

東京湾におけるダイオキシン類汚染

飯村文成 佐々木裕子 津久井公昭 吉岡秀俊
東野和雄* 竹田宜人** 葛西孝司*** 飯淵幸一****
(*現産業労働局、**環境改善部、***現下水道局、****明治薬科大)

要 旨

東京都内湾における魚類、プランクトン、海水、海底の柱状堆積物（底質コアサンプル）のダイオキシン類（PCDD/DF、Co-PCB）及び総PCBの汚染状況を調査した。

その結果、魚類のダイオキシン類濃度は、4.5～18pg-TEQ/g-wetで、全国平均1.6pg-TEQ/g-wetと比べ高濃度であった。魚類及びプランクトンのCo-PCBは、TEQレベルでダイオキシン類の70～92%を占めており、都内湾においてはその割合が特に高かった。いずれの媒体でもCo-PCBの組成はPCB製品の組成に類似していた。また、魚類の総PCB濃度は<100～460pg/g-wetの範囲にあり、Co-PCB濃度と一定の相関を示した。

底質コアサンプルの結果は、PCDD、PCDF、Co-PCB、総PCBいずれも1950年代から増加し、1970年頃に最大濃度を示したが、その後種々の発生源対策により減少していた。しかし、除草剤やPCB製品からと考えられるダイオキシン類の堆積は現在も続いている、過去に環境中に排出されたものが河川から流入していると推定された。

キーワード：ダイオキシン類、コプラナーPCB、東京湾、魚類、底質コアサンプル

1 はじめに

平成12年（2000年）1月に施行された「ダイオキシン類対策特別措置法」を受け、ポリ塩化ジベンゾーパラジオキシン（以下、「PCDD」という）、ポリ塩化ジベンゾフラン（以下、「PCDF」という、PCDDとPCDFを総称して「PCDD/DF」という）新たにコプラナーポリ塩化ビフェニル（以下、「Co-PCB」という）を加えたダイオキシン類の環境モニタリングや研究が本格的に開始された。それらの調査結果から、毒性等量換算濃度（以下、「TEQ」という）で見たCo-PCBは、環境中の濃度はPCDD/DFに比べ低いが、人体への摂取量に占める割合は高いことがわかつてき。また、東京都の推計¹⁾では都民のダイオキシン類摂取量のうち約6割をCo-PCBが占めている。さらに、ダイオキシン類摂取量の9割以上が食品からの摂取で、そのうち魚類が7割を占めると見積もられている。また、環境省による

全国調査²⁾では、東京湾の中でも東京都管理水域（以下、「都内湾」という）で採取された魚類が全国の上位を占め、他の海域の魚類に比べ高濃度であることがわかつた。

こうしたことから、今回都内湾における汚染実態を総合的・系統的に把握するため、魚類、プランクトン、海水、底質を対象に、ダイオキシン類(PCDD/DF、Co-PCB) 及び総PCBの調査を行った。底質については、柱状堆積物（以下、「底質コアサンプル」、表層のみを指す場合は「底質」という）を採取し、過去の汚染状況についても調査した。

なお、Co-PCBはここでは、PCBのうち毒性があると見なされている12異性体を指し、PCBの全異性体209種を括あるいは塩素数（同族体）別にまとめて測定した「総PCB」と区別している。また、同族体・異性体は、塩素数を示す頭文字と数字（テトラ=T₄、ペン

タ= P_5 など)により表記する(例: 7 塩化ジベンゾフラン= H_7CDF)。

2 調査方法

(1) 試料採取

試料採取は平成12年(2000年)5~7月に図1に示した地点で行った。

魚類は、環境省の調査で濃度が高かったマアナゴ(以下、「アナゴ」という)とスズキを調査対象とし、多摩川河口沖を中心に、巻き刺し網により捕獲した。

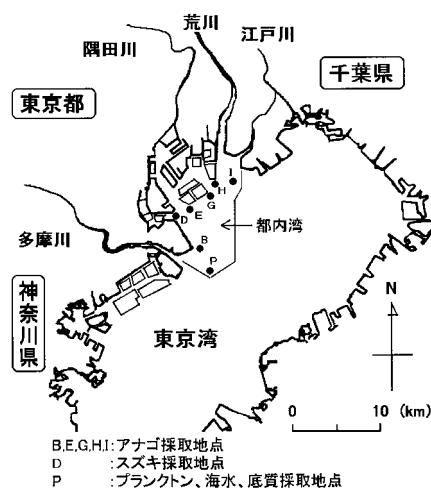


図1 調査地点

表1 試料の性状

分類	試料数	採取日	試料名*	個体数	体重(g) 平均(範囲)	体長(mm) 平均(範囲)
アナゴ	11	2000/5/29	BS	6	65 (43~76)	350 (311~380)
			BM	4	110 (100~125)	411 (397~420)
			BL	3	215 (191~257)	509 (493~538)
	11	2000/5/25	EM	4	84 (73~97)	372 (353~405)
			GL	3	171 (153~203)	477 (461~500)
			HS	5	69 (59~75)	353 (341~371)
			HM	4	84 (78~98)	370 (361~389)
			HL	3	157 (153~161)	464 (452~475)
			IS	5	59 (52~67)	340 (332~361)
			IM	4	68 (67~70)	351 (343~357)
			IL	3	111 (74~170)	403 (353~468)
スズキ	5	2000/6/14	DS1	3	953 (940~970)	387 (370~400)
			DS2	3	1060 (950~1150)	413 (400~420)
			DM1	3	1440 (1170~1910)	450 (420~480)
			DM2	3	1490 (1380~1550)	467 (450~480)
			DL	3	2080 (1550~2850)	520 (450~580)

分類	試料数	採取日	試料の性状	採取時の状況
プランクトン	1	2000/7/18	緑色、スラリー状	天候: 曇** 風速: 6m/s 気温: 26°C 水温: 25°C 透明度: 3m
海水	1	2000/7/18	SS: 4.0mg/L, COD: 4.0mg/L, pH: 8.3	
底質コアサンプル	1	2000/7/17	採取地点水深: 約15m (以下、表層) 含水率: 72.3% 強熱減量: 14.5% エーテル可溶分: 0.3%	天候: 晴** 風速: 1m/s 気温: 31°C 水温: 25°C 透明度: 1m

* 魚類の試料名は、地点、大きさ(S.M.L.)及び番号で示した。

** 7/10~18の間、東京管区気象台で1時間あたり1mm以上の降雨は観測されていない。

プランクトンは、多摩川河口沖において、海面下約3mから揚水能力90L/minのポンプで汲み上げた海水を、約4.5時間プランクトンネット(北太平洋標準ネット: 網目の大きさ約0.33mm)に通水することにより、湿重量で約60gを捕集した。また、別に2Lの海水を種の同定用に採取した。なお、試料採取前日にはプランクトンの大量発生による赤潮が見られたが、採取当日は終息していた。

海水は、プランクトンと同じ地点において、アクリル製バンドーン採水器(容量5L)により海面下約1.5mで、ダイオキシン類用約20L、総PCB用として約4L採取した。

底質コアサンプルは、海水等と同じ地点の水深約15mの海底で、内径10cm、長さ170cmのアクリルパイプを打ち込むことにより採取し、現場で5cm幅に分割した。採取したコアサンプルの最大深度は約100cm(20層)であった。

(2) 前処理・測定項目

採取した試料の性状を表1に示した。

魚類は、個体の大きさ別に3種類に分け、内蔵、ひれ、背骨などを除いた3~6匹分の可食部(スズキは肉、アナゴは肉及び皮)を細切・混合し、ダイオキシン類、総PCB、エーテル可溶分(脂肪含量)の分析に供した。

ネットで捕集したプランクトンは試料量が十分でなかったため、一部を水分含量の測定に使用した以外、全量ダイオキシン類の分析に供した。また、別に採取した海水試料により種の同定を行った。

底質コアサンプルは、風乾後、粉碎・均一化し、ダイオキシン類、総PCB、含水率、強熱減量、エーテル可溶分、粒度組成、放射性核種の測定を行い、堆積年代及び堆積速度を計算した。

(3) 分析方法

魚類のダイオキシン類、総PCBの分析フローを図2に示した。

ダイオキシン類は、各媒体別のマニュアル³⁻⁵⁾に準じて前処理を行い、高分解能ガスクロマトグラフ質量分析計(以下、「HRGC/HRMS」という)で分析した。HRGC/HRMSは日本電子JMS-700(分解能10,000以上)、カラムは、4~6塩化PCDD/DFにはSUPELCOSP2331、7~8塩化PCDD/DFにはJ&W DB-17、Co-PCBにはSGE HT-8を使用した。なお、底質コアサンプルのダ

イオキシン類の抽出はマニュアルにあるソックスレー抽出法と同等以上の抽出効率が得られることを確認した高速溶媒抽出法(ASE)を用いた⁶⁾。すなわち、溶媒にアセトンを用い、150°C、2000psi(約140気圧)の高温高压で10分間の抽出を3回繰り返した。

総PCBは、ダイオキシン類とは別に抽出・精製を行い、HRGC/HRMS(Micromass AutoSpec ULTIMA、カラム：DB-5、分解能10,000以上)、ないし電子捕獲型検出器付ガスクロマトグラフ(GC-ECD：日立263-50、カラム：OV-17、3 mm×200cm)により測定した^{7,8)}。

エーテル可溶分(脂肪含量)はソックスレーエーテル抽出法⁹⁾により行った。

底質コアサンプルの堆積年代は鉛-210法により求め、セシウム-137法による確認を行った¹⁰⁾。放射性核種の測定には、ゲルマニウム半導体検出器EG&G ORTEC GMX25190を使用した。

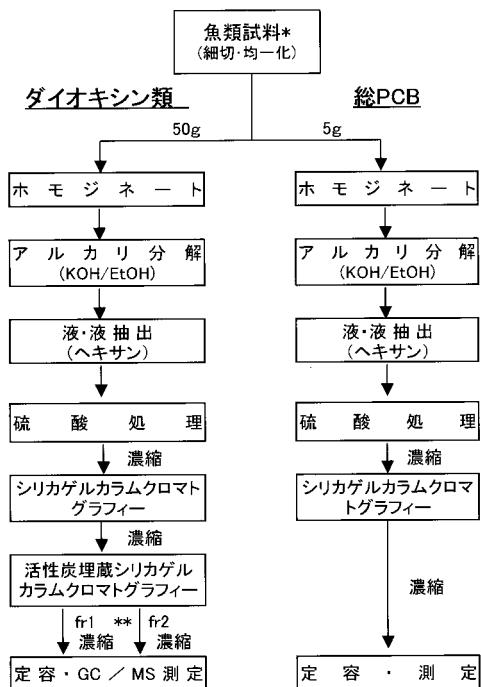


図2 ダイオキシン類、総PCBの分析フロー(魚類)

3 結果と考察

(1) 魚類、プランクトン及び水域環境

ア 調査結果の概要

ダイオキシン類濃度、総PCB濃度等の結果を表2及び図3～5に示した。図4、図5には平成11年度の東

京都や環境省の調査結果^{1,2)}もあわせて示した。

①魚類、プランクトン

魚類のダイオキシン類TEQは4.5～18pg-TEQ/g-wetで、環境省や東京都のこれまでの調査結果^{1,2)}の範囲内にあり、全国平均1.6pg-TEQ/g-wet(平成11年度環境省調査²⁾以下同じ、魚類、試料数=2291)と比べ高濃度であった。

魚類は試料間の差が大きかったが、TEQが環境省調査ほど極端に高いものはなかった。アナゴ、スズキとともに、一般に体が大きいものほど高年齢で、ダイオキシン類の蓄積が多いと考えられるが、B地点のアナゴ3試料に大きさによる蓄積傾向が見られる以外、他の地点のアナゴやスズキにはその傾向は見られなかつた。スズキは、東京湾において食物連鎖の最高位にあるいは¹¹⁾、ダイオキシン類濃度が高いと考えられるが、湿重量当たりのTEQで見ると、アナゴ、スズキのいずれも概ね5～20pg-TEQ/g-wetの範囲内にあり、魚種による違いは認められなかつた。しかし、脂肪重量当たりで見ると、スズキは平均で446pg-TEQ/g-fatとなり、アナゴの平均54pg-TEQ/g-fatの8倍以上高濃度となった(表2)。

総PCB濃度は、スズキが<100～420ng/g-wetで、環境省の調査結果120～200ng/g-wet(東京湾横須賀沖、試料数=5)¹²⁾より高濃度の試料が見られた。また、同じ環境省調査の全国のスズキとの比較では、濃度レベルは高い方であった。なお、アナゴの総PCBは<100～460ng/g-wetで、スズキと同じ濃度レベルにあった。

Co-PCB濃度と総PCB濃度では測定方法が異なるものの、魚類の今回の調査結果における相関係数は0.75(N=16)で、概ね相関があった。

プランクトンのダイオキシン類TEQは、0.59pg-TEQ/g-dryであった。分析に供したプランクトンの含水率92%(少量の海水を含む)から湿重量あたりの濃度を求めるときおよそ0.06pg-TEQ/g-wet(60pg-TEQ/kg-wet)となり、濃度レベルは海水と魚類の中間で、海水を基準とした濃縮率は100倍以上であった。

採取された主なプランクトンは表3のとおりで、いずれも東京湾内で通常見られる種であった^{13,14)}。

② 海水、底質

底質表層のダイオキシン類濃度は41pg-TEQ/g-dryで、これまでの調査結果^{1,2)}の範囲内にあり、全国平均4.9pg-TEQ/g-dry(海域、試料数=319)と比べ高濃度

表2 ダイオキシン類、総PCB、脂肪含量の測定結果

試料名	ダイオキシン類総濃度 (pg/g-wet)				総PCB* (ng/g-wet)	ダイオキシン類TEQ (pg-TEQ/g-wet)				TEQに 占める Co- PCB(%)	脂肪 含量 (%)	脂肪 当たりTEQ (pg-TEQ/ g-fat)	
	PCDD	PCDF	Co-PCB	Total		PCDD	PCDF	Co-PCB	Total				
ア ナ ゴ N=11	BS	12	26	18,100	18,100	290	0.38	0.75	6.3	7.4	85	16	47
	BM	5.5	12	44,400	44,500	370	0.73	0.94	10	12	86	19	65
	BL	4.1	10	70,800	70,800	460	1.1	1.0	16	18	88	16	110
	EM	12	45	34,500	34,600	160	0.58	0.90	7.0	8.5	83	20	43
	GL	40	34	25,700	25,800	280	1.0	1.2	8.3	11	79	18	61
	HS	16	23	29,100	29,100	120	0.63	0.96	6.0	7.6	79	13	59
	HM	18	46	31,500	31,600	120	1.0	1.0	7.8	9.8	80	17	59
	HL	10	12	18,200	18,200	120	0.58	0.74	5.8	7.1	81	16	43
	IS	15	37	15,500	15,600	<100	0.70	0.82	4.5	6.0	75	16	38
	IM	18	32	14,300	14,400	110	0.64	0.90	4.2	5.7	73	16	36
ス ズ キ N=5	IL	16	46	17,000	17,100	120	0.70	0.83	3.6	5.1	70	14	37
	平均	15	29	29,000	29,100	200	0.73	0.91	7.2	8.9	80	16	54
ス ズ キ N=5	DS1	0.47	1.9	19,900	19,900	<100	0.24	0.43	3.8	4.5	85	2.7	167
	DS2	0.70	3.0	48,500	48,500	260	0.45	0.76	9.1	10	88	2.1	476
	DM1	0.98	3.3	42,200	42,200	160	0.44	0.56	7.6	8.6	88	2.6	331
	DM2	1.8	4.8	83,000	83,000	420	0.71	0.97	15	16	90	1.9	842
	DL	1.4	2.5	37,600	37,600	150	0.39	0.56	7.3	8.3	88	2.0	415
N=5	平均	1.1	3.1	46,200	46,200	210	0.45	0.66	8.6	9.5	88	2.3	446

試料名	ダイオキシン類総濃度 (単位)				総PCB (単位)	ダイオキシン類TEQ (単位)				TEQに 占める Co- PCB(%)
	PCDD	PCDF	Co-PCB	Total		PCDD	PCDF	Co-PCB	Total	
プランクトン	83	7.5	3,000	3,100	—	0.048	0.00059	0.54	0.59	92
	(pg/g-dry)					(pg-TEQ/g-dry)				
海水	18	1.5	19	39	(pg/L)	0.092	0.064	0.0076	0.16	4.7
	(pg/L)					(pg-TEQ/L)				
底質 (表層)	11,000	2,200	4,800	18,000	(pg/g-dry)	61,000	18	20	2.6	6.4
	(pg/g-dry)					(pg-TEQ/g-dry)				

* 魚類の総PCBで検出下限未満の値は検出下限値の1/2として、平均値を計算した。

**ダイオキシン類で検出下限未満の値は、魚類及びプランクトンでは0、海水では検出下限値の1/2として扱った。

であった(表2、図5)。海水は0.16pg-TEQ/Lで、検出下限値未満の異性体も多いため厳密な比較はできないが、これまでの調査結果^{1,2)}の範囲内にあり、全国平均0.14pg-TEQ/L(海域、試料数=319)ほぼ同濃度であった(表2)。

イ ダイオキシン類TEQにおけるCo-PCBの割合

ダイオキシン類のTEQに占めるCo-PCBの割合は、海水が4.7%、底質が6.4%であるのに対し、アナゴは80%、スズキは88%、プランクトンは92%と高比率で、魚類やプランクトンにおいてはCo-PCBの濃縮性が高いことがうかがえる¹⁵⁾(表2、図4、図5)。また、都内湾の魚類のTEQに占めるCo-PCBの割合は、全国平均の65%よりかなり高かった。今回調査で、魚類のTEQの最大と最小の比率は、PCDD/DFはアナゴ、スズキともに2

倍前後であるのに対し、Co-PCBではともに4倍前後と試料間の差が大きく、Co-PCB濃度がダイオキシン類TEQに大きく影響していることがわかる。

底質については、TEQに占めるCo-PCBの割合は6.4%で、環境省調査の全国平均9.1%(海域、試料数=319)より低かった(図5)。しかし、今回のコアサンプルの表層と環境省の採泥器による調査とでは採取深度が異なると考えられる。そこで、環境省調査の都内湾について見ると、平均15%(試料数=9)で全国平均より高かった。

ウ 同族体・異性体組成

PCDD/DFの同族体組成(図6)から、海水や底質に比べ魚類においては4~5塩化のPCDD/DFの割合が高く、魚類ではこれら低塩化のPCDD/DFが蓄積しやすい

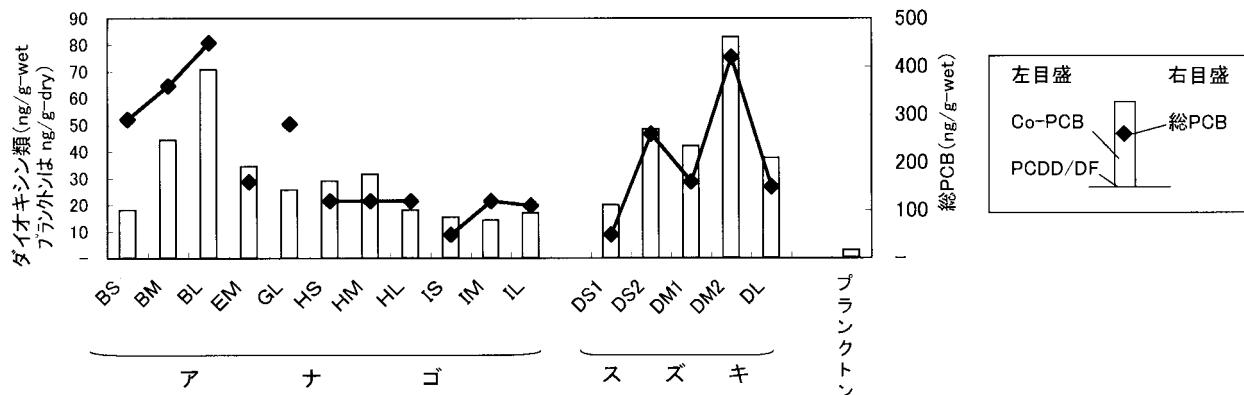


図3 魚類、プランクトンのダイオキシン類及び総PCBの濃度

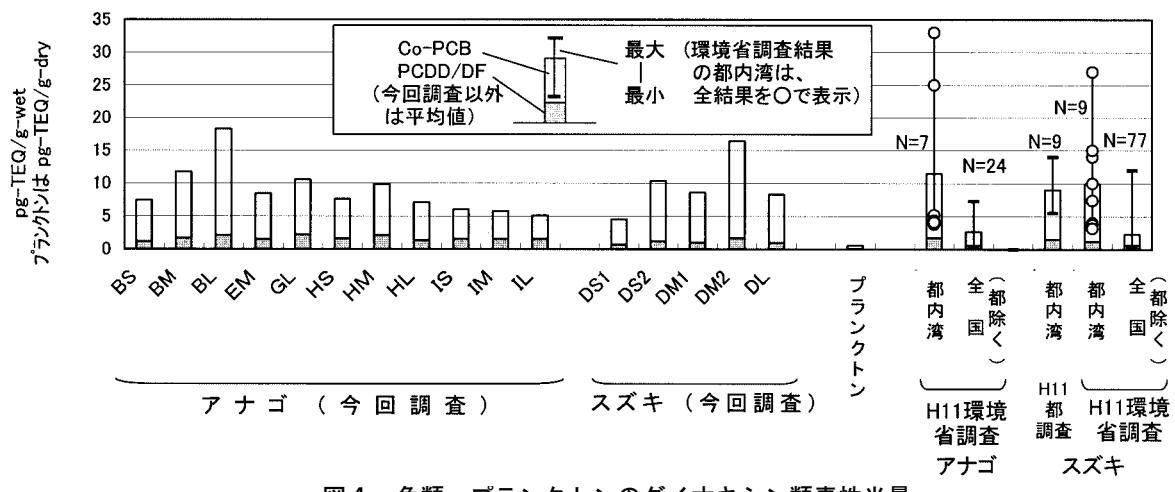


図4 魚類、プランクトンのダイオキシン類毒性当量

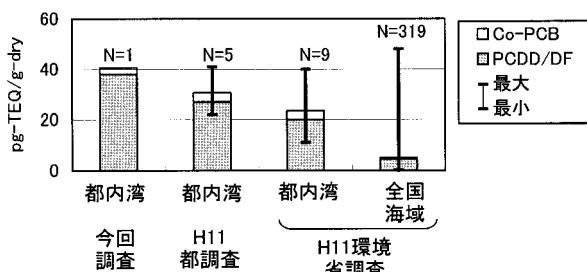


図5 底質のダイオキシン類毒性当量

表3 プランクトンの優占種

	門	網	種名	個体数/L
				Co-PCB
動物 プランクトン	原生動物	纖毛	<i>Amphorellopsis acuta</i>	18,950
			<i>Tintinnopsis beroidea</i>	1,150
節足動物	甲殻		<i>Nauplius of Copepoda</i>	9,400
			<i>Copepodite of Oithona</i>	1,350
			<i>Oithona davisae</i>	700
植物 プランクトン	門	網	種名	細胞/L
	渦鞭毛植物	渦鞭毛藻	<i>Prorocentrum triestinum</i>	56,900
			<i>Ceratium fusus</i>	27,800
不等毛植物	珪藻		<i>Nitzschia pungens</i>	326,000
			<i>Skeletonema costatum</i>	237,000
			<i>Thalassiosira spp.</i>	74,500

ことが示唆される。プランクトンは、今回1試料のみの測定であるが、PCDD/DFの同族体組成は、海水、底質、魚類のいずれにも似ておらず、魚類とは違った選択性を持つことも考えられる。

択性を持つことも考えられる。 T_4CDD を異性体別で見ると(図7)、魚類においては2,3,7,8位置換体の濃縮傾向が見られたが、プランクトンでは、その傾向は認められなかった。魚類における2,3,7,8位置換体の選択性については、多くの報告例があるが¹⁶⁾、今回の結果では、1,3,6,8-T₄CDDと1,3,7,9-T₄CDDの比率が海水及び底質と魚類において異なることから、非2,3,7,8位置換体でも異性体によって生物選択性に差異があることが示唆される。

Co-PCBの異性体組成(図8)は、いずれの媒体でもPCB製品に類似していた^{15,17)}。しかし、魚類では、海水や底質に比べ3,3',4,4'-T₄CB (IUPAC番号#77)の割合が低くなっているなど、相違があった。一方、総PCBの同族体組成(図9)において4～7塩化PCBの総PCBに占める割合は、底質が73%に対し、魚類では90%以上と異なっており、塩素数3以下の低塩化PCBは魚類では比較的代謝されやすく蓄積しにくいと考えられる。4塩化以上のPCBについては、今回の結果のみでは生物選択性の違いを判断することは難しいが、

塩素の数、位置により、生物選択性・代謝性が異なる可能性も考えられる。

(2) 底質コアサンプル

ア 性状と堆積年代

エーテル可溶分、含水率、強熱減量はいずれも深層ほど小さい傾向があったが、その差はわずかであった。粒度組成は粘土分(0.005mm未満)とシルト分(0.005~0.075mm)が全体の98% (w/w) 前後を占め、深さによる違いはわずかであった。

Pb-210の放射能は深度方向に減少する傾向にあり、層のかく乱はほとんど見られなかった(図10)。積算重量とPb-210の対数値の関係から求めた平均重量堆積速度は、0.32g/cm²/年であった。また、Pb-210法により求

めた堆積年代は、Cs-137法の結果とよく一致していた。なお、今回行ったPb-210法では一定の精度を持つ年代測定範囲は、半減期22.3年の5倍、すなわち100年強である。

イ ダイオキシン類、総PCB濃度

ダイオキシン類、総PCBの調査結果を図11に示した。PCDD、PCDFは1950年頃から増加、1970年頃に最高濃度を示し、その後急減したが、近年は低下傾向が鈍っている。最高濃度はPCDDが73,000pg/g-dry (85pg-TEQ/g-dry)、PCDFが9,000pg/g-dry (48pg-TEQ/g-dry) であった。

いずれの年代でも、PCDD/DFの5割以上をO₈CDDが占めていた。濃度レベルがピークとなる1970年前後は、

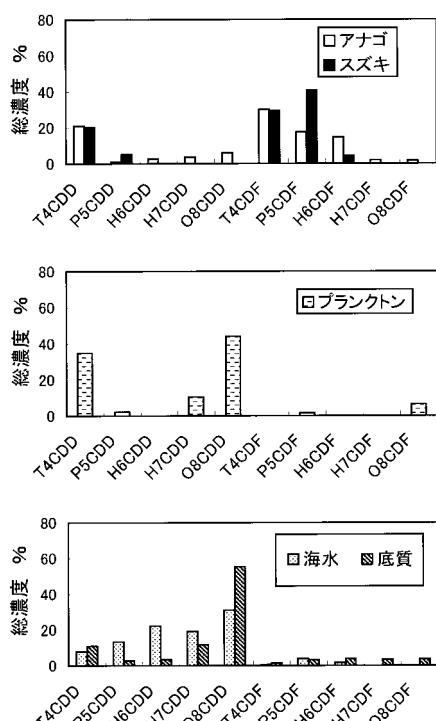
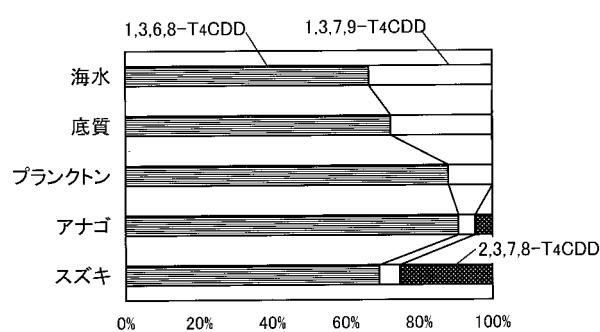


図6 PCDD/DFの同族体組成



7 T4CDDの異性体組成

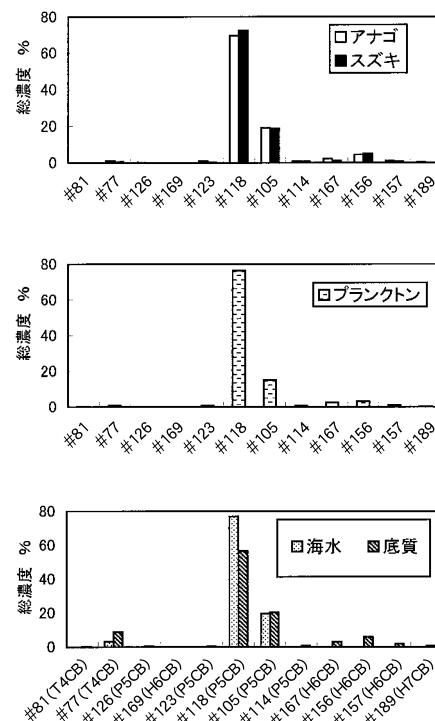


図8 Co-PCBの異性体組成

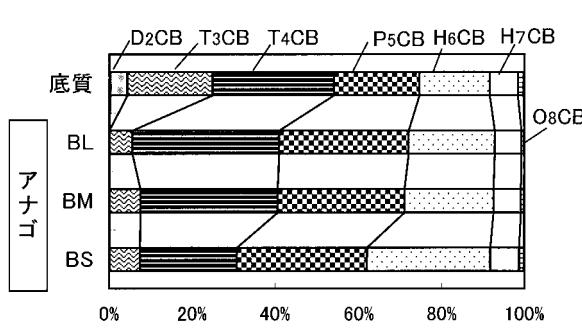


図9 総PCBの同族体組成

O₈CDDに加え1,2,3,4,6,8,9-H₇CDFの割合が相対的に高かった。これらは、1960年代に大量に使用された¹⁸⁾除草剤ペンタクロロフェノール（以下「PCP」という）由来のPCDD/DFに特徴的な異性体であることから^{19,20)}、1970年前後にPCDD/DF濃度が高い主な原因は、PCPによるものと考えられる。PCPは除草剤としては1970年代半ば以降使用されなくなったが、1980年代以降もO₈CDDの割合が高く、H₇CDFの異性体組成における1,2,3,4,6,8,9-H₇CDFの割合がほとんど変わっていないことから、依然として海底へPCP由来のダイオキシン類が堆積し続けているものと考えられる。

一方、T₄CDDは図12に見られるように、他のPCDDと異なり、1970年頃から急増、1980年頃から減少している。T₄CDDは、1970年代前半に大量に出荷され、1994年まで使用されていた^{18,21)}除草剤クロルニトロフェン（以下、「CNP」という）に不純物として多く含まれることから^{19,20)}、底質コアサンプル中のT₄CDDの多くはCNPに由来すると考えられる。

なお、焼却由来のPCDD/DFについては全ての異性体が検出されるため、寄与率を求めるのは難しいが、近年は1970年頃に比べPCPやCNPの影響が大幅に減少している分、寄与率は増大している可能性もある。

Co-PCBは1950年頃から増加、1970年代初めに最大濃度24,600pg/g-dry (11.7pg-TEQ/g-dry) を示し、その後減少傾向にあった（図11）。これは、総PCBの変動とほぼ一致しており、国内のPCB製品出荷量²²⁾ともよく一致していた。また、いずれの年代でもCo-PCBの異性体組成はPCB製品に類似しており、大半が焼却由来といわれている3,3',4,4',5,5'-H₆CB (IUPAC番号#169) の割合は小さかった。これらのことから、底質コアサンプル中のCo-PCBはほとんどがPCB製品由来と考えられる¹⁷⁾。また、1970年代半ばにPCBの使用が規制された後も、過去に使用されたPCBが堆積し続けているものと考えられる。

(3) 都内湾におけるダイオキシン類汚染の経路

今回の調査結果から、環境省の調査同様、都内湾の魚類のダイオキシン類濃度が高いことが確認された。また、過去に排出されたダイオキシン類が現在も都内湾に堆積し続けていることが示唆された。これらの原因について、これまでの調査結果を元に、以下に考察を試みた。

環境省調査²²⁾で、東京湾内の結果を見ると、魚類のダ

イオキシン類濃度は都内湾が10pg-TEQ/g-wet (試料数=27)、隣接県が3.0pg-TEQ/g-wet (試料数=51)、底質はそれぞれ25pg-TEQ/g-dry (試料数=9)、19pg-TEQ/g-dry (試料数=8) であり、都内湾で高い傾向があった。また、東京都のこれまでの調査¹⁾で、ダイオキシン類濃度は都内河川水の方が海水より数倍高い傾向が見られる。さらに、東京湾内に流れ込む河川は多

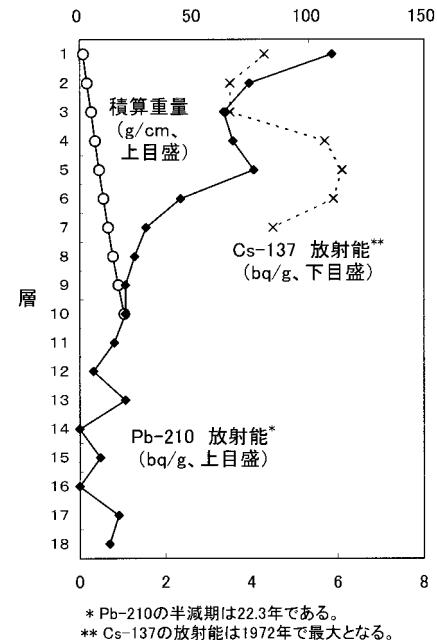


図10 底質コアサンプルの積算重量、Pb-210及びCs-137の放射能

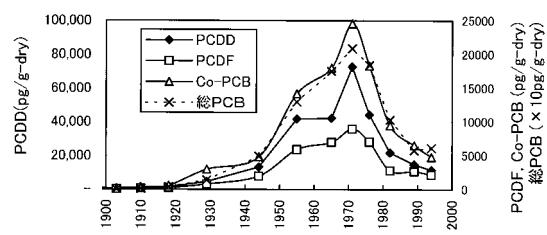


図11 ダイオキシン類、総PCBの経年変化

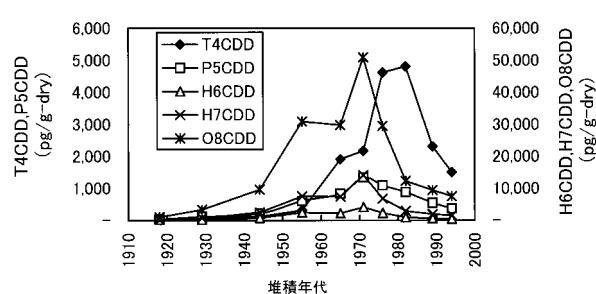


図12 PCDD同族体の経年変化

摩川、隅田川、荒川、江戸川など都内湾の狭い範囲に集中している。

以上のことから、過去に排出され土壤や河川底質に吸着していたダイオキシン類が、河川水により運ばれ河口域である都内湾の海底に堆積しているものと考えられる。また、都内湾では他地域と比較して、生物に蓄積しやすいCo-PCBの濃度がPCDD/DF以上に高いことも、魚類のダイオキシン類濃度を押し上げている一因と考えられる。これらのことは、今後のダイオキシン類対策においては、焼却等の発生源対策のみでなく、過去に排出されたダイオキシン類にも目を向けていく必要があることを示している。そのためには、ダイオキシン類の環境中での挙動や発生源別の寄与率を解明することが重要である。また、人体への摂取量においては魚類を通じたCo-PCBの寄与が大きいことから、PCB製品の管理及び処理を適切に行なうことが重要である。

4 まとめ

都内湾における魚類、プランクトン、海水、底質コアサンプルのダイオキシン類(PCDD/DF、Co-PCB)及び総PCBの調査結果から以下のことが明らかとなった。

(1)魚類のダイオキシン類濃度は、4.5～18pg-TEQ/g-wet、総PCB濃度は<100～460pg/g-wetで、全国平均と比べ高濃度であった。また、プランクトンのダイオキシン類濃度は、0.59pg-TEQ/g-dryで海水と比較して明確な濃縮傾向が認められた。

魚類及びプランクトンにおいて、ダイオキシン類TEQに占めるCo-PCBの割合は70～92%で、都内湾はその割合が他の地域に比べ特に高い傾向が見られた。

魚類、プランクトン、海水、底質のいずれにおいてもCo-PCBの組成はPCB製品の組成に類似していた。(2) 底質コアサンプルの結果から、PCDD、PCDF、Co-PCB、総PCBとともに1950年頃から増加、1970年頃最大となりその後減少傾向にあることがわかった。経年変動及び同族・異性体組成から、PCDD/DFは焼却以外では除草剤のPCPやCNPに、Co-PCBは主にPCB製品に由来すると考えられる。また、これら過去に使用された製品に由来するダイオキシン類の海底への堆積は、現在も続いていると考えられる。

(3) 都内湾とその周辺の水環境におけるダイオキシン類の濃度分布から、ダイオキシン類が河川から都内湾

に流入・堆積していることが示唆される。特に、魚類等を通じた人体への摂取量においては、過去に使用されたPCB製品の影響が大きいことから、PCBの汚染についてさらに調査研究を進め、対策を行っていくことが重要である。

謝 辞

本調査は東京都環境局による都内湾のダイオキシン類調査の一環として行った。試料採取及び総PCB、底質一般性状の分析は東電環境エンジニアリング株式会社に、年代測定は東京都産業労働局産業技術研究所にご協力をいただいた。関係各位に謝意を表します。

参考文献

- 1) 東京都ダイオキシン類対策取組方針に基づく平成11年度事業実施結果及び平成12年度実施予定事業, (2000)
- 2) 環境省：平成11年度公共用水域等のダイオキシン類調査結果について, (2000)
- 3) 環境省：ダイオキシン類に係る水生生物調査暫定マニュアル, (1998)
- 4) 日本工業規格：JIS K0312工業用水・工場排水中のダイオキシン類及びコプラナー-PCBの測定方法, (1999)
- 5) 環境省：ダイオキシン類に係る底質調査測定マニュアル, (2000)
- 6) 東野ら：ダイオキシン類分析における迅速化の検討について, 東京都環境科学研究所年報2000, pp. 187-193 (2000)
- 7) 環境省：外因性内分泌搅乱化学物質調査暫定マニュアル(水質、底質、水生生物), pp. I-1-21 (1998)
- 8) 環境省：底質調査方法とその解説(改訂版), 丸善, (1988)
- 9) 科学技術庁：日本食品標準成分表(四訂), (1982)
- 10) 日本海洋学会：沿岸環境調査マニュアル(底質・生物篇), 恒星社厚生閣, pp. 25-42 (1986)
- 11) 康ら：宍道湖及び東京湾の食物連鎖におけるダイオキシン類の動態について, 第4回化学物質のリスク評価・リスク管理に関する国際ワークショップ, pp. 86-95 (2001)
- 12) 環境省：化学物質と環境(平成12年度), pp. 161-180 (2001)
- 13) 千原光雄, 村野正昭：日本産海洋プランクトン検索図説, 東海大学出版会, (1997)

- 14) 山路勇：日本海洋プランクトン図鑑，保育社，(1979)
- 15) 佐々木ら：東京湾におけるダイオキシン類汚染(2)-組成検討，第10回環境化学討論会講演要旨集，pp. 272-273 (2000)
- 16) 佐々木裕子：ダイオキシン類による生物の汚染，環境化学, 10(3), pp. 517-532 (2000)
- 17) 竹田ら：東京湾堆積物中のダイオキシン類及びPCBの分布について，第10回環境化学討論会講演要旨集，pp. 16-17 (2000)
- 18) 益永ら：組成情報に基づいたダイオキシン類の汚染源及び挙動の解析，第4回化学物質のリスク評価・リスク管理に関する国際ワークショップ，pp. 39-55 (2001)
- 19) 益永茂樹、中西準子：日本の農薬中のダイオキシン類，第8回環境化学討論会講演要旨集, 212-213, (1999)
- 20) 柴山ら：ダイオキシン類分析における指標異性体について(その2)，第10回環境化学討論会講演要旨集，pp. 104-105 (2000)
- 21) 康ら：魚類中のダイオキシン類の濃度と組成の経年変化，第3回化学物質のリスク評価・リスク管理に関する国際ワークショップ，pp. 70-79 (2000)
- 22) 立川涼：現状に見るPCB汚染の問題点，PPM, 8, pp. 43-52 (1972)

2001 東京都環境科学研究所年報 正誤表

誤	正
P16 表1 日曜日トンネル9 - 11時の交通量 <u>3,904 296 1,863</u>	<u>3,598 312 3,286</u>
P20 図4 落丁	<u>追加(別紙)</u> 「図4 トンネル内の濃度と送気空气中濃度との対比(金属成分の粒絆別濃度分布)」
P112 要旨6行目 <u><100 ~ 460pg / g - wet</u>	<u><100 ~ 460ng / g - wet</u>
P119 4まとめ6行目 <u><100 ~ 460pg / g - wet</u>	<u><100 ~ 460ng / g - wet</u>