



UNIVERSIDAD
NACIONAL
AUTÓNOMA DE
NICARAGUA,
MANAGUA
UNAN-MANAGUA

CENTRO PARA LA INVESTIGACIÓN
EN RECURSOS ACUÁTICOS
DE NICARAGUA
CIRA/UNAN-MANAGUA



Trabajo de Tesis
Para optar al grado de
Máster en Ciencias del Agua

Título del Trabajo

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago
Xolotlán: fuentes naturales y antropogénicas.

Autora

Lic. Bertha Amalia Fierro Correa

Tutor: MSc. Emilio Peña Torrez

Asesor: PhD. Francisco Picado Pavón

Managua, 28 de Julio 2017

Financiado por: Proyecto Manejo Comunitario del Agua en Nicaragua y Centroamérica ACIDI-CIDA
y el Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos de Nicaragua, CIRA/UNAN-Managua.



UNIVERSIDAD
NACIONAL
AUTÓNOMA DE
NICARAGUA,
MANAGUA
UNAN-MANAGUA

CENTRO PARA LA INVESTIGACIÓN
EN RECURSOS ACUÁTICOS
DE NICARAGUA
CIRA/UNAN-MANAGUA



Trabajo de Tesis
Para optar al grado de
Máster en Ciencias del Agua

Título del Trabajo

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago
Xolotlán: fuentes naturales y antropogénicas.

Autora

Lic. Bertha Amalia Fierro Correa

Tutor: MSc. Emilio Peña Torrez

Asesor: PhD. Francisco Picado Pavón

Managua, 28 de Julio 2017

Financiado por: Proyecto Manejo Comunitario del Agua en Nicaragua y Centroamérica ACIDI-CIDA
y el Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos de Nicaragua, CIRA/UNAN-Managua.

DEDICATORIA

Esta tesis se la dedico primeramente a Dios quién supo guiarme por el buen camino.

A mis padres y hermanos por su apoyo, consejos, comprensión, amor, y por hacerme la persona que soy.

A mi amado esposo Rommel Lacayo quién me acompañó en cada momento por esta travesía y me ayudó a llegar hasta el final.

A mi querida hija *Amalia Raymí Lacayo Fierro* quien ha sido y es la más grande motivación, inspiración y felicidad en mi vida...

AGRADECIMIENTOS

Quisiera dar mi más profundo agradecimiento a Dios por haberme regalado la vida y la sabiduría para poder culminar mis estudios de maestría.

Me gustaría expresar el sincero agradecimiento al “Proyecto Manejo comunitario del Agua en Nicaragua y Centroamérica; y al Centro Para la Investigación en Recursos Acuáticos de Nicaragua, CIRA/UNAN-Managua por el financiamiento y logística brindada para hacer posible esta investigación.

A todas aquellas personas que con su ayuda han colaborado en la realización del presente trabajo, en especial al MSc. Emilio Peña Torrez y el PhD. Francisco Picado Pavón por todas sus orientaciones, seguimiento y la supervisión continua de la misma, pero sobre todo por la motivación y el apoyo recibido a lo largo de estos años.

Especial reconocimiento merece el interés mostrado por mi trabajo y las sugerencias recibidas de los profesores Ninoska Chow, Jorge Cuadra, Silvia Hernández, Katia Montenegro; con las que me encuentro en deuda por sus importantes contribuciones.

Un agradecimiento muy especial merece la comprensión, paciencia y los ánimos recibidos de mi familia y amigos, particularmente de mi esposo e hija que muchas veces abandoné para cumplir con los deberes. A todos ellos, muchas gracias...

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla de Contenido

RESUMEN	xiii
I. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Área de estudio	2
1.2 Antecedentes	5
1.3 Planteamiento del problema	7
1.3.1. Caracterización del problema.....	7
1.3.2. Delimitación del problema.....	7
1.3.3. Formulación del problema.....	8
1.4. Objetivos	8
1.4.1. Objetivo general.....	8
1.4.2. Objetivos específicos.....	8
1.5. Justificación	9
II. MARCO TEÓRICO	10
2.1. Calidad del agua	10
2.1.1. Hidroquímica del agua.....	11
2.2. Características, biodisponibilidad y toxicidad del mercurio	12
2.3. Especiación del mercurio, incidencia en la salud humana y los peces	14
2.4. Fuentes de mercurio	16
2.4.1. Fuentes naturales.....	16
2.4.2. Fuentes antropogénicas	17
2.5. El mercurio en los compartimentos ambientales	18
2.5.1. Mercurio en agua	18
2.5.2. Mercurio en sedimento	18
2.5.3. Mercurio en peces.....	20

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

2.6.	Características de las especies de peces estudiadas	21
2.6.1.	Guapote (<i>Parachromis managuensis</i>)	21
2.6.2.	Lagunero (<i>Parachromis dovii</i>)	22
2.6.3.	Mojarra (<i>Amphilophus citrinellus</i>)	23
2.6.4.	Tilapia (<i>Oreochromis sp.</i>)	23
III.	METODOLOGÍA.....	25
3.1.	Selección de sitios muestreados	25
3.2	Matrices	27
3.3	Colecta de muestras de agua, sedimentos y peces y análisis de mercurio	28
3.3.1	Muestras de agua (HgTD).....	28
3.3.2	Muestras de sedimento (HgT)	29
3.3.3	Muestras de peces (HgT).....	31
3.4	Colecta de muestras de agua para los análisis físico-químicos	33
3.5.	Interpretación de resultados analíticos de mercurio	34
3.5.1	Mercurio total disuelto en agua.....	34
3.5.2	Mercurio total en sedimentos	34
3.5.3	Mercurio total en peces.....	35
3.6	Interpretación de resultados analíticos de los parámetros físico-químicos.....	36
3.6.1	Parámetros físicos de campo	36
3.6.2	Parámetros físico-químicos colectados en termales (Tipos de agua)	36
3.7	Propuesta de acciones para mitigar la exposición humana al mercurio a través del consumo de pescado	37
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	38
4.1.	Mercurio en los diferentes compartimentos ambientales	38
4.1.1.	Mercurio en agua	38

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

4.1.1.1	Mercurio total disuelto en agua: fuentes naturales.....	38
4.1.1.2	Mercurio total disuelto en agua: fuentes antropogénicas.....	43
4.1.2	Mercurio en sedimento	45
4.1.2.1	Mercurio total en sedimento: fuentes naturales	45
4.1.2.2	Mercurio total en sedimentos: fuentes antropogénicas	48
4.1.3	Mercurio en peces.....	55
4.1.3.1	Mercurio en guapotes (<i>Parachromis managuënsis</i>).....	55
4.1.3.2	Mercurio en laguneros (<i>Parachromis dovii</i>).....	58
4.1.3.3	Mercurio en mojarras (<i>Amphilophus citrinellus</i>)	59
4.1.3.4	Mercurio en tilapias (<i>Oreochromis sp.</i>)	62
4.2	Características físico-químicas de las aguas.....	73
4.2.1	Parámetros físicos de campo	73
4.2.1.1	Temperatura.....	73
4.2.1.2	pH	76
4.2.1.3	Conductividad Eléctrica.....	79
4.2.1.4	Potencial Redox	81
4.2.1.5	Oxígeno Disuelto	84
4.2.2	Parámetros físico-químicos (Tipos de Agua)	87
4.2.2.1	Cationes: Calcio, Potasio, Magnesio y Sodio	87
4.2.2.2	Aniones: HCO_3^- , SO_4^{-2} , Cl^-	88
4.3	Propuesta de acciones para disminuir la exposición humana al Hg por consumo de pescado contaminado.....	97
V.	CONCLUSIONES	104
VI.	RECOMENDACIONES.....	105
VII.	BIBLIOGRAFÍA	106

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

VIII.	ANEXOS.....	119
8.1	Resultados generales	119
8.2	Análisis estadísticos de los datos con SPSS.....	133
8.3	Figuras generales	151
8.4	Hojas de certificados de los estándares y materiales de referencias	154
8.4.1	Certificado de análisis del estándar de cloruro de MeHg utilizado para los estándares de la curva calibración del análisis de HgTD	154
8.4.2	Certificado de trazabilidad de la muestra de referencia (IAEA-405) utilizada en los análisis de HgT en sedimento	155
8.4.3	Certificado de trazabilidad de la muestra de referencia de pescado (DogFish - DORM II) utilizada en los análisis HgT en pescados	156

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Índice tablas

Tabla 1. Sitios de muestreo y matrices evaluadas	119
Tabla 2. Equipos utilizados en las mediciones de los parámetros de campo	120
Tabla 3. Métodos de análisis de los parámetros evaluados	121
Tabla 4. Resumen de la cantidad de muestras colectadas durante los muestreos	122
Tabla 5. Resultados de análisis de mercurio total disuelto	123
Tabla 6. Resultados de análisis de mercurio total en sedimentos	124
Tabla 7. Variables geomorfológicas y concentración de HgT en muestras de pescados	125
Tabla 8. Concentraciones de Hg en pescados por campaña de muestreo	128
Tabla 9. Parámetros de campo de la campaña de muestreo en invierno	129
Tabla 10. Parámetros de campo de la campaña de muestreo en verano	130
Tabla 11. Resultados Físicos-químico de la campaña de muestreo en invierno	131
Tabla 12. Resultados Físico-químico de la campaña de muestreo en verano.....	131
Tabla 13. Tipos de agua identificadas en las campañas de invierno y verano	132
Tabla 14. Diferencias significativas de los datos estacionales del HgTD en el lago	133
Tabla 15. Diferencias significativas de los datos estacionales del HgT en sedimentos del lago ...	134
Tabla 16. Diferencias significativas del HgT entre los promedios de concentración de las especies de pescados	135
Tabla 17. Diferencias significativas entre las concentraciones estacionales de HgT en guapotes	136
Tabla 18. Diferencias significativas de los datos estacionales de temperatura del lago	137
Tabla 19. Diferencias significativas de los datos estacionales del pH del lago	138
Tabla 20. Diferencias significativas de los datos estacionales de la conductividad eléctrica del lago	139
Tabla 21. Diferencias significativas de los datos estacionales del potencial redox del lago	140
Tabla 22. Diferencias significativas de los datos estacionales del oxígeno disuelto en el lago	141
Tabla 23. Correlación entre concentración de HgT en guapotes ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) y las variables de peso y longitud (Prueba de Pearson)	142
Tabla 24. Correlación entre las variables concentración de mercurio en laguneros ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) y las variables de peso y longitud (Prueba de Pearson)	143
Tabla 25. Correlación entre las variables concentración HgT en mojarra ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) y las variables peso y longitud (Prueba de Pearson)	144

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 26. Correlación entre las variables concentración de HgT en tilapias ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) y las variables peso y longitud (Prueba de Pearson)	145
Tabla 27. Correlación entre las variables concentración HgTD ($\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$).....	146
Tabla 28. Correlación entre las variables concentración HgTD ($\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$) y pH (unidades de pH).....	147
Tabla 29. Correlación entre las variables concentración HgTD ($\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$) y CE ($\mu\text{g}\text{Cm}^{-1}$) (Prueba de Pearson).....	148
Tabla 30. Correlación entre las variables concentración HgTD ($\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$) y Eh (mV)	149
Tabla 31. Correlación entre las variables de concentración ($\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$) y oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (Prueba de Pearson).....	150

Índice de figuras

Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio (INETER, 2010).....	3
Figura 2. Guapote (<i>Parachromis managuensis</i>).....	22
Figura 3. Lagunero (<i>Parachromis dovii</i>).....	22
Figura 4. Mojarra (<i>Amphilophus citrinellus</i>).....	23
Figura 5. Tilapia (<i>Oreochromis Sp</i>).....	24
Figura 6. Ubicación de sitios de muestreo en el área de estudio	26
Figura 7. Colecta de muestras en el lago Xolotlán y fuentes termales (2013-2014).	27
Figura 8. Colecta de muestras en fuentes termales y el lago Xolotlán (2013)	28
Figura 9. Proceso de obtención del tejido de pescado para el análisis de HgT. Laboratorio de Mercurio Ambiental, CIRA/UNAN-Managua.....	31
Figura 10. Colecta de las muestras para los parámetros físico-químicos en los termales (2013-2014).....	33
Figura 11. Concentraciones de HgTD en agua en el área de estudio (2013-2014)	39
Figura 12. Concentraciones de HgT en sedimentos del área de estudio (2013-2014)	48
Figura 13. Concentraciones de HgT en sedimentos del lago Xolotlán (ENACAL & CIRA, 2008)	50
Figura 14. Composición granulométrica de los sedimentos del lago Xolotlán (ENACAL & CIRA, 2008).....	51
Figura 15. Concentraciones de HgT en guapotes del lago Xolotlán (2013-2014).....	56
Figura 16. Concentraciones de HgT en laguneros del lago Xolotlán (2013-2014).....	59
Figura 17. Concentraciones de HgT en mojarra del lago Xolotlán (2013-2014).....	61

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Figura 18. Correlación de las concentraciones de HgT con la longitud y peso de las mojarra	62
Figura 19. Concentraciones de HgT en tilapias del lago Xolotlán (2014-2014)	64
Figura 20. Gráfico de correlación de HgT y peso de las tilapias estudiadas	65
Figura 21. Concentraciones de HgT para cuatro especies de peces colectadas en diferentes sitios del lago Xolotlán.	70
Figura 22. Concentraciones de HgT ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) por campaña de muestreo por especie (2013-2014)	71
Figura 23. Valores de temperatura de las aguas del área de estudio (2013-2014)	74
Figura 24. Gráfico de correlación de temperatura y concentración de HgTD en ng.l^{-1}	75
Figura 25. Valores de pH en las aguas del área de estudio (2013-2014)	78
Figura 26. Valores de Conductividad eléctrica en las aguas del área de estudio (2013-2014)	81
Figura 27. Valores de Eh en las aguas del área de estudio (2013-2014)	83
Figura 28. Gráfico de correlación entre el potencial redox y las concentraciones de HgT	84
Figura 29. Concentración de oxígeno disuelto en las aguas del área de estudio (2013-2014)	86
Figura 30. Composición hidroquímica de las aguas termales del estudio de invierno y verano	92
Figura 31. Clasificación de las aguas colectadas en la campaña de invierno (2013)	93
Figura 32. Clasificación de las aguas de termales colectadas en verano (2014)	96
Figura 33. Mapa estructuras geológicas de la cuenca Interlago Tisma (Arriola M., 2013)	151
Figura 34. Graben de Managua en el interior de la Depresión de Nicaragua (Ruano, et al., 2008)	151
Figura 35. Ciclo natural y antropogénico del Hg (Doadrio A.L, 2004)	152
Figura 36. Mapa geológico del área de San Francisco Libre (Reyes, C.C, 2013)	153
Figura 37. Modelo geoquímico propuesto de San Francisco Libre (Reyes, C.C., 2013)	153

ABREVIATURAS

EPA	Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US Environmental Protection Agency)
FDA	Administración de Alimentos y Fármacos de Estados Unidos (US Food and Drug Administration)
g	gramo
HgT	mercurio total
HgTD	mercurio total disuelto
IDT	ingesta diaria tolerable
ld	límite de detección
MeHg	metilmercurio
mg	miligramo
ml	mililitro
ng.l⁻¹	nanogramo por litro
ppm	partes por millón
µg.kg⁻¹	microgramo por kilogramo
JPHA	Japan Protection Health Association
Eh	Potencial Redox
CE	Conductividad Eléctrica

RESUMEN

Bertha Amalia Fierro Correa

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del lago
Xolotlán: Fuentes naturales y antropogénicas

2017

La contaminación de los ecosistemas acuáticos por mercurio (Hg) es un problema ambiental. Investigaciones realizadas sobre el Hg en el lago Xolotlán, sugieren que las fuentes antropogénicas son las responsables del contenido de Hg, pero existe la posibilidad de que las fuentes naturales sean también una contribución importante de Hg para este ecosistema; por ello esta investigación evaluó los niveles de Hg en agua, sedimentos y peces del lago Xolotlán, asociadas a fuentes naturales y antropogénicas. Esta valoración se realizó mediante la recolecta y análisis de muestras de diferentes matrices del lago en invierno del 2013 y verano 2014. Los métodos de análisis de las muestras fueron: para agua, el método NIMD (National Institute for Minamata Disease) del ministerio del ambiente Japonés; sedimentos y peces el método 7473 de la Environmental Protection Agency y para los físico-químicos en aguas los procedimientos del Standard Method for the Examination Water and Wastewater, 2005.

Las concentraciones de mercurio determinadas en agua fue la fracción total disuelta, en sedimentos del lago, fuentes termales; y en cuatro diferentes especies de peces provenientes del lago fue total. Las concentraciones de Hg en agua estuvieron en el rango de <1 (0,14 ng.l^{-1}) a 45,34 ng.l^{-1} , en invierno el 27% y en verano 25% de los datos exceden la guía japonesa para el rango de aguas naturales de 1-3 ng.l^{-1} de Hg (JPHA, 2001).

El Hg en los sedimentos varió de 7,30 a 61 283,00 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de peso seco, en invierno el 57% y en verano el 62% de los valores reportados sobrepasan la guía canadiense para la protección de la vida acuática (170 $\mu\text{g.kg}^{-1}$; CCME, 2001).

Las concentraciones de Hg de peces en peso húmedo, variaron de 600,00 a 1 387,00 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ en los guapotes; de 400,00 a 1 112,00 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ en los laguneros;

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

de 50,00 a 580,00 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ en las mojarrras y de 4,86 a 56,00 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ en las tilapias. En el 100% de los valores para guapotes, el 45% de los laguneros y el 8% de las mojarrras analizadas fueron cuantificadas concentraciones de Hg que exceden la guía para consumo humano de 500,00 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (WHO, 1989), no obstante; en las tilapias ningún individuo mostró concentraciones mayores a los 100 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. Además, se observó buena correlación entre concentración de Hg y las variables de longitud ($p < 0,01$) y peso ($p < 0,05$) para las mojarrras; sin embargo no se observó correlación para las otras tres especies ($p > 0,05$).

Los parámetros físicos en aguas del lago muestran una pobre relación con las concentraciones de Hg. El tipo de agua identificado en los termales son característicos de largo tiempo de residencia, coincidiendo con los mismos sitios donde se encontraron las mayores concentraciones de Hg para agua y sedimentos.

Las mayores concentraciones de Hg en este ecosistema fueron en los sedimentos y peces, no obstante; en el agua y sedimento de los sitios donde se ubican termales contienen altas concentraciones de Hg que representan una fuente natural de este metal para el lago. Probablemente estas concentraciones, se ven reflejadas en los niveles de Hg de los peces, por tanto; este estudio sugiere algunas acciones para disminuir el consumo de pescado contaminado.

Palabras claves: Mercurio, agua, sedimento, peces, Lago Xolotlán

I. INTRODUCCIÓN

El lago Xolotlán es un cuerpo de agua dulce que se encuentra dentro del graben Nicaragüense. Este lago, es el segundo recurso hídrico más importante de Nicaragua, sin embargo la contaminación por Hg es un estresor para este ecosistema ya que sus aguas, sedimentos y peces contienen concentraciones anómalas de Hg (Lacayo, et al., 1991:ENACAL & CIRA, 2008). Esta contaminación se presume ha sido ocasionada por los vertidos de aguas residuales que contenían Hg procedentes de una planta de cloro álcali ubicada a las orillas del lago en la década de los 70's .

El Hg es un elemento tóxico y peligroso que está presente en ambientes acuáticos debido a fuentes naturales o antropogénicas (Tchounwou, et al., 2003). Este metal tiene alta afinidad por el material suspendido, lo cual conduce a remover el Hg de la columna de agua y acumularlo en los sedimentos. Así, los sedimentos funcionan como depósitos y como fuente de mercurio para el agua y la biota (Ramalhosa, et al., 2001) que se alimentan principalmente del bentos (Kwaansa, et al., 2010).

A pesar de haber investigaciones previas, no hay información actualizada acerca de la situación del Hg vertido hace 25 años en la zona afectada del Lago y sus alrededores, además no se conocen estudios que aborden los aportes de Hg por fuentes naturales que podrían estar contribuyendo a las concentraciones de este cuerpo de agua, ya que este ecosistema ubicado en la vertiente del Pacífico y dividido por una línea de más de 20 volcanes activos, pueden estar siendo influenciado por emisiones de gases y actividades termales asociados a estos volcanes (Nriagu and Becker, 2003).

Para aportar información actualizada sobre el estado de la contaminación por Hg en este ecosistema, en esta investigación se valoraron los niveles actuales de

HgTD en agua, HgT en sedimentos y en cuatro diferentes especies de peces, además de la relación de las características físicas y químicas con respecto a las concentraciones de HgTD en agua y como resultado una propuesta de acciones para mitigar la exposición humana al Hg por consumo de pescado contaminado.

1.1 Área de estudio

El área de estudio se ubica en el Lago de Managua o Xolotlán y los termales ubicados cerca del lago. Este cuerpo de agua con una extensión de 1 045 km², está en la Subcuenca del Lago Xolotlán (figura 1), dentro de la cuenca de los Grandes Lagos o Cuenca del Río San Juan (cuenca N°69). Este se encuentra a 38,70 metros sobre el nivel medio del mar, con una profundidad máxima de 24 m y un promedio de 7,8 m (INETER, 2004).

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

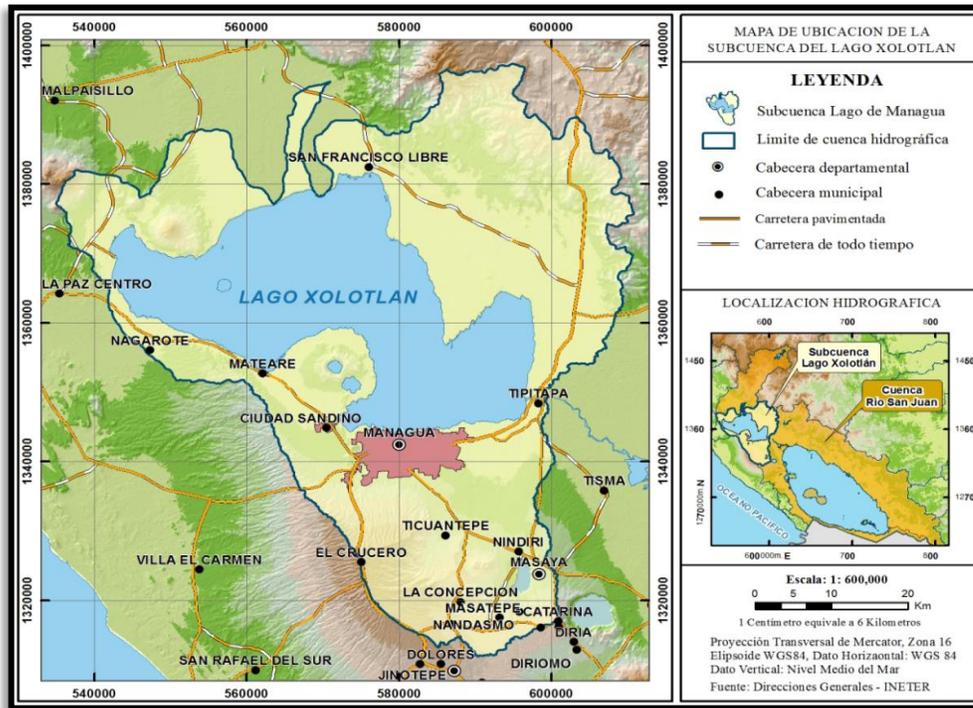


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio (INETER, 2010)

El borde bajo de la costa sureste propicia la influencia de los vientos del Este. Los vientos provocan turbulencia en la columna de agua y una mezcla profunda ocurre con frecuencia a través de todo el año. La cuenca del Lago Xolotlán es endorreica (Montenegro, S., 1991). Este espejo de agua se localiza dentro de los Municipios de Nagarote, Managua, La Paz Centro, Isla Momotombo, Mateare, Tipitapa, San Francisco Libre y Nindirí. Los principales ríos: El Sinecapa, Pacora y Viejo.

La temperatura media varía de 21 °C en las zonas altas a los 29 °C en las zonas bajas. El aporte directo de las precipitaciones, las escorrentías superficiales de su cuenca y los aportes de las aguas subterráneas, compensan escasamente las pérdidas de sus aguas por evaporación (1500 a 2000 mm anuales), especialmente durante los meses secos y ventosos (Noviembre – Abril) (INETER, 2004).

La red de drenaje de la cuenca del Lago, tiene cuatro principales tributarios: Sinecapa, Viejo, Pacora y San Antonio. Se distingue un tipo de drenaje dendrítico a subparalelo, determinado por las calderas antiguas de las fallas y fracturas del medio geológico (INETER, 2004).

El lago está dentro del Graben Nicaragüense, este constituye una estructura tectónica joven, cruzando todo el Pacífico de Nicaragua desde el golfo de Fonseca en el Noroeste (NO), hasta la frontera con Costa Rica (Anexo 8.3, figura 34). La depresión se encuentra rellena con depósitos piroclásticos y aluvionales con espesura un poco inferior a los 2000 m. La cadena volcánica reciente, parcialmente activa, la atraviesa desde el NO hasta el sureste (SE). Los dos grandes lagos (lago Xolotlán y Cocibolca), fueron originados por la estructura geomorfológica del graben, ocupan el 40% de la depresión.

Las formaciones más antiguas que afloran en la cuenca del lago, son el grupo Matagalpa y Coyol en la cuenca norte. El lago, por estar ubicado a lo largo del eje principal de la cordillera Volcánica del Pacífico (Los Maribios), y por su situación geodinámica general, presenta en las orillas y en áreas aledañas, el ascenso de aguas termales; evidenciando que las fallas continúan por debajo del lago de Managua. Las aguas superficiales y las fuentes termales que drenan a este cuerpo de agua e inciden en las propiedades químicas de sus aguas (OLADE, 1981). Los puntos de mayor actividad termal son Tipitapa, San Francisco Libre, península de Chiltepe y el sector de Momotombo.

Se distinguen 4 cuencas hidrogeológicas, las que se limitan a los linderos del mismo lago, en las rocas volcánicas piroclastos y aluviales de espesor considerable, presentándose en la cuenca norte, rocas consolidadas, con acuíferos aluviales de baja permeabilidad, productividad y acuíferos fracturados que en algunos casos pueden tener alta permeabilidad, pero en general forman acuíferos pobres (INETER, 2004).

Las cuencas distinguidas corresponden a la Cuenca San Francisco Libre-Maderas: al Norte del lago, formada por depósitos cuaternarios indiferenciados y aluviales con algunas intercalaciones de piroclastos; La Cuenca Tipitapa: al Este del lago, constituida por depósitos cuaternarios residuales y del Grupo Las Sierras; La Cuenca Managua-Mateare: compuesta por depósitos volcánicos cuaternarios y piroclásticos del grupo volcánico Masaya, Grupo Las Sierras Medio, y depósitos aluviales; La Cuenca León-Nagarote: formada por depósitos piroclásticos recientes y aluviones, lavas y piroclastos plio-pleistocenos-cuaternarios indiferenciados y Grupo Las Sierras.

1.2 Antecedentes

El Lago Xolotlán fue usado como receptor de las aguas crudas domésticas e industriales de la ciudad de Managua, afectando la calidad física-química y bacteriológica de sus aguas. Esta situación, dió las bases para que grupos ambientalistas (IRENA, en ese entonces) e instituciones del gobierno iniciaran una serie de investigaciones referentes a la contaminación de este cuerpo de agua, las cuales caracterizaron las aguas del lago y mostraron resultados alarmantes que hacían un llamado a la protección de la vida acuática y a limitar el uso de sus aguas.

No menos preocupante fue la situación generada por la industria Pennwalt, que contaminó el agua superficial cercana al lago con sus efluentes que contenían mercurio, en respuesta a esta preocupación surgieron algunos estudios que evaluaron la contaminación por Hg en el lago Xolotlán, pero la mayoría o casi todas estas investigaciones realizadas han sido enfocadas a problemas provocados por el hombre. En 1991, fue reportado HgT en el agua, en la zona de descarga de

la Pennwalt y frente a las costas del teatro Rubén Darío con concentraciones de 506,00 y 787,00 $\mu\text{g.l}^{-1}$ respectivamente (Lacayo, et al., 1991).

Otro estudio posterior reportó concentraciones en la zona de descarga de la Pennwalt y frente a las costas del teatro Rubén Darío con valores de menor al límite detección y 560 ng.l^{-1} (Albuquerque, N., 1994)

En el 2007, una investigación sobre Hg, valoró el riesgo a la salud humana en el informe final contaminación de Mercurio en Nicaragua, donde concluyó que en esta área y la zona inmediata a esta en el lago Xolotlán, continúa contaminado el suelo y sedimento. Las concentraciones encontradas en el agua de pozo de la fábrica estaban en el rango de 1,2 a 10,5 ng.l^{-1} , en los sedimentos del lago en varios perfiles, las concentraciones fueron entre 20 a 97 000 $\mu\text{g.kg}^{-1}$, y en peces colectados en la zona de descarga de la Pennwalt se estudiaron mojarras y guapotes, donde las concentraciones variaron entre 110,00 a 402,00 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (CIRA, 2007), aunque no sobrepasa las concentraciones máximas establecidas en las Normas de consumo de 500 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (WHO, 1989).

Además, ENACAL & CIRA 2008, encontraron que las concentraciones de Hg fueron mayores en los peces que en el agua y sedimentos del lago Xolotlán. Las concentraciones de HgT en agua variaron entre menor que el límite de detección ($\text{ld}= 90 \text{ ng.l}^{-1}$) a 120 ng.l^{-1} , en sedimento variaron entre menor que el límite de detección ($\text{ld}= 20 \mu\text{g.Kg}^{-1}$) a 2 360,00 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$.

Sin embargo, aunque hay estudios previos que señalan las fuentes antropogénicas como la principal causa de contaminación por Hg a este ecosistema, se desconoce el aporte de fuentes naturales de este metal al lago a pesar de saber que la principal contribución de Hg por fuente natural es la desgasificación, fallas y actividades hidrotermales de origen volcánico.

1.3 Planteamiento del problema

1.3.1. Caracterización del problema

El lago Xolotlán ha sido sometido a procesos de degradación por descargas de aguas residuales, domésticas, industriales y pluviales; no obstante, la influencia de los lixiviados del basurero municipal de la ciudad de Managua ubicado en las orillas del lago; la acumulación de los sedimentos provenientes de los ríos que descargan en el lago, además estos en su mayoría son partículas finas y ricos en material orgánico, hay agroquímicos, entre ellos plaguicidas, herbicidas, fertilizantes y otros; la erosión ocasionada por el despale realizado en toda la cuenca; el aumento de la población que habita en los alrededores, han limitado los usos del agua y pone en riesgo los recursos hidrobiológicos, agrícolas, ganaderos y la salud de las comunidades humanas asentadas en ellas.

1.3.2. Delimitación del problema

Muchos estudios sobre la calidad del agua y sedimentos del lago Xolotlán (Lacayo et al. 1991; Albuquerque 1994; CIRA, 2007; ENACAL & CIRA, 2008) evidencian inconvenientes para su uso, no obstante el problema del Hg acumulado en los sedimentos en la zona de descarga de la Pennwalt, es una situación preocupante para todo el ecosistema, pues se estima que se vertieron 40 toneladas de Hg (Wyrick, B., 1981), el que se encuentra confinado en los sedimentos.

El problema del Hg radica, en que éste puede estar esparciéndose y distribuyéndose en todo el lago, adicionalmente el posible aumento de las concentraciones de Hg por las altas tasas de evaporación que reconcentran este metal dadas sus características endorreicas y polimícticas de este cuerpo de agua, ocasionando la resuspensión del sedimento hacia la columna de agua y

quedando disponible para servir de fuentes alimenticias para los niveles tróficos superiores.

1.3.3 Formulación del problema

La problemática expuesta nos lleva a plantearnos como pregunta rectora de este problema ¿Cuáles son los niveles de mercurio en el agua, sedimento y peces del lago Xolotlán asociadas a las fuentes naturales y a las ya existentes fuentes antropogénicas?

1.4. Objetivos

1.4.1 Objetivo general

Evaluar los niveles de Hg en el agua, los sedimentos y los peces del Lago Xolotlán asociadas a la presencia de fuentes naturales y antropogénicas.

1.4.2 Objetivos específicos

- 1.4.2.1. Determinar los niveles de concentración del Hg en el agua, los sedimentos y peces del lago Xolotlán y sus alrededores, asociadas a fuentes naturales y antropogénicas.
- 1.4.2.2. Caracterizar físico-químicamente las posibles fuentes naturales y antropogénicas y relacionarlas con el contenido de Hg en el agua.
- 1.4.2.3. Proponer acciones para disminuir la exposición humana al Hg por consumo de peces contaminados.

1.5. Justificación

Las investigaciones hasta ahora realizadas hacen énfasis en las fuentes antropogénicas como responsables del contenido de Hg en el lago Xolotlán principalmente en el área cercana a la Pennwalt, sin embargo hay pocos estudios que han valorado la situación del Hg en todo el lago Xolotlán, casi todos ellos están focalizados en la zona de la Pennwalt y datan de muchos años, por tanto se carece de estudios actualizados acerca de los niveles de Hg en agua y sedimentos de este cuerpo de agua. Asimismo, no hay suficiente información acerca del Hg en las diferentes especies de peces del lago, principalmente de las especies que más son consumidas por los pobladores de la zonas aledañas al lago.

No obstante, no hay antecedentes que muestren la posible contribución del Hg por fuentes naturales, por lo que esta tesis valora el Hg en el lago por aportes de fuentes antropogénicas y naturales, y se pretende evidenciar una contribución del Hg por parte de las fuentes naturales, lo que sería un aporte importante para comprender el comportamiento del Hg en este cuerpo de agua.

Los resultados de este estudio serán de gran utilidad a instituciones tales como MARENA, MINSA, ALCALDÍAS, Pescadores Artesanales, INPESCA, IPSA, entre otros; como insumo para el manejo del ecosistema, ya que el Lago Xolotlán es fuente de subsistencia de muchas familias que realizan labores de pesca en su entorno. Otras familias utilizan sus aguas para alimentación, agricultura, ganadería y recreación, por lo que urge tomar medidas que salvaguarden la salud de los pobladores que dependen su alimentación de este lago.

II. MARCO TEÓRICO

2.1. Calidad del agua

El agua es una de las sustancias más utilizadas y abundantes en el planeta tierra (Barba, L.E., 2002). La calidad del agua puede ser alterada por contaminantes de origen orgánico e inorgánico ya sean de fuentes naturales o antropogénicas (Lillo, J., 2003) y está definida por el conocimiento de su composición y de los efectos que pueden causar daño a la salud humana por las diferentes sustancias que contiene; lo que permite determinar las posibilidades de utilización (Poch, M., 2003).

El agua químicamente pura (H_2O), no existe en la naturaleza (Tebbut, T.H., 2001). La incorporación de los constituyentes al agua es debida a su elevado poder disolvente y a sus propiedades de combinación. Esta disolución comienza incluso antes de que se incorpore al sistema de flujo subterráneo propio de cada acuífero. Gases, aerosoles, polvo y sales diversas, presentes en la atmósfera, reaccionan con el agua marcando el primer esbozo del conjunto de transformaciones química del agua de infiltración.

La interacción con el suelo (capa edáfica), zona no saturada y acuífero aportará al agua su contenido iónico. Los principales minerales que se encuentran presentes en las rocas sedimentarias y que pueden ser solubilizados son: sílice, calcita, dolomita, anhidrita, yeso, caolinita, halloysita, montmorillonita, etc.. Además, se encuentra a veces, especialmente asociados a los yesos, la sal común y a los sulfatos de sodio y magnesio. Minoritariamente, pueden haber además carbonatos y sulfatos de manganeso, zinc, estroncio, etc.

Los iones disueltos en las aguas subterráneas se suelen dividir en mayoritarios, minoritarios y trazas. Los iones mayoritarios son cloruros, bicarbonatos, sulfatos, calcio, magnesio, sodio y potasio. Los iones minoritarios son aquellos que se encuentran habitualmente formando menos del 1% del contenido iónico total Drever, J.I. (1997)

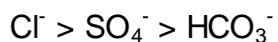
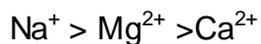
2.1.1. Hidroquímica del agua

Los parámetros hidroquímicos y su distribución aportan información acerca de: el origen y distribución del agua subterránea, los diferentes procesos físico-químicos que afectan al agua, determinan la calidad del agua (degradación y presencia de contaminantes). Los factores que influyen en la interacción agua-fase sólida son: naturaleza de la fase sólida (mineralogía, composición química), superficie específica de las partículas, concentración de especies iónicas en el agua, actividad bacteriana, tiempo de residencia, condiciones del sistema: temperatura, presión, pH, potencial redox, presión de CO₂, etc. (Appelo, C.A and Postman, D., 2005).

La secuencia normal de un agua de reciente infiltración (joven) es:



después de un largo tiempo de residencia, se tiende a invertir a:



(Lloyd & Heathcote 1985; Drever, 1997; Langmuir, 1997; Kehew, 2001).

2.2. Características, biodisponibilidad y toxicidad del mercurio

El Hg es un elemento metálico, de color plateado que permanece en estado líquido a temperatura ambiente. Su número atómico es de 80 y es uno de los elementos de transición del sistema periódico. A temperatura ambiente, el Hg es un líquido brillante, denso, de color blanco plateado. Es ligeramente volátil a temperatura ambiente, se solidifica a una presión de 7 640 atmósferas. Se encuentra en la naturaleza en diferentes formas, ya sea en metálica, de vapor o gas, combinada con otros elementos (como cloro, azufre y oxígeno) para formar sales inorgánicas, o bien formando compuestos orgánicos.

La naturaleza de la especie y su abundancia depende de varios factores, entre estos el pH, el potencial redox, la naturaleza y concentración de los aniones que forman complejos estables con el Hg.

El Hg ha sido reconocido por su gran capacidad de contaminación y el impacto sobre el ecosistema. A diferencia de otros contaminantes, este es altamente móvil, no biodegradable, bioacumulativo y como resultado tiene que ser monitoreado de cerca, para minimizar los efectos dañinos de la contaminación. Aproximadamente 50 toneladas de partículas de Hg son emitidas dentro de la atmósfera cada año, por incidencia del hombre y fuentes naturales, que incluyen plantas eléctricas, incineración de residuos sólidos, emisiones volcánicas y quema de bosques. Cuando el Hg se precipita de regreso a la tierra, éste es depositado en los suelos, sedimentos de ríos, y en el agua en los ecosistemas, donde puede ser transformado a metilmercurio (MeHg), que es un compuesto orgánico altamente tóxico para los humanos, ecosistemas y vida salvaje (Swackhamer, D., et al., 2004).

El mercurio atraviesa fácilmente las barreras biológicas que separan a los seres vivos de su ambiente y accede también a los diferentes compartimentos

tisulares e intra-celulares (Boudou, A., and Ribeyre, F., 1997). Los organismos acuáticos pueden absorber las diferentes especies de Hg, principalmente por vía alimentaria (absorción indirecta), y en menor grado por asimilación del agua (absorción directa) (Meili, M., 1997; Roulet, M., and Brachet, M., 2001). En organismos acuáticos los principales órganos de asimilación del Hg, son: las branquias, el recubrimiento cutáneo y el tracto digestivo, en cambio la eliminación está dada por vía urinaria, fecal y algunas glándulas de excreción (Sweet, L. and Zelikoff, J.T., 2001, Roulet, M. and Brachet M., 2001).

La disponibilidad del Hg en los organismos acuáticos es muy heterogénea, ya que depende de la variabilidad de factores ecológicos y fisiológicos, tales como; estado de crecimiento, posición trófica, tamaño, biomasa, sexo, como también del comportamiento migratorio de las especies (Molina, et al., 2010). Preferentemente, el Hg atraviesa la doble capa fosfolipídica de las células, por transporte activo (antiporte). También están asociados a los procesos de difusión pasiva o transporte facilitado y endocitosis (p.e. alimentación de amebas) (Boudou, A. and Ribeyre, F., 1997).

Pero en general, la forma orgánica (MeHg), tiende a adherirse a moléculas y a algunos receptores de las membranas celulares, tales como; lípidos, proteínas y esteroides, y por esta particularidad el MeHg se acumula y se transfiere en las cadenas alimentarias acuáticas (Meili, M., 1991; Boudou, A. and Ribeyre, F., 1997). Algunos estudios demostraron que la eficiencia de fijación del Hg orgánico es de 10 veces más eficaz que el Hg inorgánico en organismos acuáticos (Bloom, N.S., 1992, Bidone, et al., 1997; Meili, M., 1997). Pero el balance neto de acumulación del Hg orgánico, se encuentra determinado por la defecación respiración, más la combinación de las tasas de absorción y retención eficaz de la forma orgánica en los organismos (Roulet M., and Brachet, M., 2001).

2.3. Especiación del mercurio, incidencia en la salud humana y los peces

Las especies más comunes de Hg en agua son: Hg^{2+} , $\text{Hg}(\text{OH})_2$, y Hg^0 , y complejos estables con ligandos orgánicos. El Hg inorgánico que alcanza las aguas superficiales o suelos, puede ser metilado por bacterias a la forma de dimetilmercurio cuando los azufres están presentes en los sedimentos; siendo esta muy tóxica. El Hg elemental y en todas sus especies, tal como MeHg, son elementos tóxicos, principalmente neurotóxicos y bioacumulables (Burrel, J.G., 2011). El MeHg es otra forma de Hg que se considera como la forma más importante debido a su toxicidad que puede causar al ser humano, es 100 veces más tóxico que la forma elemental de mercurio. El MeHg puede acumularse en peces y las cadenas alimenticias de la que forma parte (WHO; 1989; Henry y Heinke, 1999). Esta sustancia puede ser absorbida rápidamente por el organismo y daña el sistema nervioso (EPA, 2005).

El Hg es uno de los contaminantes más peligrosos que puede estar presente en el medio ambiente acuático. Una vez que se encuentra en la biota; otros procesos pueden ocurrir: a) el incremento de concentraciones de Hg en peces adultos (bioacumulación); b) las altas concentraciones de Hg en sestón o en microalga que en la columna de agua (Bioconcentración); c) el incremento de concentraciones de Hg a través de la cadena trófica (biomagnificación). Es reconocido que las fuentes antropogénicas de Hg son responsables de los grandes impactos medioambientales, teniendo efectos de deterioro de la biota, incluyendo salud humana y funciones en el ecosistema (Pereira, et al., 2008).

La biometilación de los compuestos inorgánicos de Hg en el sedimento y su subsecuente acumulación en la forma de MeHg por la biota acuática, permite efectos de deterioro al alcance de animales de altos niveles tróficos. En peces, el contenido de Hg, es particularmente importante porque representa la primera vía

de contaminación de su consumidor, especialmente humanos (Carvalho, et al., 2006).

El Hg es el sexto elemento más dañino, provoca problemas en el cerebro, riñones, piel, pérdida de la memoria, hasta la muerte en el ser humano (MEM, 2012); debido a que este elemento no tiene ninguna función conocida en la bioquímica humana o fisiología, y no ocurre naturalmente en ningún organismo vivo. En su forma elemental (Hg^0) es algo volátil y el vapor es extremadamente tóxico (Pott, B. and Hakansson, T., 1999).

Los peces que contienen concentraciones de Hg mayores a $500 \mu\text{g.kg}^{-1}$, pueden perjudicar al feto o afectar adversamente el sistema nervioso en vías de desarrollo de un niño pequeño. Los riesgos de comer pescado contaminado con Hg dependen de la cantidad de pescado ingerido y los niveles del Hg en los peces y los mariscos. Por lo tanto, la Administración de Alimentos y Drogas (FDA, por sus siglas en inglés) y la Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en inglés) aconsejan a las mujeres en edad fértil, las mujeres embarazadas, las madres lactantes y los niños pequeños eviten comer algunos tipos de peces, mariscos que contengan concentraciones de Hg mayores a $500 \mu\text{g.kg}^{-1}$, según la WHO.

La afectación en los peces va a depender de la especie de Hg, la pared intestinal de los peces actúa como barrera para especies inorgánicas de mercurio como HgCl_2 ; sin embargo, es totalmente permeable al MeHg, que se acumula preferentemente en el tejido muscular del pez en proporción de hasta 50% de la dosis total del Hg. La exposición a peces de concentraciones sub-letales de Hg pueden causar gran variedad de anormalidades fisiológicas, bioquímicas e incluso la reproducción se encuentra afectada negativamente (Gaona, X., 2004).

2.4. Fuentes de mercurio

2.4.1. Fuentes naturales

La mayor fuente natural de Hg es la desgasificación de la corteza terrestre, las emisiones de los volcanes y la evaporación de los cuerpos de agua (Nriagu, et al., 1992).

La principal fuente mineral de Hg en la geosfera es el cinabrio (HgS) (EPI, 2009). Este mineral está compuesto por 85% de Hg y 15% de azufre. Este elemento está naturalmente, por lo que se somete a largos rangos de tiempo en la atmósfera. Las emisiones de Hg ocurren como Hg⁰, el cual tiene un rango de residencia que puede ser de 0,5 a 3 años y consecuentemente, transportado a todo el hemisferio. El Hg está presente en la naturaleza, dependiendo de su forma química puede estar presente en el aire, suelo y agua (Anexo 8.3, figura 35). Las concentraciones del Hg pueden fluctuar debido a la velocidad de las corrientes aéreas.

El Hg está relacionado naturalmente en el ambiente con actividades volcánicas y geotermales, desgastes de las rocas y desgasificación desde el agua a la superficie de la tierra. El Hg en el aire es redepositado en los entornos terrestres y acuáticos a través de precipitación, caída de nieve y sedimentación de partículas de polvo.

El agua termal de origen meteórico, se infiltra en el subsuelo descendiendo por gravedad hacia capas más profundas, elevando su temperatura en el curso de su circulación subterránea. Estas aguas pueden ascender posteriormente hasta la superficie, a través de las fisuras y fracturas existentes en las rocas, gracias a ciertos mecanismos que permiten que emerjan las aguas termales. Los contactos geológicos entre rocas graníticas y sedimentarias son también vías preferentes por las que circulan y brotan las aguas termales. Del mismo modo, los filones y los diques eruptivos favorecen la emergencia rápida de las aguas termales. La salida

de las aguas termales vienen determinadas por dos tipos de condicionantes principales: Una fracturación intensa con una o varias fases tectónicas o la presencia de valles o depresiones (Pinuaga, J.I., 1998).

El Hg también está asociado con fracciones de sedimento orgánico y suspendido y como resultado, se establece en el fondo de la columna de agua. Debido a estas características y a la volatilidad de algunos compuestos de Hg, la concentración es generalmente baja. Las concentraciones naturales de Hg en océanos y playas pueden tomar rangos desde $< 0,001$ a $0,005 \mu\text{g/l}$ (MELP, 1998).

2.4.2. Fuentes antropogénicas

La mayoría de las emisiones humanas y liberaciones de Hg han ocurrido desde 1800, asociado principalmente con la revolución industrial (UNEP, 2013). Las actividades humanas, especialmente la minería y la quema de carbón, han incrementado la movilización del Hg en el medio ambiente, llegando a alcanzar cantidades en la atmósfera, suelo, agua y océanos. Una vez que se precipita del aire se acumula en cuerpos de agua, suelo y océanos y es convertido en MeHg en el agua.

Las emisiones antropogénicas de Hg (Anexo 8.3, figura 35), representan el 30% de la cantidad total de las emitidas a la atmósfera cada año. Las principales fuentes son: la industrial, quema del carbón, minería, las actividades industriales que procesan minerales u otras materias primas para fabricar cemento. Otras fuentes incluyen sectores donde el Hg es usado intencionalmente en la minería artesanal a pequeña escala, para extraer el oro de las rocas, suelos y sedimentos (UNEP, 2013). También cuando se queman desperdicios en basureros municipales, artículos médicos y durante incendios forestales. Se infiltra también al medio ambiente mediante algunos procesos industriales (EPI, 2009).

2.5. El mercurio en los compartimentos ambientales

2.5.1. Mercurio en agua

La importancia de determinar Hg en ecosistemas acuáticos es el ciclo de varias especies de Hg. La entrada del Hg a ecosistemas acuáticos podría ser a través del agua superficial o subterránea, de descargas industriales o instalaciones de aguas residuales, sedimentos y deposición atmosférica. (Driscoll, et al., 1994).

El Hg atmosférico se precipita en los sistemas acuáticos en forma de tres principales especies, Hg^0 , mercurio inorgánico divalente $Hg(II)$ el cual es la forma dominante, una vez en la superficie del agua puede ser transformado a MeHg, por factores físicos y químicos en el agua, principalmente por el carbono orgánico disuelto (USGS, 2000).

El Hg contamina las aguas superficiales cuando este es liberado durante la recuperación de oro (Picado, F.P, 2008), la deposición atmosféricas y la lixiviación de escorrentía de suelos contaminados, por deposición seca o húmeda, puede ser removido de los suelos superficiales hacia las aguas superficiales durante la lluvia. La solubilidad del Hg en agua es aproximadamente 0,28 moles/l (56,2 g/l) a 25 °C, siendo un excelente conductor eléctrico.

La extracción, procesamiento de minerales metálicos y de carbón han sido fuente de contaminación de agua superficial y subterránea. El agua subterránea se mueve a través de las zonas de rocas mineralizadas que pueden contener excesiva cantidad de metales pesados (Fetter, C., 2001).

2.5.2. Mercurio en sedimento

El Hg como la mayoría de los contaminantes, cuando es liberado dentro del medioambiente acuático, es depositado en la parte superior de los sedimentos. El

Hg en los sedimentos forma complejos y por acción microbiana puede metilarse formando MeHg. La movilidad del mercurio, puede viajar de 100 a 180 km de distancia de las emisiones (Ávila, P.P., 1995).

Estudios realizados en agua dulce y estuarios han mostrado que la metilación del mercurio tiene lugar principalmente en condiciones de baja concentración de oxígeno y la realizan principalmente bacterias reductoras de sulfatos. En ese caso, el MeHg es el producto de la metilación de mercurio iónico (PNUMA, 2002).

Los sedimentos constituyen un excelente indicador del grado de contaminación. Los análisis de sedimentos acuáticos tienen un papel especial en la valoración de la contaminación por Hg, porque sus resultados pueden revelar el estado actual de la deposición ambiental. Como el Hg tiene la capacidad de transformarse a sus formas orgánicas, se comporta como un contaminante orgánico a pesar de ser un metal. El porcentaje de materia orgánica en los sedimentos permite inferir la distribución de los metales en los ecosistemas estuarinos (Day, et al., 1989).

El sistema acuoso regula las tasas de adsorción-absorción en el sistema agua-sedimento, la adsorción remueve el metal de la columna de agua y luego este puede ser incorporado nuevamente; la salinidad, el pH y el potencial redox (Eh) regulan estos procesos. Un incremento en la salinidad implica una competencia por mantenerse ligado a la materia orgánica, por tanto se liberan los metales pesados a la columna de agua. Un decrecimiento del pH puede aumentar la solubilidad de los metales disueltos.

Los sedimentos juegan un rol importante para la biogeoquímica del Hg en ecosistemas acuáticos. La metilación del Hg ha demostrado ser más rápida en los sedimentos superficiales, donde la actividad microbiana es más alta. La formación de MeHg en lagos sugiere que los sedimentos y/o humedales cercanos a la costa puede ser fuente de MeHg en ambientes acuáticos (Shang, et al., 1998).

2.5.3. Mercurio en peces

La contaminación de los ecosistemas acuáticos por Hg es un problema ambiental, debido a los daños ecológicos generados por su alta toxicidad, bioacumulación, la cual representa una amenaza para la salud humana, porque una vez en la biota, el Hg puede biomagnificarse y a través de los peces llegar a los seres humanos (Abreu, et al., 2000).

Los peces absorben el metilmercurio a medida que se alimenten en dichas aguas y el mismo se acumula en sus cuerpos. El metilmercurio se acumula más en algunas variedades de peces y mariscos que en otros. Casi todos los peces y mariscos contienen rastros de metilmercurio (EPA/FDA, 2004).

Una vez el MeHg es liberado por los microorganismos, entra en contacto con la biota acuática a través de una rápida difusión, donde es fuertemente unido a sus proteínas. El MeHg es eficientemente acumulado por la biota con un factor de bioconcentración de 10^4 a 10^7 (Válega, et al., 2006). El MeHg se bioacumula y biomagnifica por las especies de la cadena alimenticia. De esta forma, las especies depredadoras contienen niveles de Hg mucho más altos que las especies no depredadoras. Es evidente que los niveles más altos son encontrados en el músculo de especies depredadoras que en especies iliófagos (fitoplanctónicos indirectos) que ostentan en los niveles más bajos (Olivero, J. and Solano, B., 1998).

La relación de MeHg en el tejido de los peces respecto al agua puede ser extremadamente grande, usualmente del orden de 10 000 a 100 000. Este fenómeno no obedece a procesos de partición entre el agua y los tejidos, sino a la biomagnificación a través de la cadena alimenticia. Además de la influencia del nivel trófico o de la especie, hay otros factores de importancia en la bioacumulación y biomagnificación tales como la edad del pez, la actividad microbiológica, el contenido de materia orgánica y azufre en el

sedimento, así como la salinidad, el pH y el potencial redox del cuerpo de agua (Watras, et al., 1998; Wade, et al., 1993).

2.6. Características de las especies de peces estudiadas

En Nicaragua, hay variedad de especies de peces (Bussing, W.A, 2008) que han sido objeto de estudio por la gran aceptación de los mismos para consumo cotidiano sobre todo de los pobladores aledaños a los dos lagos más importantes del país (Gutiérrez 2001; McCrary et al. 2006: CIRA, 2007). Las especies de peces estudiadas en esta tesis fueron:

2.6.1. Guapote (*Parachromis managuensis*)

Los guapotes son bastantes comunes entre las malezas del litoral del lago Cocibolca, abunda en playones de la orilla de este lago, pero generalmente no se encuentran en aguas fluviales. Los machos pueden llegar alcanzar los 55 cm de longitud total y 1 580 g de peso, vive en zonas de clima tropical entre 25 a 36 °C de temperatura (Bussing, W.A., 2008). Es un depredador natural (está en la cúspide de la pirámide alimenticia), se alimenta por tanto de peces de menor tamaño y de pequeños crustáceos, aunque acepta todo tipo de comida en cautiverio. Él es capaz de ingerir peces de gran tamaño, gracias a sus enormes mandíbulas (figura 2).



Figura 2. Guapote (*Parachromis managuensis*).

2.6.2. Lagunero (*Parachromis dovii*)

Los laguneros habitan tanto en aguas estancadas como en corrientes rápidas donde se esconden entre las malezas o rocas. Aparecen en lagos desde 0 a 600 m, tolera temperaturas de 21 a 37 °C. Es el más grande de los guapotes, puede alcanzar un tamaño de 450 mm y pesar hasta 5,5 kg (figura 3). Son carnívoros por excelencia, esta especie es piscívora; su dieta favorita incluye: sardinas, mojarras y olominas aunque también ingieren crustáceos e insectos en menor cantidad.



Figura 3. Lagunero (*Parachromis dovii*)

2.6.3. Mojarra (*Amphilophus citrinellus*)

Las mojarras son las especies más comunes de los lagos de Nicaragua, alcanzan al menos una longitud de 145 mm adultos y hasta 244 mm (figura 4). Esta especie se alimenta de detritus, insectos acuáticos, microbivalvos e invertebrados pequeños, otras consumen hojas, algas y frutos, casi todas comen caracoles (Bussing, W.A, 1998).



Figura 4. Mojarra (*Amphilophus citrinellus*)

2.6.4. Tilapia (*Oreochromis sp.*)

Se trata de una especie originaria de África. Su régimen alimentario en ambientes originarios es a base de fitoplancton y detritus orgánicos. Su rango óptimo de producción es a temperaturas de 25-30 °C. Son sensibles a bajas temperaturas, con un límite letal de cerca de los 9 a 13 °C (Bussing, W.A, 2008).

Todas las especies del género tienen una tendencia hacia hábitos herbívoros. Las adaptaciones estructurales de las tilapias a esta dieta son principalmente un largo intestino muy plegado, dientes bicúspides o tricúspides sobre las mandíbulas y la presencia de dientes faríngeos. Esta especie ocasionalmente puede llegar a ingerir larvas de anfibios pequeños y peces pequeños, que captan mediante la

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

filtración del agua que llega a sus bocas y es expulsada a través de sus agallas (figura 5). Las tilapias, situadas muy abajo en la cadena trófica natural; aceptan también rápidamente alimento balanceado en forma de pastillas o pellets (*Revista Aquatic*, 1997).



Figura 5. Tilapia (*Oreochromis Sp.*).

III. METODOLOGÍA

3.1. Selección de sitios muestreados

Los sitios muestreados fueron seleccionados en base a la información recopilada de los datos de concentración de mercurio en diferentes matrices del lago, generados en estudios anteriores y de acuerdo a la inspección realizada durante la gira de reconocimiento.

Los sitios muestreados fueron identificados por fuentes de mercurio: natural y antropogénica. Para valorar las fuentes naturales, se seleccionaron aquellos sitios donde hay presencia termal (ya sea el afloramiento in situ o pozos cercanos a estas emanaciones), las desembocaduras de tres ríos principales y cuatro sitios dentro del lago que están ubicados en las cercanías del complejo volcánico Momotombo. Estos sitios fueron definidos como: afuera de la Planta Geotérmica, dos pozos, termales de San Francisco Libre y Tipitapa; el río Pacora, el Viejo, el Sinecapa y los puntos centro norte, centro sureste e Isla Momotombito (figura 6).

En el caso de la fuentes antropogénicas, se establecieron los sitios que por su ubicación geográfica han sido afectados por descargas de vertidos conteniendo Hg o en la cercanías a estas fuentes puntuales, para ello se seleccionaron: sur este del lago, Frente a la Planta de Tratamiento de Managua, Frente al Ex Basurero la Chureca, Frente a la Pennwalt, y Frente a la Cordillera de Chiltepe. Los puntos seleccionados para esta tesis se presentan en la tabla 1 (Anexos 8.1), donde se manifiesta de forma general las dos campañas de colecta de muestras y las matrices analizadas. Cada uno de estos sitios fueron georeferenciados con un sistema de posicionamiento Global modelo GPSmap® 60CSx ± 4 a 6m (figura 6).

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Con el objetivo de comparar con una zona que no está intervenida con Hg, se incluyó un sitio para la recolecta de muestras de las diferentes matrices de un área control; este sitio es la laguna de Moyúa. La cantidad de muestras recolectadas estuvieron condicionadas por factores económicos para llegar hasta este sitio, por ello se colectaron 2 muestras de agua, 2 de sedimentos y 6 muestras de peces (guapotes) en un solo muestreo. Así mismo, con el propósito de valorar la tendencia del comportamiento de los niveles de Hg y los parámetros físico-químicos en los sitios y matrices seleccionados, se efectuaron dos campañas de muestreos. La campaña de muestreo de invierno fue realizada en el período de mayor precipitación, octubre – noviembre 2013 y la campaña de muestreo de verano fue realizada en abril del 2014.

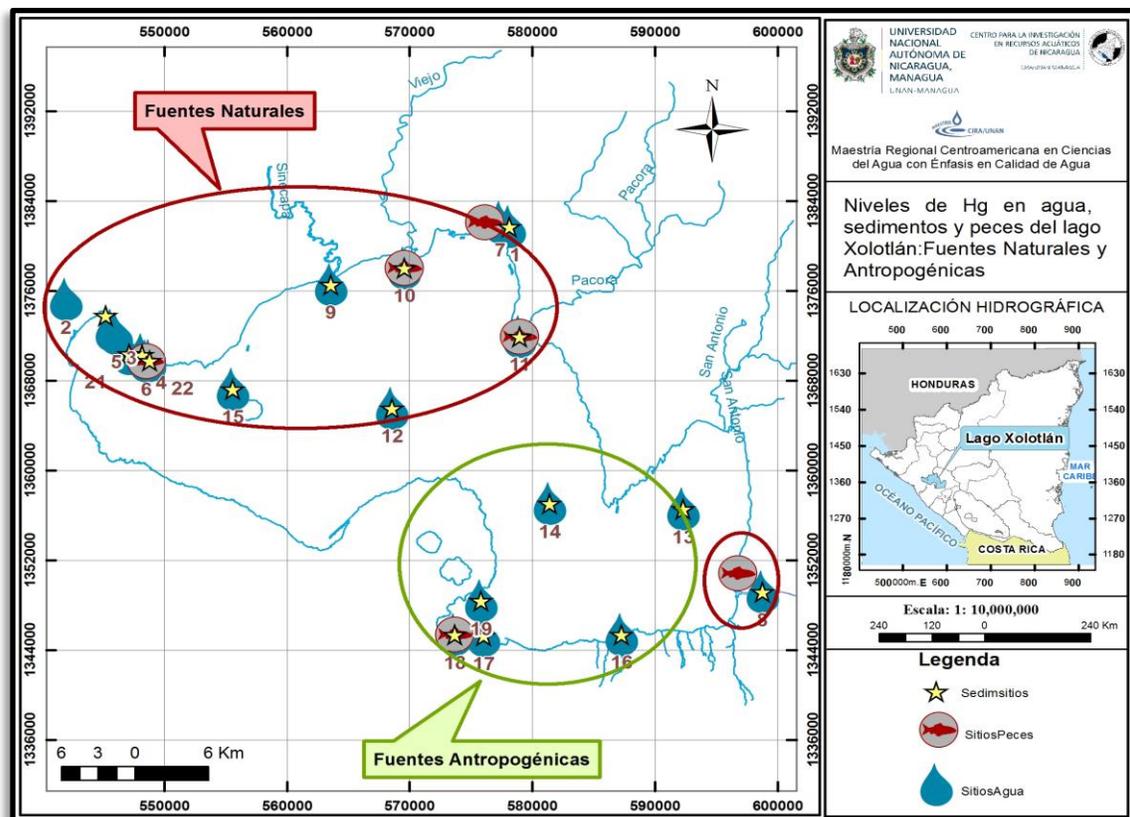


Figura 6. Ubicación de sitios de muestreo en el área de estudio

3.2 Matrices

Se seleccionaron diferentes compartimentos ambientales dentro del lago Xolotlán y fuentes termales ubicadas en los alrededores del volcán Momotombo, San Francisco Libre y Tipitapa (figura 6). Las muestras fueron colectadas en las matrices de agua, sedimentos y peces (figura 7).



Figura 7. Colecta de muestras en el lago Xolotlán y fuentes termales (2013-2014).

Para realizar la colecta de las muestras se requirió de una serie de instrumentos de campo (Anexo 8.1, tabla 2). La colecta de muestras para cada matriz se hizo siguiendo los procedimientos operativos normalizados descritos en los manuales para el aseguramiento y control de la calidad de los laboratorios del CIRA/UNAN, del Laboratorio de Mercurio Ambiental (PROC-MA-02) y el Laboratorio de Aguas Naturales (PROC-AN-04); a su vez siguen procedimientos analíticos estandarizados internacionalmente, como: Método del NIMD (MEJ, 2004), Método 7473 (EPA, 2007) y el Método Estándar para la Examinación de Aguas Naturales y Residuales (2005).

3.3 Colecta de muestras de agua, sedimentos y peces y análisis de mercurio

3.3.1 Muestras de agua (HgTD)

Previo a la colecta de las muestras en agua, se midieron los parámetros de campo *in situ* (figura 8). Todos los equipos de campo se calibraron previo a la salida de campo. Se utilizó un balde plástico donde se recolectaron las muestras, para luego verterla directamente a botellas de vidrio de 2,5 l color ámbar o forradas con plástico negro, para evitar la fotorreacción en las muestras y posible alteración de los resultados. Luego se trasvasaron y se almacenaron de inmediato en frío sin preservar; la metodología de análisis que se aplicó para esta matriz fue el método NIMD (MEJ, 2004); en el laboratorio de Mercurio Ambiental, CIRA/UNAN-Managua (Anexo 8.1, tabla 3).



Figura 8. Colecta de muestras en fuentes termales y el lago Xolotlán (2013)

Una vez las muestras llegaron al laboratorio, se filtraron 2 l de muestras con un filtro de membrana de 0,45 μm y se almacenaron en frío a $-60\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta sus análisis. La técnica de análisis requiere el pretratamiento de las muestras usando,

ácido sulfúrico, permanganato de potasio, hidróxido de sodio, cloruro de hidroxilamina y EDTA, después se procede a extraer con ditizona diluida en tolueno al 0,01% el Hg en la solución acuosa. Después se mide 8 ml del extracto de ditizona a un balón de 50 ml y se separa la fase orgánica con un rotaevaporador, para luego adicionar a cada muestra 1 ml de agua destilada, 2 ml de mezcla ácida 1:1 (ácido nítrico: ácido perclórico) y 5 ml de ácido sulfúrico, se digestan a 230 °C por 30 minutos, una vez se enfrían se aforan con agua destilada hasta los 50 ml, para ser analizados por espectrometría de absorción atómica con generación de vapor frío usando el analizador semiautomático de mercurio (Modelo Hg 3500, Sanso Seisakusho Co., Ltd., Japan) (Anexo 8.1, tabla 5).

Para asegurar la confiabilidad de los resultados en los análisis de HgTD se utilizó una solución estándar de cloruro de metilmercurio, para preparar en cada lote de muestras a analizar una curva de calibración, que permitiera calcular las concentraciones obtenidas por interpolación (Anexo 8.4.1).

3.3.2 Muestras de sedimento (HgT)

La colecta de las muestras de los sedimentos se realizó mediante el uso de una draga van veen. La draga puede obtener muestras de sedimentos superficiales. A continuación, estas se vertieron en bolsas plásticas para su debida identificación y almacenamiento en frío, el total de muestras colectadas se muestra en la tabla 4 (Anexo 8.1).

Una vez ingresadas al laboratorio, las muestras se colocaron en bandejas plásticas para remover todo el material orgánico, conchas, y todo tipo de objetos no requeridos, para luego homogenizarlas y dejarlas secar a temperatura ambiente. Una vez se secaron, se trituraron y se tamizaron con un tamiz de

200 μm para su posterior análisis. La metodología empleada para el análisis de las muestras fue el método 7473 (EPA, 2007).

Los análisis de las muestras de sedimento, se realizaron en base al peso seco, dado que estimar el contenido de humedad implica mayores costos, además si se quiere relacionar con el contenido de Hg en los peces, se puede relacionar masa-masa de manera que se pueda homogenizar las condiciones.

El análisis no requiere pretratamiento de la muestra, consiste en pesar en un bote de níquel una masa conocida de muestra de sedimento, luego colocarla en el automuestreador del equipo y en 6 minutos generará el resultado de concentración con ayuda de una curva de calibración previamente preparada a partir de una solución estándar de Hg. El método del instrumento es por espectrofotometría de absorción atómica. El principio de análisis, consiste en controlar la temperatura del horno de descomposición para liberar el Hg de las muestras sólidas en el instrumento. La muestra es secada y destruida térmicamente dentro del horno de descomposición. La descomposición de la muestra es arrastrada por el oxígeno hacia el horno del catalizador. Luego es llevado al amalgamador y rápidamente son calentados, para liberar el vapor de mercurio. El oxígeno lleva los vapores de Hg a través de la celda posicionada en el trayecto de luz a una longitud de onda de 253,7 nm. El equipo usado es el analizador directo de Hg (DMA-80, Milestone).

Para asegurar la confiabilidad de los resultados analíticos obtenidos se utilizó como material de referencia certificado en sedimentos el IAEA-405 (estuarine sediment) de la International Atomic Energy Agency, con un valor promedio de concentración de Hg de $0,81 \text{ mg.kg}^{-1}$ ($810 \text{ }\mu\text{g.kg}^{-1}$) y una desviación estándar de 0,04 (Anexo 8.1, tabla 6).

3.3.3 Muestras de peces (HgT)

Las muestras se obtuvieron mediante la compra directa a los pescadores de 5 sitios diferentes del lago Xolotlán; tres lugares en las riberas del lago y dos acopios de San Francisco Libre y Bocana de Tipitapa. Los tipos de especies estudiadas fueron: guapotes, laguneros, mojarra y tilapias; de las 4 especies, 3 fueron investigadas previamente y en las cuales han encontrado una importante presencia del Hg. Otra de las razones, fue valorar el comportamiento de las concentraciones de Hg en peces de diferentes niveles tróficos (Anexo 8.1, tabla 7). La diferencia de cantidad de muestras colectadas en invierno y en verano, se debe a que en invierno estas fueron recolectadas directamente a los pescadores que realizaban sus actividades de pesca *in situ*, pero como se observó que era difícil obtener diversidad de especies, cantidad y tamaño, en verano se incluyó también coleccionar en dos acopios.

Para valorar el Hg en estas especies, se relacionaron la longitud, el peso con la concentración entre especies (figura 9); por ello se midieron la longitud y el peso limpio.



Figura 9. Proceso de obtención del tejido de pescado para el análisis de HgT. Laboratorio de Mercurio Ambiental, CIRA/UNAN-Managua

Una vez se obtuvo la información geomorfológica, se procedió a remover el tejido edible del pescado para luego ser codificado y almacenado en frío, siguiendo el procedimiento de custodia según lo establecido en el CIRA/UNAN-Managua para su posterior estudio. Los análisis del HgT en pescados siguen el método 7473 (EPA, 2007); en el Laboratorio de Mercurio Ambiental.

El análisis de las muestras fue en base al peso húmedo, consiste en pesar en un bote de níquel una masa conocida de muestra de pescado, colocarla en el automuestreador del equipo y en 6 minutos generará el resultado de concentración (ver sección 8.3.2, análisis de las muestras).

El control de calidad de estos análisis incluyó la determinación de material de referencia certificado en peces el DORM II (Dogfish Muscle Certified Reference Material of Trace Metals) de la National Research Council Canadá, con un valor promedio de concentración de Hg de $4,64 \text{ mg.kg}^{-1}$ y una desviación estándar de 0,26 (Anexo 8.4.3).

Una vez se obtuvieron las concentraciones de Hg en las diferentes matrices se aplicó la prueba de varianza de un factor (ANOVA), previo a esta prueba estadística se verificó que las muestras se comportaran homogéneamente con la prueba de Levene, este análisis se hizo con el objetivo de valorar una diferencia entre el primer y segundo muestreo dentro del lago (puntos 4,6,9,10-14, y de 16-19, para $n=12$ en invierno y $n=12$ en verano, para agua y sedimento), en el caso de peces únicamente se valoró el comportamiento en los guapotes, dado que fue la única especie de la cual se recolectaron suficientes muestras en ambas campañas de muestreo, con un nivel de significación de 0,05.

3.4 Colecta de muestras de agua para los análisis físico-químicos

Se seleccionaron siete sitios de muestreo que incluyeron el análisis de algunos parámetros físico-químicos, estos lugares fueron del punto 1 al punto 8 (Anexo 8.1, tabla 1), la elección de estos sitios fue por la cercanía a los volcanes (Momotombo y Masaya), en el caso del lago se decidió no coleccionar muestras para realizar la caracterización, porque se auxiliará de la información generada de otros estudios en el lago para comparar.

Previo a la colecta de las muestras de agua para los análisis físico-químicos se midieron los parámetros de campo: temperatura, pH, conductividad, potencial redox y oxígeno disuelto; luego se colectaron las muestras de agua para los parámetros físico-químicos: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , $\text{SO}_4^{=}$, Cl^- en 1 galón de plástico, sin preservar, y después se guardaron en frío, a una temperatura que oscilaba entre los 4-6°C; la metodología de los análisis y la colecta muestras son las sugeridas por APHA, 2005 (figura 10).



Figura 10. Colecta de las muestras para los parámetros físico-químicos en los termales (2013-2014)

3.5. Interpretación de resultados analíticos de mercurio

3.5.1 Mercurio total disuelto en agua

El procedimiento analítico implementado en esta matriz sigue la metodología de análisis del Ministerio Ambiental del Japón, método NIMD (MEJ, 2004); la cual evalúa la fracción biodisponible (fase disuelta) y la particulada, pero esta última no se realizó dado que la fase disuelta es la que está biodisponible para los organismos de los ecosistemas, por lo que su análisis es muy importante.

Una vez, se obtuvieron las concentraciones de mercurio total disuelto (HgTD) de los análisis de muestras de agua en los diferentes sitios seleccionados, las concentraciones observadas en agua colectadas en ambas campañas fueron graficadas para valorar su comportamiento.

Las concentraciones de Hg se compararon con las directrices sugeridas por el gobierno Japonés (JPHA, 2001), las cuales están basadas para condiciones naturales del mercurio en lagos de agua dulce.

3.5.2 Mercurio total en sedimentos

El procedimiento analítico implementado en esta matriz sigue la metodología de análisis del gobierno estadounidense, el método 7473 (EPA, 2007); la cual evalúa el Hg de forma total en los sedimentos. Las concentraciones de HgT de los análisis de muestras de sedimentos en los diferentes sitios seleccionados, se representan espacial y temporalmente para valorar el comportamiento entre cada muestreo.

Las concentraciones de Hg se compararon con las directrices sugeridas por el gobierno Canadiense (CCME, 1999), las cuales están basadas para la protección de la Vida acuática de cuerpos de agua dulce.

3.5.3 Mercurio total en peces

Se valoraron las concentraciones de Hg reportadas en peces con las directrices sugeridas por WHO, 1989; la cual recomienda un valor máximo admisible de consumo en pescado con Hg de $500 \mu\text{g.kg}^{-1}$, y lo indicado por el gobierno Japonés de $400 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (JPHA, 2001). Los promedios de concentraciones, desviaciones y cantidad de muestras por especie de pescados se mostraron gráficamente por sitios muestreados, para valorar el comportamiento espacial de los resultados.

Se aplicó la correlación de Pearson entre las variables de longitud, peso limpio (sin vísceras) versus concentraciones para cada especie (guapotes, laguneros, mojarra, y tilapias) con un nivel de significancia de 0,05. A la vez, se incluyó un gráfico de caja y bigotes, para representar el comportamiento de las concentraciones de Hg con respecto a las especies evaluadas, además se promediaron las concentraciones de HgT de cada estación para cada especie y se representaron en un gráfico de barra con la herramienta estadística SPSS 20.

Finalmente se estimó la Ingesta semanal tolerable provisional (PTWI) para las concentraciones promedio de los guapotes y laguneros sugerida por la FAO/OMS, 2003 de $1,60 \mu\text{g}$ de MeHg/ Kg x peso corporal x semana.

PTWI: [(Concentración promedio MeHg en $\mu\text{g.g}^{-1}$) x (ingesta semanal aproximada en g)] / (peso corporal estándar en Kg)

***La concentración promedio de MeHg en $\mu\text{g.g}^{-1}$:**

Dado que las concentraciones de Hg en los peces son en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ se dividió entre 1000 el promedio de los guapotes y laguneros para pasar a $\mu\text{g.g}^{-1}$.

Una vez en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ la concentración de Hg se multiplicó por 0,95 (ya que la literatura sugiere que del 100% de la concentración de HgT en los peces el 95% corresponde a MeHg)

****Basada en la consulta a los pescadores:** 60g/día x 5 días en la semana=300 g

*****Peso corporal estándar:** 60 kg

3.6 Interpretación de resultados analíticos de los parámetros físico-químicos

3.6.1 Parámetros físicos de campo

La información relativa a la temperatura, pH, conductividad, potencial redox, y oxígeno disuelto, se graficaron para ambos momentos de muestreo en cada sitio muestreado mediante la herramienta de Arcgis 10.2; además se compararon con algunos datos de otros estudios y a su vez fueron usados para relacionar las concentraciones de Hg en la fase disuelta con estos parámetros. Se correlacionaron las concentraciones de HgTD versus temperatura, pH, Eh, conductividad y oxígeno disuelto con la prueba de Pearson en SPSS 20 y un nivel de significancia de 0,05. Los datos utilizados fueron los obtenidos por cada campaña de muestreo (para invierno los puntos 4, 9 al 19, n=12; para verano los puntos 4, 6, 9 al 14, 16 al 19, 21 y 22, n=14).

3.6.2 Parámetros físico-químicos colectados en termales (Tipos de agua)

Utilizando las concentraciones de conductividad eléctrica (CE), pH, cationes (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-) y aniones (Na^+ , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++}), se corrió el software de EASY_QUIM 04, generando la representación de los diagramas (Piper), que indican el tipo de agua de estos termales, para estimar el tiempo de residencia de

estas aguas en el acuífero, con el objetivo de relacionar cualitativamente la concentración Hg versus tiempo de permanencia del agua, así mismo se hizo uso de la información generada de otros estudios para comparar el tipo de agua del lago Xolotlán, pues dentro del lago para esta investigación no se colectaron parámetros físico-químicos. Una vez, se identificaron los tipos de agua en las zonas termales se procedió a graficarlos en el mapa del área de estudio, por campaña de muestreo, así mismo se elaboró una tabla con los tipos de agua identificados tanto en los termales como en el lago y las concentraciones de HgTD de cada sitio (Anexo 8.2, tabla 13).

3.7 Propuesta de acciones para mitigar la exposición humana al mercurio a través del consumo de pescado

En base a las concentraciones de Hg encontradas en los peces del lago Xolotlán, se proponen acciones enfocadas a mitigar la exposición humana al pescado contaminado con Hg, las cuales estarán basadas en identificar fuentes de emisión Hg; mejorar la comprensión y la geodinámica Hg en la acumulación en peces; identificar los procesos y mecanismos de transporte y destino del Hg en el agua y los sedimentos del lago; determinar el riesgo a la salud humana; sensibilizar a la ciudadanía sobre el Hg en los peces y los efectos perjudiciales en la salud; y la necesidad de desarrollar planes de gestión ambiental del Hg.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Mercurio en los diferentes compartimentos ambientales

4.1.1. Mercurio en agua

Las concentraciones de HgTD en el agua del lago Xolotlán y termales colectadas en ambas campañas de muestreo oscilaron de <ld (0,14 ng.l⁻¹, valor del límite de detección del análisis) y 45,34 ng.l⁻¹ de HgTD (punto 8), el valor medio de concentración fue de 4,8 ng.l⁻¹ y una desviación de 9,44 ng.l⁻¹ (Anexo 8.1, tabla 5).

4.1.1.1 Mercurio total disuelto en agua: fuentes naturales

Las concentraciones de HgTD de fuentes naturales variaron entre <ld (0,14 ng.l⁻¹) en el punto 12 y 45,34 ng.l⁻¹ en el punto 8 ambos en invierno. El 41 % de las muestras en invierno y el 36 % de las muestras colectadas en verano exceden el rango de concentración sugerido por los japoneses para aguas naturales de 1-3 ng.l⁻¹ (JPHA, 2001). Las concentraciones más altas de Hg, corresponden a los sitios donde las muestras se colectaron directamente de los termales, principalmente en los puntos 2 y 8, (figura 11).

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

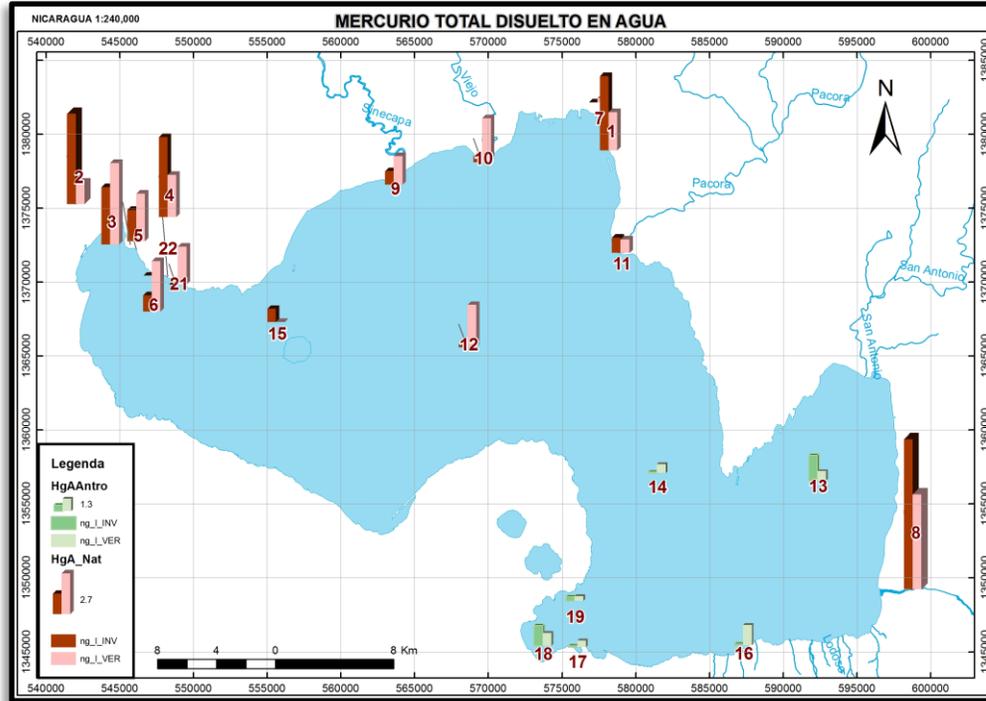


Figura 11. Concentraciones de HgTD en agua en el área de estudio (2013-2014)

Aunque en ambas campañas se observaron que existen sitios en los cuales los valores de concentración de mercurio en las aguas exceden los valores guías, hay un comportamiento similar en los datos, siempre se encontraron altos valores de concentraciones en los lugares donde afloran hidrotermales o muy cercanos a estos (sitios 1, 2, 3, 4, y 8), el cual se puede atribuir probablemente a las características geoquímicas del suelo.

La evidencia de alteraciones hidrotermales están relacionadas a las estructuras geológicas, en el caso de la situada en el centro médico (punto 1), las rocas están alteradas aunque no se pudo definir el tipo de roca, hay incrustaciones de calcita y la orientación del fallamiento es NO-SE, estas aguas del termal llegan a desembocar al lago por lo que podría ser la razón de una concentración Hg menor a la del punto 8, la fuente de calor que está alimentándola a las manifestaciones

geotérmicas no es conocida, pero el estudio geológico de Reyes, C.C., 2013 confirma que está controlada por el cruce de dos sistemas en dos diferentes direcciones NO-SE y NE-SO (Anexo 8.3, figura 36), y en este cruce se produce el ascenso de las aguas calientes, es decir esta característica geológica permite que emerjan estas aguas.

La constitución geológica del terreno en los puntos 2, 3, 4, 5 y 6, podrían estar incididos por el volcán Momotombo, en consecuencia las aguas subterráneas podrían estar interaccionadas con el magma a través de fisuras, esto por el hecho de tener altos valores en casi todas las variables físicas medidas (pH, conductividad, temperatura, sólidos, etc.) y las principales variables químicas del agua natural, las concentraciones de Hg son las que sobresalen. En estos sitios los datos de concentración de mercurio en ambas épocas estuvieron en el rango de 2,1 ng.l⁻¹ (punto 5) a 27,30 ng.l⁻¹ de HgTD (sitio 8), siendo este último un valor muy por encima de los contenidos naturales sugeridos por el gobierno Japonés.

Posiblemente la presencia del Hg en esta zona, se da porque en los suelos del municipio de La Paz Centro, son de color rojizo con subsuelos que se derivan de cenizas volcánicas siendo ricos en minerales básicos (cuarzo, feldespatos, fragmentos de rocas, minerales de arcilla, carbonatos, óxidos, manganeso, aluminio y sulfatos) que podrían estar enriquecidos con Hg. Estas características de los suelos están determinadas por la resaltada topografía en el paisaje producto de las elevaciones de los conos volcánicos y la influencia en la composición y estructura del suelo de toda la región, la cual es el producto de las actividades geológicas volcánicas y de posteriores procesos de meteorización y erosión. El fenómeno termal en este lugar se extiende un poco más al oeste, donde brota una fuente de aguas calientes, que interacciona con el agua subterránea con las rocas y el magma; lo que permite que las capas freáticas se calienten y asciendan, por el vapor y se produzcan estas manifestaciones en la

superficie (MARENA, 2008). Estas manifestaciones se caracterizan por los taludes del edificio volcánico con fumarolas donde el banco freático es alto. Se localizan en su mayor parte pequeños manantiales en intenso estado de ebullición y emisiones de gases (MARENA, 2008).

En cambio el comportamiento de las concentraciones de HgTD del punto 8 es muy particular, pues en él se encontró una concentración de 45,34 ng.l⁻¹, un valor que es 15 veces mayor al de referencia. Esta concentración, puede estar asociada a la geología del municipio de Tipitapa (Anexo 8.3, figura 33), ya que su medio geológico está representado por depósitos cuaternarios volcánicos- sedimentarios y piroclásticos del Holoceno.

En el punto 8, el suelo está constituido por arena limosa de color pardo a rojizo, además de fallas geológicas en los alrededores (INETER, 2004), permitiendo que sus aguas afloran por fisuras o entre los poros del terreno, dichos suelos se caracterizan por formar parte de la falla de Cofradía; la que puede alcanzar varios kilómetros de extensión, se presume que por medio de ella se encuentra en movimiento los gases con altas temperaturas que provienen del complejo volcánico Volcán Masaya dirigiéndose hacia el empalme de San Benito y afecta el manto acuífero produciéndose agua caliente por efectos de termalismo, el agua aflora también con altas temperaturas que la convierten en no apta para el uso doméstico, la misma situación presentan algunos pozos perforados en el cuadrante afectado por esta falla, además por ser parte de la formación geológica Las Sierras, le permite la permeabilidad y transividad en la parte cercana a estos termales, aunque todos estos afloramientos son de poca extensión, los mismos pueden alcanzar a lo máximo 1 km² de territorio (INETER, 2010).

Dado que son tobas de origen volcánica (piroclásticos), es un tipo de roca ígnea volcánica, ligera, de consistencia porosa, formada por la acumulación de cenizas u otros elementos volcánicos muy pequeños expelidos por los respiraderos durante

una erupción volcánica, muy común a la presencia en éstas, de ceniza lapilli, fragmentos de arena y escoria volcánica negra, así como granos de pisolitos redondeados. Se presenta al mismo tiempo en bloques separados por diaclasamiento como el afloramiento de toba que se encuentra en la base del puente río Tipitapa en el área de los baños termales, es un material de mayor consolidación (INETER, 2010).

Todo lo anterior, nos exterioriza un precedente desde el punto de vista natural, ya que una de las principales fuentes naturales de Hg según la literatura está asociada principalmente a la desgasificación de volcanes, ascenso de aguas calientes; lo que pareciera estar incidiendo directamente en el contenido de este metal al lago dado los valores encontrados principalmente en el complejo volcánico Momotombo (Anexo 8.1, tabla 5; Anexo 8.3, figura 11). Por ejemplo, un estudio indica que los volcanes de América Central y del Sur emiten 29 toneladas de Hg por año a la atmósfera (Nriagu y Becker, 2003).

En el caso de las desembocaduras de los ríos (puntos 9,10 y 11) no se encontraron altos valores de concentración de Hg, a pesar que en los alrededores del sitio 9, funcionó un complejo de mina de oro La India, que explotó metales durante el período colonial pero cerrada en la actualidad, en este estudio los valores reportados no muestran una presencia significativa de las concentraciones de mercurio en agua, pero evidentemente también esta variable es una fracción disuelta del total que pueda haber, no obstante si el mercurio fue la principal materia prima para la extracción de oro, la forma química de este metal más utilizada en la minería es Hg metálico, por tanto; esto explicaría por qué se encontraron valores que se consideran normales o podría ser porque al no haber una fuente constante de Hg y el río es constantemente alimentado por una serie de tributarios esto diluye las concentraciones.

4.1.1.2 Mercurio total disuelto en agua: fuentes antropogénicas

Las concentraciones de HgTD en las muestras colectadas en la zona cercana donde operó la Pennwalt, variaron entre menor que el límite de detección <ld (0,14 ng.l⁻¹) y 2,55 ng.l⁻¹ en el punto 13 (invierno), el valor más alto no sobrepasa el rango de concentración de Hg para lagos de agua dulce (1-3 ng.l⁻¹), propuestas por el gobierno japonés (JPHA, 2001); incluyendo el situado frente donde descargaba los vertidos con Hg de la Pennwalt.

Caso contrario a otros estudios que reportaron concentraciones en el orden decreciente, por ejemplo; Lacayo, et al., 1991 encontraron concentraciones 506,00 y 787,00 ng.l⁻¹; en 1994 reveló concentraciones de <ld y 560 ng.l⁻¹ (Albuquerque, N., 1994), este comportamiento probablemente sea porque el Hg tiene afinidad a adherirse al material en suspensión o coloidal, estos se precipitan y se acumulan en los sedimentos (Mieiro, et al., 2007).

No obstante, es válido mencionar que este estudio valoró la fracción disuelta y no la total como en los dos estudios mencionados (Lacayo, et al, 1991: ENACAL & CIRA, 2008); sin embargo, las concentraciones encontradas en esta investigación con respecto a esos estudios no muestran una tendencia a acumularse, posiblemente se ha diluido ya sea por el aporte de caudal de los ríos, por las lluvias o por la forma química en que está el Hg presente, ya que la forma química utilizada en el proceso de obtención de la soda cáustica a partir de Hg fue la forma metálica; además de los factores geoquímicos, ecológicos que influyen los movimientos y cambios de características del Hg en el medioambiente (Higueras, et al., 2001).

El objeto de análisis del Hg disuelto en agua en este estudio, es porque esta fracción del mercurio es una fuente bioacumulable en la cadena alimenticia, esta fracción de Hg se acumula en los peces y puede ser peligroso para los humanos.

De hecho en el ambiente el Hg es convertido en monometil mercurio (MeHg), esta es la forma de Hg absorbida rápidamente desde el agua por el fitoplancton y subsecuentemente bioconcentrado en la cadena alimenticia (Mason, et al., 1995); pero, las concentraciones de Hg encontradas en el agua del lago Xolotlán nos sugieren que se encuentra poco biodisponible para la biota, dado que los valores son muy bajos en todos los sitios, incluso en el área de la Pennwalt, chureca y descargas de las aguas residuales tratadas de Managua, a pesar estas últimas de haber sido afectadas directamente con este metal.

Sin embargo, los valores de las concentraciones reportadas para el área control (Moyúa) para $n=2$, muestran que están por debajo del límite de detección del método de análisis ($0,14 \text{ ng.l}^{-1}$), lo que claramente se observa es que esta zona no está influenciada por este metal. Este comportamiento es similar a los encontrados en varios sitios del Lago (puntos 14, 16, y 17), a pesar de ser influenciado por el Hg; posiblemente estas concentraciones tan bajas en el lago se deban a la precipitación del Hg hacia los sedimentos y en el caso del área control probablemente es porque este lugar no tiene antecedentes de contaminación por Hg.

Las concentraciones de HgTD observadas en ambas campañas de muestreo no presentan diferencias estadísticamente significativas ($p=0,304$; $\alpha=0,05$) (Anexo 8.2, tabla 14). Esta aparente homogeneidad de las concentraciones de Hg, se puede atribuir al hecho que en invierno hay mayor cantidad de materia orgánica por los aportes de los tributarios. Sin embargo, dicha contribución se diluye por el volumen de caudal y precipitación de la época, en cambio en verano puede suceder que el Hg se evapora a temperatura ambiente, una vez se volatiliza hay pérdidas de Hg, pero también disminuye el nivel de agua en el lago, por lo que las concentraciones de Hg se reconcentran, tendiendo a tener valores similares en

ambos muestreos en esta matriz, además porque el Hg se precipita rápidamente hacia los sedimentos dada la afinidad al material en suspensión o coloidal.

4.1.2 Mercurio en sedimento

Las concentraciones de Hg en sedimento, variaron en el rango de 7,30 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (punto 9) a 61 234,79 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (punto 8) ambas concentraciones fueron observadas en verano (Anexo 8.1, tabla 6).

Las referencias utilizadas para contrastar estos resultados son las directrices sugeridas para Hg en sedimentos para la protección de la vida acuática, según el Consejo Canadiense de Ministros del Medio ambiente, (CCME, 1999), este sugiere un valor de 170 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ y la del gobierno japonés JPHA, 2001; propone 200 $\mu\text{g.kg}^{-1}$, valor considerado como la concentración por debajo de la cual es poco probable que se presenten efectos biológicos indeseables (Long, et al., 1998).

4.1.2.1 Mercurio total en sedimento: fuentes naturales

Las concentraciones de Hg en los sedimentos variaron de 7,30 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (punto 9) y 61 234,79 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (punto 8) ambas concentraciones en verano, los valores de Hg en estos sitios sobrepasan el valor de referencia sugerido para protección de la vida acuática del gobierno canadiense entre el 50 y 60 % en invierno y verano respectivamente (CCME, 1999); el 37 y 40 % sobrepasan el valor de referencia del gobierno japonés de 200 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (JPHA, 2001), en tres sitios (punto 1, 4 y 6) coincidió que las concentraciones estuvieran por encima de lo referido en ambos momentos de la colecta de muestra. No obstante, en verano se reportó una concentración de más de 350 veces el valor recomendado de 170 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (en el

punto 8), aunque solamente se colectó una muestra en este sitio, porque se dificultó la entrada al centro recreativo de Tipitapa, donde está situado este punto.

Los valores de concentración de Hg más altos en el estudio fueron para los sitios 1, 2, y 8, presentando la menor concentración el punto 1, ya que reporta concentraciones de 548,11 y 517,79 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ entre invierno y verano respectivamente, no variando notablemente entre cada muestreo; en el sitio 2 fueron de 11 863,27 y 11 465,68 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ en invierno y verano respectivamente (figura 12); para el sitio 8 mostró concentraciones Hg por arriba de los 60 000 $\mu\text{g.kg}^{-1}$, a pesar de no presentar una evidente ocurrencia antropogénica directa, ya que según el estudio de Arriola, M., 2013; las condiciones naturales del terreno favorece con la contribución de minerales y la facilidad para el flujo del agua subterránea.

Otra de las zonas termales con concentraciones de Hg interesantes fueron los puntos 4 y 6, ambos situados dentro del complejo Momotombo pero cercanos al lago, en ambos casos se obtuvieron datos por encima de lo referido, en el primero de los casos (punto 4) se tuvo una diferencia importante entre las concentraciones de Hg de invierno y verano de hasta 3 veces, esta situación posiblemente es debido a que en esta época justo después de una semana de realizar los muestreos hubo una serie actividades sísmicas en la zona, por lo que tal vez estos movimientos facilitaron las condiciones del terreno para variar las concentración, ya que este punto está justo en las costas del complejo Momotombo.

Otra de las hipótesis, es que en invierno el sitio donde se colectó la muestra fue en la orilla del lago y en verano aunque fue en el mismo sitio, no estaba cubierto de agua como en invierno, por lo que los estratos de tierra estaban más expuestos al momento de la colecta de la muestra, colectando el sedimento justamente a la salida del estrato, por lo que el valor encontrado en invierno se pudo haber diluido al contacto con la columna de agua del lago y por ende la muestra fue una mezcla.

En el caso del punto 6, las concentraciones de Hg reportadas están por encima de los valores referidos por CCME, 1999 y JPHA, 2001 (170 y $200 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), este comportamiento puede estar relacionado a la influencia que ejerce la cercanía con el complejo volcánico.

Las mayores concentraciones registradas de este tipo de fuentes, son de sitios donde no hay un factor humano que aparentemente contribuya con el contenido de Hg encontrado, lo que sugiere que estas zonas están fuertemente influenciadas por diferentes factores tales como; las emisiones de gases con Hg de los volcanes del cinturón de fuego, las fallas geológicas, y la interacción del agua subterránea con el medio geológico enriquecido con minerales de Hg.

La presencia de concentraciones de Hg en los termales es muy importante en comparación a los valores de condiciones naturales; no obstante, cuando entra en contacto el Hg proveniente de estas fuentes con el volumen de agua del lago estas concentraciones se diluyen, pero es indiscutible que es una fuente de Hg que aporta permanentemente a este ecosistema y que se ve reflejado en las concentraciones encontradas en los sedimentos cercanos a estas zonas, dado que los sedimentos constituyen un excelente indicador del grado de contaminación para un área determinada (Cogua, P., et al 2012).

El problema con el Hg, es que cuando llega a un cuerpo de agua, probablemente este se precipitará a los sedimentos y una vez confinado el Hg puede ser transformado a la forma metilada, como parte de los cambios medioambientales que lo afectan. La metilación del Hg puede ser abiótico a partir de sustancias húmicas provenientes de la descomposición de la materia orgánica, pero este proceso es menos de una décima parte del efectuado por los microorganismos anaerobios en el sedimento como bacterias metanogénicas y sulfatoredutoras, aunque diversos estudios han demostrado que la metilación a partir de una sulfato- reducción es mayor, de hecho la fase sedimentaria está considerada como

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

el sitio más importante donde se efectúa la metilación microbiana del mercurio (Tórres, R., & Gutiérrez F., 2001).

No obstante, en la parte norte donde se ubican los principales ríos las concentraciones encontradas fueron muy bajas, estas no exceden los $30,00 \mu\text{g.kg}^{-1}$, estando muy por debajo del valor recomendado para la protección de la vida acuática, a excepción de los cercanos al complejo volcánico Momotombo.

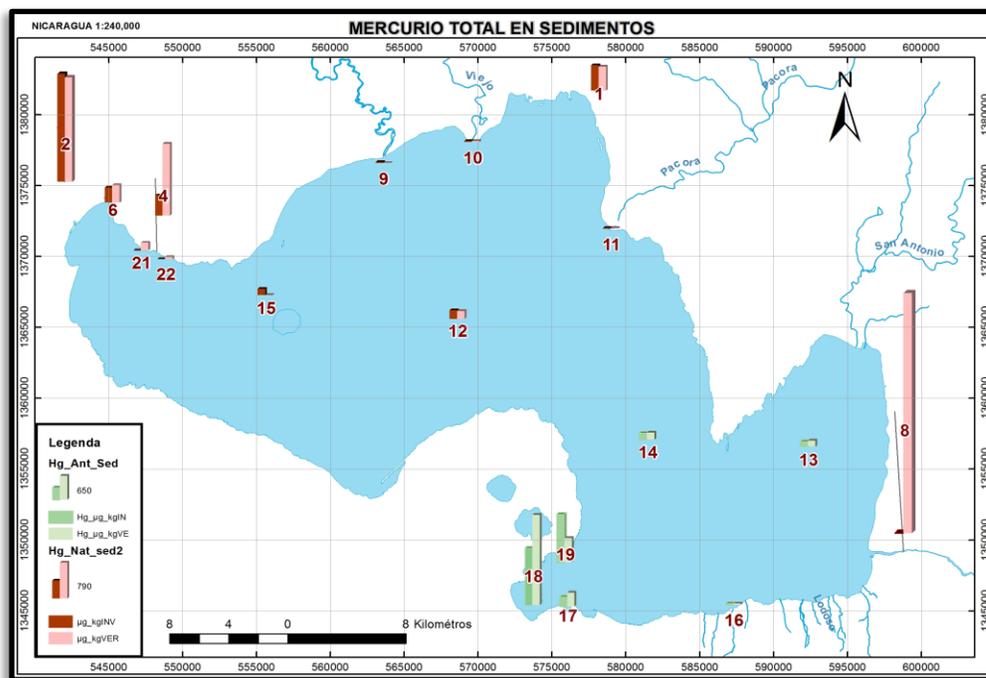


Figura 12. Concentraciones de HgT en sedimentos del área de estudio (2013-2014)

4.1.2.2 Mercurio total en sedimentos: fuentes antropogénicas

Las concentraciones de Hg en los sedimentos de estas fuentes variaron de $28,88 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (punto 16) a $8\,478,32 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (punto 18), ambos valores reportados en verano. Las concentraciones de Hg en estos sitios exceden el valor de

referencia sugerido para protección de la vida acuática del gobierno canadiense en 66 % en invierno y verano (CCME, 1999); el 50 % exceden el valor de referencia del gobierno japonés de $200 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (JPHA, 2001) en invierno y verano, respectivamente.

En estos sitios se destacan algunos valores de concentración de Hg en los sedimentos, tal como el sitio cercano a la Pennwalt (punto 18), los resultados fueron de $5\,379,70$ y $8\,478,32 \mu\text{g.kg}^{-1}$ entre invierno y verano respectivamente, evidenciando la problemática originada por los residuos de Hg al lago de la fábrica cuando operó. Los valores obtenidos están por encima de lo recomendado por la CCME, 1999 para la protección de la vida acuática; debido a que presentan concentraciones de hasta 30 veces mayores al valor referido, y no solo donde fue la zona de descarga, sino también hacia el norte de la bahía de Miraflores (punto 19), dada la cercanía de este punto con la zona de descarga de la Pennwalt, además la constante mezcla del lago ocasiona que el Hg se distribuya hacia otros sitios dentro del lago.

Estos valores de Hg coinciden con los obtenidos por el estudio de ENACAL & CIRA en el 2008, observándose las concentraciones más altas de Hg en la zona cercana a la Pennwalt (puntos 18 y 19), mostrando una pluma de contaminación del Hg en los sedimentos (figura 13).

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

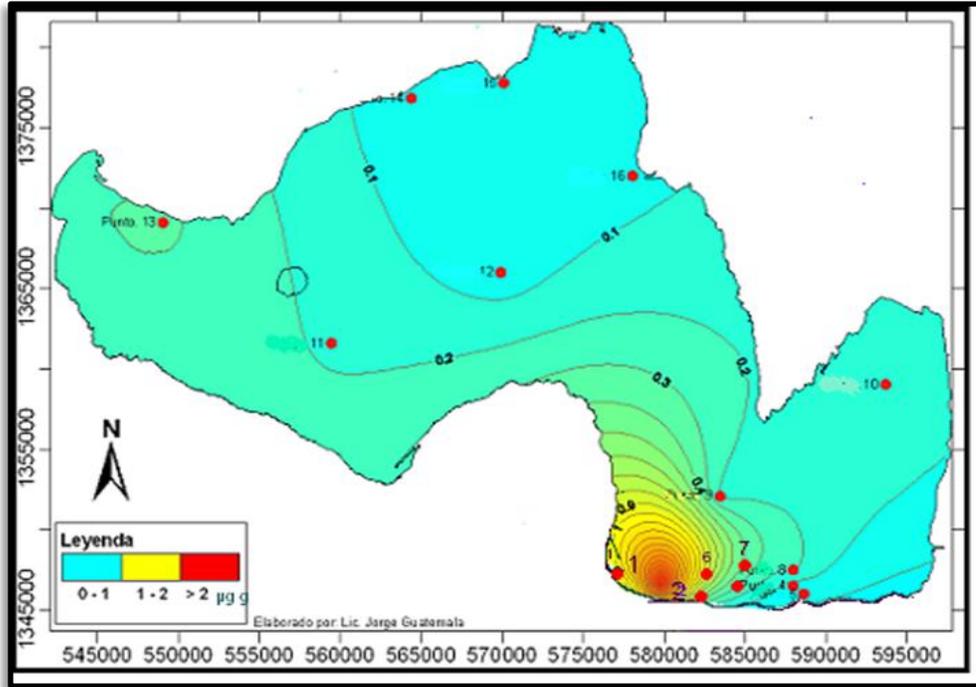


Figura 13. Concentraciones de HgT en sedimentos del lago Xolotlán (ENACAL & CIRA, 2008)

En esta tesis, se encontraron concentraciones de Hg en todos los sitios monitoreados (Anexo 8.1, tabla 6). En el caso de los sitios dentro del lago, estos valores encontrados podrían estar relacionado con el tipo de granulometría, dado que el lago está constituido principalmente por el tipo de grano franco limoso (ENACAL & CIRA, 2008), condición que permite que el Hg sea adsorbido en mayor cantidad, esto es debido a que los metales en estado ionizado pueden permanecer adheridos a las partículas finas con cargas negativas por intercambio iónico (ENACAL & CIRA 2008), este tipo de granulometría es característico de cenizas volcánicas, dada la ubicación del lago en el cinturón de fuego (figura 14).

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

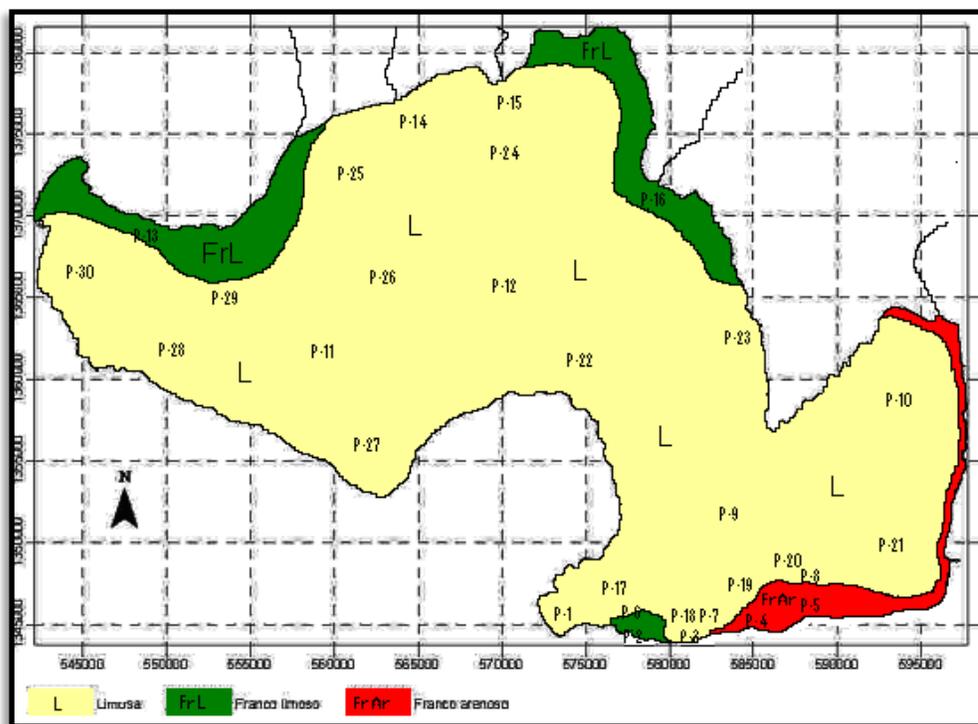


Figura 14. Composición granulométrica de los sedimentos del lago Xolotlán (ENACAL & CIRA, 2008)

Las concentraciones de HgT encontradas en los sedimentos superficiales del lago Xolotlán en este estudio comparadas con otras investigaciones coinciden en que los mayores valores de Hg se detectaron en el área cercana a la Pennwalt. Según los valores encontrados en Lacayo, et al., 1991, mostraron concentraciones de HgT de 1 600,00 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ en un sitio cercano a la Pennwalt. Otra investigación reportó valores de hasta 2 360,00 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ en esta misma zona (ENACAL & CIRA, 2008). Los otros sitios dentro del lago de ese estudio, mostraron valores no detectados por el método analizado. Sin embargo, en este trabajo los resultados muestran que el 50 % de las muestras colectadas dentro del lago exceden esta referencia, es decir; hay sitios dentro del lago que no están cerca de la Pennwalt y

presentaron concentraciones de Hg que exceden las referencias, probablemente porque son los sitios que están cercanos al complejo volcánico Momotombo.

Este problema ambiental sufrido por el lago, puede ser comparado con la experiencia ocurrida en los sedimentos de la bahía de Cartagena, Colombia; que fue fuertemente afectada con la presencia de Hg por las descargas vertidas de una planta de soda cáustica, los resultados del Hg de la investigación reflejaron que las concentraciones de Hg son aún muy altas, de $550,00 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (área de la planta) y en el promedio general de la Bahía fue de $180,00 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (Cogua, et al., 2012), a pesar de tener muchos años de no funcionar, concluyendo que el Hg es una huella continua en el agua, sedimentos y biota de las regiones influenciadas por estos tipos de descargas de contaminantes, tal como la situación dejada cuando operó la Pennwalt en nuestro país.

Otro escenario, fue la afectación que tuvo la Bahía de Minamata (Japón) con los vertidos que contenían Hg provenientes de fábrica Chisso que utilizaba MeHg en los procesos como materia prima. Un estudio encontró concentraciones por encima de los $908,00 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Fujiki, M. and Tajima, S. 1992). Aunque estas concentraciones de Hg son muy altas en comparación con las concentraciones mostrada en la zona de la Pennwalt (sitio 18), las dos condiciones son resultados de los malos manejos de estos residuos tóxicos que tienen como destino final los cuerpos de agua, afectando su ecosistema y posiblemente magnificándose hacia los niveles superiores de la cadena trófica y los humanos.

En general, si bien se encontraron concentraciones altas de Hg en el Lago, la mayoría están en el valor máximo de referencia, tal como son los casos de los sitios 6,12,14,17 incluso el punto 21, no así los sitios 18 y 19; en tanto los otros puntos ubicados en los afloramientos hidrotermales (fuentes naturales), sin causa externa aparente, podrían suponer que tienen una importante incidencia a este cuerpo de agua en cuanto a concentraciones y aunque no se cuantificó en orden

porcentual, se podría presumir que la deposición atmosférica y la presencia de éstos afloramientos termales puede tener un rol muy importante como fuente de mercurio en este cuerpo de agua, esto debido a la posición geográfica del lago dentro de la depresión Nicaragua o cinturón de fuego, asimismo por estar anclado entre dos fallas paralelas (INETER, 2004).

Cabe destacar que las concentraciones de Hg en agua, son muy bajas e incluso indetectables en estos mismos sitios (18 y 19), en cambio las concentraciones de Hg en sedimentos son mayores a las concentraciones guías; es decir, las concentraciones de Hg en agua son muy bajas en comparación con las concentraciones en sedimento, esto podría explicarse por la afinidad que tiene el Hg al material particulado (Hurley et al., 1994), como el Hg tiene la capacidad de transformarse a sus formas orgánicas, se comporta como un contaminante orgánico a pesar de ser un metal, teniendo en cuenta que los contaminantes orgánicos persistentes se adsorben sobre el material en suspensión, que tiende a sedimentarse y finalmente se acumulan en los sedimentos superficiales, pero además de la afinidad del mercurio a las partículas suspendidas, una vez se acumulan en los sedimentos, actúan como depósitos y como fuentes de Hg a la biota y los poros de agua, favoreciendo al proceso de metilación, mediado por bacterias en sedimentos, que convierten el Hg a MeHg (Mieiro, et al., 2007). La contribución típica de concentración de mercurio total en los sedimentos no excede el 1,5% de MeHg, (Ullrich, et al., 2001).

Es importante indicar que las concentraciones de Hg encontradas en los diferentes sitios dentro del lago, podrían transformarse a MeHg porque la conversión depende significativamente de las condiciones ambientales en el sistema de agua (Boszke, et al., 2002), el cual regula las tasas de adsorción-absorción en el sistema agua-sedimento, la adsorción remueve el metal de la columna de agua y luego este puede ser incorporado nuevamente; la salinidad, el pH y el potencial

redox (Eh) regulan estos procesos. Por ejemplo, si hay un incremento en la salinidad implica una competencia por mantenerse ligado a la materia orgánica. Una disminución del pH puede aumentar la solubilidad de los metales (Fiorentino, et al., 2011).

Por tal razón, se presume que la diferencia de concentraciones entre estas dos matrices es porque tal vez el Hg está presente en el material particulado y no en el disuelto, además por la sorción del tipo de granulometría del sedimento, si se toma en cuenta este último; (figura14), muestra que el segundo tipo de sedimento característico del lago es el franco limoso, el que está reflejado en verde, coincidentemente fueron en esta zonas las que presentan las mayores concentraciones de Hg.

Las concentraciones de Hg observadas en el lago, se compararon con las del área control (Moyúa), con el objetivo de valorar las variaciones de concentración de Hg de un lugar con antecedentes de contaminación por Hg y un sitio sin aparente contaminación. La concentración promedio de Hg en el sedimento de Moyúa fue de $17,43 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, este valor es muy bajo en comparación con las concentraciones en los sedimentos en algunos sitios del lago y con respecto al valor de referencia de la guía Canadiense, muestran una diferencia entre un ecosistema contaminado y otro no; sugiriendo que Moyúa tiene concentraciones de Hg de condiciones naturales. Sin embargo, el punto 9 mostró una concentración dos veces menor a esta; probablemente sea por el tipo de granulometría de los sedimentos en este sitio.

El análisis ANOVA para los datos de concentración de Hg nos indica que no hay diferencias significativas entre las concentraciones observadas en ambos muestreos ($p=0,706$; $\alpha=0,05$) (Anexo 8.2, tabla 15).

Esta homogeneidad en las concentraciones de Hg en el lago, probablemente sea por la afinidad del Hg a adherirse al material suspendido, para luego precipitarse y

quedarse confinado en el fondo, principalmente si el tipo de granulometría le favorece las condiciones para permanecer, dado que el sedimento fino como el arcilloso o limoso retiene efectivamente el Hg por largo tiempo. Este confinamiento se ha visto muy evidente principalmente en la zona de descarga de la Penwalt, donde es claro que existe una pluma de contaminación de Hg en el lago.

4.1.3 Mercurio en peces

Las concentraciones de Hg total de los peces en base al peso húmedo, oscilaron entre $4,89 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (SF9 tilapia, San Francisco. Libre) y $1\ 387,98 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (T₂ Guapote, Bocana de Tipitapa) las cuales corresponden a invierno y verano respectivamente (Anexo 8.1, tabla 7), la media de concentraciones de Hg fue de $418,78 \mu\text{g.kg}^{-1}$, pero esta varió según la especie evaluada (Anexo 8.1, tabla 8). Los valores recomendados para el consumo de pescado contaminados con Hg por la WHO, 1989; refiere $500 \mu\text{g.kg}^{-1}$ y el gobierno Japonés (JPHA, 2001) propone un valor de $400 \mu\text{g.kg}^{-1}$.

4.1.3.1 Mercurio en guapotes (*Parachromis managuensis*)

Las concentraciones de HgT de los guapotes variaron entre $541,40 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (F8, Boquerón) y $1\ 387,98 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (T2 guapote) en verano e invierno respectivamente, con una media de $832,18 \mu\text{g.kg}^{-1}$ y una desviación estándar de $201,54 \mu\text{g.kg}^{-1}$, $n=23$ (Anexo 8.1, tabla 8).

El 100% de los valores de concentración de Hg analizados en esta especie, exceden los valores de referencia de WHO y el gobierno japonés; el 25% de las muestras presentan concentraciones por encima de los $900 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (figura 15). Esta concentración prácticamente es dos veces el valor recomendado.

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

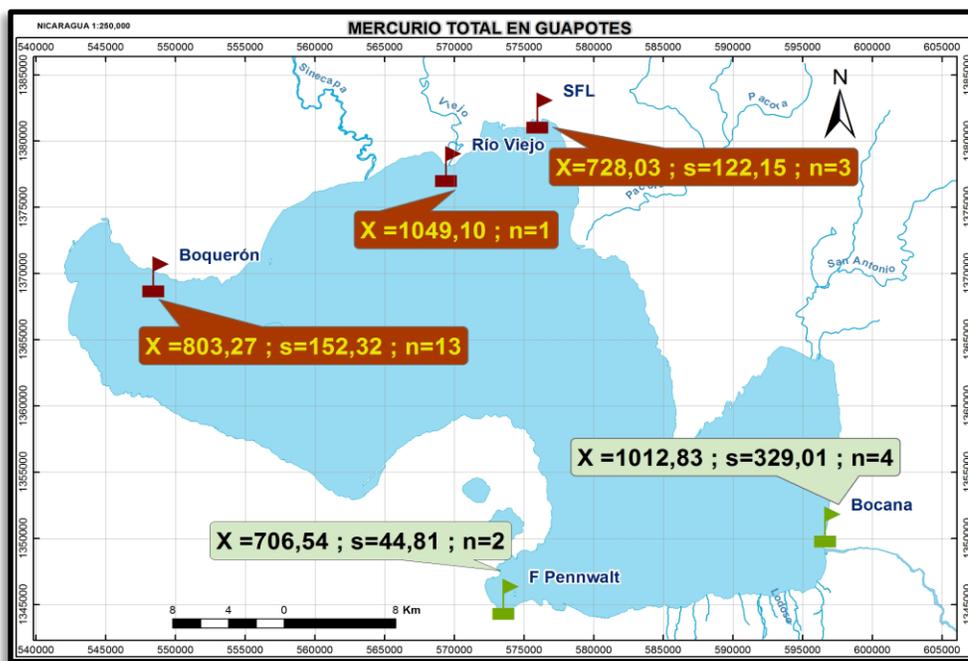


Figura 15. Concentraciones de HgT en guapotes del lago Xolotlán (2013-2014)

Algunos estudios coinciden con los resultados de esta investigación. El guapote es la especie con mayor concentración de Hg. Se encontraron concentraciones entre 420,00 y 1 450,00 $\mu\text{g.kg}^{-1}$, estando en algunos casos tres veces por encima del valor referido por la WHO, 1989, (Lacayo, et al., 1991). Otra investigación reportó concentraciones de Hg entre 110,00 y 402,00 $\mu\text{g.kg}^{-1}$, (CIRA, 2007). La procedencia de las muestras para ambos estudios fueron en los alrededores donde operó la antigua Pennwalt.

Posiblemente las altas concentraciones de Hg encontradas en estas especies están asociadas a sus hábitos alimenticios, dado que estos peces son carnívoros por excelencia; ocupando la cúspide de la cadena trófica, por ello tienden a tener mayores concentraciones de Hg que los peces de niveles tróficos más bajos, como los herbívoros (Ikingura, J.R and Akagi, H. 1996).

Además, hay que tomar en cuenta que los peces presentan una disposición para acumular mercurio orgánico, debido a la alta solubilidad de este metal en los lípidos. Se ha encontrado que la concentración de Hg en peces puede ser desde diez mil a cien mil veces mayor a la que se puede encontrar en el propio sustrato de su alimento. (Marcano, V., & Troconis, A.R, 2001).

No se encontró evidencia de una correlación entre la concentración de Hg y el peso de esta especie ($p=0,861$, $\alpha=0,05$), ni entre concentración de Hg y la longitud ($p=0,719$, $\alpha=0,05$), (Anexo 8.2, tabla 23).

Los valores de concentración de Hg en esta especie difiere en comparación con las muestras de los peces colectados en el área control, dado que en Moyúa mostraron concentraciones de Hg en promedio de $285,21 \mu\text{g.kg}^{-1}$, con una desviación de $122,44 \mu\text{g.kg}^{-1}$; para $n= 6$; y en el área de estudio de esta tesis, las concentraciones de Hg observadas exceden los $500,00 \mu\text{g.kg}^{-1}$ para todos los individuos analizados, a pesar de ubicarse en los niveles superiores de la cadena trófica, pareciera que el hecho de no estar afectada Moyúa directamente con Hg, no permite alcanzar los mismos niveles de Hg que los guapotes del lago, sin embargo las concentraciones encontradas son importantes, lo que sugiere que de alguna manera el ambiente mismo y la ubicación trófica de esta especie le podrían proporcionar las condiciones para acumular el Hg.

El análisis estadístico del conjunto de datos nos indica que los resultados no muestran diferencias significativas en las concentraciones observadas entre el primer y el segundo muestreo ($p=0,734$; $\alpha=0,05$) (Anexo 8.2, tabla 17). Estas concentraciones de Hg en guapotes son similares en el tiempo (figura 22), lo que debería ser una advertencia por las altas concentraciones encontradas en ellos, puesto que esta especie es una de las más abundantes en la pesca en el lago, lo que podría representar un riesgo por el consumo por el alto contenido de Hg principalmente en invierno, porque en este período los pescadores tienen mayor

abundancia de pesca de los diferentes peces; según INPESCA en el 2013, el inventario de comercialización de peces del lago refleja que la mayores ventas se registran entre septiembre a noviembre, dato que se consultó y corroboró con los pescadores.

4.1.3.2 Mercurio en laguneros (*Parachromis dovii*)

Las concentraciones de HgT de los laguneros, variaron desde 324,34 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (SF1, San Francisco Libre) hasta 1 118,42 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (Q11, Bocana de Tipitapa) ambos datos son de verano, con una media de 582,06 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ y una desviación de 245,65 $\mu\text{g.kg}^{-1}$; n=11 (Anexo 8.1, tabla 8).

En la primera campaña se analizó una muestra de esta especie, reportando una concentración de Hg de 863,53 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (Bocana de Tipitapa). Esta concentración está por encima de las referencias para consumo (WHO, 1989 : JPHA, 2001); por tanto, en verano se recolectaron más muestras (n=10), en las cuales se observaron que el 45% sobrepasan los 500 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ y el 81% los 400 $\mu\text{g.kg}^{-1}$; en general, más del 70% de los datos representan una tendencia de acumulación del Hg en esta especie, esto es quizás porque el lagunero proviene de la misma familia que el guapote, lo que difieren es en la especie pero tienen características alimenticias similares. Esta especie al igual que el guapote es piscívora, ubicándose en los niveles superiores de la cadena alimenticia (figura 16).

La concentración de Hg en esta especie sugiere que la misma debe ser objeto de estudio para futuras investigaciones, dado que esta especie no ha sido estudiada y además es una de las especies que más consumen los pobladores. Es de esperarse que las concentraciones de Hg sean similar al del guapote; pues esta especie al igual que la anterior muestran altos valores de concentración en los diferentes sitios donde se colectaron las muestras.

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

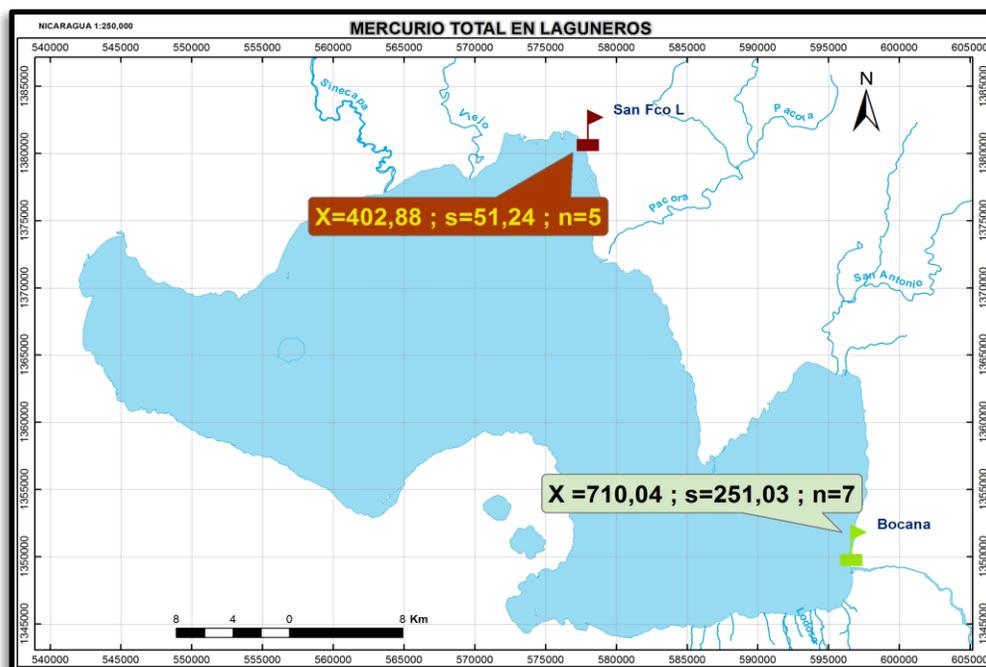


Figura 16. Concentraciones de HgT en laguneros del lago Xolotlán (2013-2014)

Estadísticamente los datos analizados, no presentan evidencia de una correlación entre la concentración del Hg y el peso de esta especie ($p=0,419$, $\alpha=0,05$), ni entre la concentración del Hg y la longitud ($p=0,589$, $\alpha=0,05$), pues independientemente que el pez se encuentre poco o mucho tiempo expuesto tendrá capacidad para bioacumularlo (Anexo 8.2, tabla 24).

4.1.3.3 Mercurio en mojarra (*Amphilophus citrinellus*)

Las concentraciones de HgT de las mojarra, estuvieron en el rango de 29,53 (V3, frente a la Penwalt) a 557,28 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (B2, San Francisco Libre), en verano, con un promedio de 293,04 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ y una desviación de 141,55 $\mu\text{g.kg}^{-1}$; $n=23$ (Anexo 8.1, tabla 8).

Estas concentraciones de Hg en comparación con los valores referidos por las guías de consumo humano de la WHO y el gobierno Japonés (WHO, 1989: JPHA, 2001) exceden en un 8% y 17% respectivamente.

Un estudio de Hg en el lago, observó concentraciones de Hg en las mojarra muy por debajo de lo que sugiere la WHO, indicando que esta especie no representa una preocupación para la salud humana (Lacayo, et al., 1991). En el 2007, otra investigación observó en esta especie concentraciones de Hg desde 13,00 hasta 190,00 $\mu\text{g.kg}^{-1}$, sugiriendo el consumo de esta especie, dado que los bajos niveles encontrados no representan un daño potencial para la salud humana (CIRA, 2007). No obstante, en el 2008, se encontró que esta especie presentaba una de las concentraciones más altas del estudio con 183 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (en la Bahía de Miraflores), pero estos valores no superan las referencias de consumo de pescado con Hg (ENACAL & CIRA, 2008) y está por debajo de las concentraciones de Hg encontrados en esta tesis.

En adición, diferentes estudios del contenido de Hg en esta especie han mostrado un nivel aceptable para consumo, sin embargo para esta tesis hay casos en las que las concentraciones de Hg exceden las guías (figura 17).

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

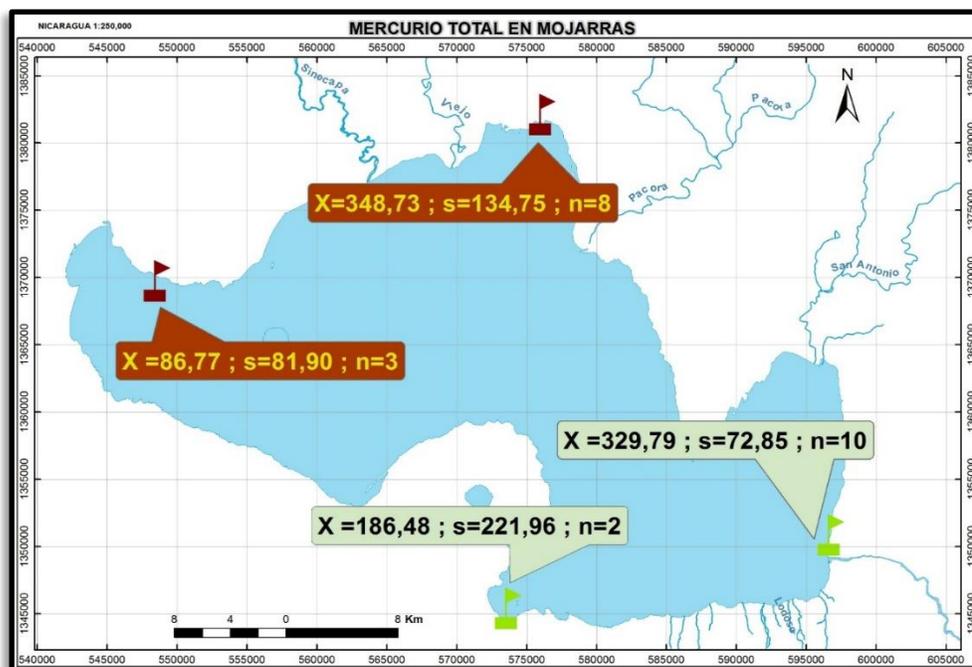


Figura 17. Concentraciones de HgT en mojarra del lago Xolotlán (2013-2014)

Se encontró que existe una pobre relación lineal entre la concentración del Hg y el peso de esta especie ($p=0,01$, $r=0,524$; $\alpha=0,05$; $y=0,684x+95,351$; $R^2=0,275$); y entre la concentración del Hg y la longitud ($p=0,005$; $r=0,570$; $\alpha=0,01$; $(y=0,29775x-345,44$; $R^2=0,324)$) (Anexo 8.2, tabla 25), indicando un comportamiento similar a lo que sugieren Oppong, et al., 2010, los cuales indican que en los niveles tróficos más bajos la relación es menor y entre más tiempo está expuesto más tiende a acumular (figura 18).

Cabe mencionar que el conjunto limitado de datos generados en este estudio no permite establecer que la causa de la relación encontrada sea por las referencias mencionadas, pero es claro que ocurre una situación contraria de las dos primeras especies analizadas; sin embargo esta condición se puede deber a que la acumulación en los peces está muy relacionada también a las condiciones del medio, es decir la acumulación no solamente depende de los altos niveles tróficos

sino también a los hábitos alimenticios, a la calidad del alimento y a la disponibilidad del Hg en la zona donde permanece, a la oportunidad de caza, al metabolismo de las especies, etc.

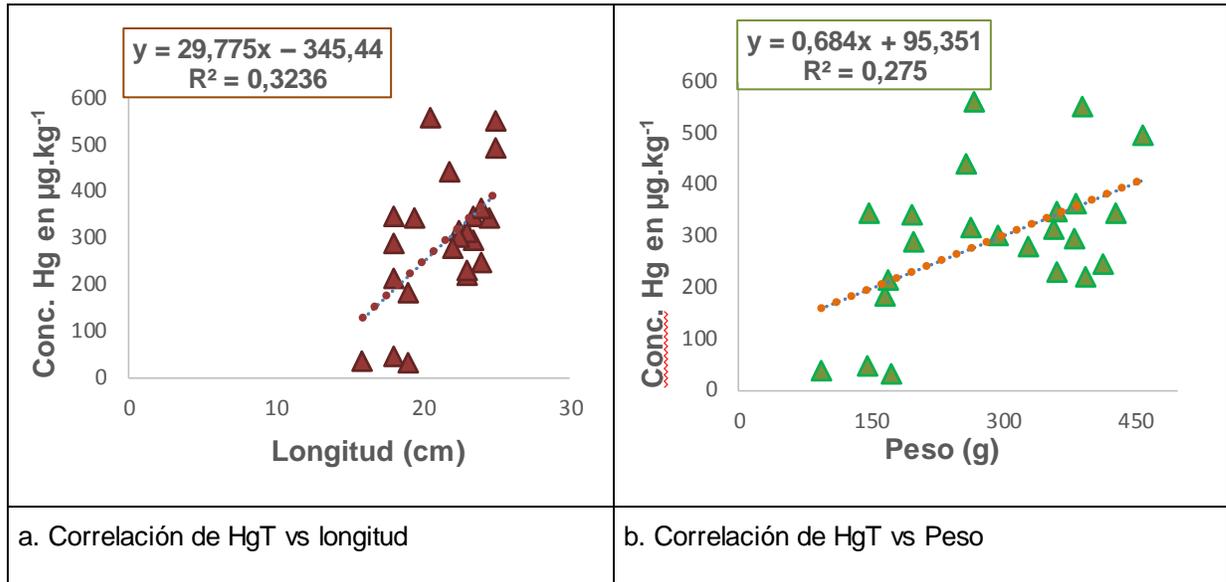


Figura 18. Correlación de las concentraciones de HgT con la longitud y peso de las mojarras

4.1.3.4 Mercurio en tilapias (*Oreochromis sp.*)

En contraste con el resto de las especies analizadas, las concentraciones de Hg en las tilapias muestran valores muy diferentes, porque el rango de concentraciones Hg peso húmedo, se reportaron entre $4,89 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (SF9, San Francisco Libre) hasta $53,76 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (T4, Bocana de Tipitapa) en verano e invierno respectivamente, con una media de $19,85 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ entre las dos estaciones y una desviación $12,80$; para $n=23$ (Anexo 8.1, tablas 7 y 8).

Estos valores de concentración de Hg, están muy por debajo de las concentraciones encontradas para las otras especies estudiadas y hasta 10 veces menor que los valores referidos por la WHO y JPHA (figura 19).

Las concentraciones de Hg en tilapias de esta tesis en comparación con las encontradas en un estudio previo, mostró valores de concentración menores que el $<ld$ ($0,82 \mu\text{g.kg}^{-1}$) hasta $119 \mu\text{g.kg}^{-1}$, estas concentraciones están muy por debajo de los límites permitidos por las guías internacionales de salud pública en todos los sitios de pesca evaluados (Gutiérrez, M.A., 2001); así mismo, se comparó con otros resultados que expresan datos de menor al límite de detección $<ld$ ($2,0 \mu\text{g.kg}^{-1}$) a $24,00 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (ENACAL & CIRA, 2008), coincidiendo con los datos encontrados en esta tesis.

En comparación con las concentraciones encontradas en las tilapias de un lago de Tanzania altamente contaminado con Hg por actividades mineras, el cual muestra los valores para esta especie entre $1,80$ y $16,90 \mu\text{g.kg}^{-1}$, a pesar de estar expuesta a un medio contaminado no presentan acumulación del Hg, la posible explicación a esta situación podría ser atribuida a los diferentes hábitos alimenticios en los individuos (Ikingura, J.R. and Akagi, H. 1996); además, las tilapias son consideradas especies que tienen la capacidad de tolerar sustancias tóxicas, por su alta eficiencia de desasimilación para este tipo de sustancias (Saavedra, et al., 1996); revelando así, que la bioacumulación del mercurio en esta especie es mucho menor que en las otras tres especies estudiadas, permitiendo un consumo más abierto; por tanto los valores reportados de HgT en este estudio son de la misma tendencia con otros estudios realizados a esta especie tanto a nivel nacional como internacionalmente.

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

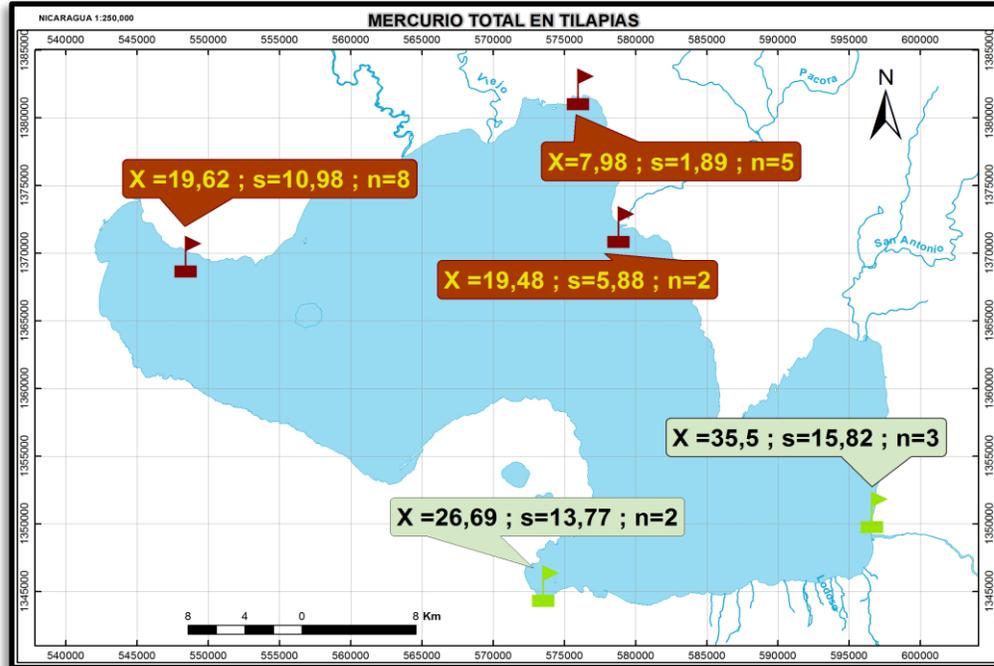


Figura 19. Concentraciones de HgT en tilapias del lago Xolotlán (2014-2014)

Ahora bien, estadísticamente se encontró correlación entre la concentración del Hg y peso de esta especie ($p=0,046$; $r=0,451$; $\alpha=0,05$; $y=0,041x+5,164$; $R^2=0,203$) (figura 20), pero en el contraste con la concentración del Hg y la longitud ($p=0,158$; $\alpha=0,05$) no están relacionadas. Esto podría ser porque el peso medido no es entero es sin las vísceras, o por que la longitud medida a los pescados fueron similares (Anexo 8.2, tabla 25), no obstante; la cantidad de muestras no permite establecer un comportamiento, sino una posible tendencia que puede variar de acuerdo a la cantidad de individuos analizados, ya que la acumulación del Hg en los peces depende de muchos factores.

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

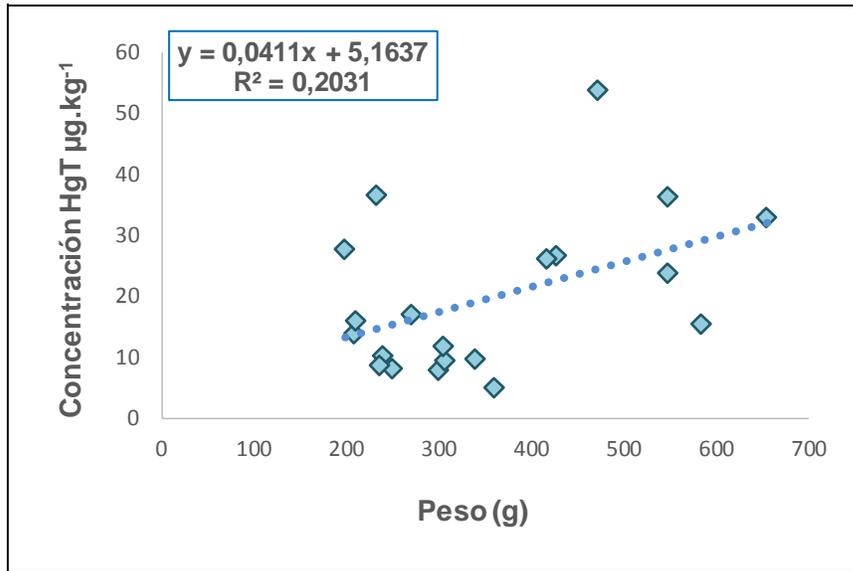


Figura 20. Gráfico de correlación de HgT y peso de las tilapias estudiadas

Un estudio previo de Hg en mojarra y guapotes del lago Xolotlán, no observó relación lineal entre las variables de concentración del Hg y el peso, esto se debe probablemente porque no se colectaron muestras de peces con más de 100 g de peso (McCrary, et al., 2006), coincidiendo estos resultados con los encontrados en los guapotes de este estudio, sin embargo para las mojarra si se mostró una relación pero muy pobre, posiblemente porque se incluyó muestras de mayor diversidad de peso, aunque la cantidad de muestras estudiadas en esta tesis no permite ser concluyente.

Aunque la relación entre la longitud del pez y los niveles de Hg en el tejido están bien establecidos (Cizdziel, et al., 2002), muchas investigaciones previas han atribuido esta relación al incremento de la edad del pez y del nivel trófico. Sin embargo, la concentración de HgT y las variables longitud y peso de los pescados, no presentaron una relación bien marcada en 3 de las 4 especies de pescado evaluadas.

Presumiblemente, esto se debe principalmente a la forma de acumulación del Hg en los peces, porque dependen de los efectos combinados de la abundancia, de la disponibilidad del Hg inorgánico en el sedimento/agua, interacción trófica y velocidad de transformación del Hg a MeHg en adición de la acumulación de especies específicas y de la variación estacional (Jackson, T.A., 1990), sin embargo, los hábitos alimenticios de las especies estudiadas en esta investigación parecieran ser la razón de que las mayores concentraciones de Hg se hayan observado en peces que se alimentan de los niveles superiores de la cadena trófica.

Además, la manera como se distribuye el Hg dentro del cuerpo depende de las especies de peces y de las propiedades del metal. Adicionalmente las características físico-químicas y vías de absorción dominantes, son factores importantes que determinan la biodisponibilidad y estructura de acumulación. Incluso, los animales de naturaleza sedentaria o de poca movilidad tienden a presentar más cantidad del Hg que los migratorios, porque va a depender del tiempo de exposición al contaminante (Verta, M., 1990). Como ya se ha mencionado en la literatura, los tejidos de pescados tienen alta capacidad de bioacumular las formas inorgánicas y orgánicas. Además, la acumulación del Hg en diferentes tejidos de peces depende en gran medida del rol fisiológico y de la habilidad de regularlo.

Otros investigadores, han encontrado similares velocidades de bioacumulación de Hg en ecosistemas acuáticos y las diferencias en las concentraciones de Hg de tejidos de peces se atribuyen a las diferencias de Hg en la base de la cadena alimenticia, probablemente, impulsados por las tasas netas de metilación y de los insumos de Hg (Campbell, et al., 2003), probablemente se tiene que considerar todos estos aspectos para entender la dinámica de acumulación del Hg en las diferentes especies de peces en el Lago Xolotlán.

Aunque hay numerosos estudios que reportan una buena correlación entre estas variables principalmente en especies carnívoras y pobre correlación en las especies de peces herbívoras (Oppong, et al., 2010); un estudio de Hg en diferentes especies de peces en Ghana, encontró correlación entre concentración de Hg versus peso del pez en 2 de 6 especies estudiadas. Se observó que algunas especies pequeñas de peces en términos de peso corporal tenían significativamente concentración de HgT más alta que peces de gran tamaño, posiblemente al hecho que los peces pequeños tienden alimentarse del bentos; por lo tanto, están expuestos al Hg confinado de los sedimentos (Kwaansa, et al., 2010). Otro autor, sugiere que hay 5 factores que controlan la acumulación de Hg en peces de agua dulce, estos son la materia orgánica, pH, cambios estacionales, variaciones regionales y condiciones hidrológicas (Lindqvist, et al., 1991).

Las altas concentraciones de HgT encontradas en 3 de las 4 especies evaluadas, sugiere una advertencia en cuanto al grado de afectación que puede tener a la salud de las personas que su dieta es principalmente a base de pescado provenientes del lago Xolotlán, porque las concentraciones de Hg en el cuerpo del pez es un bioindicador que proporciona indicaciones sensitivas de polución acuática como el potencial impacto en la salud de los organismos.

Por tanto, se deben tomar decisiones más enérgicas basadas en lo encontrado en esta tesis, ya que muchos reportes recientes alrededor del mundo indican que las concentraciones de Hg en peces marinos y de agua dulce exceden los valores de salud pública internacionalmente recomendados porque, ha sido estimado que entre 95-99% del mercurio total en peces puede corresponder a MeHg (Wiener, J.G. and Spry, D.J., 1996).

Es importante tomar en cuenta esta relación entre el HgT y el MeHg, porque se encontraron concentraciones superiores a los valores recomendados por la WHO y JPHA, tanto en guapotes como en laguneros; la exposición al metilmercurio en

humanos proviene casi exclusivamente de consumo de peces (Fitzgerald, W.F. & Clarkson, T.W., 1991). El problema del MeHg radica en que los compuestos orgánicos de Hg son más tóxicos que las sales de mercurio inorgánico, debido a su alta solubilidad en los lípidos, el cual incrementa el potencial de captación biológica y bioconcentración.

Algunos estudios han valorado como se acumula el MeHg en peces, y han determinado que los peces de agua dulce tienden a acumular más el Hg que las variedades de especies marinas. Esto es, porque las características de los cuerpos de agua dulce estimulan a las bacterias sulforeductoras para la producción de Hg, consecuentemente los altos niveles de este compuesto son tóxicos para los humanos.

Los resultados de esta investigación muestran concentraciones de Hg en peces por encima de los $500 \mu\text{g.kg}^{-1}$, ya que estos niveles significan un peligro latente para la salud de las poblaciones que consumen frecuentemente guapotes y laguneros, estos resultados deberían ser de advertencia, ya que hemos conocido de situaciones como las vividas en la Bahía de Minamata, Japón; que sufrieron envenenamiento por Hg en muchas personas por el consumo de pescado contaminado con MeHg. Durante 1950, 111 personas de la ciudad de Minamata en Japón murieron o experimentaron desordenes por comer pescado contaminado con altas concentraciones de MeHg, por encima de 40 partes por millón (comparados con los límites establecidos por la FDA de 1ppm). En este caso, la contaminación de la Bahía fue dada por la industria manufacturera Chisso, lo que ocasionó la enfermedad en 1956 por el vertido de residuos conteniendo una considerable cantidad de Hg inorgánico y MeHg (Matsuyama, et al., 2014).

El análisis estadístico de las concentraciones de Hg de cada especie, se encontraron que si existen diferencias significativas ($p=0,000$; $\alpha=0,05$). Esto se pudiera explicar por el hecho de que cada una de estas especies evaluadas tienen

hábitos alimenticios distintivos, y por tanto diferentes metabolismos que permiten o no bioacumularlo; en principio tanto los guapotes como los laguneros son carnívoros por excelencia, en tanto las mojarra son omnívoras, posiblemente estos hábitos alimenticios permiten que en algunos individuos excedan las concentraciones guías y otros no, asimismo el régimen alimentario de las tilapias en ambientes originarios es a base de fitoplancton y detritus orgánicos y su capacidad de eliminar sustancias tóxicas como el Hg lo que le disminuye su capacidad de bioacumularlo, eventualmente todos estos factores se ven reflejados en la interpretación estadística de los resultados (Anexo 8.2, tabla 16).

Los promedios de concentraciones de HgT de cada especie; tienden a tener comportamientos diferentes, las especies de pescados que muestran mayores concentraciones de HgT son los guapotes, y la mediana de ellos se ve bien representada en el diagrama de cajas y bigotes (figura 21), quedando fuera del conjunto de valores solo un dato, similar es el caso de los laguneros que aunque alcanza en algún momento un valor de $1000 \mu\text{g.kg}^{-1}$, la mayoría de datos están representados por la mediana, sin embargo para los valores de las mojarra hay varios datos que están fuera de la mediana ya sea que son mayores o menores y no así las tilapias que el conjunto de datos se representa con la mediana, a excepción de una de las muestras, por tanto de las 4 especies estudiadas tres se representan bastante bien por las medianas encontradas para cada caso (guapotes, laguneros y tilapias).

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

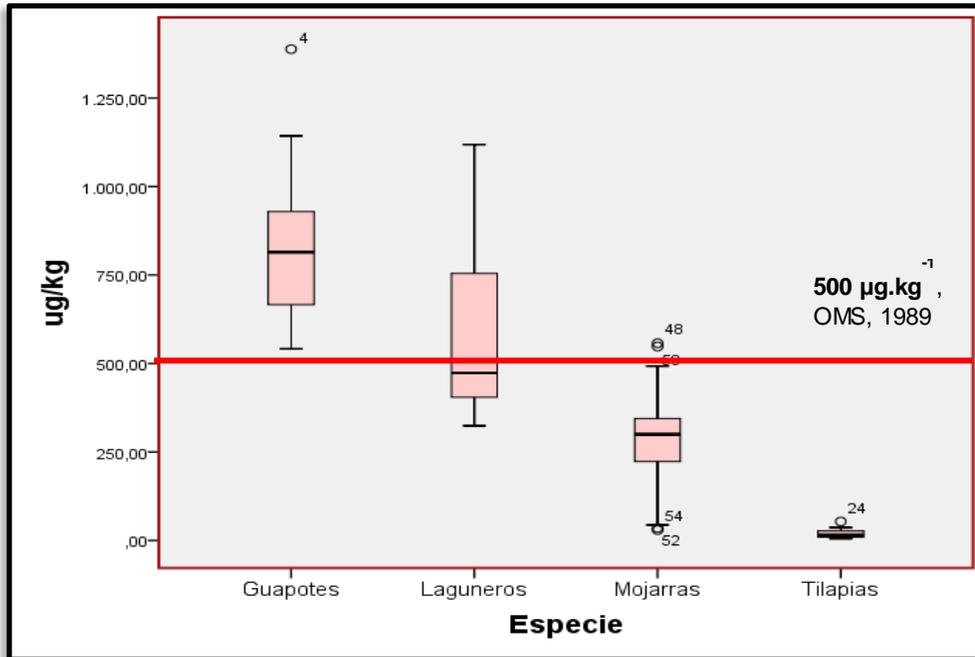


Figura 21. Concentraciones de HgT para cuatro especies de peces colectadas en diferentes sitios del lago Xolotlán.

Las concentraciones de HgT variaron en las diferentes especies de peces estudiadas, porque probablemente reflejan el comportamiento de los niveles de exposición ambiental y de alimentación.

Posiblemente esta variación de concentraciones de HgT entre especies, se puede atribuir a los mecanismos y tasas de acumulación y eliminación del MeHg, ya que depende de las características biológicas específicas de cada especie como también las propiedades físicas, químicas y/o biológicas de los sistemas acuáticos. La tasa metabólica y el contenido de lípidos son los factores más importantes que determinan la tasa de acumulación y eliminación del MeHg. La vida media biológica del Hg depende de cada organismo. El proceso de biomagnificación del Hg en los ambientes acuáticos aparentemente constituye una función de la posición de cada especie en la cadena alimentaria. Una comparación

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

de peces que difieren en especie, medida y hábitos alimentarios confirma que la captación de Hg a través del alimento es más importante que la captación directa procedente del agua (Marcano, V., & Troconis, A. R, 2001). Las variaciones de concentración de Hg entre especie y entre muestreo se aprecian en la figura 22.

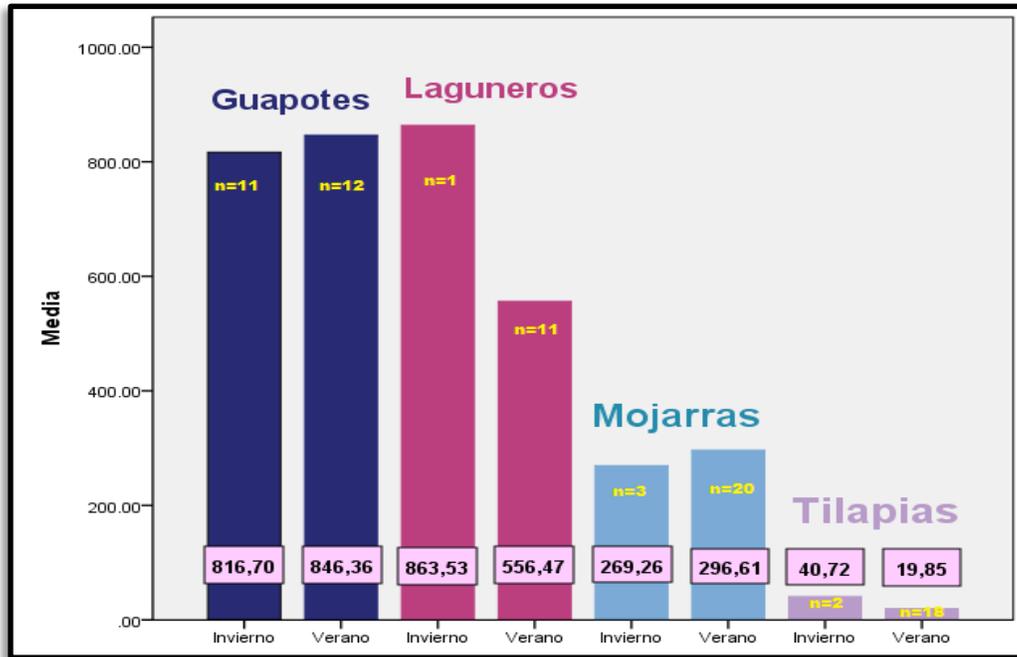


Figura 22. Concentraciones de HgT ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) por campaña de muestreo por especie (2013-2014)

Los estudios de riesgo del MeHg en peces para la Ingesta Semanal Tolerable Provisional (PTWI, por sus siglas en inglés) es de $1,6 \mu\text{g}$ de MeHg /kg peso corporal por semana (FAO/OMS, 2003). Se aplicó el cálculo a los promedios de concentración de HgT del guapote y el lagunero, que son las especies de mayor contenido de Hg.

Para los guapotes: con promedio de $832,18 \mu\text{g.kg}^{-1} / 1000 = 0,832 \mu\text{g.g}^{-1}$ por $0,95$, resultando $0,79 \mu\text{g.g}^{-1}$ de MeHg; el cálculo de la ingesta semanal para los datos sería: $[(0,79 \mu\text{g.g}^{-1} \text{ de MeHg}) \times (300 \text{ g consumo de carne de guapote por semana,$

estimado según consulta a los pescadores) / 60 kg (promedio de peso corporal estándar del ser humano, según OMS)] = la **PTWI=3,96 µg/kg/semana**.

Para el lagunero, con promedio de $582,06 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}/1000 = 0,582 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, aplicando el factor (0,95), resultando $0,55 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de MeHg), el cálculo de la ingesta semanal para los datos sería: [($0,55 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de MeHg) x (300 g consumo de carne de guapote por semana) / 60 kg (promedio de peso corporal del ser humano)] = la **PTWI=2,77 µg/kg/semana**.

Resultando, que el valor de la ingesta tolerable para el guapote está dos veces por encima de lo referido, y el del lagunero 1,5 veces; estos valores encontrados indican una advertencia principalmente para las mujeres embarazadas, niños lactantes; porque es la población más sensible a mostrar una afectación por exposición al consumo de pescado con Hg, en conjunto porque este valor encontrado de PTWI fue calculado con el promedio de la frecuencia de consumo de peces por los pescadores (300 g), pero en la práctica muchas de las poblaciones aledañas al lago consumen diariamente pescados (principalmente guapotes y mojarras), en cantidades probablemente mayores al promedio de frecuencia utilizado para calcular el PTWI.

De manera que estos valores encontrados, deberían ser una advertencia, debido a que la dieta principal de los pobladores de la zonas costeras del lago Xolotlán es el pescado, de hecho la frecuencia de consumo es al menos de 3 veces a la semana y para los que realizan la pesca es todo el tiempo, por tanto esta situación a futuro podría representar un problema para la salud. Los efectos por consumo MeHg proveniente de los peces podría ocasionar efectos neurotóxicos sobre las funciones motoras y daños citogenéticos, mucho de estos daños han sido encontrados en poblaciones expuestas a bajos niveles de Hg por largos períodos de tiempo (Boischio, et al., 1995; Lebel, et al., 1996; Amorin, et al., 2000 y Dolbec, et al., 2000).

4.2 Características físico-químicas de las aguas

4.2.1 Parámetros físicos de campo

4.2.1.1 Temperatura

La temperatura del agua superficial en el área de estudio variaron entre 27,5 °C (puntos 16) y 70,0 °C en los termales de Tipitapa (punto 8) en verano e invierno respectivamente; con un promedio de 33,48 °C y una desviación de 12,48 °C (Anexo 8.1, tablas 9 y 10).

Los mayores valores de temperatura observados, corresponden a las aguas de los sitios donde se ubican termales o circundantes a estas afloraciones; en los puntos 3, 4 y 5, a pesar de no ser fuente directa de aguas calientes están situados en lo que se conoce como complejo volcánico Momotombo, por lo que los datos de los sitios dentro de este complejo podrían verse afectado por estas afloraciones. Las aguas de los puntos 3, 4, y 5, a pesar de ser fuentes de agua domésticas estas mostraron valores por encima de los 30 °C (figura 23).

Los sitios donde se recolectaron muestras directas de estos termales mostraron los valores más altos de temperatura, esto podría estar relacionado a la estructura geológica, debido a que las rocas de esta área corresponden a formaciones del terciario y cuaternario, piroclástos y flujos lávicos que dieron lugar a estas estructuras geológicas y se caracterizan por alcanzar altas temperaturas.

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

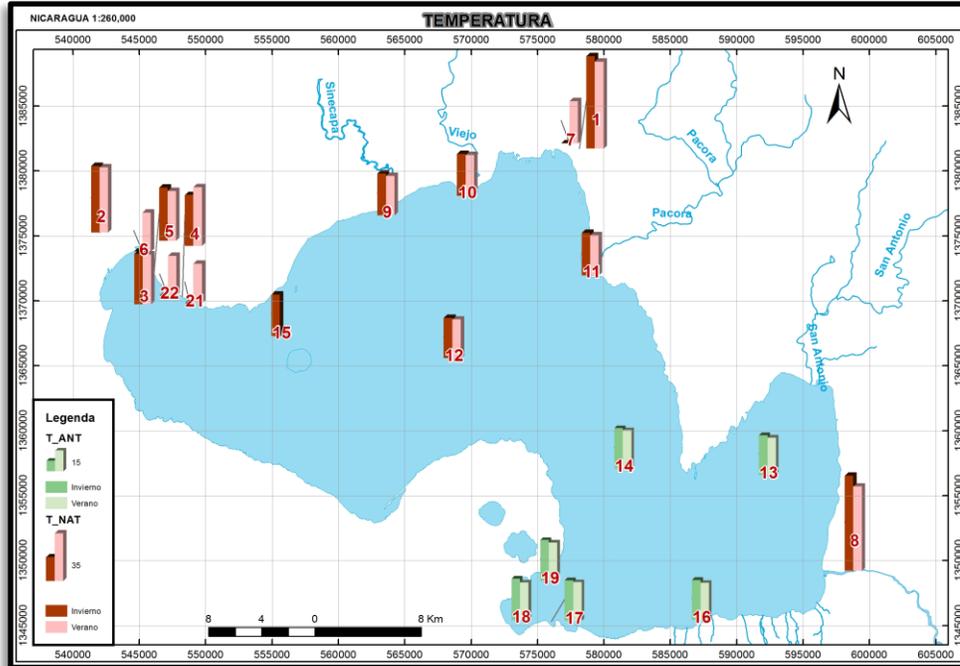


Figura 23. Valores de temperatura de las aguas del área de estudio (2013-2014)

La incidencia de la temperatura en los procesos de metilación del Hg en ambientes acuáticos se da entre 33-45°C, el cual es considerado ideal para estimular la producción bacteriológica responsable de los procesos de metilación (Wood, et al., 1968). Sin embargo, los valores de temperatura obtenidos de fuentes termales muestran valores altos, pero dichas temperaturas son características de estos afloramientos y además estas son más altas que las requeridas para la metilación.

En cambio en las aguas de los sitios dentro del lago donde no hay incidencia termal, los valores de temperatura variaron de 27,0 °C a 31,0 °C. El promedio de los datos observados en invierno de estos puntos fue de 30,3 °C con una desviación estándar 0,6 °C y para verano de 28,6 °C, con un desviación de 0,7 °C, por ello se podría afirmar una ligera variación comparado con otros estudios, los cuales reportaron temperaturas promedio de 29,1 °C (Montenegro, S., 1991) y

29,0 °C (Erickson, 1995), indicando que los datos obtenidos se comportaron en ese mismo rango.

La correspondencia de los valores de temperatura con las concentraciones de HgTD, indica una relación lineal entre estas variables para los datos dentro del lago en invierno ($p=0,001$; $r=0,847$; $\alpha=0,01$; $y=1,178x+29,567$; $R^2=0,718$) (figura 24); sin embargo, en verano no se observó relación ($p=0,256$; $\alpha=0,05$) y esto tal vez sea el resultado de coleccionar más muestras en otros sitios en esta época que no se contemplaron en invierno o porque en invierno hay varios valores de concentración de HgTD que están menor que el límite de detección (Anexo 8.2, tabla 27) .

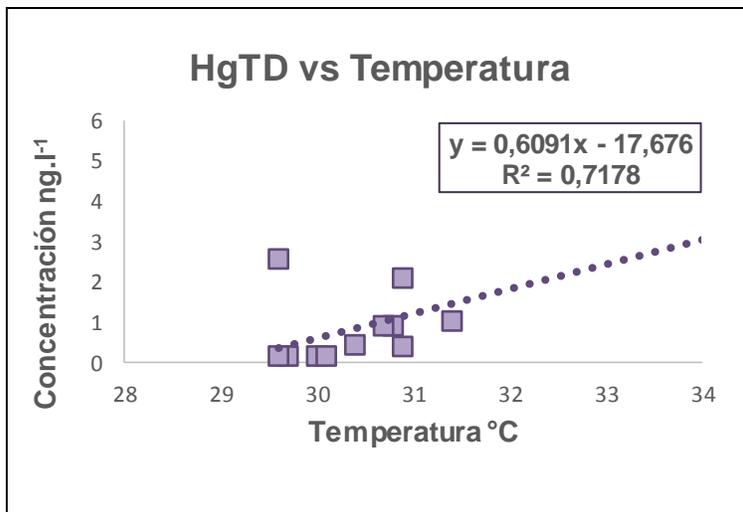


Figura 24. Gráfico de correlación de temperatura y concentración de HgTD en ng.l⁻¹

El análisis de varianza del conjunto de datos de temperatura, sugiere que no existen diferencias significativas entre campañas de muestreo ($p=0,488$; $\alpha=0,05$), por lo que se podría asumir un comportamiento estable, de hecho esta prueba

confirma lo encontrado en los otros estudios mencionados, dado que la fluctuación de los datos son similares (Anexo 8.2, tabla 18).

4.2.1.2 pH

El pH regula: la mineralización; las formas de vidas acuáticas y bacterianas que pueden sobrevivir en el medio acuático de acuerdo a la tolerancia al pH; y la solubilización y/o precipitación de compuestos inorgánicos, lo que le confiere movilidad del agua subterránea (Tarradellas, et al., 1996).

Los valores obtenidos de pH en ambas campañas de muestreo para el área de estudio variaron entre 6,78 (punto 2) a 9,10 unidades de pH (punto 13) ambos medidos en verano, con una media de 8,24 unidades de pH y una desviación de 0,78 (Anexo 8.1, tablas 9 y 10).

Los valores de pH en las aguas provenientes de los pozos en el complejo Momotombo y termales variaron entre 6,78 (punto 2) a 8,4 unidades de pH ambos valores medidos en verano, caracterizándose estas aguas como neutras.

No obstante, los valores de pH en el lago variaron entre 7,34 (punto 10) en invierno a 9,10 unidades (punto 13) en verano, con una media de 8,24 unidades y una desviación de 0,79.

Estos valores del pH en el lago, son probablemente influenciados por la tasa de evaporación del mismo (entre 118,9 y 344,2 mm: ENACAL & CIRA, 2008); este comportamiento es característico de los meses más calientes, lo cual provoca que el balance hídrico sea negativo y por consiguiente el pH aumente debido a la reconcentración de los iones en el agua, aunque en el caso del punto 13, se presume que sea por los vertidos de agua residual de la planta procesadora de pollos ubicada en ese lugar, ya que muestra el valor más alto en comparación con los otros datos del lago (figura 25).

Los valores de pH de estudios anteriores, (Lacayo, et al., 1991; Procter & Redfem, 1995), variaron de 9,24 a 9,55 y de 9,37 unidades de pH respectivamente, por lo que las aguas del lago fueron caracterizadas alcalinas; sin embargo, en este estudio se encontraron valores de pH mucho menores que en esas investigaciones, posiblemente porque entró en funcionamiento la planta de tratamiento de aguas residuales de Managua en el 2009.

Estos valores de pH medidos en las aguas del lago, no permiten que el Hg esté disponible, porque para que pueda estarlo, las condiciones de pH son entre 5,5 a 6,5 unidades, por lo que limita el pase del sedimento hacia la columna de agua (Cogua, et al., 2012), pues este favorece no solo al Hg sino a todos los metales, también porque este tiende a ser más a fin al material suspendido, esta asociación con el material particulado es debido al carácter insoluble de la mayoría de las especies químicas del Hg, en general porque cuando hay mayor presencia en la fracción suspendida o particulada hay menor fracción soluble, donde al parecer el carácter ácido determina una mayor solubilidad y por consiguiente una mayor concentración del Hg en forma disuelta (Pérez, A. P, 2002).

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

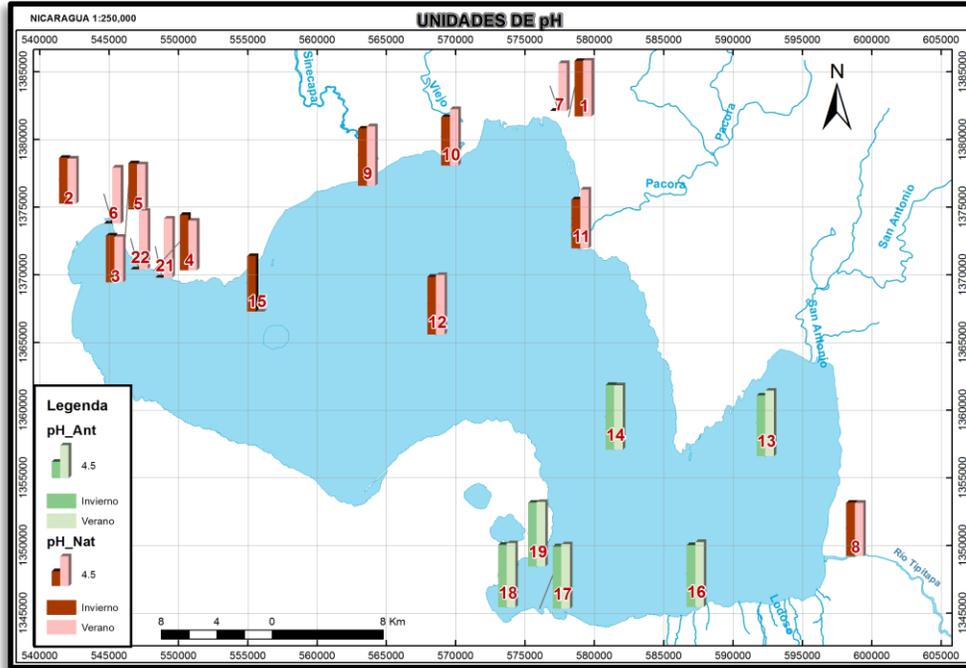


Figura 25. Valores de pH en las aguas del área de estudio (2013-2014)

Muchos estudios incluyen el pH, por la relación que tiene esta variable en los procesos de metilación del Hg en los sedimentos (Parks, et al., 1986). En los ecosistemas acuáticos el valor de pH entre 4,7 y 6,0 unidades favorece las condiciones físicas y químicas para metilar el Hg (Torres R. & Gutiérrez F., 2001), por ello este estudio relaciona el pH con concentraciones de HgTD.

Es importante mencionar que el pH en el agua determina la solubilidad y disponibilidad biológica de los constituyentes químicos en el agua incluyendo el del mercurio (Kocman, et al., 2010), además bajo ciertas condiciones, el mercurio puede ser liberado del sedimento hacia la columna de agua a pH bajos o de la fracción particulada hacia la fracción soluble, quedando biodisponible para la biota, este proceso puede ocurrir debido a cambios en el pH del lago.

El análisis estadístico nos mostró que no existen diferencias significativas entre las unidades de pH y las concentraciones de HgTD tanto en invierno ($p=0,782$; $\alpha=0,05$), como en verano ($p=0,051$; $\alpha=0,05$); (Anexo 8. 2, tabla 28); este escenario probablemente se deba a la cantidad de muestras colectadas, o por la dilución ocasionada por la precipitación del invierno, porque hay varios puntos que no detectaron concentraciones de Hg (valores menores que el límite de detección) en las muestras de aguas colectadas para el análisis de HgTD.

El análisis de ANOVA ($p=0,108$; $\alpha=0,05$), muestra que los datos no tienen diferencias significativas con respecto a las muestras colectadas en las campañas de muestreo, para los valores de pH (Anexo 8.2, tabla 19).

4.2.1.3 Conductividad Eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) es la expresión de las concentraciones de sales en el agua. Los valores medidos en ambas campañas en las aguas del área de estudio variaron entre $164,3 \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ en invierno (punto 11) a $1\ 999,0 \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ en verano (puntos 2 y 7), con una media de $1\ 256 \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ y una desviación de $396,6 \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Anexo 8.2, tablas 9 y 10).

Los valores de conductividad más altos reportados en esta tesis, corresponden a los sitios donde se sitúan los termales, tales como los puntos 1, 2, 3, 4, 5 y 8, los cuales variaron entre $1\ 156 \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ en invierno (punto 8) a $1\ 999 \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ en verano (puntos 2 y 7), probablemente esto se deba a la cantidad de minerales con las que estas aguas drenan, por el aparente largo tiempo de residencia y la interacción con el medio geológico (Parello, et al., 2007). Las aguas subterráneas de la zona del volcán Momotombo se caracterizan por la alta presencia de sales (por encima de $1\ 356 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), lo que refleja un interacción más extensiva de agua-

roca como consecuencia de la larga circulación en las profundidades (Parello, et al., 2007).

El promedio de los valores de conductividad de las muestras colectadas en el lago en ambas campañas, se reportó en $1\,278,95\ \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$, variando entre $1\,202\ \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ (punto 4) a $1\,380\ \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ (punto 13), ambos valores observados fueron en verano, y este último coincide con el valor más alto de pH en este mismo sitio.

Otros estudios en el lago Xolotlán, reportan valores de conductividad que variaron de $1\,278\ \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ a $2\,488\ \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Lacayo, M., 1991; El Plan Maestro, 1995; ENACAL & CIRA, 2008), el valor mínimo reportado en este estudio está por debajo de lo encontrado en los datos históricos mencionados, esto se puede atribuir a la entrada en funcionamiento de la Planta de Aguas Residuales de Managua, ya que ésta comenzó a operar en el 2009, por lo que se presume ha disminuido la carga de materia orgánica proveniente de las aguas servidas de la ciudad de Managua.

Las mediciones de conductividad realizadas en las aguas de los sitios donde desembocan los ríos, mostraron variaciones en los resultados de los puntos 10 y 11, debido a que el sitio 10, presentó conductividades de 177 y $353\ \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ en invierno y verano respectivamente y en el punto 11 de 164 y $1\,357\ \mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ en invierno y verano respectivamente, posiblemente este último varió porque la medición en verano no se realizó con las mismas coordenadas de este punto en invierno, sino que variaron ligeramente por las condiciones de acceso al punto, además se observó *in situ* que al momento que se midió la conductividad en el lugar habían fuertes turbulencias en la desembocadura del río, generando probablemente gran cantidad de sólidos suspensos, que se ven reflejado en el valor de este parámetro (figura 26).

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

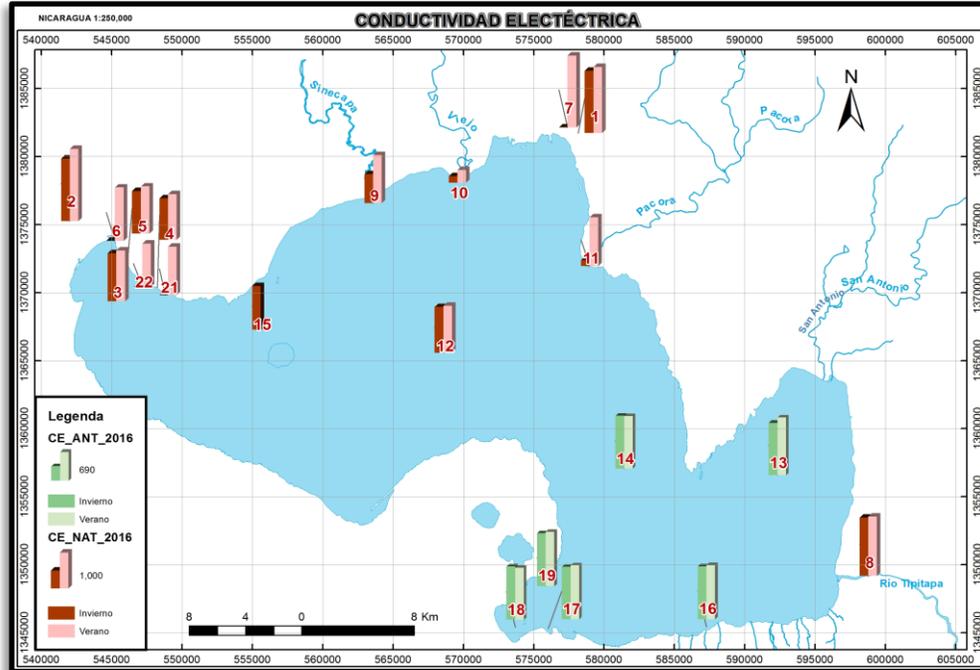


Figura 26. Valores de Conductividad eléctrica en las aguas del área de estudio (2013-2014)

De manera general, en los ecosistemas acuáticos tienden a asociarse los niveles de Hg a los valores de sólidos totales disueltos y la conductividad (Parks, et al., 1994). La prueba de correlación con las variables de concentración del HgTD y la conductividad eléctrica del lago, nos muestra que no hay correlación ni en invierno ($p=0,758$; $\alpha=0,05$) ni en verano ($p=0,307$; $\alpha=0,05$) (Anexo 8.2, tabla 29). Estadísticamente los valores de conductividad eléctrica del lago de ambas campañas de muestreo, no muestran diferencias significativas ($p=0,217$; $\alpha=0,05$); (Anexo 8.2, tabla 20).

4.2.1.4 Potencial Redox

Los valores de potencial Redox (Eh) en los ecosistemas acuáticos registran en la mayoría de los casos valores positivos, los cuales favorecen a las reacciones de

oxidación. Estos valores de Eh están asociados a las altas concentraciones de oxígeno disuelto en el medio circundante. Los valores de Eh observados en el área estudiada, variaron entre -302,9 mV (punto1) en verano y 337,4 mV (punto 13) en invierno, con una media de 163,83 mV y una desviación de 112,69 mV (Anexo 8.1, tablas 9 y 10).

Los valores de Eh en los sitios donde se ubican fuentes termales oscilaron entre -302,9 mV (punto 1) en verano y 276,6 mV (punto 4) en invierno, estos datos en comparación con el estudio de Parello, F. et al, en el 2007 que midió el Eh en las zonas volcánicas de Nicaragua; muestran valores de redox negativos de hasta -300 mV, en estas zonas; generalmente estos son característicos por las afloraciones, debido a la interacción con los hidrotermales enriquecidos de CO₂ y H₂S, generadas por las ebulliciones en forma de burbujas que se presentan.

Los valores de Eh dentro del lago promediaron en 216,2 mV, variando entre 168,6 mV (punto 15) a 282,1 mV (punto 11) ambos observados en verano (figura 27). En ambas campañas de muestreo se muestran valores positivos de Eh dentro del lago, esto puede ser porque este cuerpo de agua tiene características polimícticas. Esta condición es el resultado de la mezcla de la columna de agua y su oxigenación producida por la incidencia de los vientos y es más evidente en lagos con poca profundidad (Montenegro, S., 1991). Además, las velocidades de los vientos son mayores en verano, tendiendo a que las aguas del lago presenten condiciones óxicas. (ENACAL & CIRA, 2008).

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

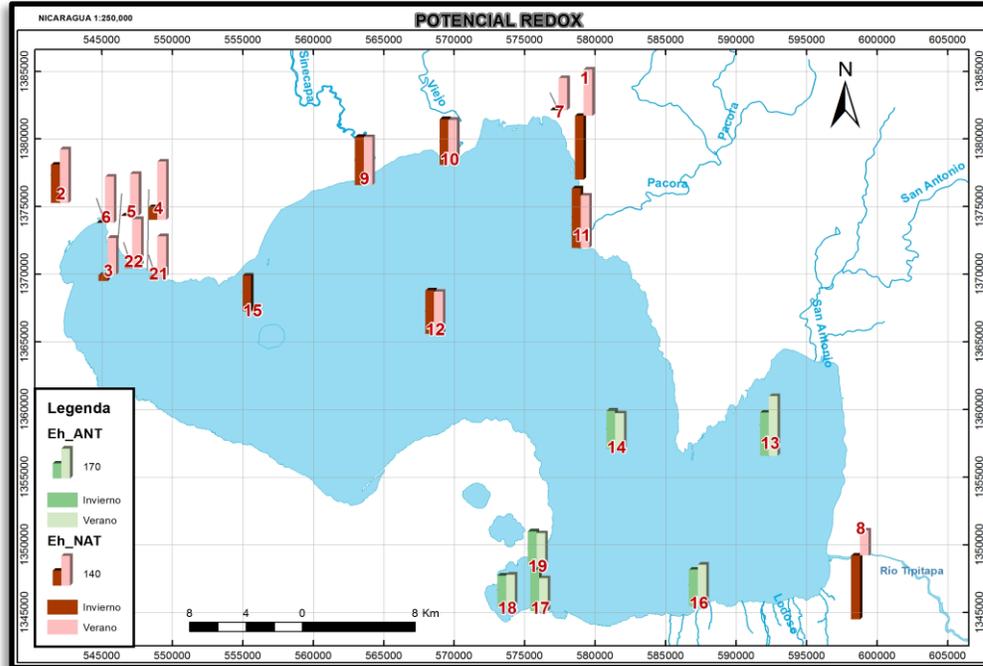


Figura 27. Valores de Eh en las aguas del área de estudio (2013-2014)

Generalmente, el potencial redox está relacionado a la concentración de oxígeno disuelto. Cuando bajan los valores de Eh en aguas y sedimentos, se observa una disminución en la concentración del oxígeno disuelto y la reducción de iones y moléculas importantes para la nutrición de microorganismos y formas de vida superior (Atlas y Bartha 1993; Lynch y Poole, 1979), tal como ocurre con los datos observados en las fuentes termales.

Dado que las características físicas tienen una relación con el comportamiento del Hg, se aplicó la prueba de Pearson para establecer si existe una correlación directa entre las concentraciones de HgTD y el Eh (figura 28).

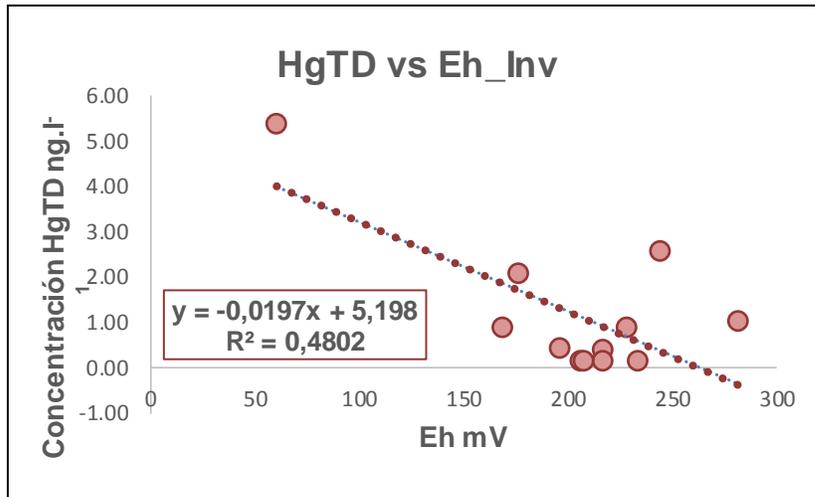


Figura 28. Gráfico de correlación entre el potencial redox y las concentraciones de HgT

La prueba nos sugiere que existe una correlación inversamente proporcional para las variables de HgTD y el Eh de invierno ($p=0,012$, $r=-0,693$, $\alpha=0,05$; $y = -24,337x + 232,14$; $R^2=0,48$); sin embargo, en verano no se observa correlación ($p=0,939$, $r=-0,023$, $\alpha=0,05$) (Anexo 8.2, tabla 30). Estas variaciones en los resultados probablemente se dan por la influencia de los vientos en verano, y aunque estadísticamente no se muestran diferencias significativas en los datos para ambas variables ($p= 0,357$; $\alpha = 0,05$) (Anexo 8.2, tabla 21), los valores de Eh están fuertemente relacionados a las concentraciones de oxígeno y en esta época del año, el lago está fuertemente incidido por los vientos.

4.2.1.5 Oxígeno Disuelto

Después de la temperatura, el oxígeno es uno de los factores más importantes que debe ser medido en el agua (Roldán, P. & Ramírez, R. 2008). Las concentraciones del oxígeno disuelto en los diferentes sitios de muestreo se comportaron con valores que variaron entre $5,48 \text{ mg.l}^{-1}$ (punto 11) en verano a

7,61 mg.l⁻¹ (punto 9) en invierno, con una media de 5,72 mg.l⁻¹ y una desviación de 1,76 mg.l⁻¹ (Anexo 8.1, tablas 9 y 10).

Los sitios donde se observaron las concentraciones más bajas de oxígeno fueron los situados en las fuentes termales, con valores de 1,54 mg.l⁻¹ (punto 3) a 4,81 mg.l⁻¹ (punto 4), ambos medidos en verano. Las concentraciones de oxígeno de aguas subterráneas comúnmente son menores a 2 mg.l⁻¹ (Custodio, E. & Llamas, M., 2001).

Esta condición se puede atribuir a que la concentración de oxígeno está directamente relacionado con la temperatura, de tal forma que la solubilidad del oxígeno en el agua disminuye a medida que aumenta la temperatura (SEDUE, 1989). Efectivamente para este estudio se encontró que en los sitios donde se presentaron las temperaturas más altas había menor presencia de oxígeno disuelto.

Los valores de oxígeno disuelto en las aguas del lago variaron entre 5,48 mg.l⁻¹ (punto 11) en invierno a 7,61 mg.l⁻¹ (punto 9) en verano (figura 29), estos valores comparados con el estudio de ENACAL & CIRA/UNAN, 2008; variaron de 8,21 a 10,69 mg.l⁻¹, mostrando una aparente disminución de los valores de concentración de oxígeno disuelto de este estudio en comparación con el del 2008, muy probablemente las bajas concentraciones de oxígeno se deban a la incidencia de los vientos en este cuerpo de agua al momento de la medición de este parámetro y a que el oxígeno de un cuerpo de agua varía temporalmente en función de la aeración atmosférica, la fotosíntesis (ya que en ella se libera oxígeno), la respiración del fitoplancton, la oxidación de materia orgánica (carbonáceas y nitrogenadas), la demanda de oxígeno del bentos (organismos que habitan en los sedimentos) y del transporte del mismo. En general la reaeración en lagos, puede obtenerse a través de diversas maneras que expresan su dependencia de la velocidad del viento (Chapra, S., 1996).

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

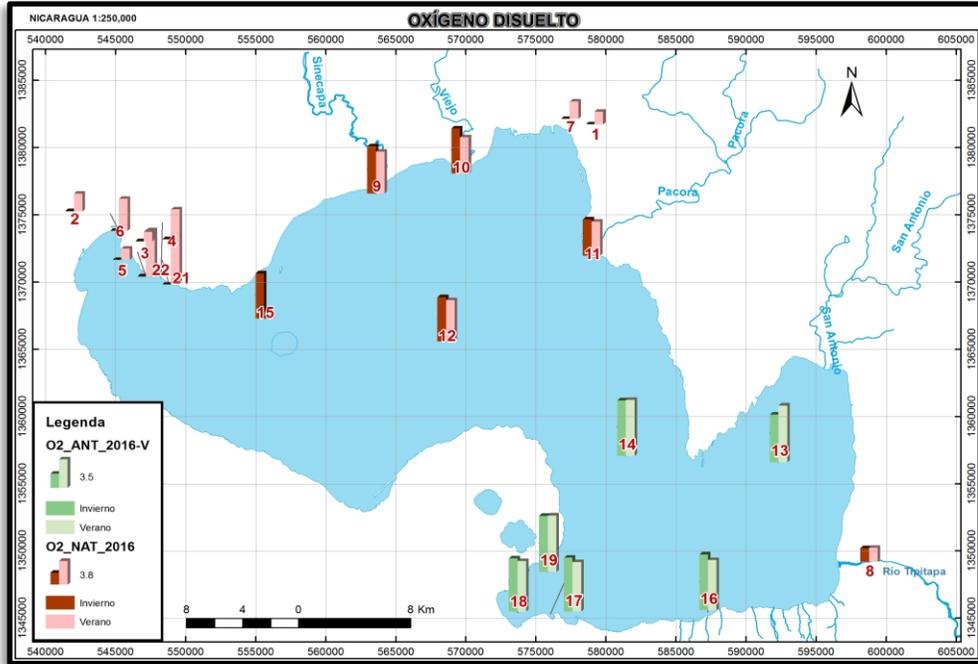


Figura 29. Concentración de oxígeno disuelto en las aguas del área de estudio (2013-2014)

La prueba de Pearson, nos sugiere que no hay una correlación entre las variables de concentración de HgTD y el OD para ambas campañas de muestreo en el lago, tanto en invierno ($p=0,093$, $\alpha=0,05$) como en verano ($p=0,071$, $\alpha=0,05$), coincidiendo así con el comportamiento encontrado con los valores de Eh (Anexo 8.2, tabla 31).

Se observó estadísticamente, que no hay diferencias significativas entre los datos de las mediciones de oxígeno disuelto en ambas campañas de muestreo en el lago, ($p=0,162$; $\alpha=0,05$) (Anexo 8.2, tabla 22).

4.2.2 Parámetros físico-químicos (Tipos de Agua)

4.2.2.1 Cationes: Calcio, Potasio, Magnesio y Sodio

Los iones positivos mayoritarios como el calcio, potasio, magnesio y sodio se comportaron de forma diferente en ambos momentos de muestreo, las concentraciones del calcio fluctuaron entre 24,75 mg.l⁻¹ en invierno (punto 8) hasta 251,79 mg.l⁻¹ en verano (punto 7), con una media 91,95 mg.l⁻¹ y una desviación de 60,56 mg.l⁻¹, estas concentraciones en comparación con las encontradas por otro estudio en el lago Xolotlán, variaron entre 24,35 a 38,99 mg.l⁻¹ (ENACAL & CIRA, 2008), observándose que los valores de este último estudio están 2 veces más bajos en relación a los encontrados en esta tesis.

Es posible que estos valores de concentración del calcio encontrados en la zona del complejo volcánico Momotombo, se deban a que el catión principal en la mayoría de las aguas naturales debido a su amplia difusión en rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas. En rocas ígneas aparece como constituyente esencial de los silicatos, especialmente en el grupo de las plagioclasas. Los controles de la concentración de calcio en el agua subterránea pueden resumirse a equilibrio carbonático, aporte de H⁺ e intercambio iónico.

Las concentraciones de potasio variaron entre 4,77 mg.l⁻¹ en invierno (punto 1) a 35,09 mg.l⁻¹ en verano (punto 2), con una media de 19,17 mg.l⁻¹ y una desviación de 10,02 mg.l⁻¹, estos valores son casi dos veces más bajos que el promedio de las concentraciones de potasio encontradas en el lago por otro estudio de 44,87 mg.l⁻¹ (ENACAL & CIRA, 2008), en este cuerpo de agua la principal fuente de este catión son por drenaje de los ríos y por los vertidos de aguas residuales. La presencia del potasio de aguas naturales procede por la meteorización de los feldspatos y la disolución de depósitos de evaporitas, el ión potasio tiende a ser fijado irreversiblemente en la formación de arcillas y por adsorción en la

superficies de minerales con alta capacidad de intercambio iónico. En aguas subterráneas no suele sobrepasar los 10 mg.l⁻¹, a excepción de algunas salmueras.

Las concentraciones de magnesio variaron entre 2,21 mg.l⁻¹ (punto 8) a 70,15 mg.l⁻¹ ambas en verano (punto 2), con un promedio de 30,07 mg.l⁻¹ y una desviación de 24,99 mg.l⁻¹, estos valores de concentración en comparación con los de un estudio en el lago Xolotlán variaron de 14,58 mg.l⁻¹ a 26,59 mg.l⁻¹ (ENACAL & CIRA, 2008); observando diferencias entre las concentraciones de magnesio reportadas en esta tesis, posiblemente porque los sitios donde se observaron las concentraciones más altas fueron de los sitios donde se sitúan los termales.

Otro ión estudiado fue el sodio, sus concentraciones se encuentran entre 98,90 mg.l⁻¹ (punto 5) y 467,00 mg.l⁻¹ (punto 7) ambas en verano, con un promedio de 210,99 mg.l⁻¹ y una desviación de 112,57 mg.l⁻¹, todos los sitios estudiados presentan concentraciones por encima de los 98,90 mg.l⁻¹. Otros estudios previos observaron concentraciones promedio de sodio en las aguas del lago de 421,00 mg.l⁻¹ (Lacayo, et al., 1991), 432,00 mg.l⁻¹ (Altamirano, M., 1991) y 313,91 mg.l⁻¹ (ENACAL & CIRA, 2008); estando las concentraciones de sodio en esta tesis por debajo de esos valores reportados para el lago. Aunque el valor de concentración más alto es el reportado en la zona de convergencia del punto 1 con el lago, estas aguas provienen de un termal que presenta características de salmueras, lo que explicaría su presencia.

4.2.2.2 Aniones: HCO₃⁻, SO₄⁻², Cl⁻

Los carbonatos son los más abundantes en la composición del agua. La forma más común en que se encuentra es como bicarbonato (HCO₃⁻), teniendo en

cuenta que el pH más usual de las aguas naturales está entre 6,0 y 8,0 unidades (Roldán, P. & Ramírez, R., 2008). En aguas con $\text{pH} > 8,3$ (la mayoría de las aguas subterráneas naturales), la especie carbonatada dominante es el ión bicarbonato, con una concentración que suele variar entre 50 y 400 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, aunque puede llegar a alcanzar valores de 800 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. El sistema carbonato-bicarbonato está sujeto a procesos de disolución-precipitación, por lo que es conveniente analizar el agua “*in situ*”.

Los iones encontrados en mayor concentración fueron los bicarbonatos, con valores entre 1,22 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (punto 1) en verano a 497,92 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (punto 2) en invierno con una media 293,18 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y una desviación de 181,88 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, en cambio los carbonatos mostraron datos que van desde menor que el límite de detección (capacidad del método para determinar este analito, igual a 2,0 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) hasta 25,20 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (punto 4). No obstante, un estudio en el lago mostró concentraciones de bicarbonatos entre 320,49 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y 472,00 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, sugiriendo un equilibrio que responde a las variaciones de pH como consecuencia de la contribución de grandes volúmenes de aguas de diferentes orígenes entre las que se destacan los vertidos de aguas residuales domésticas, la escorrentía encauzada, las corrientes tributarias y la precipitación (ENACAL & CIRA, 2008). Por ello, es probable que los valores de concentración de los bicarbonatos encontrados en el lago sean mayores a los encontrados en los termales.

Para el ión sulfato, las concentraciones halladas en las aguas de los sitios analizados oscilaron entre 99,72 (punto 4) a 754,37 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (punto 7) ambos encontrados en verano, con un promedio de 375,88 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y una desviación de 309,78 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

Como se observa en los resultados (Anexo 8.1, tablas 11 y12), las aguas de todos los puntos muestreados presentan altas concentraciones del sulfato, esto puede ser porque los sulfatos generalmente se derivan del lavado de materiales

sedimentarios salinos, de la oxidación de sulfuros, de la descomposición de sustancias orgánicas, etc., la disolución de yeso (y anhidrita) representa la mayor cantidad aportada de este ión a las aguas subterráneas. Su comportamiento está condicionado por su tendencia a formar iones complejos con Na^+ y Ca^{++} e incorporarse a procesos biológicos. El ión sulfato está sujeto a procesos de reducción, especialmente en presencia de bacterias y materia orgánica. En ambientes reductores ($\text{pH} < 7$) la forma reducida estable es H_2S , mientras que en soluciones alcalinas predomina HS^- . Una fuente importante de azufre es la actividad volcánica. Los sulfatos en aguas naturales presentan valores de 2 a 10 mg.l^{-1} (Roldán, P. & Ramírez, R., 2008).

Estos resultados en comparación con los sulfatos (SO_4^-) en el lago Xolotlán han mostrado una variación en su contenido en relación al tiempo; por ejemplo de $32,8 \text{ mg.l}^{-1}$ (Lacayo, et al., 1991), $50,8 \text{ mg.l}^{-1}$ (Procter & Redfern, 1995) y $106,31 \text{ mg.l}^{-1}$ (ENACAL & CIRA, 2008). Se presume que este incremento podría estar asociado con la actividad volcánica del Momotombo y por las aguas residuales, dado que el estudio fue previo a la entrada en operación de la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Managua.

Las concentraciones de los cloruros encontradas variaron de $73,98 \text{ mg.l}^{-1}$ (punto 5) a $305,58 \text{ mg.l}^{-1}$ (punto 8) en invierno y verano respectivamente, con una media de $146,95 \text{ mg.l}^{-1}$ y una desviación de $77,61 \text{ mg.l}^{-1}$. Estos datos muestran concentraciones similares a excepción de termales de Tipitapa (punto 8), que en ambas campañas de muestreo presentó los valores más altos.

Es importante mencionar que la presencia del ión cloruro es característica de todas las aguas. Su presencia se debe a la disolución de los cloruros solubles de sodio, calcio, magnesio y potasio, siendo el más frecuente el cloruro de sodio. El agua de lluvia puede ser una fuente importante de ión cloruro, en zonas de recarga próximas al litoral. El ión cloruro no forma sales de baja solubilidad, no se

oxida ni se reduce en aguas naturales, tampoco es adsorbido significativamente ni entra a formar parte de los procesos biogeoquímicos por ello se considera un buen trazador.

Con los valores de concentración de los parámetros físico-químicos se determinaron los tipos hidroquímicos de las aguas en esa zona, a partir de las concentraciones de los iones mayores en miliequivalentes por litro, representados como porcentajes del total de la suma de cationes y aniones, en el diagrama de Piper (figura 30). Estos datos (Anexo 8.1, tablas 11 y 12), nos permite determinar el origen, distribución del agua subterránea, los procesos físico-químicos que afectan el agua, la calidad en cuanto degradación y composición. El tipo hidroquímico para las muestras de la campaña de invierno y verano, hay mayor predominancia de los iones bicarbonatos, además otros iones de mayor abundancia fueron los iones sulfatos y cloruros particularmente en las afloraciones hidrotermales, en ambas estaciones meteorológicas.

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

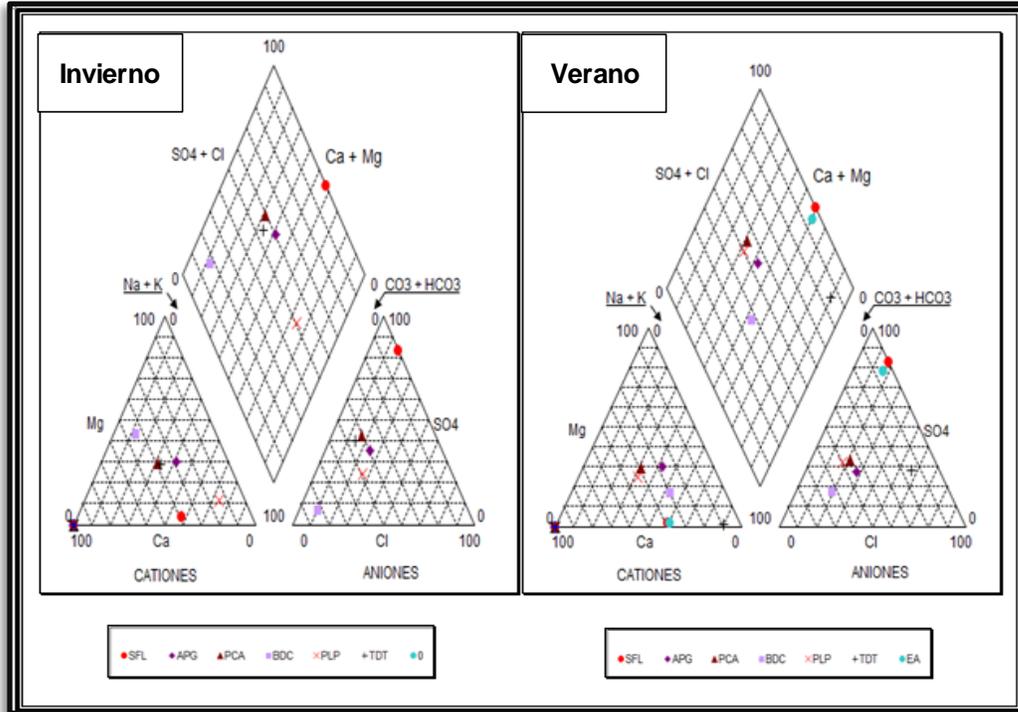


Figura 30. Composición hidroquímica de las aguas termales del estudio de invierno y verano

Para el sitio de muestreo de San Francisco Libre (● SFL), el tipo de agua que se determinó tanto para la campaña de invierno como la de verano fue sulfatada sódica cálcica, indicando aguas de mucho tiempo de interacción con el suelo, porque entre más tiempo permanezca el agua, va acumulando mayor cantidad de minerales. En este caso la interacción con los sulfatos con el medio circundante es producto de la actividad hidrotermal de la zona, pues presenta estructuralmente un lineamiento regional paralelo a la depresión nicaraguense, lo que demuestra actividad tectónica intensa cubierta por los depósitos cuaternarios y en algunas partes del afloramiento se puede ver fracturas con orientación NS y NO-SE y en ciertos casos están rellenas de minerales de yeso (Reyes, C. C., 2013).

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

El tipo de agua determinado en esta tesis para este sitio (figuras 31 y 32) coincide con el identificado por un estudio para las aguas del termal en San Francisco Libre, ya que son de tipo sulfatadas y con características de aguas de mezcla dado que los flujos de agua subterránea interaccionan con el agua del lago, puesto que estas drenan a el (Reyes, C. C., 2013) (Anexo 8.3, figura 37).

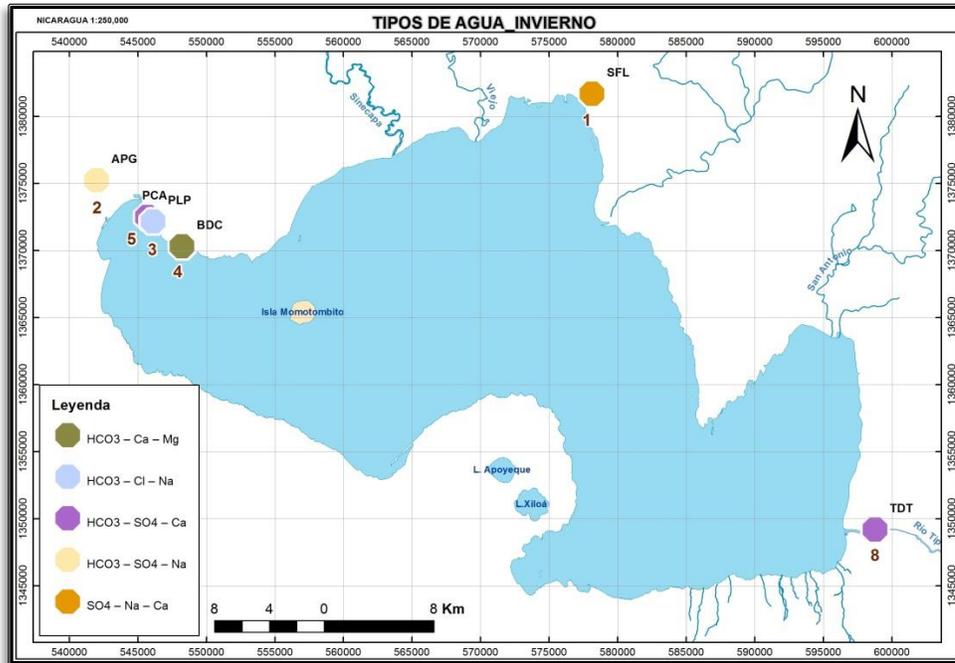


Figura 31. Clasificación de las aguas colectadas en la campaña de invierno (2013)

En el sitio afuera de la Planta Geotérmica (APG), se identificó en invierno el tipo de agua bicarbonatada sulfatada sódica, indicando un agua de mezcla, aunque hay cierto porcentaje abundante de bicarbonatos, se le podría considerar que se debe a la contribución de las precipitaciones en esa fecha y por ello se encontró una mezcla entre agua reciente y de largo tiempo de residencia, caso contrario en la campaña de verano que se identificó un tipo de agua bicarbonatada sódica, que son aguas de reciente a moderado tiempo de residencia. En ambos momentos de muestreo se encontró un notable porcentaje de sulfatos, carcterísticos de los

afloramientos termales y en el caso de la presencia de los iones sodio podría atribuirse a un proceso de intercambio iónico, porque este comportamiento es característicos de zonas volcánicas.

Para el Pozo Campos Azules (▲ PCA), el tipo de agua identificado tanto en la campaña de invierno como la de verano fue bicarbonatada sulfatada cálcica, lo que nos muestra un tipo de agua de menor tiempo de residencia en el subsuelo y la presencia de sulfatos y calcio puede deberse a que los flujos de agua interaccionan o se diluyen con el yeso, esto es efecto del ión común, se produce con mucha frecuencia cuando un agua ha alcanzado el equilibrio respecto a una sal, encuentra otra diferente con ión común con la anterior, es decir; cuando el agua subterránea pasa por una formación caliza a una de yeso, al salir de la caliza ya ha alcanzado un equilibrio del yeso, si esa agua no contenía sulfatos, al encontrar yeso, el producto de actividades iónicas será inferior a la constante de equilibrio de yeso, por lo que comenzará a disolver este mineral; esto provoca la entrada de sulfatos y calcio, produciéndose la precipitación de la calcita, el ión común en las sales es el calcio (Sánchez, F.J., 2011) o porque los sulfuros orgánicos pueden oxidarse (convirtiéndose a sulfatos) en procesos naturales de los suelos o en tratamiento de desechos orgánicos (Hem, J., D., 1989).

En la Bahía de los Cocodrilos (■ BDC), el tipo de agua identificado en invierno fue bicarbonatada cálcica magnésica, lo que se considera de reciente tiempo de residencia, esta composición es debida a la interacción con rocas carbonatadas y rocas ígneas, ya que estas últimas son características del complejo volcánico Momotombo; en cambio para verano el tipo de agua identificado fue Bicarbonatada sódica cálcica, al igual que invierno se tipifica como de muy reciente infiltración, y el ligero cambio del tipo de agua se deba a que a medida que el agua fluye a través de la roca, se dan reacciones que varían la composición

del agua, que cambian de tipo hidroquímico (como el caso de las aguas bicarbonatadas-sódicas-cálcicas y bicarbonatadas-magnésicas-sódicas).

En el Pozo los Peñas (X PLP), el tipo de agua en invierno es bicarbonatada clorurada sódica, esta agua es de largo tiempo de residencia debido a la gran cantidad de iones cloruros, estas aguas cloruradas como sales de calcio, magnesio, sodio y bicarbonatos, se deben al intercambio iónico producido por el ascenso de aguas profundas a través de fallas volcánicas, o como aguas típicas de zonas de descarga; en verano se identificó un agua de tipo bicarbonada cálcica sódica, la cual es característica de rocas ígneas (volcánicas); esto es porque los minerales cálcicos-sódicos se meteorizan más fácilmente que el magnesio (Custodio, E. & Llamas, M.R, 2001).

Los resultados de los tipos hidroquímicos en las aguas de la zona de Momotombo y alrededores tienen tendencia a presentar enriquecimiento de cloruros y sulfatos debido a que estas aguas proceden de acuíferos profundos que yacen generalmente en condiciones artesianas y su ascenso a la superficie se originan a través de fallas. En términos generales esta composición intermedia, son atractivas al proceso de mezclas binarias entre los diferentes tipos de agua, entre el bicarbonato diluido de aguas subterráneas y un componente salmuera NaCl, cuya composición está fijada posiblemente por los fluidos del campo geotermal Momotombo (Parello, et al., 2007).

En el sitio Termales de Tipitapa (+ TDT), el tipo de agua identificado en invierno fue bicarbonatada sulfatada cálcica, este tipo de agua es considerado de moderado tiempo de residencia, esta composición puede ser originada por la mezcla con el río Tipitapa que está casi a nivel con el lago por la época lluviosa, la composición del agua además puede estar influenciada por procesos de oxidación de sulfuros cuando fluye el agua por el suelo, esto se valoró porque en las diferentes colectas de muestras se logró percibir un fuerte olor a sulfuro; en

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

cambio para verano, el tipo de agua es clorurada sódica, las altas concentraciones de cloruros son atribuidas al largo tiempo de residencia de las aguas en el suelo y la no presencia de bicarbonatos es por ausencia de las precipitaciones, en consecuencia este tipo de agua Na-Cl, es atribuido a la interacción con salmueras que contienen altas concentraciones de estos iones y además al tiempo de permanencia.

En el sitio Estero de Arriba (●EA), se colectó muestra unicamente en verano, obteniéndose un tipo de agua sulfatada sódica calcica, siendo el mismo tipo de agua que la del manantial de San Francisco Libre, llegando a desembocar al lago con las mismas características con las que emerge (Anexo 8.1, tabla 13).

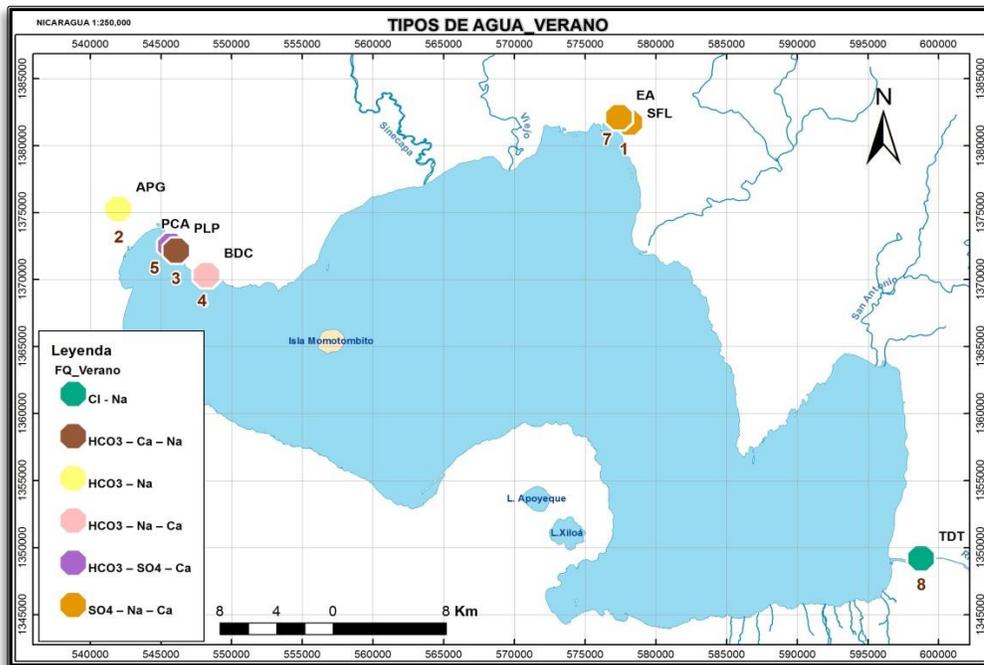


Figura 32. Clasificación de las aguas de termales colectadas en verano (2014).

En general, los resultados encontrados muestran una tendencia a altas concentraciones de los iones, posiblemente debido a la influencia de las

actividades volcánicas, sin embargo el comportamiento a veces varía puesto que va a depender de la facilidad de interacción con el medio (Anexo 8.2, tabla 14).

No obstante, el tipo hidroquímico de las aguas del Lago Xolotlán en un estudio indicó que este se caracteriza por tener aguas de tipo bicarbonatado sódico, siendo las mayores concentraciones de iones en Na^+ , K^+ y HCO_3^- sugiriendo que estas aguas están fuertemente influenciada por la interacción con el acuífero La Sierra y las actividades volcánicas de los alrededores (Lacayo M., 1991).

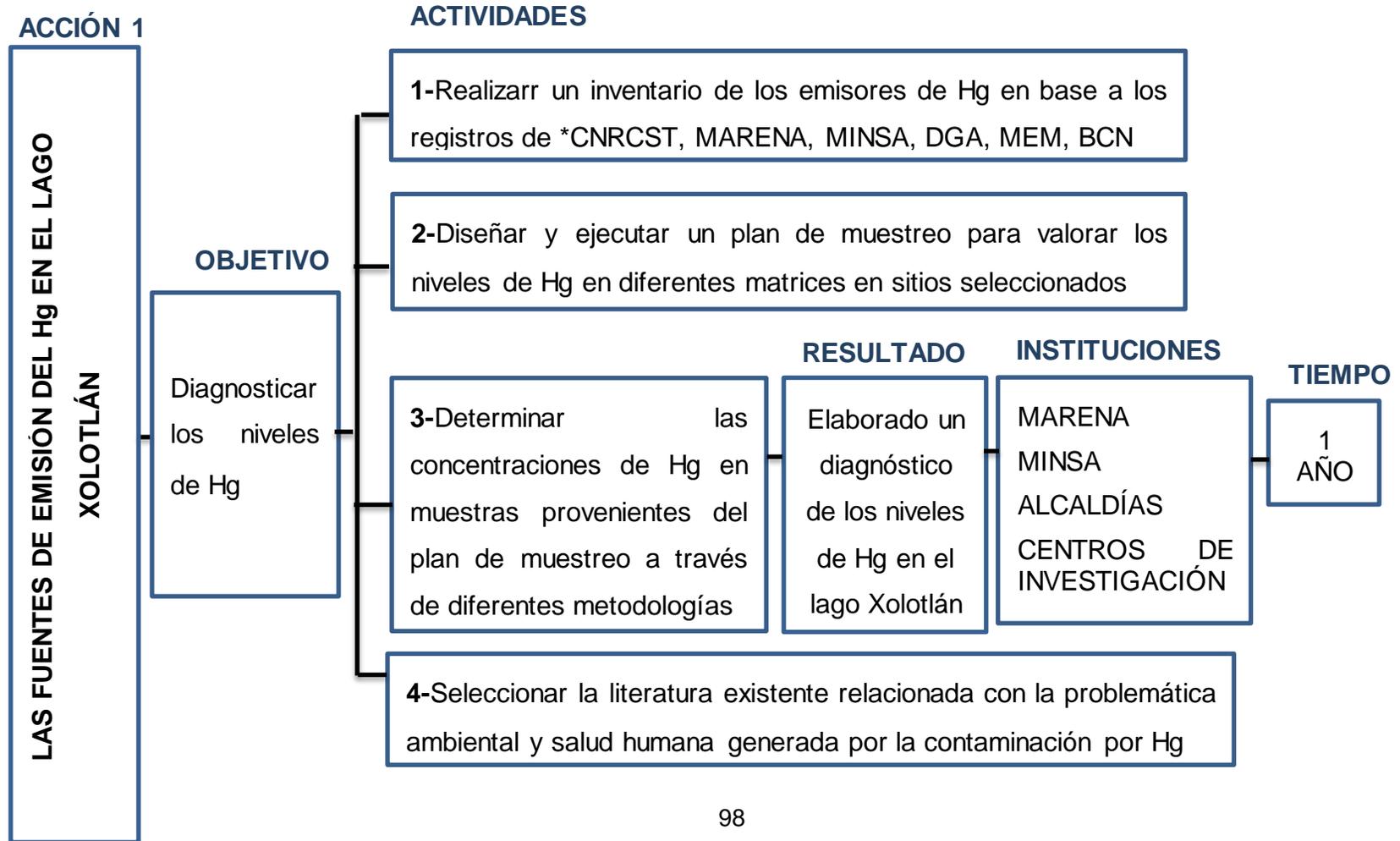
En general, el carácter hidroquímico de las aguas provenientes de termales se caracterizaron por presentar altas concentraciones en SO_4^{2-} , Na^+ , Ca^{++} y Cl^- , concidiendo con los sitios donde se encontraron las mayores concentraciones de mercurio en agua, probablemente porque los sulfatos permiten enlazar los iones de Hg, permaneciendo químicamente estable en el medio.

En el caso del lago Xolotlán, el tipo de agua identificada fue bicarbonatada sódica (Lacayo, 1991; ENACAL & CIRA, 2008); probablemente las bajas concentraciones de sulfatos, la sedimentación, los vertidos o la misma dinámica del lago no le prestan las condiciones para que el mercurio esté biodisponible, ya que estas concentraciones son menores a los 3,40 ng.l^{-1} .

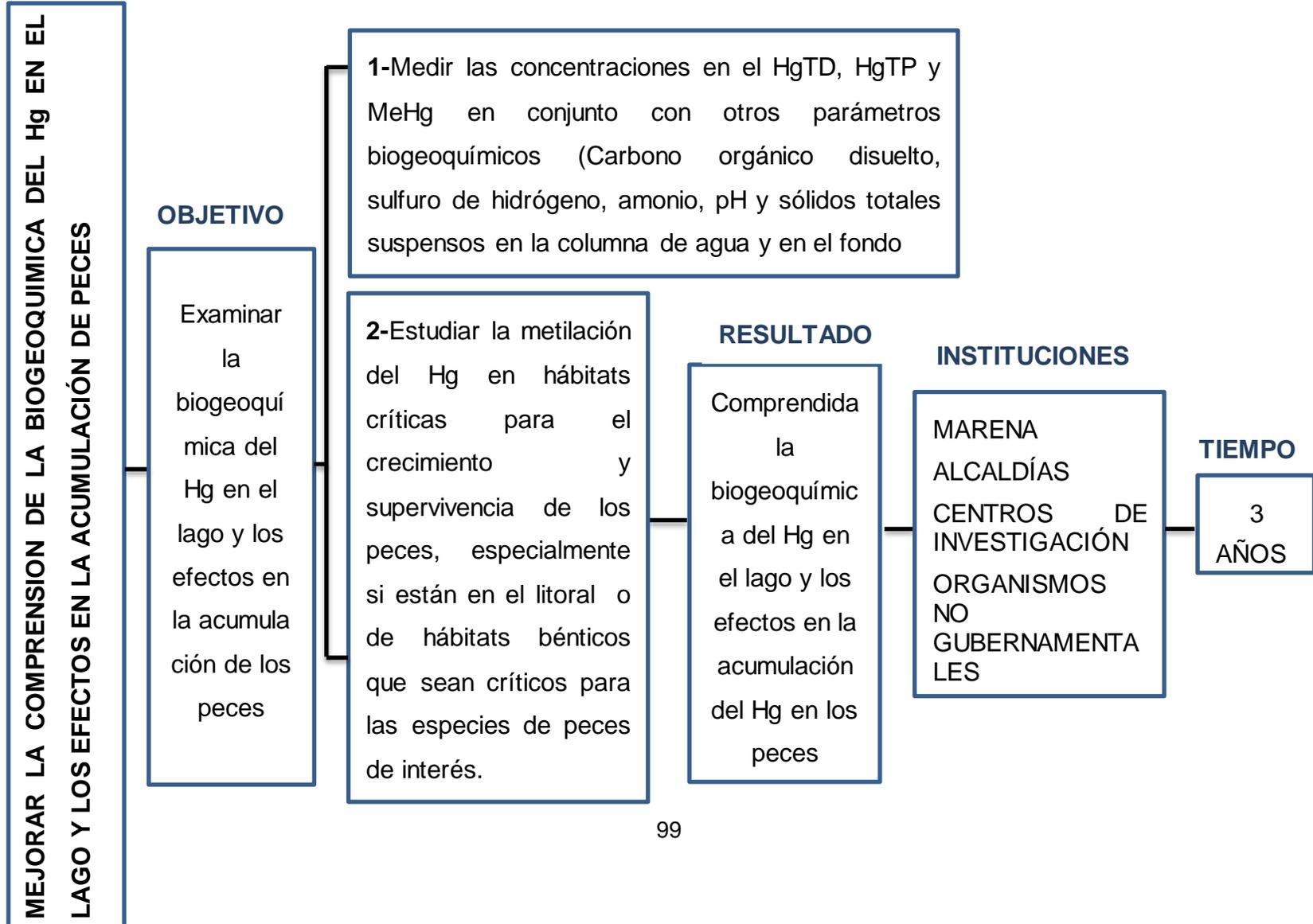
4.3 Propuesta de acciones para disminuir la exposición humana al Hg por consumo de pescado contaminado

Los datos en esta tesis proporcionan comprensión actualizada de la problemática de las fuentes de Hg del lago Xolotlán, datos adicionales son necesarios para reducir la incertidumbre y para identificar procesos que controlan las concentraciones del Hg en agua, sedimentos y peces del lago. Estos datos adicionales podrían ser obtenidos a través de estudios que contemplen las siguientes acciones de la propuesta:

Propuesta de acciones para disminuir la exposición humana al Hg por consumo de pescado contaminado

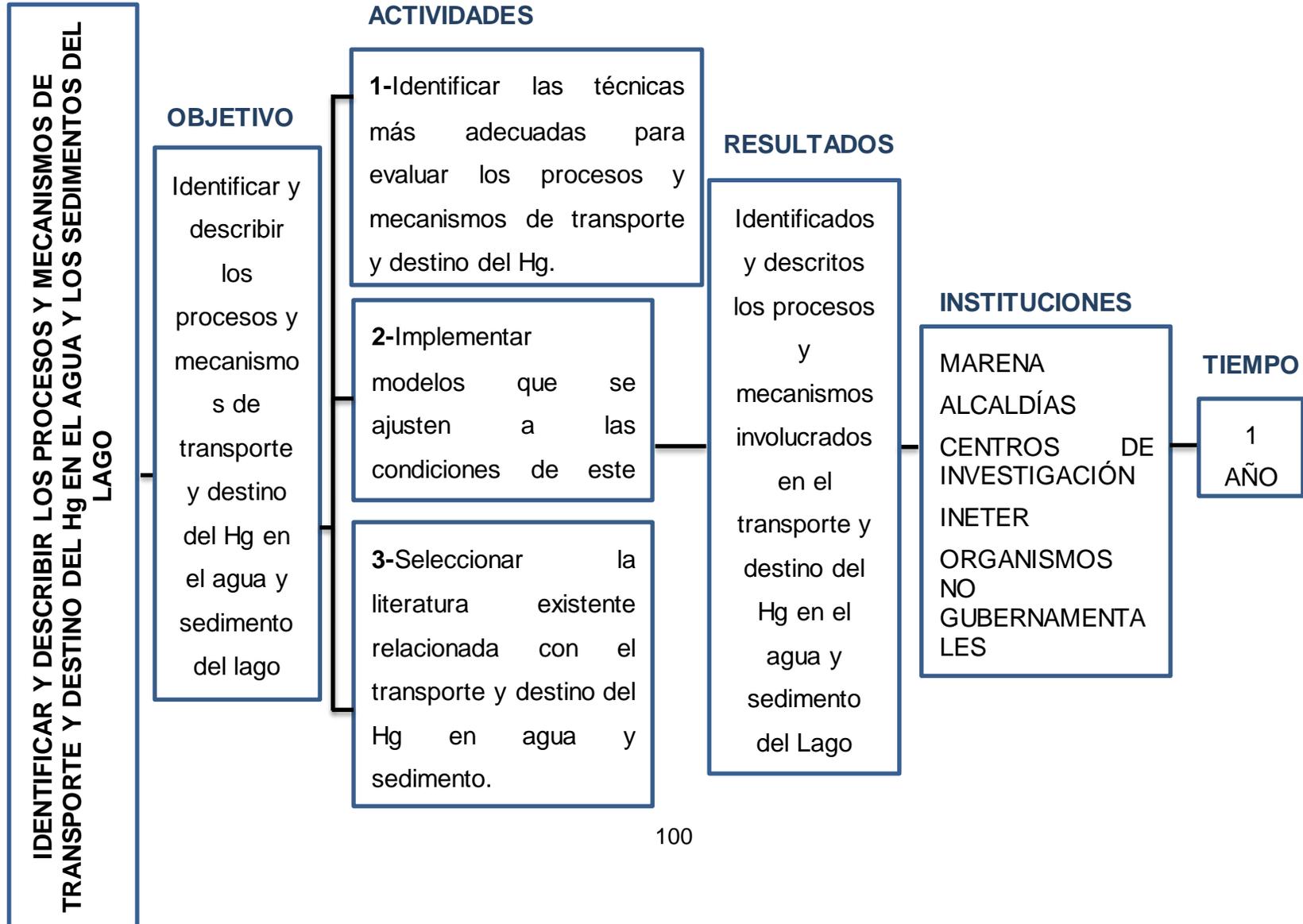


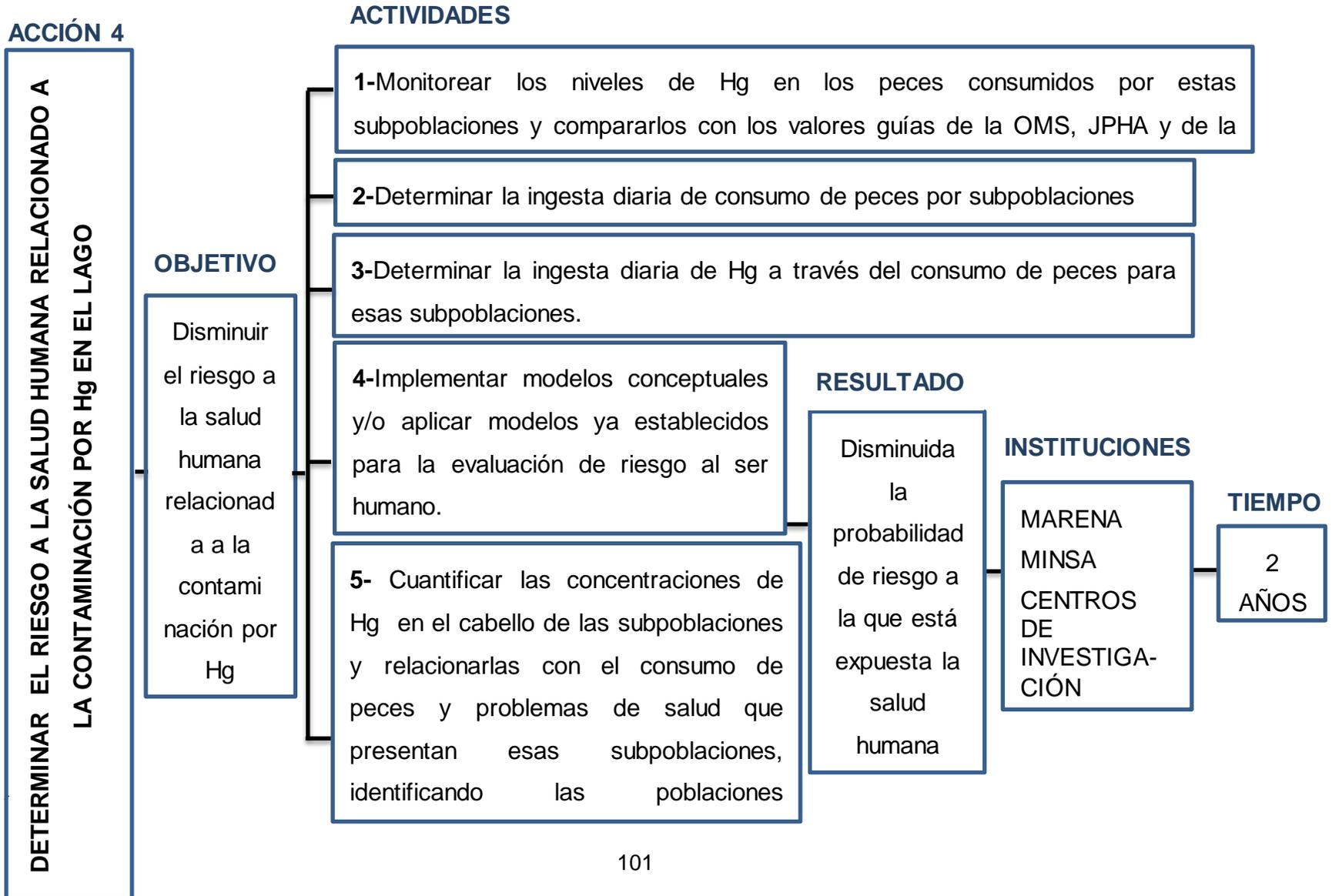
ACCIÓN 2

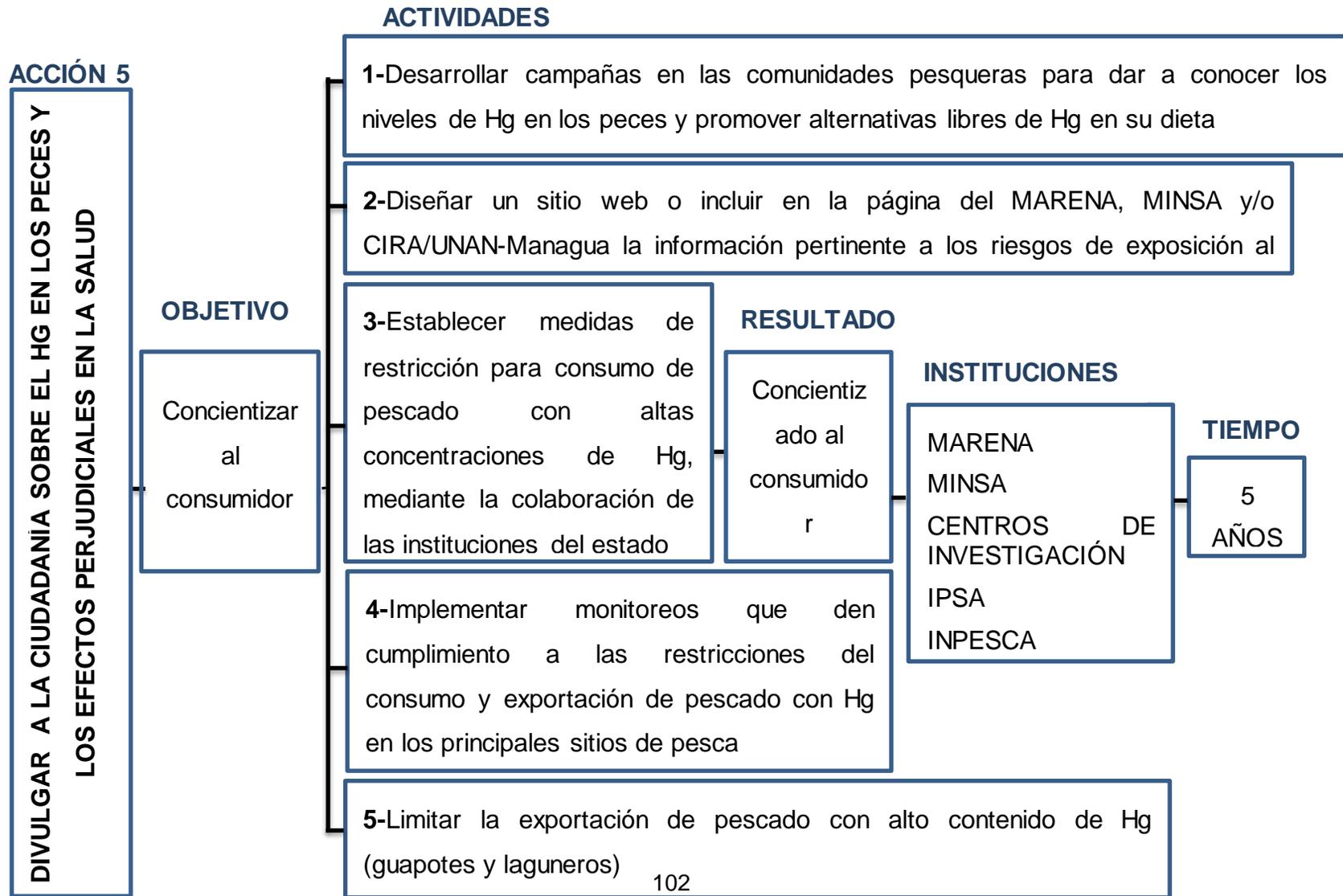


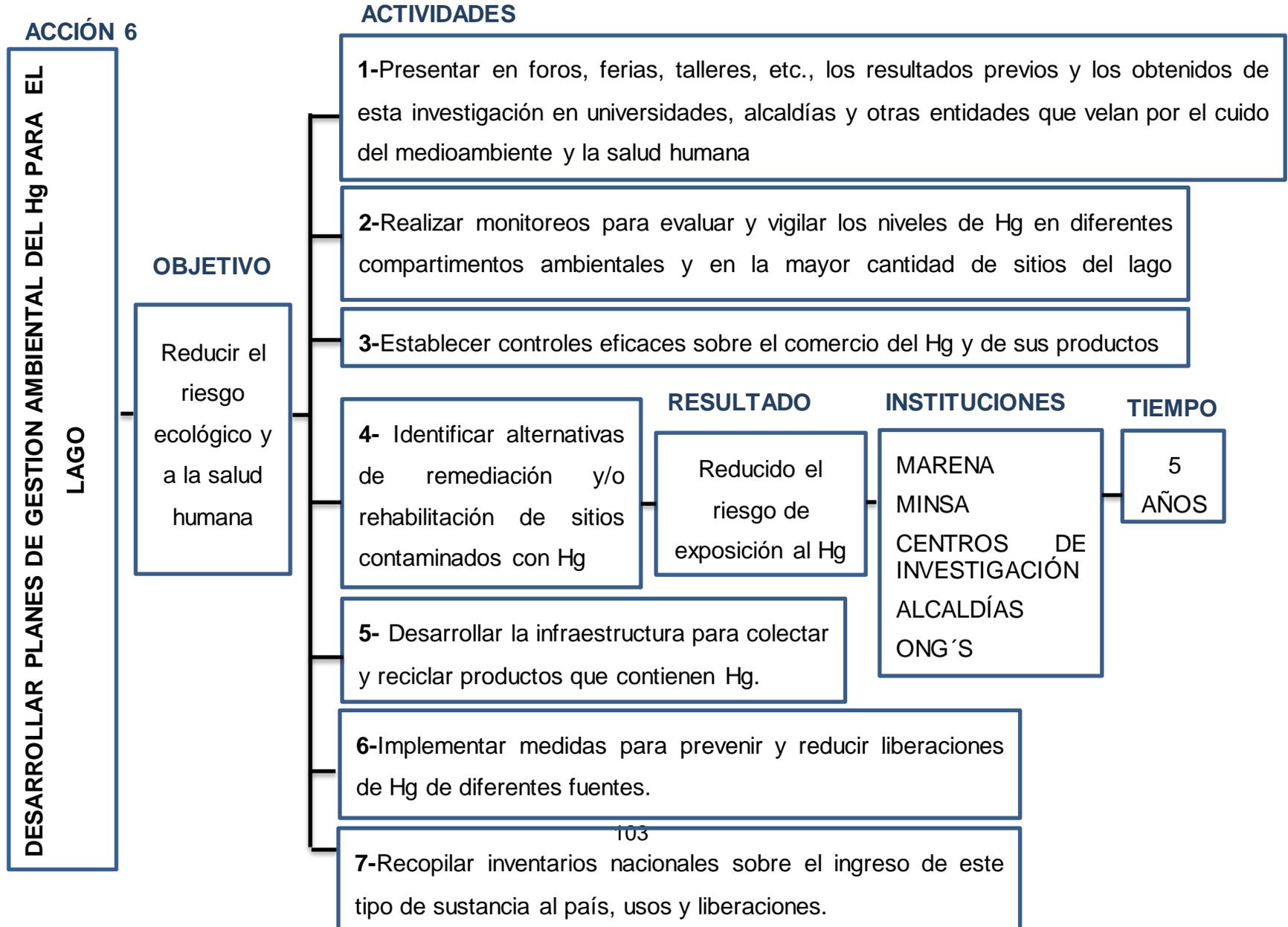
Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

ACCIÓN 3









V. CONCLUSIONES

Los niveles de mercurio en las diferentes matrices evaluadas muestran importantes concentraciones que sobrepasan lo establecido por las guías de referencia para la vida acuática.

Como fuentes naturales, los sitios hidrotermales representan un aporte importante de mercurio para el lago Xolotlán.

La acumulación de Hg en los sedimentos en la zona cercana a la antigua empresa Pennwalt continúa representando un foco de contaminación para el Lago Xolotlán.

Los guapotes y los laguneros, son las especies con mayor contenido de Hg, independientemente del sitio donde se colectaron.

En el agua, los sedimentos y los guapotes no muestran diferencias significativas de concentración del Hg entre muestreos, evidenciando que la biota y el ser humano se encuentran constantemente expuestos a este contaminante.

Los parámetros físicos no tienen buena relación con las concentraciones del Hg en el agua, a excepción de la temperatura y el potencial redox.

La composición hidroquímica de las aguas representa aguas de largo tiempo de residencia, coincidiendo esta condición con los sitios de mayor concentración del Hg en las matrices de agua y sedimentos.

Este estudio proporciona información actualizada de las concentraciones de Hg en diferentes compartimentos del lago Xolotlán, así mismo evidencia las fuentes termales como un aporte de Hg diferente al de la Pennwalt.

VI. RECOMENDACIONES

Se recomienda al MARENA, realizar investigaciones que permitan valorar la extensión de la pluma de contaminación por Hg en la zona de descarga de la Pennwalt, así como estimar la cantidad de este contaminante que es aportado por fuentes naturales al lago; pero también es importante determinar la cantidad de Hg que eventualmente será metilado, el cual tiene mayor disponibilidad para la bioacumulación.

Se recomienda al INPESCA y MINSA dar continuidad a otros estudios que puedan evaluar los niveles de Hg en otras especies de peces comercialmente no explotadas, con el objetivo de proponer el consumo de otras especies menos contaminadas con Hg.

Gestionar apoyo interinstitucional para llevar a cabo la propuesta de acción ambiental que permita facilitar el manejo del lago y definir su condición futura.

VII. BIBLIOGRAFÍA

Abreu, S. N., Pereira, E., Vale, C., & Duarte, A. C. (2000). Accumulation of mercury in sea bass from a contaminated lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Marine Pollution Bulletin*, 40(4), 293–297. doi:10.1016/S0025-326X(99)00187-3.

Albuquerque, N., (1994). Citado en el Informe Final y Monitoreo de la Calidad del Agua del Lago Xolotlán. Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos de Nicaragua, Empresa de Acueductos y Alcantarillados (2008).

Altamirano, M., Cáceres, R. (1991). Caracterización Físico-Química de las agua de cauces y ríos que drenan al Lago de Managua.

Amorin, M., Mergler, D., Bahía, M., Dubeau, H., Miranda, D., Lebel J., Burbano, R., and Lucotte M., (200). Cytogenetic damage related to low levels of methyl mercury contamination in the Brazilian Amazon. 497-907.

APHA, (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21 st. Edition. Washington. American Public Health Association.

Appelo, C.A and Postman, D., (2005). Geochemistry, groundwater and pollution. Second edition.

Ávila, P. P., (1995). Evaluación de los Metales Pesados: Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, y Hg en agua, sedimento y lirio acuático (*Eichhorniacrassipes*) de la Presa José Antonio Alzate, Estado de México. Tesis de Maestría. Facultad de Química, Universidad del Estado de México. 102 p. <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/viii-007.pdf>.

Arriola, M., (2013). Dinámica de flujo subterránea entre los lagos Xolotlán y Cocibolca utilizando un modelo matemático.

- Barba, L.E. (2002).** Conceptos Básicos de la Contaminación del Agua y Parámetros de Medición. Universidad del Valle. Santiago de Cali.
<http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/e/fulltext/gestion/conceptos.pdf>
- Bidone, E. D., Castillos, Z.C., De Souza, T.M. y Lacerda, L.D., (1997).** Fish contamination and human exposure to mercury in the Tapajos River Basin para state, Amazon Brasil: a screening approach. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 59.
- Bloom, N.S., (1992).** On the chemical form of mercury in edible fish in marine invertebrate tissue. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49, 1010-1017.
- Boischio, A., Henshel, D., and Barbosa, A., (1995).** Mercury exposure through fish consumption by the upper Madeira river population. Brazil-1991. Blackwell Science, Inc. Ecosystem Health Vol. 1. No. 3: 177-192.
- Boszke, L., Kowalski, A., Glosinska, G., Szarek, R., and Siepak, J. (2002).** Environmental Factors Affecting Speciation of Mercury in the Bottom Sediments.
- Boudou, A. and Ribeyre, F. 1997.,** Aquatic ecotoxicology: from the ecosystem to cellular and the molecular levels. Environ. Sci. 105, 21-35.
- Burrel, J.G., (2011).** La Minería Artesanal de Oro, Fuente de Contaminación Humana y Natural con Mercurio.
- Bussing, W.A., (1998).** Peces de las Aguas Continentales de Costa Rica. Editorial de la Universidad Nacional de Costa Rica. San José, Costa Rica 368-370p.
- Bussing, W.A., (2008).** Peces de las Aguas Continentales de Costa Rica. Segunda edición. Editorial de la Universidad Nacional de Costa Rica.
- Carvalho, S., Lombardi, V., Paiva, J.T, França-Monkolski, J. G. and Ferreira, J.R., (2006).** Bioaccumulation of Mercury in Fish Exposed to Experimentally Contaminated Water and Sediment. Springer.

Campbell, L.M., Hecky, R.E., Nyaundi, J., Muggide, R. and Dixon, D.G., (2003). Distribution and food-web transfer of mercury in Napoleon and Winam Gulfs, Lake Victoria, East Africa. *J. Great Lakes Res.* 2003; 29:267–282. doi: 10.1016/S0380-1330(03)70554-1.

CCME, (1999). Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life.

<http://st-ts.ccme.ca/>

CCME, (1999). Sediment Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health. <http://st-ts.ccme.ca/>

CHAPRA, S., (1996). Surface Water Quality Modeling. McGraw-Hill Science/Engineering/Math.

CIRA/UNAN, (2007). Contaminación ambiental por mercurio en el Lago Xolotlán, Nicaragua: Evaluación de riesgo a la salud humana.

Cizdziel, J.V., Hinnens, T.A., Pollard, J.E., Heithmar, E.M. and Cross, C.L., (2002). Mercury concentrations in fish from Lake Mead, USA, related to fish size, condition, trophic level, location, and consumption risk. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2002;43:309–317.

Cogua, P., Campos, N. H & Duque G., (2012). Concentración de Mercurio Total y Metilmercurio en Sedimento y Seston de la Bahía de Cartagena, Caribe Colombiano.

Custodio E., & Llamas, M.R. (2001). Hidrología Subterránea. Segunda edición.

Day, J. W., Hall, C.A., Kemp, W.M. and Yañez, A., (1989). Estuarine Ecology. Wiley, Nueva York. 558 p.

Doadrio, A. L., (2004). Ecotoxicología y Acción Toxicológica del Mercurio. Académico de Número de la Real Academia Nacional de Farmacia. www.analesranf.com/index.php/aranf/article/.../283

Dolbec, J., Mergler, D., Sousa, C., Sousa, S., and Lebel, J., (2000). Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine populations of the Tapajós river. Brazilian Amazon. Brazil. Arch occup Environ Health 73: 195-203.

Drever, J.I., (1997). The geochemistry of Natural. Prentice Hall, 3^aed. 436 pp.

Driscoll, C.T., Yan, C., Schofield, C. L., Munson, R. and Holsapple, J., (1994), Environ.Sci. Technol. 28, 136A.

ENACAL & CIRA, (2008). Informe Final y Monitoreo de la Calidad del Agua del Lago Xolotlán. Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos de Nicaragua, Empresa de Acueductos y Alcantarillados.

EPA, (2007). METHOD 7473. Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry. Environmental Protection Agency.

EPA, (2005). Mercury Effects. National Center for Environmental Assessment. Environmental Protection Agency United Stated. <http://www.epa.gov/hg/eco.htm>

EPA y FDA, (2004). Lo que usted necesita saber sobre el mercurio en el pescado y los mariscos. Environmental Protection Agency United Stated, Food and Drug Administration.

<http://water.epa.gov/scitech/swguidance/fishshellfish/outreach/aviso.cfm>

EPI, (2009). Protéjase del Mercurio en el Agua de su Pozo. Epidemiology North Carolina Public Health. [http://www.epi.publichealth.nc.gov/oii/pdf/EI_MercurioWellWaterFact St. pdf.](http://www.epi.publichealth.nc.gov/oii/pdf/EI_MercurioWellWaterFactSt.pdf)

FAO/OMS, (2003). Food and Agriculture Organization of the United Nations. World Health Organization. Joint FAO/ WHO Expert Committee on Food Additives. Sixty-first meeting. Rome 10-19 June 2003. Summary and Conclusions. Disponible en: [http://whqlibdoc.who.int/trs/WHO TRS 922.pdf](http://whqlibdoc.who.int/trs/WHO_TRS_922.pdf)

- Fetter C., (2001).** Applied Hydrogeology 4th Edition, 423 p.
- Fiorentino, J.C., Enzweiler, J. and Angélica, R.S., (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. doi 10.1007/s.
- Fitzgerald, W.F. and Clarkson, T.W., (1991).** Mercury and monomethylmercury: Presents and future concerns. Environm Health Perspect 96:p159-166.
- Fujiki, M. and Tajima, S., (1992).** The pollution of Minamata Bay by mercury. Water Sci. Technol., 25, 133.
- Gaona, X., (2004).** El Mercurio como contaminante global.
<http://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/3174/xgm1de1.pdf>
- Gutiérrez, M.A, (2001).** Niveles de Concentración de Mercurio Total en Tilapia, en los sitios de pesca de las comunidades pesqueras del lago Xolotlán.
- Hem, J, D. (1989).** Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. Third Edition. U. S. Geological Survey Water-Supply Paper 2254.
- Henry, J. and Heinke, G. (1999).** Ingeniería Ambiental. Segunda Edición. Prentice May, México, 800p.
- Higueras P., Oyarzun R., & Maturana H., (2001).** Minería y Toxicología.
https://previa.uclm.es/users/higueras/MAM/Mineria_Toxicidad4.htm
- Ikingura, J.R and Akagi, H., (1996).** Monitoring of fish and human exposure to mercury due to gold mining in the Lake Victoria goldfields, Tanzania
- INETER (2004).** Estudio de Mapificación Hidrogeológica e Hidrogeoquímica de la Región Central de Nicaragua. Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales.

INETER, (2010). Identification and assessment of hydrological flows between the lakes of Managua and Nicaragua, Applying Nuclear Techniques for the Development of a Management Plan for the Watershed of the Great Lakes. Name of OIEA-Experto Hidrogeólogo Sergio Iriarte Díaz.

Jackson, T.A., (1990). Biological and environmental control of mercury accumulation by fish in lakes and reservoirs of northern Manitoba, Canada. Can J Fish Aquat Sci 48:2449–2470

JPHA, (2001). Japan Protection Health Academy

Kehew, A.E., (2001). Applied Chemical Hydrogeology. Prentice Hall, 368 pp.

Kocman, D., Kanduc, T., Ogrinc, N., and Horvat M., (2010). Distribution and Partitioning of Mercury in River Catchment Impacted by Former Mercury Mining Activity.

Kwaansa, A., Agorku, S.E. and Nriagu, J.O., (2010). Levels of Total Mercury in Different Fish Species and Sediments from the Upper Volta Basin at Yeji in Ghana. DOI 10.1007/s00128-011-0214-2.

Lacayo, M., (1991). **Physical and Chemical Features of Lake Xolotlan (Managua).** Hydrobiological Bulletin.Vol 25 No.2Pp. 111-116 Journal of the Netherlands Hydrobiological Society.Department of Aquatic Ecology, University of Amsterdam.

Lacayo, M., Cruz, A., Lacayo, J. and Fomsgaard, I., (1991). Mercury Contamination in Lake Xolotlan (Managua). Hydrobiological Bulletin.Vol 25 No.2Pp. 173-176 Journal of the Netherlands Hydrobiological Society.Department of Aquatic Ecology, University of Amsterdam.

Langmuir, D., (1997). Aqueous Environmental Geochemistry. Prentice Hall, 600 pp.

Lebel, J., Mergler, D., Lucotte, M., (1996). Evidence of Early Nervous Systems Dysfunction in Amazonian Populations Exposed to Low-Levels of Methylmercury. *Neurotoxicology*. 1996;(17):157-168.

Lillo J., (2003). Peligro Geoquímicos: Arsénico de Origen Natural en las aguas. Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología. Universidad Rey Juan Carlos, Móstoles Madrid, España.

Lindqvist, O., Johnson, K. and Aastrup, M., (1991). Mercury in the Swedish environment: recent research on causes, consequences and corrective methods. *Water Air Soil Pol* 55:1-261.

Lloyd, J.W. and Heathcote, J.A., (1985). Natural Inorganic Hydrochemistry in Relation to Groundwater. Claredon Press, 296 pp.

Long E. R, Field L. J. y Macdonald D. D., (1998). Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 714-727

Marcano, V., & Troconis, A.R, (2001). Evaluación del Contenido de Mercurio en el pescado Expendido en la Ciudad de Mérida, Venezuela.

MARENA, (2008). Plan de Manejo de la Reserva Natural Complejo Volcánico Momotombo. Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales <http://www.renida.net.ni/renida/marena/RENPO1M665s.pdf>

Martín, M. L., Garrido, L. F., & Ferreiro R., (2007). Cuadernos del Campus Naturaleza y Medio Ambiente Nº 5. http://www.uah.es/universidad/ecocampus/documentos/5_Aguas.pdf

Mason, R.P., Reinfelder, J.R. and Morel, F.M. (1995). *Water, Air, Soil Pollut.* 80, 915.

Matsuyama, A., Yano, S., Hisano A., Kindaichi, M., Sonoda, I., Tada, A. and Akagi, H., (2014). Reevaluation of Minamata Bay 25 years after the dredging of mercury polluted sediment.

McCrary, J.K., Castro, M. and McKaye, K.R., (2006). Mercury in fish from two Nicaraguan lakes: A recommendation for increased monitoring of fish for international commerce. University of Central America, Apdo. 69, Managua, Nicaragua. Environmental Pollution 141, 513-518. DOI: 101016

Meili, M., (1997). Mercury in lakes and rivers. 22-48 p. En: Mercury and its effects on environmental and biology (Sygel A.S.H. Ed.), Tayloy y Francis Group, New York.

MEJ (2004). Ministry of the Environment, Japan. Mercury Analysis Manual

[http://www.nimd.go.jp/kenkyu/docs/march_mercury_analysis_manual\(e\).pdf](http://www.nimd.go.jp/kenkyu/docs/march_mercury_analysis_manual(e).pdf)

MELP, (1998). Ministry of Environment, Lands and Parks (BC MELP). Ambient Water Quality Criteria for Mercury.1989. Guidelines for the Interpretation of the Biological Effects of Selected Constituents in Biota, Water, and Sediment.http://bibliotecadigital.sag.gob.cl/documentos/medio_ambiente/criterios_calidad_suelos_aguas_agricolas/pdf_aguas/anexo_A/mercurio.pdf

MEM (2012). Mercurio y Cianuro Presente en la Minería Artesanal de Nicaragua. Ministerio de Energía y Minas de Nicaragua.

<http://www.mem.gob.ni/index.php?s=1&idp=174&idt=2&id=472-----2012-05-04>

Mieiro, C.L., Pato, P., Pereira, E., Mirante, F., Coutinho, J.A., Pinheiro, L.M., Magalhaes, V.H. and Duarte, A.C., (2007). Total Mercury in sediments from mud volcanoes in Gulf of Cadiz.

- Molina, C., François, M., Sánchez, Y., Achá, D., Benefice, E., & Guimaraes, J.R, (2010).** Implicancia ambiental del mercurio Bolivia. En ecosistemas acuáticos de la Amazonía: Situación en Bolivia.
- Montenegro, S., (1991).** Limnological perspective of lake Xolotlán (Managua): The Plalm. Managua, Nicaragua.
- Nriagu, J.O., Pfeiffer, W.C., Malm, O., Magalhaes de Souza, C.M., and Mierle, G. (1992).** Mercury pollution in Brazil. *Nature*. 356(6368):389.
- Nriagu, J. and Becker, C., (2003).** Volcanic emissions of mercury to the atmosphere: global and regional inventories.
- OLADE, (1981).** Estudio de Reconocimiento de los Recursos Geotérmicos de la República de Nicaragua. In: Contaminación del Lago Xolotlán por Efectos de Aguas Termales. 1-53.
- Olivero, J., and Solano, B., (1998).** Mercury in environmental samples from a waterbody contaminated by gold mining in Colombia, South America. *Sci. Total Environ*. 217(1-2):83-89.
- Oppong, S., Voegborlo, R.B., Agorku, S.E, Adimado, A.A., (2010).** Total mercury in fish and soil from the river Pra basin, southwestern Ghana. *Bull Environ Contam Toxicol* 85(3):324-329.
- Parello F., Aiuppa, A., Calderon, H., Calvi, F., Cellura, D., Martinez, V., Militello, M., Vammen, K., Vinti, D., (2007).** Geochemical characterization of surface waters and groundwater resources in the Managua area (Nicaragua, Central America)
- Parks, J.W., Sutton, J., and Lutz, A., (1986).** Effect of point and diffuse source loadings on mercury concentrations in the Wabigoon River: Evidence of seasonally

varying sediment–water partition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43, 1426– 1444. doi:10.1139/f86-176.

Pereira, M.E., (2008). Lillebø, A.I, Pato, P., Válega M., Cohelo, J.P, López, C.B, Rodríguez, S., Cachada, A., Otero M.,Pardal, M.A., y Duarte, A.C. Mercury pollution in Ria de Aveiro (Portugal): A Review of the System Assessment.

Francisco, P., (2008). Fluvial Transport and Risk of Mercury in a Gold Mining Area.Lund, University. Department of Ecology.

Pinuaga, J.I, (1998). Infraestructura Hidrotermal.
http://www.igme.es/internet/web_aguas/igme/lineas_investigacion/tecnicas_hidrogeologicas.pdf

PNUMA, (2002). Evaluación Mundial sobre El Mercurio. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.

Poch, M. (2003). Las Calidades del Agua. Editorial Rubes. Segunda Edición Barcelona, España. 159 p.

Pott, B. and Hakansson, T., (1999). Bioremediation Creosote. Contaminated Soil on a Laboratory Scale. LicenciateThesis Sweden.

Procter & Redfem (1995). Proyecto de actualización del plan maestro de alcantarillado sanitario de Managua. Segundo informe intermedio. Volumen No. 2. Evaluación ambiental. Octubre de 1995.

Ramalhosa, E., Monterroso, P., Abreu, S., Pereira, M.E., Vale, C., and Duarte, A., (2001). Storage and Export of Mercury from a Contaminated Bay (Ria de Aveiro, Portugal). *Wetlands Ecol. Manage.*, 9, 311–316.

Revista Aquatic, (1997). Estudio de Desarrollo y Producción de Tilapia, publicada por: Secretaría de Agricultura, Pesca y Alimentación.Buenos Aires Argentina.
<http://www.revistaaquatic.com/aquatic/art.asp?c=26>

- Reyes, C.C., (2013).** Geoquímica Preliminar de los Prospectos Geotérmicos de San Francisco Libre y Santa Bárbara, Nicaragua. [file:///C:/Documents%20and%20Settings/usuarios%20MA/Mis%20documentos/Downloads/geoquimica_preliminar_prospectos_geotrmicos_de_san_francisco_libre_y_santa_barbara_nicaragua%20\(3\).pdf](file:///C:/Documents%20and%20Settings/usuarios%20MA/Mis%20documentos/Downloads/geoquimica_preliminar_prospectos_geotrmicos_de_san_francisco_libre_y_santa_barbara_nicaragua%20(3).pdf)
- Reynoldson, T.B., Day, K.E., (1993).** Freshwater Sediments. In: Collow P (ed) Handbook of Ecotoxicology, vol 1. Blackwell Scientific Publication.
- Roldán, P. & Ramírez, R., (2008).** Fundamentos de Limnología Neotropical. Segunda edición. Editorial Universidad de Antioquia. pág 180-195.
- Roulet, M., & Maury-Brachet, R., (2001).** Le mercure dans les organismes aquatiques amazoniens. 203-207 p. En: Le mercure en Amazonie. (Carmouze J. P., Lucotte M. y Boudou A., Eds.) Intitut de Recherche pour le Développement (IRD), París.
- Ruano, P., Rubí, C., Masana, E., Ortuño, M., Piqué, O., & Santanach P. (2008).** Paleosismología en la falla de Cofradía, Managua, Nicaragua: resultados preliminares.
- Saavedra, M.A, Mayorga, A., Miranda, A., (1996).** Cultivo de Tilapia. Curso básico Cultivo de Tilapia Managua, NA/MEDEPESCA.
- Sánchez, F. J. (2011).** Departamento de Geología de la Universidad de Salamanca, España. http://ocw.usal.es/eduCommons/ciencias-experimentales/hidrologia/contenidos/09.Hidraulica_Subterranea.pdf
- Shang, L., Feng, X., Yan, H., Qui, G., y Li, G., (1998).** Methylmercury and Total Mercury Distribution in the sediments of Baihua Reservoir, Guizhou Province, China.

Swackhamer D.L., Paerl H.W., Eisenreich, S.J., Hurley J., Hornbuckle K.C., McLachlan M., Mount D., Mur D., and David Schindler (2004). Impact of Atmospheric Pollutants on Aquatic Ecosystems. *Ecological Society of America*. Number 12.

Sweet, L.I. and Zelikoff, J.T., (2001). Toxicology and immunotoxicology of mercury: a comparative review in fish and humans. *Toxicol. Environ. Health*. 4(B), 161-205.

Tarradellas, J., (1996). In Kreeith, F. 1994. Handbook of solid Waste Management. ED. Mcgraw-Hill 15-20 Pág.

Tebbut, T. H., (2001). Fundamentos de Control de la Calidad del Agua. Editorial LIMUSA S.A., México, 239 p.

Tchounwou, P.B., Ayensu, W.K., Ninashvili, N. and Sutton, D., (2003). Environmental Exposure to Mercury and Its Toxicopathologic Implications for Public Health. Wiley Periodicals Inc.

Torres, R. & Gutiérrez, F. (2001). La metilación en los sedimentos anaerobios, su importancia en el ciclo del mercurio y la salud humana.

UNEP, (2013). Global Global Mercury Assessment 2013. United Nations Environment Programme.
<http://www.unep.org/PDF/PressReleases/GlobalMercuryAssessment2013.pdf>

Ullrich, S.M., Tanton, T.W., Abdrashitowa, S.A., (2001). Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical review in Environ.Sci. Technol.* 31, 241.

USGS, (2000). U.S Geological Survey. Mercury in the Environment.
<http://minerals.usgs.gov/mercury.html>

Válega, M., Abreu, S., Pato, P., Rocha, L., Gomes, A.R., Pereira, M.E., and Duarte, A.C., (2006). Determination of Organic Mercury in Biota, Plants and Contaminated Sediments Using a Thermal Atomic Absorption Spectrometry Technique.

Verta, M. (1990). Changes in fish mercury concentrations in an intensively fished lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47, 1888–1897.

Wade, M.J., Davis, B.K., Carlisle, J.S., Klein, A.K., y Valoppi, L.M. (1993). Environmental transformation of toxic metals. *Occup. Med.* 8(3):574-601

Watras, C.J., Back, R.C., Halvorsen, S., Hudson, R.J., Morrison, K.A., and Wentz, S.P. (1998). Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. *Sci. Total Environ.* 219(2-3):183-208.

Wetzel, R., (1981). *Limnología*. Omega, Barcelona. 696 pág

Wiener, J.G. and Spry, D.J. (1996). Toxicological significance of mercury in freshwater fish. In: Beyer W.N., Heinz G.H., Redmon-Norwood A.W., editors. *Environmental contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations*. Lewis Publishers; Boca Raton, FL, USA. pp. 297-339.

WHO, (1989). *Environmental Health Criteria 86. Mercury Environmental Aspect*. World Health Organization. Finland.

Wood, J.M., Kennedy, F.S., Rosen, C.G., (1968). Synthesis of methyl-mercury compounds by extracts of a methanogenic bacterium. *Nature*. 220(5163):173–174.

Wyrick, B., (1981). Chemical plant's poison inflames a nation .Part VIII: Hazards for export. Newspaper Article: *Newsday*. USA.

VIII. ANEXOS

8.1 Resultados generales

Tabla 1. Sitios de muestreo y matrices evaluadas

Sitios	Este	Norte	Agua	Suelo	*Sed	Peces
Punto 1. San Francisco Libre	578154	1381724	x	xxx	x	x
Punto 2. Afuera de la Planta Geotérmica	542019	1375264	x	x		
Punto 3. Pozo: Campos Azules	545710	1372532	x	x		
Punto 4. Bahía de los Cocodrilos	548237	1370344	x		x	
Punto 5. Pozo: Los Peñas	546113	1372188	x			
Punto 6. Boquerón	545234	1373802	x		x	x
Punto 7. Estero de Arriba por el Puente	577410	1382132	x			
Punto 8. Río Tipitapa	598783	1349211	x		x	x
Punto 9. Desembocadura del Río Sinecapa	563582	1376583	x		x	
Punto 10. Río Viejo	569580	1378082	x		x	x
Punto 11. Río Pacora	578971	1371954	x		x	x
Punto 12. Centro Norte del Lago	568580	1365587	x		x	
Punto 13. Sur este del Lago	592322	1356590	x		x	
Punto 14. Centro Sur este del Lago	581429	1357082	x		x	
Punto 15. Noreste de la Isla Momotombito	555588	1367280	x		x	
Punto 16. Fte** a la PTAS***	687279	1345446	x		x	
Punto 17. Frente al Ex Basurero La Chureca	576028	1345320	x		x	
Punto 18. Frente a la Pennwalt	573686	1345415	x		x	x
Punto 19. Fte** a la Cordillera de Chiltepe	575846	1348436	x		x	
Punto 20. Moyúa			x		x	x
Punto 21.**Frente B.C.L. X	547171	1370418			x	
Punto 22.*Frente P.G. L.X	548814	1369816	x		x	

■ Fuentes naturales, ■ fuentes antropogénicas

*Sedimento, **Frente, ***Planta de Tratamiento de Aguas Servidas de Managua

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 2. Equipos utilizados en las mediciones de los parámetros de campo

Equipos	Modelo	Matriz	Unidad de Medida
GPS	60CSx (± 4 a 6m)	-	-
Draga	Van Veen	Sedimento	-
Baldes	-	Agua	-
Machetes	-	Suelo	-
pHmetro		Agua	Und de pH
Oxigenómetro	550A	Agua	mg.l ⁻¹
Potencial redox		Agua	mV
Conductiviméetro	STAR A325	Agua	$\mu\text{s.cm}^{-1}$
Termómetro		Agua y Sedimento	°C

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 3. Métodos de análisis de los parámetros evaluados

Parámetros	Método	Matriz	Límite de Detección	Unidad de Medida
pH	Equipos de Campos	Agua		Unid de pH
Conductividad	Equipos de Campos	Agua		$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$
Ca^{++}	3500-Ca.B ¹	Agua	0,25	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Mg^{++}	3500-Mg.B ¹	Agua	0,25	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Na^+	Electrodo IS- Na^2	Agua	0,25	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
K^+	3500-K.B ¹	Agua	0,25	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Cl^-	4500.Cl.B ¹	Agua	0,25	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
SO_4^{-2}	4500. SO_4^{-2} B ¹	Agua	0,25	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
CO_3^{++}	2320.B ¹	Agua	2,00	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
HCO_3^-	2320. B ¹	Agua	0,75	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
HgTD	NIMD ³	Agua	0,14	$\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$
HgT	7473 ⁴	Sedimento, suelo y peces	0,5	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$

¹ America Public Health Association (APHA, 2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st. Edition

² Thermo Orion (2001). Ross Sodium Electrodes Instruction Manual. Model 86-11BN, USA.

³MEJ, 2004. Ministry of the Environment Japan. Mercury Analysis Manual

⁴EPA (2007). Method 7473

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 4. Resumen de la cantidad de muestras colectadas durante los muestreos

Matriz	Primera Campaña	Segunda campaña	Área Control
Agua	16	22	2
Sedimento	13	12	2
Peces	15	70	6

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 5. Resultados de análisis de mercurio total disuelto

Sitios de Muestreo	HgTD ng.l ⁻¹	
	INVIERNO	VERANO
*Punto 1	4,99	2,57
*Punto 2	27,30	5,93
*Punto 3	3,85	5,47
*Punto 4	5,38	2,84
*Punto 5	2,1	3,20
*Punto 6	1,09	3,40
*Punto 7	-	0,30
*Punto 8	45,34	28,69
*Punto 9	0,90	1,90
*Punto 10	0,41	2,97
*Punto 11	1,03	0,90
*Punto 12	< ld	2,84
**Punto 13	2,57	0,93
**Punto 14	< ld	0,90
*Punto 15	0,89	-
**Punto 16	< ld	2,06
**Punto 17	< ld	0,68
**Punto 18	2,07	1,31
**Punto 19	0,44	0,47
Punto 20	*** <ld	*** <ld
*Punto 21	-	0,29
*Punto 22	-	2,55
Min-Max	<ld – 45,34	
Promedio x	4,84	
Desviación s	9,44	

* Fuentes naturales, ** Fuentes antropogénicas

*** <ld (0,14 ng.l⁻¹)

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 6. Resultados de análisis de mercurio total en sedimentos

Sitios de Muestreo	Hg ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)		MRC	Hg (mg.kg^{-1})
	Invierno	Verano		
*Punto 1.	548,11	517,79	IAEA-405	
*Punto 2.	11 863,27	11 465,68		
*Punto 4.	442,68	1 578,72		
*Punto 6.	386,29	293,33		
*Punto 8.	-	61 234,79		
*Punto 9.	27,08	7,3		840,00
*Punto 10.	19,37	21,89		810,00
*Punto 11.	20,4	14,87		830,00
*Punto 12.	189,52	178,08		750,00
**Punto 13.	144,16	162,78		800,00
**Punto 14.	176,1	187,95		840,00
*Punto 15.	134,61	-		810,00
**Punto 16.	37,18	28,88		770,00
**Punto 17.	254,65	368,24		810,00
**Punto 18.	5 379,70	8 478,32		790,00
**Punto 19.	1 293,51	654,4		
Punto 20.	17,21	17,64		
*Punto 21.	-	172,66		
*Punto 22.	-	46,43		
Min-Max	7,30 – 61 234,79			750 - 840
Promedio X	2 767,77			805
Desviación s	11 183,00			29,15

*Fuentes naturales, ** Fuentes antropogénicas

<ld ($0,50 \mu\text{g.kg}^{-1}$), - no se colectó muestras

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 7. Variables geomorfológicas y concentración de HgT en muestras de pescados

Nombre del Sitio	Peces				
	Características Taxonómicas y Geomorfológicas				
	Identificación	*LT _(cm)	*PL _(g)	Especie	HgT (µg.kg ⁻¹)
San Francisco Libre	R ₁ Guapote	29,2	478,2	Parachromis Managuënsis	853,78
	R ₂ Guapote	29,8	577,5	Parachromis Managuënsis	720,47
	R ₃ Guapote	29,5	554,7	Parachromis Managuënsis	609,84
	B ₁	21,8	258,2	Amphilopus citrinellus	439,44
	B ₂	20,5	268,5	Amphilopus citrinellus	557,28
	B ₃	18,0	170,8	Amphilopus citrinellus	211,85
	SF ₁	26,5	316,1	Parachromis Dovie	324,34
	SF ₂	28,0	387,1	Parachromis Dovie	378,9
	SF ₃	26,0	311,6	Parachromis Dovie	450,08
	SF ₄	25,0	298,0	Parachromis Dovie	430,52
	SF ₅	26,0	291,7	Parachromis Dovie	430,58
	SF ₆	25,5	340,1	Oreochromis sp	9,57
	SF ₇	24,0	300,1	Oreochromis sp	7,86
	SF ₈	26,0	307,5	Oreochromis sp	9,44
	SF ₉	27,0	360,5	Oreochromis sp	4,89
SF ₁₀	24,0	250,1	Oreochromis sp	8,12	
SF ₁₁	24,5	429,3	Amphilopus citrinellus	340,56	
SF ₁₂	23,5	381,9	Amphilopus citrinellus	292,77	
SF ₁₃	25,0	390,8	Amphilopus citrinellus	547,97	
SF ₁₄	23,0	394,5	Amphilopus citrinellus	218,21	
SF ₁₅	24,0	413,5	Amphilopus citrinellus	243,82	
Bocana de Tipitapa	T ₁ Lagunero	28,5	454,7	Parachromis Dovie	863,53
	T ₂ Guapote	22,0	217,6	Parachromis Managuënsis	1 387,98
	T ₃ Mojarra	18,0	199,6	Amphilopus citrinellus	286,63
	T ₄ Tilapia	28,5	471,8	Oreochromis sp	53,76
	T ₅ Guapote	22,0	218,7	Parachromis Managuënsis	900,81
	T ₆ Mojarra	19,5	198,1	Amphilopus citrinellus	339,92
	X ₁	23,5	362,5	Amphilopus citrinellus	345,99
	X ₂	22,5	263,7	Amphilopus citrinellus	313,2
	X ₃	23,3	261,7	Parachromis Managuënsis	1 142,85
X ₄	25,3	362,5	Parachromis Managuënsis	619,69	

Tabla 7. (Continuación)

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Nombre del Sitio	Peces				
	Características Taxonómicas y Geomorfológicas				
	Identificación	*LT _(cm)	*PL _(g)	Especie	HgT (µg.kg ⁻¹)
Bocana de Tipitapa	X ₅	27,0	427,8	Oreochromis sp	26,69
	X ₆	28,0	418,3	Oreochromis sp	26,05
	Q ₁	24,0	384,2	Amphilopus citrinellus	360,94
	Q ₂	23,0	357,6	Amphilopus citrinellus	309,61
	Q ₃	25,0	459,9	Amphilopus citrinellus	492,59
	Q ₄	22,5	295,1	Amphilopus citrinellus	300,09
	Q ₅	22,0	328,7	Amphilopus citrinellus	277,6
	Q ₆	23,0	361,1	Amphilopus citrinellus	228,13
	Q ₇	30,0	596,7	Parachromis Dovi	620,36
	Q ₈	28,5	442,2	Parachromis Dovi	823,62
	Q ₉	25,0	334,8	Parachromis Dovi	362,800
	Q ₁₀	25,8	339,2	Parachromis Dovi	496,42
	Q ₁₁	25,0	292,4	Parachromis Dovi	1 118,42
Q ₁₂	26,0	406,7	Parachromis Dovi	685,16	
Boquerón	m ₁ Guapote	25,3	309,1	Parachromis Managüensis	885,59
	m ₂ Guapote	24,0	241,3	Parachromis Managüensis	849,27
	m ₃ Tilapia	21,0	199,2	Oreochromis sp	27,68
	m ₄ Guapote	23,5	291,3	Parachromis Managüensis	629,61
	m ₅ Guapote	25,0	347,9	Parachromis Managüensis	814,51
	m ₆ Guapote	25,6	221,7	Parachromis Managüensis	642,66
	m ₇ Mojarra	19,0	167,3	Amphilophus citrinellus	181,23
	m ₈ Guapote	24,0	293,2	Parachromis Managüensis	689,2
	Z _{1MB5}	26,0	423,0	Parachromis Managüensis	1 055,56
	Z _{2MB6}	25,5	314,8	Parachromis Managüensis	948,08
	Z _{3 MB1}	15,9	93,5	Amphilopus citrinellus	35,35
	Z _{4MB2}	18,0	146,4	Amphilopus citrinellus	43,74
	Z _{5MB3}	18,0	146,4	Amphilopus citrinellus	43,74

Tabla 7. (Continuación)

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Nombre del Sitio	Peces				
	Características Taxonómicas y Geomorfológicas				
	Código	*LT _(cm)	*PL _(g)	Especie	HgT (µg.kg ⁻¹)
Boquerón	Z _{GMB4}	29,3	548	Oreochromis sp	36,28
	F ₁	20,0	208,9	Oreochromis sp	13,79
	F ₂	21,5	210,7	Oreochromis sp	15,89
	F ₃	22,0	240,2	Oreochromis sp	10,21
	F ₄	21,0	236,6	Oreochromis sp	8,58
	F ₅	25,0	305,7	Oreochromis sp	11,61
	F ₆	25,5	381,3	Parachromis Managüensis	762,69
	F ₇	24,0	351,5	Parachromis Managüensis	910,19
	F ₈	24,0	262,5	Parachromis Managüensis	541,4
	F ₉	23,0	258,2	Parachromis Managüensis	737,67
	F ₁₀	21,0	224,9	Parachromis Managüensis	976,06
Río Viejo	G ₁	29,0	538,3	Parachromis Managüensis	1 049,1
Río Pacora	Río 1	29,3	548,0	Oreochromis sp	23,63
	Río 2	30,0	584,3	Oreochromis sp	15,32
Frente a la Antigua Pennwalt	V ₁	20,0	232,4	Oreochromis sp	36,43
	V ₂	20,0	148,5	Parachromis Managüensis	769,9
	V ₃	19,0	173,8	Amphilopus citrinellus	29,53
	V ₅	18,2	139,2	Parachromis Managüensis	643,17
	V ₆	18,0	148,6	Amphilopus citrinellus	343,43
	V ₇	22,5	270,6	Oreochromis sp	16,95
Moyúa	H ₁	21,0	204,2	Parachromis Managüensis	292,9
	H ₂	22,0	221,9	Parachromis Managüensis	498,54
	H ₃	25,5	307	Parachromis Managüensis	248,86
	H ₄	27,0	326,4	Parachromis Managüensis	290,84
	H ₅	25,5	313,2	Parachromis Managüensis	260,54
	H ₆	25,5	308,6	Parachromis Managüensis	119,59

*LT: longitud total

*PL: peso limpio

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 8. Concentraciones de Hg en pescados por campaña de muestreo

	Invierno	Verano	Invierno	Verano	Invierno	Verano	Invierno	Verano	MRC
	Guapote ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)		Tilapia ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)		Mojarra ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)		Lagunero ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)		DORM II
	853,78	1 142,85	53,76	26,69	286,63	439,44	863,53	324,34	4,44
	720,47	619,69	27,68	26,05	339,92	557,28		378,90	4,59
	609,84	1 055,56		32,97	181,23	211,85		450,08	4,40
	1 387,98	948,08		36,28		345,99		430,52	4,44
	900,81	1 049,10		36,43		313,20		430,58	4,68
	885,59	769,90		16,95		35,35		620,36	4,31
	849,27	643,17		23,63		43,74		823,62	4,25
	629,61	762,69		15,32		29,53		362,80	4,47
	814,51	910,19		9,57		343,43		496,42	4,69
	642,66	541,40		7,86		340,56		1 118,42	4,34
	689,20	737,67		9,44		292,77		685,16	4,32
		976,06		4,89		547,97			4,59
		292,90		9,44		218,21			
		498,54		13,79		243,82			
		248,86		15,89		360,94			
		290,84		10,21		309,61			
		260,54		8,58		492,59			
		119,59		11,61		300,09			
		285,21				277,60			
						228,13			
\bar{X}	816,70	846,36	40,72	19,85	269,26	296,61	863,53	556,47	4,46
N	11	18	2	18	3	20	1	11	12
Min-Max	541,40 – 1 387,98		4,89 – 53,76		29,53 – 557,28		324,34 – 1 118,42		4,25-4,69
\bar{X} gral.	832,18		19,85		293,04		582,06		4,46
Desviación	201,54		12,75		141,55		245,65		0,15

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 9. Parámetros de campo de la campaña de muestreo en invierno

Sitios de Muestreo	pH Unid.pH	Temperatura °C	CE $\mu\text{s.cm}^{-1}$	Eh mV	OD mg.l^{-1}
*Punto 1	8,33	68,0	1 732	-302,9	
*Punto 2	6,92	49,0	1 736	182,5	
*Punto 3	7,08	37,0	1 338	-29,3	
*Punto 4	8,33	37,5	1 156	60,8	
*Punto 5	6,96	39,2	1 179	-2,7	
*Punto 8	8,05	70,0	1 607	-302,3	2,17
*Punto 9	8,63	30,8	806	228,4	7,61
*Punto 10	7,34	30,9	177	217,3	7,21
*Punto 11	7,40	31,4	164	282,1	5,88
*Punto 12	8,71	29,7	1 270	206,6	7,11
**Punto 13	8,44	29,6	1 253	244,1	5,9
**Punto 14	8,97	30,0	1 262	216,7	6,84
*Punto 15	8,38	30,7	1 210	168,6	7,27
**Punto 16	8,60	29,6	1 261	207,8	6,91
**Punto 17	8,65	30,1	1 252	233,5	6,65
**Punto 18	8,71	30,9	1 269	176,8	6,59
**Punto 19	8,88	30,4	1 267	196,2	6,94

*Fuentes naturales

** Fuentes antropogénicas

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 10. Parámetros de campo de la campaña de muestreo en verano

Sitios de Muestreo	pH Unid.pH	Temperatura °C	CE $\mu\text{s.cm}^{-1}$	Eh mV	OD mg.l^{-1}
*Punto 1	8,40	64,0	1 835	218,6	2,05
*Punto 2	6,78	48,0	1 999	254,5	2,84
*Punto 3	6,86	36,7	1 413	175,1	1,54
*Punto 4	7,47	43,2	1 273	276,6	4,81
*Punto 5	6,79	36,7	1 310	196,9	1,79
*Punto 6	8,42	28,6	1 486	218,8	5,15
*Punto 7	7,17	31,1	1 999	151,8	2,8
*Punto 8	8,03	62,0	1 641	118,6	2,21
*Punto 9	8,97	29,0	1 328	228,1	6,73
*Punto 10	8,50	30,0	353	214,1	5,78
*Punto 11	8,87	29,6	1 357	247,6	5,48
*Punto 12	8,96	28,5	1 300	199,7	6,6
**Punto 13	9,10	27,8	1 380	337,4	7,03
**Punto 14	8,92	28,5	1 253	201,6	6,9
**Punto 16	9,03	27,5	1 289	236,5	6,2
**Punto 17	8,97	28,7	1 287	187,1	6,09
**Punto 18	8,91	27,9	1 236	182,9	6,25
**Punto 19	8,98	28,5	1 298	185,6	6,98
***Frente B.C.L. X	8,83	29,1	1 202	234,4	7,4
****Frente P.G. L.X	8,85	29,1	1 342	192,1	7,4

*Fuentes naturales, ** fuentes antropogénicas, ***Frente a la Bahía de los Cocodrilos en el lago Xolotlán, **** Frente a la Planta Geotérmica en el Lago Xolotlán

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 11. Resultados Físicos-químico de la campaña de muestreo en invierno

Parámetros	Punto 1.	Punto 2.	Punto 3.	Punto 4.	Punto 5.	Punto 8.
STD	1 255,00	1 320,62	996,08	826,09	940,01	1073,38
Ca ⁺⁺	145,17	107,23	108,06	34,26	97,84	24,75
Mg ⁺⁺	9,00	67,51	49,51	16,52	45,05	4,00
Na ⁺	244,50	176,50	98,90	206,00	98,90	303,00
K ⁺	4,77	32,30	17,84	33,30	16,08	12,52
Cloruros	97,86	181,46	89,30	125,96	73,98	287,87
SO ₄ ⁻²	674,00	356,00	317,00	153,50	279,80	208,80
CO ₃ ⁺⁺	9,60	< Id	< Id	25,20	<Id	16,80
HCO ₃ ⁻	4,88	497,92	380,76	399,07	405,17	175,74
DT como CaCO ₃	399,25	543,80	473,34	153,47	429,51	78,20
AT como CaCO ₃	20,00	408,00	312,00	369,05	332,05	172,00

Tabla 12. Resultados Físico-químico de la campaña de muestreo en verano

Parámetros	Punto 1.	Punto 2.	Punto 3.	Punto 4.	Punto 5.	Punto 8.	Punto 7.
STD	1 388,66	1 209,09	931,58	796,20	875,55	1118,53	2 246,01
Ca ⁺⁺	152,66	103,53	112,19	70,64	117,46	29,55	251,79
Mg ⁺⁺	4,43	70,15	50,56	24,30	41,28	2,21	6,38
Na ⁺	273,00	186,00	102,37	144,26	99,48	343,00	467,00
K ⁺	4,98	35,09	20,66	26,56	16,09	12,94	16,11
Cloruros	116,29	175,40	104,28	80,44	79,66	305,58	192,21
SO ₄ ⁻²	754,37	239,82	222,66	99,72	197,40	202,09	1 181,26
CO ₃ ⁺⁺	10,80	< Id	< Id	<Id	<Id	12,00	<Id
HCO ₃ ⁻	1,22	494,26	378,32	449,11	385,65	137,91	101,29
DT CaCO ₃	399,12	547,02	487,96	276,25	462,90	82,82	654,48
AT CaCO ₃	19,00	405,05	310,00	368,05	316,00	133,00	83,00

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 13. Tipos de agua identificadas en las campañas de invierno y verano

Sitios	Invierno 2013	Verano 2014	Tipos de Agua	Hg (ng.l ⁻¹) Invierno	Hg (ng.l ⁻¹) Verano
(● SFL) ₁	SO ₄ – Na – Ca	SO ₄ – Na – Ca	Largo tiempo de residencia	4,99	2,55
(◆ APG) ₂	HCO ₃ – SO ₄ – Na	HCO ₃ – Na	Largo tiempo de residencial	27,30	5,93
(× PLP) ₃	HCO ₃ – Cl – Na	HCO ₃ – Ca – Na	Largo tiempo de residencia	3,85	5,47
(■ BDC) ₄	HCO ₃ – Ca – Mg	HCO ₃ – Na – Ca	Reciente tiempo de residencia	5,38	2,84
(▲ PCA) ₅	HCO ₃ – SO ₄ – Ca	HCO ₃ – SO ₄ – Ca	Reciente tiempo de residencia	2,10	3,20
(+ TDT) ₈	HCO ₃ – SO ₄ – Ca	Cl - Na	Largo tiempo de residencia	45,34	28,69
(● EA) ₇		SO ₄ – Na – Ca	Largo tiempo de residencia	-	0,30
Todos los sitios en Lago X.	HCO ₃ -Na		Agua de mezcla	<3,40	

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

8.2 Análisis estadísticos de los datos con SPSS

Tabla 14. Diferencias significativas de los datos estacionales del HgTD en el lago

Prueba de homogeneidad de varianzas para HgTD								
Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.	Hipótesis	Análisis	Resultado		
0,255	1	22	0,618	$H_0 : \mu_1 = \mu_2$ $H_1: \mu_1 \neq \mu_2$	Si el nivel crítico (sig) es $\leq 0,05$; se rechaza la hipótesis de igualdad de varianzas, si es $> 0,05$ se acepta la hipótesis de igualdad de varianzas	Como: $0,618 > 0,05$; Por tanto: Se acepta la H_0 y se concluye que las varianzas muestrales entre los grupos se comportan iguales		
Descriptivos								
ng.l ¹	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
INVIERNO	12	1,20	1,54	0,44	0,23	2,18	0,14	5,36
VERANO	12	1,77	1,04	0,30	1,11	2,4	0,47	3,40
Total	24	1,49	1,31	0,27	0,93	2,04	0,14	5,38
ANOVA								
ng.l ¹	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.	Análisis	Resultados	
Inter-grupos	1,90	1	1,90	1,107	0,304	Si el nivel crítico (sig) Si $\alpha \leq 0,05$ se rechaza la H_0 , si es $> 0,05$ se acepta H_0 , es decir; no existen diferencias significativas	Como : $0,304 > 0,05$, se acepta H_0 y se concluye que no existen diferencias significativas entre las varianzas	
Intra-grupos	37,73	22	1,72					
Total	39,63	23						

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 15. Diferencias significativas de los datos estacionales del HgT en sedimentos del lago

Prueba de homogeneidad de varianzas para HgT en Sedimentos								
Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.	Hipótesis	Análisis	Resultado		
0,485	1	22	0,493	H ₀ : $\mu_1 = \mu_2$ H ₁ : $\mu_1 \neq \mu_2$	Si el nivel crítico (sig) es $\leq 0,05$; se rechaza la hipótesis de igualdad de varianzas, si es $> 0,05$ se acepta la hipótesis de igualdad de varianzas	Como: $0,493 > 0,05$; Por tanto: Se acepta la H ₀ y se concluye que las varianzas muestrales entre los grupos se comportan iguales		
Descriptivos								
$\mu\text{g.kg}^{-1}$	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
INVIERNO	12	692,59	1517,06	437,94	-271,35	1656,49	19,37	5379,70
VERANO	12	1005,64	2394,06	691,15	-515,47	2526,76	7,30	8478,32
Total	24	849,12	1966,58	401,43	18,70	1679,53	7,30	8478,32
ANOVA								
$\mu\text{g.kg}^{-1}$	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.	Análisis	Resultados	
Inter-grupos	588011,52	1	588011,52	0,146	0,706	Si el nivel crítico (sig) Si $\alpha \leq 0,05$ se rechaza la H ₀ , si es $> 0,05$ se acepta H ₀ , es decir; no existen diferencias significativas	Como: $0,706 > 0,05$, se acepta H ₀ y se concluye que no existen diferencias significativas entre las varianzas muestrales	
Intra-grupos	88362977,12	22	4016498,96					
Total	88950988,64	23						

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 16. Diferencias significativas del HgT entre los promedios de concentración de las especies de pescados

ANOVA							
Concentración $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.	Análisis	Resultados
Inter-grupos	7792826,30	3	2597608,77	96,048	0,000	Si el nivel crítico (sig) Si $\alpha \leq 0,05$ se rechaza la H_0 , si es $> 0,05$ se acepta H_0 , es decir; no existen diferencias significativas	Como: $0,000 < 0,05$, se rechaza H_0 y se concluye que existen diferencias significativas entre las varianzas muestrales
Intra-grupos	2001313,15	74	27044,77				
Total	9794139,45	77					

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 17. Diferencias significativas entre las concentraciones estacionales de HgT en guapotes

Prueba de homogeneidad de varianzas para HgT en Guapotes								
Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.	Hipótesis	Análisis	Resultado		
0,197	1	21	0,662	$H_0 : \mu_1 = \mu_2$ $H_1: \mu_1 \neq \mu_2$	Si el nivel crítico (sig) es $\leq 0,05$; se rechaza la hipótesis de igualdad de varianzas, si es $> 0,05$ se acepta la hipótesis de igualdad de varianzas	Como: $0,662 > 0,05$; Por tanto: Se acepta la H_0 y se concluye que las varianzas muestrales entre los grupos se comportan iguales		
Descriptivos								
$\mu\text{g.kg}^{-1}$	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
INVIERNO	11	816,72	217,77	65,66	670,40	962,99	609,84	1387,98
VERANO	12	846,28	194,10	56,03	722,95	969,61	541,40	1142,85
Total	23	832,13	201,55	42,03	744,97	919,29	541,40	1387,98
ANOVA								
$\mu\text{g.kg}^{-1}$	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.	Análisis	Resultados	
Inter-grupos	5021,13	1	5021,13	0,119	0,734	Si el nivel crítico (sig) Si $\alpha \leq 0,05$ se rechaza la H_0 , si es $> 0,05$ se acepta H_0 , es decir; no existen diferencias significativas	Como $0,734 > 0,05$, se acepta H_0 y se concluye que no existen diferencias significativas entre las varianzas muestrales	
Intra-grupos	88663,25	21	42317,30					
Total	893684,38	22						

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 18. Diferencias significativas de los datos estacionales de temperatura del lago

Prueba de homogeneidad de varianzas °C								
Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.	Hipótesis	Análisis	Resultado		
0,898	1	20	0,355	H ₀ : $\mu_1 = \mu_2$ H ₁ : $\mu_1 \neq \mu_2$	Si el nivel crítico (sig) es $\leq 0,05$; se rechaza la hipótesis de igualdad de varianzas, si es $> 0,05$ se acepta la hipótesis de igualdad de varianzas	Como: $0,898 > 0,05$; Por tanto: Se acepta la H ₀ y se concluye que las varianzas muestrales entre los grupos se comportan iguales		
Descriptivos								
°C	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
INVIERNO	11	30,99	2,24	0,68	29,49	32,50	29,60	37,50
VERANO	11	29,93	4,46	1,35	26,93	32,93	27,50	43,20
Total	22	30,46	3,49	0,74	28,91	32,01	27,50	43,20
ANOVA								
°C	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.	Análisis	Resultados	
Inter-grupos	6,22	1	6,22	0,499	0,488	Si el nivel crítico (sig) Si $\alpha \leq 0,05$ se rechaza la H ₀ , si es $> 0,05$ se acepta H ₀ , es decir; no existen diferencias significativas	Como $0,488 > 0,05$, se acepta H ₀ y se concluye que no existen diferencias significativas entre las varianzas muestrales	
Intra-grupos	249,53	20	12,48					
Total	255,75	21						

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 19. Diferencias significativas de los datos estacionales del pH del lago

Prueba de homogeneidad de varianzas <i>Unidades de pH</i>								
Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.	Hipótesis	Análisis	Resultado		
0,517	1	20	0,481	H ₀ : $\mu_1 = \mu_2$ H ₁ : $\mu_1 \neq \mu_2$	Si el nivel crítico (sig) es $\leq 0,05$; se rechaza la hipótesis de igualdad de varianzas, si es $> 0,05$ se acepta la hipótesis de igualdad de varianzas	Como: $0,481 > 0,05$; Por tanto: Se acepta la H ₀ y se concluye que las varianzas muestrales entre los grupos se comportan iguales		
Descriptivos								
Unidades de pH	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
INVIERNO	11	8,42	0,55	0,17	8,05	8,79	7,34	8,97
VERANO	11	8,79	0,46	0,14	8,48	9,10	7,47	9,10
Total	22	8,61	0,53	0,11	8,37	8,84	7,34	9,10
ANOVA								
Unidades de pH	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.	Análisis	Resultados	
Inter-grupos	0,74	1	0,735	2,839	0,108	Si el nivel crítico (sig) Si $\alpha \leq 0,05$ se rechaza la H ₀ , si es $> 0,05$ se acepta H ₀ , es decir; no existen diferencias significativas	Como: $0,108 > 0,05$, se acepta H ₀ y se concluye que no existen diferencias significativas entre las varianzas muestrales	
Intra-grupos	5,18	20	0,259					
Total	5,91	21						

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 20. Diferencias significativas de los datos estacionales de la conductividad eléctrica del lago

Prueba de homogeneidad de varianzas μCm^{-1}								
Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.	Hipótesis	Análisis	Resultado		
3,253	1	20	0,086	$H_0 : \mu_1 = \mu_2$ $H_1 : \mu_1 \neq \mu_2$	Si el nivel crítico (sig) es $\leq 0,05$; se rechaza la hipótesis de igualdad de varianzas, si es $> 0,05$ se acepta la hipótesis de igualdad de varianzas	Como: $0,086 > 0,05$; Por tanto: Se acepta la H_0 y se concluye que las varianzas muestrales entre los grupos se comportan iguales		
Descriptivos								
μCm^{-1}	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
INVIERNO	11	1012,63	437,61	131,95	718,64	1306,62	164,00	1270
VERANO	11	1214,00	288,65	87,03	1020,08	1407,92	353,00	1380
Total	22	1113,32	376,15	80,20	946,54	1280,09	164,00	1380
ANOVA								
μCm^{-1}	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.	Análisis	Resultados	
Inter-grupos	223020,29	1	223020,29	1,623	0,217	Si el nivel crítico (sig) Si $\leq 0,05$ se rechaza la H_0 , si es $> 0,05$ se acepta H_0 , es decir; no existen diferencias significativas	Como $0,217 > 0,05$, se acepta H_0 y se concluye que no existen diferencias significativas entre las varianzas muestrales	
Intra-grupos	2748273,0	20	137413,65					
Total	2971293,3	21						

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 21. Diferencias significativas de los datos estacionales del potencial redox del lago

Prueba de homogeneidad de varianzas <i>mV</i>								
Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.	Hipótesis	Análisis	Resultado		
0,004	1	20	0,948	H ₀ : $\mu_1 = \mu_2$ H ₁ : $\mu_1 \neq \mu_2$	Si el nivel crítico (sig) es $\leq 0,05$; se rechaza la hipótesis de igualdad de varianzas, si es $> 0,05$ se acepta la hipótesis de igualdad de varianzas	Como: $0,948 > 0,05$; Por tanto: Se acepta la H ₀ y se concluye que las varianzas muestrales entre los grupos se comportan iguales		
Descriptivos								
<i>mV</i>	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
INVIERNO	11	206,40	55,48	16,73	169,12	243,66	60,80	282,10
VERANO	11	227,01	46,87	14,13	195,53	258,51	182,90	337,40
Total	22	216,70	51,22	10,92	193,99	239,41	60,80	337,40
ANOVA								
<i>mV</i>	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.	Análisis	Resultados	
Inter-grupos	2340,16	1	2340,16	0,887	0,357	Si el nivel crítico (sig) Si $\alpha \leq 0,05$ se rechaza la H ₀ , si es $> 0,05$ se acepta H ₀ , es decir; no existen diferencias significativas	Como $0,357 > 0,05$, se acepta H ₀ y se concluye que no existen diferencias significativas entre las varianzas muestrales	
Intra-grupos	52748,43	20	2637,42					
Total	55088,59	21						

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 22. Diferencias significativas de los datos estacionales del oxígeno disuelto en el lago

Prueba de homogeneidad de varianzas $mg.l^{-1}$								
Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.	Hipótesis	Análisis	Resultado		
.245	1	20	0,626	$H_0 : \mu_1 = \mu_2$ $H_1: \mu_1 \neq \mu_2$	Si el nivel crítico (sig) es $\leq 0,05$; se rechaza la hipótesis de igualdad de varianzas, si es $> 0,05$ se acepta la hipótesis de igualdad de varianzas	Como: $0,626 > 0,05$; Por tanto: Se acepta la H_0 y se concluye que las varianzas muestrales entre los grupos se comportan iguales		
Descriptivos								
$mg.l^{-1}$	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
INVIERNO	11	6,81	0,54	0,16	6,45	7,18	5,88	7,61
VERANO	11	6,47	0,55	0,17	6,10	6,84	5,48	7,16
Total	22	6,64	0,56	0,12	6,40	6,89	5,48	7,61
ANOVA								
$mg.l^{-1}$	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.	Análisis	Resultados	
Inter-grupos	0,63	1	0,63	2,107	0,162	Si el nivel crítico (sig) $\leq 0,05$ se rechaza la H_0 , si es $> 0,05$ se acepta H_0 , es decir; no existen diferencias significativas	Como $0,162 > 0,05$, se acepta H_0 y se concluye que no existen diferencias significativas entre las varianzas muestrales	
Intra-grupos	5,94	20	0,30					
Total	6,56	21						

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 23. Correlación entre concentración de HgT en guapotes ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) y las variables de peso y longitud (Prueba de Pearson)

Análisis	Estadísticos descriptivos del Guapote										
	Concentración vs Peso				Concentración vs Longitud						
		Media	Desv típica	N		Media	Desv típica	N			
	Gp	832,18	201,5	23	Guap	832,18	201,5	23			
	g	322,50	122,8	23	cm	24,55	2,96	23			
Correlaciones											
$H_0 :$ $P_1 y_2 = 0$ $H_1 :$ $P_1 y_2 \neq 0$ si $p_v \leq \alpha$, aceptar H_1 si $p_v > \alpha$, aceptar H_0 , para un $\alpha = 0,05$			Guap	g	Resultado			Guap	cm	Resultado	
	P_1	Gp	Correlac Pearson	1	-0,39	Como: $0,861 > 0,05$ se acepta la H_0 y se concluye que no existe correlación lineal entre las concentraciones de Hg en guapotes y el P	Guap	Correlac Pearson	1	-0,079	Como $0,719 > 0,05$, se acepta H_0 y se concluye que no existe correlación entre concentración de Hg y longitud
			Sig. (bilateral)		0,861			Sig. (bilateral)		0,719	
			N	23	23			N	23	23	
	P_2	g	Correlac Pearson	-0,39	1	cm	Correlac Pearson	-0,079	1		
			Sig. (bilateral)	0,861			Sig. (bilateral)	0,719			
			N	23	23		N	23	23		

*Peso (P)

Guapote (Gp)

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 24. Correlación entre las variables concentración de mercurio en laguneros ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) y las variables de peso y longitud (Prueba de Pearson)

Análisis	Estadísticos descriptivos del Lagunero									
	Concentración vs Peso				Concentración vs Longitud					
		Media	Desv típica	N		Media	Desv típica	N		
	Lag	582,06	245,65	12	Lag	582,06	245,65	12		
	g	372,60	91,04	12	cm	26,69	1,65	12		
Correlaciones										
H_0 : $P_1 y_2 = 0$ H_1 : $P_1 y_2 \neq 0$ si $p_v \leq \alpha$, aceptar H_1 si $p_v > \alpha$, aceptar H_0 , para un $\alpha = 0,05$			Lag	g	Resultado			Lag	cm	Resultado
	P_1 Lag	Correlac Pearson	1	0,258	Como: $0,419 > 0,05$ se acepta la H_0 y se concluye que no existe correlación lineal entre las concentraciones de Hg en guapotes y el *P	Lag	Correlac Pearson	1	0,174	Como: $0,589 > 0,05$ se acepta la H_0 y se concluye que no existe correlación lineal entre las concentraciones de Hg en guapotes y longitud
		Sig. (bilateral)		0,419			Sig. (bilateral)		0,589	
		N	12	12			N	12	12	
	P_2 g	Correlac Pearson	0,258	1		cm	Correlac Pearson	0,174	1	
		Sig. (bilateral)	0,419				Sig. (bilateral)	0,589		
		N	12	12			N	12	12	

*Peso (P), Lagunero (Lag)

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 25. Correlación entre las variables concentración HgT en mojarrras ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) y las variables peso y longitud (Prueba de Pearson)

Análisis		Estadísticos descriptivos de la Mojarra							
		Concentración vs Peso				**Concentración vs Longitud			
			Media	Desv típica	N		Media	Desv típica	N
		Mj	293,04	141,55	23	Mj	293,04	141,5	23
		g	289,03	108,52	23	cm	21,44	2,70	23
		Correlaciones							
		Mj	g	Resultado		Mj	cm	Resultado	
$H_0 :$ $P_{1y2} = 0$ $H_1 :$ $P_{1y2} \neq 0$ si $p_v \leq \alpha$, aceptar H_1 si $p_v > \alpha$, aceptar H_0 , para un $\alpha = 0,05$	P_1 Mj	Correlac Pearson	1	0,524	Como: $0,01 < 0,05$ se rechaza la H_0 y se concluye que existe correlación lineal entre las concentraciones de Hg en mojarrras y el P	P_1 Mj	Correlac Pearson	1	0,569
		Sig. (bilateral)		0,01			**Sig. (bilateral)		0,005
		N	23	23			N	23	23
	P_2 g	Correlac Pearson	0,524	1		P_2 cm	Correlac Pearson	0,569	1
		Sig. (bilateral)	0,01				Sig. (bilateral)	0,005	
		N	23	23			N	23	23

*Peso (P), Mojarra (Mj)

**La correlación es significativa a un nivel de 0,01 (bilateral) para la talla

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 26. Correlación entre las variables concentración de HgT en tilapias ($\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) y las variables peso y longitud (Prueba de Pearson)

Análisis	Estadísticos descriptivos de la Tilapia									
	Concentración vs Peso Limpio *(PL)				Concentración vs longitud					
		Media	Desv típica	N		Media	Desv típica	N		
	TL	19,79	12,81	20	TL	19,79	12,81	20		
	g	355,78	140,42	20	cm	25,13	3,55	20		
Correlaciones										
$H_0 :$		TL	g	Resultado		*TL	cm	Resultado		
$P_{1y2} = 0$	P_1 TL	Correlac Pearson	1	0,451	Como: $0,046 < 0,05$ se rechaza la H_0 y se concluye que existe correlación lineal entre las concentraciones de Hg en tilapias y el PL	Correlac Pearson	1	0,328	Como: $0,158 > 0,05$ se acepta la H_0 y se concluye que no existe correlación lineal entre las concentraciones de Hg en tilapias y longitud	
$H_1 :$		Sig. (bilateral)		0,046		TL	Sig. (bilateral)			0,158
$P_{1y2} \neq 0$		N	20	20		cm	N	20		20
si $p_v \leq \alpha$, aceptar H_1 si $p_v > \alpha$, aceptar H_0 , para un $\alpha = 0,05$	P_2 g	Correlac Pearson	0,451	1		Correlac Pearson	0,328	1		
		Sig. (bilateral)	0,046			cm	Sig. (bilateral)	0,158		
		N	20	20		cm	N	20		20

*Peso (P), Tilapia (TL)

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 27. Correlación entre las variables concentración HgTD (ng.l⁻¹) y temperatura (°C)
(Prueba de Pearson)

Análisis	Estadísticos descriptivos									
	Invierno				Verano					
		Media	Desv típica	N		Media	Desv típica	N		
	ng.l ⁻¹	1,19	1,54	12	ng.l ⁻¹	1,72	1,06	14		
	°C	30,97	2,14	12	°C	29,71	3,94	14		
Correlaciones										
$H_0 : P_1 y_2 = 0$ $H_1 : P_1 y_2 \neq 0$ si $p_v \leq \alpha$, aceptar H_1 si $p_v > \alpha$, aceptar H_0 , para un $\alpha = 0,05$			ng.l ⁻¹	°C	Resultado			ng.l ⁻¹	°C	Resultado
	P ₁ ng.l ⁻¹	Correlac Pearson	1	0,847	Como: 0,001 < 0,01, no se acepta H ₀ y se concluye que existe correlación lineal entre el T°C y las concentraciones encontradas	ng.l ⁻¹	Correlac Pearson	1	0,325	Como 0,256 > 0,05, se acepta H ₀ y se concluye que no existe correlación entre T°C y las concentraciones encontradas
		Sig. (bilateral)		0,001			Sig. (bilateral)		0,256	
		N	12	12			N	14	14	
	P ₂ T°C	Correlac Pearson	0,847	1		T°C	Correlac Pearson	0,325	1	
		Sig. (bilateral)	0,001				Sig. (bilateral)	0,256		
		N	12	12			N	14	14	

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 28. Correlación entre las variables concentración HgTD ($\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$) y pH (unidades de pH)
(Prueba de Pearson)

Análisis	Estadísticos descriptivos											
	Invierno				Verano							
		Media	Desv típica	N		Media	Desv típica	N				
	$\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$	1,19	0,54	12	$\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$	1,72	1,06	14				
	Unid pH	8,42	0,52	12	Unid pH	8,77	0,42	14				
Correlaciones												
$H_0 : P_1 y_2 = 0$ $H_1 : P_1 y_2 \neq 0$ si $p_v \leq \alpha$, aceptar H_1 si $p_v > \alpha$, aceptar H_0 , para un $\alpha = 0,05$	P_1 $\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$	Correlac Pearson	1	-0,09	Como: $0,782 > 0,05$, se acepta H_0 y se concluye que no existe correlación linealmente entre el pH y las concentraciones	$\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$	Correlac Pearson	1	-0,53	Como $0,051 > 0,05$, se acepta H_0 y se concluye que no existe correlación entre pH y las concentraciones encontradas		
		Sig. (bilateral)		0,782			Sig. (bilateral)		0,051			
		N	12	12			N	14	14			
		P_2 Unid pH	Correlac Pearson	-0,09			1	Unid pH	Correlac Pearson		-0,53	1
			Sig. (bilateral)	0,782					Sig. (bilateral)		0,051	
			N	12			12		N		14	14

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 29. Correlación entre las variables concentración HgTD (ng.l^{-1}) y CE (μgCm^{-1})
(Prueba de Pearson)

Análisis	Estadísticos descriptivos										
	Invierno				Verano						
		Media	Desv típica	N		Media	Desv típica	N			
	ng.l^{-1}	1,19	1,54	12	ng.l^{-1}	1,72	1,06	14			
	μCm^{-1}	1029,08	421,1	12	μCm^{-1}	1241,71	265,0	14			
Correlaciones											
$H_0 : P_1 y_2 = 0$ $H_1 : P_1 y_2 \neq 0$ si $p_v \leq \alpha$, aceptar H_1 si $p_v > \alpha$, aceptar H_0 , para un $\alpha = 0,05$	P_1	ng.l^{-1}	Correlac Pearson	1	0,10	Resultado Como: $0,758 > 0,05$, no se acepta H_0 y se concluye que no existe correlación lineal entre el CE y las concentraciones encontradas	ng.l^{-1}	Correlac Pearson	1	-0,294	Resultado Como $0,307 > 0,05$, se acepta H_0 y se concluye que no existe correlación entre CE y las concentraciones encontradas
			Sig. (bilateral)		0,758			Sig. (bilateral)		0,307	
			N	12	12			N	14	14	
	P_2	μCm^{-1}	Correlac Pearson	0,10	1		μCm^{-1}	Correlac Pearson	-0,294	1	
			Sig. (bilateral)	0,758				Sig. (bilateral)	0,307		
			N	12	12			N	14	14	

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 30. Correlación entre las variables concentración HgTD (ng.l^{-1}) y Eh (mV)
(Prueba de Pearson)

Análisis		Estadísticos descriptivos									
		Invierno				Verano					
			Media	Desv típica	N		Media	Desv típica	N		
		ng.l^{-1}	1,19	1,54	11	ng.l^{-1}	1,72	1,06	14		
		mV	203,24	184,5	11	mV	224,46	42,26	14		
Correlaciones											
			ng.l^{-1}	mV	Resultado		ng.l^{-1}	mV	Resultado		
H ₀ : P1y2 = 0 H ₁ : P1y2 \neq 0 si $p_v \leq \alpha$, aceptar H ₁ si $p_v > \alpha$, aceptar H ₀ , para un $\alpha =$ 0,05	P ₁	ng.l^{-1}	Correlac Pearson	1	-0,721	Como: 0,012 < 0,05, se rechaza H ₀ y se concluye que existe relación inversa entre el Eh y las concentracion es	ng.l^{-1}	Correlac Pearson	1	-0,023	
			Sig. (bilateral)		0,012			Sig. (bilateral)		0,939	
			N	11	11			N	14	14	
	P ₂	mV	Correlac Pearson	-0,721	1		Como: 0,939 > 0,05, se acepta H ₀ y se concluye que no existe relación inversa entre el Eh y las concentraciones	mV	Correlac Pearson	-0,023	1
			Sig. (bilateral)	0,012					Sig. (bilateral)	0,939	
			N	11	11				N	14	14

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

Tabla 31. Correlación entre las variables de concentración (ng.l^{-1}) y oxígeno disuelto (mg.l^{-1}) (Prueba de Pearson)

Análisis	Estadísticos descriptivos								
	Invierno				Verano				
		Media	Desv típica	N		Media	Desv típica	N	
	ng.l^{-1}	0,81	0,83	11	ng.l^{-1}	1,72	1,06	14	
	mg.l^{-1}	6,81	0,54	11	mg.l^{-1}	6,34	0,81	14	
Correlaciones									
		ng.l^{-1}	mg.l^{-1}	Resultado		ng.l^{-1}	mg.l^{-1}	Resultado	
$H_0 : P_1 y_2 = 0$ $H_1 : P_1 y_2 \neq 0$ si $p_v \leq \alpha$, aceptar H_1 si $p_v > \alpha$, aceptar H_0 , para un $\alpha = 0,05$	P_1 ng.l^{-1}	Correlac Pearson	1	-	Como: $0,093 > 0,05$, no se rechaza H_0 y se concluye que no existe relación inversa entre el OD y las concentraciones	ng.l^{-1}	Correlac Pearson	1	-0,496
		Sig. (bilateral)		0,093			Sig. (bilateral)		0,071
		N	11	11			N	14	14
	P_2 mg.l^{-1}	Correlac Pearson	-	1		mg.l^{-1}	Correlac Pearson	-0,496	1
		Sig. (bilateral)	0,093				Sig. (bilateral)	0,071	
		N	11	11			N	14	14
Como: $0,071 > 0,05$, se acepta la H_0 y se concluye que no existe relación inversa entre el OD y las concentraciones									

8.3 Figuras generales

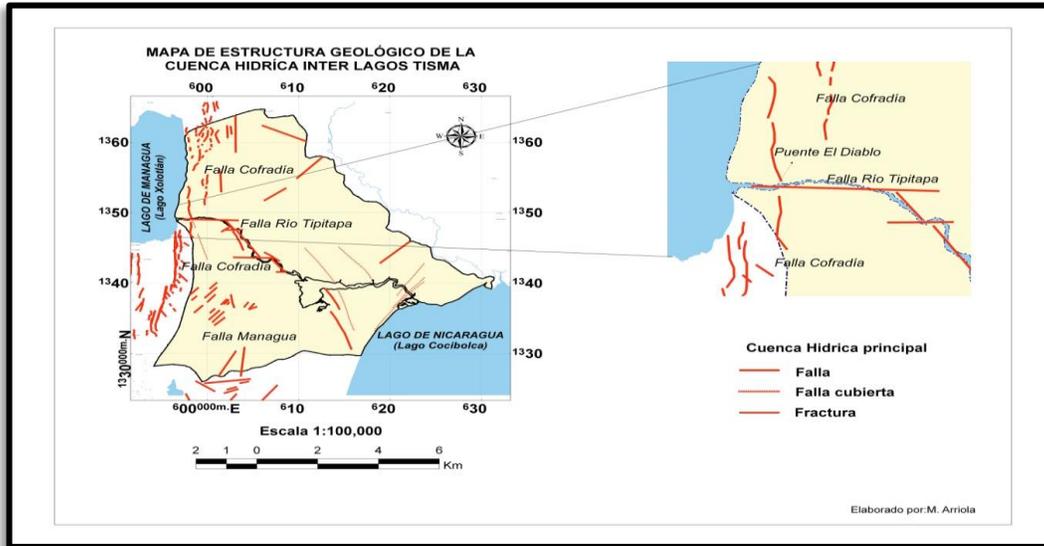


Figura 33. Mapa estructuras geológicas de la cuenca Interlago Tisma (Arriola M., 2013)

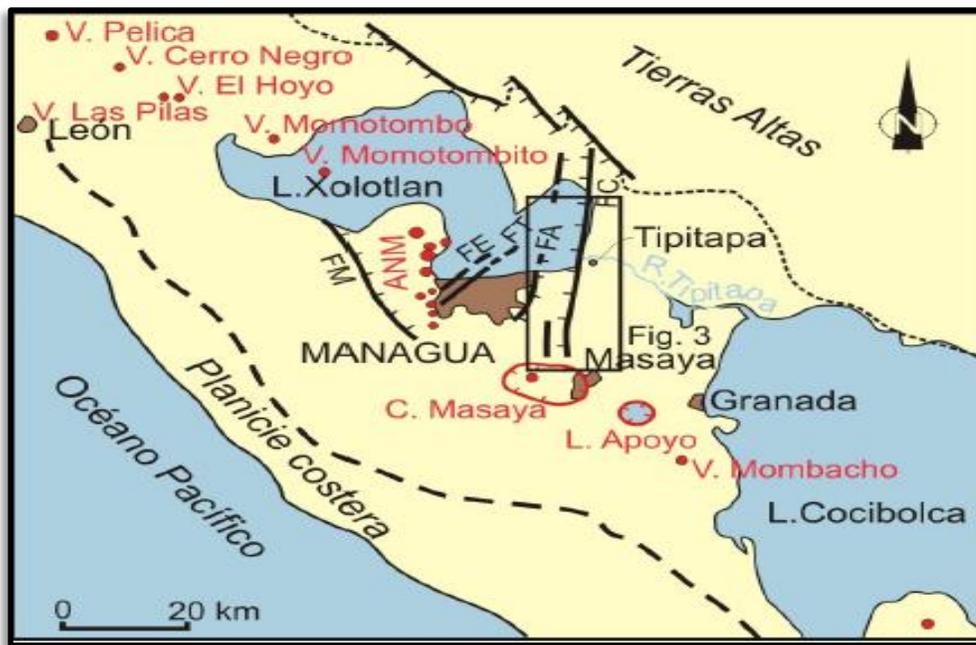


Figura 34. Graben de Managua en el interior de la Depresión de Nicaragua (Ruano, et al., 2008)

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

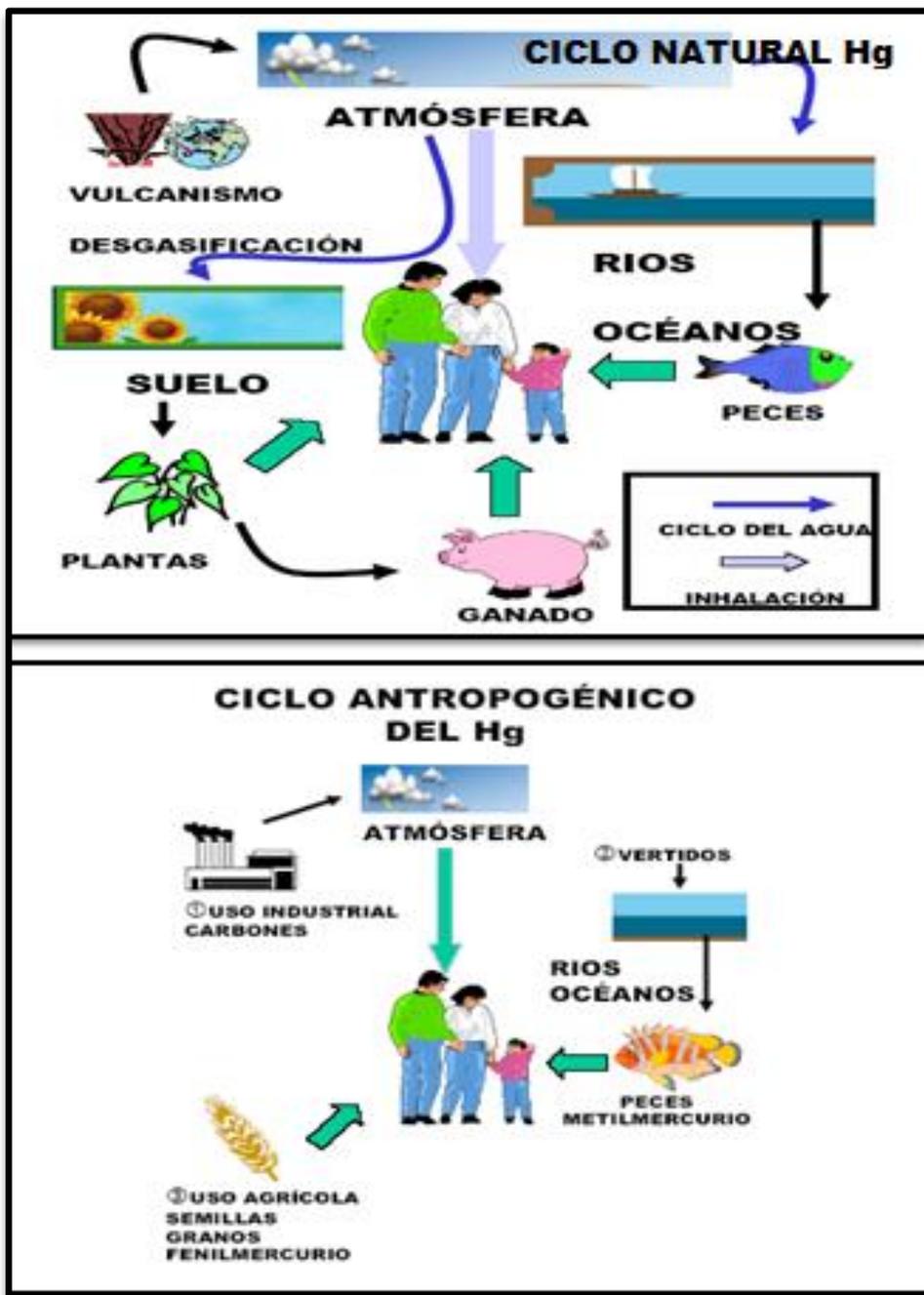


Figura 35. Ciclo natural y antropogénico del Hg (Doadrio A.L, 2004)

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

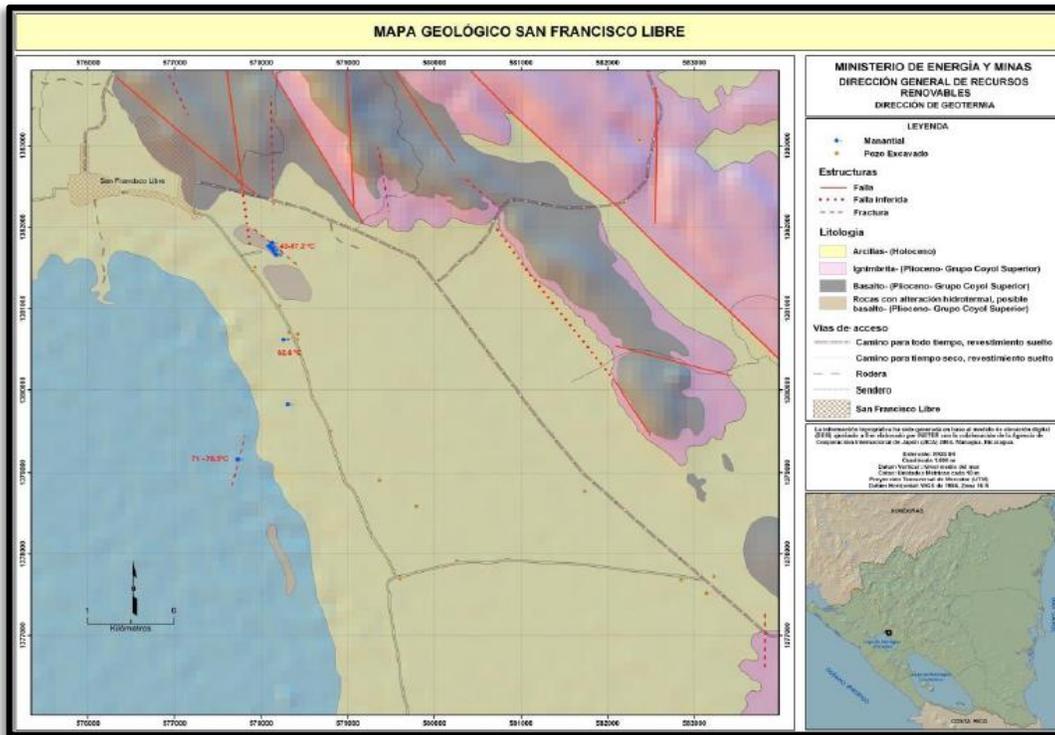


Figura 36. Mapa geológico del área de San Francisco Libre (Reyes, C.C, 2013)

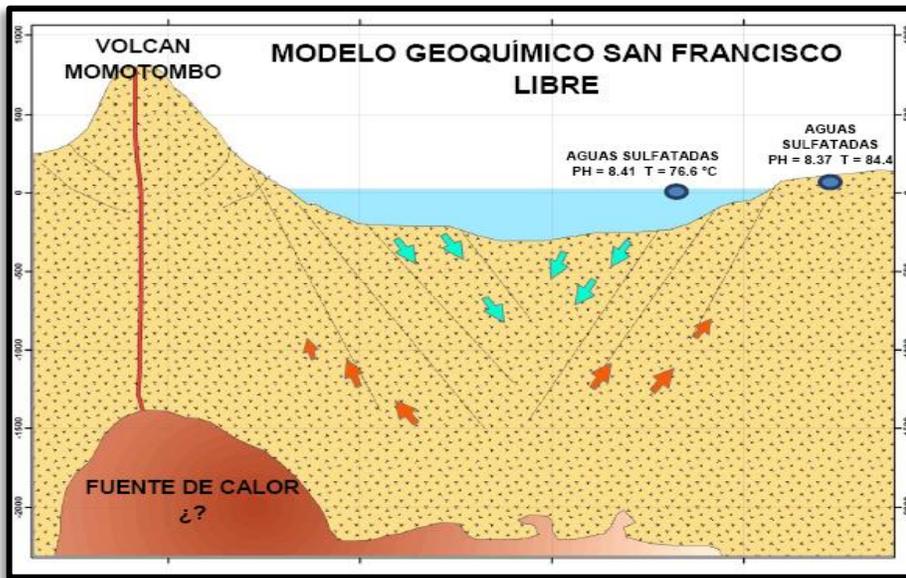


Figura 37. Modelo geoquímico propuesto de San Francisco Libre (Reyes, C.C., 2013)

Evaluación de los niveles de mercurio en agua, sedimento y peces del Lago Xolotlán:
Fuentes Naturales y Antropogénicas

8.4 Hojas de certificados de los estándares y materiales de referencias

8.4.1 Certificado de análisis del estándar de cloruro de MeHg utilizado para los estándares de la curva calibración del análisis de HgTD



Page 2 of 2

Sigma-Aldrich Laborchemikalien GmbH D-50911 Seelze
Telefon: +49 5137 8238-621

CERTIFICATE OF ANALYSIS /
INSPECTION CERTIFICATE 3.1.B acc. to EN10204

Honeywell Specialty Chemicals Seelze GmbH
Analytical Department

Seelze, 22.04.2003/558114

Order-No.:
Customer-No.:

Order-Code:

Quantity:

Production date: 18.Mar.2003
Min. shelf life: 18.Mar.2008

Article/Product: 33368 Batch : 3077X

Methylmercury chloride PESTANAL®, 100 mg

Reference Material (RM)

1. General Information

Formula: CH₃ClHg Molar mass: 251.08 g/Mole
CAS-No.: [115-09-3]
Usage : Fungicide

The estimated relative error of a single measurement of the assay can be expected to be ± 0.5 %
(confidence level 95 %, n=5).

2. Batch Analysis

Identity (NMR) complying

Assay (GC) 98.4 %

Date of Analysis 14.Apr.2003

3. Advice and Remarks

- * The minimum shelf life is based on the current knowledge and holds only for proper storage conditions in the originally closed flasks/ packages.
- * Whenever the container is opened for removal of aliquot portions of the substance, the person handling the substance must ensure, that the integrity of the substance is maintained and proper records of all its handlings are kept. Special care has to be taken to avoid any contamination or adulteration of the substance.
- * We herewith confirm that the delivery is effected according to the technical delivery conditions agreed.
- * The batch from which we delivered, showed the above-mentioned values.
- * Particular properties of the products or the suitability for a particular area of application are not assumed.
- * We guarantee a proper quality within our General Conditions of Sales.

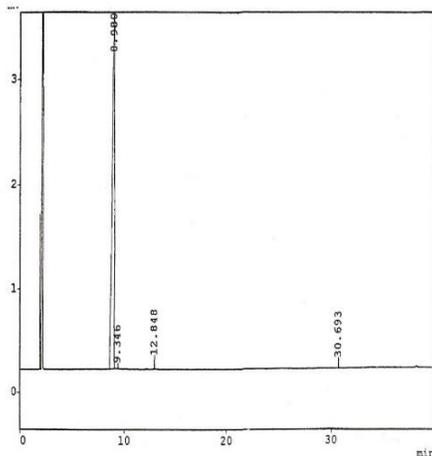
Sigma-Aldrich Laborchemikalien GmbH
Quality Assurance

Works Inspector

GLC-Method:

Article : Methylmercury chloride
Article-No : 33368
Batch : 3077x

Column : MDN-5,30 m,φ cap.,I.D= 0,32mm, 1,00 microp #
Inj.-temp. : 260°C
Det.-temp. : 300°C Det.type: WFID
Oven-temp. : 100°C(4 min) to 300°C (6'/min) hold 20 min
Split : 1:100
Flow : 1ml He/min
Inj.v. : 1,0 µl solution in Dichloromethane
Evaluation : Normalisation (uncorrected)
Operator : Schuster



*** Peak Report ***

PKNO	TIME	AREA	HEIGHT	MK	IDNO	CONC	NAME
1	8.980	55307	4136			98.4270	
2	9.346	150	53			0.2664	
3	12.848	406	137			0.7217	
4	30.693	329	97			0.5850	
		56191	4422			100.0000	

8.4.2 Certificado de trazabilidad de la muestra de referencia (IAEA-405) utilizada en los análisis de HgT en sedimento



International Atomic Energy Agency
Analytical Quality Control Services
Wagramer Strasse 5, P.O.Box 100, A-1400 Vienna, Austria

REFERENCE SHEET

REFERENCE MATERIAL

IAEA-405

TRACE ELEMENTS AND METHYLMERCURY
IN ESTUARINE SEDIMENT

Date of issue: 1 August 2000

Recommended Values
(Based on dry weight)

Analyte	Recommended Value [mg/kg]	95% Confidence Interval [mg/kg]	N*
As	23.6	22.9 – 24.3	47
Cd	0.73	0.68 – 0.78	63
Co	13.7	13.0 – 14.4	50
Cr	84	80 – 88	63
Cu	47.7	46.5 – 48.9	80
Fe	37400	36700 – 38100	64
Hg	0.81	0.77 – 0.85	60
Li	72	65 – 79	25
Mg	12300	11400 – 13200	13
Mn	495	484 – 506	52
Ni	32.5	31.1 – 33.9	61
Pb	74.8	72.6 – 77.0	74
Sb	1.81	1.62 – 2.00	21
Se	0.44	0.32 – 0.56	12
Sn	7.6	6.3 – 8.9	17
V	95	90 – 100	29
Zn	279	272 – 286	87
MeHg ^d	0.00549	0.00496 – 0.00602	12

8.4.3 Certificado de trazabilidad de la muestra de referencia de pescado (DogFish - DORM II) utilizada en los análisis HgT en pescados



National Research Council Canada
Conseil national de recherches Canada

DORM-2

DOLT-2

Dogfish Muscle and Liver Certified Reference Materials for Trace Metals

The following table shows those elements for which certified values have been established for the two dogfish (*Squalus acanthias*) reference materials. Certified values are based on results of determinations by at least two independent methods of analysis. The uncertainties represent 95 percent tolerance limits for an individual sub-sample of 250 mg or greater.

Trace Elements - (milligrams/kilogram)

	DORM-2		DOLT-2	
Aluminum (d,g,i) [†]	10.9	± 1.7	25.2	± 2.4
Arsenic (d,g,h,x)	18.0	± 1.1	16.6	± 1.1
Cadmium (g,p)	0.043	± 0.008	20.8	± 0.5
Cobalt (d,g)	0.182	± 0.031	0.24	± 0.05
Chromium (g,i,p)	34.7	± 5.5	0.37	± 0.08
Copper (g,i,p,x)	2.34	± 0.16	25.8	± 1.1
Iron (g,i,p,x)	142	± 10	1103	± 47
Lead (g,p)	0.065	± 0.007	0.22	± 0.02
Manganese (d,g,i)	3.66	± 0.34	6.88	± 0.56
Mercury (c,p)	4.64	± 0.26	1.99	± 0.10
Nickel (g,i,p)	19.4	± 3.1	0.20	± 0.02
Selenium (g,p)	1.40	± 0.09	6.06	± 0.49
Silver (g,p)	0.041	± 0.013	0.608	± 0.032
Thallium (p)	(0.004)*		---	
Tin (p)	(0.023)*		(0.13)*	
Zinc (f,g,i,p)	25.6	± 2.3	85.8	± 2.5
Methylmercury (as Hg) (e,t)	4.47	± 0.32	0.693	± 0.053

† - see next page for key to coding.

* - information value only.

NRC - CNRC