



VIII. EFECTO DE LOS BIOCIDAS EN LAS POBLACIONES DE MURCIÉLAGOS

Antonio Guillén, Carlos Ibáñez, Juan Luis Pérez, Luis Hernández y María José González

INTRODUCCION

A lo largo de este siglo se ha detectado en Europa y América del Norte una notable reducción en los efectivos de las poblaciones de muchas especies de murciélagos. De todos los posibles factores que se han barajado para explicar los declives (STEBBINGS, 1988), tres parecen ser las causas principales: los cambios generales y drásticos que el hombre ha impuesto a los hábitats naturales, la destrucción de refugios y el empleo masivo de biocidas.

Los biocidas han representado casi un milagro en la lucha contra vectores de enfermedades contagiosas, plagas agrícolas y forestales. Desde la Segunda Guerra Mundial, en que comenzó su uso intensivo, millones de seres humanos se han visto beneficiados con la utilización de estos productos. Sin embargo, no todo han sido ventajas. En muchas ocasiones han tenido un efecto desastroso sobre organismos que no eran el objeto del tratamiento.

En este trabajo pretendemos revisar los efectos que los distintos tipos de biocidas tienen sobre los murciélagos y el papel que han podido tener y tienen sobre la reducción de sus poblaciones. Consideraremos como biocidas los productos químicos de síntesis empleados como plaguicidas, fitosanitarios o protectores de la madera, y las sustancias de origen industrial de composición química y/o efectos similares. Concretaremos la exposición a los biocidas que han tenido o tienen una mayor importancia cuantitativa en cuanto a su utilización (organoclorados, organofosforados u organofosfatos, carbamatos y antiqutinizantes o inhibidores del crecimiento). En una primera parte se expone, junto a unos breves datos sobre las características y utilización, la información disponible sobre los efectos directos, letales y subletales, y la forma de actuación de los distintos tipos de biocidas sobre los murciélagos. También se comentan los efectos de este tipo que se han documentado sobre poblaciones salvajes. La información española de la influencia de los dos grupos principales de biocidas aparece en sendos subapartados finales. En la segunda parte se comentan los efectos indirectos sobre la disponibilidad de presas por los biocidas de uso más extendido en España en la actualidad. Finalmente, un apartado de corolario expone cuáles serían, a nuestro parecer, las líneas interesantes para la investigación futura, y las acciones inmediatas que habría que emprender.

EFECTOS DIRECTOS DE LOS BIOCIDAS

Compuestos organoclorados

Características generales

Los hidrocarburos clorados están formados básicamente por esqueletos de carbono e hidrógeno, a los que se unen átomos de cloro (STOCKER y SEAGER, 1981).

Estos biocidas y sus metabolitos son de elevada persistencia en el ambiente y el interior de los seres vivos. Su degradación a compuestos inactivos es muy lenta, durando en algunos casos hasta años y decenios. Exhiben una alta afinidad por las grasas acumulándose en los tejidos adiposos de los organismos. Estas circunstancias permiten que se dé un proceso de bioacumulación. Los seres vivos toman del ambiente estos tóxicos, pero los degradan y eliminan muy lentamente, de modo que a lo largo de sus vidas acumulan cantidades de residuos cada vez mayores. El fenómeno es especialmente grave en organismos que ocupan posiciones elevadas en las cadenas tróficas, que consumen presas con altos niveles de contaminación.

El DDT es el organoclorado más conocido y utilizado. Sus propiedades insecticidas se descubrieron en 1939. Durante la Segunda Guerra Mundial fue utilizado con éxito para eliminar insectos transmisores de enfermedades. Su uso se extendió rápidamente a todo el mundo con finalidades sanitarias y para el control de plagas agrícolas y forestales, con resultados espectaculares. A mediados de la década de los sesenta comenzó su decadencia al ponerse en evidencia dos tipos de problemas: los insectos que se pretendía eliminar adquirían resistencia al producto y por otra parte se detectaron efectos no deseados sobre otros animales ajenos a los objetivos de los tratamientos.

El DDT fue siendo sustituido progresivamente por otros biocidas organoclorados y de otros tipos, a los que no

habían creado resistencia las plagas y cuyos efectos secundarios eran desconocidos. El uso del DDT fue restringido legalmente en Estados Unidos en 1973., Posteriormente otros organoclorados siguieron el mismo camino, el aldrín y dieldrín en octubre de 1974, el heptacloro en 1981, etc. En España se establece una primera regulación del DDT para usos agrícolas en 1971 y en diciembre de 1975 se prohíbe la utilización de productos fitosanitarios que contengan aldrín, dieldrín, endrín, heptacloro o clordano, y se restringe el uso del DDT y otros organoclorados.

La legislación española permite aún el uso de diversos organoclorados (como el grupo de los lindanos) para la conservación de maderas, tratamiento de árboles enfermos y aplicaciones a ciertos cultivos (MAPA, 1990).

Toxicidad aguda

Generalmente actúan como neurotóxicos, pero se conocen otros tipos de efectos (los bifenilos policlorados o BPC, por ejemplo, son también hemorrágicos en ciertas circunstancias; CLARK, 1981). Son productos de amplio espectro que afectan a un elevado número de seres vivos, que acceden a ellos por contacto, ingestión o inhalación.

La localización de los compuestos organoclorados sobre los murciélagos fue puesta de manifiesto por primera vez en aplicaciones directas de DDT a refugios con colonias en 1949 y 1950 (CLARK, 1981).

LUCKENS y DAVIS (1964) estudiaron en laboratorio los efectos del DDT en murciélagos (*Eptesicus fuscus*), encontrando que las dosis letales para el 50 por 100 de la muestra considerada (LD_{50}) eran de menos de 40 mg/kg o partes por millón (ppm). Estos resultados eran sumamente alarmantes e implicaban una sensibilidad mucho mayor que la encontrada en otros mamíferos (150 en *Rattus norvegicus*, 400 en *Mus musculus* y 300 en *Oryctolagus cuniculus*).

BIOCIDA ESPECIE (N, SEXO)	BIOCIDA ESPECIE (N, SEXO)
DDT	
Myotis lucifugus (11, h)	24,5 (18,1-33,1)
Rattus norvegicus (11, m + h)	44,0 ± 2
Mus musculus (3, m)	49,0 ± 4,5
Mus musculus (3, h)	58,0 ± 14
Blarina brevicauda (12, m)	34,2 (15,9-73,5)
Blarina brevicauda (10, h)	17,2 (7,4-40,4)
Molothrus ater (16, m)	39,2 (21,3-72,2)
Molothrus ater (6, h)	40,1 (19,7-81,7)
DIELDRIN	
Myotis grisescens (18, m + h)	7,8 (6,7-9,2)
Sigmodon hispidus (5, m + h)	7,9 (5,5-11,4)
Blarina brevicauda (6, m)	6,8 (4,5-10,4)
Blarina brevicauda (8, h)	6,7 (4,8-9,3)
Turdus migratorius (7)	9,6 (6,7-13,9)
Coturnix coturnix (10, m)	14,8 (10,0-21,9)
Coturnix coturnix (7, h)	21,8 (15,5-30,6)
BPC (Aroclor 1260)	
Myotis lucifugus (2, h)	1.400,0 ± 141,4
BPC (Aroclor 1254)	
Molothrus ater (5, m)	484,0 (428-549)

Tabla 1. Concentraciones letales medidas en cerebro (CLMC), expresadas en ppm de peso seco, de algunos biocidas organoclorados en murciélagos, otros micromamíferos y aves. En CLMC las medidas geométricas se acompañan con el intervalo de confianza del 95 por 100 entre paréntesis, y en las medias aritméticas está seguida por ± el valor de una desviación típica (resumido de CLARK, 1981 y 1988).

Table 1. *Lethal average concentrations in brain (CLMC), expressed in ppm or dry weight, of some organic organochloride pesticides in bats, other small mammals and birds. In CLMC, geometrical mean values go with the 95 % confidence interval in brackets, and in arithmetical mean values it is followed by \pm for the typical deviation value (resumed from CLARC, 1981 and 1988).*

En estudios posteriores se puso de manifiesto que la LD₅₀ tenía una fuerte variación estacional, relacionada con la cantidad de reservas acumuladas en forma de grasa (JEFFERIES, 1972). Otros trabajos confirmaron que el análisis de los niveles de residuos en hígado o carcasa, utilizados comúnmente, no eran buenos para diagnosticar la muerte por intoxicación por organoclorados, y que las dosis cerebrales letales, o el grado de inhibición a ATPasas causados por distintas dosis resultan parámetros más correctos para estudiar y comparar toxicidades (CLARK, 1981 y 1988). Con estos criterios, la sensibilidad de los murciélagos resulta semejante a las determinadas para otros mamíferos y aves (CLARK, 1981 y 1988; tabla 1).

El ciclo anual de los quirópteros de las zonas templadas implica grandes cambios estacionales en los depósitos lipídicos del organismo (HILL y SMITH, 1986), que son el reservorio corporal de los organoclorados. Mientras la grasa de reserva es abundante en otoño, los niveles de residuos en el sistema nervioso son bajos, ya que los biocidas se encuentran en los depósitos grasos. Conforme se van consumiendo las grasas de reserva durante la hibernación, los tóxicos se acumulan en las restantes estructuras (entre ellas del sistema nervioso central, SNC), agudizándose los efectos neurotóxicos. Por esta razón los murciélagos son capaces de tolerar intoxicaciones relativamente severas en las épocas del año en que están más cargados de grasa, pero morir bajo dosis mucho menores cuando el contenido de grasa corporal es pequeño, en cuyo caso los organoclorados se quedan en el torrente sanguíneo y afectan directamente al SNC.

Los murciélagos, al igual que otros animales que hibernan, disponen de un tejido especializado, la grasa parda, que permite la rápida movilización de reservas energéticas y el calentamiento corporal al despertar. Este tejido tiene una capacidad de almacenar organoclorados por unidad de peso en lípidos un 28 por 100 mayor que la grasa blanca (CLARK y KRYNITSKY, 1983). La grasa parda que se utiliza en cada despertar se repone después, cada vez, a partir de los lípidos blancos, de modo que al final de la hibernación estos depósitos grasos representan una proporción importante de los lípidos corporales, y contienen las concentraciones anuales máximas de organoclorados. El metabolismo rápido de estas reservas y el esfuerzo migratorio pueden liberar al torrente sanguíneo cantidades de tóxicos que producen niveles cerebrales anuales máximos (CLARK y KRYNITSKY, 1983), letales si la contaminación es elevada (JEFFERIES, 1972).

Efectos subletales y crónicos

En general los estudios realizados sobre seres vivos han tratado sobre niveles de contenidos de estos productos y letalidad en laboratorio de distintas dosis. Se sabe, sin embargo, relativamente poco sobre su modo de acción y los efectos sobre los procesos fisiológicos, por ejemplo, a través de la posible interferencia de esos productos con el sistema del control endocrino. Algunos estudios llevados a cabo al respecto indican que los efectos pueden ser muy complejos.

Uno de los efectos subletales más conocidos del DDE (metabolito del DDT) es que interfiere la reproducción en las aves al afectar la formación de la cáscara de los huevos, provocar otras anomalías fisiológicas y envenenar el embrión (STOCKER y SEAGER, 1981; WALKER, 1990).

Los BPC inducen deficiencias en hormonas tiroideas y vitamina A, por su afinidad con la transtiretina, una proteína implicada en el transporte plasmático de estas sustancias. Se considera que ésta es la causa de ciertos desórdenes reproductivos, lesiones dérmicas, debilitamiento, incremento de susceptibilidad a infecciones, etc. (BROUWER *et al.*, 1990). Los efectos son variables, dependiendo del producto y del organismo. Se sabe que los BPC afectan severamente a la reproducción de algunos mamíferos como el Visón Americano (*Mustela vison*) y la Foca Común (*Phoca vitulina*). Asociado a altas contaminaciones con BPC, algunas poblaciones de foca se encuentran en alarmante descenso en Holanda, mientras que las de Gaviota Argénteo (*Larus argentatus*) se mantienen o incluso aumentan. Según BROUWER *et al.* (1990), las focas metabolizan extensivamente varios BPC, que pasan a diversos órganos teniendo efectos nocivos, mientras que las gaviotas tienen escaso potencial de biotransformación y los eliminan más rápidamente.

En murciélagos no se han estudiado efectos similares a los descritos, ni su posible influencia en el funcionamiento del sistema de ecolocación, fisiología de la hibernación, etc. (CLARK, 1981).

Efectos sobre las poblaciones de murciélagos

Tratamientos fitosanitarios extensivos

Los murciélagos han sido desde siempre animales muy poco estudiados, de modo que acusados descensos en las poblaciones e importantes mortandades pueden haber pasado totalmente desapercibidas. En muy pocas ocasiones se han podido comprobar mortandades de murciélagos que con certeza hayan sido producidas por biocidas. Casi todos los estudios llegaron tarde, cuando el daño ya estaba hecho y el uso de los organoclorados en descenso. CLARK (1981) hace una exhaustiva revisión bibliográfica de los estudios hasta esa fecha.

Las catástrofes poblacionales observadas en los años setenta en colonias de *Tadarida brasiliensis*, que en ocasiones se cuentan por millones de individuos y constituyen las agregaciones monoespecíficas más numerosas de vertebrados terrestres, probablemente estuvieron motivadas por el uso intensivo de organoclorados y algunos organofosforados. Como ejemplo podemos ver el derrotero de la colonia de Carlsbad Cavern, en Nuevo México, donde en 1936 residía una colonia de 8,7 millones de individuos. A partir de 1955 se observó una reducción de los efectivos, en 1957 se estimó la población en 66.700 individuos, mientras que en 1973 había algo más de 200.000, por lo que basándose en este último censo la reducción sufrida por la población fue algo superior al 97 por 100 (ALTENBACH *et al.*, 1979). Entre las causas que barajaron estaba el envenenamiento por DDT. Este colonia de *Tadarida brasiliensis* es migratorio, cría en Carlsbad Cavern y pasa el invierno en el este de México (COCKRUM, 1969). Tanto la zona de cría como la de invernada están enclavadas en áreas agrícolas con extensos cultivos de algodón sometidos durante mucho tiempo a fuertes tratamientos de DDT. En los análisis realizados entre 1973 y 1976 (posteriores a la prohibición del DDT en Estados Unidos) se encontraron importantes niveles de DDE (metabolito del DDT) en los murciélagos examinados. Aunque estos niveles ya no eran letales podían justificar las mortandades anteriores (GELUSO *et al.*, 1976). Pero lo más significativo de estos estudios fueron otros aspectos. Se encontró que las madres transfieren a la cría importantes cantidades de DDT y sus metabolitos DDE y DDD, principalmente con los lípidos de la leche, hecho generalizado entre los mamíferos. Las crías en principio pueden soportar estos niveles porque los almacenan en la grasa que utilizarán durante su primera migración otoñal (WILSON *et al.*, 1978; GELUSO *et al.*, 1976). Simulando el gasto de grasa de la migración se observó una rápida acumulación de los biocidas en el cerebro que alcanzaba niveles letales y que justificaban las mortandades observadas (GELUSO *et al.*, 1976).

Estudios llevados a cabo en el mismo país, cuando ya se conocía el problema, han relacionado inequívocamente la adquisición de compuestos organoclorados a través de la cadena trófica con mortandades de murciélagos. El primer caso estudiado fue el envenenamiento de *Myotis grisescens* condieldrín. En un control realizado en 1976 en tres cuevas de Missouri se encontraron individuos jóvenes muertos que fueron analizados. Los de dos de ellas contenían restos de dieldrín en el cerebro en cantidades letales. El envenenamiento estuvo asociado al uso de dieldrín en los cultivos próximos de maíz que produjeron altos niveles de contaminación en los coleópteros de la zona (CLARK *et al.*, 1978). Las recomendaciones de este estudio hicieron que se cambiara este producto por heptacloro. Posteriores investigaciones centradas en una de estas cuevas, que inicialmente albergaba 1.800 individuos, indicaron un mantenimiento de los niveles de dieldrín y un aumento de residuos de heptacloro y sus derivados que también alcanzaron niveles letales

(CLARK *et al.*, 1980). La población siguió declinando hasta desaparecer en 1979. En un control en 1982 la cueva seguía vacía (CLARK *et al.*, 1983). Posteriormente se han encontrado mortandades similares en otros refugios de esta especie (CLARK *et al.*, 1983; CLAWSON y CLARK, 1989).

En Europa los estudios han sido mucho menos numerosos. Según JEFFERIES (1972), en el Reino Unido cuando aún se empleaban los organoclorados para tratamientos extensivos, los murciélagos contenían, durante la mayor parte del ciclo anual, residuos organoclorados en concentraciones correspondientes a un tercio de las dosis letales, que se elevaban hasta niveles que rozaban las letales justo después de la hibernación, cuando se dan los mínimos anuales de peso. Sus resultados fueron criticados e invalidados por CLARK (1981), ya que el anterior autor equiparó las toxicidades del DDT, DDD y DDE (siendo las toxicidades relativas medidas en cerebro de aves 1, 5 y 15 ppm, respectivamente), como si fuera todo DDT en muestras donde, predominaba el DDE. JEFFERIES (1972) también empleó para diagnosticar la muerte el contenido de residuos en hígado y carcasa, que después se demostró inadecuado.

CORRAO *et al.* (1985) describen una mortandad de *Miniopterus schreiberei* y *Myotis myotis* en una cavidad de Sicilia. La atribuyen al envenenamiento por DDT y DDE, procedentes de tratamientos fitosanitarios, aunque los bajos niveles de residuos encontrados en las carcasas deshidratadas no permiten en realidad asegurarlo.

BROSSET *et al.* (1988) presentan documentación relativamente detallada sobre la evolución de las poblaciones de *Rhinolophus euryale* en Francia, encontrando que los grandes declives se producen entre los años 1955 y 1977, coetáneos con los máximos de utilización de los pesticidas organoclorados.

Tratamientos sobre refugios

Dentro de este apartado hay que considerar dos supuestos, bien diferentes: las fumigaciones cuya finalidad es exterminar o desalojar una colonia de murciélagos y las que se realizan por otras causas (protección de estructuras de madera contra insectos xilófagos y hongos).

CLARK (1981) revisa los casos publicados sobre efectos de fumigaciones en refugios con el propósito de desalojarlos. En general, se trata de colonias en edificios que por diversas causas producen problemas, reales o no, a sus habitantes. Dependiendo de las dosis y los productos se consiguen los objetivos en mayor o menor grado, pero casi nunca de forma total (HURLEY y FENTON, 1980). Además, se suele crear un nuevo problema al aumentar las posibilidades de contacto con los humanos al aparecer muchos murciélagos caídos en el suelo incapaces de volar. Estos encuentros son un importante factor de riesgo, debido al papel que tienen estos animales como vectores de la rabia en América (HURLEY y FENTON, 1980).

MITCHELL-JONES *et al.* (1989) han revisado los efectos de los tratamientos en los que los murciélagos no son el objetivo. Los productos generalmente utilizados: lindano, pentaclorofenol y hasta hace poco dieldrín, son altamente tóxicos para los murciélagos. No es necesario que los murciélagos se encuentren en el refugio cuando se hace la aplicación para que resulten perjudicados gravemente. RACEY y SWIFT (1986) han demostrado que el lindano y pentaclorofenol pueden ser letales para *Pipistrellus pipistrellus*, incluso si el refugio es ocupado catorce meses después del tratamiento. Recientemente en un estudio realizado en Gran Bretaña por SHORE *et al.* (1990) se ha analizado el contenido en biocidas organoclorados de muestras superficiales de estructuras de madera sometidas a tratamientos de conservación. Se han encontrado residuos de organoclorados hasta trece años después del último tratamiento. Aunque en general están en concentraciones bajas, ocasionalmente pueden ser lo suficientemente altas como para ser absorbidas y tener efectos sobre los murciélagos.

La cuantificación de los efectos de este tipo de tratamientos es difícil de evaluar porque las colonias en edificios pasan desapercibidas fácilmente y los cadáveres sólo son visibles en raras ocasiones. En gran parte de Europa una importante fracción de las poblaciones de murciélagos utilizan en alguna época del año las casas como refugio, y estas actuaciones son un problema importante.

STEBBINGS y ARNOLD (1987) citan, en el sur de Inglaterra, el tratamiento en 1953 de unos cobertizos donde se cobijaba una colonia de *Rhinolophus ferrumequinum* con lindano al 1 por 100. El número mínimo de murciélagos muertos después de la aplicación fue de 15.000 y en 1961 todavía seguían muriendo bastantes individuos. Aunque algunos siguen visitando el refugio, nunca han vuelto a criar allí. A partir de las densidades calculadas en las mismas fechas y localidades próximas, RANSOME (1989) cree que la cifra de 15.000 individuos está sobreestimada. No se conoce ninguna colonia de esta especie que se aproxime a este número, por lo que es posible que se tratara de una colonia multiespecífica.

Otro caso se refiere a una de las escasísimas colonias de crías conocidas en Europa Occidental de *Myotis dasycneme*, localizada en una iglesia en Holanda. En el invierno de 1972-73 y a finales de 1976 se hicieron tratamientos para conservación de la madera cuando los murciélagos no estaban allí. En los años siguientes se encontraron muchos jóvenes muertos que mostraron altos contenidos de dieldrín, DDT y sus metabolitos después del primer tratamiento, y lindano y pentaclorofenol en ambos (LEEuwANGH y VOUTe, 1985).

Los bifenilos policlorados, BPC

Estos compuestos son productos de amplio uso industrial de composición similar a la de los biocidas organoclorados que, aunque no se usan como tales, tienen los mismos efectos nocivos. Teóricamente pueden formarse algo más de 200 BPC distintos, dependiendo del número de átomos de cloro y su posición.

Aunque la utilización de los BPC está restringida, hay un aporte continuo al medio, más intenso en zonas industriales.

Los efectos de los BPC en los murciélagos están muy mal conocidos. No existen datos sobre su letalidad ni se conocen casos de muertes atribuibles a estos productos.

Se sabe que no todos los BPC son igualmente tóxicos, algunos son excretados por los murciélagos más fácilmente que otros (DISSER y NAGEL, 1989). CLARK (1981) recopila la escasa información disponible: al parecer la transferencia de la madre a la cría es mayor a través de la placenta y menor por la leche que en otros compuestos organoclorados. Sin que exista una relación causal demostrada, las hembras jóvenes preñadas tratadas experimentalmente con BPC paren crías muertas más frecuentemente que las hembras adultas sometidas al mismo tratamiento. También se ha observado que las hembras presentan niveles de BPC más bajos con la edad. DISSER y NAGEL (1989) abundan en el tema y encuentran que en *Pipistrellus pipistrellus* la transferencia total de BPC de madre a cría es mayor que en el caso del DDT y sus metabolitos, lo cual puede justificar los menores niveles de residuos encontrados en las hembras adultas. También ponen de manifiesto lo peligroso que puede resultar para los machos, que no eliminan los biocidas, y alcanzan niveles de contaminación diez veces mayores que las hembras.

Conviene recordar lo ya mencionado anteriormente sobre la existencia de algunas especies de vertebrados especialmente sensibles a los BPC (Foca Común, Visón Americano), mientras que otras los toleran (Gaviota Argénteo). Este hecho puede darse entre especies de murciélagos, y podría justificar los acusados descensos poblacionales encontrados en algunos quirópteros europeos (*Rhinolophus spp.*), que pueden ser particularmente sensibles a estos productos.

Situación en España

Si la información sobre la evolución de las poblaciones de quirópteros en España es sumamente escasa y casi anecdótico, la relativa al papel que han podido jugar los biocidas organoclorados es nula. Por tanto, es prácticamente imposible conocer no sólo el impacto que causaron en el momento de máxima utilización, sino también el efecto de las medidas restrictivas tomadas más tarde.

Un caso patente es el efecto que tuvieron sobre los murciélagos de las Islas Canarias los intensivos tratamientos que se llevaron a cabo a partir de los años cincuenta contra las plagas de la langosta, migratorio que, procedente del continente africano, alcanzaban ocasionalmente el archipiélago. Los tratamientos fueron más intensos en las islas más pobladas y con mayor superficie cultivada. Actualmente, por ejemplo, en Gran Canaria y Tenerife, aunque hay hábitats apropiados, los murciélagos son muy escasos, mientras que en Fuerteventura, con una cubierta vegetal mucho más pobre, son más abundantes, al igual que en El Hierro y La Gomera (TRUJILLO y BARONE, com.pers.).

Dado que el uso de biocidas organoclorados está actualmente muy limitado a aplicaciones concretas y de escasa extensión, es de suponer que la contaminación por estos productos se deba a los restos que aún persisten de actuaciones pasadas de mayor magnitud.

El único estudio que se ha llevado a cabo en España sobre el efecto de biocidas organoclorados sobre los murciélagos ha sido realizado en 1990 por los autores de este capítulo (GONZÁLEZ *et. al.*, 1990). Se analizó el contenido de estos compuestos en tres especies de quirópteros: *Rhinolophus ferrumequinum*, *Pipistrellus pipistrellus* y *Miniopterus schreibersii*. Las muestras fueron recogidas en cuatro localidades, dos de carácter forestal y dos con cultivos agrícolas. Se trataba de caracterizar los niveles actuales de contaminación de organoclorados, comprobando la posible existencia de diferencias entre localidades y especies, teniendo en cuenta el tiempo transcurrido desde las disposiciones legales que prohíben y/o restringen la utilización de estos productos en España.

Las conclusiones más importantes de este estudio son las siguientes:

1. Se ha detectado una amplia gama de estos productos. De los 15 compuestos organoclorados analizados (tabla 2), tan sólo dos no se encontraron en ninguna muestra (mirex y metoxicloro).
2. La frecuencia de aparición es relativamente alta. De los 13 biocidas (o metabolitos) detectados, 11 aparecieron en más del 30 por 100 de las muestras y seis en más del 70 por 100 (tabla 2).
3. Los niveles de aparición son, en general, bajos o muy bajos. Sólo en cuatro productos se han detectado en alguna ocasión niveles superiores a 1 ppm. Únicamente el DDE y los BPC superan ocasionalmente las 5 ppm. La máxima concentración encontrada es de 35 ppm de DDE en un *P. pipistrellus* joven (tabla 2). Incluso esta cantidad está por debajo de los niveles considerados letales.
4. Agrupando los compuestos por la afinidad de su estructura química en cuatro grupos: Σ HCH (lindano y sus metabolitos), Σ YCD (aldrín y heptacloro y sus metabolitos), y Σ DDT (DDT y sus metabolitos) y BPC, se observa

una mayor incidencia de Σ DDT y BPC (tablas 3 y 4), que está relacionada con el mayor uso del DDT respecto a los otros biocidas y al aporte todavía existente de BPC.

	FRECUENCIA (%)	RANGO (ppm)
a-HCH	68,3	0,001- 0,104
β -HCH	83,3	0,001- 2,859
?-HCH	72,5	0,001- 0,035
d-HCH	96,6	0,006- 0,303
Heptacloro epoxi	97,5	0,001- 1,944
Dieldrín	76,7	0,001- 0,220
DBF	60,8	0,001- 0,220
DDE	100,0	0,002-35,386
TDE	46,7	0,001- 0,202
DDT	30,8	0,001- 0,580
BPC	100,0	0,067- 7,264

Tabla 2. Frecuencia de aparición y rango de niveles de contenido en los 13 biocidas organoclorados detectados en los 120 murciélagos españoles analizados.

Table 2. Occurrence frequency and range of content levels in the 13 organochloride pesticides detected in the 120 analyzed Spanish bats.

5. Se han detectado diferencias entre los distintos tipos de localidades. Las zonas con aprovechamientos agrícolas tienen mayores niveles de contaminación de productos fitosanitarios que las forestales (tabla 3). Dentro de las primeras, los menores niveles generales de la huerta de Aranjuez, de cultivos intensivos, pueden ser debidos a la relativamente escasa superficie que ocupan. Las diferencias encontradas se deben a las distintas cantidades de biocidas que han sido utilizadas en cada localidad, indicando que a pesar del tiempo transcurrido no se ha producido una homogeneización en la distribución de estos productos en el medio.

	Σ HCH	Σ CD	Σ DDT	BPC
<i>Areas forestales</i>	0,041	0,018	0,136	0,376
Sierra de Cameros	0,055	0,012	0,204	0,286
Sierras de Cádiz-Málaga				
<i>Areas agrícolas</i>	0,208	0,023	2,457	0,329
Mollina (Málaga)	0,054	0,107	0,388	1,449
Huerta de Aranjuez				

Tabla 3. Media geométrica de los contenidos de biocidas en ppm agrupados por afinidades estructurales, según localidades.

Table 3. Geometrical mean value of pesticide contents in ppm grouped into structural affinities, according to localities.

	Σ HCH	Σ CD	Σ DDT	BPC
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i> (19)	0,07	0,05	0,06	0,32
<i>Pipistrellus pipistrellus</i> (81)	0,07	0,01	0,38	0,65
<i>Miniopterus schreibersii</i> (21)	0,10	0,20	3,33	0,63

Tabla 4. Media geométrica de los contenidos de biocidas en ppm, agrupados por afinidades estructurales, por especies.

Table 4. Geometrical mean values of pesticide contents in ppm grouped into structure affinities, according to species.

El contenido en BPC está relacionado con la distancia a focos de emisión, siendo la localidad con niveles notablemente más altos la huerta de Aranjuez por su proximidad al área industrial y urbana de Madrid (tabla 3).

6. Hay diferencias en los niveles de contaminación entre especies. *M. schreibersii* tiene los contenidos más elevados de productos fitosanitarios (tabla 4). La mayor capacidad de dispersión y el carácter migratorio de esta especie hace que tenga acceso a áreas distantes con grandes concentraciones de aeroplacton que deben ser las que han recibido tratamientos más importantes. En el caso de los BPC los niveles de esta especie son muy similares a los de *P. pipistrellus*, que es un murciélago antropófilo y, por tanto, con fácil acceso a estos productos.

Paralelamente, se analizaron los contenidos en residuos de organoclorados, de algunos animales encontrados momificados durante 1988 en cavidades de la Península (tabla 5). No se conoce la antigüedad de los restos analizados. Los *Miniopterus schreibersii* procedentes de una cavidad de la costa castellonense y los *Plecotus austriacus* del noroeste de Málaga contienen cantidades de compuestos de la familia del DDT muy superiores a las de las muestras anteriormente mencionadas. Aunque no alcanzan los niveles en que el DDE solo resulta letal, sí que podrían ser si actuaron sinérgicamente con algún organofosforado. Es de resaltar los altísimos niveles de los individuos jóvenes de *Plecotus* especialmente del no volandero, que sólo se pueden explicar si los compuestos se estaban usando en localidades próximas.

Aunque de escaso valor cuantitativo en lo que respecta a la cantidad de productos utilizada, los tratamientos puntuales relacionados con refugios o posibles refugios tienen una gran importancia en cuanto al número de murciélagos que pueden resultar afectados. A pesar de la protección legal que ampara a todas las especies de murciélagos en España, todavía se dan casos de tratamientos específicos con biocidas para eliminar colonias «molestas».

Como ejemplo reciente podemos mencionar el caso de una colonia muy numerosa, probablemente de *P. pipistrellus*, situada en el Convento de Santi Ponce (localidad cercana a Sevilla). En julio de 1990, durante unas obras de restauración, se «fumigó» la colonia para desalojarla y facilitar las obras; el resultado, según testigos presenciales, fue que se sacaron cubos llenos de cadáveres de estos animales.

SPP	EDAD	PESO SECO				PESO FRESCO			
		ΣHCH	ΣCD	ΣDDT	BPC	ΣHCH	ΣCD	ΣDDT	BPC
PAT	3	0,3	0,52	47,94	0,44	0,07	0,13	11,51	0,1
PAT	3	1,84	0,04	11,25	0,16	0,36	0,01	2,22	0,03
PAT	1	0,32	0,14	360,5	0,31	0,06	0,02	63,78	0,06
MMY	4	0,01	0	0,07	0,09	0	0	0,01	0,02
MMY	3	0,15	0,01	0,04	0,1	0,02	0	0,01	0,01
MSC	4	0,38	0,15	107,34	0,57	0,06	0,03	18,46	0,1
MSC	4	12,06	9,16	676,32	3,09	2,18	1,66	122,41	0,56

Tabla 5. Residuos de biocidas organoclorados (agrupados por afinidades estructurales) encontrados en momias viejas recuperadas durante 1988 en diversas cavidades subterráneas de la Península. Especies: PAT=*Plecotus austriacus* MMY=*Myotis myotis*, MSC=*Miniopterus schreibersii*. Edades: 1=cría no volandera, 3 cría volandera, 4=individuo completamente desarrollado. Se muestran los contenidos en ppm del peso seco, y el que correspondería al peso fresco (pesos frescos aproximados empleados: PAT 3=6,5 g., PAT 1=3,5 g., MMY 4=20 g., MMY 3=18 g., MSC 4=10 g.; para los individuos adultos se han considerado los pesos medios anuales mínimos de la especie).

Table 5. Organochloride pesticide remains (grouped into structure affinities) found in old mummified specimens, recovered from several underground caves in the Iberian Peninsula in 1988. Species: PAT=*Plecotus austriacus*, MMY=*Myotis myotis*, MSC=*Miniopterus schreibersii*. Ages: 1=not flying young, 3=flying young, 4=fully developed individual. The contents in ppm of dry weight are shown and also the one that fresh weight would have (approximate fresh weights used: PAT 3 = 6.5 g., PAT 1 = 3.5 g., MMY 4 = 20 g., MMY 3 = 18 g., MSC 4 = 10 g.; for adult individuals average minimum annual weights have been considered).

También los tratamientos con productos conservantes de madera utilizados en las construcciones pueden ser un problema importante, aunque no está nada documentado. Por ejemplo, Juan Tomás Alcalde (com. pers.) en el año 1989 encontró muertos 33 individuos, jóvenes y adultos, de *Rhinolophus ferrumequinum* y *Myotis emarginatus* en la catedral de Pamplona, debajo del lugar que ocupa hoy una colonia de reproducción de 15 individuos de las dos especies. Hacia el año 1970 se realizaron en los techos de la catedral labores de mantenimiento y reconstrucción, que seguramente implicaron el tratamiento de la madera.

Compuestos organofosforados y carbamatos

Características generales

Los organofosforados son compuestos orgánicos complejos y con fósforo. En su estructura general aparecen siempre hidrocarburos o grupos hidrocarbonados complejos y un grupo orgánico complejo, que se unen al átomo de fósforo. Los carbamatos son ésteres del ácido carbámico: el hidrógeno que se une al oxígeno en el ácido ha sido sustituido por un grupo orgánico. Los hidrógenos unidos al nitrógeno en el ácido pueden haber sido también reemplazados por grupos orgánicos (STOCKER y SEAGER, 1981).

Libres en el medio, estos biocidas se degradan rápidamente (vida media de días o semanas), fundamentalmente debido a la acción de agentes químico-físicos. Pueden persistir hasta años en las ceras de las cutículas foliares de las plantas, donde están a resguardo de los agentes degradantes (CRICK, 1986).

Desde que se tuvo evidencia de los inconvenientes que presentaban los organoclorados, se ha producido su sustitución por estos productos de vida más corta y que no experimentan el fenómeno de acumulación a través de las cadenas tróficas. Su uso en el mundo aumenta de forma exponencial desde que entraron en servicio durante los años cincuenta y sesenta. En el Estado español se emplearon ya en 1987 más de 121.000 toneladas (A.M.A., 1988).

Toxicidad aguda

Estos compuestos son a menudo mucho más tóxicos que los hidrocarburos clorados, y susceptibles de provocar intoxicaciones agudas sobre organismos que no son objeto de tratamiento pero que acceden a ellos por contacto, inhalación o ingestión. La toxicidad para vertebrados oscila mucho; algunos son menos tóxicos que el DDT y otros organoclorados, mientras que los hay hasta más de cien veces más tóxicos (tabla 6).

Los organofosforados no son compuestos neurotóxicos, sino inhibidores de la acetilcolinesterasa (AChE) (HAYES, 1979). Actúan bloqueando la transmisión sináptica en la porción colinérgica del sistema nervioso (FLEMING y GRUE, 1981). El proceso tiene lugar mediante la ocupación y fosforilación del centro alostérico de la enzima acetilcolinesterasa, con lo cual se impide o retrasa la desactivación de la acetilcolina, y tienen lugar la descoordinación nerviosa, temblores musculares y convulsiones (STOCKER y SEAGER, 1981). En dosis suficiente producen envenenamiento colinérgico. En este proceso participan el biocida y sus metabolitos, exhibiendo éstos, al menos en algunos casos, una afinidad mucho mayor por el enzima. Los sitios activos quedan ocupados de forma más o menos persistente, de modo que la inhibición enzimática tiene un efecto acumulativo, no relacionable con el contenido corporal de tóxicos en un momento dado. El tóxico se puede eliminar del organismo de forma relativamente rápida, pero el efecto fisiológico puede ser bastante persistente (HAYES, 1979). Los carbamatos actúan de forma similar, pero se unen a la acetilcolinesterasa de forma reversible.

BIOCIDA ESPECIE (N, SEXO)	LD ₅₀	ED ₅₀
METILPARATION		
Eptesicus fuscus (12)	>600	170,0 (108-271)
Myotis lucifugus (35, h)	372,0 (272-508)	
Mus musculus (62, h)	44,0 (38-51)	
Microtus spp. (h)	57,0 (40-79)	
Microtus spp. (h)	379,0 (325-512)	
Falco sparverius (37, m)	3,1 (2,3-4,1)	

Colinus virginianus (16, m)	7,6 (5,7-10,0)	
Agelaius phoeniceus (12, h)	23,7 (17,1-32,4)	
ACEFATO		
Myotis lucifugus (50, h)	>1.500	687,0 (430-1.097)
Mus musculus (42, h)	720 (587-883)	
Junco hyemalis (24)	133 (38-370)	
FENITROTION		
Mus musculus	870-1.416	
Rattus norvegicus	200-740	
Agelaius phoeniceus	25	

Tabla 6 Toxicidad aguda por administración oral de algunos biocidas organofosforados (LD_{50}) en mg/kg) en murciélagos, otros micromamíferos y aves. Las medias se acompañan con el intervalo de confianza del 95 por 100 entre paréntesis (de CLARK, 1986 y 1988, Y CRICK, 1986).

Table 6. Severe toxicity by oral administration of some organophosphorid pesticides (LD_{50} in mg/kg) in bats, other small mammals and birds. Mean values go with the 95 % confidence interval in brackets (from CLARK, 1986 and 1988, and CRICK, 1986).

En muy pocos trabajos se ha estudiado la sensibilidad de los quirópteros a estos biocidas. HURLEY y FENTON (1980) fumigaron en el laboratorio dosis de 28 mg/kg de fentión sobre *Myotis lucifugus*, encontrando que los murciélagos parecían no afectados y eran capaces de volar después de veinticuatro horas. Los trabajos de CLARK (1986) y CLARK y RATTNER (1987) han mostrado la relativa resistencia de *Eptesicus fuscus* y *Myotis lucifugus*, frente a los ratones y aves, a la muerte bajo el efecto del metilparation y el acefato (tabla 6). Los mismos autores encontraron que los murciélagos que sobreviven a las dosis administradas sufren pérdidas de coordinación muscular durante largos períodos de tiempo, al contrario que los ratones, que cuando sobreviven se recuperan rápidamente. En la naturaleza, una incapacitación como ésta, de veinticuatro horas o más, probablemente significa la muerte, bien por depredación, desecación o sobrecalentamiento por exposición al sol. Si se agrupan los murciélagos incapacitados con los muertos clínicos, se obtiene un índice (ED_{50} : dosis efectiva que mata o incapacita al 50 por 100 de la muestra) en el rango de la LD_{50} de otros mamíferos y aves (CLARK, 1986; tabla 6).

Según CLARK y RATTNER (1987), la aparente tolerancia de los murciélagos a estos pesticidas puede estar relacionada con la alta actividad colinesterasa en suero que se ha detectado en algunas especies.

Efectos subletales y crónicos

Trabajos de laboratorio han mostrado que las ratas hembra a las que se les suministraron dosis orales de unos 1,5 mg/kg/día de fenitrotión experimentaban un descenso de la actividad ChE cerebral y en hematíes, pero no mostraban ningún cuadro de intoxicación. Los ratones a los que se suministraron dosis de 128 mg/kg/día desarrollaron síntomas de intoxicación en una semana, y al final de un período de veinte días tenían la actividad ChE cerebral, en hematíes y en plasma reducidas al 45, 26 y 5 por 100 de lo normal, respectivamente. Dosis entre 1,28 y 12,8 mostraban también inhibición, pero en menor nivel. Un nivel dietario de 1 ppm (=0,128 mg/kg/día) producía más bien un incremento significativo de la actividad cerebral y plasmática del enzima (HAYES, 1979).

Efectos relativamente ligeros sobre la coordinación nerviosa pueden causar efectos subletales de gran importancia en los murciélagos, los cuales requieren de un sofisticado equipo sensorial y motor para capturar a sus presas. Una merma importante en la eficacia de la caza puede depauperar las condiciones físicas de los animales, y si el efecto es de larga duración, aumentar la mortalidad de la población.

Los efectos subletales pueden afectar al comportamiento maternal. Se ha visto que es posible que los jóvenes reciban el pesticida vía leche materna, y que adquieren mayores cantidades que las madres (GONZÁLEZ *et al.*, 1990). Se desconocen los posibles efectos sobre el crecimiento, el desarrollo del sistema nervioso y el aprendizaje, aunque en algunas aves se ha demostrado que los insecticidas organofosforados inhiben el crecimiento de los

pollos, y que éstos son también más sensibles que los adultos a bajas exposiciones (POWELL y GRAY, 1980; GRUE *et al.*, 1982).

Efectos sobre las poblaciones de vertebrados

Los únicos efectos sobre poblaciones de vertebrados relativamente bien documentados se refieren a aves. Los resultados y su interpretación difieren, debido a los múltiples regímenes y circunstancias climatológicas de las aplicaciones, que hacen variar los efectos (SPRAY *et al.*, 1987), y también al uso de diversos métodos para medir el impacto (PEAKALL y BART, 1983). Sin embargo, se han documentado efectos tan considerables como la reducción del 80 por 100 en el número de aves canoras que se alimentan en la parte superior del dosel forestal (PEARCE y PEAKALL, 1977). Un buen número de trabajos documentan mortalidad directa (BUSBY *et al.*, 1990; MITCHELL y ROBERTS, 1984), efectos fisiológicos adversos (BUSBY *et al.*, 1983, 1987; HAMILTON *et al.*, 1981), cambios en el comportamiento (HUNTER *et al.*, 1984; HUNTER y WHITMAN, 1985) o disminución del éxito reproductor (BUSBY *et al.*, 1990).

Se han llevado a cabo muy pocos estudios sobre mamíferos. En trabajos sobre las aplicaciones forestales de fenitrotión en Canadá se vio que aplicaciones menores de 413 g/Ha no tenían efectos detestables sobre los micromamíferos. A dosis de 1.238 g/Ha la mortalidad en campo de los juveniles de *Sorex cinereus* alcanzaba el 100 por 100. Bajo aplicaciones de 275 g/Ha la reproducción de estas musarañas quedaba suprimida, y si esta dosis se aplicaba repetidamente las poblaciones de micromamíferos se reducían ligeramente durante unos cinco años (CRICK, 1986). Sin embargo, un estudio en bosques japoneses tratados con 1.200 g/Ha no encontró efectos demostrables en las concentraciones en plasma y eritrocitos de la AChE o sobre las poblaciones del ratón de *Apodemus speciosus* (CRICK, 1986).

CLARK (1981, 1986 y 1988) considera altamente probable la implicación de los organofosforados en las mortandades masivas y declives poblaciones de las antaño enormes colonias de *Tadarida brasiliensis* del suroeste de los Estados Unidos, de lo cual hay evidencias indirectas. En 1968 hubo una gran mortandad de *Tadarida brasiliensis* en la colonia de Eagle Creek Cave. En 1964 la población se estimó en 25 millones de individuos, y en 1969 se calculó que había descendido hasta tan sólo 30.000 (COCKRUM, 1969 y 1970). En 1970, WILSON *et al.* (1978) estimaron 600.000 individuos, lo cual supuso una reducción del 97,6 por 100. La cueva está emplazada en un área algodonero de Arizona sometida a intensos tratamientos fitosanitarios. Debido a que el DDT se aplica normalmente junto con metilparation, y que los análisis no revelaron presencia de residuos letales de DDT, CLARK (1986) cree que la mortandad pudo ser causada por este organofosforado. También se sabe que el DDE multiplica sus efectos sobre algunos vertebrados cuando actúa sinérgicamente con organofosforados (CLARK, 1981). En 1983, la agencia de medio ambiente estadounidense cuestionó el uso del organofosforado acefato en Hawaii debido a la amenaza potencial para el murciélago *Lasiurus cinereus semotus* (CLARK, 1986).

Situación en España

En el año 1990 se llevó a cabo un estudio sobre los posibles efectos sobre las poblaciones de *Pipistrellus pipistrellus* del tratamiento con fenitrotión del arrozal de la marjal de l'Albufera de Valencia (GONZÁLEZ *et al.*, 1990). El tratamiento fitosanitario, administrado con avionetas, mediante la técnica de ultrabajo volumen (ULV), tiene el propósito de combatir la plaga del *Chilo suppressalis*, un lepidóptero cuya larva barrena la caña del cereal, y cuyos daños son considerables (OLMOS *et al.*, 1990).

El fenitrotión [0,0-dimetil 0-(3-metil-4-nitrofenil) fosforotioato] es un insecticida organofosforado de contacto, de alta toxicidad para un amplio espectro de artrópodos. Aplicado en ULV resulta nocivo para la salud humana, y la toxicidad (aguda) para fauna terrestre y acuícola se considera moderada (MAPA, 1990), al igual que su persistencia en el medio (CRICK, 1986).

El tratamiento principal tiene lugar al inicio del pico de emergencia de los adultos de *Chilo*, que viene a ser durante las dos últimas semanas de julio, cuando las crías de *P. pipistrellus* de la zona aún se alimentan de la leche materna, e inician los primeros vuelos. La intensidad del tratamiento (1.080 g/Ha) está muy por encima de las dosis (350-400 g/Ha) que diversos trabajos han demostrado producen efectos severos sobre las comunidades de aves forestales (BUSBY *et al.*, 1983; CRICK, 1986; CRICK y SPRAY, 1987).

Se tomaron tres muestras de murciélagos: una, de control y patrón para determinar la Actividad Acetilcolinesterasa (AChE), el día antes de que se iniciara el tratamiento (19 de julio de 1990); otra el día después del tratamiento (21 de julio de 1990), y otra veinte días después de éste (10 de agosto de 1990).

En la muestra del 19 de julio, tan sólo apareció un individuo (6,7 por 100 de la muestra) con la AChE deprimida en al menos un 20 por 100, y ninguno por encima del 50 por 100. Los análisis químicos revelaron una cantidad importante de biocida (tabla 7). Se encontró correlación negativa entre el nivel de AChE cerebral y los contenidos de pesticida.

En las muestras del 10 de agosto aparecieron cinco individuos con depresión en la AChE por encima del 20 por 100 (35,7 por 100 de la muestra), y ninguno por encima del 50 por 100.

GRUPO (FECHA)	AChE	FeTot
Juv. (19/7)	29,40 (3,42/5)	ND (-/3*)
Ad. (19/7)	30,63 (3,30/10)	ND (-/4*)
Total (19/7)	30,22 (3,27/15)	ND (-/7*)
Juv. (21/7)	29,49 (4,82/5)	0,59 (0,36/5)
Ad. (21/7)	31,54 (4,7/10)	0,50 (0,47/6)
Total (21/7)	30,86 (4,69/15)	0,54 (0,40/11)
Juv. (10/8)	26,10 (2,48/6)	1,05 (-/3*)
Ad. (10/8)	25,70 (2,26/8)	0,63 (-/3*)
Total (10/8)	25,87 (2,27/14)	0,84 (-/6*)

Tabla 7. Actividad de Acetilcolinesterasa en cerebro (AChE) y contenido de fenitrotión (FeTot) para las muestras de *Pipistrellus pipistrellus* capturadas en la marjal de l'Albufera de Valencia. Las muestras corresponden al patrón, individuos capturados el 1917, antes del tratamiento fitosanitario, el día después del tratamiento (21/7), y veintiún días después (19/8). Para cada muestra se presentan los valores para jóvenes (Juv.), adultos (Ad.) y totales (Total). Para cada entrada de Grupo (fecha) y variable, el primer valor corresponde a la medida aritmética, entre paréntesis se da la desviación típica y el tamaño de la muestra. En los casos que aparece un asterisco la determinación se llevó a cabo sobre una única muestra constituida por varios individuos homogeneizados.

Table 7. Acetylcholinesterase activity in brain (AChE) and fenitrothion content (FeTot) for the samples of *pipistrellus pipistrellus* captures in the marshes of l'Albufera de Valencia. The samples belong to the patron, individuals captures on 1917, before the phytosanitary treatment, the day after the treatment (21/7), and 21 days later (19/8). For each sample the values for the young (Juv.), adults (Ad.) totals (Total) are presented. For each group (date) and variable entry, the first value corresponds to the arithmetical mean value, the typical derivation and sample size in brackets. In the cases where a asterik appears, determination was done on an only sample made up of severas homogenized individuals.

La media de la actividad (tabla 7) resultó significativamente diferente (e inferior) de la patrón y de la muestra inmediata al postratamiento. Se encontraron niveles totales de fenitrotión considerables, mayores que los hallados en las muestras inmediatas al tratamiento. El contenido de la muestra correspondiente a los individuos jóvenes resultó notablemente mayor que el de la de los adultos (tabla 7).

Los resultados son difíciles de interpretar porque no existen patrones adecuados de comparación. Los niveles de residuos encontrados están muy alejados de las dosis orales (tabla 6) e intravenosas (220 mg/kg en ratones, y de 33 mg/kg en ratas, NRCC, 1975, y SYMONS, 1977, en CRICK, 1986) documentadas para otros vertebrados. Los niveles de pesticida y el grado de inhibición de la AChE considerablemente mayores encontrados a los veintiún días de la aplicación contradicen los datos encontrados en la bibliografía (BUSBY *et al.*, 1983), que verifican descensos relativamente rápidos de los niveles del pesticida, y una recuperación de los niveles de AChE. Esto indica una intoxicación de tipo crónico, y quizá, una respuesta diferente entre aves y murciélagos. El fenitrotión libre en el medio se degrada de forma muy rápida (CRICK, 1986), de modo que estos niveles crecientes tan sólo se pueden explicar por algún efecto de bioacumulación (individual, no en las cadenas tróficas), al menos a corto plazo. Es posible que se produzca un almacenamiento temporal de este producto en las grasas corporales (que en esta época de alta actividad metabólica se presentan mayormente en piel). En la grasa se puede producir un efecto de protección frente a los principales agentes degradadores, de forma semejante a lo que ocurre en las ceras de las plantas (CRICK, 1986; MITCHELL y ROBERTS, 1984). Esta circunstancia, unida, a la inhibición de los procesos metabólicos de eliminación causada por la exposición crónica (HAYES, 1979), facilita la persistencia (la vida media del fenitrotión en el cuerpo de las ratas es notablemente mayor después de 10 dosis de 30 mg/kg/día que tras una simple dosis de 300 mg/kg; HAYES, 1979) y, por consiguiente, una posible mayor incidencia de efectos fisiológicos adversos.

En la época que se aplica el tratamiento las hembras están atendiendo a los jóvenes en desarrollo, y los efectos subletales podrían afectar al comportamiento maternal. Los datos indican que los individuos jóvenes acceden a mayores cantidades que las madres, posiblemente a través de la leche.

EFFECTOS INDIRECTOS: DEPRESION DE LA DISPONIBILIDAD DE PRESAS

Todos los biocidas afectan, en mayor o menor grado, a un amplio espectro de organismos que no son el objetivo del tratamiento. Dependiendo de las características del biocida (persistencia, toxicidad y selectividad), los efectos son más o menos duraderos e implican a una mayor o menor diversidad de seres vivos. Los artrópodos constituyen el alimento base de muchos vertebrados, entre ellos los murciélagos (todas las especies europeas son entomófagas), a los cuales afecta cualquier depresión en su abundancia.

Organofosforados y carbamatos

Hay numerosos trabajos que miden la disminución de artrópodos como consecuencia de tratamientos con estos productos. Por ejemplo, CRICK (1986) revisa los efectos del fenitrotión, y SUTFMAN y BARRETT (1979) miden la incidencia del sevín. En general se encuentra una importante disminución de invertebrados inmediatamente después del tratamiento, lo cual afecta a los vertebrados insectívoros. HUNTER *et al.* (1984) estudiaron los efectos sobre *Anas rubripes* de los tratamientos con carbaril en zonas húmedas; HUNTER y WITHAM (1985) sobre parúlidos forestales, y MILLIKIN (1990) del fenitrotión en aves que comen artrópodos sobre ramas de árboles. Todos estos trabajos detectaron cambios en el comportamiento de las aves. Sin embargo, se ciñen a períodos muy cortos antes y después del tratamiento, y en muchos casos no pueden explicar algunos patrones caóticos de variación en la abundancia de artrópodos.

Los estudios de largas series de años son muy escasos, aunque la información que proporcionan es de gran valor. AEBISCHER (1990) aporta, un excelente ejemplo del efecto sobre las poblaciones de himenópteros tenthredinoideos de un tratamiento con dimetoato en cultivo de cereales. La perdiz pardilla (*Perdix perdix*) es una importante pieza de caza en Gran Bretaña; para mejorar el manejo de sus poblaciones se han hecho diversos estudios sobre la dinámica de sus poblaciones. Se ha encontrado que la supervivencia de los pollos está directamente relacionada con la abundancia de los tenthredinoideos, de los que se alimentan. Se dispone de datos de abundancia de estos himenópteros en una zona determinada, que no está sujeta a tratamiento con biocidas, tomados durante veinte años. Con estos datos se sabe con bastante precisión la influencia que factores ambientales y de densidad tienen en las variaciones poblaciones de estos insectos. Con esta información se predice la abundancia que corresponde a un determinado año en un área sin tratar. Los resultados calculados no difieren significativamente de los encontrados en el área sin tratar y sin embargo son más de diez veces mayores que los encontrados en otra zona similar sometida a un tratamiento contra áfidos con dimetoato. Aplicando el modelo disponible de evolución de la población de estos himenópteros, se deduce que tardará siete años en recuperar el tamaño anterior al tratamiento. Aunque esta información no sea totalmente extrapolable a otros grupos de artrópodos, ni a otros medios más complejos, da una idea aproximada de la dramática disminución que sufren las presas de los animales entomófagos, así como la duración de este efecto.

Inhibidores del crecimiento o antiqutinizantes

Son compuestos pertenecientes al grupo de las benzoiloureas. El más conocido es el diflubenzurón, cuyo nombre comercial más común es dimilín.

Este tipo de biocidas actúa exclusivamente por ingestión, interfiriendo los procesos de formación de la quitina. Por tanto, sólo afectan a las formas juveniles de los artrópodos que consumen productos vegetales tratados. El efecto mortal se retrasa hasta el siguiente período de muda (ROBREDO JUNCO, 1988).

La vida media sobre el suelo y agua es de pocos días y en menos de una semana disminuye la concentración inicial a la mitad. Sin embargo, puede permanecer activo durante años en partes de la vegetación ricas en ceras que los protegen de la degradación química (CADAHIA CICUÉNDEZ y ROBREDO JUNCO, 1988).

No se conocen efectos directos importantes sobre vertebrados. En cuanto a los indirectos, los ilustraremos con un par de ejemplos de estudios realizados en España.

PASCUAL GONZÁLEZ y ROBREDO JUNCO (1988) comprobaron el efecto del diflubenzurón sobre la reproducción de passeriformes insectívoras en un robledal de *Quercus pyrenaica* de Salamanca. Al año siguiente

del tratamiento disminuye la densidad de parejas nidificantes y la velocidad de crecimiento de los pollos. Estos hechos se asocian a la disminución en la disponibilidad de presas (principalmente orugas) cuya representación numérica en el total de macroartrópodos baja entre un 47 y un 59 por 100.

En otro estudio se evalúa el efecto que los tratamientos realizados sobre pinares atacados por procesionaria (*Thaumetopoea pityocampa*) tienen sobre *Graellsia isabellae*, especie incluida en el libro rojo de los lepidópteros ibéricos (SORIA et al., 1988). En un primer experimento en cautividad 250 orugas alimentadas con acículas de *Pinus nigra* de una zona tratada con diflubenzurón el año anterior mueren antes de los diez días. Cuando se les mantiene con el mismo alimento, pero procedente de una zona tratada dos años antes, mueren 248 (99,2 por 100) en un plazo inferior al mes y medio. En el control con dieta no tratada, la mortandad es del 41,2 por 100, que se considera normal. En un segundo experimento en semilibertad, el 100 por 100 (N=35) de las orugas que se alimentan en un pino tratado dos años antes mueren antes de llegar a crisálidas (en el control, 10 llegan a crisálidas).

En relación a este tipo de biocidas habría que destacar:

- El efecto general sobre los ecosistemas parece mucho más reducido que el de otros de más amplio espectro, mayor toxicidad y elevada persistencia.
- El efecto directo sobre determinados grupos de insectos (sobre todo lepidópteros), de los cuales las especies plaga sólo son una parte, es de gran magnitud.
- Este efecto puede durar sin perder intensidad varios años, dependiendo de la vida del follaje de la vegetación tratada (en el caso de pinos de dos a cuatro años).

Se han comprobado efectos indirectos sobre poblaciones de vertebrados entomófagos producidos por una menor disponibilidad de recursos tróficos.

CONCLUSIONES

A pesar de que la información disponible es insuficiente, está fuera de toda duda que los biocidas han sido, en gran medida, responsables de los declives poblacionales experimentados por muchas especies de murciélagos.

Los quirópteros tienen una tasa de renovación de las poblaciones muy bajas. Generalmente sólo producen un joven al año, lo cual compensan con una larga supervivencia de los adultos. Esto quiere decir que ante catástrofes, como las producidas por envenenamiento por biocidas, las poblaciones sólo pueden reaccionar de forma muy lenta. Si además se mantienen condiciones adversas para las que no están preparados, por ejemplo algún efecto subletal o una depresión de los recursos tróficos, la recuperación difícilmente será posible.

Se debería hacer un esfuerzo para conocer cómo afectan a las poblaciones de murciélagos y otros organismos los biocidas, incluyendo los BPC, pero especial y urgentemente los organofosfatos, carbamatos y benzoiloureas, que se usan en enormes cantidades y, en muchas ocasiones, sobre áreas de gran valor biológico. Estos estudios tienen que contemplar los efectos letales, subletales e indirectos sobre la depresión en la disponibilidad de alimento. Asimismo se debería hacer hincapié en la posible sensibilidad diferencial de las distintas especies.

Como medidas que se pueden tomar de forma inmediata, recomendaríamos que no se empleen en áreas forestales, y de gran valor biológico, productos sospechosos de tener efectos importantes, como los organoclorados, organofosfatos y carbamatos, ni nuevos productos de efectos desconocidos.

En lo referente a la utilización de biocidas en los refugios de murciélagos, se debe desechar la utilización de venenos para desalojar las colonias domésticas «molestas» y utilizar soluciones alternativas más efectivas, éticamente más correctas, como son, por ejemplo, sellando los refugios cuando los murciélagos se encuentran fuera de ellos (BRIGHAM y FENTON, 1986), fuera de la época de reproducción.

Respecto a los problemas originados por los tratamientos de las estructuras de madera, se pueden sustituir los compuestos organoclorados por piretroides insecticidas y por fungicidas no tóxicos para los murciélagos, como «borester-7» y octoato de zinc, que tienen una eficacia similar. Además, es conveniente hacer los tratamientos cuando los murciélagos no ocupen el refugio y utilizar como emulsionante el agua en vez de derivados del petróleo (RACEY y SWIFT, 1986; STEBBINGS, 1988).

AGRADECIMIENTOS

El personal del Centre de Protecció dels Vegetals de la Conselleria d'Agricultura de la Generalitat Valenciana nos proporcionó valiosa información. La información para España se obtuvo en el marco del convenio de investigación «Impacto de biocidas en quirópteros», entre el CSIC y el ICONA. El personal del Servei de Protecció dels Recursos Naturals de la Conselleria d'Agricultura y la Agencia del Medi Ambient de la Generalitat Valenciana nos facilitaron los trabajos en el Parque Natural de l'Albufera. Juan R. Boyero, Rodrigo Fernández, Javier Juste, Natalia, Alejandro, Suso y Antonio colaboraron en los trabajos de campo. Los análisis biológicos y químicos de organofosforados se realizaron en el centro de Sevilla del Instituto Nacional de Toxicología.

RESUMEN

Se presenta una revisión de los efectos que han podido tener y tienen sobre las poblaciones de murciélagos los biocidas de uso más común en el control de plagas agroforestales y los bifenilos policlorados. La información disponible es bastante escasa, pero apunta a que estos productos han tenido un papel muy importante en la reducción de las poblaciones de un buen número de especies a lo largo de la segunda mitad de este siglo. Se ha estudiado someramente la letalidad directa de algunos productos en laboratorio, pero los efectos subletales sobre las poblaciones de murciélagos, que pueden ser de consideración, son absolutamente desconocidos. Otro efecto de considerable importancia potencial es la depresión en la disponibilidad de recursos tróficos que causa el uso de estas sustancias.

Mención aparte merecen los efectos de los tratamientos sobre estructuras de madera en edificios que pueden contener colonias y el tratamiento directo de los animales en colonias domésticas para eliminarlos, que aunque de ámbito reducido, pueden tener efectos negativos muy importantes.

Es necesario llevar a cabo investigaciones que permitan conocer con más precisión los efectos de los biocidas actualmente en uso sobre las diferentes especies de murciélagos.

SUMMARY

A revision of the possible past and present effects on bat populations by pesticides mostly used in controlling agroforestral pests and polychlorinated biphenyls are here presentes. The available information is rather scarce but on the whole it points to the impact of these products at reducing the populations of quite a large number of species in the second half of the present century. Lethal effects of several pesticides have been studied in labs, but sublethal ones on bat populations, of possible notable incidence, are completely unknown. Another kind of important effects doubtlessly is the depression in trophic resource availability, since a great deal of arthropods, though not aimed at, get affected by treatments.

Treatment effects on wooden structures of buildings able to lodge colonies and treatment of domestic colonies for exclusion are also to be mentioned.

It is needed to carry out researches that would lead to an accurate knowledge of the effects of presently used biocides on the different bat species.

BIBLIOGRAFIA

AEBISCHER, N. J.(1990): «Assessing pesticide effects on nontarget invertebrates using longterm monitoring and time-series modelling», *Functional Ecol.*, 4: 369-373.

ALTENBACH, J.S.; GELUSO, K. N., YWILSON, D. E. (1979): «Population size of *Tadarida brasiliensis* at Carlsbad Caverns in 1973», en H. Genoways y R. J.Baker (eds.), *Biological investigations in the Guadalupe Mountains National Park, Texas*, pp. 341-348. Proc. Trans. Ser. 4, National Park Service.

AMA (1988): *Medio Ambiente en Andalucía*. Agencia de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.

BRIGHAM, R. M., y FENTON, M. B. (1986): «The influence of roost closure on the roosting and foraging behaviour of *Epitesicus fuscus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Can. J. Zool.*, 64: 1128-1133.

- BROSSET, A.; BARBE, L.; BEAUCORNU, J.C.; FAUGIER, C.; SALVAYRE, H., y TUPINIER, Y. (1988): «La rarefacción del rinolophe euryale (*Rhinolophus euryale* Blasius) en France. Recherche d'une explication». *Mammalia*, 52: 101-122.
- BROUWER, A.; MURK, A. J., y KOEMAN, J. H. (1990): «Biochemical and physiological approaches in ecotoxicology». *Funtional Ecol.*, 4; 275-281.
- BUSBY, D. G.; PEARCE, P. A., y GARRITY, N. R. (1987): «Effect of ultra ULV fenitrothion spraying on brain cholinesterase activity in forest songbirds». *Bull. Environ Contam. Toxicol.*, 39: 304-311.
- BUSBY, D. G.; PEARCE, P. A.; GARRITY, N. R., y REYNOLDS, L. M. (1983): «Effect of an organophosphorus insecticide on brain cholinesterase activity in white-throated sparrows exposed to aerial forest spraying». *J. Appl. Ecol.*, 20: 255-263.
- BUSBY, D. G.; WHITE, L. M., y PEARCE, P. A. (1990): «Effects of aerial spraying of fenitrothion on breeding white-throated sparrows». *J. Appl. Eco* 1., 27: 743-755.
- CADAHIA CICUÉNDEZ, D., y ROBREDO JUNCO, F. (1988): «La persistencia selectiva del diflubenzurón. Un nuevo concepto», en F. Robredo (ed.): *Estudios sobre los tratamientos forestales con diflubenzurón y su incidencia sobre la fauna*. Serie Técnica 4, ICONA, Madrid, pp. 27-35.
- CLARK, D. R., Jr. (1981): «Bats and environmental contaminants: a review». *U. S. Fish and Wild. Ser., Spec. Sci. Rep. Wildl.*, 245: 1-27.
- CLARK, D. R., Jr. (1986): «Toxicity of methyl parathion to bats: mortality and coordination loss». *Environ. Toxicol. Chem.*, 5: 191-195.
- CLARK, D. R., Jr. (1988): «How sensitive are bats to insecticidas?». *Wild Soc. Bull.*, 16: 399-403.
- CLARK, D. R., Jr.; CLAWSON, R. L., Y STAFFORD, C. J. (1983): «Gray bats killed by dieldrin at two additional Missouri caves: aquatic macroinvertebrates found dead». *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 30: 214-218.
- CLARK, D. R., Jr., y KRYNITSKY, A. J. (1983): «DDE in brown and white fat of hibernating bats». *Environ. Poll. (Ser. A)*, 31: 287-299.
- CLARK, D. R., Jr.; LAVAL, R. K., y KRYNITSKY, A. J. (1980): «Dieldrin and heptachlor residues in dead gray bats», Franklin County, Missouri-1976 versus 1977. *Pestic. Monit. J.*, 13: 137-140.
- CLARK, D. R., Jr.; LAVAL, R. K., y SWINEFORD, D. M. (1978): «Dieldrin-induced mortality in an endangered species, the gray bat (*Myotis grisescens*). *Science*, 199: 1357-1359.
- CLARK, D. R., Jr., y RATTNER, B. A. (1987): «Orthene toxicity to little brown bat (*Myotis lucifugus*): acetylcholinesterase inhibition, coordination loss, and mortality». *Environ. Toxicol. Chem.*, 6: 705-708.
- CLAWSON, R. L., y CLARK, D. R., Jr. (1989): «Pesticide contamination of endangered gray bats and their food base in Boone County, Missouri, 1982». *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 42: 341-437.
- COCKRUM, E. L. (1969): «Migration of the guano bat, *Tadarida brasiliensis*». *Univ. Kansas Mus. Nat. Hist. Misc. Pub.*, 51:303-336.
- COCKRUM, E. L. (1970): «Insecticides and guano bats». *Ecology*, 51: 761-762.
- CORRAO, A.; CATALANO, E., y ZANA, B. (1985): «Destructive effects of chlorinated pesticides on a bats colony (Chiroptera)». *Mammalia*, 49: 125-130.
- CRICK, H. Q. P. (1986): «The effects of fenitrothion applications to control pine beauty moth on non-

target animals in Scotland». D. Jenkins (ed.): *Trees and wildlife in the Scottish uplands*. ITE Symposium 17, NERC Institute of Terrestrial Ecology, Banchory, pp. 101-107

CRICK, H. Q. P., y SPRAY C. J. (1987): «The impact of aerial application of fenitrothion on forest bird populations», en S. R. Leather y J. T. Stoakley (eds.): *Population biology and control of the pine beauty moth* (*Panolis flammea*). Research and development paper n. 139. Forest Commision, Edibumrgh, pp. 76-86.

DISSER, J., y NAGEL, A. (1989): «Polychlorinated biphenyls in a maternity colony of the common pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus*) ». V. Hanák, I. Horáček y J. Gaisler (eds.): *European Bat Research 1987*. Charles Univ. Press, Praga, pp. 637-644.

FLEMING, W. J., y GRUE, C. E. (1981): «Recovery of cholinesterase activity in five avian species exposed to dicrotophos, an organophosphorus pesticide». *Pestic Biochem. Physiol.*, 16: 129-135.

GELUSO, K. N.; ALTENBACH, J. S., Y WILSON, D. E. (1976): «Bat mortality: pesticide poisoning and migratory stress». *Science*, 194: 184-186.

GONZÁLEZ, M. J.; GUILLÉN, A.; HERNÁNDEZ, L.; IBÁÑEZ, C., y PÉREZ, J. L. (1990): *Evaluación del impacto de los biocidas sobre los quirópteros*. Informe del Convenio CSIC-ICONA.

GRUE, C. E.; POWELL, G. V. N., Y MCCHESENEY, M. J. (1982): «Care of nestlings by wild female starlings exposed to an organophosphate pesticide». *J. Appl. Ecol.*, 19: 327-335.

HAMILTON, G. A.; HUNTER, K., y RUTHVEN, A. D. (1981): «Inhibition of brain acetylcholinesterase activity in songbirds exposed to fenitrothion during aerial spraying of forest». *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 27: 856-863.

HAYES, J. H., Jr. (1979): «Organic phosphorus pesticides». *Pesticides studies in man*. Williams y Wilkins. Baltimore, London.

HILL, J., E., y SMITH, J. D. (1988): *Bats: A Natural History*. British Museum (Nat. Hist.), London.

HUNTER, M. L., Jr., Y WITHAM, J. W. (1985): «Effects of carbaryl-induced depression of arthropod abundance on the behavior of paruline warblers». *Can. J. Zool.*, 63: 2612-2616.

HUNTER, M. L., Jr.; WITHAM, J. W., y Dow, H. (1984): «Effects of a carbaryl-induced depression in invertebrate abundance on the growth and behavior of american black duck and mallard ducklings». *Can. J. Zool.*, 62: 452-456.

HURLEY, S., y FENTON, M. B. (1980): «Ineffectiveness of fenthion, zinc phosphide, DDT and two ultrasonic rodent repellents for control of populations of little brown bats (*Myotis lucifugus*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 25: 503-507.

JEFFERIES, D. J. (1972): «Organochlorine insecticide residues in British bats and their significance». *J. Zool., Lond.*, 166: 245-263.

LEEUWANGH, P., y VOUTE, A. M. (1985): «Bats and woodpreservatives. Pesticide residues in the dutch pond bat (*Myotis dasycneme*) and its implications». *Mammalia*, 49: 517-524.

LUCKENS, M. N., y DAVIS, W. H. (1964): «Bats: sensitivity to DDT ». *Science*, 146: 948.

MILLIKIN, R. L. (1990): «Effects of fenitrothion on the arthropod food of tree-foraging forest songbirds». *Can. J. Zool.*, 68: 2235-2242.

MAPA (1990): *Manual de productos fitosanitarios*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General Técnica.

MITCHELL, M. F., y ROBERTS, J. R. (1984): «A case study of the use of fenitrothion in New Brunswick: The evolution of an ordered approach to ecological monitoring», P. J. Sheehan, D. R.

Miller, G. C. Butler y Ph. Bourdeau (eds.): *Effects of pollutants at the ecosystem level*, pp. 377-402. J. Wiley & Sons Ltd.

MITCHELL-JONES, A. J.; COOKE, A. S.; BOYD, I. L., Y STEBBINGS, R. E. (1989): «Bats and remedial timber treatment chemicals, a review». *Mammal Rev.*, 19: 93-110.

OLMOS, A.; AZNAR, V.; FABREGUES, C., Y PERDIGUER, A. (1990): «Alternativa a la lucha química contra *Chilo suppressalis* Walker, barrenador del arroz, utilizando feromonas de síntesis». *Cuarto Symposium Nacional de Agroquímicos. Sevilla.*

PASCUAL GONZÁLEZ, J., y ROBREDO JUNCO, F. (1988): «Datos preliminares sobre los efectos de un tratamiento aéreo masivo con diflubenzurón sobre passeriformes nidificantes en cajas anidaderas», en F. Robredo (ed.): *Estudios sobre los tratamientos forestales con diflubenzurón y su incidencia sobre la fauna*. Serie Técnica 4, ICONA, Madrid, pp. 37-56.

PEAKALL, D. B., y BART, J. R. (1983): «Impacts of aerial application of insecticides on forest birds». *CRC Critical Reviews in Environmental Control*, 13: 117-165.

PEARCE, P. A., Y PEAKALL, D. B. (1977): «The impact of fenitrothion on bird populations in New Brunswick», en J. R. Roberts, R. Greenhalgh y W. K. Marshall (eds.): *Fenitrothion: the long term effects of its use in forest ecosystems - currence status*. NRCC publication núm. 15389. National Research Council of Canada, Ottawa, pp. 299-306.

POWELL, G. V. N., y GRAY, D. C. (1980): «Dosing free-living nestling starlings with an organophosphate pesticide, famphur». *J. Wildl. Manage*, 44: 918-921

RACEY, P. A., y SWIFT, S. M. (1986): «The residual effects of remedial timber treatment on bats». *Biol. Conser.*, 35: 205-214.

RANSOME, R. D. (1989): «Population changes of greater horseshoe bats studied near Bristol over the past twenty-six years». *Biol. J. Linn. Soc.*, 38: 71-82.

ROBREDO JUNCO, F. (1988): «El diflubenzurón en la lucha contra plagas forestales», en F. Robredo (ed.): *Estudios sobre los tratamientos forestales con diflubenzurón y su incidencia sobre la fauna*. Serie Técnica 4, ICONA, Madrid, pp. 9-26.

SHORE, R. F.; BOYD, I. L.; LEACH, D. V.; STEBBINGS, R. E., Y MYHILL, D. G. (1990): «Organochlorine residues in roof timbers and possible implications for bats». *Environ. Pollut.*, 64: 179-188.

SORIA, S.; ABOS, F., Y MARTÍN, E. (1988): «Influencia de los tratamientos con diflubenzurón ODC 45 por 100 sobre pinares en las poblaciones de *Graellsia isabellae* (Graells) (Lep. Syssphingidae) y reseña de su biología», en F. Robredo (ed.): *Estudios sobre los tratamientos con diflubenzurón y su incidencia sobre la fauna*. Serie Técnica 4, ICONA, Madrid, pp. 93-117.

SPRAY, C. J.; CRICK, H. P. Q., y HART, A. D. (1987): «The effects on aerial application of fenitrothion on bird populations of a Scottish pine plantation». *J. Appl. Ecol.*, 24:29-47.

STEBBINGS, R. E. (1988): *Conservation of European Bats*. Christopher Helm, London, 246 pp.

STEBBINGS, R. E., y ARNOLD, H. R. (1987): «Assessment of trends in size and structure of a colony of the greater horseshoe bat». S. Harris (ed.): *Mammal population studies*. Symp. Zool. Soc. Lond., 58 pp. 7-24.

STOCKER, H. S., Y SEAGER, S. L. (1981): *Química Ambiental. (contaminación del aire y del agua)*. Ed. Blume, Barcelona.

SUTFMAN, C. E., y BARRETR, G. W. (1979): «Effects of sevin on arthropods in an agricultural and old-field plant community». *Ecology*, 60: 628-641.

WALKER, C. H. (1990): «Persistent pollutants in fish-eating sea birds-bioaccumulation, metabolism, and effects». *Aquat. Tox.*, 17: 293-324.

WILSON, D. E.; GELUSO, K. N., y ALTENBACH, J. S. (1978): «The ontogeny of fat deposition in *Tadaria brasiliensis*», en R. J. Olembo, J. B. Castelino y F. A. Mutere (eds.): *Proc. 4th Internat. Bat. Res. Conf. Kenya Lit. Bureau, Nairobi*, pp. 15-19.

El Ministerio de Medio Ambiente agradece sus comentarios. Copyright © 2006 Ministerio de Medio Ambiente