

東京湾産魚介類中の残留ダイオキシン類濃度調査結果（平成28年度）

角田 徳子^a, 大久保 智子^a, 小西 浩之^a, 守安 貴子^b

東京都では、東京湾産魚介類中の残留ダイオキシン類濃度を継続的に調査している。本報は、平成28年度の調査結果である。調査には、東京湾産のボラ、スズキ、マアナゴ、マコガレイ、アサリ、ホンビノスガイを用いた。平成27年度の結果と比較し、ボラでは高値を示したが、他の魚種では同様の検出値であった。平均残留濃度が最も高かった魚種はマアナゴで、3.96 pg-TEQ/g-wetであった。マアナゴは総脂肪量が多く、ダイオキシン類が脂肪に蓄積されるという性質を反映していた。魚類では、残留濃度に占めるコプラナーポリ塩化ビフェニル（Co-PCB）の割合が概ね8割以上を占めていた。貝類では、Co-PCBの割合が5割弱であり、魚類との差がみとめられた。ホンビノスガイは、平成28年から調査に用いたが、アサリと比較し検出値に大きな差はなかった。ダイオキシン類は環境中に長期間残留することから、今後も引き続き残留濃度を調査する必要がある。

キーワード：ダイオキシン類、東京湾、ボラ、スズキ、マアナゴ、マコガレイ、アサリ、ホンビノスガイ

はじめに

ダイオキシン類は、発ガン性や催奇性などの毒性が知られ^{1,2)}、我が国では耐容1日摂取量として4 pg/kg/dayが設定されており³⁾、その挙動が注視されてきた。ダイオキシン類は、ポリ塩化ジベンゾパラジオキシン（以下PCDDと略す）、ポリ塩化ジベンゾフラン（以下PCDFと略す）及びコプラナーポリ塩化ビフェニル（以下Co-PCBと略す）の総称であり、それぞれに異性体が存在し、その毒性が大きく異なる。

ダイオキシン類のうち、PCDD及びPCDFは廃棄物の燃焼などで非意図的に生成され、一方、PCBは熱安定性等に優れることから、工業製品に使用されていた⁴⁾。こうした背景から、残留ダイオキシン類削減対策のため、平成12年にダイオキシン類対策特別措置法が施行された。PCBについては、昭和48年の化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律により、製造と使用が禁止された。その後、平成13年にPCB特別措置法の制定、平成28年に特措法が改正される等、対策が強化されてきた。ダイオキシン類の削減対策により、大気中のダイオキシン類総排出量は平成11年と比較し約1/55と大きく減少した⁵⁾一方で、水質のダイオキシン類濃度の減少は小さい⁶⁾。環境中に放出されたダイオキシン類は、底質中に堆積し魚介類に取り込まれる⁷⁾。ヒトにおけるダイオキシン類の主要な摂取経路は食事であり⁸⁻¹⁰⁾、日本では、魚介類からの摂取割合が高い¹¹⁾。平成28年度の厚生労働省による調査結果では、日本人のダイオキシン類の摂取に占める魚介類由来の割合は88.7%と、他の食品群と比較し、最も大きい¹²⁾。東京湾は、流入河川水の影響が大きい閉鎖系の水域であり、他の水域に比較してダイオキシン類濃度が高いことが報告されている¹³⁾。東京湾の魚介類の漁獲量は減少傾向にあるものの、現在も漁業が

営まれており、都民がこれらの魚介類を喫食する機会は少なくない。東京都では、都民の食の安全性確保の一環として、衛生局（現福祉保健局）が、平成元年から東京湾産魚介類中ダイオキシン類濃度調査を開始した。平成14年度からは、「東京湾産魚介類の化学物質汚染実態調査」として、魚介類中の残留ダイオキシン類濃度調査を継続して行っている。平成27年度までの東京湾産魚介類中の残留ダイオキシン類濃度調査結果は既報¹⁴⁾で報告しており、本報では、平成28年度の調査結果を報告する。

実験方法

1. 試料

平成28年度（平成28年10月から平成29年3月）に東京湾内で採取されたボラ、スズキ、マアナゴ、マコガレイ、アサリ、ホンビノスガイを試料とした。各試料の採取場所を図1に示した。Aは隅田川河口、Bは羽田空港北側沿岸、Cは多摩川河口、Dは城南島北側沿岸、Eは三枚洲、Fは羽田空港南側沿岸である。採取は民間の調査機関に委託した。分析には、ペースト状にし均一化した可食部及びむき身を用い、ボラ、スズキ及びカレイは約100 g、マアナゴ、アサリ及びホンビノスガイは約50 gを1検体とした。ボラ、スズキ及びマアナゴは8検体、マコガレイ、アサリ及びホンビノスガイは3検体を試験に供した。平成27年度の貝類はアサリ6検体であったが、近年、アサリの漁獲量が全国的に減少しており¹⁵⁾、平成28年度は、3検体をホンビノスガイとした。また、マアナゴについては、例年採取をしているA及びD地点で個体数の確保ができず、B地点で2検体採取した以外はF地点で採取し、計8検体とした。

^a 東京都健康安全研究センター薬事環境科学部環境衛生研究科
169-0073 東京都新宿区百人町3-24-1

^b 東京都健康安全研究センター薬事環境科学部



図1. 東京湾での魚介類採取地点

- A: 隅田川河口
 B: 羽田空港北側沿岸
 C: 多摩川河口
 D: 城南島北側沿岸
 E: 三枚洲
 F: 羽田空港南側沿岸

2. 試薬及び標準品

n-ヘキサン, アセトン, トルエン, ジクロロメタン, エタノール, 硫酸ナトリウム (すべてダイオキシン類分析用), 硫酸 (精密分析用), 水酸化カリウム (特級) は和光純薬工業株式会社製, 多層シリカゲルカラムはシグマアルドリッチ社製, 活性炭分散シリカゲルリバースカラムは関東化学株式会社製を用いた. 標準品は, 測定対象とした PCDD, PCDF, Co-PCB 及びクリーンアップスパイク標準物質, シリンジスパイク標準物質として, 測定対象物質の

$^{13}\text{C}_{12}$ 標識体 (いずれも Wellington Laboratories 社製) を用いた. クリーンアップスパイク, シリンジスパイクの詳細は表1に示した.

3. 分析方法

魚介類中のダイオキシン類は, 「ダイオキシン類に係る水生生物調査暫定マニュアル」 (旧環境庁水質保全局水質管理課, 平成10年9月) (以下暫定マニュアルと略す) に準拠し, 前処理及び分析を行った. 分析装置は高分解能ガスクロマトグラフ質量分析計 (JMS-800D, 日本電子社製) を用いた. PCDD, PCDF及びCo-PCBの分析条件を表2に示す.

4. 定量

定量法は暫定マニュアルに従った. 検量線は各々, 0.1~10 ng/mLの間の5段階で調製した. ただし, 8塩化物 (OCDD及びOCDF) のみ0.2~20 ng/mLの間の5段階で調製した. それぞれの湿重量当たりの定量値を算出するとともに, 平成18年にWHOで規定されたTEF (2006) を乗じた各異性体の毒性の総計である毒性等量 (TEQ) を算出した. なお, TEFは, Toxic Equivalency Factor (毒性等価係数) の略であり, ダイオキシン類のうち最も毒性が強いとされる2,3,7,8-TCDDの毒性を1とし, 各異性体の毒性を相対的に数値化したものである. TEFが設定されている各異性体とその値を表3に示す. TEQの算出にあたっては, 検出下限値未満の数値を0として扱った. 内部標準物質の回収率は, 暫定マニュアルに基づき, 50~120%を目安とした.

表1. クリーンアップスパイク及びシリンジスパイクの詳細

PCDDs	PCDFs	Co-PCBs
クリーンアップスパイク		
1,3,6,8-TCDD- $^{13}\text{C}_{12}$	1,3,6,8-TCDF- $^{13}\text{C}_{12}$	3,3',4,4'-TeCB- $^{13}\text{C}_{12}$
2,3,7,8-TCDD- $^{13}\text{C}_{12}$	2,3,7,8-TCDF- $^{13}\text{C}_{12}$	3,4,4',5'-TeCB- $^{13}\text{C}_{12}$
1,2,3,7,8-PeCDD- $^{13}\text{C}_{12}$	1,2,3,7,8-PeCDF- $^{13}\text{C}_{12}$	2,3,3',4,4'-PeCB- $^{13}\text{C}_{12}$
1,2,3,4,7,8-HxCDD- $^{13}\text{C}_{12}$	2,3,4,7,8-PeCDF- $^{13}\text{C}_{12}$	2,3',4,4',5'-PeCB- $^{13}\text{C}_{12}$
1,2,3,6,7,8-HxCDD- $^{13}\text{C}_{12}$	1,2,3,4,7,8-HxCDF- $^{13}\text{C}_{12}$	2',3,4,4',5'-PeCB- $^{13}\text{C}_{12}$
1,2,3,7,8,9-HxCDD- $^{13}\text{C}_{12}$	1,2,3,6,7,8-HxCDF- $^{13}\text{C}_{12}$	2,3,4,4',5'-PeCB- $^{13}\text{C}_{12}$
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD- $^{13}\text{C}_{12}$	1,2,3,7,8,9-HxCDF- $^{13}\text{C}_{12}$	3,3',4,4',5'-PeCB- $^{13}\text{C}_{12}$
OCDD- $^{13}\text{C}_{12}$	2,3,4,6,7,8-HxCDF- $^{13}\text{C}_{12}$	2,3,3',4,4',5'-HxCB- $^{13}\text{C}_{12}$
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF- $^{13}\text{C}_{12}$	2,3,3',4,4',5'-HxCB- $^{13}\text{C}_{12}$
	1,2,3,4,7,8,9-HpCDF- $^{13}\text{C}_{12}$	2,3',4,4',5,5'-HxCB- $^{13}\text{C}_{12}$
	OCDF- $^{13}\text{C}_{12}$	3,3',4,4',5,5'-HxCB- $^{13}\text{C}_{12}$
		2,3,3',4,4',5,5'-HpCB- $^{13}\text{C}_{12}$
シリンジスパイク		
	1,2,7,8-TeCDF- $^{13}\text{C}_{12}$	2,3',4',5'-TeCB- $^{13}\text{C}_{12}$
	1,2,3,4,6-PeCDF- $^{13}\text{C}_{12}$	2,3,3',5,5'-PeCB- $^{13}\text{C}_{12}$
	1,2,3,4,6,9-HxCDF- $^{13}\text{C}_{12}$	2,2',3,4,4',5'-HeCB- $^{13}\text{C}_{12}$
	1,2,3,4,6,8,9-HpCDF- $^{13}\text{C}_{12}$	

表 2. 分析条件

GC	機器	HP-7890A (アジレント・テクノロジー)	
GC	PCDD, PCDF	カラム	BPX-DXN 60 m×0.25 mm i.d. (SGE 社)
		カラム温度	130°C (1 min)-15°C/min-210°C -3°C/min-310°C -5°C/min-320°C (9min)
		キャリアガス	He
		注入条件	1 µL, スプリットレス
		注入口温度	300°C
GC	Co-PCB	カラム	HT-8 30 m×0.25 mm i.d. (SGE 社)
		カラム温度	100°C (1 min)-20°C/min-200°C (1 min)-5°C/min-270°C (29 min)
		キャリアガス	He
		注入条件	1 µL, スプリットレス
		注入口温度	280°C
MS	機器	JMS-800D (日本電子)	
MS		イオン化法	EI ポジティブモード
		イオン源温度	260°C
		トラップ電流	500 µA
		イオン化電圧	38 eV
		質量分解能	10,000

結果及び考察

1. 魚介類のダイオキシン類濃度

表 4 に魚種ごとのダイオキシン類濃度 (PCDD, PCDF 及び Co-PCB の合計) の平均を示した. 魚類の濃度が貝類より高い傾向にあった. なお, 以下のダイオキシン類濃度の単位はすべて pg-TEQ/g-wet とする.

ボラ (n=8) のダイオキシン類濃度は 2.60 であった. 内訳は, PCDD + PCDF が 0.50, Co-PCBs が 2.10 であった. 平成 27 年度は 1.62 であり, 平成 27 年度より高い値を示した. 最大値と比較すると, 平成 27 年度から平成 28 年度では, PCDD + PCDF が 0.55 から 1.28, Co-PCBs が 1.70 から 3.08 と, それぞれ約 2 倍程度高い値を示した. ボラの平成 27 年度及び 28 年度における, 地点ごとの値を表 5 に示す (斜体は最大値). 最大値を検出した地点は, PCDD + PCDF 及び Co-PCB ともに採取地点 D (図 1 参照) であった. 採取地点 D に近い京浜島東の水質データ⁹⁾を確認したところ, 2 年間の水質のダイオキシン類濃度はほぼ変化しておらず, 東京湾内の他の採取場所との比較でも大きな差異はなかった. また, 平成 11 年度から 27 年度の濃度推移¹⁴⁾と比較し, 平成 28 年度の検出値は, 通常の変動の範囲内であると考えられた.

スズキ (n=8) は 1.80 であった. PCDD + PCDF が 0.25, Co-PCBs が 1.55 であった.

マアナゴ (n=8) は 3.96 であった. PCDD + PCDF が 0.87, Co-PCBs が 3.09 であった. ダイオキシン類は脂肪に蓄積されることが知られており¹⁶⁾, マアナゴは脂肪含有量が高いため, 他の魚種と比較して湿重量あたりの濃度が高かった.

マコガレイ (n=3) は 1.41 であった. PCDD + PCDF が 0.26, Co-PCBs が 1.15 であった. 総脂肪量が 0.8%と魚類の中では最も低く, 湿重量あたりの濃度が低かった.

表 3. 測定物質と TEF ()内は IUPAC No.

	異性体	TEF
PCDD	2,3,7,8-TCDD	1
	1,2,3,7,8-PeCDD	1
	1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1
	1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1
	1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01
	OCDD	0.0003
PCDF	2,3,7,8-TCDF	0.1
	1,2,3,7,8-PeCDF	0.03
	2,3,4,7,8-PeCDF	0.3
	1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1
	1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1
	1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1
	2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01
	OCDF	0.0003
Co-PCB	3,3',4,4'-TeCB(#77)	0.0001
ノンオルト	3,4,4',5'-TeCB(#81)	0.0003
	3,3',4,4',5'-PeCB(#126)	0.1
	3,3',4,4',5,5'-HxCB(#169)	0.03
モノオルト	2,3,3',4,4'-PeCB(#105)	0.00003
	2,3,4,4',5'-PeCB(#114)	0.00003
	2,3',4,4',5'-PeCB(#118)	0.00003
	2',3,4,4',5'-PeCB(#123)	0.00003
	2,3,3',4,4',5'-HxCB(#156)	0.00003
	2,3,3',4,4',5'-HxCB(#157)	0.00003
	2,3',4,4',5,5'-HxCB(#167)	0.00003
	2,3,3',4,4',5,5'-HpCB(#189)	0.00003

表 4. 魚介類別のダイオキシン類平均濃度

魚種	脂肪量 (%)	2,3,7,8-TCDD 等量濃度 (pg-TEQ/g-wet)			
		ダイオキシン類	PCDDs	PCDFs	Co-PCBs
ボラ	4.8	2.60	0.16	0.34	2.10
スズキ	2.3	1.80	0.13	0.12	1.55
マアナゴ	12.8	3.96	0.41	0.46	3.09
マコガレイ	0.8	1.41	0.16	0.10	1.15
アサリ	1.1	0.16	0.05	0.03	0.08
ホンビノスガイ	0.9	0.22	0.10	0.03	0.09

表 5. ボラの地点ごとの検出値 (pg-TEQ/g-wet)

地点	平成 27 年度				平成 28 年度			
	PCDD	PCDF	PCDD + PCDF	Co-PCB	PCDD	PCDF	PCDD + PCDF	Co-PCB
A-1	0.18	0.22	0.39	1.54	0.19	0.13	0.32	0.95
A-2	0.12	0.11	0.23	1.22	0.10	0.15	0.24	1.59
B-1	0.10	0.12	0.23	1.05	0.14	0.18	0.32	1.74
B-2	0.22	0.18	0.39	1.36	0.15	0.26	0.41	2.51
B-3	0.15	0.11	0.26	0.69	0.21	0.22	0.43	1.90
D-1	0.11	0.10	0.20	1.04	0.18	1.10	1.28	2.80
D-2	0.32	0.22	0.55	1.70	0.13	0.25	0.39	2.23
D-3	0.26	0.24	0.49	1.60	0.21	0.41	0.62	3.08

アサリ (n=3) は 0.16 であった。PCDD + PCDF が 0.08, Co-PCBs が 0.08 であった。

ホンビノスガイ (n=3) は 0.22 であった。PCDD + PCDF が 0.12, Co-PCBs が 0.09 であった。ホンビノスガイは、平成 28 年度から分析を開始したが、アサリと比較して結果に大きな差異は認められなかった。

調査した魚種の中では、食物連鎖の上位であるボラ、スズキ及び総脂肪量の多いマアナゴのダイオキシン類濃度が比較的高かった。これは平成 27 年度の結果¹⁴⁾と同様であった。

2. 各異性体の検出状況

各魚種における PCDD, PCDF, Co-PCB の割合を図 2 に示す。魚類の Co-PCB 割合は、ボラ 80.7%, スズキ 86.1%, マアナゴ 78.0%, マコガレイ 81.5% と、ダイオキシン類に Co-PCB が占める割合は約 80% であり、ダイオキシン類濃度への寄与が大きかった。一方、貝類の Co-PCB は、アサリ 49.4%, ホンビノスガイ 42.7% であった。平成 27 年度までの調査結果で、魚類とアサリでは Co-PCB の存在比が異なっていたが¹⁴⁾、今回の調査で、ホンビノスガイはアサリと同様の傾向を示し、その原因は、魚類と貝類における代謝経路や生息域の差異によるものと考えられた。また、平成 11 年度から 27 年度までの結果¹⁴⁾でも、魚類での Co-PCB はダイオキシン類濃度の 7 割以上を占め、ほぼ同様の割合であり、アサリにおいても平成 16 年度及び 20 年度の割合と同様であった。このことから、各魚種の平成 28 年度におけるダイオキシン類検出状況は、例年と同様の傾向であるこ

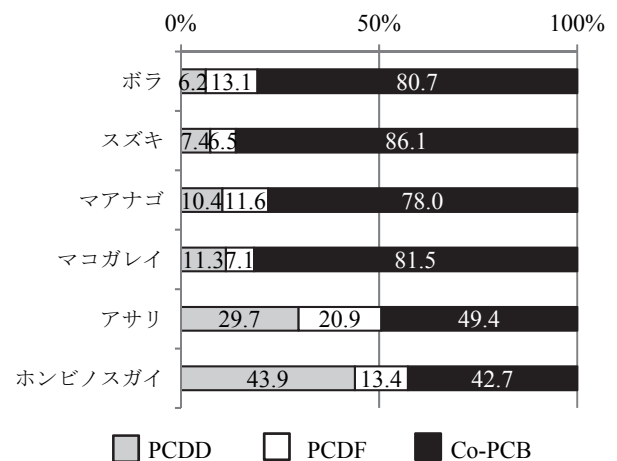


図 2. 各物質の検出割合 (%)

とがわかった。

1) PCDD

TEF が設定されている異性体の魚種ごとの濃度平均 (pg/g-wet) を図 3 に示す。TEF が 1 である 2,3,7,8-TCDD, 及び 1,2,3,7,8-PeCDD の 2 種についてはマアナゴが最も濃度が高く、またこの 2 種の異性体については、各魚種の異性体の濃度分布はほぼ同様であった。HxCDD の濃度はマアナゴで高く、1,2,3,4,7,8-HxCDD 及び 1,2,3,7,8,9-HxCDD の 2 種はマアナゴでのみ検出された。1,2,3,6,7,8-HxCDD はアサリを除くすべての魚種で検出されたが、マアナゴの濃度が最も高かった。貝類では、魚類と比較し OCDD の濃度が高かった。OCDD は底質で高い傾向にあり¹⁷⁾、底生の貝類に影響を及ぼしたと考えられる。

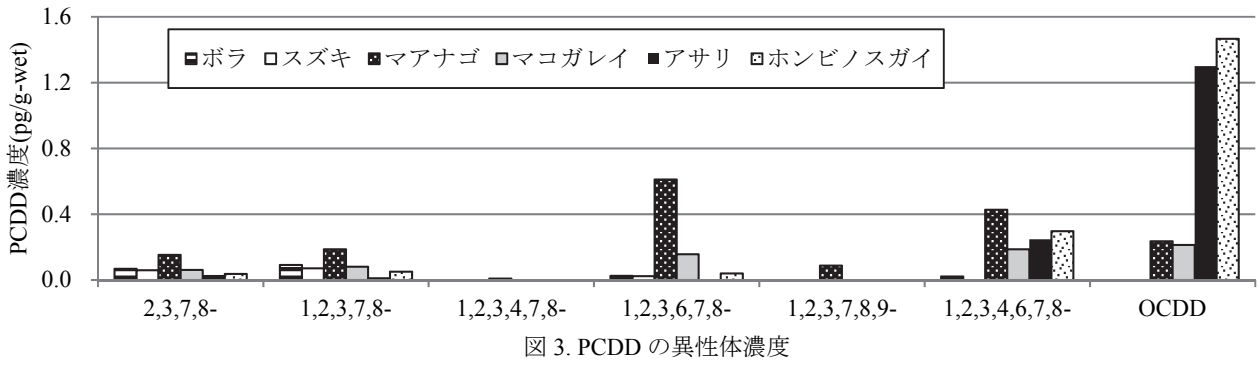


図 3. PCDD の異性体濃度

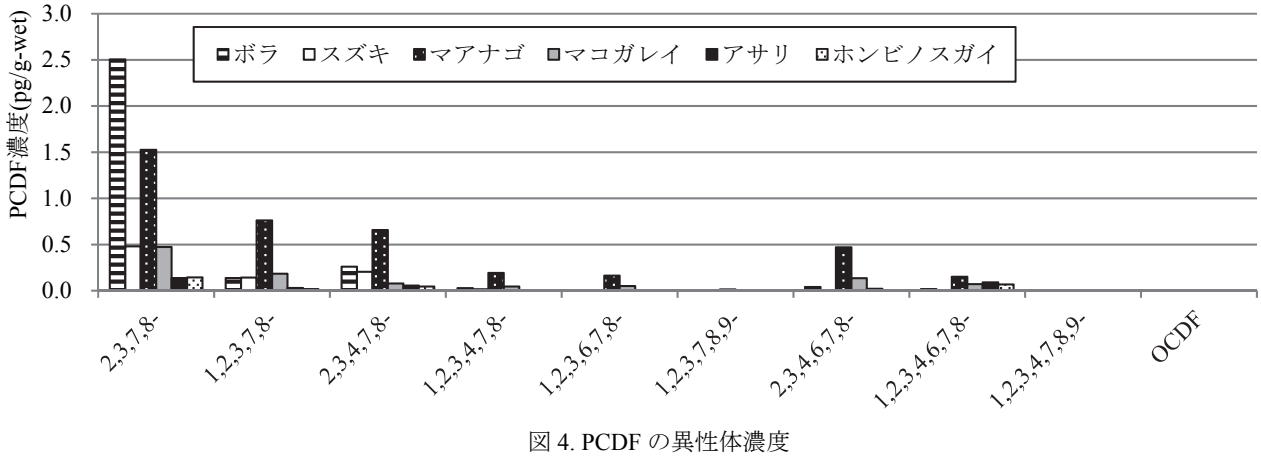


図 4. PCDF の異性体濃度

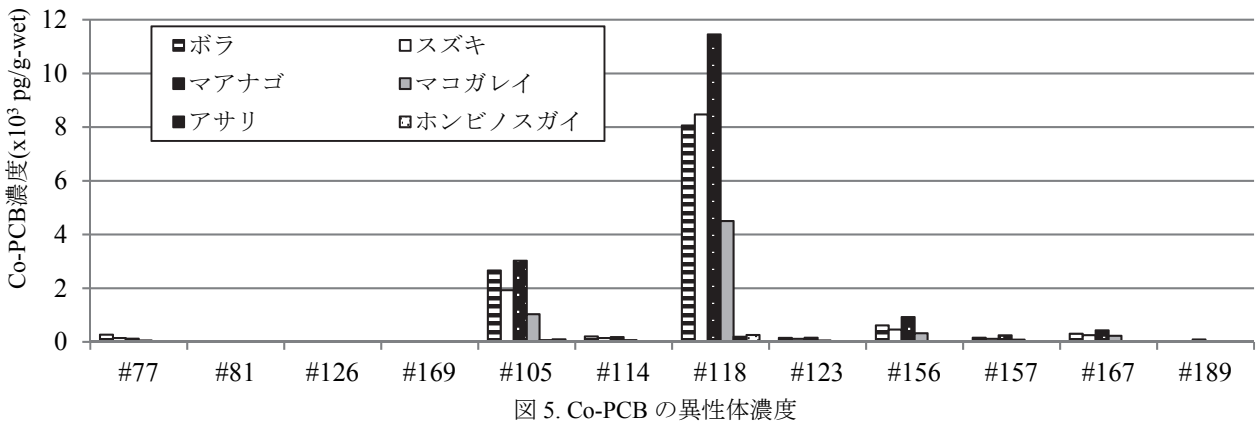


図 5. Co-PCB の異性体濃度

2) PCDF

TEFが設定されている異性体の魚種ごとの濃度平均 (pg/g-wet) を図4に示す。すべての魚種で2,3,7,8-TCDFの濃度が最も高かった。マアナゴは、最も多量の異性体が検出され、そのうち、2,3,7,8-TCDFを除く各異性体の濃度は、他の魚種より高かった。1,2,3,4,7,8,9-HpCDF及びOCDFはすべての魚種で検出下限値未満であった。

3) Co-PCB

Co-PCB の異性体の魚種ごとの濃度平均 (pg/g-wet) を図 5 に示す。実際の数値は縦軸の値を 10³ で乗じたものである。異性体は IUPAC No. で示した (表 3 参照)。すべての魚種において、組成比の最も高い異性体は #118 であり、次いで #105 が高く、この傾向はこれまでの調査結果と同様であった^{11,14)}。#118 は、工業製品 PCB 中に多く含まれる異性体であり¹⁸⁾、過去に河川へ流入した工業製品由来の PCB が水質や底質に蓄積され、魚介類に取り込まれて

いると推察される。また貝類では、#77 の占める割合が、魚類と比較して大きかった。これは、#77 が水質より底質での存在比率が高く¹¹⁾、貝類が底質の影響を受けているためと推察される。

ま と め

今回調査した魚種においては、マアナゴの残留ダイオキシン類濃度が最も高かった。マアナゴは、脂肪量が約 13% と多く、脂肪に蓄積されるダイオキシン類の性質を示していた。ホンビノスガイは、平成 28 年度から分析を開始したが、同じ貝類であるアサリの結果と比較し、大きな差異は見られなかった。PCDD は、魚種により検出された異性体の割合が異なり、貝類では OCDD が高かった。PCDF は、すべての魚種において、2,3,7,8-TCDF の濃度が最も高かった。Co-PCB は、魚類ではダイオキシン類濃度の 8 割程度を占める一方、貝類における割合は約 5 割程度

であり、魚種による割合の差異が見られた。Co-PCB の内訳は、すべての魚種において#118 の組成比が最も高く、工業製品における異性体組成を反映した結果と考えられた。

東京湾は閉鎖系の水系であるため、ダイオキシン類が環境中に長期間残留する可能性がある。このため、今後も東京湾産魚介類のダイオキシン類の残留濃度調査を引き続き行う必要がある。

文 献

- 1) 内藤季和：大気環境学会誌，**52**(6), A123-A129, 2017.
- 2) Bertazzi, P.A., Consonni, D., Bachetti, S. *et al.*: *Am J Epidemiol*, **153**(11), 1031-1044, 2001.
- 3) 環境庁中央環境審議会環境保健部会・厚生省生活環境審議会：ダイオキシンの耐容一日摂取量(TDI)について（概要），平成11年6月.
- 4) Shen, H., Yu, C., Ying, Y. *et al.*: *Chemosphere*, **77**, 1206-1211, 2009.
- 5) 東京都環境局：平成28年度都内ダイオキシン類排出量推計結果及び環境中のダイオキシン類調査結果について，平成29年3月.
- 6) 環境省：平成28年度ダイオキシン類に係る環境調査結果，平成29年3月.
- 7) El-Kady, A., Abdel-Wahhab, M., Henkelmann, B. *et al.*: *Chemosphere*, **68**, 1660-1668, 2007.
- 8) 豊田正武，内部博泰，柳 俊彦，他：食衛誌，**40**(1), 98-110, 1999.
- 9) Kiviranta, H., Ovaskainen, M. L., Vartiainen, T.: *Environ Int*, **30**, 923-932, 2004.
- 10) Bocio, A., Domingo, J. L., Falcó, G. *et al.*: *Environ Int*, **33**, 170-175, 2007.
- 11) 大橋則雄：東京健安研七年报，**56**, 17-27, 2005.
- 12) 厚生労働省医薬・生活衛生局食品監視安全課：平成28年度食品からのダイオキシン類一日摂取量調査等の調査結果について，平成29年12月.
- 13) 飯村文成，佐々木裕子，津久井公昭，他：環境化学，**12**(2), 343-352, 2002.
- 14) 大久保智子，角田徳子，小西浩之，他：東京健安研七年报，**68**, 231-237, 2017.
- 15) 政府総計の総合窓口(e-Stat)：https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00500216&tstat=000001015174&cycle=7&year=20160&month=0&tclass1=000001015175&tclass2=000001110615（2018年9月25日現在．なお本URLは変更または抹消の可能性はある）
- 16) 環境省水・大気環境局総務課ダイオキシン対策室：関係省庁共通パンフレット「ダイオキシン類」，2012.
- 17) 小澤秀明，村瀬秀也，橋本俊次，他：環境化学，**13**(2), 453-465, 2003.
- 18) 野馬幸生，石川 紫，能勢和聡，他：環境化学，**14**(3), 501-518, 2004.

Residue Levels of Dioxins in Fish and Shellfish Caught in Tokyo Bay (April 2016 - March 2017)Tokuko TSUNODA^a, Tomoko OKUBO^a, Hiroyuki KONISHI^a and Takako MORIYASU^a

The Tokyo Metropolitan Government continually monitors the residue levels of dioxins in fish and shellfish caught in Tokyo Bay. In this report, we summarize the survey results for the year 2016. The fish and shellfish investigated were striped mullet, sea bass, congers, flounders, asari clams and quahogs. The residue level of dioxins in striped mullet was higher than in 2015. The highest average residue level was in conger at 3.96 pg-TEQ/g- wet. Conger has the greatest amount of fat, which accumulates dioxins. In the fish, the concentration of coplanar polychlorinated biphenyls (Co-PCB) accounted for more than about 80% of the residue level of dioxins. In the shellfish, the percentage of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans were approximately equal to that of Co-PCB. We started investigating quahogs from 2016, there were no significant differences in the residue levels of dioxins in quahogs and asari clams. It is necessary to continue to investigate and monitor the concentration of dioxins in fish and shellfish caught in Tokyo Bay.

Keywords: Dioxins, Tokyo Bay, Striped Mullet, Sea Bass, Conger, Flounder, Asari Clam, Quahog

^a Tokyo Metropolitan Institute of Public Health,
3-24-1, Hyakunin-cho, Shinjuku-ku, Tokyo 169-0073, Japan

