



UNIVERSIDAD  
NACIONAL  
AUTÓNOMA DE  
NICARAGUA,  
MANAGUA  
UNAN-MANAGUA

CENTRO PARA LA INVESTIGACIÓN  
EN RECURSOS ACUÁTICOS  
DE NICARAGUA

CIRA/UNAN-MANAGUA



Trabajo de Tesis

Para optar al grado de

Máster en Ciencias del Agua con énfasis en Calidad del Agua

**Título:**

**Sedimentación y Acumulación de Contaminantes Orgánicos en la cuenca baja del río Juan López de El Porvenir, Atlántida, Honduras**

**Autor:**

Ing. Jesús Alexis Rodríguez Matute

**Nombre del Tutor: Ph D. Francisco Picado Pavón**

**Nombre del Asesor: MSc. Yader Caballero Arbizú**

Managua, 12 de marzo de 2020

## **Dedicatoria**

A Daysi, Oscar y Eva, por su acompañamiento y soporte en gran parte de esta investigación y al resto de mi familia por su apoyo desde siempre.

A todos los jóvenes de nuestros países centroamericanos que incursionan en la noble labor de investigación científica, aún en condiciones adversas.

## **Agradecimientos**

Al Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD), por la concesión de la beca para realizar mis estudios de posgrado en Nicaragua.

A mi tutor, Dr. Francisco Picado del CIRA/UNAN-Managua, por su acompañamiento y paciencia durante la realización de esta tesis, que más que orientarme con su sabiduría y experiencia, logró despertar mi interés en profundizar en la investigación científica.

A mi asesor MSc. Yader Caballero del CIRA/UNAH-Managua por su buena disposición a colaborar conmigo en la metodología y en la gira de campo.

A la cooperación Municipal de El Porvenir, Atlántida, Honduras en el periodo 2014-2018, por la provisión de información y de logística en la recolección de muestras. A sus colaboradores municipales, Sr. Manuel Romero Trejo, Sr. Pedro Rosales, Sr. Eusebio Ponce, Sr. Santiago Meráz. A los miembros de la sociedad civil, Sr. Francisco Mejía, Sr. José Zaldívar, Sra. Mercy Padilla, Sr. Samuel Johnson y Héctor Midence.

Agradezco al Dr. John Smol, de la universidad de Queens, Canadá, por su orientación y ayuda con el 100% de los análisis de los núcleos de sedimentos en el Laboratorio de Paleolimnología (PEARL) y a sus colaboradores, especialmente al MSc. Chris Grooms.

Al Departamento de Química de UNAH-CURLA, por el permiso de usar las instalaciones del Laboratorio de Análisis Ambiental.

A mis amigos, MSc. Raquel Izabá y MSc. Camilo Fuentes que con su ayuda desinteresada y aliento, lograron motivarme en avanzar en esta investigación, a la Dra. Emilia Cruz, todo fué útil y mejor con su apoyo durante el transcurso de la maestría y la realización de la tesis.

A la Dirección de Investigación Científica de la UNAH por el financiamiento del 26 % del presupuesto de la tesis, en el objetivo relacionado a macroinvertebrados acuáticos.

Al personal de los Laboratorios de Radioquímica Ambiental, Hidrobiología, Contaminantes Orgánicos y Aguas Naturales del CIRA-UNAN/Managua por facilitar mi trabajo analítico y compartir sus conocimientos.

A la Dirección del CIRA/UNAN-Managua, coordinación de la Maestría en Ciencias del Agua y su equipo, al cuerpo de docentes y demás personal del CIRA/UNAN-Managua, quienes con sus gestiones, enseñanzas y recomendaciones, uso de instalaciones y préstamos de equipos, colaboraron con mis estudios de posgrado.

Muchas gracias

## Tabla de contenido

<b>Indice de mapas .....</b>	<b>iv</b>
<b>Indice de gráficos .....</b>	<b>iv</b>
<b>Indice de tablas .....</b>	<b>v</b>
<b>Indice de figuras .....</b>	<b>vi</b>
<b>Abreviaciones .....</b>	<b>vii</b>
<b>RESUMEN .....</b>	<b>ix</b>
<b>CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
<b>1.1 Generalidades .....</b>	<b>1</b>
<b>1.2 Área de estudio .....</b>	<b>3</b>
<b>1.3 Antecedentes.....</b>	<b>6</b>
<b>1.4 Planteamiento del problema.....</b>	<b>8</b>
<b>1.5 Objetivos.....</b>	<b>11</b>
<b>1.5.1 Objetivo General .....</b>	<b>11</b>
<b>1.5.2 Objetivos Específicos .....</b>	<b>11</b>
<b>1.6 Justificación.....</b>	<b>12</b>
<b>1.7 Hipótesis de Investigación .....</b>	<b>14</b>
<b>CAPÍTULO 2. MARCO TEÓRICO .....</b>	<b>15</b>
<b>2.1 Contaminación en cuenca hídrica .....</b>	<b>15</b>
2.1.1 Cuenca baja y la importancia de los estuarios .....	15
<b>2.2 Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP´s).....</b>	<b>18</b>
<b>2.2.1 Plaguicidas Organoclorados .....</b>	<b>19</b>
<b>2.2.2 Plaguicidas organofosforados.....</b>	<b>21</b>
<b>2.3 Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP´s) en agua y suelo .....</b>	<b>23</b>
<b>2.4 Afectaciones de las Aguas Superficiales por presencia de Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP´s) .....</b>	<b>24</b>
<b>2.5 Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP´s) en los Sedimentos .....</b>	<b>28</b>
<b>2.6 Fuentes de contaminación al sedimento en sistemas acuáticos .....</b>	<b>31</b>
2.6.1 Columna de agua .....	31
2.6.2 Biota acuática.....	31
2.6.3 Comportamiento y destino de los plaguicidas en el sedimento .....	31
2.6.4 Comportamiento y destino de los plaguicidas en sistemas costeros.....	32
<b>2.7 Fase de procesos de transferencia .....</b>	<b>33</b>

2.7.1 Sorción y Desorción .....	33
<b>2.8 Procesos de transporte.....</b>	<b>37</b>
2.8.1 Sedimentación, deposición y entierro .....	37
2.8.2 Resuspensión, bioturbación y transporte de aguas abajo.....	39
2.8.3 El lecho de sedimentos como sumidero a largo plazo de los plaguicidas en los sistemas de agua superficial .....	40
<b>2.9 Proceso de transformación .....</b>	<b>41</b>
2.9.1 Hidrólisis .....	43
2.9.2 Oxidación y reducción .....	43
2.9.3 Reacciones Fotoquímicas.....	44
2.9.4 Biotransformación.....	46
<b>2.10 Sedimentación.....</b>	<b>48</b>
<b>2.10.1 Tasa de sedimentación .....</b>	<b>48</b>
<b>2.11 Macroinvertebrados Acuáticos (MIA).....</b>	<b>54</b>
2.11.1 Respuesta al ambiente.....	55
2.11.4 Evaluación del ecosistema .....	57
<b>2.12 Regulación Ambiental .....</b>	<b>58</b>
2.12.1 Acciones por convenio de Estocolmo .....	58
2.12.2 PNI Plan Nacional de Implementación (PNI).....	61
2.12.3 Valores guía para evaluar la calidad de los sedimentos.....	70
<b>CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA .....</b>	<b>71</b>
<b>3.1 Tipo de estudio.....</b>	<b>71</b>
<b>3.2 Universo y muestra.....</b>	<b>71</b>
<b>3.3 Recolección de Información.....</b>	<b>71</b>
<b>3.4 Gira de reconocimiento.....</b>	<b>71</b>
<b>3.5 Sitios seleccionados a muestrear.....</b>	<b>72</b>
<b>3.6 Recolecta de material en suspensión y análisis de compuestos orgánicos persistentes .....</b>	<b>73</b>
<b>3.7 Medición de parámetros medidos in situ.....</b>	<b>76</b>
<b>3.8 Muestreo de núcleo sedimentario y estimación de la tasa de sedimentación .</b>	<b>76</b>
<b>3.9 Muestreo de núcleos sedimentarios para el análisis de contaminantes orgánicos persistentes.....</b>	<b>78</b>
3.9.1 Análisis de granulometría y materia orgánica.....	80
<b>3.10 Muestreo de macroinvertebrados.....</b>	<b>82</b>
<b>3.11 Análisis de los datos .....</b>	<b>83</b>
<b>CAPÍTULO 4. PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS .....</b>	<b>85</b>
<b>4.1 Parámetros medidos in situ.....</b>	<b>85</b>
<b>4.2 Contaminantes Orgánicos Persistentes .....</b>	<b>86</b>
4.2.1 Contaminantes orgánicos persistentes en material en suspensión .....	86
4.2.2 Acumulación de contaminantes orgánicos persistentes en cuenca baja .....	88
<b>4.3 Macroinvertebrados acuáticos (MIA) .....</b>	<b>116</b>

4.3.1 Composición taxonómica de los macroinvertebrados por sitio muestreado.....	116
4.3.2 Índices de riqueza, dominancia, diversidad, similitud y equidad .....	123
<b>4.4 Tasa de sedimentación en la cuenca baja del río Juan López.....</b>	<b>126</b>
<b>4.5 Regulación ambiental para la calidad de los sedimentos de ecosistemas acuáticos y marino costeros. ....</b>	<b>130</b>
<b>CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES.....</b>	<b>134</b>
<b>CAPÍTULO 6. RECOMENDACIONES .....</b>	<b>135</b>
<b>CAPÍTULO 7. BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>136</b>
<b>CAPÍTULO 8. ANEXOS .....</b>	<b>150</b>

## Índice de mapas

Mapa 1 : Cuenca Río Juan López .....	4
Mapa 2: Uso de suelo en la cuenca del Río Juan López.....	5
Mapa 3: Sitios muestreados el 6 de enero, 19 y 27 de abril de 2016 en la cuenca baja del río Juan López. ....	73
Mapa 4: Captura de residuos de Contaminantes Orgánicos en material en suspensión. Trampas instaladas en la cuenca media del río Juan López del 2 de diciembre de 2015 y retiradas el 26 de enero de 2016. ....	150

## Índice de gráficos

Gráfico 1 : Distribución vertical de la granulometría de los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, época seca de 2016.....	88
Gráfico 2: Distribución vertical del contenido de materia orgánica de los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, época seca de 2016. ....	91
Gráfico 3 : Comportamiento vertical de la fracción de arcilla y el contenido de materia orgánica en la cuenca baja del río Juan López, época seca de 2016.....	92
Gráfico 4 : Acumulación vertical de Lindano en los sedimentos de la parte baja del río Juan López, época seca, 2016. ....	97
Gráfico 5 : Acumulación vertical p,p'-DDE en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, época seca 2016. ....	100
Gráfico 6 : Acumulación vertical de Endrin en sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, época seca 2016. ....	102
Gráfico 7 : Acumulación vertical de Endosulfan I en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, época seca 2016. ....	104
Gráfico 8 : Distribución vertical de Endosulfan II en sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, época seca de 2016.....	106
Gráfico 9 : Concentraciones promedio de Endosulfan I y II, y Endosulfan Sulfato en la cuenca baja del río Juan López, época seca 2016.....	106
Gráfico 10 : Relación entre materia orgánica (MO) y concentraciones de Etilparation en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, época seca 2016. ....	109
Gráfico 11 : Acumulación vertical de Etil Paratió en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López (abril, 2016).....	111
Gráfico 12 : Acumulación vertical de Terbufos en sedimentos de la cuenca baja del río Juan López (abril, 2016). ....	113
Gráfico 13 : Concentración acumulada (ng/g) de plaguicidas organoclorados en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López.....	114
Gráfico 14 : Concentración acumulada (ng/g) de plaguicidas organofosforados en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López.....	115

Gráfico 15: Categoría taxonómica-Phillum encontradas en la cuenca baja del río Juan López (Abril 2016).....	117
Gráfico 16 : Categoría taxonómica-Clase encontradas en la cuenca baja del río Juan López (Abril 2016).....	117
Gráfico 17 : Categoría taxonómica-Orden encontradas en la cuenca baja del río Juan López (Abril 2016).....	<b>¡Error! Marcador no definido.</b>
Gráfico 18 : Categoría taxonómica-Familia encontradas en la cuenca baja del río Juan López (Abril 2016).....	118
Gráfico 19 : Abundancia relativa en la cuenca baja del río Juan López (Abril 2016)...	<b>¡Error! Marcador no definido.</b>
Gráfico 20 : Diferencia entre índices de diversidad (H) y diversidad máxima (Hmax) en la cuenca baja del río Juan López.....	125
Gráfico 21 : Concentraciones de Clorofila-a en el perfil de 38 cm del sitio JL-4.....	127
Gráfico 22 : (A) Actividad del <sup>210</sup> Pb ; (B) Actividad ajustada del <sup>210</sup> Pb en el perfil del sitio JL-4.....	128
Gráfico 23 : (A) Actividad del <sup>210</sup> Pb el núcleo de 96cm del sitio JL-P4 ; (B) Actividad ajustada del <sup>210</sup> Pb en el núcleo de 96 del sitio JL-4.....	129

## Indice de tablas

Tabla 1: Lista de COP´s prohibidos y su uso (Stockholm Convention, 2019).....	18
Tabla 2 : Lista de COP´s restringidos y su uso (Stockholm Convention, 2019). .....	19
Tabla 3 : Lista de COP´s de producción no intencional, su uso y/u origen (Stockholm Convention, 2019).....	19
Tabla 4 : Vida media en suelos y coeficiente de partición plaguicidas organoclorados. ....	20
Tabla 5 : Vida media y coeficiente de partición de plaguicidas organofosforados. ....	22
Tabla 6 : Sitios muestreados, parámetros medidos en muestras de sedimento en laboratorio y en campo.....	72
Tabla 7 : Parámetros fisicoquímicos de las aguas superficiales del río Juan López, Abril de 2016.....	85
Tabla 8 : Concentraciones de plaguicidas organoclorados en el material en suspensión. 87	
Tabla 9 : Correlación y significancia entre tamaños de partícula y materia orgánica de los sedimentos de los cuatro sitios muestreados en la cuenca baja del río Juan López.....	92
Tabla 10 : Correlación y significancia entre tamaños de partícula de los sedimentos y las concentraciones de COP´s usando el total de los datos. ....	94
Tabla 11 : Correlación y significancia entre la materia orgánica de los sedimentos y las concentraciones de COP´s utilizando el total de los datos. ....	95
Tabla 12 : Correlación y significancia entre tamaños de partícula de los sedimentos y las concentraciones de COP´s cuantificados en el sitio JL-3.....	95
Tabla 13 : Correlación y significancia entre tamaños de partícula de los sedimentos y las concentraciones de COP´s cuantificado en el sitio JL-4.....	95

Tabla 14 : Correlación y significancia entre tamaños de partícula de los sedimentos y las concentraciones del Etil paratión cuantificadas en los sitios JL-3 y JL-4.....	108
Tabla 15 : Índices de riqueza, dominancia, diversidad, similitud, equidad en los sedimentos de los sitios de muestreados en la cuenca baja del río Juan López. ....	123
Tabla 16 : Diferencias entre índices de diversidad en la cuenca baja del río Juan López. ....	124
Tabla 17 : Estudios sobre contaminantes orgánicos persistentes en sedimentos desarrollados en Honduras.....	131
Tabla 18 : Valores Guía Canadiense y concentraciones de Contaminantes Orgánicos Persistentes encontrados en río Juan López. ....	133
Tabla 19 : Concentraciones de Contaminantes Orgánicos Persistentes encontrados por encima del valor guía.....	133
Tabla 20 : Presencia de contaminantes orgánicos persistentes en material en suspensión en cuenca media. ....	150
Tabla 21 : Presencia de contaminantes orgánicos persistentes en material en suspensión en cuenca media. ....	151
Tabla 22: Concentraciones de compuestos organoclorados en material en suspensión en la .....	151
Tabla 23: Concentraciones de compuestos organofosforados en material en suspensión en la cuenca media del río Juan López, expresados en ng/g (Invierno-diciembre 2015 a enero 2016).....	152
Tabla 24: Granulometría y textura de perfiles de sedimento. ....	153
Tabla 25: Materia Orgánica en perfiles de sedimento.....	154
Tabla 26: Concentraciones de Compuestos Organoclorados en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, .....	155
Tabla 27: Concentraciones de Compuestos Organofosforados en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, .....	162
Tabla 28: Variables evaluadas a los 10 cm de profundidad en los sedimentos del río Juan López.....	166
Tabla 29: Correlación y significancia entre las variables en 10 cm de profundidad de los sitios de muestreo en el río Juan López.....	167
Tabla 30: Listado de plaguicidas usados para el cultivo de piña en Honduras. ....	168
Tabla 31: Vidas medias de plaguicidas. ....	170
Tabla 32 : Propiedades físicas y químicas de algunos plaguicidas. ....	171

## Índice de figuras

Figura 1 : Serie de decaimiento isotópico. ....	50
Figura 2 : Trampa en el sitio “Tributario 10”, en la cuenca media del río Juan López en el departamento de Atlántida, Honduras, del 2/12/2015 a 26/01/2016. ....	74

## Abreviaciones

ANC	Autoridad Nacional Competente
AQUAPOL	Policia Acuática Holandesa
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment-Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente
CE	Conductividad Eléctrica
CESCOO	Centro de Estudios y Control de Contaminantes
CFCs	Clorofluorocarbonos
CIC	Constant Initial Concentration-Concentración Inicial Constante
CNG	Comite Nacional para la Gestión de las Sustancias Químicas y Residuos Peligrosos
COP's	Contaminantes Orgánicos Persistentes
CRS	Constant Rate of Supply -Tasa de Suministro Constante
CURLA	Centro Universitario Regional del Litoral Atlántico
p,p'-DDE	Dicloro difenil dicloroetileno
p,p'-DDT	Dicloro difenil tricloroetano
EPA	Environmental Protection Agency- Agencia para la Protección Ambiental
GAR	Gestión Ambientalmente Racional
H'	Diversidad, Índice de Shanonn
J'	Equidad, Índice de Pielou
K <sub>ow</sub>	Coficiente de partición n-octanol/agua
LAA	Laboratorio de Análisis Ambiental
Lindano	Gama(γ)-hexachlorociclohexano
MO	Materia orgánica
Msnm	Metros sobre el nivel el mar
OC	Organoclorados
OD	Oxígeno disuelto
OF	Organofosforados
PCB	Bifenilos policlorados
PEL	Probable Effects Level-Nivel de Efectos Probables
PNI	Plan Nacional de Implementación
S	Riqueza
SAG	Secretaría de Agricultura y Ganadería
SERNA	Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente, Mi Ambiente
SESAL	Secretaría de Salud
SMWW	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater-Métodos Estándar para la Evaluación de Agua y Aguas Residuales
SQuiRTs	Screening Quick Reference Tables-Tabla de referencia de detección rápida
STSS	Secretaría de Trabajo y Seguridad Social
UNAH	Universidad Nacional Autónoma de Honduras
λ, D	Dominancia, Índice de Simpson

## Abreviaciones

$\mu\text{Scm}^{-1}$	Micro Siemens por centímetro, unidad de conductividad eléctrica
NOAA	Administración Nacional Oceanográfica y Atmosférica
USAID	United States Agency for International Development
p p'-DDD	Dicloro difenil dicloroetano
SQG	Guía de Calidad del Sedimento
ISQG	Guía Interina de la calidad del sedimento
AGROPOR S.A.	Agropecuaria El Porvenir
PEARL	Paleoecological Environmental Assessment and Research Laboratory
IAEA	International Atomic Energy Agency- Organización Internacional de Energía Atómica
MIA	Macroinvertebrados Acuáticos
SQAL	Sediment Quality Advisory Levels-Niveles Recomendados de Calidad de Sedimentos
Bq/kg	Becquerel por kilogramo de sedimento, actividad específica de un isótopo
EDQL	Environmental Data Quality Level-Nivel de Calidad de Datos Ambientales

## RESUMEN

En Honduras el uso de plaguicidas persistentes en la agricultura fue prohibido desde hace cuatro décadas. Sin embargo, a pesar de esta acción, actualmente existen ambientes contaminados con estas sustancias altamente tóxicas. Las prácticas agropecuarias en la cuenca del río Juan López, en el municipio de El Porvenir, Atlántida, Honduras, continúan liberando estos residuos, lo cuál resulta en la alteración de la calidad hidrobiológica del río convirtiéndose en un problema ambiental.

Esta investigación examinó la sedimentación y acumulación de contaminantes orgánicos y su relación con la presencia de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos (MIA) en la cuenca baja del río Juan López, la cuál contribuirá a promover la aplicación y el fortalecimiento de la legislación ambiental existente. La tasa de sedimentación, la acumulación y presencia de los contaminantes orgánicos fueron evaluadas respectivamente por medio de los análisis de la actividad del  $^{210}\text{Pb}$  y por cromatografía de gases de núcleos sedimentarios. El comportamiento de las poblaciones de MIA fué evaluado por medio de índices de biodiversidad. Mediciones de parámetros de campo, así como análisis de granulometría y materia orgánica en los sedimentos fueron parte de esta investigación.

La mezcla de los sedimentos hasta los 96 cm de profundidad en los núcleos sedimentarios limitó la estimación de la tasa de sedimentación. La presencia y acumulación de moléculas alóctonas como el Lindano, p,p'-DDE, Endosulfan I, Endosulfan II y Etil Paratión, fue detectada en los núcleos sedimentarios con una mayor frecuencia y acumulación en los sitios cuyos sedimentos tienen un alto contenido de partículas finas y materia orgánica.

Las familias de MIA con mayor abundancia relativa y consideradas resistentes a condiciones extremas de contaminación por materia y contaminantes orgánicos fueron Chironomidae, Parapseudidae, Darwinulidae, Nereidae, Ampharetidae, Candonidae e Hydrobiidae. Con estos hallazgos queda demostrado la necesidad urgente de la aplicación efectiva de la regulación ambiental para eliminar el uso de algunos contaminantes orgánicos persistentes que están alterando el estado natural de los ecosistemas acuáticos y marino costeros en la cuenca del río Juan López.

**Palabras Clave** : Sedimentación, Contaminantes orgánicos, Macroinvertebrados acuáticos.

## **CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN**

### **1.1 Generalidades**

Los ríos son ecosistemas lóticos, afectados negativamente por la erosión, el transporte y la sedimentación del material erosionado (Roldán G. , 2008). La erosión también causa la contaminación con sustancias alóctonas y tóxicas de estos sistemas, ya que los mismos sirven como depósitos del material erosionado. Algunas estimaciones revelan que más de 300 millones de hectáreas de suelos en América Latina y el Caribe están afectados por la degradación de origen antrópico. Las principales causas de la erosión son: la deforestación (43 %), el sobrepastoreo (29 %) y el mal manejo de los suelos (24 %) (Oldeman et al., 1993).

En Centroamérica, la prevención y el control de la erosión es una necesidad para el sostenimiento de las poblaciones humanas que dependen de la productividad agrícola y/o ganadera de los suelos (Alcaníz, 2008). Honduras siendo un país con muchas laderas es afectado por derrumbes, desprendimientos y vuelcos, inclusive por la acción de la fuerza de gravedad cuando se forman las escorrentías superficiales y que se incrementa con el paso de huracanes y tormentas tropicales. Por otro lado, la práctica agrícola inadecuada, la cual hace uso de sustancias químicas, incrementa la erosión en las llanuras costeras de la zona Caribe de Honduras provocando el azolvamiento, contaminación de las aguas superficiales, además de la disminución de la biodiversidad en los ecosistemas acuáticos entre otros problemas.

Una particularidad de la contaminación orgánica de las aguas superficiales, asociada al uso de moléculas químicas en la agricultura, es su persistencia en los ecosistemas acuáticos. La poca solubilidad de estas sustancias en las aguas naturales y su alta liposolubilidad hacen que las mismas se asocien con la materia orgánica disuelta y se concentren en los sedimentos. La permanencia en los sedimentos de estas moléculas químicas es por largos períodos de tiempos hasta que las condiciones bióticas y abióticas permitan su degradación. Sin embargo, la

degradación también puede resultar en metabolitos con una mayor toxicidad y mayor persistencia en comparación con la molécula original, afectando negativamente a los organismos más susceptibles y la calidad natural de la fase sedimentaria.

La presente investigación aborda la contaminación por algunos compuestos orgánicos persistentes (COP's) en la cuenca hidrográfica media y baja del río Juan López, en el municipio de El Porvenir, departamento de Atlántida, Honduras. Esta contaminación es provocada por las prácticas agrícolas y los procesos de erosión; entre las prácticas agrícolas se destacan el cultivo de la piña en la cuenca media, con un área total aproximada de 42,16 % de la cuenca; seguida del rambután (mamón chino) y cítricos, entre otros cultivos; así como también, la ganadería, la cual ocupa un área total de 14,91 % de la cuenca y cultivos diversos en la cuenca baja con un área aproximada de 1,10 % de la cuenca. Se cree que el proceso de deposición de COP's, que en el pasado fueron usados para el control de plagas, en el lecho del río ha sido de forma gradual debido a su uso constante a lo largo del tiempo.

La evaluación de la presencia y la acumulación de los COP's en los sedimentos fluviales, así como la sedimentación permitirá conocer el impacto de las prácticas agrícolas en la cuenca baja del río Juan López y zona costera, este último sitio como indicador de la carga de sedimentos hacia el mar como último depósito.

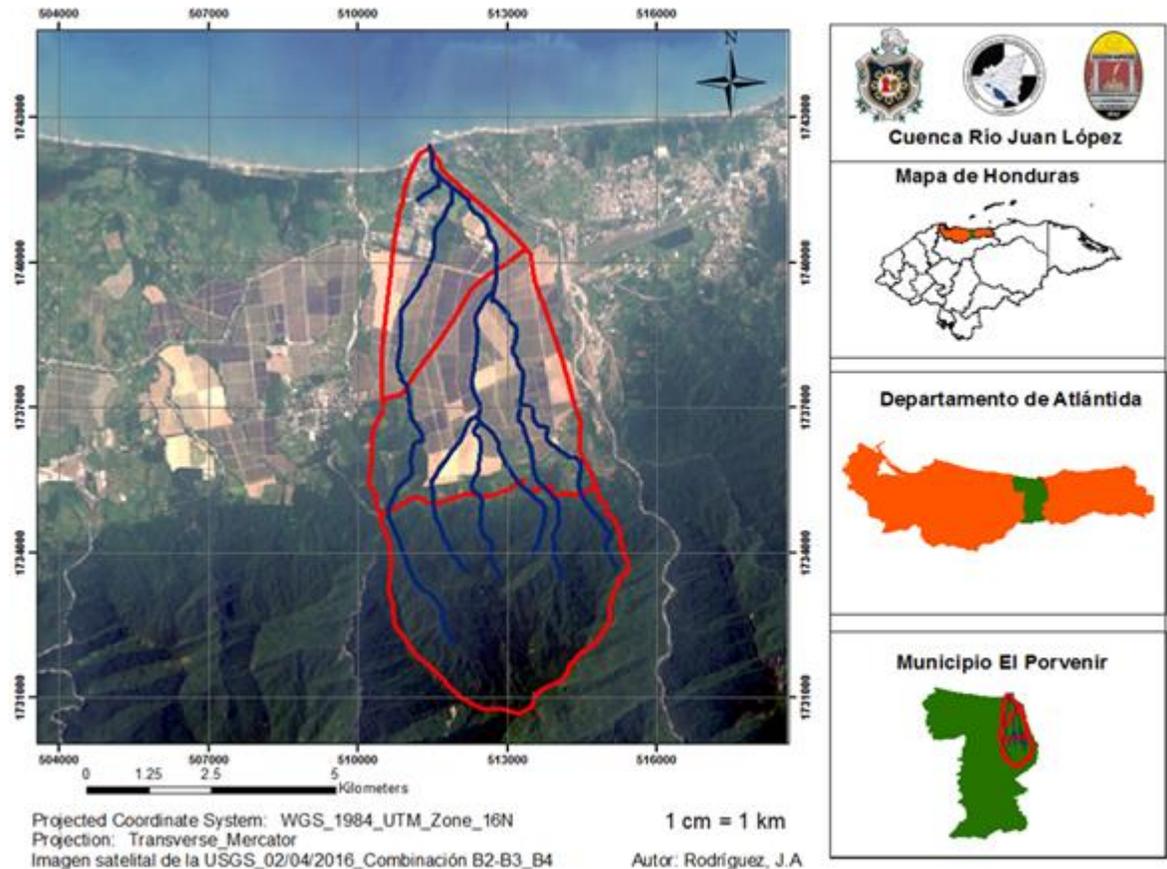
## 1.2 Área de estudio

La cuenca del río Juan López (Mapa 1) está ubicada en el municipio de El Porvenir, en el Departamento de Atlántida, en las coordenadas  $15^{\circ} 45'16.56''$  N y  $86^{\circ} 53'43.22''$  O, en la zona geográfica que está conformada por la sierra Nombre de Dios, tierras planas y la zona costera frente al mar Caribe (Fundación VIDA, 2011), (INE, 2013). La longitud y el área aproximada de la cuenca es de 13,3 km y  $38,75 \text{ km}^2$  respectivamente, resultando un factor de forma Horton ( $k_f$ ): 0,21 que indica una cuenca alargada. La altitud de la red hídrica comienza desde que nacen sus siete tributarios a un rango entre los 1 000 msnm a 1 100 msnm hasta la desembocadura a 0 msnm; en las tierras bajas es la faja que contiene los suelos aluviales y que media entre las costas y la base de la sierra, con pendientes menores del 10 % (Secretaría de Gobernación y Justicia, 2003).

La cuenca baja comprende un área aproximada de  $7,18 \text{ km}^2$  y la precipitación media anual es de 2 408,2 mm, el periodo de menor precipitación es entre los meses de marzo y abril, la temperatura máxima es de  $32,5^{\circ}\text{C}$  y la mínima es de  $18,8^{\circ}\text{C}$  al año. La humedad relativa del aire oscila alrededor del 85 %, la evapotranspiración potencial varía entre 1 400 mm y 1 100 mm al año (Fundación VIDA, 2011). La velocidad del viento Este oscila entre los 4 y 6 Knots siendo respectivamente equivalente a 7,41 m/h y 11,11 m/h (SMNH, 2016). Estos datos de alta precipitación y velocidad del viento son típicos de la zona subtropical, favoreciendo al transporte de los COP's hacia el río y sus tributarios, al estuario o desembocadura y a la zona costera.

Los suelos estan formados sobre materiales volcánicos y materiales sedimentarios alterados (metamórficos), suelos formados en clima húmedo. El alto contenido de limo en el lecho del río Juan López se debe a que este atraviesa, en la cuenca media, por suelos formados en clima húmedo, sobre materiales volcánicos y rocas metamórficas, por suelos tipo Yaruca, clasificado como litosoles, los cuales están formados sobre rocas ígneas metamórficas, con alto contenido de minerales máficos. En la cuenca baja el río también atraviesa por suelos tipo Toyos clasificado como latosoles en algunos sitios se encuentran piedras en la superficie, sin

embargo, generalmente su origen es de rocas meteorizadas, posiblemente este suelo fue en un tiempo una terraza marina o un sistema de conos aluviales, (Simmons, 1969).

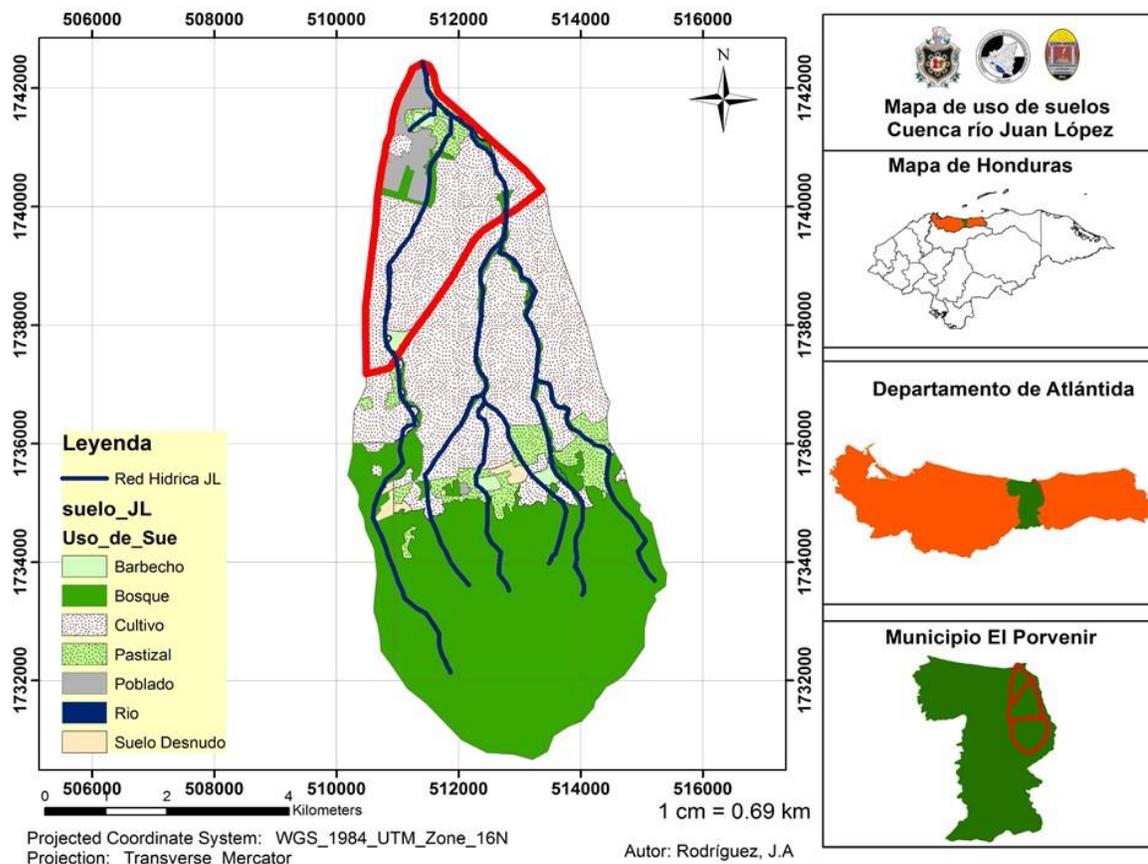


Mapa 1 : Cuenca Río Juan López

La actividad productiva sobresaliente por muchos años ha sido la agricultura que se realiza en la parte plana del municipio, los cultivos predominantes son la piña, yuca, plátano y el maíz (Alemán, 2011).

En la cuenca el 41% del área es usado para cultivo (Mapa 2), la actividad agroindustrial, en el municipio la lidera la empresa multinacional Standard Fruit de Honduras representada por dos empresas, “Agropecuaria El Porvenir (AGROPOR)”, siendo su actividad principal el cultivo de la piña de forma tecnificada e intensiva, y la “Empacadora Montecristo”, que realiza las actividades de lavado, selección y empaque de la piña para su exportación. Para el año 1993, de acuerdo con el IV Censo Nacional Agropecuario, los cultivos permanentes, que incluyen el

cultivo de la piña, representaban el 23 % del número de las explotaciones y utilizaban el 43 % de la superficie censada, evidenciando la importancia de este tipo de cultivos (Fundación VIDA, 2011).



Mapa 2: Uso de suelo en la cuenca del Río Juan López

### 1.3 Antecedentes

La información sobre la calidad de los sedimentos en el área de estudio (Mapa 3) es escasa. Sin embargo, se conoce que en el año 2013 el Centro Universitario Regional del Litoral Atlántico (CURLA) de la Universidad Nacional Autónoma de Honduras (UNAH) (Munguía & Reyes, 2013; artículo no publicado) determinó parámetros físicos y químicos, metales pesados, y evaluó la presencia de plaguicidas organoclorados, organofosforados y piretroides en el sedimento en tres sitios de la cuenca baja del río Juan López. Sin embargo, estas moléculas orgánicas no fueron detectadas, siendo el límite de detección de la instrumentación analítica utilizada de 0,001 mg/kg (CCME, 2010).

Estudios regionales han demostrado que las prácticas agrícolas son estresores ambientales para la calidad de los ecosistemas acuáticos (PNUMA, 2011), (RepCAR Costa Rica, 2011). Estos estudios han reportado la presencia de moléculas alóctonas como clorpirifos, lindano, endosulfan, cipermetrina, febuconazol, difeconazol y algunos organofosforados en sedimentos de ambientes fluviales, lacustres y marinos. La presencia de Compuestos Orgánicos Persistentes (COP`s) como el p,p-DDE, Heptacloro, Aldrín y Dieldrín, de los cuales algunos de ellos presentaron concentraciones que sobrepasan el límite PEL (Nivel de efectos probables en organismos acuáticos) establecidos en las guías SQuiRTs o Tablas de referencia de evaluación rápida por sus siglas en inglés (PNUMA, 2011) también han sido reportados.

En el contexto global, estudios como el llevado en Baja California, México, reportan la presencia de COP`s en sedimentos costeros, como p,p'-DDT y sus metabolitos (p,p'-DDE y p,p'-DDD),  $\gamma$ -clordano,  $\alpha$ -BCH y  $\gamma$ -BCH asociado a la deposición de sedimentos (Partida-Gutiérrez, 2003), por otro lado, en Malasia, en el estuario de Chanthaburi, se estudió el transporte y deposición de pesticidas organoclorados en agua, material suspendido particulado, sedimento y en ostras, bajo condiciones tropicales (época seca y época lluviosa) y su riesgo potencial en la biota (Leadprathom, Preeda, Satayavivad, Delaune, & Jugsujinda, 2009). De los compuestos organoclorados identificados, las concentraciones más altas

corresponden al endosulfan y al hexaclorociclohexano (HCH), asociadas con la materia suspendida particulada y con el sedimento superficial, resultando concentraciones hasta los 1 219,0  $\mu\text{g}/\text{kg}$  en peso seco; y en el material suspendido particulado hasta los 110  $\mu\text{g}/\text{kg}$  en peso seco. Ambos compuestos también fueron detectados en sedimentos más profundos con patrones de acumulación diferentes y concentraciones que exceden los límites recomendables para la protección de la vida marina y acuática de acuerdo con la EPA de EEUU y los estatutos de Nueva York (Leadprathom, Preeda, Satayavivad, Delaune, & Jugsujinda, 2009).

La preocupación de diagnosticar este tipo de contaminación por COP's, y otros compuestos orgánicos, radica en la alta toxicidad y persistencia ambiental de estas moléculas. Los cuerpos de aguas superficiales como el río Juan López en el municipio El Porvenir, Honduras, ofrecen sustratos ideales para la retención y bioacumulación de COP's, lo cual posteriormente resulta en la pérdida del estado natural de estos ecosistemas. Sin embargo, este sistema fluvial sirve como un medio de transporte para que estas mismas sustancias lleguen al ambiente marino costero, lo que se traduce en un aumento en el problema ambiental generado por el uso de sustancias en las actividades económicas que tienen lugar en su cuenca.

#### 1.4 Planteamiento del problema

Uno de los problemas ambientales que afecta específicamente la cuenca baja y la zona costera del río Juan López en el municipio de El Porvenir (Mapa 3) es el de la sedimentación causada eventualmente por la erosión hídrica en su cuenca media. En la cuenca media, los tributarios atraviesan en su totalidad un área de cultivo de piña de aproximadamente 15,18 km<sup>2</sup>, transportando material erosionado y probablemente moléculas de agroquímicos utilizadas en los cultivos. Entre las cuencas alta y media, los tributarios también atraviesan por varias fincas en donde se cultivan cítricos y rambután (*Nephelium lappaceum*) en su mayoría, y en pequeña escala se practica la ganadería, ocupando un área aproximada de 5,37 km<sup>2</sup>. En la cuenca baja menos de 0,5 km<sup>2</sup> lo conforman cultivos diversos como palma africana, maíz y yuca.

Los cultivos de la zona han sido tratados con agroquímicos para el control de plagas y enfermedades en plantas, malezas y vectores transmisores de enfermedades para los pobladores. Entre los plaguicidas aplicados están los organoclorados, organofosforados, carbamatos y piretroides. En algunos casos estos compuestos han sido mezclados con sustancias coadyuvantes para incrementar su acción tensoactiva. Algunos de estos plaguicidas han sido prohibidos según la resolución 09-91 de la legislación de Honduras (OPS, 2000).

Los compuestos organoclorados se conocen por su persistencia prolongada en los suelos y los sedimentos de los ecosistemas acuáticos (L. Nowell, 1999). Se conoce por referencias de los pobladores del municipio que en el pasado los dueños de fincas, pequeños agricultores, una empresa agrícola y empacadora de fruta aplicaron este tipo de plaguicidas, entre los cuales se encuentran: el Lindano (1,2,3,4,5,6-hexaclorociclohexano), Thiodan, Endosulfan, (6,7,8,9,10,10-hexachloro 1,5,5a,6,9,9a-hexahidro-6,9-metano-2,4,3-benzodioxatiepina-3-óxido) y el Diurón (N'-(3,4-diclorofenil)N,N-dimetilurea) y que además se aplicó el «Nemagón» dibromocloropropano. En el caso de los compuestos organofosforados, se reconocen el Diazinon, Lorsban y Mocap.

El transporte de los COP's desde las áreas en donde han sido aplicados hacia el río Juan López y la zona costera es favorecido por ciertos factores como los topográficos y meteorológicos (T.A. Kassim, 2009). Estos COP's llegan al cuerpo de agua desde fuentes puntuales y difusas, que esparcen la contaminación de manera abierta y su magnitud está estrechamente relacionada con factores meteorológicos.

Las descargas de aguas residuales de fincas agropecuarias al inicio de la cuenca media y las de la planta empacadora de piña (maquinaria, flota de vehículos, derrames de sustancias contaminantes) en la cuenca baja son fuentes puntuales de contaminación. Mientras, las principales fuentes de contaminación difusas en la cuenca del río Juan López la conforman la escorrentía superficial, generada por la precipitación atmosférica y que transporta material erosionado conteniendo algunas moléculas antrópicas y la erosión, siendo favorecida tanto del tipo hídrica (época de lluvia) y eólica (época seca). La erosión, en ambos casos, sucede a través del transporte de partículas provenientes de la cuenca de drenaje. Una vez que el contaminante ingresa al agua superficial en movimiento se espera observar efectos negativos en los organismos biológicos cerca del sitio en donde es liberado el contaminante. Los organismos con mayor vulnerabilidad pueden estar ausentes cerca de la fuente de contaminación, pero pueden reaparecer aguas abajo (C.H. Walker, 2006).

Efectos observados en macroinvertebrados acuáticos producto de la exposición a las sustancias empleadas en la actividad agrícolas son cambios en la composición de comunidades (M. Liess and P. C. Von Der Ohe., 2009) y disminución en las taxa más vulnerables (A. Colville et al., 2008; P. Macchi et al, 2018), aunque también se ha observado un aumento en las taxa más tolerables a este tipo de contaminación.

El comportamiento hídrico del río Juan López durante la época seca es muy variado en toda la cuenca; así, se tiene caudal bajo en la cuenca alta; ausencia de flujo de agua en la cuenca media, y caudal casi estático en la cuenca baja; por lo que la presencia de organismos varía, siendo ausente en la cuenca media, diversa y

diferente en características en las cuencas alta y baja, lo cual pudiese estar relacionado con la presencia de COP's utilizados en la actividad agrícola.

La pérdida de la calidad de los sedimentos del río Juan López como resultado de la presencia y persistencia ambiental de moléculas alóctonas, también podría estar afectando el comportamiento de los organismos acuáticos. Estos organismos adquieren los COP's a través de la ingesta de comida, del agua y a través de la difusión entre el agua del ambiente

Dado el uso de COP's en las actividades agrícolas y su probable confinamiento en la fase sedimentaria del río Juan López promovido por la erosión, así como consecuencias humanas y ambientales que pudiesen resultar y que aún se desconocen, es necesario establecer una línea base de información científica sobre la presencia y acumulación de los COP's y sobre la sedimentación del río en su cuenca baja.

Dada la carencia de investigaciones previas en la cuenca del río Juan López, se hace necesario generar información científica de la afectación sobre este sistema fluvial atribuida a las prácticas agrícolas y al proceso de erosión. Esta información contribuirá con el fortalecimiento de la legislación ambiental, así como la actual legislación en cuanto al uso de los plaguicidas en las prácticas agrícolas.

## **1.5 Objetivos**

### **1.5.1 Objetivo General**

Examinar el estado actual de la sedimentación y acumulación de contaminantes orgánicos en el río Juan López y su relación con la presencia de las comunidades de macroinvertebrados, a fin de promover el fortalecimiento y aplicación de la legislación ambiental.

### **1.5.2 Objetivos Específicos**

1.5.2.1 Demostrar la presencia y acumulación de los contaminantes orgánicos en los sedimentos en la cuenca baja y área costera del río Juan López.

1.5.2.2 Evaluar la estructura de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos y su relación con la presencia de contaminantes orgánicos.

1.5.2.3 Estimar la tasa de sedimentación en la cuenca baja del río Juan López.

1.5.2.4 Contribuir con información científica para el establecimiento de la regulación sobre el uso de agroquímicos en las prácticas agrícolas en la cuenca del río Juan López.

## 1.6 Justificación

En la cuenca del río Juan López las prácticas económicas, principalmente agrícolas, causan el deterioro de la calidad natural del ecosistema en la zona costera del Caribe de Honduras, ya que estas actividades alteran la estructura física del suelo y su composición química debido a la aplicación de agroquímicos ambientalmente persistentes (Anexo I) y tóxicos, han sido globalmente prohibidos (PNUMA, 2009). Estas prácticas propician el aumento en la erosión hídrica, la cual da lugar al transporte eventual de grandes cantidades de partículas de suelos y con estas la de residuos de agroquímicos que se sedimentan y acumulan en el río Juan López.

Desafortunadamente las características y la magnitud de la contaminación, así como también de la sedimentación, en la cuenca del río Juan López son aún desconocidas. Este desconocimiento trae como consecuencia la pérdida gradual de la calidad de los ambientes costeros, cuando la contaminación llega a través del río a estos ecosistemas.

Particularmente, en la cuenca del río Juan López, se realizan diversas actividades debido a su valioso servicio ambiental, es por tanto indispensable la preservación de su calidad natural para fines comunes de los actores involucrados, como los pobladores, la municipalidad, las empresas agrícolas, los dueños de fincas que se encuentran dentro de la cuenca del río Juan López, instituciones gubernamentales como el Ministerio del Ambiente de Honduras “Mi Ambiente”, y la academia como Centro Universitario Regional del Litoral Atlántico de la UNAH; entre otras organizaciones ambientales o interesadas en la problemática de los recursos del área.

La inexistencia de un dimensionamiento de fuentes antrópicas de contaminación ambiental en los últimos cien años ha creado la necesidad de desarrollar investigaciones que estimen el impacto que se genera en los sedimentos del río y la zona costera, lo cual resulta en el deterioro de su calidad hídrica e hidrobiológica.

La carencia de evidencia y de conocimiento sobre esta situación hace necesaria la generación de información científica que permita tomar acciones sobre el uso

adecuado de los suelos y sobre la vigilancia y prohibición del uso de sustancias ambientalmente perjudiciales, no solo en la cuenca del río Juan López, sino también en aquellas otras extensiones del territorio nacional en donde se llevan a cabo estas mismas prácticas. Esto contribuirá al fortalecimiento de la regulación ambiental local, de manera que se puedan tomar decisiones y acciones pertinentes.

La ausencia de una base de datos general que maneje esta información tanto de estudios descriptivos como analíticos sobre ríos y ambientes costeros evita hacer comparaciones con regulaciones ambientales nacionales e internacionales para estimar la contaminación en el fondo de los cuerpos de agua costeros y además impide promover regulaciones sobre el uso de sustancias orgánicas persistentes.

## **1.7 Hipótesis de Investigación**

La sedimentación provocada por la actividad agrícola resulta en la acumulación de contaminantes orgánicos persistentes y consecuentemente cambios en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca baja del río Juan López.

## **CAPÍTULO 2. MARCO TEÓRICO**

### **2.1 Contaminación en cuenca hídrica**

Las cuencas hidrográficas son áreas que delimitan el espacio de colección de agua que converge hacia un cauce o río. World Vision lo define como el espacio de territorio delimitado por la línea divisoria de las aguas, conformado por un sistema hídrico que conducen sus aguas a un río principal, a un río muy grande, a un lago a al mar (World Vision, 2004). Según el grupo GESAMP (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection) y adoptada por la comunidad internacional en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (Art.1.4), por “contaminación del medio marino se entiende la introducción por el hombre, directa o indirectamente, de sustancias o de energía en el medio marino incluidos los estuarios, que produzca o pueda producir efectos nocivos tales como daños a los recursos vivos y a la vida marina, peligros para la salud humana, obstaculización de las actividades marítimas, incluidas la pesca y otros usos legítimos del mar, deterioro de la calidad del agua del mar para su utilización y menoscabo de los lugares de esparcimiento” (Naciones Unidas, 1984) citado por (Escobar, 2002).

En la mayoría de las cuencas se desarrollan actividades productivas, entre ellas la agricultura que es la labor antropogénica necesaria para garantizar la producción de alimento y un motor económico para los pueblos, debido al aporte de sus recursos naturales, esto permite valorar el nivel de intervención de la población, los problemas generados en forma natural y antrópica (García Azuero & et. al, 2005).

#### **2.1.1 Cuenca baja y la importancia de los estuarios**

En la cuenca baja de los ríos o en las zonas planas o de llanuras es difícil configurar el límite de las cuencas, allí los ríos meándricos pueden formar cauces erráticos, de zonas inundables, a veces muy sedimentadas que dificultan la delimitación de la cuenca ; en estos casos la orientación y características del drenaje, y el apoyo de las cartas topográficas con una red de curvas a nivel densa, son determinantes para

delimitar estas cuencas. En todo caso, en estas condiciones, el enfoque socioambiental y biótico puede ser más importante que el físico, en el análisis y manejo de la cuenca (García Azuero & et. al, 2005).

En esta parte baja de la cuenca, la velocidad del agua disminuye, alcanzando flujos de tipo laminar inclusive. Esto permite que la temperatura del agua tienda a, al igual que, la carga de sólidos disueltos y suspendidos, aumentar debido a su transporte desde la parte alta de la cuenca y se puedan presentar bajas en la concentración del oxígeno disuelto, ya que el lecho se torna más profundo y se logra acumular mucha materia orgánica a lo largo del trayecto. Debido a la dinámica de las olas del mar y a la disminución del caudal en la cuenca especialmente en la época seca, algunas desembocaduras tienden a retener el agua proveniente de la cuenca formando sistemas semicerrados e inclusive cerrados por cierto periodo (Roldan, 2008).

Los sistemas que están limitados a las desembocaduras de los ríos y mareas de zonas marinas; que presentan áreas salinas que dependen del aporte de agua dulce que se depositarán en el límite inferior desde la influencia de la marea por la acción de la densidad y son inestables ante los factores ambientales (Roldan, 2008).

Los sedimentos en los ríos y mares están asociados a partículas orgánicas e inorgánicas y organismos vivos. En los estuarios, desembocaduras y ambientes costeros existe un aporte de diferentes componentes físicos y químicos provenientes de la cuenca alta, media y baja. Además, las precipitaciones e inclusive eventos de marea alta aportan materia orgánica que promueven el desarrollo de comunidades bentónicas. La materia orgánica en la columna de agua, tanto de forma particulada como disuelta, es una fuente de alimento para los organismos que habitan el fondo y un mecanismo de captura de componentes tóxicos (Alberto Zirino, 2013).

Los intercambios tróficos entre los ecosistemas terrestres y marino-costero desempeñan un papel clave en la conectividad de las poblaciones y puede influir fuertemente en la dinámica de la comunidad en los ecosistemas adyacentes. Los estuarios son ecosistemas altamente productivos, siendo, una de las razones del

por que las especies invertebradas utilizan los estuarios como hábitats de cría (Savage, 2012).

En la clase de estuario de barras de arena la deposición de arena es gradual en las costas por el intercambio del agua dulce de los ríos, las mareas y el viento. Frecuentemente la entrada de un río a un estuario forma barras de sedimento de longitud variable. Las zonas más bajas de los ríos se inundan formando una barra estuarina, siendo por lo regular poco profundos y su mezcla es casi permanente por la acción del viento (Roldan, 2008).

Existe una gran afinidad de los contaminantes por el material particulado fino, que permite que estos puedan ser registrados en la columna de sedimento, existiendo una estrecha relación entre los contaminantes y los niveles de materia orgánica presentes en los sedimentos (Barral, 2001) y de la transferencia de los contaminantes a través de la cadena alimenticia (Carvalho, y otros, 2002).

Las partículas en suspensión en el agua, posteriormente se depositan a través de procesos de sedimentación y los COP's pueden permanecer por mucho tiempo en el sedimento, debido a su larga vida media. Los COP's, al ser adsorbidos por estas partículas de los sedimentos, limitan su movilidad y se vuelven biodisponibles para los organismos bentónicos, al adquirir los contaminantes por ingesta (bioacumulación) y por difusión (bioconcentración) (Carvalho, y otros, 2002).

En los sedimentos costeros los COP's como los compuestos organoclorados, tienden a particionar hacia los sedimentos (D. Haynes, 2000) y como consecuencia, se puede decir que los sedimentos marinos generalmente se consideran como el destino final de los contaminantes persistentes que son introducidos al medio ambiente (Gibbs, 1973) citado por (Asdrúbal Flores, 2011). Este tipo de compuestos químicos descargados ya sea de manera concentrada o sintetizada o ambos, pueden persistir en el ecosistema durante décadas, y contribuir a la bioacumulación en los organismos marinos, causando efectos ambientales en la vida marina y humana (D. Haynes, 2000).

## 2.2 Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP's)

La presencia o el exceso en la concentración de una sustancia o agente (físico, químico o biológico) en determinado medio con alteraciones dañinas se considera contaminación (Vallejo, 1997). Según el convenio de Estocolmo de 22 de mayo del año 2001 (PNUMA, 2009), reconoce que los COP's tienen propiedades tóxicas, son resistentes a la degradación, se bioacumulan y son transportados por aire, el agua y especies migratorias a través de las fronteras internacionales y depositados lejos del lugar de su liberación, acumulándose en ecosistemas terrestres y acuáticos. El convenio distingue los problemas de salud especialmente a los países en desarrollo resultantes de la exposición local a los contaminantes orgánicos persistentes. Los COP's hasta ahora reconocidos están bajo tres categorías, los prohibidos, los restringidos y los de producción no intencional.

Según el convenio, la producción y el uso los COP's prohibidos debe ser eliminada, a excepción de países que reportaron usos específicos. Los COP's restringidos, la producción y el uso debe ser limitada. Finalmente, se deben tomar medidas para reducir las emisiones de los COP's de producción no intencional.

Tabla 1: Lista de COP's prohibidos y su uso (Stockholm Convention, 2019)

Nombre	Uso
Aldrin	Plaguicida
Clordano	Plaguicida
Clordecona	Plaguicida
Eter de decabromodifenilo	Químico industrial
Dicofol	Plaguicida
Dieldrin	Plaguicida
Endrin	Plaguicida
Heptacoloro	Plaguicida
Hexabromobifenilo	Químico industrial
Hexabromociclododecano	Químico industrial
Eter de hexabromodifenilo y heptabromodifenilo	Químico industrial
Hexaclorobenceno	Plaguicida/Químico industrial
Hexaclorobutadieno	Químico Industrial
Alfa hexaclorociclohexano	Plaguicida
Beta hexaclorociclohexano	Plaguicida
Lindano	Plaguicida
Mirex	Plaguicida
Pentacolorobenceno	Plaguicida/Químico industrial
Pentacolorofenol y sus sales y estere	Plaguicida
Bifenilos policlorados bifenilos	Químico industrial
Policlorinados naftalenos	Químico industrial
Acido Perfluorocetanoico	Químico industrial
Parafinas clorinadas de cadena corta	Químico industrial
Endosulfan técnico y sus isómeros	Plaguicidas
Tetrabromodifenil eter y pentabromodifenil eter	Químico industrial
Toxafeno	Plaguicida

Tabla 2 : Lista de COP´s restringidos y su uso (Stockholm Convention, 2019).

Nombre	Uso
DDT	Plaguicida
Ácido perfluorooctanoico sulfónico, sus sales y Sulfonil fluoruro perfluorooctanoico	Plaguicida, Químico industrial

Tabla 3 : Lista de COP´s de producción no intencional, su uso y/u origen (Stockholm Convention, 2019).

Nombre	Uso/Origen
Hexaclorobenceno	Fungicida/tratamiento de semillas
Hexaclorobutadieno	Subproducto de producción de reactivos
Pentaclorobenceno	Aditivo en solventes y plaguicidas
Policlorados bifenilos	Transformadores eléctricos y otros
Dibenzo-p-dioxina policlorinada	Emisiones por combustión
Dibenzofuranos policlorados	Emisiones por combustión
Naftalenos policlorados	Revestimiento de de cables

### 2.2.1 Plaguicidas Organoclorados

Dentro de los plaguicidas que se han utilizado y que se han comprobado efectos negativos en el ambiente están los organoclorados, estos son compuestos orgánicos utilizados como insecticidas que contienen carbono (de ahí su prefijo “órgano”), cloro e hidrógeno (Ware, 1994). Son compuestos sintéticos, químicamente estables e hidrofóbicos.

La mayoría de los plaguicidas organoclorados (OC) fueron restringidos en los años setenta en países desarrollados. En Honduras particularmente, la prohibición de estos compuestos fue oficial hasta 1980 (Art. 318 noviembre 1980), una década después en relación con países industrializados (Ferrary, 2007). En mayo de 2001 en Estocolmo, Suecia, se aprobó un convenio que expresa que en vista de las propiedades contaminantes y peligrosas a la salud, se debe eliminar la producción y utilización de los COP´s en los países que lo adopten. En algunos casos, se permite la producción y utilización, pero esta se desarrolla bajo importantes restricciones y su principal justificación es que demuestran que no hay sustancias alternativas que puedan ejercer el control biológico requerido (CESCCO-SERNA, 2006-2009). En este grupo se incluyen 12 compuestos considerados como altamente contaminantes y su uso fue prohibido en la convención de Estocolmo suecia en el año 2001, entre estos 9 de los plaguicidas del tipo organoclorado entre los cuales figuran, Aldrina, Clordano, DDT, Dieldrina, Endrina, Heptacloro, Hexaclorobenceno, Mirex y Toxafeno (CESCCO-SERNA, 2006-2009). En el año

2009, se hace una enmienda en los anexos del convenio incorporando 9 nuevos COP's, entre estos Clordecona,  $\alpha$ -hexaclorociclohexano,  $\beta$ -hexaclorociclohexano,  $\gamma$ -hexaclorociclohexano (Lindano) y el Pentaclorobenceno, y en el año 2011 se incorpora el Endosulfán (Mi Ambiente, 2015), que son los más perjudiciales desde el punto de vista ambiental, su uso en el pasado plantea la posibilidad de su presencia actualmente en los sedimentos de los ecosistemas acuáticos.

Debido a su persistencia e hidrofobicidad los lleva a ser incorporados a lo largo de la cadena alimentaria, así como por su toxicidad y actividad mutagénica y carcinogénica.

Tabla 4 : Vida media en suelos y coeficiente de partición plaguicidas organoclorados.

Compuesto	Vida media	Log K <sub>ow</sub>
Lindano	Aproximadamente 1,5 años años <sup>1</sup> . Aproximadamente 423 días en suelo <sup>2</sup> .	3,24/3,61 <sup>3</sup>
p,p'-DDT	365 días, en regiones tropicales y subtropicales en 13 países se ha reportado en un rango de 22 a 327 días.	6,91 <sup>4</sup>
p,p'-DDE	Vida media : 151 a 271 días, en suelos ácidos > 672 días.	6,51 <sup>5</sup>

Existen numerosas investigaciones que han reportado concentraciones de estos contaminantes en sedimentos superficiales fluviales y lacustres, en cambio en sedimentos marinos son escasos, sin embargo, constituyen un compartimiento ambiental de especial relevancia en el estudio de COP's (Lara-Martín, 2005).

Algunos metabolitos de los compuestos antes mencionados presentan las mismas características de persistencia (C.H. Walker, 2006). En muestras medioambientales el p,p'-DDE es el componente predominante de la  $\Sigma$ pp-DDT, el DDT se degrada en su mayoría a p,p'-DDE y poco a p,p'-DDD (log Kow 6,02) (García Cambero, 2002), (ATSDR, 2002).

<sup>1</sup> (C.H. Walker, 2006)

<sup>2</sup> (L. Nowell, 1999)

<sup>3</sup> (L. Nowell, 1999)

<sup>4</sup> (ATSDR, 2002)

<sup>5</sup> (ATSDR, 2002)

Desde inicio de la década de los setentas se ha documentado que el endosulfan II o  $\beta$ -endosulfan y el principal producto de degradación el Endosulfan Sulfato son altamente persistentes, especialmente en el sedimento. El proceso de degradación sucede principalmente por acción microbiana y puede permanecer en el ambiente hasta dos años (National Research Council of Canada 1975). El endosulfan sulfato puede establecer enlaces con el material particulado o coloides en la columna de agua que posteriormente se deposita en el fondo del sistema acuático (Peterson & Batley, 1993).

Aproximadamente la proporción relativa que puede ser adsorbida por el sedimento es de 51,6 % en relación al resto de los componentes de Endosulfan (Peterson & Batley, 1993).

El endosulfan es una mezcla de dos isómeros biológicamente activos ( $\alpha$  y  $\beta$ ) en aproximadamente una relación 2:1 a 7:3 sumado a las impurezas y productos de degradación. El Endosulfan técnicamente debe contener al menos 94 % de endosulfan con un contenido del isómero  $\alpha$  en el rango entre 64 % a 67 % y el del isómero  $\beta$  entre 29 % a 32 % (CCME, 2010).

En lugares con alta deposición de sedimentos de textura fina, en condiciones anóxicas y con presencia de materia orgánica están relacionados con el enriquecimiento de trazas de compuestos orgánicos persistentes (Belzunce, Solaun, Franco, Valencia, & Borja, 2001). Los organismos acuáticos que viven en los sedimentos que pueden estar expuestos a una dosis crónica y dosis a corto plazo (Rand, Carriger, Gardinali, & Castro, 2010).

### **2.2.2 Plaguicidas organofosforados**

En general, los compuestos organofosforados (OF) son más tóxicos para mamíferos e invertebrados que los compuestos organoclorados, pero menos persistentes en el ambiente.

Tabla 5 : Vida media y coeficiente de partición de plaguicidas organofosforados.

Compuesto	Vida media	Log K <sub>ow</sub>
Paratión	14 días en suelo	3,83 <sup>6</sup>
Terbufos	85 a 95 días <sup>7</sup>	4,48 <sup>8</sup> 4,51 <sup>9</sup>

Sin embargo, cada sustancia tiene su propio comportamiento en particular, aunque se sabe que su persistencia depende de las condiciones ambientales, como la temperatura, que al aumentar disminuye la concentración de compuestos persistentes, el contenido de materia orgánica el sedimento que favorece la adsorción de los compuestos persistentes (Felsot, A., 1982), la humedad, que favorece a la persistencia de algunos OF crear condiciones anaerobias idóneas (Carazo et al), la acidez y la actividad microbiana, todo lo que puede contribuir a la degradación del compuesto, que en muchas ocasiones el rol exacto de estas condiciones y sus interacciones no son conocidas. Lo que impide hacer predicciones en circunstancias específicas pueden ser inciertas.

La corta persistencia ambiental de los compuestos organofosforados reduce las probabilidades de su presencia en lagunas costeras. En muchas ocasiones se han reportado muerte masiva de peces y camarones en ambientes lagunares y estuarios. A pesar de que los agentes causantes de este problema no siempre han sido claramente identificados, se sospecha que los agroquímicos de campos agrícolas adyacentes son los causantes de la toxicidad letal.

El comportamiento de los plaguicidas en las lagunas tropicales ha sido estudiado con la ayuda de técnicas nucleares, los compuestos OF como el clorpirifos se distribuyen rápidamente entre el agua y las partículas en suspensión. La fracción del plaguicida, unida a las partículas en suspensión se estabiliza y persiste durante mucho tiempo, mientras que en la solución se degrada rápidamente por hidrólisis y metabolismo microbiano (Carvalho & Hance, 1993). El plaguicida unido por materia en suspensión y el sedimento puede liberarse lentamente y estar disponible para

---

<sup>6</sup> (L. Nowell, 1999)

<sup>7</sup> (Carazo, Valverde, Rodríguez, & Barquero, 1997)

<sup>8</sup> (Bowman, 1983)

<sup>9</sup> (Rodrigues dos Reis, M. et al, 2015)

los organismos bentónicos (Carvalho & Hance, 1993). Se supone que la degradación rápida esperada de los OF por la acción de la alta temperatura ambiente, la fotólisis y la alta biomasa microbiana en una laguna tropical es limitada por la unión de los OF con las partículas sedimentarias y la materia orgánica. En este caso, la adsorción (unión) reduce las tasas de degradación, presumiblemente reduciendo la concentración de la solución de los plaguicidas y, por lo tanto, la disponibilidad de microorganismos y reacciones fotoquímicas (Carvalho & Hance, 1993). Sin embargo, se puede esperar que la densidad de microorganismos cerca de las superficies coloidales sea mayor que en la solución circundante, también se sabe que algunos sitios de adsorción pueden catalizar reacciones de degradación, ambos casos podrían aumentar las tasas de degradación (Carvalho & Hance, 1993). Ha habido un gran número de estudios sobre el efecto de la adsorción sobre la persistencia de plaguicidas en los suelos, en algunos casos, la adsorción reduce la degradación, en algunos casos aumenta, y en otros no tiene efecto (Carvalho & Hance, 1993). Sería sorprendente que la misma diversidad no ocurra en los sistemas marinos, ya que estas observaciones pueden explicarse sobre la base de mecanismos conocidos, pero no son predecibles con el conocimiento existente (Carvalho & Hance, 1993).

### **2.3 Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP's) en agua y suelo**

Los contaminantes llegan a los ecosistemas acuáticos ya sea por el viento o por la ayuda de la escorrentía generada por la precipitación, a través de los sistemas de drenaje agrícola. Según sus características físicoquímicas y las condiciones del ambiente, estos se particionan en los diferentes compartimentos o fases, algunos son solubles en agua otros no, estos últimos son atraídos hacia compartimentos con materia orgánica (Jones, 1999).

Ciertas propiedades físicas y químicas de los plaguicidas controlan su destino en el medio ambiente y, si éstas se conocen, los pueden ayudar a dislucidar su destino y su comportamiento. Estas propiedades incluyen la solubilidad acuosa, presión de vapor, coeficientes de partición entre el agua: sólido (análogo a la octanol medido: agua Coeficiente de partición,  $K_{ow}$ ) y aire: sólido o líquido (análogo a la octanol

medido: coeficiente de partición aire,  $K_{OA}$ ), y la constante de la Ley de Henry,  $K_{AW}$ ), y la vida media en el aire, el suelo y el agua. Estas propiedades han sido recopiladas para muchos COP's en diversas bases de datos; por ejemplo, los de Mackay et al. (1992), la EPA de los Estados Unidos y el sistema AQUAPOL Holandés (Krop et al., 1995) citados por (Jones, 1999). En algunos casos se realizan mediciones directas realizadas en un laboratorio o en el campo; en otras ocasiones calculado a partir de la teoría. Sin embargo, a menudo hay grandes variaciones en los valores declarados y su calidad, esto genera incertidumbre sobre el comportamiento exacto de los contaminantes orgánicos persistentes; por lo que estas bases de datos están siendo constantemente revisadas y mejoradas, (Anexo I, Tabla 25).

A partir de la reglamentación en el uso de los plaguicidas organoclorados, éstos fueron substituidos por organofosforados, carbofuranos y carbamatos, entre otros, debido a su mayor solubilidad, menor tiempo de residencia y menores tasas de bioacumulación (Domagalski y Kuivila, 1993; Venkatesan et al., 1999), citado por (Partida-Gutierrez, 2003).

La producción de piña en Costa Rica ha utilizado plaguicidas con potencial tóxico comprobado para el ser humano, fuentes de agua, suelo y otros organismos vivos como el paraquat, Lindano, Malathion, Parathion, Bromacil, Diuron y Triadimedfon, Además se utilizan otros agroquímicos que no han sido aprobados por la EPA como es el Temik, Counter y Mocap (ILRF, 2008).

#### **2.4 Afectaciones de las Aguas Superficiales por presencia de Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP's)**

Los ecosistemas costeros, entre ellos las desembocaduras de los ríos y estuarios, son sistemas muy productivos debido al transporte de nutrientes provenientes de la cuenca de los ríos; además estas corrientes junto con las intrusión de las mareas genera el movimiento del plancton. Estos sistemas también mantienen y propagan larvas de peces, crustáceos y diferentes tipos de macroinvertebrados, muchos de estos organismos migran hacia el mar y regresan a desovar. En este sistema, las algas bentónicas que crecen sobre macrófitas, animales sésiles, rocas, arena y barro (arcilla), pueden llegar a constituir hasta un tercio de la producción primaria

anual (Roldán G. , 2008). Las rocas, arenas y arcillas junto con el material orgánico en suspensión que luego precipita, son transportadas hasta la cuenca baja y desembocadura provocando la acumulación de sedimento.

En los ríos que desembocan en el mar se origina cerca del 80 % de los contaminantes que afectan las franjas costeras (Escobar, 2002). Los residuos de los compuestos químicos utilizados en la agricultura una vez incorporados a los sedimentos pueden ser transportados a lo largo de los ríos y tener un impacto significativo en la cuenca baja (Toan, 2015). Los ríos tienen la particularidad de concentrar los contaminantes que captan en la cuenca en algunos puntos clave en la costa marina, donde precisamente existen ecosistemas altamente sensibles para la reproducción de especies tanto de agua dulce como salada, como los estuarios (Kramer, Chouhury y Kampa, 2000). Los cambios en los caudales de los sistemas fluviales, sedimentos y otros contaminantes como los plaguicidas han transformado los ecosistemas costeros alrededor del mundo, como resultado de la alteración antropogénica tal como, la tala del bosque, la agricultura, el desarrollo urbano e industrial, construcción de reservorios y la destrucción directa de los ecosistemas costeros que actúan como filtradores y barreras (Kroon, 2012). Esas alteraciones se observan en las funciones ecológicas, reducción de la diversidad biológica, daño a los habitats acuáticos y contaminación de los cauces bajos y en los ecosistemas marinos y efectos en la salud humana (Escobar, 2002).

A nivel global, un número muy importante de especies de flora y fauna están amenazadas especialmente a causa de la contaminación y por la pérdida del habitat en zonas costeras. Se reporta que, el 37 % de las especies de peces de agua dulce están en riesgo, al igual que, el 67 % de las especies de moluscos, así como el 52 % de las especies de crustáceos y el 40 % de los anfibios, y un número importante de especies de aves y vegetales (IUCN,2000) citado por (Escobar, 2002).

La respuesta de los organismos a los plaguicidas puede manifestarse en cuatro niveles de organización biológica: 1) bioquímico y celular; 2) Sistémico, 3) Poblacional y 4) de comunidad. En cada caso, la respuesta inicial ante la

presencia de plaguicidas es el desecadenamiento de mecanismos para reducir o resistir el impacto del contaminante (Albert & Benítez, 2005).

Ejemplos de estos mecanismos son los procesos de biotransformación (en el nivel bioquímico) o la aparición de formas resistentes (en el nivel de poblaciones). Dichos procesos pueden contrarrestar la capacidad dañina del compuesto orgánico, a menos que la concentración del contaminante rebase el umbral del sistema y este último sea completamente superado por el efecto perturbador.

No todas las respuestas tienden a causar una degeneración del siguiente nivel de organización y, sólo cuando los mecanismos de compensación o adaptación en un nivel empiezan a fallar, comienzan a aparecer los efectos deletéreos en el siguiente nivel. Entre los efectos adversos de los plaguicidas en los diferentes niveles de organización se encuentra el Bioquímico y Celular, que incluye efectos como la bioconcentración en órganos específicos, sobre todo hígado, riñones y sistema nervioso; la inhibición de la madurez sexual: la inhibición enzimática de la síntesis proteica y de la actividad cerebral. Otro nivel es el Sistémico, este incluye todas las respuestas del organismo completo. Uno de los impactos extremos de los plaguicidas en este nivel es la muerte del organismo. Aparte de la exposición letal directa, han sido reportados efectos subletales de plaguicidas para la mayoría de las especies de organismos. Dependiendo del tipo de organismo de que se trate, la exposición a concentraciones subletales de plaguicidas puede causar cambios genéticos, fisiológicos y conductuales. Entre estos se pueden mencionar el incremento a la tolerancia o resistencia, el deterioro en la reproducción, la reducción o inhibición del crecimiento y la generación de deformidades en la columna vertebral. Otros efectos reportados son la pérdida del peso corporal, la inhibición en la eclosión de huevos, el adelgazamiento de cascarones y la mortalidad embrionaria, la alteración de los hábitos alimenticios y la respuesta de evasión (Albert & Benítez, 2005).

En cuanto a la respuesta a nivel Poblacional, los plaguicidas pueden causar diversas alteraciones, entre ellas la disminución de la tasa de natalidad y de crecimiento, el incremento de la tasa de mortalidad y los cambios en la estructura

de edades y en el reclutamiento. Y en relación a nivel de Comunidad, A) Las exposiciones accidentales agudas provocan un retroceso de la sucesión natural a un estado previo. Este retroceso puede ir acompañado por una disminución de la diversidad. La resistencia a estas perturbaciones no está relacionada con el grado de complejidad de los ecosistemas. De hecho, los ecosistemas simples, especialmente aquellos que se desarrollan en ambientes de estrés, pueden ser más capaces de resistir una perturbación de este tipo. B) La exposición crónica puede causar modificaciones graduales en la estructura de los ecosistemas. Las especies son reemplazadas por otras que pueden sobrevivir las nuevas condiciones imperantes, con la consecuente alteración de la fisionomía y la biocenosis. Las relaciones tróficas pueden verse alteradas, así como la productividad del ecosistema en general (Albert & Benítez, 2005)

Se conoce que la disminución de los niveles de oxígenos en los ecosistemas acuáticos, es debido a la descomposición de la materia orgánica contenida en los sedimentos que demanda oxígeno, la cual cuando es combinada con la estratificación, lleva a crear fondos anóxicos y a producir mortandad de peces (Escobar, 2002). Sin embargo, la presencia de algunos compuestos orgánicos, según su estructura química (presencia de grupos funcionales oxidables o reducibles) y las condiciones redox del ambiente hidrológico pueden reaccionar con el oxígeno (L. Nowell, 1999).

La presencia de oxígeno molecular disuelto (agente oxidante fuerte y aceptor de electrones) controla las condiciones redox del agua y el sedimento. Esta condición redox se cuantifica por el potencial redox ( $E_H$ ), por tanto, para aguas naturales en equilibrio con el aire, las condiciones son extremadamente oxidantes ( $E_H = 750\text{mV}$ ). En los primeros 2,5 cm de profundidad de un sedimento saturado, el  $E_H$  es de 300 mV. La velocidad de las reacciones redox en el ambiente depende del pH y de la magnitud del potencial redox. Por ejemplo, la corta vida media del insecticida organofosforado paratión en entornos fuertemente reductores (bajo potencial redox) es del orden de minutos, caso contrario su vida media es más prolongada a medida que el pH disminuye (L. Nowell, 1999).

A parte de la oxidación-reducción, existe otra reacción abiótica llamada hidrólisis tanto en el agua como en los sedimentos. Los parámetros fisicoquímicos que condicionan la reactividad de los plaguicidas en estos sustratos son el pH, la temperatura, las sustancias orgánicas disueltas y particuladas, la presencia de ciertos iones metálicos y el estado de reducción de la columna de agua. Las transformaciones abióticas no siempre reducen la actividad biocida de los compuestos. Además, los productos de ciertas transformaciones pueden ser más tóxicos que el plaguicida original. De igual manera el resultado de la degradación biótica (por microorganismos en el agua y sedimentos) es un compuesto de estructura diferente, que no siempre es menos tóxico ni estable que, el que le dió origen (Albert & Benítez, 2005).

Los metales pesados, plaguicidas y otros contaminantes que forman uniones químicas con las partículas de sedimento, pasan de la columna de agua a los sedimentos de fondo para ser acumulados y posteriormente liberados, generalmente en formas más tóxicas o viables de ser tomados y con mayor rapidez por los organismos marinos (Escobar, 2002).

## **2.5 Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP's) en los Sedimentos**

Los sedimentos en los ríos y mares están asociados a partículas orgánicas e inorgánicas y organismos vivos, éstos se transportan hacia el cuerpo de agua a través de la escorrentía superficial y el viento. Los COP's pueden ser adsorbidos por estas partículas que posteriormente se depositan en el fondo por medio de sedimentación, limitando su movilidad en el cuerpo de agua, volviéndose disponibles para los organismos bentónicos. Estos organismos son alimento para otros y favorecen a la bioacumulación de los COP's a lo largo de la cadena trófica; además, (Barral, 2001) menciona que estos pueden influir en la presencia de COP's debido a que favorecen en los procesos de difusión o bioperturbación de los sedimentos, lo cual depende principalmente de las características tróficas del estuario, y continúa agregando que en ambientes eutróficos facilitan la retención de los contaminantes en los sedimentos.

Existe una fuerte relación entre la concentración de los residuos COP's y el nivel trófico de los organismos que van del nivel 1 como el fitoplancton hasta el nivel 5 como los depredadores vertebrados. Los COP's con una vida media prolongada se biomagnifican en cada nivel de la cadena alimenticia; los organismos invertebrados y los peces en los niveles tróficos 2-4 adquieren una cantidad de carga de COP's directamente del agua y/o sedimento y no necesariamente del alimento, por otro lado los depredadores pueden alcanzar una biomagnificación considerable, asumiendo que mayormente la carga de contaminante proviene del alimento (Walker, 2006).

Dentro de los plaguicidas, los compuestos organoclorados son típicamente COP's que debido a sus propiedades hidrofóbicas, se puede particionar hacia la materia particulada como las partículas en la atmósfera, suelos agrícolas y sedimentos de los ríos como un compartimento temporal hasta su transporte hacia los sedimentos marinos a través de los efluentes, deposición atmosférica y escorrentía superficial (Xue, 2014). Como resultado, los sedimentos marinos han sido usualmente considerados como depósitos/receptores de compuestos organoclorados alrededor del mundo. Los plaguicidas organoclorados logran ser depositados en la flora marina, agua de mar y sedimentos. Es por eso esencial tener conocimiento de los niveles o grado de contaminación y los niveles o grados asociados de riesgo para el ser humano y el ecosistema marino-costero, para identificar estos agentes contaminantes y así después encontrar las posibles soluciones (Oyugi, 2003).

La liberación de contaminantes con propiedades de persistencia en el medio ambiente, en el aire, agua y suelo son controlados por sus propiedades físicas, químicas y las propiedades del medio ambiente. Los compuestos orgánicos persistentes resisten más tiempo en el ambiente ; de acuerdo con Jones (1999) se deben considerar dos aspectos:

- 1) Los compuestos orgánicos persistentes se encuentran en mayor concentración, considerando que las emisiones son más o menos constantes durante un periodo suficientemente largo de tiempo, ya que las concentraciones se acumulan hasta alcanzar un estado de equilibrio, en donde las liberaciones son consideradas como

pérdidas. En el estado de equilibrio las cantidades presentes en el medio ambiente son inversamente proporcionales a la constante global de los tipos de transformación en el medio ambiente como es, el tiempo de permanencia total y la vida media global. La tasa global de transformación constante en el medio ambiente es una composición de las constantes de transformación para el aire, el agua y el suelo. Su aporte depende de la cantidad relativa de químicos dispersos en estos medios.

2) Los compuestos orgánicos persistentes se eliminan más lento. Si, después de un cierto período de desuso, las emisiones caen a casi cero, la cantidad del compuesto químico en el medio ambiente disminuirá exponencialmente. La tasa de eliminación se caracteriza por la tasa de transformación global constante en el medio ambiente. Inicialmente, esto es la constante de velocidad en estado estacionario. Como la eliminación procede, las cantidades relativas de productos químicos en el aire, agua y suelo en general, van a cambiar. Esto será más notorio si las diferencias en las tasas de transformación son grandes, la transferencia de masa intermedia es lento, y si se encuentran cantidades significativas presentes en un compartimiento « lento ». Como resultado, la tasa constante de transformación efectiva disminuirá con el tiempo. Generalmente, el tiempo necesario para una transformación casi completa (95 %) será significativamente más prolongada que la estimada con base a la tasa constante de transformación inicial en el estado de equilibrio.

En el caso de los organismos bentónicos en el sedimento, adquieren el contaminante por absorción (alimentación) y por adsorción mediante el contacto de la membrana corporal con el sedimento contaminado, este procesos es llamado bioconcentración, estos organismos son alimento para algunas especies de peces y así sucesivamente transfiriendo los COP´s.

## **2.6 Fuentes de contaminación al sedimento en sistemas acuáticos**

### **2.6.1 Columna de agua**

Los COP's pueden ingresar a la columna de agua en fase disuelta o asociado a material particulado.

La redistribución del plaguicida entre el agua (fase acuosa) y las partículas acuáticas (fase de sorción) es controlado por el proceso de transferencia de fases que incluye la adsorción no específica y la interacción de recarga específica, así la partícula asociada con el plaguicida puede ser depositado en el fondo (Novell, 1999). Generalmete la presencia de plaguicidas en el sedimento de los ríos es debido a la sedimentación de las partículas contaminadas por plaguicida y consecuentemente la acumulación de estas en las zonas de deposición (Novell, 1999).

### **2.6.2 Biota acuática**

La biota acúatica constituiuye una fuente de contaminación por plaguicidas en los sedimentos en los casos de partículas vivas o muertas (algas o detritos) que contienen a estos compuestos y que se depositan en la interfase agua-sedimento. Otra fuente son los organismos muertos como del necton, pleuston, neuston y que se depositan y se descomponen en el fondo del cuerpo de agua y finalmente de las excreciones que ingresan al agua como materia fecal conteniendo plaguicidas y que posteriormente llega al fondo.

### **2.6.3 Comportamiento y destino de los plaguicidas en el sedimento**

Una vez que los plaguicidas llegan al fondo del cuerpo de agua, pueden someterse a una serie de procesos que determinarán su comportamiento a corto plazo y su destino a largo plazo. Generalmente los plaguicidas con un coeficiente de partición ( $K_{ow}$ ) alto llegan a la interfase agua-sedimento enlazados o asociados con material particulado, por ejemplo, en los ambientes con una alta carga de material particulado en los sedimentos, en donde la concentración de sólidos es del orden de  $10^6$  mg/l (comparado con  $10^1$  y  $10^3$  mg/l en la columna de agua), los procesos de sorción son críticos para el comportamiento general y el destino de un plaguicida

(L. Nowell, 1999). Una vez que el sedimento es liberado en la interfase agua-sedimento, una fracción del plaguicida estará sometida a la desorción en agua intersticial o la que está sobre el sedimento intentado reequilibrarse entre el agua y el sedimento en su nuevo ambiente. En realidad, la partícula con la que estuvo asociada cuando llegó a la interfase agua-sedimento es probable que sea modificada por la actividad microbiana y por procesos de sedimentación. En estos procesos los constituyentes orgánicos particulados son fraccionados, y entre más polares sean, los componentes solubles en agua son removidos para ser parte de el materia orgánica disuelta y coloides (Chiou, 1998).

Mucho del carbón orgánico particulado que se deposita en la interfase agua-sedimento se descompone y se reintroduce de nuevo a la columna de agua, ya sea como carbón orgánico disuelto o como especies de carbonato mineralizado (Cole, 1983; Chiou, 1998). El ciclo de sorción y desorción continua a través de toda su vida en el sedimento, así como su entorno cambia, también la localización física de las partículas del sedimento junto con los plaguicidas asociados.

Después que la partícula llega al sedimento fresco o reciente, esta es transportada aguas abajo, como parte de la carga de fondo, se resuspende y se vuelve a introducir de nuevo a la columna de agua, o es ingerido por la biota acuática que se encuentra cerca o en el sedimento. Por otra parte, el plaguicida en sí mismo, puede ser química o biológicamente transformado en otros compuestos orgánicos (e inorgánicos). En conjunto, la interacción de múltiples procesos que actúan sobre un sedimento puede resultar en una serie de posibles destinos para la partícula y plaguicidas asociados a ésta.

#### **2.6.4 Comportamiento y destino de los plaguicidas en sistemas costeros**

En los sistemas marino-costeros el flujo de la materia orgánica que ingresa a la cuenca baja a través de las corrientes de agua dulce, mareas y la atmósfera, promueve y apoya el crecimiento de algas, plancton y el desarrollo de las comunidades bentónicas y así sucesivamente a lo largo de la cadena trófica. En este proceso un subproducto es la formación de más materia orgánica en la columna de agua, de forma particulada y disuelta, que juega un rol importante en el

mantenimiento de la comunidad, tanto como fuente de alimento como mecanismo buffer contra toxinas (Zirino, 2013).

En periodos prolongados, la comunidad bentónica se diversifica y crece en la medida que se optimicen la disponibilidad de los recursos. Si las condiciones persisten sin cambios, a cierto punto la composición geoquímica de los sedimentos y la comunidad bentónica estará en un estado de equilibrio entre sí y con la columna de agua suprayacente. Los procesos de sedimentación se pueden convertir en factores dominantes que la química de las lagunas costeras o estuarios. Para ser clasificado como un "ecosistema" y mantener su integridad, cualquier sistema biológico debe estar cerca de un estado estable constante durante un período sustancial de tiempo, y por lo tanto su integridad debe ser respaldada por una serie de "defensas" o buffers que mitiguen los efectos de las sustancias que entran en el sistema. En las aguas de estuarios, las defensas clave están asociadas a la producción y el reciclaje de la materia orgánica (Zirino, 2013).

## **2.7 Fase de procesos de transferencia**

### **2.7.1 Sorción y Desorción**

La sorción es definida como cualquier acumulación de compuesto orgánico disuelto en partículas sólidas (Voice and Weber, 1983) citado por (Rathbun, 1998). La sorción generalmente es considerada en los procesos de adsorción y partición, donde adsorción se refiere a la formación de un enlace físico o químico entre un compuesto orgánico la superficie de una partícula sólida de origen mineral, debido a las fuerzas de Van der Waals (Voice and Weber, 1983) citado por (Rathbun, 1998), en cambio partición se refiere como la disolución del compuesto orgánico en la materia orgánica asociada a la partícula sólida (Rathbun, 1998). Un simple coeficiente de distribución masa-base, agua-sólido ( $K_D$ ), se puede usar para cuantificar la medida en que se distribuye un plaguicida entre las fases acuosas y la fase particulada. Esto a menudo se define como la concentración del plaguicida adsorbido en los sedimentos ( $C_s$  en unidades de masa de plaguicidas por peso seco

de masa de sedimentos) dividido por la concentración del plaguicida en el agua ( $C_w$  en unidades de masa de plaguicidas por volumen).

$$K_D = \frac{C_s}{C_w}$$

La fracción de carbón orgánico en la partícula es muy importante para determinar el grado de sorción que muchos plaguicidas se someterán en ese entorno específico (L. Nowell, 1999). En muchos casos, los plaguicidas no iónicos son adsorbidos principalmente a la fracción orgánica de los sedimentos (Karickhoff et al, 1979, Wolfe et al, 1990) citado por (L. Nowell, 1999). Por esta razón un coeficiente de distribución de carbono normalizado  $K_{OC}$  orgánica se ha definido y se utiliza ampliamente en la literatura.

$$K_{OC} = \frac{K_D}{f_{OC}}$$

donde  $f_{OC}$  es la fracción de carbón orgánico de la partícula.  $K_{OC}$  es a menudo usado como una medida genérica sobre del grado en que un plaguicida particular puede sorber en aguas naturales y en los sistemas agua-suelo (Kenaga y Goring, 1980; Howard, 1991; Wauchope et al, 1992). Normalizando el coeficiente de sorción con la fracción de carbono orgánico se elimina gran parte, pero no todos, de la variabilidad observada para la sorción de un compuesto dado en diferentes suelos y sedimentos (Kenaga and Goring, 1980; Lyman, 1990; Rathbun, 1998) citados por (L. Nowell, 1999).

El grado de sorción de un compuesto orgánico no iónico a una partícula acuática se determina principalmente por la estructura química del compuesto y la naturaleza de la partícula. La sorción también puede estar influenciada por ciertas condiciones ambientales, como la temperatura, el pH y la fuerza iónica (L. Nowell, 1999). Los compuestos orgánicos que interactúan con el agua en diferentes grados dependiendo de sus estructuras químicas. Los atributos estructurales más importantes de compuestos orgánicos son su tamaño molecular, el número y tipos de grupos funcionales (L. Nowell, 1999).

Los plaguicidas hidrofóbicos muestran una afinidad más fuerte para los sustratos ambientales compuestos mayormente por carbono (tales como partículas de sedimento o biota) que para el agua. Como resultado, el grado de sorción de muchos plaguicidas orgánicos no iónicos está inversamente relacionada con la solubilidad en el agua y directamente relacionados con el coeficiente de partición n-octanol-agua ( $K_{ow}$ ) (una medida de una hidrofobicidad) (L. Nowell, 1999).

Un número de relaciones estructura-actividad han sido propuestas para la sorción de los productos químicos orgánicos en el agua como una función de cualquier solubilidad en agua o  $K_{ow}$ . Estas relaciones se basan en la regresión lineal de los datos de los experimentos de laboratorio usando un solo tipo de partícula acuática, de modo que la única variable es la estructura de la sustancia química (Kenangan y Goring, 1980; Karickhoff, 1984; Lyman, 1990; Schwarzenbach y otros, 1993; Chiou, 1998) citado por (L. Nowell, 1999).

La segunda variable importante en la determinación de la extensión de la sorción de compuestos orgánicos hidrofóbicos a las partículas acuáticas es la composición de las partículas. El atributo más importante de las partículas es su concurso de carbono orgánico (Karickhoff y otros, 1979; Schwarzenbach y otros, 1993). El tamaño de la partícula y el área superficial también se ha demostrado ser importante. En muchas aguas naturales, el contenido de carbono orgánico del lecho del sedimento está inversamente relacionada con el tamaño de partícula debido a que el carbono orgánico se acumula en el sedimento de grano fino con un revestimiento orgánico delgado (Allan, 1989) citado por (L. Nowell, 1999).

Para las partículas de profundidad en el lecho del sedimento o en columna de agua con una productividad muy baja, la fracción de carbon orgánico ( $f_{oc}$ ) puede ser del orden del 1 %, pero partículas recientes el ( $f_{oc}$ ) pueden ser del orden del 40 %. El carbono orgánico en partículas acuáticas proporciona un ambiente termodinámicamente favorable, en comparación con el agua en sí misma para el compuesto hidrofóbico. Estudios han demostrado que, en las aguas naturales, los plaguicidas con baja solubilidad en agua (o  $K_{ow}$ ) se han modificado para incluir los

efectos de los sedimentos de carbono orgánico (Schwarzenbach y Westfall, 1981) citado por (L. Nowell, 1999).

Las condiciones ambientales que pueden influir en la sorción incluyen la temperatura, el pH y la fuerza iónica. Debido a que la adsorción es un proceso exotérmico, los valores  $K_D$  (o  $K_{OC}$ ) deben disminuir con el aumento de la temperatura (Lyman, 1990). Sin embargo, los estudios sobre el efecto de la temperatura sobre la sorción tienen resultados algo contradictorios (Chiou, 1979); y decenas de revisiones de (Hulscher and Cornelissen, 1996) citado por (L. Nowell, 1999).

Los diferentes resultados se encuentran en la literatura existente, probablemente se deben a que la sorción consiste tanto en la adsorción y partición en un grado que depende tanto de la estructura del compuesto hidrófobo y la naturaleza de la partícula (Migelgrin and Gertstl, 1996; Rathbun, 1998) (L. Nowell, 1999).

En el rango de pH que se considera normal para el agua superficial (pH 5-9), la sorción de compuestos orgánicos no iónicos no se ve afectada en gran medida por el pH (Lyman, 1990). Del mismo modo, los cambios en la fuerza iónica o la salinidad tienen poco efecto sobre la sorción de compuestos orgánicos no iónicos, aunque pueden afectar significativamente a la absorción de moléculas cargadas o ionizables (Pionke and Chesters, 1973; Rathbun, 1998) citado por (L. Nowell, 1999).

Sin embargo, grandes cambios en la salinidad (tales como por el factor de dos) puede modificar la estructura de los coloides o partículas a la que es sorbido un compuesto, causando un cambio en el  $K_{OC}$  y un cambio correspondiente en el grado de sorción (Means & Wijayarate, 1982) citado por (L. Nowell, 1999).

La expresión de equilibrio en la cual  $C_s$  y  $C_w$  refiere a concentraciones en el equilibrio de un compuesto dado en la fase sorbida y en el agua, respectivamente. Se da por supuesto que el equilibrio es rápida y reversible. Sin embargo, algunos estudios experimentales muestran que el logro del equilibrio puede ser lenta o que la sorción puede proceder por etapas, con una rápida adsorción se produce durante los primeros minutos, seguido de sorción continua lenta a lo largo período de días dos semanas (Kenaga & Goring, 1980; Rathbun, 1998). Además, hay pruebas de laboratorio que coeficiente de desorción puede ser menor que los coeficientes de

sorción y desorción que puede tener dos etapas distintas (lento y rápido), con la etapa lenta que refleja la desorción de moléculas más fuertemente unidos (Rathbun, 1998) citado por (L. Nowell, 1999).

## 2.8 Procesos de transporte

Los procesos de transporte que actúan sobre la movilidad de los sedimentos y plaguicidas son la sedimentación, la deposición atmosférica, la acumulación, la resuspensión, bioturbación y la remoción por la corriente.

### 2.8.1 Sedimentación, deposición y entierro

Los plaguicidas que son absorbidos por partículas suspendidas son transportados a la interfase agua-sedimento, ya que estas partículas se movilizan hacia la parte de abajo de la columna de agua de una laguna, estanque o río, o por efecto de densidad de estas mismas. Los tiempos de sedimentación de las partículas son una función del tamaño y densidad de estas, la temperatura, profundidad, y la turbulencia de la masa de agua. En el agua estancada, la velocidad a la que las partículas se depositan ( $v_s$ , en cm / s) varía con el cuadrado del radio de partícula ( $r$ , en cm) (L. Nowell, 1999)., como sigue:

$$v_s = 0,22gr^2 \left[ \frac{\left(\frac{d_p}{d_w} - 1\right)}{\eta_k} \right]$$

Donde  $d_p$  es la densidad de la partícula en ( $\text{g/cm}^3$ ),  $d_w$  es la densidad del agua (en  $\text{g/cm}^3$ ),  $\eta_k$  es la viscosidad sinemática del agua (viscosidad absoluta dividida por la densidad a la misma temperatura, en unidades  $\text{cm}^2/\text{s}$ ). Para partículas en promedio con una densidad de  $2,6 \text{ g/cm}^3$ , la ecuación se convierte en:

$$v_s = 34,400r^2$$

asumiendo que  $d_w$  es  $1,0 \text{ g/cm}^3$ ,  $\eta_k$  es  $0,0101 \text{ cm}^2/\text{s}$  a  $20^\circ\text{C}$ , y  $g$  es  $980 \text{ cm/s}^2$ .

Esta expresión indica que partículas pequeñas (limos, arcillas y coloides) son más propensas a permanecer suspendidas que partículas de mayor tamaño, especialmente en ríos en donde la advección (transporte con la corriente) y la turbulencia (mezcla rápida) pueden afectar la sedimentación de la partícula (L. Nowell, 1999).

En los ríos, estos procesos resultan en una clasificación de las partículas de sedimentos del lecho de tamaño que el agua se mueve aguas abajo (Leopold y otros, 1964). Al menos en el caso ideal, el tamaño de partículas del lecho de sedimentos aguas abajo tiende a disminuir. La tasa de disminución es relativamente rápida en los tramos de cabecera, y mucho más lento más lejos aguas abajo, lo que indica que los materiales se vuelven bastante bien ordenadas después de una distancia relativamente corta de transporte. Por supuesto, las entradas tributarias complican el cuadro mediante la introducción de sedimentos de origen e historia diferente en el río principal (Leopold y otros, 1964) citado por (L. Nowell, 1999). Además, hay variaciones espaciales en el lecho de los sedimentos de partículas, incluso dentro de un alcance determinado de la corriente. Por ejemplo, las partículas de sedimentos de grano fino tienden a acumularse y permanecer en las zonas de deposición dentro de la corriente. Tales áreas de deposición tienden a ocurrir en las zonas de baja energía de los sistemas de agua de superficie, como las zonas más profundas de los lagos y del depósito, las zonas de aguas poco profundas de vuelta de los arroyos, y detrás de las presas de los embalses u obstáculos en los arroyos (L. Nowell, 1999).

Debido a que las zonas de deposición a largo plazo contienen sedimentos principalmente de grano fino (limo y arcilla), que tienden a ser altos en carbono orgánico en partículas, este sedimento puede contener concentraciones relativamente altas de contaminantes hidrófobos sorbidos. Como el sedimento fresco se sigue acumulando, el plaguicida adsorbido asociado a acumulaciones previas se irá lentamente enterrando. Mientras que un plaguicida esté presente en los centímetros superiores del sedimento de un sistema acuático, puede ser reintroducido en la columna de agua, ya sea en su estado disuelto (por desorción, seguido de difusión química) o en asociación con partículas (a través de mezclas

físicas o biológicas). Una vez que un plaguicida ha sido enterrado a una profundidad más allá de la zona de mezcla, al menos en los lagos, es probable que haya sido retirado de la mayoría de las posibilidades de volver a entrar en la columna de agua (Eisenrich y otros, 1989) citado por (L. Nowell, 1999). En los ríos propensos a inundaciones o de altos caudales en estaciones lluviosas, las deposiciones o sedimentos son resuspendidos y llevados a las partes bajas de la cuenca (L. Nowell, 1999).

### **2.8.2 Resuspensión, bioturbación y transporte de aguas abajo**

Los plaguicidas que permanecen en los pocos centímetros superiores del lecho del sedimento pueden comprender una fuente a largo plazo de la contaminación a la columna de agua a través de una variedad de procesos. Resuspensión de materiales del fondo, impulsados por las entradas de energía en el sistema (a fuertes corrientes tales inducidas por el viento, la rotación de lago, grandes emisiones de embalses que resultan en grandes descargas de agua), puede erosionar las zonas de sedimentación a largo plazo y de movimiento de partículas asociadas a plaguicidas en la columna de agua (L. Nowell, 1999). Además, las actividades de movimiento y la alimentación de los organismos bentónicos en las capas superiores de los sedimentos (hasta unos 20 cm) se mezclan recientemente depositados los sedimentos con material más antiguo (L. Nowell, 1999). Este proceso, denominado bioturbación, remueve partículas sedimentadas y sus plaguicidas asociados hacia la interfase agua-sedimento en el que más fácilmente se pueden volver a resuspender. La profundidad de la mezcla depende del organismo. Por ejemplo, en los grandes lagos (Eadie y Robbins, 1987) citado por (L. Nowell, 1999), la zona de capa de mezcla en la superficie de los sedimentos varía desde unos pocos centímetros (para el anfípodo *Pontoporeia hoyi*) a unos 20 cm (para las almejas de la familia Unionidae).

Por lo tanto, la profundidad de los sedimentos afectados por bioturbación tiende a ser menos profundos que los afectados por la erosión física (L. Nowell, 1999).

En los ríos, los plaguicidas asociados a los sedimentos en suspensión tienden a ser transportado aguas abajo. El transporte de los sedimentos puede ocurrir como carga

suspendida (por sedimentos de grano fino) o como carga de fondo (para las partículas más gruesas). Los sedimentos en suspensión de grano fino se pueden depositar y resuspender en y fuera del lecho hasta que el sedimento llega a una zona de deposición a largo plazo. Estas zonas de deposición se pueden encontrar en los ríos sujetos a altos flujos estacionales o inundaciones, causando una resuspensión y transporte del sedimento en la cuenca baja (L. Nowell, 1999) .

### **2.8.3 El lecho de sedimentos como sumidero a largo plazo de los plaguicidas en los sistemas de agua superficial**

Los procesos de deposición y el entierro crean un sumidero ambiental de plaguicidas a largo plazo que son hidrofóbicos y recalcitrantes (resistente a la degradación). Las zonas de sedimentación de los ríos constituyen una fracción de este sumidero, aunque muchos ríos que son propensos a las inundaciones catastróficas, pueden llegar a mezclar incluso los sedimentos profundos y reintroducirlos a la columna de agua. Una vez que el plaguicida se entierra en el sedimento de los océanos, es probable que permanezca instalado hasta que sea transformado, independientemente del intervalo de tiempo.

La presencia de plaguicidas persistentes, hidrofóbicos en el lecho del sedimento, y su consiguiente reintroducción en la columna de agua, contribuyen a concentraciones medibles en el agua y la biota de muchos sistemas de aguas superficiales. A pesar de que algunos de los compuestos organoclorados presentes en la contaminación de las aguas superficiales se pueden atribuir a la deposición atmosférica y la adición reciente de partículas contaminadas, gran parte se atribuye a la descarga puntual en los sistemas de aguas superficiales (Baker y otros, 1985; Gilliom y Clifton, 1990). Debido a que la mayor parte los plaguicidas se distribuyen ampliamente una vez y que están presentes en concentraciones bajas (mg/kg de sedimento), su remediación por lo general no es práctica. El lecho del sedimento seguirá siendo fuente de residuos de plaguicidas persistentes, para las aguas superficiales, aunque a un ritmo lento y disminuyendo con el tiempo.

## 2.9 Proceso de transformación

En el proceso de transformación en la estructura química de un residuo de plaguicida se producen uno o más nuevos compuestos, los cuales pueden ser transformados posteriormente en otros compuestos, mientras que el plaguicida original desaparece. Algunos de estos compuestos intermedios pueden ser resistentes a la degradación y algunos pueden tener propiedades de plaguicidas. Desde un punto de vista de efectos ambientales, el destino ideal para un plaguicida es su mineralización completa (degradación de especies inorgánicas tales como agua, dióxido de carbono y los iones de cloro). Un plaguicida puede degradarse a través de múltiples vías, a veces de forma simultánea, dependiendo de las condiciones ambientales (L. Nowell, 1999) .

En el lecho de los sedimentos las transformaciones de los contaminantes pueden ser químicas o biológicas. Las reacciones abióticas (inducidos químicamente) se pueden producir, de los cuales los más importantes son de las de hidrólisis y de oxidación-reducción. En el caso de la degradación fotoquímica, es una reacción de transformación inducida por la energía de la luz solar; es importante en aquellos sistemas hidrológicos de poca profundidad, suficiente para que la luz solar penetre (L. Nowell, 1999) .

La biotransformación (reacción mediada biológicamente) es probablemente el mecanismo de transformación más importante.

Los microorganismos pueden inducir a los plaguicidas las reacciones tanto de hidrólisis y como de oxidación- las reducción. Los productos de transformación de la hidrólisis pueden ser el mismo, si reacciones fueron abióticas o bióticas, aunque estos productos se pueden formar a diferentes velocidades. Lo mismo sucede para las reacciones de oxidación-reducción (L. Nowell, 1999) .

La mayoría de las reacciones ambientales son más complejas que las reacciones unimoleculares simples. Sin embargo, debido a que las concentraciones de los reactivos ambientales comunes (tales como agua, iones hidronio, el anión hidróxido, y la materia orgánica disuelta (MOD) tienden a ser tan grande que sus

concentraciones permanecen virtualmente constante, muchas reacciones ambientales parecen seguir una cinética de primer orden (donde la velocidad de degradación de un contaminante depende sólo de la concentración de ese contaminante), en estos casos, las reacciones de transformación pueden ser agrupados en una expresión cinética para describir la desaparición de un plaguicida con una constante de velocidad de reacción de primer orden pseudo agregada, la reacción se denomina pseudo-primer orden ya que la reacción parece ser de primer orden, pero la constante de velocidad de hecho incorpora las concentraciones (invariables) de uno o más reactivos comunes ambientales comunes. Este es el enfoque utilizado generalmente en la interpretación o para predecir el destino de los plaguicidas en el lecho del sedimento la tasa de degradación del contaminante (L. Nowell, 1999), se puede expresar como:

$$\ln \frac{C}{C_0} = -k_1 t$$

En donde C es la concentración de contaminantes en cualquier tiempo dado (t),  $C_0$  es la concentración inicial del contaminante, y  $k_1$  (en unidades de tiempo<sup>-1</sup>) es la constante de velocidad de pseudo primer orden. Una característica de la degradación de pseudo-primer orden es que el tiempo requerido para la concentración media de contaminantes a degradarse, se refiere como la vida media (o  $t_{1/2}$ ), se mantiene constante.

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{k_1} = \frac{0,693}{k_1}$$

Las velocidades de reacción también dependen de la temperatura.

Las reacciones de hidrólisis, oxidación y reducción, degradación fotoquímica, y biotransformación en el lecho del sedimento se describen brevemente a continuación.

### **2.9.1 Hidrólisis**

La hidrólisis es la reacción (biótica o abiótica) de un plaguicida con agua, por lo general resulta en la disociación de la molécula en porciones solubles en agua más pequeños, más y en la formación de nuevos enlaces C-OH o C-H (L. Nowell, 1999).

Los plaguicidas que se someten a hidrólisis en el lecho de los sedimentos en escalas de tiempo de relevancia ambiental (vida media de días a años). Plaguicidas como el DDT y el clordano, se someten a procesos de hidrólisis, a tasas demasiado lentas (vida media de años a décadas) para justificar la consideración de este proceso de transformación (L. Nowell, 1999).

La tasa de hidrólisis de un compuesto orgánico dado depende de las características de la solución, tales como el pH, la temperatura, y la presencia de ciertos iones metálicos u otras sustancias que catalizan (Armstrong y Chesters, 1968; Mabey y Mill, 1978) citados por (L. Nowell, 1999)

El factor ambiental más importante que afecta la velocidad de hidrólisis es pH. Las reacciones de hidrólisis pueden ser el resultado de un ataque de la molécula de agua ( $H_2O$ ), el ión hidronio ( $H_3O^+$ ), o el ion hidróxido ( $OH^-$ ). A pH bajo, las reacciones están dominadas por hidrólisis catalizada con ácido, mientras que, a un pH elevado, las reacciones están dominadas por hidrólisis catalizada por base. A valores de pH intermedios, ambas reacciones neutras y catalizadas de ácido (o ambas reacciones neutras y de base-catalizada) pueden ser importantes para las relaciones de todos los tipos de hidrólisis. La temperatura es también un factor importante. Hay generalmente un aumento de dos veces la velocidad de reacción para un aumento de la temperatura de  $10\text{ }^\circ\text{C}$  (Mabey & Mill, 1978) citado por (L. Nowell, 1999).

### **2.9.2 Oxidación y reducción**

Las reacciones de oxidación-reducción son reacciones químicas o fotoquímicas que suponen una transferencia de electrones. El proceso requiere dos especies químicas de reaccionar como un par: una sustancia química sufre una oxidación (pérdida de uno o más electrones) mientras que la otra reducción sufre (ganando uno o más electrones). Los contaminantes orgánicos se someten a reacciones

redox en el ambiente dependen de su estructura química, como la presencia de grupos funcionales oxidables o reducibles y en las condiciones del entorno hidrológico (L. Nowell, 1999).

Las condiciones redox del agua o sedimentos determinarán en gran medida el tipo de organismos que viven y funcionan en ese ambiente. Algunos organismos pueden vivir únicamente en lugares bien oxigenados, otros necesitan condiciones reductoras, y todavía otros pueden adaptarse (L. Nowell, 1999).

Los microorganismos son la causa principal de las oxidaciones en el suelo (Crosby, 1998) o sedimentos. La oxidación también puede ser catalizada por las enzimas oxidativas extracelular, probablemente procedente de organismos muertos, y por metales de transición tales como cobre y manganeso (Crosby, 1998) citado por (L. Nowell, 1999).

Las reducciones en el lecho de los sedimentos generalmente se llevan a cabo los poros en condiciones anaeróbicas (Crosby, 1998) citado por (L. Nowell, 1999). Los plaguicidas pueden ser reducidos por microorganismos o, a veces abióticamente cuando los agentes reductores orgánicos o inorgánicos están presentes. Estos agentes reductores incluyen ciertos metales de transición (hierro, níquel, cobalto, cromo), enzimas extracelulares, porfirinas de hierro, y las clorofilas (Vogel y otros, 1987) citado por (L. Nowell, 1999).

### **2.9.3 Reacciones Fotoquímicas**

La degradación fotoquímica de plaguicidas es causada por la absorción de la energía de la luz solar. Se pueden producir tres tipos de reacciones fotoquímicas: reacciones fotoquímicas directas, sensibilizadas e indirectas. En las reacciones fotoquímicas directas, el plaguicida en sí mismo absorbe la energía de la luz solar, aumentando el estado excitado de la molécula, una pequeña fracción de las moléculas excitadas electrónicamente libera el exceso de energía en una reacción química, como la ruptura del enlace, la dimerización, oxidación, hidrólisis, o rearrreglo (la mayoría de las moléculas eliminan el exceso de energía en forma de calor o de luz o mediante transferencia de energía en colisiones con otras

moléculas). En el medio ambiente, la fotodegradación directa ocurrirá solamente si el plaguicida absorbe luz a longitudes de onda presentes en la radiación solar (> 290 nm) (L. Nowell, 1999).

En las reacciones fotoquímicas sensibles e indirectas, la luz solar es absorbida por una molécula distinta a la del plaguicida de interés. Las reacciones fotoquímicas sensibles ocurren cuando un compuesto químico transfiere energía a un aceptor (tal como un plaguicida). Los fotosensibilizadores presentes en las aguas naturales incluyen riboflavina, clorofilina, y el triptófano (Tsao y Eto, 1994) citado por (L. Nowell, 1999).

En las reacciones fotoquímicas indirectas, la luz del sol excita los componentes que absorben fotones (como nitrato o materia orgánica disuelta) en las aguas naturales, que a su vez reacciona con el oxígeno disuelto y forman especies oxidantes altamente reactivos, y que luego atacan el plaguicida. En las aguas naturales, las dos reacciones fotoquímicas indirectas más importantes probablemente se vinculen con el oxígeno y foto-oxidación inducida por nitrato (Hoigne y otros, 1989) citado por (L. Nowell, 1999). El oxígeno es un oxidante selectivo que se genera a partir de sustancias en las aguas naturales y los suelos (Zepp y otros, 1981; Göhre y Miller, 1986; Miller y Donaldson, 1994) citado por (L. Nowell, 1999). La foto-oxidación inducida por nitrato genera radical hidroxilo, que es un oxidante relativamente que puede reaccionar con todas las moléculas orgánicas (así como otras moléculas presentes, incluyendo el agua, MOD, y oxígeno disuelto) (Hoigne y otros, 1989) citado por (L. Nowell, 1999).

Los compuestos orgánicos que son absorbidos a las superficies también pueden someterse a la fotodegradación (Crosby, 1994). La sorción afecta a las propiedades de vibración y rotación de las moléculas (Miller y Donaldson, 1994). Por lo tanto, un plaguicida que es sorbido hacia suelo o sedimento puede tener un espectro de absorción diferente a la longitud de onda de la luz solar (Crosby, 1994) y formar diferentes fotoproductos (Miller y Donaldson, 1994) que cuando el mismo plaguicida se disuelve en agua, citas en (L. Nowell, 1999).

En la práctica, puede ser difícil distinguir las reacciones fotoquímicas que ocurren en el lecho del sedimento de los que ocurren en partículas suspendidas adyacentes o en la columna de agua (Crosby, 1994) citado por (L. Nowell, 1999).

La velocidad de reacción fotoquímica está directamente relacionada con la intensidad de la radiación solar en la longitud de onda absorbida por el producto químico. En las aguas naturales, la intensidad de radiación solar atenúa al aumentar la profundidad debido a la absorción y dispersión (Zepp y Cline, 1977) citado por (L. Nowell, 1999). La zona de la penetración de la luz del sol se llama la zona fótica. El aumento de la velocidad de la corriente puede traer aguas más profundas, así como partículas en suspensión con los contaminantes absorbidos, hasta la zona fótica. Sin embargo, muy alta turbidez puede disminuir la intensidad de luz de tal manera que la fotodegradación tiende a ser importante sólo en la columna de agua, en las partículas en suspensión, y en la interfase agua-sedimento donde el agua es lo suficientemente profunda para que la luz solar penetre (L. Nowell, 1999).

#### **2.9.4 Biotransformación**

La biotransformación del contaminante se refiere a cualquier cambio en su estructura química que está mediada por los organismos vivos que utilizan enzimas. Aunque las reacciones de transformación abióticas pueden causar cambios estructurales en una sustancia química orgánica, la biotransformación es el único movimiento de precisión capaz de mineralizar completamente un plaguicida (Alexander, 1981) citado por (L. Nowell, 1999). De particular importancia es la capacidad de los microorganismos para incidir el anillo aromático (Tinsley, 1979) citado por (L. Nowell, 1999). La biotransformación que resulta en reabsorción de la molécula de plaguicidas también se llama la biodegradación, aunque este último término a veces se refiere a los procesos de degradación en la que el plaguicida sirve como sustrato para el crecimiento (por ejemplo Bollag y Liu, 1990) citado por (L. Nowell, 1999). Todos los compuestos orgánicos producidos de forma natural pueden ser biotransformados, aunque para algunos productos químicos se trata de un proceso lento. Por otra parte, algunos productos químicos orgánicos producidos sintéticamente, incluyendo muchos plaguicidas, tienen estructuras que no son

familiares para los microorganismos; Por lo tanto, los microorganismos no pueden tener las enzimas necesarias para biotransformar estos compuestos.

Incluso compuestos recalcitrantes son biotransformados, aunque muy lentamente, probablemente debido a un proceso llamado cometabolismo (Bollag y Liu, 1990). En cometabolismo, los microorganismos utilizan otros sustratos (fuentes de carbono) para el crecimiento y la energía, y el compuesto sintético desconocido entra en el proceso y se transforma. El microorganismo no obtiene ningún beneficio particular de la biotransformación de este compuesto. Adicionalmente a la biodegradación y cometabolismo, la transformación microbiana de los plaguicidas también puede resultar en polimerización o conjugación (Bollag y Liu, 1990). En la polimerización, las moléculas de plaguicidas están unidas entre sí con otros plaguicidas, plaguicidas intermedios u otros sintéticos o de origen natural compuestos orgánicos para formar polímeros de mayor tamaño. La polimerización puede desempeñar un papel en la incorporación de plaguicidas y otros compuestos orgánicos sintéticos en partículas de materia orgánica (Bollag y Liu, 1990) citas en (L. Nowell, 1999).

La tasa de biotransformación de un plaguicida depende de su estructura química, las condiciones ambientales y los microorganismos que están presentes. La estructura de la química orgánica determina los tipos de enzimas necesarios para llevar a cabo su transformación. En altas concentraciones de un producto químico puede ser tóxico para los microorganismos; a muy baja concentración puede pasar por alto por los organismos como un sustrato potencial. Las condiciones ambientales (tales como temperatura, pH, humedad, disponibilidad de oxígeno, salinidad y concentración de otros sustratos) determinan las especies y la viabilidad de los microorganismos presentes. Por último, los propios microorganismos controlan la velocidad de biotransformación, dependiendo de su composición de especies, distribución espacial, densidad de población y la viabilidad, la exposición previa al compuesto de interés, y el contenido y la actividad enzimática (Scow, 1990). En general, la comunidad microbiana es muy viable en el lecho de los sedimentos de hecho, es donde gran parte de la descomposición de la materia orgánica natural se lleva a cabo en las aguas superficiales (L. Nowell, 1999).

## **2.10 Sedimentación**

La producción de sedimentos es la pérdida de los suelos depositada en un sitio que está bajo evaluación (Kirkby, 1984). La erosión de los suelos y la deposición de sedimentos asociados son procesos naturales, pero pueden ser acelerados por la intervención humana a través de la deforestación, el pastoreo y malas prácticas de cultivos (Sibello Hernandez, 2011). La erosión del suelo puede causar también problemas tales como la deposición de sedimento en los aguas abajo en los campos, en áreas inundadas y corrientes de agua (como ríos o estuarios) (F. Zapata, 2002).

El aumento continuo de la sedimentación es una de las causas principales de afectación de la vida acuática (Dumailo, 2003), acentuándose en el cambio del hábitat para el bentos.

Los sedimentos nos pueden proporcionar un registro de muchos aspectos del impacto del hombre en muchas zonas costeras, siendo buen archivo de los procesos ambientales (Lu y Matsumoto, 2005) citado por (E.J. Santamaría, 2009). Los autores Morad et al. (2000), Ketzer et al. (2003) y Worden y Morad (2003), citados por (Arche, 2010) consideran que el estudio de los procesos diagenéticos dentro del marco de la estratigrafía secuencial es una herramienta fundamental para mejorar la predicción espacial y temporal de los almacenes detríticos.

### **2.10.1 Tasa de sedimentación**

Para la reconstrucción de registros sedimentarios, tasas de sedimentación, de erosión, eutrofización cultural y contaminación se requiere de una cronología confiable, la cual se puede realizar utilizando radionúclidos naturales de vida corta como el  $^{210}\text{Pb}$ , debido a que se pueden determinar geocronologías en una escala de tiempo de un siglo, lo cual es de considerable importancia dado que los mayores cambios ambientales han ocurrido en este periodo de tiempo, producto de los grandes desarrollos urbanos, industriales y agrícolas en todo el mundo (Appleby y Oldfield, 1992; Valette-Silver, 1993; Sharma *et al.*, 1994), citado por (Arvizú M. , 2004).

Se puede calcular la tasa de sedimentación por observación directa, métodos radiométricos, medidas de espesores de láminas sedimentarias, por procesos de duración conocida, modelos matemáticos. Se debe tomar en cuenta los siguientes factores:

- Forma y relieve de la cuenca drenada;
- Erosionabilidad de los suelos;
- Relación superficial de la cuenca drenada / cuenca sedimentada. Esta relación es opuesta al tiempo de relleno (Arche et al, 1992).

Erosión – se produce por la desagregación y transporte de sus partículas por diversos agentes erosivos, principalmente causada por la acción del agua y del viento y su acumulación ocurre cuando la energía de estos agentes es insuficiente para continuar con su transporte (Morgan R. , 2005).

La erosión del suelo y la consecuente sedimentación no solo causa la degradación in situ de los recursos naturales no renovables, sino también los problemas fuera de las instalaciones, tales como la deposición de sedimentos en cuenca baja, zonas inundadas o de descarga y sistemas fluviales (IAEA, 2002).

Entre las principales fuentes de sedimentación podemos mencionar la deforestación, como práctica normal de las actividades que deja los terrenos expuestos a la acción directa de la lluvia y del aire y aumenta los volúmenes de la erosión y escorrentía; cambios en los patrones de drenaje y aumento en la impermeabilidad del terreno (Dumailo, 2003).

La deforestación es una práctica normal en las actividades de la industria de la construcción, desarrollo de agricultura, a través de desmonte y quemas controladas del terreno, pastoreo, en ganadería extensiva, extracción de especies forestales y de arena de las playas, que también contribuyen en el aumento de la erosión (Ramos, 2002) citado por (Dumailo, 2003).

Para determinar la tasa de sedimentación; primero se realiza la datación de los perfiles de sedimentos. Se utilizan las técnicas nucleares con isótopos radiactivos

inestables, que se transforman en otros isótopos inestables en una serie de pasos de progresión en cadena. Datos: (Arvizú M. D., 2004)

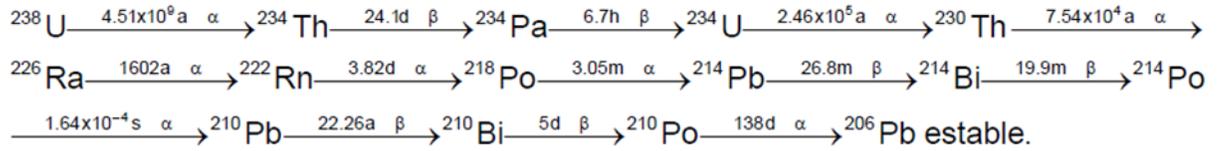


Figura 1 : Serie de decaimiento isotópico.

El método común de "datación" consiste en medir el decaimiento de los isótopos radiactivos, tomando en cuenta su vida media, que es el tiempo requerido para desintegrar la mitad de su masa inicial hasta convertirse en otro elemento. La edad de los objetos que contienen los isótopos radiactivos con períodos conocidos puede ser calculada determinando los porcentajes del material radiactivo restante (Holmes 1998) citado por (Dumailo, 2003).

El isótopo Uranio-238 comienza su transformación en cadena, que se desintegra gradualmente hasta alcanzar una forma estable de Plomo (Imagen 2). Implica quince isótopos y catorce pasos de progresión (Edgington & Robbins, 1975).

El  $^{210}\text{Pb}$ , que tiene una vida media de 22,26 años, es miembro de la serie de decaimiento del  $^{238}\text{U}$  (Vásquez-Bedoya, 2005).

El plomo 210 es un radionucleido de origen natural de la serie del decaimiento del  $^{238}\text{U}$ . Se deriva de la descomposición del isótopo gaseoso  $^{222}\text{Rn}$ . Algunos isótopos  $^{222}\text{Rn}$  en el suelo se difunden en la atmósfera (Zapata, García-Agudo, Ritchie, & Appleby, 2002). emitido al aire en cantidades de  $2 \times 10^3$  a  $2 \times 10^4$  átomos por  $\text{m}^2$  por segundo, donde decae o desintegra a través de una secuencia de radionúclidos de vida corta hasta  $^{210}\text{Pb}$  (Lieser, 2001) citado por (Vásquez-Bedoya, 2005) y que provoca la consecuente precipitación del  $^{210}\text{Pb}$  en la superficie terrestre, y que proporciona una entrada que no está en equilibrio (exceso) con su isótopo antecesor  $^{226}\text{Ra}$ . Al medir  $^{210}\text{Pb}$  y  $^{226}\text{Ra}$  en el suelo, los excesos  $^{210}\text{Pb}$  pueden calcularse y utilizarse para evaluar la dinámica del suelo y datar un perfil sedimentario (Zapata, García-Agudo, Ritchie, & Appleby, 2002). En el aire, el  $^{210}\text{Pb}$  se adhiere a partículas de polvo, gotas de agua o nieve, cae de la atmósfera por precipitación o depósito

directo seco y se acumula en la superficie de los suelos, glaciares, sedimentos lacustres, marinos y estuarinos, entre otros (Appleby y Oldfield, 1992) citado por (Vásquez-Bedoya, 2005).

El  $^{210}\text{Pb}$  que se forma por el decaimiento *in situ* del  $^{226}\text{Ra}$ , se denomina  $^{210}\text{Pb}$  “soportado” ( $^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$ ) y se asume que está en equilibrio secular radioactivo con toda la serie del  $^{238}\text{U}$ . El  $^{210}\text{Pb}$  en exceso que proviene principalmente del depósito atmosférico directo se le llama  $^{210}\text{Pb}$  “no soportado” ( $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ ). Para poder realizar el fechado con  $^{210}\text{Pb}$ , el trazador cronológico es el componente “no soportado” ( $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ ), dado que se supone que, una vez unido a las partículas de sedimento, permanece en el registro sedimentario, en donde las capas sucesivas del material son enterradas por depósitos posteriores, sin más movilidad que la remoción del sedimento mismo. El  $^{210}\text{Pb}$  depositado en una capa dada se reduce exponencialmente de acuerdo con su tiempo de vida media y si se puede estimar la actividad inicial de  $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$  de una capa, entonces las mediciones de las actividades de las demás capas pueden ser usadas para determinar la edad en la cual estaban en la superficie del depósito (Goldberg, 1963; Appleby y Oldfield, 1992) citado por (Vásquez-Bedoya, 2005).

La actividad de  $^{210}\text{Pb}$  total ( $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ ) se estima por medio del análisis de su nieto el  $^{210}\text{Po}$ , con quien se encuentra en equilibrio secular; la actividad del  $^{210}\text{Pb}$  soportado ( $^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$ ) se obtiene a partir de la actividad del radionúclido padre ( $^{226}\text{Ra}$ ) en equilibrio secular con sus radionúclidos hijos ( $^{214}\text{Bi}$  y  $^{214}\text{Pb}$ ) o midiendo la actividad de  $^{210}\text{Pb}$  en sedimentos suficientemente antiguos de manera que no tengan  $^{210}\text{Pb}$  en exceso; y la actividad del  $^{210}\text{Pb}$  no soportado se determina sustrayendo la actividad de  $^{210}\text{Pb}$  soportada de la actividad de  $^{210}\text{Pb}$  total (McCaffrey y Thomson, 1980; Oldfield y Appleby, 1984) citado por (Vásquez-Bedoya, 2005). Bajo condiciones de sedimentación uniforme y constante suministro de  $^{210}\text{Pb}$  de la atmósfera, la distribución vertical de  $^{210}\text{Pb}$  no soportado en una columna sedimentaria debe aproximarse a una curva de decaimiento exponencial, con la actividad disminuyendo con la profundidad (Lee y Cundy, 2001) citado por (Vásquez-Bedoya, 2005).

La actividad del  $^{210}\text{Pb}$  disminuye en función del tiempo determinado por su período de vida media. La "edad" de un horizonte es calculada por la fórmula siguiente:

$$T_{edad} = \frac{1}{\ln\left(\frac{A^{210}\text{Pb}_0}{A^{210}\text{Pb}_h}\right)}$$

donde se substituyen las constantes,

$$T_{edad} = \frac{\left(\ln\left(\frac{A^{210}\text{Pb}_0}{A^{210}\text{Pb}_h}\right)\right)}{0,03114}$$

Donde  $A^{210}\text{Pb}_0$  es la actividad inicial del  $^{210}\text{Pb}$  en el tiempo cero (el presente) y  $A^{210}\text{Pb}_h$  es la actividad en desintegraciones por minuto en la profundidad  $h$  (Holmes 1998) citado por (Dumailo, 2003).

Para propósito de datación o fechado, la técnica con  $^{210}\text{Pb}$  permite datar sedimentos en una escala de tiempo de 100 a 150 años, (Aguinaldo N. Marques, 2006) (Vásquez-Bedoya, 2005). Es la técnica de datación ampliamente usada en ambientes marinos y lacustres, por lo cual resulta útil para evaluar los cambios ambientales ocurridos a consecuencia del desarrollo y crecimiento moderno promovidos por la Revolución Industrial, y al usarlo junto con otras mediciones químicas (determinación de metales pesados) puede proporcionar la historia de los efectos de las actividades antropogénicas en el ambiente (Bruland *et al.*, 1974; Krishnaswami *et al.*, 1971; Robbins, 1978) citados por (Vásquez-Bedoya, 2005).

Al graficar el logaritmo de la actividad de  $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$  contra la masa acumulada, el perfil resultante de  $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$  se espera que sea lineal. Pero en vista de los dramáticos cambios ambientales que han ocurrido en los últimos 150 años, las tasas de acumulación de muchos ambientes han variado significativamente, y en donde ha sucedido esto, los perfiles logarítmicos de  $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$  contra la masa acumulada no son lineales (Vásquez-Bedoya, 2005).

Por tanto, en una situación ideal el diagrama de la actividad del  $^{210}\text{Pb}$  disminuye de forma logarítmica con la profundidad (Holmes 1998) citado por (Dumailo, 2003). El  $^{210}\text{Pb}$  depositado en una capa dada se reduce exponencialmente de acuerdo a su tiempo de vida media y si se puede estimar la actividad inicial de  $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$  de una capa, entonces las mediciones de las actividades de las demás capas pueden ser usadas para determinar la edad en la cual estaban en la superficie del depósito (Goldberg 1963; Appleby 1992) citado por (Vásquez-Bedoya, 2005).

Las tasas de acumulación cambiantes son el resultado de variaciones en la actividad inicial de  $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ , así que para construir una cronología confiable con este radionúclido es necesario emplear un modelo que considere estas variaciones. Uno de estos modelos es llamado “tasa de suministro constante” (cuyas siglas en inglés son CRS), quizá es el más comúnmente usado. Este modelo supone que la tasa de suministro de  $^{210}\text{Pb}$  por precipitación al sitio del sitio de recolecta de la muestra es constante, por tanto refleja un flujo constante de  $^{210}\text{Pb}$  de la atmósfera. La concentración inicial de  $^{210}\text{Pb}$  en cualquier capa de sedimento variará en una proporción inversa a la velocidad de sedimentación. Otro modelo utilizado es el llamado CIC “Concentración Inicial Constante” este modelo asume que el sedimento en el núcleo contiene la misma concentración inicial de  $^{210}\text{Pb}_{\text{no soportado}}$  en el momento en que fueron depositados en el fondo del ecosistema acuático, independientemente de las diferencias en la velocidad de sedimentación. Tanto el modelo CRS como el CIC obtienen el mismo resultado en sitios con tasas de sedimentación constante. En sitios donde la tasa de sedimentación tiende a incrementar, la datación con el modelo CRS generalmente será más antigua que la datación mediante el modelo CIC. En sitios donde la sedimentación disminuye, la datación por medio del modelo CRS será más reciente (Walling, He, & Appleby, 2002).

Otro modelo alternativo para datación son los gases CFCs (Gases Clorofluorocarbonos) estos gases son emitidos por fuentes antropogénicas desde los años 1930 y por su alta persistencia en el ambiente son usados como radiotrazadores, específicamente tres sustancias, abreviadas como CFC-11, CFC-12 y CFC-113 y que se incorporan en el ciclo hidrológico por precipitación. Estos

poseen una alta persistencia en la atmósfera de 45, 87 y 100 años espectivamente (Leibundgut, Maloszewski, & Kulls, 2009).

Los factores que influyen en los resultados (Lynch *et al.* 1989) citado por (Dumailo, 2003) son:

- Errores durante los muestreos y el disturbio en la distribución natural de los sedimentos, ocasionados por los fenómenos de resuspensión, atribuidos a corrientes del fondo;
- Errores que se asocian al disturbio biótico y/o abiótico de los perfiles tales como compactación, migración, mezcla y/o bioturbación de los radionuclidos en el sedimento antes de su procesamiento;
- Errores relacionados con la selección correcta y exactitud de los instrumentos, y validez de las asunciones (Lynch *et al.* 1989).
- El uso de los tubos de gravedad de diámetro pequeño, que deforman y condensan los sedimentos.

La medición de los niveles de  $^{210}\text{Pb}$  es altamente dependiente de la interpretación correcta de los datos. La exactitud de la determinación de los niveles depende de la capacidad de corregir y/o minimizar los errores potenciales durante el proceso de muestreo y de los análisis de los perfiles (Lynch *et al.* 1989) citado por (Dumailo, 2003).

### **2.11 Macroinvertebrados Acuáticos (MIA)**

Los macroinvertebrados es la fauna que habita en el sedimento o en otros sustratos en el fondo de agua dulce, estuarina y ecosistemas marinos. Durante sus ciclos de vida estos organismos pueden construir compartimentos, tubos, malla en las que viven en o sobre ellas o vivir libremente sobre las rocas, residuos orgánicos u otros sustratos. Según la definición común, los macroinvertebrados son visibles a simple vista y pueden ser retenidos en tamices con rango de abertura entre 0,595 mm a 0,600 mm, algunos son difíciles de ver sin utilizar equipo de aumento de visión. Es este el tamaño recomendado para la recolecta de fauna bentónica de ecosistemas

agua dulce, estuarinos y marinos o cualquier sistema de transporte de todos los programas de evaluación acuática (APHA; AWWA; WEF, 2012).

Las partes bajas de los ríos están dominadas por materia orgánica particulada fina, aumento de los sedimentos y macroinvertebrados acuáticos con mayor presencia son los denominados colectores (Roldan, 2008) como orden molusca, clases hirudinea y oligochaeta, y orden díptera (Chironomidae). Para ambientes estuarinos y marinos los más encontrados son briozoos, esponjas, anélidos, moluscos, gusanos redondos, celentéreos, crustáceos, insectos y equinodermos (APHA; AWWA; WEF, 2012).

### **2.11.1 Respuesta al ambiente**

La composición de las especies y la densidad (número de individuos por unidad de área) de las comunidades de macroinvertebrados en ríos, lagos, estuarios y aguas marinas pueden ser uniformes por largos períodos año con año en ambientes que no han sido perturbados. Sin embargo, la dinámica del ciclo de la vida produce variaciones en la composición y abundancia de las especies de manera temporal y espacial (APHA; AWWA; WEF, 2012).

La mayoría de los hábitats acuáticos, particularmente los arroyos y aguas de buena calidad y con buena condición en los sustratos, favorecen la diversidad de las comunidades de macroinvertebrados en la que el número de individuos es dividido en una distribución razonablemente equilibrada de especies. Estas comunidades son alteradas en cuanto a su estructura (abundancia y composición) en respuesta a los cambios en el hábitat y la calidad del agua (APHA; AWWA; WEF, 2012).

Esto se debe a que las diferentes especies tienen distintos grados de sensibilidad a la contaminación de las aguas de los ríos, además son considerados excelentes indicadores de la calidad ambiental, debido a que su periodo de vida es lo suficientemente largo para mostrar como son afectados por la presencia de agentes contaminantes, incluyendo aquellos de bajas concentraciones, pero con capacidad de acumularse a través del tiempo. (Sermeño Chicas, 2010)

Algunas veces la contaminación orgánica severa, como el ingreso continuo de altos

niveles de sedimentos, puede alterar la fauna bentónica natural, generalmente la contaminación asociada con las actividades agrícolas y la minería (Wood & Armitage, 1997), o la contaminación con químicos tóxicos, como los plaguicidas, que pueden causar efectos tóxicos en los organismos béticos desde que son larvas hasta que llegan ser adultos (Windenfalk, 2005) pueden reducir (Graca & et. al, 2015) y hasta eliminar totalmente la comunidad de macroinvertebrados del área afectada. Sin embargo, las respuestas de los macroinvertebrados pueden ser debido a otras condiciones (biológicas, físicas y químicas) ambientales (APHA; AWWA; WEF, 2012).

Las discusiones con los químicos del agua, hidrólogos, limnólogos, e individuos de otras disciplinas serán útiles. En última instancia, la elección de la metodología dependerá de los hábitats que han de estudiarse en un arroyo, lago, embalse o zona marina (APHA, AWWA, & WEF, 2012).

Las evaluaciones de los efectos de las fuentes de contaminación generalmente involucran comparaciones entre las comunidades de los macroinvertebrados y sus hábitats en áreas contaminadas con aquellos sitios adyacentes que nos han sido contaminados (APHA; AWWA; WEF, 2012), los medios más estables están más diversificados, ya que las especies intolerantes desaparecen o disminuyen sus efectivos, mientras que las tolerantes u «oportunistas» los incrementan (Tercedor & Ortega, 1988). La orden Ephemeroptera y Tricóptera son las especies con mayor sensibilidad al ser expuestas a residuos de plaguicidas, son indicadoras de buena calidad del agua (Castillo, 1997).

Los procedimientos incluyen muestreo, recuento de individuos por taxa, y evaluación de la respuesta de las comunidades de los macroinvertebrados a la contaminación de diferentes por medio de tres enfoques principales. Estos son: el saprobico, que se basa en la tolerancia de la contaminación de las especies indicadoras presentes, el de diversidad, que usa tres componentes de la estructura de la comunidad, a saber: riqueza, uniformidad y abundancia para describir la respuesta de la comunidad a la calidad ambiental y el biótico, que incluye aspectos esenciales de la saprobiedad y la diversidad, combinando una medida cuantitativa

de la diversidad de especies con la información cualitativa sobre la sensibilidad ecológica de taxones individuales en una expresión numérica simple (Metcalf, 1989) citado por (Roldán G. P., 1999).

Igualmente importante es una caracterización de la concentración de oxígeno disuelto, sustrato, la profundidad del agua, el tipo de sedimento y el tamaño de grano, carbono orgánico total, y otras características del lugar y específicas para cada situación (APHA; AWWA; WEF, 2012).

#### 2.11.4 Evaluación del ecosistema

Existen diferentes métodos que evalúan la salud de un ecosistema ante su alteración o preservación. Entre ellos índices de riqueza, dominancia, diversidad, equidad.

Riqueza ( $S$ ) representa el número total de especies en una comunidad.

Índice de Simpson (Dominancia) ( $\lambda, D$ ) manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie (Simpson, 1949; Moreno, 2001); captura la varianza de la distribución de especies (Magurran, 2004) y, es además, la media aritmética ponderada de las abundancias proporcionales  $p_i$ , de las especies de interés, con las  $p_i$  utilizadas como ponderador (Hill M. O., 1973).

La dominancia se calcula con la ecuación :

$$\lambda = D = \sum p_i^2 \quad (Ec. 1)$$

donde  $p_i = \frac{n_i}{n}$ ,

$n_i$ : es el número de individuos que pertenece a la  $i_{th}$  especie en la submuestra (sección del core) y,

$n$ : es el número total de individuos en la submuestra referida

Como su valor es inverso a la equidad, el índice de Simpson se calcula como el complemento de la dominancia :  $1 - \lambda$  o, lo que es igual:  $1 - D$ .

Adquiere valores de 0 a 1, indicando el 0 que todas las taxa están igualmente presentes y 1 cuando un único taxón domina la comunidad por completo (Hammer, Harper, & Ryan, 2001; Moreno, 2001; Pérez A. M., 2004).

### Índice de diversidad de Shannon

La ecuación del índice de Shannon es :

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (\text{Ec. 2})$$

$$H' = -\sum_{i=1}^S \frac{n_i}{n} \ln \frac{n_i}{n} \quad (\text{Ec. 3})$$

Sin embargo dado que  $p_i$  y  $S$  son parámetros poblacionales y la población es normalmente desconocida, en la práctica  $H'$  es estimada como en (Ec. 3).

donde,  $n_i$  es el número de individuos (valvas) que pertenece a la  $i_{th}$  especie en la submuestra (sección del core) y,  $n$  es el número total de individuos en la submuestra referida (Pérez A. M., 2004).

Equidad, El índice de equitatividad (equidad) de Pielou, mide la regularidad con la que los individuos se dividen entre los taxones presentes. Se calcula como sigue:

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} = \frac{H'}{\ln S} \quad (\text{Ec. 4})$$

donde  $H'$  es el índice de Shannon y  $H'_{max}$  es el máximo valor de  $H'$ , igual a:

$$H'_{max} = -\sum_{i=1}^S \frac{1}{S} \ln \frac{1}{S} = \ln S \quad (\text{Ec. 5})$$

$J'$  está restringido (limitado) entre 0 y 1. A una menor variación en las comunidades entre las especies, mayor valor de  $J'$  (Moreno, 2001; Magurran, 2004).

## **2.12 Regulación Ambiental**

### **2.12.1 Acciones por convenio de Estocolmo**

Honduras se suscribió al Convenio de Estocolmo el 17 de mayo del 2002 y ratificado mediante decreto 24-2004, vigente a partir de su publicación en el diario oficial La Gaceta, el 23 de abril de 2005. La Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente (SERNA), actualmente Mi Ambiente, como punto focal del mismo, a través del

Centro de Estudios y Control de Contaminantes (CESCCO), desde entonces, ha ejecutado el proyecto « Asistir al Gobierno de Honduras a Cumplir con sus Obligaciones Bajo el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP´s) » (SERNA-CESCCO, 2009).

El proyecto cumplió con dos objetivos específicos en un periodo de tres años de trabajo (2006-2009) :

1. Elaboración de un Plan Nacional de Implementación (PNI) para el cumplimiento de las obligaciones adquiridas por Honduras según el convenio de Estocolmo relativo a los COP´s con participación de los sectores involucrados en la gestión de las sustancias químicas en Honduras, a través de la conformación de un mecanismo de coordinación intersintitucional denominado « Comité Nacional para la Gestión de las Sustancias Químicas y Residuos Peligrosos (CNG)».
2. Contribución al fortalecimiento de las capacidades nacionales para la gestión de las sustancias químicas y residuos peligrosos en Honduras, a través de la formulación de una política para la Gestión Ambientalmente Racional de Productos Químicos, una propuesta de formalización del CNG, sinergias con otras iniciativas nacionales e internacionales que se desarrollan en el marco de la gestión de las sustancias químicas y la ejecución de un plan de capacitación del CNG (SERNA-CESCCO, 2009).

El PNI ha sido formulado y será ejecutado atendiendo a un conjunto de principios guía congruentes con la propuesta de Política para la Gestión Ambientalmente Racional de Productos Químicos en Honduras (SERNA-CESCCO, 2009),siendo estos :

- Precaución : en situación de incertidumbre sobre los riesgos de COP´s, la falta de certeza científica absoluta no se utilizará como razón para postergar la adopción de medidas eficaces para impedir la afectación de la salud y la degradación del ambiente.
- Prevención: pretende evitar que se produzcan situaciones que afecten la salud humana y el ambiente. El PNI opera también sobre la premisa que propone que la recuperación de un daño ambiental es más costosa que su prevención.

- Enfoque de ciclo de vida: contempla una gestión integral de los COP´s que incluye la producción, importación, comercialización, transporte, utilización, almacenamiento y disposición final.
- Equidad social: reconoce el derecho de la ciudadanía a un ambiente sano y ecológicamente equilibrado sin distinción de raza, género, edad, religión y condición social, necesario para el crecimiento y desarrollo humano y la prevención de conflictos socio ambientales.
- Gobernabilidad y transparencia: promueve el actuar en función del bienestar y calidad de vida de la población de manera responsable y transparente, garantizando la generación de conocimiento y acceso a la información sobre los riesgos de los COP´s.
- Responsabilidad social y económica: el deterioro de la calidad ambiental tiene un costo social y económico, de modo que es razonable que el que contamina asuma los costos de descontaminación o de remediación. Asimismo, promueve un cambio de conducta y la adopción de mejores tecnologías y prácticas ambientales a través de la creación de incentivos y otros mecanismos económicos o financieros.
- Responsabilidad Compartida: reconoce el carácter integral de la gestión de los COP´s, la cual involucra a diferentes actores, quienes deben conocer sus responsabilidades y colaborar en la gestión racional de estos productos para proteger la salud humana y el ambiente.
- Gradualidad: la reversión de la degradación ambiental asociada a los COP´s debe lograrse gradualmente, alcanzando en forma programada metas concretas derivadas de normativas nacionales, tratados y acuerdos internacionales.
- Responsabilidad internacional y colaboración transfronteriza: promueve el cumplimiento de los compromisos internacionales, regionales, y contribuye a la implementación de los mecanismos de colaboración relacionados con la gestión de los COP´s.

### **2.12.2 PNI Plan Nacional de Implementación (PNI)**

Basado en el Convenio de Estocolmo, se formuló como objetivo general “para el año 2025, cumplir con las obligaciones emanadas del Convenio de Estocolmo relativas a los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP’s), en armonía con una política para la gestión de los productos químicos con enfoque de ciclo de vida, con énfasis en la reducción de riesgos a la salud y al medio ambiente”. Así mismo, se han definido seis objetivos específicos que se traducen en igual número de planes de acción, bajo dos enfoques importantes: el primero relacionado a la gestión del riesgo asociado a la exposición de las existencias y liberaciones no intencionales de COP’s y el segundo relacionado con el fortalecimiento de las capacidades nacionales (gubernamental, privado y sociedad civil) para la Gestión Ambientalmente Racional (GAR) de las sustancias químicas (SERNA-CESCCO, 2009).

Teniendo en cuenta el objetivo general del Convenio de Estocolmo y el marco conceptual en el que se ha desarrollado en Plan Nacional de Implementación en Honduras, se definió en forma consensuada con el CNG, los siguientes objetivos específicos (SERNA-CESCCO, 2009) :

- 1) Reducir el riesgo de la población hondureña frente a los plaguicidas COP’s.
- 2) Reducir el riesgo de la población hondureña frente a los PCBs.
- 3) Reducir las emisiones de dioxinas y furanos provenientes de las fuentes de emisión priorizadas.
- 4) Fortalecer las capacidades nacionales para la Gestión Ambientalmente Racional (GAR) de las sustancias químicas.
- 5) Armonizar e implementar las disposiciones establecidas en el marco legal para la Gestión Ambientalmente Racional (GAR) de las sustancias químicas.
- 6) Educar y sensibilizar a la población hondureña sobre la importancia de la Gestión Ambientalmente Racional de las sustancias químicas con énfasis en COP’s.

El plan fué estructurado en un conjunto de seis planes de acción, para los cuales se han establecido resultados y actividades específicas (SERNA-CESCCO, 2009).

Se esperaba que con esta acción se redujera el riesgo de exposición de sustancias peligrosas en las personas de forma directa o indirecta, así mismo, tuvieran acceso a las guías y prácticas generadas por la Autoridad Nacional Competente (ANC) (SERNA-CESCCO, 2009).

Se pretendió fortalecer a las autoridades competentes y evaluar su efectividad en las actividades de vigilancia y control asociadas a las sustancias químicas, y que viniera a reducir los riesgos para la salud por la exposición en sus labores y en productos de consumo. Se buscó informar a la población para que fueran partícipes de las acciones que condujeran a la gestión ambientalmente racional de las sustancias químicas. En este mismo sentido, al reducir las liberaciones de residuos peligrosos o eliminar las sustancias químicas de forma responsable, se disminuiría su potencial presencia en el ambiente (SERNA-CESCCO, 2009).

En esa ocasión se encontraron debilidades en el país que evidenciaron la necesidad de disponer y adoptar un marco orientador para la gestión racional de las sustancias químicas, que contemplará lineamientos estratégicos para el fortalecimiento de las capacidades institucionales y técnicas, educación y sensibilización, marco legal, planes de acción específicos para la gestión de sustancias químicas prioritarias, mejores prácticas ambientales y mejores técnicas disponibles, instrumentos económicos y mecanismos financieros, entre otros. Sin embargo, fué oportuno la propuesta de “Política para la Gestión de Productos Químicos y Residuos Peligrosos en Honduras” (SERNA-CESCCO, 2009).

#### **2.12.2.1 Hallazgos del Plan Nacional de Acción (COP´s)**

En cuanto al plan de acción sobre « Reducción del riesgo de la población hondureña frente a los plaguicidas COP´s, con base a la cantidad de personas expuestas en el lugar de trabajo o de forma indirecta a través del medio ambiente, al término del primer quinquenio (2009-2013) (SERNA-CESCCO, 2009), los principales resultados de este plan fueron :

Resultado 1 : eliminadas las existencias de plaguicidas COP´s.

Resultado 2 : Sitios remediados donde existió contaminación por plaguicidas COP's.

Resultado 3 : Información actualizada con respecto a la existencia de plaguicidas COP's.

Resultado 4 : Estrategia definida para la vigilancia epidemiológica ambiental orientada a plaguicidas COP's.

La actualización del Inventario Nacional de Plaguicidas COP en año 2014 no se realizó en el marco de una metodología de investigación exhaustiva, sino fue producto de una decisión consensuada por el Equipo Técnico Interinstitucional responsable de su guía y supervisión técnica, que considerando recursos financieros y de tiempo disponibles decidió partir de un muestreo por conveniencia que derivó en una evaluación rápida que tomo como línea base la situación de la gestión de los nueve (9) plaguicidas COP listados en el primer inventario de Plaguicidas COP y en desuso (2008) (Mi Ambiente-ONUDI-GEF, 2015).

En cuanto a los resultados generales de revisión del PNI se realizaron cinco inventarios y estudios, entre estos estudios se encuentra el estudio legal institucional sobre la gestión de COP en Honduras al 2014. En lo referente a estudios científicos para el fortalecimiento de una base de datos que contribuya a establecer la regulación debida sobre el uso de estas sustancias en las prácticas agrícolas, escontraron resultados generales basados en el marco legal, marco institucional (Mi Ambiente-ONUDI-GEF, 2015).

#### **a. Marco Legal**

Existen vacíos en el marco Legal-Institucional de la gestión de COP's a Nivel Nacional, como la inexistencia de un normativa suficiente en la legislación interna para la implementación de las demás obligaciones adquiridas en el marco del Convenio de Estocolmo, tales como intercambiar información con los Estados Parte, dedicar recursos para la investigación, desarrollo y vigilancia, o crear mecanismos de financiamiento para su implementación. Honduras tampoco ha inscrito en el registro creado por el Convenio de Estocolmo, las exenciones específicas y

finalidades aceptables que considera necesarias para los once nuevos COP's. (Mi Ambiente-ONUDI-GEF, 2015).

## **b. Marco Institucional**

Para la adecuada implementación del marco jurídico descrito, es necesario que el país cuente con la institucionalidad adecuada y suficiente. Utilizando como base los instrumentos normativos vinculados a la gestión de COP y que han entrado en vigor desde finales de 2009 hasta el primer semestre de 2014, se ha establecido que aquellas dependencias de gobierno que tienen competencias asignadas y relevantes tengan incidencia en diferentes etapas del ciclo de vida de los COP y se diferencian en dos categorías: de regulación, de control y vigilancia (Mi Ambiente-ONUDI-GEF, 2015).

Cuando se analiza las funciones de control o vigilancia para los COP en sus diferentes etapas de ciclo de vida, la situación es diferente, siendo los principales actores MIAMBIENTE, SESAL, SAG, STSS y la Autoridad del Agua creada en la Ley General de Aguas. Las Municipalidades también pueden ejercer funciones de control y vigilancia (Mi Ambiente-ONUDI-GEF, 2015). En esta categoría se puede medir por medio de la evaluación de la calidad del agua y sedimento en sistemas marinos costeros.

En cuanto a la clasificación de recursos disponibles referentes a la contribución de dato científicos y enmarcado en el PNI, se encuentra los Recursos Humanos como: personal técnico, laboratoristas, docentes/investigadores, gestión de recursos, control y vigilancia. En cuanto a recursos infraestructurales, están: laboratorios, centro de acopio de residuos y desechos, cetros de capacitación, centros de investigación, equipo para gestión de materiales peligrosos y almacenes. (Mi Ambiente-ONUDI-GEF, 2015).

### **2.12.2.2 Acciones Implementadas**

En general, los mecanismos y recursos financieros se han limitado a la utilización de fondos GEF para el financiamiento de proyectos vinculados con la gestión

ambientalmente racional de productos químicos y COP, así como el proyecto de actualización del PNI del Convenio de Estocolmo.

En el cumplimiento de los indicadores referentes al “Fortalecimiento de las Capacidades Nacionales para la Gestión Ambientalmente Racional de las Sustancias Químicas”, Las capacidades laborales de la ANC, gestionadas por CESCOO también se han fortalecido, entre ellas las capacidades analíticas para plaguicidas organoclorados y policlorobifenilos (PCB) en diferentes matrices. Sin embargo, no cuentan con una acreditación o certificación de estas capacidades siendo una debilidad que aún no es superada.

La investigación científica es casi inexistente en el país, no obstante, CESCOO ha logrado vincularse con la academia para desarrollar diferentes tipos de estudios con relación a productos químicos y COP. Este debe de ser un enlace que debe de continuar y ser fortalecido.

### **2.12.2.3 Conclusiones Generales del Estudio Legal Institucional para la Gestión de COP en Honduras**

#### **a. Marco Legal Nacional Vinculante**

A partir del carácter antropocéntrico que refleja la Constitución de la República, la gestión de COP en el país debe estar prioritariamente vinculada con la prevención de los impactos negativos que su uso, existencias o desechos y generación no intencional pueden causar a la salud. En este sentido, la prevención debe tener siempre el propósito de garantizar condiciones de vida dignas al ser humano.

Esto se sustenta aún más con la reforma del artículo 145 de la Constitución, con la que se incluye el derecho al acceso al agua y al saneamiento como corolario del derecho a la salud, espacio en el que puede caber perfectamente la necesidad de prevenir la contaminación por COP.

#### **b. Marco Legal Internacional Vinculante**

Se observa menor cantidad de provisiones que pudieran servir para coadyuvar en la implementación de mecanismos de información, formación o sensibilización del

público sobre temas relacionados a la adecuada gestión de COP, o con asistencia técnica interestatal sobre diversos aspectos vinculados con la temática. Sin embargo, donde se evidencia una mayor cantidad de vacíos es en los ámbitos de la investigación y en la creación de mecanismos financieros que permitan que el plan de acción que se diseñe pueda implementarse a cabalidad.

### **c. Marco Institucional Existente**

La Ley Especial de Educación y Comunicación Ambiental ha aportado importantes elementos al cumplimiento del CE, tales como la información, educación y sensibilización del público, y que estas hayan sido asignadas a varias instituciones públicas, permitiendo que el espectro de su aplicación sea amplio. Sin embargo, las funciones de financiamiento y de investigación no se plantean en ninguno de estos cuerpos normativos.

### **d. Vinculación con el Sistema Nacional de Planificación**

En la actualidad es posible valorar que el Estado de Honduras ha manifestado voluntad política para crear los instrumentos necesarios que permitan la adecuada gestión de los COP en el país. Pero, en lo que al sistema de planificación nacional se refiere, este no contiene indicadores nacionales que directamente se puedan vincular a la gestión ambientalmente racional de los COP. Sin embargo, esto no ha sido obstáculo para que en el ámbito regional si se haya podido desarrollar indicadores específicos para la gestión de COP.

Estudios sobre residuos de plaguicidas en Honduras:

Los plaguicidas pueden generar impactos en el orden ambiental y de salud humana, la vulnerabilidad ante estos impactos en el orden ambiental y de salud humana, la vulnerabilidad ante estos impactos es evidente en un país con limitadas capacidades para la mitigación de los mismos. El marco regulatorio y la infraestructura es de poco desarrollo, y muchas veces inadecuadamente orientadas, con aplicación muy limitada en el campo de la problemática ambiental y en salud asociada a estos químicos (Ferrary, 2007).

En los laboratorios dentro del territorio hondureño que evalúan residuos de plaguicidas se analizan matrices principalmente alimentos, agua, suelo, sedimentos y organismos (Ferrary, 2007).

La mayoría de los trabajos desarrollados han estado orientados a matrices ambientales con énfasis en los residuos de OC. El agua es la matriz ambiental más evaluada en el país, los residuos determinados son principalmente OC y OF, en consecuencia, con las capacidades y la propiedad desde el enfoque de protección de la salud humana. En general, los niveles DDT se han reportado en unidades de  $\mu\text{g/l}$ . En lo referente a aguas marinas, en Centro América y el Caribe, se han reportado niveles de DDT en el rango no detectado (ND) hasta valores en el orden de  $50 \mu\text{g/l}$ . Estos valores son de los más altos reportados en la literatura, y probablemente reflejen el uso del DDT en la región, esto es apoyado con algunos de los resultados obtenidos en aguas superficiales (Ferrary, 2007).

En Honduras, se han realizado estudios en aguas salobres analizadas provenientes de esteros en la zona sur del país, principalmente de sectores dedicados a la acuicultura, presentan valores de DDT hasta de  $23,00 \mu\text{g/l}$ , muestras en el Golfo de Fonseca reportan niveles en el rango de  $0,01 \mu\text{g/l}$  a  $30,00 \mu\text{g/l}$ . También en el estero El Pedregal, Bahía de San Lorenzo y río Choluteca se evaluaron cinco compuestos organofosforados, revelando contaminación por Malatión y Etión (Ferrary, 2007).

En sistemas fluviales con el valle del río Choluteca se detectó contaminación por plaguicidas en lagunas con frecuencia de detección entre 5 % a 20 % en las muestras estudiadas. La administración Nacional Oceanográfica y Atmosférica (NOAA de sus siglas en inglés) y USAID en colaboración con otras agencias gubernamentales de EEUU y entidades locales realizaron un estudio entre junio de 2000 y octubre de 2001, sobre extensión y distribución de agentes contaminantes en el Golfo de Fonseca, sus estuarios y áreas circundantes. Las matrices evaluadas correspondieron a aguas superficiales, sedimentos, peces y cangrejos. Los compuestos evaluados incluyeron plaguicidas organoclorados, organofosforados e hidrocarburos aromáticos policíclicos, en Honduras en 24

estaciones, excediendo en su mayoría los criterios de la US EPA para el DDT. El metil paratión fue el compuesto que se detectó en concentraciones elevadas en la matriz agua (Ferrary, 2007).

En Sedimentos, siendo uno de los principales compartimentos ambientales para el depósito y transformación de contaminantes tanto de carácter orgánico como inorgánico (Quevauviller, 1995). Se cuenta con poca información en esta matriz derivada de estudios dirigidos, plaguicidas como dieldrin, endrin, endosulfan y heptacloro fueron detectados en más de un tercio del total de muestras de sedimentos analizados en una laguna de la zona del valle del Zamorano (Kammerbauer y Moncada, 1998). Los resultados indicaron bajas concentraciones en sedimentos, generalmente por debajo de 6 ppb del metil paratión. En sistemas marino costeros se realizó el estudio sobre extensión y distribución de agentes contaminantes en el Golfo de Fonseca, sus estuarios y áreas circundantes, evidencia que los plaguicidas organoclorados más abundantes que se encontraron en muestras de sedimentos de la Bahía de San Lorenzo correspondieron a DDT y sus metabolitos p,p'- DDD y p,p'- DDE con más de 20 ppb. El DDT se detectó ampliamente en el Golfo de Fonseca, en concentraciones por debajo de la concentración superior de evaluación de sedimentos (46 ppb en peso seco), pero arriba del valor inferior de evaluación (1,5 ppb). Trabajos del CESCO, reportan residuos de Dieldrin y metabolitos del DDT (p,p'-DDE) en un rango de concentración de 0,01- 1,8 ug/kg en diferentes sectores de la zona. No fueron detectados residuos de plaguicidas organofosforados en los sedimentos analizados (CESCO, 1998; CESCO, 1999) (Ferrary, 2007).

Es evidente la poca información generada en estudios sobre niveles de exposición y efectos en los ecosistemas, derivados del uso de plaguicidas en el país. Se cuenta con capacidades instaladas muy limitadas en el campo de monitoreo y vigilancia de residuos, tanto en el orden ambiental como de su impacto en la salud humana. No obstante, varios trabajos han evidenciado la presencia de algunos de estos compuestos tanto en compartimentos ambientales como en muestras biológicas humanas y alimentos asociados a su uso. La tendencia general en estos estudios

se orienta a los compuestos más persistentes y bioacumulables como son los del grupo organoclorado (Ferrary, 2007).

Es difícil establecer comparaciones entre los diferentes estudios; por el número limitado de éstos, los diferentes tipos de matrices estudiadas, diferentes metodologías analíticas (columnas capilares o columna empacada, límites de detección diferentes, y otros) y la no uniformidad en la expresión de resultados, por ejemplo, los residuos de compuestos organoclorados en biota están expresados en peso seco o en peso graso, con frecuencia falta información esencial como los datos temporales del lugar y condiciones de muestreo, o si existe esta es incompleta. En general las unidades de reporte de resultados no son uniformes (ppb, ug/l, ppm, mg/l etc.), sumado a esto, la calidad de los datos, resulta siempre ser un factor crítico que evaluar (Ferrary, 2007).

En general, se cuenta con información más a nivel de exposición que de efecto. No se han desarrollado estudios integrados tendientes a evaluar, por ejemplo, los aspectos relativos a bioacumulación de plaguicidas en la cadena trófica en ecosistemas acuáticos, así como el estudio de los efectos a nivel de toxicidad aguda y crónica en ambiente, la mayoría de los trabajos desarrollados son orientados a los compuestos originales y no a los productos de degradación (Ferrary, 2007).

A nivel regional, se está haciendo un mayor énfasis en estudios integrales relacionando exposición y efecto. Los aspectos normativos de carácter ambiental son también un punto de discusión interesante en las matrices evaluadas. En relación con la calidad de ecosistemas acuáticos un enfoque con criterios más adaptados a las características de la región debe ser desarrollado (Ferrary, 2007).

Se deben fortalecer las capacidades analíticas para efectuar acciones de control y vigilancia ambiental. La adecuación de estas capacidades estará en función de la priorización de la problemática nacional en este ámbito, así como los roles y competencias institucionales (Ferrary, 2007).

### **2.12.3 Valores guía para evaluar la calidad de los sedimentos**

Es importante señalar que no existen normas nacionales para sedimentos como matriz ambiental, no obstante, en las Guías Canadienses de Calidad de Sedimentos de Agua Dulce para Protección de la Vida Acuática, se estiman umbrales de probable efecto para plaguicidas del tipo OC en el rango de 1,38-8,51  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Canadian Environmental Quality Guidelines, 2001) (Ferrary, 2007).

Toda la información científica disponible se evalúa para respaldar las recomendaciones de las guías canadienses SQG (Guía de calidad del sedimento, por sus siglas en inglés) o ISQG (Guía interina de la calidad del sedimento, por sus siglas en inglés). El peso de las evidencias de los datos toxicológicos recopilados en las tablas de normas de derivación para cada producto químico debe respaldar la suposición del potencial de efectos biológicos adversos de una sustancia se incrementa al aumentar las concentraciones de las sustancias químicas. Esta evaluación es facilitada por la derivación de un segundo valor de evaluación de la calidad del sedimento (es decir, el nivel de efecto probable, o PEL, por encima del cual los efectos biológicos adversos son usualmente o siempre observados). Este valor, en conjunto con el ISQG, se usa para identificar rangos en concentraciones químicas asociadas con efectos biológicos adversos y la incidencia de efectos adversos dentro de cada uno de estos rangos de concentración. Esta evaluación proporciona una indicación de la confiabilidad (es decir, grado de confianza) en las pautas establecidas, y proporciona un medio para estimar la probabilidad de observar efectos adversos similares en sitios con concentraciones químicas de sedimentos que caen dentro de los límites de los rangos de concentraciones definidas (CCME, 1995).

## **CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA**

### **3.1 Tipo de estudio**

De acuerdo con el diseño metodológico el tipo de estudio es descriptivo, según el método de estudio es observacional (Piura, 2006).

### **3.2 Universo y muestra**

El Universo de estudio corresponde a la parte baja de la microcuenca del río Juan López, El Porvenir, Atlántida, Honduras.

### **3.3 Recolección de Información**

La información general sobre la cuenca del río Juan López se obtuvo de instituciones gubernamentales y no gubernamentales como, la municipalidad de El Porvenir, Atlántida, el Centro Universitario Regional del Litoral Atlántico (CURLA) de la UNAH. Los datos meteorológicos se adquirieron de la oficina de Aeronautica Civil de Honduras y AGROPOR S.A, la información hidrológica y la información sobre la actividad económica del municipio fueron obtenidos de la Fundación Vida y de entrevistas a pobladores del municipio que conocen de cerca el problema de la sedimentación y la probable presencia de residuos de plaguicidas en la cuenca baja.

### **3.4 Gira de reconocimiento**

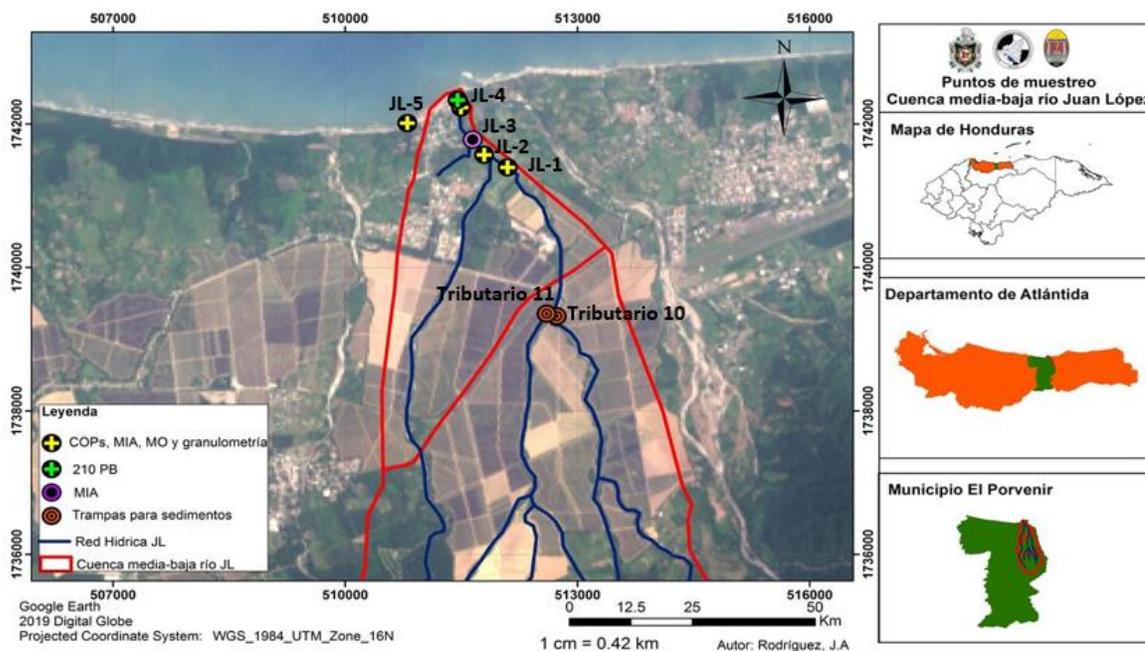
La cuenca baja del río Juan López fue visitada el 30 de julio del 2015 con el objetivo de caracterizar el área de estudio, identificar las actividades agrícolas y las poblaciones humanas, evaluar los probables sitios de contaminación puntual o contaminación difusa y evaluar el transporte de Contaminantes Orgánicos de la cuenca del río Juan López, El Porvenir, Atlántida, Honduras. Una embarcación con motor en la cuenca baja y un automóvil en la cuenca media fueron utilizados para visitar y seleccionar los sitios de muestreo para sedimento y lectura de parámetros fisicoquímicos.

### 3.5 Sitios seleccionados a muestrear

Los sitios para la recolecta de sedimentos fueron seleccionados in situ y georeferenciados con un Sistema de Posicionamiento Global (GPS, Garmin, Dakota 20) en un transecto de la cuenca baja y zona costera en el río Juan López (Mapa 3), con el acompañamiento de las autoridades del municipio de El Porvenir. Estos sitios fueron establecidos de la siguiente forma: un sitio para la estimación de la tasa de sedimentación mediante el análisis de  $^{210}\text{Pb}$ , cuatro sitios para determinación de contaminantes orgánicos persistentes y cinco sitios para análisis cualitativo y cuantitativo de macroinvertebrados acuáticos (Tabla 6, Mapa 3). En la selección de los sitios, se tomó en cuenta los sitios con depósitos de sedimento arcilloso y alto contenido de materia orgánica.

Tabla 6 : Sitios muestreados, parámetros medidos en muestras de sedimento en laboratorio y en campo.

Sitio muestreado	Identificación	Coordenadas		Profundidad (m)	Fecha	Hora	Parámetros a determinar en muestras de sedimentos
		E	N				
Tributario 10	Tributario 10	512683	1739318	0	2/12/2015	10 :30am	COP's
Tributario 11	Tributario 11	512664	1739317	0	2/12/2015	9 :10 am	COP's
Después de drenaje	JL-1	512097	1741397	1,9	19/04/2016	9 :08am	COP's, MIA, Granulometría, MO, pH, Conductividad, Temperatura, Oxígeno disuelto, Salinidad
Después de confluencia	JL-2	511794	1741572	1,7	20/04/2016	8 :16am	COP's, MIA, Granulometría, MO, pH, Conductividad, Temperatura, Oxígeno disuelto, Salinidad
La corriente	JL-3	511647	1741784	1,8	27/04/2016	12 :07am	MIA, pH, Conductividad, Temperatura, Oxígeno disuelto, Salinidad
Desembocadura	JL-4	511493	1742230	1,0	19/04/2016	2 :53pm	COP's, MIA, Granulometría, MO, $^{210}\text{Pb}$ , pH, Conductividad, Temperatura, Oxígeno disuelto, Salinidad.
Zona costera	JL-5	510801	1742014	1,60	27/04/2016	9 :43am	COP's, MIA, Granulometría, MO, pH, Conductividad, Temperatura, Oxígeno disuelto, Salinidad



Mapa 3: Sitios muestreados el 6 de enero, 19 y 27 de abril de 2016 en la cuenca baja del río Juan López.

### 3.6 Recolección de material en suspensión y análisis de compuestos orgánicos persistentes

La recolección de material en suspensión se realizó en una sola ocasión en la cuenca media durante la estación de lluvias.

El material en suspensión fue recolectado usando trampas de tubo PVC de 0,1 m x 1 m (con tapas de 0,1 m de diámetro y con tubos de PVC de 1,90 cm x 15,02 cm en los extremos). Una trampa fue colocada paralelamente al movimiento de la corriente en el centro del cauce en cada uno de los dos tributarios evaluados (16P 512683 1739318 y 16P 512664 1739317) (Tabla 6), a una distancia aproximada de 50 m antes de la última confluencia en la cuenca media. En cada caso, con la ayuda de un mazo dos varillas de hierro fueron insertadas en el lecho del río y las trampas fueron fijadas con alambre en cada par de varillas (Figura 2).



Figura 2 : Trampa en el sitio "Tributario 10", en la cuenca media del río Juan López en el departamento de Atlántida, Honduras, del 2/12/2015 a 26/01/2016.

Después de cuatro semanas de instaladas, las trampas fueron tapadas cuidadosamente, retiradas y transportadas al Laboratorio de Análisis Ambientales (LAA) del CURLA-UNAH (<https://curla.unah.edu.hn>) para su análisis.

Las muestras fueron extraídas de las trampas utilizando una espátula metálica y agua destilada, y depositadas en una bandeja metálica forrada con papel de aluminio y seguidamente secadas a temperatura ambiente ( $\approx 29\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) hasta obtener una muestra con poca humedad.

Haciendo un cuarteo a cada muestra en la bandeja se obtuvo una muestra representativa de aproximadamente 100 g, la que fue colocada en un recipiente mostacero de vidrio previamente enjuagado tres veces con n-hexano. Se colocó un pedazo de papel de aluminio en la boca del recipiente y se tapó. Bajo estas condiciones las muestras fueron transportadas en hielo hasta el CIRA/UNAN-Managua ([www.cira.unan.edu.ni](http://www.cira.unan.edu.ni)) para cuantificar la presencia de compuestos orgánicos persistentes por la cromatografía de gases.

Una vez en el laboratorio las muestras fueron extraídas de sus envases y extendidas sobre papel de aluminio hasta quedar secas a una temperatura no mayor a  $29\text{ }^{\circ}\text{C}$ , posteriormente fueron pulverizadas en un mortero y pasadas a través de un tamiz de  $64\text{ }\mu\text{m}$  de diámetro de orificio.

Para la extracción de residuos de plaguicidas se tomaron 20 g de cada muestra que fueron sometidas a procedimiento de extracción líquido-líquido por separación ultrasónica de compuestos no-volátiles o semivolátiles (EPA, 3550 C) (EPA, 2007). Hexano y diclorometano fueron utilizados como solventes de extracción. Al extracto obtenido se le aplican limpieza y la eliminación de las interferencias por azufre (EPA 3660 B) (EPA, 1996) (EPA 3620) (EPA, 2014).

Para este lote de muestras fueron preparados como controles de calidad, un blanco de laboratorio para el control de reactivos, muestras por duplicados y una muestra matriz fortificada. El porcentaje de recuperación del blanco y una muestra fortificada deben satisfacer el rango de aceptación entre 40 % a 120 %. La muestra por duplicado y la original deben obtener una diferencia porcentual relativa menor a 25 %.

El análisis instrumental fué realizado en un cromatógrafo de gases (Perkin Elmer Clarus 500) con detector de captura de electrones (GC/ECD) y columna capilar modelo DB5 MS. Los parámetros de operación del equipo como la temperatura del inyector fué de 250 °C, la temperatura del detector fué de 350 °C y el volumen de inyección fué de 1 µl, spitless 75 s. El programa de temperatura de la columna inició con 80 °C con un tiempo de retención de 1 min, luego con el programa 1 a 4 °C/min hasta 200 °C sin tiempo de retención, seguidamente con el programa 2 a 3 °C/min hasta 230 °C sin tiempo de retención y finalmente un programa de 3 a 15 °C/min hasta 250 °C con tiempo de retención de 5 min. Sumando cada una de las operaciones un tiempo de retención de 47,33 min.

Se utilizó el programa Total Chrom Navigator-Clarus 500 para determinar de forma cualitativa y cuantitativa los compuestos orgánicos persistentes. Los compuestos evaluados fueron los plaguicidas organoclorados como  $\alpha$ -Clordano,  $\gamma$ -Clordano,  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\delta$ -HCH, Lindano, p,p'-DDE, p,p'-DDD, p,p'-DDT, Metoxicloro, Heptacloro, Heptacloro-Epóxido, Aldrín, Dieldrín, Endrín, Endrín Aldehído, Endrín Cetona, Endosulfan I, Endosulfan II, Endosulfan Sulfato, Toxafeno. Por otro lado, se evaluaron plaguicidas organofosforados como Co-RAL (Coumafos), DEF

(Tribufos), Diazinon, Etil-Paratión, Etión, Forate, Gutión (Azinfos Metil), Malatión, Metil-Paratión, Mocap (Etoprofos), Terbufos, Zolone (Fosalone).

En función de las previsiones contenidas en la Norma Técnica Nicaragüense (NTN 04 001 05), el laboratorio de Contaminantes Orgánicos del CIRA-UNAN/Managua hace constar que las muestras han sido evaluadas de acuerdo con los procedimientos Operativos Normalizados establecidos por el laboratorio para el aseguramiento de la calidad de la información presentada en este documento. Los procedimientos en mención son los descritos en el Manual de Procedimientos Operativos Normalizados del Laboratorio de Contaminantes Orgánicos.

### **3.7 Medición de parámetros medidos in situ**

Durante la época seca en abril del 2016 en una sola ocasión, fueron medidos simultáneamente los parámetros de campo como pH, Conductividad eléctrica, salinidad y Temperatura, con un medidor multipamétrico marca YSI, modelo 63, y el oxígeno disuelto, con medidor marca YSI, modelo 550<sup>a</sup>. Se registraron los valores obtenidos en un cuaderno de apuntes destinado para esta investigación en cada sitio muestreado.

### **3.8 Muestreo de núcleo sedimentario y estimación de la tasa de sedimentación**

Con el propósito de estudiar la sedimentación en la cuenca baja del río Juan López se contempló una sola campaña para la recolección de núcleos sedimentarios en el sitio JL-4, “La desembocadura”, por ser el sitio con mayor acumulación de sedimentos con partículas finas.

El sitio muestreado fue seleccionado bajo dos argumentos: a) que los sedimentos tengan registrados la contaminación o proceso que interesa estudiar y b) que presente la posibilidad de no estar mezclados. En lo que respecta al <sup>210</sup>Pb se realizó la extracción de un solo perfil de sedimentos en la desembocadura del río Juan López.

Se extrajo un perfil de sedimento con una profundidad de 42 cm utilizando un

nucleador gravimétrico marca Uwitec y tubos de 96 cm de largo. La muestra fue sellada, rotulada y transportada en una gradilla metálica hacia el LAA/CURLA-UNAH (<https://curla.unah.edu.hn>).

El perfil fue cortado en 38 secciones de un centímetro y colocadas en recipientes de aluminio debidamente rotuladas. A cada sección se determinó su peso húmedo y luego fueron secadas al sol a temperatura ambiente hasta lograr su máximo secado para finalmente, estimar su peso seco.

Las muestras fueron transportadas en bolsas plásticas herméticamente selladas hacia el CIRA/UNAN-Managua en donde fueron trituradas y tamizadas 10 g de cada muestra y luego enviadas hacia el laboratorio PEARL de la Universidad de Queens, en Ontario Canada (<https://www.queensu.ca/research/centres/pearl>) para su análisis por espectrometría alfa ( $\alpha$ ) mediante la técnica nuclear de  $^{210}\text{Pb}$ .

Posteriormente se extrajo otro perfil de sedimento en el sitio JL-4 utilizando un nucleador gravimétrico de 120 cm de longitud y se obtuvo de 96 cm de profundidad. La muestra fue sellada, rotulada y transportada en una gradilla metálica hacia el LAA/CURLA-UNAH.

El perfil fue cortado en 96 secciones de un centímetro y colocadas en bolsas con sello hermetico debidamente rotuladas, se tomó su peso húmedo y fueron enviadas al laboratorio PEARL de la Universidad de Queens, en Ontario Canada para su análisis por espectrometría alfa ( $\alpha$ ) mediante la técnica nuclear de  $^{210}\text{Pb}$ .

La actividad del  $^{210}\text{Pb}$  (Plomo 210) se determinó de forma indirecta mediante su descendiente el  $^{210}\text{Pb}$  asumiendo que ambos se encuentran en equilibrio secular o igual comportamiento químico (IAEA, 2012). Los modelos son utilizados para obtener la edad de cada capa en función de la profundidad, calcular las tasas de acumulación y sedimentación (IAEA, 2012). En este estudio se utilizó el modelo de Flujo Constante (Constant Flux) CRS (Constant Rate of Supply), el cual se basa en la hipótesis que el flujo de  $^{210}\text{Pb}$  en exceso a la superficie del sedimento es constante. También se utilizó el modelo CIC "Concentración Inicial Constante" este modelo asume que el sedimento en el núcleo contiene la misma concentración inicial de  $^{210}\text{Pb}_{\text{no soportado}}$  en el momento en que fueron depositados en el fondo del

ecosistema acuático, independientemente de las diferencias en la velocidad de sedimentación y finalmente el modelo CFC (Clorofluorocarbonos), estos gases son emitidos por fuentes antropogénicas desde los años 1930 y por su alta persistencia en el ambiente son usados como radiotrazadores, específicamente tres sustancias, abreviadas como CFC-11, CFC-12 y CFC-113, que poseen una alta persistencia en la atmósfera de 45, 87 y 100 años respectivamente.

### **3.9 Muestreo de núcleos sedimentarios para el análisis de contaminantes orgánicos persistentes**

Los sitios muestreados (Tabla 6) fueron seleccionados en áreas con depósitos de sedimentos en el río y en la zona costera.

Una sola campaña de muestreo fue llevada a cabo en la cuenca baja del río Juan López y zona costera durante la época seca en el mes de abril del 2016.

Se extrajeron 4 perfiles de sedimento utilizando un corer gravimétrico con profundidades entre 16 cm a 37 cm. Las muestras fueron selladas, rotuladas y transportadas en una gradilla metálica hacia el LAA/CURLA-UNAH. Se tomó como referencia el perfil de menor profundidad como referencia para realizar el seccionamiento de los demás perfiles. Cada perfil de sedimento fue cortado en ocho secciones de dos centímetros, y colocadas en botes de vidrio lavados con hexano, y se sometieron a secado a una temperatura no mayor de 29°C.

Las muestras fueron transportadas hasta el CIRA/UNAN-Managua en donde fueron preparadas y analizadas en un cromatógrafo de gases.

Las muestras fueron extraídas de sus envases y extendidas en camas de papel de aluminio construidas para contener hasta quedar secas a una temperatura no mayor a 29 °C, posteriormente fueron pulverizadas en un mortero y refinadas a través de un tamiz de 64 µm de diámetro de orificio.

Para la extracción de residuos de plaguicidas se tomaron 20 g de cada muestra que fueron sometidas a un método analítico que aplica extracción líquido-líquido por separación ultrasónica de compuestos no-volátiles o semivolátiles (EPA, 3550 C) (EPA, 2007), el cual utiliza un equipo ultrasónico, hexano y diclorometano como

solventes de extracción. Al extracto se le aplican procedimientos para eliminar interferencias por azufre (EPA 3660 B) (EPA, 1996) y limpieza de los extractos (EPA 3620) (EPA, 2014).

Para este lote de muestras, fueron preparados como controles de calidad un blanco de laboratorio para el control de reactivos, muestras por duplicados y una muestra matriz fortificada. Adicionalmente se trabajó con el porcentaje de recuperación del blanco y el de la muestra fortificada, las cuales deben satisfacer el rango de aceptación de 40 % a 120 %.

La muestra por duplicado y la original deben obtener una diferencia porcentual relativa menor a 25 % para satisfaciendo el criterio de aceptación.

El análisis instrumental fué realizado en un cromatógrafo de gases (Perkin Elmer Clarus 500) con detector de captura de iones (GC/ECD) y columna capilar modelo DB5 MS. Los parámetros de operación del equipo como la temperatura del inyector fué de 250 °C, la temperatura del detector fué de 350 °C y el volumen de inyección fué de 1 µl, spitless 75 s. El programa de temperatura de la columna inició con 80 °C con un tiempo de retención de 1 min, luego con el programa 1 a 4 °C/min hasta 200 °C sin tiempo de retención, seguidamente con el programa 2 a 3 °C/min hasta 230 °C sin tiempo de retención y finalmente un programa de 3 a 15 °C/min hasta 250 °C con tiempo de retención de 5 min. Sumando cada una de las operaciones un tiempo de retención de 47,33 min.

Se utilizó un programa de computadora llamado Total Chrom Navigator-Clarux 500 para determinar de forma cualitativa y cuantitativa los compuestos orgánicos persistentes. Los compuestos evaluados fueron los plaguicidas organoclorados como  $\alpha$ -Clordano,  $\gamma$ -Clordano,  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\delta$ -HCH, Lindano, p,p'-DDE, p,p'-DDD, p,p'-DDT, Metoxicloro, Heptacloro, Heptacloro-Epóxido, Aldrín, Dieldrín, Endrín, Endrín Aldehído, Endrín Cetona, Endosulfan I, Endosulfan II, Endosulfan Sulfato, Toxafeno. Por otro lado, se evaluaron plaguicidas organofosforados como Co-RAL (Coumafos), DEF (Tribufos), Diazinon, Etil-Paratión, Etión, Forate, Gutión (Azinfos Metil), Malatión, Metil-Paratión, Mocap (Etoprofos), Terbufos, Zolone (Fosalone).

En función de las previsiones contenidas en la Norma Técnica Nicaragüense (NTN 04 001 05), el laboratorio de Contaminantes Orgánicos del CIRA-UNAN/Managua hace constar que las muestras han sido evaluadas de acuerdo con los procedimientos Operativos Normalizados establecidos por el laboratorio para el aseguramiento de la calidad de la información presentada en este documentos. Los procedimientos en mención son los descritos en el Manual de Procedimientos Operativos Normalizados del Laboratorio de Contaminantes Orgánicos.

### **3.9.1 Análisis de granulometría y materia orgánica**

Los análisis de granulometría y materia orgánica fueron realizados como parámetros relacionados a la presencia y acumulación de COP's en los cuatro perfiles de sedimento extraídos y preparados para la determinación de residuos de COP's y su acumulación.

El análisis de granulometría fue realizado por el método de la pipeta Kohn (Kohn, 1929) y la clasificación de acuerdo con la norma Austriaca L-1061-88 en el laboratorio de Radioquímica Ambiental del CIRA/UNAN-Managua. Las muestras fueron tratadas con peróxido de hidrógeno al 15 % para eliminar la materia orgánica y el análisis de tamaño de partículas se realizó mediante procedimientos de tamizaje y uso de pipeta.

Se pesaron y se introdujeron 10 g de muestra en un beaker de 600 ml y se añadió 50 ml de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 5 % y se dejó secar en baño maría a 80 °C, se adicionaron 25 ml de solución de pirofosfato de sodio decahidratado (Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub>·10H<sub>2</sub>O) como dispersante. Posteriormente se dejó reposar por 12 h, seguidamente la muestra fue agitada con un agitador metálico de aspas por 3 min y se dejó reposar por 1 min, luego fue agitado nuevamente por 3 min. Una vez que se completó este procedimiento, las muestras se pasaron por 3 tamices de diferentes diámetros de orificio (630 µm para partículas gruesas, 200 µm para partículas medianas y 63 µm para partículas finas).

Los tamices fueron colocados uno sobre otro de mayor a menor tamaño y puestos sobre una capsula de porcelana de 1 000 ml de capacidad. El tamizado fue realizado

lavando las partículas retenidas en cada uno de los tamices con agua destilada. Después de cada lavado, las partículas retenidas en los tamices fueron colocadas en cápsulas de porcelana de 50 ml de capacidad y llevadas al horno a 100 °C por aproximadamente 12 h.

Los residuos del lavado obtenidos al final del tamizado en la cápsula de porcelana fueron vertidos en una probeta de 1 000 ml de capacidad, se agitó una sola vez por un 1 min, con la pipeta de Kohn se extrajo una alícuota de 20 ml y se vertieron en una cápsula de porcelana de 20 ml previamente pesadas. El procedimiento fue repetido aproximadamente 37 min después que sedimentó la muestra en la probeta.

Después de 6 h de reposo, se repitió la extracción de la muestra con la pipeta y se obtuvieron tres alícuotas en cápsulas de porcelana de 20 ml, las cuales fueron llevadas al horno para el secado por aproximadamente 12 h. Posteriormente las cápsulas fueron colocadas y transportadas en desecadores para ser pesadas. El peso final de las cápsulas fue restado al peso inicial de las cápsulas conteniendo las alícuotas. A estos resultados les fueron realizados los cálculos en una hoja del programa Excel de Microsoft, para luego hacer la determinación del porcentaje de las partículas de limo grueso, fino, medio y arcilla utilizando el esquema de clasificación textural del suelo.

Para el análisis de materia orgánica se empleó el método de materia oxidable mediante una solución de dicromato de potasio y ácido sulfúrico, Walkley & Black citado por (UNINET, 2002) , se pesaron e introdujeron 0,5 g de cada muestra seca en un beaker de 500 ml y se adicionaron 10 ml de solución de  $K_2Cr_2O_7$  1N y se agitó, seguidamente se agregó 20 ml de ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) al 98 % y se volvió a agitar, posteriormente se dejó en reposo durante 30 min. Luego se le agregaron 200 ml de agua destilada, 10 ml de ácido fosfórico ( $H_3PO_4$ ) al 85 %, aproximadamente 0,2 g de Fluoruro de sodio (NaF) y 5 gotas de solución de difenilamina. La valoración se llevó a cabo con una solución de Sulfato ferroso amónico  $[(SO_4)_2Fe(NH_4)]$  0,5 N hasta alcanzar un viraje de color verde claro. Posteriormente los cálculos fueron realizados para la determinación de la materia orgánica utilizando la siguiente fórmula.

Para este lote de muestras fue preparado un control de calidad de proporción conocida.

$$\% MO = (10 \times 1,34) \left(1 - \frac{T}{S}\right)$$

Donde:

*T* = Cantidad de mL de solución  $[(SO_4)Fe(NH_4)]$  consumido por la muestra.

*S* = Cantidad de  $[(SO_4)Fe(NH_4)]$  consumido por el blanco

En función de las previsiones contenidas en la Norma Técnica Nicaragüense (NTN 04 001 05), el laboratorio de Radioquímica Ambiental del CIRA-UNAN/Managua hace constar que las muestras han sido evaluadas de acuerdo con los procedimientos Operativos Normalizados establecidos por el laboratorio para el aseguramiento de la calidad de la información presentada en este documentos. Los procedimientos en mención son los descritos en el Manual de Procedimientos Operativos Normalizados del Laboratorio de Radioquímica Ambiental.

### **3.10 Muestreo de macroinvertebrados**

Muestras de macroinvertebrados acuáticos (MIA) fueron recolectadas en la época seca del 2016 en los mismos sitios en donde fueron recolectados los núcleos sedimentarios. Los MIA fueron recolectados antes de la recolecta de los núcleos sedimentarios para evitar la perturbación en el lecho del río y evitar la migración de los organismos durante el muestreo.

El muestreo de los MIA fué realizado con una draga Van Veen atada a una cuerda de 1,27 cm de grosor y 25 m de largo, cuatro submuestras fueron recolectadas en diferentes puntos en cada sitio muestreado y fueron almacenadas en bolsas de plástico transparentes de 15 cm x 25 cm para reunir una sola muestra en una bolsa de plástico negra de 115 cm x 150 cm. Cada bolsa fué rotulada previamente con cinta adhesiva blanca y marcador permante. Las muestras fueron preservadas en una nevera con hielo y llevadas al LAA/CURLA-UNAH. Las muestras fueron almacenadas en refrigeración a una temperatura de 9,4°C aproximadamente, hasta su preparación. Posteriormente se procedió a lavar cada submuestra con agua

potable y se pasaron a través de un tamiz con la luz de maya de 250  $\mu\text{m}$  y las submuestras fueron concentradas en un frasco plástico identificado como una sola muestra y preservadas con alcohol etílico al 95 %, hasta cubrir la materia orgánica y los organismos.

Las muestras fueron transportadas hasta el CIRA/UNAN-Managua en donde se realizó el estudio cualitativo por el método de observación directa, utilizando un microscopio estereoscópico marca Heerbrugg Wild M3Z con magnificación de 10, 15, 25 y 40X y un microscopio compuesto marca Leitz Laborlux D con magnificación de 25, 40 y 100X y las imágenes fueron tomadas con una cámara digital Olympus modelo DP72, en laboratorio de hidrobiología del CIRA/UNAN-Managua.

En el estudio cuantitativo, la cantidad de individuos fue expresada por unidad de área indicando la riqueza de especies (APHA 1992). Además, los índices de diversidad (Shannon y Wiener), Dominancia (Simpson) equidad (Jacard), similitud fueron calculados.

En función de las previsiones contenidas en la Norma Técnica Nicaragüense (NTN 04 001 05), el laboratorio de Hidrobiología del CIRA-UNAN/Managua hace constar que las muestras han sido evaluadas de acuerdo con los procedimientos Operativos Normalizados establecidos por el laboratorio para el aseguramiento de la calidad de la información presentada en este documentos. Los procedimientos en mención son los descritos en el Manual de Procedimientos Operativos Normalizados del Laboratorio de Hidrobiología.

### **3.11 Análisis de los datos**

A partir de los datos de campo y de los resultados de los análisis en los laboratorios, se elaboró la base de datos correspondiente, utilizando el software estadístico SPSS, versión 20 para Windows. Una vez realizado el control de calidad de los datos registrados, se procedió al análisis estadístico pertinente.

De acuerdo con la naturaleza de cada una de las variables (cuantitativas o cualitativas), se realizaron los análisis descriptivos correspondientes a las variables nominales y/o numéricas, entre ellos: (a) el análisis de frecuencia, (b) las

estadísticas descriptivas según cada caso. Además, fueron construídos los gráficos de tipo: (a) barras de manera univariadas para variables de categorías en un mismo plano cartesiano, (b) barras de manera univariadas para variables dicotómicas, que permitan describir la respuesta de múltiples factores en un mismo plano cartesiano, (c) gráfico de cajas y bigotes, que describan en forma clara y sintética, la respuesta de variables numéricas, discretas o continuas.

Se realizaron los Análisis de Contingencia pertinentes, (crosstab análisis), para todas aquellas variables no paramétricas, a las que se les podrá aplicar la prueba de Correlación no Paramétrica de Spearman (Rho de Spearman) y, esta prueba se trata de una variante del coeficiente de correlación de Pearson, el cuál permite demostrar la correlación lineal entre variables de categorías, mediante la comparación de la probabilidad aleatoria del suceso, y el nivel de significancia pre-establecido para la prueba entre ambos factores, de manera que cuando  $p \leq 0.05$  se estará rechazando la hipótesis nula planteada de  $\rho = 0$ .

## CAPÍTULO 4. PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

### 4.1 Parámetros medidos in situ.

Los datos de las variables medidas en el campo (Tabla 7) tales como pH, la conductividad eléctrica y la salinidad del agua mostraron una tendencia similar con un aumento evidente en la zona costera (JL-5) en donde la concentración de oxígeno disuelto disminuye significativamente.

Tabla 7 : Parámetros fisicoquímicos de las aguas superficiales del río Juan López, Abril de 2016.

Parámetro		JL-1	JL-2	JL-3	JL-4	JL-5	Gráficos de tendencias
		19/04/2016; 9:08am	20/04/2016; 11:36am	27/04/2016; 12:07pm	19/04/2016; 2:53pm	27/04/2016; 12:27pm	
pH	Unidad	5,58	5,56	5,85	5,84	7,82	
Conductividad eléctrica	mS	92,7	87,2	143,6	545	35530	
Temperatura	°C	25,8	29,8	30	30,2	30,3	
Oxígeno disuelto	mg/L	6,45	6,17	6,71	6,08	5,68	
Salinidad	g/L	0	0	0,1	0,5	23,6	

Los valores de pH, conductividad eléctrica y salinidad aumentan, de un medio ácido de baja conductividad y salinidad nula (JL-1) hacia un medio alcalino con conductividades hasta un orden de magnitud mayor y con salinidad hasta 0,5 % (JL-P4) (Tabla 7). Bajo estas condiciones algunos plaguicidas son más estables en el agua, sin embargo, en el medio alcalino ( $\text{pH} > 7$ ) estas moléculas son fácilmente fraccionadas debido a que se hidrolizan dando lugar a nuevas moléculas con diferentes grados de toxicidad y persistencia. En la medida que las aguas fluviales se acercan al ambiente costero, los valores de estas variables cambian significativamente. En zonas con pH y salinidad baja, (Tabla 7) como lo observado en la cuenca baja del río Juan López, las partículas en suspensión contienen cargas positivas en su superficie. Esto propicia que los plaguicidas, en su mayoría formulados como ácidos débiles y/o ligeramente alcalinos, permanezcan químicamente inalterados en la fase acuosa y tiendan a concentrarse en los

sedimentos los cuales ofrecen mayoritariamente cargas negativas. Sin embargo, estas partículas en suspensión disminuyen a medida que aumenta la salinidad y consecuentemente la fuerza iónica aumenta (Achterberg, Herzl, Braungardt, & Millward, 2003). En el sitio más alejado del mar (JL-1) se observó la menor temperatura (Tabla 7) en comparación con el resto de los sitios que presentaron incrementos progresivos, pero cuyas diferencias fueron pequeñas, muy común en estos ecosistemas fluviales (Wetzel, Limnology: Lake and River Ecosystems, 2001).

La concentración del oxígeno disuelto fue variable durante el periodo de muestreo, sin embargo en los sitios costeros JL-4 y JL-5, fue notoria una disminución hasta un 18,13 %, posiblemente el efecto de la temperatura y salinidad provocó la baja solubilidad del oxígeno en el agua (Wetzel, 2001), (Warner, Bullister, Wisegarver, Gammon, & Weiss, 1996) hasta valores inferiores al 20 % que es lo que menciona la literatura. Por otra parte, la acción de las olas contribuye al atrapamiento del oxígeno en las burbujas generadas por la turbulencia en el mar (Wetzel, 2001). Algunos COP's son más persistentes en condiciones casi anóxicas (CCME, 2010), en cambio estas condiciones son favorables para la degradación de otros COP's (Hill & Mc Carty, 1967).

## **4.2 Contaminantes Orgánicos Persistentes**

### **4.2.1 Contaminantes orgánicos persistentes en material en suspensión**

De 21 plaguicidas organoclorados analizados en la muestra de material en suspensión, únicamente el Lindano, p,p'-DDE y el Endosulfan Sulfato fueron detectados (Tabla 8) el resto de los plaguicidas evaluados no fueron detectados incluyendo el Toxafeno con límite de detección de 4,63 ng/g. Contrario a los plaguicidas organoclorados, la presencia de plaguicidas organofosforados no fue detectada (Anexo A, Tabla 20 y Tabla 21).

Tabla 8 : Concentraciones de plaguicidas organoclorados en el material en suspensión.

Compuesto	Límite de detección (ng/g)	Tributario 10	Tributario 11	ISQG (ng/g)	PEL (ng/g)
		(ng/g)	(ng/g)		
Lindano	0,04	1,06	ND	0,94	1,38
p,p'-DDE	0,03	ND	0,65	1,42	6,75
Endosulfan Sulfato	0,08	1,10	1,00	---	---

\*ISQG: Guía provisional de calidad de sedimentos (valores guía canadienses).

En los sitios Tributario 10 y Tributario 11 fueron detectados residuos de algunos plaguicidas en el material en suspensión de (Tabla 8). La presencia de moléculas del DDE es el resultado de la degradación del DDT y de las del Endosulfan Sulfato es el resultado de la degradación del Endosulfan  $\alpha$  y  $\beta$  (Peterson & Batley, 1993). Esto demuestra el uso reciente de plaguicidas prohibidos en el control de hongos y parásitos en plantaciones de piña (MCA-Honduras/EDA, 2008) en la cuenca del río Juan López y también revela la interacción de estos compuestos con el material en suspensión transportado desde la cuenca media y alta, lo cual está adicionalmente originando un problema asociado a la presencia de otros compuestos, producto de la degradación, con toxicidad y permanencia diferente.

Estos resultados evidencian el aporte que hacen tanto el proceso de erosión y el de sedimentación a la contaminación y degradación de la calidad de los cuerpos de aguas superficiales, específicamente en la parte media y baja del río Juan López y posiblemente en el ambiente costero inmediato.

Probablemente la procedencia de estos contaminantes son las áreas agrícolas de las cuenca media y baja del río Juan López, y en este estudio queda demostrado que la escorrentía generada por la alta precipitación (2 408,2 mm) en la zona de estudio (Fundación VIDA, 2011), transporta eventualmente cantidades importantes de COP's asociados a las partículas en suspensión de suelo erosionadas, hacia el sistema fluvial (Peterson & Batley, 1993), (Rathbun, 1998), (Carvalho, y otros, 2002) que luego da lugar a la acumulación gradual de la contaminación.

## 4.2.2 Acumulación de contaminantes orgánicos persistentes en cuenca baja

### 4.2.2.1 Distribución espacial granulométrica de los sedimentos.

La composición de la fase sedimentaria de la cuenca baja del río Juan López está influenciada por el transporte de las partículas, principalmente en el rango de limo y arenas, provenientes de la erosión de los suelos generada por la actividad agrícola de la cuenca media, cuyo transporte es favorecido por la precipitación durante la estación lluviosa (Anexo B). La distribución granulométrica controla la distribución espacial y acumulación de la contaminación y está relacionada con la dinámica del sistema fluvial y el transporte de las partículas que componen al sedimento.

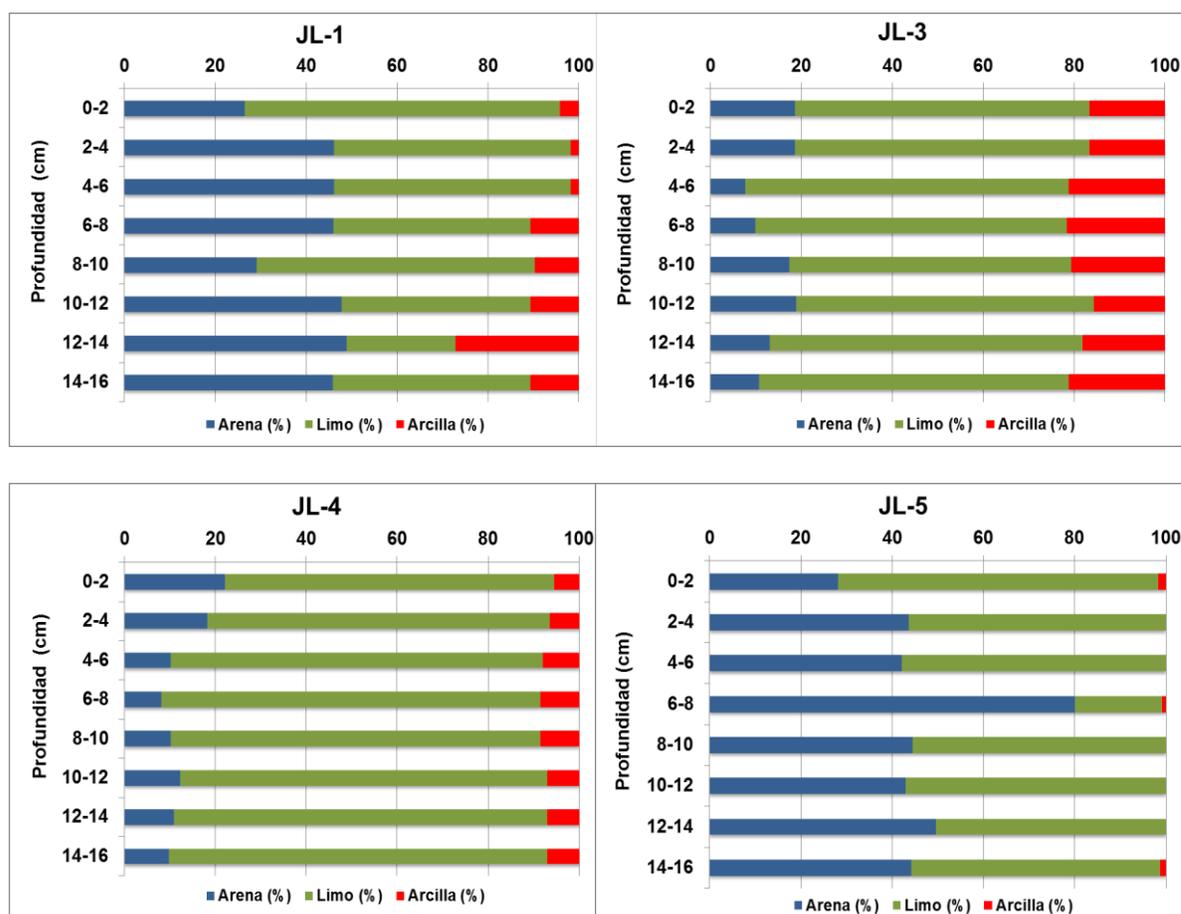


Gráfico 1 : Distribución vertical de la granulometría de los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, época seca de 2016.

A pesar de que la acumulación vertical de las arenas (Gráfico 1; Anexo B, Tabla 24) no es homogénea en todos los sitios, si se puede observar patrones similares entre

los sitios adyacentes JL-3 y JL-4, lo que sugiere condiciones hidráulicas similares. De la misma forma esto es aseverado por el patrón de acumulación de la fracción limo, la cual es la más representativa en ambos sitios. Estos resultados sugieren que ambos sitios son el sumidero para la contaminación de la cuenca baja del Río Juan López.

En el sitio JL-1 “Después del drenaje”, a una distancia aproximada de 1 377 m desde la línea costera, el contenido de partículas finas es alto (48,4 % limo + 9,6 % arcilla). El mayor contenido de arcilla (9,65 % - 10,65 %) se encuentra entre los 6 cm y 10 cm de profundidad, encontrando su mayor acumulación a los 12 cm de profundidad (Gráfico 1), lo cual propicia la sorción y consecuentemente, la acumulación de COP's. Sin embargo, en la estación lluviosa estos contaminantes podrían estar propensos a ser resuspendidos (L. Nowell, 1999) y transportados hacia la zona costera.

En comparación al sitio JL-1, el sitio JL-3, ubicado a una distancia de 644 m corriente abajo, el predominio de partículas finas es alto (> 80 %) y su acumulación es más homogénea (Gráfico 1), aún cuando la profundidad del río es un 10,5 % inferior a la del sitio JL-1.

La presencia de partículas finas en mayor proporción en los sitios JL-3 y JL-4, (Gráfico 1), indica una influencia directa del sistema fluvial por el arrastre de sedimentos durante la estación lluviosa.

En el sitio JL-5, por ser una zona costera, predominan las partículas más grandes y el contenido de arcilla es bajo o casi nulo (Gráfico 1) debido al movimiento de las aguas las cuales no permiten la sedimentación de aquellas partículas con una densidad relativamente baja, sin embargo, existe una alta presencia de limo, debido al aporte importante de la cuenca del río Juan López.

El alto contenido de limo en el lecho del río Juan López se debe a que este atraviesa, en la cuenca media, por suelos tipo Yaruca, clasificado como litosoles, los cuales están formados sobre rocas ígneas metamórficas, con alto contenido de minerales máfico. En la cuenca baja el río también atraviesa por suelos tipo Toyos clasificado como latisoles, en algunos sitios se encuentran piedras en la superficie, sin

embargo, generalmente su origen es de rocas meteorizadas, posiblemente este suelo fue en un tiempo una terraza marina o un sistema de conos aluviales, (Simmons, 1969). Por otro lado el transporte efectivo y la deposición de las partículas finas en el lecho del río esta asociada a la alta precipitación (2 408,2 mm) (Fundación VIDA, 2011) y su acumulación en áreas de baja energía en el sistema fluvial (L. Nowell, 1999) a como se observa en los sitios de remansos JL-3 y JL-4.

#### **4.2.2.2 Textura**

En el sitio JL-1 la textura del sedimento comprende desde franco-limosa en los primeros 6 cm hasta franco, franco-limoso y arcillo-arenosa cerca de los 8 cm y 16 cm de profundidad. En el sitio JL-3 la textura predominante en todo el perfil del sedimento es franco-limosa. Los sedimentos en el sitio JL-4 tienen una textura franco-limosa en los primeros 6 cm y luego desde los 8 cm hasta 16 cm una textura limosa y los sedimentos del sitio JL-5 son franco-limosos en los primeros 6 cm de profundidad, sin embargo, a mas profundidad su textura cambia desde areno-limosa, franco-limosa hasta franco arenosa (Anexo B, Tabla 24).

Las clasificaciones texturales de los sedimentos en la parte baja del río Juan López son un reflejo de la clasificación textural de los tipos de suelo Yaruca y Toyos (Simmons, 1969) que según la clasificación de suelos de Honduras son franco-arcillo-limosos. El arrastre y las deposiciones de las partículas finas dependen de la intensidad de la erosión hídrica durante los eventos de precipitaciones, así como la erosión de los suelos provocada por las prácticas a como se mencionó previamente.

#### **4.2.2.3 Materia orgánica**

Los sedimentos de los sitios con menor contenido de materia orgánica y mayor fracción de arenas corresponden con su cercanía al ambiente costero (Gráficos 1 y 2)(Anexo B, Tabla 24; Anexo C, Tabla 25).

Contrario a estos resultados, los sitios con menos arenas y mayor contenido de materia orgánica son el JL-3 y el JL-4 (Graficos 1 y 2), los cuales hacen de estos sitios un sustrato idóneo para la retención de la contaminación proveniente de la parte alta de la cuenca.

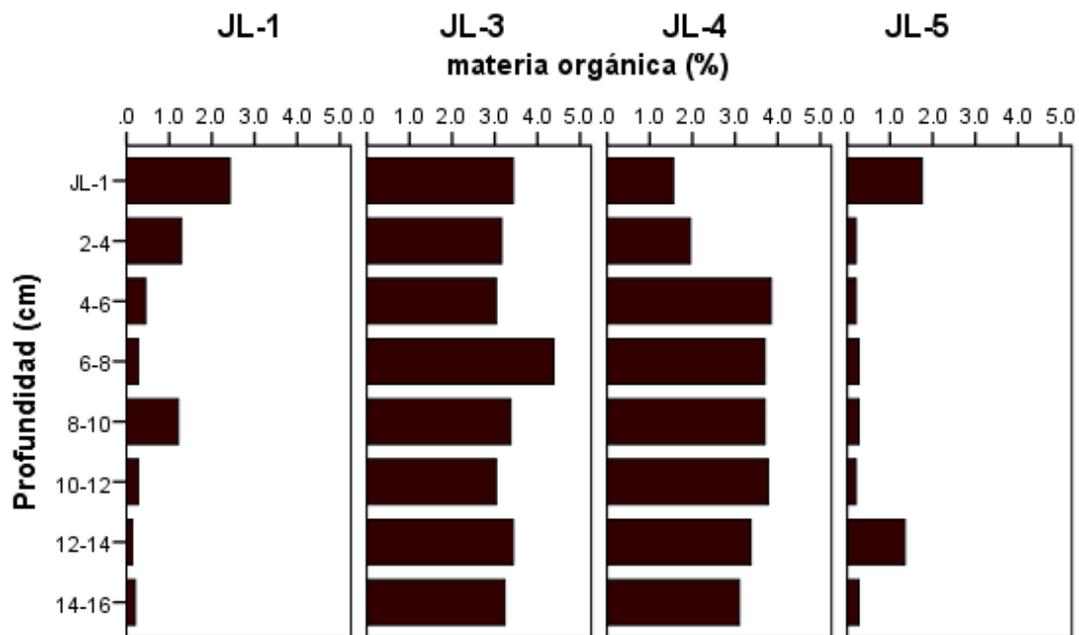


Gráfico 2: Distribución vertical del contenido de materia orgánica de los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, época seca de 2016.

Para evaluar las variables que favorecen a la presencia de residuos de contaminantes orgánicos persistentes se apreció gráficamente la presencia y comportamiento de las concentraciones de arcilla y materia orgánica en el perfil de sedimento en cada sitio de muestreo (Gráfico 3).

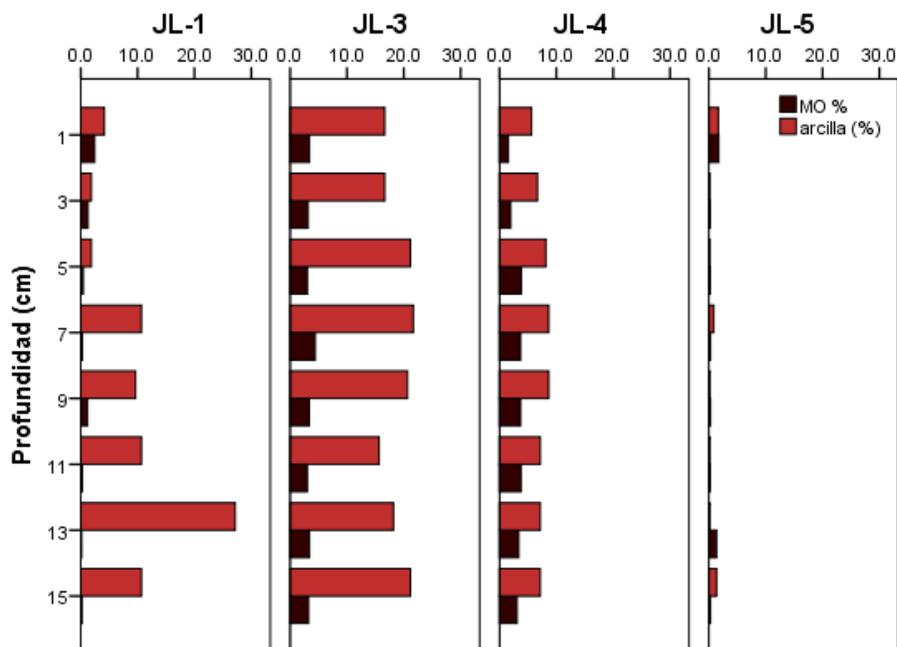


Gráfico 3 : Comportamiento vertical de la fracción de arcilla y el contenido de materia orgánica en la cuenca baja del río Juan López, época seca de 2016.

En la relación entre materia orgánica (%) y los contenidos porcentuales de los tamaños de partícula (% Arena, % Limo y % Arcilla), del sitio JL-1, se encontró significancia entre la materia orgánica y el % limo ( $p < 0,05$ ;  $\alpha=0,004$ ), con una fuerte relación lineal ( $r= 0,880$ ), y entre la materia orgánica y el % Arcilla ( $p < 0,05$ ;  $\alpha=0,009$ ) una fuerte relación lineal inversa ( $r= -0,840$ ) entre estas variables. Por tanto, entre mayor es el contenido de limo, mayor es el contenido de la materia orgánica y consecuentemente la presencia de COP's en los sedimentos. En cambio en el sitio JL-4 el contenido de materia orgánica está controlado por el contenido de arcilla  $r= 0,729$  ( $\alpha=0,04$ ) y no por el contenido de arena y limo.

En general, se encontró que en los sedimentos analizados hay una correlación más estrecha entre la materia orgánica y el % Limo y una correlación media con el % Arcilla. En cambio, se encontró una correlación inversa con la arena ( $-0,824$ ).

Tabla 9 : Correlación y significancia entre tamaños de partícula y materia orgánica de los sedimentos de los cuatro sitios muestreados en la cuenca baja del río Juan López.

Prueba de correlación		Arena %	Limo %	Arcilla %
$\rho$ Spearman	Materia orgánica %	-0,824	0,768	0,447
		Sig. (bilateral)	0,000	0,000

El contenido de materia orgánica en los sitios JL-3 y JL-4 son los más elevados, al igual que en el contenido de arcilla y limo, por la afinidad que tiene la materia orgánica por las partículas más finas, las cuales interactúan debido a la presencia de cargas opuestas y probablemente a la formación de enlaces químicos con los óxidos presentes en las mismas. Estas partículas tienden a ser depositadas y acumuladas en zonas de remansos o de baja energía en el sistema fluvial (L. Nowell, 1999).

A como era de esperarse, al comparar los patrones de acumulación de las arenas se observó un patrón general de acumulación opuesto al patrón de acumulación de la materia orgánica en todos los sitios estudiados.

#### **4.2.2.4 Compuestos organoclorados y su relación con la distribución del tamaño de partículas y el contenido de materia orgánica de los sedimentos en la cuenca baja del río Juan López**

En este estudio fueron detectados compuestos organoclorados en los perfiles de sedimentos recolectados en los 4 sitios en la cuenca baja del río Juan López. En orden de frecuencia se encontró el Endosulfan I, en 19 muestras evaluadas, en igual cantidad de muestra el Endrin, el Lindano y el p,p'-DDE se detectó en 17 muestras evaluadas, Endosulfan II en 12 muestras evaluadas de un total de 32 muestras analizadas y el Endosulfan sulfato fue detectado únicamente en el sitio JL-1, el resto de los compuestos organoclorados evaluados no fueron detectados incluyendo el Toxafeno con límite de detección de 4,63 ng/g.

Al darle tratamiento estadístico al conjunto de datos de concentración de los COP's encontrados en los sedimentos del río Juan López y la distribución del tamaño de partículas de los mismos, se observó correlaciones inversas entre el % Arena y las concentraciones de Lindano, p,p'-DDE, Endrin, Endosulfan I, Endosulfan II. Contrario a estos resultados, se observó correlaciones positivas entre el % Limo y las concentraciones de Lindano, p,p'-DDE, Endrin, Endosulfan I y entre el % de Arcilla y las concentraciones de Lindano, p,p'-DDE, Endrin, Endosulfan I, Endosulfan II (Tabla 10). Por tanto, entre mayor es el contenido de partículas finas, mayor es la presencia de COP's en los sedimentos, y consecuentemente entre

mayor es el contenido de arena menor presencia de COP's fué observado en los sedimentos.

En los sitios JL-1, JL-3 y JL-4 en donde el contenido de arcilla es mayor al 2 %, la presencia de Lindano fue evidente, lo cual indica que, el contenido de materia orgánica controla la presencia y acumulación de Lindano en los sedimentos. La materia orgánica de estos sedimentos podría contener grupos funcionales que interactúan con las moléculas de Lindano y hacen efectiva la retención de este compuesto en la fase sedimentaria. Obviamente, el contenido de materia orgánica en el sedimento integral en los sitios mencionados está asociado con el contenido de arcilla, la cual ofrece un área superficial mas grande para la retención de materia orgánica en comparación con el resto de fracciones (limo, arena).

Al igual que el Lindano, la presencia del Endosulfan II en los sedimentos de los sitios JL-1, JL-3 y JL-4 también está condicionada por el contenido de materia orgánica y un alto contenido de arcilla en todo el perfil. Estadísticamente se encontró relación entre el contenido de la materia orgánica de los sedimentos y la presencia de COP's con excepción del metabolito Endosulfan Sulfato en los mismos (Tabla 11). En cuanto al Endosulfan II, los datos sugieren un valor de correlación lineal inversa baja  $r = -0,424$  ( $\alpha = 0,016$ ) con la arena y una correlación lineal positiva  $r = 0,635$  con la arcilla cuando el valor de significancia es de  $\alpha = 0,000$ .

Tabla 10 : Correlación y significancia entre tamaños de partícula de los sedimentos y las concentraciones de COP's usando el total de los datos.

Prueba de correlación			Lindano	p,p'-DDE	Endrin	Endo_I	Endo_II	EndoSul
ρ spearman	Arena %	Coef. de correlación	-0,794**	-0,791**	-0,676**	-0,659**	-0,424*	0,165
		Sig. (bilateral)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,016	0,366
	Limo %	Coef. de correlación	0,713**	0,629**	0,590**	0,533**	0,199	-0,224
		Sig. (bilateral)	0,000	0,000	0,000	0,002	0,274	0,218
	Arcilla %	Coeficiente de correlación	0,521**	0,634**	0,531**	0,586**	0,635**	0,107
		Sig. (bilateral)	0,002	0,000	0,002	0,000	0,000	0,559

\*\* La correlación es significativa en el nivel 0,01 (2 colas) ; \* La correlación es significativa en el nivel 0,05 (2 colas).

Tabla 11 : Correlación y significancia entre la materia orgánica de los sedimentos y las concentraciones de COP's utilizando el total de los datos.

Prueba de correlación			Lindano	p,p'-DDE	Endrin	Endo_I	Endo_II	Endo Sul.	Etil Par.	Terb.
ρ Spearman	MO	Coef. de correlación	0,843**	0,823**	0,737**	0,656**	0,367*	-0,254	0,767**	0,512**
		Sig. (bilateral)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,039	0,161	0,000	0,003
		N	32	32	32	32	32	32	32	32

\*\* La correlación es significativa en el nivel 0,01 (2 colas) ; \* La correlación es significativa en el nivel 0,05 (2 colas).

Solamente fué posible evaluar por separado los sitios JL-3 para cinco plaguicidas y JL-4 para cuatro plaguicidas. En ambos casos no se encontró correlación entre las variables evaluadas.

Tabla 12 : Correlación y significancia entre tamaños de partícula de los sedimentos y las concentraciones de COP's cuantificados en el sitio JL-3.

Prueba de correlación			Lindano	p,p'-DDE	Endrin	Endo I	Endo_II	EndoSul
ρ spearman	Arena %	Coef. de correlación	0,419	0,407	0,060	-0,542	0,446	.
		Sig. (bilateral)	0,301	0,317	0,888	0,165	0,268	.
	Limo %	Coef. de correlación	-0,180	-0,503	-0,299	0,349	-0,193	.
		Sig. (bilateral)	0,670	0,204	0,471	0,396	0,647	.
	Arcilla %	Coef. de correlación	-0,590	-0,313	-0,108	0,612	-0,655	.
		Sig. (bilateral)	0,123	0,450	0,798	0,107	0,078	.

Tabla 13 : Correlación y significancia entre tamaños de partícula de los sedimentos y las concentraciones de COP's cuantificado en el sitio JL-4.

Prueba de correlación			Lindano	p,p'-DDE	Endrin	Endo_I	Endo_II	EndoSul
ρ spearman	Arena %	Coef. de correlación	0,000	-0,357	0,216	0,548	0,245	.
		Sig. (bilateral)	1,000	0,385	0,608	0,160	0,558	.
	Limo %	Coef. de correlación	0,095	0,286	-0,311	-0,667	0,027	.
		Sig. (bilateral)	0,823	0,493	0,453	0,071	0,949	.
	Arcilla %	Coef. de correlación	0,307	0,651	0,068	-0,344	-0,506	.
		Sig. (bilateral)	0,460	0,081	0,873	0,404	0,200	.

#### 4.2.2.4.1 Lindano

Lindano residual fue detectado únicamente en los sitios JL-1, JL-3 y JL-4, en concentraciones entre 0,23 ng/g y 1,30 ng/g (Gráfico 4). Sin embargo en el sitio JL-1 la presencia del Lindano fue evidente únicamente en el sedimento superficial. Estos resultados demuestran el uso reciente del Lindano en la actividad agrícola y su acumulación esta confirmada por su presencia hasta los 16 cm en los sitios JL-4 y JL-3 en donde las concentraciones variaron entre 0,44 ng/g y 1,30 ng/g, de las cuales solamente las concentraciones de las secciones de 0-2 cm y 2-4 cm tienen valores superiores a los valores guía canadiense (ISQG: 0,94 ng/g en cuerpo de agua dulce y 0,32 ng/g ambiente marino) para protección de la vida acuática. En el sitio JL-4 las concentraciones de Lindano variaron entre 0,23 ng/g y 1,10 ng/g, y la concentración que es superior al valor guía canadiense (0,32 ng/g) fue observada a la profundidad de 10-12 cm. Las concentraciones de este plaguicida observadas en los sedimentos de todos los sitios son inferiores a los valores guía de la USEPA (SQAL: 3,7 ng/g) y la NOAA (PEL: 1,38 ng/g).

En la muestra de sedimento superficial en el sitio tributario 10 de la cuenca media del río Juan López, se encontró residuos de Lindano con una concentración de 1,06 ng/g (Anexo A, Tabla 20) por encima del valor guía canadiense (ISQG: 0,94 ng/g) evidenciando, al igual que lo observado en el sitio JL-1, que este plaguicida ha sido aplicado recientemente, o que en estos ambientes la vida media del Lindano tanto en sedimentos (1,5 años) (C.H. Walker, 2006) como en suelos (1,16 años) (L. Nowell, 1999) es mayor, dado que este plaguicida fué prohibido su comercialización desde 1991.

Las concentraciones altas de lindano observadas en los sitios JL-3 y JL-4 corresponden a su alto coeficiente de partición ( $K_{ow}$ ) de 3,24/3,61 (L. Nowell, 1999) en la interfase agua-sedimento. Estos valores de coeficientes de partición indica la alta liposolubilidad del Lindano, por tanto, este compuesto tiende a asociarse al alto contenido de arcilla y materia orgánica de los sedimentos de los sitios JL-3 y JL-4. Adicionalmente su presencia es favorecida por la tendencia de estas partículas a

ser depositadas y acumuladas en zonas de remansos o de baja energía en el sistema fluvial (L. Nowell, 1999).

Otros factores que favorecen, la presencia del Lindano en los sedimentos del río Juan López es que el Lindano es extremadamente estable a la luz, a temperaturas por encima de 180 °C y a medios ácidos (Tomlin, 1994) citado por (Mat, y otros, año no expuesto). Al igual que lo observado en este estudio, otros estudios han reportado la presencia del Lindano (D. J. González-Mille et al., 2010) en ecosistemas costeros de la región (Carvalho et al., 1999), (Levy, 2016) y (GEF-REPCar, 2008-2011). En Honduras en la bahía de Puerto Cortés y laguna de Alvarado se reportaron valores menores que, el límite de detección (no detallado) y hasta 14,9 ng/g (Quejido, y otros, 2012).

El Lindano ha sido usado en el país para el control de pediculosis en la cabeza y escabiosis en niños y adultos, para la ganadería y como protector de semillas en la agricultura, fué prohibido en Honduras mediante resolución 09-91 por la secretaría de recursos naturales en el año 1991 (OPS, 2000). Sin embargo, tomando en cuenta la vida media de este plaguicida y los resultados de esta investigación, todo indica que el esfuerzo por la regulación y la prohibición de su uso, no ha sido efectiva.

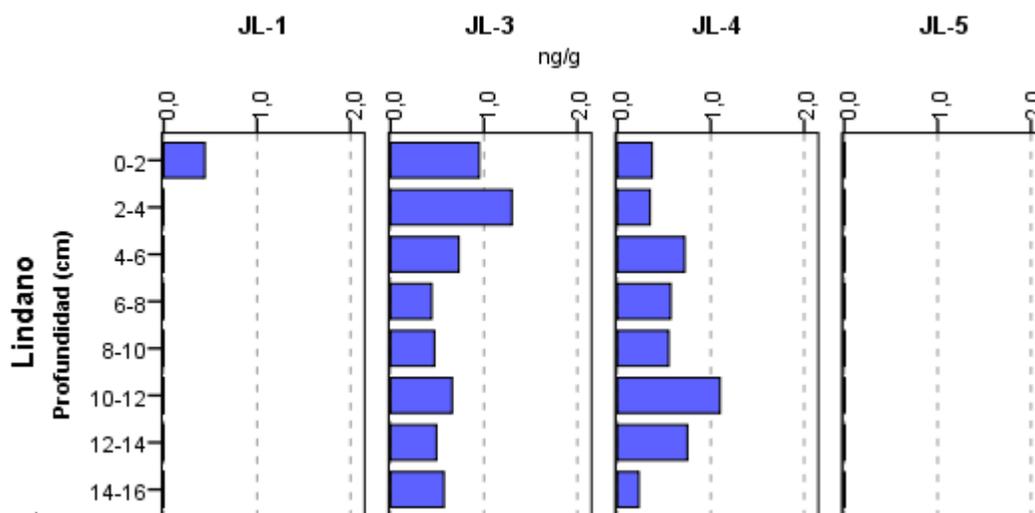


Gráfico 4 : Acumulación vertical de Lindano en los sedimentos de la parte baja del río Juan López, época seca, 2016.

#### 4.2.2.4.2 p,p'-DDE

Residuos de p,p'-DDE fueron detectados en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López (Gráfico 5) cuya acumulación es más evidente en los sitios JL-3 y JL-4, en concentraciones que varían desde los 0,19 ng/g y los 1,84 ng/g. Estas moléculas no fueron detectadas en el ambiente marino (JL-5), lo cual probablemente obedezca al bajo contenido de materia orgánica de los sedimentos y/o a los valores altos de salinidad y temperatura así como al pH alcalino (Tabla 7). Estas condiciones, favorecen la volatilización y degradación abiótica del p,p'-DDE. Este compuesto se detectó únicamente en los sedimentos superficiales del sitio JL-1 (Gráfico 5). La concentración más alta fue observada a una profundidad de 6-8 cm, en el sitio JL-3, la cual está por encima del valor guía canadiense (ISQG: 1,42 ng/g) para la protección de la vida acuática. Ninguno de los valores de concentraciones de p,p'-DDE observadas son superiores al valor de concentración de los niveles de efectos probables (PEL) tanto para agua dulce (6,75 ng/g) como para agua marina/estuarina (374 ng/g). Tampoco excedieron los valores guías de la NOAA (PEL: 6,75 ng/g), ni los de la Norma Australiana y ni los de Nueva Zelanda (ISQL: 2,2 ng/g).

Al juzgar la presencia del Lindano y el p,p'-DDE, los cuales presentan un patrón de acumulación similar (Gráfico 4 y Gráfico 5), en los sedimentos fluviales de la parte baja de la cuenca del Río Juan López se puede aseverar sobre el uso reciente y su alta persistencia de ambos COP's en estos ambientes, así como la afectación de la calidad natural de los sedimentos de este ecosistema.

Las concentraciones de p,p'-DDE varían según el tamaño de la partícula. Los sitios JL-3 y JL-4 con mayor presencia de partículas finas acumularon en mayor parte este contaminante. Probablemente la presencia del p,p'-DDE y su acumulación en el lecho del río es favorecida en estos sitios por su alto coeficiente de partición ( $K_{ow}$ ) de 6,91 (ATSDR, 2002), por el alto contenido de arcilla y de materia orgánica en la fase sedimentaria y por la tendencia de estas partículas en aglomerarse en zonas de remansos o de baja energía en el sistema fluvial (L. Nowell, 1999). En varios estuarios en el Reino Unido, reportaron un comportamiento similar en cuanto a un

gradiente en el tamaño de partícula (Cole, Codling, Parr, & Zabel, 2001). En estos sitios también se encontró mayor contenido de materia orgánica. En el estuario del río Minjiang, China, también se observó la misma tendencia (Zhang, Hong, Zhou, Huang, & Yu, 2003).

En condiciones ambientales el p,p'-DDE (vida media : 151 a 271 días, en suelos ácidos > 672 días, log Kow 6,51) es el componente predominante producto de la degradación del  $\Sigma$ p,p'-DDT. Otro producto de esta degradación es el p,p'-DDD (log Kow 6,02) (García Cambero, 2002), (ATSDR, 2002) pero en muy poca cantidad. Los lugares con alta deposición de sedimentos de textura fina, en condiciones anóxicas y presencia de materia orgánica están relacionados con el enriquecimiento de trazas de compuestos orgánicos (Belzunze, Solaun, Franco, Valencia, & Borja, 2001).

En los estuarios, desembocaduras y ambientes costeros existe un aporte de diferentes componentes físicos y químicos provenientes de la cuenca hidrográfica. Además, las precipitaciones e inclusive eventos de marea alta aportan materia orgánica que promueven el desarrollo de comunidades bentónicas. La materia orgánica en la columna de agua, tanto de forma particulada como disuelta, a pesar de ser una fuente de alimento, es una fuente de exposición a xenobióticos como los plaguicidas para los organismos que habitan en el fondo, ya que son un sustrato para la captura de compuestos tóxicos (Alberto Zirino, 2013).

En sistemas costeros de la región Centroamericana, como desembocaduras de ríos, estuarios y lagunas, al igual que el área objeto de estudio de esta investigación, existe un gran aporte de componentes físicos y químicos (Alberto Zirino, 2013), asociado a la presencia de p,p'-DDE en los sedimentos (D. J. González-Mille et al., 2010), (Carvalho et al., 1999), independientemente de la estación del año (Levy, 2016).

El uso del DDT es ilegal desde 1981. Debido a que no fue registrado, en el año 1991 se ratificó la prohibición mediante resolución 09-91 por la secretaría de recursos naturales de Honduras (Jansen, 2002). El DDT fue introducido en la década de los años 40, para combatir la malaria, inclusive se ratificó en 1955 mediante el decreto

No 185, el cual contiene «La ley para la erradicación de la malaria» (Gallardo & Osorio, 2010).

Considerando que: a) la prohibición del p,p'-DDT fué ratificada en 1990 (Jansen, 2002), b) ya han pasado 26 años aproximadamente, c) En cuanto recientemente se ha encontrado residuos de su metabolito p,p'-DDE en los sedimentos, y d) que en matrices con acidez alta puede al menos ser degradado en un 50 % en un poco menos de 2 años, se puede afirmar que posiblemente la aplicación de esta sustancia no acabó inmediatamente después de la prohibición en algunos sectores de la cuenca del río Juan López. La alta sedimentación en la cuenca en época de invierno probablemente pudo favorecer a la deposición de los sedimentos, lo cual está reflejado en el perfil evaluado, especialmente en los primeros centímetros de profundidad, que es el caso del sitio JL-1, y que se podría asumir que los sedimentos son recientes y la degradación del p,p'-DDE inició en los suelos.

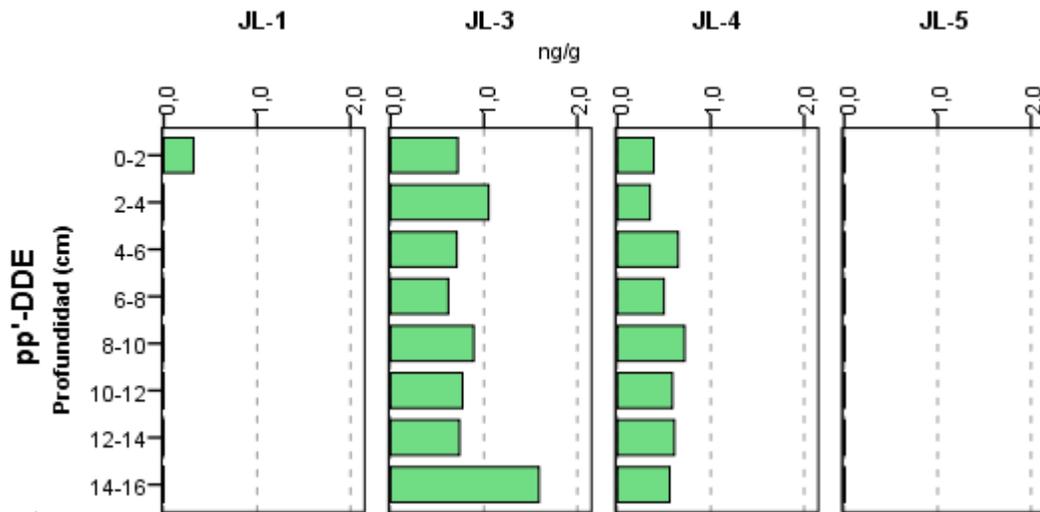


Gráfico 5 : Acumulación vertical p,p'-DDE en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, época seca 2016.

#### 4.2.2.4.3 Endrín

Al igual que el Lindano y el p,p'-DDE, la acumulación del Endrin en la parte baja del Río Juan López quedó evidenciada (Gráfico 6) por las concentraciones cuantificadas en los núcleos sedimentarios de los sitios JL-3 y JL-4. Sin embargo,

la presencia de este plaguicida en el sedimento superficial en todos los sitios, sugiere la aplicación reciente de este plaguicida en los cultivos, así como confirma la erosión de los suelos de la cuenca y consecuentemente el transporte de la contaminación que está afectando la calidad natural del río Juan López.

Las concentraciones del Endrin variaron entre 0,18 ng/g y 2,57 ng/g (Gráfico 6). En los sitios JL-1 y JL-4 este compuesto fué únicamente detectado superficialmente, y al comparar esas concentraciones superficiales en todos los sitios muestreados, es notorio la atenuación de esas concentraciones en función de la distribución longitudinal en dirección hacia el ambiente marino costero (Gráfico 6), en donde también fué detectada la presencia del Endrin. Esta tendencia posiblemente se deba también al rápido transporte provocado por la velocidad de la corriente.

En el sitio JL-3 la distribución vertical de las concentraciones varía desde 0,27 ng/g hasta los 0,97 ng/g y en el sitio JL-4 desde 0,18 ng/g hasta los 0,41 ng/g. El patron del comportamiento de la acumulación vertical del Endrin observado en ambos sitios podría indicar: a) que la distribución de las concentraciones obedecen a un aumento reciente en la sedimentación, b) un aumento en la frecuencia de aplicación y/o en las cantidades aplicadas y c) una rápida degradación del Endrin, dado que la degradación del Endrin se produce bajo condiciones anaeróbicas (Hill & Mc Carty, 1967), este proceso podría explicar el hecho que las concentraciones de este compuesto tienda a disminuir hacia las capas inferiores de la fase sedimentaria.

Afortunadamente, las concentraciones de Endrin en los sedimentos en la cuenca baja del río Juan López no representan alguna amenaza para la vida acuática ya que son inferiores al valor guía canadiense (ISQG: 2,67 ng/g), e inferiores en un grado de magnitud al valor guía PEL para ISQG, USEPA, NOAA (PEL: 62,4 ng/g) y el valor guía de la NOAA (PEL: 62,4 ng/g) para agua dulce. Norma Australiana y Nueva Zelanda (ISQL: 20 ng/g).

Aunque no se observó correlación alguna, las concentraciones de Endrin en los sedimentos de los sitios JL-3 y JL-4, coinciden con el alto contenido de materia orgánica (Gráficos 2 y 6). La presencia de Endrin también ha sido reportada en ambientes costeros en países de la región, sin embargo la mayoría de las

concentraciones reportadas son inferiores a 1 ng/g (Carvalho et al., 1999). En el departamento de Choluteca, Honduras. (Hruska, A.J. y S.M. Gladstone, 2001) citado por (Gladstone, 2002) se encontró granos de maíz almacenado conteniendo Endrin para su preservación. Esta sustancia química ha sido utilizado como rodenticida (Salmon & Marsh, 1978).

Han pasado 26 años aproximadamente desde la ratificación de la prohibición del uso del Endrin mediante resolución 09-91 por la secretaría de recursos naturales de Honduras (Jansen, 2002), y se continúa encontrando residuos, posiblemente por su elevada persistencia en los suelos.

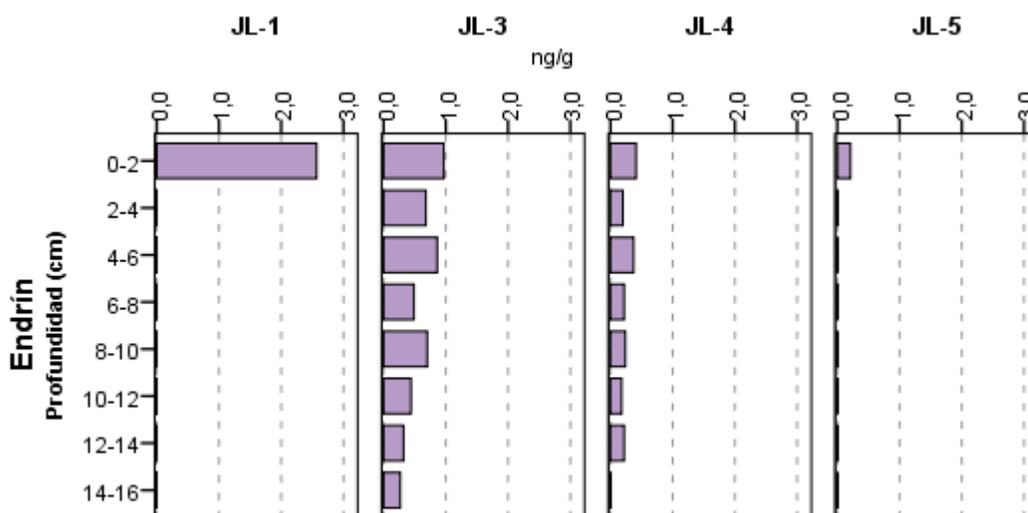


Gráfico 6 : Acumulación vertical de Endrin en sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, época seca 2016.

#### 4.2.2.4.4 Endosulfan I

Otro compuesto detectado en los sedimentos del río Juan López fué el Endosulfan I, cuyas concentraciones varían entre 0,19 ng/g y 1,84 ng/g (Gráfico 7). En los sedimentos superficiales las concentraciones de este plaguicida tiene el mismo comportamiento que el Endrin, lo cual confirma la incorporación del suelo erosionado, conteniendo moléculas de COP's, desde las areas agrícolas hacia el lecho del río y que posteriormente son transportado hacia el ambiente costero marino.

Al igual que el resto de moléculas detectadas, el Endosulfan I también fue detectado en todo el perfil de los sedimentos de los sitios JL-3 y JL-4. Las concentraciones detectadas en todos los sitios son inferiores al valor guía canadiense tanto para ambientes de agua dulce (20,28 ng/g) como para los marinos (10,82 ng/g). Adicionalmente, las concentraciones son también inferiores al nivel preventivo de calidad de sedimentos de la USEPA (SQAL: 2 900 ng/g), a una concentración de carbono orgánico total (TOC) de 1 %.

El Endosulfan I es degradado rápidamente en el suelo después de 60 días de ser aplicado y 7 días en el agua de río. Esta degradación es ocasionada por la biotransformación microbiana resultando en su principal metabolito, el Endosulfan Sulfato, que es tan tóxico como Endosulfan I (CCME, 2010), (Peterson & Batley, 1993). Probablemente los resultados del análisis de los sedimentos del sitio JL-1, en cuanto a la presencia del Endosulfan I, estén asociados a la morfología del sitio y las condiciones hidráulicas que controlan la deposición de las partículas del suelo proveniente de las áreas cultivadas en la cuenca del Río Juan López, las cuales no permiten la acumulación de algunos compuestos contrario a lo observado en los sitios JL-3 y JL-4.

Aunque las concentraciones en todos los sitios no exceden los valores guías, la presencia de residuos de Endosulfan I, responde a las características del sedimento, las cuales no favorecen la hidrólisis de este compuesto, esta reacción se estabiliza, y adicionalmente en condiciones anaerobias la vida media se puede extender hasta 5 meses (CCME, 2010). Los ambientes pantanosos y que se encuentran cerca de áreas de cultivos en que se haya aplicado Endosulfan, actúan como un depósito para el plaguicida (CCME, 2010). Los sitios JL-3 y JL-4 fueron los que revelaron la mayor acumulación de Endosulfan I, siendo también los sitios con mayor presencia de arcilla y materia orgánica.

En otros sistemas costeros de la región como desembocaduras, estuarios y lagunas, se obtuvieron concentraciones de Endosulfan I (Carvalho et al., 1999), (GEF-REPCar, 2008-2011), (Rueda, Botello, & Díaz, 1997), inclusive se reportaron

valores > 20,20 ng/g (Gonzales-Farías, Cisneros Estrada, Fuentes Ruíz, Díaz González, & Botello, 2002).

El Endosulfan I ha sido usado en Honduras para el control de pediculosis en la cabeza y escabiosis en niños y adultos, para la ganadería y como protector de semillas en la agricultura. Su presencia en la parte baja de la cuenca del río Juan López, puede responder a una aplicación reciente debido a que su vida media (50 %) es de 38 días en el suelo hasta 425 días con un 90 % de su degradación (Baedelt, Idstein, & Krebs, 1992). Aunque en Honduras este COP fué prohibido mediante la resolución 09-91 por la secretaría de recursos naturales en el año 1991 (OPS, 2000).

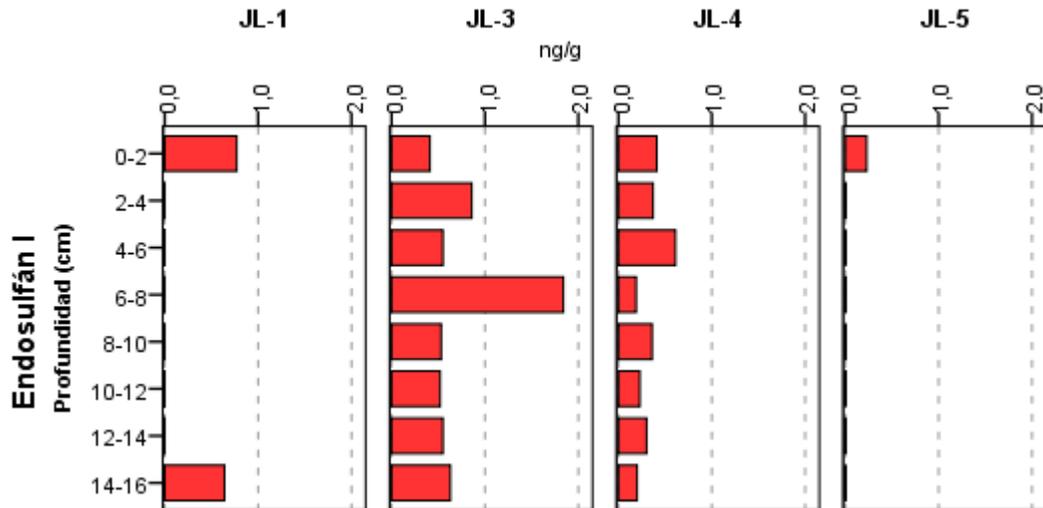


Gráfico 7 : Acumulación vertical de Endosulfan I en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, época seca 2016.

#### 4.2.2.4.5 Endosulfan II

Otro compuesto detectado en la fase sedimentaria del río Juan López fue el Endosulfan II (Gráfico 8), en concentraciones desde 0,11 ng/g hasta los 0,77 ng/g. Curiosamente este compuesto fue detectado a los 14 cm de profundidad en JL-1. Sin embargo, al igual que el resto de compuestos detectados, la presencia del Endosulfan II es evidente en todo el perfil del sedimento recolectado en el sitio JL-3 confirmando que esta área del río es un colector de la contaminación antrópica generada en la cuenca. En el sitio JL-4 se detectaron concentraciones

cuantificables a las profundidades de 0-2 cm hasta los 14-16 cm no se detectó la presencia del Endosulfan II en el sitio JL-5. Actualmente no existe un valor de referencia para sedimentos en la norma canadiense, sin embargo los valores deducidos a partir del cálculo de las guías para calidad de agua (CWQG: ng/ml), mediante los valores del coeficiente de partición octanol-agua se obtiene que para sedimentos en ambiente de agua dulce es de 12,51 ng/g y para el marino es 6,67 ng/g. Las concentraciones observadas son también inferiores al nivel preventivo de calidad de sedimentos de la USEPA (1997a) (SQAL: 14 000 ng/g), a una concentración de carbon orgánico total (TOC) de 1 % (L. Nowell, 1999).

Los sedimentos del sitio JL-3 con mayor presencia de materia orgánica y con un valor ácido (pH 5,8) en el agua intersticial han acumulado Endosulfan II hasta los 16 cm y probablemente en los sedimentos a más profundidad, seguido del sitio JL-4, segundo sitio con mayor presencia de materia orgánica, con un valor de pH 5,8 del agua intersticial, se obtuvo concentraciones de Endosulfan II en las profundidades 0-2 cm y 14-16 cm. La presencia del Endosulfan II en el sitio JL-1 fue evidente únicamente a los 14 cm, sitio con menor concentración de materia orgánica y con un pH de 5,58 en el agua. El Endosulfan II es degradado principalmente por acción microbiana a Endosulfan Sulfato. Puede permanecer en el ambiente hasta dos años (National Research Council of Canada 1975). El Endosulfan II puede retrasar su degradación en pH ácidos, con bajo nivel de oxígeno y en sitios con alto contenido de materia orgánica (CCME, 2010).

En sistemas costeros de la región se han encontrado residuos de Endosulfan II en los sedimentos. (Gonzales-Farías, Cisneros Estrada, Fuentes Ruíz, Díaz González, & Botello, 2002). En época seca se han reportado valores muy por encima de 12,51 ng/g (Rueda, Botello, & Díaz, 1997).

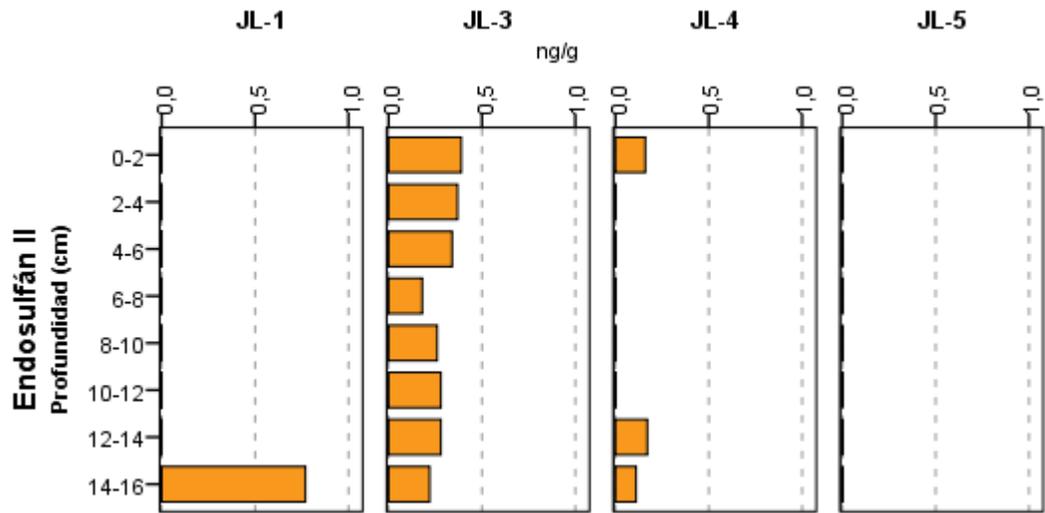


Gráfico 8 : Distribución vertical de Endosulfán II en sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, época seca de 2016.

Hasta ahora no se conocen valores guía para Endosulfán sulfato por ser un producto de degradación.

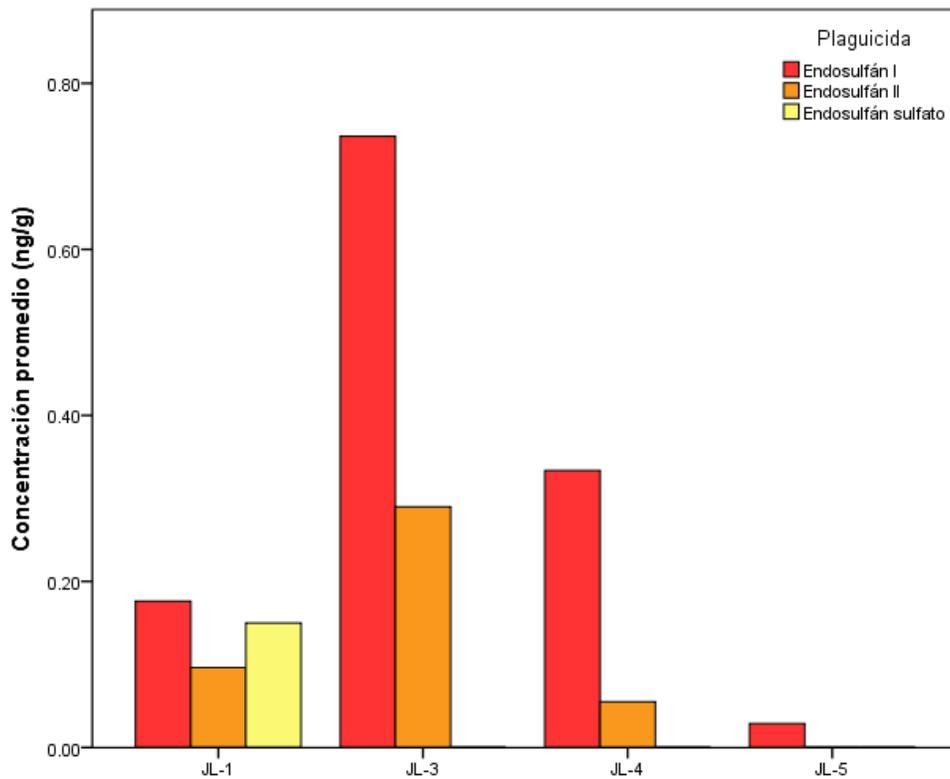


Gráfico 9 : Concentraciones promedio de Endosulfán I y II, y Endosulfán Sulfato en la cuenca baja del río Juan López, época seca 2016.

A medida que se avanza hasta la zona costera, la proporción entre el Endosulfan I y Endosulfan II se aleja de los rangos teóricos de 64-67 % para isómero  $\alpha$  (I) y el del isómero  $\beta$  (II) de 29-32 % (CCME, 2010).

Se encontró el isómero  $\alpha$  (I) en una mayor proporción que el isómero  $\beta$  (II) (Koc :4,3) y el metabolito Endosulfan sulfato. Estos dos últimos compuestos con mayor persistencia en los sedimentos (Peterson & Batley, 1993). Estas proporciones responden posiblemente a aplicaciones recientes de este plaguicida y no a su persistencia en el sedimento.

El Endosulfan Sulfato al igual que el resto de moléculas de plaguicidas puede establecer enlaces con el material particulado o coloidal en la columna con poca permanencia. Aproximadamente la proporción relativa que puede ser adsorbida por el sedimento es de 51,6 % en relación al resto de los componentes de Endosulfan. (Peterson & Batley, 1993).

Probablemente la alta tasa de sedimentación provocó que nuevas capas de sedimento cubrieran rápidamente las partículas enlazadas con el metabolito quedando atrapadas en una condición anóxica. Generalmente en estas condiciones, el endosulfan puede degradarse 5 veces mas lento que en condiciones aerobias. (Peterson & Batley, 1993). Por tanto, resulta persistente en esas condiciones (PMRA, 2006) citado por (CCME, 2010).

En en el resto de los sitios muestreados mas cercanos y dentro de la zona marina no se detectó este metabolito. La persistencia de los isómeros de endosulfan en el medio marino es muy corta (horas-días) y se convierte en endosulfan diol, un metabolito más soluble (Carvalho et al., 1999).

En sistemas costeros de la región, con actividad agrícola cercana se encontraron valores entre 5 y 11 veces mayor que las encontrado en el río Juan López, confirmando que, el endosulfan se acumula en los sedimentos y se degrada lentamente. (Gonzales-Farías, Cisneros Estrada, Fuentes Ruíz, Díaz González, & Botello, 2002), (Rueda, Botello, & Díaz, 1997).

#### 4.2.2.5 Compuestos organofosforados

A pesar de su degradación rápida en condiciones ambientales, algunos compuestos organofosforados fueron detectados en los sedimentos de los 4 sitios estudiados en la cuenca baja del río Juan López. Las concentraciones de estas moléculas contaminantes variaron en un rango entre 0,46 ng/g y 3,14 ng/g (Gráfico 11).

En las evaluaciones de correlación lineal entre las concentraciones de Etil Paratión (Tabla 14) y Terbufos con los contenidos porcentuales de los tamaños de partículas (% Arena, % Limo y % Arcilla), no se encontró nivel de significancia  $p < 0,05$ .

Tabla 14 : Correlación y significancia entre tamaños de partícula de los sedimentos y las concentraciones del Etil paratión cuantificadas en los sitios JL-3 y JL-4.

Prueba de correlación			Etil paration	
			JL-3	JL-4
p spearman	Arena %	Coef. de correlación	0,524	-0,214
		Sig. (bilateral)	0,182	0,610
	Limo %	Coef. de correlación	-0,247	0,333
		Sig. (bilateral)	0,555	0,420
	Arcilla %	Coef. de correlación	-0,558	0,368
		Sig. (bilateral)	0,151	0,369

Para el caso de Terbufos solamente en JL-4 se pudieron correlacionar las concentraciones con los tamaños de partículas resultando un nivel de significancia de  $\alpha = 0,018$  y una correlación fuerte de  $r = 0,798$  entre el % Arcilla y el Terbufos.

Del total de muestras analizadas, solo en el 50,0 % y 21,88 % fue detectado el Etil paration y Terbufos respectivamente.

##### 4.2.2.5.1 Etil Paratión

El Etil paratión fué detectado solamente en los sedimentos superficiales del sitio JL-1, en cambio en los sitios JL-3 y JL-4, al igual que los compuestos organoclorados, la acumulación de este compuesto fué detectado en concentraciones entre 0,55 ng/g y 3,14 ng/g. En el sitio JL-5, al igual que en el sitio JL-1, el lindano fué detectado unicamente en la superficie.

Como previamente fué mencionado, los sitios JL-3 y JL-4 son los que están compuestos mayormente por partículas finas y contienen el mayor contenido de materia orgánica. La sorción del paratión está correlacionada positivamente con la materia orgánica (House, 1998) citado por (Ragnarsdottir, 2000), tal como lo presentan las observaciones de este estudio (Gráfico 10).

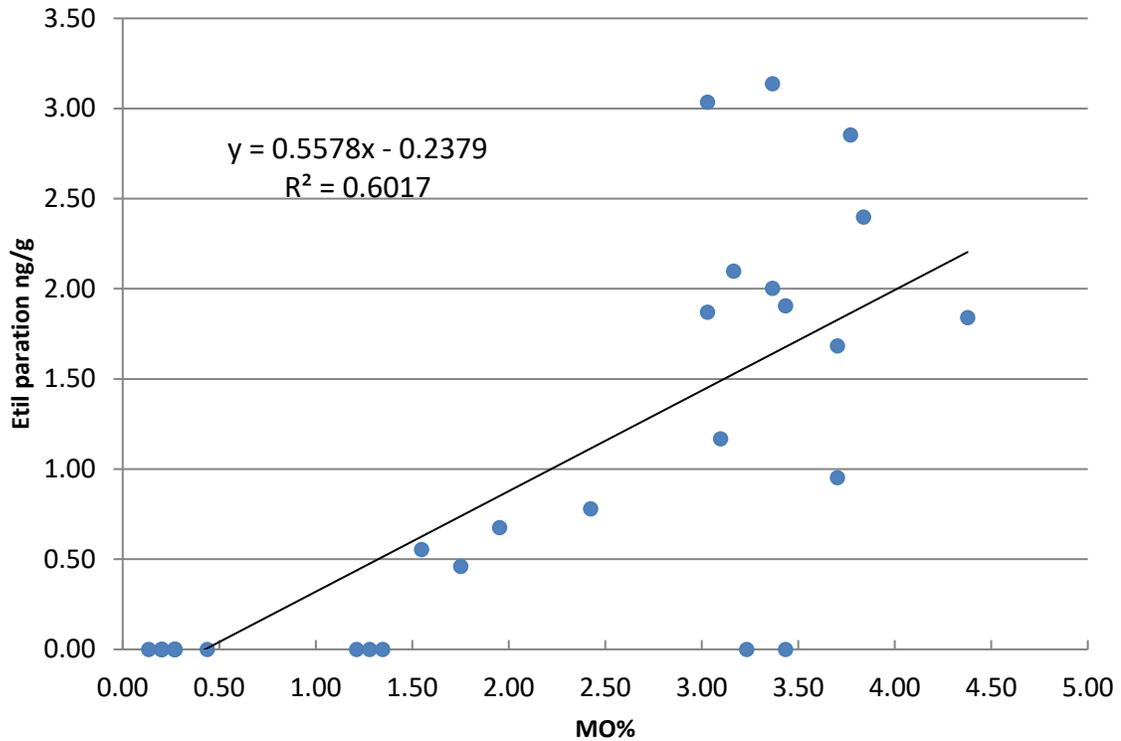


Gráfico 10 : Relación entre materia orgánica (MO) y concentraciones de Etilparatión en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, época seca 2016.

Generalmente la adsorción de los compuestos organofosforados tiende a ser irreversible y su desorción es muy lenta. Este proceso varía inversamente con el contenido de materia orgánica de los suelos (Stewart, Chisholm, & Ragab, 1971). Según (USEPA, 2000). El paratión tiene una vida media corta en el suelo (14 días), por tanto se espera que este plaguicida se degrade completamente en 140 días (10 vidas medias) (Ragnarsdottir, 2000). Si embargo, dada que las condiciones en el sedimento difieren con las del suelo, esta persistencia parece ser mas prolongada en el primero, tal a como lo muestran las concentraciones observadas en los perfiles de sedimentos de los sitios JL-3 y JL-4. En estudios de adsorción con Paratión se ha demostrado que este compuesto es adsorbido débilmente por el suelo

inmediatamente después de su aplicación, sin embargo, después de un cierto tiempo se vuelve más persistente en este sustrato alcanzado, un poco más de los 16 años (Stewart, Chisholm, & Ragab, 1971). El Etil paratión es un compuesto con alta solubilidad en agua (11 mg/l) (L. Nowell, 1999), lo que hace efectivo su transporte, durante la período lluvioso, primariamente en forma disuelta a través de las escorrentías hacia los cuerpos de agua receptores. El Etilparation puede ser adsorbido en gran proporción cuando este interactuá directamente con la fase sedimentaria, como lo sugieren los resultados mostrados en el Gráfico 10.

Los valores de pH cerca de la fase intersticial de los sitios en donde se concentró la mayor presencia del contaminante fué de 5,85 en el sitio JL-3 a una temperatura de 30,0°C y de 5,84 en el sitio JL-4 a una temperatura de 30,2°C. En medios ácidos la vida media del etil paration es elevada (Gomma & Faust, 1972) y con un aumento en la temperatura esta disminuye. Bajo estas condiciones la vida media del Etil paration presente en los sedimentos de los sitios JL-3 y JL-4 sería aproximadamente de 62 días.

En localidades costeras y marinas en la región se han encontrado concentraciones (100 veces menores) de Etil paration (Galindo Reyes, Villagrana, & Lazcano Alvarez, 1999) inferiores a las reportadas en este estudio. En otras zonas los valores no fueron cuantificables (Osuna-Flores & Riva, 2004) y (Readman & et al., 1992) y de concentración más altos corresponden a los 1,2 ng/g (Readman & et al., 1992). Es difícil establecer relación con otros estudios en la region debido a la escasez de estudios sobre plaguicidas organofosforados, aunque existe alguna información puntual en sistemas acuáticos de la region (Osuna-Flores & Riva, 2004).

La presencia del Etil paratión en los sedimentos de la cuenca baja podría indicar un uso reciente pese a su prohibición para uso agrícola en 1991 mediante la resolución 09-91 (OPS, 2000) y (Jansen, 2002).

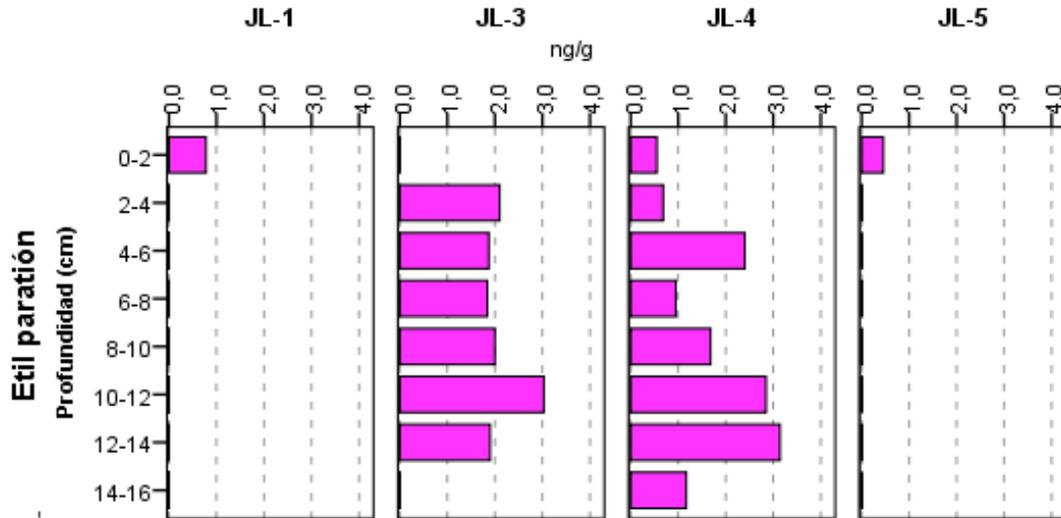


Gráfico 11 : Acumulación vertical de Etil Paratión en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López (abril, 2016).

#### 4.2.2.5.2 Terbufos

Curiosamente la presencia del Terbufos en los sedimentos del río Juan López fue detectada únicamente en todo el perfil del núcleo sedimentario del sitio JL-4 (Gráfico 12) hasta una profundidad de 14 cm. Estos resultados podrían obedecer a la existencia de fuentes puntuales de contaminación cercanas a este sitio. Sin embargo, dado los procesos de degradación biótica y abiótica del Terbufos en el resto de sitios, este compuesto podría encontrarse en su totalidad, ya que las concentraciones cuantificadas no incluyen las fracciones producto de su degradación, es decir en esos mismos sedimentos pudiesen estar sus metabolitos, como el sulfoxido y sulfona de terbufos, los cuales tienen alta movilidad y más persistencia la cual alcanza hasta los 116 días (USEPA, 2006).

En Centroamérica se ha encontrado residuos de Terbufos en un rango entre 108 ng/g y 342 ng/g. (Lacayo, y otros, 1999). En otro estudio experimental se encontró en todas las muestras el isotopo  $^{14}\text{C}$  del terbufos después de 64 días en suelo como concentraciones de terbufos, sulfoxido de terbufos y sulfona de terbufos.

Las altas concentraciones obtenidas en el sitio JL-4 puede explicar que probablemente este plaguicida se aplicó recientemente en cultivos de palma

africana, maíz y yuca, que se encuentran cercanos a la línea costera y desembocadura del río.

Posiblemente la persistencia prolongada del Terbufos en este ambiente costero se deba a la alta sedimentación de partículas finas en los primeros 4 cm centímetros del perfil de sedimentos con una clase de textura franco limosa, seguidamente textura limosa en los siguientes 12 cm de profundidad en el perfil de sedimento. Se ha encontrado altos niveles de terbufos y sus metabolitos en el campo de textura franco y franco limoso después de 56 días después de la aplicación. Bajo condiciones de invernadero, se ha encontrado un tiempo del 50 % de desaparición entre 85 a 95 días. (Carazo, 1991) citado por (Carazo, Valverde, Rodríguez, & Barquero, 1997).

La humedad en el suelo favorece la persistencia del terbufos debido a condiciones anaeróbicas (Carazo, 1997) citado por (Carazo, Valverde, Rodríguez, & Barquero, 1997), su descomposición es independiente del nivel de humedad del suelo (Felsot, A., 1982) y de la variación de la temperatura (Carazo, 1997) citado por (Carazo, Valverde, Rodríguez, & Barquero, 1997). Posiblemente el contenido de arcillas (5,65 % - 8,65 %) en el perfil de sedimento del sitio JL-4, también contribuyó a la retención de este contaminante (Felsot, A., 1982).

La concentración de materia orgánica (3,84 % - 1,55 %) en los sedimentos del sitio JL-4, posiblemente favoreció a la retención del plaguicida por su capacidad de establecer enlaces con el contenido de carbón orgánico (Felsot, A., 1982). En este sitio de la cuenca baja, la precipitación media anual es de 2 408,17mm y aun a la profundidad de 14 cm se encontró residuos de Terbufos. En zonas bajo las mismas condiciones se ha encontrado una recuperación hasta del 90 % del Terbufos aplicado en los primeros 20 cm de un perfil de suelo (Felsot, A., 1982).

En el año 2000 las autoridades de salud pública de los países de Centroamérica y República Dominicana (RESSCAD), celebrada en Tegucigalpa, Honduras, firmaron un acuerdo para iniciar acciones para restringir 12 plaguicidas responsables de intoxicaciones agudas entre ellos Terbufos (CATIE, 2003), esto indica que se ha continuado usando hasta estos días pese a la restricción.

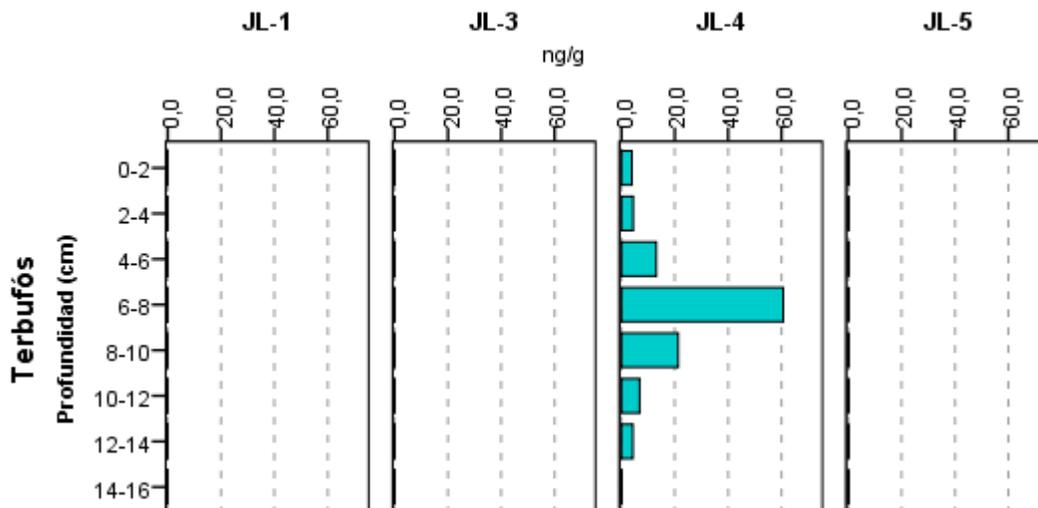


Gráfico 12 : Acumulación vertical de Terbufós en sedimentos de la cuenca baja del río Juan López (abril, 2016).

La mayoría de los plaguicidas organoclorados detectados mostraron un aumento en sus concentraciones en los sitios JL-3 y JL-4. Los sitios con mayor acumulación de contaminantes orgánicos, fueron los compuestos mayormente por partículas finas y con un alto contenido de materia orgánica (Gráficos 13 y 14).

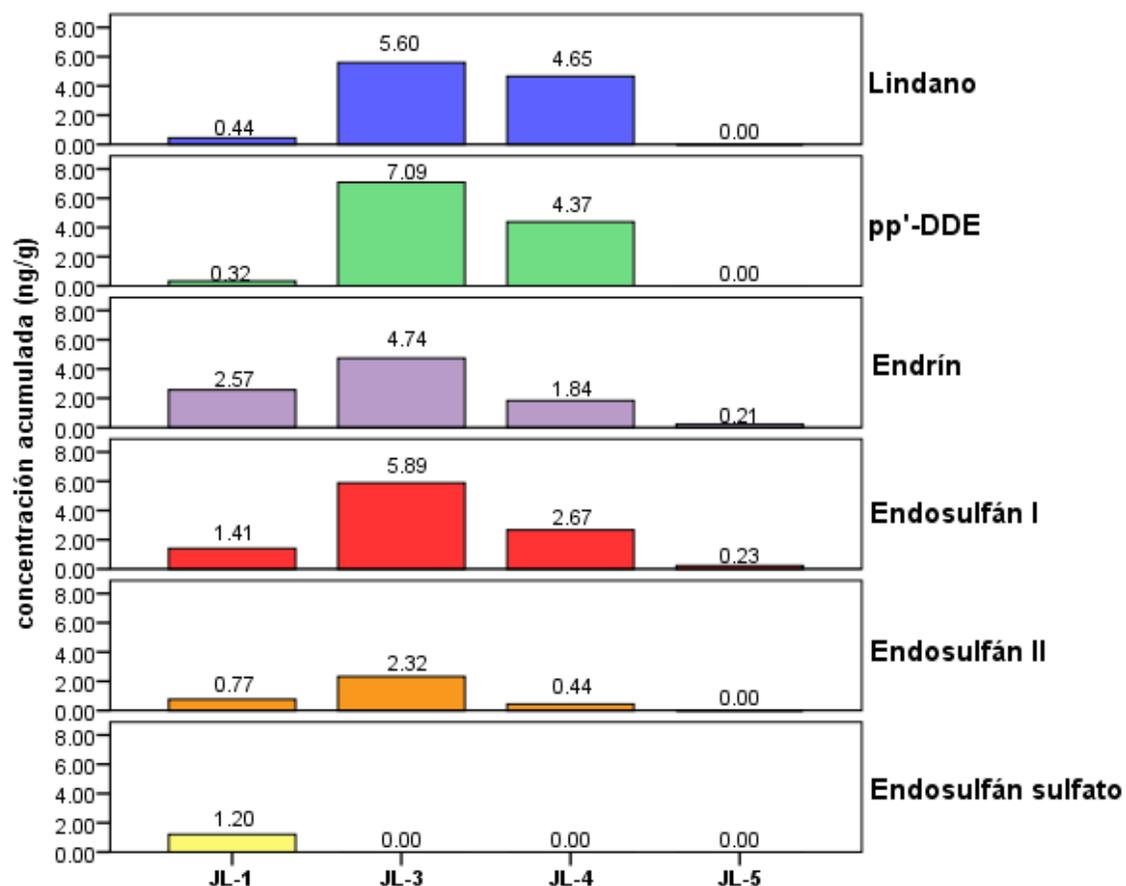


Gráfico 13 : Concentración acumulada (ng/g) de plaguicidas organoclorados en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López.

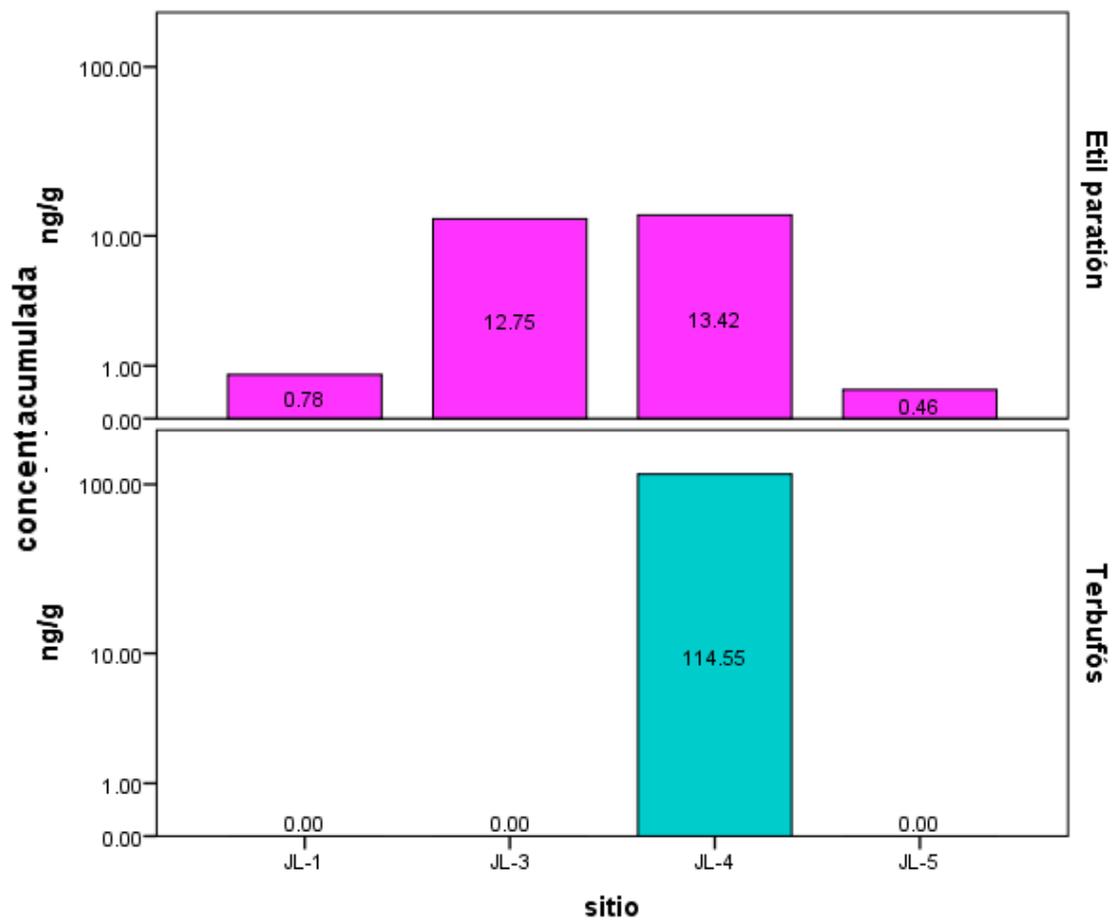


Gráfico 14 : Concentración acumulada (ng/g) de plaguicidas organofosforados en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López.

### **4.3 Macroinvertebrados acuáticos (MIA)**

#### **4.3.1 Composición taxonómica de los macroinvertebrados por sitio muestreado.**

Los sitios muestreados en el río Juan López difieren en el tipo de sustrato, contenido de materia orgánica, distribución granulométrica, salinidad, patrón de corriente y otras características fisicoquímicas. Un total de 9 457 ind.m<sup>-2</sup> pertenecientes a la comunidad de macroinvertebrados, fueron encontrados en estos sitios muestreados longitudinalmente en la cuenca baja del río (Mapa 3).

La mayor abundancia de individuos fué observada en el sitio JL-4, seguidamente del sitio JL-3. En ambos casos se observó que los sedimentos contienen abundante material vegetal y que están compuestos mayormente por partículas finas. La presencia de partículas finas en estos sitios podría tener relación con la alta tasa de sedimentación y con cambios en la calidad fisicoquímica de los sedimentos. Ante estas condiciones algunas especies desaparecen o disminuyen, mientras que otras «las oportunistas» aumentan (Tercedor & Ortega, 1988), tal como fué observado en el sitio JL-3, el cual está caracterizado por poseer un alto contenido de materia orgánica, mayor fracción de partículas finas y concentraciones más altas de los plaguicidas en el sedimento superficial en comparación con el sitio JL-4, en donde se observó no solo mayor abundancia sino mayor diversidad de organismos.

Entre los resultados cualitativos se puede expresar que todos los individuos encontrados pertenecen a cuatro Phylum: Arthropoda, Annelida, Mollusca y Nematoda.

El Phylum Arthropoda tuvo una mayor representación en los sitios JL-3 y JL-4. Dentro de este Phylum se encontró un Sub Phylum, 4 Clases, 11 Órdenes y 17 Familias.

El Phylum Annelida tiene una mayor representación en el sitio JL-3, y dentro de este Phylum se encontraron 3 Clases, 5 Órdenes y 5 Familias.

El Phylum Mollusca presentó 2 Clases, 2 Órdenes y 2 Familias. En los sitios JL-3, JL-4 y JL-5 hay una mayor abundancia relativa y tiende a aumentar hacia a la zona marina.

Finalmente, el Phylum Nemátoda se encontró en mayor cantidad en el sitio JL-5. Se contabilizaron un total de 202 individuos.m<sup>-2</sup>, seguido del sitio JL-3 en donde se contabilizaron 185 individuos.m<sup>-2</sup>, en ambos casos, sin identificar sus géneros.

En el sitio JL-4 “Desembocadura”, fué observada la mayor densidad en todas las categorías taxonómicas.

El Phylum Arthropoda resultó ser la comunidad con mayor abundancia relativa (75,94 %), (Gráfico 15).

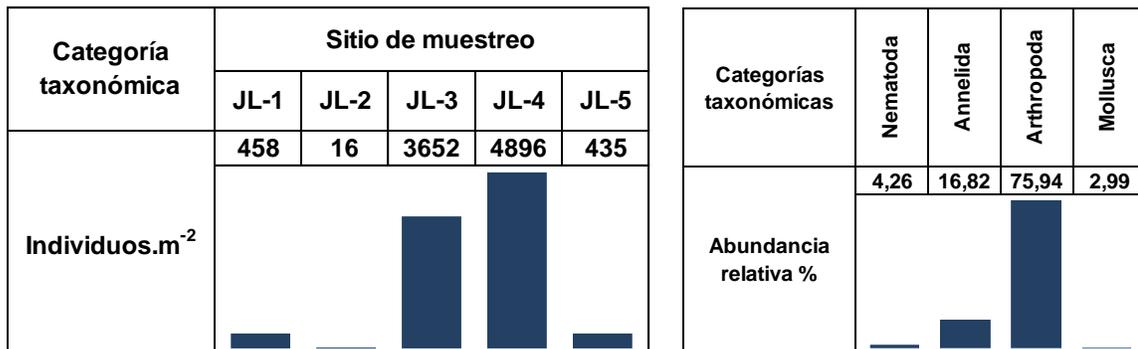


Gráfico 15: Categoría taxonómica-Phillum encontradas en la cuenca baja del río Juan López (Abril 2016).

La Clase Insecta fue la comunidad con una mayor abundancia relativa de 34,46 %, en la parte baja del río Juan López (Gráfico 16).

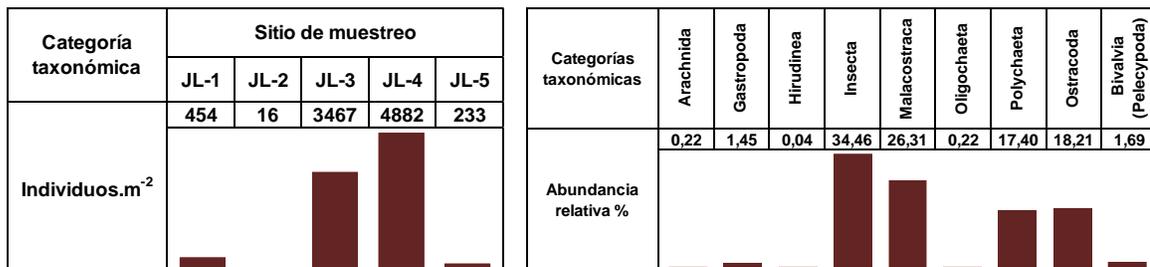


Gráfico 16 : Categoría taxonómica-Clase encontradas en la cuenca baja del río Juan López (Abril 2016).

Se observó que la Orden Diptera tiene un valor de abundancia relativa del 34,30 %, siendo esta la comunidad dominante (Gráfico 17).

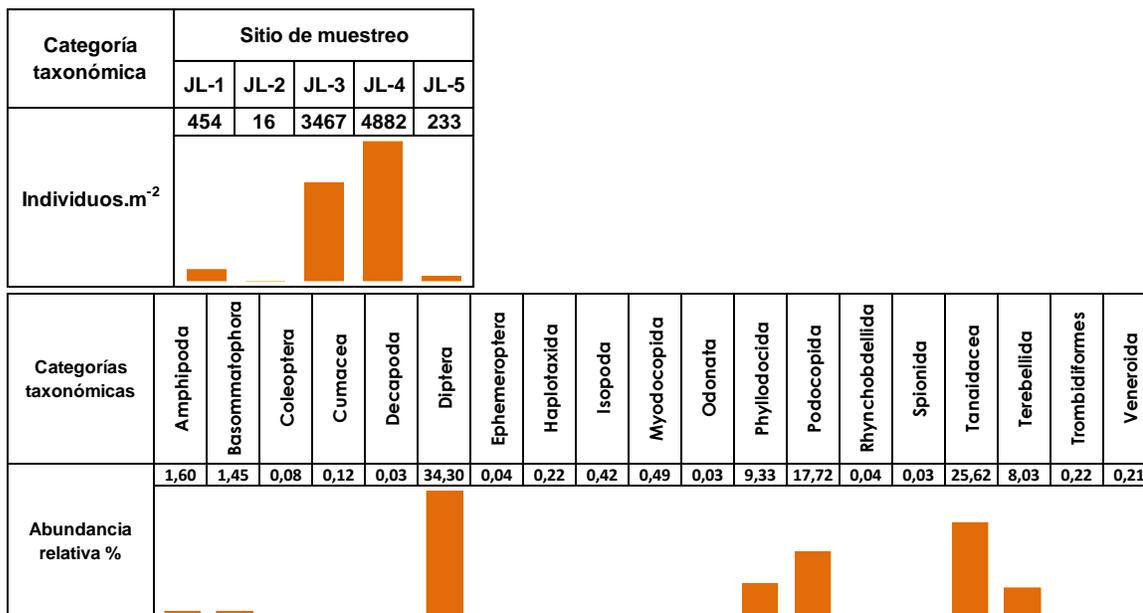


Gráfico 17 : Categoría taxonómica-Orden encontradas en la cuenca baja del río Juan López (Abril 2016).

La familia Chironomidae con 35,35 % mostró la mayor abundancia relativa, seguido de la familias Parapseudidae con 23,78 %, Darwinulidae 15,59 %, Nereidae 9,79 %, Ampharetidae 8,43 %, Candonidae 2,55 %, Hydrobiidae 1,46 %, y las 21 familias restantes sumaron 3,05 % en total (Gráfico 18).

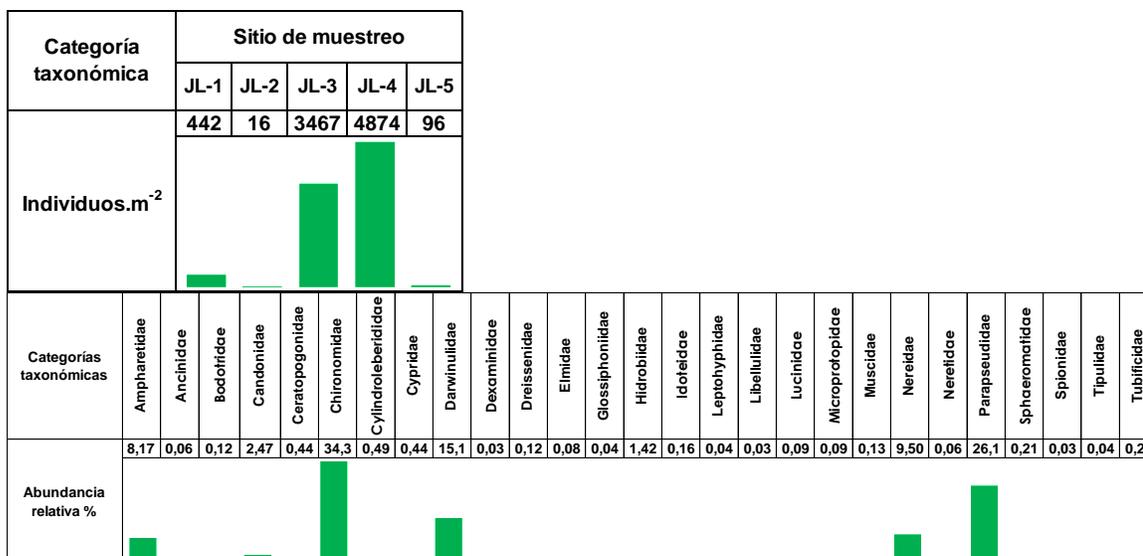


Gráfico 18 : Categoría taxonómica-Familia encontradas en la cuenca baja del río Juan López (Abril 2016).

La abundancia relativa porcentual a través del transecto en río Juan López resultó de la siguiente manera (Gráfico 19).

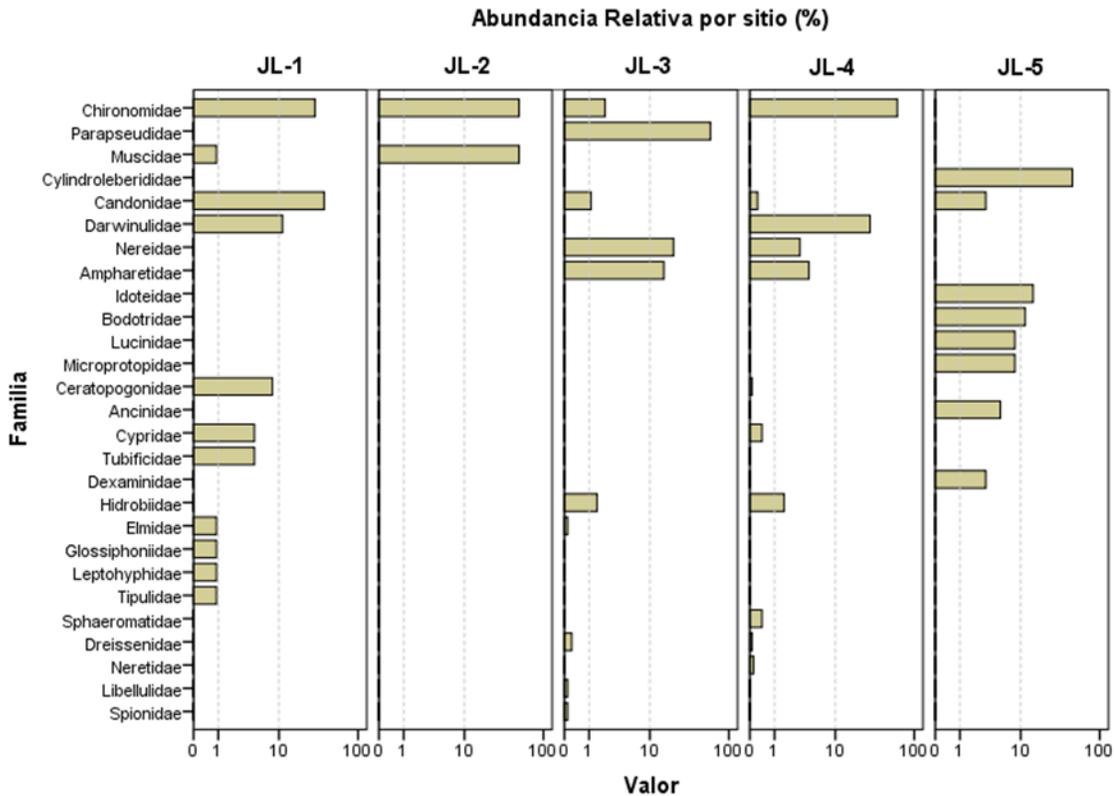


Gráfico 19 : Abundancia relativa en la cuenca baja del río Juan López (Abril 2016).

A lo largo del transecto estudiado en el río Juan López fueron encontradas dos familias en 4 sitios, la familia Chironomidae (98,23 % de orden Diptera identificada) JL-1, JL-2, JL-3 y JL-4 es la que presenta la mayor densidad con 3 050 Ind.m<sup>-2</sup> y la familia Candonidae (13,72 % de orden Podocopida identificada) en los sitios JL-1, JL-3, JL-4 y JL-5 con una densidad de de 220 Ind.m<sup>-2</sup>, ambas familias mostraron alta tolerancia en las condiciones de los sitios muestreados. Las familias que se encontraron en dos sitios del transecto fueron, Parapseudidae en JL-2 y JL-3 con una densidad de 2 319 Ind.m<sup>-2</sup>, Darwinulidae (83,85 % de la orden Podocopida identificada) en los sitios JL-1 y JL-4, Nereidae (53,65 % de Clase Polychaeta identificada) en los sitios JL-3 y JL-4, Ampharetidae (46,16 % de la Clase Polychaeta identificada) JL-3 y JL-4, Hydrobiidae (96,18 % de la orden Basommatophora identificada) en los sitios JL-3 y JL-4, Ceratopogonidae (1,26 % de la orden Diptera identificada) en los sitios JL-1 y JL-4, Muscidae (0,39 % de la orden Diptera

identificada) JL-1 y JL-2, Dreissenidae (57,89 % de Orden Veneroida identificada) en los sitios JL-3 y JL-4 y Elmidae (Orden Coleptera) en los sitios JL-1 y JL-3.

El sitio de JL-1 en comparación con los sitios JL-3 y JL4 es el menos impactado por la contaminación de moléculas de plaguicidas, de partículas finas (Limo % + Arcilla %) y contenido de materia orgánica. Bajo estas condiciones, en este sitio se identificaron 11 familias, de las cuales 6 familias difieren de las 9 familias encontradas únicamente en los sitios JL-3 y JL-4, en los cuales hay una mayor presencia de partículas finas, materia orgánica y moléculas de plaguicidas. Entre las familias encontrados están Ampharetidae, Sphaeromatidae, Neretidae, Nereidae y Cyprididae que han sido encontradas en sitios poco profundos, cercanos a la costa con presencia de arena, alta tolerancia a los cambios en salinidad, temperatura y pH (Hartwell & Claflin, 2005), (González, 2009), (Bensen, 1959). Hidrobidae y Elmidae que se adaptan en condiciones estresantes en presencia de material erosionado como partículas finas y materia orgánica (Shepard, 2004), (Molina Bolívar & Severeyn, 2010), (Kennish,1986) citado por (Molina Bolívar & Severeyn, 2010), y Libellulidae del género *Macrothemis*, que generalmente se encuentra en aguas poco contaminadas y en sustratos como cantos rodados, guijarros, grava y arena (Fenoglio S. , Bo, Czekaj, & Rosciszew, 2008), (Fenoglio, Bo, & Cucco, 2004), que se ha encontrado en sitios con sedimentos limosos con alto contenido de hierro (Meurgey, 2009) como se ha encontrado en el río Juan López (Munguía & Reyes, 2013; artículo no publicado).

Se ha encontrado que las familias Nereidae, Dreissenidae, Spionidae, Sphaeromatidae, Ceratopogonidae toleran sitios que contienen p,p'-DDE, Endrin y Endosulfan (González, 2009) y de Lindano (Salvatierra, 1997).

Para la familia Chironomidae se contabilizó un número total de individuos de 3 050 Ind.m<sup>-2</sup>, siendo el sitio JL-4 el que obtuvo la mayor cantidad de individuos con 2 839 Ind.m<sup>-2</sup> (93,08 % de lo indentificado en el transecto), seguido de 129 Ind.m<sup>-2</sup> en el sitio JL-1 (4,23 % de lo indentificado en el transecto) y el sitio JL-3 con 74 Ind.m<sup>-2</sup> (2,43 % de lo indentificado).

Se identificaron 14 géneros distintos de las cuales el 75,54 % lo representan *Rheotanytarsus sp.* Seguido de *Polypedilum.sp* 18,95 % y *Cricotopus sp.* 1,25 %, el 4,26 % lo conforman el resto de las especies encontradas. Se considera a *Rheotanytarsus sp.* como un género filtrador en el estatus de la cadena trófica, presente en zonas de erosión ricas en partículas finas de materia orgánica (Ferrington, Buzby, & Masteller, 1993). El género *Polypedilum.sp* del grupo de alimentación colectores y recolectores es ampliamente conocido por su tolerancia a la contaminación orgánica. Al igual que la cuenca baja del río Juan López, estos géneros mencionados fueron encontrados en ríos de la isla caribeña de Trinidad, con alto impacto antropogénico (Helson, Williams, & Turner, 2006).

En Ilha Grande, Río de Janeiro, Brazil, el género *Cricotopus sp.*, asociado a una baja calidad de agua (Marziali, y otros, 2010) respondió positivamente al aumento de sedimentos y el suministro ascendente de alimentos detríticos (Souza, Moulton, Silveira, Krsullovic, & Brito, 2007), al igual que en el sitio JL-4 con alta presencia de partículas finas y materia orgánica.

La familia Parapseudidae con el género *Discapseudes sp.* fue encontrada solamente en el sitio JL-3 con 2 052 Ind.m<sup>-2</sup>, con una salinidad de 0,1 ‰, con valores entre 71,25 % - 62,05 % de limo y 16,65 % - 21,65 % de arcilla y la materia orgánica entre 3,03 % - 4,38 %, seguido del sitio JL-4 con 267 Ind.m<sup>-2</sup>, con una salinidad de 0,5 ‰ con valores entre 83,29 % - 72,22 % y materia orgánica entre 3,84 % - 3,70 %, en ambos casos en los primeros 10 cm de profundidad aproximadamente. En la zona tropical del caribe de Sudamerica fue encontrada de forma abundante la especie *Discapseudes surinamensis* en una zona con sedimento fangoso, con textura con predominio de partículas finas, alto contenido de materia orgánica, baja salinidad y poca perturbación por oleaje marino (Nguyen, y otros, 2017), (Martín & Díaz, 2007).

Se encontró la familia Darwinulidae con el género *Darwinula sp.* en los sitios JL-1 con 49 Ind.m<sup>-2</sup> con un pH en el agua de 5,58 unidades JL-4 con 1 296 Ind.m<sup>-2</sup>, con una salinidad de 0,5 ‰ y una mayor conductividad eléctrica 545 mS.cm<sup>-1</sup> (cerca de seis veces mayor que en el sitio JL-1) y un pH de 5,84 unidades. Este género se ha

encontrado en sitios de aguas clasificadas como oligohalinas (Salinidad entre 0,5 ‰ - 3,0 ‰) (Laprida, 2006). En Centroamericana fue encontrada la especie *Darwinula stevensoni* en un cuerpo de agua calificado como hipereutrófico, confirmando que este género es tolerante a condiciones extremas (Pérez, y otros, 2013).

Se encontró la familia Nereidae con el género *Leonereis.sp* en los sitios JL-3 con 703 Ind.m<sup>-2</sup> y JL-4 con 142 Ind.m<sup>-2</sup> un pH de 5,85 y 5,84, la salinidad de 0,1 ‰ y 0,5 ‰ y la temperatura entre 30,0 °C y 30,2 °C respectivamente.

En el delta de un río al noreste de la costa de Brasil fue encontrada la especie *Laeonereis acuta* en áreas poco profundas (< 0,5 metros), con un pH alcalino, propio de la influencia marina, con valores de conductividad, salinidad, temperatura y concentración de oxígeno disuelto similares a los sitios JL-3 y JL-4. (Pamplin, de Almeida, & da Silva-Filho, 2007). Es común encontrar la *L. acuta* en estuarios con altas variaciones de salinidad (Rizzo & Amaral, 2001).

De la familia Ampharetidae del género *Lysippe sp.* se encontró un total 727 Ind.m<sup>-2</sup> en los sitios JL-3 con 531 Ind.m<sup>-2</sup> y JL-4 con 196 Ind.m<sup>-2</sup>, en los sitios mas cercanos a la línea costera. En el centro de la costa este de E.E.U.U este género fue encontrado en la zona baja del estuario clasificado como polihalino o salinidades entre (10 ‰ - 17 ‰) y con un porcentaje de 1 %TOC (Carbono Orgánico Total) (Hartwell & Claflin, 2005).

La familia Candonidae con el género *Candona sp.* se encontró un total de 220 Ind.m<sup>-2</sup>, siendo el sitio JL-1 el que obtuvo la mayor cantidad con 168 Ind.m<sup>-2</sup> (76,36 % de lo indentificado en el trasecto), seguido de 38 Ind.m<sup>-2</sup> en el sitio JL-3 (17,27 % de lo indentificado en el transecto), el sitio JL-4 con 11 Ind.m<sup>-2</sup> (5,0 % de lo indentificado) y el sitio JL-5 Ind.m<sup>-2</sup> (1,36 % de lo indentificado).

En Guatemala fue encontrada el género *Candona sp.* en cuerpos de agua calificados como hipertrofico, es característico de sitios con alta productividad y se le considera tolerante a condiciones extremas (Pérez, y otros, 2013).

La familia Hydrobiidae con el género *Pyrgophorus sp.* se encontró con un total de 126 Ind.m<sup>-2</sup> en los sitios JL-3 con 52 Ind.m<sup>-2</sup> y JL-4 con 74 Ind.m<sup>-2</sup>. Estos sitios presentaron mayor presencia de partículas finas procedentes de material erosionado y sedimentado en el río. Este género *Pyrgophorus sp.* se encontró en la desembocadura de un estuario en Colombia, se el Phillum con mayor abundancia fue Mollusca, siendo la especie *Pyrgophorus platyrachis* con un aporte de 2 590 Ind.m<sup>-2</sup> (Molina Bolívar & Severeyn, 2010). Estos organismos se adaptan de forma exitosa a condiciones estresantes de este sistema y les permite sopotar presiones ejercidas por los constantes cambios en el ambiente físico permitiendo que solo las especies con capacidades osmorreguladoras eficientes y amplios rangos de tolerancia logren penetrar y establecerse (Kennish,1986) citado por (Molina Bolívar & Severeyn, 2010).

En un núcleo sedimentario extraído en un lago de Guatemala se encontró la especie *Pyrgophorus coronatus* cerca de 20 Individuos en 2 cm<sup>3</sup> de sedimento, producto de la erosión y el transporte de nutrientes que favorece esta especie oportunista, desplazando a otras tres especies registradas a profundidades mayores (Covich, 1976).

#### 4.3.2 Índices de riqueza, dominancia, diversidad, similitud y equidad

Tabla 15 : Índices de riqueza, dominancia, diversidad, similitud, equidad en los sedimentos de los sitios de muestreados en la cuenca baja del río Juan López.

<b>Índices</b>	<b>JL-1</b>	<b>JL-2</b>	<b>JL-3</b>	<b>JL-4</b>	<b>JL-5</b>
Taxa (S)	27	3	16	18	11
Individuos	458	16	3 652	4 896	435
Dominancia (D)	0,1621	0,3750	0,3769	0,3011	0,3234
Simpson (1-D)	0,8379	0,6250	0,6231	0,6989	0,6766
Shannon (H)	2,53	1,04	1,32	1,56	1,46
Diversidad (H <sub>max</sub> )	3,30	1,10	2,77	2,89	2,40
Similitud (e <sup>-H/S</sup> )	0,4637	0,9428	0,2341	0,2646	0,3897
Equidad (J)	0,7668	0,9464	0,4763	0,5400	0,6070

En el índice de riqueza, la mayor cantidad de individuos fue observada en el sitio JL-4 y el menor valor fue en el sitio JL-2 (Tabla 15). Este último se debió posiblemente a que la velocidad de la corriente generada en la confluencia es mayor

y consecuentemente la resuspensión de los sedimentos, lo cual resulta en una disminución del alimento y la alteración de las condiciones adecuadas para el establecimiento de las comunidades de macroinvertebrados. La mayor dominancia (D) de las especies fue observada en los sitios JL-3 y JL-2 (Tabla 15), en cuanto al menor valor fue observado en el sitio JL-1.

La diversidad (H) es más alta en el sitio JL-1 y los sitios con menor diversidad fueron JL-2 y JL-3 (Tabla 15). En el primer caso posiblemente la influencia las condiciones físicas en el sitio no permitieron el establecimiento de más comunidades y en el segundo caso la presencia muy marcada de la familia parapseudidae: género *discapseudes sp.* influye en una diversidad baja. En cuanto a la diversidad máxima o el máximo de población en una comunidad ecológica en condiciones ideales, el mayor valor fue para el sitio JL-1 y la más baja fue para JL-2 (Tabla 16 y Gráfico 20), esta última posiblemente se debe a las perturbaciones del sitio, el tipo de sustrato y la dinámica de la corriente, por tanto la diferencia entre la diversidad (D) y la diversidad máxima es baja (0,06), por lo antes expuesto no significa que exista una condición ideal. Otra diferencia menor entre H y  $H_{max}$  se obtuvo en el sitio JL-1 (0,77), en cambio los sitios con mayor diferencia fueron JL-3 y JL-4 (Tabla 16), siendo estos los que presentan mayor perturbación en las comunidades de macroinvertebrados.

Tabla 16 : Diferencias entre índices de diversidad en la cuenca baja del río Juan López.

Sitio	JL-1	JL-2	JL-3	JL-4	JL-5
Hmax	3,30	1,10	2,77	2,89	2,40
Shannon H	2,53	1,04	1,32	1,56	1,46
Diferencia	0,77	0,06	1,45	1,33	0,94

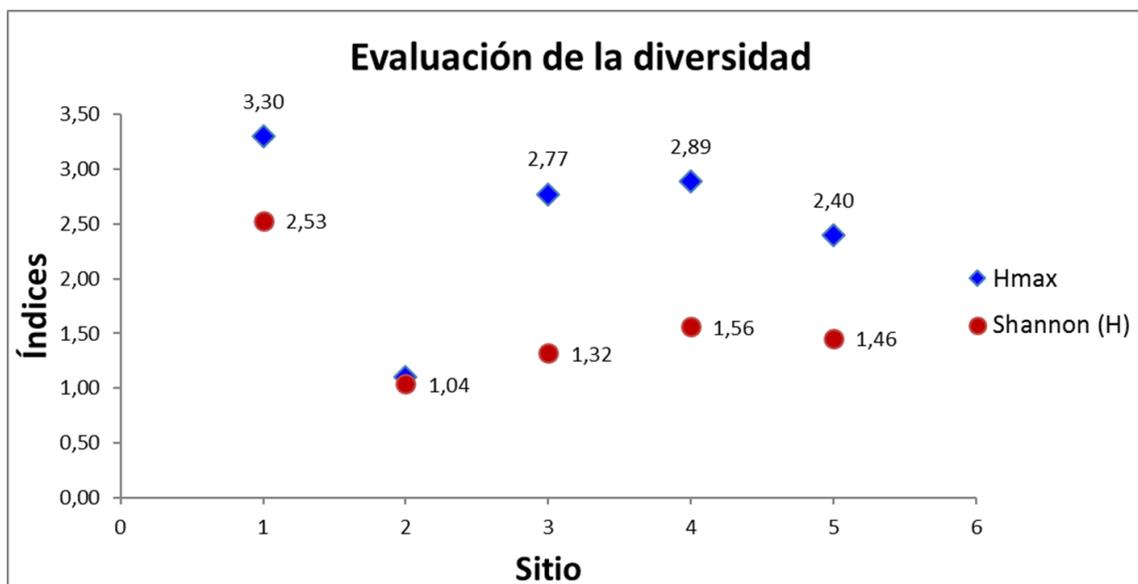


Gráfico 20 : Diferencia entre índices de diversidad (H) y diversidad máxima (Hmax) en la cuenca baja del río Juan López.

En cuanto a la asociación de los primeros 10 cm de profundidad de los sedimentos en donde habitan los macroinvertebrados acuáticos con la presencia de plaguicidas se observó cambios en la composición (Colville, y otros, 2008), (Liess & Von Der Ohe, 2009), JL-1 mostró en general concentraciones menores de plaguicidas y una mayor diversidad (D) y menor dominancia de las especies de MIA, en cambio las familias Chironomidae y Darwinulidae mostraron una abundancia relativa alta aun en concentraciones elevadas de Terbufos en el sitio JL-4 y las familias Parapseudidae, Nereidae, Ampharetidae, Chironomidae, Hydrodobidae y Candonidae mostraron una abundancia relativa alta en el sitio JL-3 con concentraciones de Lindano y p,p'-DDE por encima de los valores guía canadiense para la calidad de los sedimentos (ISQG), afectando las especies más vulnerables (Macchi, y otros, 2018) (Jergentz, Mugni, Bonetto, & Schulz, 2004) y por tanto un aumento en las mas tolerables a la contaminación (Anexo F, Tabla 28).

No se encontró nivel de significancia  $p < 0,05$ , en la evaluación mediante Rho de Spearman, sin embargo como mención sugerente, los valores muestran una tendencia positiva entre las familias Parapseudidae, Nereidae y Ampharetidae con Etil paratión, Lindano, Endosulfan I, p,p'-DDE y Endrin, de igual manera con la arcilla y la materia orgánica. El caso de la familia hidrobiidae sugiere una tendencia

negativa con la arena y una tendencia positiva con el limo y ninguna relación con los plaguicidas residuales encontrados en este estudio (Anexo F, Tabla 28 y Tabla 29).

#### **4.4 Tasa de sedimentación en la cuenca baja del río Juan López**

La actividad del  $^{210}\text{Pb}$  según lo modelado con, la tasa de suministro constante (CRS, por sus siglas en inglés), Concentración Inicial Constante (CIC) y Clorofluorocarbonos (CFC) no tiene una caída marcada, después de 35 cm de profundidad, sino que a 38 cm de profundidad aumentó nuevamente la actividad del isótopo. Este comportamiento de la actividad del  $^{210}\text{Pb}$  en núcleos sedimentarios está asociado a una probable mezcla vertical de los sedimentos del río y/o a la poca longitud del núcleo extraído. En estas circunstancias, en ningún caso los valores calculados en la datación podrían ser de gran utilidad (Gráfico 22) para estimar la tasa de sedimentación.

La actividad del  $^{210}\text{Pb}$  varió entre 31,4609 y 2,9635 Bq/kg con errores entre 11,2954 y 8,1204 Bq/kg y la Actividad de soporte varió entre 38,1183 y 29,6946 Bq/kg con errores entre 1,9991 y 1,6067 Bq/kg, este margen de error no debe ser mayor al 0,1 %. Por tanto, las tasas de sedimentación estimadas no son confiables, ya que estas se basan en las fechas que generan los modelos de datación. Para el modelo CFCs la datación obtenida fue desde 2 015,39 al presente y 0,9132 años con errores entre 0 y 244,0565 años. Para el modelo CIC la datación resultó en 1 971,49, y 44,80 años con errores entre 25,13 y 104,26, y para el modelo CRS la datación obtenida fue desde 1 784,92 al presente año, y 231,38 años con errores entre 0 y 1 842,37 años.

Tasas de sedimentación: para el modelo CFCs, en todo el perfil sedimentario fue de 43,5359 g/cm<sup>2</sup>/año con error de 11 635,244 g/cm<sup>2</sup>/año, resulta un valor muy alto que aún con el error tan elevado evidencia la alta sedimentación y con ello la acumulación de contaminantes orgánicos. Con el modelo CRS los valores de tasa de sedimentación obtenidas fueron entre 6,5914 y 0,0062 g/cm<sup>2</sup>/año, con errores entre 19,9201 y 0,0835 g/cm<sup>2</sup>/año, para el modelo CIC las tasas de sedimentación

obtenidas fueron entre  $-0,0188$  y  $1,1249$   $\text{g}/\text{cm}^2/\text{año}$ , con errores entre  $0,0206$  y  $3,5667$   $\text{g}/\text{cm}^2/\text{año}$ .

Tasa de acumulación: para la actividad mostrada del  $^{210}\text{Pb}$  entre  $64,92$ - $35,78$   $\text{Bq}/\text{kg}$ , los datos de acumulación se encuentran entre  $39,7566$  y  $0,4622$   $\text{g}/\text{cm}^2$ .

Para estimar si hubo mezcla o no en los sedimentos o una elevada velocidad de sedimentación, se determinó la presencia de Clorofila-a en todas las secciones del núcleo. Los valores obtenidos fueron entre  $0,006517$   $\text{mg}/\text{g}_{\text{masa seca}}$  y  $0,0026$   $\text{mg}/\text{g}_{\text{masa seca}}$ , muy por debajo del límite de detección en todas las muestras analizadas (Gráfico 21), aún cuando estas mostraban una tendencia. Los valores de clorofila-a tan bajos podrían representar un sedimento muy diluído debido a material alóctono, por tanto, la velocidad de sedimentación en el sistema es muy elevada.

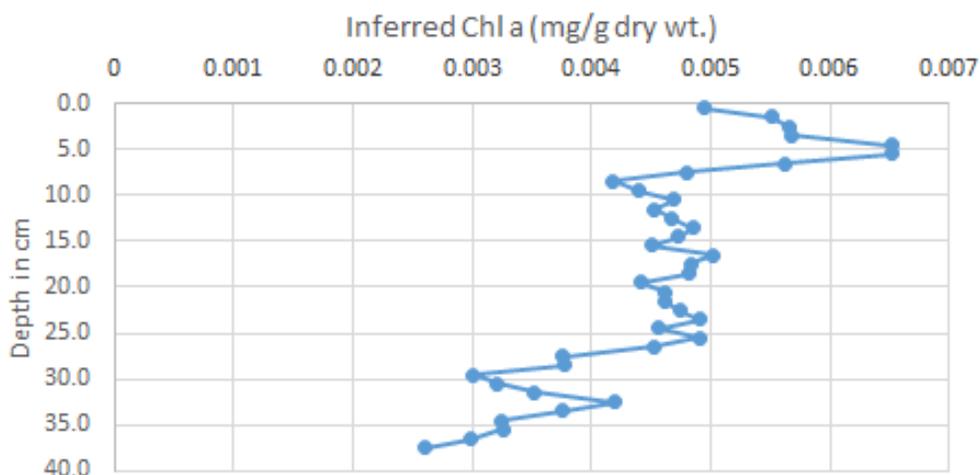


Gráfico 21 : Concentraciones de Clorofila-a en el perfil de 38 cm del sitio JL-4.

Se realizó análisis de  $^{137}\text{Cs}$  mostrando poca o ninguna actividad en todo el perfil sedimentario, los valores de datación desde  $1860,17$  hasta  $156$  años, con un error entre  $0,00$  y  $0,0415$  años.

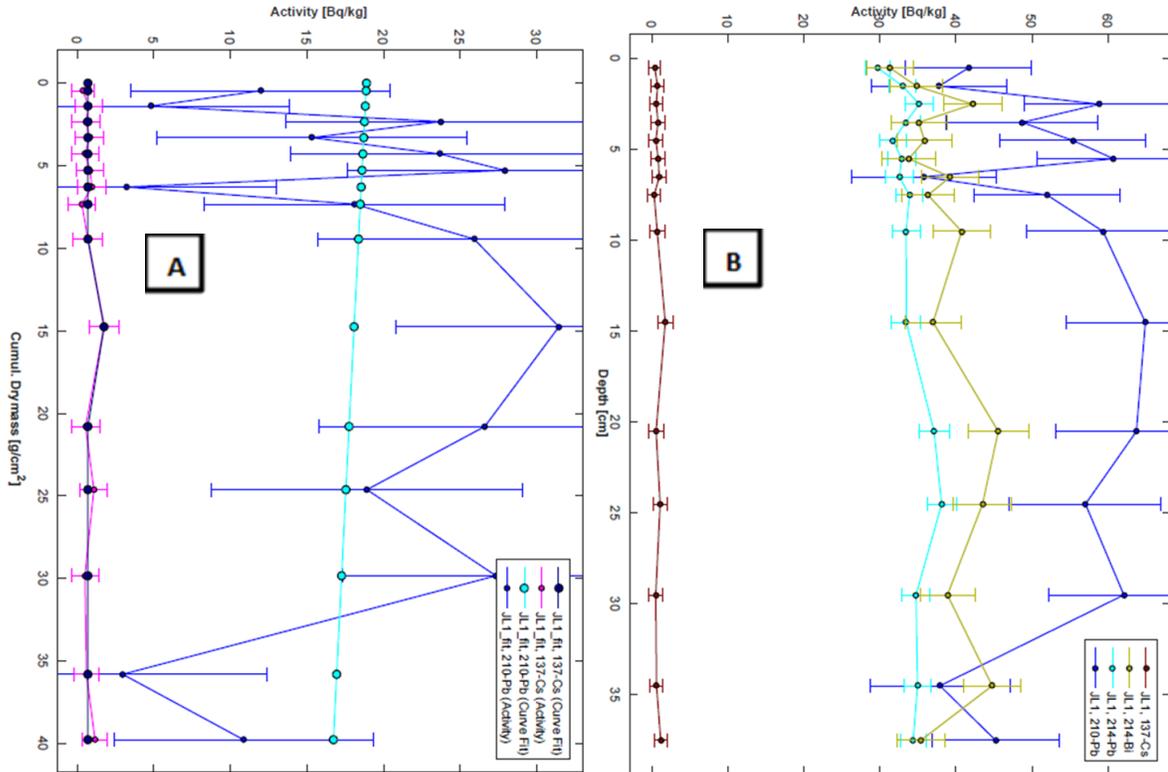


Gráfico 22 : (A) Actividad del  $^{210}\text{Pb}$  ; (B) Actividad ajustada del  $^{210}\text{Pb}$  en el perfil del sitio JL-4.

En un segundo núcleo extraído de 96 cm de profundidad los resultados de la actividad del  $^{210}\text{Pb}$  en los modelos (CRS y CFC) mostraron desde una actividad de  $^{210}\text{Pb}$  muy baja hasta ninguna. El núcleo mostró signos de mezcla y alta sedimentación como el anterior de 36 cm de profundidad.

La curva de actividad del isótopo fue ajustada eliminando algunas muestras dejando 15 secciones con resultados significativos (JL-4-1, JL-4-2, JL-4-4, JL-4-20, JL-4-30, JL-4-40, JL-4-45, JL-4-50, JL-4-55, JL-4-60, JL-4-70, JL-4-80, JL-4-85, JL-4-90 y JL-4-96) y se obtuvieron fechas en la datación.

La actividad fue entre 37,3215 hasta valores por debajo del límite de detección en unidades de Bq/kg con errores entre 11,2954 y 8,1204 Bq/kg y, la actividad de soporte entre 43,5489 y 26,5390 Bq/kg con errores de 2,2325 y 1,5443 Bq/kg (Gráfico 23). La actividad de  $^{210}\text{Pb}$  resulta muy baja y poco confiable, por tanto, los datos de tasas de sedimentación y acumulación que son dependientes de la actividad del  $^{210}\text{Pb}$ , tampoco son confiables porque estas se basan en las fechas que generan los modelos de datación. Para el modelo CFCs la datación obtenida

fue desde a 1998,63 al presente, y 18,56 años, con errores entre 0 y 95,64 años. Para el modelo CRS la datación obtenida fue valores obtenidos desde 1 951,55 al presente y 65 años con errores entre 0 y 15,92 años.

Tasas de sedimentación, para el modelo CFCs, en todo el perfil sedimentario fue de 5,6578 g/cm<sup>2</sup>/año con error de 29,1520g/cm<sup>2</sup>/año, para el modelo CRS los valores obtenidos fueron entre 52,935 y 0,2229 g/cm<sup>2</sup>/año, con errores entre 2 620,2407 y 0,1441 g/cm<sup>2</sup>/año.

Tasa de acumulación, para la actividad mostrada del <sup>210</sup>Pb entre 71,96 y 15,86 Bq/kg, los datos de acumulación se encuentran entre 105,0215 y 0,3839 g/cm<sup>2</sup>.

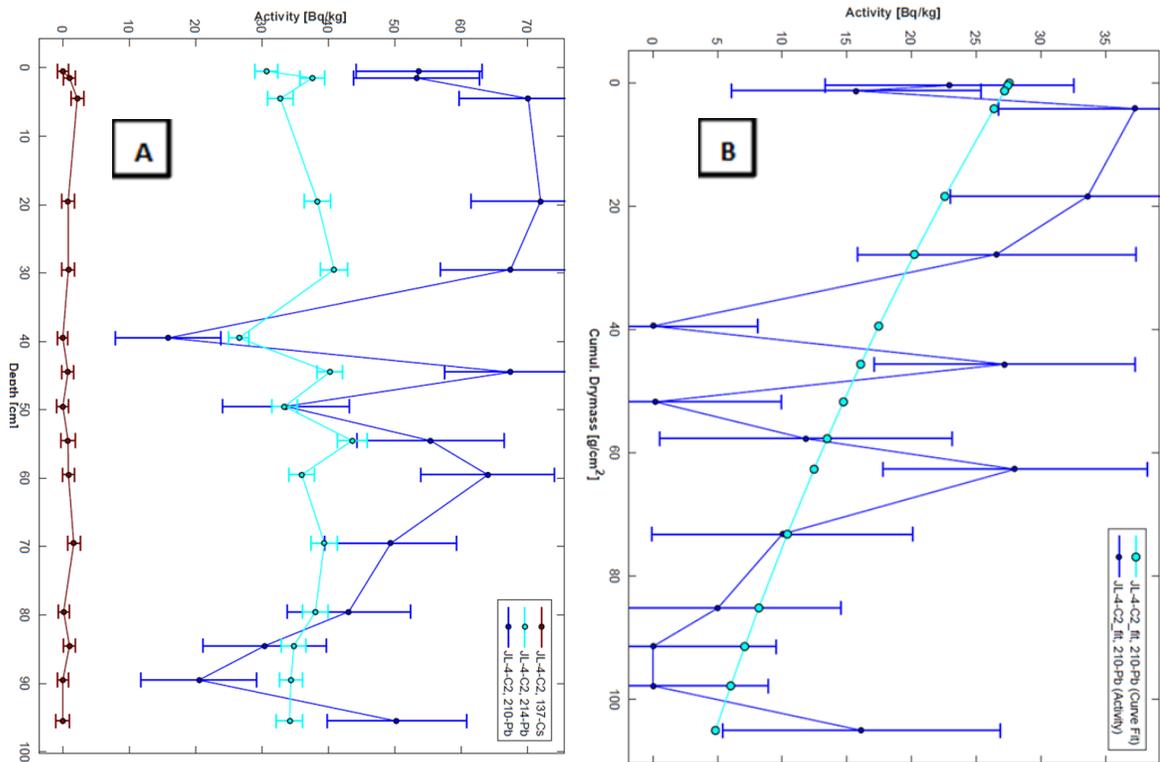


Gráfico 23 : (A) Actividad del <sup>210</sup>Pb el núcleo de 96 cm del sitio JL-P4 ; (B) Actividad ajustada del <sup>210</sup>Pb en el núcleo de 96 del sitio JL-4.

En Puerto Cortés, en la costa Caribe de Honduras fueron estimadas las tasas de sedimentación en 0,70 g.cm<sup>-2</sup>.a<sup>-1</sup>, que comparado con las estimadas a mediados del siglo XX se ha casi triplicado (0,25 g.cm<sup>-2</sup>.a<sup>-1</sup> - 0,30 g.cm<sup>-2</sup>.a<sup>-1</sup>), este aumento probablemente esté relacionado con el cambio de uso del suelo de la cuencas del

los ríos Tulian, Ulúa y Chamelecón y potenciado por los efectos de los huracanes Gamma (2005), Mitch (1998) y Fifi (1974), (Quejido, y otros, 2012).

En esta investigación fué evidente que no es recomendable utilizar la técnica isotópica de  $^{210}\text{Pb}$ , debido a la dinámica del sistema fluvial en estudio, especialmente en invierno y ante fenómenos meteorológicos extremos que alteran en gran medida la estructura física, química y biológica de los sedimentos. Por tanto, para futuras investigaciones será importante considerar otras técnicas analíticas para medir la sedimentación en el río Juan López. Por ejemplo, el cálculo de la carga de material suspendido en el sitio JL-1 se podría estimar de forma indirecta mediante del aforo en la desembocadura o remansos y la medición de la concentración del material en suspensión (pruebas gravimétricas) (Roldán G. , 2008), quizás técnicas nucleares con Americio<sup>241</sup> para la medición in situ de sedimentos de fondo (Torres & Reina, 2005).

#### **4.5 Regulación ambiental para la calidad de los sedimentos de ecosistemas acuáticos y marino costeros.**

Basado en consultas realizadas al Ministerio del Ambiente de Honduras y al Centro de Estudios y Control de Contaminantes (CESCCO), <http://www.miambiente.gob.hn/cescco/contactanos/>, actualmente no existe una norma técnica oficial del estado de Honduras para residuos de Contaminantes Orgánicos Persistentes en sedimento, en su lugar se recurre a las normas de referencia internacionales como la Canadian Council of Minister of the Environment (CCME) y/o la National Oceanic Atmospheric Administration (NOAA).

La cuantificación de la presencia de COP's en el sedimento, la tasa de sedimentación y acumulación, la evaluación de las comunidades bentónicas presentes y el análisis de la procedencia de los contaminantes hasta el ambiente costero presentada en este estudio, son insumos que contribuyen al criterio en el establecimiento de una regulación ambiental para la protección de los ecosistemas acuáticos y marino costeros.

Estudios como este desarrollados en Honduras en materia de residuos de plaguicidas en sedimentos (Tabla 17), han revelado la presencia de estas moléculas en diferentes ambientes, aún cuando su uso haya sido prohibido o restringido por la regulación vigente. Esta valiosa información revela la necesidad de un control y regulación más efectiva en cuanto al cuidado ambiental en el país.

Tabla 17 : Estudios sobre contaminantes orgánicos persistentes en sedimentos desarrollados en Honduras.

No	Referencias	Tipo de estudio	Zona	Tipo de plaguicidas	Concentraciones encontradas
1	(Cardoza, 1996)	Lagos artificiales	Valle del Yeguaire, zona centro.	Organoclorados	Endosulfan de 0,005 mg/kg (5 µg/kg) y 0,008 mg/kg (8 µg/kg) durante la estación lluviosa
2	(CESCCO, 1998 ; CESCCO 1999) citado por (Ferrary, 2007).	Sistema fluvial	Río Choluteca, Zona centro-sur	Organoclorados	p,p-DDE en un rango de concentración de 0,01-1,8 µg/kg
3	(NOAA USAID, 1998), y (NOAA, 2001) citados por (Ferrary, 2007).	Sistema marino costero	Golfo de Fonseca, zona sur	Organofosforados  Organoclorados	Etil Paratión por debajo de 6 µg/kg (6000 ng/g).  p,p-DDE con mas de 20 µg/kg.
4	(Bulnes, Sierra, Mérida, & Valdéz, 2001)	Sistema fluvial	Zona sur de Honduras en el año 1999	Organoclorados	pp-DDE por debajo del límite de detección < 0,0001 mg/kg (100 ng/g)
5	(Balluz, Moll, Díaz, Mérida, & Malilay, 2001)	Sistema fluvial	Zona sur	Organofosforados  Organoclorados	Paratión 460 µg/kg niveles 1000 veces mas altas que los niveles de datos de calidad ambiental (EDQL: 0,292 µg/kg). Terbufos 500 µg/kg.  Concentraciones de Endosulfan I, Endosulfan II pero en concentraciones muy bajas.

No	Referencias	Tipo de estudio	Zona	Tipo de plaguicidas	Concentraciones encontradas
6	(Sinclair, Ferrary, Castillo, Mérida, & Ramírez, 2012)	Sistema fluvial	Zona norte y caribe	Organoclorados	No se detectaron residuos de DDE en sedimentos, sin embargo, en muestras de suelo se detectó una frecuencia del 76 % del total de las muestras (30).
7	(Quejido, y otros, 2012).	Sistema marino-costero	Zona Caribe	Organoclorados	Lindano por debajo del límite de detección hasta 14,9 ng/g.
8	Este estudio J.A. Rodríguez	Sistema fluvial-marino-costero	Zona Caribe	Organoclorados	Lindano 0,23 ng/g - 1,30 ng/g, en tres sitios muestreados a diferentes profundidades los valores superaron la norma ISQG: 0,94 ng/g.  p,p'-DDE 0,32 ng/g - 1,59 ng/g, en un sitio a una profundidad de 6-8 cm superó la norma ISQG: 1,42 ng/g.  Endrin 0,18 ng/g - 2,57 ng/g (todos bajo la norma)
				Organofosforados	Endosulfan I 0,19 ng/g - 1,84 ng/g. Endosulfan II 0,11 ng/g - 0,77 ng/g. Endosulfan Sulfato 1,20 ng/g en un solo sitio y sección.  Etil paratión 1,84 ng/g - 3,14 ng/g Terbufos 3,96 ng/g- 60,66 ng/g

La guía Canadiense de Calidad de Sedimentos de Agua Dulce para Protección de la Vida Acuática (Tabla 18), declara actualmente 26 compuestos orgánicos, tres de estos se encontraron en los sedimentos estudiados en el río Juan López. En

comparación con otras investigaciones realizadas en Honduras, en los sedimentos se encontraron residuos Lindano, p,p'-DDE, Etil paratión y Terbufos. En el único sitio marino costero que se han realizado evaluaciones en los sedimentos ha sido en la bahía de Puerto Cortés resultado valores por encima de los encontrados en esta investigación. Demostrando que, el uso de plaguicidas en esta zona sigue contaminando el ecosistema costero, por tanto esta amenaza necesita ser atendida mediante la aplicación de una regulación eficiente en el país.

Tabla 18 : Valores Guía Canadiense y concentraciones de Contaminantes Orgánicos Persistentes encontrados en río Juan López.

Nombre COP	Grupo	Agua dulce		Agua marina	
		Guía interina de calidad de sedimentos (ISQG) µg/kg	Umbral de efectos probables (PEL) µg/kg	Guía interina de calidad de sedimentos (ISQG) µg/kg	Umbral de efectos probables (PEL) µg/kg
DDE	Organoclorados	1,42	6,75	2,07	374,00
Endrin	Organoclorados	2,67	62,40	2,67	62,40
Lindano	Organoclorados	0,94	1,38	0,32	0,99

Se encontraron valores de lindano por encima del valor guía interino de calidad de sedimentos en los sitios JL-3 y JL-4.

Tabla 19 : Concentraciones de Contaminantes Orgánicos Persistentes encontrados por encima del valor guía.

Nombre de COP	Sitios de muestreo
Lindano	JL-3 y JL-4
p,p'-DDE	JL-3

Estos valores corresponden a ecosistemas acuaticos de zonas templada, sin embargo en zonas tropicales podrían tener otro comportamiento. La temperatura es un factor importante que determina la fluidez de los contaminantes, permitiendo que las moléculas de los contaminantes puedan distribuirse entre compartimientos ambientales (C.H. Walker, 2006). En relación a la calidad de los ecosistemas acuaticos un enfoque con criterios mas adaptados a las características de la región debe ser desarrollado (Ferrary, 2007).

## **CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES**

1. La presencia y acumulación de Lindano, p,p'-DDE, Endrin, Endosulfan I, Endosulfan II y Endosulfan Sulfato y de compuestos menos persistentes como Etil paratión y Terbufos en la cuenca baja de río Juan López, la cual está asociada a las condiciones y características de la fase sedimentaria, demuestran que las prácticas agrícolas están vinculadas al deterioro de la calidad pristina del río.
2. Las concentraciones de Lindano, p,p'-DDE, Endrin, Endosulfan I, Endosulfan II y Endosulfan Sulfato, Etil paratión y Terbufos, encontradas hasta los 16 cm en los núcleos sedimentarios, ponen de manifiesto los procesos de erosión y la sedimentación en la cuenca baja del río Juan López.
3. La densidad de la población y abundancia relativa de las comunidades de macroinvertebrados acúaticos, sobre todo las familias con mayor resistencia a condiciones estresantes están relacionadas con el alto contenido de materia orgánica del sedimento y con la presencia de Lindano, p,p'-DDE y Terbufos.
4. La información generada en esta investigación debe ser utilizada como herramienta para la toma de decisiones en cuanto al establecimiento de la regulación ambiental para la cuenca del río Juan López, ya que queda demostrado el uso reciente y la persistencia de algunos plaguicidas prohibidos y restringidos que han encontrado su destino en los sedimentos del río.

## **CAPÍTULO 6. RECOMENDACIONES**

1. Aun cuando las concentraciones de los contaminantes orgánicos estén por debajo de lo que recomiendan las normas internacionales, se recomienda que Mi Ambiente a través de CESCO establezca un monitoreo continuo del ambiente costero, para detectar algún aumento en estos niveles de contaminación que podrían resultar en la alteración en su estado natural.
2. Basado en el efecto adverso en la diversidad de macroinvertebrados acuáticos, Mi Ambiente en unión con la SAG debe limitar el uso de COP's en la agricultura a través de la revisión y fortalecimiento de la legislación ambiental de Honduras.
3. En sistemas fluviales en donde la alta precipitación, eventos extremos y dinámica del mar alteran los sedimentos, es recomendable que futuros investigadores utilicen otras herramientas para estimar la sedimentación y no mediante técnicas nucleares como  $^{210}\text{Pb}$ .
4. Mi Ambiente y la SAG en alianza con la UNAH deben incentivar a la realización de más estudios en sedimentos de ambientes fluviales y marinos afectados por contaminación antropogénica para contribuir en el establecimiento de valores guía en la región.

## CAPÍTULO 7. BIBLIOGRAFÍA

- Achterberg, E. P., Herzl, V. M., Braungardt, C. B., & Millward, G. E. (2003). Metal behaviour in an estuary polluted by acid mine drainage: the role of particulate matter. *Environmental Pollution*, 283-292.
- Aguinaldo N. Marques, F. M. (2006). Apparent discrepancy in contamination history of a sub-tropical estuary evaluated through 210Pb profile and chronostratigraphical markers. *Marine Pollution Bulletin*, 532-539.
- Albert, L. (1997). Capitulo 21: Plaguicidas. En *Introducción a la toxicología ambiental* (págs. 359-382). Metepec, Estado de México, México. Recuperado el 17 de Febrero de 2016, de Biblioteca Virtual de Desarrollo Sostenible y Salud Ocupacional:  
<http://www.bvsde.paho.org/bvstox/fulltext/toxico/toxico-04a21.pdf>
- Albert, L. A., & Benítez, J. A. (2005). *Golfo de México contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y Tendencias* (2da ed.). (A. Vásquez Botello, Ed.) Campeche, México: Universidad Autónoma de Campeche.
- Albert, L. A., & Benítez, J. A. (2005). Impacto Ambiental de los Plaguicidas en los Ecosistemas Costeros. En A. V. Botello, J. R. von Osten, G. Bouchot, C. Agraz-Hernandez, & A. V. Botello (Ed.), *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias* (pág. 170). Villahermosa, Tabasco, México: Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Alberto Zirino, C. N. (2013). Comments on and implications of steady-state in coastal marine ecosystems. *Chemistry and Ecology*, 29(1), 86-99.
- Alcaníz, J. M. (2008). Erosión: Evaluación del riesgo erosivo y prácticas de protección del suelo. En P. A. Rodríguez, *Evaluación y Prevención de Riesgos Ambientales en Centroamérica* (págs. 125-146). Girona, España: Documenta Universitaria.
- Alemán, K. (Julio de 2011). Evolución de la actividad económica del municipio de El Porvenir, Atlántida. *Población y Desarrollo: Argonautas y Caminantes*, 7(7), 17-23.
- Almorox, J, L. R. (2010). *La Degradación de los Suelos por Erosión Hídrica: Métodos de Estimación* (Vol. 1). Murcia, Murcia, España: edit.um.
- Angelo, M. J. (2013). *The Law and Ecology of Pesticides and Pest Management*. New Yorkk, New York, USA: Routledge, Taylor & Francis Group.
- APHA; AWWA; WEF. (2012). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. (L. B. Eugene W. Rice, Ed.) Michigan, Michigan, USA: American Public Health Association.
- Arche et al. (1992). *Sedimentology* (Vol. 2). Madrid: CSIC.

- Arche, A. (2010). *Sedimentología del proceso físico a la cuenca sedimentaria*. Madrid, España: Gráficas Blanco, S. L.
- Arvizú, M. D. (2004). *Geocronología de la acumulación de metales pesados en marismas de las lagunas Chiricahueto y Estero de Urías, Sinaloa*. Mazatlán: UNAM.
- Asdrúbal Flores, F. U. (2011). Monitoreo Ambiental de Plaguicidas en el Municipio de Krukra Hills. *Ciencia y Tecnología*, 1-4.
- ATSDR. (1 de September de 2002). *Toxic Substances Portal - DDT, DDE, DDD*. Obtenido de Agency for Toxic Substances & Disease Registry: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/TP.asp?id=81&tid=20>
- ATSDR. (2 de 2 de 2015). *ATSDR*. Recuperado el 29 de 7 de 2017, de Agency for Toxic Substances and Disease Registry: <https://www.atsdr.cdc.gov/MHMI/mhmi-v3-g-pdf>
- Baedelt, H., Idstein, H., & Krebs, B. (1992). *Investigation of the degradation behaviour in soil under field conditions*. Hoechst. Hattersheim: Hoechst.
- Balluz, L., Moll, D., Díaz, M. G., Mérida, J., & Malilay, J. (2001). *Environmental Pesticide Exposure in Honduras Following Hurricane Mitch*. Organización Mundial de la Salud. Atlanta: OMS.
- Barral, R. (Junio de 2001). Plaguicidas Organoclorados Persistentes en Sedimentos de Tres Lagos Costeros y un lago Andino de Chile Central. *Boletín de la Sociedad Chilena de Química*, 46(2), 1-2.
- Belzunce, M. J., Solaun, O., Franco, J., Valencia, V., & Borja, A. (2001). Accumulation of Organic Matter, Heavy metals and Organic Compounds in Surface Sediments along the Nervión Estuary (Northern Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 42(12), 1407-1411.
- Bensen, R. (1959). *Ecology of Recent Ostracodes of the Todos Los Santos Bay, Baja California, Mexico*. Kansas: The University of Kansas.
- Bowman, B. T. (1983). Determination of octanol-water partitioning coefficients (Kow) of 61 organophosphorus and carbamate insecticides and their relationship to respective water solubility (s) values. *Journal of Environmental Science and Health, part B: Pesticides, Food contaminants, and Agricultural wastes*, B18, 667-683.
- Brígido, O. (2006). Cuantificación de Procesos Erosivos en Suelos Agrícolas Empleando las Precipitaciones Radiactivas Globales del Cesio-137. *Sociedad Cubana de la Ciencia del Suelo*, 1.
- Bulnes, R., Sierra, K., Mérida, J., & Valdéz, R. (2001). *Residuos de Plaguicidas en la Zona Sur (Choluteca)*. Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente, Centro de Estudios y Control de Contaminantes. Tegucigalpa: CESCO.
- C.H. Walker, S. H. (2006). *Principles of Ecotoxicology*. Boca Ratón, FL, USA: CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC.

- Carazo, E., Valverde, B., Rodríguez, O., & Barquero, M. (1997). Persistence of Terbufos and its Metabolites in soil and maize. *Proceedings of an international symposium on the use of nuclear and related techniques for studying environmental behaviour of crop protection chemicals jointly organized by the IAEA and FAO of UN and held in Viena, 1-5 July 1996*. Viena: IAEA.
- Cardoza, F. A. (22 de Abril de 1996). *Biblioteca Wilson Popenoe*. Obtenido de EAP-Zamorano: <https://bdigital.zamorano.edu/handle/11036/3006>
- Carvalho et al. (1999). Chlorinated Hydrocarbons in Coastal Lagoons of the Pacific Coast of Nicaragua. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 36, 132-139.
- Carvalho, F. P., & Hance, R. J. (1993). *Pesticides in tropical marine environments: Assessing their fate*. IAEA . Vienna: IAEA. doi:2/1993
- Carvalho, F. P., Villeneuve, J. P., Cattini, C., Tolosa, I., Montenegro, S., Lacayo, M., & Cruz, A. (2002). Ecological risk assessment of pesticide residues in coastal lagoons of Nicaragua. *Journal Environmental Monitoring*, 778-787.
- Castillo, L. E. (1997). Ecotoxicology and pesticide in tropical aquatic ecosystems of central América. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16(1), 41-51.
- CATIE. (1 de Junio de 2003). Manejo Integrado de Plagas y Agroecología. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología No 68*, pág. 7.
- CCME. (1 de 1 de 1995). *Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life*. Recuperado el 05 de 09 de 2018, de Canadian Council of Ministers of the Environment: <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/226/>
- CCME. (1 de 1 de 2007). *Canadian Water Quality Guidelines for Protection of Aquatic Life*. Obtenido de Canadian Council of Ministers of the Environment: <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/220>
- CCME. (1 de 1 de 2010). *Canadian Council of Ministers of the Environment*. (D. S. P. Jiapizian, Ed.) Recuperado el 07 de September de 2017, de Canadian Council of Ministers of the Environment: [http://www.ccme.ca/files/Resources/supporting\\_scientific\\_documents/endosulfan\\_scd\\_1439.pdf](http://www.ccme.ca/files/Resources/supporting_scientific_documents/endosulfan_scd_1439.pdf)
- CCME. (2010). *Scientific Criteria Document for the Development of the Canadian Water Quality Guidelines for ENDOSULFAN*. Obtenido de Canadian Council of Ministers of the Environment: <http://www.ccme.ca/en/search.html?keywords=Report+11+%2B+Endosulfan%3A+its+effects+on+environmental+quality&submit=&search=>
- CENU. (2000). *Estado de los bosques en Europa*. Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa y Comisión Europea. NU.
- CESCCO-SERNA. (2006-2009). *Inventario Nacional de Plaguicidas COPs y Otros Plaguicidas Prohibidos en Desuso en Honduras*. Tegucigalpa: CESCCO-SERNA.

- Chau, K. W. (2005). Characterization of transboundary POP contamination in aquatic ecosystems of Pearl River delta. *Marine Pollution Bulletin*, 51, 960-965. doi:10.1016/j.marpolbul.2005.02.028
- Cole, S., Codling, I. D., Parr, W., & Zabel, T. (2001). *The UK marine SACs Project*. Recuperado el 12 de 12 de 2016, de UKMPA Centre: [http://www.ukmarinesac.org.uk/pdfs/water\\_quality.pdf](http://www.ukmarinesac.org.uk/pdfs/water_quality.pdf)
- Colville, A., Jones, P., Pablo, F., Krassoi, F., Hose, G., & Lim, R. (2008). Effects of Chlorpyrifos on macroinvertebrate communities in coastal stream mesocosms. *Ecotoxicology*, 17, 173-180.
- Covich, A. (January de 1976). Recent changes in molluscan species diversity of a large tropical lake (Lago de Petén, Guatemala). *Limnology and Oceanography*, 21(1), 51-59.
- D. Haynes, J. J. (2000). *Organochlorine, Heavy Metal and Polyaromatic Hydrocarbon Pollutant Concentrations in the Great Barrier Reef (Australia) Environment: a Review*. Great Barrier Reef Park Authority. GB: Elsevier Science Ltd.
- D. J. González-Mille et al. (02 de Junio de 2010). *Researchgate publications*. Recuperado el 03 de 01 de 2017, de <https://www.researchgate.net/publication/44688419>
- Dumailo, S. (2003). *Evaluación de la problemática ambiental en la laguna de Bluefields por medio del estudio de algunos aspectos de sedimentación y contaminación, RAAS, Nicaragua*. Managua.
- E.J. Santamaría, F. S. (2009). Estimating sediment accumulation rates in Manila Bay, a marine pollution hot spot in the Seas of East Asia. *marine Pollution Bulletin*, 59, 164-174.
- Edgington, D. N., & Robbins, J. A. (1 de 1 de 1975). *Determination of the Activity of Lead-210 in Sediments and Soils*. Recuperado el 3 de 10 de 2018, de Cite Seer X: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.490.8168&rep=rep1&type=pdf>
- EPA. (1 de 12 de 1996). *Environmental Protection Agency*. Obtenido de <https://www.epa.gov>: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3660b.pdf>
- EPA. (1 de 2 de 2007). *Environmental Protection Agency*. Obtenido de <https://www.epa.gov>: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3550c.pdf>
- EPA. (1 de 7 de 2014). *Environmental Protection Agency*. Obtenido de <https://www.epa.gov>: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3620c.pdf>
- Escobar, J. (Diciembre de 2002). *Biblioteca virtual de desarrollo sostenible y salud ambiental*. Recuperado el 5 de Septiembre de 2016, de OMS: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/aidis-ar/lcl1799e.pdf>
- F. Carvahlo, J. C.-G. (2002). Ecological risk assessment of pesticide residues in coastal lagoon, Nicaragua. *Journal Environmental Monitoring*, 778-787.
- F. Zapata, E. G.-A. (2002). Introduction . En F. Zapata, & F. Zapata (Ed.), *Handbook for the assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides* (págs. 1-13). Vienna , Austria: Kluwer Academic Publisher.

- FAO, M. (1994). *Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación*. (J. P. Lanly, Productor) Recuperado el 11 de Octubre de 2015, de Ecología y Enseñanza Rural: [www.fao.org/docrep/006/w1309s/w1309s04.htm#TopOfPage](http://www.fao.org/docrep/006/w1309s/w1309s04.htm#TopOfPage)
- Felsot, A., Wei, L., & Wilson, J. (1982). Environmental Chemodynamic Studies with Terbufos (Counter) Insecticide in Soil Under Laboratory and Field Conditions. *Environmental, Science & Health, Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Waste*, 649-673.
- Fenoglio, S., Bo, T., & Cucco, M. (2004). Small-scale Macroinvertebrate Distribution in a Riffle of a Neotropical Rainforest Stream (Río Bartola, Nicaragua). *Caribbean Journal of Science*, 40(2), 253-257.
- Fenoglio, S., Bo, T., Czekaj, A., & Rosciszew, E. (2008). Feeding Habitats, Fine Structure and Microhabitat Preference of *Euthyplocia hecuba* (Hagen, 1861)(Ephemeroptera:Euthyplociidae) Nymphs from Honduras. *Folia biologica*, 56(1-2), 43-49.
- Ferrary, M. L. (2007). Estudio sobre Residuos de Plaguicidas en Honduras, Un Análisis Crítico. *Contaminación, Ambiente y Salud*, 11-20.
- Ferrington, L. C., Buzby, K. M., & Masteller, E. C. (1993). Composition and Temporal Abundance of Chironomidae Emergence from a Tropical Rainforest Stream at El Verde, Puerto Rico. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 66(2), 167-180.
- Fundación VIDA. (2011). *Plan de Acción Ambiental Municipal El Porvenir, Atlántida*. SERNA, PROCORREDOR. Tegucigalpa: SERNA.
- G.W.Ware. (2004). *The Pesticide Book*. Willoughby.
- Galindo Reyes, G., Villagrana, L. C., & Lazcano Alvarez, G. (1999). Environmental conditions and pesticide pollution of two coastal ecosystems in the golf of California, México. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44, 280-286.
- Gallardo, M., & Osorio, J. R. (2010). *Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, León, Sistema de Bibliotecas*. Recuperado el 08 de 01 de 2017, de Repositorio Institucional UNAN-León: <http://riul.unanleon.edu.ni:8080/jspui/bitstream/123456789/530/1/216567.pdf>
- García Azuero, A. F., & et. al. (2005). *Enfoques de Manejo de Recursos Naturales a Escala de Paisaje: Convergencia hacia un enfoque ecosistémico*. Turrialba, Costa Rica: CATIE.
- García Cambero, J. P. (junio de 2002). *Universidad de Extremadura*. (s. d. Universidad de Extremadura, Ed.) Recuperado el 05 de 01 de 2017, de Facultad de Veterinaria, Departamento de Medicina y Sanidad Animal : <https://dialnet.unirioja.es/descarga/tesis/317.pdf>
- GEF-REPCar. (2008-2011). *Reduciendo el escurrimiento de plaguicidas al mar Caribe*. Managua: MARENA.

- Gladstone, S. (2002). *Contaminación por Plaguicidas en las Cuencas Hidrográficas que Desembocan en el Golfo de Fonseca y Oportunidades para su Prevención y Mitigación*. Centroamérica: PROARCA/SIGMA.
- Gomma, H. M., & Faust, S. D. (1972). Chemical Hydrolysis and Oxidation of Parathion and Paraoxon in Aquatic Environments. *American Chemical Society*, 189-209.
- Gonzales-Farías, F., Cisneros Estrada, X., Fuentes Ruíz, C., Díaz González, G., & Botello, V. A. (2002). Pesticides Distribution in Sediments of a Tropical Coastal Lagoon Adjacent to an Irrigation District in Northwest Mexico. *Environmental Technology*, 23, 1247-1256.
- González, N. E. (2009). Macrobentos. En J. Espinoza , G. Islebe, & H. Hernández, *El Sistema Ecológico de la Bahía de Chetumal/Corozal: Costa Occidental del Mar Caribe* (págs. 88-101). Chetumal: ECOSUR.
- Graca, M. A., & et. al. (5 de 11 de 2015). Macroinvertebrate identity, not diversity, differed across patches differing in substrate particle size and leaf litter packs in low order, tropical Atlantic forest streams. *Limnetica*, 34(1), 30.
- Hammer, Ø., Harper, D. A., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica*, 4(1), Art. 4: 9págs. Recuperado el 2013, de [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)
- Hartwell, S. I., & Claflin, L. W. (2005). Cluster analysis of contaminated sediment data: Nodal Analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(7), 1816-1834.
- Helson, J. E., Williams, D. D., & Turner, D. (2006). Larval chironomid community organization in four tropical rivers: human impacts and longitudinal zonation. *Hydrobiologia*, 559, 413-431.
- Hill, D. W., & Mc Carty, P. L. (August de 1967). Anaerobic Degradation of Selected Chlorinated Hydrocarbon Pesticides. *Water Pollution Control Federation*, 39(8), 1259-1277.
- Hill, M. O. (1973). Diversity and Evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.
- IAEA. (2002). *Handboo for assement of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides*. Viena: Kluwer Academic Publishers.
- ILRF. (2008). *The Sour Taste of Pineapple/El sabor amargo*. International Labor Rights Forum. Washington: ILRF. Obtenido de [https://laborrights.org/sites/default/files/publications-and-resources/ILRF\\_pineapplereport.pdf](https://laborrights.org/sites/default/files/publications-and-resources/ILRF_pineapplereport.pdf)
- INE. (2013). *XVII Censo de población y VI de vivienda*. Instituto Nacional de Estadística. Tegucigalpa: Instituto Nacional de Estadística. Obtenido de <https://www.ine.gob.hn/V3/imag-doc/2018/07/2-Atlantida-El-Porvenir-2013.pdf>

- J. A. Tercedor. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA). II*, págs. 2013-213. Almería: Universidad de Granada.
- J.E. Barbash, E. R. (1996). *Pesticide in Ground Water: Distribution, Trends and Governing Factors*. (R. Gilliom, Ed.) Chelsea, Michigan, USA: Ann Arbor Press Inc.
- Jansen, K. (2002). Plaguicidas y su regulación en Honduras. *Ceiba*, 43(2), 273-289.
- Jergentz, S., Mugni, H., Bonetto, C., & Schulz, R. (2004). Runoff-Related Endosulfan Contamination and Aquatic Macroinvertebrate Response in Rural Basins Near Buenos Aires, Argentina. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46, 345-352. doi:10.1007/s00244-003-2169-8
- Jones, K. (22 de March de 1999). persistent organic pollutants (POPs): state of science. *Environmental Pollution*, 209-221.
- Josefson, A. B., & Goke, C. (2013). Disentangling the effects of dispersal and salinity on beta diversity in estuarine benthic invertebrate assemblages. *Journal of Biogeography*, 40, 1000-1009.
- Kirkby, M. J. (1984). *Erosión de los Suelos*. Mexico , D. F., México: LIMUSA.
- Kohn, M. (1929). *KorngröBenanalyse vermittels Pipettanalyse* (Vol. 53). Berlin: Tonindustrie-Zeitung.
- Kroon, F. J. (2012). River loads of suspended solids, nitrogen phosphorus and herbicides delivered to the Great Barrier Reef lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, 65, 167-181.
- L. Nowell, P. C. (1999). *Pesticides in Stream Sediment and Aquatic Biota*. Boca Raton, USA: CRC Press LLC.
- Lacayo, M., López, M., Picado, F., Cuadra, J., Pitty, J., Motenegro, K., & Calero, S. (1999). Plaguicidas Organoclorados y Organofosforados en aguas y sedimentos del río San Juan y en sus principales sub-cuencas, 1992, 1993 y 1997. *Seminario Ecología, Plaguicidas e Investigación Científica en los lagos Xolotlán, Cocibolca y el Río San Juan*. (pág. 8). Granada: UNAN-Managua.
- Laflamme, M., Shiffbauer, J. D., & Dornbos, S. Q. (2011). Quantifying the evolution of early life. Numerical approaches to the evaluation of fossils and ancient ecosystems. En N. H. Landman, & P. J. Harries, *Topics in Geobiology*, Vol. 36 (pág. 199). Springer. ISBN 978-94-007-0679-8.
- Obtenido de [http://books.google.com.ni/books?id=ezyIBGqi\\_DIC&pg=PA199&dq=Buzas+and+Gibson%27s+evenness&hl=es&sa=X&ei=WyxAVluFOtGQgwTKh4HgAQ&ved=0CB8Q6AEwAA#v=onepage&q&f=true](http://books.google.com.ni/books?id=ezyIBGqi_DIC&pg=PA199&dq=Buzas+and+Gibson%27s+evenness&hl=es&sa=X&ei=WyxAVluFOtGQgwTKh4HgAQ&ved=0CB8Q6AEwAA#v=onepage&q&f=true)
- Laprida, C. (1 de marzo de 2006). *Ostracodos recientes de la llanura panpeana, Buenos Aires, Argentina: ecología e implicancias paleolimnológicas*. Recuperado el 5 de 12 de 2017, de Scielo, Argentina: [http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0002-70142006000100015&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0002-70142006000100015&lng=es&tlng=es).
- Lara-Martín. (2005). Distribución de contaminantes orgánicos en sedimentos costeros de la Bahía de Cádiz (SO de España). *Ciencias Marinas*, 31(1B), 203-212.

- Lara-Martín, P. (2005). Distribución de contaminantes orgánicos en sedimentos costeros de la Bahía de Cádiz. *Ciencias Marinas*, 31(1B), 717-722.
- Leadprathom, N., Preeda, P., Satayavivad, J., Delaune, R. D., & Jugsujinda, A. (2009). Transport and deposition of organochlorine pesticides from farmland to estuary under tropical regime and their potential risk to aquatic biota. *Journal of Environmental Science and Health*, 249-261.
- Leibundgut, C., Maloszewski, P., & Kulls, C. (2009). *Tracers in Hydrology*. West Sussex, Chichester, UK: Wiley & Blackwell.
- Levy, Y. (2016). *Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012*. Centro para la Investigación de Recursos Acuáticos de Nicaragua. Managua: CIRA/UNAN.
- Liess, M., & Von Der Ohe, P. C. (2009). Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*. doi:<https://doi.org/10.1897/03-652.1>
- Macchi, P., Loewy, R. M., Lares, B., Latini, L., Monza, L., Guiñazu, N., & Montagna, C. M. (2018). The impact of pesticides on the macroinvertebrate community in the water channels of the río Negro and Neuquén Valley, North Patagonia (Argentina). *Environmental Science and Pollution Research*, 25(11), 10668-10678.
- Madeiras, C. R., Hepp, L. U., Patrício, J., & Molozzi, J. (1 de September de 2016). Tropical Estuarine Macroinvertebrate Communities Are Structured by Turnover Rather than Nettedness. (K. C. Vopel, Ed.) *Plos one*, 11(9), 1-14.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. 256pp.
- Mancilla Bascuñan, H. B. (2006). Erosión en Parcelas Experimentales y Redistribución del Suelo Mediante la Concentración Be-7. Valdivia, Chile.
- Martín, A., & Díaz, Y. J. (2007). Biodiversidad de crustáceos peracáridos en el delta del río Orinoco, Venezuela. *Biología Tropical*, 55(Su1), 87-102.
- Marziali, L., Armanini, D. G., Cazzola, M., Erba, S., Toppi, E., Buffagni, A., & Rosario, B. (2010). Responses of Chironomid Larvae (Insecta, Diptera) to Ecological Quality in Mediterranean River Mesohabitats (South Italy). *River Research and Applications*, 1036-1051. doi:10.1002/rra.1303
- Masís, F. (11 de Marzo de 2008). Residuos de Agroquímicos de Ríos Poás, Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 1(32), 113-123.
- Mat, N., Ahmad, B., Wood, A. K., Hashim, Z., Junoh, S., & Ahmad, Z. (año no expuesto). Distribution of 14C-Lindane (alfa-BHC) insecticide in a simulative mudflat microecosystem. *OIEA*, 287-290.
- MCA-Honduras/EDA. (2008). *Listado de Plaguicidas y Sustancias Afines Registrados en Honduras*. FHIA, Cortés. La Lima: MCA-Honduras/EDA.

- McDonald, D. D., Ingersoll, C. G., & Berger, T. A. (2000). Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 20-31. doi:10.1007/s002440010075
- Meurgey, F. (1 de December de 2009). Description of the Larva of Macrothemis Meurgeyi Daigle from the Lesser Antilles (Anisoptera:Libellulidae). *Odonatologica*, 38(4), 365-368.
- Mi Ambiente-ONU-GEF. (2015). *Plan Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP) en Honduras PNI COP 2015-2025*. Tegucigalpa: Mi Ambiente.
- Miranda, K. (2008). Pesticide residues in river sediments from the Pantanal Wetland, Brazil. *Journal of Environmental Science and Health*, 717-722.
- Molina Bolívar, G. E., & Severeyn, H. (2010). *Macroinvertebrados Bentónicos Asociados al Ecosistema Estuarino "El Riño" (Rioacha, La Guajira Colombiana)*. Universidad de Zulia, Facultad Experimental de Ciencias. División de Estudios para Graduados en maestría en Ciencia Biológicas mención en Ecología Acuática. Maracibo: Universidad de Zulia. Recuperado el 8 de 12 de 2017, de [http://tesis.luz.edu.ve/tde\\_arquivos/110/TDE-2010-10-25T09:37:34Z-684/Publico/molina\\_geomar\\_enrique.pdf](http://tesis.luz.edu.ve/tde_arquivos/110/TDE-2010-10-25T09:37:34Z-684/Publico/molina_geomar_enrique.pdf)
- Moody, R. P., Akram, M., Dickson, E., & Chu, I. (2007). In vitro dermal absorption of methyl salicylate, ethyl parathion and malathion: First responder safety. *Toxicology and environmental health*, 70, 985-999.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad* (Vol. 1). Zaragoza, España: M&T-Manuales y Tesis SEA. 84p.
- Morgan, R. P. (2005). *Soil Erosion and Conservation* (Vol. 3). Malden, MA, USA: Blackwell Publishing.
- Nguyen, H. T., Dupuy, C., Jourde, J., Lefrancois, C., Pascal, P. Y., Carpentier, A., . . . Bocher, P. (18 de March de 2017). Persistent benthic communities in the extreme dynamic intertidal mudflats of the Amazonian coast: an overview of the Tanaidacea (Crustacea, Peracarida). *Marine Biodiversity*, 1-15. doi:10.1007/s12526-017-0679-2
- OPS. (2000). *Legislación de plaguicidas en Honduras*. Tegucigalpa: OPS-Tegucigalpa.
- Osuna-Flores, I., & Riva, M. C. (26 de Noviembre de 2004). Plaguicidas organofosforados en camarones, sedimento y agua superficial de la Bahía de Ohuira, Toluabampo, Sinaloa, México. (A. d. Ingenieros, Ed.) *AFINIDAD*, 61(513), 387-392.
- Oyugi, M. P. (2003). Heavy Metals and Pesticides in Marine Sediments, Seawater, and Seaplants Along the Kenya-Mombasa Coastline. *Journal of Trace and Microprobe Techniques*, 21(1), 147-159.

- Pamplin, P., de Almeida, T., & da Silva-Filho, J. (2007). New record of *Laeonereis acuta* (Treadwell, 1923) (Nereididae: Polychaeta) in Northeast coast of Brazil. *Biota Neotropica*, 7(3), 353-355. Obtenido de <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn00607032007>.
- Partida-Gutierrez, D. (2003). Contaminantes orgánicos persistentes en núcleos de sedimentos de la region de sur de la cuenca de las Californias. *Ciencias Marinas*, 29(4), 521-534.
- Pérez, A. M. (2004). *Aspectos conceptuales, análisis numérico, monitoreo y publicación de datos sobre biodiversidad*. Managua: ARAUCARIA XXI-MARENA, 300p. ISBN: 978-99924-809-7-7.
- Pérez, L., Lorenschat, J., Massaferro, J., Pailles, C., Florence, S., Hollwedel, W., . . . Schwalb, A. (Junio de 2013). Bioindicators of climate and trophic state in lowland and highland aquatic ecosystems of the Northern Neotropics. *Biología Tropical*, 61(2), 603-644.
- Peterson, S. M., & Batley, G. E. (1993). The Fate of Endosulfan in Aquatic Ecosystems. *Environmental Pollution*(82), 143-152.
- PNUMA. (2009). *Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes\_Enmendado*. Ginebra: Secretaría del Convenio de Estocolmo, PNUMA, International Environment House.
- PNUMA. (2011). *Mejorando el Manejo de Plaguicidas Agrícolas en Colombia, Costa Rica y Nicaragua: Experiencias del Proyecto GEF Reduciendo el Ecurrimiento de Plaguicidas al Mar Caribe*. Kingston: PNUMA-UCR/CAR.
- PNUMA. (2011). *Residuos de Plaguicidas Agrícolas en Aguas Costeras del Caribe*. Kingston: PNUMA-UCR/CAR.
- Quejido, A., Hernandez, C., Ruíz, C., Sanchez, J. A., Masis, M., Sericano, J., . . . Castillo, A. (2012). Reconstrucción de los Procesos de Sedimentación y Contaminación de la Bahía de Puerto Cortés y Laguna de Alvarado en los últimos 100 años, utilizando Técnicas Nucleares. (V. M. Meléndez, Ed.) *Contaminación Ambiente y Salud*, 38-47.
- Ragnarsdottir, K. V. (2000). Environmental fate and toxicology of organophosphate pesticide. (J. C. Fairchild, Ed.) *Journal of the Geological Society*, 157, 859-876.
- Rand, G. M., Carriger, J. F., Gardinali, P. R., & Castro, J. (2010). Endosulfan and its metabolite, endosulfan sulfate, in freshwater ecosystems of South Florida: a probabilistic aquatic ecological risk assessment. *Ecotoxicology*, 19, 879-900. doi:10.1007/s 10646-010-0469-0
- Rathbun, R. E. (1998). *Transport, behaviour and fate of volatile organic compounds in streams*. U.S. Geological Survey, U. S. Department of the Interior. Denver: USGS.
- Ráudez, S. M. (2004). *Presencia de la familia Chironomidae en el río San Juan y cuatro de sus tributarios*. Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos de Nicaragua, Hidrobiología. Managua: UNAN-Managua.

- Readman, J. W., & et al. (1992). Persistent organophosphorus pesticides in tropical marine environments. *Marine Pollution Bulletin*, 24(8), 398-402.
- RepCAR Costa Rica. (2011). *Experiencias exitosas para reducir el impacto de la agricultura sobre los ecosistemas costeros: Reduciendo el escurrimiento de plaguicidas al mar*. Fondo Mundial para el Medio Ambiente (GEF). San José: RepCAR.
- Rizzo, A. E., & Amaral, C. Z. (1 de Diciembre de 2001). *SciELO*. Recuperado el 5 de Diciembre de 2017, de Revista de Biología Tropical, 49(3-4):  
[http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-77442001000300002](http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442001000300002)
- Rodrigues dos Reis, M. et al. (2015). Pesticide residues in coffee agroecosystems. *Coffee in Health and Disease Prevention*, 235-243. doi:10.1016/B978-0-12-409517-5.00026-7
- Roldán, G. (2008). *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Medellín, Antioquia, Colombia: Universidad de Antioquia.
- Roldán, G. P. (1999). Los Macroinvertebrados y su Valor como Indicadores de la Calidad del Agua. (A. C. Ciencias, Ed.) *Ecología*, 23, 379, 381-382.
- Rosales, L. E., & Sánchez Mateo, S. (Octubre-Diciembre de 2003). Uso de macroinvertebrados bentónico como indicadores de la calidad del agua del río Palacaguina, Norte de Nicaragua. *Medio Ambiente, tecnología y desarrollo humano*, 2(8), 66-75.
- Rueda, L., Botello, A. V., & Díaz, G. (1997). Presencia de Plaguicidas Organoclorados en dos Sistemas Lagunares del Estado de Chiapas, México. *Contaminación Ambiental*, 2(13), 55-61.
- Salmon, T. P., & Marsh, R. E. (1978). Age as a Factor in Rodent Susceptibility to Rodenticides. A Review. En ASTM, & J. Beck (Ed.), *Vertebrate Pest Control and Management Material* (págs. 84-98). Philadelphia: ASTM.
- Salvatierra, T. (31 de 12 de 1997). <http://www.biblio.unan.edu.ni>. Recuperado el 31 de 01 de 2019, de Sistema bibliotecario UNAN Managua:  
<http://www.biblio.unan.edu.ni/index.php/2016/10/10/repositorio-institucional/>
- Savage, C. (03 de August de 2012). Ecosystem Services Transcend Boundaries: Estuaries Provide Resource Subsidies and Influence Functional Diversity in Coastal Benthic Communities. (U. o. Senjle Lin, Ed.) *PLOS ONE*, 7(8).
- Secretaría de Gobernación y Justicia. (2003). *Plan Estratégico de Desarrollo Municipal*. Dirección General de Organización y Participación Ciudadana, Municipio de El Porvenir, Atlántida. Tegucigalpa, MDC: La Gaceta.

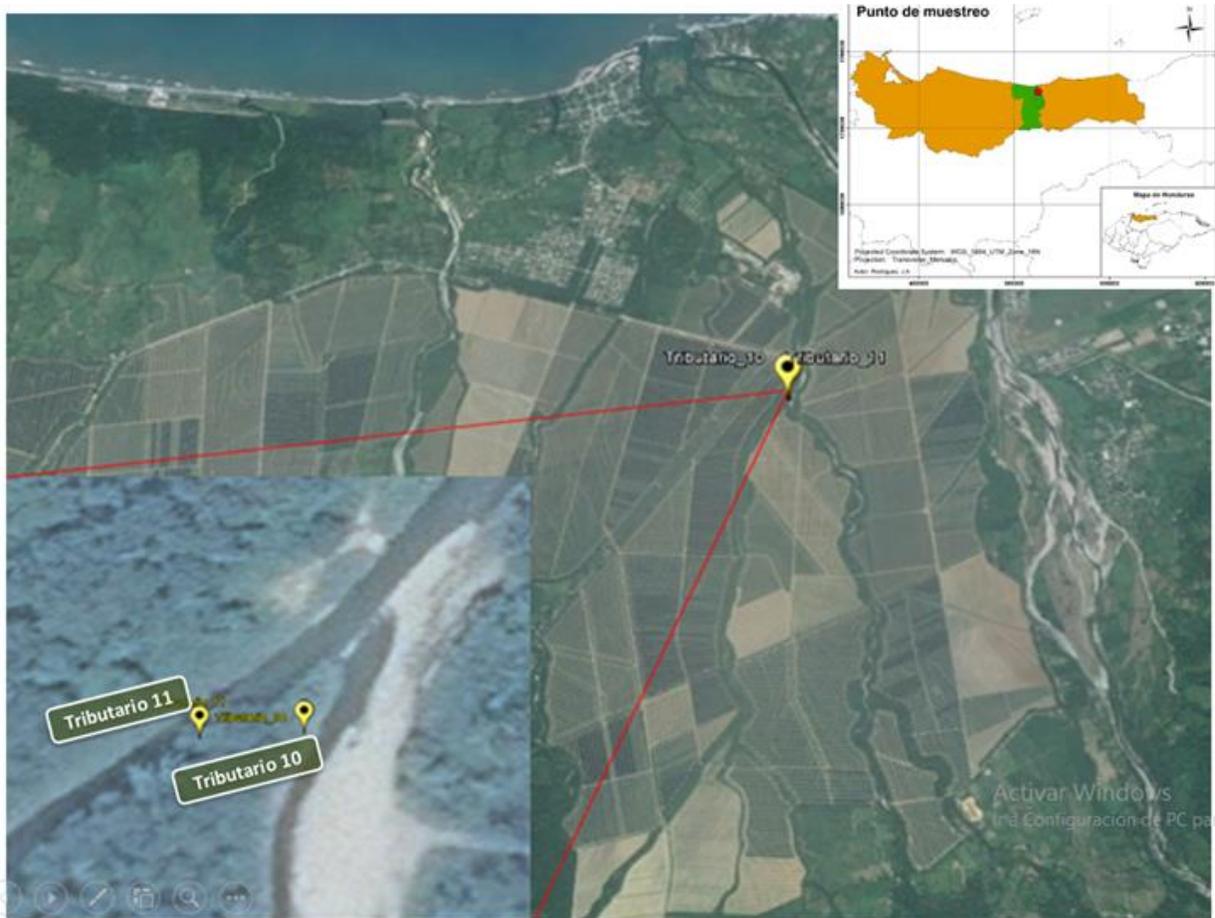
- Sermeño Chicas, J. e. (2010). Determinación de la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando invertebrados acuáticos: índice biológico a nivel de familias de invertebrados acuáticos en El Salvador (IBF-SV-2010). En J. M. Chicas, *Formulación de una guía metodológica estandarizada para determinar la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando insectos acuáticos. Proyecto UES-OEA* (pág. 43). San Salvador: Editorial Universitaria UES.
- SERNA-CESCCO. (2009). *Plan Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo para la Gestión de los COntaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) en Honduras*. Tegucigalpa: SERNA.
- Shepard, W. D. (2004). Lotic regions of Belize and their aquatic byrrhoid Coleptera (Dryopidae, Elmidae, Lutrochidae, Psephenidae, Ptlodactylidae). *PAN-PACIFIC ENTOMOLOGIST*, 80((1-4)), 53-59.
- Sibello Hernandez, R. Y. (Ene-Mar de 2011). Erosión en la Cuenca del Río Yaguanabo usando Cesio-137 como Radiotrazador. *Centro Agrícola*, 38(1), 57-67.
- Simmons, C. S. (1969). *Los Suelos de Honduras*. FAO. Roma: PNUD.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688.
- Sinclair, M., Ferrary, M., Castillo, A. C., Mérida, J., & Ramírez, A. G. (2012). Resultados de Monitoreo Ambiental y Biológico en las Comunidades de Ceiba Grande, Jutiapa-Atlántida y Feo, Bonito Oriental-Colón. (V. M. Meléndez, Ed.) *Contaminación Ambiente y Salud*, 8, 63-69.
- SMNH. (2016). *Velocidad de Viento Histórico Mensual*. Servicio Metereológico Nacional de Honduras. Tegucigalpa: SMNH.
- Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo. (2010). *Ciencia del Suelo, principios básicos*. (H. Burbano, & F. Silva, Edits.) Bogotá: Guadalupe S.A.
- Souza, M. L., Moulton, T. P., Silveira, R. L., Krsullovic, F., & Brito, E. (2007). Responses of Chironomidae (Diptera: Insecta) to the Exclusion of Shrimps and Ephemeroptera in a Coastal Forest Stream, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(1), 47-51.
- Stewart, D. R., Chisholm, D., & Ragab, M. H. (January de 1971). Long Term Persistence of Paration in Soil. *Nature*, 229, 47.
- Stockholm Convention. (1 de 1 de 2019). *Stockholm Convention*. (S. o. Convention, Productor) Recuperado el 25 de 08 de 2020, de <http://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx>
- T.A. Kassim, D. B. (2009). *The Handbook of Environmental Chemistry* (Vol. 5). (D. O. Hutzinger, Ed.) Berlin, Germany: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Talib, S., Yusoff, M. S., Hassan, Z. A., Ismail, W. R., & Abustan, M. S. (2016). Nutrient Concentration Distribution in Sediment and Overlying Water at Bukit Merah Reservoir, Perak. *EDP Sciences*, 47(05004). doi:10.1051/mateconf/20164705004

- Tercedor, J. A., & Ortega, A. S. (1988). Un Método Rápido y Simple para Evaluar la Calidad Biológica de las Aguas Corrientes basado en el de Hellawell. *Limnética*, 4, 51-56.
- Toan, V. D. (2015). Residue of Select Organochlorine Pesticides (OCPs) in Sediment from Vietnam's CauBay River and Their Impact on Agricultural Soil and Human Health. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(1), 301-306.
- Torres, E., & Reina, C. (1 de 09 de 2005). *Universidad Libre de Colombia*. Obtenido de Estudio de técnicas nucleares aplicadas a la medición de sedimentos en suspensión y de fondo en fuentes hídricas: <https://repository.unilibre.edu.co/bitstream/handle/10901/10993/PROYECTO.pdf?sequence=3&isAllowed=y>
- UNINET. (31 de Diciembre de 2002). Método AS-07 de Walkley Black. *Norma Oficial Mexicana, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis*. México: Diario Oficial de la Federación.
- USEPA. (01 de 09 de 2000). *R.E.D. FACTS - Ethyl Parathion*. Recuperado el 02 de 12 de 2016, de [https://www3.epa.gov/pesticides/chem\\_search/reg\\_actions/reregistration/fs\\_PC-057501\\_1-Sep-00.pdf](https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/fs_PC-057501_1-Sep-00.pdf)
- USEPA. (31 de 07 de 2006). *United States Environmental Protection Agency*. Recuperado el 2 de 12 de 2016, de [https://www3.epa.gov/pesticides/chem\\_search/reg\\_actions/reregistration/red\\_PC-105001\\_1-Jul-06.pdf](https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/red_PC-105001_1-Jul-06.pdf)
- Vallejo, M. (1997). *Toxicología Ambiental: Fuentes, cinética y efectos de los contaminantes*. Bogotá: Fondo Nacional Universitario.
- Vásquez-Bedoya, L. F. (1 de 1 de 2005). *CUVI*. Recuperado el 03 de 09 de 2018, de INAPI Sinaloa: [http://sistemanodalsinaloa.gob.mx/archivoscomprobatorios/\\_28\\_miembrocomitetesistas/9250.pdf](http://sistemanodalsinaloa.gob.mx/archivoscomprobatorios/_28_miembrocomitetesistas/9250.pdf)
- Vogue, P. A., Kerle, E. A., & Jenkins, J. J. (24 de 7 de 1994). *NPIC- National Pesticide Information Center, OSU Extension Pesticide Properties Database*. Recuperado el 2 de 12 de 2016, de <http://npic.orst.edu/ingred/ppdmmove.htm>
- W. Ticona, P. A. (2014). *Guía de procesamiento de delimitación de unidades hidrográficas bajo metodología PFAFSTETTER*. Universidad Nacional de Ingeniería. Managua: UNI.
- Walling, D. E., He, Q., & Appleby, P. G. (2002). Conversion models for use in soil-erosion, soil-redistribution and sedimentation investigations. En IAEA, *Handbook for the assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides* (págs. 111-164). Vienna: Kluwer Academic Publishers.
- Ware, G. W. (1994). *The Pesticide Book* (4th ed.). Fresno, California, USA: Thompson Publications.

- Warner, M. J., Bullister, J. L., Wisegarver, D. P., Gammon, R. H., & Weiss, R. F. (15 de 9 de 1996). Basin-wide distributions of chlorofluorocarbons CFC-11 and CFC-12 in the North Pacific: 1985-1989. *Geophysical Research*, *101*(C9), 20,525-20,542.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lakes and Rivers Ecosystems* (3rd ed.). San Diego: Academic Press.
- Windenfalk, A. (2005). *Interacciones between Pesticides and Microorganisms in Freshwater Sediments: Toxic Effects and Implications for Bioavailability*. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences: Department of Environmental Assessment. Uppsala: SLU Service/Repro, Uppsala.
- Wood, P. J., & Armitage, P. D. (1997). Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. *Environmental Management*, *21*(2), 211.
- World Vision. (2004). Modulo II: Concepto básico de cuencas. En C. G. José A. Girón (Ed.), *Manual de Manejo de Cuencas* (2da Edición ed., págs. 15-18). San Salvador, El Salvador: Impresos.
- Xue, B. (2014). Residues and enantiomeric profiling of organochlorine pesticides in sediments from Xinghua Bay, southern East China Sea. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, *49*, 116-123.
- Zapata, F., García-Agudo, E., Ritchie, J. C., & Appleby, P. G. (2002). Introduction: Radionuclides as tracers. En I. A. Agency, *Handbook for Assessment of Soil* (pág. 3). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Zhang, Z. L., Hong, H. S., Zhou, J. L., Huang, J., & Yu, G. (2003). Fate and assessment of persistent organic pollutants in water and sediment from Minjiang River Estuary, Southeast China. *Chemosphere*, *52*, 1423-1430. doi:10.1016/S0045-6535(03)00478-8
- Zirino, A. (2013). Comments on and implications of a steady-state in coastal marine ecosystems. *Chemistry and Ecology*, *29*(1), 86-99.

## CAPÍTULO 8. ANEXOS

### Anexo A



Mapa 4: Captura de residuos de Contaminantes Orgánicos en material en suspensión. Trampas instaladas en la cuenca media del río Juan López del 2 de diciembre de 2015 y retiradas el 26 de enero de 2016.

En los sitios de muestreo con identificados como Tributario 10 y Tributario 11 se encuentran residuos de plaguicidas. En el caso del Lindano se encontró una concentración por encima de la guía canadiense en los sedimentos de la cuenca media del río Juan López.

Tabla 20 : Presencia de contaminantes orgánicos persistentes en material en suspensión en cuenca media.

Tributario 10			
Parámetros	Resultado (ng/g)	Límite CCME	
		ISQG (ng/g)	PEL (ng/g)
<b>Lindano</b>	1,06	0,94	1,38
<b>Endosulfan Sulfato</b>	1,10	---	---

Tabla 21 : Presencia de contaminantes orgánicos persistentes en material en suspensión en cuenca media.

<b>Tributario 11</b>			
<b>Parámetros</b>	<b>Resultado (ng/g)</b>	<b>Límite CCME</b>	
		<b>ISQG (ng/g)</b>	<b>PEL (ng/g)</b>
<b>p,p'-DDE</b>	0,65	1,42	6,75
<b>Endosulfan Sulfato</b>	1,10	---	---

Tabla 22: Concentraciones de compuestos organoclorados en material en suspensión en la cuenca media del río Juan López, expresados en ng/g (Invierno diciembre 2015 a enero 2016).

<b>Analito</b>	<b>Límite de detección ng/g</b>	<b>Sitio</b>	
		<b>Tributario 10</b>	<b>Tributario 11</b>
Lindano	0,04	0,44	0,95
Endosulfan I	0,05	AND	AND
p,p'-DDE	0,03	AND	AND
Endrín	0,05	AND	AND
Endosulfan II	0,04	AND	AND
Endosulfan Sulfato	0,08	AND	1,30
α-Clordano	0,04	AND	AND
γ- Clordano	0,04	AND	AND
α- HCH	0,04	AND	AND
β- HCH	0,04	AND	AND
δ- HCH	0,02	AND	AND
p,p'-DDD	0,02	AND	AND
p,p'-DDT	0,03	AND	AND
Metoxicloro	0,08	AND	AND
Heptacloro	0,04	AND	AND
Heptacloro-Epóxido	0,05	AND	AND
Aldrín	0,05	AND	AND
Dieldrín	0,05	AND	AND
Endrín Aldehído	0,04	AND	AND
Endrín Cetona	0,05	AND	AND
Toxafeno	4,63	AND	AND

AND : Analizado no detectado

Tabla 23: Concentraciones de compuestos organofosforados en material en suspensión en la cuenca media del río Juan López, expresados en ng/g (Invierno-diciembre 2015 a enero 2016).

Analito	Límite de detección	Sitio	
	ng/g	Tributario 10	Tributario 11
Etil paratión	0,16	AND	AND
Terbufos	1,59	AND	AND
Co-Ral (Coumafos)	0,64	AND	AND
DEF (Tribufos)	0,55	AND	AND
Diazinon	5,31	AND	AND
Etión	0,20	AND	AND
Forate	4,57	AND	AND
Gutión (Azinfos metil)	2,73	AND	AND
Malatión	2,79	AND	AND
Metil paratión	0,65	AND	AND
Mocap (Etoprofos)	11,88	AND	AND
Zolone (Fosalone)	0,07	AND	AND

AND : Analizado no detectado

**Anexo B : Granulometría y clase textural en perfiles de sedimento**

Tabla 24: Granulometría y textura de perfiles de sedimento.

Ubicación	No Core	Sección (cm)	Arena (%)				Limo (%)				Arcilla (%)	Textura	MO (%)
			Gruesa	Media	Fina	Total	Gruesa	Media	Fina	Total			
Zona costera	1	0-2	0	5,2	22,9	28,1	64,2	5,5	0,5	70,2	1,7	Franco Limosa	1,8
		2-4	0,2	8,9	34,6	43,7	55,2	1,0	0	56,2	0,2	Franco Limosa	0,2
		4-6	0	4,2	38,0	42,2	56,7	0,5	0,5	57,7	0,2	Franco Limosa	0,2
		6-8	0	13,2	66,8	80,0	18,0	0,9	0,4	19,2	0,9	Areno Limosa	0,3
		8-10	0	3,3	41,2	44,5	53,9	1,0	0,5	55,4	0,2	Franco Limosa	0,3
		10-12	0	4,2	38,7	42,9	55,4	1,0	0,5	56,9	0,2	Franco Arenosa	0,2
		12-14	0	7,4	42,2	49,6	49,3	0	1,0	50,3	0,2	Franco Limosa	1,4
		14-16	0,1	7,98	36,1	44,2	50,5	0,2	3,9	54,5	1,4	Franco Limosa	0,3
Desembocadura	2	0-2	0	0,62	21,5	22,1	66,2	4,5	1,5	72,2	5,7	Franco Limosa	1,6
		2-4	0	0,51	17,7	18,2	67,7	5,0	2,5	75,2	6,7	Franco Limosa	2,0
		4-6	0	0,46	9,6	10,1	70,3	7,5	4,0	81,8	8,2	Limosa	3,8
		6-8	0	0,3	7,8	8,1	71,8	8,0	3,5	83,3	8,7	Limosa	3,7
		8-10	0	0,5	9,7	10,2	71,7	7,5	2,0	81,2	8,7	Limosa	3,7
		10-12	0	0,6	11,6	12,3	68,6	8,5	3,5	80,6	7,2	Limosa	3,8
		12-14	0	0,8	10,0	10,8	70,0	7,5	4,5	82,0	7,2	Limosa	3,4
		14-16	0	0,5	9,2	9,7	66,7	12,5	4,0	83,2	7,2	Limosa	3,1
La Corriente	3	0-2	0,2	3,4	14,9	18,6	30,5	10,2	24,2	64,8	16,7	Franco Limosa	3,4
		2-4	0,2	3,4	14,9	18,6	30,5	10,2	24,2	64,8	16,7	Franco Limosa	3,2
		4-6	0	1,5	6,2	7,6	55,3	2,0	14,0	7,3	21,2	Franco Limosa	3,0
		6-8	0	1,6	8,2	9,9	46,0	17,0	5,5	68,5	21,7	Franco Limosa	4,4
		8-10	0,2	3,3	13,8	17,3	51,0	7,5	3,5	62,1	20,7	Franco Limosa	3,4
		10-12	0,2	3,9	14,8	18,8	55,5	6,0	4,0	65,5	15,7	Franco Limosa	3,0
		12-14	0	2,3	10,7	13,0	62,3	3,5	3,0	68,8	18,2	Franco Limosa	3,4
		14-16	0,2	0,9	9,7	10,7	54,6	10,0	3,5	68,1	21,2	Franco Limosa	3,2
Después de drenaje	4	0-2	6,6	12,9	7,0	26,5	61,3	4,0	4,0	69,3	4,2	Franco Limosa	2,4
		2-4	20,5	21,7	3,9	46,1	50,3	1,2	0,7	52,1	1,9	Franco Limosa	1,3
		4-6	20,5	21,7	3,9	46,1	50,3	1,2	0,70	52,1	1,9	Franco Limosa	0,4
		6-8	17,8	20,8	7,4	46,0	17,6	9,2	16,7	43,4	10,7	Franca	0,3
		8-10	21,0	6,4	1,7	29,1	37,0	9,7	14,7	61,3	9,7	Franco Limosa	1,2
		10-12	22,5	23,0	2,3	47,8	12,8	13,2	15,7	41,6	10,7	Franca	0,3
		12-14	22,8	22,5	3,6	48,9	6,7	0,7	16,7	24,0	27,2	Arcillo Arenosa	0,1
		14-16	17,8	25,5	2,6	45,8	19,73	6,2	17,7	43,5	10,7	Franca	0,2

### Anexo C : Materia orgánica en perfiles de sedimento

Tabla 25: Materia Orgánica en perfiles de sedimento.

No corte	Sección (cm)	Materia Orgánica %			
		JL-1	JL-3	JL-4	JL-5
1	0-2	2,42	3,43	1,55	1,75
2	2-4	1,28	3,16	1,95	0,20
3	4-6	0,44	3,03	3,84	0,20
4	6-8	0,27	4,38	3,70	0,27
5	8-10	1,21	3,37	3,70	0,27
6	10-12	0,27	3,03	3,77	0,20
7	12-14	0,13	3,43	3,37	1,35

**Anexo D : Concentraciones de compuestos organoclorados en los sedimentos**

Tabla 26: Concentraciones de Compuestos Organoclorados en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, expresados en ng/g (Época seca -2016).

Analito	Límite de detección	Profundidad	Sitio			
	ng/g		cm	JL-1	JL-3	JL-4
Lindano	0,04	0-2	0,44	0,95	0,37	AND
		2-4	AND	1,30	0,35	AND
		4-6	AND	0,73	0,72	AND
		6-8	AND	0,44	0,57	AND
		8-10	AND	0,47	0,55	AND
		10-12	AND	0,66	1,10	AND
		12-14	AND	0,49	0,75	AND
		14-16	AND	0,57	0,23	AND
Endosulfan I	0,05	0-2	0,77	0,41	0,41	0,23
		2-4	AND	0,86	0,37	AND
		4-6	AND	0,55	0,61	AND
		6-8	AND	1,84	0,19	AND
		8-10	AND	0,53	0,36	AND
		10-12	AND	0,52	0,23	AND
		12-14	AND	0,55	0,30	AND
		14-16	0,64	0,63	0,20	AND
p,p'-DDE	0,03	0-2	0,32	0,72	0,39	AND
		2-4	AND	1,05	0,35	AND
		4-6	AND	0,71	0,65	AND
		6-8	AND	0,62	0,50	AND
		8-10	AND	0,89	0,72	AND
		10-12	AND	0,77	0,59	AND
		12-14	AND	0,74	0,61	AND
		14-16	0,00	1,59	0,56	0,00

Analito	Límite de detección	Profundidad	Sitio			
	ng/g		cm	JL-1	JL-3	JL-4
Endrin	0,05	0-2	2,57	0,97	0,41	0,21
		2-4	AND	0,68	0,20	AND
		4-6	AND	0,86	0,37	AND
		6-8	AND	0,49	0,22	AND
		8-10	AND	0,70	0,24	AND
		10-12	AND	0,44	0,18	AND
		12-14	AND	0,32	0,22	AND
		14-16	AND	0,27	AND	AND
Endosulfan II	0,04	0-2	AND	0,39	0,16	AND
		2-4	AND	0,37	AND	AND
		4-6	AND	0,34	AND	AND
		6-8	AND	0,18	AND	AND
		8-10	AND	0,26	AND	AND
		10-12	AND	0,28	AND	AND
		12-14	AND	0,28	AND	AND
		14-16	0,77	0,22	0,11	AND
Endosulfan sulfato	0,08	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	1,20	AND	AND	AND

AND: Analizado no detectado.

Analito	Límite de detección	Profundidad	Sitio			
	ng/g		cm	JL-1	JL-3	JL-4
$\alpha$ -Clordano	0,04	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND
$\gamma$ - Clordano	0,04	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND
$\alpha$ - HCH	0,04	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND

AND: Analizado no detectado.

Analito	Límite de detección	Profundidad	Sitio			
	ng/g		cm	JL-1	JL-3	JL-4
β- HCH	0,04	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND
δ- HCH	0,02	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND
p,p'-DDD	0,02	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND

AND: Analizado no detectado.

Analito	Límite de detección	Profundidad	Sitio			
	ng/g		cm	JL-1	JL-3	JL-4
p,p'-DDT	0,03	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND
Metoxicloro	0,08	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND
Heptacloro	0,04	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND

AND: Analizado no detectado.

Analito	Límite de detección	Profundidad	Sitio			
	ng/g		cm	JL-1	JL-3	JL-4
Heptacloro-Epóxido	0,05	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND
Aldrín	0,05	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND
Dieldrín	0,05	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND

AND: Analizado no detectado.

Analito	Límite de detección	Profundidad	Sitio			
	ng/g		cm	JL-1	JL-3	JL-4
Endrín Aldehído	0,04	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND
Endrín Cetona	0,05	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND
Toxafeno	4,63	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND

AND: Analizado no detectado.

**Anexo E : Concentraciones de compuestos organofosforados en los sedimentos**

Tabla 27: Concentraciones de Compuestos Organofosforados en los sedimentos de la cuenca baja del río Juan López, expresados en ng/g (Época seca-2016).

Analito	Límite de detección	Profundidad cm	Sitio			
	ng/g		JL-1	JL-3	JL-4	JL-5
Etil paration	0,16	0-2	0,78	AND	0,55	0,46
		2-4	AND	2,10	0,68	AND
		4-6	AND	1,87	2,40	AND
		6-8	AND	1,84	0,95	AND
		8-10	AND	2,00	1,68	AND
		10-12	AND	3,03	2,85	AND
		12-14	AND	1,90	3,14	AND
		14-16	AND	AND	1,17	AND
Terbufos	1,59	0-2	AND	AND	3,96	AND
		2-4	AND	AND	4,41	AND
		4-6	AND	AND	13,08	AND
		6-8	AND	AND	60,66	AND
		8-10	AND	AND	21,28	AND
		10-12	AND	AND	6,85	AND
		12-14	AND	AND	4,32	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND
Co-Ral (Coumafos)	0,64	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND

Analito	Límite de detección	Profundidad	Sitio			
	ng/g		cm	JL-1	JL-3	JL-4
DEF (Tribufos)	0,55	0-2	0,78	AND	0,55	0,46
		2-4	AND	2,10	0,68	AND
		4-6	AND	1,87	2,40	AND
		6-8	AND	1,84	0,95	AND
		8-10	AND	2,00	1,68	AND
		10-12	AND	3,03	2,85	AND
		12-14	AND	1,90	3,14	AND
		14-16	AND	AND	1,17	AND
Diazinon	5,31	0-2	AND	AND	3,96	AND
		2-4	AND	AND	4,41	AND
		4-6	AND	AND	13,08	AND
		6-8	AND	AND	60,66	AND
		8-10	AND	AND	21,28	AND
		10-12	AND	AND	6,85	AND
		12-14	AND	AND	4,32	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND
Etión	0,20	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND

AND: Analizado no detectado.

Analito	Límite de detección	Profundidad	Sitio			
	ng/g		cm	JL-1	JL-3	JL-4
Forate	4,57	0-2	0,78	AND	0,55	0,46
		2-4	AND	2,10	0,68	AND
		4-6	AND	1,87	2,40	AND
		6-8	AND	1,84	0,95	AND
		8-10	AND	2,00	1,68	AND
		10-12	AND	3,03	2,85	AND
		12-14	AND	1,90	3,14	AND
		14-16	AND	AND	1,17	AND
Guti3n (Azinfos Metil)	2,73	0-2	AND	AND	3,96	AND
		2-4	AND	AND	4,41	AND
		4-6	AND	AND	13,08	AND
		6-8	AND	AND	60,66	AND
		8-10	AND	AND	21,28	AND
		10-12	AND	AND	6,85	AND
		12-14	AND	AND	4,32	AND
Malati3n	2,79	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
14-16	AND	AND	AND	AND		

AND: Analizado no detectado.

Analito	Límite de detección	Profundidad		Sitio		
	ng/g	cm	JL-1	JL-3	JL-4	JL-5
Metil paration	0,65	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND
Mocap (Etoprofos)	11,88	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND
Zolone (Fosalone)	0,07	0-2	AND	AND	AND	AND
		2-4	AND	AND	AND	AND
		4-6	AND	AND	AND	AND
		6-8	AND	AND	AND	AND
		8-10	AND	AND	AND	AND
		10-12	AND	AND	AND	AND
		12-14	AND	AND	AND	AND
		14-16	AND	AND	AND	AND

AND: Analizado no detectado.

**Anexo F : Plaguicidas vrs Macroinvertebrados**

Tabla 28: Variables evaluadas a los 10 cm de profundidad en los sedimentos del río Juan López.

Sitio	Profun	Arena	Limo	Arcilla	MO	EtPar	Terbu	Linda	Endol	pp'DDE	Endri	Endoll	EndSu	Chiron	Parap	Darwi	Nerei	Ampha	Cando	Hdrbi
	cm	%	%	%	%	ng.g <sup>-1</sup>	Ind.m <sup>-2</sup>													
JL-1	0-10	38,76	55,61	5,63	1,12	0,78	0,00	0,44	0,77	0,32	2,57	0,00	0,00	129,00	0,00	49,00	0,00	0,00	168,00	0,00
JL-3	0-10	14,37	66,28	19,35	3,47	7,81	0,00	3,89	4,19	3,99	3,71	1,54	0,00	74,00	2 052	0,00	703,00	531,00	38,00	52,00
JL-4	0-10	13,72	78,73	7,55	2,95	6,26	103,4	2,56	1,95	2,62	1,45	0,16	0,00	2 839	267,00	1 296	142,00	196,00	11,00	74,00
JL-5	0-10	47,68	51,73	0,59	0,54	0,46	0,00	0,00	0,23	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,00	0,00

Tabla 29: Correlación y significancia entre las variables en 10 cm de profundidad de los sitios de muestreo en el río Juan López.

Pruebas de correlación			Arena %	Limo %	Arcilla %	Materia Org.	EtPar	Terbu	Linda	Endo I	pp-DDE	Endri	Endo II	EndSu	
Rho de Spearman	Chiron	Coefficiente de correlación	-,800	,800	,400	,400	,400	,775	,400	,400	,400	,400	,211	.	
		Sig. (bilateral)	,200	,200	,600	,600	,600	,225	,600	,600	,600	,600	,600	,789	.
		N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Parap		Coefficiente de correlación	-,738	,738	,949	,949	,949	,272	,949	,949	,949	,949	,949	1,000**	.
		Sig. (bilateral)	,262	,262	,051	,051	,051	,728	,051	,051	,051	,051	,051	.	.
		N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Darwi		Coefficiente de correlación	-,632	,632	,105	,105	,105	,816	,105	,105	,105	,105	,105	-,056	.
		Sig. (bilateral)	,368	,368	,895	,895	,895	,184	,895	,895	,895	,895	,895	,944	.
		N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Nerei		Coefficiente de correlación	-,738	,738	,949	,949	,949	,272	,949	,949	,949	,949	,949	1,000**	.
		Sig. (bilateral)	,262	,262	,051	,051	,051	,728	,051	,051	,051	,051	,051	.	.
		N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Ampha		Coefficiente de correlación	-,738	,738	,949	,949	,949	,272	,949	,949	,949	,949	,949	1,000**	.
		Sig. (bilateral)	,262	,262	,051	,051	,051	,728	,051	,051	,051	,051	,051	.	.
		N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Cando		Coefficiente de correlación	-,200	,200	,400	,400	,400	-,258	,400	,400	,400	,400	,400	,105	.
		Sig. (bilateral)	,800	,800	,600	,600	,600	,742	,600	,600	,600	,600	,600	,895	.
		N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4

\*\* La correlación es significativa en el nivel 0,01 (2 colas); \* La correlación es significativa en el nivel 0,05 (2 colas).

## Anexo G

Tabla 30: Listado de plaguicidas usados para el cultivo de piña en Honduras.

Código	Tipo de función	Nombre Completo del Producto	Ingrediente Activo (I.A)	% I.A.	Días de cosecha	Periodo de reintegro
1	INSECTICIDA	BASUDIN 60 EW	DIAZINON	60	1	24 HR
2	INSECTICIDA	DIAZOL 50 EW	DIAZINON	50	14	24 HR
3	INSECTICIDA	DIAZOL 60 EC	DIAZINON	60	1	24 HR
4	INSECTICIDA	ENDOSULFAN 35 EC (FORAGRO)	ENDOSULFAN	35	30	48 HR
5	INSECTICIDA	MOCAP 15 GR	ETHOPROP	15	ND	24 HR
6	INSECTICIDA	MOCAP 70 EC	ETHOPROPHOS	70	ND	ND
7	INSECTICIDA	OMITOX 3 GB	BORIC ACID	3	0	ND
8	INSECTICIDA	PERFEKTHION 40 EC	DIMETHOATE	40	21	24 HR
9	INSECTICIDA	PYRENONE 6 EC	PY RETHRINS	6	0	0 HR
10	INSECTICIDA	RIMAZINON 60 EC	DIAZINON	60	14	24 HR
11	INSECTICIDA	SEVIN 80 WP	CARBARYL	80	15	24 HR
12	INSECTICIDA	SEVIN XLR 48 SC	CARBARYL	48	15	ND
13	INSECTICIDA	SIEGE -PRO 0,73 GR	HYDRAMETHYLNON	0,73	0	24 HR
14	INSECTICIDA	THIONEX 35 EC	ENDOSULFAN	35	15	24 HR
15	INSECTICIDA	XENTARI 10,3 W	BACILLUS THURINGIENSIS VAR.	10,3	0	4 HR
16	NEMATICIDA	NEMACUR 15 GR	FENAMIPHOS	15	60	0 HR
17	FUNGICIDA	ALIETTE 80 WG	FOSETYL – AL	80	15	4 HR
18	FUNGICIDA	ALIETTE 80 WP	FOSETYL – AL	80	90	4 HR
19	FUNGICIDA	BAVISTIN 50 SC	CARBENDAZIM	50	8	45 MIN
20	FUNGICIDA	BAYLETON 25 WP	TRIADIMEFON	25	25	24 HR
21	FUNGICIDA	BENLATE 50 WP	BENOMYL	50	0	ND
22	FUNGICIDA	BIOCONTROL MIMOSA 80 SL REVANCHA	MIMOSA TENUIFLORA EXTRACT	80	ND	2 HR
23	FUNGICIDA	BUMPER 25 EC	PROPICONAZOLE	25	0	24 HR
24	FUNGICIDA	CURACARB 50 SC	CARBENDAZIM	50	7	24 HR
25	FUNGICIDA	24 EC	METALAXYL	20	30	48 HR
26	FUNGICIDA	FYTOSAN 80 VVP	COPPER SULPHATE	80	0	ND
27	FUNGICIDA	MERTEC 50 SC	TIABENDAZOLE	50	0	0 HR
28	FUNGICIDA	RHODAX 70 WP	FOSETYL – AL	35	14	24 HR
			MANCOZEB	35		
29	FUNGICIDA	RIDODUR 40 SC	MANCOZEB	40	0	ND
30	FUNGICIDA	RIDOMIL GOLD 48 EC	METALAXYL-M	48	14	ND
31	FUNGICIDA	TILT 25 EC	PROPICONAZOLE	25	0	ND
32	HERBICIDA	AMET R EX 80	AMETHRYN	80	160	ND
33	HERBICIDA	ASSURE II 10,54 EC	QUIZALOFOP-P-ETHYL	10,54	30	24 HR
34	HERBICIDA	ATRAMET COMBI 50 SC	ATRAZINE	25	0	ND
			AMETHRYN	25		
35	HERBICIDA	ATRAMET COMBI 80 WP	ATRAZINE	40	0	ND
			AMETHRYN	40		
36	HERBICIDA	ATRANEX 80 VVP	ATRAZINE	80	0	ND
37	HERBICIDA	BATAZO 50 SC	DIURON	50	ND	24 HR
38	HERBICIDA	CHEMOSTATO 35,6 SL	GLYPHOSATE	35,6	ND	ND
39	HERBICIDA	CLIPPER 68 WG	GLYPHOSATE	68	ND	ND
40	HERBICIDA	COMANDER 35,6 SL	GLYPHOSATE	35,6	ND	ND
41	HERBICIDA	COMANDER 68 WG	GLYPHOSATE	68	0	ND
42	HERBICIDA	DIREX 48 SC	DIURON	48	10	20 MIN
43	HERBICIDA	DIREX 80 WG	DIURON	80	10	20 MIN
44	HERBICIDA	FUSILADE 12,5 EC	FLUAZIFOP-BUTYL	12,5	8	2 HR
45	HERBICIDA	GESAPAX 50 SC	AMETHRYN	50	ND	24 HR
46	HERBICIDA	GESAPAX 80 WG	AMETHRYN	80	0	0 HR
47	HERBICIDA	GLYFOSAN 35,6 SL	GLYPHOSATE	35,6	ND	ND
48	HERBICIDA	RIMAXONE 20 SL	PARAQUAT	20	0	ND

Código	Tipo de función	Nombre Completo del Producto	Ingrediente Activo (I.A)	% I.A.	Días de cosecha	Periodo de reingreso
49	ADHERENTE	AGROTIN	ALPHA GLUCOPIRASONA	4	N/A	N/A
50	BIOESTIMULANTE	MESSENGER 3 WG	HARPIN PROTEIN	3	0	0
51	COADYUVANTE	NATURAL OIL	VEGETABLE OIL	93	N/A	N/A
52	DESINF. SUELO	NEMASOL 42 GE	METAM SODIUM	42	ND	24 HR
53	DESINF. SUELO	STRIKE 94 GE	DICHLOROPROPENE	94	21	24 HR
54	DESINF. SUELO	TELONE 94 GE	DICHLOROPROPENE	94	ND	5 DIAS
55	DESINF. SUELO	TELONE 98,7 GE	DICHLOROPROPENE	98,7	21	24 HR
			CHLOROPICRIN	0		
56	PROTECTOR	SURROUND WP	CAOLIN	95	ND	4 HR
57	REG. CRECIMIENTO	AGROKIN V	FITOHORMONAS Y VITAMINAS	77,8	ND	ND
58	REG. CRECIMIENTO	BIOZIME TF	GIBERELIC ACID	30	ND	ND
59	REG. CRECIMIENTO	ETHREL 48 SL	ETHEPHON	48	14	ND
60	REG. CRECIMIENTO	FARMAKIN CALCIO	CYTOKINES	0,03	ND	ND
61	REG. CRECIMIENTO	FRUTSINER	GIBERELIC ACID	0,80	ND	ND
			AUXINS	0,15	ND	ND
62	REG. CRECIMIENTO	FULMIGIB 20	GIBERELIC ACID	2	ND	ND
63	REG. CRECIMIENTO	RAZSINER	AUXINS	0,27	ND	ND
64	REG. CRECIMIENTO	RYZUP 40 SG	GIBERELIC ACID	40	0	ND
65	REG. CRECIMIENTO	X-CYTE	CYTOKININES	0,04	ND	ND
N/A= No Aplica ND = No Disponible						
<b>NOTA ACLARATORIA (11/07)</b>						
Los datos arriba presentados fueron tomados de la BASE DE DATOS NACIONAL DE PLAGUICIDAS del Departamento de Control y Uso de Plaguicidas (DCUP) en SAG-SENASA; estos datos incluyen los productos registrados en Honduras hasta Enero 2007. Esta base de datos es dinámica y se está actualizando continuamente. Recuerde siempre que debe revisar los datos que se encuentran en el panfleto de cada uno de los productos y consultar al DCUP al tel. 232-6213 ext. 132 0 al correo electrónico <a href="mailto:dcup@senasa-sag.gob.hn">dcup@senasa-sag.gob.hn</a>						

**Anexo H:**

Tabla 31: Vidas medias de plaguicidas.

Plaguicidas	Vida media UNEP	EPA-1992 Investigaciones de la degradación del suelo en con externas HOECHST BAEDEL, 1992	L. Ritter, K.R. Solomon, J. Forget. 9th meeting, UNEP. 1995	US. Department of Health and Human Services & ATSDR, 2002	U.S. Department of Health and Human Services & ATSDR, 1994	CICAD 70. WHO, 2006
Clordano	1 año en suelo	---	---	---	93,2 días (terreno cultivado) 154 días (barbecho) > 20 años (100 % degradación)	---
DDT	10-15años	---	10-15 años	---	---	---
Aldrin		---	5 años en suelo	53 días en suelo (0,3 año) 3 años (95 % degradación)	---	---
Dieldrin	5 años en suelo	---	5 años en suelo	2,5 años en suelo- 8 años (95 % degradación)	---	---
Endosulfan	$\alpha$	38 días en suelo. 425 días (90 %)	---	---	---	---
	$\beta$	38 días en suelo. 425 días (90 %)	---	---	---	---
	-sulfate	201 días en suelo. 669 días (90 %)	---	---	---	---
Policlorado dibenzo -p- Dioxinas y Furanos		---	Dioxinas y Furanos 10-12 años	---	---	---
Endrin	12 años en suelo	---	> 12 años en suelo	---	---	---
Hexaclorobenceno	2,7 años aeróbica en suelo 22,9 años anaeróbica en suelo		2,7 años aeróbica en suelo 22,9 años anaeróbica en suelo	---	---	---
Heptaclor	> 2 años en suelo	---	> 2 años en suelo	---	---	2000 días transformación aerobia. 39 días biotransformación anaerobia
Mirex	> 10 años no específica matriz	---		---	---	---
Policlorinado bifenilo	10 días (monoclorobifenil) a 1,5años (Heptaclorobifenil)	---	10 días (monoclorobifenil) a 1,5años (Heptaclorobifenil)	---	---	---
Toxafeno	Desde 100días hasta > 12años en suelo	---	12 años en suelo.	---	---	---

## Anexo I

Tabla 32 : Propiedades físicas y químicas de algunos plaguicidas.

Plaguicidas	Solubilidad	Log Kow	Presión de vapor (P)	Constant de Henry (H)	Log Koc	Referencias
Cis-Clordano o $\alpha$ -Clordano	0,056 mg/l a 25 °C para cis:trans (75:25)	---	2,2X10 <sup>-5</sup> mmHg (liquido frío) 3,0X10 <sup>-6</sup> mmHg (cristales)	4,85X10 <sup>-5</sup> atm-m <sup>3</sup> /mol (sin especificar) 4,8X10 <sup>-5</sup> atm-m <sup>3</sup> /mol (sin especificar)	3,49-4,64 (estimado para clordano puro)	U.S. Department of Health and Human Services & ATSDR, 1994, (Sanborn et al. 1976), (Foreman and Bidleman, 1987), (Cotham & Bidleman, 1991), (Lyman, 1982), (EPA, 1986b), (Foreman and Bidleman, 1987), (Fendinger et al, 1989), (Lau et al. 1989), (Suntio et al. 1988).
Trans-Clordano o $\gamma$ -Clordano		5,54 (estimado para clordano puro)	2,9X10 <sup>-5</sup> mmHg (liquido frío) 3,9X10 <sup>-6</sup> mmHg (cristales)	8,31X10 <sup>-5</sup> atm-m <sup>3</sup> /mol	6,3 (sólidos en suspensión)	
DDT	3,36 mg/l	6,36	---	---	---	Lara-Martín, 2005
p,p-DDT	0,25 mg/kg a 25 °C	6,91	1,60X10 <sup>-7</sup> a 20°C	8,3x10 <sup>-6</sup> atm-m <sup>3</sup> /mol	5,18	ATSDR, 2002, (Howard and Meylan 1997), (Swann et al. 1981).
p,p-DDE	0,12 mg/kg a 25 °C	6,51	6,0X10 <sup>-6</sup> a 25 °C	2,1x10 <sup>-5</sup> atm-m <sup>3</sup> /mol	4,70	ATSDR, 2002, (Howard and Meylan 1997), (Sablejic 1984).
p,p-DDD	0,090 mg/kg a 25 °C	6,02	1,35X10 <sup>-6</sup> a 20 °C	4,0x10 <sup>-6</sup> atm-m <sup>3</sup> /mol	5,18 Meylan et al. 1992 (values estimated from a fragment constant method)	ATSDR, 2002, (Howard and Meylan 1997).
o,p-DDT	0,085 mg/kg a 25 °C	6,79	1,1X10 <sup>-7</sup> a 20 °C	5,9x10 <sup>-7</sup> atm-m <sup>3</sup> /mol	5,35 Meylan et al. 1992 (values estimated from a fragment constant method)	ATSDR, 2002, (Howard and Meylan 1997), (Swann et al. 1981).
o,p-DDE	0,14 mg/L a 25 °C	6,00	6,2X10 <sup>-6</sup> a 25 °C	1,8x10 <sup>-5</sup> atm-m <sup>3</sup> /mol	5,19 (values estimated from a fragment constant method)	ATSDR, 2002, (Howard and Meylan 1997), Meylan et al. 1992.
o,p-DDD	0,1 mg/l a 25 °C	5,87	1,94X10 <sup>-6</sup> a 30 °C	8,17x10 <sup>-6</sup> atm-m <sup>3</sup> /mol	5,19 (values estimated from a fragment constant method)	ATSDR, 2002, (Howard and Meylan 1997), Meylan et al. 1992

Plaguicidas	Solubilidad	Log Kow	Presión de vapor (P)	Constant de Henry (H)	Log Koc	Referencias
Aldrin	0,011 mg/l a 20 °C	6,50	$1,2 \times 10^{-4}$ mmHg a 25 °C	$4,9 \times 10^{-5}$ atm·m <sup>3</sup> /mol a 25 °C	7,67	U.S. Department of Health and Human Services. ATSDR CDC (2002), (Bus and Leber 2001), (Hansch et al. 1995), (Grayson and Fosbraey 1982), (Guerin and Kennedy 1992), (Briggs 1981).
Dieldrin	200 mg/l	3,88	---	---	---	Lara-Martín, 2005
	0,011 mg/l a 20 °C	6,2	$5,89 \times 10^{-6}$ mmHg a 25 °C	$5,2 \times 10^{-6}$ atm·m <sup>3</sup> /mol a 25 °C	6,67	(Bus and Leber 2001), (Verschuereen 2001), (Grayson and Fosbraey 1982), (Guerin and Kennedy 1992), (Briggs 1981).
$\alpha$ - Endosulfan	0,53 mg/l	3,83	$1 \times 10^{-5}$ mmHg a 25 °C	$1,91 \times 10^{-5}$ atm·m <sup>3</sup> /mol	4,03; 3,55	(HSDB, 2010), (EPA, 1982), (EPA 2010a), (HSDB, 1999).
$\beta$ - Endosulfan		3,62	$1 \times 10^{-5}$ mmHg a 25 °C	$1,91 \times 10^{-5}$ atm·m <sup>3</sup> /mol a 25 °C	4,13; 4,1	(HSDB, 2010), (EPA, 1982), EPA 2010a).
Endosulfan-sulfato	0,117 mg/l y 0,22 mg/l a 25 °C	3,66	$1 \times 10^{-11}$ mmHg a 25 °C	$2,61 \times 10^{-5}$ atm·m <sup>3</sup> /mol a 25 °C	No reporta	(EPA, 1979), (HSDB, 2009), (EPA, 1982).
Endrin	200 $\mu$ g/l a 25 °C	5,6; 5,4	$2,0 \times 10^{-7}$ mmHg a 25 °C	$4,0 \times 10^{-7}$ atm·m <sup>3</sup> /mol, $5,41 \times 10^{-7}$ atm·m <sup>3</sup> /mol	5,195 (+/- 0.005)	ATSDR, CDC, 1996(EPA, 1981), (HSDB, 1995), (EPA, 1981, HSDB 1995, Worthington & Walker, 1983), (EPA, 1981), (HSDB, 1995), (EPA, 1981 y HSDB, 1995), (EPA, 1981, HSDB 1995, Worthington & Walker, 1983), Thomas, 1982, SRC, 1994), (HSDB, 1995, Kenega, 1980, de Brujin et al. 1989)
Endrin Aldehído	50 mg/l a 25C	3,15; 4,7; 5,6	$2,0 \times 10^{-7}$ mmHg a 25 °C	$2 \times 10^{-9}$ atm·m <sup>3</sup> /mol, $2,9 \times 10^{-9}$ atm·m <sup>3</sup> /mol, $3,67 \times 10^{-9}$ atm·m <sup>3</sup> /mol	3,93 - 4,65	
Endrin Ketona	No reporta	4,99	No reporta	$2,02 \times 10^{-8}$ atm m <sup>3</sup> /mol	No reporta	
Heptaclor	50 mg/l	4,11	---	---	---	Lara-Martín, 2005
Heptaclor	0,00018 g/l a 25 °C	6,1	$3,99 \times 10^{-5}$ kPa a 25 °C	29,75 Pa·m <sup>3</sup> /mol y $1,2 \times 10^{-2}$ a 25 °C	---	CICAD 70, WHO 2006, (Biggar & Riggs, 1974), (Simpson et al, 1995), (Meador et al, 1997) (Verschuereen, 1996), (Thomas, 1990), (Altschuh et al, 1999)
Heptaclor-epoxido	0,00020 g/l a 25 °C	5,1	$3,46 \times 10^{-7}$ kPa a 20 °C	$8,6 \times 10^{-4}$ a 25 °C	---	
Hexaclorociclohexano (HCH)	130 mg/l (Lindano)	2,67	---	---	---	Lara-Martín, 2005

Inexistencia de información : ---