



*Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología*  
Universidad Nacional Autónoma de México

**UNAM**  
**POSGRADO**  
Ciencias del Mar y  
Limnología



**CONCENTRACIONES DE PESTICIDAS ORGANOCOLORADOS Y  
BIFENILOS POLICLORADOS EN *Zalophus californianus*,  
*Balaenoptera physalus*, Y *Tursiops truncatus* DEL GOLFO DE  
CALIFORNIA.**

**T E S I S**

Que para obtener el grado académico de

**Doctor en Ciencias  
(Biología Marina)**

**p r e s e n t a**

**CARLOS ALBERTO NIÑO TORRES**

**Director de Tesis: DRA. SUSAN CAMILE GARDNER**

**Comité Tutorial: DRA. TANIA ZENTENO SAVÍN**

**DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA**

**DR. JORGE URBÁN RAMÍREZ**

**DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA**

**México D.F., febrero de 2009**



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



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

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

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

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

*A mi esposa María del Pilar, Mariana  
y mi familia en Colombia,*

## AGRADECIMIENTOS

A mi familia en Colombia por el apoyo incondicional durante tantos años de ausencia.

A mi amada Pilar por regalarme el mejor de los motivos para levantarme feliz cada mañana.

Muy especialmente a la Dra. Susan C. Gardner, por su apoyo, amistad y todas las enseñanzas que me brindó durante estos últimos años.

A los Doctores Tania Zenteno Savín, Federico Páez Osuna, Jorge Urbán Ramírez y Felipe Galván Magaña, por su asesoría, sugerencias y correcciones durante el desarrollo de este proyecto.

A la Dra. Gina Ylitalo, y a todo los compañeros de la División de Conservación Ambiental del *Northwest Fisheries Science Center, NOAA*, por los consejos y asesorías en el campo de la contaminación ambiental.

Al proyecto “Indicadores de estrés fisiológico en mamíferos marinos del Golfo de California” del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. (CIBNOR) [proyectos SEMARNAT-CONACYT, SEMARNAT-2002- C01-0078] por los fondos aportados para la elaboración de esta tesis.

A Norma, Orlando L, Orlando M, Melania, José P, Nadia, Paola, Roberto, Erik, Patricia y todos los demás compañeros del Laboratorio de Ecotoxicología Ambiental del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. por su ayuda durante el desarrollo de esta tesis.

Al personal del “Laboratorio de Mamíferos Marinos” de la Universidad Autónoma de Baja California Sur, por la ayuda en la obtención de las muestras de *Balaenoptera physalus* empleadas en este estudio. De igual manera, a los biólogos Raúl Díaz Gamboa y Fernando Elorriaga Verplanken, por la colaboración en la obtención de muestras de *Tursiops truncatus* y *Zalophus californianus* respectivamente.

A la Dirección General de Estudios de Posgrados, de la Universidad Nacional Autónoma de México, por la beca otorgada, así como, por los apoyos económicos para estancias y congresos brindados en el transcurso del Doctorado.

A todos los maestros que tuve durante el Doctorado, por su valiosa enseñanza.

A Chantal, Lupita, Diana y Gabi, por toda la ayuda durante estos años.

A Juan P., Edith, Claudia, José, Ana, Nicolas, Marcela, Ricardo, Beto, Elizabeth, Carlos P, Angélica, Alfredo, Luis, Adrián y Alejandra por su amistad y todos aquellos buenos momentos de ocio.

A Isaac, Hem, Margarita, Mark, Ivonne, Dar, Gladys, Bernardita, Catherine, Gina, y Jon por su amistad y ayuda durante los meses de visita en Seattle.

Finalmente a cada una de las personas que me faltó mencionar, pero que con sus consejos, ideas y amistad me ayudaron a conseguir esta meta.

## TABLA DE CONTENIDO

1.	INTRODUCCIÓN.....	1
1.1.	Pesticidas organoclorados y bifenilos policlorados.....	2
1.1.1.	El DDT .....	2
1.1.2.	Hexaclorociclohexanos .....	5
1.1.3.	Hexaclorobenceno .....	6
1.2.	Bifenilos policlorados.....	8
1.3.	ÁREA DE ESTUDIO.....	12
1.3.1.	Clima .....	13
1.3.2.	Oceanografía geológica.....	14
1.3.3.	Oleaje y mareas .....	14
1.3.4.	Salinidad.....	14
1.3.5.	Temperatura.....	15
2.	PROBLEMÁTICA .....	16
3.	OBJETIVOS:.....	17
4.	HIPÓTESIS .....	18
5.	ANTECEDENTES .....	19
6.	ESPECIES DE ESTUDIO.....	21
6.1.	<i>Tursiops truncatus</i> .....	21
6.2.	<i>Balaenoptera physalus</i> .....	22
6.3.	<i>Zalophus californianus</i> .....	24
7.	MÉTODOS.....	27
7.1.	Trabajo de campo .....	27
7.2.	Laboratorio .....	28
7.2.1.	Análisis de Pesticidas y PCB: .....	28
7.3.	Análisis estadísticos: .....	31
8.	RESULTADOS .....	32
8.1.	<i>Zalophus californianus</i> .....	32
8.2.	<i>Balaenoptera physalus</i> .....	37
8.3.	<i>Tursiops truncatus</i> .....	41
9.	DISCUSIÓN.....	47
9.1.	Pesticidas organoclorados .....	50
9.1.1.	DDTs .....	50
9.1.2.	HCHs.....	51
9.1.3.	CLORs.....	52
9.1.4.	PCBs.....	53
9.1.5.	Machos y hembras.....	54
9.1.6.	Diferencia interespecíficas .....	55
9.1.7.	La llegada de los contaminantes al Golfo de California: .....	58
10.	CONCLUSIONES.....	61
11.	RECOMENDACIONES .....	62
12.	REFERENCIAS .....	63

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Fórmula para los metabolitos <i>p,p'</i> -DDT, y <i>p,p'</i> -DDE.....	3
Figura 2.	Estructura química de los HCHs. ....	5
Figura 3.	Estructura química del hexaclorobenceno.....	6
Figura 4.	Estructura química de los PCBs. ....	8
Figura 5.	Área de estudio “Golfo de California”.....	13
Figura 6.	Diagrama de la fisonomía de la tonina <i>Tursiops truncatus</i> .....	21
Figura 7.	Diagrama de la fisonomía de <i>Balaenoptera physalus</i> .....	23
Figura 8.	Diagrama de la fisonomía del Lobo Marino de California <i>Zalophus californianus</i> .....	24
Figura 9.	Biopsia extraída de un dardo para biopsias. ....	28
Figura 10.	Contribución a OCs totales de $\Sigma$ DDTs, $\Sigma$ PCBs, $\Sigma$ HCHs y $\Sigma$ CLORs por grupos (área-categoría de edad-sexo). En el lobo Marino de California de Los Islotes y la Isla San Pedro Nolasco.....	34
Figura 11.	Contribución de cada compuesto analizado a OCs totales en lobos marinos adultos de Los Islotes, y la Isla San Pedro Nolasco.. ..	35
Figura 12.	Contribución a organoclorados totales de DDTs, CLORs, HCHs y PCBs, en grasa de rorcual común del Golfo de California.....	40
Figura 13.	Porcentaje de contribución de cada compuesto analizado a organoclorados totales (OCs) en rorcuales comunes del Golfo de California... ..	41
Figura 14.	Contribución (%) a organoclorados totales de DDTs, CLORs, HCHs y PCBs, en grasa de tonina presente en el Golfo de California.....	43
Figura 15.	Contribución de cada compuesto analizado a los OCs totales en muestras de grasa de tonina en el Golfo de California. ....	46
Figura 16.	Concentración media de $\Sigma$ DDTs, $\Sigma$ PCBs, $\Sigma$ HCHs y $\Sigma$ CLORs; para <i>Balaenoptera physalus</i> , <i>Zalophus californianus</i> y <i>Tursiops truncatus</i> , del Golfo de California.....	57

## RESUMEN

En este trabajo se presentan las concentraciones de compuestos organoclorados (OCs) en grasa de lobo marino (*Zalophus californianus*), rorcual común (*Balaenoptera physalus*), y toninas (*Tursiops truncatus*) del Golfo de California, que no habían sido previamente evaluadas en estudios de contaminación ambiental. En general las concentraciones de contaminantes organoclorados (OCs) encontrados en las tres especies de estudio fueron más bajas que las concentraciones halladas para las mismas especies en otras regiones (e.j. Pacífico noroeste, Mar Mediterráneo, Atlántico Norte). Los perfiles de contaminantes en las tres especies ( $\Sigma\text{DDT} > \Sigma\text{PCBs} > \Sigma\text{HCHs}$ ,  $\geq \Sigma\text{CLOR}$ ) fueron similares a los encontrados en vaquita (*Phocoena sinus*) y el rorcual azul (*B. musculus*) del Golfo de California. Para el lobo marino:  $\Sigma\text{DDTs}$  (media = 3400 ng g<sup>-1</sup> base a lípidos [lw]) >  $\Sigma\text{PCBs}$  (1400 ng g<sup>-1</sup> lw) >  $[\Sigma\text{HCHs}$  (50 ng g<sup>-1</sup> lw),  $\geq \Sigma\text{CHLORs}$  (46 ng g<sup>-1</sup> lw)]; para el rorcual común:  $\Sigma\text{DDTs}$  (media = 1134 ± 150 ng g<sup>-1</sup> lw) >  $\Sigma\text{PCBs}$  (162 ± 20 ng g<sup>-1</sup> lw) >  $\Sigma\text{HCHs}$  (23 ± 7 ng g<sup>-1</sup> lw),  $\geq \Sigma\text{CLORs}$  (21 ± 7 ng g<sup>-1</sup> lw) y para la tonina:  $\Sigma\text{DDTs}$  (media = 3200 ± 473 ng g<sup>-1</sup> lw) >  $\Sigma\text{PCBs}$  (1400 ± 700 ng g<sup>-1</sup> lw) >  $\Sigma\text{HCHs}$  (22 ± 11 ng g<sup>-1</sup> lw),  $\geq \Sigma\text{CLORs}$  (25 ± 10 ng g<sup>-1</sup> lw). En toninas y rorcuales comunes, los machos adultos presentaron concentraciones de OC más altas que en las hembras adultas. Para lobos marinos las concentraciones de OCs fueron similares entre ambos sexos. A pesar que las concentraciones de OCs reportadas en este estudio son bajas, los valores máximos fueron lo suficientemente altos como para ser considerados como un riesgo potencial a la salud de estos animales. Las concentraciones de PCBs y DDTs encontradas en el rorcual común (más bajas) comparado con la tonina y el lobo marino de California son consistentes con un patrón de biomagnificación a través de la red trófica. A pesar que los niveles tróficos para estas dos especies son muy diferentes, las concentraciones de HCHs y CLORs encontradas en el rorcual común y la tonina fueron similares, por lo que es posible que la acumulación de CLORs y HCHs pueda estar influenciada por otros factores como las preferencias en el hábitat (e.j. distribución costera Vs. oceánica).

## ABSTRACT

This work provides the first report of concentrations of organochlorine contaminants (OCs) found in blubber of California sea lions (*Zalophus californianus*), fin whale (*Balaenoptera physalus*), and bottle nose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Gulf of California. The OC concentrations found in the three species were generally lower than those reported in the same species from other areas (i.e. Northeast Pacific, Mediterranean Sea, North Atlantic). The pollutant profiles of the three species ( $\Sigma\text{DDT} > \Sigma\text{PCBs} > \Sigma\text{HCHs}, \geq \Sigma\text{CLOR}$ ) were similar to those reported in (*Phocoena sinus*) and blue whale (*B. musculus*) from the Gulf of California. For California Sea Lions:  $\Sigma\text{DDTs}$  (mean =  $3400 \text{ ng g}^{-1}$  lipid weight [lw])  $> \Sigma\text{PCBs}$  ( $1400 \text{ ng g}^{-1}$  lw)  $> [\Sigma\text{HCHs}$  ( $50 \text{ ng g}^{-1}$  lw),  $\geq \Sigma\text{CHLORs}$  ( $46 \text{ ng g}^{-1}$  lw)]; for fin whale:  $\Sigma\text{DDTs}$  ( $1134 \pm 150 \text{ ng g}^{-1}$  lw)  $> \Sigma\text{PCBs}$  ( $162 \pm 20 \text{ ng g}^{-1}$  lw)  $> \Sigma\text{HCHs}$  ( $23 \pm 7 \text{ ng g}^{-1}$  lw),  $\geq \Sigma\text{CLORs}$  ( $21 \pm 7 \text{ ng g}^{-1}$  lw); and for bottle nose dolphins:  $\Sigma\text{DDTs}$  ( $3200 \pm 473 \text{ ng g}^{-1}$  lw)  $> \Sigma\text{PCBs}$  ( $1400 \pm 700 \text{ ng g}^{-1}$  lw)  $> \Sigma\text{HCHs}$  ( $22 \pm 11 \text{ ng g}^{-1}$  lw),  $\geq \Sigma\text{CLORs}$  ( $25 \pm 10 \text{ ng g}^{-1}$  lw). In bottlenose dolphins and fin whales, adult males had higher OC concentrations than adult females; No differences were detected between sexes in sea lions. Although OC concentrations reported here were low compared to other regions, the maximum values are sufficiently high to pose a potential health risk to these populations. The concentrations of PCBs and DDTs found in fin whales were low compared to bottlenose dolphins and California sea lions, which is consistent with a pattern of biomagnification across trophic levels. However, the concentration of HCHs and CLORs found in fin whales and bottlenosed dolphins were similar despite large difference in trophic level of these two species. This finding may indicate that the accumulation of CLORs and HCHs can be influenced by factors other than trophic level such as habitat location (coastal versus oceanic).

# 1. INTRODUCCIÓN

A partir de la década de los cuarenta se inicio la utilización de compuestos de alta estabilidad que no se degradan fácilmente (Rahuman *et al.* 2000), los cuales fueron llamados contaminantes orgánicos persistentes (COPs). Debido a los efectos adversos sobre el ambiente y la salud humana (Herkovits 2000), este grupo de sustancias es reconocida por el programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) como prioritarias. La mayoría de los COPs han sido ampliamente utilizados en el hogar y la industria, ayudando a obtener mejores cosechas, animales más sanos y a mejorar los procesos industriales. Los COPs se han clasificado de acuerdo a dos grandes grupos: los pesticidas y los organoclorados industriales (bifenilos policlorados, PCBs). Asimismo, los pesticidas se pueden clasificar de acuerdo a los organismos que atacan o controlan, como: herbicidas, insecticidas, fungicidas, etc. Otra forma de clasificarlos es de acuerdo a la composición química que presentan: organoclorados, organofosforados y carbamatos, etc.

Los COPs se encuentran presentes en algunas especies y ambientes, variando sus concentraciones de una especie a otra y de un ambiente a otro (Metcalf *et al.* 2004). Aunque, aún no se conoce mucho sobre los efectos de los COPs en la salud, la contaminación y enfermedades producidas por estas sustancias contaminantes son una amenaza sobre poblaciones humanas y animales (Smith *et al.* 2000, Berrow *et al.* 2002). A pesar del riesgo inherente, es poca la información que se encuentra a disposición, que ayude a un adecuado manejo de estas sustancias. Incluso muchos de estos contaminantes no son tenidos en cuenta por las leyes mexicanas (Galindo Reyes *et al.* 1999).

Se ha asociado efectos negativos en la salud causados por los COP en animales de vida silvestre (Reijnders 1986) y en humanos (Chu *et al.* 2003, Herkovits 2000), incluyendo defectos de nacimiento, cáncer y sistemas disfuncionales inmunológicos, reproductivos y de desarrollo (Reijnders 1986, Ylitalo *et al.* 2005)

Los mamíferos marinos son depredadores tope de los ecosistemas, y por esta razón son particularmente susceptibles a los contaminantes (Strandberg *et al.* 1998, Berrow *et al.*

2002). Un gran número de contaminantes, entre los que se puede mencionar a los bifenilos policlorados y a los pesticidas organoclorados, han sido reportados tanto en cetáceos (Aguilar & Borrel 1995, Smith *et al.* 2000, Metcalfe *et al.* 2004) como en pinnípedos (Le Boeuf *et al.* 2002).

Desde que Reijnders (1986) asoció que altas concentraciones en PCBs pueden generar fallas reproductivas en la foca común (*Phoca vitulina*) se ha aumentado la preocupación del impacto que éstos y otros contaminantes pueden hacer al ambiente marino. Las razones biológicas específicas del por que los mamíferos marinos están entre los más vulnerables a los efectos a largo plazo que presentan las peligrosas sustancias químicas son que:

- a. presentan una gran capacidad de almacenamiento de grasas, lo que hace que ésta sea un gran reservorio de contaminantes liposolubles, y
- b. sus embriones, fetos y crías lactantes son expuestos a contaminantes durante periodos críticos del crecimiento, especialmente cuando los sistemas endocrino, nervioso e inmunológico se están desarrollando, y
- c. a que presentan una baja capacidad de metabolizar compuestos contaminantes (Colborn & Smolen 1996, Simmonds *et al.* 1999, Tanabe *et al.* 1994).

## ***1.1. Pesticidas organoclorados y bifenilos policlorados***

### **1.1.1. El DDT**

Comercialmente bajo el nombre de DDT se ha vendido una mezcla de sustancias químicas cuyo componente principal es el *p,p'*-DDT. La aparición del DDT en el mundo llegó en 1874 cuando el químico alemán Othmar Zeider sintetizó por primera vez estos compuestos, sin embargo, no fueron empleados sino hasta 1939 cuando el suizo Paul Muiller descubrió las propiedades insecticidas que presentaba. Posteriormente, durante la segunda guerra mundial, el DDT fue ampliamente usado para proteger a las tropas estadounidenses contra la malaria. Para propósitos agrícolas se comenzó a emplear en 1946 en los Estados Unidos de América, y su uso se extendió rápidamente por todo el mundo (WHO 2003).

A partir de la publicación del libro *Silent Spring* (Rachel Carson) en los años 60 se creó una gran preocupación por los peligros ambientales que el DDT podría causar debido a su alta persistencia, toxicidad elevada y un gran poder para magnificarse a lo largo de las redes tróficas (Carson 1960), por lo que muchos países industrializados restringieron y regularon su uso (ATSDR 2000a, WHO 2003).

El DDT comercial está compuesto por alrededor de 14 químicos, siendo los más abundantes el *p,p'*-DDT [1,1,1-tricloro-2,2-bis(4-clorofenil)etano, 65 a 80%], el *o,p'*-DDT (15 a 20%), y *p,p'*-DDD (4 a 5%) (ATSDR 2000a). Ambientalmente también se pueden encontrar *o,p'*-DDD y *p,p'*-DDD [1,1-dicloro-2,2-bis(clorofenil)-etano], así como, *o,p'*-DDE y *p,p'*-DDE [1,1-dicloro-2,2-bis(clorofenil)-etileno] productos de la degradación de *p,p'*-DDT (Nadeau *et al.* 1994) (Fig. 1).

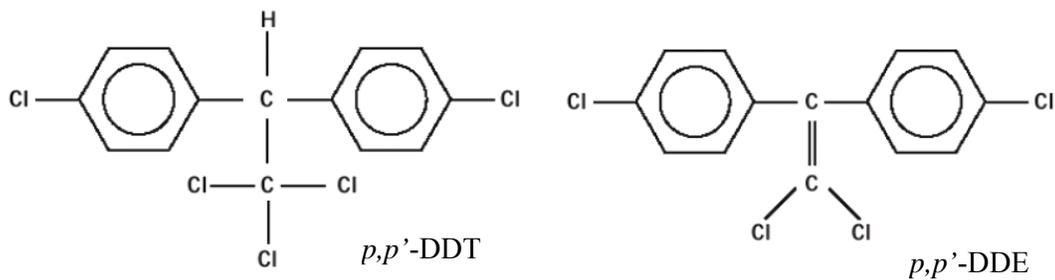


Figura 1. Fórmula para los metabolitos *p,p'*-DDT, y *p,p'*-DDE

Existen dos vías principales para la degradación del *p,p'*-DDT. La primera de estas es la deshidrocloración, consiste en la sustitución de un cloro alifático por un átomo de hidrógeno (Aislabe *et al.* 1997) o por la eliminación directa de HCl entre dos carbonos adyacentes con formación de un doble enlace (Nadeau *et al.* 1994), como resultado se obtiene principalmente *p,p'*-DDE, siendo éste el metabolito más abundante en ecosistemas acuáticos, en organismos, y cualquier otro compartimiento ambiental. La segunda vía, es la degradación microbiana anaeróbica (Aislabe *et al.* 1997).

El DDT y sus metabolitos pueden ser transportados de un ecosistema a otro por medio de procesos de solubilización, adsorción, re-movilización, bioacumulación y volatilización. Siendo este último, el proceso principal en la movilización de estos

compuestos. La volatilización hace que estas sustancias entren fácilmente a la atmósfera y puedan ser transportadas largas distancias, alcanzando incluso regiones remotas como desiertos y zonas polares donde se han encontrado concentraciones de DDT y sus metabolitos (ATSDR 2000a) se estima que el 25% del DDT producido es transportado por volatilización, mientras que tan solo el 0.1 % a través de la solubilización. Debido a las sus propiedades fisicoquímicas (Tab. 1) el DDT puede ser adsorbido fácilmente por los organismos (alta solubilidad en lípidos y la baja solubilidad en el agua que presentan), permitiendo la retención de éste en tejidos grasos. Las tasas de acumulación dentro de los organismos pueden variar de una especie a otra, dependiendo de la duración y la concentración de la exposición, así como de las condiciones ambientales.

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas para *p,p'*-DDT, *p,p'*-DDE y *p,p'*-DDD (ATSDR 1999).

	<i>p,p'</i> -DDT	<i>p,p'</i> -DDE	<i>p,p'</i> -DDD
<b>Peso molecular</b>	354.49	318.03	329.05
<b>Solubilidad en agua (mg/L a 25°C)</b>	0.03	0.12	0.09
<b>Log K<sub>ow</sub></b>	Alta 6.91	Alta 6.51	Alta 6.02
<b>Log K<sub>oc</sub></b>	Alta 5.18	Media alta 4.7	Alta 5.18
<b>Constante de Henry a 25°C</b>	(8.3 x 10 <sup>-6</sup> atm.m <sup>3</sup> /mol)	2.1 x 10 <sup>-5</sup> atm.m <sup>3</sup> /mol	4.0 x 10 <sup>-6</sup> atm.m <sup>3</sup> /mol

El DDT y sus metabolitos han sido detectados en muestras de alimento en todo el mundo, la absorción a través del tubo digestivo es la vía de entrada de estas sustancias a la mayoría de los organismos. Aún en países donde muchos años atrás no se ha permitido su uso, puede seguir siendo detectado en los alimentos, debido a la persistencia en el ambiente, el uso ilegal, y la entrada de alimentos de regiones donde el DDT es empleado actualmente. El DDE es el segundo más frecuentemente encontrado (WHO 2003).

### 1.1.2. Hexaclorociclohexanos

Otro grupo de compuestos xenobióticos presentes en el ambiente es el del HCHs o hexaclorohexanos (Fig.2) un sólido que no existe de forma natural y que ha sido empleado de manera profusa como insecticida en frutas y vegetales, así como en el tratamiento médico de animales y humanos.

Industrialmente esta compuesto de un 65 a 70% por  $\alpha$ -HCH, 7 a 10% de  $\beta$ -HCH, 14 a 15% de  $\gamma$ -HCH y 10 % por otros isómeros, aunque también se ha comercializado bajo el nombre de lindano, compuesto principalmente por  $\gamma$ -HCH (99%) (WHO 2003).

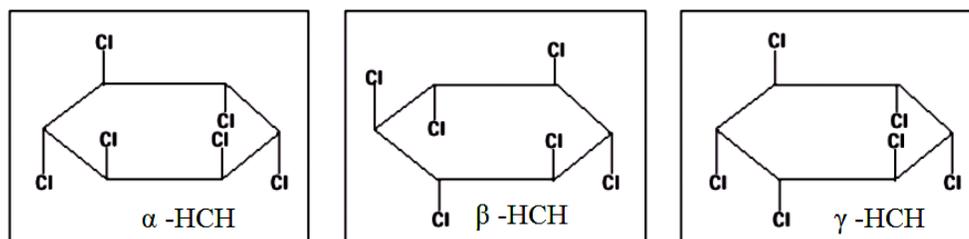


Figura 2. Estructura química de los HCHs

Las características fisicoquímicas de los HCHs, hacen que estos compuestos sean muy poco solubles en agua pero altamente solubles en solventes orgánicos (Tab. 2.) (WHO 2003). Cuando estos compuestos se encuentran presentes en el suelo pueden adherirse a partículas, alcanzar aguas subterráneas, o volatilizarse y alcanzar la atmósfera. Debido al gran poder de persistencia en el ambiente del  $\beta$ -HCH, este compuesto es biomagnificado fácilmente. Se ha demostrado que puede causar daño hepático, neurológico (Muller *et al.* 1981), inmunológico y hematológico (WHO 2003, Hong & Boorman 1993). Las formas más comunes de absorber HCH es por la inhalación y por la vía oral, presentando una rápida absorción a través de las paredes del intestino. Puede acumularse especialmente en el tejido adiposo, cerebro, riñones, pulmones, corazón, bazo, hígado y sangre (Siddiqui *et al.* 1981) y es capaz de traspasar la barrera placentaria. Los valores máximos permitidos en la ingesta diaria de  $\gamma$ -HCH para humanos fueron establecidos en 1989 en el intervalo de 0 a 0.008 mg/kg (FAO/WHO 1990). La ingesta diaria de isómeros de HCH en los Estados Unidos de Norte América durante 1981 a 1982 fue reportada como 10 ng kg<sup>-1</sup> dw (ATSDR 1989).

Tabla 2. Propiedades físico-químicas de  $\alpha$ -, $\beta$ - y  $\gamma$ -HCH

	$\alpha$ -HCH	$\beta$ -HCH	$\gamma$ -HCH
<b>Peso molecular</b>	290.83	290.83	290.83
<b>Solubilidad en agua (mg/l a 28°C)</b>	10 ppm; 69.5	5 ppm	insoluble
<b>Log <math>K_{ow}</math></b>	3.46-3.85	3.78-4.50	3.3-3.61
<b>Log <math>K_{oc}</math></b>	3.57		3.0-3.57
<b>Presión de vapor (mmHg a 20°C)</b>	0.02	0.005	$9.4 \times 10^{-6}$
<b>Constante de la ley de Henry (atm m<sup>3</sup>/mol a 25°C)</b>	$6.0 \times 10^{-6}$	$4.5 \times 10^{-3}$	$7.8 \times 10^{-6}$

### 1.1.3. Hexaclorobenceno

Otra de las sustancias contaminantes que comúnmente se encuentra en el ambiente es el hexaclorobenceno (HCB) (Fig. 3), una sustancia blanca (a temperatura ambiente) insoluble en agua, y soluble en solventes orgánicos. Actualmente, no tiene usos comerciales sin embargo fue empleado como fungicida en el cultivo de la cebolla, trigo y leguminosas (ATSDR 2002).

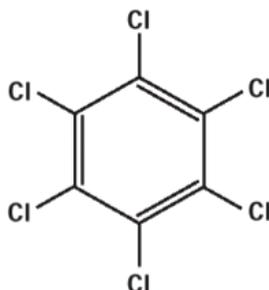


Figura 3. Estructura química del hexaclorobenceno.

En los Estados Unidos de América la producción de HCB cesó desde finales de los años 70s y hoy solo se permite la fabricación de pequeñas cantidades para uso en laboratorio. Aunque la producción comercial del HCB a nivel mundial es reducida, este compuesto sigue siendo liberado al ambiente de forma indirecta principalmente como sustancia de desecho o impurezas en la fabricación de solventes orgánicos (tetracloroetileno, tricloroetileno, etc.), compuestos clorados (cloruro de vinilo) y pesticidas [pentacloronitrobenzono (PCNB), tetracloroisotalontrilo (clorotalonil), etc] (Páez-Osuna *et al.* 2002). La elaboración del HCB se lleva a cabo por la reacción del benceno con cloro en exceso, en presencia de cloruro férrico a 150°C.

Las características físico-químicas (Tab. 3) que el HCB presenta, hace que este compuesto presente gran estabilidad química y resistencia a la degradación. Es uno de los contaminantes xenobioticos más persistentes en el ambiente. La vida media puede variar dependiendo del lugar donde se encuentre, variando de 0.63 años en regiones tropicales y subtropicales a 6.8 años en regiones polares (WHO 2003). El transporte a gran escala juega un papel muy importante en la redistribución de HCB a través de los ecosistemas, el transporte global ocurre especialmente vía aérea y oceánica, haciendo que estos productos alcancen regiones remotas. Ha sido detectado en aire, agua, sedimento, suelo, materia orgánica, y biota en general, presentado bio-acumulación a lo largo de la red trófica (WHO 2003). La población general está expuesta al HCB especialmente en la alimentación y la eliminación en la lactancia. Se ha reportado un consumo medio en adultos de 0.0004 a 0.0028  $\mu\text{g}/\text{kg}$  por día, y en infantes en un intervalo de 0.018 a 5.1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  por día (WHO 2003). Estudios llevados a cabo en animales han indicado que más del 80% de la dosis oral suministrada de HCB es absorbida si se administra en medios oleosos (Albro & Thomas 1974), en humanos la absorción de HCB ingerido es pobremente conocida, pero puede ser tan alta como un 99.7 %, las mayores concentraciones de HCB se han encontrado en tejido adiposo, glándulas adrenales, huesos e hígado (Smith *et al.* 1987, Courtney 1979). Los efectos a la salud humana han sido observados la mayoría de veces en personas que accidentalmente entraron en contacto con grandes cantidades de HCB, creando trastornos en el metabolismo porfirítico, daños de piel, hiperpigmentación, hipertriosis, aumento en el tamaño del hígado y de la tiroides (WHO 2003). Son pocos los estudios sobre los efectos carcinogénicos de HCB, por lo que se desconoce si está o no relacionado con algunos tipos de cáncer. Sin embargo, Grimalt *et al.* (1994) en un estudio de incidencia de cáncer correlacionan la presencia de 129 casos de cáncer (neoplasma de la tiroides y sarcoma) en un pueblo español con una fabrica de solventes (en la cercanías del poblado) que utilizaba el HCB.

Tabla 3. Propiedades fisicoquímicas del hexaclorobenceno (ATDSR 2003).

<b>Peso molecular</b>	284.79
<b>Punto de fusión (°C)</b>	230
<b>Presión de Vapor (Pa a 25°C)</b>	0.023
<b>Constante de la ley de Henry</b>	131
<b>Solubilidad al agua (mg/l a 25°C)</b>	0.005
<b>Log K<sub>ow</sub></b>	5.5

### 1.2. Bifenilos policlorados

Los bifenilos policlorados (PCBs) son productos orgánicos aromáticos, que presentan de 1 a 10 átomos de cloro (C<sub>12</sub>H<sub>10-x</sub>Cl<sub>x</sub>). Constituyen una categoría o familia de compuestos que se forman por procesos de cloración del grupo bifenilo. Teóricamente pueden constituir un total de 209 isómeros conocidos como "congéneres" (Rahuman *et al.* 2000). La *International Union of Pure and Applied Chemistry* (IUPAC), aceptó una numeración sistemática propuesta por Ballschmiter & Zell (1980), basada en el número de cloros distribuidos en 10 grupos homólogos (Fig. 4, Tab. 5).

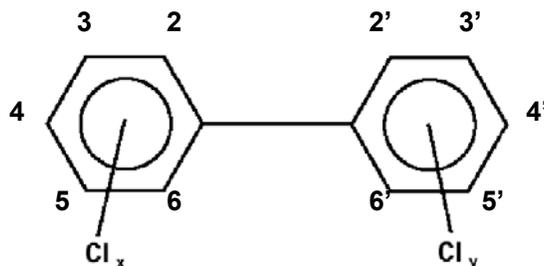


Figura 4. Estructura de los PCBs, (Las posiciones 2, 2', 6, 6' también son llamadas posiciones orto, las posiciones 3, 3', 5, y 5' son llamadas meta y las posiciones 4 4' son llamadas para)

La fabricación masiva de los PCBs comenzó en 1930 con la compañía estadounidense *Monsanto Corporation*, la cual vendió mezclas de PCBs bajo el nombre Aroclor. En los años siguientes la producción de estas sustancias se extendió rápidamente a otros países donde se fabricaron bajo diversos nombres (Tab. 4) (De Voogt & Brinkman 1989).

Tabla 4. Principales mezclas comerciales de PCBs

Nombre	País	Empresa productora
Aroclor	U.S.A	Monsanto
Kanechlor	Japón	Kanegafuchi
Fenoclor	Francia	Prodelac
Clophen	Alemania	Bayer
Fenclor	Italia	Caffaro
Santotherm	Japón	Mitsubishi

La Industria en general ha sacado provecho de las propiedades físico-químicas que los PCBs presentan (baja volatilidad, baja constante dieléctrica, alta resistencia al calor, baja solubilidad en el agua y alta en solventes orgánicos, y una alta estabilidad), al comienzo su uso se enfocó a su aplicación como fluidos de transformadores eléctricos, pero rápidamente se extendió su aplicabilidad a muchos procesos industriales, entre los que podemos mencionar:

- a.* Aplicaciones cerradas: fluidos dieléctricos usados en transformadores, motores eléctricos, balastos en lámparas de iluminación, etc.
- b.* Aplicaciones semiabiertas: Fluidos hidráulicos, fluidos de transferencia de calor, reguladores de voltaje, bombas de vacío, etc.
- c.* Aplicaciones abiertas: lubricantes, adhesivos, plastificantes, materiales aislantes, pinturas, barnices, retardantes de llama, etc.
- d.* Residuos: demoliciones, derrames accidentales, fugas de equipos eléctricos fuera de uso, desechos de materiales aislantes, incineración, etc.
- e.* Reciclado: desechos en la reelaboración, plásticos.

Tabla 5. Numeración IUPAC para los congéneres de PCBs de acuerdo a la posición de los átomos de cloro en la molécula bifenilo (Ballschmiter y Zell, 1980).

No	Estructura	No	Estructura	No	Estructura	No	Estructura	No	Estructura	No	Estructura
	Clorobifenil		Tetraclorobifenilos		continuación Tetraclorobifenilos		continuación Pentaclorobifenilos		Hexaclorobifenilos		continuación Octaclorobifenilos
1	2-	40	2,2',3,3'-	81	3,4,4',5'-	121	2,3',4,5',6'-	161	2,3,3',4',5',6'-	200	2,2',3,3',4,5,6,6'-
2	3-	41	2,2',3,4-		Pentaclorobifenilos	122	2,3,3',4',5'-	162	2,3,3',4',5,5'-	201	2,2',3,3',4,5,6,6'-
3	4-	42	2,2',3,4'-	82	2,2',3,3',4-	123	2,3',4,4',5'-	163	2,3,3',4',5,6-	202	2,2',3,3',5,5',6,6'-
	Diclorobifenilos	43	2,2',3,5-	83	2,2',3,3',5-	124	2,3',4',5,5'-	164	2,3,3',4',5',6-	203	2,2',3,4,4',5,5',6-
4	2,2'-	44	2,2',3,5'-	84	2,2',3,3',6-	125	2,3',4',5',6-	165	2,3,3',5,5',6-	204	2,2',3,4,4',5,6,6'-
5	2,3-	45	2,2',3,6-	85	2,2',3,4,4'-	126	3,3',4,4',5-	166	2,3,4,4',5,6-	205	2,3,3',4,4',5,5',6-
6	2,3'-	46	2,2',3,6'-	86	2,2',3,4,5-	127	3,3',4,5,5'-	167	2,3',4,4',5,5'-		Nonaclorobifenilos
7	2,4-	47	2,2',4,4'-	87	2,2',3,4,5'-		Hexaclorobifenilos	168	2,3',4,4',5',6-	206	2,2',3,3',4,4',5,5',6-
8	2,4'-	48	2,2',4,5-	88	2,2',3,4,6-	128	2,2',3,3',4,4'-	169	3,3',4,4',5,5'-	207	2,2',3,3',4,4',5,6,6'-
9	2,5-	49	2,2',4,5'-	89	2,2',3,4,6'-	129	2,2',3,3',4,5-		Heptaclorobifenilos	208	2,2',3,3',4,4',5,5',6-
10	2,6-	50	2,2',4,6-	90	2,2',3,4,5'-	130	2,2',3,3',4,4',5-	170	2,2',3,3',4,4',5-		Decaclorobifenilo
11	3,3'-	51	2,2',4,6'-	91	2,2',3,4',6-	131	2,2',3,3',4,6-	171	2,2',3,3',4,4',6-	209	2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-
12	3,4-	52	2,2',5,5'-	92	2,2',3,5,5'-	132	2,2',3,3',4,6'-	172	2,2',3,3',4,5,5'-		
13	3,4'-	53	2,2',5,6'-	93	2,2',3,5,6-	133	2,2',3,3',5,5'-	173	2,2',3,3',4,5,6-		
14	3,5-	54	2,2',6,6'-	94	2,2',3,5,6'-	134	2,2',3,3',5,6-	174	2,2',3,3',4,5,6-		
15	4,4'-	55	2,3,3',4-	95	2,2',3,5',6-	135	2,2',3,3',5,6'-	175	2,2',3,3',4,5',6-		
	Triclorobifenilos	56	2,3,3',4'-	96	2,2',3,6,6'-	136	2,2',3,3',6,6'-	176	2,2',3,3',4,6,6'-		
16	2,2',3-	57	2,3,3',5-	97	2,2',3,4',5'-	137	2,2',3,4,4',5-	177	2,2',3,3',4,5',6-		
17	2,2',4-	58	2,3,3',5'-	98	2,2',3,4',6'-	138	2,2',3,4,4',5-	178	2,2',3,3',5,5',6-		
18	2,2',5-	59	2,3,3',6-	99	2,2',4,4',5-	139	2,2',3,4,4',6-	179	2,2',3,3',5,6,6'-		
19	2,2',6-	60	2,3,4,4'-	100	2,2',4,4',6-	140	2,2',3,4,4',6'-	180	2,2',3,4,4',5,5'-		
20	2,3,3'-	61	2,3,4,5-	101	2,2',4,5,5'-	141	2,2',3,4,5,5'-	181	2,2',3,4,4',5,6-		
21	2,3,4-	62	2,3,4,6-	102	2,2',4,5,6'-	142	2,2',3,4,5,6-	182	2,2',3,4,4',5,6-		
22	2,3,4'-	63	2,3,4',5-	103	2,2',4,5',6-	143	2,2',3,4,5,6'-	183	2,2',3,4,4',5',6-		
23	2,3,5-	64	2,3,4',6-	104	2,2',4,6,6'-	144	2,2',3,4,5',6-	184	2,2',3,4,4',6,6-		
24	2,3,6-	65	2,3,5,6-	105	2,3,3',4,4'-	145	2,2',3,4,6,6'-	185	2,2',3,4,5,5',6-		
25	2,3',4-	66	2,3',4,4'-	106	2,3,3',4,5-	146	2,2',3,4',5,5'-	186	2,2',3,4,5,6,6'-		
26	2,3',5-	67	2,3',4,5-	107	2,3,3',4',5-	147	2,2',3,4',5,6-	187	2,2',3,4',5,5',6-		
27	2,3',6-	68	2,3',4,5'-	108	2,3,3',4,5'-	148	2,2',3,4',5,6'-	188	2,2',3,4',5,6,6'-		
28	2,4,4'-	69	2,3',4,6-	109	2,3,3',4,6-	149	2,2',3,4',5',6-	189	2,2',3,4',5,5',6-		
29	2,4,5-	70	2,3',4',5-	110	2,3,3',4',6-	150	2,2',3,4',6,6'-	190	2,3,3',4,4',5,6-		
30	2,4,6-	71	2,3',4',6-	111	2,3,3',5,5'-	151	2,2',3,5,5',6-	191	2,3,3',4,4',5',6-		
31	2,4',5-	72	2,3',5,5'-	112	2,3,3',5,6-	152	2,2',3,5,6,6'-	192	2,3,3',4,5,5',6-		
32	2,4',6-	73	2,3',5',6-	113	2,3,3',5',6-	153	2,2',4,4',5,5'-	193	2,3,3',4',5,5',6-		
33	2,3',4'-	74	2,4,4',5-	114	2,3,4,4',5-	154	2,2',4,4',5,6'-		Octaclorobifenilos		
34	2,3',5'-	75	2,4,4',6-	115	2,3,4,4',6-	155	2,2',4,4',6,6'-	194	2,2',3,3',4,4',5,5'-		
35	3,3',4-	76	2,3',4',5'-	116	2,3,4,5,6-	156	2,3,3',4,4',5-	195	2,2',3,3',4,4',5,6-		
36	3,3',5-	77	3,3',4,4'-	117	2,3,4',5,6-	157	2,3,3',4,4',5'-	196	2,2',3,3',4,4',5,6'-		
37	3,4,4'-	78	3,3',4,5-	118	2,3',4,4',5-	158	2,3,3',4,4',6-	197	2,2',3,3',4,4',6,6'-		
38	3,4,5-	79	3,3',4,5'-	119	2,3',4,4',6-	159	2,3,3',4,5,5'-	198	2,2',3,3',4,5,5',6-		
39	3,4',5-	80	3,3',5,5'-	120	2,3',4,5,5'-	160	2,3,3',4,5,6-	199	2,2',3,3',4,5,5',6-		

Los anillos de benceno pueden rotar alrededor del puente que los mantiene unidos. Cuando los dos anillos quedan en el mismo plano adquieren una configuración denominada planar, la configuración no planar es cuando los anillos de benceno se encuentran a 90° uno del otro. El grado de planaridad esta muy relacionado al número de sustituciones en las posiciones *orto* ya que los átomos de cloro en esas posiciones tienden a hacer que un anillo del bifenilo rote y pierda la planaridad. Otro tipo de configuración es la denominada *coplanar*, esta ocurre cuando los anillos del bifenilo no están sustituidos en la posición *orto*, o solo se encuentran sustituidos en uno solo de los anillos adquiriendo una configuración cercana a la planar (ATSDR 2000b).

La toxicidad de los PCBs es debida al tipo de configuración que los compuestos pueden adquirir en función al patrón de sustitución. Configuraciones planar y coplanar de PCBs son similares a las configuraciones de 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina (2,3,7,8-TCDD) y 2,3,7,8-tetraclorodibenzofurano (TCDF), lo que les confiere una característica altamente tóxica (ATSDR 2000b). Debido a esto, una docena de PCBs son conocidos por muchos toxicólogos como: “PCBs-como-dioxina”. La Organización Mundial de la Salud, ha asignado una equivalencia [Factor de Toxicidad Equivalente (TEFs)] a los PCBs, Indicando la toxicidad relativa a 2,3,7,8-TCDD (TEF=1) (Ahlborg *et al.* 1994) (Tab. 6).

Tabla 6. Factor de toxicidad equivalente para cierto: PCBs (Ahlborg *et al.* 1994).

#	TEFs
PCB-77	0.0005
PCB-105	0.0001
PCB-114	0.0005
PCB-118	0.0001
PCB-123	0.0001
PCB-126	0.1
PCB-156	0.0005
PCB-157	0.0005
PCB-167	0.00001
PCB-169	0.01
PCB-170	0.0001
PCB-180	0.00001
PCB-189	0.0001

A pesar que los PCBs son compuestos altamente estables, éstos pueden ser degradados bajo condiciones especiales por procesos físicos, químicos y biológicos.

La degradación biológica de los PCBs es llevada a cabo por hongos y bacterias, de acuerdo a tres vías principales: *a.* aeróbicamente las bacterias usan los PCBs como fuente de carbono, *b.* cometabolización aeróbica, por hongos y bacterias, *c.* anaeróbicamente por deshalogenación con el reemplazo de un átomo de cloro con uno hidrógeno, esta última toma lugar en sedimentos anaerobios (WHO 2003).

La degradación de los PCBs depende especialmente de:

- a. **el grado de cloración.** Se ha observado que la biodegradación de PCBs decrece cuando presentan más cuatro cloros.
- b. **la posición de sustitución del cloro.** Congéneres con dos átomos de cloro en las posiciones (2,6-) o (2,2'-) presentan gran resistencia a la degradación. PCBs que presentan átomos de cloro en ambos anillos se degradan con mayor dificultad que los PCBs que tienen todos los átomos de cloro en un solo anillo.
- c. La degradación de los mono-, di- y tri clorobifeniles es relativamente común y hay gran cantidad de bacterias capaces de degradar compuestos aromáticos, por medio del ataque con 2,3-dioxigenasa sobre los carbonos 2 y 3, produciendo benzoato (Furukawa *et al.* 1978).
- d. **de acuerdo a las condiciones ambientales.** Se sabe que de manera aeróbica se degradan más fácilmente los PCBs con menos átomos de cloro, mientras que de manera anaeróbica, se favorece a la degradación de compuestos con mayor cloración (Furukawa *et al.* 1978).

McFarland & Clarke (1989) señalan a 36 congéneres que deben ser tenidos en cuenta de acuerdo a la toxicidad que presentan, abundancia en tejidos y a la frecuencia de aparición en estudios ambientales. Dentro de estos se mencionan a los más abundantes en mezclas comerciales (PCB, 87, 99, 101, 153,180, 183 y 194), a los reportados frecuentemente en tejidos animales y en el ambiente (PCBs 18, 28, 44, 52, 70, 74, 151, 177, 187, y 201) y a los que inducen las oxigenasas de función mixta (PCBs 77, 126,169, 105,118, 128, 138, 156, y 170). Otros autores han propuesto a siete congéneres (PCBs28, 52, 101, 118, 153, 138, y 180) como indicadores de contaminación, basados en su abundancia en mezclas y en el ambiente (Ballschmiter *et al.* 1992).

### ***1.3. ÁREA DE ESTUDIO***

El Golfo de California (GC) es el cuerpo de agua que se encuentra entre la península de Baja California y la parte continental de México (Fig. 5), tiene aproximadamente 1,400 km de largo y entre 80 a 150 km de ancho, con una superficie aproximada de 210,000 Km<sup>2</sup> (Santamaría 1994).

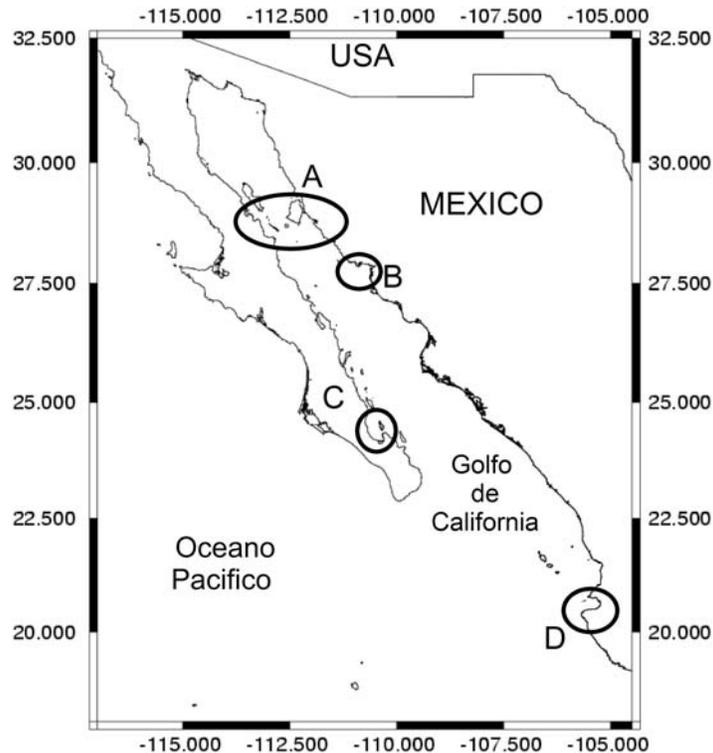


Figura 5. “Golfo de California” las áreas en círculos señalan las zonas donde se realizó la colecta de la muestras [A. Bahía de Kino- Bahía de los Angeles (BKA), B. Isla San Pedro Nolasco (SPI), C. Los Islotes (LIS), D. Bahía de Banderas (BB).

### 1.3.1. Clima

El GC se localiza en la parte noroeste de la República Mexicana, el territorio es árido en su mayor parte, incluyendo el llamado Desierto Sonorense. Con excepción de la parte sur, que es afectada por ciclones del GC, está región está situada sobre la franja subtropical de altas presiones atmosféricas, originando que el clima y algunas condiciones oceanográficas sean controlados por el centro de alta presión del Océano Pacífico Norte, que permanece de una manera casi constante y estable. La región se cataloga como muy seca, registra temperaturas en promedio de 22 °C a 26 °C, presentando precipitaciones anuales de 100 a 300 mm en promedio.

### **1.3.2. Oceanografía geológica**

Lavín & Marinone (2003) indican que el Golfo de California está dividido por cinco provincias geográficas: *a.* Zona de entrada en comunicación con el Océano Pacífico en una línea desde Cabo San Lucas hasta el Cabo Corrientes, hasta una línea desde Cabo San Lucas hasta el Dorado, *b.* parte sur, comprendida desde la línea el Dorado-Cabo San Lucas hasta las grandes islas, *c.* El archipiélago, o zona de islas, con muchos canales y una profundidad de hasta 600 m, y *d.* La zona norte que presenta características del mar entrante y en circulación, y *e.* el alto golfo, una zona somera con una profundidad menor a 30 m.

### **1.3.3. Oleaje y mareas**

Maluf (1983) describe para la parte alta del Golfo de California olas pequeñas durante la noche y en la mañana generadas por brisas locales en la primavera y en el invierno. Para el verano este comportamiento cambia y el oleaje empieza a fluctuar dependiendo de la duración y el área en la que el viento sopla. La boca del golfo es afectada por el oleaje del Océano Pacífico y las tormentas tropicales; estas últimas juegan un papel importante ya que son generadoras de olas grandes que influyen constantemente en la costa.

Las corrientes de marea también son de gran importancia en la física del GC, ya que generan turbulencias que pueden romper la estratificación y generar circulación de las masas de agua (Lavín *et al.* 1995). Estas mareas presentan patrones diferentes para la marea semidiurna y las ondas de marea diurna; de igual forma, se observa que la marea semidiurna es menor en la boca del golfo con respecto a la parte media cercana a la región de Guaymas, Sonora; mientras que en la parte alta del golfo la amplitud pueden aumentar hasta 15 veces los valores reportados para la parte media (Maluf 1983).

### **1.3.4. Salinidad**

La salinidad superficial para el GC es alrededor de 35.8 - 36.19 (‰) (Álvarez-Borrego *et al.* 1975), pero puede alcanzar valores muy elevados en la parte alta del

golfo. Cerca de la costa peninsular la salinidad es más elevada que en la parte continental del golfo, esto puede indicar probablemente, que el flujo de alta salinidad proveniente de la parte norte del golfo, ocurre por la parte occidental (Roden 1972).

### **1.3.5. Temperatura**

La circulación en el golfo influencia las variaciones espacio-temporales de parámetros ambientales. La temperatura superficial en el GC puede variar ampliamente, con temperaturas inferiores a los 12 °C en invierno hasta alcanzar los 33 °C durante el verano (Roden & Emilsson 1979).

## 2. PROBLEMÁTICA

No hace mucho tiempo atrás el GC era considerado como uno de los lugares más prístinos del planeta, sin embargo, el desarrollo industrial, los asentamientos humanos y el comienzo de complejos turísticos que se ha incrementado en los últimos 30 años, ha provocado que los niveles de desechos contaminantes en la zona estén aumentado (Gardner *et al.* 2003). México comenzó el uso de los pesticidas orgánicos organoclorados en la década de 1940-1950 cuando empleó el DDT para el control de plagas en agricultura, y el control de los mosquitos que causan enfermedades como la malaria (INE 2001). Aunque hoy día México ha restringido el uso de pesticidas, el DDT y otros compuestos son aún ampliamente utilizados en áreas con problemas de malaria y lugares de cultivo (Gardner *et al.* 2003, Benítez & Bárcenas 1996). A pesar de que los PCBs no se han producido en México, se cree que en forma ilegal la entrada de estos productos asciende a las mil toneladas (Gardner *et al.* 2003, INE 2001), y PCBs han sido detectados en mamíferos y tortugas marinas de Baja California (Gardner *et al.* 2003).

Dado que los OCs tienden a ser persistentes y pueden bioacumularse a niveles tóxicos en los depredadores tope; es fundamental llevar a cabo estudios que conlleven a determinar cuales contaminantes y en que cantidad están presentes estas sustancias en las poblaciones de mamíferos marinos que habitan el Golfo de California.

### 3. OBJETIVOS:

- Determinar las concentraciones de pesticidas orgánicos persistentes y bifenilos policlorados en *Tursiops truncatus*, *Balaenoptera physalus*, y *Zalophus californianus* presentes en el Golfo de California y comparar los resultados con estudios similares en otras regiones.
- Comparar las concentraciones de contaminantes a diferentes niveles tróficos.
- Observar diferencias en la concentración de contaminantes entre machos y hembras de las especies muestreadas. Igualmente, determinar si existen diferencias en la concentración de contaminantes entre adultos (A) y crías (C) de *Zalophus californianus*.
- Evaluar la presencia de OCs en el Golfo de California usando mamíferos marinos como bio-muestreadores de contaminación.

## 4. HIPÓTESIS

Debido a la bio-magnificación de contaminantes que ocurre a través de la red trófica (Strandberg *et al.* 1998, Berrow *et al.* 2002), se encontrarán las concentraciones más elevadas de pesticidas organoclorado y bifenilos policlorados en los individuos de la especie *Zalophus californianus* así como los de *Tursiops truncatus* comparados con las concentraciones de los individuos de la especie *Balaenoptera physalus*. Esto debido a que los dos primeros están en un nivel trófico (NT) entre 4 y 4.5 comparado con un NT de ~3.2 de NT para el rorcual común (Pauly *et al.* 1998).

Trabajos anteriores para otras regiones han mostrado que las hembras de algunas especies de mamíferos marinos transfieren a sus crías COPs a través del cordón umbilical y durante el periodo de lactancia (Aguilar & Borrel 1995, Marsili & Focardi 1996, Le Boeuf *et al.* 2002) por tal motivo, esta transferencia de contaminantes madre-cría hará que al evaluar las concentraciones de pesticidas organoclorados (POCs) y PCBs en tejido adiposo subcutáneo (TAS) entre machos y hembras de *Tursiops truncatus*, *Balaenoptera physalus* y *Zalophus californianus* presentes en el Golfo de California, se encuentren diferencias de los valores promedio entre sexos. De este modo, los machos presentarán concentraciones más altas de POCs y PCBs que las hembras.

## 5. ANTECEDENTES

Los estudios que se han llevado a cabo sobre compuestos orgánicos persistentes en el Golfo de California son relativamente pocos. En cuanto a mamíferos marinos estos estudios se han restringido a unas pocas especies. Se ha analizado DDT en ballena azul *Balenoptera musculus* y Vaquita *Phocoena sinus* (Valdez-Márquez *et al.* 2004, Valdez-Márquez 2001, Flores Lozano 2006, Calambokidis 1988); Valdez-Márquez *et al.* (2004) y Flores Lozano (2006) encontraron que los valores de contaminantes ( $\Sigma$ DDT) de la población de ballena azul del Golfo de California (124 a 4510 ng g<sup>-1</sup>) son menores a las encontradas en otras poblaciones (ej. 1518 a 8454 ng g<sup>-1</sup> población del Atlántico), también indican que en áreas específicas del Golfo de California (ej. frente a San Quintín) se pueden presentar valores hasta 10 veces más altos de estos pesticidas debido especialmente a la fuerte utilización de agroquímicos.

Se han realizado estimaciones de concentraciones de pesticidas en otros organismos en el Golfo de California, por ejemplo en aves (*Columbina passerina* y *Passer domesticus*) en las cuales se ha encontrado que existen niveles más altos de estos compuestos en especies omnívoras (DDT 0.5 ng g<sup>-1</sup>, DDE 3669 ng g<sup>-1</sup> ww) que en aquellas que se alimentan únicamente de semillas (34 ng g<sup>-1</sup> de DDE y 1.4 ng g<sup>-1</sup> de DDT), aunque los compuestos como DDT y sus principales metabolitos se encontraron en las dos especies estudiadas (Jiménez *et al.* 2005). Gardner *et al.* (2003) realizaron un estudio sobre contaminantes organoclorados en músculo, hígado, tejido adiposo, y riñones de tortugas marinas: tortuga verde *Chelonia mydas agascazii*, caguama *Caretta caretta*, tortuga lora *Lepidochelys olivacea*, laúd *Dermochelys coriacea* y tortuga carey *Eretmochelys imbricata*; detectando 17 de 21 pesticidas analizados. A pesar de lo encontrado, indican que los niveles de estos compuestos son bajos y que estos valores están directamente relacionados a los hábitos alimenticios de las especies estudiadas.

Algunos trabajos en el GC han mostrado zonas en las cuales las concentraciones de pesticidas orgánicos son abundantes, como es el caso de la zona del delta de Río Colorado donde se han reportado compuestos de la familia del DDT en concentraciones elevadas en algunos elementos de la biota y el sedimento (García-Hernández *et al.* 2001). Otros pesticidas como BHC, Aldrín, Endosulfan y Paration son encontrados

frecuentemente en agua y sedimento de algunas regiones del GC incluso se han detectado pesticidas que se encuentran prohibidos por las leyes mexicanas (Galindo Reyes *et al.* 1999).

En cuanto a PCBs se han realizado estudios en aves (*C. passerina*, *P. domesticus*) y ostras de manglar (*C. corteziensis*) en el GC; en las dos especies de aves se encontraron niveles entre 58 y 254 pg g<sup>-1</sup>, sin embargo, la especie que se alimentaba principalmente de semillas tuvo las mayores concentraciones (Jiménez *et al.* 2005). En cuanto a las ostras de manglar Martin & Gutierrez-Galindo (1989) reportaron para el puerto de Mazatlán concentraciones de PCBs entre 6.7–7.4 ng g<sup>-1</sup>, mientras Páez-Osuna *et al* (2002) encontraron bajas concentraciones de PCBs (3.4 ng g<sup>-1</sup>, 29 ng g<sup>-1</sup>) cerca de áreas no urbanizadas y altas concentraciones en las ostras colectadas cerca de los centros urbanos (390 ng g<sup>-1</sup> a 655 ng g<sup>-1</sup>) en las costas del Pacífico mexicano.

Valdez-Márquez *et al.* (2004) analizaron concentraciones de  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$  -HCH, en dos ballenas encontradas muertas en las playas de Baja California, señalan que los valores de  $\Sigma$ HCH eran similares a los encontrados en ballenas vivas dentro del Golfo de California y de otros estudios similares.

En el trabajo de Le Boeuf *et al.* (2002) realizado sobre el lobo marino de California *Zalophus californianus* de la parte media de California (USA), analizaron los niveles de DDT y PCBs para adultos, subadultos y juveniles (machos y hembras) del lobo marino y reportan concentraciones de DDT de 150  $\pm$  257 ng g<sup>-1</sup> (Media y DE), y valores de PCBs de 44  $\pm$  78 ng g<sup>-1</sup>, e indican que no encontraron diferencias entre las concentraciones de DDT y PCB entre categorías de edad, sexo o edad.

## 6. ESPECIES DE ESTUDIO

El Golfo de California (GC) es una de las regiones a nivel mundial con más presencia de mamíferos marinos. Cetáceos de los subordenes mysticetii y odontocetii, así como carnívoros de la familia Otariidae pueden ser observados durante todo el año a lo largo y ancho del golfo. El GC presenta una gran diversidad de especies de mamíferos marinos, 36 especies de las cuales 32 son cetáceos comprenden aproximadamente una tercera parte de las especies de cetáceos del mundo. Esta afluencia de mamíferos se debe a que estos animales encuentran en el golfo áreas propicias para la alimentación, reproducción y crianza entre otras (Vidal *et al.* 1993).

### 6.1. *Tursiops truncatus*

Clasificación taxonómica de acuerdo a (Rice 1998):

Orden Cetacea Brison, 1762

Suborden Odontoceti Flower, 1867

Súper familia Delphinoidea (Gray, 1825)

Familia Delphinidae Gray, 1821

Subfamilia Delphininae (Gray, 1821)

Tonina *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821),



Figura 6. Diagrama de la fisonomía de la tonina *Tursiops truncatus* (Ilustración de Pieter Folkens).

La tonina o tursión (*Tursiops truncatus*: Montagu, 1821) es una especie cosmopolita que puede ser encontrada fácilmente en todos los océanos templados y tropicales del mundo.

Para el Golfo de California, se reconocen al menos dos ecotipos (basado en estudios tróficos y genéticos) (Segura *et al.* 2006); que pueden ser observados, tanto, en lagunas costeras y bahías, como en el mar abierto (Díaz-Gamboa 2003).

A pesar que en México todas las poblaciones de mamíferos marinos están protegidas por ley (SEMARNAT 2002b, SEMARNAT 2002a) la tonina, al igual que muchas otras especies de mamíferos marinos se enfrenta a diversas amenazas, como las capturas incidentales, la contaminación química, colisiones con embarcaciones, el ruido y pérdida de hábitat, entre otros. La exposición a contaminantes organoclorados en algunas poblaciones de toninas ha sido relacionada a susceptibilidad a enfermedades infecciosas (Kuehl & Haebler 1995, Lahvis *et al.* 1995, Lipscomb *et al.* 1994), descenso de la función inmune (Lahvis *et al.* 1995); cancer y fallas reproductivas en otros mamíferos marinos (Wells *et al.* 2005).

Se considera que la tonina es una de las especies de cetáceos más estudiada a nivel mundial (Leatherwood & Reeves 1990), sin embargo, debido a su amplia distribución, en muchos de los lugares donde la tonina habita se desconocen aspectos de la ecología básica de la especie, así como, de las posibles amenazas sobre estas (Morteo *et al.* 2004). La *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) catalogó la especie bajo el estatus de “*poco conocido*”.

## **6.2. *Balaenoptera physalus***

Clasificación taxonómica de acuerdo a Rice (1998):

Orden Cetácea Brison, 1762

Suborden Mysticeti

Familia Balaenopteridae

Subfamilia Balaenopterinae (Gray, 1864)

Rorcual común *Balaenoptera physalus* (Linnaeus 1758),



Figura 7. Diagrama de la fisonomía de *Balaenoptera physalus* (Ilustración de Pieter Folkens).

El rorcual común (*Balenoptera physalus*, Linnaeus, 1758) del Golfo de California es considerado como una de las poblaciones más aisladas de la especie (Bérubé & Palsbøll 1996a, Bérubé & Palsbøll 1996b, Bérubé *et al.* 2002). Con aproximadamente 600 (estimado entre 400 y 800 individuos) animales (Díaz-Guzmán 2006, Urbán-Ramírez *et al.* 2005), esta población constituye una única y separada unidad de conservación la cual es vulnerable a efectos tanto naturales como antropogénicos (Bérubé *et al.* 2002).

La exposición de pesticidas orgánicos persistentes como los pesticidas organoclorados y los bifenilos policlorados (PCBs) en mamíferos marinos ha sido asociados con un número de efectos tóxicos (e.j. supresión inmunológica, disfunción reproductiva y la incidencia de cáncer) (Ross *et al.* 1996, Ylitalo *et al.* 2005, Le Boeuf *et al.* 2002). Organismos que contienen grandes reservas de lípidos, como los cetáceos, acumulan grandes cantidades de compuestos organoclorados en sus tejidos. Lamentablemente, estos animales presentan un potencial de desintoxicación muy pobre (Fossi *et al.* 2004, Fossi *et al.* 1992), haciendo de éstos susceptibles a efectos tóxicos (Marsili & Focardi 1996, Gauthier *et al.* 1997).

El primer encuentro de las ballenas con los compuestos organoclorados ocurre durante las etapas iniciales del desarrollo (e.j. gestación y proceso de lactancia), a través, de la transferencia de los contaminantes solubles en grasa de la madre a la cría (Aguilar & Borrell 1994); después, el consumo de presas contaminadas constituye el proceso dominante en la adquisición de contaminantes (Borrell *et al.* 1995, Connolly & Glaser 2002).

A pesar que décadas de investigación, han arrojado datos sobre la bioacumulación de OCs en cetáceos, se conoce relativamente poco acerca de la exposición y acumulación de

contaminantes en mysticetos. Particularmente, para el rorcual común, se han desarrollado algunos estudios que reportan concentraciones de contaminantes (Aguilar & Borrell 1994, Fossi *et al.* 2004, Hernández *et al.* 2000, Marsili & Focardi 1997), lamentablemente, la mayor parte de estos estudios han sido basados en muestras colectadas de ballenas varadas o enfocadas generalmente hacia las poblaciones del Atlántico Norte y el Mar Mediterráneo.

### 6.3. *Zalophus californianus*

Clasificación de acuerdo a Rice (1998)

Orden Carnivora Bowdich, 1821

Familia Otariidae Gill, 1866.

Subfamilia otarinae (Gill, 1866)

Lobo marino de California *Zalophus californianus californianus* (Lesson, 1828).



Figura 8. Diagrama de la fisonomía del Lobo Marino de California *Zalophus californianus* (Ilustración de Pieter Folkens).

El lobo marino de California (*Zalophus californianus californianus*, Lesson, 1828) es la especie de pinnípedo más abundante en México (Mellink & Romero-Saavedra 2005a, Mellink & Romero-Saavedra 2005b). Con una población aproximada de 83,000 animales (Le Boeuf *et al.* 1983) dividida en dos grupos: El grupo del Golfo de California que reside en el Golfo del mismo nombre y el grupo de Baja California que se distribuye desde la

frontera México/USA hasta la parte sur de la Península de Baja California (Carretta 2007, Szteren *et al.* 2006).

Se ha estimado que el grupo del Golfo de California contiene entre 24,000 a 30,000 lobos marinos (Szteren *et al.* 2006, Aurióles *et al.* 1983) dispersos en 40 colonias (13 reproductivas) localizadas en islas e islotes (llamadas loberas) dentro del golfo. El periodo reproductivo se lleva a cabo entre mediados de mayo y finales de junio, tiempo en el que también cada hembra en estado reproductivo paré una sola cría concebida el año anterior. El período de lactancia es de aproximadamente 11 meses, tiempo en el cual las madres permanecen cerca de la lobera (Maravilla-Chávez *et al.* 2006). En general se ha observado que los machos adultos de Baja California y California migran hacia el norte hasta llegar a Oregon, Washington y la Columbia Británica (Hancock 1970). Sin embargo, para el Golfo de California, se asume que solamente los subadultos realizan este tipo de migraciones durante la estación alimenticia (Aurióles *et al.* 1983). Los cambios estacionales en el número de animales en las diferentes loberas del Golfo de California han sido asociados a la dispersión de los animales en busca de alimento dentro del golfo, más que a movimiento fuera del golfo (Maravilla-Chávez *et al.* 2006).

Debido a que los lobos marinos son depredadores en un nivel trófico alto, presentan grandes reservas de grasa y viven largos periodos, esta especie ha sido valiosa para monitorear los niveles de compuestos organoclorados como dichlorodienil tricloroetano (DDT) y sus metabolitos, hexaclorociclohexanos (HCHs), hexaclorobenzeno (HCB), clordanos (CLORs) y bifenilos policlorados (PCBs) (Le Boeuf *et al.* 2002, Ylitalo *et al.* 2005).

Un gran número de estudios han reportado niveles de contaminantes en tejidos del lobo marino de California en los Estados Unidos (Greig *et al.* 2007, Ylitalo *et al.* 2005, Kannan *et al.* 2004, Le Boeuf *et al.* 2002) y la costa Pacífica de Baja California (Del Toro *et al.* 2006), sin embargo, no existen datos publicados para la población residente en el Golfo de California, incluso cuando los últimos reportes han mostrado que mientras la población

global de lobos marinos esta creciendo, la población del Golfo de California ha decrecido durante las últimas décadas (Szteren *et al.* 2006).

## 7. MÉTODOS

### 7.1. Trabajo de campo

Se realizaron viajes a bordo de embarcaciones en busca de mamíferos marinos en las zonas que se indican en la Figura 5, y se tomaron biopsias de ejemplares de *Tursiops truncatus*, *Balaenoptera physalus* y *Zalophus californianus*.

Las muestras de tejido adiposo subcutáneo empleadas en el análisis químico fueron obtenidas empleando dardos para biopsias siguiendo la metodología descrita por Fossi *et al.* (1997). Para el rorcual común y lobos marinos adultos, flechas modificadas con puntas para biopsias (longitud x diámetro 3 x 0.8cm, 4 x 0.8cm) fueron disparadas con una ballesta (*Horton, Forceteel* de 67kg de potencia de disparo) a una distancia entre 4 a 15m del animal. Para las toninas, se empleó la metodología descrita por Bilgmann *et al.* (2007), en la cual, el dardo para biopsia (longitud x diámetro 1 x 0.8, 2 x 0.8) es colocado en uno de los extremos de un tubo de aluminio de 3m de longitud. Este dispositivo es presionado sobre la parte dorsal del animal en el momento que éste sale a respirar cuando se encuentran nadando al frente de la embarcación. En ambos casos se empleó un bote de 22 pies de largo equipado con un motor fuera de borda de 100 HP. Para las crías de lobos marinos, se empleó el método descrito por Gentry & Casanas (1997).

El género y la clasificación de la edad para cada lobo marino fue hecho de acuerdo a lo planteado por Aurioles *et al.* (1983) para animales del Golfo de California como continua: Machos adultos, animales de color oscuro, cuerpo y cresta sagital completamente desarrollada (8 años o mayor); hembras adultas, animales de color café pardo, más pequeñas que los machos adultos y sub adultos, sin cresta sagital (4 años o mayores); crías, animales más pequeños en tamaño que las hembras con una coloración gris oscuro (1 año). Otras categorías de edad como juveniles (animales de coloración similar a las hembras pero considerablemente más pequeños [uno a tres años]) y machos sub adultos (animales grandes a los cuales aún no se le ha desarrollado la cresta sagital completamente [entre 4 y 8 años]) no fueron muestreados en este estudio.

El tejido adiposo fue separado de la piel y ambos tejidos fueron guardados separadamente en viales (Fig. 9). Las muestras fueron transportadas en hielo al laboratorio de Ecología Química y Toxicológica del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, CIBNOR, donde fueron almacenadas a  $-80^{\circ}\text{C}$  hasta que los análisis fueron llevados a cabo.

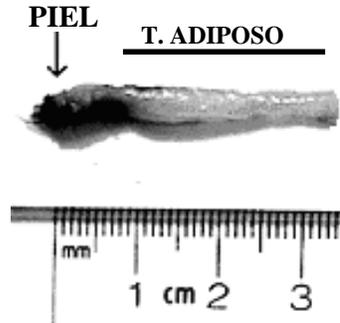


Figura 9. Biopsia extraída de un dardo para biopsias

## 7.2. Laboratorio

### 7.2.1. Análisis de Pesticidas y PCB:

El análisis de las muestras para la determinación de pesticidas organoclorados y bifenilos policlorados se llevó a cabo en el laboratorio de Ecología Química y Toxicológica del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, en la ciudad de La Paz, B.C.S.

La determinación del sexo en las muestras de rorcual común fue llevada a cabo por M. Bérubé en la División de Ciencias Ambientales de la Universidad de California Berkeley, de acuerdo a metodologías previamente descritas ((Bérubé & Palsbøll 1996b, Bérubé & Palsbøll 1996a). De forma similar, la determinación del sexo en las muestras de tonina fueron procesadas por A. Munguia-Vega en el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste siguiendo el protocolo descrito por (Rosel 2003).

### **7.2.1.1. Extracción:**

De acuerdo a lo descrito por Krahn *et al.* (1994) y Ylitalo *et al.* (2005)) se tomó aproximadamente 0.3g de tejido adiposo subcutáneo y fue homogenizado (empleando un homogenizador comercial *Polytron* PT 3100) con 3 g de Sulfato de Sodio anhidro, una mezcla de Hexano-Pentano (1:1), y un estándar surrogado (SUR) [250ng, 1,2,3,4-Tetraclorodibenzo-*p*-dioxina (1,2,3,4-TCDD), Accustandard]. El solvente fue separado por medio de centrifugación (3000 rpm x 5 minutos) y el posterior traspaso a tubos colectores, se concentró en un rotovapor (Labconco) a 30°C hasta que el extracto alcanzó un volumen de 1 ml.

### **7.2.1.2. Limpieza y purificación:**

De acuerdo a la metodología descrita por Bernal *et al* (1992) los compuestos organoclorados fueron separados de cualquier interferencia, haciéndolos pasar a través de una columna de vidrio que contenía 8 g de Florisil (J.T. Baker U.S.A. No. 7420-06) con 20mL de Hexano- Diclorometano (50:50 grado HPLC). El extracto resultante fue concentrado nuevamente en un rotovapor (Labconco) a 30°C hasta que alcanzó un volumen de 1 ml. Al extracto resultante se le agregó 1,7,8-TriCDD como estándar interno (STI) [250ng, 1,7,8-Triclorodibenzo-*p*-dioxina, Accustandard], para posteriormente ser concentrado por evaporación con nitrógeno ultra puro a sequedad. Se aforó a un volumen final de 100µl con Isoctano (HPLC)

### **7.2.1.3. Cuantificación:**

Un µl de extracto fue pasado por un cromatógrafo de gases marca Agilent equipado con un detector de masas, donde se cuantificó un amplio intervalo de COPs como DDTs (o,p'-DDE, p,p'-DDE, o,p'-DDT, p,p'-DDT, o,p'-DDD, y p,p'-DDD, Metoxiclor) HCHs (α-HCH, β-HCH, γ-HCH, δ-HCH), HCB, CLORs (β-Clordano, γ-Clordano, heptaclor y heptaclor hepóxico) y PCBs (PCB-77, PCB-101, PCB-105, PCB-114, PCB-126, PCB-128, PCB 153, PCB-138, PCB-156, PCB-157, PCB 180, PCBs170 + 190, PCB-189, PCB-198, PCB-200, y PCB-209).

El contenido de lípidos fue determinado por un proceso gravimétrico con una alícuota tomada previamente al paso de la limpieza.

#### **7.2.1.4. Análisis por cromatografía gases/ espectrometría de masas (GC/MS):**

Los compuestos organoclorados fueron medidos empleando un cromatógrafo de gases Agilent 6890N equipado con un espectrómetro de masas Agilent 5973N (Agilent Technologies, Palo Alto, CA). Una columna capilar (30 m x 0.25 mm x 0.25  $\mu$ m, 5% Fenilmetil silicona) fue empleada para la separación de los compuestos. Una alícuota de 2  $\mu$ L de cada extracto de muestra fue inyectado sobre la columna empleando un automuestreador Agilent 7386. Una inyección en modo *splitless* fue usada. Para la identificación química y cuantificación de los compuestos, el GC/MS fue operado monitorareando iones selectivamente. Dos diferentes GC/MS programas fueron empleados para determinar PCBs y pesticidas organoclorados. Los datos fueron procesados empleado el programa Agilent GC/MSD ChemStation. La concentración de cada compuesto fue calculada a partir del área de cada analito presente en la muestra relativa al pico del estándar interno (1,7,8-TriCDD). La recuperación relativa del surrugado (1,2,3,4-TCDD) fue usada para corregir la concentración en la muestra debido a pérdidas durante el proceso.

#### **7.2.1.5. Control:**

Cada grupo de análisis (10 muestras) fue analizado acompañado de un blanco de reactivos, una mezcla de OCs y una muestra de material de referencia (grasa de ballena SRM 1945 (National Institute of Standards and Technology, USA) para probar la calibración del equipo, y de la técnica. La cuantificación de los compuestos orgánicos persistentes se realizó a partir de soluciones matriz o estándar internos de trabajo (para pesticidas: CLP Mix No 47426-U, SUPELCO, Belefonte, PA. USA; y para PCBs, congéneres individuales, Ultra Scientific, Kingstonwn, USA), de la que se realizaron curvas de calibración que presentaron valores de  $R^2 > 0.99$ .

Para probar la eficacia del procedimiento analítico en la recolección de compuestos, se tuvo en cuenta el porcentaje de recolección para cada muestra (PRm). Esta es la comparación de la concentración detectada del surrugado ( $SUR_{ij}$ ), con la concentración conocida adicionada ( $SUR_i$ )

$$SUR_{ij}/SUR_i \times 100 = PRm$$

### 7.3. Análisis estadísticos:

Para poder ser comparados, los datos se expresaron en base al porcentaje de lípidos ( $\text{ngg}^{-1}$  lípido). DDTs total ( $\Sigma$ DDTs) se calculó como la sumatoria de la concentración de o,p'-DDE, p,p'-DDE, o,p'-DDT, p,p'-DDT, o,p'-DDD, y p,p'-DDD, Metoxiclor, cuando estos estuvieron presente; Hexaclorociclohexano total ( $\Sigma$ HCHs), como la sumatoria de la concentración de  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH,  $\delta$ -HCH cuando estos estuvieron presentes; Clordanos totales ( $\Sigma$ CLORs) como la suma de b-Clordano, g-Clordano, heptaclor y heptaclor hepóxico) y bifenilos policlorados totales ( $\Sigma$ PCBs) como la sumatoria se los isómeros PCB-77, PCB-101, PCB-105, PCB-114, PCB-126, PCB-128, PCB 153, PCB-138, PCB-156, PCB-157, PCB 180, PCBs170 + 190, PCB-189, PCB-198, PCB-200, y PCB-209 cuando estos estuvieron presentes. La concentración de organoclorados totales ( $\Sigma$ OCs) se calculó mediante la sumatoria total de  $\Sigma$ DDTs,  $\Sigma$ HCHs,  $\Sigma$ CLORs, y  $\Sigma$ PCBs. Los contaminantes que no fueron encontrados en ninguna de las muestras se eliminaron del tratamiento estadístico.

Con el paquete estadístico *Statistica* 5.0 se realizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov-Lilliefors (K-S-L) para determinar normalidad. La prueba de Kruskal-Wallis se empleó para comparar posibles diferencias intra-específicas entre las concentraciones de cada clase de contaminantes (HCHs, CLORs, DDTs, y PCBs) de acuerdo a: (a) sexo: machos Vs. hembras, y (b) categorías: adultos Vs. crías. De igual forma, con la prueba Tukey HSD (como prueba *post hoc*) se compararon las posibles diferencias inter-específicas de las concentraciones de OCs (para cada grupo tóxico) teniendo en cuenta el nivel trófico de las especies. La hipótesis nula se rechazó si el valor  $p \leq 0.05$ .

## 8. RESULTADOS

### 8.1. *Zalophus californianus*

Un total de 34 lobos marinos de California fueron muestreados, 23 (5 hembras adultas, 6 machos adultos y 12 crías) en Los Islotes (LIS) y 11 (6 hembras adultas, 5 machos adultos) en la Isla San Pedro Nolasco (SPN) [Tab. 7]; La concentración de pesticidas organoclorados, bifenilos policlorados y porcentaje de lípidos en las biopsias son reportados en la tabla 8.

Tabla 7. Sexo, categoría de edad y área de colección de los lobos marinos (n = 34) muestreados en el Golfo de California, México

Animal número	Area <sup>a</sup>	% lípidos	Categoría de Edad	Sexo	Año de colección
ZC210905-02	LIS	75	A	H	2005
ZC210905-03	LIS	54	A	H	2005
ZC061005-01	LIS	64	A	H	2005
ZC051005-03	LIS	40	A	H	2005
ZC220905-01	LIS	38	A	H	2005
ZC051005-05	LIS	57	A	M	2005
ZC051005-01	LIS	65	A	M	2005
ZC061005-02	LIS	50	A	M	2005
ZC220405-02	LIS	58	A	M	2005
ZC260405-06	LIS	82	A	M	2005
ZC260405-05	LIS	64	A	M	2005
ZC170706-03	LIS	39	C	H	2006
ZC170706-07	LIS	66	C	H	2006
ZC170706-08	LIS	49	C	H	2006
ZC170706-09	LIS	34	C	H	2006
ZC170706-12	LIS	72	C	M	2006
ZC170706-6A	LIS	65	C	M	2006
ZC170706-06	LIS	57	C	M	2006
ZC170706-13	LIS	70	C	M	2006
ZC170706-05	LIS	34	C	M	2006
ZC170706-14	LIS	65	C	M	2006
ZC170706-10	LIS	39	C	M	2006
ZC170706-01	LIS	40	C	M	2006
ZC210406-10	SPN	59	A	H	2006
ZC210406-13	SPN	69	A	H	2006
ZC260406-07	SPN	41	A	H	2006
ZC210406-14	SPN	59	A	H	2006
ZC210406-08	SPN	47	A	H	2006
ZC210406-09	SPN	72	A	H	2006
ZC260406-03	SPN	34	A	M	2006
ZC210406-15	SPN	67	A	M	2006
ZC220905-02	SPN	46	A	M	2005
ZC210406-07	SPN	65	A	M	2006
ZC210406-02	SPN	55	A	M	2006

<sup>a</sup>Abreviaciones del área LIS = Los Islotes; SPN - San Pedro Nolasco Island; A= Adulto, C= Cría; M= Macho, H= Hembra

El valor medio para  $\Sigma\text{OC}$  fue  $3700 \pm 340 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  [media  $\pm$  SE (Error estándar)] con concentraciones en un intervalo de 640 (en una cría de LIS) a  $11000 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  (en un adulto de SPN) [Tab. 8]. El grupo de contaminantes que predominó fue el de los DDTs, seguido por PCBs > HCHs  $\geq$  CLORs (Fig. 10). Los PCB congéneres 126, 128, 156 y 157, así como  $\delta$ -HCH, fueron menores al límite de cuantificación (<LOQ) en más del 90% de las muestras de grasa analizadas (Fig. 11). Aunado a esto, cuatro pesticidas organoclorados (HCB,  $\gamma$ -HCH, heptaclor y metoxychlor) y cuatro PCB congéneres (PCBs 114, 189, 198, 209) fueron <LOQ en todas las muestras analizadas (Fig. 11). La concentración media ( $\pm$  SE) para  $\Sigma\text{DDT}$  en la población muestreada de lobo marino de California fue  $2300 \pm 270 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ , con concentraciones en un intervalo de 590 ( en una cría de LIS) a  $7700 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  (en un adulto de SPN) [Tab. 8].

A pesar que los valores medios de  $\Sigma\text{DDT}$ s en machos adultos para cada región parecen elevados comparados con los de las hembras adultas, estas diferencias no fueron significativas ( $p= 0.37$ ) (Tab. 8). De manera similar, el contenido de lípidos entre machos y hembras no fueron estadísticamente diferentes ( $p= 0.81$ ). El metabolito de DDT presente de forma más abundante en todas las muestras fue  $p,p'$ -DDE, el cual representó más del 85% del DDT total ( $\Sigma\text{DDT}$ s). La proporción de  $p,p'$ -DDE en la  $\Sigma\text{DDT}$ s presentes en los lobos marinos en las dos regiones de colecta fue similar, con valores entre 0.88 – 0.96. Sumado a esto,  $\Sigma\text{DDT}$ s contribuyeron a más del 50% de los organoclorados totales (OCs) (Fig. 11).

El segundo grupo de contaminantes presentes de una forma más abundante en los lobos marinos fue los PCBs, con una concentración media ( $\Sigma\text{PCB}$ ) de  $1400 \pm 120 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ , con valores entre  $420 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  (en una cría de LIS) y  $2800 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  (en un macho adulto de LIS) [Tabla 8]. Las concentraciones medias de  $\Sigma\text{PCB}$  no fueron significativamente diferentes ( $p > 0.05$ ) entre machos adultos de LIS ( $1600 \pm 290 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ ) y SPN ( $1500 \pm 320 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ ). Similarmente, las concentraciones medias de  $\Sigma\text{PCB}$ s medidas en hembras adultas de ambas regiones no fueron diferentes ( $1200 \pm 190 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  para hembras de LIS comparado con  $1400 \pm 160 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  para las de SPN, [ $p > 0.05$ ]). El PCB 153 fue el congener más abundante, contribuyendo más del 50% a la  $\Sigma\text{PCB}$ s y más del 15% a la  $\Sigma\text{OC}$ s (Fig. 11). Otros congéneres abundantes fueron el PCB 138 y 180, cada uno contribuyendo más del 4% de la  $\Sigma\text{OC}$ s (Fig. 11) y más del 13

% a la  $\Sigma$ PCBs. La proporción  $\Sigma$ DDTs/ $\Sigma$ PCBs encontrada en este estudio para lobos marinos estuvo entre 1.2 y 2.3.

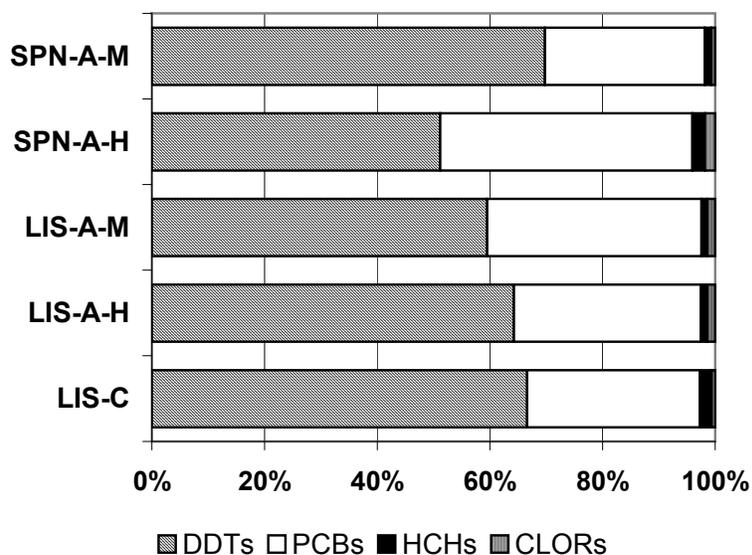


Figura 10. Contribución (media)  $\Sigma$ DDTs,  $\Sigma$ PCBs,  $\Sigma$ HCHs y  $\Sigma$ CLORs a OCs totales por grupos (área-categoría de edad-sexo). LIS: Los Islotes, SPN: Isla San Pedro Nolasco, A: adultos, C: crías, H: hembras y M: machos.

Otras clases de pesticidas organoclorados fueron medidos en las muestras de grasa en los lobos marinos de California, pero los niveles de éstos fueron muy bajos comparados con las concentraciones de DDTs y PCBs. Por ejemplo, la  $\Sigma$ HCHs contribuyó menos del 3% a  $\Sigma$ OCs (Fig. 11). Los niveles de  $\Sigma$ HCHs estuvieron entre  $< \text{LOQ}$  a  $130 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ , con un valor medio de  $57 \pm 7 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ . El isómero más abundante fue  $\beta$ -HCH, representando más del 70% de  $\Sigma$ HCHs (Fig. 11).  $\alpha$ -HCH fue también medido, pero este isómero representó  $< 20\%$  de  $\Sigma$ HCHs. El isómero  $\delta$ -HCH fue detectado en una sola muestra de un macho adulto de SPN. Sin importar la región, no se encontraron diferencias significativas en la concentración media de  $\Sigma$ HCHs entre machos y hembras adultos ( $p = 0.053$ ). El valor medio ( $\pm$  SE) de  $\Sigma$ CLORs medidos fue  $55 \pm 5 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ , con concentraciones entre  $< \text{LOQ}$  a  $100 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  (en una cría y un macho adulto de LIS). Estos compuestos contribuyeron entre 1 - 3% a  $\Sigma$ OCs (Fig. 11). Los valores medios de  $\Sigma$ CLOR no fueron estadísticamente diferentes entre áreas ni entre machos y hembras adultos ( $p = 0.69$ ).

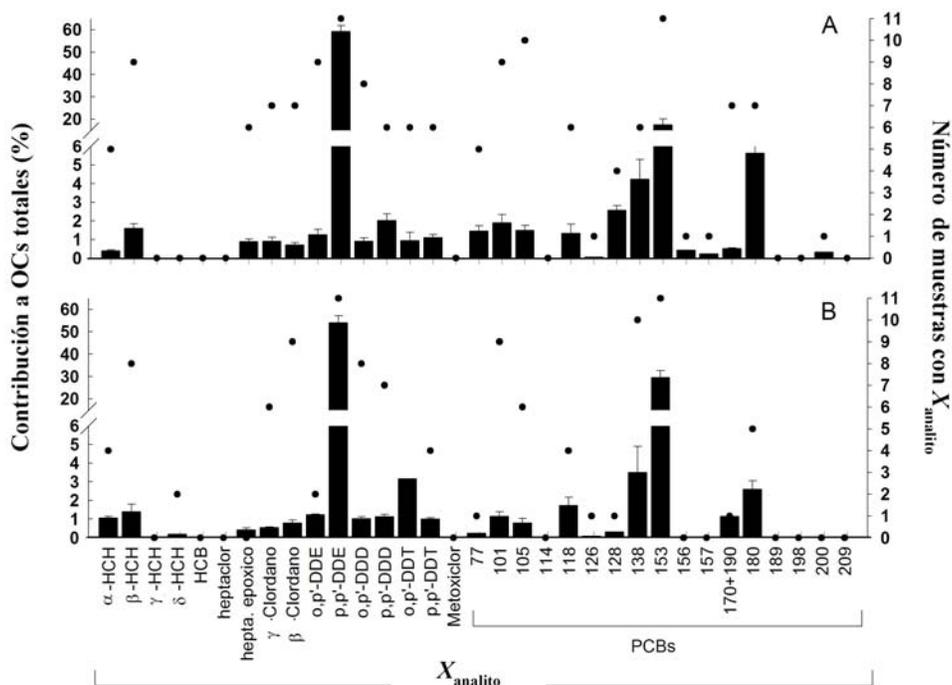


Figura 11. Contribución (media %  $\pm$  error estándar (SE)) de cada compuesto analizado a los OCs totales en lobos marinos adultos A) Los Islotes, y B) Isla San Pedro Nolasco.

En general, la grasa de las crías de lobos marinos contenía concentraciones más bajas de  $\Sigma$ DDTs,  $\Sigma$ PCBs, y  $\Sigma$ HCHs que las medidas en adultos (machos y hembras). A diferencia de esto, la concentración media más alta de  $\Sigma$ CLORs fue medida en crías ( $62 \pm 7 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ ) y machos adultos ( $68 \pm 8 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ ) de LIS (Tab. 8). La concentración de  $\Sigma$ DDTs estuvo entre 590 a 2200  $\text{ng g}^{-1} \text{ lw}$  [media ( $\pm$ SE) =  $1400 \pm 110 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ ],  $\Sigma$ PCBs entre 420 a 2700  $\text{ng g}^{-1} \text{ lw}$  [media ( $\pm$ SE)=  $1,200 \pm 230 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ ],  $\Sigma$ HCHs entre < LOQ a 68  $\text{ng g}^{-1} \text{ lw}$  [media  $\pm$  SE=  $33 \pm 4 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ ], y  $\Sigma$ CLORs entre < LOQ a 100  $\text{ng g}^{-1} \text{ lw}$  [media ( $\pm$ SE) =  $62 \pm 7 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ ]. No se encontraron en crías diferencias significativas entre sexos para ningún grupo de contaminantes ( $p > 0.05$ ). Las hembras adultas tuvieron significativamente valores medios más altos de  $\Sigma$ DDTs (K-W  $h= 4.37$   $p= 0.036$ ) y  $\Sigma$ HCHs (K-W  $h= 11.3$   $p= 0.0008$ ) que las crías, pero estas diferencias no fueron observadas para otros grupos de OCs entre crías y adultos ( $p > 0.05$ ).

**Tabla 8. Media ( $\pm$  SE) e intervalos de concentración para  $\Sigma$ OCs,  $\Sigma$ DDTs,  $\Sigma$ PCBs,  $\Sigma$ HCHs y  $\Sigma$ CHLORs medidos en grasa de lobos marinos de California, de Los Islotes (LIS) y la Isla San Pedro Nolasco (SPN) en el Golfo de California, México.**

Categoría de edad	Región	n	% Lípidos		$\Sigma$ DDTs	$\Sigma$ PCBs	$\Sigma$ HCHs	$\Sigma$ CHLORs	$\Sigma$ OCs	
<b>Machos Adultos</b>	LIS	6	63 $\pm$ 12	ng g <sup>-1</sup> ww	1800 $\pm$ 450	960 $\pm$ 122	34 $\pm$ 9	44 $\pm$ 9	2,900 $\pm$ 530	
				min - max	800 - 3300	580 - 1400	9.0 - 66	15 - 71	1,700 - 4300	
				ng g <sup>-1</sup> lw	3100 $\pm$ 800	1600 $\pm$ 300	56 $\pm$ 16	68 $\pm$ 11	4900 $\pm$ 1000	
				min - max	1000- 5200	890 -2800	16 - 110	25 - 100	2600 - 7400	
	SPN	5	53 $\pm$ 14	ng g <sup>-1</sup> ww	2000 $\pm$ 340	810 $\pm$ 200	33 $\pm$ 11	22 $\pm$ 8	2900 $\pm$ 940	
				min - max	730 - 4,200	330 - 1,500	8.0 - 65	< LOQ <sup>a</sup> - 46	1100 - 5700	
				ng g <sup>-1</sup> lw	3700 $\pm$ 1250	1500 $\pm$ 320	63 $\pm$ 13	36 $\pm$ 10	5200 $\pm$ 1560	
				min - max	1500 - 7700	1000 - 2700	18 - 120	< LOQ <sup>a</sup> - 69	2600 - 11,000	
	<b>Ambas regioenes (<math>\pm</math> SE)</b>				<b>ng g<sup>-1</sup> ww</b>	<b>1900 <math>\pm</math> 390</b>	<b>890 <math>\pm</math> 110</b>	<b>34 <math>\pm</math> 7</b>	<b>32 <math>\pm</math> 7</b>	<b>2900 <math>\pm</math> 480</b>
					<b>ng g-1 lw</b>	<b>3400 <math>\pm</math> 660</b>	<b>1600 <math>\pm</math> 210</b>	<b>59 <math>\pm</math> 12</b>	<b>55 <math>\pm</math> 9</b>	<b>5000 <math>\pm</math> 840</b>
<b>Hembras adultas</b>	LIS	5	54 $\pm$ 16	ng g <sup>-1</sup> ww	1400 $\pm$ 160	670 $\pm$ 125	47 $\pm$ 6	27 $\pm$ 8	2100 $\pm$ 250	
				min - max	850 - 1800	310 - 1100	< LOQ <sup>a</sup> - 56	< LOQ - 47	1200 - 2600	
				ng g <sup>-1</sup> lw	2600 $\pm$ 420	1200 $\pm$ 190	81 $\pm$ 6	41 $\pm$ 14	4000 $\pm$ 560	
				min - max	1500 - 3900	820 - 1700	< LOQ <sup>a</sup> - 96	< LOQ <sup>a</sup> - 86	1200- 5600	
	SPN	6	58 $\pm$ 12	ng g <sup>-1</sup> ww	910 $\pm$ 160	770 $\pm$ 90	51 $\pm$ 12	30 $\pm$ 9	1,700 $\pm$ 220	
				min - max	400 - 1400	520 - 1000	< LOQ <sup>a</sup> - 89	< LOQ <sup>a</sup> - 63	980 - 2300	
				ng g <sup>-1</sup> lw	1600 $\pm$ 220	1400 $\pm$ 160	90 $\pm$ 16	55 $\pm$ 13	3000 $\pm$ 340	
				min - max	840 - 2100	900 - 1800	< LOQ <sup>a</sup> - 130	< LOQ <sup>a</sup> - 91	2000 - 3900	
	<b>Ambas regiones (<math>\pm</math> SE)</b>				<b>ng g<sup>-1</sup> ww</b>	<b>1,100 <math>\pm</math> 130</b>	<b>720 <math>\pm</math> 75</b>	<b>36 <math>\pm</math> 9</b>	<b>24 <math>\pm</math> 6</b>	<b>1900 <math>\pm</math> 170</b>
					<b>ng g-1 lw</b>	<b>2100 <math>\pm</math> 270</b>	<b>1300 <math>\pm</math> 120</b>	<b>85 <math>\pm</math> 10</b>	<b>48 <math>\pm</math> 10</b>	<b>3500 <math>\pm</math> 330</b>
<b>Crías</b>	LIS	12	47 $\pm$ 14	ng g <sup>-1</sup> ww	770 $\pm$ 100	650 $\pm$ 130	19 $\pm$ 3	34 $\pm$ 5	1500 $\pm$ 210	
				min - max	420 - 1600	160 - 1500	< LOQ <sup>a</sup> - 47	< LOQ <sup>a</sup> - 63	640 - 2700	
				ng g <sup>-1</sup> lw	1400 $\pm$ 110	1200 $\pm$ 230	33 $\pm$ 4	62 $\pm$ 7	2700 $\pm$ 300	
				min - max	590 - 2200	420 - 2700	< LOQ <sup>a</sup> - 68	< LOQ <sup>a</sup> - 100	1100 - 4200	

< LOQ = menor al límite de cuantificación

ng g<sup>-1</sup> ww = ng g<sup>-1</sup> base húmeda; ng g<sup>-1</sup> lw = ng g<sup>-1</sup> base de lípidos; min= mínimo; max= máximo

## 8.2. *Balaenoptera physalus*

Datos generales, así como la concentración media (media  $\pm$  SE), y los intervalos en la concentración de  $\Sigma$ DDT,  $\Sigma$ PCB,  $\Sigma$ CLORs, y  $\Sigma$ HCHs encontrados en 12 hembras y 9 machos de rorcual común, son reportados en las tablas 9 y 10. El intervalo de la concentración media para  $\Sigma$ OCs en este estudio estuvo entre 360 a 2700 ng g<sup>-1</sup> lw. DDTs fue el grupo dominante, seguido de PCBs > HCHs  $\geq$  CLORs (Fig. 12). Cinco pesticidas ( $\gamma$ -HCH,  $\delta$ -HCH, HCB, heptaclor epoxico y metoxiclor) y seis PCB (PCBs 77, 114, 126, 189, 198, 209) fueron < LOQ (menor al límite de cuantificación) en todas las muestras analizadas. Heptaclor y los PCB 101, 156, 157 y 170+190 fueron encontrados en menos del 15% de las muestras analizadas (Fig 13). La concentración media para  $\Sigma$ OCs en machos (1700 ng g<sup>-1</sup> lw) fue significativamente más grande que la concentración encontrada en hembras (1100 ng g<sup>-1</sup> lw) (K-W h= 3.9  $p$  = 0.046). A pesar de esto, el porcentaje de lípidos fue similar entre ambos sexos (KW-h = 0.4,  $p$  = 0.52)

Tabla 9. Datos generales para cada individuo de rorcual común muestreado. Hembra (H), Machos (M).

Código	Sexo	% Lipidos	Año de muestreo
Bp-270105-34	H	49	2005
Bp270105-2	H	67	2005
Bp270105-17	H	61	2005
Bp-270105-05	H	80	2005
Bp-270105-16	H	51	2005
Bp-270105-55	H	65	2005
Bp-270105-45	H	36	2005
Bp-150604-16	H	63	2004
Bp-050704-62	H	58	2004
Bp-070704-71	H	38	2004
Bp-070704-72	H	62	2004
Bp-100704-88	H	39	2004
Bp-270105-30	M	41	2005
Bp270105-50	M	68	2005
Bp270105-10	M	42	2005
Bp-050704-66	M	58	2004
Bp-040704-59	M	75	2004
Bp-010704-50	M	34	2004
Bp-160604-19	M	79	2004
Bp-050704-67	M	83	2004
Bp-050704-68	M	61	2004

La concentración media ( $\pm$  SE) para el DDT total en grasa de rorcual común fue  $1134 \pm 150 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ , con concentraciones desde  $300 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  (en una hembra) a  $2,400 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  (en un macho) (Tab. 10).  $\Sigma$ DDTs contribuyo a más del 70% de los OCs totales (Fig. 12). El metabolito más abundante del DDT fue el *p,p'*-DDE (representando  $\sim 60\%$  del DDT total (Fig. 13), y más del 50% de los OCs totales). Seguido por *o,p'*-DDD > *p,p'*-DDD > *o,p'*-DDT > *o,p'*-DDE, > *p,p'*-DDT. Los machos ( $1400 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ ) del rorcual común tuvieron valores de  $\Sigma$ DDTs significativamente más altos que los de las hembras ( $950 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ ) (K-W  $h= 4.2$ ,  $p= 0.039$ ). La proporción media de *p,p'*-DDE/ $\Sigma$ DDTs fue  $0.71 \pm 4$  en hembras (desde 0.61 hasta 0.93), y de  $0.63 \pm 3$  en los machos (desde 0.54 hasta 0.78).

Tabla 10. Concentración (media  $\pm$  error estándar [SE]) de  $\Sigma$ OCs,  $\Sigma$ DDTs,  $\Sigma$ PCBs,  $\Sigma$ HCHs y  $\Sigma$ CHLORs medidos en grasa de ballenas del Golfo de California, México.

	n	% Lípidos		$\Sigma$ HCHs	$\Sigma$ CHLORs	$\Sigma$ DDTs	$\Sigma$ PCBs	$\Sigma$ OCs
<b>Hembras (media <math>\pm</math> SE)</b>	12	56 $\pm$ 4	ng g <sup>-1</sup> ww	13 $\pm$ 6	6 $\pm$ 3	500 $\pm$ 100	70 $\pm$ 15	610 $\pm$ 130
		36 - 80	min - max	< LOQ <sup>a</sup> - 62	< LOQ <sup>a</sup> - 34	200 - 1200	15 - 190	170 - 1360
			ng g <sup>-1</sup> lw	23 $\pm$ 11	11 $\pm$ 5	950 $\pm$ 200	130 $\pm$ 25	1100 $\pm$ 230
			min - max	< LOQ <sup>a</sup> - 92	< LOQ <sup>a</sup> - 50	300 - 2300	40 - 270	360 - 2700
<b>Machos (media <math>\pm</math> SE)</b>	9	60 $\pm$ 6	ng g <sup>-1</sup> ww	15 $\pm$ 7	24 $\pm$ 11	850 $\pm$ 200	120 $\pm$ 30	1000 $\pm$ 240
		34 - 83	min - max	< LOQ <sup>a</sup> - 61	< LOQ <sup>a</sup> - 82	400 - 1900	40 - 240	300 - 2200
			ng g <sup>-1</sup> lw	25 $\pm$ 5	34 $\pm$ 14	1400 $\pm$ 220	200 $\pm$ 30	1700 $\pm$ 270
			min - max	< LOQ <sup>a</sup> - 77	< LOQ <sup>a</sup> - 100	500 - 2400	120 - 290	500 - 2500

<sup>a</sup> < LOQ = Menor al límite de cuantificación

ng g<sup>-1</sup> ww = ng g<sup>-1</sup> peso húmedo; ng g<sup>-1</sup> lw = ng g<sup>-1</sup> peso en base de lípidos; min= mínimo; max= máximo

El segundo grupo de contaminantes con concentraciones más altas en biopsias del rorcual común fue el de los PCBs. La concentración media de  $\Sigma$ PCBs en las muestras de grasa fue  $162 \pm 20 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ , y encontrándose entre un intervalo de  $40 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  (en una hembra) hasta  $287 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  (en un macho) (Tab. 10). El compuesto con la concentración más alta de este grupo fue el PCB 153, contribuyendo a más del 10 % del total de OCs y con más del 20 % de  $\Sigma$ PCBs seguido por los PCBs 138 y PCB180 (Fig. 13). La concentración media de PCBs hallada en machos ( $200 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ ) fue más alta que en las hembras ( $130 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ ) (K-W  $h= 3.6, p= 0.042$ ).

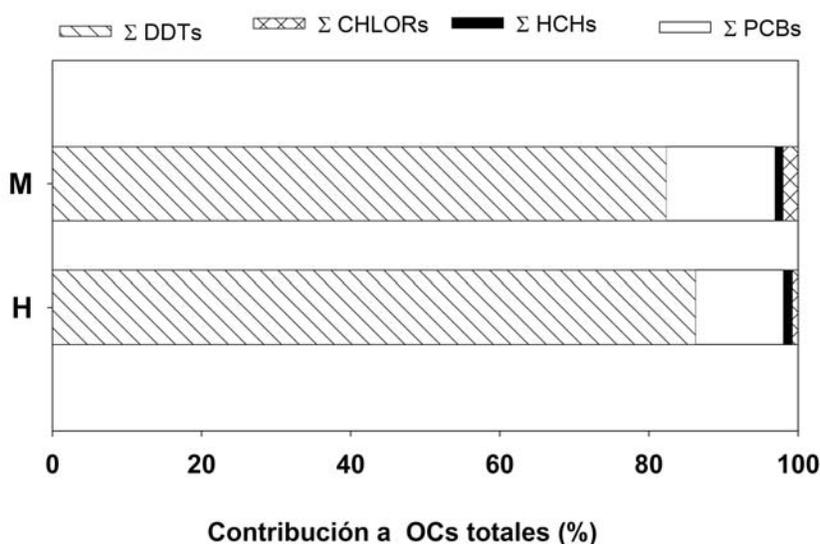


Figura 12. Contribución (%) a organoclorados totales de DDTs, CLORs, HCHs y PCBs, en grasa de rorcual común del Golfo de California. M= Machos, H= Hembras.

$\Sigma$ HCHs y  $\Sigma$ CLORs fueron también medidos en biopsias del rorcual común, pero éstas concentraciones fueron considerablemente más bajas que las encontradas para  $\Sigma$ DDTs y  $\Sigma$ PCBs. Las concentraciones de  $\Sigma$ HCHs estuvieron entre  $< \text{LOQ}$  y  $92 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ , con un valor medio de  $23 \pm 7 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ .  $\alpha$ -HCH y  $\beta$ -HCH fueron los isómeros dominantes de HCH, estando presentes en 33% de las muestras.  $\Sigma$ HCHs representó menos del 3% de los OCs totales. Las concentraciones de  $\Sigma$ CLORs estuvieron entre  $< \text{LOQ}$  hasta  $100 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ , con una media de  $21 \pm 7 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ .  $\alpha$ -Clordano y  $\gamma$ -clordano fueron los principales compuestos de CLORs, y fueron detectados en 43% de las muestras de grasa de rorcual común, sin embargo, estos compuestos representaron menos del 3 % de  $\Sigma$ OCs (Fig. 13). La concentración media  $\Sigma$ HCHs y  $\Sigma$ CLORs hallada en machos y

hembras no fueron estadísticamente diferentes ( $\Sigma$ HCHs: K-W h= 0.01  $p=0.90$ ;  $\Sigma$ CLORs: K-W h= 0.95  $p=0.32$ ).

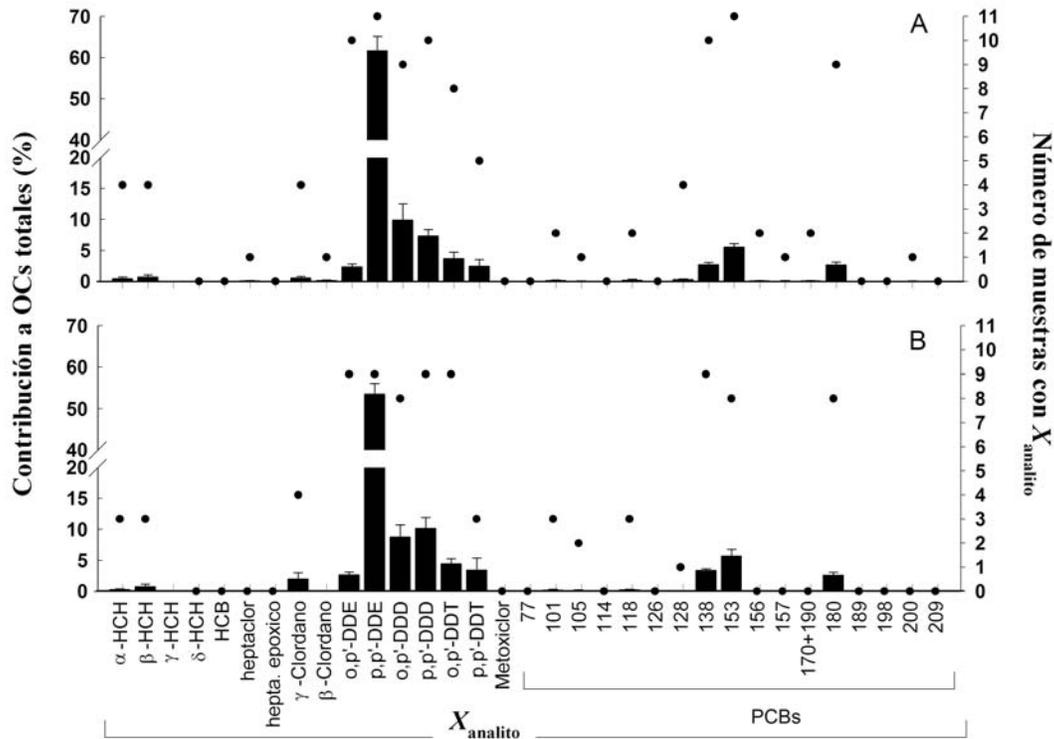


Figura 13. Porcentaje de contribución (media %  $\pm$  error estándar (SE)) de cada compuesto analizado a organoclorados totales (OCs) en rorcuales comunes del Golfo de California. A) Hembras, y B) Machos. Los puntos representan el numero de muestras en las cuales cada analito fue encontrado.

### 8.3. *Tursiops truncatus*

Un total de 23 toninas *T. truncatus* (11 hembras y 12 machos) fueron muestreadas en el Golfo de California en el periodo comprendido desde enero de 2005 hasta febrero de 2006 (Tab. 11). La concentración media (media  $\pm$  SE), y lo intervalos en la concentración de  $\Sigma$ DDT,  $\Sigma$ PCB,  $\Sigma$ CLORs, y  $\Sigma$ HCHs se reportan en la Tabla 12.

La concentración media para  $\Sigma$ OCs en las toninas muestreadas en este estudio estuvo entre 521 a 10600 ng g<sup>-1</sup> lw. DDTs fue el grupo de contaminantes dominante en las muestras de tonina, seguido de PCBs > HCHs ≥ CLORs (Fig. 14).

Tabla 11. Datos generales para cada individuo de tonina muestreado. Hembra (H), Macho (M).

<b>Código</b>	<b>Sexo</b>	<b>% Lípidos</b>	<b>Año de Muestreo</b>
Tt120206-3	H	32	2006
Tt120206-2	H	31	2006
Tt120206-1	H	47	2006
Tt120206-4	H	44	2006
Tt140206-1	H	29	2006
Tt120206-5	M	42	2006
Tt200406	M	39	2006
Tt66	H	36	2005
Tt60	H	49	2005
Tt109	H	39	2006
Tt56	H	35	2005
Tt58	H	30	2005
Tt88	H	55	2005
Tt71	M	35	2005
Tt67	M	32	2005
Tt82	M	28	2005
Tt68	M	32	2005
Tt79	M	34	2005
Tt85	M	24	2005
Tt65	M	46	2005
Tt75	M	33	2005
Tt81	M	38	2005
Tt72	M	25	2005

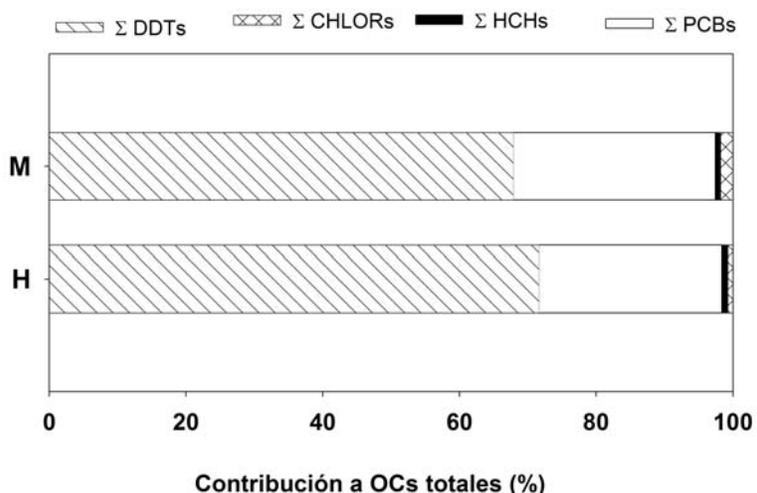


Figura 14. Contribución (%) a organoclorados totales de DDTs, CLORs, HCHs y PCBs, en grasa de tonina presente en el Golfo de California. M= Machos, H= Hembras.

La concentración de seis pesticidas ( $\delta$ -HCH, HCB, heptaclor, heptaclor epoxico,  $\gamma$ -clordano y metoxiclor) y cuatro PCBs analizados (PCBs 77, 114, 189, 209) fue menor al límite de cuantificación (< LOQ) en todas las muestras analizadas. Otros compuestos como el  $\alpha$ -HCH,  $\gamma$ -HCH y los PCB 101, 105, 157, 198, fueron encontrados en menos del 15% de las muestras analizadas (Fig. 15).

La concentración media ( $\pm$  SE) para  $\Sigma$ DDT en las toninas muestreadas en el Golfo de California fue  $3200 \pm 473 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ , con concentraciones en un intervalo de 160 (en un macho) a  $8470 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  (en un macho) [Tab. 12]. Diferencias significativas entre la concentración de  $\Sigma$ DDT presente en machos y hembras fueron encontrados (K-W-h= 4.125,  $p = 0.042$ ). El metabolito más abundante de DDT fue  $p,p'$ -DDE encontrándose en todas las muestras analizadas. Representando más del 85 % del DDT total ( $\Sigma$ DDTs) [Fig 15]. De forma similar,  $\Sigma$ DDTs contribuyo a más del 60% de los organoclorados totales (OCs) (Fig. 14). El porcentaje de lípidos encontrado entre ambos sexos fue similar (KW-h = 1.23,  $p = 0.27$ ).

Tabla 12. Concentración [Intervalo, media ( $\pm$  SE)] para  $\Sigma$ DDTs,  $\Sigma$ PCBs,  $\Sigma$ HCHs and  $\Sigma$ CLORs medidos en grasa de la Tonina (*T. truncatus*) del Golfo de California.

			<b>HCHs</b>	<b>CLORs</b>	<b>PCBs</b>	<b>DDTs</b>	<b>TOTAL OCs</b>
<b>Hembras</b>	39 $\pm$ 3	ng g <sup>-1</sup> ww	8 $\pm$ 4	10 $\pm$ 5	270 $\pm$ 50	860 $\pm$ 140	1150 $\pm$ 170
	29 - 55	min-max	<LOQ - 38	<LOQ - 50	70 - 580	100 - 1440	180 - 1900
		ng g <sup>-1</sup> lw	21 $\pm$ 12	25 $\pm$ 10	710 $\pm$ 120	2170 $\pm$ 300	2930 $\pm$ 375
		min-max	<LOQ - 130	<LOQ - 95	180 - 1440	290 - 3435	520 - 4300
<b>Machos</b>	34 $\pm$ 2	ng g <sup>-1</sup> ww	7 $\pm$ 3	9 $\pm$ 4	495 $\pm$ 95	1350 $\pm$ 260	1860 $\pm$ 330
	25 - 42	min-max	<LOQ - 38	<LOQ - 36	40 - 1030	53 - 3565	210 - 4460
		ng g <sup>-1</sup> lw	24 $\pm$ 10	22 $\pm$ 10	1440 $\pm$ 290	4070 $\pm$ 700	5550 $\pm$ 900
		min-max	<LOQ - 100	<LOQ - 110	165 - 3520	160 - 8470	640 - 10600

Con una concentración media de  $1400 \pm 700 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  de  $\Sigma\text{PCB}$ ; y concentraciones en el intervalo entre 165 (en un macho) a  $3520 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  (en un a macho); son los PCBs el segundo grupo de contaminantes presentes de forma abundante en las toninas muestreadas en el GC. En general, los machos presentaron concentraciones medias más altas de PCBs que las de las hembras (K-W  $h= 4.13$   $p = 0.042$ ). El PCB congéner más abundante, fue el PCB 153, contribuyendo más del 45 % de los  $\Sigma\text{PCBs}$ , y  $\sim 15$  %  $\Sigma\text{OCs}$ . Otros congéneres que contribuyeron de manera abundantes fueron el PCB 138 y 180, sin embargo, cada uno de estos contribuyó a menos del 3% de la  $\Sigma\text{OCs}$  (Fig. 15).

Otros grupos de pesticidas organoclorados como los HCHs y CLORs fueron también hallados en las muestras de tonina analizadas en este estudio, sin embargo, las concentraciones en estas clases de compuestos son considerablemente más bajos que las concentraciones halladas para DDTs y PCBs. Tanto  $\Sigma\text{HCHs}$  como  $\Sigma\text{CLORs}$  representaron menos del 1 % de los OCs totales (Fig. 14). Las concentraciones de  $\Sigma\text{HCHs}$  se encontraron entre  $< \text{LOQ}$  a  $130 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ , con un valor medio de  $22 \pm 11 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ . Para CLORs la concentración media fue de  $25 \pm 10 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$  con valores desde  $< \text{LOQ}$  a  $110 \text{ ng g}^{-1} \text{ lw}$ . El isómero más abundante fue  $\beta\text{-HCH}$ , y  $\beta\text{-clordano}$  respectivamente. No se encontraron diferencia significativas en la concentración media de  $\Sigma\text{HCHs}$  y  $\Sigma\text{CLORs}$  entre machos y hembras ( $p > 0.05$ ).

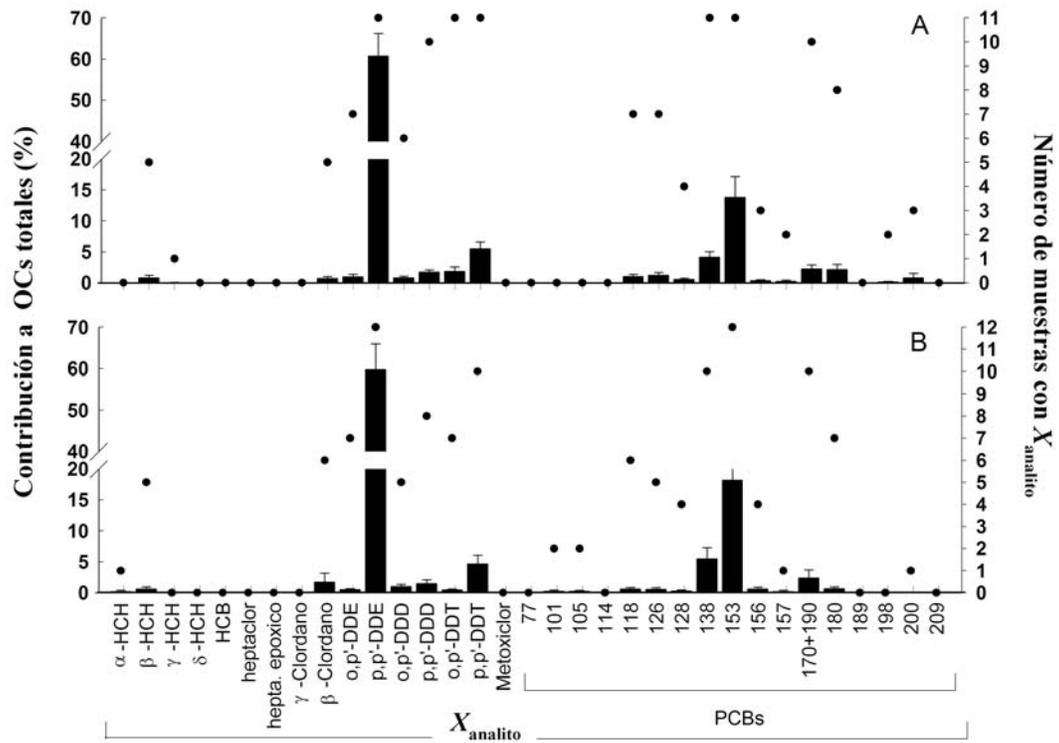


Figura 15. Contribución (media %  $\pm$  SE) de cada compuesto analizado a los OCs totales en muestras de grasa de tonina en el Golfo de California.

## 9. DISCUSIÓN

Este estudio reporta concentraciones de compuestos organoclorados (OCs) en tres especies de mamíferos marinos (*Z. californianus*, *B. physalus* y *T. truncatus*) presentes en el Golfo de California, que no habían sido previamente evaluadas en estudios de contaminación ambiental.

Para mamíferos marinos del Golfo de California, tan solo se han reportado concentraciones de compuestos OCs en dos especies: la ballena azul (*Balaenoptera musculus*) (Flores Lozano 2006, Valdez-Márquez 2001, Valdez-Márquez *et al.* 2004) y la vaquita marina (*Phocoena sinus*) (Calambokidis 1988); En estas dos especies, los perfiles de contaminantes fueron similares a la tendencia observada en el presente trabajo para *Z. californianus*, *B. physalus* y *T. truncatus* ( $\Sigma\text{DDT} > \Sigma\text{PCBs} > \Sigma\text{HCHs} \geq \Sigma\text{CLORs}$ ).

Las concentraciones reportadas en este estudio para lobos marinos (*Z. californianus*) del Golfo de California, están en el mismo orden de magnitud que las reportadas por Del Toro *et al.* (2006) para lobos marinos de la costa pacífica de Baja California y más de dos ordenes de magnitud abajo que los valores previamente reportados para la misma especie en California, Oregon y Washington [ $\Sigma\text{DDTs}$  desde 1900 a 2900000 ng g<sup>-1</sup> lw,  $\Sigma\text{PCBs}$  desde 1200 a 1400000 ng g<sup>-1</sup> lw (Ylitalo *et al.* 2005, Kannan *et al.* 2004, Le Boeuf *et al.* 2002, Greig *et al.* 2007, Kajiwara *et al.* 2001) (Tab. 13)]. Cabe notar que las muestras de lobos marinos analizadas en el presente estudio fueron colectadas de animales vivos con una aparente buena condición física, mientras que las muestras de lobos marinos de California empleados en algunos de los trabajos previamente mencionados fueron obtenidas de animales varados, y que en algunos casos estaban en muy mal estado de salud (ej. Cancer) (Kannan *et al.* 2004, Ylitalo *et al.* 2005).

De forma similar a lo encontrando para lobos marinos, la concentración media de compuestos OCs encontrados en grasa del rorcual común (*B. physalus*) en el presente estudio fueron más bajas (entre 2 a 70 veces para PCBs, entre 2 a 90 veces para DDTs, entre 7 a 50 veces para CLORs y entre 5 a 17 veces para HCHs) que las concentraciones reportadas en rorcuales comunes del Atlántico nor-oeste y del Mar Mediterráneo (Hobbs *et al.* 2001, Gauthier *et al.* 1997, Marsili *et al.* 1998, Marsili & Focardi 1997) (Tab. 13). El contenido de lípidos observado

en las muestras de rorcual común del Golfo de California fue similar al reportado previamente para rorcuales comunes en otras regiones (Aguilar & Borrell 1988, Aguilar & Borrell 1994, Hobbs *et al.* 2001).

La concentración media de compuestos OCs encontrada en las biopsias de grasa de tonina (*T. truncatus*) son similares o más bajas (entre 6 a 38 veces para PCBs, entre 2 a 19 veces para DDTs; entre similares a 370 veces para CLORs y entre similares a 76 veces para HCHs) que las concentraciones reportadas para toninas del Mar Mediterráneo (Carballo *et al.* 2008), la costa Atlántica de USA (Hansen *et al.* 2004), Irlanda (Berrow *et al.* 2002); Islas Canarias (Carballo *et al.* 2004) y en el Sur de China (Parsons & Chan 2001) (Tab. 13). El porcentaje de lípidos observado en las muestras de tonina empleadas en este estudio fueron similares a las previamente reportadas para toninas en otras regiones.

Tabla 13. Intervalos y concentración media de  $\Sigma$ DDTs,  $\Sigma$ PCBs,  $\Sigma$ HCHs y  $\Sigma$ CLORs en estudios previos en grasa de *Balaenoptera physalus*, *Tursiops truncatus* y *Zalophus californianus*. La concentración esta expresada en  $\text{ng g}^{-1}$  lw (en base a lípidos), a menos que se indique lo contrario.

Área		$\Sigma$ DDTs	$\Sigma$ PCBs	$\Sigma$ HCHs	$\Sigma$ CLORs	Autor
<b><i>Balaenoptera physalus</i></b>						
Atlántico nororiental	media	3800	2700	215	567	Gauthier <i>et al.</i> 1997
	Intervalo	650 - 13086	229 - 10222	160 - 376	170 - 1 024	
Terranova (Canada)	media	~5600	~3100	~240	~750	Hobbs <i>et al.</i> 2001
	Intervalo	1 910 - 10400	1 410 - 6680	134 - 426	380 - 1380	
Nueva Escocia (Canada)	media	~ 26900	~10860	~ 165	~1515	Hobbs <i>et al.</i> 2001
	Intervalo	3460 - 37700	3 340 - 21100	121 - 418	970 - 2630	
Mar Mediterraneo	media	~5700 <sup>B</sup>	~6500	ND	ND	Marsili y Focardi 1997
	Intervalo	4 200 - 9500 <sup>B</sup>	5 500 - 7100	ND	ND	
Mar Mediterraneo	media	1770 <sup>B</sup>	5070	ND	ND	Marsili <i>et al.</i> 1998
	Intervalo	459 - 9900 <sup>B</sup>	4 200 - 9500	ND	ND	
Mar Mediterraneo	media	5000	7 300	ND	ND	Fossi <i>et al.</i> 2004
	Intervalo	ND	ND	ND	ND	
Mar Mediterraneo	media	9 800 <sup>A</sup>	20800	ND	ND	Hernández <i>et al.</i> 2000
	Intervalo	ND	ND	ND	ND	
<b><i>Tursiops truncatus</i></b>						
Costa Atlántica de USA	media	~28200	~28500	ND	ND	Hansen <i>et al.</i> 2004
	intervalo	1600 - 87200	2700 - 84600	ND	ND	
Irlanda, Estaurio Shanon	media	16000 (p,p'-DDE)	23900	4650	16000	Berrow <i>et al.</i> 2002
	intervalo	3700 - 42000	9600 - 59600	LOQ - 10300	1700 - 42000	
Mar del sur de China	media	78900	12500	350	940	Parson y Chan 2001
	intervalo	13700 - 149000	8300 - 16500	120 - 560	170 - 1500	
Mar Mediterraneo	media	29900	36850	ND	ND	Carballo <i>et al.</i> 2008
	intervalo	406 - 152900	990 - 136700	ND	ND	
Atlántico (Islas Canarias)	media	23000	35000	ND	2000	Carballo <i>et al.</i> 2004
	intervalo	ND	ND	ND	ND	
<b><i>Zalophus californianus</i></b>						
California	media	18500	7000	ND	ND	Greig <i>et al.</i> 2007
	intervalo	4600 - 120000	1800 - 33000	ND	ND	
Baja California	media	3780	2960	60	120	Del Toro <i>et al.</i> 2006
	intervalo	1880 - 7870	1200 - 9500	20 - 140	30 - 330	
Oregon y Washington	media	200000	65000	ND	ND	Ylitalo <i>et al.</i> 2005
	intervalo	4200 - 2300000	940 - 860000	ND	ND	
California	media	140000	44000	400	1720	Kannan <i>et al.</i> 2004
	intervalo	ND	ND	ND	ND	
California	media	143000	44000	ND	ND	LeBoeuf 2002
	intervalo	4100 - 1400000	2400 - 4100000	ND	ND	

Nota: ND= Datos no disponibles, ~ = Aproximadamente, ww= peso húmedo, dw=peso seco, lw= en base de lípidos. A=ng g-1 ww; B=ng g-1 dw; < LOQ= Menor al límite de cuantificación.

## 9.1. Pesticidas organoclorados

### 9.1.1. DDTs

Historialmente el Golfo de California ha exhibido concentraciones relativamente “bajas” de compuestos organoclorados comparado con otras regiones (e.j. la costa oeste de los Estados Unidos y el Mar Mediterráneo). Concentraciones de DDT en el Golfo de California pueden ser halladas como vestigios de su uso en el pasado. En México durante los años 1970s, el uso de formulaciones técnicas de DDT como pesticida fue prohibido y su producción fue prácticamente eliminada (García-Hernández *et al.* 2006). Sin embargo, el DDT es aún empleado en algunas regiones de México por las autoridades sanitarias para la lucha en contra del vector principal (mosquito *Anopheles* spp.) en la transmisión de la malaria (Gallardo Díaz *et al.* 2000).

Isómeros de DDT han sido comúnmente encontrados en muestras del Golfo de California, siendo el metabolito p,p'-DDE el pesticida organoclorado dominante en muestras de sedimento (García-Hernández *et al.* 2001, Robledo-Marengo *et al.* 2006), mejillones (Gutiérrez-Galindo *et al.* 1992), camarones (Robledo-Marengo *et al.* 2006), aves (García-Hernández *et al.* 2006 {Jiménez, 2005 #36, Jiménez *et al.* 2005), y mamíferos marinos (Flores Lozano 2006, Valdez-Márquez 2001, Valdez-Márquez *et al.* 2004, Calambokidis 1988) incluyendo, ahora las tres especies muestreadas en el presente trabajo. p,p'-DDE es el producto principal de la degradación de DDT, la proporción de p,p'-DDE/ΣDDTs es indicativa de el tiempo en el cual el DDT técnico fue liberado en el ecosistema (Aguilar 1984, Aguilar & Borrell 1988, Borrell *et al.* 1995). La proporción de p,p'-DDE/ΣDDTs hallada en las muestras de orca común (intervalo: 0.54-0.93), lobo marino (intervalo: 0.88 a 0.96) y tonina (intervalo: 0.62 a 0.94) analizadas en este estudio sugieren que las entradas de DDT comercial al GC en los últimos años han sido relativamente bajas. Estos resultados (p,p'-DDE/ΣDDTs) concuerdan con lo encontrado por Valdez-Márquez *et al.* (2004) para la ballena azul en Golfo de California (~ 0.87), y con los reportados para mamíferos marinos en áreas donde el DDT no ha sido usado en los últimos 30 años [(e.j. 0.88 para lobos marinos de la Costa Pacífica de Baja California (Del Toro *et al.* 2006) y 0.98 para lobos marinos de California (Le Boeuf *et al.* 2002)]. La concentración media para

$\Sigma$ DDTs encontrada en cada una de las especies muestreadas estuvo entre las concentraciones previamente reportadas para mamíferos marinos del área de estudio (Golfo de California) con concentraciones desde 100 hasta 500 ng g<sup>-1</sup> lw para la ballena azul (Valdez-Márquez *et al.* 2004) y concentraciones desde 530 hasta 9100 ng g<sup>-1</sup> lw para la vaquita (Calambokidis 1988)].

### 9.1.2. HCHs

A pesar de las bajas concentraciones de los HCHs reportadas en este y otros trabajos del Golfo de California y Estados aledaños, este grupo de contaminantes ha sido uno de los grupos de pesticidas organoclorados que es usualmente encontrado (Mora 1997). Los perfiles de HCHs hallados en las tres especies estudiadas en el presente trabajo son consistentes con trabajos previos en grasa de ballena azul en el Golfo de California (Valdez-Márquez 2001, Valdez-Márquez *et al.* 2004, Flores Lozano 2006) en los cuales los isómeros  $\alpha$  y  $\beta$ -HCH dominaron los perfiles de HCHs. De igual forma, concuerda con trabajos en mamíferos marinos de otras regiones como en el Pacífico Norte y la costa de California donde  $\beta$ -HCH fue el isómero dominante de HCHs en ballenas, delfines (Prudente *et al.* 1997, Parsons & Chan 2001) y lobos marinos (Del Toro *et al.* 2006, Kannan *et al.* 2004).

La frecuente detección de los HCHs en las muestras analizadas puede ser explicada debido al alto grado de persistencia y al uso abundante que se le dio a estos productos en las décadas pasadas. Por ejemplo, en el noroeste mexicano, especialmente en el Valle de Mexicali, el lindano ( $\gamma$ -HCH) y el  $\beta$ -HCH fueron empleados ampliamente en el tratamiento de las semillas y en las plantaciones de trigo para el control de plagas (Gómez-Farías 1988).

A pesar que la proporción isomérica de HCHs en las mezclas comerciales empleadas como pesticidas presentan al isómero  $\alpha$ -HCH como compuesto principal en éstas formulaciones, es común observar en muestras ambientales (todos los compartimientos ambientales) al isómero  $\beta$ -HCH como dominante. La acumulación preferencial del isómero  $\beta$ -HCH es debida a la alta estabilidad que este isómero presenta comparado con otros isómeros de HCH ( $\alpha$ -HCH,  $\delta$ -HCH y  $\gamma$ -HCH) los cuales son más fácilmente degradados o son convertidos a otras formas isoméricas. Por ejemplo: el isómero  $\alpha$ -HCH es foto-químicamente convertido al isómero  $\beta$ -HCH. Se

reconoce en áreas tropicales que el aumento en las concentraciones de  $\beta$ -HCH en el aire y en el agua es debido especialmente al enriquecimiento causado por la degradación foto-química (Karuppiah *et al.* 2005). Otra razón importante, es que  $\beta$ -HCH es altamente resistente a la degradación enzimática, contribuyendo en gran medida a la acumulación de este compuesto (Tanabe *et al.* 1984, Tanabe *et al.* 1988). Mora & Anderson (1991) encontraron que el isómero  $\beta$ -HCH era responsable en el incremento en la concentración de HCHs en aves del Valle de Mexicali.

Lamentablemente son muy pocos los trabajos que reportan concentraciones de HCHs en mamíferos marinos de zonas tropicales; sin embargo, estos compuestos representan uno de los grupos de pesticidas organoclorados que más son utilizados a nivel mundial (Karuppiah *et al.* 2005). Una preocupación latente, es que aunque muchos países han prohibido o restringido el uso del HCH técnico como plaguicida, han sustituido a éste en la mayoría de los casos con el lindano ( $\gamma$ -HCH al 99%). Lamentablemente, el proceso de producción para obtener una tonelada de  $\gamma$ -HCH puro produce entre 6 a 10 toneladas de otros isómeros. Debido a que el lindano es el único isómero de la mezcla que tiene propiedades insecticidas, el valor no comercial de los isómeros residuales es prácticamente inexistente, haciendo que los otros isómeros se produzcan indiscriminadamente.

### **9.1.3. CLORs**

Los perfiles de los isómeros de clordanos encontrados en las tres especies estudiadas en el presente trabajo son consistentes con otros estudios llevados a cabo tanto en mamíferos marinos, como en otros animales del Golfo de California (Valdez-Márquez *et al.* 2004, Robledo-Marengo *et al.* 2006, Mora *et al.* 1987), en los cuales los isómeros  $\gamma$ -clordano y heptaclor hepóxico fueron compuestos dominantes en los perfiles de CLORs.

En general, la mayoría de los organismos metabolizan clordano y heptaclor a oxiclordano y heptaclor hepóxico; dos formas oxigenadas que son más persistentes en el ambiente (Strandberg *et al.* 1998, Kannan *et al.* 2004); La presencia de  $\beta$ -clordano y  $\gamma$ -clordano sugieren entradas recientes de clordano técnico en el Golfo de California, sin embargo las bajas concentraciones

presentadas, así como el bajo número de animales a los cuales se les detecto estos compuestos sugieren que estas entradas no han sido en cantidades profusas. A pesar que el uso de clordano a nivel mundial, ha sido restringido en muchos países (e.j. la Unión Europea, los Estados Unidos y Japón, entre muchos otros). Aún se pueden encontrar residuos de éstos compuestos en suelo, sedimentos y en tejidos grasos de animales, como vestigio de su profuso uso en el pasado. Otros países, especialmente en regiones tropicales, aún emplean este grupo de compuestos como método eficaz en el control de plagas en el cultivo de maíz (Strandberg *et al.* 1998). México incluyó en 1988 al clordano en su lista de plaguicidas restringidos, sin embargo, entre 1992 y 1996, fueron importadas ~220 toneladas de estos compuestos procedentes de los Estados Unidos (Martinez-Tabche *et al.* 1999). Actualmente, su uso se ha reducido considerablemente (en México) desde 1997 cuando el empleo de éstos se limitó para uso urbano e industrial, en el control de hormigas y termitas (Martinez-Tabche *et al.* 1999).

#### **9.1.4. PCBs**

Los congeneres predominantes encontrados en el presente trabajo fueron especialmente aquellos con sustituciones Cl en las dos posiciones *Orto* de la molécula, como los PCBs 153, 138 y 180. Estos mismos congeneres han sido reportados como dominantes en los perfiles de PCBs en otras especies presentes en Golfo de California (Jiménez *et al.* 2005). De igual forma, estos compuestos fueron dominantes en lobos marinos de la costa pacífica de Baja California (Del Toro *et al.* 2006), y orcas (*Orcinus orca*) de Pacífico norte (Ross *et al.* 2000). Esto es influenciado especialmente a que estos congeneres presentan una muy alta resistencia a la degradación metabólica, y a que éstos fueron los principales componentes en las mezclas comerciales de PCB. Se cree que la presencia de PCBs con sustituciones *di-orto* en mamíferos marinos, esta asociado a la incapacidad de los mamíferos de metabolizar congeneres con mas de un átomo de cloro en la posición *orto* (Gauthier *et al.* 1997).

A pesar que se ha reconocido que algunos congeneres de PCB son inductores de la actividad enzimática asociada al citocromo P-450 (WHO 2003), es muy poco lo que se conoce desde el punto de vista toxicológico, sobre los efectos que congeneres *di-orto* sustituidos pueden causar. Se considera que estos compuestos (PCBs *di-orto* sustituidos), son considerablemente menos

tóxicos que aquellos que exhiben sustituciones en las posiciones *meta* y *para* (e.j. PCB-126), sin embargo se reconoce que los tres PCBs encontrados como dominantes en este trabajo (PCB-138, -153 y -180), pueden afectar en algún grado la actividad de los receptores estrogénicos y androgénicos, y por lo tanto, poseen el potencial de interferir con los procesos sexuales regulados hormonalmente (Bonefeld-Jrgensen *et al.* 2001), aunado a esto, su gran abundancia en el ambiente hace que estos compuestos representen un riesgo latente para las poblaciones que presentan elevadas concentraciones de estos. Algunos autores han sugerido que concentraciones entre 50-200 ng g<sup>-1</sup> ww de PCBs en grasa de cetáceos, pueden causar la supresión o disminución del sistema inmune, haciendo que los animales expuestos a estas concentraciones sean más susceptibles a las enfermedades y por lo tanto a la muerte (Wagemann *et al.* 1984).

#### **9.1.5. Machos y hembras**

Las concentraciones de OCs encontradas en este trabajo entre hembras y machos de toninas y rorcuales comunes son consistentes con numerosos estudios previos en cetáceos, en los cuales los machos adultos presentan concentraciones más altas de contaminantes que las hembras adultas (Aguilar & Borrell 1994, Ross *et al.* 2000, Hansen *et al.* 2004). Esta diferencia podría ser atribuible a la capacidad que presentan las hembras de depurar contaminantes lipofílicos de sus tejidos a través de la transferencia de madre a cría durante los procesos de gestación y lactancia (Aguilar & Borrell 1994, Krahn *et al.* 1994). Mientras que los machos únicamente poseen la capacidad de eliminar estas sustancias a través de los procesos metabólicos, y por lo tanto tienden a incrementar su carga de contaminantes con la edad, alcanzando un estado relativamente estable en animales completamente desarrollados (Aguilar & Borrell 1994).

A pesar del hecho que las concentraciones de  $\Sigma$ DDT fueron más altas en machos que en hembras del rorcual común y las toninas estudiadas, la proporción de p,p'-DDE/ $\Sigma$ DDTs fue similar entre sexos. Aguilar & Borrell (1988) observaron proporciones similares en rorcuales comunes adultos “jóvenes” del Atlántico nororiental, pero no en animales viejos. Debido a que las edades de los cetáceos muestreados en este estudio son desconocidas, no se pudo llevar a cabo esa comparación por tanto una futura investigación en este campo será necesaria para esclarecer este punto.

Las concentraciones similares de contaminantes encontradas entre lobos marinos machos y hembras adultos en este trabajo fue algo un poco inesperado, ya que como se mencionó anteriormente, estudios previos llevados a cabo tanto en cetáceos (Aguilar & Borrell 1994, Krahn *et al.* 1994) como en lobos marinos de California (Ylitalo *et al.* 2005) han reportado que las hembras adultas usualmente presentan niveles considerablemente más bajos que los machos adultos. No se descarta la posibilidad que diferencias entre sexos pudieran ser detectadas con un número de muestras más grande, sin embargo, con excepción de  $\Sigma$ HCHs ( $p = 0.06$ ) los valores  $p$  en la comparación de las 22 muestras de adultos fueron altas ( $p = 0.57$  para  $\Sigma$ PCBs;  $p = 0.37$  para  $\Sigma$ DDTs, y  $p = 0.30$  para  $\Sigma$ CLOs). Similar a lo encontrado en este estudio, Le Boeuf *et al.* (2002) reportaron que los niveles de OCs medidos en lobos marinos machos y hembras de la parte central de California eran similares. Esas similitudes, pueden ser debidas a diferencias en las preferencias de hábitat y a diferentes patrones de movimientos entre sexos, que pudieran contribuir a sobrelapar las posibles diferencias en la concentración de contaminantes entre sexos (Le Boeuf *et al.* 2002). De manera similar, Smith *et al.* (2000) encontraron que las hembras de *Phocoena phocoena* presentaban concentraciones más altas de OCs (11 pesticidas y 10 PCBs) que los machos.

#### **9.1.6. Diferencia ínterespecíficas**

La contaminación por compuestos organoclorados en mamíferos marinos es el resultado de una serie de procesos físico-bioquímicos, que conllevan a la acumulación de estas sustancias en los tejidos del organismo. El potencial de un contaminante para bioconcentrarse, bioacumularse y biomagnificarse en los organismos y en las redes tróficas es dependiente de propiedades químicas (hidrofobicidad, lipoficidad y resistencia a la degradación), factores medio ambientales (salinidad, temperatura, potencial redox y la concentración de otros químicos), factores bióticos (tipo de alimentación, posición trófica, porcentaje de lípidos y metabolismo) y finalmente la biodisponibilidad (entradas de contaminantes al medio, formas de transporte y grado de contaminación) (Konasewich *et al.* 1982, Malins *et al.* 1982, Shin & Lam 2001, Gobas *et al.* 1999, Lee *et al.* 2000).

El primer paso en la toma de contaminantes podría ocurrir cuando el fitoplancton y productores primarios adquieren los contaminantes directamente desde el agua a través del proceso conocido como bioconcentración. Se considera que el fitoplancton puede bioconcentrar contaminantes a concentraciones entre  $10^4$  a  $10^6$  veces que las concentraciones presentes en el agua circundante (Hargrave *et al.* 2000). El zooplancton, por su parte, adquiere los contaminantes de dos formas por la ingestión de material contaminado y por medio de la bioconcentración a través de sus membranas (Hargrave *et al.* 2000). Especies filtradoras como bivalvos y poliquetos consumen grandes cantidades de plancton y con ello grandes cantidades de contaminantes. Por ejemplo, mejillones de áreas contaminadas pueden alcanzar concentraciones de organoclorados incluso superiores a las de muchos organismos de niveles tróficos altos. Además los mejillones juegan un papel importante en los procesos de bioacumulación, debido a que muchas especies filtradoras son presas de gran número de organismo (e.j. crustáceos y gasterópodos). A pesar que el fitoplancton es la base de muchas redes tróficas, éste no es siempre el responsable de ingresar los contaminantes a las redes tróficas. Grandes cantidades de contaminantes organoclorados son acumulados en el sedimento, quedando a disposición de los invertebrados bentónicos, los cuales bioconcentran estos compuestos desde el medio y los ponen a disposición de los grupos que se alimentan de éstos, con la subsiguiente bioacumulación en los animales de niveles tróficos altos (Morrison *et al.* 1996). En ambientes costeros, se reconoce, que la capacidad de un contaminante a ser bioacumulado en niveles tróficos altos es dependiente del nivel de bioconcentración y bioacumulación en los invertebrados bentónicos (Morrison *et al.* 1996). Por otra parte, el consumo de presas con elevados contenidos de lípidos incrementa el potencial de bioacumulación de los contaminantes (Varanasi *et al.* 1994), y de este modo, depredadores que consumen peces pelágicos, los cuales presentan grandes contenidos de lípidos presentarán concentraciones más altas de contaminantes que las halladas en depredadores que se alimenten de otros grupos con bajos contenidos de lípidos (Varanasi *et al.* 1994).

Las diferencias en las concentraciones de OCs en las tres especies de mamíferos marinos muestreadas en este estudio (Fig. 16) pueden ser explicadas por las diferencias en la posición trófica y en la ecología alimentaria de cada una de las especies (Wells *et al.* 2005). Sin embargo, es importante tener en cuenta que otros factores como la edad, el estado nutricional, y los

patrones de distribución que presentan de cada una de estas especies, pueden influenciar en la concentración de estas sustancias.

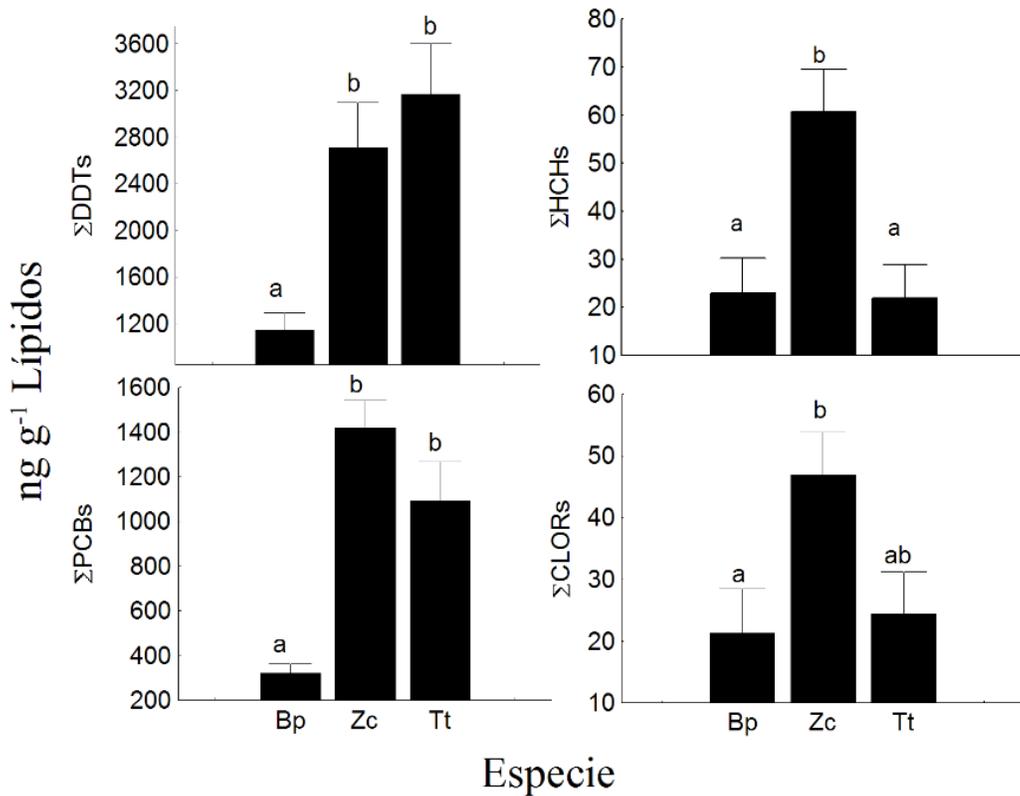


Figura 16. Concentración media ( $\pm$  Error estándar (SE)) de  $\Sigma$ DDTs,  $\Sigma$ PCBs,  $\Sigma$ HCHs y  $\Sigma$ CLORs; para *Balaenopera physalus* (Bp), *Zalophus californianus* (Zc) y *Tursiops truncatus* (Tt), del Golfo de California. Letras diferentes representan diferencias estadísticas significativas (Tukey HSD < 0.05).

Muchos estudios han demostrado que animales en niveles tróficos altos presentan generalmente mayores concentraciones de compuestos OCs que los organismos de niveles tróficos bajos en una misma región. Esto se debe a que los contaminantes acumulados en las presas son transferidos y almacenados en el depredador, con el consecuente incremento en la concentración de los contaminantes en este último (Gray 2002, Kawano *et al.* 1986). Lo anteriormente expuesto es consistente con lo encontrado en este trabajo, en el cual las concentraciones de DDTs y PCBs en el rorcuál común fueron más bajas comparadas con las de la tonina y el lobo marino de California. De manera similar, las concentraciones de HCHs y CLORs fueron más bajas en el rorcuál común comparadas con las del lobo marino. De manera inesperada, las concentraciones

de HCHs y CLORs encontradas en la tonina, fueron similares a las halladas en el rorcual común, sugiriendo que otros factores (e.j. diferencias en la concentración de contaminantes en cada hábitat en particular, la distancia a las fuentes de contaminación, etc.) diferentes a la biomagnificación a través de la red trófica están influenciado la concentración de contaminantes en algunos de los mamíferos marinos presentes en el Golfo de California. Se considera, que la dieta del rorcual común esta compuesta principalmente por zooplancton grande (80%) seguida de peces pelágicos menores (5%), peces mesopelágicos (5%), y otras presas (10%), confiriéndole un nivel trófico aproximado de 3.4 (Guerrero-Ruiz *et al.* 2006, Pauly *et al.* 1998). La tonina, por su parte, representa claramente un depredador de un nivel trófico alto (4.0 a 4.2); Su dieta esta conformada mayoritariamente de peces mesopelágicos (60%), seguido de calamares pequeños (20%), peces pelágicos menores (15%), y otras presas (0.5%) (Pauly *et al.* 1998). Similar a la tonina, el lobo marino de California ocupa una nivel trófico de entre 4.0 a 4.2, alimentándose de peces mesopelágicos (30%), peces pelágicos menores (25%), calamares pequeños (20%), calamares grandes (15%), e invertebrados bentónicos (10%) (Mellink & Romero-Saavedra 2005a, Auriolles-Gamboa *et al.* 2003, Pauly *et al.* 1998).

#### **9.1.7. La llegada de los contaminantes al Golfo de California:**

La contaminación del Golfo de California con pesticidas organoclorados y PCBs se lleva a cabo por dos vías, la depositación atmosférica, y la escorrentía hacia el mar de los contaminantes empleados a nivel agrario, y la utilización de OCs (especialmente PCBs) a nivel industrial.

La depositación atmosférica de POC y PCBs es responsable por el 98% de la carga total que llega a los océanos del mundo, mientras que tan solo el dos por ciento llega a través de los ríos. Ningún río drena permanentemente en el GC desde la Península de Baja California por lo que los aportes por escorrentía son ocasionales. En el margen oriental del golfo las descargas de sedimento y de materia orgánica de los ríos se presentan de manera intermitente, mientras que hacia el sur las descargas fluviales son más numerosas. Ríos como el Yaqui, el Mayo, y el Culiacán aportan la mayor parte de sedimentos y materia orgánica en el golfo (Páez-Osuna *et al.* 1998). El margen costero continental del golfo recibe las principales descargas de contaminación, como son los desechos agroindustriales, municipales y desechos sólidos (SEMARNAT 2006).

La intensa actividad agrícola con más de 1'728.868 ha cultivadas en el margen oriental del GC (Anónimo 1994 citado en (Páez-Osuna *et al.* 2003)) genera más del 60% de las aguas residuales, que además de la carga orgánica, lleva partes de fertilizantes y gran cantidad de plaguicidas (SEMARNAT 2006). A nivel nacional Sonora y Baja California ocupan un lugar destacado en la producción de trigo, algodón, soya y uvas, Sinaloa por su parte, es uno de los principales productores en hortalizas. La parte norte del golfo, además recibe el aporte de las aguas del Río Colorado con una fuerte carga de contaminantes provenientes del valle agrícola de Mexicali y de los Estado Unidos de Norte América (SEMARNAT 2006). En un estudio realizado con peces de aguas de canales y drenajes del valle de Mexicali (uno de los valles con mayor utilización agrícola de México), se encontraron valores máximos de DDTs de 1271 ng g<sup>-1</sup> para la tilapia y de 4147 ng g<sup>-1</sup> en la carpa (Gutiérrez-Galindo *et al.* 1988a), de similar manera se reportaron valores entre 154 y 1746 ng g<sup>-1</sup> de DDTs para la almeja dulceacuicola *Curbicul fluminea*, y la almeja *Chione californiensis* presentes en el alto golfo (Gutiérrez-Galindo *et al.* 1988b). En dos estudios llevados a acabo en zonas cercanas a áreas de cultivo de Sinaloa se encontró en *Crassostrea corteziensis* que de 22 pesticidas organoclorados analizados el que presentaba las concentraciones más altas (183 a 911 ng g<sup>-1</sup> ww) era el HCB, el cual era empleado en la región como herbicida. (Páez-Osuna *et al.* 1998, Páez-Osuna *et al.* 2002)

La contaminación por bifenilos policlorados es un problema de muchos ecosistemas acuáticos, especialmente en zonas industrializadas (Galindo Reyes *et al.* 2003). Es reconocido a nivel mundial el uso de grandes cantidades de PCBs para su utilización en el sector eléctrico especialmente en la fabricación de transformadores y aisladores. Alrededor del GC se encuentran más de 20 plantas de producción eléctrica, por lo que un mal manejo de los desechos como por ejemplo el almacenamiento al aire libre de transformadores y otros equipos en desuso, pueden generar que estos PCBs lleguen al medio (Galindo Reyes *et al.* 2003). En el GC se han reportado concentraciones de PCBs en *Crassostrea corteziensis* de 655ng g<sup>-1</sup> lw, en áreas aledañas a zonas urbanas (Páez-Osuna *et al.* 1998, Páez-Osuna *et al.* 2002), y en *C. fluminea* de 173 ng g<sup>-1</sup> lw de Aroclor 1254 para el alto golfo en inmediaciones del valle de Mexicali (Gutiérrez-Galindo *et al.* 1988b). Otras actividades importantes en el GC que pueden generar diversos tipos de contaminación son la actividad turística especialmente en Loreto, Los Cabos, La Paz y Mazatlán

y la industria pesquera, destacándose la producción en los puertos de Guaymas, Mazatlán, Puerto Peñasco y Topolobampo, así como, la actividad acuícola que ha crecido en la última década especialmente en los estados de Sonora, y Sinaloa (SEMARNAT 2006).

## 10. CONCLUSIONES

En conclusión, las concentraciones de pesticidas organoclorados y bifenilos policlorados encontrados en este trabajo para las tres especies muestradas (*Tursiops truncatus*, *Balaenoptera physalus* y *Zalophus californianus*) en el Golfo de California son más bajas que las reportados para las mismas especies en otras regiones. A pesar de eso, los valores máximos observados en algunos de los individuos son lo suficientemente altos como para ser considerados como un riesgo potencial a la salud de estos animales. En general, la concentración de DDT y bifenilos policlorados presentes en la grasa de los mamíferos marinos muestreados en este trabajo, responden a un patrón de biomagnificación a través de la red trófica, encontrándose las concentraciones más bajas en la especie con el nivel trófico más bajo (rorcual común, NT=3.2) y concentraciones similares en las dos especies con niveles tróficos similares (Lobo marino de California, NT=42, tonina= 4.1). Sin embargo, la acumulación de CLORs y HCHs pueden estar influenciadas por otros factores como preferencias de hábitat (costero Vs. oceánico), por lo que futura investigación deberá ser hecha en este campo. Las concentraciones de OCs encontradas en este trabajo entre sexos de toninas y rorcuales comunes son consistentes con numerosos estudios en cetáceos, en los cuales los machos adultos presentan concentraciones más altas de contaminantes que las hembras adultas.

## **11. RECOMENDACIONES**

Es de suma importancia continuar con los esfuerzos encaminados a analizar las concentraciones de contaminantes en las poblaciones de mamíferos marinos presentes en el Golfo de California y en México en general; Recomiendo continuar con estos trabajos complementándolos con estudios de biomarcadores o bioindicadores de contaminación que permitan medir el grado de afectación que estos y otros contaminantes emergentes pueden causar a las poblaciones animales y su salud. De igual manera, es necesario realizar más investigación en este y otros temas que incluyan la estructura social, la ecología, que puedan contribuir con información valiosa para los planes de conservación y desarrollo de los mamíferos marinos.

## 12. REFERENCIAS

- AGUILAR, A. 1984. Relationship of DDE/ $\Sigma$ DDT in marine mammals to the chronology of DDT input into the ecosystem. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **41**: 840-843.
- AGUILAR, A. y BORREL, A. 1995. Pollution and harbour porpoises in the eastern North Atlantic: a review. International Whaling Commission.
- AGUILAR, A. y BORRELL, A. 1988. Age- and sex-related changes in organochlorine compound levels in fin whales (*Balaenoptera physalus*) from the eastern North Atlantic. *Marine environmental research. London* **25**: 195-211.
- AGUILAR, A. y BORRELL, A. 1994. Reproductive transfer and variation of body load of organochlorine pollutants with age in fin whales (*Balaenoptera physalus*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **27**: 546-554.
- AHLBORG, U. G., BECKING, G. C., BIRNBAUM, L. S., BROUWER, A., DERKS, H., FEELEY, M., GOLOR, G., HANBERG, A., LARSEN, J. C. y LIEM, A. K. D. 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs: report on a WHO-ECEH and IPCS consultation, December 1993. *Chemosphere(Oxford)* **28**: 1049-1067.
- AISLABIE, J. M., RICHARDS, N. K. y BOUL, H. L. 1997. Microbial degradation of DDT and its residues- A review. *New Zealand Journal of Agricultural Research* **40**: 269-282.
- ALBRO, P. W. y THOMAS, R. 1974. Intestinal absorption of hexachlorobenzene and hexachlorocyclohexane isomers in rats. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **12**: 289 -294.
- ÁLVAREZ-BORREGO, S., FLORES-BÁEZ, B. P. y GALINDO-BECT, L. A. 1975. Hidrología del Alto Golfo de California II. Condiciones durante invierno, primavera y verano. *Ciencias Marinas* **2**: 21-36.
- ATSDR. 1989. Lindane. 37618 –37634 pp. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- ATSDR. 2000a. Toxicological Profile for DDT, DDE and DDD. pp. United States Agency for Toxic, Substances and Disease Registry Washington, DC, Public Health Service, Department of Health and Human Services.
- ATSDR. 2000b. Toxicological Profile for Polychlorinated biphenyls (PCBs). pp. United States Agency for Toxic, Substances and Disease Registry Washington, DC, Public Health Service, Department of Health and Human Services.
- ATSDR. 2002. Toxicological Profile for Hexachlorobenzene. . pp, en A. F. T. S. A. D. REGISTRY ed. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA, U.S.
- AURIOLES-GAMBOA, D., GARCÍA-RODRÍGUEZ, F., RAMÍREZ-RODRÍGUEZ, M. y HERNÁNDEZ-CAMACHO, C. 2003. Interaction between the California sea lion and the artisanal fishery in La Paz Bay, Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas* **29**: 357-370.
- AURIOLES, D., SINSEL, F., FOX, C., ALVARADO, E. y MARAVILLA, O. 1983. Winter migration of subadult male California sea lions(*Zalophus californianus*) in the southern part of Baja California. *Journal of Mammalogy* **64**: 513-518.
- BALLSCHMITER, K., BACHER, R., MENNEL, A., FISCHER, R., RIEHLE, U. y SWEREV, M. 1992. The determination of chlorinated biphenyls, chlorinated dibenzodioxins, and chlorinated dibenzofurans by GC-MS. *HRC. Journal of high resolution chromatography* **15**: 260-270.
- BALLSCHMITER, K. y ZELL, M. 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography. *Fresenius'Journal of Analytical Chemistry* **302**: 20-31.

- BENÍTEZ, J. y BÁRCENAS, C. 1996. Patrones de uso de los plaguicidas en los ecosistemas costeros. . Paginas 155-167 en A. V. BOTELLO, J. L. ROJAS, J. BENÍTEZ and D. ZÁRATE eds. *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche.
- BERNAL, J. L., DEL NOZAL, M. J. y JIMENEZ, J. J. 1992. Some observations on clean-up procedures using sulphuric acid and Florisil. *Journal of chromatography* **607**: 303-309.
- BERROW, S. D., MCHUGH, B., GLYNN, D., MCGOVERN, E., PARSONS, K. M., BAIRD, R. W. y HOOKER, S. K. 2002. Organochlorine concentrations in resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Shannon estuary, Ireland. *Marine Pollution Bulletin* **44**: 1296-1303.
- BÉRUBÉ, M. y PALSBOÛLL, P. 1996a. Identification of sex in Cetaceans by multiplexing with three ZFX and ZFY specific primers. *Molecular Ecology* **5**: 283-287.
- BÉRUBÉ, M. y PALSBOÛLL, P. J. 1996b. Erratum of identification of sex in cetaceans by multiplexing with three ZFX and ZFY specific primers. *Molecular Ecology* **5**: 602.
- BÉRUBÉ, M., URBÁN, J., DIZON, A. E., BROWNELL, R. L. y PALSBOÛLL, P. J. 2002. Genetic identification of a small and highly isolated population of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the Sea of Cortez, México. *Conservation Genetics* **3**: 183-190.
- BILGMANN, K., GRIFFITHS, O. J., ALLEN, S. J. y MOLLER, L. M. 2007. A biopsy pole system for bow-riding dolphins: Sampling success, behavioral responses, and test for sampling bias. *Marine Mammal Science* **23**: 218-225.
- BONEFELD-JRRGENSEN, E. C., ANDERSEN, H. R., RASMUSSEN, T. H. y VINGGAARD, A. M. 2001. Effect of highly bioaccumulated polychlorinated biphenyl congeners on estrogen and androgen receptor activity. *Toxicology* **158**: 141-153.
- BORRELL, A., BLOCH, D. y DESPORTES, G. 1995. Age trends and reproductive transfer of organochlorine compounds in long-finned pilot whales from the Faroe Islands. *Environmental Pollution* **88**: 283-292.
- CALAMBOKIDIS, J. 1988. Chlorinated hydrocarbons in the Gulf of California harbor porpoise (*Phocoena sinus*). *Cascadia Research Collective, Olympia, WA*.
- CARBALLO, M., AGUAYO BALSAS, S., ESPERÓN FAJARDO, F., FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ, A., TORRE REOYO, A., PEÑA DE TORRES, E., REOYO, M. y JESÚS, M. 2004. Exposición de cetáceos a contaminantes ambientales con actividad hormonal en el Atlántico.
- CARBALLO, M., ARBELO, M., ESPERON, F., MENDEZ, M., DE LA TORRE, A. y MUNOZ, M. J. 2008. Organochlorine residues in the blubber and liver of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) stranded in the Canary Islands, North Atlantic Ocean. *Environ Toxicol* **23**: 200 - 210.
- CARRETTA, J. V. 2007. US Pacific Marine Mammal Stock Assessments: 2006. US Dept. of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center.
- CARSON, R. 1960. Silent spring. Editorial Crítica S.L, Edición en Castellano 2001
- COLBORN, T. y SMOLEN, M. J. 1996. Epidemiological analysis of persistent organochlorine contaminants in cetaceans. *Reviews of environmental contamination and toxicology*: 91-172.
- CONNOLLY, J. P. y GLASER, D. 2002. p,p'-DDE bioaccumulation in female sea lions of the California Channel Islands. *Continental Shelf Research* **22**: 1059-1078.
- COURTNEY, K. D. 1979. Hexachlorobenzene (HCB): a review. *Environmental Research* **20** 225 - 266.

- CHU, S., COVACI, A., JACOBS, W., HARAGUCHI, K. y SCHEPENS, P. 2003. Distribution of Methyl Sulfone Metabolites of Polychlorinated Biphenyls and p,p'-DDE in Human Tissues. *Environmental Health Perspectives* **111**: 1222-1228.
- DE VOOGT, P. y BRINKMAN, U. A. T. 1989. Production, properties and usage of polychlorinated biphenyls. *Halogenated Biphenyls, Terphenyls, Naphthalenes, Dibenzodioxins and Related Products*: 3-45.
- DEL TORO, L., HECKEL, G., CAMACHO-IBAR, V. F. y SCHRAMM, Y. 2006. California sea lions (*Zalophus californianus californianus*) have lower chlorinated hydrocarbon contents in northern Baja California, México, than in California, USA. *Environmental Pollution* **142**: 83-92.
- DÍAZ-GAMBOA, R. 2003. Diferenciación entre tursiones *Tursiops truncatus* costeros y oceánicos en el Golfo de California por medio de isótopos estables de Carbono y Nitrógeno. Tesis de Maestría, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, Mexico 62 pp.
- DÍAZ-GUZMÁN, C. 2006. Abundancia y movimientos del rorcual común, *Balaenoptera physalus*, en el Golfo de California Master Sciences M.Sc. Thesis, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. 49 pp.
- FAO/WHO. 1990. Pesticide Residues in Food - 1990, Report of the Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and a WHO Expert Group on Pesticide Residues. pp, *FAO Plant Production and Protection Paper*. Food and Agriculture Organization/World Health Organization
- FLORES LOZANO, N. A. 2006. Plaguicidas organoclorados y bifenil policlorados como indicadores de la estructura poblacional de la ballena azul (*Balaenoptera musculus*) del Golfo de California., Instituto Politecnico Nacional, La Paz 80 pp.
- FOSSI, C. M., CASINI, S., MARSILI, L., ANCORA, S., MORI, G., NERI, G., ROMEO, T. y AUSILI, A. 2004. Evaluation of ecotoxicological effects of endocrine disrupters during a four-year survey of the Mediterranean population of swordfish (*Xiphias gladius*). *Marine Environmental Research* **58**: 425-429.
- FOSSI, M. C., MARSILI, L., LEONZIO, C., DISCIARA, G. N., ZANARDELLI, M. y FOCARDI, S. 1992. The use of non-destructive biomarker in Mediterranean cetaceans: Preliminary data on MFO activity in skin biopsy. *Marine Pollution Bulletin* **24**: 459-461.
- FOSSI, M. C., SAVELLI, C., MARSILI, L., CASINI, S., JIMENEZ, B., JUNIN, M., CASTELLO, H. y LORENZANI, J. A. 1997. Skin biopsy as a nondestructive tool for the toxicological assessment of endangered populations of pinnipeds: Preliminary results on mixed function oxidase in *Otaria flavescens*. *Chemosphere* **35**: 1623-1635.
- FURUKAWA, K., TONOMURA, K. y KAMIBAYASHI, A. 1978. Effect of Chlorine Substitution on the Biodegradability of Polychlorinated Biphenyls. *Applied and Environmental Microbiology* **35**: 223-227.
- GALINDO REYES, G., MONTES VERDUGO, J., CASSIN, D. y CARVAJAL, R. 2003. Pollution by polychlorinated biphenyls in an estuary of the Gulf of California. Their toxicity and bioaccumulation in shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Marine Pollution Bulletin* **46**: 959-963.
- GALINDO REYES, G., VILLAGRANA, L. C. y LAZCANO ALVAREZ, G. 1999. Environmental Conditions and Pesticide Pollution of Two Coastal Ecosystems in the Gulf of California, Mexico. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **44**: 280-286.
- GALLARDO DÍAZ, G., BORJA ABURTO, V. H., MÉNDEZ GALVÁN, J. F., SÁNCHEZ TEJEDA, G., OLGUÍN BERNAL, H. y RAMÍREZ HERNANDEZ, J. A. 2000. Situación actual de la malaria y

- uso del DDT en México. 40 pp, *Centro Nacional de Salud Ambiental y Centro de Vigilancia Epidemiológica*. Secretaría de Salud, México.
- GARCÍA-HERNÁNDEZ, J., KING, K. A., VELASCO, A. L., SHUMILIN, E., MORA, M. A. y GLENN, E. P. 2001. Selenium, selected inorganic elements, and organochlorine pesticides in bottom material and biota from the Colorado River delta. *Journal of Arid Environments* **49**: 65-89.
- GARCÍA-HERNÁNDEZ, J., SAPOZHNIKOVA, Y. V., SCHLENK, D., MASON, A. Z., HINOJOSA-HUERTA, O., RIVERA-DÍAZ, J. J., RAMOS-DELGADO, N. A. y SÁNCHEZ-BON, G. 2006. Concentration of contaminants in breeding bird eggs from the Colorado River delta, Mexico. *Environmental Toxicology and Chemistry* **25**: 1640-1647.
- GARDNER, S. C., PIER, M. D., WESSELMAN, R. y JUÁREZ, J. A. 2003. Organochlorine contaminants in sea turtles from the Eastern Pacific. *Marine Pollution Bulletin* **46**: 1082-1089.
- GAUTHIER, J. M., METCALFE, C. D. y SEARS, R. 1997. Chlorinated organic contaminants in blubber biopsies from northwestern Atlantic balaenopterid whales summering in the Gulf of StLawrence. *Marine Environmental Research* **44**: 201-223.
- GENTRY, R. L. y CASANAS, V. R. 1997. A new method for immobilizing otariid neonates. *Marine Mammal Science* **13**: 155-157.
- GOBAS, F., WILCOCKSON, J. B., RUSSELL, R. W. y HAFFNER, G. D. 1999. Mechanism of Biomagnification in Fish under Laboratory and Field Conditions. *Environmental Science And Technology* **33**: 133-141.
- GÓMEZ-FARIAS, J. 1988. Catálogo Oficial de Plaguicidas. pp, *Diario Oficial de la Federación 414*. México, DF.
- GRAY, J. S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin* **45**: 46-52.
- GREIG, D. J., YLITALO, G. M., HALL, A. J., FAUQUIER, D. A. y GULLAND, F. M. D. 2007. Transplacental transfer of organochlorines in California Sea Lions (*Zalophus californianus*). *Environmental Toxicology and Chemistry* **26**: 37-44.
- GRIMALT, J. O., SUNYER, J., MORENO, V., AMARAL OC, SCALA, M., ROSELL, A., ANTO, J. M., ALBAIGES, J. y 1994. Risk excess of soft-tissue and thyroid cancers in a community exposed to airborne organochlorinated compound mixtures with a high hexachlorobenzene content. *International Journal of Cancer* **56**: 200-203.
- GUERRERO-RUIZ, M., URBÁN-RAMÍREZ, J. y ROJAS-BRACHO, L. 2006. Las ballenas del Golfo de California. Secretaría del medio ambiente y recursos naturales; Instituto Nacional de Ecología.
- GUTIÉRREZ-GALINDO, E., FLORES, G., ORTEGA, M. y VILLAESCUSA, J. 1992. Pesticidas en las aguas costeras del Golfo de California: Programa de vigilancia con mejillón 1987-1988. *Ciencias Marinas* **18**: 77-99.
- GUTIÉRREZ-GALINDO, E. A., FLORES-MUNOZ, G., VILLA-ANDRADE, M. F. y VILLAESCUSA-CELAYA, J. 1988a. Hidrocarburos clorados en peces del Valle de Mexicali y Alto Golfo de California. *Ciencias Marinas* **14**: 1-22.
- GUTIÉRREZ-GALINDO, E. A., FLORES-MUÑOZ, G. y VILLAESCUSA-CELAYA, J. 1988b. Chlorinated Hydrocarbons In Molluscs Of The Mexicali Valley And Upper Gulf Of California. *Ciencias Marinas* **14**: 91.
- HANCOCK, D. 1970. California sea lion as a regular winter visitant off the British Columbia coast. *Journal of Mammalogy* **51**: 614.

- HANSEN, L. J., SCHWACKE, L. H., MITCHUM, G. B., HOHN, A. A., WELLS, R. S., ZOLMAN, E. S. y FAIR, P. A. 2004. Geographic variation in polychlorinated biphenyl and organochlorine pesticide concentrations in the blubber of bottlenose dolphins from the US Atlantic coast. *The Science of the Total Environment* **319**: 147-172.
- HARGRAVE, B. T., PHILLIPS, G. A., VASS, W. P., BRUECKER, P., WELCH, H. E. y SIFERD, T. D. 2000. Seasonality in bioaccumulation of organochlorines in lower trophic level arctic marine biota. *Environmental Science & Technology* **34**: 980-987.
- HERKOVITS, J. 2000. Efectos adversos de contaminantes orgánicos persistentes (COPs) en el período prenatal: compuestos tipo dioxinas. *Archivos Argentinos de Pediatría* **18**: 182-187.
- HERNÁNDEZ, F., SERRANO, R., ROIG-NAVARRO, A. F., MARTÍNEZ-BRAVO, Y. y LÓPEZ, F. J. 2000. Persistent Organochlorines and Organophosphorus Compounds and Heavy Elements in Common Whale (*Balaenoptera physalus*) from the Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* **40**: 426-433.
- HOBBS, K. E., MUIR, D. C. G. y MITCHELL, E. 2001. Temporal and biogeographic comparisons of PCBs and persistent organochlorine pollutants in the blubber of fin whales from eastern Canada in 1971–1991. *Environmental Pollution* **114**: 243-254.
- HONG, H. L. y BOORMAN, G. A. 1993. Residual Myelotoxicity of Lindane in Mice. *Toxicological Sciences* **21**: 500-507.
- INE. 2001. Sistema Nacional de Información ambiental de las sustancias tóxicas de atención prioritaria de México. Situación general con relación a las sustancias químicas. pp. Instituto Nacional de Ecología de México.
- JIMÉNEZ, B., RODRÍGUEZ-ESTRELLA, R., MERINO, R., GÓMEZ, G., RIVERA, L., JOSÉ GONZÁLEZ, M., ABAD, E. y RIVERA, J. 2005. Results and evaluation of the first study of organochlorine contaminants (PCDDs, PCDFs, PCBs and DDTs), heavy metals and metalloids in birds from Baja California, México. *Environmental Pollution* **133**: 139-146.
- KAJIWARA, N., KANNAN, K., MURAOKA, M., WATANABE, M., TAKAHASHI, S., GULLAND, F., OLSEN, H., BLANKENSHIP, A. L., JONES, P. D. y TANABE, S. 2001. Organochlorine Pesticides, Polychlorinated Biphenyls, and Butyltin Compounds in Blubber and Livers of Stranded California Sea Lions, Elephant Seals, and Harbor Seals from Coastal California, USA. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **41**: 90-99.
- KANNAN, K., KAJIWARA, N., LE BOEUF, B. J. y TANABE, S. 2004. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in California sea lions. *Environmental Pollution* **131**: 425-434.
- KARUPPIAH, S., SUBRAMANIAN, A. y OBBARD, J. P. 2005. Organochlorine residues in odontocete species from the southeast coast of India. *Chemosphere* **60**: 891-897.
- KAWANO, M., MATSUSHITA, S., INOUE, T., TANAKA, H. y TATSUKAWA, R. 1986. Biological accumulation of chlordane compounds in marine organisms from the northern North Pacific and Bering Sea. *Marine Pollution Bulletin* **17**: 512-516.
- KONASEWICH, D. E., CHAPMAN, P. M., GERENCHER, E., VIGERS, G. y TRELOAR, N. 1982. Effects, pathways, processes, and transformation of Puget Sound contaminants of concern. 357 pp, *NOAA technical memorandum OMPA*. National Oceanic and Atmospheric Administration.
- KRAHN, M. M., YLITALO, G. M., BUZITIS, J., SLOAN, C. A., BOYD, D. T., CHAN, S. L. y VARANASI, U. 1994. Screening for planar chlorobiphenyl congeners in tissues of marine biota by high-performance liquid chromatography with photodiode array detection. *Chemosphere* **29**: 117-139.

- KUEHL, D. W. y HAEBLER, R. 1995. Organochlorine, organobromine, metal, and selenium residues in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) collected during an unusual mortality event in the Gulf of Mexico, 1990. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **28**: 494-499.
- LAHVIS, G. P., WELLS, R. S., KUEHL, D. W., STEWART, J. L., RHINEHART, H. L. y VIA, C. S. 1995. Decreased lymphocyte responses in free-ranging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) are associated with increased concentrations of PCBs and DDT in peripheral blood. *Environ Health Perspect* **103**: 67-72.
- LAVÍN, M. F., GAXIOLA-CASTRO, G., ROBLES, J. M. y RICHTER, K. 1995. Winter water masses and nutrients in the northern Gulf of California. *Journal of Geophysical Research. C. Oceans* **100**: 8587-8605.
- LAVÍN, M. F. y MARINONE, S. G. 2003. An overview of the physical oceanography of the Gulf of California. *Nonlinear processes in geophysical fluid dynamics*: 173-2004.
- LE BOEUF, B. J., AURIOLLES, D., CONDIT, R., FOX, C., GISINER, R., ROMERO, R. y SINSEL, F. 1983. Size and Distribution of the California Sea Lion Population in Mexico. *Proceeding of the California Academy of Sciences* **43**: 77-85.
- LE BOEUF, B. J., GIESY, J. P., KANNAN, K., KAJIWARA, N., TANABE, S. y DEBIER, C. 2002. Organochloride pesticides in California sea lions revisited. *BMC Ecology* **2**: 11.
- LEATHERWOOD, S. y REEVES, R. R. 1990. The Bottlenose dolphin. Academic Press San Diego (USA).
- LEE, B. G., GRISCOM, S. B., LEE, J. S., CHOI, H. J., KOH, C. H., LUOMA, S. N. y FISHER, N. S. 2000. Influences of dietary uptake and reactive sulfides on metal bioavailability from aquatic sediments. *Science* **287**: 282.
- LIPSCOMB, T. P., SCHULMAN, F. Y., MOFFETT, D. y KENNEDY, S. 1994. Morbilliviral disease in Atlantic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the 1987-1988 epizootic. *Journal of Wildlife Diseases* **30**: 567.
- MALINS, D. C., MCCAIN, B. B., BROWN, D. W., SPARKS, A. K., HODGINS, H. O. y CHAN, S. L. 1982. Chemical contaminants and abnormalities in fish and invertebrates from the Puget Sound. 168 pp, *NOAA Technical Memorandum OMPA*. National Oceanic and Atmospheric Administration.
- MALUF, L. Y. 1983. Physical oceanography. Páginas 26-45 en T. J. CASE and M. L. CODY eds. *Island Biogeography in the Sea of Cortez*. University of California Press, Berkeley.
- MARAVILLA-CHÁVEZ, M. O., ZAVALA-GONZÁLEZ, A. y ORTEGA-RUBIO, A. 2006. Four seasons abundance changes of *Zalophus californianus californianus* (Lesson 1828), Allen, 1880, in the Gulf of California, Mexico. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **49**: 111-116.
- MARSILI, L. y FOCARDI, S. 1996. Organochlorine levels in subcutaneous blubber biopsies of fin whales (*Balaenoptera physalus*) and striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the Mediterranean Sea. *Environmental Pollution* **91**: 1-9.
- MARSILI, L. y FOCARDI, S. 1997. Chlorinated hydrocarbon (HCB, DDTs and PCBs) levels in cetaceans stranded along the Italian coasts: an overview. *Environmental Monitoring and Assessment* **45**: 129-180.
- MARSILI, L., FOSSI, M. C., NOTARBARTOLO DI SCIARA, G., ZANARDELLI, M., NANI, B., PANIGADA, S. y FOCARDI, S. 1998. Relationship between organochlorine contaminants and mixed function oxidase activity in skin biopsy specimens of mediterranean fin whales (*Balaenoptera physalus*). *Chemosphere* **37**: 1501-1510.

- MARTIN, M. y GUTIERREZ-GALINDO, E. 1989. Pesticides and PCBs in oysters from Mazatlán, Sinaloa, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* **20**: 469-472.
- MARTINEZ-TABCHE, L., SOLIS, M. R., LOPEZ, E. y GALAR, M. 1999. Efecto tóxico del DDT, clordano y agua de la presa Ignacio Ramírez (México), sobre *Daphnia magna* (Crustacea: Daphnidae). *Revista de Biología Tropical* **47**: 681-690.
- MCFARLAND, V. A. y CLARKE, J. U. 1989. Environmental occurrence, abundance, and potential toxicity of polychlorinated biphenyl congeners: considerations for a congener-specific analysis. *Environ Health Perspect* **81**: 225-239.
- MELLINK, E. y ROMERO-SAAVEDRA, A. L. 2005a. Diet of California sea lions, *Zalophus californianus* (Lesson), at San Jorge Island. *Ciencias Marinas* **31**: 369-377.
- MELLINK, E. y ROMERO-SAAVEDRA, A. L. 2005b. Diet of California sea lions, *Zalophus californianus*, at San Jorge Island, northern Gulf of California, Mexico, 1998?? 1999. *Ciencias Marinas* **31**: 369.
- METCALFE, C., KOENIG, B., METCALFE, T., PATERSON, G. y SEARS, R. 2004. Intra-and inter-species differences in persistent organic contaminants in the blubber of blue whales and humpback whales from the Gulf of St. Lawrence, Canada. *Marine Environmental Research* **57**: 245-260.
- MORA, M. A. 1997. Transboundary pollution: persistent organochlorine pesticides in migrant birds of the Southwestern United States and Mexico. *Environmental Toxicology and Chemistry* **16**: 3-11.
- MORA, M. A., ANDERSON, D. W. y MOUNT, M. E. 1987. Seasonal variation of body condition and organochlorines in wild ducks from California and Mexico. *Journal of Wildlife Management* **51**: 132-141.
- MORRISON, H. A., GOBAS, F., LAZAR, R. y HAFFNER, G. D. 1996. Development and verification of a bioaccumulation model for organic contaminants in benthic invertebrates. *Environmental Science & Technology* **30**: 3377-3384.
- MORTEO, E., HECKEL, G., DEFRAN, R. H. y SCHRAMM, Y. 2004. Distribution, movements and group size of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) to the south of San Quintín Bay, Baja California, Mexico. *Ciencias Marinas* **30**: 35.
- MULLER, D., KLEPEL, H., MACHOLZ, R. M., LEWERENZ, H. J. y ENGST, R. 1981. Electroneurophysiological studies on neurotoxic effects of hexachlorocyclohexane isomers and gamma-pentachlorocyclohexene. *Bull Environ Contam Toxicol* **27**: 704-706.
- NADEAU, L. J., MENN, F. M., BREEN, A. y SAYLER, G. S. 1994. Aerobic degradation of 1, 1, 1-trichloro-2, 2-bis (4-chlorophenyl) ethane (DDT) by *Alcaligenes eutrophus* A5. *Applied and Environmental Microbiology* **60**: 51-55.
- PÁEZ-OSUNA, F., GRACIA, A., FLORES-VERDUGO, F., LYLE-FRITCH, L. P., ALONSO-RODRI'GUEZ, R., ROQUE, A. y RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin* **46**: 806-815.
- PÁEZ-OSUNA, F., GUERRERO-GALVÁN, S. R. y RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C. 1998. The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in Mexico. *Marine Pollution Bulletin* **36**: 65-75.
- PÁEZ-OSUNA, F., RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C., BOTELLO, A. V., PONCE-VÉLEZ, G., OSUNA-LÓPEZ, J. I., FRÍAS-ESPERICUETA, M. G., LÓPEZ-LÓPEZ, G. y ZAZUETA-PADILLA, H. M. 2002. Concentrations of selected trace metals (Cu, Pb, Zn), organochlorines (PCBs, HCB) and total PAHs in mangrove oysters from the Pacific Coast of Mexico: an overview. *Marine Pollution Bulletin* **44**: 1303-1308.

- PARSONS, E. C. M. y CHAN, H. M. 2001. Organochlorine and Trace Element Contamination in Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) from the South China Sea. *Marine Pollution Bulletin* **42**: 780-786.
- PAULY, D., TRITES, A. W., CAPULI, E. y CHRISTENSEN, V. 1998. Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* **55**: 467.
- PRUDENTE, M., TANABE, S., WATANBE, M., SUBRAMNIAN, A., MIYAZKI, N., SUAREZ, P. y TATSUKAWA, R. 1997. Organochlorine contamination in some odontoceti species from the North Pacific and Indian Ocean. *Marine Environmental Research* **44**: 415-427.
- RAHUMAN, M. S. M. M., PISTONE, L., TRIFIRÒ, F. y MIERTUS, S. 2000. Destruction technologies for polychlorinated biphenyls (PCBs). 55 pp, *ICS-UNIDO PUBLICATIONS*.
- REIJNDERS, P. J. H. 1986. Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. *Nature* **324**: 456-457.
- RICE, D. W. 1998. Marine Mammals of the World: Systematics and Distribution, Special Publication Number 4, The Society for Marine Mammalogy. 231 pp. Allen Press.
- ROBLEDO-MARENCO, M. L., BOTELLO, A. V., ROMERO-BANUELOS, C. A. y DIAZ-GONZALEZ, G. 2006. Presence of persistent organochlorine pesticides in estuaries of the subtropical Mexican Pacific. *International Journal of Environment and Pollution* **26**: 284-294.
- RODEN, G. I. 1972. Thermohaline Structure and Baroclinic Flow Across the Gulf of California Entrance and in the Revilla Gigedo Islands Region. *Journal of Physical Oceanography* **2**: 177-183.
- RODEN, G. I. y EMILSSON, I. 1979. Oceanografía física del Golfo de California. Escrito mimeografiado. pp.
- ROSEL, P. E. 2003. PCR-based sex determination in Odontocete cetaceans. *Conservation Genetics* **4**: 647-649.
- ROSS, P. S., DE SWART, R. L., TIMMERMAN, H. H., REIJNDERS, P. J. H., VOS, J. G., VAN LOVEREN, H. y OSTERHAUS, A. 1996. Suppression of natural killer cell activity in harbour seals (*Phoca vitulina*) fed Baltic Sea herring. *Aquatic Toxicology* **34**: 71-84.
- ROSS, P. S., ELLIS, G. M., IKONOMOU, M. G., BARRETT-LENNARD, L. G. y ADDISON, R. F. 2000. High PCB Concentrations in Free-Ranging Pacific Killer Whales, *Orcinus orca*: Effects of Age, Sex and Dietary Preference. *Marine Pollution Bulletin* **40**: 504-515.
- SANTAMARÍA, A. 1994. El color de las aguas del Golfo de California registrado por el CZCS: relaciones de la biomasa fitoplanctónica y los procesos físicos de la mezcla. . Tesis Doctorado, Universidad Autónoma de Baja California, 131 pp. pp.
- SEGURA, I., ROCHA-OLIVARES, A., FLORES-RAMÍREZ, S. y ROJAS-BRACHO, L. 2006. Conservation implications of the genetic and ecological distinction of *Tursiops truncatus* ecotypes in the Gulf of California. *Biological Conservation* **133**: 336-346.
- SEMARNAT. 2002a. Acuerdo por el que se establece como área de refugio para proteger a las especies de grandes ballenas de los subórdenes Mysticeti y Odontoceti, las zonas marinas que forman parte del territorio nacional y aquellas sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción. 13 - 16 pp. Diario oficial de la Federación.
- SEMARNAT. 2002b. Norma oficial mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en peligro 153 pp. Diario oficial de la Federación.
- SEMARNAT. 2006. Política ambiental nacional para el desarrollo sustentable de océanos y costas de México, estrategias para su conservación y su uso sustentable. 90 pp.

- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Subsecretaría de Planeación y Política ambiental.
- SHIN, P. K. S. y LAM, W. K. C. 2001. Development of a Marine Sediment Pollution Index. *Environmental Pollution* **113**: 281-291.
- SIDDIQUI, M. K. J., SAXENA, M. C. y MURTI, C. R. K. 1981. Storage of DDT and BHC in Adipose Tissue of Indian Males. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* **10**: 197-204.
- SIMMONDS, M. P., HANLY, K. y DOLMAN, S. J. 1999. Cetacean contaminant burdens: regional examples. *International Whaling Commission Scientific Committee IWC/SC/51/E13*.
- SMITH, A. G., DINSDALE, D., CABRAL, J. R. P. y WRIGHT, A. L. 1987. Goitre and wasting induced in hamsters by hexachlorobenzene. *Archives of Toxicology* **60**: 343-349.
- SMITH, M., BERROW, S., NIXON, E. y ROGAN, E. 2000. Polychlorinated biphenyls and organochlorines in by-caught harbour porpoises *Phocoena phocoena* and common dolphins *Delphinus delphis* from Irish coastal waters *Biology and Environment* **100B**: 85-90.
- STRANDBERG, B., STRANDBERG, L., BERGQVIST, P. A., FALANDYSZ, J. y RAPPE, C. 1998. Concentrations and biomagnification of 17 chlordane compounds and other organochlorines in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) and herring from the Southern Baltic sea. *Chemosphere* **37**: 2513-2523.
- SZTEREN, D., AURIOLES, D. y GERBER, L. R. 2006. Population Status and Trends of the California Sea Lion (*Zalophus californianus californianus*) in the Gulf of California, Mexico. *Trites A, Atkinson S, DeMaster D, et al.*
- TANABE, S., IWATA, H. y TATSUKAWA, R. 1994. Global contamination by persistent organochlorines and their ecotoxicological impact on marine mammals. *Science of the Total Environment* **154**: 163-177.
- TANABE, S., TANAKA, H. y TATSUKAWA, R. 1984. Polychlorobiphenyls, SDDT, and hexachlorocyclohexane isomers in the western North Pacific ecosystem. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **13**: 731-738.
- TANABE, S., WATANABE, S., KAN, H. y TATSUKAWA, R. 1988. Capacity and mode of PCB metabolism in small cetaceans I. *Marine Mammal Science* **4**: 103-124.
- URBÁN-RAMÍREZ, J., ROJAS-BRACHO, L., GUERRERO-RUIZ, M., JARAMILLO-LEGORRETA, A. y FINDLEY, L. T. 2005 Cetacean diversity and conservation in the Gulf of California. Páginas 276-297 en J. E. CARTRON, G. CEBALLOS and R. S. FELGER eds. *Biodiversity, Ecosystems, and Conservation in Northern Mexico*. Oxford University Press, New York.
- VALDEZ-MÁRQUEZ, M. 2001. Determinación de hidrocarburos clorados en Ballena Azul (*Balaenoptera musculus*) y eufácidos del Pacífico Mexicano. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada 83 pp.
- VALDEZ-MÁRQUEZ, M., LARES, M. L., IBAR, V. C. y GENDRON, D. 2004. Chlorinated Hydrocarbons in Skin and Blubber of Two Blue Whales (*Balaenoptera musculus*) Stranded Along the Baja California Coast. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **72**: 490-495.
- VARANASI, U., STEIN, J. E., TILBURY, K. L., MEADOR, J. P., SLOAN, C. A., CLARK, R. C. y CHAN, S. L. 1994. Chemical contaminants in gray whales (*Eschrichtius robustus*) stranded along the west coast of North America. *Sci Total Environ* **145**: 29-53.
- VIDAL, O., FINDLEY, L. T. y LEATHERWOOD, S. 1993. Annotated Checklist of the Marine Mammals of the Gulf of California. 1-16 pp. San Diego Society of Natural History.

- WAGEMANN, R., MUIR, D. C. G., REGION, W., DEPT. OF, F., OCEANS y CANADA. 1984. Concentrations of Heavy Metals and Organochlorines in Marine Mammals of Northern Waters: Overview and Evaluation. Western Region, Dept. of Fisheries and Oceans.
- WELLS, R. S., TORNERO, V., BORRELL, A., AGUILAR, A., ROWLES, T. K., RHINEHART, H. L., HOFMANN, S., JARMAN, W. M., HOHN, A. A. y SWEENEY, J. C. 2005. Integrating life-history and reproductive success data to examine potential relationships with organochlorine compounds for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Sarasota Bay, Florida. *Science of the Total Environment, The* **349**: 106-119.
- WHO. 2003. Health risks of persistent organic pollutants from long-range transboundary air pollution. Point WHO/Convention Task Force on the health aspects of air pollution. 274 pp, *en* R. ALCOCK, V. BASHKIN, M. BISSON, R. W. BRECHER, L. VAN BREE, R. CHRAST, C. COLOSIO, H. DESQUEYROUX, E. EVSTAFJEVA, F. MARK, G. FILYK, R. GUARDANS, H. HAKANSSON, T. HAUSMANN, I. HOLOUBEK, M. JAKUBOWSKI, N. JOHANSSON, B. KRAUTHACKER and M. KRZYZANOWSKI eds. World Health Organization Europe.
- YLITALO, G. M., STEIN, J. E., HOM, T., JOHNSON, L. L., TILBURY, K. L., HALL, A. J., ROWLES, T., GREIG, D., LOWENSTINE, L. J. y GULLAND, F. M. D. 2005. The role of organochlorines in cancer-associated mortality in California sea lions (*Zalophus californianus*). *Marine Pollution Bulletin* **50**: 30-39.