

ヘキサブロモシクロドデカンの環境リスク評価

平成 25 年 10 月 4 日
 環境省総合環境政策局環境保健部
 企画課化学物質審査室

目次：

1. リスク評価の背景・目的..... 1

2. 物理化学的性状、分解性、蓄積性等について..... 2

3. 有害性評価について..... 3

 3. 1 人健康に関する有害性評価..... 3

 3. 2 高次捕食動物に関する有害性評価..... 3

4. モニタリングデータに基づく暴露評価、リスク推計について..... 4

 4. 1 暴露評価手法について..... 4

 4. 2 人健康に関する暴露評価、リスク推計結果..... 4

 4. 3 高次捕食動物に関する暴露評価、リスク推計結果..... 5

5. 製造数量等からの推定環境排出量を用いた暴露評価、リスク推計について..... 7

 5. 1 過去から現在までの製造数量等からの環境排出量の推定..... 7

 5. 2 将来の環境排出量の推定..... 11

 5. 3 G-CIEMS を用いた過去から将来にわたる環境中濃度の推定..... 15

 5. 4 G-CIEMS を用いた人健康に関する暴露評価、リスク推計結果..... 15

 5. 5 G-CIEMS を用いた高次捕食動物に関する暴露評価、リスク推計結果..... 16

6. まとめ..... 17

1 1. リスク評価の背景・目的

2

3 第8回残留性有機汚染物質検討委員会（以下「POPRC」という。）において、締約国等から提供
4 された科学的知見に基づき、附属書A（廃絶）へ追加する旨の勧告を締約国会議に対して行うこ
5 とが決定された。これを踏まえ、本年4月～5月に開催された残留性有機汚染物質に関するスト
6 ックホルム条約第6回締約国会議において、ヘキサブロモシクロドデカン（以下「HBCD」という。）
7 を附属書Aに追加することが決定された。

8 我が国においては、1, 2, 5, 6, 9, 10-HBCD について、難分解性であり高濃縮性を有することから、
9 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（以下「化審法」という。）第2条第4項に規定
10 する監視化学物質として規制を行ってきたところである。今般の締約国会議の決定を踏まえ、本
11 年6月17日に環境大臣から中央環境審議会会長に対してHBCDの化審法に基づく追加措置につい
12 ての諮問がなされ、本年6月28日に開催された第134回中央環境審議会環境保健部会化学物質
13 審査小委員会においてHBCDを化審法第2条第2項に規定する第一種化学物質に指定することが適
14 当であるとの報告がなされ、7月5日付けで環境大臣に対して答申がとりまとめられた。

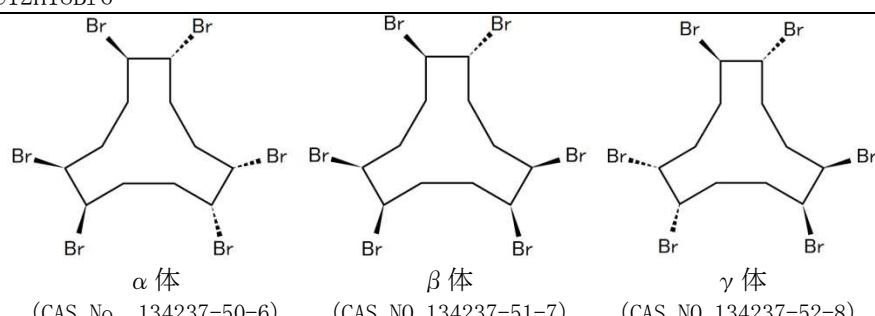
15 本リスク評価書では、HBCD について、現在の当該化学物質によるリスクの推計及び化審法に基
16 づく追加措置による効果を定量的に把握するためにとりまとめたものである。なお、本リスク評
17 価は「平成24年度ヘキサブロモシクロドデカンのリスク評価等検討業務」（みずほ情報総研株
18 式会社、環境省請負業務）における成果をとりまとめたものである。

19

2. 物理化学的性状、分解性、蓄積性等について

HBCD の物理化学的性状を図表 1 にまとめる。また、HBCD は、化審法に基づく分解度試験が実施され、難分解性と判定されている (BOD 0~4%、HPLC (ピーク A) 0~11%、HPLC (ピーク B) 4~10%)。同様に化審法に基づく濃縮度試験が実施されており、高蓄積性と判定されている。濃縮度試験の結果を図表 2 に示す。

図表 1 HBCD の物理化学的性状

名称	(和名) 1, 2, 5, 6, 9, 10-ヘキサブロモシクロドデカン (IUPAC 名) 1, 2, 5, 6, 9, 10-Hexabromocyclododecane
CAS 番号	3194-55-6、25637-99-4
組成式	C ₁₂ H ₁₈ Br ₆
構造式	 <p style="text-align: center;">α 体 (CAS No. 134237-50-6) β 体 (CAS No. 134237-51-7) γ 体 (CAS No. 134237-52-8)</p>
分子量	641.7
融点	α 体 179~181°C、β 体 170~172°C、γ 体 207~209°C (Smith et al. (2005))
沸点	190°C 以上で分解 (Peled et al. (1995))
外観	灰褐色粉体
溶解性	<ul style="list-style-type: none"> ・対水溶解度: α 体 48.8 ± 1.9 μg/L、β 体 14.7 ± 0.5 μg/L、γ 体 2.1 ± 0.2 μg/L (20°C) (MacGregor and Nixon (2004)) (全 HBCD を用いた実測) <li style="padding-left: 2em;">α 体 13.7 μg/L、β 体 2.75 μg/L、γ 体 1.5 μg/L (25°C) (各異性体を用いた実測) (酒井ら (2007)) <li style="padding-left: 2em;">α 体 81.0 μg/L、β 体 33.3 μg/L、γ 体 1.6 μg/L (25°C) (全 HBCD を用いた実測) (酒井ら (2007)) ・対クロロホルム・酢酸エチル・アセトニトリル・メタノール溶解度: 1 g/L 以上
logKow	<ul style="list-style-type: none"> ・logKow=5.625 (HBCD 製品に対して) (MacGregor and Nixon (1997)) ・logKow=5.07 (α 体)、5.12 (β 体)、5.47 (γ 体) (Hayward et al. (2006)) ・logKow=5.75 (α 体)、5.79 (β 体)、6.25 (γ 体) (各異性体を用いた実測) (酒井ら (2007)) ・logKow=5.65 (α 体)、6.05 (β 体)、6.34 (γ 体) (全 HBCD を用いた実測) (酒井ら (2007))

図表 2 HBCD の濃縮度試験の結果

	第 1 濃度区	第 2 濃度区	第 3 濃度区
ピーク 1	834~3,070 倍	3,390~16,100 倍	
ピーク 2	816~1,780 倍	3,350~8,950 倍	
ピーク 3	118 倍~418 倍	479~2,030 倍	1,760~3,280 倍

1 3. 有害性評価について

2

3 3. 1 人健康に関する有害性評価

4 人の健康に関する有害性情報については、厚生労働省既存化学物質安全性点検結果に用いられ
5 た NOAEL=10.2 mg/kg/day (原始卵胞数の減少) (Ema et al (2008)) を採用することとした (第
6 84 回中央環境審議会環境保健部会化学物質審査小委員会資料 2-2 参照)。また、不確実係数積
7 については、化審法の優先評価化学物質に対する有害性評価手法を参考に、種間差 (10)、個体
8 差 (10) の積 100 を暫定的に用いることとした。

9 以上より、有害性評価値は NOAEL 10.2mg/kg/day に不確実係数積 (100) で除し、0.102mg/kg/day
10 とした。

11

12 3. 2 高次捕食動物に関する有害性評価

13 高次捕食動物に関する有害性情報については、POPRC が作成したリスクプロファイルに採用され
14 た無影響濃度 (NOEC=5ppm)、化審法に基づく有害性調査指示により事業者から報告された無影
15 響濃度 (NOEC=125ppm) などが存在する (詳細は第 134 回中央環境審議会環境保健部会化学物質
16 審査小委員会資料 2 を参照)。本評価書では、この 2 種類の結果を採用することとした。また、
17 有害性評価値 (PNEC) は無影響濃度を不確実係数積で除することにより算出される。20 週試験の
18 不確実係数については、REACH の CSA ガイダンスより 30 を暫定的に用いることとした。一方、6
19 週試験については、暴露期間の違い (3 倍程度) を考慮して 100 を用いることも想定されるが、今
20 般の 6 週試験の毒性値は 20 週試験のものより高い毒性値が得られているため、暴露期間は考慮せ
21 ず、20 週試験と同じく 30 を暫定的に用いることとした。

22 以上より、有害性評価値は NOEC 5ppm を不確実係数積 (30) で除した PNEC=0.17 mg/kg、NOEC
23 125ppm を不確実係数積 (30) で除した PNEC=4.2 mg/kg とした。

24

1 4. モニタリングデータに基づく暴露評価、リスク推計について

3 4. 1 暴露評価手法について

4 モニタリングデータから人又は高次捕食動物に対する暴露量の推計を行った。なお、モニタリ
5 ングデータについては、HBCD の排出源近傍又は濃度が高いと思われる地域で平成 21 年度から 24
6 年度に実施した環境省の調査業務の結果を用いた。

7 人の暴露評価においては、基本的に化審法の優先評価化学物質のリスク評価手法に定める摂取
8 モデル¹を用い、モニタリング地点の河川水、淡水魚、当該河川が流入している海域の海産魚のみ
9 を摂取し、国内自給率は考慮しないこととして推計した。

10 高次捕食動物の暴露評価については、モニタリングにより得られた魚類濃度、又は水質濃度か
11 ら濃縮度 (BCF)²を加味して得られた値を用いた。

13 4. 2 人健康に関する暴露評価、リスク推計結果

14 前述の手法により、モニタリングデータに基づく人健康に関する暴露評価、リスク推計の結果
15 を図表 3 に示した。なお、人健康のリスク評価は有害性評価値を摂取量で除した MOE 指標で表し
16 た。MOE が 1 以下の場合には人健康への影響が懸念される。

17 リスク推計の結果、今回得られたモニタリングデータからは人健康への影響が懸念される箇所
18 はなかった。

1 摂取量はそれぞれ魚介類 (淡水域) : 1.4g/day、魚介類 (海水域) : 43.9g/day、飲水量 : 2L/day とし、人の体重は 50kg とした。

2 濃縮度 (BCF) については、異性体を考慮し、化審法の濃縮度試験の結果から求めた定常状態の値 (BCF_{ss}) を用いることとし、それぞれ α 体 : 13,050 L/kg、 β 体 : 6,478 L/kg、 γ 体 : 1,659 L/kg とした。なお、BCF_{ss} については 2 通りの濃度区ごとに定常状態の濃縮倍率 (試験期間の後半 3 回の濃縮倍率) の平均値を算出し、そのうちの大きい方の数値として求めるもので、ここでは図表 2 の第 2 濃度区の 10、12 及び 14 週の平均値である。(平成 22 年 9 月 3 日 第 102 回中央環境審議会環境保健部会化学物質審査小委員会 参考資料 16 を参照。)

図表 3 モニタリングデータを用いた人健康に関するリスク推計結果

地点名 (測定年)	魚類モニタリングデータ (A)			水質モニタリング データ(B)				人健康リスク評価			
	生物種	魚中濃度 (淡水魚)	魚中濃度 (海産魚)	淡水/ 海水	α 体 [ng/L]	β 体 [ng/L]	γ 体 [ng/L]	魚濃度：Aより算出 水濃度：Bより算出		魚濃度：B×BCFで算出 水濃度：Bより算出	
		[mg/kg-wet]	[mg/kg-wet]					MOE (魚摂 取のみ)	MOE (魚摂 取+飲水)	MOE (魚摂 取のみ)	MOE (魚摂 取+飲水)
A川河口 (2010)	大型淡水魚類 (ニゴイ・可食部) 大型海産魚類 (ボラ・可食部)	8.5	16	淡水	610	210	4300	7.14E+02	7.04E+02	5.30E+03	4.79E+03
A川河口 (2009)	—	—	—	淡水	180	62	1900	—	1.19E+05	1.48E+04	1.31E+04
B川ダム周辺 (2011)	大型淡水魚類 (ウグイ・可食部)	1.4	—	淡水	ND	ND	ND	2.60E+05	2.60E+05	—	—
B川下流 (2012)	—	—	—	淡水	32	14	570	—	4.14E+05	5.97E+04	5.22E+04
C川流域 (2012)	—	—	—	淡水	200	49	340	—	4.33E+05	2.51E+04	2.38E+04
D川河口 (2009)	大型海産魚類 (マルタウグイ)	—	0.012	海水	ND	ND	ND	9.68E+05	9.68E+05	—	—
E川下流 (2009)	大型淡水魚類 (コイ)	0.043	—	淡水	0.79	ND	11	8.47E+06	6.09E+06	3.04E+06	2.67E+06
F港 (2009)	大型海産魚類 (アイナメ)	—	0.004	海水	ND	ND	0.62	2.90E+06	2.88E+06	9.79E+06	9.53E+06
G川下流 (2009)	小型淡水魚 (カワツカ)	0.067	—	淡水	1	ND	13	5.44E+06	4.19E+06	2.51E+06	2.21E+06
H川河口周辺 (2011)	大型淡水魚類 (ウグイ・可食部)	0.0014	—	淡水	ND	ND	ND	2.60E+08	2.60E+08	—	—
I湾周辺 (2011)	小型海産魚類 (マハゼ・可食部)	—	0.00048	海水	ND	ND	ND	2.42E+07	2.42E+07	—	—
J市及びその 地先海域 (2012)	大型海産魚類 (スズキ)	—	0.00027	海水	13	18	23	4.30E+07	4.26E+06	3.57E+04	3.55E+04
K川 (2012)	—	—	—	淡水	ND	ND	ND	—	—	—	—
L川流域 (2012)	—	—	—	淡水	0.5	ND	ND	—	5.10E+08	1.35E+07	1.32E+07

2

3 4. 3 高次捕食動物に関する暴露評価、リスク推計結果

4 前述の手法により、モニタリングデータに基づく高次捕食動物に関する暴露評価、リスク推計
5 の結果を図表 4 に示した。なお、高次捕食動物のリスク評価は予測摂取量 (PEC) と有害性評価値
6 (PNEC) との比で表した。PEC/PNEC 比が 1 以上の場合は高次捕食動物への影響が懸念される。

7 なお、図表 4 のように内臓と可食部それぞれの濃度を用いて計算するリスク評価の他にも、各
8 部位の濃度を重量を用いてホールボディーに換算して計算する、より実際の暴露形態に近い計算
9 方法もあるが、基本的には内臓の方が HBCD 濃度が高く、上記の計算の方が安全側の評価になって
10 いることから、ここではホールボディーの計算は行っていないが、少なくとも、図表 4 で懸念あ
11 りとなった地点 (A川及びB川) の懸念ありという結論は変わらない。

12 また、水質モニタリング濃度と HBCD の異性体別 BCF からリスク評価を実施した結果を図表 7-5
13 に示した。

14 リスク推計の結果、魚類濃度のモニタリングによる推計で複数の地点で鳥類への影響が懸念さ
15 れるとともに、魚類のモニタリングデータがない地点や魚類のモニタリング濃度が低い地点でも
16 水質濃度のモニタリングによる推計からも鳥類への影響が懸念される結果が得られた。

1
2

図表 4 高次捕食動物に関するリスク推計結果（魚類モニタリングデータから算出）

地点	測定年度	採取点	部位	α体 [μg/kg-wet]	β体 [μg/kg-wet]	γ体 [μg/kg-wet]	PEC/PNEC 比 (NOEC5ppm)	PEC/PNEC 比 (NOEC125ppm)
A川河口	2010	ニゴイ	内臓	95,000	2,300	9,000	637.8	25.5
	2010	ボラ	可食部	12,000	820	3,400	97.3	3.9
B川ダム周辺	2011	ウグイ	内臓	4,400	86	1,100	33.5	1.3
	2011	ウグイ	可食部	1,000	22	350	8.2	0.3
E川下流	2009	コイ	不明	34	1	7.5	0.26	0.01
D川河口	2009	マルタウグイ	不明	8.4	0.0079	3.9	0.074	0.003
F港	2009	アイナメ	不明	3	0.49	0.48	0.024	0.001
H川河口周辺	2011	ウグイ	内臓	1.60	<0.038	0.16	0.011	0.0004
	2011	ウグイ	可食部	1.20	<0.038	0.22	0.009	0.0003
J市及びその地先海域	2012	スズキ	内臓	1.00	<0.038	0.095	0.007	0.0003
	2012	スズキ	可食部	0.27	<0.038	<0.079	0.002	6.5E-05
I湾周辺	2011	スズキ	内臓	0.20	<0.038	<0.079	0.002	4.8E-05
	2011	マハゼ	可食部	0.37	<0.038	0.11	0.003	0.0001

3 ※PEC/PNEC が 1~100 を橙色、100 超を赤色で表示。

4
5

図表 5 高次捕食動物に関するリスク推計結果（水質モニタリングデータから算出）

地点	測定年度	α体 [ng/L]	β体 [ng/L]	γ体 [ng/L]	PEC/PNEC 比 (NOEC 5ppm)	PEC/PNEC 比 (NOEC 125ppm)
A川河口	2010	610	210	4,300	99.7	4.0
A川河口	2010	600	230	3,700	93.5	3.7
A川河口	2010	330	150	2,100	53.0	2.1
A川河口	2009	180	62	1900	35.8	1.4
A川河口	2009	110	37	1200	22.3	0.9
B川下流等	2012	32	14	570	8.8	0.4
B川下流等	2012	23	8.2	320	5.4	0.2
B川下流等	2012	21	6.8	87	2.8	0.1
B川下流等	2012	2.7	0.8	40	0.65	0.03
C川流域	2012	200	49	340	21.0	0.8
C川流域	2012	4.9	0.67	0.76	0.42	0.02
J市及びその地先海域	2012	13	18	23	2.0	0.1

6 ※PEC/PNEC が 1~100 を橙色で表示。

7 ※PEC/PNEC が 1 以上の判定を含む地点のみを抜出している。

8

1 5. 製造数量等からの推定環境排出量を用いた暴露評価、リスク推計について

2
3 5. 1 過去から現在までの製造数量等からの環境排出量の推定

4 暴露評価を行うための環境中濃度を推計するためには、製造数量等から環境排出量を推定する
5 必要がある。環境排出量の推定のため、まずは過去から現在までの HBCD の推定製造量、国内出荷
6 量について、業界による HBCD 需要量をベースに、化審法に基づく届出情報、既往の研究などを用
7 いて算出を行った（図表 6）。

8
9

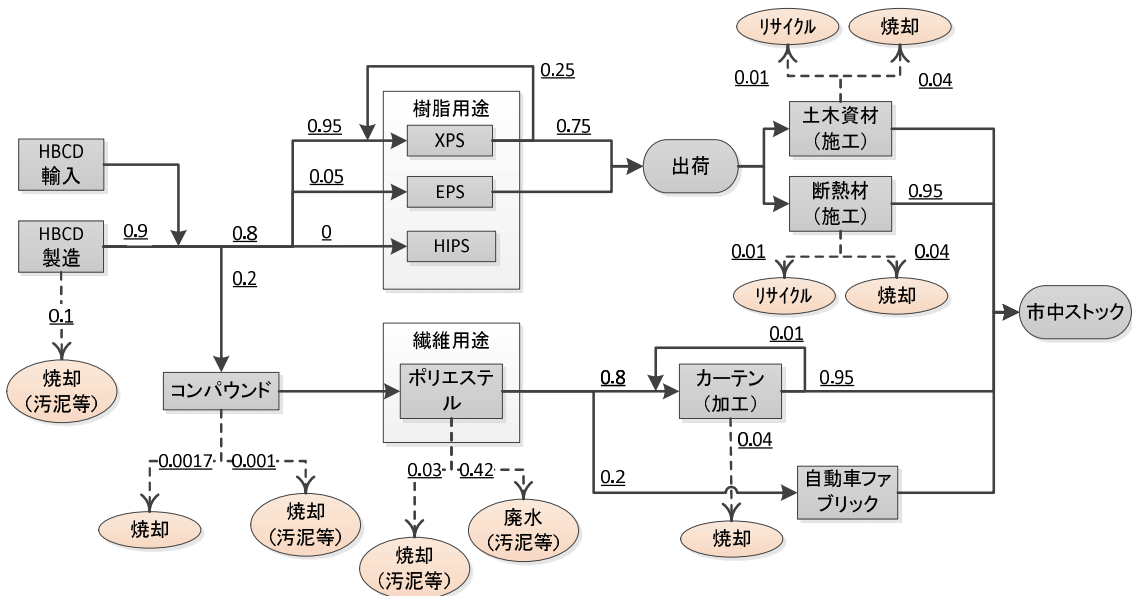
図表 6 HBCD の推定製造量、国内出荷量（単位：トン）（1986 年～2010 年）

年	製造量	国内出荷量				
		合計	樹脂用途		繊維用途	
			XPS	EPS	ポリエステル繊維 カーテン	自動車ファ ブリック
1986	225	600	456	24	96	24
1987	225	600	456	24	96	24
1988	263	700	532	28	112	28
1989	263	700	532	28	112	28
1990	263	700	532	28	112	28
1991	375	1,000	760	40	160	40
1992	525	1,400	1,064	56	224	56
1993	600	1,600	1,216	64	256	64
1994	600	1,600	1,216	64	256	64
1995	675	1,800	1,368	72	288	72
1996	750	2,000	1,520	80	320	80
1997	750	2,000	1,520	80	320	80
1998	694	1,850	1,406	74	296	74
1999	731	1,950	1,482	78	312	78
2000	750	2,000	1,520	80	320	80
2001	825	2,200	1,672	88	352	88
2002	900	2,400	1,824	96	384	96
2003	900	2,400	1,824	96	384	96
2004	975	2,600	1,976	104	416	104
2005	975	2,600	1,976	104	416	104
2006	975	2,600	1,976	104	416	104
2007	1,125	3,000	2,280	120	480	120
2008	1,125	3,000	2,280	120	480	120
2009	1,125	2,300	2,280	120	480	120
2010	1,125	2,800	2,280	120	480	120

10

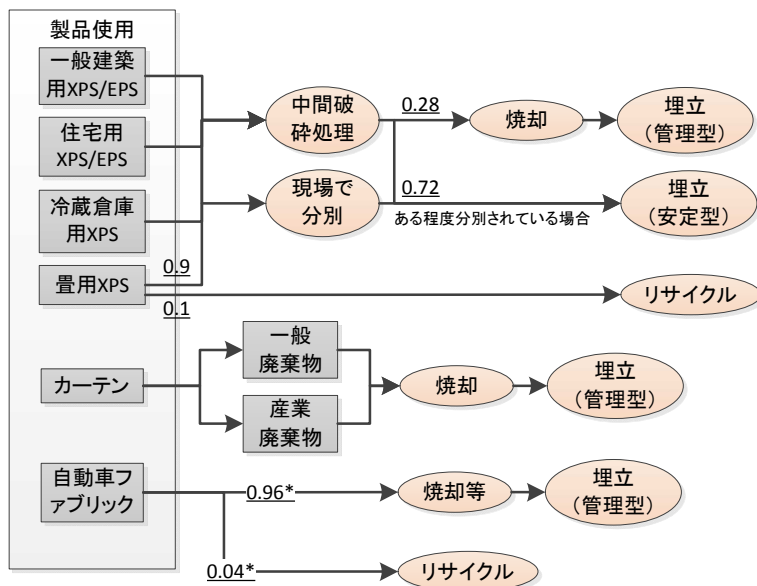
1
2
3
4
5
6

また、HBCD のマテリアルフローを図表 7 及び図表 8 に、環境排出係数を図表 9 にそれぞれ示す。これらのマテリアルフロー及び環境排出係数は、既存の知見、事業者へのヒアリング等の結果により得られた情報をもとに、現状想定しうる一定の仮定を置いて作成したものである。



図表 7 HBCD の製造～工業的使用段階におけるマテリアルフロー

7
8
9
10



図表 8 HBCD の市中ストック～廃棄段階におけるマテリアルフロー

※2013 年までの移動係数。

11
12
13
14

1
2

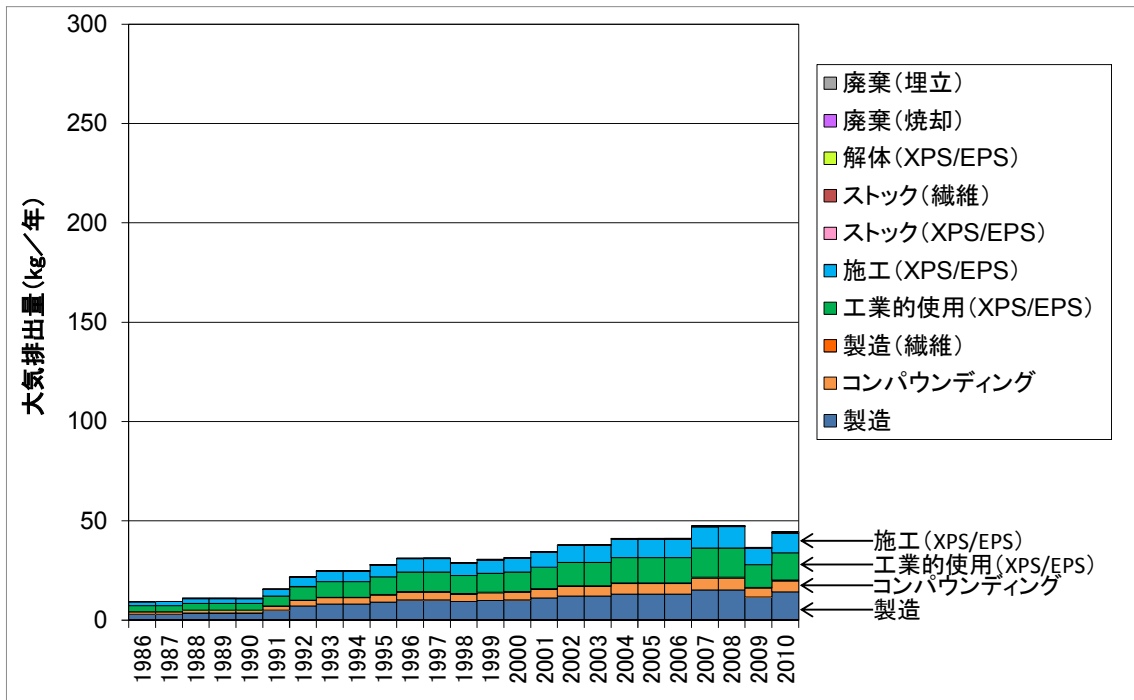
図表 9 HBCD の環境排出（速度）係数・移動係数のまとめ

ライフサイクルステージ		排出（速度）係数 ^{※1}			移動係数		
		大気	水域	土壌	廃棄物	下水汚泥	
HBCD 製造		EF	1.00E-05	4.80E-09	—	1.00E-01（焼却）	1.15E-07
工業的 使用	XPS 製造	EF	6.10E-06	1.00E-06	—	0.25（リサイクル）	—
	EPS 製造	EF	5.70E-06	5.00E-05	—	0.25（リサイクル）	—
	コンパウンディング	EF	1.00E-05	4.00E-05	—	1.7E-03（焼却）	9.60E-04
	繊維製造（難燃加工）	EF	7.00E-07	4.00E-04	—	0.45（焼却）	9.60E-03
	樹脂施工（XPS）	EF	2.50E-06	2.50E-06	—	0.04（焼却） 0.01（リサイクル）	—
	樹脂施工（EPS）	EF	5.00E-05	5.00E-05	—	0.04（焼却） 0.01（リサイクル）	—
	繊維加工	EF	—	—	—	0.04（焼却） 0.01（リサイクル）	—
市中 ストック	断熱材（XPS、EPS）	k _{EF}	0	0	—	—	—
	軽量盛土（EPS）	k _{EF}	0	$\alpha : 2.6E-06$ $\beta : 1.3E-06$ $\gamma : 9.0E-07$	—	—	—
	繊維製品（カーテン）	k _{EF}	$\alpha : 3.6E-08$ $\beta : 2.1E-08$ $\gamma : 5.1E-08$	0	—	—	—
	繊維製品 （自動車ファブリック）	k _{EF}	$\alpha : 3.6E-08$ $\beta : 2.1E-08$ $\gamma : 5.1E-08$	0	—	—	—
解体	XPS 断熱材（樹脂／樹脂）	EF	0	—	—	0.72（埋立） 0.28（焼却）	—
	EPS 断熱材（樹脂／樹脂）	EF	9.00E-05	—	—	—	—
	軽量盛土（EPS）	EF	—	—	—	—	—
	防災カーテン	EF	—	—	—	全量焼却	—
	自動車ファブリック	EF	—	—	—	0.96（焼却） ^{※2} 0.04（リサイクル） ^{※2}	—
廃棄	焼却	EF	3.50E-08	—	—	8.2E-08（埋立）	—
	埋立 （XPS）	k _{EF}	9.00E-08	$\alpha : 1.9E-06$ $\beta : 2.9E-07$ $\gamma : 1.5E-06$	—	—	—
	埋立 （EPS）	k _{EF}	9.00E-09	$\alpha : 2.6E-06$ $\beta : 1.3E-06$ $\gamma : 9.0E-07$	—	—	—
	埋立 （カーテン）	k _{EF}	$\alpha : 3.6E-08$ $\beta : 2.1E-08$ $\gamma : 5.1E-08$	$\alpha : 6.7E-06$ $\beta : 1.7E-06$ $\gamma : 9.5E-07$	—	—	—

3 ※1：EF：環境排出係数 [wt-HBCD/wt-HBCD]、
4 k_{EF}：環境排出速度係数 [wt-HBCD/wt-HBCD/year]
5 ※2：2014 年からは全量焼却に設定。
6

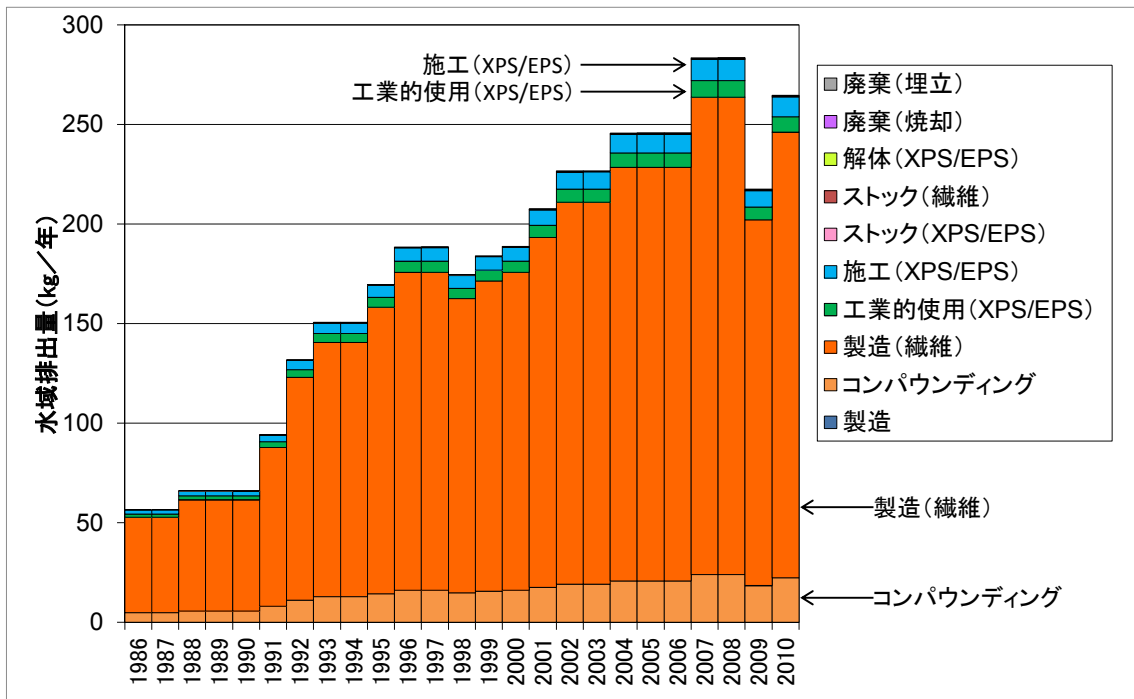
1
2
3
4
5

これらの結果に加えて、HBCD の異性体割合（熱負荷がかかる場合の異性体割合の変化を含む。）を考慮し、1986 年～2010 年の HBCD の大気及び水域への環境排出量の推定結果を図表 10 及び図表 11 に示す。



図表 10 HBCD の推定大気排出量の推移

6
7
8



図表 11 HBCD の推定水域排出量の推移

9
10
11

1 5. 2 将来の環境排出量の推定

2 化審法の追加措置による将来の環境排出量を推定するため、将来のシナリオを設定し、環境排
3 出量の推定を行う。

4 シナリオとしては、①何の対策も取られないシナリオ（参照シナリオ）と②業界の自主的な取
5 組に加えて化審法による追加措置を取ったシナリオ（措置シナリオ）の2つを想定した。具体的
6 な内容を図表 12 に示した。なお、化審法の措置の影響として、業界の自主的な段階的削減対策の
7 実施がなされることを想定に入れることとしている。

8 このシナリオによる推定製造量、国内出荷量を図表 13 及び図表 14 に示す。

9

10

図表 12 参照シナリオと措置シナリオの具体的な内容

シナリオ名	仮定	想定した具体的な取組
①参照シナリオ	HBCD の製造輸入量及び用途は一定	・ 2008 年以降、HBCD の製造輸入量及び用途は一定
②措置シナリオ	2013 年末に HBCD の製造輸入・使用の禁止	<ul style="list-style-type: none"> ・ HBCD 製造輸入 2013 年末に全廃 ・ XPS 製造 2013 年末に HBCD の使用を全廃 ・ EPS 製造 2010 年末までに 5%、 2011 年末までに 10%、 2012 年末までに 100%削減 (2012 年は平均して 55%の削減と仮定。) ・ カーテン製造（染色を含む。） 2009 年度末までに 4%、 2011 年度末までに 45%、 2013 年度までに 100%削減 (2012 年度末は平均して 72.5%の削減と仮定。) ・ 自動車ファブリック製造 2010 年末までに 100%削減

11

1
2

図表 13 HBCD の推定製造量、国内出荷量（単位：トン）（参照シナリオ）

年	製造量	輸入量	国内出荷量				
			合計	樹脂用途		繊維用途	
				XPS	EPS	ポリエステル繊維	
カーテン	自動車ファブリック						
2008	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2009	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2010	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2011	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2012	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2013	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2014	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2015	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2016	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2017	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2018	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2019	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2020	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2021	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2022	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2023	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2024	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2025	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120

3
4
5

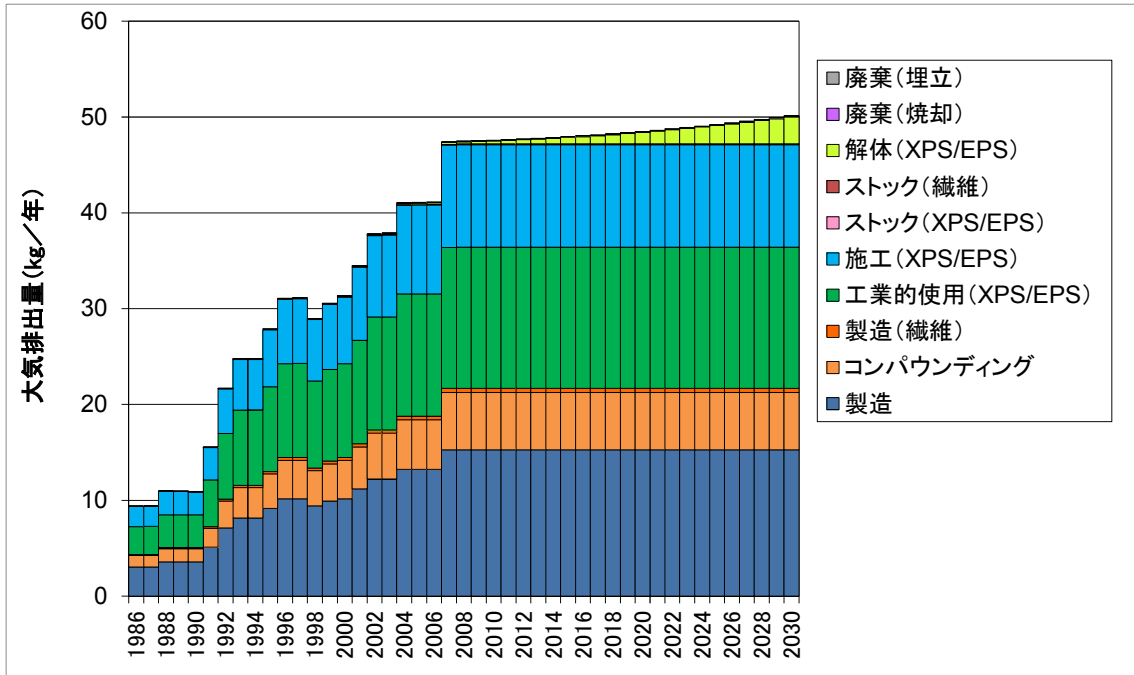
図表 14 HBCD の推定製造量、国内出荷量（単位：トン）（措置シナリオ）

年	製造量	輸入量	国内出荷量				
			合計	樹脂用途		繊維用途	
				XPS	EPS	ポリエステル繊維	
カーテン	自動車ファブリック						
2008	1,250	1,875	3,000	2,280	120	480	120
2009	958	1,438	2,300	1,748	92	368	92
2010	1,167	1,750	2,800	2,128	112	448	112
2011	1,055	1,582	2,531	2,166	101	264	0
2012	979	1,468	2,348	2,166	50	132	0
2013	903	1,354	2,166	2,166	0	0	0
2014	0	0	0	0	0	0	0
2015	0	0	0	0	0	0	0
2016	0	0	0	0	0	0	0
2017	0	0	0	0	0	0	0
2018	0	0	0	0	0	0	0
2019	0	0	0	0	0	0	0
2020	0	0	0	0	0	0	0
2021	0	0	0	0	0	0	0
2022	0	0	0	0	0	0	0
2023	0	0	0	0	0	0	0
2024	0	0	0	0	0	0	0
2025	0	0	0	0	0	0	0

6

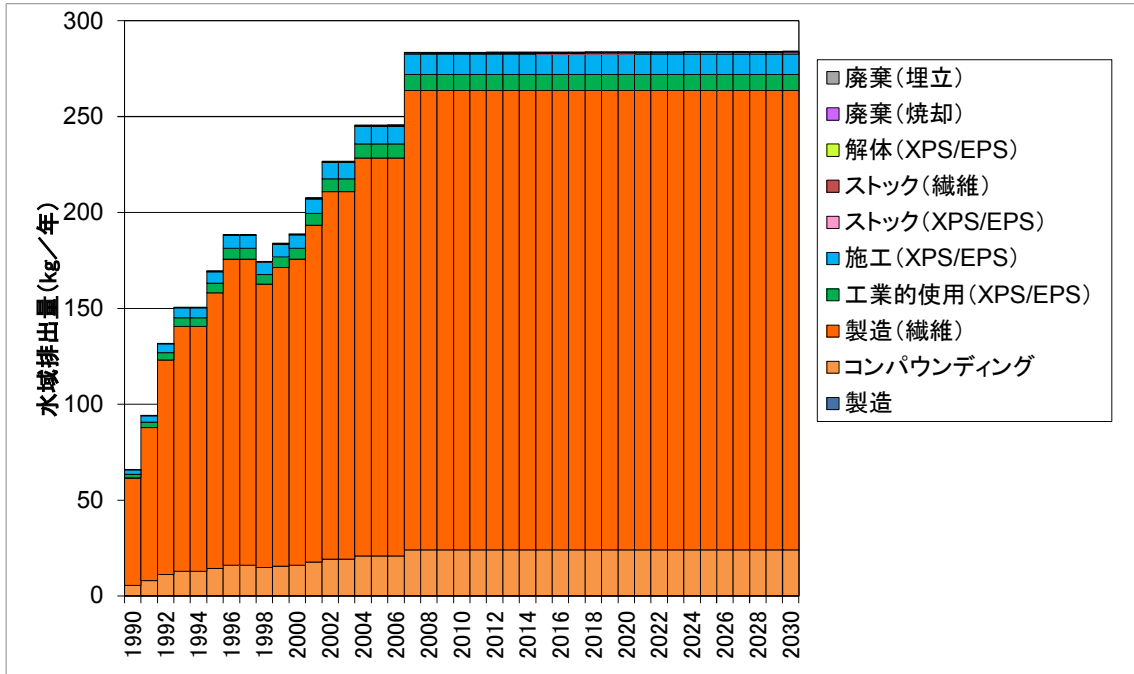
1
2
3
4

以上を踏まえ、シナリオ毎の大気及び水域への環境排出量の推定結果を図表 15、図表 16、図表 17 及び図表 18 に示す。



図表 15 推定大気排出量 (参照シナリオ)

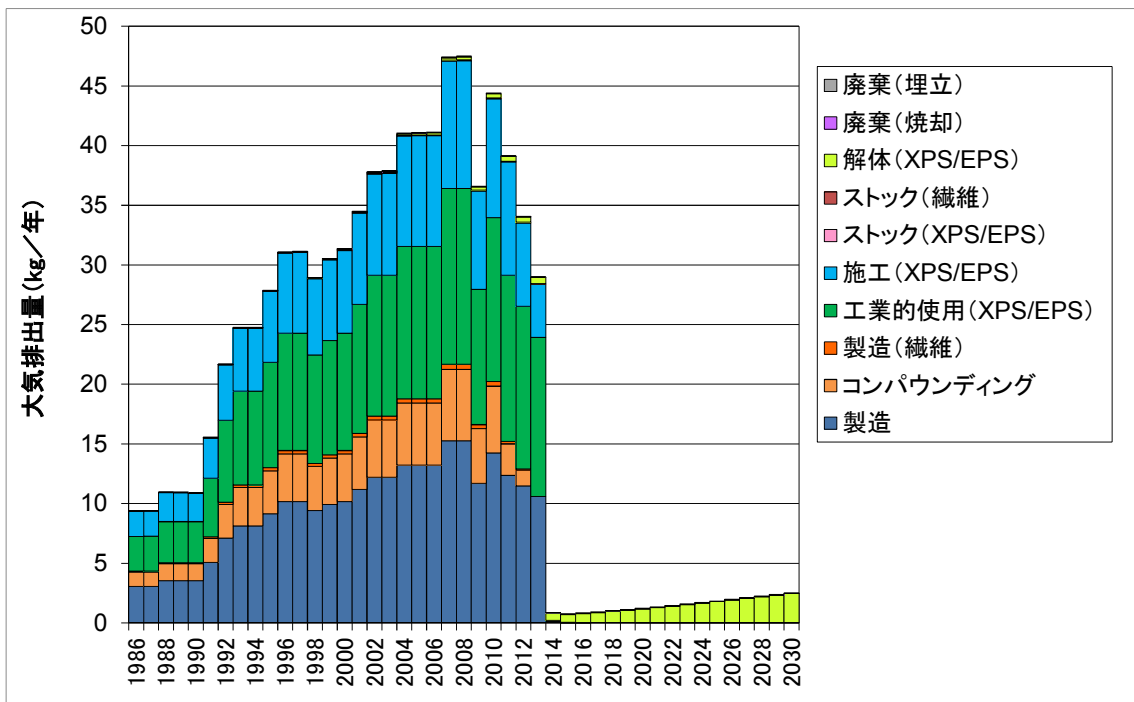
5
6
7



図表 16 推定水域排出量 (参照シナリオ)

8
9
10
11

1

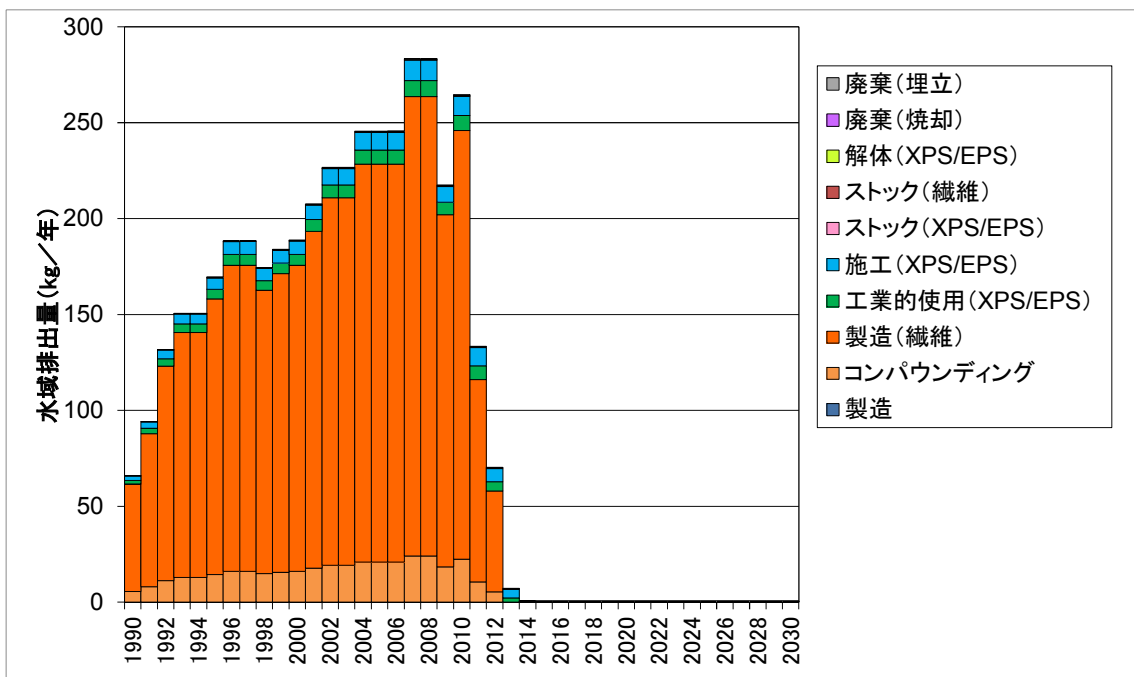


図表 17 推定大気排出量 (措置シナリオ)

2

3

4



図表 18 推定水域排出量 (措置シナリオ)

5

6

7

8

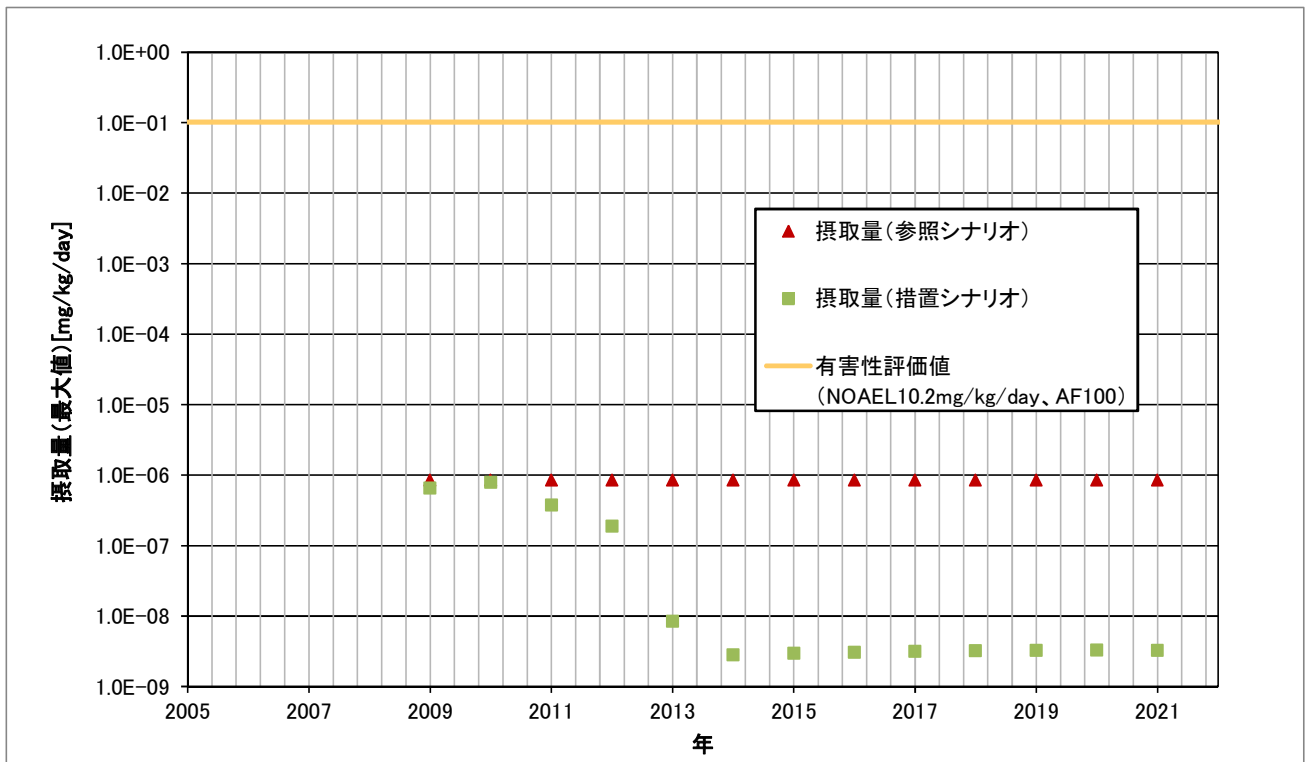
1 5. 3 G-CIEMS を用いた過去から将来にわたる環境中濃度の推定

2 これまで推計した環境排出量を用いて、過去から将来にわたる HBCD の暴露評価及びリスクの推
3 計を行った。環境中濃度予測モデルとしては G-CIEMS を用いることとし、推定環境排出量につい
4 ては工業統計等を用いて都道府県別に割り振り、さらに製造品出荷額等からメッシュデータに割
5 り当てることとでモデルに入力することとした。

6
7 5. 4 G-CIEMS を用いた人健康に関する暴露評価、リスク推計結果

8 G-CIEMS モデルを用いて人の摂取量を計算する際には、各流域の水質濃度と、その上空の大気濃
9 度（複数メッシュが該当する場合にはその中での最大値）を、化審法の優先評価化学物質のリス
10 ク評価手法に採用されている摂取モデルに用いた。なお、摂取量の計算においては、摂取媒体の
11 近郊割合を考慮し、着目流域からの暴露分と当該流域以外の暴露分（全国濃度の平均）とを合計
12 値を用いることとした。シナリオ別の最大摂取量の経年変化と有害性評価値との比較を図表 19 に
13 示した。

14



15

16 図表 19 シナリオ別最大摂取量の経年変化と有害性評価値との比較

17 ※シナリオ別に HBCD の排出源及び排出量が異なり、最大摂取量の地点が異なるため、2009 年以降の最大摂取
18 量はシナリオごとで差異が生じる。

19

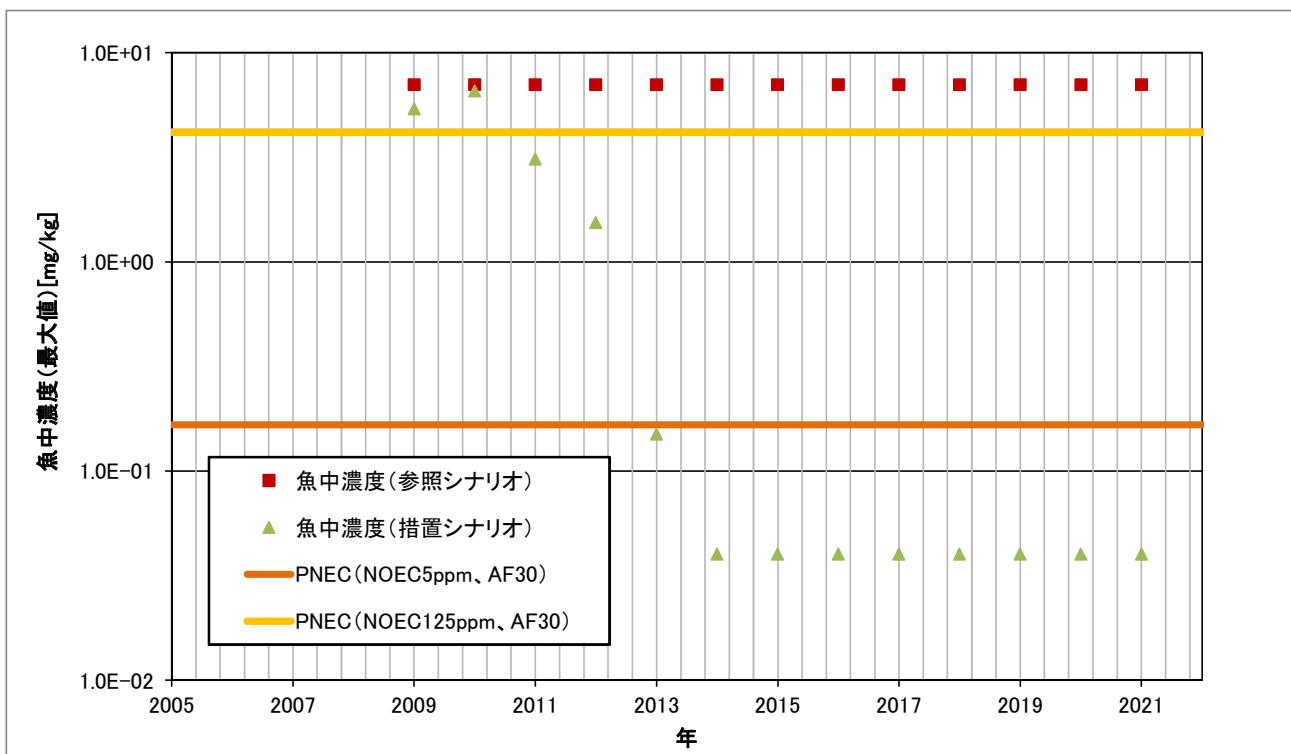
20

21

1
2
3
4
5
6
7
8
9

5. 5 G-CIEMS を用いた高次捕食動物に関する暴露評価、リスク推計結果

G-CIEMS モデルを用いて高次捕食動物の暴露量を計算する際には、食物連鎖を通じた暴露経路として、水質濃度から魚類を通して鳥類へと暴露するケースを想定した。魚類の濃度については水質濃度に生物濃縮係数 (BCF) をかけることで算出した。なお、大気からの吸引暴露するケースや大気からの沈着を通して陸域餌生物から暴露するケースも想定されるが、評価手法が整理されていないことから今回の計算では除外することとした。シナリオ別の最大魚類濃度 (鳥類の摂取量) の経年変化と有害性評価値との比較を図表 20 に示した。



図表 20 シナリオ別最大魚類濃度の経年変化と有害性評価値との比較

10
11
12
13
14
15

※シナリオ別に HBCD の排出源及び排出量が異なり、最大魚中濃度が計算される地点が異なるため、2009 年以降の最大魚中濃度はシナリオごとで差異が生じる。

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20

6. まとめ

本リスク評価では、既存の知見による人健康及び高次捕食動物についての有害性評価と、モニタリングデータを用いた暴露評価、各シナリオに基づく過去から将来までの推定環境排出量により G-CIEMS を用いた環境予測濃度による暴露評価とによりリスク推計を行った。

環境省が HBCD 排出源近傍又は濃度が高いと予測される地域において平成 21 年度から 24 年度に実施したモニタリングデータに基づいたリスク評価の結果、予測最大ばく露量と、HBCD の毒性データを基にした人及び高次捕食動物の無毒性量・予測無影響濃度を比較し、生態影響に関して、現時点では、リスク懸念箇所が複数存在することが明らかとなった。一方、人健康への影響に関しては、リスク懸念箇所は、確認できなかった。

また、今後、HBCD の製造・輸入・使用禁止措置を講じるシナリオとこれらの措置を講じないシナリオを設定し、将来の環境リスクを推計し、評価した。その結果、HBCD の製造・輸入・使用禁止措置を講じるシナリオでは、環境リスクが低減し、予測最大ばく露量は、HBCD の毒性データを基にした人及び高次捕食動物の無毒性量・予測無影響濃度を下回るとの予測結果が得られた。

したがって、現時点で得られている情報からは、2013 年末に化審法に基づく製造・輸入・使用禁止措置を導入することによりリスクの懸念は著しく減少することが予想され、環境汚染の進行を防止するために製品の回収等の追加措置を講ずる必要性は認められないと考えられる。ただし、今後とも継続して HBCD の環境モニタリングを実施し、状況に応じて、必要な措置を講ずる必要がある。