



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA
PROGRAMAS MULTIDISCIPLINARIOS DE POSGRADO EN CIENCIAS
AMBIENTALES

TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

**DETERMINACIÓN DE CONTAMINANTES ORGÁNICOS
PERSISTENTES EN TILAPIA (*Oreochromis sp*)
DE DIFERENTES PRESAS DEL PAÍS**

PRESENTA:

MARTHA ISABEL BARRERA PÉREZ

DIRECTOR DE TESIS:

DR. JOSÉ DE JESÚS MEJÍA SAAVEDRA

ASESORES:

DRA. MA. CATALINA ALFARO DE LA TORRE

DR. MARCO MARTÍN GONZÁLEZ CHAVEZ

DICIEMBRE DE 2013



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA
PROGRAMAS MULTIDISCIPLINARIOS DE POSGRADO EN CIENCIAS
AMBIENTALES

TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

**DETERMINACIÓN DE CONTAMINANTES ORGÁNICOS
PERSISTENTES EN TILAPIA (*Oreochromis sp*)
DE DIFERENTES PRESAS DEL PAÍS**

PRESENTA:

MARTHA ISABEL BARRERA PÉREZ

COMITÉ TUTELAR:

DIRECTOR: DR. JOSÉ DE JESÚS MEJÍA SAAVEDRA _____

ASESOR: DRA. MA. CATALINA ALFARO DE LA TORRE _____

ASESOR: DR. MARCO MARTÍN GONZÁLEZ CHAVEZ _____

SINODALES:

PRESIDENTE: DR. JOSÉ DE JESÚS MEJÍA SAAVEDRA _____

SECRETARIO: DR. MARCO MARTÍN GONZÁLEZ CHAVEZ _____

VOCAL: DR. GUILLERMO ESPINOSA REYES _____

CRÉDITOS INSTITUCIONALES

PROYECTO REALIZADO EN:

CENTRO DE INVESTIGACIÓN APLICADA EN AMBIENTE Y SALUD

CIACYT-MEDICINA

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

CON FINANCIAMIENTO DE:

CONACYT-SEMARNAT

A TRAVÉS DEL PROYECTO DENOMINADO:

**PECES DIABLO (FAMILIA LORICARIIDAE): DISTRIBUCIÓN ACTUAL,
POTENCIAL DE DISPERSIÓN E IMPACTOS EN LOS ECOSISTEMAS
ACUÁTICOS MEXICANOS**

**ESTE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN FUE REALIZADO CON UNA
BECA OTORGADA POR EL GOBIERNO DE MÉXICO A TRAVÉS DE
LA SECRETARÍA DE RELACIONES EXTERIORES**

**LA MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES RECIBE APOYO
ATRAVÉS
DEL PROGRAMA NACIONAL DE POSGRADOS DE CALIDAD (PNPC)**

Agradecimientos

Al grupo de trabajo de la agenda ambiental por su aceptación en el programa y colaboración en el transcurso de mi maestría.

A la Secretaría de Relaciones Exteriores de México por la asignación de la beca para mis estudios de maestría.

Al Doctor Jesús por aceptar ser mi director de tesis y su colaboración en el proyecto, a mi comité tutelar por sus aportes y sugerencias oportunas.

Al doctor Fernando Díaz Barriga por el préstamo de las instalaciones del laboratorio de cromatografía y el apoyo para asistir al congreso de toxicología, a su equipo de trabajo: Rogelio por la enseñanza de la técnica de extracción, a la Lic. Lili por su valiosa colaboración en la adecuación y validación del método y el análisis de resultados, a Areli por su colaboración y apoyo en la adecuación, validación y procesamiento de mis muestras, a Lulu por su colaboración en todo momento en el laboratorio.

A mis amigas Angélica, Pris, Dorita, Areli, Andrea, Tony, Dulce, Yury por su apoyo en todo momento, su amistad y gratos momentos compartidos.

A mis compañeros y amigos, Ángeles, Lalo, Gloria, Paulina, Ángel, Karina, Efraín, Ulises, Blanca, y demás compañeros del posgrado por las experiencias compartidas a lo largo de este tiempo.

A mi familia y amig@s en Colombia, por su apoyo, confianza, ánimos y cariño que me brindaron para llevar a finalizar mi maestría.

A tod@s l@s mexican@s por su acogida, con los cuales compartí experiencias, gratos momentos e instantes de su vida.

A todos mil gracias

ABREVIATURAS

COP: Contaminantes Orgánicos Persistentes

HCB: Hexaclorobenceno

HCH: Hexaclorociclohexano

HCHs: Hace referencia al conjunto de isómeros α , β , γ , y δ -HCH)

DDD: 1,1-dicloro-2,2-bis(p-clorofenil)etano

DDE: 1,1-dicloro-2,2-bis(p-clorofenil)etileno

DDT: 1,1,1-tricloro-2,2-bis (p-clorofenil)etano

DDTs: Hace referencia al conjunto DDT, DDE y DDD.

DL₅₀: Dosis Letal 50, en mg/kg de peso corporal en ratones.

ECD: *Electron Capture Detector* (Detector de captura de electrones)

EPA: *Environmental Protection Agency* (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos).

FDA: Food and Drug Administration (Administración de Alimentos y Medicamentos)

GC: *Gas Chromatography* (cromatografía de gases o cromatógrafo de gases, según contexto).

GC-ECD: *Gas Chromatography - Electron Capture Detector* (cromatografía de gases con detector de captura de electrones)

GC-MSD: *Gas chromatography – Mass Spectrometry Detector* (cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas).

LMR: Límite máximo residual

MSD: *Mass Selective Detector* (Detector selectivo de masas)

µg/kg: Microgramo por kilogramo

ng/g: Nanogramo por gramo

OCP: *Organochlorine Pesticides* (Plaguicidas Organoclorados)

PAH: *Polycyclic aromatic hydrocarbons* (Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos)

PCB: *Polychlorinated Biphenyls* (Bifenilos Policlorados)

PNI: Plan Nacional de Implementación

PNUMA: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente

ppb: Partes por billón

ppm: Partes por millón

LISTA DE FIGURAS

	Pág
Figura 1. Estructura química de algunos plaguicidas organoclorados. A) Hexaclorobenceno y B) DDT.	15
Figura 2. A. Estructura química de los Bifenilos policlorados (PCB). A) 2,5,2',5'-Tetraclorobifenilo (PCB 52) y B) 3,4,3',4'-Tetraclorobifenilo (PCB 77).	16
Figura 3. Biomagnificación de COP en cadenas tróficas.	22
Figura 4. Efecto saltamontes de los COP.	23
Figura 5. Mecanismos de transporte y transformación de los COP en el ambiente.	24
Figura 6. Localización de la presa Álvaro Obregón	35
Figura 7. Localización de la presa Ángel Albino Corzo	36
Figura 8. Localización de la presa Dr. Belisario Domínguez	38
Figura 9. Localización de la presa Infiernillo	39
Figura 10. Localización de la presa Ingeniero Fernando Hiriart Balderrama	41
Figura 11. Localización de la presa Netzahualcóyotl	42
Figura 12. Localización de la presa Manuel Ávila Camacho	43
Figura 13. Localización de la presa Miguel Hidalgo y Costilla	45
Figura 14. Localización de la presa Presidente Benito Juárez	46
Figura 15. Localización de la presa Miguel Alemán	47
Figura 16. Localización de la presa Solidaridad	49
Figura 17. Localización de la presa Valle de Bravo	50
Figura 18. Perfiles cromatográficos de patrones de PCB a una concentración de 50 µg/kg en matriz.	60
Figura 19. Perfiles cromatográficos de patrones de OCP a una concentración de 50 µg/kg en matriz.	61

LISTA DE TABLAS

	Pág
Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de los COP estudiados.	20
Tabla 2. Efectos crónicos en diferentes peces de los COP estudiados.	25
Tabla 3. Principales usos y fuentes de los COP.	27
Tabla 4. Algunos estudios realizados en México sobre la presencia de COP.	32
Tabla 5. Límites Máximos residuales para algunos COP en peces de consumo.	33
Tabla 6. Número de músculos recolectados por presa para la determinación de COP.	57
Tabla 7. Programación de temperatura utilizada para separar los COP por GC/MSD.	59
Tabla 8. COP a determinar en las muestras de músculo de los peces.	59
Tabla 9. Iones seleccionados y tiempo de retención registrado para los OCP.	61
Tabla 10. Iones seleccionados y tiempo de retención registrado para los PCB.	62
Tabla 11. Datos obtenidos en la regresión lineal de OCP, curva en matriz.	62
Tabla 12. Datos obtenidos en la regresión lineal de OCP, curva en matriz.	63
Tabla 13. Límite de detección (LD), límite de cuantificación (LC) y porcentaje de recuperación para los PCB.	64
Tabla 14. Límite de detección (LD), límite de cuantificación (LC) y porcentaje de recuperación para los OCP.	64
Tabla 15. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Álvaro Obregón	65
Tabla 16. Concentración de PCB en peces de la presa Álvaro Obregón	66
Tabla 17. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Ángel Albino Corzo.	67
Tabla 18. Concentración de PCB en peces de la presa Ángel Albino Corzo.	67
Tabla 19. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Belisario Domínguez.	68
Tabla 20. Concentración de PCB en peces de la presa Belisario Domínguez.	69
Tabla 21. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Infiernillo.	70
Tabla 22. Concentración de PCB en peces de la presa Infiernillo.	71
Tabla 23. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Fernando Hiriart Balderrama.	72

Tabla 24. Concentración de PCB en peces de la presa Fernando Hiriart Balderrama.	72
Tabla 25. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Fernando Netzahualcóyotl.	73
Tabla 26. Concentración de PCB en peces de la presa Fernando Netzahualcóyotl.	74
Tabla 27. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Manuel Ávila.	75
Tabla 28. Concentración de PCB en peces de la presa Manuel Ávila.	75
Tabla 29. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Miguel Hidalgo.	76
Tabla 30. Concentración de PCB en peces de la presa Miguel Hidalgo.	77
Tabla 31. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Benito Juárez.	78
Tabla 32. Concentración de PCB en peces de la presa Benito Juárez.	78
Tabla 33. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Miguel Alemán.	79
Tabla 34. Concentración de PCB en peces de la presa Miguel Alemán.	80
Tabla 35. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Solidaridad.	81
Tabla 36. Concentración de PCB en peces de la presa Solidaridad.	81
Tabla 37. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Valle de Bravo.	82
Tabla 38. Concentración de PCB en peces de la presa Valle de Bravo.	83
Tabla 39. Niveles de COP cuantificados en las diferentes presas.	84
Tabla 40. Comparación de niveles de COP cuantificados en las presas con niveles reportados en diferentes países y México.	87

TABLA DE CONTENIDO

	Pág
INTRODUCCIÓN	11
1. GENERALIDADES DEL PROYECTO	13
1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	13
1.2 OBJETIVOS	14
1.2.1 Objetivos generales	14
1.2.2 Objetivos específicos	14
2. MARCO TEÓRICO REFERENCIAL	14
2.1 CONTAMINANTES ORGÁNICOS PERSISTENTES (COP)	14
2.1.1 Historia de los contaminantes orgánicos persistentes	14
2.1.2 Propiedades fisicoquímicas de los contaminantes orgánicos persistentes	18
2.1.3 Características de los contaminantes orgánicos persistentes	22
2.1.4 Efectos de los COP en los seres vivos	23
2.1.5 Fuentes y distribución de COP en el ambiente	27
2.2 METODOLOGÍAS ANALÍTICAS PARA LA DETERMINACIÓN DE COP EN BIOTA	30
2.2.1 Técnicas de extracción	30
2.2.2 Métodos de identificación y cuantificación	31
2.3 LOS CONTAMINANTES ORGÁNICOS PERSISTENTES EN MÉXICO	32
2.4 REGULACIÓN DE LA PRESENCIA DE COP EN PECES DE CONSUMO	33
3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	34
3.1 UBICACIÓN Y DESCRIPCIÓN DE LAS PRESAS	34
3.2 CARACTERÍSTICAS DE <i>Oreochromis sp</i>	51
3.2.1 Características generales	51
3.2.2 Factores que influyen en el nivel de contaminantes en los peces	52
3.2.3 Producción y consumo de <i>Oreochromis sp</i> en México	54

4. METODOLOGÍA	54
4.1 REACTIVOS Y MATERIALES	54
4.2 INSTRUMENTACIÓN	55
4.3 VALIDACIÓN DE LA TÉCNICA DE EXTRACCIÓN	55
4.4 RECOLECCIÓN Y PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS	56
4.5 EXTRACCIÓN DE LOS CONTAMINANTES ORGÁNICOS PERSISTENTES DE LAS MUESTRAS	57
4.5.1 Extracción asistida por sonda ultrasónica	57
4.5.2 Determinación de lípidos	58
4.5.3 Hidrólisis de lípidos	58
4.5.4 Limpieza de la muestra	58
4.6 DETERMINACIÓN DE COP EN LAS MUESTRAS	58
5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	60
5.1 VALIDACIÓN DE LA TÉCNICA DE EXTRACCIÓN	60
5.2 DETERMINACIÓN DE LOS COP EN LOS MÚSCULOS DE PECES	65
5.3 COMPARACIÓN CON ESTUDIOS REALIZADOS EN MÉXICO Y OTROS PAÍSES	86
5.4 COMPARACIÓN CON ESTUDIOS REALIZADOS SOBRE EFECTOS DE COP EN PECES	86
6 CONCLUSIONES	90
7 RECOMENDACIONES	91
8 BIBLIOGRAFÍA	92

RESUMEN

Los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP) son compuestos orgánicos de origen antropogénico, de lenta degradación, liposolubles, capaces de movilizarse y depositarse lejos del lugar de liberación. Al llegar a los ecosistemas viajan a través de la cadena trófica acumulándose en los tejidos y afectando la salud de los seres vivos. Son considerados carcinogénicos, mutagénicos, inmunosupresores, disruptores endocrinos y depresores del sistema nervioso. Se ha reportado su presencia y efectos en diferentes organismos en el mundo.

En México se ha demostrado la presencia de COP en diferentes compartimentos ambientales. Uno de los lugares de interés son las presas, debido a que el agua almacenada procedente de ríos aledaños o por escorrentía tras su recorrido puede arrastrar contaminantes provenientes de las industrias, los sectores urbanos y agrícolas, los cuales con el paso del tiempo se van acumulando en los sedimentos y organismos acuáticos. La presente investigación contribuye con un diagnóstico sobre la presencia de COP en 12 presas de México, a través de su determinación en músculo de *Oreochromis sp* provenientes de varias presas del país. La extracción de estos compuestos se realizó mediante extracción asistida por sonda ultrasónica, la detección y cuantificación por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas.

Los COP más recurrentes en los músculos fueron α -HCH, aldrín, PCB 28 y PCB 99, de los cuales aldrín presentó las concentraciones más elevadas (99.6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en base seca). Los peces con mayor número de COP cuantificados pertenecen a las presas de Valle de Bravo (Estado de México) e Infiernillo (Guerrero-Michoacán) y los peces con un menor número de COP pertenecen a las presas Álvaro Obregón (Sonora) y Aguamilpa (Nayarit). Las concentraciones de COP encontradas en los músculos de *Oreochromis sp* no excedieron los Límites Máximos Residuales (LMR) (Guía canadiense para contaminantes químicos y toxinas en peces para consumo humano y guía de controles y riesgos para peces y productos pesqueros de la FDA), sin embargo estas concentraciones podrían estar afectando la salud de los peces.

INTRODUCCIÓN

Las presas son reservorios de agua procedente de los ríos e irrigaciones para la generación de energía eléctrica, abastecimiento de agua, riego, y actividades complementarias como la pesca y el turismo. Los ríos en su recorrido por las diferentes ciudades y terrenos traen consigo gran cantidad de sedimentos y desechos de la industria y la agricultura, los cuales con el paso del tiempo se van acumulando en los lechos de las presas y pueden incorporarse en la red trófica y viajar a través de ella. Algunos de los contaminantes que se ha encontrado en las fuentes de agua son los contaminantes orgánicos persistentes (COP), los cuales debido a sus propiedades fisicoquímicas les permite permanecer en los lugares mucho tiempo antes de ser degradados, viajar grandes distancias y acumularse en los órganos con alto contenido graso de los individuos. Dentro de los principales daños que se han reportado se encuentran daños al sistema nervioso, reproductor, inmunológico y endocrino; efectos carcinogénicos, teratogénicos, daño en hígado, riñones y bazo tanto en biota como en seres humanos (Kamrin, 1997; Nivia, 2000; Weinberg, 2009).

Debido a la preocupación mundial por los efectos de estas sustancias sobre el ambiente global Las Naciones Unidas en el año 2001, adoptaron el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes; un tratado para prohibir o minimizar el uso de estas sustancias tóxicas. México ratificó este Convenio el 10 de febrero de 2003, entrando en vigor el 17 de Mayo de 2004, momento en el cual adquirió el compromiso de elaborar un Plan Nacional de Implementación (PNI), en el cual se establecieron las acciones prioritarias a realizar para disminuir, eliminar o sustituir dichas sustancias (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2007).

El PNI se presentó en el 2007, y comprendió ocho líneas de acción, de las cuales tres se enfocaron al área de investigación: la primera es la evaluación de los efectos de los COP en la salud y el ambiente, así como de sus implicaciones socioeconómicas, la segunda el desarrollo de capacidades analíticas confiables para plaguicidas organoclorados (OCP), bifenilos policlorados (PCB), hexaclorobenceno (HCB), dioxinas y furanos; y la tercera la integración de inventarios de sitios contaminados por COP en un sistema unificado (SISCOP) (Instituto Nacional de Ecología, 2008). Existen numerosas instituciones entre universidades e institutos que colaboran para desarrollar el PNI, pero a pesar que se han hecho múltiples investigaciones aún falta camino por recorrer, especialmente en las acciones coordinadas entre los diferentes sectores para llevar a cabo su total cumplimiento.

Teniendo en cuenta los retos del PNI la presente investigación pretende contribuir con un diagnóstico sobre la presencia de COP en México, a través de la determinación de la concentración de contaminantes orgánicos persistentes y algunos de sus productos de degradación en músculo de *Oreochromis sp* de diferentes presas del país mediante GC-MSD. Los resultados obtenidos nos permitieron determinar algunas posibles fuentes de COP, el riesgo potencial a la salud humana por el consumo de estos peces, y el impacto de la contaminación antropogénica en estos ecosistemas.

El proyecto se llevó a cabo en cuatro fases. La primera comprendió la validación del método de determinación de COP el cual cuenta con una extracción con sonda ultrasónica y detección y cuantificación por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas. La segunda fase comprendió el muestreo de los peces en las presas seleccionadas y posterior tratamiento de la muestra. La tercera etapa fue la aplicación del método validado para determinar algunos plaguicidas organoclorados y PCB de interés en los músculos de los peces recolectados y en la última fase se llevó a cabo el análisis de los resultados obtenidos.

1 GENERALIDADES DEL PROYECTO

1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En México existen alrededor de 4,462 presas y bordos, de las cuales 667 están clasificadas como grandes presas, de acuerdo con la definición de la Comisión Internacional de Grandes Presas (Comisión Nacional del Agua, 2011). El agua almacenada en las presas procedente de los ríos aledaños o por escorrentía se usa principalmente para riego, abastecimiento de la población y generación de energía eléctrica. Tras el recorrido del agua para llegar a las presas puede arrastrar múltiples contaminantes provenientes de las industrias, los sectores urbanos y agrícolas, y con el paso del tiempo se van acumulando en los sedimentos y organismos vivos. Este es el caso de los COP, los cuales se usaron ampliamente a mediados del siglo pasado como plaguicidas, productos industriales y aislantes de equipos eléctricos; debido a sus propiedades de persistencia y fácil movilización. Se ha registrado su presencia en los organismos, el agua y los sedimentos a grandes distancias de donde fueron aplicados. (Macías, Sánchez, Ramírez & Hernández, 2008; Uresti et al., 2007; Weinberg, 2009)

Estudios recientes en las presas Falcón, Marte R. Gómez y Vicente Guerrero del estado de Tamaulipas permitieron observar la presencia de plaguicidas organoclorados como: heptacloro, aldrín, endrín, clordano mirex, DDT, DDE y DDD en muestras de tejido de peces (Uresti et al., 2007). En estudios llevados a cabo en el Valle del Yaqui en Sonora, una región de vocación agrícola irrigada por el río Yaqui, se demostró la presencia de plaguicidas organoclorados en sedimentos, peces y batracios, que se usaron hace varios años atrás (Macías et al., 2008). En Veracruz en el río Coatzacoalcos se registraron en sedimentos y tejidos de organismos compuestos organoclorados y PCB (González et al., 2010). En la bahía de Chetumal en Quintana Roo se detectó en hígado de bagres OCP como: DDTs, HCB, heptacloro, aldrín, HCHs, entre otros (Noreña, Sima, Gold & Zapata, 2004). En el lago de Metztlán en Hidalgo se cuantificó HCHs, DDT, DDE, heptacloro, heptacloro epóxido, aldrín, diendrín, endosulfanes, endrín y endrín aldehído en sedimento y tilapias (Fernández et al., 2008).

Estas investigaciones evidencian la presencia de los COP en los ecosistemas acuáticos de México y la necesidad de ampliar los estudios dirigidos a monitorear la existencia de estas sustancias y sus efectos sobre los organismos, para establecer programas que conlleven a disminuir sus efectos y proteger la salud de los consumidores y de los ecosistemas.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo general

Determinar la concentración de contaminantes orgánicos persistentes y algunos de sus productos de degradación en músculo de *Oreochromis sp* de diferentes presas del país a través de GC-MSD.

1.2.2 Objetivos específicos

- Validar el método para determinar COP en músculo de *Oreochromis sp* por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas.
- Identificar y cuantificar los COP presentes en músculo de *Oreochromis spp* procedentes de diferentes presas del país mediante extracción asistida por sonda ultrasónica y detección por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas

2. MARCO TEÓRICO REFERENCIAL

2.1 CONTAMINANTES ORGÁNICOS PERSISTENTES (COP)

2.1.1 Historia de los contaminantes orgánicos persistentes

En 1930 se sintetizó un grupo de plaguicidas, los cuales se caracterizaron por ser hidrocarburos con uno o más átomos de cloro alrededor de uno o más anillos, algunos poseían también átomos de azufre y oxígeno (**Figura 1**), denominados plaguicidas organoclorados. Se utilizaron ampliamente desde 1940 a 1960 para erradicar las plagas de los cultivos y en programas de control de la malaria (Hodgson & Ronald, 1990; Kamrin, 1997).

Uno de los compuestos organoclorados que más se usó fue el DDT (2,2-bis (p-clorofenil)-1,1,1-tricloroetano), que fue sintetizado en 1874, pero su uso como plaguicida comenzó en 1939, cuando el químico suizo Paul Mueller descubrió sus propiedades como insecticida. En el año de 1948 este científico recibió el premio Nobel en reconocimiento al impresionante avance que este producto había representado en la lucha contra las enfermedades y las plagas (Kamrin, 1997; Plimmer, 2002).

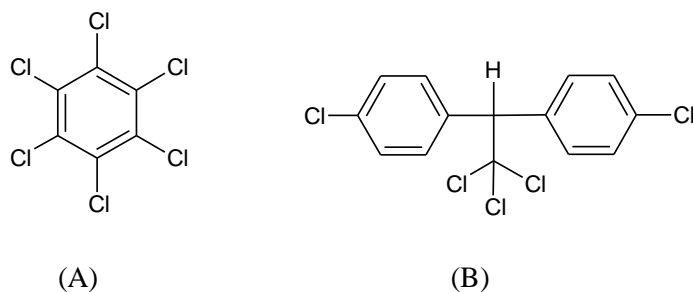


Figura 1. Estructura química de algunos plaguicidas organoclorados. A) Hexaclorobenceno y B) DDT

Se calcula que en los primeros años de uso del DDT se evitó la muerte de 5 millones de personas por año, además de la protección de cosechas y el aniquilamiento de los insectos domésticos. Su bajo costo, amplio espectro, toxicidad selectiva, persistencia y fácil formulación hicieron de este plaguicida el más usado en la época. En 1961 en los Estados Unidos había 1,200 formulaciones del DDT y una producción aproximada de 180 millones de libras por año (Kamrin, 1997; Plimmer, 2002). Otros plaguicidas usados en la época fueron aldrín y dieldrín para el control de insectos en los cultivos de maíz y algodón y hexaclorociclohexano (HCH) utilizado para el control de plagas como moscas, piojos y pulgas (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2006).

Investigaciones realizadas sobre el impacto ambiental del DDT y otros organoclorados mostraron serios problemas relacionados con su uso (Kamrin, 1997): la lenta conversión a sustancias no tóxicas para los seres vivos y la baja solubilidad en el agua, favoreció su acumulación en los tejidos grasos de los organismos y posteriormente efectos nocivos en la reproducción de las aves. Se observó que sus huevos tenían el cascarón muy delgado y frágil ocasionando que se rompieran durante la incubación y fueran atacados por las bacterias, llevando a una disminución de la población (Badii, Garza & Landeros, 2006; Hodgson and Ronald, 1990). Estos hechos también fueron expuestos por Raquel Carson en su libro *La Primavera Silenciosa* publicado en 1962. Otro problema fue la resistencia que desarrollaron algunos organismos a estos plaguicidas, que llevó a la necesidad de emplear cantidades cada vez mayores del producto y con menor eficacia (World Health Organization, 1997). El DDT de ser un benefactor de la humanidad pasó a ser considerado un enemigo público y fue necesaria su prohibición por parte de la EPA hacia 1972 (Hodgson and Ronald, 1990; Kamrin, 1997).

Al igual que los plaguicidas organoclorados otros compuestos como los PCB, las dioxinas y furanos generaron alarma en la segunda mitad del siglo XX. Los PCB fueron sintetizados por Schmitt-Schulz en Alemania en 1881, su producción a nivel industrial se llevó a cabo por la empresa Monsanto en 1929. El máximo de producción tuvo lugar a final de la década de 1970, con unas 610,000 toneladas

anuales estimadas. Debido a la alta estabilidad térmica y constante dieléctrica se les usó en la industria para la fabricación de aceite para transformadores, aceites hidráulicos y lubricantes (ATSDR, 2000). Estos compuestos eran hidrocarburos aromáticos clorados (**Figura 2**) y presentaron un comportamiento muy similar en el ambiente a los plaguicidas organoclorados. Las investigaciones mostraron su presencia en diferentes productos como la leche y sus derivados, el tejido adiposo (humano y animal) y otros órganos con contenido graso como el cerebro y el hígado, y se evidenció su relación con algunas enfermedades. Debido a estos eventos muchos países tomaron la decisión entre las décadas de los años 70s y 80s de prohibir su producción y venta (Weinberg, 2009).

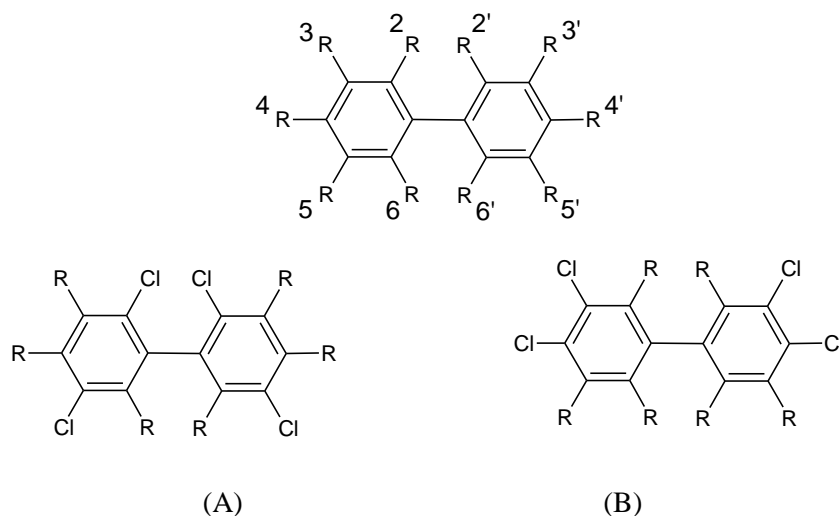


Figura 2. A. Estructura química de los Bifenilos Policlorados (PCB). A) 2,5,2',5'-Tetraclorobifenilo (PCB 52) y B) 3,4,3',4'-Tetraclorobifenilo (PCB 77).

Las dioxinas y furanos tienen un comportamiento similar a los PCB y los organoclorados, pero una mayor toxicidad. Estas sustancias no se producen intencionalmente, se forman como subproductos en múltiples procesos industriales de combustión e incineración (Weinberg, 2009). Las dioxinas despertaron preocupación en la guerra de Vietnam cuando EEUU fumigó el territorio con agente naranja y otros herbicidas defoliantes. Se vertieron cerca de 77 millones de litros, entre 1962-1971. Con el paso del tiempo se registraron extraños casos de cáncer e incidencia alta de otras enfermedades. A través de investigaciones se determinó que el agente naranja y los herbicidas estaban contaminados de manera no intencional con dioxinas, las cuales serían las causantes de las muertes y enfermedades. Según las estimaciones proporcionadas por el gobierno de Vietnam, los defoliantes mataron o lisiaron a 400,000 personas; 500,000 niños nacieron con defectos congénitos, desde retraso mental hasta espina bífida, y otros dos millones de personas sufrieron cáncer u otras enfermedades (Weinberg, 2009).

Teniendo en cuenta estas evidencias y los estudios realizados, El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) en el año 2001 elaboró el borrador del Convenio de Estocolmo donde se estableció un plazo de 25 años para el cese en la liberación al ambiente y destrucción controlada de las existencias remanentes de los compuestos enlistados como contaminantes orgánicos persistentes. En el año 2002 fue suscrito por cerca de 151 países y entró en vigencia el 17 de mayo de 2004. Este convenio se apoyó en las disposiciones del Convenio de Rotterdam (sobre plaguicidas y productos químicos peligrosos de comercio internacional), el Convenio de Basilea (sobre el control de movimientos transfronterizos de desechos peligrosos y su eliminación), la declaración de Río de Janeiro (sobre medio ambiente y desarrollo) y el programa 21 (Rosales, 2004).

En este convenio se conformó un grupo de 12 sustancias a las que se les llamó contaminantes orgánicos persistentes o “docena sucia” constituida por ocho plaguicidas (aldrín, clordano, DDT, dieldrín, endrín, heptacloro, mirex y toxafeno), dos productos químicos de aplicación industrial (PCB y hexaclorobenceno) y dos subproductos generados de manera no intencional (dioxinas y furanos).

Los países suscritos al convenio de Estocolmo se comprometieron a lo siguiente: a) Implementar medidas para eliminar o restringir la producción y el uso de aquellos COP producidos intencionalmente; b) Eliminar en forma ambientalmente adecuada, las existencias de COP fuera de uso, deteriorados, vencidos o prohibidos; c) Minimizar la generación de aquellos COP que se forman y liberan de manera no intencional, tomando medidas de prevención relativas a la implementación de las mejores técnicas disponibles y de las mejores prácticas ambientales; d) Elaborar el Plan Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo; y e) Los países más ricos deberán ayudar a los países en desarrollo a financiar los costos del cumplimiento del convenio, ya que es sabido que en los países más desarrollados al promoverse una normativa más estricta en su territorio desplazan la tecnología más obsoleta y barata a países más pobres, creando una dependencia de estas sustancias, en lugar de potenciar la capacidad técnica y económica de estos países para desarrollar por sí mismos alternativas limpias (Blount, 2011).

En el año 2009 tras años de investigaciones se logró anexar a la lista de contaminantes orgánicos persistentes nuevos compuestos químicos, los cuales no fueron prohibidos inmediatamente, sino se dio un plazo de dos a tres años para que las industrias en las que fueran utilizados encontraran alternativas para su remplazo. El nuevo grupo acordado en la COP 4 (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2009) incluyó:

Compuestos sin exenciones:

- ✓ Alfa hexaclorociclohexano (α -HCH)
- ✓ Beta hexaclorociclohexano (β -HCH)
- ✓ Clordecona
- ✓ Hexabromobifenilo (HBB)
- ✓ Pentaclorobenceno (PeCB)

Compuestos con exenciones

- ✓ Lindano (γ -HCH): cinco años de exención para tratamiento de piojos y la sarna.
- ✓ Éter de pentabromodifenilo (pentaBDE): Los componentes específicos de la mezcla comercial son Éter de tetrabromodifenilo (tetraBDE) y éter de pentabromodifenilo (pentaBDE). Exención de los productos de reciclaje que contengan estas sustancias.
- ✓ El ácido perfluorooctano sulfónico (PFOS), sus sales y el fluoruro de perfluorooctano sulfonilo (PFOSF).
- ✓ Éter de octabromodifenilo (octaBDE): Los componentes específicos de la mezcla comercial son Éter de hexabromodifenilo (hexaBDE) y éter de heptabromodifenilo (heptaBDE). Exención para los productos de reciclaje que contengan estas sustancias.

En la reunión de la COP 5 celebrada en 2010 se anexó a la lista de sustancias prohibidas el endosulfán, se ubicó en el anexo A, y continúa en estudio el hexabromociclododecano (HBCD), la atrazina y las parafinas cloradas de cadena corta (PCCC).

2.1.2 Propiedades fisicoquímicas de los contaminantes orgánicos persistentes

Las propiedades fisicoquímicas relevantes en el estudio de los contaminantes orgánicos persistentes son la solubilidad en agua, la presión de vapor, la constante de ley de Henry (H), el coeficiente octanol-agua (K_{ow}) y el coeficiente de partición carbono orgánico-agua (K_{oc}). En la **Tabla 1** se pueden observar los valores de las propiedades fisicoquímicas para los diferentes COP estudiados en la presente investigación.

Solubilidad en agua: indica la medida de la capacidad de disolverse de una sustancia en agua. Para los COP la solubilidad en agua es muy pequeña debido a que son compuestos de baja polaridad la cual disminuye con el aumento en el número de átomos de halógeno en la molécula, estas características los

hacen más afines a matrices oleosas y les permite concentrarse en los organismos e inmovilizarse en los suelos (Jaramillo, Rincón & Rico, 2008)

Presión de vapor: es la presión parcial de un compuesto a la cual la fase gaseosa está en equilibrio con el líquido puro, y da una medida de la volatilización de una sustancia en estado puro. Se considera que los compuestos con presiones de vapor inferiores a 1×10^{-4} mm de Hg (a 25°C) son poco volátiles, los COP presentan valores inferiores. También pueden presentar el denominado “efecto de destilación/fraccionamiento global” que les permite moverse paulatinamente a grandes distancias a través de la atmósfera y distribuirse ampliamente por todo el planeta (Jaramillo et al., 2008).

Constante de ley de Henry (H): establece la relación de equilibrio entre la concentración de un compuesto en el aire y su concentración en el agua. Esta constante mide la tendencia de un plaguicida a volatilizarse del agua o suelo húmedo, cuanto más alto sea su valor mayor es su grado de volatilización. Los COP por lo general presentan valores mayores a 1×10^{-5} atm. m^3/mol , lo cual favorece su paso a la atmósfera y su movilidad (Albert, 1997).

Coefficiente octanol-agua ($\log K_{ow}$): es una medida de la distribución de una sustancia química entre dos solventes inmiscibles: octanol y agua. Este coeficiente nos da información indirecta sobre la solubilidad y la posible distribución de las sustancias químicas en los organismos. Se considera que sustancias con coeficientes altos como en el caso de los COP (3.7- 8.1) son liposolubles y se absorben fácilmente a través de las membranas y se acumulan en tejidos con alto contenido de grasa (Jaramillo et al., 2008).

Coefficiente de partición carbono orgánico-agua ($\log K_{oc}$): también es conocido como coeficiente de adsorción suelo/agua. Es una medida de la tendencia de un compuesto orgánico a ser absorbido por los suelos o sedimentos. Los COP presentan valores que oscilan entre 2.5 y 6.3 principalmente, lo cual indica que son absorbidos ampliamente por los suelos (Albert, 1997).

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de los COP estudiados (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, 2012; INE, 2012; ATSDR, 2006)

COMPUESTOS	PESO MOLECULAR (g/mol)	PRESIÓN DE VAPOR (mmHg)	SOLUBILIDAD (mg/L) (25 °C)	CONSTANTE DE HENRY (atm·m ³ /mol)	COEFICIENTE OCTANOL-AGUA (log Kow)	BAF/BCF*	CARACTERÍSTICAS
ALDRÍN (C ₁₂ H ₈ Cl ₆)	364.92	7.5x10 ⁻⁵ (20 °C)	0.011	4.9x10 ⁻⁵ (25 °C)	6.50	6,100	Persiste en el suelo: 50% desaparece transcurridos entre 4 y 7 años. La luz solar, las bacterias, plantas y animales transforman el aldrín en dieldrín. Se degrada lentamente en suelo y agua.
BIFENILOS POLICLORADOS (C ₁₂ H _{10-n} Cl _n , n=varia de 2 a 10)	PCB 153 360.88	9.0x10 ⁻⁷ (25 °C)	0.00091	2.78x10 ⁻⁴ (25 °C)	8.35	3millones	Muy volátiles, estables a la acción de ácidos y bases fuertes. En la atmósfera los radicales hidroxilos pueden generar productos de degradación, la radiación UV adecuada les lleva a perder cloros.
	PCB 138 360.90	4.0x10 ⁻⁶ (25 °C)	0.0159	1.07x10 ⁻⁴ (25 °C)	6.50–7.44		
p,p’DDT (C ₁₄ H ₉ Cl ₅)	354.49	1.6x10 ⁻⁷ (20 °C)	0.025	8.3x10 ⁻⁶ (25 °C)	6.91	1.8 millones	Pueden persistir por varios días en el aire y viajar a grandes distancias, se adhiere fuertemente a las partículas del suelo.
p,p’DDE (C ₁₄ H ₈ Cl ₄)	318.03	6.0x10 ⁻⁶ (25 °C)	0.12	2.1x10 ⁻⁵ (25 °C)	6.51	-	La mitad del DDT según el tipo de suelo se degrada de 2 a 15 años. Se degrada a DDE y DDD. DDD se usó también como insecticida por corto tiempo.
p,p’DDD (C ₁₄ H ₁₀ Cl ₄)	320.05	1.35x10 ⁻⁶ (25 °C)	0.090	4.0x10 ⁻⁶ (25 °C)	6.02	-	
HEPTACLORO (C ₁₀ H ₅ Cl ₇)	373.32	3x10 ⁻⁴ (20 °C)	0.05	2.94x10 ⁻⁴ (25 °C)	6.10	8,500	Las bacterias y los animales lo degradan a epóxido de heptacloro. Se adhiere fuertemente a partículas del suelo y se evaporan lentamente al aire. Las plantas pueden incorporar heptacloro del suelo.

COMPUESTOS	PESO MOLECULAR (g/mol)	PRESIÓN DE VAPOR (mmHg)	SOLUBILIDAD (mg/L) (25°C)	CONSTANTE DE HENRY (atm·m ³ /mol)	COEFICIENTE OCTANOL-AGUA (log Kow)	BAF/BCF*	CARACTERÍSTICAS
HEPTACLORO EPÓXIDO (C ₁₀ H ₈ Cl ₆ O)	389.40	1.95x10 ⁻⁵ (30°C)	0.275	3.2x10 ⁻⁵ (25 °C)	5.40	-	Se disuelve fácilmente en agua y puede permanecer mucho tiempo en el suelo y el agua.
HEXACLORO-BENCENO (C ₆ Cl ₆)	284.78	1.09x10 ⁻⁵ (20 °C)	0.0062	5.8x10 ⁻⁴ (20 °C)	5.73	2.4 millones	Se degrada muy lentamente. Se adhiere firmemente al suelo. La mitad del hexaclorobenceno en el suelo y en el agua desaparecerá de 3 a 6 años.
HEXACLORO-CICLOHEXANO (HCH) (C ₆ H ₆ Cl ₆)	α-HCH 290.83	4.5x10 ⁻⁵ (25 °C)	10	6.86x10 ⁻⁶ (20°C)	3.8	-	Existen 8 isómeros. La mezcla comercial contiene alfa, beta, gamma, delta y épsilon. En mayor proporción alfa. Puede permanecer en el aire mucho tiempo y puede movilizarse a largas distancias. En el suelo, los sedimentos o el agua, es degradado por algas, hongos y bacterias a sustancias menos tóxicas lentamente El lindano posee principalmente γ-HCH. Su vida media según las condiciones es de pocos días a 3 años.
	β-HCH 290.83	3.6x10 ⁻⁷ (20 °C)	5	4.5x10 ⁻⁷ (20°C)	3.78		
	δ-HCH 290.83	3.5x10 ⁻⁵ (25 °C)	10	2.1x10 ⁻⁷ (20°C)	4.14		
	γ-HCH 290.83	4.2x10 ⁻⁵ (20 °C)	17	3.5x10 ⁻⁶ (20°C)	3.72	-	
SULFATO DE ENDOSULFÁN (C ₉ H ₆ Cl ₆ O ₄ S)	422.95	1.0x10 ⁻¹¹ (25 °C)	0.22	2.61x10 ⁻⁵ (25 °C)	3.66	-	Por oxidación α- endosulfán y β- endosulfán se degrada a sulfato de endosulfán y diol endosulfán. Es más persistente en agua y suelo.

Nota: * BAF/BCF: Factor bioacumulación/factor bioconcentración: mide la afinidad de una sustancia a concentrarse en los tejidos de los organismos vivos respecto a la afinidad que tiene por concentrarse en el ambiente donde se encuentran.

2.1.3 Características de los contaminantes orgánicos persistentes

Los COP pertenecen a los hidrocarburos poliaromáticos halogenados, se caracterizan por tener una baja polaridad, gran estabilidad de los enlaces carbono-halógeno que les confiere poca reactividad y resistencia a la degradación biológica y fotoquímica, baja solubilidad en agua, muy solubles en lípidos y tiene una presión de vapor alta a temperatura ambiente que los hace semi-volátiles. Entre mayor número de halógenos posea la molécula aumentan la estabilidad, la liposolubilidad y la vida media (Weinberg, 2009). Debido a sus propiedades fisicoquímicas los COP tienen en común cuatro características particulares.

- **Persistencia:** los COP resisten la degradación física, química y biológica lo cual sumado a su elevada vida media les permite permanecer en el ambiente por años e interactuar con los diferentes componentes del ecosistema, tal es el caso del DDT cuya vida media en regiones templadas es de 5.3 años y para el HCB de 2.7 a 5.7 años en el suelo (INE, 2012; Weinberg, 2009).
- **Bioacumulación:** los COP son liposolubles y tienen un coeficiente BAF/BCF mayor a 5,000; lo cual demuestra su tendencia a acumularse en los tejidos de los organismos a concentraciones más altas que las del medio ambiente circundante. Cuando los organismos expuestos a COP son devorados por otros permite la movilización de los contaminantes a través de la cadena trófica y su biomagnificación (ver **Figura 3**)

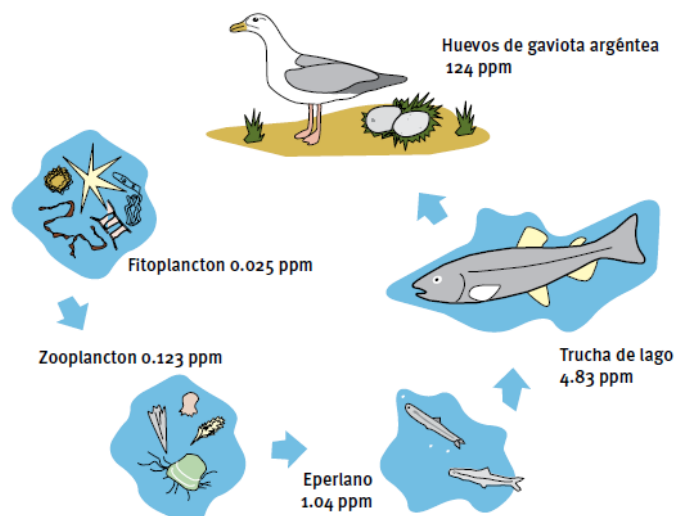


Figura 3. Biomagnificación de los COP en cadenas tróficas (Comisión para la Cooperación Ambiental, 2012)

- **Son transportados a larga distancia:** los COP son transportados por las corrientes de aire principalmente, pero también pueden ser transportados por las corrientes de agua o por las especies migratorias. Los COP entran en un complejo ciclo de transporte, depósito y revolatilización llamado “efecto saltamontes” que le permite llegar a lugares remotos (ver **Figura 4**). Las altas temperaturas favorecen la volatilización de los COP y su paso a la atmósfera, por el contrario las bajas temperaturas favorece su acumulación, este hecho se ha evidenciado en el ártico donde se ha documentado la presencia de PCB, DDT, HCH, clordano, entre otros (CEC.ORG, 2012; Weinberg, 2009).



Figura 4. Efecto saltamontes de los COP (CEC.ORG, 2012)

- **Tienen el potencial para causar efectos negativos:** los COP producen múltiples efectos agudos como malestar, dolor de cabeza, náuseas, vómito, mareo, temblores, excitación, convulsiones recurrentes, depresión severa de los sistemas respiratorio y nervioso central y coma; la mayoría de ellos están clasificados como compuestos de alta y extremada toxicidad. Cuando se acumulan en el organismo afectan múltiples sistemas como el nervioso, reproductor, inmunológico y endocrino, también se ha reportado efectos carcinogénicos y teratogénicos en biota y seres humanos (Arrebola, 2007; Nivia, 2000; Weinberg, 2009).

2.1.4 Efectos de los COP en los seres vivos

Cuando los COP llegan a los suelos pueden movilizarse a través de la volatilización, la lixiviación, el arrastre por el agua y la absorción por las plantas; muchos de estos procesos favorecen la llegada de los COP a los cuerpos de agua, donde se depositan en los sedimentos y están disponibles para los organismos, los cuales los incorporarán a la cadena trófica (ver **Figura 5**).

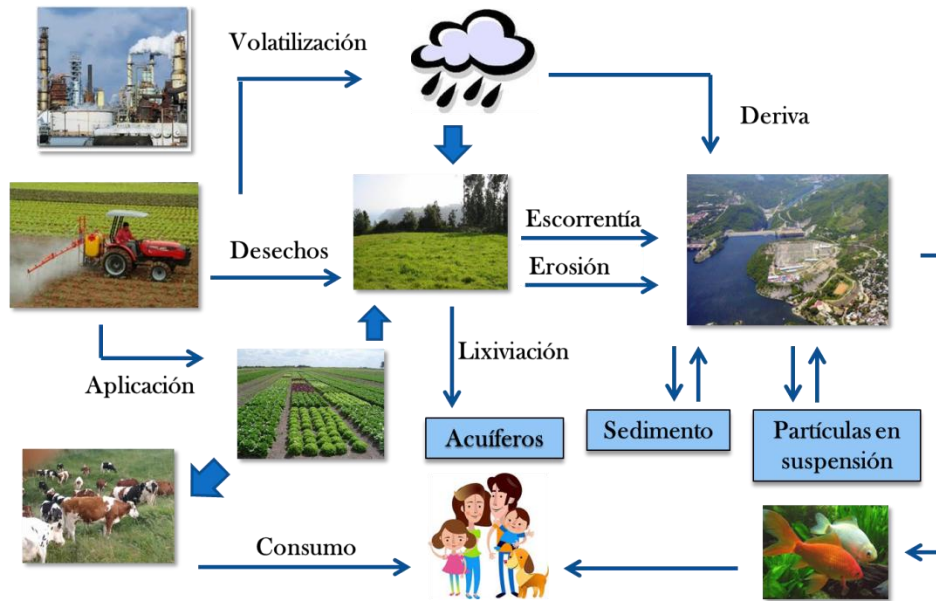


Figura 5. Mecanismos de transporte y transformación de los COP en el ambiente (Blashkin, 2003; INE, 2012)

Los peces son susceptibles de absorber los COP a través de su dieta, si sus alimentos están contaminados o tienen el hábito de “barrer” la superficie y el fondo de los cuerpos de agua en búsqueda de insectos, crustáceos, larvas de anfibios y peces pequeños. También pueden estar en contacto con el sedimento contaminado cuando construyen sus nidos para depositar sus huevos o esconderse de los depredadores (Gou, Meng, Tang & Zeng, 2007; Oka, Arai, Shibata & Miyazaqui, 2009).

Una vez que los COP llegan a los organismos su biotransformación y excreción es lenta, los compuestos con menor contenido de halógenos pueden ser biotransformados, pero en ocasiones pueden generarse productos más persistentes y tóxicos que los compuestos originales como es el caso del DDT que se degrada a DDE, y aldrín en dieldrín (Weinberg, 2009).

Debido a su liposolubilidad, el principal depósito de los COP en los seres vivos son los tejidos ricos en grasa, como el tejido adiposo, el hígado, el sistema nervioso, la médula espinal y los órganos reproductores. Una vez en el organismo sus efectos se pueden presentar a corto o largo plazo. A continuación en la **Tabla 2** se reseñan algunas investigaciones sobre los efectos de los COP en peces principalmente (Gou et al., 2007; Oka et al., 2009).

Tabla 2. Efectos crónicos en diferentes peces de los COP estudiados.

AUTOR Y LUGAR DEL ESTUDIO	CONTAMINANTES REPORTADOS	ORGANISMO	EFECTOS REPORTADOS
Noreña- Barroso, et al. (2004). Bahía de Chetumal, México	OCP (DDTs, HCB, heptacloro, aldrín, HCHs, etc) en hígado desde 10 a 428 µg/kg y PCB de 4 y 6 cloros desde 8 a 1,603 µg/kg.	Bagre (<i>Ariopsis assimilis</i>)	Lesiones histológicas en hígado (granulomas, tumores, etc), riñón, branquias y bazo (hemosiderosis)
Lu, Qi, Qin & Wang (2011). Lago Taihu, China	OCP (DDTs y HCHs) PCB y PAH en sedimentos con concentraciones de 1.1 a 3.1 µg/kg, 0.8 a 3.3 µg/kg y 376 a 1,048 µg/kg respectivamente.	Carpa dorada (<i>Carassius auratus</i>)	Inhibición de la actividad de la acetilcolinesterasa, incremento de la glutatión S-transferasa y modificación de la superóxido dismutasa.
Marabini, Calo & Fucile (2011). Milán, Italia	PCB 153, 138, 101 y 118. (30-70 µM)	Línea celular RTG-2 de trucha arcoíris (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	Daño genotóxico, incremento de especies reactivas de oxígeno, formación de hidroperóxidos, etc.
García, Grimalt, Vives, Fernández & Piña (2007). Lagos europeos	OCP (HCB y DDE) en sedimentos desde 1.1 a 16 µg/kg y PCB desde 0.3 a 1.4 µg/kg	Trucha marrón (<i>Salmo trutta</i>), <i>Salvelinus alpinus</i> y <i>Salvelinus fontinalis</i> .	Variaciones en la actividad estrogénica.
Coimbra & Reis (2007). Portugal.	Aroclor 1,254 suministrado a 50 µg/kg.	Larvas de tilapia (<i>Oreochromis niloticus</i>)	Alteraciones en ovarios y testículos, disminución de la concentración de T4 en plasma.
Miranda, Roche, Randi, Menezes & Ribeiro (2008). Lago Ponta Grossa, Brasil.	OCP (DDTs, HCHs, endosulfán, heptacloro, aldrín, etc.) en músculo desde 0.04 a 95.4 µg/kg y PCB desde 4.7 a 57.0 µg/kg.	Trahira (<i>Hoplias malabaricus</i>)	Daños en el hígado (fibrosis, necrosis) y alteración del sistema inmune.
González, et al. (2010). Coatzacoalcos, Veracruz	OCP (HCB, DDTs, HCHs y mirex) en el rango de 15.8-185 ng/g de lípido y PCB de 16.1 ng/g de lípido.	<i>Oreochromis sp</i> , <i>Eugerres axillaris</i> , <i>Mugil cephalus</i> , entre otros.	Daño al ADN

En los seres humanos la principal ruta de exposición es la oral a través del consumo de alimentos como: carnes, lácteos y legumbres contaminadas. Los COP Son fácilmente absorbidos desde el tracto gastrointestinal y se distribuyen al sistema linfático, la sangre y los músculos. Se metabolizan de manera lenta en el hígado por los citocromos microsomales P-450 a metabolitos menos lipófilos. Se almacenan en el tejido adiposo y su concentración puede incrementarse con la edad. La principal vía de excreción es la leche materna, como consecuencia los niños amantados están altamente expuestos a

estos contaminantes. Debido a la exposición y alta sensibilidad los fetos y niños pequeños son considerados el primer grupo de riesgo de estos contaminantes (ATSDR, 2000; Hanberg, 1996).

Los COP ejercen su toxicidad a través de varios mecanismos, a bajas concentraciones los mecanismos más relevantes son dos: a través de la unión de los compuestos al receptor intracelular arilo hidrocarbónico (AhR) y la interferencia con el sistema hormonal. El primero plantea la unión de los PCB coplanares al receptor Ah en el citosol de las células blanco, posteriormente el complejo ligando-receptor es transportado al núcleo, donde origina un cambio en la expresión de los genes, este mecanismo se relaciona con efectos como la inducción de enzimas e hipertrofia del hígado, efectos neuronales, efectos reproductivos, etc. El segundo mecanismo plantea la interferencia con el sistema de estrógenos, hormonas tiroideas, glucocorticoides y ácido retinoico; a través de la alteración del metabolismo de hormonas, los niveles de receptor o interferencia en el transporte de proteínas. El DDT, los PCB y la mayoría de los plaguicidas organoclorados se consideran estrogénicos y el DDE antiandrogénico (ATSDR, 2000; Hanberg, 1996).

Estudios han mostrado que la presencia de PCB está relacionada con alteraciones de la reproducción en los animales como: disminución de la fertilidad, cambio en el tamaño del útero y los testículos, inhibición de la conducta de apareamiento en cerdos y ratas expuestas en el útero o durante la lactancia (Arrebola, 2007, ATSDR, 2000). Durante los años 1990 y 1991, se observó una mortandad generalizada entre la población mediterránea de delfines rayados ocasionada por una infección vírica, y se encontró que existía una correlación entre el índice de mortalidad y las concentraciones sumamente altas de varios PCB en el tejido adiposo y en el hígado. Se considera que los PCB hicieron a los animales menos resistentes a la infección vírica y a los ectoparásitos (European Environment Agency, 1998)

En los seres humanos la presencia de PCB se ha asociado con alteraciones como bajo peso al nacer, retraso en el crecimiento, baja habilidad mental y motora, hepatomegalia, hígado graso, pérdida de peso, atrofia del timo, inmunosupresión, efectos en el desarrollo, la reproducción y neurotoxicidad (Arrebola, 2007).

Estudios hechos en Estados Unidos han llamado la atención sobre la posibilidad que los COP puedan contribuir a ser una causa de diabetes (Porta, 2012). Dioxinas, PCB, DDE, trans-nonaclor, hexaclorobenceno y los ciclohexanos son los principales compuestos que han encontrado en humanos y en alimentos grasos a bajas concentraciones. Al estudiar la concentración de COP en suero y las

concentraciones de glucosa en sangre a un grupo heterogéneo de la población, se encontró que las concentraciones de COP son similares a las encontradas en la sociedad en general. Después de ajustar parámetros de edad, sexo, raza, índice de masa corporal y circunferencia abdominal, se encontró que la prevalencia de diabetes fue 5 veces más alta en grupos con concentraciones elevadas de COP (PCB 153, oxiclordano, trans-nonaclor). La prevalencia de diabetes se duplica o triplica en aquellos individuos con altos niveles de DDE y otros compuestos. Se encontró también que la concentración de estos compuestos se incrementa con el índice de masa corporal, lo cual estaría relacionado con el consumo de alimentos grasos contaminados, pero es difícil corroborar esta afirmación ya que los datos de la toxicocinética de los COP en estos pacientes son escasos. También se encontró una relación entre obesidad-diabetes-COP lo cual plantearía la obesidad como un vehículo para estos compuestos (Porta, 2006).

En experimentos con animales de laboratorio el HCB ha mostrado: alterar la función ovárica, disminuir la fertilidad y reducir el peso de la vesícula seminal y la próstata. La exposición de los niños puede afectar el desarrollo reproductivo físico y mental, se ha demostrado que muestras de tejido adiposo de niños con criptorquidismo presenta elevados niveles de HCB en comparación con pacientes sanos (Arrebola, 2007). Estudios en animales demuestran que los niveles altos de aldrín y dieldrín producen efectos sobre el sistema nervioso, el hígado y los testículos, reducen el número de crías, producen bajo peso al nacer y disminuyen la capacidad para responder a las infecciones. (ATSDR, 2002)

La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) ha clasificado los PCB como carcinógenos, asociados a cáncer de hígado, piel y hematopoyéticos. El DDT, heptacloro, HCB Y HCHs son clasificados como posibles carcinógenos. Algunos científicos creen que el HCB está relacionado con el cáncer de mama, ya que se han encontrado niveles mayores en el tejido graso mamario de pacientes con cáncer de mama que en los controles (Arrebola, 2007; Espinosa, M. 2006). Basado en estudios en animales, la EPA ha determinado que el aldrín y el dieldrín son probablemente carcinogénicos en seres humanos (ATSDR, 2002)

2.1.5 Fuentes y distribución de COP en el ambiente

Los COP principalmente son plaguicidas y productos industriales, que en la actualidad están prohibidos o tienen algunos de ellos un uso restringido, pero debido a su resistencia a la degradación química y biológica y su capacidad para movilizarse aún se evidencia su presencia en diferentes

Tabla 3. Principales usos y fuentes de los COP (ATSDR 2000, 2002; Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios, 2004; Weinberg, 2009)

COMPUESTO	USOS	FUENTES	SITUACIÓN ACTUAL
ALDRÍN	Insecticidas en cosechas de maíz, papa y algodón. control de termitas	Los productos de calidad técnica contenían 85% de aldrín.	Producción y uso eliminado en las 150 partes del convenio. En México se prohibió en 1991.
DDT	Control de vectores de enfermedades como la malaria y la fiebre amarilla. Control de moscas En cultivos de tabaco y algodón Síntesis de dicofol	El DDT comercial se compone de cerca de 14 compuestos. El 65-80% es ingrediente activo, p,p'-DDT. Los otros componentes incluyen: 15-21% de o, p'-DDT y hasta 4% de p, p'-DDD. Insecticida dicofol.	China e India lo producen para el control de la malaria y en la manufactura de dicofol. Brasil lo produce para elaborar dicofol. También lo produce Sudáfrica, Etiopía y Corea del Norte. En México su uso es restringido para programas de control de la malaria.
A-HCH	El HCH de grado técnico se usó para el control de cucarachas, chinches, pulgas, piojos, etc.	El HCH grado técnico contiene: 60-70% α -HCH, 5-12% β -HCH, 10-15% γ -HCH, 6-10% δ -HCH, and 3-4% ϵ -HCH. Producción de γ -HCH	En la mayoría de países está prohibido o restringido su uso, pero ha sido remplazado por el γ -HCH, el cual tiene uso restringido, se utiliza para tratamiento de semillas y control de ácaros y ectoparásitos en animales.
HCB	Fungicida, y manufactura de productos químicos	Manufactura de tricloroetileno y tetracloroetileno. El HCB es un contaminante de algunos pesticidas como pentatricloronitrobenzoceno y pentaclorofenol. Durante la combustión de basura municipal se producen pequeñas cantidades de hexaclorobenceno	China lo produce y usa como intermediario en la síntesis de Na-PCP (sodio pentaclorofenato). Prohibido su uso para agricultura en México.

COMPUESTO	USOS	FUENTES	SITUACIÓN ACTUAL
HEPTACLORO	Insecticida usado en viviendas, edificios y en cosechas de alimentos. Se usó en el control de hormigas en transformadores bajo tierra	El heptacloro es un producto de degradación y también un componente del plaguicida clordano (aproximadamente 10% en peso)	Producción y uso eliminado en las 150 partes del convenio. Prohibido en México.
ENDOSULFÁN	Contra áfidos, gusanos de la fruta, escarabajos, larvas de polillas y moscas blancas en té, vegetales (lechuga, jitomate, alcachofas), frutas (nueces, fresas, peras, uvas), forrajes (alfalfa), tabaco y algodón. Jardinería, conservación de madera.	Endosulfán de calidad técnica contiene un 94% de los dos isómeros puros, α y β -endosulfán. Están presentes en una relación de 07:03. El endosulfán sulfato es un producto de reacción que se encuentra en endosulfán de calidad técnica, y en el ambiente por la degradación de α y β .	En México se usa como insecticida-acaricida y se aplica al follaje en cultivos como alfalfa, algodón, entre otros; tiene un uso restringido en cafeto para campañas oficiales.
PCB	Como refrigerantes y lubricantes en transformadores, condensadores y otros equipos eléctricos.	Productos fabricados antes de 1977 que pueden contener PCB: tubos fluorescentes antiguos, artefactos eléctricos con condensadores, aceite para microscopios y fluidos hidráulicos, televisores y refrigeradores fabricados hace 30 años o más.	Ningún país del convenio produce PCB, y se estima el uso de equipos hasta su eliminación gradual en el 2025.

compartimentos. Dentro de las principales fuentes de estos compuestos tenemos: los programas de control de vectores, la Industria agrícola, la producción industrial, los sitios contaminados, las bodegas de productos obsoletos, los procesos de incineración y la fabricación de productos químicos como: el tetracloruro de carbono, el percloroetileno, el tricloroetileno, el pentaclorobenceno, y el cloruro de vinilo. La **Tabla 3** muestra los usos y principales fuentes de los COP objeto de este estudio.

En la actualidad existe una nueva fuente de DDT y sus metabolitos a través del uso del insecticida Dicofol ya que estudios analíticos han demostrado que contiene impurezas como p, p'-DDT ; o, p'-DDT y p, p'-DDE, además del compuesto 1,1,1,2-tetracloro-2,2-bis (p-clorofenil) etano, el cual se ha mostrado que se degrada a p, p'-DDE. (ATSDR, 2002; Gou et al., 2008).

2.2 METODOLOGÍAS ANALÍTICAS PARA LA DETERMINACIÓN DE COP EN BIOTA

2.2.1 Técnicas de extracción

La determinación de COP en tejidos de peces se desarrolla a través de varios pasos: una extracción previa, hidrólisis para remover los lípidos extraídos, limpieza y posterior inyección en el cromatógrafo de gases con detector selectivo de masas o detector de captura de electrones.

Uno de las primeras técnicas de extracción usadas para COP fue utilizando Soxhlet, la cual fue comercializada a partir de 1982. Para la extracción de PCB de músculo de peces generalmente se realiza una extracción, con hexano:acetona (1:1). Se purifica con sílica gel y alúmina en una columna, se eluye con 70 mL de hexano: diclorometano (1:1) y la detección se lleva a cabo por cromatografía de gases (NI, et al. 2011). Para la determinación de plaguicidas organoclorados la extracción se realiza con acetona: hexano (1:1), se purifica con una columna de sílica gel y alúmina. La primera fracción se eluye con 5mL de hexano, los cuales se descartan. La segunda extracción se realiza con hexano: diclorometano (7:3) y la detección se realiza por GC-MSD. Las principales desventajas de esta técnica son el consumo de grandes cantidades de solvente, el tiempo requerido y la necesidad de limpieza de las muestras (Ni, Zeng & Zeng, 2011).

Una alternativa para extraer COP de tejidos es la sonda ultrasónica, donde la transmisión de las ondas del sonido es a través del medio, como ondas de presión, aumentando así la movilidad de las moléculas. Para esta técnica se seca previamente la muestra, se sonica 3 veces con una mezcla de hexano, éter etílico e isopropanol. Se lleva a sequedad, se resuspende en hexano y se hidrolizan los

lípidos con ácido sulfúrico. Posteriormente se limpia la muestra con dos columnas de florisil, se evapora a 100 μ L y se inyecta en un cromatógrafo de gases (GC). Aunque el uso de la sonda ultrasónica reduce el uso de solventes y el tiempo, requiere de un paso de limpieza de la muestra antes de la inyección al cromatógrafo.

En los últimos años se han aplicado otras técnicas de extracción para COP de tejidos como son la extracción con fluido supercrítico, la extracción asistida por microondas y la extracción con solvente acelerada. Las dos primeras se caracterizan por disminuir el tiempo de extracción y la cantidad de solvente usada, pero requieren procesos de purificación; para la extracción con solvente acelerada la principal ventaja radica en combinar la extracción con la limpieza (Tapie, Budzinski & Ménach, 2008)

2.2.2 Métodos de identificación y cuantificación

La cromatografía de gases es la técnica analítica más común para la determinación de contaminantes orgánicos en muestras acuosas y no acuosas. En análisis ambiental, se requieren límites de detección muy bajos para la determinación de contaminantes al nivel de trazas. La detección tan sensible puede ser obtenida por concentración de la muestra, la inyección en modo *Splitless* y el uso de SIM (monitoreo de ion seleccionado) entre otras estrategias (Rodríguez, 2001).

Para la detección y cuantificación de COP se utiliza el detector selectivo de masas y el detector de captura de electrones. El primero permite no solo la determinación de los compuestos sino también su cuantificación y confirmación a través del estudio de los espectros de masas de los analitos. Los compuestos orgánicos que entran al espectrómetro de masas son ionizados en la cámara de ionización ya sea por impacto de electrones (EI), o por ionización química (CI); donde se forma un ion molecular ($M^{+\bullet}$) con gran energía que luego se disocia en iones-fragmento típicos que son registrados en un cromatograma. (Buffington & Wilson, 1987). El detector de captura electrónica (ECD) es frecuentemente utilizado para la determinación de compuestos que contienen halógenos. El principio de funcionamiento de este detector se basa en la disminución de la conductividad de electrones, que son capturados por analitos específicos que tienen grupos electronegativos. El detector utiliza una fuente radiactiva de baja intensidad, usualmente una lámina de ^{63}Ni , para generar electrones de alta energía. En presencia de un gas como nitrógeno o argón/metano, se convierten en electrones térmicos, principalmente responsables de la conductividad en la cavidad del ECD. Cuando un compuesto orgánico halogenado u otro, con grupos electronegativos entra al detector, los electrones son capturados y su corriente disminuye, generando una señal proporcional a la cantidad de moléculas con

alta afinidad electrónica. Es muy utilizado para el estudio de COP en diferentes matrices por su selectividad y sensibilidad (Buffington & Wilson, 1987).

2.3 LOS CONTAMINANTES ORGÁNICOS PERSISTENTES EN MÉXICO

México ratificó el Convenio de Estocolmo el 10 de febrero de 2003 y ha tenido avances en su cumplimiento como la regulación específica para Bifenilos policlorados (BPC); la prohibición de la importación, fabricación, formulación, comercialización y uso de otros cuatro COP (aldrín, dieldrín, endrín y mirex); la restricción de todos los usos del DDT, excepto para la salud pública y; la regulación de algunos aspectos relacionados con los COP generados de manera no intencional, entre otras. También ha cumplido con uno de los compromisos derivados de la adopción del convenio que consiste en elaboración y puesta en marcha del Plan Nacional de Implementación (PNI) (SEMARNAT, 2007).

A pesar de los esfuerzos en la prohibición y restricción en el uso de COP aún se siguen detectando en diferentes compartimentos ambientales de la república mexicana, debido a su gran persistencia y vida media de varios años. Algunos estudios realizados en este campo se resumen en la **Tabla 4**.

Tabla 4. Algunos estudios realizados en México sobre la presencia de COP.

AUTOR	LOCALIDAD	TÉCNICA	COP ENCONTRADOS
Uresti et al. (2007)	Presas Falcón, Marte R. Gómez y Vicente Guerrero, Tamaulipas	Bagre, carpa lobina tilapia. SPE, GC-ECD.	Heptacloro, aldrín, endrín, clordano mirex, DDT, DDE y DDD.
Macías et al. (2008)	Valle del Yaqui (Sonora)	Suelos, sedimentos y peces. Soxhlet, GC-ECD	DDT y PCB
Bozada (2006)	Veracruz, Río Coatzacoalcos Complejo Lagunar del Istmo de Tehuantepec	Huevos de gallina Camarones	Organoclorados (lindano sulfato de endosulfán) dioxinas y furanos y PCB
González et al. (2010)	Veracruz región de Coatzacoalcos	Sedimentos y músculo de peces. Sonda ultrasónica GC-MSD	HCB, HCH (α , β y γ), DDT, DDE, mirex y PCB
Noreña-Barroso et al. (2004)	Bahía de Chetumal, Quintana Roo	Bagre, sedimentos. GC-FID	PCB, HCB, HCH (α , β y γ) heptacloro, clordano, aldrín, endosulfán, DDT, DDE, DDD y mirex.
Arangure et al. (2011)	Presas Aguamilpa, Nayarit	Sedimentos y peces (Tilapia, bagre, lobina, Carpa, pachala) Soxhlet, GC-ECD	HCH (α , β , δ y γ), DDT, DDE, heptacloro, heptacloro epóxido, aldrín, dieldrín, endosulfanes, endrín y endrín aldehído.
Fernández et al. 2008	Lago Metztlán, Hidalgo	Sedimentos y tilapias. Soxhlet, GC-ECD	HCH (α , δ y γ), DDT, DDE, heptacloro, heptacloro epóxido, aldrín, endosulfanes y endrín.
Carvalho et al. 2009	Laguna de Términos, Campeche.	Agua, sedimentos y biota	PCB (110, 118, 101, 138, 153, etc)

2.4 REGULACIÓN DE LA PRESENCIA DE COP EN PECES DE CONSUMO

Una vez los COP son liberados al ambiente se distribuyen en los diferentes compartimentos y llegan a los peces a través del alimento, al contacto con agua y suelo contaminado o por transferencia de la madre a sus crías. Si los residuos de contaminantes llegan a un determinado umbral pueden potencialmente producir daños en las personas que los consumen. Teniendo en cuenta este hecho los países elaboran normas y guías donde establecen como aceptable una concentración máxima del contaminante en los alimentos y la llaman Límite máximo Residual (LMR).

Para peces de consumo existe la guía canadiense en la cual se indica un límite máximo residual administrado (AMRL) y la guía de controles y riesgos para peces y productos pesqueros de la FDA donde se establecen niveles de tolerancia. En México existía la Norma NOM-027-55A1-1993 de bienes y servicios, productos de la pesca, pescados frescos, refrigerados y congelados; la cual no mencionaba una concentración determinada sino contemplaba “*los peces objeto de la norma no deben contener residuos como aldrín, dieldrín, endrín, heptacloro y kapone u otros prohibidos por el catálogo de plaguicidas publicado en el diario oficial de la federación CICOPLAFEST*” (Secretaría de Salud, 1995).

Posteriormente la norma fue modificada por la NOM-242-SSA1-2009, productos y servicios, productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados; y no hace referencia a los niveles de plaguicidas permitidos (Secretaría de Salud, 2011). Existe en México otra norma la NOM-004-Z00-1994 para grasa, hígado, músculo y riñón de aves, bovinos, caprinos, cérvidos, equinos, ovinos y porcinos; en la cual se establecen los LMR (SAGARPA; 2011). En la **tabla 5** se comparan los LMR de la guía canadiense, la guía de la FDA y la norma Mexicana para los COP estudiados.

Tabla 5. Límites Máximos residuales para algunos COP en peces de consumo. (Canadian Food Inspection Agency, 2011; Food and Drug Administration, 2011; SAGARPA, 2011)

COMPUESTO	GUÍA CANADIENSE PECES (µg/kg)*	GUÍA FDA, PECES (µg/kg)*	NORMA MEXICANA GRASA BOVINA (µg/kg)*
Aldrín	-	-	300
HCB	-	300	
DDT y metabolitos	5000	100	5000
Heptacloro	-	200	300
Heptacloro epóxido	-	200	300
Endosulfán	-	100	-
PCB	2000 (bajo revisión)	3000	2000

Nota: *ug/kg en peso húmedo

3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

En México existen alrededor de 4,462 presas y bordos, las cuales fueron construidas principalmente para riego, abastecimiento de agua potable para la población y generación de energía eléctrica. En el presente estudio se seleccionaron 12 presas ubicadas en diferentes regiones del país, todas ellas de gran capacidad, irrigadas por ríos importantes y poseen cultivo de peces. A continuación se presentan los datos de ubicación, usos, capacidad, actividades e investigaciones relacionadas con la presencia de contaminantes orgánicos persistentes para cada presa. En las presas estudiadas a la fecha existen muy pocos estudios sobre cuantificación de COP en *Oreochromis sp*, se realizó la búsqueda en las bases de datos de Science Direct, ACS Publications, Redalyc, Springer y Scielo, y a través del buscador Google.

Para la elaboración de los mapas se consultó el inventario forestal nacional del 2008 promulgado por la SEMARNAT-UNAM, Escala 1:250.000; los datos aportados por el INEGI del censo de población y vivienda, 2010; y el simulador de flujos de agua de las cuencas hidrográficas del Instituto Nacional de Estadística y geografía. Escala 1:9.554.404.

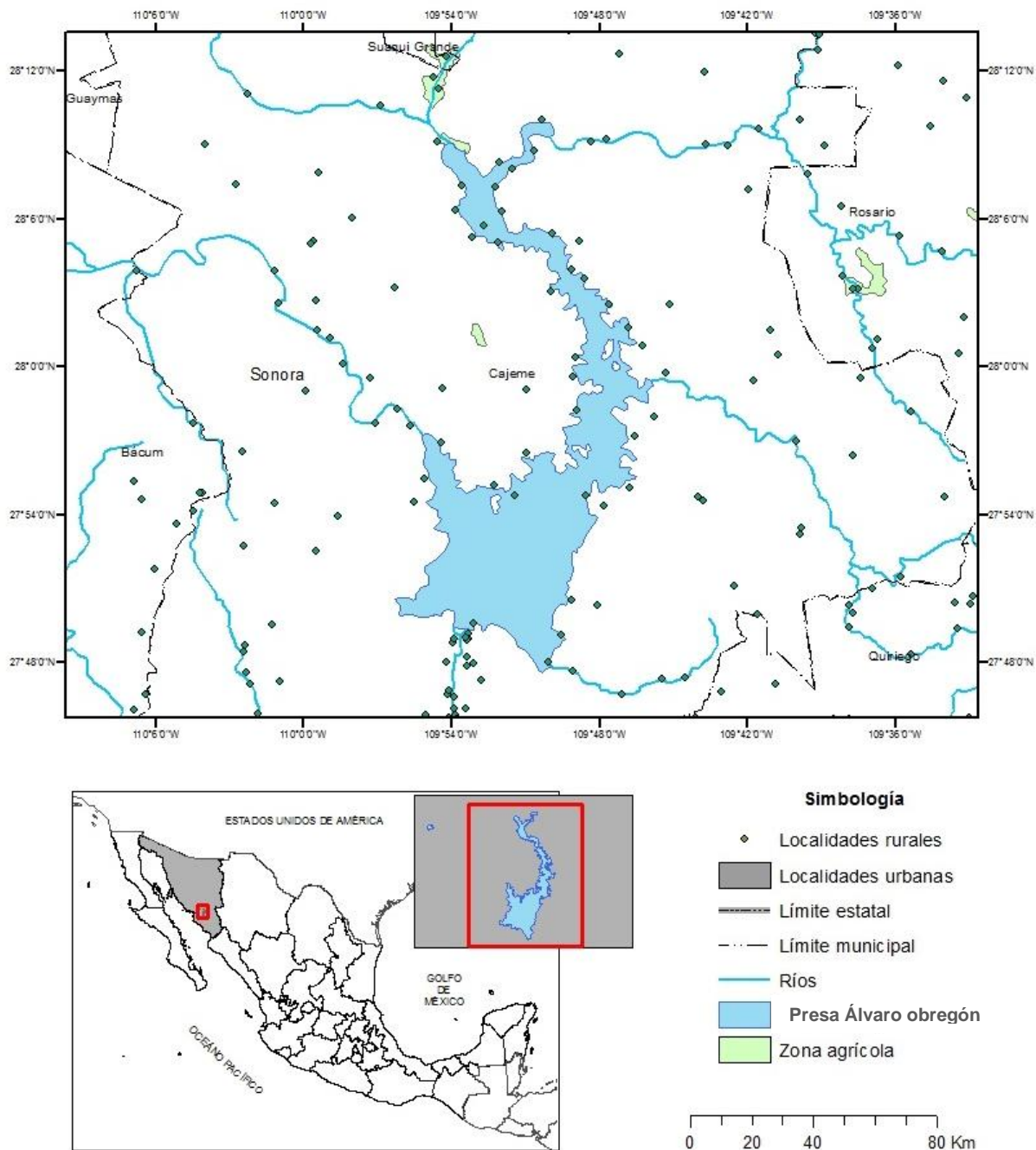
3.1 UBICACIÓN Y DESCRIPCIÓN DE LAS PRESAS DEL ESTUDIO

➤ Presa Álvaro Obregón

Conocida como presa Oviachic. Se encuentra al pie de la sierra Madre Occidental en el estado de Sonora (**Figura 6**). Hace parte de la cuenca del río Yaqui. Tiene una capacidad al nivel de aguas máximas ordinarias de 2,989 hm³. El agua almacenada se destina principalmente para riego de las zonas de cultivo del valle del Yaqui y generación de energía eléctrica (Comisión Nacional del Agua, 2011). También ha permitido el establecimiento de pesquerías dedicadas a la explotación y comercialización de *Oreochromis spp*, bagre de canal (*Ictalurus punctatus*), carpa común (*Cyprinus carpio*) y lobina negra (*Micropterus salmoides*). La mayor producción pesquera en aguas continentales en el estado de Sonora proviene de esta presa, aunque en los últimos años han disminuido las capturas debido a la sobreexplotación de las especies (CONABIO, 2012).

Macías y colaboradores (2008) realizaron un diagnóstico de COP en el valle del Yaqui. Esta región cuenta con agricultura altamente tecnificada e intensiva, se destacan los cultivos de trigo, forrajes, algodón, maíz, frijol, hortalizas, etc. Analizaron muestras de suelo, sedimentos de ríos, tejidos de peces

y batracios. Se encontraron principalmente en suelo plaguicidas como DDTs, aldrín, dieldrín y PCB pesados (PCB 75-PCB 209); en peces se encontraron PCB, y DDT (Macías, et al., 2008)

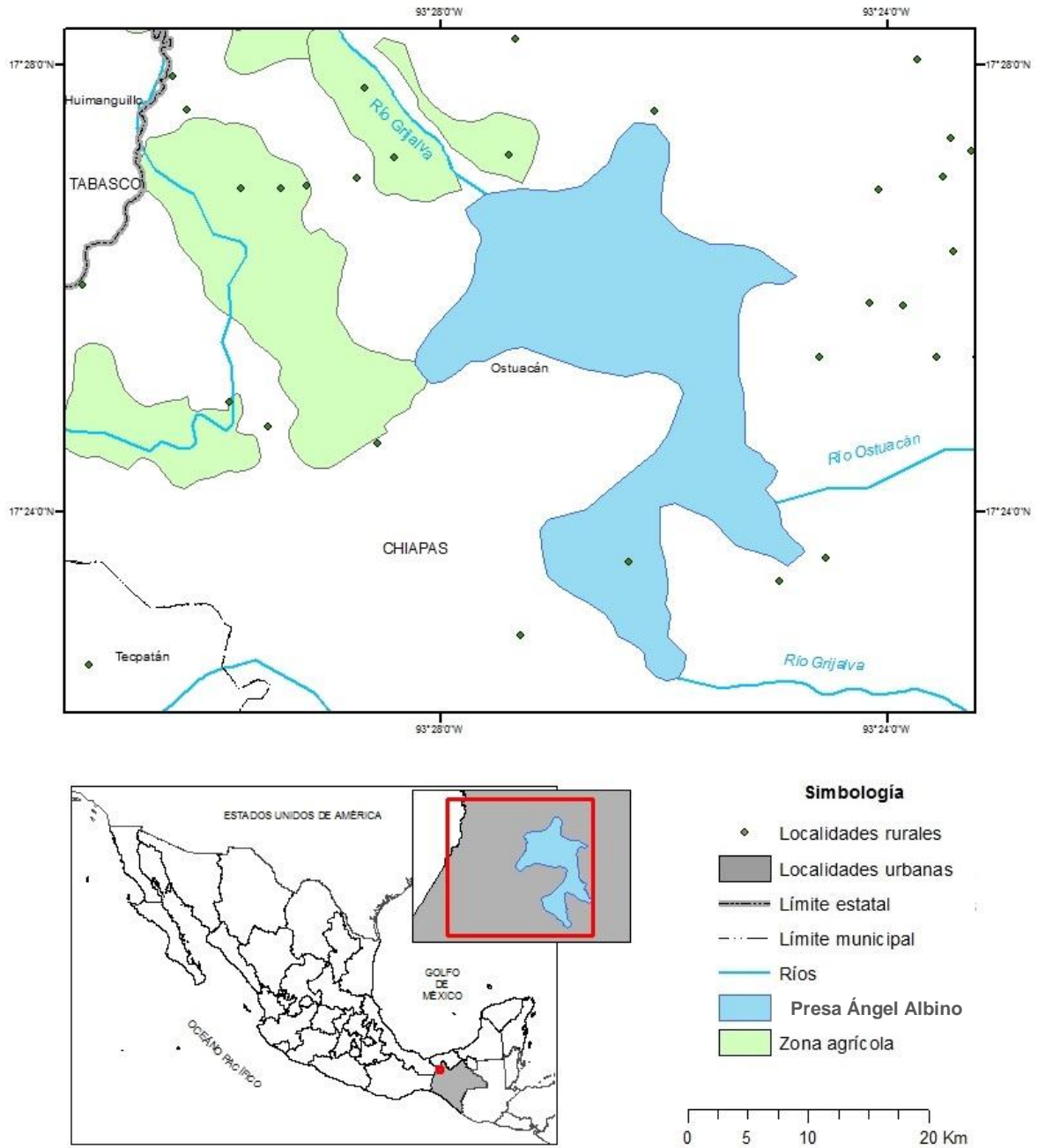


Fuente: SEMARNAT-UNAM. 2008. INEGI. 2010. Elaboró: Ulises Pineda

Figura 6. Localización de la presa Álvaro Obregón.

➤ Presa Ángel Albino Corzo

Es conocida como presa Peñitas, ubicada en el cauce del río Grijalva en el municipio de Ostuacán, Chiapas (**Figura 7**). Tiene una capacidad al nivel de aguas máximas ordinarias de 1,091 hm³. El agua almacenada se destina principalmente para generación de energía (CONAGUA, 2011).



Fuente: SEMARNAT-UNAM, 2008, INEGI, 2010. Elaboró: Ulises Pineda

Figura 7. Localización de la presa Ángel Albino Corzo

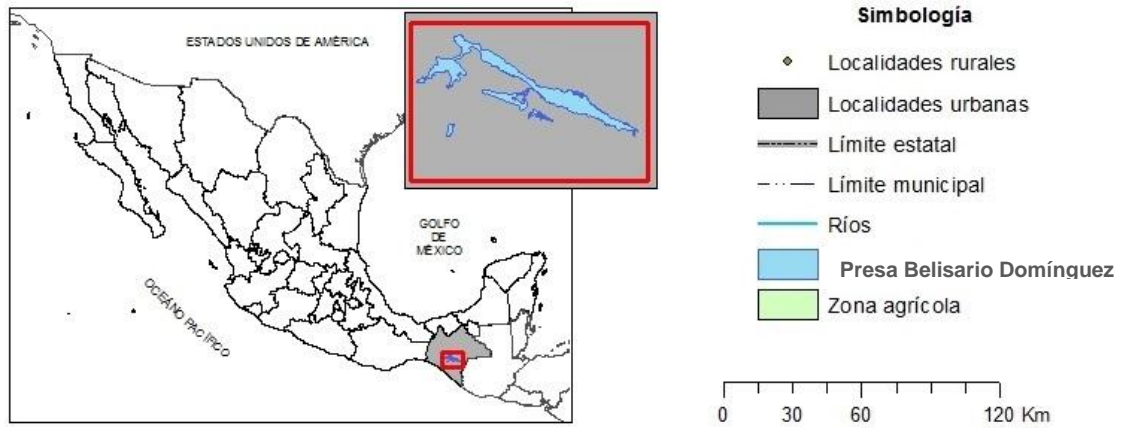
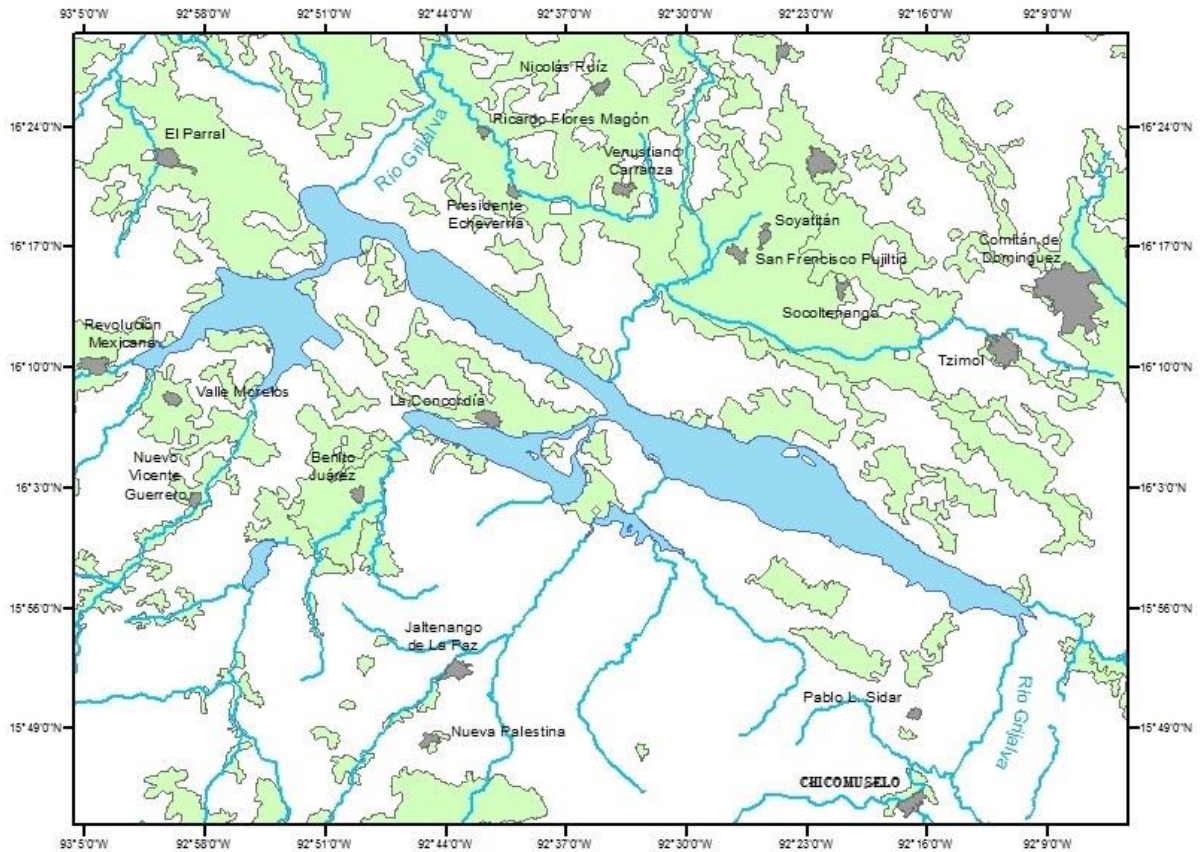
En el municipio de Ostuacán se desarrollan actividades económicas como la agricultura (maíz, frijol, etc), la ganadería (Bovinos, porcinos, ovinos, gallináceas y guajolotes) (INEGI, 2012), industria de transformación, petroquímica y minería. Un problema ambiental en el municipio es la inexistencia de un relleno sanitario, siendo depositada la basura directamente sobre el terreno. Esta situación ocasiona malos olores, contaminación de los cuerpos de aguas superficiales, y deterioro de la calidad del aire al ser quemada (Servicio Geológico Mexicano y la Secretaría de Seguridad Pública, 2012).

➤ **Presa Dr. Belisario Domínguez**

Llamada también Angostura, es el mayor embalse artificial del país. Se encuentra en la cuenca alta del río Grijalva, municipio de Venustiano Carranza, Chiapas (**Figura 8**). Tiene una capacidad al nivel de aguas máximas ordinarias de 12,762 hm³. Su principal uso es la generación de energía (CONAGUA, 2011).

En el 2001 se realizó un estudio pesquero donde se encontró que se captura principalmente tilapia, bagre y macabil, también se captura algunas especies nativas como falsas anguilas, juiles, popoyotes, charales, etc. En los municipios de Concordia, Jericó y loma Bonita existen varias organizaciones pesqueras, que venden sus productos frescos a intermediarios, quienes los comercializan congelados y los llevan a los centros de consumo. En la actualidad la presa enfrenta problemas de sobreexplotación debido al aumento de pescadores y la disminución del nivel de las aguas (Pérez, Cruz, Bermúdez, Cabrera & Gutiérrez, 2002).

La presa se alimenta principalmente de los ríos Grijalva, San Gregorio, San Miguel, Blanco, Revolución Mexicana, Dorado, Cuxtepeques, Jaltenango, Aguacate y Rizo de Oro. En los alrededores de estos ríos existen pastizales, zonas de pastoreo de ganado y silvicultura, zonas de agricultura de temporal, se destacan los cultivos de maíz, frijol, caña de azúcar y en menor escala café y cacao. (Pérez, et al., 2002)



Fuente: SEMARNAT-UNAM, 2008, INEGI, 2010. Elaboró: Ulises Pineda

Figura 8: Localización de la presa Dr. Belisario Domínguez

➤ **Presa Infiernillo**

Está ubicada en el cauce del río Balsas en los límites de Michoacán y Guerrero (**Figura 9**), Tiene una capacidad al nivel de aguas máximas ordinarias de 12,500 hm³. Se utiliza para la generación de energía

y control de avenidas. La pesca es una de las principales actividades económicas, existen numerosas cooperativas y uniones de pescadores dedicados a esta labor, es uno de los embalses más productivos de México, donde se captura tilapia, carpa, bagre, langostinos y mojarra de agua dulce (CONAGUA, 2011).

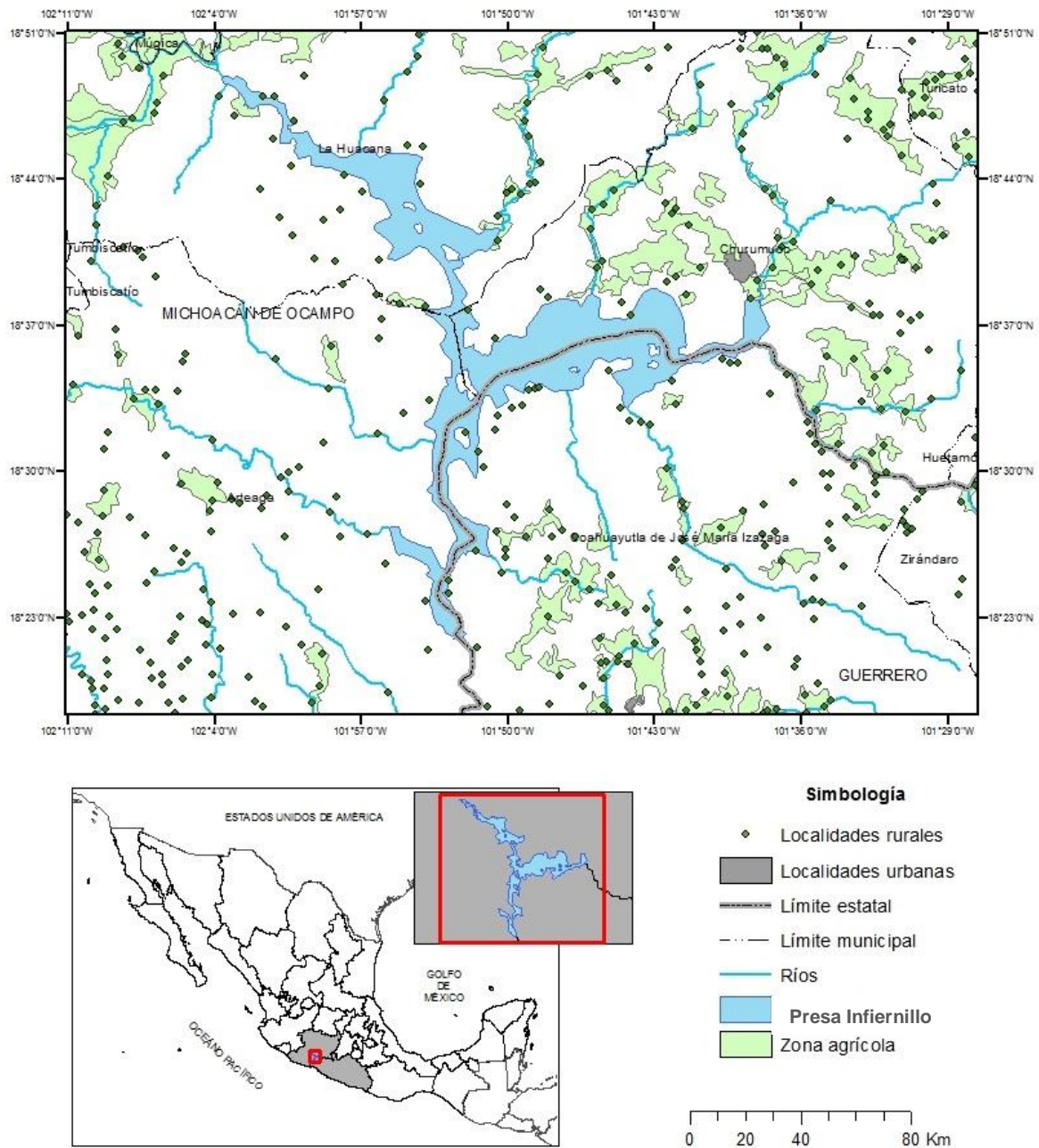


Figura 9. Localización de la presa Infiernillo.

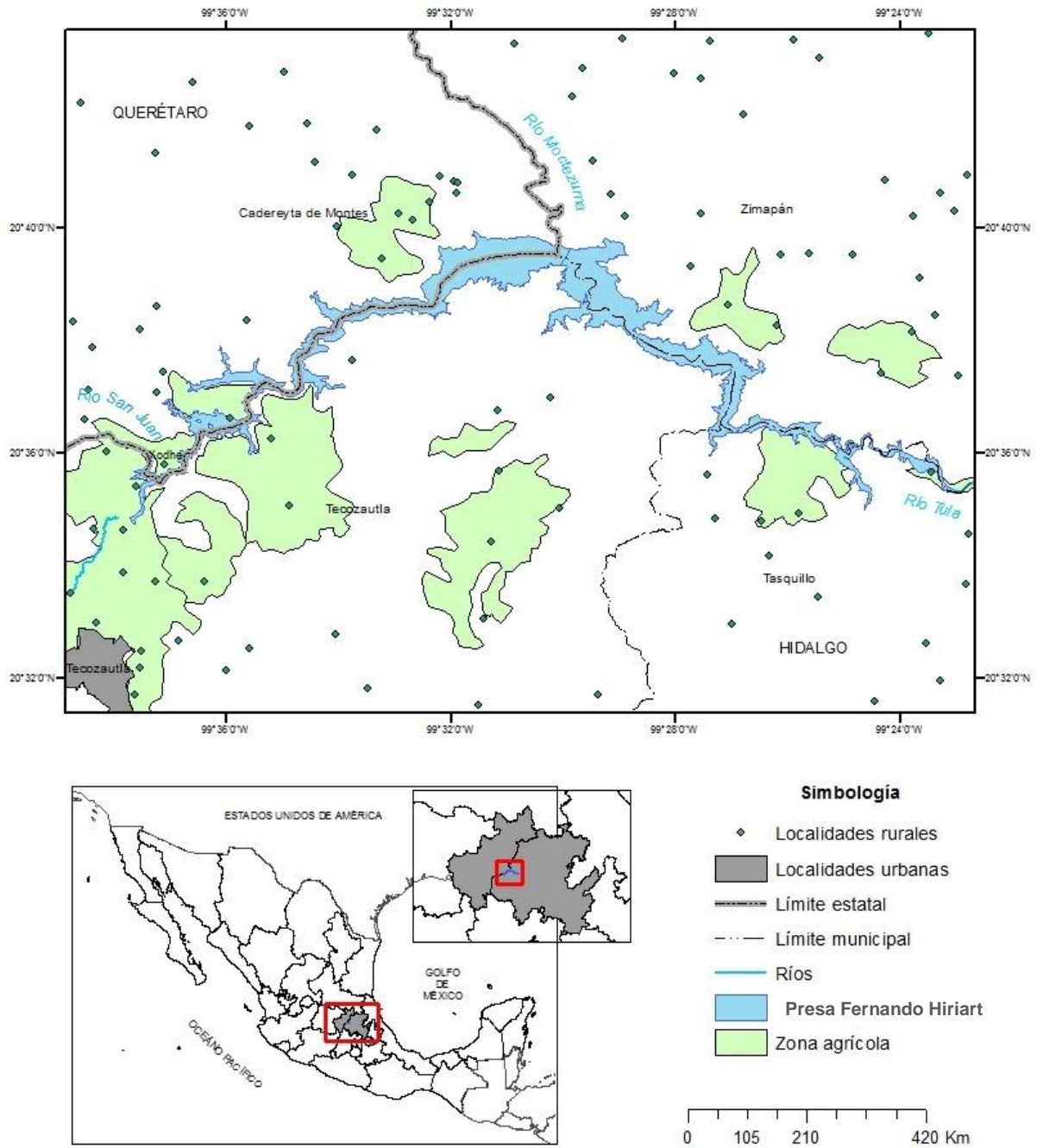
En la región se desarrollan actividades como la siderurgia, minería, ganadería, cultivo de frutales como mango, coco y melón, también se cultiva tabaco y Jamaica. Existen problemas de contaminación por parte de la siderurgia, empresas de agroquímicos y yeseras (CONABIO, 2012).

➤ **Presa Ingeniero Fernando Hiriart Balderrama**

Conocida como presa Zimapán, se localiza en el occidente del estado de Hidalgo entre los municipios de Zimapán, Tasquillo y Tecozautla, colinda con el estado de Querétaro en el municipio de Cadereyta (**Figura 10**). Está situada en la desembocadura de los ríos Tula y San Juan en el cañón de Zimapán, tiene una capacidad al nivel de aguas máximas ordinarias de 930 hm³, a partir de la presa el cauce toma el nombre de río Moctezuma. El agua almacenada se destina para generación de energía eléctrica, riego, pesca y turismo de aventura (CONAGUA, 2011).

La actividad pesquera se desarrolla en la presa de Zimapán, a través de la sociedad cooperativa de producción pesquera y turística, fundada en el 2003, principalmente se dedican a la captura y venta de *Oreochromis spp*, en menor medida carpa común (*Ciprinus carpio*) y de manera incidental lobina (*Micropterus salmoides*) que se aprovecha para la pesca deportiva. Los principales compradores son de mercados locales de la ciudad de México, Zimapán y Tecozautla (Trejo, 2007)

Una de las particularidades de la presa que determina su impacto ambiental en la zona, es que fue una de las primeras en funcionar con aguas residuales, ya que el río Tula que la abastece lleva las aguas negras del Distrito Federal y el área metropolitana, contiene gran cantidad de materia orgánica, contaminantes de origen industrial y agroquímicos; a su paso por Hidalgo recibe los desechos mineros con gran cantidad de metales pesados. Por el lado de Querétaro la presa recibe los escurrimientos del río San Juan, el cual tiene una menor carga de materia orgánica, pero también tiene contaminantes de origen industrial de los municipios de San Juan del Río y Tequisquiapan (De la Lanza & Hernández, 2007).



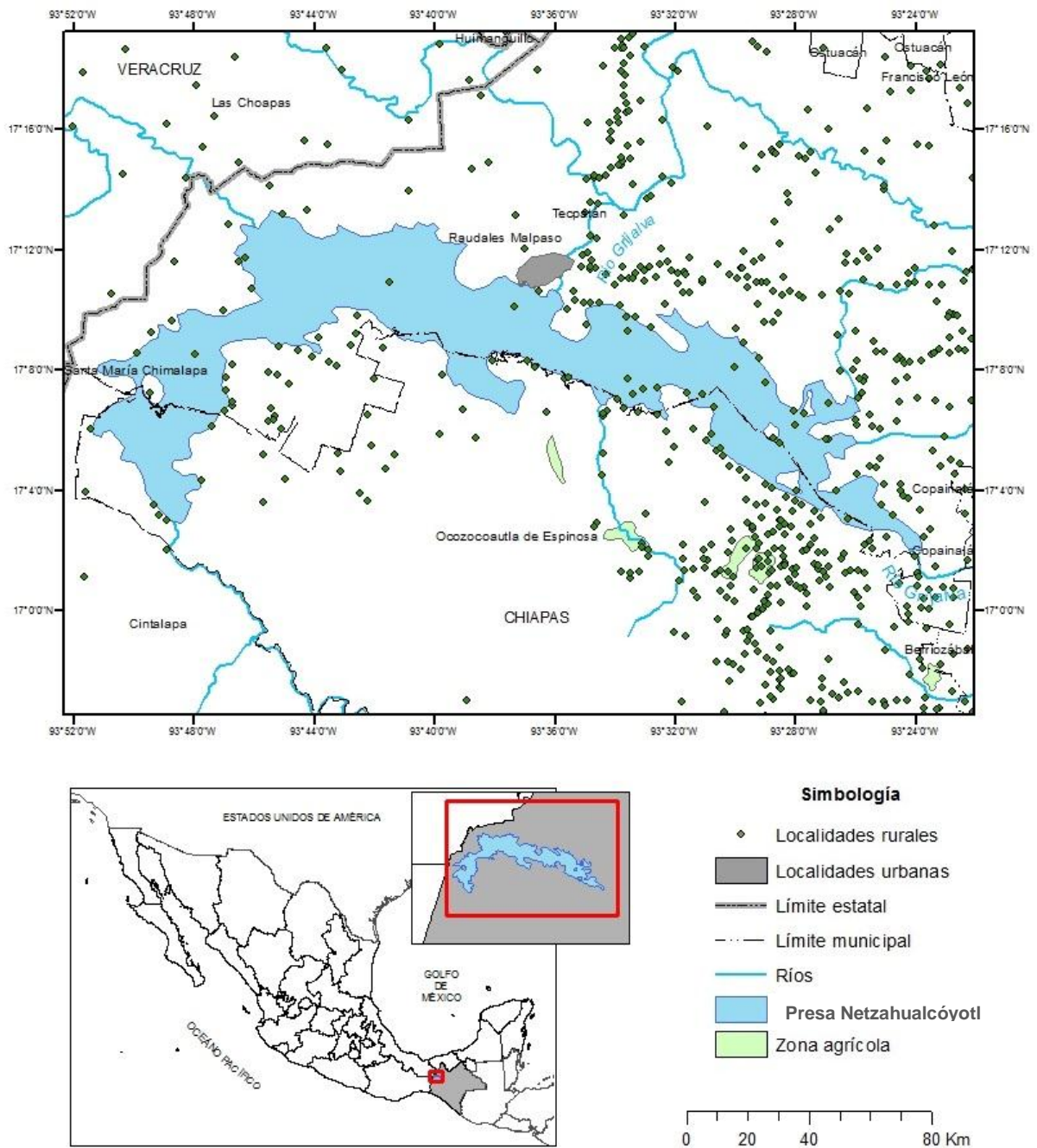
Fuente: SEMARNAT-UNAM. 2008. INEGI. 2010. Elaboró: Ulises Pineda

Figura 10. Localización de la presa Ingeniero Fernando Hiriart Balderrama

➤ **Presa Netzahualcóyotl**

Llamada Malpaso, se encuentra ubicada en el cauce del río Grijalva entre los municipios de Berriozábal, Tecpatán y Ocozacoautla en Chiapas (**Figura 11**). Tiene una capacidad al nivel de aguas

máximas ordinarias de 10,596 hm³, fue construida para la generación de energía y control de avenidas (CONAGUA, 2011).

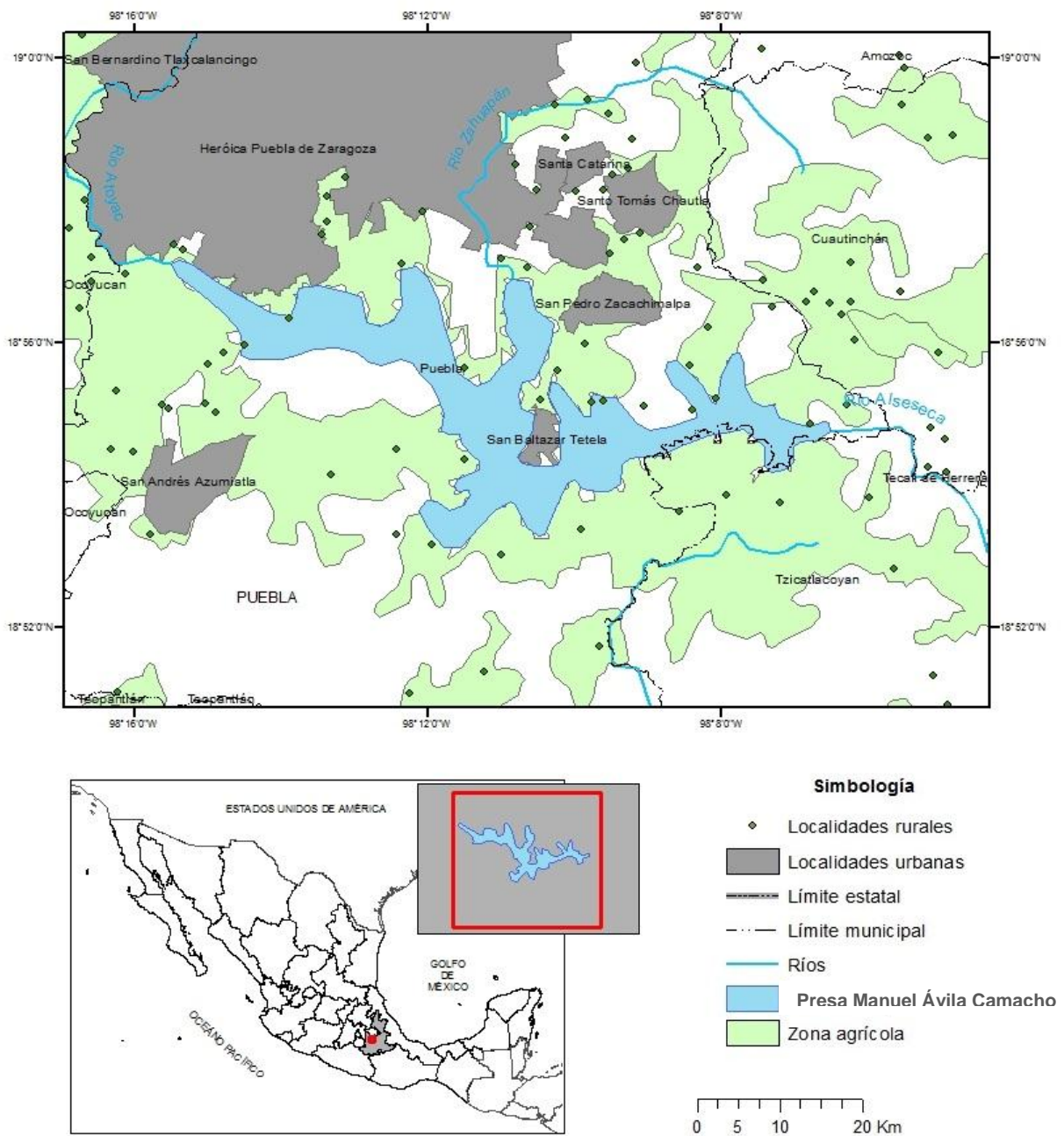


Fuente: SEMARNAT-UNAM. 2008. INEGI. 2010. Elaboró: Ulises Pineda

Figura 11. Localización de la presa Netzahualcóyotl

Las actividades económicas de la región más destacadas son la agricultura de temporal y subsistencia (frutales, maíz, café), ganadería extensiva y estacional, la actividad forestal, la pesca de crustáceos mojarra y tilapia. Se presentan problemas por el incremento de las áreas desmontadas y perturbadas para la agricultura y la ganadería que fragmentan los hábitats. (CONABIO, 2012)

➤ **Presas Manuel Ávila Camacho**



Fuente: SEMARNAT-UNAM, 2008, INEGI, 2010. Elaboró: Ulises Pineda

Figura 12. Localización de la presa Manuel Ávila Camacho

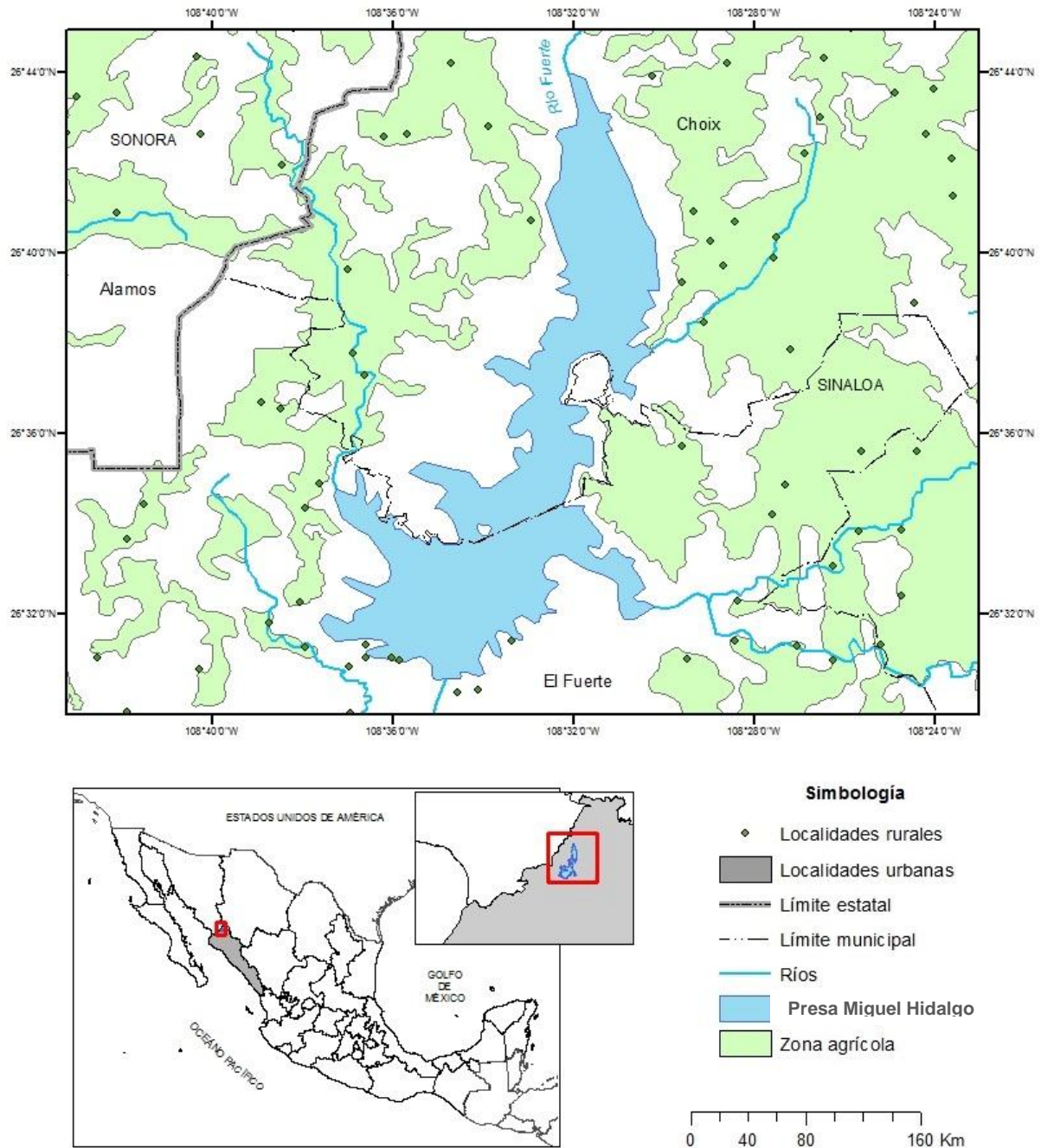
Conocida como Valsequillo, se localiza en el estado de Puebla, al sur de la ciudad capital, dentro de la cuenca conformada al norte por los flujos de 3 ríos: el Atoyac, el Zahuapan y el Alseseca, y por una serie de drenajes de varias barrancas (**Figura 12**). Tiene una capacidad al nivel de aguas máximas ordinarias de 331 hm³. El agua almacenada se destina principalmente para riego de cultivos como: maíz, caña de azúcar, papa, frijol, chile, alfalfa, café y jitomate (CONAGUA, 2011).

Los ríos que llegan a la presa atraviesan parques industriales, empresas de textiles, automotriz y química y recibe descargas industriales y municipales. Su agua no es potable, tiene bajo contenido de oxígeno y alta proliferación de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) que impiden el desarrollo de la actividad pesquera y turística. El lirio acuático ha ayudado a disminuir los niveles de contaminantes por metales pesados pero se ha convertido en un residuo peligroso que no puede ser utilizado (Cedeño, Téllez, Pacheco, Rosano & Ascencio, 2005).

➤ **Presa Miguel Hidalgo y Costilla**

Llamada También presa Mahone, está ubicada en el cauce del río Fuerte, en el municipio El Fuerte, Sinaloa (**Figura 13**). Tiene una capacidad al nivel de aguas máximas ordinarias de 2,921 hm³. Fue construida para la generación de energía e Irrigación (CONAGUA, 2011).

En la cuenca del río El Fuerte se desarrollan actividades como la agricultura (candelilla y orégano), acuicultura y actividad forestal. Existen pesquerías de bagre de canal (*Ictalurus punctatus*), langostinos (*Macrobrachium americanum* y *M. rosenbergii*), lobina negra (*Micropterus salmoides*), tilapia azul (*Oreochromis aureus*) y rana (*Rana catesbeiana*) (CONABIO, 2012). Se presentan problemas ambientales por abuso de agroquímicos en la planicie costera, desechos mineros en la cuenca alta; uso de herbicidas en campañas de antinarcóticos, descargas domésticas y residuales (CONABIO, 2012).



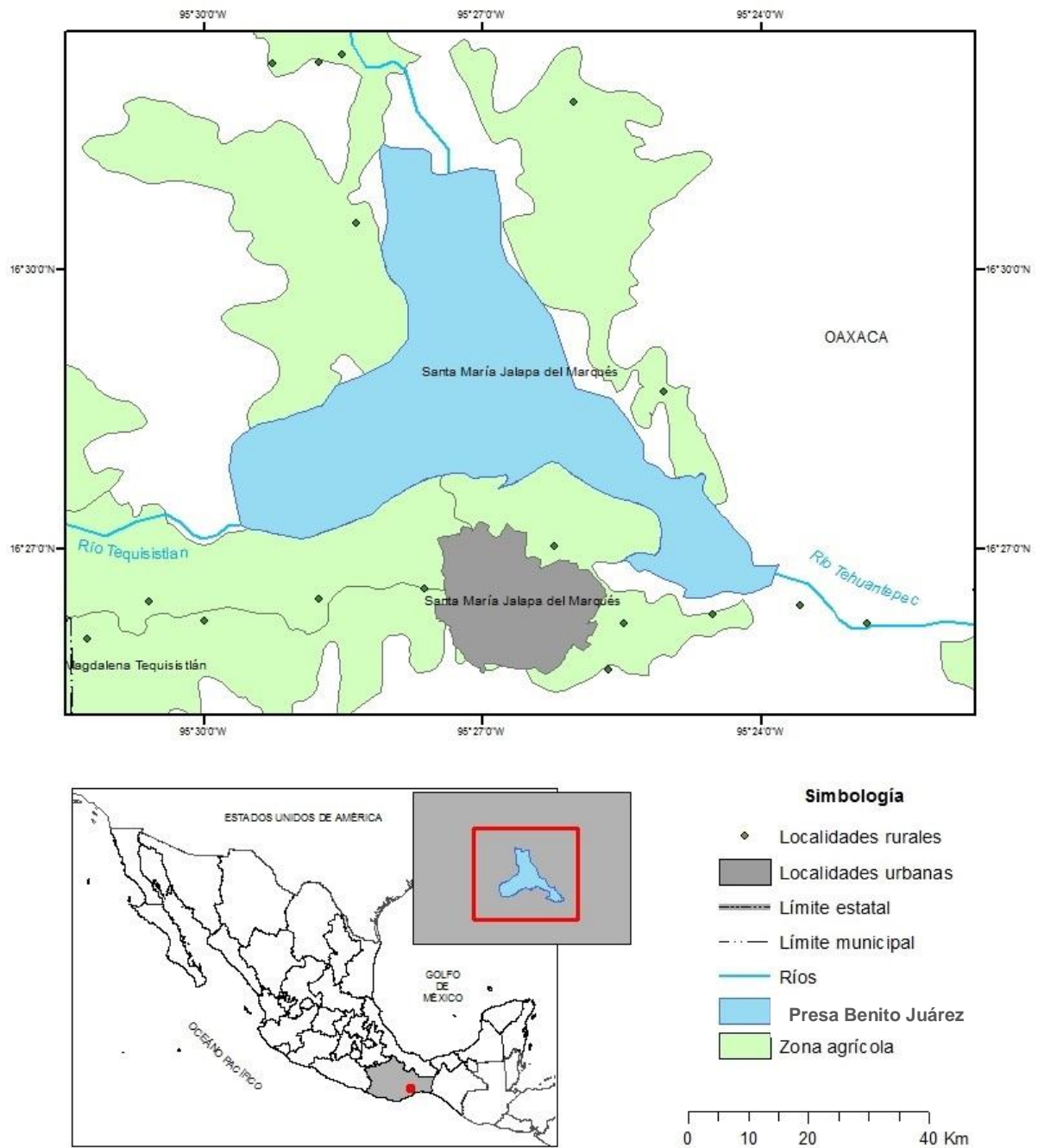
Fuente: SEMARNAT-UNAM. 2008. INEGI. 2010. Elaboró: Ulises Pineda

Figura 13. Localización de la presa Miguel Hidalgo y Costilla

➤ **Presa Presidente Benito Juárez**

Llamada El Marqués esta, ubicada en el cauce de los ríos Tehuantepec y Tequisistlán. Municipio de Santa María Jalapa del Marqués, Oaxaca (**Figura 14**). Tiene una capacidad al nivel de aguas máximas

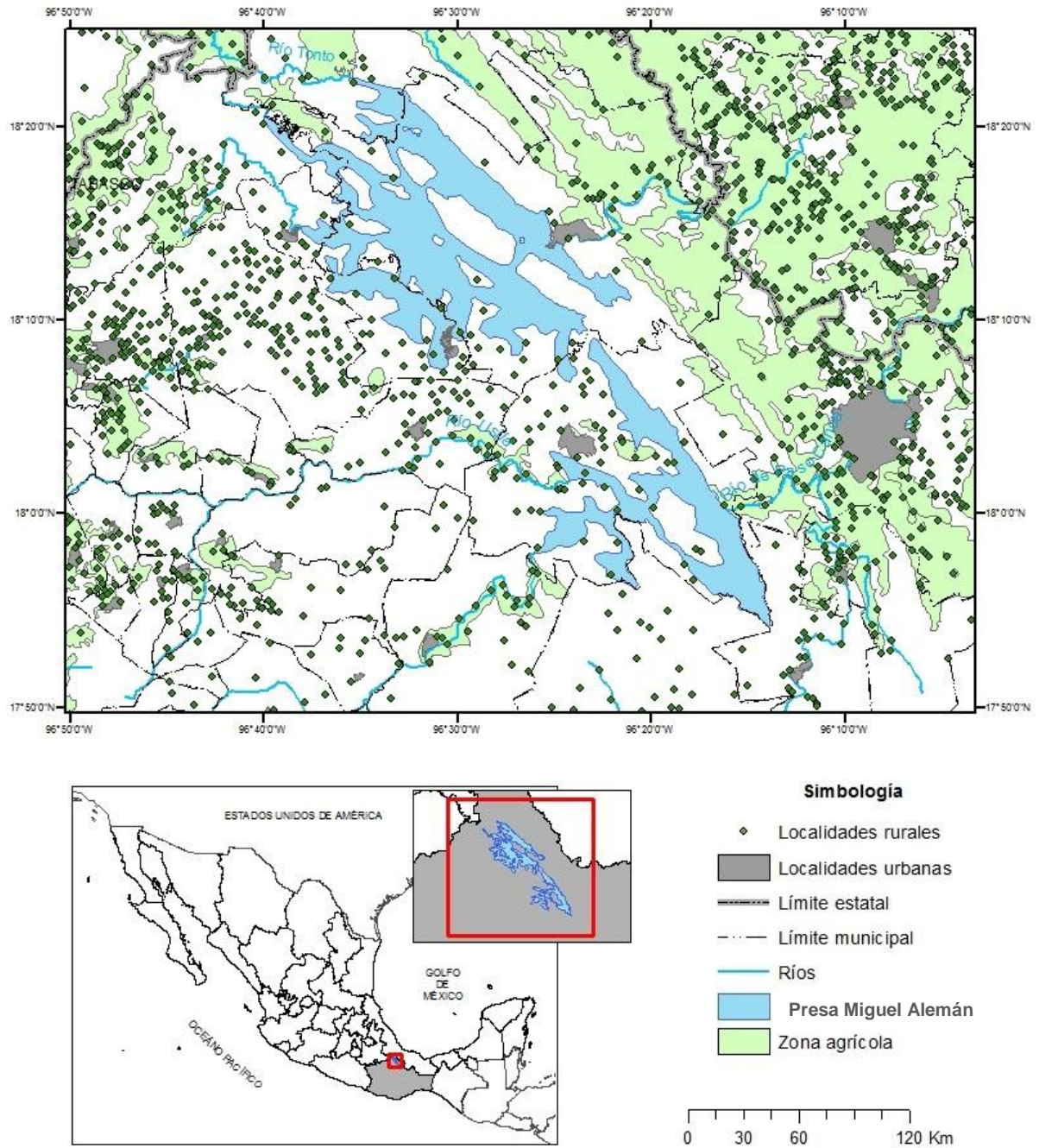
ordinarias de 977 hm³. Construida para irrigación (CONAGUA, 2011). Este municipio cuenta con cerca de 13,000 habitantes quienes descargan sus aguas residuales a la presa El Marqués, la cual es importante para el sustento económico de la región. Sus principal actividad económica es la agricultura (Maíz, frijol, jitomate, etc) (INEGI, 2012)



Fuente: SEMARNAT-UNAM, 2008, INEGI, 2010. Elaboró: Ulises Pineda

Figura 14. Localización de la presa Presidente Benito Juárez

➤ **Presa Presidente Miguel Alemán**



Fuente: SEMARNAT-UNAM. 2008. INEGI. 2010. Elaboró: Ulises Pineda

Figura 15. Localización de la presa Miguel Alemán

Conocida como Temascal. Ubicada en el cauce del río Tonto en San Miguel Soyaltepec, Oaxaca (Figura 15). Tiene una capacidad al nivel de aguas máximas ordinarias de 8,119 hm³. El agua

almacenada se destina para regulación del caudal, riego agrícola, pesca comercial y deportiva, turismo, y diversos deportes acuáticos (CONAGUA, 2011).

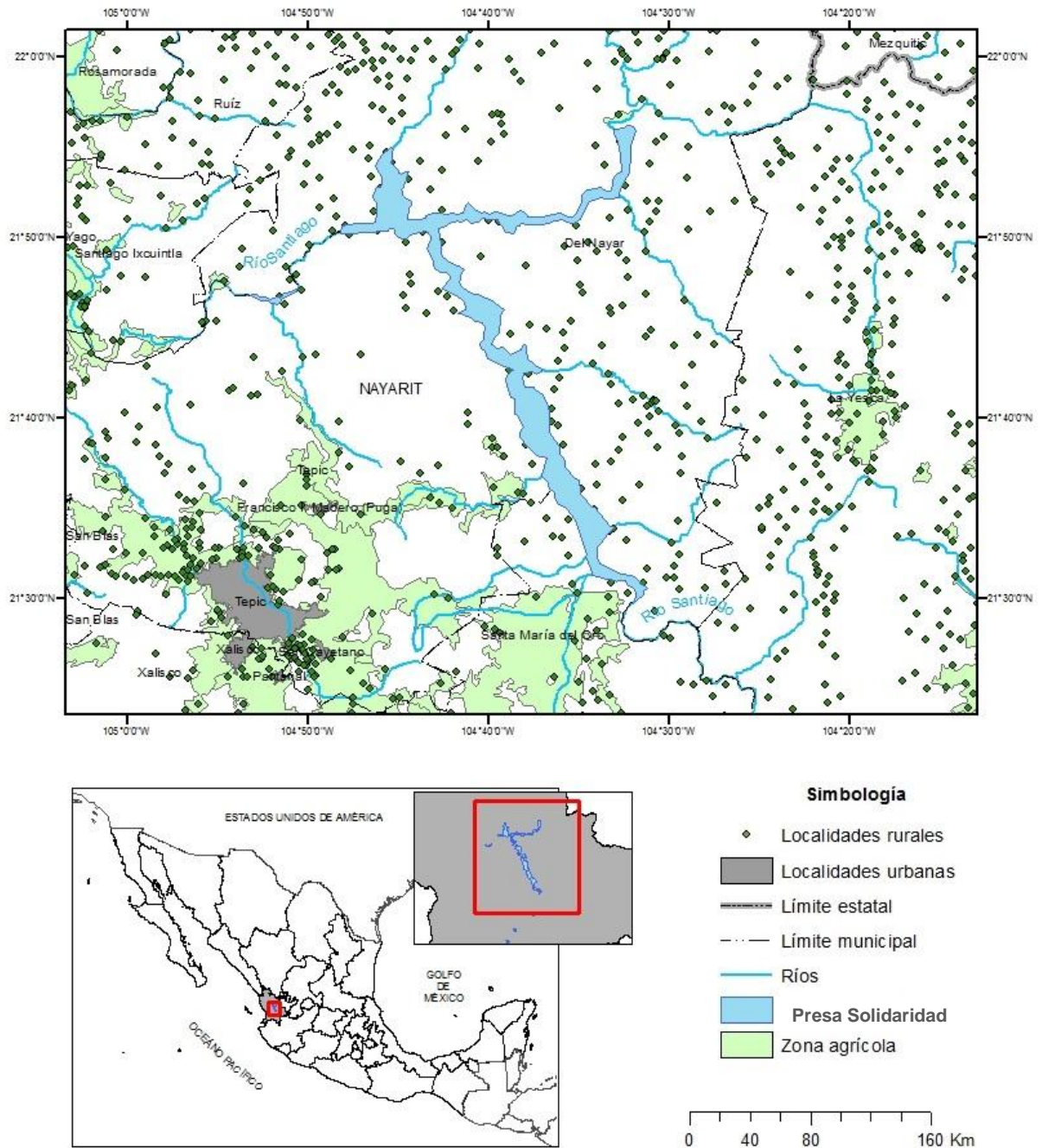
Se captura principalmente tilapia para consumo y venta las cuales también son alimento de diversas aves como pelícanos, patos buzos, garzas, grullas, etc. En la orilla de la presa, se forman pequeñas playas muy visitadas por los turistas.

El cauce del río Atoyac recorre plantaciones de caña, hatos ganaderos, fábricas de papel y pegamento, industrias dedicadas a la minería y petroquímica, y recibe descargas domésticas, lo que conlleva a problemas de contaminación en la presa (CONABIO, 2012).

➤ **Presa Solidaridad**

Conocida también como presa Aguamilpa, se encuentra en el cauce del río Grande de Santiago en el municipio de Tepic, Nayarit (**Figura 16**). Tiene una capacidad al nivel de aguas máximas ordinarias de 5,540 hm³. Construida para la generación de energía e irrigación (CONAGUA, 2011).

En los alrededores se desarrollan actividades como la minería, turismo, pesca (carpa común, pargo rojo, lisa cabezona, tilapia y mojarra), ganadería, agricultura de temporal y riego. Existen beneficiadoras de tabaco e ingenios azucareros (CONABIO, 2012). El río Grande de Santiago, es el desagüe natural del Lago de Chapala, y es represado para formar el complejo hidroeléctrico de Aguamilpa, este río es utilizado como vertedero de desechos urbanos, agrícolas, agropecuarios, mineros e industriales, provenientes principalmente de la Ciudad de Guadalajara y asentamientos ribereños, por lo que el estado de contaminación de sus aguas se puede considerar grave (Aranguré et al., 2011).



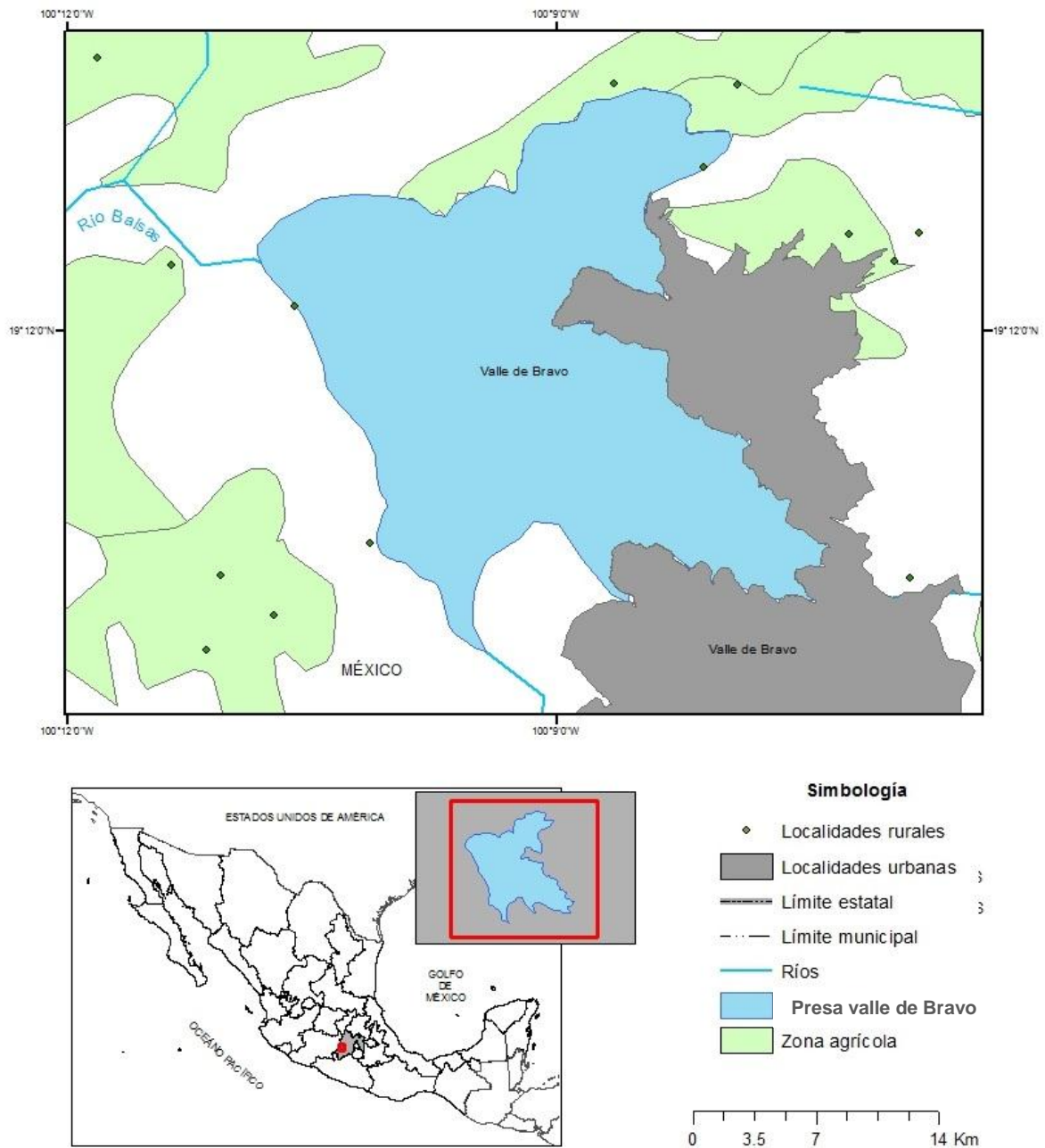
Fuente: SEMARNAT-UNAM, 2008. INEGI, 2010. Elaboró: Ulises Pineda

Figura 16. Localización de la presa Solidaridad

➤ **Presa Valle de Bravo**

Se encuentra en la cuenca hidrográfica del río Balsas. Municipio de Valle de Bravo, en el Estado de México (**Figura 17**). Tiene una capacidad al nivel de aguas máximas ordinarias de 391 hm³.

Construida para abastecimiento público (CONAGUA, 2011). En este municipio las principales actividades económicas son la agricultura (principalmente de frijol, maíz, jitomate verde, avena forrajera, pastos, etc.), la ganadería (bovinos, porcinos, gallináceas, etc.), la explotación forestal, la industria manufacturera, el comercio y los servicios (INEGI, 2012)



Fuente: SEMARNAT-UNAM, 2008, INEGI, 2010. Elaboró: Ulises Pineda

Figura 17. Localización de la presa Valle de Bravo

Dentro de las actividades de la industria manufacturera se destacan los productos alimenticios, bebidas y tabaco; industria de la madera; industrias metálicas básicas (fundición, laminado y troquelado); y productos derivados del petróleo, el carbón, el hule y el plástico. En la presa se desarrolla la pesca principalmente de especies como tilapia, trucha, lobina y mojarra. (Gobierno del Estado de México, 2003)

El Gobierno del Estado de México diseñó un programa de creación de santuarios del agua, los cuales son sitios donde brota o se recarga el acuífero, para junto con la comunidad restaurar estas zonas generadoras de agua. La presa Valle de Bravo ha sido decretada como uno de ellos. Dentro de las problemáticas ambientales que afronta se encuentran las descargas de aguas residuales de los municipios aledaños, el uso excesivo de fertilizantes y plaguicidas, descargas de desechos orgánicos y nutrientes derivados de la acuicultura y los desechos sólidos arrojados en sus ladera (Comisión de Cuenca Valle de Bravo-Amanalco, 2012).

3.2 CARACTERÍSTICAS DE *Oreochromis sp*

En el presente estudio se seleccionó como biomonitor *Oreochromis sp* debido a que posee las característica de un buen biomonitor como son: presenta una amplia abundancia y distribución; es fácil de muestrear, transportar y manipular; está disponible a lo largo del año; es una especie de importancia comercial y económica; se conoce su biología; se adapta fácilmente a diversas condiciones ambientales y es de bajo costo, además por sus hábitos alimenticios y de vida es un organismo blanco de los COP (Páez & Osuna, 2011).

3.2.1 Características generales

Oreochromis es un género de peces originario de África, que habita ambientes tropicales. Su cultivo se ha desarrollado ampliamente debido a su crecimiento acelerado, fácil reproducción, tolerancia a altas densidades, adaptación a cautiverio, aceptación de una amplia gama de alimentos, alta resistencia a enfermedades, habilidad para sobrevivir a bajas concentraciones de oxígeno y un amplio rango de salinidades, además de atributos que le permiten sobresalir en el mercado, como: carne blanca, buen sabor, poca espina, buena talla y precio accesible (SAGARPA, 2007; CENDEPESCA, 2008).

En el presente estudio se trabajó con *Oreochromis sp*, su clasificación taxonómica es la siguiente:

Reino: Animal

Phylum: Chordata

Clase: Actinopterygii

Orden: Perciformes

Familia: Cichlidae

Género: Oreochromis

Oreochromis sp tiene hábitos herbívoros principalmente, pero algunas son omnívoras, se alimentan principalmente de: algas, fitoplancton, zooplancton, crustáceos, pequeños invertebrados, insectos, larvas de anfibios, peces pequeños, plantas, etc. (SAGARPA, 2007).

El rango óptimo de producción de *Oreochromis sp* es con temperaturas de 28-32° C, las bajas temperaturas alrededor de los 10°C son desfavorables. Su reproducción es dioica, alcanzan la madurez sexual a partir de los 3 a 4 meses de edad, en esta época el macho limpia un área circular de 20 a 30 cm de diámetro y 5 a 8 cm de profundidad, para formar su nido. Posteriormente la hembra es atraída hacia el nido, en donde el macho la corteja. Durante el cortejo, el macho le da pequeños golpes con su cola, en el abdomen de la hembra, para inducir que la hembra expulse los huevos. La hembra deposita sus huevos en el nido e inmediatamente son fertilizados por el macho. Luego la hembra recoge los huevos fertilizados con su boca y se aleja del nido. El macho continúa cuidando el nido y atrayendo otras hembras con quien aparearse.

Antes de la eclosión, los huevos son incubados de 3 a 5 días dentro de la boca de la hembra. Las larvas jóvenes (con saco vitelino), permanecen con su madre por un período adicional de 5 a 7 días; después dejan a sus madres y los pececillos forman sus propios grupos (CENDEPESCA, 2008).

3.2.2 Factores que influyen en el nivel de contaminantes en los peces

La carga de contaminantes en los peces está determinada por múltiples factores entre ellos: el tipo de compuesto, la edad y tamaño del pez, la época del año, el contenido lipídico, el nivel trófico y el estado reproductivo.

- **Tipo de compuesto:** El tipo de compuesto influye en los niveles encontrados en los organismos, principalmente por su liposolubilidad, baja reactividad, y biodisponibilidad. Compuestos muy

liposolubles y persistentes se almacenan en los sedimentos y los organismos donde pueden permanecer por años; este es el caso de los COP, muy diferente a los plaguicidas carbamatos quienes son hidrosolubles, más reactivos y se degradan en pocas semanas. Estas diferencias hacen que al relacionar la concentración de un compuesto con su metabolito se pueden hacer estimaciones sobre el tiempo de exposición incluso la fuente, por ejemplo la relación DDT/DDE, un valor alto indica una aplicación reciente de DDT, un valor bajo una aplicación remota (Aguilar, 2007; Jiang et al., 2009).

- **La edad y tamaño del pez:** En estudios se ha encontrado que el contenido de contaminantes se incrementa con la edad, debido al aumento del tamaño del organismo, el tiempo de exposición y el contenidos de lípidos que le permite almacenar mayores niveles de COP (Aguilar, 2007).
- **La época del año:** La variación según el tiempo está relacionada con el contenido de contaminantes, según el momento de descarga, la época de verano o lluvias que pueden concentrar o diluir los contaminantes y favorecer el transporte a otros lugares. Algunos estudios muestran que las mayores concentraciones de contaminantes se dan en primavera y verano, y las menores en otoño e invierno (Aguilar, 2007).
- **El contenido lipídico:** Los COP son muy afines a los lípidos, cuando ingresan al cuerpo de los peces se distribuyen en los diferentes tejidos, prefiriendo aquellos con alto contenido como el tejido adiposo, la piel, las gónadas, el hígado y el músculo. En algunos estudios se ha correlacionado un alto contenido de lípidos con la concentración de los COP (Gou et al., 2008).
- **El nivel trófico:** Los hábitos tróficos de los organismos pueden favorecer los niveles de COP en su cuerpo. Algunos estudios muestran que peces con una dieta a base de vegetales tienen un menor contenido de COP que aquellos que son carnívoros y están en niveles superiores de la red trófica (CEC.ORG, 2012; Gou et al., 2008).
- **El estado reproductivo:** En algunas especies como el salmón en las épocas de desove los lípidos se movilizan para la formación de los gametos y los requerimientos energéticos, ya que el pez no se alimenta en este período; pueden ocurrir pérdidas significativas de peso y una concentración de los contaminantes. Para los peces hembra puede ocurrir lo contrario, debido al aumento del tamaño de las gónadas, las cuales son un órgano blanco para la acumulación de los contaminantes. Pero al

ocurrir el desove se disminuiría la concentración de los contaminantes, con el riesgo del paso a sus crías (Aguilar, 2007; Gou et al., 2008).

3.2.3 Producción y consumo de *Oreochromis sp* en México

A nivel mundial el cultivo de *Oreochromis sp* se ha impulsado principalmente como una fuente de proteína económica, los principales productores son China y Taiwán, y en Latinoamérica Brasil y Honduras (CONAPESCA, 2011).

En México se introdujo en los años 60 procedente de Estados Unidos. Las especies de *Oreochromis* más conocidas e introducidas en México son: *Oreochromis mosambicus* o mojarra negra, *Oreochromis niloticus* o mojarra plateada, *Oreochromis urolepis hornorum*, *Oreochromis aureus* o mojarra azul, *Tilapia rendalli* o mojarra herbívora y *Oreochromis sp* o tilapia roja (Mojarra roja) (CENDEPESCA, 2008; SAGARPA, 2007).

En México la pesca de *Oreochromis sp* se lleva a cabo a través de acuicultura (91%) y captura (9%), el 100% de la producción se destina a consumo humano. En el 2011 la producción fue de 75,927 toneladas destacándose los estados de Veracruz, Chiapas, Jalisco, Tamaulipas, Michoacán, Sinaloa, Nayarit, Hidalgo, Tabasco, como principales productores (CONAPESCA, 2011)

4. METODOLOGÍA

El proyecto desarrollado para determinar la concentración de contaminantes orgánicos persistentes en músculo de *Oreochromis sp* comprendió 4 etapas. La primera etapa fue la validación de la técnica de extracción con sonda ultrasónica, la segunda etapa comprendió la recolección y almacenamiento de las muestras de músculo de peces de las presas seleccionadas. La tercera etapa correspondió a la extracción, identificación y cuantificación de los contaminantes persistentes en las muestras recolectadas y la cuarta etapa fue la estimación de las fuentes y el riesgo a la salud de las personas y peces.

4.1 REACTIVOS Y MATERIALES

Los solventes utilizados en el trabajo fueron de grado analítico, se emplearon hexano, diclorometano, isopropanol y sulfato de sodio anhidro de JT Baker, Avantor; dietil éter y acetona de Honeywell; ácido

sulfúrico de CTR Scientific y silica gel de Sigma- Aldrich. Para la cuantificación se utilizó una mezcla patrón de organoclorados (Chem Service PPO-8RPM), que contenía los plaguicidas: aldrín, 4,4'DDT, 4,4'DDE, 4,4'DDD, α -endosulfán, β -endosulfán, sulfato de endosulfán, heptacloro, heptacloro epóxido, α -HCH, β -HCH, δ -HCH y γ -HCH. Una mezcla patrón de PCB (Chem Service M-CRPCB1JM) que contenía siete PCB: 28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180. También se usaron patrones individuales de los PCB: 156 (Chem Service 5022GS), 99 (Chem Service 9053GS), 105 (Chem Service 9028GS), 128 (Chem Service 5010GS), 170 (Chem Service 9043GS), 183 (Chem Service 5001GS) y 187 (Chem Service 9046GS) y el organoclorado HCB (Chem Service F9AJS). Como estándares internos se emplearon compuestos marcados: α -HCH (Cambridge Isotope Laboratories, Inc. EC-1426-1.2) y PCB 141 (Cambridge Isotope Laboratories, Inc. EC-1426-1.2). Para la limpieza de las muestras se utilizaron columnas de florisil, (1000 mg, 6 mL) suministradas por J.T.Baker.

4.2 INSTRUMENTACIÓN

Para extraer los contaminantes de las muestras de músculo se realizó una extracción asistida con sonda ultrasónica marca Cole-Parmer modelo GEX130, frecuencia de 20kHz, operada a una potencia de 60%.

La identificación y cuantificación de los COP se realizaron en un cromatógrafo de gases Hewlett-Packard 6890 Plus dotado de un detector selectivo de masas 5975C, un inyector split/splitless y un sistema de datos HP Chem Station. Se empleó una columna capilar de sílice fundida HP-5ms [60 m x 250 μ m (d.i) x 25 μ m (f.e)]

Los parámetros utilizados para el análisis cromatográfico fueron los siguientes: el inyector se operó a 250°C, en modo *splitless*, como gas de arrastre se usó helio, la velocidad de flujo en la columna fue 1.0 mL/min. La temperatura del detector se mantuvo en 250°C, la energía de los electrones bombardeantes fue de 70 eV y el detector se operó en modo SIM (Monitoreo de Ion Seleccionado). La corriente iónica total reconstruida y los espectros de masas se obtuvieron por medio de barrido automático de radiofrecuencias en el rango de masas de m/z 50-550.

4.3 VALIDACIÓN DE LA TÉCNICA DE EXTRACCIÓN

El método de extracción de COP de músculo de peces se llevó a cabo siguiendo la metodología de Jensen y colaboradores (2003) con algunas modificaciones realizadas por el laboratorio de toxicología ambiental. La validación de la técnica se realizó mediante la elaboración de 6 curvas de calibrado en músculo de *Oreochromis sp*, el cual se adquirió en un supermercado de la ciudad. Dos curvas se

procesaron en la misma jornada de trabajo y las otras cuatro en días diferentes, para cada curva se prepararon 5 estándares de 5, 10, 20, 30 y 50 µg/kg de la mezcla de plaguicidas organoclorados (OCP) y PCB. Para preparar cada estándar se pesaron 2 gramos de tejido previamente secado y homogenizado y se fortificaron con la mezcla de OCP y PCB a la concentración correspondiente de cada punto de la curva más los dos estándares internos (α -HCH y PCB 141) en una concentración de 20 µg/kg.

Las curvas se procesaron de igual forma que las muestras y se corrieron bajo las mismas condiciones cromatográficas. Posteriormente siguiendo la metodología propuesta por Miller y Miller se evaluó la precisión de los patrones, Los límites de detección (LD) y de cuantificación (LC) y la cuantificación de las muestras se realizó en un intervalo de confianza del 95% (Miller & Miller, 2002).

Para el control de calidad de los resultados se analizaron tres blancos del músculo utilizado para elaborar los estándares, se enriqueció tres blancos adicionales con la mezcla de COP y estándares internos, a una concentración de 25 y 20 µg/kg respectivamente, para determinar los porcentajes de recuperación de cada compuesto. Para cada grupo de muestras procedentes de una presa se realizó un duplicado al azar y se verificó que la línea base no superara una abundancia de 10,000 cuentas.

4.4 RECOLECCIÓN Y PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS

Un equipo de trabajo conformado por el director de proyecto Dr. José de Jesús Mejía y algunos estudiantes del Laboratorio de Toxicología visitaron las 12 presas seleccionadas y colectaron al azar *Oreochromis sp* con una talla que osciló entre 22 y 32 cm y un peso de 175 a 608 kg (**Tabla 6**). Los peces capturados se diseccionaron y se tomaron muestras de músculo de 20-40 g, las cuales se colocaron en frascos de vidrio ámbar debidamente etiquetados. Posteriormente las muestras se congelaron a -60°C hasta antes de su análisis.

Para macerar las muestras estas se descongelaron y se les retiró el exceso de humedad con papel filtro, posteriormente cada muestra se pesó y se registró su peso húmedo, se colocó en un mortero y se adicionó 0.5g de sulfato de sodio por cada 20 gramos de muestra. La muestra se maceró periódicamente hasta que perdió su humedad y se redujo a un polvo fino y homogéneo. Por último la muestra se pesó, se registró su peso seco y se guardó en un sobre de papel filtro dentro de un secador hasta el momento de la extracción.

Tabla 6. Número de músculos recolectados por presa para la determinación de COP

	NOMBRE PRESA	MUSCULOS DE RECOLECTADOS
1	Álvaro Obregón El Oviachic	8
2	Ángel Albino Corzo Peñitas	9
3	Dr. Belisario Domínguez La Angostura	13
4	Infiernillo Infiernillo	9
5	Ing. Fernando Hiriart Balderrama Zimapán	10
6	Netzahualcóyotl Malpaso	11
7	Manuel Ávila Camacho Valsequillo	9
8	Miguel Hidalgo y Costilla El Mahone	12
9	Presidente Benito Juárez El Marqués	11
10	Presidente Miguel Alemán Temascal	10
11	Solidaridad Aguamilpa	6
12	Valle de Bravo Valle de Bravo	8
	TOTAL	116

4.5 EXTRACCIÓN DE LOS CONTAMINANTES ORGÁNICOS PERSISTENTES DE LAS MUESTRAS

4.5.1 Extracción asistida por sonda ultrasónica

De cada muestra seca se pesaron 2 g, se colocaron en un tubo de ensayo apropiado y se adicionó 1 mL de hexano, los 2 estándares internos (α -HCH y PCB 14) y los patrones de OCP y PCB para las curvas de calibración. Como segundo paso se agregaron 11 mL de una mezcla de isopropanol-dietil éter (10:1), se sonicó por un 1 minuto a una potencia de 60 amperes. Se separó la capa de solvente que contenía los contaminantes y se adicionó a un tubo de ensayo graduado, posteriormente se llevó a cabo una segunda extracción con 8 mL de una mezcla de isopropanol-hexano-dietil éter (5:4:1) la fase orgánica se separó y se juntó con la anterior; la tercera extracción se realizó con 8 mL de una de mezcla hexano: éter etílico (9:1), y la cuarta extracción se adicionó 10 mL de una mezcla hexano: éter etílico (9:1), todas las fases orgánicas se reunieron en una sola y se redujo el volumen a 10 mL.

4.5.2 Determinación de lípidos

Posteriormente, la fase orgánica evaporada a 10 mL se agitó para homogenizar la solución y se tomó una alícuota de 100 μ L que se adicionaron a un tubo cónico de plástico previamente pesado (los tubos de antemano se introdujeron en un desecador el día anterior). Se llevó al evaporador con corriente suave de nitrógeno por 10 minutos y se pesó, luego se volvió a evaporar y se registró su peso hasta peso constante.

4.5.3 Hidrólisis de lípidos

El extracto de 10 mL se evaporó con corriente de nitrógeno hasta sequedad y se transfirió a un tubo con rosca para llevar a cabo la hidrólisis ácida. El tubo se enjuagó con 2 ml de hexano. Se adicionó una cantidad de ácido sulfúrico proporcional al contenido de lípidos para hidrolizarlos y se colocó el tubo por dos minutos en el baño de ultrasonido. Posteriormente se adicionaron 3 mL de hexano, se agitó por dos minutos y se centrifugó para separar la fase orgánica (3500 rpm, 5 min), este procedimiento se repitió dos veces más. El volumen recolectado de las extracciones se evaporó a 1 mL.

4.5.4 Limpieza de la muestra

Se realizó la limpieza de la muestra en dos columnas de florisil en tándem. A la primera columna se le adicionó 1 g de sulfato de sodio anhidro y a la segunda 1 g de sílica anhidra. La columna se acondicionó con dos porciones de 5 mL de hexano y dos porciones de hexano-diclorometano al 25%, se depositó la muestra anteriormente procesada y se enjuagó el tubo con 1 mL de hexano. Posteriormente se realizaron dos eluciones con una mezcla de hexano: diclorometano al 25% y una tercera elución se llevó a cabo con una mezcla hexano: acetona al 15%. Se unieron las eluciones y se evaporaron con una corriente suave de nitrógeno hasta un volumen final de 100 μ L, por último se inyectó la muestra en el cromatógrafo de gases acoplado a un detector selectivo de masas.

4.6 DETERMINACIÓN DE COP EN LAS MUESTRAS

Cada muestra se inyectó dos veces en el cromatógrafo de gases una para la determinación de OCP y la otra para la determinación de PCB. La **tabla 7** muestra la programación de temperatura usada para las dos corridas.

Tabla 7. Programación de temperatura utilizada para separar los COP por GC-MSD.

PROGRAMACIÓN DE TEMPERATURA				
	PCB		OCP	
Rampa	Velocidad (°C/min)	Temperatura final (°C)	Velocidad (°C/min)	Temperatura final (°C)
T. inicial	0	80 (1 min)	0	90 (2 min)
1	40	160	30	180
2	9	310 (4 min)	1	200
3	-	-	2	230
4	-	-	30	310 (5 min)
Tiempo corrida	23.67 min		47.67 min	

Los compuestos orgánicos persistentes que se buscaron determinar en el presente estudio fueron 12 plaguicidas organoclorados y sus productos de degradación y 14 PCB que se han encontrado en otros estudios realizados en México (**Tabla 8**).

Tabla 8. COP a determinar en las muestras de músculo de los peces.

PLAGUICIDAS ORGANOCORADOS (OCP)	BIFENILOS POLICLORADOS (PCB)	
Aldrín	28	2,4,4'-triclorobifenilo
4,4' DDD	52	2,2',5,5'-tetraclorobifenilo
4,4' DDE	101	2,2',4,5,5'-pentaclorobifenilo
4,4' DDT	99	2,2',4,4',5-pentaclorobifenilo
Endosulfán sulfato	105	2,3,3',4,4'-pentaclorobifenilo
HCB	118	2,3',4,4',5-pentaclorobifenilo
Heptacoloro	128	2,2',3,3',4,4'-hexaclorobifenilo
Heptacoloro epóxido	138	2,2',3,4,4',5'-hexaclorobifenilo
α-HCH	153	2,2',4,4',5,5'-hexaclorobifenilo
β-HCH	156	2,3,3',4,4',5-hexaclorobifenilo
δ-HCH	180	2,2',3,4,4',5,5'-heptaclorobifenilo
γ-HCH (Lindano)	183	2,2',3,4,4',5,6-heptaclorobifenilo
	187	2,2',3,4',5,5',6-heptaclorobifenilo
	170	2,2',3,3',4,4',5-heptaclorobifenilo

5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 VALIDACIÓN DE LA TÉCNICA DE EXTRACCIÓN

Se elaboraron 6 curvas de calibración en matriz de 5 estándares cada una (5, 10, 20, 30, 50 ppb), dos en la misma jornada de trabajo y 4 en días diferentes y se procesaron de la misma forma que las muestras. Las curvas se inyectaron en el GC-MSD bajo las condiciones mencionadas anteriormente. En la **Figura 19** se muestra el cromatograma correspondientes a la mezcla de PCB. Como se observa en el cromatograma los PCB dan una buena respuesta en el MSD, los picos se observan bien definidos, separados y se presentaron pocas interferencias de matriz, lo cual facilitó su cuantificación.

En la **Figura 20** se presenta el cromatograma correspondiente a la mezcla de OCP, como se aprecia los compuestos que dan una mejor respuesta en MSD y picos definidos son el HCB, el heptacloro epóxido, el DDE, DDD y el DDT. Los compuestos: β -HCH, δ -HCH y γ -HCH deberían salir a un tiempo de retención de 12.6, a 14.1 min, pero las interferencias provenientes de la matriz impidieron identificarlos adecuadamente, razón por la cual se decidió no cuantificarlos en las muestras de músculo del presente estudio.

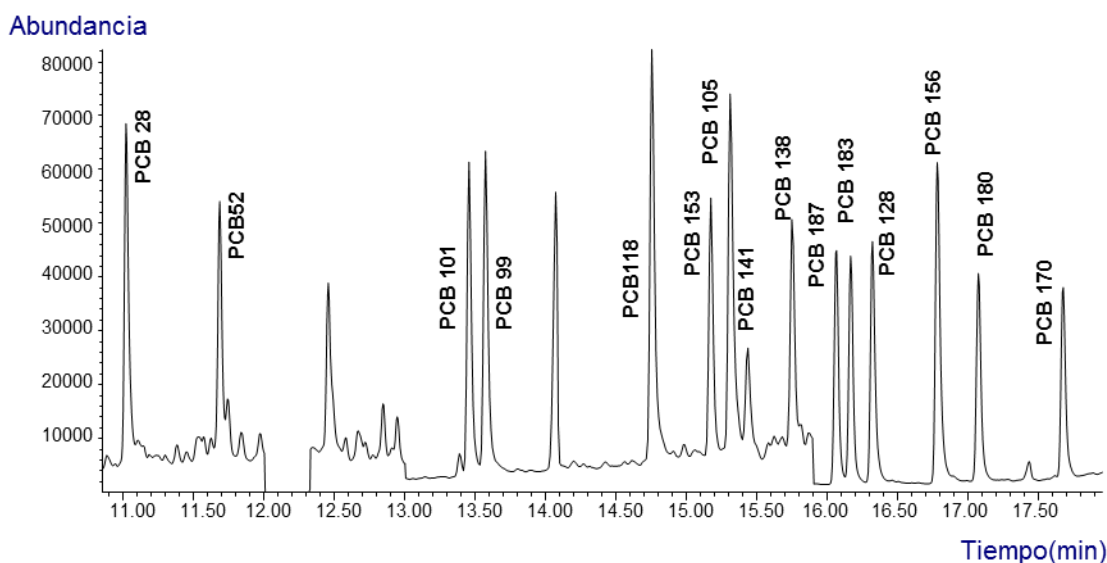


Figura 18. Perfiles cromatográficos de patrones de PCB a una concentración de 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en matriz.

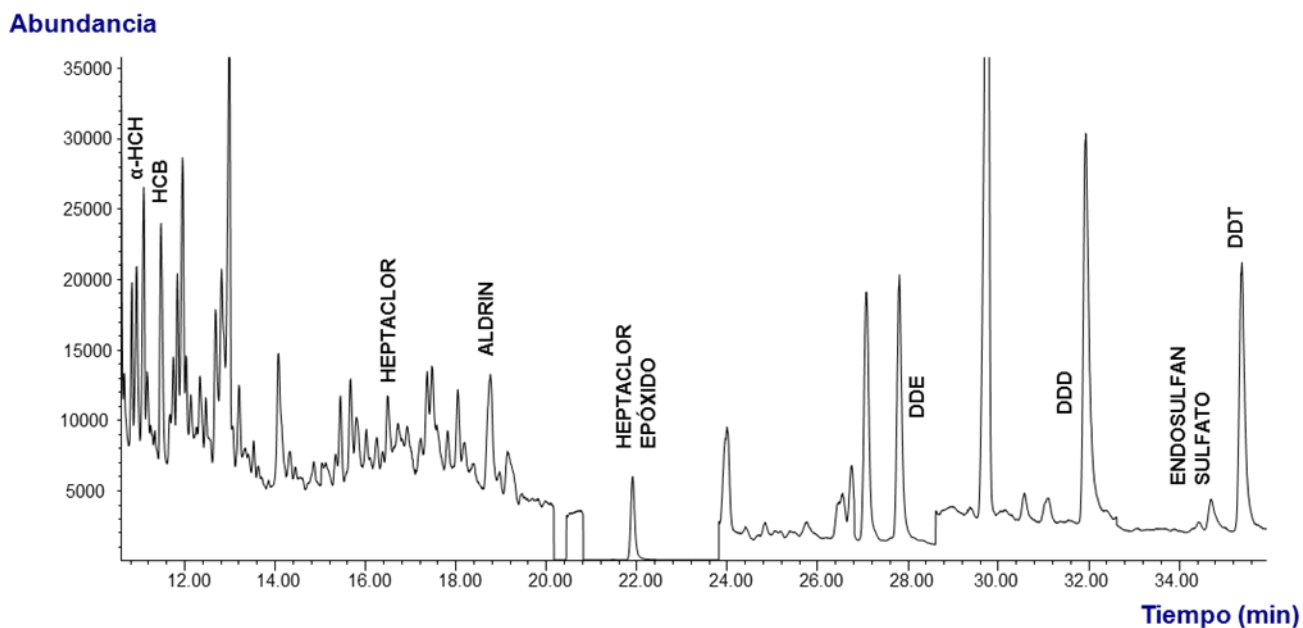


Figura 19. Perfiles cromatográficos de patrones de OCP a una concentración de 50 µg/kg en matriz

En la **Tabla 9** y **10** se muestran los tiempos de retención y los iones que se seleccionaron para tener en cuenta en la identificación y cuantificación de los COP.

Tabla 9. Iones seleccionados y tiempo de retención registrado para los OCP

OCP	TIEMPO DE RETENCIÓN (min)	IONES SELECCIONADOS	
		Ion de identificación	Ion de cuantificación
α-HCH (Estándar Interno)	11.467	181	187
α-HCH	11.467	181	183
HCB	11.828	286	284
HEPTACLORO	16.467	273	272
ALDRÍN	18.747	263	260
HEPTACLORO EPÓXIDO	21.899	355	353
DDE	27.799	248	246
DDD	31.922	237	235
ENDOSULFÁN SULFATO	34.695	229, 387	272
DDT	35.376	237	235

Tabla 10. Iones seleccionados y tiempo de retención registrado para los PCB

PCB	TIEMPO DE RETENCIÓN (min)	IONES SELECCIONADOS	
		Ion de identificación	Ion de cuantificación
PCB 141(Estándar interno)	15.439	300	372
PCB 28	11.026	258	256
PCB 52	11.692	290	292
PCB 101	13.464	326	328
PCB 99	13.581	328	326
PCB 118	14.764	328	326
PCB 153	15.185	360	362
PCB 105	15.322	326	324
PCB 138	15.771	362	360
PCB 187	16.083	394	396
PCB 183	16.182	396	394
PCB 128	16.338	362	360
PCB 156	16.799	362	360
PCB 180	17.092	396	394
PCB 170	17.690	394	396

Cada curva de calibración se graficó y se comparó sus pendientes e interceptos. Posteriormente se obtuvo una sola curva para la cuantificación de las muestras, los resultados de la regresión lineal se presentan en la **Tabla 11 y 12**.

Tabla11. Datos obtenidos en la regresión lineal de PCB, curva en matriz

PCB	PENDIENTE (m)	INTERCEPTO (a)	COEFICIENTE DE CORRELACIÓN (r)
PCB 28	1.31 ± 0.03	0.18 ± 0.04	0.9999
PCB 52	1.04 ± 0.03	-0.06 ± 0.04	0.9999
PCB 101	0.95 ± 0.02	0.00 ± 0.03	0.9999
PCB 99	1.11 ± -0.03	0.01 ± 0.01	0.9999
PCB 118	1.46 ± 0.09	-0.03 ± -0.03	0.9995
PCB 153	1.14 ± 0.03	-0.03 ± 0.04	0.9999
PCB 105	0.97 ± 0.04	0.00 ± 0.05	0.9998
PCB 138	1.09 ± 0.04	-0.04 ± 0.06	0.9997
PCB 187	0.96 ± 0.04	-0.03 ± 0.05	0.9998
PCB 183	0.91 ± 0.04	-0.03 ± 0.05	0.9997
PCB 128	0.95 ± 0.06	-0.02 ± 0.09	0.9994
PCB 156	1.32 ± 0.07	-0.03 ± 0.10	0.9996
PCB 180	0.95 ± 0.04	-0.02 ± 0.06	0.9997
PCB 170	0.82 ± 0.05	-0.02 ± 0.06	0.9996

Tabla12. Datos obtenidos en la regresión lineal de OCP, curva en matriz

OCP	PENDIENTE (m)	INTERCEPTO (a)	COEFICIENTE DE CORRELACIÓN (r)
α-HCH	0.63 \pm 0.03	0.51 \pm 0.04	0.9998
HCB	0.87 \pm 0.04	-0.06 \pm 0.06	0.9997
HEPTACLORO	0.84 \pm 0.06	-0.08 \pm 0.08	0.9993
ALDRÍN	0.51 \pm 0.08	0.88 \pm 0.12	0.9960
HEPTACLORO EPÓXIDO	0.77 \pm 0.03	-0.01 \pm 0.04	0.9998
DDE	3.14 \pm 0.30	0.29 \pm 0.43	0.9986
DDD	5.43 \pm 0.55	0.27 \pm 0.77	0.9985
ENDOSULFÁN SULFATO	0.26 \pm 0.01	0.03 \pm 0.02	0.9997
DDT	3.81 \pm 0.31	-0.08 \pm 0.43	0.9990

Como se observa en las tablas los coeficientes de correlación estuvieron cercanos a la unidad lo cual indica una buena correlación entre los valores de X y Y. Al comparar los valores de pendiente e intercepto se puede apreciar como valores cercanos a uno o mayores de pendiente asociados con un intercepto cercano a cero muestran que existe una buena sensibilidad del detector ante estos compuestos, como es el caso de los PCB, DDT, DDE y DDD; por el contrario valores de pendiente pequeña con un intercepto elevado indican una baja sensibilidad del equipo, es decir los cambios de respuesta del detector son muy pequeños al modificar la concentración del compuesto, como se observó para α -HCH, aldrín y endosulfán sulfato.

Los límites de detección (LD) y cuantificación (LC) del método se calcularon según la metodología propuesta por Miller y Miller (2002), donde se tienen en cuenta los errores de la pendiente y la ordenada para hacer una mejor estimación de sus valores en un intervalo de confianza del 95%. Los porcentajes de recuperación se calcularon a partir del promedio de las respuestas de tres blancos enriquecidos con una concentración de 25 μ g/kg. En las **Tablas 13 y 14** se resumen estos valores calculados para los diferentes COP.

En cuanto a los porcentajes de recuperación son muy buenos para todos los compuestos ya que están por encima del 81% excepto para aldrín que fue del 77%.

Tabla13. Límite de detección (LD), límite de cuantificación (LC) y porcentaje de recuperación para los PCB.

PCB	LD (µg/kg)*	LC (µg/kg)*	% RECUPERACIÓN
PCB 28	0.86	2.77	101 ± 8.9
PCB 52	1.04	3.36	99 ± 6.8
PCB 101	0.81	2.61	81 ± 16.0
PCB 99	0.32	1.05	100 ± 6.0
PCB 118	2.07	6.67	108 ± 8.3
PCB 153	0.86	2.77	100 ± 5.6
PCB 105	1.39	4.47	100 ± 6.1
PCB 138	1.46	4.71	96 ± 5.9
PCB 187	1.42	4.59	96 ± 5.2
PCB 183	1.45	4.68	96 ± 5.1
PCB 128	2.26	7.29	96 ± 6.7
PCB 156	1.87	6.04	99 ± 6.4
PCB 180	1.47	4.76	94 ± 5.3
PCB 170	1.94	6.27	93 ± 7.9

Nota: *µg/kg los valores se expresan en base a peso seco

Tabla14. Límite de detección (LD), límite de cuantificación (LC) y porcentaje de recuperación para los OCP.

OCP	LD (µg/kg)*	LC (µg/kg)*	% RECUPERACIÓN
α-HCH	1.45	4.67	92 ± 14.2
HCB	1.69	5.47	106 ± 4.0
HEPTACLORO	2.39	7.72	89 ± 5.8
ALDRÍN	5.01	16.27	77 ± 25.6
HEPTACLORO EPÓXIDO	1.44	4.65	106 ± 10.4
DDE	3.41	11.01	102 ± 14.3
DDD	3.56	11.48	101 ± 15.2
ENDOSULFÁN SULFATO	1.49	5.15	99 ± 12.9
DDT	2.83	9.13	97 ± 16.4

Nota: *µg/kg los valores se expresan en base a peso seco

5.2 DETERMINACIÓN DE LOS COP EN LOS MÚSCULOS DE PECES

Los resultados de la determinación de COP se presentan por presa resumidos en una tabla donde se reporta la cantidad de peces que presentaron una concentración de COP por debajo del límite de detección del método, la concentración máxima y mínima del COP cuantificado expresado en ng/g en base grasa y µg/kg en base húmeda, el porcentaje de muestras cuantificadas y aquellas que superaron los LMR de las guías.

➤ Presa Álvaro Obregón (El Oviachic)

Como se aprecia en las **Tablas 15 y 16** el único contaminante cuantificado en esta presa fue el α -HCH, los demás sus concentraciones estuvieron por debajo del límite de cuantificación y detección del método. Un 63% de los peces presentan α -HCH, pero los valores reportados no superan LMR de las guías. En el mapa de la zona (Ver **Figura 6**) se aprecia muy pocas áreas de cultivo y pequeñas poblaciones rurales alrededor de la presa, cuya contribución a la carga de este compuesto podría haber sido muy pequeña y explicaría el patrón de ausencia de otros OCP y PCB.

Tabla 15. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Álvaro Obregón

OCP	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
α -HCH	1	(283.9 - 2550.3) (1.51 - 2.43)	63	0
HCB	8	<LD	0	0
HEPTACLORO	0	<LC	0	0
ALDRÍN	8	<LD	0	0
HEPT. EPÓXIDO	8	<LD	0	0
DDE	8	<LD	0	0
DDD	8	<LD	0	0
ENDOSULFÁN SULFATO	8	<LD	0	0
DDT	8	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	1.6 ± 0.8 (n=8)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): DDT y metabolitos = 5,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: heptacloro y heptacloro epóxido = 300 µg/kg, aldrín = 300 µg/kg, DDT y metabolitos = 5,000 µg/kg. (En base húmeda)			

Tabla 16. Concentración de PCB en peces de la presa Álvaro Obregón

PCB	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
PCB 28	8	<LD	0	0
PCB 52	0	<LC	0	0
PCB 101	8	<LD	0	0
PCB 99	0	<LC	0	0
PCB 118	8	<LD	0	0
PCB 153	8	<LD	0	0
PCB 105	8	<LD	0	0
PCB 138	8	<LD	0	0
PCB 187	8	<LD	0	0
PCB 183	8	<LD	0	0
PCB 128	8	<LD	0	0
PCB 156	8	<LD	0	0
PCB 180	8	<LD	0	0
PCB 170	8	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	1.6 ± 0.8 (n=8)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			

➤ **Presa Ángel Albino Corzo (Peñitas)**

En las **Tablas 17 y 18** se puede ver que en la presa peñitas se encontraron algunos peces con PCB 99 y PCB 28, y en la mayoría aldrín (89%). Los demás compuestos se encuentran por debajo de los límites de cuantificación y detección del método. Al comparar las concentraciones registradas en los peces con los LMR de las guías ningún valor los supera.

Al observar el mapa de la región (Ver **Figura 7**) se aprecia una amplia zona de cultivo, principalmente a las márgenes del río Grijalva, dentro de los cultivos de la zona se destaca el maíz y el algodón, los cuales podrían ser la fuente remota de aldrín, ya que este estaba indicado para el control de sus plagas. En cuanto a los PCB encontrados son de baja cloración y podrían estar asociados a un transporte atmosférico, los cuales por tener una alta presión de vapor pueden ser transportados lejos del lugar de descarga (Tolosa, 2010).

Tabla 17. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Ángel Albino Corzo

OCP	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
α-HCH	8	<LC	0	0
HCB	5	<LC	0	0
HEPTACLORO	9	<LD	0	0
ALDRÍN	1	(417.7 - 685.4) (10.2 - 25.4)	89	0
HEPT. EPÓXIDO	9	<LD	0	0
DDE	9	<LD	0	0
DDD	9	<LD	0	0
ENDOSULFÁN SULFATO	9	<LD	0	0
DDT	9	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	12.3 ± 4.3 (n=9)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): DDT y metabolitos = 5,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: heptacloro y heptacloro epóxido = 300 µg/kg, aldrín = 300 µg/kg, DDT y metabolitos = 5,000 µg/kg. (En base húmeda)			

Tabla 18. Concentración de PCB en peces de la presa Ángel Albino Corzo

PCB	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
PCB 28	5	(79.7 - 178.8) (2.8 - 6.6)	44	0
PCB 52	0	<LC	0	0
PCB 101	9	<LD	0	0
PCB 99	0	(6.7 - 10.2) (0.3 - 0.4)	22	0
PCB 118	9	<LD	0	0
PCB 153	9	<LD	0	0
PCB 105	9	<LD	0	0
PCB 138	9	<LD	0	0
PCB 187	9	<LD	0	0
PCB 183	9	<LD	0	0
PCB 128	9	<LD	0	0
PCB 156	9	<LD	0	0
PCB 180	9	<LD	0	0
PCB 170	9	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	12.3 ± 4.3 (n=9)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			

➤ **Presa Dr. Belisario Domínguez (La Angostura)**

Para la presa La Angostura se cuantificó en los peces varios COP: α -HCH, Heptacloro, aldrín, DDE, PCB 28 y PCB 99 (Tabla 19 y 20). Los OCP presentaron mayores concentraciones, y aproximadamente el 50% de las muestras contenía α -HCH y aldrín. Las concentraciones de los demás compuestos estuvieron por debajo del límite de detección y cuantificación del método. Al comparar los valores encontrados con las guías, ninguna muestra presentó concentraciones superiores.

Las posibles fuentes de OCP estarían asociadas a las extensas áreas de cultivo (maíz) que existen en las cercanías de la presa (ver Figura 8) y el uso de plaguicidas años atrás, al igual que la actividad ganadera. Resalta la presencia de heptacloro y DDE. El heptacloro es un plaguicida no autorizado en México, su presencia podría estar asociada al uso de Clordano, ya que el heptacloro hace parte de su formulación, este plaguicida fue restringido en 1992 y se autorizó solo para el control de termitas, hasta el año 2002. Otros usos fueron el control de insectos en hortalizas, cereales, maíz, semillas oleaginosas, papas, caña de azúcar, remolacha azucarera, frutas, nueces, algodón y yute (ATSDR, 1994; INESEMARNAT, 2004).

Tabla 19. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Belisario Domínguez

OCP	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (μ g/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
α -HCH	1	(87.2 - 475.5) (1.3 - 3.2)	46	0
HCB	12	<LC	0	0
HEPTACLORO	5	(133.7 - 140.6) (2.2 - 3.6)	15	0
ALDRÍN	4	(124.8 - 1328.6) (2.0 - 35.3)	54	0
HEPT. EPÓXIDO	13	<LD	0	0
DDE	6	(210.1 - 222.7) (5.9 - 6.6)	15	0
DDD	13	<LD	0	0
ENDOSULFÁN SULFATO	13	<LD	0	0
DDT	13	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	4.8 \pm 2.9 (n=13)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): DDT y metabolitos = 5,000 μ g/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: heptacloro y heptacloro epóxido = 300 μ g/kg, aldrín = 300 μ g/kg, DDT y metabolitos = 5,000 μ g/kg. (En base húmeda)			

Tabla 20. Concentración de PCB en peces de la presa Belisario Domínguez

PCB	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
PCB 28	9	(72.6 - 126.8) (1.4 - 3.4)	23	0
PCB 52	0	<LC	0	0
PCB 101	13	<LD	0	0
PCB 99	0	(11.9 - 20.5) (0.37 - 0.38)	15	0
PCB 118	13	<LD	0	0
PCB 153	13	<LD	0	0
PCB 105	13	<LD	0	0
PCB 138	13	<LD	0	0
PCB 187	13	<LD	0	0
PCB 183	13	<LD	0	0
PCB 128	13	<LD	0	0
PCB 156	13	<LD	0	0
PCB 180	13	<LD	0	0
PCB 170	13	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	4.8 ± 2.9 (n=13)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			

La presencia de DDE estaría asociada al uso de DDT en las campañas contra la malaria. Chiapas fue el estado donde más se fumigó en el período de 1988 a 1999, se aplicaron cerca de 1,365.305 toneladas de DDT al 75%. (Cortinas, 2004). Para los PCB se observó el mismo perfil de la presa Peñitas ubicada al norte del Estado y estaría asociada su presencia tal vez a un transporte atmosférico.

➤ Presa Infiernillo

En las **Tablas 21 y 22** se observa que los COP cuantificados en la presa infiernillo son α -HCH, heptacloro, aldrín, DDE, PCB 28 y PCB 99; en menos del 33% de los peces de la presa se lograron cuantificar. Al comparar los valores con los LMR, ninguna concentración estuvo por encima de ellos. Los compuestos restantes estuvieron por debajo del límite de cuantificación y detección del método.

El mapa de la región (ver **Figura 9**) muestra algunas pequeñas extensiones de cultivo cerca de la presa y poblaciones rurales, que podrían haber sido las fuentes de los OCP, se destaca la ganadería de la zona

como posible fuente de α -HCH. En un 11% de las muestras se cuantificó DDE el cual podría provenir de la aplicación de DDT para el control de vectores. En el período de 1988 y 1999, Guerrero fue el tercer estado en cantidad de DDT aplicado, se fumigó con 1,099.480 toneladas (Cortinas, 2004).

Tabla 21. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Infiernillo

OCP	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (μ g/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
A-HCH	5	(168.8 - 523.4) (1.2 - 1.9)	22	0
HCB	7	<LC	0	0
HEPTACLORO	6	(<LD - 100.2) (<LD - 2.3)	11	0
ALDRÍN	6	(587.8 - 3746.4) (11.3 - 20.5)	33	0
HEPT. EPÓXIDO	9	<LD	0	0
DDE	3	(<LD - 164.2) (<LD - 3.7)	11	0
DDD	9	<LD	0	0
ENDOSULFÁN SULFATO	9	<LD	0	0
DDT	9	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	5.0 \pm 3.4 (n=9)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): DDT y metabolitos = 5,000 μ g/kg. (En base húmeda) FDA: niveles de tolerancia: heptacloro y heptacloro epóxido = 300 μ g/kg, aldrín = 300 μ g/kg, DDT y metabolitos = 5,000 μ g/kg. (En base húmeda)			

Tabla 22. Concentración de PCB en peces de la presa Infiernillo

PCB	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
PCB 28	8	(<LD-174.5) (<LD - 1.0)	11	0
PCB 52	0	<LC	0	0
PCB 101	9	<LD	0	0
PCB 99	0	(15.5 - 49.0) (0.35 - 0.45)	33	0
PCB 118	9	<LD	0	0
PCB 153	9	<LD	0	0
PCB 105	9	<LD	0	0
PCB 138	9	<LD	0	0
PCB 187	9	<LD	0	0
PCB 183	9	<LD	0	0
PCB 128	9	<LD	0	0
PCB 156	9	<LD	0	0
PCB 180	9	<LD	0	0
PCB 170	9	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	5.0 ± 3.4 (n=9)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			

➤ **Presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama (Zimapán)**

En los peces de la presa de Zimapán se cuantificó α -HCH, aldrín, PCB 28, PCB 153 y PCB 138 en cerca del 70% de las muestras (Ver **Tabla 23 y 24**). Los demás compuestos estuvieron por debajo del límite de detección del método. Al comparar los valores con los reportados en las guías ninguna de las concentraciones supero los LMR.

El mapa de la región (ver **Figura 10**) muestra algunas pequeñas extensiones de cultivo cerca de la presa y poblaciones rurales, que podrían haber sido las fuentes de los OCP en el pasado. A diferencia de las anteriores presas en Zimapán se encontró PCB de alta cloración como el 153 y el 138, su presencia podría estar asociada a las descargas del río Tula y San Juan que llevan una alta contaminación industrial, ya que ellos reciben las aguas residuales del distrito Federal, su área metropolitana y algunos municipios de Querétaro (De La Lanza, 2007).

Tabla 23. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Fernando H. Balderrama

OCP	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
α-HCH	1	(143.9 - 968.6) (1.4 - 5.1)	70	0
HCB	6	<LC	0	0
HEPTACLORO	8	<LC	0	0
ALDRÍN	1	(1316.1 - 2532.3) (10.1 - 22.7)	70	0
HEPT. EPÓXIDO	10	<LD	0	0
DDE	6	<LC	0	0
DDD	10	<LD	0	0
ENDOSULFÁN SULFATO	10	<LD	0	0
DDT	10	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	3.1 ± 1.5 (n=10)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): DDT y metabolitos = 5,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: heptacloro y heptacloro epóxido = 300 µg/kg, aldrín = 300 µg/kg, DDT y metabolitos = 5,000 µg/kg. (En base húmeda)			

Tabla 24. Concentración de PCB en peces de la presa Fernando Hiriart Balderrama

PCB	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
PCB 28	1	(225.3 - 380.6) (1.5 - 3.8)	70	0
PCB 52	0	<LC	0	0
PCB 101	7	<LD	0	0
PCB 99	0	<LC	0	0
PCB 118	10	<LD	0	0
PCB 153	1	(97.6 - 182.6) (0.9 - 2.2)	80	0
PCB 105	10	<LD	0	0
PCB 138	1	(112.6 - 164.8) (1.4 - 1.7)	40	0
PCB 187	3	<LD	0	0
PCB 183	5	<LD	0	0
PCB 128	10	<LD	0	0
PCB 156	10	<LD	0	0
PCB 180	3	<LD	0	0
PCB 170	6	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	3.1 ± 1.5 (n=10)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			

➤ **Presa Netzahualcóyotl (Malpaso)**

En la presa de Malpaso se cuantificó α -HCH, aldrín, PCB 28 y PCB 99 en cerca del 36, 45, 27 y 27% de las muestras respectivamente (ver **Tabla 25 y 26**). Las concentraciones encontradas al compararlas con los LMR de las guías no fueron superiores. Las concentraciones de los demás COP estuvieron por debajo del límite de cuantificación y detección del método. Los OCP podrían estar asociados a las actividades agrícolas de la zona realizadas años atrás, por ejemplo aldrín se usó para controlar las plagas de los cultivos del maíz y α -HCH para el control de ectoparásitos en ganadería. Los PCB reportados son los mismos compuestos presentes en las presas de Peñitas y Angostura que se encuentran también en el estado de Chiapas.

Tabla 25. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Fernando Netzahualcóyotl.

OCP	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (μ g/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
α -HCH	3	(35.5 - 190.1) (1.4 - 2.5)	36	0
HCB	9	<LC	0	0
HEPTACLORO	5	<LC	0	0
ALDRÍN	6	(501.2 - 2453.2) (8.9 - 23.9)	45	0
HEPT. EPÓXIDO	11	<LD	0	0
DDE	11	<LD	0	0
DDD	11	<LD	0	0
ENDOSULFÁN SULFATO	11	<LD	0	0
DDT	11	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	5.7 \pm 2.1 (n=11)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): DDT y metabolitos = 5,000 μ g/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: heptacloro y heptacloro epóxido = 300 μ g/kg, aldrín = 300 μ g/kg, DDT y metabolitos = 5,000 μ g/kg. (En base húmeda)			

Tabla 26. Concentración de PCB en peces de la presa Fernando Netzahualcóyotl

PCB	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
PCB 28	7	(40.9 - 123.6) (1.03 - 1.18)	27	0
PCB 52	0	<LC	0	0
PCB 101	11	<LD	0	0
PCB 99	0	(15.8 - 19.8) (0.32 - 0.46)	27	0
PCB 118	11	<LD	0	0
PCB 153	11	<LD	0	0
PCB 105	11	<LD	0	0
PCB 138	11	<LD	0	0
PCB 187	11	<LD	0	0
PCB 183	11	<LD	0	0
PCB 128	11	<LD	0	0
PCB 156	11	<LD	0	0
PCB 180	11	<LD	0	0
PCB 170	11	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	5.7 ± 2.1 (n=11)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			

➤ **Manuel Ávila Camacho (Valsequillo)**

En la presa Valsequillo se cuantificó α -HCH, aldrín, PCB 28, PCB 99 y PCB 153. En el 89% de los peces se cuantificó aldrín y PCB 28 (Ver **Tabla 27 y 28**). Al comparar los valores encontrados con los LMR de las guías, todos estuvieron por debajo de los límites recomendados. Los COP restantes estuvieron bajo los límites de detección y cuantificación del método.

Al observar el mapa (ver **Figura 12**) de la zona se aprecia que existen grandes extensiones de cultivo cerca de la presa, las cuales serían la fuente de α -HCH y aldrín encontrados, por ejemplo para el control de plagas en cultivos de maíz y papa se usaba aldrín. Los PCB podrían estar asociados a las descargas industriales que llegan a los ríos el Atoyac y el Zahuapan que llevan sus aguas a la presa.

Tabla 27. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Manuel Ávila

OCP	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
α-HCH	2	(107.5 - 229.3) (4.3 - 9.7)	67	0
HCB	1	<LC	0	0
HEPTACLORO	8	<LC	0	0
ALDRÍN	1	(313.0 - 870.2) (11.4 - 27.1)	89	0
HEPT. EPÓXIDO	9	<LD	0	0
DDE	7	<LC	0	0
DDD	9	<LD	0	0
ENDOSULFÁN SULFATO	9	<LD	0	0
DDT	9	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	10.8 ± 5.4 (n=9)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): DDT y metabolitos = 5,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: heptacloro y heptacloro epóxido = 300 µg/kg, aldrín = 300 µg/kg, DDT y metabolitos = 5,000 µg/kg. (En base húmeda)			

Tabla 28. Concentración de PCB en peces de la presa Manuel Ávila

PCB	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
PCB 28	0	(95.6 - 203.3) (2.2 - 7.8)	89	0
PCB 52	0	<LC	0	0
PCB 101	9	<LD	0	0
PCB 99	0	(5.8 - 15.8) (0.3 - 0.4)	56	0
PCB 118	9	<LD	0	0
PCB 153	2	(16.0 - 55.8) (0.7 - 1.4)	44	0
PCB 105	9	<LD	0	0
PCB 138	2	<LC	0	0
PCB 187	7	<LD	0	0
PCB 183	5	<LD	0	0
PCB 128	9	<LD	0	0
PCB 156	9	<LD	0	0
PCB 180	5	<LD	0	0
PCB 170	9	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	10.8 ± 5.4 (n=9)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			

➤ **Presa Miguel Hidalgo y Costilla (El Mahone)**

En la presa Miguel Hidalgo se cuantificó α -HCH y DDE, los restantes OCP y PCB presentaron valores por debajo de los límites de cuantificación y detección del método. El α -HCH se cuantificó en el 100% de las muestras y DDE en el 33%. Al comparar con los valores encontrados con los LMR de las guías, estos no fueron superados (Ver **Tabla 29 y 30**).

Sinaloa es uno de los estados con mayor uso de plaguicidas, alrededor de la presa el Mahone se encuentran grandes extensiones de cultivo las cuales podría ser la fuente de los OCP encontrados (ver **Figura 13**). El aldrín principalmente se usó para el control de plagas en maíz y posiblemente para el control de termitas en la actividad forestal de la zona. El DDE podría tener dos fuentes en la zona: una las campañas hechas contra la malaria y la otra el uso del plaguicida dicofol. En el período comprendido entre 1988-1999 se aplicó cerca de 668,956 toneladas de DDT, ocupando Sinaloa el séptimo lugar dentro de los estados donde se aplicó DDT (Cortinas, 2004). El dicofol es un plaguicida de uso restringido en el catálogo de plaguicidas que se recomienda para contrarrestar las plagas de cultivos como algodón, calabacita, sandía, frijol, naranja, manzana, entre otros. Estudios han encontrado que contiene impurezas de DDT y DDE (ATSDR, 2002; Gou et al., 2008). González y colaboradores (2010) reportan el uso y venta de dicofol en Nayarit, un estado que limita con Sinaloa.

Tabla 29. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Miguel Hidalgo

OCP	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (μ g/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
α -HCH	0	(105.1 - 1054.5) (1.1 - 2.3)	100	0
HCB	12	<LD	0	0
HEPTACLORO	0	<LC	0	0
ALDRÍN	12	<LD	0	0
HEPT. EPÓXIDO	12	<LD	0	0
DDE	2	(699.8 -1303.7) (4.2 - 6.3)	33	0
DDD	11	<LD	0	0
ENDOSULFÁN SULFATO	12	<LD	0	0
DDT	12	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	2.1 \pm 1.2 (n=12)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): DDT y metabolitos = 5,000 μ g/kg. (En base húmeda) FDA: niveles de tolerancia: heptacloro y heptacloro epóxido = 300 μ g/kg, aldrín = 300 μ g/kg, DDT y metabolitos = 5,000 μ g/kg. (En base húmeda)			

Tabla 30. Concentración de PCB en peces de la presa Miguel Hidalgo

PCB	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
PCB 28	12	<LD	0	0
PCB 52	0	<LC	0	0
PCB 101	12	<LD	0	0
PCB 99	0	<LC	0	0
PCB 118	12	<LD	0	0
PCB 153	12	<LD	0	0
PCB 105	12	<LD	0	0
PCB 138	12	<LD	0	0
PCB 187	12	<LD	0	0
PCB 183	12	<LD	0	0
PCB 128	12	<LD	0	0
PCB 156	12	<LD	0	0
PCB 180	12	<LD	0	0
PCB 170	12	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	2.1 ± 1.2 (n=12)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			

➤ **Presas Presidente Benito Juárez (El Marqués)**

Los COP cuantificados en la presa Benito Juárez fueron α -HCH, aldrín, DDE y PCB 99 (Ver **Tabla 31 y 32**). El 64 % de los peces contenían α -HCH, 18 % aldrín, 18 % DDE y 23 % PCB 99. Al comparar los valores encontrados en los peces con los LMR de las normas, se observó que no exceden este valor. Los demás COP estuvieron por debajo del límite de cuantificación y detección del método.

Al observar el mapa (ver **Figura 14**) de la zona se observa grandes extensiones de cultivos cerca de la presa que podrían estar asociados con aplicaciones remotas de α -HCH y aldrín. En el caso de DDE su presencia estaría relacionada con el uso de DDT, en el período de 1988-1999 Oaxaca fue el segundo estado donde más se aplicó DDT, cerca de 1,301.530 toneladas fueron utilizadas (Cortinas, 2004).

Tabla 31. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Benito Juárez

OCP	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
α-HCH	3	(242.7 - 2138.7) (1.21 - 5.0)	64	0
HCB	11	<LD	0	0
HEPTACLORO	2	<LC	0	0
ALDRÍN	9	(984.6 - 2209.6) (9.4 - 12.7)	18	0
HEPT. EPÓXIDO	11	<LD	0	0
DDE	3	(439.6 - 540.4) (3.11 - 4.19)	18	0
DDD	11	<LD	0	0
ENDOSULFÁN SULFATO	11	<LD	0	0
DDT	11	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	2.2 ± 1.5 (n=11)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): DDT y metabolitos = 5,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: heptacloro y heptacloro epóxido = 300 µg/kg, aldrín = 300 µg/kg, DDT y metabolitos = 5,000 µg/kg. (En base húmeda)			

Tabla 32. Concentración de PCB en peces de la presa Benito Juárez

PCB	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/Kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
PCB 28	9	<LC	0	0
PCB 52	0	<LC	0	0
PCB 101	11	<LD	0	0
PCB 99	0	(<LD - 46.9) (<LD - 0.3)	23	0
PCB 118	11	<LD	0	0
PCB 153	11	<LD	0	0
PCB 105	11	<LD	0	0
PCB 138	11	<LD	0	0
PCB 187	11	<LD	0	0
PCB 183	11	<LD	0	0
PCB 128	11	<LD	0	0
PCB 156	11	<LD	0	0
PCB 180	11	<LD	0	0
PCB 170	11	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	2.2 ± 1.5 (n=11)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			

➤ **Presidente Miguel Alemán (Temascal)**

En la presa Temascal se registró la presencia de α -HCH, aldrín, PCB 28 y PCB 99. En el 80% de los peces se cuantificó α -HCH y en el 40% PCB 28 (Ver **Tabla 33 y 34**). Los valores encontrados al compararlos con los LMR de las guías, no los exceden. Los demás COP estuvieron por debajo del límite de cuantificación y detección del método.

En el mapa de la zona (Ver **Figura 15**) se observan grandes extensiones de cultivos alrededor de la presa y pequeñas poblaciones rurales, la presencia de α -HCH y aldrín podrían estar asociados a su uso años atrás, α -HCH estaría asociado a la actividad ganadera. A la presa Temascal llega el río Atoyac el cual a su paso recorre plantaciones de caña, hatos ganaderos, industrias dedicadas a la minería y petroquímica y poblaciones; que hacen sus descargas y contaminan el río (CONABIO, 2012). La contaminación industrial podría ser la fuente de los PCB registrados.

Tabla 33. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Miguel Alemán

OCP	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (μ g/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
A-HCH	0	(15.9 - 2111.2) (0.6 - 4.0)	80	0
HCB	8	<LC	0	0
HEPTACLORO	9	<LC	0	0
ALDRÍN	8	(<LD - 209.0) (<LD - 8.5)	10	0
HEPT. EPÓXIDO	10	<LD	0	0
DDE	9	<LD	0	0
DDD	10	<LD	0	0
ENDOSULFÁN SULFATO	10	<LD	0	0
DDT	10	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	3.3 \pm 4.3 (n=10)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): DDT y metabolitos = 5,000 μ g/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: heptacoloro y heptacoloro epóxido = 300 μ g/kg, aldrín = 300 μ g/kg, DDT y metabolitos = 5,000 μ g/kg. (En base húmeda)			

Tabla 34. Concentración de PCB en peces de la presa Miguel Alemán

PCB	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
PCB 28	3	(163.0 - 303.3) (1.2 - 10.4)	40	0
PCB 52	0	<LC	0	0
PCB 101	10	<LD	0	0
PCB 99	0	(<LD - 6.9) (<LD -0.3)	10	0
PCB 118	10	<LD	0	0
PCB 153	10	<LD	0	0
PCB 105	10	<LD	0	0
PCB 138	10	<LC	0	0
PCB 187	10	<LD	0	0
PCB 183	10	<LD	0	0
PCB 128	10	<LD	0	0
PCB 156	10	<LD	0	0
PCB 180	10	<LD	0	0
PCB 170	10	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	3.3 ± 4.3 (n=10)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			

➤ **Presa Solidaridad (Aguamilpa)**

En la presa Solidaridad se cuantificó heptacloro y PCB 99 solo en el 13 y 50% de las muestras respectivamente. Los valores reportados se encontraron por debajo de los LMR establecidos por las guías. Los restantes COP presentaron concentraciones por debajo del límite de cuantificación y detección del método (Ver **Tabla 35 y 36**).

La fuente de heptacloro podría ser el uso de clordano, ya que el heptacloro hace parte de su formulación, este plaguicida fue restringido en 1992 y se autorizó solo para el control de termitas, hasta el año 2002. Otros de los usos del clordano es el control de insectos en hortalizas, maíz, semillas oleaginosas, caña de azúcar, frutas, nueces, algodón, etc. (ATSDR, 1994; INE-SEMARNAT, 2004). Aguamilpa fue una de las presas con menor cantidad y concentración de COP a pasar de recibir las aguas del río Santiago que traen las descargas de aguas residuales de la ciudad de Guadalajara.

Tabla 35. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Solidaridad

OCP	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
α-HCH	2	<LC	0	0
HCB	6	<LD	0	0
HEPTACLORO	2	(<LD - 108.7) (<LD - 2.4)	13	0
ALDRÍN	6	<LD	0	0
HEPT. EPÓXIDO	6	<LD	0	0
DDE	4	<LC	0	0
DDD	6	<LD	0	0
ENDOSULFÁN SULFATO	6	<LD	0	0
DDT	6	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	7.3 ± 2.3 (n=6)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): DDT y metabolitos = 5,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: heptacloro y heptacloro epóxido = 300 µg/kg, aldrín = 300 µg/kg, DDT y metabolitos = 5,000 µg/kg. (En base húmeda)			

Tabla 36. Concentración de PCB en peces de la presa Solidaridad

PCB	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
PCB 28	6	<LD	0	0
PCB 52	0	<LC	0	0
PCB 101	6	<LD	0	0
PCB 99	0	(14.7 - 116.2) (0.3 - 1.6)	50	0
PCB 118	6	<LD	0	0
PCB 153	6	<LD	0	0
PCB 105	6	<LD	0	0
PCB 138	6	<LD	0	0
PCB 187	6	<LD	0	0
PCB 183	6	<LD	0	0
PCB 128	6	<LD	0	0
PCB 156	6	<LD	0	0
PCB 180	6	<LD	0	0
PCB 170	6	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	7.3 ± 2.3 (n=6)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			

En un estudio realizado por Aranguré y colaboradores en la presa Aguamilpa en el año 2011 no se encontró presencia de OCP, estos datos coinciden con el presente estudio, donde los OCP estuvieron por debajo del límite de detección del equipo y solo se encontró concentraciones menores a 2.4 µg/kg de heptacloro en el 13 % de los peces (Aranguré, 2011).

➤ **Presa Valle de Bravo**

En la presa Valle de Bravo se cuantificó α-HCH, aldrín, DDE, PCB 28, PCB 29, PCB 153 y PCB 138 (Tabla 37 y 38). Los COP presente en mayor número de peces fueron aldrín (75%) y PCB 153 (63%). Al comparar los valores encontrados con los LMR de las guías, ninguno fue superior. Los demás COP presentaron concentraciones por debajo de los límites de detección y cuantificación del método.

Tabla 37. Concentración de plaguicidas organoclorados en peces de la presa Valle de Bravo

OCP	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
α-HCH	3	(113.5 - 916.4) (1.5 - 2.3)	25	0
HCB	8	<LD	0	0
HEPTACLORO	7	<LC	0	0
ALDRÍN	2	(2306.9 - 5022.5) (12.6 - 26.9)	75	0
HEPT. EPÓXIDO	8	<LD	0	0
DDE	6	(<LD -171.1) (<LD - 3.5)	13	0
DDD	8	<LD	0	0
ENDOSULFÁN SULFATO	8	<LD	0	0
DDT	8	<LD	0	0
LÍPIDOS (%)	3.7 ± 2.0 (n=8)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): DDT y metabolitos = 5,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: heptacloro y heptacloro epóxido = 300 µg/kg, aldrín = 300 µg/kg, DDT y metabolitos = 5,000 µg/kg. (En base húmeda)			

Tabla 38. Concentración de PCB en peces de la presa Valle de Bravo

PCB	<LD	CONCENTRACIÓN (ng/g en Base grasa) (µg/kg en Base húmeda)	PORCENTAJE >LC	PORCENTAJE MAYOR A LAS GUÍAS
PCB 28	6	(<LD - 171.4) (<LD - 2.0)	13	0
PCB 52	0	<LC	0	0
PCB 101	8	<LD	0	0
PCB 99	0	(15.1 - 32.7) (0.3 - 0.4)	25	0
PCB 118	8	<LD	0	0
PCB 153	3	(33.0 - 138.3) (0.4 - 1.6)	63	0
PCB 105	8	<LD	0	0
PCB 138	2	(73.7 - 128.8) (1.48 - 1.51)	25	0
PCB 187	6	<LC	0	0
PCB 183	7	<LC	0	0
PCB 128	8	<LD	0	0
PCB 156	8	<LD	0	0
PCB 180	4	<LC	0	0
PCB 170	7	<LC	0	0
LÍPIDOS (%)	3.7 ± 2.0 (n=8)			
VALOR GUÍA	Guía Canadiense (AMRLs): PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			
	FDA: niveles de tolerancia: PCB = 2,000 µg/kg. (En base húmeda)			

Al observar el mapa de la zona (Ver Figura 17) se aprecia grandes extensiones de cultivos cerca de la presa y una gran mancha urbana. Los OCP podrían provenir de la aplicación remota de plaguicidas en la zona, el maíz y la explotación forestal podrían ser la fuente de aldrín y la ganadería de α -HCH, ya que el estado de México en el año 2000 ocupó el noveno lugar entre los estados que más usaron plaguicidas (Cortinas, 2004). Resalta la presencia de DDE la cual podría prevenir del uso de dicofol y no tanto del uso de DDT, ya que en el estado de México no se aplicó en grandes cantidades este plaguicida para el control de la malaria como en otros estados; en la campaña entre 1988 y 1999 solo se aplicó 44,799 toneladas, treinta veces menos de lo aplicado en Chiapas en este período (Cortinas, 2004). Los PCB encontrados estarían asociados a la actividad industrial que existe en la zona.

Es de resaltar que los niveles de COP en los músculos de *Oreochromis sp* de cada una de las presas no superó los LMR establecidos por la guía canadiense y la FDA. Sin embargo, el reporte y cuantificación de algunos COP en los peces lleva a pensar que estos serían una fuente de exposición para las personas, que sumado a la carga que podrían aportar otros alimentos como carnes, lácteos, aceites,

hortalizas, etc. (Fromberg, Granby, Højgård, Fagt & Larsen 2011; Moon, Kim, Choi, Yu & Choi, 2009) y su capacidad de acumulación en el organismo estarían contribuyendo a un aumento de los niveles de estos contaminantes en el cuerpo. Es conveniente realizar estudios de riesgo sobre la contribución de la dieta y los niveles de COP en el cuerpo y su asociación con la prevalencia de enfermedades como el cáncer, la diabetes, la obesidad, problemas reproductivos, entre otras (Moon et al., 2009; Porta, 2006 y 2012; Ruzzin, 2012; Waliszewski, Meza, Infanzón, Trujillo & Morales 2003).

La **Tabla 39** presenta un resumen de los COP cuantificados por presa, las concentraciones se expresan en base a peso seco para facilitar la comparación con otros estudios realizados. Como se aprecia en la tabla los COP más recurrentes en las presas fueron α -HCH, aldrín, PCB28 y PCB99, de los cuales aldrín presenta las concentraciones más elevadas (<LD a 99.6 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Para el DDE se observó las mayores concentraciones en las presas Miguel Hidalgo (Sinaloa), El Márquez (Oaxaca) y La Angostura (Chiapas).

Es de resaltar que las presas Álvaro Obregón (Sonora) y Miguel Hidalgo (Sinaloa), Ubicadas al noroeste del país, no presentan cantidades cuantificables de PCB, por el contrario las presas del centro del país ubicadas cerca a zonas industrializadas como Zimapán (Hidalgo-Querétaro), Valsequillo (Puebla) y Valle de Bravo (Estado de México) presentaron el mayor número de PCB y las concentraciones más elevadas.

Para las presas Ubicadas al suroeste del país se observa un patrón similar en la presencia de PCB, son reiterativos los PCB 28 y 99, los cuales estarían asociados más a un transporte atmosférico, que a una actividad industrial ya que en la zona prevalece las actividad agrícola, Otra de las posibles fuentes en el estado de Chiapas podría ser las centrales hidroeléctricas ubicadas en las presas.

Las presas con mayor número de COP cuantificados fueron Valle de Bravo (Estado de México) e Infiernillo (Guerrero-Michoacán) y las presas con un menor número fueron Álvaro Obregón (Sonora) y Aguamilpa (Nayarit), lo cual no significa que estén “menos contaminadas”, debido a que solo en el presente estudio se cuantificó una pequeña gama de compuestos dentro de la gran cantidad de plaguicidas y productos industriales que se usan y descargan a diario en los cuerpos de agua.

Tabla 39. Niveles de COP cuantificados en las diferentes presas.

ESTADO	PRESA	A-HCH	HEPTACL.	ALDRÍN	DDE	PCB 28	PCB 99	PCB 153	PCB 138
Sonora	Álvaro Obregón	6.6-12.7	-	-	-	-	-	-	-
Sinaloa	Miguel Hidalgo	5.3-10.5	-	-	17.5-48.6	-	-	-	-
Nayarit	Aguamilpa	-	<LD-9.2	-	-	-	1.2-6.4		
Hidalgo-Querétaro	Zimapán	5.7-22.3	-	44.5-76.1	-	6.7-15.5	-	2.9-9.4	5.6-7.4
Puebla	Valsequillo	15.5-35.2	-	44.6-98.9	-	8.8-29.9	1.1-1.4	3.1-4.8	-
Estado de México	Valle de Bravo	5.6-9.1	-	50.0-92.0	<LD- 12.8	<LD-6.8	1.1-1.3	1.6-5.9	5.1-5.5
Michoacán-Guerrero	Infiernillo	4.9-7.9	<LD-8.3	43.6-93.6	<LD-13.5	<LD-4.3	1.3-1.7	-	-
Oaxaca	El Marqués	5.0-21.7	-	34.4-55.2	13.5-15.3	-	<LD-1.4		
	Temazcal	2.5-21.6	-	<LD-32.3	-	5.7-39.5	<LD-1.1	-	-
Chiapas	Peñitas	-	-	42.4-85.2	-	10.1-22.2	1.2-1.1		
	La Angostura	5.1-13.4	9.1-10.0	22.3-99.6	16.7-24.1	5.0-9.5	1.3-1.4	-	-
	Malpaso	5.0-8.6	-	32.5-85.6	-	3.8-4.3	1.1-1.5	-	-

Nota: *Las concentraciones se reportan en µg/kg en base a peso seco

5.3 COMPARACIÓN CON ESTUDIOS REALIZADOS EN MÉXICO Y OTROS PAÍSES

Al comparar las concentraciones de COP en músculo de *Oreochromis sp* procedente de las presas con otros estudios a nivel mundial se puede ver que las concentraciones de α -HCH, heptacloro, aldrín y DDE son superiores a las encontradas en los peces de cultivo de las granjas de Brasil y la India y los peces silvestres del lago Parishan en Irán (ver **Tabla 40**). Los peces del lago Ponta Grossa en Brasil tiene una mayor concentración de heptacloro que los peces de las presas de nuestro estudio, y los peces de la Cuenca Densu Basin de Gana tiene valores superiores de Heptacloro y DDE.

Para los PCB solo tres estudios de los referenciados cuantificaron PCB, al observar las concentraciones se aprecia que el lago Ponta Grossa tiene niveles más altos de PCB 28, PCB 153 y PCB 138, que los cuantificados en el presente estudio, y estarían relacionados con el gran impacto que ejercen las actividades industriales, agrícolas y urbanas de la zona (Miranda et al., 2008)

Al comparar el presente estudio con otros realizados en México se observó que las concentraciones de α -HCH, heptacloro, aldrín y DDE son más altas que las reportadas en la presa Aguamilpa, el lago Metztitlan y la presa Vicente Guerrero. Por el contrario los peces de la Bahía Chetumal presentaron mayores concentraciones de α -HCH y aldrín. En el lago Tecocomulco se reportó valores 6 y 3 veces más altos de aldrín y DDE respectivamente (Ver **Tabla 40**). Para los PCB se aprecia como las concentraciones del estudio son superiores a las encontradas en los peces de la Bahía de Chetumal.

5.4 COMPARACIÓN CON ESTUDIOS REALIZADOS SOBRE EFECTOS DE COP EN PECES

Los COP están asociados a múltiples efectos en los seres vivos, son considerados carcinogénicos, mutagénicos, inmunosupresores, disruptores endocrinos y neurotóxicos. En los peces se reporta que estos contaminantes pueden ocasionar varios efectos derivados de una exposición crónica como: lesiones renales, hepáticas, daño en las branquias, inhibición de la reproducción, respuesta lenta a estímulos externos, pérdida de apetito, crecimiento retardado e inmunosupresión, etc. (García et al., 2002)

Algunas investigaciones realizadas en este campo lo corroboran como la desarrollada por González y colaboradores (2010), quienes en un estudio sobre la presencia de COP en la región de Coatzacoalcos

Tabla 40. Comparación de niveles de COP cuantificados en las presas con niveles reportados en diferentes países y México

SITIO	ORGANISMO	CONCENTRACIÓN (µg/kg en base seca)								REFER.
		α-HCH	HEPT.	ALDRÍN	DDE	PCB				
						28	99	153	138	
Presas mexicanas	<i>Oreochromis sp</i> n=116	2.5-35.2 0.6-9.7*	<LD-10.0 <LD-3.6*	<LD-99.6 <LD-35.3*	<LD-48.6 <LD-6.6*	<LD-39.5 <LD-7.8*	<LD-6.4 <LD-1.6*	1.6-9.4 0.4-2.2*	5.1-7.4 1.4-1.7*	Estudio actual
Lago Parishan, Irán	<i>Barbus brachycephalus</i> n=14	-	0,041	-	4.9	-	-	-	-	Kafilzadeh et al., 2012
Lago Ponta Grossa, Brasil	<i>Hoplias malabaricus</i> n=10	-	15.0	95.4	11.2	48.0	-	16.1	33.2	Miranda et al., 2008
Lago Van, Turquía*	<i>Albusnus tarichi</i> , <i>Capoeta capoeta</i> , <i>Cyprinus carpio</i> n=47	-	-	-	<LD-100.1	<LD-0.53	-	-	-	Aksoy et al., 2011
Granjas de cultivo, Brasil*	<i>Oreochromis niloticus</i>	0.01-0.02	0.01-0.04	0.02-0.11	0.02-0.58	-	-	-	-	Botaro et al., 2011
Granjas de cultivo Punjab, India. *	<i>Cyprinus carpio</i> , n=24	3.0	-	-	4.0	-	-	-	-	Kaur et al., 2008
Cuenca Densu Basin, Gana.*	<i>Heterotis niloticus</i> , <i>Tilapia zilli</i> , entre otros.	-	0.9-21.5	0.3-2.9	nd-34.6	-	-	-	-	Afful et al., 2010
Lago Metztitlan, Hidalgo, México	<i>Tilapia (Oreochromis sp)</i>	0.20	nd	nd	0.26-0.65	-	-	-	-	Fernández et al., 2008
Bahía Chetumal México	Bagre maya (<i>Ariopsis assimilis</i> n=76 (Hígado)	0.0 - 43.7	6.4	0.0 - 277.6	17.1	5.9	-	5.8	4.0	Noreña, et al., 2004
Presa Aguamilpa, Nayarit México	<i>Tilapia (Oreochromis aureus)</i>	nd	nd	nd	Nd	-	-	-	-	Aranguré et al., 2011
Presa Guerrero, Tamaulipas, México*	<i>Tilapia (Oreochromis niloticus)</i> n=5	-	nd	0.97	22.8	-	-	-	-	Uresti et al., 2008
L. Tecocomulco, Hidalgo, México	<i>Cyprinus carpio</i> n=12	nd	nd	520-640	130-240	-	-	-	-	Aguilar, 2007

Nota: *Concentración en base húmeda. nd = no detectado

en Veracruz en sedimentos y músculo de cinco especies de peces de diferentes niveles tróficos; reportaron en el tejido muscular de *Oreochromis sp* α -HCH (5.4 ng/g), β -HCH (2.4 ng/g), DDE (3.0 ng/g), Mirex (17.4 ng/g) y PCB (1.8 ng/g). Observaron daño al ADN asociado posiblemente a la exposición de una mezcla genotóxica. En el presente estudio los niveles cuantificados son mayores, lo que lleva a pensar que los peces podrían también presentar daños en su ADN.

Medina (2012) realizó un estudio en el río Verde y el río Santiago del estado de Jalisco sobre uso de biomarcadores para evaluar la exposición y efectos de los contaminantes sobre *Oreochromis sp*. El investigador reportó aumento en los niveles de vitelogenina y daño en el ADN asociado posiblemente a la presencia de arsénico encontrado en los lugares o el nivel de COP en los músculos, se cuantificó α -HCH (242-771 ng/g de líp.), HCB (10-68 ng/g de líp.), β -HCH (12-2168 ng/g de líp.), γ -HCH (7-1215 ng/g de líp.), DDT (9-180 ng/g de líp.), DDE (13-4174 ng/g de líp.), DDD (51-1972), mirex (9-100 ng/g de líp.) y PCB (40-840 ng/g de líp.). Los valores reportados por medina son similares a los encontrados en el presente estudio, lo cual indica que los peces estudiados podrían padecer los efectos mencionados (Medina, 2012).

Noreña y colaboradores (2004), quienes llevaron a cabo un estudio histológico de varios órganos de bagre (*Ariopsis assimilis*) en la Bahía de Chetumal en México. Encontraron PCB, hidrocarburos aromáticos policíclicos y plaguicidas organoclorados en hígado y sedimentos y fueron relacionados con lesiones histológicas en el hígado, riñón y branquias que presentaban los peces. Los COP encontrados y su concentración reportadas en base a peso seco fueron: α -HCH (0.0-44 μ g/kg), aldrín (0.0-278 μ g/kg), heptacloro (6.4 μ g/kg), p,p DDE (17 μ g/kg), PCB 28 (5.9 μ g/kg), PCB 153 (5.8 μ g/kg), PCB 138 μ g/kg), entre otros (Noreña et al., 2004). Estos contaminantes y sus concentraciones son similares a las encontradas en los peces de algunas presas, lo cual sugeriría que podrían estar sufriendo algunos de los efectos mencionados.

Coimbra y colaboradores (2007) estudiaron los efectos en la vida adulta de larvas de tilapia expuestas a Aroclor 1254 (Principalmente compuesto por los PCB 118 (13%), 105 (7%) 138 (6%), 101 (6) 99(5%) 153 (3%) entre otros). Observaron que las larvas alimentadas con una concentración de 0.05 μ g/g durante 40 días, en su vida adulta presentaron anomalías en ovarios y testículos (avocitos atrésicos, peso anormal de los órganos, hiperplasia en células de Leydig y disminución de la capa epitelial germinal). También se observó una reducción en la concentración en plasma de la hormona tiroxina (T4) (Coimbra et al., 2007). En el presente estudio se encontró en los peces PCB 153, 138 y 99.

Singh y colaboradores (1996) expusieron bagres (*Heteropneustes fossilis*) a una concentración de 0.085 mg/L de aldrín, posteriormente tomaron muestras de sangre y midieron varios parámetros bioquímicos a los 3, 6 y 12 días del ensayo. Los investigadores encontraron que los peces sufrieron de hiperglucemia durante el período de exposición, disminución de glucógeno en el hígado y los músculos; lo cual estaría relacionado con un aumento de la demanda de energía del sistema nervioso debido a la neurotoxicidad del aldrín. También observaron una disminución en el contenido de proteínas en el hígado y el músculo asociado posiblemente a una inhibición de la síntesis de ARN o alteraciones en la formación de las proteínas. Otros efectos fueron hipocalcemia, hipermagnesemia e hiperfosfatemia asociados tal vez a un daño renal o de las branquias (SINGH, 1996). Este estudio sugiere que los peces de las presas podrían estar sufriendo daños en su metabolismo, ya que el aldrín fue el compuesto con mayor concentración encontrado, que unido a otros COP podría potenciar los efectos mencionados.

En un estudio realizado por Miranda y colaboradores (2008) sobre la histopatología de los órganos de peces asociados a la exposición a COP encontraron alteraciones en el hígado como fibrosis, áreas con necrosis, ausencia de melanomacrófagos, lo cual podría estar indicando una inmunosupresión en los individuos. Los COP y las concentraciones en base a peso seco reportadas de los músculos fueron: p,p'-DDE (11.2 µg/kg), heptacloro (15.0 µg/kg), aldrín (95.4 µg/kg), PCB 28 (48.0 µg/kg), PCB (153 µg/kg), PCB 138 (33.2 µg/kg). En este estudio las concentraciones de p,p'-DDE, heptacloro, y aldrín y la presencia de PCB 28, 138 y 153 son similares a las encontradas en algunos peces de las presas lo que llevaría a pensar que estarían padeciendo algunos de los efectos mencionados (Miranda et al., 2008).

Otro de los efectos estudiados es la disrupción endocrina ocasionada por estos compuestos, se sabe que la exposición de los peces sexualmente diferenciados podría originar una disminución de los niveles de las hormonas sexuales y gonadotropinas lo que afectaría el comportamiento reproductivo de los peces, su fecundación y fertilidad, en las hembras se ha visto una alteración de la vitalogénesis y la ovogénesis y una disminución de la calidad de los huevos; en los machos expuestos a DDT y sus metabolitos se ha presentado la inducción de vitalogenina (Denslow & Sepulveda, 2007; García et al., 2007); estos cambios son reversibles si cesa la exposición al contaminante. Si la interacción con los COP se da durante la diferenciación sexual de los peces el efecto es irreversible y se puede presentar masculinización, feminización, fecundidad deprimida, etc. Los cambios hormonales ocasionados por los COP también afectan el desarrollo y mantenimiento de las funciones sexuales como el cortejo, en

un estudio donde se expusieron peces a DDE (0.1-1.0 µg/mg) se observó una inhibición de la orientación de los machos hacia las hembras (Denslow & Sepulveda, 2007). Estos efectos podrían estar afectando a los peces del estudio ya que se cuantificó compuestos estrogénicos como los PCB y la mayoría de los OCP y antiandrogénico como DDE.

Los COP encontrados en los peces de las presas y sus niveles de concentración sugieren que los peces podrían estar sufriendo algunos de los efectos mencionados, es importante en próximas investigaciones ampliar este campo, ya que la manifestación e intensidad de los efectos está asociada a múltiples factores como la presencia de otros contaminantes, el estado nutricional del pez, la edad, el estado reproductivo, el metabolismo, el tipo de organismo, etc.

6 CONCLUSIONES

- Se validó la técnica de extracción de COP por sonda ultrasónica, la cual mostró una buena reproducibilidad y buenos porcentajes de recuperación para todos los compuestos. Los PCB presentaron valores en el rango de 81- 108%, los OCP estuvieron en el rango de 89%-106, excepto para aldrín que tuvo una baja recuperación de 77%.
- En el sistema de detección GC-MSD para los PCB se obtuvieron límites de detección y cuantificación de 0.86-2.26 ppb y 1.05-7.26 ppb, respectivamente. Para los OCP los compuestos con límites de detección y cuantificación más bajos fueron α -HCH, HCB, Heptacloro, heptacloro epóxido y endosulfán sulfato; sus límites de detección estuvieron en el rango de 1.45-2.39 ppb, y los límites de cuantificación entre 4.65 y 7.72 ppb. Compuestos como aldrín y DDTs presentaron límites de detección y cuantificación más altos, cuyos rangos fueron 2.83-5.01 ppb y 9.13-16.27 ppb respectivamente.
- Los COP más recurrentes en los músculos de los peces fueron α -HCH, aldrín, PCB28 y PCB99, de los cuales aldrín presentó las concentraciones más elevadas (<LD-99.6 µg/kg en base seca) asociadas tal vez a su aplicación hace años en cosechas de maíz, papa, algodón y al control de termitas. Para el DDE se observó las mayores concentraciones en los peces de las presas Miguel Hidalgo (Sinaloa), El Márques (Oaxaca) y La Angostura (Chiapas) asociadas probablemente a los programas de control de la malaria y uso del plaguicida dicofol. Los peces de las presas con mayor número de OCP cuantificados fueron los capturados en Infiernillo y La Angostura.

- Las peces de las presas Álvaro obregón (Sonora) y Miguel Hidalgo (Sinaloa), ubicadas al noroeste del país, no presentaron cantidades cuantificables de PCB, por el contrario los peces de las presas del centro del país ubicadas cerca a zonas industrializadas como Zimapán (Hidalgo-Querétaro), Valsequillo (Puebla) y Valle de Bravo (Estado de México) mostraron el mayor número de PCB y las concentraciones más elevadas.
- Las peces de las presas con mayor número de COP cuantificados fueron los de Valle de Bravo (Estado de México) e Infiernillo (Guerrero-Michoacán) y las peces con un menor número fue los de Álvaro Obregón (Sonora) Miguel Hidalgo (Sinaloa) y Aguamilpa (Nayarit), lo cual muestra una distribución mayor de COP hacia el centro y occidente del país y una menor presencia hacia el noroccidente.
- Los niveles de COP en los músculos de *Oreochromis sp* de cada una de las presas no superaron los LMR establecidos por la guía canadiense y la FDA. Sin embargo los resultados encontrados llevan a pensar que estos peces estarían siendo una fuente de COP en la dieta de las personas que sumado a la carga que podrían aportar otros alimentos, su capacidad de acumulación y lento metabolismo contribuirían a un aumento de los niveles de COP en el cuerpo.
- Los COP encontrados en los peces de las presas y sus niveles de concentración sugieren que los peces podrían estar sufriendo algunos efectos en el hígado, los riñones, el sistema reproductor y hormonal como lo sugieren las investigaciones relacionadas. Es importante ampliar este campo de estudio, ya que la manifestación e intensidad de los efectos está asociada a múltiples factores como la presencia de otros contaminantes, el estado nutricional del pez, la edad, el estado reproductivo, el metabolismo, el tipo de organismo, entre otros.

7 RECOMENDACIONES

- Realizar la cuantificación de COP en matrices biológicas usando el sistema GC- μ ECD, en lugar del GC-MSD, para disminuir los límites de detección y cuantificación de los COP y así poder medir concentraciones más bajas presentes en los tejidos, evitar las interferencias de matriz, y detectar y cuantificar los isómeros de HCH (β -HCH, γ -HCH y δ -HCH) que no se pudieron cuantificar en el presente estudio.

- Ampliar los estudios en las presas que presentaron un mayor número y concentración de COP Valle de Bravo (Estado de México) e Infiernillo (Guerrero-Michoacán). Realizando determinaciones en mayor número de peces, muestreo de sedimentos y posibles fuentes, y haciendo una estimación del riesgo para los peces y las personas que los consumen.

8 BIBLIOGRAFÍA

Afful, S. (2010). Spectrum of Organochlorine Pesticide Residues in Fish Samples from the Densu Basin. *Research Journal of Environmental and Earth Science*, 2, 133-138.

Aguilar, J. (2007). Determinación de plaguicidas organoclorados en *Cyprinus carpio* Linnaeus 1758 del lago de Tecocomulco, Hidalgo. Trabajo de grado (Licenciatura en química de alimentos). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 100p.

Aksoy, A. et al. (2011). Organochlorine Pesticide and Polychlorinated Biphenyls Levels in Fish and Mussel in Van Region, Turkey. *Bull Environ Contam Toxicol*, 87, 65–69.

Albert, L. (1997). Capítulo 20: Compuestos orgánicos persistentes. Biblioteca virtual de desarrollo sostenible y salud ambiental. Recuperado de: <http://www.bvsde.ops-oms.org/bvstox/fulltext/toxico/toxico-04a20.pdf>

Aranguré, F. et al. (2011). Evaluación de los niveles de contaminación por residuos de plaguicidas organoclorados en sedimento y peces, de la presa de Aguamilpa, Nayarit, México. *Waxapa*, 4, 20-35.

Arrebola, J. (2007). Evaluación de la exposición humana a compuestos orgánicos persistentes e identificación de factores de riesgo. Trabajo de grado (doctorado en Farmacia). Universidad de Granada. Recuperado de: <http://hera.ugr.es/tesisugr/16768620.pdf>

Agency for Toxic Substances and Disease Registry, (2006). Reseña Toxicológica de la ATSDR. Recuperado de: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry, (1994). Toxicological profile for chlordane.: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp31.pdf>.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry, (2000). Toxicological profile for polychlorinated biphenyls (PCBS). Recuperado de: <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp17.pdf>.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry, (2002). Aldrín y dieldrín. Recuperado de: http://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts1.pdf.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry, (2002) TOXICOLOGICAL PROFILE FOR DDT, DDE, and DDD. Recuperado de: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp35.pdf>.

Badii, M., Garza V. y Landeros J. (2006). Efecto de los plaguicidas en la fauna silvestre. CULCyT, 3, 14-15.

Blashkin, V. (2003). Environmental Chemistry: Asian lessons. Chapter 14: Organic xenobiotics. Recuperado de: <http://www.springerlink.com/content/r4753175wj775981/>

Blount, E. (2002). Convenio de Estocolmo sobre los contaminantes orgánicos persistentes, un instrumento internacional para un problema global. Recuperado de: <http://www.istas.net/portada/cops1.pdf>.

Botaro, D. et al. (2011). Organochlorine pesticides residues in feed and muscle of farmed Nile tilapia from Brazilian fish farms. Food and Chemical Toxicology, 49, 2125–2130.

Buffington, R. y Wilson, M. (1987). Detectors for gas chromatography. Hewlett-Packard. p. 37-45 y 79-83

Carvalho, F. P., Villeneuve, J. P., Cattini, C., Rendon, J. y J. (2009). Ecological risk assessment of PCBs and other organic contaminant residues in Laguna de términos, México. Ecotoxicology, 18, 403–416.

Canadian Food Inspection Agency, (2011) Appendix 3: Canadian guidelines for chemical contaminants and toxins in fish and fish products. Recuperado de: http://www.inspection.gc.ca/DAM/DAM-food-aliments/STAGING/texte/fish_man_standardsmethods_appendix3_1348768970518_eng.pdf.

CEC.ORG. (2012). Sustancias Tóxicas Persistentes y Bioacumulables. Secretariado de la Comisión para la Cooperación Ambiental. Recuperado de: http://www.cec.org/soe/files/es/SOE_PBTs_es.pdf.

Cedeño, P. C., Téllez, D. L., Pacheco, F., Rosano, G. y Ascencio, J. A. (2005). Química y fitoremediación de la presa Manuel Ávila Camacho. “Valsequillo”, Puebla. Recuperado de: http://www.uaemex.mx/Red_Ambientales/docs/congresos/MORELOS/Extenso/TA/EO/TAO-52.pdf.

CENDEPESCA, (2008). Manual sobre “Reproducción y cultivo de tilapia”. El salvador: Cendepesca. 68p.

COFEPRIS, (2004). Catálogo de Plaguicidas. Recuperado de: <http://www.cofepris.gob.mx/AZ/Paginas/Plaguicidas%20y%20Fertilizantes/CatalogoPlaguicidas.aspx>.

Coimbra, A. M. y Reis, M. A. (2007). Tilapia Larvae Aroclor 1254 Exposure: Effects on Gonads and Circulating Thyroid Hormones During Adulthood. En: Bull Environ Contam Toxicol : 79. P: 488–493

CONABIO, (2012). Lista de las regiones hidrológicas prioritarias. Recuperado de: <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/Hlistado.html>.

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA, (2011). Estadísticas del agua en México. México: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 185p.

Comisión de Cuenca Valle de Bravo-Amanalco, (2012). Presa de valle de Bravo. Recuperado de: <http://www.cuencaamanalcovalle.org/sec08.php>.

CONAPESCA, (2011). Anuario estadístico de Acuicultura y pesca 2011. México: CONAPESCA. 311p.

De la Lanza, G. y Hernández, S. (2007). Las aguas interiores de México, conceptos y casos. México: AGT Editor SA.

Denslow, M. y Sepulveda, M. (2007) Ecotoxicological effects of endocrine disrupting compounds on fish reproduction. En: *The Fish Oocyte: From Basic Studies to Biotechnological Applications*. P: 255-322.

Espinosa, M. (2006). Manual de agentes carcinógenos. Recuperado de: <http://www.cancer.gov.co/documentos/Libros/ManualAgentes.pdf>.

European Environment Agency. (1998). El medio ambiente en Europa: segunda evaluación. Capítulo 6. Productos químicos. Recuperado de: <http://www.eea.europa.eu/es/publications/92-828-3351-8/6es.pdf>.

Fernández, A. (2004). Las sustancias tóxicas persistentes en México. México: INE-SEMARNAT. 261p.

Fernández, L. et al. (2011). Organochlorine pesticides in lacustrine sediments and tilapias of Metztitlan, Hidalgo, Mexico. *Biologia. Tropical*, 56, 1381-1390.

Fromberg, A., Granby K., Højgård, A., Fagt, S. y Larsen, J. C. a (2011). Estimation of dietary intake of PCB and organochlorine pesticides for children and adults. *Food Chemistry*, 125, 1179–1187.

Garcia, N. et al. (2007). Estrogenic activity associated with organochlorine compounds in fish extracts from European mountain lakes. *Environmental Pollution*, 145, 745-752.

Gobierno del Estado de México, (2003). Diagnóstico Ambiental de la Región VIII, Valle de Bravo. Recuperado de: <http://fundaciontlaloc.org/biblioteca/DiagnosticosAmbientalesRegionales/R08%20Valle%20de%20Bravo.pdf>.

González, et al. (2010). Exposure to persistent organic pollutants (POPs) and DNA damage as an indicator of environmental stress in fish of different feeding habits of Coatzacoalcos, Veracruz, Mexico. *Ecotoxicology*. Aceptado 2 de junio.

Gou, et al. (2007). Tissue distribution of organochlorine pesticides in fish collected from the Pearl River delta, China: implications for fishery input source and bioaccumulation. *Environmental Pollution*, 155, 150-156.

Hanberg, A. (1996). Toxicology of environmentally persistent chlorinated organic compounds. *Pure and Applied Chemistry*, 68, 1791-1799.

Hodgson, E. and Ronald, J. K. (1990). Safer insecticides development and use. New York: Marcel Dekker, Inc, p. 2-6

INEGI, (2012). Banco de Información INEGI. Recuperado de: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/biinegi/?e=07&m=062>.

Instituto Nacional de Ecología. (2012). Lista de Plaguicidas. Recuperado de: <http://www2.ine.gob.mx/sistemas/plaguicidas/busquedas.html>

Instituto Nacional de Ecología. (2008). Tercer Foro sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes en México. Recuperado de: http://www.ine.gob.mx/descargas/sqre/foro_cops_3_informe_final.pdf

Jaramillo, F., Rincón A. y Rico, R. (2008). Toxicología Ambiental. México: Universidad Autónoma de Guadalajara, p. 288-322.

Jiang, Y. et al. (2009). Occurrence, distribution and possible sources of organochlorine pesticides in agricultural soil of Shanghai, China. *Journal of Hazardous Materials*, 170, 989–997.

Kafilzadeh, F. et al. (2012). Determination of Organochlorine Pesticide Residues in Water, Sediments and Fish from Lake Parishan, Iran. *World Journal of Fish and Marine Sciences*, 4, 150-154.

Kamrin, M. A. (1997). Pesticides profiles: Toxicity, environmental impact and fate. Florida: Lewis Publishers, p. 135-139, 239-243.

Kaur, M. et al. (2008). Determination of Organochlorine Pesticide Residues in Freshwater Fish Species in Punjab, India. *Bull Environ Contam Toxicol*, 80, 154–157.

Koenig, et al. (2012). Differences in cytochrome P450 enzyme activities between fish and crustacea: Relationship with the bioaccumulation patterns of polychlorobiphenyls (PCBs). *Aquatic Toxicology*, 108, 11– 17.

Lu, et al. (2011). Biomarker responses in fish exposed to sediments from northern Taihu lake. *Bull Environ Contam Toxicol*, 87, 499-505.

Macías, J.V. et al. (2008). Diagnóstico de contaminantes orgánicos persistentes (COP) en el Valle del Yaqui. Recuperado de: http://www.ine.gob.mx/descargas/sqre/2008_rep_final_cop_yaqui.pdf.

Marabini, L. (2011). Genotoxic effects of polychlorinated biphenyls (PCB 153, 138, 101, 118) in a fish cell line (RTG-2). *Toxicology in Vitro*, 25, 1045–1052.

Medina, H. (2012). Uso de biomarcadores en peces como herramienta para evaluar la exposición y efecto de contaminantes ambientales en cuarpos de agua. Trabajo de grado (Maestría en Ciencias Ambientales). Universidad Autónoma de San Luis Potosí. 77p.

Miller, J. C. y Miller, J. N. (2002). Estadística para química analítica. 2 edición, EEUU: Addison-Wesley Iberoamericana. 133p.

Miranda, A. et al. (2008). Bioaccumulation of chlorinated pesticides and PCBs in the tropical freshwater fish *Hoplias malabaricus*: Histopathological, physiological, and immunological findings. *Environment International*, 34, 939–949.

Moon, et al. (2009). Human health risk of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides resulting from seafood consumption in South Korea, 2005–2007. *Food and Chemical Toxicology*, 47, 1819–1825.

Ni, H. et al. (2011). Sampling and analytical framework for routine environmental monitoring of organic pollutants. *Trends in Analytical Chemistry*, 30.

Nivia, E. (2000). Mujeres y Plaguicidas. Cali: Rapalmira. p.39-48

Noreña, E. et al. (2004). Persistent organic pollutants and histological lesions in Mayan catfish *Ariopsis assimilis* from the Bay of Chetumal, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 48, p. 263–269

Oka, et al. (2009). Concentrations of Persistent Organic Pollutants in Masu Salmon, *Oncorhynchus masou*. En: *Bull Environ contam toxicol*, 83, 393-397.

Paez, F. y Osuna, C. (2011). Biomonitores de la contaminación costera con referencia a las costas mexicanas: una revisión sobre los organismos utilizados. *Hidrobiológica*, 21, 229-238

Pérez, P. et al. (2002). Pesquerías en tres cuerpos de agua continentales de México. México: Instituto Nacional de Pesca, 168p.

Plimmer, J. (2002). Handbook of pesticide toxicology: chemistry of pesticides. New York: Academic Press Inc. p. 95-107.

PNUMA. (2009). Convenio de Estocolmo sobre COP enmendado en 2009. Recuperado de: http://chm.pops.int/sc10/cd-content/files/a/stockholm_convention_text_s.pdf

Porta, Miguel. (2006). Persistent organic pollutants and the burden of diabetes. Recuperado de: www.thelancet.com.

Porta, m. and lee, d. (2012). Review of the science linking chemical exposures to the human risk of obesity and diabetes. Recuperado de: <http://www.chemtrust.org.uk/wp-content/uploads/chem-trust-obesity-diabetes-full-report.pdf>.

Rodríguez, D. (2001). Análisis comparativo de diferentes técnicas de extracción de pesticidas organoclorados y bifenilos policlorados en aguas naturales, usando cromatografía de gases de alta resolución. Bucaramanga. Trabajo de grado (maestría en ciencias químicas). Universidad Industrial de Santander. Facultad de ciencias. Escuela de Química.

Rosales, J. (2004). Más allá convenio de Estocolmo los nuevos contaminantes orgánicos. Gaceta Sanitaria Vol.19 Núm. 04.

Ruzzin, 2012. Public health concern behind the exposure to persistent organic pollutants and the risk of metabolic diseases. Ruzzin BMC Public Health, 12, 1-8.

Servicio Geológico Mexicano y la Secretaria de Seguridad Pública, (2012). Atlas de peligros del municipio de Ostuacán, estado de Chiapas. México. 43p.

Secretaría de Salud, (1995). NORMA Oficial Mexicana NOM-027-SSA1-1993, Bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescados frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Diario Oficial. 6p.

Secretaría de Salud, (2011). NORMA Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009, Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. Diario Oficial. Recuperado de: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5177531&fecha=10/02/2011.

SAGARPA, (2007). Manual de Producción de Tilapia con Especificaciones de Calidad e Inocuidad. Mexico: SAGARPA. 144p.

SEMARNAT, (2011). Proyecto de Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-004-ZOO-1994, Grasa, hígado, músculo y riñón en aves, bovinos, caprinos, cérvidos, equinos, ovinos y porcinos. Residuos tóxicos. Límites máximos permisibles y procedimientos de muestreo. Diario Oficial. 30p

SEMARNAT, (2007). Plan Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo. México: SEMARNAT. 251p.

Singh, et al (1996). Effect of aldrin on carbohydrate, protein, and ionic metabolism of a freshwater catfish, *heteropneustes fossilis*. Bull. Environ. Contam. Toxicol, 57, 204-210.

Tapie, N. et al. (2008). Fast and Efficient Extraction methods for the analysis of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in biological matrices. Anal Bional Chem, 391, 2169-2177.

Tolosa, I. (2010). Organochlorine contamination (PCBs, DDTs, HCB, HCHs) in sediments from Cienfuegos bay, Cuba. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 1619–1624

Trejo, J. (2007) Trabajo monográfico del municipio de Zimapán Hidalgo. Pachuca. Trabajo de grado (Licenciatura en Trabajo Social). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Instituto de Ciencias Sociales. Área académica de trabajo social

Uresti, R. et al. (2007). Detección de COP en pescados de tres presas del Estado de Tamaulipas mediante extracción en fase sólida y cromatografía de gases/detector de captura de electrones. Departamento de Seguridad Alimentaria y del Medio Ambiente, UAM Reynosa –Aztlan-UAT. 21p.

Uresti, R. et al. (2008). Evaluación preliminar de la presencia de pesticidas organoclorados en peces de la presa Vicente Guerrero (Tamaulipas, México). *Ciencia y tecnología alimentaria*, 6, 48-55.

USEPA. Características de los COP. (2010). Consultado el 10 de abril de 2012, disponible en: <http://www.miliarium.com/Prontuario/Tablas/Quimica/CaracteristicasCOP.asp>.

Waliszewski, et al. (2003). Niveles de plaguicidas organoclorados persistentes en mujeres con carcinoma mamario en Veracruz. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 19, 59-65.

Weinberg, J. (2009). Guía para las ONG sobre contaminantes orgánicos persistentes: Marco para las medidas de protección de la salud humana y el medio ambiente de los COPs. México: Red Internacional de Eliminación de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (IPEN), 114p

World Health Organization. (1997). DDT and its derivatives: Environmental aspects. *Environmental Health Criteria* 83. WHO, Switzerland. 1989. Citado por Kamrin, M. En: *Pesticides profiles: toxicity, environmental impact and fate*. Florida: Lewis Publishers, 675p.