

## EFFECTO DE LOS PLAGUICIDAS EN LA FAUNA SILVESTRE

Mohammad Badii<sup>1</sup>, Ph.D.; Dr. Victoriano Garza Almanza<sup>2</sup> y Dr. Jeronimo Landeros<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Universidad Autónoma de Nuevo León. <sup>2</sup> Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. <sup>3</sup> Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro

**Resumen.** Se define y describe la fauna silvestre. Se presenta una descripción de las generalidades de plaguicidas y diferentes formas de envenenamiento debido a su acción. De manera somera, puntualizan las diferentes pruebas generales de toxicidad para los plaguicidas y además, las pruebas que se emplean actualmente en diferentes plantas y animales silvestre con énfasis en los vertebrados. Se mencionan y discuten el uso de las especies indicadoras para determinar la importancia de los plaguicidas en la vida silvestre. Se definen los riesgos e interpretan los efectos ambientales a partir de los datos de las pruebas de toxicidad. Finalmente, se describen los impactos de los plaguicidas en la fauna silvestre.

### INTRODUCCIÓN

Un 90% de la población humana depende para su abastecimiento de alimentos de tan sólo 15 tipos de cultivos y siete especies de animales. A pesar de todos los esfuerzos realizados, las plagas destruyen anualmente cerca del 35% de las cosechas en todo el mundo. Incluso una vez recogidas las cosechas, los insectos, los microorganismos, los roedores y las aves ocasionan una pérdida adicional de entre un 10 y un 20%, con lo que las pérdidas oscilan entre un 40 y un 50%. A pesar de que muchas zonas del mundo se enfrentan a una grave escasez de alimentos, el desarrollo industrial, las aglomeraciones humanas y la explotación de diversos recursos naturales (como la minería o las grandes presas) están reduciendo la superficie de terreno empleada para el cultivo. El control de las plagas permite una optimización del rendimiento de las tierras de uso agrícola (Figura 1).



**Figura 1.** Algunas de las actividades en las que se demanda el uso de los pesticidas.

El control de plagas, es cualquiera de toda una gama de intervenciones ambientales cuyo objetivo sea una reducción en la incidencia de las plagas de insectos, los organismos patógenos para las plantas y las enfermedades que causan, así como las poblaciones de malas hierbas, de forma que se pueda permitir una producción máxima de alimentos de alta calidad y otros cultivos. Las técnicas específicas de control incluyen mecanismos químicos, físicos y biológicos (Figura 2).



**Figura 2.** La aspersión mediante avioneta, es una de las maneras de aplicación de los pesticidas en las zonas agrícolas.

Sin embargo, junto con este intento por controlar las plagas, particularmente por medios químicos, un gran número de procesos naturales así como las especies que forman parte de ellos se han visto afectados (Figura 3). Existen amplias evidencias que muestran los daños ocasionados a la fauna silvestre a partir de su exposición a sustancias tóxicas. Esto ha conducido al establecimiento de un área, dentro de la toxicología, enfocada al estudio de los efectos de los contaminantes ambientales en la vida silvestre. Este campo de la toxicología, denominado toxicología de la vida silvestre (Wildlife Toxicology), se encarga del estudio de los efectos de los contaminantes ambientales en la reproducción, salud y bienestar de la vida silvestre (Kendall 1994).

El presente análisis presenta un panorama general respecto a los pesticidas y su efecto en la vida silvestre, particularizando sobre la fauna, tanto de invertebrados como de vertebrados, que vive tanto en ambientes terrestres como acuáticos.

### **VIDA SILVESTRE: QUE ES Y CUALES SON SUS BENEFICIOS**

El término vida silvestre, es utilizado en el presente trabajo en su sentido más amplio, incluye animales invertebrados, peces, anfibios, reptiles, aves, mamíferos y plantas. Cada especie ocupa un nicho, el cual incluye todos los recursos que utiliza, tales como alimento, cobertura, agua, espacio y los sitios preferidos para anidar. El

espacio en donde la especie puede encontrar todos los elementos para poder vivir se denomina hábitat. La vida silvestre puede adaptarse y sobrevivir, siempre y cuando cuente con una cantidad y calidad de hábitat adecuada, aún en presencia de humanos. Tanto plantas como animales, así como sus hábitats, pueden ser integrados en una unidad definida por una gama amplia de interacciones denominada ecosistema.

El conocimiento de las relaciones biológicas y ecológicas de estos elementos vivos y el papel que cada uno de ellos tiene en el ecosistema es necesario para evaluar el impacto potencial de un pesticida específico en una especie específica. El impacto de un pesticida específico puede ser negativo, neutral o positivo para una especie o su hábitat dado que los residuos químicos se mueven a través del suelo, agua, alimento o aire. Las interacciones de los organismos, sus hábitats y los pesticidas son evaluados por científicos expertos en ecología de vida silvestre, dinámica poblacional, fisiología y química ambiental. En menos de 20 especies de plantas se concentra la base de la alimentación de la población humana. Sin embargo, se estima que cerca de 80,000 plantas son nuevas fuentes potenciales de alimento. Así mismo, tanto plantas como animales pueden ser fuente de material genético con fines agrícolas o médicos. La vida silvestre juega también un papel importante como enemigo natural de especies plaga.



**Figura 3.** El uso de pesticidas, se expande a partir de la necesidad del hombre por el control de plagas.

Muchas de esas relaciones son conocidas, pero muchas otras aún no. Es ésta una de las razones para incrementar los esfuerzos para proteger y conservar tantos hábitats representativos de nuestro planeta, como a las especies que los componen, para las futuras generaciones. Es probable que relaciones importantes existan entre la diversidad de especies, calidad del ambiente y sustentabilidad en la producción de recursos alimentarios.

Adicionalmente, la observación de la vida silvestre en sus ambientes naturales es una actividad en la que se involucra un gran número de personas, siendo importante desde el punto de vista educativo. En países como los Estados Unidos 85% de su población se involucra en actividades de observación de la vida silvestre (p. e. observación de ballenas, aves, mariposas, entre otros). El ecoturismo ha venido desarrollándose y conformando un mercado muy lucrativo en el que se involucran negocios y comunidades.

#### ASPECTOS GENERALES DE LOS PESTICIDAS

Se entiende por plaguicida a cualquier sustancia o mezcla de sustancias con la cual se pretende prevenir, destruir, repeler o atenuar alguna plaga. A su vez, se entiende por plaga a cualquier organismo que interfiera con la conveniencia o bienestar del hombre u otra especie de su interés (Vega 1985).

Los plaguicidas son un conjunto de sustancias con características muy diversas, entre

los que se distinguen dos grandes grupos. En un grupo sus elementos están definidos por el tipo de uso del plaguicida, según el organismo sobre el cual actúan, así tenemos: los insecticidas, los herbicidas, los acaricidas, los fungicidas, los raticidas, etc. Otro grupo está determinado de acuerdo a la estructura química de las sustancias con actividad plaguicida, así tenemos los organoclorados, organofosforados, carbamatos, los ácidos carboxílicos, los piretroides, las amidas, las anilinas, los derivados alquil de urea, los compuestos heterocíclicos con nitrógeno, los fenóles, las imidas, los compuestos inorgánicos, etc. (Tabla 1; Vega 1985).

Una de las principales preocupaciones del hombre es el control de una gran cantidad de organismos cuyos aumentos en sus poblaciones causan serios problemas tales como destrucción de cultivos, enfermedades, entre otras cosas. Los pesticidas químicos han sido uno de los principales recursos utilizados para el control de algunos hongos patógenos, plagas de insectos y hierbas (Newman 1993). Desde los antiguos sumerios, quienes utilizaban el azufre para combatir plagas agrícolas y los chinos quienes 3000 años a. C. utilizaban sustancias derivadas de las plantas como insecticidas (Smith y Smith 2000), el uso de este tipo de sustancias químicas se ha extendido de manera notable. Sin embargo, fue posterior a la segunda guerra mundial cuando el uso de insecticidas orgánicos creció de manera notable, los cuales fueron utilizados en el control y combate de insectos vectores de enfermedades humanas, sobre todo en áreas tropicales. Su éxito motivo su uso y aplicación con fines agrícolas.

**Tabla 1.** Plaguicidas según su estructura química.

Plaguicida	Características	Ejemplos
Hidrocarburos clorados	Solubles en lípidos; se acumulan en los tejidos grasos de los animales; son transferidos a través de la cadena alimenticia; tóxicos para una gran variedad de animales; persistentes a largo plazo.	DDT, aldrín, lindano, clordano, mirex
Organofosforados	Solubles en agua; se infiltran hasta alcanzar las aguas subterráneas; menos persistentes que los hidrocarburos clorados; algunos afectan al sistema general - son absorbidos por las plantas, transferidos a las hojas y tallos, donde quedan al abasto de insectos que comen hojas o se alimentan de sabia.	Malatión, paratión
Carbamatos	Derivados de ácidos carbamáticos; matan a un espectro limitado de insectos, pero son altamente tóxicos para los vertebrados; persistencia relativamente baja.	Sevin, carbaril
Diflubenesurón	Interfiere en la formación del exoesqueleto en las larvas de insectos que mudan. Se ha utilizado en el control de la mariposa lagarta, aunque no es selectivo, con lo cual afecta a todas las orugas de lepidópteros que están en fase de desarrollo en el momento de la aspersión.	Dimelín
Vegetales	Afectan al sistema nervioso; menos persistentes que los plaguicidas; entre los más seguros en cuanto a su utilización; algunos son utilizados en insecticidas caseros.	Piretrinas, aerosoles con base de nicotina, rotenona
Patógenos de insectos	Solo el <i>Bacillus thuringiensis</i> (Bt) y sus subespecies son utilizados con cierta frecuencia; aplicados contra plagas forestales y de cultivos, particularmente contra mariposas lagartas; también afectan a otras orugas.	Dispel, foray, thuricide

Estos compuestos, los cuales pueden tener grados de toxicidad y persistencia variable, son de origen sintético o natural (derivados de plantas). Los principales grupos de origen sintético incluyen hidrocarburos clorados, organofosfatos y carbamatos. Entre los de origen natural están la piretrina, nicotina y la rotenona (Tabla 1; Smith y Smith 2000).

Fáciles de aplicar, efectivos en dosis pequeñas, de bajo costo de toxicidad, son características que confieren a los insecticidas la apariencia de panacea. En lugar de resolver el problema, los insecticidas los acentuaron más aún al matar tanto a los depredadores naturales como a las plagas. La muerte de los depredadores naturales liberó a otras plagas de insectos que habían estado bajo control, lo que hizo que sus poblaciones aumentaran de manera considerable, con lo que se agregaron nuevas plagas a las ya existentes. A medida que un plaguicida reemplaza a otro, las plagas adquieren una resistencia a todos ellos. En 1988 un total de 1600 especies de insectos considerados como plaga habían desarrollado resistencia a uno o más insecticidas. En tanto las plagas de insectos necesitan solamente unos cinco años para desarrollar resistencia a los plaguicidas, sus depredadores requieren de mucho más tiempo (Smith y Smith 2000).

Los productos químicos que se utilizan para el control de las malas hierbas son herbicidas orgánicos. Se distribuyen en tres clases, con base en sus efectos sobre las plantas. Los herbicidas de contacto, matan las hojas interfiriendo en la fotosíntesis; los sistémicos, son absorbidos por las plantas y sobre-estimulan la producción de hormonas del crecimiento, a consecuencia de ello las plantas crecen más rápido de lo que pueden obtener los nutrientes necesarios para su desarrollo y mueren. Los esterilizantes de suelo matan los microorganismos que ciertas plantas necesitan para crecer. Aunque son diseñados para eliminar a los vegetales, muchos herbicidas son extremadamente tóxicos para los humanos. Los plaguicidas contaminan tanto los ambientes terrestres como los acuáticos. En los ambientes terrestres contaminan los suelos y la biota terrestre cuando se aplican directamente o se precipitan de la atmósfera, como consecuencia de las aspersiones aéreas, o bien por el uso para riego de aguas contaminadas.

Los plaguicidas en los suelos y en la biota pueden persistir desde unos días hasta años.

La persistencia de un contaminante se puede definir como la propiedad de un compuesto para retener sus características físicas, químicas y funcionales en el medio a través del cual es transportado o distribuido por un periodo limitado después de su emisión.

Los que persisten más tiempo en el ambiente tienen una mayor probabilidad de interacción con otros elementos del sistema. Por otro lado, si su vida media y su persistencia es mayor a la frecuencia con la que se aplica, el plaguicida tiende a acumularse tanto en los suelos como en la biota.

El agua es contaminada por plaguicidas, ya sea porque se aplican directamente, o bien porque se encuentran en precipitaciones atmosféricas o en los deslaves de tierras, cultivos, etc. Tanto los plaguicidas solubles en el agua como los insolubles interactúan con la biota acuática. Sin embargo, los hidrosolubles persisten en el medio según sus propias características antes señaladas, y los insolubles se adsorben a las partículas no solubles, a los sedimentos y se concentran en la biota acuática.

Como consecuencia de la amplia distribución de los plaguicidas en el aire, suelos, aguas y biota, se produce una acumulación variable de ellos en los elementos que constituyen la alimentación humana y por ende en el organismo humano. La contaminación de alimentos se puede presentar por la aplicación directa a ellos, por acumulación de plaguicidas en las cadenas tróficas, así como a través del manejo, transporte y almacenamiento de los productos comestibles.

Entre las propiedades físico-químicas de los plaguicidas, que son importantes en su dinámica en el ambiente, están (Vega 1985):

A. **Solubilidad en agua:** Las sustancias con solubilidad acuosa mayor a 500 ppm son muy móviles en los suelos y en los otros elementos del ecosistema; su mayor concentración se encuentra en los ecosistemas acuáticos. Por otro lado las sustancias con una solubilidad acuosa mayor de 25 ppm no son persistentes en los organismos vivos, en tanto que aquellas con una solubilidad acuosa menor a 25 ppm tienden a inmovilizarse en los suelos y a concentrarse en los organismos vivos. En general los plaguicidas organofosforados tienen una solubilidad acuosa mayor a 25 ppm, en tanto que los plaguicidas organoclorados tienen una solubilidad menor a 25 ppm.

**B. El coeficiente de partición lípido/agua.** El coeficiente de partición lípido/agua de una sustancia muestra cuánto de una sustancia se disuelve en agua y cuánto en lípido; este coeficiente de una manera indirecta proporciona información sobre la solubilización y distribución de una sustancia en un organismo vivo. Por ejemplo el aldrín y el DDT tienen un coeficiente de partición lípido/agua mayor a uno, por lo tanto, son liposolubles y podemos inferir que se absorben fácilmente a través de las membranas biológicas y que se acumulan en el tejido graso.

**C. La presión de vapor.** La presión de vapor de una sustancia determina su volatilidad.

Las sustancias con presión de vapor mayor a 10 mm de Hg a 25° C, tienen gran -3 movilidad y se dispersan hacia la atmósfera; existen sustancias ligeramente volátiles, menos móviles, con presión entre 10 a 10 mm de Hg a 25° C, y las no -4 -6 volátiles, que son más persistentes en suelos y agua, con presión de vapor menor a los 10 mm de Hg. Por ejemplo los -7 herbicidas tienen presiones de vapor muy bajas; las clorotriazinas (probablemente los herbicidas más utilizados) tienen presiones de vapor menores a los 10 mm de Hg. -7 Este grupo es de mayor persistencia y menor volatilidad que las metoxitriazinas, con presiones de vapor igual o mayores a los 10 mm de Hg. -7

**D. Disociación y ionización.** Las sustancias al solubilizarse se pueden o no disociar; las que no se disocian son sustancias no iónicas sin carga. Las que se disocian son sustancias iónicas, las cuales pueden tener carga positiva (catiónicas) o bien cargas negativas (aniónicas). Los plaguicidas aniónicos y los no iónicos son móviles en los suelos, en tanto los catiónicos son absorbidos, inmovilizándose en ellos. El paraquat y el diquat son sustancias catiónicas que se adsorben fuertemente a las partículas de los suelos, en tanto que los plaguicidas fenoxiacéticos, sustancias aniónicas, se movilizan fácilmente.

**E. Degradabilidad.** Es importante considerar también las propiedades químico-biológicas de degradabilidad de los plaguicidas. Dicha propiedad se refiere a que la actividad de un plaguicida puede ser permanente o bien puede disminuir con el tiempo en función de su descomposición, ya sea química (quimiodegradabilidad), por acción de la luz (fotodegradabilidad), o por acción de sistemas microbianos (biodegradabilidad).

## **TIPOS DE ENVENENAMIENTO POR PESTICIDAS**

Los pesticidas son aplicados mediante muchos métodos en actividades de tipo forestal, granjas, hábitats acuáticos, vías carreteras, zonas urbanas, jardines, entre otros. Su amplio uso hace que el contacto con los pesticidas por parte de los organismos silvestres sea inevitable. El envenenamiento de fauna silvestre por pesticidas puede resultar de exposiciones agudas y crónicas. Adicionalmente, los pesticidas pueden impactar la vida silvestre mediante exposición secundaria o a través de efectos indirectos en los animales o sus hábitats.

### **Envenenamiento agudo.**

Cortas exposiciones a algunos pesticidas pueden matar o enfermar a los animales silvestres. Ejemplos de envenenamiento agudo incluye la muerte de peces que son causadas por residuos de pesticidas arrastrados hasta presas, lagos y lagunas, mediante corrientes de arroyos y ríos, los cuales captan estos elementos del arrastre de zonas agrícolas, aves pueden morir a causa del forrajeo de insectos en zonas de vegetación aspersadas con pesticidas, o por el consumo de gránulos tratados con pesticidas, cebos o semillas. Estos tipos de envenenamiento, generalmente pueden ser detectados mediante el análisis de tejidos de los animales infectados para el pesticida del cual se sospecha fue el causante, o mediante la investigación de los impactos en los procesos bioquímicos (p. e. niveles de colinesterasa en la sangre o en tejido cerebral). En general, el envenenamiento agudo de fauna silvestre toma lugar en un tiempo relativamente corto, los impactos son muy localizados geográficamente y están ligados un solo pesticida.

### **Envenenamiento crónico.**

La exposición de animales silvestres sobre un periodo de tiempo largo a niveles de pesticida no inmediatamente letales, pueden resultar en un envenenamiento crónico. El ejemplo mejor conocido de un efecto crónico en la fauna silvestre es el del insecticida organoclorado DDT (vía el metabolito DDE) en la reproducción de ciertas aves de presa. El DDT y otros pesticidas organoclorados tales como el dieldrín, endrín y clordano han estado implicados en la mortalidad de aves como resultado de una exposición crónica. La reducción de esos compuestos en los 70s y a principios de los 80s ha resultado en un decremento de residuos de organoclorados en la mayor parte de las áreas, y con ello la reproducción de aves tales como el águila calva ha

visto incrementadas sus poblaciones. Los pesticidas organoclorados usados en algunos países puede poner en riesgo a las aves migratorias que pasan el invierno en ellos.

#### **Envenenamiento secundario.**

Los pesticidas pueden impactar la fauna silvestre mediante un envenenamiento secundario cuando un animal consume presas que contienen residuos de pesticidas. Ejemplos de envenenamiento secundario son aves de presa que se enferman después de alimentarse de un animal que muere o enferma por exposición aguda a un pesticida, y la acumulación y movimiento de químicos persistentes en las cadenas tróficas.

#### **Efectos indirectos.**

Además del envenenamiento directo y secundario, los organismos silvestres pueden ser afectados de manera indirecta cuando una parte de su hábitat o su suplemento alimenticio es modificado. Los herbicidas pueden reducir alimento, cobertura y sitios necesarios para la anidación de insectos, aves o peces; los insectos polinizadores pueden ser reducidos, afectando de esta manera el proceso de polinización de las plantas. El estudio de los efectos indirectos es un campo emergente.

#### **PRUEBAS DE TOXICIDAD PARA LOS PESTICIDAS**

En la toma de decisiones y la adopción de actitudes sobre los pesticidas, se debe considerar tanto el potencial benéfico como el riesgo de su uso. Los pesticidas contribuyen de manera positiva con la sociedad: en la reducción de insectos vectores de enfermedades, en la producción de abundantes suplementos alimenticios, entre otras cosas. Los pesticidas facilitan la producción de granos, pan y fibras. Con el constante incremento mundial de la población, y con las limitaciones de incorporar nuevas tierras a la producción de alimentos, es probable que los pesticidas continúen jugando un papel importante en cubrir las demandas de alimentos.

Aún cuando la tecnología química tiene un gran potencial benéfico para la humanidad, se debe actuar de manera cuidadosa. Los beneficios requieren de ser evaluados continuamente de tal manera que el balance sea mayor respecto a los perjuicios. De tal manera que para prevenir que el

uso de los pesticidas pueda causar efectos adversos, estudios y pruebas son requeridos y la revisión cuidadosa de los procesos son implementadas de tal manera que se puedan identificar problemas, con ello tomar las precauciones para un uso apropiado de los pesticidas. A continuación de detallan algunas de los estudios y pruebas a las que son sometidos los pesticidas antes de ser utilizados de manera extensiva.

#### **El uso de especies indicadoras para determinar el impacto de los pesticidas en la vida silvestre.**

Es imposible e ilegal probar en cada una de las especies abundantes, amenazadas o en peligro con cada uno de los pesticidas. En la regulación de los procesos de prueba, las especies de estudios seleccionadas son aquellas que pueden representar a los organismos no blanco. La elección de especies regularmente satisface los siguientes criterios: ecológicamente significantes, abundantes y de amplia distribución geográfica, susceptible a la exposición química, comercialmente disponibles para pruebas y de fácil manejo en el laboratorio. Para pruebas de ciclos de vida, las especies deben tener un ciclo de vida corto. Cuando es posible, especies que no son llamativas estéticamente, recreacionalmente o comercialmente son estudiadas. Esas especies indicadoras proveen los elementos científicos y la toma de decisiones regulatorias con una información base para determinar el riesgo potencial a un amplio rango de aves, mamíferos, peces, invertebrados acuáticos, insectos predadores, insectos polinizadores y plantas blanco.

Las pruebas toxicológicas y las mediciones científicas son conducidas bajo estrictos lineamientos, metodologías aprobadas y requerimientos específicos para ser reportadas. Estandares exactos son necesarios para la consistencia en la evaluación de los pesticidas y para la comparación entre los químicos. Los lineamientos establecidos por la EPA estipulan las siguientes prácticas generales, las cuales deben ser cubiertas al momento de realizar un estudio y requeridas para el registro del pesticida. Entre otras están las siguientes:

- 1.- Las pruebas toxicológicas o fitotoxicológicas normalmente no son efectuadas con especies amenazadas o en peligro.
2. Solo las especies recomendadas por la EPA deben ser utilizadas para efectuar las pruebas de laboratorio.

3. Los organismos utilizados en las pruebas deben ser uniformes en peso, talla y edad.
4. Los grupos control, aquellos no expuestos a los pesticidas, deben ser mantenidos bajo condiciones similares a las de los grupos de prueba.
5. Se debe especificar claramente el grado técnico del ingrediente activo de la sustancia que va a ser probada, o el uso final del producto. Si la sustancia de prueba es diluida o disuelta para su administración, la sustancia en la que es diluida no debe interferir con su adsorción, distribución o metabolismo del material probado, alterar las propiedades químicas de la sustancia, potenciar o reducir las características tóxicas de la sustancia, afectar el consumo de agua, alimento o impactar los procesos fisiológicos de los organismos sometidos a la prueba.
6. Se deben registrar detalladas descripciones de la naturaleza, incidencia, tiempo de ocurrencia, severidad y duración de los efectos tóxico observado.
7. El reporte final debe incluir toda la información necesaria para proveer una descripción completa y precisa de los procedimientos realizados y la evaluación de los resultados de las pruebas.

#### **Pruebas de toxicidad en plantas y animales silvestres.**

Las especies prueba son expuestas para medir cantidades de pesticidas, lo que permita establecer las respuestas agudas y crónicas a varias concentraciones. Una dosis puede ser aplicada al organismo prueba de varias maneras, dependiendo de la prueba: mezclada con agua en tanques de acuarios conteniendo peces o invertebrados; mediante una dosis sencilla oral a mamíferos y aves; aplicada tópicamente a abejas melíferas; o incorporada en la dieta. Típicamente, en pruebas de corto tiempo 10 organismos son expuestos a cuatro o cinco diferentes dosis para determinar la mortalidad o algún otro efecto terminal.

En adición a los estudios de mortalidad de corto plazo, son medidos los efectos de la exposición a pesticidas durante un largo periodo (crónica) en la reproducción, sobrevivencia y conducta. Si los estudios de laboratorio indican que el pesticida tiene un efecto potencial adverso sobre la vida silvestre, la investigación puede ser ampliada más allá del laboratorio para incluir estudio y evaluación de los impactos sobre condiciones de uso actual.

Codornices y patos han sido utilizados para llevar a cabo estudios del impacto de los pesticidas tanto a corto como a largo plazo en aves. Esas especies generalmente son obtenidas de criaderos y mantenidas bajo condiciones de temperatura, humedad, luz y tamaño de la camada que conforma lo establecido por los protocolos de la EPA.

#### **Prueba para toxicidad aguda LD<sub>50</sub> con dosis sencillas orales.**

El propósito de esta prueba es determinar la toxicidad aguda oral del químico, expresado como una dosis sencilla de material (miligramos por kilogramo de peso corporal) que puede resultar en 50% de la mortalidad entre las aves sometidas a la prueba. La prueba provee una medida de la sensibilidad de una especie a una sustancia tóxica. El material de prueba es administrado oralmente a cada una de las aves mediante inyección directa en el estómago o en el buche, o a través del uso de cápsulas. Las aves son observadas por un mínimo de 14 días y se registra cualquier mortalidad o signo de intoxicación. Adicionalmente, se realiza un examen interno para determinar la condición de los principales órganos.

#### **Prueba del octavo día LC<sub>50</sub>.**

El propósito de esta prueba es determinar la toxicidad del químico en las aves, expresada como una concentración del pesticida en la dieta (partes por millón) que puede producir 50% de mortalidad entre las aves sometidas a la prueba. Tres a cinco días previos a la prueba las aves de prueba son segregadas en seis grupos, diez individuos por grupo. Cinco grupos tienen acceso ilimitado al alimento, el cual contiene concentraciones conocidas del pesticida; un grupo sirve como control y recibe alimento comercial estándar el cual no contienen pesticida. Las aves son alimentadas con la dieta de prueba durante cinco días y observadas durante un tiempo adicional de tres días. En el transcurso del periodo de estudio, mortalidad y todos los signos de intoxicación, tales como inmovilidad y cualquier conducta anormal, son registrados diariamente.

#### **Pruebas de reproducción.**

La prueba más comúnmente utilizada para determinar los efectos crónicos de pesticidas en fauna silvestre, es la prueba de reproducción en aves. El objetivo del estudio es determinar los

efectos de los pesticidas en la salud y en el rendimiento reproductivo de adultos que se reproducen mediante la puesta de huevos, en la viabilidad del embrión y en la sobrevivencia de las nidadas. Reproductores de un año de edad son utilizados, se conforman un grupo control y tres de prueba, éstos últimos son sometidos a una dieta con diferentes niveles de concentración del pesticida. La exposición inicia 10 días previos a la puesta de los huevos y continúa durante 10 semanas de puestas de huevos. Los huevos son colectados diariamente, artificialmente incubados y revisados periódicamente respecto a su desarrollo embrionario, los polluelos son alimentados durante dos semanas para observar su viabilidad y crecimiento. Esta prueba es actualmente realizada para prácticamente todos los pesticidas.

### **Pruebas en condiciones de campo.**

Después de casi cinco años de pruebas ecotoxicológicas en campo, se han realizado 45 estudios con aves en campo y 10 en hábitats acuáticos. Pero los resultados no han incorporado información adicional suficiente en la determinación de riesgos, lo que permita justificar el tiempo y los recursos necesarios para apoyar dichas pruebas, por lo que la EPA las ha descontinuado. En ausencia de tales pruebas, la EPA esta evaluando el efecto de los pesticidas con base en detallados estudios de laboratorio, estimación de exposición ambiental con base en modelos para computadoras y fuentes bibliográficas, cuantificación de los residuos de pesticidas y datos de pesticidas incidentes. Cuando esos análisis indican efectos potenciales adversos para el ambiente, la EPA requiere para los registros de los pesticidas la implementación de cambios en las recomendaciones de uso del producto para minimizar tal potencial. Bajo estos nuevos enfoques de prueba, la EPA puede solicitar pruebas de campo bajo circunstancias muy particulares o requerir evaluaciones de campo para determinar si los cambios en el uso de los pesticidas reducen de manera adecuada los efectos.

### **Determinación de riesgos: Interpretación de los efectos ambientales a partir de datos de pruebas de toxicidad.**

La primera prueba para un pesticida es de corto plazo, consiste en estudios de toxicidad aguda para determinar las dosis letales y la repuesta general de los animales a los pesticidas.

Esas pruebas incluyen pruebas orales de dosis sencillas en aves, pruebas dietarias subagudas de ocho días, una prueba LC<sub>50</sub> de 96 horas en peces y una prueba de 48 horas para invertebrados acuáticos. El objetivo de dichas pruebas es determinar las dosis letales (LD) o concentraciones letales (LC) requeridas para matar al 50% de los organismos sometidos a prueba.

Este valor es calculado estadísticamente y expresado como un valor LD<sub>50</sub> (dosis sencilla 50 oral) o un valor LC (exposición dietaria o concentración en agua). Los valores LD<sub>50</sub> son expresados en miligramos de pesticida por kilogramo de peso corporal del animal (mg/kg). Los valores LC<sub>50</sub> son expresados en miligramos de pesticida por kilogramo de alimento (mg/kg) o por litro de agua (mg/l). Las unidades métricas son normalmente convertidas a partes por millón (ppm) para agregar una comparación a datos de residuos en el ambiente.

Una interpretación inicial de esos valores estadísticos obtenidos en laboratorios esta relacionado con su magnitud: los valores más pequeños de LD<sub>50</sub> o LC<sub>50</sub> indican que menos químico es requerido para matar a los organismos sometidos a prueba. Los toxicólogos han desarrollado una escala de rangos para la interpretación de la potencia de los pesticidas.

La segunda evaluación de un pesticida consiste de pruebas que permitan conocer los impactos que pueden ocurrir a largo plazo. Esas pruebas evalúan sobrevivencia, crecimiento, reproducción, peso corporal, anomalías fisiológicas y otros efectos que pueden ser inducidos químicamente. Una importante meta estadística de esos estudios son las altas concentraciones que producen efectos no observados: el nivel de efecto no observado (NOEL por sus siglas en inglés).

La comprensión de los efectos toxicológicos en el corto y largo plazos de la exposición, es el primer paso para cuantificar el peligro, pero la toxicidad de los pesticidas es solo un indicador parcial del riesgo relativo en la vida silvestre. Exposiciones potenciales tienen que ser evaluadas con el fin de determinar los riesgos precisos. Una estimación de la exposición de la vida silvestre a residuos de pesticidas en el ambiente debe ser determinada. Esta es llamada estimación de la concentración ambiental (EEC). La EEC para aves y mamíferos es la



concentración del pesticida en alimento que pueden consumir. Esto puede ser determinado mediante estudios de campo, pero en la mayoría de los casos se obtiene de datos publicados. La EEC para organismos acuáticos puede ser un rango de concentración representando típicamente y los peores casos de exposición que pueden ocurrir en cuerpos de agua adyacentes a campos tratados con pesticidas. Las EEC en medios acuáticos usualmente son calculados, frecuentemente con la ayuda de modelos para computadora, pero también pueden ser derivados de estudios de campo. Evaluaciones de campo de la exposición y efectos ecológicos aún pueden ser requeridos en casos individuales, para determinar la efectividad de las medidas de reducción de riesgos.

Evaluaciones acumulativas de los estudios de toxicidad en laboratorio, análisis químicos de grasas y evaluaciones sobre las condiciones de uso actual provee al fabricante y a la EPA los datos necesarios para evaluar y estimar los riesgos directos de la vida silvestre por el uso de un pesticida. Análisis del riesgo es una comparación entre la información de toxicidad y la estimación de concentración ambiental (EEC, por sus siglas en inglés). Si la EEC es significativamente menor que los niveles encontrados para ocasionar problemas agudos o crónicos, el supuesto es que el pesticida no tendrá un impacto adverso significativo en la vida silvestre. Contrariamente, si la EEC excede los niveles conocidos para producir problemas, se puede esperar que los residuos del pesticida evaluado produzca daños. Si los datos indican una alta probabilidad de riesgo para la vida silvestre, la EPA puede requerir pruebas adicionales o más refinadas, clasificar el pesticida para uso restringido o recomendar que no sea registrado.

#### **EFFECTOS DE LOS PESTICIDAS EN LA FAUNA SILVESTRE**

Actualmente, muy poca información esta disponible, respecto a los efectos subletales de insecticidas en la vida silvestre. Este problema debe ser reconocido debido a que es probable que una gran cantidad de animales reciban exposiciones subletales en conexión con programas de dispersión de insecticidas. Los efectos en los individuos pueden ir desde indetectables hasta serios daños que afecten su reproducción y sobrevivencia. Esto demanda una mayor cantidad de investigaciones, que permitan determinar el efecto de los insecticidas en las

poblaciones de especies silvestres en sus hábitats originales (McEwen y Brown 1966).

#### **Invertebrados.**

El carbofuran es un pesticida considerablemente menos tóxico para gusanos tubícolas marinos y camarones marinos, respecto a su toxicidad en peces. En una prueba de 96-h para carbofuran a la que se sometieron dos especies de gusanos anélidos de agua dulce y cuatro especies de moluscos bivalvos de aguas salobres, se obtuvo un  $LC_{50}$  que varió de 3.75 a 125 mg/l. Algunos efectos no letales han sido documentados para este pesticida en estudios prácticos controlados con organismos acuáticos. Con base en los rangos de aplicación registrados de este pesticida, el carbofuran no manifiesta acumulación en los sistemas acuáticos, y presenta pocos efectos crónicos en peces y organismos invertebrados acuáticos (Hill 1994).

Flickinger *et al.* (1980) documentaron la muerte de una gran cantidad de invertebrados no blancos, tales como lombrices de tierra y algunos moluscos en campos de arroz, por la aplicación de Fudaran 3G. Estos fueron observados muertos entre 15 y 60 minutos después de su aplicación.

Muchos investigadores han especulado en relación al grado el cual insectos envenenados por insecticidas organofosforados representan peligro para las aves que los consumen. Estudios de campo mostraron que dichos insecticidas pueden representar peligros reales, ya que se encontró que ortópteros envenenados con acephato (Orthene) contenían hasta 10 ppm de este insecticida y, adicionalmente, por arriba de 5 ppm de su metabolito más tóxico, methamidophos. Esos niveles de residuos pueden explicar la inhibición de la enzima colinesterasa reportada en estudios de aves en bosques aspersados con acephato (Scott y Eschmeyer 1980).

#### **Peces.**

La toxicidad de los DPC para los peces no es elevada, en comparación con la de algunos plaguicidas (OMS/OPS 1979). Insecticidas organofosforados han mostrado efectos inmunosupresivos en estudios de laboratorio. El trichlorophon decrece la habilidad fagocítica de los neutrófilos en carpas (*Ciprinus carpio*) (Fairbrother 1994).

El carbofuran es un pesticida altamente tóxico para los peces, basados en pruebas de toxicidad aguda 96-h con individuos juveniles de siete especies de peces de aguas dulces,  $LC_{50}$ 's variaron de 147 microgramos de carbofuran por litro de agua para percas amarillas (*Perca flavescens*) a 872 microgramos de carbofuran por litro para *Pimephales promelas*.

Por otro lado, aplicaciones de Furadan 3G, en campos de arroz, ocasionó la muerte de individuos de carpa común (*Ciprinus carpio*), en un lapso entre 24 y 28 horas después de la aplicación del insecticida (Flickinger *et al.* 1980).

### Reptiles y anfibios.

En 1970 y entre 1973 y 1975, en tres condados de Texas, se registraron mortalidades de anfibios, en campos de arroz, por la aplicación de Furadan 3G (Flickinger *et al.* 1980). La muerte de



Otros pesticidas como endrin y toxapheno son altamente tóxicos para los anfibios. Por un lado el endrin resultó tóxico tanto para larvas como para adultos ( $LC_{50} = 5-15$  ppb), pero los efectos del toxafeno estuvieron relacionados con el estado de desarrollo de los individuos, siendo mucho más bajos los niveles de toxicidad en los estadios larvarios ( $LC_{50} = 32-54$  ppb) que en animales adultos ( $LC_{50} = 378-790$  ppb) (Scott y Eschmeyer 1980).

### Aves.

A finales de los 50s y principios de los 60s, observadores aficionados de aves en Norte América y en el Oeste de Europa, notaron una considerable disminución en las poblaciones de

estos anfibios ocurrió entre las 24 y 28 horas posteriores a la aplicación del insecticida.

Scott y Eschmeyer (1980) señalan que los anfibios concentran organofosfatos a niveles que pueden poner en peligro a otras especies silvestres (Figura 4). En un experimento realizado en este sentido se expusieron ranas durante cuatro días a dosis de cinco ppm de diferentes pesticidas, entre los que figuraron dicrotophos, malathion, parathion, acephato y fenthion en agua, posteriormente se alimentaron con estas ranas algunos patos a niveles de 5% del su peso corporal, resultando que todos lo que habían sido alimentados con ranas expuestas a parathion y fenthion murieron. Otros experimentos con dosis diferentes, arrojaron resultados semejantes. La habilidad de los anfibios para tolerar y concentrar organofosfatos puede representar una seria amenaza para cierto tipo de fauna, particularmente para aquellos que utilizan a estos animales en su dieta.

**Figura 4.** Los anfibios son un grupo de vertebrado que pueden tolerar y concentrar organofosfatos, lo que pone en riegos a aquellas especies que las incluyen en su dieta.

aves, particularmente en las aves de presa, así como también intentos fallidos de parejas adultas para producir polluelos (Newman 1993). Marcadas declinaciones de halcón peregrino fueron reportadas en varios países de Europa, incluyendo la Gran Brataña, Suecia, Alemania y Polonia, y en Estados Unidos y Canada. En el este de los Estados Unidos se reporto la desaparición del halcón peregrino desde principios de los 60s, junto con estas especies, otras se vieron también afectadas, entre estas el aguila calva (Ratcliffe 1980) (Figura 5).

Durante los 50s, tanto en el oeste de Europa como en Norteamérica se utilizó por primera vez un nuevo insecticida sintético organoclorado, el DDT, el cual fue introducido a

finales de los 40s, los ciclodines, incluyendo aldrín y dieldrín fueron introducidos a mediados de los 50s. Uno de los elementos que llevó a suponer que esos compuestos eran los responsables de los efectos adversos en las poblaciones de aves, fue cuando la gente observó grandes cantidades de aves muertas, especialmente de especies granívoras, cerca de los campos de cultivo en donde habían sido utilizados esos insecticidas. Esto sugirió que los ciclodines pudieran estar involucrados, dado que fueron comúnmente utilizados para combatir insectos que atacaban a las semillas y para los cuales se había demostrado experimentalmente que mataban muchas especies de aves (Newton y Wyllie 1992). Sin embargo, el DDT y sus residuos son mucho menos tóxicos a aves adultas que los ciclodines, y raramente están presentes en concentraciones suficientes para causar la muerte. Evidencias de

que el DDT estuvo involucrado en la declinación de las poblaciones del halcón peregrino inició a partir de observaciones de nidos de esta especie, en donde se encontraban huevos rotos en nidos de aves de presa. El número de huevos rotos fue tan grande que causó una reducción considerable en el número de crías exitosas en cada pareja de adultos por año. Aún cuando al principio no se determinó que el DDT fuera el responsable de tal efecto, al analizar huevos colectados en diferentes fechas y depositados en colecciones científicas, se encontró que si bien entre 1891 a 1946 el grosor medio de la cubierta fue constante, para 1947 a 1952 se observó una reducción significativa (Newman 1993).

**Figura 5.** Las aves rapaces están entre la fauna que ha sido más afectada por el uso de pesticidas, ocasionando disminuciones considerables en el tamaño de sus poblaciones.



Resultados similares fueron registrados para el halcón peregrino en Gran Bretaña (Ratcliffe 1970). Otras especies con resultados semejantes fueron el águila calva y el águila pescadora en los Estados Unidos, el águila dorada, el merlín, el cernicalo y el cormorán en la Gran Bretaña (Ratcliffe 1970).

Para comprobar la idea del efecto del DDT en la reducción del grosor de la cubierta del huevo, se realizó un experimento con halcón peregrino, la dosis proporcionada se procuró fuera similar a la que podrían haber ingerido estas aves en el alimento durante los 60s, resultando en una reducción en el grosor de la cubierta entre 8 y 17% respecto al grupo control. Huevos colectados de la misma especie entre 1947 y 1967 mostraron

tener 17% más delgada la cubierta que huevos colectados antes de este periodo (Ratcliffe 1970). Por otro lado, se estudió la correlación entre la concentración de pesticidas organoclorados y sus productos respecto a la disminución del grosor de las cubiertas de huevos, mostrando los últimos estudios correlaciones convincentes (Newton *et al.* 1989, Newton y Wyllie 1992). Las aves constituyen una parte sustancial en la dieta de esta ave de presa, por lo que se cree pudieron recibir los pesticidas a partir de su consumo, las que a su vez se habían alimentado de semillas consumidas en campos tratados con insecticidas (Ver figura 5).

Las cantidades de pesticidas en las aves silvestres esta primeramente relacionada con la

exposición, aunque difieren en su habilidad para absorber y metabolizar los pesticidas. Se ha observado que aves que se alimentan de peces usualmente tienen una mayor cantidad de residuos respecto a las que se alimentan de semillas y vegetación. El cormorán tienen como única fuente de alimento peces marinos, y se registró que los huevos de esta especie contenían cantidades significativas de DDT y productos de su descomposición como el DDE y HEOD el cual es un ingrediente

activo del Dieldrín. Otras aves que se alimentan de peces marinos han registrado cantidades significativas de organoclorados en sus huevos, pero no han mostrado cambios considerables en el grosor de su cubierta (Newman 1993).

**Figura 6.** La presencia de pesticidas y su posterior efecto en aves marinas, en buena medida es por la ingestión de peces contaminados con alguno de esos compuestos.



En Prairie States, en 1965, Cormoranes de doble cresta presentaron huevos con cubiertas 8.3% más delgadas que en el periodo previo a 1940. La cubierta de los huevos decreció conforme se incrementaron los residuos de DDE y PCBs. En 29 nidos, la correlación con la presencia de residuos de DDE fueron altas, pero en 6 nidos la correlación fue alta con PCBs. Los residuos de PCBs fueron de 9 ppm en un primer nido y de 5 ppm en los restantes. Pelicanos blancos, de la misma área, tuvieron huevos con cubiertas 4.5% más delgadas que los producidos en el periodo previo a 1949. Los residuos en esos huevos promediaron 1.7 ppm y en el caso de los PCBs promediaron 0.5 ppm. Huevos de pingüino común de la Isla Farallón, California, colectados en 1968 y 1970, fueron 13% más delgados que los colectados en 1913. Lípidos extraídos de los huevos recientes contenían residuos de DDE que promediaron 297 ppm y 168 ppm de PCBs. Pelicanos café de la Isla Anacapa, California, en 1969, pusieron huevos con cubiertas tan delgadas que los huevos se colapsaron (Figura 6). De 300 nidos observados en abril de ese año, apenas 12 presentaron la nidada intacta.

En las aves se observa una considerable excreción de los DPC en huevos, en cambio su

excreción en heces depende mucho de la tasa metabólica de la especie (OMS/OPS 1979).

Detallados estudios poblacionales de especies potencialmente indicadoras son necesarias si se quiere determinar como los pesticidas influyen en la dinámica poblacional de especies o comunidades. En el caso de la perdiz gris (*Perdix perdix*), estudios de sobrevivencia han mostrado tanto el efecto directo como indirecto de los pesticidas en la reducción de sus tasas de sobrevivencia. En tanto se ha reportado mortalidad de perdiz adulta como consecuencia de exposiciones directas a pesticidas, en tanto efectos indirectos han provocado la disminución de las tasas de sobrevivencia de polluelos de esta especie (Dobson y Hudson 1994).

Los organofosfatos y los carbamatos no pasan a través de la madre hasta los huevos en cantidades importantes biológicamente, pero de vida silvestre. En patos de collar (*Anas platyrhynchos*) expuestos a alimento tratado con dieldrín, la mortalidad se incrementó debido a una hepatitis viral, respecto al grupo control (Figura 7). Así mismo, en codornices norteamericanas (*Colinus virginianus*) a las que se les proporcionó alimento expuesto a carbaryl, presentaron altas tasas de

mortalidad por infección de *Histomonas meleagridis*. En cambio, exposiciones al DDT no mostraron efectos en la producción de anticuerpos

en la codorníz japonesa (*Coturnix coturnix japonica*) (Fairbrother 1994).



**Figura 7.** *Anas platyrhynchos* es una especie cuyo sistema inmune se ha visto afectado por la ingestión de pesticidas, lo que ha conducido a una mayor susceptibilidad a enfermedades virales.

Las respuestas metabólicas a pesticidas anticolinesterasa (organofosfatos y carbamatos) son similares entre las aves y los mamíferos. En una primera fase en donde se presentan procesos de biotransformación son primeramente reacciones de tipo oxidativo, reductivo e hidrolítico, y las diferencias entre los taxones son principalmente de tipo cualitativo. En contraste, durante la segunda fase, en donde se presentan reacciones de conjugación, las diferencias son de tipo cuantitativo. Sin embargo, debido a los bajos niveles de enzimas hepáticas metabólicas y la actividad de la A-Esterasa, las aves tienden a ser más sensibles que los mamíferos al envenenamiento agudo por pesticidas anticolinesterasa (Tabla 2; Hill 1994). Esto debido a la menor actividad de enzimas hepáticas-detoxicantes.

Tanto las aves como los mamíferos son relativamente tolerantes a un bajo nivel de exposición a los organofosfatos y carbamatos. Por ejemplo, aún una sola exposición de 5% del LD<sub>50</sub> (e. g. > LD<sub>10</sub>) a algunos pesticidas

organofosforados y carbamatos puede reducir la temperatura central hasta por 2°C en animales homeotermos en un ambiente con temperatura moderada (e. g. 25-30°C), y hasta entre 3 y 6°C en un ambiente frío. Aves y mamíferos hipotérmicos resultan ser consistentemente más sensibles a los pesticidas anticolinesterasa cuando son probados en temperaturas menores a los 6°C. Polluelos de aves pueden ser particularmente susceptibles a la anticolinesterasa por interferencias con la termorregulación dado que muchas especies no son totalmente homeotermas hasta una o tres semanas de edad. Esto fue probado en polluelos de codorniz de 14 días de edad, los cuales inicialmente fueron aclimatados a 35°C y entonces sometidos a 27.5°C por cuatro horas. Se sometieron a una dosis sencilla de chlorpyrifos y se observó una disminución de la acetilcolinesterasa (ChE) en el cerebro de hasta dos veces respecto a los que continuaron a una temperatura de 35°C. Se ha observado que también el cuidado parental puede ser afectado cuando las hembras son expuestas a pesticidas anticolinesterasa (Hill 1994).

**Tabla 2.** Residuos de plaguicidas (ppm) en aves

Especie	Lugar y fecha	DDE		Dieldrín	
		Media	Rango	Media	Rango
<i>Pelecanus occidentalis</i>	California, 1969	75.6	39.5-135	0.12	<0.07-0.2
<i>Phalacrocorax auritus</i>	Canada (Prairie Provinces) 1968-1969	-	3.43-8.43	-	0.068-0.681
<i>Ardea herodias</i>	Canada (Prairie Provinces) 1968-1969	-	5.71-37.01	-	0.056-0.344
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Canada (Prairie Provinces) 1968-1969	-	0.90-2.93	-	0.026-0.139
<i>Branta canadensis</i>	Canada (Prairie Provinces) 1968-1969	-	0.02-0.04	-	0.012-0.022
<i>Anas platyrinchos</i>	Canada (Prairie Provinces) 1968-1969	-	0.14-1.07	-	0.020-0.080
<i>Aythya affinis</i>	Canada (Prairie Provinces) 1968-1969	-	0.33-1.02	-	0.020-0.169
<i>Accipiter cooperii</i>	California, 1968	22.7	-	-	-
<i>Aquila chrysaetos</i>	California, 1968	2.0	-	-	-
<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	U.S.A., 1962-1963 Alaska, 1970	2.91	4.6-13 0.25-10.75	0.06	0.5-1.0 trasas-0.22
<i>Falco peregrinus</i>	Canada, 1968	17.8	4.4-31.2	0.8	Nd-1.7
<i>Falco mexicanus</i>	Colorado-Wyoming, 1967-1968	27.5	-	1.9	-
<i>Falco sparverius</i>	California, 1968	0.19	-	-	-

Si bien la habilidad de aves para capturar las presas o evitar la depredación no ha sido evaluada a fondo, en algunos estudios se ha observado que aves sometidas a dosis elevadas de organofosfatos y carbamatos, fueron letárgicas y víctimas fáciles, en cambio las sometidas a bajas dosis estuvieron alertas, activas y no fueron fácilmente capturadas respecto a las control (Hill 1994). En un estudio de campo realizado en Florida, 197 codornices recibieron una sola dosis con 0, 2, 4 o 6 mg de methyl parathion por kilogramo de masa corporal y fueron equipadas con un transmisor con el fin de registrar sus movimientos. Los individuos sometidos a la dosis más alta (6 mg) presentaron los índices de sobrevivencia más bajos respecto a las control, concluyendo que esos resultados son producto del incremento de la vulnerabilidad inducida por los pesticidas (Bennett y Bennett 1990).

Algunos estudios en aves sobre los efectos crónicos de pesticidas anticolinesterasa, han mostrado que causan reducción en la alimentación, y por ende pérdida de peso y una marcada reducción en las tasas de oviposición. Codornices norteañas en cuyo alimento se incorporaron 100 mg de parathion por kilogramo de alimento, durante un periodo de 10 días,

registraron pérdida de peso, detención de ovoposición y experimentaron una reducción de 60% de actividad de la acetilcolinesterasa en el cerebro y 30% en los niveles de la hormona luteinizante (LH) (Rattner *et al.* 1982).

Algunos de los pesticidas anticolinesterasa extremadamente tóxicos pueden poseer riesgos, que no son fácilmente advertidos, para la vida silvestre. El monocrotophos ha sido implicado en la mortalidad masiva de especies silvestre. En el caso de la codorniz norteaña, se ha observado que tan solo una concentración de 1.25 mg/kg de azodrin en alimento, provoca la disminución en la producción de huevos en aproximadamente un 80% en un lapso de 16 semanas, y la eclosión de los mismos disminuyó hasta en un 50% comparado con un control (Hill 1994).

En otro estudio realizado también con codorniz norteaña, en donde se buscaba conocer la respuesta de la actividad reproductiva a concentraciones decrecientes de tóxico, tal como se esperaría sucediera en la naturaleza a partir de una aplicación sencilla, resultó en una disminución en el consumo de alimento y en la producción de huevo (Hill 1994).

Uno de los efectos más importantes de los organofosforados y carbamatos en la reproducción de aves en la naturaleza, esta relacionada con la remoción de las presas. Cuando las presas son reducidas en su número, las aves pueden abandonar sus nidos y emigrar para alejarse de las áreas tratadas con pesticidas, o al menos tienen mayores dificultades para el mantenimiento de sus polluelos. Cuando las aves abandonan sus nidos después de la primera puesta, es particularmente crítico para el éxito reproductivo de la población, ya que los subsiguientes intentos son usualmente menos exitosos (Hill 1994). Hembras de *Agelaius phoeniceus* (Passeriforme: Icteridae) a las cuales se les administraron dosis orales desde 0 hasta 4.2 mg de methyl parathion por kilogramo de peso corporal, durante su anidación, solamente mostraron signos clásicos de intoxicación aguda aquellas que fueron sometidas a dosis de aproximadamente el 18% del LD<sub>50</sub>, pero sin efectos adversos aparentes en el éxito de anidación. En cambio individuos de *Sturnus vulgaris* (estornino europeo), que fueron inducidos a anidar en cajas de anidación, se les administró, vía oral, 2.5 mg de dicofol por kilogramo de masa corporal (~25% del LD<sub>50</sub>), las hembras mostraron una menor cantidad de viajes para la búsqueda de alimento para sus polluelos y permanecieron un mayor tiempo alejados del nido respecto a los control (Powell 1984). La importancia de la disminución relativa en insectos presas, debido a la aplicación aérea de algunos insecticidas (p.e. fenthion y trichlorfon), varía ampliamente dependiendo de la abundancia de presas en el momento de la aplicación y del tamaño, movilidad y demanda de energía de los depredadores (Hill 1994).

McEwen y Brown (1966) realizaron un estudio con el fin de determinar la respuesta de *Pedioecetes phasianellus* (sharp-tailed grouse) en su hábitat a una dosis sencilla de dieldrin y malathion, observándose respuestas en la parte conductual, reproductiva y en el riesgo de su depredación. Así, algunos de los signos exhibidos por individuos sometidos al malathion fueron: depresión seguida por una inactividad, reacciones lentas, inmovilidad y finalmente la muerte por fallas respiratorias o del corazón, con algunas convulsiones. Por su parte para el envenenamiento por Dieldrin, los signos mostrados fueron: reducción de la distancia de escape, vuelo irregular, caminado circular sin coordinación y emitiendo llamados de peligro, ataques

convulsivos frecuentes los cuales fueron en aumento en el transcurso del tiempo, a partir de la ingestión de la dosis, finalmente muerte con convulsiones. Junto con lo anterior, cambios en la conducta reproductiva normal fueron registrados en algunos de los individuos, específicamente en las conductas de exhibición durante el cortejo y en la defensa del territorio. En este sentido, la conducta territorial demanda individuos vigorosos y activos. Esos individuos que reaccionaron a la aplicación del insecticida, pero no fueron severamente afectados, pudieron estar, más fácilmente, a merced de machos en condiciones adecuadas, y por ende desplazarlos de los mismos.

Los organofosforados son susceptibles a una rápida inactivación mediante procesos químicos y biológicos, y por lo tanto son considerados menos dañinos al ambiente, que pesticidas más persistentes tales como los hidrocarburos clorinados (Stoker y Seagar 1977). La estimación de daño esta basada en el potencial de persistencia de algunos químicos para bioacumularse y causar envenenamiento multinivel (Hill y Mendenhall 1979). En este sentido, se han reportado casos de envenenamiento secundario de aves por algunos organofosforados, tal es caso de aves de presa mediante Monocrotopos (Azodrín) (Mendelssohn y Paz 1977) y Famphur (=Famophos) (Hill y Mendenhall 1979). El envenenamiento secundario en aves de presa, como el tecolote de campanario (*Tyto alba*), fue corroborado experimentalmente por Hill y Mendenhall (1979), quienes alimentaron tecolotes con codornices expuestas a diferentes dosis de Famfur, después de 10 días de alimentación se observó inhibición en la actividad de la acetil-colinesterasa a nivel de plasma y cerebro, concluyen que tanto tecolotes como otras aves de presa que ingieren presas envenenadas con Famfur pueden experimentar envenenamiento secundario. El daño asociado con este tipo de envenenamiento depende del número de presas envenenadas que hayan ingerido, el tejido consumido, y la cantidad de veneno a que estuvieron expuestas las presas.

La aplicación de Furadan 3G en campos de arroz en Texas ha sido causa de mortalidades de aves y otros vertebrados e invertebrados (Flickinger *et al.* 1980). En el caso de aves, se detectaron individuos de *Erolia melanotos* y *Agelaius phoeniceus* muertos o moribundos entre las 17 y 24 horas posteriores a su aplicación. En otras ocasiones ya habían sido registradas mortalidades de aves en campos de arroz

(Flickinger y King 1972), aunque en este caso por la aplicación de aldrín, siendo la especie afectada *Dendrocygma bicolor*.

Lawrence et al. (1984) realizaron un estudio en ganso canadiense (*Branta canadensis moffiti*), en el pacífico noroeste, en donde observaron bajas tasas de reproducción, mortalidad en adultos y una disminución de la población residente de esta especie, en el Refugio Nacional de Vida Silvestre de Umatilla, en Oregon y Washington, estos eventos fueron asociados al uso de heptacloro en campos de cultivos; análisis de huevos y tejidos de los individuos muertos proveyeron fuertes evidencias de que este compuesto fue el responsable de la mortalidad y el decrecimiento poblacional de esta especie en el área de estudio. En el caso del heptacloro, cuando es ingerido, es fácilmente metabolizado a heptacloro epoxido (HE), el cual es soluble en lípidos y fácilmente almacenado en la grasa corporal. Así, cuando los organismos requieren de esta reserva (reproducción, protección del clima, disminución de recursos alimenticios, migración), resulta en la movilización de esta grasa, conteniendo el contaminante. La forma de acción de este contaminante en la disminución de los sucesos reproductivos es desconocido, pero puede estar relacionado con embriotoxicidad o efectos adversos en adultos que resultaron en la deserción de anidación como resultado de la mortalidad o aberraciones conductuales.

### Mamíferos.

Los mamíferos silvestres acumulan residuos de pesticidas organoclorados a partir de su alimento, principalmente, de acuerdo con el grado de exposición y con las diferencias fisiológicas en su habilidad para metabolizar y excretar esos compuestos. Al igual que en las aves, los residuos de DDE y dieldrín predominan en este grupo animal, presumiblemente como un reflejo tanto del uso y persistencia de esos compuestos o de sus precursores, DDT y aldrín. Otros químicos, incluyendo endrín, clordano, entre otros, ocurren ocasionalmente en los mamíferos silvestres.

Las musarañas muestran considerable propensión a la acumulación de residuos de pesticidas. En un estudio realizado por Dimond y Sherburne (1969), se colectaron varios tipos de pequeños mamíferos en un bosque de Maine, a varios intervalos de tiempo, cubriendo un periodo de nueve años, después de aplicaciones simples de DDT a una dosis de 11b/acre (1.2 kg/ha) para el control de una plaga. En el año del tratamiento, musarañas colectadas en ese sitio (*Blarina brevicauda*, *Microsorex hoyi* y *Sorex sp.*), contenían un promedio de 15.58 ppm (0.27-40.91) de DDT y sus metabolitos en cadáveres de éstas especies. En cambio ratones y tuzas (*Peromyscus sp.* Y *Clethrionomys gapperi*), contenían un promedio de 1.06 ppm (0.43-2.69). Las diferencias fueron evidentes también en áreas no tratadas, ya que en tanto ratones y tuzas contenían 0.03 ppm, las musarañas contenían 0.30 ppm. Esas relaciones permanecieron a lo largo de varios años después del tratamiento; residuos en musarañas promediaron de 10 a 36 veces más respecto a los registrados en ratones y tuzas. Los ratones y tuzas recolectados entre 8 y 9 años después del tratamiento contenían 0.03 ppm, tan solo el 4% de la cantidad registrada el año del tratamiento. En cambio las musarañas recolectadas entre 8 y 9 años después contenían 1.18 ppm, 8% de la cantidad registrada en el año del tratamiento.

En la misma área, el mink (*Mustela vison*), un carnívoro, presentó mayores cantidades de residuos de DDT que la liebre (*Lepus americanus*; Figura 8). La persistencia de residuos en liebres siguió un patrón semejante al mostrado por los ratones y tuzas pero a un nivel menor.

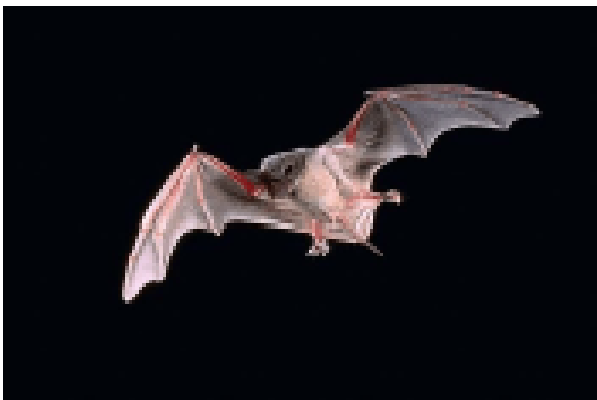


**Figura 8.** Las liebres, por su tipo de dieta, presentan valores bajos de acumulación de pesticidas.



Los difenilos policlorados (DPC) son absorbidos por los mamíferos a través del sistema gastrointestinal, los pulmones y la piel. Se acumulan, particularmente, en tejido adiposo y se advierte alguna transferencia por la placenta. La excreción en mamíferos se realiza fundamentalmente por las heces, en las cuales los DPC aparecen como metabolitos fenólicos (OMS/OPS 1979). En mamíferos, entre los efectos tóxicos de los DPC se ha observado hepatomegalia, que puede llegar a causar lesión hepática. Particularmente en simio y visón, dosis bajas, ha causado efectos importantes sobre la fecundidad. Buergelt *et al.* (2002) encontró en pantera de Florida (*Felis concolor coryi*) tres casos de neumonía aguda difusa, sugiriendo intoxicación por herbicidas o pesticidas.

Clark *et al.* (1995), en un estudio para determinar residuos de organoclorados en muestras de guano, principalmente del murciélago mexicano de cola libre (*Tadarida brasiliensis*) en el norte de México, citan que el DDE fue el residuo más abundante encontrado en el guano dentro de cada una de las cuevas estudiadas (Figura 9). Sin embargo, en todos los caso se observaron bajas concentraciones, siendo la más alta de 0.99 ppm. Señalan que se desconoce el



impacto de la presencia de insecticidas organoclorados y carbamatos en murciélagos.

Respecto a efectos en el sistema inmune, organoclorados como el lindano y el hexacloro robenceno incrementan la susceptibilidad de ratones a infecciones de malaria; y el DDT incrementa el porcentaje de mortalidad de ratones expuestos al virus de encefalomiocarditis (Fairbrother 1994).

Insecticidas organofosforados también han mostrado efectos inmunosupresivos en estudios de laboratorio. Demethoato, dichorvos, methyl parathion y malathion decrecen la cantidad de anticuerpos en ratones, ratas y conejos. El methyl parathion ha mostrado también un incremento en la susceptibilidad de ratones a infección por *Staphylococcus typhimurium* y decrece la proliferación de linfocitos. Carbaryl y carbofuran dos insecticidas de carbamatos, son también inmunoreactivos y disminuyen la producción de anticuerpos, decreciendo las respuestas de las células T, en ratas y ratones, disminuyendo la resistencia a *Giardia muris* y *Escherichia coli* o *Staphylococcus* (Fairbrother 1994).

**Figura 9.** Residuos de DDT han sido encontrados en guano del murciélago de cola larga (*Tadarida brasiliensis*).

Como se ha destacado en párrafos previos, relativamente pocos estudios han examinado los efectos de los contaminantes ambientales en el sistema inmune de especies de vida silvestre. El ratón venado (*Peromyscus maniculatus*) ha sido expuesto, en estudios de laboratorio, a reguladores del crecimiento de plantas tales como glyphosyne y Arochlor

1254 (una mezcla de PCBs), resultando en una disminución en las cantidades de glóbulos blancos, hemolisinas y reducción del número de

células del bazo capaces de producir anticuerpos, lo cual también ocasionó viremia, seguida por una infección de virus de la encefalitis venezolana (Fairbrother 1994).

En términos ecotoxicológicos, los pinipedos representan un grupo de animales que de particular interés. La naturaleza de solubilidad en grasa de muchos contaminantes persistentes producidos por la civilización humana, junto con el nivel trófico que ocupan la mayoría de los

pinipedos, ubica a estos mamíferos predominantemente marinos entre los grupos de animales más contaminados (Ross y Troisi 2001) (Tabla 3).

Pesticidas persistentes han sido registrados en la grasa y en otros tejidos de pinipedos que habitan aguas adyacentes a regiones industrializadas y agrícolas, así como también en áreas remotas las cuales podrían ser consideradas prístinas. Los pesticidas que han sido más frecuentemente encontrados en estos mamíferos consisten de organoclorados, incluyendo algunos del grupo HCH, ciclodines (clordano, dieldrin, endrín, heptaclor, heptaclor epóxido, entre otros) y algunos del grupo de los DDT (DDT, DDE). Se ha reconocido que los pesticidas pertenecientes a éste último grupo tienen propiedades estrogénicas, anti-androgénicas y anti-prostaglandinas (Ross y Troisi 2001).

En aguas costeras adyacentes a regiones industriales y agrícolas de Norte América y Europa, los pinipedos están expuestos a altas concentraciones de muchos pesticidas a través del consumo de sus presas. La concentración total de DDT en muestras de grasa promedió los 200 mg/kg de lípidos en focas de anillos (*Phoca hispida*) a partir de muestras de ejemplares del Mar Báltico; en la misma localidad, para foca gris (*Helichoerus gripus*) se registró un valor de 420 mg/kg de lípidos en 1974. En cambio, para 1988, en muestras obtenidas para estas mismas especies de registraron valores de 13 mg/kg y 35 mg/kg respectivamente, lo que muestra una disminución en sus concentraciones, posiblemente como causa de la disminución en el uso de este pesticida (Ross y Troisi 2001).

**Tabla 3.** Residuos de organoclorados (ppm) en mamíferos acuáticos.

Especie/Lugar y año	Muestra	DDE		DDD		DDT		Dieldrin	
		Media	Rango	Media	Rango	Media	Rango	Media	Rango
<i>Enhydra lutris</i> Canada, 1970	Grasa	10.3	0.39-34	0.54	0.007-1.5	0.32	0.015-0.87	-	-
<i>Phoca vitulina</i> Canada, 1967	Grasa	5.9	1.2-17.3	0.78	0.35-2.1	5.5	2.1-15.6	0.07	0.03-0.10
<i>Pagophilus groelandicus</i> Canada, 1968	Leche	-	0.47	-	0.11	0.58	-	-	-
<i>Lobodon carcinophagus</i> Antartida, 1964	Grasa	-	0.017	-	0.007	0.015	-	-	-
<i>Leptonychotes weddelli</i> Antartida, 1965, 1967	Grasa	0.02	0.005-0.045	-	-	0.04	0.020-0.060	-	-
<i>Eschrichtius gobbosus</i> California, 1968-1969	Grasa	0.14	0.04-0.36	0.07	0.029-0.19	0.06	0.022-0.13	0.06	0.044-0.075
<i>Phocoena phocoena</i> Canada, 1969, 1970	Grasa	81.9	15.0-181	36.5	7.2-100	83.9	14.1-175	7.0	0.1-13.1
<i>Physeter catodon</i> California, 1968	Grasa	3.6	0.74-6.0	0.52	0.22-0.83	1.7	0.86-2.6	0.018	0.016-0.019

Sin embargo, aún cuando algunos pinipedos no vivan cerca de las fuentes de contaminación, se han registrado especies contaminadas en sitios tan distantes como la Antartida, en donde Risebrough et al. (1976) registró concentraciones detectables de DDT (33 ng/kg), DDE (48 ng/kg) y PCB (43 ng/kg) en grasa de focas leopardo (*Hydrurga leptonyx*). El patrón observado en focas del Antártico contrasta con lo registrado en el Ártico en donde la concentración de PCB es mayor a la de DDT, reflejando el mayor uso de los PCBs en la industria de los hemisferios norte (Muir et al. 1992).

Muchos de los insecticidas son volátiles y están por lo tanto sujetos a procesos de transporte

atmosférico seguido por remoción desde sistemas acuáticos y terrestres. Este es considerado la manera dominante de introducción de estos contaminantes a puntos distantes, tales como el Ártico y áreas remotas del océano Pacífico Norte (Atlas y Giam 1981, McDonald 2000) (Tabla 4). La deposición de los contaminantes en la nieve y, directa o indirectamente, en la columna de agua, resulta en una rápida incorporación de los pesticidas mediante los organismos de los niveles tróficos inferiores (p.e. zooplancton y organismos bentónicos), mediante la asociación con materia orgánica. Como consecuencia de ello, hay una subsecuente contaminación de peces, focas y osos polares, los cuales forman parte de los niveles

tróficos superiores (Aagaard et al. 1999, McDonald 2000, Ross y Troisi 2001) (Figura 10).

La determinación de los efectos de los contaminantes en pinípedos no ha sido fácil. Los primeros enfoques de los estudios toxicológicos de pinípedos estaban basados en observaciones de anomalías en poblaciones en su hábitat

natural, más recientemente estudios en semicautiverio han incluido focas expuestas a dietas con peces obtenidos de sitios contaminados. Junto con ellos, se ha utilizado la extrapolación a partir de estudios con roedores en laboratorio, para así determinar el riesgo de toxicidad de ciertos químicos sobre poblaciones de pinípedos en sus hábitats (Ross y Troisi 2001).

**Tabla 4.** Resumen de los principales contaminantes organoclorados registrados en una región del Ártico en algunas especies de fauna (Macdonald et al. 2000).

Compound	Source	Species with highest Leves	Target site in the animal
HCB (hexachlorobenzene)	Industrial by- product	Polar bear, beluga	Fat
HCH (hexachlorocyclohexane)	Insecticide (still used in Asia)	Polar bear, beluga	Fat
DDT	Insecticide in Asia and Cent. America	Polar bear, beluga, walrus	Fat
PCBs (polychlorobiphenyls)	Discontinued industrial product	Polar bear, beluga, walrus	Fat
Chlordane	Discontinued insecticide	Polar bear, beluga	Fat
Toxaphene (Chloro-bornanes)	Discontinued insecticide	Beluga, walrus, freshwater fish	Fat
Dioxins/furans	Industrial by- product	Marine species	Fat
Dieldrin	Discontinued insecticide	Polar bear, beluga	Fat

Concentraciones importantes de DDT en pinípedos han sido implicadas en nacimientos prematuros en individuos de este grupo, particularmente en leones marinos de California (DeLong et al. 1973). De la misma manera, en 1970 se observó que únicamente el 27% de hembras de focas anilladas de la Bahía Benthonian estaban preñadas; los análisis mostraron que las hembras preñadas presentaron concentraciones medias de DDT de 75 mg/kg de lípidos y las no preñadas 130 mg/kg de lípidos, este mismo estudio arrojó la presencia de PCBs en cantidades considerables. Estudios posteriores mostraron que las causas de la baja preñez fueron oclusión uterina, atribuida fundamentalmente a la presencia de PCBs.

Otros problemas detectados en pinípedos, asociados con la presencia de contaminantes organoclorados, han sido bajo reclutamiento en poblaciones de focas, malformaciones del esqueleto en focas grises y mortalidades en masa asociadas a virus (Ross et al. 1996, Ross y Troisi 2001). En estudios más recientes se han registrado concentraciones importantes de tDDT ( $p,p'$  - DDT +  $p,p'$  - DDD +  $p,p'$  - DDE) en leones marinos de California, alcanzando valores medios de concentraciones de tDDT ( $\pm$  SD) en grasa hipodérmica  $37 \pm 27$  :g/g de peso húmedo y  $150 \pm 257$  :g/g de lípidos (LeBoeuf et al. 2000) (Figura 11).

**Figura 11.** Pinípedos, odobenidos y fócidos están entre los mamíferos marinos en los cuales se han registrado cantidades importantes de organofosforados.



En el caso de los cetáceos, casos extremos de contaminación por DDT en odontocetos han resultado en concentraciones de 1000 a 2000 mg/kg o más en grasa. Sin embargo, las concentraciones comunes se presentan en valores menores a los 100 mg/kg, con muchas muestras conteniendo 10 mg/kg o menos, particularmente en ballenas balenas y en otras especies que viven en los océanos abiertos o en altas latitudes. Las concentraciones de DDT en grasa de sirénidos siempre ha sido muy bajo, respecto al registrado en los cetáceos, típicamente menos de 1 mg/kg (O'Shea y Aguilar 2001).

Dada la característica altamente lipofílica de los organoclorados, la grasa hipodérmica es el principal compartimiento para el almacenaje de grasa. En algunos mysticetos y en ciertas ballenas grandes, los músculos y huesos son también importantes sitios para la reserva de lípidos y por lo tanto acumulan grandes cantidades de contaminantes lipofílicos. En ballenas fin, el DDT se distribuye un 78% en la grasa hipodérmica, 12% en músculos, 0.1% en hígado, 0.1% en riñón y 9.2% en huesos /kg (O'Shea y Aguilar 2001) (Figura 12)



**Figura 12.** En cetáceos, la grasa hipodérmica es el principal tejido en el cual se acumula un alto porcentaje de pesticidas como el DDT.

Los efectos de los pesticidas organoclorados en las poblaciones de cetáceos puede ser directa, produciendo mortalidad aguda, o resultar en efectos subletales que tienen efectos a largo plazo en dichas poblaciones, principalmente a través de daños en la reproducción o inmunosupresión e incremento de la susceptibilidad a las enfermedades. Dado que la mayor parte de los cetáceos presentan grandes movilidads y que habitan áreas abiertas, el potencial de intoxicaciones agudas es muy remota y no se han documentado mortalidades directas de cetáceos por el efecto de organoclorados (O'Shea et al. 1999, O'Shea y Aguilar 2001). Yogui et al. (2003) encontraron concentraciones importantes de pesticidas clorinados en el delfín marino tucuxi (*Sotalia fluviatilis*), en el estuario Cananeia, el cual es una importante área biológica en el SE de la costa de Brasil, los niveles de residuos de DDTs (0.541–125 mg g lípidos wt.) fueron los más altos, seguidos por PCBs (0.2–9.22 mg g lípidos wt.), mirex (0.014–0.312 mg g lípidos wt.), chlordanos (0.001–0.047 mg g lípidos wt.), HCHs (0.003–0.044 mg g lípidos wt.) y HCB (n.d. y 0.024 mg g lípidos wt.). Atribuyen la presencia de algunos de estos pesticidas, tales como HCHs y HCB, en el área de estudio por la volatilidad de los mismos y el acarreo mediante corrientes atmosféricas. Así mismo señalan que las cantidades registradas de

organoclorados es menor a las reportadas en países desarrollados.

Evidencias de daños a la reproducción de cetáceos por insecticidas organoclorados son muy limitadas y pueden partir de la extrapolación de estudios con otros mamíferos. Así, algunos estudios presentan correlaciones muy débiles entre la concentración de testosterona en sangre y concentraciones en DDE en grasa hipodérmica, en cambio en algunos otros presentan información que da soporte al planteamiento de que elevadas concentraciones de organoclorados han afectado la reproducción de algunos cetáceos, por ejemplo en belugas, ballenas, entre otras (O'Shea y Aguilar 2001).

Por otro lado, la posibilidad de que la exposición a insecticidas organoclorados puede ocasionar una mayor susceptibilidad a ciertas enfermedades ha sido un tema importante que ha llamado la atención. Lavhis et al. (1995) observó que determinadas concentraciones de DDT y DDE en muestras de sangre de cinco machos de delfines hocico de botella, produjeron correlaciones entre estas concentraciones y una reducción del sistema inmune. Otras investigaciones han ligado la presencia de HCB, HCH, DDE, DDT TDE y dieldrín con inmunosupresión en marsopas (*Phocoena*

*phocoena*) (Kuiken et al. 1994). A pesar de ello, es necesaria la realización de una mayor cantidad de investigaciones que permitan clarificar el grado de influencia de esos compuestos en enfermedades infecciosas y particularmente epizoóticas (O'Shea et al. 1999, O'Shea y Aguilar 2001).

## REFERENCIAS

- AAGAARD, K., D. DARBY, K. FALKNER, G. FLATO, J. GREBMEIER, C. MEASURES, AND J. WALSH. 1999. Marine Science in the Arctic: A Strategy. Arctic Research Consortium of the United States (ARCUS). Fairbanks, AK. 84 pp.
- BURNEY J. LE BOEUF, JOHN P. GIESY, KURUNTHACHALAM KANNAN, NATSUKO KAJIWARA, SHINSUKE TANABE, AND CATHY DEBIER. 2000. Organochloride pesticides in California sea lions revisited. *BMC Ecology*, 2(1):11.
- DELONG, R. L., W. G. GILMARTIN AND J. G. SIMPSON. 1973. Premature births in California sea lions: association with high organochlorines pollutants residue levels. *Science*, 181:1168-1170.
- DIMOND, J. B. AND J. A. SHERBURNE. 1969. Persistence of DDT in wild populations of small mammals. *Nature*, 221(5179):486- 487.
- HOMER, AND M. G. SPALDING. 2002. Causes of mortality in Florida Panther (*Felis concolor coryi*). *Annals of the New York Academy of Science*, 969:350-353.
- BUERGUER, T. T., R. J. KENDALL, B. S. MUELLER, T. DEVOS, AND B. A. WILLIAMS. 1991. Effects of methyl parathion on northern bobwhite survivability. *Environmental Toxicology Chemical*, 10, 527.
- KUIKEN, T., P. M. BENNETT, C. R. ALLCHIN, J. K. KIRKWOOD, J. R. BAKER, C. H. LOCKYER, M. J. WALTON AND M. C. SHELDRIK. 1994. PCBs, cause of death and body conditions in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from British waters. *Aquatic Toxicology*, 28:13-28.
- NEWMAN, E. I. 1993. *Applied ecology*. Blackwell Scientific Publications, USA. 328pp.
- DOBSON A. AND P. HUDSON. 1994. Assessing the impact of toxic chemicals: Temporal and spatial variation in avian survival rates. In: R. J. Kendall and T. E. Lacher, Jr. (Eds). *Wildlife toxicology and population modelling*, A Special Publication of SETAC, CRC Press, Inc., Florida, 85-98.
- FAIRBROTHER, A. 1994. Immunotoxicology of captive and wild birds. In: R. J. Kendall and T. E. Lacher, Jr. (Eds). *Wildlife toxicology and population modelling*, A Special Publication of SETAC, CRC Press, Inc., Florida, 251-261.
- FLICKINGER E. L., K. A. KING, W. F. STOUT, AND M. M. MOHN. 1980. Wildlife hazard from furadan 3G applications to rice in Texas. *Journal of Wildlife Management*, 44(1): 190-197.
- HILL, E. F. 1994. Organophosphorus and carbamate pesticides. In: R. J. Kendall and T. E. Lacher, Jr. (Eds). *Wildlife toxicology and population modelling*, A Special Publication of SETAC, CRC Press, Inc., Florida, 243-273.
- HILL, E. F., AND V. M. MENDEHALL. 1979. Secondary poisoning of barn owls with famfur, an organophosphate insecticide. *Journal of Wildlife Management*, 44:676-681.
- KENDALL, R. J. 1994. Using information derived from wildlife toxicology to model ecological effects of the agricultural pesticides and other environmental contaminants on wildlife populations. In: R. J. Kendall and T. E. Lacher, Jr. (Eds). *Wildlife toxicology and population modelling*, A Special Publication of SETAC, CRC Press, Inc., Florida, 1-11.
- LOWRENCE, J. B., C. J. HENNY, D. J. LENHART, AND T. E. KAISER. 1984. Effects of heptachlor and lindane treated seed on canada geese. *Journal of Wildlife Management*, 48(4):1097-1111.
- MACDONALD, D. 2000. The status of contaminants in fish and marine mammals in the inuvialuit settlement region. Northern Environmental Consulting & Analysis, May, 65pp.
- McEWEN, L. C., AND R. L. BROWN. 1966. Acute toxicity of dieldrin and malathion to wild sharp-tailed grouse. *Journal of Wildlife Management*, 30:604-611.
- MUIR, D. C. G., R. WAGEMANN, B. T. HARGRAVE, D. J. THOMAS, D. B. PEAKALL AND R. J. NORSTROM. 1992. Arctic marine ecosystem contamination. *The Science of the Total Environment*, 122:75-134.
- NEWTON, I., J. A. BOGAN, AND M. B. HAAS. 1989. Organochlorines and mercury in the eggs of British peregrines. *Ibi* 131:355-376.
- NEWTON, I. AND I. WYLLIE. 1992. Recovery of a sparrowhawk population in relation to declining pesticides contamination. *Journal of Applied Ecology*, 29:476-484.
- ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD/ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD (OMS/OPS). 1979. Criterios de salud ambiental II: Difenilos y trifenilos policlorados. *Publicación Científica No. 387*.
- O'SHEA, T. J., R. R. REEVES AND A. K. LONG. 1999. Marine mammals and persistent ocean contaminants. *Proceedings of the Marine Mammal Commission Workshop*, Keystone, Colorado, 12-15 October 1998, 148 pp.

- O'SHEA, T. J. AND A. AGUILAR. 2001. Cetacea and sirenia. In: R. F. Shore and B.A. Rattner (Eds). Ecotoxicology of wild mammals. John Wiley & Sons, LTD, England. 427-496.
- POWELL, G. V. N. 1984. Reproduction by an altricial songbird, the red-winged blackbird, in fields treated with the organophosphate insecticide fenthion. *Journal of Applied Ecology*, 21:83.
- RATCLIFFE, D. A. 1970. Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *Journal of Applied Ecology*, 7:67-115.
- RATCLIFFE, D. A. 1980. The peregrine falcon. Poyser, Calton, Staffordshire.
- RATTNER, B. A., L. SILEO, AND C. G. SCANES. 1982. Oviposition and plasma concentrations of LH, progesterone and corticosterone in bobwhite quail (*Colinus virginianus*) fed parathion. *Journal of Reproduction and Fertility*, 66, 147.
- RISEBROUGH, R. W., W. WALKER, T. T. SCHMIDT, B. W. DE LAPPE AND C. W. CONNORS. 1976. Transfer of chlorinated biphenyls to Antarctica. *Nature*, 264:738-739.
- ROSS, P. S., R. L. DeSWART, R. F. ADDISON, H. VAN LOVEREN, J. G. VOS AND A. D. M. E. OSTERHAUS. 1996. Contaminant induced immunotoxicity in harbour seals: wildlife at risk? *Toxicology*, 112:157-169.
- ROSS, P. S. AND G. M. TROIS. 2001. Pinnipedia. In: R. F. Shore and B. A. Rattner (Eds). Ecotoxicology of wild mammals. John Wiley & Sons, LTD, England. 370-426.
- SCOTT, T. G. AND P. H. ESCHMEYER. 1980. Fisheries and wildlife research 1979: Activities in the division of research for the fiscal year 1979. U.S. Fish and Wildlife Service, Denver CO. 202 pp.
- SMITH, R.L., Y T.M. SMITH. 2000. Ecología. Cuarta edición, Addison Wesley, México. 642 pp.
- VEGA, S. 1985. Toxicología I: evaluación epidemiológica de riesgos causados por agentes químicos ambientales. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, OPS, OMS. 69 pp.
- YOGUI, G. T., M. C. DE OLIVEIRA SANTOS, R. C. MONTONE. 2003. Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) from the Cananea estuary, southeastern Brazil. *The Science of the Total Environment* 312:67-78.

