

- 20) Murano, A.: *Agr. Biol. Chem.*, 36, 2203(1972).
 21) Jones, H. A., J. Ackermann and M. E. Webster:
J. Assoc. Offic. Anal. Chem., 55, 96 (1972).
 22) 堀場正雄, 北原 一, 村野 敦: 分析化学, 22,
 595 (1973).
 23) Thomson, J. F., A. C. Walker and R. F. Mose-
 man: *J. Assoc. Offic. Anal. Chem.*, 52, 1263
 (1969).

Summary

Analytical methods for the systematic determination of pyrethroidal insecticides in aerosol formulations have been developed by gas chromatography with a flame ionization detector. Most of active ingredients in aerosol formulations, such as phthalthrin, resmethrin, allethrin, pyrethrins, piperonyl butoxide and so on, were separated successfully from one another using a gas chromatographic column, 3 mm i. d. and 1 m in length, containing the support Chromosorb W (AW, DMCS, 60-80 mesh) coated with 2% DEGS, and they could be determined on this column only by the change of the column temperature and internal standards. Phthalthrin and resmethrin were determined at 200°C using triphenyl phosphate as an internal standard, pyrethrins II were determined using diphenyl

phthalate as an internal standard and allethrin and pyrethrins I were determined at 160°C using fluoranthene as an internal standard. When piperonyl butoxide was admixed, the determination of phthalthrin was interfered with one of the impurities of piperonyl butoxide, so in this case diphenyl phthalate, although having a far longer retention time than those of phthalthrin and piperonyl butoxide, was useful as an internal standard for the simultaneous determination of both the two ingredients without any interference.

When resmethrin and piperonyl butoxide were admixed in aerosol formulations they could not be separated from each other, but they were separated from each other by use of a 2% XE-60 column, 3 mm i. d. and 5 m in length, instead of the DEGS column and they were determined using benzyl butyl phthalate as an internal standard. Almost all the other active ingredients in formulations such as lindane, synepirin 500, MGK-264, S-421, IBTA, DDT, dieldrin, dursban, gardona, fenitrothion, sancide, methoxychlor, sulfoxide, cyanox and so on could be determined on the DEGS column.

Under these conditions, 27 domestic and 52 foreign commercial aerosol formulations could be analysed.

Residues of Chlorinated Hydrocarbon Insecticides in Some Components of the Kôso River, Kochi, After 5 Years From the Prohibition of Their Use. Chisato HIRANO and Kyoko KATADA (Department of Agricultural Chemistry, Kochi University, Nangoku-shi, Kochi-783) Received June 7, 1975. *Botyu-Kagaku*, 40, 132, 1975. (with English Summary 137)

25. 有機塩素系殺虫剤による農地小河川の汚染の実態——1973年高知県香宗川での調査例
 平野千里, 片田京子* (高知大学農学部農芸化学科) 50. 6. 7 受理

高知県香長平野の重要な灌漑用小河川である香宗川の中下流および川口附近の土佐湾海面から、水、河底土、水生植物を採取し、使用規制開始5年後の有機塩素系殺虫剤およびその関連化合物による汚染を調査した。河川水および海面水に、その存在が確認されたのはBHCの各異性体のみで、その濃度は α 体が10~70 ppt、 β 体が10~30 ppt、 γ 体が5~40 ppt、 δ 体が0~10 pptであった。河底土には α -BHC (0.5~7.4 ppb)と γ -BHC (0.2~2ppb)が含まれていた。水生植物には α -BHC (0.6~2.2 ppb)と γ -BHC (0.5~3 ppb)が確認された他、 β -BHCとアルドリンもかなりの頻度で認められた。調査水系の汚染度は、有機塩素系殺虫剤が広く使用されていた当時の河川一般の汚染度にくらべれば、はるかに低くなっている。

いわゆる農薬残留は、それが人類の健康にとって有害であるかどうかもさることながら、まず本来存在すべきでない化学物質による環境の汚染というかたちで

* 現在高知県肥飼料検査所

捉えられるべきであろう。1971年、有機塩素系殺虫剤の使用が制限されてから4年余りを経た現在、残留性が高いとされているこれら化合物の環境中での残存の実態を知ることは、意味あることと思われる。たまた

ま1973年、高知県香宗川の中下流の河川水、河底土、水生植物、および河口附近の海水を対象として、有機塩素系殺虫剤による汚染状態を調査する機会を得たので、その結果をここに記録しておくことにする。

調 査 方 法

試料の採取：調査対象の香宗川は、高知県香長平野東部の代表的な小河川のひとつである。上流に果樹、中・下流にイネ栽培地帯をもち、農業用水路として重要な位置を占める。試料は川の中下流および海上の7地点 (Fig. 1 参照) で、1973年5月から10月にかけて、5回にわたり、各対象物約1 kg 宛を採取した。

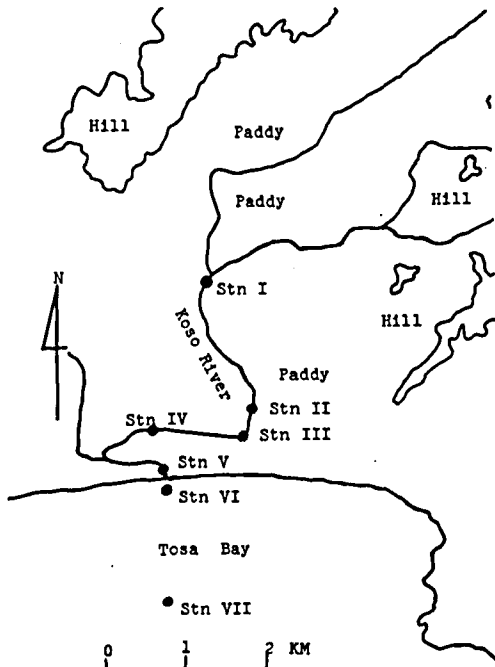


Fig. 1. Location of sampling stations (Stn I, II, III, ...) in Kôso River basin, Kochi. Contour lines in hilly regions indicate 100 m above the sea level.

殺虫剤成分の抽出：河川水および海面水では、浮游物をろ別除去した試料 500 ml を分液ロートにとり、*n*-ヘキサン 100 ml と飽和食塩水 20 ml を加え、1.5分間激しく振盪する。水層を捨て、*n*-ヘキサン層に新たな試料 500 ml と飽和食塩水 20 ml を加え、1.5分間振盪する。*n*-ヘキサン層をとり、無水硫酸ソーダで脱水する。

河底土は、夾雑する小石や植物体を除いたのち、乾土として 20g になるよう高速ブレンダーカップに採取する*。試料に含まれている水分と併せて、全水分量が 60ml になるように水を加え、さらにアセトニトリ

ル 140ml を加えて、2.5分間粉砕混合する。遠心分離後、上澄の 100ml を分液ロートにとり、*n*-ヘキサン 100ml を加え、1分間振盪する。これに水 500ml、飽和食塩水 20 ml を加え、ふたたび振盪し、水層を捨てる。*n*-ヘキサン層に水 100 ml、飽和食塩水 15ml を加えてゆるく振って洗い、水層を捨てる。*n*-ヘキサン層をとり、無水硫酸ソーダで脱水する。

水生植物体は等重量の水を加えて、ミキサーで細切均質化する。この 50 g (植物体として 25 g) を高速ブレンダーカップにとり、アセトニトリル 200ml、セライト "545" 10 g を加え、2.5分間粉砕混合する。ガラスファイバーろ紙 (Whatman GF/A) で吸引ろ過し、ろ液を分液ロートに移し、以下河底土の場合と同様に *n*-ヘキサンに転溶、水洗、脱水する。

抽出物の精製：内径 22 mm のガラス製クロマト管に、*n*-ヘキサンに懸濁した活性化フロリジル (60~100メッシュ) 5 g をつめ、その上へ無水硫酸ソーダを約 1.5cm の厚さに積層する。抽出物の *n*-ヘキサン溶液を注ぎ、さらに 15% エーテル/*n*-ヘキサン 200ml を流下させる。溶出液をゲルナードニッシュ濃縮器に受け、5 ml に濃縮する。

ガスクロマトグラフィ：精製後の濃縮液 2~3 μ l を、電子捕獲型検出器 (線源 ⁶³Ni) を具えた島津製 GC-5 A 型ガスクロマトグラフに注入した。カラムはガラス製 (3 mm \times 2,000 mm) で、充填剤液相は 1.5% OV-17 および 1.5% DEGS+0.3% H₃PO₄、担体はいずれも Gas-Chrom Q (80~100メッシュ) である。

運転温度は注入部 210°C、カラム槽 175°C、検出器部 240°C、またキャリアガス (N₂) の流速は 70~120 ml/min とした。

有機塩素系殺虫剤およびその関連化合物の同定は、2種類の充填剤での相対保持時間を標準物質のそれと比較して行なった。また定量は、主に OV-17 でのクロマトグラム上のピーク高を、標準物質の濃度—ピーク高検量線と比較して行なった。

調 査 結 果

以上の分析で、いわゆる有機塩素系殺虫剤成分として、 γ -BHC、アルドリン、およびディルドリンが、また関連化合物として BHC の α -、 β -、 δ -各異性体が検出確認された。クロマトグラム上には上記化合物以外に多数のピークが認められたが、殺虫剤として確認されたのはダイアジノンだけであった**。

* あらかじめ試料の一部を破製皿にとり、105°C で 2 時間乾燥させて、各試料の水分含量を求めておく。

** 同時に行なった熱イオン化型検出器によるガスクロマトグラフ分析でも、有機りん殺虫剤としてダイアジノンのみが検出された。

Table 1. BHCs, aldrin, and dieldrin residues in water collected from Kôso River and Tosa Bay in 1973.

Date	Sampling station	Concentration in nanograms per liter (ppt)					
		α -BHC	β -BHC	γ -BHC	δ -BHC	Aldrin	Dieldrin
May 23	I	13	18	7	<2	nd	nd
	II	13	18	12	<2	nd	nd
	III	14	15	10	<2	nd	nd
	IV	14	15	8	<2	nd	nd
	V	14	15	6	<2	nd	nd
Aug. 11	I	21	21	30	10	<2	<6
	II	25	19	27	9	<2	<6
	III	26	20	23	9	<2	<6
	IV	22	28	25	9	<2	<6
	V	35	13	27	9	<2	<6
Aug. 21	I	53	18	36	12	<2	<6
	V	46	11	32	9	<2	<6
	VI	38	14	28	8	<2	<6
	VII	18	13	20	4	<2	<6
Sept. 13	I	71	14	42	13	<2	<6
	V	52	11	29	8	<2	<6
	VI	54	24	33	8	<2	<6
	VII	26	16	23	3	<2	<6
Oct. 30	I	8	nd	9	<2	nd	nd
	II	18	8	15	7	nd	nd
	III	16	8	14	4	nd	nd
	IV	17	8	16	5	nd	nd
	V	22	nd	15	4	nd	nd

Notes: For sampling station, see map in the text.
nd—indicated none detected.

河川水および海面水の汚染: いずれの試料からも BHC の各異性体が検出された (Table 1). α 異性体の残留濃度は 8~71 ppt, β 体は <8~28 ppt, γ 体は 6~42 ppt, δ 体は <2~13 ppt であり, $\alpha > \gamma > \beta > \delta$ の順に多い. 全体を通じて調査地点間の差はあまりみられないが, 季節的には夏期とくに 8 月後半から 9 月にかけて河川水中の α 体と γ 体の濃度がかなり高くなる. 高知県が全国に先がけて, 1969 年に BHC の使用を自主規制してから, 試料採取の 1973 年まで 5 年経過しており, 過去の使用によって環境中に残留蓄積した化合物が複雑な経路を経て水中に溶出してきたものであろうが, その濃度が季節的に変動する理由については明らかでない.

海面水中の BHC 濃度は, 沖合では河川水に比べて幾分低い傾向にある. しかし河口付近では河川水の影響を強く受けるためか, 各異性体とも河川水中の濃度とほとんど同じレベルで検出された.

BHC 工業原体には α 体 68~70%, β 体約 9%, γ 体 13~15%, δ 体約 8% が含まれているといわれているが, 河川水や海面水の異性体組成はこれと異なり, α 体の比率がいちじるしく低下し, 逆に β 体や γ 体の比率が増加している. ただし各異性体の残留絶対量は $\alpha > \gamma \geq \beta > \delta$ の順であり, 原体中のそれとほぼ一致する.

一方, アルドリンとディルドリンは, いずれの試料でも検出限界 (アルドリンは 2 ppt, ディルドリンは 6 ppt) 以下の濃度か, あるいはまったく検出されなかった.

河底土の汚染: いずれの試料からも, BHC の各異性体が検出された (Table 2). その濃度は α 体は 0.5~7.4 ppb, β 体は 1 検体 (7.4 ppb) を除いてすべて検出限界 (0.2 ppb) 以下, γ 体は 0.2~2.0 ppb, δ 体は 1 検体 (0.6 ppb) を除いてすべて検出限界 (0.1 ppb) 以下であった. α 異性体と γ 異性体の濃度は調

Table 2. BHCs, aldrin, and dieldrin residues in bottom muds collected from Kôso River in 1973.

Date	Sampling station	Concentration in micrograms per kilogram (ppb) (on basis of dry weight)					
		α -BHC	β -BHC	γ -BHC	δ -BHC	Aldrin	Dieldrin
May 23	I	2.2	<0.2	1.4	<0.1	nd	<0.3
	II	2.7	<0.2	0.7	<0.1	nd	<0.3
	III	1.8	<0.2	0.4	<0.1	nd	<0.3
	IV	7.4	7.2	0.8	<0.1	nd	<0.3
Aug. 11	I	1.8	<0.2	1.3	<0.1	nd	<0.3
	II	0.9	<0.2	2.0	<0.1	nd	<0.3
	III	0.5	<0.2	0.5	<0.1	<0.1	<0.3
	IV	0.7	<0.2	0.4	<0.1	<0.1	<0.3
Oct. 30	I	0.8	<0.2	0.2	<0.1	nd	<0.3
	II	2.0	<0.2	0.4	<0.1	nd	<0.3
	III	0.8	<0.2	0.8	0.6	nd	<0.3
	IV	0.7	<0.2	0.3	<0.1	nd	<0.3

Table 3. BHCs, aldrin, and dieldrin residues in aquatic plants collected from Kôso River in 1973.

Date	Sampling station	Concentration in micrograms per kilogram (ppb) (on basis of wet weight)					
		α -BHC	β -BHC	γ -BHC	δ -BHC	Aldrin	Dieldrin
<i>Potamogeton malaianus</i> (Potamogetonaceae)							
May 23	I	2.0	<0.3	2.9	nd	1.6	<0.3
	IV	2.4	<0.3	0.8	<0.1	0.7	<0.3
Aug. 11	II	2.2	<0.3	0.8	nd	0.6	<0.3
	IV	1.2	3.5	0.7	<0.1	<0.1	<0.3
Oct. 30	II	1.5	<0.3	0.6	1.1	<0.1	<0.3
	IV	1.8	<0.3	1.0	0.3	0.2	<0.3
<i>Myriophyllum spicatum</i> (Haloragaceae)							
May 23	I	2.0	0.5	1.0	nd	1.0	<0.3
	III	2.0	1.3	0.7	nd	<0.1	1.1
	IV	1.6	<0.3	0.7	nd	<0.1	<0.3
Aug. 11	I	1.9	<0.3	0.6	nd	<0.1	<0.3
	II	1.4	0.7	0.6	nd	<0.1	<0.3
	III	1.4	0.6	0.5	nd	<0.1	<0.3
	IV	0.6	<0.3	0.6	nd	<0.1	<0.3
Oct. 30	I	1.0	0.5	0.5	nd	<0.1	<0.3
	II	1.2	<0.3	0.5	nd	<0.1	<0.3
	III	1.4	0.9	0.5	nd	0.1	<0.3
<i>Vallisneria asiatica</i> (Hydrocharitaceae)							
Aug. 11	III	1.0	<0.3	0.6	<0.1	<0.1	<0.3
	IV	0.8	0.5	0.6	<0.1	<0.1	<0.3
Oct. 30	IV	1.4	0.6	0.6	<0.1	0.3	nd

査地点や調査時期による変動がかなり大きく、とくに季節的にみると、河川水中の濃度の消長とは異なり、5月末に比較的高濃度を示した。 β 体と δ 体は1、2の例外を除いて、ほとんど変動がみられなかった。異性体組成を工業原体のそれと比較すると、 γ 体の比率が増し他の異性体の比率が低下する傾向がみられた。

一方アルドリンとディルドリンは、いずれの試料においても検出限界（アルドリンは0.1 ppb、ディルドリンは0.3 ppb）以下であった。

水生植物の汚染：調査の対象となった水生植物はつぎの3種類である（Table 3）。

ササバモ *Potamogeton malaianus*

（ヒルムシロ科 Potamogetonaceae）

キンギョモ *Myriophyllum spicatum*

（アリノトウグサ科 Haloragaceae）

セキショウモ *Vallisneria asiatica*

（トチカガミ科 Hydrocharitaceae）

これら3種類の植物体から BHC の各異性体およびアルドリン、ディルドリンが検出された。 α -BHC は0.6~2.4 ppb、 β -BHC はササバモの1検体（3.5 ppb）を除き<0.3~1.5 ppb、 γ -BHC は0.5~3.0 ppb、 δ -BHC はほとんどが0.1 ppb（検出限界）以下であり、採取時期や採取地点、植物の種類による変動はあまりみられない。シクロジエン化合物としては、ディルドリンはキンギョモの1検体（1.1 ppb）を除き、すべて検出限界（0.3 ppb）以下であったが、アルドリンは3種類の植物から検出され、とくにササバモには比較的少量に認められた。

考 察

高知県では、全国的に実施された塩素系殺虫剤の使用制限に先立って、1969年から自主規制の措置がとられている。しかもいわゆる西南暖地各県のうちでは、水田面積あたりの BHC 剤投下量は必ずしも多くなかったにもかかわらず、河底土にはもちろん、刻々流れている大量の河川水や、さらに黒潮の影響を受けている土佐湾の海面水にも、かなりの濃度の BHC 各異性体が含まれていることは注目に値しよう。

たとえば、河川水中の BHC 各異性体濃度は、1965年当時の北米大陸の主要河川の水のディルドリン、DDTなど9種類の有機塩素系殺虫剤の濃度¹⁾よりもはるかに高い。また海面水中の γ -BHC 濃度20~30 pptは、Bermuda 島南方の Sargasso 海の海面水の p, p' -DDT 濃度 (<0.15~2.1 ppt)²⁾にくらべて10倍以上も高い。

わが国において環境毒物学的に BHC の残留をみるるとき、 β 異性体の蓄積が問題にされる場合が多い。これは β 異性体が農地土壌、牛脂や牛乳、あるいは人体

脂肪や母乳などに残留する BHC の大部分を占めているためである^{3,4)}。しかし本調査の対象である水系では、 β 異性体は決して主要な構成成分ではない。とくに河底土や水生植物では、 δ 異性体とともにほとんど検出限界以下であった。

河川水に残留する BHC の主成分が β 異性体でないことは、川原らの調査結果⁵⁾にもみることができる。また立川らも河川水中の BHC の異性体構成を $\alpha > \beta > \gamma > \delta$ と認めている⁷⁾。水系で β 異性体が主要な構成成分でない理由のひとつは、水への溶解度が他の異性体にくらべていちじるしく低いことにあると考えられる。

河底土には河川水にくらべて、高い濃度の BHC 各異性体が存在している。たとえば γ 異性体の濃度は、5月には90倍、夏から秋には30~40倍である。この倍率は季節的に変動するばかりでなく、異性体間でも異なっている。

水生植物体にも、河川水よりも高濃度の BHC 各異性体が認められた。たとえば γ 体についてみると、ササバモには5月に185倍、夏から秋には30~50倍、キンギョモには5月に100倍、夏から秋には20~40倍、またセキショウモには夏から秋に20~40倍が存在していた。この残留濃度は河底土でのそれとほぼ同程度であるが、河底土は乾土重量あたりの濃度として表示してあるので、実際には水生植物の方が高濃度の BHC 異性体を含んでいると考えてよい。

水と泥土の間、あるいは水と水生植物の間の有機塩素系殺虫剤の分配について Warnick らはユタ州ソートレーク地方の河川、堀、溝、池、井戸、湧水地などの DDE, o, p' -DDT, p, p' -DDT 濃度を測定し、底土中の残留量は水中の約150倍、水生植物中の残留量は約500倍という数値を得た⁸⁾。また Terriere らはオレゴン州の湖で調査し、湖底土や水生植物中の Toxaphene 濃度は湖水の約1,000倍であることを報告している⁹⁾。

本調査の結果、河川水中の BHC 濃度は各異性体とも5月には低いが、夏には高まり、秋にふたたび低下することが認められた。ところが興味あることに、河底土や水生植物体の濃度は、5月に比較的高い傾向がうかがわれる。河川水、河底土、水生植物の間で、BHC がどのような様式で移動しているのか、そこに何らかの能動的な機構が働いているのかなど、環境化学的立場から明らかにしておかねばならない問題であろう。川原らは、BHC を使用した山林の土壌と、ここを流域とする河川水とで、BHC 検出量に相関がみられないことから、土壌に残留する BHC が河川水中に溶出する経路は単純でないと考えている⁶⁾。

シクロジエン化合物は河川水や河底土からは検出限界以上には認められなかった。水生植物体の濃度も低

く、検出限界を越えたディルドリン濃度はキンギョモの1検体で認められただけであるが、アルドリンはササバモでかなり多量にみられた。環境中のアルドリンは比較的速かに酸化されて、大部分がディルドリンに変化して残留するとされている。1958年から1965年にかけて北米大陸の主要河川流域の水についての広範囲な調査の結果でも、ディルドリンは多くの検体から検出されているが、アルドリンはほとんど検出されていない¹⁾。もちろん農地土壌⁴⁾や農作物体¹⁰⁾、あるいは土壤動物体¹¹⁾でもほとんどがディルドリンとして存在している。ササバモ体中でアルドリンとして存在する理由が、単に植物体内の酸化還元電位の問題であるのか、他に特別な機構が働いているためであるかについては、まったく不明である。

最近山本らは、洪水土壌中でディルドリンがアルドリンへ還元されることを証明した¹²⁾。この変化は、グライ斑や硫化鉄の生成、あるいはガスの発生などの顕著な、還元程度の高い土壌でいちじるしいという。

本調査の対象となった香宗川およびその川口附近の土佐湾の汚染は、濃度でみる限り塩素系殺虫剤の使用が規制される前に報告された四国各河川の値¹³⁾にくらべて、かなり低下している。しかし問題がないわけではない。とくに水系という、水を媒体として連続した膨大なシステム全体が汚染されている事実は、ある程度予想されたこととはいえ、注目に価する。しかも、かつて多量の有機塩素系殺虫剤が投入された農地のなかには、なお作物体を残留基準を越えて汚染させるに充分なほどの残留濃度を示す土壌が少なくない⁴⁾。これらの土壌から環境汚染物質が、微量ではあっても、一刻も休むことなく水系へ流入しているのである。

末筆ながら、調査にあたり多大の御援助をいただいた高知県農林技術研究所の山本公昭、奴田原誠克両氏に厚く御礼申上げる。

文 献

- Breidenbach, A. W., C. G. Gunnerson, F. K. Kawahara, J. J. Lichtenberg and R. S. Green: *Public Health Reports, U. S. Dept. Health, Education, & Welfare*, 82, 139 (1967).
- Bidleman, T. F. and C. E. Olney: *Science*, 183, 516 (1974).
- Uyeta, M., S. Taue and T. Nishimoto: *J. Food Hyg. Soc. Japan*, 11, 256 (1970).
- 平野千里, 岩田敬二 (未発表).
- Tanabe, H.: *Environmental Toxicology of Pesticides* (ed. by F. Matsumura *et al.*), Academic Press, 239 (1972).
- 川原哲城, 松浦邦昭, 中村広明: 農薬検報告, 11, 76 (1971).
- Tatsukawa, R., T. Wakimoto and T. Ogawa: *Environmental Toxicology of Pesticides* (ed. by F. Matsumura *et al.*), Academic Press, 229 (1972).
- Warnick, S. L., R. F. Gaufin and A. R. Gaufin: *J. Am. Water W. Assoc.*, 58, 601 (1966).
- Terriere, L. C., U. Kiigemagi, A. R. Gerlach and R. L. Borovicka: *J. Agric. Food Chem.*, 14, 66 (1966).
- Lichtenstein, E. P., K. R. Schulz, T. W. Fuhremann and T. T. Liang: *J. Agric. Food Chem.*, 18, 100 (1970).
- Wheatley, G. A. and J. A. Hardman: *J. Sci. Food Agric.*, 19, 219 (1968).
- 山本公昭, 奴田原誠克: 高知農林技研研究報告, 6, 59 (1974).
- 立川 涼: 化学と生物, 9, 539 (1970).

Summary

This report described the chlorinated hydrocarbon insecticides residues detected in some components of the Kôso River in Kochi, Japan in 1973, after 5 years from the prohibition of their use. Four isomers of BHC were detected widely in river water and sea surface water, ranging from 10 to 70 nanograms per liter (ppt) for alpha-isomer, from 10 to 30 ppt for beta-isomer, from 5 to 40 ppt for gamma-isomer, and from 0 to 10 ppt for delta-isomer. Aquatic BHC levels appear to increase from spring to summer, then to decline in autumn.

Only alpha-BHC (from 0.5 to 7.4 micrograms per kilogram, ppb) and gamma-BHC (from 0.2 to 2 ppb) were detected in aquatic muds, the levels being about 50 times as in water.

With considerable concentrations of alpha-BHC (from 0.6 to 2.2 ppb) and gamma-BHC (from 0.5 to 3 ppb), aquatic plants contained frequently beta-BHC and aldrin at trace levels. *p,p'*-DDT and its metabolites, and endrin were not detected at all in any components of the aquatic system.