

NIVELES DE PLAGUICIDAS ORGANOCLORADOS EN HABITANTES DE MÉXICO

Stefan M. WALISZEWSKI^{1*}, Mario CABA¹, Sandra GOMEZ-ARROYO²,
Rafael VILLALOBOS-PIETRINI², Armando MARTINEZ¹, Rafael VALENCIA-QUINTANA³,
Mario E. LOZANO FLORES⁴ y Marco A. REGALADO TORRES⁴

¹ Centro de Investigaciones Biomédicas, Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz México

² Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, México DF

³ Universidad Autónoma de Tlaxcala, Tlaxcala, México

⁴ Hospital General ISSSTE, Veracruz, México

*Autor responsable: swal@uv.mx

(Recibido agosto 2013, aceptado agosto 2013)

Palabras clave: aplicaciones sanitarias, tejido adiposo humano, suero sanguíneo, contaminación de alimentos

RESUMEN

Por su estructura química los plaguicidas organoclorados son resistentes a la degradación ambiental y metabólica lo que se refleja en su persistencia. En consecuencia, la exposición a sus residuos se origina de aplicaciones pasadas procedentes de suelos, polvos, aire y alimentos. Se almacenan principalmente en tejidos ricos en grasa y se transportan a través de las grasas y de las lipoproteínas circulantes del organismo. Los resultados de estudios de monitoreo revelan evidencias de su presencia en tejido adiposo humano y suero sanguíneo, cuyos niveles dependen del sexo, de su procedencia y de la edad. Los resultados de una revisión bibliográfica de monitoreo humano entre los habitantes de los estados de Veracruz, Puebla, Tabasco, Chiapas y Oaxaca muestran presencia de residuos de plaguicidas organoclorados en los habitantes de México. El grado de exposición depende de la población y su historial de aplicaciones sanitarias. El análisis de resultados muestra casos de exposición extrema, debido a los focos de contaminación a estos compuestos y una tendencia de disminución con el tiempo en sus concentraciones.

Key words: sanitary applications, human lipid tissues, blood serum, food contamination

ABSTRACT

Organochlorine pesticides have a chemical structure which promotes the resistance to environmental degradation and metabolism, reflected by their persistence in the environment. In consequence, although they are no longer used, are released to the environment and the exposure to these residues is provided from contaminated soils, dusts, air and foods. After exposure, they are stored in lipid rich tissues and transported through circulating lipids and lipoproteins in the organism. The results of monitoring studies of the states of Veracruz, Puebla, Tabasco, Chiapas and Oaxaca reveal evidences of their presence in human body which levels depends on sex, origin and age of inhabitants. The comparisons indicate that inhabitant exposures depend on frequencies of their historical sanitary applications. The review of monitoring studies is focused in cases of extreme exposition and a decreased time tendency in the concentrations of these pesticides.

INTRODUCCIÓN

Los plaguicidas organoclorados representados por el diclorodifenil-tricloroetano (DDT) y el hexaclorociclohexano (HCH) son compuestos que fueron ampliamente utilizados a nivel mundial para actividades agrícolas y para el control de vectores de enfermedades como el paludismo. Debido a la estructura química de su molécula, son compuestos resistentes a la degradación ambiental y metabólica que se refleja en su persistencia en el ambiente (Mrema *et al.* 2013). En consecuencia, la exposición a sus residuos procedentes de aplicaciones pasadas puede llegar a ser crónica (Eskenazi *et al.* 2009, Ricking y Schwarzbauer 2012, Androustopoulos *et al.* 2013). A pesar de su lenta degradación en el ambiente, frecuentemente se biotransforman en metabolitos lipofílicos que también son persistentes (Smith *et al.* 2012).

Debido a estas propiedades, los residuos de plaguicidas organoclorados y sus metabolitos se han determinado en todos los compartimientos ambientales (aire, agua, sedimentos, suelos) del mundo, incluyendo aquellos que están muy alejados del sitio original de su liberación ambiental (Laird *et al.* 2013), su presencia se ha encontrado en organismos de todos los niveles tróficos, desde el plancton hasta las ballenas y animales de zonas polares, lo que corrobora su capacidad de bioamplificación y bioacumulación (Guglielmo *et al.* 2009, Haraguchi *et al.* 2009, Patterson *et al.* 2009, Manaca *et al.* 2011).

A causa de sus propiedades lipofílicas se almacenan principalmente en tejidos ricos en grasa y se transportan a través de las grasas y las lipoproteínas circulantes del organismo. Los efectos tóxicos asociados con la exposición al DDT y a sus metabolitos reportados en humanos, son daños genéticos y hepáticos, así como efectos reproductivos (ATSDR 2001). La exposición aguda a este insecticida se ha relacionado con síntomas neurológicos, como parestias, convulsiones, temblores e hiperexcitabilidad (ATSDR 2001). El efecto cancerígeno del DDT aún no está bien corroborado. En humanos, ocurre una posible asociación con cáncer mamario, aunque no ha sido confirmada (Waliszewski *et al.* 2003, Itoh *et al.* 2009, Shakeel *et al.* 2010, Cohn 2011). Con respecto al daño inmunológico, el DDT ha mostrado ser inmunosupresor (Dewailly *et al.* 2000, Nagayama *et al.* 2007, Dutta *et al.* 2008). Varios estudios han demostrado que la exposición a *pp'*DDT, *pp'*DDE y *pp'*DDD indujo la muerte celular programada (apoptosis) en células mononucleares sanguíneas periféricas de niños residentes en el sureste mexicano (Pérez-Maldonado *et al.* 2011). En otra investigación

realizada en mujeres en edad reproductiva y residentes de una zona de paludismo endémico, se ha observado una asociación positiva entre la concentración plasmática de DDE y la magnitud del daño al ADN (Yáñez *et al.* 2004).

El escenario actual de la exposición, es la crónica a los residuos. Estos insecticidas, están prohibidos en México desde 1999 y no se emplean, sin embargo, los resultados de estudios de monitoreo revelan evidencias de su presencia en muestras de suelo superficial, de alimentos y en humanos (Yáñez *et al.* 2002, Waliszewski *et al.* 2011, 2012a, 2012b). Los suelos en interiores (viviendas fumigadas) y en exteriores forman la fuente de contaminación permanente para los habitantes. De esta manera, el insecticida se incorpora a la cadena alimenticia, presentando un efecto de bioacumulación (absorción y su retención por el organismo) y de bioamplificación incrementando la concentración en los tejidos de los organismos sucesivos (Calow 1993). Estos fenómenos explican la presencia del DDT y sus metabolitos en invertebrados, peces, aves y humanos. Tomando en cuenta estas propiedades, la ingesta de alimentos grasos de procedencia animal puede ser considerada una fuente de exposición no sólo para las comunidades endémicas de paludismo, sino también para la población en general. Los resultados de monitoreo refuerzan la hipótesis de que el alimento de origen animal, el aire respirado (Alegria *et al.* 2008, Wong *et al.* 2008) y el polvo de superficies domésticas son fuentes importantes de exposición a estos contaminantes (Martínez-Salinas *et al.* 2011, Santiago y Cayetano 2011).

Existen pocos estudios de monitoreo que muestren la extensión de niveles de plaguicidas organoclorados en áreas en las que fueron aplicados exclusivamente para controlar la malaria y los ectoparásitos (Herrero Mercado *et al.* 2010, 2011). Por ello, se recopilaron los datos de estudios de monitoreo humano, del tejido adiposo, en los habitantes de Veracruz, Puebla y Tabasco y de sangre de Chiapas, Oaxaca, Tabasco y Veracruz para determinar la extensión y el grado de exposición a los residuos de plaguicidas organoclorados, su permanencia después de 10 años de prohibición de su uso y para comparar los niveles determinados entre los habitantes de estos estados.

NIVELES DE PLAGUICIDAS ORGANOCLO- RADOS EN TEJIDO ADIPOSO HUMANO DE HABITANTES DE VERACRUZ, PUEBLA Y TABASCO

El estudio de biomonitoreo que utiliza muestras humanas es el idóneo para evaluar el grado de exposición

ambiental y establecer el riesgo para la salud, así como para implementar las políticas de salud. Los niveles determinados de contaminantes en el cuerpo humano no siempre revelan el pico de concentraciones, como en el caso de los plaguicidas organoclorados cuando hay una exposición poco frecuente. Las muestras biológicas para el estudio del biomonitorio humano se pueden obtener durante las autopsias o las cirugías hospitalarias. Éstas son importantes para los estudios toxicológicos porque constituyen una alternativa en el proceso de evaluación de los biomarcadores de exposición (Canales Aguirre *et al.* 2011, Mussali-Galante *et al.* 2013). Asimismo, la muestra que se complementa con datos adicionales sobre el paciente favorece la posibilidad de calcular algunos factores particulares, relacionados con la exposición local. Ellos permiten identificar algunos parámetros de exposición, como la toxicocinética, cambios en el grado de exposición durante el tiempo y el monitoreo de comunidades seleccionadas (Smolders *et al.* 2009, Herrero Mercado *et al.* 2010, 2011).

En el estudio del monitoreo realizado en los años 2010-2011 (Waliszewski *et al.* 2011, 2012a, 2012b), se analizaron 150 muestras de tejido adiposo humano (75 de mujeres y 75 de hombres) procedentes de cada entidad (150 de Veracruz, 150 de Puebla y 150 de Tabasco), en las cuales se encontró únicamente la presencia de β -HCH, *pp'*DDE, *pp'*DDT y *op'*DDT.

En la población de Veracruz, en 150 muestras de tejido adiposo, se encontró β -HCH, *pp'*DDE, *pp'*DDT y *op'*DDT con frecuencia de 97.3 %, 100 %, 93.3% y 99.3 %, respectivamente. El *pp'*DDE, fue el compuesto organoclorado que registró la concentración media más alta de 1.643 mg/kg en base lipídica y con rangos desde 0.042 a 7.564 mg/kg, seguido por el insecticida *pp'*DDT de 0.227 mg/kg en base lipídica y rangos desde 0.086 a 3.550 mg/kg. El valor máximo (3.550 mg/kg en base lipídica) del insecticida *pp'*DDT indica alta exposición de la persona a los residuos de este insecticida proveniente de aplicaciones pasadas que se quedaron en su entorno habitacional. El isómero β -HCH del

insecticida lindano (γ -HCH) que es un producto de conversión metabólica con persistencia mayor, presentó concentración media de 0.063 mg/kg en base lipídica y corrobora su permanencia principalmente en los alimentos de procedencia animal en Veracruz. El isómero *op'*DDT, que constituye una impureza en la síntesis del DDT, mostró el valor medio más bajo de 0.022 mg/kg en base lipídica de los compuestos organoclorados determinados (**Cuadro I**). Las edades de los participantes fueron de 15 a 86 años con una media de 44.8 años.

En la población de Puebla, con 150 muestras de tejido adiposo, la presencia de β -HCH, *pp'*DDE, *pp'*DDT y *op'*DDT se determinó con la frecuencia siguiente: 86.0 %, 100 %, 79.3 % y 98.0 % respectivamente. El *pp'*DDE, fue también el compuesto organoclorado con la concentración media más alta de 0.916 mg/kg en base lipídica y rangos desde 0.012 a 3.624 mg/kg, seguido por el insecticida *pp'*DDT de 0.083 mg/kg en base lipídica y rangos desde 0.004 a 1.130 mg/kg. El valor máximo de concentración (1.130 mg/kg en base lipídica) del insecticida *pp'*DDT indica también la presencia de sus residuos en el entorno habitacional de las personas expuestas a este insecticida. El isómero β -HCH mostró concentración media de 0.073 mg/kg en base lipídica señalando su procedencia de alimentos de origen animal. El isómero *op'*DDT, reveló el valor medio más bajo de 0.020 mg/kg en base lipídica (**Cuadro II**). Las edades de los participantes fueron de 3 a 96 años con una media de 47.3 años.

En la población de Tabasco, en 150 muestras de tejido adiposo, la frecuencia de los plaguicidas organoclorados determinados fue la siguiente: β -HCH 58.0 %, *pp'*DDE 100 %, *pp'*DDT 96.7 % y *op'*DDT 78.7 %. El *pp'*DDE, fue el compuesto organoclorado con la concentración media más alta de 1.034 mg/kg en base lipídica y rangos desde 0.014 a 5.007 mg/kg, seguido por el insecticida *pp'*DDT con 0.116 mg/kg en base lipídica y rangos desde 0.004 a 0.994 mg/kg. El valor máximo del insecticida *pp'*DDT es igual en los estados de Veracruz y Puebla, su presencia en el

CUADRO I. NIVELES (mg/kg CON BASE LIPÍDICA) DE PLAGUICIDAS ORGANOCOLORADOS EN LA POBLACIÓN DE VERACRUZ

Plaguicida	Frecuencia	$\bar{X} \pm DE$	Mediana	Mínimo	Máximo
β -HCH	97.3	0.063 \pm 0.078	0.037	0.001	0.443
<i>pp'</i> DDE	100	1.643 \pm 1.465	1.233	0.042	7.564
<i>op'</i> DDT	93.3	0.022 \pm 0.022	0.016	0.002	0.160
<i>pp'</i> DDT	99.3	0.227 \pm 0.488	0.086	0.019	3.550
Σ -DDT		1.887 \pm 1.762	1.323	0.099	9.200
Edad		44.8 \pm 14.2	42.0	15.0	86.0

CUADRO II. NIVELES (mg/kg EN BASE LIPÍDICA) DE PLAGUICIDAS ORGANOCORADOS EN LA POBLACIÓN DE PUEBLA

Plaguicida	Frecuencia	$\bar{X} \pm DE$	Mediana	Mínimo	Máximo
β -HCH	86.0	0.073 \pm 0.137	0.024	0.002	0.797
<i>pp'</i> DDE	100	0.916 \pm 0.882	0.632	0.012	3.624
<i>op'</i> DDT	79.3	0.020 \pm 0.015	0.016	0.002	0.076
<i>pp'</i> DDT	98.0	0.083 \pm 0.103	0.062	0.004	1.130
Σ -DDT		1.019 \pm 0.933	0.732	0.023	3.923
Edad		47.3 \pm 22.3	44.0	3.0	96.0

CUADRO III. NIVELES (mg/kg EN BASE LIPÍDICA) DE PLAGUICIDAS ORGANOCORADOS EN LA POBLACIÓN DE TABASCO

Plaguicida	Frecuencia	$\bar{X} \pm DE$	Mediana	Mínimo	Máximo
β -HCH	58.0	0.049 \pm 0.145	0.012	0.001	1.067
<i>pp'</i> DDE	100	1.034 \pm 0.864	0.887	0.014	5.007
<i>op'</i> DDT	78.7	0.022 \pm 0.033	0.015	0.002	0.346
<i>pp'</i> DDT	96.7	0.116 \pm 0.171	0.058	0.004	0.994
Σ -DDT		1.164 \pm 0.967	0.969	0.017	5.089
Edad		39.0 \pm 15.8	36.0	15.0	84.0

entorno habitacional se debe a aplicaciones pasadas. El isómero β -HCH marcó concentración media de 0.049 mg/kg en base lipídica y su permanencia en los alimentos consumidos por los habitantes de Tabasco. El isómero *op'*DDT, evidenció el valor medio más bajo de 0.022 mg/kg en base lipídica (**Cuadro III**). Las edades de los participantes fueron de 15 a 84 años con un promedio de 39 años, valor más bajo al comparar las tres entidades.

Al analizar las frecuencias de la presencia de plaguicidas organoclorados en muestras de tejido adiposo humano entre las tres poblaciones, en el 100 % se encontró el metabolito *pp'*DDE del insecticida *pp'*DDT. Este hallazgo corrobora una extensa dispersión de este compuesto en las poblaciones monitoreadas, así como su permanencia en los alimentos de origen animal, donde el insecticida *pp'*DDT fue metabolizado y acumulado en la fase lipídica del organismo y bioamplificado en la cadena alimenticia. Los tres compuestos restantes exponen una tendencia de disminución en su frecuencia desde Veracruz a Puebla y a Tabasco.

El isómero β -HCH descendió desde 97.3 % a 86.0 % y 58.0 % respectivamente por estado. Lo mismo sucedió con la presencia del insecticida *pp'*DDE que se evidenció en 99.3 %, 98.0 % y 96.7 % de las muestras, y el *op'*DDT se encontró en 93.3 %, 79.3 % y 78.7 % de las muestras respectivamente.

Para poder comparar las concentraciones de plaguicidas organoclorados entre las tres entidades de México (**Cuadro IV**), fue aplicado el modelo lineal generalizado (MLG), el cual consiste en un ajuste de ANOVA unifactorial con tres niveles de procedencia. Las concentraciones de β -HCH en base lipídica en las entidades fueron las siguientes: Veracruz 0.063 mg/kg, Puebla 0.073 mg/kg y Tabasco 0.049 mg/kg. Al aplicar el modelo no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) en el grado de contaminación entre los participantes, aunque los habitantes tabasqueños mostraron concentraciones medias menores. Una falta de diferencias indica la exposición comparable a este compuesto organoclorado y los alimentos de origen animal como la fuente principal de sus residuos.

CUADRO IV. COMPARACIÓN DE CONCENTRACIONES (mg/kg EN BASE LIPÍDICA) MEDIAS DE PLAGUICIDAS ORGANOCORADOS ENTRE HABITANTES DE VERACRUZ, PUEBLA Y TABASCO

Origen	β -HCH	<i>pp'</i> DDE	<i>op'</i> DDT	<i>pp'</i> DDT
Veracruz	0.063 \pm 0.078	1.643 \pm 1.465	0.022 \pm 0.022	0.227 \pm 0.488
Puebla	0.073 \pm 0.137	0.916 \pm 0.882	0.020 \pm 0.015	0.083 \pm 0.103
Tabasco	0.049 \pm 0.145	1.034 \pm 0.864	0.022 \pm 0.033	0.116 \pm 0.171

	\bar{X}	DE	
β -HCH V	0.0631	0.0783	(-----+-----+-----+-----+)
β -HCH P	0.0728	0.1371	(-----*-----)
β -HCH T	0.0490	0.1451	(-----*-----)
			(-----+-----+-----+-----+)
			0.040 0.060 0.080 0.100

Fig 1. Resultados de comparación de medias e intervalos de confianza del β -HCH entre las entidades al aplicar la prueba de ANOVA

La comparación de sus concentraciones se muestra en la **figura 1** marcando la media y los intervalos de confianza. Es importante mencionar que a pesar de que no hay diferencias entre las concentraciones medias, se puede observar la existencia de casos individuales de contaminación sobresaliente o extrema (**Figs. 1 y 2**). Este hecho se explica por la exposición individual y los hábitos alimenticios personales.

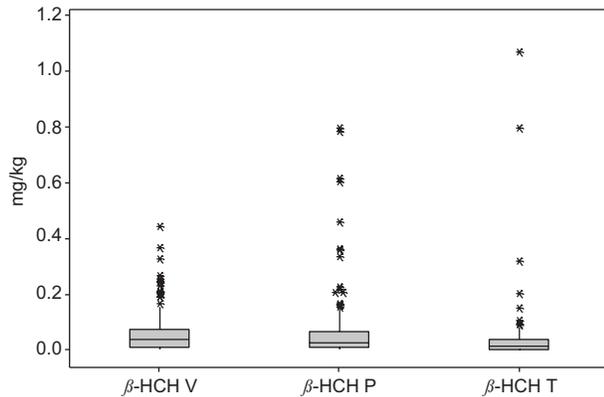


Fig 2. Comparación de concentraciones (mg/kg en base lipídica) medias de β -HCH entre los habitantes de Veracruz, Puebla y Tabasco

La comparación de los niveles medios del pp' DDE en base lipídica muestra que los valores superiores corresponden a los habitantes de Veracruz 1.643 mg/kg, éstos disminuyen a 1.034 mg/kg en Tabasco y hasta 0.916 mg/kg en los habitantes de Puebla. La aplicación del modelo matemático de comparación de medias y el análisis de ANOVA, arroja como resultado mayor contaminación en los habitantes de Veracruz y que la diferencia es estadísticamente significativa al compararla con los habitantes de Tabasco y Puebla ($p < 0.05$). La comparación de medias entre las poblaciones de Puebla y Tabasco no reflejó diferencias significativas ($p > 0.05$) en concentraciones del pp' DDE. La comparación de niveles medios de pp' DDE, se muestra en las **figuras 3 y 4**.

Adicionalmente, aplicando la prueba no paramétrica para comparar las concentraciones medianas en base lipídica, se obtuvo resultado igual que para las medias, de medianas estadísticamente diferentes ($p < 0.05$) entre las comunidades de Veracruz (1.233 mg/kg)

comparando con Puebla (0.632 mg/kg) y Tabasco (0.882 mg/kg). Las diferencias en concentraciones medianas, también en base lipídica, entre los habitantes de Puebla (0.632 mg/kg) y los de Tabasco (0.882 mg/kg) no fueron estadísticamente significativas ($p > 0.05$).

Al establecer la relación entre las gráficas, es interesante subrayar la existencia de valores extremos de contaminación en las personas participantes, especialmente de Veracruz. Se supone que este resultado se origina por la exposición pasada al insecticida pp' DDT, su posterior metabolismo al pp' DDE y la acumulación en el tejido adiposo de los habitantes, así como por el consumo de alimentos con presencia de este metabolito persistente. Las diferencias en concentraciones medias del isómero op' DDT muestran valores bajos sin variación sustantiva entre los habitantes de Veracruz, Puebla y Tabasco. Aplicando el modelo estadístico para comparar las medias, el resultado no fue significativo ($p > 0.05$) entre los habitantes de las tres entidades. La comparación de niveles de op' DDT, se muestra en las **figuras 5 y 6**.

Como consecuencia de las aplicaciones pasadas y la permanencia de residuos en el entorno, se pueden apreciar niveles extremos del op' DDT, marcados en las tres entidades de México, lo que indica la persistencia de las fuentes de contaminación y la exposición humana.

El análisis de los niveles medios del insecticida pp' DDT reveló concentraciones superiores en base lipídica correspondientes a los habitantes de Veracruz de 0.227 mg/kg, que disminuyen a 0.116 mg/kg en los de Tabasco y hasta 0.083 mg/kg en los habitantes de Puebla. La aplicación del MLG para la comparación de medias, mostró el resultado superior de contaminación en los habitantes de Veracruz, el cual fue estadísticamente significativo al compararlos con los habitantes de Tabasco y Puebla ($p < 0.05$). La comparación de valores medios entre Puebla y Tabasco no reveló diferencia estadísticamente significativa ($p > 0.05$).

En la aplicación de la prueba no paramétrica para comparar las medianas de las concentraciones en base lipídica, también se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre las comunidades de Veracruz (0.086 mg/kg) y Puebla

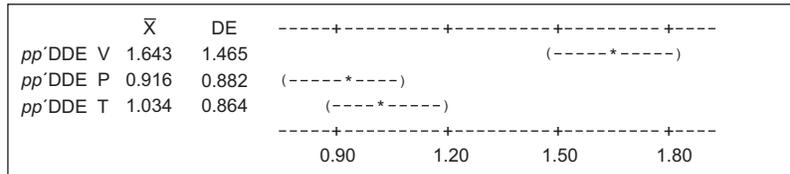


Fig 3. Comparación de medias e intervalos de confianza del pp'DDE entre las entidades aplicando la prueba de ANOVA

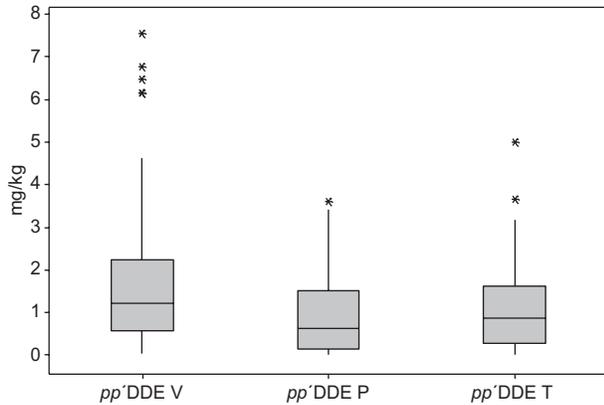


Fig 4. Comparación de concentraciones (mg/kg en base lipídica) medias de pp'DDE entre los habitantes de Veracruz, Puebla y Tabasco

(0.062 mg/kg) y Veracruz y Tabasco (0.058 mg/kg). Las diferencias en concentraciones medianas entre Puebla y Tabasco no fueron estadísticamente significativas ($p > 0.05$). La comparación de niveles de pp'DDT, se muestra en las **figuras 7 y 8**. La **figura 8** presenta adicionalmente varios casos de contaminación extrema en las poblaciones de Veracruz y Tabasco que se deben a la persistencia del insecticida pp'DDT en el ambiente y exposición permanente de los habitantes a sus residuos.

Para observar la diferencia en los niveles de plaguicidas organoclorados durante el tiempo y su tendencia, se comparan en el **Cuadro V** las frecuencias y concentraciones de plaguicidas organoclorados, determinados en los estudios de monitoreo en Veracruz realizados durante el año 2010 (Waliszewski *et al.* 2011) y el 2012. El isómero β -HCH disminuyó su frecuencia de 97.3 % a 84.7 % y su concentración media bajó significativamente ($p < 0.05$) de 0.063

a 0.030 mg/kg en base lipídica. La frecuencia del pp'DDE no mostró ninguna diferencia, pero las concentraciones determinadas en los habitantes de Veracruz disminuyeron de 1.643 a 0.991 mg/kg en base lipídica. Este resultado al aplicar la prueba de comparación de medias reveló diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.05$). El isómero op'DDT decreció su frecuencia en las muestras humanas de Veracruz desde 93.3 % a 78.0 %, pero las concentraciones no bajaron en forma significativa ($p > 0.05$). El insecticida pp'DDT, mostró una baja estadísticamente no significativa en las frecuencias desde 99.3 % a 96.0 %, además se observa una disminución estadísticamente significativa ($p < 0.05$) desde 0.227 a 0.112 mg/kg en base lipídica en sus niveles. Al examinar las edades (44.8 y 43.9 años), factor que puede influir en los niveles de plaguicidas organoclorados acumulados (Waliszewski *et al.* 2011), no se obtuvo resultado de diferencias significativas

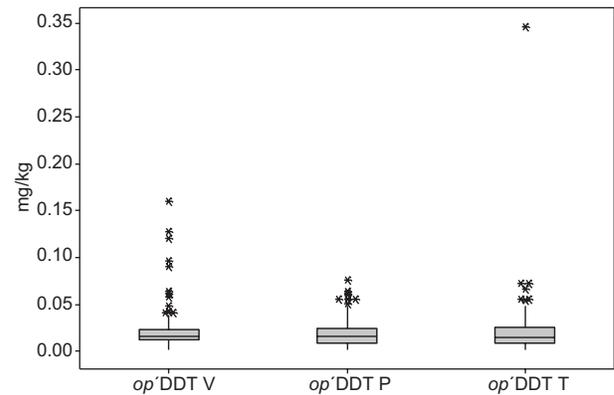


Fig 6. Comparación de concentraciones (mg/kg en base lipídica) medias de op'DDT entre los habitantes de Veracruz, Puebla y Tabasco

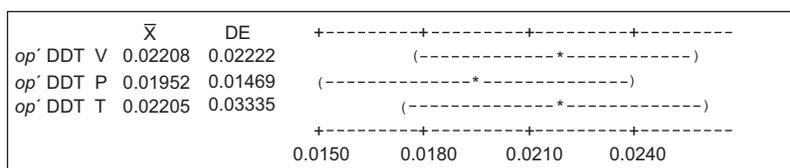


Fig 5. Comparación de medias e intervalos de confianza del op'DDE entre las entidades aplicando la prueba de ANOVA

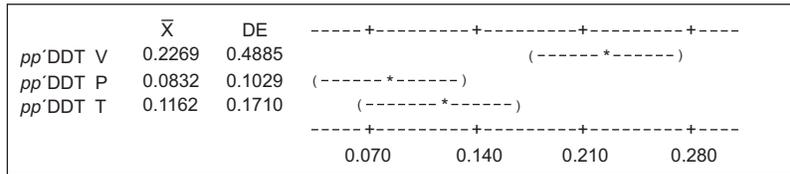


Fig 7. Comparación de medias e intervalos de confianza del pp'DDT entre las entidades aplicando la prueba de ANOVA

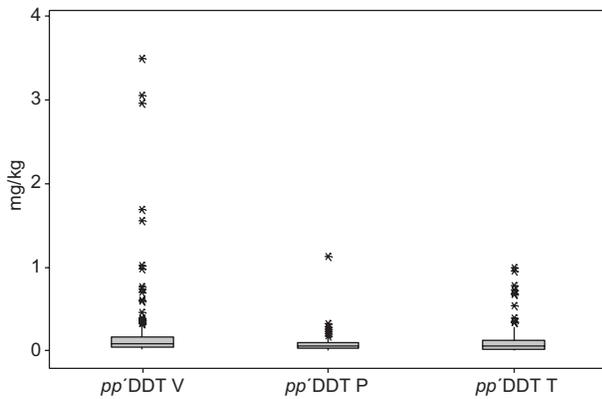


Fig 8. Comparación de concentraciones (mg/kg en base lipídica) medias de pp'DDT entre los habitantes de Veracruz, Puebla y Tabasco

entre las edades de ambas poblaciones ($p>0.05$). Debido al retiro de estos plaguicidas de las acciones sanitarias, se observa una significativa disminución en las concentraciones de los mismos, especialmente el insecticida pp'DDT, que muestra una posibilidad de reducción en la extensión de las fuentes de contaminación en la entidad veracruzana.

NIVELES DE PLAGUICIDAS ORGANOCLORADOS EN SANGRE HUMANA EN HABITANTES DE CHIAPAS, OAXACA, TABASCO Y VERACRUZ

El uso y manejo de las sustancias químicas, especialmente los plaguicidas, conducen a una exposición

humana y los niños presentan mayor vulnerabilidad, siendo la población de mayor susceptibilidad a los agentes tóxicos con una tendencia a inducir efectos dañinos en la salud. El objetivo del estudio de Pérez Maldonado y col. (2013) fue evaluar el grado de exposición al DDT y su metabolito DDE en niños de 3 a 13 años de edad en dos estados del sureste de México: Oaxaca y Chiapas. Para realizar este objetivo, se tomaron y analizaron las muestras de sangre. Los resultados se resumen en el Cuadro VI. Los niños de la comunidad A de Chiapas muestran concentraciones significativamente superiores del DDT total ($31\,271.4 \pm 11\,261.4$ ng/g en base lipídica) comparando con la comunidad B de Chiapas ($10\,220.5 \pm 7,893.1$ ng/g en base lipídica) y con la comunidad C de Oaxaca ($11\,659.7 \pm 6683.7$ ng/g en base lipídica). El 100% de las muestras analizadas revelaron presencia del metabolito DDE.

El DDT fue utilizado en los estados de Chiapas y Oaxaca, al igual que en Veracruz, Tabasco y Puebla en programas del combate de malaria dejando sus residuos en los suelos superficiales, los que exponen a la población en forma permanente. Los estudios realizados por Pérez-Maldonado *et al.* 2010, Martínez-Salinas *et al.* 2012, Trejo-Acevedo *et al.* 2012, Domínguez-Cortinas *et al.* 2013 muestran presencia de estos plaguicidas, especialmente del metabolito pp'DDE en sangre de niños habitantes de comunidades del suroeste de México, cuyos niveles oscilan entre 10 000 a 31 000 ng/g en base lipídica. Los autores indican la procedencia de la exposición a los polvos existentes dentro de las viviendas y en

CUADRO V. COMPARACIÓN DE NIVELES (mg/kg EN BASE LIPÍDICA) DE PLAGUICIDAS ORGANOCLORADOS EN HABITANTES DE VERACRUZ ENTRE EL AÑO 2010 Y 2012

Plaguicida	Año 2010			Año 2012		
	Frecuencia	\bar{X}	\pm DE	Frecuencia	\bar{X}	\pm DE
β -HCH	146/150	0.063	\pm 0.078	127/150	0.030	\pm 0.055
pp'DDE	150/150	1.643	\pm 1.465	150/150	0.991	\pm 0.848
op'DDT	140/150	0.022	\pm 0.022	117/150	0.025	\pm 0.032
pp'DDT	149/150	0.227	\pm 0.488	144/150	0.112	\pm 0.189
Edad		44.8	\pm 14.2		43.9	\pm 17.5

CUADRO VI. COMPARACIÓN DE NIVELES (ng/g EN BASE LIPÍDICA) DE DDT Y DDE EN MUESTRAS DE SANGRE DE NIÑOS PROCEDENTES DE TRES COMUNIDADES DE CHIAPAS Y OAXACA

Comunidad	Compuesto	\bar{X}	\pm	DE
Chiapas N = 8	DDT	2231.8	\pm	1607.9
	DDE	29039.6	\pm	9653.5
	DDT total	31271.4	\pm	11261.4
Chiapas N = 21	DDT	560.1	\pm	302.8
	DDE	9660.4	\pm	7590.3
	DDT total	10220.5	\pm	7893.1
Oaxaca N = 15	DDT	598.1	\pm	416.6
	DDE	11061.6	\pm	62,67.1
	DDT total	11659.7	\pm	6683.7

el exterior, además la liberación de estos compuestos durante la combustión de leña utilizada en el hogar (Torres-Dosal *et al.* 2008, Martínez-Salinas *et al.* 2010, Riojas-Rodríguez *et al.* 2011, Pruneda-Álvarez *et al.* 2012). Las concentraciones reportadas por Pérez Maldonado y col. (2013), se encuentran en los mismos rangos que los reportados previamente para otras comunidades de Chiapas (DDE - 21 000 ng/g y DDT - 320 ng/g en base lipídica) y de Quintana Roo (DDE- 39.500 ng/g y DDT - 2.550 ng/g en base lipídica) (Trejo-Acevedo *et al.* 2012, Martínez-Salinas *et al.* 2012). Al comparar estos valores con los calculados por Domínguez-Cortinas y col. (2013) para establecer el nivel nacional, son más altos. Cabe mencionar que al analizar los resultados de estudios previos (Trejo-Acevedo *et al.* 2009) con los recientes en los mismos estados, los últimos muestran una ligera tendencia en reducción de sus concentraciones. Esta tendencia es semejante a la observada en la población de Veracruz en los años 2010 y 2012 (**Cuadro V**). Adicionalmente, los resultados llaman la atención con relación a la edad del participante y a las altas concentraciones determinadas, debido a que el factor edad se relaciona con el periodo de exposición y la acumulación permanente de estos compuestos persistentes durante la vida.

Torres Dorsal y col. (2012) realizaron estudios de monitoreo en comunidades rurales de Tabasco tomando muestras de sangre de habitantes (12 a 70 años de edad) de ese estado. Los resultados de las concentraciones expresadas como media geométrica y desviación estándar se presentan en el **Cuadro VII**.

Todas las comunidades estudiadas revelaron la existencia de DDT y DDE en las muestras y una exposición generalizada de la población de Tabasco. Esta conclusión concuerda con los resultados correspondientes al monitoreo de tejido adiposo previamente descrito. Las concentraciones mayores

de DDT y DDE fueron determinadas en los habitantes de Teapa, comunidad que se dedica a las actividades agrícolas, especialmente al cultivo de plátano. En la comunidad de Centla dedicada a la pesca, las concentraciones decrecieron aproximadamente a la mitad de las determinadas en Teapa. Una tendencia parecida se observó en la comunidad agrícola de Nacajuca. El cociente de concentraciones DDT/DDE, que indica la antigüedad de los residuos, reveló valores menores de 1 sugiriendo una exposición pasada a este insecticida. Además, al aplicar a los resultados un análisis multivariado, en este estudio no se encontró efecto significativo de los factores sexo, edad y estatus nutricional de los participantes.

CUADRO VII. COMPARACIÓN DE NIVELES (ng/g EN BASE LIPÍDICA) DE DDT Y DDE EN MUESTRAS DE SANGRE DE HABITANTES PROCEDENTES DE TRES COMUNIDADES DE TABASCO

Comunidad	Compuesto	MG	\pm	DE
Teapa N = 18	DDT	1043.2	\pm	1406.5
	DDE	7665.5	\pm	8888.7
Centla N = 15	DDT	434.0	\pm	492.7
	DDE	3550.4	\pm	3616.6
Nacajuca N = 17	DDT	281.7	\pm	437.7
	DDE	1780.6	\pm	1915.1

El monitoreo del suero sanguíneo realizado en los habitantes (2 a 85 años de edad) de Veracruz (Waliszewski *et al.* 2012c) reveló presencia del β -HCH, *pp'*DDT, *op'*DDT y *pp'*DDE en las muestras analizadas. Las concentraciones determinadas se presentan en el **Cuadro VIII**.

Las concentraciones determinadas oscilaron en los rangos comparados con las detectadas en Chiapas y Tabasco, corroborando una contaminación universal de los habitantes de México por estos compuestos persistentes. En la población veracruzana se observó mayor exposición de los habitantes

CUADRO VIII. NIVELES (ng/g EN BASE LIPÍDICA) DE PLAGUICIDAS ORGANOCOLORADOS EN 150 MUESTRAS DEL SUERO SANGUÍNEO DE LOS HABITANTES DE VERACRUZ

Plaguicida	Frecuencia	\bar{X}	\pm	DE
β -HCH	73/150	4900	\pm	5200
<i>pp'</i> DDT	150/150	3100	\pm	6400
<i>op'</i> DDT	5/150	2700	\pm	2900
<i>pp'</i> DDE	62/150	15800	\pm	22500

masculinos al isómero β -HCH y una falta de diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) de las concentraciones del DDT entre sexos. La edad de los participantes y su relación con los niveles de plaguicidas organoclorados fue evidente para el β -HCH y *pp'*DDE, al observarse que sus niveles se incrementaban con la edad. Debe destacarse que ambos compuestos son metabolitos de insecticidas y presentan mayor persistencia en el organismo humano. Es de gran importancia mencionar que las cantidades del insecticida DDT no mostraron aumento de sus concentraciones con la edad. El DDT en México fue prohibido desde el año 1999 y sus niveles de acumulación en seres humanos abandonaron la tendencia de ascenso, debido a una exposición a sus residuos que sólo persisten por el uso pasado en el entorno habitacional.

En conclusión, los estudios de monitoreo de los habitantes de México muestran, después de 12 años de prohibición del DDT y el lindano, persistencia de estos plaguicidas organoclorados y sus metabolitos en los habitantes estudiados. Al calcular las diferencias en el grado de exposición humana, considerando la variabilidad en las condiciones climáticas que exigieron en el pasado la aplicación de insecticidas en el combate sanitario de vectores, la población que habita el clima tropical muestra mayor exposición. Los habitantes de estas entidades se exponen contemporáneamente a los vapores de plaguicidas acumulados en suelos superficiales, polvos y al consumir alimentos de origen animal, en los cuales estos compuestos persistentes previamente se acumularon en grasas. Al comparar los resultados de los monitoreos se observa una tendencia de disminución en sus concentraciones, debido a la suspensión del DDT y el lindano en acciones sanitarias del combate de vectores.

REFERENCIAS

- Androutsopoulos V.P., Hernández A.F., Liesivuori J. y Tsatsakis A.M. (2013). A mechanistic overview of health associated effects of low levels of organochlorine and organophosphorous pesticides. *Toxicology* 307, 89-94.
- Alegria H., Wong F., Jantunen L.M., Bidleman T.F., Salvador-Figueroa M., Gold-Bouchot G., Ceja-Moreno V., Waliszewski S.M. e Infanzon R. (2008). Organochlorine pesticides and PCBs in air of southern México (2002-2004). *Atmos. Environ.* 42, 8810-8818.
- ATSDR. (2001). Toxicological profile for 4,4'-DDT, 4,4'-DDE, and 4,4'-DD. Agency for Toxic Substances and Diseases Registry. US Public Health Service. Atlanta, GA.
- Calow P. (1993). Bioaccumulation. En: *Handbook of Ecotoxicology*. (D.J.H Phillips, Ed.) Vol. 1, pp. 378-392
- Canales-Aguirre A., Padilla-Camberos E., Gómez-Pinedo U., Salado-Ponce H., Feria-Velasco A. y De Celis R. (2011). Genotoxic effect of chronic exposure to DDT on lymphocytes, oral mucosa and breast cells of female rats. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 8, 540-553.
- Cohn B.A. (2011). Developmental and environmental origins of breast cancer: DDT as a case study. *Reprod. Toxicol.* 31, 302-311.
- Dewailly E., Ayotte P., Bruneau S., Gingras S., Belles-Isles M. y Roy R. (2000). Susceptibility to infections and immune status in Inuit infants exposed to organochlorines. *Environ. Health Perspect.* 108, 205-211.
- Domínguez-Cortinas G., Díaz-Barriga F., Martínez-Salinas R.I., Cossío P. y Pérez-Maldonado I. N. (2013). Exposure to chemical mixtures in Mexican children: high-risk scenarios. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 20, 351-357.
- Dutta R., Mondal A. M., Arora V., Nag T.C. y Das N. (2008). Immunomodulatory effect of DDT (bis[4-chlorophenyl]-1,1,1-trichloroethane) on complement system and macrophages. *Toxicology* 252, 78-85.
- Eskenazi B., Chevrier J., Goldman Rosas L., Anderson H.A., Bornman M.S., Bouwman H., Chen A., Cohn B.A., de Jager Ch., Henshel D.S., Leipzig F., Leipzig J.S., Lorenz E.C., Suzanne S.M., Snedeker M. y Stapleton D. (2009). The Pine River Statement: Human health consequences of DDT use. *Environ. Health Perspect.* 117, 1359-1367.
- Guglielmo F., Lammel G. y Maier-Reimer E. (2009). Global environmental cycling of gamma-HCH and DDT in the 1980s - A study using a coupled atmosphere and ocean general circulation model. *Chemosphere* 76, 1509-1517.
- Haraguchi K., Koizumi A., Inoue K., Harada K.H., Hitomi T., Minata M., Tanabe M., Kato Y., Nishimura E., Yamamoto Y., Watanabe T., Takenaka K., Uehara S., Yang H.R., Kim M.Y., Moon C.S., Kim H.S., Wang P., Liu A. y Hung N.N. (2009). Levels and regional trends of persistent organochlorines and polybrominated diphenyl ethers in Asian breast milk demonstrate POPs signatures unique to individual countries. *Environ. Int.* 35, 1072-1079.
- Itoh H., Iwasaki M., Hanaoka T., Kasuga Y., Yokoyama S., Onuma H., Nishimura H., Kusama R. y Tsugane S. (2009). Serum organochlorines and breast cancer risk in Japanese women: a case-control study. *Cancer Causes Control* 20, 567-580.
- Herrero-Mercado M., Waliszewski S.M., Caba M., Martínez-Valenzuela C., Hernández-Chalate F. (2010).

- Organochlorine pesticide levels in umbilical cord blood of newborn in Veracruz, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 85, 367–371.
- Herrero-Mercado M., Waliszewski S.M., Caba M., Martínez-Valenzuela C., Gómez-Arroyo S., Villalobos-Pietrini R., Cantú-Martínez P.C. y Hernández-Chalate F. (2011). Organochlorine pesticide gradient levels among maternal adipose tissue, maternal blood serum and umbilical blood serum. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 86, 289–293.
- Laird B.D., Goncharov A.B. y Man Chan H. (2013). Body burden of metals and persistent organic pollutants among Inuit in the Canadian Arctic. *Environ. Int.* 59, 33–40.
- Manaca M.N., Grimalt J.O., Sunyer J., Mandomando I., Gonzalez R., Sacarlal J., Dobaño C., Alonso P.L. y Menendez C. (2011). Concentration of DDT compounds in breast milk from African women (Manhiça, Mozambique) at the early stages of domestic indoor spraying with this insecticide. *Chemosphere* 85, 307–314.
- Martínez-Salinas R. I., Elena Leal M., Batres-Esquivel L. E., Domínguez-Cortinas G., Calderón J., Díaz-Barriga F. y Pérez-Maldonado I. N. (2010). Exposure of children to polycyclic aromatic hydrocarbons in Mexico: assessment of multiple sources. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 83, 617–623.
- Martínez-Salinas R.I., Díaz-Barriga F., Batres-Esquivel L.E. y Pérez-Maldonado I.N. (2011). Assessment of the levels of DDT and its metabolites in soil and dust samples from Chiapas, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 86, 33–37.
- Martínez-Salinas R. I., Pérez-Maldonado I. N., Batres-Esquivel L. E., Flores-Ramírez R. y Díaz-Barriga F. (2012). Assessment of DDT, DDE, and 1-hydroxypyrene levels in blood and urine samples in children from Chiapas Mexico. *Environ. Sci. Pollut. Res. Intern.* 19, 2658–2666.
- Mrema E.J., Rubino F.M., Brambilla G., Moretto A., Tsatsakis A.M. y Colosio C. (2013). Persistent organochlorinated pesticides and mechanisms of their toxicity. *Toxicology* 307, 74–88.
- Mussali-Galante P., Tovar-Sánchez E., Valverde M. y Rojas del Castillo E. (2013). Biomarkers of exposure for assessing environmental metal pollution: from molecules to ecosystems. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 29, 117–140.
- Nagayama J., Tsuji H., Iida T., Nakagawa R., Matsueda T., Hirakawa H., Yanagawa T., Fukushige J. y Watanabe T. (2007). Immunologic effects of perinatal exposure to dioxins, PCBs and organochlorine pesticides in Japanese infants. *Chemosphere* 67, 393–398.
- Patterson D.G., Wong L.Y., Turner W.E., Caudill S.P., Dipietro E.S., McClure P.C., Cash T.P., Osterloh J.D., Pirkle J.L., Sampson E.J., Needham L.L. (2009). Levels in the U.S. population of those persistent organic pollutants (2003–2004) included in the Stockholm Convention or in other long range transboundary air pollution agreements. *Environ. Sci. Technol.* 43, 1211–1218.
- Pérez-Maldonado I.N., Trejo A., Ruepert C., Jovel R., Del C., Méndez M.P., Ferrari M., Saballos-Sobalvarro E., Alexander C., Yáñez-Estrada L., López D., Henao S., Pinto E. R. y 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., Pérez-Vázquez F.J., Gaspar-Ramírez O., González-Amaro R. y Díaz-Barriga F. (2011). Variability in DDT-induced apoptosis in Mexican indigenous populations. *Toxicol. Mech. Methods* 21, 675–680.
- Pérez-Maldonado I.N., Trejo-Acevedo A., Pruneda-Alvarez A.G., Gaspar-Ramírez O., Ruvalcaba-Aranda S. y Pérez-Vázquez F.J. (2013). DDT, DDE, and 1-hydroxypyrene levels in children (in blood and urine samples) from Chiapas and Oaxaca, Mexico. *Environ. Monit. Assess.* DOI 10.1007/s10661-013-3251-y.
- Pruneda-Álvarez L. G., Pérez-Vázquez F. J., Salgado-Bustamante M., Martínez-Salinas R. I., Pelallo-Martínez N. A., Pérez-Maldonado I. N. (2012). Exposure to indoor air pollutants (polycyclic aromatic hydrocarbons, toluene, benzene) in Mexican indigenous women. *Indoor Air* 22, 140–147.
- Ricking M. y Schwarzbauer J. (2012). DDT isomers and metabolites in the environment: an overview. *Environ. Chem. Lett.* 10, 317–323.
- Riojas-Rodríguez H., Schilmanm A., Marron-Mares A. T., Masera O., Li Z., Romanoff L., Sjödin A., Rojas-Bracho L., Needham L. L. y Romieu I. (2011). Impact of the improved Patsari biomass stove on urinary polycyclic aromatic hydrocarbons biomarkers and carbon monoxide exposures in rural Mexican women. *Environ. Health Perspect.* 119, 1301–1307.
- Ritter R., Scheringer M., MacLeod M. y Hungerbühler K. (2011). Assessment of non-occupational exposure to DDT in the tropics and the north: Relevance of uptake via inhalation from indoor residual spraying. *Environ. Health Perspect.* 119, 707–712.
- Ritter R., Scheringer M., MacLeod M., Schenker U. y Hungerbühler K. (2009). A multi-individual pharmacokinetic model framework for interpreting time trends of persistent chemicals in human populations: Application to a postban situation. *Environ. Health Perspect.* 117, 1280–1286.
- Rivas A., Cerrillo I., Granada A., Mariscal-Arcas M. y Olea-Serrano F. (2007). Pesticide exposure of two age

- groups of women and its relationship with their diet. *Sci. Tot. Environ.* 382, 14-21.
- Sawada N., Iwasaki M., Inoue M., Itoh H., Sasazuki S., Yamaji T., Shimazu T. y Tsugane S. (2010). Plasma organochlorines and subsequent risk of prostate cancer in Japanese men: A nested case-control study. *Environ. Health Perspect.* 118, 659-665.
- Smith E., Weber J., Rofe A., Gancarz D., Naidu R. y Juhasz A.L. (2012). Assessment of DDT relative bioavailability and bioaccessibility in historically contaminated soils using an in vivo mouse model and fed and unfed batch in vitro assays. *Environ. Sci. & Technol.* 46, 2928-2934.
- Santiago E.C. y Cayetano M.G. (2011). Organochlorine pesticides in ambient air in selected urban and rural residential areas in the Philippines derived from passive samplers with polyurethane disks. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 86, 50-55.
- Shakeel M.K., George P.S., Jose J., Jose J. y Mathew A. (2010). Pesticides and breast cancer risk: a comparison between developed and developing countries. *Asian Pac. J. Cancer Prev.* 11, 173-180.
- Smolders R., Schramm K.-W., Nickmilder M. y Schoeters G. (2009). Applicability of non-invasively collected matrices for human biomonitoring. *Environ. Health* 8, 1-10.
- Torres-Dosal A., Martínez-Salinas R.I., Hernandez-Benavides D., Perez-Vazquez F.J., Ilizaliturri-Hernandez C. y Pérez-Maldonado I.N. (2012). Assessment of the levels of DDT and DDE in soil and blood samples from Tabasco, Mexico. *Environ. Monit. Assess.* 184, 7551-7559.
- Trejo-Acevedo A., Díaz-Barriga F., Carrizales L., Domínguez G., Costilla R., Ize-Lema I., Yarto-Ramírez M., Gavilán-García A., Mejía-Saavedra J., y Pérez-Maldonado I.N. (2009). Exposure assessment of persistent organic pollutants and metals in Mexican children. *Chemosphere* 74, 974-980.
- Trejo-Acevedo A., Rivero-Pérez N.E., Flores-Ramírez R., Orta-García S.T., Varela-Silva J.A. y Pérez-Maldonado I.N. (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.
- Yáñez L., Ortiz D., Batres L., Borja-Aburto V. y Díaz-Barriga F. (2002). Levels of dichlorodiphenyltrichloroethane and deltamethrin in humans and environmental samples in malarious areas of Mexico. *Environ. Res.* 88, 174-181.
- Waliszewski S.M., Aguirre A.A., Infanzón R.M., Silva C.S. y Siliceo J. (2001). Organochlorine pesticide levels in maternal adipose tissue, maternal blood serum, umbilical blood serum, and milk from inhabitants of Veracruz, Mexico. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40, 432-438.
- Waliszewski S.M., Gómez-Arroyo S., Carvajal O., Villalobos-Pietrini R. e Infanzón R.M. (2004). Uso del ácido sulfúrico en las determinaciones de plaguicidas organoclorados. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 20, 185-192.
- Waliszewski S.M., Mojica-García X., Infanzón R.M., Barradas-Dermitz D.M. y Carvajal Zarrabal O. (2008). Uso del ácido sulfúrico en la determinaciones de plaguicidas organoclorados. I. Calidad químico-analítica de la precipitación de grasas por el ácido sulfúrico concentrado en muestras con alto contenido de lípidos. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 24, 33-38.
- Waliszewski S.M., Caba M., Herrero-Mercado M., Saldariaga-Noreña H., Meza E., Zepeda R., Martínez-Valenzuela C., Infanzón R., Hernández-Chalate F. (2011). Monitoring of organochlorine pesticide residue levels in adipose tissue of Veracruz, Mexico inhabitants. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 87, 539-544
- Waliszewski S.M., Sánchez K., Caba M., Saldariaga-Noreña H., Meza E., Zepeda R., Valencia Quintana R., e Infanzón R. (2012a). Organochlorine pesticide levels in female adipose tissue from Puebla, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 88, 296-301.
- Waliszewski S.M., Caba M., Rodríguez Díaz S.S., Saldariaga-Noreña H., Meza E., Zepeda R. e Infanzón R. (2012b). Levels of organochlorine pesticides residues in human adipose tissue, Data from Tabasco, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 89, 1062-1067
- Waliszewski S.M., Caba M., Herrero-Mercado M., Saldariaga-Noreña H., Meza E., Zepeda R., Martínez-Valenzuela C., Gómez Arroyo S. y Villalobos Pietrini R. (2012c). Organochlorine pesticide residue levels in blood serum of inhabitants from Veracruz, Mexico. *Environ. Monit. Assess.* 184, 5613-5621.
- Waliszewski S.M., Meza Hernández M.V., Infanzón R.M., Trujillo M.P. y Morales Guzmán M.I. (2003). Niveles de plaguicidas organoclorados persistentes en mujeres con carcinoma mamario. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 19, 59-65.
- Wong F., Alegria H., Jantunen L.M., Bidleman T.F., Salvador-Figueroa M., Gold-Bouchot G., Ceja-Moreno V., Waliszewski S.M., Infanzón R. (2008). Organochlorine pesticides in soil and air of southern Mexico: Chemical profiles and potential for soil emissions. *Atmosph. Environ.* 42, 7737-7745.