

高度の濃縮を伴う自然界の汚染

文献調査委員会

1. はじめに

自然界において、ある種の元素、化合物が環境から高度に生物体内に濃縮されることは、海藻中のヨードや珪藻のシリカ、貝殻中の CaCO_3 などの例によってかなり古くから知られていたが、衛生工学的には大きな意味のある事実とはされなかった。核爆発と原子力発電の進展にともない、元素によってはきわめて大きな濃縮倍率を示すことが明らかになり、その危険性が指摘されるようになった。生物学的に活性な P, Mn, Zn, Fe, Cu 等においては、 $10^4 \sim 10^6$ 倍にもおよぶ濃度の差が生体内の濃度と環境である水中濃度の間に存在し¹⁾、動的平衡のもとで生物体はそれだけ特定の元素を環境から濃縮していることが認められる。特に非放射性的の Cu, Zn は、鉱山排水中に含まれる微量のものがカキの中に蓄積してミドリガキを作ることは古くから問題になっていた。

放射性同位元素においては、低濃度の分析が比較的容易なために、その濃縮の存在は注目されたが、非放射性的の一般化合物については、世人の注意はあまり向けられず、ようやく 1959 年の水俣病有機水銀説の発表²⁾と、1962 年の Rachel, Carson の警告³⁾に至って濃縮作用の重大性が問題となり、衛生工学の対象として考察されるに至った。現在のところ、自然界での高度の濃縮を望み、生物に対する悪影響をおよぼす化合物として、有機塩素系農薬類と、低級アルキル水銀化合物が研究の対象となっている。

2. 濃縮の規模

第二次大戦中に、戦時防疫等に使用された有機塩素系除虫剤、DDT (dichlor-diphenyl-trichlor-ethane, 図一1) が著効をあげたのに刺激されて、この系統の化合物が農薬として戦後大量に使用されるようになった。しかし、この種の化合物は元来昆虫に対する神経毒として開発されたので、高等動物に対して使用するときは、十分な注意を要することも、かなり早くから強調されていた。水中昆虫の防除に使用される場合には、魚類やその他の高等動物に与える影響についても考慮されたことは、Hunt らの報告した Clear 湖の防除計画の歴史を見ても明らかである⁴⁾。

アメリカ カリフォルニア州の山間にある Clear 湖では、周期的に大量発生する非吸血性のブヨ (Chaoborus, astictopus) が灯火に多く集ってうるさいために、州当局によって、以下のような防除計画が立てられた。

1916~1941: 成虫と幼虫を殺すための小規模実験。食虫性の魚の放流。魚による捕食量は大きい完全防除には不十分であった。

1946: 実験室内で塩素系殺虫剤の適用、DDT, DDD (第2回) が有効であった。小規模の実用試験では DDD の方が魚に影響が少なかった。

1947~48: 近傍の小湖水、貯水池で小規模の実用試験により幼虫に対して DDD が有効であり、1/70 ppm の濃度では魚はほとんど死なない。

1949: 水中濃度 1/70 ppm に相当する DDD を湖水に投入し、幼虫の 99% 以上の防除効果をあげた。以後2年間はおくわずかの発生しか見られなかった。

1951: 夜間プランクトンネットに幼虫を発見、以後年々増加したので新しい防除計画が必要となる。

1954: 水中濃度 0.02 ppm に相当する DDD を湖水に投入し、前回と同様 99% 以上の防除効果をあげた。底泥中には幼虫は見当らなくなった。

1954~55: カイツブリの一種 Aechmophorus, occidentalis, の数百羽が死体となって発見されたが、検査の結果伝染病ではないことが明らかになっただけで、原因は不明であった。

1955~56: ブヨ成虫、幼虫の増加が認められた。

1957: ふたたび 0.02 ppm の DDD 処理を行なったが、悪天候のため防除効果は前回におよばなかった。ブヨが耐性を獲得したとも考えられた。

1957~58: ふたたびカイツブリの死体が大量に発見され、その脂肪を分析したところ 1600 ppm の DDD が発見され、死因としては食餌の DDD 汚染が有力となる。各種の湖水に住む魚の分析の結果、数百から 2500 ppm にのぼる大量の DDD が魚の脂肪中に蓄積していることが判明した。この事件が機縁となって、Hunt らは、この湖水の魚と死んだ水鳥をさらにくり返し分析した。その結果、魚の脂肪組織内にはいずれも 100~2500 ppm の DDD が含まれるが、外見上魚は健康に見えること、DDD の測定値はかなりにばらつくが、一般には幼魚よりは成魚が、プランクトン食性魚よりは昆虫食性魚が高濃度の DDD を蓄積しているから、食物連鎖が関

係していると思われること、カイツブリの脂肪中に発見された、1600 ppm という高濃度の DDD は慢性中毒に十分な量であり、魚より水鳥の方が塩素系農薬には弱いと考えられることなどを結論として述べた。結局、この場合には、水中の初期濃度にくらべて魚の脂肪中に 125 000 倍、水鳥の脂肪中には 80 000 倍の濃縮が起っていることになる。この報告は、前記 Carson の著書に引用されて大きな反響を呼んだ。

その後 Holden⁶⁾ は ¹⁴C でラベルした DDT を用いて、小さい水槽中で 0.1~0.5 ppm の濃度の DDT を含む水から、魚の体内にどのように DDT が吸収、分布されるかを調べ、DDT は主として脂肪中に蓄積されること、その濃縮倍数は 1000 の桁であることなどを報告している。しかし、このような小さな水槽中での静的実験で、しかも急性中毒に相当するような濃度は、自然界で起っている濃縮を推定するには不十分である。

別の分野からも、有機塩素系薬剤の水中での蓄積の問題がとりあげられた例として、Johnson ら⁷⁾ の報告がある。Toxaphene (C₁₀H₈Cl₈) の平均組成をもつ樟脳の塩素化合物だが、単一組成ではなく混合体である) を殺魚剤として用い、池中の不要な魚を殺してから水を入れかえ、有用魚を養殖のために放流する方法が、1956~65 年にアメリカで流行した。しかし、いったん Toxaphene で湖水を処理すると、数カ月ないし数年の間、新しく放流した魚が死んで生育しないことから、池中の Toxaphene がどのような段階に分布しているかを調べようとする努力がなされた。Johnson らが Wisconsin 州の 9 カ所で測定した結果を表-1 に示す。ここにあげた池はいずれもセッキ透明度が 0.3~3.5 m 程度のかかなり富栄養化した池であった。

この例では、食物連鎖にかかわるプランクトンのデータがわずかに 1 個ではあるが、初濃度にくらべて 150 倍の濃縮が起っている。また底泥にも 10~100 倍の濃縮が生じている。もし、この測定を行なった時点で物質の分布に動的平衡が成立しているとなれば、水中の Toxaphene に比して、プランクトンには 15 000 倍の Toxaphene

表-1 Toxaphene 処理した湖水の 1965 年 7 月 13 日分布値

湖 水 名	水	浮遊物	水棲植物	底泥	プランクトン	Toxaphene 処理	
						日 時	濃度 (ppm)
Emily	0.004	0.02	0.4	0.2	—	1959	0.1
Little Green	0.001	0.04	—	0.02	15	1956	0.1
Big Twin Comstock	0.002	0.02	0.04	0.8	—	1963	0.1と0.05(2回)
表 層 (6.5 m 深)	0.02	0.1	0.05	1	—	1965.6.29	0.1
Round	0.004	0.5	—	—	—	同上	—
Kusel	0.002	0.2	0.08	0.6	—	1964. 1965	0.005 (各回)
Wilson	0.003	0.2	0.07	0.4	—	1960	0.1
Marl	0.004	0.08	0.05	0.5	—	1964 及 1965.5.18	2.5~3.5 ppb 5 ppb 表層のみ
	0.003	0.009	0.08	1	—	1960	0.1

の濃縮がみられる。

Terriere らが Oregon 州の二つの池で 3 年間 Toxaphene の残留性を調べた結果では、貧栄養性の深い湖を 44 µg/l の Toxaphene で処理した場合、5 年後に水中に 1.2 µg/l、水棲植物に 2.7 ppm、水棲無脊椎動物(主として昆虫)に 3 ppm が分配し、翌年放流したニジマスの体内には 14 日間に 10~12 ppm の Toxaphene が蓄積した。これに比して、浅く富栄養性の湖に 88 µg/l の Toxaphene を入れた例では、1 年後に水中に 0.6 µg/l、水棲植物に 0.4 ppm、昆虫に 1.4 ppm、底泥に 0.6 ppm と分布し、サケ・マス類の魚類に 2~5 ppm が蓄積した。2 年後には、水、植物、昆虫の値はそれぞれ 0.4 µg/l、0.2 ppm、0.5 ppm と減少したが、魚と底泥中の濃度は、それぞれ 3~7 ppm、0.8 ppm と増加し、それだけ動的平衡に近づいていることを示していた。

このように水中の有機物が植物プランクトンによる光合成生産から順次動物性プランクトン→昆虫類→魚類と高次の生物に消費される食物連鎖ののって流れてゆくのに並行して、有機塩素化合物が濃縮してゆく事実がいくつかあげられて明らかになったが、さらに最近 Woodwell⁸⁾ らは、ニューヨークの東方 50 km にある Great South Bay の東端、Carmans River の河口域に棲息する各種の生物中に、DDT とその近縁化合物がどのように分布しているかを調査した。その結果を DDT 類の含有量の小さい方から順次にならべてあらわしたものが表-2 である。ここでもはっきりと農薬として使われた DDT が、水→プランクトン類→魚貝類→肉食鳥類の順に濃縮する傾向が明らかである。Woodwell らの言をかりれば、DDT 類はすでに地球上における生物学的、地球化学的物質循環の中にとり込まれて広く分布し、地球を構成する物質の一つとして、人工的に合成された物質が入りこんでいる状態になってしまっている。しかし、最後のらんを見ると、全体に食物連鎖の高次段階にある生物ほど概して DDT の比率が小さくなり、DDD、DDE の比率が相対的に大きいことから、DDT はごくわずかは生物体の代謝をうけて、やや毒性の低い DDE、DDD のような化合物に変換するとも考えられる(図-1~3)。あるいは、毒性の高い DDT の蓄積した生物は早く死滅して、物質循環の主流をなす食物連鎖からはずれてしまうのかもしれない。それにしても、この区域における水中の DDT の濃度は飽和濃度である、0.0012 ppm よりはるかに低く、0.000 05 ppm 内外と推定されているので、食

図-1 DDT

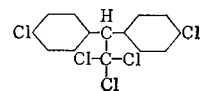


図-2 DDD(TDE)

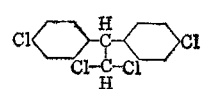


図-3 DDE

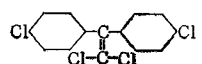


表 2 DDT 類の生体内濃度分布状況

サ ン プ ル	DDT類 残留量 (ppm)	残留物中比率%		
		DDT	DDE	DDD
水 (推定値)	0.00005	25	75	tr.
プランクトン, 大部分動物性	0.040	56	28	16
Cladophora gracilis ?	0.083	16	58	26
こえび類 (数個体の混合記料)	0.16	なし	100	tr.
Opsanus tau あんこうの類 (同上)	0.17	17	48	35
Menidia menidia とうごろういわし科 (同上)	0.23	62	19	19
こおろぎ類 (同上)	0.23	18	39	43
Nassarius obsoletus ムシロガイ類 (同上)	0.26	24	51	25
Anguilla rostrata アメリカウナギ (同上)	0.28	29	43	28
飛しょう性昆虫, 大部分双翅類 (同上)	0.30	16	44	40
Spartina patens ? 若枝	0.33	58	26	16
Mercenaria mercenaria ビナス貝(同上)	0.42	71	17	12
Cyprinodon variegatus タイ科食用魚 (同上)	0.94	12	20	68
Anas rubripes クロガモ	1.07	43	46	11
Fundulus heteroclitus ? (同上)	1.24	58	18	24
Paralichthys dentatus ヒラメ ^{a)}	1.28	28	44	28
Esox niger カワカマス科小魚	1.33	34	26	40
Larus argentatus セグロカモメ, 雛	1.48	24	61	15
Strongylura marina タツ (魚)	2.07	21	28	51
Spartina patens ? 根	2.80	31	57	12
Sterna hirundo アジサシ (鳥)	3.15	17	67	16
Sterna hirundo "	3.42	21	58	21
Butorides virescens サギ未成熟死体	3.51	20	57	23
Larus argentatus セグロカモメ, 未成熟	3.52	18	73	9
Butorides virescens サギ	3.57	8	70	22
Larus argentatus セグロカモメ, 雛 ^{b)}	4.56	22	67	11
Sterna albifrons コアジサシ	4.75	14	71	15
Sterna hirundo アジサシ	5.17	17	55	28
Larus argentatus セグロカモメ 未成熟	5.43	18	71	11
Larus argentatus セグロカモメ 未成熟	5.53	25	62	13
Sterna albifrons コアジサシ	6.40	17	68	15
Sterna hirundo アジサシ, すてられた卵 5個	7.13	23	50	27
Larus argentatus セグロカモメ	7.53	19	70	11
Larus argentatus セグロカモメ ^{b)}	9.60	22	71	7
Pandion haliaetus シヤゴ, すてられた卵 1 ^{c)}	13.8	15	64	21
Larus argentatus セグロカモメ	18.5	30	56	14
Mergus serrator ウミアイサ(1964) ^{a)}	22.8	28	65	7
Phalacrocorax auritus ウ, 未成熟鳥	26.4	12	75	13
Larus delawarensis カモメの類	75.5	15	71	14

- a) 調査区域西南西 32 km の Captree 島にて捕獲
- b) Long Island 北岸で衰弱, 死にかかって発見されたもの
- c) Long Island の Gardiners Island で捕獲
? は相当する和名のわからないもの

物連鎖で高次にある鳥類では 10⁶ 倍にもおよぶ濃縮が起っていることになる。

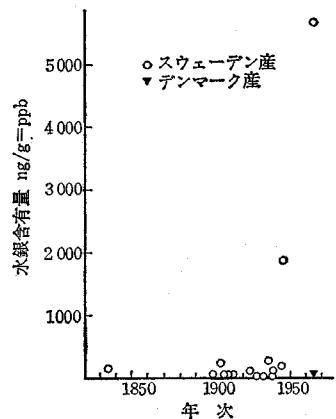
水俣病で問題になったメチル水銀化合物も, 有機塩素系農薬と同程度, あるいはそれ以上の高度の濃縮を起すことが自然界の観察によっても, 実験室における実験によっても確められた。

スウェーデンの Berg ら⁹⁾ はすぐれた着想によって, 北欧における野鳥中の 1830 年代から現在にいたる 100 年間にわたる水銀化合物汚染の時間的変化を調べて, それが人類の産業活動と深い関係があることを明らかにし

た。彼らの方法は, 博物館に保存されている, 産地, 捕獲年のはっきりした鳥類のはく製標本の羽毛を, 非破壊放射化分析にかけて水銀含量を調べるものである。一方別の実験から, 鳥類の体内に食物とともにとりこまれた水銀化合物の大部分は, 羽毛の生えかわり期には羽毛に排泄されることが確かめられているので, 羽毛中の水銀量はその時期の鳥がとった食物中の水銀量の相対的な関数をあらわすことになる。もちろん死後, 保存中における水銀汚染の可能性も十分考えられるから, 防腐剤としての水銀化合物の使用の有無や室内の水銀温度計の破損による水銀蒸気の付着などさまざまな場合の検討を行なって, 確実に汚染のないデータのみを選択している。その結果の一例キジ (Phasianus colchicus) の場合を 図-4

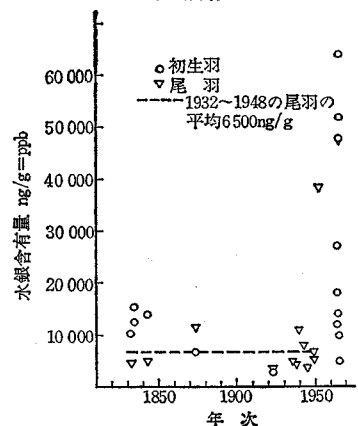
に示す。明らかに 1940 年代を境として, 羽毛中の水銀含有量が急激な増加が見られる。しかも隣国デンマークでは, 現在でもキジの羽毛中の水銀量は戦前のレベルにとどまることが判明した。1940 年代以降に水銀汚染の急増が見られる傾向は,

図-4 キジ尾羽の水銀含有量



山間部の草地にすんで農地にはおりてこないライチョウを例外として, 他すべての鳥類に明白に認められる。特に, 肉食鳥類にその傾向が著しく, このことはさきのべた有機塩素系農薬の影響とともに, スウェーデンにおける野鳥の減少, 特に猛きん類の不好現象と無関係ではないと考えられている。その典型的な一例は 図-5 のオジロワシであり, 1965 年にはすでに卵の中も 5~11 ppm

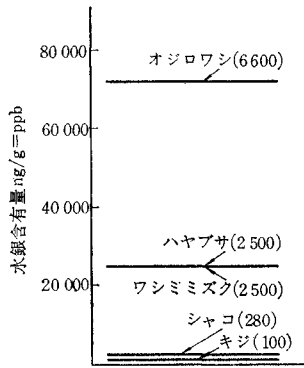
図-5 スウェーデン産オジロワシの羽毛の水銀含有量



の水銀があらわれていて, これだけでも卵のふ化, 発育は困難な濃度に達している。

Berg らは, 1830 年代から 1940 年までの各種の野鳥の羽毛中水銀量がほぼ一定であることから, 種ごとにその平均値をとって 図-6 のように整理してみた。こ

図一6 1830-1940年のスウェーデンの鳥類羽毛中の水銀量平均値



る水鳥類を食餌とするハヤブサ、オジロワシ類は水銀濃度が著しく高い事実がこの図にあらわれている。多くの鳥類の肉と羽毛の分析結果から、一段の食物連鎖によって水銀濃度は2~5倍の濃縮をおこすこと、筋肉中の水銀濃度にくらべて羽毛の水銀濃度は約7倍程度であることが判明している。それでは1940年代以降の羽毛中水銀濃度の急激な上昇はどのような原因によるものだろうか。Bergらは、スウェーデン国内における人類の活動のうちで水銀に関係するものをつぎのようにあげている。

- 19世紀末：歯科の治療に水銀アマルガムの利用
- 1900年頃：食塩電解法に水銀の使用
- 1920年代から1930年代にかけて：有機水銀化合物

の期間は人工的な水銀化合物の汚染はほとんどなかったと考えるから、食物連鎖における動的平衡が水銀化合物の分配に対して成立している場合の濃縮の程度をあらわすものと見なすことができる。主として植物性の食餌をとるキジ、シャコの場合には、羽毛中の水銀濃度は低く、魚を食べ

る種子消毒に使用したが、全部がフェニル水銀とアルコキシアルキル水銀である。

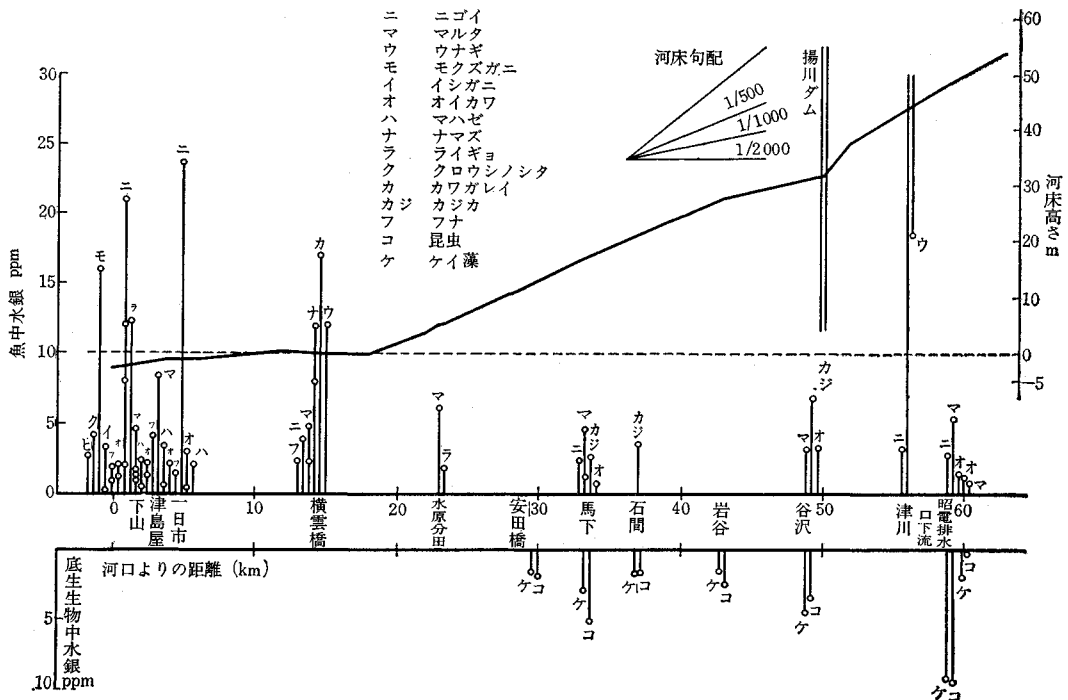
- 1938年：種子消毒にはじめてアルキル水銀を使用し、以後急速に普及した。
- 1940年：食塩電解法で使用する水銀は、徐々に増加して、1966年現在の20%に達した。
- 1940年代半ば：紙パルプ工業でカビ防止剤としてフェニル水銀化合物の利用が急速に普及する。

前記の分析結果をまとめると、a) 1840~1940年の100年間は種に差があるが、羽毛中の水銀量はほぼ一定である。b) 種間の差は食餌になる生物の水銀濃度によってきまる。c) 1940年代以降環境中の水銀濃度は10~20倍に急増する。の三項に要約されるから、それ以前に使用された種子消毒用の無機水銀化合物、フェニル水銀、アルコキシアルキル水銀は、1940年代以降の急増とは関係がない。また食塩電解法で使用する金属水銀は1940年以前から漸増しているから、やはり無関係である。したがって、残る原因としては種子消毒に用いたアルキル水銀化合物と紙、パルプ工業で使用、排出されたフェニル水銀化合物が疑わしいことになる。

その後の研究¹⁰⁾では、スウェーデンで発見された水銀を多く含む魚貝類や鳥類の体内の水銀は、大部分がメチル水銀化合物であること、このメチル水銀の発生源としては、海底の泥中における無機水銀のメチル化反応によるものが相当に寄与しているらしいことが判明した。

この問題の詳細についてはさらに現地調査の上で報告

図一7 水銀を含んだ魚の分布と阿賀野川河相



することにしたい。

最後に、水俣病の原因研究の過程で明らかになった濃縮について、簡単にふれておこう。この問題の衛生工学的な解析¹¹⁾、事件としての経過の総説¹²⁾については別に発表したので、ここでは濃縮の存在をはっきり示した水中生物の水銀分布図¹³⁾を利用する。図-7で示される阿賀野川中・下流域のメチル水銀化合物の水中濃度は0.1 μg/l以下であるから、水中、河床の藻類中にすでに10万倍の濃縮が起っていることを示している。すなわち、メチル水銀化合物の場合には、第一次生産者である藻類の濃縮がきわめて大きい。しかも、下流へ行くほどその濃度が減少していることから、藻類への濃縮はまだ飽和に達してなくて、動的平衡が成立する以前の状態であることが推察される。したがって、第一段での濃縮はさらに大きいものである可能性がある。

3. 濃縮の機構

前述した例をあげるまでもなく、自然界においては、物質循環のうちに種々の有機物が濃縮していることは、BOD 1 ppm内外の自然河川、すなわち全有機物量として1 mg/l内外の水中で、各種のプランクトンが成長し、魚類が生育することからもわかる。魚体の有機物濃度を10%とすれば、動的平衡のもとで最終的には10万倍の濃縮が起っていることになる。また衛生工学で身近な例では、100 mg/l程度のBOD物質を含む都市下水を活性汚泥法で処理するとき、活性汚泥の有機物濃度は10000 mg/l程度であり、処理したのちの放流水のBOD物質は、10~20 mg/l前後であるから、500~1000倍の濃縮が数時間のうちに生じていることになる。散水ろ床等では数分のうちにこの反応が進行している。

しかし、このような濃縮が起っても、その物質が生体によって代謝され、分解するか、生体物質の同化に消費されるならば問題はない。ところが、有機塩素系農薬やメチル水銀化合物は、生体の作用によって分解しにくく、その上に生体物質との結合力が強い。有機塩素化合物は脂溶性であり、メチル水銀化合物は脂溶性とともに蛋白中のSH基と強い結合を示す。このような物質がもし急性毒であれば、それが体内に入った生物は死滅して食物連鎖からはずれてしまうが、慢性毒であればそれを含んだまま高次の捕食者にとりこまれる確率が大きくなる。このように、高度の蓄積、濃縮を起す毒性物質の条件は

- a) 生物の代謝を全く受けないか、分解がきわめておそい。
- b) 生体物質との結合力が大きい。
- c) 慢性毒である。

の三つがあげられる。例外としては、リン酸塩類のよう

に生体内の活性物質として重要なものは、第一、第三の条件にあてはまらないが、生物体には元来そういう物質を濃縮する機構があると考えてもよいので、ここでは考察を毒性物質に限ることにする。

われわれが工業排水の生物処理でしばしば経験するように、微生物の代謝能力はきわめて多様、かつ柔軟で、毒性の強い物質でも多くの場合にそれを代謝、分解する細菌が発見される。また、微生物の変異能力によって、そのような性質を持つ個体が増殖するのが普通である。こうして、シアンやフェノールのような強い毒性物質が活性汚泥法によって微生物の栄養源としてどんどん分解され、同化される。また、種々の抗生物質が発見、応用されると、必ずこれに対する耐性菌が生れる。したがって、このような毒物は蓄積、濃縮されることはない。実は、地球の表面に生命が発するまでの環境の中には、このような毒物も相当量が合成されて存在したことがほぼ確実に推定されている¹⁴⁾。したがって、初期の生命にとっては、現在毒物とみなされているシアンやフェノールも、重要な栄養源として利用されたものであり、その代謝機構は遺伝子の中にかくれた情報としてしまいこまれている可能性が大きい。種々の抗生物質にしても、微生物はたえず天然にそれらの物質にさらされていて、いわば環境の一部として適応をたえず強いられている。これに反して、人類がはじめて合成した物質の大部分は微生物によって分解されることがほとんどないのは、最近いろいろな方面で使用される合成高分子材料が、腐敗しないことから広く知られている事実である。すなわち、人類が造りつつある環境は、微生物を含む全生体系にとって、はじめて出会う新しい条件であるために、生体の適応はきわめておそいか、全く適応できないものと考えられる。事実、無数の天然に存在する有機化合物のうちで、塩素原子を含み炭素-塩素の結合を持つものはきわめてまれで、十種前後しか知られていない。それ以外の有機塩素化合物はすべて人工的に合成されたものである。

生物は過去に存在、出会った環境にはたやすく適応するが、はじめての新しい環境には適応しないか、あるいはおそい適応速度を持っているのではないかという考え方は、有機塩素化合物が、対応する構造をもつ炭素化合物を遊離塩素で処理するとたやすく合成されるのに、天然には存在しないことから、天然にはこれまで遊離塩素は環境の一部としては存在しなかったと考えられること、地球の歴史では現在の空気中 O_2 が約20%存在する状態が最も酸化的な環境で、分子状酸素より強い酸化剤である塩素は天然には安定に存在しえないこと、水道の滅菌用に広く用いられている塩素が耐性菌を全く作らないことなどの事実によっても支持される。もしこの考

え方が自然界に存在する微生物の変異，適応にあてはまるならば，人工的に合成される種々の殺菌剤，殺虫剤をはじめとして，工学的に生産される新しい物質の多くは，微生物による処理を主な手段とした従来の衛生工学にとっては処理が困難な物質である可能性が大きい。

これに加えて，もう一つ困難な問題がある。ここで取上げたような高度の濃縮，蓄積を起す物質の存在が知られた効果は，いずれもその物質が散布，放出されてから数年後になってようやく認識されたものである。したがって，このような物質が生物や環境に悪影響を与えることがわかったときには，手おくれに近い。しかもいったん起った蓄積がなくなるまでに，どれだけの時間がかかるかはまだ未知の点が多い。そこで，衛生工学の立場からすれば，自然界で分解されない物質を大量に利用したり，工場排水として放流したりすることは，嚴重に規制しなければならず，工場排水の場合には発生源において可能なかぎりの除去をしなければならない。

参 考 文 献

- 1) Polikarpov : Radioecology of Aquatic Organisms. North Holland Publishing Co. (1966)
- 2) 大植外 : 愛媛大学地域社会総合研究水産資源班業績第3号 (1956)
- 3) 熊本大学医学部水俣病研究班 : 水俣病 (1966)
- 4) Carson : Silent Spring, Houghton Mifflin Co. (1962)
- 5) Hunt, Bischoff : California Fish and Game vol. 46, 91 (1960)
- 6) Holden : Ann. applied Biology vol. 50, 467 (1962)
- 7) Johnson et al : Air and Water Pollution vol. 10, 555 (1966)
- 8) Woodwell et al : Science vol. 156, 822 (1967)
- 9) Berg et al : Oikos vol. 17, 71 (1966)
- 10) Berlin : 著者への私信 (1968. 4)
- 11) 宇井・喜田村 : 水俣病の衛生工学的解析, 土木学会論文集, 投稿中 (1968)
- 12) 宇井 : 水俣病, 三省堂 (1968. 7)
- 13) 宇井, 喜田村 : 土木学会第4回衛生工学研究会 93 (1967)
- 14) Pullman et al : Horizons in Biochemistry, Academic Press (1964)

【担当委員 宇井 純 東京大学工学部都市工学科】

海外ニュース

ロンドン市内の高架橋のデザイン

“Variety Spices Concrete Viaduct Design”
Engineering News-Record, Vol. 180, No. 15,
pp. 84~86 April 11 (1968)

ロンドン市内を通る 19.3 km のウエスタン通りは，ビジネス街を走っているが，それを約 4 km 延長する工事が現在行なわれている。全部高架で，P C 構造である。架設位置の条件によって種々の形式の高架橋になっているが，図は代表的な断面を示す。

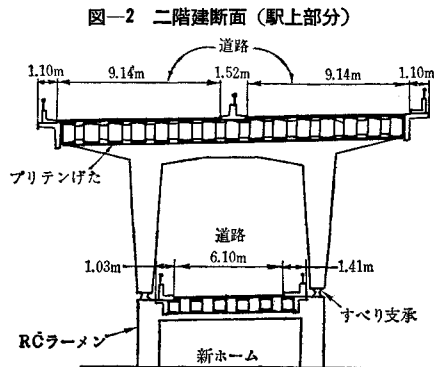
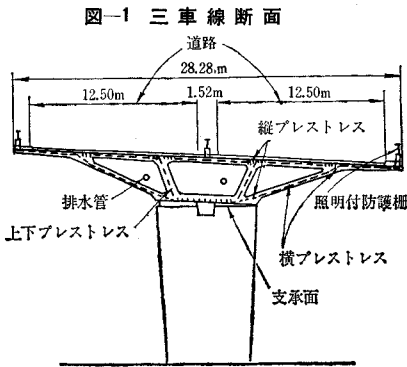
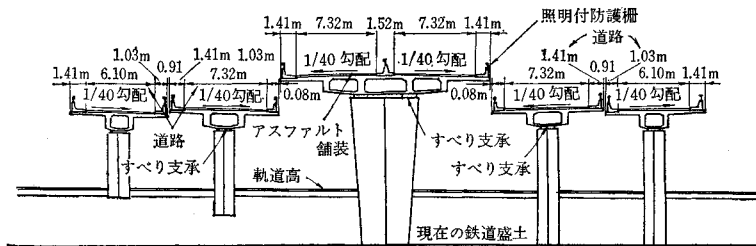


図-3 鉄道上のランプ部分断面



(大規模)