



El Colegio de la Frontera Sur

Distribución y riesgo ambiental de plaguicidas  
organoclorados en la Cuenca del Río Coatán en el  
sureste de México

TESIS

Presentada como requisito parcial para optar al grado de  
Doctorado en Ciencias en Ecología y Desarrollo Sustentable

Por

Luz Elizabeth Ruiz Suárez

2016

## DEDICATORIA

*A mi bicho y esposo quienes han esperado pacientemente.*

*A mi mamá por enseñarme que con determinación, constancia y paciencia se  
pueden finalizar los proyectos.*

*A los agricultores, agricultoras y residentes de la Región del Soconusco, Chiapas  
que constantemente están expuestos a los plaguicidas.*

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Dios por acompañarme durante este proyecto. Porque separados de ti, nada podemos hacer.

Al Dr. Ricardo Bello Mendoza por su apoyo para dirigirme en este trabajo de investigación. Sus consejos, experiencia intelectual y tiempo, pero sobre todo su paciencia para conmigo fueron claves para integrar y concluir este trabajo. A la Dra. Griselda Karina Guillén Navarro por aceptar el reto de ser mi tutora y haber compartido sus acertadas sugerencias para esta investigación. A la Dra. Violette Geissen por sus valiosos aportes que enriquecieron este trabajo, pero sobre todo por haber estado siempre dispuesta a ayudarme... ¡Gracias Violette! Al Dr. Juan Francisco Barrera Gaytán por sus valiosos comentarios para esta tesis.

A mi esposo por todo su apoyo incondicional, por su paciencia en los momentos difíciles e inspiración continua para terminar este trabajo. ¡Eternamente agradecida!

A mi hijo por ser condescendiente conmigo, por todo lo que me ha hecho aprender. Porque desde bebe tuviste que salir a campo. ¡Te amo Matías!

A mi madre porque siempre me ha apoyado incondicionalmente, por cuidar a mi familia mientras yo escribía el primer artículo y a hermanas Irma y Shandy por todo su apoyo moral.

Al Dr. Antonio Trejo Acevedo y la Dra. Norma Edith Rivero del CRISP por brindarme información y asesoría sobre las determinaciones de plaguicidas organoclorados en muestras biológicas y por su apoyo moral.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) de México por haberme otorgado la beca que me permitió realizar este doctorado (Beca número 207972).

A El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Tapachula, porque me abrió las puertas y me permitió ingresar al programa de doctorado.

Al M. en C. Ricardo A. Castro Chan por su apoyo en la planeación y realización de los muestreos, el procesamiento de muestras, la elaboración de los métodos

cromatográficos, por su asesoría en los análisis estadísticos y elaboración de gráficos de esta tesis.

A los agricultores y residentes de las comunidades de Aguacaliente, Unión Roja, Buenos Aires, La Victoria por habernos permitido trabajar con ellos.

A los M. en C. Gamaliel Mejía González, Héctor Montaña Moreno y David Herrera López por su apoyo en la toma de muestras de suelo, agua y sedimento.

Al M. en C. Javier Valle Mora por sus comentarios y asesorías para el manejo de datos y análisis estadísticos.

Al M. en C. José Higinio López Urbina por su apoyo en la elaboración de todos los mapas de esta tesis.

Al M. en C. Alejandro López Soto por su apoyo en la aplicación de encuestas en este trabajo.

A la Lic. Beatriz Romero Valadez por su apoyo con los trámites de posgrado.

A Dalia Elizabeth Sántiz, Ariel Chandias, Ivonne Moreno, Julio Coutiño, Elena González, Samuel Cruz, María Carranza, Cindy Yajaira Santacruz, Martín por su colaboración en algunas de las actividades de la tesis (toma de muestras, aplicación de encuestas, procesamiento y análisis de muestras).

A mis amigas Anahí Marroquín y Minerva Villanueva por su amistad y por su invaluable ayuda con el cuidado de Matías cuando realice las salidas a campo. ¡Gracias amigas!

A Vero y David por su valiosa amistad y su apoyo para el cuidado de mi pequeño en los momentos que más los necesitaba. Mil gracias!

A mis amigas y amigos Alicia, Higinio, Valentina, Héctor, María, Alex, Yadira, Gamaliel, Mónica, Karen por su gran amistad y compañía durante este proyecto. ¡Gracias por sus buenos deseos y comentarios para animarme!

Gracias a todos aquellos que brindaron su apoyo, contribución e inspiración durante estos años para hacer de este estudio un logro.

## Índice

Dedicatoria.....	3
Agradecimientos.....	4
Resumen.....	7
Capítulo I. Introducción.....	9
Capítulo II. Objetivos e hipótesis.....	31
Capítulo III. Niveles de plaguicidas organoclorados en plasma sanguíneo de residentes de comunidades endémicas del paludismo en Chiapas, México.....	33
Capítulo IV. Distribución ambiental y evaluación de riesgos de los plaguicidas organoclorados en el clima tropical de México: un estudio en la Cuenca del Río Coatán.....	54
Capítulo V. Estudio sobre el manejo de los plaguicidas y la percepción de riesgo de agricultores y residentes, en el sureste de México.....	112
Capítulo VI. Discusión general.....	161
Capítulo VII. Conclusiones generales.....	171
Anexos.....	174

## Resumen

Este estudio tuvo como objetivo identificar la distribución ambiental, espacial y temporal de los plaguicidas organoclorados (OCs), así como sus valores de riesgo a la salud y al ambiente a lo largo del gradiente altitudinal de la Cuenca del Río Coatán de la región del Soconusco, Chiapas. Además, se buscó analizar la relación entre la percepción de agricultores y pobladores sobre los riesgos a la salud de los plaguicidas debido a su manejo y exposición a éstos. Se detectaron siete plaguicidas OCs en muestras plasma sanguíneo. De estos el p,p'-DDE y el  $\beta$ -endosulfán fueron los más frecuentes, sobre todo en el grupo de edad >60 años y los hombres. En el ambiente, el grupo principalmente detectado en suelo fue el de los DDTs (89.8 %), en sedimento los HEPTACLOROS (83.3 %) y en agua los ENDOSULFANES (36.9 %). El análisis de la distribución espacial demostró que la concentración mediana de la mayoría de los plaguicidas OCs en suelo y sedimentos tiende a aumentar conforme disminuye la altitud. Aunque tienen potencial para causar efectos biológicos adversos de acuerdo a los valores de coeficiente de riesgo (HQ) calculados, los niveles de los residuos de los OCs detectados en el suelo representan muy bajos riesgos de cáncer por vía de ingesta, contacto dermal e inhalación, tanto en adultos como en niños. Encontramos que más del 85% de los agricultores emplean plaguicidas, pero solo el 23% conoce el significado de las cintas de colores que indican toxicidad, y 51% no usa equipo de protección. La mayoría de agricultores y pobladores tienden a percibir riesgos moderados por el uso de plaguicidas en toda la región, no obstante, las concentraciones encontradas en plasma sugieren que los residentes de la cuenca están expuestos a distintos OCs, principalmente p,p'-DDE. Es necesario realizar biomonitoreos y estudiar otras vías de exposición ambiental tales como la ingesta de alimentos contaminados que ayuden a generar datos reales para determinar los

riesgos a la salud y al ambiente causados por los plaguicidas OCs. Además, es urgente el diseño de programas de comunicación de riesgos para aumentar la conciencia sobre el manejo adecuado de los plaguicidas en los agricultores, que ayuden a reducir los riesgos a la salud y al ambiente.

**Palabras claves:** plaguicidas organoclorados, Región Soconusco, Cuenca del Río Coatán, riesgo ambiental, riesgo a la salud, percepción de riesgo.

## **Capitulo I. Introducción general**



## Introducción

Los plaguicidas son sustancias de origen químico que si bien han contribuido sustancialmente al mejoramiento de la productividad agrícola y de la salud pública, paralelamente han tenido efectos adversos que incluyen el deterioro ambiental y el daño a la salud humana debido a su uso indiscriminado e inadecuado, fácil dispersión en el ambiente, toxicidad y persistencia (Yilmaz *et al.*, 2005; Badii y Landeros, 2007).

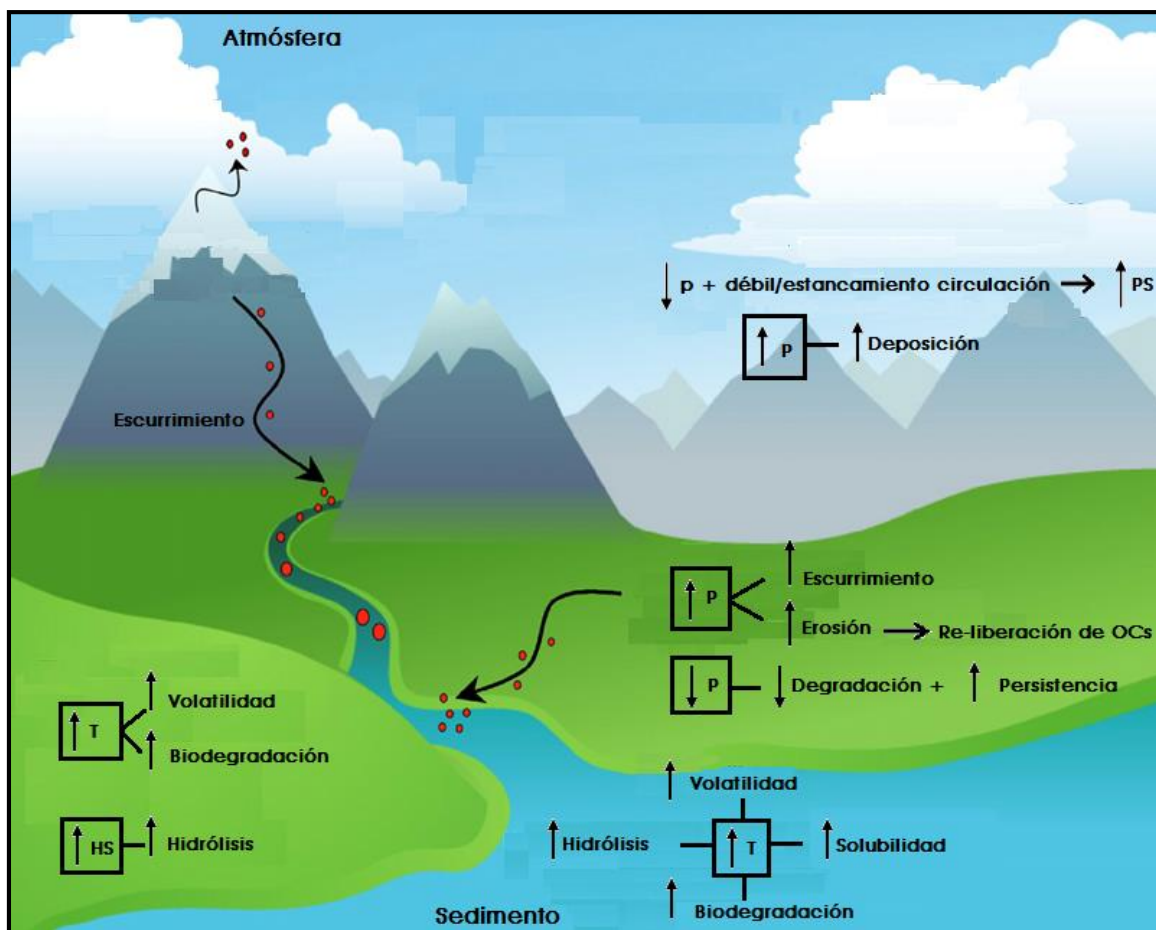


Fig. 1. Flujo de los plaguicidas en los compartimentos ambientales en función de factores ambientales. T= temperatura; HS = humedad del suelo; P = precipitación; PS=suspensión de partículas (Noyes *et al.*, 2009 modificado).

Cuando una molécula de plaguicida es liberada al ambiente, esta puede dispersarse a distintos compartimentos tales como el suelo, sedimentos, agua y aire (Fig. 1); así mismo, puede permanecer estable y transportarse a distancias lejanas al punto de

aplicación. Este comportamiento está condicionado en gran manera por las características físicas y químicas de los plaguicidas, las características de los compartimentos ambientales y las condiciones climáticas (Badii y Landeros, 2007; Noyes *et al.*, 2009).

## **Los plaguicidas organoclorados (OCs)**

### **1) Características**

Un grupo de plaguicidas que se encuentran ampliamente distribuidos en el ambiente por el uso abundante que tuvieron en el pasado es el de los organoclorados (OCs) (Iwata *et al.*, 1994; Calva y Torres, 1998). Los plaguicidas OCs son considerados persistentes en el ambiente debido a su alta estabilidad química y notable resistencia al ataque de los microorganismos (Calva y Torres, 1998). Entre los plaguicidas OCs más persistentes destacan el diclorodifeniltricloroetano (DDT) (vida media  $[t_{1/2}]$ : 10 a 15 años), toxafeno ( $t_{1/2}$ : 12 años), endrín ( $t_{1/2}$ : 10 años), clordano ( $t_{1/2}$ : 8 años), dieldrín ( $t_{1/2}$ : 7 años), aldrín ( $t_{1/2}$ : 5 años), heptacloro ( $t_{1/2}$ : 4 años) y lindano ( $t_{1/2}$ : 2 años) (Ritter *et al.*, 1995; Calva y Torres, 1998). Así mismo, los OCs tienen baja solubilidad en agua y alta solubilidad en la mayoría de los disolventes orgánicos, de manera que se acumulan en el tejido graso de los organismos vivos y de esta forma pueden bioacumularse y biomagnificarse (aumento sucesivo de su concentración a través de los eslabones de la cadena alimenticia) (Gallardo *et al.*, 2000; Albert y Benítez 2005).

### **2) Efectos de los plaguicidas OCs a la salud**

La exposición a los plaguicidas OCs puede causar riesgos a la salud como una mayor propensión a desarrollar cáncer (IACR, 1991), efectos reproductivos (Salazar-García, 2004), efectos neurológicos y de comportamiento (Pérez *et al.*, 2007), así como efectos genotóxicos (Yáñez *et al.*, 2004; Pérez-Maldonado *et al.*, 2004; Herrera-Portugal *et al.*, 2005). Por ejemplo, el DDT es considerado como causante de cáncer

y problemas reproductivos (Flores-Luévano *et al.*, 2003; Gladen *et al.*, 2004; Salazar-García, 2004), efectos neurológicos y de comportamiento (Eskenazi, 2007; Torres-Sánchez *et al.*, 2007) así como genotóxicos (Pérez-Maldonado *et al.*, 2004; Herrera-Portugal *et al.*, 2005). Con respecto a uno de sus metabolitos, se reportó asociación entre la exposición al diclorodifenildicloroetileno (DDE) y la diabetes tipo 2 (Rignell-Hydbom *et al.*, 2007). El aldrín y dieldrín, por su parte, tienen mayor potencial carcinogénico (Ritter *et al.*, 1995), mientras que el lindano y el hexaclorociclohexano (BHC) han sido relacionados con anemia aplásica (Page *et al.*, 1998).

### **3) Comportamiento ambiental de los plaguicidas OCs**

Los plaguicidas OCs pueden distribuirse en los diferentes compartimentos del ambiente como son el suelo, sedimento, agua, aire y biota. Estos plaguicidas tienen alta afinidad hacia la materia orgánica por su alto coeficiente de partición, por lo que el suelo y sedimentos son importantes sitios de destino (Zheng *et al.*, 2009). No obstante, el suelo puede ser fuente de re-emisiones a la atmósfera (Wong *et al.*, 2009) y fuente de contaminación del agua a través del escurrimiento de fuentes no puntuales (Yang *et al.*, 2013). Aunque el agua tiene limitada capacidad para retener a los plaguicidas OCs debido a la baja solubilidad de estos, facilita el transporte hacia los sedimentos por medio de la deposición de las partículas suspendidas (Barra *et al.*, 2005; Yuan *et al.*, 2013). Asimismo, a través de la interacción de agua y sedimentos, los plaguicidas OCs pueden ser transferidos de los sedimentos a los organismos, considerando a esta como la mayor ruta de exposición para muchos organismos (Zoumis *et al.*, 2001).

## Uso de los plaguicidas en México

### 1) Uso histórico de los plaguicidas OCs en México

En México, los plaguicidas OCs se empezaron a usar intensivamente en los 1940s con la llegada de la Revolución Verde (González-Farías *et al.*, 2002; Albert, 2005). Se desconocen las cantidades exactas de plaguicidas OCs usados en el país.

Dentro de los plaguicidas OCs más usados en México se encuentra el DDT, el cual fue aplicado en el control de plagas en cultivos agrícolas, principalmente el algodón, y en campañas de salud pública en las regiones palúdicas (Díaz-Barriga *et al.*, 2003; Herrera-Portugal *et al.*, 2005). Se estima que desde 1950 hasta 1960 se usaron cerca de 4000 toneladas de DDT (Alegría *et al.*, 2008), así mismo estima que entre 1969 y 1979, se usaron aproximadamente 9,000 toneladas anuales (González-Farías *et al.*, 2002), seguido por periodos de disminución y aumento hasta mediados de los 1990s (Alegría *et al.*, 2008); y que durante el periodo de 1957 a 2000, se aplicaron 69,545 toneladas de DDT tan solo en las campañas de salud (ISAT, 2001), con aplicaciones semestrales de 2 g/m<sup>2</sup> de área residencial en promedio (Pérez-Maldonado *et al.*, 2010; Herrera-Portugal *et al.*, 2008). Se ha reportado que de los diez países con los niveles más altos de uso del DDT en el mundo, México ocupa el cuarto y quinto lugar en la agricultura y en salud pública, respectivamente (Li y Macdonald, 2005).

El isómero  $\gamma$ -HCH (lindano) por su parte, fue usado para el control de ectoparásitos en ganado y animales domésticos, así mismo, se usó para el tratamiento de semillas y tuvo aplicaciones farmacéuticas para la formulación de cremas y shampoos. La Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte (NACEC, siglas en inglés) reporta la importación y uso en el país de aproximadamente 20 toneladas de lindano por año (NACEC, 2006).

Por otro lado, en muchos países el endosulfán fue considerado una alternativa más segura que otros plaguicidas OCs en la década de 1970s (Harikrishnan y Usha, 2004). Este se usó en grandes cantidades en cultivos como el café, algodón y chile, entre otros (Castro-Castro *et al.*, 2004); aunque no se tiene acceso público a la información para conocer el volumen que se aplicó de este plaguicida, se sabe que las importaciones del endosulfán fueron en aumento de 119 toneladas en 2002, a 731 toneladas en 2006 (Guadarrama *et al.*, 2008). En la actualidad, las importaciones del endosulfán están prohibidas en México y su estatus está en eliminación progresiva (COFEPRIS, 2013).

## **2) Uso histórico de los plaguicidas OCs en Chiapas y el Soconusco**

En el estado de Chiapas, al sureste de México, se hizo uso intensivo de los plaguicidas OCs tanto en la agricultura como en programas de salud. Se ha reportado que este estado fue uno de los últimos que legalmente dejó de usar el DDT para la agricultura, y uno de los últimos estados en continuar con su uso en los programas del control de la malaria hasta finales del año 2000 (Castro-Castro *et al.*, 2004; Alegría *et al.*, 2008). En Chiapas se encuentra ubicada la región del Soconusco, una de las áreas agrícolas más importantes de este país. En esta región los plaguicidas OCs fueron utilizados por más de cuarenta años en la agricultura para el control de plagas, principalmente en cultivos como el café y algodón. El cultivo del algodón en particular tuvo un crecimiento notable en el periodo de 1950 a 1975, pasando de 518 a 35,227 ha cultivadas (Catalán, 1995). Este crecimiento ocurrió con la adopción de tecnologías agrícolas modernas, particularmente el uso de insecticidas. Registros oficiales indican que se usó una mezcla de toxafeno-DDT en dosis de 6-7 l/ha por aspersion (SAGARPA, 1995). Catalán (1995) reporta que se llegaron a asperjar 21 veces por ciclo y que en la época que existió la mayor superficie cultivada con algodón se

aplicaron 1,109,650.5 litros de insecticidas para el control de plagas. Por otra parte, el Soconusco ha sido también una importante área palúdica, por lo que el DDT fue simultáneamente utilizado para el control de mosquitos transmisores de esta enfermedad.

## **Exposición a los plaguicidas OCs en el Soconusco**

### **1) Plaguicidas OCs en muestras biológicas**

Debido al uso abundante de los plaguicidas OCs en el Soconusco, se han realizado biomonitoreos para identificar grupos de la población con mayor exposición a los plaguicidas OCs. Los resultados han demostrado la presencia de residuos en altos niveles en muestras biológicas. Yáñez *et al.*, (2012) reportaron que la leche materna de mujeres residentes de Chiapas presentó niveles más altos de DDT y de su principal metabolito el DDE, que en mujeres residentes de otros estados (Oaxaca, Quintana Roo y San Luis Potosí). Otros estudios realizados en la región han reportado altos niveles de DDT y sus metabolitos en sangre de niños (Herrera-Portugal *et al.*, 2008; Trejo-Acevedo *et al.*, 2012; Pérez-Maldonado *et al.*, 2010; Pérez-Maldonado *et al.*, 2013). De manera notable, se encontró que los niños de Chiapas tenían los niveles más altos de DDT y sus metabolitos ( $\Sigma$ DDTs: 50 ng/ml; ranHego: 0.8-390 ng/ml), que todos los niños participantes en un estudio que incluyó varias comunidades de países Mesoamericanos (Pérez-Maldonado *et al.*, 2010).

### **2) Plaguicidas OCs en muestras ambientales**

En el ambiente también se han encontrado residuos de plaguicidas OCs. En aire y suelo se han reportado niveles de clordano (aire: 5.8-12 pg/m<sup>3</sup>; suelo: <0.0033- 2.7 ng/g), toxafeno (aire: 6.2-229 pg/m<sup>3</sup>; suelo: <LD- 334 ng/g), dieldrin (aire: 0.9-11 pg/m<sup>3</sup>), endosulfán (aire: 92-341 pg/m<sup>3</sup>; suelo: <LD- 909 ng/g), hexaclorociclohexanos, DDTs (aire: 239-2360 pg/m<sup>3</sup>; suelo: <LD- 360 ng/g) (Alegría *et al.*, 2008; Wong *et al.*,

2009), en tanto que DDE, DDD y endosulfán han sido detectados en agua y sedimentos (Hernández-Romero *et al.*, 2004). Así mismo, se han encontrado altas concentraciones de DDT y sus metabolitos en muestras de pescado (373.67-1937.90 ng/g de lípidos) de una comunidad costera de la región (San Simón) que estuvo sujeta al rociado intensivo del DDT para el control del paludismo (Herrera-Portugal *et al.*, 2013).

## **Estudio de los plaguicidas en la región del Soconusco desde la perspectiva de cuenca**

### **1) Comportamiento y dinámica de los plaguicidas OCs**

El comportamiento y la dinámica de los plaguicidas OCs en la región del Soconusco es pobremente entendido a pesar de que existen estudios en matrices biológicas (sangre, leche materna, peces) y ambientales (sedimento, suelo, aire, agua).

Recientemente se ha encontrado que estudios que consideran diferentes compartimentos ambientales (suelo, sedimento, agua, aire, nieve), realizados en áreas geográficas con flujos cíclicos continuos de materia, tal como sucede en una cuenca hidrográficas, pueden proveer información sobre el ciclo biogeoquímico de los plaguicidas de acuerdo a su influencia antropogénica (Barra *et al.*, 2005, Daly *et al.*, 2007).

### **2) Cuenca del Río Coatán y los plaguicidas OCs**

En la región del Soconusco se encuentran varias cuencas hidrográficas, una de ellas es la Cuenca del Río Coatán. Dicha cuenca está compartida entre México y Guatemala; esta es una de las cuencas más deterioradas de la frontera por el cambio de uso de suelo de la vegetación original a la agricultura (Kauffer, 2010).

En la Cuenca del Río Coatán se identifican zonas con diferente historial de uso de plaguicidas OCs, lo cual podría conducir a diferentes niveles de exposición. La planicie

costera (zona baja) de la región estuvo expuesta al uso intensivo del DDT para el control del paludismo y para el control de plagas en algodón (Catalán, 1995). En las laderas serranas (parte media) de la región, el endosulfán y el DDT fueron usados en grandes cantidades en el cultivo del café y para el control de paludismo, respectivamente. De la zona alta no se tienen reportes del uso de plaguicidas OCs pero se estima que en esta zona los plaguicidas OCs se usaron en menor cantidad para la agricultura y en menor frecuencia para el control de la malaria debido a que es una zona de muy difícil acceso y menos apta para la agricultura (zona montañosa). Además, hay que considerar que cada una de estas zonas tiene diferentes características geográficas (altitud) y climáticas (e.g. temperatura y precipitación) que pueden influir sobre la dispersión y el flujo de los plaguicidas OCs en la cuenca.

### **3) Uso de otros plaguicidas en la cuenca**

A mediados de los 1970s, como resultado de la degradación del suelo y la resistencia de plagas por el uso intensivo de plaguicidas OCs, todo el algodón sembrado en la zona baja de la cuenca empezó a ser sustituido por el banano, en donde se rociaron altas cantidades de mancozeb e insecticidas carbamatos (Orozco-Santos, 1996; Ríos-González, 2013).

Actualmente, en la zona baja de la cuenca se siguen usando grandes cantidades de fungicidas como el mancozeb en el cultivo de banano (Ríos-González, 2013), así como en papaya (Hernández-Hernández, 2006), mientras que en la soya está reportado el uso intensivo de glifosato (Ruiz-Toledo, 2013). En la caña de azúcar se emplean principalmente insecticidas y herbicidas, y en el maíz se aplican cantidades considerables de todo tipo de herbicidas como glifosato y paraquat (Velásquez *et al.*, 1999; Toledo-Toledo *et al.*, 2005). En la zona media se reportó uso del endosulfán, de manera importante, en el cultivo del café para el control de la broca del café (Barrera,



2005; Morales, 2013); así como el uso de herbicidas para el control de malezas (Morales, 2013). Cabe mencionar que en esta zona se encuentran algunas fincas orgánicas de café. Respecto a la zona alta, no hay reportes de uso de plaguicidas en la agricultura, sin embargo es posible concluir que la utilización de plaguicidas es menor debido a que la superficie de siembra es menor.

### **El manejo de los plaguicidas y la percepción de riesgo**

Se ha observado que algunas prácticas erróneas por parte de los agricultores pueden llevarlos a aumentar los riesgos a su salud y al ambiente, tales como no usar equipo de protección (Zhang y Lu, 2007; Damalas y Hashemi, 2010), comer y fumar cuando se fumiga (Karunamoorthi y Yirgalem, 2012; Pérez *et al.*, 2015), no leer etiquetas de los envases de los plaguicidas (Rother, 2008), mezclar varios ingredientes activos (Yang *et al.*, 2014), entre otros. Además, se ha encontrado que prácticas de los agricultores como lavar la ropa que se usa para fumigar junto con la de la familia (Nivia, 2010), almacenar los plaguicidas dentro de la casa (Yang *et al.*, 2014), quemar o tirar los envases a campo abierto (SEMARNAT, 2007; Damalas *et al.*, 2008) pueden representar riesgos a la salud de otros (mujeres, niños, no agricultores) y al ambiente. En este sentido, se ha observado que el comportamiento de los agricultores hacia el uso de plaguicidas, que se refleja en sus prácticas de uso y manejo, está influenciado por la percepción de riesgo (Damalas y Hashemi, 2010; Khna *et al.*, 2015).

### **Justificación**

El uso de plaguicidas OCs en México está prohibido desde el año 2000; a pesar de ello, estos plaguicidas siguen siendo un grupo de interés científico por su persistencia en el ambiente, sus efectos en la salud y por las evidencias de estudios recientes en los cuales se reportan altas concentraciones de OCs (DDT, DDE, clordano y toxafeno) en diferentes compartimentos ambientales de la región (Alegria *et al.*, 2005; Wong *et*

*al.*, 2009). También se ha encontrado que las concentraciones de plaguicidas OCs son una mezcla de contribuciones recientes y de residuos viejos, lo que podría indicar uso ilegal de estos plaguicidas a pesar de estar prohibidos. Así mismo, estos estudios muestran que los suelos del sureste de México pueden ser una fuente de plaguicidas OCs (DDT y toxafeno) y, al mismo tiempo, receptores de OCs aplicados en países centroamericanos tales como Guatemala y Belice, los cuales también usaron grandes cantidades de plaguicidas OCs (Alegria *et al.*, 2005; Wong *et al.*, 2009).

Aunado a lo anterior, se puede observar que al interior de la región del Soconusco, en la Cuenca del Río Coatán, se identifican zonas con diferente historial de uso de plaguicidas OCs lo cual podría conducir a diferentes niveles de exposición. Con respecto a esto, no es claro si los residentes de las diferentes zonas de la Cuenca del Río Coatán han estado expuestos de la misma manera a los plaguicidas OCs y por su uso intensivo en el pasado, en programas de salud y en la agricultura. Aun cuando estudios previos han encontrado evidencias de la presencia de plaguicidas OCs en el ambiente de la región, poco se entiende el comportamiento y la dinámica de los plaguicidas OCs; así mismo, se desconoce si las concentraciones que se encuentran en el ambiente pueden representar riesgos a la salud humana y a los organismos de los compartimentos ambientales. Además, aunque en nuestro país existen regulaciones sobre el manejo de los plaguicidas, no hay seguridad de que estén siendo respetadas y aceptadas al manejar plaguicidas que se usan actualmente en la región.

### **Literatura citada**

Albert, A. y Benítez, A., 2005. Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. In Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da ed. Botello, J.A.V., Osten, R., Gold-Bouchot, G.,

- Agraz-Hernández, C. Ed. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología: Mexico, pp. 237-248.
- Albert, L., 2005. Panorama de los plaguicidas en México. Séptimo Congreso de Actualización en Toxicología Clínica. Tepic, Nayarit 1 y 2 de septiembre, 17 p.
- Alegria, H.A., Wong, F., Jantunen, L.M., Bidleman, T.F., Salvador-Figueroa, M., Gold-Bouchot, G., Ceja, M.V., Waliszewski, S.M., Infanzon, R., 2008. Organochlorine pesticides and PCBs in air of southern Mexico (2002–2004). *Atmos. Environ.* 42, 8810–8818. doi: 10.1016/j.atmosenv.2008.04.053.
- Badii, H.M. y J. Landeros, 2007. Plaguicidas que afectan la salud humana y la sustentabilidad. *CULCyT Toxicología de plaguicidas*, 19:1-14.
- Barra, R., Popp, P., Quiroz, R., Bauer, C., Cid, H., Tümping, T., 2005. Persistent toxic substances in soils and waters along an altitudinal gradient in the Laja River Basin, Central Southern Chile. *Chemosphere*, 58, 905–915.
- Barrera, J.F., 2005. Investigación sobre la broca de café en México. Simposio sobre Situación Actual y Perspectivas de la Invesigación y Manejo de la Broca del Café en Costa Rica, Cuba, Guatemala y México. J.F. Barrera (ed.). Sociedad Mexicana de Entomología y El Colegio de la Frontera Sur. Tapachula, Chiapas, México, 2005, p. 1-13. ISBN 970-9712-17-9.
- Calva, L.G. y M. Torres, 1998. Plaguicidas Organoclorados. Departamento de Hidrobiología. D.C.B.S. UAM-I. Contactos 30: 35-46.
- Castro-Castro, V., Siu-Rodas, Y., González-Huerta, L., Solkolov, M., 2005. Efecto tóxico de DDT y endosulfán en postlarvas de camarón blanco, *Litopenaeus*

- vannamei (*Decapoda: Penaeidae*) de Chiapas, México. *Rev. Biol. Trop.* 53:141-151.
- Catalán, T.F., 1995. La crisis de la producción de algodón y la expansión de la soya en la región del Soconusco, Chiapas 1970-1988. Centro de Investigaciones Humanísticas de Mesoamérica y el Estado de Chiapas, México.
- Comisión Federal para la Protección contra el Riesgo Sanitario (COFEPRIS), 2013. [Accessed on 14 March 2013] Acciones para la eliminación del endosulfán en México. Mexico. Available online: [http://0305.nccdn.net/4\\_2/000/000/089/98d/Acciones-para-la-eliminaci--n-de-endosulf--n-en-M--xico.pdf](http://0305.nccdn.net/4_2/000/000/089/98d/Acciones-para-la-eliminaci--n-de-endosulf--n-en-M--xico.pdf)
- Daly, G.L., Lei, Y.D., Teixeira, C., Muir, D.C., Castillo, L.E., Wania, F., 2007. Accumulation of current-use pesticides in neotropical montane forests. *Environ Sci Technol*, 41, 1118-23. doi: 10.1021/es0622709
- Damalas, C.A. y S.M. Hashemi, 2010 Pesticide risk perception and use of personal protective equipment among young and old cotton growers in northern Greece. *Agrociencia* 44:363-371.
- Damalas, C.A., Telidis, G.K., Thanos, S.D., 2008. Assessing farmers' practices on disposal of pesticide waste after use. *Sci Total Environ* 390:341–5
- Díaz-Barriga, F., Borja-Aburto, V., Waliszewski, S., Yañez, L., 2002. DDT in Mexico. In: Fiedler, H. (Ed.), *The Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 3, Parte O, Persistent Organic Pollutants. Springer, Berlin, pp. 371–388. Doi:10.1177/0960327107076886

- Eskenazi, B., Marks, A.R., Bradman, A., Fenster, L., Johnson, C., Barr, D.B., Jewell, N.P., 2006. In utero exposure to dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) and dichlorodiphenyldichloroethylene (DDE) and neurodevelopment among young Mexican American children. *Pediatrics*, 118: 233-241.
- Flores-Luévano, S., Farias, P., Hernandez, M., Romano-Riquer, P., Weber, J.F., Dewally, E., Cuevas-Alpuche, J., Romieu, I., 2003. Concentraciones de DDT/DDE y riesgos de hipospadias. Un estudio de casos y controles. *Salud Pública de México*, 45: 431- 432.
- Gallardo, E.G., Borja, A. V., Méndez, G. J., Sánchez, T.G., Olguín B.H., Ramírez, H.J., 2000. Situación actual de la malaria y el uso del DDT en México. UNEP, 103 pp.
- Gladen, B.C., Klebanoff, M.A., Hediger, M.L., Katz, S.H., Barr, D.B., Davis, M.D., Longnecker, M.P., 2004. Prenatal DDT exposure in relation to antropometric and pubertal measures in adolescent males. *Environmental Health Perspectives*, 17: 1761-1762.
- Gonzalez-Farías, F., Cisneros, E. X., Fuentes, R. C., Díaz, G.G., Botello, A.V., 2002. Pesticides distribution in sediments of a tropical coastal lagoon adjacent to an irrigation district in norwest Mexico. *Environ. Technol.* 23: 1247–1256.
- Guadarrama, Z.C., Escamilla, P.E., Bejarano, G.F., Beristáin, R.B., 2008. Alternativas al uso del endosulfán en el cultivo del café en México. En: *El endosulfán y sus alternativas en América Latina*, 1ra ed.; Bejarano, G.F. Ed. Red Internacional de Eliminación sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, Red de Acción sobre Plaguicidas y sus Alternativas en México, Universidad Autónoma Chapingo. México, 93-105.

- Harikrishnan, V.R. y S. Usha, 2004 Endosulfán – Hoja informativa y respuestas a preguntas frecuentes. Thanal, pp. 22
- Hernández-Hernández, C.N., 2006. Comparación del riesgo ecológico de plaguicidas utilizados en plantaciones de papaya: uso y validación del indicador Synops. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur, Tapachula, México.
- Hernández-Romero, A.H., Tovilla-Hernández, C., Malo, E.A., Bello-Mendoza, R., 2004. Water quality and presence of pesticides in a tropical coastal wetland in southern Mexico. Mar. Pollut. Bull. 48, 1130-41. doi: 10.1016/j.marpolbul.2004.01.003.
- Herrera-Portugal, C., Franco, G., Bermudez, G., Schottfeldt, Y., Barrientos, H., 2013. Niveles de DDT y metabolitos (DDE y DDD) en peces de consumo humano. Hig. Sanid. Ambient. 13, 1080-1085.
- Herrera-Portugal, C., Franco, G., Reyes, K., Rodríguez, M., Schlottfeld, Y., 2008. Niveles sanguíneos de DDT y DDE en mujeres en edad reproductiva de Tapachula, Chiapas (México). Higiene y Sanidad Ambiental 8: 315-319
- Herrera-Portugal, C., Ochoa-Díaz, H., Franco-Sánchez, G., Díaz-Barriga, F., 2005. DNA damage in children exposed to DDT in a malarious area of Chiapas, Mexico. Acta Toxicol. Arg. 13: 12-16.
- IARC, 1991. Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to man. Geneva: World Health Organization, International Agency for Research on Cancer, 1972-PRESENT. Volume 53  
<http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol53/volume53.pdf> Accesado: 14 marzo

- ISAT, 2001. Diagnóstico situacional del uso de DDT y el control de la malaria. Informe regional para México y Centroamérica. Instituto de Salud Ambiente y Trabajo.
- Iwata, H., Tanabem S., Sakaim N., Nishimura, A., Tatsukawa, r., 1994. Geographical distribution of persistent organochlorine in air, water, and sediment from Asia and Oceania and their implications for global redistribution from lower latitudes. *Environmental Pollution* 85:15-33.
- Karunamoorthi, K. y A. Yirgalem, 2012. Insecticide risk indicators and occupational insecticidal poisoning in indoor residual spraying. *Health Scope* 1(4):166-173.
- Kauffer, M.E., 2010. La Cuenca del Río Coatán: Entre inundaciones y escasez, un escenario complejo para la cooperación México-Guatemala. In Cotler H. ed. *Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización*. México DF, México, Instituto Nacional de Ecología, p. 201-202.
- Khan, M., Mahmood, H., Damalas, A., 2015. Pesticide use and risk perceptions among farmers in the cotton belt of Punjab, Pakistan. *Crop Protection* 67:184-190.
- Li, Y.F. y R.W. Macdonald, 2005. Sources and pathways of selected organochlorine pesticides in the Arctic and the effect of pathway divergence on HCH trends in biota: a review. *Sci. Total Environ.* 342, 87–106.
- Morales, H., 2013. Plaguicidas: una amenaza para la salud, la biodiversidad y los servicios ambientales. pp. 307-319. En: *La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (conabio) y Gobierno del Estado de Chiapas, México.

- NACEC, 2006. The North American Regional Action Plan (NARAP) on Lindane and other hexachlorocyclohexane (HCH) isomers. North American Commission for Environmental Cooperation, Sound Management of Chemicals, Montreal.
- Nivia, E., 2010. Las mujeres y los plaguicidas. Rionegro Antioquia. RAPALMIRA- Eco fondo.
- Noyes, P.D., McElwee, M., Miller, D.H., Clark, B., Van, T.L.A., Walcott, K.C., Erwin, K. N., Levin, E.D., 2009. The toxicology of climate change: Environmental contaminants in a warming world. *Environmental International* 35: 971-986.
- Orozco-Santos, M., 2006. Cenicilla (*Oidium sp.*) del tamarindo (*Tamarindus indica L.*): un problema recurrente y su manejo integrado en el trópico seco de México. *Revista Mexicana de Fitopatología* 24(2), 152-155.
- Page, C., Curtis, M., Sutter, M., Wlaker, M., Hoffman, B., 1998. *Farmacología integrada*. Harcourt Brace. 1era Ed. En español. Madrid, España 606 pp.
- Pérez, R.N., Acevedo, T.A., Maldonado, P.I., Díaz-Barriga, F., Amador, R.D., Estrada, Y.L., 2007. Organochlorine pesticides exposure in children from the agricultural zone of San Luis Potosí, México. *Epidemiology* 18:177 pp.
- Pérez, J., Gooch, M., Cabili, R., Rico, J., Ebasan, S., Zaragoza, G., Redondo S., Orbita, R., Lacuna, D.G., 2015. Pesticide use among farmers in Mindanao, Southern Philippines. *Advances in Environmental Sciences-International Journal of the Bioflux Society* 7:90-108.
- Pérez-Maldonado, I., Díaz-Barriga, F., De la Fuente, H., González-Amaro, R., Calderón, J., Yañez, L., 2004. DDT induces apoptosis in human mononuclear



cells in vitro and is associated with increased apoptosis in exposed children. Environmental Research, 94: 38-46.

Pérez-Maldonado I, Díaz-Barriga F, De la Fuente H, González-Amaro R, Calderón J, Yañez L (2004) DDT induces apoptosis in human mononuclear cells in vitro and is associated with increased apoptosis in exposed children. Environmental Research, 94: 38-46.

Pérez-Maldonado, I., Trejo, A., Ruepert, C., Jovel, R., Méndez, M., Ferrari, M., Saballos-Sobalvarro, E., Alexander, C., Yáñez-Estrada, L., López, D., Henao, S., Pinto, E., Díaz-Barriga, F., 2010. Assessment of DDT levels in selected environmental media and biological samples from Mexico and Central America. Chemosphere 78:1244–1249.

Pérez-Maldonado, I.N., Trejo-Acevedo, A., Pruneda-Alvarez, A.G., Gaspar-Ramírez, O., Ruvalcaba-Aranda, S., Pérez-Vazquez, F.J., 2013. DDT, DDE, and 1-hydroxypyrene levels in children (in blood and urine samples) from Chiapas and Oaxaca, Mexico. Environ. Monit. Assess. 185, 9287-93. doi: 10.1080/03601234.2014.846705.

Rigneall-Hydbom, A., Rylander, L., Hagmar, L., 2007. Exposure to persistent organochlorine pollutants and type 2 diabetes mellitus. Hum. Exp. Toxicol. 26, 447-52.

Ríos-González, A., 2013. Uso de modelos predictivos y conceptuales para la evaluación ambiental y el análisis de la percepción de riesgo por uso de plaguicidas: Una opción para el manejo de riesgos en Chiapas. Tesis de Doctorado. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. 163 pp

Ritter, L., Solomon, K.R., Forget, J., Stemeroff, M., O'Leary, C., 1995. Persistent organic pollutants: An assessment report on: DDT, Aldrin, Dieldrin, Endrin, Chlordane, Heptachlor, Hexachlorobenzene, Mirex, Toxaphene, Polychlorinated Biphenyls, Dioxins and Furans. For: The International Programme on Chemical Safety (IPCS) within the framework of the Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals (IOMC)  
<http://www.chem.unep.ch/POPS/ritter/en/ritteren.pdf>

Rother, H.A., 2008. South African farm workers' interpretation of risk assessment data expressed as pictograms on pesticide labels. *Environmental Research* 108:419-427.

Ruiz-Toledo, J., 2013. Detección de glifosato en agua superficial y subterránea asociados a cultivos tropicales en el sureste de México. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur, Tapachula, México.

Salazar-García, F., Gallardo-Díaz, E., Ceron-Mireles, P., Loomis, D., Borja-Aburto, V.H., 2004. Reproductive effects of occupational DDT exposure among male malaria control workers. *Environ. Health Perspect.* 112, 542–547.

Salazar-García, F., Gallardo-Díaz, E., Ceron-Mireles, P., Loomis, D., Borja-Aburto, V.H., 2004. Reproductive effects of occupational DDT exposure among male malaria control workers. *Environ. Health Perspect.* 112, 542–547.

Secretaría de Agricultura Ganadería Desarrollo Rural Pesca y Alimentación (SAGARPA), 1995. Cultivo el algodnero, ciclo P.V. 95/95.; Chiapas, México.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), 2007. El Plan de Manejo de Envases Vacíos de Agroquímicos y Afines (PLAMEVAA)

“Conservemos un campo limpio” en: SEMARNAT, editor. Asociación Mexicana de la Industria Fitosanitaria A.C.

Toledo-Toledo, E., Pohlan, J., Gehrke-Vélez, M., Leyva-Galán, A., 2005. Green Sugarcane versus burned sugarcane – results of six years in the Soconusco region of Chiapas, Mexico. SUGAR CANE INTERNATIONAL, JANUARY/FEBRUARY 2005 23 (1):20-27.

Torres-Sánchez, L., Rothenberg, S.J., Schnaas, L., Cebrián, M.E., Osorio, E., Del Carmen Hernández, M., García-Hernández, R.M., Del Río-García, C., Wolf, M.S., López Carrillo, L., 2007. In utero p,p'-DDE exposure and infant neurodevelopment: a perinatal cohort in México. Environmental Health Perspectives, 115: 435-39.

Trejo-Acevedo, A., Rivero-Pérez, N.E., Flores-Ramírez, R., Orta-García, S.T., Varela-Silva, J.A., Pérez-Maldonado, I., 2012. Assessment of the levels of persistent organic pollutants and 1-hydroxypyrene in blood and urine samples from Mexican children living in an endemic malaria area in Mexico. Bull Environ Contam Toxicol 88:828–832

Velásquez, H.J., García-Barrios, L., Nelson, K., López, W., 1999. Participación campesina en la gestión de tecnologías para la producción sustentable. Agrociencia 33: 217-225.

Wong, F., Alegria, H.A., Bidleman, T.F., 2009. Organochlorine pesticides in soil of Mexico and the potencial for soil-air exchange. Environmental Pollution 158:749-755.

Yáñez, E., Ramírez J. L.M., Athanasiadou, R., Mejía, S.M., López, G.R., 2012. Evaluación de la exposición perinatal al DDT y sus metabolitos en mujeres

- mexicanas. En: La Categoría de Género en los Estudios de Contaminación Ambiental por Sustancias Químicas e Impactos en Salud. Publicado por el Instituto Nacional de Ecología. pp. 115-132.
- Yáñez, L., Borja-Aburto, V.H., Rojas, E., De la Fuente, H., González-Amaro, R., Gómez, H., Jongitud, A.A., Díaz-Barriga, F., 2004. DDT induces DNA damage in blood cells. Studies in vitro and in women chronically exposed to this insecticide. *Environ. Res.* 94, 18–24.
- Yang, D., Qi, S., Zhang, J., Wu, C., Xing, X., 2013. Organochlorine pesticide in soil, water and sediment along the Jinjiang River mainstream to Quanzhou Bay, Southeast China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 89: 59-65.
- Yang, X., Wang, F., Meng, L., Zhang, W., Fan, L., Geissen, V., Ritsema, C.J., 2014. Farmer and retailer knowledge and awareness of the risks from pesticide use: A case study in the Wei River catchment, China. *Science of The Total Environment* 497–498, 172–179.
- Yilmaz, S., Shahwan, T., Zünbül, B., Eroğlu, E., 2005. Effect of magnesium carbonate on the uptake of aqueous zinc and lead ions by natural kaolinite and clinoptilolite. *Applied Clay Science* 30:209-218.
- Yuan, L., Qi, S., Wu, X., Wu, C., Xing, X., Gong, X., 2013. Spatial and temporal variations of organochlorine pesticides (OCPs) in water and sediments from Honghu Lake, China, *J. Geochem. Explor.* 132: 181-187.
- Zhang, H. y. Y. Lu., 2007. End-users' knowledge, attitude, and behavior towards safe use of pesticides: a case study in the Guanting Reservoir area, China. *Environ Geochem Health* 29: 513-520.

Zheng, X.Y., Liu, X.D., Liu, W.J., Jiang, G.B., Yang, R.Q., 2009. Concentrations and source identification of organochlorine pesticides (OCPs) in soils from Wolong Natural Reserve. *Chinese Sci. Bull.* 54, 743–751.

Zoumis, T., Schmidt, A., Grigorova, A., Calmano, W., 2001. Contaminants in sediments: remobilisation and demobilization. *Sci. Total Environ.* pp. 195–202

## **Capítulo II. Objetivos e hipótesis**

## **Objetivo general**

Identificar la distribución de los plaguicidas organoclorados y sus valores de riesgo a la salud y al ambiente, en la Cuenca del Río Coatán de la región del Soconusco, Chiapas.

## **Objetivos específicos**

1. Determinar los niveles de plaguicidas OCs en plasma sanguíneo en residentes de tres zonas de la cuenca.
2. Determinar la distribución espacial y temporal de plaguicidas OCs en suelo, sedimento y agua de la Cuenca del Río Coatán.
3. Estimar el riesgo ecológico y riesgo a la salud por exposición a las concentraciones de los plaguicidas OCs encontrados en el ambiente de la cuenca.
4. Identificar el manejo y las actitudes de los agricultores frente a los plaguicidas así como la percepción de riesgo tanto de agricultores como de otros pobladores de las tres zonas (baja, media y alta) de la región del Soconusco, Chiapas.

## **Hipótesis**

Hipótesis 1: Los agricultores y residentes de las tres zonas de la Cuenca del Río Coatán tienen distinto grado de exposición a los plaguicidas OCs.

Hipótesis 2: Los plaguicidas OCs se encuentran en mayores concentraciones en el ambiente de la zona baja de la Cuenca del Río Coatán.

Hipótesis 3: Las concentraciones de plaguicidas OCs en el ambiente de la Cuenca del Río Coatán genera altos riesgos a la salud y a los organismos por exposición a éstos.

Hipótesis 4: Los agricultores y residentes de la Cuenca del Río Coatán tienen una baja percepción de riesgo lo cual influye de manera negativa en su conducta de riesgo.

**Capítulo III. Levels of organochlorine pesticides in blood plasma from residents of malaria-endemic communities in Chiapas,**

Autores: Ruiz-Suárez, L.E., R.A. Castro-Chan, N.E. Rivero-Pérez, A. Trejo-Acevedo, G.K. Guillén-Navarro, V. Geissen y R. Bello-Mendoza.

Año: 2014

Artículo publicado en la revista: International Journal of Environmental Research and Public Health, 11(10), 10444–60. doi:10.3390/ijerph111010444



Article

## Levels of Organochlorine Pesticides in Plasma Sample from Residents of Malaria-Endemic Communities in Chiapas, Mexico

Luz E. Ruiz-Suárez<sup>1,†</sup>, Ricardo A. Castro-Chan<sup>1,†</sup>, Norma E. Rivero-Pérez<sup>2</sup>, Antonio Trejo-Acevedo<sup>2</sup>, Griselda K. Guillén-Navarro<sup>1</sup>, Violette Geissen<sup>3</sup> and Ricardo Bello-Mendoza<sup>1,4,†,\*</sup>

<sup>1</sup> El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Antiguo Aeropuerto Km. 2.5, C.P. 30700 Tapachula, Chiapas, Mexico; E-Mails: [elizasuares@hotmail.com](mailto:elizasuares@hotmail.com) (L.E.R.-S.); [rcaastro@ecosur.mx](mailto:rcaastro@ecosur.mx) (R.A.C.-C.); [kguillen@ecosur.mx](mailto:kguillen@ecosur.mx) (G.K.G.-N.)

<sup>2</sup> Centro Regional de Investigación en Salud Pública, Instituto Nacional de Salud Pública, 19 Poniente y 4ª Norte S/N, C.P. 30700 Tapachula, Chiapas, Mexico; E-Mails: [nrivero@insp.mx](mailto:nrivero@insp.mx) (N.E.R.-P); [trejo@insp.mx](mailto:trejo@insp.mx) (A.T.-A.)

<sup>3</sup> Wageningen UR, P.O. Box 47, Wageningen, 6700AA, The Netherlands; E-Mail: [violette.geissen@wur.nl](mailto:violette.geissen@wur.nl)

<sup>4</sup> University of Canterbury, Private Bag 4800, Christchurch 8140, New Zealand

† These authors contributed equally to this work.

\* Author to whom correspondence should be addressed; E-Mail: [ricardo.bellomendoza@canterbury.ac.nz](mailto:ricardo.bellomendoza@canterbury.ac.nz);  
Tel.: +64-3-364-2987 (ext. 6407); Fax: +64-3-364-2758.

*Received: / Accepted: / Published:*

---

**Abstract:** Organochlorine (OC) pesticides have been extensively used for pest control in agriculture and against malaria vectors in the region of Soconusco, Chiapas, in southern Mexico. Our study aimed to identify whether the inhabitants of four Soconusco communities at different locations (i.e. altitudes) and with

different history of use of OC pesticides, have been similarly exposed to residues of these pesticides. In particular, we analyzed the potential relationship between levels of OC pesticides in plasma sample and the age, gender, and residence of the study population (n= 60). We detected seven pesticides in total ( $\gamma$ -HCH,  $\beta$ -HCH, heptachlor, p,p'-DDE, p,p'-DDT,  $\beta$ -endosulfan, endrin aldehyde). Of these, p,p'-DDE and  $\beta$ -endosulfan were the most frequently found (in 98% and 38% of the samples, respectively). The low-altitude (< 20 meters above sea level; masl) and mid-altitude (520 masl) locations had the highest levels of p,p'-DDE, with geometric means of 50.6  $\mu\text{g/L}$  and 44.46  $\mu\text{g/L}$ , respectively. The oldest subjects (>60 years) had the highest p,p'-DDE level (56.94 $\pm$ 57.81  $\mu\text{g/L}$ ) of all age groups, while men had higher p,p'-DDE (34.00 $\pm$ 46.76  $\mu\text{g/L}$ ) than women. Our results demonstrate that residents of the Soconusco region are exposed to p,p'-DDE because of high exposure to DDT in the past and current environmental exposure to this DDT-breakdown product.

**Keywords:** environmental exposure; malaria; organochlorine pesticides; p,p'-DDE;  $\beta$ -endosulfan; Soconusco

---

## 1. Introduction

Soconusco is located in the state of Chiapas, in southeast Mexico, and is one of the most important agricultural regions in the country. Organochlorine (OC) pesticides were used for more than 40 years for pest control in this region, mainly in coffee and cotton fields. Cotton cultivation in particular grew remarkably, from 518 to 35,227 ha cultivated, in the 1950 to 1978 period [1]. This growth occurred with the adoption of modern agricultural technologies, particularly the use of insecticides. Official records indicate that a mixture of toxaphene and dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) was sprayed in doses of 6-7 L/ha per cycle [2]. Catalán [1] reported that spraying reached 21 times per cycle and that 1,109,650.5 L/year of insecticides were applied for pest control when the cultivated cotton acreage was the largest. Moreover, Soconusco has also been a major malarial area, so DDT was simultaneously used to control mosquitoes that transmit the disease, with six semestral applications of 2 g/m<sup>2</sup> of residential area on average [3, 4]. It is estimated that 69,545 tons of DDT were used just during Mexican health campaigns in 1957-2000 [5]. OC pesticides are highly persistent in the environment because of their resistance to chemical and biological degradation. In addition, their solubility in lipids contributes to their bioaccumulation and biomagnification through food chains, increasing the potential risk to human health [6]. Exposure to OC pesticides increases health risks such as propensity to develop of cancer [7], reproductive effects [8], behavioral and neurological effects [9], and genotoxic effects [10, 11]. There is evidence that low-dose

exposure to OC pesticides can be a risk factor for type 2 diabetes. Rignell-Hydbom et al. [12] reported an association between p,p'-DDE exposure and type 2 diabetes in a case-control study.

Because of the abundant use of pesticides in the Soconusco region, biomonitoring has been implemented to identify population groups with high exposure to OC pesticides. The results have demonstrated high levels of residues in biological and environmental samples. Yáñez et al. [13] reported that the breast milk from women living in Chiapas had higher levels of DDT and its main metabolite dichlorodiphenyldichloroethylene (DDE) than breast-feeding women from other states, including Oaxaca, Quintana Roo, and San Luis Potosi. Other studies have reported high levels of DDT and its metabolites in blood of children [3, 4, 14, 15]. Notably, children in Chiapas had the highest levels of DDT and its metabolites out of all children participating in a study that covered several communities of Mesoamerican countries [3]. OC pesticides have also been found in the environment. Levels of chlordane, dieldrin, toxaphene, heptachlor, endosulfan, hexachlorocyclohexane, DDT, and DDE have been reported in air [16, 17], while DDE, DDD, and  $\alpha$ -endosulfan were detected in water and sediments [18]. Moreover, high concentrations of DDT and its metabolites were found in fish samples from a coastal community in the region (San Simón) that was subject to intensive spraying of DDT for malaria control [19].

The history of use of OC pesticides in the Soconusco region varies by zone, which could have led to different levels of exposure for the population. The coastal plain (low altitude) of the region was exposed to intensive use of DDT for malaria control and pest control in cotton crops [1]. On the mountain slopes (mid-region), endosulfan and DDT were used in large quantities in coffee crops and for malaria control, respectively. There are no reports of the use of OC pesticides in high-altitude zones, but OC pesticides are believed to be used in lower quantities and frequencies for malaria control because these areas are difficult to access and less suitable for agriculture (mountainous area). In summary, each of these three zones has different geographical characteristics (altitude) and climatic conditions (e.g., temperature and precipitation) that can influence the spread and flow of OC pesticides. Transportation of OC pesticides within and between regions has been reported [16, 20]. Therefore, zones with intense pesticide use could be considered exporters and other zones could be considered net importers of the contaminants. In line with this, Alegría et al. [16] reported higher levels of DDT and DDE in a mountainous region of Chiapas (1200 masl) where organic coffee is grown and no pesticides are used, compared to a station located in the coastal zone of the same region. It is unclear whether the population at different locations of the Soconusco region has been similarly exposed to OC pesticides. So far, no studies have been conducted in the region to provide information on this issue. Therefore, to identify whether the residents of different zones in the region have been equally exposed to OC residues, we collected and analyzed blood samples from 60 inhabitants of communities located in low-altitude zones (La Victoria and Buenos Aires), a mid-altitude zone (Unión Roja), and a high-altitude zone (Agua Caliente) of Soconusco. Here, we demonstrate differences in the levels of OC pesticides in plasma sample

according to age, gender, and town's altitude of selected residents of the Soconusco region in Chiapas, Mexico.

## **2. Experimental Section**

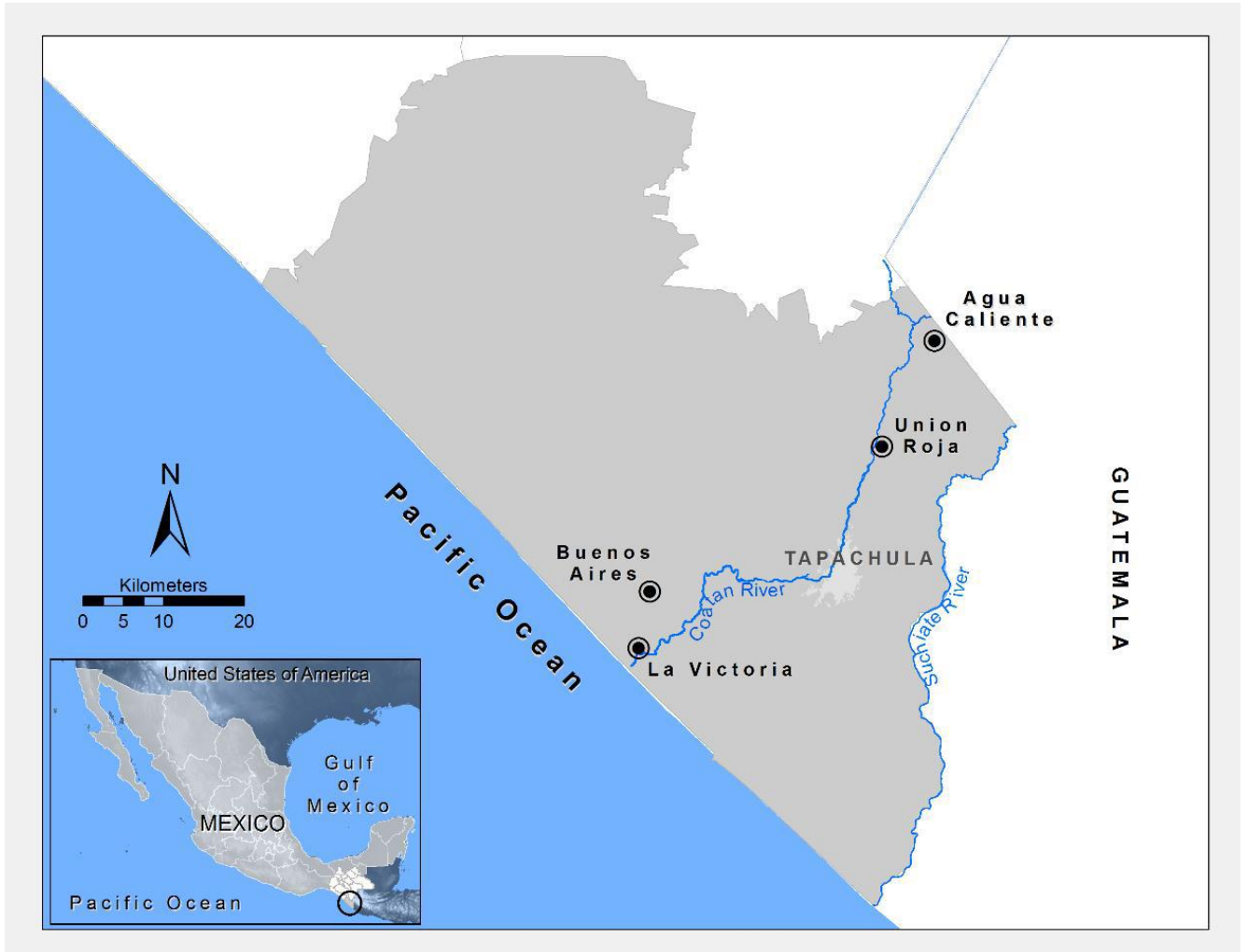
### *2.1. Study Area*

The study was conducted in four communities of the Soconusco region, which is considered endemic for malaria transmission and is located in the southeastern state of Chiapas, Mexico (Figure 1). The study region was classified into three zones based on differences in altitude, climate, and agricultural production system: low region (Buenos Aires and Victoria), mid-region (Unión Roja), and high region (Agua Caliente) (Table 1).

### *2.2. Selection of the Study Population and Sampling*

We held meetings with the civil and health authorities in each selected community to raise awareness about the study objective. Then, we requested the voluntary participation of villagers and obtained their signed informed consent. The volunteers answered a questionnaire that provided us with information on age, gender, occupation, working time, use and application of pesticides, and exposure time, among others. A total of 60 blood samples were collected from the three study regions, from individuals who met the following inclusion criteria: they must have lived for at least 5 years in the community and performed agricultural-related activities and/or belonged to a family unit performing agricultural activities. The sampling was conducted during August and September 2012.

**Figure 1.** Map of the Soconusco region of Chiapas (Mexico) showing the location of the communities surveyed in this study



A single blood sample (approximately 7 mL) was drawn from each study participant by venipuncture of the cubital vein and was collected in heparin tubes. The samples were de-identified and appropriately labeled to maintain the confidentiality of the individuals involved in the project. Samples were then transported to the laboratory where plasma separation was achieved by centrifugation at 3000 rpm for 10 minutes. The plasma samples were then transferred using hexane-rinsed Pasteur pipettes to hexane-rinsed brown glass bottles. Plasma was stored at  $-20^{\circ}\text{C}$  until analysis.

**Table 1.** Characteristics of the surveyed communities

Community	Zone	Characteristics*
Agua Caliente	High	Rural community located in a malaria-endemic region with agricultural activity, mainly vegetables for consumption and other crops on a smaller scale (coffee, corn). Humid temperate climate with average annual rainfall of 3,253 mm and average annual temperature of 22 °C. 15°09'49'' N; 92°09'18'' W; 1,625 masl
Unión Roja	Mid	Rural community located in a malaria-endemic region with agricultural activity, mainly cultivation of coffee associated with other crops such as bananas and timber. Humid warm climate with average annual rainfall of 2,158 mm and average annual temperature of 26.6 °C. 15°02'47.52'' N; 92°12'58.50'' W; 520 masl
Buenos Aires and La Victoria	Low	Rural communities located in malaria-endemic region with agricultural activity, mainly banana, soybean, mango, and papaya among others (which have replaced cotton crops). Warm humid climate with average annual rainfall of 1,337 mm and mean annual temperature of 28.1 °C. Pest control in these zones is mainly based on the use of pesticides. 14°53'20" N; 92°28' 52" W; 20 masl 14°49'04" N; 92°29' 47" W; 10 masl

\* References: [1, 21]

### 2.3. Chemicals

For validation and standardization of the analysis method, we used a mixture of standard-grade OC references from Ultra Scientific, which included the following analytes: aldrin,  $\beta$ -HCH,  $\alpha$ -HCH,  $\gamma$ -HCH,  $\delta$ -HCH, p,p'-DDD, p,p'-DDE, p,p'-DDT, dieldrin,  $\alpha$ -endosulfan,  $\beta$ -endosulfan, endosulfan sulfate, endrin, endrin aldehyde, heptachlor, and heptachlor epoxide. The organic solvents used for extraction of OC pesticides were HPLC-grade hexane, dichloromethane, acetone, and ethyl alcohol absolute, from J.T. Baker and Omni Solv.

### 2.4. Extraction Method

Pesticide residues were extracted according to the methodology proposed by Trejo-Acevedo et al. [22]. Two milliliters of plasma sample was used for liquid-liquid extraction with a mixture of ethyl alcohol absolute, ammonium sulfate, and hexane (1:1:3). The plasma sample and the mixture were mixed for four minutes using a vortex and was centrifuged at 3000 rpm for eight minutes. Extraction was repeated with hexane for a total of four extractions, combining all four extracts (organic phases) in concentrators tubes and was concentrated in a rotary evaporator to one milliliters approximately. The extract was passed through a Baker Florisil column (1000 mg/6 mL) previously conditioned with six milliliters dichloromethane, acetone, and hexane. The extract was eluted with six milliliters diclorometano:hexane (30:70). Eluent was collected in concentrators tubes and was concentrated in a rotary evaporator to 500  $\mu$ L final volume

approximately. The exact volume was estimated for difference weight between the vial and the sampled.

### *2.5. Chromatography Method*

The extracts were analyzed by gas chromatography using a Perkin Elmer Clarus 500 gas chromatograph, equipped with an electron capture detector, autosampler, and a programmable split/splitless injector. The injection volume of extract was 2 mL in splitless mode. The initial temperature of the injector was 120 °C, and the speed of the carrier gas (hydrogen) was 48 cm/s. The detector temperature was 350 °C, and the make-up flow was 30 mL/min. An Agilent J&W DB-35MS column (p/n 122-3832) of 30 m length, 0.250 mm inner diameter, and 0.25 µm film thickness was used. The initial oven temperature was 110 °C, which was maintained for 1.4 min, followed by a temperature ramp with increments of 13 °C/min up to 285 °C, holding at 285 °C for 1 min, another ramp of 30 °C/min up to 300 °C, and holding until the end of the routine (3 min). The total time of the analysis was 19.36 min.

Under previous conditions the residue levels of OC were quantitatively determined by the external standard method using peak area. The method the limits of detection and quantification were determined by the least squares regression method on the OC curves, using data generated by nine replicates near the lowest concentration attainable on the calibration curve. The detection limits varied from 0.55 to 1.14 µg/L, and the quantification limits between 1.78 and 3.79 µg/L, depending on the pesticide. Recoveries were determined for by spiking with the surrogate standards prior to extraction. Amounts were similar to detected quantities of analytes in the samples. The recoveries of the OC ranged from 80 to 102%.

### *2.6. Plasma sample concentrations expressed*

Commonly the researchers report concentration of OC pesticide in blood using wet-weight basis or lipid-adjusted. Some researchers underlying is difficult ascertain which method is the best, based on the demonstration that lipid adjustment increases the bias in the measurement [23, 24].

In the present research all the concentrations are reported on wet-weight basis as quantity per unit volume of serum (µg/L).

### *2.7 Statistical Analyses*

A descriptive analysis of the levels of OC pesticides was conducted by calculating geometric means, standard deviations, and minimum, maximum, and percentile values. OC pesticides not detected in at least 80% of the samples were excluded from further analysis. Significant differences between groups were determined by analysis of variance (ANOVA). A logarithmic transformation was performed prior to the analysis of means to meet the assumption of normality. P values <0.05 were considered statistically significant. Statistical analysis was performed with the Statistica 7.0 software package, and graphs were made with SigmaPlot 10.

### 3. Results

#### 3.1. Sociodemographic Characteristics

The average age of participants in the low and middle zones were 55.7 and 46.3 years, respectively, while in the high zone, the average was 37.4 years (Table 2). In the low and middle zones, we found individuals with the greatest durations of occupational exposure to pesticides: 33.1 and 27.5 years, respectively. Men constituted the largest group of participants, particularly in the low and mid-zones. In addition, we found a higher percentage of participants who were engaged in agricultural work in the low and mid-zones (91 and 83%, respectively), compared to the high zone.

**Table 2.** Sociodemographic characteristics of the study participants.

	<b>Low Zone (n=22)</b>	<b>Mid Zone (n=18)</b>	<b>High Zone (n=20)</b>
	<b>Mean ± SD*</b>	<b>Mean ± SD*</b>	<b>Mean ± SD*</b>
	<b>(range)</b>	<b>(range)</b>	<b>(range)</b>
Age (years)	55.7 ± 16.0 (26.0–80.0)	46.3 ± 14.90 (26.0–73)	37.4 ± 17.3 (17.0–78.0)
Occupational exposure (years)	33.1 ± 23.7 (0–70.0)	27.5 ± 18.4 (0–60.0)	12.9 ± 18.9 (0–64.0)
Gender (%)			
Male	82.0	89.0	45.0
Female	18.0	11.0	55.0
Occupation (%)			
Agriculturist	91.0	83.0	45.0
Non-agriculturist	9.0	17.0	55.0

\*Values expressed as geometric mean ± standard deviation (SD)

#### 3.2. Organochlorine Pesticides in Plasma Samples

We detected seven ( $\gamma$ -HCH,  $\beta$ -HCH, heptachlor,  $\beta$ -endosulfan, endrin aldehyde, p,p'-DDT, and p,p'-DDE) of the 16 organochlorine compounds tested for in the plasma samples (Table 3). Notably, p,p'-DDE was detected in 96.7% of the samples with a concentration of 24.66±45.63  $\mu\text{g/L}$ , followed by  $\beta$ -endosulfan in 38.3% of the samples. However,  $\beta$ -endosulfan did not reach the minimum detection frequency (at least 80% of samples), so we only used p,p'-DDE for subsequent analysis.



### 3.3. Levels of p,p'-DDE per Zone

In the low and middle zones, 100% of the studied samples had levels of p,p'-DDE. The concentration of p,p'-DDE in the plasma samples ranged between 9.8 and 222.6 µg/L with a mean of 50.6 µg/L in the low zone and between 4.5 and 114.1 µg/L with a mean of 44.46 µg/L in the middle zone. We found the highest levels of p,p'-DDE in both of these zones. In the high zone, 90% of the samples had levels of p,p'-DDE ranging between 1.1 and 42.0 µg/L with a mean 4.4 µg/L. Levels of p,p'-DDE found in the low and middle zones were significantly different (p=0.0001) from that detected in the high zone (Fig. 2). There was no significant difference between the levels in the low and mid zones. However, individuals with the highest levels of p,p'-DDE in plasma sample were found in the low zone.

**Table 3.** Concentrations of organochlorine compounds in plasma sample from community residents of Soconusco, Chiapas, Mexico

Analyte	n	%≥DL <sup>a</sup>	GM <sup>b</sup>	SD	Minimum	Percentiles				Maximum
						25	50	75	90	
α-HCH	60	1.6	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc
γ-HCH	60	6.6	1.88	2.50	0.77	0.99	1.68	4.20	6.25	6.25
β-HCH	60	13.3	4.60	2.10	2.03	3.78	4.38	6.42	8.74	8.74
Heptachlor	60	11.6	2.94	1.12	1.74	1.88	3.67	4.02	4.40	4.40
δ-HCH	60	3.3	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc
Aldrin	60	0	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Heptachlor epoxide	60	0	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
α-Endosulfan	60	0	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
p,p'-DDE	60	96.7	24.66	45.63	1.1	12.2	31.6	64.9	112.4	222.6
Dieldrin	60	1.6	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc
Endrin	60	0	nd	nd	nc	nd	nd	nd	nd	nc
p,p'-DDD	60	1.6	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc
β-Endosulfan	60	38.3	3.15	8.88	0.70	1.52	2.99	4.50	11.28	43.90
p,p-DDT	60	15.0	14.71	8.95	6.37	9.18	15.16	24.91	29.66	29.66
Endrin aldehyde	60	11.6	2.87	2.52	0.51	0.71	5.17	6.13	6.76	6.76
Endosulfan sulfate	60	0	Nd2	nd	nc	nd	nd	nd	nd	nc

Plasma sample concentrations are reported in µg/L; <sup>a</sup> % of samples with detectable levels; <sup>b</sup> values reported as geometric mean (GM); (SD) standard deviation; (nd) not detected; (nc) not calculated.

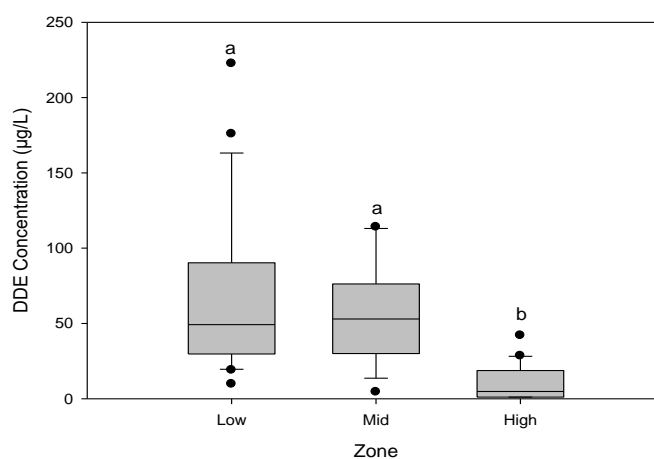
### 3.4. Levels of p,p'-DDE by age

The level of p,p'-DDE in plasma sample increased with age (Fig. 3). The group of older residents (>60 years) had the highest level of p,p'-DDE ( $56.94 \pm 57.81 \mu\text{g/L}$ ). The group of younger residents (<30 years) had the lowest level ( $5.88 \pm 23.68 \mu\text{g/L}$ ) ( $p=0.0006$ , ANOVA).

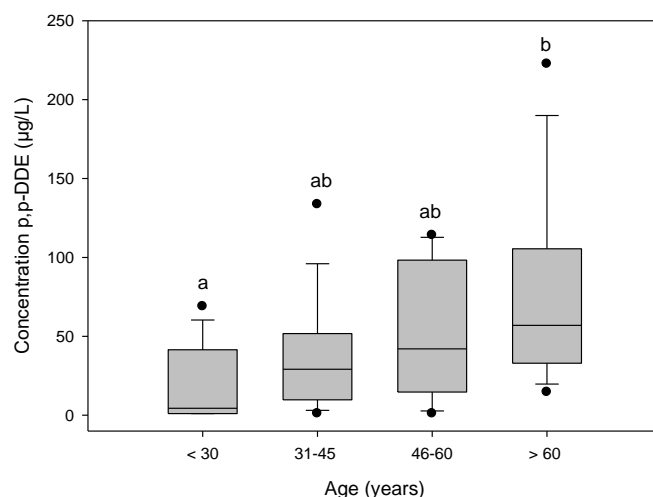
### 3.5. Levels of p,p'-DDE by gender

Men had higher plasma p,p'-DDE, with a mean of  $34.00 \pm 46.76 \mu\text{g/L}$ , compared to  $6.21 \pm 29.69 \mu\text{g/L}$  in women (Fig. 4). It should be noted that women accounted for 28% of the study population (Table 2).

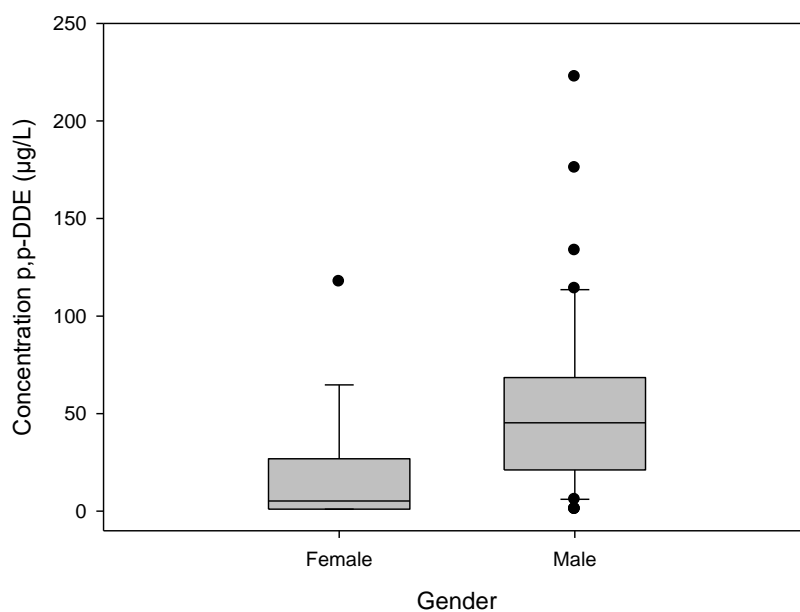
**Figure 2.** Levels of p,p-DDE by zone, in plasma samples from community residents of Soconusco, Chiapas, Mexico. The letters a and b represent significant differences ( $p < 0.05$ ).



**Figure 3.** Levels of p,p'-DDE by age, in plasma samples from community residents of Soconusco, Chiapas, Mexico. Bars with no common letters above them were significantly different ( $p < 0.05$ ).



**Figure 4.** Levels of p,p'-DDE by gender, in plasma samples from community residents of Soconusco, Chiapas, Mexico.



#### 4. Discussion and Conclusions

Contamination by OC pesticides is an ongoing problem since these chemicals are persistent and some are still detected after many years of restriction or prohibition of use [14, 25-28]. We found p,p'-DDT and p,p'-DDE in the 15% and 96.7% of the individuals samples, respectively;

while  $\beta$ -endosulfan was detected in 38.3% of them (Table 3). This is consistent with reports from other studies in southeastern Mexico, where 90-100% of the surveyed population had detectable levels of p,p'-DDE [27-29]. The ratio of DDT/DDE was calculated in the plasma samples. The DDT/DDE ratio can be used as a rough indication of the period of its applications, a DDT/DDE ratio close or higher to one indicates recent use the pesticide DDT [26]. In our study, DDT/DDE ratio was lower than one (0.60), this result indicate a historical exposition to DDT pesticide. It is important to emphasize the presence of DDT pesticide in the individuals samples after 10 years of being forbidden to use in Mexico [3]. This indicates predominance p,p'-DDE as the principal contaminant caused by previous metabolization of the p,p'-DDT and shows higher exposition environmental of the residents to p,p'-DDE. This decreased trend in levels of p,p'-DDT in the Chiapas environmental was reported for Waliszewski et al. [28] too. Besides,  $\beta$ -endosulfan is the most persistent metabolite of endosulfan, and this pesticide is still used in Mexico, which could explain its detection. Importation of endosulfan was recently banned in Mexico, and its use is currently undergoing progressive elimination [30].

Our results were compared with those from other studies in adult populations, reported in wet-weight basis. It is important to mention that the comparisons are done in the whole blood, plasma and serum (Table 4). No records were found for  $\gamma$ -HCH in other regions of Mexico for adult populations, this pesticides is reported in high concentration (lipid-adjusted basis) studies in children [22]. Nonetheless, the levels reported in our study are 17-fold higher than those reported in China [31], similar to those in Spain [32], and 51-fold lower than the levels in Nagaon, India [33]. Regarding  $\beta$ -HCH, the concentrations found in our study are higher than reported for Veracruz, Mexico [28]. When compared to values reported by the Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals [34], our values are 70-fold higher. Compared to other countries, our  $\beta$ -HCH values are 15-fold higher than in Spain [35], 166-fold lower than in India [36], and four-fold lower than in China [37]. Regard to Heptachlor our results are 31-fold higher than China (31), and 558-fold lower than in India (36).

With regard to p,p'-DDE, our results are higher than reported in other regions of Mexico such as Veracruz [28] and the Federal District [38]. Compared to other countries, our results are 18-fold higher than in Brasil [39], three-fold higher than in Canada [40], four- and 18-fold higher than in Spain [32, 35], one-fold higher than in China [37]. Compared to levels reported by the CDC [34] for groups older than 20 years and for the Mexican-American population, our results are 14- and nine-fold higher, respectively. However, our p,p'-DDE levels are 27-fold lower than reported in India [36]. The levels of p,p'-DDT in our study are similar to reported in Distrito Federal [38], but are higher than those found in Veracruz [28] and the other study in Chiapas [4]. Compared to other countries, our results are higher than Spain [32, 35], India [41], and China [31], but they are 107-fold lower than the contamination values in India, as reported by Mathur et al. [36].

**Table 4.** Reported concentrations of organochlorine compounds in human plasma

Country	Population	Sample	Units <sup>o</sup>	$\gamma$ -HCH	$\beta$ -HCH	Heptachlor	p,p'-DDE	p,p'-DDT	$\beta$ -endosulfan	Endrin Aldehyde	Reference
Mexico (Chiapas)	N=60 Men and Women	Blood plasma	$\mu\text{g/L}$	1.88 <sup>£</sup> 2.60*	4.60 <sup>£</sup> 4.99*	2.94 <sup>£</sup> 3.13*	24.66 <sup>£</sup> 46.54*	14.71 <sup>£</sup> 19.96*	2.15 <sup>£</sup> 5.35*	2.87 <sup>£</sup> 4.06*	Our study
Mexico* (Chiapas)	N=30 Women	Whole blood	$\mu\text{g/L}$				13.86	13.09			[4]
Mexico <sup>£</sup> (Veracruz)	N=150 Men and Women	Blood serum	$\mu\text{g/L}$		1.5		5.8	0.8			[28]
Mexico* (Federal District)	N=246 Woman cases Woman control	Blood plasma	$\mu\text{g/L}$				24.2 17.5	1.05 1.41			[38]
Brasil*	N=33 General population	Blood serum	$\mu\text{g/L}$				2.5				[39]
CDC <sup>£</sup>	N=2,500 >20-year-old population Mexican-American Population	Blood serum	$\mu\text{g/L}$		0.058		1.69 2.69				[34]
Canada <sup>£</sup>	N=101 General population	Blood serum	$\mu\text{g/L}$				7.52				[40]
Spain <sup>£</sup>	N=220 Young men	Blood serum	$\mu\text{g/L}^a$	1.84			5.18	3.64	1.31		[32]
Spain <sup>£</sup>	N=283 General population	Blood serum	$\mu\text{g/L}$	<LD	0.3		1.3	0.1	<LD		[35]
India*	N=150 Woman Cases Woman control	Whole blood	$\mu\text{g/L}^b$	713 88	832 80	1,748 84	1,293 47	2,145 1,034			[36]
India*	N=68 Postpartum women	Whole blood	$\mu\text{g/L}^a$	5.23	10.05		4.26	1.46	1.49		[41]
India*	N=331 Dibrugarh Nagaon	Whole blood	$\mu\text{g/L}$	49 133	119 218		67 144	241 203			[33]
China*	N=250 Women	Serum blood	$\mu\text{g/L}$		22.05		34.5	1.4			[37]
China*	N=1438 Women	Serum blood	$\mu\text{g/L}$	0.15	0.68	0.10	2.64	0.25	0.188		[31]

<sup>o</sup> All studies is reported in wet-weigh basis; \* arithmetic mean; <sup>£</sup> geometric mean; originally expressed: ng/mL<sup>a</sup>, mg/L<sup>b</sup>

With respect to  $\beta$ -endosulfan, we did not find national reports on the adult population. Comparing our results to pesticide levels in other countries, they are similar to those reported in Spain [32] and India [41] but 15-fold higher than those reported in China [31]. We found neither national nor international reports about endrin aldehyde (a metabolite of the endrin pesticide) on human populations.

The differences in exposure levels to OC pesticides among the above-mentioned countries is because developed countries such as Canada, Spain, and the United States restricted the use of OC pesticides in the 1970s. The legal framework in these countries is very strict regarding the use and application of pesticides, which contribute to adherence to such regulations [35]. In India, China, and Mexico, the use of most OC compounds was banned or restricted 34 years later, when the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants came into force.

We found higher concentrations of p,p'-DDE (the main DDT metabolite) in the low and middle zones. Residents of the low zone in particular showed the highest levels of this compound (222.6  $\mu\text{g/L}$ ) (Figure 2). The zonal differences in p,p'-DDE levels could be explained by the history of DDT use in each area. As noted before, DDT was used in Soconusco for malaria control from 1957 until its ban in 2000 [42] and in agricultural crops until 1991 [43]. However, it is in the low zone where DDT was most intensively used for pest control, mainly in cotton cultivation [4]. Our data indicate that residents of the low zone were exposed to DDT as a result of its use in both malaria prevention and in agriculture. In contrast, residents of the mid-zone mostly used it in vector-control programs and to a lesser extent in agriculture. There is no record of DDT use for agriculture in the high area.

Other important factors contributing to the specific distribution of p,p'-DDE in the Soconusco region are the difference in altitude and the climatic factors in each zone, which favor the transport of pesticides from one location to another. Pesticides can be transported, in free form or associated with particles, to sites other than the application sites via the movement of water and air, and these transport routes can be cyclical [44]. Considering the year-round abundant rainfall in the high-altitude zone, the p,p'-DDT and/or p,p'-DDE may have been transported from higher-altitude zones to lower ones by the flow of water that washes off organic matter and sediments where pesticides have been adsorbed. On the other hand, the high temperatures of the low- and mid-altitude zones favor the volatilization of pesticides and their transport to higher altitudes by wind drag. In line with this, we should also consider that the population in the low and mid-zones could be regularly consuming p,p'-DDE-contaminated foods such as fish, milk, and meat, among other foods. As reported in a previous study in the low-altitude zone, fish consumption is an important route of exposure to p,p'-DDT and p,p'-DDE [19].

Regarding the socio-demographic variables, we found that the level of p,p'-DDE increased with age. This is consistent with other studies reporting that age was associated with high levels of this DDT metabolite [35, 45]. The same trend was demonstrated in the CDC report on samples collected

during 2003-2004 [34]. According to that report, the age group >20 years had higher p,p'-DDE (1.69 µg/L) than the 12-19-year-old group (0.516 µg/L). Our results can be explained by the fact that older residents were exposed occupationally and environmentally when a high amount of DDT pesticide was used, this was metabolized to p,p'-DDE and stored in their tissues. Today younger residents are exposed only environmentally because the use of DDT pesticides is restricted since 1994 and forbidden since 10 years.

With respect to gender, men had higher p,p'-DDE ( $34.00 \pm 46.76$  µg/L) than women. This result could be explained by the fact that men, in addition to being environmentally exposed like women, were more often occupationally exposed. On the other hand, women may have other routes of pesticide residue excretion that are not present in men, such as breastfeeding and menstruation, which helps lower their levels of OC compounds [33]. Our results are different from those reported by the CDC [34]. The levels of p,p'-DDE detected by the CDC were similar in men (1.45 µg/L) and women (1.46 µg/L). This difference can be explained because in our study women and men are not equally represented in the sample, while that in CDC study both genders were represented. Furthermore, the levels reported by CDC are 23-fold lower than the levels detected in our study. This difference could be explained by the exposition to DDT is more recent in Mexico than United States.

In conclusion, our results show that residents of the studied communities in the Soconusco region of Mexico are widely exposed to p,p'-DDE. This is rooted in the large exposure to DDT in the past and the current environmental exposure to p,p'-DDE. Notably, the residents from the low and middle zones could have a higher health risk because of exposure to this metabolite, compared to residents in the high zone. Further studies on the environmental monitoring of OC pesticides in the Soconusco region are required in order to identify the main sources and exposure routes to these pollutants.

## **Acknowledgments**

We thank the community residents who participated in this study and Higinio López for preparing the map shown in Fig. 1.

## **Author Contributions**

Luz E. Ruiz-Suárez and Ricardo Bello-Mendoza initiated the study idea and developed the concept together with Ricardo A. Castro-Chan, Norma E. Rivero-Pérez, Antonio Trejo-Acevedo, Griselda K. Guillén-Navarro and Violette Geissen. Ricardo A. Castro-Chan contributed to chromatography analysis. Luz E. Ruiz-Suárez and Ricardo Bello-Mendoza drafted the manuscript. All authors contributed to and approved the final version of the manuscript.

## Conflicts of Interest

The authors declare no conflict of interest.

## References

1. Catalán, F.T. La Crisis de la producción de algodón y la expansión de la soya en la región del Soconusco, Chiapas, 1970-1988. 1ra ed. CIHMECH: Chiapas, Mexico, 1995, pp 126.
2. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), *Cultivo el algodón, ciclo P.V. 95/95.*; Chiapas, México, 1995.
3. Pérez-Maldonado, I.N.; Trejo, A.; Ruepert, C.; Jovel, R.; Méndez, M.; Ferrari, M.; Saballos-Sobalvarro, E.; Alexander, C.; Yáñez-Estrada; L.; Lopez, D.; Henao, S.; Pinto, E.; Díaz-Barriga, F. Assessment of DDT levels in selected environmental media and biological samples from Mexico and Central America. *Chemosphere*, **2010**, 78, 1244-9. doi: 10.1016/j.chemosphere.2009.12.040
4. Herrera-Portugal, C.; Franco, G.; Reyes, K.; Rodriguez, M.; Schlottfeld, Y. Niveles sanguíneos de DDT y DDE en mujeres en edad reproductiva de Tapachula, Chiapas (México). *Hig. Sanid. Ambient.* **2008**,. 8, 315-319.
5. Instituto de Salud Ambiente y Trabajo (ISAT). *Diagnóstico situacional del uso de DDT y el control de la malaria. Informe regional para México y Centro América.* 2001. Available online: [http://www.cec.org/files/PDF/POLLUTANSN/InfregDDTb\\_es.pdf](http://www.cec.org/files/PDF/POLLUTANSN/InfregDDTb_es.pdf) (Accessed 14 March 2014).
6. Jung-Ho, K.; Yoon-Seok, C. Organochlorine Pesticides in Human Serum, in Pesticides. In *Strategies for Pesticides Analysis*; Stoytcheva, M. Ed.; InTech: Republic of Corea, 2011. doi: 10.5772/13642.
7. International Agency for Research on Cancer (IARC). *Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Man.* 1991. Available online: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol53/volume53.pdf> (accessed on 20 april 2014).
8. Salazar-García, F.; Gallardo-Díaz, E.; Ceron-Mireles, P.; Loomis, D.; Borja-Aburto, V.H. Reproductive effects of occupational DDT exposure among male malaria control workers. *Environ. Health Perspect.*, **2004**, 112, 542–547.
9. Perez, R.N.; Trejo, A.; Perez, M.I.; Diaz-Barriga, F.; Rocha, A.D.; Yáñez, E.L. Organochlorine Pesticides Exposure in Children From the Agricultural Zone of San Luis Potosí, México. *Epidemiology.* **2007**, 18, 177.
10. Pérez-Maldonado, I.; Díaz-Barriga, F.; De la Fuente, H; González-Amaro, R.; Calderón, J.; Yáñez, L. DDT induces apoptosis in human mononuclear cells in vitro and is associated with



- increased apoptosis in exposed children. *Environ. Res.* **2004**, 84, 38-46. doi: 10.1016/S0013-9351(03)00112-9.
11. Herrera-Portugal, C.; Ochoa-Díaz, H.; Franco-Sánchez, G.; Díaz-Barriga, F. DNA damage in children exposed to DDT in a malarious area of Chiapas, Mexico. *Acta Toxicol. Arg.* **2005**, 13, 12-16.
  12. Rigneall-Hydbom, A.; Rylander, L.; Hagmar, L. Exposure to persistent organochlorine pollutants and type 2 diabetes mellitus. *Hum. Exp. Toxicol.* 2007, 26, 447-52. Doi:10.1177/0960327107076886
  13. Yañez, L.; Ortiz-Perez, D.; Batres, L.E.; Borja-Aburto, V.H.; Diaz-Barriga, F. Levels of dichlorodiphenyltrichloroethane and deltamethrin in humans and environmental samples in malarious areas of Mexico. *Environ. Res.* **2002**, 88, 174-81. doi: 10.1006/enrs.2002.4333.
  14. Trejo-Acevedo, A.; Rivero-Pérez, N.E.; Flores-Ramírez, R.; Orta-García, S.T.; Varela-Silva, J.A.; Pérez-Maldonado I. Assessment of the levels of persistent organic pollutants and 1-hydroxypyrene in blood and urine samples from Mexican children living in an endemic malaria area in Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **2012**, 88, 828-32. doi: 10.1007/s00128-012-0593-z.
  15. Pérez-Maldonado, I.N.; Trejo-Acevedo, A.; Pruneda-Alvarez, A.G.; Gaspar-Ramírez, O.; Ruvalcaba-Aranda, S.; Perez-Vazquez, F.J. DDT, DDE, and 1-hydroxypyrene levels in children (in blood and urine samples) from Chiapas and Oaxaca, Mexico. *Environ. Monit. Assess.* **2013**, 185, 9287-93. doi: 10.1080/03601234.2014.846705.
  16. Alegria, H.A.; Wong, F.; Jantunen, L.M.; Bidleman, T.F.; Salvador-Figueroa, M.; Gold-Bouchot, G.; Moreno, C.V.; Waliszewski, S.M.; Infanzon, R. Organochlorine pesticides and PCBs in air of southern Mexico (2002–2004). *Atmos. Environ.* **2008**, 42, 8810–8818. doi: 10.1016/j.atmosenv.2008.04.053.
  17. Wong, F.; Alegria, H.A.; Bidleman, T.F. Organochlorine pesticides in soils of Mexico and the potential for soil-air exchange. *Environ. Pollut.* **2010**, 158, 749-55. doi: 10.1016/j.envpol.2009.10.013.
  18. Hernández-Romero, A.H.; Tovilla-Hernández, C.; Malo, E.A.; Bello-Mendoza, R. Water quality and presence of pesticides in a tropical coastal wetland in southern Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* **2004**, 48, 1130-41. doi: 10.1016/j.marpolbul.2004.01.003.
  19. Herrera-Portugal, C.; Franco, G.; Bermudez, G.; Schottfeldt, Y.; Barrientos, H. Niveles de DDT y metabolitos (DDE y DDD) en peces de consumo humano. *Hig. Sanid. Ambient.* **2013**, 13, 1080-1085.
  20. Daly, G.L.; Lei, Y.D.; Teixeira, C.; Muir, D.C.; Castillo, L.E.; Wania, F. Accumulation of current-use pesticides in neotropical montane forests. *Environ Sci Technol*, **2007**, 41, 1118-23. doi: 10.1021/es0622709.

21. Grajales, M.; De la Piedra, R.; López, J. Diagnóstico biofísico y socioeconómico de la parte media y alta de la subcuenca Cohatán, Chaipas. *Avances en Investigación Agropecuaria*, **2008**, 12, 29-44.
22. Trejo-Acevedo, A.; Díaz-Barriga, F.; Carrizales, L.; Domínguez, G.; Costilla, R.; Ize-Lema, I.; Yarto-Ramírez, M.; Gavilán-García, A.; Mejía-Saavedra, J.; Pérez-Maldonado, I.N. Exposure assessment of persistent organic pollutants and metals in Mexican children. *Chemosphere*, **2009**, 74, 974-80. doi: 10.1016/j.chemosphere.2008.10.030.
23. Schisterman, E.F.; Whitcomb, B.W.; Louis, G.M.B.; Louis, T.A. Lipid adjustment in the analysis of environmental contaminants and human health risks. *Environ. Health Perspect.* **2005**, 113, 853–857.
24. Hebert, C.E.; Keenleyside, K.A. To normalize or not to normalize? Fat is the question. *Environ. Toxicol. Chemistry*, **1995**, 14, 801–07.
25. Martínez-Salinas, R.I.; Pérez-Maldonado, I.N.; Batres-Esquivel, L.E.; Flores-Ramírez, R.; Díaz-Barriga, F. Assessment of DDT, DDE, and 1-hydroxypyrene levels in blood and urine samples in children from Chiapas Mexico. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* **2011**, 19, 2658-66. doi: 10.1007/s11356-012-0758-7.
26. Pérez-Maldonado, I.N.; Trejo-Acevedo, A.; Orta-García, S.T.; Ochoa-Martinez, A.C.; Varela-Silva, J.A.; Pérez-Vázquez, F.J. DDT and DDE concentrations in the blood of Mexican children residing in the southeastern region of Mexico. *J. Environ. Sci. Health B.* **2014**, 49, 87-93. doi: 10.1080/03601234.2014.846705.
27. Torres-Dosal, A.; Martínez-Salinas, R.I.; Hernández-Benavides, D.; Pérez-Vázquez, F.J.; Ilizaliturri-Hernández, C.; Pérez-Maldonado, I.N. Assessment of the levels of DDT and DDE in soil and blood samples from Tabasco, Mexico. *Environ. Monit. Assess.* **2012**, 184, 7551-9. doi: 10.1007/s10661-012-2518-z.
28. Waliszewski, S.M.; Caba, M.; Herrero-Mercado, M.; Saldarriaga-Noreña, H.; Meza, E.; Zepeda, R.; Martínez-Valenzuela, C.; Gómez, A. Villalobos P. Organochlorine pesticides residues levels in blood serum of inhabitants from Veracruz, Mexico. *Environ. Monit. Assess.* **2012**, 184, 5613-5621. doi: 10.1007/s10661-011-2366-2.
29. Waliszewski, S.M.; Aguirre, A.A.; Infanzon, R.M.; Silva, C.S.; Siliceo, J. Organochlorine pesticide levels in maternal adipose tissue, maternal blood serum, umbilical blood serum, and milk from inhabitants of Veracruz, Mexico. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **2001**, 40, 432-8. doi: 10.1007/s002440010194.
30. Comisión Federal para la Protección contra el Riesgo Sanitario (COFEPRIS). Acciones para la eliminación del endosulfán en México. Mexico, 2013. Available online: [http://0305.nccdn.net/4\\_2/000/000/089/98d/Acciones-para-la-eliminaci--n-de-endosulf--n-en-M--xico.pdf](http://0305.nccdn.net/4_2/000/000/089/98d/Acciones-para-la-eliminaci--n-de-endosulf--n-en-M--xico.pdf) (Accessed on 14 March 2013).

31. Cao, L.L.; Yan, C.H.; Yu, X.D.; Tian, Y.; Zhao, L.; Liu, J.X.; Shen, X.M. Relationship between serum concentrations of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides and dietary habits of pregnant women in Shanghai. *Sci. Total Environ.* **2011**, 409, 2997-3002. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.04.040.
32. Carreño, J.; Rivas, A.; Granada, A.; Lopez-Espinosa, M.; Mariscal, M.; Olea, N.; Olea-Serrano, F. Exposure of young men to organochlorine pesticides in Southern Spain. *Environ. Res.* **2007** 103, 55-61. doi: 10.1016/j.envres.2006.06.007.
33. Mishra, K.; Sharma, R.C.; Kumar, S. Organochlorine pollutants in human blood and their relation with age, gender and habitat from North-east India. *Chemosphere*, **2011**, 85, 454-64. doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.07.074.
34. Centers for Disease Control and Prevention (CDC). Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals. Department of Health and Human Services Centers for Disease Control and Prevention. National Center for Environmental Health: Atlanta, GA, USA, 2009. Available online: [www.cdc.gov/exposurereport/](http://www.cdc.gov/exposurereport/) (accessed on 9 January 2013).
35. Begoña, Z.; Aurrekoetxea, J.; Ibarluzea, J.; Goñi, F.; López, R.; Etxeandia, A.; Rodríguez, C.; Sáenz, B. Plaguicidas organoclorados en población general adulta de Bizkaia. *Gac. Sanit.* **2010**, 24, 274-281.
36. Mathur, V.; John, P.J.; Soni, I.; Bhatnagar, P. Blood levels of organochlorine pesticide residues and risk of reproductive tract cancer among women from Jaipur, India. In *Hormonal Carcinogenesis V*; Li, J.J.; Li, S.A.; Mohla, S.; Rochefort, H.; Maudelonde, T. Ed. Springer: New York, 2008; pp. 387-394. doi: 10.1007/978-0-387-69080-3\_37.
37. Lee, S.A.; Dai, Q.; Zheng, W.; Gao, Y.T.; Blair, A.; Tessari, J.D.; Tian Ji, B.; Shu, X.O. Association of serum concentration of organochlorine pesticides with dietary intake and other lifestyle factors among urban Chinese women. *Environ. Int.* **2007**, 33, 157-63. doi: 10.1016/j.envint.2006.08.010
38. Romieu, I.; Hernandez-Avila, M.; Lazcano-Ponce, E.; Weber, J.P.; Dewailly, E. Breast cancer, lactation history, and serum organochlorines. *Am. J. Epidemiol.* **2000**, 152, 363-70.
39. Delgado, I.F.; Barretto, H.H.; Kussumi, T.A.; Alleluia, I.B.; Baggio, C. de A.; Paumgarten, F.J. Serum levels of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls among inhabitants of Greater Metropolitan Rio de Janeiro, Brazil. *Cad. Saude. Publica*, **2002**, 18, 519-24.
40. Philibert, A.; Schwartz, H.; Mergler, D. An exploratory study of diabetes in a First Nation community with respect to serum concentrations of p,p'-DDE and PCBs and fish consumption. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, **2006**, 6, 3179-89. doi: 10.3390/ijerph6123179.
41. Pathak, R.; Suke, S.G.; Ahmed, R.S.; Tripathi, A.K.; Guleria, K.; Sharma, C.S.; Makhijani, S.D.; Mishra, M.; Banerjee, B.D. Endosulfan and other organochlorine pesticide residues in

- maternal and cord blood in North Indian population. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **2008**, 81, 216-9. doi: 10.1007/s00128-008-9459-9.
42. Dirección General de Epidemiología Secretaria de Salubridad y Asistencia. *Boletín de Paludismo y Otras Enfermedades Transmitidas por Vector*. 1996. pp. 2-10.
  43. Morales, R.; Cobos-Gasca, M. DDT y derivados en huevos de la tortuga de Carey *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766), en las costas del estado de Campeche, México. In *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da ed.; Botello, J.A.V.; Osten, R.; Gold-Bouchot, G.; Agraz-Hernández, C. Ed. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología: Mexico, 2005, pp. 237-248.
  44. Albert, A.; Benitez, A. Impacto ambiental de los plaguicidas en los ecosistemas costeros, in *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. In *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da ed.; Botello, J.A.V.; Osten, R.; Gold-Bouchot, G.; Agraz-Hernández, C. Ed. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología: Mexico, 2005, pp. 237-248.
  45. Zumbado, M.; Goethals, M.; Alvarez-León, E.E.; Luzardo, O.P.; Cabrera, F.; Serra-Majem, L.; Domínguez-Boada, L. Inadvertent exposure to organochlorine pesticides DDT and derivatives in people from the Canary Islands (Spain). *Sci. Total Environ.* **2005**, 339, 49-62. doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.07.022.

© 2014 by the authors; licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution license (<http://creativecommons.org/licenses/by/3.0/>).

**Capítulo IV. Distribución ambiental y evaluación de los riesgos de los plaguicidas organoclorados en el clima tropical de México: un estudio en la Cuenca del Río Coatán.**

**Autores: Luz E. Ruiz-Suárez, Ricardo Bello-Mendoza, Ricardo A. Castro-Chan, Griselda K. Guillén-Navarro, Violette Geissen, Juan F. Barrera**

**Artículo sometido a la revista: Science of Total Environmental**

## **Distribución ambiental y evaluación de los riesgos de los plaguicidas organoclorados en el clima tropical de México: un estudio en la Cuenca del Río Coatán.**

**Luz E. Ruiz-Suárez<sup>1</sup>; Ricardo Bello-Mendoza<sup>1,2</sup>; Ricardo A. Castro-Chan<sup>1</sup>; Griselda K. Guillén-Navarro<sup>1</sup>; Violette Geissen<sup>3</sup>; Juan F. Barrera<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Tapachula, Carretera Antiguo Aeropuerto km. 2.5, Tapachula 30700, Chiapas, México.

<sup>2</sup> Department of Civil and Natural Resources Engineering, University of Canterbury, Private Bag 4800, Christchurch 8140, New Zealand

<sup>3</sup> WUR, Soil Physics and Land management Group P.O. Box 47, Wageningen, 6700PB The Netherlands

### **Resumen**

Se estudió la distribución de 16 plaguicidas organoclorados (OCs) en suelo, sedimento y agua en la Cuenca del Río Coatán en Chiapas, México. Para ello se establecieron doce estaciones de muestreo a lo largo de un gradiente altitudinal en la cuenca, la cual fue dividida en tres zonas: baja, media y alta. Con base en los niveles detectados, se evaluó el riesgo ambiental por OCs en los tres compartimentos ambientales. Los principales grupos de plaguicidas OCs detectados fueron los DDTs en suelo (89.8 %), HEPTA en sedimento (83.3 %) y ENDOS en agua (36.9 %). Las concentraciones totales por compartimento tuvieron el siguiente orden: suelo (573.79 ng/g) > sedimento (465.07 ng/g) > agua (196.12 ng/L). El contenido total por grupo de plaguicidas en suelo y sedimento presentó el siguiente orden: HEPTA > HCHs > DRINES > DDTs > ENDOS, mientras que

en agua el grupo ENDOS fue el más abundante (36.9%). El análisis de la distribución espacial y temporal demostró que la concentración mediana de la mayoría de los plaguicidas OCs en suelo y sedimentos tiende a aumentar conforme disminuye la altitud. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre muestras colectadas en las estaciones de lluvia y de estiaje. Se estima que el  $\gamma$ -HCH,  $\beta$ -HCH, aldrin, dieldrin y endrin en suelo,  $\gamma$ -HCH, heptacloro, heptacloro epoxido, dieldrin, p,p-DDE y p,p-DDD en sedimento, y el dieldrin y p,p-DDD en agua, tienen potencial para causar efectos biológicos adversos de acuerdo a los valores de coeficiente de riesgo (HQ) calculados. Por su parte, el riesgo de cáncer por ingesta, contacto dermal e inhalación de plaguicidas OCs fue muy bajo ( $\leq 1.0 \times 10^{-6}$ ). Se concluye que las concentraciones medianas de plaguicidas OCs en el ambiente de la Cuenca del Río Coatán son bajas; sin embargo, las concentraciones máximas del  $\gamma$ -HCH,  $\beta$ -HCH, aldrin, dieldrin, endrin, heptacloro, heptacloro epoxido, p,p-DDE y p,p-DDD pueden representar riesgos biológicos adversos, principalmente para la zona baja.

**Palabras claves:** Plaguicidas organoclorados, Soconusco, suelo, sedimento, transporte y comportamiento, riesgo ecológico, riesgo de cáncer.

## **1 Introducción**

Los plaguicidas organoclorados (OCs) son considerados contaminantes orgánicos persistentes (COPs) debido a que presentan alta resistencia a la degradación química y biológica, a que tienen afinidad por las sustancias liposolubles, lo que facilita su bioacumulación y biomagnificación a través de las cadenas alimenticias, y a que poseen propiedades tóxicas. Los plaguicidas OCs pueden distribuirse en los diferentes compartimentos del ambiente como son el suelo, sedimento, agua, aire y los seres vivos.

Estos plaguicidas tienen alta afinidad hacia la materia orgánica por su alto coeficiente de partición, por lo que el suelo y sedimentos son importantes sitios de destino (Zheng *et al.*, 2009). No obstante, el suelo puede ser fuente de re-emisiones a la atmósfera (Wong *et al.*, 2009) y fuente de contaminación del agua a través del escurrimiento de fuentes no puntuales (Yang *et al.*, 2013). El agua, aunque tiene limitada capacidad para retener a los plaguicidas OCs debido a la baja solubilidad de estos, facilita el transporte hacia los sedimentos en una cuenca hidrográfica por medio de la deposición de las partículas suspendidas (Barra *et al.*, 2005; Yuan *et al.*, 2013). Asimismo, a través de la interacción de agua y sedimentos, los plaguicidas OCs pueden ser transferidos de los sedimentos a los organismos, considerada la mayor ruta de exposición para muchos organismos (Zoumis *et al.*, 2001).

La Cuenca del Río Coatán se encuentra ubicada en la Región del Soconusco, en el estado de Chiapas al sureste de México; en esta cuenca los plaguicidas OCs fueron usados en grandes cantidades por más de cuarenta años en programas de salud y simultáneamente para el control de plagas en cultivos agrícolas tales como algodón, soya y café (Herrera-Portugal *et al.*, 2005; Guadarrama *et al.*, 2008). Registros oficiales indican que en el cultivo del algodón se aplicó por aspersión una mezcla de toxafeno y diclorodifeniltricloroetano (DDT), en dosis de 6-7 L/ha por ciclo de cultivo (SAGARPA, 1995). Catalán (1995) reporta que se llegaron a realizar hasta 21 aspersiones de plaguicidas por ciclo para este cultivo; asimismo, el DDT fue utilizado en aplicaciones semestrales de 2 g/m<sup>2</sup> de área residencial en promedio para el control de mosquitos transmisores del paludismo en el Soconusco (Pérez-Maldonado *et al.*, 2010).



Recientemente, se han reportado altos niveles de plaguicidas OCs en sangre y plasma sanguíneo de individuos de la región del Soconusco (Herrera-Portugal *et al.*, 2008; Pérez-Maldonado *et al.*, 2010; Pérez-Maldonado *et al.*, 2013; Ruiz-Suárez *et al.*, 2014). Estos reportes son preocupantes por los impactos que los plaguicidas OCs tienen en la salud humana, tales como propensión a desarrollar cáncer (IARC, 1991) y los efectos en la reproducción (Salazar-García *et al.*, 2004), el sistema nervioso (Pérez *et al.*, 2007), así como en el material genético (Pérez-Maldonado *et al.*, 2004; Herrera-Portugal *et al.*, 2005). Además, se ha reportado que bajos niveles de exposición a plaguicidas OCs están relacionados a diabetes tipo 2 (Rignell-Hydbom *et al.*, 2007). No obstante lo anterior, no se encuentran reportes en la región sobre el riesgo para la salud humana por plaguicidas OCs en el ambiente.

Por otro lado, se tiene poco conocimiento sobre el comportamiento y la dinámica en el ambiente de los plaguicidas OCs en el sureste de México, en particular en la Cuenca del Río Coatán, a pesar de que estas sustancias se usaron intensivamente en el pasado reciente. Aunque se ha reportado la presencia de plaguicidas OCs en compartimientos ambientales específicos tales como agua y sedimentos (Hernández-Romero *et al.*, 2004), suelo (Herrera-Portugal *et al.*, 2005; Pérez-Maldonado *et al.*, 2010), aire (Alegría *et al.*, 2006; Alegría *et al.*, 2008), y organismos acuáticos (Castro-Castro *et al.*, 2005; Pérez-Maldonado *et al.*, 2010; Herrera-Portugal *et al.*, 2013); estos estudios no explican la distribución de estos plaguicidas entre compartimientos ambientales ni a lo largo de la cuenca hidrográfica. En este sentido, se ha observado que realizar estudios en cuencas hidrológicas que consideren las diferentes características geográficas (altitud), climáticas (e.g. temperatura y precipitación) y el historial de uso de los plaguicidas en las diferentes

zonas de la cuenca (En la sección 2.1 se proporcionan detalles de la Cuenca del Río Coatán) proveen conocimiento sobre el movimiento y la distribución de estos (Grimalt *et al.*, 2001; Barra *et al.*, 2005; Daly *et al.*, 2007).

Por lo tanto, se hipotetizó que las concentraciones de plaguicidas OCs en el ambiente de la Cuenca del Río Coatán genera riesgos a la salud y a los organismos por exposición a éstos. Para probar esta hipótesis se realizó este estudio con el objetivo de caracterizar la distribución de plaguicidas OCs en suelo, sedimento y agua a lo largo de un gradiente altitudinal en la Cuenca del Río Coatán, uno de los ríos más importantes de la Región del Soconusco, y, con base en esta información, evaluar el riesgo ecológico y para la salud humana por plaguicidas OCs en el ambiente.

## **2 Materiales y métodos**

### **2.1 Área de estudio**

La Cuenca del Río Coatán tiene una extensión de 733 km<sup>2</sup> y se encuentra ubicada entre los 14° 45' y 15° 17' Latitud Norte y los 91° 56' y 92° 31' Longitud Oeste. El 64% (469 km<sup>2</sup>) de la cuenca se encuentra ubicada en la región del Soconusco, al sureste en la Sierra Madre de Chiapas en México, y el 36% (264 km<sup>2</sup>) en la República de Guatemala. La altitud de la cuenca varía de 0 msnm en la llanura costera en el territorio mexicano hasta 4,200 msnm en la sierra alta de Guatemala; en el caso de México, el punto más alto se ubica a 4036 msnm (Consejo de Cuenca, 2005; Kauffer, 2010) (Figura 1).

La topografía de la cuenca puede ser clasificada en tres principales zonas: alta, media y baja. La zona alta está formada por la Sierra Madre de Chiapas, subdividida en Sierra Alta volcánica y Sierra Baja con Laderas Tendidas; la zona media está caracterizada por Llanuras Costeras con Lomeríos; y la zona baja formada por Llanuras Costeras. Con

respecto al uso del suelo, en la zona alta se localizan principalmente comunidades vegetales de bosque, sin embargo se han reportado cambios en la vegetación original, la cual ha sido sustituida por actividades agrícolas de temporal, pequeñas porciones de riego casero y vegetación secundaria. En la zona media domina la selva alta con agricultura, que corresponde a las plantaciones de café bajo sombra. En la zona baja se desarrolla principalmente la agricultura de temporal, la cual ocupa la mayor parte de la superficie de la cuenca (Consejo de Cuenca, 2005).

Debido a los gradientes de altitud de la cuenca, se observa una estratificación de diferentes subtipos climáticos. En la zona alta de la cuenca se encuentran los tipos climáticos Templado húmedo y Semicálido húmedo, en la zona media el clima es Cálido húmedo y en la zona baja es Cálido sub húmedo. La temperatura promedio en la zona alta es de 21.1° C, en la zona media 26.0° C y en la zona baja 26.6° C. La precipitación anual promedio de la zona baja de la cuenca es 2,171.4 mm (estación climatológica de Tapachula, 14° 53' 13" Latitud Norte y 92° 17' 47" Longitud Oeste), en la zona media 4,368.2 mm (estación climatológica de Cacahoatán, 15° 05' 27" Latitud Norte y 92° 08' 50" Longitud Oeste) y en la zona alta 840.9 mm (estación climatológica de Motozintla, 15° 20' 00" Latitud Norte y 92° 16' 03") (CONAGUA, 2010a).

El río Coatán nace en Guatemala y aguas abajo se le unen tres afluentes importantes, el río Salitre, el río Icul y el Río Buenavista. El río Coatán tiene una longitud de 23 km del lado de Guatemala y 80 km en México, desde la Sierra Madre de Chiapas hasta su desembocadura en el Océano Pacífico; posee un curso inicial de Este a Oeste y después cambia de dirección de Sur a Oeste (Consejo de Cuenca, 2005). El cauce del río Coatán es considerado perenne y es alimentado por escurrimientos permanentes e intermitentes,

originados por la precipitación pluvial o manantiales que se ubican en la zona alta; el agua de salida de este río es de 751 millones de m<sup>3</sup>/año (CONAGUA, 2010b).

En la cuenca se pueden identificar zonas con diferente historial de uso de plaguicidas OCs lo cual podría conducir a diferentes niveles en el ambiente. La planicie costera (zona baja) de la cuenca estuvo expuesta al uso intensivo del DDT para el control del paludismo y para el control de plagas en algodón (Catalán, 1995). En las laderas serranas (parte media) de la cuenca, el endosulfan y el DDT fueron usados en grandes cantidades en el cultivo del café y para el control de paludismo, respectivamente. De la zona alta no se tienen reportes del uso de plaguicidas OCs pero se estima que en esta zona los plaguicidas OCs se usaron en menor cantidad para la agricultura y en menor frecuencia para el control de la malaria debido a que es una zona de muy difícil acceso y menos apta para la agricultura (zona montañosa).

## **2.2 Muestreo**

Se hicieron tres muestreos, dos a finales de la temporada de secas (mayo de 2011 y mayo 2012), y uno a finales de la temporada de lluvia (noviembre de 2011). En cada una de las tres zonas de la cuenca (alta, media y baja) se establecieron cuatro estaciones de muestreo en donde se colectaron muestras de suelo, sedimento y agua. Las características de las 12 estaciones de muestreo se presentan en la Tabla S1.

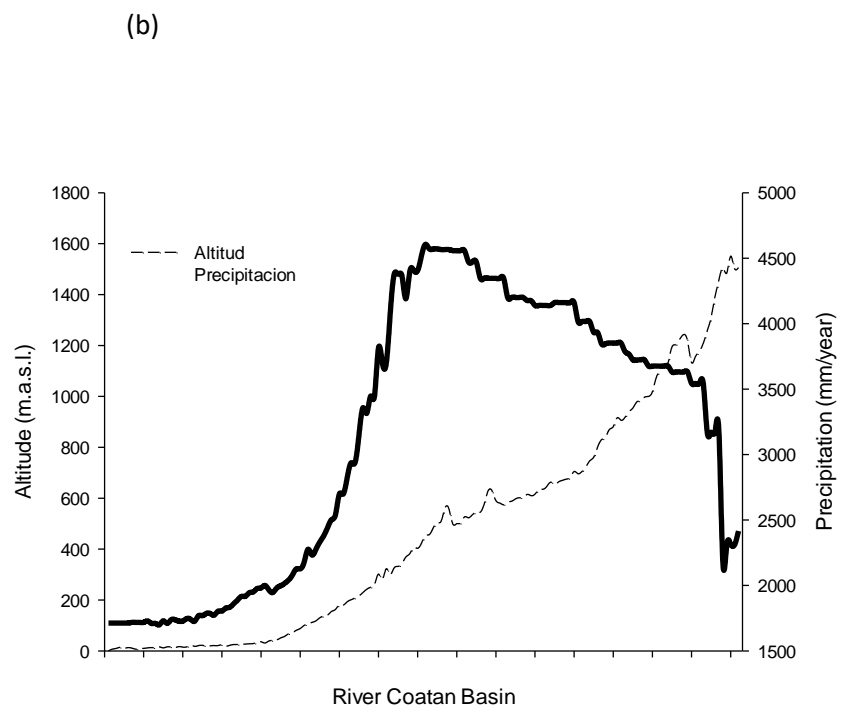
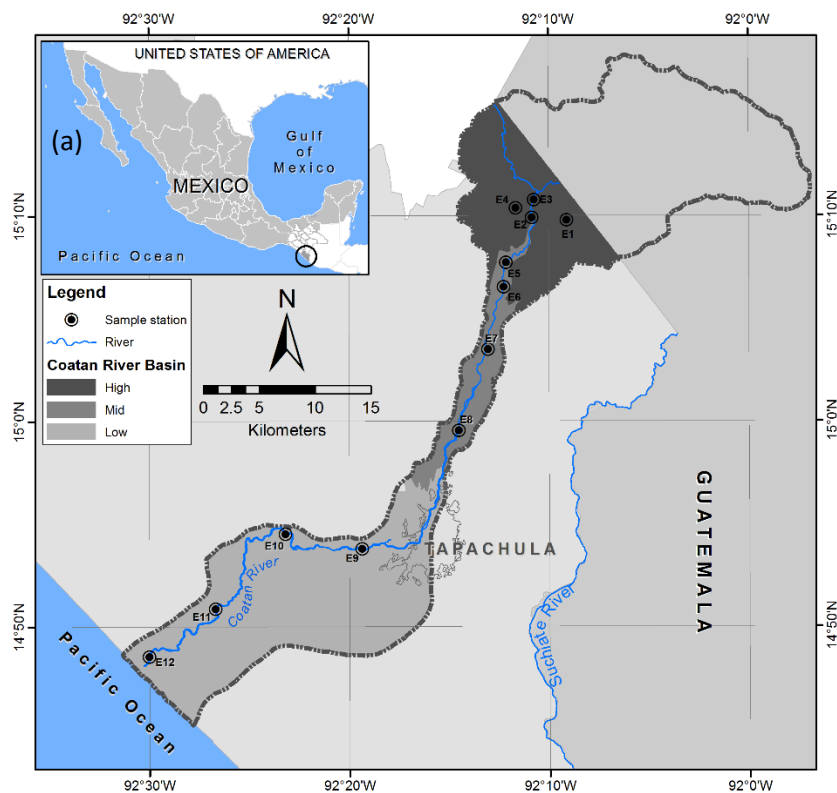


Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo (a) y perfil de precipitación y altitud de la Cuenca del Río Coatán, México (b). Los datos de precipitación son promedios de 50 años (1950-2000) (LAIGE, 2015).

## **Muestras de agua**

Las muestras de agua se colectaron en el cauce del río Coatán, aproximadamente a una profundidad de 15 cm de la superficie, usando botellas de vidrio color ámbar de 1 L previamente lavadas con acetona. Se tomó una muestra sencilla por estación, para un total de 12 muestras por temporada. Las muestras fueron transportadas al laboratorio en neveras con hielo, en donde se almacenaron en refrigeración (4° C) hasta su análisis.

## **Muestras de suelo y sedimento**

Muestras compuestas de suelo (tres submuestras) fueron tomadas a una profundidad de 0-5 cm en cada estación y colocadas en papel aluminio y en bolsas de polietileno. Las muestras de sedimento se tomaron de 0-5 cm aproximadamente empleando un tubo de policloruro de vinilo (PVC) de 10 cm de diámetro, y se colocaron en bolsas de polietileno. En total se tomaron 12 muestras de suelo y 12 muestras de sedimento por temporada. Las muestras fueron transportadas al laboratorio usando neveras con hielo y se almacenaron a -5 °C hasta su análisis. Previamente al proceso de determinación de los residuos de plaguicidas OCs, las muestras fueron secadas a temperatura ambiente, molidas y pasadas por tamiz de 2.0 mm.

## **2.3 Procedimiento analítico**

### **Reactivos y materiales**

Para la validación y estandarización del método de análisis se usó una mezcla de compuestos OCs grado estándar marca Ultra Scientific, que incluyó los siguientes analitos: Aldrin,  $\beta$ -HCH,  $\alpha$ -HCH,  $\gamma$ -HCH,  $\delta$ -HCH, p,p-DDD, p,p-DDE, p,p-DDT, dieldrín,  $\alpha$ -endosulfan,  $\beta$ -endosulfan, endodulfan sulfato, endrin, endrin aldehído, heptacloro y heptacloro epóxido. Los disolventes orgánicos utilizados para la extracción de los

plaguicidas OCs fueron hexano, diclorometano, y acetona, grado HPLC Marca J.T. Baker y Omni Solv. Como estándar interno se utilizó al PCB 209 de la marca Sigma Aldrich, en una concentración de 50 ng/μL. También se utilizó sulfato de sodio grado analítico de la marca Meyer el cual fue horneado a 550° C durante 4 h. Para la limpieza de las muestras se usaron columnas de florisil marca Baker (1000 mg/6 mL).

### **Método de extracción de OCs en agua**

Para la determinación de los residuos de plaguicidas OCs se realizó una extracción líquido-líquido de acuerdo al Método 508 de la EPA (USEPA, 1995) con algunas modificaciones. Veinticuatro horas antes de realizar la extracción de la muestra (1000 mL), se agregaron 5 μL del estándar interno (PCB 209). La muestra de agua fue colocada en un embudo de separación y se extrajo dos veces con 20 mL de diclorometano, agitando 5 min cada vez. A la fracción orgánica obtenida se le agregó 5 g de sulfato de sodio anhidro previamente horneado a 550° C y se concentró por medio de un rota-evaporador. Después se hizo un recambio de disolvente, de diclorometano a hexano, y se volvió a concentrar hasta un volumen final de aproximadamente 1 mL. El extracto fue pasado por una columna de florisil (1000 mg/6 mL) previamente acondicionada con un volumen de 6 mL de diclorometano, acetona y hexano.

### **Método de extracción de OCs en suelo y sedimento**

Para determinar los residuos de plaguicidas OCs en suelo y sedimento se siguió la metodología propuesta por el Método 3540C de la EPA (USEPA, 1996), con modificaciones propuestas por Torres et al. (2003). A 10 ± 0.5 g de muestra seca se le agregó 5 μL del estándar interno (PCB 209) y se extrajo en equipo Soxhlet durante 4 h con 150 mL de una mezcla de diclorometano:acetona (3:1). Después, el extracto fue

concentrado a un volumen de 5 mL usando un rotaevaporador, se le hizo un recambio de disolvente, de diclorometano: acetona a hexano, y se volvió a concentrar hasta aproximadamente 1 mL. El extracto fue pasado por una columna de florisil (1000 mg/6 mL) previamente acondicionada con un volumen de 6 mL de diclorometano, acetona y hexano.

### **Cuantificación y calidad del método instrumental**

Los extractos fueron analizados por cromatografía de gases usando un cromatógrafo Clarus 500 marca Perkin Elmer, provisto con un detector de captura de electrones, automuestreador e inyector automático split/splitless, cuyas condiciones cromatográficas se muestran en la Tabla S2. Se usaron dos columnas cromatográficas, la primera para separar 15 de los 16 analitos y la segunda para separar al p,p-DDT de un compuesto que no era de interés para este estudio.

Los plaguicidas OCs fueron cuantificados por medio del método de estándar interno reportado por Saadati *et al.* (2013). Para suelo se prepararon dos curvas de calibración (rango bajo y alto), cada una con cinco concentraciones conocidas de los analitos (por triplicado) y una concentración constante del estándar interno. La curva de calibración de rango bajo abarcó concentraciones de 0.039 a 0.625 ng/g, en tanto que la curva de rango alto cubrió concentraciones de 0.625 a 20 ng/g. Para agua solo se preparó una curva de calibración con concentraciones de 0.78 a 6.25 ng/L. Las curvas de todos los estándares (analitos) estuvieron dentro del límite aceptable del criterio de linealidad ( $r=0.99$ ). Se revisó que los disolventes usados en el análisis no interfirieran con los picos de los analitos. Blancos de muestras fueron usados cada 10 muestras. Los límites de detección (LD) y de cuantificación (LQ) fueron determinados por medio del método de mínimos



cuadrados, el cual es sugerido por la IUPAC (Miller y Miller, 2002). Los valores del LD de los diferentes plaguicidas OCs en agua estuvieron entre 0.175 –1.174 ng/L; para el suelo y sedimento los valores de LD estuvieron entre 0.008-0.058 ng/g. Los valores del LQ de los distintos plaguicidas OCs en agua estuvieron entre 0.585 – 3.913 ng/L; para el suelo y sedimento los valores de LQ estuvieron entre 0.029-0.195 ng/g. El porcentaje de recobro se determinó agregando dos concentraciones del kit de los analitos a muestras de suelo (por triplicado); el rango de la media del porcentaje de recobro en suelo fue de 78.3 a 103 % y en agua de 79.1 a 106.8 %.

## **2.4 Análisis estadísticos**

Para establecer si había diferencias significativas en los niveles de plaguicidas OCs entre zonas de la cuenca y temporadas (lluvias y secas), se empleó la prueba de Kruskal Wallis dado que los datos no cumplieron con supuestos de normalidad y homocedasticidad. Los valores de  $P < 0.05$  fueron considerados estadísticamente significativos. La prueba estadística se realizó solo para los plaguicidas OCs que tuvieron concentraciones mayores al límite de detección en el 50% de las muestras; para los plaguicidas OCs que no cumplieron con esta condición se realizó únicamente un análisis descriptivo mediante las medianas y los valores de mínimos y máximo. Tanto en la prueba de Kruskal Wallis como en el análisis descriptivo se empleó el valor de cero a todas las muestras que estuvieron por debajo del límite de detección en las diferentes matrices, esto a fin de evitar sesgos en los resultados. También se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para identificar posibles fuentes de origen y asociaciones entre los plaguicidas de los diferentes compartimentos ambientales. El análisis estadístico se

realizó con el paquete estadístico Statistica 7.0 y los gráficos fueron realizados con el paquete estadístico R Core Team 2014 y sigma plot 12.0.

## **2.5 Composición y fuente de origen de los plaguicidas OCs**

El cociente entre la concentración de algunos de los plaguicidas y la de sus metabolitos o isómeros fue usado para distinguir entre deposiciones recientes o históricas. Con esta finalidad se calcularon los cocientes de  $p,p\text{-DDT}/(p,p\text{-DDE}+p,p\text{-DDD})$ ,  $\alpha\text{-endosulfan}/\beta\text{-endosulfan}$ , heptacloro/heptacloro epóxido y  $\beta\text{-HCH}/(\alpha+\gamma)\text{-HCH}$  para suelo y sedimento, así mismo se utilizó el cociente  $\alpha\text{-HCH}/\gamma\text{-HCH}$  para conocer si el origen del  $\gamma\text{-HCH}$ ; en tanto que para agua solo se determinó el cociente  $\alpha\text{-endosulfan}/\beta\text{-endosulfan}$ . La interpretación del cociente se hizo de acuerdo a los siguientes criterios:  $p,p\text{-DDT}/(p,p\text{-DDE}+p,p\text{-DDD}) > 1$  = uso reciente y  $< 1$  = uso histórico (Sultana *et al.*, 2014). El cociente de los isómeros  $\alpha$  y  $\beta$  en el endosulfan técnico es cercano a 2.33 en tanto que el  $\alpha\text{-endosulfan}$  se descompone más fácilmente que el  $\beta\text{-endosulfan}$ . Por lo tanto, valores de  $\alpha\text{-endosulfan}/\beta\text{-endosulfan} < 2.33$  se consideraron indicativos de un uso histórico (Jiang *et al.*, 2009). Valores de heptacloro/heptacloro epóxido  $> 1$  = uso reciente y  $< 1$  = uso histórico. Valores de  $\alpha\text{-HCH}/\gamma\text{-HCH}$  entre 3.6 y 15 indicaron como la fuente de origen al  $\gamma\text{-HCH}$  al HCH técnico, mientras que valores de  $\alpha\text{-HCH}/\gamma\text{-HCH} < 0.1$  indicaron uso de lindano (Zheng *et al.*, 2009). Valores de  $\beta\text{-HCH}/(\alpha+\gamma)\text{-HCH} > 0.5$  = uso histórico y  $< 0.5$  = uso reciente (Qi-Shuang *et al.*, 2015).

## **2.6 Cálculo de riesgo ambiental**

### **Riesgo ecológico**

Se calculó el riesgo ecológico de los residuos de plaguicidas OCs en suelo, sedimento y agua mediante el coeficiente de riesgo (hazard quotient, HQ) (ecuación 1) propuesto por

la USEPA (1992). El HQ es un índice que puede ser usado para estimar si es probable que ocurran efectos dañinos por algún contaminante. El HQ fue calculado usando la siguiente ecuación:

$$HQ = \frac{EEC}{\text{Screening Benchmark}} \quad (1)$$

Donde HQ es el índice de riesgo; EEC es la concentración estimada del contaminante en el sitio (concentración máxima) (mg/kg); y Screening Benchmark es la concentración en donde el nivel del contaminante no tiene un efecto adverso.

Para calcular el HQ en suelo se usaron los valores de referencia de la EPA Región 4 (USEPA, 2001), para sedimentos se usaron los valores de referencia TEC (Threshold effect concentration) y PEC (probable effect concentration) reportados por MacDonald *et al.* (2000), y para agua se usaron los valores de riesgo agudo y crónico en agua superficial de la EPA Región 4 (USEPA, 2001). Los valores de referencia para cada matriz se encuentran reportados en la tabla S3.

El índice se interpretó de la siguiente manera: para suelo y agua, si  $HQ > 1.0$ , los efectos dañinos no pueden ser descartados; si  $HQ = 1.0$ , no se espera que el contaminante por sí solo cause un riesgo ecológico; si  $HQ < 1.0$ , no se esperan efectos dañinos. Para sedimento, si  $TEC-HQ < 1$ , los efectos ecológicos adversos esperados son raros; si  $TEC-HQ > 1$  y  $PEC-HQ < 1$ , los efectos ecológicos adversos son posibles pero menos frecuente que los observados por el nivel PEC y si  $PEC-HQ > 1$  los efectos ecológicos adversos son esperados.

### **Riesgo de cáncer**

Se estimó el riesgo de cáncer en adultos y niños por ingestión, por contacto dermal y por inhalación de las partículas del suelo usando las ecuaciones (2), (3) y (4) y los datos

reportados por la USEPA (1997, 2009). Las estimaciones fueron realizadas con datos de esperanza de vida y masa corporal promedio tomados de INEGI (2013) para adultos. Para niños se consideró una masa corporal de 20 kg.

$$CR_{ingest} = \frac{C_{soil} \times IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF \times SF_{oral} \quad (2)$$

Donde  $CR_{ingest}$  es el riesgo de cáncer por ingestión de suelo;  $C_{soil}$  es la concentración del contaminante en suelo (mg/kg); IngR es la tasa de ingestión del suelo (mg/d); EF es la frecuencia de exposición (día/año); ED es la duración de la exposición (años); BW es la media de la masa corporal (kg); AT es la media del tiempo (día); CF es un factor de conversión ( $1 \times 10^{-6}$  kg/mg); y  $SF_{oral}$  es el factor de pendiente por ingesta oral ( $2.0E+00$  (mg/kg/d)<sup>-1</sup>). La duración de la exposición (ED) para adultos fue 72 años, con base en la media de la esperanza de vida para adultos, y para niños fue 12 años. La frecuencia de exposición fue de 365 días/año. Se calculó la media del tiempo (AT) como  $72 \times 365 = 26280$  días para adultos y  $12 \times 365 = 4380$  días para niños.

$$CR_{dermal} = \frac{C_{soil} \times SA \times AF_{soil} \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF \times SF_{oral} \times GIABS \quad (3)$$

Donde  $CR_{dermal}$  es el riesgo de cáncer por contacto dermal con el suelo; SA es el área superficial de la piel que tiene contacto con el suelo (cm<sup>2</sup>);  $AF_{soil}$  es un factor de adherencia del suelo a la piel (específico para cada compuesto) (mg/cm); ABS es un factor de absorción dermal (específico para cada compuesto); y GIABS es la fracción del contaminante que absorbe el tracto gastrointestinal (valor GIABS=1, USEPA, 1989).

$$CR_{inhale} = \frac{C_{soil} \times InhR \times AF_{Inh} \times EF \times ED}{PEF \times AT} \times IUR \quad (4)$$

Donde  $CR_{inhale}$  es el riesgo de cáncer por inhalación del suelo; InhR es la tasa de inhalación (m<sup>3</sup>/d);  $AF_{Inh}$  es el factor de absorción del pulmón (1, USEPA, 1989); PEF es

el factor de partículas de emisión ( $1.36 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{kg}$ ); IUR es la unidad de riesgo de inhalación ( $5.7 \text{ E-}01 \text{ mg}/\text{m}^3$ ). Cabe mencionar que el PEF está relacionado a la inhalación de contaminantes que se encuentran absorbidos a partículas inhalables (PM 10).

Se usaron los siguientes valores: tasa de ingesta de suelo (IngR) de 100 mg/d para adultos y de 200 mg/d para niños, área de piel en contacto con el suelo de 5,700 cm<sup>2</sup> para adultos y 2,800 cm<sup>2</sup> para niños,  $AF_{soil}$  de 0.07 mg/cm<sup>2</sup> para adulto y 0.2 mg/cm<sup>2</sup> para niños, y una tasa de inhalación de 15.8 m<sup>3</sup>/d en adultos y niños.

La interpretación de los resultados se hizo de acuerdo a ATSDR (1995), siguiendo el siguiente rango cualitativo de riesgo de cáncer: muy bajo (valor  $\leq 1.0 \times 10^{-6}$ ); bajo ( $1.0 \times 10^{-6} \leq \text{valor} \leq 1.0 \times 10^{-4}$ ); moderado ( $1.0 \times 10^{-4} \leq \text{valor} \leq 1.0 \times 10^{-3}$ ); alto ( $1.0 \times 10^{-3} \leq \text{valor} \leq 1.0 \times 10^{-1}$ ); muy alto (valor  $\geq 1.0 \times 10^{-1}$ ).

### **3 Resultados**

#### **3.1 Frecuencia de detección y distribución espacial y temporal de los residuos de plaguicidas OCs**

La frecuencia de detección y la concentración total por grupo de plaguicidas OCs en los compartimentos ambientales de la Cuenca del Río Coatán se reportan en la Tabla 1.

Tabla 1. Frecuencia de detección (%) y concentración total de los plaguicidas organoclorados (OCs) en suelo, sedimento y agua de la Cuenca del Río Coatán.

OCs pesticidas	Soil (n=36, ng/g)				Sediment (n=33, ng/g)				Water (n=28, ng/L)			
	Frequency (%)	Range	Median	Mean	Frequency (%)	Range	Median	Mean	Frequency (%)	Range	Median	Mean
HCHs	41.0				42.4				16.1			
α-HCH	16.7	<LOD-0.76	<LOD	0.07	24.2	<LOD-2.23	<LOD	0.16	14.3	<LOD-3.93	<LOD	0.19
γ-HCH	97.2	<LOD-7.91	1.59	2.55	97.0	<LOD-7.73	1.54	2.09	10.7	<LOD-2.57	<LOD	0.14
β-HCH	13.9	<LOD-10.14	<LOD	0.59	3.0	<LOD-4.43	<LOD	0.13	14.3	<LOD-2.04	<LOD	0.14
δ-HCH	36.1	<LOD-6.41	<LOD	0.67	45.5	<LOD-7.36	<LOD	1.08	25.0	<LOD-3.36	<LOD	0.27
HEPTA	75.0				83.3				8.9			
Heptachlor	80.6	<LOD-14.19	3.54	3.54	87.9	<LOD-8.40	2.57	3.17	14.3	<LOD-1.59	<LOD	0.15
Epoxide H.	69.4	<LOD-5.61	0.33	0.73	78.8	<LOD-8.84	0.65	1.04	3.6	<LOD-0.56	<LOD	0.02
DRINES	84.0				73.5				16.1			
Aldrin	88.9	<LOD-6.96	0.33	0.67	69.7	<LOD-3.66	0.33	0.67	25.0	<LOD-2.71	<LOD	0.19
Dieldrin	83.3	<LOD-5.75	0.19	0.47	75.8	<LOD-3.86	0.10	0.42	17.9	<LOD-3.27	<LOD	0.24
Endrin	83.3	<LOD-2.51	0.28	0.40	63.6	<LOD-2.41	0.15	0.28	17.9	<LOD-7.11	<LOD	0.45
Endrin A.	80.6	<LOD-23.32	0.29	2.47	87.9	<LOD-14.45	0.27	1.33	3.6	<LOD-1.92	<LOD	0.07
ENDOS	81.5				81.8				36.9			
α-Endosulfan	86.1	<LOD-1.80	0.51	0.59	87.9	<LOD-5.28	0.59	0.76	28.6	<LOD-2.09	<LOD	0.32
β-Endosulfan	83.3	<LOD-1.14	0.22	0.31	84.8	<LOD-3.37	0.28	0.41	42.9	<LOD-11.73	<LOD	1.55
Endosulfan S.	75.0	<LOD-6.00	0.17	0.42	72.7	<LOD-8.56	0.10	0.52	39.3	<LOD-14.94	<LOD	1.58
DDTS	89.8				79.8				21.4			
p,p-DDT	91.7	<LOD-2.25	0.10	0.36	81.8	<LOD-9.16	0.13	0.26	0	<LOD	<LOD	<LOD
p,p-DDE	97.2	<LOD-6.95	0.47	1.16	84.8	<LOD-1.73	0.29	0.67	46.4	<LOD-5.85	<LOD	1.01
p,p-DDD	86.6	<LOD-5.07	0.64	0.93	72.7	<LOD-7.16	<LOD	7.16	17.9	<LOD-10.74	<LOD	0.68

<LOD= Below Limit Detection; LOD= 0.175 – 1.74 ng/L (water); LOD= 0.008-0.058 ng/g (soil and sediment)

La frecuencia de detección en suelo presentó el siguiente orden: DDTs ( $\sum$  p,p-DDT + p,p-DDE + p,p-DDD) > DRINES ( $\sum$  aldrin + dieldrin + endrin + endrin aldehído) > ENDOS ( $\sum$   $\alpha$ -endosulfan +  $\beta$ -endosulfan + endosulfan sulfato) > HEPTA ( $\sum$  heptacloro + heptacloro epóxido) > HCHs ( $\sum$   $\alpha$ -HCH +  $\gamma$ -HCH +  $\beta$ -HCH +  $\delta$ -HCH). En sedimento esta variable presentó el siguiente orden: HEPTA > ENDOS > DDTs > DRINES > HCHs, en tanto que en agua el orden fue el siguiente: ENDOS > DDTs > HCHs > DRINES > HEPTA. Las concentraciones totales por grupo de plaguicidas OCs se reportan en la Figura 2. Las concentraciones totales por compartimentos tuvieron el siguiente orden: suelo > sedimento > agua; mientras que las concentraciones totales por grupo de plaguicidas para suelo y sedimento presentaron el siguiente orden: HEPTA > HCHs > DRINES > DDTs > ENDOS, mientras que para el agua el grupo ENDOS fue el más abundante.

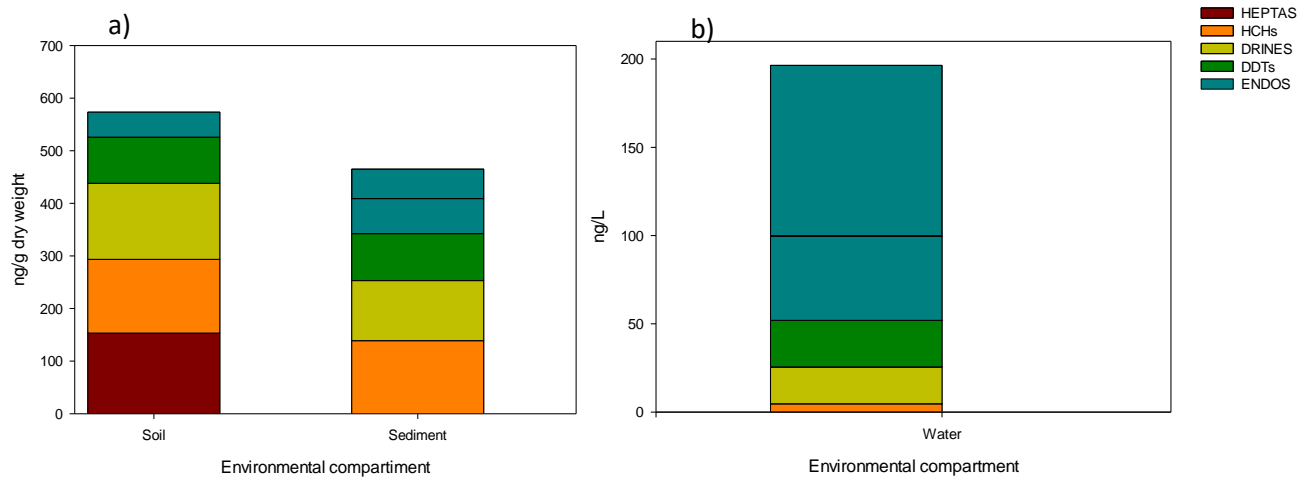


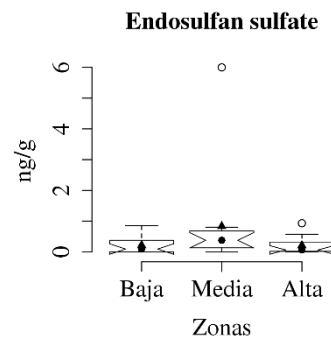
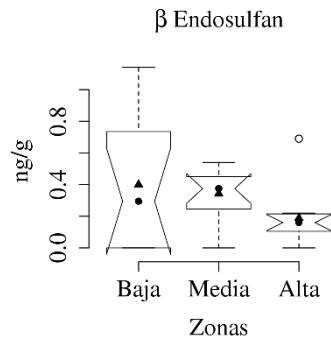
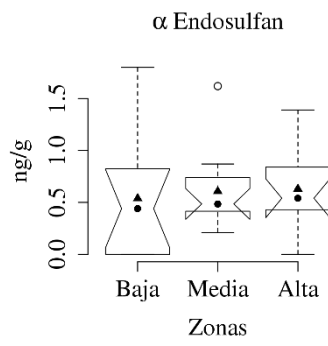
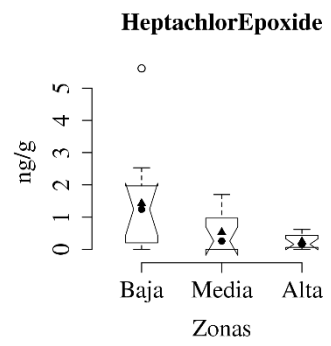
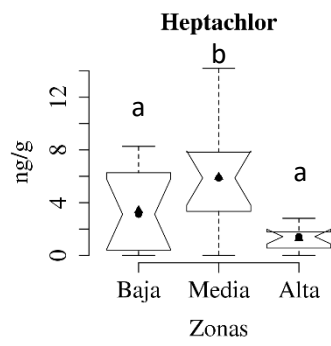
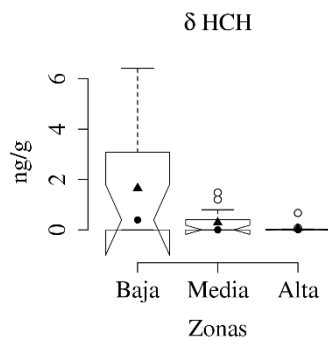
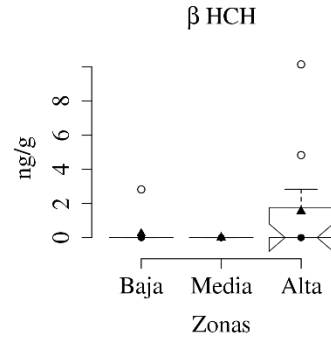
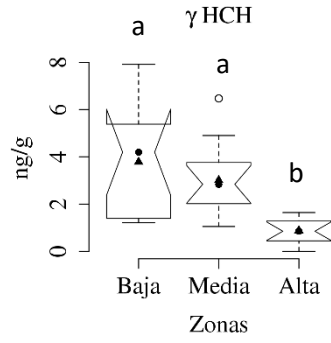
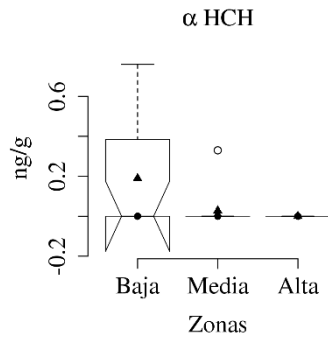
Figura 2. Sumatoria de las concentraciones de los plaguicidas OCs encontrados en (a) suelo y sedimento (ng/g) y (b) agua (ng/L) de la Cuenca del Río Coatán. HCHs ( $\sum$   $\alpha$ -HCH +  $\gamma$ -HCH +  $\beta$ -HCH +  $\delta$ -HCH), HEPTA ( $\sum$  heptacloro + heptacloro epóxido), DRINES (aldrin + dieldrin + endrin + endrin aldehído), ENDOS ( $\sum$   $\alpha$ -endosulfan +  $\beta$ -endosulfan + endosulfan sulfato) y DDTs ( $\sum$  p,p-DDT + p,p-DDE + p,p-DDD).

## Suelo

De los 16 OCs analizados, el  $\gamma$ -HCH (lindano), heptaclor, heptaclor epóxido, aldrin, dieldrin, endrin, endrin aldehído,  $\alpha$ -endosulfan,  $\beta$ -endosulfan, endosulfan sulfato, p,p-DDT, p,p-DDE y p,p-DDD se detectaron en más del 50% de las muestras de suelo (i.e. concentración > LD) (Tabla 1). Sin embargo, los contaminantes que se hallaron con mayor frecuencia en las muestras (97.2%), fueron el  $\gamma$ -HCH y p,p-DDE seguidos por el p,p-DDT que fue hallado en el 91.7% de las muestras. El  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH y  $\delta$ -HCH fueron los menos frecuentes en las muestras de suelo. Las concentraciones más altas fueron detectadas para el heptacloro y el  $\gamma$ -HCH.

Con respecto a la distribución espacial, se observa que la concentración mediana de la mayoría de los plaguicidas OCs detectados en suelos, tales como el  $\gamma$ -HCH,  $\delta$ -HCH, heptacloro, heptacloro epóxido,  $\beta$ -endosulfan, p,p-DDT, p,p-DDE, p,p-DDD, aldrin, endrin, endrin aldehído, tendió a aumentar conforme disminuyó la altitud (Fig. 3). En la zona baja de la cuenca del Río Coatán se detectaron las concentraciones medianas más altas de  $\gamma$ -HCH (4.19 ng/g),  $\delta$ -HCH (0.39 ng/g), aldrin (0.79 ng/g), dieldrin (0.32 ng/g), endrin (0.50 ng/g), endrin aldehído (1.27 ng/g), heptaclor epóxido (1.24 ng/g), p,p-DDT (0.34 ng/g), p,p-DDE (1.54 ng/g) y p,p-DDD (1.05 ng/g); mientras que en la zona alta se detectaron las concentraciones medianas más bajas de la mayoría de los contaminantes. Sin embargo solo las concentraciones medianas del  $\gamma$ -HCH, heptacloro, p,p-DDT, p,p-DDE, p,p-DDD y endrin aldehído mostraron diferencias significativas entre zonas (baja, media y alta) (Kruskal-Wallis,  $P < 0.05$ ) (Fig. 3).





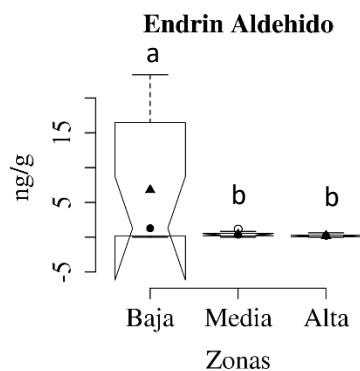
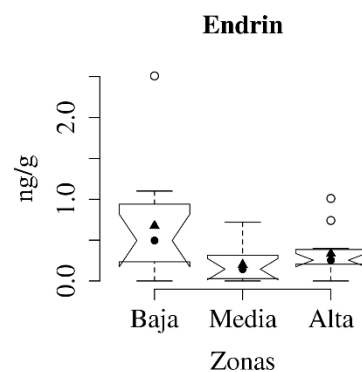
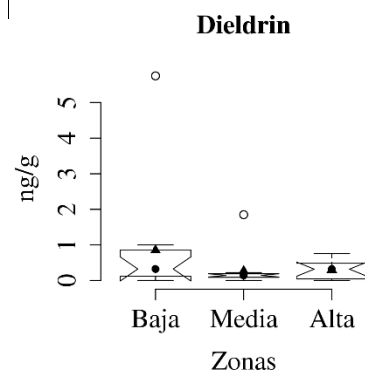
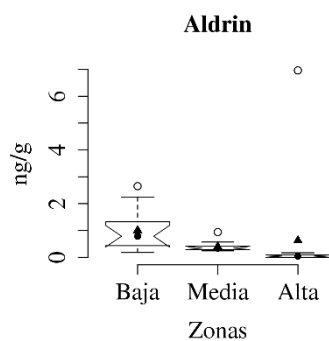
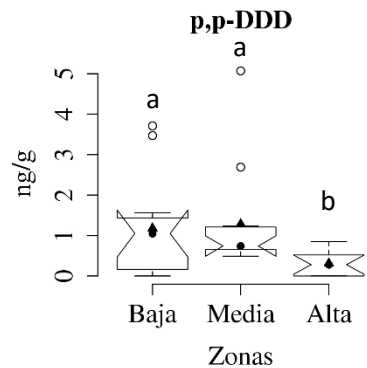
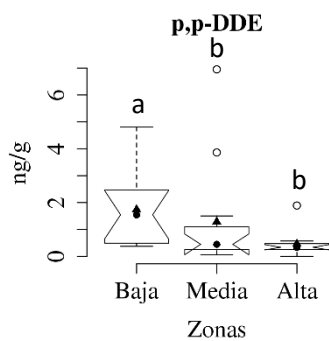
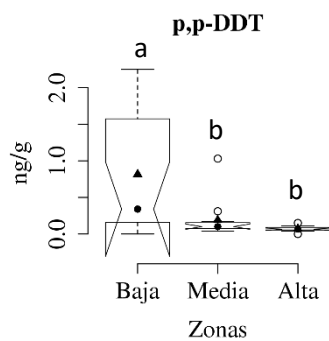


Figura 3. Concentraciones de plaguicidas organoclorados en los suelos de las diferentes zonas de la Cuenca del Río Coatán (ng/g). Letras a y b indican diferencias significativas (Kruskal-Wallis  $p < 0.05$ ). Símbolos: media (●), mediana (▲), outlayers (○).

Contrario a esta tendencia general, los plaguicidas  $\alpha$ -endosulfan, y el endosulfan sulfato, fueron detectados en mayores concentraciones en la zona media o alta. Así mismo, la concentración mediana más alta (5.87 ng/g) de todos los plaguicidas OCs detectados en el área de estudio corresponde al heptacloro en la zona media.

La concentración máxima de la mayoría de los plaguicidas OCs fue encontrada en la zona baja; las más altas fueron detectadas para endrin aldehído (23.32 ng/g),  $\gamma$ -HCH 7.91 (ng/g),  $\delta$ -HCH (6.41 ng/g), dieldrin (5.75 ng/g) y heptaclor epóxido (5.61 ng/g). En la zona media el heptacloro, el p,p-DDE, p,p-DDD y el endosulfan sulfato tuvieron las concentraciones máximas más altas con valores de 14.19 ng/g, 6.95 ng/g, 5.07 ng/g y 6.00 ng/g, respectivamente.

No se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de los plaguicidas OCs entre temporada de lluvia y seca (Kruskal Wallis,  $P>0.05$ ).

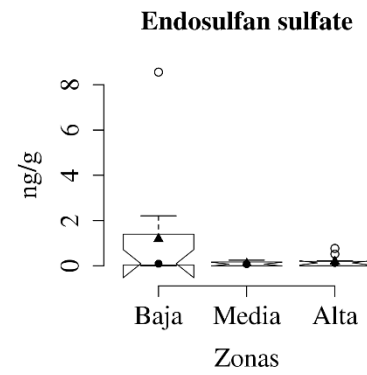
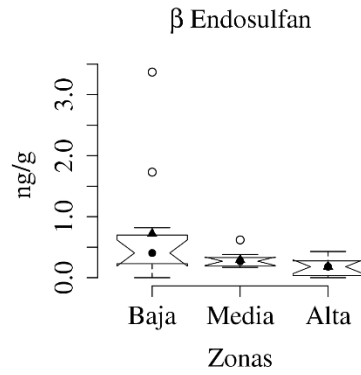
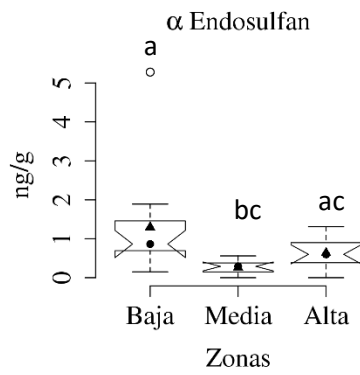
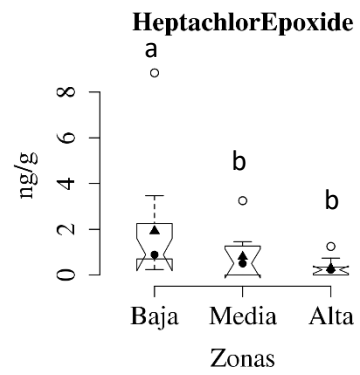
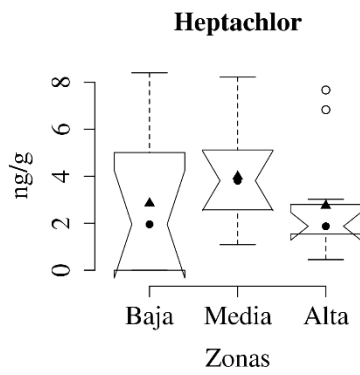
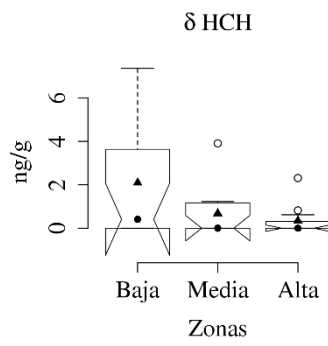
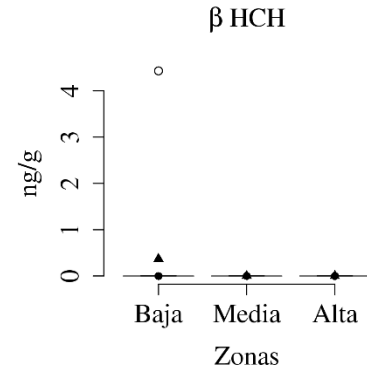
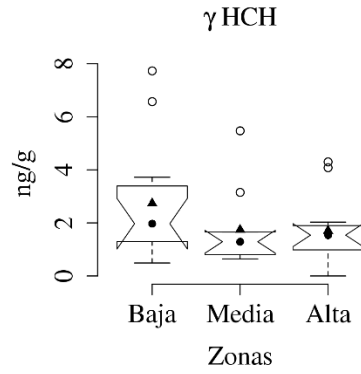
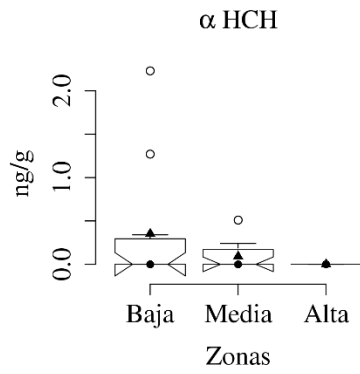
### **Sedimento**

En los sedimentos del río Coatán se detectaron todos los plaguicidas OCs; sin embargo, solo el  $\gamma$ -HCH, heptacloro, heptaclor epóxido, aldrin, dieldrin, endrin, endrin aldehído,  $\alpha$ -endosulfan,  $\beta$ -endosulfan, endosulfan sulfato, p,p-DDT, p,p-DDE y p,p-DDD se detectaron en más del 50% de las muestras (Tabla 1). El principal contaminante detectado en sedimento fue el  $\gamma$ -HCH (97% de las muestras), seguido del heptacloro,  $\alpha$ -endosulfan, el endrin aldehído y el p,p-DDE.

Las concentraciones de los plaguicidas OCs aumentaron conforme disminuyó la altitud, de manera similar al patrón observado en suelo. Así mismo, las concentraciones medianas de heptaclor epóxido,  $\alpha$ -endosulfan, p,p-DDT, p,p-DDE y DDD fueron significativamente diferentes entre zonas (Kruskal-Wallis,  $P<0.05$ ) (Fig. 4). Las

concentraciones medianas más altas fueron detectadas en los sedimentos de la zona baja para la mayoría de los contaminantes:  $\gamma$ -HCH (1.97 ng/g), heptaclor epóxido (0.89 ng/g), aldrin (0.55 ng/g), dieldrin (0.27 ng/g), endrin (0.17 ng/g), endrin aldehído (0.36 ng/g),  $\alpha$ -endosulfan (0.86 ng/g),  $\beta$ -endosulfan (0.40 ng/g), p,p-DDT (0.45 g/g), p,p-DDE (0.60 ng/g) y p,p-DDD (1.13 ng/g); mientras que las concentraciones medianas más bajas del  $\gamma$ -HCH, heptacloro epóxido, aldrin, dieldrin, endrin, endrin aldehído,  $\alpha$ -endosulfan,  $\beta$ -endosulfan, p,p-DDT, p,p-DDE y p,p-DDD se detectaron en la zona media o alta (Fig. 4). De manera similar a lo observado en suelo, el plaguicida con la concentración mediana más alta fue el heptacloro (3.81 ng/g), la cual fue detectada en la zona media.

La concentración máxima de todos los contaminantes fue detectada en la zona baja. El contaminante con la concentración máxima más alta fue el endrin aldehído (14.45 ng/g), seguido del p,p-DDE (9.16 ng/g), heptacloro epóxido (8.84 ng/g), endosulfan sulfato (8.56 ng/g), heptacloro (8.40 ng/g),  $\gamma$ -HCH (7.73 ng/g),  $\delta$ -HCH (7.36 ng/g) y el p,p-DDD (7.16 ng/g). Las concentraciones de los plaguicidas OCs no variaron significativamente entre temporadas (Kruskal-Wallis,  $P > 0.05$ ).



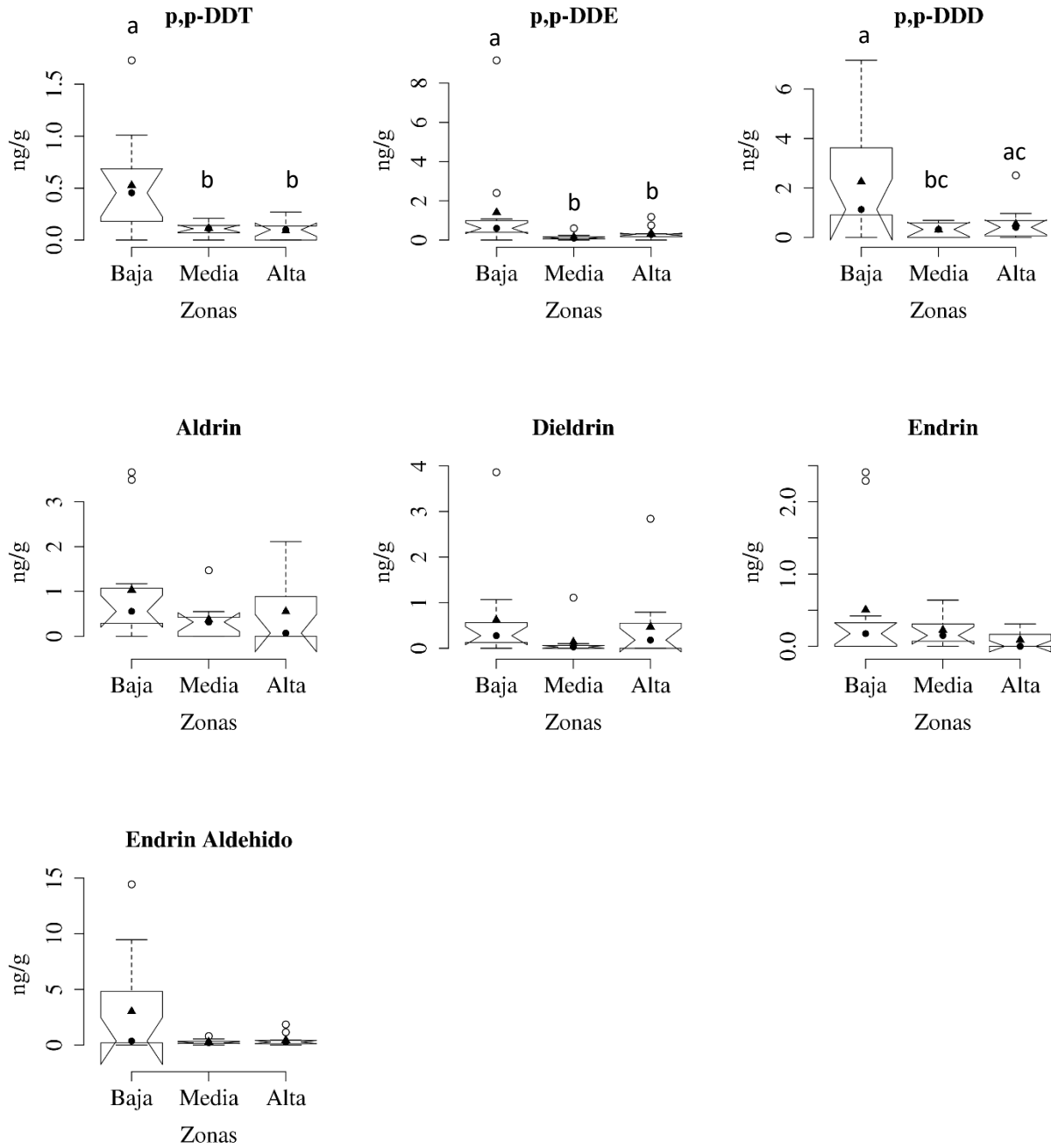


Figura 4. Concentraciones de plaguicidas organoclorados en sedimentos de las diferentes zonas del Río Coatán (ng/g). Letras a, b y c indican diferencias significativas (Kruskal-Wallis  $p < 0.05$ ). Símbolos: media (●), mediana (▲), outliers (○).

## Agua

A excepción del p,p-DDT, todos los contaminantes fueron detectados en agua; no obstante, ninguno de ellos fue detectado en más del 50% de las muestras (Tabla 1). Los contaminantes detectados con mayor frecuencia en las muestras fueron el p,p-DDE (46.4%),  $\beta$ -endosulfan (42.9%), endosulfan sulfato (39.3%) y  $\alpha$ -endosulfan (25.0%), sin embargo las concentraciones máximas se detectaron para el  $\beta$ -endosulfan, el endosulfan sulfato y el p,p-DDD.

La distribución espacial de los plaguicidas OCs en agua se reporta en la Figura 5. Las concentraciones medianas de los plaguicidas OCs en esta matriz no fueron significativamente diferentes entre zonas (Kruskal-Wallis,  $P > 0.05$ ). Sin embargo, en la zona media se encontró al p,p-DDE con la mayor frecuencia (70 % de las muestras de esa zona); en tanto que la concentración mediana más alta de este OC se detectó también en esta zona (0.56 ng/L). La concentración mediana más baja de p,p-DDE se detectó en la zona baja; no obstante, la máxima concentración de este contaminante fue encontrada en la misma zona baja (5.85 ng/L). Las concentraciones medianas del p,p-DDD en las tres zonas de la cuenca resultaron inferiores al límite de detección, sin embargo se encontraron concentraciones máximas de 10.74 ng/L y 7.00 ng/L en la zona baja y media, respectivamente. De manera similar, las concentraciones máximas de  $\alpha$ -endosulfán (2.09 ng/L),  $\beta$ -endosulfán (11.73 ng/L) y endosulfán sulfato (14.94 ng/L) se encontraron en la zona baja, aunque las concentraciones medianas de estos tres plaguicidas fueron muy bajas (<0.33 ng/L) o nulas en las tres zonas. Las concentraciones de los OCs en agua no mostraron variaciones entre temporadas.

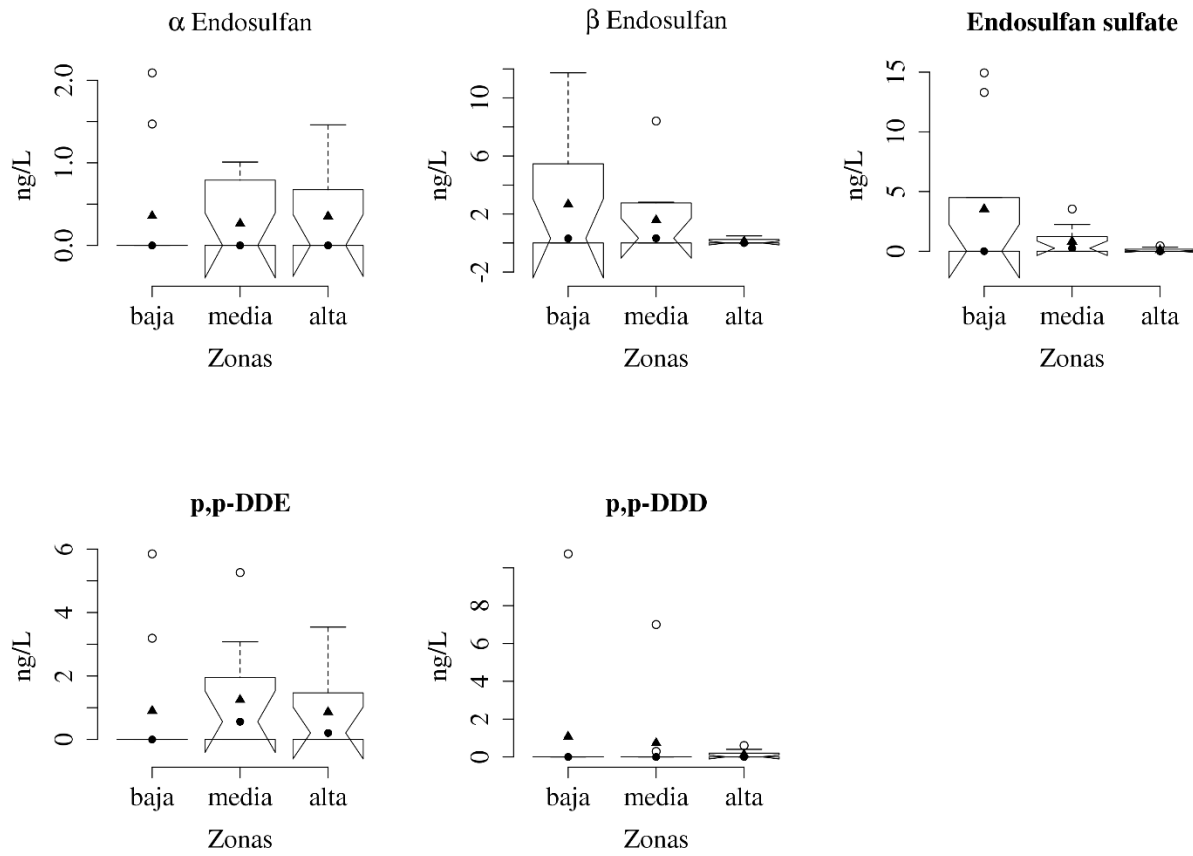


Figura 5. Concentraciones de plaguicidas organoclorados en el agua en las 3 zonas del Río Coatán (ng/L). Símbolos: media (●), mediana (▲), outliers (○).



### 3.2 Composición y fuentes de plaguicidas OCs en compartimentos ambientales

La Figura 6 muestra los cocientes entre las concentraciones de las moléculas parentales y los metabolitos (o isómeros) respectivos en los tres compartimentos ambientales. Tanto en suelo como en sedimento, el cociente p,p-DDT/(p,p-DDE + p,p-DDD) fue menor a 1. El cociente  $\alpha$ -endosulfan/ $\beta$ -endosulfan fue cercano a 2.33 en suelo (2.2) y sedimento (1.9), mientras que en el agua el cociente fue bajo (0.6). El cociente heptacloro/heptacloro epóxido solo fue calculado para suelo y sedimentos; en ambos compartimentos el cociente fue mayor a 1. Así mismo, el cociente  $\beta$ -HCH/( $\alpha$ + $\gamma$ )-HCH fue mayor que 0.5 (5.1) en suelo y tuvo un valor de 0.5 en sedimento, mientras que el cociente  $\alpha$ -HCH/ $\gamma$ -HCH fue >3.6 en suelo (14.5) y <0.1 en el sedimento (0.05).

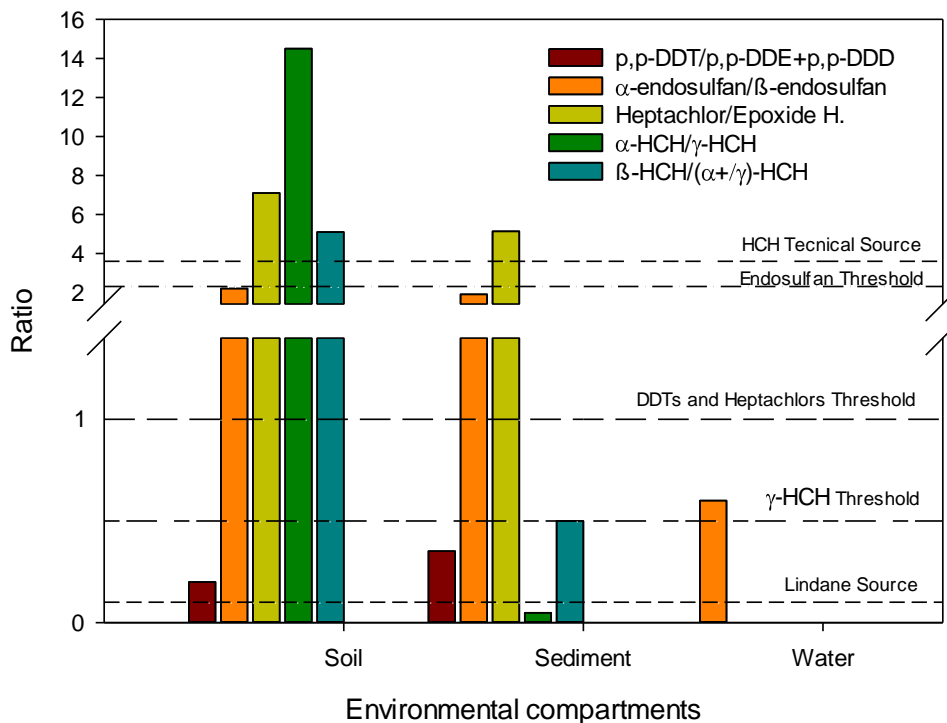


Figura 6. Cociente de los plaguicidas OCs encontrados en agua, sedimento y suelo de la Cuenca del Río Coatán.

De acuerdo con el análisis de componentes principales (PCA) realizado, el 55.8 % de la varianza de los plaguicidas OCs fue explicada por los primeros tres componentes (Fig. 7). El PC1 estuvo altamente asociado a  $\gamma$ -HCH,  $\delta$ -HCH, dieldrin,  $\alpha$ -endosulfan,  $\beta$ -endosulfan, p,p-DDE y p,p-DDD del sedimento, a aldrin, endrin, endrin aldehído y p,p-DDT de suelo y a endrin y endosulfan sulfato de agua. Este componente fue descrito por la transformación y degradación de los HCHs, DRINES, ENDOS y DDTs y por el transporte de éstos entre compartimentos ambientales. El PC2 estuvo caracterizado por correlaciones positivas y fuertes con  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\alpha$ -endosulfan y  $\beta$ -endosulfan del sedimento; y por  $\alpha$ -HCH,  $\gamma$ -HCH y  $\alpha$ -endosulfan del agua. Los compuestos que explicaron este componente compartieron características fisicoquímicas entre ellos, tales como alta volatilidad, en comparación con los demás plaguicidas OCs. El PC3 estuvo caracterizado por el  $\beta$ -HCH,  $\delta$ -HCH, endrin aldehído, p,p-DDE y p,p-DDD del agua; estos resultados sugieren un origen similar. En general, el análisis de componentes principales mostró que algunos de los plaguicidas OCs pueden tener orígenes similares. Así mismo muestra que el mayor número de asociaciones de plaguicidas OCs se da entre agua y sedimento; mientras que el menor número de asociaciones se observa entre los plaguicidas OCs del compartimento del suelo y el agua (Fig. 7).

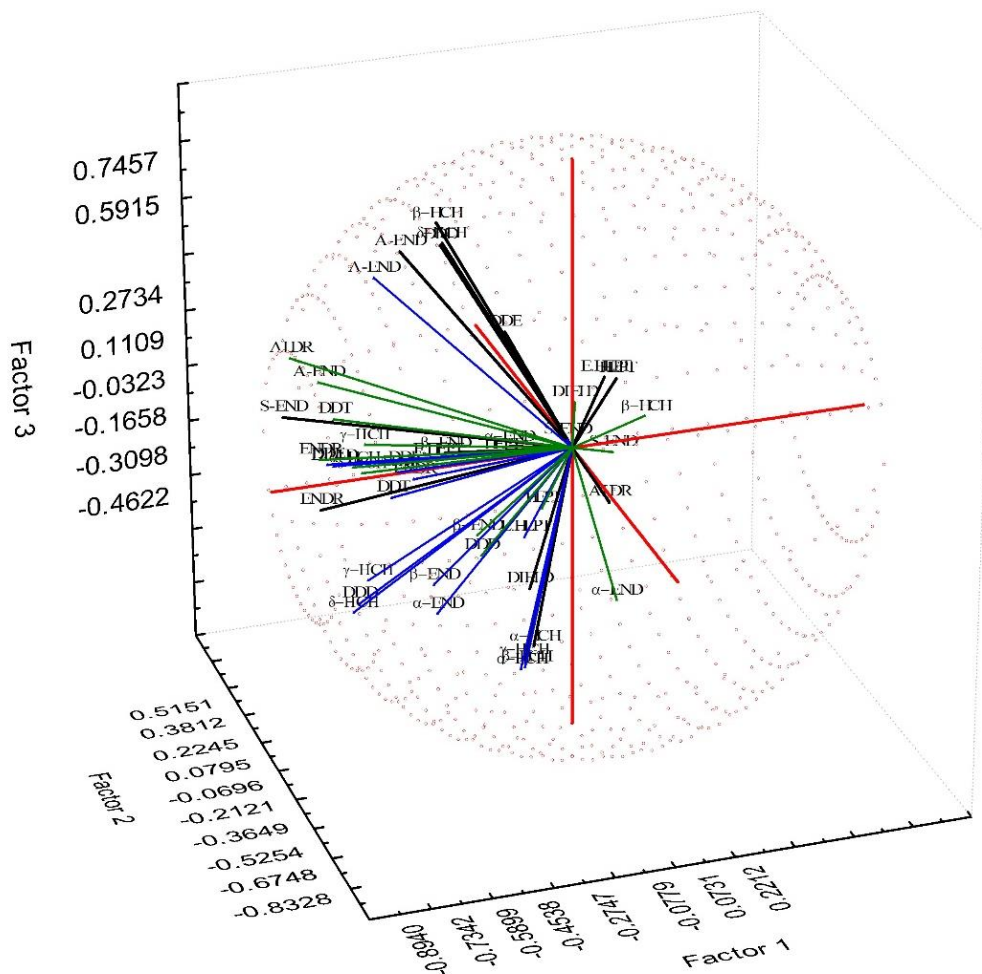


Figura 7. Análisis de componentes principales entre los plaguicidas OCs encontrados en agua (línea negra), sedimento (línea verde) y suelo (línea azul) de la Cuenca del Río Coatán. Etiquetas:  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\delta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH, HEPT (heptachlor), E-HEPT (heptachlor epóxido), ALDR (aldrin), DIELD (dieldrin), ENDR (endrin), A-END (endrin aldehído),  $\alpha$ -ENDO ( $\alpha$ -endosulfan),  $\beta$ -ENDO ( $\beta$ -endosulfan), S-ENDO (endosulfan sulfato), DDT, DDE, DDD.

### 3.3 Estimación de riesgo

#### Riesgo ecológico

El índice de riesgo (HQ) para las concentraciones de los plaguicidas OCs detectados en suelo, sedimento y agua es mostrado en la Tabla 2. En suelo, los plaguicidas con cociente de HQ > 1 siguieron el siguiente orden:  $\gamma$ -HCH > dieldrin >  $\beta$ -HCH > aldrin > endrin. En sedimentos, solo el  $\gamma$ -HCH presentó un alto cociente de riesgo al realizar el cálculo con el PEC; mientras que al realizar el cálculo con el TEC, siguieron el siguiente orden: heptacloro epóxido >  $\gamma$ -HCH > p,p-DDE > p,p-DDD > dieldrin > endrin. En agua, al realizar el cálculo de HQ usando datos de riesgo agudo, ninguno de los plaguicidas OCs tuvieron cocientes mayores a uno; mientras que al realizar el cálculo usando datos de riesgo crónico el  $\gamma$ -HCH y el p,p-DDD presentaron cocientes mayores a uno.

Tabla 2. Riesgo ecológico en suelo, sedimento y agua de la Cuenca del Río Coatán.

Plaguicida	Riesgo ecológico									
	Suelo		Sedimento				Agua			
	EPA R4 <sup>1</sup>	HQ <sup>£</sup>	PEC <sup>2</sup> Consensuado	HQ-PEC <sup>‡</sup>	TEC <sup>2</sup> Consensuado	HQ-TEC <sup>‡</sup>	EPA R4 Agudo <sup>3</sup>	HQ-Agudo <sup>£</sup>	EPA R4 Crónico <sup>3</sup>	HQ-Chronic <sup>£</sup>
α-HCH	0.0025	0.30	NA	NC	NA	NC	NA	NC	0.5	0.000
β-HCH	0.001	<b>10.14</b>	NA	NC	NA	NC	NA	NC	5	0.000
δ-HCH	NA	NC	NA	NC	NA	NC	NA	NC	NA	NC
γ-HCH	0.00005	<b>158.20</b>	0.00499	<b>1.55</b>	0.00237	<b>3.26</b>	0.002	0.001	0.00008	0.032
Heptacloro	NA	NC	NA	NC	NA	NC	0.00052	0.003	0.0000038	0.149
Epoxido H.	NA	NC	0.016	0.55	0.00247	<b>3.58</b>	0.00052	0.001	0.0000038	0.148
Aldrin	0.0025	<b>2.78</b>	NA	NC	NA	NC	0.003	0.001	0.0003	0.009
Dieldrin	0.00025	<b>11.50</b>	0.0618	0.06	0.0019	<b>2.03</b>	0.0025	0.001	0.0000019	<b>1.722</b>
Endrin	0.001	<b>2.51</b>	0.207	0.01	0.00222	<b>1.09</b>	0.000086	0.083	0.000036	0.198
Endrin A.	NA	NC	NA	NC	NA	NC	NA	NC	NA	NC
α-endosulfan	NA	NC	NA	NC	NA	NC	0.00022	0.009	0.000056	0.037
β-endosulfan	NA	NC	NA	NC	NA	NC	0.00022	0.053	0.000056	0.210
Endosulfan S.	NA	NC	NA	NC	NA	NC	0.00022	NC	0.000056	NC
p,p-DDT	NA	NC	0.0629	0.03	0.00146	0.42	0.0011	<LOD	0.000001	<LOD
p,p-DDE	NA	NC	0.0313	0.29	0.00316	<b>2.90</b>	0.105	0.0001	0.0105	0.001
p,p-DDD	NA	NC	0.028	0.26	0.00488	<b>1.47</b>	0.000064	0.168	0.0000064	<b>1.679</b>

**HQ**=Cociente de riesgo (Hazard Quotient); **EPA R4**= Agencia de Protección ambiental de Estados Unidos Región 4; **PEC**= Probable Effects Concentration; **TEC**= Threshold Effects Concentration; **NA**= No disponible (Not available); **NC**= No calculado por falta del valor; **<LOD**= Debajo del límite de detección.

**Fuente de referencia:** <sup>1</sup>Soil Screening Benchmark (EPA R4); <sup>2</sup>Sediment Screening Benchmark (MacDonald et al 2000); <sup>3</sup>Surface Water Screening Benchmark (EPA R4). **Rango de:** <sup>£</sup>SUELO Y AGUA, HQ<1: Efectos dañinos NO son probable, HQ=1: El contaminante solo es probable que no cause riesgos ecológicos, HQ>1: Efectos dañinos no se pueden descartar. <sup>‡</sup>SEDIMENTO, TEC-HQ<1: los efectos ecológicos esperados son raros, TEC-HQ>1 y PEC-HQ<1: los efectos ecológicos son posibles pero menos frecuente que en el nivel PEC, PEC-HQ>1: los efectos ecológicos adversos son esperados.

## Riesgo de cáncer

La Tabla 3 muestra el cálculo del riesgo de cáncer por exposición vía ingesta, dermal e inhalatoria, en dos posibles escenarios: 1) riesgo estimado con las concentraciones medianas y 2) riesgo estimado con las concentraciones máximas. Ambos escenarios fueron evaluados para adultos y para niños. De manera general, en los dos escenarios de concentraciones de los plaguicidas OCs, tanto para adultos como para niños, se observa que el valor de la media de riesgos por cáncer es menor a  $1.0 \times 10^{-6}$ , en sus diferentes vías de exposición. De acuerdo a las vías de exposición, la tendencia del riesgo de cáncer por plaguicidas OCs va en aumento siguiendo esta tendencia: ingestión > contacto dermal > inhalación.

Tabla 3. Riesgo de cáncer en adultos y niños por exposición a plaguicidas OCs en suelo

	Escenario	Vía de exposición	Min	Media	Max
Adulto	Concentración mediana	Ingestión	0	2.2E-09	1.4E-08
		Contacto dermal	0	8.5E-10	5.8E-09
		Inhalación	0	3.3E-12	1.5E-11
	Concentración máxima	Ingestión	1.1E-09	2.9E-08	1.7E-07
		Contacto dermal	1.3E-10	1.2E-08	6.8E-08
		Inhalación	5.1E-12	3.8E-11	1.5E-10
Niño	Concentración mediana	Ingestión	0	1.5E-08	9.1E-08
		Contacto dermal	0	4.1E-09	2.5E-08
		Inhalación	0	2.8E-12	1.3E-11
	Concentración máxima	Ingestión	6.9E-09	2.5E-07	<b>1.1E-06</b>
		Contacto dermal	5.8E-10	7.0E-08	3.0E-07
		Inhalación	4.6E-12	4.0E-11	1.4E-10

Rango de riesgo de cáncer: muy bajo (valor  $\leq 1.0 \times 10^{-6}$ ); bajo ( $1.0 \times 10^{-6} \leq \text{valor} \leq 1.0 \times 10^{-4}$ ); moderado ( $1.0 \times 10^{-4} \leq \text{valor} \leq 1.0 \times 10^{-3}$ ); alto ( $1.0 \times 10^{-3} \leq \text{valor} \leq 1.0 \times 10^{-1}$ ); muy alto (valor  $\geq 1.0 \times 10^{-1}$ ) (ATSDR, 1995).

## 4 Discusión

### 4.1 Plaguicidas OCs en los compartimentos ambientales

En México los plaguicidas OCs fueron usados por más de cuarenta años en campañas para el control de mosquitos transmisores de la malaria y en la agricultura, principalmente en el cultivo del algodón. Chiapas fue uno de los últimos estados del país en dejar de utilizar oficialmente DDT en la agricultura y en programas del control de la malaria (Alegría *et al.*, 2008). En la actualidad el uso de estos plaguicidas está prohibidos, sin embargo los resultados obtenidos en este estudio, así como los de otros estudios realizados en la región (Pérez-Maldonado *et al.*, 2010; Wong *et al.*, 2009; Herrera-Portugal *et al.*, 2013), muestran que a once años de haber entrado en vigor el Convenio de Estocolmo en México (Fernández *et al.*, 2004) para la eliminación del uso de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP), dentro de los cuales están los plaguicidas OCs, estos siguen siendo detectados en el ambiente.

En este estudio, el compartimento ambiental con las mayores concentraciones de plaguicidas OCs fue el suelo, seguido por el sedimento. Esto puede explicarse por las características fisicoquímicas típicas de los plaguicidas OCs, los cuales tienden a presentar una mediana volatilidad, baja solubilidad en agua, y altos cocientes de partición octanol-agua ( $K_{ow}$ ) (Ritter *et al.*, 1995). Debido a esto, los OCs generalmente presentan una alta afinidad por el suelo y tendencia a ser retenidos en este compartimento (Noegrohati *et al.*, 2008).

De los 16 plaguicidas analizados, el heptacloro y su producto de degradación, el heptacloro epóxido, fueron los que presentaron las mayores concentraciones en nuestro estudio, tanto en suelo como en sedimento. Estos resultados son diferentes a los

reportados por Wong *et al.* (2009) quienes no encontraron ninguno de estos dos compuestos en muestras de suelo colectadas en varios sitios (agrícolas, urbanos y montañosos) de Chiapas. En sedimento, nuestros resultados son similares a los reportados por González (2000), quien encontró altos niveles de heptacloro (nd-15.3 ng/g) y heptacloro epóxido (nd-30.8 ng/g) en la Laguna “Pampa El Cabildo”, ubicada en la misma región costera de Chiapas, México. Sin embargo es diferente a las concentraciones reportadas por Castro (2002) en otro estudio realizado en la misma laguna (Laguna Pampa El Cabildo), en donde el heptacloro se encontró en un rango de nd-0.2 ng/g y el heptacloro epóxido solo fue detectado en una muestra (1.19 ng/g). Con respecto a estos contaminantes, Albert (1996) reportó que el uso del heptacloro en México no ha sido registrado desde 1991, pero que fue usado en grandes cantidades para el control de plagas en el cultivo del algodón por muchos años. Lo anterior podría explicar las diferencias entre nuestros resultados y los otros estudios (Wong *et al.*, 2009; Castro, 2002), ya que en una de las zonas muestreadas en este estudio se llegaron a cultivar hasta 35,227 ha de algodón en 1978 (Catalán, 1995). Por otro lado, aunque el uso del heptacloro fue prohibido en México, su presencia puede estar asociada al uso del clordano, pues conformaba cerca del 20% de su formulación (IAEC, 1991). El clordano fue utilizado en México como insecticida en la agricultura y para el control de termitas; en 1997 su uso fue oficialmente restringido al control de termitas en zonas urbanas, sin embargo en México su uso realmente finalizó en 2003, bajo el Plan de Acción Regional de Norte America (NARAP) (Moody 2003). Además, existe reportes sobre las importaciones de plaguicidas OCs de países de Centroamérica en los que también se cultivaron grandes extensiones de algodón (Alegría *et al.*, 2000).



De los HCHs, el  $\gamma$ -HCH se detectó con mayor frecuencia en suelo y en sedimentos. Los niveles encontrados en los suelos de la cuenca fueron más altos que los reportados por Wong *et al.* (2009) en diferentes sitios en Chiapas (parque, cementerio, zona agrícola y montaña). Los niveles del  $\gamma$ -HCH encontrado en sedimentos fueron más altos que los reportados por Castro (2002) en la Laguna “Pampa El Cabildo”, en donde se hallaron concentraciones en un rango de nd-0.38 ng/g. Mientras que nuestros resultados fueron similares a los de González (2000), quien detectó concentraciones de en un rango de nd-11.5 ng/g, en los sedimentos de la misma laguna (Laguna “Pampa El Cabildo”). La presencia del  $\gamma$ -HCH en la cuenca podría explicarse por el uso de grandes cantidades de este plaguicida en el país. Se estima que se usaron cerca de 20 toneladas de lindano por año; en el periodo del 2001 al 2004 se reportó el uso de 15.3-24.5 toneladas por año, para el 2005 esta cantidad disminuyó a 9 toneladas (NACEC, 2006).

El DDT y sus metabolitos fueron encontrados con mayor frecuencia en suelo y agua, aunque las concentraciones más altas se detectaron en suelo y sedimento. En suelo, nuestros resultados de p,p-DDT, p,p-DDE y p,p-DDD fueron más bajos que los reportados por Wong *et al.* (2009) (suelo de un parque, un cementerio, de usos agrícolas y de montañas). En sedimentos, nuestros resultados del DDT fueron más bajos que los reportados por Castro (2002) quien encontró rangos de concentración para el DDT de nd-12.82 ng/g; sin embargo son similares a los que reportados para p,p-DDE y p,p-DDD (rangos de 0.02-0.97 ng/g y nd-0.58 ng/g). Nuestros resultados del DDT y sus metabolitos detectados en agua fueron diferentes a los reportados por dos trabajos realizados en la región (Laguna “Pampa El Cabildo”). El p,p-DDT no fue detectado en nuestro estudio, lo cual fue diferente a lo reportado por González (2000) y Castro (2002), quienes reportaron

concentraciones de nd-251 ng/L y nd-2.9 ng/L, respectivamente. Las concentraciones de p,p-DDE fueron más bajas que las reportadas por González (2000), quien reportó concentraciones en un rango de nd-73 ng/L; también fue diferente a lo reportado por Castro (2002), quien no detectó p,p-DDE. Nuestras concentraciones de p,p-DDD fueron más bajas que las concentraciones reportadas tanto por González (2000) y Castro (2002), quienes reportaron concentraciones de nd-18 ng/L y nd-296.3 ng/L, respectivamente. En general, lo anterior muestra que el p,p-DDT y sus metabolitos aún están presentes en la región debido a que el DDT fue usado en altas cantidades en programas de salud y en el cultivo del algodón (Herrera-Portugal *et al.*, 2005), aunque se observan variaciones espaciales que pueden explicarse al considerar la cantidad y el uso de estos contaminantes en el pasado para cada sitio en específico, así como su movilidad (efecto saltamontes).

El  $\beta$ -endosulfan y el endosulfan sulfato fueron dos de los principales contaminantes detectado en agua; las concentraciones de  $\beta$ -endosulfan fueron más bajas que las reportadas en la Laguna Pampa el Cabildo (González 2000). Así mismo, fue diferente de lo que se reportan en otros estudios de la región, en donde no se detectó al  $\beta$ -endosulfan (Castro 2002; Hernández-Romero *et al.*, 2004). En suelo y sedimento los isómeros  $\alpha$  y  $\beta$  fueron encontrados principalmente; las concentraciones en suelo fueron más altas que las reportados en otro estudio de la región (Wong *et al.*, 2009). En sedimento las concentraciones fueron similares al rango reportado en la Laguna Pampa el Cabildo (Castro 2002). En México, el endosulfan fue usado en grandes cantidades en cultivos agrícolas; aunque no se tiene acceso público a la información para conocer el volumen que se aplicó de este plaguicida, se sabe que las importaciones del endosulfan fueron en

aumento de 119 toneladas en el 2002, a 731 toneladas en el 2006 (Guadarrama *et al.*, 2008). El café es uno de los cultivos de importancia económica en la región en los que se usó al endosulfan para el control de plagas (Barrera, 2005), por lo tanto la presencia del endosulfan en Cuenca del Río Coatán se puede explicar si se considera que la zona de estudio forma parte de una de las más importantes zonas cafetaleras de México.

#### **4.2 Fuentes y distribución de plaguicidas OCs en la cuenca**

Comúnmente el cociente entre una molécula y sus metabolitos (o isómeros) es usado para distinguir entre deposiciones recientes o históricas. En nuestro estudio se observó que los residuos del heptacloro y su epóxido, detectados en el suelo y sedimento de la Cuenca del Río Coatán, sugieren deposiciones recientes. La presencia del heptacloro en el área de estudio puede ser el resultado de una mezcla de su uso abundante en el pasado y de la emisión (importación) actual de países vecinos en los que se usaron en grandes cantidades en el pasado reciente. Un estudio realizado en aire sugiere que América Central es una región con alto potencial para exportar plaguicidas OCs (Alegría *et al.*, 2000); así mismo se sugiere que Chiapas es un receptor de plaguicidas OCs provenientes de América Central (Alegría *et al.*, 2006). También se ha sugerido el uso clandestino de algunos de los plaguicidas OCs (e.g. DDT) (González-Mille *et al.*, 2013), lo cual podría ocurrir también con el heptacloro.

El cociente  $p,p\text{-DDT}/(p,p\text{-DDE} + p,p\text{-DDD})$  en suelo y sedimento sugiere deposiciones históricas del DDT en el área de estudio. De igual forma, el cociente de  $\alpha\text{-endosulfan}/\beta\text{-endosulfan}$  sugiere que los residuos de endosulfan son de contribuciones históricas; no obstante este plaguicida actualmente está en uso a pesar de que se encuentran prohibida

su importación, sin embargo su estatus está en eliminación progresiva (COFEPRIS, 2013).

El cociente  $\beta$ -HCH/ $(\alpha+\gamma)$ -HCH sugiere que las concentraciones de  $\gamma$ -HCH encontradas en suelo son de deposiciones históricas, mientras que las concentraciones de  $\gamma$ -HCH encontradas en el sedimento son deposiciones recientes; el cociente  $\alpha$ -HCH/ $\gamma$ -HCH en suelo sugiere que las deposiciones de  $\gamma$ -HCH provienen del HCH técnico, mientras que en sedimento el cociente  $\alpha$ -HCH/ $\gamma$ -HCH sugiere como fuente al lindano. Se ha reportado que los cocientes  $\alpha$ -HCH/ $\gamma$ -HCH mayor a siete pueden ser explicados al considerar el transporte de largo alcance del HCH técnico (Yang *et al.*, 2008); esto sugiere que las concentraciones de  $\gamma$ -HCH encontradas en los suelos de la cuenca podrían provenir de países vecinos en donde se usó este plaguicida.

Con respecto a la distribución espacial, uno de los resultados que resalta en el compartimento suelo y sedimento en nuestro estudio es la tendencia de la concentración mediana de la mayoría de los plaguicidas OCs a aumentar conforme disminuye la altitud; es decir, en la zona baja se encontraron las concentraciones más altas de la mayoría de los plaguicidas OCs (Figura 3, 4 y 5), lo cual confirma nuestra hipótesis propuesta. Esta misma tendencia fue observada por Barra *et al.* (2005) en un estudio realizado en suelo de la cuenca del Río Laja, en el Sureste central de Chile, en donde se detectaron las concentraciones más altas de p,p-DDE en dos sitios de bajas altitudes (6-63 msnm), con suelos de actividades predominantemente agrícolas y forestales. Así mismo, Sultana *et al.* (2014) reportaron una tendencia similar al observar mayores concentraciones de plaguicidas OCs en muestras de suelos provenientes de sitios con prácticas agrícolas intensivas en la zona baja de la Cuenca del Río Indo, en Pakistán.

Sin embargo, nuestros resultados son diferentes de los observados por Daly *et al.* (2007) en un estudio realizado en Costa Rica, en donde se encontraron concentraciones elevadas de endosulfan sulfato y otros plaguicidas clorados en suelos de altas altitudes (3800 msnm). También son diferente de los resultados reportados por Wong *et al.* (2009) en un estudio realizado en la misma región (Chiapas), en donde se encontró que las concentraciones de DDT en suelo de altas altitudes (1200 msnm) fueron más altas que las concentraciones de los suelos de bajas altitudes (30 msnm).

Estas similitudes y diferencias pueden ser explicadas al considerar la influencia de algunos factores tales como las propiedades físico-químicas específicas de cada plaguicidas OCs (los plaguicidas OCs tiene diferente presión de vapor, solubilidad en agua, entre otros) y la proximidad a áreas de alta densidad poblacional consideradas como orígenes potenciales de los plaguicidas debido a la actividad agrícola principalmente. En áreas con baja altitud, la densidad poblacional suele ser mayor, a diferencia de las poblaciones situadas en altas altitudes. Otros elementos importantes son el tipo de suelo, la vegetación y las condiciones meteorológicas locales, tales como la precipitación, la temperatura, la velocidad y dirección del viento y la humedad (Tremola *et al.*, 2008). Al considerar los factores mencionados anteriormente podemos sugerir que la variación espacial de los plaguicidas OCs en la Cuenca del Río Coatán puede ser atribuida a lo siguiente: 1) el área de estudio se encuentra dentro de una región endémica de la malaria, en donde el DDT fue usado para el control del vector de esta enfermedad, principalmente en la zona baja y media, 2) los suelos de la zona baja de la cuenca fueron históricamente usados para propósitos agrícolas, en donde se usaron grandes cantidades de plaguicidas OCs en cultivos como el algodón (Catalán, 1995) y el café (Guadarrama

*et al.*, 2008), y 3) las condiciones geográficas (altitud) y climáticas (temperatura, precipitación, dirección del viento) favorecen el transporte de los plaguicidas OCs entre zonas.

Es bien conocido que los plaguicidas pueden transportarse hacia otros sitios por medio del movimiento del agua y del aire, de manera libre o asociado a partículas, y que sus rutas pueden ser cíclicas (Albert y Benítez, 2005). Por lo tanto, se hipotetiza que en la Cuenca del Río Coatán los plaguicidas OCs que se encuentran en el suelo de la zona baja son transportados a otras zonas al volatilizarse hacia la atmósfera debido a las altas temperaturas de la zona y a la baja presión de vapor de éstos; posteriormente los plaguicidas OCs son transportados hacia la zona alta por medio del arrastre eólico, en donde pueden ser depositados en los suelos (precipitación seca o húmeda) y/o pueden ser transportados a otros sitios. Daly *et al.* (2007) reportan que las bajas temperaturas encontradas en sitios de altas altitudes pueden ocasionar la disminución del coeficiente de partición aire-agua de los plaguicidas, permitiendo que se incremente la eficiencia de la precipitación por el agua de lluvia comparado con las zonas de menor altitud. Por lo tanto, uno de los mecanismos de transporte que podrían ser importantes en la zona alta es la precipitación húmeda. Al considerar las condiciones de altas precipitaciones y menor temperatura de la zona alta, es posible que los plaguicidas OCs que se encuentran en la atmósfera (provenientes de la misma área o de fuera) sean precipitados por medio del agua de lluvia debido a un cambio en el coeficiente de partición aire-agua, ocasionado por la temperatura. Una vez precipitados, los plaguicidas OCs pueden ser transportados por medio de aguas de escorrentía, principalmente ligados a la materia orgánica y a los sedimentos que son arrastrados por la misma escorrentía a aguas superficiales; esto

puede ocurrir con facilidad debido a que en el área de estudio hay altos niveles de erosión de suelo. Posteriormente los plaguicidas OCs pueden distribuirse en la columna de agua y los sedimentos de fondo.

En cuanto a la distribución temporal, en este estudio no se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de los plaguicidas OCs; lo que podría explicarse al considerar que estos compuestos son altamente persistentes.

#### **4.3 Riesgo ambiental y riesgo a la salud**

Los resultados encontrados apoyan la hipótesis propuesta pues las concentraciones de algunos de los plaguicidas OCs detectados en la Cuenca del Río Coatán representan riesgos a organismos del suelo, sedimento y agua; mientras que los riesgos a la salud humana se estiman muy bajos. Los resultados del HQ en suelo sugieren que las concentraciones del  $\gamma$ -HCH,  $\beta$ -HCH, aldrin, dieldrin y endrin suponen riesgos a los organismos del suelo. Así mismo, los resultados de HQ-PEC sugieren que se pueden esperar efectos adversos en organismos tales como mortalidad, reducción en el crecimiento, deterioro reproductivo, cambio en el número de especies, bioacumulación de residuos en organismos blanco entre otros, debido a los niveles de  $\gamma$ -HCH en sedimento. Por su parte, el cociente del HQ-TEC indica que es posible que los organismos que estén expuestos al heptacloro, heptacloro epoxido, dieldrin, p,p-DDE y p,p-DDD presenten efectos ecológicos adversos aunque con menos frecuencia que los observados en el nivel PEC. Los organismos del sedimentos que estén expuestos al p,p-DDT se espera que rara vez muestren efectos adversos. En agua, dieldrin y al p,p-DDD son los únicos plaguicidas OCs que representan riesgos ecológicos a los organismos crónicamente expuestos a sus concentraciones, mientras que las concentraciones de los

plaguicida OCs encontradas en el Río Coatán, no representa riesgos ecológicos por exposición aguda.

En cuanto a la estimación de riesgo a la salud, los plaguicidas OCs encontrados en el suelo representaron muy bajos riesgos de cáncer en los dos escenarios propuestos (concentración mediana y concentración máxima), tanto en adultos como en niños; no obstante habría que considerar que las diferentes vías de exposición incrementan el riesgo de cáncer. Así como, la exposición a mezcla de varios ingredientes activos de los plaguicidas usados actualmente. Además, no se descarta que haya otras vías de exposición por plaguicidas OCs que causen altos riesgos a la salud humana, pues recientemente se han encontrado altos niveles de p,p-DDT y sus metabolitos en adultos y en niños en estudios de la región (Herrera-Portugal *et al.*, 2008; Pérez-Maldonado *et al.*, 2010; Pérez-Maldonado *et al.*, 2013; Ruiz-Suarez *et al.*, 2014).

Recientemente reportamos altos niveles de p,p-DDE en personas de la zona baja de la cuenca (9.8 and 222.6 µg/L) (Ruiz-Suárez *et al.*, 2014); este primer hallazgo concuerda con lo reportado en las muestras ambientales (zona baja con altas concentraciones de la mayoría de plaguicidas OCs). Sin embargo, los resultados del cálculo de riesgos a la salud (muy bajos riesgos) indican que la fuente de exposición de los residentes es diferente a las estudiadas en esta investigación, por lo que es necesario considerar otras vías de exposición diferentes a las determinadas en este estudio, tal como la ingesta de alimentos contaminados. En un estudio realizado en la región (zona baja), se reportaron altos niveles de DDT en peces de consumo frecuente, lo que sugiere que el consumo diario de pescado es una fuente de exposición al DDT (Herrera-Portugal *et al.*, 2013).



## 5 Conclusiones

Esta es la primera vez que se estudia de manera integral la distribución de los plaguicidas OCs en la Región del Soconusco, una de las zonas agrícolas más importantes de México; se ha encontrado que los residuos de los plaguicidas OCs detectados en la cuenca del Río Coatán pueden ser el resultado de su comportamiento ambiental, es decir de la degradación, el movimiento hacia otras matrices biológicas y ambientales no consideradas en esta investigación y/o a la exportación e importación de estos contaminantes.

Las concentraciones máximas de alguno de los plaguicidas OCs ( $\gamma$ -HCH, heptacloro, epoxido, dieldrin, p,p-DDE y p,p-DDD) detectadas en las diferentes matrices representan riesgo para los organismos, principalmente para los que habitan en el sedimento del Río Coatán.

Los residentes y organismos que habitan en la zona baja de la cuenca pueden sufrir riesgos por la exposición a plaguicidas OCs, al considerar que las concentraciones máximas de los plaguicidas OCs se encontraron en la zona baja de la cuenca, tanto en este estudio como en un estudio previo realizado en plasma sanguíneo de los residentes de la cuenca (niveles de p,p-DDE: zona baja 9.8-222  $\mu\text{g/L}$ ; zona media 4.5-114.1  $\mu\text{g/L}$ ; zona alta 1.1-42  $\mu\text{g/L}$ ) (Ruiz-Suárez *et al.*, 2014).

Los residuos de los plaguicidas OCs detectados en el suelo de la cuenca representan muy bajos riesgos de cáncer por vía de ingesta, contacto dermal e inhalación, tanto en adultos como en niños; sin embargo, es necesario evaluar otras matrices (*e.g.* alimentos) para conocer todas las posibles vías de exposición de la población por plaguicidas OCs.

## 6 Literatura citada

Albert, L., 1996. Persistent pesticides in México. *Reviews of Environ. Contam and Toxicol.* 147, 1-46.

Albert, A. y Benitez, A., 2005. Impacto ambiental de los plaguicidas en los ecosistemas costeros, in *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. In *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da ed. Botello JAV, Osten R, Gold-Bouchot G, Agraz-Hernández C. Ed. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología: Mexico, pp. 237-248.

Alegria, H.A., Bidleman, T.F., Shaw, T.J., 2000. Organochlorine Pesticides in Ambient Air of Belize, Central America. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 1953–1958, doi: 10.1021/es990982b

Alegria, H., Bidleman, T.F., Salvador, M., 2006. Organochlorine pesticides in the ambient air of Chiapas, Mexico. *Environmental Pollution* 140:483-491

Alegria, H.A., Wong, F., Jantunen, L.M., Bidleman, T.F., Salvador-Figueroa, M., Gold, B.G., Ceja, M.V., Waliszewski, S.M., Infazon, R., 2008. Organochlorine pesticides and PCBs in air of southern Mexico (2002–2004). *Atmos. Environ.* 42, 8810–8818. doi: 10.1016/j.atmosenv.2008.04.053.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 1995. Public health assessment. Johnstown City Landfill, Johnstown, Fulton County. CERCLIS NO. NYD980506927. In: Dep. of Health and Human Services PHS, Atlanta, New York

State Dep. of Health under cooperative agreement with the Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA.

Barra, R., Popp, P., Quiroz, R., Bauer, C., Cid, H., Tümping, W., 2005. Persistent toxic substances in soils and waters along an altitudinal gradient in the Laja River Basin, Central Southern Chile. *Chemosphere*, 58, 905–915.

Barrera, J.F., 2005. Investigación sobre la broca de café en México. Simposio sobre Situación Actual y Perspectivas de la Investigación y Manejo de la Broca del Café en Costa Rica, Cuba, Guatemala y México. J.F. Barrera (ed.). Sociedad Mexicana de Entomología y El Colegio de la Frontera Sur. Tapachula, Chiapas, México, 2005, p. 1-13. ISBN 970-9712-17-9.

Castro, V., 2002. Organochlorine pesticide pollution in Pampa El Cabildo lagoon, Chiapas, and its effect on white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) postlarvae. 2002. MSc Thesis. El Colegio de la Frontera Sur

Catalán, F.T., 1995. La Crisis de la producción de algodón y la expansión de la soya en la región del Soconusco, Chiapas, 1970-1988. 1ra ed. CIHMECH: Chiapas, Mexico, pp 126.

Consejo de Cuenca del Río Coatán (CC). 2005. [cited 2 June 2015]. In: Instituto Estatal del Agua [Internet]. Chiapas, Mexico. Available <http://www.institutodelagua.chiapas.gob.mx/rio-coatan-cch>

Comisión Federal para la Protección contra el Riesgo Sanitario (COFEPRIS), 2013. [Accessed on 14 March 2013] Acciones para la eliminación del endosulfán en México. Mexico. Available online:

[http://0305.nccdn.net/4\\_2/000/000/089/98d/Acciones-para-la-eliminaci--n-de-endosulf--n-en-M--xico.pdf](http://0305.nccdn.net/4_2/000/000/089/98d/Acciones-para-la-eliminaci--n-de-endosulf--n-en-M--xico.pdf)

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), 2010a. [cited 20 May 2015]. In: CONAGUA Servicio Meteorológico Nacional [Internet]. México. Available <http://smn.conagua.gob.mx>

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), 2010b. Estadística del agua en México. Ed. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Daly, G.L., Lei, Y.D., Teixeira, C., Muir, D.C., Castillo, L.E., Wania, F., 2007. Accumulation of current-use pesticides in neotropical montane forests. *Environ Sci Technol*, 41, 1118-23. doi: 10.1021/es0622709.

Fernández, B.A., Yarto, M.N., Castro, D.J., 2004. Las sustancias toxicas persistentes. 1ra edición. Instituto Nacional de Ecología, México, pp. 25

González, L.V., 2000. Physicochemical characteristics and organochlorine pesticide evaluation in Pampa El Cabildo lagoon, Chiapas (in Spanish). BSc Thesis. Universidad Autónoma de Chiapas. Mexico, p. 75

Grimalt, J.O., Fernandez, P., Berdie, L., Vilanova, R.M., 2001. Selective trapping of organochlorine compounds in mountain lakes of temperate áreas. *Environ. Sci. Technol.* 35, 2690–2697.

Gonzalez-Mille, D.J., Espinosa-Reyes, G., Rivero-Pérez, N.E., Trejo-Acevedo, A., Nava-Montes, A.D., Ilizaliturri-hernández, C.A., 2013. Persistent organochlorine

pollutants (POPs) and DNA damage in giant toads (*Rhinella marina*) from an industrial area at Coatzacoalcos, Mexico. *Water Air Soil Pollut* 224:1781.

Guadarrama, Z.C., Escamilla, P.E., Bejarano, G.F., Beristáin, R.B., 2008. Alternativas al uso del endosulfán en el cultivo del café en México. In *El endosulfán y sus alternativas en América Latina*, 1ra ed.; Bejarano, G.F. Ed. Red Internacional de Eliminación sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, Red de Acción sobre Plaguicidas y sus Alternativas en México, Universidad Autónoma Chapingo. México, 93-105.

Hernández-Romero, A.H., Tovilla-Hernández, C., Malo, E.A., Bello-Mendoza, R., 2004. Water quality and presence of pesticides in a tropical coastal wetland in southern Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 48, 1130-41. doi: 10.1016/j.marpolbul.2004.01.003.

Herrera-Portugal, C., Ochoa-Díaz, H., Franco-Sánchez, G., Díaz-Barriga, F., 2005. DNA damage in children exposed to DDT in a malarious area of Chiapas, Mexico. *Acta Toxicol. Arg.* 13, 12-16.

Herrera-Portugal, C., Franco, G., Reyes, K., Rodriguez, M., Schlottfeld, Y., 2008. Niveles sanguíneos de DDT y DDE en mujeres en edad reproductiva de Tapachula, Chiapas (México). *Hig. Sanid. Ambient.* 8, 315-319.

Herrera-Portugal, C., Franco, G., Bermudez, G., Schottfeldt, Y., Barrientos, H., 2013. Niveles de DDT y metabolitos (DDE y DDD) en peces de consumo humano. *Hig. Sanid. Ambient.* 13, 1080-1085.

International Agency for Research on Cancer (IARC), 1991. Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to man. Available online:

<http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol53/volume53.pdf> (accessed on 20 april 2015).

Kauffer, M.E., 2010. La Cuenca del Río Coatán: Entre inundaciones y escasez, un escenario complejo para la cooperación México-Guatemala. In Cotler H. ed. Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización. México DF, México, Instituto Nacional de Ecología, p. 201-202.

Linares, R.M., 2007. Evaluación ambiental de pesticidas organoclorados en sedimentos de la laguna de Chantuto (Chiapas, México) y de la bahía de Santander (Cantabria, España). Tesis doctoral, Universidad de Cantabria, España. Ingeniería Química. 180p.

MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Arch Environ Contam Toxicol 39(5):20-31.

Miller, J. N. y J.C. Miller, 2002. Estadística y quimiometría para química analítica. 4ª Edición. Prentice Hall. Madrid, España. pp. 270

Noegrohati, S., Narsito, Hadi, S., Sanjayadi, 2008. Fate and behavior of organochlorine pesticides in the Indonesian tropical climate: A study in the Segara Anakan estuarine ecosystem. CLEAN – Soil, Air, Water 36, 767-774.

Pérez-Maldonado, I., Díaz-Barriga, F., De la Fuente, H., González-Amaro, R., Calderón, J., Yañez, L., 2004. DDT induces apoptosis in human mononuclear cells in vitro and is associated with increased apoptosis in exposed children. Environ. Res. 84, 38-46. doi: 10.1016/S0013-9351(03)00112-9.

- Pérez, R.N., Trejo, A.A., Pérez, M.I., Díaz-Barriga, F., Rocha, A.D., Yañez, E.L., 2007. Organochlorine pesticides exposure in children from the agricultural zone of San Luis Potosí, México. *Epidemiology*. 18, 177.
- Pérez-Maldonado, I.N., Trejo, A., Ruepert, C., Jovel, R., Méndez, M.P., Ferrari, M., Saballos-Sobalvarro, E., Alexander, C., Yañez-Estrada, L., Lopez, D., Henao, S., Pinti, R.E., Díaz-Barriga F., 2010. Assessment of DDT levels in selected environmental media and biological samples from Mexico and Central America. *Chemosphere*, 78, 1244-9. doi: 10.1016/j.chemosphere.2009.12.040
- Pérez-Maldonado, I.N., Trejo-Acevedo, A., Pruneda-Alvarez, A.G., Gaspar-Ramírez, O., Ruvalcaba-Aranda, S., Perez-Vazquez, F.J., 2013. DDT, DDE, and 1-hydroxypyrene levels in children (in blood and urine samples) from Chiapas and Oaxaca, Mexico. *Environ. Monit. Assess.* 185, 9287-93. doi: 10.1080/03601234.2014.846705.
- Qi-Shuang, H., Qing-Mei, W., Yan, W., Wei, H., Ning, Q., Xiang-Zhen, K., Wen-Xiu, L., Bin, Y., Fu-Liu, X., 2015. Temporal and spatial variations of organochlorine pesticides in the suspended particulate matter from Lake Chaohu, China. *Ecological Engineering* 80, 214-222.
- R Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Rigneall-Hydbom, A., Rylander, L., Hagmar, L., 2007. Exposure to persistent organochlorine pollutants and type 2 diabetes mellitus. *Hum. Exp. Toxicol.* 26, 447-52. doi:10.1177/0960327107076886

Ritter, L., Solomon, K.R., Forget, J., Stemeroff, M., O'Leary, C., 1995. Persistent organic pollutants: An assessment report on: DDT, Aldrin, Dieldrin, Endrin, Chlordane, Heptachlor, Hexachlorobenzene, Mirex, Toxaphene, Polychlorinated Biphenyls, Dioxins and Furans. For: The International Programme on Chemical Safety (IPCS) within the framework of the Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals (IOMC)  
<http://www.chem.unep.ch/POPS/ritter/en/ritteren.pdf>

Ruiz-Suárez, L.E., Castro-Chan, R.A., Rivero-Pérez, N.E., Trejo-Acevedo, A., Guillén-Navarro K.G., Geissen, V., Bello-Mendoza, R., 2014. Levels of organochlorine pesticides in blood plasma from residents of malaria-endemic communities in Chiapas, Mexico. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 11(10): 10444-10460. doi:10.3390/ijerph111010444.

Saadati, N., Abdullah, M.P., Zakaria, Z., Belin, S., Sany, T., Rezay, M., Hassinuzadeh, H., 2013. Limit of detection and limit of quantification development procedures for organochlorine pesticides analysis in water and sediment matrices. *Chemistry Central Journal* 7: 63–73. doi: 10.1186/1752-153x-7-63

Salazar-García, F., Gallardo-Díaz, E., Ceron-Mireles, P., Loomis, D., Borja-Aburto, V.H., 2004. Reproductive effects of occupational DDT exposure among male malaria control workers. *Environ. Health Perspect.* 112, 542–547.

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), 1995. Cultivo el algodón, ciclo P.V. 95/95.; Chiapas, México.



Sigmaplot, 2014. Exact graphs and data analysis. Versión12.0. Systat Software Inc. San Jose, USA.

STATSOFT, INC, 2007. Statistica (data analysis software system), version 7. <www.statsoft.com>

Sultana, J., Hussain, S.J., Mahmood, A., Ali, U., Rehman, M.Y.A., Malik, N.R., Li, Y., Zhang, G., 2014. Investigation of organochlorine pesticides from the Indus Basin, Pakistan: Sources, air–soil exchange fluxes and risk assessment, Sci. Tot. Environ. 497–498,113–122.

Torres, D., Tarcicio, C., Saida,M., 2003. Evaluación de un método de extracción para la determinación de pesticidas organoclorados en sedimentos. Rev. Fac. Agron. 29:161-169.

Tremolada, P., Villa, S., Bazzarin, P., Bizzotto, E., Comolli, R., Vighi, M., 2008. POPs in mountain soils from the Alps and Andes: suggestions for a “precipitation effect” on altitudinal gradients. Water Air Soil Pollut. 188, 93-109.

US EPA (United States Environmental Protection Agency), 1989. Risk assessment guidance for superfund (RAGS), Volume I: Human health evaluation manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment). Human health evaluation manual. EPA/540/1–89/002, vol. I. Office of Solid Waste and Emergency Response. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC. Available at: <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragsf/>.

US EPA (United States Environmental Protection Agency), 1992. Framework for ecological risk assessment, EPA/630/R-92/001, Risk Assessment Forum, Washington, DC.

US EPA (United States Environmental Protection Agency), 1995. Method 508, Determination of organohalide pesticides in water by gas chromatography with an ECD, Revision 3.1, Edited by JW Munch.

US EPA (United States Environmental Protection Agency), 1996. Method 3540C: Soxhlet extraction.

[<http://www.epa.gov/solidwaste/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3540c.pdf>]

US EPA (United States Environmental Protection Agency), 1997. Exposure factors handbook. EPA/600/P-95/002F. In: Agency USEP, editor. Environmental Protection Agency, Washington.

US EPA (United States Environmental Protection Agency), 2001. Supplemental guidance to RAGS: Region 4 bulletins, ecological risk assessment. November 2001. Available: <http://www.epa.gov/Region4/waste/ots/ecolbul.htm>.

US EPA (United States Environmental Protection Agency), 2009. Risk assessment guidance for superfund, Vol. I: Human health evaluation manual (F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment) EPA/540/R/070/002. In: Agency USEPA, editor. Environmental Protection Agency, Washington.

- Wong, F., Alegria, H.A., Bidleman, T.F., 2009. Organochlorine pesticides in soils of Mexico and the potential for soil-air exchange. *Environ. Pollut.* 158, 749-55. doi: 10.1016/j.envpol.2009.10.013.
- Yang, Y.Y., Li, D.L., Mu, D.H., 2008. Levels, seasonal variations and sources of organochlorine pesticides in ambient air of Guangzhou, China. *Atmos. Environ.* 42: 677–687.
- Yang, D., Qi, S., Zhang, J., Wu, C., Xing, X., 2013. Organochlorine pesticide in soil, water and sediment along the Jinjiang River mainstream to Quanzhou Bay, Southeast China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 89: 59-65
- Yuan, L., Qi, S., Wu, X., Wu, C., Xing, X., Gong, X., 2013. Spatial and temporal variations of organochlorine pesticides (OCPs) in water and sediments from Honghu Lake, China, *J. Geochem. Explor.* 132: 181-187.
- Zheng, X.Y., Liu, X.D., Liu, W.J., Jiang, G.B., Yang, R.Q., 2009. Concentrations and source identification of organochlorine pesticides (OCPs) in soils from Wolong Natural Reserve. *Chinese Sci. Bull.* 54, 743–751.
- Zoumis, T., Schmidt, A., Grigorova, A., Calmano, W., 2001. Contaminants in sediments: remobilisation and demobilization. *Sci. Total Environ.* pp. 195–202

Material suplementario

Tabla S1. Características de las estaciones de muestreo en la Cuenca de Río Coatán.

Estación	Zona	Ubicación	Altitud (msnm)	Características y uso de la tierra*
E1	Alta	15°09'48.0" N 92°09'06.2" W	1494	Vertiente proveniente de Guatemala. Vegetación de bosque.
E2	Alta	15°09'54.9" N 92°10'49.8" W	1034	Unión de la vertiente de Guatemala y de Motozintla. Vegetación de bosque y cultivos de a baja escala: café, maíz.
E3	Alta	15°10'46.9" N 92°10'43.7" W	1503	Vegetación de bosque y cultivo de café a baja escala.
E4	Alta	15°10'22.8" N 92°11'39.6" W	1426	Vegetación de bosque y cultivo de café a baja escala.
E5	Media	15°07'43.3" N 92°12'07.7" W	969	Vegetación de selva con agricultura, cultivo de café bajo sombra.
E6	Media	15°06'32.4" N 92°12'15.1" W	662	Vegetación de selva con agricultura, cultivo de café bajo sombra.
E7	Media	15°03'30.4" N 92°13'03.0" W	471	Vegetación de selva con agricultura, cultivo de café bajo sombra.
E8	Media	14°59'33.2" N 92°14'30.5" W	314	Estación antes de la ciudad de Tapachula. Vegetación no definida.
E9	Baja	14°53'47.6" N 92°19'22.1" W	76	Estación después de la ciudad de Tapachula. Vegetación de pastizal
E10	Baja	14°54'30.3" N 92°23'11.6" W	42	Vegetación de pastizal y cultivo agrícola de temporal: Mango
E11	Baja	14°50'52.2" N 92°26'41.3" W	24	Cultivo agrícola Agricultura: cacao y árboles frutales.
E12	Baja	14°48'32.9" N 92°30'00.4" W	7	Cultivo agrícola Agricultura: cacao, plátano y árboles frutales.

\*Sitio en donde se tomaron las muestras de suelo

Tabla S2. Condiciones del método cromatográfico de análisis de los plaguicidas OCs

Columna 1	DB-35MS, marca Agilent J&W, p/n 122-3832, de 30 m de longitud, 0.250 mm de DI y 0.25 µm de grosor de película
Programa/Horno para columna 1	110 °C (1.4 min), 13 °C/min a 285 °C (1 min), 30 °C/min a 300 °C (3 min)
Columna 2*	Elite-5, marca Perkin Elmer, de 30 m de longitud, 0.250 mm de DI y 0.25 µm de grosor de película
Programa/Horno para columna 2	110 °C (1.94 min), 21 °C/min a 285 °C (1 min), 30 °C/min a 300 °C (2 min)
Flujo/Gas acarreador	Gas Hidrógeno de ultra alta pureza, 48 cm/seg (para ambos métodos)
Inyección	2 µL, 120 °C, splitless (para ambos métodos), 20 mL/min al min 1.
Detector	350 °C, makeup 30 mL/min N <sub>2</sub>

\*Columnas usada para separar al p,p-DDT

Tabla S3. Datos de referencia usados para Hazard Quotient calcular riesgo ecológico en suelo, sedimento y agua.

Plaguicida	<sup>1</sup> Suelo	<sup>2</sup> Sedimento		<sup>3</sup> Agua	
		TEC	PEC	Agudo	Crónico
α-HCH	0.0025	NA	NA	NA	0.5
β-HCH	0.001	NA	NA	NA	5
δ-HCH	NA	NA	NA	NA	NA
γ-HCH	0.00005	2.37	4.99	0.002	0.00008
Heptachlor	NA	NA	NA	0.00052	0.0000038
Epoxide H.	NA	2.5	16	0.00052	0.0000038
Aldrin	0.0025	NA	NA	0.003	0.0003
Dieldrin	0.0005	1.9	62	0.0025	0.0000019
Endrin	0.001	2.2	207	0.000086	0.000036
Endrin A.	NA	NA	NA	NA	NA
α-endosulfan	NA	NA	NA	0.00022	0.000056
β-endosulfan	NA	NA	NA	0.00022	0.000056
Endosulfan S.	NA	NA	NA	NA	NA
p,p-DDT	NA	4.16	62.9	0.0011	0.000001
p,p-DDE	NA	3.16	31.3	0.105	0.0105
p,p-DDD	NA	4.88	28	0.000064	0.0000064

NA= Not available; PEC= Probable Effects Concentration; TEC= Threshold Effects Concentration. <sup>1</sup>Soil Screening Benchmark (EPA R4); <sup>2</sup>Sediment Screening Benchmark (MacDonald et al 2000); <sup>3</sup>Surface Water Screening Benchmark (EPA R4).

## **Capítulo V. Manejo de los plaguicidas y percepción de riesgo de agricultores y pobladores de comunidades rurales en Chiapas, México.**

Autores: Luz Elizabeth Ruiz-Suárez; Violette Geissen; Griselda Karina-Guillen Navarro; Juan F. Barrera; Ricardo Alberto Castro-Chan; Ricardo Bello-Mendoza

Capítulo con revisión para someter a Environmental Health Perspectives

## **Manejo de los plaguicidas y percepción de riesgo de agricultores y pobladores de comunidades rurales en Chiapas, México.**

Luz Elizabeth Ruiz-Suárez<sup>1</sup>, Ricardo Alberto Castro-Chan<sup>1</sup>, Ricardo Bello-Mendoza<sup>1,3</sup>, Violette Geissen<sup>2</sup>; Griselda Karina Guillén-Navarro<sup>1</sup>, Juan F. Barrera<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> El Colegio de la Frontera Sur, unidad Tapachula. Carretera Antiguo Aeropuerto, km. 2.5, Tapachula, Chiapas.

<sup>2</sup>WUR, Soil Physics and Land management Group P.O. Box 47, Wageningen, 6700PB The Netherlands

<sup>3</sup> University of Canterbury, Private Bag 4800, Christchurch 8140, New Zealand

### **Resumen**

El manejo inadecuado de los plaguicidas aumenta el riesgo a la salud por exposición ocupacional y ambiental. Una manera de reducir la exposición por plaguicidas es la creación de programas y políticas de comunicación de riesgos, en donde se considere la percepción de riesgo y las aptitudes de los agricultores y pobladores. En la región del Soconusco, al sureste de México, la producción agrícola ha estado basada en el uso intensivo de plaguicidas y se sabe poco sobre las prácticas de manejo de los plaguicidas. Por lo que en este estudio se realizaron encuestas (n=117) en tres zonas (baja, media y alta) de la región del Soconusco para conocer las prácticas de manejo de los plaguicidas de los agricultores y la percepción de riesgo por la salud de los agricultores pobladores. Encontramos que el 100%, 65% y 90% de los agricultores (n= 55) de la zona baja, media y alta respectivamente, emplean plaguicidas. Con respecto al conocimiento de las propiedades de los plaguicidas el 70% de los agricultores dijeron leer y seguir las



instrucciones de los envases, sin embargo solo el 23% dijo conocer el significado de las cintas de colores que indican toxicidad, mientras que el 51% de los agricultores dijeron no usar equipo de protección. En cuanto a actitudes de prevención de riesgos de los agricultores, el 98% y el 91% dijo no comer ni fumar cuando aplican plaguicidas, y el 83% dijo lavar por separado la ropa que usa para fumigar. Así mismo, el 53% dijo almacenar los plaguicidas en áreas accesibles a cualquier persona, mientras que el 45% de los agricultores dijo lavar en casa el equipo para fumigar. Con respecto a la disposición de los envases vacíos de plaguicidas, el 38% y el 36% dijo tirarlos y quemarlos, respectivamente. En general, tanto agricultores como pobladores, muestran tendencia a percibir riesgos moderados por el uso de plaguicidas en toda la región. De acuerdo con el análisis de correspondencia canónica (CCA), las variables zona, género, escolaridad y tiempo de residencia fueron encontradas significativas entre los distintos grados de percepción; de estas, zona y escolaridad explicaron principalmente al CCA. Nuestros resultados sugieren que la percepción moderada de riesgo por el uso de plaguicidas de los agricultores de la región del Soconusco los conduce a actitudes que los lleva a una alta exposición, a ellos mismos, a otros pobladores y al ambiente. Recomendamos el diseño de programas de comunicación de riesgos para aumentar la conciencia sobre el manejo adecuado de los plaguicidas de los agricultores, que ayuden a reducir los riesgos a la salud y al ambiente de la región del Soconusco.

**Palabras claves:** riesgos a la salud y al ambiente, plaguicidas, percepción de riesgo, manejo de plaguicidas, región Soconusco.

## 1 Introducción

Los plaguicidas son compuestos que han sido ampliamente usados en todo el mundo para prevenir o controlar plagas, enfermedades y malezas. Debido al uso de estos, se ha logrado reducir y eliminar pérdidas, mantener una alta producción y calidad, disminuir insumos costosos (mano de obra y combustible), entre otros (Khna *et al.*, 2015).

Si bien, los plaguicidas han contribuido sustancialmente al mejoramiento de la productividad agrícola y de la salud pública, alrededor de todo el mundo; sin embargo, paralelamente su uso indiscriminado ha generado altos costos en términos de problemas en el ambiente y, sobre todo en la salud humana (Yilmaz *et al.*, 2005; Badii y Landeros, 2007).

Varios estudios han reportado los efectos agudos en seres humanos provocados por los plaguicidas, los cuales van desde síntomas leves como dolor de cabeza, irritación de los ojos y vómito, hasta afectaciones severas como problemas respiratorios, convulsiones, coma o incluso muerte. Así mismo, se han reportado efectos crónicos tales como cáncer, asma, dermatitis, disrupción endocrina, defectos de nacimiento, efectos reproductivos y alteraciones genéticas (Alavanja *et al.*, 2004; Kamel y Hoppin, 2004; Herrera-Portugal *et al.*, 2005; Wesseling *et al.*, 2005; Cortés-Genchi *et al.*, 2008).

Los agricultores y los trabajadores de las plantaciones son el principal grupo de la población que sufre tales efectos en la salud, ocasionado principalmente por el abuso en el uso y manejo inadecuado de los plaguicidas (Montoro, 2009). Se ha observado poco conocimiento y comprensión de las prácticas de seguridad en el uso de plaguicidas, así como las creencias erróneas sobre la necesidad del uso de equipo de protección, lo cual puede limitar la capacidad de los agricultores de protegerse (Zhang y Lu, 2007; Damalas

y Hashemi, 2010). Entre los hábitos que aumentan los riesgos a la salud y que son comúnmente observados en los agricultores se encuentran la escasa cultura de leer las etiquetas de los envases de los plaguicidas (Rother, 2008), tirar los envases vacíos de plaguicida en canales de riesgo, ríos o a campo abierto (SEMARNAT, 2007; Damalas *et al.*, 2008), mezclar varios ingredientes activos (Yang *et al.*, 2014), y comer y beber durante la aplicación de plaguicidas (Karunamoorthi y Yirgalem, 2012; Pérez *et al.*, 2015). La exposición a los plaguicidas en cultivos no solo afecta a los agricultores y trabajadores del campo, también a otros pobladores de áreas cercanas a los campos agrícolas (e.g. amas de casa, no agricultores, ancianos y niños) quienes pueden sufrir riesgo de tipo dermal y por inhalación debido a la exposición a campos fumigado y por la visita a cultivos tratados con plaguicidas (Brittle-Ellis *et al.*, 2013). Las mujeres y los niños en particular están expuestos indirectamente a los plaguicidas y son una población más vulnerable (Nivia, 2010; Zúñiga *et al.*, 2012). Por ejemplo, se ha observado que las mujeres no siguen ninguna medida de protección al lavar ropa usada durante la aplicación de plaguicidas (Nivia, 2010). Además, muchas veces los plaguicidas son almacenados dentro de las casas, lo cual representa una fuente de exposición para sus habitantes (Yang *et al.*, 2014).

Una manera de reducir la exposición a plaguicidas es la creación de programas y políticas de comunicación de riesgos, para lo cual es importante entender la percepción de riesgo y las actitudes de los agricultores (Remoundou *et al.*, 2015). En este sentido, se ha observado que el comportamiento de los agricultores durante el uso de plaguicidas está influenciada por la percepción de riesgo (Damalas y Hashemi, 2010; Khna *et al.*, 2015), lo que a su vez, puede estar determinada por la edad, educación y género, entre otros

factores (Finucane *et al.*, 2000). Sin embargo, poco se sabe sobre la percepción de riesgo de otros pobladores, los cuales necesitan ser informados y concientizados para promover conductas de protección que lleven a reducir su exposición a los plaguicidas (Remoundou *et al.*, 2015).

En México, como en otros países se ha usado una amplia gama de plaguicidas a grande escala para la protección de cultivos. Reportes indican que en el 2006 se usaron 95,025 toneladas de plaguicidas (SENER, 2007). Según Albert (2005) el 80% de los plaguicidas usados en el país se concentra en algunas regiones tales como Sinaloa, Chiapas, Veracruz, Jalisco-Nayarit-Colima, Sonora-Baja California, Tamaulipas, Michoacán, Tabasco, Estado de México y Puebla-Oaxaca.

Dentro de estas regiones, se encuentran el Soconusco, un área agrícola importante del estado de Chiapas, además de ser considerada como endémica en paludismo. Esta región tiene diferentes condiciones climatológicas, que favorece el establecimiento de diferentes sistemas de producción agrícola. De acuerdo con la altitud, esta región puede ser dividida en tres zonas. En la zona baja (Planicie Costera) predomina una amplia variedad de cultivos y fincas más grandes; en el pasado un cultivo de importancias agrícola en esta zona fue el algodón, mientras que en la actualidad el maíz, la papaya, el mango, la caña de azúcar, la soya y el banano tienen las mayores superficies de siembra (SAGARPA, 2014). En la zona media (Laderas Serranas) domina la selva alta con agricultura que corresponde a las plantaciones de café bajo sombra. En la zona alta (región montañosa) se desarrolla principalmente la agricultura de temporal, además de ser en su mayoría cultivos de subsistencia (Ruiz-Suárez *et al.*, 2014).

En esta región, la producción agrícola ha estado basada en el uso intensivo de plaguicidas. En la zona baja del Soconusco, el cultivo del algodón tuvo un crecimiento notable en el periodo de 1950 a 1975, pasando de 518 a 35,227 ha cultivadas; este crecimiento ocurrió con la adopción de tecnologías agrícolas modernas, particularmente el uso de insecticidas (Catalán, 1995). Registros oficiales indican que en algodón se usó una mezcla de toxafeno-diclorodifeniltricloetano (DDT) (SAGARPA, 1995), plaguicidas altamente persistentes, tóxicos y liposolubles (Jung-Ho y Yoon-Seok, 2011). Catalán (1995) reporta que se llegaron a asperjar 21 veces por ciclo y que en la época que existió la mayor superficie cultivada con algodón se aplicaron 1,109,650.5 litros de insecticidas para el control de plagas. Como resultado de la degradación del suelo y la resistencia de plagas por el uso intensivo de plaguicidas, a mediados de la década de 1970, el algodón empezó a ser sustituido por el banano, en donde se rociaron altas cantidades de mancozeb e insecticidas carbamatos (Orozco-Santos, 1996).

Actualmente, en la zona baja se sigue usando grandes cantidades de fungicidas como el mancozeb en el cultivo de banano (Ríos-González, 2013), así como en papaya (Hernández-Hernández, 2006); mientras que en la soya, está reportado el uso intensivo de glifosato (Ruiz-Toledo, 2013). En la caña de azúcar y el maíz se aplican cantidades considerables de todo tipo de insecticidas y herbicidas, principalmente herbicidas como glifosato y paraquat (Velásquez *et al.*, 1999; Toledo *et al.*, 2005). En la zona media se reportó el uso, del endosulfan en cantidades importantes para el control de la broca del café en dicho cultivo (Barrera, 2005; Morales, 2013), así como el uso de herbicidas para el control de malezas (Morales, 2013). No obstante, en esta zona también se encuentran algunas fincas orgánicas de café. De la zona alta no hay reportes de uso de plaguicidas

en la agricultura; sin embargo, es posible inferir que la utilización de plaguicidas es menor debido a que la superficie de siembra es también menor.

Aunque en México existen regulaciones sobre el manejo de los plaguicidas (NOM-003-STPS-1999), no hay seguridad de que estén siendo respetadas y aceptadas. Ante tal escenario y considerando los efectos que los plaguicidas pueden ocasionar a la salud, nosotros hipotetizamos que los agricultores y residentes de la Cuenca del Río Coatán tienen una baja percepción de riesgo, lo cual influye su conducta de riesgo. Para probar esta hipótesis realizamos este estudio con el objetivo de identificar el manejo y las actitudes de los agricultores frente a los plaguicidas así como la percepción de riesgo tanto de agricultores como de otros pobladores de las tres zonas (baja, media y alta) de la región del Soconusco, Chiapas.

## **2 Materiales y métodos**

### **2.1 Área de estudio**

El estudio lo realizamos en comunidades de la región del Soconusco la cual se ubica en el estado de Chiapas, al sureste de México (Figura 1). Para su estudio, el área fue clasificada en tres zonas debido a las diferencias de altitud, clima y sistema de producción agrícola en la región: Zona baja (comunidades de Buenos Aires y la Victoria, pertenecientes al municipio de Mazatán), Zona media (Unión Roja, perteneciente al municipio de Cacahoatán) y Zona alta (Aguacaliente, perteneciente al municipio de Cacahoatán). Las características de cada zona están descritas en la Tabla 1.

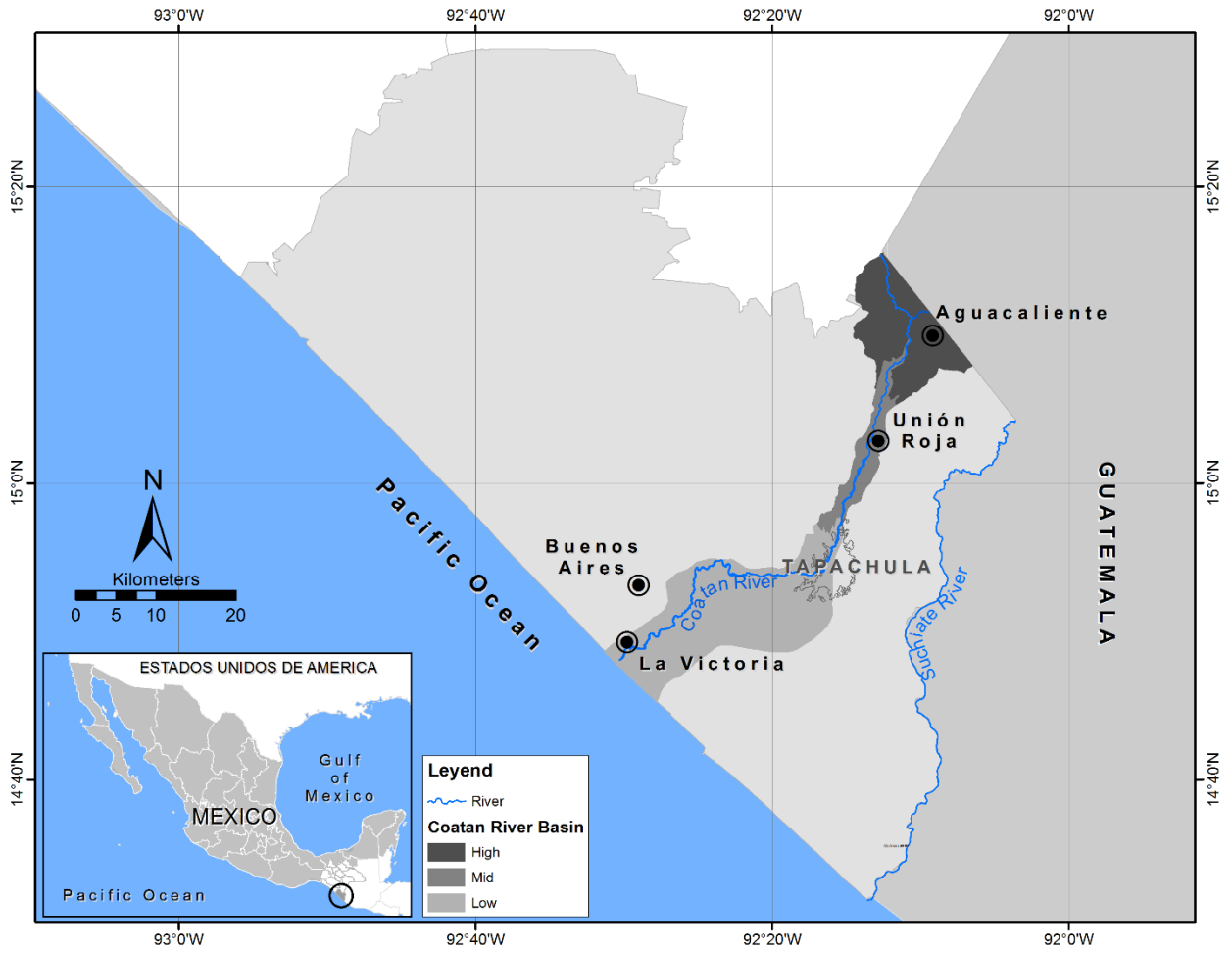


Figura 1. Ubicación de las comunidades estudiadas.

Tabla 1. Características de las comunidades de la región de estudio

Comunidad	Zona	Características
Aguacaliente	Alta	Comunidad rural ubicada en una zona endémica de paludismo con actividad agrícola, principalmente hortalizas para autoconsumo y otros cultivos en menor escala (café, maíz). Total de habitantes: 345. Grado de marginación: alto. Clima templado húmedo, con una precipitación media anual 3253 mm y una temperatura media anual de 22° C. 15°09'49'' N; 92°09'18'' W; 1625 msnm
Unión Roja	Media	Comunidad rural ubicada en una zona endémica de paludismo con actividad agrícola, principalmente el cultivo de café asociado a otros cultivos como el plátano y árboles maderables. Total de habitantes: 1829. Grado de marginación: alto. Clima semicálido húmedo, con una precipitación media anual 2158 mm y una temperatura media anual de 26.6° C. 15°02'47.52" N; 92°12'58.50" W; 520 msnm
Buenos Aires y La Victoria	Baja	Comunidades rurales ubicadas en una zona endémica de paludismo con actividad agrícola, principalmente cultivos de banano, soya, mango, papaya, caña de azúcar, entre otros (los que han sustituido al cultivo del algodón). Total de habitantes: 4260*. Grado de marginación: alto*. Total de habitantes: 610 <sup>¥</sup> . Grado de marginación: alto <sup>¥</sup> . Clima cálido húmedo, con una precipitación media anual de 1337 mm y una temperatura media anual de 28.1° C. En esta zona, el control de plagas agrícolas está basado principalmente en el uso de plaguicidas. 14°53'20" N; 92°28' 52" W; 20 msnm* 14°49'04" N; 92°29' 47" W; 10 msnm <sup>¥</sup>

Fuentes: SEDESOL, 2013; Consejo de Cuenca, 2005. Comunidad Buenos Aires\*; Comunidad La Victoria<sup>¥</sup>.



## **2.2 Encuesta**

Se elaboró un cuestionario semiestructurado para recabar información de las poblaciones seleccionadas; este fue revisado por un grupo de expertos. Posteriormente se le hicieron algunas modificaciones y el cuestionario fue validado en una comunidad con características similares a las de las comunidades estudiadas (El Aguacate: comunidad rural ubicada en Mazatán, Chiapas; Total de habitantes: 605; grado de marginación: alto; Altitud: 20 msnm); las encuestas realizadas en esta comunidad no fueron consideradas en el análisis de datos. El cuestionario final de 39 preguntas estuvo formado por tres partes: 1) información básica del entrevistado; 2) prácticas sobre el uso de plaguicidas (esta sección fue aplicada solo a los agricultores); y 3) percepción de riesgo a la salud y al ambiente por el uso de plaguicidas (Tabla 2). Antes de aplicar las encuestas nos reunimos con las autoridades civiles en cada comunidad seleccionada para exponer el objetivo del estudio. Los pobladores fueron seleccionados completamente al azar y su participación fue enteramente voluntaria; para la selección de los agricultores se usó el método de muestreo en cadena (un agricultor nos indicaba donde encontrar a otros agricultores), la participación de estos también fue voluntaria. Las entrevistas fueron realizadas cara a cara, el propósito de la encuesta fue explicado a cada uno de los entrevistados para minimizar errores de comprensión de las preguntas; la identidad de cada participante fue mantenida en anonimato mediante la asignación de un número. De las tres zonas de estudio se obtuvo un total de 117 entrevistas. Las entrevistas fueron realizadas durante el periodo de agosto-septiembre del año 2012.

Tabla 2. Secciones y preguntas del cuestionario usado en el estudio

Sección	Descripción
I. Información básica del entrevistado	Género, edad, escolaridad, tiempo de residencia, ocupación, total de habitantes por casa, distancia del cultivo más cercano a su casa.
II. Prácticas del uso y manejo de los plaguicidas	Tiempo dedicado a la agricultura, terreno propio para cultivo, cultivos, número de familiares que trabajan en la parcela, plaguicidas usados, método de elección del plaguicida, método de aplicación de plaguicidas, tiempo que dura la fumigación, instrucciones de etiquetas, significado de la cinta de color (toxicidad), tipo de protección usados para aplicar los plaguicidas, practicas comunes en la aplicación de los plaguicidas (fumar, comer al aplicar los plaguicidas, lavar la ropa con la de la familia), almacenamiento y disposición final de los recipientes de los plaguicidas.
III. Percepción de riesgos al ambiente y a la salud por el uso de plaguicidas	Contaminación en su localidad, contaminación por el uso de plaguicidas al ambiente, parte del ambiente mayormente contaminada por el uso de plaguicidas (agua, suelo, aire, otros), creencia de que los plaguicidas afectan a la salud, creencia de que la salud ya está afectada por el uso de plaguicidas, posibles efectos que producen el uso de plaguicidas a la salud, creencia sobre futuros riesgos por el uso de plaguicidas.

## **2.3 Análisis de datos**

Las respuestas del cuestionario fueron codificadas e introducidas a Microsoft Excel. El análisis de los datos fue basado en la proporción relativa de los grupos a comparar (zona, edad, genero, escolaridad, ocupación), para lo que se usó la prueba chi-cuadrada ( $P < 0.05$ ), del paquete estadístico SPSS 22.0. Para el análisis de la percepción de riesgo se usó una escala ordinal constituida por cinco grados de percepción: ningún riesgo (NR), riesgos bajos (BR), riesgos moderados (MR), riesgos altos (AR) y riesgos extremadamente altos (EAR). Con los datos obtenidos se realizó un análisis de correspondencia canonical (CCA) utilizando el software de análisis Canoco 4.5 (Leps y Smilauer, 2003) lo que permitió determinar las variables (zona, edad, genero, escolaridad, ocupación, tiempo de residencia) que se asocian a la percepción de riesgo por el uso de plaguicidas.

## **3. Resultados**

### **3.1 Características sociales y demográficas**

Las características sociales y demográficas de las personas entrevistadas se encuentran registradas en la Tabla 3. Se entrevistaron en total a 117 individuos en las cuatro comunidades del Soconusco. En la zona baja de la región hubo más participantes ( $n=53$ ) que en la zona media ( $n=43$ ) y la zona alta ( $n=21$ ). Más de la mitad de los participantes de la zona baja eran mayores a los 47 años de edad (64.1%), mientras que en la zona media y alta la mayor cantidad de participantes se presentó en la categoría  $\leq 31$  años. Cerca de la mitad de los individuos en la zona baja fueron mujeres (52.8%), mientras que en la zona media y alta fueron hombres, 53.5% y 52.4%, respectivamente. En las tres zonas la mayoría de los participantes tuvieron un nivel educativo de primaria, en la zona

baja fue el 45.3%, en la zona media el 53.5% y en la zona alta el 57.1%. Más del 79% de los participantes de las tres zonas sabían leer y escribir. La media del tiempo de residencia en la zona baja y media fueron similares ( $42.92 \pm 17.04$  y  $41.09 \pm 18.07$  años, respectivamente), mientras que en la zona alta fue menor ( $31.95 \pm 20.79$  años). En las tres zonas, más del 50% de los participantes pobladores de las comunidades.

Tabla 3. Características sociodemográficas de los participantes por zona de estudio.

Característica	Baja		Media		Alta	
	n	%	n	%	n	%
No. de participantes	53	100	43	100	21	100
Edad (años)						
Media± DS*	52.0±15.3		44.5±16.9		38.1±16.9	
Rango						
≤ 31	6	11.3	13	30.2	9	42.8
32-46	13	24.6	11	25.6	5	23.8
47-61	15	28.3	10	23.3	6	28.6
≥ 62	19	35.8	9	20.9	1	4.8
Género						
Masculino	25	47.2	23	53.5	11	52.4
Femenino	28	52.8	20	46.5	10	47.6
Nivel educacional						
Ninguno	10	18.9	4	9.3	4	19.0
Primaria	24	45.3	23	53.5	12	57.1
Secundaria	14	26.4	9	20.9	3	14.3
≥Preparatoria	5	9.4	7	16.3	2	9.5
Lee y escribe						
Si	42	79.2	38	88.4	19	81.0
No	11	20.8	5	11.6	4	19.0
Tiempo de residencia (años)						
Media± DS*	42.9±17.0		41.1±18.1		31.9±20.8	
Ocupación						
Agricultor	25	47.2	20	46.5	10	47.6
Otro <sup>‡</sup>	28	52.8	23	53.5	11	52.4

\*Desviación estándar; <sup>‡</sup>Ama de casa, comerciantes, estudiante, albañil, jornaleros.

### **3.2 Agricultores: características y uso de plaguicidas**

De los 55 agricultores entrevistados en toda la región, la mayoría dijo tener terreno propio que dedican a la agricultura. Por núcleo familiar, un promedio de  $1.6\pm 0.7$  y  $1.7\pm 1.0$  de hombres dijeron trabajar en la agricultura en la zona baja y media, mientras que en la zona alta el promedio fue de  $2.9\pm 4.5$ ; en el caso de las mujeres, en la zona baja y media el promedio fue  $0.4\pm 0.8$  y  $0.4\pm 0.7$  y en la zona alta el promedio fue  $0.7\pm 0.9$ . En la zona baja los participantes tuvieron una media de tiempo de trabajo en la agricultura más alta ( $41.7\pm 14.7$  años), mientras que en la zona alta se encontró la media más baja ( $36.5\pm 16.4$  años). El 100% de los agricultores de la zona baja dijeron usar agroquímicos, mientras que en la zona media y alta solo el 65% y el 90% respectivamente.

Tabla 4. Características de los agricultores

	Zona de estudio		
	Baja (n=25)	Media (n=20)	Alta (n=10)
No. Personas por núcleo familiar			
Media± DS	4.9±3.1	5.1±1.9	9.9±4.48
Mínimo-máximo	1-13	2-8	5-20
Terreno propio (%)	92	85	90
Individuos por núcleo familiar que trabajan en la agricultura			
Masculino (Media± DS)	1.6±0.7	1.7±1.0	2.9±4.5
mínimo-máximo	1-3	1-4	2-5
Femenino (Media± DS)	0.4±0.8	0.4±0.7	0.7±.09
mínimo-máximo	0-3	0-3	0-2
Tiempo trabajando en la agricultura (años)			
Media± DS	41.7±14.7	39.1±15.9	36.5±16.4
Uso de agroquímicos (%)	100	65	90

### Principales cultivos por zona

En cuanto a los cultivos sembrados en el área de estudio, los agricultores dijeron sembrar principalmente café (n=29), maíz (n=27), plátano (n=15), ajonjolí (n=11), soya (n=10) y cacao (n=10). En la zona baja se encontraron principalmente los cultivos de maíz, ajonjolí, soya y plátano; en la zona media el cultivo mayormente sembrado es el café, seguido del

plátano, el cacao, el rambután y la naranja; y en la zona alta el maíz, café y frijol fueron los cultivos principalmente plantados.

### **Plaguicidas usados**

En la Tabla 5 se presentan los principales agroquímicos usados por los agricultores del área de estudio. En total se identificaron 14 ingredientes activos, de los cuales los insecticidas representaron el 42.8%, los herbicidas el 28.6% y los fungicidas el 28.6%. Con respecto a la clase toxicológica, el 14.3% de los ingredientes activos pertenecen a la categoría I (Extremadamente tóxicos), el 14.3% a la categoría II (Altamente tóxicos), el 21.4% a la categoría III (Moderadamente tóxicos) y el 50% a la categoría IV (Ligeramente tóxicos) del catálogo de plaguicidas CICOPALFEST 2004 (INE, 2004). Se identificó que los herbicidas fueron el tipo de agroquímicos más utilizados por los agricultores, principalmente al paraquat, el glifosato y el 2,4-D; el segundo tipo más utilizado fueron los insecticidas, principalmente al paration metílico y a la cipermetrina; de los fungicidas el más utilizado fue el mancozeb. Por otro lado, se observa que la zona baja fue la que reportó la mayor cantidad de usos de agroquímicos.



Tabla 5. Lista de los diferentes ingredientes activos usados en las zonas del estudio y su clasificación toxicológica.

IA	Clasificación	Nombre comercial	Tipo	CT	Zona			Total (N=57) %
					Baja (N=32) %	Media (N=15) %	Alta (N=10) %	
Paratión metílico	Organofosforado	Paratión metílico, Foley, Novafos	I	I	43.8	6.7	20.0	29.8
Metamidófos *	Organofosforado	Metrifos, Monitor 600, Tamaron, Matacu, Velafos	I	I	3.1	0.0	0.0	1.8
Paraquat *	Biripidilo	Gramocil, Gramoxone, Gramuron, Secaduro, Herbipol, Paraquat, Matatodo	H	II	56.3	73.3	70.0	63.2
°Endosulfán	Organoclorados	Endosulfan, Thiodan, Thionex, Poderoso, Endo force,	I	II	6.3	0.0	0.0	3.5
2,4-D	Clorofenoxi (Ácido fenoxiacético)	Hierbamina, Arrasador, Cicloamina, Agromina, 2,4-Amina, Dragoamina	H	III	40.6	33.3	40.0	38.6
Triclorfon	Organofosforado	Triclorfon, Neguvon	I	III	0.0	0.0	10.0	1.8
Cipermetrina	Cipermetrina	Arrivo, Gallo	I	III	46.9	0.0	0.0	26.3
Glifosato	Fosfonometilglicina (Fosfosnato)	Coloso, Glifosato, Rival, Faena, Secafin, Takle, Glyfos	H	IV	53.1	33.3	50.0	47.4
Malatión	Organofosforado	Malation, Beromax	I	IV	18.8	0.0	0.0	10.5
Mancozeb	Ditiocarbamato	Manzate, Pol-zeb 80,	F	IV	15.6	0.0	0.0	8.8
Benomilo	Benzimidazol	Beomil	F	IV	3.1	0.0	0.0	1.8
Oxicloruro de cobre	Compuestos de cobre	Vitacob, Oximet-flo, Oxifit cu, Oxicu	F	IV	0.0	6.7	0.0	1.8
Carbendazim	Benzimidazol	Derosal, Prozycar, Carben plus, Procarzin, Cyrosal	F	IV	3.1	0.0	0.0	1.8
Glufosinato de amonio	Organofosforado	Finale	H	IV	3.1	0.0	0.0	1.8

IA= ingrediente activo; CT= categoría toxicológica; Tipo= Herbicida (H), Insecticida (I), Fungicida (F); \* Uso restringido en México (COFEPRIS, 2012); ° En fase de eliminación (COFEPRIS, 2013); Fuente: Trabajo de campo (2012).

## **Manejo, conocimiento y actitudes de los agricultores respecto al uso de los plaguicidas**

Analizamos el nivel de conocimiento de los agricultores acerca de los plaguicidas y el manejo de estos (Tabla 6). El 60% de los agricultores de zona baja y 53.8% de la zona media dijo elegir los plaguicidas de manera formal, esto es consultando a un técnico o en la agroveterinaria, mientras que en la zona alta la mayoría de los agricultores dijo elegir los plaguicidas de manera informal, es decir preguntando con amigos/vecinos o por experiencia propia.

Con respecto a las instrucciones de uso de los agroquímicos, el 70.2% de los agricultores de la región dijo leer y seguir las instrucciones de aplicación de los envases. En la zona baja y media la mayoría de los agricultores dijo leer y seguir las instrucciones del uso de los plaguicidas (72% y 84.6%, respectivamente), mientras que en la zona alta, el 55.6% de los agricultores no lo hace. No obstante no se encontraron diferencias significativas entre las zonas ( $P > 0.05$ ). En cuanto al conocimiento de la clasificación de la toxicidad de los plaguicidas, solo el 23.4% de los agricultores de la región dijo conocer el significado de los colores que aparecen en las etiquetas de los envases de los agroquímicos. La mayoría de los agricultores no conoce el significado de los colores que indican la toxicidad de los plaguicidas (zona baja 76%, media 69.2% y alta 88.9%).

Tabla 6. Conocimiento y actitudes de los agricultores respecto al uso de los plaguicidas

Preguntas	variables	Zona			Total (N=55) %
		Baja (N=25) %	Media (N=20) %	Alta (N=10) %	
¿Cómo elige los plaguicidas para sus cultivos?					
$\chi^2= 3.83$	Formal <sup>§</sup>	60.0	53.8	22.2	51.1
	Informal <sup>€</sup>	40.0	46.2	77.8	48.9
¿Lee y sigue las instrucciones del envase o la bolsa de los plaguicidas?					
$\chi^2= 4.18$	Si	72.0	84.6	44.4	70.2
	No	28.0	15.4	55.6	29.8
¿Conoce del significado de las cintas de colores que tiene las etiquetas de los plaguicidas?					
$\chi^2= 1.15$	Si	24.0	30.8	11.1	23.4
	No	76.0	69.2	88.9	76.6
¿Qué tipo de protección usa para maneja/aplica plaguicidas?					
$\chi^2= 8.88$	Máscara	8.0	7.7	11.1	8.5
	Guantes	28.0	7.7	0	17.0
	Otros <sup>P</sup>	28.0	7.7	33.3	23.4
	Ninguno	36.0	76.9	55.6	51.1
¿Cómo aplica los plaguicidas?					
$\chi^2= 4.31$	Bomba aspersora	100.0	100.0	88.9	97.9
	Otro	0	0	11.1	2.1
¿Cuánto tiempo tarda fumigando?					
$\chi^2= 4.69$	1 hora	12.0	7.7	11.1	10.5
	2 horas	32.0	38.5	0	27.7
	>2 horas	56.0	53.8	88.9	61.7
¿Come cuando fumiga?					
$\chi^2= 2.67$	Si	0	7.7	0	2.1
	No	100.0	92.3	100.0	97.9
¿Fuma cuando fumiga?					
$\chi^2= 2.84$	Si	4.0	7.7	22.2	8.5
	No	96.0	92.3	77.8	91.5
¿En dónde almacena los plaguicidas?					

$\chi^2= 1.89$	Área restringida <sup>£</sup>	40.0	46.2	66.7	46.8
	Área no restringida <sup>¥</sup>	60.0	53.8	33.3	53.2
	¿En dónde lava el equipo que usa para fumigar?				
$\chi^2= 10.97^*$	En el sitio de trabajo	36.0	92.3	55.6	55.3
	En la casa	64.0	7.7	44.4	44.7
	¿Lava la ropa que usa para fumigar junto con la de su familia?				
$\chi^2= 3.35$	Si	8.0	30.8	22.2	17.0
	No	92.0	69.2	77.8	83.0
	¿Qué hace con los envases de plaguicidas?				
$\chi^2= 4.11$	Quema	36.0	30.8	44.4	36.2
	Entierra	8.0	7.7	22.2	10.6
	Tira	36.0	53.8	22.2	38.3
	Otros	20.0	7.7	11.1	14.9

§Consulta formal: con un técnico o pregunta en la agroveterinaria; €Consulta informal: ya sabe, pregunta con vecinos; £Área restringida: bodega, sitio apartado para guardar los plaguicidas; ¥Área no restringida: patio, cuarto, cocina, corredor; Pañuelo, sombrero, camisa manga larga, botas. Diferencias significativas entre dos zonas de la región: \* $P < 0.05$ .

En relación a las medidas de protección para la aplicación de los plaguicidas no hubo diferencias significativas ( $P > 0.05$ ); más de la mitad de los agricultores (51.1%) dijo no usar nada para protegerse durante la aplicación de los plaguicidas, seguido de los que usa solo pañuelo, botas o camisas manga larga para protegerse (23.4%). Un porcentaje mayor de agricultores que no usa protección fue observado en la zona media (76.9%), seguido de la zona alta (55.6%). El método principalmente usado para aplicar los plaguicidas en toda la región fue con bomba aspersora. Así mismo, más de la mitad de los agricultores (61.7%) dijo emplear más de dos horas (máximo 10 horas) cada vez que fumigan sus cultivos con agroquímicos, principalmente los agricultores de la zona alta (88.9%) y la zona baja (56.0%).

Las zonas no mostraron diferencias significativas ( $P > 0.05$ ) con respecto a las prácticas preventivas durante la aplicación de los plaguicidas. La mayoría de los agricultores de la

región dijo evitar comer durante la aplicación de los plaguicidas (91.5%), mientras que un porcentaje muy bajo (7.7%) si lo hace. Así mismo, la mayoría dijo no fumar mientras están fumigando (91.5%). En cuanto a las prácticas preventivas después de la aplicación de los plaguicidas, la mayor parte de los agricultores dijo lavar la ropa usada en la fumigación separada del resto de la familia (83.0%).

Por otro lado, más de la mitad de los agricultores (55.3%) dijo lavar sus equipos para fumigar en el sitio de trabajo y el resto (46.8%) en sus casas. El 92.3% de los agricultores de la zona media dijeron lavar sus equipos en el sitio en donde trabajan ( $P < 0.05$ ). Con respecto al almacenamiento de los plaguicidas, más de la mitad de los agricultores de la zona baja y media dijeron guardar los plaguicidas en sitios como el patio, cuarto, cocina, corredor (área no restringida), mientras que el resto en bodegas o en sitios en donde no hay acceso directo a ellos. Más de la mitad de los agricultores de la zona alta (66.7%) almacena los plaguicidas en sitios donde no hay acceso directo.

En relación a la disposición final de los envases de plaguicidas, estos son principalmente tirados y quemados. La mayoría de los agricultores de la zona baja y alta dijeron quemar los envases de los plaguicidas (36.0% y 44.4% respectivamente), mientras que en la zona media el 53.8% son tirados en el campo.

### **3.3 Percepción de riesgo**

La percepción de riesgo de los encuestados se encuentra reportada en la Tabla 6 y fue analizada considerando los siguientes factores: género, zona, edad, escolaridad, ocupación, y distancia del cultivo más cercano a la vivienda. En general, se observa una tendencia a percibir riesgos moderados por el uso de plaguicidas.

Con respecto al género, no se observaron diferencias estadísticamente significativas ( $P>0.05$ ); se encontró que la mayor cantidad de hombre y mujeres percibieron riesgos moderados (MR) o altos (AR) por el uso de plaguicidas. No obstante, se puede observar que ningún hombre, pero el 8.5% de las mujeres percibieron riesgos extremadamente altos (EAR).

De acuerdo con la zona, se encontraron diferencias significativas ( $P<0.05$ ). En general, la mayoría de los encuestados en las tres zonas perciben MR por el uso de plaguicidas (Zona baja 37.7%, media 46.5%, alta 66.7%). Sin embargo, en la zona alta fue significativamente mayor el porcentaje de los que no percibieron riesgos (14.3%) en comparación a la zona baja y media. Así mismo, en la zona alta no hubo personas que percibieran EAR. En la zona media tampoco percibieron EAR. La zona que percibió mayores riesgos por el uso de plaguicidas fue la baja (AR= 39.6% y EAR= 9.5%).

En cuanto a los grupos de edades, no hubieron diferencias significativas ( $P>0.05$ ). En los cuatro grupos de edades se observa que el mayor porcentaje de individuos percibió MR. Sin embargo, el grupo de  $\leq 31$  años percibió tendencialmente menores riesgos que los demás grupos, dado que ningún individuo percibió EAR y además, este grupo tuvo un porcentaje mayor de quienes no percibieron riesgos (NR=10.7%). Por su parte, el grupo de  $\geq 62$  años fue el que percibió mayores riesgos, debido a que un 48.3% percibió AR y un 6.9% percibió EAR.

Tabla 7. Percepción de riesgo por el uso de plaguicidas

Variable		Riesgos por uso de plaguicidas (%)				
		Ningún riesgo	Riesgos bajos	Riesgos moderados	Riesgos Altos	Riesgos Extremadamente altos
Genero						
$\chi^2= 8.576$	Hombres	8.6	8.6	53.4	29.3	0.0
	Mujeres	3.4	13.6	39.0	35.6	8.5
Zona						
$\chi^2= 18.161^*$	Baja	5.7	7.5	37.7	39.6	9.5
	Media	2.3	16.3	46.5	34.9	0.0
	Alta	14.3	9.5	66.7	9.5	0.0
Edad						
$\chi^2= 14.802$	≤ 31 años	10.7	14.3	50.0	25.0	0.0
	32-47 años	3.4	20.7	37.9	31.0	6.9
	48-61 años	6.5	3.2	61.3	25.8	3.2
	≥ 62 años	3.4	6.9	34.5	48.3	6.9
Escolaridad						
$\chi^2= 9.414$	Ninguna	5.6	11.1	50.0	33.3	0.0
	Primaria	8.5	13.6	42.4	33.9	1.7
	Secundaria	0.0	7.7	53.8	30.8	7.7
	≥Preparatoria	7.1	7.1	42.9	28.6	14.3
Leer y escribir						
$\chi^2= 1.200$	Si	5.2	11.3	45.4	34.0	4.1
	No	10.0	10.0	50.0	25.0	5.0
Ocupación						
$\chi^2= 3.943$	Agricultor	3.6	12.7	41.8	34.5	7.3
	Otro	8.1	9.7	50.0	30.6	1.6
Distancia del cultivo más cercano						
$\chi^2= 16.135$	<100 m	1.9	5.8	48.1	40.4	3.8
	101-500 m	12.1	18.2	39.4	27.3	3.0
	501-1500 m	11.8	17.6	35.3	23.5	11.8
	>1500 m	0.0	6.7	66.7	26.6	0.0

Ningún riesgo (NR), Riesgos bajos (BR), Riesgos moderados (MR), Riesgos altos (AR), Riesgos extremadamente altos (EAR); \*p < 0.05.

Con respecto a la escolaridad y habilidad para leer y escribir, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ( $P>0.05$ ). En general, en ambas categorías la mayoría de los individuos percibieron MR. De acuerdo a la escolaridad, los que no tienen estudios percibieron riesgos más bajos debido a que el 5.6% no percibió riesgos, un 11.1% percibió BR y nadie de este grupo percibió EAR. Los que dijeron que sí sabían leer y escribir perciben mayores riesgos que los que dijeron no saber.

En relación a la ocupación, en general tanto agricultores como los de otras ocupaciones percibieron MR. En ambos grupos no hubieron diferencias estadísticas ( $P>0.05$ ), a pesar de ello se observa que un 7.3% de los agricultores percibió EAR en comparación con un 1.6% de los pobladores.

De acuerdo con la distancia del cultivo más cercano a la vivienda, no se encontraron diferencias significativas ( $P>0.05$ ) entre los cuatro grupos y la mayoría percibió RM. Sin embargo, los que viven a mayor distancia de un cultivo ( $>1500$  m) percibieron menores riesgos por el uso de plaguicidas (nadie percibió EAR y un 26.6% percibió AR) que los que viven más cerca de los cultivos ( $<100$  m) (3.8% percibió EAR y 40.4% percibió AR). En el análisis de correspondencia canónica (CCA) las variables zona, género, escolaridad y tiempo de residencia fueron encontradas significativas entre los distintos grados de percepción (Tabla S1). El primer eje (abscisas) del CCA puede ser explicado principalmente por zona y escolaridad (Figura 2); estas variables provocan dispersión entre los distintos grados de percepción, separando principalmente a EAR y, asociando a NR con BR y MR con AR. El segundo eje (ordenadas) puede ser explicado por género y tiempo de residencia; estas variables afectan de manera inversa a LR.



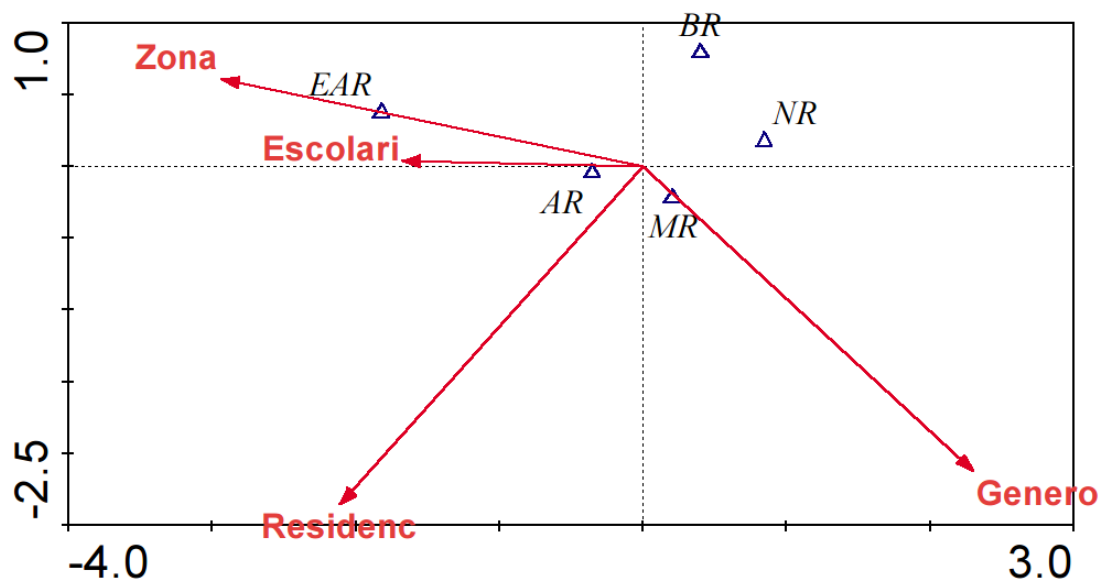


Figura 2.

Variables que determinan la percepción de riesgo. NR: ningún riesgo, BR: riesgos bajos, MR: riesgos moderados, AR: altos riesgos, EAR: extremadamente altos riesgos. Variables: Zona (baja, media y alta); Escolar (escolaridad), Género (femenino, masculino), Residenc (tiempo de residencia en años).

## 4 Discusión

### 4.1 Riesgo relacionado al uso de plaguicidas utilizados en la región

El uso intensivo de plaguicidas en la región del Soconusco representa riesgos al ambiente y a la salud, tanto de los agricultores como de los pobladores; por tanto, el nivel de conocimiento del manejo de los plaguicidas es vital para reducir tales riesgos.

En nuestro estudio se encontró que la mayoría de los agricultores de las tres zonas de la cuenca, principalmente en la zona baja, dependen del uso de los plaguicidas. Al respecto, Días y Louth (1998) indican que durante mucho tiempo se ha tenido la idea entre trabajadores agrícolas que la aplicación de los plaguicidas es la mejor manera de incrementar la producción. Por otro lado, el hecho de que la mayoría de los ingredientes activos registrados sean utilizados con mayor frecuencia en la parte baja de la cuenca,

se debe principalmente a la mayor variedad de cultivos en esa zona en comparación con las otras zonas, así como mayor cercanía a centros urbanos.

Varios de los plaguicidas que se identificaron mayoritariamente en nuestro estudio han sido prohibidos en otros países, sin embargo en México aún se autoriza su uso, tal es el caso del paraquita, partió maratón y endosarán (Pérez *et al.*, 2013); además, debido al grado de toxicidad de estos representan alto riesgo para la salud humana. El maratón es un insecticida que recientemente fue clasificado como probable cancerígeno humano (Grupo 2A) (WHO, 2015); también se han reportado efectos crónicos a la salud tales como efectos en los sistemas nervioso, reproductivo e inmune (ATSDR, 2003). Por su parte, el endosarán es un plaguicida que pertenece a la familia de los organoclorados, los cuales son altamente persistente, tóxicos y liposolubles (Jung-Ho y Yoon-Seok, 2011). De acuerdo con la COFEPRIS el endosulfan está en fase de salida, a partir del 1 de enero del 2013 se canceló la autorización de importación en México, y a partir del 1 de enero del 2015 los permisos sanitarios fueron revocados (COFEPRIS, 2013). Con respecto al paratió metílico, éste es clasificado por la Organización Mundial para la Salud (2010) como extremadamente peligroso (Clase Ia) y; recientemente fue clasificado como posible cancerígeno humano (Grupo 2B) (WHO, 2015). En cuanto a los herbicidas, se identificó el uso del glifosato y el glufosinato, los cuales tienen una clasificación toxicológica IV. El glifosato también fue clasificado recientemente como posible cancerígeno humano (Grupo 2B) (WHO, 2015). De los fungicidas el más usado fue el mancozeb; este fungicida es considerado inofensivo, sin embargo en condiciones de alta humedad y altas temperaturas se produce el metabolito ETU (etilentiourea) el cual posee actividad teratogénica, cancerogénica y mutagénica (Melgar *et al.*, 2008).

## **4.2 Manejo, conocimiento y actitudes de los agricultores respecto al uso de los plaguicidas**

El manejo adecuado de los plaguicidas abarca desde tener información para saber elegir el ingrediente activo correcto hasta la disposición final de los envases vacíos. Con respecto a la elección e información de los plaguicidas Salameh (2004) sostiene que el acceso a fuentes de información adecuada y confiable induce a una mejor percepción del riesgo y adopción de medidas preventivas para reducir riesgos. En nuestro estudio se encontró que casi la mitad de los agricultores, eligen los plaguicidas basados en su experiencia o la del vecino. Este comportamiento puede llevarlos a realizar prácticas poco adecuadas tales como el uso excesivo de plaguicidas o la mezcla de varios ingredientes activos (Yang *et al.*, 2014), lo cual no solo baja la eficiencia de éstos, sino que además aumenta los riesgos a la persona que fumiga y al ambiente (Karunamoorthi *et al.*, 2011). Un hecho notable fue que a pesar de que más de la mitad de los agricultores dijeron elegir los plaguicidas de manera formal (51.1%) y dijeron de leer y seguir las instrucciones de las etiquetas (70.2%), se observa escaso conocimiento sobre el uso y manejo de los plaguicidas, aun cuando llevan mucho tiempo usándolos. Por ejemplo, la mayoría de los agricultores desconoce el significado de los colores que tienen la etiqueta de los envases de plaguicidas. Respecto a esto, Rother (2005) explica que en general existe poca cultura de leer las etiquetas de los plaguicidas para conocer información sobre los riesgos. No obstante, hay que considerar que aunque se asume que proporcionar información sobre riesgos en las etiquetas puede conducir a un comportamiento que reduzca riesgos, pueden también presentarse limitaciones tales como el poco o nulo conocimiento y entendimiento de la información técnica que hay en las etiquetas (Rother, 2008).

Así mismo, se encontró que los agricultores no usan el equipo de protección personal adecuado al aplicar los plaguicidas, lo cual es consistente con lo reportado en otras partes del mundo (Blanco-Muñoz y Lacasaña, 2001; Adeola, 2012; Yang *et al.*, 2014; Al-zain y Mosalami, 2014). Una de las razones por las que los agricultores no usan equipo de protección podría ser el bajo conocimiento acerca de las medidas de seguridad, aunque la WHO recomienda el uso de plaguicidas solo por personas entrenadas (WHO, 1991). Otra razón que mencionaron algunos agricultores es la incomodidad de utilizar el equipo de protección en una zona donde el clima es cálido. Al respecto, se ha encontrado que climas con altas temperaturas pueden ocasionar un bajo uso de equipo de protección (Rucker, 1994). Cole *et al.*, (2002) mencionan que también hay que considerar limitantes tales como la calidad y disponibilidad de los equipos, así como el costo. Otra razón puede ser la falta de normas que regulen el uso del equipo de protección o la débil aplicación de dicha norma; en México la NOM-003-STPS-1999 establece que se debe usar el equipo de protección de acuerdo a lo que indique la hoja de seguridad del plaguicida que se use, así mismo se establece que son los dueños de las plantaciones quienes deben proporcionar el equipo de protección y vigilar su uso adecuado. No obstante, se carece de vigilancia para verificar el cumplimiento de esta norma; en nuestro estudio algunos trabajadores que fumigan dijeron no usar equipo de protección debido a que el dueño de las plantaciones no se los proporcionó (comunicación personal).

Prácticas adecuadas durante y después de la fumigación de los plaguicidas son necesarias para reducir los riesgos; comer, beber o fumar son prácticas que deben evitarse a fin de reducir considerablemente el riesgo de intoxicación por plaguicidas peligrosos (Karunamoorthi y Yirgalem, 2012). En nuestro estudio la mayoría de los

trabajadores agrícolas dijeron no comer y/o fumar durante la aplicación de plaguicidas; sin embargo este resultado habría que tomarse con cautela dado que en otros estudios se ha encontrado que éstas y otras prácticas son comunes en los trabajadores agrícolas (Tinoco y Halperin, 2001; Haro *et al.*, 2002; Hernández-González *et al.*, 2007; Montoro *et al.*, 2009; Karunamoorthi y Yirgalem, 2012; Pérez *et al.*, 2015). Dicho comportamiento se ha explicado al considerar que los trabajadores agrícolas necesitan optimizar su tiempo, por lo que consumen sus alimentos a las orillas de sus terrenos de trabajo (Tinoco y Halperin, 2001).

Por otro lado, la exposición a los plaguicidas no se limita solo al trabajador agrícola, los pobladores como mujeres y niños también pueden sufrir riesgos al estar en contacto directo o indirecto con los plaguicidas. En nuestro estudio se encontró que las mujeres tienen poca participación en las actividades agrícolas, lo cual se debe a la asignación de roles de género. Esto es, a la mujer rural se le marcan responsabilidades casi exclusivas como el cuidado de los hijos y del hogar y, si es involucrada en actividades del campo, son principalmente actividades como recolecta o cosecha (Scarone, 2012). Sin embargo, las mujeres también están expuestas a los plaguicidas al ser las responsables de lavar la ropa del fumigador. En nuestro estudio la mayoría de los agricultores dijeron lavar la ropa por separado, disminuyendo así la exposición del resto de la familia (por esta vía); sin embargo, se ha encontrado que las mujeres lavan la ropa fuertemente contaminada sin ninguna protección (Nivia, 2010), lo cual puede llevarlas a absorber los plaguicidas durante esta actividad. Esta conducta podría atribuirse al desconocimiento de las posibles fuentes de exposición a los plaguicidas. Al respecto se ha encontrado que son hombres los que reciben capacitación sobre el uso de los plaguicidas, mientras que las mujeres a

pesar de estar expuestas al uso de los plaguicidas, no se le indica cómo cuidarse o protegerse (Nivia, 2010).

Otra fuente de exposición para mujeres y niños (o el resto de la familia) está relacionada con el almacenamiento de los plaguicidas. Cuando un plaguicida es almacenado fuera de la casa, se interpreta como una forma adecuada de evitar riesgos de exposición, aunque no se advierte el peligro de colocar a los plaguicidas en el suelo, no etiquetarlos o mantener la bomba aspersora en el área donde se alimentan y descansan los animales (Vargas, 2015). En nuestro estudio se encontró que la mayoría de los agricultores almacena los plaguicidas en sitios no restringidos como el patio, cuarto, cocina o corredor. Este resultado podría explicarse al considerar que el espacio doméstico donde interactúan las personas, los animales, y donde se encuentran los pozos de agua, es el mismo donde se mezclan y almacenan los plaguicidas, por lo que se vuelve cotidiano y deja de percibirse riesgo (Vargas, 2015). Con respecto a esto, se ha encontrado que almacenar los plaguicidas en la cocina es una práctica usual (O'Rourke y Campbell, 2001), por lo que fácilmente se puede contaminar el agua para beber y la comida; además de representar una amenaza a la salud, principalmente a la de los niños (Yang *et al.*, 2014).

Así mismo, el lavado en casa del equipo con el que se asperjan los plaguicidas representa otra fuente de exposición para la familia; mientras que si se realiza en campo es una fuente de contaminación para el ambiente. En nuestro estudio se encontró casi la mitad de los agricultores lava el equipo en casa (44.7%), lo que supone riesgos para la familia dado que el lavado se realiza por lo general en el patio o el lavadero (Nivia, 2001). La otra mitad (55.3%) de los agricultores lava el equipo en el campo lo cual podría

contaminar los cuerpos de agua si esta actividad se realiza cerca de los cuerpos de agua. Se ha encontrado que en zonas agrícolas las aguas superficiales y subterráneas pueden ser contaminadas debido a la escorrentía del agua usada para el lavado de quipos de aspersión lo cual puede afectar la vida acuática vegetal y animal (Nivia, 2001). En este sentido, es deseable motivar a los agricultores a implementar tratamiento de sus aguas residuales, como los humedales artificiales, que es de bajo costo y fácil operación.

La disposición final de los envases que contienen los plaguicidas puede crear fuentes de riesgos para la salud humana y para el ambiente (Sivanesan *et al.*, 2004); su disposición es una importante parte de la responsabilidad del uso de los plaguicidas (Damalas *et al.*, 2008). En nuestro estudio, más de la mitad de los agricultores dijeron quemar o tirar los envases, mientras que muy pocos los entierran o los reutilizan. Al respecto, la SEMARNAT (2007) advierte que tirar los envases de forma irresponsable a los canales de riego, ríos, arroyos o a campo abierto es una práctica común de los agricultores y que es promovida porque ellos perciben que el manejo de los envases vacíos de los plaguicidas no es su responsabilidad, sino que consideran que el gobierno o los fabricantes son los encargados de la solución. No obstante, la disposición final de los envases de plaguicidas debería ser responsabilidad compartida entre los usuarios y el fabricante.

El comportamiento de los agricultores hacia el uso de los plaguicidas está influenciado por la percepción de riesgo (Hashemi *et al.*, 2012; Khan *et al.*, 2015). Entender las percepciones de riesgos, las actitudes frente a los riesgos y las variables que influyen en la percepción de riesgo es importante para la creación de programas de educación y concientización que ayuden a reducir la exposición a plaguicidas (Blanco-Muñoz y

Lacasaña, 2011; Remoundou *et al.*, 2015). La percepción de riesgo moderado observada en los encuestados puede ser explicada al considerar que aunque los individuos conocen los riesgos por usar plaguicidas (ya sea porque han oído casos sobre intoxicaciones, o ellos mismo han sentido olores y molestias cerca de lugares donde se ha fumigado), no han evidenciado algún daño visible a su salud. Con respecto a esto, se ha encontrado que los agricultores que han experimentado problemas de salud por el uso de plaguicidas se muestran más preocupados acerca de los efectos a la salud por su uso que quienes no han experimentado dichos problemas (Hashemi *et al.*, 2012). Por otro lado, se ha reportado que los agricultores usan los plaguicidas porque ven una garantía de altos rendimientos y de alta calidad del producto (Damalas *et al.*, 2008), y su preocupación principal es el daño que causan las plagas a sus cultivos y las consecuentes pérdidas económicas (Barraza *et al.*, 2011). Así mismo, los agricultores pequeños podrían estar minimizando los riesgos al considerar que aplican poca cantidad de plaguicidas porque sus cultivos no son extensos; esto puede estar sucediendo con los productores de la zona alta del Soconusco.

#### **4.3 Percepción de riesgo**

Analizamos la percepción de riesgo por género, zona, edad, escolaridad, ocupación, entre otros y, encontramos que la percepción de riesgo fue significativamente diferente solo para el factor zona. Esto puede ser explicado al considerar que en la zona baja es donde se hace un mayor uso de plaguicidas y las extensiones de terrenos son mayores; sin embargo, se ha encontrado que altas percepciones de riesgo no necesariamente se asocia con una actitud precautoria ante el riesgo (Blanco-Muñoz *et al.*, 2011). Lo anterior puede confirmarse en nuestro estudio al considerar que la mayoría de los agricultores de



la zona baja (72%) dijeron leer y seguir las instrucciones de los envases de plaguicidas, sin embargo la mayoría desconoce el significado de la cinta de color que indica la toxicidad de los plaguicidas (76%) y no usan equipo de protección o creen (64%) protegerse con elementos (sombrero, pañuelo) que no son es parte del equipo de protección señalado en la norma NOM-003-STPS-1999.

A pesar de que las demás variables no fueron diferente significativamente, con respecto a género se encontró que las mujeres tienen un mayor grado de percepción de riesgos que los hombres, a pesar de que ellas no manejan ni toman decisiones relacionadas con los plaguicidas. Este resultado es consistente con lo reportado en otros estudios en donde se ha encontrado que las mujeres tienen una percepción de riesgo por la exposición de plaguicidas más alta que los hombre (Cabrera y Leckie, 2009; Remoundou *et al.*, 2015). Flynn *et al.*, (1994) expone que los hombres tienden a juzgar los riesgo como menores y menos problemáticos que las mujeres. Las razones de las diferencias de percepción de riesgo existente entre género respecto a la exposición de plaguicidas se encuentra sin resolver (Cabrera y Leckie, 2009); sin embargo es posible que los hombres, al hacer un juicio sobre los riesgos por exposición de plaguicidas se consideren físicamente más fuerte que otros (mujeres, niños, hombres mayores). El grado de educación juega un rol importante en el incremento del conocimiento de los riesgos de los plaguicidas (Shetty *et al.*, 2010). En nuestro estudio se observó que a mayor grado de escolaridad, mayor percepción de riesgos. No obstante, se ha encontrado que un mayor conocimiento de los impactos de los plaguicidas a la salud o al ambiente, no necesariamente conducen a tomar conciencia sobre los riesgos (Atreya, 2007). En relación a la ocupación, los agricultores resultaron percibir mayores riesgos que los de otras ocupaciones. Sin

embargo la percepción de los agricultores no se ve reflejada en el manejo de los plaguicidas, lo cual puede explicarse al considerar que los agricultores tienen alta familiaridad con los plaguicidas por la práctica diaria, lo cual puede llevarlos a tener altos niveles de aceptación de riesgos y relativamente bajos niveles de percepción de riesgos (Damalas y Hashemi, 2010). La percepción de riesgo de pobladores ha sido poco estudiada, aun cuando pueden sufrir exposición dermal o inhalada por fumigación de cultivos cercanos a su residencia (Remoundou *et al.*, 2015). Estudios han reportado que en casas localizadas a pocos metros de un cultivo, se incrementa el potencial de exposición de individuos no relacionados con las actividades agrícolas, incluyendo niños (Resena *et al.*, 2006; Camarena *et al.*, 2012).

En el análisis de correspondencia canónica (CCA), las variables zona, género, escolaridad y tiempo de residencia fueron encontradas significativas entre los distintos grados de percepción; este resultado sugiere que estas variables deben ser consideradas al diseñar programas de educación y concientización, a fin de que sean tomadas las medidas adecuadas para reducir los riesgos a la salud y al ambiente.

## **5 Limitaciones**

Una limitación que tuvimos en este trabajo estuvo relacionada con el lenguaje. En cada zona de la región usan diferentes términos para referirse a los plaguicidas, y aunque en las entrevistas trato de usar el lenguaje coloquial de acuerdo a la zona, eso no garantiza la comprensión total de las preguntas del cuestionario. No obstante, los resultados de éste estudio apoyan la hipótesis de que la baja percepción de los agricultores influye de manera negativa en su conducta de riesgo. Sin embargo, esta hipótesis solo se cumple para los agricultores de la zona alta; en la zona baja y media la mayoría de los agricultores

(86.8% y 81.4%, respectivamente) tuvieron percepciones de moderadas a muy altas, pero estas percepciones no necesariamente fueron traducidas en un manejo adecuado de los plaguicidas.

## **6 Conclusiones y recomendaciones**

Nuestros resultados sugieren que la moderada percepción de riesgo tanto de los agricultores como de pobladores de la región del Soconusco, puede conducir a una alta exposición a plaguicidas. El riesgo para la salud humana relacionado a la aplicación de plaguicidas de alta toxicidad (paratión metílico, metamidófos, paraquat y endosulfan) no está reflejada en la percepción de riesgo de los agricultores.

Recomendamos el diseño de programas de comunicación de riesgos para aumentar la conciencia sobre el manejo adecuado de los plaguicidas por los agricultores, que ayuden a reducir los riesgos a la salud y al ambiente. No obstante, hay que considerar que la reducción de la exposición asociada al uso de plaguicidas en el Soconusco es un proceso complejo que va más allá de la educación ambiental, de dar información sobre el manejo correcto de los plaguicidas, y el uso de protección adecuada; y en el que además, prevalecen intereses económicos. Los programas deben ser diseñados considerando el contexto agrícola en particular de cada zona de la región, desde los pequeños productores que pueden percibir que al usar menos plaguicidas no es necesaria las medidas de protección, hasta los grandes productores que por no manejar personalmente los plaguicidas no cumplan con las indicaciones de las normas que regulan el manejo de los plaguicidas. Deben implementarse medidas de reducción de riesgos tal como promover el uso de prácticas agroecológicas. Así mismo, debe considerarse la participación de todos los actores involucrados en el uso de los plaguicidas (agricultores,

tomadores de decisiones, vendedores de plaguicidas). Un elemento importante en estos programas es la provisión de información a los pobladores que promuevan medidas de protección para reducir su exposición. Además es necesario desarrollar estrategias de comunicación de riesgos que provean información que pueda ser entendida y comprendida por los usuarios de los plaguicidas.

## **6 Referencias bibliográficas**

- Adeola, R.G., 2012. Perceptions of environmental effects of pesticides use in vegetable production by farmers in Ogbomoso, Nigeria. *Global. J. Sci. Front. Res. Agric. Biol.* 12:4.
- Alavanja, M.C.R., Dosemeci, M., Samanic, C., Lubin, J., Lynch, C.F., Knott, C., Barker, Jo., Hoppin, J.A., Sandler, D.P., Coble, J., Tomas, K., Blair, A., 2004. Pesticides and lung cancer risk in the Agricultural Health Study cohort. *Am. J. Epidemiol.* 160:876–885.
- Albert, L., 2005. Panorama de los plaguicidas en México. Séptimo Congreso de Actualización en Toxicología Clínica. Tepic, Nayarit 1 y 2 de septiembre, 17 p.
- Al-zain, F. y J. Mosalami., 2014. Pesticides usage, perceptions, practices and health effects among farmers in North Gaza, Palestine. *Indian J. Applied Research* 4: 17-22.
- Atreya, K., 2007. Pesticide use knowledge and practices: a gender differences in Nepal. *Environ Res.* 104:305–11.

- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (ATSDR), 2003. Reseña Toxicológica de los Malati3n (en ingl3s). Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud P3blica.
- Barraza, D., Jansen, K., Van, B., Wesseling, C., 2011. Pesticide use in banana and plantain production and risk perception among local actors in Talamanca, Costa Rica. *Environ. Res.* 111: 708-717.
- Barrera, J.F., 2005. Investigaci3n sobre la broca de caf3 en M3xico. Simposio sobre Situaci3n Actual y Perspectivas de la Invesigaci3n y Manejo de la Broca del Caf3 en Costa Rica, Cuba, Guatemala y M3xico. J.F. Barrera (ed.). Sociedad Mexicana de Entomolog3a y El Colegio de la Frontera Sur. Tapachula, Chiapas, M3xico. p. 1-13. ISBN 970-9712-17-9.
- Badii, M. y J. Landeros., 2007. Plaguicidas que afectan la salud humana y la sustentabilidad. *Cultura Cient3fica y Tecnol3gica* 4 (19): 21-34.
- Blanco-Mu3oz y M. Lacasa3a., 2011. Practices in pesticide handling and the use of personal protective equipment in Mexican agricultural workers. *Journal of Agromedicine* 16 (2), 117-126.
- Butler-Ellis, C., Van, E., Kennedy, M., 2013. Deliverable 5.1 draft. Technical report WP3: models of exposure to agricultural pesticides for bystanders and residents. [[www.browseproject.eu](http://www.browseproject.eu)].
- Cabrera, N.L. y J.O. Leckie., 2009. Pesticide risk communication, risk perception, and self-protective behaviors among farmworkers in California's Salinas Valley. *Hispanic Journal of Behavioral Sciences*, 31(2), 258-272.

- Camarena, O.L., Von, G.C., García, E.A., Violante E.Z., Valdés, C.M., 2012. Agroquímicos y mujeres indígenas jornaleras en Baja California. En Género, medio ambiente y contaminación por sustancias químicas, coordinado por L. Cedillo, 67-77. México: Instituto Nacional de Ecología.
- Catalán, F.T., 1995. La Crisis de la producción de algodón y la expansión de la soya en la región del Soconusco, Chiapas, 1970-1988. 1ra ed. CIHMECH: Chiapas, Mexico, pp 126.
- Comisión Federal para la Protección contra el Riesgo Sanitario (COFEPRIS), 2013. Acciones para la eliminación del endosulfán en México. Mexico, Available online: [http://0305.nccdn.net/4\\_2/000/000/089/98d/Acciones-para-la-eliminaci--n-de-endosulf--n-en-M--xico.pdf](http://0305.nccdn.net/4_2/000/000/089/98d/Acciones-para-la-eliminaci--n-de-endosulf--n-en-M--xico.pdf) (Accessed on 14 March 2013).
- Consejo de Cuenca del Río Coatán (CC), 2005. [cited 2 June 2015]. In: Instituto Estatal del Agua [Internet]. Chiapas, Mexico. Available <http://www.institutodelagua.chiapas.gob.mx/rio-coatan-cch>
- Cole, D.C., Sherwood, S., Crissman, C., Barrera, V., Espinosa, P., 2002. Pesticides and health in highland Ecuadorian potato production: assessing impacts and developing responses. *Int. J. Occup. Environ. Health*, 8(3):182–190.
- Cortés-Genchi, P., Villegas-Arrizón, A., Aguilar-Madrid, G., Paz-Román, M., Marius-Reducindo, M., Juárez-Pérez. C.A., 2008. Symptom prevalence and pesticide management on agricultural workers. *Rev Med Mex Seguro Soc* 46:145–152.
- Damalas, C.A., Telidis, G.K., Thanos. S.D., 2008. Assessing farmers' practices on disposal of pesticide waste after use. *Sci Total Environ* 390:341–5

- Damalas, C.A. y S.M. Hashemi., 2010 Pesticide risk perception and use of personal protective equipment among young and old cotton growers in northern Greece. *Agrociencia* 44:363-371.
- Díaz F. y L. Lamoth., 1998. Características ocupacionales y ambientales de los Plaguicidas en Panamá. Proyecto Plagsalud. Panamá: Hildaura Editores.
- Finucane, M.L., Alhakami, A., Slovic P., Johnson, S.M., 2000. The affect heuristic in judgments of risks and benefits. *Journal of Behavioral Decision Making*, 13, 1–17.
- Flynn, J., Slovic, P., Mertz, Z., 1994. Gender, race and environmental health risks, *Risk Analysis* 14, 1101–8.
- Haro, G.L., Chaín, C.T., Barrón A.R., Bohórquez, L.A., 2002. Efectos de plaguicidas agroquímicos: Perfil epidemiológico-ocupacional de trabajadores expuestos. *Rev. Med. IMSS*. 40, 19-24.
- Hashemi, S.M., S.M. Hosseini y M.K. Hashemi, 2012. Farmer's perceptions of safe use of pesticides: determinants and training needs. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 85(1), 57-66.
- Hernández-Hernández, C.N., 2006. Comparación del riesgo ecológico de plaguicidas utilizados en plantaciones de papaya: uso y validación del indicador Synops. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur, Tapachula, México.
- Hernández-González, M.M., Jiménez-Garcés, C., Jiménez-Albarrán F.R., Arceo-Guzmán, M.R., 2007. Caracterización de las intoxicaciones agudas por

plaguicidas: perfil ocupacional y conductas de uso de agroquímicos en una zona agrícola del estado de México. *Rev Int Contam Ambient.* 23(4):34-9.

Herrera-Portugal, C., Ochoa-Díaz, H., Franco-Sánchez, G., Díaz-Barriga, F., 2005. DNA damage in children exposed to DDT in a malarious area of Chiapas, Mexico. *Acta Toxicol. Arg.* 13: 12-16.

Jung-Ho, K. y C. Yoon-Seok, 2011. Organochlorine pesticides in human serum, in pesticides. In *Strategies for Pesticides Analysis*; Stoytcheva, M. Ed.; InTech: Republic of Korea. doi: 10.5772/13642.

Kamel, F. y J.A. Hoppin, 2004. Association of pesticide exposure with neurologic dysfunction and disease. *Environ Health Perspect.* 112:950–958.

Karunamoorthi, K., Mohammed, A., Jemal, Z., 2011. Peasant association member's knowledge, attitudes, and practices towards safe use of pesticide management. *Am J Indust Med* 54:965-70.

Karunamoorthi, K. y A. Yirgalem, 2012. Insecticide risk indicators and occupational insecticidal poisoning in indoor residual spraying. *Health Scope* 1(4):166-173. doi: 10.5812/jhs.8344.

Khan, M., Mahmood, H., Damalas, A., 2015. Pesticide use and risk perceptions among farmers in the cotton belt of Punjab, Pakistan. *Crop Protection* 67:184-190.

Lepš, J. y T. Šmilauer, 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.



- Melgar-Valdes, C.E., Geissen, V., Cram, S., Sokolov, S., Bastidas, P., Ruiz-Suárez, L.E., Que-Ramos, F.Y., Jarquín-Sanchez, A., 2008. Occurrence of pollutants in drainage channels after long-term application of mancozeb to banana plantations in SE Mexico. *JPNSS*. 17(4):597–604.
- Montoro, Y., Moreno, R., Gomero, L., Reyes, M., 2009. Características de uso de plaguicidas químicos y riesgos a la salud en agricultores de la sierra central del Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública* 26(4):466-472.
- Morales, H., 2013. Plaguicidas: una amenaza para la salud, la biodiversidad y los servicios ambientales. pp. 307-319. En: *La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (conabio) y Gobierno del Estado de Chiapas, México.
- Nivia, E., 2010. Las mujeres y los plaguicidas. Río negro Antioquia. RAPALMIRA- Eco fondo.
- Norma Oficial Mexicana NOM–003–STPS–1999, 2002. Actividades agrícolas–Uso de insumos fitosanitarios o plaguicidas e insumos de nutrición vegetal o fertilizantes– Condiciones de seguridad e higiene. [http://www.respyn.uanl.mx/iii/3/contexto/norma\\_agricola.html](http://www.respyn.uanl.mx/iii/3/contexto/norma_agricola.html)
- O'Rourke, M. K y C.C. Campbell, 2001. Environmental risks: dealing with the known and the unknown. *Revista Panamericana de Salud Pública*, 9(3), 135-137.
- Orozco-Santos, M., 2006. Cenicilla (*Oidium sp.*) del tamarindo (*Tamarindus indica L.*): un problema recurrente y su manejo integrado en el trópico seco de México. *Revista Mexicana de Fitopatología* 24(2), 152-155.

- Pérez, M., Navarro, H., Miranda, E., 2013. Residuos de plaguicidas en hortalizas: Problemática y riesgo en México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 29:45-64.
- Pérez, J., Gooc, M., Cabili, R., Rico, J., Ebasan, S., Zaragoza, G., Redondo S., Orbita, R., Lacuna, D.G., 2015. Pesticide use among farmers in Mindanao, Southern Philippines. *Advances in Environmental Sciences-International Journal of the Bioflux Society* 7:90-108.
- Recena, M.C., Caldas, E.D., Pires, D.X., Pontes E.R., 2006. Pesticides exposure in culturama, Brazil knowledge, attitudes, and practices. *Environ. Res.* 102 (2): 230-6.
- Remoundou, K., Brennan, M., Sacchettini, G., Panzone, L., Butler-Ellis, M., Capri, E., Charistou, A., Chaideftou, E., Gerritsen-Ebben, M., Machera, K., 2015. Perceptions of pesticides exposure risks by operators, workers, residents and bystanders in Greece, Italy and the UK. *Sci. Total Environ.* 505:1082-1092.
- Ríos-González, A., 2013. Uso de modelos predictivos y conceptuales para la evaluación ambiental y el análisis de la percepción de riesgo por uso de plaguicidas: Una opción para el manejo de riesgos en Chiapas. Tesis de Doctorado. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. 163 pp
- Rother, H.A., 2008. South African farm workers' interpretation of risk assessment data expressed as pictograms on pesticide labels. *Environmental Research* 108:419-427.

Rucker, M., 1994. Attitudes and clothing practices of pesticide applicators. In: Protective Clothing Systems and Materials (M. Raheel, Ed.), pp. 79-96, Marcel Dekker, New York.

Ruiz-Toledo, J., 2013. Detección de glifosato en agua superficial y subterránea asociados a cultivos tropicales en el sureste de México. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur, Tapachula, México.

Ruiz-Suárez, L.E., Castro-Chan, R.A., Rivero-Pérez, N.E., Trejo-Acevedo, A., Guillén-Navarro, G.K., Geissen, V., Bello-Mendoza R., 2014. Levels of organochlorine pesticides in blood plasma from residents of malaria-endemic communities in Chiapas, Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(10), 10444–60.

Salameh, P., 2004. Pesticides in Lebanon: a knowledge, attitude, and practice study. *Environ Res.* 94:1–6.

Scarone, A.M., 2012. La ausencia del enfoque de género en los estudios y políticas públicas sobre la contaminación del medio ambiente y los riesgos para la salud pública. En: *Género, ambiente y contaminación por sustancias químicas*. INE-Semarnat Ed. pp 21-31.

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), 1995. Cultivo el algodonoero, ciclo P.V. 95/95.; Chiapas, México.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), 2007. El Plan de Manejo de Envases Vacíos de Agroquímicos y Afines (PLAMEVAA) “Conservemos

un campo limpio” en: SEMARNAT, editor. Asociación Mexicana de la Industria Fitosanitaria A.C.

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), 2014. Anuario estadístico de la producción agrícola. Cierre de la producción agrícola por estado. Servicio de información agroalimentaria y pesquera. (En línea).  
[http://www.siap.gob.mx/index.php?option=com\\_wrapper&view=wrapper&Itemid=351](http://www.siap.gob.mx/index.php?option=com_wrapper&view=wrapper&Itemid=351)

Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL), 2013 Catálogo de Localidades. Sistema de Apoyo para la Planeación del PDZP. (En línea).  
<http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/LocdeMun.aspx?tipo=clave&campo=loc&ent=07&mun=015>

Shetty, P.K., Murugan, M., Hiremath, M.B., Sreeja, S., 2010. Farmers' education and perception on pesticide use and crop economies in Indian agriculture. *Journal of Experimental Sciences* 1:29-46.

Sivanesan, S.D., Krishnamurthi, K., Wachasunder, S.D., Chakrabarti, T., 2004. Genotoxicity of pesticide waste contaminated soil and its leachate. *Biomed Environ Sci.* 17:257–65.

Tinoco-Ojanguren, R. y D.C. Halperin, 2001. Investigación sobre plaguicidas y la salud en Chiapas, lecciones para compartir. En: Daños a la salud por plaguicidas. Rivero, O., Rizo, P., Ponciano, G., Olaiz, G. Manual Moderno. Mexico DF. pp. 93-105.

- Toledo-Toledo, E., Pohlen, J., Gehrke-Vélez, M., Leyva-Galán, A., 2005. Green sugarcane versus burned sugarcane – results of six years in the Soconusco region of Chiapas, Mexico. SUGAR CANE INTERNATIONAL, JANUARY/FEBRUARY 2005 23 (1):20-27.
- Vargas-Trejos, Y., 2015. Exposición a agroquímicos y creencias asociadas a su uso en la cuenca hidrográfica del Río Morote, Guanacaste, Costa Rica: Un estudio de casos. Ciencia & trabajo 17(52):54-68.
- Velásquez, H.J., García-Barrios, L., Nelson, K., López, W., 1999. Participación campesina en la gestión de tecnologías para la producción sustentable. Agrociencia 33: 217-225.
- Wesseling C., Corriols, M., Bravo, V., 2005. Acute pesticide poisoning and pesticide registration in Central America. Toxicol Appl Pharm 207:697–705.
- WHO, 1991. Safe use of pesticides. Technical Report Series 813, 1–26, WHO, Geneva.
- WHO, 2015. Evaluation of five organophosphate insecticides and herbicides. IARC Monographa Vol. 112
- Yang, X., Wang, F., Meng, L., Zhang, W., Fan, L., Geissen, V., Ritsema, C.J., 2014. Farmer and retailer knowledge and awareness of the risks from pesticide use: A case study in the Wei River catchment, China. Science of The Total Environment 497–498, 172–179.

Yılmaz, S., Shahwan, T., Zünbül, B., Eroğlu, E., 2005. Effect of magnesium carbonate on the uptake of aqueous zinc and lead ions by natural kaolinite and clinoptilolite. *Applied Clay Science* 30:209-218.

Zhang, H. y Y. Lu, 2007. End-users' knowledge, attitude, and behavior towards safe use of pesticides: a case study in the Guanting Reservoir area, China *Environ Geochem Health* 29: 513-520.

Zúñiga-Violante, E., Arellano-García, E., Camarena-Ojinaga, L., Daesslé-Heusser, W., Von-Glascoe, C., Leyva-Aguilera, J.C., Ruiz-Ruiz, B., 2012. Daño genético y exposición a plaguicidas en trabajadores agrícolas del Valle de San Quintín, Baja California, México. *Rev. salud ambient.* 12(2):93-101.

Tabla S1. Variables significativas en el CCA.

Variable	<i>P</i> -valor	F-ratio
Zona	0.02	2.85
Género	0.02	2.53
Escolaridad	0.04	2.47
Tiempo de residencia	0.09	1.97

## **Capítulo VI. Discusión general**



## Discusión

De acuerdo con nuestros resultados, los plaguicidas OCs siguen siendo detectados en la región del Soconusco, por lo que la exposición a éstos puede provocar efectos a la salud humana y a los organismos del ambiente.

En este estudio, detectamos siete ( $\gamma$ -HCH,  $\beta$ -HCH, heptacloro,  $\beta$ -endosulfán, endrin aldehído, p,p'-DDT y p,p'-DDE) de los 16 plaguicidas OCs analizados en las muestras de plasma sanguíneo de los residentes de la región. De estos, el p,p'-DDE (96.7%) fue detectado principalmente y sus concentraciones más altas fueron encontrada en los agricultores de la zona baja (ver Capítulo 3). Nuestro resultado puede ser explicado al considerar que el DDT es metabolizado a p,p'-DDE y que este fue usado de manera intensiva en la región en programas de salud y en cultivos agrícolas (Catalán, 1995; ISAT, 2001; Herrera-Portugal *et al.*, 2008; Pérez-Maldonado *et al.*, 2010). Es importante enfatizar que en México el uso del DDT fue prohibido en la agricultura desde 1991 (ISAT, 2001) y en programas de salud desde el 2000 (Wong *et al.*, 2009); aunque han pasado más de 10 años de haberse prohibido su uso (Pérez-Maldonado *et al.*, 2010), éste sigue siendo detectado en muestras biológicas, en altas concentraciones.

En el ambiente, todos los plaguicidas OCs fueron detectados; los grupos de plaguicidas OCs detectados mayormente en suelo fueron los DDTs, en sedimento los HEPTAS y en agua los ENDOS. El compartimento con una concentración total de plaguicidas OCs más alta fue el suelo, seguido del sedimento; en estos compartimentos ambientales se observó, en la concentración de la mayoría de los plaguicidas OCs, una tendencia a aumentar conforme disminuía la altitud (ver Capítulo 4).

La tendencia observada en este estudio, tanto en las muestras de plasma sanguíneo, como en las muestras ambientales (concentraciones más altas en la zona baja), es consistente con el uso histórico de estos plaguicidas en la región. Por un lado, en la zona baja se tuvieron grandes extensiones de cultivo de algodón, en donde se usó una mezcla de toxafeno-DDT en dosis de 6-7 l/ha por aspersión (SAGARPA, 1995). Reportes indican que se llegaron a hacer 21 aspersiones por ciclo, aunque extraoficialmente se sabe que realizaban más aspersiones por ciclo y que había productores que usaban sistemas de riego, lo cual les permitía producir dos ciclos por año (comunicación personal). Además, dado que el Soconusco ha sido una importante área palúdica, el DDT fue simultáneamente utilizado para el control de mosquitos transmisores de esta enfermedad en la zona. Los reportes indican que en México se realizaban aplicaciones semestrales de 2 g/m<sup>2</sup> de DDT en promedio por área residencial (Pérez-Maldonado *et al.*, 2010; Herrera-Portugal *et al.*, 2008). Por otro lado, la zona alta en donde se detectaron las concentraciones más bajas; por ser una zona montañosa, es una zona con menores extensiones de cultivos en comparación con las otras zonas, lo cual la hace menos apta para la agricultura por lo que es posible que el uso de plaguicidas OCs haya sido menor. Así mismo, se estima que el uso del DDT para el control de la malaria en esta zona fue menos frecuente debido a su difícil acceso (Capítulo 3).

De acuerdo con nuestros resultados, en la actualidad los residentes de la región del Soconusco sufren exposición al p,p'-DDE, en mayor grado los residentes de la zona baja. Nuestros resultados indican que el riesgo de cáncer (vía inhalada, dermal e ingesta), causado por las concentraciones de plaguicidas OCs detectadas en el suelo, es muy bajo. Sin embargo, encontramos que las concentraciones máximas de plaguicidas OCs

detectadas en el sedimento pueden causar riesgos a los organismos; aunque en nuestra investigación no se estudiaron los niveles de plaguicidas OCs en organismos acuáticos, se puede deducir que los organismos que están en contacto con el sedimento pueden estar bioconcentrando las concentraciones de plaguicidas OCs encontradas en el sedimento, y ya que estos organismos entran a la cadena alimenticia pues sirven como alimento para los pobladores, por lo que podrían estarse biomagnificando (Albert y Benítez, 2005). Esto podría explicar los altos niveles de p,p'-DDE encontrados en plasma sanguíneo detectados en los residentes de la cuenca. Se ha encontrado que una fuente importante de exposición para la salud humana es la ingesta de alimentos contaminados con plaguicidas OCs (Sang-Ah *et al.*, 2007); estudios han reportado altas concentraciones de plaguicidas OCs en alimentos de consumo regular tales como pescado (Herrera-Portugal *et al.*, 2013), leche de bovino (Pardío *et al.*, 2003; Waliszewski *et al.*, 2003a), queso (Herrera-Portugal *et al.*, 2009), grasa de bovino (Waliszewski *et al.*, 2003b), frutas y verduras (Bhanti y Taneja, 2005; Hilbert *et al.*, 2008), mantequilla (Waliszewski *et al.*, 2003c), entre otros. Específicamente, en un estudio realizado en la región (zona baja), en la comunidad La Victoria, se reportaron altos niveles de p,p'-DDT, p,p'-DDE y p,p'-DDE en peces de consumo frecuente (p,p'-DDT rango: nd-273.65 ng/g lip; p,p'-DDE rango: 20.76-1937.90 ng/g lip; p,p'-DDD rango: nd-494.77 ng/g lip), lo que sugiere que el consumo de pescado diario es una fuente de exposición al DDT y sus metabolitos (Herrera-Portugal *et al.*, 2013).

Actualmente, el uso de los plaguicidas OCs en México está prohibido, aunque algunos han reportado su uso de manera ilegal (González-Mille *et al.*, 2013); no obstante, se espera que su prohibición en la agricultura y programas de salud, haya eliminado la

exposición ocupacional y esté disminuyendo la exposición ambiental. Sin embargo, estos plaguicidas no son los únicos que representar riesgos por exposición en el presente; la región del Soconusco continúa con el modelo de producción basado en el uso intensivo de los plaguicidas. La superficie que estaba dedicada al cultivo del algodón fue sustituida por otros cultivos en donde se usan plaguicidas de manera intensiva tales como plátano y papaya (mancozeb) (Ríos-González, 2013), soya (glifosato) (Ruiz-Toledo, 2013), maíz y caña de azúcar (glifosato y paraquat) (Velásquez *et al.*, 1999; Toledo-Toledo *et al.*, 2005), entre otros. El uso intensivo y el manejo inadecuado de estos plaguicidas pueden aumentar la exposición ocupacional y ambiental llevando a sufrir efectos a la salud de los pobladores y al ambiente.

En nuestro estudio se observó que la mayoría de los agricultores que dijeron usar plaguicidas tuvieron una percepción de riesgos moderada por el uso de plaguicidas (ver Capítulo 5); esta percepción neutral puede llevarlos a adoptar una débil conducta de prevención de riesgos. En los agricultores de la región de las tres zonas se observaron prácticas tales como no leer las etiquetas de envases, no usar equipo de protección para fumigar, comer mientras se fumiga, lavar la ropa utilizada para fumigar junto con la de la familia, almacenar inadecuadamente los plaguicidas, entre otros. Resultados similares han sido observados en otras partes del mundo (Blanco-Muñoz y Lacasaña, 2001; Montoro *et al.*, 2009; Adeola, 2012; Yang *et al.*, 2014; Karunamoorthi y Yirgalem, 2012; Al-zain y Mosalami, 2014; Pérez *et al.*, 2015); tales prácticas aumentan el riesgo a la salud de los mismos agricultores (Karunamoorthi y Yirgalem, 2012) y de otros (pobladores, mujeres, niños) (Nivia, 2010; Yang *et al.*, 2014). Así mismo, se observaron hábitos que pueden aumentar la contaminación ambiental tales como quemar y tirar los

envases vacíos de los plaguicidas, y lavar el equipo de fumigación en campo (Sivanesan *et al.*, 2004).

### **Literatura citada**

Adeola, R.G., 2012. Perceptions of environmental effects of pesticides use in vegetable production by farmers in Ogbomoso, Nigeria. *Global. J. Sci. Front. Res. Agric. Biol.* 12:4.

Albert, A. y A. Benitez, 2005. Impacto ambiental de los plaguicidas en los ecosistemas costeros, in Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. In Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da ed. Botello JAV, Osten R, Gold-Bouchot G, Agraz-Hernández C. Ed. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología: Mexico, pp. 237-248.

Al-zain, F. y J. Mosalami, 2014. Pesticides usage, perceptions, practices and health effects among farmers in North Gaza, Palestine. *Indian J. Applied Research* 4: 17-22.

Bhanti M, y A. Taneja, 2005. Monitoring of Organochlorine pesticide residues in summer and winter vegetables from Agra, India—a case study. *Environ Monit Assess* 110:341–346

Blanco-Muñoz, y M. Lacasaña, 2011. Practices in pesticide handling and the use of personal protective equipment in Mexican agricultural workers. *Journal of Agromedicine* 16 (2), 117-126.

- Catalán, T.F., 1995. La crisis de la producción de algodón y la expansión de la soya en la región del Soconusco, Chiapas 1970-1988. Centro de Investigaciones Humanísticas de Mesoamérica y el Estado de Chiapas, México.
- Gonzalez-Mille, D.J., Espinosa-Reyes, G., Rivero-Pérez, N.E., Trejo-Acevedo, A., Nava-Montes, A.D., Ilizaliturri-hernández, C.A., 2013. Persistent organochlorine pollutants (POPs) and DNA damage in giant toads (*Rhinella marina*) from an Industrial Area at Coatzacoalcos, Mexico. *Water Air Soil Pollut* 224:1781.
- Herrera-Portugal, C., Franco, G., Bermudez, G., Schlottfeldt, Y., Barrientos, H., 2013. Niveles de DDT y metabolitos (DDE y DDD) en peces de consumo humano. *Hig. Sanid. Ambient.* 13, 1080-1085.
- Herrera-Portugal, C., Franco, G., Reyes, K., Rodriguez, M., Schlottfeld, Y., 2008. Niveles sanguíneos de DDT y DDE en mujeres en edad reproductiva de Tapachula, Chiapas (México). *Higiene y Sanidad Ambiental* 8: 315-319
- Herrera-Portugal, C., Franco, G., Palacios, J.C., 2009. Contaminación por DDT en quesos de la Costa de Chiapas, México. *Memorias del VIII Congreso Internacional de Ciencias Ambientales*. Tlaxcala. Tlax. México.
- Hilber I., Mader, P., Schulin, R., Wyss, G.S., 2008. Survey of organochlorine pesticides in horticultural soils and there grown *Cucurbitaceae*. *Chemosphere* 73: 954-961.
- ISAT, 2001. Diagnóstico situacional del uso de DDT y el control de la malaria. Informe regional para México y Centro América. Instituto de Salud Ambiente y Trabajo.

- Karunamoorthi, K. y A. Yirgalem, 2012. Insecticide risk indicators and occupational insecticidal poisoning in indoor residual spraying. *Health Scope* 1(4):166-173. doi: 10.5812/jhs.8344.
- Montoro, Y., Moreno, R., Gomero, L., Reyes, M., 2009. Características de uso de plaguicidas químicos y riesgos a la salud en agricultores de la sierra central del Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública* 26(4):466-472.
- Nivia, E., 2010. Las mujeres y los plaguicidas. Rionegro Antioquia. RAPALMIRA- Eco fondo.
- Pardío, T., Waliszewski, N., Landín, A., Bautista, G., 2003. Organochlorine pesticide residues in cow's milk from a tropical region of Mexico. *Food Additives and Contaminants* 20, 259-269.
- Pérez, J., Gooch, M., Cabili, R., Rico, J., Ebasan, S., Zaragoza, G., Redondo S., Orbita, R., Lacuna, D.G., 2015. Pesticide use among farmers in Mindanao, Southern Philippines. *Advances in Environmental Sciences-International Journal of the Bioflux Society* 7:90-108.
- Pérez-Maldonado, I., Trejo, A., Ruedert, C., Jovel, R., Méndez, M., Ferrari, M., Saballos-Sobalvarro, E., Alexander, C., Yáñez-Estrada, L., López, D., Henao, S., Pinto, E., Díaz-Barriga, F., 2010. Assessment of DDT levels in selected environmental media and biological samples from Mexico and Central America. *Chemosphere* 78:1244–1249
- Ríos-González, A., 2013. Uso de modelos predictivos y conceptuales para la evaluación ambiental y el análisis de la percepción de riesgo por uso de plaguicidas: Una

opción para el manejo de riesgos en Chiapas. Tesis de Doctorado. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. 163 pp

Ruiz-Suárez, L.E., Castro-Chan, R.A., Rivero-Pérez, N.E., Trejo-Acevedo, K.G., Guillén-Navarro K.G., Geissen, V., Bello-Mendoza, R., 2014. Levels of organochlorine pesticides in blood Plasma from residents of malaria-endemic communities in Chiapas, Mexico. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 11(10): 10444-10460. doi:10.3390/ijerph111010444.

Ruiz-Toledo, J., 2013. Detección de glifosato en agua superficial y subterránea Asociados a cultivos tropicales en el sureste de México. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur, Tapachula, México.

Sang-Ah, L., Qi, D., Wei, Z., Yu-Tang, G., Blair, A., Tessari, D.J., Bu, T.J., Xiao-Ou, S., 2006. Association of serum concentration of organochlorine pesticides with dietary intake and other lifestyle factors among urban Chinese women. *Environment international* 33:157-163

Secretaría de Agricultura, Ganadería Desarrollo Rural Pesca y Alimentación (SAGARPA), 1995. Cultivo el algodonoero, ciclo P.V. 95/95.; Chiapas, México.

Sivanesan, S.D., Krishnamurthi, K., Wachasunder, S.D., Chakrabarti, T., 2004. Genotoxicity of pesticide waste contaminated soil and its leachate. *Biomed Environ Sci*. 17:257–65.

Toledo-Toledo, E., Pohlan, J., Gehrke-Vélez, M., Leyva-Galán, A., 2005. Green sugarcane versus burned sugarcane – results of six years in the Soconusco region



of Chiapas, Mexico. SUGAR CANE INTERNATIONAL, JANUARY/FEBRUARY 2005 23 (1):20-27.

Velásquez, H.J., García-Barrios, L., Nelson, K., López, W., 1999. Participación campesina en la gestión de tecnologías para la producción sustentable. *Agrociencia* 33: 217-225.

Waliszewski, M., Villalobos, R., Gómez, S., Infanzón, M., 2003a. Persistent organochlorine pesticide levels in cow's milk samples from tropical regions of Mexico. *Food Additives and Contaminants* 20, 270-275

Waliszewski M., Gomez-Arroyo, S., Infanzon, R.M., Carvajal, O., Villalobos-Pietrini, R., Trujillo, P., Maxwell, M., 2003b. Persistent organochlorine pesticide levels in bovine fat from Mexico. *Food Additives and Contaminants* 21:774-7780.

Waliszewski, M., Villalobos, R., Gómez, S., Infanzón, M., 2003c. Persistent organochlorine pesticides in Mexican butter. *Food Additives and Contaminants* 20, 361-367.

Wong, F., Alegria, H.A., Bidleman, T.F., 2009. Organochlorine pesticides in soil of Mexico and the potencial for soil-air exchange. *Environmental Pollution* 158:749-755

Yang, X., Wang, F., Meng, L., Zhang, W., Fan, L., Geissen, V., Ritsema, C.J., 2014. Farmer and retailer knowledge and awareness of the risks from pesticide use: A case study in the Wei River catchment, China. *Science of The Total Environment* 497–498, 172–179.

## **Capítulo VII. Conclusiones generales y recomendaciones**

## **Conclusiones y recomendaciones**

De acuerdo con nuestros resultados, los residentes de la Cuenca del Río Coatán, principalmente los de la zona baja, están expuestos al p,p'-DDE, por el uso abundante del DDT en el pasado y por exposición ambiental al p,p'-DDT y p,p'-DDE en la actualidad. En general, las concentraciones de los plaguicidas OCs son bajas, no obstante se encuentran ampliamente distribuidas en el ambiente de la cuenca. Las concentraciones más altas de los plaguicidas en el sedimento se encontraron en la zona baja y media, y pueden representar altos riesgos para los organismos. Los residuos de los plaguicidas OCs detectados en el suelo de la cuenca representan muy bajos riesgos de cáncer por vía de ingesta, contacto dermal e inhalación, tanto en adultos como en niños.

Las bajas concentraciones detectadas en el ambiente indican que la fuente de exposición de los residentes es diferente a las analizadas en este estudio, tales como la ingesta de alimentos contaminados.

Aunque las concentraciones de plaguicidas detectadas en suelo representen muy bajos riesgos a la salud, es necesario tomar estos resultados incorporando el principio precautorio con el fin de evitar riesgos y daños en la salud de las personas expuesta directa e indirectamente.

La percepción de riesgo de los agricultores y pobladores no se ve reflejada en el uso y manejo de los plaguicidas, lo cual pone en riesgo su salud y el ambiente.

Estos resultados muestran que las fuentes de exposición por plaguicidas OCs sobre los residentes de la región del Soconusco aun está inconclusa, por lo tanto es necesario realizar biomonitoreos y estudiar otras vías de exposición ambiental tales como la ingesta de alimentos contaminados que ayuden a generar datos reales para determinar los

riesgos a la salud y al ambiente causado por los plaguicidas OCs. Además, es urgente el diseño de programas de comunicación de riesgos para aumentar la conciencia sobre el manejo adecuado de los plaguicidas en los agricultores, que ayuden a reducir los riesgos a la salud y al ambiente. Dichos programas deben considerar la percepción de riesgos tanto de agricultores como de residentes, pues estos últimos, a pesar de estar expuestos, son los que menos información tienen sobre el uso de los plaguicidas y sus efectos.

## **Anexos**