



Universidad de Concepción



FACULTAD DE CIENCIAS
AMBIENTALES

EVALUACIÓN DEL GRADO DE CONTAMINACIÓN CON MERCURIO (Hg) EN LAGUNA LA SEÑORAZA: AGUA, SEDIMENTOS Y BIOTA

Habilitación profesional presentada para optar al título de

Ingeniera Ambiental

CAROLINA BADILLA MÉNDEZ

CONCEPCIÓN (Chile), 2018



Universidad de Concepción



FACULTAD DE CIENCIAS
AMBIENTALES

EVALUACIÓN DEL GRADO DE CONTAMINACIÓN CON MERCURIO (Hg) EN LAGUNA LA SEÑORAZA: AGUA, SEDIMENTOS Y BIOTA

Habilitación profesional presentada para optar al título de
Ingeniera Ambiental

CAROLINA BADILLA MÉNDEZ

Profesor guía: Dr. Roberto Urrutia

Profesor co-guía: Dr. Alberto Araneda

CONCEPCIÓN (Chile), 2018



**"EVALUACIÓN DEL GRADO DE CONTAMINACIÓN CON MERCURIO EN LA
LAGUNA LA SEÑORAZA: AGUA, SEDIMENTOS Y BIOTA"**

PROFESOR GUÍA:

DR. ROBERTO URRUTIA PÉREZ

PROFESOR CO - GUÍA:

DR. ALBERTO ARANEDA CASTILLO

PROFESOR COMISIÓN:

DRA. ANA CAROLINA BAEZA FREER

CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MÁXIMA

Conceptos que se indica en el Título

- ✓ Aprobado por Unanimidad : (En Escala de 4,0 a 4,9)
- ✓ Aprobado con Distinción (En Escala de 5,0 a 5,6)
- ✓ Aprobado con Distinción Máxima (En Escala de 5,7 a 7,0)

CONCEPCIÓN, ABRIL DE 2018

CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS.....	vi
RESUMEN.....	vii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES GENERALES	4
2.1 El mercurio en el ambiente	4
2.1.1 El mercurio en la atmósfera.....	5
2.1.2 El mercurio en los suelos.....	7
2.1.3 El mercurio en sistemas agua-sedimento.....	8
3. HIPÓTESIS.....	11
4. OBJETIVOS.....	11
4.1 Objetivo general.....	11
4.2 Objetivos específicos	11
5 . METODOLOGÍA	12
5.1 Caracterización del área de estudio.....	13
5.1.1 Caracterización según parámetros fisicoquímicos y sedimentos.....	14
5.1.2 Concentraciones de mercurio en sedimentos y columna de agua	14
5.2 Caracterización fisicoquímica de la columna de agua y sedimentos.....	15
5.2.1 Estaciones y frecuencia de muestreo.....	15
5.2.2 Parámetros monitoreados.....	15
5.2.3 Obtención, conservación y análisis de muestras.....	16
5.3 Identificación de los organismos del lago.....	19
5.3.1 Obtención, conservación y caracterización de las muestras.....	19
5.4 Análisis de mercurio.....	20

5.5 Análisis estadístico.....	21
5.6 Factor de bioconcentración y biomagnificación para mercurio total.....	22
5.7 Propuesta de recomendaciones para la remediación y el uso recreativo del lago.....	22
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	23
6.1 Parámetros fisicoquímicos de la columna de agua.....	23
6.1.1 Parámetros <i>in situ</i>	23
6.1.2 Parámetros determinados en laboratorio.....	27
6.2 Parámetros fisicoquímicos y clasificación textural de los sedimentos.....	33
6.2.1 Parámetros <i>in situ</i>	33
6.2.2 Parámetros medidos en laboratorio.....	35
6.3 Identificación de la biota.....	36
6.3.1 Plantas acuáticas.....	36
6.3.2 Peces.....	37
6.4 Concentración de mercurio.....	43
6.4.1 Columna de agua.....	43
6.4.2 Sedimentos.....	43
6.4.3 Biota.....	45
6.5 Análisis de correlación.....	48
6.6 Análisis de biomagnificación (FBM) y bioconcentración (FBC) del mercurio.....	53
6.7 Propuesta de medidas para la remediación del lago.....	56
6.7.1 Propuesta de recomendaciones para la remediación del lago.....	61
7. CONCLUSIONES.....	63
8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	66
9. ANEXOS	76

Índice de Figuras

Figura 1. Modelo de las interacciones entre especies de mercurio en la atmósfera. .	7
Figura 2. Esquema de la metodología utilizada.	12
Figura 3. Concentración media y desviación estándar de mercurio en las diferentes especies de peces.	48
Figura 4. Correlación entre la concentración de Hg en músculo de <i>C. galusdae</i> con su longitud total y peso.	49
Figura 5. Correlación entre la concentración de Hg tanto en músculo como en hígado de <i>B. microlepidotus</i> respecto a su longitud total y peso.	50
Figura 6. Correlación entre la concentración de Hg tanto en músculo como en hígado de <i>C. carpio</i> respecto a su longitud total y peso.	51
Figura 7. Correlación entre la concentración de Hg en músculo de <i>A. facetus</i> respecto a su longitud total y peso.	52
Figura 8. Correlación entre la concentración de Hg en músculo de <i>G. maculatus</i> respecto a su longitud total y peso.	52
Figura 9. Diagrama de la posición que ocupa cada especie en la cadena trófica según su hábito alimenticio.	54
Figura 10. Diagrama de la relación que existe entre especies de acuerdo con su posición en la cadena trófica para el cálculo del FBM y FBC.	54

Índice de Tablas

Tabla 1. Valores de los parámetros fisicoquímicos del lago.	14
Tabla 2. Listado de parámetros considerados, indicando el tipo de envase usado para su transporte, el método de almacenamiento y el método analítico a utilizar. (*) Parámetros medidos in situ.....	18
Tabla 3. Listado de parámetros considerados en el estudio de sedimentos. Envases para su almacenamiento, método analítico a emplear y su correspondiente límite de detección.	19
Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos de la columna de agua a tres profundidades..	27
Tabla 5. Parámetros fisicoquímicos de la columna de agua obtenidos en la primera fecha de muestreo. Valores obtenidos en cada estación y el promedio total.	31
Tabla 6. Nutrientes obtenidos en la segunda fecha de muestreo en la estación 2 (E2) a tres profundidades y sus promedios.	31
Tabla 7. Parámetros fisicoquímicos de los sedimentos en cada estación de muestreo..	34
Tabla 8. Porcentaje de materia orgánica y error estándar en las estaciones de sedimentos.	35
Tabla 9. Características morfométricas de <i>Cheirodon galusdae</i> . Sexo (hembra/macho), peso, longitud total (LT) y longitud estándar (LE).	38
Tabla 10. Características morfométricas de <i>Basilichthys microlepidotus</i> . Sexo (hembra/macho), peso, longitud total (LT) y longitud estándar (LE).	39
Tabla 11. Características morfométricas de <i>Cyprinus carpio</i> . Sexo (hembra/macho), peso, longitud total (LT) y longitud estándar (LE).	40
Tabla 12. Características morfométricas de <i>Australoheros facetus</i> . Sexo (hembra/macho), peso, longitud total (LT) y longitud estándar (LE).	41
Tabla 13. Características morfométricas de <i>Galaxias maculatus</i> . Sexo (hembra/macho), peso, longitud total (LT) y longitud estándar (LE).	42
Tabla 14. Concentración de mercurio en las estaciones de sedimento.	44

Tabla 15. Concentraciones de mercurio en el músculo (M) e hígado (H) en cada una de las diferentes especies, ordenado de menor a mayor según su tamaño (cm) con su promedio y desviación estándar (DE).....47

Tabla 16. Valores promedios de los factores de biomagnificación y bioconcentración para cada especie.55

Tabla 17. Ventajas y desventajas de las técnicas de remediación estudiadas.60



AGRADECIMIENTOS

Se termina uno de los trabajos más extensos que he realizado y junto con ello, finaliza una gran y hermosa etapa universitaria, donde sin duda crecí tanto profesional como personalmente.

Primero, quiero agradecer a mis padres, por su infinito e incondicional amor que siempre me han entregado, gracias por el apoyo y aguante a lo largo de todos estos años, que sin duda fueron grandes.

Gracias a mi bella familia, por siempre creer en mí y en mis capacidades, por la constante preocupación y cariño demostrado en tantas diferentes formas.

Gracias a mis compañeros(as) y amigos(as), por todos los buenos momentos vividos y compartidos, por subirme el ánimo aunque muchas veces ni se dieran cuenta, y porque sin ustedes, esta etapa hubiese sido completamente diferente. Mención especial a quién me acompañó y prestó ayuda en todos mis terrenos, gracias Negro.

A Pedro, por llegar sin avisar y aún más por quedarse. Gracias por entregarme tanto amor y apoyo siempre, sobre todo en esos días de caos, donde siempre fuiste una luz muy brillante y cálida para mí. Mil gracias.

Gracias a mis profesores guías, por su constante ayuda y colaboración en todo este proceso, por compartir sus conocimientos y por enseñarme, quizás sin querer, a trabajar bajo autopresión y con mucha dedicación.

A las bellas personas del EULA, especialmente a los que trabajan en las distintas áreas del laboratorio, por prestarme ayuda y orientación a lo largo de mi tesis. Gracias especiales Don Miguel, por ser un gran guía y una gran persona. También a Don Waldo, por siempre tener buena disposición y energía para acompañarme y ayudarme en los terrenos.

A todos y a todas, gracias totales.

RESUMEN

El mercurio es uno de los contaminantes más peligrosos y perjudiciales para la salud pública. Este metal en medios acuáticos se transforma en su forma más tóxica (metilmercurio) y se bioacumula, bioconcentra y biomagnifica a lo largo de la cadena trófica del lugar, llegando finalmente a los organismos de las personas.

La zona estudiada cuenta con un amplio registro de emisiones de mercurio, lo que hace suponer que en este sistema existen grandes concentraciones del metal, pudiendo representar un riesgo para la población aledaña. Es por esto, que el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la bioconcentración y biomagnificación del mercurio en el sistema lacustre Laguna La Señoraza.

Para ello se determinó la concentración del metal en muestras de agua, sedimentos y biota utilizando el método de Espectrofotometría de Absorción Atómica asociado a un sistema de generación de hidruros para las matrices estudiadas. Con los resultados obtenidos se calcularon los factores de bioconcentración y biomagnificación y se redactó una propuesta con recomendaciones para la remediación del lago.

En la columna de agua, fitoplancton y plantas acuáticas no se detectaron concentraciones significativas de mercurio, no así en sedimentos y peces, donde el mercurio mostró valores altos. Se evidenció que existe gran biodisponibilidad de este metal en los sedimentos del lugar, produciendo un efecto de bioconcentración respecto a peces bentónicos (*C. carpio*). Por otro lado, se comprobó la biomagnificación del mercurio, aunque no en su totalidad, sugiriendo que las características de la estructura de cada cadena alimenticia influyen en la intensidad de la biomagnificación.

La concentración de Hg en los sedimentos corresponde a zonas moderadamente contaminadas, por lo que la técnica de remediación más apta es el sellado de los sedimentos con arena y zeolita. Para comprobar la efectividad de la propuesta, se sugiere la implementación de un programa de monitoreo de la calidad del agua, biota y sedimentos.

1. INTRODUCCIÓN

La evaluación mundial sobre el mercurio según el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente muestra que los niveles de este metal han ido aumentando considerablemente en el medio ambiente desde el inicio de la era industrial (PNUMA, 2005). Esto debido principalmente a las emisiones antropogénicas asociadas con la combustión del carbón, la incineración de residuos, la minería y a las actividades industriales, en donde destacan las plantas de cloro-álcali utilizadas para la fabricación de hidróxido de cloro y sodio (Chen *et al.*, 2012; Li H *et al.*, 2013; Torres *et al.*, 2010). El mercurio (Hg) se encuentra en todo el mundo, en distintas fuentes y alimentos (PNUMA, 2005) y ha surgido como un contaminante prioritario a causa de sus efectos negativos sobre la salud humana (Gochfeld *et al.*, 2003) y los distintos ecosistemas. En ambientes acuáticos, el mercurio en su forma inorgánica (Hg^{2+}) puede ser transformado (metilado) a metilmercurio (CH_3Hg^+) por bacterias reductoras específicas (Gilmour *et al.*, 1992; Li H *et al.*, 2013; Ullrich *et al.*, 2001). En comparación con el Hg inorgánico, el mercurio orgánico (metilmercurio) es más tóxico, se bioacumula y biomagnifica de mayor forma dentro de la cadena alimentaria, pudiendo resultar en efectos dañinos para la vida de las personas a través del consumo de peces y mariscos (Rabitto *et al.*, 2011).

La bioacumulación es la capacidad que tienen los organismos de acumular selectivamente ciertos compuestos en sus tejidos debido a la captación directa desde el medio y/o ingestión. Cuando es a través de la absorción desde el medio, se habla de bioconcentración, donde la concentración es mayor en los tejidos del organismo con respecto de las que existen en el medio en que habitan (Días *et al.*, 2001; Cedeño *et al.*, 2016). Cuando estos contaminantes son ingeridos y se transportan a lo largo de la cadena alimentaria, sus concentraciones pueden tener un aumento en cada nivel trófico superior. Este efecto es conocido como biomagnificación y generalmente, el resultado final es que el organismo que se encuentra en la posición más alta de la cadena trófica será el que presenta mayores concentraciones de mercurio (Gray *et al.*, 2002).

El mercurio es uno de los elementos de contaminación más perjudiciales sobre la salud pública, ya que se estableció que las personas o poblaciones expuestas a niveles bajos pueden desarrollar alteraciones en las funciones del sistema nervioso (Lebel et al., 1996). El cuál es especialmente sensible al metilmercurio, con consecuencias neuro-fisiológicas particularmente en el desarrollo de los fetos y en los niños pequeños. Ramos (2000) determinó que el 40% del mercurio total contenido en peces era en forma de metilmercurio, quedando disponible hasta llegar al hombre por medio de la cadena trófica. La exposición humana a Hg puede, por ejemplo, dañar el cerebro, los sistemas nervioso e inmunitario y la fertilidad masculina, provocar trastornos en la piel y autismo infantil (Dickman et al., 1999).

La concentración de Hg presente en algunos organismos acuáticos no solo va a depender de la entrada de contaminantes al sistema, sino también de las variables y procesos como la metilación y desmetilación, estructura de la cadena trófica, nivel trófico y otros factores ambientales (Ullrich et al., 2001) como lo son el pH, temperatura, conductividad y cantidad de materia orgánica disuelta (Torres et al., 2010).

Actualmente los sistemas acuáticos son los ecosistemas que están sometidos a una intensa contaminación debido al aumento de la actividad antropogénica. Este aumento ha producido un incremento del contenido de metales tanto en su forma orgánica como inorgánica, en los sedimentos de los cuerpos de agua. Así, los sedimentos, se han convertido en importantes sumideros y fuentes de mercurio capaces de traspasar este metal a la columna de agua, debido al intercambio de sedimento-agua que se experimenta en el fondo (Covelli et al., 1999; Choe et al., 2004). En lagunas y lagos, el tiempo de residencia de los contaminantes tanto en los sedimentos como en el agua, es mucho más largo que en ríos y en las zonas costeras abiertas, ya que en estos sistemas acuáticos hay un flujo de intercambio limitado (lagunas) o nulo (lagos) de agua con el mar (Covelli et al., 2008). Los sedimentos son un excelente indicador del nivel de contaminación con mercurio de un ecosistema acuático, ya que este metal posee una gran afinidad con la materia orgánica suspendida en la columna de agua,

por lo que se adsorbe sobre estas partículas que tienden a decantar y que finalmente se acumulan en los sedimentos superficiales (Cogua *et al.*, 2012). Además, es en los sedimentos donde ocurren principalmente los procesos de metilación del mercurio (Gilmour *et al.*, 1998).

Un estudio realizado por Torres (2010) en Laguna La Señoraza, determinó que los sedimentos de este lago presentan altas concentraciones de mercurio que sobrepasan las permitidas por organismos internacionales, concentraciones que pueden gatillar en efectos biológicos peligrosos para el ecosistema.

Se conoce que el desarrollo poblacional de la zona donde se encuentra **ubicado** este lago data del siglo XVI con la llegada y asentamiento de los españoles, los que realizaron actividades mineras donde ocupaban el mercurio para poder extraer el oro. Luego, a finales del siglo XVII, el ferrocarril llegó a la zona emitiendo grandes cantidades de mercurio debido a la quema de carbón mineral. Finalmente, en 1959, se estableció una planta de celulosa que funcionó durante varios años con operaciones de cloro-álcali, aumentando aún más el mercurio emitido a la zona (Álvarez *et al.*, 2017).

Es por este amplio historial en emisiones de mercurio, que se cree que en este lago existen grandes concentraciones de este metal tanto en los sedimentos como en la columna de agua y en un nivel más preocupante, en la biota del lugar, pudiendo representar un riesgo para la salud de las personas.

2. ANTECEDENTES GENERALES

2.1 El mercurio en el ambiente.

El mercurio (Hg) es un metal pesado que se produce de manera natural en el medio ambiente y que no cumple con ninguna función biológica conocida (Delgadillo-López *et al.*, 2016). Además, dependiendo de sus formas tanto físicas como químicas (especies), de su cantidad y vías de exposición, este puede presentar diferentes efectos adversos sobre la salud de las personas y en los diferentes ecosistemas (Clarkson *et al.*, 1998; PNUMA, 2002).

El mercurio (Hg) está presente en el ambiente en tres estados de oxidación (0, +1 y +2) (Ullrich *et al.*, 2001). El mercurio elemental (Hg^0) es la forma pura del mercurio ya que no está combinado con otros elementos y es el único metal que a presión y temperatura ambiente se encuentra en forma líquida, por lo que en condiciones donde aumente la temperatura, este tenderá a volatilizarse fácilmente llegando finalmente a la atmosfera (Quezada *et al.*, 2012; Lindqvist y Rodlhe *et al.*, 1985). El mercurio inorgánico (Hg^{2+} y Hg^+) es generado cuando el mercurio entra en contacto con elementos clorados, sulfuros y oxígeno (Clarkson *et al.*, 2003; Ullrich *et al.*, 2001). El mercurio en su estado de oxidación +1 existe en forma de sales de mercurio (sales inorgánicas), mientras que en su estado +2 puede formar tanto sales de mercurio como compuestos orgánicos (organomercuriales). La formación de mercurio orgánico está dada por la mezcla de mercurio con el carbono y por la acción de algunos microorganismos reductores (bacterias y hongos), los cuales pueden transformar el mercurio inorgánico (Hg^{2+}) en metilmercurio (CH_3Hg^+) (ATSDR, 1999), proceso que se produce principalmente en los sistemas acuáticos.

Estudios como los de Díaz (2001) y Cogua (2012) señalan que la transformación que sufre el mercurio inorgánico (Hg^{2+}) a metilmercurio (CH_3Hg^+) no solo va a depender de la cantidad de contaminante y de la cantidad de bacterias reductoras que se encuentren en el sistema, sino también de la cantidad de materia orgánica que se

encuentre en este, debido a su alta afinidad y capacidad de adsorción a estas partículas suspendidas.

El ciclo del mercurio (Hg) en el medio ambiente es un continuo intercambio entre los distintos reservorios que se encuentran en la atmosfera, tierra y agua. Este continuo flujo dependerá de las diferentes formas de mercurio y su comportamiento en los diferentes ambientes en que este se encuentre (Gaona *et al.*, 2004).

2.1.1 El mercurio en la atmósfera.

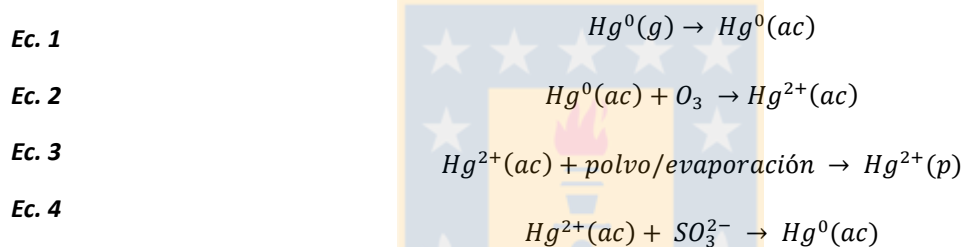
La principal forma en la que se encuentra el mercurio en la atmosfera es en su forma elemental (Hg^0), donde según Lindqvist & Rodlhe (1985), cerca del 80% de mercurio total se encuentra en esta forma. Este, sin embargo, se puede encontrar en estado de partícula, acuoso, o en su mayoría en estado gaseoso.

Las emisiones de mercurio (Hg) a la atmósfera pueden ser debidas a procesos naturales, donde la liberación de gases de origen geogénicos y volatilización desde medios acuáticos y vegetativos emiten mercurio principalmente en estado elemental. O bien, pueden tener origen antropogénico donde estas emisiones están dominadas en su mayoría por los diversos procesos industriales que utilizan mercurio donde en conjunto con la quema de biomasa, el mercurio emitido puede ser en forma elemental (Hg^0) y en forma oxidada (Hg^{2+}) (Gaona *et al.*, 2004).

El mercurio elemental (Hg^0) tiene un tiempo de residencia medio de alrededor de un año. Este, debido a ciertos procesos de oxidación, es capaz de transformarse a su forma inorgánica (Hg^{2+}), el cual posee un tiempo de residencia que varía entre horas y meses, por lo que tiende a precipitar mucho más rápido hacia los sistemas acuáticos y terrestres en comparación con su forma elemental (Gaona *et al.*, 2004; Lindqvist & Rodlhe *et al.*, 1985; Torres *et al.*, 2010). Estudios realizados como los de Gaona (2004) apoyan fuertemente la idea que es la atmósfera la principal causante de la deposición de mercurio en los sistemas acuáticos, donde el viento y la humedad son factores importantes para el transporte y transformación de éste, siendo el contenido de

humedad en la atmósfera directamente proporcional con la oxidación de mercurio elemental (Lindqvist & Rodlhe *et al.*, 1985).

En contraste con el mercurio inorgánico, el mercurio elemental (Hg^0) no tiende a depositarse a través de ningún mecanismo seco y al mismo tiempo, presenta una baja solubilidad en agua. Es por esto, que su deposición es a través de una serie de mecanismos que dependen de su transformación a mercurio inorgánico, mecanismos que ocurren en las propias gotas de agua de las nubes y de la niebla (Gaona *et al.*, 2004; Jara *et al.*, 2007). Algunos de estos mecanismos se expresan en las siguientes ecuaciones (Extraído y modificado de Gaona *et al.*, 2004):



Estas diferentes reacciones que sufre el mercurio elemental muestran que el mercurio inorgánico acuoso (Hg^{2+}) que se generó por una oxidación (Ec. 1.2), puede volver a su forma elemental acuosa (Hg^0) gracias a la reacción que tiene con el sulfito (Ec. 1.4). A pesar de esto, Gaona (2004) señala que la segunda ecuación (Ec. 1.2) tiene una rapidez de reacción mucho mayor que la última (Ec. 1.4), por lo que existe una acumulación de Hg^{2+} y una posterior deposición de éste. La Figura 1 muestra un esquema de como los procesos atmosféricos y la química del mercurio accionan sobre estas reacciones.

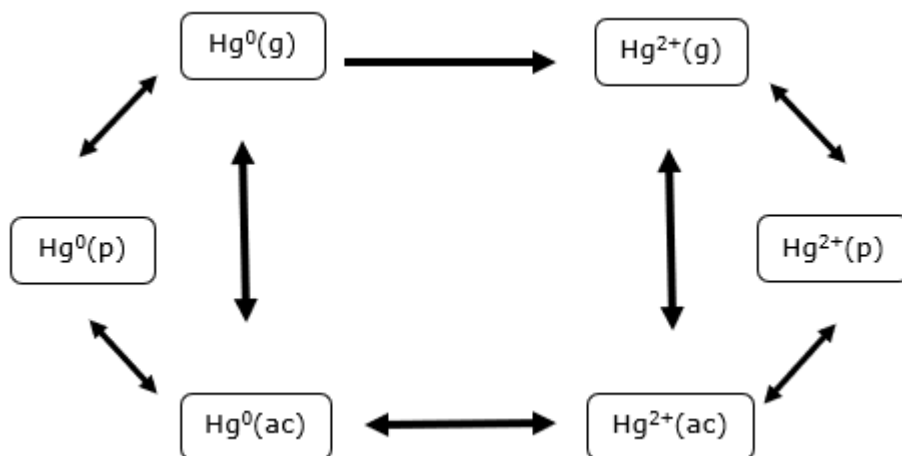


Figura 1. Modelo de las interacciones entre especies de mercurio en la atmósfera.

Fuente: Modificado de Jara (2007).

2.1.2 El mercurio en los suelos.

En condiciones normales el mercurio puede encontrarse en los suelos en cualquiera de sus tres estados de oxidación (0, +1 y +2). El mercurio inorgánico (Hg^{2+}) una vez depositado en el suelo, ya sea por deposición atmosférica, por meteorización del sustrato litológico o por descomposición de la vegetación, está destinado a una amplia variedad de reacciones químicas y biológicas (Millán *et al.*, 2007; Gaona *et al.*, 2004). Estas reacciones en los suelos están determinadas por la solubilidad de las especies químicas $\text{Hg}(\text{OH})_2$, HgS y Hg^0 .

Según Millán *et al.* (2007), el mercurio en su forma elemental (Hg^0) predomina en los suelos cuando estos están en condiciones moderadamente oxidantes con un pH por encima de 5, siendo un mercurio elemental con una solubilidad relativamente baja. En condiciones ligeramente reductoras, el Hg^0 precipita como sulfuro (HgS) donde la solubilidad es menor aún, mientras que en ambientes muy bien oxigenados se forma hidróxido de mercurio ($\text{Hg}(\text{OH})_2$), el cual posee gran solubilidad (Adriano *et al.*, 2001). A pesar que el mercurio en su forma inorgánica (Hg^{2+}) es bastante móvil debido a su alta solubilidad, este tiende a tener gran afinidad con la materia orgánica presente

favoreciendo la formación de complejos, especialmente con ácidos fúlvicos y húmicos. Este comportamiento limita en gran medida la movilidad del mercurio en los suelos, ya que es retenido por la materia orgánica y por los óxidos de hierro y manganeso principalmente (Gaona *et al.*, 2004; Desauziers *et al.*, 1997).

Por otro lado, se puede llegar a producir movilización gracias a las condiciones de pH y a las concentraciones de cloruros en la solución de los suelos. En condiciones ácidas donde el pH varía entre 3 y 5, las formaciones con materia orgánica soluble también tienen una gran contribución a la solubilidad del mercurio, aunque a pH neutro con poca materia orgánica la solubilidad es dominada por los óxidos de Fe y minerales de arcilla, donde la movilidad del mercurio tiende a aumentar con la disminución del pH (Millán *et al.*, 2007). La baja movilidad que se da en los suelos hace que este sistema actúe como gran reservorio de este metal.

La erosión de los suelos contaminados con mercurio es una importante fuente de contaminación para los sistemas acuáticos, ya que la escorrentía superficial que se produce por la lluvia o nieve actúa como transporte de estos suelos contaminados a los cuerpos de agua. Por otro lado, existe una posibilidad que el mercurio se pueda filtrar a lo largo de las capas del suelo y llegar a aguas subterráneas. Finalmente, mercurio gaseoso también puede ser emitido a la atmósfera, entrando o reentrando al ciclo (Torres *et al.*, 2010).

2.1.3 El mercurio en sistemas agua-sedimento.

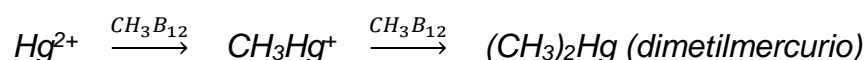
Los cuerpos acuáticos superficiales, principalmente los lagos, están sometidos a grandes problemas de contaminación con mercurio debido a que son sistemas que tienen restringida entrada y salida de agua. Las fuentes industriales, urbanas y agrícolas (fertilizantes), la escorrentía superficial y la deposición atmosférica son las principales vías de ingreso que el mercurio tiene a estos sistemas acuáticos (Torres *et al.*, 2010).

El mercurio en estos sistemas puede ser encontrado en sus tres formas oxidativas (elemental, inorgánica y orgánica) y también dependerá de las diversas reacciones químicas y biológicas que experimenta para saber su comportamiento en estos medios. A diferencia de los otros sistemas, los cuerpos de agua superficiales junto a sus sedimentos se caracterizan por ser los medios en donde principalmente se dan los procesos de transformación del mercurio inorgánico (Hg^{2+}) a metilmercurio (CH_3Hg^+). Esta forma orgánica del mercurio es la más tóxica tanto para las personas como para los organismos del ecosistema afectado, ya que tiende a difundirse en la columna de agua y a bioac concentrarse y biomagnificarse fuertemente a lo largo de la cadena trófica del sistema acuático, pudiendo ser acumulado en los tejidos de los organismos que lo absorban.

El mercurio puede estar disuelto o en forma de partícula en los sistemas acuáticos y es acá donde la materia orgánica cumple un papel fundamental para determinar la forma en que se pueda encontrar el mercurio (Meili *et al.*, 1997). Según Gaona (2004), las concentraciones de mercurio total y de metilmercurio están correlacionadas positivamente con la concentración de materia orgánica disuelta en el agua de los lagos. La materia orgánica en los sistemas acuáticos puede provenir naturalmente de la excreción, defecación y muerte de los organismos vivos o de la descomposición enzimática producida por los microorganismos (Cogua *et al.*, 2012). O bien, de fuentes antropogénicas como lo son las descargas de aguas urbanas y de la escorrentía de los suelos con altas concentraciones de materia orgánica que proviene principalmente de la actividad agrícola (fertilizantes). La alta afinidad del mercurio con la materia orgánica, produce que el mercurio inorgánico (Hg^{2+}) sea adsorbido por el material orgánico suspendido y que termine finalmente depositado en los sedimentos.

La metilación tiene lugar predominantemente en los sedimentos y, en menor medida, en la columna de agua (Olson y Cooper, 1974; Robinson y Tuovinen, 1984). Este proceso está influenciado por una amplia variedad de factores ambientales para ambas matrices (agua/sedimento), como lo son la temperatura, pH, conductividad y material orgánico disponible (Ullrich *et al.*, 2001). En la actualidad, se sabe que el

metilmercurio (CH_3Hg^+) se convierte a partir de Hg inorgánico principalmente por bacterias reductoras en sedimentos superficiales, proceso que se ve favorecido en condiciones anóxicas, ambientes reductores y ácidos (Gilmour *et al.*, 1998). Este compuesto se forma principalmente a través de la transferencia microbiana de grupos metilo (CH_3) a mercurio inorgánico (por ejemplo, Hg^{2+} transformado a CH_3Hg^+) de la siguiente manera según Robinson & Tuovinen (1984):



Tanto Bloom *et al.* (1999) como Gilmour *et al.* (1998), sugieren que la relación que existe entre la concentración de (CH_3Hg^+) y Hg (porcentaje de CH_3Hg^+) en el sedimento, puede ser un proxy de la tasa de metilación relativa de Hg dentro de un ambiente. El sistema acuoso cumple como regulador de las tasas de adsorción-absorción en el sistema agua-sedimento. La adsorción (debida principalmente a la materia orgánica disuelta) remueve el mercurio de la columna de agua y lo hace sedimentar. La conductividad y el pH son los factores que regulan estos procesos. Un incremento en la conductividad implica una competencia por mantenerse ligado a la materia orgánica, por lo tanto, se liberan los metales pesados a la columna de agua. Un decrecimiento del pH puede aumentar la solubilidad de los metales disueltos (Fiorentino *et al.*, 2011).

A partir de la reducción que sufre el mercurio inorgánico (Hg^{2+}), gracias a los ácidos húmicos presentes en los sedimentos, se puede obtener mercurio en su forma elemental. Al mismo tiempo, debido a que el metilmercurio es fotodegradable, este puede volver al estado de mercurio elemental cuando se encuentra cerca de la superficie de la columna de agua. De este mercurio elemental, una pequeña parte permanecerá disuelto en el agua, mientras que la mayoría pasará a la atmósfera a través de la volatilización (Gaona *et al.*, 2004).

3. HIPÓTESIS

Si laguna La Señoraza presenta altas concentraciones de Hg y condiciones reductoras en sus sedimentos, entonces ocurrirá un proceso de metilación generando un efecto de bioconcentración y biomagnificación en los niveles tróficos superiores del ecosistema acuático.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo General.

Evaluar la bioconcentración y biomagnificación de Hg total en un ecosistema lacustre urbano: Laguna La Señoraza, comuna de Laja.

4.2. Objetivos específicos.

- Caracterizar el lago según sus parámetros fisicoquímicos y sedimentarios.
- Determinar las concentraciones de Hg en los sedimentos y columna de agua.
- Determinar las concentraciones de Hg en fitoplancton, plantas acuáticas y peces.
- Proponer recomendaciones para la remediación del lago.

5. METODOLOGÍA

La metodología de este estudio se muestra en forma general en la Figura 2, donde se señalan las principales etapas a seguir: 1) Caracterización del área de estudio, 2) Análisis de los parámetros fisicoquímicos de agua y sedimentos 3) Determinación de la concentración de mercurio, 4) Análisis estadísticos, determinación de FBC y FBM 5) Propuesta con recomendaciones y uso recreativo del lago, 6) Conclusiones.

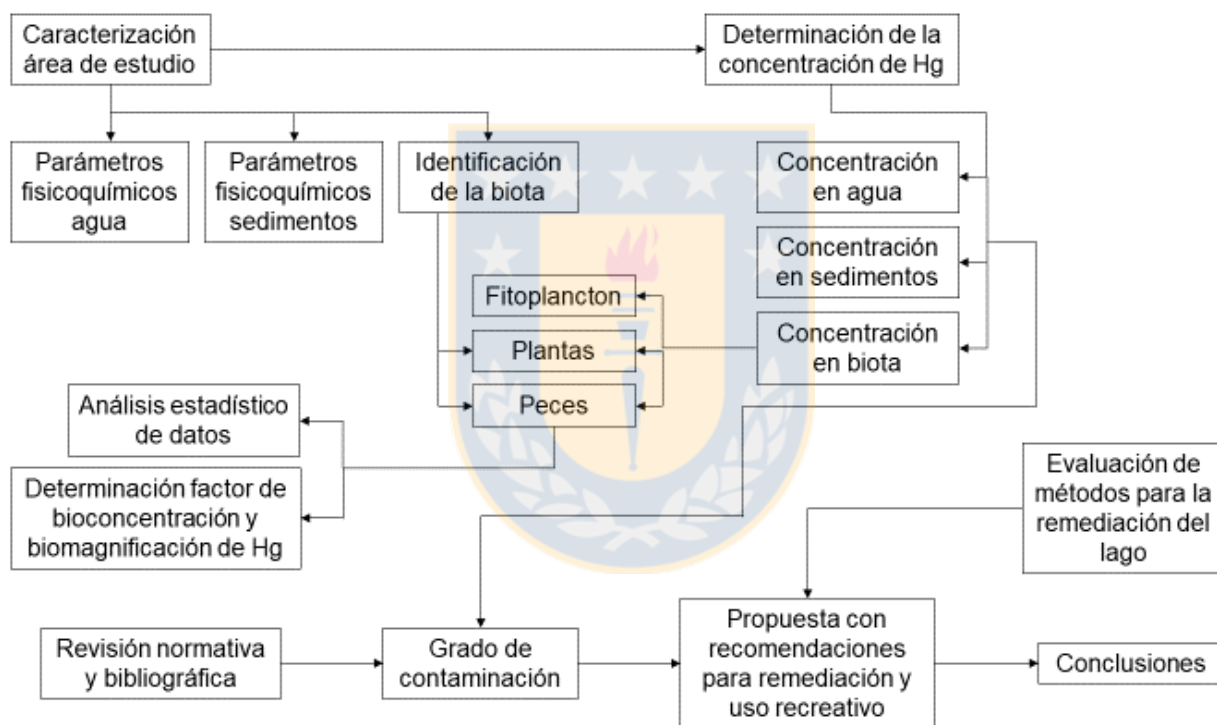


Figura 2. Esquema de la metodología utilizada.

Fuente: elaboración propia.

5.1 Caracterización del área de estudio.

Este lago se encuentra en el suroeste de la ciudad de Laja, en la región del Biobío. El clima de esta zona es de tipo mediterráneo con estación lluviosa y seca que tienen igual duración. La cuenca de laguna La Señoraza posee una superficie de 3.5 km², siendo el área del lago de 0.4 km² y con una profundidad máxima de 16 m. Es un lago que cuenta con muy pocas entradas de agua, las cuales consisten en pequeñas vertientes y en el canal Curaco como su principal aporte. Al mismo tiempo cuenta con una sola salida, la cual desemboca finalmente en el río Biobío.

Este cuerpo de agua se encuentra situado en las cercanías del centro de la ciudad, por lo que presenta características de lago urbano. Dado lo anterior, es utilizada para fines recreativos, donde la ordenanza de la ilustre municipalidad de Laja del año 2016 señala que, se puede realizar la práctica de natación y deportes náuticos en lugares expresamente autorizados. Además, prohíbe estrictamente la caza de aves y animales acuáticos o cualquier daño que afecte la flora y fauna de los cuerpos de agua.

Se sabe que el desarrollo de esta zona data de la mitad del siglo XVI, con el asentamiento de los españoles en sitios cercanos a Laja, desarrollando actividades mineras (extracción de oro) donde los sitios de barrido terminaban finalmente en el río Biobío. Esta actividad terminó a principios del siglo XVII debido a un levantamiento indígena que tuvo inicio en 1598 y duró cerca de 10 años. A finales de ese siglo, se desarrolló el ferrocarril, lo que trajo un crecimiento poblacional en San Rosendo y Laja. Finalmente, en 1959, se instaló la primera planta de celulosa del país, la cual funcionó durante aproximadamente tres décadas con operaciones de cloro-álcali (celdas de mercurio). Este último acontecimiento gatilló en un notable aumento de la población de la zona en lo que había sido un municipio eminentemente agrícola en el inicio del siglo XX (Álvarez *et al.*, 2017; Quezada *et al.*, 2012).

Actualmente la celulosa CMPC sigue operando, pero sin la utilización de celdas de mercurio para el blanqueamiento del papel. Por otro lado, sigue existiendo gran

actividad agrícola en las cercanías de la zona noreste del lago, específicamente en los alrededores del canal Curaco, el cual desemboca finalmente en La Señoraza (Anexo1).

5.1.1 Caracterización según parámetros fisicoquímicos y sedimentos

Un estudio realizado por Torres (2010) determinó distintos parámetros físicos y químicos del agua, a partir de los cuales se calcularon los promedios para estos valores que se obtuvieron de las muestras de distintas estaciones en que se realizaron las mediciones (Tabla 1).

Tabla 1. Valores de los parámetros fisicoquímicos del lago.

Parámetro	Unidad	Valor promedio
Conductividad	μ S/cm	195
Oxígeno disuelto (OD)	mg/L	7-7.5
p H	-	7.5-7.8
Temperatura	°C	9.65-9.74
Fosforo total	μg/L	30-40
Nitrato	μg/L	1.1-1.2
Nitrito	μg/L	0.06 y 0.15
Nitrógeno total	μg/L	0.55 -0.82
Mercurio	μg/L	< 0.5
Transparencia	cm	40-60

Fuente: elaboración propia, extraído y modificado de Torres (2010).

En cuanto a los sedimentos de La Señoraza, estos se clasifican como limo fino a arena media y gruesa, según la clasificación de Wentworth (Torres et al., 2010).

5.1.2 Concentraciones de mercurio en sedimentos y columna de agua.

El estudio realizado por Torres (2010), señala que en todas las estaciones de muestreo (cinco en total) las concentraciones de mercurio en sedimentos superaron las permitidas por estándares estadounidenses y canadienses. Los valores variaron

desde 273 – 2837 µg/Kg por lo que existe una alta probabilidad de que se presenten efectos adversos biológicos.

Por otra parte, el estudio realizado por Quezada (2012) determinó que la columna de agua presenta concentraciones de mercurio inferiores a los 0,5 µg/L y bajo el límite de detección en todas las estaciones. Según la Guía de la CONAMA (2004) para el establecimiento de las Normas Secundarias de calidad ambiental para aguas continentales superficiales y marinas, el lago se clasifica como clase 1 (Buena).

5.2 Caracterización fisicoquímica de la columna de agua y sedimentos.

5.2.1 Estaciones y frecuencia de muestreo.

El muestreo de laguna La Señoraza se realizó a mediados de septiembre del 2017 y contempló tres estaciones para la columna de agua (E1, E2 y E3) y sedimentos (S1, S2 y S3). Dichas estaciones fueron seleccionadas según su influencia antrópica, donde la primera estación se sitúa en las cercanías de una zona más rural, la segunda estación en la mitad del lago (rural/urbano) y la tercera estación se ubica en el lado urbano de La Señoraza (Anexo 1).

Un segundo muestreo de agua fue realizado a fines de noviembre del mismo año, pero solo en la estación ubicada en el centro del lago (E2).

5.2.2 Parámetros monitoreados.

A las muestras obtenidas se les determinó una serie de parámetros físicos y químicos, donde algunos fueron medidos de forma *in situ* y otros fueron determinados en los laboratorios del Centro EULA-Chile.

Agua: los parámetros *in situ* y los análisis de laboratorio

Primer muestreo. Se midió *in situ* la temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto y profundidad. Los parámetros analizados en laboratorio fueron: mercurio, fósforo total, ortofosfato, nitrato y clorofila α .

Segundo muestreo. Se analizó en laboratorio la concentración de fósforo total, nitrato, nitrito, nitrógeno total y ortofosfato.

Sedimentos: parámetros *in situ* y los análisis de laboratorio

Se midieron de forma *in situ* los parámetros de temperatura, potencial redox y pH. Mientras que en laboratorio se analizó la materia orgánica, tamaño de grano (granulometría) y concentración de mercurio.

5.2.3 Obtención, conservación y análisis de muestras.

Columna de agua

Se recolectaron muestras a tres profundidades (superficie, medio y fondo) mediante el uso de una botella muestreadora Niskin de 5L de capacidad, en forma paralela a esto se efectuaron perfiles con una sonda multiparamétrica marca Seabird 19Plus para medir los parámetros *in situ* de temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad y clorofila. Además, se determinó la profundidad de cada punto de muestreo mediante el uso de un profundímetro manual marca Uwitec.

Las muestras obtenidas en el primer muestreo fueron analizadas utilizando un fotómetro multiparamétrico de sobremesa HI 83224 marca HANNA, mientras que para el segundo muestreo se analizaron en el laboratorio de Química Ambiental del Centro EULA-Chile, siguiendo las metodologías señaladas en la Tabla N°2. Este laboratorio se encuentra acreditado por el Instituto Nacional de Normalización para la Norma Chilena ISO 17.025 of 2005.

Los métodos de almacenamiento y preservación para cada parámetro a analizar se pueden observar en la Tabla N°2. Los resultados obtenidos fueron comparados con los valores límites de distintas guías tanto nacionales como internacionales (Anexos 3-11).

Sedimentos

Para la toma de muestras, se hizo uso de una draga Wildco modelo Petite Ponar que permite obtener muestras de sedimentos superficiales. La condición redox fue medida utilizando un pH-metro marca Hanna® con un sensor de ORP modelo HI 3620D, mientras que el pH y temperatura se estimaron con un pH-metro Hanna® equipado con un sensor HI 10530, especialmente diseñado para la medición de semi-sólidos.

Estas muestras fueron almacenadas en bolsas polietileno (ziploc) y posteriormente etiquetadas para su transporte, el que se realizó en cajas termoaisladas debidamente refrigeradas a 4°C para evitar la degradación del contenido de materia orgánica. Estas muestras fueron transportadas al Laboratorio de Química Ambiental del Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción.

Los parámetros analizados de estas muestras de sedimentos se detallan en la Tabla N°3, junto con el tipo de envases empleado para su almacenamiento/preservación y el método analítico a usar.

Los resultados obtenidos se compararán con los valores expuestos en la USEPA y Canadian Environmental Quality Guidelines (Anexos 12 y 13), además de la comparación con información bibliográfica Torres (2010) (Anexo 2).

Tabla 2. Listado de parámetros considerados, indicando el tipo de envase usado para su transporte, el método de almacenamiento y el método analítico a utilizar. (*) Parámetros medidos in situ.

Parámetro	Almacenamiento	Método analítico
Temperatura (°C)	*	Sonda multiparamétrica (Seabird 19Plus)
pH	*	Sonda multiparamétrica (Seabird 19Plus)
Conductividad (µS/cm)	*	Sonda multiparamétrica (Seabird 19Plus)
OD (mg/L)	*	Sonda multiparamétrica (Seabird 19Plus)
Profundidad	*	Profundímetro manual (Uwitec)
Mercurio (µg/L)	Vidrio a 5°C	Espectrofotometría Absorción Atómica – vapor frío.
Fósforo Total (mg/L)	Plástico a 5°C	Fotómetro multiparamétrico / Digestión Ácido sulfúrico – Ácido Nítrico-Ácido Ascórbico (Standard Methods 4500-P B,E)
Ortofosfato (mg/L)	Plástico a 5°C	Fotómetro multiparamétrico / Standard Methods-P-E
Nitrato (mg/L)	Plástico a 5°C	Fotómetro multiparamétrico / Standard Methods 4500-NO3-E
Nitrito (mg/L)	Plástico a 5°C	Standard Methods 4500-NO ₂ -B
Clorofila a	Plástico a 5°C	Fluorómetro 10-AU

Fuente: elaboración propia.

Tabla 3. Listado de parámetros considerados en el estudio de sedimentos. Envases para su almacenamiento, método analítico a emplear y su correspondiente límite de detección.

Parámetro	Almacenamiento	Método analítico	L.D.
pH	In situ	pH-metro Hanna®, con un sensor HI 10530.	0,1
Eh (Potencial Redox)	In situ	pH-metro Hanna®, con un sensor de ORP modelo HI 3620D.	-
Materia orgánica total (LOI)	Bolsa tipo ziploc. A 4°C	Pérdida de Peso por Ignición (LOI; Loss-On-Ignition) Boyle (2002).	1%
Granulometría	Bolsa tipo ziploc. A 4°C	Difracción laser (Master Sizer 3000)	-
Mercurio	Bolsa tipo ziploc. A 4°C	Espectrofotómetro de Absorción Atómica marca Perkin Elmer asociado a un sistema de generación de hidruros.	12,5 µg/kg

Fuente: elaboración propia.

5.3 Identificación de los organismos del lago.

5.3.1 Obtención, conservación y caracterización de las muestras.

Fitoplancton

Las muestras de fitoplancton se obtuvieron en las mismas estaciones de muestreo de calidad del agua mediante la utilización de una red de 20 µm de trama de malla. Las muestras fueron tomadas en duplicado y se almacenaron en envases plásticos previamente etiquetados a 4°C para su posterior transporte al laboratorio de Química Ambiental del Centro EULA-Chile, donde fueron debidamente refrigeradas hasta el momento de realizarse el ataque.

Plantas acuáticas

La recolección de plantas acuáticas se realizó en la zona litoral de la laguna y las muestras fueron almacenadas en bolsas ziploc a 4°C para su posterior transporte al laboratorio de Química Ambiental del Centro EULA-Chile. En laboratorio fueron identificadas utilizando literatura especializada (Vila, 2006) y posteriormente congeladas hasta el momento de realizar el análisis.

Peces

La captura de peces incluyó organismos pelágicos y bentónicos, realizándose en distintos puntos del lago con la ayuda de redes de pesca de distinto tamaño de trama, con el propósito de obtener ejemplares con diversas tallas y pesos. Los ejemplares fueron almacenados a 4°C en cajas termoaisladas para su posterior transporte al laboratorio de Química Ambiental del Centro EULA-Chile, donde fueron debidamente refrigerados a -20 °C hasta el momento de realizar el análisis.

A cada individuo se le determinó el sexo, el peso (g) y la longitud total y estándar (cm), para luego identificarlos empleando las claves taxonómicas según Campos et al. (1993). Además, se recurrió a literatura como Ruiz & Marchant (2004) y Campos et al. (1993), para conocer el régimen alimenticio de cada especie capturada y con esto estructurar un diagrama con la posición trófica que ocupa cada una de ellas.

5.4 Análisis de mercurio.

El método utilizado para la determinación de mercurio fue el mismo para las tres matrices (agua, sedimentos y biota). Esto se efectuó en un Espectrofotómetro de Absorción Atómica marca Perkin Elmer asociado a un sistema de generación de hidruros.

Agua

Se analizaron 100 ml de agua por cada muestra (9 en total). Esta concentración se reportó en microgramos de mercurio total (HgT) por litro de agua ($\mu\text{g/L}$). La calidad analítica del método se estableció a través de los duplicados de muestras, estándares de calibración y blancos de muestras.

Sedimentos

Se ocuparon 0,5 g de muestra seca por cada estación, los resultados obtenidos se reportaron en miligramos de mercurio total (HgT) por kilogramo de sedimento (mg/kg) en peso húmedo. La calidad analítica del método se estableció a través de los duplicados de muestras, estándares de calibración y blancos de muestras.

Biota

Para fitoplancton y plantas acuáticas, se utilizaron 0,5 g de muestra. La concentración para el fitoplancton y plantas acuáticas se reportó en microgramos de mercurio total (HgT) por gramo de masa verde ($\mu\text{g/g}$) en peso húmedo.

En el caso de los peces también se tomaron aproximadamente 0,5 g (peso seco) de hígado y tejido muscular, a excepción de los organismos más pequeños, donde solo se analizó el músculo de estos ya que las muestras de hígado no poseían el peso seco suficiente para realizar el análisis. Se utilizaron 10 muestras de músculo y 10 muestras de hígado para realizar el análisis de mercurio de las especies más grandes, mientras que para las especies más pequeñas se analizó solo 10 muestras de músculo. Para una de las cinco especies capturadas (*M. maculatus*), se analizaron 6 muestras de músculo ya que no se capturaron más ejemplares.

Las concentraciones de mercurio se reportaron en miligramos de mercurio total (HgT) por kilogramo de tejido muscular (mg/kg) en peso húmedo. La validación del método analítico se efectuó a través blancos de muestras, estándares de calibración, con recuperación del 94,2% y duplicados con precisión del 97,2%.

5.5 Análisis estadístico.

En una primera instancia se realizó el Test de Shapiro–Wilk usando el programa RStudio, para determinar la normalidad de los datos obtenidos con distintas especies de peces. Como los resultados no presentaron distribución normal se realizó un análisis de varianza Kruskal Wallis.

Con el mismo programa se analizó la relación entre la concentración de mercurio en músculo e hígado con la longitud total y peso de los individuos capturados.

5.6 Factor de bioconcentración y biomagnificación para mercurio.

El factor de bioconcentración (FBC), se calculó mediante la razón entre la concentración del mercurio en los organismos y la existente en el medio con la cual interactúa.

$$FBC = \text{Concentración en el organismo} / \text{Concentración en el medio}$$

Por otra parte, para el análisis de la biomagnificación se utilizó la fórmula de Gray (2002), la cual hace referencia al incremento de la concentración de mercurio entre los niveles tróficos sucesivos. Si el valor de la relación es >1 , indican la existencia biomagnificación.

$$FBM = \text{Concentración consumidor secundario} / \text{Concentración consumidor primario}$$

5.7 Propuesta de recomendaciones para la remediación y el uso recreativo del lago.

Para la propuesta de medidas de remediación se realizó una completa revisión bibliográfica de artículos científicos relacionados con el tema utilizando las siguientes bases de datos: Web of Science y Google Scholar. La revisión se enfocó teniendo en consideración los usos que hacen del lago, específicamente el uso recreativo con contacto directo, conservación de la biota acuática y la pesca recreativa.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 Parámetros fisicoquímicos de la columna de agua.

6.1.1 Parámetros *in situ*.

Conductividad

La conductividad eléctrica es la capacidad que posee el agua para transmitir una corriente eléctrica, esta capacidad depende de la presencia y concentración de iones, de su movilidad, valencia y de la temperatura ambiental. Estudios como el de Compeau & Bartha (1987), señalan que la disponibilidad de mercurio para el proceso de metilación es mayor en ambientes con baja concentración de iones.

La conductividad presentó un comportamiento muy homogéneo, tanto en superficie como en profundidad, fluctuando entre un mínimo de 122,3 y un máximo de 140,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabla 4).

Estos valores muestran que el lago tiene una influencia antrópica importante, con valores similares a los reportados para los lagos urbanos de la ciudad de Concepción (Proyecto Innova Lagunas). Lagos poco intervenidos presentan niveles significativamente menores, por ejemplo, lagos como Icalma y Galletue (EULA, 1993) registran valores entre 30 y 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Estos altos valores indicarían la poca disponibilidad del mercurio para el proceso de metilación, ya que se está hablando de un ambiente con una alta concentración de iones.

Por otro lado y según la NCh 1333, el agua de La Señoraza es apta para el riego ya que con estos resultados no se producirían efectos perjudiciales (Anexo 9).

Oxígeno disuelto (OD)

El oxígeno disuelto es la cantidad de oxígeno que se encuentra disuelta en el agua, siendo su concentración un indicador importante de la calidad ambiental. El oxígeno disuelto en el agua es vital para la existencia de la mayoría de los organismos acuáticos (>5,0 mg/L), donde la diversidad de estos es mucho mayor a altas concentraciones de OD.

En la Tabla 4 se observa que los valores fluctuaron entre 4,8 y 7,4 mg/L a lo largo de la columna de agua. En las tres estaciones la concentración de OD disminuyó con la profundidad, lo mismo que la temperatura. Se exceptúa la E2, donde la concentración de OD en fondo arrojó un valor mayor que en la zona media.

Se puede apreciar que el fondo de la estación E3 muestra características de hipoxia, ya que la concentración de OD fue de 4,8 mg/L, valor que está por debajo de lo estimado para el apto desarrollo de la vida acuática. Por otro lado, el fondo de la estación E1 está al límite de la hipoxia con un valor de 5,02 mg/L de OD.

En general, el lago presenta condiciones aceptables de OD ya que los promedios de cada estación a lo largo de la columna de agua estuvieron sobre los 6 mg/L, lo que hace que el ecosistema sea adecuado para la vida de la gran mayoría de especies de peces y otros organismos acuáticos según la NCh 1333 y la Guía CONAMA (2004).

Por otro lado, estas concentraciones son bajas si se comparan con las de lagos que presentan poca intervención antrópica, como es el caso del lago Icalma, donde la concentración de OD ha alcanzado valores de hasta 11,5 mg/L (EULA, 1993).

pH

El pH muestra el valor de la acidez o basicidad del agua, indicando el número de los iones hidrógenos presentes. Los ecosistemas de agua dulce están regulados en gran medida por los niveles de pH, donde las aguas con valores entre 6 y 9 son las ideales para la vida acuática según la NCh 1333.

Estudios sugieren que la relación del pH con el contenido de metilmercurio en los peces es inversamente proporcional, es decir, el proceso de metilación se ve favorecido en aguas ácidas, así como también en la interfase sedimento/agua (Hudson *et al.*, 1994). Xun *et al.*, (1987) dieron a conocer que la producción neta de metilmercurio en agua de lago era aproximadamente siete veces más rápida a pH bajo (4,5) que a pH alto (8,5).

Los valores de este parámetro oscilaron entre 7,59 - 8,30 lo que muestra que el lago posee un pH levemente básico. Además, estos valores indicarían que el proceso de metilación no se vería favorecido en la columna de agua.

Según la NCh 1333 las aguas del lago son aptas para la protección de vida acuática, el riego y la recreación con contacto directo. Así mismo, La Señoraza cumple con las normas de calidad primaria establecidas en el DS143, donde las aguas serían óptimas para la recreación con contacto directo ya que todos los valores se encuentran entre 6,5 y 9,0 (Anexo 3 y 9).

Temperatura

La temperatura es un indicador importante que afecta en la conductividad, OD y pH. Además, los cambios que esta pueda sufrir en el agua pueden afectar a procesos vitales que implican reacciones químicas y la velocidad de estas. Temperaturas extremas pueden tener un efecto severo sobre la vida acuática (González, 2011).

Se han observado que las tasas de metilación en sistemas acuáticos son mayores durante los meses de verano. Las variaciones estacionales en el proceso de metilación generalmente se les atribuyen a los efectos de la temperatura, probablemente relacionados también a los cambios en la productividad/suministro de nutrientes que aumentan con la temperatura.

Como puede apreciarse en la Tabla 4 los valores de temperatura no presentan grandes variaciones en el perfil de la columna de agua, fluctuando entre 10,4 y 11,5

°C. Estos valores no se asemejan a los de lagos antrópicamente intervenidos, como los de laguna Lo Méndez por ejemplo, donde las temperaturas varían entre 13,3-17,5 °C a lo largo de la columna de agua (EULA, 2011).

Transparencia

Se refiere a lo clara o turbia que pueda estar la columna de agua dependiendo de las partículas suspendidas que se encuentren en esta. Si hay muchas partículas en suspensión, estas bloquean la luz solar y disminuye la actividad fotosintética en las plantas, contribuyendo a disminuir la concentración de OD.

En las tres estaciones se registró baja transparencia, con un promedio de 1,15 m, lo que según la OCDE lo clasifica como lago hipertrófico (exceso de nutrientes). Este valor es similar a los valores de lagunas urbanas intervenidas, como Lo Galindo y Lo Méndez, donde la transparencia presenta mínimos de 1,12 y 1,20 m respectivamente.

Por otra parte, la NCh 1333 clasifican a este lago como no apto para el uso recreacional con contacto directo, ya que el valor mínimo de transparencia es de 1,20 m.

Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos de la columna de agua a tres profundidades.

Estación	Conductividad (μS/cm)	OD (mg/L)	pH	Temperatura (°C)	Transparencia (m)
Estación 1					
Superficie	122,3	7,17	8,3	12,5	1,15
Medio	122,4	6,36	7,77	11,4	-
Fondo	126,3	5,02	7,62	10,6	-
Promedio	123,7	6,2	7,9	11,5	1,15
Estación 2					
Superficie	122,3	7,41	8,25	12,3	1,15
Medio	123,5	5,82	7,7	10,8	-
Fondo	128,5	6,53	7,69	10,5	-
Promedio	124,8	6,6	7,9	11,2	1,15
Estación 3					
Superficie	122,3	7,25	8,28	12,4	1,15
Medio	123,5	6,42	7,67	10,5	-
Fondo	140,4	4,81	7,59	10,4	-
Promedio	128,7	6,2	7,8	11,1	1,15
Promedio 3 estaciones	125,7	6,3	7,9	11,3	1,15

Fuente: elaboración propia.

6.1.2 Parámetros determinados en laboratorio.

Fósforo total

El fósforo es un nutriente esencial para la vida, su presencia en el agua juega un papel importante en el desarrollo de las comunidades acuáticas. Su exceso en el agua produce problemas de contaminación de carácter orgánico como la eutrofización.

En la Tabla 5 se puede observar que el promedio total de las tres estaciones de muestreo para este nutriente tiene un valor de 0,09 mg/L, lo que deja notar que La Señoraza en el primer muestreo tuvo características de un lago eutrófico según la OCDE. Por otro lado, las muestras que se obtuvieron en el segundo muestreo

reflejaron que el lago presentó características de un cuerpo de agua mesotrófico según la OCDE, ya que el valor se encuentra entre 0,01 y 0,035 mg/L (Tabla 6).

Estos valores (Tablas 5 y 6) son considerablemente más altos que los registrados en cuerpos de agua con poca intervención antrópica, donde los valores varían entre 0,0069-0,0073 mg/L para los lagos Icalma y Galletue respectivamente (EULA, 1993).

Ortofosfato

El ortofosfato es una de las formas que puede adquirir el fósforo a través de la oxidación, este es muy soluble y es la fracción útil que absorben las plantas autótrofas.

Como se puede ver la Tabla 5 el valor fue en aumento desde E1 a E3, lo que coincide con la cantidad de masa de plantas acuáticas que había en cada una de ellas, siendo muy abundantes en E1 donde el valor que arrojó el primer muestreo fue de 0,24 mg/L de ortofosfato.

La Tabla 5 muestra además que el valor de ortofosfato para E2 fue de 0,27 mg/L, lo que, si se compara con el resultado de la Tabla 6 es mucho mayor que el valor obtenido en el análisis del segundo muestreo (<0,04 mg/L).

Nitrógeno total

El nitrógeno total corresponde a la suma de los valores de nitratos, nitritos y nitrógeno amoniacal. No se incluyen el gas nitrógeno disuelto en agua, ni el nitrógeno orgánico. Concentraciones elevadas de nitrógeno pueden estimular el desarrollo, mantenimiento y proliferación de los productores primarios (fitoplancton, algas bentónicas, macrófitos), contribuyendo a la eutrofización de los ecosistemas acuáticos (Jarquín *et al.*, 2012).

Este nutriente registró un valor de 0,36 mg/L para la estación 2 (Tabla 6), donde según la Guía Canadiense (2003) este lago presenta un estado trófico “medio”.

Al realizar una comparación con algunas de las lagunas de la ciudad de Concepción, se pudo apreciar que este valor es muy inferior a los indicados en el estudio de Almanza-Marroquín et al. (2016), donde los valores para las lagunas Lo Galindo y Tres Pascualas son de 2,11 y 1,66 mg/L respectivamente.

Nitrito

En la naturaleza y en presencia de O₂, el nitrógeno amoniacal se transforma en nitrito el cual es un compuesto soluble en el medio acuático.

El resultado en las tres profundidades de la E2 fue de <0,015 mg/L (Tabla 6).

Nitrato

El nitrato se obtiene a partir del nitrito, siendo la forma más oxidada que se encuentra el nitrógeno en el agua. Es esencial para el crecimiento de las plantas, por lo que el uso predominante de este se encuentra en la industria como fertilizante.

Los resultados del primer análisis mostraron la misma tendencia que los demás nutrientes. El nitrato fue aumentando desde E1 a E3, con un resultado promedio de 8,09 mg/L, valor que es bastante alto respecto a cuerpos de agua con gran influencia antrópica, como por ejemplo laguna Lo Galindo, la cual posee concentraciones que llegan a 4,69 mg/L de nitrato (Almanza-Marroquín *et al.*, 2016).

Por otro lado, el análisis que se realizó para el segundo muestreo arrojó un valor de 0,02 mg/L. Este resultado es considerablemente más bajo que el que se obtuvo en el primer análisis en la misma estación (4,70 mg/L).

Clorofila α

Es un pigmento que le da el color verde a las plantas y algunos microorganismos, es crítica en la fotosíntesis y se puede utilizar para estimar la biomasa planctónica.

Se puede observar que en las tres estaciones más del 70% de la concentración de clorofila α se observa en las superficies de estas y van disminuyendo con la profundidad. Esto se debe a que los rayos solares tienen mayor incidencia en los primeros metros de la columna de agua, donde existe mayor fotosíntesis.

Los valores fluctuaron entre 1,92 - 57,1 mg/m³ con un promedio total de 20,7 mg/m³, resultado muy similar al que se registra en laguna Redonda de Concepción (Almanza-Marroquín *et al.*, 2016).

Como se puede apreciar en la Tabla 5, los valores de este parámetro le entregan a La Señoraza la categoría de lago eutrófico según la OCDE (1982).

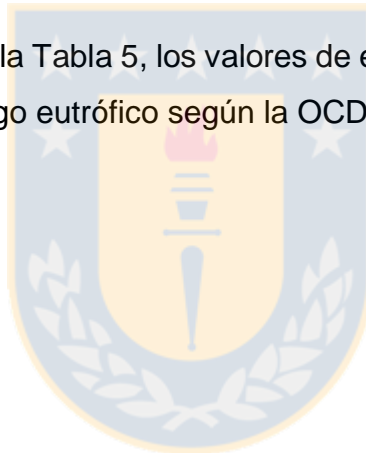


Tabla 5. Parámetros fisicoquímicos de la columna de agua obtenidos en la primera fecha de muestreo. Valores obtenidos en cada estación y el promedio total.

Estación	Fósforo total (mg/L)	Ortofosfato (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Clorofila α mg/m ³	Mercurio (μ g/L)
Estación 1					
Superficie	0,08	0,23	6,60	53,58	< 0,5
Medio	0,08	0,25	3,00	11,92	< 0,5
Fondo	0,08	0,23	1,70	1,52	< 0,5
Promedio	0,08	0,24	3,77	22,34	< 0,5
Estación 2					
Superficie	0,08	0,26	6,30	48,64	< 0,5
Medio	0,10	0,31	7,80	6,58	< 0,5
Fondo	0,08	0,24	0,00	2,22	< 0,5
Promedio	0,09	0,27	4,70	19,15	< 0,5
Estación 3					
Superficie	0,11	0,35	8,60	57,10	< 0,5
Medio	0,11	0,33	38,85	2,84	< 0,5
Fondo	0,12	0,37	0,00	1,92	< 0,5
Promedio	0,11	0,35	15,82	20,62	< 0,5
Promedio 3 estaciones	0,09	0,29	8,09	20,70	< 0,5

Fuente: elaboración propia.

Tabla 6. Nutrientes obtenidos en la segunda fecha de muestreo en la estación 2 (E2) a tres profundidades y sus promedios.

Parámetros (mg/l)	E2 Superficial	E2 Medio	E2 Profundo	Promedio 3 profundidades
Fósforo Total	0,01	0,01	0,05	0,02
Nitrato	0,014	0,050	0,010	0,02
Nitrito	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015
Nitrógeno Total	0,33	0,36	0,40	0,36
Orto-fosfato	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04

Fuente: elaboración propia.

En general, se puede apreciar que La Señoraza presenta características de un cuerpo de agua eutrófico por sus notables concentraciones de nutrientes.

Se sabe que el lago posee pocas entradas externas, estas constan de muy pequeñas vertientes subterráneas y del canal Curaco que proviene aguas arriba de la Laguna el Pillo, el cual desemboca finalmente en La Señoraza. Se asume que este canal transporta en sus aguas altas cargas de nutrientes debido a la actividad agrícola que se desarrolla en sus alrededores, esto explicaría las concentraciones de nutrientes encontradas en el lago. También, se le puede agregar la concentración interna del lago, donde son los consumidores primarios y los peces los encargados de reciclar estos nutrientes.

Las diferencias que existen entre las concentraciones obtenidas en primer y segundo muestreo se deben principalmente a dos factores.

Uno de ellos es la utilización de métodos analíticos diferentes, siendo el segundo análisis de mayor confianza ya que se realizó en el laboratorio del centro EULA con metodologías acreditadas.

El segundo factor se debe a los escenarios en que se encontraba La Señoraza en las diferentes fechas de muestreo. En el primer terreno las muestras fueron obtenidas a mediados de septiembre, fecha en que aún no se daba comienzo a la primavera. Por otro lado, el segundo muestreo tuvo lugar a fines de noviembre, época en que existe una mayor cantidad de días soleados con temperaturas más altas y, por lo tanto, una mayor producción primaria. Esto se verificó visualmente en terreno, donde se pudo observar que La Señoraza presentó una mayor masa de plantas acuáticas a fines de noviembre, en comparación a la que existía a mediados de septiembre. Este aumento de la vegetación pudo haber producido que las plantas absorbieran parte de los nutrientes disponibles y se observara una disminución de estos en la columna de agua.

6.2 Parámetros fisicoquímicos y clasificación textural de los sedimentos.

6.2.1 Parámetros *in situ*.

Temperatura

Según Ullrich et al. (2001), la temperatura en los sedimentos es un factor importante que controla la metilación y la desmetilación del mercurio. Las temperaturas moderadamente altas poseen un efecto que estimula la metilación del mercurio, debido al aumento de la actividad microbiana.

Como se observa en la Tabla 7 en las tres estaciones el valor de temperatura no tuvo cambios considerables, mostrando variaciones desde los 10.5 a los 11.6 °C.

Potencial redox (Eh)

Es una medida de actividad de los electrones, donde un potencial redox positivo en un ambiente indica que favorece las reacciones de oxidación, mientras que en ambientes donde su potencial redox es negativo, favorece las reacciones de reducción. Estas reacciones de óxido-reducción alteran el comportamiento de muchos compuestos químicos presentes en el sedimento. Un estudio realizado por Compeau & Bartha (1985) señala que las tasas de metilación de mercurio son favorecidas en los sedimentos estuarinos a bajos valores de Eh (-220 mV), mientras que Callister & Winfrey (1986) mostraron que en sedimentos oxigenados se inhibía la metilación microbiana.

En la Tabla 7 se presentan los valores medidos en las tres estaciones, donde se puede observar que en todas ellas los valores son negativos, favoreciendo las reacciones de reducción.

El promedio de las tres estaciones arroja un valor de -281,43 mV, por lo que según la literatura estudiada, el potencial redox en los sedimentos de La Señoraza favorece a la tasa de metilación del mercurio.

pH

Según Ullrich et al. (2001) las condiciones ácidas en la interfase sedimento/agua generalmente favorecen la metilación del mercurio, aunque es poco probable que afecte a los sedimentos más profundos.

Se puede apreciar que el pH en las tres estaciones no tuvo variaciones considerables. Los valores fluctuaron entre 7.26 y 7.69 (Tabla 7), mostrando que los sedimentos del lago tienen características levemente básicas y no tan favorables para la metilación del mercurio.

Tabla 7. Parámetros fisicoquímicos de los sedimentos en cada estación de muestreo.

Estación	S1	S2	S3
Temperatura (°C)	11,6	11,4	10,5
Potencial redox (mV)	-452,6	-202,5	-189,2
pH	7,69	7,26	7,3

Fuente: elaboración propia.

6.2.2 Parámetros medidos en laboratorio.

Materia orgánica

La materia orgánica de los sedimentos es el producto de la descomposición química de las excreciones de animales y microorganismos, de residuos de plantas o de la degradación de cualquiera de ellos tras su muerte.

El papel de este factor en la metilación del Hg es complicado de entender. Estudios como los de Jernelov (1969) señalan que el mercurio inorgánico se convierte en metilmercurio en mayor cantidad cuando los sedimentos contienen sustancias orgánicas.

Para cada estación se realizó dos duplicados y se calculó el porcentaje de error de los resultados obtenidos, con el fin de obtener datos analíticos confiables. En la Tabla 8 se puede apreciar que S1 arrojó el valor más alto con un promedio cercano a 17,7% de materia orgánica y al mismo tiempo, fue el valor que mayor porcentaje de error obtuvo (1,25). Por otra parte, entre las estaciones S2 y S3 los promedios de materia orgánica no muestran variaciones significativas, pero cabe señalar que el resultado obtenido en S3 es más confiable ya que el error estándar es menor que en S2.

Se puede inferir que la estación S1 presentó el mayor porcentaje de materia orgánica debido a que la mayor concentración de peces se encontró en esta zona.

Tabla 8. Porcentaje de materia orgánica y error estándar en las estaciones de sedimentos.

Estación	S1	S1'	S1''	S2	S2'	S2''	S3	S3'	S3''
Materia orgánica %	17,766	17,613	21,436	13,16	13,619	15,898	14,229	14,6	13,49
Promedio %	18,938			14,224			14,106		
Error estándar	1,25			0,848			0,326		
Promedio final %	17,688			13,376			13,78		

Fuente: elaboración propia.

Parámetros granulométricos

La granulometría es la medición de los granos de sedimentos y el cálculo de la abundancia de los correspondientes a cada uno de los tamaños previstos por una escala granulométrica con fines de análisis tanto de su origen, como de sus propiedades mecánicas. El tamaño de grano es un factor importante en la determinación de la calidad ambiental, ya que en sedimentos finos las concentraciones de metales que contaminan es más alta (Pineda, 2009).

Se obtuvo como resultado la clasificación de limo para los sedimentos de La Señoraza, siendo limo fino para S2 (12,2 μm) y limo medio para S1 y S3 (15, 7 μm y 15,9 μm respectivamente). Al tratarse de granos muy finos, se podría inferir que los sedimentos del lago tendrían afinidad con las concentraciones de mercurio.

6.3 Identificación de la biota.

6.3.1 Plantas acuáticas.

La planta extraída fue identificada como *Ceratophyllum chilense* (ceratofilo o pelito de agua). Esta es una planta que pertenece a la familia Ceratophyllaceae. Vive en zonas templadas, sumergida o flotando en lagos, lagunas o ríos de corriente muy lenta.

En cuanto a su importancia ecológica, son el lugar de refugio y puesta para diversas especies de peces, además, son el hábitat idóneo de las poblaciones de larvas de mosquitos y de los caracoles acuáticos.

Es considerada beneficiosa, pero si se encuentra en zonas de alta contaminación por nitratos y fertilizantes que se utilizan en la agricultura, puede experimentar un crecimiento excesivo y convertirse en una invasión para la mantención del sistema y la vida acuática, además de una molestia para la pesca, la natación, la navegación y otras actividades de recreación. Escenario que se pudo encontrar en la zona de estudio (Anexo 15).

Según Kiersch et al. (2004) la abundante presencia de esta familia de plantas puede usarse como bioindicador del estado eutrófico del cuerpo de agua.



Ceratophyllum chilense extraída de La Señoraza.

6.3.2 Peces.

Identificación y características morfométricas

Cheirodon galusdae (Pocha de los lagos)



El tamaño que alcanza *C. galusdae* es aproximadamente de 35 a 55 mm, con un máximo de 60 mm. La coloración que presenta es crema oscura y sin mancha humeral.

La alimentación de estos peces tiene como ítems principales díptera, chironomidae y ostracoda, sin embargo, este ejemplar es considerado fundamentalmente carnívoro, prefiriendo insecta, crustacea y pequeños oligoquetos (Ruiz & Marchant *et al.*, 2004)

Su distribución se concentra en la zona central del país, entre San Javier, río Loncomilla, hasta Lautaro río Cautín, también se ha recolectado en aguas dulces valdivianas.

Tabla 9. Características morfométricas de *Cheirodon galusdae*. Sexo (hembra/macho), peso, longitud total (LT) y longitud estándar (LE).

Muestra	Sexo	Peso (kg)	LT (cm)	LE (cm)
PCH1	-	0,006	3,4	3
PCH2	-	0,007	3,8	3,1
PCH3	H	0,016	4,9	4
PCH4	H	0,018	5	4,3
PCH5	M	0,02	5,1	4,2
PCH6	M	0,017	5,3	4,3
PCH7	M	0,018	5,4	4,4
PCH8	H	0,024	5,4	4,3
PCH9	H	0,023	5,5	4,5
PCH10	H	0,027	5,8	4,8

Fuente: elaboración propia.

Basilichthys microlepidotus (Pejerrey del norte chico)



El peso de esta especie puede superar el kilogramo, con una longitud cerca de 400 mm. Se diferencia de otros pejerreyes por su coloración más oscura, bandas longitudinales menos marcadas, además de sus escamas notoriamente más pequeñas que otras especies del mismo género.

Esta especie es carnívora, su alimentación se basa en gasterópodos y larvas de insecta.

Su distribución es desde Santiago a Puerto Montt, incluyendo la Isla Grande de Chiloé.

Tabla 10. Características morfométricas de *Basilichthys microlepidotus*. Sexo (hembra/macho), peso, longitud total (LT) y longitud estándar (LE).

Muestra	Sexo	Peso (kg)	LT (cm)	LE (cm)
PJR1	M	0,035	22	18,5
PJR2	M	0,085	23,1	19,7
PJR3	M	0,095	24	21,2
PJR4	M	0,105	28	24,2
PJR5	H	0,105	23,5	19,9
PJR6	M	0,115	25,7	21,6
PJR7	M	0,135	27,4	23,5
PJR8	M	0,155	28,7	24,4
PJR9	M	0,2	31	27
PJR10	H	0,575	45,4	38,6

Fuente: elaboración propia.

Cyprinus carpio (Carpa común)



La carpa común es un pez robusto con cuerpo grande, puede llegar a pesar 18 kg y medir 60 cm. Su dorso y aletas son generalmente oscuras con flancos de color cobre o dorados. Esta especie usa su boca como una trompa succionadora, removiendo el fondo y dejando huecos en el fondo. Es por esto que se dice que esta especie come de todo, siendo sus presas muy variadas como larvas de insecta, oligoquetos, pequeños crustáceos, gasterópodos, plantas acuáticas.

Es una especie introducida que tolera una amplia variedad de condiciones, incluso concentraciones bajas de oxígeno y acidificación, prefiriendo aguas cálidas.

Tabla 11. Características morfométricas de *Cyprinus carpio*. Sexo (hembra/macho), peso, longitud total (LT) y longitud estándar (LE).

Muestra	Sexo	Peso (kg)	LT (cm)	LE (cm)
CRP1	M	0,03	11,8	9,3
CRP2	M	0,03	13,6	10,7
CRP3	M	0,06	15,2	12,4
CRP4	H	0,04	15,6	11,8
CRP5	M	0,055	16,4	12,7
CRP6	H	0,07	16,4	12,8
CRP7	H	0,08	17,3	13,8
CRP8	M	0,08	18	14
CRP9	M	0,14	20,3	15,2
CRP10	M	0,425	30,1	24

Fuente: Elaboración propia.

Australoheros facetus (chanchito)



Este es un pez subtropical que puede llegar a medir 30 cm. y se puede encontrar en lagos, estanques, ríos y arroyos. Presenta un cuerpo robusto, de aspecto redondeado, comprimido lateralmente y de perfil alto. Es capaz de adaptarse a un amplio rango de temperaturas y posee una gran tolerancia a la salinidad. Es una especie omnívora, por lo que se alimenta de algas y plantas acuáticas, también de oligoquetos, larvas de insecta, gasterópodos, crustacea y otros peces de tamaño inferior que consigue nadando activamente entre la vegetación.

Es una especie introducida en Chile y se distribuye en ríos, lagunas y humedales, desde la cuenca del Limarí hasta la cuenca del Biobío.

Tabla 12. Características morfométricas de *Australoheros facetus*. Sexo (hembra/macho), peso, longitud total (LT) y longitud estándar (LE).

Muestra	Sexo	Peso (kg)	LT (cm)	LE (cm)
CH1	-	0,013	4	3
CH2	-	0,016	4,2	3,3
CH3	H	0,02	6,5	5,2
CH4	H	0,02	6,9	5,2
CH5	H	0,021	7,7	6
CH6	M	0,022	8	6
CH7	M	0,025	8,5	6,5
CH8	M	0,027	8,8	6,6
CH9	M	0,033	9	7,1
CH10	H	0,034	9,5	7

Fuente: Elaboración propia.

Galaxias maculatus (puye)



El puye es un pez que puede alcanzar los 17 cm de largo como adulto, poseen un cuerpo alargado, poco comprimido, cabeza pequeña y corta, con ausencia de escamas y barbillas. Su color de fondo tiene tonalidades doradas verdosas, los machos son todo plateado y las hembras tienen el abdomen transparente y abultado.

Cuando estos son crías (4 a 6 meses) su alimentación se basa en el plancton, mientras que los adultos son cazadores que en agua dulce se alimentan de crustácea, insecta y oligoquetos.

Esta especie es el pez de agua dulce que tiene una mayor distribución en Chile y se puede encontrar en tres ambientes: dulceacuícolas, estuarinos y marinos, distribuyéndose desde los Andes cercanos a Valparaíso hasta el sur de la Tierra del Fuego.

Tabla 13. Características morfométricas de *Galaxias maculatus*. Sexo (hembra/macho), peso, longitud total (LT) y longitud estándar (LE).

N°	Sexo	Peso (kg)	LT (cm)	LE (cm)
PY1	H	0,015	6,5	5,6
PY2	H	0,016	6,8	5,9
PY3	H	0,02	7,6	6,7
PY4	H	0,025	7,9	7
PY5	H	0,022	8,2	6,7
PY6	M	0,026	8,5	7,1

Fuente: elaboración propia.

6.4 Concentración de mercurio.

6.4.1 Columna de agua.

En las tres estaciones de muestreo el mercurio no presentó concentraciones significativas, ya que todas estuvieron por debajo del límite de detección (0,5 µg/L), por lo que, según la Guía CONAMA (2004) el agua es adecuada para la protección de la vida acuática y donde la NCh 1333 establece que es apta para el riego (Anexo 9).

6.4.2 Sedimentos.

Las concentraciones de mercurio fluctuaron entre 0,130 – 0,234 mg/kg, estos valores son característicos de lugares que están moderadamente contaminados por las actividades antrópicas locales y por la deposición del mercurio atmosférico (Paulson & Norton, 2008; Daga *et al.*, 2016).

En la Tabla 14 se puede apreciar que es en la estación S2 donde el mercurio se presenta con la concentración más alta, con un valor de 0,234 mg/kg. Es en esta estación donde se excede el valor de concentración máximo permitido por la norma canadiense para el mercurio en sedimentos de agua dulce (170 µg/kg). Al mismo tiempo, esta también excede el valor límite permitido por la norma de Estados Unidos (Efectos de rango bajo “ERL” <150 µg/kg), donde es *probable* que se presenten efectos biológicos adversos (USEPA, 1997)

Por otro lado, si se toma el promedio de las tres estaciones de muestreo (0,166 mg/kg), el valor cumple con el máximo permitido por Canadá, mientras que sigue sobrepasando el límite establecido por la norma estadounidense.

Cabe destacar que aún sobrepasando el límite permitido por la norma E.E.U.U (ERL <150 µg/kg), el valor de la concentración de mercurio en los sedimentos de La

Señoraza no excedió el límite de Efectos de rango medio (ERM < 710 µg/kg), límite que establece que es *muy probable* que existan efectos biológicos adversos.

Tabla 14. Concentración de mercurio en las estaciones de sedimento.

Muestra	S1	S2	S3	Promedio
Concentración Hg (mg/kg)	0,13	0,234	0,135	0,166

Fuente: elaboración propia.

Si se comparan estos resultados con los valores obtenidos por Torres (2010) hace ocho años atrás (Anexo 2), llama la atención que los valores actuales representen la mitad o incluso menos que las concentraciones del año 2010. Resulta inusual puesto que la persistencia a través del tiempo es una de las principales características que se le atribuye al mercurio.

Según información entregada por la Municipalidad de Laja, no se han realizado medidas de remediación en cuanto a sedimentos del lago se refiere, por lo que estos resultados se pueden explicar a través de un supuesto.

Este hace mención de un sitio ubicado en la ladera sur de La Señoraza, el cual funcionó durante algunos años como un vertedero de escombros. Actualmente ya no existe dicho “vertedero” y en su lugar se encuentra instalada la cancha Santa María, la cual se puede observar que se encuentra ubicada en altura con una pendiente pronunciada que termina en los pies del lago. Esto da para pensar que en años pasados, dicho depósito de escombros pudo haber funcionado como suministro de material particulado principalmente en tiempos de lluvia en donde probablemente existió escorrentía, lo que resultó finalmente en una o más capas superpuestas en los sedimentos, dejando así las altas concentraciones de mercurio en los sedimentos más profundos.

6.4.3 Biota.

Fitoplancton

El mercurio no fue detectado en ninguna de las muestras de fitoplancton, presentándose todas las mediciones bajo del límite de detección (0,5 µg/L).

Plantas acuáticas

Del mismo modo que el fitoplancton, no se detectó mercurio en ninguna de las muestras de plantas, ya que todas las lecturas arrojan valores por debajo del límite de detección (0,5 µg/L).

Peces

En la Tabla 15 se observa que las concentraciones promedio en tejido muscular de cada especie variaron entre 0,232 – 0,879 mg/kg, donde la mayor desviación estándar (0,99) se presentó en el *B. microlepidotus* (pejerrey) (Figura 3).

Un estudio realizado por Hakanson (1984) establece que concentraciones de mercurio superiores a 0,075 mg/kg en especies acuáticas pueden ser atribuidas a actividades de origen antropogénico. Se puede observar en la Tabla 15 que el 100% de las muestras, tanto en músculo como en hígado, estuvieron sobre este valor, lo que podría indicar la influencia de actividades antrópicas en La Señotraya.

El 46% de todas las muestras de músculo sobrepasaron el valor de 0,5 mg/kg aceptado internacionalmente (WHO, 1991), para consumo humano. Por otra parte, la Guía Canadiense 2001 establece un límite de 0,033 mg/kg de metilmercurio en tejidos para la protección de los consumidores de fauna silvestre que se alimentan de peces. Ullrich et al. (2001) señala que entre el 85 a 90% del mercurio total se encuentra en forma de metilmercurio en peces. De acuerdo con esta información sería posible

inferir, a partir de los resultados obtenidos, que el metilmercurio presente en los peces estaría sobrepasando el límite máximo establecido para ese compuesto.

Al comparar estos valores con la literatura es posible señalar que son más altos que los reportados por Misztal-Szkudlinska et al. (2010), quienes analizando músculos de peces de la Laguna Vístula (Polonia – Rusia) señalan concentraciones que fluctúan entre 0,008 – 0,110 mg/kg. Por otra parte, al compararlos con los resultados (0,074 – 1,686 mg/kg) obtenidos por Dominik et al. (2014), en peces de la Laguna de Venecia (Italia), se puede observar que son más bajos. Estas diferencias se deben principalmente a las distintas actividades que se han desarrollado en cada una de estas lagunas. Donde es la agricultura la principal causante de la contaminación en Laguna Vístula, mientras que las altas concentraciones de mercurio de la Laguna de Venecia se atribuyeron principalmente al funcionamiento de una planta de cloro-álcali que operó durante 58 años.

Contrario a varios estudios como lo son Álvarez (2007) y García (2002), los resultados muestran que existe una mayor concentración de mercurio en el músculo que en hígado de *B. microlepidotus* y *C. carpio*. Sin embargo, Mela et al. (2012) encontraron que el riñón de *Cyprinus carpio* es el órgano más susceptible a bioacumular mercurio, incluso más que el mismo hígado.

Por otro lado, en el estudio de Núñez et al. (1998) se analizó la concentración de mercurio en distintos tejidos de cierta especie de tiburón, donde fue el tejido muscular el principal sitio de acumulación de este metal. Este resultado lo atribuyeron a que el hígado es el órgano más grande o más desarrollado en tiburones, característica que tal vez permite que este tejido metabolice con mayor rapidez el mercurio.

Es importante destacar que la posibilidad de adaptación de los organismos ante la presencia de sustancias contaminantes permite posteriormente tolerar ciertos valores, debido a diversos mecanismos como la disminución de la sorción e incremento en la excreción (Wang et al., 1987; Heath et al., 1995).

Tabla 15. Concentraciones de mercurio en el músculo (M) e hígado (H) en cada una de las diferentes especies, ordenado de menor a mayor según su tamaño (cm) con su promedio y desviación estándar (DE).

<i>Cheirodon galusdae</i> (Pocha de los lagos)												
Muestra	PCH1	PCH2	PCH3	PCH4	PCH5	PCH6	PCH7	PCH8	PCH9	PCH10	Promedio	DE
M (mg/kg)	0,139	0,124	0,149	0,155	0,241	0,282	0,289	0,296	0,304	0,336	0,232	0,081
<i>Basilichthys microlepidotus</i> (Pejerrey del norte chico)												
Muestra	PJR1	PJR2	PJR3	PJR4	PJR5	PJR6	PJR7	PJR8	PJR9	PJR10	Promedio	DE
M (mg/kg)	0,103	0,28	0,27	0,549	0,577	0,613	0,884	0,819	1,154	3,543	0,879	0,988
H (mg/kg)	0,086	0,205	0,233	0,549	0,501	0,562	0,51	0,722	0,971	1,672	0,601	0,457
<i>Cyprinus carpio</i> (Carpa común)												
Muestra	CRP1	CRP2	CRP3	CRP4	CRP5	CRP6	CRP7	CRP8	CRP9	CRP10	Promedio	DE
M (mg/kg)	0,453	0,484	0,544	0,540	0,568	0,675	0,700	0,719	0,725	1,236	0,664	0,224
H (mg/kg)	0	0	0,099	0,095	0	0	0	0,152	0,237	0,46	0,104	0,149
<i>Australoheros facetus</i> (Chanchito)												
Muestra	CH1	CH2	CH3	CH4	CH5	CH6	CH7	CH8	CH9	CH10	Promedio	DE
M (mg/kg)	0,342	0,428	0,443	0,45	0,581	0,639	0,642	0,673	0,833	0,921	0,595	0,185
<i>Galaxias maculatus</i> (Puye)												
Muestra	PY1	PY2	PY3	PY4	PY5	PY6	PY7	PY8	PY9	PY10	Promedio	DE
M (mg/kg)	0,154	0,142	0,224	0,292	0,346	0,351	-	-	-	-	0,252	0,092

Fuente:Elaboración propia.

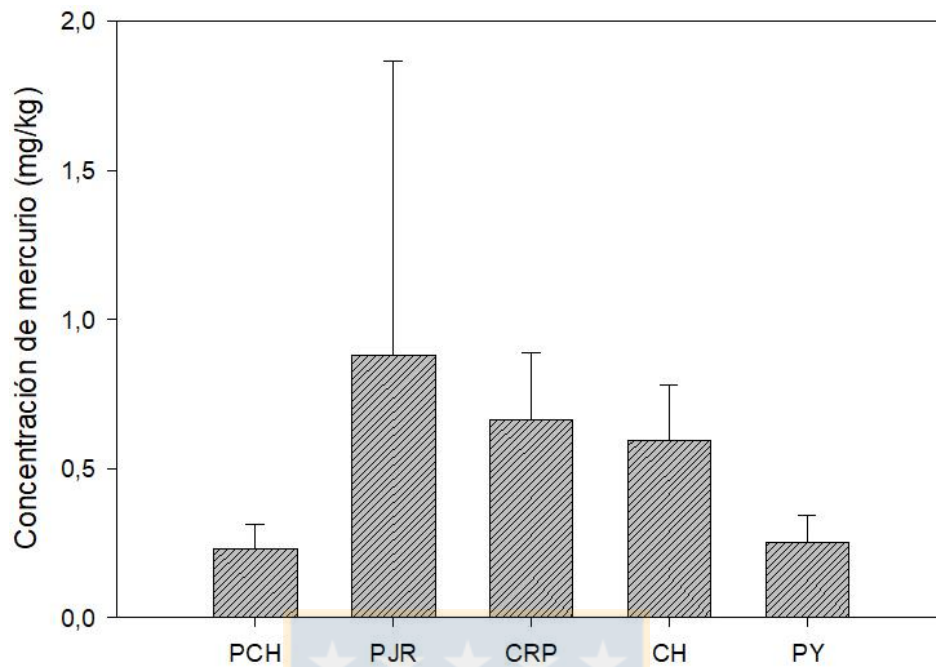


Figura 3. Concentración media y desviación estándar de mercurio en las diferentes especies de peces.

Fuente: elaboración propia.

6.5 Análisis de correlación.

Las Figuras 4-8 muestran que en algunas de las especies estudiadas existe una clara tendencia en el aumento de las concentraciones del mercurio, principalmente en músculo, con respecto al incremento de la longitud de cada especie así como con el peso de cada una de estas, aunque en una menor proporción.

En la Figura 5 se observa que las concentraciones de mercurio en músculo de las especies *B. microlepidopus* y *C. carpius* tienen correlaciones significativas ($p < 0,05$) con respecto a su longitud y peso, mientras que sus concentraciones en hígado muestran un bajo valor de significancia ($p > 0,05$), a excepción del *B. microlepidopus* cuya correlación entre hígado y longitud es significativa).

Para las especies en que solo se analizó la concentración de mercurio en músculo, *G. maculatus* resultó ser la única especie que mostró un valor alto de significancia ($p=0,03$) con respecto al parámetro de longitud total, mientras que todas las demás especies no mostraron relaciones significativas entre la concentración de mercurio y los parámetros de longitud y peso, siendo la especie *C. galusdae* la que presentó los menores valores significativos.

Estos resultados muestran que la bioacumulación no es directamente proporcional a la talla y peso del pez. Estudios como los de Escobar (2010) y Jezierska & Witeska (2006), apoyan esta afirmación señalando que dichas relaciones dependen de varios factores como el hábitat de cada especie, su hábito alimenticio, la edad, la concentración de este metal en el medio, el tiempo de exposición, los distintos mecanismos de absorción y desintoxicación que las especies poseen y de condiciones medio ambientales como temperatura, salinidad, pH y dureza.

Cheirodon galusdae (Pocha de los lagos)

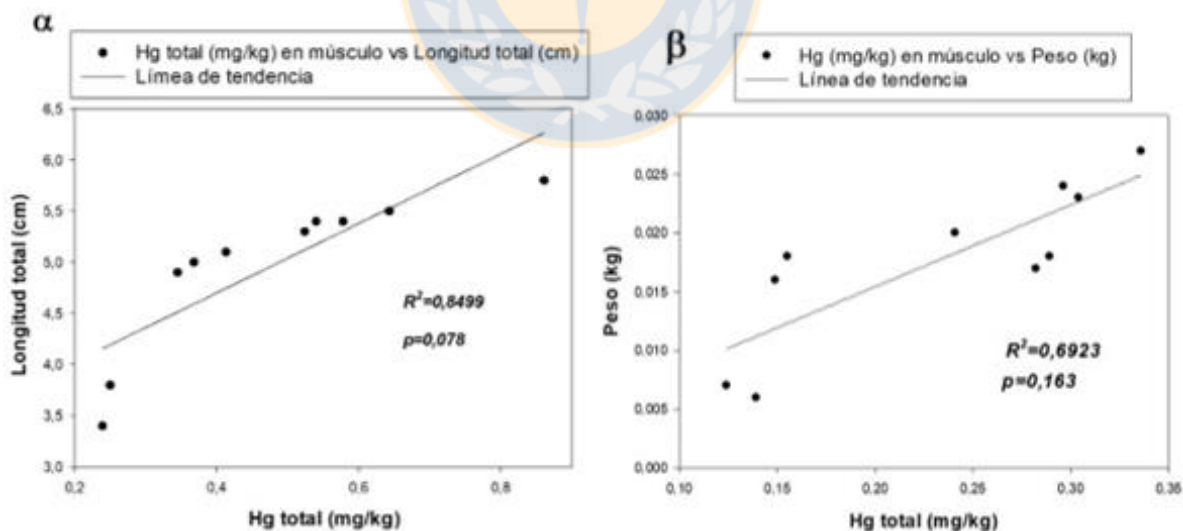


Figura 4. Correlación entre la concentración de Hg en músculo de *C. galusdae* con su longitud total y peso.

Fuente: elaboración propia.

Basilichthys microlepidotus (Pejerrey del norte chico)

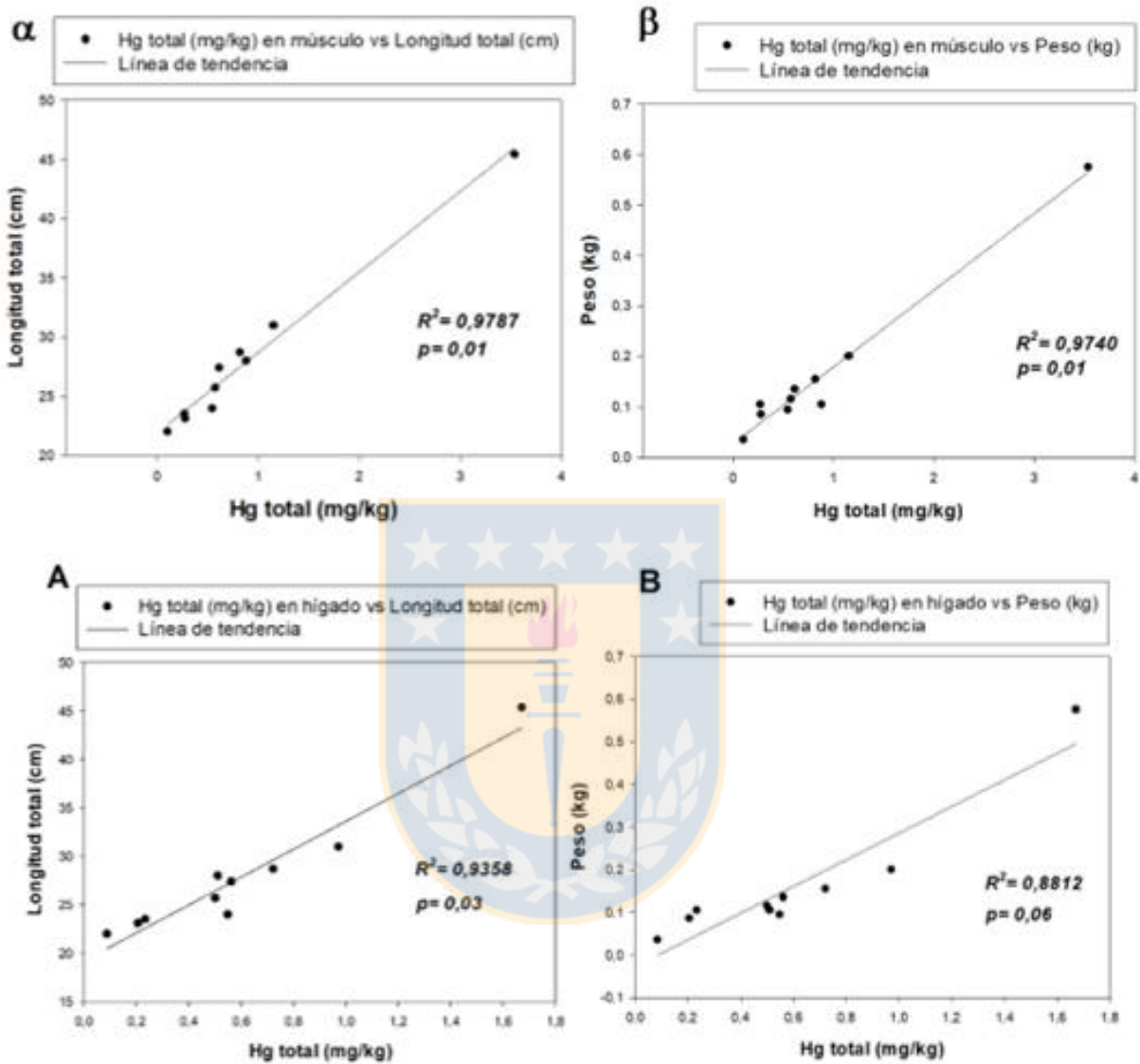


Figura 5. Correlación entre la concentración de Hg tanto en músculo como en hígado de *B. microlepidotus* respecto a su longitud total y peso.

Fuente: elaboración propia.

Cyprinus carpio (Carpa común)

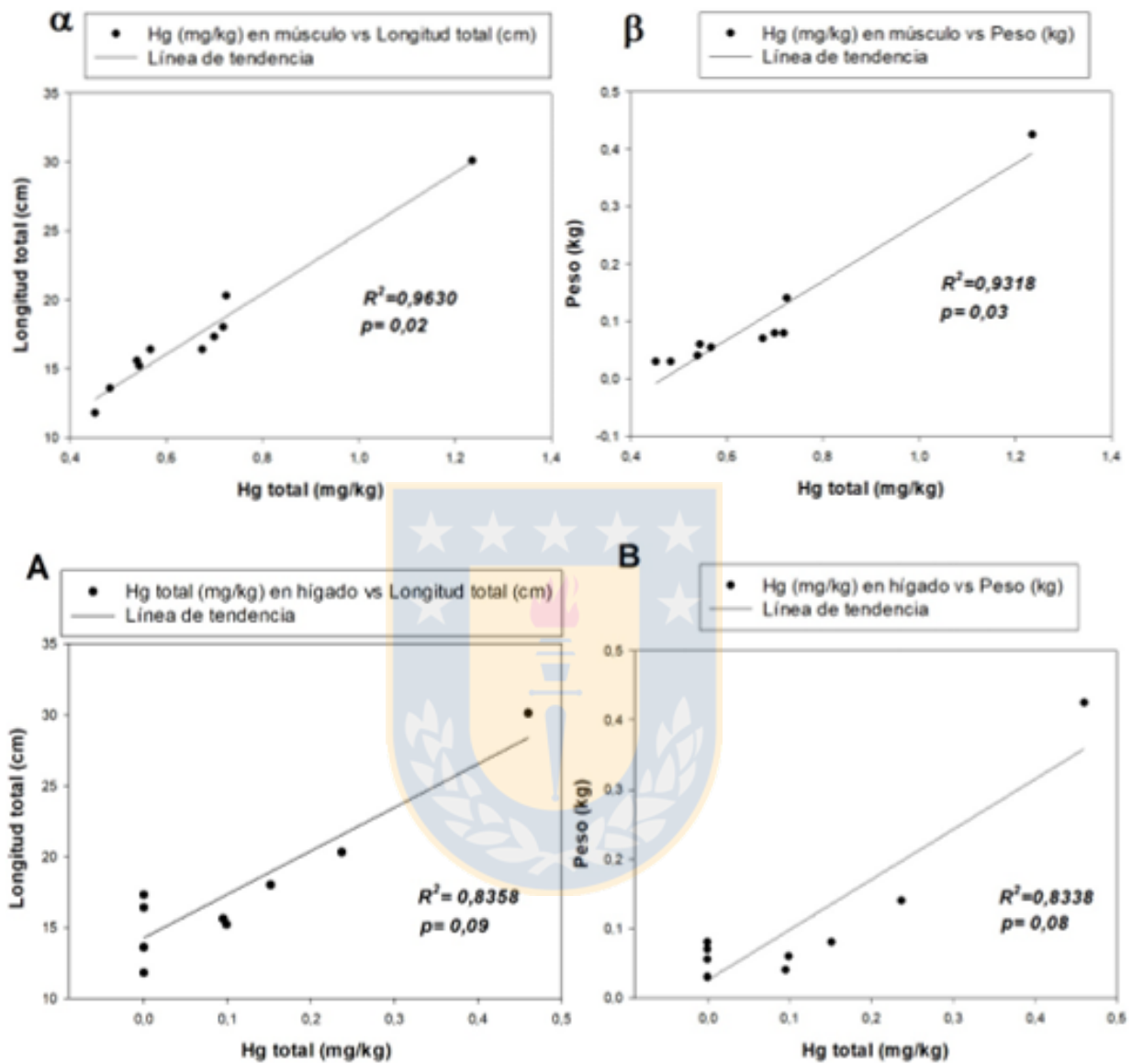


Figura 6. Correlación entre la concentración de Hg tanto en músculo como en hígado de *C. carpio* respecto a su longitud total y peso.

Fuente: elaboración propia.

***Australoheros facetus* (Chanchito)**

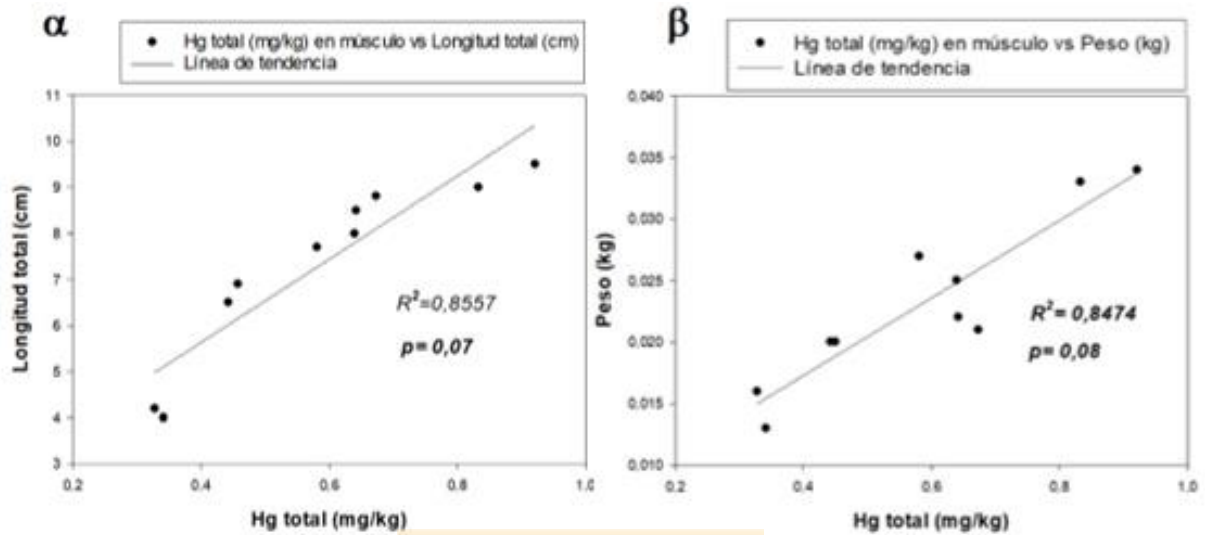


Figura 7. Correlación entre la concentración de Hg en músculo de *A. facetus* respecto a su longitud total y peso.

Elaboración propia.

***Galaxias maculatus* (Puye)**

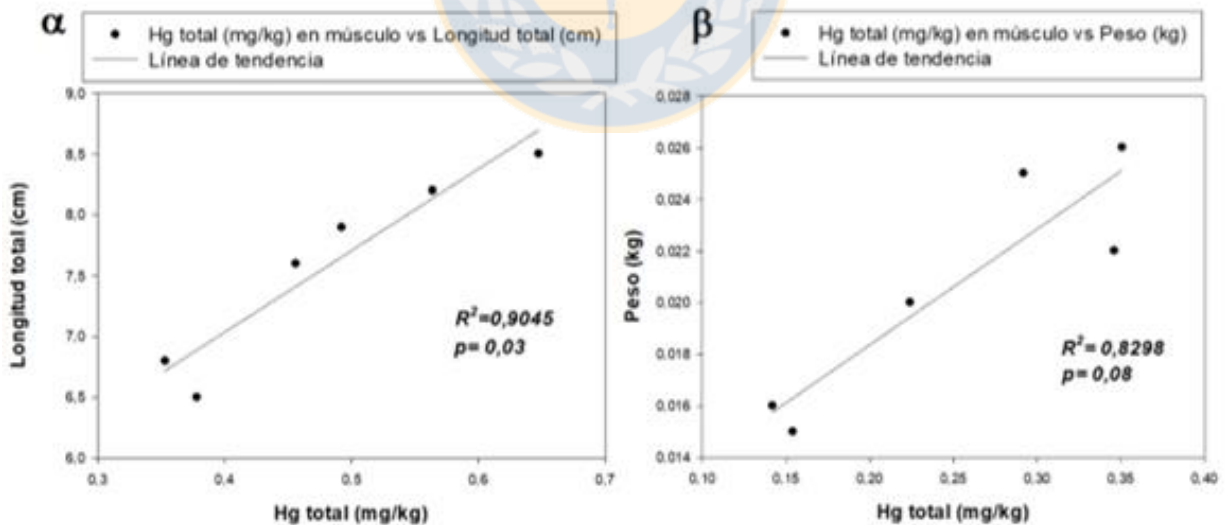


Figura 8. Correlación entre la concentración de Hg en músculo de *G. maculatus* respecto a su longitud total y peso

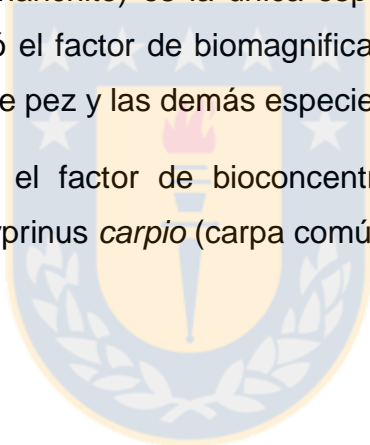
Fuente: elaboración propia.

6.6 Análisis de biomagnificación (FBM) y bioconcentración (FBC) del mercurio.

De acuerdo con la identificación del hábito alimenticio de cada pez y gracias a la ayuda de la Doctora Evelyn Habit, especialista en la conservación de peces de aguas dulces, fue posible diseñar un diagrama que representa la posición que ocupan las diferentes especies en la cadena trófica del lago, esto para identificar las relaciones que existen entre ellas y de acuerdo a esto, calcular el factor de biomagnificación (FBM). En la Figura 9 se puede observar que *A. facetus* (chanchito) ocupa la posición más alta de la cadena, seguido por *C. carpio* (carpa) y finalmente ocupando la misma posición se encuentran *C. galusdae* (pocha), *B. microlepidetus* (pejerrey) y *G. maculatus* (puye).

Debido a que *A. facetus* (chanchito) es la única especie que se alimenta de otros peces (juveniles), se calculó el factor de biomagnificación (FBM) de acuerdo con la relación que existe entre este pez y las demás especies estudiadas (Figura 10).

Por otro lado, se observa el factor de bioconcentración entre la concentración promedio de mercurio en *Cyprinus carpio* (carpa común) y los sedimentos del lugar.



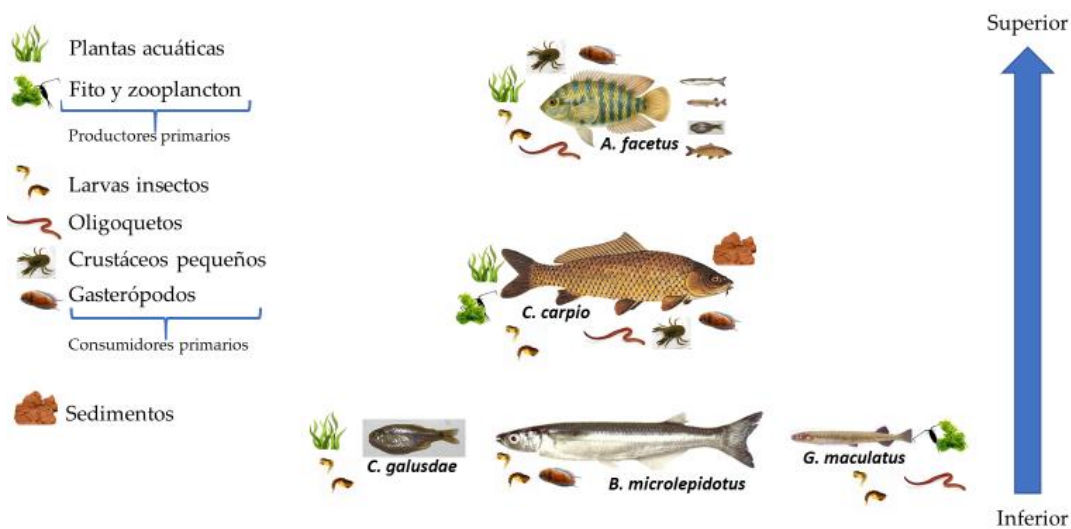


Figura 9. Diagrama de la posición que ocupa cada especie en la cadena trófica según su hábito alimenticio.

Fuente: elaboración propia.

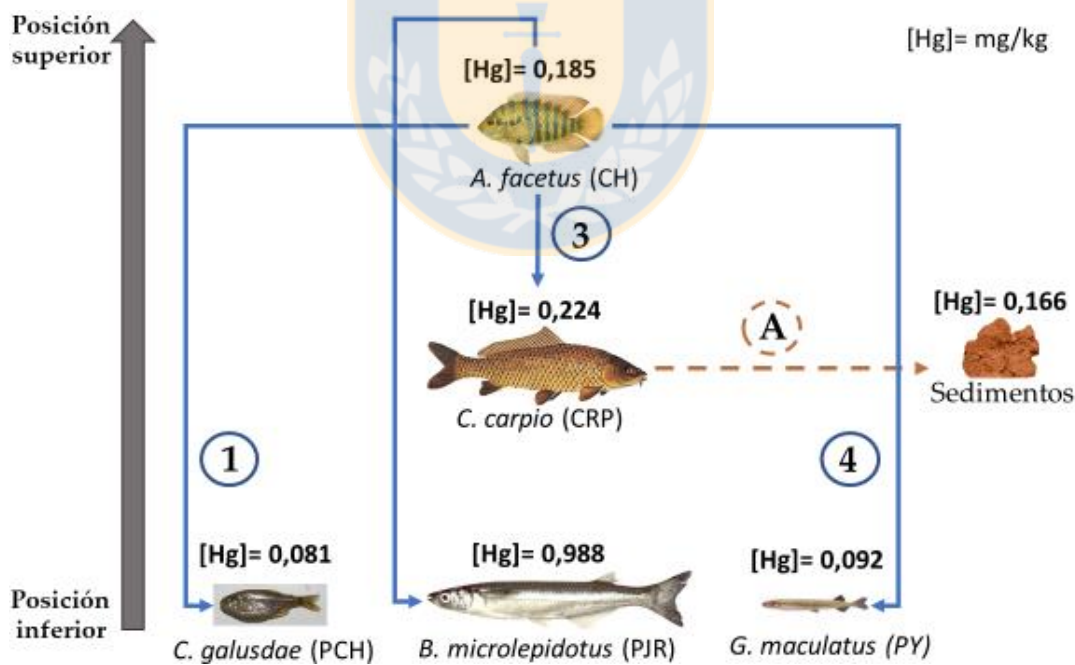


Figura 10. Diagrama de la relación que existe entre especies de acuerdo con su posición en la cadena trófica para el cálculo del FBM y FBC.

Fuente: elaboración propia.

Tabla 16. Valores promedios de los factores de biomagnificación y bioconcentración para cada especie.

Relación	A	1 CH / PCH	2 CH / PJR	3 CH / CRP	4 CH / PY
FBM	-	2,56	0,68	0,90	2,36
FBC	3,63	-	-	-	-

Fuente: elaboración propia.

Observaciones: No se consideraron las matrices de agua, fitoplancton y plantas acuáticas para estos cálculos, ya que en estas no se detectó la presencia de mercurio.

La Tabla 16 muestra que dos de las cuatro relaciones indicaron un FBM \gg 1, estas fueron: (1) *A. facetus*/ *C. galusdae* y (4) *A. facetus*/ *G. maculatus*. Mientras que las otras dos, (2) *A. facetus* / *B. microlepidotus*; (3) *A. facetus*/ *C. carpio* mostraron un FBM $<$ 1.

Según estos resultados, no se evidencia un proceso de biomagnificación en su totalidad, lo que sugiere que la bioacumulación depende de las características de la cadena alimenticia, influyendo en la intensidad de la biomagnificación.

Por otro lado, el factor de bioconcentración fue de 3,63 (FBC \gg 1), por lo que las concentraciones encontradas en los sedimentos están altamente disponibles y producen un efecto de bioacumulación de mercurio en los tejidos de *C. carpio*.

6.7 Propuesta de medidas para la remediación del lago.

De acuerdo con la revisión bibliográfica efectuada se identificaron y analizaron las posibles técnicas que podrían aplicarse para remediar la contaminación con mercurio de laguna La Señoraza, tanto para los sedimentos como para la columna de agua. Las técnicas identificadas fueron las siguientes:

Dragado

El dragado está definido como la remoción, succión, transporte y descarga del material sedimentario encontrado en el fondo de ambientes acuáticos (mar, estuarios, lagunas, lagos, ríos y embalses) (Landaeta *et al.*, 1995).

Esta actividad ha conseguido aparecer como una opción efectiva para la remediación de sistemas altamente contaminados con mercurio (Hosokawa, 1993). Como lo fue para el caso de la bahía Minamata, Japón, lugar que para el año 1977 contaba con concentraciones que llegaban hasta los 600 mg/kg de mercurio en sus sedimentos y que, gracias a este sistema de remediación que duró trece años (1977-1990), las concentraciones alcanzaron valores menores a 5 mg/kg (Hosokawa, 1993).

Por otra parte, los procesos de dragado y de descarga del material dragado tienen el potencial para impactar de manera negativa en las características físicas, químicas y biológicas del ambiente en que se hace extracción del material. Además, pueden provocar la contaminación de las zonas en donde estos sedimentos sean depositados, que pueden ser tanto en agua como en tierra. Estos potenciales impactos apuntan a la calidad del agua, suspensión y distribución de sedimentos, cambios físicos en el fondo acuático e impactos sobre peces, flora y otros organismos. (Landaeta *et al.*, 1995; Goodwin & Micaelis *et al.*, 1984; Baker *et al.*, 1984; Herbich *et al.*, 1992).

Sellado de los sedimentos

El sellado de los sedimentos lacustres con una capa de material limpio es una opción de remediación potencialmente efectiva para aislar sedimentos contaminados, sobre todo si se trata de cuerpos de aguas con flujos hidrodinámicos bajos como lagos y bahías (Thoma et al., 1993).

Según las condiciones del cuerpo de agua y el contaminante objetivo, se hace uso de distintos materiales para formar la capa que sella los sedimentos. Estudios como los de Moo-Young (2001) y Azcue (1998), demuestran que materiales compuestos principalmente de arena pueden adsorber y contener muy bien el mercurio en los sedimentos originales. Sin embargo, un estudio realizado por Jacobs & Forstner (1999) demostró que esta técnica puede ser aún más efectiva si se complementa con un sistema de barreras activas (SBA), el cual es usualmente una barrera geoquímica reactiva que adsorbe el contaminante e impide la liberación de este desde los sedimentos hacia la columna de agua.

Las principales ventajas de esta técnica de remediación es que es altamente efectiva y es económica si se trata de extensiones no tan grandes. Por otra parte, esta técnica solo actúa como una medida temporal y existe la incertidumbre de que el sedimento original pueda atravesar la capa hacia el agua adyacente gracias a flujos hidrodinámicos, tanto antropogénicos como también por el movimiento de organismos bénticos. Es por esta razón que es importante el espesor que debe tener la nueva capa de material arenoso. Azcue (1998) utilizó una capa de 35 cm de espesor para contener el mercurio en sedimentos que contenían hasta 0,96 g/kg de este metal, después de un año se obtuvo como resultado que las concentraciones de mercurio se habían reducido en un 95% con respecto a los sedimentos originales.

Bioadsorción

La Bioadsorción es un proceso de adsorción que se define como la captación de diversas especies químicas utilizando diferentes tipos de biomasa muerta que actúan a través de procesos no metabólicos. Este proceso, implica una fase sólida -biomasa- (sorbente o adsorbente) y una fase líquida (solvente), la que contiene las especies disueltas (adsorbatos) que se desean captar por el sólido. Para que la bioadsorción se haga efectiva, tiene que existir una afinidad del adsorbente por los adsorbatos, para que estos últimos sean transportados hacia el sólido donde van a ser retenidos por diferentes mecanismos (Chojnacka *et al.*, 2010; Cañizares *et al.*, 2000).

Al no necesitar de organismos vivos, las condiciones fisiológicas del medio son menos estrictas y el material a utilizar es de más fácil obtención y manipulación ya que este se puede encontrar de forma abundante en la naturaleza o puede ser un desecho industrial que requiere poco tratamiento para su utilización, dándole la característica y ventaja de ser un material de bajo coste (Bailey *et al.*, 1999). Esta tecnología posee una elevada capacidad de eliminación y puede ser un proceso reversible ya que es posible recuperar el material utilizado, minimizando así los posibles residuos (Volesky *et al.*, 2003).

Por otra parte, como principal desventaja se puede señalar que debido a la gran diversidad de materiales naturales que se pueden utilizar como adsorbentes, se dificulta el conocimiento en profundidad de su estructura y composición, lo que hace más complejo la descripción del proceso de eliminación de contaminantes ya que cada material posee una capacidad de adsorción distinta para cada adsorbato que se quiera retener (Farooq *et al.*, 2010). También, se deben tener en cuenta los diferentes inconvenientes que este proceso conlleva tales como: una rápida saturación del sólido, alta sensibilidad hacia los cambios de pH y el hecho que el estado de valencia del metal no puede ser alterado biológicamente, entre otros (Macaskie *et al.*, 1990).

Biorremediación

La biorremediación se define como el uso de organismos vivos en sistemas naturales para remover o reducir la presencia de contaminantes que amenazan al ser humano o al ambiente (Thapa *et al.*, 2012). Los organismos más usados son los microorganismos como bacterias, hongos y algas, además de las plantas (en procesos llamados fitorremediación).

Esta técnica utiliza los procesos metabólicos de los microorganismos para degradar algún contaminante en su totalidad o convertirlo en compuestos más simples y/o estables y menos. En los procesos de biorremediación generalmente se emplean mezclas de microorganismos, aunque algunos se basan en la introducción de cepas definidas de bacterias u hongos. Actualmente se están desarrollando microorganismos, algas (especialmente cianobacterias o algas azules) y plantas genéticamente modificadas para ser empleadas en biorremediación (Van *et al.*, 2010). Por su parte, la fitorremediación depende del grado de contaminación, la disponibilidad del contaminante, así como de la interacción de la planta con su hábitat (suelo y microorganismos) (Cunningham, 1995; Saleh, 2012). Esta técnica puede aplicarse in situ para tratar una gran variedad de contaminantes, gracias a la capacidad de absorción de las raíces de las plantas (Akpor y Muchie, 2010; Carrión *et al.*, 2012).

En general, el proceso de biorremediación es una tecnología poco invasiva y que generalmente no requiere componentes estructurales o mecánicos que son amigables con el medio. Comparativamente, es económicamente viable y como se trata de un proceso natural, suele tener aceptación por parte de la opinión pública. Por otro lado, esta técnica solo actúa a nivel de agua y suelos, pero no para sedimentos. Es difícil predecir el tiempo de requerido para un proceso adecuado y el seguimiento y control de la velocidad y/o extensión del proceso es costoso (King, 1997).

Tabla 17. Ventajas y desventajas de las técnicas de remediación estudiadas.

Técnica	Ventajas	Desventajas
Dragado	Altamente efectivo	Disposición final adecuada para el material contaminado extraído
		Muy costoso para grandes extensiones
		Impactos negativos en la calidad del agua, suspensión y distribución de sedimentos, cambios físicos en el fondo e impacto en peces, flora y otros organismos.
Sellado	Altamente efectivo	Es una medida temporal
	Económica si se trata de extensiones no tan grandes	Existe incertidumbre de que el sedimento original traspase la nueva capa.
Bioadsorción	Los materiales se pueden conseguir fácilmente y son de bajo coste	Es necesario la realización de varios estudios para determinar que material es el más apto para el contaminante a tratar
	Alta capacidad de eliminación	Depende de las características físico-químicas del medio
	Proceso que puede ser reversible	Altos costos en los diversos estudios que se deben realizar
Biorremediación	Bajos costos	No actúa a nivel de sedimentos
	Fácil reproducción	El seguimiento y control de velocidad y/o extensión del proceso es costoso
	Amigable con el medio ambiente	Se necesitan estudios previos para determinar qué organismo es el más adecuado, además de estudiar las características del medio adecuadas.

Fuente: elaboración propia.

6.7.1 Propuesta de recomendaciones para la remediación del lago.

Luego de analizar las técnicas anteriormente descritas y considerando la situación actual de La Señoraza, se optó por las siguientes recomendaciones:

1) Control de las fuentes que emiten mercurio

Esta es la recomendación de mayor importancia, ya que la correcta combinación de medidas de prevención y control de emisiones es una forma efectiva de lograr una reducción óptima de liberaciones de mercurio, así como también para minimizar costos.

Para llevar a cabo esta acción de la forma más correcta se hace necesario en una primera instancia, realizar un inventario con las fuentes actuales tanto activas como pasivas de mercurio con el objetivo de tomar el control y las medidas necesarias para cada caso.

Existe una gran probabilidad que una de estas fuentes generadoras de mercurio sea la actividad agrícola que se desarrolla a los alrededores de la zona de estudio. Se sabe que, en algunos casos tanto fertilizantes como los abonos orgánicos contienen elementos traza (As, Cd, Pb y Hg) en diferentes proporciones (Raven y Loeppert, 1997; Sabiha *et al.*, 2009; Oliveira, 2012; Rodríguez *et al.*, 2012). Elementos trazas que también se pueden encontrar en los diferentes productos que sirven para el control de plagas como lo son: plaguicidas, biocidas, fungicidas, herbicidas, insecticidas y microbicidas. Estos contaminantes llegan finalmente al cuerpo de agua por procesos de filtración y escorrentía.

En este caso, se debe optar por una medida que restrinja el uso de todos aquellos productos que contengan mercurio en cualquiera de sus formas, sustituyéndolos por productos que sean más amigables con el medio ambiente y que estén libres de este metal. Una buena opción, es la utilización de subsidios que apoyen los esfuerzos de sustitución y acuerdos voluntarios con los usuarios del mercurio (agricultores).

2) Sellado de los sedimentos

Con el fin de aislar el sedimento contaminado y que éste no se libere a la columna de agua se debe sellar la mayor área posible con una capa de 35 cm de espesor, utilizando arena en conjunto de algún material adsorbente que capte el mercurio. Jacobs & Foster (1999) señalan en su estudio que la zeolita es un buen elemento para bloquear la liberación de este metal.

3) Monitoreo trimestral

Con el fin de verificar el buen funcionamiento de las medidas realizadas, se debe realizar un monitoreo trimestral en el lago que tenga una duración de 3 a 5 años. En este monitoreo se deben fijar puntos de muestreo para el posterior análisis de mercurio de los sedimentos. Además, se debe realizar un seguimiento que compruebe la correcta sustitución de los productos agrícolas.



7. CONCLUSIONES

- Se acepta la hipótesis ya que existe bioconcentración y biomagnificación de mercurio a partir de sedimentos con características reductoras y contaminados con este metal.
- Según los resultados del análisis de fósforo total, nitrógeno total, clorofila α y transparencia en la columna de agua, se pudo determinar que el lago presenta características de un lago eutrofizado. Además, se evidencia la importancia de la influencia antrópica en el cuerpo de agua, ya que parámetros como la conductividad, OD, pH y temperatura muestran rangos similares a lagos altamente urbanizados.
- Los sedimentos de La Señoraza fueron clasificados como limos medios, con características levemente básicas y que favorecen las reacciones reductoras. Por otro lado, se encontró altos porcentajes de materia orgánica.
- No se detectó presencia de mercurio en la columna de agua, fitoplancton y plantas acuáticas, registrándose todos los valores bajo el límite de detección ($<0,05 \mu\text{g/L}$).
- Debido a que la sensibilidad del método analítico no es muy alta, no es posible descartar que el Hg se encuentre en niveles traza en esas matrices, es decir concentraciones menores a $0,05 \mu\text{g/L}$.
- El mercurio se presentó en concentraciones medias en el sedimento, con valores que exceden el límite del Rango de Efectos Bajos (ERL $< 150 \mu\text{g/kg}$) establecido por el gobierno de Estados Unidos, donde se establece que existe una alta probabilidad de presentarse efectos biológicos adversos.

- Las concentraciones obtenidas en el presente estudio resultaron ser menores que las registradas en estudios anteriores (Torres, 2010), por lo que se hace necesario realizar un estudio que determine y explique las causas de esta notable disminución.
- La concentración de mercurio en las cinco especies de peces estudiadas, tanto en músculo como en hígado, sobrepasan el valor límite de 0,075 mg/kg, establecido por Hakanson (1984), donde se le atribuye al origen antropogénico la presencia de mercurio.
- Se demuestra que la bioacumulación del mercurio no está correlacionada a la talla y peso del pez, lo que evidencia la importancia e influencia de diversos factores como lo son: el hábito alimenticio, el tiempo de exposición, mecanismos de absorción/desintoxicación de cada especie y de las condiciones ambientales.
- La biomagnificación del mercurio se pudo comprobar solo en algunas de las relaciones en la cadena trófica. Estas diferencias sugieren que las características de la estructura de cada cadena alimenticia influyen en la intensidad de la biomagnificación.
- Las concentraciones de mercurio que se encuentran en los sedimentos se encuentran altamente biodisponibles produciendo un efecto de bioacumulación en los tejidos de *C. carpio*, lo que se ve reflejado en el alto valor del factor de bioconcentración ($FBC \gg 1$).
- Comprobada la bioconcentración y biomagnificación del mercurio, es posible señalar que la metilación si es favorecida en sedimentos con características reductoras.

- De acuerdo con las técnicas de remediación analizadas, la más adecuada para laguna La Señoraza es el sellado de los sedimentos con arena y zeolita.
- Finalmente, para comprobar la efectividad de las medidas de remediación se sugiere la implementación de un programa de monitoreo de la calidad del agua, biota y sedimentos.



8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- **Adriano, D., (2001).** Trace elements in terrestrial environments. Biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. Chapter 11: Mercury, pp. 411-458.
- **Akpor, O. & Muchie, M. (2010).** Remediation of heavy metals in drinking water and wastewater treatment systems: Processes and applications. International Journal of the Physical Sciences, 5(12):1807-1817.
- **Almanza- Marroquín, V., Figueroa, R., Parra, O., Fernández, X., Baeza, C., Yáñez, J., y Urrutia, R. (2016).** Bases limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción Chile. Latin american journal of aquatic research. 44(2), 313-326.
- **Alvarez, D., (2007).** Estudio de la exposición y bioacumulación de mercurio en *Cyprinus carpio* en un sistema lacustre altamente intervenido: “Lagunas de Huachipato” (VII región-Chile). Tesis (Biólogo)-Universidad de Concepción.
- **Álvarez, D., Torrejón, F., Climent, M., Garcia-Orellana, J., Pere-Masqué, Araneda, A. & Urrutia, R., (2017).** 200 years of contribution of anthropogenic mercury in two lakes of central Chile: comparison between an urban rural lake. Proyecto de manuscrito.
- **ATSDR (1999).** Agencia para sustancias tóxicas y el registro de enfermedades Reseña toxicológica del Mercurio (en Inglés) [Patente] / ed. Departamento de Salud y servicios humanos de EEUU Servicio Salud Pública. - Atlanta, GA.
- **Azcue, J., Zeman, A., Mudroch, A., Rosa, F. & Patterson, T. (1998).** Assessment of sediment in Hamilton Harbour, Canada. Water Science Technology. 37 (6-7):323-329.
- **Bailey, S., Olin T., Bricka R., Adrian D. (1999).** A review of potentially
- **Baker, R., McCown, D., Paddock, R., & Ditmas, J. (1984).** Thalweg Disposal: Demonstration of an Alternative. Proceedings of the First International conference on Dredging and Dredged Material Placement, Montgomery and Jaime W. Leach, editors, vol. II, pp 980-989.

- **Bloom, N., Gill, G., Cappellino, S., Dobbs, C., and McShea, L., Driscoll, C., Manson, R. & Rudd, J., (1999).** Speciation and cycling of mercury in Lavaca Bay, Texas, sediments, *Environ. Sci. Technol.* 33: 7–13.
- **Boyle, J.F., (2002).** Mineralogical and geochemical indicator techniques. In: Last W & JP Smol (ed) *Tracking environmental change using lake sediments:* 83-141. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- **Callister, S., & Winfrey, H. (1986).** Microbial methylation of mercury in upper Wisconsin River sediments. *Water, Air, Soil Pollut.* 29:453-465.
- **Campos, H., Ruiz, V., Gavilan, J.F. & Alay, F. (1993).** *Peces del Río Bío-Bío* Editorial Universidad de Concepción.
- **Cañizares, R. O. (2000).** Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Revista Latinoamericana de Microbiología.* 42: 131-143.
- **Carrión, C., Ponce-de León, C., Cram, C., Sommer, I., Hernández, M. & Vanegas, C. (2012).** Potential use of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Xochimilco for metal phytoremediation. *Agroc,* 46:609-620.
- **Chen, H. & Hu, Y., (2012).** Mercury in municipal solid waste in China and its control. *Environ. Sci. Pollut.,* 46: 593–605.
- **Choe, K., Gill, G., Lehman, R., Han, S., Heim, W. & Coale, K., (2004).** Sediment–water exchange of total mercury and monomethyl mercury in the San Francisco Bay-Delta. *Limnol. Oceanogr.* 49: 1512–1527.
- **Chojnacka, K. (2010).** Biosorption and bioaccumulation - the prospects for
- **Clarkson, T., (1998).** Human toxicology of mercury. *J Trace Elem Exp Med.* 11: 303–317.
- **Clarkson, T., Magos, L. & Myers, G., (2003).** The toxicology of mercury—current exposures and clinical manifestations. *N Engl J Med* 349: 1731–1737
- **Cogua, P., Campos-Campos, N. & Duque, G., (2012).** Concentración de mercurio total y metilmercurio en sedimento y seston de la bahía Cartagena, caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 41 (2): 267-285.

- **Compeau, G. C. & Bartha, R. (1985).** Sulfate reducing bacteria: principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediment. *Appl. Envir. Microbiol.* 50(2): 498-502.
- **Compeau, G. C. & Bartha, R. (1987).** Effect of salinity on mercury-methylating activity of sulfate-reducing bacteria in estuarine sediments, *Appl. Environ. Microbiol.*, 53-261.
- **Covelli, S., Faganeli, J., De Vittor, C., Predonzani, S., Acquavita, A. & Horvat, M., (2008).** Benthic fluxes of mercury species in a lagoon environment (Grado Lagoon, Northern Adriatic Sea, Italy). *Applied Geochemistry.* 23: 529–546.
- **Covelli, S., Horvat, M., Faganeli, J. & Brambati, A., (1999).** Porewater distribution and benthic flux of mercury and methylmercury in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 48: 415–428.
- **Craig, P. J., (1986).** Organomercury compounds in the environment, in: *Organometallic Compounds in the Environment: Principles and Reactions.* Craig P.J., Ed., Longman, Harlow, chap. 2, 65-110.
- **Cunningham, S., Berti, W. & Huang, J. (1995).** Phytoremediation of contaminated soils. *Trends Biotechnol.* 13:393-397.
- **Daga, R., Ribeiro Guevara S., Pavlin, M., Rizzo, A., Lojen, S., Vreča, P., Horvat, M. & Arribére, M. (2016).** Historical records of mercury in southern latitudes over 1600 years: Lake Futalaufquen, Northern Patagonia. *Sci. Total Environ.* 553: 541 – 550.
- **Delgadillo, A., Hernández, H., González, E., Castillo, V., Peña, A., Escamilla, A. & Aguilar, J., (2016).** Contaminación de lagunas por metales pesados. Propuesta de remediación sustentable. *Ingeniería, Tecnología y Ciencias Aplicadas* 01: 55-59.
- **Díaz O., Encina F., Chuecas L., Becerra J., Cabello J., Figueroa A. & Muñoz F. (2001).** Influencia de variables estacionales, espaciales, biológicas y ambientales en la bioacumulación de mercurio total y metilmercurio en *Tagelus dombeii*. *Revista de Biología Marina y Oceanografía.* 36 (1): 15 – 29.

- **Dickman, M., Leungà, K. & Koos, L., (1999).** Mercury in Human Hair and Fish: is there a Hong Kong Male Subfertility Connection. *Marine Pollution Bulletin.* 39 (1-12): 352-356.
- **Dominik, J., Tagliapietra, D., Bravo, A., Sigovini, M., Spangenberg, J., Amouroux, D. & Zonta, R. (2014).** Mercury in the food chain of the Lagoon of Venice, Italy. *Marine Pollution Bulletin.* 88: 194–206.
- **Escobar, O. (2010).** Bioacumulación y biomagnificación de mercurio y selenio en peces pelágicos mayores de la costa occidental de baja California Sur, México. Tesis doctorado en Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional.
- **Farooq, U., Kozinski J.A., Khan M.A., Athar M. (2010).** Biosorption of heavy
- **Fiorentino, J., Enzweiler, J. & Angélica, R., (2011).** Geochemistry of mercury along a soil profile compared to other elements and to the parental rock: evidence of external input. *Water, Air and Soil Pollution.* 221:63-75.
- **Gagnon, C., Pelletier, E., Mucci, A., and W. F. Fitzgerald (1996).** Diagenetic behaviour of methylmercury in organic-rich coastal sediments. *Limnol. Oceanogr.* 41, 428.
- **Gaona, X., (2004).** El mercurio como contaminante global: Desarrollo de metodologías para su determinación en suelos contaminados y estrategias para la reducción de su liberación al medio ambiente. Memoria (Doctor en Química)-Universitat Autònoma de Barcelona.
- **García, J. (2002).** *Estado actual de la contaminación por metales pesados y pesticidas organoclorados en el Parque Natural de Monfrague.* Memoria para optar al grado de Doctor en medicina y salud animal. Extremadura: Universidad de Extremadura.
- **Gilmour, C., Henry, E. & Mitchell, R., (1992).** Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. *Environ. Sci. Technol.* 26: 2281–7.
- **Gilmour, C., Riedel, G. & Ederington, M., (1998).** Methylmercury concentrations and production rates across a trophic gradient in the northern Everglades. *Biogeochem.* 40: 327–345.

- **Gochfeld M. (2003).** Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption. *Ecotoxicol Environ.* 56:174–9.
- **González, C. (2011).** Monitoreo de la calidad de las aguas. Recuperado de: <http://academic.uprm.edu/gonzalezc/HTMLobj-860/maguatemperatura.pdf>.
- **Goodwin, C., & Michaelis, D. (1984).** Appearance and Water Quality of Turbidity Plumes Produced by Dredging in Tampa Bay, Florida. US Geological Survey Water-Supply Paper; 2192.
- **Grasshoff, K., Ehrardt, M. & Kremling, K., (1983).** Determination of nutrients In: *Methods of Seawater Analysis*. P. 143.
- **Gray J. (2002).** Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin.* 45: 46–52.
- **Grieb, T. M., Driscoll, C. T., Gloss, S. P., Schofield, C. L., Bowie, G. L., and Porcella, D. B., (1990).** Factors affecting mercury accumulation in fish in the upper Michigan peninsula, *Environ. Toxicol. Chem.*, 9, 919
- **Hakanson, L. (1984).** Metals in Fish and Sediment From the River Kolbocsoan Water System, Sweden. *Arch Hidrobiol.* 101:373-400.
- **Heath, A. (1995).** *Water Pollution and fish Physiology*. Lewis Publishers Boca Raton, New York, London, Tokio. Pp. 359.
- **Herbich, J.B., (1992).** *Handbook of Dredging Engineering*. New York: McGraw-Hill.
- **Hosokawa, Y. (1993).** “Remediation work for mercury contaminated bay-experiences of Minamata Bay project, Japan.” *Water Science and Technology*, 28 (3). IWA (339-348).
- **Hudson, J., Gherini, A., Watras, J., & Porcella (1994).** Modeling the biogeochemical cycle of mercury in lakes: The Mercury Cycling Model (MCM) and its application to the MTL study lakes. In: *Mercury Pollution — Integration and Synthesis*, C. J. Watras and J. W. Huckabee, Eds. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 473-523.
- **Jabobs, P.H. & Forstner, U. (1999).** Concept of subaqueous Sellado of contaminated sediments with active barrier systems (ABS) using natural and modified zeolites. *Water Research* 33, 2083-2087.

- **Jackson, M., (1972).** Análisis químico de suelos. Ediciones Omega S.A, Vol. 1, Barcelona-España. 367 pp.
- **Jara, C., (2007).** Elementos base para la gestión ambiental del mercurio en Chile. Tesis (Ingeniero Civil Químico)- Universidad de Chile.
- **Jarquín, A., Salgado, S., Palma, D. & Camacho, W. (2012).** Análisis de materia orgánica en suelos tropicales por espectroscopia de infrarrojo cercano (NIRS) y quimiometría. *Cien. Inv. Agr.* 39(2):387-394.
- **Jernelöv, A. (1969).** Conversion of mercury compounds, in: *Chemical fallout*, M.W. Miller and G.G. Berg, Eds. C.C Thomas, Springfield, Illinois, USA, 68-73.
- **Jezierska, B., and Witeska, M. (2006).** The Metal Uptake and Accumulation In Fish Living in Polluted Waters. *Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation*. I. Twardowska et al Ed Springer. pp: 3–23.
- **Kiersch, B., Mühleck, R., & Gunkel, G., (2004).** Las macrófitas de algunos lagos alto-andinos del Ecuador y su bajo potencial como bioindicadores de eutrofización. *Revista de Biología Tropical*. 52(4): 829-837.
- **King, R., Long, G. & Sheldon, J. (1997).** Practical environmental bioremediation, the field guide. Lewis publishers, NY.
- **Landaeta, C.J., (1995).** Potenciales impactos ambientales generados por el dragado y la descarga del material dragado. Instituto Nacional de Canalizaciones. Dirección de Proyectos e Investigación, Caracas – Venezuela.
- **Lebel, J., Mergler, D. & Lucotte, M. (1996).** Evidence of Early Nervous Systems Dysfunction in Amazonian Populations Exposed to Low-Levels of Methylmercury. *Neurotoxicology*. (17):157-168.
- **Li, H., Yu, S., Li, G., Deng, H., Xu, B., Ding, J., Gao, J., Hong, Y. & Wong, M., (2013).** Spatial distribution and historical records of mercury sedimentation in urban lakes under urbanization impacts. *Sci. Total Environ.* 445: 117 – 125.
- **Lindqvist, O. & Rodhe, H., (1985).** Atmospheric mercury — a review. *Tellus*, 37B, 136—159.
- **Macaskie, L. E. (1990).** An immobilized cell bioprocess for the removal of heavy metals from aqueous flows. *J. Chem. Tech. Biotechnol.* 49:357-379.

- **Mann, G. (1954).** La vida de los peces en aguas chilenas. Ministerio de Agricultura, Instituto de Investigaciones Veterinarias y Univ. de Chile. Santiago de Chile, 343 pp.
- **McManus, J. (1988).** Grain size determination and interpretation. In Tucker, M. (Ed.), *Techniques in Sedimentology*: Oxford (Blackwell), 63-85.
- **McManus, J., (1988).** Grain size determination and interpretation, In: Tucker M. (Ed.). *Techniques in sedimentology*, Blackwell Science, Oxford, pp, 63-85.
- **Meili, M., (1997).** Mercury in Lakes and Rivers. In: Sigel A, Sigel H (eds) *Mercury and its effects on Environment and Biology*. Marcel Dekker Inc., New York, chp. 2, 21-51.
- **Mela, M., Neto, F., Groztner, R., Rabitto, S., Ventura, F. & Oliveiro, R. (2012).** Locatization of inorganic and organic mercury in the liver and kidney of *Cyprinus carpio* by autometallography. *Ecotox- Brazil*. metal ions using wheat based biosorbents - A review of the recent literature. *Bioresource Technology* 101:5043-5053.
- **Millan, R., Carpena, R., Schmid, T., Sierra, M., Moreno, E., Peñalosa, J., Gamarra, R. & Esteban, E., (2007).** Rehabilitación de suelos contaminados con mercurio: estrategias aplicables en el área de Almadén. *Ecosistemas* 16 (2): 56-66.
- **Misztal-Szkudli, M., Szefer, P., Konieczka, P. & Namiesnik, J. (2011).** Biomagnification of mercury in trophic relation of Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) and fish in the Vistula Lagoon, Poland. *Environ Monit Assess.*176:439–449.
- **Moo-Young, H., Myers, T., Tardy, B., Ledbetter, R., Vanadit-Ellis, W. & Sellasie, K. (2001).** Determination of the environmental impact of consolidation induced convective transport through capped sediment. *Journal of Hazardous Materials.* 85:53-72.
- **Morris, A. & Riley, J., (1963).** *Analytica Chimica Acta.* 29: 272-179.

- **Núñez, G., Butista, J. & Rosiles, R. (1998).** Concentración y distribución de mercurio en tejidos de cazón (*Rhizoprionodon terraenovae*) del Golfo de México. *Veterinaria México*, 29(1): 15-21.
- **Oliveira, Z. H. J., Nelson, M. B., Amaral-Sobrinho, Zonta, E., Marcus, V. L., Gracioso, M. & Tolón, B. M. (2012).** Inputs of heavy metals due to agrochemical use in tobacco fields in Brazil's Southern Region. *Environ Monit Assess.* Springer Science+Business Media B. V. Volume 185, Issue 3, 2423-2437 pp.
- **Olson, B. H. & Cooper, R. C. (1974).** In situ methylation of mercury by estuarine sediment, *Nature*, 252-682.
- **Organisation for Economic Co-operation and Development, OCDE. (1982).** Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. — 154 pp.
- **Paulson, A & Norton, D. (2008).** Mercury Sedimentation in Lakes in Western Whatcom County, Washington, USA and its Relation to Local Industrial and Municipal Atmospheric Sources. *Water Air Soil Pollut.* 189: 5 – 19.
- **Pineda, V. (2009).** Granulometría y geoquímica de los sedimentos marinos en el área comprendida entre el seno Reloncaví y Golfo Corcovado, Chile. *Crucero CIMAR 10 fiordos. Cienc. Tecnol. Mar.* 32 (1): 27-47.
- **practical applications. Environment International.** 36:299-307.
- **Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente.** Productos Químicos. Evaluación Mundial sobre el mercurio. Programa sobre el mercurio. Ginebra: pnuma; 2005.
- **Progress 11:235-250.**
- **Quezada, P., (2012).** Evaluación de la concentración de mercurio en niños expuestos a un cuerpo lacustre con altos niveles de este metal en los sedimentos. Tesis (Ingeniero Ambiental)-Universidad de Concepción.
- **Rabitto, I., Bastos, W., Almeida, R., Anjos, A., de Holanda ÍBB, Galvão, R., (2011).** Mercury and DDT exposure risk to fish-eating human populations in Amazon. *Environ Int.* 37:56–65.

- **Ramos, C., Estévez, S. & Giraldo, E. (2000).** Nivel de contaminación por metilmercurio en la región de la Mojana. http://www.hruschka.com/hg-net/members/claudia/metilmercurio_en_la_mojana.doc. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental (CIIA), Universidad de Los Andes. 20 diciembre 2017.
- **Raven, K. & Loeppert, R. (1997).** Trace element composition of fertilizers and soil amendments. *J. Environ. Qual.* 26:551-557.
- **Robinson, J. B. & Tuovinen, O. H. (1984).** Mechanisms of microbial resistance and detoxification of mercury and organomercury compounds physiological, biochemical and genetic analyses, *Microbiol. Reviews*, 48-95.
- **Rodríguez, A. M. O., Muñiz, U., Bernardo, C. M., Montero, Á. A., Martínez, R. F., Limeres, J. T., Orphee, M. M. & Aguilar, A. A. (2012).** Heavy metals content in organic manures, substrates and plants cultivated in organoponics. *Cultivos Tropicales*. 33(2):5-12.
- **Ruiz, V. (1993).** Ictiofauna del río Andalién. *Gayana Zoología (Chile)* 57(2):109-284.
- **Ruiz, V.H. & Marchant, M. (2004).** Ictiofauna de aguas continentales. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, departamento de Zoología, Universidad de Concepción, Concepción, Chile 356 pp.
- **Sabiha-Javied, T., Mehmood, M., Chaudhry, M., Tufail, M. & Irfan, N. (2009).** Heavy metal pollution from phosphate rock used for the production of fertilizer in Pakistan. *Microchemical Journal*. 91: 94-99.
- **Saleh, H. (2012).** Water hyacinth for phytoremediation of radioactive waste simulate contaminated with cesium and cobalt radionuclides. *Nucl Eng Des*, 242:425–432.
- **Strickland, J. & Parsons, T., (1968).** Determination of reactive nitrate. In: *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Fisheries Research Board of Canada, Bulletin. 167: 71-75.

- **Thapa, A., Cohen, J., Higgins-D'Alessandro, A., & Guffy, S. (2012).** School climate research summary (Issue Brief No. 3). Bronx, NY: National School Climate Center.
- **Thoma, G., Reible, D., Valsaraj, K. & Thibodeaux, L. (1993).** Efficiency of Sellado contaminated sediments in-situ. 2. Mathematics of diffusion adsorption in the Sellado layer. *Environmental Science and Technology*. 27(12):2412-2419.
- **Torres, P., (2010).** Evaluación del grado de contaminación con mercurio en un sistema lacustre y propuesta de alternativas preliminares para su tratamiento. Caso estudio: Laguna La Señoraza, región del BioBío, Chile. Tesis (Ingeniero Ambiental)-Universidad de Concepción.
- **Ullrich, S., Tanton, T. & Abdrashitova, S., (2001).** Mercury in the Aquatic Environment: A Review of Factors Affecting Methylation, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 31(3): 241-293.
- **USEPA (1997).** Mercury study report to Congress EPA-452/R-97-004.
- **Van, D., Lloyd, S., Chetry, R. & Peck, J. (2010).** Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide. London: Technology Innovation Office, EPA Platinum International, Inc.
- **Vila, I., Veloso, A., Schlatter, R. & Ramírez, C. (Eds.). (2006).** *Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile*. Santiago de Chile: Editorial Universitaria, S.A.
- **Volesky, B., Holan Z.R. (1995).** Biosorption of heavy metals. *Biotechnology*
- **Wang, W. (1987).** Factors affecting metal toxicity to (and accumulation by) aquatic organism-overview. *Environmental International*. Vol. 13. 437-457.
- **WHO. (1991).** Environmental Health Criteria 101 (IPCS). Methylmercury. World Health Organization. Geneva (Italy).
- **Xun, L., Campbell, E. & Rudd, W. (1987).** Measurement of specific rates of net methyl mercury production in the water column and surface sediments of acidified and circumneutral lakes, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44-750.

9. ANEXOS

Anexo 1. Puntos de muestreo sedimentos y agua en Laguna La Señoraza.



Punto 1: estación E1 y S1; Punto 2: estación E2 y S2; Punto 3: estación E3 y S3.

Anexo 2. Concentración de mercurio en los sedimentos de La Señoraza encontradas en las distintas estaciones estudiadas por Torres (2010).

Estación	S-1	S-2	S-3**	S-4	S-5**	S-6**
Mercurio (mg/kg)	0,358	1,058	1,224	2,836	0,427	0,273

** Estaciones que se utilizan para la comparación, considerando su similitud y cercanía con las estaciones del presente estudio.

Anexo 3. Requisitos generales de aguas destinadas a la vida acuática según NCh 1333.

Parámetro	Requisito
OD mg/L	5 mínimo
p H	6,0 a 9,0
Temperatura	En flujos de agua corriente, no debe aumentar el valor natural en más de 3°C
Color	Ausencia de colorantes artificiales.
Sólidos sedimentables	No deben exceder el valor natural

Anexo 4. Valores límites para las aguas aptas para la protección y conservación de las comunidades acuáticas y los usos prioritarios, según la Guía CONAMA 2004.

Parámetro	Clase excepción	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Conductividad $\mu\text{S/cm}$	< 600	750	1.500	2.250
OD mg/L	> 7,5	7,5	5,5	5
pH	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5
ΔT (°C)	< 0,5	1,5	1,5	3
Nitrito (mg/L)	< 0,05	0,06	> 0,06	> 0,06
Hg ($\mu\text{g/L}$)	< 0,04	0,05	0,05	1

Donde:

a) Excepcional: Indica un agua de mejor calidad que la Clase 1, que por su extraordinaria pureza y escasez, forma parte única del patrimonio ambiental de la República.

Esta calidad es adecuada también para la conservación de las comunidades acuáticas y demás usos definidos cuyos requerimientos de calidad sean inferiores a esta Clase.

b) Clase 1: Muy buena calidad. Indica un agua adecuada para la protección y conservación de las comunidades acuáticas, para el riego irrestricto y para los usos comprendidos en las Clases 2 y 3.

c) Clase 2: Buena calidad. Indica un agua adecuada para el desarrollo de la acuicultura, de la pesca deportiva y recreativa, y para los usos comprendidos en la Clase 3.

d) Clase 3: Regular calidad. Indica un agua adecuada para bebida de animales y para riego restringido.

Anexo 5. Valores límites de la OECD para clasificación trófica. PT Medio: Media de la concentración de PT de un lago; Cl-a Media: Media de la concentración de clorofila-a en aguas superficiales; Cl-a Máx.: Pico de la concentración de clorofila-a en aguas superficiales; DS Medio: Media de la transparencia del disco de Secchi; DS Mín.: Mínimo de la transparencia del disco de Secchi (OECD, 1982)

Categoría	P total media (µg/L)	Clorofila α media (µg/L)	Clorofila α máximo (µg/L)	Transparencia media (m)	Transparencia mínima (m)
Ultraoligotrófico	< 4,0	< 1,0	< 2,5	> 12	> 6,0
Oligotrófico	< 10	< 2,5	< 8,0	> 6,0	> 3,0
Mesotrófico	10,0 - 35	2,5 - 8,0	8,0 - 25	6,0 - 3,0	3,0 - 1,5
Eutrófico	35 - 100	8,0 - 25	25 - 75	3,0 - 1,5	1,5 - 0,7
Hipereutrófico	> 100	> 25	> 75	< 1,5	< 0,7

Anexo 6. Criterios para evaluar el grado de nutrientes sobre el estado trófico, según la Guía Canadiense sobre la calidad del agua para la protección de la vida acuática (2007).

Parámetro (mg/L)	Estado trófico bajo	Estado trófico medio	Estado trófico alto
N total	≤ 0,1	0,1 - 1,0	≥ 1
P total	< 0,01	0,01 - 0,1	≥ 0,1
OD	≥ 5	5,0 - 2,0	2,0 - 0

Anexo 7. Rangos de activación de fósforo total para lagos y ríos canadienses, según la Guía Canadiense sobre la calidad del agua para la protección de la vida acuática (2004).

Ultraoligotrófico	< 0,004	Mesoeutrófico	0,02 - 0,035
Oligotrófico	0,004 - 0,01	Eutrófico	0,035 - 0,1
Mesotrófico	0,01 - 0,02	Hipereutrófico	> 0,1

Anexo 8. Guías de calidad del agua para el mercurio para la protección de la vida acuática (Environment Canada 2003) *

Vida acuática	Valor guía (ng/L)
Agua dulce	
Mercurio inorgánico	26
Metilmercurio	4†
Mar	
Mercurio inorgánico	16†
Metilmercurio	NGR‡

* Puede no proteger a la vida silvestre que consume la vida acuática

† Guía provisional. Puede no proteger peces de nivel trófico completamente alto.

‡ Ninguna recomendación recomendada.

Anexo 9. Requisitos del agua para riego según la NCh 1333

Parámetro	Valor
pH	5,5 – 9,0
Mercurio	0,001 mg/L

Clasificación de agua para riego según conductividad

Clasificación	Conductividad específica, c, $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C
Agua con la cual generalmente no se observarán efectos perjudiciales.	$c \leq 750$
Agua que puede tener efectos perjudiciales en cultivos sensibles	$750 < c \leq 1500$
Aguas que pueda tener efectos adversos en muchos cultivos y necesita de métodos de manejo cuidadosos	$1500 < c \leq 3000$
Agua que puede ser usada para plantas tolerantes en suelos permeables con métodos de manejo cuidadoso	$3000 < c \leq 75000$

Anexo 10. Requisitos del agua para recreación con contacto directo según NCh 1333 y DS 143.

Parámetro	Valor según NCh 1333	Valor según DS 143
p H	6,5 a 8,3 *	6,0 a 8,5
Temperatura °C, máx.	30	-
Claridad, mín.	Visualización de discos Secchi a 1,20 m de profundidad	-
Mercurio mg/L	-	0,011

*Excepto si las condiciones naturales de las aguas muestran valores diferentes, pero en ningún caso menor de 5,0 o mayor a 9,0

Anexo 11. Recreación sin contacto directo según NCh 1333.

Parámetro	Requisito
Sólidos flotantes visibles y espumas naturales	Ausentes
Aceites flotantes y grasas mg/L, máx.*	5
Aceites y grasas emulsificadas mg/L, máx.*	10
Sustancias que produzcan olor o sabor inconvenientes	Ausentes

*Estos valores podrán ser modificados en caso de que la autoridad competente así lo determine.

Anexo 12. Guías provisionales de calidad de sedimentos (ISQGs) y niveles de efectos probables (PELs) para mercurio ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dw). Environment Canadá (1999).

	Agua dulce	Mar/estuario
ISQG	0,17	0,13
PEL	0,489	0,70

Anexo 13. Límites máximos permitidos de mercurio en sedimentos de agua dulce. U.S. EPA (1997).

ERL ($\mu\text{g}/\text{Kg}$)	150
ERM ($\mu\text{g}/\text{Kg}$)	710

Nota: ERL (Effects range-low) y ERM (Effects range-mediam) representan concentraciones donde puede haber efectos adversos biológicos, siendo estos muy probables sobre ERM.

Anexo 14. Guía canadiense sobre residuos de tejidos para el metilmercurio para la protección de los consumidores de fauna silvestre de la biota acuática (Environment Canada 2000).

Metilmercurio	33,0 $\mu\text{g}/\text{kg}$
----------------------	------------------------------

Anexo 15. Estado eutr3fico de La Se1oraza con la presencia de *Ceratophyllum chilense*.

