

34 . トリフェニルスズ

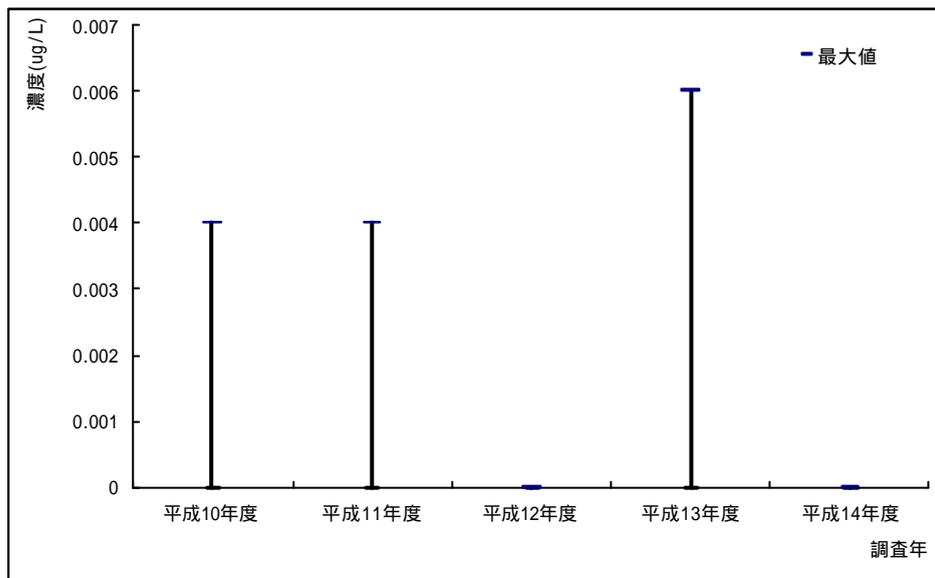
使用量およびその推移

農薬登録失効（塩化トリフェニルスズ 1975 年、酢酸トリフェニルスズ 1977 年、水酸化トリフェニルスズ 1990 年農薬法）第 2 種特定化学物質（8 種の化合物として 1990 年化審法）

最後の原体（水酸化トリフェニルスズ）使用量は 50t(1990 年)で前年(67t)と比較して減少した。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度					
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	
34	トリフェニルスズ	最大値(ug/L)	0.004	0.004		0.006	
		検出限界値(ug/L)	0.001-4	0.001	0.001	0.001	0.001
		検出数	1	1	0	1	0
		検体数	428	170	171	171	75

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	環境実態調査	0/75	ND(<0.001) $\mu\text{g/L}$
底質調査	環境実態調査	12/24	ND(<0.1) - 3.1 $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル)	0/5	ND(<0.2-1) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル)	0/1	ND(<0.2) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(カワウ)	2/10	ND(<1) - 2.4 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(トビ)	7/8	ND(<1) - 12 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(イヌワシ)	0/1	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(クマタカ卵)	0/1	ND(<0.2) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ハシブトガラス)	0/12	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(スナメリ)	10/10	1.3 - 140 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ニホンザル)	0/10	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(タヌキ)	0/10	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	実態調査	1/171	ND(<0.001) - 0.006 $\mu\text{g/L}$
底質調査	実態調査	19/48	ND(<0.1) - 18 $\mu\text{g/kg}$
大気調査	環境実態調査	0/18	ND(<0.002) ng/m^3
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	26/26	0.68 - 13 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(猛禽類)	0/15	ND(<0.053-0.3) $\mu\text{g/L}$
	環境実態調査(猛禽類卵)	0/4	ND(<0.016-0.043) $\mu\text{g/L}$

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	0/171	ND(<0.001) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	14/48	ND(<0.1) - 10 $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	影響実態調査(カワウ)	26/30	ND(<0.3-3.2) - 8.2 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(カワウ卵)	51/90	ND(<1.8-3.3) - 7.1 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(猛禽類)	12/44	ND(<0.16-2.8) - 17 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(猛禽類卵)	0/6	ND(<0.04-0.67) $\mu\text{g/kg}$

1.4. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	1/170	ND(<0.001) - 0.004 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	20/48	ND(<0.1) - 7.1 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$

1.5. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	1/275	ND(<0.001)–0.004 $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/4	ND(<4) $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.002) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	29/152	ND(<0.1)–16 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	70/141	ND(<1)–210 $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	108/145	ND(<0.3)–99 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（クジラ類）	12/26	ND(<20-50)–60 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（アザラシ類）	0/19	ND(<20-200) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（ドバト）	0/31	ND(<200) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（トビ）	3/26	ND(<2-200)–10 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（シマフクロウ）	2/5	ND(<2)–3 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（猛禽類）	0/30	ND(<200) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<200) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（ニホンザル）	0/41	ND(<200) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（クマ類）	0/17	ND(<50-200) $\mu\text{g/kg}$
影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<50-200) $\mu\text{g/kg}$	

2. 国内の過去の測定値

調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	195/1,478	ND(<0.00005-35) - 0.09 $\mu\text{g/L}$
底質調査	786/1,465	ND(<0.0226-170) - 1,100 $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査(魚類)	468/1,069	ND(<0.3-75) - 2,600 $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査(鳥類)	10/125	ND(<20) - 50 $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査(貝類)	90/376	ND(<20) - 450 $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

同族体名	作用濃度	作用内容
bis-酸化トリフェニルスズ	0.1 µg/L	4週間の曝露期間中のクモヒトデ類(<i>Ophioderma brevispina</i>)の腕の再生を阻害した濃度 ¹⁾
塩化トリフェニルスズ	0.02 µg/L	3ヶ月曝露した成熟ヨーロッパチヂミボラ(<i>Nucella lapillus</i>)雌で細胞(本鰓、嗅検器、外套膜付随性腺)に異常増殖が認められる個体数の有意な高値が認められた濃度 ⁶⁾
	0.0276 ~ 1.8595 µg/L	60日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、死亡率、肝臓中ビテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査、生殖腺指数及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ⁷⁾
	0.118 ~ 2.890 µg/L	21日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ⁷⁾
	0.14 µg/L	4ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝(<i>Marisa cornuarietis</i>)雌で陰莖鞘長及びVDSI(imposexの指標)の高値、累積産卵容積、累積三叉卵数及び産卵容積当卵数の低値が認められた濃度 ⁶⁾
	0.32 µg/L	3ヶ月間曝露した成熟ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)雄で前立腺長の低値、外套膜付随性腺の萎縮が認められた濃度 ⁶⁾
	0.47 µg/L	4ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝(<i>M. cornuarietis</i>)雄で陰莖長の高値が認められた濃度 ⁶⁾
	0.2 µgSn/L =0.6 µg/L ^{注1)}	14日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>Nucella lapillus</i>)でインポセックスが認められなかった濃度 ⁴⁾
	1.5 µg/L	2ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝(<i>M. cornuarietis</i>)雄で精子細胞産生の完全阻害が認められた濃度 ⁶⁾
	6.6 µg/L	4日間の曝露期間中のヨーロッパミノー(<i>Phoxinus phoxinus</i>)の稚魚に形態異常が認められた濃度 ²⁾
	15.9 µg/L	3~6日間の曝露期間中のヨーロッパミノー(<i>P. phoxinus</i>)の孵化に影響が認められた濃度 ²⁾
	3,855 µg/L	シロボヤ(<i>Styela plicata</i>)幼生の発生を阻害した濃度 ³⁾
水酸化トリフェニルスズ	3,670 µg/L	シロボヤ(<i>S. plicata</i>)幼生の発生を阻害した濃度 ³⁾
酢酸トリフェニルスズ	0.5 µg/L	96時間の曝露期間中のゼブラフィッシュ(<i>Danio rerio</i>)卵に孵化遅延が認められた濃度 ⁵⁾
	25 µg/L	96時間曝露後のゼブラフィッシュ(<i>D. rerio</i>)稚魚の死亡率の増加、骨格奇形、卵黄嚢吸収の遅延、心臓と卵黄嚢に水腫が認められた濃度 ⁵⁾
	41 µg/L	シロボヤ(<i>S. plicata</i>)幼生の発生を阻害した濃度 ³⁾

注 1)スズの原子量を 118.69、塩化トリフェニルスズの分子量を 385.46 として換算した値。bis-酸化トリフェニルスズ、酢酸トリフェニルスズ及び水酸化トリフェニルスズについても、文献の信頼性評価により信頼性が認められた報告が得られたが、環境中では塩化トリフェニルスズとして測定されているため、5 . まとめには使用しなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5 . まとめ

水質調査において測定値は検出限界値未満であったが、底質及び野生生物調査の一部で検出された。底質調査において測定された最高値 3.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ は、平成 13 年度の最高値 18 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 、平成 12 年度の最高値 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 、平成 11 年度の最高値 7.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 、平成 10 年度の最高値 16 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 及び国内の過去の最高値 1,100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ を下回っていた。野生生物調査(カワウ)で測定された最高値 2.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ は、平成 13 年度の最高値 13 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 、平成 12 年度の最高値 8.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ を下回っていた。野生生物調査(トビ)で測定された最高値 12 $\mu\text{g}/\text{kg}$ は、平成 10 年度の最高値 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ を上回っていた。

なお、平成 13 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 12 年度の底質及び野生生物調査、平成 11 年度の水質及び底質調査、平成 10 年度の水質、底質、水生生物(魚類)及び野生生物調査の一部で検出された。

水質調査で測定された最高濃度 0.006 $\mu\text{g}/\text{L}$ (平成 13 年度、塩化トリフェニルスズとして記載されている)と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 0.02 $\mu\text{g}/\text{L}$ を比較するとその比は 0.001 以上であった。

6 . 参考文献

- 1)Walsh,G.E.,L.L.McLaughlin,M.K.Louie,C.H.Deans and E.M.Lores(1986)
Inhibition of arm regeneration by *Ophioderma brevispina*(Echinodermata, Ophiuroidea) by tributyltin oxide and triphenyltin oxide. *Ecotoxicology and Environmental Safety*,12,95-100.
- 2)Fent,K. and W.Meier(1994)Effects of triphenyltin on fish early life stages. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*,27,224-231.
- 3)Cima,F.,L.Ballarín,G.Bressa,G.Martinucci and P.Burighel(1996)Toxicity of organotin compounds on embryos of a marine invertebrate(*Styela plicata*; Tunicata).*Ecotoxicology and Environmental Safety*,35,174-182.
- 4)Bryan,G.W.,P.E.Gibbs and G.R.Burt(1988)A comparison of the effectiveness of tri-*n*-butyltin chloride and five other organotin compounds in promoting the development of imposex in the dog-whelk *Nucella lapillus*.*J.Mar.Biol.Ass.UK*,

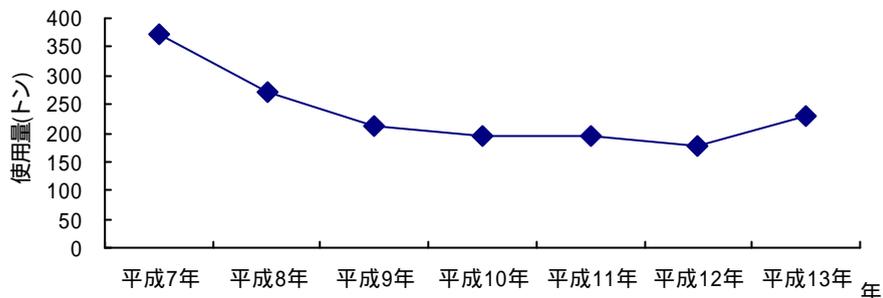
Vol.68,733-744

- 5) Strmac, M. and T. Braunbeck (1999) Effects of triphenyltin acetate on survival, hatching success, and liver ultrastructure of early life stages of zebrafish (*Danio rerio*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44, 25-39.
- 6) Schulte-Oehlmann, U., M. Tillmann, B. Markert and J. Oehlmann (2000) Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails (Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part 1: Triphenyltin as xeno-androgens. *Ecotoxicology*, 9, 399-412.
- 7) 環境省環境保健部(2002)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案)、平成14年度第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料

35.トリフルラリン

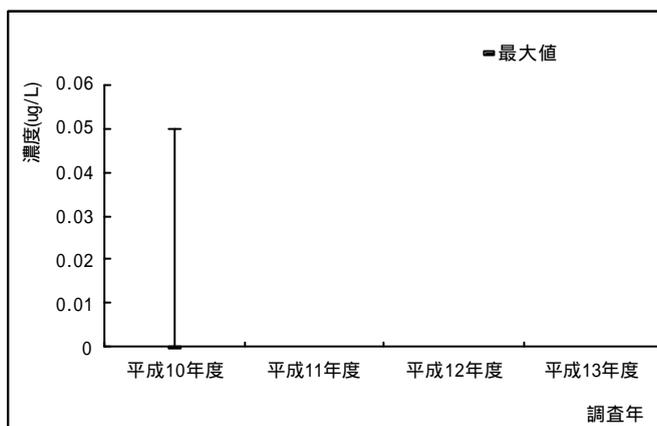
使用量およびその推移

原体使用量は 231t(2001 年、平成 13 年)で前年(178t)と比較して増加した。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度	平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度
35	トリフルラリン	最大値(ug/L)	0.05			
		検出限界値(ug/L)	0.01-0.05		0.01	
		検出数	1		0	
		検体数	772		25	

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル)	0/5	ND(<3-30) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル)	0/1	ND(<4) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(カワウ)	1/10	ND(<0.05) - 0.5 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(トビ)	0/8	ND(<0.05) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ハシブトガラス)	0/12	ND(<0.05-0.1) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(スナメリ)	5/10	ND(<1) - 5 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ニホンザル)	0/10	ND(<0.05) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(タヌキ)	0/10	ND(<0.05) $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	0/26	ND(<0.61-2.9) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(猛禽類)	0/13	ND(<3.2-11) $\mu\text{g/kg}$

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬の環境動態調査	0/25	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬の環境動態調査	0/15	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 (魚類)	農薬の環境動態調査	1/4	ND(<1) - 2 $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	影響実態調査(カワウ)	28/30	ND(<0.37-6.1) - 0.92 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(カワウ卵)	0/10	ND(<4.1-8.7) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(猛禽類)	23/44	ND(<1.3-17) - 12 $\mu\text{g/kg}$

1.4. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	農薬等の環境残留実態調査（第一回）	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査（第二回）	0/249	ND(<0.05) μg/L
	農薬等の環境残留実態調査（第三回）	1/249	ND(<0.05)–0.05 μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/6	ND(<0.05) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.01) μg/L
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/8	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<0.7-3.5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<0.7-1.2) μg/kg
水生生物調査（魚類）	農薬等の環境残留実態調査	8/48	ND(<2)–4 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	3/145	ND(<1)–11 μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/31	ND(<0.5-2) μg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<1-2.5) μg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<2-50) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/30	ND(<0.009-0.02) μg/L
底質調査	0/30	ND(<0.57-2.5) μg/kg
水生生物調査（魚類）	0/30	ND(<0.47-1) μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
魚類調査	五大湖	ND(<3)–126 μg/kg 126 μg/kg は、1983 年ミシガン湖で採集されたコイ (<i>Cyprinus carpio</i>) での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）
 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）は得られなかった。

5. まとめ

野生生物調査の一部で検出された。野生生物調査（カワウ）において測定された最高値 0.45 μg/kg は平成 12 年度の最高値 0.92 μg/kg を下回っていた。

なお、平成 12 年度の水生生物（魚類）及び野生生物調査、平成 10 年度の水質、水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1) Camanzo, J., C.P. Rice, D.J. Jude and R. Rossmann (1987) Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983. J. Great Lake Res., Vol. 13, No. 3, 296-309.

36. 4-n-ペンチルフェノール

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル)	0/5	ND(<0.5-2) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル)	0/1	ND(<0.6) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(カワウ)	0/10	ND(<0.5) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(トビ)	0/8	ND(<0.5) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ハシブトガラス)	0/12	ND(<0.5-2) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ニホンザル)	0/10	ND(<0.5) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(タヌキ)	0/10	ND(<0.5) $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	実態調査	1/171	ND(<0.01) - 0.01 $\mu\text{g/L}$
底質調査	実態調査	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$
大気調査	環境実態調査	0/21	ND(<0.2) ng/m^3
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	0/26	ND(<0.14-31) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(猛禽類)	1/13	ND(<5-20) - 17 $\mu\text{g/kg}$

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	0/171	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	影響実態調査(カワウ)	0/30	ND(<0.41-14) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(カワウ卵)	0/10	ND(<2.9-3) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(猛禽類)	11/44	ND(<0.05-1.1) - 6.7 $\mu\text{g/kg}$

1.4. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（秋期）	2/12	ND(<0.01) - 0.03 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$

1.5. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<5) - 15 $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

異性体名	作用濃度	作用内容
4- <i>t</i> -ペンチルフェノール ^{注)}	10 µg/L	21 日間曝露した幼若ファットヘッドミノー (<i>Pimephales promelas</i>) で体内ビテロジェニン濃度の高値が認められた濃度 ⁴⁾
	32 µg/L	3 ヶ月曝露後、成熟した雄コイ (<i>Cyprinus carpio</i>) で生殖腺指数、精小葉の直径が有意に減少した濃度 ¹⁾
	100 µg/L	30 日間曝露後、遺伝的に全てが雄になるコイ (<i>C. carpio</i>) で、輸卵管が形成された濃度 ²⁾
	256 µg/L	30 日間曝露後、雄コイ (<i>C. carpio</i>) の血清中ビテロジェニン値が増加した濃度 ³⁾
	320 µg/L	90 日間曝露後、遺伝的に全てが雄になるコイ (<i>C. carpio</i>) で、精巣内卵が形成された濃度 ²⁾
	1,000 µg/L	90 日間曝露後、遺伝的に全てが雄になるコイ (<i>C. carpio</i>) で、精子形成阻害が認められた濃度 ²⁾
	1,000 µg/L	2 ヶ月間曝露後、成熟した雄コイ (<i>C. carpio</i>) で、血清中ビテロジェニン値が増加した濃度 ¹⁾

注)4-*n*-ペンチルフェノールに関する内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）は得られなかった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

なお、平成 13 年度の水質調査、平成 12 年度の野生生物調査、平成 11 年度の水質調査及び平成 10 年度の土壌調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) Gimeno, S., H. Komen, S. Jobling, J. Sumpter and Browmer, T. (1998) Demasculinisation of sexually mature male common carp, *Cyprinus carpio*, exposed to 4-*tert*-pentylphenol during spermatogenesis. *Aquatic Toxicology*, 43, 93-109.
- 2) Gimeno, S., A. Gerritsen, T. Bowmer and H. Komen (1996) Feminization of male carp. *Nature*, Vol. 384, 221-222.
- 3) Gimeno, S., H. Komen, A. G. M. Gerritsen and T. Bowmer, (1998) Feminization of young males of the common carp, *Cyprinus carpio*, exposed to 4-*tert*-pentylphenol during sexual differentiation. *Aquatic Toxicology*, 43, 77-92.
- 4) Panter, G. H., T. H. Hutchinson, R. Lange, C. M. Lye, J. P. Sumpter, M. Zerulla and C. R. Tyler (2002) Utility of a juvenile fathead minnow screening assay for detecting (anti-)estrogenic substances. *Environmental Toxicology and*

Chemistry, 21, 2, 319-326.

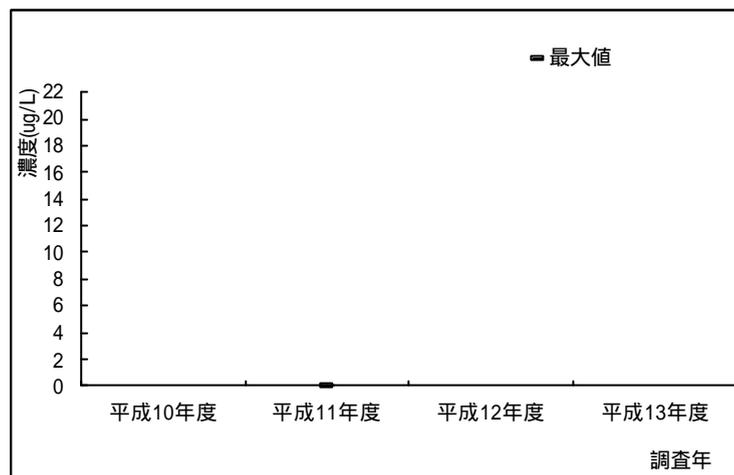
36. 4-n-ヘキシルフェノール

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度	平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度
36	4-n-ヘキシルフェノール	最大値(ug/L)		0.01		
		検出限界値(ug/L)	0.01	0.01	0.01	0.01
		検出数	0	1	0	0
		検体数	415	194	171	171

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	実態調査	0/171	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	実態調査	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$
大気調査	環境実態調査	0/21	ND(<0.07) ng/m^3

1.2. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	0/171	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$

1.3. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（秋期）	1/12	ND(<0.01) - 0.01 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$

1.4. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）は得られなかった。

5. まとめ

何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

なお、平成11年度の水質調査（建設省）の一部で検出された。

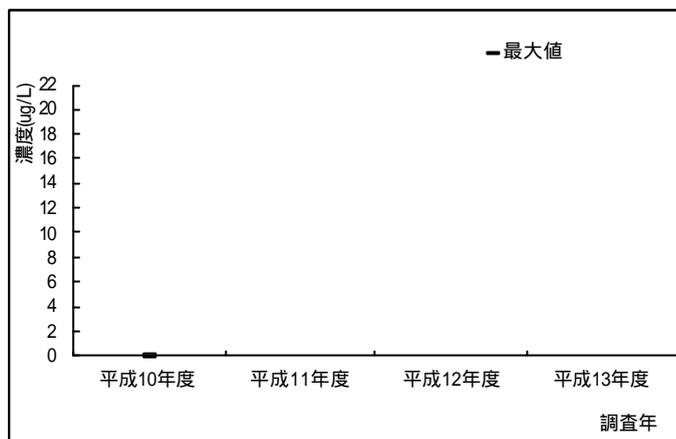
36. 4-n-ヘブチルフェノール

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

使用量に関する報告は得られなかった。

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度	平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度
36	4-n-ヘブチルフェノール	最大値(ug/L)	0.06			
		検出限界値(ug/L)	0.01	0.01	0.01	0.01
		検出数	8	0	0	0
		検体数	415	194	171	171

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	実態調査	0/171	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	実態調査	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$
大気調査	環境実態調査	1/21	ND(<0.05) - 0.10ng/m ³

1.2. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	0/171	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg}$

1.3. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) μg/kg
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) μg/kg
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) μg/kg

1.4. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	5/130	ND(<0.01)–0.06 μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	3/275	ND(<0.01)–0.04 μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<5) μg/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

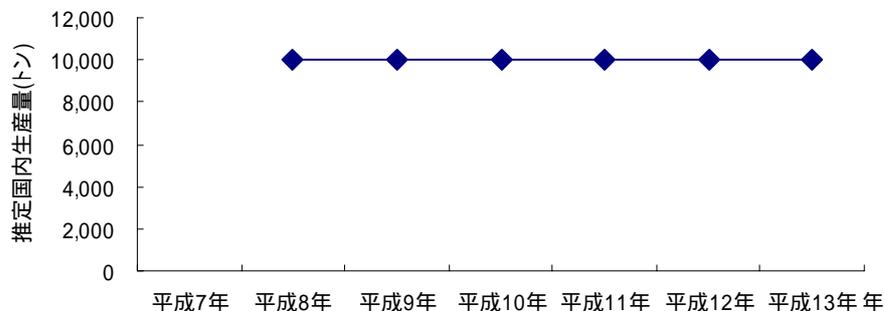
水質及び底質調査において測定値は検出限界値未満であったが、大気調査の一部で検出された。

なお、平成10年度の水質調査の一部で検出された。

36. 4-オクチルフェノール

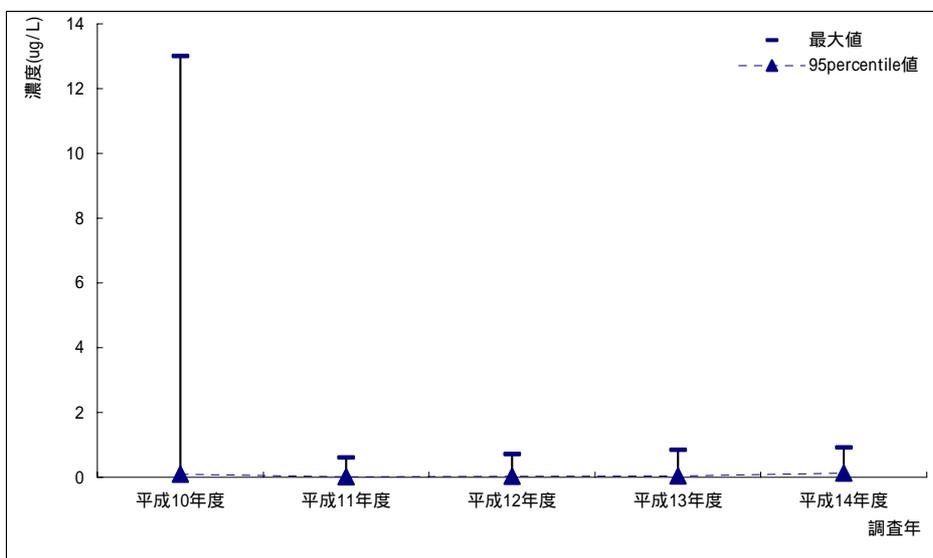
生産量およびその推移

推定国内生産量は10,000t(2001年、平成13年)で前年推定量(10,000t)と比較して横這いであった。



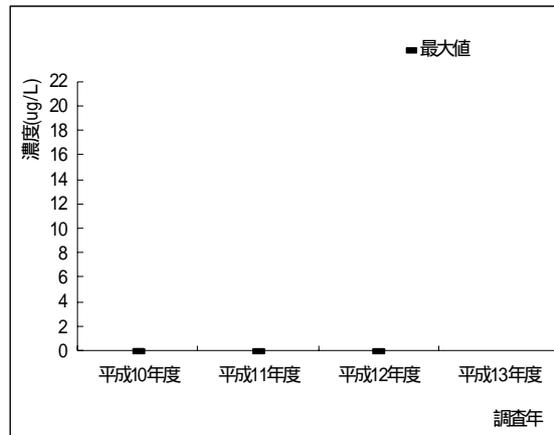
環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度					
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	
36	4-t-オクチルフェノール	95percentile値(ug/L)	0.1	0.02	0.03	0.04	0.13
		最大値(ug/L)	13	0.61	0.72	0.85	0.92
		検出限界値(ug/L)	0.01-0.1	0.01	0.01	0.01	0.01
		検出数	241	87	44	48	47
		検体数	941	633	302	288	135

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。



SPEED 98	物質名	年度	平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度
36	4-n-オクチルフェノール	最大値(ug/L)	0.1	0.03	0.01	
		検出限界値(ug/L)	0.01-0.1	0.01	0.01	0.01
		検出数	1	2	1	0
		検体数	941	633	171	171

図 水質調査結果

1 . 環境実態調査結果

1 . 1 . 平成14年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	環境実態調査	4-t-オクチルフェノール	41/91	ND(<0.01) - 0.92 μg/L
	国土交通省実態調査	4-t-オクチルフェノール	6/44	ND(<0.01) - 0.07 μg/L
底質調査	環境実態調査	4-t-オクチルフェノール	23/24	ND(<1) - 93 μg/kg
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル)	4-t-オクチルフェノール	0/5	ND(<0.2-0.7) μg/kg
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル)	4-t-オクチルフェノール	0/1	ND(<0.2) μg/kg
	環境実態調査(カワウ)	4-t-オクチルフェノール	0/10	ND(<0.5) μg/kg
	環境実態調査(トビ)	4-t-オクチルフェノール	0/8	ND(<0.5) μg/kg
	環境実態調査(ハシブトガラス)	4-t-オクチルフェノール	0/12	ND(<0.5-2) μg/kg
	環境実態調査(ニホンザル)	4-t-オクチルフェノール	0/10	ND(<0.5) μg/kg
	環境実態調査(タヌキ)	4-t-オクチルフェノール	0/10	ND(<0.5) μg/kg

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	実態調査	4-t-オキシルフェノール	38/171	ND(<0.01) - 0.85 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	0/171	ND(<0.01) μg/L
	国土交通省内分泌攪乱化学物質存在状況調査	4-t-オキシルフェノール	10/117	ND(<0.01) - 0.11 μg/L
底質調査	実態調査	4-t-オキシルフェノール	25/48	ND(<1.5) - 46 μg/kg
		4-n-オキシルフェノール	0/48	ND(<1.5) μg/kg
	国土交通省内分泌攪乱化学物質存在状況調査	4-t-オキシルフェノール	3/9	ND(<1.0) - 15.6 μg/kg
大気調査	環境実態調査	4-t-オキシルフェノール	0/21	ND(<0.2)ng/m ³
		4-n-オキシルフェノール	0/21	ND(<0.09)ng/m ³
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	4-t-オキシルフェノール	14/26	ND(<0.13-0.2) - 27 μg/kg
	環境実態調査(猛禽類)	4-t-オキシルフェノール	0/13	ND(<1.1-4.2) μg/kg

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	4-t-オキシルフェノール	34/171	ND(<0.01) - 0.72 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	1/171	ND(<0.01) - 0.01 μg/L
	国土交通省地点別河川測定調査(秋期)	4-t-オキシルフェノール	10/131	ND(<0.01) - 0.13 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	4-t-オキシルフェノール	26/48	ND(<1.5) - 160 μg/kg
		4-n-オキシルフェノール	0/48	ND(<1.5) μg/kg
	国土交通省地点別河川測定調査(秋期)	4-t-オキシルフェノール	2/14	ND(<1) - 59 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査(カワウ)	4-t-オキシルフェノール	26/30	ND(<0.18-1.7) - 5.6 μg/kg
		4-n-オキシルフェノール	0/30	ND(<0.03-1.2) μg/kg
	影響実態調査(カワウ卵)	4-t-オキシルフェノール	0/10	ND(<1.6) μg/kg
		4-n-オキシルフェノール	0/10	ND(<1.6-1.7) μg/kg
	影響実態調査(猛禽類)	4-t-オキシルフェノール	16/44	ND(<0.06-1.5) - 23 μg/kg
		4-n-オキシルフェノール	0/44	ND(<0.03-2.9) μg/kg

1.4. 平成11年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（秋季）	4-t-オクチルフェノール	28/170	ND(<0.01) - 0.61 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	0/170	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（春期）	4-t-オクチルフェノール	8/31	ND(<0.01) - 0.10 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	1/31	ND(<0.01) - 0.01 μg/L
	建設省実態調査（夏期）	4-t-オクチルフェノール	24/261	ND(<0.01) - 0.24 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	0/261	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	4-t-オクチルフェノール	18/140	ND(<0.01) - 0.48 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	1/140	ND(<0.01) - 0.03 μg/L
建設省実態調査（冬期）	4-t-オクチルフェノール	9/31	ND(<0.01) - 0.32 μg/L	
	4-n-オクチルフェノール	0/31	ND(<0.01) μg/L	
底質調査	一般水域調査（冬季）	4-t-オクチルフェノール	25/48	ND(<1.5) - 170 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/48	ND(<1.5) μg/kg
	建設省実態調査（春期）	4-t-オクチルフェノール	10/28	ND(<1) - 56 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/28	ND(<1) μg/kg
	建設省実態調査（夏期）	4-t-オクチルフェノール	6/20	ND(<1) - 92 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/20	ND(<1) μg/kg
	建設省実態調査（秋期）	4-t-オクチルフェノール	3/11	ND(<1) - 67 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/11	ND(<1) μg/kg

1.5. 平成10年度

調査区分	調査名	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	4-t-オクチルフェノール	81/130	ND(<0.01)–1.4 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	0/130	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（前期）	4-t-オクチルフェノール	5/256	ND(<0.1)–0.1 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	1/256	ND(<0.1)–0.1 μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	4-t-オクチルフェノール	147/275	ND(<0.01)–13 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	0/275	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（後期）	4-t-オクチルフェノール	8/261	ND(<0.03)–0.79 μg/L
		4-n-オクチルフェノール	0/261	ND(<0.03) μg/L
野生生物影響実態調査（カエル類）	4-t-オクチルフェノール	0/19	ND(<0.01) μg/L	
	4-n-オクチルフェノール	0/19	ND(<0.01) μg/L	
底質調査	一般水域調査（秋季）	4-t-オクチルフェノール	11/152	ND(<5)–45 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/152	ND(<5) μg/kg
	建設省実態調査（後期）	4-t-オクチルフェノール	5/20	ND(<1)–21 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/20	ND(<1) μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	4-t-オクチルフェノール	0/3	ND(<5) μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/3	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4-t-オクチルフェノール	0/12	ND(<1.9-10.5) μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/12	ND(<1.9-10.5) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	4-t-オクチルフェノール	0/94	ND(<5) μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/94	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4-t-オクチルフェノール	0/7	ND(<2.2-3.6) μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/7	ND(<2.2-3.6) μg/kg
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	4-t-オクチルフェノール	16/141	ND(<1.5)–30 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/141	ND(<1.5) μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	4-t-オクチルフェノール	0/145	ND(<5) μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/145	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	4-t-オクチルフェノール	9/31	ND(<1.5)–5.6 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/31	ND(<1.5-2) μg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	4-t-オクチルフェノール	21/30	ND(<1.5)–7.2 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/30	ND(<1.5-2.5) μg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	4-t-オクチルフェノール	6/15	ND(<1.5)–37 μg/kg
		4-n-オクチルフェノール	0/15	ND(<1.5-7) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	異性体名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	4- <i>t</i> -オクチフェノール	0/6	ND(<0.04-1.5) $\mu\text{g/L}$
底質調査	4- <i>t</i> -オクチフェノール	2/6	ND(<4-54)-4 $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	異性体名	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	4- <i>t</i> -オクチフェノール	ND(<0.005)-0.47 $\mu\text{g/L}$ 0.47 $\mu\text{g/L}$ は、1994年スペリオール湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	4- <i>t</i> -オクチフェノール	10-1,800 $\mu\text{g/kg}$ 1,800 $\mu\text{g/kg}$ は、1995年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告 (生体内試験、水中濃度)

異性体名	作用濃度	作用内容
4- <i>t</i> -オクチフェノール	4.8 $\mu\text{g/L}$	3週間曝露後、成熟した雄ニジマス(<i>Oncorhynchus mykiss</i>)の血漿中にピテロジェニンが合成された濃度 ²⁾
	9.92 $\mu\text{g/L}$	受精卵からふ化後 104日齢まで曝露した雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)に精巣卵が認められ、肝臓中ピテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ¹⁸⁾
	10 $\mu\text{g/L}$	21日間曝露後、雄ニジマス(<i>O. mykiss</i>)の血漿中ピテロジェニン値が増加した濃度 ³⁾
	11.4 $\mu\text{g/L}$	受精卵からふ化後 60日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)に精巣卵が認められ、肝臓中ピテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ^{12,18,19)}
	11.5 $\mu\text{g/L}$	24日間曝露した雄シブスヘッドミノー(<i>Cyprinodon variegatus</i>)の血漿中ピテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ²⁰⁾
	20 $\mu\text{g/L}$	21日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の血清中にピテロジェニンが合成された濃度 ⁴⁾ この雄メダカを未曝露の雌と同居させたところ、雄の生殖行動に影響が認められた濃度 ⁴⁾
	23.7 $\mu\text{g/L}$	受精卵からふ化後 60日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の精巣卵出現率が有意に増加した濃度 ¹⁸⁾
	28 $\mu\text{g/L}$	ライフサイクル試験においてゼブラフィッシュ(<i>Danio rerio</i>)産卵数が有意に低下した EC ₅₀ 値 ²¹⁾
	30.4 $\mu\text{g/L}$	受精卵からふ化後 104日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の精巣卵出現率が有意に増加した濃度 ¹⁸⁾
	33.6 $\mu\text{g/L}$	24日間曝露した雄シブスヘッドミノー(<i>C. variegatus</i>)の精巣異常発生率が有意に増加した濃度 ²⁰⁾
	41 $\mu\text{g/L}$	9日間曝露後、未成熟ニジマス(<i>O. mykiss</i>)の血漿中ピテロジェニン値が増加した濃度 ⁵⁾
64.1 $\mu\text{g/L}$	21日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ピテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ^{12,18)}	

異性体名	作用濃度	作用内容
4- <i>t</i> -オクチルフェノール	82.3 µg/L	受精卵からふ化後 104 日齢まで曝露したメダカ(<i>O. latipes</i>)の産卵数及び受精率が有意に低下した濃度 ¹⁸⁾
	94.0 µg/L	受精卵からふ化後 60 日齢まで曝露した雌メダカ(<i>O. latipes</i>)の生殖腺指数が有意に低下した濃度 ¹⁸⁾
	100 µg/L	21 日間曝露後、ローチ(<i>Rutilus rutilus</i>)の血漿中ピテロジェニン値が増加した濃度 ³⁾
	100 µg/L	30 日間曝露した野生型グッピー(<i>Poecilia reticulata</i>) 雄で精液中精子数の高値及び GSI の低値が認められ、60 日間曝露した野生型グッピー(<i>P. reticulata</i>) 雄で Coloration Index (sexually attractive orange spots)の低値が認められた濃度 ¹⁷⁾
	300 µg/L	30 日間曝露した野生型グッピー(<i>P. reticulata</i>) 雄で Coloration Index の低値が認められた濃度 ¹⁷⁾
	4 µg/L **	42 日間曝露した幼若コイ (<i>Cyprinus carpio</i>) 雄で血漿中ピテロジェニン濃度の高値が認められた濃度 ¹³⁾
	13 µg/L **	5 日間曝露したコペポーダ(<i>Acartia tonsa</i>)幼生の発生を阻害した EC ₅₀ 値 ¹⁶⁾
	100 µg/L **	1 または 3 日齢から 100 日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)稚魚に精巣卵が形成された濃度 ⁶⁾ 1 日齢から 3 ヶ月間曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)稚魚に精巣卵が形成された濃度 ⁶⁾
	150 µg/L	4 週間の曝露後、雄グッピー(<i>Poecilia reticulata</i>)の性行動に影響を与えた濃度 ⁷⁾
	200 µg/L **	36 日間曝露した 11 ヶ月齢の雄メダカ(<i>O. latipes</i>)に精巣卵が形成された濃度 ⁶⁾
10,000 µg/L *	7 日間曝露後、シオマネキ類(<i>Uca pugilator</i>)の肝臓組織のキトビアーゼ活性を阻害した濃度 ⁸⁾	
4- <i>n</i> -オクチルフェノール	89 µg/L	9 日間曝露後、未成熟ニジマス(<i>O. mykiss</i>)の血漿中ピテロジェニン値の増加が認められなかった濃度 ⁵⁾
4-オクチルフェノール	0.206 µg/L *	10 日間曝露したヒョウガエル(<i>Rana pipens</i>)オタマジャクシ (孵化直後) で 曝露直後の視床下部 mRNA 発現量として plectin 及び NAP4 の高値並びに BA12 の低値、変態後の視床下部 mRNA 発現量として NADH 脱水素酵素、GAD67 及び BA12 の高値が認められた濃度 ¹⁴⁾
	2.1 µg/L *	12 週間の曝露期間中のアフリカツメガエル(<i>Xenopus laevis</i>)のオタマジャクシの変態後の性比を調べたところ、雌が対照区と比較して多かった濃度 ⁹⁾
	40 µg/L **	4~5 日間の曝露期間中のオオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)の脱皮に影響を与えなかった濃度 ¹¹⁾
	206 µg/L *	10 日間曝露したヒョウガエル(<i>R. pipens</i>)オタマジャクシ (孵化直後) で UV 照射条件下において Stage 29 での体重の高値、Stage 36 (後脚の出現) 到達日の早期化が認められた濃度 ¹⁴⁾
	10,000 µg/L *	7 日間曝露後、シオマネキ類(<i>U. pugilator</i>)の肝臓組織のキトビアーゼ活性を阻害した濃度 ¹⁰⁾

異性体名	作用濃度	作用内容
4-tert-ブチルフェノール***	1 µg/L	5ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝(<i>Marisa cornuarietis</i>) 雌で外観異常(外套膜付随性腺肥大及び外套膜輸卵管破壊・流産卵漏洩)、死亡率、産卵容積及び産卵数の高値が認められた濃度 ¹⁵⁾ 上記 F ₀ 産卵後更に 12ヶ月間曝露した F ₁ 雌で外套膜付随性腺肥大及び外套膜輸卵管破壊・流産卵漏洩などの外観異常(超雌の出現)、死亡率、産卵容積及び産卵数の高値が認められた濃度 ¹⁵⁾ 3ヶ月間曝露した成熟ヨーロッパパチヂミボラ(<i>Nucella lapillus</i>) 雌で輸卵管中に卵母細胞を有する個体数、capsule 腺長及び外套膜腺長の高値など外観異常(超雌の発生)が認められ、雄に陰茎長、前立腺長及び精嚢に精子を有する個体数の低値が認められた濃度 ¹⁵⁾

* この作用濃度は信頼性がやや低かった。

** この作用濃度は信頼性が低かった。

*** この被験物質の組成は不明であった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

水質及び底質調査の一部で検出されたが、野生生物調査における測定値は検出限界値未満であった。水質調査において測定された 4-t-オクチルフェノールの最高値 0.92 µg/L は、平成 13 年度の最高値 0.85 µg/L、平成 12 年度の最高値 0.72 µg/L、平成 11 年度の最高値 0.61 µg/L を上回っていたが、平成 10 年度の最高値 13 µg/L を下回っていた。底質調査において測定された 4-t-オクチルフェノールの最高値 93 µg/kg は、平成 13 年度の最高値 46 µg/kg、平成 10 年度の最高値 45 µg/kg 及び国内の過去の最高値 4 µg/kg を上回っていたが、平成 12 年度の最高値 160 µg/kg 及び平成 11 年度の最高値 170 µg/kg を下回っていた。

なお、平成 13 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 12 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 11 年度の水質及び底質調査、平成 10 年度の水質、底質、水生生物(魚類)及び野生生物調査の一部で検出された。

平成 14 年度の水質調査で測定された 4-t-オクチルフェノールの最高濃度 0.92 µg/L 及び 95 パーセンタイル値 0.13 µg/L と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 4.8 µg/L を比較するとその比は 0.001 以上であった。

6. 参考文献

- 1) Bennie, D. T., C. A. Sullivan, H.-B. Lee, T. E. Peart & R. J. Maguire (1997) Occurrence of alkylphenols and alkylphenol mono- and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great Lakes basin and the upper St. Lawrence River. The Science of the Total Environment. Vol. 193, 263-275.
- 2) Jobling, S., D. Sheahan, J. A. Osborne, P. Mathiessen and J. P. Sumpter (1996)

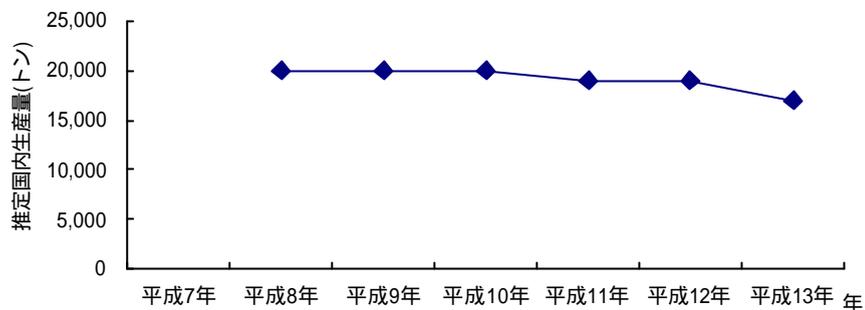
- Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. Environ. Toxicol. Chem., Vol.15, 194-202.
- 3) Routledge, E.J., D. Sheahan, C. Desbrow, G.C. Brighty, M. Waldock and J.P. Sumpter (1998) Identification of estrogenic chemicals in STW effluent. 2. *In vivo* responses in trout and roach. Environ. Sci. Technol., 32, 1559-1565.
 - 4) Gronen, S., N. Denslow, S. Manning, S. Barnes, D. Barnes and M. Brouwer (1999) Serum vitellogenin levels and reproductive impairment of male Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to 4-*tert*-octylphenol. Environmental Health Perspectives, 107, 385-390.
 - 5) Pedersen, S.N., L.B. Christiansen, K.L. Pedersen, B. Korsgaard and P. Bjerregaard (1999) *In vivo* estrogenic activity of branched and linear alkylphenols in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). The Science of the Total Environment, 233, 89-96.
 - 6) Gray, M.A., A.J. Niimi and C.D. Metcalfe (1999) Factors affecting the development of testis-ova in medaka (*Oryzias latipes*), exposed to octylphenol. Environmental Toxicology and Chemistry, 18, 8, 1835-1842.
 - 7) Bayley, M., J.R. Nielsen and E. Baatrup (1999) Guppy sexual behavior as an effect biomarker of estrogen mimics. Ecotoxicology and Environmental Safety, 43, 68-73.
 - 8) Zou, E. and M. Fingerman (1999) Effects of exposure to diethyl phthalate, 4-(*tert*)-octylphenol, and 2,4,5-trichlorobiphenyl on activity of chitinase in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *Uca pugilator*. Comparative Biochemistry and Physiology Part C, 122, 115-120.
 - 9) Kloas, W., I. Lutz and R. Einspanier (1999) Amphibian as a model to study endocrine disruptors: Estrogenic activity of environmental chemicals *in vitro* and *in vivo*. The Science of the Total Environment, 225, 59-68.
 - 10) Zou, E. and M. Fingerman (1999) Effects of estrogenic agents on chitinase activity in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *Uca pugilator*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 42, 185-190.
 - 11) Zou, E. and M. Fingerman (1997) Effects of estrogenic xenobiotics on molting of the water flea, *Daphnia magna*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 38, 281-285.
 - 12) 環境省環境保健部(2001)ノニルフェノールが魚類に与える内分泌攪乱作用の試験結果に関する報告(案)平成13年度第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
 - 13) Huang, R.-K. and C.-H. Wang (2001) The effect of two alkylphenols on vitellogenin levels in male carp. Proc. Natl. Sci. Council. ROC(B), 25, 4, 248-252.

- 14) Crump, D., D. Lean and V.L. Trudeau (2002) Octylphenol and UV-B radiation alter larval development and hypothalamic gene expression in the leopard frog (*Rana pipiens*). *Environmental Health Perspective*, 110, 3, 277-284.
- 15) Oehlmann, J., U. Schulte-Oehlmann, M. Tillmann and B. Markert (2000) Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails (Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part : Bisphenol A and octylphenol as xeno-estrogens. *Ecotoxicology*, 9, 383-397.
- 16) Andersen, H.R., L. Wollenberger, B. Halling-Sorensen and K.O. Kusk (2001) Development of copepod nauplii to copepodites- A parameter for chronic toxicity including endocrine disruption. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 12, 2821-2829.
- 17) Toft, G. and E. Baatrup (2001) Sexual characteristics are altered by 4-tert-octylphenol and 17 β -estradiol in the adult male guppy (*Poecilia reticulata*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 48, 76-84.
- 18) 環境省環境保健部 (2002) 魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について (案) 平成 14 年度 第 1 回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
- 19) Seki, M., H. Yokota, M. Maeda, H. Tadokoro and K. Kobayashi (2003) Effects of 4-nonyl and 4-tert-octylphenol on sex differentiation and vitellogenin induction in Medaka (*Oryzias latipes*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22, 7, 1507-1516.
- 20) Karels, A.A., S. Manning, T.H. Brouwer and M. Brouwer (2003) Reproduction effects of Estrogenic and antiestrogenic chemicals on sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22, 4, 855-865.
- 21) Segner, H., J.M. Navas, C. Shafers and A. Wenzel (2003) Potencies of estrogenic compounds in *in vitro* assay and in life cycle tests with zebrafish *in vivo*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54, 315-322.

36. ノニルフェノール

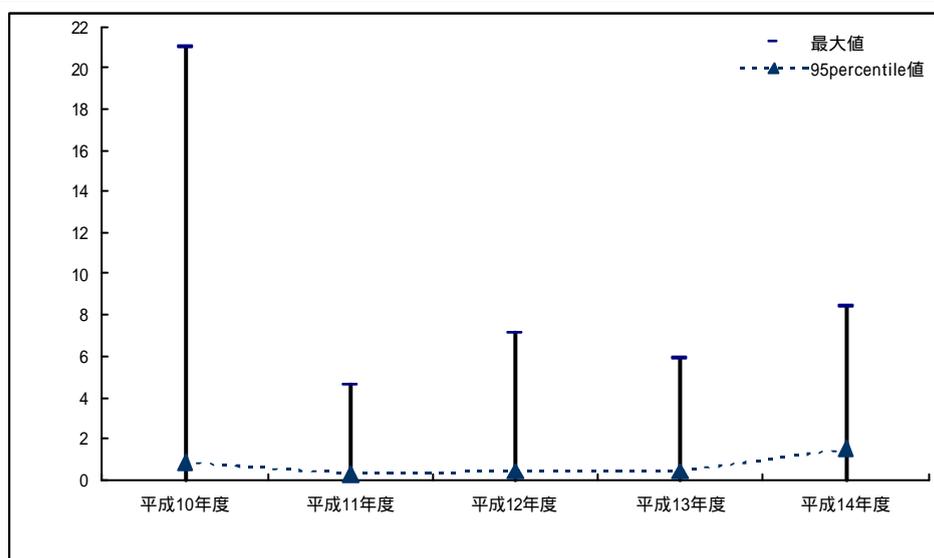
生産量およびその推移

推定国内生産量は17,000t(2001年、平成13年)で前年推定量(19,000t)と比較して減少した。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度					
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	
36	ノニルフェノール	95percentile値(ug/L)	0.83	0.3	0.4	0.4	1.5
		最大値(ug/L)	21	4.6	7.1	5.9	8.4
		検出限界値(ug/L)	0.03-0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
		検出数	498	119	57	59	58
		検体数	941	633	302	288	155

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	環境実態調査	37/91	ND(<0.1) - 8.4 µg/L
	国土交通省実態調査	21/64	ND(<0.1) - 1.7 µg/L
底質調査	環境実態調査	24/24	13 - 7,500 µg/kg
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル)	0/5	ND(<7-30) µg/kg
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル)	0/1	ND(<9) µg/kg
	環境実態調査(トノサマガエル)	0/10	ND(<10) µg/kg
	環境実態調査(カワウ)	0/10	ND(<10) µg/kg
	環境実態調査(トビ)	0/8	ND(<10) µg/kg
	環境実態調査(ハシブトガラス)	1/12	ND(<10-30) - 19 µg/kg
	環境実態調査(ニホンザル)	0/10	ND(<10) µg/kg
	環境実態調査(タヌキ)	0/10	ND(<10) µg/kg

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	実態調査	53/171	ND(<0.1) - 5.9 µg/L
	国土交通省 内分泌攪乱化学物質存在状況調査	6/117	ND(<0.1) - 1.7 µg/L
底質調査	実態調査	34/48	ND(<15) - 3,700 µg/kg
	国土交通省 内分泌攪乱化学物質存在状況調査	7/13	ND(<3) - 390/kg
大気調査	環境実態調査	0/21	ND(<0.6)ng/m ³
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	23/26	ND(<0.16-0.22) - 7.8 µg/kg
	環境実態調査(猛禽類)	4/13	ND(<6.5-23) - 42 µg/kg

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	40/171	ND(<0.1) - 7.1 µg/L
	国土交通省地点別河川測定調査 (秋期)	17/131	ND(<0.1) - 1.0 µg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	33/48	ND(<15) - 5,600 µg/kg
	国土交通省地点別河川測定調査 (秋期)	10/14	ND(<3) - 1,100 µg/kg
野生生物調査	影響実態調査(カワウ)	28/30	ND(<7.7-18) - 230 µg/kg
	影響実態調査(カワウ卵)	0/10	ND(<24-25) µg/kg
	影響実態調査(猛禽類)	42/44	ND(<0.14-0.41) - 190 µg/kg

1.4. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	45/170	ND(<0.1)–4.6 µg/L
	建設省実態調査（春期）	13/31	ND(<0.1)–2.3 µg/L
	建設省実態調査（夏期）	35/261	ND(<0.1)–2.0 µg/L
	建設省実態調査（秋期）	19/140	ND(<0.1)–3.3 µg/L
	建設省実態調査（冬期）	7/31	ND(<0.1)–2.6 µg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	37/48	ND(<15)–12,000 µg/kg
	建設省実態調査（春期）	26/27	ND(<3)–2,600 µg/kg
	建設省実態調査（夏期）	16/20	ND(<3)–2,700 µg/kg
	建設省実態調査（秋期）	9/11	ND(<3)–1,400 µg/kg

1.5. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	99/130	ND(<0.05)–7.1 µg/L
	建設省実態調査（前期）	110/256	ND(<0.1)–1.9 µg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	146/275	ND(<0.05-0.1)–21 µg/L
	建設省実態調査（後期）	135/261	ND(<0.03)–3.0 µg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	8/19	ND(<0.1)–0.2 µg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	36/152	ND(<50)–4,900 µg/kg
	建設省実態調査（後期）	18/20	ND(<3)–880 µg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	2/3	ND(<50)–160 µg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	2/12	ND(<19-87)–692 µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<50) µg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<22-36) µg/kg
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	42/141	ND(<15)–780 µg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<50) µg/kg
	影響実態調査（ドバト）	16/31	ND(<15)–113 µg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	22/30	ND(<15)–190 µg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	14/15	ND(<15)–2,000 µg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	2/173	ND(<0.05-5)–0.26 µg/L
底質調査	55/161	ND(<1.4-487)–1,300 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(<0.01)–0.92 µg/L 0.92 µg/L は、1995 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	170–72,000 µg/kg 72,000 µg/kg は、1995 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

異性体名	作用濃度	作用内容
tech-ノニルフェノール (4-isomer 88%+2-isomer 10%+ジノニルフェノール 2%)	1.16 µg/L	毎月 10 日間、4 ヶ月間曝露した成熟(3 年齢)ニジマス (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) F ₀ 雄で血漿中ビテロジェニン 濃度の高値が認められた濃度 ²⁴⁾
4- <i>p</i> -ノニルフェノール	1.6 µg/L	42 日間曝露後、ファットヘッドミノー(<i>Pimephales promelas</i>)の精巣組織に異常が認められた濃度 ²⁾
4-ノニルフェノール	8.2 µg/L	受精卵からふ化後 104 日齢まで曝露したメダカ (<i>Oryzias latipes</i>)の F ₁ 雄に精巣卵が認められた濃度 ¹⁶⁾
ノニルフェノール	10 µg/L	72 時間曝露後、未成熟なニジマス(<i>O. mykiss</i>)の肝臓に ビテロジェニン mRNA が誘導された濃度 ³⁾
4-ノニルフェノール	10 µg/L	60 日間曝露後、ゼブラフィッシュ(<i>Danio rerio</i>)稚魚の 精巣の繊維化重篤度が高値だった濃度 ²⁸⁾
tech-ノニルフェノール (4-isomer 88%+2-isomer 10%+ジノニルフェノール 2%)	10.43 µg/L	毎月 10 日間、4 ヶ月間曝露した成熟(3 年齢)ニジマス (<i>O. mykiss</i>) F ₀ 由来の受精卵で孵化率の低値が認めら れ、F ₁ 雌で血漿中ビテロジェニン及びテストステロン 濃度の高値、卵巣内精巣の出現が認められ、F ₁ 雄に血 漿中テストステロン濃度の高値が認められ、F ₁ に組織 学的雌比の低値が認められた濃度 ²⁴⁾
4-ノニルフェノール	11.6 µg/L	受精卵からふ化後 60 日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)に精巣卵が認められ、肝臓中ビテロジェニン濃 度が有意に増加した濃度 ^{16,27)}
4-ノニルフェノール	17.7 µg/L	受精卵からふ化後 104 日齢まで曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)に精巣卵が認められた濃度 ¹⁶⁾
4-ノニルフェノール	20.3 µg/L	3 週間曝露後、成熟した雄ニジマス(<i>O. mykiss</i>)の血漿 中にビテロジェニンが合成された濃度 ⁴⁾
4-ノニルフェノール	22.5 µg/L	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジ ェニン濃度が有意に増加した濃度 ¹⁶⁾
4- <i>t</i> -ノニルフェノール	30 µg/L	孵化から 35 日間曝露した孵化 466 日後の遺伝的全雌 ニジマス(<i>O. mykiss</i>)の体重に対する相対卵巣重量 (OSL)が増加した濃度 ⁵⁾
<i>p</i> -ノニルフェノール	30 µg/L	3 週間曝露後、カレイ類(<i>Plastichthys flesus</i>)の血中に ビテロジェニンが誘導されなかった濃度 ⁶⁾
4-ノニルフェノール	30 µg/L	58 日間曝露後、ゼブラフィッシュ(<i>D. rerio</i>)雄稚魚に精 巣卵が認められた濃度 ²⁹⁾
4-ノニルフェノール	36 µg/L	20 日間曝露後、ユスリカ類(<i>Chironomus tentas</i>)の卵 塊に形状異常が認められた濃度 ⁷⁾

異性体名	作用濃度	作用内容
tech-4-ノニルフェノール	50 µg/L	3ヶ月曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の精巣内に卵細胞が形成された濃度 ⁸⁾
tech-ノニルフェノール	76 µg/L	9日間曝露後、未成熟ニジマス(<i>O. mykiss</i>)血漿中のピテロジェニン値が増加した濃度 ⁹⁾
ノニルフェノール	0.2 µg/L ^{**}	60日間曝露した幼若(30日齢)ソードテイル(<i>Xiphophorus helleri</i>)雄で体長の低値が認められた濃度 ¹⁹⁾
ノニルフェノール	4 µg/L ^{**}	3日間曝露した幼若(30日齢)ソードテイル(<i>X. helleri</i>)雄で肝臓中ピテロジェニン mRNA の発現、精巣組織においてアポトーシスが認められた濃度 ¹⁹⁾
ノニルフェノール ^{***}	10 µg/L	72時間曝露後、未成熟なニジマス(<i>O. mykiss</i>)の肝臓にピテロジェニン mRNA が誘導された濃度 ¹⁰⁾
ノニルフェノール ^{***}	14.14 µg/L	72時間曝露後、未成熟なニジマス(<i>O. mykiss</i>)の肝臓にピテロジェニン mRNA を生成した濃度曲線の EC ₅₀ 値 ¹⁰⁾
4-ノニルフェノール	22 µg/L [*]	12週間の曝露期間中のアフリカツメガエル(<i>Xenopus laevis</i>)のオタマジャクシの変態後の性比を調べたところ、雌が対照区と比較して多かった濃度 ¹¹⁾
ノニルフェノール	22 µg/L ^{**}	約20~22時間曝露した野生型ゼブラフィッシュ(<i>Danio rerio</i>)受精胚で始原生殖細胞分布の変化(前体節への分布の低値、後体節への分布の高値)が認められた濃度 ²²⁾
4-ノニルフェノール ^{***}	31 µg/L	39日間曝露したコペポーダ(<i>Tisbe battagliai</i>)の生残率と繁殖に影響を与えなかった。62 µg/L以上では生残率の低下がみられたが、繁殖への影響はみられなかった濃度 ¹²⁾
ノニルフェノール ^{***}	50 µg/L	1日間曝露後、未成熟なニジマス(<i>O. mykiss</i>)の肝臓にピテロジェニン mRNA が誘導された濃度 ¹⁰⁾
ノニルフェノール (90% <i>p</i> -NP+10% <i>o</i> -NP)	66 µg/L [*]	2週間曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)を正常な雌と交配させたところ稚魚の孵化率が低下した濃度 ¹³⁾
4-ノニルフェノール	77 µg/L ^{**}	72時間曝露した幼生(孵化直後)淡水産ワムシ(<i>Brachionus calyciflorus</i>)単為生殖型雌で両性生殖雌/単為生殖雌の高値が認められた濃度 ²⁶⁾
tech-4- <i>t</i> -ノニルフェノール	100 µg/L [*]	3週間曝露後、ゲンゲ類(<i>Zoarces viviparus</i>)の血清中ピテロジェニン値が増加した濃度 ¹⁴⁾
4-ノニルフェノール (<i>p</i> -isomer mix with branched side chain)	100 µg/L ^{**}	12週間曝露した淡水産モノアラガイ(<i>Lymnaea stagnalis</i>)F ₀ で組織学的異常(足、肺に退化、壊死、炎症)が認められた濃度 ²¹⁾
4-ノニルフェノール	216 µg/L ^{**}	72時間曝露した幼生(孵化直後)淡水産ワムシ(<i>B. calyciflorus</i>)単為生殖型雌で性比(総雄/総雌)の高値、総雌数の低値が認められた濃度 ²⁶⁾
4-ノニルフェノール	340 µg/L ^{**}	72時間曝露した幼生(孵化直後)淡水産ワムシ(<i>B. calyciflorus</i>)単為生殖型雌で抱卵個体数比(抱卵雌/非抱卵雌)の高値、内的自然増加率の低値が認められた濃度 ²⁶⁾

異性体名	作用濃度	作用内容
p-n-ノニルフェノール	0.1 µg/L	5週間曝露した成熟メダカ (<i>Oryzias latipes</i>) 雄で血中雌特異タンパクが検出された濃度 ¹⁷⁾
4-n-ノニルフェノール	5.36 µg/L	28～31日間曝露した成熟コイ (<i>C. carpio</i>) 雄で血漿中ピテロジェニン濃度、エストラジオール濃度及びテストステロン濃度に変化は認められなかった濃度 ²³⁾
4-n-ノニルフェノール	109 µg/L	9日間曝露後、未成熟ニジマス (<i>O. mykiss</i>) 血漿中のピテロジェニン値の増加が認められなかった濃度 ⁹⁾
4-n-ノニルフェノール	0.1 µg/L **	72時間曝露したフジツボ類 (<i>Elminius modestus</i>) ノープリウス幼生の着生率が増加した濃度 ¹⁸⁾
4-n-ノニルフェノール	0.1 µg/L *	12ヶ月曝露したフジツボ類 (<i>E. modestus</i>) の着生面積が小さかった濃度 ¹⁸⁾
4-n-ノニルフェノール	4 µg/L **	42日間曝露した幼若コイ (<i>Cyprinus carpio</i>) 雄で血漿中ピテロジェニン濃度の高値が認められた濃度 ²⁰⁾
4-n-ノニルフェノール	25 µg/L *	48時間曝露後、オオミジンコ (<i>Daphnia magna</i>) でアンドロジェン代謝を攪乱した濃度 ¹⁵⁾
4-n-ノニルフェノール	42.75 µg/L *	10日間曝露したユスリカ類 (<i>Chironomus riparius</i>) 幼生で下唇基節の形成不全が認められた濃度 ²⁵⁾
4-n-ノニルフェノール	50 µg/L *	21日間のオオミジンコ (<i>D. magna</i>) の繁殖試験において産仔数の減少がみられた濃度 ¹⁵⁾
4-n-ノニルフェノール	100 µg/L *	48時間曝露後、オオミジンコ (<i>D. magna</i>) でテストステロン蓄積値が増加した濃度 ¹⁵⁾

* この作用濃度は信頼性がやや低かった。

** この作用濃度は信頼性が低かった。

*** この被験物質は入手先が不明であった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

水質、底質及び野生生物調査の一部で検出された。水質調査において測定された最高値 8.4 µg/L は、平成 13 年度の最高値 5.9 µg/L、平成 12 年度の最高値 7.1 µg/L、平成 11 年度の最高値 4.6 µg/L 及び国内の過去の最高値 0.26 µg/L を上回っていたが、平成 10 年度の最高値 21 µg/L を下回っていた。底質調査において測定された最高値 7,500 µg/kg は、平成 13 年度の最高値 3,700 µg/kg、平成 12 年度の最高値 5,600 µg/kg、平成 10 年度の最高値 4,900 µg/kg 及び国内の過去の最高値 1,300 µg/kg を上回っていたが、平成 11 年度の最高値 12,000 µg/kg を下回っていた。

平成 10 年度～平成 14 年度の水質調査結果と環境省が提案した予測無影響濃度 (PNEC) 0.608 µg/L¹⁶⁾ との比較結果は下表の通りである。

なお、平成 13 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 12 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 11 年度の水質及び底質調査、平成 10 年度の水質、底質、水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部で検出された。

平成 14 年度の水質調査で測定された最高濃度 8.4 µg/L 及び 95 パーセンタイル

値 1.5 µg/L と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 1.6 µg/L を比較するとその比は 0.001 以上であった。

表 環境実態調査結果(水質)と予測無影響濃度(PNEC)との比較

水質調査結果	PNEC 超過試料数 / 調査試料数	PNEC 超過率(%)
平成 14 年度	15/155	9.7
平成 13 年度	9/288	3.1
平成 12 年度	10/302	3.3
平成 11 年度	11/633	1.7
平成 10 年度	60/941	6.4

6 . 参考文献

- 1) Bennie,D.T.,C.A.Sullivan,H.-B.Lee,T.E.Peart and R.J.Maguire(1997)Occurrence of alkylphenols and alkylphenol mono- and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great Lakes basin and the upper St. Lawrence River. The Science of the Total Environment.Vol.193,263-275.
- 2) Miles-Richardson,S.R.,S.L.Pierens,K.M.Nichols,V.J.Kramer,E.M.Snyder, S.A.Snyder,J.A.Render,S.D.Fitzgerald and J.P.Giesy(1999)Effects of waterborne exposure to 4-nonylphenol and nonylphenol ethoxylate on secondary sex characteristics and gonads of fathead minnows(*Pimephales promelas*).Environmental Research Section A,80,S122-S137.
- 3)Ren,L.S.K.Lewis and J.J.Lech(1996)Effects of estrogen and nonylphenol on the post-transcriptional regulation of vitellogenin gene expression. Chemo-Biol. Interact,Vol.100,67-76.
- 4)Jobling,S.,D.Sheahan,J.A.Osborne,P.Mathiessen and J.P.Sumpter(1996) Inhibition of testicular growth in rainbow trout(*Oncorhynchus mykiss*)exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. Environ.Toxicol.Chem.,Vol.15,194-202.
- 5)Ashfield,L.A.,T.G.Pottinger and J.Sumpter(1998)Exposure of female juvenile rainbow trout to alkylphenolic compounds results in modifications to growth and ovosomatic index. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol.17,No.3, 679-686.
- 6)Allen,Y.,A.P.Scott,P.Matthiessen,S.Haworth,J.E.Thain and S.Feist(1999)Survey of estrogenic activity in United Kingdom estuarine and coastal waters and its effects on gonadal development of the flounder *Platichthys flesus*. Environmental Toxicology and Chemistry,18,8,1791-1800.
- 7)Kahl,M.D.,E.A.Makynen,P.A.Kosian and G.T.Ankly(1997)Toxicity of 4-nonylphenol in a life-cycle test with the midge *Chironomus tentans*

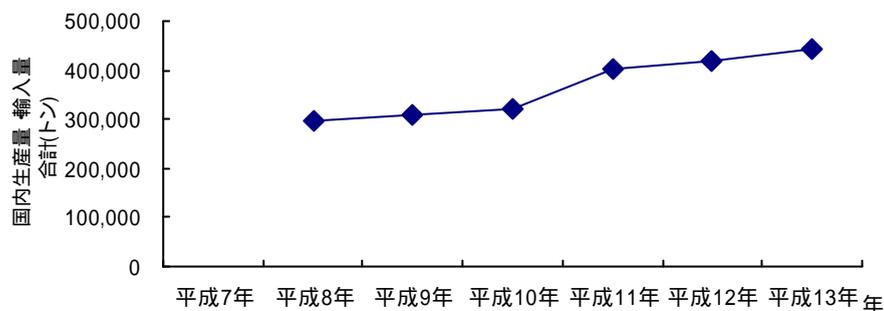
- Toxicology and Environmental Safety. Vol.38,155-160.
- 8) Gray, M.A. and C.D. Metcalfe (1997) Induction of testis-ova in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to *p*-nonylphenol. Environ. Toxicol. Chem., Vol. 16, 1082-1086.
 - 9) Pedersen, S.N., L.B. Christiansen, K.L. Pedersen, B. Korsgaard, and P. Bjerregaard (1999) *In vivo* estrogenic activity of branched and linear alkylphenols in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). The Science of the Total Environment, 233, 89-96.
 - 10) Lech, J.J., S.K. Lewis and L. Ren (1996) *In vivo* estrogenic activity of nonylphenol in rainbow trout. Fundament. Appl. Toxicol., Vol. 30, 229-232.
 - 11) Kloas, W., Lutz, I. and R. Einspanier (1999) Amphibian as a model to study endocrine disruptors: Estrogenic activity of environmental chemicals *in vitro* and *in vivo*. The Science of the Total Environment, 225, 59-68.
 - 12) Bechmann, R.K. (1999) Effects of the endocrine disrupter nonylphenol on the marine copepod *Tisbe battagliai*. The Science of the Total Environment, 233, 33-46.
 - 13) Shioda, T. and M. Wakabayashi (2000) Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka (*Oryzias latipes*). Chemosphere, 40, 239-243.
 - 14) Korsgaard, B. and K.L. Pedersen (1998) Vitellogenin in *Zoarces viviparus*: Purification, quantification by ELISA and induction by estradiol-17 β and 4-nonylphenol. Comparative Biochemistry and Physiology Part C, 120, 159-166.
 - 15) Baldwin, W.S., S.E. Graham, D. Shea and G.A. LeBlanc (1997) Metabolic androgenization of female *Daphnia magna* by the xenoestrogen 4-nonylphenol. Environ. Toxicol. Chem., Vol. 16, No. 9, 1905-1911.
 - 16) 環境省環境保健部(2001) ノニルフェノールが魚類に与える内分泌攪乱作用の試験結果に関する報告(案) 平成13年度第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
 - 17) Kashiwada, S., H. Ishikawa, N. Miyamoto, Y. Ohnishi and Y. Magara (2002) Fish test for endocrine-disruption and estimation of water quality of Japanese rivers. Water Research, 36, 2161-2166.
 - 18) Billingham, Z., A.S. Clare and M.H. Depledge (2001) Effects of 4-*n*-nonylphenol and 17 β -oestradiol on early development of the barnacle *Elminius modestus*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 257, 255-268.
 - 19) Kwak, H.-I., M.-O. Bae, M.-H. Lee, Y.-S. Lee, B.-J. Lee, K.-S. Kang, C.-H. Chae, H.-J. Sung, J.-S. Shin, J.-H. Kim, W.-C. Mar, Y.-Y. Sheen and M.-H. Cho (2001) Effects of nonylphenol, bisphenol A, and their mixture on the viviparous swordtail fish (*Xiphophorus helleri*). Environmental Toxicology and Chemistry, 20, 4, 787-795.

- 20)Huang,R.-K. and C.-H.Wang(2001)The effect of two alkylphenols on vitellogenin levels in male carp. Proc. Natl. Sci. Counc. ROC(B), 25, 4, 248-252.
- 21)Czech,P.,K.Weber and D.R.Dietrich(2001)Effects of endocrine modulating substances on reproduction in the hermaphroditic snail *Lymnaea stagnalis* L.. Aquatic Toxicology, 53, 103-114.
- 22)Willey,J.B. and P.H.Krone(2001)Effects of endosulfan and nonylphenol on the primordial germ cell population in pre-larval zebrafish embryos. Aquatic Toxicology, 54, 113-123.
- 23)Villeneuve,D.L.,S.A.Villalobos,T.L.Keith,E.M.Snyder,S.D.Fitzgerald and J.P.Giesy(2002)Effects of waterborne exposure to 4-nonylphenol on plasma sex steroid and vitellogenin concentrations in sexually mature male carp(*Cyprinus carpio*). Chemosphere, 47, 15-28.
- 24)Schwaiger,J.,U.Mallow,H.Ferling,S.Knoerr,T.Braunbeck,W.Kalbfus and R.D.Negele(2002)How estrogenic is nonylphenol ? A transgenerational study using rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) as a test organism. Aquatic Toxicology, 59, 177-189.
- 25)Meregalli,G.,L.Pluyers and F.Ollevier(2001)Induction of mouthpart deformities in *Chironomus riparius* larvae exposed to 4-n-nonylphenol. Environmental Pollution, 111, 241-246.
- 26)Radix,P.,G.Severin,K.-W.Schramm and A.Kettrup(2002)Reproduction disturbances of *Brachionus calyciflorus*(rotifer) for the screening of environmental endocrine disrupters. Chemosphere, 47, 1097-1101.
- 27)Seki,M,H.Yokota,M.Maeda,H.Tadokoro and K.Kobayashi(2003)Effects of 4-nonyl and 4-tert-octylphenol on sex differentiation and vitellogenin induction in Medaka(*Oryzias latipes*). Environmental Toxicology and Chemistry, 22, 7, 1507-1516.
- 28)Weber,L.P.,R.L.Hill,Jr. and D.M.Janz(2003)Development estrogenic exposure in zebrafish(*Danio rerio*): . Histological evaluation of gametogenesis and organ toxicity. Aquatic Toxicology, 63, 431-446.
- 29)Hill,Jr.,R.L. and D.M.Janz(2003)Development estrogenic exposure in zebrafish(*Danio rerio*): . Effects on sex ratio and breeding success. Aquatic Toxicology, 63, 417-429.

37. ビスフェノールA

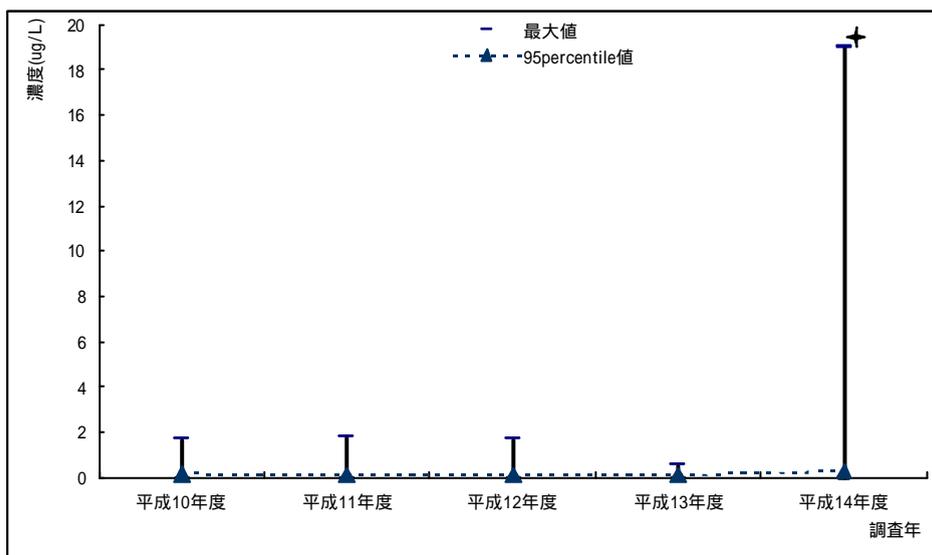
国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

国内生産量と輸入量の合計値は 444,251t(2001 年、平成 13 年)で前年 (419,807t) と比較して増加した。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度					
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	
37	ビスフェノールA	95percentile値(ug/L)	0.17	0.13	0.12	0.12	0.29
		最大値(ug/L)	1.7	1.81	1.7	0.56	19
		検出限界値(ug/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
		検出数	515	301	124	122	89
		検体数	941	633	302	288	137

✦平成14年度の最大値を示した調査点は新規に測定を実施した調査点である。

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	環境実態調査	72/91	ND(<0.01) - 19 µg/L
	国土交通省実態調査	17/46	ND(<0.01) - 2.1 µg/L
底質調査	環境実態調査	24/24	1 - 200 µg/kg
大気調査	環境実態調査	2/20	ND(<0.1) - 1.0 ng/m ³
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル)	3/5	ND(<0.5-2) - 13 µg/kg
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル)	0/1	ND(<0.6) µg/kg
	環境実態調査(カワウ)	1/10	ND(<0.5) - 1.3 µg/kg
	環境実態調査(トビ)	0/8	ND(<0.5) µg/kg
	環境実態調査(ハシブトガラス)	0/12	ND(<0.5-2) µg/kg
	環境実態調査(ニホンザル)	0/10	ND(<0.5) µg/kg
	環境実態調査(タヌキ)	0/10	ND(<0.5) µg/kg

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	実態調査	86/171	ND(<0.01) - 0.56 µg/L
	国土交通省内分泌攪乱 化学物質存在状況調査	36/117	ND(<0.01) - 0.36 µg/L
底質調査	実態調査	24/48	ND(<5) - 120 µg/kg
	国土交通省内分泌攪乱 化学物質存在状況調査	10/13	ND(<0.2) - 6.7 µg/kg
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	20/26	ND(<0.11-0.22) - 0.94 µg/kg
	環境実態調査(猛禽類)	5/13	ND(<0.53-1.8) - 7.1 µg/kg

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	82/171	ND(<0.01) - 0.72 µg/L
	国土交通省地点別河川測定調査 （秋期）	42/131	ND(<0.01) - 1.7 µg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	14/48	ND(<5) - 47 µg/kg
	国土交通省地点別河川測定調査 （秋期）	11/14	ND(<0.2) - 16 µg/kg
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	28/30	ND(<0.09-1.3) - 19 µg/kg
	影響実態調査（カワウ卵）	0/10	ND(<3.1-3.3) µg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	29/44	ND(<0.06-0.68) - 70 µg/kg

1.4. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	80/170	ND(<0.01) - 0.71 µg/L
	建設省実態調査（春期）	18/31	ND(<0.01) - 0.27 µg/L
	建設省実態調査（夏期）	115/261	ND(<0.01) - 0.64 µg/L
	建設省実態調査（秋期）	63/140	ND(<0.01) - 0.65 µg/L
	建設省実態調査（冬期）	25/31	ND(<0.01) - 1.81 µg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	25/48	ND(<5) - 270 µg/kg
	建設省実態調査（春期）	27/27	ND(<0.2) - 18 µg/kg
	建設省実態調査（夏期）	17/20	ND(<0.2) - 89 µg/kg
	建設省実態調査（秋期）	9/11	ND(<0.2) - 26 µg/kg

1.5. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	88/130	ND(<0.01)–0.94 µg/L
	建設省実態調査（前期）	147/256	ND(<0.01)–1.4 µg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	167/275	ND(<0.01)–1.7 µg/L
	建設省実態調査（後期）	109/261	ND(<0.01)–1.3 µg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4/19	ND(<0.01)–0.03 µg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	55/152	ND(<5)–67 µg/kg
	建設省実態調査（後期）	19/20	ND(<0.2)–11.0 µg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<5) µg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4/12	ND(<10-35)–152 µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	2/94	ND(<5)–2,700 µg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<10-15) µg/kg
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	8/141	ND(<5)–15 µg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<5) µg/kg
	影響実態調査（ドバト）	1/31	ND(<20-80)–48 µg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	1/30	ND(<40-100)–42 µg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<20-320) µg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	42/225	ND(<0.005-0.1)–0.268 µg/L
底質調査	95/215	ND(<0.2-13)–600 µg/kg
大気調査	0/18	ND(0.81-24)ng/m ³
水生生物調査（魚類）	24/169	ND(<0.5-20.4)–287.3 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

作用濃度	作用内容
1 µg/L	5ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝(<i>Marisa cornuarietis</i>) 雌で外観異常(外套膜付随性腺肥大及び外套膜輸卵管破壊・流産卵漏洩)、死亡率、産卵容積、産卵数の高値が認められた濃度 ⁹⁾ 上記 F ₀ 産卵後更に12ヶ月間曝露した F ₁ 雌で外套膜付随性腺肥大及び外套膜輸卵管破壊・流産卵漏洩などの外観異常(超雌の出現)、死亡率、産卵容積、産卵数の高値が認められた濃度 ⁹⁾ 3ヶ月間曝露した成熟ヨーロッパチヂミボラ(<i>Nucella lapillus</i>) 雌で輸卵管中に卵母細胞を有する個体数、capsule 腺長、外套膜腺長の高値など外観異常(超雌の発生)が認められ、雄で陰茎長、前立腺長、精嚢に精子を有する個体数の低値が認められた濃度 ⁹⁾
10 µg/L	5週間曝露した成熟メダカ (<i>Oryzias latipes</i>) 雄で血中雌特異タンパクが検出された濃度 ⁷⁾
460 µg/L	72時間曝露したヒドラ(<i>Hydra vulgaris</i>)のポリプで形態的、生理的悪影響がみられた濃度 ¹²⁾
500 µg/L	12日間の曝露期間中、ニジマス(<i>Oncorhynchus mykiss</i>)未成魚の血中ピテロジェニン量が増加した濃度 ¹⁾
837 µg/L	21日間曝露した成熟メダカ (<i>O. latipes</i>) 雄で精巣卵が認められた濃度 ¹⁴⁾
1,000 µg/L	72時間曝露したヒドラ(<i>H. vulgaris</i>)のポリプで再生の抑制がみられた濃度 ¹²⁾
1,400 µg/L	ライフサイクル試験においてゼブラフィッシュ(<i>Danio rerio</i>)産卵数が有意に低下した EC ₅₀ 値 ¹³⁾
1,720 µg/L	21日間曝露した成熟メダカ (<i>O. latipes</i>) 雄で肝臓中ピテロジェニン濃度の有意な高値が認められた濃度 ¹⁴⁾
2,000 µg/L	孵化後60日まで曝露したメダカ(<i>O. latipes</i>)稚魚に精巣卵が形成された濃度 ²⁾
3,160 µg/L	21日間曝露後、オオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)の生殖、脱皮に影響を与えなかった濃度 ⁶⁾
2 µg/L **	60日間曝露した幼若(30日齢)ソードテイル (<i>Xiphophorus helleri</i>) 雄で体長の低値が認められた濃度 ⁸⁾
23 µg/L *	12週間の曝露期間中のアフリカツメガエル(<i>Xenopus laevis</i>)のオタマジャクシの変態後の性比を調べたところ、雌が対照区と比較して多かった濃度 ³⁾
23 µg/L **	12日間の曝露期間中、コペポーダ(<i>Acartia tonsa</i>)の産卵率が増加した濃度 ⁴⁾
274 µg/L *	21日間曝露した成熟グッピー(<i>Poecilia reticulata</i>) 雄で精巣中精子数の低値が認められた濃度 ¹⁰⁾
550 µg/L **	5日間曝露したコペポーダ(<i>Acartia tonsa</i>)幼生の発生を阻害した EC ₅₀ 値 ¹¹⁾
2,000 µg/L **	3日間曝露した幼若(30日齢)ソードテイル (<i>X. helleri</i>) 雄で肝臓中ピテロジェニン mRNA の検出が認められた濃度 ⁸⁾
2,283 µg/L *	2週間曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)を正常な雌と交配させたところ、産卵数、稚魚の孵化率が減少した濃度 ⁵⁾
10,000 µg/L **	3日間曝露した幼若(30日齢)ソードテイル (<i>X. helleri</i>) 雄で精巣組織にアポトーシスが認められた濃度 ⁸⁾

*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

**この作用濃度は信頼性が低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

水質、底質、大気及び野生生物調査の一部で検出された。水質調査において測定された最高値 19 µg/L は、平成 13 年度の最高値 0.56 µg/L、平成 12 年度の最高値 1.7 µg/L (国土交通省)、平成 11 年度の最高値 1.81 µg/L (建設省)、平成 10 年度の最高値 1.7 µg/L 及び国内の過去の最高値 0.268 µg/L を上回っていた。底質調査において測定された最高値 200 µg/kg は、平成 13 年度の最高値 120 µg/kg、平成 12 年度の最高値 47 µg/kg 及び平成 10 年度の最高値 152 µg/kg を上回っていたが、平成 11 年度の最高値 270 µg/kg 及び国内の過去の最高値 600 µg/kg を下回っていた。野生生物調査(カワウ)において測定された最高値 1.3 µg/kg は、平成 13 年度の最高値 0.94 µg/kg を上回り、平成 12 年度の最高値 19 µg/kg を下回っていた。

なお、平成 13 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 12 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 11 年度の水質及び底質調査、平成 10 年度の水質、底質、土壌、水生生物(魚類)及び野生生物調査の一部で検出された。

平成 14 年度の水質調査で測定された最高濃度 19 µg/L 及び 95 パーセントイル値 0.29 µg/L と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 1 µg/L を比較するとその比は 0.001 以上であった。

6. 参考文献

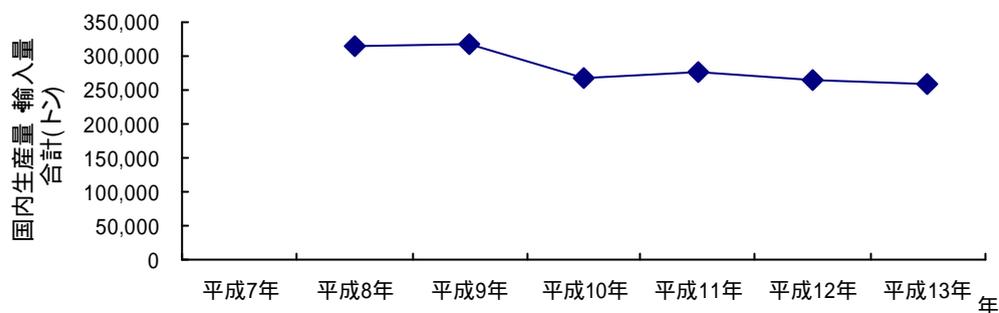
- 1) Lindholm, C., K.L. Pedersen and S.N. Pedersen (2000) Estrogenic response of bisphenol A in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*, 48, 87-94.
- 2) Yokota, H., Y. Tsuruda, M. Maeda, Y. Oshima, H. Tadokoro, A. Nakazono, T. Honjo and K. Kobayashi (2000) Effect of bisphenol A on the early life stage in Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 7, 1925-1930.
- 3) Kloas, W., I. Lutz and R. Einspanier (1999) Amphibian as a model to study endocrine disruptors: . Estrogenic activity of environmental chemicals *in vitro* and *in vivo*. *The Science of the Total Environment*, 225, 59-68.
- 4) Andersen, H.R., B. Halling-Sorensen and K.O. Kusk (1999) A parameter for detecting estrogenic exposure in the copepod *Acartia tonsa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44, 56-61.
- 5) Shioda, S. and M. Wakabayashi (2000) Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka (*Oryzias latipes*). *Chemosphere*, 40, 239-243.
- 6) Casper, N. (1998) No estrogenic effects of bisphenol A in *Daphnia magna* STRAUS. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*, 61, 143-148.
- 7) Kashiwada, S., H. Ishikawa, N. Miyamoto, Y. Ohnishi and Y. Magara (2002) Fish test

- for endocrine-disruption and estimation of water quality of Japanese rivers. *Water Research*, 36, 2161-2166.
- 8) Kwak, H.-I., M.-O. Bae, M.-H. Lee, Y.-S. Lee, B.-J. Lee, K.-S. Kang, C.-H. Chae, H.-J. Sung, J.-S. Shin, J.-H. Kim, W.-C. Mar, Y.-Y. Sheen and M.-H. Cho (2001) Effects of nonylphenol, bisphenol A, and their mixture on the viviparous swordtail fish (*Xiphophorus helleri*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 4, 787-795.
 - 9) Oehlmann, J., U. Schulte-Oehlmann, M. Tillmann and B. Markert (2000) Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails (Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part : Bisphenol A and octylphenol as xeno-estrogens. *Ecotoxicology*, 9, 383-397.
 - 10) Haubruge, E., F. Petit and J. G. Gage (2000) Reduced sperm counts in guppies (*Poecilia reticulata*) following exposure to low levels of tributyltin and bisphenol A. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 267, 2333-2337.
 - 11) Andersen, H. R., L. Wollenberger, B. Halling-Sorensen and K. O. Kusk (2001) Development of copepod nauplii to copepodites- A parameter for chronic toxicity including endocrine disruption. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 12, 2821-2829.
 - 12) Pascoe, D., K. Carroll, W. Karntanut and M. M. Watts (2002) Toxicity of 17 α -ethinylestradiol and bisphenol A to the freshwater cnidarian *Hydra vulgaris*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 43, 56-63.
 - 13) Segner, H., J. M. Navas, C. Shafers and A. Wenzel (2003) Potencies of estrogenic compounds in *in vitro* assay and in life cycle tests with zebrafish *in vivo*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54, 315-322.
 - 14) Kang, I. J., H. Yokota, Y. Oshima, Y. Tsuruda, T. Oe, N. Imada, H. Tadokoro and T. Honjo (2002) Effects of bisphenol A on the reproduction of Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 11, 2394-2400.

38. フタル酸ジ-2-エチルヘキシル

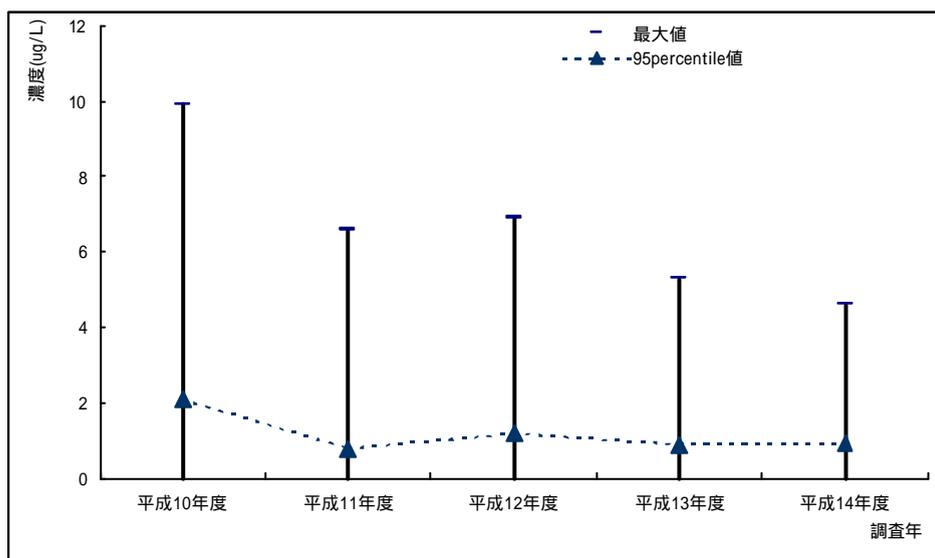
国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

国内生産量と輸入量の合計値は 259,927t(2001 年、平成 13 年)で前年 (263,744t) と比較して減少した。



環境中濃度に関する規制

0.06mg/L (要監視項目、環境基準(水質): 環境基本法、監視項目(指針値): 水道法)



SPEED'98	物質名	年度					
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	
38	フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	95percentile値(ug/L)	2.1	0.8	1.2	0.9	0.94
		最大値(ug/L)	9.9	6.6	6.9	5.3	4.6
		検出限界値(ug/L)	0.2-0.5	0.2-0.3	0.3	0.3	0.2-0.5
		検出数	363	189	49	40	11
		検体数	941	633	170	171	99

注: 年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	環境実態調査	5/75	ND(<0.5) - 4.6 μg/L
	国土交通省実態調査	6/24	ND(<0.2) - 1.5 μg/L
底質調査	環境実態調査	23/24	ND(<25) - 10,000 μg/kg
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル)	0/5	ND(<30-200) μg/kg
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル)	0/1	ND(<50) μg/kg
	環境実態調査(カワウ)	4/10	ND(<10) - 26 μg/kg
	環境実態調査(トビ)	4/8	ND(<10) - 42 μg/kg
	環境実態調査(ハシブトガラス)	9/12	ND(<10-20) - 44 μg/kg
	環境実態調査(ニホンザル)	2/10	ND(<10) - 27 μg/kg
	環境実態調査(タヌキ)	6/10	ND(<10) - 44 μg/kg

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	実態調査	40/171	ND(<0.3) - 5.3 μg/L
底質調査	実態調査	39/48	ND(<25) - 4,300 μg/kg
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	1/26	ND(<2.1-6.8) - 12 μg/kg
	環境実態調査(猛禽類)	8/13	ND(<0.3-0.9) - 2,200 μg/kg

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	49/170	ND(<0.3) - 6.9 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	47/48	ND(<25) - 6,100 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査(カワウ)	20/30	ND(<4.2-46) - 410 μg/kg
	影響実態調査(カワウ卵)	0/10	ND(<25-27) μg/kg
	影響実態調査(猛禽類)	32/44	ND(<2.3-51) - 310 μg/kg

1.4. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	46/170	ND(<0.3)–6.6 µg/L
	建設省実態調査（春期）	19/31	ND(<0.2)–2.1 µg/L
	建設省実態調査（夏期）	66/261	ND(<0.2)–2.4 µg/L
	建設省実態調査（秋期）	50/140	ND(<0.2)–1.3 µg/L
	建設省実態調査（冬期）	8/31	ND(<0.2)–2.1 µg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	41/48	ND(<25)–22,000 µg/kg
	建設省実態調査（春期）	24/27	ND(<25)–1,600 µg/kg
	建設省実態調査（夏期）	17/20	ND(<25)–2,900 µg/kg
	建設省実態調査（秋期）	8/11	ND(<25)–700 µg/kg
大気調査	大気環境分析調査	19/20	ND(<4.2) - 34 ng/m ³

1.5. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	71/130	ND(<0.3)–9.9 µg/L
	建設省実態調査（前期）	131/256	ND(<0.2)–9.4 µg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	65/275	ND(<0.3-0.5)–4.9 µg/L
	建設省実態調査（後期）	96/261	ND(<0.2)–4.8 µg/L
	野生生物影響実態調査（カニ類）	0/19	ND(<0.5) µg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	125/152	ND(<25)–210,000 µg/kg
	建設省実態調査（後期）	19/20	ND(<25)–3,400 µg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	3/3	36–320 µg/kg
	野生生物影響実態調査（カニ類）	9/12	ND(<45-145)–1,766 µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	53/94	ND(<10)–335 µg/kg
	野生生物影響実態調査（カニ類）	2/7	ND(<37-60)–929 µg/kg
大気調査	大気環境分析調査	61/178	ND(<33)–360ng/m ³
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	30/141	ND(<25)–190 µg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	88/145	ND(<25)–260 µg/kg
	影響実態調査（ドバト）	3/31	ND(<100-400)–3,290 µg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	2/30	ND(<200-500)–390 µg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	10/15	ND(<40-640)–363,000 µg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	268/568	ND(<0.01-3.9) - 15 µg/L
底質調査	289/451	ND(<2-6,600) - 22,000 µg/kg
大気調査	70/80	ND(<2-50) - 790ng/m ³
水生生物調査(魚類)	114/1,088	ND(<0.8-2,800) - 19,000 µg/kg
水生生物調査(鳥類)	0/101	ND(<100-500) µg/kg
水生生物調査(貝類)	8/276	ND(<100-500) - 1,600 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
魚類調査	五大湖	ND(不明)-940 µg/kg 940 µg/kg は、1983 年ミシガン湖で採集されたカワカマス類 Northern pike(<i>Esox lucius</i>)での測定値 ¹⁾

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
11.0 ~ 446 µg/L	60 日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、死亡率、全長、体重、肝臓中ビテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査、生殖腺指数及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ³⁾
19 ~ 410 µg/L	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ³⁾
391 µg/L *	2 週間曝露した雄メダカ(<i>O. latipes</i>)を正常な雌と交配させたところ、影響が認められなかった濃度 ²⁾

*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

水質、底質及び野生生物調査の一部で検出された。水質調査で測定された最高値 4.6 µg/L は、平成 13 年度の最高値 5.3 µg/L、平成 12 年度の最高値 6.9 µg/L、平成 11 年度の最高値 6.6 µg/L、平成 10 年度の最高値 9.9 µg/L 及び国内の過去の最高値 15 µg/L を下回っていた。底質調査で測定された最高値 10,000 µg/kg は、平成 13 年度の最高値 4,300 µg/kg 及び平成 12 年度の最高値 6,100 µg/kg を上回り、平成 11 年度の最高値 22,000 µg/kg、平成 10 年度の最高値 210,000g/kg 及び国内の過去の最高値 22,000 µg/kg を下回っていた。野生生物調査(カワウ)で測定された最高値 26 µg/kg は、平成 13 年度の最高値 12 µg/kg を上回り、平成 12 年度の最高値 410 µg/kg を下回っていた。野生生物調査(タヌキ)で測定された最高値 40 µg/kg は、平成 10 年度の最高値 363,000 µg/kg を下回っていた。

なお、平成 13 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 12 年度の水質、底質及

び野生生物調査、平成 11 年度の水質、底質及び大気調査、平成 10 年度の水質、底質、土壌、大気、水生生物（魚類）及び野生生物調査の一部で検出された。

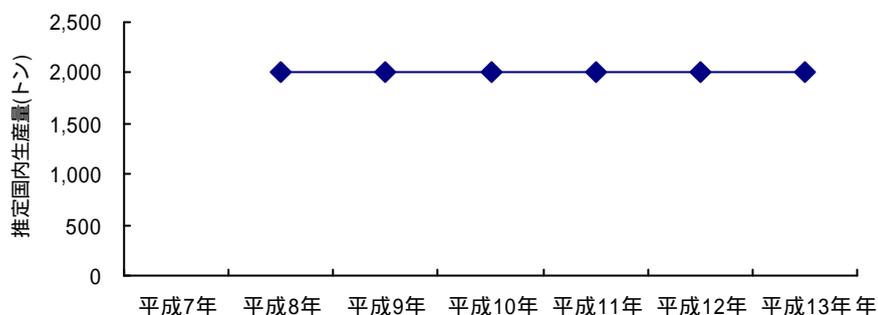
6 . 参考文献

- 1)Camanzo,J.,C.P.Rice,D.J.Jude and R.Rossmann(1987)Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983.J.Great Lakes Res.,Vol.13,No.3,296-309.
- 2)Shioda,S. and M.Wakabayashi(2000)Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka(*Oryzias latipes*).Chemosphere,40,239-243.
- 3)環境省環境保健部(2002)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について（案）、平成14年度 第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料

39. フタル酸ブチルベンジル

国内生産量およびその推移

推定国内生産量は2,000t(2001年、平成13年)で前年推定量(2,000t)と比較して横這いであった。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	0/10	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(トビ)	0/8	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ハシブトガラス)	0/12	ND(<2-3) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ニホンザル)	0/10	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(タヌキ)	0/10	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	実態調査	2/171	ND(<0.1) - 0.1 $\mu\text{g/L}$
底質調査	実態調査	7/48	ND(<10) - 32 $\mu\text{g/kg}$

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	0/170	ND(<0.1) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	23/48	ND(<10) - 140 $\mu\text{g/kg}$

1. 4. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（春期）	0/31	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/261	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/140	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査（冬期）	0/31	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	24/48	ND(<10) - 270 μg/kg
	建設省実態調査（春期）	0/27	ND(<10) μg/kg
	建設省実態調査（夏期）	1/20	ND(<10) - 30 μg/kg
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<10) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	13/20	ND(<1.1) - 3.5ng/m ³

1. 5. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（前期）	3/256	ND(<0.2)-1.0 μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	1/275	ND(<0.1)-0.1 μg/L
	建設省実態調査（後期）	3/261	ND(<0.2)-3.1 μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	10/152	ND(<10)-1,400 μg/kg
	建設省実態調査（後期）	4/20	ND(<10)-14 μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<10) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<13-70) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	8/94	ND(<10)-599 μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<15-24) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	47/178	ND(<0.72)-5.5ng/m ³
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	3/141	ND(<10)-35 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<10) μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/31	ND(<40-160) μg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<80-200) μg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<40-640) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/165	ND(<0.08-0.14) $\mu\text{g/L}$
底質調査	27/165	ND(<4-28)-134 $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
0.7 ~ 99.5 $\mu\text{g/L}$	60 日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、死亡率、肝臓中ビテロジェニン濃度、生殖腺の組織学的検査及び生殖腺指数に有意な変化が認められなかった濃度 ¹⁾
14.0 ~ 337.1 $\mu\text{g/L}$	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ¹⁾
1,045.4 $\mu\text{g/L}$	14 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の有意な増加が認められたが、曝露 21 日後には肝臓中ビテロジェニン濃度の有意な増加が認められなかった濃度 ¹⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

野生生物調査の測定値は検出限界値未満であった。

なお、平成 13 年度の水質及び底質調査、平成 12 年度の底質調査、平成 11 年度の底質及び大気調査、平成 10 年度の水質、底質、土壌、大気及び水生生物調査（魚類）の一部で検出された。

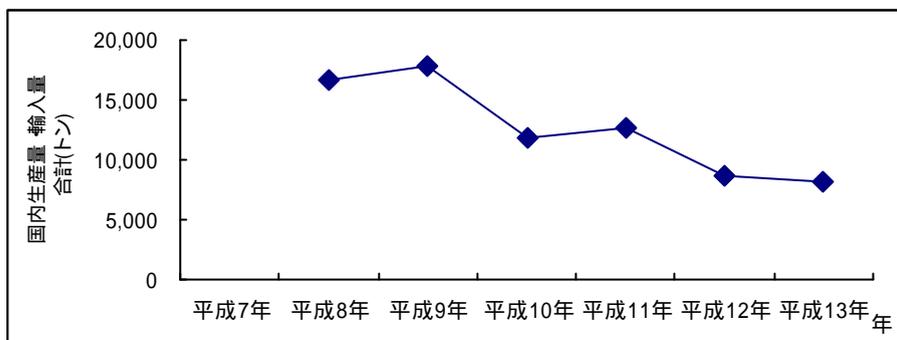
6. 参考文献

- 1)環境省環境保健部(2002)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案)平成 14 年度 第 1 回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料

40. フタル酸ジ-n-ブチル

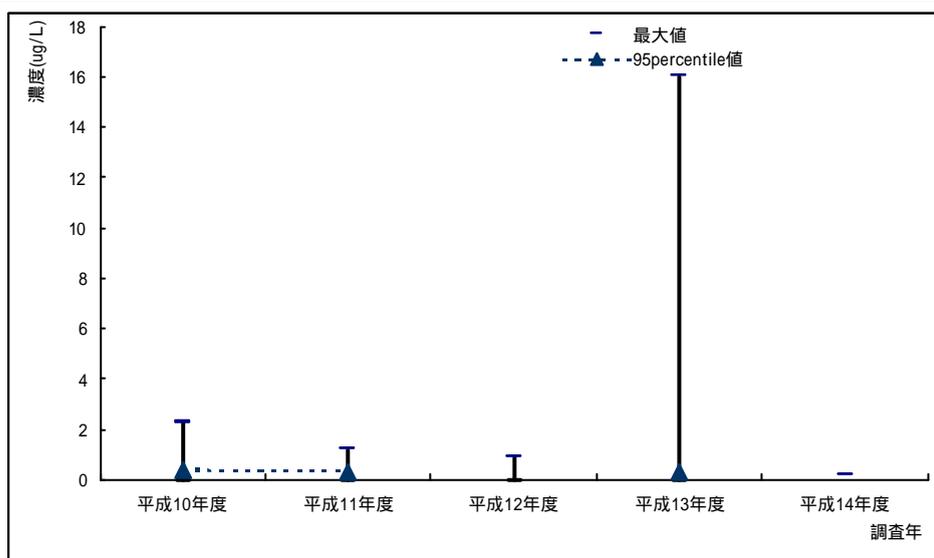
国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

国内生産量と輸入量の合計値は8,195t(2001年、平成13年)で前年(8,710t)と比較して減少した。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度	平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度
			95percentile値(ug/L)	0.4	0.3		0.3
40	フタル酸ジ-n-ブチル	最大値(ug/L)	2.3	1.2	0.9	16	0.2
		検出限界値(ug/L)	0.2-0.5	0.2-0.3	0.2-0.3	0.2-0.3	0.2-0.5
		検出数	131	63	14	19	1
		検体数	941	633	284	288	99

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	環境実態調査	0/75	ND(<0.5) $\mu\text{g/L}$
	国土交通省実態調査	1/24	ND(<0.2) - 0.2 $\mu\text{g/L}$
底質調査	環境実態調査	10/24	ND(<25) - 700 $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル)	4/5	ND(<9)-36 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル)	1/1	6.3 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(カワウ)	0/10	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(トビ)	0/8	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ハシブトガラス)	0/12	ND(<10-20) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ニホンザル)	0/10	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(タヌキ)	0/10	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	実態調査	11/171	ND(<0.3) - 16 $\mu\text{g/L}$
	国土交通省内分泌攪乱 化学物質存在状況調査	8/117	ND(<0.2) - 0.4 $\mu\text{g/L}$
底質調査	実態調査	13/48	ND(<25) - 160 $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	4/26	ND(<1.8-5.8) - 14 $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(猛禽類)	10/13	ND(<0.21-0.36) - 66 $\mu\text{g/kg}$

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	12/170	ND(<0.3) - 0.9 $\mu\text{g/L}$
	国土交通省地点別河川測定調査 (秋期)	2/114	ND(<0.2) - 0.2 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	18/48	ND(<25) - 250 $\mu\text{g/kg}$
	国土交通省地点別河川測定調査 (秋期)	0/13	ND(<25) $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	影響実態調査(カワウ)	3/30	ND(<2.9-34) - 5.9 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(カワウ卵)	0/10	ND(<31-34) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(猛禽類)	13/44	ND(<3.1-36) - 290 $\mu\text{g/kg}$

1.4. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	7/170	ND(<0.3) - 1.1 μg/L
	建設省実態調査（春期）	12/31	ND(<0.2) - 1.2 μg/L
	建設省実態調査（夏期）	28/261	ND(<0.2) - 0.6 μg/L
	建設省実態調査（秋期）	14/140	ND(<0.2) - 0.4 μg/L
	建設省実態調査（冬期）	2/31	ND(<0.2) - 0.3 μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	17/48	ND(<25) - 810 μg/kg
	建設省実態調査（春期）	16/27	ND(<25) - 200 μg/kg
	建設省実態調査（夏期）	4/20	ND(<25) - 110 μg/kg
	建設省実態調査（秋期）	2/11	ND(<25) - 40 μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	20/20	6.0 - 63ng/m ³

1.5. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	9/130	ND(<0.3)-2.3 μg/L
	建設省実態調査（前期）	69/256	ND(<0.2)-1.3 μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	14/275	ND(<0.3)-1.9 μg/L
	建設省実態調査（後期）	39/261	ND(<0.2)-0.8 μg/L
	野生生物影響実態調査（加ル類）	0/19	ND(<0.5) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	67/152	ND(<25)-2,000 μg/kg
	建設省実態調査（後期）	6/20	ND(<25)-100 μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	2/3	ND(<25)-37 μg/kg
	野生生物影響実態調査（加ル類）	0/12	ND(<33-175) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	48/94	ND(<10)-816 μg/kg
	野生生物影響実態調査（加ル類）	1/7	ND(<37-50)-99 μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	86/178	ND(<20)-160ng/m ³
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<25) μg/kg
野生生物	影響実態調査（コイ）	27/145	ND(<25)-79 μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/31	ND(<100-400) μg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<200-500) μg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<100-1,600) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	336/568	ND(<0.01-40) - 36 µg/L
底質調査	203/448	ND(<1-2,900) - 2,300 µg/kg
大気調査	66/78	ND(<5-70) - 370ng/m ³
水生生物調査(魚類)	119/1,094	ND(<10-1,110) - 1,950 µg/kg
水生生物調査(鳥類)	0/106	ND(<100-500) µg/kg
水生生物調査(貝類)	8/276	ND(<100-500) - 300 µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
7.09 ~ 235 µg/L	60 日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、全長、体重、肝臓中ビテロジェニン濃度、生殖腺指数及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ⁴⁾
19 µg/L	14 日間曝露後、サケ類(<i>Salmo salar</i>)の血漿中 E 2 結合性蛋白質濃度の増加が認められた濃度 ⁵⁾
24.4 ~ 822 µg/L	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ⁴⁾
920 µg/L	16 日間の曝露期間中のオオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)で産仔数の減少が認められた濃度 ¹⁾
970 µg/L	14 日間曝露後のファットヘッドミノー(<i>Pimephales promelas</i>)の孵化及び稚魚の生残に影響を与えた濃度 ¹⁾
1,000 µg/L	21 日間の曝露期間中のオオミジンコ(<i>D. magna</i>)の生殖を阻害した濃度 ²⁾
1,740 µg/L	14 日間曝露後のファットヘッドミノー(<i>P. promelas</i>)の胚の生残率が減少した濃度 ¹⁾
2,783 µg/L *	5 日間曝露した幼生(受精 19 日後)ツチガエル(<i>Rana rugosa</i>) 遺伝子的全雄に生殖腺における卵巣組織形成が認められた濃度 ³⁾

*この作用濃度は信頼性がやや低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5. まとめ

水質、底質及び野生生物調査の一部で検出された。水質調査において測定された最高値 0.2 µg/L (国土交通省) は平成 13 年度の最高値 16 µg/L、平成 12 年度の最高値 0.9 µg/L、平成 11 年度の最高値 1.2 µg/L(建設省)、平成 10 年度の最高値 2.3 µg/L 及び国内の過去の最高値 36 µg/L を下回っていた。底質調査において測定された最高値 700 µg/kg は平成 13 年度の最高値 160 µg/kg、平成 12 年度の最高値 250 µg/kg を上

回り、平成 11 年度の最高値 810 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 、平成 10 年度の最高値 2,000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 及び国内の過去の最高値 2,300 $\mu\text{g}/\text{kg}$ を下回っていた。

なお、平成 13 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 12 年度の水質、底質及び野生生物調査、平成 11 年度の水質、底質及び大気調査及び平成 10 年度の水質、底質、土壌、大気及び野生生物調査の一部で検出された。

平成 14 年度の水質調査で測定された最高濃度 0.2 $\mu\text{g}/\text{L}$ (国土交通省) と報告されている内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 19 $\mu\text{g}/\text{L}$ を比較するとその比は 0.001 以上であった。

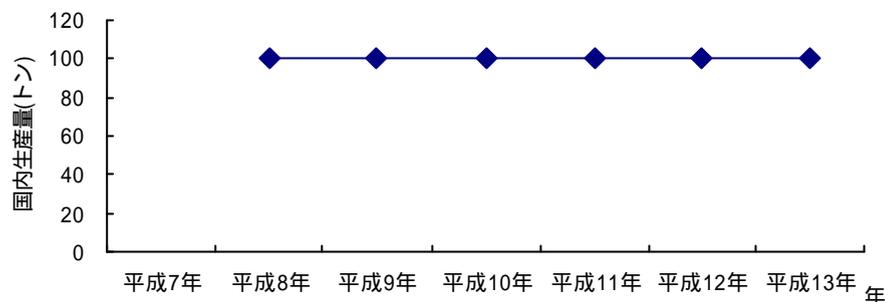
6 . 参考文献

- 1) McCarthy, J.F. and D.K. Whitmore (1985) Chronic toxicity of di-*n*-butyl and di-*n*-octyl phthalate to *Daphnia magna* and the fathead minnow. Environ. Toxicol. Chem., Vol.4, 167-179
- 2) Huag, G.L., H.W. Sun and Z.H. Song (1999) Interactions between dibutyl phthalate and aquatic organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 63, 759-765
- 3) Ohtani, H., I. Miura and Y. Ichikawa (2000) Effects of dibutyl phthalate as an environmental endocrine disruptor on gonadal sex differentiation of genetic males of the frog *Rana rugosa*. Environmental Health Perspective, 108, 12, 1189-1193.
- 4) 環境省環境保健部 (2002) 魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について (案) 平成 14 年度 第 1 回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料
- 5) Tollefsen, K.-E., J.F.A. Meys, J. Frydenlund and J. Stenersen (2002) Environmental estrogens interact with and modulate the properties of plasma sex steroid-binding proteins in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). Marine Environmental Research, 54, 697-701.

41. フタル酸ジシクロヘキシル

国内生産量およびその推移

国内生産量は 100t(2001 年、平成 13 年)で前年 (100t) と比較して横這いであった。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	0/10	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(トビ)	0/8	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ハシブトガラス)	0/12	ND(<2-3) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ニホンザル)	0/10	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(タヌキ)	0/10	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	実態調査	0/171	ND(<0.1) $\mu\text{g/L}$
底質調査	実態調査	0/48	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	0/170	ND(<0.1) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	3/48	ND(<10) - 75 $\mu\text{g/kg}$

1.4. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（冬季）	0/170	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	3/48	ND(<10) - 16 μg/kg
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<10) μg/kg
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<10) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	0/20	ND(<0.77)ng/m ³

1.5. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.1) μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.2) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	4/152	ND(<10)-170 μg/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<10) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	7/178	ND(<0.38)-4.9ng/m ³
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<10) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
0.429 ~ 35.8 μg/L	60日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、孵化日数、死亡率、体重、生殖腺の組織学的検査及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ¹⁾
18 ~ 390 μg/L	21日間曝露後、雄メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の肝臓中ピテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ¹⁾

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告も得られている。

5 . まとめ

何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

なお、平成 12 年度及び平成 11 年度の底質調査、平成 10 年度の底質及び大気調査の一部で検出された。

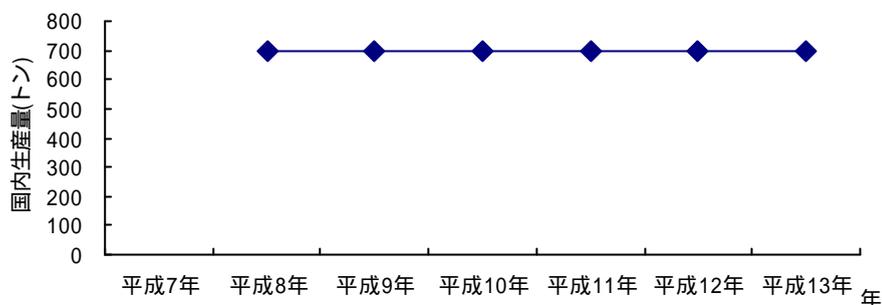
6 . 参考文献

- 1)環境省環境保健部(2002)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案) 平成14年度 第1回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料

42. フタル酸ジエチル

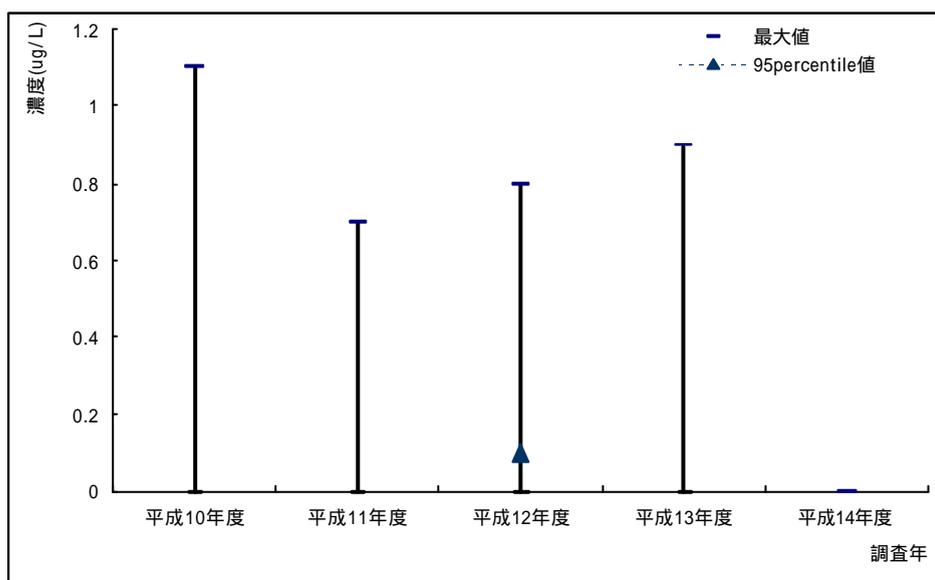
使用量およびその推移

国内生産量は 700t(2001 年、平成 13 年)で前年 (700t) と比較して横這いであった。



環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度					
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	
42	フタル酸ジエチル	95percentile値(ug/L)			0.1		
		最大値(ug/L)	1.1	0.7	0.8	0.9	
		検出限界値(ug/L)	0.1-0.2	0.1-0.2	0.1	0.1	0.2
		検出数	9	5	12	8	0
		検体数	437	194	170	171	75

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	環境実態調査	0/75	ND(<0.2) $\mu\text{g/L}$
底質調査	環境実態調査	0/24	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	環境実態調査(カワウ)	0/10	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(トビ)	0/8	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ハシブトガラス)	0/12	ND(<2-3) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(ニホンザル)	0/10	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	環境実態調査(タヌキ)	0/10	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	実態調査	8/171	ND(<0.1) - 0.9 $\mu\text{g/L}$
底質調査	実態調査	0/48	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	12/170	ND(<0.1) - 0.8 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	4/48	ND(<10) - 32 $\mu\text{g/kg}$

1.4. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	5/170	ND(<0.1)-0.7 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査(夏期)	0/12	ND(<0.2) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査(秋期)	0/12	ND(<0.2) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査(夏期)	0/11	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査(秋期)	1/11	ND(<10) - 18 $\mu\text{g/kg}$
大気調査	大気環境分析調査	20/20	1.0-6.5 ng/m^3

1.5. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	5/130	ND(<0.1)–1.1 µg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.2) µg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	4/275	ND(<0.1)–0.3 µg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.2) µg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<0.2) µg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.2) µg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	1/152	ND(<10)–22 µg/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<10) µg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<10) µg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<13-70) µg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) µg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<15-24) µg/kg
大気調査	大気環境分析調査	82/178	ND(<1.7)–18ng/m ³
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<10) µg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<10) µg/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/31	ND(<40-160) µg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<80-200) µg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<40-640) µg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査区分	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	0/27	ND(<0.1-2) µg/L
底質調査	0/27	ND(<6-20) µg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
0.6 ~ 121.6 µg/L	60 日間曝露後、メダカ(<i>Oryzias latipes</i>)の孵化率、死亡率、生殖腺の組織学的検査、生殖腺指数及び肝指数に有意な変化が認められなかった濃度 ⁴⁾
8.1 ~ 1,053.3 µg/L	21 日間曝露後、雄メダカ(<i>O. latipes</i>)の肝臓中ビテロジェニン濃度の増加が認められなかった濃度 ⁴⁾
10,000 µg/L *	5 日間曝露したコペポータ(<i>Acartia tonsa</i>)幼生の発生を阻害したEC ₅₀ 値 ¹⁾
22,400 µg/L *	5 ~ 7 日間の曝露期間中のオオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)の脱皮に影響を与えた濃度 ²⁾
50,000 µg/L **	7 日間曝露後、シオマネキ類(<i>Uca pugilator</i>)の上皮及び肝膵臓組織のキトビアーゼ活性を阻害した濃度 ³⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

**この作用濃度は信頼性がやや低かった。

なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。

5. まとめ

何れの調査においても測定値は検出限界値未満であった。

なお、平成 13 年度の水質調査、平成 12 年度の水質及び底質調査、平成 11 年度及び平成 10 年度の水質、底質及び大気調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) Andersen, H.R., L. Wollenberger, B. Halling-Sorensen and K.O. Kusk (2001)
Development of copepod nauplii to copepodites- A parameter for chronic toxicity including endocrine disruption. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 12, 2821-2829.
- 2) Zou, E. and M. Fingerman (1997) Effects of estrogenic xenobiotics on molting of the water flea, *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 38, 281-285.
- 3) Zou, E. and M. Fingerman (1999) Effects of exposure to diethyl phthalate, 4-(tert)-octylphenol, and 2,4,5-trichlorobiphenyl on activity of chitinase in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *Uca pugilator*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part c*, 122, 115-120.
- 4) 環境省環境保健部(2002)魚類を用いた生態系への内分泌攪乱作用に関する試験結果について(案)平成 14 年度 第 1 回内分泌攪乱化学物質問題検討会資料

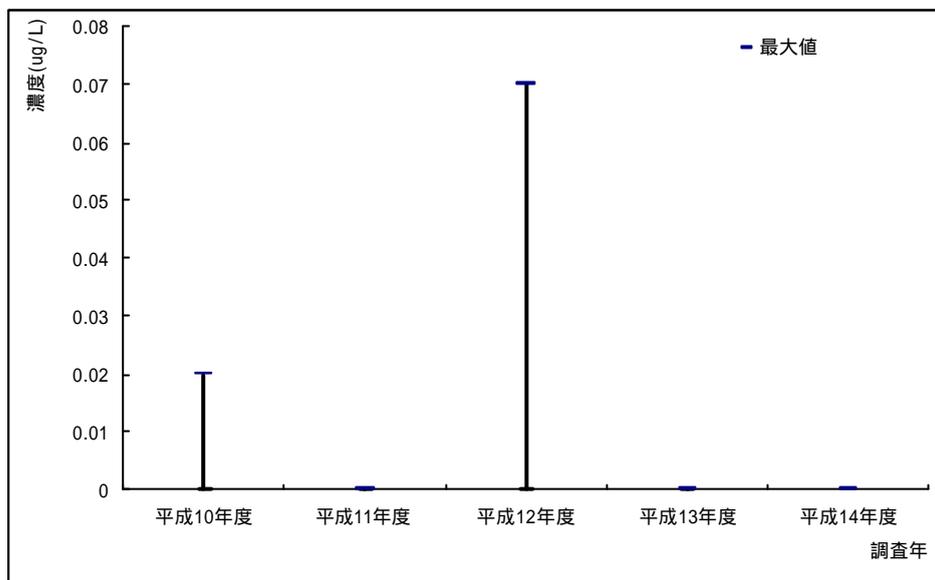
43. ベンゾ(a)ピレン

使用量およびその推移

非意図的生成物

環境中濃度に関する規制

環境中濃度に関する規制はない。



SPEED'98	物質名	年度					
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度	平成14年度	
43	ベンゾ(a)ピレン	最大値(ug/L)	0.02		0.07		
		検出限界値(ug/L)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
		検出数	8	0	4	0	0
		検体数	437	194	185	171	75

注：年度により調査点数及び調査位置は異なっている。

図 水質調査結果

1. 環境実態調査結果

1.1. 平成14年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	環境実態調査	0/75	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	環境実態調査	23/24	ND(<1) - 1,300 $\mu\text{g/kg}$
	国土交通省実態調査	16/24	ND(<1) - 41 $\mu\text{g/kg}$

1.2. 平成13年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	実態調査	0/171	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	実態調査	44/48	ND(<1) - 540 $\mu\text{g/kg}$
	国土交通省 内分泌攪乱化学物質存在状況調査	72/131	ND(<1) - 70 $\mu\text{g/kg}$

1.3. 平成12年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	4/171	ND(<0.01) - 0.07 $\mu\text{g/L}$
	国土交通省地点別河川測定調査(秋期)	0/14	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	45/48	ND(<1) - 3,000 $\mu\text{g/kg}$
	国土交通省地点別河川測定調査(秋期)	12/14	ND(<1) - 27 $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	影響実態調査(カワウ)	0/30	ND(<0.18-11) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(カワウ卵)	0/10	ND(<10-21) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(猛禽類)	0/44	ND(<0.01-1.1) $\mu\text{g/kg}$

1.4. 平成11年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査(冬季)	0/170	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査(夏期)	0/12	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査(秋期)	0/12	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	44/48	ND(<1) - 890 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査(夏期)	6/11	ND(<1) - 27 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査(秋期)	5/11	ND(<1) - 170 $\mu\text{g/kg}$

1.5. 平成10年度

調査区分	調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	一般水域調査（夏季）	0/130	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	8/275	ND(<0.01)–0.02 μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<0.01) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	122/152	ND(<1)–3,800 μg/kg
	建設省実態調査（後期）	4/5	ND(<1)–39 μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	3/3	1–45 μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	11/12	ND(<5)–341 μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	7/7	70–258 μg/kg
大気調査	大気環境分析調査	198/198	0.021–2.4ng/m ³
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<2) μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<1) μg/kg
	影響実態調査（カエル類）	0/80	ND(<2-5) μg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	0/26	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	0/19	ND(<5) μg/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/32	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査（トビ）	0/26	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	0/5	ND(<2) μg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	0/30	ND(<2-10) μg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	0/41	ND(<2-4) μg/kg
	影響実態調査（クマ類）	0/17	ND(<2-5) μg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<2-8) μg/kg

2. 国内の過去の測定値

調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	1/306	ND(<0.002-1) - 0.017 μg/L
底質調査	288/364	ND(<0.1-300) - 3,700 μg/kg
大気調査	36/39	ND(<0.02-0.3) - 6.37ng/m ³
水生生物調査(魚類)	1/167	ND(<0.3-230) - 8 μg/kg

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
底質調査	五大湖	31.7–64.0 μg/kg 64.0 μg/kg は、1986年スペリオール湖での測定値 ¹⁾

4 . 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告(生体内試験、水中濃度)

作用濃度	作用内容
0.2 ~ 0.3 µg/L *	2 週間の曝露期間中、ボラ (<i>Mugil cephalus</i>) 及びニベ類 atlantic croaker (<i>Micropogonias undulatus</i>) の血漿中コルチゾール濃度が上昇した濃度 ²⁾

*この作用濃度は信頼性が低かった。

5 . まとめ

底質調査の一部で検出されたが、水質調査における測定値は検出限界値未満であった。底質調査において測定された最高値 1,300 µg/kg は、平成 13 年度の最高値 540 µg/kg、平成 11 年度の最高値 890 µg/kg を上回り、平成 12 年度の最高値 3,000 µg/kg、平成 10 年度の最高値 3,800 µg/kg 及び国内の過去の最高値 3,700 µg/kg を下回っていた。

なお、平成 13 年度の底質調査、平成 12 年度の水質及び底質調査、平成 11 年度の底質調査、平成 10 年度の水質、底質、土壌及び大気調査の一部で検出された。

6 . 参考文献

- 1) Baker, J.E. and S.J. Eisenreich (1989) PCBs and PAHs as tracers of particulate dynamics in large lakes. *J. Great Lake Res.*, Vol. 15, No. 1, 84-103.
- 2) Thomas, P. and J.M. Neff (1985) Plasma corticosteroid and glucose responses to pollutants in striped mullet: Different effects of naphthalene, benzo(a)pyrene and cadmium exposure. in Veenberg, F.J., F.P. Thurberg, A. Calabrese and W. Vernberg ed. *Marine Pollution and Physiology: Recent Advances*. The Belle W. Baruch Library in Marine Science number 13. 63-82. University of South Carolina Press.