

## 3. 農薬の水中生態系に及ぼす影響

## Effect of agricultural chemicals upon aquatic ecosystems

板 沢 靖 男 (九州大学農学部)  
Yasuo Itazawa (Faculty of  
Agriculture,  
Kyushu University)

昭和46年4月8日東京農工大学農学部において、同年度日本応用動物昆虫学会大会の一環として、“農薬の使用と生物相の変化”という主題のもとにシンポジウム(オルガナイザー: 弥富喜三名大教授)が行なわれ、筆者は“農薬の水中生物に及ぼす影響”という表題で講演を要請された。筆者はこの問題の専門家ではないが、日頃関心を持っていた事柄について話題を提供した。同大会会長ならびにシンポジウム委員長の諒承を得てここにその要旨を紹介する。

## 有機塩素殺虫剤を中心として

農薬による水産被害として最も大きな問題になったのは、昭和28年以降数年間有明海におけるアキアミの漁獲量激減が Parathion によるとされた事件と、昭和37年同じく有明海におけるアサリその他の貝類の大量斃死が PCP によるとされた事件である。これらに比較して有機塩素殺虫剤による水産被害は、報告されている件数は多いが、前二者ほどに大きな社会問題となったことはない。しかし有機塩素殺虫剤は Parathion や PCP に比べてはるかに安定で、水産生物の環境中に長時間残存し、また水産生物自身の体内にも蓄積されやすいものである。

水産業は養殖業を含めて、水生有用生物の成長や再生産を利用する産業であるから、農薬がそれらの生物に対して致死的に作用する場合は勿論、そうでなくとも成長や再生産を阻害するならば、それは水産業にとって重大な問題である。また食用水産物に農薬が蓄積されているならば、人間の衛生上大いに警戒しなければならない。

そういう意味で、有機塩素剤を中心に話を進める。

## 有機塩素殺虫剤の安定性

有機塩素剤が土壌中で95%消失するのに必要な時間は Aldrin では1~6年(平均3年)、Lindane ( $\gamma$ -BHC) では3~10年(同6.5年)、Dieldrin では5~25年(同8年)、DDT では4~30年(同10年)と言われる<sup>1)</sup>。

筆者らが Endrin について行なった圃場試験でも、魚に対する毒性はかなり長時間残留することが認められた<sup>2)</sup>。すなわち水田の普通の管理状態において、有効成分量100g/10a散

布の場合には散布後18日、同じく200g/10a散布の場合には散布後33日にも、顕著な毒性が認められた。筆者らがPCPあるいはRadoxについて同様な試験を行なった時には、4日あるいは3日で毒性が認められなくなった<sup>3)</sup>ことを考えると、直接の比較は無理としても、有機塩素殺虫剤の毒性が長時間持続することを示す一資料となる。

室内試験におけるTLMの値が試験時間を長くするほど小さくなる傾向が、有機塩素殺虫剤の場合には顕著に認められることも、その毒性が長時間続くことを示している<sup>4)</sup>。

水中生態系における有機塩素殺虫剤の残留と濃縮

このように安定な有機塩素殺虫剤が野外で施用された場合、それが水中生態系にどのように分布残留するかを調べた例として、比較的初期の有名なものにClear湖(米国California州北部、面積約17,000ha)における調査<sup>5)</sup>がある。この湖でアカケヨソイカと同属のChaoborus astictopusというカを駆除するために、1949年9月、1954年9月、1957年9月の3回に亘り、DDDを水中濃度にしてそれぞれ0.014ppm、0.020ppm、0.020ppmになる程度に散布した。1、2回目はいずれもChaoborusの幼生を99%殺す効果を挙げたが3回目には抵抗性が出来たためか余り有効でなかった。一方2回目の散布後3カ月くらいから湖に生活するカイツブリが、100羽、70羽と大量に斃死する現象が目立つようになり、弱っていたカイツブリを調べると、その脂肪組織から1,600ppmという高濃度のDDDが検出された。水中のDDDが魚を経てカイツブリに摂取されたのではないかということで、1958年5月、7月、10月の3回に亘り、9種415個体の魚と、9個体のカエルおよび7個体のカイツブリについて調査が行なわれた。その結果は第1表のようで、採集されたすべての種の動物にDDDが検出され

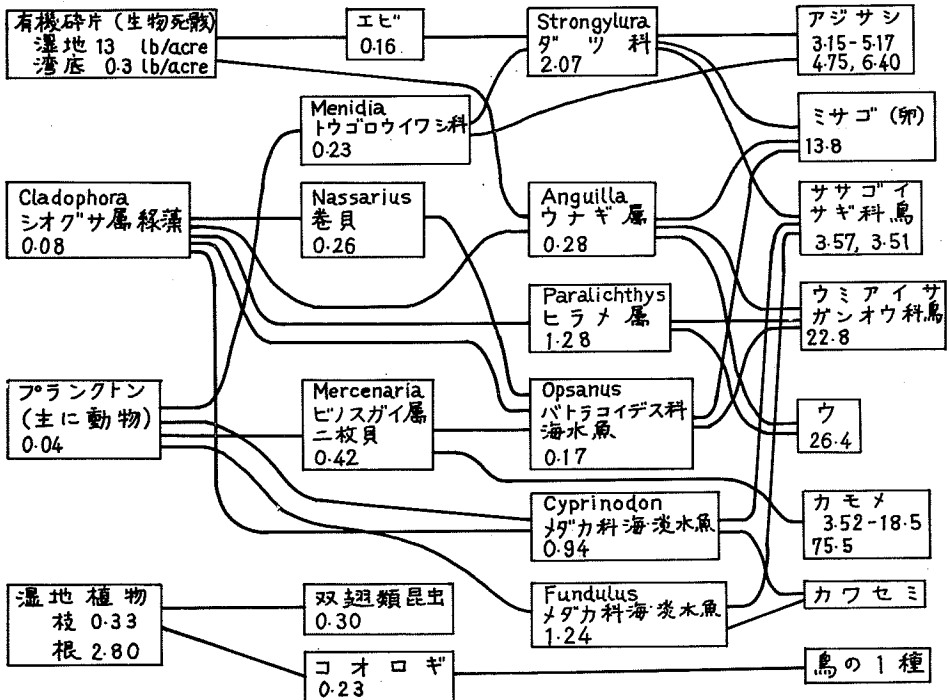
第1表 Clear湖における採集標本のDDD含量(ppm)<sup>5)</sup>

種	標本数	内臓脂肪	肉質部
White catfish	ナマズの1種 82	1,700~2,375	22~221
Largemouth bass	ブラックバス 19	1,550~1,700	5~138
Brown bullhead	ナマズの1種 62	342~2,500	12~80
Black crappie	クロマス科 15	1,600	6
Bluegill	クロマス科 100	175~254	5~9
Hitch	コイ科 54	—	11~28
Sunfish	クロマス科 1	—	5
Sacramento blackfish	コイ科 32	700~983	11~18
Carp	コイ 50	40	51~62*
カエル	9	5*	—
カイツブリ	7	723*	—

\* 混合試料についての測定値

ているが、特に魚食性のナマズやブラックバスに高濃度のDDDが見られる。また同一種でも高年魚は弱年魚より多くのDDDを蓄積している。例えば魚食性の7才のブラックバスは1才のブラックバスの5倍、プランクトンあるいは湖底の有機質を餌としている1才のSacramento blackfish に比べれば実に20倍のDDDを蓄積していた。なお1,600 ppmのDDDが検出されたカイツブリは瀕死の状態だったのに対して、1,700 ppmあるいは2,375 ppmのDDDが検出されたブラックバスあるいはナマズが、外観的には何の異常も認められなかったので、ブラックバスやナマズはカイツブリよりDDD耐性が大きいものと考えられる。

高次の栄養段階に移るに従って有機塩素殺虫剤が顕著に濃縮される現象のも一つの例として、New York, Long Island 沿岸汽水域の生態系における DDT 残留量の調査結果<sup>(6,7)</sup>を第1図に示す。この水域の水中 DDT 濃度は 0.00005 ppm と推定されるのに対し、主として動物プランクトンから成るプランクトン群集では 0.04 ppm と水中の 800 倍の濃度になり、これを餌とするトウゴロウイワシ科の *Menidia menidia* では 0.23 ppm と更に約 6 倍に濃縮され、この *Menidia* を摂食するダツ科の *Strongylura marina* では 2.07 ppm と更に 9 倍に濃縮され、これを捕食する鳥のアジサシでは最大 6.40 ppm と更に 3 倍に濃縮され、これを捕食する鳥のアジサシでは最大 6.40 ppm と更に 3 倍に濃縮され、食物連鎖による濃縮過



第1図 Long Island 沿岸汽水域の食物網における DDT の濃縮<sup>(6,7)</sup>

数字は体全体 (湿重量) における DDT およびその誘導体の濃度を ppm で示す。

程が明瞭に見られる。

このような DDT 蓄積が動物にどの程度の影響を及ぼしているのか、具体的な推定は難しいが、DDT のために死んだ数種の魚の DDT 蓄積量は 1~26 ppm (平均 4~7 ppm) という報告があるので、*Strongylura* の 2.07 ppm、*Paralichthys* の 1.28 ppm という値は致死濃度に近いのではないかと考えられる。また DDT で死んだ鳥については 30~295 ppm (平均 112 ppm) という蓄積量が報告されているので、カモメで見られた 75.5 ppm も致死濃度に近いものと想像される。

DDT は微量ながら南極のペンギンやアザラシからも検出されているが、DDT の広い分布に関連してそれが貿易風により大洋を渡って運ばれる可能性が RISEBROUGH らによって指摘された<sup>8)</sup>。Venezuela の北東に位置する Barbados 島で、0.5 mm 目のナイロン網をグリセリンの 50% 水溶液でコーティングして風に向けて張り、数百万 m<sup>3</sup> の空気を濾過し、風によって運ばれたチリを採取分析した結果、DDT、DDD、DDE、Dieldrin などが数 ppb~数十 ppb の濃度でそのチリの中から検出された。一方そのチリを磁性の強弱その他の面から調べるとある時のチリは Morocco から、またある時のチリは Sahara 砂漠以南の熱帯アフリカから来たものであろうと推定された。それで赤道に沿って東向きに吹く貿易風によって、アフリカ北部から大西洋を渡って中央アメリカ近くまで DDT などが運ばれたものと推測された。RISEBROUGH らは更に、熱帯大西洋においては、貿易風によって運ばれて来る殺虫剤の量が、河川によって運ばれて来る量に匹敵するものと推定している。

RISEBROUGH はまた、太平洋の California 沿岸水域のカタクチイワシ *Engraulis mordax* およびカレイ科の *Parophrys vetulus* の DDT 含量を、San Francisco 湾内の両種の DDT 含量と比較した<sup>9)</sup>。調査した California 沿岸水域には大きな河川は注いでいないので、DDT が主として河川によって陸地から海洋に運ばれるものなら、San Francisco 湾内の魚に比べてこの open sea 水域の魚の DDT 含量は少ない筈なのに、*Engraulis* については湾内の 0.33~0.59 ppm に対し open sea では 0.74~14.0 ppm とはるかに高い濃度を示した。*Parophrys* についても湾内の 0.55 ppm に対し、open sea では 0.76 ppm とやはりやや高い値を示した。また専ら open sea でのみ生活するマグロやカツオの類にも DDT が検出される。これらの現象を、RISEBROUGH は風によって運ばれる DDT のためと解釈している。

日本では立川らが西日本の生態系について有機塩素殺虫剤の残留に関する広汎な調査をしている。四国近辺の水界生態系における  $\gamma$ -BHC の分布を見ると、小河川では 30 ppb を超える時もあるが、大河川では普通 0.1~1 ppb で 2~3 ppb を超えることは稀であり、海では瀬戸内海の水が 0.01~0.1 ppb、同じく瀬戸内海の底質が 20~30 ppb という程度であるのに対し、淡水魚のオイカワでは肉質部 16~866 ppb、内臓部 37~3,300 ppb、海水魚のマダイでは各種臓器 10 ppb、腸間膜脂肪粒 150~320 ppb と著しく濃縮されている。またアサリの肉質部についても、6~18 ppb の  $\gamma$ -BHC が検出された<sup>10)</sup>。

千曲川でも魚には水中の45倍 ( $\alpha$ -BHCの場合)あるいは80倍 ( $\gamma$ -BHCの場合)という高濃度に有機塩素殺虫剤が濃縮されていることが報告されている<sup>11)</sup>。

### 有機塩素殺虫剤が魚の成長・繁殖・発生などに及ぼす影響

以上のように、有機塩素殺虫剤の水生生態系における蓄積については内外でデータが蓄積されつつあるが、それが水産資源に及ぼす影響については具体的な知見は未だ乏しい。しかし水産業は水生有用生物の成長や再生産を利用する産業であるから、農業が成長、繁殖、発生などに悪影響を及ぼすなら重大な問題であり、室内実験的にはそのような悪影響を示す多くの研究例がある。その幾つかを次に述べる。

#### 成 長

木村はコイ稚魚の成長が微量の Dieldrin によっても阻げられることを示した<sup>12)</sup>。彼は constant flow system によってほぼ一定濃度のうすい Dieldrin 液の中でコイ稚魚を30日間飼育した。その結果0.001 ppmの Dieldrin 液中で飼育すると、摂餌量、成長、餌の転換係数、餌料効率が顕著に悪化することが示された。同氏による Dieldrin の48時間 TLm は0.049 ppmであるから、普通安全濃度とされる48時間 TLm  $\times$  0.1より更に数分の一のうすさで顕著な成長阻害が認められたわけである。

#### 繁 殖

有機塩素殺虫剤は脂肪組織に特に多く蓄積されること、魚では成熟に際して脂肪が動員利用される現象が著しいこと、などを考えると、成熟の過程で脂肪中に残留した殺虫剤が悪影響を及ぼす可能性は充分考えられることである。

致死量以下の DDT を経口摂取した brook trout, *Salvelinus fontinalis* では、摂取した DDT の多いほど生産する成熟卵の数が少なく、卵や仔稚魚の死亡率が高い<sup>13)</sup>。

4週間ごとに30分ずつ15カ月間 DDT の0.3 ppmあるいは1.0 ppm 液にさらした親魚、あるいは1~3 mg/Kg・週ずつ DDT を経口摂取した親魚から産まれた cutthroat trout, *Salmo clarki* では、孵化までは異常は認められなかったが、孵化した仔魚は卵黄吸収期以後の死亡率が高かった<sup>14)</sup>。

有機塩素剤ではないが TEPA という aziridine 核を持つリン剤は、染色体を切断してイエバエなどの雄を不能化すると言われるが、グッピーに対しても出産率、出産回数、1出産あたりの産児数などを著しく低下させ、しかもそれは雌の卵巣には影響せず、雄の精子形成を阻害するためであることが知られている<sup>15)</sup>。

#### 発 生

筆者らは Dieldrin 乳剤に対するコイ、カムルチー、メダカの耐性が、受精卵の時には極めて強く、孵化後暫らくの間が最も弱く、ある程度以上成長すると再び幾らか強くなることを示した<sup>2)</sup>。発生初期に極めて敏感で低濃度の農業によっても死ぬ事実は、農業が初期減耗を大きくして資源量

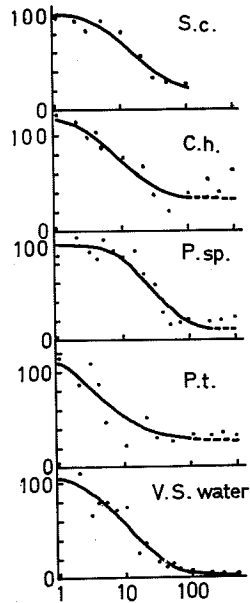
に影響する可能性を示すものと言えよう。

光合成

最後に植物プランクトンの光合成が数 ppb という低濃度の DDT によって顕著に阻害されるとい研究例<sup>16)</sup>を第2図に示す。室内培養した4種の藻類および自然の植物プランクトン群集(珪藻類)について、17°Cにおいて5,000 luxで14時間照射した時の<sup>14</sup>C uptakeが数 ppb ~十数 ppb の DDT の存在で顕著に低下している。このように微量の DDT によって植物プランクトンの光合成が顕著に阻害される事実は、それが水界生産の基本を成すものだけに、水中生物への広汎に影響が心配される。更に地球上の光合成全体に占める植物プランクトンの重要性(全世界の海洋における植物プランクトンによる純生産量は $1.5 \times 10^{10}$  ton C/年と推定

され、これは全世界の陸上の純生産量 $1.6 \times 10^{10}$  ton C/年にはほぼ等しいと言われる<sup>17)</sup>)を考えると、酸素供給・空気浄化の面からも、炭素固定・有機物生産の面からも、水の中だけにとどまらず全地球的な問題とも考えられる。

最近 DDT は全面使用禁止、BHC も使用を厳しく制限されるようになったが、土壌中残留期間が数年あるいは数十年と言われることから考えても、これら薬剤の水産生物に対する影響はなお当分重大な問題であり、重要水産生物の成長や再生産に及ぼす影響について、具体的かつ実証的な研究を積み重ねることが必要と思われる。



第2図 植物プランクトンの光合成に対する DDT の阻害作用<sup>16)</sup>

縦軸は<sup>14</sup>C uptake の対照区に対する百分比、横軸は水中 DDT の濃度 (ppb)。上から S.C. は *Skeletonema costatum*, C.h. は *Coccolithus huxleyi*, P.sp. は *Pyramimonas sp.*, P.t. は *Peridinium trochoideum* V.S. water は Woods Hole の Vineyard Sound から採取した水で主として珪藻を含んでいる。

## 文 献

- 1) EDWARDS, G. A. (1966) : Residue Reviews, 13, 86. ---立川涼(1968) : 農業および園芸, 43, 1209に よる。
- 2) IYATOMI・TAMURA・ITAZAWA・HANYU・SUGIURA (1958) : Prog. Fish-Cult., 20, 155. ほか一部未発表。
- 3) 田村・板沢・羽生・木村 (1958) : 水産増殖, 6, 41.
- 4) 木村・町田 (1958) : 淡水研報, 7, 51. 町田・木村 (1964) : 水質汚濁に関する研究の成果, 130.
- 5) HUNT・BISCHOFF (1960) : Calif. Fish & Game, 46, 91.
- 6) WOODWELL・WURSTER・ISAACSON (1967) : Science, 156, 821.
- 7) WOODWELL, G.M. (1967) : Scientific American, 216, 24.
- 8) RISEBROUGH・HUGGETT・GRIFFIN・GOLDBERG (1968) : Science 159, 1233.
- 9) RISEBROUGH, R.W. (1969) : Chemical Fallout (ed. MILLER・BERG), 5.
- 10) 立川・脇本・小川 (1970) : 食品衛生学雑誌, 11, 1.
- 11) 松島松翠 (1971) : 昭和46年度日本農学大会シンポジウム要旨。
- 12) 木村関男 (1965) : 日水誌, 31, 726.
- 13) MACEK, K.J. (1968) : J. Fish. Res. Bd. Can., 25, 1787.
- 14) ALLISON・KALLMAN・COPE・VAN VALIN (1964) : Bur. Sport Fish Wildl. U.S., Res. Rep., 64. --- COPE (1971) に よる。
- 15) STOCK・COPE (1969) : Trans. Am. Fish. Soc., 98, 280. --- COPE (1971) に よる。
- 16) WURSTER, C.F. (1968) : Science, 159, 1474.
- 17) STEEMANN NIELSEN, E. (1952) : J. du Conseil, 18, 117.