

塩素系殺虫剤の環境汚染¹⁾

桐 谷 圭 治

(高知県農林技術研究所)

目	次
はじめに	1
塩素系殺虫剤の性質	3
塩素系殺虫剤の環境への流亡と循環	3
生態系における農薬の循環	4
土壌における分解と残留	5
日本におけるBHCの土壌残留	8
土壌に残留した塩素系殺虫剤の作物への 移行	10
畑作物への移行	10
水生植物への移行	12
大気, 雨水中における塩素系殺虫剤	13
水系の汚染の現状	14
水系汚染の特質	16
塩素系殺虫剤が生物相にあたえる影響	16
水生植物に対する影響と生物的濃縮	17
水系における生物的濃縮の機構	18
生物的濃縮の時間的おくれ	19
淡水と海水における生体内の残留の ちがい	20
陸生動物に対する影響と生物的濃縮	20
野生動物への影響	23
ハヤブサの減少	23
野鳥における残留量	25
野鳥の致死濃度	27
哺乳類における残留量	27
野生動物に対する塩素系殺虫剤の問題点	28
急性毒性の種間差	28
野生動物への慢性毒性	28
野生動物の抵抗性発達	29
塩素系殺虫剤の食品汚染と人類への影響	30
BHC各異性体の生体内の行動と作用	31
蓄積性	31
毒性	32
母乳および牛乳のBHC汚染	33
母乳の汚染	33
牛乳の汚染	34
乳製品および牛脂の汚染	36
塩素系殺虫剤の給源と摂取量	37
塩素系殺虫剤の人体への影響	38
おわりに	40
引用文献	41

は じ め に

ここ1年をふりかえてみると, 牛乳のBHC汚染にはじまり, キュウリやパレイショのディルドリン残留, 母乳にBHCやディルドリンが検出されるなど, 農薬のなかでも塩素系殺虫剤の食品中の残留問題はつねに世間をさわがせてきた。

農薬はもともと害虫や病気, 雑草を防除するために使用されているのであるが, それが当初の使命をはたしたのちにも分解せず, 各種の経路をとってわれわれの環境に残留, 蓄積することに問題の出発点がある。いまわれわれが農薬として使用している化合物のなかでは, 塩素

1) A review on environmental pollution by chlorinated hydrocarbon insecticides. By Keizi KIRITANI.

Proc. Assoc. Pl. Prot. Sikoku, No. 6: 1-44 (1971)

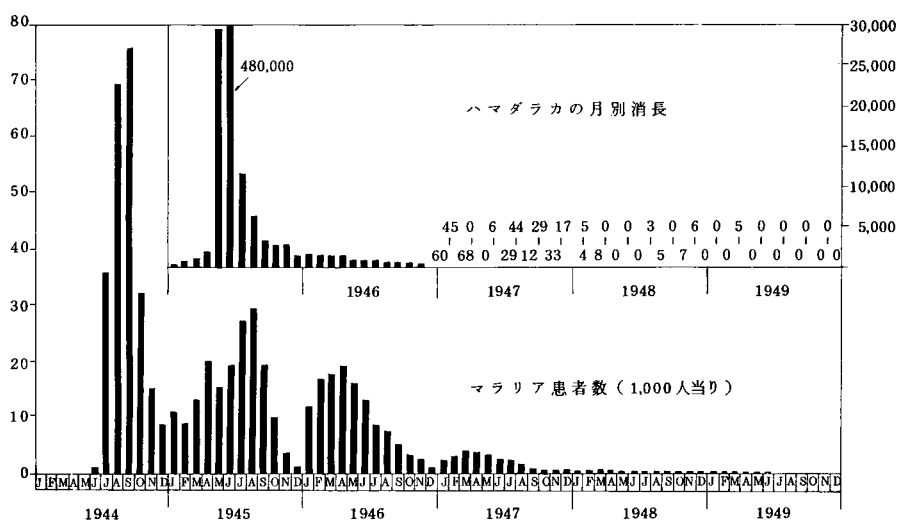
系殺虫剤のようなハロゲン化炭素骨格をもったもの、それにヒ素、銅、弗素、水銀、錫などを含んだものが特に問題にされなくてはならないだろう。

塩素系殺虫剤はその残留性のため、世界的にも使用を中止する方向にむかっている。わが国では、イネには今年からDDTやBHCは使用されないことになった。しかし、これらの塩素系殺虫剤は、その年に使用しなかったにもかかわらず、キュウリなどの果菜類で許容量をうわまわる残留が検出されている事例をみても、使用禁止したところで、ただちに汚染解消にならないことは明らかである。

いっぽう、DDTはマラリヤを媒介するカの防圧に、戦後20数年にわたって偉大な貢献をしてきた。

その1, 2の例をみてみよう。南部イタリアのラティナ県では、DDTによるハマダラカの防除が1945年6月から始まった。うそみたいな話であるが、戦前は南ヨーロッパもマラリヤの汚染地帯だったのである。事実、連合軍が南イタリアで作戦できたのも、DDTのおかげだといわれているぐらいである。

さて、第1図は、HAYES(1960)がSIMMONS(1959)のあげた資料にもとづいて作成したものである。



第1図 南イタリア・ラティナ県におけるハマダラカの消長とマラリアの患者発生数
DDTは1945年6月より使用をはじめた。(HAYES, 1960)

マラリア患者の発生数と、誘殺したハマダラカの月別変動とがあわせて示されている。DDTの使用開始後、2年目にはカは非常に少なくなって、ほとんどみられなくなった。他方マラリア患者も急激に減少し、4年目には発生がみられなくなっている。インドでは、DDTの使用によって、10年のあいだに約7,500万人もいた患者が、わずか500万人に減少したという。WHOでは、これら開発途上国におけるマラリア防除のためには、なおDDTが必要だと考えている。あとでも述べるように、インド人の体内のDDT蓄積量は、世界でもっとも高い値を示している。これはマラリア防除と無関係ではない。DDTの人体内蓄積の程度は、マラリア患者数の激減に比べれば問題はないかもしれないが、この蓄積されたDDTが、将来において人類の健康に暗い影をなげかけないとは、なにびとも断言できないのである。

農薬が、戦後の農業生産に貢献した役割は、ここであらためて強調するまでもない。戦後の米不足から脱して、連年豊作になり、いまでは減反がさげられていることをみれば明らかである。しかし、この過程で主流をなした農薬万能主義があだとなり、いまでは連日、農薬禍、農薬公害として、マスコミのみならず一般消費者からも目のかたきにされることになった。

これは、われわれが余りにも自然のしくみを単純化してかんがえていたためのむくいである。わが国でもこの反省として、最近、害虫の総合防除(*integrated control*)がさげられるようになった。この防除システムでは、農薬のみならず天敵やホルモン、フェロモン、不妊剤、超音波など、各種の防除手段が有機的に使用されることになるであろう。しかし、もしわれわれが、農業生態系の以外へのこれらの手段がもたらす影響について、じゅうぶん配慮をおこたらなかったら、ふたたび農薬禍と同じ轍をふむことは明らかである。

塩素系殺虫剤の性質

ここでいう塩素系殺虫剤とは、つぎのものをいう。アルドリン、BHC、トクサフェン、クロールデン、DDTと類縁化合物(DDE, TDE), ディルドリン, チオダン, エンドリン, ヘプタクロール。このなかで残留性が問題になるのは、アルドリン-ディルドリン, DDT-DDE, クロールデン, ヘプタクロール, それにBHC原体中の β -BHCである。エンドリン, チオダンは人体への急性毒性および魚毒性も強く、土壌中では長く残留するが、脊椎動物の体内では蓄積性はなく容易に分解されるものとおもわれる。

一般に、環境への農薬の残留量は、その使用量と化合物の分解速度によってきまる。塩素系殺虫剤の多くは化学的に安定で、かつ水に溶けにくく蒸気圧も低い。この代表的なものはDDTである。

環境中に残留する塩素系殺虫剤は、親化合物のままでなく、一部あるいはその大部分は土壌中や生物体内で、酸化または還元される。アルドリン(HHDN)は、土壌や生体内で酸化されてディルドリン(HEOD)にかわる。この率は動物の組織内では最大となる。DDTもその原体は pp' -DDT(約70%), op' -DDT(約30%), その他TDEをわずかに含んでいる。 pp' -DDTは pp' -DDEまたはDDDにかわる。ヘプタクロールも、酸化されてヘプタクロールエポキシドにかわる。また、BHCは脱塩化水素反応によって、トリクロルベンゼンにかわる。

ここで注目されることは、これらの分解物の性質は、親化合物としばしば毒性ならびに化学的性質が異なってくることである。一般には分解物の毒性はかわらないか、それよりも強くなるといわれている(たとえば、ヘプタクロールとヘプタクロールエポキシド)。また、化学的にも安定化するものが多い(たとえば、上の例や、アルドリンがかわったディルドリン)、極性が高まり水溶性が増加する傾向があり、作物体への移行も容易になる(たとえば、トリクロルベンゼンは非常に水にとけやすい)。

塩素系殺虫剤の環境への流亡と循環

塩素系殺虫剤がこれまで広範囲に利用されたのは、それが戦後、人類がはじめて手にした有力な合成殺虫剤であったという理由だけではない。これらは、その後、合成され使用された有機燐剤やカーバメート系殺虫剤にくらべても、つぎのような長所をもっている。すなわち、価格が非常に安いこと、対象害虫の範囲が広い、いわゆる非選択的殺虫剤であること、化学的に安定なため残効性が非常に長いこと — その半減期が年単位であるのに対し、有機燐剤などは週または月単位である —、また慢性毒性はともかく、急性毒性が低いこと — DDTとアスピリ

ンの毒性はほとんど同じ — などの利点をもっている。しかし、これらの一見長所とみられる性質が、これら化合物の溶脂性ととともに、生物および非生物的環境の汚染、残留問題をひきおこすことになった。

塩素系殺虫剤が土壌中で長期間残存することは早くからわかっていたが、これは先にものべたように、残効性のある殺虫剤としてむしろ歓迎されていた。1950年代のはじめ欧米においては、DDT散布による副作用や残留がぼつぼつ気づかれだした。マラリア防除に使ったDDTによって魚の大量死をまねいたり、少量のDDTが植物や動物の体内、ときには牛乳にも混入していることが見出されたり、また土壌中の高濃度の残留によって植物に薬害をおこしたりした。しかし、この時点では、害虫防除には不可避の軽微な必要悪として世人の注目を引くにはいたらなかった。わが国でも、イモチ病の防除にフェニール水銀系の殺菌剤が使用されはじめたのは、実に1953年、ちょうどDDTの環境汚染のきざしのみえた頃である。

その後、1950年代から1960年の始めにかけて、DDTが土壌や作物、川床の泥に残留し、野生動物の農薬散布地区での大量死を招き、しかもこれらの塩素系殺虫剤は、ミミズなどの無脊椎動物のみならず、食物連鎖を通じて食肉性の鳥やけものに濃縮されていくことが明らかにされていった。これらの汚染の全体像は、米国の女流科学評論家 Rachel CARSON(1962) の“Silent spring”の著書となって、世に人類の生存にかかわる問題として提起されたのである。

わが国での農薬禍問題は、農薬そのものより、工場廃水にふくまれていた有機水銀の食物連鎖による濃縮によっておこった熊本県の水俣病(1960年、ただし症状は1953年ごろから現われていたという)、つづいて1964年から1965年におこった新潟県阿賀野川流域の第2水俣病である。必然的にこれは、イネの殺菌剤である有機水銀剤の危険性についても世人の注目を集めることになった。これについては、すでに富沢が1956年12月の植物病理学会で、水銀が稲穂をとって玄米やもみがらに集積することを指摘していた。浮田(1966)は、日本人の毛髪中には外人の3倍の水銀が検出されること、若月(1967)は、毛髪中の水銀は農家より非農家に、また産婦より新生児により多く検出されることをみた。また、昭和40年度産米中の水銀量は20年前の約7倍、0.14 ppmに達することをみた。農林省もここで、1966年3月に3ヵ年以内に有機水銀剤を非有機水銀剤にきりかえる方針をだした。

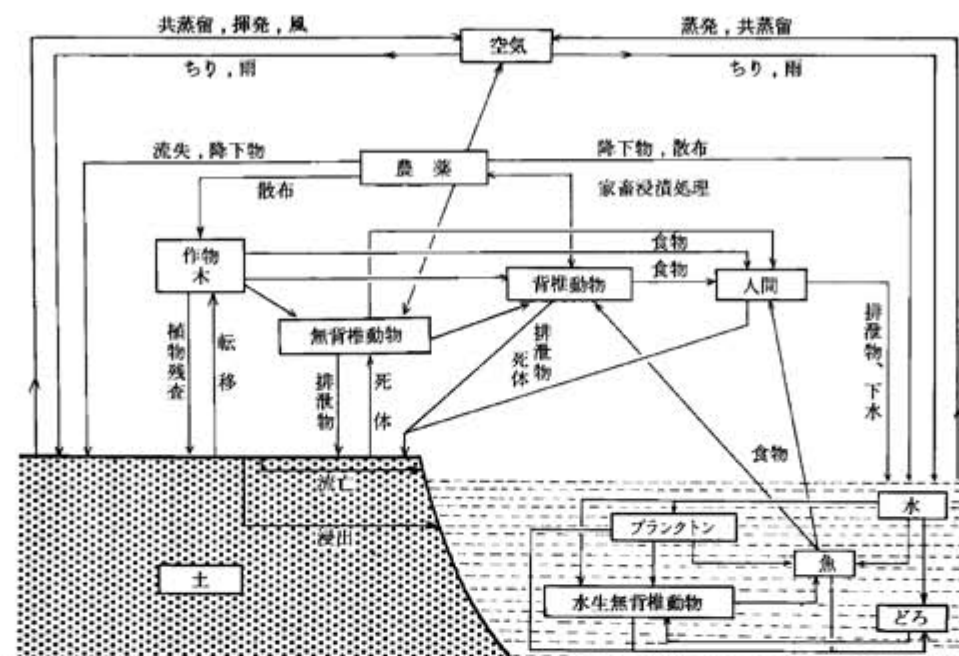
その後のわが国における環境汚染問題は欧米とはちがって、BHCならびにドリン系殺虫剤の牛乳、果菜類、母乳への残留として1969年末より、全国的規模の問題としてあらわれてきた。

生態系における農薬の循環

第2図はEDWARDS(1970)が発表した農薬の自然の生態系における循環の過程のシマをやや改変したものである。使用された農薬は、土壌、水、大気に直接・間接的に流亡、拡散し、一部は食物連鎖、呼吸を通じて生物体内にとりいれられ濃縮されていく。英国の「農薬およびその他の毒物に関する委員会」(WILSON教授が委員長で以下WILSON報告とよぶ)がまとめた報告では、現在の塩素系殺虫剤による環境の汚染度は、雨水、飲料水、河川の水は 10^{-12} 単位で、野菜などの食品は 10^{-9} 、人体内の脂肪や野鳥、卵などは0.1~10 ppmの範囲で残留していると結論している。

塩素系殺虫剤による環境の汚染は、程度の差はあっても全地球的規模でおこっていることは、英国で1962~1965年の期間、37カ国の118種の野生の鳥を集めて検査したところ、ほとんどすべての個体に塩素系殺虫剤の残留が認められたことから明らかである。また、南極で調査をおこなったGEORGE & FRAEAR(1966)によれば、海水や無脊椎動物には検出されなかったが、極地特産の*Rhigophila* という魚では最高0.44 ppm、アザランでは同じく0.12 ppm、アデリーペン

ギンで0.18ppm, トウゾクカモメで2.8ppmのDDTが検出された。これらの値は最高値であるが、英国本土の野生動物のレベルと同じで、世界を驚ろかせた。



第2図 生態系における農業の循環 (EDWARDS, 1970)

しかし、その後の調査では、南極にいる1,000万頭のアザラシ、ペンギン全体の体内の残留 DDT の総量は、2 分の 1 ポンド程度にしかならないことが明らかになった (MELLANBY, 1967)。最近、PETERLE(1969)は南極大陸の水から pp' -DDT $0.04 \times 10^{-9} \text{ g/g}$ を検出し、南極大陸における空気塊の運動の研究から、これは他大陸よりの汚染空気の侵入によるものと結論づけた。かれは、過去22年間に南極には $2.4 \times 10^6 \text{ kg}$ のDDTが運ばれてきたと推定している。最近、このような風による環境汚染の役割が重視されつつあり、たとえば、RISEBROUGH(1969)は大西洋の熱帯水域の塩素系殺虫剤の総量の半分は北東貿易風によって運ばれたもので、残りが河川からの流入だろうと推定している。

土壌における分解と残留

土壌に混入した塩素系殺虫剤は、散布、施用にともなう拡散、流亡につづいて、すきこまれるまでの短時間の間にかなりの部分が揮散(発)により消失する。事実、蒸気圧と土壌中の1年後の残存率には高い相関がみとめられる(第1表)。

EDWARDS(1966)がウィスコン大学の LICH-TENSTEIN などの研究資料をもとにまとめた結果を第2表に示した。これによれば、リンデンは平均8年間も土壌中に残留するようになっているが、立川ら(1970)によれば、日本の水田では収穫時には年間使用量の数%しか残っていない

第1表 蒸気圧と土壌中の残存率 (EDWARDS, 1966)

殺 虫 剤	蒸 気 圧 (mm Hg 20°C)	土壌中の1年 後の残存率
D D T	1.0×10^{-7}	80 %
ディルドリン	1.0×10^{-7}	75
リンデン	9.4×10^{-6}	60
アルドリン	6.0×10^{-6}	26
クロルデン	1.0×10^{-5}	55
ヘプタクロル	3.0×10^{-4}	45

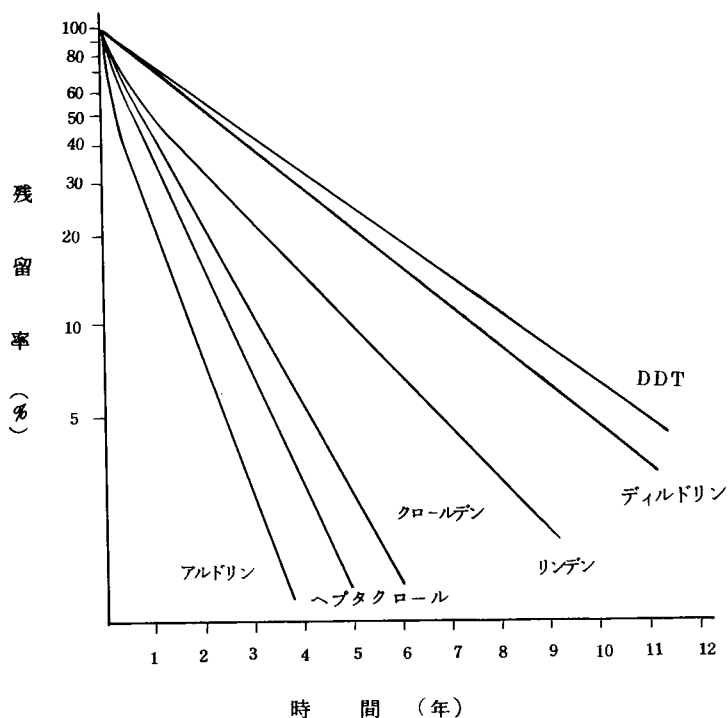
第2表 有機塩素殺虫剤の土壌中での残留性
(EDWARDS, 1966)

殺 虫 剤	95% 消失に必要な時間(年)	平均(年)
アルドリン	1 ~ 6	3
クロルデン	3 ~ 5	4
D D T	4 ~ 30	10
ディルドリン	5 ~ 25	8
ヘプタクロール	3 ~ 5	3.5
リンデン	3 ~ 10	6.5
テロドリン	2 ~ 7	4

という。フィリピンでの MAC RAEら(1967)の室内の湛水実験でも、70~90日でほとんど消失している。もちろん、後述のように湛水条件と畑地状態では、その残留性はいちじるしく異なり、後者では非常に分解速度がおそくなる。しかし、EDWARDS のあげた第2表のリンデンの数値は検出法の欠陥によって異常に大きい数値となっていることは、YULEら(1967)も指摘している(次章参照)。

EDWARDS(1966)によれば、土壌中にすきこまれた塩素系殺虫剤は、土壌表面上の10倍も長く残るという。土壌中での分解は、指数曲線的に

進む。そのため塩素系殺虫剤の半減期(50%が消失する時間)はすべて4年以下である(第3図)。



第3図 土壌中における塩素系殺虫剤の分解消失 (EDWARDS, 1966)

土壌中での残留性は、DDT、ディルドリン、トキサフェン、エンドリンがもっとも長く、ついでリンデン、クロルデン、ヘプタクロール、アルドリンの順となる (NASH & WOOLSON, 1967)。

土壌中での塩素系殺虫剤の残留性を支配する要因は多岐にわたっているが、EDWARDS(1966, 1970)によれば、第1に化合物の水溶性と揮発性、第2に土壌型とくに有機質の含有率、つぎに粘土含有率や土壌構造、降雨などが大きな影響をあたえるという。これら各種の要因が残留性におよぼす効果をまとめて第3表に示した。したがって土壌中の分解のパターンも時間的に各種の要因が関与して、その合成としてほぼ指数曲線に近い分解曲線のパターンがえられる(第4図)。

第3表 有機塩素系殺虫剤の残留性を支配する要因

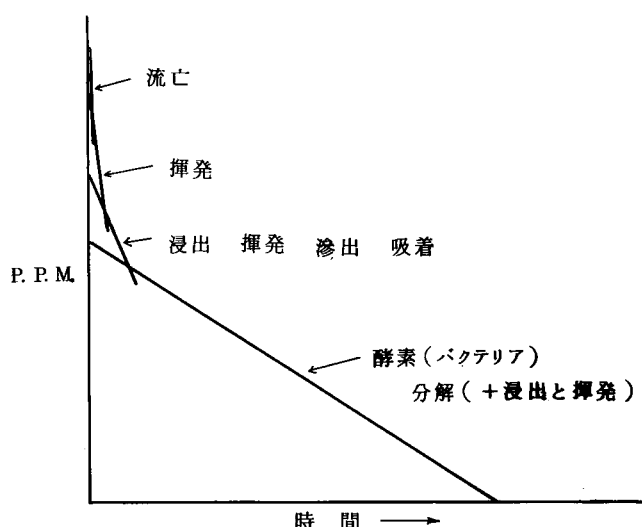
要 因	残 留 性 (短<長)
1. 化学構造：揮発性・水溶性	高 < 低
2. 濃 度	低 < 高
3. 剤 型	水和剤<乳剤<粒剤
4. 土壌型	砂 質<粘土質
5. 有機質：含有量	少 < 多
6. 土壌の pH	アルカリ性<酸 性
7. 土壌水分	湿 潤<乾 燥
8. 通気性	嫌気条件(湛水) < 好気条件
9. 気候条件	高温高湿<低温低湿
10. 表層植性	粗 < 密
11. 分解土壌微生物	多 < 少
<i>Trichoderma</i> 2 spp	
<i>Bacillus</i> 2 spp	
<i>Pseudomonas</i> 6 spp	
<i>Clostridium prazmowski</i>	

米国インディアナ州の35の果樹園を調査した MURPHYら(1964) は最高362ポンド/エーカー¹⁾平均148ポンド/エーカーの total DDTを検出している。したがって、この残留量が土壌表層6インチにわたって均等に分布していると仮定して計算してみると、これらの果樹園でのDDTの残留は、有効成分量で最高181ポンド/エーカー、平均でも74ポンド/エーカーも残留していることになる。ちなみに米国でのふつうの施用量はエーカー当たり1～2ポンドにすぎないことを考えると、インディアナ州の果樹園の汚染のすさまじさが想像される。

いっぽう、まったく農薬が使用されていない砂漠や草原からの土壌にも、最高2.3ppm、平均1.6ppmの total DDTが検出されている (LAHSER & APPLEGATE, (1966)。RUDD(1964) がその著“Pesticides and the living landscape”で、地球上には年間使用量の10年分にもものぼる100万トン台のDDTが蓄積していると警告したのも当然のことであろう。

土壌に混入した農薬は、土壌の表層に吸着されて集積し、下層に移動することは少ない。水田でも施用されたBHCやDDTは20cm位までの層に集中している。ただ、BHC原体にふくまれる異性体のうち γ -BHCは、水田でも果樹園土壌でも50cmの深さでも検出され、浸透性が強い(金沢, 1970)。TERRIEREら(1965)がおこなったナシ園土壌でのDDTとその誘導体の垂直分布に関する研究では、地下10インチ以下に到達している量は残留量の3%以下にすぎなかった。また pp' -DDTより op' -DDTの方が土壌中でより安定なこともわかった。

世界各国のすべての農耕地の土壌には塩素系殺虫剤の残留がみられる。とくにこれらの殺虫剤の使用が多いそ菜や果樹園には残留量が多い(第4表)。



第4図 土壌中における殺虫剤の分解のパターン (EDWARDS, 1966).

1) 1ポンド/エーカー = 1.12 kg/ha.

第4表 土壌における塩素系殺虫剤の残留

国	調査箇所数	作物	Total DDT 最高平均	アルドリン 最高平均	ディルドリン 最高平均	γ -BHC 最高平均
カナダ ¹⁾	4	ビート	1.5 0.4	— —	— —	— —
	5	牧草	2.6 0.5	0.2 0.04	1.1 0.2	— —
	6	トウモロコシ	3.7 1.2	0.5 0.02	0.9 0.3	— —
	9	穀物	5.1 1.4	0.5 0.06	1.1 0.1	— —
	4	グリーンハウス	2.6 1.5	— —	0.4 0.1	— —
	5	タバコ	5.1 3.2	0.2 0.04	0.5 0.3	— —
	11	そさい	47.6 9.5	2.1 0.33	1.6 0.8	— —
	8	果樹	131.1 61.8	— —	— —	— —
米国 ²⁾ テキサス	3	ワタ	2.6 2.4	— —	— —	0.6 0.26
	5	砂漠・草原	2.3 1.6	— —	— —	0.3 0.2

注 1) HARRIS ら(1965)

2) LAHSER & APPLIGATE (1966)

日本におけるBHCの土壌残留

わが国の農薬の総使用量のうち、その半分は水田に使用されている。これまでイネの害虫ニカメイガにはBHCの単剤が、またウンカ・ヨコバイ類に対してはカーバメート系殺虫剤との混合剤として、BHCは水稻害虫防除の基幹殺虫剤としてその役割を果たしてきた。立川ら(1970)によれば、BHC工業原体の生産量は、昭和43年(1968年)にピークの4.5万トンに達し¹⁾、同年の使用量の全国平均ではha当たり有効成分量で900g、福岡、佐賀の両県では4kgをこえている。欧米の塩素系殺虫剤の主軸がDDTに対し、わが国ではその位置をBHCがしめている。そればかりではない。わが国では価格が安いこともあって、その殺虫有効成分である γ -BHC(リンデン)単剤としては使用されず、各種の異性体をふくんだBHC工業原体として広く使用されたことが、今日の農薬公害につながっている。とくに工業原体での γ -BHCの成分割合は8~15%であり(第5表)、そのため、実際に施用されるtotal BHCの量は有効成分(γ -BHC)の6~7倍にもなるのである。

第6表には、立川ら(1970)が調査したわが国各地の水田土壌における γ -BHCの残留量を示したものであるが、全国平均の4~5倍ものBHCを使用している福岡、佐賀両県では、その土壌残留量は群をぬいて多いのが目だっている。

ところが金沢(1970)によれば、水田土壌中に残留する γ -BHCは、土壌中に検出されるBHCの各異性体の総量(total BHC)のわずか11%をしめるにすぎない(第7表; UYETAら(1970))

第5表 BHCの異性体の性質(立川ら, 1970)

異性体	融点	蒸気圧 (20℃)	溶解性 ¹⁾ (水 20℃)	工業原体 組成
	℃	mmHg	ppm	
α	159-160	2.5×10^{-5}	1.6	55~80
β	309-310	2.8×10^{-7}	0.7	5~14
γ	112-113	9.4×10^{-7}	7.9	8~15
δ	138-139	1.7×10^{-5}	21.3	3~5

注 1) 金沢(1970)による。

1) 1968年の全世界での年間のDDT使用量がほぼ45,000トンである(国連総長報告, 1969年5月)。

第6表 水田土壌中の γ -BHC(ppb)(1,000ppb=1ppm) (立川ら, 1970)

採 集 地 点	年 月 日	点 数	最 高 値	最 低 値	平 均 値
佐 賀 平 野	1968年10月	21	1,486	24	240
筑 後 平 野	68年10月	29	1,800	20	178
広島県国道2号沿い	69年4月	9	193	9	43
岡山県国道2号沿い	69年4月	14	115	7	36
高 知 平 野	68年4月	41	218	痕跡的	41
〃	68年11月	37	140	4	34
道後平野(愛媛)	68年4月	76	515	痕跡的	117
〃	68年11月	33	350	12	83
道前平野(愛媛)	68年4月	24	84	痕跡的	39
香 川 全 域	68年4月	31	290	1	57
〃	69年4月	9	22	2	11
濃 尾 平 野	69年4月	36	966	7	59
長野善光寺平	69年11月	24	360	痕跡的	36

では5%)。土壌中の total BHCの異性体組成で注目されるのは、工業原体では5~14%の組成比にすぎない β -BHCが土壌残留中の total BHCでは50%をしめることである。これがイネワラ中では56%に増加している。 δ -BHCについても、原

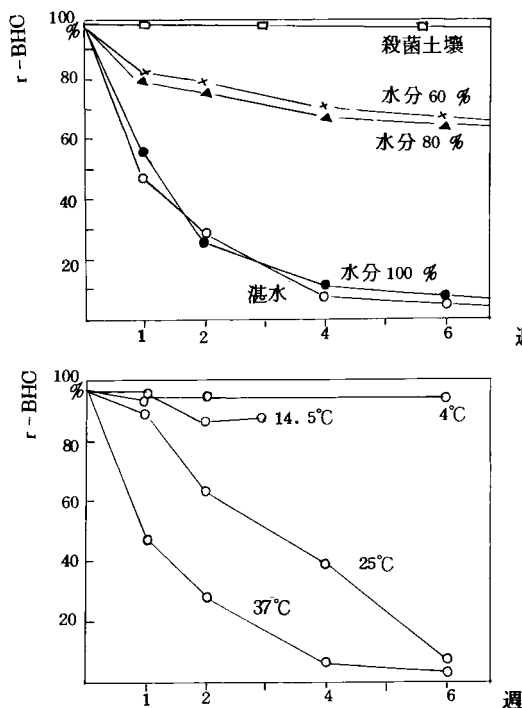
第7表 水田土壌、イネワラ、玄米に残留するBHC各異性体の残留量(ppm)とその比率(金沢, 1970)

標本の種類	標本数	α -BHC	β -BHC	γ -BHC	δ -BHC	Total BHC
水 田 土 壌	18	0.539 (27)	1.029 (51)	0.231 (11)	0.220 (11)	2.019
イ ネ ワ ラ	25	1.914 (13)	8.146 (56)	0.989 (7)	3.635 (25)	14.684
玄 米	10	0.152 (41)	0.079 (21)	0.044 (12)	0.097 (26)	0.372

注 1) カッコ内は各異性体の比率(%)

体中3~5%, 土壌中11%, イネワラ中では25%とその組成比の上昇がみられる。同様のことは立川ら(1970)もみており、かれらによれば、17地点のイネワラの分析値は α -BHC 0.37~14.0 ppm, γ -BHC 0.13~5.8 ppm, β -BHC 0.38~43 ppmで α/γ 比1.2~3.2, β/γ 比は3.0~18.3となり、原体の β/γ 比がほぼ1に近いことからみても β -BHCの相対的濃縮はあきらかであった。あとでものべるように、 β -BHCは慢性毒性がBHC異性体中でもっとも強く、かつ人体脂肪中に検出されるBHCの95%以上は β -BHCであり、BHCの残留問題の焦点は γ -BHCよりも、工業原体中における非殺虫成分である β -BHCである。

γ -BHCの消失速度を、土壌水分、地温との関連で調べた立川ら(1970)によると、湛水または土壌水分100%の状態では施用された γ -BHCは数週間ほとんど消失した。また地温が高いと急速に消失する(第5図)。立川らは、この消失の大部分は水面または土壌表面からの水蒸気との共蒸溜によるものと考えている(第8表)。このため水溶性が大きく蒸気圧の高い α , γ -BHCは急速に消失するのにたいし、 β -BHCが相対的に土壌中で濃縮されるものと考えている。



第5図 γ -BHCの消失に及ぼす土壤水分(上図)と地温(下図)の影響(立川ら, 1970)

第8表 共蒸溜による水面からの殺虫剤の損失
(BOWMANら, 1964)

殺 虫 剤	初めの濃度 (ppm)	共蒸溜による消失 (%, 20時間後, 26.5°C)
アルドリノ	0.024	93
ディルドリン	0.024	55
ヘプタクロール	0.21	91
ヘプタクロール エボキシド	0.25	42
p, p' -DDT	0.0056	30
γ -クロルデン	0.20	70
γ -BHC	0.023	30

土壤に残留した塩素系殺虫剤の作物への移行

畑作物への移行 第9表は、高知県のアルドリノ施用土壤中でのアルドリノ+ディルドリンの残留量の変化、またその土壤に栽培したキュウリへの移行率を示したものである(西本ら, 1970)。これらの土壤はアルドリノを反当3~5 kg 施用されたもので、1年後の土壤残留は、ディルドリンとして平均0.60 ppmで、半減期は約1年とみられる。第3図によれば、ディルドリンの半減期は約2年であり、この場合は明らかに短い。これは欧米と異なり、夏季に水田として湛

水されることがその分解をはやめているのかも知れない。他方、これらの土壤に作られたキュウリの吸収率は、平均13%である。したがって、1回アルドリノを施用した畑では、3年以上を経過しないと厚生省が定めたディルドリンの残留許容量0.02 ppm以下にならない可能性を示している。ドリノ系殺虫剤による土壤汚染問題の深刻さを物語る数字である。

LICHTENSTEINら(1970)は、1 エーカー当たり1回に25ポンドあるいは5ポンドのアルドリノまたはヘプタクロールを5年間連続してシルトロール土壤に施用し、1回大量施用の前者では10年目、後者では最後の施用の5年後に土壤中の残留量を調べた。またその土壤に各種の作物をつくった場合の吸収率もしらべた(第10表)。いずれの場合も、1回に施用したか、5回に分

第9表 アルドリノ土壤施用後の経過年数とキュウリにおけるアルドリノ/ディルドリン検出量(ppm; 許容量0.02ppm)
(西本ら, 1970)

経過年数	調査数	キュウリ(C)	土壌(S)	C/S
1	8	0.073	0.599	12.2%
2	5	0.033	0.279	11.8
3	4	0.023	0.124	18.5
4	3	0.003	0.032	9.4

平均 13.0

第10表 土壌施用したアルドリン、ヘプタクロールの5年または10年後(1968)の土壌残留と作物の種類による吸収率の比較 (LICHTENSTEINら, 1970)

	1958～62に分割施用		1958に1回施用	
	アルドリン+ ディルドリン	ヘプタクロール+ エポキシド	アルドリン+ ディルドリン	アルドリン+ ヘプタクロール エポキシド
土壌残留量 (ppm)	0.860	0.701	0.690	0.719
作物吸収率 (%)				
ニンジン	15.0	58.0	25.4	31.2
キュウリ	12.8	12.0	17.8	9.4
ダイコン	10.0	19.8	11.4	18.1
パレイショ	5.6	9.5	7.7	8.8
ビート	5.1	8.1	6.6	7.2

注 総施用量：アルドリン、ヘプタクロール 15.6ppm.

5%の残留を示していた。いいかえれば、施用後何カ年たったかということにより、それまでにどれだけの量がその土壌に投下されたかが残留量の重要な決定要因となっているのである。

ここに作られた作物が、土壌中の残留農薬の何パーセントを吸収したかを第10表には作物吸収率として記した。したがって、ダイコンのアルドリン+ディルドリンの残留量は、5年分割施用の場合についていえば、 $0.860 \times 0.10 = 0.086\text{ppm}$ として逆に計算できる。この表から、

(1)畑作物の吸収率はすべて1以下であり、原則として土壌中の残留濃度より低いこと、(2)作物の種類によってその吸収率はかなり異なることがわかる。

土壌中残留農薬の作物への吸収移行率は、土壌型によってかなり異なる。HURTIG & HARRIS (1966) が有機質の多い腐食土と粘土質の土壌でニンジンへのアルドリン、ディルドリンの移行率を調べた結果では、腐食質土壌では移行率はいずれも1%以下で、粘土質土壌でのディルドリンの移行率が23%であったのにくらべると大きな差がある(第11表)。腐食土では、有機物にこれらの殺虫剤が吸着されるからであり、このことは逆に堆肥など

を多量に使用する野菜の栽培などでは、標準より多量の殺虫剤を使用しないと効果があがらないことも示している。また、ELGAN (1966) は、3年間毎年エーカ当たり2ポンドのアルドリンを施用した場合の各種の作物の吸収率をチョーク質壤土、砂質壤土、泥炭質土壌について比較している。土壌中の初期残留量はアルドリンにして10.9ppmであるにもかかわらず、泥炭質土壌では、ニンジン、パレイショ、ビートの根菜類、セロリー、ネギ、キャベツの葉菜類のいずれにもアルドリンおよびディルドリンは検出されなかった。LICHTENSTEIN ならびにその協同研究者(1959;1965;1967;1968;1970)は、各種の土壌型で、作物の吸収率をいろいろの塩素系殺虫剤について調査をおこなった。その主なものを第12表にまとめて示した。吸収率は土壌型以外にも殺虫剤の種類によって異なる。 γ -BHCの吸収率は土壌中の残留量の数10倍以上になることもあり、一般に非常に高い。これは γ -BHCが塩素系殺虫剤のなかでも水溶性が高い化合物

第11表 塩素系殺虫剤の土壌型によるニンジン根部への移行吸収率の比較 (HURTIG & HARRIS, 1966)

殺虫剤	土 壌 型	土 壌 中 の 留 残 (ppm)	ニンジン 中 の 留 残 (ppm)	移 吸 収 率 (%)
アルドリン	腐食質土壌	8.36	0.01	0.13
	粘土質土壌	0.48	0.01	2.10
ディルドリン	腐食質土壌	3.9	0.02	0.51
	粘土質土壌	0.48	0.11	23.00

第12表

塩素系殺虫剤の土壌から作物への移行吸収率 (%)

(LICHTENSTEIN, 1957; LICHTENSTEIN & SCHULZ, 1965;
LICHTENSTEIN ら, 1965, 1967, 1968, 1970 より作成)。

作物の種類	DDT	アルドリノ+ ディルドリン	ヘプタクロール	アルドリノ	ディルドリン	γ -BHC
ニンジン	13.0	20.2*	58.1*	3.7*		350.0
キュウリ		11.2*	7.9*		3.1	
ジャガイモ	7.0	6.7*	9.4*	7.4		21.0
ダイコン		10.7*	19.0*			
ビート(根)		5.9*	6.9*			
アルファルファ			3.6	1.1		
カブラ		2.2	3.6			
エンドウ(根)				2,240.0		13,320.0
ク(葉)				8.2		3,690.0
ク(ツル)						90.0
レタス		1.3	1.6			
キャベツ(葉)						22.0

注 1) *印は報告例が2つ以上の場合の平均値。

であるためと思われる。また、ヘプタクロールは、アルドリノよりも作物に吸収されやすい。したがって、作物による吸収順位は、正確には条件を具体的に設定しないといけませんが、大別すると、(1)ニンジン、エンドウ、(2)ビート、ダイコン、キュウリ、パレイショ、ダイズ、(3)レタス、カブラ、セロリー、(4)キャベツ、プロコリー、タマネギ、ナス、ピーマンと、(1)から(4)群にかけて吸収率が低くなる。根菜類のうちでもタマネギは例外的で、実験的にアルドリノを25ポンド/エーカーの割合で土壌施用してもタマネギでの検出量は0.05ppm程度しかない(LICHTENSTEIN & SCHULZ, 1959)。

塩素系殺虫剤は水に溶けにくく、例えばDDTは水には0.0002ppmしか溶けない。ところが落花生油など植物油には10~12g/100ccもとける。このため土壌中の塩素系殺虫剤が水とともに植物体内に吸収されたとき、植物体中の油脂にとけ、これが油料種子植物では種子に集中的に蓄積することが知られている。BECKら(1962)は45%の脂肪を含む落花生の種子では土壌中濃度の4.2倍のヘプタクロールの蓄積をみだし、BRUCEら(1966)はヘプタクロールで、土壌中濃度が1ppmのとき吸収率はダイズで11%に達したのに、カラスミギ、オオムギ、トウモロコシではわずか0.5~2%にしか種子中には検出されなかったことを報告している。種子の残留濃度は脂肪含量と比例するといわれており(BRUCEら, 1966)、作物の選択上留意すべき点であろう。

水生動物への移行 一般的には陸生植物では、 γ -BHCをのぞいて吸収率は100%以下である。これに対し、水生植物ではその様相が非常に異なっている。第13表は、EDWARDS(1970)がまとめた水中の残留塩素系殺虫剤の水生植物への移行吸収率である。陸上植物の場合とくらべて水からの吸収率は非常に高く、10万倍に達しているものもある。KEITH(1966)の場合、2,000~3,000倍の吸収率を示しているのはヒルムシロである。タデは10万倍の吸収率を示しているが、これを水面下と水面上の部分でみると、前者は58ppm、後者は2~3ppmであり、水面下の高い吸収率は主として植物表面からの吸着であろうとKEITHは考えている。

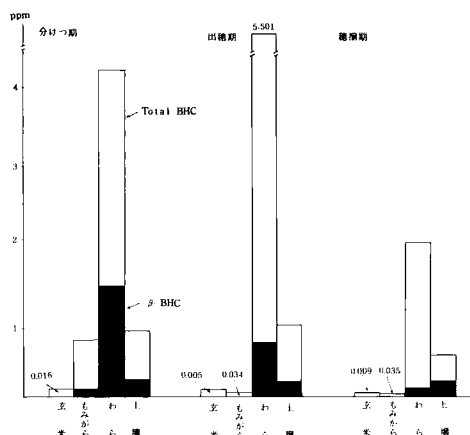
さて、このように水生植物が陸生植物にくらべて土壌中の残留農薬の吸収率ははるかに高いことは、第7表に示したイネワラ中の高いBHCの残留とも無関係ではない。

第13表 各種塩素系殺虫剤の水から水生植物への移行 (EDWARDS, 1970 をやや改変)

殺 虫 剤	植 物	残 留 量			注
		水中濃度(W)	植物体内(P)	吸収率(P/W)	
トキサフェン	水生植物	0.41 ^{ppb}	0.21 ^{ppm}	512.0	1
D D T	〃	200.0	75.0	375.0	2
〃	〃	20.0	31.0	1,550.0	3
DDT, トキサフェン	ヒルムシロ	0.45	1.0	2,220.0	4
およびミトキシコール	〃	0.35	1.1	3,171.0	〃
〃	〃	0.23	0.8	3,478.0	〃
〃	タデ	0.30	30.3	100,000.0	〃
D D T	藻類・苔類	0.33	0.01	33.0	5
〃	藻類	5.8	0.002	0.34	6
クロールデン	〃	6.6	0.013	1.97	〃
エンドリン	〃	10.5	0.007	0.66	〃
D D T	管束植物	5.8	0.003	0.52	〃
クロールデン	〃	6.6	0.003	0.45	〃
エンドリン	〃	10.5	0.006	0.57	〃

注 1) TERRIERE ら, 1965 2) CROCKER & WILSON, 1965
 3) BRIDGES ら, 1963 4) KEITH, 1966 5) MACK ら, 1964
 6) GODSIL & JOHNSON, 1968.

農林省農業技術研究所の農薬残留研究室(1970)では、ポット植えの水稻に BHC 粒剤(γ -BHC 6%)を反当たり 3 kg の割合で、分けつ期、出穂期、穂揃期に施用したときの BHC 各異性体の玄米、もみから、わらおよび土壌内の残留をしらべている(第6図)。図には total BHC と γ -BHC の残留量についての結果だけを示した。図から、初期に施用した方が後期に施用した場合にくらべ残留量が多い。これは薬剤の流出がなく接触期間が長いためと思われる。わら内の残留量は土壌中の4~6倍になっている。他方、玄米、もみからでは土壌中の残留濃度より低くなっている。また原体組成にくらべて α -BHC の残留は少なかったが、 β -BHC は初期に処理した場合はあきらかにその割合が高い。また、塚野・鈴木(1962)も幼穂形成期の水稻の γ -BHC の吸収率をしらべ、水中濃度 4.0ppm の γ -BHC が、施用14日後には茎ならびに葉鞘部に 34.0ppm、葉には 4.0 ppm が検出されたことを報告している。



第6図 γ -BHC (6%) 粒剤水面施用(3 kg/10a)によるBHCのイネの各部位による吸収量(農技研農薬残留研究室, 1970) 無処理土壌では 0.048ppm.

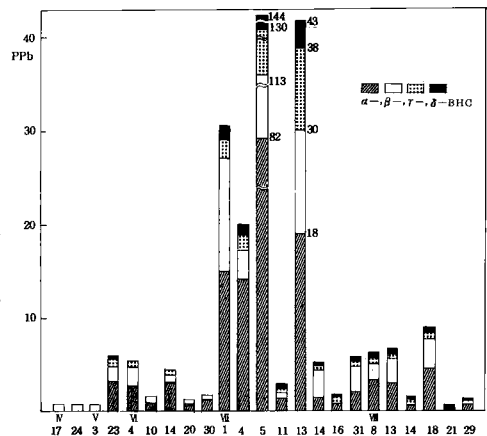
大気、雨水中における塩素系殺虫剤

農作物に散布された殺虫剤の一部は大気中にドリフトとして拡散する。また、農作物や土壌あるいは水に溶解・吸着・吸収されたものの一部は、揮散あるいは水蒸気との共蒸溜によって大気中に流亡するし、風による土壌の舞い上がりによって大気中に入ってくる。こうして大気中に放出さ

れた塩素系殺虫剤は、空中のダストに吸着され、気流によって全地球上に運ばれることになる。この途中で大部分の塩素系殺虫剤は、紫外線によって分解されてしまうと考えられている。しかし、シクロヘキサン系のBHCでは、紫外線により分解されず、その分解は主として土壤中の嫌気性細菌による脱塩酸分解によるといわれている。

立川(1970)によれば、BHC散布時の農村では、大気中のBHCは24時間平均で数ppb (ppb = $\mu\text{g}/\text{m}^3$)にも達するが、ふだんは1ppb以下のことが多いという。東京以西宮崎にいたる9都市でおこなった1970年夏の調査では、0.1ppb前後のBHCが検出されたという。TABOR(1966)が米国でおこなった調査では、大気中の塩素系殺虫剤の残留量は、都市部の方が農村よりはるかに多かった。たとえば類縁化合物も含むtotal DDTの平均値は、農村地帯0.004ppb、半農業地帯4.2ppb、東部の都市では37.3ppbで、都市では農村の実に1万倍も汚染されていた。

雨水中の塩素系殺虫剤の残留量を調査することにより、間接的に大気の汚染を知ることができる。立川(1970)によれば、松山市の半農村地帯では1970年4月から8月末までの23回の測定のうちtotal BHCで10ppbをこえること4回、そのうちの1回は144ppbも検出された。普通の河川水のBHCは10ppbをこえない事実からすると、これらの雨水中の値は異常に高い(第7図)。また、しばしば β -BHCが γ -BHCの数倍も含まれており、工業原体の β/γ 比がほぼ1に近いことから、この比が雨水中で大きいことも注目してよい。松山市の雨水中には、以上のようなBHCの各異性体のほか、 p,p' -DDT、 p,p' -DDE、PCPなども検出されている。



第7図 松山市における雨水中のBHC (立川ら, 1970)

英国の7カ所で雨水をしらべた TARRANT & TATTON(1968)によれば、平均値ではtotal DDT 79.3ppb、 γ -BHC 60.3ppb、ディルドリン 7.6ppbが検出されたといい、わが国の数値よりやや高い。また、 γ -BHCとともにDDTが同じ程度に検出されているのは、両国の使用農薬のちがいによる。米国では雨水中の塩素系殺虫剤は圧倒的にDDTが多く、ついでクロールデン、ヘプタクロール、ディルドリンの順になる(WEIBELら, 1966)。

水系の汚染の現状

わが国の農地は、その相当部分を水田でしめられているため、水田に施用された農薬による水系汚染、それにともなう魚介類の被害の例は非常に多い。なかでも有明海沿岸では、過去に3回の大きな農薬による漁業被害をうけている。昭和28年(1953)夏には集中豪雨によってニカメイガ防除に使ったパラチオンが筑後川に流出、魚介類とくにアミ、エビの大量死を招き、その年の漁獲高は平年の1~2割になった。昭和37年(1962)には除草剤PCPが主な原因となった漁業被害があり、有明海沿岸諸県では貝類を中心として約20億円の被害をうけた。つづいて昭和40年(1965)にはアサリの大量死があり、これはBHC・NACの空中散布が原因だといわれている。

水系の農薬汚染の経路は、だいたい次の4つに分けられる。第1は農地での農薬散布にともなうドリフトによる河川の汚染の場合と、灌がい水に溶脱した農薬の河川、海水への流入による汚染、第2に農薬工場よりの廃水による流亡、第3は年間200万とも300万トンともいわれる

タンカーからの廃棄重油に溶けた塩素系殺虫剤の遠隔地への移動、第4は風による陸上の土壌表面の残留農薬の運搬である。

米国では、塩素系殺虫剤が使用されはじめてから10年後には、主な河川のすべてで残留による汚染がみられるにいたった。そのため、1962年よりおもな米国内の河川のモニタリングシステムが確立され、その検出と監視が組織的にこなわれている。

第14表 米国の主要河川ならびに英国における一部河川の塩素系殺虫剤の残留 (ppb)

国	調査箇所	水域	Total DDT	γ -BHC	ディルドリン	クロールデン	ヘプタクロールとヘプタクロールエポキシド	エンドリン	報告者
米 国	99	主要河川	82 (149.0)	痕跡的 (4.0)	6.9 (68.0)	— (—)	63 (155.0)	2.4 (116.0)	BREIDENBACHら (1967)
	109	〃	83 (127.0)	22 (56.0)	5.9 (167.0)	0.1 (75.0)	0.1 (19.0)	3.6 (69.0)	GREENら (1966)
英 国	21	下水	130.9 (800.0)	92.5 (390.0)	145.0 (1,900.0)	n.d.	n.d.	n.d.	LOWDENら (1970より)
	9	ヨークシャー河川	64.6 (908.0)	38.6 (180.0)	114.0 (630.0)	n.d.	n.d.	n.d.	
	7	ブリティッシュの河川	1.6 (15.0)	18.7 (98.0)	3.3 (40.0)	n.d.	n.d.	n.d.	

注) 1) カッコ内は最高値。

2) n.d.: 検出されず。

第14表には、米国および英国で河川についておこなわれた残留量の検出結果を示した。米国での調査は、1957年からおこなわれているものである。第15表には、立川(1970)が1970年7月におこなった四国北岸河川31地点におけるBHCの残留量を示した。西日本の河川ではBHCはほとんどの場合検出され、使用最盛時には小河川で数ppb、大河川では10ppb程度になる。金沢(1970)によれば、BHCによる汚染の程度は、河川および雨水が一番高く、ついで海水、水道水、井戸水の順になったという。第14表、第15表をくらべてみると、日本における水系の汚染度は米国や英国に比してかなり低いように思われる。これは日本の河川の水流が速いことと関係があるかも知れない。このことは逆に河口水域の汚染の問題がおこりやすい条件をそなえているともいえる。

米国の河川では、あらゆる塩素系殺虫剤が検出されている。また、ディルドリンは1964年までは例外なく検出されたという (GREENら, 1967)。もっとも残留量の多いのはDDTであるが、U S D A (1966) のミシシッピー川デルタ地帯10地点の調査では、エンドリン最高4,230ppb、平均541ppbも検出されている例もある。英国では、河川中に検出されるのはDDT、BHCおよびディルドリンのみで、他の塩素系殺虫剤は検出されない。英国の河川の異常な汚染について LOWDEN らは、調査対象となった河川は英国北部のもので、英国全体を代表しないといっているが、この汚染源は工場廃水だろうと EDWARDS (1970) は推定している。わが国の水質汚染のスペクトルは英国型であるが、BHC が3者のなかでは圧倒的に多い。

外洋における海水の汚染は、現在の技術ではその残留を検出することが困難である。しかし、立川(1970)は、瀬戸内

第15表 四国北部の河川におけるBHCの残留量 (立川, 1970)

残留量 (ppb)	河川の数
0.01 以下	2
0.01 ~ 0.1	4
0.1 ~ 1.0	10
1.0 ~ 10.0	12
10.0 以上	3

海の海水中でBHCを最高0.1ppb検出している。DDTの検出量はこれより1桁小さく、ディルドリンはときに検出されるだけだという。

水質汚染の特質

塩素系殺虫剤は水に溶けにくい性質をもっていることは先にのべた。実は、水中の残留農薬は水に溶けているのではなく、その大部分は水中の浮遊物に吸着されているのである。

KEITH(1966)はカリフォルニア州とオレゴン州の州境にある2つの沼沢地Tule Lakeと Lower Klamathで、これらの沼沢地に流れこむ農業用水溝の流入口と沼沢地内に設けたいくつかの定点から定期的に水を採集し、これをろ紙でろ過して、ろ過水と残った浮遊物中のDDT残量をしらべた(第16表)。その結果、水中の有機浮遊物にはろ過水の1万~10万倍の濃度でDDTが吸着していた。

第16表 水中のDDTの残留 (KEITH, 1966)

水の採集場所	DDTの残留 (ppm)		
	浮遊物	ろ過水	全水試料
Tule Lake			
河川流入口	2.8~59.3	痕跡的~0.0001	0.0002~0.0037
沼沢内の定点	5.2~7.0	0.0001~0.0003	0.0002~0.0006
Lower Klamath			
沼沢内の定点	3.0~22.0	0.0001~0.0003	0.0002~0.0005

これらの浮遊物は、1ガロン(3.8ℓ)中に0.04~0.25g含まれているため、水の中のDDTは事実上ほとんど浮遊物に吸着されていることになる。前節ではふれなかったが、雨水中の塩素系殺虫剤もほとんどダストに吸着されて検出されるわけで、WEIBELら(1966)は雨水中のダストには雨水の約3,000倍の濃度のDDTが吸着されていると報告している。

KEITH(1966)は、上述のTule Lake

での流入口および湖内の調査用定点で、水試料中の浮遊物と底の沈澱物中のDDT含量を調べた。その結果、流水口では浮遊物に平均20.3ppm、湖内の定点6.0ppm、沈澱物1.5ppmと漸次減少しており、沈澱するまでにはかなりの部分のDDTが失われることをみている。

WEIDNASSら(1960)は容器の底に土を入れ、その表面をろ紙でおおい、上方に一定量のDDTを含んだ水を入れて土壌の吸着をしらべた。この実験では、6時間後には全DDT量の56%が、24時間後には78%が土壌に吸着されていたという。

以上のことから、(1)農薬の中でも水溶性の低いものほど早く底性沈澱物に吸着されること、(2)止水では多くの場合、水中に検出される残留量はごくわずかで大部分は底性沈澱物として存在していること、(3)これらの底部の泥などに吸着されている残留農薬は、豪雨によって底質部がかくはんされたりすると急に水中にあらわれてくること(これが漁業被害を大きくする)、(4)水中の浮遊物は有機物であるため水系の生態系のエネルギー源となり、食物連鎖の低いものに大量にとりいれられて生物的濃縮の系列に入ってくること、が水系における塩素系殺虫剤による汚染の特性といえる。

塩素系殺虫剤が生物相にあたえる影響

殺虫剤の散布は、防除対象の害虫を殺すのみならず、人畜に経口、経皮的中毒症状をおこしたり、また天敵類や競争種を殺すことによって潜在的害虫の害虫化をもたらすこともある。また、害虫が殺虫剤に対する抵抗性を獲得することによる「農薬と害虫の悪循環」など、殺虫剤がもたらした問題も多岐にわたっている。なかでも塩素系殺虫剤の影響は、その化学的安定性と脂肪にとけやすい性質が表裏一体となって、われわれが当初予想しなかった環境汚染の形をとってあらわれてきた。それは、いまや殺虫剤の散布の対象とされる農業生態系内だけの問題

でなく、水、大気、土壌、それに野生動植物や食品中の農薬残留となって、直接・間接的に人類をも含む自然全体の問題となってきた。以下では、塩素系殺虫剤が農業生態系外に流亡した場合どのような過程をへて人類を含む生態系に影響をあたえるかを考えてみたい。

水生動物に対する影響と生物的濃縮

外洋の海水からは、現在の技術で検出できるほどの塩素系殺虫剤は発見できないことは先にふれた。ところが、ここにすむ魚には検出されるのである(第17表)。米国の野生動物保護関係者がアラスカ本土の沖合にあるプリンス・ウエールズ島の小川の土着の淡水魚をとって調べたところ、4つの川のうち2つまでこれらの魚にDDTが検出された(GEORGE, 1964)。

第17表 海産魚油中のDDTの残留量
(米国上院行政委員会, 1964)

残留量(ppm)	日 本	米 国 西海岸	北 西 大 洋	メキシ コ 湾	計
0 — 0.9	3	7	2	—	12
1.0 — 9.9	12	1	—	1	14
10 — 49	4	5	—	—	9
220 — 340	—	3	—	—	3
計	19	16	2	1	38

もちろん、この島ではこれまでに農薬の使用は全くおこなわれていない。

水系への塩素系殺虫剤の流亡が、いかに急速に生態系全体への汚染につながるかはKALLMANら(1962)のニューメキシコ州の湖での実験がある。彼らはこの湖にトキサフェンを注ぎ、数日後に測定したところ、水では0.01~0.28ppm、底性沈澱物では0.04~0.13ppm、水生植物には0.4~18.3ppm、魚には2.5~15.2ppmのトキサフェンが検出された。すなわち、魚の体内には水中濃度の100倍以上のトキサフェンが濃縮されていたのである。

米国の水鳥の生息地における塩素系殺虫剤の残留量を、KEITH(1966)は4カ所について比較し調査した。前節でもふれたTule LakeとLower Klamathは、オレゴンとカリフォルニアの州境にあり、Mc NaryとDeer Flatは米国東部ワシントン州にある。いずれも農薬の散布はこれらの生息地ではおこなわれていない。1962~1963年の結果を第18表に示した。残留量は水→沈澱物→無脊椎動物、または魚と増加している。ここでいう無脊椎動物とは、腹足類、甲かく類、ミジンコ、マツモムシを一括したものであるが、水中の微小有機物を食物とするこれらの動物で、ときには水中濃度の1万倍以上の濃縮がおこっていることがわかる。Deer Flatではこれらの生物がいないため、魚(コイ)での濃縮は、底性沈澱物での残留量が非常に多いにかかわらず、Mc Naryのコイにくらべてはるかに少ない。このことは、食物連鎖を通じての生物的濃縮が、連鎖の終端に近い動物での残留量をきめるうえで大きな役割をすることを示す。第19表に

第18表 塩素系殺虫剤(DDT, トキサフェン, メトキシコール)の湖沼における濃縮度の比較 (1962~1963測定; (KEITH, 1966))

湖 沼	残 留 量 (ppm)			
	水	底質沈澱物	無脊椎動物	魚 類
Tule Lake	0.00045	1.5	0.4	2.5 ¹⁾
Lower Klamath	0.00035	0.9	2.5	1.5 ¹⁾
Mc Nary	0.0003	0.4	5.2	3.3 ²⁾
Deer Flat	0.0002	40.0	存在せず	0.5 ²⁾

示したTule LakeとLower Klamathにおける食魚性ペリカンとカイツブリにおける塩素系殺虫剤の残留量は、このことをより明瞭なたちで示している。

注) 1) ウグイ 2) コイ

水系における生物濃縮の機構 塩素系殺虫剤は水生動物、とくに魚類には毒性が強いことはよく知られた事実である。BHCやディルドリンを0.005ppm含んだ水でも魚には致死的な作用をするが、ヒトはこの1,000倍の濃度の水をのんでも無害である。これは魚類が、わずかしが含まれていない低濃度の水から、体内では10

第19表 Tule Lake および Lower Klamath における環境および生物の汚染 (KEITH, 1966)
測定は1960, 1961 両年に行なった。鳥はペリカン、カイツブリのみを示す。

測定対象	DDT (ppm)	トキサフェン (ppm)
底性沈澱物 ^{d)}	Tr ³⁾ — 3.8	0.0 — 0.2
無脊椎動物 ^{w)}	0.0 — 6.0	0.0 — 0.2
藻類 ^{d)}	0.1 — 0.3	検出せず
ヒルムシロ ^{d)} (水性植物)	0.0 — 2.1	検出せず
ウグイ ^{w)} (魚)(全体)	Tr — 1.6	Tr — 8.0
ペリカン ^{w)} 死体	63.0	4.0
肝臓	30.7	8.0
じん臓	17.0	10.3
HLKM ²⁾	23.4	7.6
カイツブリ ^{w)} 死体	75.5	0.3
脂肪体	459.5	31.5

注) 1) d : 乾燥重, w : 全体重。

2) HLKM : 心臓, 肝臓, 腎臓, 胸筋各5gの混合物。

3) Tr : 0.1 ppm 以下。

る。いまかりに、えらの酸素ろ過効率が100%とすると、水中に10mg/lの割合でとけている酸素を必要量とるためには、30l/kg/hrの水をろ過しなくてはならない。1日当たりでは700lになる。もし農薬も酸素と同じ効率でろ過されるとすれば、1日でえらの濃縮度は700倍、1週間で5,000倍となる。すなわち、0.0001ppmの水中濃度も、ニジマス体間では1週間後に0.5ppmになると予想される。もっとも、実験的には予想値の半分位しか濃縮されないが、これは農薬のえらでのろ過率が酸素より低いこと、体内に取込まれた一部は排泄されることなどによるものと思われる。いずれにしろ、水生動物の塩素系殺虫剤の濃縮には、食物連鎖より呼吸による取り込みの方が大きな役割を果たしていることに注意する必要がある。

つぎに特徴的なことは、水系、陸系をとわず栄養段階の下位に位置する第1次消費者、また魚などのより高い栄養段階のものでも呼吸により、非常に低濃度の殺虫剤を体内に取り入れるばかりでなく、その濃縮度は環境の残留濃度が低いほど大きいことである。第21表には、海産のホヤについての実験例を示した。水でのDDTの濃度は大きくかわっても、

まれているが、これまでこの濃縮は食物連鎖によっておこると考えられてきた。一般に、食物連鎖の上部すなわち栄養段階の高い魚類での残留量は、栄養段階の低い無脊椎動物より多い。しかし、水生動物による塩素系殺虫剤の生物濃縮は、陸系とちがって水中にとけた酸素を利用する呼吸作用があずかっている部分も多い。

このような現象を生物濃度 (biological concentration) とよんでいるが、これまでこの濃縮は食物連鎖によっておこると考えられてきた。一般に、食物連鎖の上部すなわち栄養段階の高い魚類での残留量は、栄養段階の低い無脊椎動物より多い。しかし、水生動物による塩素系殺虫剤の生物濃縮は、陸系とちがって水中にとけた酸素を利用する呼吸作用があずかっている部分も多い。

第20表には HOLDEN (1966) がニジマスについておこったディルドリンの呼吸を通じての濃縮の程度を示した。0.016ppmの水中濃度ではニジマスは1日で死亡するが、肝臓には実に625倍もの濃度のディルドリンが検出された。水中の酸素濃度は空気中のわずか75分の1である。この非常に少ない酸素をとり入れるために、魚は大量の水をえらでろ過しなくてはいけない。BASU (1959) によれば、ニジマスの代謝に必要酸素量は300mg/kg/hr である。

第20表 ディルドリンのニジマス体内の蓄積量の比較 (HOLDEN, 1966)

水中濃度 (ppm)	死亡時間	濃縮中央値 (ppm)		
		エラ	筋肉	肝臓
0.10	数時間	5.2	1.64	13.6
0.016	1日	2.2	0.50	10.0
0.0056	5—7日	13.8	3.5	20.8
0.0023	17—23日	18.0	7.7	16.0

ホヤ体内に蓄積されるDDT量には1~2倍程度しか変化がなく、DDTを0.01ppb(10万トンの水にDDT1g)含む水では、実に100万倍の濃縮がおこなわれているのである。これらの事実は水系におけるわずかな塩素系殺虫剤の汚染も決して安心できないこと、汚染はうすめればよいと言う「拡散の原理」とは反対に「濃縮の原理」こそが生態系の汚染の原則となるのである。

第21表 海産ホヤ(*Styela plicata*)によるDDTの生物的濃縮 (U S D I, 1964)

水中濃度 (ppb)	ホヤ体内 (ppm)	濃縮係数
100	20	200
10	10	1,000
0.1	20	200,000
0.01	10	1,000,000

生物的濃縮の時間的おくれ 水系に混入した塩素系殺虫剤は比較的急速に水生生物に取りこまれることは先にのべた。しかし、水生の下等動物にとり入れられた農薬が食物連鎖を通じて、連鎖の終端動物(肉食性の鳥やけもの)に影響を及ぼすまでに、かなりの時間的おくれをとまなう。農薬散布にとまなうてしばしばおこる急性中毒による野生動物の死とは異なり、まさに言葉どおりしのびよってくるのである。

このような例は、先にあげたTule LakeやLower Klamathでのペリカン、カイツブリなど各種の水鳥へのトキサフェンの影響など、米国の湖沼でよく研究されている。ここでは、レーチェル・カーソン女史によって取り上げられ、いちやく有名になったカリフォルニア州のClear Lakeの例をGEORGE(1954)、HUNT & KEITH(1963)やHERMANら(1969)の記述にしたがってみる。

Clear Lakeではケヨソイカ的一种(*Chaoborus astictopus*)¹⁾の防除のためTDE(DDDともいう)というDDTの類縁化合物で魚毒の少ない塩素系殺虫剤を使って、第1回は1949年、第2回は5年後の1954年、第3回は1957年に散布した。湖水量あたりでは、それぞれ0.14ppm、0.02ppm、0.02ppmとなるような薬量を使った。1954年第2回目の散布後になって、TDE散布の影響がその年の暮には約100羽のカイツブリの死となってあらわれてきた。HUNT & BISCHOFF(1960)によれば、この時のTDEの水中濃度は0.015ppm、プランクトンで5ppm、小魚10ppm、カイツブリの脂肪体では1,600ppmに達していた。GEORGEは、1957年の最後の散布後、Clear Lakeの生物相の影響を追跡した。とくに魚食性のカイツブリは、最初の農薬散布がはじまる1949年までは、この湖に1,000つがいもいたのに、最初の大量死がみられた1954年以来どんどん減少しだし、1957年12月の散布後には75羽の死亡がみられ、ついに1958年には、最大にみつもっても25つがい、翌年も15~25つがい抱卵のための巣はまったくみられない絶滅一步手前になった。最後の散布から5年たった1962年、はじめて50つがいが出現し、ひなもただの1羽(!)ではあるがみられるようになった。1962年にHUNT & KEITH(1963)が魚やカイツブリでの残留量をしらべたところ、ナマズには379ppm、バス的一种には253ppm、カイツブリでは656ppmのTDEがいずれも脂肪ベースで検出された。1966年にHERMANら(1969)が追跡調査をはじめた時には、約150つがいにまで回復し、繁殖期にはたくさんの巣や卵がみられたけれど、ひなはわずかに3羽しか育っていなかった。最後の散布から10年後の1967年にかれらが調べたカイツブリのTDEの残留量は、成鳥では脂肪ベースで544ppm、卵には296ppm、ひなの卵黄では546ppmにもおよび、成鳥のみならず卵およびひなが現在もおおTDEによる慢性中毒にさらされており、以前のレベルへの個体数の回復にはまだまだ長期間かかることが暗示された。大規模な水系汚染、と

1) カに近縁のもので吸血性はないが多数発生して群れるためわずらわしい虫になることがある。

くに湖沼のような閉鎖的な生態系では、たとえそれがわずかでも、数年後に予想もしない野生動物への影響がでるのである。これは、塩素系殺虫剤が化学的に安定であり、かつ脂肪に溶けやすい性質をもっていることが大いに関連するのである。

淡水と海水における生体内の残留量のちがい

水系における動物体内の塩素系殺虫剤の残留は、一般に海産より淡水産のものの方が大きい。第22表には、WILSON委員会(1969)の報告書からの抜粋をあげた。調査は1965～1966年におこなわれたものである。海産のものは、ディルドリンが0.01×数ppmに対し、淡水産ではこれより1桁高い残留量を示す。DDTについても、海産動物は0.1ppmをこえることはまずない。ただ例外的に、大型動物性プランクトンであるエビやカニの幼生を含む甲殻類が、ディルドリン、DDTとも他の海産動物より高濃度の残留量を示している。これらは、海洋における食物連鎖の第1次の栄養段階をしめるため、注目にあたいする。またDDTの残留量も淡水産のものは、海産のものにくらべて数倍以上のレベルに達している。

第22表 英国における海産および淡水産の動物におけるディルドリンおよびpp'-DDEの残留量(WILSON報告,1969より)

生息地	種 類	試料	ディルドリン ppm	pp' - DDE ppm
海 水 (幾何平均値)	ウ ニ	全 体	0.027	0.050
	イ ガ イ 類	肉全体	0.023	0.024
	ト リ ガ イ 類	肉全体	0.018	0.012
	アオガイ・アミガサガイ	肉全体	0.009	0.003
	甲殻類(大型プランクトン)	全 体	0.160	0.160
	イ セ エ ビ	肉全体	0.024	0.024
	食 肉 ガ ニ	肉全体	0.015	0.061
	ヒ ラ メ ・ カ レ イ	全 体	0.038	0.023
	ニ シ ン	全 体	0.057	0.080
	タ ラ	全 体	0.009	0.012
淡 水 (算術平均値)	コ ダ ラ	全 体	0.040	0.021
	ス ズ キ	筋 肉	0.015	0.078
	カ ワ カ マ ス	筋 肉	0.030	0.090
	ウ グ イ (dace)	筋 肉	0.139	0.089
	コイ科小型魚(minnow)	全 体	0.261	0.108
	ド ジ ヨ ウ	全 体	0.005	0.049
	トゲウオ・イトヨ	全 体	0.196	0.122
	フナ近縁種(roach)	肝 臓	0.207	0.696
	コ イ 科 (bream)	肝 臓	0.449	1.111
	ウ グ イ (chub)	肝 臓	0.183	0.023
	ウ ナ ギ	肝 臓	0.274	0.325

陸生動物に対する影響と生物的濃縮

約30年前に、オランダニレ病が欧州から侵入して、米国のニレはそのまんえんのため地域によって全部枯死してしまった。この病気はキクイムシによって菌が運ばれるので、1955年からDDTによる大規模なキクイムシ防除が開始された。この虫は防除がむづかしいので、1エーカー当たり25ポンドという常識では考えられないような高濃度のDDTを使用した。その結果、ほとんどの地域でアメリカロビンが被害をうけ、地域によって絶滅してしまった。散布による直接的な中毒死もあったが、その大部分は、地上に落下したDDTによって土壌中のミミズが汚染され、このミミズをロビンが食ったための中毒死だと考えられている。事実、鳥はGEORGE(1964)の実験によれば、1ポンド/エーカーの薬量のDDTで死んだ虫をひなにあたえたと死ぬが、経皮的にはこの5倍の薬量でも死なないという。他方、25ポンド/エーカーのDDT量もミミズにはほとんど影響がみられない(WILSON報告, 1969)。

オランダニレ病の防除に使用したDDTによる土壌の汚染度とミミズの体内での残留量を、英国における果樹園と畑作地のそれと比較して第23表に示した。ここで比較に使用したミミズ

(*Lumbricus terrestris*) は、土壌中の深いところにいる大型種である。他方、農薬の残留の多い表層土にいるのは小型種のミミズであり、そのため体内の残留量も大型種より多く、また濃縮度も大きい(第24表)。しかも、水系の生物においてみられたと同様、土壌中の残留量が少ないほど、濃縮度は逆に強くなることを WHEATLEY & HARDMAN(1968) はみた(第8図)。

第23表 ミミズ (*L. terrestris*) の土壌中からの DDT 類縁化合物の濃縮度

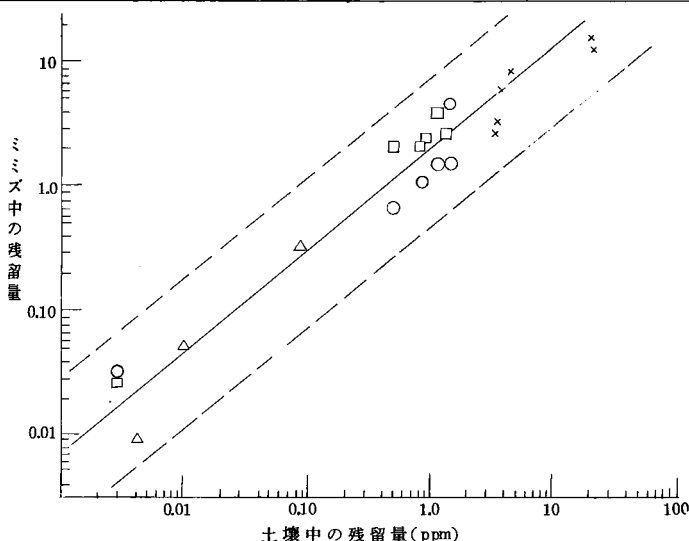
土 壤 (S)	ミミズ (E)	濃 縮 度 (E/S)	試 料 採 集 地	報 告 者
9.9 ^{ppm}	140.6 ^{ppm}	14.2	米国, オランダニレ病防除	HUNT(1965)
9.3	19.2	0.06	同 上	BARKER(1958)
11.4	7.7	0.67	英国, 果樹園土壌	STRINGER & PICKARD (1963)
0.93	1.1	1.18	英国, 果樹以外の農地	WHEATLEY & HARDMAN (1968)

第24表 ミミズの種類による各種塩素系殺虫剤の濃縮度のちがい (WHEATLEY & HARDMAN, 1968)

土 壤 (ppm)	濃 縮 度			
	Total DDT	γ - BHC	アルドリッ	ディルドリン
0.93	0.004	0.72	0.64	
<i>L. terrestris</i> (大型)	× 1.18	× 1.5	× 0.069	× 2.5
<i>A. longa</i> (大型)	× 1.43	× 1.5	× 0.39	× 3.44
<i>O. cyaneum</i> (大型)	× 1.33	× 2.0	× 1.16	× 3.75
<i>A. caliginosa</i> (小型)	× 2.68	× 2.75	× 0.72	× 5.9
<i>A. chlorotica</i> (小型)	× 4.86	× 3.25	× 1.36	× 7.19
<i>A. rosea</i> (小型)	× 2.78	× 4.25	× 0.88	× 6.09

ミミズが土壌形成に果たす役割は大きい。普通1 ha 中に3万匹いると推定されているミミズは、1年間に25トンの土壌を消化管を通過させる。すなわち、年間1匹当たり0.8 kg にあたる。このように、大量の土壌を処理する能力が、ミミズの陸系における濃縮動物としての役割を大きいものに行っていると考えられる。

陸系では、ナメクジなど軟体動物が濃縮動物として果たしている役割も無視できない。



第8図 塩素系殺虫剤の土壌中残留量とミミズ体内の濃度 (WHEATLEY & HARDMAN, 1968)

たとえば, CRAMP & CONDER(1965)は土壤表面または英国の畑地の土壤中にすむ各種の無脊椎動物を調べた結果, 甲虫に 0.2~0.29ppm, ワラジムシに 0.06ppm, ネキリムシ(ヤガ幼虫) に 0.17ppm, ミミズに 2.0ppm のディルドリンを検出した。とくにナメクジではエンドリン10.3ppm, DDT 8.8ppm も検出された個体をみている。また土壤中の DDT 残留量からみると, ミミズは1.2倍, ナメクジは 3.7 倍の濃縮がみられた。

DAVIS & FRENCH(1969) は, イチゴ畑に DDT を 2 回, 有効成分量で 3.4 kg/ha 散布した場合, 最後の散布より 3 カ月経過したときの pp' -DDT の残留量は, 土壤, ゴミムシ類, ミミズ(*Allolobophora caliginosa*)では, いずれも数ppm程度であったのに対し, ナメクジ(*Agriolimax reticulatus*) では 30 ppm にも達することをみた。また, Total DDT の生体内残留量の最高値は, 散布 2 週間後でナメクジでは平均 80 ppm, 散布前でも前年の散布の残留で 25 ppm, また, 散布 24 日後でミミズ(*Lumbricus terrestris*)に平均 25 ppm, 1 週間後でゴミムシの一種(*Nebria brevicollis*)には平均 67 ppm も検出されている。

DEMPSTER(1968) は実験的に, DDT の含有濃度のちがう各種の土壤を作成し, ここでゴミムシの一種(*Harpalus rufipes*)を植物種子を餌として飼育した場合の DDT の残留量と異性体の組成を調べた(第25表)。体内残留量は土壤中の残留濃度, 接触時間によって左右されるが, いず

第25表 各種濃度の DDT を含んだ土壤でゴミムシ(*Harpalus*)を84日間飼育したのちの体内残留量 (DEMPSTER, 1968)

土 壌 中 の D D T (ppm)				ゴミムシ中の D D T (ppm)				濃 縮 度 (H/S)
pp' -DDE	op' -DDT	pp' -DDT	Total DDT (S)	pp' -DDE	op' -DDT	pp' -DDT	Total TDE (H)	
0	0	0	0	0	0	0	0	—
0.08	0.44	1.38	1.90	3.5	<0.2	0	<3.7	1.95
0.18	1.16	3.47	4.81	6.1	<0.2	0	<6.3	1.39
0.36	2.83	9.56	12.75	25.4	<0.2	0	<25.6	2.01

第26表 DDT 原体と土壤, ゴミムシ, ミミズ, ナメクジ体内の異性体組成の比較 (DAVIS & FRENCH, 1969 より計算)

試 料	採 集 日	異 性 体 の 組 成 百 分 比			
		pp' -DDT	op' -DDT	pp' -DDE	pp' -TDE
DDT 原 体	散布当日	78.0	18.9	1.7	1.5
土 壤	16 週 後	65.3	25.9	6.8	2.0
<i>Feronia melanaria</i> ¹⁾	1 週間後	57.6	17.4	22.5	2.5
<i>F. madida</i> ¹⁾	1 週間後	64.9	15.0	13.5	2.3
<i>Nebria brevicollis</i> ¹⁾	1 週間後	0.4	—	99.6	—
<i>Lumbricus terrestris</i> ²⁾	24 日 後	76.6	13.4	5.4	4.7
<i>Agriolimax reticulatus</i> ³⁾	21 週 後	64.1	14.4	11.2	10.3

注 1) ゴミムシの一種。 2) ミミズの一種。 3) ナメクジの一種。

れも土壌中より高くなっている。注目されるのは、体内には原体の大部分をしめている pp' -DDT は検出されず、すべて pp' -DDE にかわっている。同じことは、第26表に示した他のゴキムシ類についても言える。他方、ミミズも実験的に pp' -DDT を pp' -DDE に分解することがわかっているが、体内の異性体比は土壌中のそれとほとんどかわらない。これに対し、ナメクジは、 pp' -DDT を主として pp' -DDE に代謝する。このように、生物体内に取り入れられた塩素系殺虫剤は生物体内で、それぞれの種に特有な代謝物にかわり、それが捕食動物へと食物連鎖を通じて移行濃縮されて行くのである。現在のところ陸系における生物濃縮に果たす土壌昆虫の役割はよくわかっていないが、とくに土壌の表層生息者と地中生息者が生物的濃縮に果たす相対的重要度は今後あきらかにされる必要がある。

野生動物への影響

水系・陸系における塩素系殺虫剤の生物的濃縮の過程でもみたように、食物連鎖の終端動物にその影響がもっとも大きくあらわれる。とくに酸素を直接、空気からとり入れる鳥類や哺乳類においては、食物が体内残留をもたらす最も重要な供給源である。また、Clear Lake の例でもみたように、低濃度の環境媒体における汚染が、除々に食物連鎖ならびに呼吸を通じて栄養段階のより高次の生物群へと濃縮されるため、鳥などの終端動物に影響がでるのに年単位の時間のおくれがみられることである。

農薬の直接または間接の影響によって個体数が減少し、あるいは絶滅に傾いていると世上でさがれている野生動物には、鳥類が圧倒的に多い。たとえば、米国の国鳥であるハクトウワシ、北欧ではオジロワシやミサゴ、日本ではトキやコウノトリなどがある。R. T. PETERSON は、コロンビアに生息する250種のオオムのうち半数以上の種類は、ここ20～30年の間に農薬や環境破壊のため絶滅してしまったと報告している(ILTIS, 1968 より)。

野鳥の減少にどの程度、塩素系殺虫剤が関与しているかを完全に実証することはむづかしい。しかし、近世の動物の絶滅の歴史は、すべて例外なく人類による直接的な大量殺害か、生息場所の破壊によっておこっていることだけは、かくれもない事実である。

ハヤブサの減少 陸生の野生動物、とくに鳥類にたいする塩素系殺虫剤の影響がもっともくわしく追跡されているのは英国である。ここではハヤブサ(peregrine)の例を中心に、主として MELLAMBY(1967)によってその跡を追ってみる。ハヤブサは崖などに営巣するが、ブリテン島では1939年までの数百年間そのつがいの数はほぼ一定で、毎年平均650つがいがみられ、その変動幅はせいぜい10%以内である。1939～1945年の戦時中に伝書鳩の保護のため、英国南部で徹底的なハヤブサ狩りをやったため激減したが、戦争の終結とともにハヤブサ狩りは禁止され、ふたたび戦前の水準にまで個体数は回復した。

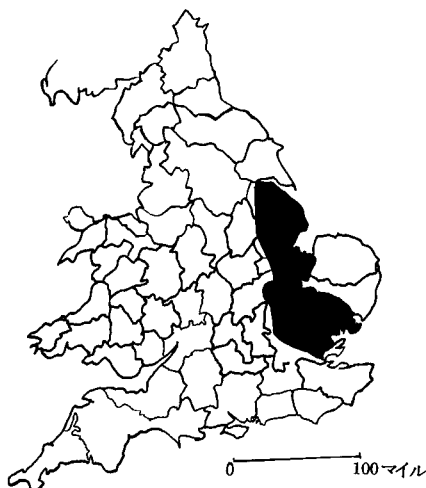
1940年代の後半にハヤブサやハイタカ(sparrow hawk)の卵殻が、つづけて3年間もうすくなかった。これはあたかも DDT の使用量の増加と一致していたが、その因果関係はついにわからなかった。1950年代にはいると、卵殻がうすくなることによる抱卵中の親鳥による割卵数はますます増加したが、ハヤブサの個体数は1955年頃までは減らなかった。卵殻の薄層化や卵割れはキンワシ(golden eagle)でも観察されたが、個体数への影響は、この鳥でも1950年代中にはみられなかった。

ところが、1956年から農作物の種子や若芽を各種の害虫から守るため、英国ではアルドリノ、ディルドリン、ヘプタクロールによる種子粉衣がはじまった。秋まきの種子の処理は、収穫後のおちばや野生の種子がたくさんあるので大きな影響を野生動物にあたえなかった。ところが、

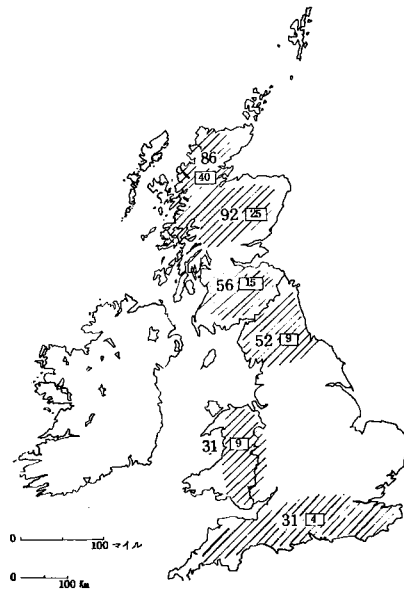
早春に播種した場合は、野生の食物が不足しているため、ヤマバト(wood pigeon)やキジなどの種子を常食とする鳥が集中的にたべにくる。その結果、大量のハトやキジの急性中毒死がおこった。1956年から1961年にかけては、イングランド東部地方では毎年春になると多数のヤマバトやキジが死んでおり、そのなかにはタカやハイタカもまじっていた。ある調査の例をあげれば、約1,500エーカー(600ha)の林地でこの期間に、ヤマバト5,668羽、野バト118羽、ミヤマガラス59羽、キジ89羽の死体が発見された。これも実際には相当少なめの数と思われる。と言うのは、起伏の多い土地だったため、相当熟練したものでもその死体を発見するのは困難であった。そのうえ、かなりの死体は数日以内にキツネなどにくわれて消失してしまうからである。また、これらの死体をくうキツネが1959～1960年の冬、とくに1960年の1月から2月にかけて英国全土で1,300頭以上も死体でみつかった。弱ったキツネは捕えると数時間以内にけいれん、こんすい、視覚失調をおこして死んでしまう。死体を調べたところ、病原菌はみつからず、塩素系農薬がかなり高い濃度で検出された。実験的にも、塩素系農薬で粉衣した種子を食べて中毒死したハトをキツネに与えると死ぬこともあきらかになった。しかも、キツネの高率の死亡がみられた地帯は、ちょうど種子粉衣がおこなわれている地帯と一致していることも、これがほぼ農薬による中毒死という結論を支持している(第9図)。この時には、キツネだけでなくハトなどの死体をくうイヌ、ネコ、アナグマ、フクロウなどの死亡も多数例みられた。

いっぽう、生きたハトなどを捕食するハヤブサやハイタカなども激減した。RATCLIFFE (1963)の調査によれば、殺虫剤の使用の少ないスコットランドのハイランド地方では、ハヤブサは従来からのなわ張りをすべて占領しており、そのうち40%のつがいはひなを育てていた。他方、イングランド南部では、1939年のなわ張り66のうち、46は住みてがなかった。残りの20は、それぞれつがいが占居していたものの、大部分は繁殖しておらず、わずかに3つがひなを育てていた(第10図)。ついに1966年頃には、イングランド南部ではハヤブサやハイタカはほとんど発見されないほどに減少した。

英国では種子粉衣の野生動物への影響が明らかになるに至って、1962年には自主規制によって種



第9図 キツネの大量死のおこった地帯
(BLACKMORE原図、MELLANBY,
1967より)



第10図 1961年のハヤブサの繁殖状況
(RATCLIFFE, 1963)
最初の数字は占有されたなわ張りの
割合、□内の数字はそのうちひなが
みられた割合

子粉衣は秋まき作物だけに限り、春まきにはBHCなど他の塩素系殺虫剤にかえた。つづいて、1964年には、全面的に禁止処理をとった。また全国的なバード・センサスを1962年から実施し、最初はハトやキジなどの農耕地の鳥、1964年からは猛禽類なども含めた調査を開始した。1966年には、ヒツジのダニなどの防除のためのディルドリン浸浴法もやめた。その結果、キンワシも1960年代には、つがい数も戦前の%に減り、そのうち半数は産卵しなかったり、産卵しても割卵したりして繁殖していない状態であったものが、除々に繁殖率を回復してきた。

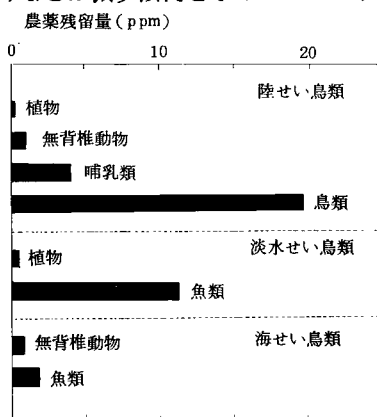
野鳥における残留量 MOORE & WALKER(1964)によれば、鳥類における体内の塩素系殺虫剤の残留量は、一般的には海産の鳥類が一番低く、ついで淡水産、陸産のものが一番高い。また、食性との関連でみれば、植物性のものより動物性のものを食物としているものが残留量が多い。また動物性の食性のもので、昆虫などの無脊椎動物をくものより、魚、けもの、鳥などの脊椎動物をくもの残留量が多い。もっとも高い残留量がみられるのは、陸産の鳥類を食物としている猛禽類の仲間である(第11図)。

しかし、農薬が本当に鳥類の個体数の減少の原因といえるか、もしそうとすれば、英国でも野鳥は全部ハヤブサやハイタカなどと同じ傾向を多かれ少なかれともよいはずである。シエル研究所のROBINSON(1967)は野外で死体として発見された鳥の全有機塩素系殺虫剤の残留量の年次変化を調べた(第12図)。種子粉衣を実施していた1962年までの死亡個体には、明らかに高い濃度で検出され、農薬による急性中毒死の可能性が示された。しかし、それ以後では1ppm以下でほぼ安定しており、増加も減少もしていない。この程度の濃度では鳥は中毒死しない。

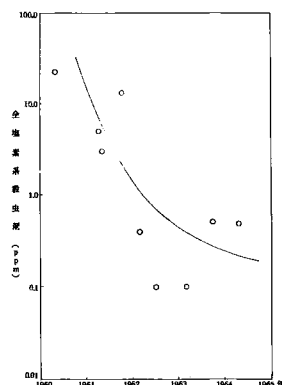
実際のところ、バード・センサスをはじめた1962年から翌年にかけての冬期(200年ぶりの大寒波)をのぞけば、減少が確実なのはハヤブサ、ハイタカ、キンワシの3種だけで、他の鳥は増えも減りもしていないか、むしろ増加しているものもみられている。

そこで、減少した種、増加した種、増えも減りもしなかった種類について、1964、1965の両年にわたって卵内の塩素系殺虫剤の残留量をつきあわせてみた。第27表からみるかぎり、個体数の増減と塩素系殺虫剤の残留量とを関係づけて考えることは困難である。もしあれば、卵内の残留量が多いサギ(heron)などは減少傾向を示しているはずである¹⁾。ニワトリの実験では卵のディルドリン5~14 ppm

の残留量はふ化率に影響をあたえない(BROWNら、1965)。またシエル研究所がおこなったウズラの実験では、ディルドリン20ppm以上になるとふ化率に影響がでてきた。第27表では、ディルドリンの残留の平均は0.1~3.5ppmの範囲であり、ふ化率に



第11図 鳥類の食性と農薬残留量 (MOORE & WALKER, 1964)



第12図 野外で発見された鳥の死体の組織中の全塩素系殺虫剤の検出量の年次変化 (ROBINSON, 1967)

1) 浦和市のサギ山には10年前には6万羽もいたのが、今ではわずか3,000羽に減ってしまったと言う。日本のサギの減少の理由として水銀残留が疑われている。

第27表 卵内の塩素系殺虫剤の残留量 (ROBINSON, 1967)

種 類	個体数の増減	分 析 卵 数	残留量幾何平均 (ppm)	
			ディルドリン	総 計
ハ イ タ カ (kestrel)	減 少	4	0.1	0.8
ハ ヤ ブ サ (peregrine)	〃	15	0.5	11.6
キ ン ワ ン (golden eagle)	〃	10	0.7	1.4
サ ギ (heron)	変 化 な し	93	3.5	9.2
ミ ツ ユ ビ カ モ メ (kittiwake)	増 加	26	0.1	0.4
カ ツ オ ド リ (gannet)	〃	5	0.5	1.5
ウ の 一 種 (shag)	〃	57	1.2	3.2
カイツブリの一種 (great crested grebe)	〃	8	0.4	8.3
ノ ス リ (buzzard)	変化なし?	5	0.9	1.5
コ ハ ヤ ブ サ (merlin)	変化なし?	2	0.4	5.8
カンムリガラス / ハシボソガラス (hooded/canyon crow)	増 加?	25	0.2	0.8
ミヤマガラス (rook)	変化なし?	11	0.1	0.3
ウ (cormorant)	増 加?	5	1.4	5.2

影響がでるほどではないが、全塩素系殺虫剤の残留量では、最高値はハヤブサの11.6ppm、ついでサギ、カイツブリが8~9ppm検出されている。ディルドリン以外の塩素系化合物は大部分DDTと考えてよく、ラットを使用した実験では肝臓障害からみた慢性毒性はDDTとディルドリンはほぼ同じである (TREON & CLEVELAND, 1965)。したがって、全塩素系殺虫剤の残留量でみた場合、これらの値は測定値の幾何平均値であるため、一部の卵では危険値に達している可能性はじゅうぶんある。

ここで注意しておく必要があるのは、卵に数ppmのDDTでも魚の場合には致死的に作用する。たとえば、BURDICKら (1964)がGeorge湖でみたところでは、数ppmのDDTをもった卵からふ化したマスの稚魚は、成育せず死亡すると言う。ヤスパー国立公園のマスの稚魚でも同じことがみられ、しかもその時の卵のDDT濃度は1桁小さい10分の数ppmというレベルでおこっている (CUERRIERら, 1967)

さて、話をもとにもどせば、塩素系殺虫剤が野生の鳥に悪い影響ばかりを与えたとは断定できない。KEITH(1966)はペリカンに各種の濃度のトキサフェンやDDTをイワシにまぜて与えたところ、ハジラミや胃に寄生する線虫の数は、高濃度の試料をあたえたものほど少なかった。一部の鳥がかえって増加しているのも、この辺に原因があるかもしれない。

英国の果樹園では、ディルドリンにかわってDDTを多量に使用する。英国の農漁業食糧省の Infestation Control Laboratory が1965~1967年の3カ年におこった果樹園内の鳥のDDT類縁化合物の体内残留量を、第28表にまとめて示した。筋肉内より肝臓の部分の蓄積量は多く、また発見される化合物の種類も、肝臓には多くの個体でPP'-DDTは検出されず、主にDDE、ついでTDEであった。残留量は鳥の種類によって非常な差があり、ツグミ類のなかでもブラックバードが最大で、他のスラッシュ類はやや低い。ついでジャコ、キジ、ウソの順となるが、1桁ちがいに低くなっている。

第28表 果樹園内で捕えた鳥の体内における total DDT の残留量
調査期間 1965～67, Infestation Control Lab. の資料より計算.

種 類	筋 肉 (ppm)		肝 臓 (ppm)		他の検出された塩素系殺虫剤
	範 囲	算 術 平 均 (個 体 数)	範 囲	算 術 平 均 (個 体 数)	
ツ グ ミ (blackbird)	19.0 ～ 408.0	190.4 (8)	72.0～1,168.0	364.5 (7)	な し
ツ グ ミ (thrush)	22.7 ～ 290.7	160.5 (6)	48.8～ 493.3	320.3 (5)	な し
キ ジ	0.1 ～ 0.7	0.4 (2)	0.7～ 1.7	0.12 (2)	BHC 0.2 ppm 以下
ウ ソ	0.04～ 0.13	0.09 (2)	0.27～ 0.28	0.28 (2)	な し
シ ャ コ	19.4 ～ 20.9	20.2 (2)	48.0 ～ 50.4	49.2 (2)	な し

野鳥の致死濃度 ROBINSON(1967)は、野外で中毒死したと考えられる各種の鳥の体内塩素系殺虫剤の残留量から脳では16ppm、肝臓では35ppmが中毒死をおこす最低の濃度とした。また、WURSTERら(1965)はアメリカンロビンの全組織ベースでDDTが30ppmをこえれば中毒死をうたがってよいとしている。MOORE(1965)は、鳥では脂肪以外の組織にディルドリンで10ppm以上、DDTで30ppm以上検出されれば、これは致死的に働くとしている。また、STICKEL(1968)によれば、危険度の目安としては脳ベースが一番よく、鳥も哺乳類も含めてディルドリンによる致死濃度は生体重で4～5ppmの水準だと言う。したがって、脂肪体内に1,000ppm検出されても病理的变化をみない化合物も、脳や肝臓、心筋では100ppmで致死的な影響をあたえることになる(Mellanby, 1967)。このような基準でみた場合、果樹園のツグミ類は明らかに中毒症状をおこすレベルのDDTの蓄積がおこっていることを示している。

しかし、同じ果樹園内にいる鳥でもウソやキジ類では非常に低い残留量しか検出されておらず、種類による食性や行動のちがい、また感受性の種間差などが複雑にからみあって影響をあたえるため、野性動物への農薬の影響の予測のむつかしさを示している。

他方、その影響を個体数の増減で推測しようとする場合も、個体数の推定精度の問題はいま仮りに問わないとしても、自然死亡の分が、もし、農薬中毒死亡によって完全におきかわった場合には、自然の間引き要因がかわっただけで見かけ上の個体数には変化がみられないことになる。野性動物とくに魚や鳥における塩素系殺虫剤の体内蓄積は、全体内濃度の半分ぐらいの濃度になって卵黄に継代的に残留する。稚魚やひな鳥はふ化後しばらくはこの卵黄が栄養源となる。おそらくこの時期がもっとも野生動物の生存が農薬の体内残留によっておびやかされる時期であろう。しかし魚類のように産卵数の多いものでは、このような死亡が相当高い率でおこっても、自然死亡率を上回らないかぎり、個体数の減少となってあらわれないであろう。やはり全個体群がどの程度の農薬汚染、すなわち慢性中毒の危険にさらされているかが根本的な問題ではなからうか。

哺乳類における残留量 塩素系殺虫剤の残留は淡水産、海産、陸産をとわず、また草食性から肉食性までの各種の哺乳類で検出されている。しかし、英国の自然保護局が1963～1966年におこなった19種の哺乳類での調査でも、数ppmが最高で、検出されない個体もあり、前にのべたキツネの急性中毒死のような事例をのぞいては、農薬の慢性中毒死の危険にさらされているとは考えられないとWILSON報告は結論している。むしろ残留量からみれば、哺乳類のなかでは、人類がもっともその危険にさらされていると言えるかも知れない。

野生動物に対する塩素系殺虫剤の問題点

急性毒性の種間差 これまでもふれたように、生物の種類によってDDTでもその体内における解毒分解の程度がちがう、その代謝化合物もちがう。また、害虫防除に塩素系殺虫剤を使用した場合、一般的には殺虫剤のなかでもっとも種非特異的であるにもかかわらず、害虫の種類によって同一の施用量で殺虫効果が非常に異なることはしばしば経験することである。MOORE (1967)によれば、このような急性毒性の種間差は、昆虫が一番大きく、ついで鳥類および魚類、哺乳類ではもっとも小さいという。

節足動物について例をあげれば、水稻の害虫であるツマグロヨコバイを好んで捕食する大型のキクズキドクグモは、前者の何十倍の体重をもっているにもかかわらず、ツマグロヨコバイを殺すに必要なBHCの約50分の1の濃度で死亡する(笹波・川原, 1970)。同じ程度の感受性のちがいが、ディルドリンについてオナガライチョウ(pintail)とキジの間にもみられている(GENELLY & RUDD, 1956)。

TARZWELL(1963)は魚について、近縁種間でも塩素系殺虫剤に対する感受性に500~1,000倍も差があることをみている。またDE WITTはキジの一種(ring-necked pheasant)のオスはメスより数倍も感受性が高いという(MELLANBY, 1967)。このような感受性の大きな種間差の存在は、農薬の自然界への影響をしばしば不測の事態にまで至らしめるのである。

しかし、急性中毒をおこす程度は、動物群間に比較的大きな差があることも事実である。GEORGE(1964)は、これまでの多くの研究者の結果から、野生動物がDDTによって急性中毒死をおこす限界をまとめた(第29表)。魚が一番DDTに弱く、哺乳類は反対に強い。しかし例外もある。

第29表 野生動物に中毒死を引きおこすDDTの施用限界量 (GEORGE, 1964)

種 類	施用 D D T 量
魚	0.1~0.2 ポンド/エーカー ¹⁾
はちゅう類, 両せい類	1
鳥	2 — 3
哺乳類	5<

注 1) ポンド/エーカー=1,121 kg/ha.

の差は、たとえば砒素などについても言える。人血中には砒素は0.64ppmの割合で含まれているが、この濃度は鳥では致死的效果をもたらすのである。

野生動物への慢性毒性 野生動物が家畜などと大きくちがう点は、第1に家畜はわれわれが薬剤散布にとまっておこる農薬の飛散からあらかじめ守ることができるが、野生動物ではこのようなことはできない。それ以上に野生動物が影響を受けやすい理由は、大型動物をのぞけば野鳥は一般に小型で体重も20g以下のものが多いこと、また活動性が高いため代謝率も高い。たとえば脈搏では1分間に1,000回位が普通であり、体温も43℃以上で、

る。コウモリはDDTに非常に弱く、スズメは500mg/kg以上でないと中毒死しないが、コウモリには20mg/kgの薬量でも致死的な作用をする(WILSON 報告, 1969)。

各種の塩素系殺虫剤について、ラットとウズラについて中央致死薬量(LD₅₀)を比較してみると、ディルドリンはウズラに対する毒性が強い。逆にDDT, γ-BHCはラットに対して、とくにDDTは4倍以上も強い毒性を示した(第30表)。このような動物群による感受性

第30表 各種の塩素系殺虫剤のラットおよびウズラに対するLD₅₀ (MELLANBY, 1967)

殺虫剤の種類	中央致死薬量	
	ラット	ウズラ
	mg/kg	mg/kg
エンドリン	10	<10
ディルドリン	100	35
ヘプタクロール	130	125
γ-BHC	125	200
DDT	113	500

食性の範囲も限られていることなどがあげられる (GEORGE, 1964)。

以上にのべたような急性毒性より、自然保護の上で問題なのは、個体の急死に至らないが、体内の各種の組織に蓄積することによる慢性毒性の問題である。塩素系殺虫剤の脂肪に溶けやすい性質のため、体内でも体脂肪への蓄積がもっとも多い。食物連鎖の終端動物で蓄積量が多いのは、食物からの供給だけが原因ではなく、下等動物にくらべて摂取量の割りに排泄量が少ないためと考えられている。

これらの脂肪に蓄積した殺虫剤は、通常の状態では無害なのが、飢餓などに遭遇した場合、血液に流出して致死効果をもたらすことをSTICKELら (1965)はヤマシギ(*woodcock*)で、BERNARD (1963)はスズメで実験的に確かめている。また、野生の鳥は実験室内とはちがったストレスにさらされるため、実験的には無害な濃度の蓄積量でも、野外では致死的作用をもたらす可能性も残されている。ストレスの原因となるものは飢餓以外に繁殖やわたりなどもあげられるが、KEITH (1966)は、Tule Lake でベリカンがちょうどひなを育てているわずか10日ほどの期間に、集中して百数十羽が死亡するのをみた。その原因を体内に蓄積されたトキサフェンが育雛期の成鳥のストレスによって致死効果をもたらしたと推定している。ASH & SHARPE (1964)は、1962～1963年の冬期におこった大減少は異常な寒波による直接的凍死だけでなく、これによるストレスが体内の残留農薬による中毒死をもたらしたケースもかなりあるとみている。

実験的にDDTや γ -BHCを混ぜて鳥にあたえると、性成熟がおくれる (ASH & TAYLOR, 1964)。このようなことが野外でおこると、ひなの成育期と食物の豊富な時期の間にずれがおこって繁殖が阻害される。また塩素系殺虫剤はステロイドホルモンのバランスを乱す結果、内分泌系に影響をあたえると言われている。また、DDTの代謝物であるDDEはカルシウム代謝を阻害するため、卵殻のうすい卵ができることもわかっている (WURSTER, 1969)。まだじゅうぶんな研究はないが、塩素系殺虫剤を含んだ水域にすむ魚は、その反射や選択行動あるいは学習能力に影響をうけることが実験的にわかっている (WARNERら, 1966)。サケの稚魚ではDDTによって温度の選好パターンが変わる (OGILVIE & ANDERSON, 1966)。また、野鳥卵がふ化しない場合の原因に親鳥の抱卵行動が影響をうけたためと考えられる場合もかなりある (GENELLY & RUDD, 1956)。鳥はストレスにかかった場合、自分の卵をこわしたり食べることはよく知られている。たとえば、英国ではハブサやハイタカの親鳥による巣内での割卵率が、塩素系殺虫剤の使用量と相関して増加したことが RATOLIFFEらによって報告されている (MOORE, 1967)。

このような動物の本能的行動に与える影響は、急性中毒死の場合とちがって、ほとんどわれわれの目にふれることなく自然界でおこっている可能性は否定できない。

野生動物の抵抗性発達 農薬の使用によって、その目標とした害虫が抵抗性を獲得発達させた事例は、すでに世界で220種以上にも達している。たえず農薬にさらされる結果、害虫以外の昆虫を含む他の動物が抵抗性を獲得する場合もある。グッピーやトラウトに報告があり (KING, 1962)、またFERGUSONら (1965)はワタの栽培地帯を流れる ミシシッピー川にすむ mosquito fish (*Gambusia affinis*) や black bullhead (*Ictalurus malus*) など6種の淡水魚が、DDTなどの塩素系殺虫剤に対して100倍の抵抗性を獲得したこと、WEBB & HORSFALL (1967)はバージニア州果樹園にすむハツカネズミ (*pine mouse*) がエンドリン抵抗性を獲得していることを報告している。このような抵抗性の発達は、食物連鎖の終端動物でない限り、連鎖を通じて栄養段階の上部の動物に大きな影響を与えるため見のがせない。

魚類は塩素系殺虫剤にとくに感受性が高いことはすでにのべたが、このため魚肉性の鳥類が一時的な食物不足による飢餓におちいる可能性もある。その結果、飢餓によるストレス下で体

内に蓄積した農薬が致死作用をもたらし、野鳥の減少につながる場合もあろう。自然の生態系の一部にでも何か異変がおこると、それがつぎつぎと連鎖反応をおこし、われわれにとって未知の多くの要因が加わって特定の種の激減ないしは絶滅につながってくる。その過程を実験的に再現することは不可能に近い。しかし、なにかの異変は例外なく人間の仕業である。

塩素系殺虫剤の食品汚染と人類への影響

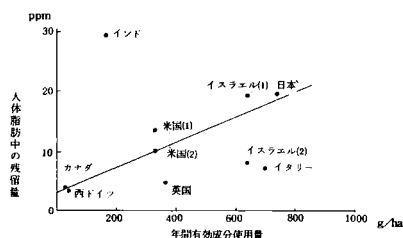
これまで述べてきたことから明らかなように、自然の生態系の成員である人類も農薬汚染から免れることはできない。第31表は、これまで報告された人体内脂肪中の各種塩素系殺虫剤の残留濃度の国別の比較である。

第31表 人体脂肪中における塩素系殺虫剤の蓄積(ppm)

国 名	薬 名	B H C	D D T	アルドリ ン ディルドリン	ヘブタクロール	調 査 年 度
日 本 (高知)		12. 17 ¹⁾	6. 9	0. 46	0. 01	1969 ~ 70
ア メ リ カ		0. 48	12. 9—9. 5	0. 15—0. 22	0. 10—0. 16	1961 ~ 66
カ ナ ダ		0. 07 (7) ²⁾	3. 8	0. 22	0. 14	1966
イ ギ リ ス		0. 43—0. 23 ³⁾	3. 9—2. 2	0. 27—0. 17	0 — 0. 03	1963 ~ 67
オ ラ ン ダ			7	0. 15		1964
ベ ル ギ ー		0. 0. — 0. 3	3. 1	n. d.		1966
フ ラ ン ス		1. 2	5. 2—9. 0			1961, 1963
イ タ リ ー		0. 06 (7)	8. 2	0. 45	0. 21	1966?
西 独			2 — 4			1960
デ ン マ ー ク			3. 1	0. 20		1966
オーストラリア			1. 8	0. 05		1966
ニュージーランド		0. 54	5. 4	0. 28		1966
イスラエル			19. 2—8. 2			1963 ~ 66
イ ン ド		1. 7 (7)	27. 8	0. 03		1964

注 1) 北九州 22.8ppm (立川, 1970), 愛知県 脂肪 2.62ppm, 肝臓 2460ppm, 脳 6.31ppm (福田ら, 1970).
2) 7-BHCの検出量.
3) 左側の数字は調査開始年, 右側は最終年.

まず気づくことは、わが国の人体脂肪中の塩素系殺虫剤、なかでもBHCの残留量が、諸外国にくらべ異常に多いことである。米国の約25倍、英国の60倍にも達している。BHCの散布量の



第13図 塩素系殺虫剤の使用量と人体脂肪中の残留

多い北九州の人体脂肪を分析した立川(1970)によれば、total BHCで平均 22.8ppmに達したという。したがって、各国の人体脂肪中の農薬残留量と、その種類はそれぞれの国において使用されている農薬の種類ならびに使用量を反映していると考えられる。

1967年FAOの統計(後藤, 1970の解説をみよ)からDDT, BHC, ドリン剤の各国別の総使用量を農耕地面積で割ってえられたha当たり有効成分量に対する人体脂肪中のこれら農薬の残留量の相関をとったのが第13図である。第31表でもわかるように、日本国内でも標本を採集した地域によって残留量は異なる

ので、縦軸の値の変動は大きいことは考慮しておく必要がある。それにもかかわらず、塩素系殺虫剤の単位面積あたりの使用量と体内残留量には高い相関があることがうかがえる。ただ、インドは使用量にくらべ非常に体内残留量が多い。しかもその大部分は DDT である。これは体内残留量が 1964 年の測定値であるのに対し、使用農薬量は 1967 年のものであることにも一部原因があるかも知れないが、おそらく人体脂肪の標本抽出が一部の地域に片寄っていること、それ以上にマラリヤ防除用の統計にふくまれていない保健衛生用の DDT が、インド人体内の異常に高い DDT の残留をもたしているものと思われる。

さて、高知県内の開腹手術をうけた 24 才～85 才の 74 人の体脂肪を分析した西本ら(1970, 第 32 表参照)は、塩素系殺虫剤の蓄積量は、年齢によって差がなかったが、男性が女性より多い傾向があると指摘している。同様のことは、英国人について EGAN ら(1965), ABBOTT ら(1968)もみとめている。また、西本ら(1970)は、50ppm 以上の β -BHC が検出された 2 人の農民をのぞいて、職業と蓄積量には関係がなかったという。また、人体脂肪中の BHC 異性体比は α -BHC 2%, γ -BHC 1%, β -BHC 97% で、工業原体 BHC の組成とはいちじるしく異なっていることをみた。

第 32 表 高知県における人体脂肪中の殺虫剤蓄積量(ppm) (西本ら, 1970)

薬 剤	α -BHC	γ -BHC	β -BHC	Total B H C	op — D D T	pp' — D D E	pp' — D D T	Total D D T	ディル ドリン	ヘプタクロール エポキシド
算 術 平 均	0.25	0.07	11.86	12.17	0.14	4.57	2.21	6.92	0.46	0.01
範 囲	0.05 —2.13	0.01 —1.07	2.11 —57.23	2.45 —57.72	0.03 —0.69	0.70 —15.60	0.54 —8.00	1.52 —23.87	0.08 —0.92	0 —0.09
標 準 誤 差	0.04	0.02	1.06	1.07	0.01	0.36	0.20	0.52	0.02	—
中 央 値	0.16	0.03	9.37	9.76	0.11	3.66	1.70	5.35	0.45	—
95% 信 頼 限 界	0.18 —0.32	0.03 —0.11	9.73 —13.99	10.04 —14.31	0.11 —0.16	3.85 —5.29	1.81 —2.61	5.88 —7.96	0.42 —0.51	— —
性 別 男 38 人 女 36 人		0.05 0.12	15.35 8.17	15.63 8.56		5.55 3.54	2.51 1.90	8.20 5.57	0.51 0.42	— —
職 業 別 農 業 15 事 務 18 その他 12 無 職 29		0.06 0.04 0.06 0.11	16.25 12.36 12.70 8.92	16.66 12.52 12.95 9.36		4.92 6.05 4.17 4.55	2.08 2.14 2.03 2.40	7.12 8.35 6.31 7.06	0.40 0.56 0.46 0.44	— — — —
年 齢 別 20—40 才 10 41—60 才 38 61 才以上 26		0.15 0.08 0.06	10.31 13.74 9.70	10.62 14.10 10.01		3.97 4.35 5.13	1.81 1.98 2.71	5.91 6.47 7.99	0.47 0.45 0.48	— — —

BHC 各異性体の生体内の行動と作用

蓄積性 DAVIDOW & FRAWLEY(1951) は、雌のラットに毎日 α , β , γ , δ -BHC を混ぜた飼料をあたえ、20 カ月後の組織の蓄積性をはかった。第 33 表には、 α , γ , δ については毎日 800ppm β -BHC については 100ppm をあたえた場合について示した。どの部位でもその蓄積量は $\gamma < \delta < \alpha < \beta$ の順に多くなることがうかがえる。

第33表 BHCの各種異性体を20ヵ月間餌に混入して雌のラットを飼育したときの組織内蓄積量 (DAVIDOW & FRAWLEY, 1951)

混入割合	800ppm	800 ppm	800ppm	100 ppm
異 性 体	α -BHC	γ -BHC	δ -BHC	β -BHC
脂 肪 体	3,500	440	550	1,900
脳	230	73	75	130
じん臓	180	75	97	150
肝 臓	120	n. g.	20	20
筋 肉	75	20	38	75

第34表 マウスに β および γ -BHC- ^{14}C を $4\mu\text{Ci/body}$ 腹腔投与した時の3日間の尿水の排出量 (中島ら, 1970)

日 数	排 泄 量 (%)	
	β -BHC	γ -BHC
1 日 目	7.0	51.0
2 日 目	2.5	8.5
3 日 目	2.5	1.5
合 計	12.0	61.0

最近、中島ら(1970)は ^{14}C で標識した α 、 β および γ -BHCをマウスの腹腔内に投与して全身オートラジオグラフィで体内分布と残留量をしらべた。その結果、脳には各異性体とも速やかに移行するが、とくに α 体はいちじるしい。また、 α 体は白質に、 β 体は灰白質に局在するのに対し γ 体は低濃度であるが脳全体に移行することがわかった。脂肪組織への移行もただちにおこるが、24時間後には α および γ 体は消失するのに、 β 体は γ 体の残留量の40～90倍にも達し、20日後でもなお全身の脂肪に残留を示した。しかも γ 体は24時間以内に投与量の50%、3日後までには61%尿水に排出されるのに対し、 β 体はそれぞれ7%、12%で体内貯留性が高いことが示された(第34表)。かれらは、この理由として異性体の有機溶媒と水との分解係数は、 $\beta \gg \alpha > \gamma$ の順で、結局、各異性体の溶脂性のちがいが残留性を決定するものと考えている。また、BHCの慢性毒性が、まず肝臓にあらわれる理由は、蓄積そのものが直接の原因でなく、脂肪に貯留した β -BHCが、わずかずつ血液中に溶出し、長期にわたって肝臓に働く結果、慢性毒性をひきおこすのだらうと推論している。また、BHCによる急性毒性の発現は、 β -BHCがラットに対し急性毒性を示さないことから(SLADE, 1954)、脳の白質部に高い親和性を示す γ -BHCの作用によるもののだらうとのべている。

毒性 FDAのFITZHUGHら(1970)は、 γ -BHC(5～1,600ppmの7段階)、 β -BHC(10, 100, 800ppmの3段階)をまぜた飼料を2年間ラットに与えて、成長抑制、平均寿命の短縮、肝重量の増加、肝の組織学的変化を追跡した。その結果、なんらの症状もあらわれない無作用量は、 γ -BHCでは50ppm、 β -BHCでは10ppmとした。すなわち、 β -BHCの慢性毒性は γ -BHCの5倍と言うことになる。

池田(1970)によれば、TRUHAUT(1954)は、 γ -BHCをそれぞれ25, 50, 100ppmを含む飼料をラットに終生あたえてその毒性をしらべたところ、25ppmでは異常なく、50ppmでは肝肥大を、100ppmでは肝肥大と軽度の脂肪変性をみとめた。そこでWHOでは、25ppmを無作用量とした場合、ラットでは 25mg/kg となるので、これに安全係数100をかけて 0.0125mg/kg を摂取許容量(ADI)と決めた。したがって、 β -BHCについては、前述のFITZHUGHらの実験結果から、10ppmを無作用量とすればADI¹⁾をさしあたり 0.005mg/kg とするのが妥当であらう。

1) ADI(Acceptable Daily Intake for man)の略語で摂取許容量と訳す。人間が農薬を一生摂取したとしても、現在における科学の知識からして、なんらの障害がみとめられない量で、人間の体重1kgあたり、1日あたりの摂取重量であらわす。

第35表 日本および英米における母乳中の塩素系殺虫剤の残留(全乳あたり ppm)^{1,2)}

調 査 地 点	標 本 数	Total BHC 量		Total DDT 平 均 値	ディルドリン 平 均 値
		最 高 値	平 均 値		
秋 田 (1970)	14	0.097	0.047	—	—
東 京 (ク)	7	0.117	0.057	0.055	—
高 知 (ク)	27	0.255	0.122	0.076	0.008
大 阪 (ク)	3	0.293	0.185	—	—
英 国 (1964)	19	—	0.013	0.128	0.006
米 国 (1968)	5	—	0.008	0.063	0.007

注 1) 牛乳のWHO, 1969 の実際残留値(PRL)

γ -BHC 0.008 ppm

DDT 0.05

ディルドリン 0.005

2) 1971 年前半に報告された残留量では
佐賀県で β -BHC が平均値 0.52 ppm,
東京都で DDT 平均値 0.085 ppm, ディ
ルドリン平均値 0.005 ppm と残留量が
上昇傾向にある。

BHC 工業原体中の異性体の殺虫活性は, γ 体は α 体にくらべ約 1,000 倍も強く, β 体は殺虫活性がない (MUTCALF, 1955)。ところが, 原体中に 10 数 % 以下しか含有されない β -BHC が選択的に生物体内に残留し, 慢性毒性をもたらす危険がある。これがわが国における BHC による食品および人体汚染の特徴的な姿である。

なお BHC 各異性体の生体内への侵入, 蓄積性, 代謝, 毒性などについて栗原(1970) が詳しい総説を発表した。したがって, より詳細な点については, 栗原を参考にされたい。

母乳および牛乳の BHC 汚染

母乳の汚染 母体が BHC などの塩素系殺虫剤に汚染されている以上, 妊婦の母乳中にもこれらが残留ないしは排泄されてくることは当然予想される。土壌における BHC の残留の章でも述べたように, BHC の使用量の多い西日本は, 環境の汚染度が高い(第 6 表参照)。

第35表に示したわが国の 4 地点で報告された母乳中の BHC 残留量も, 東日本の 2 地点は低く,

第36表 母乳よりの摂取塩素系殺虫剤の量と摂取許容量(ADI) との関係(西本ら, 1970)

母乳中 β -BHC=0.1 ppm, DDT=0.08 ppm, ディルドリン=0.008 ppm.

年 齢 (月)	体 重 (kg)	乳 量 (ml)	摂 取 量 ($\mu\text{g/kg}$)		
			β -BHC	DDT	ディルドリン
新 生 児	3	500	16.7	13.3	1.3
0.5	3.2	600	18.8	15.0	1.5
1	4	700	17.5	14.0	1.4
2	5	800	16.0	12.8	1.3
3	6	900	15.0	12.0	1.2
4	6.5	900	13.8	11.1	1.1
5	7	900	12.9	10.3	1.0
WHO ADI $\mu\text{g/kg}$			12.5 ¹⁾	10	0.1

注 1) γ -BHC の ADI で, β -BHC に換算すれば 5.0 となる。

西日本では1桁高くなっている。また、わが国は英国、米国にくらべて母乳のBHC汚染がいちじるしいことがうかがえる。しかも、わが国の母乳汚染はWHOが牛乳について1969年にきめた γ -BHC, DDT, ディルドリンの実際残留量PRL (Practical Residue Limit)をいずれも上回っていることである。もちろん、PRLは環境汚染の尺度で、人体衛生の安全性の限界をしめすものではないが、欧米における牛乳の残留量の最高値に近いものであることからみて軽視できない。

西本ら(1970)によれば、母乳中のBHCの異性体組成は α :3%, γ :1%, β :96%となり、人体脂肪中のBHC異性体組成比とほとんど同じであった。また、BHC:DDT:ディルドリンの比も人脂肪では10:6:0.5に対し、母乳でも10:6:0.6となりほぼ同じ組成を示した。QUINBY(1965)やCURLEY & KIMBROUGH(1969)らによれば、分娩後3~7カ月でも母乳の残留量には大きな変化がみられないという。また、母乳は牛乳とともに脂肪分に富んでいるため、生物濃縮がおこる。BRUCEら(1965)は乳牛に0.5ppmのヘプタクロールを飼料に混入して与えると、脂肪体で7.1ppm(14.2倍)、牛乳で0.87ppm(1.74倍)に濃縮されること、また人間では0.08ppmのDDTを1年間与えると、脂肪体には12.0ppm(150倍)(CAMPBELLら, 1965)、母乳には0.37ppm(4.63倍)(WEST, 1964)に濃縮される。したがって、母乳の汚染は母体ひいては環境全体の汚染をとりのぞく以外に方法はないのである。

母乳は牛乳とともに乳児の唯一の食品であり、この汚染は他の食品汚染と同一視できない。西本ら(1970)が高知県での母乳中の残留量をもとにして乳児の摂取量を計算したものを第36表に示した。この表に示したADIからもうかがえるように、ディルドリンの毒性は γ -BHCの125倍にも達するとみられている。ところが、ディルドリンを0.008ppmを含む母乳よりの摂取量は全期を通じてWHOの許容量をほぼ10倍も上回ることになる。また、 β -BHCの摂取量も γ -BHCのADIを上回り、これを β -BHCに仮定したADI 5.0 μ g/kgで評価すれば3倍前後になる。DDTもADIをやや上回っている。第35表に示した英米の母乳中のディルドリン残留量も当然ADIをこえているわけで、母体-母乳の汚染は世界的な問題であることを、これらの資料は示している。

牛乳の汚染 高知県の市乳中に多量のBHCが残留していることが報告され、厚生省はこの重大性にかんがみ、1970年の1~3月の期間に全国9都道府県の衛生研究所の協力をえて、全国的な生乳の調査をおこなった(第37表)。

いずれの地域の生乳中にもBHCの各異性体が存在し、そのうち β -BHCが大部分をしめることがわかった。また、その平均残留量は北海道の2月の0.008ppmを最低値に、最高値は長崎県の2月の1.288ppmであった。母乳でもみられたように、関東以东より以西で多いこと、これがBHCの水稲における使用量と平行していることがみとめられた。

全国のわらの2割は乳牛の飼料に使われると推定されている。金沢(1970)は、土壌施用されたBHCは、玄米やもみから中には土壌残留量の数分の1以下にしかならないのに対し、稲わらの中には逆にその数倍にも濃縮されることをみた(第6図参照)。また、長崎県では試験的に約5カ月間乳牛に1日2kgの稲わらを与え、 β -BHCの残留量を調べたところ、稲わらの投与を中止すると間もなく残留量が少なくなることをみた(朝日新聞1970年4月23日)。これらのことから、主な汚染源は稲わらであると結論された。

BHCによる水稲のニカメイガの防除は、ヨコバイ類の天敵であるクモ類を殺す結果、かえってヨコバイの個体数を増加させ、これがひいてはヨコバイのマラソン抵抗性を発達させる結果になること、また塩素系殺虫剤の使用による環境汚染はおそかれはやかれ問題となるという認識

第37表

9 都道府県における生乳中の BHC 異性体残留量 (ppm ; 食品衛生調査会・残留農薬・乳肉水産食品合同部会, 1970)

地 域	月 (1970)	α	β	r	δ	Total BHC
北 海 道	1	0.008	0.009	0.001	—	0.018
	2	0.011	0.008	0.001	—	0.020
宮 城	1	0.018	0.028	0.001	0.002	0.049
	2	0.013	0.023	0.001	0.002	0.039
新 潟	1	0.043	0.073	0.008	0.005	0.129
	2	0.040	0.086	0.003	0.005	0.134
愛 知	1	0.108	0.123	0.005	0.009	0.245
	2	0.123	0.253	0.029	0.002	0.407
	3	0.130	0.260	0.011	0.014	0.417
大 阪	1	0.215	0.753	0.001	0.004	0.973
	2	0.274	0.970	0.013	0.051	1.308
	3	0.087	0.333	0.005	0.021	0.446
岡 山	1	0.054	0.130	0.001	0.001	0.186
	2	0.029	0.063	0.001	0.002	0.095
高 知	1	0.048	0.168	0.004	0.015	0.235
	2	0.083	0.348	0.005	0.016	0.452
長 崎	2	0.274	1.288	0.009	0.035	1.606
	3	0.074	0.520	0.008	0.009	0.611
東 京	1969.7—12	0.020	0.041	0.009	0.002	0.072

から、高知県では1969年の稲作からすべての塩素系殺虫剤を追放する運動を始めた。その結果、1969年のBHCなどの使用量は前年の1/3程度になった。1969年末に牛乳のBHC汚染が問題になるにおよび、1970年からは県独自でBHCを流通段階から出荷を禁止し、完全にBHCをしめだすことに成功した。農林省も1971年度からBHC、DDTの水稲への使用を禁止したことは周知のとおりである。

高知県衛生研究所の上田や西本らがおこなった追跡調査の結果を第38表に示した。おそらく1968年と同程度のBHC使用量ならば、1969年9月の牛乳中のBHC量は、これより高い値を示したことは確実である。1970年度の全面使用禁止の効果はあきらかで、同年12月の残留量は前年9月にくらべ、BHCで1/3、DDTも1/3、ディルドリンも1/3に低下しており、DDT、ディルドリンについてはWHOの実際残留限界値を下回っている。しかし、なおBHCの残留量はかなり高く、限界値を十数倍上回っている。土壌ならびにウシの体内に残留したBHCは、なお各種経路を通じて牛乳中に混入してくるのである。

同じような傾向は、同県産米の残留量についてもみられる(第39表)。1968年産米は規制前、1969年度は規制を開始した年度である。残留量は約30%低下し、Total BHC量でも r -BHC 残留許容量の1/2以下であるが、 β -BHCの毒性を考慮に入れると0.1ppm以下に下げる必要があ

第38表 高知県における牛乳中の塩素系殺虫剤の残留量の推移（全乳中の ppm）

調査日時	1969年9月	1970年6月	1970年12月	WHO, 69 PRL
標本数	12	30	全県下	
α -BHC	0.066	0.031	0.015	0.008
β -BHC	0.220	0.183	0.097	
γ -BHC	0.006	0.002	0.001	
δ -BHC	0.011	痕跡的	0.003	
Total BHC	0.303	0.216	0.116	
D D E	0.005	0.003	0.003	0.050
D D D	0.009	痕跡的	0.003	
D D T	0.023	0.005	0.004	
Total DDT	0.037	0.008	0.010	
ディルドリン	0.010	0.007	0.002	0.005
報告者	UYETAら (1970)	西本ら (1970)	と田 (私信)	

第39表 高知県下10地点における玄米中の塩素系殺虫剤の残留 (ppm ; 高知衛研, 1970年7月)

産年度	Tech. BHC					Total DDT	ディルドリン	パラチオン
	α	β	γ	δ	Total			
1968	0.08	0.04	0.02	0.08	0.18	1) n.g.	n.d.	n.d.
1969	0.05	0.04	0.01	0.05	0.13	2) n.d.	n.d.	n.d.
残留許容量	0.3					0.3	検出せず	検出せず

注 1) 無視できるほど微量。 2) 検出されず。

第40表 英国および日本における3食品の残留量 (ppm) いずれも脂肪ベース。

国, 年	Total BHC			ディルドリン			Total DDT			報告者
	生乳	バター	牛 肉 脂 肪	生乳	バター	牛 肉 脂 肪	生乳	バター	牛 肉 脂 肪	
英 国 1964	0.003	0.05	0.05	0.003	0.03	0.07	0.005	0.05	0.07	WILSON 報告 (1969)
1965	0.005	0.04	0.04	0.003	0.03	0.06	0.005	0.04	0.07	
1966	0.006	0.07	0.05	0.003	0.02	0.04	0.005	0.05	0.07	
1967	0.004	0.07	0.18	0.002	0.03	0.03	0.0035	0.05	0.04	
1968	0.002	0.08	0.04	0.001	0.03	0.03	0.002	0.06	0.03	
日 本 (高知) 1969	0.327	2.43	13.68	0.005	0.09	0.25	0.005	0.66	0.34	UYETAら (1970)

る。1970年産米の分析結果がまたれるところである。

さて、生乳に塩素系殺虫剤が残留することは、ウシの体内にも残留していることを示している。また、バターなどの牛脂を主とした乳製品には、より高濃度の塩素系殺虫剤の残留が予想される。第40表には、英国における1964~1968年間の生乳、バター、牛脂中の残留量の比較と年次的変化を示した。参考のため高知県での同じ食品に関する分析結果をも示した。

乳製品および牛脂の汚染 バター、牛脂には生乳の10倍の濃度で残留していること、バターと牛脂では残留量は同程度ないしは牛脂にやや多い傾向がみられる。高知県の資料では、牛脂にBHC、ディルドリンの残留量が多いが、バターは生乳、牛脂にくらべやや低いのは、東日本の生乳がその原料に多く使用されているためと思われる。英国にくらべて日本の食品のBHC汚染はいちじるしく、バターでは30倍、牛脂では300倍にも達している。ディルドリンの残

留も3~8倍、DDTも2~10倍になり、畜産業の汚染状況は常軌を逸している。英国では1962年にディルドリン、アルドリンによる農作物の種子粉衣を禁止し、羊肉の汚染を防ぐため1966年よりヒツジのドリソ浴を禁止した。このような塩素系殺虫剤の使用に関する各種の規制が、牛乳や牛肉における汚染の過去数年間を通じての漸減としてあらわれていると思われる。しかし、英国の結果は、ある水準にまで低下した残留量を、それ以上少なくすることは長期の継続的な努力なしにはいかに困難かということも示している。

塩素系殺虫剤の給源と摂取量

人体中に取り入れられる塩素系殺虫剤は、食物以外にも空気、水その他殺虫剤をふくんだエアゾールや防虫加工した衣料などが考えられる。その割合について CAMPBELLら(1965)はDDTの90%, KRAYBILL(1969)はこれよりやや少なく85%が食物を通じて体内に入り、残りは呼吸や飲料水などによると推定している。立川(1970)は、BHCが飲料水および呼吸を通じて体内に入る割合は、全体の5%にも満たないだろうと推定している。米国でBARNEY(1969)が計算した食物と呼吸からの各種塩素系の摂取割合を第41表に示しておく。

第41表 米国における塩素系殺虫剤の体内侵入量の推定¹(BARNEY, 1969)

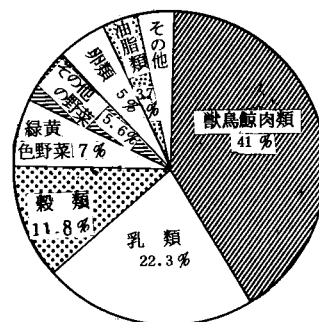
殺 虫 剤	摂 取 量 ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日}$)		
	空 気	食 物	A D I
DDT と 類縁化合物	0. 227	0. 8	10. 0
ディルドリン	0. 046	0. 08	0. 1
エンドリン	0. 01	0. 004	—
γ-BHC	0. 002	0. 07	12. 5

実際にどのくらいの量を食物を通じてわれわれが摂取しているかの調査は、わが国ではまだほとんどなされていない。わずかに、立川(1970)が松山市で夏季7日間の調理した食事の分析をBHCについて行なった例があるのみである。第14図に示したように、BHCの60%余りが肉類および乳製品を通じて体内に摂取されている。とくにβ-BHCについてみれば、その90%近くがウシに関連する食品に由来すると報告している。米国のFDAは1965年から

1968年の4年間にわたって食事からの各種農薬の摂取量を追跡した(DUGGAN & LIPSCOMB, 1969)。かれらによれば、米国人の体重1kgあたりの摂取農薬量は、有機塩素剤が1.3 μg 、有機リン剤は0.1 μg 、除草剤は0.1 μg であり、塩素系剤が食品汚染の主体をなすことがわかる。また、全食事量の1/4をしめる動物性食品が、体内に取り入れられる塩素系殺虫剤の給源の1/2をしめる。とくにBHC、ディルドリン、ヘプタクロールはその大部分が動物性食品によって供給されていた。

英国の国立化学研究所(Laboratory of the Government Chemist)のABBOTTら(1969)が英国およびウェルズで1966~1967年の期間におこなった結果によると、ミルク、肉類、脂肪が摂取量の50~70%の給源となっていた。ただ、英国では塩素系殺虫剤のうち、その食品中の残留量がADIにてらしてもっとも警戒されているディルドリンが比較的どの食品にも広く検出される点は注目される(第42表)。

では、こうして食事を通じて摂取される塩素系殺虫剤の量は、FAO/WHOのきめたADIを越えているかどうか、もっとも大きなわれわれの関心事である。第43表には、英国、米国および日本において計算された摂取量



第14図 松山市1970年夏の完全調理食品7日分中のBHCの給源別割合(立川, 1970)

第42表 英国人の有機塩素系殺虫剤の1日あたり摂取量と食品中の割合(ABBOTTら, 1969より計算)

食 品	食物中の割合 (%)	Total BHC		ディルドリン		Total DDT	
		摂 取 量 ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	%	摂 取 量 ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	%	摂 取 量 ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	%
穀 類	16.0	3.5	21.2	0.6	9.1	4.4	9.9
ミ ル ク	23.4	1.1	6.7	0.7	10.6	1.3	2.9
獣 肉 類	28.3	3.9	23.6	2.2	33.3	11.8	26.6
脂 肪	5.0	4.9	29.7	1.9	28.8	17.1	38.5
果 実	17.0	1.4	8.5	0.4	6.1	6.7	15.1
根 菜 類	16.6	1.0	6.1	0.5	7.6	1.6	3.6
葉 菜 類	7.6	0.7	4.2	0.3	4.5	1.5	3.4
計	100.0	16.5	100.0	6.6	100.0	44.4	100.0

とADIの比較である。英国においては、DDTやBHCはADIをはるかに下まわっているが、ディルドリンはぎりぎりの線であり、このことは地域によってADIを越えている可能性をしめしている。他方、日本での調査は不十分で、今後の研究が必要であるが、立川(1970)の計算では、total BHCの摂取量は $2.93\mu\text{g}/\text{kg}$ で γ -BHCのADI $12.5\mu\text{g}/\text{kg}$ に比較すると、なお安全な範囲のようにみえる。しかし、total BHCの大部分は β -BHCによってしめられているので、これをBHCの毒性の項でのべたように、 β -BHCの慢性毒性を γ -BHCの5倍とし、他の異性体は γ -BHCと同じとしてtotal BHCを γ -BHCに換算すると、total BHC $2.93\mu\text{g}/\text{kg}$ は γ -BHCの $12.2\mu\text{g}/\text{kg}$ になる。これはADIの $12.5\mu\text{g}/\text{kg}$ とほぼ同じになり、BHCの食品汚染をこれ以上大きくしては人体にとっても危険な限界にきていることを示している。

塩素系殺虫剤の人体への影響

塩素系殺虫剤の体内蓄積量は、ROBINSON (1968) によれば日当りの摂取量が多いほど、また被曝時間が長いほど多くなる。しかし、ある最高値に達するとそれ以上は増加しない。他方、曝露されなくなると、 t 時における減少率 dc/dt は、その時の濃度(C)に比例する。すなわち、 $dc/dt = -KC$ (Kは定数) であらわされる。いいかえれば、低濃度になると減少率は小さくなり、なかなか消失しない。ROBINSON (1968)はその証拠として米国の人体脂肪中のDDTは、ここ10～15年の間ほとんどかわっていないこと、英国でも脂肪および血液中のディルドリンが1961年以来ほとんど変わっていないことをあげている。

しかし、このROBINSONの主張は、やや悲観的すぎるように思われる。わたくしは先に、高知県ではBHCの規制によって牛乳および玄米中のBHC残留量のレベルが下がりつつある証拠を示した(第38, 39表)。また、英国の牛肉および乳製品もここ数年間わずかではあるが残留量の下降を示している(第40表)。英国人の体脂肪中のディルドリンも数カ年の間に確実に減少の傾向を示している(第43表)。

塩素系殺虫剤による慢性中毒の確実な例はまだ幸いにも報告されていない。第44表には、志願者またはDDTないしはディルドリン製造工場の労働者における被曝量ならびに被曝期間と体脂肪中の残留を調べたものである。第31表にあげた普通人の体脂肪中の残留量に比較して、非常に高いにもかかわらず、これらのいずれの場合も検知できる中毒症状はみられていない。しかし、これらの脂肪に蓄積した農薬が、病気などになった場合に血液中に溶出して肝臓などの

臓器の障害をおこさないという保証はない。いずれも被験者は健康人であるからである。

マイアミ大学の RADOMSKI & DEICHMAN (1969) は、病死した 271 人の死体の各種の組織の塩素系殺虫剤の残留をしらべ、その死因との関連をみた。その結果、肝硬変と高血圧と DDT ならびにディルドリンの残留量の間には有意な相関がみられた。また各種の臓器の上皮性ガンによって死亡した人と残留量には、非常に有意な相関がみられることを報告している。われわれは、動物におこることは人間にもおこると考えて残留問題を考える必要がある。

WILSON 報告(1969)によれば、DDT、ディルドリンを多量にハツカネズミに与えると、たとえば日当り 10ppm では、すべてのネズミの肝臓に腫瘍ができたという。また、ハンガリーでの実験

第43表 米国、英国、日本における塩素系殺虫剤の摂取量と FAO/WHO (1967) の 1 日当りの摂取許容量(ADI) との比較

農 薬	A D I ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	1 日 当 た り 摂 取 量 ¹⁾ ($\mu\text{g}/\text{kg}$)			
		英	国	米 国	日 本
D D T	10.0	1.03	0.63	0.8	—
ディルドリン	0.1	0.3	0.09	0.07	—
B H C	12.5 ²⁾	—	0.24	0.09	2.93 ³⁾
調 査 年 次	—	1965—6	1966—7	1966—8	1970 夏季1週間
報 告 者	FAO/WHO (1967)	MCGILL & ROBINSON (1968)	ABBOTT ら (1969)	DUGGAN & LIPSCOMB (1969)	立川 (1970)

注 1) 英米人は成人体重 70 kg, 日本人は 60 kg として計算。

2) γ -BHC の ADI。

3) β -BHC の慢性毒性を γ -BHC の 5 倍とし、他の異性体は γ -BHC と同様とみなし、 γ -BHC に換算すれば $12.2 \mu\text{g}/\text{kg}$ となる。

第44表 DDT, ディルドリンの人間に対する被曝実験

	ばくろ 期間	脂肪中の残留量 (常人との比較, 倍数)	報 告 者
D D T			
0.5 mg/kg	1 年	101~367 ppm ($\times 13 \sim 46$)	HAYES ら (1958)
0.26 mg/kg	11 - 19 年	38~647 ppm ($\times 5 \sim 81$)	LAWS & BIROS (1967)
0.2 mg/kg	1 年	2.15 ppm	池田 (1970) より
ディルドリン			
0.003 mg/kg	18 カ月	— ($\times 10$)	HUNTER ら (1969)
製造工場事務員	1 年	9.5 ppm ($\times 9$)	HAYES & CURLEY (1968)
中 毒 者 ¹⁾	—	44, 149 ppm	池田 (1970) より

注 1) これら 2 名以外は検知しうる中毒症状みられず。

では、野生のハツカネズミの体脂肪に検出される程度の濃度になるように、実験用ハツカネズミに DDT を与えた。もちろん、この程度では実験用ハツカネズミには異常はみられなかった。ところが、3 代目以降になると高率の白血病やガンが発生した。この実験は胎児も新生児も不断に DDT にさらされている点で、従来の 1 世代内だけの研究とはちがっている。この実験結果は影響するところがあまりにも大きいので、WHO では国際ガン研究所にその追試を依頼しているが、その結果がでるのは少し先のことになりそうである。

お わ り に

1950 年にひらかれたアメリカ応用昆虫学会北中部支部の総会で George DECKER は「昆虫の化学的防除は昆虫防除の側面にすぎない。殺虫剤はさしせまった被害から作物をまもるためには、きわめて有益であるが、ある年から翌年への昆虫数の変化に影響を与える効果はほとんどもっていない。殺虫剤は消火器のようなものであって、予防的な武器でない」と喝破している (ENGLISH, 1955)。しかし、この警告も生かされなかったことは、DECKER 自身のその後の変節がそれを象徴している (GRAHAM, 1970)。

わが国における塩素系殺虫剤の残留問題は、BHC とディルドリンによって代表されている。とくに BHC は日本独自の問題といってもよい。なぜなら、現在の BHC 残留問題は、殺虫活性をもつ γ -BHC をわずかに 8~15% しかふくまない BHC 原体をわれわれが使用してきたから起こったのである。ところが、殺虫剤としては不純物にすぎない β -BHC が、残留の中心的役割を果たしていることがわかってきた。いいかえれば、これまでの BHC の使用の仕方は、害虫を殺す量の数倍の環境汚染物質をばらまいたことになる。

いっぽう、このような塩素系殺虫剤をふくむ農薬残留対策は、わが国は米国や英国にくらべて 10 年以上はおくれている。これは本文の各種の資料から明らかであろう。一例をあげれば、米国では国内の主要河川における塩素系殺虫剤の残留調査は、1957 年より組織的に始められている。野生動物に対する影響を追跡するため 1962 年より全国的規模のバード・センサスを開始しだした。残念ながらわが国では、やっと今年度から農薬の農作物や土壌残留についての組織的な調査が本格的に開始されることになったばかりである。

食品についても、米国ではすでに 200 品目以上について 140 種の農薬の食品内許容残留量がきめられている。わが国では、現在までのところ、14 品目、9 種の農薬について許容量が定まったというお寒い現状である。いま国内で使用されている農薬の有効成分は約 400 種にものぼることからみると、そのたちおくれは甚だしい。仮想敵国に対する防衛費よりも、現実にはわれわれの環境を汚染し、その生存権をおびやかしている農薬のみならず、すべての公害源に対してこそ、最大の費用がふりむけられるべきではなかろうか。

毒物による中毒死者 1 人に対し、中毒患者は 100 人 (HAYES, 1960) とも、750 人 (CANN, 1958) ともいわれている。CARSON (1962) はその著“Silent Spring”で農薬による自然破壊の危険をうたえた。その後の研究の成果は、野生動物の急性中毒死よりも、生物・無生物を含む環境の塩素系殺虫剤の汚染によって、春を楽しむべきわれわれ人類がすでに慢性中毒の危険にさらされていることを明らかにするに至っている。

世界各国でも、事の重大性にかんがみて、各種の対策をとりつつある。すでに英国では 1965 年からアルドリノ、ディルドリン、ヘプタクロールの農薬としての使用の自主規制を始めた。カナダおよびスウェーデン、デンマーク、ノルウェーの北欧 3 カ国でも 1970 年度よりドリノ剤や DDT などの塩素系殺虫剤の販売または使用禁止、使用分野の限定などの措置をとっている。米国においても、一部の州で使用禁止などの措置がとられ、用途の 90% の登録が停止され、全面

的使用禁止も時間の問題となっている。ソ連でも 1970 年 5 月、DDT の製造中止にふみきった。フランスも 1971 年 2 月以降から DDT の全面的な使用禁止にふみきっている。日本でも昭和 44 年 12 月でもって DDT, BHC の製造中止がおこなわれ、46 年度からは水稲にも使用されないことになった。

これらの規制措置に速効的效果を期待するのは、余りにも皮相的な見方であることは、すでに本文でも明らかにした。ただ、高知県において行なった水稲での BHC の使用規制(1969 年は自主規制、1970 年は全面使用禁止)は、除々ではあるが生乳や玄米中の残留量の減少となって効果をあらわしつつある。

元来、農薬は病害虫あるいは雑草を殺すための防除手段のひとつにすぎない。したがって、所期の目的を達したのちは、急速に分解し、残留しないことがのぞましい。許容量以下なら、「ただちに人体に影響があるとは思えない」として放置してよい問題ではない。農薬の使用目的からすれば、食物をふくめて環境に残留すること自体がその目的になじまないのである。

生物濃縮の項でものべたように、うすめればよいという「拡散の原理」はここでは通用しないのである。生物の濃縮率は濃度がうすいほど高くなるのである。われわれが現在当面している生態系の汚染は、「濃縮の原理」をもって理解しないかぎり有効な解決策は期待できない。

近い将来においては、フェロモン、天敵、ホルモン、超音波、抵抗性品種、不妊剤など、農薬とならんで各種の防除手段が害虫防除において有機的に結合され、害虫の個体数を経済的被害水準以下に制御する総合防除のシステムが、現在の農薬一辺倒の害虫防除システムにとってかわると考えられる。このようなシステムにおいては、殺虫剤も塩素系殺虫剤のような非特異的(non-specific)なものにかわって、ある害虫だけに殺虫効果を示し、天敵などへの影響の少ない選択的殺虫剤が主流をしめることは疑いない。また現在の殺虫剤も、抵抗発達の防止と選択性をだすために、いまより低い濃度による害虫防除が、また 2 つ以上の農薬の混合による毒性の相乗作用の危険を避けるために単剤への指向も真剣に考えられるべき段階にきたとわたくしは考えている。

後記： 本稿をまとめるにあたっては、資料整理・原稿浄書・校正など、日本特殊農薬四国連絡所の川沢哲夫、大平幸子の両氏に終始ひとかたならぬ御援助を賜った。ここに記して厚く御礼を申し上げる。

引用文献

- | | |
|--|--|
| ABBOTT, D.C. <i>et al.</i> (1968) : <i>Brit. Med. J.</i> 3 : 146. | BASU, S.P. (1959) : <i>J. Fish. Res. Bd. Can.</i> 16 : 175. |
| <i>ditto</i> (1969) : <i>J. Sci. Fd. Agric.</i> 20 : 245 | BECK, E.W. <i>et al.</i> (1962) : <i>J. Econ. Ent.</i> 55 : 953. |
| ASH, J.S. & A. TAYLOR (1964) : <i>Game Res. Ass. 4th Ann. Rep.</i> | BERNARD, R.F. (1963) : <i>Publs Mich. State Univ. Museum</i> , 2 : 155. |
| ASH, J.S. & G. I. SHARPE (1964) : <i>Bird Study</i> , 11 : 227. | BOWMAN, M.C. <i>et al.</i> (1964) : <i>Science</i> , 146 : 1480. |
| BARKER, R. J. (1958) : <i>J. Wildlife Managem.</i> 22 : 269. | BREIDENBACH, A.W. <i>et al.</i> (1967) : <i>Publ. Health Rept. Wash.</i> 82 : 139. |
| BARNEY, J.E. (1969) : <i>Chem. Eng. News</i> , 42 : Jan. | BRIDGES, W.R. <i>et al.</i> (1963) : <i>Trans. Amer. Fish. Soc.</i> 92 : 421. |

- BROWN, V.K.H. *et al.* (1965) : *Food Cosm. Toxicol.* 3 : 675.
- BRUCE, W.N. *et al.* (1965) : *J. Agr. Food Chem.* 13 : 63.
- ditto* (1966) : *J. Econ. Ent.* 59 : 179.
- BURDICK, G.E. *et al.* (1964) : *Trans. Amer. Fish. Soc.* 93 : 127.
- CAMPBELL, J.L. *et al.* (1965) : *Arch. Environ. Health*, 10 : 831.
- CANN, H.M. *et al.* (1958) : *J. Am. Med. Assoc.* 168 : 717.
- CARSON, R. (1962) : *Silent spring*. Houghton Mifflin Co., Boston.
- CRAMP, S. & P. J. CONDER (1965) : *Roy. Soc. Prot. Birds Rept.* 1965 : 20.
- CROCKER, R.A. & A. J. WILSON (1965) : *Trans. Am. Fish Soc.* 94 : 152.
- CUERRIER, J-P *et al.* (1967) : *Naturalist Canad.*, 94 : 315.
- CURLEY, A. & R. KIMBROYGH (1969) : *Arch. Environ. Health*, 18 : 156.
- DAVIDOW, B. & J. P. FRAWLEY (1951) : *Proc. Soc. Expt. Biol. Med.* 76 : 780.
- DAVIS, N.K. & M.C. FRENCH (1969) : *Soil. Biol. Biochem.* 1 : 45.
- DEMPSTER, J. P. (1968) : *Ent. Exp. & Appl.* 11 : 51.
- DUGGAN, R.E. & G.Q. LIPSCOMB (1969) : *Pesticides Monit. J.* 2 : 153.
- EDWARDS, C.A. (1966) : *Residue Reviews*, 13 : 86.
- ditto* (1970) : *Critical Rev. Env. Control*. Vol. 1, Chem. Rubber Co., Ohio, U.S.A.: 7.
- EGAN, H. *et al.* (1965) : *Brit. Med. J.* 2 : 166.
- ELGAR, K.E. (1966) : *J. Sci. Food. Agric.* 17 : 541.
- ENGLISH, L.L. (1955) : *J. Econ. Ent.* 48 : 279.
- FERGUSON, D.E. *et al.* (1965) : *Biol. Sci.* 14 : 43.
- FITZHUGH, O.G. *et al.* (1950) : *J. Pharmacol. Expt. Therap.* 100 : 59.
- GENELLY, R.F. & R.L. RUDD (1956) : *Auk*. 73 : 529.
- GEORGE, J.L. (1964) : *Bull. Ent. Soc. Am.* 10 : 78.
- GEORGE, J.L. & G.E.H. FRAEAR (1966) : *J. Appl. Ecol.* 3 (Suppl.) : 155.
- GODSIL, P. J. & W.C. JOHNSON (1968) : *Pest. Mon. J.* 1 (4) : 21.
- 後藤真康 (1970) : 植物防疫, 24 : 501.
- GRAHAM, F. Jr. (1970) : 田村・上遠訳 (1970) : “サイレントスプリングの行くえ” 同文書院・東京.
- GREEN, R.S. *et al.* (1966) : *Amer. Ass. for Advancement of Science*, 1966 : 137.
- HARRIS, C.R. *et al.* (1966) : *J. Agr. Food Chem.* 14 : 398.
- HAYES, W. J. Jr. (1960) : *Ann. Rev. Ent.* 5 : 379.
- HAYES, W.J. & A. CURLEY (1968) : *Arch. Environ. Health*, 16 : 155.
- HAYES, W.J. *et al.* (1958) : *Arch. Ind. Health*, 18 : 398.
- HERMAN, S.G. *et al.* (1969) : Pesticides and the western grebe. In "Chemical fallout", ed. M.W. MILLER & G.G. BERG. C.C. THOMAS Pub, Ill., U.S.A.
- HOLDEN, A.V. (1966) : *J. Appl. Ecol.* 3 (Suppl.) : 45.
- HUNT, E.G. & A. I. BISCHOFF (1960) : *Fish Game*, 46 : 91.
- HUNT, E.G. & J.O. KEITH (1963) : *Proc. 2nd Ann. Conf. on the Use of Agricultural Chemicals in Calif. Davis.*
- HUNT, L.B. (1965) : *U. S. D. A. Wildlife Serv. Circ.* 226 : 12.
- HUNT, C.G. *et al.* (1969) : *Arch. Environ.*

- Health*, 18:12.
- HURTIG, H. & C.R. HARRIS (1966): *Conference on Pollution and our Environment*, Montreal, 16.
- 池田良雄 (1970): 医薬品研究, 1:258.
- ILTIS, H.H. (1968) *The Biologist*, 50:3.
- JEFFERIES, D. J. & PRESTT (1966): *British Birds*, 59:49.
- KALLMAN, B. J. *et al.* (1962): *Trans. Amer. Fish Soc.* 91:14.
- 金沢純 (1970): 衛生動物学会シンポジウム講演要旨, 1970年4月.
- KEITH, J.O. (1966): *J. Appl. Ecol.* 3 (Suppl): 71.
- KING, S.F. (1962): *U. S. Fish Wildlife Serv. Spec. Sci. Rept.* 399:22.
- KRAYBILL, H.F. (1969): *Can. Med. Ass. J.* 100:204.
- 栗原紀夫 (1970): 防虫科学, 35:56.
- LAHSE, C. & H.G. APPLGATE (1966): *Texas J. Sci.* 18 (4):12.
- LAWS, Jr. E.R. & F. J. BIROS (1967): *J. Econ. Ent.* 50:386.
- LICHTENSTEIN, E.P. (1959): *J. Agr. Food Chem.* 7:430.
- LICHTENSTEIN, E.P. & K.R. SCHULZ (1959): *J. Econ. Ent.* 52:118.
- LICHTENSTEIN, E.P. *et al.* (1965): *J. Agr. Food Chem.* 13:126.
- LICHTENSTEIN, E.P. & K.R. SCHULZ (1965): *J. Agr. Food Chem.* 13:57.
- ditto* (1967): *J. Agr. Food Chem.* 15:864.
- ditto* (1968): *J. Agr. Food Chem.* 16:348.
- ditto* (1970): *J. Agr. Food Chem.* 18:100.
- MC GILL, A.E. J. & J. ROBINSON (1968): *Food Cosmet. Toxicol.* 6:45.
- MACK, G.L. *et al.* (1964): *N.Y. Fish Game J.* 11:148.
- MACRAE, I.C. *et al.* (1967): *J. Agr. Food Chem.* 15:911.
- MELLANBY, K. (1967): *Pesticides and Pollution*. Collins Clear-type Press, London and Glasgow.
- METCALF, R.L. (1955): *Organic Insecticides*. Interscience Pub. N.Y. and London.
- MOORE, N.W. & C.H. WALKER (1964): *Nature, London*, 201:1072.
- MOORE, N.W. (1965): *Bird Study*, 12:222.
- MORIARTY, F. (1969): *Biol. Rev.* 44:321.
- MURPHY, R.T. *et al.* (1964): *Proc. N. Centr. Bran ESA*, 19:144.
- 中島栄一ら (1970): *Radioisotopes*, 19:532.
- NASH, R.G. & E.A. WOOLSON (1967): *Science*, 157:924.
- 西本孝男ら (1970): 医学会のあゆみ, 73:275.
- 西本孝男ら (1970): 食品衛生学会, 松江大会講演要旨.
- OGILVIE, D.M. & J.M. ANDERSON (1965): *J. Fish Res. Bd. Can.* 22:503.
- PETERLE, T.J. (1969): *Nature, London*. 224:620.
- QUINBY, G.E. *et al.* (1965): *Nature, London*, 207:726.
- RADOMSKI, J.L. & W.B. DEICHMANN (1969): Pesticide levels in human in a variety of natural and experimental conditions. In "Chemical fallout" ed. M.W. MILLER & C.G. BERG. C.C. Thomas Pub., Ill. U.S.A.
- RATCLIFFE, D.A. (1963): *Bird Study*, 10:56.
- RISEBROUGH, R.W. (1969): Chlorinated hydrocarbons in marine ecosystem. In "Chemical fallout" ed. M.W. MILLER & G.G. BERG. C.C. Thomas Pub. Ill. U.S.A.
- ROBINSON, J. (1967): *Chem., London*, 47:1974.
- ditto* (1968): *Nature, London*, 215:33.

- RUDD, R.L. (1964) : *Pesticides and the living landscape*. Faber and Faber, London.
- 笹波隆文・川原幸夫 (1970) : 植物防疫, 24 : 355.
- SIMMONS, S.W. (1959) : *DDT, the insecticide dichlorodiphenyltrichloroethane and its significance*. Birkhäuser Verlag, Basel, Switzerland, 251.
- SLADE, R.E. (1954) : *Chem. Ind.* 314.
- STICKEL, W.H. et al. (1965) : *J. Wildlife Managem.* 29 : 147.
- STICKEL, L.F. (1968) *U.S.D.I. Bur. Sport Fish. Wildlife Rept.* 119 : 1.
- STRINGER, A. & J.A. PICKARD (1963) : *Rept. Agr. Hort. Res. Sta. Univ. Bristol for 1962* : 127.
- TABOR, E.C. (1966) : *Trans. N.Y. Acad. Sci.*, Ser. 2, 28 : 569.
- 立川涼ら (1970) : 食衛誌, 11 : 1.
- 立川涼ら (1970) : 科学朝日, 1970 (12) : 45.
- 立川涼 (1970) : 科学と生物, 8 : 539.
- TARRANT, K.R. & J.O.G. TATTON (1968) : *Nature, London*, 219 : 725.
- TERRIERE, L.C. et al. (1965) : *J. Agr. Food Chem.* 14 : 66.
- TREON, J.F. & E.P. CLEVELAND (1955) : *J. Agr. Food Chem.* 3 : 402.
- TSUKANO, Y. & T. SUZUKI (1962) : *Botyukagaku*, 27 : 12.
- 浮田忠之進 (1966) : 科学, 36 : 254.
- USDA (1966) : *USDA Publ., ARS* 81-13, Washington : 53.
- USDI (1964) : *U.S.D.I. Fish Wildlife Serv. Circ.* 199 : 129.
- UYETA, M. et al. (1970) : 食衛誌, 11 : 256.
- 若月俊一 (1967) : 科学, 37 : 153.
- WARNER, R.E. et al. (1966) : *J. appl. Ecol.* 3 (Suppl.) : 223.
- WEBB, R.E. & F. JR. HORSFALL (1967) : *Science*, 156 : 1762.
- WEIBEL, S.R. et al. (1966) : *J. Amer. Water Works Ass.* 58 : 1075.
- WEIDNASS, D.E. et al. (1960) : *J. Econ. Ent.* 53 : 121.
- WEST, I. (1964) : *Arch. Environ. Health*, 9 : 626.
- WHEATLEY, G.A. & J.A. HARDMAN (1965) : *Nature, London*, 207 : 486.
- WILSON 報告 (1969) : Advisory Committee on Pesticides and other toxic Chemicals (1969) Dept. Educ. Sci., London, 148.
- WURSTER, C.F. JR. (1969) : Chlorinated hydrocarbon insecticides and avian reproduction : How are they related. In "Chemical fallout", ed. M.W. MILLER & G.G. BERG. C.C. Thomas Pub., Ill. U.S.A.
- WURSTER, C.F. JR. et al. (1965) : *Science*, 148 : 90.
- YULE, W.N. et al. (1967) : *J. Agr. Food Chem.* 15 : 1000.

(1971年3月9日 受 領)