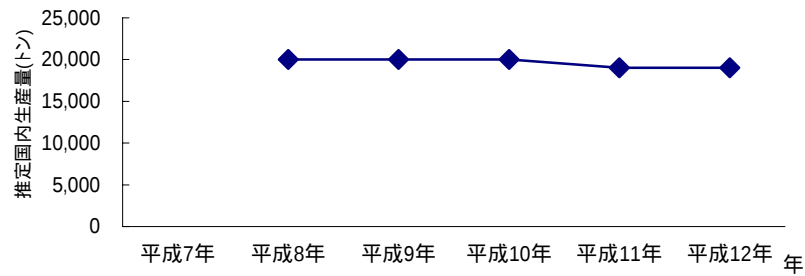


36．ノニルフェノール

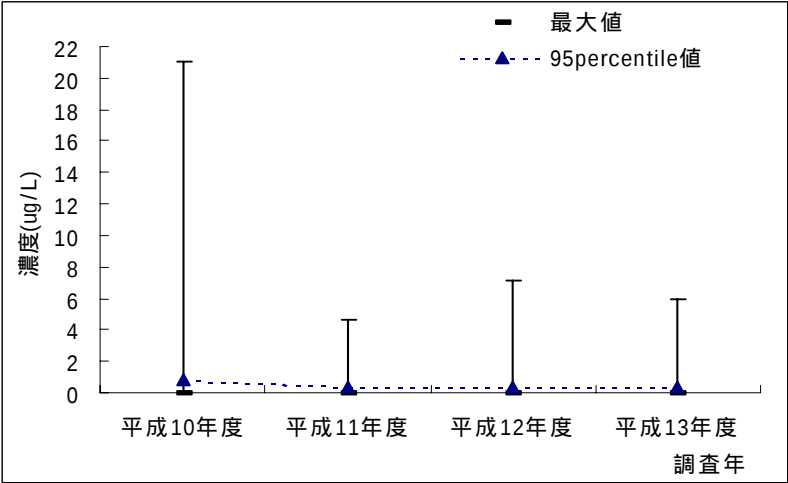
生産量およびその推移

推定国内生産量は 19,000t(2000 年、平成 12 年)で前年推定量 (19,000t) 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
36	ノニルフェノール	95percentile値(ug/L)	0.83	0.3	0.4	0.4
		最大値(ug/L)	21	4.6	7.1	5.9
		検出限界値(ug/L)	0.03-0.1	0.1	0.1	0.1
		検出数	498	119	57	59
		検体数	941	633	302	288

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	一般水域調査（冬季）	53/171	ND(<0.1) - 5.9 μ g/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 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	34/48	ND(<15) - 3,700 μ g/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	大気測定調査	0/21	ND(<0.6)ng/m ³
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	23/26	ND(<0.16-0.22) - 7.8 μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	4/13	ND(<6.5-23) - 42 μ g/kg

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）	40/171	ND(<0.1) - 7.1 μ g/L
	国土交通省地点別河川測定調査 （秋期）	17/131	ND(<0.1) - 1.0 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	33/48	ND(<15) - 5,600 μ g/kg
	国土交通省地点別河川測定調査 （秋期）	10/14	ND(<3) - 1,100 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	28/30	ND(<7.7-18) - 230 μ g/kg
	影響実態調査（カワウ卵）	0/10	ND(<24-25) μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	42/44	ND(<0.14-0.41) - 190 μ 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）	45/170	ND(<0.1)-4.6 μ g/L
	建設省実態調査（春期）	13/31	ND(<0.1)-2.3 μ g/L
	建設省実態調査（夏期）	35/261	ND(<0.1)-2.0 μ g/L
	建設省実態調査（秋期）	19/140	ND(<0.1)-3.3 μ g/L
	建設省実態調査（冬期）	7/31	ND(<0.1)-2.6 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	37/48	ND(<15)-12,000 μ g/kg
	建設省実態調査（春期）	26/27	ND(<3)-2,600 μ g/kg
	建設省実態調査（夏期）	16/20	ND(<3)-2,700 μ g/kg
	建設省実態調査（秋期）	9/11	ND(<3)-1,400 μ 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）	99/130	ND(<0.05)–7.1 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（前期）	110/256	ND(<0.1)–1.9 $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	146/275	ND(<0.05-0.1)–21 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（後期）	135/261	ND(<0.03)–3.0 $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	8/19	ND(<0.1)–0.2 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	36/152	ND(<50)–4,900 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	18/20	ND(<3)–880 $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	2/3	ND(<50)–160 $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	2/12	ND(<19-87)–692 $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<50) $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<22-36) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	42/141	ND(<15)–780 $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<50) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（ドバト）	16/31	ND(<15)–113 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（アカネズミ）	22/30	ND(<15)–190 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（タヌキ）	14/15	ND(<15)–2,000 $\mu\text{g/kg}$

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 $\mu\text{g/L}$
底質調査	55/161	ND(<1.4-487)–1,300 $\mu\text{g/kg}$

３． 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(<0.01)–0.92 $\mu\text{g/L}$ 0.92 $\mu\text{g/L}$ 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 $\mu\text{g/kg}$ 72,000 $\mu\text{g/kg}$ 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
tech-ノニルフェノール (4-isomer 88%+2-isomer 10%+ジ・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⁾
tech-ノニルフェノール (4-isomer 88%+2-isomer 10%+ジ・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⁾
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	36 µg/L	20 日間曝露後、ユスリカ類(<i>Chironomus tentans</i>)の卵塊に形状異常が認められた濃度 ⁷⁾
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>)血漿中のビ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>) 雄で肝臓中ビテロジェニン 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⁾

異性体名	作用濃度	作用内容
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ド(<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- <i>n</i> -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- <i>n</i> -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>) 雄で血漿中ビテロジェニン濃度、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- <i>n</i> -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>)血漿中のビテロジェニン値の増加が認められなかった濃度 ⁹⁾
4- <i>n</i> -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- <i>n</i> -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- <i>n</i> -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>) 雄で血漿中ビテロジェニン濃度の高値が認められた濃度 ²⁰⁾
4- <i>n</i> -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- <i>n</i> -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- <i>n</i> -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- <i>n</i> -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

大気調査において測定値は検出限界値未満であったが、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 5.9 µg/L は、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 12 年度の最高値 7.1 µg/L 及び平成 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 3,700 µg/kg は、国内の過去の最高値 1,300 µg/kg を上回っていたが、平成 12 年度の最高値 5,600 µg/kg、平成 11 年度の最高値 12,000 µg/kg 及び平成 10 年度の最高値 4,900 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 7.8 µg/kg は、平成 12 年度の最高値 230 µg/kg (カワウ)を下回っていた。野生生物調査(猛禽類)において測定された最高値 42 µg/kg は、平成 12 年度の最高値 190 µg/kg (猛禽類)を下回っていた。平成 10 年度～平成 13 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 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 13 年度の水質調査で測定された最高濃度 5.9 µg/L 及び 95 パーセンタイル値 0.4 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 を超えていた。

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 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. Chemico-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.

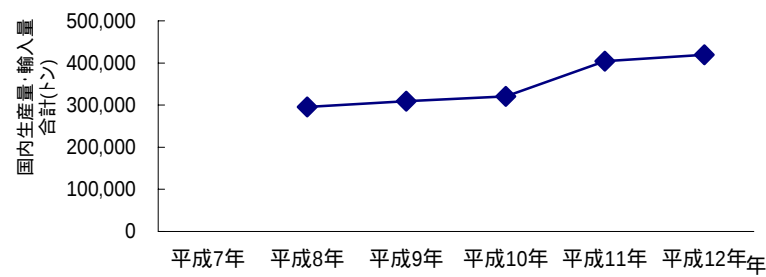
- 7)Kahl,M.D.,E.A.Makynen,P.A.Kosian and G.T.Ankly(1997)Toxicity of 4-nonylphenol in a life-cycle test with the midge *Chironomus tentas*. Toxicology and Environmental Safety.Vol.38,155-160.
- 8)Gray,M.A.and C.D.Metcalf(1997)Induction of testis-ova in Japanese medaka (*Oryzias latipes*)exposed to *p*-nonylphenol. 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)Billinghamst,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.Pluymers 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.

37 . ビスフェノールA

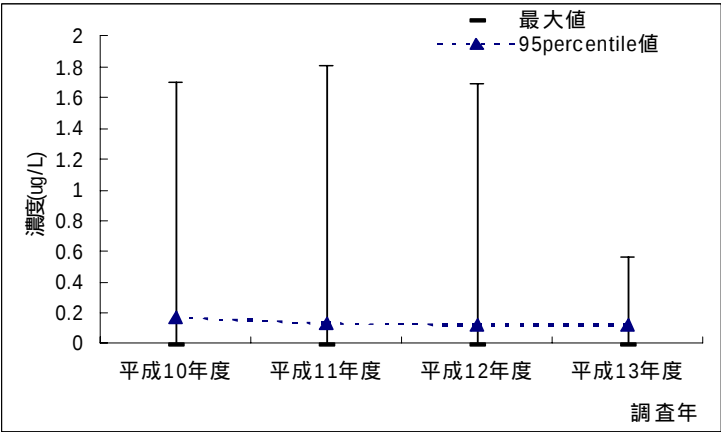
国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

国内生産量と輸入量の合計値は 419,807t(2000 年、平成 12 年)で前年 (404,284t) 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
37	ビスフェノールA	95percentile値(ug/L)	0.17	0.13	0.12	0.12
		最大値(ug/L)	1.7	1.81	1.7	0.56
		検出限界値(ug/L)	0.01	0.01	0.01	0.01
		検出数	515	301	124	122
		検体数	941	633	302	288

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	一般水域調査（冬季）	86/171	ND(<0.01) - 0.56 μ g/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 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	24/48	ND(<5) - 120 μ g/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 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	20/26	ND(<0.11-0.22) - 0.94 μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	5/13	ND(<0.53-1.8) - 7.1 μ g/kg

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）	82/171	ND(<0.01) - 0.72 μ g/L
	国土交通省地点別河川測定調査 （秋期）	42/131	ND(<0.01) - 1.7 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	14/48	ND(<5) - 47 μ g/kg
	国土交通省地点別河川測定調査 （秋期）	11/14	ND(<0.2) - 16 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	28/30	ND(<0.09-1.3) - 19 μ g/kg
	影響実態調査（カワウ卵）	0/10	ND(<3.1-3.3) μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	29/44	ND(<0.06-0.68) - 70 μ 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）	80/170	ND(<0.01) - 0.71 μ g/L
	建設省実態調査（春期）	18/31	ND(<0.01) - 0.27 μ g/L
	建設省実態調査（夏期）	115/261	ND(<0.01) - 0.64 μ g/L
	建設省実態調査（秋期）	63/140	ND(<0.01) - 0.65 μ g/L
	建設省実態調査（冬期）	25/31	ND(<0.01) - 1.81 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	25/48	ND(<5) - 270 μ g/kg
	建設省実態調査（春期）	27/27	ND(<0.2) - 18 μ g/kg
	建設省実態調査（夏期）	17/20	ND(<0.2) - 89 μ g/kg
	建設省実態調査（秋期）	9/11	ND(<0.2) - 26 μ g/kg

1.3. 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 ¹⁰⁾
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⁾
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 ¹⁰⁾
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 0.56 µg/L は、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 を下回っていたが、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 120 $\mu\text{g/kg}$ は、平成 12 年度の最高値 47 $\mu\text{g/kg}$ を上回っていたが、平成 11 年度の最高値 270 $\mu\text{g/kg}$ 、平成 10 年度の最高値 152 $\mu\text{g/kg}$ 及び国内の過去の最高値 600 $\mu\text{g/kg}$ 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 0.94 $\mu\text{g/kg}$ は、平成 12 年度の最高値 19 $\mu\text{g/kg}$ （カワウ）を下回っていた。野生生物調査（猛禽類）において測定された最高値 7.1 $\mu\text{g/kg}$ は、平成 12 年度の最高値 70 $\mu\text{g/kg}$ （猛禽類）を下回っていた。なお、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 13 年度の水質調査で測定された最高濃度 0.56 $\mu\text{g/L}$ 及び 95 パーセンタイル値 0.12 $\mu\text{g/L}$ 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 $\mu\text{g/L}$ を比較するとその比は 0.001 を超えていた。

6. 参考文献

- 1) Lindholst, 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,

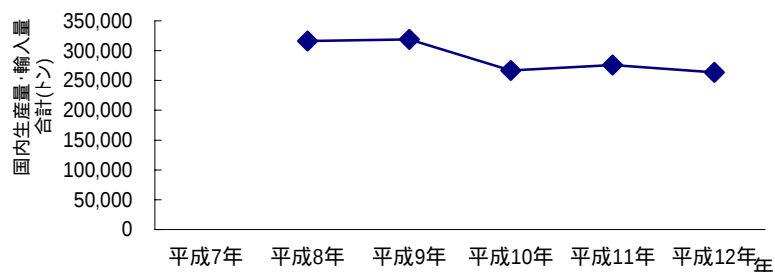
787-795.

- 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.

38．フタル酸ジ-2-エチルヘキシル

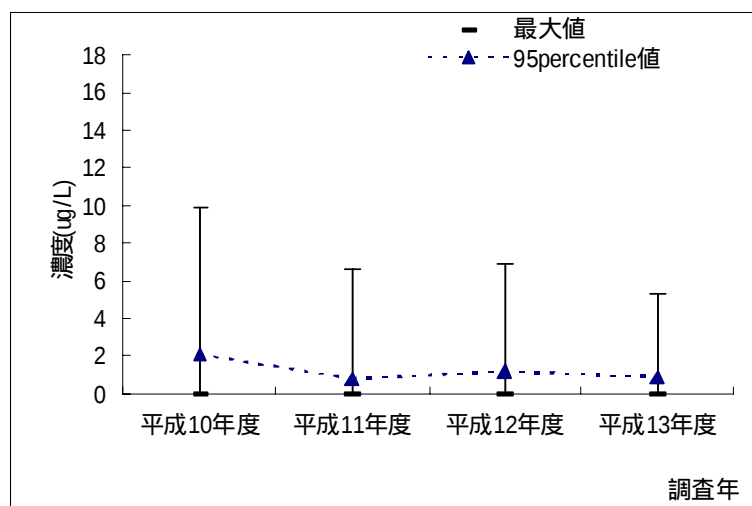
国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

国内生産量と輸入量の合計値は 263,744t(2000 年、平成 12 年)で前年 (276,050t) 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
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
		最大値(ug/L)	9.9	6.6	6.9	5.3
		検出限界値(ug/L)	0.2-0.5	0.2-0.3	0.3	0.3
		検出数	363	189	49	40
		検体数	941	633	170	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	一般水域調査 (冬季)	40/171	ND(<0.3) - 5.3 μ g/L
底質調査	一般水域調査 (冬季)	39/48	ND(<25) - 4,300 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査 (カワウ)	1/26	ND(<2.1-6.8) - 12 μ g/kg
	影響実態調査 (猛禽類)	8/13	ND(<0.3-0.9) - 2,200 μ g/kg

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）	49/170	ND(<0.3) - 6.9 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	47/48	ND(<25) - 6,100 $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	20/30	ND(<4.2-46) - 410 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（カワウ卵）	0/10	ND(<25-27) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（猛禽類）	32/44	ND(<2.3-51) - 310 $\mu\text{g/kg}$

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）	46/170	ND(<0.3)-6.6 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（春期）	19/31	ND(<0.2)-2.1 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（夏期）	66/261	ND(<0.2)-2.4 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（秋期）	50/140	ND(<0.2)-1.3 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（冬期）	8/31	ND(<0.2)-2.1 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	41/48	ND(<25)-22,000 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（春期）	24/27	ND(<25)-1,600 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（夏期）	17/20	ND(<25)-2,900 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（秋期）	8/11	ND(<25)-700 $\mu\text{g/kg}$
大気調査	大気環境分析調査	19/20	ND(<4.2) - 34 ng/m^3

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）	71/130	ND(<0.3)-9.9 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（前期）	131/256	ND(<0.2)-9.4 $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	65/275	ND(<0.3-0.5)-4.9 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（後期）	96/261	ND(<0.2)-4.8 $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（カワ類）	0/19	ND(<0.5) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	125/152	ND(<25)-210,000 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	19/20	ND(<25)-3,400 $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	3/3	36-320 $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（カワ類）	9/12	ND(<45-145)-1,766 $\mu\text{g/kg}$

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
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	53/94	ND(<10)–335 µ g/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	2/7	ND(<37-60)–929 µ g/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 µ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	88/145	ND(<25)–260 µ g/kg
	影響実態調査（ドバト）	3/31	ND(<100-400)–3,290 µ g/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	2/30	ND(<200-500)–390 µ g/kg
	影響実態調査（タヌキ）	10/15	ND(<40-640)–363,000 µ 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	268/568	ND(<0.01-3.9) - 15 µ g/L
底質調査	289/451	ND(<2-6,600) - 22,000 µ g/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 µ g/kg
水生生物調査（鳥類）	0/101	ND(<100-500) µ g/kg
水生生物調査（貝類）	8/276	ND(<100-500) - 1,600 µ g/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 µ g/kg 940 µ g/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
19 ~ 410 µ g/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 µ g/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 $5.3 \mu\text{g/L}$ は、平成 12 年度の最高値 $6.9 \mu\text{g/L}$ 、平成 11 年度の最高値 $6.6 \mu\text{g/L}$ 、平成 10 年度の最高値 $9.9 \mu\text{g/L}$ 及び国内の過去の最高値 $15 \mu\text{g/L}$ を下回っていた。底質調査で測定された最高値 $4,300 \mu\text{g/kg}$ は、平成 12 年度の最高値 $6,100 \mu\text{g/kg}$ 、平成 11 年度の最高値 $22,000 \mu\text{g/kg}$ 、平成 10 年度の最高値 $210,000 \mu\text{g/kg}$ 及び国内の過去の最高値 $22,000 \mu\text{g/kg}$ 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 $12 \mu\text{g/kg}$ は、平成 12 年度の最高値 $410 \mu\text{g/kg}$ （カワウ）を下回っていた。野生生物調査（猛禽類）で測定された最高値 $2,200 \mu\text{g/kg}$ は、平成 12 年度の最高値 $310 \mu\text{g/kg}$ （猛禽類）を上回っていた。なお、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。

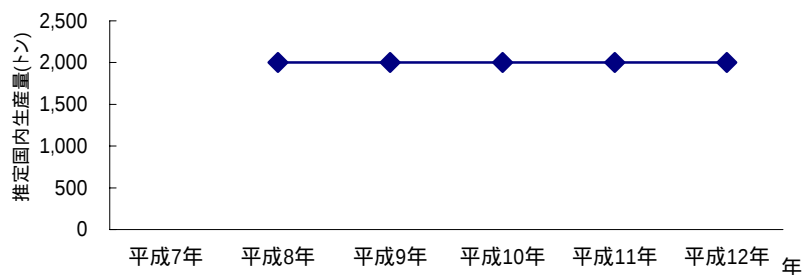
6. 参考文献

- 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

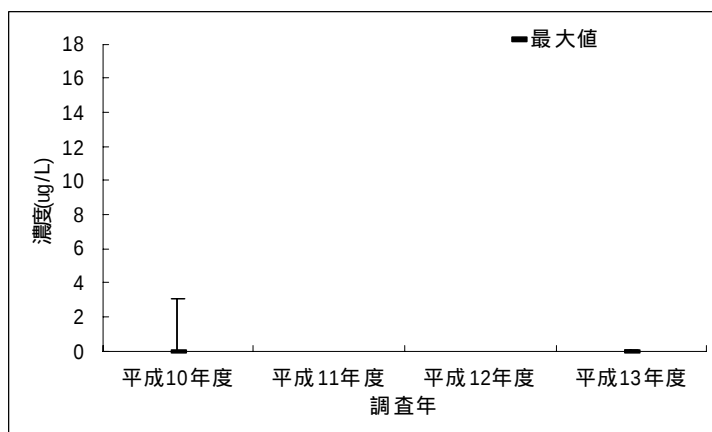
国内生産量およびその推移

推定国内生産量は 2,000t(2000 年、平成 12 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。



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
39	フタル酸ブチルベンジル	最大値(ug/L)	3.1			0.1
		検出限界値(ug/L)	0.1-0.2	0.1-0.2	0.1	0.1
		検出数	7	0	0	2
		検体数	941	633	170	171

図 水質調査結果

1．環境実態調査結果

1. 1. 平成 1 3 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)	2/171	ND(<0.1) - 0.1 μg/L
底質調査	一般水域調査 (冬季)	7/48	ND(<10) - 32 μg/kg

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）	0/170	ND(<0.1) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	23/48	ND(<10) - 140 μg/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(<0.1) 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. 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(<0.1) 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

水質及び底質調査の一部で検出された。水質調査で測定された最高値 0.1 $\mu\text{g/L}$ は、平成 10 年度の最高値 3.1 $\mu\text{g/L}$ (建設省) を下回っていた。底質調査で測定された最高値 32 $\mu\text{g/kg}$ は平成 12 年度の最高値 140 $\mu\text{g/kg}$ 、平成 11 年度の最高値 270 $\mu\text{g/kg}$ 、平成 10 年度の最高値 1,400 $\mu\text{g/kg}$ 及び国内の過去の最高値 134 $\mu\text{g/kg}$ を下回っていた。なお、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。

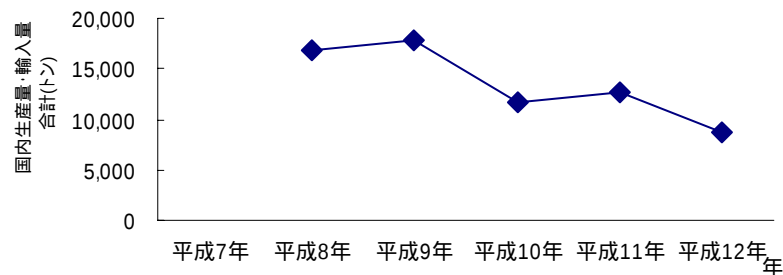
6. 参考文献

- 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

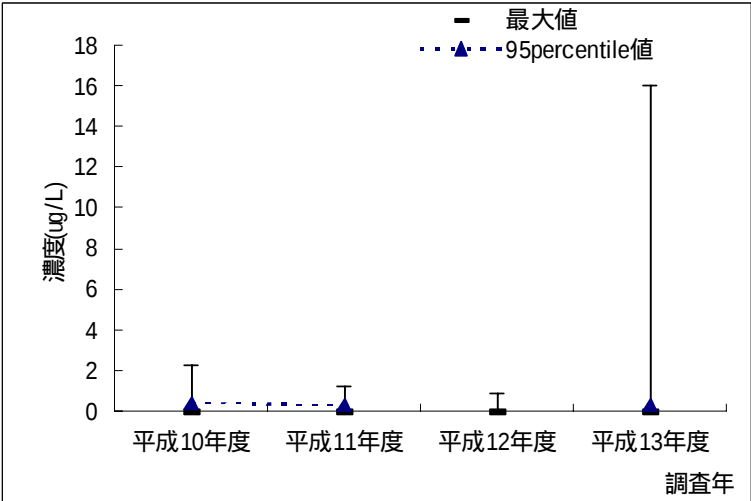
国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

国内生産量と輸入量の合計値は 8,710t(2000 年、平成 12 年)で前年 (12,722t) 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
40	フタル酸ジ-n-ブチル	95percentile値(ug/L)	0.4	0.3		0.3
		最大値(ug/L)	2.3	1.2	0.9	16
		検出限界値(ug/L)	0.2-0.5	0.2-0.3	0.2-0.3	0.2-0.3
		検出数	131	63	14	19
		検体数	941	633	284	288

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	一般水域調査（冬季）	11/171	ND(<0.3) - 16 µg/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 µg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	13/48	ND(<25) - 160 µg/kg
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	4/26	ND(<1.8-5.8) - 14 µg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	10/13	ND(<0.21-0.36) - 66 µg/kg

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）	12/170	ND(<0.3) - 0.9 µg/L
	国土交通省地点別河川測定調査 （秋期）	2/114	ND(<0.2) - 0.2 µg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	18/48	ND(<25) - 250 µg/kg
	国土交通省地点別河川測定調査 （秋期）	0/13	ND(<25) µg/kg
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	3/30	ND(<2.9-34) - 5.9 µg/kg
	影響実態調査（カワウ卵）	0/10	ND(<31-34) µg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	13/44	ND(<3.1-36) - 290 µg/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）	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. 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）	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
24.4 ~ 822 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 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 16 µg/L は平成 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 を上回り、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 160 µg/kg は平成 12 年度の最高値 250 µg/kg、平成 11 年度の最高値 810 µg/kg、平成 10 年度の最高値 2,000 µg/kg 及び国内の過去の最高値 2,300 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 14 µg/kg は平成 12 年度の最高値 5.9 µg/kg を上回っていた。野生生物調査(猛禽類)において測定された最高値 66 µg/kg は平成 12 年度の最高値 290 µg/kg を下回っていた。なお、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 13 年度の水質調査で測定された最高濃度 16 µg/L 及び 95 パーセンタイル値 0.3 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 920 µg/L を比較するとその比は最高濃度では 0.001 を超え、95 パーセンタイル値では 0.001 未満であった。

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

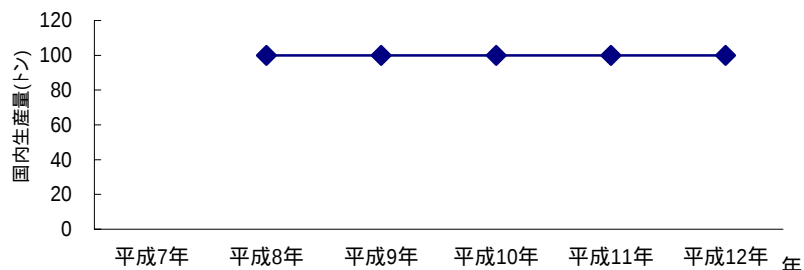
and aquatic organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 63, 759-765

- 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

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(2000 年、平成 12 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	一般水域調査 (冬季)	0/171	ND(<0.1) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査 (冬季)	0/48	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$

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)	0/170	ND(<0.1) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査 (冬季)	3/48	ND(<10) - 75 $\mu\text{g/kg}$

1.3．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(<0.1) $\mu\text{g/L}$
	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)	3/48	ND(<10) - 16 $\mu\text{g/kg}$
	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)	0/11	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
大気調査	大気環境分析調査	0/20	ND(<0.77) ng/m^3

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(<0.1) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.2) $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.1) $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.2) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	4/152	ND(<10)–170 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
大気調査	大気環境分析調査	7/178	ND(<0.38)–4.9 ng/m^3
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$

2. 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。

3. 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
18 ~ 390 $\mu\text{g/L}$	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 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。

4. 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。

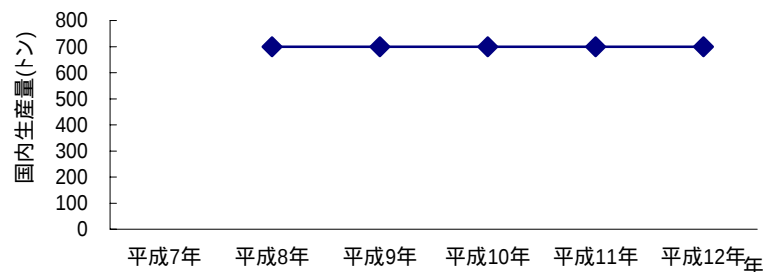
5. 参考文献

- 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

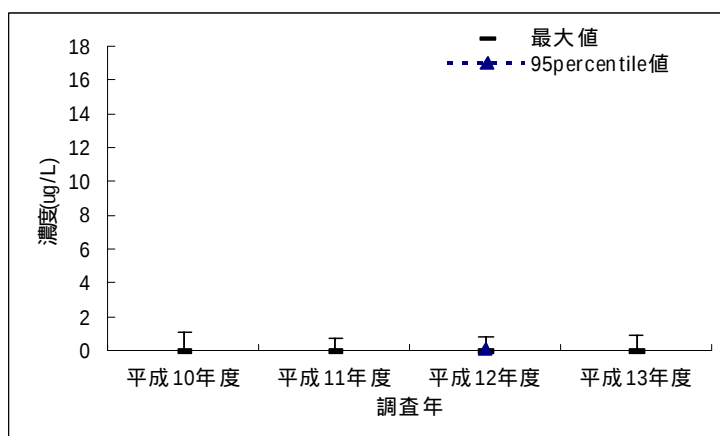
使用量およびその推移

国内生産量は 700t(2000 年、平成 12 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
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
		検出数	9	5	12	8
		検体数	437	194	170	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	一般水域調査 (冬季)	8/171	ND(<0.1) - 0.9 μ g/L
底質調査	一般水域調査 (冬季)	0/48	ND(<10) μ g/kg

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）	12/170	ND(<0.1) - 0.8 µg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	4/48	ND(<10) - 32 µg/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）	5/170	ND(<0.1)-0.7 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）	0/48	ND(<10) 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）	1/11	ND(<10) - 18 µg/kg
大気調査	大気環境分析調査	20/20	1.0-6.5 ng/m ³

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(<0.1)-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) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/27	ND(<6-20) $\mu\text{g/kg}$

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
0.6 ~ 121.6 $\mu\text{g/L}$	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 $\mu\text{g/L}$	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 ⁴⁾
10,000 $\mu\text{g/L}$ *	5 日間曝露したコペポダ(<i>Acartia tonsa</i>)幼生の発生を阻害した EC_{50} 値 ¹⁾
22,400 $\mu\text{g/L}$ *	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 $\mu\text{g/L}$ **	7 日間曝露後、シオマネキ類(<i>Uca pugilator</i>)の上皮及び肝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

水質調査の一部で検出されたが、底質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最高値 0.9 $\mu\text{g/L}$ は、平成 12 年度の最高値 0.8 $\mu\text{g/L}$ 、平成 11 年度の最高値 0.7 $\mu\text{g/L}$ を上回っていたが、平成 10 年度の最高値 1.1 $\mu\text{g/L}$ を下回っていた。なお、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 chitobiase 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

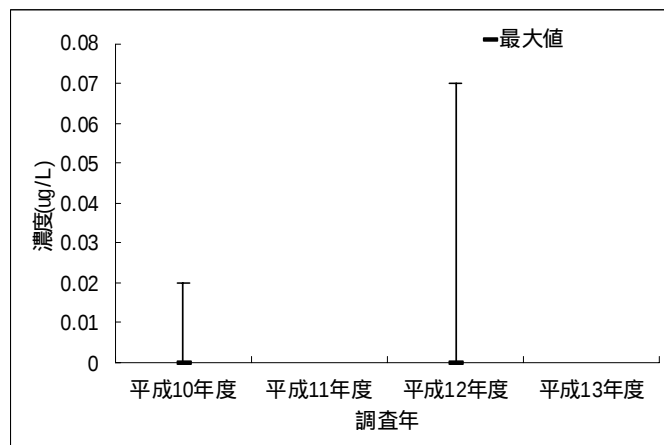
43．ベンゾ(a)ピレン

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
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
		検出数	8	0	4	0
		検体数	437	194	185	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	一般水域調査（冬季）	0/171	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	44/48	ND(<1) - 540 μg/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 μg/kg

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

1.4. 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）	8/275	ND(<0.01)–0.02 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	122/152	ND(<1)–3,800 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	4/5	ND(<1)–39 $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	3/3	1–45 $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	11/12	ND(<5)–341 $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	7/7	70–258 $\mu\text{g/kg}$
大気調査	大気環境分析調査	198/198	0.021–2.4 ng/m^3
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（カエル類）	0/80	ND(<2-5) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（クジラ類）	0/26	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（アザラシ類）	0/19	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（ドバト）	0/32	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（トビ）	0/26	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（シマフクロウ）	0/5	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（猛禽類）	0/30	ND(<2-10) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<2-4) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（ニホンザル）	0/41	ND(<2-4) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（クマ類）	0/17	ND(<2-5) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<2-8) $\mu\text{g/kg}$

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	1/306	ND(<0.002-1) - 0.017 $\mu\text{g/L}$
底質調査	272/344	ND(<0.1-300) - 3,700 $\mu\text{g/kg}$
大気調査	36/39	ND(<0.02-0.3) - 6.37 ng/m^3
水生生物調査(魚類)	1/167	ND(<0.3-230) - 8 $\mu\text{g/kg}$

3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
底質調査	五大湖	31.7-64.0 $\mu\text{g/kg}$ 64.0 $\mu\text{g/kg}$ 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 $\mu\text{g/L}$ *	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 540 $\mu\text{g/kg}$ は、平成 12 年度の最高値 3,000 $\mu\text{g/kg}$ 、平成 11 年度の最高値 890 $\mu\text{g/kg}$ 、平成 10 年度の最高値 3,800 $\mu\text{g/kg}$ 及び国内の過去の最高値 3,700 $\mu\text{g/kg}$ を下回っていた。なお、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.

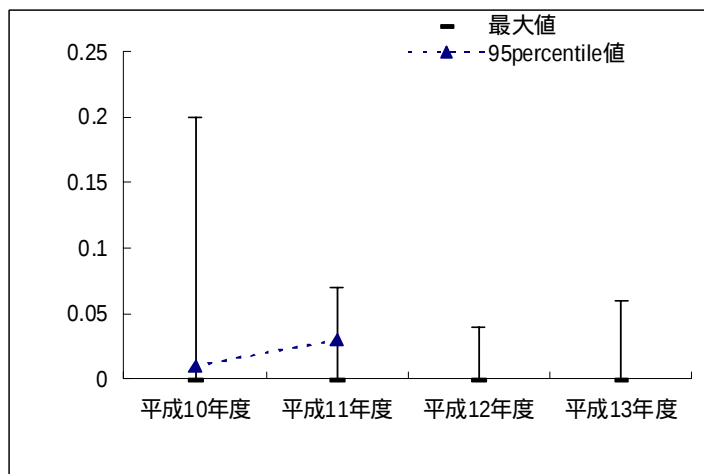
44．2,4-ジクロロフェノール

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
44	2,4-ジクロロフェノール	95percentile値(ug/L)	0.01	0.03		
		最大値(ug/L)	0.2	0.07	0.04	0.06
		検出限界値(ug/L)	0.01	0.01	0.01	0.01
		検出数	39	29	7	5
		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	一般水域調査（冬季）	5/171	ND(<0.01) - 0.06 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<5) μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	0/26	ND(<0.52-1.2) μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	2/13	ND(<1.4-5.3) - 10 μ g/kg

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）	7/171	ND(<0.01) - 0.04 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<5) μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	0/30	ND(<0.12-4.3) μ g/kg
	影響実態調査（カワウ卵）	0/10	ND(<3.2-3.3) μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	19/44	ND(<0.13-9.7) - 99 μ 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）	25/170	ND(<0.01) - 0.07 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（夏期）	2/12	ND(<0.01) - 0.05 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（秋期）	2/12	ND(<0.01) - 0.07 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	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）	15/130	ND(<0.01)–0.20 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（前期）	1/5	ND(<0.01)–0.01 $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	23/275	ND(<0.01)–0.05 $\mu\text{g/L}$
	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）	4/152	ND(<5)–230 $\mu\text{g/kg}$
	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）	1/141	ND(<1.5)–1.6 $\mu\text{g/kg}$

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	0/57	ND(<0.02-40) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/57	ND(<3-4,000) $\mu\text{g/kg}$
大気調査	0/18	ND(0.5-10) ng/m^3

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
1,550 $\mu\text{g/L}$	14 日間曝露後、オオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)で産仔数に有意な減少が認められた濃度 ¹⁾

5. まとめ

底質調査における測定値は検出限界値未満であったが、水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 $0.06 \mu\text{g/L}$ は平成 12 年度の最高値 $0.04 \mu\text{g/L}$ を上回り、平成 11 年度の最高値 $0.07 \mu\text{g/L}$ 及び平成 10 年度の最高値 $0.20 \mu\text{g/L}$ を下回っていた。野生生物調査（猛禽類）において測定された最高値 $10 \mu\text{g/kg}$ は平成 12 年度の最高値 $99 \mu\text{g/kg}$ を下回っていた。なお、平成 12 年度の水質及び野生生物調査、平成 11 年度の水質調査、平成 10 年度の水質、底質及び水生生物調査（魚類）の一部で検出された。平成 13 年度の水質調査で測定された最高濃度 $0.06 \mu\text{g/L}$ と内分泌攪乱作用を示すと疑われた水中濃度 $1,550 \mu\text{g/L}$ を比較するとその比は 0.001 未満であった。

6. 参考文献

- 1) Gersich, F.M. and D.P. Milazzo (1990) Evaluation of a 14-day static renewal toxicity test with *Daphnia magna* STRAUS. Arch. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 19, No. 1, 72-76.

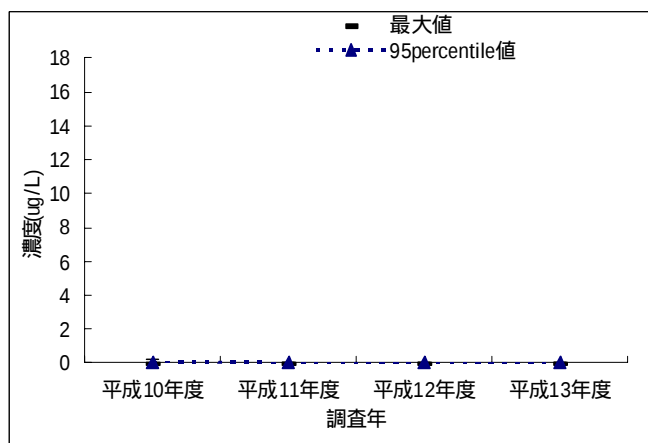
45．アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル

国内生産量およびその推移

アジピン酸系可塑剤の国内生産量は 28,574t(2000 年、平成 12 年)で前年 (28,263t) と比較して増加した。アジピン酸ジ-2-エチルヘキシルの生産量が不明のため、比較はできなかった。

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
45	アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	95percentile値(ug/L)	0.06	0.01	0.01	0.01
		最大値(ug/L)	1.8	0.05	0.03	0.19
		検出限界値(ug/L)	0.01-0.05	0.01	0.01	0.01
		検出数	214	46	12	12
		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	一般水域調査 (冬季)	12/171	ND(<0.01) - 0.19 μ g/L
底質調査	一般水域調査 (冬季)	1/48	ND(<10) - 17 μ g/kg

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)	12/171	ND(<0.01) - 0.03 μ g/L
底質調査	一般水域調査 (冬季)	1/48	ND(<10) - 38 μ 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（春期）	1/31	ND(<0.01) - 0.01 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（夏期）	21/261	ND(<0.01) - 0.05 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（秋期）	18/140	ND(<0.01) - 0.03 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（冬期）	6/31	ND(<0.01) - 0.04 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（冬季）	5/48	ND(<10) - 34 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（春期）	1/27	ND(<10) - 14 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（夏期）	0/20	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
大気調査	大気環境分析調査	18/20	ND(<0.74) - 5.3 ng/m^3

1.3. 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）	3/130	ND(<0.05)–0.07 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（前期）	127/256	ND(<0.01)–0.16 $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	39/275	ND(<0.01)–1.8 $\mu\text{g/L}$
	建設省実態調査（後期）	44/261	ND(<0.01)–0.05 $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（加ル類）	1/19	ND(<0.01)–0.33 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	12/152	ND(<10)–66 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	1/20	ND(<10)–10 $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	1/3	ND(<10)–14 $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（加ル類）	0/12	ND(<13-70) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（加ル類）	0/7	ND(<15-24) $\mu\text{g/kg}$
大気調査	大気環境分析調査	140/178	ND(<0.58)–21 ng/m^3
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	0/145	ND(<10) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（ドバト）	0/31	ND(<40-160) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<80-200) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査（タヌキ）	4/15	ND(<40-640)–57,230 $\mu\text{g/kg}$

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	0/63	ND(<0.09-25) $\mu\text{g/L}$
底質調査	12/63	ND(<4.1-1,000)–100 $\mu\text{g/kg}$
大気調査	104/146	ND(<0.1-1)–26 ng/m^3

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
2.4 ~ 453.6 $\mu\text{g/L}$	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 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

水質及び底質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 0.19 $\mu\text{g/L}$ は平成 12 年度の最高値 0.03 $\mu\text{g/L}$ 、平成 11 年度の最高値 0.05 $\mu\text{g/L}$ (建設省) を上回り、平成 10 年度の最高値 1.8 $\mu\text{g/L}$ を下回っていた。底質調査において測定された最高値 17 $\mu\text{g/kg}$ は平成 12 年度の最高値 38 $\mu\text{g/kg}$ 、平成 11 年度の最高値 34 $\mu\text{g/kg}$ 、平成 10 年度の最高値 66 $\mu\text{g/kg}$ 及び国内の過去の最高値 100 $\mu\text{g/kg}$ を下回っていた。なお、平成 12 年度の水質及び底質調査、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、大気及び野生生物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

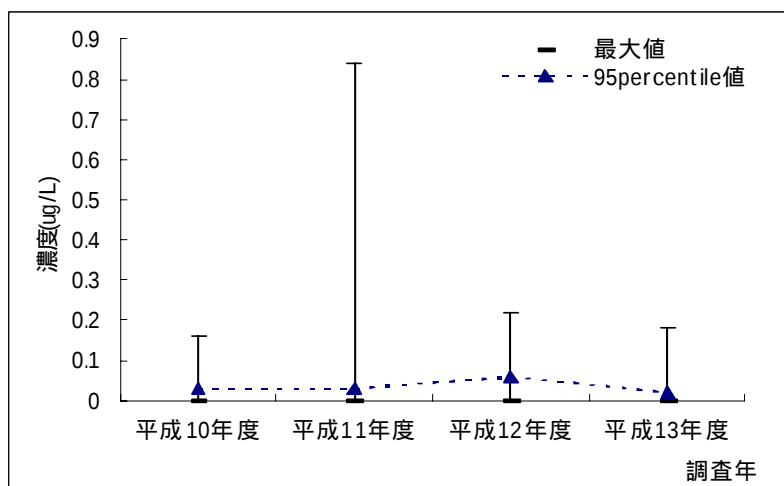
46．ベンゾフェノン

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
46	ベンゾフェノン	95percentile値(ug/L)	0.03	0.03	0.06	0.02
		最大値(ug/L)	0.16	0.84	0.22	0.18
		検出限界値(ug/L)	0.01	0.01	0.01	0.01
		検出数	76	34	20	24
		検体数	415	194	185	302

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	一般水域調査（冬季）	20/171	ND(<0.01) - 0.18 μ g/L
	国土交通省 内分泌攪乱化学物質存在状況調査	4/131	ND(<0.01) - 0.08 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	11/48	ND(<1) - 8 μ g/kg
	国土交通省 内分泌攪乱化学物質存在状況調査	3/13	ND(<1) - 2.6 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	24/26	ND(<0.093-0.11) - 200 μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	4/13	ND(<0.2-0.42) - 12 μ g/kg

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）	18/171	ND(<0.01) - 0.12 μ g/L
	国土交通省地点別河川測定調査（秋期）	2/14	ND(<0.01) - 0.22 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	26/48	ND(<1) - 14 μ g/kg
	国土交通省地点別河川測定調査（秋期）	3/14	ND(<1) - 4.8 μ g/kg
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	15/30	ND(<0.57-4.4) - 290 μ g/kg
	影響実態調査（カワウ卵）	0/10	ND(<3.2-6.9) μ g/kg
	影響実態調査（猛禽類）	37/44	ND(<0.02-0.18) - 38 μ 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）	28/170	ND(<0.01) - 0.17 μ g/L
	建設省実態調査（夏期）	3/12	ND(<0.01) - 0.84 μ g/L
	建設省実態調査（秋期）	3/12	ND(<0.01) - 0.15 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	16/48	ND(<1) - 29 μ g/kg
	建設省実態調査（夏期）	3/11	ND(<1) - 4.0 μ g/kg
	建設省実態調査（秋期）	2/11	ND(<1) - 7.8 μ 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）	12/130	ND(<0.01)–0.09 μ g/L
	建設省実態調査（前期）	2/5	ND(<0.01)–0.01 μ g/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	59/275	ND(<0.01)–0.16 μ g/L
	建設省実態調査（後期）	3/5	ND(<0.01)–0.02 μ g/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	4/152	ND(<1)–4 μ g/kg
	建設省実態調査（後期）	1/5	ND(<1)–4.8 μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	8/94	ND(<1)–3 μ g/kg
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	3/141	ND(<1)–4 μ g/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	0/15	ND(<0.1-0.2) μ g/L
底質調査	0/15	ND(<20) μ 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)
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、底質調査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 $0.18 \mu\text{g/L}$ は平成 12 年度の最高値 $0.22 \mu\text{g/L}$ (国土交通省) 平成 11 年度の最高値 $0.84 \mu\text{g/L}$ (建設省) を下回っていたが、平成 10 年度の最高値 $0.16 \mu\text{g/L}$ を上回っていた。底質調査において測定された最高値 $8 \mu\text{g/kg}$ は平成 12 年度の最高値 $14 \mu\text{g/kg}$ 、平成 11 年度の最高値 $29 \mu\text{g/kg}$ を下回っていたが、平成 10 年度の最高値 $4.8 \mu\text{g/L}$ (建設省) を上回っていた。野生生物調査(カワウ)において測定された最高値 $200 \mu\text{g/kg}$ は平成 12 年度の最高値 $290 \mu\text{g/kg}$ (カワウ) を下回っていた。野生生物調査(猛禽類)において測定された最高値 $12 \mu\text{g/kg}$ は平成 12 年度の最高値 $38 \mu\text{g/kg}$ (猛禽類) を下回っていた。なお、平成 12 年度の水質、底質調査及び野生生物調査、平成 11 年度の水質及び底質調査、平成 10 年度の水質、底質、土壌及び水生生物調査(魚類)の一部で検出された。

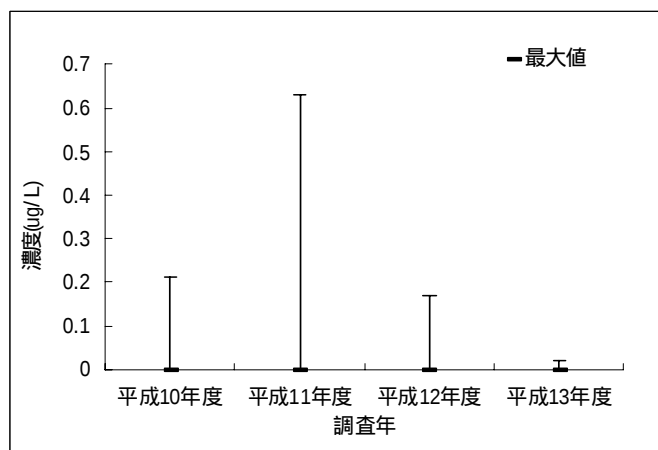
47．4-ニトロトルエン

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

推定使用量は2,500t(1989年)で前年推定量(2,500t)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
47	4-ニトロトルエン	最大値(ug/L)	0.21	0.63	0.17	0.02
		検出限界値(ug/L)	0.01	0.01	0.01	0.01
		検出数	5	9	8	1
		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	一般水域調査(冬季)	1/171	ND(<0.01) - 0.02 μ g/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	1/48	ND(<1) - 2 μ g/kg

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)	8/171	ND(<0.01) - 0.17 μ g/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<1) μ 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）	8/170	ND(<0.01) - 0.63 μ g/L
	建設省実態調査（夏期）	0/12	ND(<0.01) μ g/L
	建設省実態調査（秋期）	1/12	ND(<0.01) - 0.01 μ g/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	1/48	ND(<1) - 4 μ g/kg
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) μ g/kg
	建設省実態調査（秋期）	1/11	ND(<1) - 3.5 μ 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）	2/130	ND(<0.01)–0.09 μ g/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) μ g/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	3/275	ND(<0.01)–0.21 μ g/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μ g/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<1) μ g/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μ g/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	7/94	ND(<1)–2 μ g/kg
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	1/141	ND(<1)–5 μ g/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	2/127	ND(<0.03-0.4)–0.21 μ g/L
底質調査	3/116	ND(<2-15)–38 μ g/kg
大気調査	1/73	ND(2-20)–9ng/m ³
水生生物調査（魚類）	1/116	ND(<3-7.5)–4.8 μ 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)

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

水質及び底質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 $0.02 \mu\text{g/L}$ は平成 12 年度の最高値 $0.17 \mu\text{g/L}$ 、平成 11 年度の最高値 $0.63 \mu\text{g/L}$ 、平成 10 年度の最高値 $0.21 \mu\text{g/L}$ 及び国内の過去の最高値 $0.21 \mu\text{g/L}$ を下回っていた。底質調査において測定された最高値 $2 \mu\text{g/kg}$ は平成 11 年度の最高値 $4 \mu\text{g/kg}$ 及び国内の過去の最高値 $38 \mu\text{g/kg}$ を下回っていた。なお、平成 12 年度の水質調査、平成 11 年度の水質及び底質物調査、平成 10 年度の水質、土壌及び水生生物調査（魚類）の一部で検出された。

48．オクタクロロスチレン

国内生産量と輸入量の合計値およびその推移

有機塩素系化合物の副生物

使用量およびその傾向は得られなかった。

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	一般水域調査（冬季）	0/171	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<2) μg/kg

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) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<2) μg/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(<0.03) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	0/12	ND(<0.03) μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<2) 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）	0/130	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.03) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	0/275	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.03) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<2) 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(<10) μg/kg
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	2/141	ND(<2)–12 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

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	0.0047ng/L 0.0047ng/L は、1986 年オンタリオ湖での測定値 ¹⁾
底質調査	五大湖	ND(不明)–15 µg/kg 15 µg/kg は、1982 年オンタリオ湖での測定値 ²⁾
魚類調査	五大湖	5.5–263 µg/kg 263 µg/kg は、1977 年オンタリオ湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ³⁾
	北海	150 µg/kg 150 µg/kg は、Elbe estuary 採集されたカレイ類(<i>Platichthys flesus</i>)での測定値 ⁴⁾

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
0.0519 ~ 5.31 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、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 ⁵⁾
0.24 ~ 6.6 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 ⁵⁾

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 10 年度の水生生物調査(魚類)の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) Oliver, B.G. and A.J. Niimi (1988) Trophodynamic of analysis of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem. Environ. Sci. Technol., Vol. 22, 388-397.
- 2) Oliver, B.G. and M.N. Carlton (1984) Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario. Environ. Sci. Technol., Vol. 18, 903-908.
- 3) Huestis, S.Y., M.R. Servos, D.M. Whittle and D.G. Dixon (1996) Temporal age-related trends in levels of polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine contaminants in Lake Ontario lake trout (*Salvelinus namaycush*). J. Great Lakes Res., Vol. 22, No. 2, 310-330.

- 4)Luckas,B.and U.Harms(1987)Characteristic levels of chlorinated hydrocarbons and trace metals in fish from coastal waters of North and Baltic Sea. Int. J. Environ.Anal.Chem.,Vol.29,215-225.
- 5)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