Caracterización de plaguicidas organoclorados en agua y sedimentos en el río Tucutunemo, Venezuela

Samuel Cárdenas¹

Adriana Marquez²

Edilberto Guevara³

Demetrio Rey⁴

¹Universidad de Carabobo, Valencia, Venezuela, sfcardenas@uc.edu.ve, ORCID /0000 0001-8732-5075

²Universidad de Carabobo, Valencia, Venezuela, ammarquez@uc.edu.ve

³Universidad de Carabobo, Valencia, Venezuela, eguevara@uc.edu.ve

⁴Universidad de Carabobo, Valencia, Venezuela, drey@uc.edu.ve

Autor para correspondencia: Samuel Cárdenas, sfcardenas@uc.edu.ve

Resumen

En esta investigación se propone caracterizar plaguicidas organoclorados (POC), y parámetros fisicoquímicos en agua y sedimentos del río Tucutunemo. La información obtenida servirá para desarrollar posteriormente un modelo de transporte de contaminantes. En el año 2015, cada seis meses se colectaron y analizaron 36 muestras simples de agua y sedimentos en tres estaciones de medición. La cuenca del río Tucutunemo tiene una superficie de 116.67 km², de los cuales 13.75 km² son suelos agrícolas cultivados. La caracterización de los POC ha sido realizada mediante análisis químico, utilizando un cromatógrafo de gases con detector de captura de electrones, calibrado con 14 POC, de los cuales se detectaron ocho de ellos: aldrín, dieldrín, p.p'-DDD, p.p'-DDE, p.p'-DDT, endrín, o.p'-DDE y o.p'-DDT. En agua, las concentraciones de POC totales han variado desde 0.073 hasta 0.098 µg l⁻¹, por debajo de la regulación de la República Bolivariana de Venezuela, que propone 200 µg L⁻¹. El promedio de las concentraciones de POC más altas detectadas en agua fueron las siguientes: aldrín, 0.021 µg l⁻¹;

dieldrín, $0.022 \mu\text{g L}^{-1}$; p.p'-DDT, $0.011 \mu\text{g l}^{-1}$, rango de valores que, exceptuando el p.p'-DDT, son más bajos que los propuestos por la Environmental Protection Agency (EPA) de 1.300, 0.730 y $0.001 \mu\text{g l}^{-1}$, para aldrín, dieldrín y DDT, respectivamente. En los sedimentos, las concentraciones totales variaron de 13.340 a $45.910 \mu\text{g kg}^{-1}$, observándose las concentraciones promedio más altas en aldrín, $4.508 \mu\text{g kg}^{-1}$ y Dieldrín, $4.169 \mu\text{g kg}^{-1}$. En sedimentos, el análisis de varianza detectó diferencias significativas ($p < 0.05$) para algunas medias de POC.

Palabras clave: caracterización, plaguicidas organoclorados, agua, sedimentos, río Tucutunemo.

Recibido: 28/06/2017

Aceptado: 14/03/2018

Introducción

A escala mundial, el tema de los plaguicidas es de preocupación para los investigadores y organismos reguladores de la contaminación de los cuerpos de agua por sus efectos nocivos en personas, animales y organismos bentónicos (Jones & Voogt, 1999). Se estima que casi las dos terceras partes del agua utilizada por el hombre se destinan a la agricultura, en tanto que la necesidad de agua dulce para sostener la vida terrestre es cada vez más sentida. Sin embargo, el uso de los plaguicidas se ha incrementado de manera considerable a lo largo de los últimos 35 años, alcanzando tasas de crecimiento del 4 al 5.4% en algunas regiones (FAO, 2002).

El Programa de las Naciones Unidas para el Ambiente (PNUMA, 2012) declara que el agua es fundamental para todos los ecosistemas, tanto acuáticos como terrestres, por lo que está sujeto a altos niveles de competencia entre los usuarios. La actividad agrícola, como mayor consumidor de plaguicidas y agua dulce, es la principal causa de la degradación de los recursos hídricos. En los países de bajos ingresos, los plaguicidas organoclorados (POC) plantean riesgos para la salud a través de múltiples exposiciones en un periodo relativamente corto;

riesgos que a menudo son elevados por el uso excesivo, el mal uso y la falta de control regulatorio. Estos plaguicidas no se disipan fácilmente y pueden permanecer en el ambiente durante mucho tiempo. Así, la evaluación de 72% de los ríos extensos y 56% de la superficie de los lagos acusa los efectos contaminantes de la agricultura (FAO, 1997; Del Puerto, Suárez, & Palacio, 2014; FAO, 2015).

Actualmente se encuentran POC persistentes y bioacumulativos en suelos agrícolas, como DDT, toxafeno, aldrín y dieldrin, prohibidos en muchos países, según el convenio de Estocolmo. Por ejemplo, los resultados anuales sobre la tendencia de la contaminación en Europa, América y Asia informan que los residuos de plaguicidas aún persisten en los sedimentos costeros que se originaron en cuencas fluviales, debido a la erosión del suelo, la escorrentía superficial y las descargas de los ríos que transportan cantidades significativas de POC en el medio ambiente (Carvalho, 2006; Carvalho, 2017).

Por ejemplo, se comenta el caso de la empresa química "Montrose Chemical Corporation" de California, EUA, que operó durante 35 años y produjo cerca de 800 000 toneladas de DDT. Esta compañía constituía una fuente puntual de la contaminación, que se extendía en un radio de 2 km, con efectos aún más distantes, como es la afectación de los sedimentos oceánicos en los suelos de la plataforma Palos Verde (EPA, 2003; EPA, 2009).

Los POC son hidrocarburos clorados que están formados por esqueletos de carbono e hidrógeno, a los que se unen átomos de cloro, que fueron ampliamente utilizados desde 1940 hasta 1970 en la agricultura y el control de insectos (Stoker & Seager, 1980; EPA, 2009). Al mismo tiempo, la lluvia y el agua de riego proveniente de los pozos producen la erosión hídrica que arrastra la capa superficial de los suelos cultivados hasta el río Tucutunemo, en donde se colectaron las muestras y se detectó un grupo variado de contaminantes, entre los que se destacan los siguientes POC: aldrín, dieldrin, p.p'-DDD, p.p'-DDE, p.p'-DDT, endrín, o.p'-DDE y o.p'-DDT. Los compuestos como el DDT, por ejemplo, una vez presentes en el cauce del río pueden incorporarse a la biota, el agua, los sedimentos, y causar problemas de salud a los operadores de los equipos agrícolas y sus familias (FAO, 2002; Astiz, 2012).

Por otra parte, los POC presentan tendencia de transporte y dispersión transfronteriza; en este sentido, el escenario de contaminación identifica una fuente puntual instantánea, con un flujo tipo pistón que dispersa el contaminante en otras latitudes por el agua, sedimentos y aire; luego continúa para ser detectado en una amplia gama de medios

ambientales. Por ejemplo, las deficiencias de los programas de control y vigilancia de la contaminación del agua transfronteriza de la cuenca del río Danubio están relacionadas con la falta de directrices aceptadas sobre la calidad del agua, y las diferencias en los métodos de muestreo e interpretación de datos analíticos en los países ribereños. En forma semejante, el río Tucutunemo se origina en el estado Aragua y luego fluye hacia el estado Guárico, impactando la calidad de las aguas del embalse Camatagua. Este tipo de contaminación, puntual o difusa, representa una amenaza para la salud de humanos y el medio ambiente global (Literathy, 1997; Kuranchie-Mensah *et al.*, 2012; Del Puerto *et al.*, 2014; Guevara, 2016).

En Venezuela, los POC comenzaron a utilizarse con frecuencia en la década de 1940; por ejemplo, el DDT se introdujo por primera vez en 1945 para el control de la malaria y la fiebre amarilla; después, a partir de 1960, se aplicó con fines agrícolas bajo el impulso de la Reforma Agraria. Cabe señalar que entre 1975 y 2003 se importaron en el país alrededor de 8 600 toneladas de POC, identificados como DDT, aldrín, hexaclorobenceno, clordano, toxafeno, heptacloro, dieldrín y endrín (Ministerio del Poder Popular para el Ambiente, 2006; Isea, Huerta, & Rodríguez, 2009).

La cuenca del río Tucutunemo está ubicada en el estado Aragua, en un sector agrícola de importancia estratégica, pues ha sido el primer productor de semilla certificada de maíz y sorgo durante más de 20 años (Pérez & Nieves, 2004; Pineda, Machado, Casanova, & Vilorio, 2006). Después de la firma del Convenio de Estocolmo y la ratificación del mismo en el año 2005, según la *Gaceta Oficial* 38 098, la agricultura en Venezuela y en la cuenca del río Tucutunemo fue modificada por la prohibición del uso de POC como aldrín, dieldrin, endrín, clordano, DDT, heptacordo, mirex y toxafeno, los bifenilos policlorados (PCB), dioxinas y furanos (Gil, 2006). Las aguas del río Tucutunemo no reciben tratamiento de potabilización en su recorrido, aunque éstas son captadas y tratadas para atender las necesidades de los poblados ribereños y la ciudad de Caracas (Hidroven, 2012; Hidroven, 2013).

Como una referencia a esta investigación se incluyen los resultados obtenidos en la cuenca del lago de Valencia, del estado Carabobo, de POC en agua y sedimentos obtenidos por Romero (2002), de concentraciones de metabolitos de DDT, lindano, heptacloro y su epóxido, los que variaron en agua desde 0.015 hasta 0.060 $\mu\text{g L}^{-1}$ y en sedimentos desde 2.50 hasta 8.00 $\mu\text{g kg}^{-1}$ para las campañas de muestreo de julio y noviembre de 2001, respectivamente.

Dentro de este contexto es necesario considerar el Informe de las Naciones Unidas, que pronostica alcanzar un suministro suficiente de agua de buena calidad para el año 2025, como un beneficio para toda la población del planeta (PNUMA, 1977). Ahora bien, para contribuir con este pronóstico y preservar las funciones hidrológicas, biológicas y químicas de los ecosistemas de manera que la actividad humana se ajuste a los límites de la capacidad de la naturaleza, el presente estudio está dirigido a caracterizar los plaguicidas organoclorados y parámetros fisicoquímicos en el agua y los sedimentos del río Tucutunemo. Los resultados de esta investigación pueden suministrar información valiosa para los organismos reguladores de las empresas hidrológicas, así como para agricultores de la región, administradores de fincas, industria química, consultores e investigadores a escala global, que se interesan por la cuantificación y la dinámica de los POC en los cuerpos de agua.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio es la cuenca del río Tucutunemo, ubicada en el municipio Zamora del estado Aragua, en la región central de Venezuela. Las coordenadas proyectadas obtenidas con un sistema GPS (Global Positioning System) son: norte 1 110 000-1 123 000 y este 666 000-685 000.

La investigación se realizó en el río Tucutunemo (Figura 1), donde se ubican las estaciones o puntos de medición, identificadas por sus coordenadas UTM y altitud de la siguiente manera: Estación 1 (E1): N 1 115 667-E 676 612, altitud de 593 msnm; Estación 2 (E2): N 1 114 377-E 672 058, altitud de 565 msnm; Estación 3 (E3): N 1 112 747-E 668 331, altitud de 534 msnm; situadas en las localidades El Espinal, El Cortijo y La Lagunita, respectivamente; siendo puntos estratégicos de la cuenca donde hay actividad agrícola y el río Tucutunemo conduce agua regularmente en el año. El río Tucutunemo se muestra en el fondo de la cuenca, el cual fluye desde la Estación 1, hasta la Estación 3, con un caudal promedio en esta última de $0.076 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. En tales estaciones se

colectaron las muestras de agua y sedimentos para medir POC y parámetros fisicoquímicos en los meses de abril y octubre de 2015. Se observa que la cuenca posee una elevación que varía de 1 690 a 590 msnm.

Figura 1. Estaciones de medición en el río Tucutunemo, Municipio Zamora, Estado Aragua, Venezuela.

El modelo de elevación digital ASTER GDEM (Advance Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer Global Digital Elevation Model) es un producto de METI y NASA, descargados desde el portal de imágenes de satélite, Earth Explorer en el sitio web: <https://earthexplorer.usgs.gov/>

En la Figura 2 se muestran las características geomorfológicas que influyen en el transporte de los POC, como pendiente de terreno de la cuenca del río Tucutunemo; perfil longitudinal de elevaciones del terreno en el eje del río, y perfil de pendientes (%) del cauce, con indicación de las estaciones de medición de los POC. Las estadísticas zonales extraídas mediante el programa *ArcGIS V.10* de las clases de pendientes observadas (%) se asocian con el área de cobertura como sigue: 0 y 12%: 35 km² (31%); 13 y 27%: 29 km² (25%); 28 y 41%: 30 km² (26%); 42 y 61%: 16 km² (14%); 62 y 240%: 4 km² (4%).

Figura 2. Pendiente de terreno de la cuenca del río Tucutunemo, incluyendo perfil longitudinal de elevaciones del terreno (msnm) en el eje del río y perfil de pendientes (%) del cauce con indicación de las estaciones de medición de POC.

Los perfiles de elevación y pendiente del cauce del río se presentan con las estaciones de medición de POC; que se ubican desde la

desembocadura hacia las cabeceras aproximadamente: E3: 1 000 m, 3%; E2: 5 000 m, 6% y E1: 10 000 m, 8%. En general, el perfil de pendientes muestra que al menos 15 km de longitud a lo largo del río —desde la desembocadura hacia la cabecera de la cuenca— revelan que la pendiente del cauce del río varía entre 0 y 8%, la cual se considera como suave, según Guevara y Cartaya (2004).

Para obtener una visión panorámica de la actividad agrícola de la cuenca del río Tucutunemo, en la Figura 3 se incluye un mapa de uso y cobertura de la tierra, obtenida mediante la aplicación de un método de clasificación supervisada sobre una imagen del satélite Landsat 8, del 30 de abril de 2015, cedida por el US Geological Survey.

Figura 3. Mapa de uso y cobertura de la tierra en la cuenca del río Tucutunemo, municipio Zamora, estado Aragua, Venezuela. Imagen obtenida del satélite Landsat 8, cedida por el US Geological Survey.

Los usos y coberturas terrestres extraídas mediante *ArcGIS V.10* indican la siguiente distribución en términos de área: 1) suelos cultivados: 8.87 km² (7.6 %); 2) vegetación perenne: 26.67 km² (31.09 %); 3) suelos agrícolas en preparación: 4.23 km² (4.93 %); 4) urbano: 2.77 km² (3.23 %), y 5) laderas deforestadas: 58.73 km² (68.52%).

De acuerdo con esta información, se considera que los suelos cultivados y los agrícolas en preparación pueden integrarse en una sola unidad cartográfica, identificada como "suelos agrícolas", con una superficie de 13.75 km², equivalente a 11.79% de la superficie total, estimada en 116.67 km².

Según la información climatológica disponible, la zona de estudio registra una precipitación media anual de 890.2 mm, que se distribuye en dos periodos bien marcados: uno "lluvioso", que incluye los meses de mayo a octubre; y otro "seco", de noviembre a abril, inclusive. Presenta un clima cálido, con temperaturas que varían entre los 20° y 35° C, según la intensidad de los vientos y la presencia de nubosidad (Olivar, Mijail, Pedrique, & Rossmar, 2006).

Muestreo para la determinación de OCP en agua y sedimentos

Para la toma de las muestras de agua se utilizaron frascos de vidrio ámbar, de un litro de capacidad, con tapas plásticas, previamente lavados y esterilizados, facilitados por el laboratorio de Calidad Ambiental del Ministerio del Poder Popular para el Ecosocialismo Hábitat y Vivienda, en Maracay, estado Aragua. Las muestras se colectaron en el río Tucutunemo, cada seis meses, en dos épocas: la seca y la lluviosa a partir del 15 de abril y 15 de octubre de 2015, respectivamente. Para conocer la variabilidad de los POC presentes en las muestras, éstas se repitieron cada tres días, de manera que en cada época se recogieron nueve muestras simples de agua, esto es, tres muestras por estación con tres repeticiones en cada una de ellas. Las muestras de agua se obtuvieron de forma manual en el centro de la sección transversal del río, a la mitad de la profundidad del cauce. En total, tanto en la época seca como en la lluviosa se colectaron 18 muestras de agua a las que se determinó la concentración de POC expresadas en µg l⁻¹. El límite de detección instrumental para los plaguicidas en agua fue de 0.001 µg l⁻¹.

Las muestras de sedimentos se colectaron igual que las de agua, en los meses de abril y octubre, en un total de 18 muestras simples, que se tomaron en cada estación de medición, en ambas márgenes del cauce, con una espátula, como una delgada lámina superficial, con un peso

aproximado de 500 g y colocadas en bolsas plásticas limpias de 2 kg de capacidad, identificadas como sigue: río Tucutunemo, sedimentos: E1, M1, 15-04-2015.

Para la determinación y cuantificación de analitos se utilizó un cromatógrafo de gases con detector de captura electrónica, marca SHIMADZU, modelo GC-14B, número de catálogo 122-1332 y película THK 2673335. Las condiciones para el análisis de cada muestra fueron las siguientes: temperatura del detector: 320° C; temperatura del inyector: 280° C y temperatura de la columna: 230° C, según criterios del *Training Manual N° 430/1-74-012* (Bicking, Olin, & King, 1974); *Manual para la Determinación de Residuos para Plaguicidas Organoclorados en Agua* (Covenin, 1987) y del *Standard Methods* (APHA-AWWA-WPCF, 2002).

La calibración del cromatógrafo se hizo con un kit de 14 POC, que en el pasado se empleó en las parcelas de cultivo de la cuenca del río Tucutunemo e incluyó aldrín, lindano, α -BHC, β -BHC, p.p'-DDD, p.p'-DDE, p.p'-DDT, dieldrín, endrín, heptacloro, heptacloro epóxido, o.p'-DDD, o.p'-DDE y o.p'-DDT. De este grupo, se seleccionaron ocho POC que estuvieron presentes de forma regular en las determinaciones con concentraciones detectables que permiten el análisis estadístico. Estos POC fueron aldrín, dieldrín, p.p'-DDD, p.p'-DDE, p.p'-DDT, endrín, o.p'-DDE y o.p'-DDT. El límite de detección de los POC en sedimentos fue de 0.01 $\mu\text{g kg}^{-1}$.

Determinación de parámetros fisicoquímicos en aguas del río Tucutunemo

Se determinaron parámetros fisicoquímicos en cada estación de medición en el periodo seco y el lluvioso del año 2015, usando métodos estándares internacionales. Los elementos que se midieron y que están relacionados con los POC estudiados son: a) caudal; b) pH; c) conductividad eléctrica, y d) sólidos totales, disueltos y suspendidos en las aguas del río Tucutunemo.

Análisis estadístico

El análisis estadístico incluye los rangos compilados a partir de valores mínimos y máximos para los niveles detectados de cada POC, así como la media y desviación típica de las muestras en cada estación. En los casos cuando no hay variabilidad en las determinaciones de POC de las muestras se asume que el rango y la desviación típica es "0"; sin embargo, en estos casos, el rango mostrado en las tablas identifica el mismo valor como mínimo y máximo detectado en esa estación. Se aplicó el análisis de varianza a los datos que revelan variabilidad para determinar diferencias significativas de las medias de POC medidas en cada estación de muestreo. Todas las pruebas son estadísticamente significativas para $p < 0.05$.

Resultados y discusión

Parámetros fisicoquímicos

La Tabla 1 presenta los resultados de los parámetros fisicoquímicos que están relacionados con los POC en agua del río Tucutunemo. Como una muestra de estos resultados se presentan los sólidos totales (ST), que aumentaron desde la Estación 1 hasta la Estación 3, como sigue: en el periodo seco, desde 278 hasta 483 mg l⁻¹, y en el periodo lluvioso, desde 435 hasta 470 mg l⁻¹. Los sólidos suspendidos totales (SST) variaron en la época seca desde 44 hasta 93 mg l⁻¹ y en la época lluviosa desde 81 hasta 91 mg l⁻¹. La carga másica (CM) de sólidos totales generados en el proceso agrícola en la cuenca del río Tucutunemo corresponde a 4 101.41 kg día⁻¹, que equivale a valores de masa de 1 497 013.92 kg año⁻¹.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos medidos desde la Estación 1 hasta la Estación 3 y desde el periodo seco hasta el periodo lluvioso en el río Tucutunemo, año 2015.

Parámetros	Periodo seco: abril 2015			Periodo lluvioso: octubre 2015		
	E1	E2	E3	E1	E2	E3
Caudal ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	0.028	0.047	0.051	0.044	0.062	0.101
Núm. Reynolds ($> 4\ 000$)	3 088 000 000	4 011 860 317	6 568 800 000	3 867 530 159	5 789 815 873	7 859 830 688
pH	7.03	7.05	7.15	7.1	7.05	7.06
Conductividad eléctrica, CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	467	730	783	705	699	708
Sólidos totales, ST (mg l^{-1})	278	454	483	435	459	470
Sólidos suspendidos totales, SST (mg l^{-1})	44	89	93	82	91	81
Sólidos disueltos totales, SDT (mg l^{-1})	234	365	390	353	368	389
CM sólidos totales (kg día^{-1})	672.538	1 843.603	2 128.291	1 653.696	2 458.771	4 101.408
CM sólidos suspendidos (kg día^{-1})	106.445	361.411	409.795	311.731	487.469	706.838
CM sólidos disueltos (kg día^{-1})	566.093	1 482.192	1 718.496	1 341.965	1 971.302	3 394.570

CM: carga másica.

Distribución de los POC totales en agua y sedimentos

En la Figura 4 se presentan los resultados obtenidos para los POC totales en agua ($\mu\text{g l}^{-1}$) y sedimentos ($\mu\text{g kg}^{-1}$) en el río Tucutunemo, en el periodo seco y lluvioso del año 2015. En el eje de las abscisas se presenta la codificación según la estación, seguida del mes de muestreo; como ejemplo, la secuencia: E1_04, E2_04 y E3_04 corresponde a la Estación 1 (E1), la Estación 2 (E2) y la Estación 3 (E3) en el mes de abril (04) o periodo seco, respectivamente. En el eje de las ordenadas se presentan los residuos de los POC totales.

Figura 4. Concentraciones de POC totales: a) medidos en agua ($\mu\text{g l}^{-1}$) y b) en sedimentos ($\mu\text{g kg}^{-1}$) en tres estaciones del río Tucutunemo, correspondientes al año 2015, municipio Zamora, estado Aragua, Venezuela.

En general, se observa que los POC totales medidos en agua en el río Tucutunemo muestran una tendencia de acumulación desde la Estación 1 hasta la 3, y desde el periodo seco hasta el lluvioso (Figura 4a). En este caso, los POC medidos en agua durante el periodo seco varían como sigue: desde 0.073 hasta 0.078 $\mu\text{g l}^{-1}$ y en el periodo lluvioso desde 0.075 hasta 0.098 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente. Dicha variación representa un incremento de 6.85% de POC total en el periodo seco y de 30.67% en el periodo lluvioso. Comparando estos resultados con los obtenidos por Zhou, Zhu, Yang y Chen (2006), en aguas del río Qiantang en China, que reportan POC totales que varían desde 0.008 hasta 0.269 $\mu\text{g l}^{-1}$, se observa que estas concentraciones son más altas que las registradas en el río Tucutunemo. Aunque es evidente el incremento de los POC totales en agua, tanto en el periodo seco como en el lluvioso, en ambos periodos los POC totales en agua fueron inferiores a 200 $\mu\text{g l}^{-1}$, que es el límite máximo permitido por la normatividad venezolana establecido en el decreto 883 de la República Bolivariana de Venezuela (1995), por lo cual las aguas del río Tucutunemo se clasifican como aguas del subtipo 2A, es decir, aguas aptas para el riego de vegetales destinados al consumo humano. Sin embargo, los resultados de POC totales encontrados en las aguas del río Tucutunemo serían alarmantes si se evaluaran con los criterios de calidad del agua dulce de la Agencia de Protección del Ambiente (EPA) para el DDT y sus metabolitos, que establece 0.001 $\mu\text{g l}^{-1}$ como límite crítico para un promedio de 24 horas (EPA, 2003; EPA, 2016).

Simultáneamente, los POC totales en sedimentos (peso seco) mostrados en la Figura 4b variaron desde la Estación 1 hasta la Estación 3 dentro del periodo seco y lluvioso, como sigue: en el primero: de 13.340 a 25.063 $\mu\text{g kg}^{-1}$; en el segundo: de 27.323 a 45.910 $\mu\text{g kg}^{-1}$, respectivamente. Comparando las concentraciones de POC totales en sedimentos del río Ticutunemo, con las registradas en el embalse de Guanting en Beijing, China, donde se analizaron 21 POC, se observa que el rango de concentraciones varió de 5.250 a 33.400 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (Xue, Zhang, & Xa, 2006). Estas concentraciones son menores que las encontradas en el periodo lluvioso del río Ticutunemo, donde los aportes de POC registrados en los sedimentos responden al lavado del suelo agrícola por efecto de las lluvias o por el agua de riego proveniente de los pozos.

La notable diferencia de los resultados de los residuos de POC en agua con respecto a los registrados en los sedimentos se debe a que estos compuestos son hidrofóbicos con mucha afinidad por las diminutas partículas de los sedimentos (Elder & Weber, 1980; Guevara, 2016).

POC individuales en agua y sedimentos

En la Figura 5 y Figura 6 se presentan los resultados individuales de los POC en agua ($\mu\text{g l}^{-1}$) y sedimentos ($\mu\text{g kg}^{-1}$) del río Ticutunemo, utilizando la misma codificación aplicada en la Figura 4. Cada componente de cada gráfico de la Figura 5 y Figura 6 muestra una caja, cuyos extremos representan el recorrido intercuartílico dentro del cual se visualiza la variabilidad de los datos, la asimetría, el promedio aritmético signo (+), y la mediana o línea divisoria dentro de la caja; ambos como medidas de tendencia central. En la Figura 5a y Figura 6a se muestran los resultados para el aldrín en aguas y sedimentos del río Ticutunemo. En el agua, se observa una ligera concentración más alta del aldrín en la época seca que en la lluviosa, variando entre 0.004 y 0.053 $\mu\text{g l}^{-1}$, y de 0.010 a 0.029 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente. En la Figura 5a y Figura 6a, los diagramas de cajas se traslapan, indicando que no existen diferencias significativas en las concentraciones del aldrín encontradas en agua y sedimentos, entre estaciones de medición y entre periodos climáticos del año 2015. Al comparar los valores del

aldrín en las aguas del río Tucutunemo con los encontrados para el aldrín en el río Densu de la República de Ghana, cuyo rango de variación se reporta entre 0.010 y 0.020 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Kuranchie-Mensah *et al.*, 2012), se encuentra que la concentración de aldrín en aguas del río Tucutunemo es más alta que la del río Densu. También Astiz (2012) reporta concentraciones de aldrín en aguas del río Cataniapo de Venezuela, en un rango de 0.019 a 0.072 $\mu\text{g l}^{-1}$; más altas que en el río Tucutunemo. Aunque el aldrín está prohibido en Venezuela, debido a la escasez de plaguicidas alternativos, algunos agricultores de la cuenca del río Tucutunemo aún lo usan bajo su responsabilidad en sus faenas agrícolas. Por lo tanto, en Venezuela está prohibido el uso de POC (sin venta ni comercialización).

En los sedimentos se observa que el intervalo varía entre 0.23 y 8.22 $\mu\text{g kg}^{-1}$. La variabilidad dentro de los muestreos es mayor en la época seca, en comparación con la lluviosa. Se observa una tendencia a la estabilidad de las concentraciones del aldrín en los sedimentos, con un ligero incremento hacia la Estación E3. El área de cultivo se encuentra adyacente al río Tucutunemo, como se muestra en la Figura 2 y Figura 3. Esto permite inferir que el aldrín se emplea en los suelos agrícolas, y se transporta mediante escorrentía y erosión hídrica hacia el río Tucutunemo en forma permanente.

Figura 5. Concentraciones de POC en agua ($\mu\text{g l}^{-1}$), en el río Tucutunemo durante el año 2015: a) aldrín; b) dieldrín; c) p,p'-DDD; d) p,p'-DDE; e) p,p'-DDT; f) endrín; g) o,p'-DDE, y h) o,p'-DDT.

Figura 6. Concentraciones de POC en sedimentos ($\mu\text{g kg}^{-1}$), en el río Tucutunemo durante el año 2015: a) aldrín; b) dieldrín; c) p,p'-DDD; d) p,p'-DDE; e) p,p'-DDT; f) endrín; g) o,p'-DDE, y h) o,p'-DDT.

El origen del aldrín en el agua del río se basa en la interacción del medio suelo-agua. El aldrín aplicado al suelo agrícola puede ser sometido a procesos químicos y bioquímicos: retardo y biodegradación, respectivamente. En el caso de la biodegradación, una vez que el aldrín ha sido desorbido del suelo agrícola hacia la masa-solución y se encuentra en una fase acuosa, se incrementa su bioaccesibilidad, pudiendo ocurrir una transformación bioquímica efectuada por los microorganismos presentes en el suelo agrícola desde aldrín hasta aialdrín, donde la enzima oxigenasa influye en el metabolismo, catalizando la inserción de un átomo de oxígeno presente entre átomos de carbono doblemente unidos, formando un arreglo triangular, conocido como epóxido (Vogel, Criddle, & McCarty, 1987; Guevara, 2016). Esta biodegradación podría dar lugar a un proceso de atenuación del aldrín en los suelos agrícolas de la cuenca del río Tucutunemo sólo en el escenario de que haya cesado la aplicación de este POC, lo que es poco probable.

En la Figura 5b y Figura 6b se presentan los resultados para el dielldrín en aguas y sedimentos del río Tucutunemo. En el agua, en la Figura 5b, se observa que la mayoría de los diagramas de caja se traslapan, lo que representa estabilidad en la ocurrencia de las concentraciones de dielldrín, siendo ligeramente más bajas en las estaciones de medición E1 y E2, ubicadas aguas arriba del río con respecto a E3, situada en la zona más plana de la cuenca, a unos 1 000 m desde la desembocadura sobre el eje del río Tucutunemo, donde las pendientes varían entre 0 y 3% (Figura 1 y Figura 2). La tendencia es hacia el incremento de la concentración del dielldrín dentro de cada periodo climático seco o lluvioso, variando de 0.004 a 0.053 $\mu\text{g l}^{-1}$, similar a como se ha encontrado para el aldrín (Figura 5a). Dada la rapidez de recuperación de las concentraciones de dielldrín en el agua entre periodos consecutivos climáticos en el año 2015, éste es un índice de que los agricultores aplican directamente al suelo agrícola de este POC de forma permanente.

Con respecto a los sedimentos, en la Figura 6b se presentan los resultados del dielldrín en sedimentos, donde se observa que la concentración se incrementa de 1.13 a 6.82 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de manera recurrente dentro de los periodos seco y lluvioso, desde la estación de medición E1_10 hasta E3_10, lo que implica que el dielldrín no está siendo eliminado en la fuente puntual ubicada en los suelos agrícolas de la cuenca del río Tucutunemo.

Como una referencia, el dieldrín ha sido encontrado en los suelos agrícolas, variando entre 0.01 y 0.03 mg kg⁻¹, en el municipio Pueblo Llano, según Uzcátegui, Araujo y Mendoza (2011).

El origen del dieldrín puede ser de dos fuentes: un producto creado sintéticamente como plaguicida comercial o un “producto hija” generado en consecuencia de la biodegradación del aldrín como se mencionó antes; en ambos casos, su presencia en suelo agrícola se debe a propósitos de control de plagas en cultivos, con posible aplicación en tiempos pasados y actuales en el asentamiento agrícola de la cuenca del río Tucutunemo (Guevara, 2016).

En la Figura 5c y Figura 6c se presentan los resultados del p.p'-DDD encontrado en las aguas y sedimentos del río Tucutunemo. En agua, en la Figura 5c se muestran los diagramas de cajas, variando en órdenes de magnitud entre 0.001 y 0.010 µg l⁻¹. Los diagramas de cajas se traslapan; comportamiento que se ha explicado antes, por lo que no existe diferencia estadísticamente significativa en las concentraciones del p.p'-DDD encontrada entre estaciones de medición y entre periodos climáticos. Se observa una ligera tendencia a incrementar la concentración en la estación E3 debido a que está ubicada en las zonas más planas del río, donde la pendiente varía entre 0 y 3%, ocurriendo procesos de difusión molecular y sorción sobre las partículas sólidas del suelo del cauce del río Tucutunemo (Figura 2).

Con respecto a los sedimentos, en la Figura 6c se presenta la concentración del p.p'-DDD en sedimentos, variando en órdenes de magnitudes entre 0.14 y 1.96 µg kg⁻¹. Los diagramas de caja muestran que la mayoría se traslapan, lo que representa estabilidad en la ocurrencia de las concentraciones de p.p'-DDD en los sedimentos, siendo ligeramente más bajas en las estaciones de medición E1 y E2, ubicadas aguas arriba del río con respecto a E3, la cual se localiza en la zona más plana de la cuenca, a unos 1 000 m desde la desembocadura sobre el eje del río Tucutunemo, donde las pendientes varían entre 0 y 3% (Figura 1 y Figura 2), lo que implica que el p.p'-DDD está siendo aplicado en forma permanente en la fuente puntual ubicada en los suelos agrícolas de la cuenca del río Tucutunemo.

Se incluye como referencia, el p.p'-DDD encontrado en los suelos agrícolas del municipio Pueblo Llano, en concentraciones que varían entre 0.04 y 0.83 mg kg⁻¹ (Uzcátegui, Araujo, & Mendoza, 2011). El p.p'-DDD es un plaguicida y también una forma degradada del p.p'-DDT (ATSDR, 2002; Álvarez & Guevara, 2003).

El compuesto p.p'-DDD puede ser originado por una transformación bioquímica efectuada por los microorganismos anaerobios presentes en el suelo agrícola a partir del p.p'-DDT, cuyo proceso está constituido por una dehalogenación reductiva del tipo hidrogenólisis, conocida también como hidrodehalogenación. Este mecanismo involucra el reemplazo de un átomo del halógeno Cl por un átomo de hidrógeno (ATSDR, 2002; University of Minnesota, 2003; Guevara, 2016).

En la Figura 5d y Figura 6d se presentan los resultados del p.p'-DDE encontrado en aguas y sedimentos del río Tucutunemo. En agua, en la Figura 5d se muestra que el p.p'-DDE varía en órdenes de magnitud entre 0.001 y 0.010 $\mu\text{g l}^{-1}$. Los diagramas de cajas se traslapan, por lo que no existe diferencia estadísticamente significativa en las concentraciones del p.p'-DDE en el agua del río Tucutunemo encontrada entre estaciones de medición y entre periodos climáticos consecutivos. Asimismo, se observa una ligera tendencia a incrementar la concentración en la estación E3, debido a que se localiza en las zonas más planas del río, donde la pendiente varía entre 0 y 3%, ocurriendo procesos de difusión molecular y sorción sobre las partículas sólidas del suelo del cauce del río Tucutunemo (Figura 2).

En sedimentos, en la Figura 6d se muestran los resultados del p.p'-DDE, variando entre 1.9 y 6.8 $\mu\text{g kg}^{-1}$. La mayoría de los diagramas de cajas se traslapan, lo que representa una concentración del p.p'-DDE en sedimentos, que tiende a ser estable en época seca; mientras que en época lluviosa, la tendencia de la concentración es ascendente desde E1 hasta E3, lo que implica que el p.p'-DDE está siendo aplicado en forma permanente en la fuente puntual ubicada en los suelos agrícolas de la cuenca del río Tucutunemo. Como una referencia reciente, el p.p'-DDE ha sido encontrado en los suelos agrícolas del municipio Pueblo Llano, variando las concentraciones entre 0.01 y 0.56 mg kg^{-1} (Uzcátegui *et al.*, 2011).

El p.p'-DDE es un "producto hija" del p.p'-DDT por una transformación bioquímica, donde un átomo de hidrógeno vecinal y un halógeno son removidos como iones con la formación concurrente de una doble unión, bajo un proceso denominado deshidrohalogenación. Esta reacción también puede ocurrir de manera espontánea en el agua, sin necesidad de la catálisis biológica (ATSDR, 2002; Guevara, 2016).

En forma particular, el p.p'-DDD en la Figura 6c y el p.p'-DDE en la Figura 6d presentan patrones similares en relación con la concentración mediana del POC, con valores que se incrementan desde la categoría E1_04 hasta la categoría E3_10. Por otra parte, se observa que la

asimetría —expresada como la desviación entre dos estadísticos observables en los diagramas de cajas que miden la tendencia central de los datos, como son el promedio aritmético y la mediana, siendo esta última el valor con una probabilidad de ocurrencia de 50% en la serie de datos— es diferente. En este sentido, se puede observar en los diagramas de caja que si el promedio aritmético coincide con la mediana no hay sesgo. Si el promedio aritmético (+) se encuentra por encima de la mediana, entonces existe asimetría positiva; o si el promedio aritmético (+) se encuentra por debajo de la mediana, entonces existe asimetría negativa.

En la Figura 6c, el sesgo de los valores de p.p'-DDD es positivo y en otros casos no se encuentra sesgo; mientras que en las categorías del p.p'-DDE (Figura 6d) la asimetría es variable, es decir, a veces positiva y en otras negativas. Sin embargo, a pesar de haber un sesgo del promedio aritmético con respecto a la mediana, éste no es estadísticamente significativo, lo que conduce a afirmar que los datos se ajustan a una función de distribución normal. Este último constituye un supuesto para realizar análisis de varianzas entre los promedios aritméticos obtenidos de los muestreos de los POC entre estaciones de medición en los periodos seco y lluvioso del año 2015. Este lineamiento se extiende al resto de los análisis de los diagramas de caja de los POC involucrados en el estudio.

En la Figura 5e y Figura 6e se presentan los resultados del p.p'-DDT encontrados en aguas y sedimentos del río Túcunemo. En agua, en la Figura 5e se muestra que el p.p'-DDT varía en órdenes de magnitud entre 0.001 y 0.020 $\mu\text{g l}^{-1}$. Los diagramas de cajas se traslapan, por lo que no existe diferencia estadísticamente significativa en las concentraciones del p.p'-DDT en las aguas del río Túcunemo encontradas entre estaciones de medición y entre periodos climáticos consecutivos.

La Figura 6e muestra los resultados del p.p'-DDT en sedimentos, variando entre 0.1 y 8.24 $\mu\text{g kg}^{-1}$. Los diagramas de cajas se traslapan, por lo que no existe diferencia estadísticamente significativa en las concentraciones del p.p'-DDT en aguas del río Túcunemo, encontradas entre estaciones de medición y entre periodos climáticos consecutivos.

Asimismo, se observa una ligera tendencia a incrementar la concentración de POC en sedimentos en la estación E3 debido a que está ubicada en las zonas más planas del río, donde la pendiente varía entre 0 y 3%, ocurriendo procesos de difusión molecular y sorción sobre

las partículas sólidas del suelo del cauce del río Ticutunemo (Figura 2), lo que implica que el p.p'-DDT está siendo aplicado, en forma permanente en fuentes puntuales ubicadas en los suelos agrícolas de la cuenca del río Ticutunemo.

Como una referencia reciente, el p.p'-DDT ha sido encontrado en los suelos agrícolas, variando entre 0.04 y 0.99 mg kg⁻¹, en el municipio Pueblo Llano, según Uzcátegui *et al.* (2011). El origen del p.p'-DDT en el agua del río se basa en la interacción del medio suelo-agua. El p.p'-DDT aplicado al suelo agrícola puede ser sometido a dos procesos: retardo y biodegradación.

En el caso de la biodegradación, una vez que el p.p'-DDT ha sido desorbido del suelo agrícola hacia la masa-solución y se encuentre en una fase acuosa, se incrementa su bioaccesibilidad, pudiendo ocurrir una transformación bioquímica efectuada por los microorganismos presentes en el suelo agrícola desde p.p'-DDT a sus "productos hija", como son p.p'-DDD y p.p'-DDE descritos antes, los cuales exhiben uniformidad y estacionalidad; biodegradados por hidrodehalogenación y por deshidrohalogenación, respectivamente.

Esta biodegradación podría dar lugar a un proceso de atenuación del p.p'-DDT en los suelos agrícolas de la cuenca del río Ticutunemo sólo en el escenario de que haya cesado la aplicación de este POC, lo que es poco probable.

En la Figura 5f y Figura 6f se presentan los resultados del endrín encontrado en aguas y sedimentos del río Ticutunemo. En agua, en la Figura 5f se observa que el endrín varía entre 0.001 y 0.008 µg l⁻¹. Los diagramas de cajas se traslapan, por lo que no existe diferencia estadísticamente significativa en las concentraciones del endrín en las aguas del río Ticutunemo encontradas entre estaciones de medición y entre periodos climáticos consecutivos.

En la Figura 6f se muestran los resultados del endrín en sedimentos, donde se observa que la concentración se incrementa desde 1.16 hasta 7.6 µg kg⁻¹ en forma recurrente dentro de los periodos seco y lluvioso desde la estación de medición aguas arriba E1_10 hasta E3_10, ubicada cerca de la desembocadura de la cuenca, lo que implica que el endrín está siendo aplicado en forma permanente como fuente puntual en los suelos agrícolas de la cuenca del río Ticutunemo.

Como una referencia reciente, el endrín ha sido encontrado en los suelos agrícolas, en el municipio Pueblo Llano, variando entre 0.01 y 0.04 mg kg⁻¹ (Uzcátegui *et al.*, 2011). El origen del endrín en el agua del río se

basa en la interacción del medio suelo-agua. El endrín puede degradarse cuando se expone a altas temperaturas o a la luz, formando principalmente cetona y aldehído de endrín, y tiene baja solubilidad en agua (ATSDR, 1996).

En la Figura 5g y Figura 6g se presentan los resultados del o.p'-DDE en aguas y sedimentos. En aguas, la Figura 5g muestra que el o.p'-DDE ha sido encontrado en el agua del río Tucutunemo, en órdenes de magnitud que varían entre 0.001 y 0.041 $\mu\text{g l}^{-1}$.

En sedimentos, en la Figura 6g se presentan los resultados del plaguicida o.p'-DDE, observándose que la concentración se incrementa de 0.2 a 5.52 $\mu\text{g kg}^{-1}$.

La concentración del o.p'-DDE en sedimentos registra valores estables y bajos en el periodo seco, desde la categoría E1_04 hasta E3_04, comparado con el lluvioso. En el periodo lluvioso se observa incremento de la concentración de la categoría E1_10 a la E3_10. La mayoría de los diagramas de caja se traslapa, mostrando que las concentraciones de o.p'-DDE tienden a ser estables a lo largo del río en la estación seca y en la estación lluviosa; tendiendo a ocurrir un ligero incremento en E3 debido a estar ubicada en las zonas más planas del río, donde la pendiente varía entre 0 y 3% (Figura 2); por lo tanto, el o.p'-DDE puede estar siendo aplicado en forma permanente en el asentamiento agrícola de la cuenca del río Tucutunemo.

El o.p'-DDE es una forma degradada del p.p'-DDT (ATSDR, 2002; Álvarez & Guevara, 2003). Como una referencia reciente, el p.p'-DDT ha sido encontrado en los suelos agrícolas del municipio Pueblo Llano, variando entre 0.04 y 0.99 mg kg^{-1} (Uzcátegui *et al.*, 2011). El o.p'-DDE es un "producto hija" del p.p'-DDT por una transformación bioquímica, donde un átomo de hidrógeno vecinal y un halógeno son removidos como iones con la formación concurrente de una doble unión, bajo un proceso denominado deshidrohalogenación. Esta reacción también puede ocurrir de forma espontánea en el agua sin necesidad de la catálisis biológica (ATSDR, 2002; Guevara, 2016).

La Figura 5h y Figura 6h presentan los resultados del o.p'-DDT encontrado en aguas y sedimentos del río Tucutunemo. En la Figura 5h se observa que o.p'-DDT en aguas varía entre 0.001 y 0.021 $\mu\text{g l}^{-1}$.

En la Figura 6h se muestran los resultados de o.p'-DDT en sedimentos, donde se observa que la concentración se incrementa en forma recurrente de 0.51 a 5.76 $\mu\text{g kg}^{-1}$, dentro del periodo seco y lluvioso, desde la categoría E1_04 hasta E3_04; así como de E1_10 a E3_10,

respectivamente, lo que implica que o.p'-DDT no se está degradando con el tiempo en el río Tucutunemo.

Como una referencia reciente, el o.p'-DDT ha sido encontrado en los suelos agrícolas del municipio Pueblo Llano, estado Mérida, Venezuela, variando entre 0.04 y 0.99 mg kg⁻¹ (Uzcátegui *et al.*, 2011).

El DDT de calidad técnica es una mezcla de tres formas de DDT: p.p'-DDT (85%), o.p'-DDT (15%) y cantidades mínimas de o.p'-DDT (ATSDR, 2002; Álvarez & Guevara, 2003). El o.p'-DDT aplicado al suelo agrícola puede ser sometido a dos procesos: retardo y biodegradación.

En el caso del retardo, el o.p'-DDT se retiene en el suelo agrícola superficial por un mecanismo de inmovilización conocido como sorción, lo que retarda su transporte hacia el río Tucutunemo.

El enantiómero (-), en comparación con el enantiómero (+) de o.p'-DDT, presenta una ligera mayor sorción sobre las superficies de suelo, según Ali, Alharbi, Alothman y Alwarthan (2018).

En cuanto al transporte de los POC, al inicio puede ocurrir demora, según el cual, los POC se retienen en el suelo agrícola superficial por un mecanismo de inmovilización conocido como sorción, donde las moléculas orgánicas se adhieren a la materia húmica natural del suelo, lo cual retarda su transporte hacia el río Tucutunemo.

La afinidad del POC al solvente y al sorbente es un fenómeno molecular, en función de una gran variedad de mecanismos químicos, físicos y electrostáticos como fuerzas de enlace de hidrógeno, fuerzas de Van der Waals y atracción coulombiana, respectivamente. El POC inmovilizado por este proceso no es transformado.

El transporte de la fracción soluble del POC en agua se explica de la siguiente manera: en el escenario en que el POC aún esté siendo aplicado en los suelos agrícolas, esta acción podría implicar que la cantidad de este sorbida se eleve sobre el sorbente, lo que esté conduciendo a reversibilidad, retornando al estado soluble por disolución o desorción de pequeñas fracciones ocasionada por la escorrentía generada por la lluvia o el riego, conduciendo su transporte como fracción soluble en agua hasta el río Tucutunemo.

El transporte del POC en los sedimentos ocurre debido al impacto de la gota de lluvia por precipitación natural o artificial, basada en el riego, la cual ocasiona desprendimiento de las partículas del suelo agrícola, fenómeno conocido como erosión hídrica, el cual se combina con la escorrentía, efectuando el transporte de los sedimentos sorbentes del POC hasta el río Tucutunemo.

Una vez en el río, la naturaleza de transporte del POC como fracción soluble o sorbido en sedimentos se puede dar por procesos del tipo advectivo, difusión molecular, difusión turbulenta y del ciclo hidrológico como lluvia-escorrentía (Guevara, 2016).

En general, en cuanto a la caracterización de los POC en aguas y sedimentos del río Tucutunemo, se ha encontrado una fuerte tendencia a que no existen diferencias estadísticamente significativas para $p = 0.05$, de las concentraciones de la totalidad de POC, involucrados en este estudio, debido a que los diagramas de cajas muestran solapamiento con una ligera tendencia a evidenciar incrementos de las concentraciones de los POC, en aguas y sedimentos, hacia la estación de medición E3. Esta estación, ubicada a 1 000 m de distancia en el eje del río, desde la desembocadura, constituye la zona más plana de la cuenca del río Tucutunemo, donde las pendientes del cauce varían entre 0 y 3%, influenciando la ocurrencia de un transporte de POC, predominantemente por difusión molecular.

Esta tendencia establece que la naturaleza del flujo de los POC y sus formas degradadas está caracterizada por tres condiciones: 1) flujo uniforme a lo largo del río ($dC/dx = 0$); 2) flujo incompresible a lo largo del río Tucutunemo ($dC/dx = 0$), y flujo estacionario ($dC/dt = 0$).

En el flujo uniforme, las propiedades del fluido permanecen constantes en todo el campo de flujo. En el flujo incompresible, la densidad de cada partícula del fluido permanece relativamente constante conforme se desplaza a través de todo el campo de flujo. En el flujo estacionario, las propiedades del fluido no dependen del tiempo (Potter & Wiggert, 2003).

Estas tres características representadas por dos gradientes de concentración son un índice de que los POC primarios, como aldrín, dieldrín, p.p'-DDT y endrín están siendo aplicados a los suelos agrícolas en forma permanente en el asentamiento de la cuenca del río Tucutunemo.

Del mismo modo, existen cepas de microorganismos en los suelos agrícolas de la cuenca del río Tucutunemo que son capaces de degradar las formas primarias de los POC a los siguientes compuestos: dieldrín, p.p'-DDD, p.p'-DDE y o.p'-DDE.

A pesar de que la biodegradación ocurre en los suelos agrícolas de la cuenca del río Tucutunemo (la cual es una forma de eliminación por biotransformación de la estructura de los compuestos orgánicos representados por los POC), los contaminantes primarios no están

siendo atenuados debido a que las tres características del flujo de los contaminantes observadas en una fuente indirecta, como es el río Tucutunemo, son un índice de uso permanente y actual en los suelos agrícolas de la cuenca de dicho río.

En los suelos agrícolas se están dando procesos químicos y bioquímicos como retardo y biodegradación. En el primero, sorción/desorción. En el segundo, las principales estrategias que usan los microorganismos para alimentarse de los POC consisten en las siguientes rutas de transformación: 1) de oxidación como epoxidación; 2) de reducción, como dehalogenación reductiva, y 3) hidrolíticas, como dehidrohalogenación. En conjunto, el transporte de los POC en suelos cultivados se da por erosión hídrica y escorrentía. En el río, la naturaleza de transporte de los POC en aguas y sedimentos se puede dar por procesos del tipo: advectivo, difusión molecular, difusión turbulenta, y del ciclo hidrológico como lluvia-escorrentía (Guevara, 2016).

En la Tabla 2 y Tabla 3 se muestran los resultados de los niveles de POC en agua, medidos en periodo seco y lluvioso, en tres estaciones del río Tucutunemo. Para cada POC, en cada estación, se presenta rango, media y desviación típica de las mediciones observadas. Al final de cada POC se tienen los valores "F" y "p", para valorar la significación estadística de las medias de cada estación a través de un análisis de varianza, evaluado con un nivel de confianza de 95% (significativo para $p < 0.05$).

La Tabla 2 presenta el resumen del análisis de varianza para los residuos de POC en agua, para el periodo seco, expresado en $\mu\text{g l}^{-1}$. Para probar la significación estadística de las medias de los POC, el análisis de varianza mostró un valor p , mayor que 0.05, como en el caso de aldrín, p.p'-DDD, p.p'-DDE, p.p'-DDT, endrín, o.p'-DDE y o.p'-DDT, por lo que se verifica que no hay diferencias estadísticamente significativas entre las medias de estos POC, medidos en agua, en las estaciones de medición, con un nivel de 95.0% de confianza, con excepción del dieldrín, con probabilidad de 0.048 ($p < 0.05$), que confirma diferencias estadísticamente significativas entre las medias del dieldrín, en el periodo seco, medido en las tres estaciones, con un nivel de 95.0% de confianza.

Tabla 2. Resumen del análisis de varianza para los resultados de residuos de POC en agua expresados en $\mu\text{g l}^{-1}$ de tres estaciones del río Tucutunemo, en el periodo seco, abril de 2015.

	Estación 1	Estación 2	Estación 3	Valor	Valor
--	------------	------------	------------	-------	-------

POC	Rango	Media ± DT	Rango	Media ± DT	Rango	Media ± DT	F	p
Aldrín	0.011 – 0.053	0.034 ± 0.021	0.006 – 0.015	0.009 ± 0.005	0.004 – 0.053	0.027 ± 0.025	1.352	0.328
Dieldrín	0.001 – 0.012	0.008 ± 0.006	0.018 – 0.032	0.024 ± 0.007	0.017 – 0.030	0.022 ± 0.007	5.254	0.048
p.p'-DDD	0.001 – 0.001	0.001 ± 0.000	0.001 – 0.004	0.002 ± 0.002	0.001 – 0.001	0.001 ± 0.000	2.286	0.183
p.p'-DDE	0.005 – 0.012	0.009 ± 0.004	0.006 – 0.010	0.008 ± 0.002	0.001 – 0.011	0.007 ± 0.005	0.142	0.871
p.p'-DDT	0.001 – 0.019	0.009 ± 0.009	0.001 – 0.011	0.006 ± 0.005	0.001 – 0.009	0.004 ± 0.005	0.580	0.590
Endrín	0.004 – 0.004	0.004 ± 0.000	0.006 – 0.008	0.007 ± 0.001	0.001 – 0.008	0.003 ± 0.004	2.340	0.177
o.p'-DDE	0.001 – 0.009	0.004 ± 0.004	0.004 – 0.009	0.006 ± 0.003	0.001 – 0.007	0.003 ± 0.003	0.630	0.566
o.p'-DDT	0.002 – 0.005	0.004 ± 0.002	0.002 – 0.017	0.010 ± 0.008	0.001 – 0.021	0.011 ± 0.010	0.790	0.498

DT: desviación típica; F: prueba de significación; p: valor de probabilidad; n = 9.

En la Tabla 3 se presenta un resumen del análisis de varianza para probar la significación estadística de las medias de los POC en agua en el periodo lluvioso. La tabla revela que no hay diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los POC en las estaciones de medición con un nivel de 95% de confianza ($p > 0.05$).

Tabla 3. Resumen del análisis de varianza para los resultados de residuos de POC en agua expresados en $\mu\text{g l}^{-1}$, de tres estaciones del río Tucutunemo, en el periodo lluvioso, octubre de 2015.

POC	Estación 1		Estación 2		Estación 3		Valor F	Valor p
	Rango	Media ± DT	Rango	Media ± DT	Rango	Media ± DT		
Aldrín	0.010 –	0.021	0.011 –	0.021	0.010 –	0.011	1.807	0.243

	0.029	± 0.010	0.027	± 0.009	0.012	± 0.001		
Dieldrín	0.012 – 0.022	0.018 ± 0.006	0.004 – 0.011	0.008 ± 0.004	0.015 – 0.028	0.021 ± 0.007	4.578	0.620
p.p'- DDD	0.001 – 0.001	0.002 ± 0.001	0.001 – 0.003	0.002 ± 0.001	0.001 – 0.010	0.004 ± 0.005	0.788	0.497
p.p'- DDE	0.004 – 0.011	0.007 ± 0.004	0.009 – 0.017	0.013 ± 0.004	0.010 – 0.027	0.021 ± 0.009	3.772	0.087
p.p'- DDT	0.012 – 0.020	0.016 ± 0.004	0.010 – 0.022	0.016 ± 0.006	0.001 – 0.012	0.008 ± 0.006	2.152	0.197
Endrín	0.001 – 0.001	0.001 ± 0.000	0.001 – 0.001	0.001 ± 0.000	0.001 – 0.004	0.002 ± 0.002	1.000	0.422
o.p'- DDE	0.005 – 0.012	0.010 ± 0.004	0.014 – 0.025	0.021 ± 0.006	0.016 – 0.041	0.027 ± 0.013	3.069	0.121
o.p'- DDT	0.001 – 0.001	0.001 ± 0.000	0.001 – 0.001	0.001 ± 0.000	0.001 – 0.011	0.005 ± 0.006	1.331	0.333

La Tabla 4 y Tabla 5 presentan un resumen del análisis de varianza obtenido para cada POC medido en sedimentos, expresado en $\mu\text{g kg}^{-1}$, en el periodo seco y el lluvioso, en tres estaciones del río Tucutunemo. En la Tabla 4 se observa que las mayores concentraciones de POC en sedimentos, en el periodo seco, corresponden a los siguientes plaguicidas: aldrín, dieldrín, p.p'-DDE y endrín, que registran los rangos más significativos, que van de 2.100 a 5.200; 6.220 a 6.800; 1.000 a 3.700, y 5.940 a 7.290 $\mu\text{g kg}^{-1}$, respectivamente. Estas concentraciones son aún mayores en el periodo lluvioso, para los mismos plaguicidas, cuyos rangos más significativos son así: aldrín varía entre 7.110 y 8.220; dieldrín, entre 5.610 y 6.820; p.p'-DDE, entre 6.930 y 7.320; endrín, entre 7.320 y 7.600 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (Tabla 5). El grupo de POC, antes identificados, representan 62.29% del total de POC detectado en sedimentos del río Tucutunemo. El análisis de varianza para evaluar la significación estadística de las medias de los POC en el periodo seco (Tabla 4) presenta probabilidades menores que 0.05, como en el caso del dieldrín, endrín y o.p'-DDT; por lo tanto, se confirma que hay

diferencias estadísticamente significativas entre las medias de estos POC en tres estaciones, con un nivel de confianza de 95.0%.

Tabla 4. Resumen del análisis de varianza para los resultados de residuos de POC en sedimentos ($\mu\text{g kg}^{-1}$) de tres estaciones del río Tucutunemo en el periodo seco, abril de 2015.

POC	Estación 1		Estación 2		Estación 3		Valor <i>F</i>	Valor <i>p</i>
	Rango	Media $\pm$ DT	Rango	Media $\pm$ DT	Rango	Media $\pm$ DT		
Aldrín	2.100 – 5.200	3.407 $\pm$ 1.582	0.230 – 5.200	2.577 $\pm$ 2.497	0.710 – 4.900	2.150 $\pm$ 2.382	0.280	0.764
Dieldrín	1.130 – 1.960	1.407 $\pm$ 0.479	2.920 – 3.050	3.000 $\pm$ 0.068	6.220 – 6.800	6.587 $\pm$ 0.319	188.610	0.000
p.p'-DDD	0.140 – 0.640	0.323 $\pm$ 0.275	0.150 – 0.490	0.340 $\pm$ 0.173	0.340 – 0.570	0.473 $\pm$ 0.119	0.506	0.626
p.p'-DDE	1.000 – 3.700	2.433 $\pm$ 1.358	0.610 – 1.900	1.130 $\pm$ 0.680	0.520 – 2.700	1.807 $\pm$ 1.142	1.060	0.404
p.p'-DDT	1.100 – 1.600	1.300 $\pm$ 0.265	0.240 – 1.700	0.777 $\pm$ 0.803	0.100 – 1.800	1.167 $\pm$ 0.929	0.422	0.674
Endrín	2.490 – 2.780	2.593 $\pm$ 0.162	5.550 – 6.130	5.730 $\pm$ 0.633	5.940 – 7.290	6.827 $\pm$ 0.768	42.711	0.000
o.p'-DDE	0.240 – 2.300	1.017 $\pm$ 1.120	0.350 – 2.900	1.277 $\pm$ 1.411	0.200 – 2.400	1.093 $\pm$ 1.157	0.035	0.966
o.p'-DDT	0.510 – 1.160	0.800 $\pm$ 0.331	1.480 – 1.540	1.513 $\pm$ 0.031	3.540 – 5.700	4.960 $\pm$ 1.230	27.436	0.001

DT: desviación típica; *F*: prueba de significación; *p*: valor de probabilidad; *n* = 9.

Comparando la concentración de POC totales de sedimentos en el río Tucutunemo, que reporta variación en el intervalo de 13.340 a 45.910 $\mu\text{g kg}^{-1}$, con las concentraciones de POC totales encontradas en los ríos Da-Han y Erh-Jen en Taiwán, cuyos rangos varían de 0.2 a 14.8 y de 0.6 a 29.5 $\mu\text{g kg}^{-1}$, se evidencia una mayor concentración de POC

totales en el río Tucutunemo, en comparación con los ríos Da-Han y Erh-Jen en Taiwán (Doong, Sun, Liao, Peng, & Wu, 2002).

En el periodo lluvioso (Tabla 5), los resultados del análisis de varianza revelan que, exceptuando el p.p'-DDD, todo el grupo de POC examinado muestra diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los POC ($p < 0.05$), medidos en tres estaciones con un nivel de 95.0% de confianza. Este incremento de residuos de POC en sedimentos en la época lluviosa está relacionado con el aumento de la escorrentía hídrica y la afinidad de los POC por las partículas finas del suelo en donde los plaguicidas son transportados (Elder & Weber, 1980).

Tabla 5. Resumen del análisis de varianza para los resultados de residuos de POC en sedimentos ($\mu\text{g kg}^{-1}$) de tres estaciones del río Tucutunemo, en el periodo lluvioso, octubre de 2015.

POC	Estación 1		Estación 2		Estación 3		Valor F	Valor p
	Rango	Media $\pm$ DT	Rango	Media $\pm$ DT	Rango	Media $\pm$ DT		
Aldrín	5.020 – 6.250	5.463 $\pm$ 0.683	5.180 – 6.260	5.843 $\pm$ 0.581	7.110 – 8.220	7.610 $\pm$ 0.563	10.536	0.011
Dieldrín	2.420 – 3.550	3.127 $\pm$ 0.616	4.370 – 5.270	4.730 $\pm$ 0.476	5.610 – 6.820	6.163 $\pm$ 0.612	21.188	0.002
p.p'-DDD	0.210 – 0.610	0.473 $\pm$ 0.228	0.610 – 1.500	1.190 $\pm$ 0.503	0.920 – 1.960	1.557 $\pm$ 0.558	4.436	0.066
p.p'-DDE	4.250 – 5.270	4.670 $\pm$ 0.533	5.590 – 6.940	6.133 $\pm$ 0.712	6.930 – 7.320	7.137 $\pm$ 0.196	16.676	0.004
p.p'-DDT	5.020 – 6.430	5.567 $\pm$ 0.756	5.470 – 6.250	5.900 $\pm$ 0.396	7.220 – 8.240	7.660 $\pm$ 0.524	11.342	0.009
Endrín	1.160 – 2.550	2.067 $\pm$ 0.786	2.080 – 2.890	2.460 $\pm$ 0.407	7.320 – 7.600	7.430 $\pm$ 0.149	99.836	0.000
o.p'-DDE	3.120 – 3.170	3.143 $\pm$ 0.025	4.690 – 5.520	5.187 $\pm$ 0.438	3.560 – 4.230	4.000 $\pm$ 0.381	42.711	0.000
o.p'-DDT	2.050 – 3.210	2.813 $\pm$ 0.661	5.050 – 5.760	5.310 $\pm$ 0.391	3.120 – 5.120	4.353 $\pm$ 1.079	8.143	0.020

DT: desviación típica; F : prueba de significación; p : valor de probabilidad; $n = 9$.

Efectos de residuos de POC en aguas, peces y humanos

Tanveer y Shobana (2015), en un estudio de bioacumulación de POC en agua y sedimentos del río Mahi, en India, explican que estos plaguicidas tienen impacto negativo sobre la biota y los humanos, pues consumen agua y peces contaminados. Por tanto, la caracterización de POC en ríos provee información relevante que contribuye al control del pronóstico presentado por PNUMA (1977), cuya meta para el año 2025 es proveer agua de buena calidad.

Comparación de residuos de POC en agua con niveles de referencia internacionales

En la Tabla 6 se muestra un panorama general sobre niveles de POC detectados en ríos de Asia y África. Asimismo, se mencionan los valores de referencia de instituciones reconocidas que han reportado límites críticos de los POC en agua. Además de los resultados encontrados en el río Tucutunemo, se incluyen los reportes de POC de investigadores como Zhang, Huang, Yu y Hong (2004); Kuranchie-Mensah *et al.* (2012); y Yang, Shihua, Jiaquan, Chenxi y Xinli (2013), quienes hicieron estudios similares y detectaron concentraciones de POC en agua. Por ejemplo, en el caso del aldrín, la concentración detectada en el agua del río Tucutunemo ha sido mayor que la encontrada en los ríos Densu y Tonghui. Los otros registros de POC fueron menores que los detectados en los ríos que se mencionan en la Tabla 6.

Tabla 6. Comparación de niveles de POC en agua ($\mu\text{g l}^{-1}$) de varios ríos del mundo y valores de referencia de la Venezuela, Australia y la WHO.

POC	Río Tucutunemo Media anual Venezuela 2015	Río Jinjiang DDTs China 2013	Río Densu, Sitio Weijsa Prom 2 estación Ghana, 2012	Río Tonghui Prom Estaciones China 2004	VR Venezuela (POC total)	VR Australia Guía valores 2011 (Australian Government, 2011)	VR WHO (2011)

Aldrín ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0.021	–	0.013	0.011	200	0.01	0.03
Dieldrín ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0.017	–	nd	nd		0.01	0.03
Endrín ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0.003	–	0.015	nd		–	–
p.p'-DDE ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0.011	0.004	0.015	0.016		0.06	2.0
p.p'-DDT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0.011		0.019	0.020		0.06	2.0

VR: valor de referencia; –: sin información; nd: no detectable.

Las concentraciones de POC del río Tucutunemo fueron comparables con los valores de referencia de Venezuela, Australia y WHO, observándose que los POC detectados en las aguas del río Tucutunemo son menores que los establecidos para agua dulce de países e instituciones, como la República Bolivariana de Venezuela, Australia y WHO. Se exceptúa el aldrín y dieldrín, cuyas concentraciones fueron mayores que los valores de referencia de Australia, que propone $0.01 \mu\text{g l}^{-1}$ (Australian Government, 2011).

Conclusiones

El estudio identificó y cuantificó ocho POC detectados en agua y sedimentos en el río Tucutunemo: aldrín, dieldrín, p.p'-DDD, p.p'-DDE, p.p'-DDT, endrín, o.p'-DDE y o.p'-DDT. Las concentraciones de éstos fueron variadas, observándose niveles más altos en sedimentos. En el agua, las concentraciones de POC fueron bajas debido a su naturaleza hidrofóbica y al fenómeno de adsorción por retención de los POC en la superficie de las micropartículas de suelo o de moléculas orgánicas disueltas. Sin embargo, debido al régimen turbulento del río y la disminución de la pendiente del cauce, desde la Estación 1 hasta la Estación 3, la concentración de POC en sedimentos, en ambos periodos climáticos, fue mayor en la Estación 3 (pendiente 3%). Los POC detectados en agua y sedimentos provienen de la actividad agrícola en

la cuenca del río Tucutunemo. Los niveles de POC encontrados en las aguas y sedimentos del río Tucutunemo fueron menores a los valores de referencia de agencias internacionales, lo que confirma que dichas aguas no son un riesgo para el medio ambiente. Se recomienda a institutos de investigación, universidades, al Ministerio del Poder Popular para el Ecodesarrollo-Hábitat de Venezuela, y a otros organismos a escala global como PNUMA, OMS, EPA y ATSDR, que identifiquen áreas críticas y monitoreen de forma sistemática los ecosistemas sujetos a impactos ambientales severos por POC, a fin de tomar medidas de saneamiento ambiental.

Agradecimientos

Se agradece al personal técnico del Centro de Investigaciones Hidrológicas y Ambientales de la Universidad de Carabobo (CIHAM-UC) y del Laboratorio de Calidad Ambiental del Ministerio del Poder Popular para el Ecodesarrollo, Hábitat y Vivienda del estado Aragua, por su cooperación en la obtención de imágenes satelitales, procesamiento de muestras, análisis químico y determinación de residuos de POC.

Referencias

- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Diseases Registry. (1996). *Toxicological profile for endrin*. Atlanta, Georgia, USA: Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Diseases Registry. (2002). *Toxicological profile for aldrin and dieldrin*. Atlanta, Georgia: Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Ali, I., Alharbi, O. M., Alothman, Z. A., & Alwarthan, A. (2018). Enantio-selective molecular dynamics of ($\pm$)-o.p-DDT uptake and degradation in water-sediment system. *Environmental Research*, 160, 353-357.
- Álvarez, P., & Guevara, E. (2003). *Biorremediación y atenuación natural de acuíferos contaminados por sustancias químicas peligrosas*. Valencia, Venezuela: Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de la Universidad de Carabobo.

- APHA-AWWA-WPCF, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. (2002). *Métodos normalizados para el análisis de las aguas potables y residuales*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. España: Editorial Díaz de Santos S.A.
- Astiz, S. (2012). Deterioro del recurso agua en el río, Cataniapo. Amazonas, Venezuela. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 3(3), 5-20.
- Australian Government. (2011). *National Water Quality Management Strategy*. Australian Drinking Water Guidelines 6. Australian Government.
- Bicking, C., Olin, S., & King, P. (1974). Procedure for the Evaluation of Environmental Monitoring Laboratories. Cincinnati, Ohio, USA: USA: EPA, Environmental Protection Agency.
- Carvalho, F. (2006). Agriculture, pesticides, food security and food safety. *Environmental Science & Policy*, 9, 685-692.
- Carvalho, F. (2017). Pesticides, environment, and food safety. *Food and Energy Security*, 6(2), 48-60.
- Covenin, Comisión Venezolana de Normas Industriales. (1987). *Norma venezolana N° 2461-87 para Aguas Naturales, Industriales y Residuales. Determinación de Sólidos*. Caracas, Venezuela: Petróleos de Venezuela.
- Del Puerto, A., Suárez, S., & Palacio, D. (2014). Efectos de los plaguicidas sobre el ambiente y la salud. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 52(3), 1561-3003.
- Doong, R. A., Sun Y. C., Liao P. L., Peng C. K., & Wu S.C. (2002). The distribution and fate of organochlorine pesticides in sediments from the selected rivers in Taiwan. *Chemosphere*, 48(2), 237-246.
- Elder, G., & Weber, K. (1980). Chlorinated phenols in sediments and suspended matter of the Weber estuary. *Chemosphere*, 9, 111-118.
- EPA, Environmental Protection Agency. (2003). *Final ecological risk assessment for the Palos Verdes shelf*. Prepared by: CH2M HILL, Inc. USA: Environmental Protection Agency.
- EPA, Environmental Protection Agency. (2009). *Estudio de Factibilidad, Región IX. Corporación Química Montrose. Sitio súper fondo. Unidad operable 5. Península Palos Verdes*. California, USA: Environmental Protection Agency.
- EPA, Environmental Protection Agency. (2016). *Ambient water quality criteria for DDT*. Washington, DC, USA: Office of Water

- Regulations and Standards Criteria and Standards Division, Environmental Protection Agency.
- FAO, Food Agriculture Organization. (1997). *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos* (número 55 de Estudio FAO). Burlington, Canadá: Food Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO, Food Agriculture Organization. (2002). *Código Internacional de Conducta para la distribución y utilización de Plaguicidas. Versión revisada*. Roma, Italia: Food Agriculture Organization.
- FAO, Food Agriculture Organization. (2015). *Environmental and Social Management Guidelines*. Roma, Italia: Food Agriculture Organization. Recuperado de www.fao.org/publications.
- Gil, M. (2006). *Proyecto Internacional de Eliminación de los COP. Informe ciudadano de la situación de los contaminantes orgánicos persistentes en Venezuela*. Caracas, Venezuela: Fundación Agua Clara.
- Guevara, E., & Cartaya, H. (2004). *Hidrología Ambiental*. Carabobo, Venezuela: Universidad de Carabobo (CDCH-UC). Venezuela.
- Guevara, E. (2016). *Transporte y transformación de contaminantes en el ambiente y contaminación de las aguas*. Lima, Perú: Ministerio de Agricultura y Riego.
- Hidroven, C. A. Hidrológica Venezolana. (2012). Casos de estudio: Hidrocapital, Hydrocentro, Hidrollanos e Hidrolara. Informe de Carla Santaella. Universidad de Carabobo, Facultad de Ingeniería, Valencia.
- Hidroven, C. A. Hidrológica Venezolana. (2013). *La gestión del agua potable y el saneamiento en el Área Metropolitana de Caracas*. Caracas, Venezuela: ILDIS, Instituto Latinoamericano de Estudios sociales.
- Isea, F. G. A., Huerta, M. L., & Rodríguez, R. I. E. (2009). Desarrollo histórico de la legislación sobre plaguicidas organoclorados en Venezuela. *Revista Ciencias de la Salud*, 7(1), 47-64.
- Jones, K. C., & Voogt, P. (1999). Persistent organic pollutant (POPs): state of the science. *Environmental Pollution*, 100(1-3), 209-221.
- Kuranchie-Mensah, H., Atiemo, S. M., Palm, L. M., Blankson-Arthur, S., Tutu, A. O., & Fosu, P. (2012). Determination of organochlorine pesticide residue in sediment and water from the Densu River basin, Ghana. *Chemosphere*, 86(3), 286-292.
- Literathy, P. (1997). Transboundary water pollution monitoring: Data validation and interpretation. In: Harmancioglu, N. B., Necdet A.

- M., Sevinc, D., & Onkul-Vijay, P. S. (eds.). *Integrated Approach to Environmental Data Management Systems* (pp. 199-214).
- Ministerio del Poder Popular para el Ambiente. (2006). *Informe preliminar de inventario sobre contaminantes orgánicos persistentes*. Caracas, Venezuela: Ministerio del Poder Popular para el Ambiente.
- Olivar, B., Mijail, U., Pedrique, L., & Rossmar, D. (2006). *Evaluación hidrogeológica del valle del río Tucutunemo, Municipio Zamora, Estado Aragua* (tesis de licenciatura). Facultad de Ingeniería, Escuela de Geología, Minas y Geofísica, Caracas, Venezuela.
- Pineda, C., Machado, D., Casanova, E., & Vilorio, J. (2006). Evaluación física de tierras de la cuenca alta del río Guárico con fines de producción sustentable de agua. *Agronomía Tropical*, 56(3).
- Pérez, G., & Nieves, G. (2004). *Propuesta de Plan de Ordenación del Territorio para la Cuenca del Río Tucutunemo (Sectores de Ancón-El Ocumo). Municipio Zamora del Estado Aragua* (tesis de posgrado). Universidad Central de Venezuela, Facultad de Agronomía, Caracas, Venezuela.
- PNUMA, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (1977). *Informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Agua*. Mar de la Plata, Argentina: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- PNUMA, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2012). *Aguas saludables para el desarrollo sostenible. Estrategia operativa del PNUMA para el agua dulce*. Nairobi, Kenia: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Potter, M., C., & Wiggert, D. C. (2003). *Mecánica de Fluidos* (3ª ed.). Ciudad de México, México: International Thomson Editores.
- República Bolivariana de Venezuela. (1995). *Decreto 883. Normas para la clasificación y control de calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos*. Caracas, Venezuela: República Bolivariana de Venezuela.
- Romero, J. (2002). *Identificación y cuantificación de plaguicidas organoclorados en el lago de Valencia* (trabajo especial de grado). Valencia, España: Facultad de Ciencias y Tecnología, Universidad de Carabobo.
- Stocker, S. H., & Seager, L. S. (1980). *Química ambiental: contaminación del aire y del agua*. Barcelona, España: Editorial Blume, S. A.
- Tanveer, A. S. H., & Shobhana, K. M. (2015). Bioaccumulation and ecological risks of organochlorine pesticides in water sediments

- and fish from Mahi River, Vadodara, Gujarat, India. *Research Journal of Recent Sciences*, 4(IYSC-2015), 171-217.
- University of Minnesota. (2003). *Biocatalysis. (UMBBD). Biodegradation Database. DDT Pathway Map*. Minnesota, USA: University of Minnesota.
- Uzcátegui, J., Araujo, Y., & Mendoza, L. (2011). Residuos de plaguicidas organoclorados y su relación con parámetros físico-químicos en suelos del municipio Pueblo Llano, estado Mérida. *Bioagro*, 23(2), 115-120.
- Vogel, T., Criddle, S., & McCarty, P. (1987). Transformations of halogenated aliphatic compounds. *Environmental Science & Technology*, 21(8), 722-736.
- WHO, World Health Organization. (2011). *Guidelines for Drinking-Water Quality*. (4th ed.) Geneva, Switzerland: World Health Organization.
- Xue, N., Zhang, D., & Xa, X. (2006). Organochlorine pesticide multiresidues in surface sediments from Beijing Guanting reservoir. *Water Research*, 40(2), 183-194.
- Yang, D., Shihua, Q., Jiaquan, Z., Chenxi, W., & Xinli, X. (2013). Organochlorine pesticides in soil, water and sediment along the Jinjiang River Mainstream to Quanzhou Bay, Southeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 89(2013), 59-65.
- Zhang, Z., Huang, J., Yu, G., & Hong, H. (2004). Occurrence of PAHs, PCBs, and organochlorine pesticides in the Tounghui River of Beijing, China. *Environmental Pollution*, 130(2004), 240-261.
- Zhou, R., Zhu, L., Yang, K., & Chen, Y. (2006). Distribution of organochlorine pesticides in surface water and sediments from Quiantang River, East China. *Journal of Hazardous Materials*, 137(1), 68-75.