normalidad de los datos de concentraciones de metales (Na, K, Ca y Mg).

Tabla 37		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
SODIO	HIPER 1.	0,25	25	0	0,858	25	0,003
	HIPER 2.	0,276	25	0	0,825	25	0,001
	HIPER 3.	0,344	50	0	0,76	50	0
POTASIO	HIPER 1.	0,146	25	0,176	0,892	25	0,012
	HIPER 2.	0,127	25	0,200*	0,943	25	0,172
	HIPER 3.	0,192	50	0	0,847	50	0

CALCIO	HIPER 1.	0,137	25	0,200*	0,97	25	0,635
	HIPER 2.	0,122	25	0,200*	0,959	25	0,392
	HIPER 3.	0,185	50	0	0,855	50	0
MAGNESIO	HIPER 1.	0,175	25	0,048	0,903	25	0,021
	HIPER 2.	0,152	25	0,14	0,95	25	0,249
	HIPER 3.	0,226	50	0	0,878	50	0

Tabla 37. * a: Corrección de la significación de Lilliefors.

Una vez estudiada la normalidad de los datos, se realizaron los estudios de homogeneidad de las varianzas mediante el test estadístico de Levene para cada uno de los metales estudiados (Na, K, Ca y Mg) entre las muestras de diferentes superficies comerciales (Tabla 38).

Tabla 38.	HOMOGENEIDAD DE LA VARIANZA.	Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
SODIO	Basándose en la media	2,321	2	98	0,104
	Basándose en la mediana.	0,624	2	98	0,538
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,624	2	87,232	0,538
	Basándose en la media recortada	1,81	2	98	0,169
POTASIO	Basándose en la media	2,362	2	98	0,1
	Basándose en la mediana.	2,231	2	98	0,113
	Basándose en la mediana y con gl corregido	2,231	2	91,701	0,113
	Basándose en la media recortada	2,412	2	98	0,095
CALCIO	Basándose en la media	1,274	2	98	0,284
	Basándose en la mediana.	1,065	2	98	0,349

	Basándose en la mediana y con gl corregido	1,065	2	92,089	0,349
	Basándose en la media recortada	1,359	2	98	0,262
MAGNESIO	Basándose en la media	5,233	2	98	0,007
	Basándose en la mediana.	4,557	2	98	0,013
	Basándose en la mediana y con gl corregido	4,557	2	92,889	0,013
	Basándose en la media recortada	5,281	2	98	0,007

Tabla 38. Estudio de homogeneidad de las varianzas según la superficie comercial.

Al no existir homogeneidad de las varianzas para ninguno de los metales estudiados se confirmó la no normalidad de los resultados y la necesidad por lo tanto de aplicar test no paramétricos para realizar el análisis estadístico de los mismos.

Tabla 39. Resumen de prueba de hipótesis				
	Hipótesis nula	Test	Sig	Decisión
1	La distribución de Na es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,004	Rechazar la hipótesis nula
2	La distribución de K es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,000	Rechazar la hipótesis nula
3	La distribución de Ca es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,007	Rechazar la hipótesis nula
4	La distribución de Mg es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,003	Rechazar la hipótesis nula

Tabla 39. Estudio de las pruebas no paramétricas según la superficie comercial.

**El nivel de significación es 0.05. Se muestran las significancias asintóticas.

Las pruebas no paramétricas, rechazan las hipótesis nulas para los metales estudiados mediante estas pruebas. Por lo tanto, los estudios estadísticos demuestran la existencia de diferencias significativas en el contenido medio para los metales Na, K, Ca y Mg entre los tres grupos muestrales:

Superficie comercial:

- Hipermercado 1
- Hipermercado 2
- Hipermercado 3.

Desde las Figuras 40 hasta la 43, se muestran los rangos de concentraciones medias de cada uno de los metales estudiados encontrados entre los tres grupos muestrales presentando diferencias significativas según la superficie comercial; Hipermercado 1, 2 y 3.

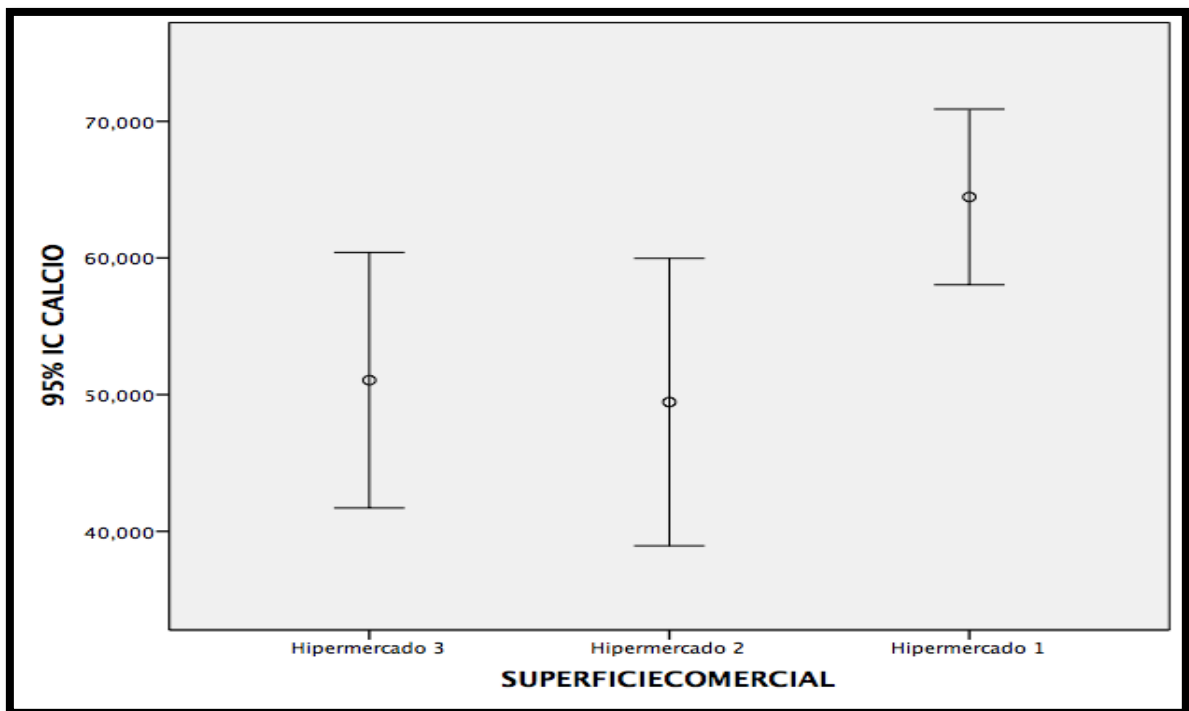


Figura 40. Rangos de concentraciones medias de Calcio encontrado entre los tres grupos muestrales en mg/kg.

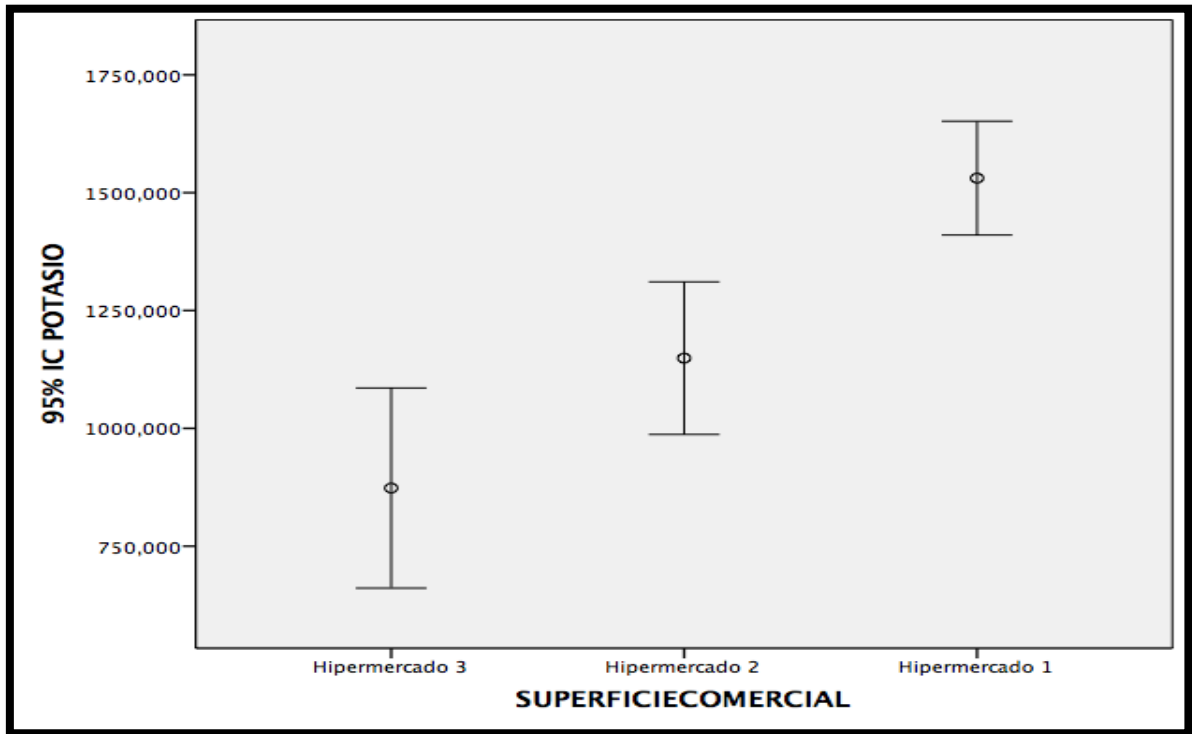


Figura 41. Rangos de concentraciones medias de Potasio encontrado entre los tres grupos muestrales en mg/kg.

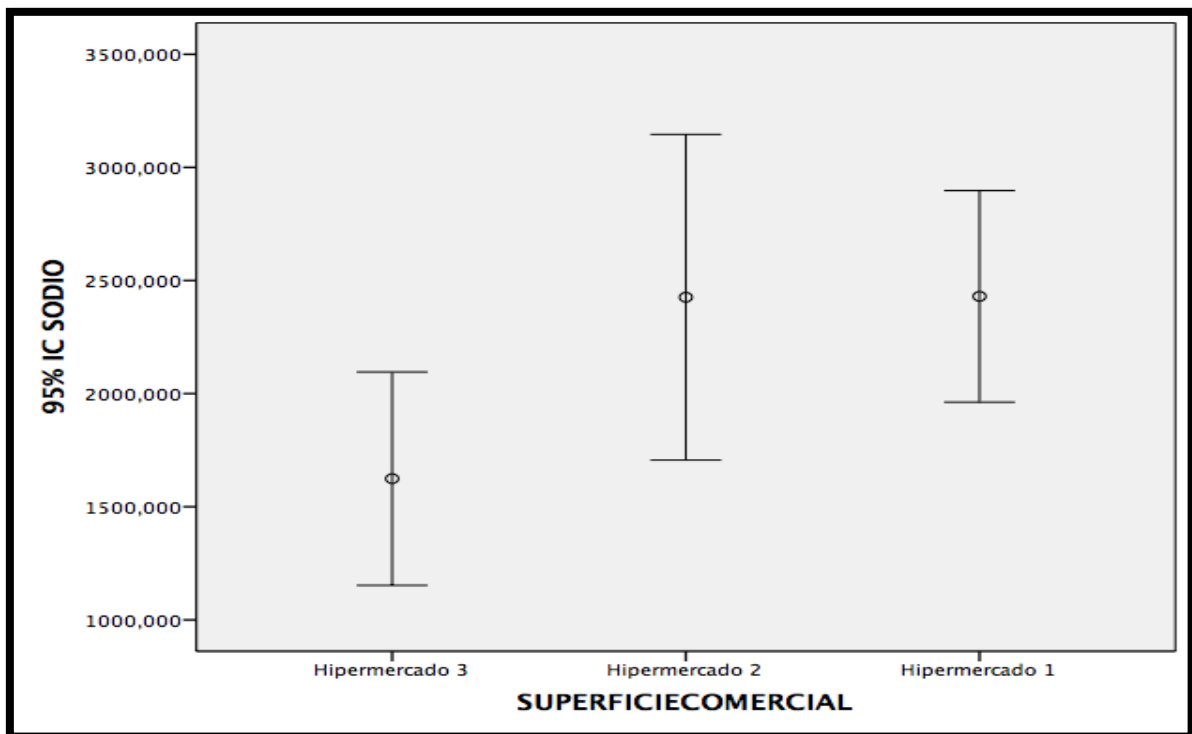


Figura 42. Rangos de concentraciones medias de Sodio encontrado entre los tres grupos muestrales en mg/kg.

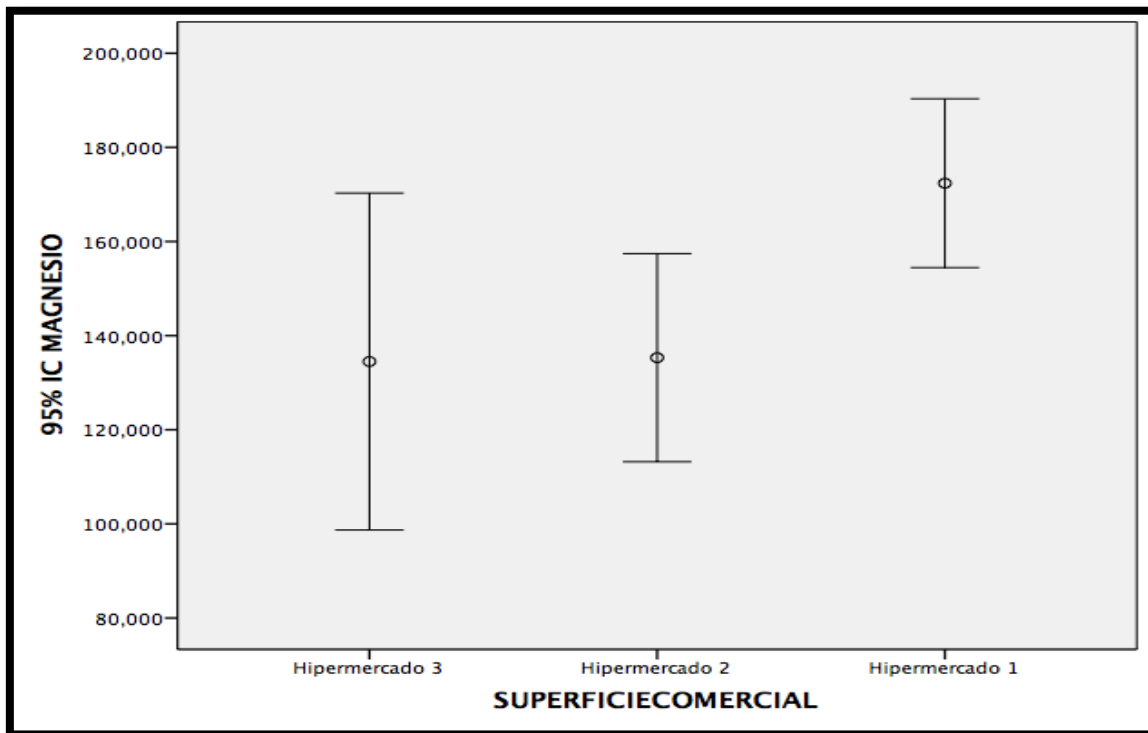


Figura 43. Rangos de concentraciones medias de Magnesio encontrado entre los tres grupos muestrales en mg/kg.

Podemos determinar gráficamente que existen diferencias significativas respecto al Calcio entre la superficie comercial, Hipermercado 1 y los restantes; Hipermercados 2 y 3. Observamos que no existen diferencias significativas entre los Hipermercados 2 y 3 en la gráfica.

Respecto al Potasio observamos que existen diferencias significativas entre las tres superficies comerciales.

Estudiando el caso del Sodio son los Hipermercados 1 y 2 los que no presentan diferencias significativas entre sí respecto a la concentración media del macroelemento, en cambio el Hipermercado 3 si las presenta respecto a los dos primeros.

En el caso del Magnesio son los Hipermercados 2 y 3 los que presentan diferencias significativas en las concentraciones medias de macroelemento frente a la superficie comercial, Hipermercado 1.

4.5. Comparación de las concentraciones medias de macroelementos con otras especies.

Tabla 44. Concentraciones medias en 100 gramos de los metales esenciales en comparación con otras especies (NUTRAQUA, 2010).			
VALORES	Panga. Vietnam. Filete congelado	Trucha de acuicultura. Francia. Filete fresco.	Lenguado. Atlántico noreste. Filete fresco.
Sodio(mg)	274	34,5	76,3
Potasio(mg)	200	398	349
Calcio(mg)	36,7	11,4	22,5
Magnesio(mg)	17,6	27,1	26,9
VALORES	Salmón de acuicultura. Noruega. Filete fresco.	Tilapia de acuicultura. China. Filete congelado.	Rape. Atlántico noreste. Filete fresco.
Sodio(mg)	35,5	28,3	127
Potasio(mg)	374	282	339
Calcio(mg)	4,7	8,2	1,0
Magnesio(mg)	26,2	25,4	28,7
VALORES	*Panga. Vietnam. Filete congelado. Hipermercado 1.	*Panga. Vietnam. Filete congelado. Hipermercado 2.	*Panga. Vietnam. Filete congelado. Hipermercado 3.
Sodio(mg)	1624,2	2426,0	2429,9
Potasio(mg)	873,2	1148,9	1530,9
Calcio(mg)	51,0	49,4	64,4
Magnesio(mg)	134,5	135,1	172,4

En la Tabla 44 podemos observar la comparativa con otras especies derivadas de la acuicultura y con panga de otras fuentes diferentes a las de esta tesis doctoral. Estos datos provienen del estudio de NUTRAQUA en el año 2010 (NUTRAQUA, 2010). *Referencia al estudio de esta tesis doctoral. ** Se utilizan 25 gramos de muestra para determinar el contenido medio de macroelementos.

Observamos que las muestras de Panga, tanto de nuestro estudio como las referenciadas en NUTRAQUA, son las que mayor contenido medio presentan en Sodio (2160,0 mg/kg./274 mg/kg.), Calcio (54,0 mg/kg./36,7 mg/kg.) y Magnesio (147,3 mg/kg./17,6 mg/kg.); siendo el Potasio el que presenta mayor disparidad de concentración (1184,3 mg/kg./200 mg/kg.). Destacamos las analizadas en esta tesis Doctoral incluso presentando menor cantidad de muestra, 25 gramos con concentraciones muy superiores a los demás.

Respecto al contenido en Sodio las mayores concentraciones las presenta el Rape (*Lophius piscatorius*) (127 mg/kg.) y el Lenguado (*Solea solea*) (76,3 mg/kg.). Los menores contenidos aparecen en el Salmón (*Salmo salar*) (35,5 mg/kg.), la Trucha (*Salmo trutta*) (34,5 mg/kg.) y la Tilapia (*Oreochromis sp.*) (28,3 mg/kg.).

Para el caso del Potasio, los valores son bastante similares, siendo la Trucha (398 mg/kg.) la que mayor contenido del macroelemento presenta, a continuación el Salmón (374 mg/kg.), el Lenguado (349 mg/kg.), el Rape (339 mg/kg.), la Tilapia (282 mg/kg.) y como excepcionalidad la Panga (200 mg/kg.) del estudio NUTRAQUA, totalmente opuesto al resultado obtenido en esta tesis doctoral con una concentración media por superficie comercial de 1184,3 mg/kg.

En el estudio del Calcio hay heterogeneidad de valores destacando los ejemplares de Panga (36,7 mg/kg.), seguidos del Lenguado (22,5 mg/kg.), Trucha (11,4 mg/kg.), Tilapia (8,2 mg/kg.), Salmón (4,7 mg/kg.) y Rape (1,0 mg/kg.).

Por último los resultados para el Magnesio son más similares. El que mayor concentración del mismo presenta es el Rape (28,7 mg/kg.), la Trucha (27,1 mg/kg.), el Lenguado (26,9 mg/kg.), Salmón (26,2 mg/kg.), Tilapia (25,4 mg/kg.) y la Panga del estudio NUTRAQUA con 17,6 mg/kg.

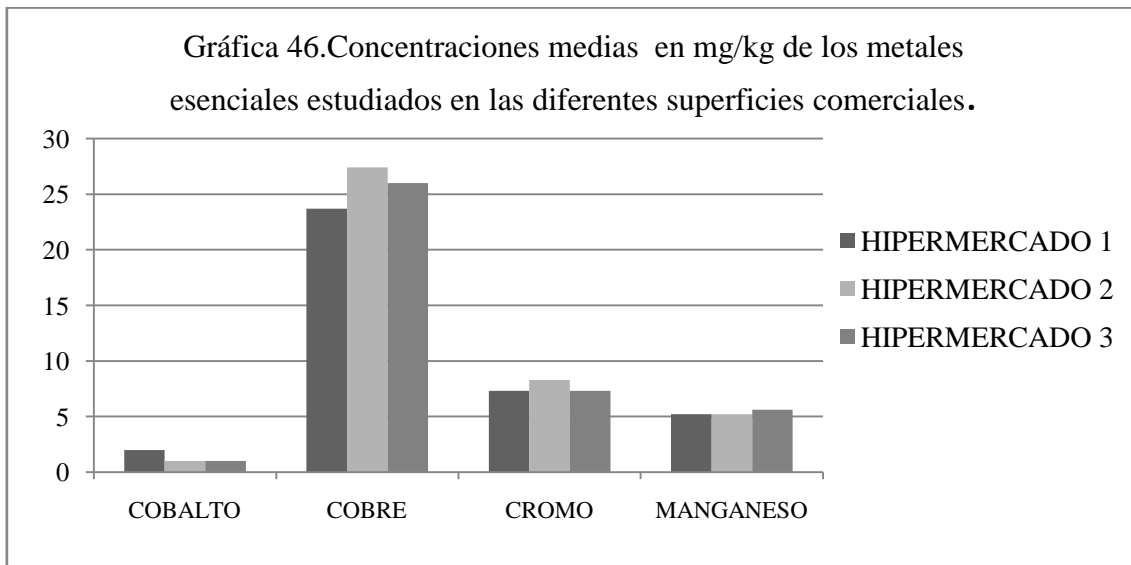
4.6. Determinación de metales esenciales (Microelementos) por superficie comercial en *P.hypophthalmus*.

En las Tablas 45-49 y sus correspondientes gráficas 46-48, se muestran las concentraciones medias y desviaciones típicas de los metales esenciales estudiados en las diferentes superficies comerciales.

*En las representaciones gráficas los valores muy pequeños se han multiplicado por 100 según el caso para que tuvieran significancia en la misma.

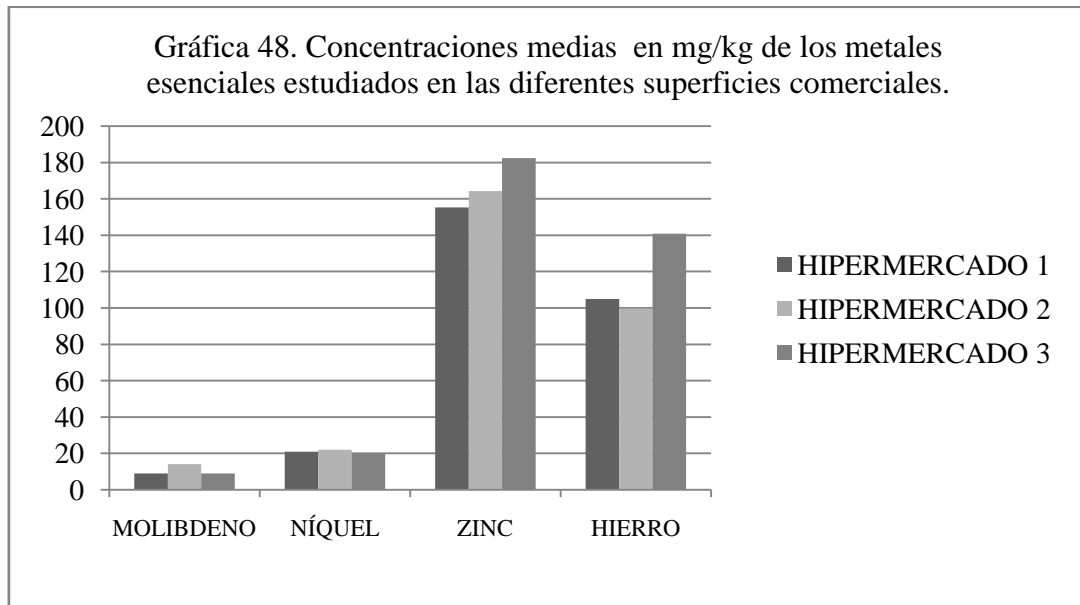
METALES. mg/kg peso	HIPERMERCADO 1	HIPERMERCADO 2	HIPERMERCADO 3
COBALTO			
MEDIA	0,002	0,001	0,001
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,002	±0,002	±0,002
MÁX-MIN.	0,006-0	0,006-0	0,006-0
COBRE			
MEDIA	0,237	0,274	0,26
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,113	±0,143	±0,109
MÁX-MIN.	0,622-0,063	0,622-0,09	0,621-0,050
CROMO			
MEDIA	0,073	0,083	0,073
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,066	±0,095	±0,081
MÁX-MIN.	0,206-0,006	0,352-0	0,435-0,006
MANGANESO			
MEDIA	0,052	0,052	0,056
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,061	±0,061	±0,025
MÁX-MIN.	0,322-0,05	0,322-0,03	0,134-0,06

Tabla 45. Concentraciones medias y desviaciones típicas de los metales esenciales (Microelementos) según la superficie comercial.



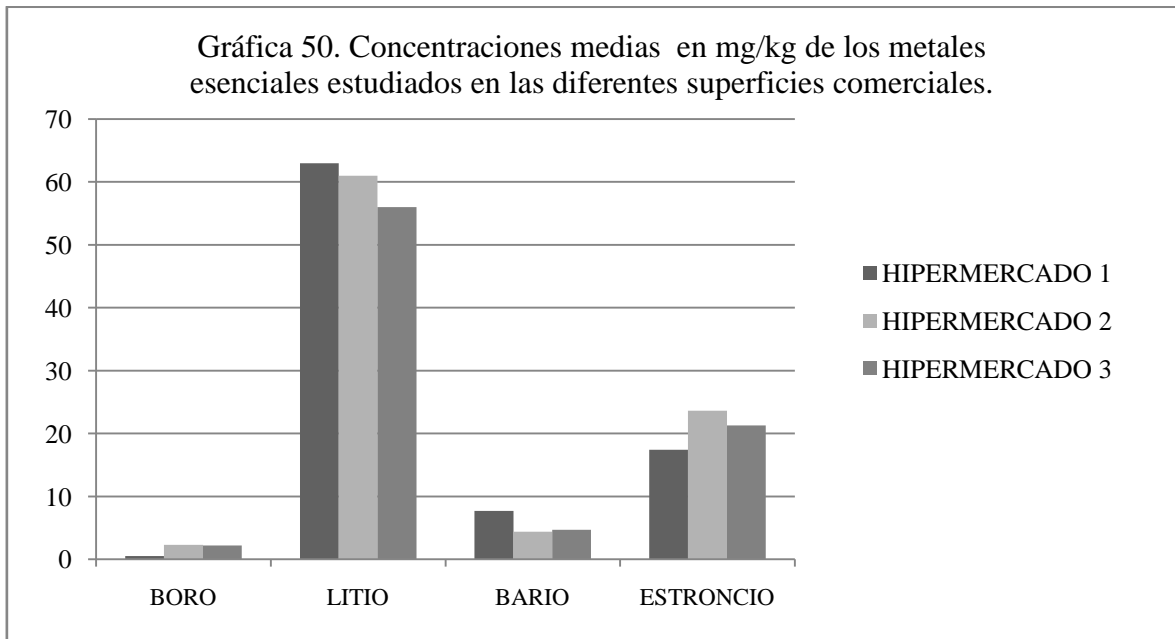
METALES. mg/kg peso	HIPERMERCADO 1	HIPERMERCADO 2	HIPERMERCADO 3
MOLIBDENO			
MEDIA	0,009	0,014	0,009
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,008	±0,009	±0,008
MÁX-MIN.	0,020-0	0,031-0	0,022-0
NÍQUEL			
MEDIA	0,021	0,022	0,02
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,016	±0,016	±0,007
MÁX-MIN.	0,078-0,003	0,078-0,006	0,036-0,005
ZINC			
MEDIA	1,553	1,642	1,824
DESVIACIÓN TÍPICA	±1,672	±1,732	±0,745
MÁX-MIN.	8,7-0,137	8,7-0	3,093-0
HIERRO			
MEDIA	1,05	0,997	1,408
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,781	±0,615	±1,18
MÁX-MIN.	2,520-0,063	2,080-0,044	5,480-0,098

Tabla 47. Concentraciones medias y desviaciones típicas de los metales esenciales (Microelementos) según la superficie comercial.



METALES. mg/kg peso	HIPERMERCADO 1	HIPERMERCADO 2	HIPERMERCADO 3
BORO			
MEDIA	0,005	0,023	0,022
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,01	±0,041	±0,032
MÁX-MIN.	0,033-0	0,155-0	0,155-0
LITIO			
MEDIA	0,63	0,612	0,556
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,46	±0,34	±0,256
MÁX-MIN.	1,926-0,36	1,429-0,172	1,429-0,065
BARIO			
MEDIA	0,077	0,044	0,047
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,05	±0,027	±0,028
MÁX-MIN.	0,202-0,004	0,098-0,002	0,150-0,006
MÁX-MIN.	4,020-0,035	5,240-0,220	2,820-0,035
ESTRONCIO			
MEDIA	0,174	0,236	0,213
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,081	±0,249	±0,157
MÁX-MIN.	0,310-0,026	1,348-0,020	0,963-0,20

Tabla 49. Concentraciones medias y desviaciones típicas de los metales esenciales (Microelementos) según la superficie comercial.



Como podemos observar en los datos obtenidos el Hipermercado 2 presenta los mayores valores para los metales Cu ($0,274 \pm 0,143$ mg/kg.), Cr ($0,083 \pm 0,095$ mg/kg.), Mo ($0,014 \pm 0,009$ mg/kg.), Ni ($0,022 \pm 0,016$ mg/kg.), B ($0,023 \pm 0,041$ mg/kg.) y Sr ($0,236 \pm 0,249$ mg/kg.), siendo el Hipermercado 3 el que presenta los valores más altos para el Mn ($0,056 \pm 0,025$), Zn ($1,824 \pm 0,745$) y Fe ($1,408 \pm 1,18$).

El Hipermercado 1 es el que menor valor medio de microelementos presenta por mg/kg de peso de filetes de *P.hypophthalmus*, aunque tiene el valor más alto para el Co ($0,002 \pm 0,002$).

Para comprobar la existencia de diferencias significativas entre los metales estudiados (Co, Cu, Cr, Mn, Mo, Ni, Zn, Fe, B, Ba y Sr) entre las muestras de diferentes superficies comerciales se llevó a cabo un estudio estadístico que se detalla a continuación. Se utilizaron los test de Kolmorov-Smirnov y Shapiro-Wilk para comprobar la normalidad de los datos de concentraciones de metales (Co, Cu, Cr, Mn, Mo, Ni, Zn, Fe, B, Ba y Sr) (Tabla 51).

Tabla 51.		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	Gl	Sig.
COBALTO	HIPER 1.	0,269	50	0	0,794	25	0
	HIPER 2.	0,35	25	0	0,722	25	0
	HIPER 3.	0,374	25	0	0,703	50	0
COBRE	HIPER 1.	0,208	50	0,007	0,873	25	0,005
	HIPER 2.	0,233	25	0,001	0,88	25	0,007
	HIPER 3.	0,189	25	0	0,901	50	0
CROMO	HIPER 1.	0,285	50	0	0,78	25	0
	HIPER 2.	0,282	25	0	0,744	25	0
	HIPER 3.	0,276	25	0	0,635	50	0
MANGANESO	HIPER 1.	0,307	50	0	0,563	25	0
	HIPER 2.	0,309	25	0	0,559	25	0
	HIPER 3.	0,134	25	0,023	0,936	50	0,008
MOLIBDENO	HIPER 1.	0,238	50	0,001	0,799	25	0
	HIPER 2.	0,288	25	0	0,839	25	0,001
	HIPER 3.	0,293	25	0	0,786	50	0
NIQUEL	HIPER 1.	0,261	50	0	0,76	25	0
	HIPER 2.	0,192	25	0,018	0,815	25	0
	HIPER 3.	0,131	25	0,029	0,953	50	0,042
ZINC	HIPER 1.	0,223	50	0,002	0,629	25	0
	HIPER 2.	0,235	25	0,001	0,693	25	0
	HIPER 3.	0,285	25	0	0,832	50	0
HIERRO	HIPER 1.	0,161	50	0,092	0,908	25	0,028
	HIPER 2.	0,11	25	,200*	0,953	25	0,286
	HIPER 3.	0,258	25	0	0,751	50	0
BORO	HIPER 1.	0,473	50	0	0,512	25	0
	HIPER 2.	0,334	25	0	0,62	25	0
	HIPER 3.	0,249	25	0	0,707	50	0
LITIO	HIPER 1.	0,237	50	0,001	0,813	25	0
	HIPER 2.	0,122	25	0,200*	0,925	25	0,066
	HIPER 3.	0,145	25	0,009	0,951	50	0,035
BARIO	HIPER 1.	0,108	50	0,200*	0,951	25	0,267
	HIPER 2.	0,126	25	0,200*	0,965	25	0,528
	HIPER 3.	0,166	25	0,001	0,895	50	0

ESTRONCIO	HIPER 1.	0,097	50	0,200*	0,96	25	0,419
	HIPER 2.	0,343	25	0	0,54	25	0
	HIPER 3.	0,215	25	0	0,715	50	0

Tabla 47. * a: Corrección de la significación de Lilliefors.

Una vez estudiada la normalidad de los datos estadísticos se realizaron los estudios de homogeneidad de las varianzas mediante el test estadístico de Levene para cada uno de los metales estudiados (Co, Cu, Cr, Mn, Mo, Ni, Zn, Fe, B, Ba y Sr) entre las muestras de diferentes superficies comerciales, podemos ver los datos reflejados en la Tabla 52.

Tabla 52.	HOMOGENEIDAD DE LA VARIANZA.	Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
COBALTO	Basándose en la media	0,509	2	98	0,603
	Basándose en la mediana.	0,64	2	98	0,53
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,64	2	94,706	0,53
	Basándose en la media recortada	0,535	2	98	0,588
COBRE	Basándose en la media	0,899	2	98	0,41
	Basándose en la mediana.	0,868	2	98	0,423
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,868	2	93,121	0,423
	Basándose en la media recortada	0,854	2	98	0,429
CROMO	Basándose en la media	0,962	2	98	0,386
	Basándose en la mediana.	0,421	2	98	0,657
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,421	2	91,083	0,657
	Basándose en la media recortada	0,93	2	98	0,398

MANGANESO	Basándose en la media	1,683	2	98	0,191
	Basándose en la mediana.	1,56	2	98	0,215
	Basándose en la mediana y con gl corregido	1,56	2	59,366	0,219
	Basándose en la media recortada	1,65	2	98	0,197
MOLIBDENO	Basándose en la media	0,593	2	98	0,554
	Basándose en la mediana.	0,13	2	98	0,879
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,13	2	97,811	0,879
	Basándose en la media recortada	0,709	2	98	0,495
NÍQUEL	Basándose en la media	5,672	2	98	0,005
	Basándose en la mediana.	3,484	2	98	0,035
	Basándose en la mediana y con gl corregido	3,484	2	59,625	0,037
	Basándose en la media recortada	4,445	2	98	0,014
ZINC	Basándose en la media	2,663	2	98	0,075
	Basándose en la mediana	3,037	2	98	0,053
	Basándose en la mediana y con gl corregido	3,037	2	66,557	0,055
	Basándose en la media recortada	2,614	2	98	0,078
HIERRO	Basándose en la media	1,187	2	98	0,31
	Basándose en la mediana.	0,524	2	98	0,594
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,524	2	61,067	0,595

	Basándose en la media recortada	0,734	2	98	0,482
BORO	Basándose en la media	6,454	2	98	0,002
	Basándose en la mediana.	3,514	2	98	0,034
	Basándose en la mediana y con gl corregido	3,514	2	72,011	0,035
	Basándose en la media recortada	4,701	2	98	0,011
LITIO	Basándose en la media	2,249	2	98	0,111
	Basándose en la mediana	1,969	2	98	0,145
	Basándose en la mediana y con gl corregido	1,969	2	70,553	0,147
	Basándose en la media recortada	2,027	2	98	0,137
BARIO	Basándose en la media	9,46	2	98	0
	Basándose en la mediana.	8,02	2	98	0,001
	Basándose en la mediana y con gl corregido	8,02	2	74,95	0,001
	Basándose en la media recortada	8,965	2	98	0
ESTRONCIO	Basándose en la media	1,01	2	98	0,368
	Basándose en la mediana.	0,965	2	98	0,384
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,965	2	59,742	0,387
	Basándose en la media recortada	0,991	2	98	0,375

Tabla 52. Estudio de homogeneidad de las varianzas según la superficie comercial.

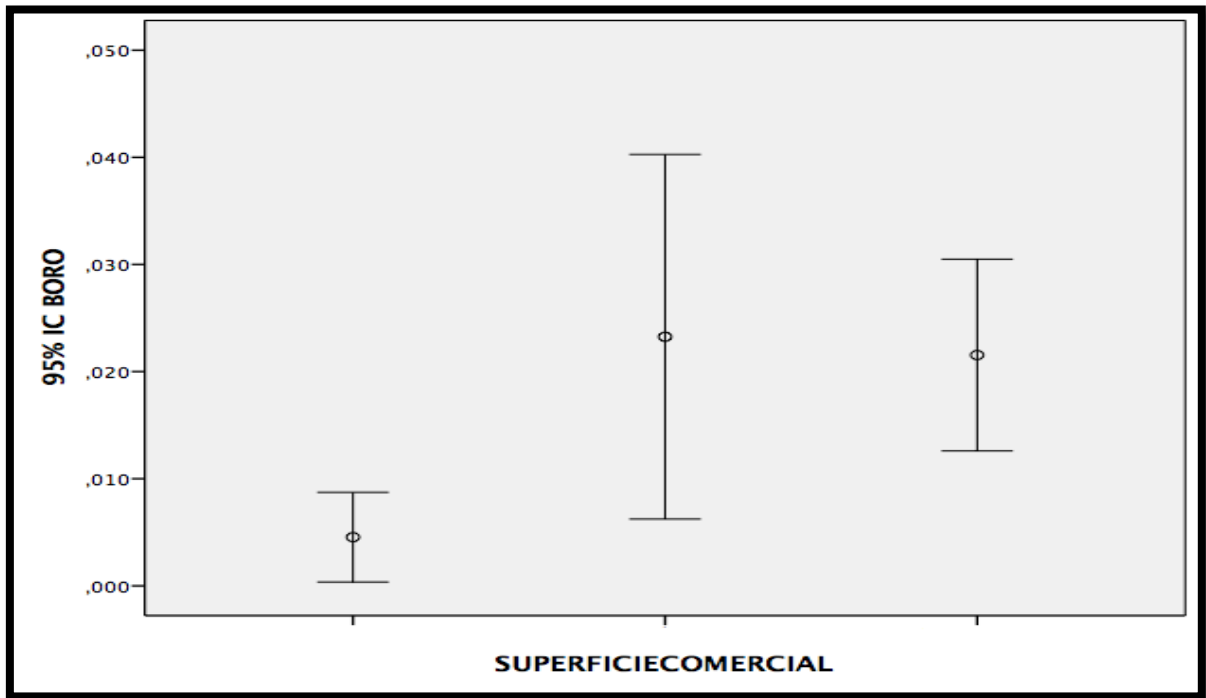
Al no existir homogeneidad de las varianzas para ninguno de los metales estudiados exceptuando para Boro y Níquel, se confirmó la no normalidad de los resultados y la necesidad por lo tanto de aplicar test no paramétricos para realizar el análisis estadístico de los mismos.

En el caso del Boro y Níquel, se confirma la normalidad de los resultados y la necesidad de aplicar test estadísticos paramétricos para este metal (Tabla 53).

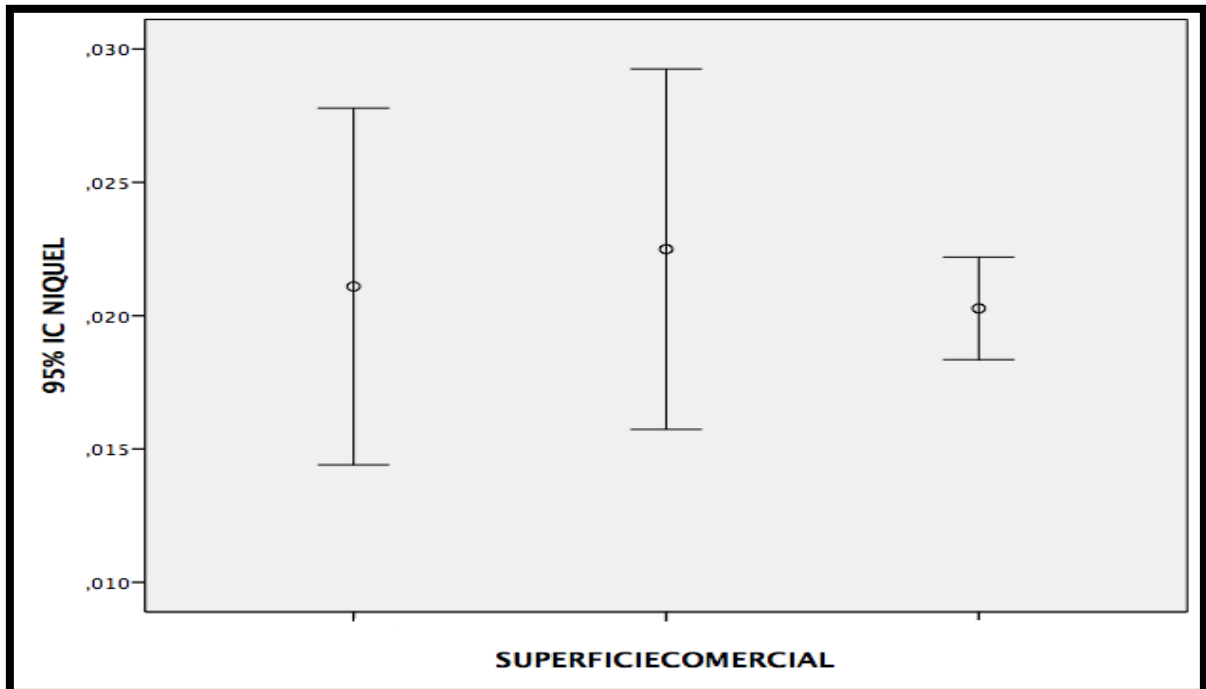
En la estadística inferencial se aplicó un ANOVA (post hoc: Tukey/DMS) como prueba paramétrica y los test de Kruskal-Wallis y U de Mann-Whitney, en el caso de aplicar estadística no paramétrica.

Tabla 53.		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
BORO	Inter-grupos	0,006	2	0,003	3,054	0,052
	Intra-grupos	0,094	98	0,001		
	Total	0,100	100			
NIQUEL	Inter-grupos	0,000	2	0,000	0,269	0,764
	Intra-grupos	00,015	98	0,000		
	Total	0,015	100			

Tabla 53. Anova de un factor para Boro y Níquel en filetes de panga según la superficie comercial.



Gráfica 54. Representación de las concentraciones medias para Boro en filetes de panga según la superficie comercial en mg/kg.



Gráfica 55. Representación de las concentraciones medias para Níquel en filetes de panga según la superficie comercial en mg/kg.

Como se observa en la Tabla 53, no existen diferencias significativas entre las concentraciones de Níquel según la superficie comercial. Dato que comprobamos observando la Gráfica 55, no existen diferencias significativas entre las superficies comerciales Hipermercado 3, 2 y 1 respectivamente.

En cambio observamos tanto en los datos tabulados como gráficamente que si existen diferencias significativas para el caso del Boro entre las superficies comerciales: Hipermercado 3 y los Hipermercados 2 y 1 (que no muestran diferencias significativas entre ellos).

Según lo observamos procedemos a realizar ahora una comparación entre los tres grupos muestrales (Hipermercado 1, Hipermercado 2 e Hipermercado 3), que podemos observar en la Tabla 56, en dicha tabla se establecen relaciones de correspondencia donde el número 1 corresponde con el Hipermercado 1, el número 2 con el Hipermercado 2 y por último, el número 3 corresponde al Hipermercado 3.

Tabla 56.					
Variable dependiente	(I) Superficie	(J) Superficie	Diferencia de medias (I-J)	Error típico	Sig.
HSD de Tukey B	1	2	-0,002	0,007556	0,972
		3	0,017	0,007556	0,068
	2	1	0,002	0,007556	0,972
		3	0,019	0,008754	0,088
	3	1	-0,017	0,007556	0,068
		2	-0,019	0,008754	0,088
DMS B	1	2	-0,002	0,003028	0,744
		3	-0,001	0,003028	0,960

	2	1	0,002	0,003028	0,744
		3	0,001	0,003508	0,916
	3	1	0,001	0,003028	0,960
		2	-0,001	0,003508	,916
HSD de Tukey Ni	1	2	0-,002	0,007556	0,972
		3	0,017	0,007556	0,068
	2	1	0,002	0,007556	0,972
		3	0,018	0,008754	0,088
	3	1	-0,017	0,007556	0,068
		2	-0,018	0,008754	0,088
DMS Ni	1	2	-0,002	0,003028	0,744
		3	-0,001	0,003028	0,960
	2	1	0,002	,003028	0,744
		3	0,001	0,003508	0,916
	3	1	0,001	0,003028	0,960
		2	-0,001	0,003508	0,916

Tabla 56. Test de Tuckey/DMS entre los tres grupos muestrales.

La Tabla 57 muestra las diferencias significativas entre los tres grupos muestrales para Ni en subconjuntos homogéneos.

Tabla 57. HSD de Tukey para subconjuntos homogéneo para el Ni			
	zona SPSS	N	Subconjunto para alfa = 0.05
			1
HSD de Tukey ^{a,b}	1	50	0,020
	2	25	0,021
	3	25	0,022
	Sig.		0,767
Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.			
a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 30,118.			
b. Los tamaños de los grupos no son iguales. Se utilizará la media armónica de los tamaños de los grupos. Los niveles de error de tipo I no están garantizados.			

Grupos muestrales: 1= Hiper 1; 2=Hiper 2; 3= Hiper 3.

La Tabla 58 muestra las diferencias significativas entre los tres grupos muestrales para B en subconjuntos homogéneos.

Tabla 58. HSD de Tukey para subconjuntos homogéneo para el B			
	zona SPSS	N	Subconjunto para alfa = 0.05
			1
HSD de Tukey ^{a,b}	3	25	0,004
	1	50	0,021
	2	25	0,023
	Sig.		0,054
Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.			

- a. Usa el tamaño muestral de la media armónica = 30,118.
- b. Los tamaños de los grupos no son iguales. Se utilizará la media armónica de los tamaños de los grupos. Los niveles de error de tipo I no están garantizados.

Grupos muestrales: 1= Hiper 1; 2=Hiper 2; 3= Hiper 3

Los datos estadísticos reflejan que no existen diferencias significativas para el caso del Níquel respecto a las diferentes superficies comerciales, contrariamente existen diferencias significativas en el caso del Boro respecto a las superficies comerciales siendo del Hipermercado 2 el que mayor concentración presenta, seguido con concentraciones muy similares el Hipermercado 3, concluyendo que no existen diferencias significativas entre estos dos, sin embargo la concentración media del Hipermercado 1 está bastante por debajo de las dos anteriores, presentado éste diferencias significativas respecto al contenido medio en Boro en los filetes de *P.hypophthalmus* en cuanto a las superficies comerciales se refiere.

Las concentraciones medias de Boro en las muestras de Panga pertenecientes a las diferentes superficies comerciales (Hipermercado 1: 0,005 mg/kg, Hipermercado 2: 0,023 mg/kg, Hipermercado 3: 0,022 mg/kg) son homogéneas; es decir no son destacables por sus altos rangos o valores alarmantes y se encuentran entre los límites propuestos por la bibliografía (Crespo, 2001). La EFSA establece una ingesta máxima tolerable de 0,16 mg/kg de Boro (EFSA, 2006).

El Boro es un elemento pobre en los alimentos de origen animal, se encuentra ampliamente extendido en la corteza terrestre, formando parte de rocas, suelos y aguas dulces. Está presente en fertilizantes y está ampliamente distribuido por las zonas donde se realicen prácticas agrícolas, como es el caso de la extensa zona de agricultura del delta del Mekong (Crespo, 2001).

Las concentraciones medias de Níquel en las muestras de Panga pertenecientes a las diferentes superficies comerciales (Hipermercado 1:0,021 mg/kg, Hipermercado 2:0,022 mg/kg, Hipermercado 3:0,020 mg/kg) son también homogéneas y se encuentran entre los límites propuestos por la bibliografía (Barceloux, 1999). La OMS establece una ingesta diaria tolerable de 12µg/kg de Níquel (OMS, 2008).

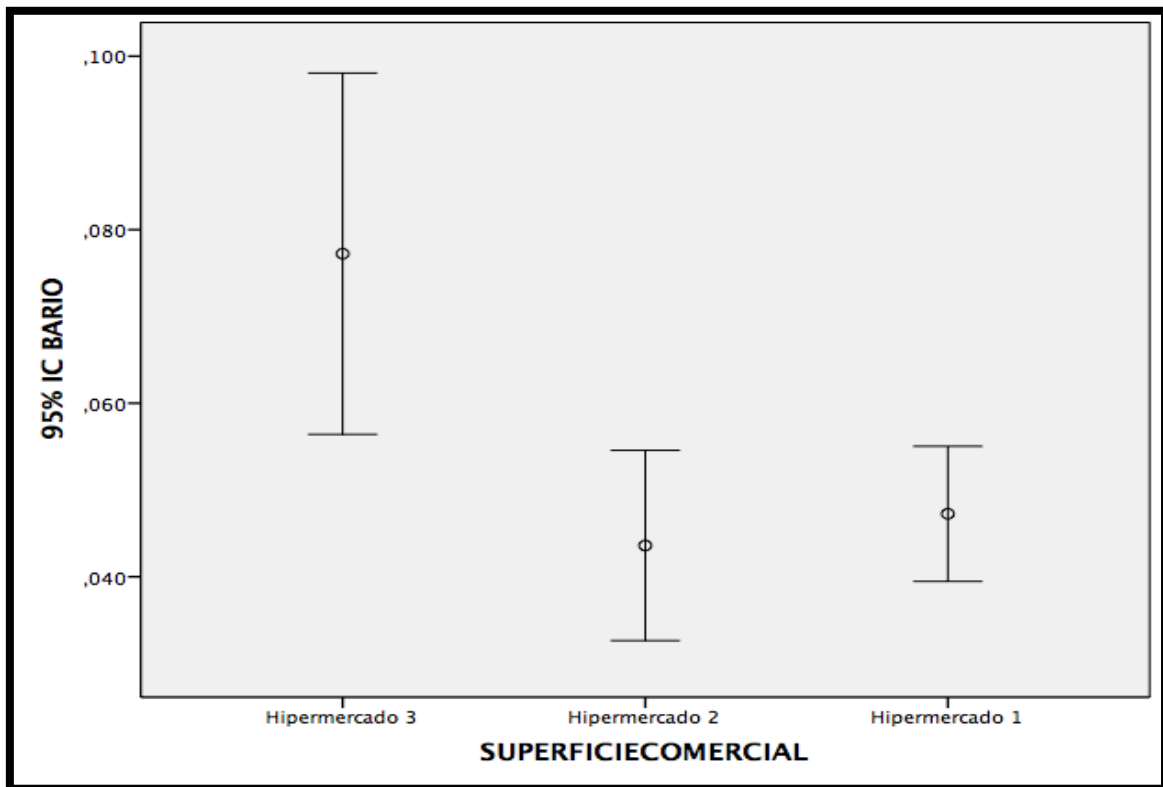
El Níquel se absorbe por ingesta diaria en la alimentación y está también presente en el agua, ligada a otros compuestos de origen orgánico (Cempel y Nickel, 2006).

Para el resto de los metales estudiados, la estadística inferencial se realizó mediante test no paramétricos debido a la no normalidad de los resultados (Tabla 59).

Tabla 59. Resumen de prueba de hipótesis				
	Hipótesis nula	Test	Sig	Decisión
1	La distribución de Co es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,501	Retener la hipótesis nula
2	La distribución de Cu es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,753	Retener la hipótesis nula
3	La distribución de Cr es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,808	Retener la hipótesis nula
4	La distribución de Mn es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,102	Retener la hipótesis nula
5	La distribución de Mb es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,049	Rechazar la hipótesis nula
6	La distribución de Zn es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,064	Retener la hipótesis nula
7	La distribución de Fe es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,567	Retener la hipótesis nula
8	La distribución de Li es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,950	Retener la hipótesis nula
9	La distribución de Ba es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,12	Rechazar la hipótesis nula
10	La distribución de Sr es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,640	Retener la hipótesis nula

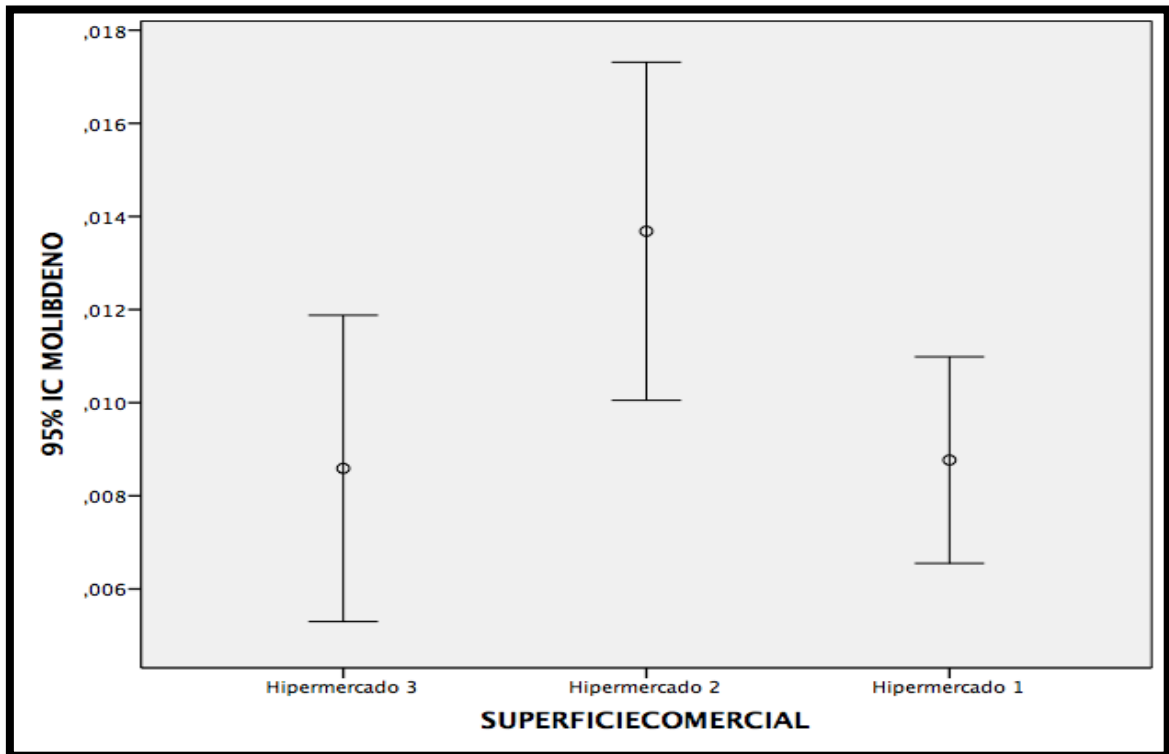
Las pruebas no paramétricas, rechazan las hipótesis nulas para los metales estudiados mediante estas pruebas; Molibdeno y Bario. Por lo tanto, los estudios estadísticos demuestran la existencia de diferencias significativas en el contenido medio para los tres grupos muestrales, superficie comercial: Hipermercado 1, superficie comercial: Hipermercado 2 y superficie comercial: Hipermercado 3.

Las figuras 60 y 61, muestran los rangos de concentraciones medias de cada uno de los metales estudiados encontrados entre los tres grupos muestrales presentando diferencias significativas según la superficie comercial; Hipermercado 1, 2 y 3.



Grafica 60. Representación de las concentraciones medias para Bario en filetes de panga según la superficie comercial en mg/ kg.

Podemos observar gráficamente la existencia de diferencias significativas en el contenido medio de Bario en las superficies comerciales: Hipermercado 3 frente a las superficies: Hipermercados 1 y 2, que no presentan diferencias significativas entre ellos.



Grafica 61. Representación de las concentraciones medias para Molibdeno en filetes de panga según la superficie comercial en mg/kg.

Observamos en la gráfica como los Hipermercados 3 y 1 no presentan diferencias significativas entre ellos pero si lo hacen respecto a la superficie comercial, Hipermercado 2 respecto al contenido medio en Molibdeno de las muestras en mg/kg.

Según lo observado, procedemos a realizar ahora una comparación entre los tres grupos muestrales (Hipermercado 1, Hipermercado 2 e Hipermercado 3), que podemos observar en las Tablas 62-64. La prueba establecida es la de Mann-Whitney

En dichas tablas se establecen relaciones de correspondencia donde el número 1 corresponde con el Hipermercado 1, el número 2 con el Hipermercado 2 y por último, el número 3 corresponde al Hipermercado 3.

Tabla 62. Prueba de Mann-Whitney				
	SUPCOMER	N	Rango promedio	Suma de rangos
MOLIBDENO	1	50	34,56	1762,50

	2	25	46,54	1163,50
	Total	75		
BARIO	1	50	39,26	2002,50
	2	25	36,94	923,50
	Total	75		

Estadísticos de prueba ^a a. Variable de agrupación: SUPCOMER		
	MOLIBDENO	BARIO
U de Mann-Whitney	436,500	598,500
W de Wilcoxon	1762,500	923,500
Z	-2,237	-0,431
Sig. asintótica (bilateral)	0,025	0,666

Tabla 63. Prueba de Mann-Whitney				
	SUPCOMER	N	Rango promedio	Suma de rangos
MOLIBDENO	1	50	39,05	1991,50
	3	25	37,38	934,50
	Total	75		
BARIO	1	50	33,67	1717,00
	3	25	48,36	1209,00
	Total	75		
Estadísticos de prueba ^a a. Variable de agrupación: SUPCOMER				
	MOLIBDENO	BARIO		

U de Mann-Whitney	609,500	391,000
W de Wilcoxon	934,500	1717,000
Z	-0,311	-2,726
Sig. asintótica (bilateral)	0,756	0,006

Tabla 64. Prueba de Mann-Whitney				
	SUPCOMER	N	Rango promedio	Suma de rangos
MOLIBDENO	2	25	29,80	745,00
	3	25	21,20	530,00
	Total	50		
BARIO	2	25	20,32	508,00
	3	25	30,68	767,00
	Total	50		

Estadísticos de prueba ^a a. Variable de agrupación: SUPCOMER		
	MOLIBDENO	BARIO
U de Mann-Whitney	205,000	183,000
W de Wilcoxon	530,000	508,000
Z	-2,101	-2,513
Sig. asintótica (bilateral)	0,036	0,012

Analizando los datos obtenidos de la Prueba de Mann-Whitney podemos decir que para el caso del Molibdeno se establecen relaciones de existencia de diferencias

significativas entre los Hipermercados 1 y 2, y entre los Hipermercados 2 y 3 respecto al contenido medio en este metal en filetes de Panga procedentes de diferentes superficies comerciales. Para el caso de los Hipermercados 1 y 3, no existen diferencias significativas en sus contenidos medios de Molibdeno.

En los datos para el Bario establecemos relaciones de existencia de diferencias significativas entre los Hipermercados 1 y 3, y entre los Hipermercados 2 y 3. Entre los Hipermercados 1 y 2 no existen diferencias significativas en sus contenidos medios de Bario.

Estos datos corroboran las evidencias gráficas observadas con anterioridad para ambos macroelementos.

Para el resto de los metales determinados: Co, Cu, Cr, Mn, Zn, Fe, Zn, Li y Sr no encontramos diferencias estadísticamente significativas en su contenido medio metálico con respecto a la superficie comercial. De esta manera podemos razonar que no influye el tipo de superficie comercial en el contenido metálico de Co, Cu, Cr, Mn, Zn, Fe, Zn, Li y Sr de los filetes de Panga.

4.7. Comparación de las concentraciones medias de microelementos con otras especies.

Tabla 65. Concentraciones medias en 100 gramos de los metales esenciales en comparación con otras especies (NUTRAQUA, 2010).			
VALORES	Panga. Vietnam. Filete congelado	Trucha de acuicultura. Francia. Filete fresco.	Lenguado. Atlántico noreste. Filete fresco.
Cu (mg)	<0,1	<0,1	<0,1
Mn(mg)	<0,1	<0,1	<0,1
Zn(mg)	0,24	0,38	0,42
Fe(mg)	0,21	0,34	0,35

VALORES	Salmón de acuicultura. Noruega. Filete fresco.	Tilapia de acuicultura. China. Filete congelado.	Rape. Atlántico noreste. Filete fresco.
Cu (mg)	<0,1	<0,1	<0,1
Mn(mg)	<0,1	<0,1	<0,1
Zn(mg)	0,31	0,32	0,44
Fe(mg)	0,24	0,27	0,26
VALORES	*Panga. Vietnam. Filete congelado. Hipermercado 1.	*Panga. Vietnam. Filete congelado. Hipermercado 2.	*Panga. Vietnam. Filete congelado. Hipermercado 3.
Cu (mg)	0,237	0,274	0,260
Mn(mg)	0,052	0,052	0,056
Zn(mg)	1,553	1,642	1,824
Fe(mg)	1,050	0,997	1,408

En la Tabla 65 podemos observar la comparativa con otras especies derivadas de la acuicultura y con panga de otras fuentes diferentes a las de esta tesis doctoral. Estos datos provienen del estudio de NUTRAQUA en el año 2010 (NUTRAQUA, 2010). *Referencia al estudio de esta tesis doctoral. ** Se utilizan 25 gramos de muestra para determinar el contenido medio de macroelementos.

En este estudio no aparecen todos los microelementos que hemos considerado en esta tesis doctoral pero hemos considerado interesante el análisis de nuestros resultados con los existentes en la bibliografía consultada.

Observamos que las muestras referenciadas en NUTRAQUA, presentan niveles de Cobre y Manganeso por debajo de los límites de detección, sin embargo en nuestro estudio han sido detectados con medias para las superficies comerciales para el Cobre de 0,257 mg/kg y para el Manganeso de 0,053 mg/kg.

En el caso del Zinc las muestras que mayor contenido medio presentan son las de nuestro estudio (1,673mg/kg.); incluso presentando menor cantidad de muestra, 25 gramos con concentraciones muy superiores a los demás.

Seguidamente destacamos el contenido medio en Zinc de las muestras de Rape (*Lophius piscatorius*) (0,44 mg/kg.), Lenguado (*Solea solea*), la Trucha (*Salmo trutta*) (0,38 mg/kg.), la Tilapia (*Oreochromis sp.*) (28,3 mg/kg.), el Salmón (*Salmo salar*) (0,31 mg/kg) y la muestra de Panga referencia en NUTRAQUA con el menor contenido en Zinc; 0,24 mg/kg.

Respecto al contenido en Hierro las mayores concentraciones medias las presenta el filete de Panga perteneciente a nuestro estudio y obtenido de diferentes superficies comerciales (1,151 mg/kg.) y el caso contrario los menores contenidos aparecen en las muestras de Panga del estudio de NUTRAQUA (0,21 mg/kg).

Los resultados para las demás especies son: mayor concentración en el Lenguado (0,35 mg/kg.), la Trucha (0,34 mg/kg.), Tilapia (0,27 mg/kg.), el Rape (0,26 mg/kg.) y el Salmón (0,24 mg/kg.).

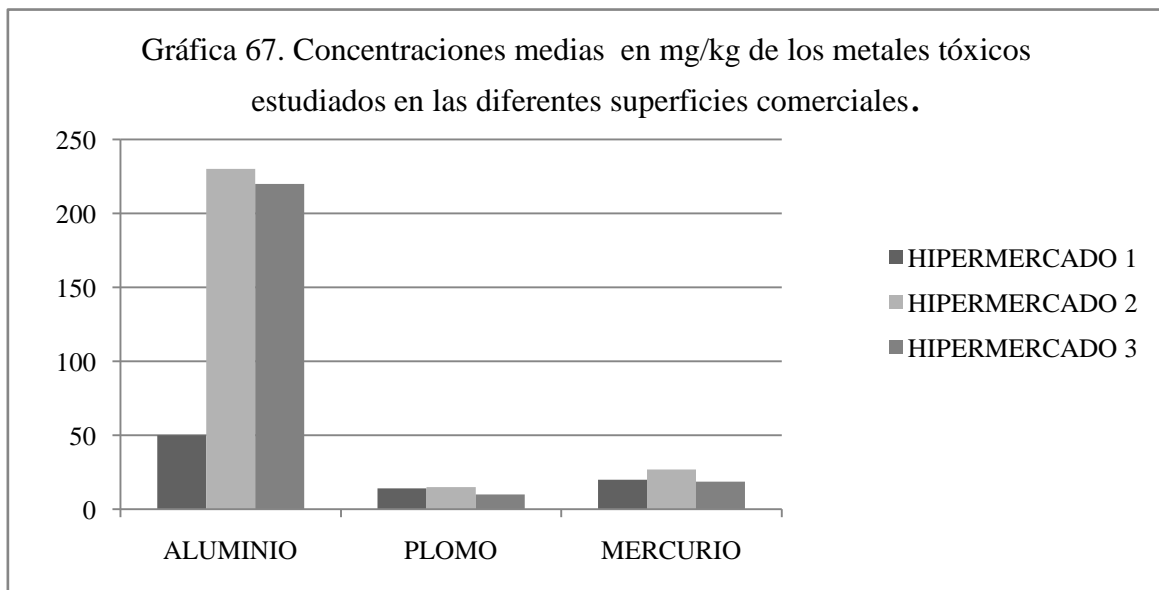
4.8. Determinación de metales Tóxicos por superficie comercial en *P.hypophthalmus*.

En la Tabla 66 y su correspondiente gráfica, la n°67, se muestran las concentraciones medias y desviaciones típicas de los metales tóxicos (Al, Pb y Hg) estudiados en las diferentes superficies comerciales.

Observamos una concentración de Cadmio por debajo del límite de detección del aparato, por lo tanto en este estudio el análisis del Cadmio, este ha resultado ser constante para la superficie comercial y se ha desestimado.

METALES. mg/kg peso	HIPERMERCADO 1	HIPERMERCADO 2	HIPERMERCADO 3
ALUMINIO			
MEDIA	1,003	1,483	0,998
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,945	±1,366	±0,771
MÁX-MIN.	4,020-0,035	5,240-0,220	2,820-0,035
PLOMO			
MEDIA	0,014	0,015	0,01
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,129	±0,014	±0,061
MÁX-MIN.	0,072-0,03	0,073-0,03	0,035-0,04
MERCURIO			
MEDIA	0,2	0,269	0,187
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,199	±0,188	±0,16
MÁX-MIN.	0,690-0	0,600-0	0,500-0

Tabla 66. Concentraciones medias y desviaciones típicas de los metales tóxicos según la superficie comercial en mg/kg.



Como podemos observar en los datos obtenidos el Hipermercado 2 presenta los mayores valores para los metales tóxicos Al ($1,483 \pm 1,366$ mg/kg), Pb ($0,015 \pm 0,014$ mg/kg) y Hg ($0,269 \pm 0,188$ mg/kg), siendo el Hipermercado 3 el que presenta los valores más bajos.

Para comprobar la existencia de diferencias significativas entre el Aluminio, Plomo y Mercurio determinado entre las muestras de diferente superficie comercial se llevó a cabo un estudio estadístico que detalla a continuación. Se utilizaron los test de Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Wilk para comprobar la normalidad de los datos de concentraciones medias.

Tabla 68.		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
ALUMINIO	HIPER 1.	0,232	50	0,001	0,826	25	0,001
	HIPER 2.	0,263	25	0	0,762	25	0
	HIPER 3.	0,14	25	0,014	0,916	50	0,001
PLOMO	HIPER 1.	0,28	50	0	0,527	25	0
	HIPER 2.	0,216	25	0,004	0,722	25	0
	HIPER 3.	0,288	25	0	0,769	50	0
MERCURIO	HIPER 1.	0,177	41	0,0084	0,887	21	0,20
	HIPER 2.	0,146	19	200*	0,934	18	0,224
	HIPER 3.	0,196	20	0	0,889	41	0,001

Una vez estudiada la normalidad de los datos, se realizaron los estudios de homogeneidad de las varianzas mediante el test estadístico de Levene para cada uno de los metales estudiados (Al, Pb y Hg) entre las muestras de diferentes superficies comerciales (Tabla 69).

Tabla 69.	HOMOGENEIDAD DE LA VARIANZA.	Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
ALUMINIO	Basándose en la media	1,697	2	98	0,188
	Basándose en la mediana.	0,971	2	98	0,382
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,971	2	65,473	0,384
	Basándose en la media recortada	1,25	2	98	0,291
PLOMO	Basándose en la media	4,26	2	98	0,017
	Basándose en la mediana	2,515	2	98	0,086
	Basándose en la mediana y con gl corregido	2,515	2	65,828	0,089
	Basándose en la media recortada	3,384	2	98	0,038
MERCURIO	Basándose en la media	0,295	2	77	0,075
	Basándose en la mediana	0,287	2	77	0,751
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,287	2	68,575	0,751
	Basándose en la media recortada	0,326	2	77	0,723

Tabla 69. Estudio de homogeneidad de las varianzas según la superficie comercial.

Al no existir homogeneidad de las varianzas para el Aluminio, Plomo, y Mercurio determinado, se confirma la no normalidad del resultado y la necesidad por lo tanto de aplicar un test no paramétricos para realizar el análisis estadístico del mismo. Aplicamos por consiguiente los test de Kruskal-Wallis y U de Mann-Whitney (Tabla 70).

Tabla 70. Resumen de prueba de hipótesis				
	Hipótesis nula	Test	Sig	Decisión
1	La distribución de Al es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,274	Retener la hipótesis nula
2	La distribución de Pb es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,109	Retener la hipótesis nula
3	La distribución de Hg es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,272	Retener la hipótesis nula

Del análisis de los test no paramétricos, podemos decir que no existen diferencias significativas entre las concentraciones medias de los metales estudiados según la superficie comercial.

De esta manera podemos concluir que no influye la superficie comercial de procedencia de los filetes de Panga para la concentración de metales tóxicos en los mismos.

4.9. Comparación de las concentraciones medias de metales Tóxicos con otras especies.

En las Tablas 71 y 72 se muestran las concentraciones medias de Mercurio, Plomo y Cadmio que Costantini et al. (1992) proponen un estudio detallado de en peces típicos de regiones Mediterráneas y de alto consumo popular.

Los ejemplares objeto de estudio fueron la Cabrilla (*Serranus cabrilla*) y Cabrilla pintada (*Serranus scriba*) y las zonas muestreadas corresponden a la costa Italiana.

No hemos encontrado referencias bibliográficas representativas para el Aluminio como tóxico en especies de peces de regiones Mediterráneas, pero nos ha parecido interesante comentar lo encontrado en la bibliografía consultada en lo referente al Cadmio, Plomo y Mercurio.

Los niveles que los autores han encontrado para el Cadmio se encuentran por debajo del límite de detección (salvo excepciones) exactamente igual que ha ocurrido en el estudio de esta tesis doctoral en muestras de filete de Panga. Sin embargo para el caso del Plomo, Costantini et al, se sitúan en iguales condiciones pero en nuestro estudio, obtenemos resultado de concentraciones medias para las muestras de Panga procedentes de diferentes superficies comerciales para el Pb (0,013 mg/kg).

En el caso del Mercurio, nuestra tesis doctoral obtiene valores medios para el metal de 0,2 mg/kg en muestras de Panga de diferentes superficies comerciales. En el muestreo propuesto por Costantini et al para las dos especies tienen concentraciones medias de 0,18 mg/kg de para la Cabrilla y de 0,31 mg/kg para la Cabrilla pintada.

Tabla 72. Cabrilla. Costantini et al. (1992)			
Lugar	Hg µg/kg	Cd µg/kg	Pb µg/kg
La Spezia	108	< Limite Detección	< Limite Detección
Livorno	109	< Limite Detección	< Limite Detección
Gorgona	190	< Limite Detección	< Limite Detección
Porto S.Stefano	155	< Limite Detección	0,067
Montecristo	168	< Limite Detección	< Limite Detección
Olbia	104	< Limite Detección	< Limite Detección
Tavolara	209	0,005	< Limite Detección

Orosei	418	< Limite Detección	< Limite Detección
Cala Gogone	346	0,004	< Limite Detección
Cala Sisine	108	< Limite Detección	< Limite Detección
Fiumicino	141	< Limite Detección	< Limite Detección
Ponza	92	< Limite Detección	< Limite Detección
Ischia	116	< Limite Detección	< Limite Detección
Capri	102	< Limite Detección	< Limite Detección
Agropoli	129	0,003	< Limite Detección
Maratea	139	0,008	< Limite Detección
Vibo Valentia	182	< Limite Detección	< Limite Detección
Lipari	138	< Limite Detección	< Limite Detección
Messina	216	< Limite Detección	< Limite Detección
Taranto	327	< Limite Detección	0,033
Brindisi	258	< Limite Detección	< Limite Detección
Bari	260	< Limite Detección	< Limite Detección
Manfredona	184	< Limite Detección	0,037
Termoli	184	< Limite Detección	< Limite Detección

Tabla 71. Cabrilla pintada. Costantini et al. (1992)			
Lugar	Hg µg/kg	Cd µg/kg	Pb µg/kg
La Spezia	373	< Limite Detección	< Limite Detección
Livorno	528	< Limite Detección	< Limite Detección
Gorgona	449	< Limite Detección	< Limite Detección
Porto S.Stefano	381	< Limite Detección	0,067
Montecristo	227	< Limite Detección	< Limite Detección
Olbia	269	< Limite Detección	< Limite Detección
Tavolara	298	0.005	< Limite Detección

Orosei	114	< Limite Detección	< Limite Detección
Cala Gogone	273	0,004	< Limite Detección
Cala Sisine	119	< Limite Detección	< Limite Detección
Fiumicino	308	< Limite Detección	< Limite Detección
Ponza	349	< Limite Detección	< Limite Detección
Ischia	192	< Limite Detección	< Limite Detección
Capri	111	< Limite Detección	< Limite Detección
Agropoli	633	0,003	< Limite Detección
Maratea	311	0,008	< Limite Detección
Vibo Valentia	391	< Limite Detección	< Limite Detección
Lipari	149	< Limite Detección	< Limite Detección
Messina	117	< Limite Detección	< Limite Detección
Taranto	267	< Limite Detección	0,033
Brindisi	560	< Limite Detección	< Limite Detección
Bari	608	< Limite Detección	< Limite Detección
Manfredona	291	< Limite Detección	0,037
Termoli	288	< Limite Detección	< Limite Detección

4.10. Determinación de metales esenciales (Macroelementos) por presentación (Adobo y Natural) en *P.hypophthalmus*.

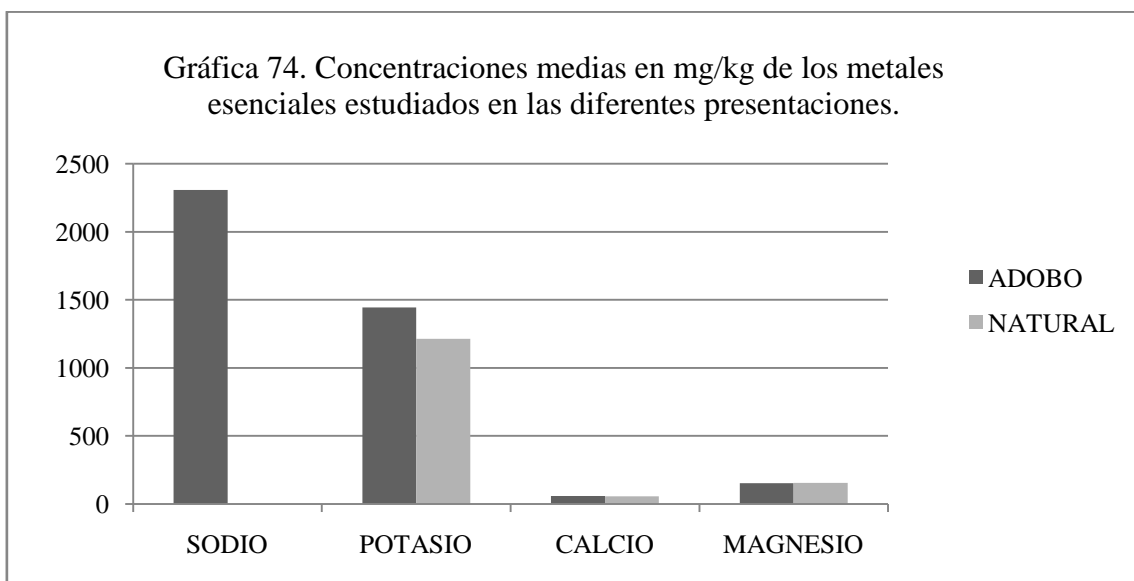
A continuación se detalla el estudio de *P.hypophthalmus* en referencia a las presentaciones para su comercialización.

En la Tabla 73 y su correspondiente gráfica, la n° 74, se muestran las concentraciones medias y desviaciones típicas de los metales esenciales estudiados en las diferentes presentaciones de esta tesis doctoral:

- panga en adobo.
- panga al natural.

METALES. mg/kg peso	ADOBO	NATURAL
SODIO		
MEDIA	2307,4	2202,519
DESVIACIÓN TÍPICA	±1751,754	±1549,925
MÁX-MIN.	7935,492-296,296	7831,484-237,154
POTASIO		
MEDIA	1443,823	1214,558
DESVIACIÓN TÍPICA	±552,957	±509,033
MÁX-MIN.	2100-188,050	2100-99,144
CALCIO		
MEDIA	59,366	56,759
DESVIACIÓN TÍPICA	±26,032	±23,831
MÁX-MIN.	93,600-5,210	97,635-4,720
MAGNESIO		
MEDIA	151,963	154,477
DESVIACIÓN TÍPICA	±63,273	±72,406
MÁX-MIN.	269,214-9,126	318,375-13,845

Tabla 73. Concentraciones medias y desviaciones típicas de los metales esenciales según la presentación en mg/kg.



Observando los datos de la gráfica, ésta representa las medias de los metales esenciales del tipo macroelementos estudiados; en formato adobado y al natural.

Podemos observar que las mayores concentraciones de metales se corresponden con Sodio y Potasio coincidiendo con lo expuesto por Orban et al., 2008.

Para el caso del Na, éste es mayor en el formato en adobo ($2307,400 \pm 1751,754$), igual ocurre con el K ($1443,823 \pm 522,957$) que presenta mayor concentración media en el mismo formato.

Para comprobar la existencia de diferencias significativas entre los metales estudiados (Na, K, Ca, Mg) entre las muestras con diferentes presentaciones se llevó a cabo un estudio estadístico que se detalla a continuación (Tabla 75).

Se utilizaron los test de Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Wilk para comprobar la normalidad de los datos de concentraciones de metales (Na, K, Ca, Mg).

Tabla 75.		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
SODIO	ADOBO	0,374	21	0,000	0,738	21	0,000
	NATURAL	0,263	59	0,000	0,840	59	0,000
POTASIO	ADOBO	0,207	21	0,005	0,855	21	0,002
	NATURAL	0,147	59	0,000	0,940	59	0,001
CALCIO	ADOBO	0,196	21	0,011	0,854	21	0,002
	NATURAL	0,119	59	0,010	0,955	59	0,010
MAGNESIO	ADOBO	0,234	21	0,001	0,868	21	0,003
	NATURAL	0,138	59	0,001	0,946	59	0,003

Una vez estudiada la normalidad de los datos, se realizaron los estudios de homogeneidad de las varianzas mediante el test estadístico de Levene para cada uno de los metales estudiados (Na, K, Ca, Mg) entre las muestras de diferentes presentaciones de panga (Tabla 76).

Tabla 76.	HOMOGENEIDAD DE LA VARIANZA.	Estadístico de Levene	g11	g12	Sig.
SODIO	Basándose en la media	0,212	1	99	0,646
	Basándose en la mediana.	0,042	1	99	0,838
	Basándose en la mediana y con gl corregido	00,042	1	95,509	0,838
	Basándose en la media recortada	0,064	1	99	0,801
POTASIO	Basándose en la media	0,060	1	99	0,808
	Basándose en la mediana.	0,372	1	99	0,543
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,372	1	91,998	0,543
	Basándose en la media recortada	0,117	1	99	0,733
CALCIO	Basándose en la media	0,012	1	99	0,912
	Basándose en la mediana.	0,002	1	99	0,964
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,002	1	93,776	0,964

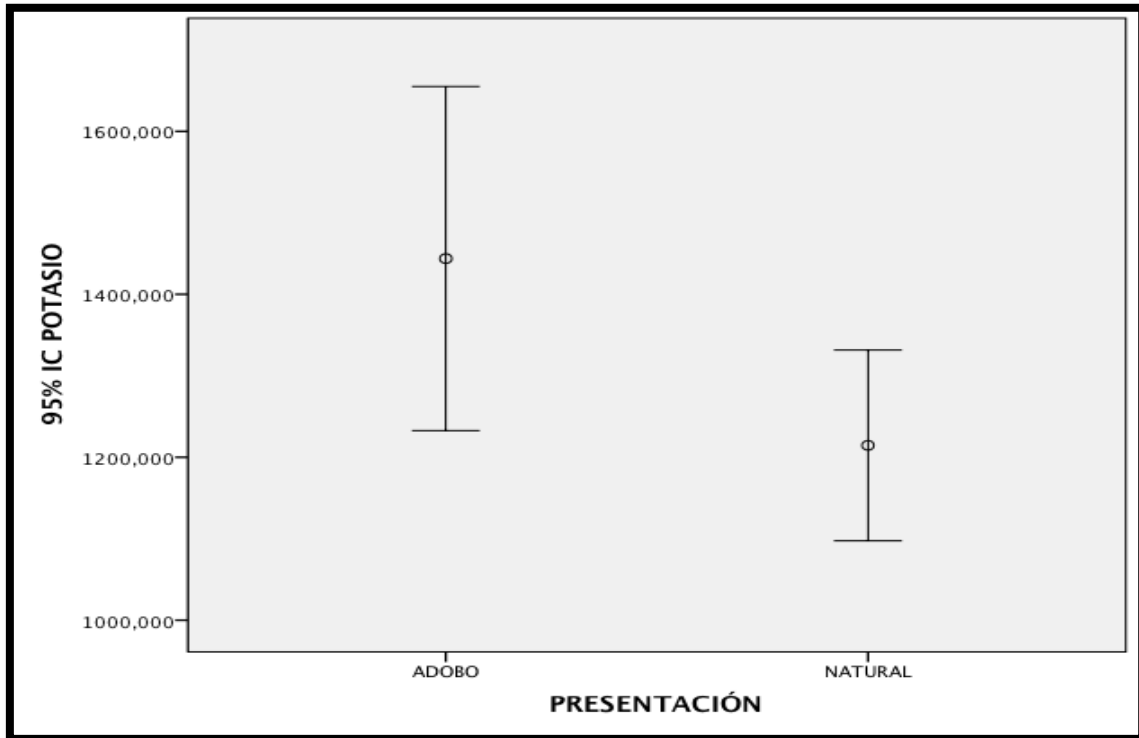
	Basándose en la media recortada	0,003	1	99	0,958
MAGNESIO	Basándose en la media	0,484	1	99	0,488
	Basándose en la mediana.	0,736	1	99	0,393
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,736	1	98,895	0,393
	Basándose en la media recortada	0,627	1	99	0,430

Al no existir homogeneidad de las varianzas para ninguno de los metales estudiados se confirmó la no normalidad de los resultados y la necesidad por lo tanto de aplicar test no paramétricos para realizar el análisis estadístico inferencial de los mismos (Tabla 77).

	Hipótesis nula	Test	Sig	Decisión
1	La distribución de Na es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,294	Retener la hipótesis nula
2	La distribución de K es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,023	Rechazar la hipótesis nula
3	La distribución de Ca es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,428	Retener la hipótesis nula
4	La distribución de Mg es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,786	Retener la hipótesis nula

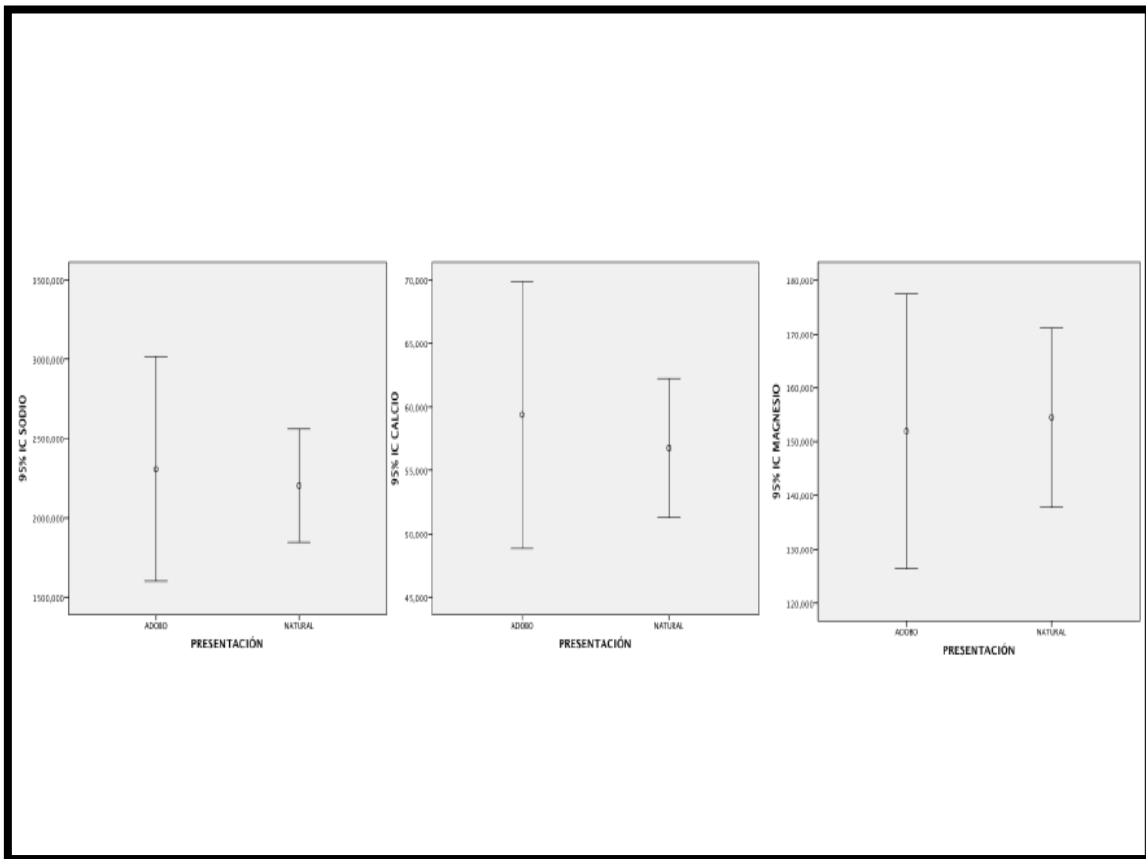
*Se muestran las significancias asintóticas. **El nivel de significancia es 0.05.

Los test no paramétricos, muestran la existencia de diferencias significativas entre el contenido metálico medio de Potasio entre las diferentes presentaciones estudiados. Podemos decir que la presencia de Potasio en una y otra presentación, no es azarosa, si no que existen diferencias entre el formato natural ($1214,558 \pm 509,033$) y el adobado ($1443,823 \pm 552,957$ mg/kg). Lo vemos representado en la Gráfica 78.



Gráfica 78. Representación de las concentraciones medias en m/ kg de Potasio en los filetes de *P.hypophthalmus* según la presentación.

Por otro lado, los test no paramétricos, muestran que no existen diferencias significativas entre las concentraciones medias del resto de los metales (Na, Ca y Mg) en las presentaciones de adobo y natural., tal y como podemos verlo representado en la Gráfica 79. De esta manera podemos concluir que no influye el tipo de presentación de los filetes de Panga para la concentración de macroelementos.



Gráfica 79. Representación de las concentraciones medias en mg/kg. de Sodio, Calcio y Magnesio en los filetes de *P.hypophthalmus* según la presentación .

4.11. Comparación de las concentraciones medias de macroelementos con otras especies.

En la Tabla 80 podemos observar la comparativa con otras especies en formato al natural, ahumado y en conserva con aceite de oliva (NUTRAQUA, 2010).

La bibliografía consultada no ofrece datos acerca de panga u otras especies en adobo.

Podemos observar en la misma que los datos de concentraciones medias en mg/kg de las muestras de Panga de nuestro estudio en ambos formatos son superiores a los obtenidos en las diferentes especies referenciadas en NUTRAQUA para los metales Na, K, y Mg.

La excepción la representa el Calcio en las muestras de Sardinas (*Sardina pilchardus*) en aceite de oliva y de girasol donde sus valores son muy altos comparándolos con las demás especies.

Presentan valores de 421 mg/kg para la variedad en aceite de girasol y de 275 mg/kg para la variedad en aceite de oliva.

Destacamos también los valores medios de la Caballa al vino blanco (*Scomber scombrus*) (184 mg/kg); algo natural puesto que las principales fuentes de Calcio según la bibliografía son los lácteos y sus derivados, vegetales de hoja verde, y las sardinas y caballas (Gil, 2010c).

Para el caso del Sodio; los valores varían desde concentraciones altas como las de la Trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) (1063 mg/kg), la Caballa (387 mg/kg), la Sardina en aceite de girasol (365 mg/kg), la sardina en aceite de oliva (257 mg/kg) hasta concentraciones medias más bajas como en el caso de la Raya (*Raja clavata*) (139 mg/kg), el Rodaballo (*Scophthalmus rhombus*) (77,9 mg/kg), el Merlán (*Merlangius merlangus*) (63,3 mg/kg), la Dorada (*Sparus aurata*) y el Arenque (*Clupea spp*) con 52,7mg/kg y 52,4 mg/kg respectivamente.

En los datos para el Potasio destacamos los valores de las concentraciones medias en las muestras de Dorada (461 mg/kg), Arenque (421 mg/kg) y Merlán (417 mg/kg), seguidos de las Sardinas en aceite de oliva y en aceite de girasol (384 mg/kg y 344 mg/kg), la Trucha arcoíris (339 mg/kg), el Rodaballo (306 mg/kg) y finalmente las muestras de Raya (279 mg/kg) y Caballa (165 mg/kg).

Observando las concentraciones medias de Magnesio, se reiteran las concentraciones mayores en las Sardinas en sus dos presentaciones comerciales (43,1 mg/kg y 35,5 mg/kg), seguidas del Arenque (32,7 mg/kg), el Merlán (31,7 mg/kg), la Dorada (31,4 mg/kg), la Trucha (29,4 mg/kg), el Rodaballo (24,9 mg/kg), la Raya (23,1 mg/kg) y para finalizar la Caballa (17 mg/kg).

Tabla 80. Concentraciones medias en 100 gramos de los metales esenciales en comparación con otras especies (NUTRAQUA, 2010).

VALORES	Merlán. Francia. Filete fresco	Raya. Francia. Filete fresco.	Rodaballo. Francia. Filete fresco
Sodio(mg)	63,3	139	77,9
Potasio(mg)	417	279	306
Calcio(mg)	18	11,8	10,2
Magnesio(mg)	31,7	23,1	24,9
VALORES	Trucha arcoíris. Francia Filete ahumado.	Sardina al aceite de oliva. Francia. Filete enlatado.	Caballa al vino blanco. Francia. Filete enlatado
Sodio(mg)	1063	257	387
Potasio(mg)	339	384	165
Calcio(mg)	11,9	275	184
Magnesio(mg)	29,4	35,5	17
VALORES	Sardina al aceite de girasol. Francia. Filete enlatado	Dorada. Atlántico. Filete fresco.	Arenque. Atlántico Norte. Filete fresco.
Sodio(mg)	365	52,7	52,4
Potasio(mg)	344	461	421
Calcio(mg)	421	7,5	47,7
Magnesio(mg)	43,1	31,4	32,7
VALORES	*Panga. Vietnam. En adobo	*Panga. Vietnam. Al natural.	
Sodio(mg)	2307,4	2202,519	

Potasio(mg)	1443,823	1214,558
Calcio(mg)	59,366	56,759
Magnesio(mg)	151,963	154,477

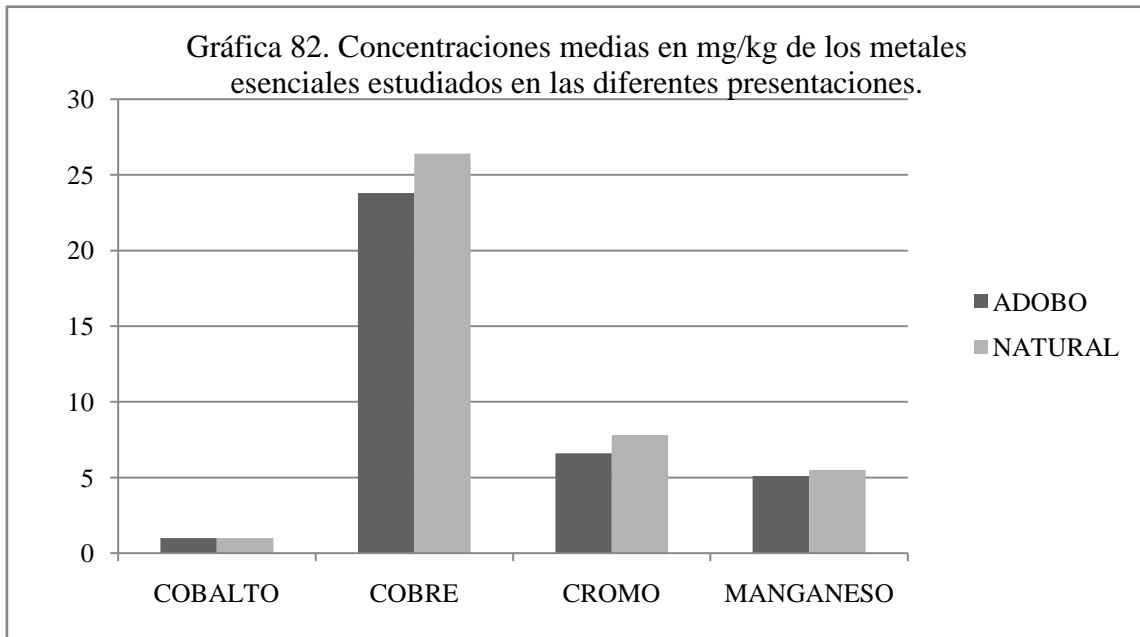
*Referencia al estudio de esta tesis doctoral. ** Se utilizan 25 gramos de muestra para determinar el contenido medio de macroelementos.

4.12. Determinación de metales esenciales (Microelementos) por presentación (Adobo y Natural) en *P.hypophthalmus*.

En las Tablas 81, 83 y 85 y sus correspondientes gráficas, las n° 82, 84 y 86, se muestran las concentraciones medias y desviaciones típicas de los metales esenciales estudiados en las diferentes presentaciones.

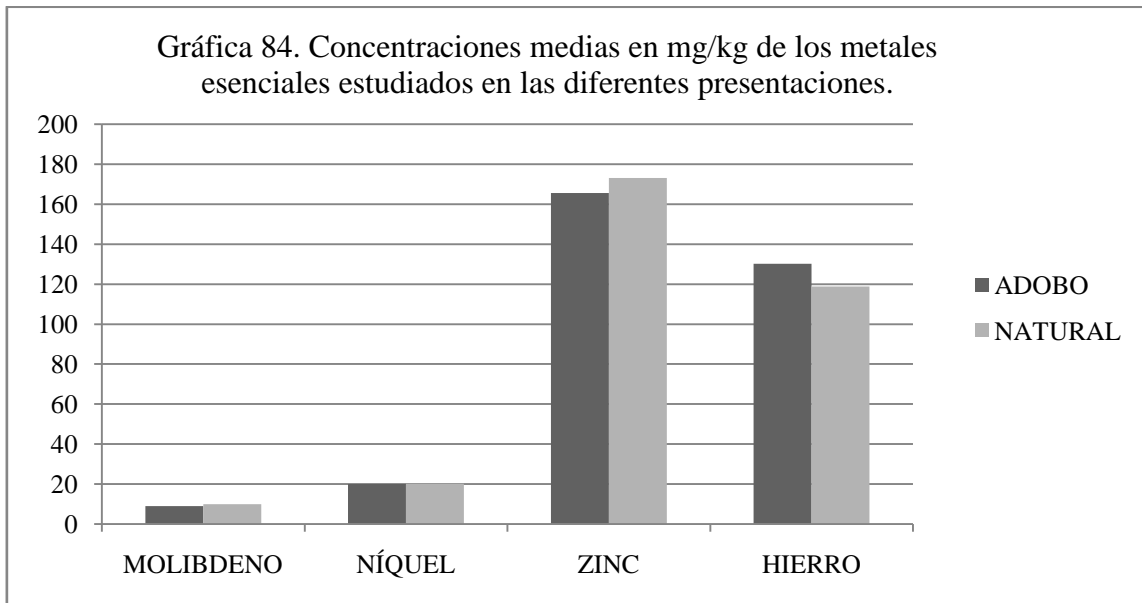
METALES. mg/kg peso	ADOBO	NATURAL
COBALTO		
MEDIA	0,001	0,001
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,002	±0,002
MÁX-MIN.	0,006-0	0,006-0
COBRE		
MEDIA	0,238	0,264
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,104	±0,122
MÁX-MIN.	0,0560-0,050	0,622-0,063
CROMO		
MEDIA	0,066	0,078
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,074	±0,083
MÁX-MIN.	0,352-0,006	0,435-0
MANGANESO		
MEDIA	0,051	0,055
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,029	±0,050
MÁX-MIN.	0,134-0,006	0,322-0,003

Tabla 81. Concentraciones medias y desviaciones típicas en mg/kg de los metales esenciales estudiados en las diferentes presentaciones.



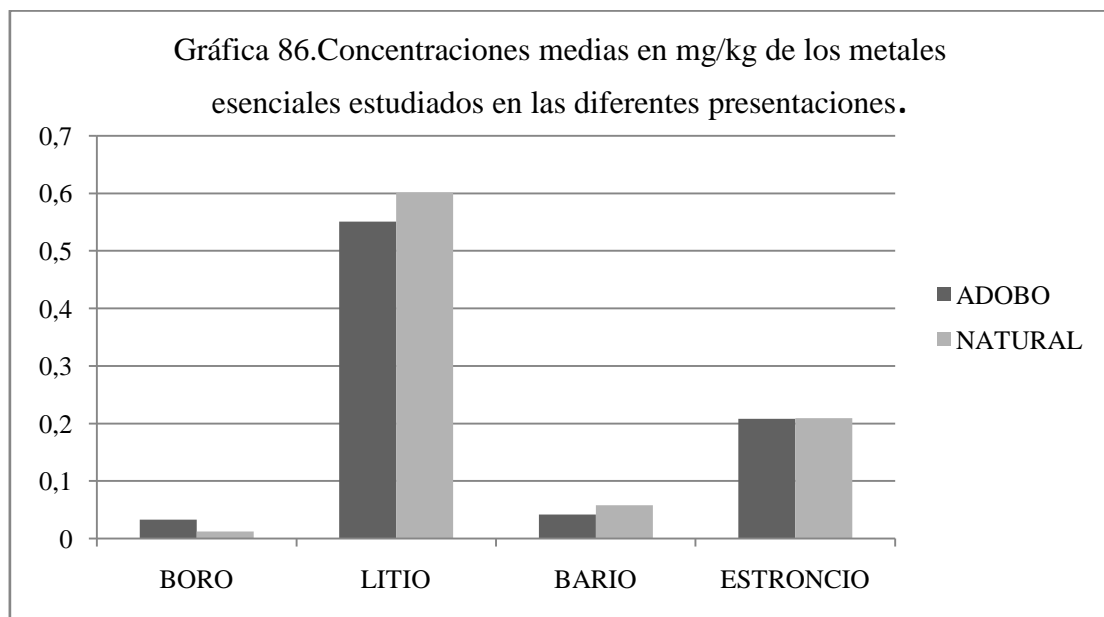
METALES. mg/kg peso	ADOBO	NATURAL
MOLIBDENO		
MEDIA	0,009	0,010
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,009	±0,083
MÁX-MIN.	0,022-0	0,031-0
NÍQUEL		
MEDIA	0,020	0,0213
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,008	±0,0134
MÁX-MIN.	0,036-0,005	0,078-0,003
ZINC		
MEDIA	1,655	1,731
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,842	±1,425
MÁX-MIN.	2,660-0	8,7-0
HIERRO		
MEDIA	1,302	1,188
DESVIACIÓN TÍPICA	±1,201	±0,906
MÁX-MIN.	5,480-0,098	5,480-0,044

Tabla 83. Concentraciones medias y desviaciones típicas en mg/kg de los metales esenciales estudiados en las diferentes presentaciones.



METALES. mg/kg peso	ADOBO	NATURAL
BORO		
MEDIA	0,033	0,012
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,038	±0,027
MÁX-MIN.	0,155-0	0,155-0
LITIO		
MEDIA	0,551	0,601
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,313	±0,343
MÁX-MIN.	1,429-0,065	1,926-0,036
BARIO		
MEDIA	0,042	0,058
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,034	±0,037
MÁX-MIN.	0,150-0,006	0,202-0,002
ESTRONCIO		
MEDIA	0,208	0,209
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,177	±0,170
MÁX-MIN.	0,0963-0,020	1,348-0,020

Tabla 85. Concentraciones medias y desviaciones típicas en mg/kg de los metales esenciales estudiados en las diferentes presentaciones.



Tal y como se puede observar en las Tablas 81, 83 y 85 y sus correspondientes gráficas, las nº 82,84 y 86; los mayores valores se corresponden con la presentación al natural para los Microelementos Cu ($0,264 \pm 0,122$), Cr ($0,078 \pm 0,086$), Mn ($0,055 \pm 0,050$), Mo ($0,010 \pm 0,008$), Ni ($0,021 \pm 0,013$), Zn ($1,731 \pm 1,425$), Li ($0,601 \pm 0,343$), Ba ($0,058 \pm 0,037$) y Sr ($0,209 \pm 0,170$).

Para la presentación en adobo, los microelementos con mayor concentración media son Fe ($1,302 \pm 1,201$) y B ($0,033 \pm 0,038$).

En el caso del Cobalto la concentración ha resultado homogénea en ambos formatos, adobo ($0,001 \pm 0,002$) mg/kg peso, al natural ($0,001 \pm 0,002$) mg/kg peso.

Para comprobar la existencia de diferencias significativas entre los metales estudiados (Co, Cu, Cr, Mn, Mo, Ni, Zn, Fe, B, Ba y Sr) entre las muestras con diferentes presentaciones se llevó a cabo un estudio estadístico que se detalla a continuación (Tabla 87).

Se utilizaron los test de Kolmorov-Smirnov y Shapiro-Wilk para comprobar la normalidad de los datos de concentraciones de metales (Co, Cu, Cr, Mn, Mo, Ni, Zn, Fe, B, Ba y Sr).

Tabla 87.		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
COBALTO	ADOBO	0,437	21	0,000	0,608	21	0,000
	NATURAL	0,310	59	0,000	0,765	59	0,000
COBRE	ADOBO	0,172	21	0,046	0,917	21	0,038
	NATURAL	0,186	59	0,000	0,889	59	0,000
CROMO	ADOBO	0,270	21	0,000	0,655	21	0,000
	NATURAL	0,260	59	0,000	0,728	59	0,000
MANGANESO	ADOBO	0,151	21	0,131	0,932	21	0,086
	NATURAL	0,274	59	0,000	0,583	59	0,000
MOLIBDENO	ADOBO	0,280	21	0,000	0,804	21	0,000
	NATURAL	0,245	59	0,000	0,822	59	0,000
NIQUEL	ADOBO	0,167	21	0,060	0,937	21	0,112
	NATURAL	0,218	59	0,000	0,777	59	0,000
ZINC	ADOBO	0,283	21	0,000	0,839	21	0,001
	NATURAL	0,213	59	0,000	0,693	59	0,000
HIERRO	ADOBO	0,248	21	0,000	0,752	21	0,000
	NATURAL	0,124	59	0,006	0,856	59	0,000
BORO	ADOBO	0,196	21	0,011	0,801	21	0,000
	NATURAL	0,323	59	0,000	0,523	59	0,000
LITIO	ADOBO	0,143	21	0,182	0,940	21	0,132
	NATURAL	0,132	59	0,002	0,873	59	0,000
BARIO	ADOBO	0,149	21	0,140	0,864	21	0,003
	NATURAL	0,155	59	0,000	0,910	59	0,000
	ADOBO	0,248	21	0,000	0,674	21	0,000

ESTRONCIO	NATURAL	0,238	59	0,000	0,604	59	0,000
-----------	---------	-------	----	-------	-------	----	-------

Una vez estudiada la normalidad de los datos, se realizaron los estudios de la homogeneidad de las varianzas mediante el test estadístico de Levene para cada uno de los metales estudiados (Co, Cu, Cr, Mn, Mo, Ni, Zn, Fe, B, Ba y Sr) entre las muestras de diferentes presentaciones de panga (Tabla 88).

Tabla 88.	HOMOGENEIDAD DE LA VARIANZA.	Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
COBALTO	Basándose en la media	0,416	1	99	0,521
	Basándose en la mediana.	1,259	1	99	0,265
	Basándose en la mediana y con gl corregido	1,259	1	98,710	0,265
	Basándose en la media recortada	0,765	1	99	0,384
COBRE	Basándose en la media	0,766	1	99	0,384
	Basándose en la mediana.	0,614	1	99	0,435
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,614	1	97,610	0,435
	Basándose en la media recortada	0,665	1	99	0,417
CROMO	Basándose en la media	0,921	1	99	0,340
	Basándose en la mediana.	0,440	1	99	0,509
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,440	1	98,731	0,509
	Basándose en la media recortada	0,919	1	99	0,340
MANGANESO	Basándose en la media	0,291	1	99	0,591

	Basándose en la mediana.	0,286	1	99	0,594
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,286	1	83,666	0,594
	Basándose en la media recortada	0,373	1	99	0,543
MOLIBDENO	Basándose en la media	0,003	1	99	0,956
	Basándose en la mediana.	0,016	1	99	0,899
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,016	1	96,155	0,899
	Basándose en la media recortada	0,001	1	99	0,973
NÍQUEL	Basándose en la media	1,357	1	99	0,247
	Basándose en la mediana.	1,001	1	99	0,319
	Basándose en la mediana y con gl corregido	1,001	1	85,426	0,320
	Basándose en la media recortada	1,054	1	99	0,307
ZINC	Basándose en la media	0,539	1	99	,465
	Basándose en la mediana	1,221	1	99	0,272
	Basándose en la mediana y con gl corregido	1,221	1	89,808	0,272
	Basándose en la media recortada	0,675	1	99	0,413
HIERRO	Basándose en la media	0,498	1	99	0,482
	Basándose en la mediana.	0,191	1	99	0,663

	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,191	1	82,788	0,663
	Basándose en la media recortada	0,270	1	99	0,604
BORO	Basándose en la media	4,614	1	99	0,034
	Basándose en la mediana.	4,805	1	99	0,031
	Basándose en la mediana y con gl corregido	4,805	1	98,171	0,031
	Basándose en la media recortada	4,620	1	99	0,034
LITIO	Basándose en la media	0,016	1	99	0,899
	Basándose en la mediana	0,035	1	99	0,852
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,035	1	97,859	0,852
	Basándose en la media recortada	0,012	1	99	0,914
BARIO	Basándose en la media	0,035	1	99	0,853
	Basándose en la mediana.	0,035	1	97,550	0,853
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,045	1	99	0,832
	Basándose en la media recortada				
ESTRONCIO	Basándose en la media	0,133	1	99	0,716
	Basándose en la mediana.	0,153	1	99	0,697
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,153	1	98,990	0,697
	Basándose en la media recortada	0,165	1	99	0,685

Tabla 79. Análisis de la homogeneidad de varianzas según presentación.

Una vez analizados los datos, determinamos que al no existir homogeneidad de las varianzas para ninguno de los metales estudiados exceptuando para Boro, se confirmó la no normalidad de los resultados y la necesidad por lo tanto de aplicar test no paramétricos para realizar el análisis estadístico de los mismos.

En el caso del Boro, se confirmó la normalidad de los resultados y la necesidad de aplicar test estadísticos paramétricos para este metal (Tabla 89).

En la estadística inferencial se aplicó un ANOVA (post hoc: Tukey/ DMS) como prueba paramétrica y los test de Kruskal-Wallis y U de Mann-Whitney, en el caso de aplicar estadística no paramétrica.

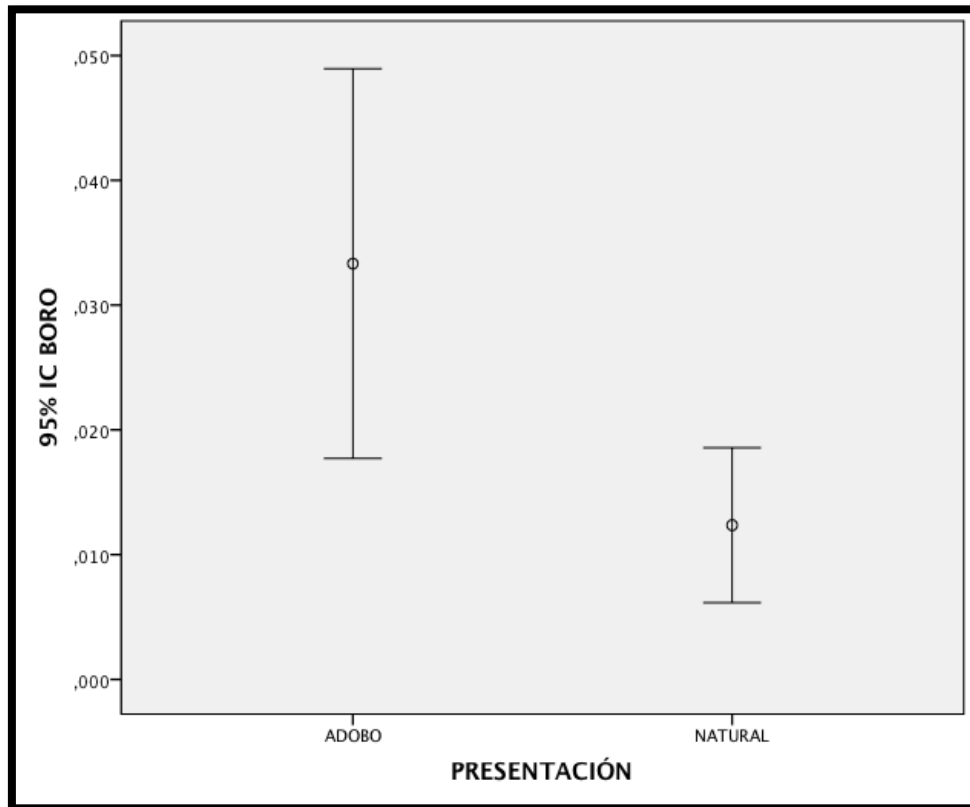
Tabla 89.		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
BORO	Inter-grupos	0,008	1	0,008	9,208	0,003
	Intra-grupos	0,091	99	0,001		
	Total	0,100	100			

Tabla 89. Anova de un factor para Boro en filetes de panga según la superficie comercial.

Como se observa en la Tabla 89, existen diferencias significativas entre las concentraciones de Boro en los filetes de Panga según su presentación (Gráfica 90) en adobo o al natural.

Observamos la mayor concentración de Boro en la muestra en adobo (0,033±0,038) mg/kg peso; respecto a la que se analiza al natural (0,012 ±0,027) mg/kg peso. Esta mayor concentración de Boro en la presentación en adobo puede ser

debido a que las principales fuentes de Boro son los alimentos de origen vegetal, verduras, semillas bebidas fermentadas como el vino (EFSA, 2006) siendo éstos componentes del adobo utilizado en los filetes de Panga.



Gráfica 90. Concentraciones medias de Boro en mg/kg en las muestras de *P.hypophthalmus* en las diferentes presentaciones: Natural y Adobada.

Para el resto de los metales estudiados, la estadística inferencial se realizó mediante test no paramétricos como indicamos anteriormente, debido a la no normalidad de los resultados de las concentraciones medias para las presentaciones (Tabla 91).

Los test no paramétricos muestran existencia de diferencias significativas entre el contenido metálico medio de Bario ($0,042 \pm 0,034$) en adobo y al natural ($0,058 \pm 0,037$), siendo esta última la que mayor concentración presentó.

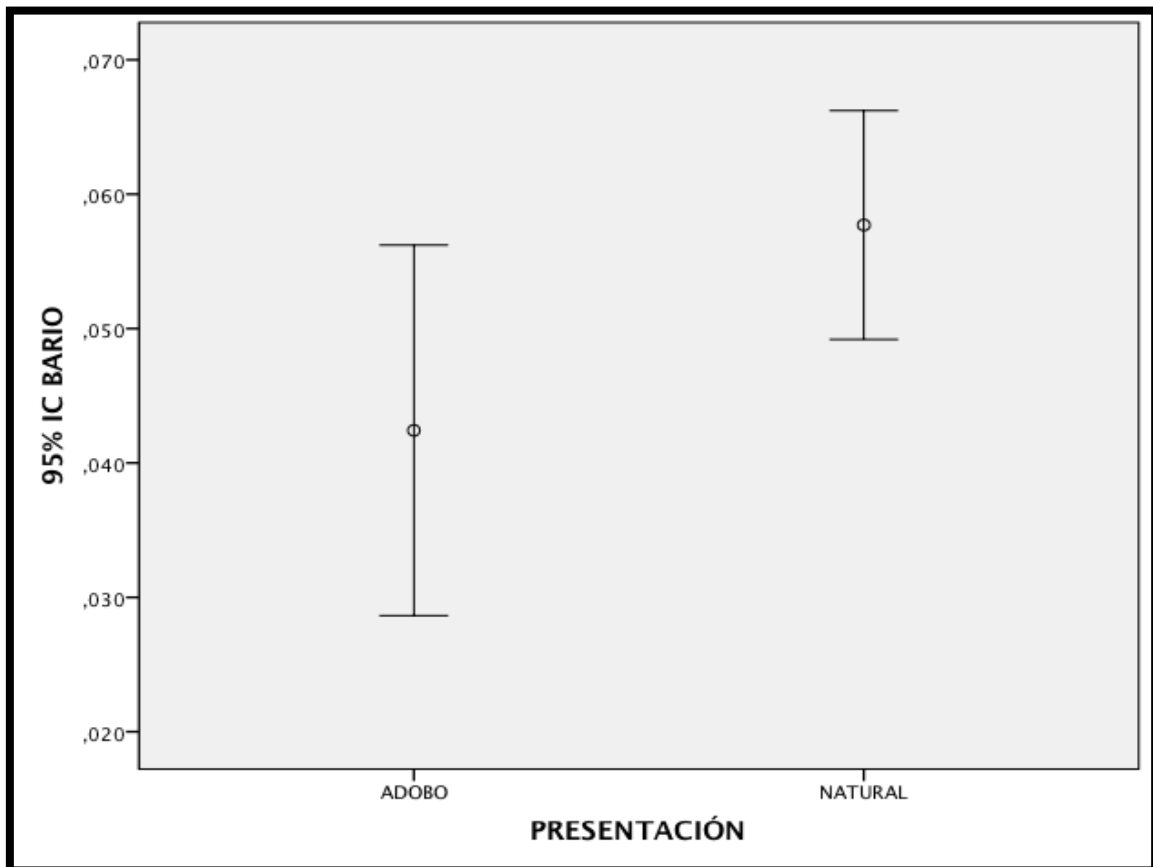
El resto de los metales estudiados no presentan diferencias significativas por lo que no se distinguen las concentraciones metálicas según la presentación; en adobo o al natural.

De esta manera podemos concluir que no influye el tipo de presentación de los filetes de Panga para la concentración de microelementos.

Tabla 91. Resumen de prueba de hipótesis				
	Hipótesis nula	Test	Sig	Decisión
1	La distribución de Co es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,158	Retener la hipótesis nula
2	La distribución de Cu es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,433	Retener la hipótesis nula
3	La distribución de Cr es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,494	Retener la hipótesis nula
4	La distribución de Mn es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,759	Retener la hipótesis nula
5	La distribución de Mo es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,563	Retener la hipótesis nula
6	La distribución de Ni es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,503	Retener la hipótesis nula
7	La distribución de Zn es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,686	Retener la hipótesis nula
8	La distribución de Fe es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,880	Retener la hipótesis nula
9	La distribución de Li es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,649	Retener la hipótesis nula
10	La distribución de Ba es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,044	Rechazar la hipótesis nula
11	La distribución de Sr es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,756	Retener la hipótesis nula

*Se muestran las significancias asintóticas. **El nivel de significancia es 0,05.

A continuación podemos observar de manera gráfica, las diferencias significativas existentes para las concentraciones medias de Ba en los filetes de Panga procedentes de dos presentaciones diferentes, al natural y en adobo que obtuvimos en nuestro test no paramétricos.



Gráfica 92. Concentraciones medias de Bario en las muestras de *P.hypophthalmus* en las diferentes presentaciones: Natural y Adobada.

4.13. Comparación de las concentraciones medias de microelementos con otros autores.

En la Tabla 93 podemos observar la comparativa con otras especies en formato al natural, ahumado y en conserva con aceite de oliva. La bibliografía consultada no ofrece datos acerca de panga u otras especies en adobo y su análisis. (NUTRAQUA, 2010). En este estudio no aparecen todos los microelementos que hemos considerado en esta tesis doctoral.

Tabla 93. Concentraciones medias en 100 gramos de los metales esenciales en comparación con otras especies (NUTRAQUA, 2010).

VALORES	Merlán. Francia. Filete fresco	Raya. Francia. Filete fresco.	Rodaballo. Francia. Filete fresco
Cu (mg)	<0,1	<0,1	<0,1
Mn(mg)	<0,1	<0,1	<0,1
Zn(mg)	0,39	0,41	0,65
Fe(mg)	0,31	0,23	0,16
VALORES	Trucha arcoíris. Francia Filete ahumado.	Sardina al aceite de oliva. Francia. Filete enlatado.	Caballa al vino blanco. Francia. Filete enlatado
Cu (mg)	<0,1	<0,1	<0,1
Mn(mg)	<0,1	<0,1	<0,1
Zn(mg)	0,38	1,9	1
Fe(mg)	0,28	2	0,84
VALORES	Sardina al aceite de girasol. Francia. Filete enlatado	Dorada. Atlántico. Filete fresco.	Arenque. Atlántico Norte. Filete fresco.
Cu (mg)	<0,1	<0,1	0,88
Mn(mg)	<0,1	<0,1	<0,1
Zn(mg)	1,8	0,42	0,44
Fe(mg)	2	0,46	<0,1

VALORES	*Panga. Vietnam. En adobo	*Panga. Vietnam. Al natural.
Cu (mg)	0,238	0,264
Mn(mg)	0,051	0,055
Zn(mg)	1,655	1,731
Fe(mg)	1,302	1,188

*Referencia al estudio de esta tesis doctoral. ** Se utilizan 25 gramos de muestra para determinar el contenido medio de macroelementos.

Observamos que las muestras referenciadas en NUTRAQUA, presentan niveles de Cobre y Manganese por debajo de los límites de detección, sin embargo en nuestro estudio han sido detectados con medias según presentación para el Cobre de 0,238 mg/kg en adobo y 0,264 al natural. Para el Manganese las medias metálicas son de 0,051 mg/kg en el caso de la presentación en adobo y 0,055 mg/kg para la presentación al natural.

En el caso del Zinc las muestras que mayor contenido medio presentan son las de Sardinas (*Sardina pilchardus*) en ambas presentaciones con 1,9 mg/kg y 1,8 mg/kg de contenido metálico, seguidas de las muestras de nuestro estudio (1,655 mg/kg y 1,731 mg/kg para adobo y natural respectivamente), la Caballa (*Scomber scombrus*) (1 mg/kg), el Rodaballo (*Scophthalmus rhombus*) (0,66 mg/kg), el Arenque (*Clupea spp*) (0,44 mg/kg), la Dorada (*Sparus aurata*) (0,42 mg/kg), la Raya (*Raja clavata*) (0,41 mg/kg), el Merlán (*Merlangius merlangus*) (0,38 mg/kg) y la Trucha (*Oncorhynchus mykiss*) con 0,38 mg/kg.

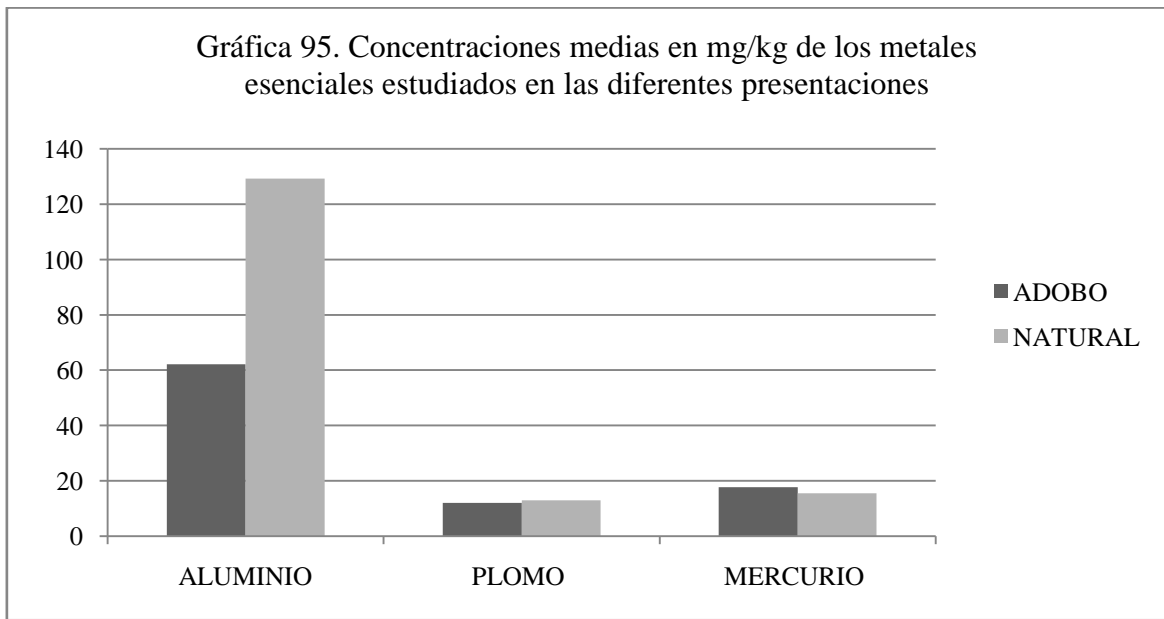
Los productos más ricos en Zinc son los marinos (Nöel et al., 2003) aunque publicaciones bibliográficas consultadas encuentran niveles superiores de Zinc en alimentos con respecto a los mismos alimentos frescos o congelados, indicando que este incremento podría deberse a la posible existencia de Zinc en el envase del producto (Castells, 1995).

Respecto al contenido en Hierro ocurre como con el Zinc, las mayores concentraciones medias las presentan las Sardinias en ambas presentaciones con 2 mg/kg, seguidas por los filetes de Panga pertenecientes a nuestro estudio (1,302 mg/kg y 1,188 mg/kg en adobo y a natural respectivamente), seguidos por la Caballa (0,84 mg/kg), la Dorada (0,46 mg/kg), el Merlán 80,31 mg/kg), la Trucha (0,28 mg/kg), la Raya (0,23 mg/kg) y el Rodaballo (0,16 mg/kg).

4.14. Determinación de metales Tóxicos por presentación (Adobo y Natural) en *P.hypophthalmus*.

En la Tabla 94 y su correspondiente gráfica, la n° 95, se muestran las concentraciones medias y desviaciones típicas de los metales esenciales estudiados en las diferentes presentaciones.

METALES. mg/kg peso	ADOBO	NATURAL
ALUMINIO		
MEDIA	0,621	1,292
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,539	±1,067
MÁX-MIN.	2,251-0,035	5,240-0,065
PLOMO		
MEDIA	0,012	0,013
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,007	±0,011
MÁX-MIN.	0,035-0,004	0,072-0,003
MERCURIO		
MEDIA	0,177	0,155
DESVIACIÓN TÍPICA	±0,219	±0,184
MÁX-MIN.	0,420-0	0,690-0



En los resultados obtenidos; los mayores valores se corresponden con la presentación al natural para el Plomo ($0,013 \pm 0,011$ mg/kg) y para el Mercurio en el caso de la presentación adobada ($0,177 \pm 0,219$ mg/kg). En el caso del Aluminio su mayor valor se presenta al natural ($1,292 \pm 1,067$ mg/kg).

Para comprobar la existencia de diferencias significativas entre el Aluminio, Plomo y Mercurio entre las muestras de diferente formato comercial: adobo y natural se llevó a cabo un estudio estadístico que detallado a continuación (Tabla 96) en el que utilizaron los test de Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Wilk para comprobar la normalidad de los datos de concentraciones.

Tabla 96.		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
ALUMINIO	ADOBO	0,149	21	0,140	0,886	26	0,008
	NATURAL	0,126	59	0,005	0,851	75	0,000
PLOMO	ADOBO	0,278	21	0,000	0,785	26	0,000
	NATURAL.	0,235	59	0,000	0,603	75	0,000
MERCURIO	ADOBO	0,190	21	0,070	0,883	19	0,024
	NATURAL.	0,177	59	0,000	0,915	61	0,000

Una vez estudiada la normalidad de los datos, se realizaron los estudios de homogeneidad de las varianzas mediante el test estadístico de Levene para los metales tóxicos en las muestras de Panga en adobo y a Natural (Tabla 97).

Tabla 97.	HOMOGENEIDAD DE LA VARIANZA.	Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
ALUMINIO	Basándose en la media	6,977	1	99	0,010
	Basándose en la mediana.	5,058	1	99	0,027
	Basándose en la mediana y con gl corregido	5,058	1	83,780	0,027
	Basándose en la media recortada	6,244	1	99	0,014
PLOMO	Basándose en la media	0,616	1	99	0,435
	Basándose en la mediana.	0,339	1	99	0,562
	Basándose en la mediana y con gl corregido	0,339	1	88,931	0,562
	Basándose en la media recortada	3,384	2	98	0,038
MERCURIO	Basándose en la media	1,186	1	78	0,279
	Basándose en la mediana.	1,142	1	78	0,289
	Basándose en la mediana y con gl corregido	1,142	1	75,995	0,289
	Basándose en la media recortada	1,171	1	78	0,282

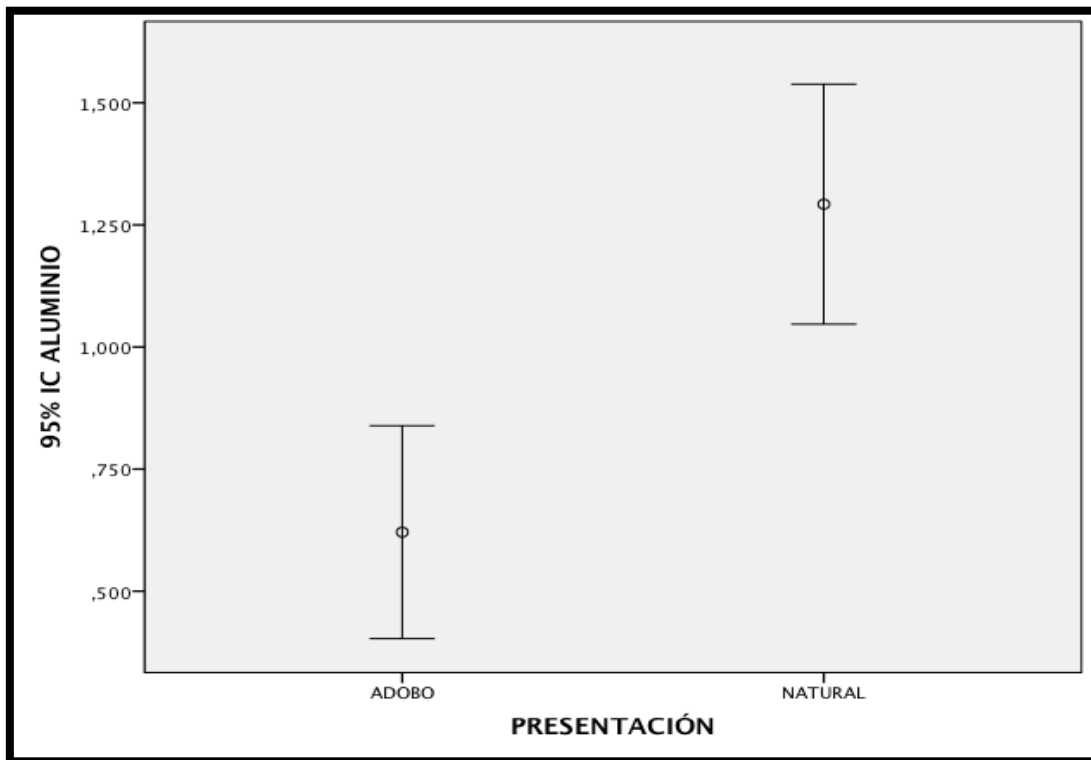
Analizando los datos de la tabla de homogeneidad de la varianza, comprobamos que al no existir homogeneidad de las varianzas para el Al, Pb y Hg determinado, se confirma la no normalidad del resultado y la necesidad por lo tanto de aplicar un test no paramétrico para realizar el análisis estadístico del mismo. Aplicamos por consiguiente los test de Kruskal-Wallis y U de Mann-Whitney.

Tabla 98. Resumen de prueba de hipótesis				
	Hipótesis nula	Test	Sig	Decisión
1	La distribución de Al es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,001	Rechazar la hipótesis nula
2	La distribución de Pb es la misma entre las categorías de muestra	Prueba U de Mann-Whitney de muestras independientes	0,755	Retener la hipótesis nula
3	La distribución de Hg es la misma entre las categorías de muestra	Prueba Kruskal-Wallis de muestras independientes	0,513	Retener la hipótesis nula

Del análisis de los test no paramétricos, podemos decir que no existen diferencias significativas entre las concentraciones medias de los metales estudiados Pb y Hg, según la superficie comercial. Es decir que la concentración metálica no varía según la presentación, en adobo o al natural.

Podemos decir que la presentación no influye en la concentración metálica de Plomo y Mercurio en los filetes de Panga.

Sin embargo; los test no paramétricos muestran existencia de diferencias significativas entre el contenido metálico medio de Aluminio tanto en la muestra adobada ($0,621 \pm 0,539$ mg/ kg) como en la muestra al natural ($1,292 \pm 1,068$ mg/ kg), podemos comprobarlo de igual modo, gráficamente (Gráfica 99).



Gráfica 99. Concentraciones medias de Aluminio en las muestras de *P.hypophthalmus* en las diferentes presentaciones: Natural y Adobada.

4.15. Comparación de las concentraciones medias de metales Tóxicos con otras especies.

En 2004, Storelli et al, estudia las concentraciones medias de mercurio en microgramos por kilogramo en la Merluza (*Merllucius merllucius*) y en el Salmonete (*Mullus barbatus*) en diferentes puntos del Mar Maditerráneo, en formato natural y en filete fresco. Observamos sus valores en la siguiente tabla (Tabla 100).

Merluza Mar Ionio	Merluza Mar Adriático	Salmonete Mar Adriático	Salmonete Mar Ionio
Concentración Mercurio	Concentración Mercurio	Concentración Mercurio	Concentración Mercurio
0,09 µg/kg	0,18 µg/kg	0,40 µg/kg	0,49 µg/kg

Tabla 100.

Ferranteli et al., en 2012 evaluaron el nivel de Mercurio (mg/kg^{-1}) en las diferentes especies que se conocen por Bacalao (*Gadus morhua*), Bacalao Atlántico (*Merluccius hubbsi*) y Bacalao del Pacífico (*Merluccius hubbsi*).

Bacalao	Bacalao Atlántico	Bacalao Pacífico
Concentración Mercurio	Concentración Mercurio	Concentración Mercurio
0,11 mg/kg^{-1}	0,115 mg/kg^{-1}	0,11 mg/kg^{-1}

Tabla 101.

4.16. Determinación de las correlaciones intermetálicas.

Dentro del análisis estadístico, se realizó un estudio de correlación con aquellas variables comunes en todas las muestras analizadas, con el objetivo de encontrar relaciones existentes entre ellas, así como encontrar diferencias en cuanto a la distribución de las concentraciones metálicas.

Las correlaciones miden el grado de relación entre dos variables. En éste caso, se correlacionan los diferentes metales estudiados entre sí. Si la correlación entre las dos variables es positiva, la relación de los metales correlacionados nos da información acerca de su aumento o disminución de manera simultánea.

Si la correlación entre las dos variables es negativa, la información que obtenemos es que el aumento o disminución se hará de manera inversa entre los metales estudiados.

En la Tabla 102 se presenta la matriz de correlación de los datos obtenidos en las muestras analizadas (con excepción del Mercurio) en la que se incluye el coeficiente de correlación, según el método de Rho de Spearman, y el nivel de significación bilateral (entre paréntesis), mostrando los casos en los que la relación es significativa ($P < 0,050$ ó $P < 0,010$).

Para el caso del Mercurio, observamos la matriz de correlación de los datos obtenidos, según el método de la P de Pearson (Tabla 103).

Según los resultados obtenidos, se observaron correlaciones tanto positivas como negativa, en la matriz de correlaciones de Rho de Sperman, con un coeficiente moderado – alto, variando desde el -0,317 obtenido en la correlación inversa existente

entre el Mo y el Na, hasta el 0,804 para la correlación positiva existente entre el Mn y el Zn. Asimismo, se observa un alto número de correlaciones significativas y un alto grado de correlaciones directas existentes entre los diferentes elementos.

En ambas matrices, el caso del Cd, se observó que debido a la ausencia de valores de concentración no se pudo determinar el coeficiente de correlación en el grado de significación con el resto de elementos.

En las Gráficas 104 –117 se muestran todas las correlaciones significativas obtenidas durante el procedimiento estadístico de los datos en la realización de esta Tesis Doctoral según el método de Rho de Spearman.

Según los resultados obtenidos en la P de Pearson con respecto al Hg, se observaron correlaciones tanto positivas como negativas, aunque no presentan correlaciones estadísticas significativas, asimismo predominan las negativas. Con unos coeficientes variando desde el -0,182 obtenido en la correlación inversa existente entre el Mb y el Hg, hasta el 0,139 para la correlación positiva existente entre el Co y el Hg.

Las correlaciones intermetálicas positivas con el Mercurio, sugieren que existe un enriquecimiento de los metales entre sí, es decir que la presencia de Mercurio implica a presencia de otros metales. Hay casos en los que las correlaciones no son positivas; es decir que no existe enriquecimiento metálico entre el Mercurio y los otros metales estudiados. La presencia de Mercurio, no implica que estén presentes otros metales

Generalmente este tipo de correlaciones; es decir la fuerte relación positiva entre los diferentes metales; viene indicada por la presencia característica de estos metales (macro, micros y pesados) en suelos formados por sedimento (origen geogénico) y también por el constante aporte de elementos de origen antropogénico (agricultura e industria) (Smith y Smith, 1975)

En el estudio llevado a cabo en esta tesis doctoral el Mercurio correlaciona negativamente con la gran mayoría de los metales, esto podría suponer que no complementa con ninguno, es decir que su presencia no está implicada con ningún otro metal y puede sugerir que su origen es una incorporación del mismo desde el exterior del delta del Mekong; es decir que su origen en los filetes de Panga sugiere ser antropogénico.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN. | 4

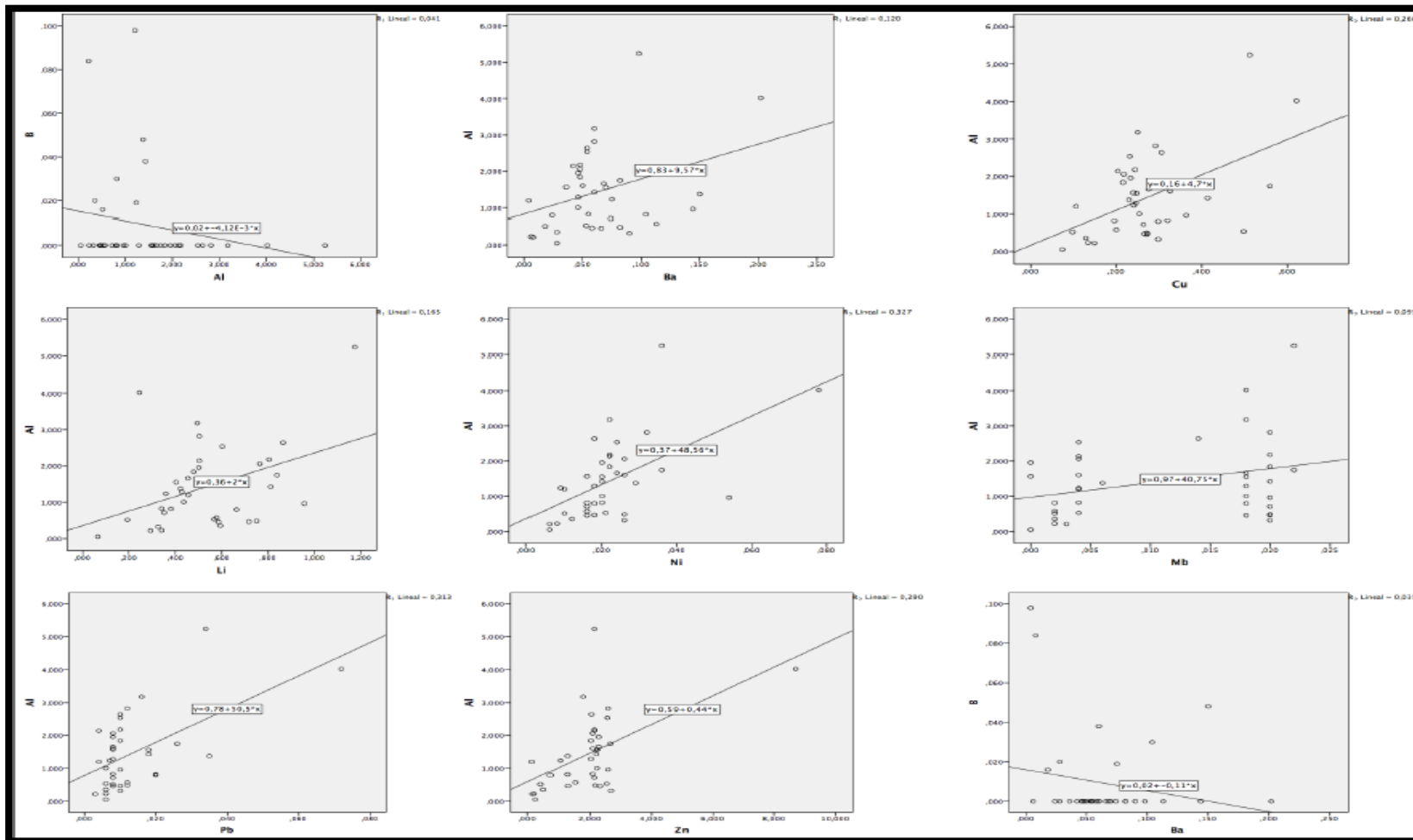
Tabla 102. Matriz de correlaciones de Rho de Spearman.

	Na	K	Ca	Mg	Co	Cu	Cr	Mn	Mb	Ni	Zn	Fe	B	Li	Ba	Al	Sr	Cd	Pb	
Na	1,000 (-)	0,213* (0,032)	-0,45 (0,656)	0,396** (0)	0,393** (0)	-0,163 (0,104)	0,482** (0)	0,083* (0,410)	0,071** (0,048)	-0,018 (0,837)	0,542** (0)	0,251* (0,011)	0,089* (0,374)	0,091 (0,365)	0,318** (0,001)	-0,32 (0,751)	0,715** (0)	0	-0,80 (0,425)	-
K		1,000 (-)	0,706** (0)	0,719** (0)	-0,024 (0,815)	0,307** (0,002)	0,089 (0,378)	0,619** (0)	0,153 (0,128)	0,479** (0)	0,648** (0)	0,439** (0)	0,015 (0,081)	0,0275** (0,005)	0,106 (0,290)	0,126 (0,211)	-0,122 (0,223)	0	-0,122 (0,223)	-
Ca			1,000 (-)	0,686** (0)	-0,099 (0,323)	0,578** (0)	-0,053 (0,597)	0,774** (0)	0,490** (0)	0,549** (0)	0,856** (0)	0,497** (0)	-0,234* (0,019)	0,272** (0)	0,355** (0)	0,129 (0,200)	0,0672** (0)	0	0,178 (0,076)	-
Mg				1,000 (-)	0,202 (0,043)	0,329* (0,001)	0,281 (0,004)	0,699 (0)	0,071* (0,480)	0,421** (0)	0,542** (0)	0,576** (0)	0,377** (0)	0,316** (0,001)	0,377** (0)	0,051 (0,612)	0,499** (0)	0	0,000** (0,099)	-
Co					1,000 (-)	0,202* (0,043)	-0,099 (0,323)	0,138 (0,168)	-0,295** (0,003)	0,068 (0,498)	-0,160 (0,109)	0,219* (0,028)	0,133 (0,185)	0,44 (0,635)	0,88 (0,384)	-0,001 (0,994)	-0,143 (0,152)	0	-0,68 (0,502)	-
Cu						1,000 (-)	0,578** (0)	0,537** (0)	0,560** (0)	0,636** (0)	0,621** (0)	0,584** (0)	-0,252 (0,011)	0,412** (0)	0,314** (0,001)	0,218* (0,028)	0,0585** (0)	0	0,0407** (0)	-
Cr							1,000 (-)	0,118 (0,241)	-0,165 (0,099)	0,047 (0,844)	-0,189 (0,058)	0,412** (0)	0,192 (0,054)	0,49 (0,623)	0,060 (0,549)	-0,186 (0,062)	-0,109 (0,277)	0	-0,053 (0,596)	-
Mn								1,000 (-)	0,316** (0)	0,624** (0)	0,814** (0)	0,679** (0,011)	-0,196* (0,049)	0,174 (0,082)	0,466** (0)	0,192 (0,055)	0,646** (0)	0	0,168 (0,092)	-
Mb									1,000 (-)	0,493** (0)	0,494** (0)	0,251* (0,011)	0,142** (0,156)	0,178** (0,075)	0,142** (0)	0,215 (0,031)	0,715** (0)	0	0,373** (0)	-
Ni										1,000 (-)	0,602** (0)	0,619** (0)	-0,223 (0,025)	0,468* (0)	0,305** (0,002)	0,368** (0)	0,499** (0)	0	0,408** (0)	-
Zn											1,000 (-)	0,448** (0)	0,344** (0)	0,170** (0,090)	0,344** (0)	0,191* (0,056)	0,685** (0)	0	0,144** (0,149)	-
Fe												1,000 (-)	-0,148 (0,139)	0,406** (0)	0,454** (0)	0,105 (0,298)	0,309** (0,002)	0	0,309** (0,002)	-
B													1,000 (-)	-0,033 (0,741)	-0,204* (0,040)	-0,228* (0,0229)	-0,142 (0,157)	0	-0,071 (0,086)	-
Li														1,000 (-)	0,234* (0,018)	0,289** (0,003)	0,113 (0,261)	0	0,373 (0)	-
Ba															1,000 (-)	0,284** (0,004)	0,448** (0)	0	0,370** (0)	-
Al																1,000 (-)	0,211 (0,034)	0	0,269 (0,007)	-
Sr																	1,000 (-)	0	0,403** (0)	-
Cd																		1,000 (-)	0	-
Pb																				1,000 (-)

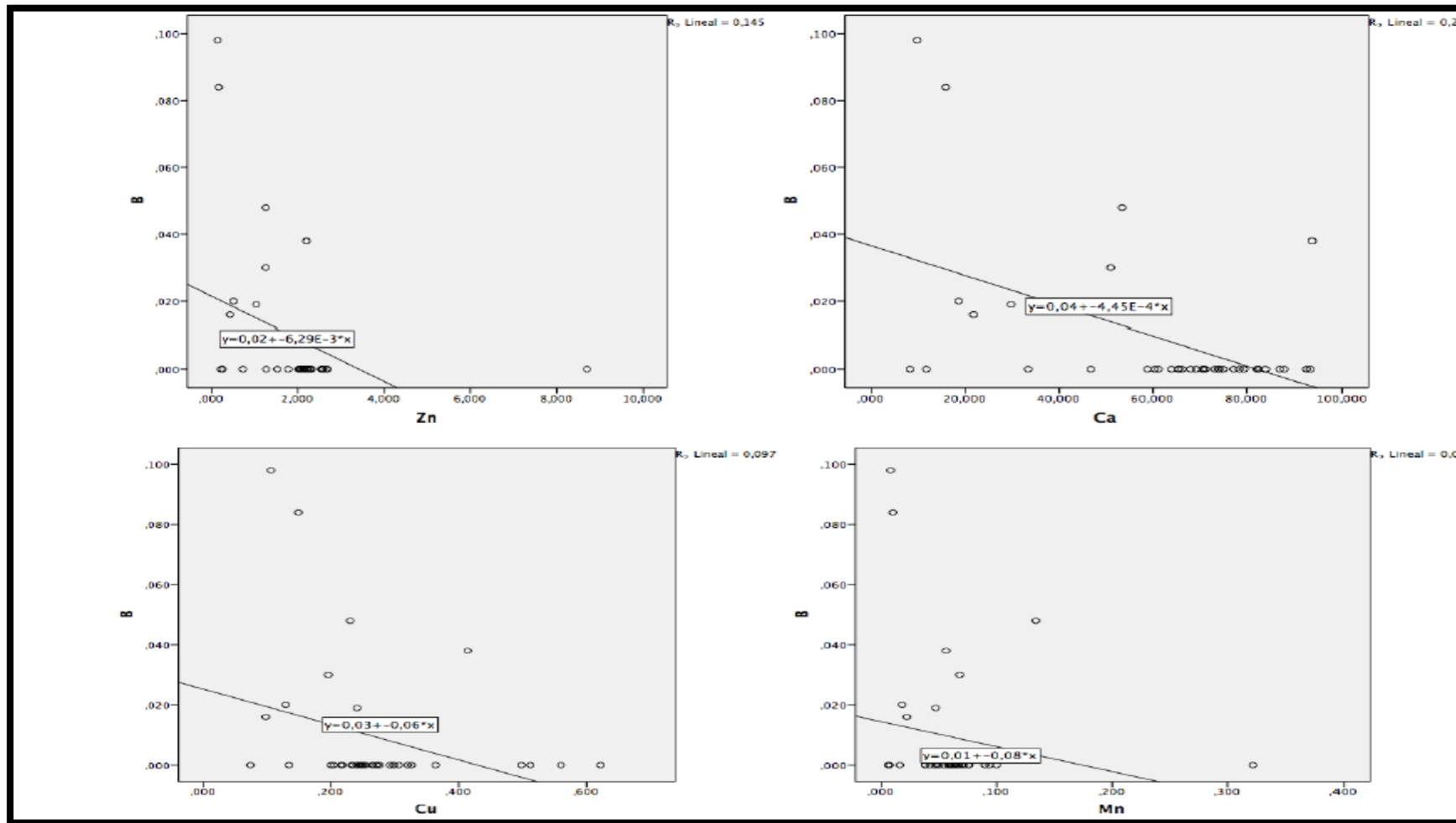
RESULTADOS Y DISCUSIÓN. | 4

Tabla 103. Matriz de correlaciones por el método de la P de Pearson.

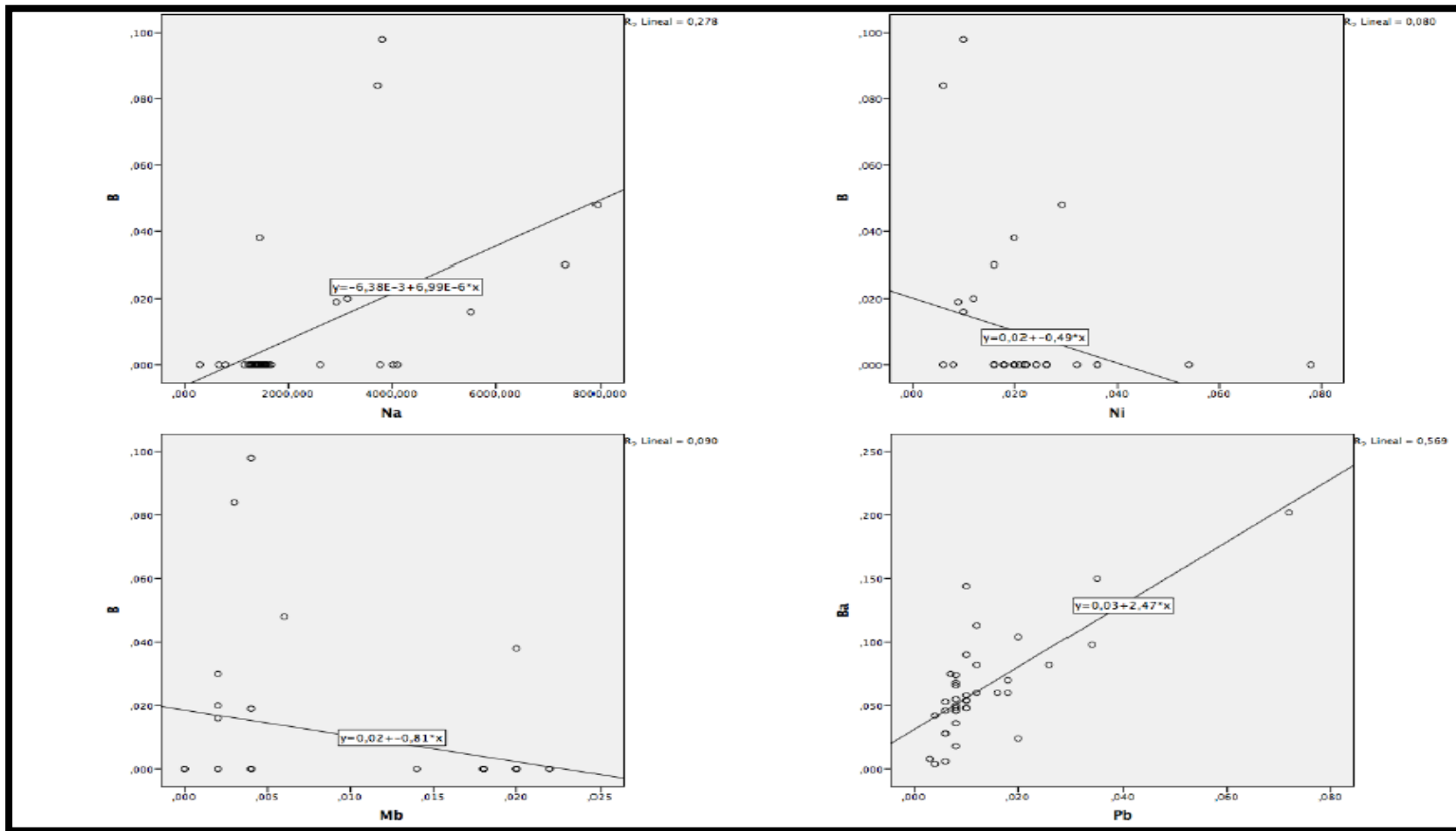
	Na	K	Ca	Mg	Co	Cu	Cr	Mn	Mb	Ni	Zn	Fe	B	Li	Ba	Al	Sr	Cd	Pb	Hg	
Na	1,000 (-)		-0,148** (0,141)	0,313* (0,001)	0,303* (0,002)	-0,101 (0,316)	0,487 (0)	-0,004 (0,967)	-0,369 (0)	-0,148 (0,140)	-0,222 (0,026)	0,065* (0,520)	0,343* (0)	0,053** (0,398)	0,110 (0,275)	-0,144 (0,150)	0,080** (0,426)	0	-0,036** (0,720)	0,251 (0,011)	-
K		1,000 (-)	0,735 (0)	0,732** (0)	0,047 (0,641)	0,311** (0,001)	0,046 (0,645)	0,438** (0)	0,160 (0,111)	0,342** (0,649)	0,464** (0)	0,465** (0,020)	0,018 (0,880)	0,208* (0,037)	0,127 (0,205)	0,090 (0,369)	0,178 (0,075)	0	-0,074 (0,464)	-0,166 (0,097)	-
Ca			1,000 (-)	0,743 (0)	0,047 (0,641)	0,550** (0)	-0,100 (0,320)	0,570 (0)	0,426 (0)	0,489 (0)	0,597** (0)	0,510** (0)	-0,255** (0,010)	0,277** (0,005)	0,311* (0,001)	0,194 (0,051)	0,279 (0,005)	0	0,214 (0,217)	-0,167** (0,096)	-
Mg				1,000 (-)	0,215 (0,031)	0,369 (0)	0,225 (0,024)	0,379 (0)	0,435** (0)	0,709 (0)	0,681 (0)	0,371** (0)	0,020 (0,840)	0,309** (0,002)	0,366* (0)	0,038 (0,707)	0,238* (0,016)	0	0,568 (0)	-0,040** (0,693)	-
Co					1,000 (-)	0,022 (0,828)	0,272** (0,006)	0,215 (0,030)	-0,215 (0,040)	0,166 (0,098)	0,004 (0,966)	0,160 (0,111)	0,036 (0,721)	0,177 (0,077)	0,266* (0,023)	-0,045 (0,655)	-0,033** (0,974)	0	0,017 (0,864)	0,139 (0,165)	-
Cu						1,000 (-)	-0,011 (0,911)	0,379** (0)	0,435** (0)	0,709** (0)	0,681** (0)	0,371** (0)	-0,192 (0,055)	0,309** (0)	0,334* (0,001)	0,324** (0,001)	0,176 (0,079)	0	0,176 (0,0799)	-0,115** (0,253)	-
Cr							1,000 (-)	0,009 (0,932)	-0,248 (0,013)	-0,046 (0,649)	-0,224 (0,025)	0,232* (0,020)	0,195 (0,051)	0,185 (0,064)	0,004 (0,965)	-0,188 (0,060)	0,148 (0,140)	0	0* (0,997)	0,079* (0,432)	-
Mn								1,000 (-)	0,247** (0,013)	0,386 (0)	0,408** (0)	0,372 (0)	-0,166 (0,097)	0,222** (0,026)	0,396** (0)	0,038 (0,707)	0,295 (0,003)	0	0,093* (0,358)	-0,028** (0,780)	-
Mb									1,000 (-)	0,385** (0)	0,374** (0)	0,213** (0,032)	-0,136* (0,177)	0,057** (0,371)	0,70** (0,486)	0,220 (0,027)	0,275** (0,005)	0	0,290* (0,003)	-0,182 (0,069)	-
Ni										1,000 (-)	0,789** (0)	0,386 (0)	0,200 (0,045)	0,267 (0,007)	0,385 (0)	0,450 (0)	0,187 (0,061)	0	0,679 (0)	-0,189** (0,079)	-
Zn											1,000 (-)	0,284** (0,004)	-0,256 (0,010)	-0,006** (0,950)	0,353* (0)	0,278** (0,005)	0,196* (0,050)	0	0,616 (0)	-0,109** (0,280)	-
Fe												1,000 (-)	-0,191 (0,055)	0,219* (0,027)	0,254 (0,010)	0,098 (0,332)	0,186* (0,062)	0	0,071 (0,478)	-0,048 (0,636)	-
B													1,000 (-)	-0,066 (0,310)	-0,211 (0,034)	-0,164 (0,101)	0,230 (0,021)	0	-0,144 (0,151)	-0,109 (0,277)	-
Li														1,000 (-)	0,311** (0,002)	0,289** (0,330)	0,322 (0,001)	0	0,358* (0)	-0,123* (0,022)	-
Ba															1,000 (-)	0,304** (0,002)	0,322** (0,001)	0	0,358* (0)	0,075* (0,454)	-
Al																1,000 (-)	0,118 (0,239)	0	0,332 (0,001)	-0,037 (0,716)	-
Sr																	1,000 (-)	0	0,220 (0,027)	-0,162 (0,106)	-
Cd																		1,000 (-)	0	0	-
Pb																			1,000 (-)	-0,076 (0,450)	-
Hg																				1,000 (-)	-



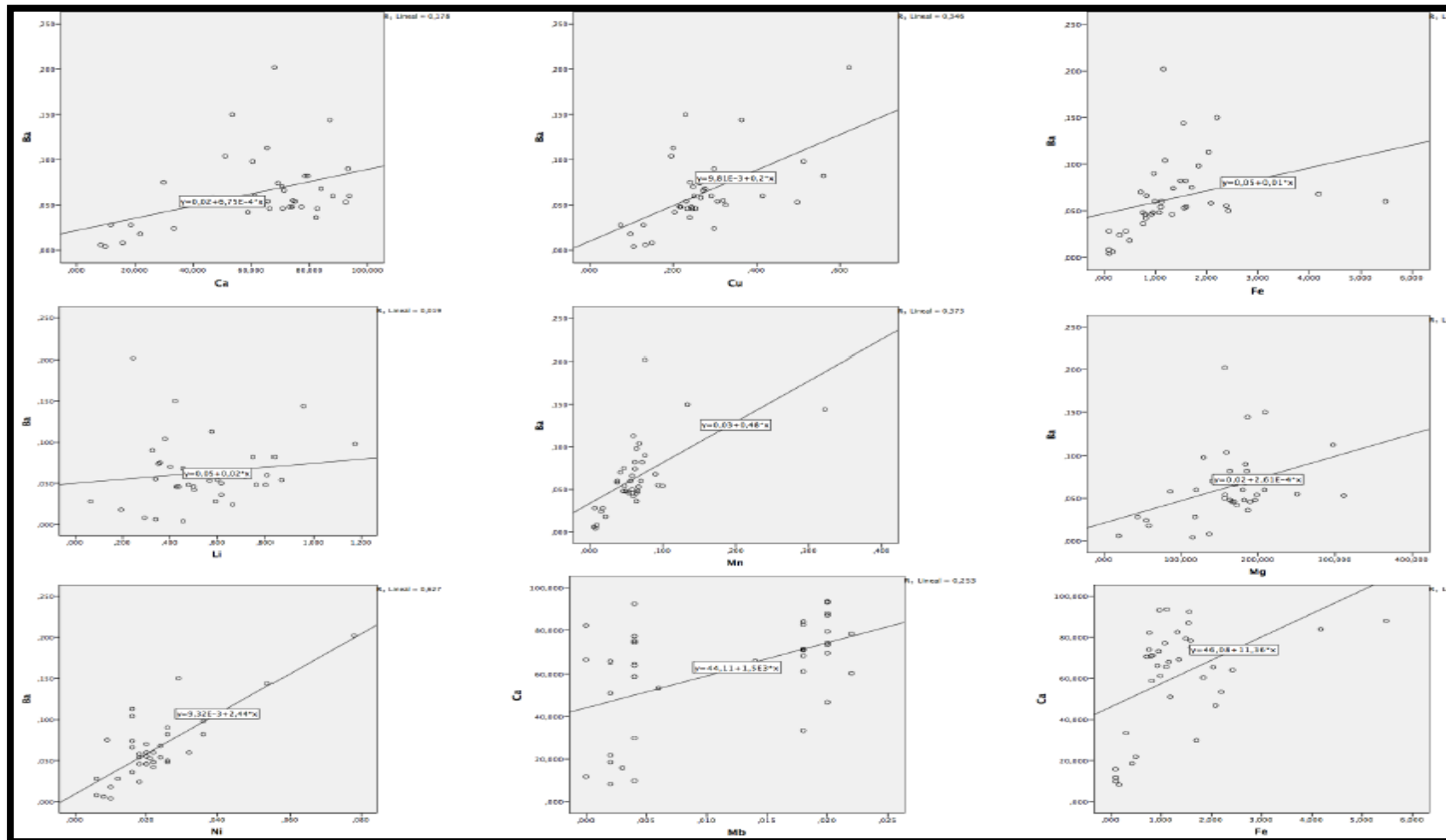
Gráfica 104. Correlaciones intermetálicas.



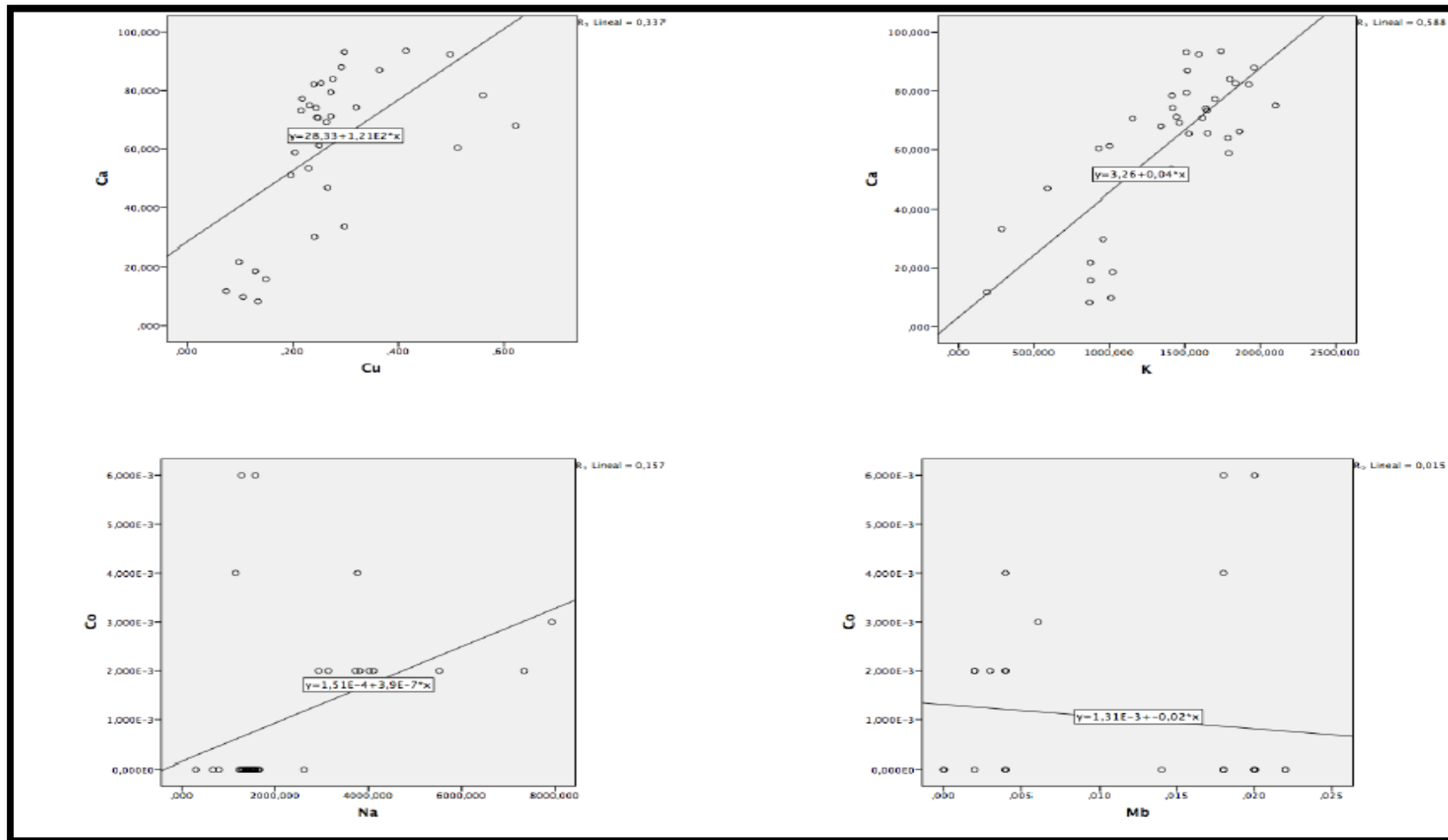
Gráfica 105. Correlaciones intermetálicas.



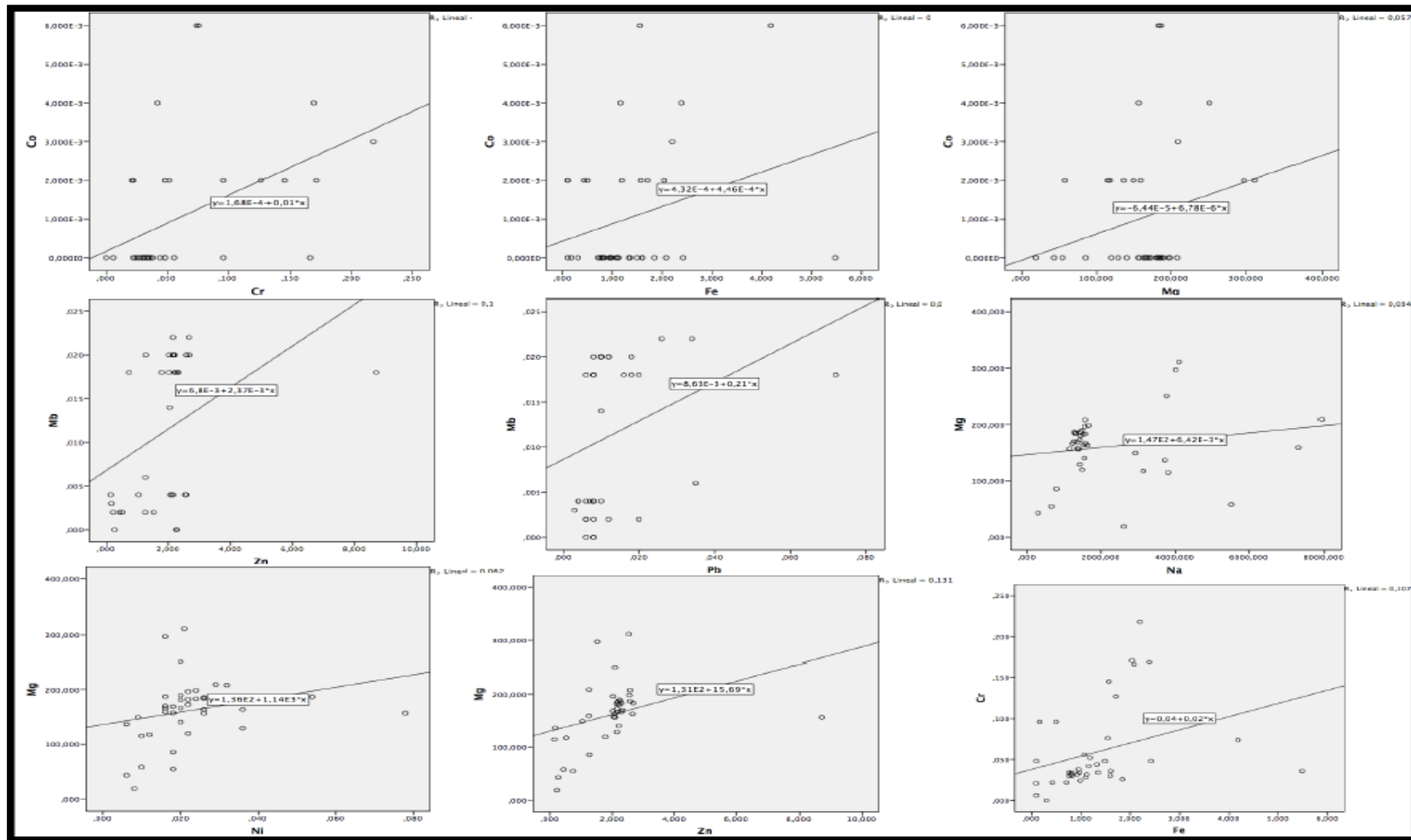
Gráfica 106. Correlaciones intermetálicas.



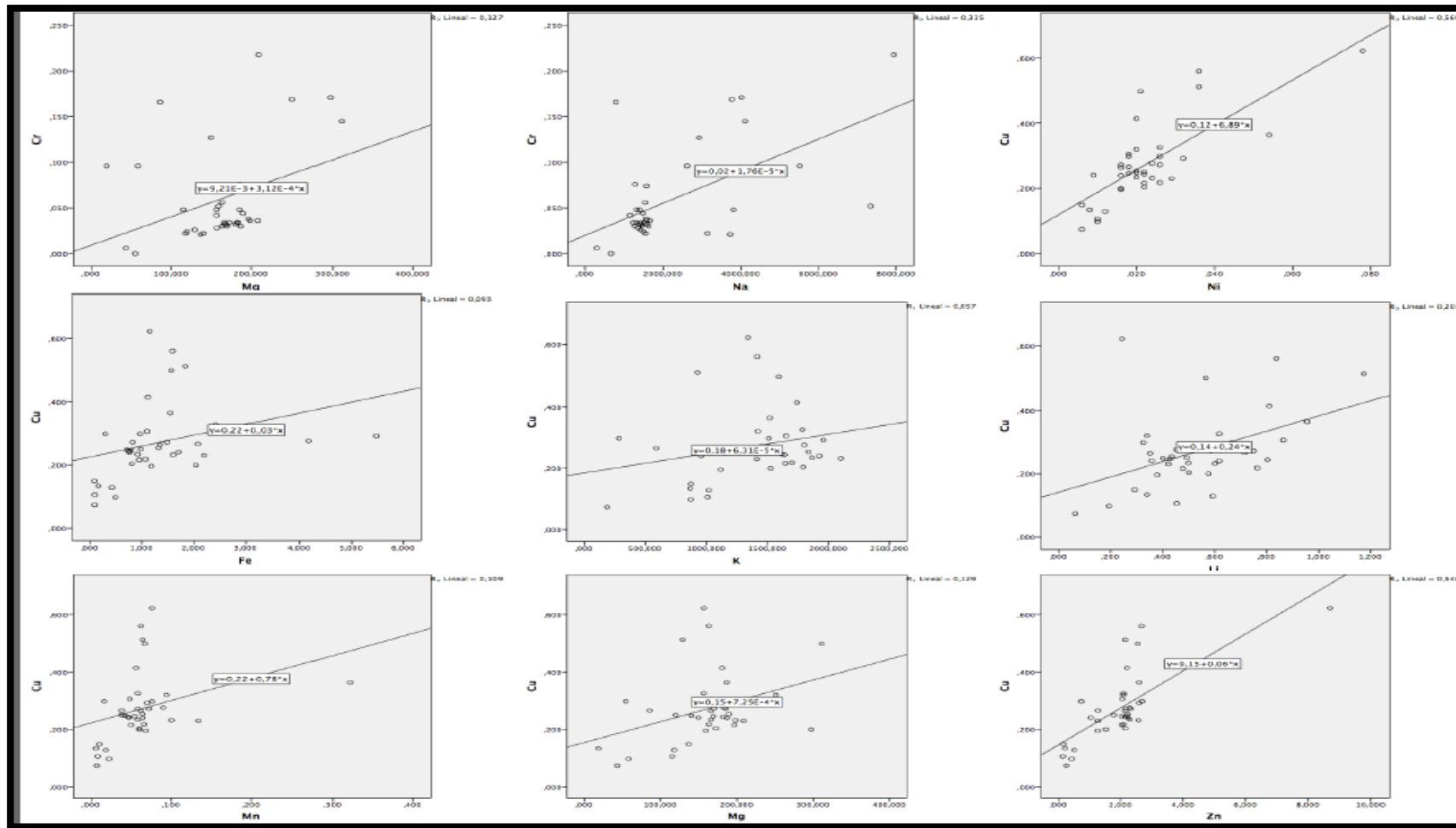
Gráfica 106. Correlaciones intermetálicas.



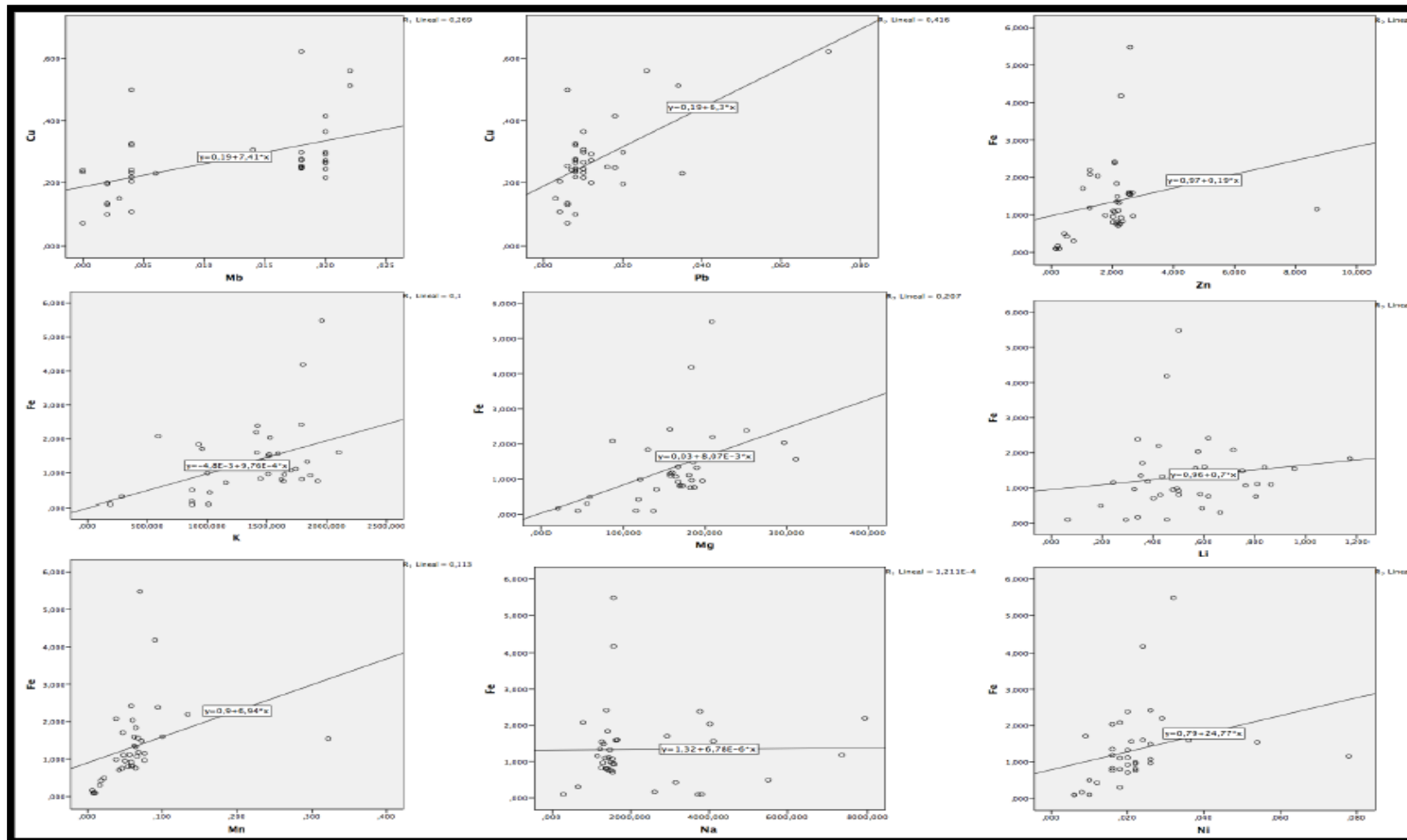
Gráfica 107. Correlaciones intermetálicas.



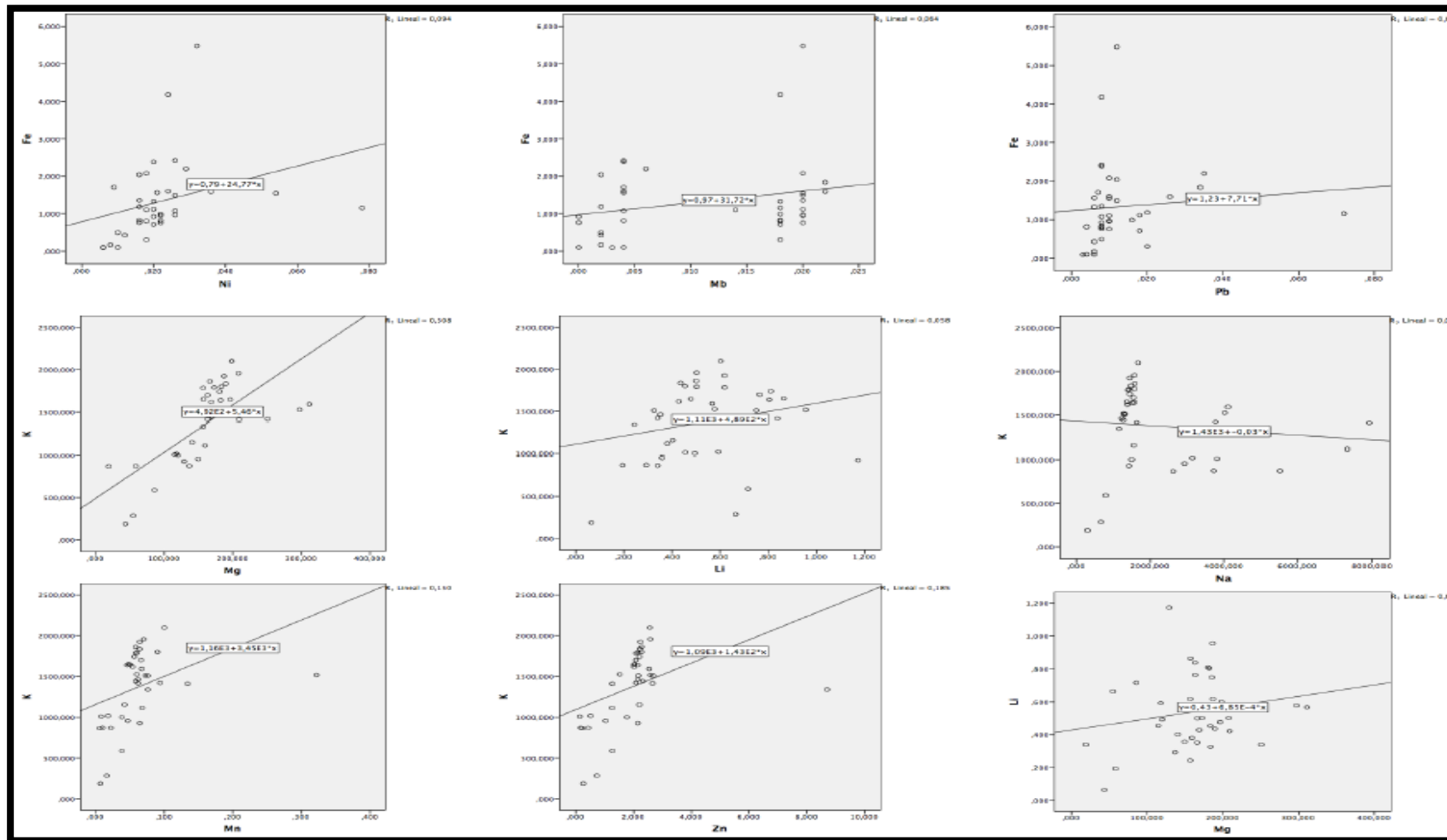
Gráfica 108. Correlaciones intermetálicas.



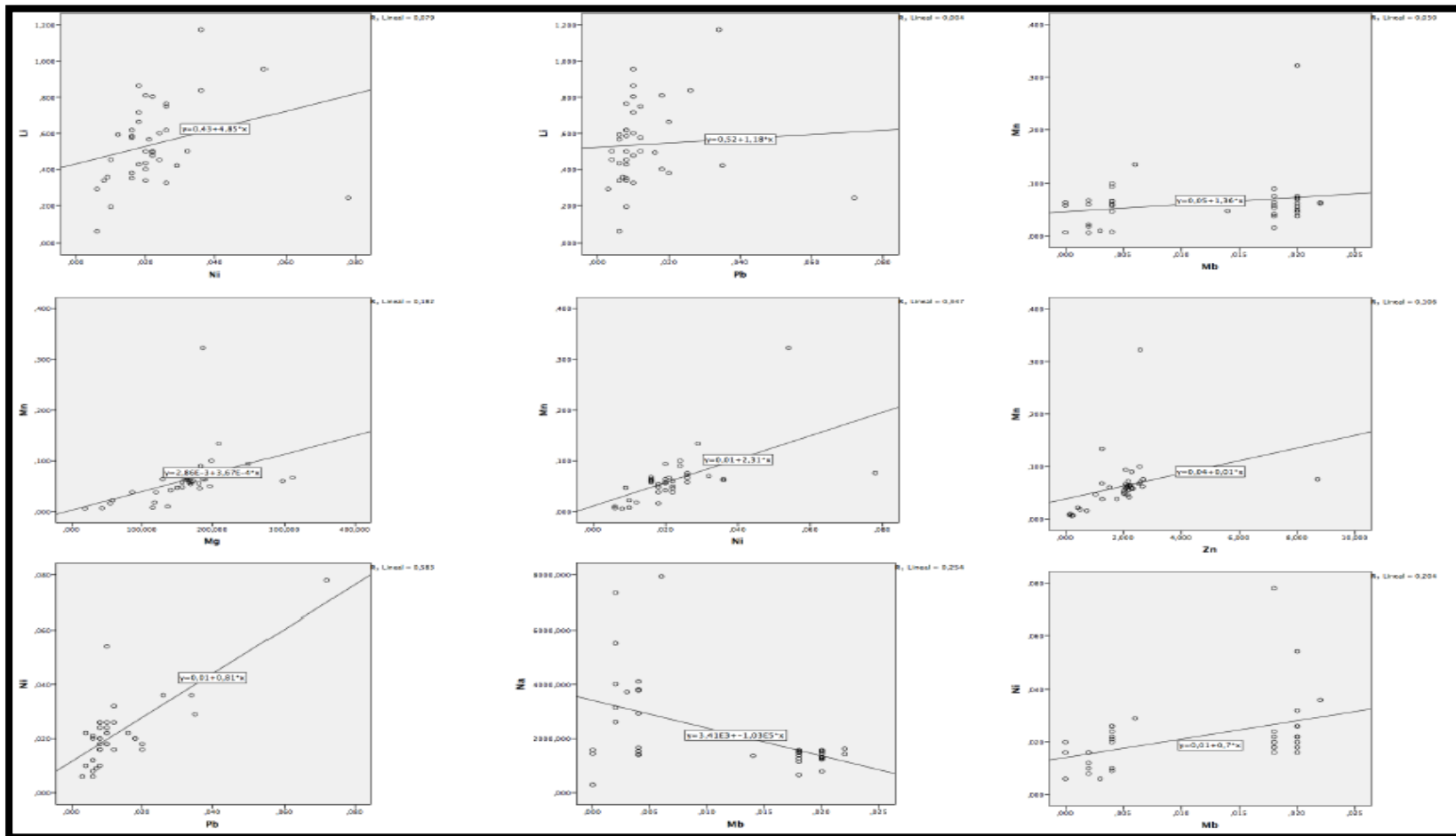
Gráfica 109. Correlaciones intermetálicas.



Gráfica 110. Correlaciones intermetálicas.



Gráfica 111. Correlaciones intermetálicas.



Gráfica 112 .Correlaciones intermetálicas.

4.17. Estudio comparativo respecto a otros autores.

En la Tabla 113 podemos observar los datos de estudios de otros autores en comparación con los nuestros. Se ha separado el contenido por superficies comerciales, la primera fila y por presentación comercial, la segunda.

Del análisis de estos datos podemos destacar que el contenido metálico para los metales: Na, K, Ca, Mg, Zn y Fe en nuestro estudio es mayor que los encontrados por otros autores. Para el resto de metales la bibliografía consultada no es muy extensa.

Ponemos de manifiesto que el contenido en Mercurio en nuestro estudio (0,22-0,166 mg/kg) es más bajo que el determinado por Ferranteli et al en 2012 (0,41 mg/kg), estudio realizado a los filetes de panga congelada importado para el mercado italiano.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN. | 4

Na	K	Ca	Mg	Co	Cu	Cr	Mn	Mo	Ni	Zn	Fe	B	Li	Ba	Al	Cd	Pb	Sr	Hg	Referencia
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,41	Ferranteli et al., 2012.
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,009	Polak-Juszczak, 2007.
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,022	Suppin et al., 2005.
387,5	335,6	8,03	12,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	Orban et al. ,2008.
274	200	36,7	17,6	-	<0,1	-	<0,1	-	-	0,24	0,21	-	-	-	-	-	-	-	-	NUTRAQUA, 2010.
500	-	4,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Ruiz et al., 2013.
274	200	36,7	17,6	-	-	-	-	-	-	0,24	0,21	-	-	-	-	-	-	-	-	BEDCA, 2014.
70,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	VASEP, 2012.
2159,84	1184,36	54,9	147,32							1,67	1,15								0,22	Rguez Expósito, 2015.
2254,95	1329,19	58,0	153,22							1,69	1,24								0,166	Rguez Expósito, 2015.

Tabla 113. Comparación del contenido de metales en filetes de panga con otros autores.

4.18. Estimación y evaluación de la ingesta dietética por superficie comercial en *P.hypophthalmus*.

Una vez conocidas las concentraciones de los diferentes metales analizados en filetes de panga, se procedió a estimar y evaluar la ingesta dietética que aportan este alimento a las necesidades de los adultos.

Asimismo, teniendo en cuenta la recomendación propuesta por la ENIDE (Encuesta nacional de ingesta dietética española) se ha cifrado el consumo de pescado en general en 50 gramos por persona al día (ENIDE, 2011), 350 gramos a la semana.

El peso medio de un adulto, se ha establecido en 60 kg para la mujer y de 70 kg para el hombre.

En el caso de los macroelementos (Na, K, Ca y Mg) y microelementos (Co, Cu, Cr, Mg, Mo, Ni, Zn, Fe, B, Ba, Al y Sr) se utilizaron los valores de ingestas dietéticas recomendadas (IDR), según la FESNAD 2010.

En el caso del Litio, no existe valor de ingesta diaria recomendada para poder evaluar a este elemento frente al consumo en un individuo adulto

En lo que respecta a los metales tóxicos (Pb y Hg) existen diferentes parámetros (IST, ISTD, BMLD,) para determinar el porcentaje de contribución a la ingesta de Panga (EFSA 2009, EFSA 2010 y EFSA 2011).

En el caso del Cd, el nivel en todas las muestras es inferior al límite de detección del aparato utilizado ($<0,01$) y se descartó el análisis de este metal tóxico para su estimación y evaluación de la ingesta dietética de por superficie comercial en *P.hypophthalmus*.

A continuación, en la Tabla 114 se muestran los valores de ingestas en el caso de un individuo adulto, en función del sexo.

Tabla 114. Valores de ingesta en un individuo adulto.				
Metal	Parámetro de ingesta	Mujer	Hombre	Referencia
Na	IDR (mg/d)	1300	1500	FESNAD, 2010
K	IDR (mg/d)	3100	3100	FESNAD, 2010
Ca	IDR (mg/d)	900	900	FESNAD, 2010
Mg	IDR (mg/d)	300	350	FESNAD, 2010
Co	IDA(µg/kg/d)	1,6	1,6	AFSSA, 2010
Cu	IDR (mg/d)	1,1	1,1	FESNAD, 2010
Cr	IDR (mg/d)	0,025	0,035	FESNAD, 2010
Mn	IDR (mg/d)	1,8	2,3	FESNAD, 2010
Mo	IDR (mg/d)	0,045	0,045	FESNAD, 2010
Ni	IDA (µg/kg/d)	12	12	WHO, 2008
Zn	IDR (mg/d)	7	9,5	FESNAD, 2010
Fe	IDR (mg/d)	18	9	FESNAD, 2010
B	IDA (mg/kg/d)	0,16	0,16	EFSA, 2006
Li	-	-	-	-
Ba	IDA (mg/kg/d)	0,2	0,2	SCHER, 2012
Sr	IDA (mg/kg/d)	0,13	0,13	WHO, 2010
Al	ISTP (mg/kg/sem)	1,0	1,0	EFSA, 2011
Pb	BMDL (µg/kg/d)	0,5	0,5	EFSA, 2010
Hg	IST (mg/kg/sem)	0,5	0,5	EFSA, 2011

A continuación hemos tabulado (Tabla 115) los valores obtenidos de ingesta y el porcentaje que aporta *P.hypophthalmus* de cada metal a la dieta.

Hemos hecho una media de las tres superficies comerciales para hacer estas determinaciones.

Tabla 115: Estimación y evaluación de la ingesta dietética por superficie comercial.					
	Concentración media obtenida	Cálculo de ingesta.	% de aporte a la ingesta en mujeres	Ingesta	% de aporte a la ingesta en hombre
Metal	mg/kg	mg/día.		Parámetro	
Na	2159,84	108	8,30%	1300/1500	7,20%
K	1184,36	59,21	1,91%	3100	1,91%
Ca	54,9	2,745	0,306%	900	0,306%
Mg	147,32	7,366	2,45%	300/350	2,10%
Co	0,001	0,00005	0,003%	1,6	0,003%
Cu	0,257	0,013	1,18%	1,1	1,18%
Cr	0,076	0,0038	15,2%	0,025/0,035	10,85%
Mn	0,053	0,003	0,16%	1,8/2,3	0,13%
Mo	0,010	0,0005	1,11%	0,045	1,11%
Ni	0,021	0,0010	0,0083%	12	0,0083%
Zn	1,67	0,0835	1,19%	7/9,5	0,88%
Fe	1,15	0,0575	0,32%	18/9	0,64%
B	0,023	0,011	6,87%	0,16	6,87%
Li	0,6	0,03	-	-	-
Ba	0,056	0,003	1,5%	0,2	1,5%
Sr	0,012	0,0006	0,46%	0,13	0,46%
Al	1,161	0,06	0,6%	0,06	0,7%
Cd	>LOQ	0,021	ND	0,025	ND
Pb	0,054	0,0027	0,063%	0,5	0,054%
Hg	0,22	0,011	0,22%	0,5	0,25%

A continuación analizamos las ingestas relevantes de cada metal al tomar 350 gramos de panga a la semana.

Podemos observar que entre los macroelementos determinados a nivel de superficie comercial es el Sodio el que mayor porcentaje a la ingesta dietética presenta, seguidamente está el Magnesio y el Potasio.

Podemos decir que en un filete de panga de 350 gramos aporta 108 mg al día de Sodio, 7,37 mg/día de Magnesio y 59,21 mg/día de Potasio. Esto representa el 8,30% en mujeres, y un 7,20 % en hombres para el Sodio. Un 2,45% para mujeres y 2,10 % para los hombres de Magnesio y un 1,91 % de Potasio para ambos sexos dentro de la ingesta diaria recomendada para los macroelementos analizados.

El Sodio en la naturaleza está presente en aguas salobres como lo es el delta del Mekong y se filtra en los suelos donde lo enriquece en este elemento. Los valores de Sodio medios en mg/kg en las muestras de Panga de las diferentes superficies comerciales no superan los que están fijados para adultos según la FESNAD (1300-1500 mg/día). Siendo los Hipermercados 2 y 3 los que mayor concentración media en mg/kg presentan.

En el caso del Potasio presenta niveles medios por debajo de la ingesta recomendada para un adulto según la FESNAD (3.100 mg/día), aunque la podemos admitir como una fuente del mismo en referencia a sus concentraciones medias en las tres superficies comerciales.

Para el Calcio las ingestas medias del mismo en mg/kg según la superficie comercial son bastante pobres (0,306 % en mujeres y hombres) para complementar los requerimientos dietéticos del mismo fijados por la FESNAD de 900-1000 mg/día. En los tres hipermercados apenas se alcanzan valores representativos como fuente de Calcio en un adulto; algo natural puesto que las principales fuentes de Calcio son los lácteos y sus derivados, vegetales de hoja verde, nueces, sardinas, etc. (Gil, 2010c).

El Magnesio se encuentra escaso de manera natural en los alimentos de origen animal como es el caso de los filetes de Panga, el contenido medio en las tres superficies comerciales y su aporte a la ingesta (7,366 mg/día) no llegan a suplir los

requerimientos de 300-350 mg/día para hombres y mujeres respectivamente, fijados por la FESNAD (FESNAD, 2010). Aún así las cantidades del macroelemento no son nada despreciables y podemos suponer achacarlo a su uso en la agricultura e industrias, actividades realizadas en el delta del río Mekong.

Para el caso de los microelementos por superficie comercial destacamos los porcentajes de ingesta de Cromo (15,2-10,85%) y Boro (6,87%) respectivamente.

Los alimentos que presentan Cromo son variados: cereales, carnes de ave, especias, huevos, lácteos, etc. (Navarro- Alarcón et al., 2005). Entre ellos no suelen encontrarse pescados, así pues podemos suponer que esta aportación alta se puede deber a su consideración como contaminante ambiental (Gutiérrez et al., 2008).

Para el caso del Boro también es reseñable que su presencia en carnes y pescados es pobre (EFSA, 2006). Las principales fuentes del mismo son los alimentos de origen vegetal. La presencia en el filete de Panga y su aporte a la ingesta puede deberse a su uso extendido en la práctica agrícola e industrial, característica de la cuenca del río Mekong en su paso por los países que atraviesa. Aún así su aporte es de (0,011) respecto a la IDA propuesta por la EFSA de 0,16 mg/kg/día (EFSA, 2006)

Representando los restantes microelementos presentan muy bajos porcentajes de aportación a la ingesta dietética.

En el caso de los metales tóxicos las ingestas para 350 gramos de panga en un filete, aportaran 0,0027 mg/día de Plomo y 0,011 de Mercurio, es decir aproximadamente 0,06 % de Plomo y 0,24 % de Mercurio.

En el caso del Cd, al ser el nivel en todas las muestras inferior al límite de cuantificación, se descartó este metal en la estimación y evaluación de la ingesta dietética de por superficie comercial en *P.hypophthalmus*.

Estos metales tóxicos se caracterizan porque no son biodegradables, carecen de función biológica y tienden a acumularse en el organismo de los seres vivos generando disfunciones en el sistema biológico (Nasreddine y cols., 2010). Los niveles de estos metales no exceden de los límites establecidos (0,5 mg/kg/sem para el Hg y 0,5 µg/kg/d

para el Pb) pero hay que tener en cuenta su presencia en las muestras, puesto que son metales altamente tóxicos, evidenciando un riesgo potencial a largo plazo.

Para el caso del Mercurio en las diferentes superficies comerciales analizadas este estudio, hemos encontrado muestras que si superan el límite propuesto por la EFSA en 2011 de 0,5 mg/kg/semana o bien que están justo en el límite del mismo. Las evidenciamos tabuladas a continuación:

HIPERMERCADO 1		HIPERMERCADO 2		HIPERMERCADO 3	
Hg mg/kg		Hg mg/kg		Hg mg/kg	
≤0,10	≤0,10	≤0,10		0,69	
0,4	0,42	0,51		≤0,10	
0,3	0,23	0,2		0,37	
0,36	≤0,10	0,22		0,2	
0,5	0,28	0,1		0,27	
0,13	0,12	0,25		0,16	
≤0,10	0,32	0,6		≤0,10	
0,17	≤0,10	0,38		0,54	
≤0,10	0,17	0,37		0,37	
0,27	0,4	0,47		≤0,10	
0,1	≤0,10	0,3		≤0,10	
0,4	0,22	≤0,10		0,2	
0,33	0,38	0,25		0,36	
0,27	0,4	0,42		≤0,10	
0,33	≤0,10	0,39		0,4	
≤0,10	≤0,10	≤0,10		0,1	
≤0,10	0,2	≤0,10		≤0,10	
0,4	0,15	0,35		≤0,10	
≤0,10	0,12	0,29		0,1	
≤0,10	0,17			0,2	
	0,12				

4.19. Estimación y evaluación de la ingesta dietética por presentación en *P.hypophthalmus*.

Una vez conocidas las concentraciones de los diferentes metales analizados en filetes de panga según su presentación también se procedió a estimar y evaluar la ingesta dietética que aportan este alimento a las necesidades de los adultos.

Asimismo, igual que en el apartado anterior se tienen en cuenta la recomendación propuesta por la ENIDE (Encuesta nacional de ingesta dietética española) se ha cifrado el consumo de pescado en general en 50 gramos por persona al día (ENIDE, 2011), 350 gramos a la semana.

Así como el peso medio de un adulto, se ha establecido en 60 kg para la mujer y de 70 kg para el hombre.

Podemos observar en las Tablas 116 y 117, los valores obtenidos de ingesta y el porcentaje que aporta *P.hypophthalmus* de cada metal a la dieta según su presentación: adobo y natural.

Tabla 116: Estimación y evaluación de la ingesta dietética por presentación: Adobo.					
	Concentración media obtenida	Cálculo de ingesta.	% de aporte a la ingesta en mujeres	Ingesta	% de aporte a la ingesta en hombre
Metal	mg/kg	mg /día.		Parámetro	
Na	2307,400	115,37	8,87%	1300/1500	7,8%
K	1443,823	72,19	2,32%	3100	2,32%
Ca	59,366	2,968	0,33%	900	0,33%
Mg	151,963	7,6	2,5%	300/350	2,17%
Co	0,001	0,00005	0,003%	1,6	0,003%
Cu	0,238	0,0119	1,08%	1,1	1,08%
Cr	0,066	0,0033	13,2%	0,025/0,035	9,42%
Mn	0,051	0,0025	0,13%	1,8/2,3	0,19%
Mo	0,009	0,00045	1%	0,045	1%
Ni	0,020	0,001	0,008%	12	0,008%
Zn	1,655	0,083	1,18%	7/9,5	0,87%
Fe	1,302	0,0651	0,36%	18/9	0,72%

B	0,033	0,0016	1%	0,16	1%
Li	0,551	0,601	-	-	-
Ba	0,042	0,0021	1,05%	0,2	1,05%
Sr	0,208	0,0104	8%	0,13	8%
Al	0,621	0,031	0,36%	0,06	0,31%
Cd	>LOQ	0,021	ND	0,025	ND
Pb	0,012	0,0006	0,012%	0,5	0,0014%
Hg	0,177	0,0089	0,178%	0,5	0,206%

Tabla 117: Estimación y evaluación de la ingesta dietética por presentación: Natural.

	Concentración media obtenida	Cálculo de ingesta.	% de aporte a la ingesta en mujeres	Ingesta	% de aporte a la ingesta en hombre
Metal	mg/kg	mg/día.		Parámetro	
Na	2202,519	110,12	8,47%	1300/1500	7,34%
K	1214,588	60,73	1,96%	3100	1,96%
Ca	56,759	2,837	0,32%	900	0,32%
Mg	154,477	7,72	2,57%	300/350	2,21%
Co	0,001	0,00005	0,003%	1,6	0,003%
Cu	0,264	0,0132	1,20%	1,1	1,20%
Cr	0,078	0,0039	15,60%	0,025/0,035	11,14%
Mn	0,055	0,003	0,17%	1,8/2,3	0,13%
Mo	0,010	0,0005	1,11%	0,045	1,11%
Ni	0,021	0,001	0,01%	12	0,01%
Zn	1,731	0,086	1,23%	7/9,5	0,91%
Fe	1,188	0,06	0,33%	18/9	0,67%
B	0,012	0,0006	0,38%	0,16	0,38%
Li	0,601	0,03	-	-	-
Ba	0,058	0,0029	1,45%	0,2	1,45%
Sr	0,209	0,0104	8%	0,13	8%

Al	1,292	0,06	0,7%	0,06	0,6%
Cd	>LOQ	0,021	ND	0,025	ND
Pb	0,013	0,0006	0,012%	0,5	0,0014%
Hg	0,155	0,0078	0,156%	0,5	0,181%

A continuación analizamos las ingestas relevantes de cada metal al tomar 350 gramos de panga a la semana en formato adobado y al natural.

Podemos observar que entre los macroelementos determinados a nivel de presentación, es el Sodio el que mayor porcentaje de aportación a la ingesta dietética presenta para ambos, seguidamente está el Magnesio y el Potasio. Ocurre exactamente igual que para los determinados por superficie comercial. Siendo el formato al natural el que más aporta en el caso del Magnesio y el formato en adobo el que más aporta en Sodio y Potasio en ambos sexos.

Podemos decir que en un filete de panga de 350 gramos aporta 115 mg al día de Sodio, 7,6 mg/día de Magnesio y 72,19 mg/día de Potasio. Esto representa el 8,8% en mujeres, y un 7,8 % en hombres para el Sodio. Un 2,5% para mujeres y 2,17 % para los hombres de Magnesio y un 2,32 % de Potasio para ambos sexos dentro de la ingesta diaria recomendada para los macroelementos analizados en formato en adobo.

Para el formato natural; en un filete de panga de 350 gramos aporta 110 mg al día de Sodio, 7,7 mg/día de Magnesio y 60,73 mg/día de Potasio. Esto representa el 8,5% en mujeres, y un 7,3 % en hombres para el Sodio. Un 2,6% para mujeres y 2,21% para los hombres de Magnesio y un 1,96 % de Potasio para ambos sexos dentro de la ingesta diaria recomendada para los macroelementos analizados.

Para el caso de los microelementos por superficie comercial destacamos los porcentajes en ambas presentaciones de Cromo (13,2-9,42%) adobo, (15,60%-11,14%) natural y Estroncio con un 8% de aportación a la ingesta diaria.

La relevancia del Cromo ocurre de igual manera que en las muestras de filetes de Panga en referencia a las superficies comerciales, para el caso del Estroncio en

ambos formatos representa 0,0104 mg/día en un filete de 350 gramos de Panga, que no supone riesgo para el límite establecido de 0,13 mg/kg/día (WHO, 2010).

El Estroncio se encuentra de manera natural en pescados, otros alimentos de origen marino y en altas cantidades en alimentos de origen vegetal (Akhter et al., 2004).

Los restantes microelementos presentan bajos porcentajes de aportación a la ingesta dietética.

En el caso de los metales tóxicos las ingestas para 350 gramos de panga en un filete, aportaran 0,0006 mg/día de Plomo para ambas presentaciones y 0,0089-0,0078 de Mercurio para adobo y natural respectivamente; es decir aproximadamente 0,013 % de Plomo y 0,19 % de Mercurio para el formato adobo y 0,17% al natural.

Igual que en el análisis anterior en el caso del Cd, al ser el nivel en todas las muestras inferior al límite de cuantificación, se descartó este metal en la estimación y evaluación de la ingesta dietética de por superficie comercial en *P.hypophthalmus*.

Destacamos que os niveles de estos metales tóxicos no exceden de los límites establecidos pero hay que tener en cuenta su presencia en las muestras, puesto que son metales altamente tóxicos, evidenciando un riesgo potencial a largo plazo.

Para el caso del Mercurio en las diferentes superficies comerciales analizadas este estudio, hemos encontrado muestras que si superan el límite propuesto por la EFSA en 2011 de 0,5 mg/kg/semana o bien que están justo en el límite del mismo.

Para el caso del Mercurio en las diferentes superficies comerciales analizadas este estudio, hemos encontrado muestras que si superan el límite propuesto por la EFSA en 2011 de 0,5 mg/kg/semana o bien que están justo en el límite del mismo. Las evidenciamos tabuladas a continuación:

ADOBO	NATURAL		
Hg mg/kg	Hg mg/kg		
≤0,10	≤0,10	≤0,10	0,69
0,42	0,4	0,51	≤0,10

0,23	0,3	0,2	0,37
≤0,10	0,36	0,22	0,2
0,28	0,5	0,1	0,27
0,12	0,13	0,25	0,16
0,32	≤0,10	0,6	≤0,10
≤0,10	0,17	0,38	0,54
0,17	≤0,10	0,37	0,37
0,4	0,27	0,47	≤0,10
≤0,10	0,1	0,3	≤0,10
0,22	0,4	≤0,10	0,2
0,38	0,33	0,25	0,36
0,4	0,27	0,42	≤0,10
≤0,10	0,33	0,39	0,4
≤0,10	≤0,10	≤0,10	0,1
0,2	≤0,10	≤0,10	≤0,10
0,15	0,4	0,35	≤0,10
0,12	≤0,10	0,29	0,1
0,17	≤0,10		0,2
0,12			

1. Según la superficie comercial de donde se han obtenido las muestras, los niveles medios de concentración de macroelementos presentes en *P. hypophthalmus* se ordenan decrecientemente siguiendo la secuencia $\text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Ca}$. Asimismo, los niveles medios de concentración de microelementos siguen la secuencia decreciente $\text{Zn} > \text{Fe} > \text{Li} > \text{Cu} > \text{Sr} > \text{Cr} > \text{Ba} > \text{Mn} > \text{Ni} > \text{B} > \text{Mb} > \text{Co}$. Respecto a los niveles de metales tóxicos el orden es el siguiente $\text{Al} > \text{Hg} > \text{Pb}$.
2. Teniendo en cuenta la presentación de las muestras, los niveles medios de concentración de macroelementos presentes en *P. hypophthalmus* sigue la secuencia decreciente $\text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Ca}$. Asimismo, los niveles medios de concentración de microelementos siguen la secuencia $\text{Zn} > \text{Fe} > \text{Li} > \text{Cu} > \text{Sr} > \text{Cr} > \text{Ba} > \text{Mn} > \text{Ni} > \text{B} > \text{Mo} > \text{Co}$. Respecto a los niveles de metales tóxicos el orden, de manera decreciente, es $\text{Al} > \text{Hg} > \text{Pb}$.
3. Respecto a la posibilidad de diferenciar las muestras de *P. hypophthalmus* analizadas según la superficie comercial, el estudio estadístico demuestra que existen diferencias significativas para los macronutrientes Na, K, Ca y Mg y para los micronutrientes B y Mo. Para el resto de los metales determinados, incluidos los tóxicos, no encontramos diferencias estadísticamente significativas en su contenido medio metálico con respecto a la superficie comercial. Podemos concluir de esta manera que no influye el tipo de superficie comercial en el contenido metálico de las muestras, exceptuando el Na, K, Ca, Mg, B y Mo.
4. En la diferenciación de las muestras de *P. hypophthalmus* analizadas en esta tesis según su presentación, el estudio estadístico demuestra que existen diferencias significativas para el macronutriente K, para los micronutrientes B y Ba y para el metal pesado tóxico Al. El resto de los metales estudiados no presentan diferencias significativas según las presentaciones (en adobo y al natural).
5. Las ingestas de cada metal al tomar 350 gramos de *P. hypophthalmus* a la semana según la superficie comercial y según la presentación para el caso de los macronutrientes y micronutrientes presentan bajos porcentajes de aporte. Podemos indicar por tanto, que su calidad nutricional y aporte a la dieta es insuficiente para un adulto sano.

6. La ingesta de metales tóxicos al tomar 350 gramos de *P. hypophthalmus* a la semana según la superficie comercial y según la presentación, es baja con excepción de muestras puntuales de mercurio.
7. En el caso del cadmio, al ser el nivel de todas las muestras inferior al límite de cuantificación, se descartó este metal en la estimación y evaluación de la ingesta dietética por superficie comercial y presentación en *P. hypophthalmus*.
8. En el caso del mercurio en las diferentes superficies comerciales y presentaciones analizadas en este estudio, hemos encontrado muestras que sí superan el límite propuesto por la EFSA en 2011 de 0,5 mg/kg/semana o bien se encuentran justo en el límite establecido. Aunque las muestras mayoritariamente no presentan concentraciones altas de mercurio, algunas de ellas han superado el máximo legal vigente. Teniendo en cuenta que todas las muestras provienen del mismo lugar, el delta del Río Mekong (Vietnam), sería interesante controlar los niveles de mercurio de este tipo de pescado procedente de países terceros.
9. Destacamos los porcentajes de ingesta de cromo de 15,2 % a 10,85 % para la superficie comercial y de 15,6 % a 11,14 % por presentación. Los alimentos que contienen cromo son variados, entre ellos no suelen encontrarse los pescados, así pues podemos suponer que esta aportación se debe a exposiciones ambientales de cromo en estos pescados a concentraciones relativamente altas en su lugar de cultivo.
10. Al comparar los resultados obtenidos en esta Tesis Doctoral con otros autores podemos destacar que el contenido metálico para los metales Na, K, Mg, Zn y Fe en nuestro estudio es mayor que los encontrados en la bibliografía. El contenido en Hg de nuestro estudio (0,22-0,166 mg/kg) de manera general es más bajo que el de otros autores.

- Adewusi SRA, Ojumu TV, Falade OS. The effect of processing on total organic acids content and mineral availability of simulated cassava vegetable diets. *Plant Foods for Human Nutrition*.1999. 53:367-380.
- Andre CM, Ghislain M, Bertin P, Oufir M, Herrera MR, Hoffmann L, Hausman JF, Larondelle Y, Evers D. Andean potato cultivars (*Solanum tuberosum L.*) as a source of antioxidant and mineral micronutrients. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*.2007. 55:366-378.
- Alberti-Fidanza A, Burini G, Perriello G, Fidanza F. Trace element intake and status of Italian subjects living in the Gubbio area. *Environmental Research*.2003. 91:71-77.
- Almeida AA, Bastos ML, Cardoso MI, Ferreira MA, Lima JLFC. Determination of lead and aluminium in Port wine by electrothermal atomic absorption spectrometry. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*.1992. 7:1281-1285.
- Almeida AA, Cardoso MI, Lima JLFC. Determination of Cooper in Port wine and Madeira wine by electrothermal atomization AAS. *Atomic Spectroscopy*.1994. 15:73-77.
- Almeida AA, Lima JLFC. Optimized conditions and analytical performance for the determination of Cu in Serum and Urine Samples using a Single GFAAS Procedure. *Atomic Spectroscopy*.2001. 22(3):324-330.
- Almeida CMR, Vasconcelos MTSD, Barbaste M, Medina B. ICP-MS multi-element analysis if wine samples – a comparative study of the methodologies used in two laboratories. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*.2002. 374:314-322.
- Alonso S. Rubio C. Burgos A. Hardisson de la Rosa A. Santos N. Hardisson de la Torre A. El mercurio: contaminante marino. *Higia*.2002.33: 24-29.
- Anderson JJB. Minerals. In: L. K. Mahan & S. Escott-Stump (Eds.). *Food, nutrition, & diet therapy*.2004. (11th Ed.). Philadelphia: Saunders.
- Anderson O, Nielsen JB, Nordberg GF. Factors affecting the intestinal uptake of cadmium from diet. In: *Cadmium in the human environment: Toxicity and carcinogenicity*.1992. Nordberg GF, Herber RFM, Alessio L (Ed), International Agency for Research on Cancer, Lyon, IARC, 174-187.

- Anderson RA. Chromium as essential nutrient for humans. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*.1997. 26:35-41.
- Antonowicz J, Andrzejak R, Kochel B. PARA, ACE, MAO, FEP levels and interactions in humans exposed chronically to heavy metals. En: *Metal Ions Biology and Medicine-International Symposium*.1996. 4:648-650.
- Aragón-Briceño C, Ponce-Caballero C, Coronado Peraza, Giácoman-Vallejo G. Evaluación de un método analítico para la determinación de níquel y plomo en sedimento de mar por espectroscopia de absorción atómica. *Ingeniería* 2011. 15-1 1-18.
- Aranda P, Llopis J. In: Aranda P, Llopis J, editors. *Nutrición y dietética. Aspectos sanitarios*. Madrid: Consejo General de Colegios Oficiales de Farmacéuticos, 1993.
- Aranda P, Planells E, Llopis J. Magnesio. *Scientific communication: Art o Technique?* *Ars Pharmaceutica*.1992. 41:91-100.
- Arpa asociados, S.A, Canaest Consultores. Estudio sobre la distribución de *Pangasius spp.* en España. 2008. Informe Técnico.
- ATSDR. Toxicological profile for cobalt. US Department of Health and Human Services. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.2004.
- ATSDR Toxicological profile for lead. US Department of Health and Human Services. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2007.
- Audun L. Fish Marketing and credit in Viet Nam. FAO Fisheries Department. Roma. 2004. FAO Fisheries Technical Paper 468. ISSN 042-9-9345.
- Aufderheide A, Wittmers L. Selected aspects of the spatial distribution of lead in bone. *Neurotoxicology*, 13:809-820.
- Baah FD, Maziya-Dixon B, Asiedu R, Oduro I, Ellis WO. (2009). Nutritional and biochemical composition of *D. alata (Dioscorea spp.)* tubers. *Journal Food Agriculture Environment*. 1992. 7:373-378.
- Bac Ninh, Viet Nam. Rahman M M. Islam S. Halder G C. Tanaka M. Cage Culture o surchi catfish, *Pangasius sutchi* (Fowler, 1937): effects of stocking density on growth, survival, yield and farm profitability. *Aquaculture research*. 2006. 37: 33-39.
- Barceloux DG. Nickel. *Clinical Toxicology*.1999. 37: 239-258.

- Barman SC, Bhargava SK. Accumulation of heavy metals in soil and plants in industrially polluted fields. In *Ecological Issues and Environmental Impact Assessment*, eds. Paul and N. Cheremisinoff. Houston, Texas, USA.1997. 289-314.
- Baxter MJ, Crews HM, Dennis MJ, Goodall I, Anderson D. The determination of the authenticity of wine from its trace elements composition. *Food Chemistry*.1997. 60(3):443-450.
- Berman E. Lithium. *Toxic Metals and their Analysis*. Ed. Heudend Son Ltd. Cambridge.1980.
- Bhaskaracharya MH, Wilson AK, Silbergeld EK, Watson L, Jeffrey E. Metal induced osteotoxicities. *Metal toxicology*, Goyer RA, Klaasen CD, Waalkes MP (Eds), Academic Press. 2009. 465-498.
- Biego GH, Joyeux M, Hartemann P, Debry G. Daily intake of essential minerals and metallic micropollutants from foods in France. *Science of the Total Environment*.1998. 217:27-36.
- Boonbrahm M. Report on the experiment on artificial fertilization of catfish *Pangasius Pangasius* (Hamilton) at Nakorn Sawan fisheries station. *Thai Fish Gaz* .1959. 12: 15-8.
- Borah S, Baruah AM, Das AK, Borah J. Determination of mineral content in commonly consumed leafy vegetables. *Food Analytical Methods*.2008. 2(3):226-230.
- Cabrera-Vique C, Bouzas PR. Chromium and manganese levels in convenience and fast foods: In vitro study of the dialyzable fraction. *Food Chemistry*.2009. 117:757-763.
- Cabrera VC, Teissedre PL, Cabanis MT, Cabanis JC. Determination and levels of chromium in French wine and grapes by graphite furnace atomic absorption spectrometry. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*.1997. 45:1808-1811.
- Cabrera VC, Teissedre PI, Cabanis MT, Cabanis JC. Manganese determination in grapes and wines from different regions of France. *American Journal of Enology and Viculture*.2001. 51(2):103-107.
- Cacot, P.Étude du cycle sexuel et maitrise se la reproduction de *Pangasius bocourti* (Sauvage, 1880) et *Pangasius hypophthalmus* (Sauvage, 1878) dans le

- delta du Mekong au Viet-Nam. (Ph.D. thesis). L'Institut National Agronomique Paris-Grignon, Paris. 1999.
- Cacot P, Lazard J. Domestication d'espèces de poissons-cats du Mékong de la famille des Pangasiidae. Inra Productions Animales. 2004.17, 195-198.
 - Cacot P, Lazard J, Slembrouck J, Legendre M. La pisciculture des Pangasiidae. Cahiers Agricultures.2009. vol 18, n°2-3,mars-juin.
 - Cashman KD. Calcium intake, calcium bioavailability and bone health. British Journal of Nutrition.2002. 87(2):S169-S177.
 - Chan DY, Black W, Hale B. Bioaccumulation of cadmium from durum wheat diets in the livers and kidneys of mice. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.2000. 64: 526-533.
 - Chojnacka K, Chojnacki A, Górecka H, Górecka H. Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants. Science of the Total Environment. 2005. 337: 175-182.
 - Çöl M, Çöl C. Environmental boron contamination in waters of Hisarcik area in the Kutahya Province of Turkey. Food and Chemical Toxicology.2003. 41:1417-1420.
 - Concon JM. Food Toxicology.1988. Marcel Dekker, New York.
 - Conor Reilly B. Metal Contamination of foods.1980. London: Applied Science Publishers Ltd.: 354.
 - Correa-Gorospé I, Polo C. Origen e importancia del ácido tartárico y del potasio del vino. Alimentación, Equipos y Tecnología. 1990. IX (2):175-180.
 - Corsin F. A qualitative assessment of standards and certification schemes applicable to aquaculture in the Asia-Pacific Region. Bangkok.RAP Publication.FAO. 2007/25.
 - Cortés DA, Escobedo JC, Nogiwa A, Muñoz R. (2003). Biomimetic hydroxyapatite coating on cobalt based alloys. Mater Science Forum, 442:61-66.
 - Crespo E. El boro, elemento nutricional en la funcionalidad ósea. Servicio de Traumatología y Cirugía Ortopédica. 2001. Vol. 36. Nº 206. Abril-junio.
 - Costantini S, Giordano R, Ciaralli L, Vernillo I, Rubbiani M, Rinaldi S, Beccanoli E, Musmeci L, Chirico M, Piccioni A. Valutazione sperimentali dei livelli di Mercurio, Cadmio e Piombo en alcuni componenti dell'ecosistema marino italiano. Italia. ISTISAN. 92/20. ISSN 0391-1675.

- Cuscuela DJ, Ghilarducci AA, Salva HR, Peretti HA. Low cobalt content alloy for Ni-MH Battery Electrodes. *Journal of New Materials for Electrochemical Systems*.2007. 10:213-216.
- Czajka-Narins DM. Minerales. En: Mahan LK, Arlin MT, eds. *Nutrición y dietoterapia*. 1995. Mc Graw-Hill Interamericana. México: 109-142.
- Dasgupta S. Onders R J. Gunderson D T. Mims S D. Methylmercury Concentrations Found in Wild and Farm-raised Paddlefish. *Journal of Science Foundation*. 2004. 69:2.
- De la Torre Boronat MC. *Toxicología alimentaria. Nutrición y Dietética*.1993. Aspectos Sanitarios (Tomo II). Consejo General de Colegios Oficiales de Farmaceúticos. Madrid, 1035-1039.
- De Silva S. Ingram B A. Phuong T. Nguyen T. Bui T M. Gooley G J. Turchini G M. Estimation of nitrogen and phosphorous in effluent from the Striped Catfish farming sector in the Mekong Delta, Vietnam. *AmBio*. 2010. 39: 504-514.
- Dietrich R. Diphosphopyridine nucleotide-linked aldehyde dehydrogenase. III. Sulfhydryl characteristics of the enzyme. *Archives of Biochemistry and Biophysiscs*. 1967; 119: 253-63.
- EFSA.Tolerable upper intake levels for vitamins and minerals. Scientific Committee on Food Scientific Panel on dietetic Products, Nutrition and Allergies. February. European Food Safety Authority.2006.
- EFSA.Scientific opinion on lead in food. EFSA panel on contaminants in the Food Chain (CONTAM). *The European Food Safety Authority Journal*.2010. 8(4):1570.
- EFSA.Statement on tolerable weekly intake for cadmium. EFSA panel on contaminants in the Food Chain (CONTAM). *The European Food Safety Authority Journal*. 2011. 9(2):1975.
- ENIDE.Encuesta Nacional de Ingesta Dietética (2009-2010). Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición.2011.
- European Commission of Health & Consumers Directorate General (DGSANCO). Evaluate the control systems in place governing the production of fisheries products and live bivalve molluscs intended for exports to the European Union.2009. DGSANCO 2009/8056 MR FINAL.

- FAO. Application of Risk Management to Food Safety Matters. Report of the Joint FAO/WHO Expert Consultation. Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO Food and Nutrition. 1997. 65. Roma.
- FAO. Comité del Codex sobre aditivos alimentarios FAO/OMS. 2009.
- Ferrantelli V. Giangrosso G. Cicero A. Naccari C. Macaluso A. Galvano F. D'Orazio N. Arcadipane GE. Naccari F. Evaluation of mercury levels in Pangasius and Cod fillets traded in Sicily (Italy). Food Additives & Contaminants. 2012. 29:7. Part A: Chemistry, Analysis, Control, Exposure & Risk Assessment. 1046-1051.
- Ferrer A. Intoxicación por metales. Anales Sistema Sanitario de Navarra. 2003. 26:141-153.
- Ferreira JC, Strecht A, Ribeiro JR, Soeiro A, Cotrim G. Manual de Agricultura Biológica. 1998. Lisboa. Agrobio.
- FESNAD. Ingestas dietéticas de Referencia (IDR) para la población española. Federación Española de Sociedades de Nutrición, Alimentación y Dietética. 2010. EUNSA. Navarra.
- Förstner U. Wittmann GTW. Metal Pollution in the Aquatic Environment. Springer-Verlag. Berlin 1979.
- Förstner U. Wittmann GTW. Heavy metal pollution in the aquatic environment. 2 ed. Springer-Verlag. Berlin. Heidelberg New York 1981.
- Fox MR. Cadmium bioavailability. Federation Proceedings. 1983. 42(6):1726-1729.
- Galindo Gutiérrez JM, Hernández Sánchez C, Rubio Armendáriz, Hardisson de la Torre A, Caballero Mesa JM.. El Boro como microelemento esencial. Su presencia en aguas y alimentos. Higia. 2010. 56: 23-26.
- García E, Cabrera C, Lorenzo ML, Sánchez J, López MC. Daily dietary intake of chromium in southern Spain measured with duplicate diet sampling. British Journal of Nutrition. 2001. 86:391-396.
- Gil A. Tratado de Nutrición. 2010a. Editorial Médica Panamericana. Tomo III. Nutrición Humana en el Estado de Salud.
- Gil A. Tratado de Nutrición. 2010b. Editorial Médica Panamericana. Tomo II. Composición y Calidad Nutritiva de los Alimentos.

- Gil A. Tratado de Nutrición. 2010c. Editorial Médica Panamericana. Tomo I. Bases Fisiológicas y Bioquímicas de la Nutrición.
- González MJ, Mesenguer I, Mateos CJ. Elementos ultratrazas ¿Nutrientes o tóxicos? Toxicological Reviews. 2009.26: 93-103.
- González Padrón A, González Iglesias JL, Hardisson A. El cadmio y la influencia de las metalotioneínas y los agentes quelantes en su toxicidad. Revista de Toxicología. 1995. 12:86-91.
- González-Weller D, Rubio C, Revert C, Hardisson A. La toxicología del cromo (Cr^{6+}). Higia (Revista del Colegio Oficial de Farmacéuticos de Santa Cruz de Tenerife).2004. 38:6-9.
- González-Weller D, Rubio C, Gutiérrez AJ, Luis González G, Caballero Mesa J, Revert Gironés C, Burgos Ojeda A, Hardisson A. Dietary intake of barium, bismuth, chromium, lithium, and strontium in a Spanish population (Canary Islands, Spain). Food and Chemical Toxicology. 2013 62:856-868.
- GTZ/ Binca Program. *Pangasius* Farming Practices in Vietnam. A study in view of sustainability issues. Germany. 2005.
- Gutiérrez AJ, González-Weller D, González T, Burgos A, Lozano G, Hardisson A. Content of trace metals (iron, zinc, manganese, chromium, copper, nickel) in canned variegated scallops (*Chlamys varia*). International Journal of Food Sciences and Nutrition. 2008. 59:535-543.
- Guttormsen G. Cadmium and lead levels in Norwegian vegetables. Norweg. Journal of Agricultural Science. 1990. 4: 95-101.
- Hambidge KM. Zinc deficiency in man: Its origins and effects. Philosophical Transactions of the Royal Society London Biological. 1981. 294:129-144.
- Hardisson A, Galindo L, García Montelongo F. Niveles de concentración de Pb, Cd, Cu, Zn y Fe en túnidos en conserva. Anales de Bromatología. 1985. XXXVII (2):327-332.
- Hardisson A, Corrales J, Gómez-Calcerrada N, Navarrete A. Niveles de concentración de Fe y Cu en vinos de consumo frecuente en las Islas Canarias. Anales de Bromatología. 1995. XLIII (2-3):231-238.
- Hardjamulia A, Djajadiredja R, Atmawinata S, Idris D. Pembenhian jambal siam (*Pangasius sutchi*) dengan suntikan ekstrak kelenjar hipofise ikan mas (*Cyprinus carpio*). Bull Pen Perik Darat .1981. 1: 183-90.

- Hardisson A, Rubio C, Báez A, Martín MM, Álvarez R. Mineral composition of the papaya (*Carica papaya* variety Sunrise) from Tenerife Island. *European Food Research and Technology*. 2001a. 212:175-181.
- Hardisson A, Rubio C, Báez A, Martín MM, Álvarez R. Mineral composition in four varieties of avocado (*Persea gratissima*, L.) from island of Tenerife. *European Food Research and Technology*. 2001b. 213:225-230.
- Hardisson A, Rubio C, Báez A, Martín M, Álvarez R, Díaz E. Mineral composition of the banana (*Musa acuminata*) from the island of Tenerife. *Food Chemistry*. 2001c. 73:153-161.
- Hardisson A, Rodríguez MI, Burgos A, Díaz Flores L, Gutiérrez R, Varela H. Fluoride Levels in Publicly Supplied and Bottled Drinking Water in the Island of Tenerife, Spain. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2001d. 67:163-170.
- Hardisson A, Rodríguez MI, Burgos A. Fluoride. En: *Encyclopedia of food Sciences and nutrition*. 2003. Edited by Benjamin Caballero, Luiz Trugo and Paul Finglas. Academic Press. Second Edition.
- Hardisson A, González-Weller DM. Dieta y Cáncer. Monografía. *Toxicología Alimentaria*. 2012. Editorial Díaz de Santos.
- Hein JR, Schwab WC, Davis A. Cobalt and platinum rich ferromanganese crusts and associated substrate rocks from the Marshall Islands. *Marine Geology*. 1988. 78(3-4):255-283.
- Hellström L, Persson B, Brudin L, Grawé KP, Öborn I, Järup L. Cadmium exposure pathways in a population living near a battery plant. *Science of the Total Environment*. 2007. 373:447-455.
- Hoang T H, Bang S, Kim K, Nguyen M H, Dang D M. Arsenic in groundwater and sediment in the Mekong River Delta, Vietnam. 2010. *Environmental Pollution* 158: 2648-2658.
- Honda R, Tsuritani I, Ishizaki M. Zinc and copper levels in ribs of cadmium-exposed persons with special reference to osteomalacia. *Environmental Research*. 1997. 75:41-48.
- Hung LT, Cacot P. *Pangasius* catfish culture in the Mekong Delta. In: *Proceedings of the National Workshop on Aquaculture*. RIA 1. Vietnam. 1998. 29-30.

- Hung TN, Suhenda N, Slembrouck J, Lazard J & Moreau Y. A. "Comparison of dietary protein and energy utilization in three Asian catfishes (*Pangasius bocourti*, *P. hypophthalmus* and *P. djambal*). *Aquaculture Nutrition*. 2004. 10; 317-326.
- Hunt CD. Dietary Boron modified the effects of magnesium and molybdenum on mineral metabolism in the cholecalciferol deficient chick. *Biological trace Elements Research*. 1989. 22:201-20.
- ICEX. Productos del mar y acuicultura en Vietnam. Informe Sectorial. Oportunidades de inversión y cooperación empresarial. Vietnam. 2004. Oficina económica y empresarial de la embajada de España en Vietnam.
- INSHT. Fichas internacionales de Seguridad Química. Trifluralina (ISO). España. ICSC: 0205.
- Iskra M, Patelski J, Majewski W. Relationship of calcium, magnesium, zinc and copper concentrations in the arterial wall and serum in atherosclerosis obliterans and aneurysm. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 1997. 11:248-252.
- Islam E, Yang X, He Z, Mahmood Q. Assessing potential dietary toxicity of heavy metals in selected vegetables and food crops. *Journal of Zhejiang University Science*. 2007. Part B, 8:1-13.
- ISTAC. Sociedad. Instituto Canario de Estadística. Consejería de Economía y Hacienda. Gobierno de Canarias. 2009.
- ISTAC. Territorio y Medio Ambiente. Instituto Canario de Estadística. Consejería de Economía y Hacienda. Gobierno de Canarias. 2012.
- IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry). Nomenclature in evaluation of analytical methods including detection and quantification capabilities. *Pure and Applied Chemistry*. 1995. 67:1699-1723.
- Iyengar GV, Kawamura H, Parr RM, Miah FK, Wang JX, Dang HS, Djojosebroto H, Cho SY, Akher P, Natera ES, Nguyen MS. Dietary intake of essential minor and trace elements from Asian diets. *Food and Nutrition Bulletin*. 2002. 23: 124-128.
- Järup L. Hazards of heavy metals contamination. *British Medical Bulletin*. 2003. 68:167-182.

- Jiménez AM, Herrador MA, Navas MJ, Camean AM, Jimenez-Trillo JL y Asuero AG. Boro en los alimentos I. Aspectos bromatológicos y toxicológicos. *Alimentaria* 1985. (166): 37-42.
- Jodral-Segado AM, Navarro-Alarcón M, López de la Serrana H, López-Martínez MC. Magnesium and calcium contents in foods from SE Spain: influencing factors and estimation. 2003.
- Kabata-Pendias A, Pendias H. Trace elements in soils and plants. 2nd ed. Boca Raton, CRC Press Online. Florida. 1992.
- Khanh PV. Induced spawning of river catfish *Pangasius hypophthalmus* in the Mekong Delta of Vietnam. University of Fisheries, Nha Trang, Viet Nam. (Ph. D. thesis).
- King RE, Kent KD, Bomseer JA. Resveratrol reduces oxidation and proliferation of human retinal pigment epithelial cells via extracellular signal-regulated kinase inhibition. *Chemico-Biological Interactions*. 2005. 151: 143-149.
- Krebs RE. The history and use of our earth's chemical elements: A reference guide. Greenwood Press. 2006. Estados Unidos.
- Krelowska-Kulas M. Determination of level of certain trace elements in vegetables in differently contaminated regions. *Die Nahrung*. 1993.37: 456-462.
- La Pera L, Gudo G, Rando R, Di Bella G, Maisano R, Salvo F. Statistical study of the influence of fungicide treatments (macozeb, zoxamide and copper oxychloride) on heavy metal concentration in Sicilian red wine. *Food Additives and Contaminants. Part A*. 2008.25:302-313
- Lazard J, Cacot P, Slembrouck J, Legendre M. La Pisciculture des Pangasiidae. *Cahiers Agricultures*. Mars-Juin. 2009. Vol.18 n°2-3.164-173.
- Le BN. Study on pond water environment of intensive Catfish (*Pangasius hypophthalmus*) culture in Tanloc Village. Thonot District. Can tho province. [Tesis Doctorial]. Vietnam. 2005.
- Lee YZ, Suzuki S, Kawada T, Wang J, Koyama H, Rivai IF, Herawati N. Content of Cadmium in carrots compared with rice in Japan. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 1999.63:711-719

- Marín Guirao L. Aproximación ecotoxicológica a la contaminación por metales pesados en la laguna costera del Mar Menor. Tesis doctoral. Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia. España; 2007.
- Martín Delgado MM. Niveles de concentración de elementos minerales de interés bromatológico y nutricional en frutas y hortalizas de la isla de Tenerife; Tesis doctoral; Universidad de La Laguna .1991.
- Martínez Sánchez MJ y Pérez Sirvent C. Niveles de fondo y niveles genéricos de referencia de metales pesados en suelos de la Región de Murcia Ed. A.G. Novograf; 2007.
- Martínez G, Tangarife E, Pérez M, Mejía-López J. Magnetic properties of small cobalt-cooper clusters. *Journal of Physics: Condensed Matter*.2013. 25(21):216003.
- Mataix J, Llopis J. Minerales. En: Mataix J. 2002. ed. Nutrición y alimentación humana. I. Nutrientes y alimentos. Ergón. Madrid: 211-246.
- Mc Carron DA. Role of adequate dietary calcium intake in the prevention and management of salt-sensitive hypertension. *American Journal of Clinical Nutrition*. 1997.65:712S-716S.
- Mc Carthy HT, Ellis PC. Comparación de la digestión con microondas incineración convencional en húmedo y la digestión incineración en seco para el análisis de plomo, cadmio, cromo, cobre, y zinc en los mariscos por espectroscopia de absorción atómica de llama. *Journal Asociación de Químicos Analíticos Oficiales (AOAC)*.1991. 74(3):556-569.
- MRC. Status of Pangasius aquaculture in Vietnam. Mekong River commission. 2002. Technical Paper n°2.
- Mofi BM. Guidelines for Environmental Management of Aquaculture Investments in Vietnam. Can Tho University. Institute of Fisheries Management, Research Institute for Aquaculture Number 1, Network of Aquaculture Centres in Asia Pacific.2006. Nota Técnica 37564.
- Monasterio RP, Wuilloud RG. Trace level determination of cadmium in wine by on-line preconcentration in a 5-Br-PADAP functionalized wool-packed microcolumn coupled to flame atomic absorption spectrometry. *Talanta*. 2009. 79:1484-1488.

- Montoro R, Cervera ML, Catalá R. Metales potencialmente tóxicos en los alimentos. Instituto de Agroquímica y Tecnología de alimentos. Caja de Ahorros de Valencia. Departamento de Investigación y Desarrollo Agro-Industrial. Food Chemistry. 1989. 42:1143-1153.
- Moseman RF. Chemical disposition of boron in animals and humans. Environmental Health Perspectives. 1994. 102:113-117.
- Mosha TCE, Laswai HS, Tetens I. Nutritional composition and micronutrient status homemade and commercial weaning foods consumed in Tanzania. Plant Foods for Human Nutrition. 2000. 55:185-205.
- Nasreddine L, Nashalian O, Naja F, Itani L, Parent- Massin D, Nabhani-Zeidan M, Hwalla N. Dietary exposure to essential and toxic trace elements from a total diet study in an adult Lebanese urban population. Food and Chemical Toxicology. 2010. 48:1262-1269.
- Naturland. Normas de Naturland para Acuicultura Orgánica. Mayo 2007.
- Navarro-Alarcón M, Gil-Hernández F, Gil-Hernández A. Selenio, manganeso, cromo, molibdeno, yodo y otros oligoelementos minoritarios. In: A. Gil-Hernández (Ed.). Tratado de nutrición (Vol. II).2005.Madrid. Acción Médica.
- Nelson, J.S. Fishes of the world.3ª edición. New York: John Wiley & Sons, Inc. 1994. 183-184
- Newnham RE. Essentiality of boron for healthy bones and joints. Environ health Perspect. 1994. 102 (supl): 88-5.
- Nguyen,V. H.Current Status of the Pangasius Industry in the Mekong Delta. Kuala Lumpur. Global for Aquaculture Leadership.2010.
- Nielsen FH. Other elements: Sb, Ba, B, Br, Cs, Ge, Bd, Ag, Sr, Sn, Ti, Zr, Be, Bi, Ga, Au, In, Nb, Sc, Te, Tl and W. Mertz (ed). Trace elements in human and animal nutrition. 1986. Vol 2. Orlando: Academic Press. 415-63.
- Nielsen FH, Mullen LM and Gallagher SK. Effect of boron deplecion and repletion on blood indicators of calcium status in humans fed magnesium –low diet. J Trace Element exp Med.1990. 3: 45-54.
- Nielsen FH. How should dietary guidance be given for mineral elements with beneficial actions or suspected of being essential? Journal of Nutrition. 1996.126(9S):2377S-2385S.

- Nielsen FH. Importance of making dietary recommendations for elements designated as nutritionally beneficial, pharmacologically beneficial, or conditionally essential. *Journal of Trace Elements in Experimental Medicine*. 2000.13:113-129.
- NIH. USA National Institute Health Experts Meeting. Consensus development panel on optimal calcium intake. Optimal calcium intake. Development panel optimal calcium intake. *Journal of the American Medical Association*. 1994. 272:1942-1948.
- NRC. Raciones Dietéticas Recomendadas. Subcommittee on the Tenth Edition of RDAs. National Research Council (NRC).1991. 1ª edición española de la 10ª edición original. Recomendad dietary allowances. Ediciones Consulta, S.A. Barcelona.
- Noël L, Leblanc JC, Guerín T. Determination of several elements in duplicate meals from catering establishments using closed vessel microwave digestion with inductively couple plasma mass spectrometry detection: estimation of daily dietary intake. *Food Additives and Contaminants*. 2003. 20:44-56.
- Nöite J. ICP Emission Spectrometry: A practical Guide, Wiley-VCH. 2003. Weinheim
- Nortvedt R. The opportunities in the catfish surplus market in Vietnam. *Fiskeriforskning* [revista en internet]. 2007. Diciembre. [Acceso 25 agosto 2013]. Disponible en http://www.nofima.no/filearchive/Rapport%2024-2007_1.pdf
- O'Dell BL. Roles of iron and copper in connective tissue biosynthesis. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B Biological Sciences*.1991. 91-104.
- OECD. Seafood processing-local sources and global markets Workshops on Opportunities and Challenges of Fisheries. *Globalisation*. 2007. Tad/FI/Glob (2007)6.
- Ojeda Feo M I. Rodríguez Marín MN. Rubio Armendáriz C. Gutiérrez Fernández A. Hardisson de la Torre A. Legislación sobre contaminación por metales pesados en productos pesqueros y acuicultura. *Alimentaria*. 2006. 60-64.
- Olmedo P, Hernández AF, Pla A, Femia P, Navas-Acien A, Gil F. Determination of essential elements (copper, manganese, selenium and zinc) in

- fish and shellfish samples. Risk and nutritional assessment and mercury-selenium balance. *Food and Chemical Toxicology*.2013. 62:299-307.
- OMS. Dieta, nutrición y prevención de enfermedades crónicas. Informe de una Consulta Mixta de Expertos OMS/FAO. 2003. Organización Mundial de la Salud. Ginebra.
 - Orban E, Navigato T, Di Lena G, Masci M, Casini I, Gambelli L, Caproni R. New trends in the seafood market. Sutchi Catfish (*Pangasius hypophthalmus*) fillets from Vietnam: Nutritional quality and safety aspects. *Food Chemistry*. 2008. 110:383-389.
 - Ortega García J A. Gil Vazquez J M^a. Vélez Palacios D. López Soler J A. Evaluación de la exposición dietética de Metilmercurio en poblaciones vulnerables de la región de Murcia (España). *Anales de Pediatría*. 2007. 66(4). 417-428.
 - Özden O. Micro, macro mineral and proximate composition of Atlantic bonito and horse mackerel a monthly differentiation. *International Journal of Food Science and Technology*. 2010. 45:578-586.
 - Passmore R, Nicol MM, Naraya Rao M. Manual sobre las necesidades nutricionales del hombre. Ginebra. FAO/OMS.1975. 74.
 - Pham Q.H, Nguyen T.D. Country report on the management of sanitary and phytosanitary measures in Vietnam. Vietnam. World Banks Report.2004.
 - Penland JG. The importance of boron nutrition for brain and psychological function. *Biological Trace Elements Research*. 1998. 66:299-317.
 - Pérez Martín R. Calidad Higiénico sanitaria y nutricional de filete de Panga descongelado. CSIC. Vigo. 2008. Informe Preliminar.
 - Phoung N T. Economics of aquaculture feeding practices in selected Asian countries. Roma. In M.R. Hasan (Ed.). 2007.FAO Fisheries Technical Paper No.505
 - Piotrowska M, Kabata-Pendias A. Impact of soils amended with Zn and Pb smelter dust on Cd concentrations in potatoes. *Journal of Geochemical Exploration*. 1997. 58: 319-322.
 - Prieto Méndez J, González Ramírez CA, Román Gutiérrez AD, Prieto García F. Contaminación y fototoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*.2009. 10:29-44.

- Repetto Jiménez M, Repetto Kuhn G. Toxicología Fundamental. 2009.4ª Edición. Díaz de Santos, Madrid
- Repetto M, Sanz P. Toxicología de los metales. En M. Repetto (ed) Postgrado en Toxicología. Ilustre Colegio oficial de Químicos. Sevilla. CD-ROM. ISBN: 978-84-692-9989-0. Depósito Legal: SE-1047-08. 2010.
- Rowbothman AL, Levy LS, Shuker LK. Chromium in the environment: an evaluation of exposure of the UK general population and possible adverse health effects. Journal of Toxicology and Environment Health Oart B: Critical Review.2000.3:145-178.
- Rubio C, Frías I, Hardisson A. Toxicología del plomo y su presencia en los alimentos. Alimentaria. 1999.305:77-85.
- Rubio C, Gutiérrez AJ, Martín-Izquierdo RE, Lozano G, Hardisson A. El cadmio como contaminante alimentario. Alimentaria. 2004 a. 41-45.
- Rubio C, González-Weller D, Alonso S, Revert C, Hardisson A. Zn, Mn, Cu, Se, Cr: Nutrición y suplementación. Alimentaria. 2004b. Mayo: 37-45.
- Rubio C, González-Weller D, Alonso S, Revert C, Hardisson A. Aspectos nutricionales del calcio, hierro y fósforo. Alimentaria. 2004c. Mayo: 31-35.
- Rubio C, González-Iglesias T, Revert C, Reguera JI, Gutiérrez AJ, Hardisson A. Lead dietary intake in a Spanish population (Canary Islands). Journal of Agricultural and Food Chemistry . 2005. 53:6543-6549.
- Rubio C, Hardisson A, Reguera JI, Revert C, Lafuente MA, González-Iglesias T. Cadmium dietary intake in the Canary Islands, Spain. Environmental Research. 2006. 100:123-129.
- Rubio C, Gutiérrez AJ, Revert C, Reguera JI, Burgos A, Hardisson A. Daily dietary intake of iron, copper, zinc and manganese in a Spanish population. Journal of Food Sciences and Nutrition. 2009. 60:590-600.
- Rubio C, Lucas JRD, Gutiérrez AJ, González-Weller D, Pérez B, Caballero JM, Revert C, Hardisson A. Evaluation of metal concentrations in mentha herbal teas (*Mentha piperita*, *Mentha pulegium* and *Mentha species*) by inductively coupled plasma spectrometry. Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis. 2012.71:11-17.
- Ruiz E, Ávila JM, Carrera E, Del Pozo S, Lamas M, Monje J, Partearroyo T, Sanchez E, Valero T, Varela-Moreiras G. Modificaciones nutricionales de

- distintos pescados sometidos a diferentes tratamientos culinarios. Madrid. Ministerio de Medio Ambiente, medio rural y marino. 2013.
- Sarter S, Nguyen HNK, Hung LT, Lazard J, Monted D. Antibiotic resistance in Gram negative bacteria isolated from farmed catfish. *Food Control*. 2007; 18: 1391-6.
 - Seeber R, Sferlazzo G, Leardi R. Multivariate data analysis in classification on musts and wines of the same variety according to vintage year. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 1991. 39:1764-1769.
 - Seelig MS, Rayssiguier Y, Mazur A, Durlach J. Epidemiology of water magnesium: evidence of contributions to health. 2001. Editors. *Advances in magnesium research: nutrition and health*. Eastleigh: John Libbey and Co. Ltd.
 - Shean GL. Lithium neurotoxicity. *Clinical Experimental Neurology*. 1991.28:112-127.
 - Slattery ML, Sorenson AW, Ford MH. Dietary calcium intake as a mitigating factor in colon cancer. *American Journal of Epidemiology* .1988. 128:504-514.
 - Slembrouck J. Baras E. Subagja J. Hung LT. Legendre M. Survival, growth and food conversion of cultured larvae of *Pangasianodon hypophthalmus*, depending on feeding level, prey density and fish density. *Aquaculture*. 2009. 294.52-59.
 - Smith W E, Smith A M. *Minamata: words and Photographs*. 1st Edition. New York. Holt, Rinehart & Winston, 1975.
 - Sorensen. Slaughtering processes for farmed *Pangasius* in Vietnam-Consultancy surveying slaughter processes and products handling in the Vietnamese industry. Norwegian Institute of Fisheries and Aquaculture Research. 2005. Report 12/2005.
 - Stoecker BJ. Chromium absorption, safety, and toxicity. *Journal of Trace Elements in Experimental Medicine*. 1999. 12:163-169.
 - Storelli MM, Storelli A, Giacomelli-Stuffer R, Marcotrigiano GO. Mercury speciation un the musce of two commercially important fish, hake (*Merluccius merluccius*) and striped mullet (*Mullus barbatus*) from the Mediterranean Sea: estimated weekly intake. *Food Chemistry*, 2005; 89 (295-300).

- Stritmatter P. Reversible direct hydrogen transfer from reduce pyridine nucleotides to cytochrome b5 reductase. *Journal of Biological Chemistry*. 1964; 239: 304-50.
- Tabari S, Saravi S, Bandany G, Dehghan A, Shokrzadeh M. Heavy metals (Zn, Pb, Cd and Cr) in fish, water and sediments sampled from Southern Caspian Sea, Iran. *Toxicology and Industrial Health*. 2010. 26: 649-656.
- Tang SW. Using lithium. *Hong Kong Medicine Journal*. 2006. 12(4):253.
- Trong, Trinh Quoc, Nguyen Van Hao, Don Griffiths. Status of Pangasiid aquaculture in Viet Nam. Vietnam. MRC. 2002. Technical Paper No. 2, 16 pp. ISSN: 1683-1489.
- Tuan N A, Phuong NT. Aquaculture in the Mekong Delta: present status and potencial. [Tesis doctoral].Can Tho, Vietnam. 1994.
- Tuan NA, Phuong NT, Hung HP, Weigel J Y. Marine Fishing industry in the Mekong Delta, Vietnam: Present status and recommendations for future development. [Tesis doctoral] .Can Tho, Vietnam.1995.
- Ukhun ME, Nwazota J, Nkwocha FO. Levels of toxic mineral elements in selected foods marketed in Nigeria. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 1990.44:325-330.
- United Nations Environment Programme. Global Mercury Assessment 2013: sources, emissions, releases and environmental transport. Geneva. UNEP Chemical Branch 2013. [technical report] DTI/1636/GE.
- US Department of Health and Human Services. The Surgeon's general report in nutrition and health. Washington: US Department of Health and Human Services. Public Health Service. 1998. 722.
- Velasco-Ryenold C, Navarro-Alarcón M, López De La Serrana H, Pérez- Valero V, López-Martínez MC. Total and dialyzable levels of manganese from duplicate meals and influence of other nutrients: Estimation of daily dietary intake. *Food Chemistry*. 2008. 109:113-121.
- Walsh CT, Sandstead HH, Prasad AS, Newberne PM, Fraker PJ. Zinc: health effects and research priorities for the 1990s. *Environmental Health Perspectives*.1994. 102(2):5-46.

- Ward JB, Petersen OH, Jenkins SA, Sutton R. Hipótesis: ¿Es una concentración elevada de calcio ionizado libre citosólico acinar el desencadenante de la pancreatitis aguda? *Lancet*.1996. 8:210-214.
- Westermann DT. Nutritional requirements of potatoes. *American Journal of Potato Research*.2005.82:301-307.
- Yamaguchi S. Miura C. Ito A. Agusa T. Iwata H. Tanabe S. Tuyen B C. Miura T. Effects of lead, molybdenum, rubidium, arsenic and organochlorines on spermatogenesis in fish: Monitorind at Mekong delta area an d in vitro experiment.*AQUATOX*.2007. 83. 43-51
- Yang Y, De Run Y, Nguyen TP, Truong QP, Lin CK, James SD. Enviromental impacts of case cultura for Catfish in HongnGu. Vietnam. Tenth Work Plan, effluent and pollution research 3. 2003. Pond Dynamic/Aquaculture CRSP, Oregon State University [10ER3].
- Zittle CA. Reaction of borate with substances of biological interest. *Adv Enzymol*. 1951.12:493-527.
- Zukowska J, Biziuk M. Methodological evaluation of method for dietary heavy metal intake. *Journal of Food Science*.2008.73:21-29.

- AESAN: www.aesan.msssi.gob.es
- Angiang Fisheries Import-Export Joint Stock Company:
www.agifish.com.vn
- Base de Datos de Comercio Exterior: www.aduanas.camaras.org
- BEDCA: <http://www.bedca.net/>
- DG-SANCO: ec.europa.eu/dgs/health_consumer/index_en.htm
- EFSA: www.efsa.europa.eu
- Eurofish: www.eurofish.dk
- European Commission: www.ec.europa.eu
- FAO: www.fao.org
- FAO/GLOBEFISH: www.globefish.org
- FDA: www.fda.gov
- FESNAD: www.fesnad.org
- FishBase: www.fishbase.org
- Fisheries Informatics Centre. Ministry of Agriculture And Rural Development: www.fistenet.gov.vn
- General Statistics Office of Vietnam: www.gso.gov.vn
- GLOBALGAP: www.globalgap.org/es
- Mekong River Comision: www.mrcmekong.org
- NAFIQAD: www.nafiqad.gov.vn
- Naturland: www.naturland.de/welcome.html
- NTP: ntp.niehs.nih.gov
- NUTRAQUA: www.nutraqua.com
- OMS: www.who.int/es
- Pangasius Vietnam: www.pangasius-vietnam.com
- Panel Intergubernamental de Naciones Unidas: www.ipcc.ch
- Red Geográfica: redgeografica.blogspot.com.es
- Seminario virtual de las ciencias del Mar. Oannes.
Consideraciones Básicas para la implementación de Laboratorios de Cultivo Larvario: www.oannes.org.pe/seminario/02payepezcultivolarvario.htm
- SGS: www.sgs.es

- Skretting España, S.A.: www.skretting.es
- The Fish Site: www.thefishsite.com
- UNICEF: www.unicef.es
- Vietfish: www.vietfish.com
- Vietnam Association of Seafood exporters and producers (VASEP):
www.vasep.com.vn
- World of Pangasius: www.worldofpangasius.com.vn
- Worldwide information about seafood web:
<http://www.planacuicultura.es>
- WorldWildlifeFoundation:
www.worldwildlife.org/what/globalmarkets/aquaculture

- ACGIH: American Conference of Governmental Industrial Hygienist.
- AESAN: Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición.
- APPCC: Análisis de peligro y puntos de control críticos.
- ASEAN: Association of Southeast Asian Nations.
- ATSDR: Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- BEDCA: Base de datos española de composición de los alimentos
- BOE: Boletín Oficial del Estado.
- DG-SANCO: Directorate General of Health and Consumers
- EFSA: Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria.
- EPA: Environmental Protection Agency.
- FDA: Food and Drugs Administration.
- FESNAD: Federación Española de Sociedades de Nutrición, Alimentación y Dietética.
- GLOBALGAP: Global Good Agricultural Practices.
- HORECA: Hostelería, Restauración y Cafeterías.
- IQF: Individual Quick Freezing.
- IARC: International Agency of Research on Cancer.
- ICEX: Instituto Español de Comercio Exterior.
- IDA: Ingesta Diaria Admisible.
- IDR: Ingesta Diaria Recomendada.
- INSHT: Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo.
- IPCC: Panel Intergubernamental de Naciones Unidas.
- ISEAL: International Social and Environmental Accreditation and Labelling
- ISTP: Ingesta Semanal Tolerable Provisional.
- MARM: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- MCR: Mekong River Commission.
- NAFIS: National Farmers Information Service.
- NAFIQAVED: National Agro-Forest-Fisheries Quality Assurance and Veterinary Directorate.

- NRC: National Research Council.
- NTP: National Toxicology Program.
- NUTRAQUA: Nutritionnelle Acuatiques.
- OMS: Organización Mundial de la Salud.
- RAFF: Rapid Alert System for Food and Feed.
- RIA: Instituto de Desarrollo de Acuicultura.
- SQF: Safety Quality Food.
- SOD: Superóxido Dismutasa.
- . PTWI: Probably Tolerable Weekly Intake.
- TWI: Tolerable Weekly Intake.
- UE: Unión Europea.
- UNEP: United Nations Environment Programme.
- UNICEF: United Nations Children´s Fund.
- UNISDER: World Conference on Disaster Reduction.
- VASEP: Vietnam Association of Seafood Exporters and Producers.
- WHO: World Health Organization.
- WWF: World Wildlife Foundation.