



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD
FACULTAD DE CIENCIAS
VULNERABILIDAD Y RESPUESTA AL CAMBIO GLOBAL

EVALUACIÓN DE RIESGO A LA SALUD DE MUJERES EMBARAZADAS POR
EXPOSICIÓN A PLAGUICIDAS ORGANOCORADOS EN UNA ZONA CAÑERA EN
TLATIZAPÁN DE ZAPATA, MORELOS, MÉXICO

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD

PRESENTA:
ISMAEL ARCE ESTRADA

TUTORA PRINCIPAL
DRA. CLAUDIA ALEJANDRA PONCE DE LEÓN HILL
FACULTAD DE CIENCIAS

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR
DRA. ISALIA NAVA BOLAÑOS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES ECONÓMICAS
DR. RODOLFO OMAR ARELLANO AGUILAR
FACULTAD DE CIENCIAS

CIUDAD UNIVERSITARIA, CIUDAD DE MÉXICO, ENERO 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Coordinación de Estudios de Posgrado
Ciencias de la Sostenibilidad
Oficio: CEP/PCS/644/18
Asunto: Asignación de Jurado

Lic. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar
Universidad Nacional Autónoma de México
Presente

Me permito informar a usted, que el Comité Académico del Programa de Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, en su séptima sesión extraordinaria del 19 de octubre del presente año, aprobó el jurado para la presentación del examen para obtener el grado de **MAESTRO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD**, del alumno **ARCE ESTRADA ISMAEL** con número de cuenta **517011041** con la tesis titulada "Evaluación de riesgo a la salud de mujeres embarazadas por exposición a plaguicidas organoclorados en una zona cañera en Tlaltizapán de Zapata, Morelos, México", bajo la dirección de la Dra. Claudia Alejandra Ponce de León Hill.

PRESIDENTE:	DRA. MARISA MAZARI HIRIART
VOCAL:	DR. RODOLFO OMAR ARELLANO AGUILAR
SECRETARIO:	DRA. REGINA DORINDA MONTERO MONTOYA
SUPLENTE 1:	DRA. ISALIA NAVA BOLAÑOS
SUPLENTE 2:	DRA. CLAUDIA ALEJANDRA PONCE DE LEÓN HILL

ATENTAMENTE,

"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, Cd. Mx., 14 de noviembre de 2018.


Dra. Marisa Mazari Hiriart
Coordinadora
Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, UNAM

Agradecimientos

A la Dra. Claudia A. Ponce de León Hill por su gran carácter, transmisión de conocimientos y llamamiento a mi persona hacia la cordura en momentos de alta incertidumbre, mostrándome así las dificultades y virtudes de la labor científica.

A la Dra. Rocío A. Castillo Cruz por haber creído en mí y en mis capacidades, sobre todo por su amistad y confianza que con el tiempo se han traducido en la formación de un fuerte equipo de trabajo.

Al Dr. R. Omar Arellano Aguilar por sus valiosas aportaciones académicas y personales que, sin lugar a duda, contribuyen en mi formación.

A la Dra. Isalia Nava Bolaños por sus comentarios durante nuestras sesiones de trabajo y aportaciones metodológicas para el análisis de los datos.

A las Dras. Regina Montero Montoya y Marisa Mazari Hiriart por haber aceptado leer mi trabajo y hecho tan necesarias y obligadas observaciones para mejorarlo.

Al M. en C. Manuel Hernández Quiroz por su paciencia y profesionalismo con los cuales me introdujo al mundo de los métodos analíticos dentro del laboratorio.

Al Dr. Juan Carlos Durán Álvarez por permitirme hacer uso de las instalaciones que están a su digno cargo.

A Diana y Jorge por su inconmensurable amistad, la cual atesoro en un buen lugar.

A la Coordinación del Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad por su eficiencia, cordialidad y responsabilidad que me permitieron ir en tiempo y forma con los “asuntos escolares”.

A la sociedad mexicana quien, a través de su máxima casa de estudios, la Universidad Nacional Autónoma de México, me dio la oportunidad de formarme como Maestro en Ciencias de la Sostenibilidad.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología que a través de su Programa Nacional de Posgrados de Calidad me otorgó una Beca Mixta, sin la cual no me habría sido posible sostenerme durante estos dos años.

Dedicatoria

A mis padres, quienes con su amor, cuidados y enseñanzas me mostraron el valor de la vida.

Índice

	Pág.
Agradecimientos.....	ii
Índice de cuadros.....	vii
Índice de figuras.....	vii
Índice de anexos.....	viii
Lista de abreviaturas.....	ix
Lista de acrónimos.....	x
Abstract.....	xii
Capítulo 1 Introducción.....	1
Capítulo 2 Antecedentes.....	5
2. 1 Plaguicidas.....	6
2.2 Clasificación.....	7
2.3 Plaguicidas organoclorados.....	8
2.4 Evaluación de riesgo.....	20
2. 5 Pregunta de investigación.....	22
2. 6 Justificación.....	22
2. 7 Beneficiarios.....	22
2. 8 Objetivos.....	22
2. 9 Diseño del estudio.....	23
Capítulo 3 Método.....	24
3. 1 Zona de estudio.....	24
3. 2 Muestras ambientales.....	27
3.2.1 Suelos.....	27
3.2.2 Agua.....	28
3.2.3 Medición ambiental de plaguicidas organoclorados.....	29
3. 3 Muestras humanas.....	36
3.3.1 Determinación de dosis internas.....	37
3.3.2 Aplicación de encuesta “Hoja Verde”.....	38
3. 4 Análisis estadístico.....	39
3. 5 Cocientes de temporalidad de aplicación y de exposición.....	40
3. 6 Cociente de proximidad.....	40

3.7 Aspectos éticos.....	42
Capítulo 4 Resultados y discusión	43
4. 1 Muestras de suelo	43
4. 2 Muestras de agua.....	53
4. 3 Muestras humanas	56
4.4.1 Descripción de la muestra de mujeres embarazadas	63
4. 4. 2 Asociaciones entre variables sociodemográficas y dosis internas.....	64
4. 5 Cocientes de proximidad	66
Capítulo 5 Conclusiones.....	70
5.1 Reflexiones.....	70
5. 2 Perspectiva	71
5. 3 Limitaciones del estudio.....	72
Referencias	73
Anexos	87
Glosario de términos	101

Índice de cuadros

		Pág.
Cuadro 1	Algunas características principales de los plaguicidas organoclorados	10
Cuadro 2	Condiciones del horno de microondas	31
Cuadro 3	Rampa de temperatura del horno	33
Cuadro 4	Características sociodemográficas seleccionadas de la hoja verde	39
Cuadro 5	Concentraciones promedio de POC en suelos (ng g^{-1} peso seco)	44
Cuadro 6	Comparación de concentraciones determinadas en el presente y otros estudios llevados a cabo en México	52
Cuadro 7	Concentraciones de POC a en muestras de agua (ng L^{-1})	55
Cuadro 8	Dosis internas de POC en 21 mujeres embarazadas (ng mL^{-1})	57
Cuadro 9	Comparación de dosis internas determinadas en el este y otros estudios llevados a cabo en México	63
Cuadro 10	Características de la muestra de mujeres embarazadas	64
Cuadro 11	Matriz de correlaciones de Spearman (variables sociodemográficas vs. dosis interna de POC)	65
Cuadro 12	Correlación de Spearman entre cocientes de proximidad y dosis internas	67

Índice de figuras

		Pág.
Figura 1	Clasificación de plaguicidas según su naturaleza química	7
Figura 2	Componentes que integran el destino ambiental de un compuesto	11
Figura 3	Estructuras químicas de los 16 plaguicidas organoclorados a evaluar	12
Figura 4	Vías de exposición a plaguicidas	13
Figura 5	Esquema de bioacumulación, bioconcentración y biomagnificación	15
Figura 6	Localización del municipio de Tlaltizapán de Zapata	24
Figura 7	Mapa con ubicaciones de las estaciones de muestreo y viviendas	26

Figura 8	Representación de una parcela muestreada	28
Figura 9	Alumno de servicio social en investigación social en investigación médica invitando a mujeres embarazadas a formar parte del protocolo	37
Figura 10	Representación de la distancia entre las viviendas y las estaciones de muestreo de suelo	42
Figura 11	Frecuencias relativas de detección de POC en suelos	43
Figura 12	Concentraciones promedio de POC totales en suelos	45
Figura 13	Concentraciones de α -HCH, β -HCH, γ -HCH y δ -HCH en suelos	46
Figura 14	Concentraciones de 4,4'-DDT, 4,4'-DDE y 4,4'-DDD	47
Figura 15	Concentraciones de heptacloro y heptacloro epóxido en suelos	48
Figura 16	Concentraciones promedio de α -endosulfán, β -endosulfán y endosulfán sulfato en suelo	49
Figura 17	Concentraciones promedio de endrín, endrín aldehído, aldrín y dieldrín en suelo	50
Figura 18	Distribución espacial de niveles del POC totales	51
Figura 19	Distribución espacial de los niveles de POC encontrados en agua	54
Figura 20	Frecuencias relativas de detección de POC en mujeres embarazadas	56
Figura 21	Dosis internas de α -HCH, β -HCH, γ -HCH y δ -HCH	58
Figura 22	Dosis internas de 4,4'-DDT, 4,4'-DDE y 4,4'-DDD	59
Figura 23	Dosis internas de heptacloro y heptacloro epóxido	60
Figura 24	Dosis internas de α -endosulfán, β -endosulfán y endosulfán sulfato	61
Figura 25	Dosis internas de endrín, endrín aldehído, dieldrín y aldrín	62
Figura 26	Cocientes de DDT y endosulfán en mujeres embarazadas y suelos	66

Índice de anexos

		Pág.
Anexo I	Curvas de calibración para la determinación de plaguicidas organoclorados en agua	87

Anexo II	Curvas de calibración para la determinación de plaguicidas organoclorados en suelo	88
Anexo III	Porcentajes de recuperación en muestras adicionadas de suelo, agua y estándar certificado	89
Anexo IV	Parámetros fisicoquímicos determinados en muestras de suelo	90
Anexo V	Parámetros fisicoquímicos determinados en muestras de agua	91
Anexo VI	Correlaciones de Spearman entre variables sociodemográficas y dosis internas de POC	92
Anexo VII	Niveles de POC en suelos	93
Anexo VIII	Distribución de cocientes de proximidad vs. dosis internas	94
Anexo IX	Distribución de cocientes de proximidad vs. dosis internas ajustada	95
Anexo X	Hoja verde para obtención de características sociodemográficas	96

Lista de abreviaturas

ADN	ácido desoxirribonucleico
°C	grados Celsius
CG-DCE	cromatografía de gases con detección de captura de electrones
COP	compuestos orgánicos persistentes
g	gramo
GEI	Gases de Efecto Invernadero
GPS	sistema de posicionamiento global
HPLC	Cromatografía Líquida de Alta Eficacia (<i>High Performance Liquid Chromatography</i>)
<i>i.e.</i>	id est
km	kilómetro
LD	límite de detección
m	metro
ME	mujeres embarazadas
mg	miligramo

min	minuto
mL	mililitro
msnm	metros sobre el nivel del mar
ng	nanogramo
PCB	bifenilos policlorados
p. ej.	por ejemplo
POC	Plaguicidas Organoclorados
PVC	Policloruro de Vinilo
SIG	Sistema de Información Geográfico
SNC	Sistema Nervioso Central
SPE	Extracción en fase sólida
SDT	Sólidos Disueltos Totales

Lista de acrónimos

ATSDR	Agencia Estadounidense para Substancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i> , por sus siglas en inglés)
CePIC	Centro Pediátrico de Investigación Comunitaria del Instituto Nacional de Pediatría
CICOPLAFEST	Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas y Substancias Tóxicas
COFEPRIS	Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios
EFED	División de Destino y Efectos Ambientales de la Agencia de Protección Ambiental Estadounidense (<i>Environmental Fate and Effects Division</i> , por sus siglas en inglés)
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (<i>Food and Agriculture Organization</i> , por sus siglas en inglés)
IARC	Centro Internacional de Investigaciones de la Organización Mundial de la Salud (<i>International Agency for Research on Cancer</i> , por sus siglas en inglés)

INAFED	Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
INP	Instituto Nacional de Pediatría
IPCS	Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (<i>International Programme on Chemical Safety</i> , por sus siglas en inglés)
IRPTC	Registro Internacional de Sustancias Tóxicas (<i>International Register of Potentially Toxic Chemicals</i> , por sus siglas en inglés)
NIST	Instituto Nacional de Estándares y Tecnología Estadounidense (<i>National Institute of Standards and Technology</i>)
NOAA	Administración Nacional Oceánica y Atmosférica Estadounidense (<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i> , por sus siglas en inglés)
NPIC	Centro Nacional de Información de Plaguicidas Estadounidense (<i>National Pesticide Information Center</i> , por sus siglas en inglés)
NRC	Consejo Nacional de Investigación de Canadá (<i>National Research Council</i> , por sus siglas en inglés)
OMS	Organización Mundial de la Salud
OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos
PNUD	Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
SAICM	Enfoque Estratégico para la Gestión de los Productos Químicos a Nivel Internacional (<i>Strategic Approach to International Chemicals Management</i> , por sus siglas en inglés)
UNAAMB	Unidad de Análisis Ambiental de la Facultad de Ciencias, UNAM
USDA	Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (<i>United States Department of Agriculture</i> , por sus siglas en inglés)
USEPA	Agencia de Protección Ambiental Estadounidense (<i>United States Environmental Protection Agency</i> , por sus siglas en inglés)

Abstract

Organochlorine Pesticides (OCPs) are synthetic substances. In the past, they were globally used to control agricultural pests and vector-borne diseases such as malaria. Particularly in Mexico, the use of some OCPs has been banned (e. g. heptachlor), others have been restricted for exclusive use in health campaigns (e. g. DDT) and the rest of them have been permitted only for authorized and trained personnel (e. g. endosulfan). When applied in the environment OCPs are affected by the temperature, humidity, sunlight and nutrients. Accordingly, they can be degraded or scattered through volatilization (to the atmosphere), leaching (toward the groundwaters), overland flows (into surface waters), hydrolysis and microbial degradation. OCPs can be accumulated in any of the following compartments: air, water, soil or biota (human beings are included in the latter). When considering human exposure, prenatal stage is critical since organs and systems are developed. Thus, the exposure to these compounds during this period might influence negatively the neurodevelopment of both, the fetus and the child. In the municipality of Tlaltizapan de Zapata, previous studies have reported the use of an important spectrum of pesticides for sugarcane cultivation, OCPs among them. The aim of this study was to assess the health risk factors in a group of pregnant women and the environment in agricultural zones due to the exposure to OCPs. Specifically, we analyzed: 1) the presence of 16 OCPs in this sugarcane zone, including agricultural soils, rivers, and sources of drinking water supply; and 2) serum levels of 16 OCPs (internal dose) in a sample of 21 pregnant women from the community as a risk assessment approach. The results found indicate the presence of all the 16 OCPs analyzed in the soil samples. Moreover, lindane was determined in one of the sources of drinking water supply. Lindane has been catalogued as carcinogenic by the International Agency for Research on Cancer. Some characteristics such as age, parity, number of children, risk perception are associated to the internal dose of OCPs. Further studies are required to properly communicate the risk associated to the use of these substances. Local people should have access to this information. This can be a starting point for the empowerment of these communities since most of the times they aren't aware of the adverse effects.

Capítulo 1 Introducción

El concepto desarrollo sostenible fue formalmente definido en el Informe Brundtland en 1987. En él, se especifica que, “el desarrollo sostenible es el desarrollo que satisface las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades (Brundtland, 1987). Al respecto, es necesario hacer algunas precisiones, ya que, en sí mismo el concepto es contradictorio. Por un lado, el término “desarrollo” plantea un esquema de crecimiento infinito, y por el otro lado, la palabra “sostenible” hace que este último sea inviable bajo tal modelo de desarrollo (Bermejo-Gómez de Segura, 2014).

En México, el sistema agroproductivo de azúcar se encuentra inmerso en este modo de desarrollo. Dicho modelo conlleva la utilización de recursos e insumos (p. ej. uso de agua, plaguicidas y otros agroquímicos), y flujos de capitales intra y transnacionales (*vis a vis* exportaciones de derivados del azúcar, principalmente a Estados Unidos) (USDA, 2017). A nivel local-regional se observan extensas plantaciones de caña y poblaciones humanas, ambos elementos coexistiendo en un mismo territorio. Por su parte, las primeras proveen la materia prima para la agroproducción azucarera, mientras que las segundas aportan la fuerza laboral para sustentar la producción (Merino, 2015).

Más allá de los territorios donde se lleva a cabo la agroproducción azucarera, se encuentra establecida una red compleja de relaciones internacionales (*i.e.* precios internacionales del azúcar), las cuales son un motor distal de los modos locales de producción (Hernández-Ayón, Valencia-Ovalle & Toledo-González, 2013). En este punto, es importante reconocer que, existen diversos factores que regulan el precio del azúcar (p. ej. excedentes globales de producción, el consumo, los ciclos de producción de largo plazo, etc.); no obstante, el principal indicador o precio de referencia del azúcar estándar es el *contrato Intercontinental Exchange N°11* en Nueva York (ICE, 2018). Este contrato es el instrumento por medio del cual se comercializa el azúcar crudo a granel en 28 países productores (entre los cuales se encuentra México), convirtiéndose así en el eje articulador del sistema azucarero a nivel mundial (OCDE/FAO, 2015).

En su mayoría, las repercusiones que dicha estructura de negocios trae son negativas, sobre todo en los territorios donde están situados los sistemas de producción, ya que, para satisfacer unos precios de venta deseablemente bajos —por el mercado internacional— es necesaria la disminución de los costos de producción (Merino, 2015). Desde el punto de vista económico, esto sólo se logra mediante la utilización de insumos de bajo costo y alta eficiencia (p. ej. aplicación de plaguicidas altamente tóxicos), así como la contratación de mano de obra barata con el propósito de aumentar los niveles de productividad (Hernández-Ayón *et al.*, 2013).

Por su parte, en 2015, la ONU publicó los Objetivos de Desarrollo Sostenible, entre los cuales resaltaré los siguientes: Objetivo 2: Poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria y la mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible; Objetivo 3: Garantizar una vida sana y promover el bienestar para todos en todas las edades; Objetivo 6: Garantizar la disponibilidad de agua, su gestión sostenible y el saneamiento para todos; y Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles (ONU, 2015). Estos objetivos aluden, en buena medida, a la mejora en la gestión de los sistemas productivos, mismos que deberán ser sostenibles, es decir, que no afecten a los ecosistemas (incluyendo sus factores bióticos y abióticos) y no causen daño a la salud de las poblaciones humanas. Asimismo, que sirvan como modelos de desarrollo democrático, en los cuales prevalezca el diálogo y consenso entre la producción y el mercado. Al respecto, es importante señalar que en la actualidad, la sustentabilidad¹ de la agroproducción azucarera es evaluada —casi exclusivamente— a partir del consumo energético y de las emisiones de GEI (como el dióxido de carbono) (Hernández-Ayón *et al.*, 2013; Prasara-A & Gheewala, 2016; Rein, 2010). En consecuencia, la legislación mexicana incorpora marginalmente, a través de la Ley de Desarrollo Sustentable de la Caña de Azúcar y el Programa Nacional de la Agroindustria de la Caña de Azúcar 2014-2018, los daños socioambientales ocasionados por esta actividad (DOF, 2005, 2014).

Particularmente, en este trabajo de investigación se evalúa y describe la presencia de características de riesgo para la salud en mujeres embarazadas a partir de la exposición ambiental a plaguicidas organoclorados en una zona cañera en Tlaltizapán de Zapata,

¹ En este trabajo, se utilizará de forma indistinta los conceptos de sostenibilidad y sustentabilidad.

Morelos. Para ello, se planteó una evaluación de riesgo a la salud como método, misma que incluyó la identificación de factores de riesgo de exposición a este tipo de plaguicidas. Como se mencionó, los impactos en la salud humana y el ambiente, derivados de la agroproducción azucarera, son tangencialmente tocados cuando se busca su sustentabilidad. Por ende, resulta imprescindible identificar el impacto de esta actividad sobre estos dos aspectos, para incorporarlo al Sistema de Indicadores de Sustentabilidad de la Agroindustria de la Caña de Azúcar (CONADESUCA, 2011). A continuación, se describe brevemente el método utilizado en este trabajo.

Una evaluación de riesgo a la salud consta de cuatro pasos fundamentales: 1) identificación del peligro: identificación de los tipos de efecto a la salud que una exposición particular puede causar; 2) caracterización de la respuesta con la dosis: busca identificar si dado un nivel de exposición, un cierto efecto (o probabilidad de un efecto) resultará; 3) evaluación de exposición: identificar el agente, determinar la ruta de exposición, y cuantificar la cantidad y duración de la exposición; y 4) caracterización del riesgo: combina los elementos 1), 2) y 3) para estimar la carga de enfermedad atribuible a la exposición actual (NRC, 1996).

En un inicio, las evaluaciones de riesgo fueron propuestas como un puente que vinculara a la ciencia con la política (Hertz-Picciotto, 1995). Por su parte, el sector científico identifica y mide los riesgos. A su vez, elabora y emite las recomendaciones pertinentes. Finalmente, los tomadores de decisiones recogen estas recomendaciones y hacen las modificaciones necesarias para generar un estado de mayor bienestar (O'Riordan, 1979); no obstante, de acuerdo con Aktar *et al.*, (2009), existen dificultades inherentes al intentar hacer evaluaciones de riesgo a la salud humana y ambiental por exposición a plaguicidas, ya que existe una gran cantidad de variables que son las que determinan el nivel de exposición humana (Gilden *et al.*, 2010; Hertz-Picciotto, 1995).

En este estudio, se planteó primero evaluar el grado de contaminación ambiental por plaguicidas organoclorados. Posteriormente, que los resultados obtenidos a partir de esta evaluación fueran puestos a discusión con datos epidemiológicos de la población de estudio (características sociodemográficas y de dosis interna). Asimismo, se describieron los factores

principales que inciden en la sostenibilidad de la producción agrícola y salud ambiental de la zona.

Así, la estructura de este trabajo consta de cinco capítulos, los cuales son descritos a continuación: 1) introducción: en la que se describe brevemente el panorama general de la situación de la agroproducción azucarera en México. Particularmente, son analizados los impactos en la salud humana y en la integridad del ecosistema (*i.e.* costos vs. los beneficios); 2) antecedentes: se explica el estado del arte actual en torno a los plaguicidas organoclorados en el mundo, se describen las características específicas de estas moléculas y se explica las bases teórico-metodológicas de las evaluaciones de riesgo a la salud; 3) materiales y métodos: en el que se describen los métodos de muestreo y recolección de datos, los cuales estuvieron clasificados en dos categorías (muestreo ambiental y muestras humanas); 4) resultados y discusión: en este capítulo se presentan y son discutidos los resultados obtenidos, los cuales se dividieron en cuatro categorías (muestras de suelo, muestras de agua, muestras humanas y evaluación de riesgo), a su vez, son descritas las posibles implicaciones que el uso de estas sustancias le confiere al ambiente y la salud humana; y 5) conclusiones: este último capítulo se compone de tres subcapítulos, reflexiones, perspectiva y limitaciones del estudio. Asimismo, aquí se mencionan cuáles fueron las conclusiones en relación con cada uno de los tres objetivos particulares planteados en la investigación.

Capítulo 2 Antecedentes

En la década de 1940, fueron descubiertas las propiedades plaguicidas del (dicloro difenil tricloroetano) DDT, HCH, aldrín, dieldrín, endrín, clordano, paratión, captan y 2,4-D (OMS, 1995). Desde entonces, el uso de plaguicidas sintéticos ha ido en aumento en algunas regiones del mundo y en disminución en otras (PAN-Europe, 2005; Unsworth, 2010). Además de no ser caros, los plaguicidas son compuestos que han resultado ser efectivos para mitigar plagas que afectan a los sistemas agrícolas y vectores transmisores de enfermedades, siendo el DDT el más popular debido a su amplio espectro de acción (NPIC, 1999b; Zimdahl, 2015).

A lo largo de los años 50, en Estados Unidos, los consumidores y la mayoría de los encargados de generar políticas públicas no estaban preocupados por los riesgos potenciales a la salud, debido al uso de plaguicidas sintéticos. Esta falta de preocupación se acentuó aún más cuando se comparaba a los plaguicidas con otras sustancias más tóxicas, como algunas formas de arsénico (Ganzel, 2007). No fue sino hasta 1962 cuando Rachel Carson publicó su libro *La primavera silenciosa*, en el que demostró las posibles implicaciones que el uso indiscriminado de estas sustancias traería consigo para los ecosistemas (Carson, 1962).

De forma ideal, un plaguicida debería resultar letal únicamente para la plaga objetivo, y no para especies no objetivo². El problema surge cuando la integridad de estas últimas se ve comprometida debido al uso indiscriminado de tales sustancias (Cheng, 1990). El fundamento es que, con frecuencia, la premisa bajo la cual se da su aplicación es en contextos donde se cree que, “si poco es bueno, mucho más es mejor” (Aktar, Sengupta & Chowdhury, 2009). Algunos estudios han demostrado que, cuando los plaguicidas son aplicados por vía aérea, pueden alcanzar distancias de propagación hasta de 1,000 metros, desviándose hasta un 50% del volumen aplicado (Pimentel & Levitan, 1986).

Ciertos plaguicidas que en su momento fueron vías para el incremento de la producción mundial de alimentos, hoy en día, han sido prohibidos en diversos países debido a la evidencia que apunta a los efectos adversos en la salud humana y en los ecosistemas (PAN, 2017). A lo largo de las últimas dos décadas, ha habido diversos esfuerzos globales, cuyo propósito ha sido aminorar el daño provocado por el uso de estas sustancias. Entre los más

² Entre las especies no objetivo, se encuentra el humano.

destacables se encuentran: el *Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Persistentes*, el *Convenio de Rotterdam sobre el Consentimiento Fundamentado Previo Aplicable a Ciertos Plaguicidas y Productos Químicos Peligrosos Objeto de Comercio Internacional* y el *Protocolo de Montreal de Substancias que Agotan la Capa de Ozono* (Bejarano-González *et al.*, 2017); no obstante, en economías emergentes, estos compuestos son imprescindibles para mantener bajos los niveles de afectaciones a la salud por enfermedades transmitidas por vectores (p. ej. India, países africanos, México y países tropicales) y a los sistemas de producción agrícola.

2. 1 Plaguicidas

El término “plaguicida” se asocia con una sustancia capaz de eliminar plagas. En realidad, el concepto también incluye a aquellos compuestos que, por sus propiedades fisicoquímicas, actúan como herbicidas, fungicidas y demás sustancias que mitigan plagas (FAO, 2003).

De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS, en adelante), los plaguicidas son compuestos químicos usados para matar plagas, incluyendo insectos, roedores, hongos o plantas indeseables (OMS, 2017). Son utilizados en la salud pública para erradicar vectores transmisores de enfermedades, tales como mosquitos; y en la agricultura, para matar plagas que dañan los cultivos (OMS, 2017). Por su naturaleza química, los plaguicidas son potencialmente tóxicos para otros organismos, incluyendo humanos, y deben ser usados de manera segura y desechados apropiadamente (OMS, 2017). A su vez, en el reporte *Nuestro planeta, nuestra salud*, la OMS detalló que, a finales del siglo pasado, por lo menos 3 millones de intoxicaciones ocurrieron anualmente, lo que resultaba en 220,000 muertes alrededor del mundo (OMS, 1992). Aun cuando en la actualidad continúan preocupando las repercusiones que el uso de estas sustancias tiene sobre la salud humana y el ambiente, paralelamente, surge la necesidad de migrar hacia alternativas menos agresivas y que éstas a su vez generen mejores condiciones de vida para la sociedad (Lohman, Sankaranarayanan & Ashby, 1992; OMS, 1992).

El panorama no parece mejorar a futuro, ya que el uso de plaguicidas en la agricultura a nivel mundial irá en aumento (OMS, 2018). Específicamente, para el año 2050 habrá 9,700 millones de habitantes en el planeta, los cuales representan 30% más de personas que en 2017, casi todo este crecimiento se dará en economías emergentes (OMS, 2018). Asimismo,

el 80% del alimento producido en estos países aumentará en forma paralela con respecto a sus poblaciones, por lo que la productividad en los cultivos tendrá que aumentarse, siendo el uso de plaguicidas un motor para evitar pérdidas en ellos (OMS, 2018).

2.2 Clasificación

Existen diversas maneras de clasificar a los plaguicidas: por su carcinogenicidad, naturaleza química, función, especies plaga objetivo, entre otras (Eldrige, 2008; IARC, 2017). En el ámbito de las Naciones Unidas, se creó el *Enfoque Estratégico para la Gestión de Productos Químicos a Nivel Internacional* (SAICM, por sus siglas en inglés). Este marco involucra una lista de compuestos químicos, incluyendo algunos plaguicidas que por sus propiedades, pueden causar efectos adversos a la salud humana y al ambiente en muchos países, particularmente a aquellos de bajos y medianos ingresos (PNUD, 2017).

La naturaleza química de los plaguicidas les confiere a estos una serie de propiedades particulares. Estas propiedades influyen de forma importante en el ambiente, ya que de ellas dependerá su persistencia y destino ambiental en el agua, suelo, aire y biota (Linde, 1994). Se distinguen dos grandes grupos de plaguicidas, los orgánicos y los inorgánicos (figura 1). Entre los orgánicos destacan los sintéticos (fabricados artificialmente por el hombre) que, a su vez agrupan a los carbamatos y a los plaguicidas organoclorados (POC).

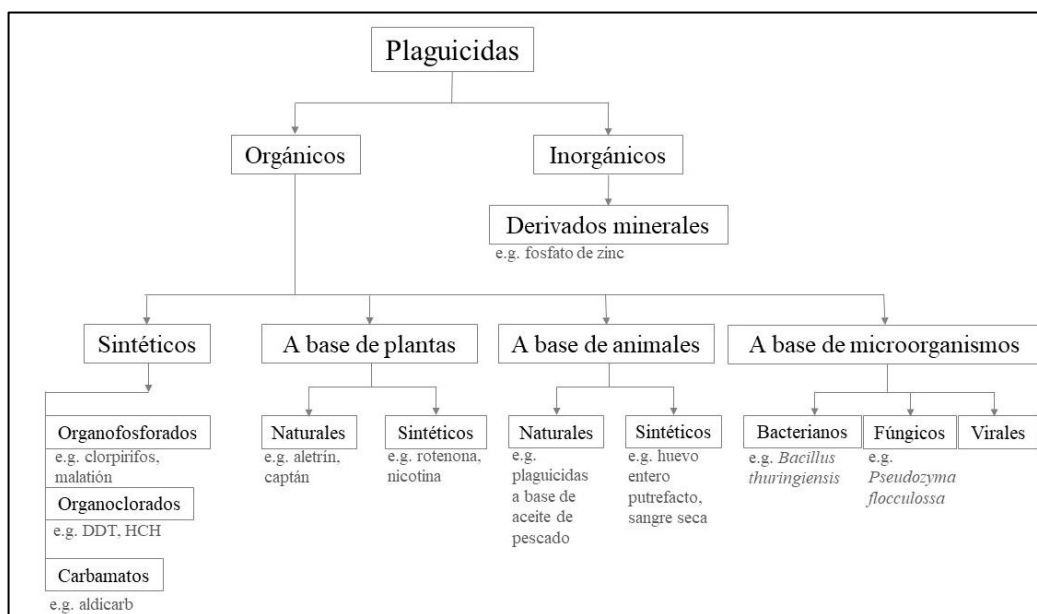


Figura 1. Clasificación de plaguicidas según su naturaleza química. Fuente: traducido de (Yadav & Devi, 2017)

2.3 Plaguicidas organoclorados

Los plaguicidas organoclorados (en adelante, POC) “son moléculas que tienen por lo menos una estructura de anillo y múltiples átomos de cloro, de allí su clasificación de organoclorados. Incluyen diversos compuestos, entre ellos se encuentran los siguientes: α -HCH, β -HCH, γ -HCH, δ -HCH, heptacloro, aldrín, heptacloro epóxido, dieldrín, DDE, endrín, α -endosulfán, β -endosulfán, DDD, endrín aldehído, endosulfán sulfato y DDT, sólo por mencionar algunos. Por sus efectos adversos en la salud humana y en los ecosistemas, casi todos los POC han sido prohibidos en Estados Unidos, Canadá y Europa, al igual que en algunas otras regiones o países (Sparling, 2016). Desde la década de 1960, el uso de POC ha causado una gran controversia debido a sus efectos adversos al medio ambiente y la salud humana (ATSDR, 2002; IARC, 1974).

La mayoría de los POC son lipofílicos (*i.e.* tienen una afinidad específica por las grasas y los aceites) e hidrofóbicos, por lo que no se mezclan muy bien con el agua. Estas particularidades hacen que los POC se distribuyan diferencialmente en el ambiente, de ahí que los niveles en agua de aquellos que son menos hidrofóbicos sean mayores (p. ej. α -HCH, β -HCH, γ -HCH o δ -HCH) (Sparling, 2016). Por su parte, aquellos que tienen valores altos de coeficiente de adsorción al suelo (K_{oc}) tendrán una mayor afinidad por adsorberse a este o a las partículas de sedimento, donde pueden permanecer estables por años (Sparling, 2016).

Los POC forman parte del grupo de compuestos conocidos como COP (Compuestos Orgánicos Persistentes). Dentro de este grupo también se encuentran las dioxinas, furanos y bifenilos policlorados (PCB). A los COP también se les ha denominado “The Dirty Dozen” (Docena Sucia)³, debido a innumerables efectos negativos que su uso le ha ocasionado al planeta (USEPA, 2009). Si bien, hoy en día, la aplicación de POC en los llamados países desarrollados es bajo, debida a su bajo costo y alta efectividad contra la el mosquito vector de la malaria, continúan siendo ampliamente utilizados en los países en desarrollo (McGinn, 2002).

³ Dentro de este grupo de compuestos se encuentran: aldrín, clordano, diclorodifenil, DDT, dieldrín, endrín, heptacloro, HCH, mirex, toxafeno, PCB, dioxinas y furanos (USEPA, 2009).

2.3.1 *Uso*

La utilización de POC se popularizó en la década de 1930, siendo el DDT uno de los más utilizados entre los plaguicidas de este grupo. Originalmente, el DDT fue sintetizado en 1874, pero no fue sino hasta 1939 cuando Paul Hermann Müller descubrió sus propiedades como plaguicida, este hallazgo le valió el Premio Nobel en 1948 (Hewish & Okoye, 1965). Luego de caracterizar el riesgo que el DDT causa a la salud humana, así como su persistencia en el ambiente, la Agencia de Protección al Ambiente Estadounidense (USEPA, en adelante) decidió prohibirlo en 1972 (NPIC, 1999a).

El uso de plaguicidas —incluyendo los POC— tiene consecuencias negativas y positivas en la salud humana y el ambiente (López-Carrillo *et al.*, 1996). Dentro de las primeras, se encuentran sus resultados favorables en la erradicación de la malaria en el mundo; sin embargo, entre las segundas, sobresalen sus efectos adversos tanto a la salud humana como a los ecosistemas. Uno de los elementos que vuelve compleja la toma de decisiones en torno a optar o no por su aplicación se deriva de la incertidumbre científica asociada a sus efectos adversos (Aktar *et al.*, 2009; Berkes, Colding & Folke, 2003; Gilden, Huffling & Sattler, 2010; Grovermann *et al.*, 2016). Al haber una preponderancia de variables y relaciones no lineales entre una gran cantidad de variables (p. ej. características fisicoquímicas, destino ambiental y toxicidad de los POC, y características sociodemográficas y de susceptibilidad de las poblaciones expuestas a este tipo de plaguicidas) se vuelve bastante complicado predecir cómo las entradas específicas (p. ej. uno o más de cualquiera de los POC) conducen a salidas específicas (p. ej. beneficios agrícolas o daño socio-ecológico) (Mortensen & Euling, 2013; O'Connor Robinson, Selfa & Hirsch, 2017).

2.3.2 *Propiedades fisicoquímicas*

Las propiedades fisicoquímicas de un plaguicida determinan su destino ambiental (Gao *et al.*, 2013; Linde, 1994). La División de Efectos y Destino Ambiental estadounidense propone que, para llevar a cabo evaluaciones de riesgo relevantes, deberían incluirse las siguientes propiedades fisicoquímicas: peso molecular, densidad, solubilidad en agua, presión de vapor, coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow}), constante de Henry, constante de disociación en

agua (pK_a o pK_b)⁴ y constante de adsorción al suelo (K_{oc})(EFED, 2009; Sparling, 2016; Spencer, Farmer & Cliath, 1973) El cuadro 1 muestra las principales características y propiedades de algunos plaguicidas organoclorados.

Cuadro 1. Algunas características principales de los plaguicidas organoclorados. Modificado de CICOPAFEST, 1991; Sparling, 2016.

Nombre común	CAS	Log K_{ow}	Log K_{oc}	Solubilidad (mg L ⁻¹)	Peso molecular	Tiempo de vida media en suelo	Estatus legal en México
Aldrín	309-00-2	6.5	4.24	0.03	364.92	365 días	Prohibido desde 1991
4,4'-DDD	72-54-8	5.0-6.2	5.36	0.05	320.05	15 años	-
4,4'-DDE	72-55-9	5.6-6.9	5.94	0.06	318.03	15 años	-
4,4'-DDT	50-29-3	6	5.63	0.001	354.49	15 años	Restringido desde 1991*
Dieldrín	60-57-1	3.6-6.2	4.08	0.186	380.91	1000 días	Prohibido desde 1991
α -Endosulfán	959-98-8	3.1	4.09	0.5	406.92	4-200 días	Permitido
Endrín	72-20-8	3.2-5.3	4.00	0.24	380.91	4300 días	Prohibido desde 1991
Heptacloro	76-44-8	4.4-5.5	4.38	0.06	373.32	250 días	Permitido
α -HCH	319-84-6	3.9-6.4	4.75	0.04	290.83	1000 días	Prohibido desde 1991
Lindano	58-89-9	3.7	13.55	7.00	290.83	100-1424 días	Restringido desde 1991

*Por su alto riesgo para la salud humana, su elevada persistencia y sus propiedades de bioacumulación, este plaguicida sólo podrá ser usado en campañas sanitarias, por las dependencias del Ejecutivo Federal.

2.3.3 Destino ambiental

En relación con otros plaguicidas orgánicos, el tiempo de vida media de los POC en el ambiente es mucho más amplio, ya que estos compuestos permanecen en él desde días hasta años —quizás hasta siglos— (ATSDR, 2002; Beyer & Gish, 2010; Blus, 2003; COFEPRIS, 2002). Por esta razón, resulta imprescindible entender cuál es el destino ambiental de estos compuestos.

Cuando los POC llegan al ambiente pueden ser almacenados en el aire, el agua, el suelo y la biota, en esta última, se incluye al ser humano. Inicialmente, los POC son sometidos a diversas condiciones de temperatura, humedad, luz solar y nutrientes (Figura 2). Posteriormente, sus residuos son disipados a una razón específica, misma que está mediada por la volatilización (a la atmósfera), lixiviación (al agua subterránea), el lavado (al agua

⁴ Cuando las pK_a y pK_b no son relevantes o no están disponibles, se reporta que no son relevantes o no están disponibles.

superficial), hidrólisis, degradación microbiana, entre otros procesos (Cheng, 1990; Seiber & Kleinschmidt, 2010).



Figura 2. Componentes que integran el destino ambiental de un compuesto químico. Dentro de la biota se encuentra incluido el ser humano. Traducido y modificado de Seiber & Kleinschmidt, 2010.

Por otra parte, algunos estudios han demostrado que, cuando los plaguicidas son aplicados en los campos de cultivo, éstos pueden alcanzar distancias de propagación ambiental entre 300 y 800 metros (Long Range Planning Division, 2012; Ward *et al.*, 2000), por lo que su análisis resulta ser dinámico, ya que se volatilizan, se dispersan, y finalmente son sometidos al proceso de reciclaje en el sistema ambiental (Weaver *et al.*, 2012).

2.3.4 Estructura

En general, suelen distinguirse cinco grupos principales de POC: 1) DDT y sus análogos; 2) hexaclorociclohexano (HCH); 3) ciclodienos y compuestos semejantes (por ejemplo, heptaclor, aldrín, endrín, dieldrín y endosulfán); 4) toxafeno y químicos similares; y 5) las estructuras en forma de caja mirex y clordecona (Stringer & Johnston, 2001). En la Figura 3 se muestran las estructuras químicas de los 16 POC descritos y evaluados en esta tesis. Es importante señalar que los POC resisten a la degradación debido a su anillo o anillos aromáticos, los cuales contienen enlaces cloro-carbono, lo que les confiere características de

estabilidad frente a la hidrólisis, mientras que las sustituciones de cloro y/o grupos funcionales provocan mayor toxicidad y resistencia a la degradación biológica (León-Santesteban & Rodríguez-Vázquez, 2017; Syed & Malik, 2011; Zaffar *et al.*, 2016).

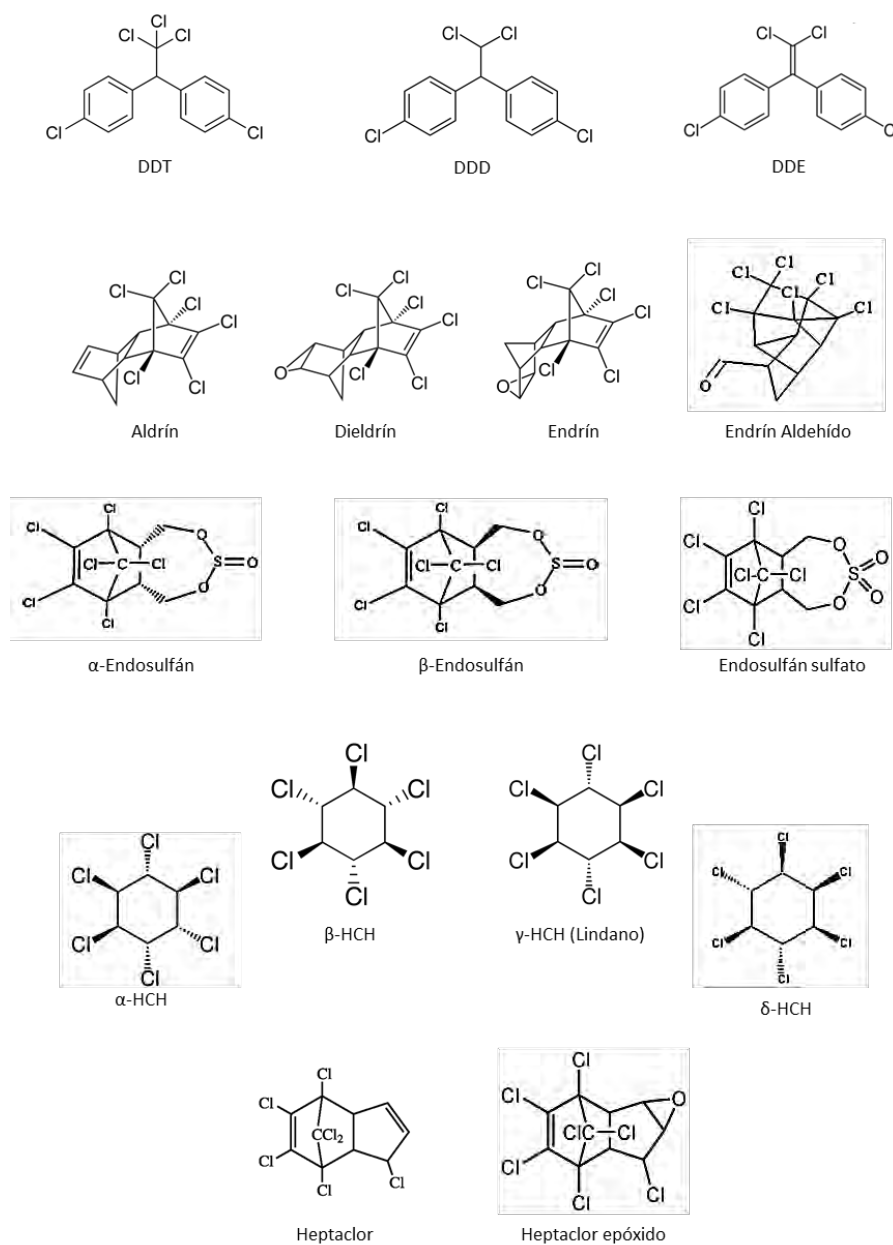


Figura 3. Estructuras químicas de los 16 plaguicidas organoclorados a evaluar. Elaboración propia.

2.3.5 Vías de exposición

El origen de la exposición humana a sustancias peligrosas se debe a el contacto a través de agua superficial o agua subterránea, sedimentos, polvo, suelo y aire que contienen elevados niveles de compuestos tóxicos (Barton & S.C., 2013; Rudel & Perovich, 2009). En adultos, los POC pueden ingresar al cuerpo por medio de cualquiera de las siguientes tres vías: ingestión, inhalación o dérmica (Damalas & Eleftherohorinos, 2011) (Figura 4). Específicamente, se sabe que el 90% de la exposición humana⁵ a compuestos orgánicos



Figura 4. Vías de exposición a plaguicidas. Fuente: (ISPCH, 2007)

persistentes —entre ellos se encuentran los POC— es por vía ingestión (Djien Liem *et al.*, 2000).

A su vez, los POC son capaces de atravesar la barrera placentaria durante el embarazo, por lo que la exposición en humanos inicia en la etapa prenatal y continúa durante el periodo de lactancia materna (Choi *et al.*, 2018; Mrema *et al.*, 2013; Perera *et al.*, 2005; Shelton *et al.*, 2014). Cabe precisar que esta etapa biológica es crítica para que los órganos y sistemas sensibles en el cuerpo se diferencien y desarrollen, por lo que posiblemente la exposición a estas compuestos durante este periodo afecta el desarrollo, tanto fetal como infantil (Long *et al.*, 2015).

Si bien lo descrito en los dos párrafos anteriores es fundamental para establecer los mecanismos de exposición humana a POC, en la realidad, esta exposición es el resultado de un fenómeno más complejo por entender, ya que en ella intervienen una diversidad y mezcla de compuestos, fuentes de exposición y vías de exposición, de ahí la complejidad para dilucidarla (Mayhoub *et al.*, 2014); no obstante, la determinación de niveles, patrones de distribución e identificación de posibles fuentes de POC son elementos imprescindible para poder establecer medidas que prevengan o mitiguen el riesgo de exposición (Miglioranza *et al.*, 2013).

⁵ Población que no labora en actividades agrícolas.

2.3.6 Mecanismo de acción y toxicidad

Un mecanismo de acción puede ser definido como todos los pasos que existen, incluyendo los toxicodinámicos⁶ y toxicinéticos⁷, entre la exposición a un químico y el resultado final a nivel del organismo entero (Mortensen & Euling, 2013). Genéricamente, pueden distinguirse dos tipos de mecanismos: 1) mecanismos no genómicos, directos, de toxicidad, los cuales perturban los niveles homeostáticos redox de los compartimentos biológicos (estrés oxidante) y conducen a la muerte celular a través de la apoptosis; y 2) mecanismos genómicos, indirectos, de toxicidad, que modifican de forma permanente la transcripción de elementos genéticos por interferencia a nivel epigenético⁸ del funcionamiento del ADN (Mrema *et al.*, 2013). En individuos sanos, la apoptosis es un mecanismo mediante el cual se remueven células innecesarias del organismo sin causar daño a las otras; sin embargo, la apoptosis anormal ocasionada por los POC está vinculada con diversas enfermedades, entre las que se encuentran la inmunodeficiencia, enfermedades autoinmunes, cáncer y problemas reproductivos (Mrema *et al.*, 2013; Sparling, 2016). Particularmente, la forma en que los POC actúan, es mediante la interacción con los receptores de un organismo expuesto (Moriarty, 1999). La combinación del plaguicida con el receptor es el primer paso antes de que los efectos se manifiesten (Blus, 2003).

2.3.7 Disrupción endócrina

Diferentes plaguicidas han sido identificados como disruptores endócrinos, entre ellos los POC (Mnif *et al.*, 2011). La disrupción endócrina por exposición a POC se da en distintos puntos del sistema endocrino (Swedenborg *et al.*, 2009). Al tener una gran afinidad por los receptores hormonales, se unen a ellos provocando una alteración de las rutas de señalización hormonal (Tabb & Blumberg, 2006). En consecuencia, la cascada resultante de hormonas puede modificarse, ya sea inhibiéndose o activándose excesivamente, actuando en el momento incorrecto y en el tejido incorrecto (Mrema *et al.*, 2013; Swedenborg *et al.*, 2009); no obstante, experimentalmente, no se ha logrado probar la presencia o ausencia de un umbral

⁶ Interacciones dinámicas de un tóxico con un objetivo biológico y sus efectos biológicos.

⁷ Describe la tasa a la cual un compuesto químico entrará al cuerpo y lo que pasa para metabolizarlo y excretarlo una vez que está en el cuerpo.

⁸ Modificaciones al ADN que hacen que los genes se “apaguen” o “enciendan”.

(dosis-respuesta) que prediga la disrupción endócrina en un organismo, ya que para ello, sería necesario generar una curva dosis-respuesta exacta (Beronius & Hanberg, 2013).

2.3.8 Bioacumulación, bioconcentración y biomagnificación

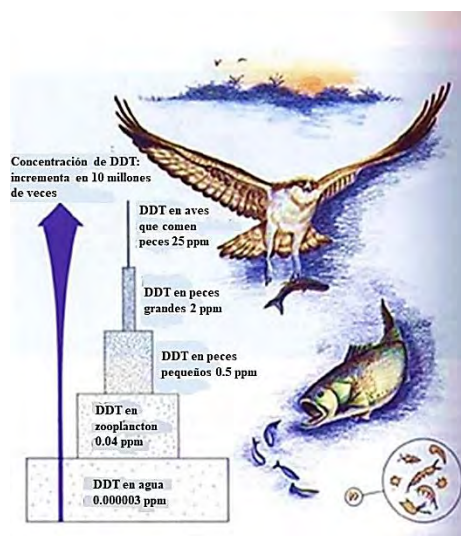


Figura 5. Esquema de bioacumulación, bioconcentración y biomagnificación (NOAA, 2014).

Teóricamente, los compuestos organoclorados (entre ellos, los POC) tienen la capacidad de contaminar los tejidos de todas las formas de vida que existen sobre la Tierra, el aire, los lagos, los peces que viven en ellos y las aves que se alimentan de los peces (Hurley, Hill & Whiting, 1998; Jones, 1966). Sirva como ejemplo la Figura 5, la cual representa el flujo del DDT a través de una cadena trófica en un ecosistema. Desde el medio biofísico — en este caso un cuerpo de agua— los POC son gradualmente bioconcentrados, biomagnificados y bioacumulados por la micro y macro biota (Chopra, Sharma & Chamoli, 2011).

Es importante reconocer que no se cuenta con una terminología estandarizada en cuanto a los residuos de compuestos organoclorados POC (Solomon, 2010); no obstante, bioacumulación, generalmente se entiende como el resultado de dos procesos: la bioconcentración y la biomagnificación (Bevenue, 1976; Blus, 2003). El primero se refiere a la concentración puntual de los POC en tejidos biológicos, tales como agallas, epidermis, tejido adiposo, por mencionar algunos; y el segundo, involucra al alimento que consume el organismo (a este proceso también se ha catalogado como efecto de cadena alimenticia). En el cuerpo humano, los POC tienen un comportamiento dinámico mediado principalmente por sus características fisicoquímicas, ya que estos se distribuyen de manera diferencial entre los diferentes tejidos, trasladándose en distintos compartimentos, tejido adiposo principalmente (Daley, Paterson & Drouillard, 2014).

2.3.9 Excreción

Algunos POC pueden permanecer en el cuerpo hasta por más de 30 años, tal es el caso del DDT (Mrema *et al.*, 2013). A lo largo de la vida, el DDT se va acumulando, especialmente en compartimentos de tejido blando (adiposo) migra hacia el torrente circulatorio, y se reparte entre el plasma y lípidos séricos. Finalmente, es secretado por la leche materna, la cual es la principal vía de eliminación en mamíferos. Otras formas por las que los POC y otros plaguicidas salen del cuerpo —aunque en un nivel menor— son a través del sudor y partes en crecimiento como uñas, cabello y piel (Genuis *et al.*, 2016; Hodgson, 2010). Durante el embarazo, los POC tienden a moverse de la mujer embarazada hacia el embrión (quedando éste con la mayor dosis interna), por lo que este también es un mecanismo a considerarse (Alvarado-Hernández *et al.*, 2013).

2. 3. 10 Características generales de los POC

DDT, DDE y DDD

El término DDT (1,1,1-tricloro-2,2-bis (p-clorofenil) etano) hace referencia al DDT grado técnico. Se trata de una mezcla de tres formas, p,p'-DDT (85%), o,p'-DDT (15%) y o,o'-DDT (cantidades traza). El DDT es una sustancia cristalina, insípida y casi sin olor. Es importante precisar que el DDT grado técnico también puede contener DDE ((1,1-dicloro-2,2-bis(p-clorofenil)etileno) y DDD (1,1-dicloro-2,2-bis(p-cloro-fenil) etano) (ATSDR, 2002; OMS, 1979).

En el pasado, el DDT provocó un aumento en la mortalidad de especies no objetivo en los ecosistemas (Bevenue, 1976). Si bien la mayor cantidad de éste y otros efectos ecotoxicológicos fueron demostrados en aves más que en mamíferos, otras especies de la biota también se vieron afectadas (Blus, 2003). Además, en muestras de biota silvestre se ha visto que los residuos de DDE son mayores que los de DDT, específicamente en niveles tróficos altos (Pinkney & McGowan, 2006). Por su parte, se ha notado que, una vez que se erradica el uso de este plaguicida, luego de un determinado tiempo, tanto sus niveles como los de sus metabolitos (DDE y DDD) disminuyen considerablemente (Stickel, 1973). Para ilustrar esto, el caso del mejillón (*Mytilus edulis*) como ejemplo en Tres Palos, donde las concentraciones

de DDT (principalmente, de su metabolito DDE) en esta especie decayeron de 1, 600 a 300 ng/g (peso seco) entre los años 1986 y 2002 (Alaee, 2016; Hameedi, 2015).

Por otra parte, de acuerdo con Hitch y Day (1992), un posible indicador del uso ilegal de DDT se basa en la relación DDT/DDE. Cuando los niveles de DDT en suelo son mayores que los de DDE, la posibilidad de que el DDT haya sido aplicado en forma reciente es alta (Hitch & Day, 1992). Bajo este fundamento, Tavares *et al.*, (1999) propusieron la utilización del cociente DDT/DDE⁹ como una estimación del tiempo desde la última aplicación del DDT, siempre y cuando se conozca el tiempo de vida media¹⁰ de este compuesto para el ambiente específico (Tavares, Beretta & Costa, 1999). La ecuación propuesta para calcular el tiempo de aplicación es la siguiente:

$$t = T_{1/2} \ln \left(\frac{C_f}{C_i} \right) \ln 1/2 \quad (1)$$

Donde:

- t: periodo transcurrido desde la aplicación hasta la fecha de medición
- T_{1/2}: tiempo de vida media de la sustancia en el ambiente (tiempo para que el 50% de la sustancia se degrade en el ambiente)
- C_f: concentración final de la sustancia, la cual no se degradó (DDT)
- C_i: concentración total de la sustancia (DDT + DDE)

Asimismo, la información obtenida en este estudio se usó como evidencia del uso reciente (<5 años) de POC prohibidos en Brasil (Tavares *et al.*, 1999). De forma similar, diversos estudios alrededor del mundo han optado por utilizar dicho cociente con el propósito de evaluar el tiempo de aplicación del DDT grado técnico, tanto en muestras ambientales (p.ej. tejidos de biota silvestre, sedimentos, suelo, y polvo de hogares) como en muestras humanas (p. ej. suero, sudor, cabello, etc.) (Díaz-Barriga *et al.*, 2012; Kumar *et al.*, 2014; Kumar *et al.*, 2013; Martínez-Salinas *et al.*, 2011; Miglioranza, De Moreno & Moreno, 2003; Oliveira *et al.*, 2016; Sexton & Salinas, 2014; Sun *et al.*, 2016; Torres-Dosal *et al.*, 2012).

⁹ En el estudio de Tavares *et al.* (2012), el cociente es calculado a partir de los residuos de POC determinados en sedimentos.

¹⁰ Los tiempos de vida media para residuos de POC son sólo válidos en condiciones probadas.

Hexaclorociclohexanos (HCH)

A partir de la Segunda Guerra Mundial, el 1, 2, 3, 4, 5, 6-hexaclorociclohexano (HCH)¹¹ ha sido uno de los plaguicidas más utilizados en el mundo (Vijgen *et al.*, 2005). Este compuesto puede ser encontrado en dos presentaciones: HCH grado técnico y lindano¹². Generalmente, el HCH grado técnico contiene las siguientes proporciones de isómeros: α : 55-80%, β : 5-14%, γ : 8-15%, δ : 2-16% y ϵ : 3-5% (IRPTC, 1983). De estos, sólo γ -HCH es el isómero con propiedades plaguicidas específicas. Por su parte, el lindano contiene por lo menos 90% de γ -HCH (IRPTC, 1983). Asimismo, el riesgo de incremento de cáncer por una exposición de por vida a $2.0 \mu\text{g L}^{-1}$ de γ -HCH se ha estimado en 1E^{-4} (USEPA, 1987). Debido a sus seis átomos de cloro alrededor del anillo del ciclohexano, β -HCH es altamente estable debido a su posición ecuatorial, resultando ser el isómero más persistente de este grupo de compuestos (Ceci *et al.*, 2015; Lal *et al.*, 2010). La IARC lo clasificó en el grupo I, es decir cancerígeno para los seres humanos (IARC, 2015).

Endosulfán

Fue introducido en por primera vez en 1954 por Farbwerke Hoechst A.G. bajo la marca comercial Thiodan® (Maier-Bode, 1968). Resulta ser efectivo contra pulgas, gusanos de fruta, escarabajos, saltamontes, larvas de polilla y moscas blancas. Cuando el endosulfán entra en contacto con el ambiente, sus isómeros, α -endosulfán y el β -endosulfán —los cuales se encuentran en proporciones de 7:3 respectivamente— son degradados a endosulfán sulfato (Maier-Bode, 1968; Walse, Shimizu & Ferry, 2002). Los tres compuestos, endosulfán sulfato α -endosulfán y el β -endosulfán son igualmente tóxicos y están clasificados por la USEPA como contaminantes prioritarios (Clark *et al.*, 1982).

Entre sus efectos a la salud humana, se distinguen los dolores de cabeza, náuseas, vómitos, convulsiones y, en casos extremos, pérdida de la consciencia o la muerte (Herrmann, 2002). Asimismo, algunos estudios relacionan este compuesto con la presencia de testículos pequeños, menor cuenta de espermatozoides, aumento del riesgo de aborto y

¹¹ El hexaclorociclohexano es nombrado HCH por la OMS. Otro nombre común de este compuesto es hexaclorobenceno o BHC por la FAO (Vijgen *et al.*, 2005).

¹² El término lindano debería diferenciarse de γ -HCH. γ -HCH es un isómero de HCH, el cual es contenido tanto en HCH grado técnico como en lindano. Por su parte, lindano es uno de los dos grados del HCH, mismo que contiene en su mayoría γ -HCH.

autismo (León-Santiesteban & Rodríguez-Vázquez, 2017). También se ha establecido una dosis de referencia mínima de 0.006 mg/kg/día, desde la cual ya se observan efectos específicos en la salud en modelos experimentales en animales —principalmente en ratas— tales como: reducción del peso en machos y hembras, una marcada incidencia de glomerulonefrosis y aneurismas de vasos sanguíneos en machos (ATSDR, 2010).

Heptacloro

Es una sustancia química cuyo uso en E. U. fue disminuido en la década de los 70 y prohibido en 1988. Anteriormente, fue empleada para matar insectos en el hogar, en edificios y en cosechas de alimentos (ATSDR, 2007). El heptacloro puro es de color blanco y el de menor pureza es de color canela. Entre 1953 y 1974, el heptacloro entró al suelo, al agua superficial y al aire —transportándose largas distancias— cuando los agricultores en el planeta lo usaron para matar insectos en semillas de granos y en cosechas (ATSDR, 2007). A su vez, se ha demostrado, mediante experimentos con ratas, que el consumo de agua con concentraciones de heptacloro de 8×10^{-1} µg/L, 8×10^{-2} µg/L y 8×10^{-3} µg/L incrementa el riesgo de padecer cáncer a E^{-4} (1 en 10,000), E^{-5} (1 en 100,000) y E^{-6} (1 en 1,000,000) veces respectivamente (ATSDR, 2007).

Endrín

En E.U. no ha sido producido o vendido desde el año de 1986 (ATSDR, 1996a). En el agua superficial no se disuelve muy bien, pero en zonas someras se han registrado concentraciones mayores del compuesto en el agua subterránea (ATSDR, 1996a). La exposición a endrín puede causar daños al SNC (Sistema Nervioso Central) e ingerir más de 0.2 mg/kg por unidad de peso corporal puede matar a un humano en minutos u horas (ATSDR, 1996b). Algunos estudios han confirmado que el blanco del endrín resulta ser el SNC, probablemente porque está constituido por una alta cantidad de tejido graso. Aún no se cuenta con suficiente información que evidencie que este plaguicida sea cancerígeno, sin embargo, la dosis de 3×10^{-4} mg/kg-día produjo lesiones leves en hígado en animales y convulsiones ocasionales (ATSDR, 1996b).

2.4 Evaluación de riesgo

Una evaluación de riesgo es el uso de una base de datos, métodos y herramientas para definir los efectos a la salud por la exposición de individuos o poblaciones a materiales y situaciones peligrosas (NRC, 1996). Generalmente, es aplicada en situaciones donde hay datos sobre un sistema. Asimismo, es utilizada, principalmente, para evaluar el impacto de compuestos químicos en la salud humana y con ello establecer límites de exposición. Si bien, originalmente, las evaluaciones de riesgo fueron aplicadas para los efectos tóxicos de exposiciones químicas, en realidad puede ser extendida a cualquier situación donde las características de dosis-respuesta y los perfiles de exposición puedan ser estimados (Mindell, Ison & Joffe, 2001).

Una evaluación de riesgo a la salud por exposición a sustancias peligrosas (p. ej. POC) consta de cuatro pasos fundamentales (NRC, 1996):

- 1) identificación del peligro: identificación de los tipos de efecto a la salud que una exposición particular puede causar;
- 2) evaluación de dosis-respuesta: busca identificar si dado un nivel de exposición, un cierto efecto (o probabilidad de un efecto) resultará;
- 3) evaluación de exposición: identifica el agente que determina la ruta de exposición, y cuantifica la cantidad y duración de la exposición; y
- 4) caracterización del riesgo: combina los elementos 1), 2) y 3) para estimar la carga de enfermedad atribuible a la exposición actual.

En un inicio, las evaluaciones de riesgo fueron propuestas como un puente que vinculara la ciencia con la política. Por su parte, el sector científico identifica y mide los riesgos, para con base en esta información, emitir recomendaciones. Luego, los tomadores de decisiones recogen estas recomendaciones y hacen las modificaciones necesarias para generar un estado de mayor bienestar (O'Riordan, 1979); no obstante, de acuerdo con Aktar *et al.*, (2009), existen dificultades inherentes al intentar hacer evaluaciones de riesgo a la salud humana y ambiental por exposición a plaguicidas (Gilden *et al.*, 2010; Hertz-Picciotto, 1995). El motivo está relacionado, en buena medida, con la existencia e interacción de una gran cantidad de variables que afectan la exposición humana a estos compuestos. En consecuencia, factores como edad, sexo, raza, nivel socioeconómico, dieta y estado de salud,

por mencionar algunos, influyen directamente o indirectamente en la propia exposición a estos compuestos (Heraline & Christopher, 2002).

Desde 1995, modelos mixtos para evaluar el riesgo a plaguicidas, han sido propuestos como enfoques para lograr un mejor entendimiento sobre el riesgo a la salud humana que un compuesto químico podría causar (Hertz-Picciotto, 1995). En su mayoría, los efectos en humanos por exposición a POC se basan en extrapolaciones de pruebas con animales¹³ (principalmente en ratones) por lo que dicha exposición se vuelve poco predictiva (Sparling, 2016). En otras palabras, hace falta recurrir a datos epidemiológicos provenientes de estudios observacionales en humanos¹⁴ con el fin de proponer evaluaciones cuantitativas de riesgo (Vlaanderen *et al.*, 2008). Cooper y colaboradores (2001), proponen la aplicación de estudios socioeconómicos en combinación con protocolos epidemiológicos como un instrumento integral para evaluar la exposición de los sujetos de estudio a los POC. Asimismo, estos autores advierten de la importancia de la aplicación de cuestionarios que involucren la elucidación de probables fuentes y duración de exposición, el momento de la exposición en relación con el embarazo, tareas de trabajo y recolección de datos sobre posible factores de confusión (Cooper *et al.*, 2001).

Una forma práctica de lograr lo anterior, en términos de este estudio, es que como primer paso se evalúe el destino ambiental de los POC para conocer la contribución de estos en el ambiente y luego se haga una combinación de la exposición con una evaluación del peligro basada en los efectos adversos del plaguicida en cuestión, los cuales a su vez están mediados (principalmente) por su toxicidad bioquímica (Cheng *et al.*, 2016). Posteriormente, los resultados obtenidos de esta evaluación sean puestos a discusión con datos epidemiológicos (características sociodemográficas y de dosis interna¹⁵) de poblaciones humanas.

¹³ Estas pruebas simulan cuidadosamente las concentraciones reales de los POC que se encuentran en el ambiente.

¹⁴ Debido a sus obvias implicaciones éticas, no es posible hacer estudios controlados de laboratorio en humanos con sustancias químicas tóxicas.

¹⁵ Concentración del POC en suero humano.

2. 5 Pregunta de investigación

¿Es posible identificar en una muestra de mujeres embarazadas habitantes de una zona agrícola las características sociodemográficas y ambientales de riesgo para la salud relacionadas con las prácticas actuales del uso de plaguicidas organoclorados?

2. 6 Justificación

Aun cuando en México, desde hace más de dos décadas, el uso de la mayoría de los plaguicidas organoclorados (POC) está prohibido o restringido, en la actualidad, todavía es posible encontrar estos compuestos en el ambiente, ya sea en forma de residuos antiguos, o bien, debido a su uso reciente. En consecuencia, las poblaciones humanas cercanas a los sitios donde los POC son o han sido utilizados, constantemente se exponen a ellos. Si bien existen modelos que se aproximan a la forma en la que los humanos nos exponemos a los POC, hace falta un modelo de exposición que integre datos humanos y ambientales para tratar de entender su interacción y los posibles efectos en la salud humana y el ambiente.

2. 7 Beneficiarios

Población de estudio y otras con características semejantes, agencias gubernamentales del sector salud y ambiental de los tres órdenes de gobierno.

2. 8 Objetivos

General

Evaluar y describir los factores de riesgo para la salud de mujeres embarazadas a partir de la presencia en el ambiente de plaguicidas organoclorados en una zona cañera en Tlaltizapán de Zapata, Morelos.

Particulares

- Describir las posibles fuentes de plaguicidas organoclorados en Tlaltizapán, Morelos.
- Determinar niveles de 16 plaguicidas organoclorados en suelo y agua identificados como lugares de acumulación en la zona de estudio.
- Evaluar el riesgo de exposición a 16 plaguicidas organoclorados en mujeres embarazadas participantes, a través de la presencia y dosis interna de estos

contaminantes, en relación con características sociodemográficas propias y ambientales del lugar donde habitan.

2. 9 Diseño del estudio

Es un estudio: 1) observacional, no se llevaron a cabo medidas de intervención y sólo se limitó a medir las variables seleccionadas; 2) transversal, midió la prevalencia de la exposición a POC en un momento específico; y 3) descriptivo, se centró en el desarrollo de un método para aproximarse a la descripción de la problemática.

Capítulo 3 Método

3. 1 Zona de estudio

El municipio de Tlaltizapán se localiza geográficamente entre los paralelos 18°35' y 18°50' de latitud norte, los meridianos 99°00' y 99°12' de longitud oeste, y altitud entre 800 y 1700 msnm¹⁶ (Figura 6). Cuenta con 64 localidades y una población total de 52,110 habitantes. Su clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano, de menor humedad (INEGI, 2009, 2017). Es atravesado en la parte suroeste por el río Yautepec y en la noreste por el río Dulce. La superficie territorial que lo limita es de 238.06 km², de los cuales, 148.69 km² comprenden propiedad social y 89.37 km² (el resto) son de uso urbano. La propiedad social está compuesta por 130.84 km² ejidales y 9.85 km² comunales (INAFED, 2010).



Figura 6. Localización del municipio de Tlaltizapán (INAFED, 2010).

La región cuenta con un clima subtropical y húmedo caluroso con invierno semidefinido, teniéndose una temperatura anual media de 23.5°C y una precipitación pluvial de 840 mm al año con un periodo de lluvias entre los meses junio y octubre (INAFED, 2010). Si bien Tlaltizapán de Zapata forma parte de una región cañera, en el municipio también se producen cultivos como jitomate, papa, cebolla y maíz.

En cuanto a la presencia de POC en Tlaltizapán, Velasco *et al.*, (2012) publicaron un estudio de tres años (2008–2010), llevado a cabo en este municipio. En él, fue evaluada la

¹⁶ msnm: metros sobre el nivel del mar

presencia de un grupo de 16 POC. Entre los POC determinados, se encontraron tres cuyos usos para entonces, ya eran considerados prohibidos o restringidos, siendo endrín, DDT y heptacloro (este último prohibido en México desde 1991) (CICOPLAFEST, 1991; Velasco *et al.*, 2012).

Por otro lado, desde 2014, en Tlaltizapán se lleva a cabo el estudio de investigación “Evaluación de la exposición a plaguicidas utilizando una prueba tamiz en mujeres embarazadas y sus recién nacidos, para la detección temprana de un factor de riesgo para la salud”. La Dra. Rocío Aidee Castillo Cruz¹⁷, es la responsable de este proyecto, y con ella se colaboró para alcanzar los objetivos de este trabajo. Mediante dicha colaboración, se obtuvieron datos sociodemográficos, clínicos, así como las dosis internas de los plaguicidas estudiados de 21 mujeres embarazadas.

¹⁷ Médico Pediatra e Investigador en Ciencias Médicas del Departamento de Investigación en Epidemiología-Instituto Nacional de Pediatría (INP).

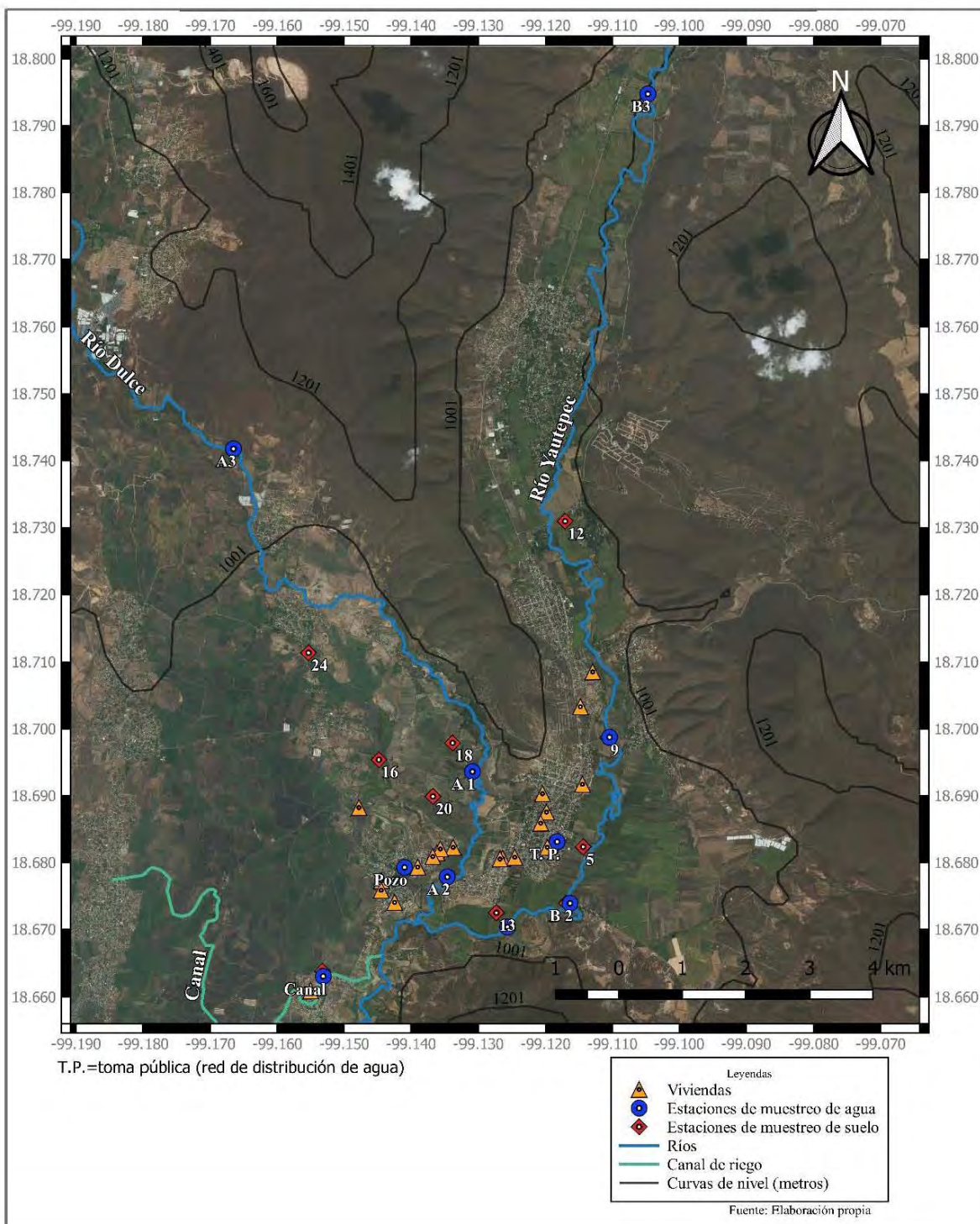


Figura 7. Mapa con ubicaciones de las estaciones de muestreo.

3. 2 Muestras ambientales

Los métodos empleados para la determinación de los POC en el ambiente se dividieron, fundamentalmente en tres aspectos: 1) dos muestreos de suelos agrícolas, agua de ríos, de dos redes municipales de distribución, de un canal de riego agrícola y de un pozo familiar; 2) extracciones en fase sólida, para la determinación de POC en agua y extracciones asistidas por microondas, para la extracción de POC en suelos; y 3) determinación de POC por cromatografía de gases con detección de captura de electrones (CG-DCE). Antes de iniciar con cualquiera de estos procedimientos, se procedió a lavar el material requerido.

El lavado de material es una parte fundamental en la determinación de plaguicidas orgánicos en muestras ambientales, para evitar posibles factores de interferencia durante el análisis (Ponce de León *et al.*, 2012). En este sentido, todo el material que estuvo en contacto con el agua o suelos muestreados (material de vidrio y teflón) fue lavado bajo las siguientes condiciones: 1) lavado con detergente Extran[®] libre de fosfatos, 2) baño ácido (HNO₃ 10%) durante 2 horas, 3) enjuague con agua destilada, 4) secado en estufa a temperatura constante de 60°C por 24 horas, 5) lavado con acetona grado reactivo (Sigma-Aldrich[®] ≥ 99. 5%), 6) lavado con n-hexano grado reactivo (Tecsiquim[®] ≥99.5%), 7) secado en estufa a temperatura constante de 60° C por dos horas y 7) sellado con papel aluminio hasta su posterior uso. El material metálico fue el único que no se sometió al baño ácido.

3.2.1 Suelos

Para la selección de las estaciones de muestreo de suelos, se tomó como referencia la publicación de Velasco *et al.*, (2012). Como es explicado con anterioridad en esta tesis, durante los años 2008, 2009 y 2010, en el municipio de Tlaltizapán, se llevó a cabo un muestreo ambiental cuyo objetivo fue medir residuos de plaguicidas organoclorados en esta zona cultivada en su mayoría con caña de azúcar (véase sección 3. 1). Los criterios utilizados para la selección de las estaciones de muestreo estuvieron en función de ese trabajo: primeramente, sólo se tomaron en cuenta las 28 zonas reportadas por Velasco *et al.*, (2012) con el fin de evaluar diferencias en términos temporales, y entre éstas, se tomaron preferentemente aquellas zonas cercanas a las coordenadas geográficas de las viviendas de las mujeres embarazadas reclutadas. En consecuencia, fueron muestreados 10 sitios en

febrero de 2017 y febrero de 2018 (en temporada de secas). La Figura 7 muestra la disposición espacial de las estaciones de muestreo.

Una vez que fueron geolocalizadas las parcelas a muestrear, se colectaron muestras compuestas de suelo agrícola, es decir, de una parcela, se tomó muestra de cinco puntos a una distancia aproximada de 30 m. entre sí y distribuidos en forma de zigzag (Figura 8). Una vez estando en el punto, se clavó la barrena hasta una profundidad de 10 a 15 cm. Posteriormente, la porción de suelo superficial fue vaciada a la olla de aluminio. Este procedimiento se repitió cuatro veces más en el resto de la parcela. Se homogenizó el contenido de la olla y este fue almacenado en frascos de vidrio con tapa de metal a una temperatura de -20°C hasta su posterior análisis intra-laboratorio. Finalmente, de los cinco puntos se seleccionaron tres para colectar para muestras usando el cilindro de PVC de 95 cm^3 para medir porcentaje de humedad y densidad aparente (véase estaciones de muestreo en Figura 7).

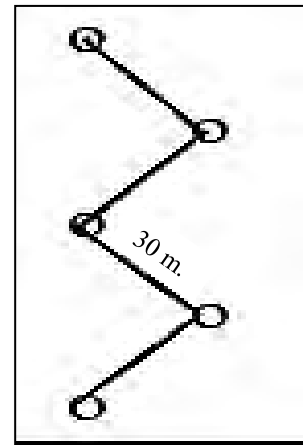


Figura 8. Representación de una parcela muestreada.
Fuente: elaboración propia.

3.2.2 Agua

El municipio de Tlaltizapán es atravesado por los ríos *Yautepec* y *río Dulce*. Al igual que se hizo con la selección de las estaciones de muestreo de suelos agrícolas, para el muestreo de agua superficial se consideraron cinco de los sitios reportados en la publicación de Velasco *et al.* (2012); estos son A1, A2, B1, B2 y toma pública (esta última fue colecta de una tubería de distribución de agua potable). A1 y A2 corresponden a muestras del río Dulce, mientras que B1 y B2 fueron colectadas del río Yautepec. Adicionalmente, se colectó en dos puntos (A3 y B3), río arriba, donde se tomaron muestras cercanas al perímetro municipal. Asimismo, se tomaron muestras de un canal de riego agrícola (canal) al suroeste del municipio y de un pozo familiar.

Material utilizado:

- Botellas de vidrio color ámbar con capacidad para 4 litros
- Tapas con sello de teflón
- Disco de Secchi

- GPS Garmin® GPSmap 60CSx
- Multiparámetros escáner Hanna Instruments® HI 9828

El procedimiento para la toma de muestras consistió en sumergir el disco de Secchi hasta la base del río, canal o pozo y medir su profundidad. Luego, esta fue dividida entre dos y la botella Van Dorn de 2 litros fue sumergida en el cuerpo de agua aproximadamente a media profundidad. Una vez que las muestras fueron colectadas, se trasvasaron a botellas de vidrio color ámbar, las cuales fueron almacenadas a 4°C hasta su análisis intralaboratorio. En cada estación de muestreo se colectaron dos muestras (teniéndose muestras por duplicado). Finalmente, se determinaron coordenadas geográficas y parámetros físicoquímicos mediante el uso de GPS (GARMIN GPSmap 60CSx, Olathe, Kansas, E.U.) y multiparámetros escáner respectivamente. Es importante mencionar que las muestras B3 y Pozo del primer año de muestreo, fueron tomadas en junio de 2107 (5 meses posteriores al resto de las muestras).

El municipio de Tlaltizapán cuenta con dos redes de distribución de agua. Por un lado, el agua “Chihuahuita”, proveniente de un manantial a las afueras del municipio, y por el otro, el agua “potable” derivada de la planta potabilizadora manejada por autoridades municipales (*dixit* funcionario municipal de protección ambiental). Dicho esto, cabe aclarar que fue necesario cambiar el sitio toma pública (agua de Chihuahuita) por otro, debido a que durante el día del muestreo en 2018, éste no tuvo flujo hídrico. En vez de ello, se pidió permiso para tomar una muestra de agua potable de la tubería del ayuntamiento, la cual proviene de la planta potabilizadora (Estaciones de muestreo en Figura 7).

3.2.3 Medición ambiental de plaguicidas organoclorados

Antes de iniciar los procedimientos de extracción, tanto de agua como de suelo, se hizo la dilución del estándar interno 2,4,5,6-tetracloro-m-xileno (Chemservice® S-10542B3-1mL). Este fue llevado hasta una concentración de 500 ng mL⁻¹ con una mezcla 25:75 de acetato de etilo HPLC (Tecsiquim® ≥ 99.7%) y hexano HPLC (Tecsiquim ≥ 98.5%).

3.2.3.1 Extracción de plaguicidas organoclorados en las muestras de agua

Inicialmente, se llevó a cabo la determinación de sólidos totales, sólidos disueltos y carbono orgánico total.¹⁸ Para ello, una vez que las muestras estuvieron en el laboratorio, el primer paso consistió en filtrarlas a través de filtros de microfibra de vidrio de 47 mm (Whatman[®]) acoplados a un sistema de vacío (EDM Millipore[®]). Durante este proceso, el volumen de cada muestra fue medido usando una balanza (Precisa[®] BJ-1000C) y registrado. El filtrado fue almacenado en botellas de vidrio color ámbar a 4°C para la extracción.

Extracción en fase sólida

La extracción de POC se realizó a través de cartuchos para extracción en fase sólida C18 (Agilent[®] HF Bond Elut, 500 mg, 6 mL y 30 p/k) en un manifold de doce plazas. En primer lugar, se acondicionaron los cartuchos con 5 mL de diclorometano grado HPLC (Tecsiquim[®] $\geq 99.8\%$), 5 mL de metanol grado HPLC (Sigma-Aldrich[®] $\geq 99.9\%$) y 5 mL de agua Milli-Q ($\rho \geq 18.2 \text{ M}\Omega \cdot \text{cm}$). Posteriormente, se hicieron pasar los volúmenes totales de las muestras mediante mangueras de teflón (Supelco[®]) conectadas desde las botellas de vidrio color ámbar hasta los cartuchos. La tasa a la cual pasaron las muestras a través de los cartuchos fue entre 12 y 15 mL min⁻¹. Una vez que las muestras terminaban de filtrarse por los cartuchos, estos fueron secados con aire a presión negativa y luego con flujo de nitrógeno extra puro ($\text{N}_2 \geq 99.998\%$). Finalmente, los cartuchos fueron rotulados y sellados con papel aluminio, y almacenados a -20°C.

Antes de la elución, los cartuchos fueron puestos a temperatura ambiente (25°C) durante 2 hrs. Posteriormente, los analitos fueron eluidos usando 4 mL de diclorometano distribuidos en alícuotas de 1 mL y los extractos colectados en viales de vidrio de 7 mL, color ámbar con sello de teflón. Luego, fueron evaporados hasta sequedad mediante flujo de nitrógeno con un evaporador (Mini Vap).

Se reconstituyeron con 0.9 mL de una mezcla acetato de etilo y hexano (25:75) (Tecsiquim[®] $\geq 99\%$). El extracto final fue trasvasado en viales de tapa de rosca nuevos de 2 mL para inyección (Agilent[®]). Se adicionó 0.1 mL de estándar interno a una concentración

¹⁸ Para referencia, consúltese Ponce de León *et al.*, (2012).

de 500 ng mL⁻¹ en cada uno de los extractos hasta completar 1 mL¹⁹. Finalmente, los extractos fueron almacenados a -20°C hasta su análisis cromatográfico.

3.2.3.2 Extracción de plaguicidas organoclorados en muestras de suelo

Previo a la extracción de POC de las muestras de suelos, fue determinada la humedad relativa y la densidad aparente de estos de acuerdo con el procedimiento reportado por Ponce de León *et al.* (2012). Posteriormente, las muestras fueron tamizadas con malla #10 de acero inoxidable (Montinox[®]) y depositadas en platos de aluminio sellados y almacenados en congelador a -20°C. Posteriormente, fueron liofilizadas a -50°C durante tres días (Labconcco[®] freeze dryer). Finalmente, las muestras secas fueron congeladas a -20°C hasta su extracción.

Extracción asistida por microondas

Primero, dos alícuotas de 5gr de muestras por duplicado fueron pesadas mediante balanza analítica (Precisa[®] XT-120 A)²⁰ y fueron colocadas en vasos para extracción (Green Chem[®]) donde se añadieron 30 mL de acetato de etilo HPLC. De los vasos disponibles (n=14) en cada extracción, se tuvo un blanco (vaso sin suelo + 30 mL de acetato de etilo HPCL) y dos muestras adicionadas para obtener el porcentaje de recuperación del método²¹ (vaso con suelo + adiciones de la mezcla de POC a concentraciones de 25 y 200 ng g⁻¹ respectivamente + 30 mL de acetato de etilo HPLC). Posteriormente, se realizaron las extracciones asistidas por microondas (CEM[®] MARS-X). En el cuadro 2 se muestran las condiciones de extracción empleadas.

Cuadro 2. Condiciones del horno de microondas.

Potencia Máx. (W)	%	Tiempo de equilibrio (min)	Presión (PSI)	Temperatura (°C)	Tiempo de extracción (min.)
1200	100	10:00	200	110	15:00

¹⁹ Al final, cada extracto tuvo una concentración de 50 ng mL⁻¹.

²⁰ Todas las muestras se extrajeron por duplicado.

²¹ Fueron extraídas 4 muestras adicionadas: 4 (25 ng g⁻¹), 4 (200 ng g⁻¹), 14 (25 ng g⁻¹) y 14 (200 ng g⁻¹).

Una vez que culminó el tiempo de extracción, los vasos (sin ser destapados) se dejaron enfriar hasta alcanzar la temperatura ambiental (~25° C). Luego, su contenido fue filtrado mediante embudos de vidrio y filtros #5 (Whatman® 110 mm). Adicionalmente, los filtros fueron enjuagados con 3 mL de acetato de etilo en alícuotas de 1 mL. Los extractos fueron colocados en matraces de ebullición con fondo plano y evaporados en rotavapor hasta un volumen aproximado de 0.2 mL Finalmente, fueron disueltos en la mezcla de acetato de etilo: hexano (25:75), trasvasados a viales de 7 mL de vidrio color ámbar con sello de teflón. y almacenados a -20° C hasta su limpieza posterior.

Para la limpieza²² de los extractos, se utilizaron cartuchos para extracción en fase sólida (fase reversa) LC-Si de 500 mg con volumen de 6 mL (Chromabond®). El procedimiento consistió en verter los extractos en los cartuchos y eluirlos con 4 mL (repartidos en cuatro alícuotas) de la mezcla de acetato de etilo: hexano. Una vez que estuvieron limpios, los extractos fueron colocados en viales de vidrio color ámbar y secados mediante flujo de nitrógeno con un evaporador (Mini Vap®). Finalmente, fueron reconstituidos con 0.9 mL de la mezcla de acetato de etilo:hexano (25:75) y aforados a 1 mL, añadiendo 0.1 mL del estándar interno. Los extractos se colocaron en viales de vidrio, color ámbar y con tapa de rosca para inyección (Agilent®).

3. 2. 4 Curva de calibración

Se utilizó una mezcla de 16 POC como compuestos de referencia (ChemService® Mixture #5-pesticides M-PPHC5AC5-1mL). Los plaguicidas contenidos en la mezcla fueron: α -HCH, β -HCH, γ -HCH, δ -HCH, heptacloro, aldrín, heptacloro epóxido α -endosulfán, β -endosulfán, dieldrín, 4,4'-DDE, endrín, 4,4'-DDD, endrín aldehído, endosulfán sulfato y 4,4'-DDT. En total, se tuvieron 15 concentraciones en la curva de calibración. Particularmente, se hicieron curvas de calibración para cada compuesto y para cada matriz ambiental (suelo o agua). En los Anexos I y II se muestran los intervalos lineales y los coeficientes de regresión obtenidos de las curvas de calibración para la cuantificación de los POC en agua y suelo respectivamente. Además, como control, a las curvas de calibración les fue adicionado

²² Clean-up, término traducido del inglés.

estándar interno a una concentración de 50 ng mL⁻¹ para verificar que en las condiciones cromatográficas no hubiera variabilidad durante el análisis cromatográfico.

3. 2. 5 *Análisis cromatográfico*

Los plaguicidas organoclorados fueron determinados mediante un cromatógrafo de gases con detector de captura de electrones (CG-DCE) (Hewlett-Packard® HP 6890 plus). El equipo contó con una columna HP-5MS de 30 m x 0.32 mm con película de fenil-metilpolisiloxano en modo de inyección automática “splitless” a 300° C, flujo de nitrógeno de 1.2 mL min⁻¹ y un volumen de muestra de 1 µL. En el Cuadro 3 se muestra la rampa de temperatura utilizada. La temperaturas inicial y máxima del horno fueron 90 y 325°C. La temperatura del detector fue 300°C. Una vez que se tuvo preparados la curva de calibración y todos los extractos, tanto de suelo como de agua, se procedió a inyectarlos en el cromatógrafo.

Cuadro 3. Rampa de temperatura del horno.

<i>Tasa</i> (°C/min)	<i>Temperatura</i> <i>final</i> (°C)	<i>Tiempo final</i> (min)
10	150	1
3.3	230	2
15	295	1

A continuación, se describe el orden de inyección de las muestras. En un inicio, fueron inyectadas las 15 concentraciones de la curva de calibración, los extractos de las muestras de agua y las 15 concentraciones de la curva por segunda ocasión. En un segundo momento, fueron inyectadas nuevamente las 15 concentraciones de la curva, los extractos de las muestras de suelo y se finalizó con las 15 concentraciones de la curva por cuarta ocasión.

Una vez que se terminaron de inyectar las curvas de calibración y los extractos, se procedió a hacer la integración de las áreas en cada cromatograma. Estas áreas fueron transcritas a hojas de cálculo en Excel (Microsoft® versión 2016) donde se construyeron las curvas de calibración, mediante las cuales se calcularon las concentraciones de POC en los extractos. Finalmente, se tomaron en cuenta el volumen de agua (~ 4L) o masa de suelo (5 gr) extraídos para calcular las concentraciones de POC reales.

3. 2. 6 Límites de detección

Para calcular los límites de detección (LD) en agua se procedió a hacer muestras adicionadas. Primero, se identificaron las concentraciones mínimas obtenidas en las muestras de agua de cada uno de los 16 POC. Al ser analizadas, se observó la presencia de cuatro niveles de concentración distintos: 0.03, 0.07, 0.4 y 0.9 ng mL⁻¹. El proceso para analizar cada nivel de concentración consistió en que, a cinco botellas de vidrio color ámbar con dos litros de agua (grado Milli-Q) cada una, les fueron adicionadas la mezcla de POC a la concentración de ese nivel. Posteriormente, se llevaron a cabo las extracciones en fase sólida (SPE) y se cuantificaron las concentraciones de los extractos. Como es referido, este procedimiento se realizó por quintuplicado para cada uno de los niveles de concentración. Finalmente, se utilizó la ecuación propuesta por Miller, (1991) para calcular el límite de detección del método empleado (Miller, 1991):

$$C_{LD} = \frac{kS_B}{m} \quad (2)$$

Donde:

C: masa límite a detectar

m: pendiente de la curva de calibración y

S_B: desviación estándar del blanco

Por su parte, para calcular el límite de detección en suelo, se identificaron las concentraciones mínimas obtenidas en las muestras de suelo de cada uno de los 16 POC. Se utilizaron las desviaciones estándar obtenidas de la SPE y se dividieron entre las pendientes obtenidas de las curvas de calibración (véase Anexos I y II para consulta de límites de detección obtenidos en agua y suelo, respectivamente).

3. 2. 7 Control de calidad

Para tener un control de calidad adecuado, fue necesaria la implementación de pruebas y mediciones para verificar que los métodos de extracción, tanto en agua como en suelo, estuvieron funcionando adecuadamente, teniéndose los siguientes: linealidad, blancos y pruebas de recuperación.

Linealidad

La curva de calibración de cada plaguicida organoclorado tuvo un coeficiente de regresión lineal (R^2) de por lo menos 0.99 y la inspección visual debe mostrar una recta. En los anexos I y II se muestran los R^2 de las curvas de calibración para agua y suelo, respectivamente.

Blancos

Para ambos métodos de extracción (SPE y extracción asistida por microondas) se tuvieron blancos. En el primer caso, se usó agua grado Milli-Q ($\rho \geq 18.2 \text{ M}\Omega \cdot \text{cm}$), la cual fue extraída usando el mismo método y materiales que para el resto de las muestras de agua. En relación con los blancos de la extracción asistida por microondas, se siguió el procedimiento como se describe con anterioridad, excepto que no se añadió muestra de suelo alguna a los vasos para extracción, es decir, al momento de llevar a cabo el método, únicamente se añadió acetato de etilo grado HPLC.

Blancos de reactivo

Los blancos de reactivo resultan de utilidad para descartar la existencia de posibles interferentes contenidos en los disolventes empleados. Antes iniciar el análisis cromatográfico, se inyectaron los disolventes empleados en las extracciones —todos grado HPLC— para verificar su pureza. Ninguno de ellos tuvo la presencia de compuestos organoclorados.

Pruebas de recuperación

Para verificar la eficiencia de los métodos de extracción empleados se llevaron a cabo pruebas de recuperación. En el caso de la SPE se contó con muestras adicionadas, mientras que para las extracciones asistidas por microondas, además de muestras adicionadas se tuvo un estándar certificado (Anexos I y II).

Particularmente, el procedimiento para obtener los porcentajes de recuperación de la SPE consistió en: 1) adición de la mezcla de POC por duplicado en dos botellas con dos litros de agua desionizada cada una, la primera a concentración baja (5 ng mL^{-1}) y la segunda a concentración alta (10 ng mL^{-1}); 2) agitación de las cuatro muestras adicionadas por dos horas mediante un agitador automático; 3) SPE; 4) cuantificación de POC; y 5) comparación de los

resultados obtenidos con dos puntos de la curva de calibración correspondientes a las concentraciones adicionadas (Anexo III).

Para obtener los porcentajes de recuperación de la extracción asistida por microondas, se seleccionaron, *a priori*, dos muestras de suelo (sitios 4 y 12). Se tomaron duplicados de ambas muestras, a los cuales les fueron adicionadas dos concentraciones de la mezcla de POC, una baja (25 ng g^{-1}) y la otra alta (200 ng g^{-1}). Finalmente, fueron extraídas y analizadas. Adicionalmente, se extrajo por triplicado un estándar certificado²³ (NIST, 2017). Los compuestos extraídos de él fueron 4,4'-DDE, 4,4'-DDD y 4,4'-DDT. El anexo III muestra los porcentajes de recuperación obtenidos en ambas matrices.

3. 3 Muestras humanas

Los procedimientos para: 1) reclutamiento de mujeres embarazadas, 2) determinación de dosis internas de POC, y 3) aplicación de encuesta “Hoja Verde” fueron llevados a cabo, exclusivamente, en las instalaciones y por el personal Centro Pediátrico de Investigación Comunitaria del Instituto Nacional de Pediatría (CePIC). A continuación, son descritos cada uno de ellos.

El estudio inició con la etapa de reclutamiento de mujeres embarazadas²⁴ que cumplieron con los criterios de inclusión.²⁵ Este procedimiento se llevó a cabo en las instalaciones del Centro de Salud de Tlaltizapán de Zapata y consistió en la entrega de un folleto informativo y una breve conversación acerca del proyecto (Figura 9). Una vez que se mostraron interesadas en formar parte del estudio, se les agendó formalmente una cita en el CePIC.

²³ Standard Reference Material® 1944 New Jersey/New York Waterway Sediment.

²⁴ El periodo de reclutamiento fue de noviembre 2015 a marzo 2016.

²⁵ Criterios de inclusión: Mujeres que cursen el tercer trimestre de un embarazo sano, con 15 ó más años cumplidos y que hayan vivido cuando menos un año en Tlaltizapán.



Figura 9. Reclutamiento de mujeres embarazadas. Alumno de servicio social en investigación médica invitando a mujeres embarazadas a formar parte del protocolo.

Una vez en el CePIC, las pacientes firmaron una carta de consentimiento informado o asentimiento. De inmediato, un médico realizó una historia clínica y aplicó la encuesta “Hoja Verde” a la paciente. Esta última tuvo el propósito de dilucidar diversos tipos de exposición a contaminantes a los que hubieran estado sujetas los últimos años. Al concluirse la encuesta, le fue tomada una muestra de 7 mL de sangre por punción venosa. El suero fue separado por centrifugación y almacenado en tubos criogénicos de 2 mL a -70°C hasta su análisis posterior.

Antes de dar por terminadas las citas de las pacientes, les fue mostrado un mapa en Google Earth®, por medio del cual ellas ubicaron sus viviendas. De esta manera, se registraron las coordenadas cartográficas de las 21 viviendas, las cuales fueron vaciadas en un archivo tipo Hoja de cálculo en Excel®. En la Figura 7 se muestra la ubicación de las viviendas.

3.3.1 Determinación de dosis internas

Todos los procedimientos de extracción y determinación de POC en muestras humanas fueron llevados a cabo por el Q.F.B. Jorge Rodríguez Reyes en el Departamento de

Investigación en Epidemiología del Instituto Nacional de Pediatría. Se utilizó una mezcla de 16 POC en acetona como compuestos de referencia (Ultra Scientific Analytical®-1mL). Los plaguicidas contenidos en la mezcla fueron: α -HCH, β -HCH, γ -HCH, δ -HCH, heptacloro, aldrín, heptacloro epóxido α -endosulfán, β -endosulfán, dieldrín, 4,4'-DDE, endrín, 4,4'-DDD, endrín aldehído, endosulfán sulfato y 4,4'-DDT. Se extrajeron de las muestras de suero por medio de SPE con cartuchos C18 con 3 mg de sílica, empleándose metil-terbutil-éter como disolvente para acondicionar la columna. La extracción fue llevada a cabo en un equipo automático Rapid Trace®. Luego, las muestras fueron secadas y reconstituidas con 120 μ L de hexano. Finalmente, los POC fueron cuantificados por CG-EDC (Agilent Technologies 6890®) y cromatografía de gases con acoplamiento a espectrometría de masas. Todos los disolventes empleados fueron grado HPLC.

Las condiciones cromatográficas para la cuantificación por CG-EDC se muestran en el Cuadro 3 (véase 3. 2. 5). Las temperaturas inicial y máxima del horno fueron 90 y 325°C, respectivamente. Por su parte, las temperaturas del inyector y del detector fueron de 300°C en ambos casos. Se empleó una columna Agilent HP-5MS (5% Fenil-metil siloxano, Agilent Technologies®), con un flujo de nitrógeno de 1.2 mL min⁻¹ y un volumen de inyección de 2 μ L.

3.3.2 Aplicación de encuesta “Hoja Verde”

Para la obtención de los datos clínicos y sociodemográficos se aplicó la encuesta “*Hoja Verde*” a las mujeres embarazadas y, en caso de haberlas, también a sus parejas (para consulta del instrumento, véase Anexo X). La aplicación del instrumento fue llevada a cabo por personal médico del CePIC, previamente capacitado y en apego con los procedimientos del protocolo de investigación en curso.²⁶ Esta encuesta tuvo como objetivos fundamentales detectar, informar y reducir o eliminar los factores de riesgo ambientales desde la etapa preconcepcional, durante el embarazo, lactancia y periodo de crianza, contribuyendo a la creación de ambientes más saludables para la infancia (Ortega-García *et al.*, 2013). Cabe precisar que el instrumento cuenta con los siguiente nueve apartados: 1) datos personales, 2) antecedentes obstétricos, 3) radiación ionizante, 4) fármacos, homeopatía, herboristería o

²⁶ Protocolo “Evaluación de la exposición a plaguicidas utilizando una prueba tamiz en mujeres embarazadas y sus recién nacidos, para la detección temprana de un factor de riesgo para la salud” a cargo de la Dra. Rocío A. Castillo Cruz.

suplementos, 5) exposiciones en el trabajo y aficiones, 6) tabaco y otras drogas, 7) exposición al alcohol, 8) exposiciones en el hogar, jardín, y huerto, y 9) percepción de riesgos. De estos aparatados, se seleccionaron aquellas variables que estuvieron relacionadas con la exposición a plaguicidas (Cuadro 4). Finalmente, los datos sociodemográficos fueron vaciados en una base de datos en una hoja de cálculo en Microsoft® Excel V. 2016.

Cuadro 4. Características sociodemográficas seleccionadas de la hoja verde.

Característica sociodemográfica	Descripción/Definición	Métrica
Edad (madre)	Edad de la embarazada	años
Escolaridad (madre)	Máximo nivel educativo cursado	años
Escolaridad (padre)	Máximo nivel educativo cursado	años
Ingreso familiar	Ingreso total en la vivienda	pesos/mes
Número de hijos	Número de hijos	Hijos
Lactancia materna acumulada	Tiempo de haber amamantado	Meses
Ocupación antes de FUR (madre)	Actividad principal realizada dentro de la vivienda	Sí/No
Ocupación antes de FUR (padre)	Empleo relacionado con labores agrícolas	Sí/No
Ocupación después de FUR (madre)	Actividad principal realizada dentro de la vivienda	Sí/No
Ocupación después de FUR (padre)	Empleo relacionado con labores agrícolas	Sí/No
Preocupación por tóxicos en el trabajo	Preocupación por tóxicos en el trabajo	Sí/No
Ropa y zapatos de trabajo son llevados a casa	Ropa y zapatos de trabajo son llevados a casa	Sí/No
Antigüedad de la vivienda	Tiempo de construcción de la vivienda	Años
Preocupación por riesgos ambientales (madre)	Existencia de preocupación	Sí/No
Preocupación por riesgos ambientales (padre)	Existencia de preocupación	Sí/No
Tiempo de residencia	Tiempo de vivir en Tlaltizapán	Años

3. 4 Análisis estadístico

Se usaron Microsoft® Excel (Versión 2016) y el programa estadístico Stata® (Versión 14) para la presentación y análisis de los datos. Se determinaron las correlaciones de Spearman entre las variables sociodemográficas y las dosis internas para cada POC en las 21 mujeres embarazadas incluidas en el estudio. Posteriormente se identificaron aquellas características que mostraron un nivel de asociación ≥ 0.5 en relación con la dosis interna de cada POC.

3. 5 Cocientes de temporalidad de aplicación y de exposición

Para la determinación de los cocientes de temporalidad de aplicación (en suelos) y de exposición (en los sujetos de estudio) a DDT y endosulfán, se utilizó el método reportado por Tavares *et al.*, (1999). Únicamente, se calcularon los cocientes de los compuestos 4,4'-DDT, y α/β -endosulfán. Por un lado, el cociente de temporalidad se usó para evaluar qué tan reciente había sido la aplicación del plaguicida en el ambiente (Tavares *et al.*, 1999), y por otro lado, el cociente de exposición se aproximó a qué tan reciente había sido la exposición de las mujeres embarazadas a este grupo de compuestos (Romieu *et al.*, 2000). A continuación, se presentan las ecuaciones para calcular los cocientes de temporalidad de aplicación y de exposición:

$$C_{DDT} = \frac{[4,4'-DDT]}{[4,4'-DDE]} \quad (3)$$

$$C_{endosulfán} = \frac{[\alpha,\beta-endosulfán]}{[endosulfán sulfato]} \quad (4)$$

Donde:

[4,4'-DDT]: concentración de 4,4'-DDT (ng g^{-1} ó ng mL^{-1})

[4,4'-DDE]: concentración de 4,4'-DDE (ng g^{-1} ó ng mL^{-1})

$[\alpha,\beta-endosulfán]$: concentración de α,β -endosulfán (ng g^{-1} ó ng mL^{-1})

[endosulfán sulfato]: concentración de endosulfán sulfato (ng g^{-1} ó ng mL^{-1})

3. 6 Cociente de proximidad

A partir de un enfoque geográfico, algunos estudios buscan entender la exposición humana a agroquímicos (Shelton *et al.*, 2014; Ward *et al.*, 2000; Xiang, Nuckols & Stallones, 2000). Para ello, se construyen sistemas de información geográficos con el objetivo de dilucidar posibles rutas de exposición en poblaciones humanas (Vopham, 2014). En el caso de Tlaltizapán, los sitios donde los POC son aplicados resultan estar contiguos, tanto a la cabecera municipal como a sus pueblos y colonias aledañas (Figura 7).

Con base en lo planteado en el párrafo anterior, en el presente trabajo se pensó en la realización de un análisis espacial de exposición a POC en Tlaltizapán. En particular, uno

que relacionara las dosis internas en mujeres embarazadas con los niveles de POC en suelos agrícolas. A continuación, se describen los elementos que fueron incluidos en el análisis y la forma en que estos fueron incorporados.

Para la determinación de los cocientes de proximidad, se utilizaron Microsoft® Excel (V. 2016), Stata® (V.14) y QGIS® (V. 3. 2. 3). Inicialmente, se tomaron las ubicaciones geográficas de las estaciones de muestreo de suelo y de las viviendas, y se midieron las distancias entre cada uno de los 10 sitios de muestreo de suelo y las 21 viviendas de los sujetos de estudio (Figura 10). Las 210 distancias obtenidas fueron aplicadas en la siguiente ecuación:

$$\text{Cociente de proximidad} = \frac{[POC_{\text{sitio } x}]}{\text{Distancia}_{x-y}} \quad (5)$$

Donde:

[POC sitio x]: niveles de un POC²⁷ en suelo del sitio x (ng g⁻¹)

Distancia x-y: distancia entre el sitio x y la vivienda y (km)

De esta manera, fueron calculados 10 cocientes de proximidad por POC para cada una de las 21 viviendas. En total, se calcularon 3,360 cocientes. Posteriormente, se correlacionaron²⁸ las dosis internas con los 210 cocientes de proximidad para cada POC.

Una vez obtenidos los datos, estos fueron graficados asignándoles la línea de tendencia y su coeficiente de correlación. Cabe señalar que, los resultados son presentados de dos formas: 1) datos crudos, los datos íntegros fueron graficados (Anexo VIII); y 2) datos ajustados, omitiendo datos extremos y los casos donde la dosis interna estuvo por debajo del límite de detección (Anexo IX).

²⁷ Es importante recordar que en total se tuvieron 16 POC.

²⁸ Se utilizó la correlación de Spearman.

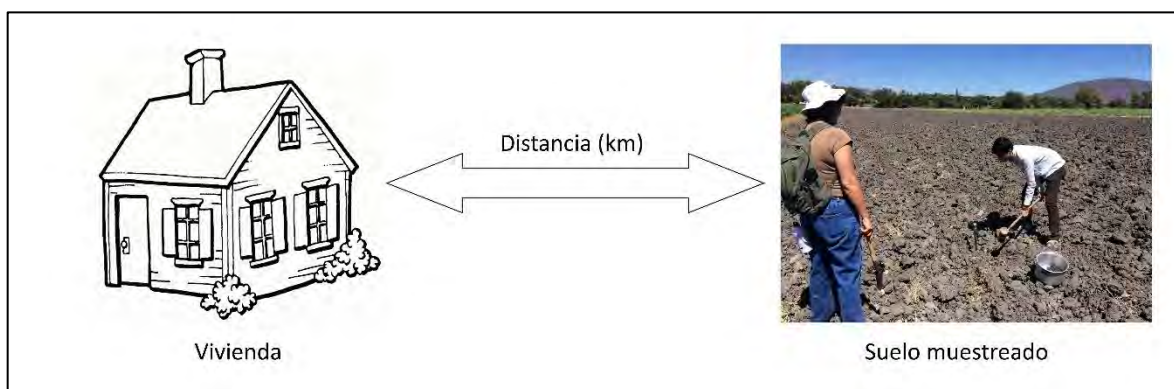


Figura 10. Representación de la distancia entre las viviendas y las estaciones de muestreo de suelo. En ambos casos, se tuvieron disponibles las georreferencias.

3.7 Aspectos éticos

De acuerdo con los principios de Helsinki, la Ley General de Salud y los principios de la Conferencia de Armonización y Buenas Prácticas Clínicas, se solicitó firma de la carta de consentimiento informado para la participación en el estudio en sus diferentes intervenciones y se respetó la confidencialidad de la identidad de los participantes, así como su derecho a retirarse voluntariamente y recibir un informe escrito de los resultados al término del estudio. El protocolo cuenta con la aprobación No. 17/2014 de los Comités de investigación y Ética del Instituto Nacional de Pediatría, y en caso de encontrar hallazgos que pongan en peligro la salud personal o ambiental de la comunidad se dará aviso a el Comité de Ética de esa institución y a las autoridades correspondientes.

Capítulo 4 Resultados y discusión

En primer lugar, son descritos los resultados del muestreo de suelo durante los años 2017 y 2018, divididos por grupos de compuestos. Enseguida, ambos años son comparados por frecuencia de detección y niveles de POC. Posteriormente, se hace una comparación temporal con los resultados obtenidos por Velasco *et al.*, (2012) durante los años 2008, 2009 y 2010. En segundo lugar, se muestran y discuten los resultados de las muestras ambientales de agua, seguidos de las dosis internas y características sociodemográficas de la población de estudio. Finalmente, se hace una integración de los datos recabados con el propósito de evaluar el grado de exposición humana a POC por factores ambientales o sociodemográficos (evaluación de riesgo).

4. 1 Muestras de suelo

En ambos años de muestreo se observó la presencia de los 16 POC analizados en este estudio (Véase 3.2.4 para consulta de los POC). Particularmente, dieldrín, 4,4'-DDT y 4,4'-DDE estuvieron presentes en todas muestras en ambos años (100%). Además, al menos 4/16 de los POC fueron detectados en cada uno de los sitios, es decir, ninguno de ellos estuvo libre de la presencia de POC (Figura 11).

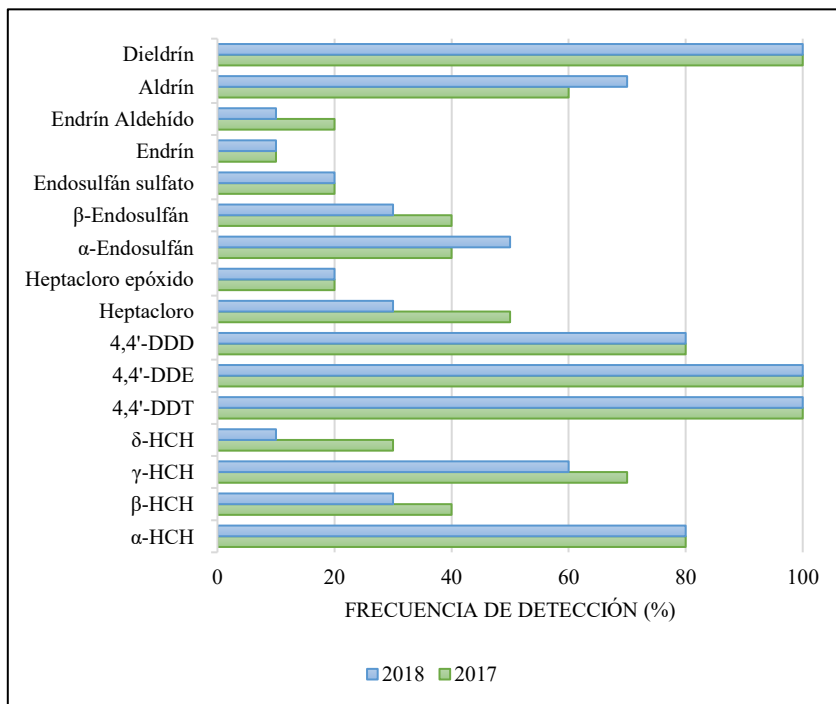


Figura 11. Frecuencias relativas de detección de POC en suelos.

Cuadro 5. Concentraciones promedio* de POC en suelos (ng g⁻¹ peso seco).

POC	4		5		9		12		13		14		16		18		20		24		LD
	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	
α-HCH	0.04	<LD	0.14	0.07	0.04	<LD	<LD	0.13	0.13	0.04	0.08	0.05	0.04	0.02	0.78	0.06	0.39	0.06	<LD	0.03	0.01
β-HCH	0.31	0.12	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0.35	<LD	<LD	<LD	<LD	1.68	<LD	0.36	<LD	0.58	0.79	<LD	<LD	0.07
γ-HCH	<LD	<LD	0.06	0.17	0.03	<LD	<LD	0.09	0.2	0.02	0.09	0.03	<LD	0.04	0.69	<LD	0.25	<LD	0.1	0.12	0.02
δ-HCH	<LD	0.18	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0.1	<LD	0.84	<LD	0.32	<LD	<LD	<LD	0.01
Heptacloro	0.66	0.86	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1.63	<LD	0.63	<LD	0.48	0.69	1.69	0.41	0.38
Heptacloro epóxido	<LD	0.11	<LD	0.04	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	4.59	<LD	0.22	<LD	<LD	<LD	0.02
α-Endosulfán	<LD	0.15	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0.11	<LD	<LD	0.07	<LD	0.24	0.08	0.4	<LD	0.27	0.29	<LD	0.19	0.05
β-Endosulfán	<LD	<LD	<LD	0.4	<LD	1.58	<LD	0.47	<LD	<LD	1.05	<LD	0.71	<LD	0.71	<LD	0.34	<LD	<LD	<LD	0.24
Endosulfán sulfato	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0.08	<LD	0.05	<LD	<LD	0.63	<LD	<LD	<LD	0.3	<LD	0.04
Endrín	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0.06	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0.47	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0.09
Endrín Aldehído	<LD	3.68	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1.12	<LD	5.76	<LD	<LD	<LD	0.01
Aldrín	0.01	0.18	<LD	<LD	0.05	0.01	<LD	0.11	<LD	0.02	<LD	<LD	0.11	<LD	0.49	<LD	0.34	0.08	0.05	0.07	0.01
Dieldrín	8.79	96.36	6.17	23.69	15.94	2.11	97.35	10.8	54.87	18.7	6.77	9.66	34.76	5.14	25.5	71.13	50.3	21.93	2.07	3.69	0.02
4,4'-DDT	19.87	82.28	26.33	156.1	10.55	127.9	24.82	69.92	14.94	50.34	44.02	116.6	30.88	38.08	1.05	97.92	9.8	44.32	24.32	19.61	0.06
4,4'-DDE	20.85	17.01	14.38	18.12	26.27	4.28	7.2	2.49	41.48	54.85	20.93	16	15.46	2.32	45.77	54.17	94.67	56.49	45.36	23	0.08
4,4'-DDD	0.32	3.77	0.19	3.36	0.07	0.49	0.19	0.12	<LD	5.78	0.25	0.12	0.08	0.18	0.45	<LD	0.43	12.57	<LD	<LD	0.01
Σ POC	50.85	204.7	47.27	201.95	52.95	136.37	129.56	84.65	111.62	129.83	73.26	142.51	85.69	45.86	84.48	223.28	164.15	137.22	73.89	47.12	

* Promedio de dos muestras

LD: límite de Detección

4.1.1 Niveles de acumulación POC en suelos

Al sumar las concentraciones de los POC encontrados en cada uno de los sitios (acumulación de POC), puede observarse que en 2017, se determinó una acumulación de POC de $164.2 \text{ ng g}^{-1} \text{ peso seco}$ en el sitio 20, misma que fue la más alta entre las muestras (Figura 12). A esta cifra le siguen las concentraciones determinadas en los sitios 12 ($129.56 \text{ ng g}^{-1} \text{ peso seco}$) y 13 ($111.62 \text{ ng g}^{-1} \text{ peso seco}$). Por su parte, con una acumulación de $223.28 \text{ ng g}^{-1} \text{ peso seco}$, el sitio 18 fue en el que se registraron los niveles más elevados de POC en 2018. De manera similar, en los sitios 4 ($204.7 \text{ ng g}^{-1} \text{ peso seco}$) y 5 ($201.95 \text{ ng g}^{-1} \text{ peso seco}$), se determinaron niveles elevados (Cuadro 5).

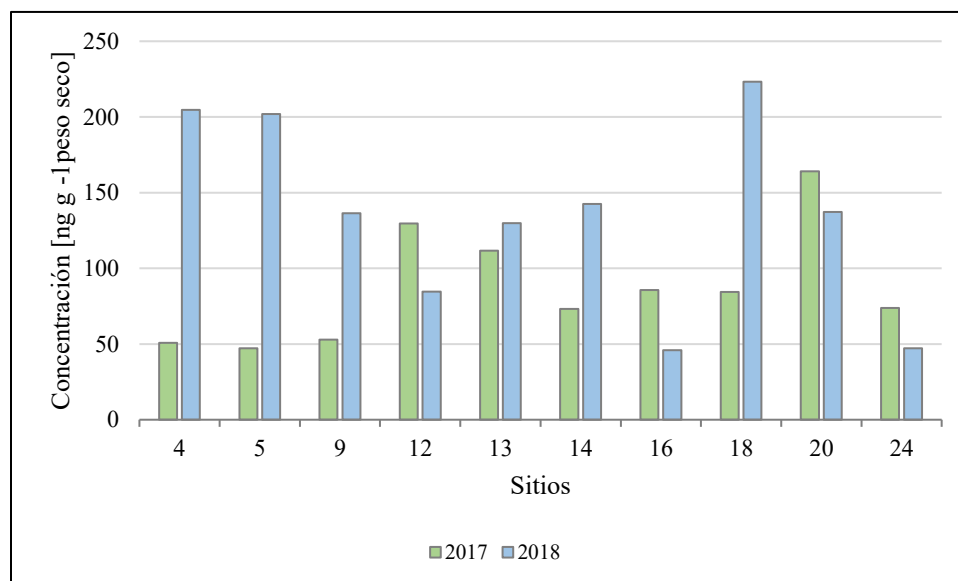


Figura 12. Concentraciones promedio de POC totales en suelos. Los promedios fueron obtenidos mediante la suma de las concentraciones de los 16 POC por sitio de muestreo.

4.1.2 Niveles y distribución de α -HCH, β -HCH, γ -HCH y δ -HCH en suelos

Aun cuando en 2017, β -HCH en el sitio 16 fue el isómero de hexaclorociclohexano con la mayor concentración ($1.68 \text{ ng g}^{-1} \text{ peso seco}$) en la zona, para el año 2018, los niveles de este compuesto estuvieron por debajo del límite de detección en el mismo sitio (Figura 13). Por su parte, los sitios 18₂₀₁₇ ($0.69 \text{ g}^{-1} \text{ peso seco}$) y 20₂₀₁₇ ($0.25 \text{ g}^{-1} \text{ peso seco}$) acumularon las mayores concentraciones de γ -HCH (Cuadro 5).

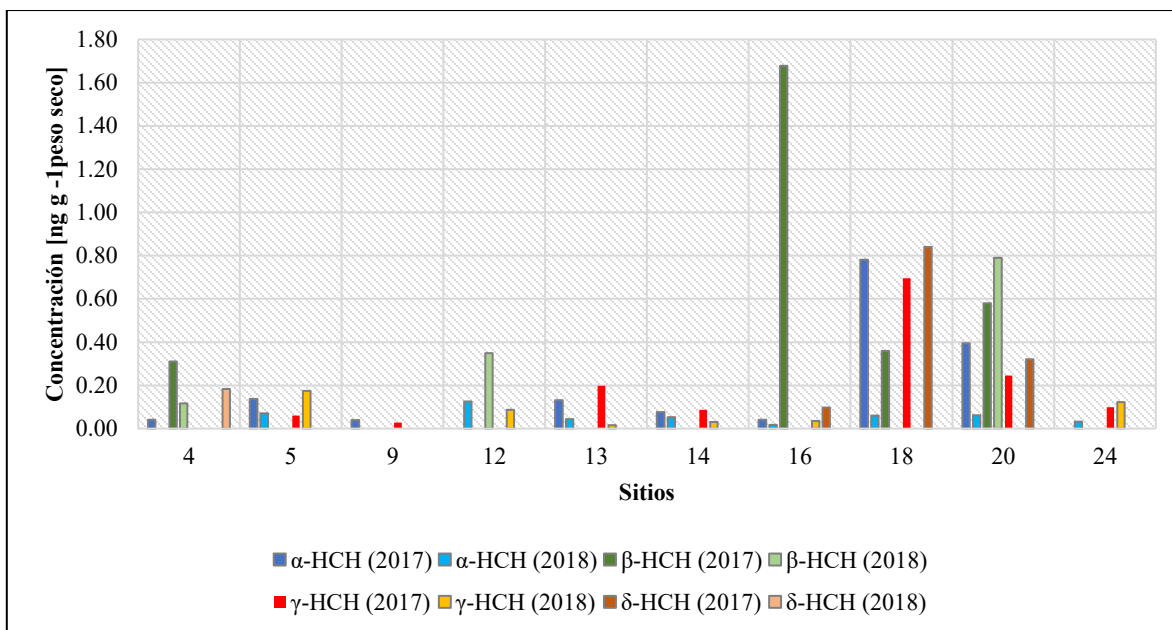


Figura 13. Concentraciones de α -HCH, β -HCH, γ -HCH y δ -HCH en suelos. Las concentraciones representadas, corresponden a un promedio de dos muestras.

4.1.3 Niveles de 4,4'-DDT, 4,4'-DDE y 4,4'-DDD en suelos

Las concentraciones de 4,4'-DDT aumentaron en nueve de los diez sitios muestreados entre 2017 y 2018 (véase Figura 14). Más aún, en el sitio 5 se registró el mayor aumento de concentración de este compuesto entre un año y otro (de 26.3 a 156.1 ng g⁻¹ peso seco). Por el contrario, el sitio 24, el cual fue el único que disminuyó entre ambos años) no mostró un cambio importante (24.32 a 19.61 ng g⁻¹ peso seco).

En relación con el cociente 4,4'-DDT/4,4'-DDE, en siete de los diez sitios de muestreo se determinaron cocientes superiores a 1. Tales sitios fueron 4₍₂₀₁₈₎, 5₍₂₀₁₇₎, 5₍₂₀₁₈₎, 9₍₂₀₁₈₎, 12₍₂₀₁₇₎, 12₍₂₀₁₈₎, 14₍₂₀₁₇₎, 14₍₂₀₁₈₎, 16₍₂₀₁₇₎, 16₍₂₀₁₈₎ y 18₍₂₀₁₈₎. Esto es un indicativo del uso reciente (<5 años) de 4,4'-DDT en la zona.

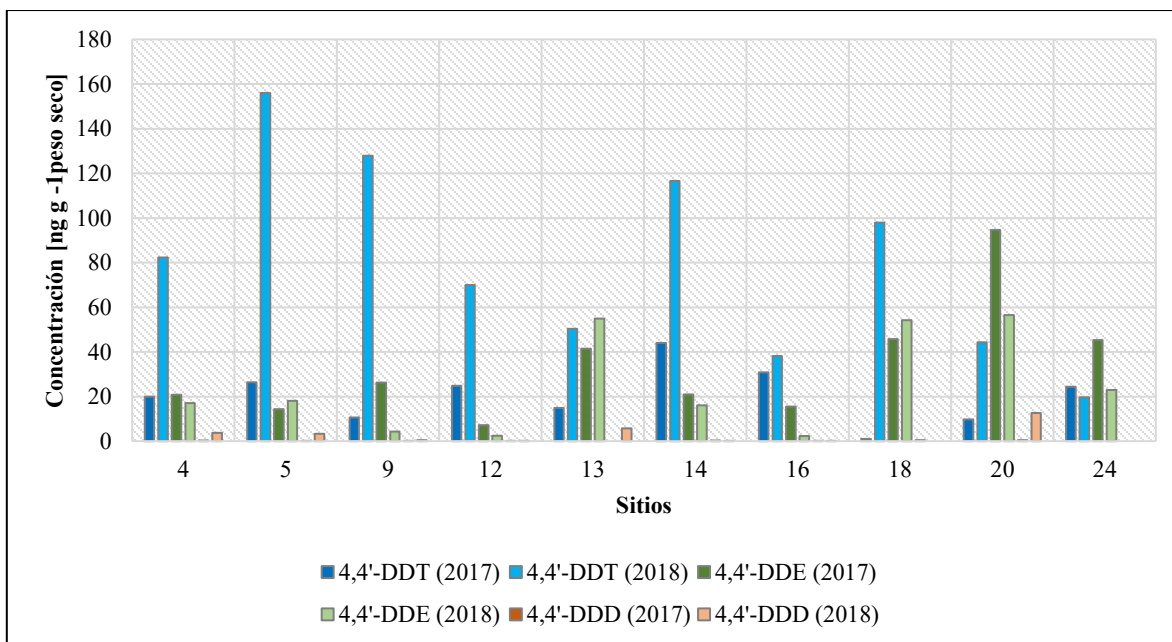


Figura 14. Concentraciones de 4,4'-DDT, 4,4'-DDE y 4,4'-DDD. Las concentraciones representadas corresponden a un promedio de dos muestras.

4.1.4 Niveles de heptacloro y heptacloro epóxido en suelos

El heptacloro epóxido es un metabolito de la degradación del heptacloro (Beyer & Gale, 2013). La figura 15 representa los niveles encontrados de heptacloro y heptacloro epóxido en suelos (2017 y 2018). Si bien en 2017 se observó el nivel más elevado de heptacloro epóxido en el sitio 18 (4.6 ng g^{-1}), en 2018, su presencia no fue detectada. Asimismo, las concentraciones de heptacloro en 2018 en los sitios 4 y 24 (19.9 y 50.8 ng g^{-1} respectivamente) disminuyen en relación con las de 2017 (también véase cuadro 5). Por el contrario, en los sitios 9, 12, 13 y 14 no se detectó la presencia de estos dos compuestos en ninguno los dos años.

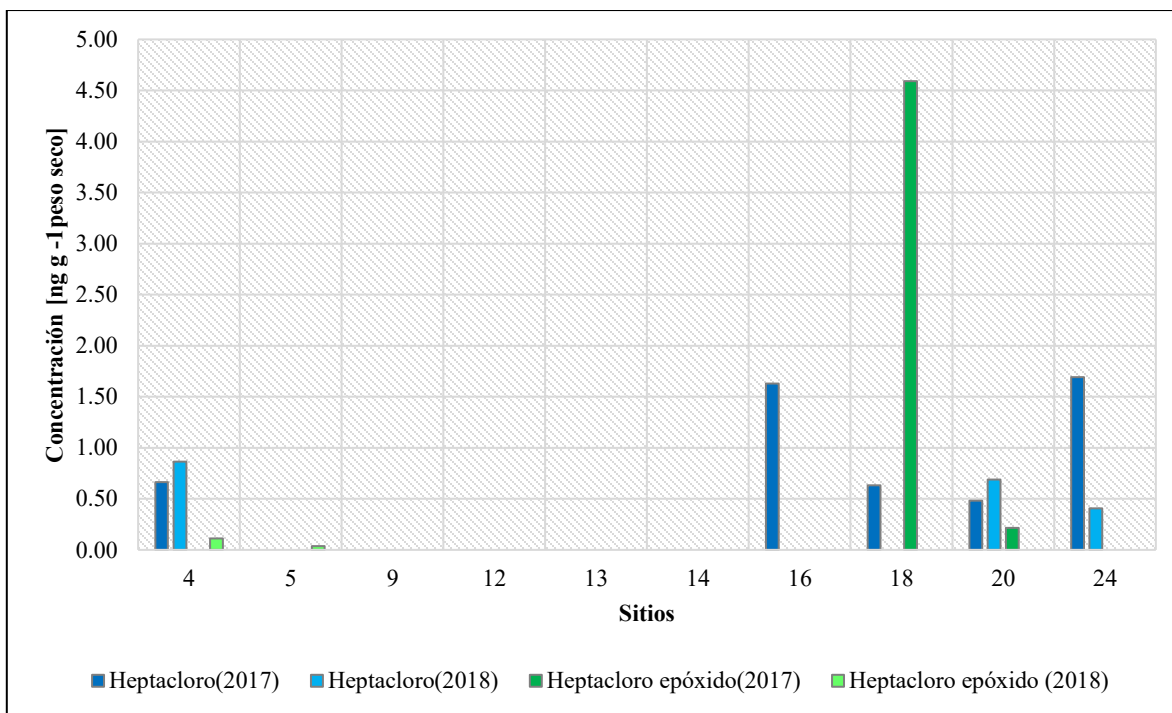


Figura 15. Concentraciones de heptachloro y heptachloro epóxido en suelos. Las concentraciones representadas, corresponden a un promedio de dos muestras.

4.1.5 Niveles de α -endosulfán, β -endosulfán y endosulfán sulfato en suelo

En 2017, fue detectada la presencia de β -endosulfán en los sitios 14, 16, 18 y 20; sin embargo, para el año siguiente sus niveles estuvieron por debajo del límite de detección en los mismos sitios. Por el contrario, en los sitios 5, 9 y 12 no se detectó la presencia de β -endosulfán en 2017, pero sí fue detectado en estos sitios en 2018. Un caso distinto es el sitio 4, ya que α -endosulfán fue detectado en ambos años (Figura 16).

Como es sabido, endosulfán sulfato es un metabolito de la degradación de α -endosulfán y β -endosulfán (Walse *et al.*, 2002). En la zona de estudio, este compuesto únicamente fue detectado en los sitios 13₍₂₀₁₈₎, 14₍₂₀₁₈₎, 18₍₂₀₁₇₎ y 24₍₂₀₁₇₎. En este sentido, llama la atención que, aun cuando endosulfán sulfato estuvo presente en sólo cuatro de los diez sitios, en casi todas las muestras colectadas (excepto 13₍₂₀₁₈₎), por lo menos uno de los compuestos α -endosulfán o β -endosulfán (moléculas precursoras) fue detectado. Lo anterior, es un indicativo del uso reciente de endosulfán técnico (Weber *et al.*, 2010). Asimismo, es destacable la predominancia de β -endosulfán sobre α -endosulfán. De acuerdo con Herrmann

M. (2002), en el endosulfán técnico (mezcla de isómeros aplicada en campo), existe una relación entre 2:1 y 7:3 de α -endosulfán y β -endosulfán respectivamente (Herrmann, 2002). Se debe agregar que β -endosulfán tiende a convertirse de forma irreversible en α -endosulfán en el ambiente (Schmidt *et al.*, 2001; Weber *et al.*, 2010). Cabe mencionar que la USEPA considera a α -endosulfán, β -endosulfán y endosulfán sulfato igualmente tóxicos (Keith & Telliard, 1979)

Lo anterior parecería apuntar a que α -endosulfán tendría que encontrarse en proporciones mayores con respecto a β -endosulfán; sin embargo, en este estudio no sucedió de esta manera. Por su parte, Antonious G. & Byers M. (1997) indican que, al ser α -endosulfán ($vp=0.006$ mm Hg) dos veces más volátil que β -endosulfán ($vp=0.003$ mm Hg), con mayor facilidad, el primero se disipa del suelo a otras regiones locales, nacionales o transnacionales (p. ej. el Ártico o países desarrollados). Esta es una posible explicación de la prevalencia de β -endosulfán en la región.

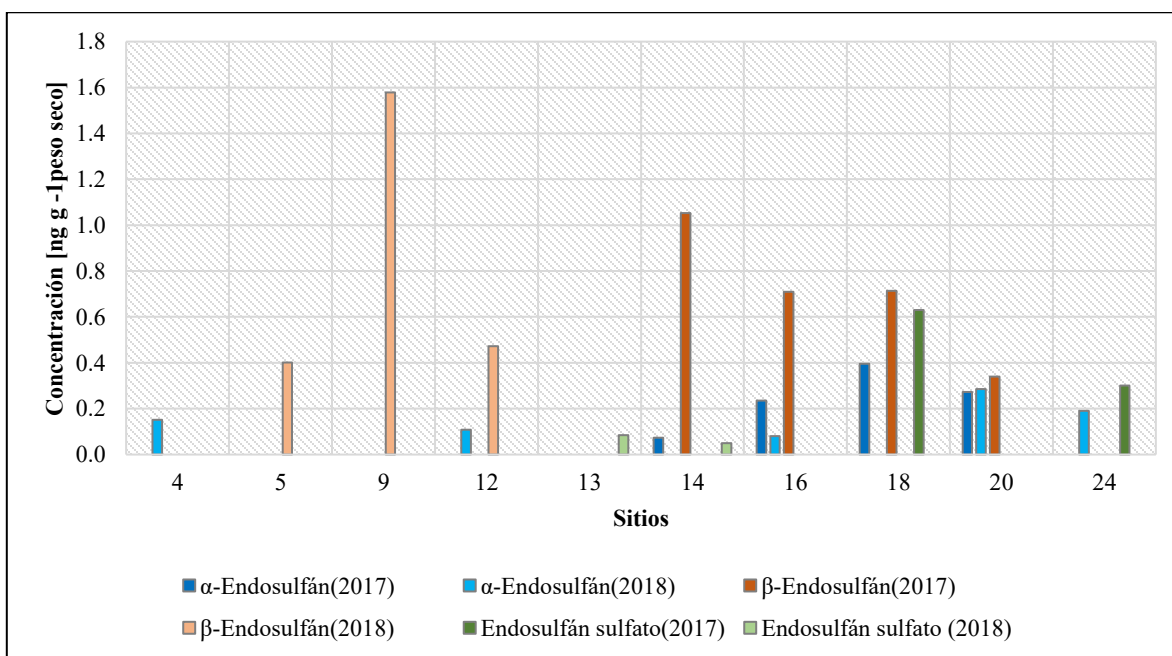


Figura 16. Concentraciones promedio de α -endosulfán, β -endosulfán y endosulfán sulfato en suelo. Las concentraciones representadas, corresponden a un promedio de dos muestras.

4.1.6 Niveles de endrín, endrín aldehído, aldrín y dieldrín en suelo

Dentro del grupo de los drines, dieldrín fue el compuesto con las mayores concentraciones en todos los sitios de muestreo. Más aún, se observó que en cinco de los diez sitios (4, 5, 14, 18 y 24), los niveles de este compuesto aumentaron entre 2017 y 2018 (Figura 17). Cabe recordar que dieldrín es un POC altamente persistente en el ambiente debido a su baja volatilidad (Zitko, 2003). A este factor se suma el hecho de que cuando aldrín es aplicado en el campo, éste rápidamente se convierte en dieldrín (Scheunert, 1992).

Más aún, los niveles de endrín aldehído fueron mayores con respecto a los de endrín. Lo anterior es un indicador de la alta persistencia de estos compuestos en el suelo y del uso histórico —particularmente pero no exclusivamente— de endrín en la zona.

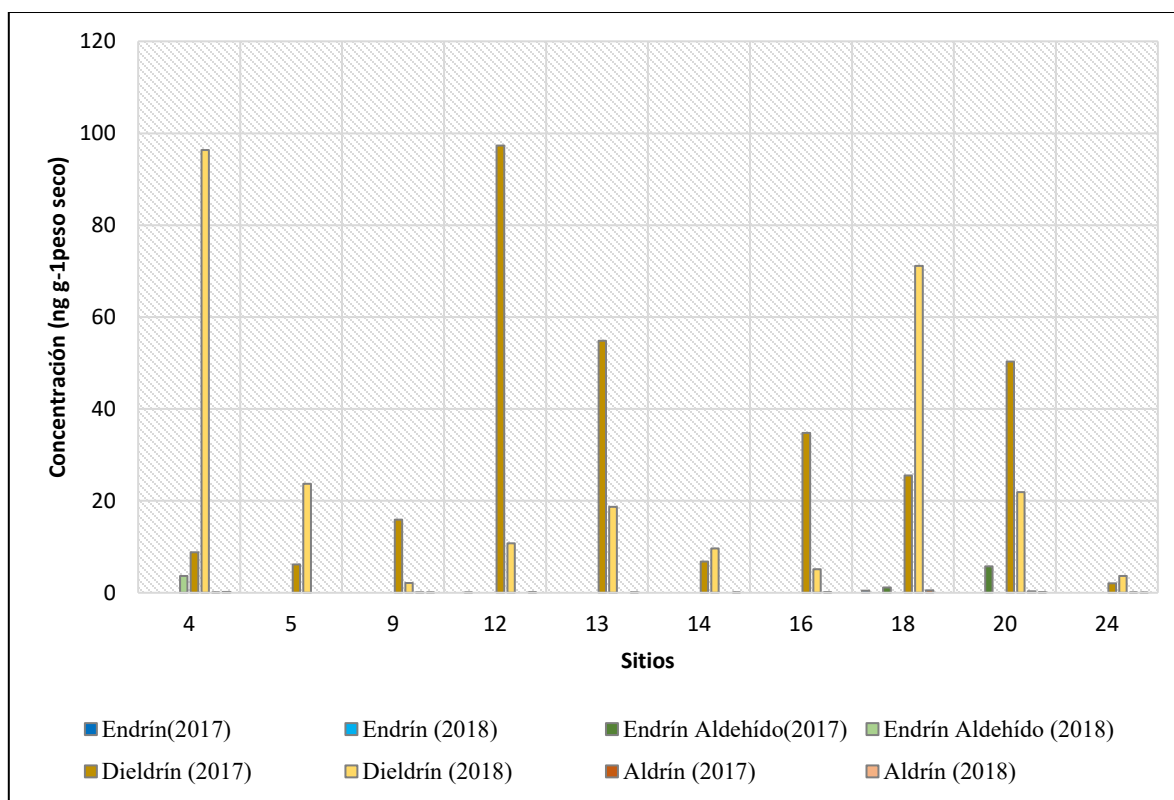


Figura 17. Concentraciones promedio de endrín, endrín aldehído, aldrín y dieldrín en suelo. Las concentraciones representadas, corresponden a un promedio de dos muestras.

4.1.7 Distribución espacial de niveles de POC totales en suelo

Entre las muestras tomadas, los sitios 18 ($\Sigma\text{POC}=171.89 \text{ ng gr}^{-1}$) y 20 ($\Sigma\text{POC}=170.68 \text{ ng gr}^{-1}$) fueron los que presentaron una mayor contaminación por POC (Figura 18). Cabe señalar que los niveles del 4,4'-DDE en ambos sitios fueron mayores a los de 4,4'-DDT, por lo que posiblemente su presencia tenga una explicación histórica. Por el contrario, en el sitio 16 ($\Sigma\text{POC}=81.76 \text{ ng gr}^{-1}$) se registró el menor nivel de POC, pero, se observa que en esta zona hubo una aplicación reciente de 4,4'-DDT, puesto que los niveles de este compuesto (34.48 ng gr^{-1}) son mayores a los de su metabolito secundario (8.9 ng gr^{-1}).

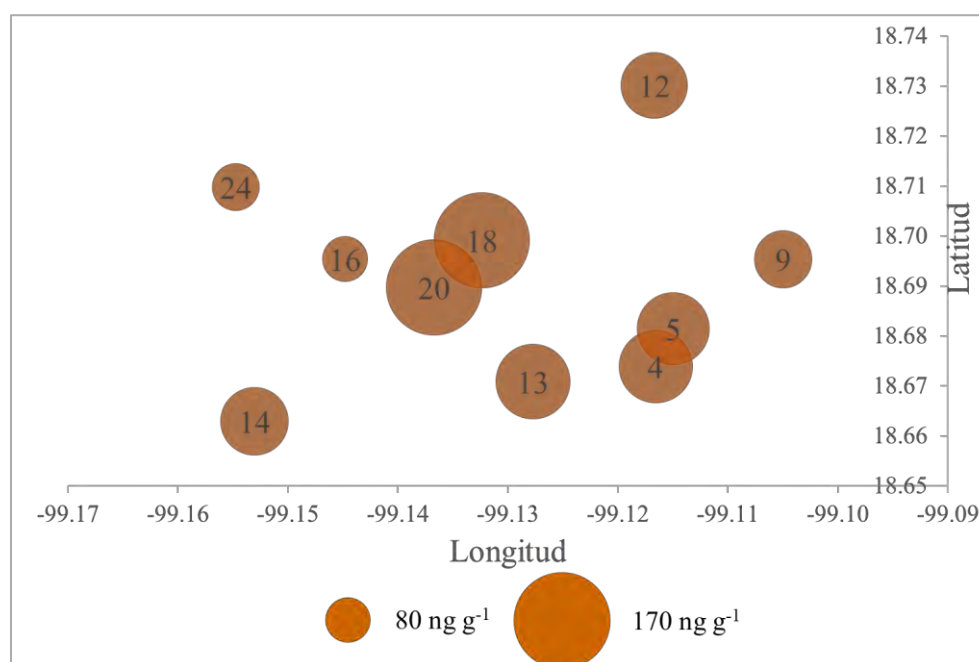


Figura 18 Distribución espacial de niveles del POC totales (promedio de ambos años de muestreo).

4.1.8 Comparación de niveles de POC en suelo con otros sitios en México

A continuación, se presenta un cuadro donde son comparados los niveles de algunos POC cuantificados en el presente y otros estudios en México (Cuadro 6). Entre estos estudios, se encuentra el de Velasco *et al.* (2012). Como puede observarse, ha habido cambios sustanciales en la presencia de 4,4'-DDT, 4,4'-DDE y, 4,4'-DDD. Como se observa, la concentración de los dos primeros compuestos aumentó considerablemente (dos veces más para 4,4'-DDT y una cuarta parte más para 4,4'-DDE, aproximadamente).

Lo anterior indica que, entre el estudio de Velasco *et al.*, (2012) y este estudio, ha habido una aplicación de 4,4'-DDT en Tlaltizapán. Asimismo, denota que prevalecen mayores concentraciones de 4,4'-DDT en relación con las de su metabolito secundario. De igual manera, es importante resaltar la similitud en cuanto a las concentraciones encontradas de 4,4'-DDT, 4,4'-DDE, 4,4'-DDD y Σ HCH en este estudio y las determinadas en el Valle del Yaqui (Sánchez-Osorio *et al.*, 2017). Este último es considerado la *Cuna de la Revolución Verde* por el uso de agrotóxicos (p. ej. DDT) desde la década de los cincuenta hasta finales de los años setentas (Bejarano-González, 2002).

Cuadro 6. Comparación entre concentraciones determinadas en el presente y otros estudios llevados a cabo en México. Modificado de Velasco et al. 2014.

<i>Lugar</i>	<i>Compuestos</i>	<i>ng kg⁻¹</i>	<i>Referencia</i>
Comarca Lagunera, Coahuila y Durango	Aldrín	0.77-256.8	(Rodríguez <i>et al.</i> , 2006)
	Endrín	0.23-404.4	
Estados de Puebla y de México	4,4'-DDT	22.9-99.2	(Waliszewski <i>et al.</i> , 2008)
	4,4'-DDE	2.0-7.1	
	Σ HCH	938.5	
Sur de Sonora	4,4'-DDT	679.7	(Acuña-García <i>et al.</i> , 2009)
	4,4'-DDE	621.3	
Sur de México	Σ Endo	57 \pm 23	(Wong, Alegria, & Bidleman, 2010)
	Σ DDT	10 \pm 21	
	γ -HCH	143.1	
Sur de Sonora (Valle del Yaqui y Valle Mayo)	4,4'-DDT	120.4	(Cantu-Soto <i>et al.</i> , 2011)
	4,4'-DDE	61.6	
Valle de Culiacán, Sinaloa	Σ DDT	0.51-25.95	(García-De la Parra <i>et al.</i> , 2012)
	4,4'-DDT	0.2-79.1	
	4,4'-DDE	0.3-70.6	
Tlaltizapán de Zapata, Morelos (2008, 2009 y 2010)	4,4'-DDD	8.8-15.9	(Velasco <i>et al.</i> , 2012)
Río Verde, San Luis Potosí	4,4'-DDT	14.9-144.1	(Velasco <i>et al.</i> , 2014)
	4,4'-DDT	nd-98	
Valle del Yaqui, Sonora	4,4'-DDE	nd-94	(Sánchez-Osorio, Macías-Zamora, Ramírez-Álvarez, & Bidleman, 2017)
	4,4'-DDD	nd-26	
	Σ HCH	0.03-3.1	
	4,4'-DDT	1.05-156.06	
	4,4'-DDE	2.32-94.67	
Tlaltizapán de Zapata, Morelos (2017 y 2018)	4,4'-DDD	0.12-12.57	Este estudio
	Σ HCH	0.26-3.99	
	Σ Endo	0.8-2.6	
	Aldrín	0.01-0.49	
	Endrín	0.06-0.47	

4. 2 Muestras de agua

En una de las dos redes municipales de distribución de agua (*Ayuntamiento*) fue detectada la presencia de δ -HCH (0.08 ng L^{-1}), heptacloro (0.25 ng L^{-1}) y β -endosulfán (0.23 ng L^{-1}). Llama la atención que heptacloro, siendo un POC que nunca ha sido autorizado para su uso, estuviera presente. En la otra red de distribución (*Chihuahuita*) no se detectó la presencia de ninguno de los POC analizados ($< \text{LD}$) (véase cuadro 7).

La Figura 19 representa la distribución espacial de los niveles totales de POC²⁹ (ΣPOC) determinados en agua durante 2017 (6 a) y 2018 (6 b). Se observó una disminución en la concentración de ΣPOC en los B₃, A₃, 13 y Canal entre 2017 y 2018. Dentro de estos sitios, B₃ fue el que tuvo la mayor concentración de POC 70.64 ng L^{-1} , siendo DDD el plaguicida detectado en un nivel más alto (22.95 ng L^{-1}). Esto podría estar relacionado con su bajo contenido de oxígeno disuelto (4.6 mg L^{-1}) en este sitio, donde se detectó la presencia de los 16 POC analizados. Al igual que en el sitio B₃, en el sitio 13 fue detectada la presencia de todos los POC, encontrándose 36.96 ng L^{-1} de ΣPOC .

Es importante subrayar dos cosas en relación con la determinación de POC en agua. Primero, δ -HCH estuvo presente en una de las dos redes de distribución de agua. Este compuesto es un isómero y componente de la fórmula técnica de γ -HCH (lindano), el cual, a su vez, está catalogado como carcinogénico (IARC, 2015). Esto representa un riesgo inminente para salud de la población de Tlaltizapán. En segundo lugar, es importante destacar que todos los POC analizados en este estudio fueron determinados en los dos ríos muestreados. El uso de tres de estos POC (aldrín, dieldrín y endrín) está prohibido por la legislación mexicana; el de otros tres está restringido o en proceso de prohibición (DDT, γ -HCH y endosulfán); y el de otros dos (heptacloro y α - β -HCH) nunca ha sido aprobado (CICOPLAFEST, 1991).

²⁹ Aquí, niveles totales de POC se refiere a la suma total de concentraciones de POC determinados en una misma muestra de agua.

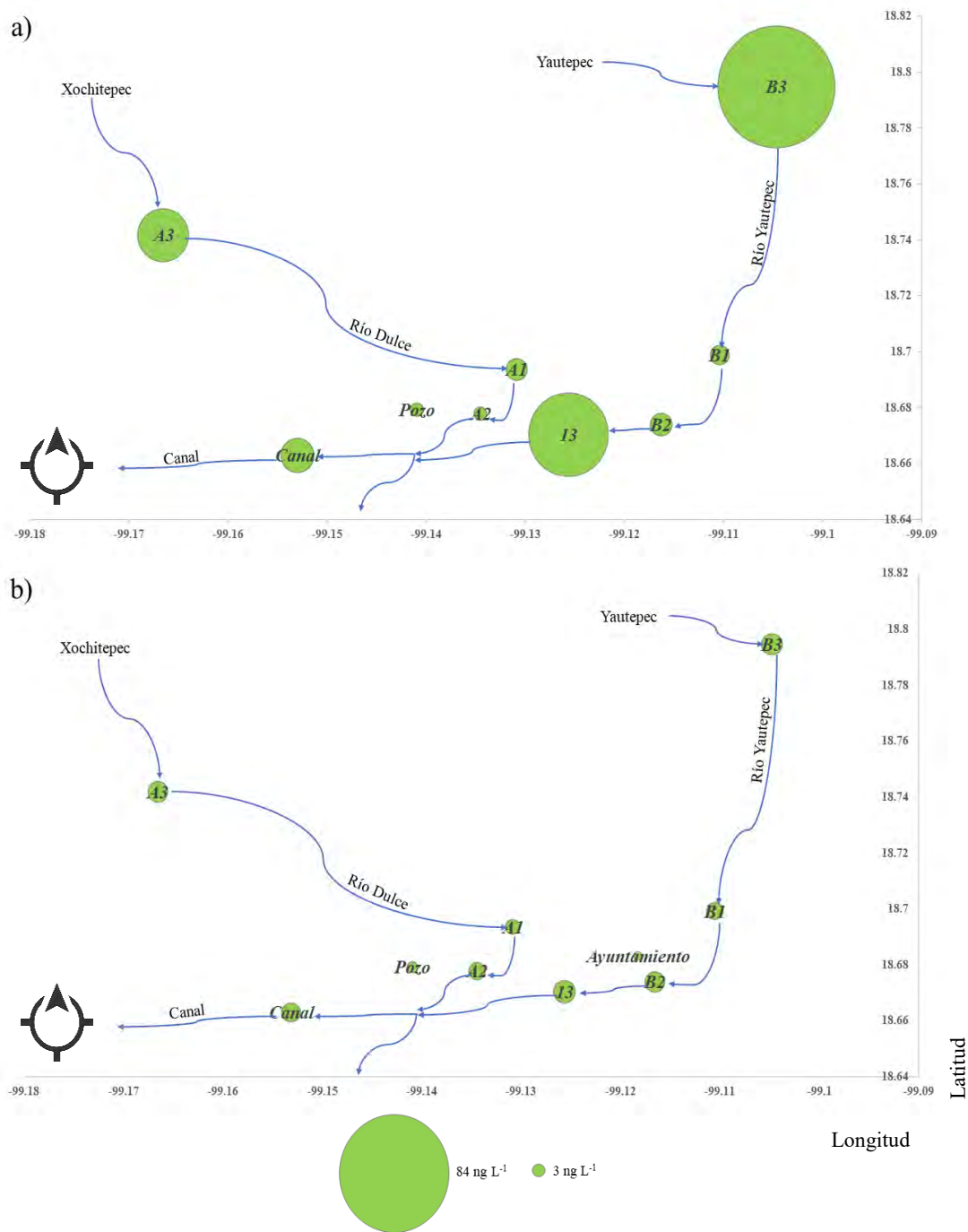


Figura 19. Distribución espacial de los niveles de POC encontrados en agua. El tamaño de las esferas representa la concentración de todos los POC determinados para un sitio (Σ POC) y año en particular. Las flechas indican la dirección de la corriente a): año 2017 y b): año 2018.

Cuadro 7. Concentraciones de POC a en muestras de agua (ng L⁻¹).

POC	Pozo		Red de distribución de agua		Río Dulce						Río Yautepec						13		Canal		LD
	2017	2018	Chihuahuita ^b	Ayuntamiento ^c	A 1		A 2		A3		B 1		B 2		B3		2017	2018	2017	2018	
					2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018							
α-HCH	<LD	<LD	<LD	<LD	0.13	0.02	0.14	0.03	1.03	0.05	0.16	0.01	0.30	0.03	7.45	<LD	3.66	0.02	0.25	0.05	0.01
β-HCH	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0.11	2.05	0.22	0.21	<LD	<LD	0.19	1.03	<LD	3.83	<LD	<LD	0.23	0.1
γ-HCH	<LD	<LD	<LD	<LD	0.18	0.06	<LD	0.05	1.04	0.18	<LD	0.02	0.23	0.06	6.65	<LD	3.38	0.08	0.05	0.06	0.02
δ-HCH	0.75	<LD	<LD	0.08	<LD	0.03	<LD	0.05	1.06	0.11	0.36	<LD	0.37	0.08	4.23	<LD	5.09	<LD	5.96	0.04	0.02
4,4'-DDT	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0.11	<LD	<LD	<LD	0.21	<LD	<LD	<LD	<LD	0.30	0.62	0.74	<LD	<LD	0.19	0.11
4,4'-DDE	0.40	<LD	<LD	<LD	<LD	0.14	0.36	0.50	0.61	<LD	<LD	0.20	0.24	0.40	13.77	<LD	2.14	<LD	<LD	<LD	0.04
4,4'-DDD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0.29	0.10	1.88	0.06	0.20	0.80	0.21	<LD	22.95	0.06	2.12	<LD	0.18	<LD	0.03
Heptacloro	<LD	0.64	<LD	0.25	<LD	0.44	<LD	0.42	0.57	0.63	<LD	0.39	0.25	0.75	3.31	0.31	2.41	0.63	<LD	1.48	0.21
Heptacloro epóxido	<LD	<LD	<LD	<LD	2.30	0.03	0.04	<LD	1.42	0.17	<LD	0.05	0.13	0.05	1.97	0.26	2.08	0.06	<LD	<LD	0.03
α-Endosulfán	<LD	<LD	<LD	<LD	0.02	<LD	<LD	<LD	1.12	<LD	<LD	<LD	0.23	<LD	3.42	0.80	2.10	<LD	<LD	0.06	0.02
β-Endosulfán	<LD	<LD	<LD	0.23	<LD	0.13	<LD	<LD	1.55	1.19	0.20	0.19	0.49	0.24	3.08	<LD	3.21	0.42	<LD	0.21	0.03
Endosulfán sulfato	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.05	<LD	1.14	<LD	0.49	<LD	4.95	0.91	3.87	<LD	0.52	0.19	0.17
Endrín	<LD	<LD	<LD	<LD	0.24	<LD	<LD	<LD	0.64	0.05	<LD	<LD	<LD	0.04	0.73	0.03	1.85	0.05	<LD	<LD	0.03
Endrín Aldehído	<LD	0.19	<LD	<LD	<LD	0.63	0.31	0.65	0.89	<LD	<LD	0.02	<LD	0.52	7.49	<LD	1.12	2.00	<LD	<LD	0.02
Aldrín	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0.37	<LD	<LD	<LD	0.07	<LD	3.09	0.07	1.49	<LD	<LD	<LD	0.02
Dieldrín	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0.30	<LD	0.40	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0.03
Σ POC	1.15	0.82	<LD	0.55	2.87	1.59	1.15	1.90	16.28	2.85	2.26	1.99	3.01	2.75	84.41	3.07	39.10	3.26	6.97	2.52	

a: Promedio de dos muestras

b: año de muestreo 2017

c: año de muestreo 2018

LD: Límite de Detección

4.3 Muestras humanas

En el suero de las 21 mujeres embarazadas reclutadas (100%), fue detectada la presencia de 4,4'-DDE, α -HCH, β -HCH, δ -HCH y dieldrín (Figura 20). En contraste, los compuestos heptacloro epóxido (19%) y heptacloro (38.1%) fueron los menos frecuentes. De esto, es posible argumentar que todas las mujeres embarazadas incluidas en este estudio han estado expuestas, en algún momento de sus vidas, a cinco o más de los 16 POC analizados.

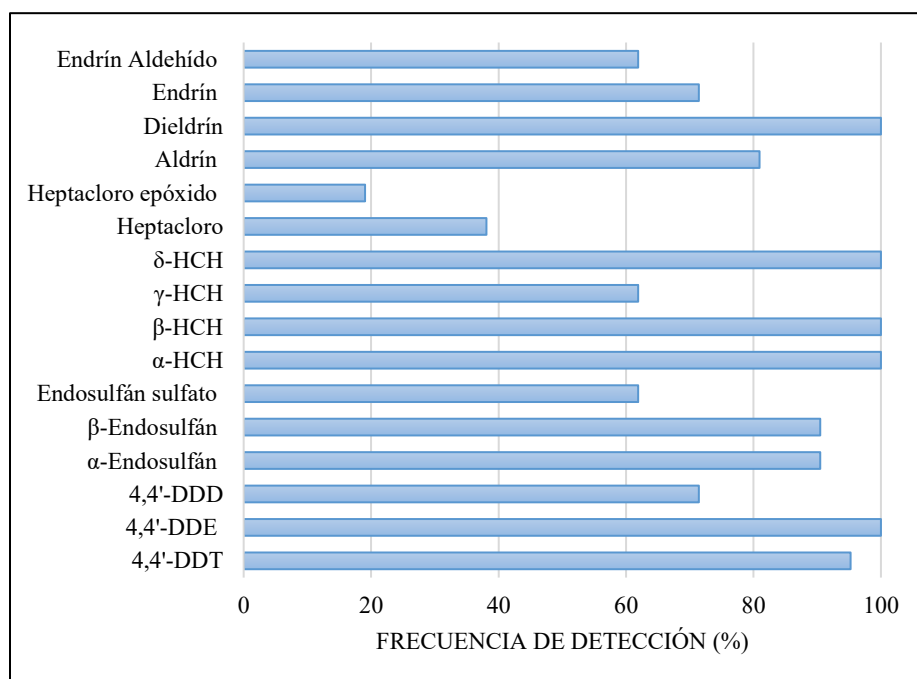


Figura 20. Frecuencias relativas de detección de POC en mujeres embarazadas (n=21).

Cuadro 8. Dosis internas de POC en 21 mujeres embarazadas (ng mL⁻¹).

POC	Media geométrica	DS	% de detección	Mínimo	PC₂₅	PC₅₀	PC₇₅	Máximo
4,4'-DDT	0.90	0.41	95.2	<LD	0.58	0.89	1.17	2
4,4'-DDE	0.15	0.05	100	0.09	0.11	0.13	0.17	0.26
4,4'-DDD	0.25	0.20	71.4	<LD	<LD	0.27	0.33	0.84
α-Endosulfán	2.23	1.10	90.5	2.14	2.105	2.20	2.66	4.24
β-Endosulfán	0.61	0.33	90.5	0.44	0.445	0.48	0.65	1.51
Endosulfán sulfato	2.25	0.30	61.9	<LD	<LD	0.21	0.39	0.92
α-HCH	44.93	68.12	100	0.26	5.135	11.82	51.34	232.39
β-HCH	0.62	0.12	100	0.48	0.535	0.59	0.72	0.86
γ-HCH	0.20	0.19	61.9	<LD	<LD	0.20	0.37	0.56
δ-HCH	0.46	0.34	100	0.12	0.125	0.45	0.83	0.98
Heptacloro	0.09	0.13	38.1	<LD	<LD	<LD	0.22	0.39
Heptacloro epóxido	0.04	0.09	19.0	<LD	<LD	<LD	<LD	0.28
Aldrin	1.29	1.36	81.0	<LD	0.68	0.85	1.25	4.55
Dieldrín	0.84	1.19	100	0.18	0.19	0.27	1.05	4.29
Endrín	0.14	0.10	71.4	<LD	<LD	0.16	0.21	0.29
Endrín aldehído	0.45	0.78	61.9	<LD	<LD	0.20	0.74	3.55

LD: Límite de Detección

4.3.1 Dosis internas de α -HCH, β -HCH, γ -HCH y δ -HCH

De este grupo de compuestos, α -HCH, β -HCH y δ -HCH fueron detectados en todas mujeres embarazadas incluidas en el estudio (Figura 21). Los niveles de α -HCH estuvieron muy por encima de los otros POC estudiados. Estas dosis internas tan elevadas (232.39, 191.69, 141.67 y 129.16 ng mL⁻¹) fueron determinadas en sólo cuatro de los 21 individuos (véase datos extremos en figura 21).

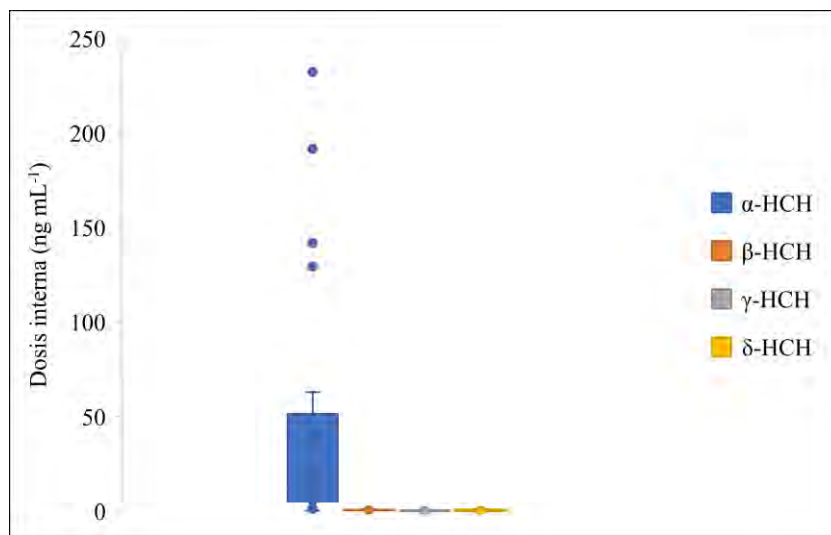


Figura 21. Dosis internas de α -HCH, β -HCH, γ -HCH y δ -HCH.

4.3.2 Dosis internas de 4,4'-DDT, 4,4'-DDE y 4,4'-DDD

De manera semejante a las concentraciones encontradas en suelo, las dosis internas de 4,4'-DDT en las mujeres embarazadas superaron a las de 4,4'-DDE (Figura 22). Lo anterior es evidencia de la exposición humana reciente a 4,4'-DDT en esta población de estudio, tal como lo señalan los estudios de biomarcadores (Aylward *et al.*, 2011). Sirva como ejemplo el estudio llevado a cabo por Koepke *et al.* (2004), el cual pone en evidencia *un alto nivel de exposición* a 4,4'-DDT en una muestra de mujeres embarazadas en Chiapas, a pesar de que en México ya había restricciones para el uso de este compuesto en ese año (Koepke *et al.*, 2004).

Otro rasgo importante hallado en este grupo de compuestos, son las dosis internas de 4,4'-DDD, ya que estas fueron mayores que las de 4,4'-DDE. La presencia de este compuesto podría deberse a la ingesta vía la dieta, tal como se ha estudiado en modelos experimentales

llevados a cabo en animales (Hunnego & Harrison, 1971). Si bien las concentraciones de 4,4'-DDD en agua potable estuvieron por debajo del límite de detección (0.03 ng mL^{-1}), no así las muestras provenientes de ríos, siendo el río Yautepec el que mostró niveles más elevados de este compuesto (véase cuadro 7 para consulta de niveles de 4,4'-DDD en ríos).

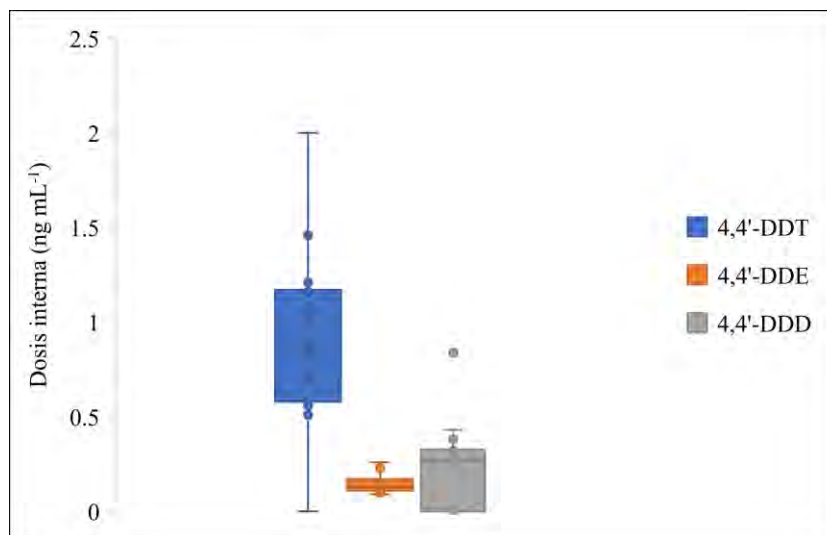


Figura 22. Dosis internas de 4,4'-DDT, 4,4'-DDE y 4,4'-DDD.

4.3.3 Dosis internas de heptacloro y heptacloro epóxido

En general, las dosis internas de heptacloro fueron mayores que las de heptacloro epóxido (Figura 23). Sólo en uno de los casos, la concentración de heptacloro epóxido fue mayor que la de su compuesto predecesor. Este hallazgo se contrasta con lo encontrado en otros estudios en donde las concentraciones de heptacloro epóxido son mayores (Cantor *et al.*, 2003; Sexton *et al.*, 2013). Particularmente, en modelos con ratas se ha visto que una vez que heptacloro es ingerido, este compuesto es rápidamente absorbido por el tracto gastrointestinal (Mizyukova, 1970). Por otro lado, estudios *in vitro* han demostrado que la formación de heptacloro epóxido es mayor en ratas que en humanos (Radomski & Davidow, 1953; Tashiro & Matsumura, 1978). Esta podría ser una posible explicación de las diferencias en los niveles de un compuesto y del otro. Aunado a lo anterior, se encuentra el hecho de que la conversión de heptacloro a heptacloro epóxido en el suelo es relativamente rápida (McDougall *et al.*, 1995; Ware, 1988); siendo así el comportamiento de heptacloro en el suelo, una posible

explicación de su presencia en sangre está vinculada con la aplicación reciente de este compuesto en la zona y con una exposición directa.

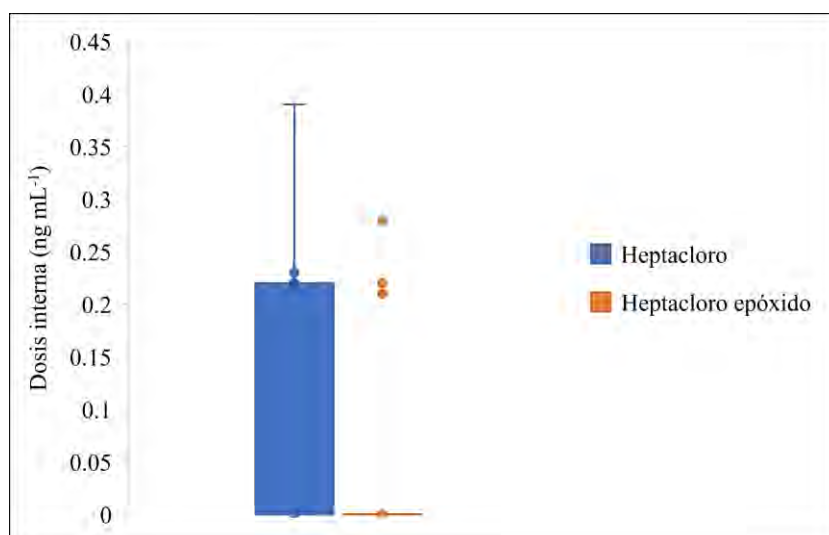


Figura 23. Dosis internas de heptacloro y heptacloro epóxido.

4.3.4 Dosis internas de α -endosulfán, β -endosulfán y endosulfán sulfato

Las dosis internas más altas correspondieron a α -endosulfán, seguido de β -endosulfán y finalmente endosulfán sulfato (Figura 24). Cabe precisar que endosulfán sulfato es un metabolito secundario de la degradación de α o β - endosulfán (Walse *et al.*, 2002). Lo anterior es evidencia de la exposición reciente a este plaguicida, ya que, como se observa, los niveles de endosulfán sulfato son mucho menores que las de sus compuestos predecesores.

Los niveles de β -endosulfán resultaron ser menores que los de α -endosulfán (Figura 24). De acuerdo con la literatura, esto podría deberse, por un lado, a la conversión irreversible de β -endosulfán a α -endosulfán (Schmidt *et al.*, 2001), cuando no se favorecen las condiciones propicias para la volatilización del segundo compuesto, y por el otro lado, por su alta volatilidad de α -endosulfán en el suelo, este compuesto es transferido al aire (Antonious & Byers, 1997), lo cual hace que las mujeres embarazadas estén más expuestas a él; sin embargo, la USEPA considera a α -endosulfán, β -endosulfán y endosulfán sulfato igualmente tóxicos (Keith & Telliard, 1979), por lo cual existe un riesgo potencial de que la fauna y los seres humanos padezcan los efectos adversos de la exposición a estos compuestos (para consulta de dosis internas, véase Cuadro 8).

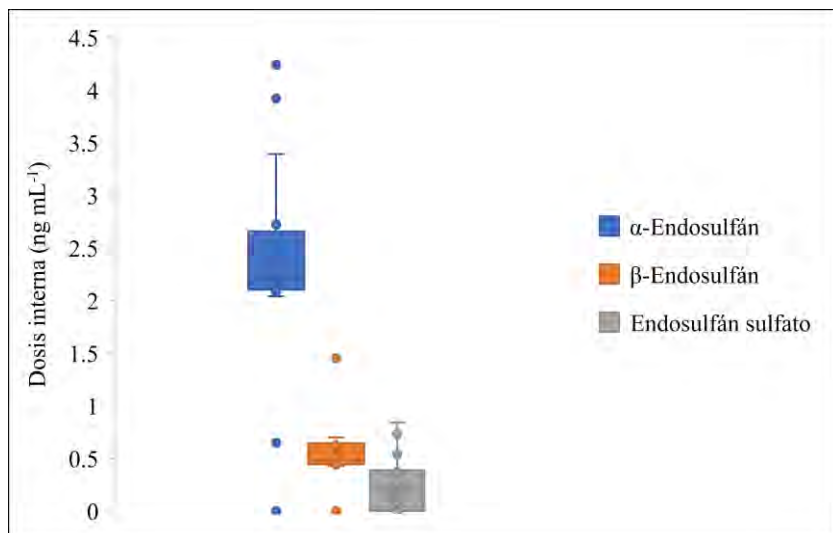


Figura 24. Dosis internas de α -endosulfán, β -endosulfán y endosulfán sulfato.

4.3.5 Dosis internas de endrín, endrín aldehído, aldrín y dieldrín

Antes de iniciar con la interpretación de los datos, es importante mencionar que, dieldrín es un producto de la epoxidación de aldrín y endrín aldehído es un metabolito secundario de endrín (ATSDR, 1996a; Lichtenstein & Schulz, 1960). Asimismo, endrín es un estereoisómero de aldrín, y comparten propiedades comunes, *i.e.* presencia de un grupo de hexaclorociclopentadieno, el cual es el resto del químico primario que muestra propiedades tóxicas (León-Santiesteban & Rodríguez-Vázquez, 2017). Una vez químicamente contextualizadas las moléculas, explico la presencia de estas en las mujeres embarazadas.

Por su parte, Aldrín fue el POC de este grupo con las mayores dosis internas, siendo cuatro casos (2.48, 3.7, 4.48 y 4.49 ng mL^{-1}) en donde estas se encontraron por encima de la desviación estándar (Figura 25). Por su parte, los niveles de dieldrín fueron similares a los de su compuesto predecesor; no obstante, los datos extremos en este caso fueron encontrados en otros individuos. Una cosa distinta es endrín, ya que, sus concentraciones fueron menores que las de endrín aldehído (Figura 25).

El uso de dieldrín en México está prohibido desde 1991 (CICOPLAFEST, 1991). Por ende, los datos obtenidos corresponden con lo esperado. Retomando los resultados de suelo, podemos observar que aún persisten residuos de este plaguicida en la zona, por lo que la población sigue estando en contacto con él.

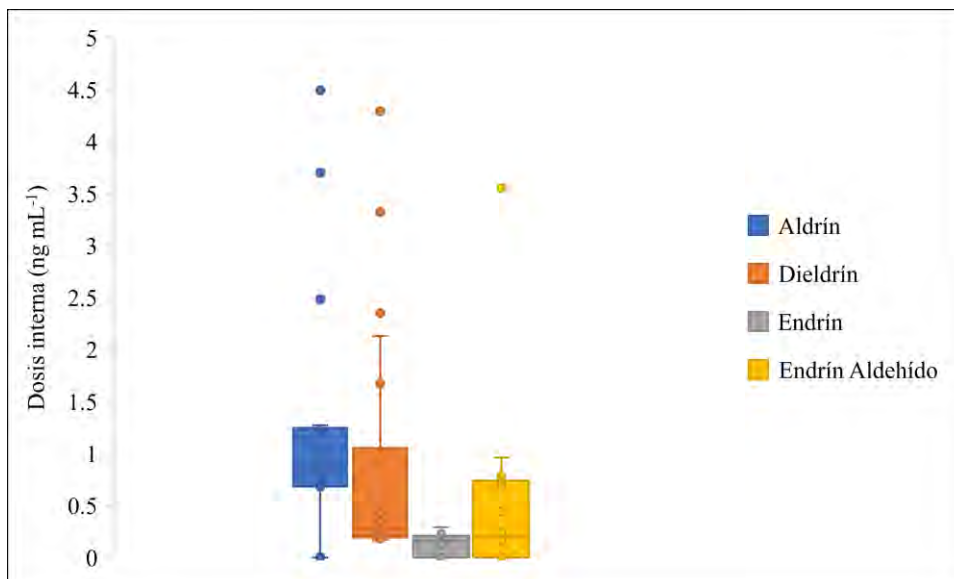


Figura 25. Dosis internas de endrín, endrín aldehído, dieldrín y aldrín.

4.3.6 Comparación de dosis internas de DDT con otros sitios en México

A continuación, se presenta una comparación entre las dosis internas de 4,4'-DDT, 4,4'-DDE y Σ DDT determinadas en este y otros estudios llevados a cabo en México en distintos momentos (Cuadro 9). Como se observa, las concentraciones detectadas en este estudio son menores a las de los otros estudios, siendo el estudio llevado a cabo por Koepke *et al.* (2004) donde se registraron las mayores concentraciones. Si bien estas las concentraciones de estos compuestos son menores en Tlaltizapán, la cantidad de 4,4'-DDT es ligeramente mayor a la de 4,4'-DDE, lo cual es un indicativo de la exposición reciente a este POC.

Cuadro 9. Comparación de dosis internas determinadas en el este y otros estudios llevados a cabo en México.

Lugar	Compuestos	ng mL ⁻¹		Referencia
		Media	Intervalo o DE	
Veracruz	4, 4'-DDT	1.2	(0-20.9)	Waliszewski <i>et al.</i> 1999
	4, 4'-DDE	14.5	(<LD-190.4)	
Emiliano Zapata, Morelos	4, 4'-DDE	31.4	32.8	López-Carrillo <i>et al.</i> 2001
Tapachula, Chiapas*	4, 4'-DDT	692	(285-2,066)	Koepke <i>et al.</i> 2004
	4, 4'-DDE	4,960	(2,008-7,969)	
	Σ DDT	6,226	(2,484-10,595)	
Tlaltizapán de Zapata, Morelos	4, 4'-DDT	0.9	(<LD-2)	Este estudio
	4, 4'-DDE	0.15	(<0.09-0.26)	
	Σ DDT	1.3	(0.09-3.1)	
Valles del Yaqui y Mayo, Sonora*	4, 4'-DDT	50.4	123.7	Loreto-Gómez <i>et al.</i> 2018
	4, 4'-DDE	841.7	1,587.8	

DE: Desviación Estándar

*En estos estudios, se reporta la concentración de POC en ng gr⁻¹. Siendo la densidad del suero humano cercana a 1.0242 gr mL⁻¹ (Sniegoski & Moody, 1979), se hizo la conversión de ng gr⁻¹ a ng mL⁻¹ con el propósito de hacer las comparaciones correspondientes.

4. 4 Evaluación de riesgo

La evaluación de riesgo por exposición a POC se realizó en tres niveles: 1) correlaciones entre variables sociodemográficas y dosis internas, 2) cocientes de temporalidad de aplicación y exposición, y 3) cocientes de proximidad. El primero identificó las características sociodemográficas que podrían estar favoreciendo a una mayor exposición humana a POC. El segundo evidenció el uso y exposición humana recientes a POC. Por su parte, el tercero buscó identificar patrones espaciales de exposición. A continuación, se detallan cada uno de ellos.

4.4.1 Descripción de la muestra de mujeres embarazadas

En total, se reclutaron 21 mujeres embarazadas. El cuadro 10 muestra sus principales características sociodemográficas.

Cuadro 10. Características sociodemográficas de la muestra de mujeres embarazadas.

Característica		Mínimo	Máximo	Mediana
Edad (años)	<i>Madre</i>	16	41	22
	<i>Pareja</i>	18	40	22.5
	<i>Embarazada</i>	5	15	9
Escolaridad (años)	<i>Pareja</i>	0	16	9
		2000	8000	4000
Ingreso mensual (pesos)		0	6	0
Número de hijos		2	41	17
Tiempo de vivir en Tlaltizapán (años)		0	8.5	0
Lactancia materna acumulada (años) ^a		0.4	50	11
Edad de la vivienda (años)		positivo =48%	Negativo =52	
Antecedente ocupacional ^b		Sí n=8	No n=8	No sabe n=5
Percepción de riesgos en el trabajo		Sí =33%	No = 62%	No sabe = 5%
Preocupación por tóxicos en el trabajo		Sí =24%	No 76%	
Ropa y zapatos de trabajo son llevados a casa		Sí =76%	No =19%	No sabe =5%
Uso intradomiciliario de plaguicidas	<i>Embarazada</i>	Sí =29%	No =71%	
Preocupación por riesgos ambientales en el hogar o barrio	<i>Pareja</i>	Sí =14%	No =76%	No sabe =10%
	<i>Embarazada</i>	Hogar =62%	Trabajo n=38%	
Ocupación 3 meses antes de la FUR ^c	<i>Pareja</i>	Relacionado =43%	No relacionado =57%	
	<i>Embarazada</i>	Hogar =76%	Trabajo=24%	
Ocupación 3 meses después de FUR ^c	<i>Pareja</i>	Relacionado =33%	No relacionado =14%	

a: número de años amamantando.

b: pareja o algún miembro del hogar labora en actividades agrícolas o de jardinería.

c: relacionado con actividades agrícolas o de jardinería

4. 4. 2 Asociaciones entre variables sociodemográficas y dosis internas

De acuerdo con los resultados obtenidos, existen ciertas tendencias en algunas de las características sociodemográficas de las mujeres embarazadas. En particular, se encontró que factores como la edad, número de hijos, lactancia materna acumulada, ocupación del padre³⁰ antes y después de la FUR³¹, ocupación de la madre³² después de la FUR, percepción de tóxicos en el trabajo y tiempo de vivir en Tlaltizapán, están relacionados de forma importante con la presencia y dosis interna de algunos POC o grupos de POC (Cuadro 11).

Estos resultados reproducen lo reportado por algunos estudios similares aunque partiendo de una cohorte más pequeña (Ibarluzea *et al.*, 2011; Kanazawa *et al.*, 2012; Rappazzo *et al.*, 2016; Shelton *et al.*, 2014). En estos estudios se identifica a la edad como un factor importante para la exposición a POC. Por su parte, el número de hijos (paridad) es una característica que comúnmente se asocia con la disminución de las dosis internas de plaguicidas, tal como lo señalan Kanazawa *et al.*, (2012). En esta muestra de mujeres

³⁰ El término padre aquí, se refiere a la pareja de la mujer embarazada (en concordancia con la “Hoja Verde”).

³¹ Fecha de última regla o FUR

³² El término madre aquí, se refiere a la mujer embarazada (en concordancia con la “Hoja Verde”).

embarazadas (n=21), se observa que la disminución de los niveles de dieldrín se asocia con un aumento en el número de hijos.

En lo que respecta a las ocupaciones, los resultados indican que, si el padre está involucrado con las actividades agrícolas o de jardinería, las dosis de α -HCH y Σ HCH tienden a aumentar; no obstante, si existe preocupación por tóxicos en el trabajo, los niveles de estos dos compuestos disminuyen. Por su parte, si la mujer embarazada después de la FUR hace sus labores dentro del hogar, las dosis de aldrín aumentan (Cuadro 11). Estos resultados deben ser cuidadosamente interpretados. Si bien, la muestra de sujetos incluidos es relativamente pequeña (n=21) —como se mencionó en el párrafo anterior— comienzan a reproducirse algunas asociaciones con las reportadas en la literatura.

Cuadro 11. Matriz de correlaciones de Spearman (variables sociodemográficas vs. dosis interna de POC). Este cuadro representa un resumen de la matriz general de correlaciones (Véase Anexo VI). Únicamente se muestran aquellas variables con un nivel de asociación con POC ≥ 0.5 (véase cifras en negritas).

POC	Edad de la madre	Número de hijos	Lactancia materna acumulada	Ocupación del padre antes de FUR	Ocupación de la madre después de FUR	Ocupación del padre después de FUR	Preocupación por tóxicos en el trabajo	Tiempo de vivir en Tlaltizapán
4,4'-DDE	-0.665	-0.3726	-0.4603	0.135	0.0854	0.11	0.1575	-0.2582
β -Endosulfán	-0.697	-0.2104	-0.2227	0.0527	-0.0705	-0.0833	0.1467	-0.1166
α -HCH	-0.0447	0.1634	-0.0066	-0.5065	0.0283	-0.5251	-0.5367	-0.2414
β -HCH	-0.4223	-0.3413	-0.5467	-0.0581	0.0283	-0.0263	0.0244	0.1416
Aldrín	0.0325	0.0735	0.0017	0.2105	-0.5276	0.2689	0.2949	0.3034
Dieldrín	-0.514	-0.5331	-0.4319	0.097	-0.0142	0.0175	0.001	-0.2565
Endrín	-0.3749	-0.0942	0.0997	0.5081	-0.3284	0.6665	0.5045	0.1689
Σ Endosulfán	-0.3081	0.0688	0.0333	-0.0153	0.1846	0.0044	-0.1101	-0.5713
Σ HCH	-0.0724	0.14	-0.0362	-0.4816	0.0283	-0.4988	-0.5123	-0.2774

4. 4. 2 Cocientes de temporalidad de aplicación y exposición

Como se mencionó en el apartado 3.5, los cocientes de temporalidad de aplicación y exposición a POC son parámetros que se aproximan a qué tan reciente ha sido el uso o el contacto humano con este tipo de compuestos. En particular, los resultados obtenidos en este estudio evidencian el uso reciente de DDT y endosulfán en la zona (Figura 26). Por un lado, las mujeres embarazadas han estado expuestas a estos dos plaguicidas de manera reciente, siendo uno de ellos (DDT) restringido para su uso desde 1991, y por el otro lado, con

seguridad, es posible afirmar que en la zona se ha aplicado DDT. La restricción que tiene este compuesto radica en que su uso sólo es para campañas sanitarias llevadas a cabo por el Ejecutivo Federal y sólo en casos donde éste lo amerite (p. ej. una grave epidemia provocada por vectores) (CICOPLAFEST, 1991). En este sentido, cabe la posibilidad de que exista un uso ilegal de DDT, es decir, que esté siendo aplicado con fines agrícolas.

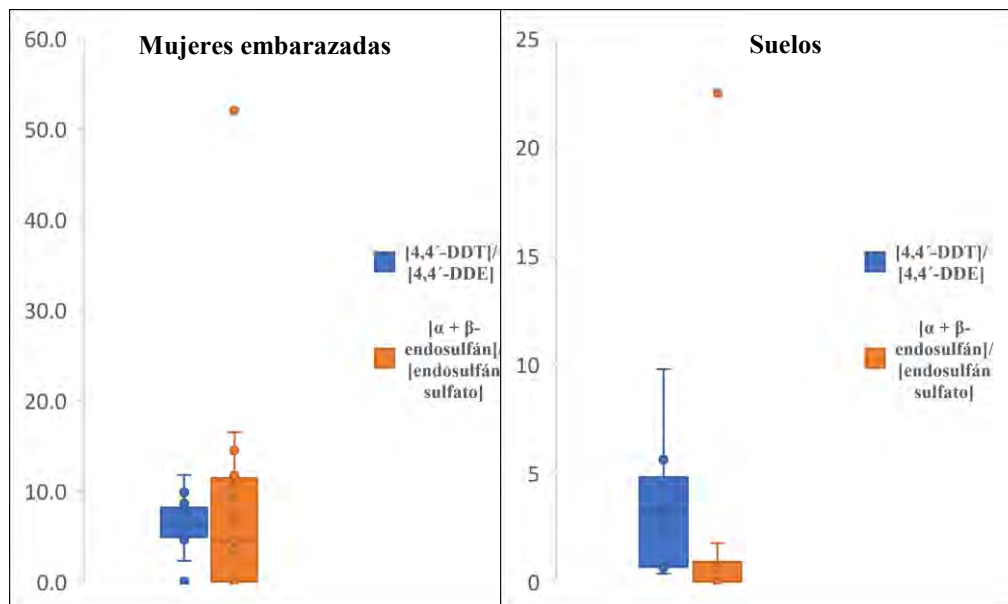


Figura 26. Cocientes de DDT y endosulfán en mujeres embarazadas y suelos agrícolas. Lado izquierdo, distribución de cocientes en mujeres embarazadas: DDT (n=20) y endosulfán (n=13). Lado derecho, distribución de cocientes en suelos agrícolas: DDT (n=10) y endosulfán (n=3). Los datos de suelos agrícolas corresponden a los promedios de 2017 y 2018.

4. 5 Cocientes de proximidad

El propósito de los cocientes de proximidad fue explorar la posibilidad de establecer una medida que relacionara las dosis internas de POC en mujeres embarazadas con los niveles de estos compuestos en suelos agrícolas. Los resultados indican que, por el momento no encontramos una asociación entre los cocientes de proximidad y las dosis internas (Véase Cuadro 12 y Anexos VII y IX). Cabe la posibilidad de que esta ausencia de algún grado de asociación entre estas dos variables (dosis interna vs. proximidad) sea debido a la homogénea exposición a POC en Tlaltizapán. Siguiendo con esta hipótesis, sumada a los resultados globales de esta investigación, es posible argumentar que, en general, la población de esta

zona está expuesta continuamente a POC, habiendo algunos factores sociales (*i.e.* preocupación por tóxicos en el trabajo) y económicos (*i.e.* si algún miembro del hogar se dedica a las labores agrícolas) que modifican esta exposición a estas sustancias. Por otro lado, es importante hacer énfasis que por la alta volatilidad de algunos POC (p. ej. α -endosulfán) la exposición a ellos aumenta, ya que éstos se disipan en un aire y son inhalados de forma continua.

Cuadro 12. Correlación de Spearman entre cocientes de proximidad y dosis interna.

POC	Cocientes de proximidad		Dosis internas		ρ	ρ ajustada
	Media	Intervalo	Media	Intervalo		
α -HCH	0.11	0.01-0.63	44.93	0.26-232.39	-0.054	-0.011
β -HCH	0.37	0.07-2.38	0.62	0.48-0.86	-0.005	0.058
γ -HCH	0.11	0.004-0.56	0.20	0.19-0.56	-0.009	-0.050
δ -HCH	0.22	0.02-0.68	0.46	0.12-0.98	0.108	0.108
4,4'-DDT	9.30	0.22-116.9	0.96	0.5-2.12	0.058	0.005
4,4'-DDE	17.21	0.82-107.63	0.24	0.1-0.97	-0.026	-0.026
4,4'-DDD	0.13	0.01-0.66	0.25	0.3-0.84	-0.032	0.071
Heptacloro	0.42	0.13-2.31	0.09	0.2-0.39	-0.031	-0.013
Heptacloro epóxido	1.19	0.06-3.71	0.04	0.2-0.28	-0.046	-0.046
α -Endosulfán	0.13	0.01-0.33	2.25	2.2-4.24	-0.010	-0.118
β -Endosulfán	0.34	0.09-2.80	0.61	0.4-1.51	0.102	0.159
Endosulfán sulfato	0.19	0.05-0.51	0.28	0.2-0.92	0.108	0.108
Endrín	0.23	0.1-0.38	0.14	0.1-0.29	-0.16	-0.16
Endrín Aldehído	2.18	0.24-6.54	0.45	0.2-3.55	-0.063	-0.063
Aldrín	0.09	0.002-0.4	1.29	0.7-4.55	-0.043	-0.046
Diendrín	13.47	0.37-61.55	0.84	0.17-4.29	0.02	0.02

El uso de POC representa un riesgo a la salud, no sólo para las personas que actualmente habitan en la región, sino también para aquellas que aún no han nacido, ya que la población seguirá exponiéndose a ellos. Por ende, estos compuestos continuarán movilizándose de la placenta hacia el feto y de la leche materna hacia los recién nacidos.

Debido a la exposición prenatal a los POC, el neurodesarrollo de los bebés próximos a nacer está en riesgo. De hecho, a la etapa embrionaria también se le conoce como la ventana de exposición, puesto que en ella se desarrollan órganos vitales y es ahí —la etapa más vulnerable del ser humano— donde los POC pueden ejercer su acción tóxica generando daños

irreversibles. Estos retrasos en el neurodesarrollo pueden afectar gravemente sus capacidades mentales y motoras durante los primeros años de la vida. En consecuencia, estos individuos tendrán dificultades para desempeñarse adecuadamente durante su etapa académica y posteriormente en su vida en general. Esto representa un lastre en su calidad de vida, ya que estas deficiencias evitarán que puedan acceder a empleos dignos en sus futuros. Lo peor del asunto, y sumado a lo anterior, es que esta exposición a los POC trae consigo un efecto transgeneracional de predisposición a padecer cáncer, lo cual implica que en una o dos —o quizás en más— generaciones, la descendencia (*i.e.* sus hijos, nietos, etc.) de los individuos expuestos tendrá inevitablemente un riesgo a presentar esta enfermedad.

Aunado a lo anterior, las características socioeconómicas adversas de la población estudiada son otro factor que limita la capacidad que esta tiene para amortiguar los efectos negativos de los POC, por lo que su condición de vulnerabilidad se torna poco alentadora, por un lado, porque viven en una situación con bajos ingresos económicos y bajo nivel educativo (educación formal), y por el otro, porque radican en un ambiente contaminado por estas estas y otras sustancias (p. ej. otros agroquímicos y humo proveniente de la quema de la caña de azúcar). Este escenario se vuelve aún menos favorecido debido a la violencia y la falta de seguridad pública para la ciudadanía que se vive en la región.

Es necesario cambiar el contexto en el que se da el uso de los POC, ya que con frecuencia la pregunta es: ¿cómo manejamos a los plaguicidas? En realidad, ese no es el verdadero asunto, sino la problemática transita en cómo manejamos las plagas. Bajo este entendimiento, las plagas deben ser manejadas a partir de un enfoque ecosistémico, el cual busque entender sus ciclos biológicos para encontrar en de ellos puntos clave de intervención.

En tanto no sea erradicado definitivamente el uso de POC, sustituyéndolos por otros menos tóxicos o cuyo tiempo de vida media se reduzca a unos pocos días (en este punto es necesario realizar investigación con el objetivo de proponer plaguicidas cuyas estructuras químicas no sean similares a las de la configuración humana), y los sitios altamente contaminados sean remediados a través de técnicas que no produzcan metabolitos tóxicos para el ser humano (p. ej. la biorremediación por medio de consorcios bacterianos), la salud humana e integridad ecosistémica no estarán garantizadas.

En su artículo 4º, Párrafo quinto, la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos refiere que: “Toda persona tiene derecho a un medio ambiente sano para su desarrollo y bienestar. El Estado garantizará el respeto a este derecho. El daño y deterioro ambiental generará responsabilidad para quien lo provoque”; sin embargo, este daño ambiental es probado en pocas ocasiones por lo que dicha responsabilidad es rara vez vinculada a su reparación. A esto se agrega la incapacidad institucional para regular, decomisar y finalmente sancionar a quienes los comercializan o usan. Tomando en cuenta estos vacíos institucionales, este estudio se aproximó a describir parte de este daño, encontrando que las malas condiciones ambientales ocasionadas por la presencia de los POC tienen como resultado el deterioro progresivo de la salud de las poblaciones humanas.

Por su parte, el Estado Mexicano suscribió en 2015 los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Entre ellos, su meta 3.9 plantea que para el año 2030, se ha de “reducir considerablemente el número de muertes y enfermedades causadas por productos químicos peligrosos y por la polución y contaminación del aire, el agua y el suelo”. El panorama que se vive en Tlaltizapán nos indica que vamos en la dirección equivocada, puesto que los POC y otros compuestos tóxicos prevalecen en el ambiente. Es importante resaltar que los POC, que fueron o están siendo aplicados en esta o en cualquier otra zona, se volatilizarán y viajarán a otras regiones dentro o fuera del país, afectando así sus poblaciones humanas y ecosistemas. En consecuencia, los daños causados por estas substancias seguirán siendo globales, en tanto no se erradique definitivamente su uso en las localidades.

Capítulo 5 Conclusiones

1. Se evidenció la presencia de los 16 plaguicidas organoclorados en los suelos agrícolas de la comunidad. Por su parte, los afluentes en ambos ríos y una de las dos redes de agua potable (ayuntamiento) tienen un grado de contaminación por estos compuestos.
2. De acuerdo con los resultados de este trabajo, la fuente principal de exposición a plaguicidas organoclorados en Tlaltizapán se deriva de las actividades agrícolas.
3. Factores como edad de la madre, número de hijos, lactancia materna acumulada, ocupación del padre, preocupación por tóxicos en el trabajo y tiempo de vivir en Tlaltizapán son características que están asociadas con las dosis internas de algunos POC. Por el contrario, las dosis internas de POC no están asociadas con el cociente de proximidad propuesto en este trabajo. Una posible explicación a esto es que el tipo de exposición a POC resulta ser homogénea y continua en nuestra región de estudio, por lo que, en general, todas las mujeres embarazadas (n=21) están expuestas a los POC.

5.1 Reflexiones

1. Las evidencias generadas en este estudio indican que prevalece el incumplimiento de la normatividad vigente en materia de manejo de sustancias restringidas o prohibidas, es decir, dentro de la zona de estudio se aplican plaguicidas catalogados como posiblemente cancerígenos para el ser humano. Estos vacíos o huecos institucionales derivan en la generación de riesgos a la salud de las personas, particularmente de aquellas que son más vulnerables.
2. Para hacer una evaluación de las afectaciones en la salud es importante contar con estudios que determinen los niveles de contaminantes tóxicos para el ser humano en los diferentes compartimentos ambientales (*i.e.* monitoreo ambiental).
3. Para llevar a cabo evaluaciones de riesgo a la salud humana por exposición, no sólo a plaguicidas organoclorados, pero a contaminantes ambientales en general, es imprescindible la colaboración interdisciplinaria, en este caso, colaboración con médicos epidemiólogos, químicos, biólogos e ingenieros. Este tipo de colaboraciones

aporta elementos de evidencia de una problemática común, para aproximarse lo más posible a la realidad del asunto, identificando el grado de contaminación en el ambiente, las vías de exposición y la sensibilidad de los individuos a estas condiciones. Además, si la evaluación de riesgo es orientada adecuadamente, es posible proponer recomendaciones para aproximarse a la solución del problema. En el caso de los plaguicidas organoclorados es necesario, proponer medidas preventivas como la comunicación de riesgos a la población en general, particularmente a las mujeres en condiciones de vulnerabilidad (embarazadas). Por otro lado, llevar a cabo medidas correctivas que vayan encaminadas a la reducción de los niveles de contaminación ambiental por estos compuestos, priorizando aquellas zonas que por sus características (geográficas, y de tipo y uso de suelo) son sitios de acumulación de POC (*i.e.* remediación de sitios contaminados).

4. La aplicación de la encuesta “*Hoja Verde*” evidencia los factores sociodemográficos que ponen en riesgo a las mujeres embarazadas por su exposición a plaguicidas. Una vez identificados, estos les son comunicados tanto a la mujer como a su pareja (en caso de haberla). Un ejemplo de esto es que cuando la mujer embarazada refirió lavar la ropa, usada en labores agrícolas, junto con la del resto de los miembros de la familia, de inmediato le fue aconsejado que evitara continuar con esta práctica, ya que ello representa un riesgo potencial.

5. 2 Perspectiva

- Evaluación de riesgo para los bebés: la etapa fetal es la más sensible a los efectos adversos causados por POC, resultando imprescindible la identificación y atención oportuna de estos daños (principalmente retrasos en el neurodesarrollo), mediante la aplicación de técnicas de estimulación temprana.
- Comunicación de riesgos: es necesaria la difusión efectiva de los resultados de esta investigación. En este sentido, se deberían tener dos niveles de comunicación: 1) comunicación de riesgos con las mujeres reclutadas y 2) por las implicaciones que conlleva el uso de POC, comunicación de riesgos con autoridades gubernamentales de los tres órdenes de gobierno.

- Remediación de sitios contaminados por POC: si bien todos los sitios muestreados tienen un grado de contaminación por estos compuestos, es necesario priorizar la remediación de aquellos con las mayores acumulaciones de estos compuestos. Una de las mejores opciones es la biorremediación por medio de consorcios bacterianos. Esta técnica, además de degradar efectivamente a los POC, no produce metabolitos tóxicos para el ser humano.
- Monitoreo ambiental estratégico: al tratarse de sustancias persistentes es ideal, por un lado, contar con mecanismos que desincentiven el uso de estos compuestos, y por otro lado, llevar a cabo mediciones ambientales de ellas para observar y confirmar que sus niveles disminuyen en el tiempo. En relación con el primer punto, es importante destacar que ya existen plaguicidas que sustituyen a los POC, los cuales tienen un tiempo de vida corta en el ambiente, entre ellos se encuentran los piretroides y carbamatos.

5.3 Limitaciones del estudio

- Tamaño de la muestra de 21 sujetos quizás es insuficiente.
- Sólo se contó con muestras ambientales de la temporada de secas. Idealmente, en otros estudios, se cuantifican niveles de plaguicidas en temporada de secas y de lluvias para captar variaciones de los niveles de estos compuestos a lo largo del año.

Referencias

- Acuña-García, G., Osorio, C. L., Valenzuela, A. I., Gutiérrez, M. L., Grajeda, P., Cantú, E., Meza-Montenegro, M. M. (2009). Detección de plaguicidas organoclorados (POC) en suelos de comunidades agrícolas de los Valles del Yaqui y Mayo, Sonora. *Simposio la situación de los plaguicidas en México: Impactos y Perspectivas* Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Morelos, México (pág. 48-49).
- Aktar, W., Sengupta, D., & Chowdhury, A. (2009). Impact of pesticides use in agriculture: Their benefits and hazards. *Interdisciplinary Toxicology* 2(1), 1–12. <https://doi.org/10.2478/v10102-009-0001-7>
- Alaee, M. (2016). *Dioxin and related compounds - special volume in honor of Otto Hutzinger*. (D. Barceló & A. G. Kostianoy, Eds.). *The Handbook of Environmental Chemistry*. Burlington, Ontario: Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-23889-0>
- Alvarado-Hernández, D. L., Montero-Montoya, R., Serrano-García, L., Arellano-Aguilar, O., Jasso-Pineda, Y., & Yáñez-Estrada, L. (2013). Assessment of Exposure to Organochlorine Pesticides and Levels of DNA Damage in Mother-Infant Pairs of an Agrarian Community. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 53(1), 99–111. <https://doi.org/10.1002/em>
- Antonious, G. F., & Byers, M. E. (1997). Fate and movement of endosulfan under field conditions. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16(4), 644–649. [https://doi.org/10.1897/1551-5028\(1997\)016<0644:FAMOEU>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1897/1551-5028(1997)016<0644:FAMOEU>2.3.CO;2)
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (1996a). Toxicological Profile for Endrin. *US Agency for Toxic Substances and Disease Registry*. Atlanta, GA: Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1155/2013/286524>
- ATSDR. (1996b). *Toxicological Profile for Endrin*. Atlanta, GA.
- ATSDR. (2002). *Toxicological Profile for DDT, DDE, and DDD*. Atlanta. <https://doi.org/CAS#: DDT 50-29-3; DDE 72-55-9; DDD 72-54-8>
- ATSDR. Resumen de Salud Pública heptacloro y epóxido de heptacloro, Agency for Toxic Substances and Disease Registry § (2007). Springfield, VA.
- ATSDR. (2010). *Regulations and guidelines applicable to HCH*. Registry, Agency for Toxic Substance and Disease 10: pp. 8. Atlanta, GA.
- Aylward, L. L., Krishnan, K., Kirman, C. R., Nong, A., & Hays, S. M. (2011). Biomonitoring Equivalents for DDT/DDE. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 60(2), 189–199. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2011.03.014>
- Barton, C. C., & S.C., S. (2013). Environmental Toxicology: Hazardous Waste. In D. R. Tobergte & S. Curtis (Eds.), *Information Resources in Toxicology* (Cuarta Ed. 53, pp. 239–245). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

- Bejarano-González, F. (2002). *La espiral del veneno: Guía crítica ciudadana sobre plaguicidas*. Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México.
- Bejarano-González, F., Colín, C., González, I. G., Eugenia, I., Rodríguez, M., Martínez, C., ... Kubiak, W. (2017). *Los Plaguicidas Altamente Peligrosos en México*. (F. Bejarano-González, Ed.). Texcoco: RAPAM. Recuperado de <http://www.ipen.org/sites/default/files/documents/Libro Plaguicidas Final 17 sept 2017.pdf>
- Berkes, F., Colding, J., & Folke, C. (2003). Introduction. In F. Berkes, J. Colding, & C. Folke (Eds.), *Navigating social-ecological systems: building resilience for complexity and Change*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press, pp. 1–29. Recuperado de <https://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art1/print.pdf>
- Bermejo-Gómez de Segura, R. (2014). *Del desarrollo sostenible según Brundtland a la sostenibilidad como biomimesis. Del desarrollo Sostenible según Brundtland a la sostenibilidad como biomimesis*. Hegoa. Recuperado de http://publ.hegoa.efaber.net/assets/pdfs/315/Sostenibilidad_DHL.pdf?1399365095
- Beronius, A., & Hanberg, A. (2013). *Is it possible to determine thresholds for the effects of endocrine disruptors?* Bromma, Suecia. Recuperado de <https://www.kemi.se/global/pm/2013/pm-2-13.pdf>
- Bevenue, A. (1976). DDT in the environment. In F. A. Gunther & J. D. Gunther (Eds.), *Residue reviews: Residues of pesticides and other contaminants in the total environment* 40, Berlín: Springer-Science+Business Media, LLC 1976 (p. 61). <https://doi.org/10.1007/978-1-4613-9401-3>
- Beyer, W. N., & Gale, R. W. (2013). Persistence and changes in bioavailability of Dieldrin, DDE, and heptachlor Epoxide in earthworms over 45 years. *Ambio*, 42(1), 83–89. <https://doi.org/10.1007/s13280-012-0340-z>
- Beyer, W. N., & Gish, C. D. (2010). *Persistence in Earthworms and Potential Hazards to Birds of Soil Applied DDT, Dieldrin and Heptachlor Author (s): W. Nelson Beyer and Charles D. Gish Published by: British Ecological Society Stable. Journal of Applied Ecology*, 17. British Ecological Society. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/2402326>
- Blus, L. J. (2003). Organochlorine Pesticides. In D. J. Hoffman, B. A. Ratter, G. A. Burton Jr., & J. Cairns Jr. (Eds.), *Handbook of Ecotoxicology* 2a ed., Boca Raton, FL.: Lewis Publishers (pp. 313–340).
- Brundtland, G. H. (1987). *Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. United Nations General Assembly*. Oslo, Noruega. <https://doi.org/10.1080/07488008808408783>
- Cantor, K. P., Strickland, P. T., Brock, J. W., Bush, D., Helzlsouer, K., Needham, L. L., Rothman, N. (2003). Risk of non-Hodgkin's lymphoma and prediagnostic serum organochlorines: β -Hexachlorocyclohexane, chlordane/heptachlor-related compounds, dieldrin, and hexachlorobenzene. *Environmental Health Perspectives* 111(2), 179–183. <https://doi.org/10.1289/ehp.4347>

- Cantu-Soto, E. U., Meza-Montenegro, M. M., Valenzuela-Quintanar, A. I., Félix-Fuentes, A., Grajeda-Cota, P., Balderas-Cortes, J. J., Aguilar-Apodaca, M. G. (2011). Residues of organochlorine pesticides in soils from the southern Sonora, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 87(5), 556–560. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0353-5>
- Carson, R. (1962). *Silent Spring*. Houghton Mifflin. Nueva York.
- Ceci, A., Pierro, L., Riccardi, C., Pinzari, F., Maggi, O., Persiani, A. M., Papini, M. (2015). Biotransformation of β -hexachlorocyclohexane by the saprotrophic soil fungus *Penicillium griseofulvum*. *Chemosphere* 137, 101–107. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.05.074>
- Cheng, H. H. (1990). Pesticides in the Soil Environment-An Overview. In J. L. Hilton (Ed.), *Pesticides in the Soil Environment-SSSA* (pp. 1–5). Washington D. C.: Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2136/sssabookser2.c1>
- Choi, S., Kim, H. joong, Kim, S., Choi, G., Kim, S., Park, J., ... Kim, S. Y. (2018). Current status of organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) exposure among mothers and their babies of Korea-CHECK cohort study. *Science of the Total Environment* 618, 674–681. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.232>
- Chopra, A. K., Sharma, M. K., & Chamoli, S. (2011). Bioaccumulation of organochlorine pesticides in aquatic system-an overview. *Environmental Monitoring and Assessment* 173(1–4), 905–916. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1433-4>
- CICOPLAFEST. Catálogo Oficial de Plaguicidas (1991). México. Recuperado de <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/PP03/catalogo.pdf>
- Clark, C. S., Meyer, C. R., Gartside, P. S., Majeti, V. A., Specker, B., Balistreri, W. F., & Elia, V. J. (1982). An environmental health survey of drinking water contamination by leachate from a pesticide waste dump in hardeman county, tennessee. *Archives of Environmental Health* 37(1), 9–18. <https://doi.org/10.1080/00039896.1982.10667526>
- Comisión Federal para la Portección contra Riesgos Sanitarios (2002). *Catálogo oficial de plaguicidas. Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios*. Ciudad de México. Recuperado de http://www.cofepris.gob.mx/CAS/establecimientos_y_productos_biologicos/fundamentos/antecedentes/Catalogo_de_plaguicidas/INTRO.pdf
- Comité Nacional para el Desarrollo Sustentable de la Caña de Azúcar. (2011). Sistema de indicadores de sustentabilidad de la agroindustria de la caña de azúcar. Recuperado de <https://www.gob.mx/conadesuca/acciones-y-programas/si-sustentabilidad>
- Cooper, S. P., Burau, K., Sweeney, A., Robison, T., Smith, M. A., Symanski, E., Zahm, S. H. (2001). Prenatal exposure to pesticides: A feasibility study among migrant and seasonal farmworkers. *American Journal of Industrial Medicine* 40(5), 578–585. <https://doi.org/10.1002/ajim.1123>
- Daley, J. M., Paterson, G., & Drouillard, K. G. (2014). Bioamplification as a Bioaccumulation Mechanism for Persistent Organic Pollutants (POPs) in Wildlife. In D. M. Whitacre (Ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 227,

- pp. 107–155. London, U.K.: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-01327-5>
- Damalas, C. A., & Eleftherohorinos, I. G. (2011). *Pesticide exposure, safety issues, and risk assessment indicators. International Journal of Environmental Research and Public Health* 8. <https://doi.org/10.3390/ijerph8051402>
- Díaz-Barriga, F., Trejo-Acevedo, A., Betanzos, A. F., Espinosa-Reyes, G., Alegría-Torres, J. A., & Pérez-Maldonado, I. N. (2012). Assessment of DDT and DDE levels in soil, dust, and blood samples from Chihuahua, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 62(2), 351–358. <https://doi.org/10.1007/s00244-011-9700-0>
- Djien Liem, A. K., Furst, P., & Rappe, C. (2000). Exposure of populations to dioxins and related compounds. *Food Additives & Contaminants*, 17(4), 241–259. <https://doi.org/10.1080/026520300283324>
- Diario Oficial de la Federación. (2005). Ley de Desarrollo Sustentable de la Caña de Azúcar. *Diario Oficial de La Federación*, 1–43.
- DOF. (2014). Programa Nacional de la Agroindustria de la Caña de Azúcar 2014-2018. Consultado el 20 de noviembre de 2018 en http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5343244&fecha=02/05/2014
- Environmental Fate and Effect Division. (2009). Guidance for Reporting on the Environmental Fate and Transport of the Stressors of Concern in Problem Formulations. Consultado el 20 de noviembre de 2018 en <https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/guidance-reporting-environmental-fate-and-transport#I>
- Eldridge, B. F. (2008). *Pesticide Application and Safety Training for the Applicators of Public Health Pesticides*. Davis. Recuperado de [https://www.cdph.ca.gov/Programs/CID/DCDC/CDPH Document Library/VCTManual-PestApplandSafetyTngAppIHPesticides.pdf](https://www.cdph.ca.gov/Programs/CID/DCDC/CDPH%20Library/VCTManual-PestApplandSafetyTngAppIHPesticides.pdf)
- FAO. (2003). *International code of conduct on the distribution and use of pesticides*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://doi.org/10.1201/b11064-16>
- Ganzel, B. (2007). Silent Spring and the Environmental Movement. *Wessels*. Recuperado de https://livinghistoryfarm.org/farminginthe50s/pests_08.html
- Gao, J., Zhou, H., Pan, G., Wang, J., & Chen, B. (2013). Factors Influencing the Persistence of Organochlorine Pesticides in Surface Soil from the Region around the Hongze Lake, China. *Science of the Total Environment*, 443, 7–13. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.086>
- Genuis, B. S. J., Lane, K., Birkholz, D., Genuis, B. S. J., Lane, K., & Birkholz, D. (2016). Human Elimination of Organochlorine Pesticides: Blood, Urine, and Sweat Study. *BioMed Research International* 2016, 10. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9611-5>
- Gilden, R. C., Huffling, K., & Sattler, B. (2010). Pesticides and health risks. *JOGNN - Journal of Obstetric, Gynecologic, and Neonatal Nursing* 39(1), 103–110. <https://doi.org/10.1111/j.1552-6909.2009.01092.x>

- Grovermann, C., Schreinemachers, P., Riwthong, S., & Berger, T. (2016). 'Smart' policies to reduce pesticide use and avoid income trade-offs: An agent-based model applied to Thai agriculture. *Ecological Economics* 132(2017), 91–103. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.09.031>
- Hameedi, M. J. (2015). *NOAA's Mussel Watch Project: Contexts, Challenges and Future. National Oceanic and Atmospheric Administration*. Silver Spring, Maryland. Recuperado de https://acwi.gov/monitoring/ppt/sanjose_0412/Hameedi.pdf
- Heraline, E. H., & Christopher, T. D. R. (2002). Persistent Organic Pollutants in the Great Lakes: Human Health Considerations. In D. B. Rodan (Ed.), *The Foundation for Global Action on Persistent Organic Pollutants: A United States Perspective* United States Environmental Protection Agency Washington D. C.
- Hernández-Ayón, J. F., Valencia-Ovalle, A. del C., & Toledo-González, J. A. (2013). *El sector cañero en Nayarit desde una perspectiva organizacional y ambiental*. (Fundación Universitaria Andaluza Inca Garcilaso, Ed.). eumed. net. Recuperado de <http://www.eumed.net/libros-gratis/2013a/1333/index.htm>
- Herrmann, M. (2002). Preliminary risk profile of endosulfan. *Umweltbundesamt*. Berlín.
- Hertz-Picciotto, I. (1995). Public Health Policy Forum Epidemiology and Quantitative Risk Assessment: A Bridge from Science to Policy. *American Journal of Public Health* 85(4), 484–491.
- Hewish, A., & Okoye, S. E. (1965). Dr. Paul Müller. *Nature* 208(5015), 1043–1044. Recuperado de <http://www.nature.com/articles/2081043b0.pdf>
- Hitch, R. K., & Day, H. R. (1992). Unusual persistence of DDT in some Western USA soils. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 48(2), 259–264. <https://doi.org/10.1007/BF00194381>
- Hodgson, E. (2010). Pesticide Excretion. In *Hayes' Handbook of Pesticide Toxicology* (Third Edit, Vol. Volume 1, pp. 961–968). Raleigh, Carolina del Norte: Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374367-1.00041-0>
- Hunnego, J. N., & Harrison, D. L. (1971). Metabolism of dde, ddd, and ddt in sheep. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 14(2), 406–416. <https://doi.org/10.1080/00288233.1971.10427104>
- Hurley, P. M., Hill, R. N., & Whiting, R. J. (1998). Mode of carcinogenic action of pesticides inducing thyroid follicular cell tumors in rodents. *Environmental Health Perspectives* 106(8), 437–445. <https://doi.org/10.1289/ehp.98106437>
- International Agency for Research on Cancer. (1974). *IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to man: Some organochlorine pesticides. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risk of chemicals to man* (Vol. 5).
- IARC. (2015). *DDT, LINDANE, AND 2,4-D* (IARC MONOG) (Vol. 113). Lyon, Francia.
- IARC. (2017). *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. Consultado el 20 de noviembre de 2018 en

http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/latest_classif.php

- Ibarluzea, J., Alvarez-Pedrerol, M., Guxens, M., Marina, L. S., & Basterrechea, M. (2011). Sociodemographic, reproductive and dietary predictors of organochlorine compounds levels in pregnant women in Spain. *Chemosphere* 82(1), 114–120. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.09.051>
- ICE. (2018). Futuros azúcar N°11 EE.UU. Contratos. Recuperado de <https://www.theice.com/products/23/Sugar-No-11-Futures>
- INAFED. (2010). Tlaltizapán. In *Enciclopedia de los Municipios y Delegaciones de México: Morelos*. México: Instituto Nacional para el Federalismo y Desarrollo Municipal. Recuperado de <http://inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM17morelos/index.html>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2009). *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Tlaltizapán, Morelos*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- INEGI. (2017). *Anuario Estadístico y Geográfico de Morelos 2017*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Cuernavaca.
- IRPTC. (1983). Lindane. In N. Izmerov (Ed.), *Scientific reviews of Soviet literature on toxicity and hazards of chemicals*. Génova, Italia: International Register of Potentially Toxic Chemicals.
- ISPCH. (2007). Laboratorio de Residuos de Plaguicidas. Recuperado de http://www.ispch.cl/lab_amb/serv_lab/plagisidas.html
- Jayaraj, R., Megha, P., & Sreedev, P. (2016). Review Article: Organochlorine pesticides, their toxic effects on living organisms and their fate in the environment. *Interdisciplinary Toxicology* 9(3–4), 90–100. <https://doi.org/10.1515/intox-2016-0012>
- Jones, J. P. (1966). Organochlorine pesticides in the atmosphere. *Nature* 209, 694–696.
- Kanazawa, A., Miyasita, C., Okada, E., Kobayashi, S., Washino, N., Sasaki, S., ... Kishi, R. (2012). Blood persistent organochlorine pesticides in pregnant women in relation to physical and environmental variables in The Hokkaido Study on Environment and Children's Health. *The Science of the Total Environment* 426, 73–82. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.073>
- Keith, L. H., & Telliard, W. a. (1979). Priority pollutants I-a perspective view. *Environmental Science & Technology* 13, 416–423. <https://doi.org/10.1021/es60152a601>
- Koepke, R., Warner, M., Petreas, M., Cabria, A., Danis, R., Hernandez-avila, M., & Eskenazi, B. (2004). Serum DDT and DDE Levels in Pregnant Women of Chiapas, Mexico. *Archives of Environmental Health* 59(11), 559–565. <https://doi.org/10.1080/00039890409603434>
- Kumar, B., Mishra, M., Verma, V. K., Kumar, S., & Sharma, C. S. (2013). Distribution of dichlorodiphenyltrichloroethane and hexachlorocyclohexane in urban soils and risk assessment. *Journal of Xenobiotics* 3(1). <https://doi.org/10.4081/xeno.2013.e1>
- Kumar, B., Verma, V. K., Mishra, M., Gaur, R., Kumar, S., & Sharma, C. S. (2014). DDT

- and HCH (Organochlorine Pesticides) in Residential Soils and Health Assessment for Human Populations in Korba, India. *Human and Ecological Risk Assessment* 20(6), 1538–1549. <https://doi.org/10.1080/10807039.2013.858563>
- Lal, R., Pandey, G., Sharma, P., Kumari, K., Malhotra, S., Pandey, R., Oakeshott, J. G. (2010). Biochemistry of Microbial Degradation of Hexachlorocyclohexane and Prospects for Bioremediation. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* 74(1), 58–80. <https://doi.org/10.1128/MMBR.00029-09>
- León-Santiesteban, H. H., & Rodríguez-Vázquez, R. (2017). Fungal Degradation of Organochlorine Pesticides. In S. N. Singh (Ed.), *Microbe-Induced Degradation of Pesticides* (pp. 131–150). Uttar Pradesh, India: Springer, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-45156-5>
- Lichtenstein, E. P., & Schulz, K. R. (1960). Epoxidation of aldrin and heptachlor in soils as influenced by auto-claving, moisture, and soil types. *Journal of Economic Entomology* 53(2), 192–197.
- Linde, C. D. (1994). *Physico-Chemical Properties and Environmental Fate of Pesticides. Environmental Hazards Assessment Program*. Sacramento, Cal. Recuperado de <http://www.cdpr.ca.gov/docs/emon/pubs/ehapreps/eh9403.pdf>
- Lohman, P., Sankaranarayanan, K., & Ashby, J. (1992). Choosing the limits to life (Commentary). *Nature* 355, 242–244. <https://doi.org/10.1038/355242a0>
- Long, M., Knudsen, A. K. S., Pedersen, H. S., & Bonefeld-Jørgensen, E. C. (2015). Food intake and serum persistent organic pollutants in the Greenlandic pregnant women: The ACCEPT sub-study. *Science of the Total Environment* 529, 198–212. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.022>
- Long Range Planning Division. (2012). *Research on Agricultural Buffers*. Santa Barbara, Cal.
- López-Carrillo, L., Torres-Arreola, L., Torres-Sánchez, L., Espinosa-Torres, F., Jiménez, C., Cebrián, M., Saldate, O. (1996). Is DDT use a public health problem in Mexico? *Environmental Health Perspectives* 104(6), 584–588. <https://doi.org/10.1289/ehp.96104584>
- López-Carrillo, L., Torres-Sánchez, L., Moline, J., Ireland, K., & Wolff, M. S. (2001). Breast-feeding and serum p,p'DDT levels among Mexican women of childbearing age: A pilot study. *Environmental Research* 87(3), 131–135. <https://doi.org/10.1006/enrs.2001.4296>
- Loreto-Gómez, C., Farías, P., Moreno-Macías, H., Guzmán, C., & Riojas-Rodriguez, H. (2018). Prenatal exposure to persistent organic compounds and their association with anogenital distance in infants. *Reproductive BioMedicine Online* In press(Corrected proof). <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rbmo.2018.09.008>
- Maier-Bode, H. (1968). Properties, effects, residues, and analytics of the insecticide endosulfan. *Residue Reviews* 22, 1–44. <https://doi.org/10.1007/978-1-4612-5712-7>
- Martínez-Salinas, R. I., Díaz-Barriga, F., Batres-Esquivel, L. E., & Pérez-Maldonado, I. N.

- (2011). Assessment of the levels of DDT and its metabolites in soil and dust samples from Chiapas, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 86(1), 33–37. <https://doi.org/10.1007/s00128-010-0174-y>
- Mayhoub, F., Berton, T., Bach, V., Tack, K., Deguines, C., Floch-Barneaud, A., ... Chardon, K. (2014). Self-reported parental exposure to pesticide during pregnancy and birth outcomes: The MecoExpo cohort study. *PLOS ONE* 9(6), 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099090>
- McDougall, K. W., Harris, C. R., Fenton, I. G., & Dowman, A. (1995). Persistence and effect of management practices on organochlorine residues in soils of subtropical New South Wales. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 54(2), 177–184. <https://doi.org/10.1007/BF00197428>
- McGinn, A. P. (2002, June). Malaria, Mosquitoes and DDT. *World Watch Magazine* 10–17. Recuperado de <http://www.worldwatch.org/system/files/EP153A.pdf>
- Merino, L. (2015). Perspectivas sobre la gobernanza de los bienes y la ciudadanía en la obra de Elinor Ostrom. *Revista Mexicana de Sociología* 76, 77–104.
- Miglioranza, K., Gonzalez, M., Ondarza, P., Shimabukuro, V., Isla, F., Fillmann, G., ... Moreno, V. J. (2013). Assessment of Argentinean Patagonia pollution: PBDEs, OCPs and PCBs in different matrices from the Río Negro basin. *Science of the Total Environment* 452–453, 275–285. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.055>
- Miglioranza, K. S. B., Aizpún De Moreno, J. E., & Moreno, V. J. (2003). Dynamics of organochlorine pesticides in soils from a southeastern region of Argentina. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22(4), 712–717. [https://doi.org/10.1897/1551-5028\(2003\)022<0712:DOOPIS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1897/1551-5028(2003)022<0712:DOOPIS>2.0.CO;2)
- Miller, J. N. (1991). Basic statistical methods for Analytical Chemistry. Part 2. Calibration and regression methods. A review. *Analyst* 116(1), 3–14. <https://doi.org/10.1039/AN9911600003>
- Mindell, J., Ison, E., & Joffe, M. (2001). A glossary for health impact assessment. *Journal of Epidemiology and Community Health* 57, 647–651.
- Mizyukova, I. G. (1970). Metabolism of heptachlor. *Pharmacology and Physiology Journal* (4), 496–499.
- Mnif, W., Hassine, A. I. H., Bouaziz, A., Bartegi, A., Thomas, O., & Roig, B. (2011). Effect of endocrine disruptor pesticides: A review. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 8(6), 2265–2303. <https://doi.org/10.3390/ijerph8062265>
- Moriarty, F. (1999). *Ecotoxicology: The Study of Pollutants in Ecosystems*. Academic Press (3a ed.) Londres.
- Mortensen, H. M., & Euling, S. Y. (2013). Integrating mechanistic and polymorphism data to characterize human genetic susceptibility for environmental chemical risk assessment in the 21st century. *Toxicology and Applied Pharmacology* 271(3), 395–404. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2011.01.015>

- Mrema, E. J., Rubino, F. M., Brambilla, G., Moretto, A., Tsatsakis, A. M., & Colosio, C. (2013). Persistent organochlorinated pesticides and mechanisms of their toxicity. *Toxicology* 307, 74–88. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2012.11.015>
- NIST. (2017). *Certificate of Analysis: Standard Reference Material® 1944. National Institute of Standards and Technology*. Gaithersburg, MD.
- National Oceanic and Atmospheric Organization. (2014). Little “Bugs” Can Spread Big Pollution Through Contaminated Rivers. Consultado el 2 de enero de 2018 en <https://response.restoration.noaa.gov/about/media/little-bugs-can-spread-big-pollution-through-contaminated-rivers.html>
- National Pesticide Information Center. (1999a). *DDT (General Fact Sheet). National Pesticide Information Center*. Recuperado de <http://npic.orst.edu/factsheets/ddtgen.pdf>
- NPIC. (1999b). *DDT (Technical Fact Sheet). National Pesticide Information Center*. Recuperado de <http://npic.orst.edu/factsheets/archive/ddttech.pdf>
- National Research Council. (1996). The Nature of Risk Assessment. In N. Grossblatt (Ed.), *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process* (13a ed., pp. 25–27). Washington D. C.: National Research Council. <https://doi.org/10.1080/00139157.1983.9931232>
- O’Connor Robinson, M., Selfa, T., & Hirsch, P. (2017). Navigating the Complex Trade-Offs of Pesticide Use on Santa Cruz Island, Galapagos. *Society and Natural Resources* 1–14. <https://doi.org/10.1080/08941920.2017.1382625>
- O’Riordan, T. (1979). The Scope of Environmental Risk Management. *Ambio* 8(6), 260–264.
- Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico/ Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2015). Resúmenes de los productos básicos: Azúcar. In OECD Publishing (Ed.), *OCDE-FAO Perspectivas agrícolas 2015-2024* (pp. 121–142). París: Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico/Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2015-es
- Oliveira, A. H. B., Cavalcante, R. M., Duaví, W. C., Fernandes, G. M., Nascimento, R. F., Queiroz, M. E. L. R., & Mendonça, K. V. (2016). The legacy of organochlorine pesticide usage in a tropical semi-arid region (Jaguaribe River, Ceará, Brazil): Implications of the influence of sediment parameters on occurrence, distribution and fate. *Science of the Total Environment* 542(October 2015), 254–263. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.058>
- Organización Mundial de la Salud. (1979). DDT and its derivatives. Génova, Italia: United Nations Environment Programme and the World Health Organization. Recuperado de <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc009.htm>
- OMS. (1992). *Our planet, our health Report of the WHO Commission on Health and Environment*. Génova, Italia. Recuperado de <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/37933/1/9241561483.pdf>

- OMS. (1995). *A review of selected persistent organic pollutants*. (L. Ritter, K. R. Solomon, J. Forget, M. Stemeroff, & C. O'Leary, Eds.), *International Programme on Chemical Safety*. Ontario, Canadá.
- OMS. (2017). Pesticides. Consultado el 20 de noviembre de 2018 en <http://www.who.int/topics/pesticides/en/>
- OMS. (2018). Pesticides residues in food. Consultado el 20 de marzo de 2018 en <http://who.int/mediacentre/factsheets/pesticide-residues-food/en/>
- Organización de las Naciones Unidas. (2015). Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. Organización de las Naciones Unidas. Nueva York, Estados Unidos (pp. 40). Recuperado de <https://undocs.org/es/A/RES/70/1>
- Ortega-García, J. A., Sánchez-Sauco, M. F., Jaimes-Vega, D. C., & Pernas-Barahona, A. (2013). *Manual de la Hoja Verde de Salud Medioambiental Reproductiva. Creando ambientes más saludables durante el embarazo y lactancia*. Murcia, España. Recuperado de <http://pehsu.org/wp/wp-content/uploads/MANUAL-DE-HOJA-VERDE.pdf>
- PAN-Europe. (2005). *Danish Pesticide Use Reduction Programme - to Benefit the Environment and the Health. Pesticides Action Network Europe*. Londres.
- PAN. (2017). *International Consolidated List of Banned Pesticides - Explanatory note*. Recuperado de <http://pan-international.org/wp-content/uploads/Consolidated-List-of-Bans-Explanatory-2017April.pdf>
- Perera, F. P., Rauh, V., Whyatt, R. M., Tang, D., Tsai, W. Y., Bernert, J. T., Kinney, P. L. (2005). A summary of recent findings on birth outcomes and developmental effects of prenatal ETS, PAH, and pesticide exposures. *NeuroToxicology* 26(4 SPEC. ISS.), 573–587. <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2004.07.007>
- Pimentel, D., & Levitan, L. (1986). Amounts Applied and Pesticides : Amounts Reaching Pests reaches target pests. *Bioscience* 36(2), 86–91. <https://doi.org/10.2307/1310108>
- Pinkney, A. E., & McGowan, P. C. (2006). Use of the p,p'-DDD: p,p'-DDE concentration ratio to trace contaminant migration from a hazardous waste site. *Environmental Monitoring and Assessment* 120(1–3), 559–574. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9103-7>
- PNUD. (2017). *Estrategia para tratar la cuestión de los plaguicidas altamente peligrosos en el contexto del Enfoque Estratégico para la Gestión de los Productos Químicos a Nivel Internacional*. Recuperado de http://www.saicm.org/Portals/12/Documents/EPI/HHP_strategy_Spanish.pdf
- Ponce de León, C., Hernández, M., Vanegas, C., & Cram, H. (2012). *Conceptos y procedimientos para el análisis de muestras ambientales*. (C. Ponce de León, M. Hernández, C. Vanegas, & H. Cram, Eds.). Ciudad Universitaria, CDMX: La Prensa de Ciencias.
- Prasara-A, J., & Gheewala, S. H. (2016). Sustainability of sugarcane cultivation: case study of selected sites in north-eastern Thailand. *Journal of Cleaner Production* 134(Part B),

613–622. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.029>

- Radomski, J. L., & Davidow, B. (1953). The metabolite of heptachlor, its estimation, storage and toxicity. *Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics* (107), 266–272.
- Rappazzo, K., Warren, J., Meyer, R., Herring, A., Sanders, A., Brownstein, N. C., & Luben, T. J. (2016). Maternal Residential Exposure to Agricultural Pesticides and Birth Defects in a 2003–2005 North Carolina Birth Cohort. *Birth Defects Research. Part A Clinical and Molecular Teratology*. 106(4), 240–249. <https://doi.org/10.1002/bdra.23479>
- Rein, P. W. (2010). The carbon footprint of sugar. *Proceedings of the International Society of Sugar Cane Technologists* 25(6), 362–368.
- Romieu, I., Hernandez-Avila, M., Lazcano-Ponce, E., Weber, J. P., & Dewailly, E. (2000). Breast cancer, lactation history, and serum organochlorines. *American Journal of Epidemiology* 152(4), 363–370. <https://doi.org/10.1093/aje/152.4.363>
- Rudel, R. A., & Perovich, L. J. (2009). Endocrine disrupting chemicals in indoor and outdoor air. *Atmospheric Environment* 43(1), 170–181. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.025>
- Sánchez-Osorio, J. L., Macías-Zamora, J. V., Ramírez-Álvarez, N., & Bidleman, T. F. (2017). Organochlorine pesticides in residential soils and sediments within two main agricultural areas of northwest Mexico: Concentrations, enantiomer compositions and potential sources. *Chemosphere* 173, 275–287. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.010>
- Scheunert, I. (1992). Physical and physicochemical processes governing the residue behaviour of pesticides in terrestrial ecosystems. In *Chemistry of Plant Protection* (pp. 1–18). Berlin: Springer-Verlang.
- Schmidt, W. F., Bilbouljian, S., Rice, C. P., Fettingner, J. C., McConnell, L. L., & Hapeman, C. J. (2001). Thermodynamic, spectroscopic, and computational evidence for the irreversible conversion of β - to α -endosulfan. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 49(11), 5372–5376. <https://doi.org/10.1021/jf0102214>
- Seiber, J. N., & Kleinschmidt, L. (2010). *Environmental Transport and Fate. Hayes' Handbook of Pesticide Toxicology* (3rd ed.). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374367-1.00057-4>
- Sexton, K., & Salinas, J. J. (2014). Concurrent fetal exposure to multiple environmental chemicals along the U.S. - Mexico border: an exploratory study in Brownsville, Texas. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11(10), 10165–10181. <https://doi.org/10.3390/ijerph111010165>
- Sexton, K., Salinas, J. J., McDonald, T. J., Gowen, R. M. Z., Miller, R. P., McCormick, J. B., & Fisher-Hoch, S. P. (2013). Biomarkers of maternal and fetal exposure to organochlorine pesticides measured in pregnant hispanic women from brownsville, texas. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 10(1), 237–248. <https://doi.org/10.3390/ijerph10010237>
- Shelton, J. F., Geraghty, E. M., Tancredi, D. J., Delwiche, L. D., Schmidt, R. J., Ritz, B., ...

- Hertz-Picciotto, I. (2014). Neurodevelopmental disorders and prenatal residential proximity to agricultural pesticides: The charge study. *Environmental Health Perspectives* 122(10), 1103–1109. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307044>
- Sniegowski, L. T., & Moody, J. R. (1979). Determination of Serum and Blood Densities. *Analytical Chemistry* 51(9), 1577–1578. <https://doi.org/10.1021/ac50045a052>
- Solomon, K. R. (2010). Ecotoxicological Risk Assessment of Pesticides in the Environment. In *Hayes' Handbook of Pesticide Toxicology* (3rd Ed. 2, pp. 1191–1217). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374367-1.00056-2>
- Sparling, D. W. (2016). Organochlorine Pesticides. In *Ecotoxicology Essentials* (pp. 69–107). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801947-4.00004-4>
- Spencer, W. F., Farmer, W. J., & Cliath, M. M. (1973). Pesticide volatilization. *Residue Reviews* 49, 1–47. Recuperado de https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/978-1-4613-9377-1_1.pdf
- Stickel, L. F. (1973). Pesticide Residues in Birds and Mammals. In C. Edwards (Ed.), *Environmental Pollution by Pesticides* (pp. 254–312). Boston: Environmental Science Research. Recuperado de https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4615-8942-6_8?no-access=true#citeas
- Stringer, R., & Johnston, P. (2001). Chlorinated Pesticides. In R. Stringer & P. Johnston (Eds.), *Chlorine and the Environment: An Overview of the Chlorine Industry* (1a ed., pp. 239–270). Exeter, Reino Unido: Springer-Sciewnce+Business Media, B.V. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-9813-2>
- Sun, J., Pan, L., Tsang, D. C. W., Li, Z., Zhu, L., & Li, X. (2016). Phthalate esters and organochlorine pesticides in agricultural soils and vegetables from fast-growing regions: a case study from eastern China. *Environmental Science and Pollution Research* 1–9. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7725-7>
- Swedenborg, E., Rüegg, J., Mäkelä, S., & Pongratz, I. (2009). Endocrine disruptive chemicals: Mechanisms of action and involvement in metabolic disorders. *Journal of Molecular Endocrinology* 43(1), 1–10. <https://doi.org/10.1677/JME-08-0132>
- Syed, J. H., & Malik, R. N. (2011). Occurrence and source identification of organochlorine pesticides in the surrounding surface soils of the Ittehad Chemical Industries Kalashah Kaku, Pakistan. *Environmental Earth Sciences* 62(6), 1311–1321. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0618-z>
- Tabb, M. M., & Blumberg, B. (2006). New Modes of Action for Endocrine-Disrupting Chemicals. *Molecular Endocrinology* 20(3), 475–482. <https://doi.org/10.1210/me.2004-0513>
- Tashiro, S., & Matsumura, F. (1978). Metabolism of trans-nonachlor and related chlordane components in rat and man. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 7(1), 113–127. <https://doi.org/10.1007/BF02332042>
- Tavares, T. M., Beretta, M., & Costa, M. C. (1999). Ratio of DDT/DDE in the All Saints Bay, Brazil and its use in environmental management. *Chemosphere* 38(6), 1445–1452.

- Torres-Dosal, A., Martinez-Salinas, R. I., Hernandez-Benavides, D., Perez-Vazquez, F. J., Ilizaliturri-Hernandez, C., & Perez-Maldonado, I. N. (2012). Assessment of the levels of DDT and DDE in soil and blood samples from Tabasco, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment* 184(12), 7551–7559. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2518-z>
- Unsworth, J. (2010). History of pesticide use. Consultado el 20 de noviembre de 2018 en http://agrochemicals.iupac.org/index.php?option=com_sobi2&sobi2Task=sobi2Details&catid=3&sobi2Id=31
- United States Department of Agriculture (2017). *Mexico Sugar Annual Report 2017. Global Agricultural Information Network* (Vol. MX 7012).
- United States Environmental Protection Agency (1987). *Lindane: Health Advisory* (pp.18)
- USEPA. (2009). Persistent Organic Pollutants: A Global Issue, A Global Response. Consultado el 20 de noviembre de 2018 en <https://www.epa.gov/international-cooperation/persistent-organic-pollutants-global-issue-global-response>
- Velasco, A., Hernández, S., Ramírez, M., & Ortiz, I. (2014). Detection of residual organochlorine and organophosphorus pesticides in agricultural soil in Rio Verde region of San Luis Potosi, Mexico. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* 49(7), 498–504. <https://doi.org/10.1080/03601234.2014.896670>
- Velasco, A., Rodríguez, J., Castillo, R., & Ortiz, I. (2012). Residues of organochlorine and organophosphorus pesticides in sugarcane crop soils and river water. *Journal of Environmental Science and Health Part B*, 47(9), 833–841. <https://doi.org/10.1080/03601234.2012.693864>
- Vijgen, J., Yi, L. F., Forter, M., Weber, R., & Lal, R. (2005). The legacy of lindane and technical HCH production. *Organohalogen Compounds* 68, 899–904. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Rup_Lal/publication/267410840_The_legacy_of_lindane_and_technical_HCH_production/links/54ab68b30cf25c4c472f773f.pdf
- Vlaanderen, J., Vermeulen, R., Heederik, D., & Kromhout, H. (2008). Guidelines to evaluate human observational studies for quantitative risk assessment. *Environmental Health Perspectives* 116(12), 1700–1705. <https://doi.org/10.1289/ehp.11530>
- Vopham, T. (2014). *Integrating Landsat and California Pesticide Exposure Ascertainment At Aggregated Analysis Scales: Accuracy Assessment of Rurality*. University of Southern California. Los Angeles, California.
- Waliszewski, S. M., Aguirre, A. A., Benitez, A., Infanzon, R. M., & Infanzon, R. (1999). Organochlorine Pesticide Residues in Human Blood Serum of Inhabitants of Veracruz, Mexico *Environmental Contamination and Toxicology* (62)397–402.
- Waliszewski, S. M., Carvajal, O., Gómez-Arroyo, S., Amador-Muñoz, O., Villalobos-Pietrini, R., Hayward-Jones, P. M., & Valencia-Quintana, R. (2008). DDT and HCH isomer levels in soils, carrot root and carrot leaf samples. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 81(4), 343–347. <https://doi.org/10.1007/s00128-008->

- Walse, S. S., Shimizu, K. E. N. D., & Ferry, J. L. (2002). Surface-catalyzed transformations of aqueous endosulfan. *Environmental Science & Technology* 36(22), 4846–4853.
- Ward, M. H., Nuckols, J. R., Weigel, S. J., Maxwell, S. K., Cantor, K. P., & Miller, R. S. (2000). Identifying populations potentially exposed to agricultural pesticides using remote sensing and a geographic information system. *Environmental Health Perspectives* 108(1), 5–12. <https://doi.org/10.2307/3454289>
- Ware, G. W. (1988). *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. (G. G. Ware, H. N. Nigg, & A. Bevenue, Eds.), *United States Environmental Protection Agency Office of Drinking Water Health Advisories* 104. Nueva York, NY: Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-74816-0>
- Weaver, T. B., Ghadiri, H., Hulugalle, N. R., & Harden, S. (2012). Organochlorine pesticides in soil under irrigated cotton farming systems in Vertisols of the Namoi Valley, north-western New South Wales, Australia. *Chemosphere* 88(3), 336–343. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.03.008>
- Weber, J., Halsall, C. J., Muir, D., Teixeira, C., Small, J., Solomon, K., ... Bidleman, T. (2010). Endosulfan, a global pesticide: A review of its fate in the environment and occurrence in the Arctic. *Science of the Total Environment* 408(15), 2966–2984. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.077>
- Wong, F., Alegria, H. A., & Bidleman, T. F. (2010). Organochlorine pesticides in soils of Mexico and the potential for soil-air exchange. *Environmental Pollution* 158(3), 749–755. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.10.013>
- Xiang, H., Nuckols, J. R., & Stallones, L. (2000). A geographic information assessment of birth weight and crop production patterns around mother's residence. *Environmental Research* 82(2), 160–167. <https://doi.org/10.1006/enrs.1999.4009>
- Zaffar, H., Irshad, U., Pervez, A., & Naqvi, T. A. (2016). Mode of action, toxicity and biodegradation of organochlorinated pesticides: A mini review. *Journal of Applied Environmental and Biological Sciences* 6(8), 7.
- Zimdahl, R. L. (2015). DDT: An Insecticide. In *Six Chemicals That Changed Agriculture* (pp. 115–133). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800561-3.00007-9>
- Zitko, V. (2003). Chlorinated Pesticides: Aldrin, DDT, Endrin, Dieldrin, Mirex. In H. Fiedler (Ed.), *The Handbook of Environmental Chemistry* 3, Parte B, pp. 47–90.

Anexos

Anexo I. Curvas de calibración para la determinación de plaguicidas organoclorados en agua.

POC	Intervalo lineal [ng mL ⁻¹] ^a									Ecuación de la recta	R ²	LD
	0.05	0.1	0.3	0.5	0.8	1	3	5	10			
α-HCH		x	x	x	x					y = 613.01x - 5.4361	0.9989	0.01
β-HCH			x	x	x	x	x			y = 106.64x - 2.4423	0.9976	0.1
γ-HCH		x	x	x	x					y = 509.32x - 26.69	0.9968	0.02
δ-HCH		x	x	x	x	x	x			y = 477.81x - 18.596	0.9998	0.02
Heptacloro						x	x	x	x	y = 522.89x - 243.66	0.994	0.2
Heptacloro epóxido		x	x	x	x	x	x			y = 554.91x - 24.723	0.9984	0.03
α-Endosulfán		x	x	x	x	x	x			y = 329.6x + 104.46	0.9544	0.02
β-Endosulfán				x	x	x	x	x		y = 224.07x - 77.956	0.9947	0.03
Endosulfán sulfato			x	x	x	x	x			y = 200.47x - 16.626	0.9991	0.17
Endrín	x	x	x	x	x	x	x			y = 672.06x - 38.965	0.9974	0.03
Aldrín	x	x	x	x						y = 683.84x + 0.6261	0.9999	0.02
Endrín Aldehído			x	x	x	x	x	x	x	y = 346.37x + 5.9462	0.9999	0.02
Dieldrín		x	x	x	x	x	x			y = 365.2x + 47.9	0.992	0.07
4, 4' DDT		x	x	x	x	x	x	x		y = 390.65x - 9.2174	0.9996	0.11
4, 4' DDD		x	x	x	x	x	x			y = 489.57x - 27.908	0.9995	0.03
4, 4' DDE		x	x	x	x	x	x			y = 354.32x + 37.52	0.994	0.07

a: intervalo lineal son los niveles de la curva de calibración (ng mL⁻¹)

LD: límite de detección (ng L⁻¹)

x: concentración del POC

y: área del POC en el cromatograma

Anexo II. Curvas de calibración para la determinación de plaguicidas organoclorados en suelo.

POC	Intervalo lineal [ng mL ⁻¹] ^a														Ecuación de la recta	R ²	LD	
	0.05	0.1	0.3	0.5	0.8	1	3	5	10	25	50	100	150	200				300
α-HCH		x	x	x	x	x										y = 648.95x - 16.531	0.9964	0.01
β-HCH				x	x	x	x	x	x	x						y = 146.19x - 34.516	0.9982	0.07
γ-HCH		x	x	x	x	x	x	x								y = 506.38x - 19.622	0.9989	0.02
δ-HCH		x	x	x	x	x	x									y = 467.95x - 13.703	0.9998	0.01
Heptacloro							x	x	x	x	x					y = 297.95x - 128.38	0.9972	0.38
Heptacloro epóxido	x	x	x	x	x	x	x									y = 509.54x - 1.2084	0.9998	0.02
α-Endosulfán		x	x	x	x	x	x									y = 500.8x + 19.42	0.9989	0.05
β-Endosulfán							x	x	x	x						y = 159.55x - 39.061	0.9998	0.24
Endosulfán sulfato				x	x	x	x	x								y = 160.3x + 8.2431	0.9987	0.04
Aldrín	x	x	x	x	x	x	x									y = 618.7x + 20.236	0.9994	0.01
Endrín				x	x											y = 580.91x - 3.3507	0.9999	0.09
Endrín aldehído		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			y = 316.81x + 222.09	0.9985	0.01
Dieldrín		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	y = 342.2x + 85.32	0.9985	0.01
4, 4'-DDT				x	x	x	x	x	x	x	x	x				y = 319.39x + 170.94	0.9987	0.06
4,4'-DDE		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	y = 419.01x + 92.664	0.9997	0.01
4, 4'-DDD		x	x	x	x	x	x	x								y = 432.75x + 2.7668	0.9997	0.01

a: intervalo lineal son los niveles de la curva de calibración (ng mL⁻¹)

LD: límite de detección (ng g⁻¹ peso seco)

x: concentración del POC

y: área del POC en el cromatograma

Anexo III. Porcentajes de recuperación en muestras adicionadas de suelo, agua y estándar certificado (%).

POC	Agua ^a		Suelo ^b				Standard Reference Material® 1944 ^c		
	5 ng L ⁻¹	10 ng L ⁻¹	4 [25 ng g ⁻¹]	4 [200 ng g ⁻¹]	14 [25 ng g ⁻¹]	14 [200 ng g ⁻¹]	NJSTD #1	NJSTD #2	NJSTD #3
α-HCH	96	87	73	71	74	70			
β-HCH	91	102	101	107	98	105			
γ-HCH	73	86	80	80	75	75			
δ-HCH	110	70	89	93	86	89			
Heptacloro	69	75	111	73	90	75			
Heptacloro epóxido	96	76	84	75	78	69			
α-Endosulfán	107	72	74	67	71	70			
β-Endosulfán	78	82	126	120	100	101			
Endosulfán sulfato	115	96	72	68	80	73			
Aldrín	116	85	67	69	65	65			
Endrín	96	74	74	68	69	77			
Endrín Aldehído	109	80	108	102	98	93			
Dieldrín	81	76	86	75	105	82			
4,4'-DDD	115	94	90	76	69	68	108	89	96
4,4'-DDT	114	99	61	83	69	68	98	95	89
4,4'-DDE	99	75	121	95	115	85	103	92	114

a: Dos muestras de agua grado Milli-Q por duplicado, a las cuales les fueron adicionadas una concentración baja (5 ng L⁻¹) y otra alta (10 ng L⁻¹) de POC.

b: Se tuvieron cuatro adiciones distintas. Se tomaron dos alícuotas de dos muestras, mismas que fueron adicionadas con una concentración baja (25 ng g⁻¹) y otra alta (200 ng g⁻¹).

c: El estándar certificado Standard Reference Material® 1944 “*New Jersey/New York Waterway Sediment*” reporta las siguientes concentraciones de referencia: 4,4'-DDE: 86 ± 12 ng g⁻¹ peso seco; 4,4'-DDD: 108 ± 16 ng g⁻¹ peso seco; y 4,4'-DDT: 170 ± 32 ng g⁻¹ peso seco.

Anexo IV. Parámetros fisicoquímicos determinados en muestras de suelo.

Sitio	Georreferencia		Carbono total (%)		Carbono inorgánico (%)		Carbono orgánico total (%)		Humedad (%)		Densidad aparente (gr cm ⁻³)	
	<i>Latitud</i>	<i>Longitud</i>	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018
4	18.673	-99.116	2.4	3.4	0.0	0.1	2.4	3.4	12	15	0.15	0.16
5	18.681	-99.114	3.1	4.0	0.0	0.0	3.1	4.0	21	19	0.26	0.22
9	18.695	-99.104	7.9	3.8	6.7	3.2	1.3	0.6	12	11	0.13	0.11
12	18.730	-99.116	2.9	3.2	0.2	0.2	2.7	3.0	28	24	0.36	0.33
13	18.670	-99.127	2.6	2.3	1.0	0.8	1.7	1.4	16	27	0.18	0.14
14	18.662	-99.153	6.1	5.9	4.6	4.4	1.5	1.5	19	23	0.24	0.25
16	18.695	-99.144	1.7	3.3	0.0	0.1	1.7	3.3	15	14	0.27	0.29
18	18.699	-99.132	7.2	8.0	5.0	5.6	2.2	2.4	18	16	0.23	0.20
20	18.689	-99.136	2.8	3.2	2.0	2.3	0.8	1.0	15	18	0.21	0.20
24	18.709	-99.154	2.2	1.8	0.1	0.0	2.1	1.7	8	10	0.12	0.11

Anexo V. Parámetros fisicoquímicos determinados en muestras de agua.

Sitio	Georreferencia		SDT (mg L ⁻¹)		TOC (mg L ⁻¹) ^c		SUVA (254 nm)		Aromaticidad (%)		OD (mg L ⁻¹) ^d		pH		Temperatura (° C)		Conductividad eléctrica (Ω)		Sólidos		Salinidad		Oxígeno disuelto (%)	
	Latitud	Longitud	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018
Pozo	18.68	-99.14	955	852	3.1	0.9	0.1	0.0	2.0	5.3	2.2	2.2	6.9	6.9	25.0	22.7	1011-1011	1014-971	506	507	0.5	0.5	29.8	26.3
Chihuahuita ^a	18.68	-99.12	318	ND	4.7	ND	0.0	ND	0.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Ayuntamiento ^b	18.68	-99.12	ND	162	ND	0.7	ND	0.0	ND	1.8	ND	7.8	ND	7.3	ND	21.8	ND	601-565	ND	301	ND	0.3	ND	100.5
A 1	18.69	-99.13	412	1664	1.9	0.2	0.0	0.0	1.8	8.9	8.0	8.0	7.6	7.4	19.5	19.8	606-543	552-524	303	302	0.3	0.3	97.8	98.1
A 2	18.68	-99.13	466	2790	5.7	0.4	0.2	0.0	4.0	8.9	6.8	7.5	7.6	7.4	21.5	20.2	650-606	648-587	325	623	0.3	0.3	87.6	94.2
A 3	18.74	-99.17	510	1612	2.2	0.8	0.0	0.0	2.2	4.9	7.8	7.3	7.5	7.5	21.5	20.5	680-636	638-583	640	319	0.3	0.3	100.0	90.9
B 1	18.70	-99.11	978	1226	1.6	1.4	0.1	0.0	3.6	1.6	7.2	7.9	7.4	7.5	23.4	21.8	1264-1226	1228-1155	632	607	0.6	0.6	95.8	100.9
B 2	18.67	-99.12	1032	688	2.5	0.9	0.1	0.0	3.7	3.0	7.2	7.0	7.6	7.5	23.6	20.9	1338-1304	1286-1186	669	643	0.7	0.6	96.4	89.0
B3	18.79	-99.10	1042	670	6.5	4.8	0.2	0.1	2.6	1.0	4.6	7.5	7.4	8.5	26.2	17.4	911-931	1427-1222	457	714	0.5	0.7	65.6	88.8
13	18.67	-99.13	1028	784	1.7	6.4	0.1	0.0	4.0	0.1	ND	6.9	ND	7.6	ND	20.8	ND	1286-1183	ND	643	ND	0.6	ND	86.9
Canal	18.66	-99.15	1118	318	8.6	9.8	0.1	0.0	0.9	0.1	6.1	9.4	7.5	7.5	21.3	22.1	1384-1207	1343-1268	692	672	0.7	0.7	78.2	122.0

a: año de muestreo 2017

b: año de muestreo 2018

c: Carbono Orgánico Total

d: oxígeno disuelto

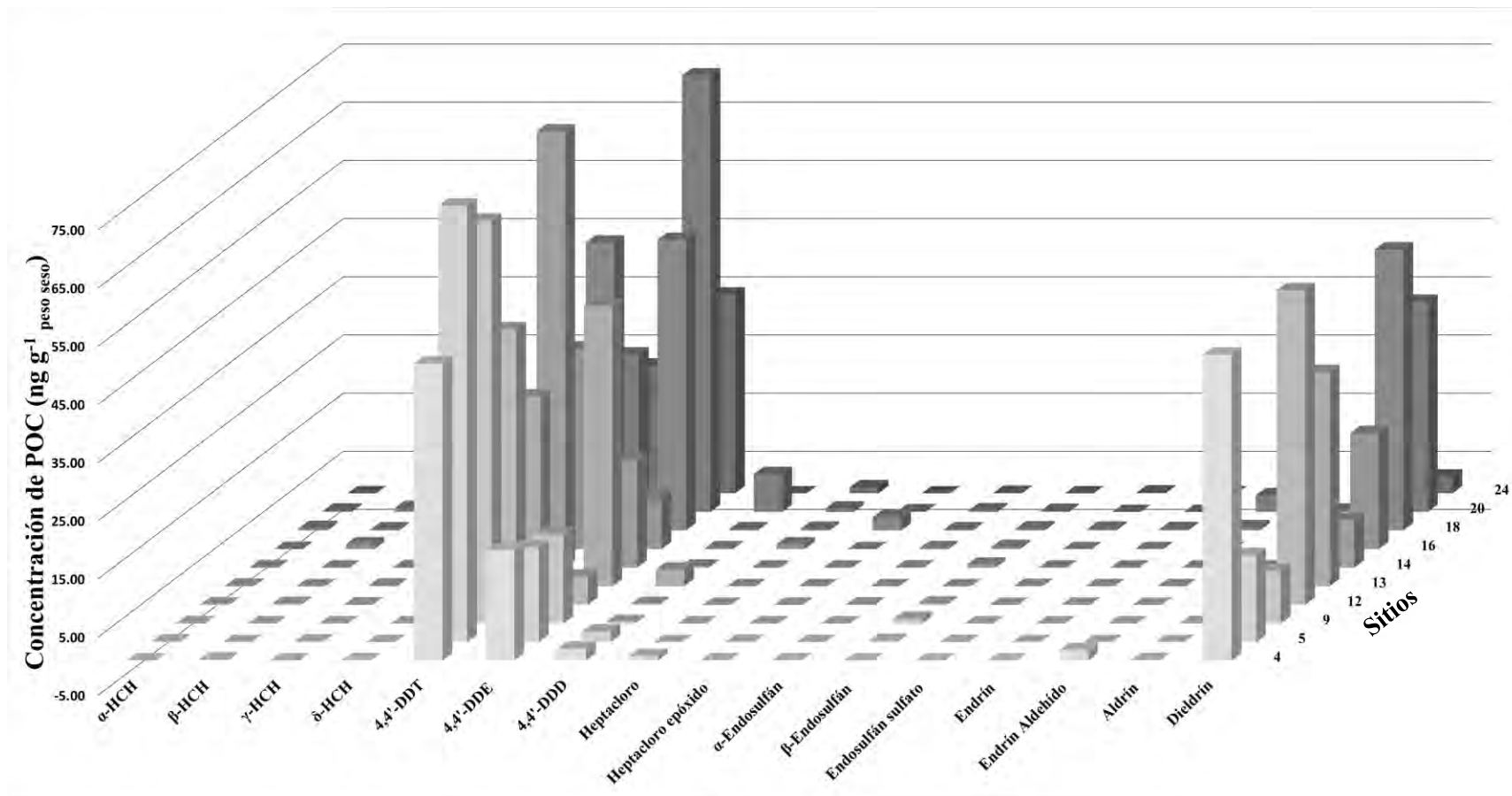
Anexo VI. Correlaciones de Spearman entre variables sociodemográficas y dosis internas de POC.

POC en suero materno	Edad (madre)	Escolaridad (madre)	Escolaridad (padre)	Ingreso familiar	Número de hijos	Lactancia materna acumulada	Ocupación antes de FUR (madre)	Ocupación antes de FUR (padre)	Ocupación después de FUR (madre)	Ocupación después de FUR (padre)	Preocupación por tóxicos en el trabajo	Ropa y zapatos de trabajo llevados a casa	Antigüedad de la vivienda	Preocupación por riesgos ambientales (madre)	Preocupación por riesgos ambientales (padre)	Tiempo de residencia
4,4'-DDT	-0.4116	0.0387	-0.0793	-0.0811	-0.1723	-0.3528	-0.2649	0.0582	-0.2692	0.0526	0.0977	-0.1559	-0.0646	0.0631	-0.0946	-0.1751
4,4'-DDE	-0.6654	0.0269	0.1143	0.0744	-0.3726	-0.4603	0.0847	0.1350	0.0854	0.1100	0.1575	-0.4127	0.0568	-0.0158	0.1900	-0.2582
4,4'-DDD	0.3407	0.1437	0.0583	0.1960	0.3554	0.2149	-0.1472	-0.1481	-0.1299	-0.0402	-0.1244	0.2167	-0.1096	0.0161	-0.2248	0.1607
α -Endosulfán	0.3636	-0.2398	-0.1510	0.1551	0.3855	0.3333	-0.3854	0.0970	0.1984	0.1490	0.0000	0.2267	0.1544	0.1104	0.0158	-0.2725
β -Endosulfán	-0.6973	0.1772	0.2698	-0.0336	-0.2104	-0.2227	0.1085	0.0527	-0.0705	-0.0833	0.1467	-0.2552	-0.0615	-0.1262	0.2998	-0.1166
Endosulfán sulfato	-0.4144	0.1145	-0.0756	0.0419	-0.3597	-0.3173	-0.3240	0.1405	-0.2640	0.2811	0.0253	-0.2347	-0.3221	-0.1958	-0.0653	-0.4198
α -HCH	-0.0447	0.0719	0.3953	0.3997	0.1634	-0.0066	0.0481	-0.5065	0.0283	-0.5251	-0.5367	0.0283	-0.2607	-0.3150	0.0945	-0.2414
β -HCH	-0.4223	0.1603	0.2879	-0.0405	-0.3413	-0.5467	0.4090	-0.0581	0.0283	-0.0263	0.0244	-0.2835	0.0872	0.0630	0.1260	0.1416
γ -HCH	0.2664	0.2133	0.2075	0.3631	0.1928	0.1358	0.0636	-0.3701	0.1945	-0.2161	-0.4127	-0.0599	-0.3669	0.0660	-0.0999	-0.2448
δ -HCH	-0.0119	0.3239	0.1055	-0.0822	-0.0206	-0.2422	0.2424	0.0586	0.3707	0.0926	0.0983	-0.4135	0.1912	0.3649	0.0793	0.1234
Heptacloro	0.4299	0.0932	-0.1033	0.0096	0.0000	0.0716	0.0000	-0.1595	0.0000	-0.2189	-0.2521	0.1539	-0.2051	0.2226	-0.1370	0.1373
Heptacloro epóxido	0.1476	0.2122	-0.2343	-0.1133	-0.0549	0.0248	0.1449	-0.0685	0.1492	-0.3360	-0.0367	-0.0852	0.1396	0.2371	-0.2134	-0.0890
Aldrín	0.0325	-0.0501	0.0180	0.3345	0.0735	0.0017	-0.0969	0.2105	-0.5276	0.2689	0.2949	0.1141	-0.4158	-0.1587	-0.2380	0.3034
Dieldrín	-0.5144	-0.0249	0.2406	0.0437	-0.5331	-0.4319	0.1566	0.0970	-0.0142	0.0175	0.0000	-0.1559	-0.3063	-0.1734	0.2050	-0.2565
Endrín	-0.3749	-0.3159	-0.2167	-0.2979	-0.0942	0.0997	-0.0485	0.5081	-0.3284	0.6665	0.5045	-0.0143	-0.1239	0.0000	0.1430	0.1689
Endrín aldehído	0.1774	-0.0420	-0.4028	0.2795	-0.0266	-0.0150	0.0732	-0.1291	0.3444	-0.0355	-0.2226	-0.3444	0.3512	0.1916	-0.1756	-0.1611
Σ DDT	-0.3588	0.0427	0.0208	-0.0797	-0.1779	-0.3320	-0.0606	0.1158	-0.2854	0.2073	0.1476	0.0000	-0.1015	0.0000	-0.2381	-0.1610
Σ Endosulfán	-0.3081	0.0194	0.0090	0.2563	0.0688	0.0333	-0.3499	-0.0153	0.1846	0.0044	-0.1101	-0.1562	0.1054	-0.1580	0.3475	-0.5713
Σ HCH	-0.0724	0.1719	0.3953	0.3668	0.1400	-0.0362	0.0722	-0.4816	0.0283	-0.4988	-0.5123	0.0283	-0.2457	-0.3150	0.0945	-0.2774
Σ Heptacloro	0.3686	0.2004	-0.1422	0.0403	0.0128	0.0398	0.0264	-0.2280	0.0622	-0.3173	-0.2681	0.0311	-0.0432	0.2079	0.1730	0.1745
Σ Drines	-0.2373	-0.0988	-0.2111	0.0070	-0.2163	-0.2590	-0.2531	-0.0444	-0.1702	0.0219	-0.0244	-0.2694	-0.1865	-0.2682	0.0931	-0.3035

FUR: Fecha de Última Regla

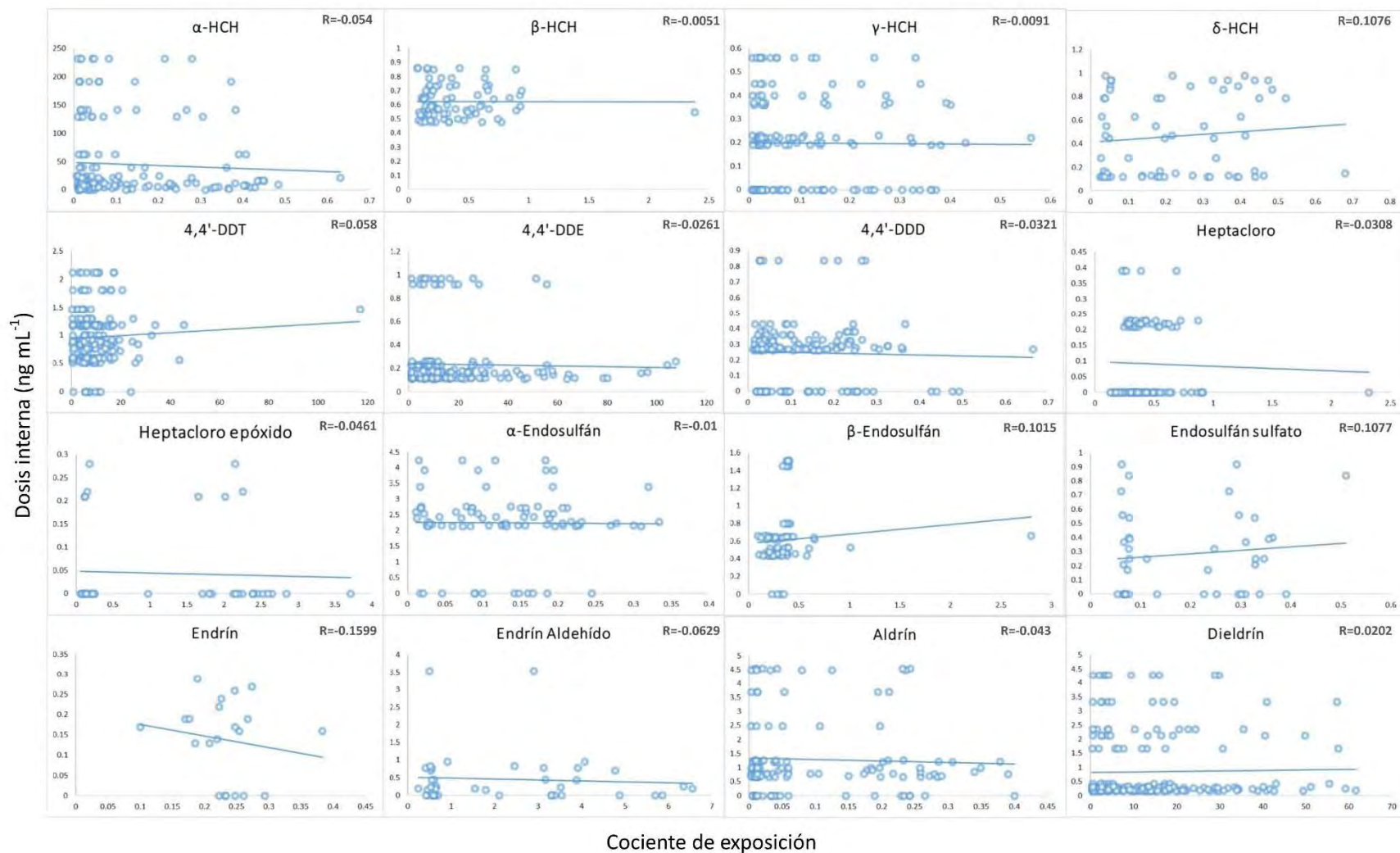
Σ : sumatoria de plaguicida y metabolitos secundarios

Anexo VII. Niveles de POC en suelos.

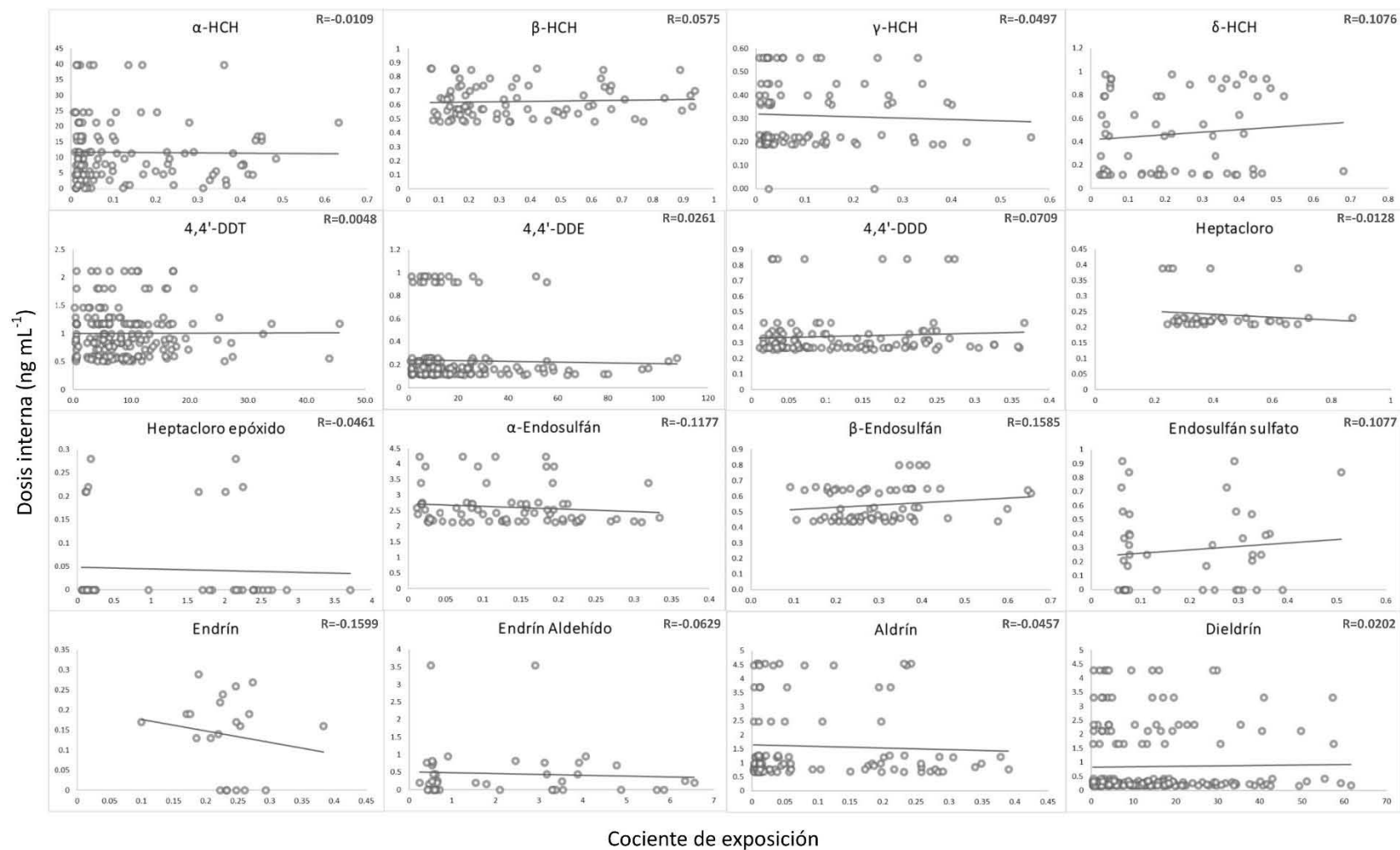


Las concentraciones representadas corresponden al promedio de dos años (2017-2018).


Anexo VIII. Distribución de cocientes de proximidad vs. dosis internas.



Anexo IX. Distribución de cocientes de proximidad vs. dosis internas ajustada.



Anexo X. Hoja verde para obtención de características sociodemográficas.



HOJA VERDE


CREANDO
AMBIENTES
MÁS SALUDABLES
DURANTE
EL EMBARAZO
Y LACTANCIA

Espacio reservado para la etiqueta

Realizado por: _____


A. DATOS PERSONALES

Teléfono móvil:	E-mail:	Fecha atención: <input type="text"/> / <input type="text"/> / <input type="text"/>
Semana gestación actual:		Fecha nacimiento niño:
FUR:	Edad madre:	Nivel estudios madre:
Nombre padre:	Edad padre:	Nivel estudios padre:
Raza:		
Blanca <input type="checkbox"/> Eslava <input type="checkbox"/> Latinoamericana <input type="checkbox"/> Magrebi/árabe <input type="checkbox"/> Negra <input type="checkbox"/> Gitana <input type="checkbox"/>		
Indígena americano <input type="checkbox"/> Asiática <input type="checkbox"/> Otra <input type="checkbox"/> País procedencia: _____		
Ingresos netos mensuales de la familia:		
< 800€ <input type="checkbox"/> 800-1.500€ <input type="checkbox"/> 1.500-2.000€ <input type="checkbox"/> 2.000-2.500€ <input type="checkbox"/> 2.500-3.500 € <input type="checkbox"/> > 3.500€ <input type="checkbox"/>		



PEHSU
Pediatric Environmental Health
Specialty Unit Murcia Branch

Unidad de Salud Medioambiental Pediátrica (PEHSU-Murcia) Servicio de Pediatría
Hospital Clínico Universitario Virgen de la Arrixaca, Murcia España. Telf: 0034-968369031
Red Latinoamericana de Salud Ambiental Infantil

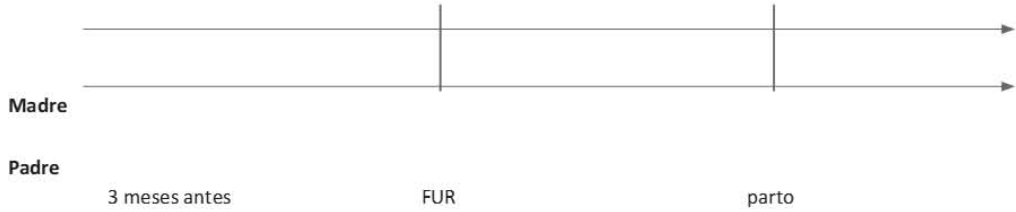


Sambi

--	--	--	--

E. EXPOSICIONES EN EL TRABAJO Y AFICCIONES

Indicar ocupación de los padres 3 meses antes de la FUR y especificar en caso de cambio.



Riesgos ambientales asociados a las ocupaciones de los que viven en casa: _____

¿Le preocupa alguna exposición a tóxicos medioambientales en el trabajo?: Sí No No lo sé En caso

afirmativo explicar: _____

¿Se llevan la ropa o zapatos del trabajo a la casa?: Sí No No lo sé Tienen alguna

afirmación que le exponga a algunas sustancias químicas:

Aeromodelismo Fotografía/revelado Maquetación Restauración muebles Motociclismo

Mecánica Pintura Ninguna Otros: _____

F. TABACO Y OTRAS DROGAS

TABACO		Madre	Padre	Otro en domicilio
Fumaba algo antes del embarazo (periconcepcional)	Sí/No/Nunca			
¿Cuánto fumaba?	cigarrillos/día			
Edad inicio	años			
¿Cambió el consumo debido al embarazo?	Sí/No			
¿Cuándo cambio?	SG			
¿Cuánto fuma ahora?	cigarrillos/día			
¿Le gustaría dejar de fumar?	Sí/No			

¿Ha pensando en hacerlo próximamente?	Sí/No		
Exposición a humo de tabaco de formas pasiva (amigos o familiares)	Nada Poco Bastante Mucho		
¿Ha podido estar expuesta a otras drogas en algún momento del embarazo o desde 3 meses antes del embarazo?	Cannabis <input type="checkbox"/> En caso afirmativo explique: Cocaína <input type="checkbox"/> Heroína <input type="checkbox"/> Otras <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Ninguno <input type="checkbox"/>		

G. EXPOSICIÓN AL ALCOHOL

Por favor, indique el número de vasos o copas que bebía en cada etapa (señale debajo de donde corresponda...1-3 por mes, 1 por semana, 1 día, etc.).

Madre periconcepcional 3 meses antes del embarazo	Nunca o <1 mes	1-3 x mes	1 x sem	2-4 x sem	5-6 x sem	1 x día	2-3 x día	4-5 x día	+6 x día	gramos OH/día
a) Vino tinto, blanco, rosado y vermouth (1 vaso, 125 cc)	0	0.6	1.42	4.28	7.85	10	25	45	60	a
b) Cerveza (1 caña o botellín 1/5, 200 cc)	0	0.6	1.42	4.28	7.85	10	25	45	60	b
c) Licores (20-25º): de frutas (manzana), de crema (Catalana, Bayleys) (1 copa, 50 cc)	0	0.75	2.1	6.43	11.78	15	37.5	67.5	90	c
d) Brandy, ginebra, ron, whisky, vodka, aguardientes 40º (1 copa, 50 cc)	0	1.2	2.84	8.56	15.7	20	50	90	120	d
e) Cerveza sin alcohol (200 cc)	0	0.13	0.28	0.85	1.57	2	5	9	12	e
a+b+c+d+e gramos total de alcohol/día										

Número de atracones (>/= 5 UBE = 50 gr) desde FUR a la fecha actual: _____

¿Cambió el consumo debido al embarazo? Sí Lo eliminó Disminuyó No

¿Cuándo cambió? Antes de FUR Indique semanas de gestación

Durante el embarazo Semanas de gestación Durante la lactancia

Madre actualmente	Nunca o <1 mes	1-3 x mes	1 x sem	2-4 x sem	5-6 x sem	1 x día	2-3 x día	4-5 x día	+6 x día	gramos OH/día
a) Vino tinto, blanco, rosado y vermouth (1 vaso, 125 cc)	0	0.6	1.42	4.28	7.85	10	25	45	60	a
b) Cerveza (1 caña o botellín 1/5, 200 cc)	0	0.6	1.42	4.28	7.85	10	25	45	60	b
c) Licores (20-25º): de frutas (manzana), de crema (Catalana, Bayleys) (1 copa, 50 cc)	0	0.75	2.1	6.43	11.78	15	37.5	67.5	90	c
d) Brandy, ginebra, ron, whisky, vodka, aguardientes 40º (1 copa, 50 cc)	0	1.2	2.84	8.56	15.7	20	50	90	120	d
e) Cerveza sin alcohol (200 cc)	0	0.13	0.28	0.85	1.57	2	5	9	12	e
a+b+c+d+e gramos total de alcohol/día										
El padre durante la espermatogénesis	Nunca o <1 mes	1-3 x mes	1 x sem	2-4 x sem	5-6 x sem	1 x día	2-3 x día	4-5 x día	+6 x día	gramos OH/día

a	Vino tinto, blanco, rosado y vermú (1 vaso, 125 cc)	1 0	2 0.6	3 1.42	4 4.28	5 7.85	6 10	7 25	8 45	9 60	a
b	Cerveza (1 caña o botellín 1/5, 200 cc)	1 0	2 0.6	3 1.42	4 4.28	5 7.85	6 10	7 25	8 45	9 60	b
c	Licores (20-25º): de frutas (manzana), de crema (Catalana, Bayleys) (1 copa, 50 cc)	1 0	2 0.75	3 2.1	4 6.43	5 11.78	6 15	7 37.5	8 67.5	9 90	c
d	Brandy, ginebra, ron, whisky, vodka, aguardientes 40º (1 copa, 50 cc)	1 0	2 1.2	3 2.84	4 8.56	5 15.7	6 20	7 50	8 90	9 120	d
e	Cerveza sin alcohol (200 cc)	1 0	2 0.13	3 0.28	4 0.85	5 1.57	6 2	7 5	8 9	9 12	e
a+b+c+d+e gramos total de alcohol/día											


 Ha aumentado

El padre actualmente ha cambiado su consumo: Sí Ha disminuido No

H. EXPOSICIONES EN EL HOGAR, JARDÍN Y HUERTO

Años construcción de la vivienda: _____ ¿Tipo de vivienda?: Piso (altura) Dúplex Casa de pueblo

¿Ha tenido problemas en casa de hormigas, cucarachas, roedores, etc...?: Sí No

Utiliza spray, polvos, enchufes u otros plaguicidas en casa o huerto: Sí No

Cuáles: _____ ¿Cuánto le dura un envase de pesticida 1.000 cc? _____

I. PERCEPCIÓN DE RIESGOS

¿Están preocupados por algunos riesgos ambientales en su casa o barrio? Madre: _____ Padre: _____

Observaciones: _____

Glosario de términos

Antecedente ocupacional	La pareja o alguna persona, que habita dentro de la misma vivienda que la mujer embarazada, se dedica a las labores agrícolas u otra actividad económica que lo exponga a plaguicidas (p. ej. jardinería).
Cociente de temporalidad	Relación entre la concentración de un plaguicida organoclorado y la suma de concentraciones de sus metabolitos de degradación.
Cociente de exposición	Relación entre la dosis interna de un plaguicida organoclorado y la suma de dosis internas de sus metabolitos de degradación, cuantificados en una mujer embarazada.
Criterios de exclusión	Mujeres menores de 15 años, cuyo embarazo no es sano o que tengan menos de un año de vivir en Tlaltizapán.
Criterios de inclusión	Mujeres que cursen el tercer trimestre de un embarazo sano, con 15 o más años cumplidos y que hayan vivido al menos un año en Tlaltizapán.
Dosis interna	Concentración de plaguicidas organoclorados cuantificada en suero sanguíneo.
Edad de la vivienda	Años de construcción que tiene la casa donde vive la mujer embarazada.
Estación de muestreo	Sitio de colecta de muestras ambientales, ya sea de agua o suelo agrícola.
Georreferencia	Posicionamientos espaciales de las viviendas de las mujeres embarazadas y las estaciones de muestreo, medidos en coordenadas.
Lactancia materna acumulada	Número de años que la mujer ha amamantado a lo largo de su vida.
Lugar de acumulación	Sitios en el ambiente donde las emisiones de fuentes puntuales como la contaminación del agua o del suelo pueden exponer a las mujeres embarazadas a riesgos elevados, como el cáncer.