



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AVENIDA DE  
MÉXICO

**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

---

---

**PROGRAMA DE MAESTRIA Y DOCTORADO EN  
INGENIERIA**

**FACULTAD DE QUÍMICA**

**EVALUACIÓN DE UN SISTEMA EXPERIMENTAL  
TIPO HUMEDAL ARTIFICIAL PARA LA REMOCIÓN  
DE LINDANO**

**T E S I S**

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE  
MAESTRA EN INGENIERÍA**

**AMBIENTAL – AGUA**

**P R E S E N T A:**

**MÓNICA LUCÍA RODRÍGUEZ ESTRADA**

**TUTOR:**

**DR. VÍCTOR MANUEL LUNA PABELLO**



2012



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

**JURADO ASIGNADO:**

Presidenta: Dra. Georgina Fernández Villagómez  
Secretaria: Dra. Silke Cram Heydrich  
Vocal: Dr. Víctor Manuel Luna Pabello  
1er. Suplente: M. I. José Luis Martínez Palacios  
2do Suplente: M. I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos

**Lugar donde se realizó la tesis:** Laboratorio de Microbiología Experimental,  
Facultad de Química, UNAM.

**TUTOR DE TESIS:**

Dr. Víctor Manuel Luna Pabello

---

Firma

## **Reconocimientos**

- Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para realizar los estudios de Maestría en Ingeniería (Ingeniería Ambiental), así como la beca mixta para la realización de estancia en la Universidad de Antioquia en Colombia, y al proyecto FQ-734.
- A los PROYECTOS PAPIIT-IT103312-3 y PAIP 6190-14 (VMLP 2011-2012) por el apoyo económico para la adquisición de reactivos y materiales empleados en la realización de la tesis.

## **Agradecimientos**

- Al Dr. Víctor Luna Pabello del Laboratorio de Microbiología Experimental (LMBE), de la Facultad de Química de la UNAM, por todo su apoyo para que este trabajo pudiera llevarse a cabo y por su confianza, para poder desarrollarlo con albedrío.
- Al Mtro. Luciano Gómez Hernández y a la Mtra. Guadalupe Tzuzuki Reyes, por su apoyo técnico durante el trabajo experimental, por su asesoría en cuanto a microbiología se refiere, así como colaboración con los trámites administrativos.
- A la Dra. Rosario Iturbe Argüelles del Instituto de Ingeniería de la UNAM, por las facilidades para utilizar el microondas para la extracción del lindano de planta.
- A la Mtra. Isaura Noguez Yáñez, por las facilidades otorgadas para integrar los cromatogramas del análisis de lindano.
- Al personal del Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente (LAFQA-FQ); por el préstamo del material para las extracciones de lindano.
- Al Dr. Gustavo Peñuela Mesa, director del Grupo de Diagnóstico y Control de la Contaminación, de la Universidad de Antioquia (Medellín, Colombia) por su apoyo para la realización de la estancia de investigación en sus instalaciones y al Q. Andrés Gallo Ortiz por la asesoría y facilidades para los análisis cromatográficos.
- A los miembros del jurado examinador: Dra. Georgina Fernández Villagómez (Facultad de Ingeniería), Dra. Silke Cram Heydrich (Instituto de Geografía), Mtra. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua) y al Mtro. José Luis Martínez Palacios (Instituto de Ingeniería), por sus valiosos comentarios y observaciones, los cuales ayudaron a mejorar este trabajo de tesis.
- A mis compañeros del LMBE, especialmente al Mtro. Héctor Ramírez, al Mtro. Sergio Aburto, al Ing. Benjamín Segura, al Ing. Hugo Sánchez y al Mtro. Edgar Ortiz por su tiempo, paciencia y asesoría en lo que a humedales artificiales se refiere. También agradezco al Ing. Fernando Gómez por siempre recordarme que no hay límites.

## *Dedicatoria*

*A Luis, Xochitl y Damián: in aquin inic mocueponaltizqueh, onmantihuih; a quienes se fueron para florecer.*

*A Efi, Jorge, Carmen y Pablo; a toda mi sangre, a toda nuestra fuerza.*

*A Mich, Dishes, Paty, Rock, Patas, Emilio. nochipa tlazohcamati.*

*A todos y cada uno de los miembros del LMBE, por la diaria convivencia.*

*A mis hermanas PUMAS y EXPUMAS*

*A mis amigos de la maestría, por andar juntos el camino: Hiram, Alma, Steph, Nash, Rose, Sibila, Karen, Alex, Taka, Rodolfo y Gama.*

# CONTENIDO

RESUMEN .....	6
ABREVIATURAS Y ACRÓNIMOS .....	7
1 INTRODUCCIÓN.....	9
1.1 OBJETIVOS Y ESTRATEGIA DE TRABAJO .....	11
1.1.1 Objetivo general.....	11
1.1.2 Objetivos particulares.....	11
1.1.3 Estrategia de trabajo.....	11
1.1.4 Alcances .....	12
2 MARCO TEÓRICO.....	13
2.1 Humedales artificiales .....	14
2.1.1 Clasificación de los humedales artificiales .....	16
2.1.2 Componentes de los humedales artificiales .....	17
2.1.3 Implementación de los humedales artificiales .....	18
2.2 Características generales de los plaguicidas.....	19
2.2.1 Clasificación.....	19
2.2.2 Toxicidad .....	21
2.2.3 Destino ambiental .....	21
2.2.4 Situación internacional.....	22
2.2.5 Situación en México .....	24
2.3 Lindano .....	26
2.3.1 Propiedades físicoquímicas .....	26
2.3.2 Toxicidad .....	28
2.3.3 Destino ambiental .....	29
2.3.4 Situación en México.....	30
2.3.5 Estudios en el mundo.....	31
2.3.6 Estudios en México .....	33
2.3.7 Límites permisibles .....	37
2.4 Implementación de humedales artificiales para tratamiento de aguas contaminadas con plaguicidas .....	38
3 METODOLOGÍA.....	39
3.1 Criterios de diseño y construcción de los sistemas experimentales .....	39
3.2 Condiciones del experimento y parámetros.....	41
3.2.1 Invernadero.....	41
3.2.2 Especie vegetal.....	41
3.2.3 Medio de soporte .....	42
3.2.4 Agua residual sintética .....	44
3.2.5 Microorganismos.....	45
3.3 Parámetros .....	45
3.3.1 Muestreo y medición de parámetros .....	46
3.4 Operación de los sistemas experimentales .....	47
3.5 Diseño experimental .....	47
3.6 Procesamiento de datos.....	49
4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	50
4.1 Condiciones del experimento .....	50
4.1.1 Invernadero.....	50

4.1.2	Efluentes.....	51
4.1.3	Medio de soporte .....	52
4.1.4	Microorganismos.....	52
4.2	Comportamiento de parámetros.....	52
4.2.1	Oxígeno disuelto .....	52
4.2.2	pH.....	55
4.2.3	Potencial redox .....	58
4.2.4	Conductividad eléctrica.....	61
4.2.5	Demanda química de oxígeno .....	63
4.3	Lindano en agua, planta y balance de masa .....	66
4.3.1	Lindano en agua .....	66
4.3.2	Lindano en planta .....	68
4.3.3	Balance de masa de lindano en el sistema .....	68
5	CONCLUSIONES.....	73
5.1	Recomendaciones .....	74
6	REFERENCIAS.....	75
	ANEXO I. PRUEBAS ESTADÍSTICAS.....	90
	ANEXO II. TABLAS DE DATOS.....	93
	ANEXO III. REACTIVOS.....	100
	ANEXO IV. EXTRACCIÓN Y CUANTIFICACIÓN DE LINDANO.....	101
a)	Extracción de lindano de agua .....	101
b)	Extracción de lindano de planta .....	102

## RESUMEN

El lindano es un plaguicida organoclorado de uso restringido en México; se utiliza en nuestro país para proteger del gorgojo a las semillas de avena, cebada, maíz, sorgo y trigo; para el control de ácaros, piojos, moscas, mosquitos, chinches, pulgas, hormigas, cucarachas y alacranes, en bovinos, equinos, ovinos, caprinos, canídeos y conejos. Se adsorbe fuertemente en suelos con alto contenido de materia orgánica y la vida media de degradación ambiental varía de algunos días hasta algunos años dependiendo de los factores del entorno. El lindano ha sido encontrado en aire, suelo, agua y en el tejido adiposo de diferentes organismos.

Una alternativa de tratamiento de aguas residuales contaminadas con plaguicidas, de bajo costo, eficiente, de fácil construcción y operación, son los humedales artificiales como lo muestra la bibliografía consultada. En esta investigación se evaluó un sistema tipo humedal artificial de flujo subsuperficial a escala de laboratorio, como sistema de tratamiento de agua contaminada con lindano, usando *Sagittaria lancifolia*. Los sistemas experimentales fueron alimentados con agua residual sintética, operados por lotes, con un tiempo de residencia hidráulica de 7 días durante la etapa de arranque (13 semanas). Los parámetros evaluados fueron oxígeno disuelto (OD), pH, potencial redox ( $E_h$ ), conductividad eléctrica (CE), demanda química de oxígeno (DQO) y lindano (en agua y planta). El análisis estadístico se basó en un modelo de factores fijos, y en un modelo factorial  $2^2$ , ambos con diseño en bloques.

Se encontró que en los sistemas no existe diferencia en los parámetros respecto a los puntos de muestreo; los efluentes de los sistemas experimentales (SE) con planta tuvieron más oxígeno disuelto (OD) que los que no la tienen, y menores concentraciones de lindano. Por las condiciones de  $E_h$  y el bajo OD dentro del SE, se puede sugerir degradación por grupos de bacterias facultativas principalmente. Las eficiencias de remoción de materia orgánica, medidas como DQO en los sistemas sin lindano, fueron del 69 % en el SE con planta, y del 75 % en el SE sin planta. La remoción de lindano fue del  $96.3 \pm 1.6$  % en los SE con planta y del  $94.7 \pm 1.0$  % en los SE sin planta. A partir del balance de masa de lindano en el sistema, se estimó pérdida por volatilización del 0.08 y 0.07 % en SE con planta y sin planta respectivamente y una contribución en la remoción por parte de *Sagittaria lancifolia* de 1.85 %.

## ABREVIATURAS Y ACRÓNIMOS

Aldrín	Plaguicida organoclorado, diénico, de nombre científico 1,2,3,4,10,10-hexacloro-1,2,4 $\alpha$ ,5,8,8 $\alpha$ -hexahidro-1,4-endo,exo-5,8-dimetanonaftalina
ARS	Agua residual sintética
CCA	Comisión para la Cooperación Ambiental
CE	Conductividad eléctrica
CG- $\mu$ DCE	Cromatografía de gases con detector de captura de electrones
CIBAC	Centro de Investigaciones Biológicas y Acuícolas de Cuernavaca
CICOPLAFEST	Comisión Intersecretarial de Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas
CL <sub>50</sub>	Concentración letal 50
COD	Carbono orgánico disuelto
COFEPRIS	Comisión Federal de Protección Contra Riesgos Sanitarios
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
COP	Compuestos orgánicos persistentes
COT	Carbono orgánico total
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DDE	Diclorodifenildicloroetileno, producto de degradación del DDT
DDD	Diclorodifenildicloroetano, producto de degradación del DDT
DDT	Plaguicida organoclorado de estructura aromática, cuyo nombre científico es diclorodifeniltricloroetano
DL <sub>50</sub>	Dosis letal 50
DOF	Diario Oficial de la Federación
DQO	Demanda química de oxígeno
DE	Desviación estándar
E <sub>h</sub>	Potencial de oxidación-reducción o potencial redox
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
HA	Humedal artificial
HCH	Hexaclorociclohexano
HFS	Humedal de flujo superficial
HFSS	Humedal de flujo subsuperficial
HR	Humedad relativa
IMCYC	Instituto Mexicano del Cemento y del Concreto
INE	Instituto Nacional de Ecología
ISDE	International Society of Doctors for the Environment
Log K <sub>OC</sub>	Coeficiente de adsorción de carbono orgánico
Log K <sub>OW</sub>	Coeficiente de reparto octanol-agua

LMBE	Laboratorio de Microbiología Experimental
NT	Nitrógeno total
OCP	Plaguicidas organoclorados
OD	Oxígeno disuelto
OIT	Organización Internacional del Trabajo
OMS	Organización Mundial de la Salud
PANNA	Pesticide Action Network of North America
PARAN	Planes de Acción Regional para América del Norte
PCB	Bifenilos policlorados
PNI	Programa Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
POPRC	Persistent Organic Pollutants Review Committee
PRONAME	Programa de monitoreo y evaluación de sustancias tóxicas, persistentes y bioacumulables
PT	Fósforo total
SAGARPA	Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación
SE	Sistema experimental
SEMARNAP	Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
SISCOPE	Sistema de información sobre compuestos orgánicos persistentes
SPSS	Statistical Package for the Social Sciences
SS	Sólidos suspendidos
TRH	Tiempo de residencia hidráulica
USHHS	U.S. Department of Health and Human Services
WHO	World Health Organization

# 1 INTRODUCCIÓN

Con el desarrollo de la agricultura y el incremento en la demanda de alimentos a nivel mundial, ha sido necesaria la utilización de sustancias como los plaguicidas, que permiten eliminar a las plagas u organismos que dañan a los cultivos y propician pérdidas de cosechas o disminución de la producción, y por ende pérdidas económicas. Sin embargo, estas sustancias que en gran parte son de origen sintético pueden transportarse a otros lugares a través del aire o del agua, o permanecer muchos años donde fueron aplicados y bioacumularse a través de la cadena trófica; también pueden degradarse por la acción de distintos factores del entorno – luz solar, temperatura, humedad, microorganismos, entre otros – y convertirse en sustancias más tóxicas y dañinas que sus precursores.

Es por lo anterior que han surgido acuerdos internacionales, como el Convenio de Rotterdam (1998) y el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP, 2001), que han prohibido y restringido el uso de sustancias peligrosas – varios plaguicidas, entre otros – con el fin de proteger a la salud humana y al medio ambiente de los daños que ocasionan estas sustancias.

Dentro de la lista de COP se encuentra el lindano, plaguicida organoclorado de “uso restringido” en México; solamente quedan cuatro registros que están en proceso de revocación, los cuales son para uso industrial y agrícola; se utiliza en el país para proteger del gorgojo a las semillas de avena, cebada, maíz, sorgo y trigo; para el control de ácaros, piojos, moscas, mosquitos, chinches, pulgas, hormigas, cucarachas y alacranes, en bovinos, equinos, ovinos, caprinos, cánidos y conejos (CICOPLAFEST, 2004).

Ha sido prohibido en algunos países, y en mayo del 2009 junto con otras nueve sustancias, fue incluido en el Convenio de Estocolmo, para detener por completo su producción y uso en todo el mundo. Cabe señalar que dicha iniciativa fue propuesta por nuestro país y en la Convención se llegó al acuerdo de permitir su uso farmacéutico cinco años más para control de la pediculosis y escabiasis<sup>1</sup>.

El lindano está catalogado como COP tóxico para el ser humano, para algunos peces y otras especies acuáticas; tiene potencial de bioacumularse en la cadena alimenticia (PNUMA, 2005). El lindano se adsorbe fuertemente en suelos con alto contenido de materia orgánica (Ávalos-Gómez y Ramírez-Gutiérrez, 2003); también la volatilización es una ruta importante de disipación bajo condiciones tropicales y altas temperaturas (Poggi-Varaldo *et al.*, 2002; Prakash *et al.*, 2004; Robles-González *et al.*, 2006); la vida media de su degradación ambiental varía de algunos días hasta algunos años dependiendo de varios factores como el tipo de suelo y el clima (OMS, 1992 en FAO y PNUMA, 1996).

---

<sup>1</sup> La pediculosis es una afección cutánea producida por piojos y la escabiasis es producida por ácaros.

Dadas las propiedades fisicoquímicas del lindano y sus usos, ha sido encontrado en aire, suelo, agua y en el tejido adiposo de diferentes organismos. En México se han realizado algunos estudios en las matrices antes mencionadas en Chiapas, Yucatán, Hidalgo y Veracruz, entre otros (Waliszewski *et al.*, 1995; Rueda *et al.*, 1998; Waliszewski *et al.*, 2000; Calderón-Villagómez *et al.*, 2001; Hernández-Romero *et al.*, 2004; Fernández-Bringas *et al.*, 2005; Gold-Bouchot *et al.*, 2005; Alegria *et al.*, 2006; Calvelo-Pereira *et al.*, 2006; Trejo-Acevedo *et al.*, 2009).

Hay que considerar que en México el 76.8 % del agua disponible para consumo humano se usa para riego agrícola y del total de las aguas residuales municipales sólo se trata el 35 % (CONAGUA, 2010); por ello los cuerpos a donde se descarga el agua contaminada y de donde es usada como fuente de abastecimiento para consumo humano, son zonas donde la probabilidad de contaminación por COP es alta.

Por lo anterior, es necesario contar con bases científicas que demuestren cómo se comportan los plaguicidas en el ambiente para poder predecir dónde se encontrarán, cuánto tardarán en degradarse y qué efectos causarán en el medio ambiente. Junto con el desarrollo de este conocimiento es indispensable realizar investigaciones para buscar opciones de bajo costo que sean eficientes, de fácil construcción y operación, para el tratamiento de aguas que tienen lindano y otros COP. Una de estas alternativas es el caso de los humedales artificiales (HA).

Estos sistemas representan una opción apropiada para la depuración de aguas residuales en pequeñas comunidades de zonas rurales de países en desarrollo, donde las aguas residuales agrícolas son comunes y los recursos económicos escasos (Rodríguez, 2003; Ayaz, 2008 y Abidi *et al.*, 2009 en Agudelo-Cadavid *et al.*, 2010).

Existen investigaciones en las que se han evaluado los HA para remover plaguicidas del agua, tanto en sistemas construidos (Moore *et al.*, 2000; Haarstad y Braskerud, 2005; Blankenberg *et al.*, 2006; Rose *et al.*, 2006; Dordio *et al.*, 2007; Reichenberger *et al.*, 2007; Budd *et al.*, 2009) como a escala de laboratorio (Sherrard *et al.*, 2004; Prochaska y Zouboulis, 2009; Agudelo-Cadavid, 2010; Hijosa-Valsero *et al.*, 2010; Ortega-Clemente, 2010).

De igual forma es de suma importancia comprender los mecanismos de depuración de aguas que ocurren en los humedales naturales, pues éstos constituyen un eslabón básico e insustituible del ciclo del agua (CONAGUA, 2010), además de que las investigaciones contribuyen a fundamentar la importancia de su protección en el país.

Esta tesis se realizó en el Laboratorio de Microbiología Experimental (LMBE) de la Facultad de Química, y se generó información acerca del comportamiento del lindano en un sistema tipo humedal artificial de flujo subsuperficial (HFSS) a escala de laboratorio, y su posible utilización como sistema de tratamiento de aguas contaminadas con lindano. Para ello se emplearon diferentes sistemas experimentales (SE) partiendo del HFSS; los SE fueron alimentados con agua residual sintética (ARS). Fueron operados por lotes con un tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 7 días; la especie vegetal utilizada es *Sagittaria lancifolia* y el tiempo de operación de los sistemas fue de 13 semanas.

## 1.1 OBJETIVOS Y ESTRATEGIA DE TRABAJO

### 1.1.1 Objetivo general

Evaluar un humedal artificial de flujo subsuperficial (HFSS) a escala de laboratorio, como sistema de tratamiento de agua contaminada con lindano, usando *Saggitaria lancifolia*.

### 1.1.2 Objetivos particulares

- Evaluar la remoción de lindano en sistemas experimentales (SE), con y sin planta, bajo condiciones de operación controladas.
- Determinar si existen diferencias significativas en los parámetros fisicoquímicos evaluados en influente, efluente y a diferentes alturas del SE y sugerir su relación con la remoción de lindano en los SE.
- Cuantificar el lindano en la biomasa vegetal y establecer su balance en el SE.
- Proponer mejoras en la evaluación del HFSS.

### 1.1.3 Estrategia de trabajo

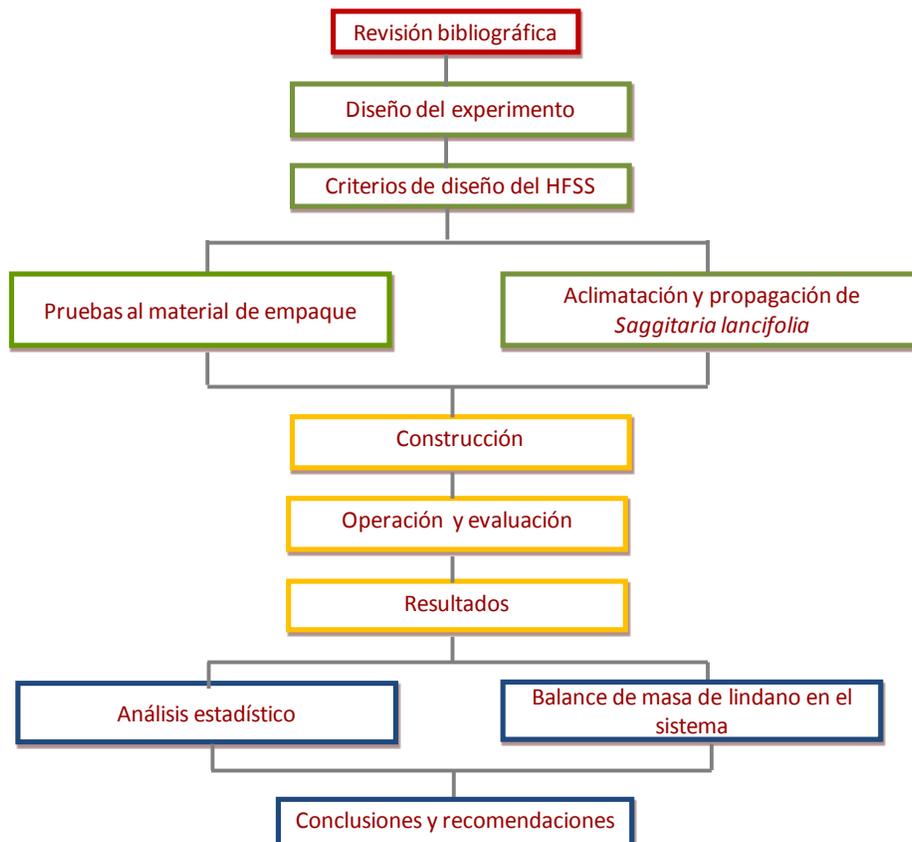


Figura 1.1 Estrategia de trabajo.

Se revisó y analizó literatura científica internacional y nacional, incluidos documentos publicados en páginas web de instituciones internacionales y nacionales; leyes, normas y reglamentos relacionados con el manejo, gestión y control de plaguicidas. También se revisó material bibliográfico referente a la clasificación, construcción y operación de HA.

Se planteó el diseño experimental y el arreglo de tratamientos, así como el análisis estadístico del experimento. Se estudiaron las bases y criterios de otros diseños de HA a escala de laboratorio (Agudelo-Cadavid, 2010 y Ortega-Clemente, 2010); también se analizaron los datos generados previamente en el LMBE sobre acumulación de lindano en plantas (Ojeda-Mejía, 2010) para construir los SE de esta investigación.

Se realizó extracción líquido-líquido de lindano en agua, y extracción asistida con microondas, de planta; la cuantificación del plaguicida se realizó por cromatografía de gases con detector de microcaptura de electrones (CG- $\mu$ ECD).

Al material de empaque se hicieron las pruebas para determinar densidad aparente, densidad real, porosidad y conductividad hidráulica. La especie vegetal (*Sagittaria lancifolia*) se propagó en las condiciones de laboratorio (invernadero).

Se construyeron ocho SE de vidrio, a los que se realizaron pruebas hidráulicas y se pusieron en operación. Los parámetros fisicoquímicos que se midieron son: temperatura, oxígeno disuelto, pH, potencial redox, conductividad eléctrica y DQO; éstos fueron medidos conforme a un plan de muestreo, en un periodo de 13 semanas.

El análisis estadístico se hizo con el programa SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) versión 15.0. Por último se hizo el balance de masa de lindano en el sistema, para saber la aportación de cada componente del HFSS en la remoción de lindano.

#### **1.1.4 Alcances**

Se construyeron ocho reactores a escala de laboratorio como SE; alimentados con agua residual sintética y una concentración de lindano; se usó la especie vegetal *Sagittaria lancifolia* y arena de cuarzo como material de soporte. Los SE fueron evaluados durante el periodo de arranque y el análisis de lindano se hizo en agua y planta.

## 2 MARCO TEÓRICO

Los plaguicidas pueden proteger los cultivos, pero si son utilizados de manera inadecuada o excesiva también pueden tener el efecto contrario. Por ejemplo, pueden aumentar las plagas secundarias cuando el tratamiento con plaguicidas para una primera plaga se ha realizado de manera incorrecta; pueden haber efectos negativos en la polinización o la disrupción de la ecología del suelo debido a la contaminación con estas sustancias; otros efectos nocivos son la contaminación del medio ambiente y de los recursos hídricos a través de los vertidos, la eliminación inadecuada de estos productos o la escorrentía y dispersión de plaguicidas después de su aplicación aérea. Lo anterior puede ocasionar la muerte de la flora y fauna silvestres y de organismos benéficos como las abejas, y tener efectos negativos en el ganado, la acuicultura y los ecosistemas. Los efectos nocivos pueden ocurrir tanto en las inmediaciones del lugar en el que se ha producido la contaminación por plaguicidas como en zonas remotas, lo cual depende de las propiedades de las sustancias y de las condiciones del entorno. La contaminación puede reducir la biodiversidad, incluso en una explotación agrícola controlada al ocasionar la muerte de todos los organismos benéficos.

Entre los plaguicidas que tienen un mayor impacto en la biodiversidad, los COP tienen los efectos más duraderos y de mayor alcance, ya que permanecen en el tejido de los organismos vivos, afectando a otras especies a través de la cadena trófica. Los efectos negativos en la salud humana pueden ser causados por exposición directa o indirecta a los plaguicidas. La exposición es directa cuando el plaguicida se transmite directamente de la fuente a la persona, como en el caso de los trabajadores y los agricultores que utilizan estos productos en las explotaciones agrícolas. La exposición indirecta es cuando el contacto con el plaguicida se realiza a través de una vía intermediaria, por ejemplo a través del consumo de alimentos o agua contaminados por residuos de plaguicidas (FAO, 2009).

Una de las alternativas para tratar agua contaminada con plaguicidas es por medio de HA; existen estudios en sistemas ya establecidos (Moore *et al.*, 2000; Haarstad y Braskerud, 2005; Blankenberg *et al.*, 2006; Rose *et al.*, 2006; Dordio *et al.*, 2007; Reichenberger *et al.*, 2007; Budd *et al.*, 2009) y a escala de laboratorio (Sherrard *et al.*, 2004; Prochaska y Zouboulis, 2009; Agudelo-Cadavid, 2010; Hijosa-Valsero *et al.*, 2010; Ortega-Clemente, 2010). Los humedales son uno de los sistemas de tratamiento menos caros en cuanto a operación y mantenimiento se refiere; debido a las energías naturales que intervienen en el tratamiento, son pocos los requerimientos de energía proveniente de combustibles fósiles y de compuestos químicos que normalmente se requieren para alcanzar los objetivos del tratamiento (Kadlec y Wallace, 2009).

## 2.1 Humedales artificiales

Según la NOM-001-SEMARNAT-1996 los humedales naturales son zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres que constituyen áreas de inundación temporal o permanente, sujetas o no a la influencia de mareas, como pantanos, ciénagas y marismas, cuyos límites los constituyen el tipo de vegetación hidrófila de presencia permanente o estacional; las áreas donde el suelo es predominantemente hídrico; y las áreas lacustres o de suelos permanentemente húmedos originados por la descarga natural de acuíferos.

Los humedales constituyen un eslabón básico e insustituible del ciclo del agua. Su conservación y manejo sustentable pueden asegurar la riqueza biológica y los servicios ambientales que éstos prestan, tales como el almacenamiento del agua, la conservación de los acuíferos, la purificación del agua mediante la retención de nutrientes, sedimentos y contaminantes, la protección contra tormentas y la mitigación de inundaciones, la estabilización de los litorales y el control de la erosión (CONAGUA, 2010).

Un HA es un sistema de tratamiento de agua residual (estanque o cauce) poco profundo, de no más de 1 m, que tiene plantas para tratar el agua residual (EPA, 1999).

Estos sistemas imitan la actividad depuradora realizada por los humedales naturales. Pueden definirse como sistemas biológicos confinados mediante algún tipo de impermeabilización, que surgen a partir de la simulación de los mecanismos propios de los humedales naturales para la depuración de las aguas, donde se combinan procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren al interactuar las aguas con el suelo, las plantas, los microorganismos y la atmósfera, dando lugar a la aparición de procesos de sedimentación, filtración, adsorción, degradación biológica, fotosíntesis, fotooxidación y toma de nutrientes por parte de la vegetación (Mena-Sanz, 2008).

Los HA se han implementando para tratar aguas domésticas y municipales, aguas industriales y de crianza de animales, escorrentías de agua de lluvia y urbanas, drenaje ácido de minas, remediación de agua subterránea y otras aplicaciones (Kadlec y Wallace, 2009).

En resumen los HA pueden tratar con efectividad altos niveles de materia orgánica, sólidos suspendidos y nitrógeno, así como niveles significativos de metales, trazas orgánicas y patógenos. La remoción de fósforo es mínima debido a las limitadas oportunidades de contacto del agua residual con el suelo. Si no se practica la poda, una fracción de la vegetación que se descompone y permanece como materia orgánica refractaria, forma turba en el humedal.

Algunas sustancias que se van formando a lo largo del HA tales como nitrato, amonio y fosfato, son tomadas fácilmente por las plantas. Sin embargo, muchas especies son capaces de captar, e incluso acumular significativamente metales tóxicos, como cadmio y plomo. La velocidad de remoción de contaminante por las plantas varía extensamente, dependiendo de la velocidad de crecimiento de la planta y de la concentración del contaminante en su tejido. Las plantas leñosas, es decir, árboles y arbustos, proporcionan un almacenamiento a largo plazo de contaminantes, comparado con las plantas herbáceas. En los HA el material de la planta muerta, conocido como

detritus o basura, se acumula en la superficie del suelo por lo que algunos de los nutrientes, metales u otros elementos eliminados previamente del agua por captación de la planta son reincorporados por lixiviación y descomposición, y reciclados nuevamente dentro del agua y del suelo. Una pérdida más gradual de contaminantes ocurre durante la descomposición del detritus por las bacterias y otros organismos (Llagas-Chafloque y Guadalupe-Gómez, 2006).

En la Tabla 2.1 se muestra un resumen de los mecanismos de eliminación que sufren los diferentes contaminantes dentro de los HA.

**Tabla 2.1 Contaminantes en el agua y los mecanismos de eliminación que ocurren dentro de un HA.**

<b>Contaminantes</b>	<b>Mecanismos de eliminación</b>
Sólidos suspendidos	Sedimentación
	Filtración
Materia orgánica	Degradación microbiana aerobia y anaerobia
	Amonificación seguido por nitrificación microbiana y desnitrificación.
Nitrógeno	Asimilación por parte de las plantas
	Adsorción principal
	Volatilización del amoniaco
Fósforo	Adsorción por parte del lecho
	Asimilación por parte de las plantas
Metales	Intercambio iónico
	Asimilación por parte de las plantas
Patógenos	Sedimentación
	Filtración
	Muerte natural
	Radiación ultravioleta

*Fuente: Mena-Sanz, 2008.*

### 2.1.1 Clasificación de los humedales artificiales

En la Figura 2.1 se muestran los tipos básicos de HA, de acuerdo al flujo del agua y al arreglo de las plantas utilizadas.

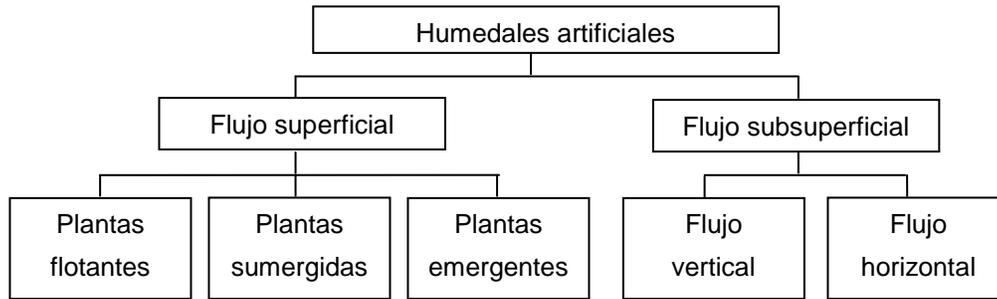


Figura 2.1 Clasificación de los humedales artificiales. Fuente: Kadlec y Wallace, 2009.

#### 2.1.1.1 Sistema de flujo superficial (HAFS)

Son aquellos en los que el agua está expuesta a la atmósfera. Consisten de una o más cuencas o canales de poca profundidad que tienen recubrimiento en el fondo para prevenir la percolación al agua freática susceptible de contaminación, y una capa sumergida de suelo o medio de soporte para las raíces de la vegetación macrófita emergente (Figura 2.2). Una desventaja de estos sistemas es que los mosquitos y otros insectos vectores de enfermedades pueden desarrollarse en el agua (EPA, 2000b).

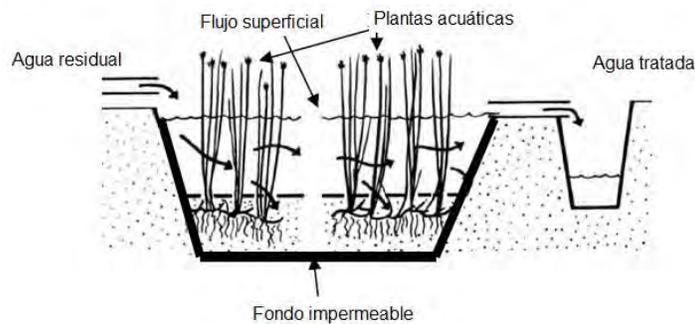


Figura 2.2 Sistema de flujo superficial. Fuente: Mena-Sanz, 2008.

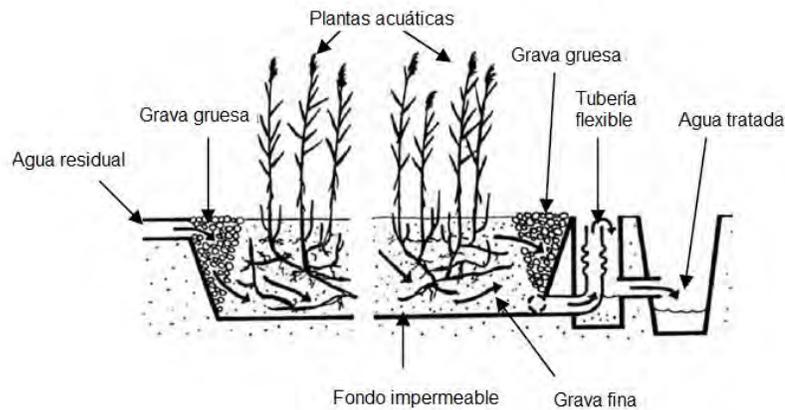
#### 2.1.1.2 Sistema de flujo subsuperficial (HFSS)

La diferencia con el HA de flujo superficial es que el nivel del agua se mantiene por debajo de la superficie del lecho (Figura 2.3); como medio de soporte se utiliza roca triturada, arena, grava u otro tipo de suelo (EPA, 2000a).

En este tipo de humedal, se evitan problemas como plagas de insectos o malos olores, y en climas fríos, aportan una mayor protección térmica. Como el agua residual no está expuesta

durante el tratamiento, el riesgo asociado a la exposición de los humanos y de la vida silvestre a organismos patógenos es mínimo (Kadlec y Wallace, 2009).

Estos sistemas pueden ser de flujo horizontal y de flujo vertical. En los de flujo vertical el agua es suministrada al humedal de manera intermitente, por lo que el lecho no se satura totalmente, permitiendo la percolación a través del medio (Figura 2.3); esto provoca que se incremente varias veces la oxigenación del lecho en comparación con el sistema de flujo horizontal. Dicho régimen de operación permite condiciones alternas de oxidación y reducción en el sustrato, lo cual estimula una nitrificación-desnitrificación secuencial y la adsorción de fósforo (Chavarría-Hernández, 2001).



**Figura 2.3 Sistema de flujo subsuperficial horizontal. Fuente: Mena-Sanz, 2008.**

## 2.1.2 Componentes de los humedales artificiales

### 2.1.2.1 Medio de soporte

La grava es el medio más utilizado en algunos países, aunque se ha utilizado roca triturada, arena y otro tipo de materiales de suelo (Ramírez-Carrillo, 1998). El medio de soporte se elige de acuerdo con la disponibilidad, costo y sus características fisicoquímicas, así como de los objetivos del HA a diseñar (Dordio *et al.*, 2007).

### 2.1.2.2 Plantas vasculares

Entre las especies que comúnmente se encuentran en los HA están *Scirpus spp* (juncos), *Typha spp.* (espadañas y aneas), *Phragmites australis* (carrizos), *Sagittaria spp.*, *Juncus spp.*, *Elodea spp.*, entre otras (Kadlec y Wallace, 2009).

### 2.1.2.3 Ecología microbiana

Incluye principalmente, bacterias, hongos, y protozoarios. Esta biomasa se encuentra formando una biopelícula alrededor de las partículas del lecho. En general los procesos microbiológicos por los cuales los microorganismos depurarán el agua residual en el humedal son los mismos que en los sistemas biológicos convencionales (EPA, 1999).

### 2.1.3 Implementación de los humedales artificiales

Kadlec y Wallace (2009) describen detalladamente el proceso para implementar un humedal artificial, que en esta sección se describe de manera muy general. Las etapas que comprende son: diseño físico (especificaciones de los componentes internos) y dimensionamiento; construcción y el arranque.

Se toma en cuenta el lugar donde será contruido el humedal, el tamaño y la configuración de la celda, la profundidad del agua y el flujo, la vegetación, el pretratamiento del agua (primario para remover los sólidos suspendidos).

La primera etapa incluye la caracterización del agua a tratar, como en cualquier otro tratamiento de aguas residuales (SST, DBO, DQO, nitrógeno total de Kjeldhal, amoníaco, fósforo total, coliformes fecales), el clima de la región así como las metas del tratamiento, es decir para qué se utilizará el agua tratada.

Los parámetros de diseño son: tiempo de residencia hidráulico (TRH), profundidad de lecho; relación largo-ancho del HA; área superficial, razón de carga de la DBO<sub>5</sub>, la carga hidráulica (q); los parámetros secundarios son: capacidad de infiltración, balance global de agua y evapotranspiración<sup>2</sup> (EPA, 1999). Para calcular el flujo neto (Q) debe conocerse el área del humedal, la porosidad del material y la altura del lecho.

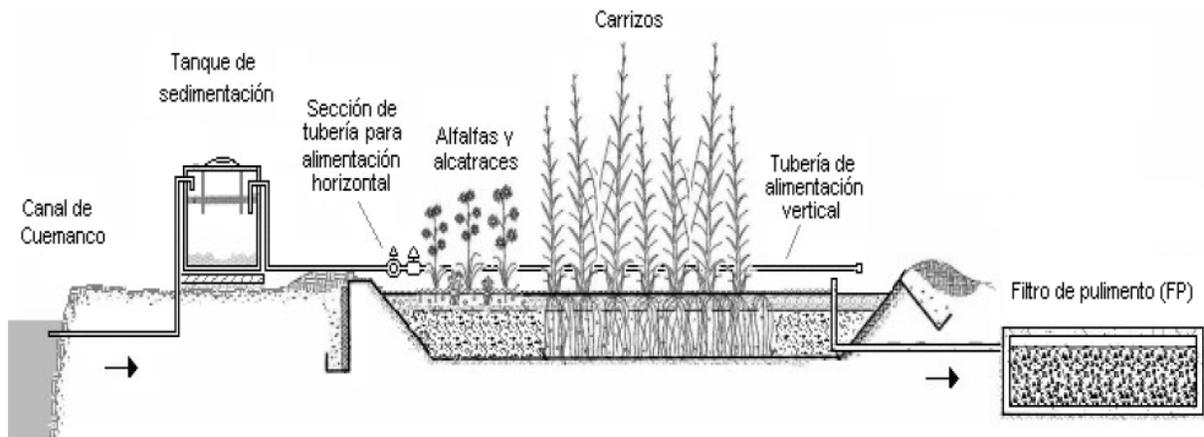
En cuanto a la construcción, se requiere de la maquinaria para cavar el lugar del HA y colocar el medio de soporte, la geomembrana y la tubería, entre otros elementos.

Durante la etapa inicial de la operación de un HA se distingue la fase de arranque donde se espera que la vegetación se adapte al sistema y comience a crecer la biopelícula; en la fase de estabilización el desempeño del HA no es aún el óptimo pues no se ha terminado de desarrollar, y la etapa concluye cuando se alcanza la calidad esperada del efluente; en la fase de operación rutinaria el HA funciona de manera estable.

En la Figura 2.4 se muestra un ejemplo de HA diseñado para mejorar la calidad del agua procedente del Canal de Cuemanco (D.F.) y utilizarla para la acuicultura. El arreglo completo del HA permite reducir eficazmente la materia orgánica medida como DQO, el nitrógeno y los fosfatos (Ramírez-Carrillo *et al.*, 2009).

---

<sup>2</sup> Evapotranspiración es la evaporación directa de agua que ocurre de una superficie abierta o subsuperficial, y a través de plantas emergentes (Kadlec y Wallace, 2009).



**Figura 2.4 Esquema general de HA con filtro de pulimento, conectado en serie. Fuente: Ramírez-Carrillo *et al.*, 2009.**

## 2.2 Características generales de los plaguicidas

El Artículo 278 de la Ley General de Salud de México (2009) define “plaguicida” como cualquier sustancia o mezcla de sustancias que se destina a controlar cualquier plaga, incluidos los vectores que transmiten las enfermedades humanas y de animales, las especies no deseadas que causen perjuicio o que interfieran con la producción agropecuaria y forestal, así como las sustancias defoliantes y las desecantes.

Los plaguicidas están considerados como COP, que por sus propiedades físicas y químicas suelen ser resistentes a la degradación fotolítica, química y biológica, razón por la cual pueden persistir y bioacumularse durante años en el ambiente y en los tejidos de los organismos expuestos a ellos (SEMARNAT, 2007).

Los efectos de los plaguicidas en la calidad del agua están asociados al ingrediente activo en la formulación de los plaguicidas; los contaminantes que existen como impurezas en el ingrediente activo; los aditivos que se mezclan con el ingrediente activo (humectantes, diluyentes o solventes, aprestos, adhesivos, soluciones reguladoras, conservantes y emulsionantes); y el producto degradado que se forma durante la degradación química, microbiana o fotoquímica del ingrediente activo (FAO, 1997).

### 2.2.1 Clasificación

La Comisión Intersecretarial del Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas (CICOPLAFEST) en su catálogo, muestra una clasificación de los plaguicidas de acuerdo con su concentración (técnico o formulado); a los organismos que controlan (insecticida, acaricida, fungicida, bactericida, antibiótico, herbicida, rodenticida o molusquicida); a su modo de acción (de contacto, de ingestión, sistémico, fumigante, repelente o defoliante); por su

composición química (inorgánicos, orgánicos o biológicos); y por el uso al que se destinan (agrícola, forestal, plaguicida, pecuario, urbano, jardinería y doméstico).

Por la composición química de los plaguicidas se establece una correlación entre su estructura, la actividad, la toxicidad y el mecanismo de degradación. Se dividen en organoclorados, organofosforados, aceites minerales, carbamatos, piretroides, de cobre, tiocarbamatos, ftalmidas, organoestánicos, carboxamidas, guanidinas y naftoquinonas, organoazufrados, clorofenoxi, dinitrofenoles, derivados de la urea, triazinas, tricloropicolínico, derivados de los ácidos tricloroacético y tricloropicolínico, bupiridílicos y otros (SEMARNAP-INE, 1999), así como también los plaguicidas de origen botánico, cuya sustancia activa es extraída de plantas, como el piretro, y por último los plaguicidas biológicos, que son microorganismos o derivados de su metabolismo formulados como insumos que pueden controlar a una plaga en particular (Bonilla, 2000).

### 2.2.1.1 Plaguicidas organoclorados

Son xenobióticos que presentan en su molécula por lo menos un átomo de cloro en sustitución del hidrógeno del carbono correspondiente (Figura 2.5). Se dividen en la familia del DDT o aromáticos, la familia de los ciclodienicos y la de los alicíclicos.



Figura 2.5 Tipos de plaguicidas organoclorados

La mayor parte de estos plaguicidas son empleados como insecticidas; tienen una elevada toxicidad crónica, la tendencia a acumularse en los tejidos ricos en grasas, son persistentes en el suelo y los alimentos y se biomagnifican en la cadena trófica. Su uso está prohibido o restringido en muchos países, no sólo por su toxicidad aguda y crónica, sino porque sus efectos ambientales a largo plazo se consideran graves.

Son compuestos liposolubles, que tienen altos coeficientes de partición octanol/agua ( $\log K_{OW} > 1$ ), lo que favorece que puedan penetrar a las membranas biológicas (piel, gastrointestinal, alveolar, placenta) y acumularse en los tejidos del cuerpo con alto contenido de lípidos (hígado, riñones, sistema nervioso, tejido adiposo). También pueden bioacumularse en el tejido adiposo sin llegar a sitios críticos del sistema nervioso, sin embargo pueden ser movilizados hacia la sangre y alcanzar concentraciones para causar intoxicación aguda.

Los plaguicidas organoclorados tienen bajas presiones de vapor, lo que los hace volátiles; son poco solubles en agua, estables al calor, al aire, a la humedad, a la luz UV y visible, y a los medios ácidos, aunque hay algunos que se deshalogenan en condiciones alcalinas. Este tipo de plaguicidas son los compuestos que más persisten en el ambiente.

### **2.2.2 Toxicidad**

La CICOPRAFEST (2004) utiliza al igual que la OMS, la  $DL_{50}$  (en ratas, en mg/kg), que evalúa la toxicidad aguda; y la toxicidad crónica que evalúa el potencial carcinógeno (efectos sobre el desarrollo), efectos teratogénicos (inducidos durante el desarrollo embrionario) y efectos en la reproducción (alteraciones sobre el aparato reproductor femenino y/o masculino).

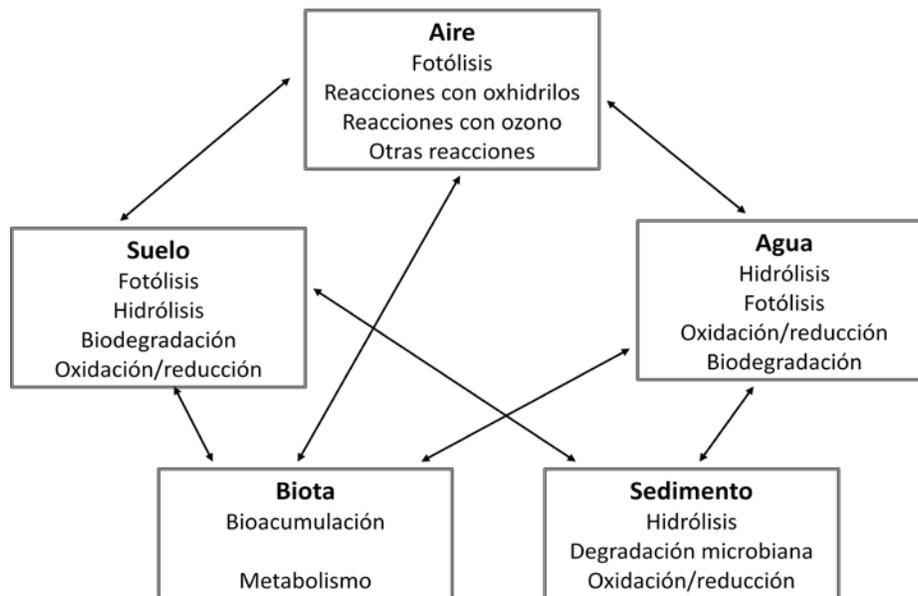
De acuerdo con la toxicidad aguda, la categoría I es para los plaguicidas “extremadamente tóxicos”, II para los “altamente tóxicos”, III para “moderadamente tóxicos” y IV para los “ligeramente tóxicos”.

Tanto el Lindano como el DDT son categoría II.

### **2.2.3 Destino ambiental**

El destino ambiental de un plaguicida en el entorno está en función de las propiedades físicoquímicas de la molécula y su mecanismo de transporte, de las características medio ambientales y de la geografía del lugar en que se encuentra. La molécula de plaguicida no permanece intacta ya que con el tiempo sufre una degradación influida por los microorganismos, actividad química, pH, clima, y contenido de materia orgánica del suelo, entre otros. Es necesaria la información acerca de la topografía, tipos de suelo y ubicación, tipo de cubierta del suelo, precipitación anual, condiciones de temperatura, entre otros, para poder estimar hacia donde pudiera desplazarse el plaguicida aplicado. El uso de estas sustancias puede conducir a la contaminación de recursos naturales y fuentes de agua superficial y subterránea; también es posible que organismos que no se desean eliminar tengan una exposición ambiental a los plaguicidas, como los peces y otros de vida silvestre. Los estudios de destino ambiental sirven para estimar las concentraciones ambientales esperadas de los plaguicidas en hábitats específicos en donde se encuentran especies amenazadas o en peligro (CICOPRAFEST, 2004).

En la Figura 2.6 se muestran los posibles mecanismos de degradación y de acumulación de sustancias químicas en el ambiente, los plaguicidas representan un ejemplo de dichas sustancias.



**Figura 2.6 Mecanismos que influyen en el destino y transporte de sustancias químicas. Fuente: adaptado de INE, 2011.**

#### 2.2.4 Situación internacional

Existe un cierto número de instrumentos internacionales que regulan directamente el manejo de plaguicidas. La mayoría de los países han ratificado al menos uno de ellos. Otros instrumentos, algunos vinculantes y otros no<sup>3</sup>, abordan el manejo de estos productos sólo de modo indirecto. Estos instrumentos han sido creados bajo los auspicios de organizaciones internacionales como la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, por sus siglas en inglés), el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Organización Internacional del Trabajo (OIT); establecen el marco normativo en el que se definen algunos de los aspectos más importantes de la gestión de plaguicidas e incorporan un enfoque de la gestión y manejo de plaguicidas que abarca todo su "ciclo de vida": fabricación, registro, importación y exportación, transporte, envasado, etiquetado, publicidad, utilización, almacenamiento y disposición final (FAO, 2009).

<sup>3</sup> Un documento vinculante es aquél que obliga a las partes que lo suscriben, es decir, que están forzadas a cumplir con los términos, finalidades, objetivos, acciones y demás del texto; para este caso existen procedimientos para hacer exigibles los derechos y obligaciones del documento (p. ej. los tratados son el ejemplo paradigmático de un documento obligatorio para los Estados).

Los documentos de carácter voluntario no son obligatorios, es decir, que los Estados los redactan y suscriben de buena voluntad, pero sin constituir una fuente de obligaciones ni derechos exigibles (p. ej. las declaraciones). Estos textos aunque parezca que no son de utilidad por su falta de obligatoriedad son una fuente de Derecho Internacional para efectos de interpretación de otras disposiciones vinculantes; las cortes internacionales (algunas nacionales) y los organismos internacionales se auxilian de estas normas para dar mayor alcance a otra norma (Lic. Patricia Villa Berger, comunicación personal).

#### 2.2.4.1 Instrumentos vinculantes

- Convenio de Rotterdam sobre el procedimiento de consentimiento fundamentado previo aplicable a ciertos plaguicidas y productos químicos peligrosos objeto de comercio internacional (adoptado en 1998; entrada en vigor en 2004).
- Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (adoptado en 2001; entrada en vigor en 2004; ratificado por 149 partes).
- Convenio de Basilea sobre el control de los movimientos transfronterizos de los desechos peligrosos y su eliminación (adoptado en 1989; entrada en vigor en 1992; ratificado por 170 partes).
- Protocolo de Montreal relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono (adoptado en 1987; entrada en vigor en 1989; ratificado por 191 partes).
- Convenio N° 184 de la OIT (Organización Internacional del Trabajo) sobre Seguridad y Salud en la Agricultura (adoptado en 2001; entrada en vigor en 2003; suscrito por 8 partes).
- Convenio N° 170 de la OIT sobre la Seguridad en la Utilización de los Productos Químicos en el Trabajo (adoptado en 1990; entrada en vigor en 1993; ratificado por 15 partes).

#### 2.2.4.2 Instrumentos de carácter voluntario

- Código Internacional de Conducta para la Distribución y Utilización de Plaguicidas de la FAO (adoptado en 1985 y revisado en 2002).
- Directrices del Código Internacional de Conducta de la FAO.
- Normas del Comité del Codex sobre Residuos de Plaguicidas (Comité de la Comisión del Codex Alimentarius).
- Sistema Globalmente Armonizado de Clasificación y Etiquetado de Productos Químicos (ONU/ECOSOC; adoptado en 2002 y revisado en 2004).

En el Anexo III del Convenio de Rotterdam (Tabla 2.2) se enumeran 40 productos químicos que han sido prohibidos o restringidos por motivos sanitarios o ambientales: 29 plaguicidas y 11 productos químicos industriales.

**Tabla 2.2 Plaguicidas y formulaciones incluidas en el Convenio de Rotterdam**

2,4,5-T y sus sales y ésteres	HCH (mezcla de isómeros)
Aldrin	Heptacloro
Binapacryl	Hexaclorobenceno
Captafol	<b>Lindano</b>
Clordano	Compuestos de mercurio
Clorimeform	Monocrotofos
Clorobencilato	Paratión
DDT	Pentaclorofenol
Dieldrin	Toxafeno
DNOC (dinitro-orto-cresol) y sus sales, tales como sales de amoniaco, potasio y sodio	Compuestos de tributilo de estaño
Dinoseb	Formulaciones de polvo seco: benomilo $\geq 7\%$ ;
Dibromuro de etileno	carbofurano $\geq 10\%$ y thiram $\geq 15\%$
Dicloruro de etileno	Metamidofos
Fluoroacetamida	Fosfamidón
Óxido de etileno	Paratión-metilo

### 2.2.5 Situación en México

Desde la década de los cincuenta se inició en México un proceso activo de desarrollo y modernización de la agricultura, con énfasis en las zonas de riego y de agricultura destinada a la exportación, lo cual llevó a introducir el uso del DDT en los cultivos para exportación y también para combatir al mosquito transmisor del paludismo. Hasta el inicio de la década de los setenta, tuvo un auge el consumo de plaguicidas organoclorados, que fueron reemplazados posteriormente por plaguicidas organofosforados.

En el año 2000, el 70 % de los plaguicidas se consumían en los estados y las zonas de Sinaloa, Chiapas, Veracruz, Jalisco-Nayarit-Colima, Sonora-Baja California y Tamaulipas. Por ejemplo, para el control del paludismo en México (1988-1999), se usaron varios miles de toneladas de DDT (al 75 %) en los estados de Chiapas (1,365.305 ton), Oaxaca (1,301.530 ton), Guerrero (1,099.480 ton), Quintana Roo (892.287 ton), Michoacán (797.460 ton), Veracruz (739.510 ton) y Sinaloa (668.956 ton) y en menor proporción en Tabasco, Campeche, Puebla, Morelos, Nayarit, Hidalgo, Sonora, Jalisco y Colima (Cortinas de Nava, 2011).

En 1987 se publicó el Decreto de Creación de la Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas (CICOPLAFEST), en la que toman parte la Secretaría de Salud (a través de la Comisión Federal de Protección Contra Riesgos Sanitarios, COFEPRIS); la de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT); la de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) y la de Economía (SE).

Desde 1995 inició el desarrollo de los planes de acción regionales para eliminar COP (como Clordano y DDT, además de otras sustancias como los PCB), de igual manera se ha generado un

proceso participativo que ha involucrado a los sectores gubernamentales, industriales, académicos y sociales de México, Canadá y EUA. De ello existe testimonio en los diversos documentos publicados en las páginas electrónicas de la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA) y del Instituto Nacional de Ecología (INE).

En cumplimiento a lo anterior, Estados Unidos, Canadá y México, conjuntamente, han desarrollado seis Planes de Acción Regional para América del Norte (PARAN) de manejo de sustancias químicas de interés para los tres países (DDT, clordano, PCB, mercurio y lindano) y otro plan combinado para tres sustancias (dioxinas, furanos y hexaclorobenceno), dos de éstos han sido concluidos, mientras que los otros se encuentran en diferentes etapas de avance.

Cada PARAN ha incorporado una serie de elementos que van desde integrar con una perspectiva regional iniciativas internacionales, hasta reconocer las particularidades propias de cada país para cumplir con sus compromisos y obligaciones. También, han facilitado la interrelación de los organismos gubernamentales con la academia, la industria y las organizaciones no gubernamentales, aprovechando el intercambio de experiencias y conocimientos para fortalecer la capacidad regional en el manejo adecuado de las sustancias consideradas. Con la experiencia obtenida en los PARAN se vio la necesidad de desarrollar programas de investigación, monitoreo y modelación sobre estas sustancias que permitan una evaluación y seguimiento de sus implicaciones para la salud humana y el medio ambiente, con énfasis especial en la protección de la salud infantil.

En el marco de las actividades que desarrolla la CICOPLAFEST, se publicó el 23 de diciembre de 2004 el Reglamento en Materia de Registros, Autorizaciones de Importación y Exportación y Certificados de Exportación de Plaguicidas, Nutrientes Vegetales y Sustancias y Materiales Tóxicos o Peligrosos, instrumento a través del cual se regula el ingreso al comercio de éstos .

Tras el desarrollo de otros planes, en 2007 surge el Programa de monitoreo y evaluación de sustancias tóxicas, persistentes y bioacumulables (PRONAME). El alcance y acciones contenidas en el PRONAME apoyan la identificación, prevención, atención y manejo de los riesgos y las consecuencias de la interacción medio ambiente – salud. Se incluye el monitoreo en el largo plazo de agentes ambientales tanto físicos, como químicos y biológicos, a fin de abarcar el espectro más amplio de agentes que influyen en esa interacción.

Dentro del Plan de Acción que conforma el Programa Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo (PNI), publicado en 2007, se contempla la eliminación de la liberación al ambiente de plaguicidas que son COP, además de prevenir y reducir los riesgos al ambiente y la salud de los sitios contaminados con ellos. Este plan pretende conocer si ha alcanzado su objetivo a través de la obtención de datos sobre niveles de COP en muestras representativas de alimentos de consumo nacional seleccionados como indicadores, datos del PRONAME y de grupos de investigación sobre niveles de plaguicidas COP en distintas matrices y medios, el número de sitios contaminados con plaguicidas sujetos a medidas para reducir sus riesgos, integración de

inventarios de información sobre COP en un sistema unificado (SISCOP), entre otras. Estas actividades son complementarias con las derivadas del PRONAME, permitiendo una sinergia entre ambas iniciativas.

Los plaguicidas prohibidos en México son: acetato o propionato de fenilmercurio, Ácido 2,4,5-T, Aldrina, Cianofós, Cloranil, DBCP<sup>4</sup>, Dialifor, Dieldrina, Dinoseb, Endrina, Erbon, Formotión, fluoroacetato de sodio (1080), Fumisel, Kepone/Clordecone, Mirex, Monuron, Nitrofen, Schradan, Triamifos.

Los plaguicidas restringidos en México son: DDT, BHC<sup>5</sup>, Aldicarb, Dicofol, Forato, lindano, Metoxicloro, Mevinfos, Paraquat, Pentaclorofenol y Quintozeno (INE, 2009).

### 2.2.5.1 Marco Jurídico

Incluye numerosas leyes, reglamentos y normas oficiales mexicanas que en su conjunto regulan cada paso del ciclo de vida de estas sustancias hasta su disposición final como residuos peligrosos. Están involucradas la Ley General de Salud, la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, la Ley Federal de Sanidad Vegetal, la Ley de Sanidad Animal, la Ley de Desarrollo Rural Sustentable; también la Ley General de Prevención y Gestión Integral de Residuos; así como por sus respectivos reglamentos y NOM que de todas ellas derivan. Debido a este amplio número de regulaciones, el marco jurídico de las sustancias químicas en México resulta complejo, presenta vacíos, inconsistencias y duplicidades importantes, y hacerlas cumplir ha mostrado deficiencias, entre otras causas, a la escasez de personal encargado de los sistemas de inspección y vigilancia (SEMARNAT, 2007).

## 2.3 Lindano

Este plaguicida está incluido en la lista de COP, propuesta por el PNUMA, para ejercer acciones a través del Convenio de Estocolmo.

Es a partir de estos convenios y planes que el INE (2004) publica el documento de *El Lindano en México*, donde se describen todas sus características fisicoquímicas y el fundamento para elaborar un Plan de Acción sobre el lindano en el país.

### 2.3.1 Propiedades físicoquímicas

Lindano es el nombre común del isómero gamma ( $\gamma$ -HCH) del 1,2,3,4,5,6-hexaclorociclohexano ( $C_6H_6Cl_6$ ), uno de los ocho estereoisómeros del HCH, cuyo peso molecular es de 290.83 g/mol. La molécula es de carácter polar bajo debido a la fuerte electronegatividad de los átomos de Cl unidos

---

<sup>4</sup> 1,2-dibromo-3-cloropropano

<sup>5</sup> Hexaclorobenceno

al anillo (Robles-González *et al.*, 2006). Es un polvo cristalino incoloro o de color blanco, con olor mohoso o ligeramente aromático (CAS: 58-89-9); en su estado puro es inoloro. Se descompone en contacto con superficies calientes o flamas, formando gases tóxicos y corrosivos que incluyen fosgeno<sup>6</sup> y cloruro de hidrógeno; también se descompone en contacto con bases, produciendo triclorobenceno, o en contacto con el polvo de acero, aluminio y zinc. El HCH técnico se compone principalmente de cinco isómeros de HCH:  $\alpha$ -HCH (53-70 %),  $\beta$ -HCH (3-14 %),  $\gamma$ -HCH (11-18 %),  $\delta$ -HCH (6-10 %) y  $\epsilon$ -HCH (3-5 %). Esta mezcla de isómeros fue ampliamente utilizada como un insecticida económico, sin embargo el isómero gamma es el único que exhibe fuertes propiedades insecticidas. El lindano se utilizó por primera vez en los años cuarenta como insecticida eficiente y efectivo (INE, 2004). La mezcla de isómeros se sintetiza a partir de la cloración fotoquímica del benceno; el lindano puro (>99 %) se concentra por tratamiento de HCH con metanol o ácido acético y cristalización.

El lindano es un compuesto organoclorado moderadamente lipofílico, caracterizado por un alto coeficiente de partición octanol-agua, baja solubilidad en agua y alta en disolventes orgánicos como metanol, etanol, éter de petróleo, tetracloruro de carbono, en ácido acético; y muy soluble en acetona, benceno, tolueno, xileno, acetato de etilo, cloroformo, ciclohexanona y dioxano (Tabla 2.3).

**Tabla 2.3 Propiedades fisicoquímicas del lindano ( $\gamma$ -HCH),  $\alpha$ -HCH y  $\beta$ -HCH.**

	Lindano <sup>a</sup>	$\alpha$ -HCH <sup>b</sup>	$\beta$ -HCH <sup>c</sup>
<b>Punto de fusión (°C)</b>	112.5-113.5	158	309
<b>Punto de ebullición (°C)</b>	323.4	288	-
<b>Densidad (g/cm<sup>3</sup> a 20°C)</b>	1.87	-	-
<b>Solubilidad en agua (mg/L a 20°C)</b>	7.3	10.1	0.7-5.0
<b>Presión de vapor (Pa a 20°C)</b>	3.83x10 <sup>-3</sup>	3.33x10 <sup>-3</sup> -8.40x10 <sup>-1</sup>	3.73-4.90x10 <sup>-5</sup>
<b>Constante de Henry (Pa m<sup>3</sup>/mol a 20°C)</b>	0.149	0.87	0.116
<b>Log K<sub>OW</sub></b>	3.5	3.8	3.8-4.2
<b>Log K<sub>OC</sub></b>	2.38-3.52	3.25-4.1	3.36-3.98
<b>Aire (t<sub>1/2</sub>)</b>	2.3-13 días	4 años	-
<b>Agua (t<sub>1/2</sub>)</b>	30-300 días	11.5 años	-
<b>Suelo (t<sub>1/2</sub>)</b>	2 años	-	-

<sup>a</sup>Citado por Mackay *et al.* (1997); <sup>b</sup>Previsión hipotética para la atmósfera del Ártico (Wania y Mackay, 1999); <sup>c</sup>Previsión hipotética para el Océano Ártico (Wania y Mackay, 1999). Fuente: modificado de CCA, 2000.

<sup>6</sup> Fosgeno. COCl<sub>2</sub>, cloruro de carbonilo; es un gas muy tóxico para los humanos si se inhala.

Por sus propiedades es una sustancia persistente, volátil y que se puede transportar a grandes distancias en forma de vapores o adherido a las partículas del suelo o sedimentos (Prakash *et al.*, 2004).

Este insecticida actúa por contacto y a través del estómago y las vías respiratorias; estimula el sistema nervioso ocasionando convulsiones epileptiformes y la muerte (FAO y PNUMA, 1996).

### 2.3.2 Toxicidad

La exposición aguda causa irritación dérmica, ocular y de mucosas; a altas dosis puede producir estimulación del sistema nervioso central, deterioro motor, convulsiones, aumento de la frecuencia cardiaca y edema pulmonar. Los efectos por exposición crónica son: afecciones al sistema nervioso central, hígado, riñón, páncreas, testículos y mucosa nasal en animales; posibles efectos en la reproducción (CICOPLAFEST, 2004).

El lindano entra al cuerpo humano por ingestión, inhalación o absorción a través de la piel. Existe suficiente evidencia que indica que el  $\alpha$ -HCH, el lindano y el HCH técnico son carcinogénicos en ratones. En cuanto a los humanos, la EPA lo enlista en la clasificación de “evidencia sugestiva de carcinogenicidad pero no suficiente para evaluar el potencial cancerígeno humano” (FAO y PNUMA, 1996; WHO, 2003).

La siguiente información fue obtenida de WHO (2003). La distribución de los isómeros de HCH en humanos y animales es principalmente en el tejido adiposo, pero también en el cerebro, riñón, músculo, pulmones, corazón, bazo, hígado y sangre (Baumann *et al.*, 1980; Siddiqui *et al.*, 1981); la transferencia a través de la placenta también ha sido documentada (Saxena *et al.*, 1981).

En animales, el  $\gamma$ -HCH es transformado por enzimas hepáticas para formar clorofenoles<sup>7</sup>, clorobenceno<sup>8</sup>, clorociclohexanos<sup>9</sup>, clorociclohexanoles y conjugados del ácido mercaptúrico, glucorónido y sulfato (Chadwick & Freal 1972; Chadwick *et al.*, 1978; Engst *et al.*, 1979; Kujawa *et al.*, 1977).

La eliminación de los isómeros de HCH y sus metabolitos es principalmente a través de la orina. También han sido detectados en leche materna (Ejobi *et al.*, 1996; Schoula *et al.*, 1996) y en semen (Szymczynski y Waliszewski, 1981). Los principales metabolitos de la orina son clorofenoles y epóxidos.

Los isómeros del HCH difieren en toxicidad y potencial de bioacumulación en humanos, por ejemplo en el aire, el  $\gamma$ -HCH se convierte por fotoquímica en  $\alpha$ -HCH. Tanto  $\gamma$ -HCH como  $\alpha$ -HCH pueden transformarse biológicamente en  $\beta$ -HCH - que es el isómero más persistente, altamente recalcitrante en condiciones ambientales y es más resistente a la biodegradación que los otros

---

<sup>7</sup> Clorofenoles. Se producen pequeñas cantidades cuando el agua potable se desinfecta con cloro; también se usan como plaguicidas. Puede causar lesiones al hígado y son carcinógenos (ATSDR).

<sup>8</sup> Clorobencenos. Causan daños en hígado, sistema nervioso y en riñones (ATSDR).

<sup>9</sup> Clorociclohexanos. Producen los mismos efectos que causan los diferentes isómeros de HCH.

isómeros de HCH. Sin embargo, la interconversión es confusa y aún se sigue debatiendo (INE, 2004).

La CICOPRAFEST (2004) clasifica al lindano en categoría II y reporta  $DL_{50}$  (mg/kg) de 88 vía oral y de 500 vía dérmica en ratas. Otros datos: por vía oral la  $DL_{50}$  de lindano en ratas es de 90-270 mg/kg; en ratones de 55-250 mg/kg; conejos de 90-200 mg/kg. Por vía dérmica la  $DL_{50}$  en ratas es de 900-1000 mg/kg; conejos: 200-300 mg/kg. Por inhalación, en ratas:  $CL_{50}$  1500 mg/m<sup>3</sup>/4 horas; tanto  $DL_{50}$  como  $CL_{50}$  están reportados en FAO y PNUMA (1996).

La  $CL_{50}$  para la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) durante un periodo de 96 horas, puede ser de 1.7 a 90 µg/L; para la pulga de agua (*Daphnia magna*) de 460 µg/L y para el caso de abejas (*Apis mellifera*) es altamente tóxico (Entoxnet, 1996; Ávalos-Gómez y Ramírez-Gutiérrez, 2003).

### 2.3.3 Destino ambiental

La entrada de lindano en el ambiente ocurre durante su formulación y durante su uso como plaguicida. Se ha detectado la presencia de HCH en el aire, en las aguas superficiales y profundas, en sedimento, suelo, peces y en otros organismos acuáticos, animales y humanos. Por cada tonelada de lindano producida se generan de 8 a 9 toneladas de residuos que no tienen actividad insecticida, que poseen muy bajo (o nulo) valor comercial y son potencialmente contaminantes. Algunos métodos como la deshidrocloración permiten formar triclorobenceno y ácido clorhídrico, productos anteriormente utilizados para producir el herbicida ácido 2,4,5-T y el insecticida Bromophos, sin embargo, ambos han sido prohibidos o se han dejado de usar. En consecuencia, durante los últimos 50 años, los residuos que fueron almacenados en áreas sin recubrir o mezclados con basura, han contaminado los lugares donde se encuentran (INE, 2004).

El lindano se adsorbe fuertemente en suelos con alto contenido de materia orgánica, sin embargo existen indicaciones de que la volatilización es una ruta importante de disipación bajo condiciones tropicales y altas temperaturas (Prakash *et al.*, 2004; Poggi-Varaldo *et al.*, 2002; Robles-González *et al.*, 2006). La degradación del lindano ocurre por exposición a la radiación ultravioleta, si se encuentra en el aire (Ávalos-Gómez y Ramírez-Gutiérrez, 2003). El lindano es resistente a la hidrólisis (excepto a elevado pH) y a la fotólisis si se encuentra en disolución (FAO, 2004).

La temperatura de combustión completa ocurre a 500 °C (Gudrig Huden, 1990 en Ojeda-Mejía, 2010). La vida media de esta sustancia en el suelo está comprendida entre 5 días (Kenya) y más de 400 días (suelos templados), dependiendo tanto de la temperatura como de la vida microbiana del suelo (OMS, 1992 en FAO y PNUMA, 1996).

El lindano se acumula con facilidad en microorganismos, invertebrados, peces, aves y seres humanos; la biotransformación y eliminación es relativamente rápida (CCA, 2000).

### 2.3.3.1 Situación internacional

El lindano fue listado en el Convenio de Estocolmo (2009) después de que México presentó la propuesta de inclusión en marzo de 2005; se anexó una excepción de uso farmacéutico durante cinco años más. Ha sido prohibido en 52 países; México apoyó la moción de prohibir completamente su uso (PANNA, 2009).

En América Latina, el lindano está prohibido en Argentina, Bolivia, Brasil, Colombia, Costa Rica, Ecuador, El Salvador, Honduras, Nicaragua, Paraguay, República Dominicana y Uruguay. Fue prohibido en todos los países de la Unión Europea; en Corea del Sur, Eslovenia, Finlandia, Países Bajos, Gambia, Hungría, Indonesia, Kuwait, Nueva Zelanda, Santa Lucía, Sudáfrica, Suecia y Turquía. En Estados Unidos, en el año 2006 se prohibió su uso agrícola y en animales; en Canadá está prohibido para uso veterinario y agrícola (Chassaing, 2009) y se encuentra autorizado para el tratamiento de piojos y sarna (INE, 2004).

### 2.3.4 Situación en México

#### 2.3.4.1 Usos

El Lindano en México está clasificado como de “uso restringido”, como lo indica el Catálogo de Plaguicidas de la CICOPLAFEST (2004); sin embargo “actualmente se encuentran revocados todos los registros otorgados por la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS) para uso farmacológico, por lo que ya no está permitido en el país para dicho fin. Solamente quedan cuatro registros que están en proceso de revocación, los cuales son para uso industrial y agrícola” (Romero-Torres, 2012; comunicación personal)<sup>10</sup>.

En el Catálogo de Plaguicidas, se especifica las áreas y los fines para los que el lindano era utilizado, así como las formulaciones correspondientes.

#### a. Agrícola

Se usa como polvo (99.0 y 99.5 %) o sólido técnico en el tratamiento de semilla en cultivos: granulado (3 y 5 %) para avena y cebada; en polvo para maíz, sorgo y trigo; para combatir al gorgojo y al gusano barrenador.

#### b. Pecuario

Para el control de ácaros, piojos (pediculosis), moscas, mosquitos, chinches, pulgas, hormigas, cucarachas y alacranes, en bovinos, equinos, ovinos, caprinos, canideos y conejos e instalaciones pecuarias. Se usa el concentrado emulsionable (15 % y 20 %) y en suspensión (1 %).

---

<sup>10</sup> Dra. Teresita Romero Torres, Subdirectora de Investigación para la Evaluación de Riesgos Ambientales; Dirección de Investigación sobre Sustancias Químicas y Riesgos Ecotoxicológicos; Instituto Nacional de Ecología/SEMARNAT. La COFEPRIS (2011) reporta trece registros revocados de lindano (técnico, uso agrícola, pecuario y jardinería) y mantiene sólo cuatro (lindano técnico 99 %, lindano 20 %, lindano 3G y 5G).

### c. Urbano

Para campañas sanitarias de salud pública, como polvo humectable (75 %).

### d. En formulación

- Carboxin+Diazinon+lindano

Uso agrícola, en polvo (14.0, 15 y 25 %): para tratamiento de semilla para siembra en cultivos de frijol y maíz

- Lindano+ Diclorvos + Violeta de Genciana

Uso pecuario, en aerosol (0.21 y 0.35 %): insecticida, acaricida y larvicida en bovinos, porcinos, equinos, caprinos, aves y cánidos.

- Paratión metílico + lindano

Uso en jardinería, como polvo (0.22 y 2 %) para control de hormigas.

En el documento *El Lindano en México* (INE, 2004), se enlistan las empresas que han registrado productos a base de lindano para uso agropecuario hasta el año 2003, así como los países proveedores (Francia, India, Rumania, España, China, e India, en 2002); los nombres comerciales de dicho compuesto (Acitox, Forlin, Gamma Up, Lidax, Hammer, Novigon, Sulbenz, entre otros); la presentación y marca de los productos farmacéuticos. Todo el lindano que se encuentra en el país es importado.

### 2.3.5 Estudios en el mundo

Se han realizado numerosos estudios sobre la presencia de COP alrededor del mundo. La OMS (WHO, 2003) recopiló datos para varios de estos compuestos, entre ellos el HCH y sus isómeros –enlista sus propiedades fisicoquímicas, persistencia en agua, suelo y sedimentos, bioacumulación, monitoreo y modelado, mecanismos de exposición humana a los compuestos, toxicología y efectos en animales de laboratorio así como los valores de referencia; existen otros documentos que agrupan una gran cantidad de datos de lindano en varias matrices a lo largo de muchos años (USHHS, 2005).

El lindano es actualmente uno de los plaguicidas más abundantes en el aire y el agua del Ártico; la gente indígena nortea está expuesta por su dieta tradicional (Gregor y Gummer, 1989; ISDE, 2007); Unsworth *et al.* (1999) presentan un documento que explica cómo son transportados los OCP a largas distancias a través de la atmósfera, un resumen de datos de OCP encontrados en el aire y en el agua de lluvia, así como los efectos directos en flora y fauna.

Por ejemplo, se han encontrado OCP en estudios en agua, de Manadas Creek, un tributario del Río Bravo;  $\alpha$ -HCH de 0.04–0.20  $\mu\text{g/L}$ ,  $\beta$ -HCH de 0.01-0.04  $\mu\text{g/L}$  y  $\gamma$ -HCH de 0.02-0.75  $\mu\text{g/L}$  (Flores *et al.*, 2009).

Hall *et al.* (1999) encontraron lindano en concentraciones de hasta 0.31 mg/kg de lindano y hasta 66.67 mg/kg de DDT en tejido adiposo de focas del Mar Caspio.

En la delta del Danubio, el humedal natural más grande en Europa, se encontraron concentraciones de 0.2-2.0 µg/kg de α-HCH y de 0.7-2.8 µg/kg de γ-HCH en sedimentos; en tejido adiposo de peces, 32-122 µg/kg de α-HCH y 13-108 µg/kg de γ-HCH (Covaci *et al.*, 2006).

También se ha estudiado la acumulación del lindano y sus isómeros en raíz, tallo y hojas de plantas que crecieron en un sitio contaminado con HCH - *Avena sativa L.*, *Chenopodium spp.*, *Solanum nigrum L.*, *Cytisus striatus* (Hill) Roth, y *Vicia sativa L.*; en promedio las plantas tuvieron lindano en concentraciones de 0.1 mg/kg en raíz, 0.2 mg/kg en tallo y 0.5 mg/kg en hoja (Calvelo-Pereira *et al.*, 2006). En la Tabla 2.4 se muestran los ejemplos citados y algunos otros.

**Tabla 2.4 Concentraciones de lindano en agua, plantas, suelos y sedimentos reportadas en algunos estudios.**

Concentración	Matriz	Lugar	Referencia
1.29 (promedio); 8.6 (máxima) µg/L	Agua (lluvia)	Delhi, India	Agarwal <i>et al.</i> , 1987
0.1-2.0 µg/L	Agua (río)	Río Salí, Argentina	Chaile <i>et al.</i> , 1999 en Benimeli <i>et al.</i> , 2003
0.02-0.75 µg/L	Agua (río)	Texas, EU	Flores <i>et al.</i> , 2009
0.06-0.64 mg/kg	Plantas (suelo contaminado)	Pontevedra, España	Barriada <i>et al.</i> , 2003
0.1-1.4 mg/kg	Plantas (suelo contaminado)	Galicia, España	Calvelo Pereira <i>et al.</i> , 2006
16 µg/kg	Suelo agrícola	Australia	Chessels <i>et al.</i> , 1988
20000 mg/kg	Suelo (sitio contaminado)	Galicia, España	Calvelo Pereira <i>et al.</i> , 2006
0.03-4.92 mg/kg	Suelo agrícola	Francia	Villanneau <i>et al.</i> , 2009
0.7-2.8 µg/kg	Sedimentos	Delta del Danubio	Covaci <i>et al.</i> , 2006
0.04-0.31 mg/kg	Tejido adiposo (focas)	Mar Caspio	Hall <i>et al.</i> , 1999
13-108 µg/kg	Tejido adiposo (peces)	Delta del Danubio, Rumania	Covaci <i>et al.</i> , 2006

Entre algunos de los esfuerzos por tratar aguas contaminadas con los plaguicidas, se han utilizado los HA y éstos han sido evaluados para conocer más a fondo los mecanismos que operan en su remoción.

Kadlec y Wallace (2009) presentan una lista de algunos de estos estudios, entre los que se encuentra el lindano, clorpirifos, diazinon, aldrin, endosulfán, atrazina, etc. Las reducciones en concentración de los plaguicidas en los efluentes, van desde aportaciones al efluente en el caso de humedales naturales hasta remociones del 100 %. En la Tabla 2.5 se presenta una lista de investigaciones de HA como sistema de tratamiento de aguas contaminadas con plaguicidas.

**Tabla 2.5 Estudios de remoción de plaguicidas usando HA.**

Plaguicidas	Remoción	Referencia
Atrazina (herbicida)	52 %	Moore <i>et al.</i> , 2000
Clorpirifos	83-98 %	Moore <i>et al.</i> , 2002
Lindano	-19 %	López-Flores <i>et al.</i> , 2003 <sup>a</sup>
	60 %	Ortega-Clemente, 2010
Clorotalonil (fungicida) y clorpirifos (insecticida)	98 %	Sherrard <i>et al.</i> , 2004
Propaclor, linuron, metamitron (herbicidas); metribuzin, propiconazol, fenpropimorf y metalaxil (fungicidas)	89-97 %	Haarstad y Braskerud, 2005
Linurón, metamitrón, metribuzin, propaclor (herbicidas); fenpropimorf, metalaxil y propiconazol (fungicidas)	3-67 %	Blankenberg <i>et al.</i> , 2006
Piretroides (permetrin, bifentrin, cipermetrin y $\lambda$ -cihalotrin); organofosforados (clorpirifos)	Negativo hasta 94 %	Budd <i>et al.</i> , 2009
Clorpirifos	96 %	Agudelo-Cadavid <i>et al.</i> , 2010

a. Estudio realizado en pantano de agua dulce.

### 2.3.6 Estudios en México

Se han realizado varios estudios para determinar las concentraciones de plaguicidas en diferentes matrices – aire, suelo, sedimentos lacustres, plantas, organismos acuáticos e incluso en el tejido adiposo de seres humanos; sin embargo en México existen muy pocas referencias. A continuación se presentan algunos ejemplos.

En muestras de aire en una zona de Chiapas se encontraron concentraciones de  $\alpha$ -HCH= 27 pg/m<sup>3</sup> y 76 pg/m<sup>3</sup> de  $\gamma$ -HCH. En otro análisis realizado por el mismo grupo de trabajo en el aire de un sitio de control en Canadá, se determinaron concentraciones de 100-2700 pg/m<sup>3</sup>, lo cual sugiere que el lindano detectado corresponde a un campo de cultivo ubicado a 2 km, donde se utilizaron semillas de canola que fueron tratadas previamente con lindano (Alegria *et al.*, 2006). Como se mencionó, este plaguicida puede ser desplazado a través del aire y viajar grandes distancias a lugares donde no es utilizado.

Se ha encontrado lindano en el tejido adiposo de personas fallecidas en Veracruz (Waliszewski *et al.*, 1995; Waliszewski *et al.*, 2000) y otros plaguicidas en camarón blanco (*P. vannamei*) y pargo prieto (*L. novemfasciatus*), en los sistemas lagunares Chantuto-Panzacola y Carretas-Pereyra (Rueda *et al.*, 1998), en Chiapas.

En sangre de niños que acuden a escuelas localizadas en sitios potencialmente contaminados de México, también se encontró lindano; destacan los altos niveles registrados en la comunidad pesquera de Puerto Madero (Chiapas) y en la comunidad pepenadora de San Luis Potosí. Ya que las poblaciones más expuestas son comunidades marginadas, se considera que la exposición se da a través del uso de los *shampoos* en contra de la escabiasis y pediculosis (Trejo-Acevedo *et al.*, 2009).

En la cuenca lacustre de Metztlán, Hgo., se analizaron OCP en peces del género *Oreochromis* (*Oreochromis aureus* x *Oreochromis niloticus*); los principales plaguicidas encontrados fueron  $\delta$ -HCH, DDE y DDD. Conforme a la normatividad nacional (NOM-027-SSA1-1993 y NOM-028-SSA1-1993), las tilapias del género *Oreochromis sp* no pueden ser consumidas por contener en sus tejidos este tipo de sustancias prohibidas (Fernández-Bringas *et al.*, 2005).

En la Laguna de Pozuelos-Murillo, en la región del Soconusco en Chiapas; se encontró contaminación en sedimentos, de DDD, DDE y Endosulfán I (Hernández-Romero *et al.*, 2004). También se han analizado sedimentos y organismos (tegololo - *Pomacea patual catemacensis*- y topote - *Dorosoma petenense*) del Lago de Catemaco en Veracruz. Se encontraron concentraciones por debajo de los niveles de toxicidad de dieldrín, DDE, DDD y  $\alpha$ -HCH (Calderón-Villagómez *et al.*, 2001).

En el Diagnóstico Regional de los Contaminantes Orgánicos Persistentes en la Zona Costera de la Península de Yucatán y el Sur del Golfo de México, se analizaron sedimentos y tejidos de peces (*Ariopsis felis*, *Hexanematichthys assimilis*) en las lagunas costeras Laguna de Términos, Campeche; Celestún, Yucatán y Bocas de Dzilam, Yucatán. Se encontró que los niveles de HCH y Drines exceden en algunos casos las concentraciones arriba de las cuales hay efectos adversos en los organismos. Esta situación es motivo de preocupación, sobre todo considerando que la zona de estudio no tiene una agricultura desarrollada (Gold-Bouchot *et al.*, 2005). En la Laguna de Términos, se encontró lindano en agua, en concentraciones de 8 a 64 pg/L, y en promedio de 21 pg/L; también se detectó endosulfan, DDT y clordano entre otros (Carvahlo *et al.*, 2009).

Los resultados de una tesis enfocada en analizar OCP en los canales de Xochimilco, se reporta que el lindano fue detectado en el Canal de Cuemanco, al igual que endrín, dieldrín, DDT y heptacloro, detectados en otros canales del mismo lugar (Hernández-Ibinarraga, 2005).

En el cauce del Río Magdalena fueron encontrados tres isómeros del HCH:  $\beta$ -HCH (1.77  $\mu\text{g/L}$ ),  $\alpha$ -HCH y  $\delta$ -HCH a concentraciones mayores a 2.5  $\mu\text{g/L}$  (Rentería-Martínez, 2009).

En la Tabla 2.6 se enlistan las concentraciones reportadas en investigaciones hechas en nuestro país.

**Tabla 2.6 Lindano y otros isómeros encontrado en diferentes matrices.**

Concentración	Matriz	Lugar	Referencia
$\alpha$ -HCH= 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $\gamma$ -HCH= 76 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Aire	Región del Soconusco, Chiapas	Alegria <i>et al.</i> , 2006
$\beta$ -HCH= 0.02-0.83 mg/kg $\gamma$ -HCH= 0.13 a 0.53 mg/kg; $\alpha$ -HCH=0.01 a 0.12 $\beta$ -HCH= 0.18-0.67 mg/kg $\gamma$ -HCH= 0.01 a 0.25 mg/kg	Tejido adiposo de personas fallecidas <sup>a</sup>	Veracruz	Waliszewski <i>et al.</i> , 1995 Waliszewski <i>et al.</i> , 2000
$\alpha$ -HCH y $\beta$ -HCH= ND $\gamma$ -HCH= 0.30-25.07 mg/kg	Sangre en niños <sup>a,b</sup>	Puerto Madero, Chiapas; San Luis Potosí	Trejo-Acevedo <i>et al.</i> , 2009
$\alpha$ -HCH=ND a 10.53 $\mu\text{g}/\text{kg}$ $\beta$ -HCH= ND a 19.26 mg/kg $\gamma$ -HCH= ND a 7.62 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ND en músculo y exoesqueleto de camarón y peces	Sedimentos <sup>c</sup> Camarón blanco y pargo prieto	Sistemas lagunares Chantuto-Panzacola y Carretas-Pereyra, Chiapas	Rueda <i>et al.</i> , 1998
$\alpha$ -HCH=2.5 a 4.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en músculo de topote	Tegololo y topote	Lago de Catemaco en Veracruz	Calderón-Villagómez <i>et al.</i> , 2001
HCH= 34.74 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y 61.69 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en Dzilam y Celestún respectivamente (máximos) en sedimentos HCH= 29.98 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y 34.73 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en época de secas y lluvias respectivamente (mediana) en peces	Sedimentos <sup>c</sup> Peces <sup>c</sup>	Lagunas costeras Laguna de Términos, Campeche; Celestún, Yucatán y Bocas de Dzilam, Yucatán	Gold-Bouchot <i>et al.</i> , 2005
$\gamma$ -HCH detectado	Agua	Canal de Cuemanco, Distrito Federal	Hernández-Ibinarraga, 2005
$\gamma$ -HCH=8 a 64 $\mu\text{g}/\text{L}$	Agua	Laguna de Términos, Campeche	Carvahlo <i>et al.</i> , 2009
$\beta$ -HCH= 1.77 $\mu\text{g}/\text{L}$ $\alpha$ -HCH y $\delta$ -HCH> 2.5 $\mu\text{g}/\text{L}$	Agua	Río Magdalena, Distrito Federal	Rentería-Martínez, 2009

a. Concentraciones en mg/kg en base lipídica

b. La presencia de lindano está asociada al uso de shampoos para escabiosis y pediculosis

c.  $\mu\text{g}/\text{kg}$  peso seco

d. Se consideran todos los isómeros de HCH presentes

ND no detectado

En otro estudio realizado en el Distrito de Riego 063 de Guasave, Sinaloa y en una zona agrícola de referencia, el lindano no fue detectado en agua; se encontró clordano, DDE y DDD en una laguna costera, éste último rebasó el límite para protección de la vida acuática en agua dulce; en sedimentos, se halló DDT, DDD y lindano sólo en un sitio (Hernández-Antonio y Hansen, 2011).

En el LMBE se realizó un experimento de acumulación de lindano en tres especies vegetales provenientes de la Cuenca del Papaloapan (Ortega-Clemente, 2009 y Ojeda-Mejía, 2010) y a partir de él se eligió la especie a utilizar como el componente vegetal de esta investigación (Tabla 2.7).

**Tabla 2.7 Concentración de lindano en raíz, tallo y hojas de tres especies vegetales.**

<b>Especie vegetal (mg/kg)</b>	<b>Raíz</b>	<b>Tallo</b>	<b>Hoja</b>
<i>Echinochloa pyramidalis</i>	1.99	0.75	N.A.
<i>Sagittaria lancifolia</i>	2.22	0.74	0.07
<i>Typha dominguensis</i>	1.59	0.89	0.09

*Fuente: modificado de Ojeda-Mejía, 2010*

### 2.3.6.1 Biodegradación

La mineralización de compuestos orgánicos sintéticos a muy bajas concentraciones la pueden realizar microorganismos cuyo crecimiento sea apoyado por otros compuestos presentes en altas concentraciones (Schmidt *et al.*, 1985 en McTernan y Pereira, 1991). La mineralización de bajos niveles de un contaminante puede facilitarse por la adición de un compuesto metabolizable El sustrato que se encuentra como trazas, puede ser consumido como sustrato secundario y por cometabolismo (Mc Ternan W.F. y J.A. Pereira, 1991).

Existen investigaciones sobre microorganismos degradadores de lindano así como de las rutas metabólicas que se utilizan y los metabolitos que se forman (Francis *et al.*, 1975; Engst *et al.*, 1977; Benimeli *et al.*, 2003; Nagata *et al.*, 2007; Abhilash y Singh, 2008; Nagata *et al.*, 2010). Se conocen las rutas anaerobias y aerobias para unas cuantas especies microbianas aunque se sabe poco sobre consorcios anaerobios donde la posibilidad de sinergismo, antagonismo y mutualismo pueden conducir a una degradación más efectiva del lindano (Camacho-Pérez *et al.*, 2008).

Muchos microorganismos son capaces de degradar  $\gamma$ -HCH como los hongos, cianobacterias, y bacterias aerobias y anaerobias; pertenecen al género *Sphingomonas*, *Rhodanobacter* y *Pandoraea* (Monh *et al.*, 2006). El  $\gamma$ -HCH es mineralizado generalmente sólo bajo condiciones aerobias; la degradación en suelo ocurre a pH neutro y cercanos (Phillips *et al.*, 2005).

El punto clave de la degradación microbiana de los compuestos con halogenuros, es la deshalogenación. El sustituyente halogenado, casi siempre responsable del carácter tóxico y xenobiótico del compuesto, es reemplazado por un hidrógeno o por un grupo hidroxilo. Este paso reduce lo recalcitrante del compuesto y el riesgo de formar intermediarios tóxicos en los siguientes pasos del metabolismo (Camacho-Pérez *et al.*, 2008).

En cuanto a la degradación anaerobia, se han detectado intermediarios diversos y productos finales como el pentaclorociclohexano, el tetraclorociclohexano y los tri, di y monoclorobencenos (Quintero *et al.*, 2006). Boyle *et al.* (1999) encontraron que las bacterias anaerobias de los sedimentos y las bacterias sulfato-reductoras efectúan la deshalogenación del

lindano con acumulación de productos finales como monoclorobenceno y benceno. Quintero *et al.* (2005) encontraron en un experimento de degradación, que el  $\alpha$ -HCH y el  $\gamma$ -HCH desaparecieron entre 20 y 40 días; los isómeros más recalcitrantes  $\beta$ -HCH y  $\delta$ -HCH se degradaron después de 102 días. En la Tabla 2.8 se enlistan algunas cepas que utilizan al lindano y a sus isómeros como fuente de carbono y de energía.

**Tabla 2.8 Algunos microorganismos que degradan al lindano por rutas aerobias.**

Cepa	Fuente de C y energía	Metabolitos intermediarios	Sitio de aislamiento
<i>Xanthomonas sp.</i> ICH12 <sup>a</sup>	$\gamma$ -HCH	$\gamma$ -PCCH 2,5-DCBQ	Suelo contaminado con $\gamma$ -HCH
<i>Sphingomonas</i> NM05 <sup>b</sup>	Isómeros de HCH	$\gamma$ -PCCH 1,2,4 -TCB CHQ	Agua residual, sedimentos y suelo de rizósfera contaminados con $\gamma$ -HCH de una industria productora de lindano
<i>Microbacterium sp.</i> ITCR 1 <sup>c</sup>	Isómeros de HCH e intermediarios	2,5 DCP	Sedimentos y suelo de rizósfera y agua residual contaminados con $\gamma$ -HCH de una industria productora de lindano de los alrededores e industria productora de lindano
<i>Sphingomonas paucimobilis</i> UT26 <sup>d</sup>	$\gamma$ -HCH	1,2,4 -TCB 2,5 DCP 2,5-DCHQ B-cetoadipato 2,6-DCHQ Succinil-CoA Acetil-CoA	Aislada de un campo experimental donde fue aplicado $\gamma$ -HCH

Notas: 2,5-DCBQ: 2,5-diclorobenzoquinona;  $\gamma$ -PCCH:  $\gamma$ -2,3,4,5,6-pentaclorociclohexeno; 1,2,4-triclorobenceno; CHQ: clorohidroquinona; 2,5-DCP: diclorofenol; 2,5-DCHQ: 2,5-diclorohidroquinona; 2,6-DCHQ: 2,6-diclorohidroquinona.

a: Manickam *et al.*, 2007; b: Manickam *et al.*, 2008; c: Manickam *et al.*, 2006; d: Nagata *et al.*, 2007. Fuente: Modificado de Camacho-Pérez, 2008.

### 2.3.7 Límites permisibles

En México no se han establecido límites máximos para los plaguicidas autorizados por la CICOPLAFEST, en ambientes costeros y marinos. Las normas oficiales mexicanas NOM-027-SSA1-1993 (pescados frescos-refrigerados y congelados), NOM-029-SSA1-1993 (crustáceos frescos-refrigerados y congelados) y NOM-031-SSA1-1993 (moluscos bivalvos frescos-refrigerados y congelados), señalan que estos productos no deben contener residuos de los plaguicidas prohibidos por el Catálogo Oficial de Plaguicidas (Ponce-Vélez, 2005).

La Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (2000) establece que el agua para uso y consumo humano no debe contener más de 2.0 µg/L de lindano; no están incluidos los otros isómeros del HCH (Tabla 2.9).

**Tabla 2.9 Límites permisibles de lindano (µg/L).**

NOM-127-SSA1-1994 (2000)		Ley Federal de Derechos <sup>a</sup> (2009)			EPA <sup>b</sup>			
		Uso público urbano	Protección vida acuática		Consumo humano + organismos <sup>c</sup>	Sólo organismos <sup>c</sup>	Agua dulce (CMC)	Agua salada (CMC)
			Aguas dulces, incluye humedales	Aguas costeras y estuarios				
<b>α-HCH</b>	ND	ND	ND	ND	0.00260	0.00490	ND	ND
<b>β-HCH</b>	ND	ND	ND	ND	0.00091	0.01700	ND	ND
<b>γ-HCH</b>	2.00	3.00	2.00	0.20	0.98	1.80	0.95	0.16

*a: Tabla de Lineamientos de la calidad del agua. Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales, 2009. b: EPA, 2009. c: Criterios para el consumo humano. d: CMC - máxima concentración en aguas superficiales a la que una comunidad acuática puede exponerse en el corto plazo.*

#### **2.4 Implementación de humedales artificiales para tratamiento de aguas contaminadas con plaguicidas**

De la actividad agrícola, se producen contaminantes que acarrea el agua, como los sólidos suspendidos, nitrato, fósforo y algunos compuestos químicos. Por ello existe un rol potencial de los HA para tratar las aguas provenientes de los campos agrícolas, y así disminuir los nutrientes disueltos, el fósforo, el nitrógeno, plaguicidas y otros contaminantes emergentes (Kadlec y Wallace, 2009) que pueden ser una amenaza para las fuentes de abastecimiento de agua potable y de los ecosistemas acuáticos. Los sistemas de los humedales de tormenta pueden recolectar escorrentías contaminadas provenientes de campos agrícolas y retener plaguicidas disueltos y en partículas; los HA se pueden conectar hidrológicamente a dichas escorrentías y coleccionar el agua contaminada (Kröger *et al.*, 2009; Haarstad y Braskerud, 2005; Moore *et al.*, 2002; Sherrard *et al.*, 2004; Budd *et al.*, 2011; Maillard *et al.*, 2011). De la misma forma los HA se usan para mejorar la calidad de las aguas utilizadas para riego agrícola (Romero-Azuela, 2006), como es el caso del HA del Centro de Investigaciones Biológicas y Acuícolas de Cuemanco (CIBAC), localizado junto al Canal de Cuemanco, en Xochimilco. El agua tratada se utiliza para cultivos hidropónicos y para protección de la vida acuática.

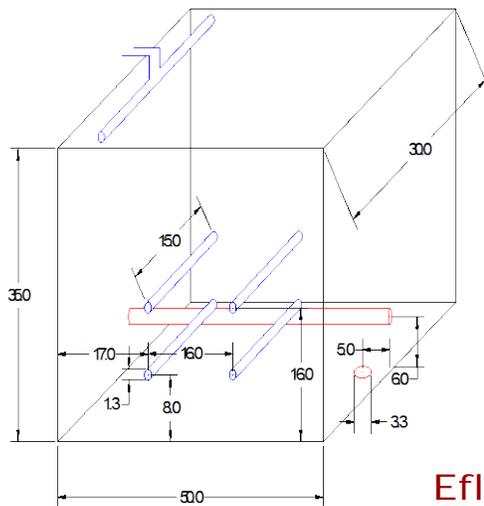
La implementación de HA es ideal en lugares donde esté restringido algunos tipos de construcciones por ser “patrimonio de la humanidad”, pues su uso ayuda a que se cumpla con la norma NADF-002-RNAT-2002, que establece las condiciones de la llamada agricultura ecológica, ya que no se requieren estructuras complicadas, no se generan lodos y no se altera la arquitectura del lugar (Granados-Olvera, 2005).

### 3 METODOLOGÍA

#### 3.1 Criterios de diseño y construcción de los sistemas experimentales

Se construyeron 8 sistemas experimentales (SE) con base en los diseños de HA a escala de laboratorio reportados en la literatura (Sherrard *et al.*, 2004; Prochaska y Zouboulis, 2009; Agudelo-Cadavid, 2010; Hijosa-Valsero *et al.*, 2010; Ortega-Clemente, 2010). En la Figura 3.1 se muestra el esquema del SE.

Influyente



Efluente

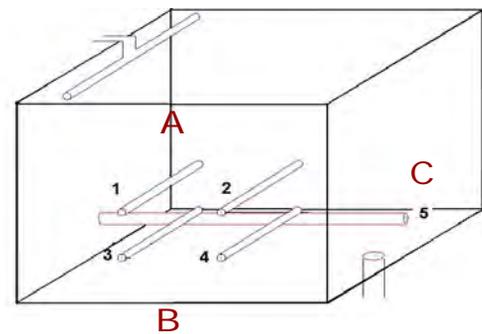


Figura 3.1 Izquierda: esquema de los sistemas experimentales (medidas en cm)<sup>11</sup>; derecha: puntos de muestreo A (llaves 1 y 2), B (llaves 3 y 4) y C (llave 5).

Las paredes de los SE, son de vidrio, de 0.50 x 0.30 x 0.35 m de largo, ancho y profundidad, respectivamente. El material de soporte se colocó hasta una altura de 30 cm y la altura de la lámina de agua fue de 25 cm. Se colocaron cuatro puntos de muestreo en una de las caras laterales, repartidos simétricamente (17 cm de las aristas, 16 cm entre ellos, y a 8 y 16 cm de la base); otro punto de muestreo se colocó en la cara lateral a 6 cm de la base. Los puntos correspondientes a 16, 8 y 6 cm de altura, a partir de la base, serán denominados en adelante como A, B y C. El objetivo de monitorear los parámetros en dichos puntos es para observar su variación dentro del SE de acuerdo a la altura del agua y a su cercanía con las raíces de la planta, así como relacionarlos con los mecanismos de remoción de materia orgánica y de lindano.

En los puntos de muestreo se colocaron válvulas para tomar muestras; en el interior de los SE, se usaron tubos de PVC (13 mm), perforados cada cm con el objetivo de tener muestras representativas a la altura de dichos puntos. Los tubos fueron cubiertos con una trama delgada de

<sup>11</sup> Diagrama realizado por el I.Q. Hugo Sánchez García, del LMBE.

plástico para que únicamente pasara el agua. Para la purga de los SE, se usaron tuercas de tinaco (19 mm) conectadas a manguera a manera de cuello de ganso, para fungir como controlador del nivel del agua (Figura 3.2). Los reactores fueron colocados sobre tabloncillos de 26 mm de espesor con una pendiente aproximada de 1 %.



**Figura 3.2 De izquierda a derecha: reactores vacíos, válvulas y tubos para muestreo en cara lateral; cuello de ganso para controlar el nivel del agua y punto de muestreo.**

Antes y después de llenar los reactores, se hicieron pruebas hidráulicas para comprobar que no hubieran fugas en las conexiones. Posteriormente, se llenaron los SE con la arena de cuarzo previamente tamizada y lavada y se determinó el volumen de tratamiento de agua, correspondiente en promedio, a  $11.11 \pm 0.77$  L por reactor. Esta determinación se hizo llenando los reactores hasta 25 cm de lámina de agua y luego se vaciaron, se midió el volumen inicial y final de cada SE; esta operación se realizó por duplicado.

En los SE que tienen especie vegetal se colocaron dos plantas en cada uno, separadas por una distancia de 15 cm (2 plantas/0.15 m<sup>2</sup> que equivalen a 13 plantas/m<sup>2</sup>).

Cuando se hizo el trasplante, las raíces fueron cortadas hasta 12 cm aproximadamente, se lavaron para quitar el exceso de suelo y se bañaron en solución enraizadora para proveerlas de nutrientes y estimular el crecimiento de las raíces (Figura 3.3).



**Figura 3.3 De izquierda a derecha: reactores conectados a los tanques de alimentación; reactores con arena; SE listos para operar.**

Los primeros 7 días de arranque de los SE, sólo tuvieron agua de la llave; a los días 2 y 5 se agregaron 20 mL de solución enraizadora en el lugar donde brota el tallo; la solución se aplicó a todos los reactores que no tenían plantas para mantener las mismas condiciones. Finalmente los SE fueron cubiertos con foamy negro para impedir el paso de la luz y en consecuencia el crecimiento de algas.

Se usó agua residual sintética (ARS) para alimentar los SE; repartida por gravedad a partir de tres tambos de plástico de 60 y 100 L, colocados en los extremos de las mesas del invernadero; la distribución fue por medio de manguera de plástico, conectadas a tubos de PVC en forma de T (13 mm) que permiten la alimentación uniforme del agua en los SE.

## 3.2 Condiciones del experimento y parámetros

### 3.2.1 Invernadero

El experimento se realizó dentro del invernadero del LMBE, el cual está automatizado para mantener en promedio temperaturas entre 15 y 30 °C y HR entre 40 y 80 %. Ambas condiciones de T y HR fueron registradas con el termómetro y el humidímetro con que cuenta el invernadero.

### 3.2.2 Especie vegetal



**Figura 3.4** *Sagittaria lancifolia* en el invernadero del LMBE

La especie vegetal utilizada en los SE es *Sagittaria lancifolia*<sup>12</sup> (Figura 3.4), elegida a partir de experimentos previos de acumulación de lindano en tres especies diferentes (Ojeda-Mejía, 2010 y Ortega-Clemente, 2010).

Esta planta se propagó a partir de ejemplares traídos al LMBE, provenientes de humedales naturales (Ortega-Clemente, 2010). La propagación se hizo dentro del invernadero del LMBE.

*Sagittaria spp.* es uno de los géneros de plantas que se encuentra comúnmente en los HA (Kadlec y Wallace, 2009). *Sagittaria lancifolia* L. (subsp. media) se distribuye desde Estados Unidos a Ecuador; en México se encuentra en Campeche, Chiapas, Colima, Jalisco, Nayarit, Oaxaca, Quintana Roo, Tabasco, Tamaulipas, Veracruz y Yucatán. Su forma de vida es hidrófita enraizada emergente y su hábitat, dulceacuícola de lagunas, pantanos, ríos, zanjas y charcas; se distribuye de 0 a 1000 m de altitud; la subespecie *lancifolia* se distribuye de Estados Unidos a Sudamérica y las Antillas, en México en Campeche, Michoacán, Quintana Roo, Tabasco y Yucatán, de 0-1850 m de altitud (Lot *et al.*, 1999).

<sup>12</sup> Identificada por el Dr. Lot Helguera, del Instituto de Biología de la UNAM.

### 3.2.3 Medio de soporte

#### 3.2.3.1 Composición

El medio de soporte elegido es arena de cuarzo malla 8/16 (1.20-2.38 mm). Se trata de fragmentos cristalinos del tamaño de las arenas, de origen ígneo, los cuales exhiben color blanco crema e incoloros, bordes de subangulosos a subredondeados y forma irregular (IMCYC, 2010).

La arena sílica, como también es conocida, se usa como arena para vidrio, para fundición, abrasivos y como arena para fracturas hidráulicas (Nextbar, 2011). El óxido de silicio tiene una dureza de 7 en la escala de Mohs, lo cual permite que el material no se desmorone ni rompa en fragmentos más pequeños y que por lo tanto no azolve los sistemas HA y la vida útil del HA sea mayor.

El punto de carga cero (PZC, por sus siglas en inglés) es ligeramente básico (9.18); entonces si el pH de los SE es menor al PZC la superficie está cargada positivamente. (Dordio *et al.*, 2007). Como otros minerales naturales, la arena de cuarzo es polar, y presenta en su superficie, una combinación de grupos oxo e hidroxilo, que favorecen la formación de puentes de hidrógeno con el líquido circundante (Schwarzenbach, 1992).

La arena sílica se adquiere fácilmente en el Distrito Federal (DF); el precio por tonelada oscila entre \$1000 y \$1500 pesos; se encuentran bancos del mineral en Oaxaca, Coahuila, Guanajuato, Michoacán y Veracruz (Ramírez-Ramírez, 2007); existen distribuidores en varios estados de la República Mexicana (DF, Estado de México, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Nuevo León, Veracruz). En la Tabla 3.1 se muestra su composición química.

**Tabla 3.1 Composición química del material de soporte.**

<b>Composición arena de cuarzo (%)</b>	
SiO <sub>2</sub>	98.5
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.01
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.57
MgO	0.01
CaO	0.19
BaO	0.01
K <sub>2</sub> O	0.07
TiO <sub>2</sub>	0.06
Otros e insolubles	ND

*Fuente: IMCYC, 2010.*

El material final con que se llenaron los SE consta de una mezcla homogénea de dos lotes de arena (1 t y 0.5 t respectivamente), adquiridos de diferentes proveedores. La arena fue tamizada y lavada con agua corriente para eliminar el polvo y se secó al sol. Para caracterizar el material se tomaron muestras de la mezcla de arena, se llevaron a peso constante a 105 °C y se les hicieron pruebas para determinar densidad aparente, densidad real, porosidad y conductividad hidráulica.

### 3.2.3.2 Densidad aparente ( $\rho_{Ap}$ )

Se pesó una probeta de 100 mL vacía y se agregó material hasta completar dicho volumen. Se eliminó el espacio existente entre el material por la técnica de “golpeado”, que consiste en golpearlo ligeramente 10 veces sobre la mesa a una distancia de 10 cm y agregar más material hasta los 100 mL de la muestra ( $n=7$ ). La probeta se pesa nuevamente y la densidad se calcula con la siguiente ecuación:

$$\rho_{ap} = \frac{(Masa_{conmaterial} - masa_{inicial})g}{100mL}$$

### 3.2.3.3 Densidad real ( $\rho_R$ )

La  $\rho_R$  se determinó por desplazamiento de volumen; a una probeta se agregó un volumen conocido de agua; se pesaron aproximadamente 10 g de material de soporte, luego se agregaron a la probeta con agua y se registró el volumen desplazado ( $n=7$ ). La densidad real se calcula con la siguiente ecuación:

$$\rho_{ap} = \frac{(Masa_{material})g}{(Vol_{material})mL}$$

### 3.2.3.4 Porosidad (P)

A partir de las determinaciones de  $\rho_{Ap}$  y  $\rho_R$  la porosidad se calculó con la ecuación:

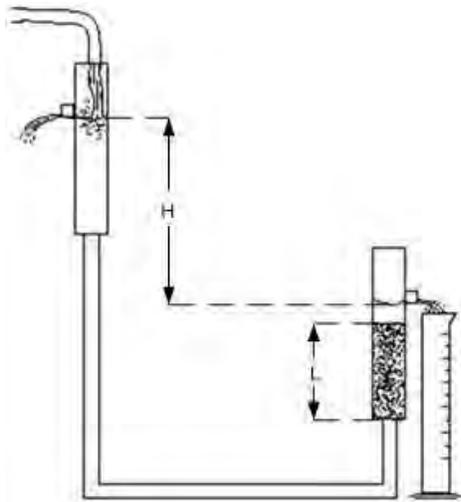
$$P = 100 * (1 - \frac{\rho_{ap}}{\rho_R})$$

### 3.2.3.5 Conductividad hidráulica

Se define como la capacidad de un medio poroso para conducir agua bajo un gradiente de potencial hidráulico. Este coeficiente se determinó con un permeámetro de carga constante (Figura 3.5).

El cálculo de la conductividad hidráulica se realiza poniendo una capa de medio de empaque con un horizonte de longitud L, dentro de un tubo de área transversal A, y se somete a una carga hidráulica h. El agua fluye a través de la muestra, se mide el tiempo t que tarda en pasar el volumen V de agua. Se calcula con la siguiente ecuación:

$$K = \frac{VL}{hAt}$$



**Figura 3.5 Permeámetro de carga constante. Fuente: modificado de García-Velázquez, 2011.**

donde

K: conductividad hidráulica [ $\text{m}^3/\text{m}^2\text{s}$ ]

V: volumen de agua que pasa por la columna [m]

L: largo de la muestra de medio de soporte

h: pérdida de carga a través del permeámetro [m]

A: área perpendicular al escurrimiento [ $\text{m}^2$ ]

t: tiempo (s)

K es el coeficiente de permeabilidad del suelo, en cuyo valor numérico se reflejan las propiedades físicas de éste, que en cierta medida indica la mayor o menor facilidad con que el agua fluye a través del sustrato, sujeta a un gradiente hidráulico dado.

### 3.2.4 Agua residual sintética

El agua residual sintética (ARS) ha sido utilizada en otros experimentos para evaluar la remoción de materia orgánica y algunos xenobióticos en HA experimentales (Prochaska y Zouboulis, 2009; Agudelo-Cadavid, 2010; Hijosa-Valsero *et al.*, 2010; Zhao *et al.*, 2010). La composición del ARS utilizada en este experimento se muestra en la Tabla 3.2; el ARS era preparada con agua de la llave un día antes de alimentar los SE; el agua se dejaba expuesta al aire y al sol, para eliminar el cloro antes de agregar los nutrientes. Las especificaciones de los reactivos utilizados se encuentran en el Anexo III.

**Tabla 3.2 Composición del agua residual sintética alimentada en los SE. Fuente: Zhao *et al.*, 2010**

Agua residual sintética	Concentración (mg/L)
Lindano ( $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{Cl}_6$ )	100 $\mu\text{g/L}$
Glucosa ( $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ )	100
Urea ( $\text{NH}_2$ ) <sub>2</sub> CO	80
Fosfato dihidrogenado de sodio ( $\text{NaH}_2\text{PO}_4$ )	15
Fosfato dihidrogenado de potasio ( $\text{KH}_2\text{PO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ )	1.5
Cloruro de calcio ( $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ )	4
Sulfato de magnesio ( $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ )	2

Dicha agua sintética contiene los sustratos necesarios para proporcionar los nutrientes que requieren los microorganismos – glucosa como sustrato de carbono orgánico, urea como fuente de

nitrógeno, fosfatos de sodio y potasio como fuente de fósforo, así como cloruro de calcio y sulfato de magnesio como nutriente y micronutrientes respectivamente (Ca y Mg).

Según lo reportado por Zhao *et al.* (2010), el ARS utilizada en los SE tiene las siguientes características: carbono orgánico total (COT) es de  $45.11 \pm 1.08$  mg/L; nitrógeno total (NT) de  $40.17 \pm 1.36$  mg/L; fósforo total (PT) de  $5.11 \pm 0.14$  mg/L; y la proporción de C:N:P es aproximadamente de 9:8:1. En esta investigación se determinó la DQO del ARS.

### 3.2.5 Microorganismos

Los SE fueron inoculados con microorganismos provenientes del efluente de HA a escala de laboratorio que tenía nueve meses operando (Galiote, 2010).

Se tomó una muestra del efluente y se colocó en medio mineral con glucosa como fuente de carbono para aumentar la biomasa; se incubó por 24 horas a 25 °C.

También se tomó una muestra del inóculo y se sembró en medio de tioglicolato para observar de manera cualitativa la variedad de microorganismos. Dicho medio se usa por su capacidad de favorecer el desarrollo de una gran variedad de microorganismos aerobios y anaerobios. Las bacterias aerobias crecen en la parte superior, mientras que las facultativas y las anerobias crecen en las profundidades del medio (Britania, 2010).

### 3.3 Parámetros

Los parámetros que se midieron en influentes y efluentes de los SE, de acuerdo con el plan de muestreo, se enlistan a continuación:

- **Temperatura (T).** Es un parámetro que permite conocer las condiciones experimentales dentro de los HA y su posible influencia tanto en la remoción del plaguicida, como del carbono orgánico disuelto (COD).
- **Oxígeno disuelto (OD).** Es requerido por los microorganismos aerobios para oxidar la materia orgánica. Sirve como indicador de los posibles mecanismos de remoción del analito dentro de los sistemas.
- **pH.** El pH cambia en los HA por el material a degradar, la altura de la lámina de agua, la temperatura, los minerales disueltos y por el potencial redox.
- **Potencial redox ( $E_h$ ).** Los gradientes redox pueden ser utilizados como indicadores de reacciones aerobias, anaerobias y anóxicas que ocurren en los humedales y predecir el desprendimiento de malos olores (Aguirre, 2004 en Agudelo-Cadavid, 2010).
- **Conductividad eléctrica (CE).** Es una función de la cantidad total de materiales ionizados en una muestra de agua; la concentración de estos iones en los HA, pueden alterarse por

las condiciones biológicas, pero los procesos físicos, la dilución y la evaporación representan las mayores influencias (Kadlec y Wallace, 2009).

- **Demanda química de oxígeno (DQO).** Es una prueba que mide el oxígeno equivalente a la materia orgánica en el agua residual que puede ser oxidado usando dicromato en disolución ácida (Tchobanoglous *et al.*, 2003).
- **Lindano.** La concentración inicial teórica fue de 100 µg/L.

En la Tabla 3.3 se enlistan los parámetros, los métodos y los equipos utilizados en su medición.

**Tabla 3.3 Parámetros que se miden en los sistemas experimentales.**

Parámetro	Equipo utilizado	Método de determinación/ cuantificación
DQO	Pharmacia Biotech Ultrospec 3000	Método a reflujo cerrado/ método espectrofotométrico (NMX-AA-030-SCFI-2001)
OD	Orion 081010MD	Electrométrico (NMX-AA-012-SCFI-2001)
pH		Potenciométrico (NMX-AA-008-SCFI-2000)
Potencial redox	PR 35805-15	Potenciométrico
Conductividad eléctrica	Orion 013605 MD	Conductimétrico (NMX-AA-093-SCFI-2000)
Temperatura	Termómetro de mercurio y multímetro Orion 5 Star	Termómetro
Lindano	CG-µDCE Agilent Technologies 6850	Extracción de agua (Líquido- líquido; EPA 3510-C) Extracción de planta (Microondas; EPA 3546) CG-µECD

Las particularidades de la cuantificación de lindano se explican en el Anexo IV.

### 3.3.1 Muestreo y medición de parámetros

El OD, pH,  $E_n$ , CE y T se determinaron cada semana tanto en el influente como en el efluente de los SE; también se evaluaron en las semanas 2, 4, 7, 10 y 13 en los puntos A, B y C (Tabla 3.4Figura 3.1); en cada caso se promediaron las concentraciones de los efluentes obtenidos de las llaves respectivas: para A, 1 y 2 y para B, 3 y 4; para el punto C se consideraron las concentraciones medidas en el efluente de la llave 5.

Las mediciones se hacían inmediatamente después de tomar la muestra; se extraía el mismo volumen de cada llave, en igualdad de condiciones en todos los SE.

La DQO fue determinada para las semanas 2, 4, 7, 10 y 13; y el lindano para las semanas 7, 10 y 13. En la Tabla 3.4 se muestra el plan de muestreo para cada parámetro durante las 13 semanas de evaluación

Tabla 3.4 Plan de muestreo y de medición de parámetros de los SE.

OD/pH/E <sub>n</sub> /CE/T	Semana													
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Afluente	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Efluente	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
1			x		x			x			x			x
2			x		x			x			x			x
3			x		x			x			x			x
4			x		x			x			x			x
5			x		x			x			x			x

### 3.4 Operación de los sistemas experimentales

- Sistema de alimentación: por lotes.
- Tiempo de residencia hidráulico (TRH): 7 días.
- Tiempo de evaluación: 14 semanas – 1 semana con agua y solución enraizadora que no se contabiliza en el tiempo de operación (semana 0); 6 semanas con agua sintética sin lindano y 7 semanas con lindano; la operación de los HA corresponde a la etapa de arranque.
- Condiciones del invernadero: HR entre 40 y 80 % y T entre 15 y 30 °C.
- Masa de arena por reactor (considerando porosidad): 61.50 kg; se calculó con el volumen de los reactores, y la porosidad del material.
- Volumen aproximado de tratamiento de agua: 11.1 L; se añadió y midió el agua que entraba en los SE hasta 25 cm de altura, posteriormente se vació y midió dicho volumen; este ensayo se realizó por duplicado en cada SE. El volumen de agua perdido por evapotranspiración era restituido diariamente con agua de la llave aireada previamente.
- Concentración de lindano teórica: 100 µg/L.

### 3.5 Diseño experimental

En el Anexo I se describen las pruebas y los modelos utilizados. Se usó un arreglo factorial con dos factores, planta y lindano, cada uno con dos niveles cualitativos (con y sin); ver Tabla 3.5. El diseño del experimento es un modelo de tipo factorial 2<sup>2</sup> en bloques; donde las semanas son los bloques.

Tabla 3.5 Arreglo de tratamientos.

		Lindano	
		Sin	Con
Planta	Sin	τ1	τ2
	Con	τ3	τ4

Con la combinación de los niveles de ambos factores se obtuvieron cuatro tratamientos, descritos en la Tabla 3.6. Cada tratamiento corresponde a un sistema experimental (SE), y cada uno se evaluó por duplicado. Dentro del invernadero del LMBE, los distintos tratamientos fueron asignados al azar por sorteo para homogenizar los efectos de la fluctuación aleatoria; las plantas también fueron repartidas en cada SE por este método.

**Tabla 3.6 Tratamientos ( $\tau$ ).**

<b><math>\tau</math></b>	<b>SE</b>	<b>Clave</b>
1	Sin planta/sin lindano <sup>a</sup>	SP-SL
2	Sin planta/ con lindano	SP-CL
3	Con planta/sin lindano <sup>a</sup>	CP-SL
4	Con planta/con lindano	CP-CL
5	Influyente sin lindano	In-SL
6	Influyente con lindano	In-CL

Las variables de respuesta que se midieron corresponden a los siguientes parámetros:

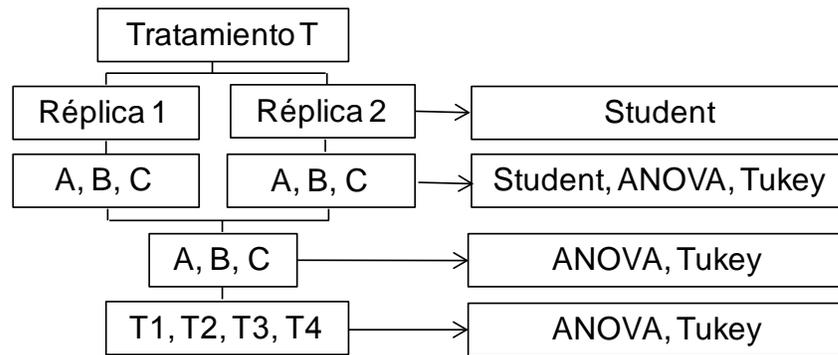
- Oxígeno disuelto (OD)
- pH
- Potencial redox ( $E_h$ )
- Conductividad eléctrica (CE)
- DQO
- Concentración de lindano en el efluente

En algunos casos (pH,  $E_h$  y CE) se comparan los efluentes con los influentes, por lo que también se enumeran como  $\tau_5$  y  $\tau_6$ , correspondientes al influente “sin lindano” y influente “con lindano”, respectivamente (Tabla 3.6).

Cuando la variable de respuesta fue “concentración de lindano en el efluente”, se efectuó el análisis con un arreglo de tratamientos simple con un factor llamado “planta”, con diseño en bloques (semanas), para comprobar si hubo o no efecto de dicho factor.

Antes de aplicar los modelos descritos, se hicieron pruebas de comparación de muestras pareadas de Student entre los duplicados para comprobar que se pudieran promediar entre ellas. Posteriormente, para comparar los puntos de muestreo en cada sistema (A, B y C) se hizo la prueba de Student entre duplicados y luego ANOVA para saber si existía diferencia significativa entre cada altura. Cuando existió alguna diferencia se hizo la prueba de comparaciones múltiples de Tukey. Después se recurrió a un modelo con un solo factor llamado “tratamiento”, en bloques, usando en conjunto todos los datos de A, B y C de cada tratamiento; con este modelo también se hizo la prueba de Tukey para saber cómo fueron los tratamientos entre ellos. Todas las pruebas se

hicieron al 95 % de confianza ( $\alpha= 0.05$ ). La secuencia de las pruebas estadísticas aplicadas se muestra en la Figura 3.6.



**Figura 3.6. Orden de las pruebas estadísticas.**

### 3.6 Procesamiento de datos

Los datos obtenidos fueron recopilados y procesados en hoja de cálculo de Excel; el análisis estadístico se realizó con el programa SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) versión 15.0.

## 4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A partir de las pruebas de t de Student de comparación de medias se encontró que no existe diferencia significativa entre la mayor parte de las mediciones entre SE que corresponden al mismo tratamiento, por lo cual sí se pueden promediar como réplicas.

En la aplicación del modelo factorial en bloques se observó en general, que no existe efecto de interacción de los factores “lindano” y “planta” con el factor “semana” lo cual demuestra que el modelo es adecuado, y que el bloqueo ayuda a explicar la respuesta. Cabe señalar que sí existe efecto del factor “semana” en varios parámetros, es decir que hubo modificación de las respuestas conforme avanzó la operación de los SE, como se explica más adelante.

En el Anexo II se encuentran las Tablas correspondientes a los datos de las gráficas que se presentan en este capítulo.

Las gráficas de “Efectos principales” y de “Interacción”, son generadas por el programa SPSS, mediante el cálculo de las medias que corresponden a los factores correspondientes.

### 4.1 Condiciones del experimento

#### 4.1.1 Invernadero

De la temperatura registrada (entre las 11 y las 17 horas) se obtuvo en promedio  $28 \pm 2$  °C y HR de  $51 \pm 5$  % (Tabla II-1 del Anexo II).

Las condiciones del invernadero fueron ideales para el desarrollo de las plantas. Al final del experimento las hojas y los tallos de éstas, eran mayor en número y tamaño que al inicio (Tabla 4.1), lo cual indica las condiciones favorables del invernadero así como la asimilación de nutrientes del ARS por parte de la planta, además de que el plaguicida no influyó en su desarrollo.

**Tabla 4.1 Medidas iniciales y finales de hojas y tallos de *Sagittaria lancifolia*.**

Parte de la planta	Dimensión	Inicio (cm)	Final (cm)
Hojas	Largo	13-24	27-40
	Ancho	1-6	7-16
Tallo	Largo	35-60	40-70
#Total de hojas		37	85

*Los intervalos de las mediciones corresponden al ejemplar de máximo y al de mínimo tamaño; al comienzo y al final del experimento, respectivamente.*

#### 4.1.2 Efluentes

La temperatura promedio de los influentes a lo largo del tiempo de operación de los SE fue de  $22.2 \pm 2.3$  °C y la de los efluentes fue de  $21.5 \pm 2.4$  °C; ver Figura 4.1.

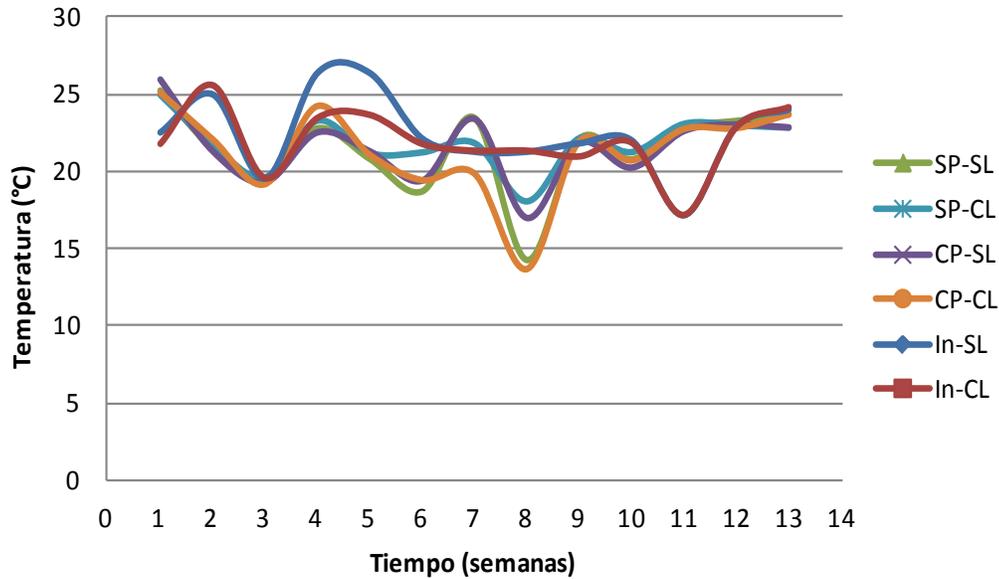


Figura 4.1 Temperatura de influentes y de efluentes de los SE.

Durante 21 días, entre enero y febrero, se midió la evaporación de agua en los sistemas, que cada día era restituida para mantener el mismo volumen durante el tratamiento. En la Tabla 4.2 se muestra el volumen promedio de evaporación por día en los SE.

Tabla 4.2 Volumen promedio de agua evaporada por día (enero-febrero 2011)<sup>13</sup>; N=21.

		Promedio (mL)
T1	SP-SL	715 ± 239
T2	SP-CL	748 ± 200
T3	CP-SL	958 ± 276
T4	CP-CL	1182 ± 420

\*La Tabla que genera SPSS separa las medias en "subgrupos", que corresponden a los conjuntos que son estadísticamente significativos (ver Anexo I).

Se realizó la prueba de ANOVA y con la de Tukey, se obtuvo que los SE sin planta tuvieron la misma evaporación; en los SE con planta, el agua se evaporó en mayor cantidad debido a la evapotranspiración (Tabla 4.3).

<sup>13</sup> Los promedios se muestran con su respectiva desviación estándar (D.E).

**Tabla 4.3 Prueba de Tukey: volumen de agua evaporado por día. N=42**

Tratamiento	Subgrupo*		
	2	3	1
T1 SP-SL	714.60		
T2 SP-CL	747.99		
T3 CP-SL		958.37	
T4 CP-CL			1182.10
<b>Sig.</b>	0.955	1.000	1.000

\* La Tabla que genera SPSS separa las medias en "Subgrupos", que corresponden a los conjuntos que son estadísticamente significativos, con "Sig." o el valor P.

### 4.1.3 Medio de soporte

De las pruebas al material de soporte, se obtuvieron los resultados que se muestran en la Tabla 4.4.

**Tabla 4.4 Propiedades físicas del material de soporte.**

Propiedad	Valor
Diámetro (mm) <sub>3</sub>	1-2
<sup>a</sup> ρ <sub>aparente</sub> (g/m <sup>3</sup> )	1.51 ± 0.03
<sup>a</sup> ρ <sub>real</sub> (g/m <sup>3</sup> )	2.56 ± 0.07
Porosidad (%)	41.07±0.13
<sup>b</sup> Conductividad hidráulica (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> s)	1.35x10 <sup>-4</sup> ± 2.8x10 <sup>-5</sup>

a. n=7; b. n=17

Los resultados obtenidos concuerdan con los reportados para materiales del mismo tamaño y composición.

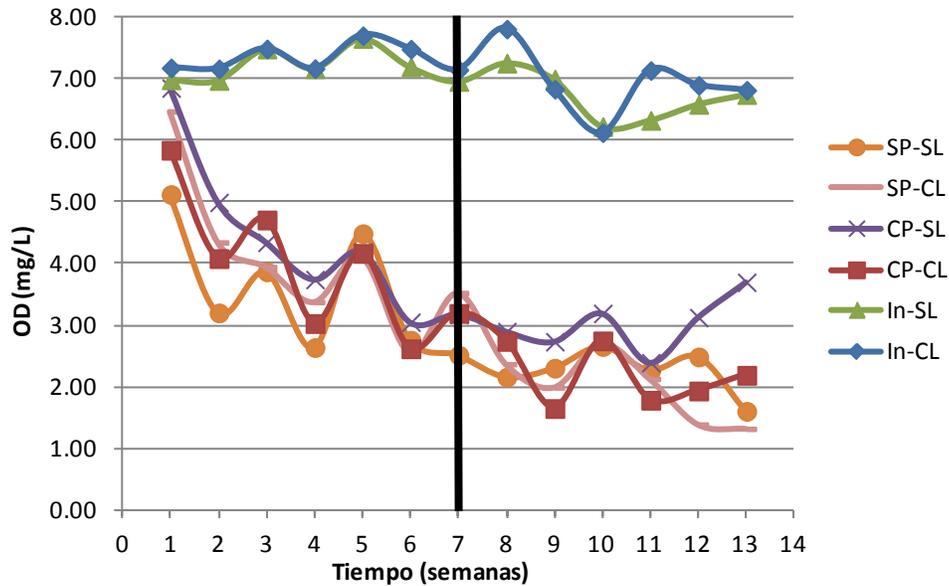
### 4.1.4 Microorganismos

En la prueba realizada al inóculo de los SE, en el medio de tioglicolato, se observó crecimiento de microorganismos a lo largo de todo el medio, lo cual confirma la presencia de aerobios, anaerobios y facultativos.

## 4.2 Comportamiento de parámetros

### 4.2.1 Oxígeno disuelto

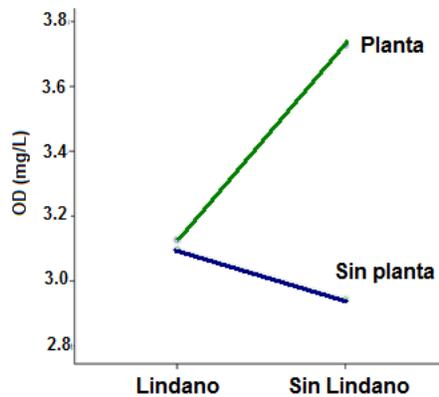
La concentración de todos los efluentes parece tener la misma tendencia de disminución de OD (Figura 4.2) durante la operación de los SE.



**Figura 4.2** Concentración de OD (mg/L) en los influentes y efluentes de los SE. La línea en la semana 7 indica el comienzo de la aplicación de lindano en el influente.

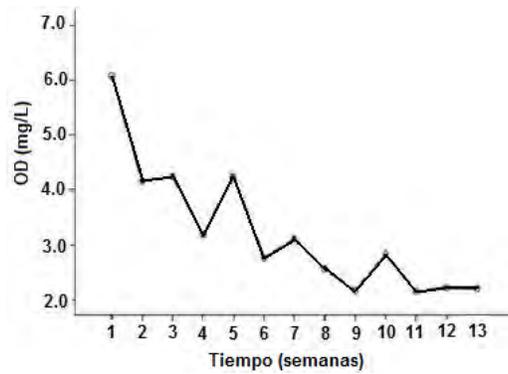
En el análisis estadístico aplicado a OD, se observa que la respuesta fue modificada por la presencia del “lindano”, por la presencia de la “planta” y por la interacción de ambos factores.

A partir de la gráfica de interacción de primer orden (Figura 4.3) se puede concluir que los SE con planta, tienen más OD en el efluente que los que no la tienen; el tratamiento que tuvo más OD disuelto es el que tiene planta y que no tiene lindano; el SE que tuvo menos OD es el que no tiene ni lindano ni planta.



**Figura 4.3** OD en efluente, por efecto de interacción lindano-planta

De la gráfica de efectos principales de “semana” se puede decir que el OD en el efluente, fue menor conforme avanzó la operación de los SE (Figura 4.4), tal como se observó en la Figura 4.2.



**Figura 4.4 OD en efluentes a lo largo de la operación de los SE**

En la comparación de medias de Tukey, se obtuvo que el OD fue estadísticamente igual en los efluentes, excepto en el SE que no tiene lindano y que tiene planta (T3), que es el que tuvo la mayor concentración de OD (3.73 mg/L); ver Tabla 4.5

**Tabla 4.5. Prueba de Tukey: OD en el efluente; N=26**

Tratamiento		Subgrupo	
		2	1
T1	SP-SL	2.94	
T2	SP-CL	3.10	
T4	CP-CL	3.13	
T3	CP-SL		3.73
Sig.		0.897	1.00

Si se compara el OD de los puntos A, B y C de cada sistema, se concluye que no hay diferencia significativa entre ellos. En el análisis por tratamiento considerando A, B y C, la mayor concentración de OD se obtuvo en el SE con planta sin lindano (T3=1.91 mg/L); y la menor concentración de OD, en el SE sin planta y sin lindano (T1=1.63 mg/L); los resultados coinciden aplicando el modelo factorial. Nótese que la diferencia es de 0.28 mg/L y el valor P es bajo (0.250), por lo cual se puede decir que la diferencia práctica entre tratamientos es despreciable; ver Tabla 4.6.

**Tabla 4.6. Prueba de Tukey: OD en efluente con datos para A, B y C; N=50.**

Tratamiento		Subgrupo	
		2	1
T1	SP-SL	1.63	
T2	SP-CL	1.75	1.75
T4	CP-CL	1.79	1.79
T3	CP-SL		1.91
Sig.		0.254	0.247

La operación en lotes no permite la aireación del agua (Kadlec y Wallace, 2009); sin embargo a partir de los resultados obtenidos, donde los SE con planta tienen la mayor concentración de OD, se puede sugerir que la planta hace un aporte de OD al sistema. Algunos estudios como los de Bezbaruah (2004) y Zhang (2005) sugieren que las plantas emergentes no contribuyen con transferencia de oxígeno “extra” de manera apreciable, aunque sí mandan oxígeno a la zona de raíces para protegerse y conducir la respiración.

Los efluentes de los SE que tienen planta, tuvieron más OD que los que no la tienen; las concentraciones dentro de los SE, estuvieron por debajo de los 2 mg/L.

También se observó que los SE con planta y lindano, tienen menos OD en el efluente que su homólogo sin lindano. Esta diferencia podría atribuirse a dos fenómenos: que la presencia de lindano no permite que haya aporte de OD por parte de la planta, o que hay consumo de OD por la degradación del plaguicida, favorecida por la biopelícula en las raíces de las plantas.

Con respecto a la disminución del OD durante la operación de los SE, se puede decir que en esta etapa, se fue estableciendo una mayor comunidad microbiana, capaz de degradar la materia orgánica y al plaguicida.

#### 4.2.2 pH

En la Figura 4.5 se observa que el pH del efluente de la semana 7 de los SE con lindano, disminuyó respecto a la semana 6, 0.64 unidades de pH en el caso sin planta, y 1.13 en el SE con planta, por lo cual hubo impacto dentro del sistema por la adición de lindano.

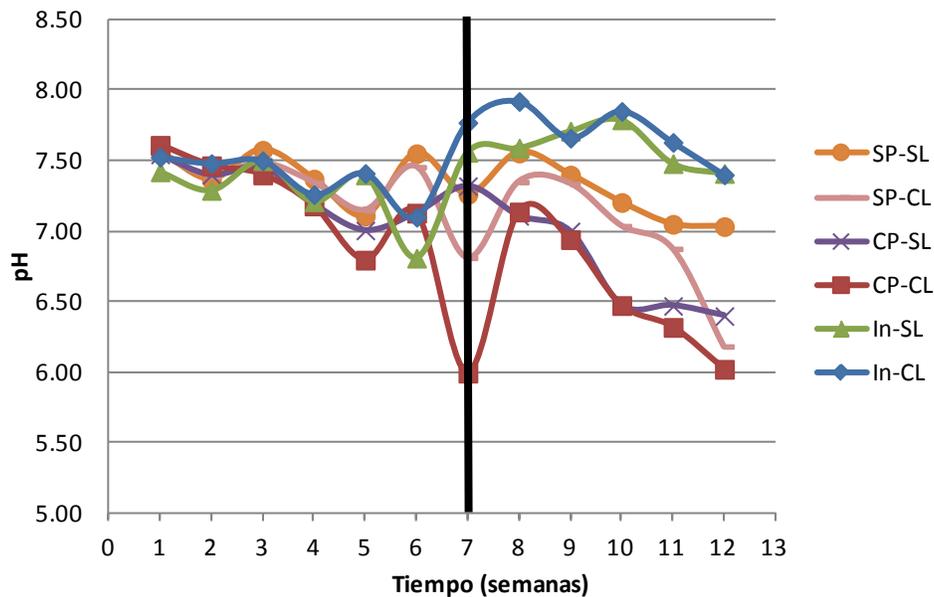
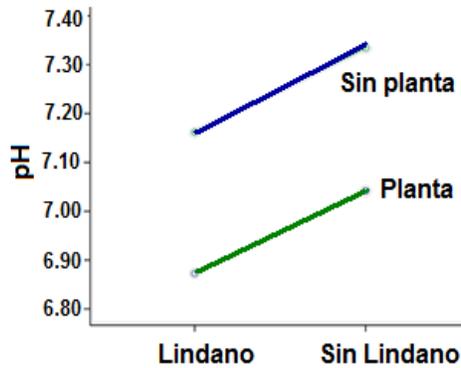


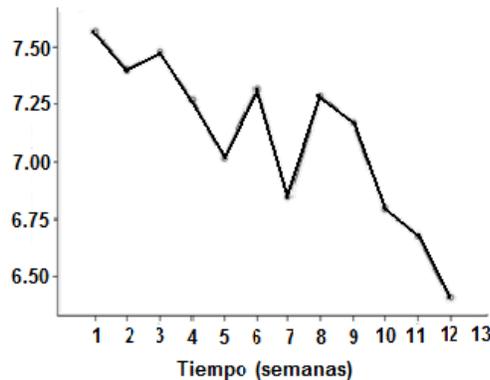
Figura 4.5 pH en influentes y efluentes de los SE

De la aplicación del modelo factorial en bloques se encontró que existe efecto de lindano, de planta y no hay efecto interacción, es decir que el comportamiento del pH del SE se debe a la presencia de lindano y de la planta, pero no ambos factores en conjunto. El pH del efluente de los sistemas sin lindano es mayor que los que tienen lindano (Figura 4.6); los SE que no tienen planta también tienen pH mayor. El pH de los sistemas que no tienen planta ni lindano son mayores que los que sí tienen ambos factores.



**Figura 4.6 pH en efluentes, debido a los efectos principales lindano-planta.**

En la Figura 4.7 se observa que el pH disminuyó conforme avanzó el tiempo de operación.



**Figura 4.7 pH en efluentes a lo largo de la operación de los SE**

En la prueba de Tukey se observa que existe diferencia significativa entre algunos tratamientos. Por las unidades de pH de diferencia, en el orden de las centésimas, la única diferencia de importancia en el pH del agua tratada, es entre el SE de planta con lindano (T4, pH=6.87) y los influentes (T5, pH=7.43 y T6, pH=7.54). En general el pH de los efluentes fue menor que los influentes (Tabla 4.7).

**Tabla 4.7. Prueba de Tukey: pH en el efluente; N=12**

Tratamiento		Subgrupo			
		2	3	4	1
T4	CP-CL	6.87			
T3	CP-SL	7.04	7.04		
T2	SP-CL	7.16	7.16	7.16	
T1	SP-SL		7.33	7.33	7.33
T5	In-SL			7.43	7.43
T6	In-CL				7.54
Sig.		0.199	0.189	0.268	0.550

En la comparación de los puntos de muestreo A, B y C de cada tratamiento se encontró que no existe diferencia significativa entre ellos. En el análisis por tratamiento considerando A, B y C, se encontró que los SE sin planta tienen 0.4 unidades de pH más que los SE que sí la tienen (Tabla 4.8).

**Tabla 4.8. Prueba de Tukey: pH, con datos para A, B y C. N=40**

Tratamiento		Subgrupo	
		2	1
T4	CP-CL	6.92	
T3	CP-SL	6.97	
T2	SP-CL		7.29
T1	SP-SL		7.38
Sig.		0.788	0.165

Existe algún efecto dentro del SE, en la semana 7, debido a la presencia de lindano en el influente. El pH de los SE con planta es más ácido que los SE sin planta y el pH disminuyó conforme transcurrió el experimento. Como ya se mencionó, las raíces sirven como soporte de biopelícula y de aporte de OD, factores que favorecen la transformación de la materia orgánica que al mineralizarse, aporta CO<sub>2</sub> al medio, acidificándolo; las sustancias orgánicas que se generan dentro de un humedal por medio del crecimiento, muerte y ciclos de descomposición son fuentes de acidez natural, por lo que se espera que a lo largo del tiempo, el pH disminuya más; las sustancias húmicas son moléculas largas y complejas con múltiples grupos carboxilato y fenolatos (Kadlec y Wallace, 2009). También la transformación de la urea y los procesos de nitrificación y desnitrificación aportan protones al medio.

El sistema de planta con lindano (T4) tuvo en promedio el pH más bajo (pH= 6.87); también podría haber contribución de HCl en la disminución del pH, ya que durante la biodegradación del lindano, se generan equivalentes de este ácido e intermediarios con grupos carboxilato (Nagata *et al.*, 2007).

### 4.2.3 Potencial redox

Se hizo la prueba de t de Student entre los influentes con lindano (T6) y sinél (T5) y se observó que el lindano no afecta el  $E_h$  en el ARS.

La fluctuación de este parámetro en los influentes en las diferentes semanas se debe a que no contiene alguna especie química o un par redox definido que estabilice el potencial o que lo fije (Figura 4.8). Cabe señalar que el agua del LMBE, proviene de un pozo ubicado en Ciudad Universitaria para cuya desinfección se usa hipoclorito de sodio (Valeriano-González, 2011); si el hipoclorito fuera el responsable del potencial inicial, el valor debería ser de aproximadamente 1043 mV, de acuerdo con los potenciales respectivos de sus pares y el pH promedio de los influentes<sup>14</sup>.

En los efluentes, el  $E_h$  en general fue más negativo (más reductor) conforme transcurrió el tiempo de operación.

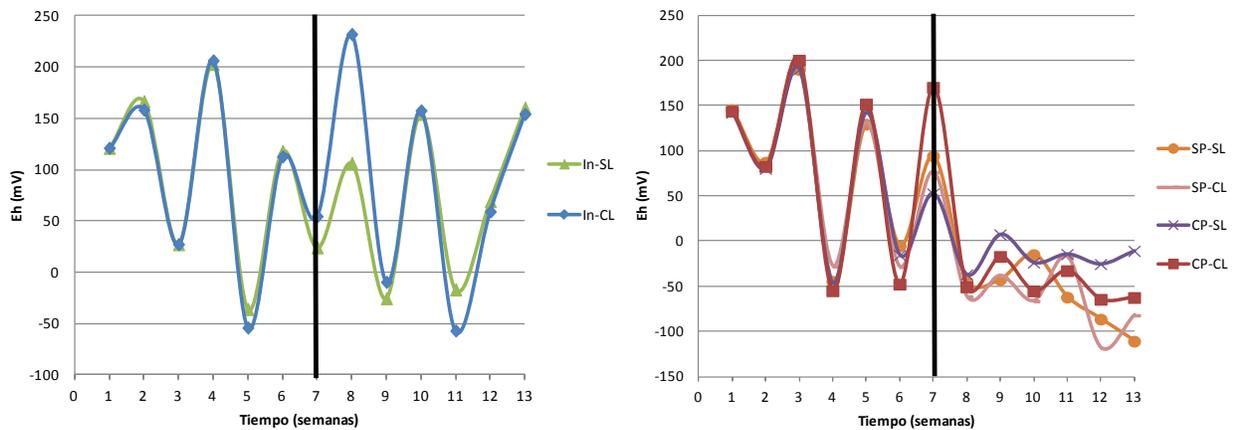


Figura 4.8  $E_h$  en los influentes y efluentes de los SE

En el caso de los efluentes, el  $E_h$  fluctuó en intervalos más pequeños a partir de la séptima semana y fue más reductor el medio. En la

Tabla 4.9 se muestra el intervalo de  $E_h$  medido en los SE.

Tabla 4.9.  $E_h$  máximos y mínimos medidos en los efluentes de los SE.

		$E_h$ (mV)	
Tratamiento		Máximo	Mínimo
T1	SP-SL	190.5 ± 2.4	-110.5 ± 15.9
T2	SP-CL	192.8 ± 5.3	-118.1 ± 17.7
T3	CP-SL	190.7 ± 0.0	-45.7 ± 15.7
T4	CP-CL	200.9 ± 12.1	-65.0 ± 7.8

<sup>14</sup>  $\text{HClO}/\text{Cl}^-$   $E^\circ = 1.49 \text{ V}$ , a  $\text{pH}=0$ ; entonces de acuerdo con la ecuación de Nernst el  $E'$  a  $\text{pH}=7.50$ :

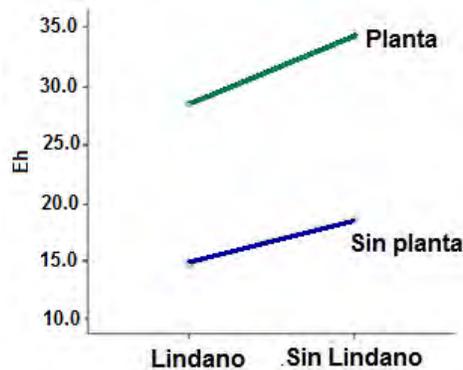
$E' = E^\circ - 0.03\text{pH} = 1.265 \text{ V}$ , y restando 0.222 V por el electrodo de referencia utilizado ( $\text{AgCl}/\text{Ag}^\circ, \text{Cl}^-$ ),  $E_h = 1.043 \text{ V} = 1043 \text{ mV}$ .

En el modelo estadístico se observó que hay efecto significativo de la presencia de la planta. De las comparaciones múltiples de Tukey, se observa que no hay diferencia significativa entre los efluentes de los cuatro SE; aunque en la práctica la diferencia sí podría ser importante entre los SE con planta y los SE sin planta; también se puede decir que los efluentes tienen  $E_h$  diferente de los influentes (Tabla 4.10).

**Tabla 4.10. Prueba de Tukey:  $E_h$  en influentes y efluentes; N=26**

Tratamiento	Subgrupo	
	2	1
T2 SP-CL	14.74	
T1 SP-SL	18.57	
T4 CP-CL	28.43	28.43
T3 CP-SL	34.42	34.42
T5 In-SL		81.91
T6 In-CL		89.25
Sig.	0.942	0.060

En las gráfica de efectos principales (Figura 4.9) se observa que el  $E_h$  del efluente de los SE que tienen planta es más oxidante que los que no tienen.



**Figura 4.9  $E_h$  en efluentes, debido a los efectos principales lindano-planta.**

Durante la operación de los SE, los  $E_h$  fueron más negativos; lo cual indica un ambiente más reductor dentro de los SE (Figura 4.10); los efluentes tenían un olor fétido, atribuible a la formación de ácido sulfhídrico.

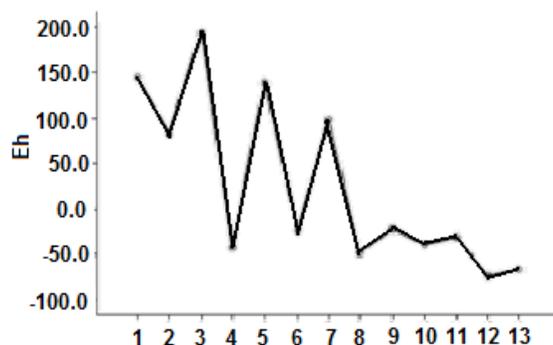


Figura 4.10  $E_h$  en efluentes, y su variación a lo largo de la operación de los SE.

En la comparación entre las alturas A, B y C, se observa que no hay diferencia significativa entre ellos. En el análisis por tratamiento (A, B y C), la prueba de Tukey (Tabla 4.11) indica que T4 (CP-CL) es igual que T1 (SP-SL) y diferente de T2 (SP-CL) y T3 (CP-SL), lo cual no es una tendencia clara.

Tabla 4.11. Prueba de Tukey:  $E_h$  con datos para A, B y C, en influentes y efluentes; N=50.

Tratamiento	Subgrupo	
	2	1
T4 CP-CL	-56.20	
T1 SP-SL	-23.05	-23.05
T2 SP-CL		-21.32
T3 CP-SL		-0.18
Sig.	0.065	0.318

En la Figura 4.11 se observan las gráficas para las alturas A, B y C. El  $E_h$  de los SE sin planta osciló de -100 a 100 mV; los SE con planta sin lindano (CP-SL) de -50 a casi 100 mV y con planta con lindano (CP-CL), de -100 mV a menos de 50 mV. El SE con planta sin lindano (T3), tuvo  $E_h$  más oxidantes que su homólogo con lindano (T4).

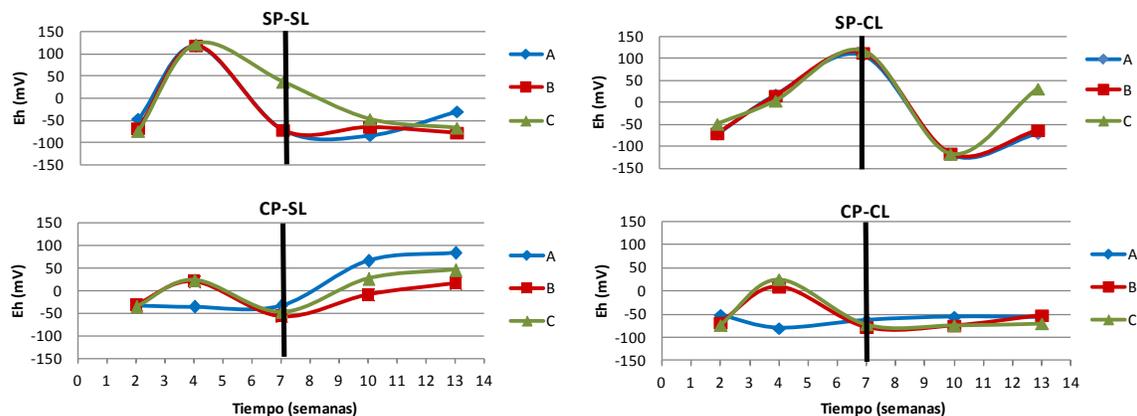


Figura 4.11. Variación de  $E_h$  dentro de los SE, en A, B y C, durante el tiempo de evaluación.

La diferencia de  $E_h$ , separa al grupo de los SE sin planta, el de los SE con planta y el de los influentes, lo cual coincide con el hecho de que los SE con planta sin lindano (T3) tienen la mayor concentración de OD, y también el  $E_h$  más oxidante; los SE sin planta tienen menor  $E_h$  y menor OD.

Durante la operación de los SE también disminuyó el  $E_h$ , al igual que el OD y el pH.

Aunque el  $E_h$  de los efluentes llegó a 200 mV, después de la semana 7 predominaron las condiciones facultativas (150 mV a -100 mV) y en menor medida, anaerobias (menores que -100 mV) de acuerdo con los intervalos reportados en Kadlec y Wallace (2009) en términos de  $E_h$ . Los resultados de  $E_h$  deben ser interpretados con sumo cuidado, ya que condiciones “anaerobias”, no necesariamente implican ausencia de OD, como lo indican los resultados de este experimento.

#### 4.2.4 Conductividad eléctrica

La CE de los efluentes fue en general más alta que la de los influentes (Figura 4.12).

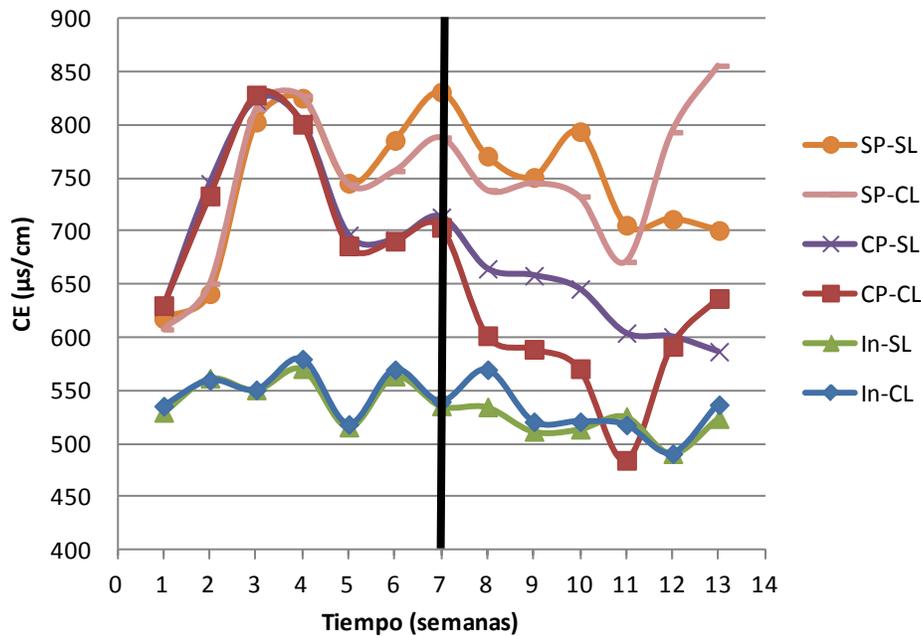


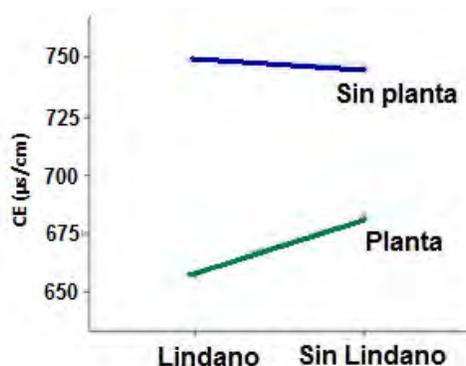
Figura 4.12 CE en los influentes y efluentes de los SE.

Los SE con planta tuvieron CE menores que los que no tenían, como lo confirma el análisis estadístico (sólo hay efecto de la planta) y las comparaciones múltiples de Tukey (Tabla 4.12 y Figura 4.13), donde ambos influentes (T1 y T2) son estadísticamente iguales y diferentes de los efluentes sin planta (T1 y T2); y con planta (T3 y T4).

**Tabla 4.12. Prueba de Tukey: CE en influentes y efluentes; N=26 y N=13 (T5 y T6).**

Tratamiento	Subgrupo		
	2	3	1
T5 In-SL	533		
T6 In-CL	540		
T4 CP-CL		658	
T3 CP-SL		682	
T1 SP-SL			745
T2 SP-CL			749
<b>Sig.</b>	0.999	0.716	1.000

En la Tabla 4.12 se observa que hay una contribución a la CE, con respecto al influente, de 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , por parte de los SE sin planta, es decir, los SE que sólo tienen medio de soporte. Los SE con planta tienen más de 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  que los influentes.



**Figura 4.13 CE en efluentes debido a los efectos principales lindano-planta.**

En la comparación de los puntos A, B y C, sólo en T3 (CP-SL) se observó que A fue diferente de C y B ( $\Delta\text{CE}=59 \mu\text{S}/\text{cm}$ ); C y B mayor CE que A (Tabla 4.13); A es el punto que está más cerca de las raíces.

**Tabla 4.13. Prueba de Tukey: CE en A, B y C, para T3 (CP-SL); N=20 (A y B); N=10 (C).**

Altura	Subgrupo	
	2	1
A	651	
C		708
B		711
<b>Sig.</b>	1.000	0.969

En la comparación de los SE usando todos los datos para A, B y C, los SE sin planta tuvieron 79  $\mu\text{S}/\text{cm}$  más CE que los SE con planta (Tabla 4.14).

**Tabla 4.14. Prueba de Tukey: CE con datos para A, B y C, en efluentes; N=50.**

Tratamiento	Subgrupo	
	2	1
T4 CP-CL	675	
T3 CP-SL	686	
T1 SP-SL		756
T2 SP-CL		764
Sig.	0.892	0.954

Como la CE de los efluentes es mayor a la de los influentes, se sugiere que hay mineralización de la materia orgánica y formación de iones que contribuyen a aumentar los valores de este parámetro. Se sabe que en el largo plazo no hay variación de CE de influente y efluente en HA (Kadlec y Wallace, 2009).

Los SE sin planta tienen mayores CE que sus homólogos con planta debido a que éstos absorben iones a través de las raíces (Raven *et al.*, 1992). Otros fenómenos como la precipitación o la adsorción de iones pueden limitar su presencia en los efluentes. El medio de soporte también puede aportar iones al medio por lo cual se deben realizar pruebas para analizar su contribución a la CE.

#### 4.2.5 Demanda química de oxígeno

Se determinó que la Demanda Química de Oxígeno (DQO) del ARS es de  $137.81 \pm 24.98$  mg/L; sin embargo la DQO del ARS con lindano fue de  $807.09 \pm 90.09$  mg/L. De acuerdo con la Demanda Teórica de Oxígeno (DTO), 100 mg/L de glucosa generan una DTO de 120 mg/L; 100 µg/L de lindano generarían una DTO de 0.065 mg O<sub>2</sub>/L, de acuerdo con los siguientes cálculos:

DTO Glucosa (C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>)

$$DTO = \frac{100 \text{ mg } C_6H_{12}O_6}{L} \times \frac{1 \text{ mmol } C_6H_{12}O_6}{180 \text{ mg}} \times \frac{6 \text{ mmol } O_2}{1 \text{ mmol } C_6H_{12}O_6} \times \frac{32 \text{ mg } O_2}{1 \text{ mmol } O_2} = \frac{106.6 \text{ mg } O_2}{L}$$

DTO Lindano (C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>Cl<sub>6</sub>)

$$DTO = \frac{100 \text{ } \mu\text{g } C_6H_6Cl_6}{L} \times \frac{1 \text{ mg}}{1000 \text{ } \mu\text{g}} \times \frac{1 \text{ mmol } C_6H_6Cl_6}{291 \text{ mg } C_6H_6Cl_6} \times \frac{6 \text{ mmol } O_2}{1 \text{ mmol } C_6H_{12}Cl_6} \times \frac{32 \text{ mg } O_2}{1 \text{ mmol } O_2} = \frac{0.065 \text{ mg } O_2}{L}$$

Como se observa en las ecuaciones anteriores la contribución a la DQO por parte del lindano sería muy pequeña, por lo cual existe interferencia en la determinación de este parámetro en el influente, debida la estructura de la molécula y sus cloruros (Cl<sup>-</sup>). Dicha interferencia ocurre porque durante la oxidación el Cl<sup>-</sup> reacciona y precipita como cloruro de plata (AgCl), inhibiendo la acción de la Ag como catalizador además que el HgSO<sub>4</sub> no actúa como complejante de Cl<sup>-</sup>. Las interferencias con halogenuros se pueden eliminar por precipitación con plata y filtración antes de

la digestión, sin embargo este método introduce errores substanciales debido a la oclusión y acarreamiento de materia orgánica disuelta de muestras heterogéneas (APHA, 1998).

Con la reserva de las interferencias del análisis en los efluentes en la Tabla 4.15 se muestran los promedios de la DQO. Nótese que en las semanas 2 y 4, el parámetro en los cuatro SE, se mantiene en el mismo intervalo; de la semana 7 en adelante la DQO de los SE con lindano es de más de 70 mg/L. La DQO en el efluente de los SE sin lindano, tuvo valores menores a 25 mg/L y hasta de 60 mg/L.

**Tabla 4.15. DQO promedio de los efluentes después de 7 días de TRH.**

		<b>DQO (mg/L)</b>				
		<b>Semana</b>				
<b>Tratamiento</b>		<b>2</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>10</b>	<b>13</b>
<b>T1</b>	<b>SP-SL</b>	<b>18.7 ± 6.7</b>	60.6 ± 3.8	32.1 ± 10.1	27.6 ± 20.5	45.8 ± 1.7
<b>T2</b>	<b>SP-CL</b>	36.7 ± 3.1	63.5 ± 1.6	72.1 ± 0.2	72.7 ± 0.0	73.8 ± 1.4
<b>T3</b>	<b>CP-SL</b>	36.7 ± 0.2	53.4 ± 4.5	35.9 ± 8.9	38.6 ± 1.7	53.4 ± 13.7
<b>T4</b>	<b>CP-CL</b>	43.5 ± 7.2	48.8 ± 2.5	69.7 ± 0.1	69.1 ± 1.4	74.0 ± 0.4

*El dato correspondiente a la semana 2 de T1 es < 25 mg/L, sólo se interpreta de forma cualitativa.*

Los SE sin lindano removieron en promedio entre el 69 y 75 % de materia orgánica medida como DQO con planta y sin planta respectivamente (Tabla 4.16).

**Tabla 4.16. Remoción de materia orgánica (DQO) a lo largo del tiempo de operación.**

		<b>Remoción (%)</b>					
		<b>Semana</b>					
<b>Tratamiento</b>		<b>2</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>10</b>	<b>13</b>	<b>promedio (7, 10 y 13)</b>
<b>T1</b>	<b>SP-SL</b>	86.4	56.0	76.7	80.0	66.8	74.5 ± 6.9
<b>T3</b>	<b>CP-SL</b>	73.3	61.3	74.0	72.0	61.3	69.1 ± 6.8

En la Figura 4.14 se graficaron los resultados tanto para los SE con lindano como los que no lo tienen aunque éstos últimos no se interpretan.

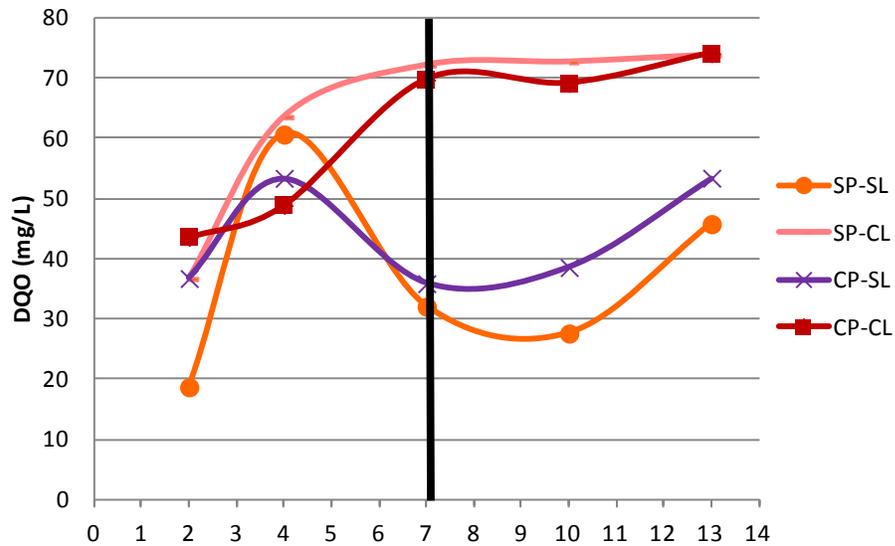


Figura 4.14 Materia orgánica medida como DQO (mg/L) en los efluentes de los SE.

Se hizo una prueba de Student a los promedios de DQO en el efluente de los SE sin lindano y se encontró que no existe diferencia significativa entre ellos, sin embargo el SE con planta tuvo remociones menores. Lo anterior se debe a que la planta aporta materia orgánica *per se* al efluente y ello se refleja en valores mayores de DQO, y por ende, menor remoción. Cabe señalar que se trabajó en el intervalo bajo de DQO por lo cual debe realizarse el monitoreo por más semanas para observar el comportamiento en el largo plazo.

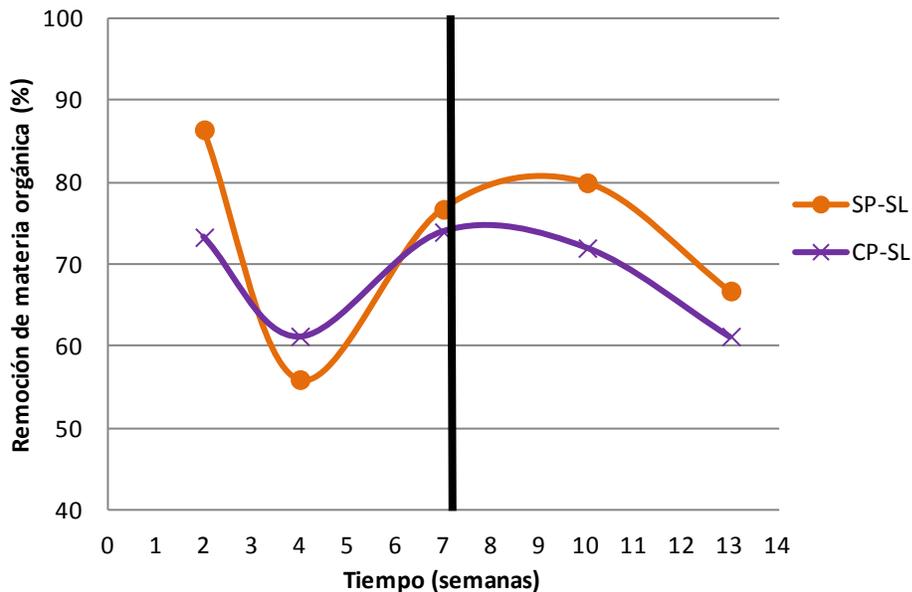


Figura 4.15 Remoción de materia orgánica (%).

La mayor remoción durante el tiempo de evaluación ocurrió en la semana 2, donde se atribuye a la adsorción de la materia orgánica al medio de soporte principalmente, en la semana 4 la remoción es cercana al 60 % - el sustrato se satura y ocurre desorción; el siguiente aumento en remoción ocurre por acción microbiana (Mc Ternan y Pereira, 1991).

Por todo lo anterior, la DQO no es un método que se pueda utilizar para evaluar la remoción de la materia orgánica en conjunto con lindano (y probablemente otros plaguicidas organoclorados) en agua, a menos que se ensaye y verifique la eliminación de interferencias por presencia de Cl<sup>-</sup>. Una alternativa que se propone es el método de Halógeno Orgánico Disuelto (HOD), el cual permite cuantificar compuestos orgánicos halogenados hasta en concentraciones de 10 µg/L. Dicho método consiste en adsorber los compuestos en carbón activado, después se efectúa una pirólisis para formar CO<sub>2</sub> y el halogenuro de hidrógeno correspondiente (HX) y se mide la corriente generada por la precipitación del HX con el ion plata (APHA, 1998). Aunque el método no permite distinguir las especies halogenadas, sí permite cuantificar la cantidad de plaguicida que fue transformado en algún compuesto orgánico halogenado.

### 4.3 Lindano en agua, planta y balance de masa

#### 4.3.1 Lindano en agua

En la Tabla 4.17 se presentan las concentraciones iniciales y finales de lindano en los SE, para las semanas 7, 10 y 13.

**Tabla 4.17. Concentraciones promedio, inicial y final de lindano.**

	<b>Concentración de Lindano inicial y en el efluente (µg/L)</b>		
	<b>Semana</b>		
	<b>7</b>	<b>10</b>	<b>13</b>
<b>Inicial</b>	138.7±0.2	91.3±1.2	134.2±2.1
<b>Con planta</b>	4.6±0.3	5.0±0.04	3.2±0.8
<b>Sin planta</b>	6.4±0.9	5.9±0.8	6.6±0.02

En la Figura 4.16 se observa que la concentración de lindano en el efluente con planta, fue menor que los efluentes de los SE sin ella, tal como lo comprueba el análisis estadístico pues de acuerdo con el modelo de bloques se obtuvo que existe efecto significativo de la planta.

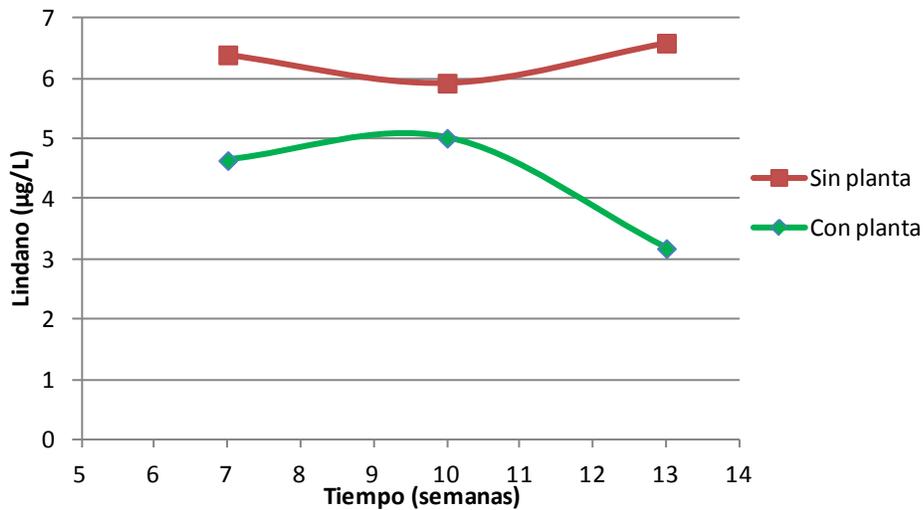


Figura 4.16 Lindano en los efluentes.

La remoción de lindano fue del  $94.7 \pm 1.0$  % en los SE sin planta y del  $96.3 \pm 1.6$  % en los que no la tienen (Tabla 4.18 y Figura 4.17).

Tabla 4.18. Remoción de lindano en las semanas 7, 10 y 13.

Semana	Remoción de lindano (%)	
	Planta	Sin planta
7	96.7	95.4
10	94.5	93.5
13	97.6	95.1
<b>promedio</b>	$96.3 \pm 1.6$	$94.7 \pm 1.0$

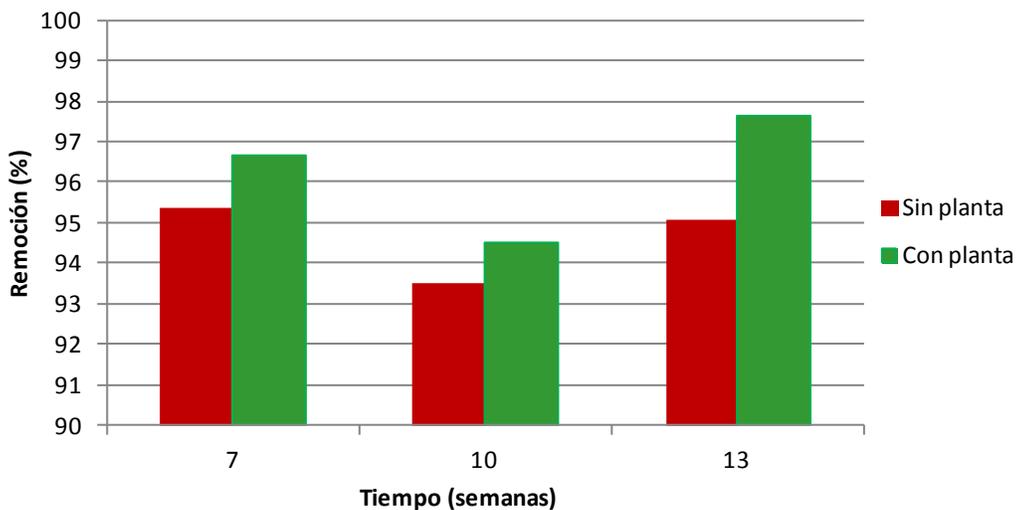


Figura 4.17 Remoción de lindano del efluente.

Los SE con planta presentaron mayores remociones que sus homólogos sin planta. Esto se explica por la contribución de OD al efluente por parte de las raíces, las cuales también favorecen la presencia de los microorganismos y la degradación, así como la adsorción y la absorción en las raíces y la absorción en los tallos y las hojas de las plantas.

En cuanto a los valores de las concentraciones finales de lindano, el valor más bajo de concentración fue de 3.2 µg/L en el SE con planta, que no cumple con los límites máximos permisibles por la NOM-127-SSA1-2000, la Ley Federal de Derechos y la EPA (Sección 2.3.7).

#### 4.3.2 Lindano en planta

En la Tabla 4.19 se presenta la concentración de lindano promedio en las diferentes partes de la planta (T4) y el lindano total que pudo ser acumulado en la masa vegetal al final del experimento.

**Tabla 4.19. Concentración promedio de lindano en hojas, tallos y raíces (mg/kg) masa seca, de T4 (CP-CL).**

Parte de la planta	C [mg/Kg]	Masa planta (g)	Masa lindano (µg)
Hojas	2.52 ± 0.54	67.64	170
Tallos	2.18 ± 0.98	80.98	177
Raíces	3.26 ± 0.62	65.30	213
<b>Total</b>			<b>560</b>

“Masa planta” corresponde a la masa seca total, al final del experimento y “masa lindano” contenido en cada parte de la planta

La concentración de lindano encontrada en el material vegetal coincide con las reportadas anteriormente en la literatura. En cuanto al lindano encontrado en raíces, no es posible distinguir entre su absorción y la adsorción al tejido; sin embargo se sugiere que fue absorbido como tal en tallos y hojas. *Sagittaria lancifolia* tiene alta capacidad adsorptiva en las raíces, asociada con su alto contenido lipídico en ellas (Cejudo-Espinosa *et al.*, 2009).

#### 4.3.3 Balance de masa de lindano en el sistema

El balance de masa de lindano se hizo al final de la experimentación de acuerdo con:

$$Lin_{Total} = Lin_{Volatilización} + Lin_{Planta} + Lin_{Efluente} + Lin_{Otros}$$

donde:

Lin<sub>otros</sub> se refiere al lindano que sufrió biodegradación dentro del SE y el que podría haberse adsorbido al medio de soporte, a los materiales del SE y/o a la biopelícula.

Para calcular el lindano perdido por volatilización ( $Lin_{volatilización}$ ) se considera que la degradación de los plaguicidas y de la materia orgánica sigue una reacción de primer orden (Kadlec y Wallace, 2009). A partir de ellos se calcularon las constantes de degradación ( $kd$ ):

$$C = C_0 e^{-kd t}$$

Donde:

$$kd = \frac{\ln\left(\frac{C_0}{C}\right)}{t}$$

C es la concentración del efluente

$C_0$  es la concentración del influente

t es el TRH (7 días)

Las  $kd$  sirvieron para calcular la concentración de lindano aún presente en el medio. A lo largo del TRH (Tabla 4.20).

**Tabla 4.20.  $kd$  para el lindano.**

Semana	$kd$ (día <sup>-1</sup> )	
	Planta	Sin planta
7	0.49 ± 0.01	0.44 ± 0.02
10	0.41 ± 0.00	0.39 ± 0.02
13	0.55 ± 0.01	0.43 ± 0.00

El lindano perdido por volatilización se calculó con la siguiente ecuación, considerando la temperatura a 25 °C (Metcalf y Eddy, 2003):

$$\frac{C_g}{C_s} = H_u$$

$C_g$  es la concentración del compuesto en fase gas ( $\mu\text{g/L}$ )

$C_s$  es la concentración del compuesto en el líquido ( $\mu\text{g/L}$ )

$H_u$  es la constante de Henry, adimensional

$$H_u = \frac{H}{RT}$$

H es la constante de Henry, expresada en  $\text{atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ ; para el lindano es de  $7.8 \times 10^{-6} \text{ atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$  a 25 °C (WHO, 2003).

R es la constante universal de los gases,  $0.000082057 \text{ atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}\cdot\text{K}$

T es la temperatura absoluta,  $K = 273.15 + ^\circ C$

Los promedios calculados de lindano, que fueron removidos por volatilización y por la planta se muestran en la Tabla 4.21; a partir de ellos se puede concluir que la aportación real de la planta a la remoción del lindano es de 1.85 %.

**Tabla 4.21. Balance de masa de lindano en los SE.**

Balance de masa	Planta		Sin planta		$\Delta$ %
	Lindano total ( $\mu\text{g}$ )	%	Lindano total ( $\mu\text{g}$ )	%	
<b>Lindano Total</b>	9433	100.00	9433	100.00	
<b>Volatilización</b>	7.73	0.08	6.51	0.07	
<b>Planta</b>	560	5.94	-	-	
<b>Efluente</b>	311	3.30	485	5.15	
<b>Otros mecanismos</b>	8554	90.68	8941	94.79	
<b>% Remoción</b>	-	<b>96.70</b>	-	<b>94.85</b>	<b>1.85</b>

Con base en los resultados de todos los parámetros se puede decir que:

- Para todos los parámetros no hubo diferencia significativa entre las alturas A, B y C de los SE, excepto en CE de T3 (CP-SL), por lo que su comportamiento fue el del modelo de un reactor bien mezclado. Esto significa que en un SE operado en lotes con una lámina de agua de 25 cm de altura, prácticamente no hay variación de OD, pH,  $E_h$  y CE. Esto quiere decir que en experimentos posteriores, el trabajo se puede simplificar pues a cualquier altura las muestras resultan representativas del estado interno del SE.
- Los efluentes de los SE con planta tuvieron más OD que los que no la tienen; el SE con planta y lindano tiene menos OD en el efluente que su homólogo sin lindano debido a que el lindano favorece el consumo de OD o inhibe que éste sea aportado al medio; el OD disminuyó durante la operación de los SE. Por lo anterior la planta es un factor que aporta OD a través de las raíces que también funciona como soporte de biopelícula capaz de degradar al lindano; a lo largo de 13 semanas incrementó el consumo de OD debido al mayor metabolismo bacteriano.
- El pH de los SE con planta es más ácido que los SE sin planta, y el que tiene planta con lindano tuvo en promedio el pH más bajo. La disminución del pH ocurre porque se generan sustancias orgánicas que son fuentes de acidez natural, y en el caso con lindano porque se generan compuestos que también contribuyen como los equivalentes de HCl durante la biodegradación.
- El  $E_h$  fue diferente en los SE sin planta, en los SE con planta y en los influentes. Durante la operación de los SE el  $E_h$  de los efluentes fue más reductor y osciló en un menor intervalo;

así como este parámetro disminuyó también bajó el OD y el pH. Los SE con planta tuvieron potenciales más oxidantes que sus homólogos sin planta.

- La CE de los efluentes es mayor a la de los influentes; los SE sin planta tienen mayores CE ya que en los SE con planta ocurre absorción de iones a través de las raíces además de precipitación o adsorción en el medio.
- Por las condiciones de pH,  $E_h$  y el bajo OD dentro del SE, se sugiere que ocurrió degradación del lindano por grupos de bacterias facultativas principalmente, y en menor medida, anaerobias.
- La molécula de lindano interfiere en la determinación de DQO. Aunque no hubo diferencia significativa entre la remoción de materia orgánica en presencia de planta, el SE con ella tiene mayores concentraciones, atribuible a la aportación de este factor. Las remociones de materia orgánica medida como DQO fueron de 75 y 69 % para los SE sin planta y con planta respectivamente. Para este parámetro debe adecuarse el método en que se eliminen las interferencias, también valdría la pena probar HOD.
- Los SE con planta presentaron mayores remociones de lindano que los SE sin planta. La remoción de lindano fue de  $96.3 \pm 1.6$  % en los SE con planta y de  $94.7 \pm 1.0$  % en los SE sin planta.
- La contribución de OD al efluente por parte de las raíces y éstas como soporte de biopelícula, favorece la presencia de los microorganismos y la degradación del plaguicida, así como la adsorción y absorción en las diferentes partes del material vegetal.
- A partir del balance de masa de lindano en el sistema, se estimó pérdida por volatilización del 0.08 y 0.07 % en SE con planta y SE sin planta, respectivamente y una contribución de la planta de 1.85 %. Es muy probable que en la etapa de arranque la contribución de la adsorción en la biopelícula sea importante; es pertinente hacer ensayos de desorción del plaguicida después de la operación de los SE, así como el análisis del plaguicida en la biomasa del efluente (McTeran y Pereira, 1991).
- Durante el tiempo de operación que corresponde a la etapa de arranque de un HA, la adsorción del plaguicida y de la materia orgánica tanto en el material de soporte como en la biopelícula son importantes fenómenos de remoción. Conforme avanza el tiempo y se va estabilizando el sistema, las remociones ocurren por biodegradación principalmente.
- Bajo las condiciones de este experimento se observó que *Sagittaria lancifolia* absorbió y adsorbió lindano. Cabe señalar que las plantas crecieron mucho con respecto a las dimensiones de los SE, por lo cual se recomienda experimentar con una sola planta por SE y aumentar el tiempo de operación para observar si *Sagittaria lancifolia* es capaz de remover más plaguicida.
- Se recomienda extender el estudio de *Sagittaria lancifolia* en humedales para la remoción de otros plaguicidas y de compuestos orgánicos emergentes, tanto en HA como en

humedales naturales. México forma parte de la Convención de Ramsar, sobre humedales de importancia internacional y *Sagittaria* es una especie que se distribuye en varios estados del país. En dicha Convención, México participa con 134 humedales de gran importancia por sus servicios ambientales, sociales y económicos, y uno de sus compromisos es promover la investigación, el manejo/gestión y vigilancia de los humedales (Ramsar, 2011).

- Una desventaja de usar esta planta es que sus tubérculos (*Sagittaria latifolia* y *lancifolia*) sirven como alimento de animales, como el pato mexicano *Anas diazi* (Colón-Quezada, 2009); *Sagittaria latifolia* o “papa de agua” también es usada para consumo humano en Almoloya de Juárez, Edo. Méx. (Zepeda-Gómez y Lot, 2005) y podría representar un factor de biomagnificación del lindano y otros compuestos químicos a través de la cadena trófica.
- Aunque el uso del lindano en México será prohibido por completo, en estudios recientes en el país y en el mundo se ha encontrado en agua superficial, en sedimentos, en suelos, en plantas, en tejido adiposo de humanos y animales por lo que se requieren más estudios tanto de su presencia en cuerpos de agua de México y en otras matrices, como de los mecanismos de degradación que ocurren en distintos medios (Konstantinou *et al.*, 2000; Waliszewski *et al.*, 2000; Ávalos-Gómez y Ramírez-Gutiérrez, 2003; Waliszewski e Infanzón-Ruíz, 2003; Prakash *et al.*, 2004; Gold-Bouchot *et al.*, 2005; Covaci *et al.*, 2006; Scholtz y Bidleman, 2006; Carvahlo *et al.*, 2009; Flores *et al.*, 2009 Trejo-Acevedo *et al.*, 2009).

## 5 CONCLUSIONES

- La remoción de lindano fue del  $96.3 \pm 1.6$  % en los SE con planta y de  $94.7 \pm 1.0$  % en los SE sin planta, por lo que la contribución de *Sagittaria lancifolia* es relativamente pequeña. Las remociones de materia orgánica medida como DQO en los SE sin lindano fueron de 75 y 69 % para los SE sin planta y con planta respectivamente.
- Para todos los parámetros no hubo diferencia significativa entre las alturas A, B y C lo cual significa que bajo las condiciones del SE operado no hay variación interna de OD, pH,  $E_h$  y CE.
- En cuanto a los parámetros medidos se concluye que:
  - Los efluentes de los SE con planta tuvieron más OD que los que no la tienen, lo cual sugiere que es aportado a través de las raíces; el SE con planta y lindano tiene menos OD en el efluente que su homólogo sin lindano pues éste inhibe la acción de la planta, o el OD es consumido durante su degradación; el OD disminuyó durante la operación de los SE por el aumento del metabolismo bacteriano.
  - El pH de los SE con planta es más ácido que los SE sin planta, y el que tiene planta con lindano tuvo el pH más bajo. La disminución del pH ocurre porque se generan sustancias orgánicas que son fuentes de acidez natural, y en el caso de la biodegradación del lindano se liberan compuestos que también bajan el pH.
  - El  $E_h$  fue más reductor conforme avanzó la operación de los SE y la variación entre SE disminuyó porque no se producen especies que fijen este parámetro. Los SE con planta tuvieron potenciales más oxidantes que sus homólogos sin planta, pues hay mayor OD.
  - La CE de los efluentes es mayor a la de los influentes debido a la mineralización de la materia orgánica y del plaguicida. Los SE sin planta tienen mayores CE ya que en los SE con planta ocurre absorción de iones a través de las raíces además de precipitación o adsorción en el medio.
  - Por las condiciones de pH,  $E_h$  y el bajo OD dentro del SE, se sugiere que ocurrió degradación del lindano y de la materia orgánica por grupos de bacterias facultativas principalmente, y en menor medida, anaerobias.
  - Las remociones de materia orgánica medida como DQO en los SE sin lindano fueron de 75 y 69 % para los SE sin planta y con planta respectivamente y aunque no hay diferencia significativa en presencia de planta la DQO es mayor porque la planta *per se* aporta al sistema. No fue posible cuantificar la materia orgánica como DQO en presencia de lindano.
  - Los SE con planta presentaron mayores remociones de lindano que los SE sin planta.

- A partir del balance de masa de lindano en el sistema, se estimó pérdida por volatilización del 0.08 y 0.07 % en SE con planta y SE sin planta respectivamente; la planta removió el 1.85 % del lindano principalmente en las raíces. El resto del lindano quedó adsorbido dentro del SE o fue degradado.

## 5.1 Recomendaciones

- Para usar DQO como parámetro de seguimiento de remoción de materia orgánica y de lindano en los SE, se debe probar el método en que se eliminen las interferencias de cloruros precipitando con plata antes de la digestión; se recomienda utilizar el método de HOD.
- Analizar los iones que libera el medio de soporte al medio para observar su contribución a la CE, así como hacer ensayos de desorción del plaguicida en el medio de soporte antes y después de la operación de los SE.
- Obtener las cinéticas de remoción de lindano en los SE.
- Utilizar menores concentraciones de lindano y evaluar conjuntamente la remoción de más plaguicidas; evaluar el SE con agua residual doméstica o de escorrentías agrícolas.
- Aumentar el tiempo de evaluación de los SE y observar cuál es la remoción a largo plazo de lindano así como la acumulación en la planta. Se propone utilizar sólo una planta de *Sagittaria lancifolia*.
- Automatizar la alimentación de los SE para que la operación sea más sencilla.
- Caracterizar la microbiota del sistema para saber cuáles son los microorganismos degradadores.
- Analizar el lindano usando CG-MS para el seguimiento de metabolitos de degradación.
- Para medir el  $E_h$  y su influencia en la remoción de plaguicida se debe realizar un análisis de las especies químicas presentes para saber cuáles influyen en dicho parámetro, así como establecer su relación con el OD del sistema. Se debe fijar el  $E_h$  inicial para eliminar ese factor de confusión en el experimento.

## 6 REFERENCIAS

- Abhilash P. C. y N. Singh, 2008. Influence of the application of sugarcane bagasse on lindane ( $\gamma$ -HCH) mobility through soil column: Implication for biotreatment. *Bioresource Technol* **99**:8961-8966.
- Agarwal H.C., Kaushik C.P. y M.K. Pillai, 1987. Organochlorine insecticide residues in the rain water in Delhi, India. *Water Air Soil Poll* **32**:293-302.
- Agudelo-Cadavid R.M., 2010. Remoción de carbono orgánico disuelto y del clorpirifos empleando humedales piloto subsuperficiales y superficiales a dos niveles de temperatura y eliminación de microorganismos patógenos con humedales a escala real. Tesis de Doctorado (Ingeniería, Línea Ambiental), Universidad de Antioquia, Facultad de Ingeniería; Medellín, Colombia.
- Agudelo-Cadavid R.M., Aguirre N.J., Morató F.J. Jaramillo M.L. y G. Peñuela, 2010. Simultaneous removal of chlorpyrifos and dissolved organic carbon using horizontal sub-surface flow pilot wetlands. *Ecol Eng* **36**(5):1401–1408.
- Alegria H., Bidleman T.F. y M. Salvador-Figueroa, 2006. Organochlorine pesticides in the ambient air of Chiapas, Mexico. *Environ Pollut* **140**:483-491.
- APHA (American Public Health Association), American Water Works Association, Water Environment Federation, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Clescerl L.S. *et al.* (editors), 20a edición. APHA, Washington.
- ATSDR, 2011. “Clorofenoles”, “Clorobencenos”. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta.
- Ávalos-Gómez M. y J. Ramírez-Gutiérrez, 2003. La situación del lindano en México. *Gaceta Ecológica*, octubre-diciembre, Núm. **069**, Instituto Nacional de Ecología, 93-100; [última consulta 05-07-2011]. Disponible en <http://redalyc.uaemex.mx/redalyc/pdf/539/53906907.pdf>
- Baumann K., Angerer J., Heinrich R. y G. Lehnert, 1980. Occupational exposure to hexachlorocyclohexane: I. Body burden of HCH-isomers. *Int Arch Occ Env Hea* **47**:119–127.
- Beltrán J., Hernández F. e I., Morell, 1995. Estudios de adsorción de plaguicidas en suelos mediante experiencias en batch. Avances en la Investigación en Zona No Saturada, Ed. J.M. Gonzalo, I. *Antigüedad*: 257-268.

- Benimeli C.S., Amoroso M.J., Chaile A.P. y G.R. Castro, 2003. Isolation of four aquatic streptomycetes strains capable of growth on organochlorine pesticides. *Bioresource Technol* **89**:133-138.
- Blankenberg A.G.B., Braskerud B. y K. Haarstad, 2006. Pesticide retention in two small constructed wetlands: treating non-point source pollution from agriculture runoff. *Int J Environ An Ch* **86**(3-4):225-231.
- Bonilla, A. 2000. Plaguicidas Biológicos. [Última consulta 08-08-2011]. Disponible en <http://www.alexanderbonilla.com/files/plaguicidas/archivo95.htm>
- Boyle A.W., Haggblom M.M. y L.Y. Young, 1999. Dehalogenation of lindane ( $\gamma$ -hexaclorociclohexano) by anaerobic bacteria from marine sediments and by sulfate-reducing bacteria. *FEMS Microbiol Ecol* **29**:379:387.
- Britania, 2010. "Tioglicolato medio fluido sin indicador". Laboratorios Britania S.A. [Última consulta 11-01-2012]. Disponible en <http://www.britanialab.com.ar/esp/productos/b02/tiogmedflusinindic.htm>
- Budd R., O'Geen A., Goh K.S., Bondarenko S. y J. Gan, 2009. Efficacy of Constructed Wetlands in Pesticide Removal from Tailwaters in the Central Valley, California. *Environ Sci Technol* **43**: 2925-2930.
- Budd R., O'Geen A., Goh K.S., Bondarenko S. y J. Gan. 2011. Removal mechanisms and fate of insecticides in constructed wetlands. *Chemosphere* **83**:1581-1587.
- Calderón-Villagómez H.E., González-Enríquez R. y C. Durán de Bazúa, 2001. Plaguicidas organoclorados en sedimentos y organismos acuáticos del Lago de Catemaco, Veracruz, México. *Rev Int Cont Amb* **17**(1):23-30.
- Calvelo-Pereira R., Camps-Arbestain M., Rodríguez-Garrido B., Macías F. y C. Monterroso, 2006. Behaviour of  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$  and  $\delta$ -hexachlorocyclohexane in the soil-plant system of a contaminated site. *Environ Pollut* **144**:210-217.
- Camacho-Pérez B.; Rios-Leal E. y H.M. Poggi-Varaldo, 2008. A review on degradation of hexachlorocyclohexane and involved enzymes. En: The Third International Meeting on Environmental Biotechnology and Engineering. Palma de Mallorca, España.

- Carvahlo F.P., Villeneuve J-P., Cattini C., Rendón J. y J. Mota de Oliveira, 2009. Pesticide and PCB residues in the aquatic ecosystems of Laguna de Terminos, a protected area of the coast of Campeche, Mexico. *Chemosphere* **74**: 988-995.
- CCA, 2000. Documento de decisión sobre el lindano, conforme al proceso de selección de sustancias candidatas para la acción regional en el marco de la Iniciativa para el Manejo Adecuado de las Sustancias Químicas. Disponible en [http://www.cec.org/Storage/36/2741\\_Documento\\_de\\_decisi%C3%B3n\\_sobre\\_el\\_lindano,\\_conforme\\_al\\_proceso\\_de\\_selecci%C3%B3n\\_de\\_sustancias\\_candidatas\\_para\\_la\\_acci%C3%B3n\\_regional\\_en\\_el\\_marco\\_de\\_la\\_Iniciativa\\_para\\_el\\_Manejo\\_Adecuado.pdf](http://www.cec.org/Storage/36/2741_Documento_de_decisi%C3%B3n_sobre_el_lindano,_conforme_al_proceso_de_selecci%C3%B3n_de_sustancias_candidatas_para_la_acci%C3%B3n_regional_en_el_marco_de_la_Iniciativa_para_el_Manejo_Adecuado.pdf).
- Cejudo-Espinosa E., Velázquez-Zepeda A. y R. Rodríguez-Vázquez, 2009. Adsorción de atrazina en secciones circulares de raíces de tres plantas de humedales. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* **8**(1):35-39.
- Chadwick R.W., Copeland M.F. y C. Chadwick, 1978. Enhanced pesticides metabolism: A previously unreported effect of dietary fibre in mammals. *Food Cosmet Toxicol* **16**:217-225.
- Chadwick R.W. y J.J. Freal, 1972. Comparative acceleration of lindane metabolism to chlorophenols by pretreatment of rats with lindane or with DDT and lindane. *Food Cosmet Toxicol* **10**:789-795.
- Chassaigne J.A., 2009. Lindano (Somergan®): Incluido en la lista negra de Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs). Piel Latinoamericana, Caracas/Barinas, Venezuela. [Última consulta 02-11-2010]. Disponible en <http://piel-l.org/blog/archives/8546>
- Chavarría-Hernández J.C., 2001. Humedales artificiales de flujo vertical: estado del arte y propuestas experimentales para la obtención de parámetros de diseño. Tesis (Ingeniería Química), Facultad de Química, UNAM
- CICOPLAFEST, 2004. Catálogo de plaguicidas. [Última consulta 23-12-2012]. Disponible en <http://www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/riiq/Documents/catalogo%20plag/INICIO.pdf>
- COFEPRIS, 2011. Registros de plaguicidas autorizados por categoría toxicológica; Revocaciones de registros sanitarios. [Última consulta 31-12-2011]. Disponible en <http://www.cofepris.gob.mx/AS/Paginas/Registros%20Sanitarios/Registro%20Sanitario%20de%20Plaguicidas%20y%20Nutrientes%20Vegetales/Plaguicidas.aspx>

- Colón-Quezada D., 2009. Composición de la dieta de otoño del pato mexicano (*Anas diazi*) en el vaso sur de las ciénagas del Lerma, Estado de México. *Revista Mexicana de la Biodiversidad* **80**: 193-202.
- CONAGUA, 2009. Ley Federal de Derechos. Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales 2009. SEMARNAT, México.
- CONAGUA, 2010. Estadísticas del Agua en México. SEMARNAT, México.
- Convenio de Rotterdam. [Última consulta 30-11-2010]. Disponible en <http://www.pic.int>
- Cortinas de Nava, C., fecha desconocida. Situación en México de las existencias de plaguicidas sujetos al Convenio de Estocolmo. [Última consulta 05-12-2010]. Disponible en [http://siscop.ine.gob.mx/descargas/diagnos/diag\\_situacion\\_plaguicidas\\_convenio\\_estocolmo.pdf](http://siscop.ine.gob.mx/descargas/diagnos/diag_situacion_plaguicidas_convenio_estocolmo.pdf)
- Covaci A., Gheorghe A., Hulea O. y P. Schepens, 2006. Levels and distribution of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in sediments and biota from the Danube Delta, Romania. *Environ Pollut* **140**:136-149.
- Díaz-Barriga *et al.*, fecha desconocida. Metales y contaminantes orgánicos persistentes en niños y muestras ambientales de 10 sitios contaminados de México. Unidad Pediátrica Ambiental, Facultad de Medicina, UASLP, Instituto Nacional de Ecología. [Última consulta 02-12-2011]. Disponible en [http://cms1.ine.gob.mx/descargas/sqre/inf\\_final\\_ninios.pdf](http://cms1.ine.gob.mx/descargas/sqre/inf_final_ninios.pdf)
- Dordio A.V, Teimão J., Ramalho I., Palace Carvalho A.J. y E. Candeias, 2007. Selection of a support matrix for the removal of some phenoxyacetic compounds in constructed wetland systems. *Sci Total Environ* **380**:237–246.
- Eckenfelder W.W., Patozka J.B. y G.W. Pulliam, 1988. Anaerobic versus aerobic treatment in the USA. En: Proceedings of the 5<sup>th</sup> International Symposium of Anaerobic Digestion, 105-114.
- Ejobi F., Kanja L.W, Kyule M.N., Müller P. y J. Krüger, 1996. Organochlorine pesticide residues in mothers' milk in Uganda. *B Environ Contam Tox* **56**:873-880.
- Engst R., Macholz R.M. y M. Kujawa, 1977. The metabolism of Lindane in a culture of mould and the degradation scheme of Lindane. *Chemosphere* **7**:401-418.
- Engst R, Macholz R.H. y H. Kujawa, 1979. Metabolism of lindane in microbial organisms, warm-blooded animals and humans. *Gigiena i sanitaria* **10**: 64–65.

- Entoxnet, 1996. Lindane. [Última consulta 29-12-2011]. Disponible en <http://extoxnet.orst.edu/pips/lindane.htm>
- EPA, 1999. Manual: Constructed Wetlands, Treatment of Municipal Wastewaters. EPA/625/R-99/010. [Última consulta 07-07-2011]. Disponible en [http://water.epa.gov/type/wetlands/restore/upload/2004\\_12\\_20\\_wetlands\\_pdf\\_Design\\_Manual2000.pdf](http://water.epa.gov/type/wetlands/restore/upload/2004_12_20_wetlands_pdf_Design_Manual2000.pdf)
- EPA, 2000a. Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Humedales de Flujo subsuperficial. EPA 832-F-00-023.
- EPA, 2000b. Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Humedales de Flujo superficial. EPA 833-F-00-024.
- EPA, 2000c. METHOD 8081B. Organochlorine pesticides by Gas Chromatography. Revisión 2 (noviembre 2000).
- EPA, 2007. METHOD 3546. Microwave Extraction. Revision 0 (febrero 2007).
- EPA, 2009. National recommended water quality criteria. [Última consulta 07-07-2011]. Disponible en <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/current/index.cfm#priority>
- EPA-3510-C. Separatory funnel liquid-liquid extraction. Revision 3 (diciembre 1996).
- FAO, 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio Fao Riego y Drenaje – 55. [Última consulta 02-01-2012]. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/W2598S/W2598S00.htm>
- FAO, 2004. Pesticide residues in food – 2003. FAO plant production and protection paper 176. Roma. [Última consulta 05-08-2011]. Disponible en <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/006/y5221E/y5221E00.pdf>
- FAO, 2009. Diseño de una legislación nacional sobre plaguicidas. Vapnek, J. M., Pagotto I. y M. Kwoka. Estudio legislativo N° 97. [Última consulta 05-08-2011]. Disponible en <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/012/a1467s/a1467s00.pdf>
- FAO y PNUMA, 1996. Documentos de orientación para la toma de decisiones – Lindano. Programa conjunto FAO/PNUMA para la aplicación del principio de información y consentimiento previos (ICP). Ginebra, Suiza.

- Faria M.S., Nogueira A.J.A. y A. M.V.M. Soares. 2007. The use of *Chironomus riparius* larvae to assess effects of pesticides from rice fields in adjacent freshwater ecosystems. *Ecotox Environ Safe* **67**: 218-226
- Fernández-Bringas L., Ponce-Vélez G., Calva-Benítez L.G. y A.V. Botello, 2005. Plaguicidas organoclorados en híbridos del género *Oreochromis* (*O. aureus* x *O. niloticus*) en el Lago de Metztitlán, Hgo. Resumen en: Foro Nacional de Investigación sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, INE y UAM. México, D.F. [Última consulta 25-08-2010]. Disponible en [http://www.ine.gob.mx/descargas/sqre/fc\\_plag\\_organoclorados.pdf](http://www.ine.gob.mx/descargas/sqre/fc_plag_organoclorados.pdf)
- Flores B., Camarena C., Ren J., Krishnamurthy S. y W. Belzer, 2009. Assessment of Organochlorine Pesticide Levels in Manadas Creek, an Urban Tributary of the Rio Grande in Laredo, Texas. *Arch Environ Con Tox* **57**:11–20.
- Francis, A.J., Spanggord R.J. y G.I. Ouchi, 1975. Degradation of Lindane by *Escherichia coli*. *J Appl Microbiol*, Apr: 567-568.
- Galiote F.A., 2012. Determinación de naproxeno y su seguimiento en un Humedal Artificial nivel Laboratorio (en revisión). Tesis de Maestría (Ciencias Bioquímicas), Facultad de Química, UNAM.
- García-Velázquez J.H., 2012. Sistema de captación y aprovechamiento pluvial para un eco-barrio de la Cd. de México. Tesis de Maestría (Ingeniería Ambiental), Facultad de Ingeniería, UNAM.
- Gawlik B.M., Lamberty A., Pauwels J., Blumb W.E.H., Mentler A., Bussian B., Eklo O., Fox K., Kördel W., Hennecke D., Maurer T., Perrin-Ganier C., Pflugmacher J., Romero-Taboada E., Szabo G. y H. Muntau, 2003. I Certification of the European reference soil set (IRMM-443—EUROSOILS). Part I. Adsorption coefficients for atrazine, 2,4-D and lindane. *Sci Total Environ* **312**:23–31.
- Gevao B., Semple K.T. y K.C. Jones, 2000. Bound pesticide residues in soils: a review. *Environ Pollut* **108**:3-14.
- Gold-Bouchot G., Zapata-Pérez O., Ceja-Moreno V., Rodas Ortíz J.P, Domínguez Maldonado J.A., del Río M., Rodríguez F., Ku Chan P.M. y D.Y. Espínola-Pantí, 2005. Diagnóstico Regional de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) en la Zona Costera de la Península de Yucatán y el Sur del Golfo de México. Informe final (noviembre 2005). Departamento de Recursos del Mar, Cinvestav Unidad Mérida.

- Granados-Olvera T., 2005. Selección y propuesta de un sistema de tratamiento que permita obtener, a partir del agua de los canales de la zona chinampera, agua con calidad para riego de hortalizas. Tesis (Ingeniería Química), Facultad de Química, UNAM.
- Gregor D.J. y W.D. Gummer, 1989. Evidence of Atmospheric Transport and Deposition of Organochlorine Pesticides and Polychlorinated Biphenyls in Canadian Arctic Snow. *Environ Sci Technol* **23**: 561-565
- Haarstad K. y B.C. Braskerud, 2005. Pesticide retention in the watershed and in a small constructed wetland treating diffuse pollution. *Water Sci Technol* **51**(3-4):143-150.
- Hall A.J., Duck C.D., Law R.J., Allchin C.R., Wilson S. y T. Eybator, 1999. Organochlorine contaminants in Caspian and harbour seal blubber. *Environ Pollut* **106**:203-212.
- Harner T., Wideman J.L., Jantunen L.M.M., Bidleman T.F. y W.J. Parkhurst, 1999. Residues of organochlorine pesticides in Alabama soils. *Environ Pollut* **106**:323-332.
- Healy M.G., Rodgers M. y J. Malqueen, 2007. Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. *Bioresource Technol* **98**(12): 2268-81
- Hernández-Antonio A. y A. M. Hansen, 2011. Uso de plaguicidas en dos zonas agrícolas de México y evaluación de la contaminación de agua y sedimentos. *Rev Int Cont Amb* **27**(2):115-127.
- Hernández-Ibinarriaga I., 2005. Plaguicidas organoclorados en el agua de los canales de Xochimilco. Tesis (Química), Facultad de Química, UNAM.
- Hernández-Romero H., Tovilla-Hernández C., Malo E.A. y R. Bello-Mendoza, 2004. Water quality and presence of pesticides in a tropical coastal wetland in southern Mexico. *Marine Pollut Bull* **48**:1130–1141.
- Hijosa-Valsero M., Matamoros V., Sidrach-Cardona R., Martín-Villacorta J., Bécares E. y J.M. Bayona, 2010. Comprehensive assessment of the design configuration of constructed wetlands for the removal of pharmaceuticals and personal care products from urban wastewaters. *Water Res* **44**: 3669-3678
- Idea-UN, fecha desconocida. Prediagnóstico físico y sociocultural participativo del estado ambiental de los humedales de Magdalena Medio Antioqueño, Jurisdicción de Corantoquia, Informe Final. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Instituto de Estudios Ambientales. [Última consulta 10-08-2011]. Disponible en [http://biblioteca-virtual-antioquia.udea.edu.co/pdf/51/Humedales\\_Magdalena.pdf](http://biblioteca-virtual-antioquia.udea.edu.co/pdf/51/Humedales_Magdalena.pdf)

- IMCYC, 2010. Examen petrográfico de agregados para concreto. Informe técnico No. 151 B/2010. Proporcionado por el proveedor de arena "Arena Sílica de Juanita".
- INE, 2004. El Lindano en México. [Última consulta 14-09-2010]. Disponible en [http://www.ine.gob.mx/descargas/sqre/el\\_lindano\\_en\\_mexico.pdf](http://www.ine.gob.mx/descargas/sqre/el_lindano_en_mexico.pdf)
- INE, 2009. Plaguicidas prohibidos en México. [Última consulta 14-09-2010]. Disponible en <http://www2.ine.gob.mx/sistemas/plaguicidas/lprohibi.html>
- ISDE, 2007. Carta de L. Corra dirigida a Dr. Bouwman y Dr. Yarto. Linking Human Health and the Environment, Doctors for the Environment. [Última consulta 20-05-2011]. Disponible en <http://www.aamma.org/wp-content/uploads/2009/04/lindane-translation-letter-f-version-espaniol180108.pdf>
- Kadlec R.H. y S. Wallace, 2009. Treatment wetlands. 2a edición. CRC Press, Boca Raton.
- Konstantinou I.K., Goutner V. y T.A. Albanis, 2000. The incidence of polychlorinated biphenyl and organochlorine pesticide residues in the eggs of the cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*): an evaluation of the situation in four Greek wetlands of international importance. *Sci. Total Environ* **257**:61-79.
- Kröger R., Moore M.T., Locke M.A., Cullum R.F., Steinriede Jr. R.W., Iill Testa S., Bryant C.T. y C.M. Cooper, 2009. Evaluating the influence of wetland vegetation on chemical residence time in Mississippi Delta drainage ditches. *Agr Water Manag* **96**: 1175-1179.
- Kujawa M., Engst R. y R. Macholz, 1977. On the metabolism of lindane. En: Proceedings of International Symposium on Industrial Toxicology, Environmental Pollution and Human Health, 661–672.
- Ley General de Salud (Última Reforma DOF 01-09-2011), México.
- Llagas-Chafloque W.A. y E.G. Gómez, 2006. Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM. *Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG* **15**(17):85-96.
- López-Flores R., Quintana X.D., Salvado V., Hidalgo M., Sala L. y R. Moreno-Amich, 2003. Comparison of nutrient and contaminant fluxes in two areas with different hydrological regimes (Emporda Wetlands, NE Spain). *Water Res* **37**(12):3034-3046.
- Lot A., Novelo-Retana A., Olvera-García M. y P. Ramírez-García, 1999. Catálogo de angiospermas acuáticas de México. Hidrófitas estrictas emergentes, sumergidas y flotantes. Cuadernos del

- Instituto de Biología 33, Instituto de Biología, UNAM, México. [Última consulta 18-09-2010]. Disponible en [http://books.google.com.mx/books?id=gqwwftFDUtCMC&pg=PA22&lpq=PA22&dq=sagittaria-latifolia+cola-golondrina+usos&source=bl&ots=8nqAKQ3-2z&sig=EuPcKrGLuy9J-2\\_xnf9izdA-84&hl=es&ei=VaYdTK7BFYTkNaqmsNYM&sa=X&oi=book\\_result&ct=result&resnum=9&ved=0CDsQ6AEwCDhG#v=onepage&q&f=false](http://books.google.com.mx/books?id=gqwwftFDUtCMC&pg=PA22&lpq=PA22&dq=sagittaria-latifolia+cola-golondrina+usos&source=bl&ots=8nqAKQ3-2z&sig=EuPcKrGLuy9J-2_xnf9izdA-84&hl=es&ei=VaYdTK7BFYTkNaqmsNYM&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=9&ved=0CDsQ6AEwCDhG#v=onepage&q&f=false)
- Luo Xiaojun M.B., Yang Q., Fu J., Sheng G. y Z. Wang, 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and organochlorine pesticides in water columns from the Pearl River and the Macao harbor in the Pearl River Delta in South China. *Marine Pollut Bull* **48**:1102–1115.
- Maillard E., Payraudeau S., Faivre E., Grégoire C., Gangloff S. y G. Imfeld, 2011. Removal of pesticide mixtures in a stormwater wetland collecting runoff from a vineyard catchment. *Sci Total Environ* **409**: 2317-2324.
- Manickam N., Mau M. y M. Schlömann, 2006. Characterization of the novel HCH-degrading strain, *Microbacterium* sp. ITRC1. *Appl Microbiol Biot* **69**: 580–588.
- Manickam N., Misra R. y S. Mayilraj, 2007. A novel pathway for the biodegradation of  $\gamma$ -hexachlorocyclohexane by a *Xanthomonas* sp. Strain ICH12. *J Appl Microbiol* **102**: 1468-1478.
- Manickam N., Reddy M.K., Saini H.S., y R. Shanker, 2008. Isolation of hexachlorocyclohexanedegrading *Sphingomonas* sp. By dehalogenase assay and characterization of genes involved in  $\gamma$ -HCH degradation. *J Appl Microbiol* **104**: 952-960.
- Masters G.M., 2007. Introduction to Environmental Engineering and Science. 3ra edición, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Mc Ternan W.F. y J.A. Pereira, 1991. Biotransformation of Lindane and 2,4-D in batch enrichment cultures. *Water Res* **25**:11 (1417-1423).
- Mena-Sanz J., 2008. Depuración de aguas residuales con humedales artificiales: Ventajas de los sistemas híbridos. En: CONAMA 9, Congreso Nacional del Medio Ambiente, Cumbre del Desarrollo Sostenible, Madrid.
- Millán-Hernández S.E., 1999. Operación de una planta piloto tipo humedal artificial de flujo horizontal para tratamiento de aguas residuales y su reuso para riego. Tesis (Ingeniería Química), Facultad de Química, UNAM.

- Mohn W.W., Mertens B., Neufeld, J.D., Verstraete W. y V. Lorenzo, 2006. Distribution and phylogeny of hexachlorocyclohexane degrading bacteria in soils from Spain. *Environ Microbiol* **8**(1): 60–68.
- Montgomery D.C., 2011. Diseño y análisis de experimentos, 2da edición, Limusa Wiley. México.
- Moore M.T., Rodgers J.H., Cooper C.M., y S. Smith Jr., 2000. Constructed wetlands for mitigation of atrazine-associated agricultural runoff. *Environ Pollut* **110**: 393-399. □
- Moore M.T., Schulz R., Cooper C.M., Smith Jr. S. y J.H. Rodgers, 2000. Mitigation of chlorpyrifos runoff using constructed wetlands. *Chemosphere* **46**: 827-835.
- Nagata Y., Endo R., Michihiro I., Ohtsubo Y. y M. Tsuda, 2007. Aerobic degradation of lindane ( $\gamma$ -hexachlorocyclohexane) in bacteria and its biochemical and molecular basis. *Appl. Microbiol Biotechnol* **76**: 741-752.
- Nagata Y., Ohtsubo Y., Endo R., Ichikawa N., Ankai A., Oguchi A., Fukui S. Fujita N. y M. Tsuda, 2010. Complete genome sequence of the representative  $\gamma$ -hexachlorocyclohexane-degrading bacterium *Sphingobium japonicum* UT26. J. Bacteriol.doi:10.1128/JB.00961-10.
- NEXTBAR, 2011. Arena sílica 200. Ficha técnica del material. [Última consulta 5-10-2011]. Disponible en <http://www.nextbar.com/archivos/NXBARENASILICA200.pdf>.
- NORMA MEXICANA NMX-AA-008-SCFI-2011. Análisis de agua – determinación del pH – método de prueba.
- NORMA MEXICANA NMX-AA-012-SCFI-2001 Análisis de agua – determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – método de prueba.
- NORMA MEXICANA NMX-AA-028-SCFI-2001 Análisis de agua – determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO<sub>5</sub>) y residuales tratadas – método de prueba.
- NORMA MEXICANA NMX-AA-030-SCFI-2001 Análisis de agua – determinación de oxígeno disuelto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – método de prueba.
- NORMA MEXICANA NMX-AA-093-SCFI-2000 Análisis de agua – determinación de la conductividad electrolítica– método de prueba.

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. D. O. F. 23 de abril, 2003.

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-045-SSA1-1993, Plaguicidas. Productos para uso agrícola, forestal, pecuario, de jardinería, urbano e industrial etiquetado. D. O. F. 20 de octubre de 1995.

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-046-SSA1-1993, Plaguicidas-Productos para uso doméstico-etiquetado. D. O. F. 13 de octubre de 1995.

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. D. O. F. 22 de noviembre, 2000.

NORMA OFICIAL PARA EL DISTRITO FEDERAL NADF-002-RNAT-2002, que establece las condiciones para la agricultura ecológica en el suelo de conservación del Distrito Federal. Gaceta oficial del Distrito Federal 18 de diciembre de 2003.

Ojeda-Mejía J., 2010. Obtención de datos experimentales para el diseño de un Humedal Artificial a escala laboratorio que depure suelo contaminado con lindano. Tesis (Ingeniería Química), Facultad de Química, UNAM.

Ortega-Clemente L.A., 2009. Depuración de agua contaminada con lindano mediante el uso de humedales artificiales. Propuesta postdoctoral. Laboratorio de Microbiología Experimental, Facultad de Química, UNAM. Comunicación personal.

Ortega-Clemente L.A., 2010. Informe final de estancia posdoctoral, segundo periodo de actividades (agosto 2009 - enero 2010). Comunicación personal.

PANNA, 2009. Lindane one of nine chemicals added to POPs treaty. [Última consulta 20-05-2011]. Disponible en [http://www.panna.org/resources/panups/panup\\_20090514#1](http://www.panna.org/resources/panups/panup_20090514#1)

Phillips T.M., Seech A.G., Lee H. y J.T., Trevors J., 2005. Biodegradation of hexachlorocyclohexane (HCH) by microorganisms. *Biodegradation* **16**:363–392

Pierzynski G.M., Sims J.T. y G.F. Vance. 2005. Soils and Environmental Quality., 3ra edición, Taylor & Francis, Boca Raton.

- PNUMA, 2005. Propuesta sobre el Lindano. UNEP/POPS/POPRC.1/8.
- Poggi-Varaldo H.M., Rinderknecht-Seijas N. y S. Caffarel-Méndez, 2002. Irreversibilidad en el comportamiento adsorptivo-desorptivo de contaminantes en suelos y sedimentos: evaluación cuantitativa por medio de un coeficiente de histéresis diferencial. *Interciencia* **27**:180-185.
- Poissant L., Conrad B., Lafrance P. y C. Deblois, 2008. Pesticides in fluvial wetlands catchments under intensive agricultural activities. *Sci Total Environ* **404**: 182-195.
- Ponce-Vélez G., 2005. Panorama de COPs en sistemas costeros de México, Laboratorio de Contaminación Marina, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. [Última consulta 20-09-2010]. Disponible en [http://www.ine.gob.mx/descargas/sqre/fc\\_quadalupe\\_ponce.pdf](http://www.ine.gob.mx/descargas/sqre/fc_quadalupe_ponce.pdf)
- POPRC, 2007. Draft risk profile for alpha-hexachlorocyclohexane. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Switzerland.
- Prakash O., Suar M., Raina V., Dogra Ch., Pal R. y R. Lal, 2004. Residues of hexachlorocyclohexane isomers in soil and water samples from Delhi and adjoining areas. *Current Science* **87**: 73-77
- Prochaska C.A. y A.J. Zouboulis, 2009. Treatment performance variation at different depths within vertical subsurface-flow experimental wetlands fed with simulated domestic sewage. *Desalination* **237**: 367-377
- PRONAME, 2007. México. [Última consulta 20-09-2010]. Disponible en [http://siscop.ine.gob.mx/descargas/proname\\_vdic.pdf](http://siscop.ine.gob.mx/descargas/proname_vdic.pdf)
- Ramírez-Carrillo H.F., 1998. Desarrollo de la ingeniería básica para el diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales a base de un humedal artificial de flujo horizontal. Tesis (Ingeniería Química), Facultad de Química, UNAM.
- Ramírez-Carrillo H.F., Luna-Pabello V.M. y J.L. Arredondo-Figueroa, 2009. Evaluación de un humedal artificial de flujo vertical intermitente, para obtener agua de buena calidad para la acuicultura. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* **8**(1): 93-99. [Última consulta 04-01-2012] Disponible en <http://redalyc.uaemex.mx/pdf/620/62011375008.pdf>
- Ramírez-Ramírez C., 2007. Minerales industriales: su importancia económica. ai México. [Última consulta 10-08-2011] Disponible en <http://academiadeingenieriademexico.mx/archivos/coloquios/3/Minerales%20Industriales%20osu%20Importancia%20Economica.pdf>

- Ramsar, 2011. Ramsar 1971-2011. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, SEMARNAT. [Última consulta 25-01-2012]. Disponible en <http://ramsar.conanp.gob.mx/>
- Raven, Evert y Eichhorn, 1992. Biología de las plantas. Editorial Reverté, S.A. España.
- Reichenberger S., Bach M., Skitschak A. y H-G. Frede, 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Sci Total Environ* **384**:1–35.
- Rentería-Martínez J., 2009. Diagnóstico de plaguicidas y fenoles como parte de la estrategia para la restauración del Río Magdalena. Tesis (Química Farmacéutica Bióloga), Facultad de Química, UNAM.
- Robles-González I.V., Ríos-Leal E., Galíndez-Mayer J., Caffarel-Méndez S., Barrera-Cortés J., Esparza-García F. y H.M. Poggi-Varaldo, 2006. Comportamiento adsorbtivo-desorbtivo del Lindano en un suelo agrícola. *Interciencia* **31**(4):305-308.
- Romero-Azuela A.A., 2006. Estrategia para la obtención de agua para riego agrícola en chinampas de Xochimilco empleando un humedal artificial. Tesis (Ingeniería Química), Facultad de Química, UNAM.
- Rose M.T., Sanchez-Bayo F., Crossan A.N. e I.R. Kennedy, 2006. Pesticide removal from cotton farm tailwater by a pilot-scale ponded wetland. *Chemosphere* **63**: 1849-1858.
- Rueda L., Botello A.V. y G. Días, 1998. Presencia de plaguicidas organoclorados en dos sistemas lagunares del Estado de Chiapas. *Rev Int Cont Amb* **13**(2):55-61.
- Sanches S., Barreto-Crespo M.T. y V.J. Pereira, 2010. Drinking water treatment of priority pesticides using low pressure UV photolysis and advanced oxidation processes. *Water Res* **44**:1809-1818.
- Saxena M.C., Siddiqui M.K., Seth T.D., Krishna Murti C.R., Bhargava A.K. y D. Kutty, 1981. Organochlorine pesticides in specimens from women undergoing spontaneous abortion, premature or full-term delivery. *J Anal Toxicol* **5**:6-9.
- Scharwenzbach R.P., 1992. Environmental Organic Chemistry. Wiley Interscience Publication, Nueva York.

- Sherrard R.M., Berr J.S., Murray-Gulde C.L., Rodgers Jr. J.H. y Y.T. Shah, 2004. Feasibility of constructed wetlands form removing chlorothalonil and chlorpyrifos from aqueous mixtures. *Environ Pollut* **127**:385-394.
- Scholtz M.T. y T.F. Bidleman, 2006. Modelling of the long term fate of pesticide residues in agricultural soils and their surface exchange with the atmosphere: Part I. Model description and evaluation. *Sci Total Environ* **368**:823-838
- Schoula R., Hajšlová J., Bencko V., Poustka J., Holadová K. y V. Vízek, 1996. Occurrence of persistent organochlorine contaminants in human milk collected in several regions of Czech Republic. *Chemosphere* **33**(8):1485-1494.
- Siddiqui M, Saxena M. y C. Krishna Murti, 1981. Storage of DDT and BHC in adipose tissue of Indian males. *Int J Environ An Ch* **10**:197-204.
- SEMARNAP-INE, 1999. Lo que usted debe saber la gestión de los plaguicidas en México. Serie Plaguicidas No. 4. México.
- SEMARNAT, 2007. Plan Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo, Distrito Federal. [Última consulta 20-09-2010]. Disponible en [http://siscop.ine.gob.mx/novedades/pni\\_resumen.pdf](http://siscop.ine.gob.mx/novedades/pni_resumen.pdf)
- Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, 2009. [Última consulta 20-09-2010]. Disponible en <http://chm.pops.int/>
- Szymczynski G.A. y S.M. Waliszewski, (1981) Comparison of the content of chlorinated pesticide residues in human semen, testicles, and fat tissues. *Andrologia* **13**: 250–252.
- Tchobanoglous G., Burton F.L. y H. David Stensel (editores), 2003. Wastewater Engineering, Treatment and Reuse. 4ta edición, McGraw-Hill, Boston.
- Trejo-Acevedo A., Díaz-Barriga F., Carrizales L., Domínguez G., Costilla R., Ize-Lema I., Yarto-Ramírez M., Gavilán-García A., Mejía-Saavedra J.J. e I.N. Pérez-Maldonado, 2009. Exposure assessment of persistent organic pollutants and metals in Mexican children. *Chemosphere* **74**: 974-980.
- USHHS, 2005. Toxicological profile for alpha-, beta-, gamma-, and delta-hexachlorocyclohexane. Public Health Servide. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

- Valeriano-González M.T., 2011. Sistema de desinfección secundaria utilizando hipoclorito de sodio (postcloración) para la red de agua potable de Ciudad Universitaria. Tesis de licenciatura (Ingeniería Química), Facultad de Química, UNAM.
- Vymazal J. 2009. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecol Eng* **35**:1-17.
- Waliszewski S.M., 1993. Residues of Lindane, HCH isomers and HCB in the soil after Lindane application. *Environ Pollut* **82**:289-293.
- Waliszewski S.M., Aguirre-Gutiérrez A.A. y R.M Infanzón-Ruíz, 2000. Tendencia de 1988 a 1998 de los niveles de plaguicidas organoclorados persistentes en tejido adiposo humano en Veracruz, México. *Rev Int Cont Amb* **16**(1):13-18.
- Waliszewski S.M. y R.M Infanzón-Ruíz, 2003. Diferencias en concentración de plaguicidas organoclorados persistentes en suelo, paja y granos de trigo. *Rev Int Cont Amb* **19**(1): 5-11.
- Waliszewski S.M., Pardo-Sedas V.T., Chantiri-Pérez J.N., Infanzón-Ruíz R.M. y J. Rivera, 1995. Evaluación de los niveles de DDT y HCH en el tejido adiposo de algunas personas fallecidas en el Estado de Veracruz, México. *Rev Int Cont Amb* **11**(2):87-93.
- Wang H., Ye Q., Yue L., Ailiang H., Yu Z., Wang W., Yang Z. y L. Lu, 2009. Fate characterization of a novel herbicide ZJ0273 in aerobic soils using multi-position <sup>14</sup>C labeling. *Sci Total Environ* **407**:4134-4139.
- WHO, 2003. Health risks of persistent organic pollutants from long-range transboundary air pollution. Joint WHO/ Convention task force on the health aspects of air pollution.
- Williams C.F. y F.J. Adamsen, 2008. A low-cost three-dimensional sample collection array to evaluate and monitor constructed wetlands. *Ecol Eng* **33**:83-89.
- Zepeda-Gómez C. y A. Lot, 2005. Distribución y uso tradicional de *Sagittaria macrophylla* Zucc. y *S. latifolia* Willd. en el Estado de México. *Ciencia Ergo Sum*, noviembre-febrero **12** (003):282-290.
- Zhao Y., Liu B., Zhang W., Hu C. y A. Shuqing, 2010. Effects of plant and influent C:N:P ratio on microbial diversity in pilot-scale constructed wetlands. *Ecol Eng* **36**:441-449.

## **ANEXO I. PRUEBAS ESTADÍSTICAS**

En este Anexo se mencionan de manera general las pruebas y los modelos utilizados en el desarrollo de esta investigación. Todas las pruebas se realizaron al 95 % de confianza.

### **a) Comparación de muestras pareadas de Student**

En esta prueba se comparan dos medidas distintas en una misma unidad de análisis. Los criterios para poder realizar la prueba son:

- La variable dependiente debe distribuirse normalmente. Para comprobar este supuesto se puede usar la prueba de contraste de Kolmogorov-Smirnov, cuya hipótesis nula plantea que los datos se distribuyen de manera normal.
- Homocedasticidad, es decir que las varianzas de cada grupo son iguales. En SPSS se puede usar una prueba de contraste como el test de Levene (prueba F de Levene) de homogeneidad de varianzas, que plantea como hipótesis nula que las varianzas de los dos grupos son iguales.

### **b) Análisis de Varianza (ANOVA)**

El análisis de varianza o ANOVA, por sus siglas en inglés, se usa para comparar medias de 3 o más grupos. Los supuestos que deben cumplirse para hacer este análisis son:

- Distribución normal en las variables dependientes. Se puede usar la prueba de Kolmogorov-Smirnov.
- Homocedasticidad. Se usa el test de Levene.
- Independencia de las observaciones. Con ello se entiende que los errores son variables aleatorias independientes.

### **c) Modelo de Diseño de Experimentos en bloques, con arreglo de tratamientos con un factor de clasificación**

Este modelo se utilizó para observar si existe efecto de la planta, en la concentración de lindano en el efluente. El experimento es balanceado pues cada tratamiento tuvo 2 repeticiones por tratamiento. El tipo de efecto del factor bajo estudio “planta”, es fijo, ya que sólo se comparan los efectos producidos por este factor. Las condiciones de experimentación son homogéneas y el diseño de tratamientos fue con un factor de clasificación. Los bloques son las semanas. El modelo se puede describir de la siguiente forma:

$$Y_{lr} = \mu + \tau_1 + \beta_r + \varepsilon_{1r}$$

donde:

$Y_{lr}$  es la "concentración de lindano en el efluente" producido por la r-ésima planta del nivel l-ésimo

$\mu$  media general producida por los factores comunes en el experimento

$\tau_1$  efecto de la planta a nivel l-ésimo

$\beta_r$  efecto de la semana j-ésima

$\varepsilon_{1r}$  fluctuación aleatoria asociada a la r-ésima tableta de tipo l-ésimo

La hipótesis nula por probar es:

$H_0$ : El efecto de la presencia de la planta es nulo  $\tau_1 = \tau_2 = \tau_3 = \tau_4 = 0$

El término bloque se refiere a una unidad experimental relativamente homogénea. Cuando la fuente de variabilidad perturbadora en un experimento es conocida y controlable, se usa la técnica de diseño llamada formación en bloques, para eliminar de manera sistemática su efecto sobre las comparaciones estadísticas entre los tratamientos. Los bloques generan una restricción sobre la aleatorización; los fenómenos que pueden generar esto son el tiempo, los operadores, entre otros (Montgomery, 2011).

#### **d) Modelo factorial 2<sup>2</sup> con diseño de bloques al azar.**

El modelo completamente al azar con arreglo de tratamientos factorial 2<sup>2</sup>. Se ejemplifica para el caso en el que la variable de respuesta es "oxígeno disuelto"; los bloques son las semanas de experimentación:

$$Y_{ijr} = \mu + A_i + B_j + AB_{ij} + \beta_k + \xi_{ijr}$$

$Y_{ijk}$  "oxígeno disuelto" producido por la i-ésima planta y la j-ésima concentración de lindano

$\mu$  media general ocasionada por los factores comunes en la población

$A_i$  efecto de la planta a nivel i-ésimo

$B_j$  efecto del lindano a nivel j-ésimo

$AB_{ij}$  efecto conjunto de la planta i-ésima y el lindano j-ésimo

$\beta_r$  efecto de la semana k-ésima

$\xi_{ijr}$  fluctuación aleatoria ocasionada por los factores no comunes en la población, en la repetición r-ésima al i-ésimo nivel de planta y del j-ésimo lindano

Las hipótesis por probar son:

$$\left. \begin{array}{l} H_0: \text{El efecto de la presencia de la planta es nulo} \\ H_0: \text{El efecto de la presencia del lindano es nulo} \\ H_0: \text{El efecto de interacción es nulo} \end{array} \right\} \tau_1 = \tau_2 = \tau_3 = \tau_4 = 0$$

**e) Comparaciones múltiples de Tukey**

Con el análisis previo de varianza (ANOVA), si se rechaza la hipótesis  $H_0$ , entonces la técnica de comparaciones múltiples se utiliza con la finalidad de contrastar hipótesis sobre pares de tratamientos.

Se consideran dos promedios de dos tratamientos cualesquiera y se observa si la diferencia entre ellos, en valor absoluto es suficientemente grande; de ser así, se concluye entonces que la diferencia es significativa.

La Tabla que genera SPSS separa las medias en “Subgrupos”, que corresponden a los conjuntos que son estadísticamente significativos, con “Sig.” o el **valor P**, que es el nivel de significación menor que llevaría a rechazar la hipótesis nula (Montgomery, 2011). Por ejemplo T4 y T3 son estadísticamente iguales, con un valor P de 0.788, o dicho de otra forma, con el 78.8 % de error al rechazar  $H_0$ .

**Tabla I-1 Prueba de Tukey: pH, con datos para A, B y C. N=40**

Tratamiento	Subgrupo	
	2	1
T4 CP-CL	6.92	
T3 CP-SL	6.97	
T2 SP-CL		7.29
T1 SP-SL		7.38
<b>Sig.</b>	0.788	0.165

## ANEXO II. TABLAS DE DATOS

Tabla II-1 Humedad relativa y temperatura del invernadero del LMBE.

Fecha	Hora	Temperatura (°C)	HR (%)
15/11/2010	11:00	28	52
17/11/2010	15:30	26	48
18/11/2010	11:30	26	52
25/11/2010	15:00	28	48
29/11/2010	17:30	22	66
30/11/2010	11:30	30	48
01/12/2010	10:20	28	52
26/01/2011	15:00	28	48
31/01/2011	15:40	28	48
03/02/2011	15:30	28	50
04/02/2011	15:30	26	52
07/02/2011	14:00	30	50
07/03/2011	11:30	30	50
08/03/2011	15:00	32	44
<b>Promedio</b>		28	51
<b>D.E</b>		2	5

Tabla II-2 Temperatura de los influentes y efluentes de los SE (°C). In: influente; E: efluente.

	Semana													Promedio	D.E
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
<b>In-SL</b>	22.5	25.0	19.5	26.4	26.4	22.1	21.3	21.3	21.8	22.0	17.1	22.9	24.0		
<b>In-CL</b>	21.8	25.6	19.6	23.5	23.7	21.8	21.4	21.4	21.0	21.9	17.2	22.9	24.2	22.2	2.3
<b>T1 SP-SL</b>	25.2	21.4	19.5	22.7	20.8	18.7	23.4	14.2	22.1	20.7	22.8	23.2	23.6		
<b>T2 CP-SL</b>	25.9	21.3	19.3	22.5	21.3	19.4	23.4	17.0	21.9	20.2	22.6	23.0	22.8		
<b>T3 SP-CL</b>	24.9	21.6	19.6	23.2	21.1	21.2	21.8	18.0	22.1	21.2	23.0	22.9	22.8	21.5	2.4
<b>T4 CP-CL</b>	25.1	22.1	19.2	24.2	21.0	19.4	19.8	13.7	21.9	20.7	22.7	22.8	23.7		

*La temperatura se registró a la misma hora aproximadamente.*

**Tabla II-3 Volumen de agua evaporado (mL) de los SE.**

Fecha	1	2	1	2	1	2	1	2
14/01/2011	561	561	561	561	561	561	561	561
15/01/2011	561	561	654	561	654	748	748	748
16/01/2011	561	561	654	561	654	748	748	748
17/01/2011	561	561	654	561	654	748	748	748
18/01/2011	841	561	841	561	841	841	1122	1122
19/01/2011	561	561	841	561	841	841	841	841
20/01/2011	561	561	561	561	561	561	561	561
21/01/2011	561	561	1122	561	841	841	841	841
22/01/2011	561	748	748	654	748	935	935	935
23/01/2011	561	748	748	654	748	935	935	935
24/01/2011	561	748	748	654	748	935	935	935
25/01/2011	841	561	561	841	841	1683	1683	1402
26/01/2011	841	561	1122	1122	841	1122	1402	1122
31/01/2011	841	561	561	561	1122	1262	1402	1402
1/2/2011	841	561	841	561	1122	1122	1683	1683
2/2/2011	1402	841	1122	841	1402	1122	1683	1683
3/2/2011	841	1122	1122	1122	1122	1683	1683	1683
4/2/2011	841	561	841	841	1122	1122	1683	1683
5/2/2011	561	561	561	561	1122	1122	1683	1683
6/2/2011	1402	841	841	982	1122	1262	1683	1543
7/2/2011	1402	841	841	982	1122	1262	1683	1543
<b>Promedio</b>	715		748		958		1182	
<b>D.E</b>	239		200		276		420	

*El volumen evaporado se registró a la misma hora aproximadamente (12:00 horas), e inmediatamente después era restituido dicho volumen.*

**Tabla II-4 Densidad aparente ( $\rho_{\text{aparente}}$ ) y densidad real ( $\rho_{\text{real}}$ ) del material de soporte.**

$\rho_{\text{aparente}} \text{ (g/m}^3\text{)}$	$\rho_{\text{real}} \text{ (g/m}^3\text{)}$	$\rho_{\text{aparente}} \text{ (g/m}^3\text{)}$	$\rho_{\text{real}} \text{ (g/m}^3\text{)}$		
1	1.46	2.60	8	1.54	2.53
2	1.47	2.72	9	1.53	2.52
3	1.51	2.52	10	1.53	2.52
4	1.50	2.58	11	1.51	2.52
5	1.47	2.51	12	1.55	2.52
6	1.51	2.64	<b>Promedio</b>	<b>1.51</b>	<b>2.56</b>
7	1.50	2.52	<b>D.E</b>	<b>0.03</b>	<b>0.07</b>

**Tabla II-5 Conductividad hidráulica del material de soporte.**

$K \text{ (m}^3\text{/m}^2\text{s)}$	$K \text{ (m}^3\text{/m}^2\text{s)}$		
<b>1</b>	1.81E-04	<b>10</b>	1.19E-04
<b>2</b>	1.77E-04	<b>11</b>	1.16E-04
<b>3</b>	1.74E-04	<b>12</b>	1.13E-04
<b>4</b>	1.71E-04	<b>13</b>	1.10E-04
<b>5</b>	1.59E-04	<b>14</b>	1.08E-04
<b>6</b>	1.54E-04	<b>15</b>	1.10E-04
<b>7</b>	1.46E-04	<b>16</b>	1.09E-04
<b>8</b>	1.26E-04	<b>17</b>	1.07E-04
<b>9</b>	1.22E-04	<b>Promedio</b>	<b>1.35E-04</b>
		<b>D.E</b>	<b>2.80E-05</b>

Tabla II-6 OD (mg/L) en influentes (In) y efluentes (E).

			Semana												
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
T1 SP-SL	1	In	6.99	6.95	7.49	7.17	7.66	7.20	7.00	7.26	7.00	6.23	6.33	6.59	6.75
		E	5.78	3.66	3.36	2.85	4.86	2.76	3.36	2.36	2.58	2.33	2.44	2.44	1.13
	2	E	4.47	2.75	4.38	2.43	4.12	2.76	1.67	1.96	2.03	2.99	2.10	2.54	2.08
		Promedio	E	5.13	3.20	3.87	2.64	4.49	2.76	2.52	2.16	2.31	2.66	2.27	2.49
T2 SP-CL	1	In	7.11	7.06	7.49	7.17	7.71	7.78	7.19	7.83	6.84	6.13	7.14	6.90	6.82
		E	7.02	4.18	3.07	3.37	3.70	2.78	3.31	2.37	1.66	3.08	2.59	1.45	1.24
	2	E	5.93	4.52	4.83	3.39	4.51	2.34	3.74	2.37	2.33	2.33	1.67	1.33	1.40
		Promedio	E	6.48	4.35	3.95	3.38	4.11	2.56	3.53	2.37	1.99	2.70	2.13	1.39
T3 CP-SL	1	In	6.99	6.97	7.49	7.17	7.66	7.20	6.96	7.26	7.00	6.23	6.33	6.59	6.75
		E	7.20	5.78	5.15	4.18	4.56	2.98	3.65	3.47	3.24	3.17	2.69	3.58	3.61
	2	E	6.51	4.22	3.55	3.31	3.83	3.13	2.71	2.33	2.23	3.22	2.10	2.67	3.79
		Promedio	E	6.86	5.00	4.35	3.75	4.20	3.05	3.18	2.90	2.74	3.19	2.40	3.13
T4 CP-CL	1	In	7.15	7.12	7.49	7.17	7.71	7.20	7.14	7.80	6.84	6.13	7.14	6.90	6.82
		E	5.72	5.43	5.73	2.72	4.51	2.27	3.22	2.77	1.13	2.39	1.40	1.74	0.79
	2	E	5.97	2.75	3.70	3.34	3.83	2.97	3.17	2.71	2.17	3.11	2.17	2.13	3.59
		Promedio	E	5.85	4.09	4.71	3.03	4.17	2.62	3.19	2.74	1.65	2.75	1.79	1.94

Tabla II-7 OD (mg/L) en efluentes: llaves 1 y 2 (punto A), 3 y 4 (punto B) y 5 (punto C).

		Semana					Semana							
		Llave	2	4	7	10	13			2	4	7	10	13
T1 SP-SL	1	1.80	1.07	1.07	2.40	1.36	T3 CP-SL	0.85	1.67	0.82	2.23	1.62		
		1.11	1.61	0.97	1.87	1.21		1.55	1.95	1.28	2.96	2.56		
	2	0.94	1.77	1.17	1.75	1.12		0.86	1.27	1.50	2.78	2.20		
		2.62	1.14	1.51	1.94	1.32		1.70	1.87	1.46	3.21	2.36		
	3	1.95	2.27	2.30	1.81	1.56		1.74	1.51	1.97	2.94	1.40		
		1.04	1.98	1.11	2.24	1.26		2.00	1.82	1.93	2.62	1.78		
	4	1.17	2.08	1.40	1.53	1.05		1.68	1.11	2.03	3.20	2.45		
		2.30	2.28	2.91	2.48	1.76		2.19	1.69	2.09	2.05	2.22		
	5	1.35	1.65	1.81	1.97	1.50		1.23	2.41	1.94	1.67	1.97		
		0.81	1.49	1.50	1.75	1.44		1.73	1.40	1.49	2.92	1.71		
T2 SP-CL	1	2.16	2.22	2.41	1.38	1.83	T4 CP-CL	1.23	1.23	2.62	2.01	1.00		
		1.54	1.07	1.69	2.66	1.40		1.90	2.21	2.43	1.93	1.85		
	2	1.86	2.13	1.89	2.04	1.31		1.71	1.87	1.99	1.80	1.06		
		2.11	2.02	1.79	2.06	1.03		1.01	2.72	2.09	1.55	1.55		
	3	1.93	1.84	1.93	2.22	1.44		1.36	1.97	1.50	2.34	1.50		
		1.41	1.80	1.66	1.83	1.60		1.75	2.21	1.93	2.34	2.05		
	4	1.49	2.02	2.12	1.25	1.62		1.00	1.69	1.97	2.52	1.76		
		2.05	1.60	1.77	2.73	1.38		1.53	1.36	2.02	1.71	1.30		
	5	1.59	1.59	1.56	2.36	1.61		1.57	2.16	1.53	2.57	1.80		
		1.21	1.04	1.50	1.49	1.31		1.43	1.45	1.40	2.27	1.72		

**Tabla II-8 pH en influentes (In) y efluentes (E).**

		Semana													
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
T1	SP-SL	In	7.42	7.29	7.50	7.21	7.40	6.81	7.56	7.59	7.71	7.79	7.48	7.41	7.31
		E	7.63	7.35	7.65	7.44	7.08	7.55	7.06	7.55	7.48	7.28	7.05	7.00	-
	Promedio	E	7.57	7.37	7.58	7.38	7.11	7.55	7.36	7.56	7.41	7.21	7.05	7.04	-
T2	SP-CL	In	7.50	7.22	7.50	7.26	7.41	6.98	7.78	7.92	7.66	7.85	7.63	7.40	7.33
		E	7.58	7.48	7.37	7.38	7.26	7.44	7.20	7.32	7.33	7.09	6.94	6.16	-
	Promedio	E	7.54	7.40	7.50	7.35	7.16	7.46	6.91	7.35	7.34	7.04	6.88	6.19	-
T3	CP-SL	In	7.42	7.29	7.50	7.21	7.40	6.81	7.56	7.59	7.71	7.79	7.48	7.41	7.31
		E	7.56	7.47	7.51	7.12	6.91	7.12	7.47	7.09	7.01	6.50	6.53	6.39	-
	Promedio	E	7.55	7.41	7.46	7.20	7.02	7.13	7.34	7.11	7.00	6.48	6.48	6.40	-
T4	CP-CL	In	7.53	7.48	7.50	7.26	7.41	7.10	7.77	7.92	7.66	7.85	7.63	7.40	7.33
		E	7.41	7.48	7.39	7.19	6.92	7.10	6.94	7.19	7.00	6.41	6.30	5.98	-
	Promedio	E	7.70	7.47	7.40	7.18	6.81	7.13	6.33	7.14	6.95	6.48	6.32	6.03	-

**Tabla II-9 pH en efluentes: llaves 1 y 2 (punto A), 3 y 4 (punto B) y 5 (punto C).**

		Semana				Semana						
		Llave	2	4	7	10			2	4	7	10
T1	SP-SL	1	7.31	6.95	7.50	7.43	T3	CP-SL	7.25	6.73	6.78	6.59
			7.43	7.34	7.54	7.22			7.48	6.99	7.08	6.66
		2	7.38	7.12	7.47	7.37			7.27	6.73	6.94	6.64
			7.52	7.27	7.64	7.29			7.31	6.89	6.87	6.51
		3	7.34	7.13	7.58	7.53			7.29	6.91	7.00	6.79
7.42	7.32		7.60	7.42	7.65	7.00	7.07	6.77				
T2	SP-CL	4	7.41	7.12	7.40	7.37	7.40	7.00	7.00	6.62		
			7.41	7.22	7.72	7.41	7.37	6.79	6.91	6.49		
		5	7.43	7.26	7.46	7.42	7.44	6.99	7.00	6.69		
			7.35	7.08	7.65	7.44	7.39	6.84	6.99	6.71		
		T4	CP-CL	1	7.45	7.21	7.26	7.12	6.74	6.97	6.86	6.39
7.46	7.00				7.21	7.25	7.34	6.52	6.71	6.30		
2	7.49			7.31	7.35	7.24	7.46	7.25	6.85	6.59		
	7.56			7.21	7.20	7.25	7.42	6.76	6.86	6.41		
3	7.37			7.46	7.37	7.27	7.51	7.05	6.81	6.51		
	7.41	7.10	7.17	7.21	7.52	6.67	6.98	6.63				
T4	CP-CL	4	7.42	7.33	7.35	7.30	7.51	7.22	6.93	6.66		
			7.42	7.12	7.07	7.26	7.48	6.77	6.84	6.43		
		5	7.43	7.37	7.36	7.29	7.93	7.03	6.88	6.45		
			7.91	6.90	6.86	7.18	7.51	6.86	6.95	6.58		

**Tabla II-10 E<sub>h</sub> en influentes (In) y efluentes (E).**

			Semana												
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
T1	1	In	121.0	166.4	27.1	202.8	-36.2	117.9	24.0	106.1	-25.7	154.1	-17.1	69.1	160.1
		E	148.5	85.4	192.9	-54.2	143.7	31.4	106.6	-24.2	-63.2	-6.1	-47.1	-48.9	-94.6
		SP-SL	2	E	143.9	90.2	188.1	-34.1	116.3	-41.1	82.9	-64.1	-21.1	-22.9	-76.2
Promedio		E	146.2	87.8	190.5	-44.2	130.0	-4.9	94.8	-44.2	-42.1	-14.5	-61.7	-86.0	-
T2	1	In	121.0	158.2	27.1	206.2	-54.3	112.6	54.4	231.9	-9.8	157.4	-57.2	58.9	153.9
		E	139.1	82.2	187.4	-24.7	131.4	-11.2	66.4	-71.6	-29.8	-51.2	1.1	-100.4	-93.1
		SP-CL	2	E	149.5	83.6	198.1	-30.1	133.2	-45.2	87.9	-50.7	-46.4	-80.7	-35.6
Promedio		E	144.3	82.9	192.8	-27.4	132.3	-28.2	77.2	-61.2	-38.1	-66.0	-17.3	-118.1	-
T3	1	In	121.0	161.6	27.1	202.8	-36.2	117.9	24.0	106.1	-25.7	154.1	-17.1	69.1	160.1
		E	139.7	76.7	190.7	-30.0	154.8	16.1	116.4	-21.7	50.6	1.9	18.2	-26.6	31.9
		CP-SL	2	E	145.8	84.3	190.7	-61.4	130.4	-46.1	-10.1	-51.5	-35.1	-48.5	-46.2
Promedio		E	142.8	80.5	190.7	-45.7	142.6	-15.0	53.2	-36.6	7.8	-23.3	-14.0	-25.0	-
T4	1	In	121.0	161.6	27.1	206.2	-54.3	148.5	54.4	120.6	-9.8	157.4	-57.2	58.9	153.9
		E	153.1	83.1	188.8	-52.9	142.0	-36.1	146.9	-34.5	26.8	-48.2	-9.7	-55.4	-57.2
		CP-CL	2	E	135.5	83.1	213.0	-56.3	162.5	-58.4	194.7	-66.1	-59.9	-61.2	-54.9
Promedio		E	144.3	83.1	200.9	-54.6	152.3	-47.3	170.8	-50.3	-16.6	-54.7	-32.3	-64.1	-

**Tabla II-11 E<sub>h</sub> en efluentes: llaves 1 y 2 (punto A), 3 y 4 (punto B) y 5 (punto C).**

		Semana					Semana						
Llave		2	4	7	10	13			2	4	7	10	13
T1	1	-45.4	126.9	-89.4	-88.9	-32.0	T3	-14.1	-98.7	-68.7	27.2	86.0	
		-30.1	101.2	-79.0	-93.2	-26.8		-61.3	-63.2	7.6	129.7	75.8	
		-78.1	117.9	-61.5	-77.3	-37.9		-5.1	-79.6	-31.0	35.8	88.7	
		-30.9	126.8	-50.2	-73.1	-22.1		-46.6	102.5	-36.1	72.7	84.1	
		-59.6	121.0	-53.1	-70.9	-27.5		-1.7	-62.8	-50.3	-4.6	73.2	
	2	-70.2	116.2	-95.0	-69.1	-116.9		-45.6	114.9	-59.2	-10.7	2.5	
		-77.2	118.7	-45.7	-58.4	-49.5		-11.6	-84.7	-39.8	21.8	23.3	
		-63.0	118.4	-91.9	-60.4	-116.0		-64.9	111.6	-75.4	-41.9	-35.1	
		-74.4	114.0	-32.5	-44.7	-29.7		-11.7	-76.7	-7.6	45.7	59.4	
		-73.6	128.7	105.5	-48.9	-103.6		-58.9	122.9	-85.1	6.6	31.7	
T2	3	-58.2	-80.4	100.8	-113.4	-76.7	T4	-41.7	-84.2	-79.1	-66.7	-30.6	
		-65.0	102.8	108.8	-117.9	-56.0		-32.3	-71.3	-43.7	-43.9	-58.8	
		-92.1	-59.2	108.7	-122.1	-71.7		-74.0	-91.1	-91.7	-69.9	-70.6	
		-72.4	108.9	110.9	-117.7	-76.4		-57.8	-74.0	-37.6	-41.8	-66.9	
		-64.9	-82.7	104.0	-114.9	-74.1		-43.4	-98.2	-73.7	-74.7	-42.1	
	4	-55.5	112.8	114.6	-117.1	-51.7		-69.9	114.5	-86.1	-87.1	-52.6	
		-78.4	-84.6	117.9	-119.5	-74.6		-84.6	-94.7	-86.5	-75.6	-47.5	
		-84.6	114.5	112.4	-113.6	-54.0		-74.5	113.9	-65.7	-60.7	-67.4	
		-16.2	-98.4	115.9	-117.6	108.1		-54.1	-62.6	-68.6	-72.8	-76.7	
		-82.6	104.8	116.6	-117.5	-46.6		-92.8	113.1	-75.1	-74.5	-63.0	

**Tabla II-12 CE en influentes (In) y efluentes (E).**

			Semana												
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
T1	1	In	530	562	551	571	516	564	536	535	512	514	526	491	524
		E	626	662	841	810	729	792	855	775	738	726	686	703	689
SP-SL	2	E	610	621	765	841	762	780	808	767	764	862	726	720	713
		Promedio	E	618	642	803	826	746	786	831	771	751	794	706	712
T2	1	In	536	560	551	580	519	570	540	570	521	521	518	491	537
		E	600	656	810	817	727	733	731	727	724	709	661	777	841
SP-CL	2	E	616	646	821	838	762	781	846	751	767	757	682	810	871
		Promedio	E	608	651	816	828	745	757	789	739	746	733	672	794
T3	1	In	529	556	551	571	516	564	536	535	512	514	526	491	524
		E	613	738	824	798	685	686	696	656	655	644	598	598	588
CP-SL	2	E	645	752	823	806	708	698	731	674	662	648	611	604	586
		Promedio	E	629	745	824	802	697	692	714	665	659	646	605	601
T4	1	In	532	556	551	580	519	558	540	535	521	521	518	491	537
		E	652	725	825	789	673	689	650	598	573	570	481	596	652
CP-CL	2	E	609	742	832	813	700	693	758	606	606	572	489	588	622
		Promedio	E	630	734	829	801	687	691	704	602	589	571	485	592

**Tabla II-13 CE en efluentes: llaves 1 y 2 (punto A), 3 y 4 (punto B) y 5 (punto C).**

		Semana					Semana							
		Llave	2	4	7	10	13			2	4	7	10	13
T1 SP-SL	1	654	854	844	756	731	T3 CP-SL	767	814	742	650	603		
		605	786	778	782	672		696	713	620	576	522		
	2	693	844	810	725	687		750	790	671	604	527		
		620	773	726	783	613		685	664	563	555	499		
	3	848	852	849	714	702		772	813	721	694	606		
631		841	821	860	716	751	825	745	704	611				
4	691	844	835	734	689	761	772	676	647	604				
	646	840	796	817	698	756	798	680	682	607				
5	659	840	830	697	670	761	798	687	622	604				
	643	857	819	888	735	771	834	751	689	562				
T2 SP-CL	1	642	806	737	710	892	T4 CP-CL	755	811	669	610	744		
		601	794	753	764	849		681	733	509	453	508		
	2	684	841	762	755	927		776	836	681	632	581		
		629	801	655	712	765		749	718	553	480	482		
	3	651	835	742	699	884		766	803	637	594	769		
632		854	806	770	908	748	835	610	585	642				
4	668	832	774	722	851	762	840	672	644	790				
	652	849	764	768	907	789	810	583	502	570				
5	643	824	720	655	763	735	809	619	522	632				
	656	835	819	751	899	773	851	666	592	636				

Tabla II-14 DQO (mg/L) de T-CON (influyente sin lindano) y T-LIN (influyente con lindano).

	T-CON	T-LIN
1	102	848
2	143	872
3	160	838
4	146	648
5	-	761
6	-	919
7	-	764
<b>Promedio</b>	138	807
<b>D.E</b>	25	90

Tabla II-15 Concentración de lindano en el efluente.

	Semana					
	7		10		13	
	P	SP	P	SP	P	SP
	-	7.4	-	6.7	4.3	-
	4.3	5.3	5.0	5.4	2.8	6.6
	-	7.1	-	6.5	3.1	-
	5.0	5.9	5.1	5.0	2.5	6.6
<b>Promedio</b>	4.6	6.4	5.0	5.9	3.2	6.6
<b>D.E</b>	0.3	0.9	0.0	0.8	0.8	0.02

*P: con planta; SP: sistema planta*

## ANEXO III. REACTIVOS

**Tabla III-1 Reactivos utilizados para la determinación de DQO, lindano y ARS.**

Reactivos	Especificaciones
Acetona	Fluka (grado pesticida)
Cloruro de calcio anhidro (CaCl <sub>2</sub> )	Reproquifin (QP)
Diclorometano anhidro (99.8 %)	Sigma Aldrich
Dicromato de potasio	
Estándar OCP AB #3	Restek
Florisil (0,150 - 0.250 mm) para cromatografía en columna	Merck
Fosfato dihidrogenado de potasio, cristal (KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> ·3H <sub>2</sub> O)	Mallinkrodt (RA)
Fosfato dihidrogenado de sodio (NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> )	JT Baker (ACS)
Glucosa, anhidra (C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub> )	Sigma (ACS)
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Analytika (QP)
Hexano	Tecsiquim (grado pesticida)
Lindano (99.5 %)	Chemosphereservice
Sulfato de magnesio (MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O)	JT Baker (ACS)
Sulfato de mercurio, polvo (HgSO <sub>4</sub> )	AyT (RA)
Sulfato de plata, polvo (AgSO <sub>4</sub> )	JT Baker (ACS)
Sulfato de sodio anhidro (Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )	Distribuidora Química X
Urea (NH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> CO	JT Baker (ACS)

## ANEXO IV. EXTRACCIÓN Y CUANTIFICACIÓN DE LINDANO

### a) Extracción de lindano de agua

Las muestras fueron colocadas dentro de frascos color ámbar, previamente enjuagados con metanol; se refrigeraron a 4 °C hasta el momento de la extracción. Esta última se realizó con diclorometano de acuerdo al Método EPA 3510C (líquido-líquido con embudo de separación) modificado. Se filtraron 50 mL de muestra a través de 1.5 g de Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> anhidro usando filtros Whatman GF/A de fibra de vidrio. El lindano se extrajo sucesivamente con 3 porciones de 5 mL de diclorometano. Se colectaron los extractos orgánicos, se evaporó la muestra utilizando nitrógeno y se intercambió el disolvente con hexano grado pesticida. Cada muestra se trató por duplicado.

El lindano se cuantificó por CG-μECD en el laboratorio del Grupo de Diagnóstico y Control de la Contaminación (GDCON), de la Universidad de Antioquia, en Medellín, Colombia. Se usó un cromatógrafo de gases Agilent Technologies 6850, equipado con detector de microcaptura de electrones y una columna HP-5MS (5 % fenilmetilsiloxano, 30 m x 250 μm x 0.25 μm). Se usó He como gas acarreador con un flujo de 1.5 mL/min; la temperatura del horno se programó a 80 °C (1 min), un primer gradiente a 180 °C (0 min) a una velocidad de 30 °C/min, y un segundo gradiente a 205 °C (4 min) a 3 °C/min y finalmente, un incremento de 20 °C/min a 290 °C (2 min). Las temperaturas del inyector y del detector fueron de 250 °C y 350 °C respectivamente. Se inyectaron 2 μL de muestra con el automuestreador en modo splitless. El gas auxiliar del detector fue nitrógeno. Se utilizó el estándar OCP AB #3 (Restek), tanto para la curva de calibración, como estándar interno. La recuperación de la extracción fue del 90 %; los datos están corregidos respecto a este porcentaje. El límite de detección del método es de 0.001 mg/L. La repetibilidad del método, expresado como % RSD (desviación estándar relativa), fue de 1.5 % aproximadamente. En la Figura 0.1 se muestra como ejemplo, la curva de calibración para la cuantificación de lindano en agua.

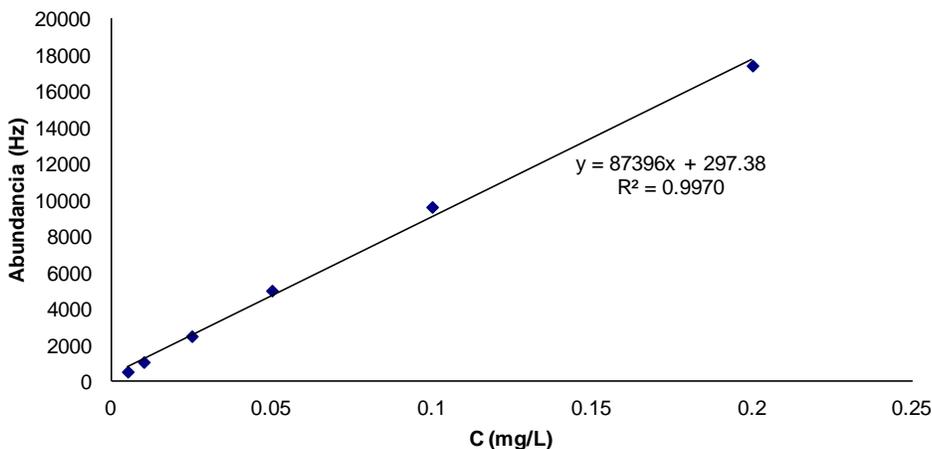


Figura 0.1 Curva de calibración para cuantificar lindano en agua

## **b) Extracción de lindano de planta**

Las plantas se retiraron de los SE y se secaron a temperatura ambiente (Pereira *et al.*, 2006), se dividieron en raíz, tallos y hojas y luego se secaron en horno a 40 °C hasta peso constante. Posteriormente se congelaron en un ultracongelador hasta el momento de ser molidas (molino de café Hamilton Beach). Las muestras se homogenizaron y se colocaron en frascos de vidrio hasta el momento de la extracción.

Se pesaron 0.3 g de muestra seca, en vasos de teflón y se les añadieron 15 mL de mezcla 1:1 hexano-acetona; la extracción se realizó en un microondas Marsx-CEM. El programa utilizado es una rampa de 10 min hasta 100 °C, 10 min a 100 °C y 20 min de enfriamiento hasta 60 °C. Cuando se enfriaron los vasos de PTFE, el contenido se filtró a través de 2.0 g de Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> anhidro con filtros Whatman GF/A; el extracto se concentró a 5 mL usando rotavapor y luego a 1 mL aproximadamente, con nitrógeno. Por cada muestra se hicieron duplicados o triplicados en algunos casos, y también se incluyó un blanco de extracción (hojas libres de lindano), y muestras adicionadas con estándar para evaluar el porcentaje de recuperación.

Dicho extracto se purificó usando columnas de 5 g de Florisil y 0.5 g de Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> anhidro. El Florisil se activó a 675 °C por 12 horas. La columna se preeluyó con 15 mL de hexano, luego se agregó el extracto y se eluyó con 35 mL de hexano-acetato de etilo (80:20). Posteriormente se evaporó en rotavapor y se secó con corriente de nitrógeno. Se reconstituyó en 1 mL de hexano y se filtró usando acrodiscos de Nylon Ultrapure de 0.45 µm y la cuantificación se hizo por CG-µECD.

El lindano se cuantificó por CG-µECD con el mismo cromatógrafo y la misma columna que para las muestras de agua. Se usó He como gas acarreador con un flujo de 1.3 mL/min. la temperatura del horno se programó a 80 °C (2 min), un primer gradiente a 160 °C (0.5 min) a una velocidad de 25 °C/min, y un segundo gradiente a 320 °C (4 min) a 25 °C/min. Las temperaturas del inyector y del detector fueron de 260 °C y 350 °C respectivamente. Se inyectó 1 µL de muestra con el automuestreador en modo splitless. El gas auxiliar del detector fue nitrógeno. El estándar utilizado fue el mismo que para el análisis de agua, y tanto la limpieza como la cuantificación se realizaron en el laboratorio de GDCON.

La recuperación de la extracción después de la limpieza fue del 85 %; los datos están corregidos respecto a este porcentaje. El límite de detección del método es de 0.034 mg/L. La repetibilidad del método, expresado como % RSD (desviación estándar relativa), fue del 11 %.