

31. ニトロフェン

使用量およびその推移

農薬登録失効(1982年農薬法)

最後の原体使用量は8t(1981年)で前年(原体103t及び製剤53t)と比較して減少した¹⁾。

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) $\mu\text{g/L}$
底質調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<20) $\mu\text{g/kg-dry}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) $\mu\text{g/kg-dry}$
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) $\mu\text{g/kg-wet}$

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	3/54	ND(<0.001-0.2)–0.027 $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/54	ND(<0.1-9) $\mu\text{g/kg-dry}$

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

平成10年度の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。

6. 参考文献

1) 社)日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

32. トキサフェン

使用量およびその推移

農薬としては未登録、第1種特定化学物質（2002年化審法）

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15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
野生生物調査	環境実態調査 (カワウ・筋肉)	トキサフェン Parlar #26	20/20	0.029 - 1.1 μ g/kg -wet
		トキサフェン Parlar #50	19/20	ND(<0.007) - 0.24 μ g/kg -wet
		トキサフェン Parlar #62	1/20	ND(<0.03) - 0.25 μ g/kg -wet
		トキサフェン 合計	20/20	0.037 - 1.5 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (ハシブトガラス・筋肉)	トキサフェン Parlar #26	10/10	0.18 - 1.4 μ g/kg -wet
		トキサフェン Parlar #50	10/10	0.21 - 0.89 μ g/kg -wet
		トキサフェン Parlar #62	3/10	ND(<0.008) - 0.11 μ g/kg -wet
		トキサフェン 合計	10/10	0.44 - 2.3 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (スナメリ・脂肪)	トキサフェン Parlar #26	10/10	0.00035 - 0.077 μ g/kg -wet
		トキサフェン Parlar #50	10/10	0.000076 - 0.08 μ g/kg -wet
		トキサフェン Parlar #62	3/10	ND(<0.00012) - 0.0094 μ g/kg -wet
		トキサフェン 合計	10/10	0.00043 - 0.17 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (ニホンザル・筋肉)	トキサフェン Parlar #26	7/10	ND(<0.001) - 0.0048 μ g/kg -wet
		トキサフェン Parlar #50	1/10	ND(<0.002) - 0.0049 μ g/kg -wet
		トキサフェン Parlar #62	0/10	ND(<0.008) μ g/kg -wet
		トキサフェン 合計	7/10	ND - 0.0096 μ g/kg -wet

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
野生生物調査	環境実態調査 (タヌキ・筋肉)	トキサフェン Parlar #26	10/10	0.0035 - 0.084 $\mu\text{g/kg}$ -wet
		トキサフェン Parlar #50	10/10	0.0031 - 0.1 $\mu\text{g/kg}$ -wet
		トキサフェン Parlar #62	0/10	ND(<0.008) $\mu\text{g/kg}$ -wet
		トキサフェン 合計	10/10	0.007 - 0.18 $\mu\text{g/kg}$ -wet

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	0/33	ND(<0.3-0.6) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/33	ND(<10-40) $\mu\text{g/kg}$ -dry

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(不明) ng/L^1
魚類調査	五大湖	ND(<40-520)–4,700 $\mu\text{g/kg}$ -wet 4,700 $\mu\text{g/kg}$ -wet は、1982 年ミシガン湖で採集されたマス類 Lake trout(<i>Salvelinus namaycush</i>)での測定値 ²⁾
	バルト海	120 $\mu\text{g/kg}$ -wet 120 $\mu\text{g/kg}$ -wet は、1986 年北部バルト海で採集されたサケ類 (<i>Salmo salar</i>)での測定値 ³⁾

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

野生生物調査の一部で検出された。

6. 参考文献

- 1) Biberhofer, J. and R. J. J. Stevens(1987)Organochlorine contaminants in ambient waters of Lake Ontario. Inland Water/Lands Directorate. Scientific Series, No.159,1-11.
- 2) Miller, M. A.(1993)Maternal transfer of organochlorine compounds in salmonines to their eggs.Can.J.Fish.Aquat.Sci.,Vol.50,1405-1413.

- 3) Koistinen, J., J. Paasivirta and P. J. Vuorinen(1989)Dioxins and other planar polychloroaromatic compounds in Baltic, Finnish and Arctic fish samples. Chemosphere, Vol.19,527-530.

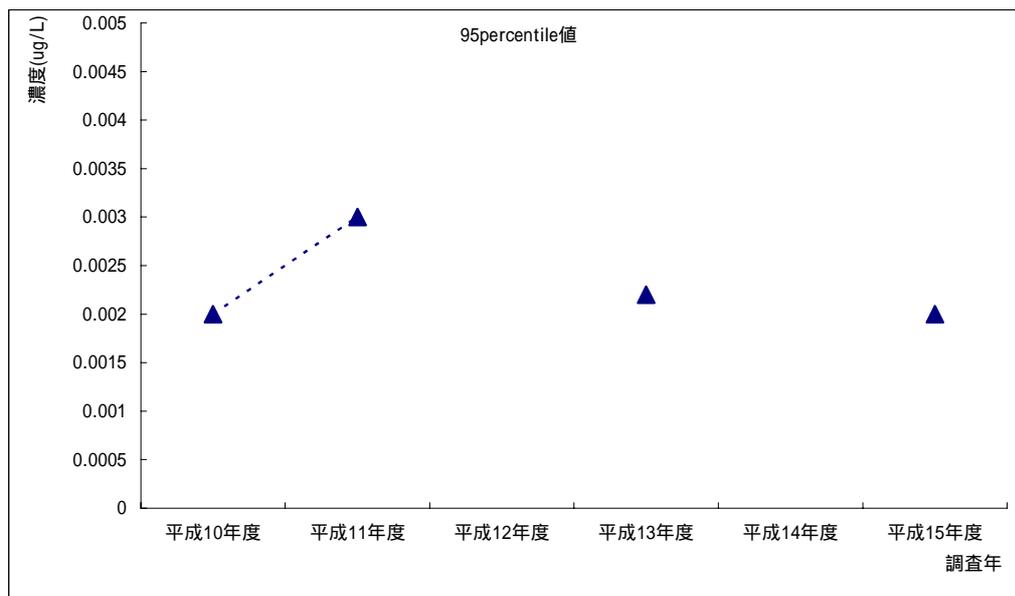
33. トリブチルスズ

使用量およびその推移

農薬登録失効（トリブチルオキシドとして1977年農薬法）第1種特定化学物質（トリブチルオキシドとして1990年化審法）第2種特定化学物質（13種の化合物として1989年化審法）最後の原体使用量（防汚塗料）は11,840t(1989年)で前年(12,790t)と比較して減少した³⁵⁾。

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	平成15年度	
33	トリブチルスズ	95percentile値(ug/L)	0.002	0.003		0.0022		0.002
		最大値(ug/L)	0.09	0.008	0.004	0.019		0.005
		検出限界値(ug/L)	0.001-2	0.002	0.002	0.002	0.001	0.001
		検出数	29	23	5	12	0	13
		検体数	428	170	171	171	75	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15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	13/75	ND(<0.001) - 0.005 $\mu\text{g/L}$
底質調査	環境実態調査	23/24	ND(<0.1) - 130 $\mu\text{g/kg -dry}$
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・肝臓)	0/7	ND(<0.07-0.2) $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・肝臓)	0/8	ND(<0.07-0.2) $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(クマタカ・肝臓)	0/2	ND(<0.2) $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(カワウ・肝臓)	1/20	ND(<1-2) - 1.6 $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(ハシブトガラス・肝臓)	0/10	ND(<2) $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(スナメリ・肝臓)	10/10	97 - 530 $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(ニホンザル・肝臓)	0/10	ND(<1) $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(タヌキ・肝臓)	0/10	ND(<1) $\mu\text{g/kg -wet}$

1.2. 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	24/24	0.3 - 130 $\mu\text{g/kg -dry}$
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・肝臓)	0/5	ND(<0.1-0.5) $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・肝臓)	0/1	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(イヌワシ・肝臓)	0/1	ND(<0.6) $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(クマタカ・卵)	0/1	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(カワウ・肝臓)	1/10	ND(<1) - 2.7 $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(トビ・肝臓)	6/8	ND(<1) - 8 $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(ハシブトガラス・肝臓)	1/12	ND(<1) - 2.1 $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(スナメリ・肝臓)	10/10	3 - 870 $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(ニホンザル・肝臓)	0/10	ND(<1) $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(タヌキ・肝臓)	0/10	ND(<1) $\mu\text{g/kg -wet}$

1.3. 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	12/171	ND(<0.002) - 0.019 $\mu\text{g/L}$
底質調査	実態調査	33/48	ND(<0.2) - 120 $\mu\text{g/kg -dry}$
大気調査	環境実態調査	0/18	ND(<0.003) ng/m^3
野生生物調査	環境実態調査(カワウ・肝臓)	22/26	ND(<0.054-0.078) - 3.7 $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(猛禽類・肝臓)	5/15	ND(<0.086-0.22) - 1.8 $\mu\text{g/kg -wet}$
	環境実態調査(猛禽類・卵)	0/4	ND(<0.02-0.053) $\mu\text{g/kg -wet}$

1.4. 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)	5/171	ND(<0.002) - 0.004 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	44/48	ND(<0.2) - 300 $\mu\text{g/kg}$ -dry
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	28/30	ND(<0.25-2) - 5 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	72/90	ND(<1.4-2.3) - 51 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(猛禽類・肝臓)	21/44	ND(<0.49-3.5) - 17 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(猛禽類・卵)	0/6	ND(<0.12-0.86) $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.5. 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)	23/170	ND(<0.002) - 0.008 $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(冬季)	44/48	ND(<0.2) - 170 $\mu\text{g/kg}$ -dry
	建設省実態調査(夏期)	1/11	ND(<0.1) - 2.6 $\mu\text{g/kg}$ -dry
	建設省実態調査(秋期)	0/11	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$ -dry

1.6. 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)	1/130	ND(<0.01)-0.09 $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査(秋季)	28/275	ND(<0.002)-0.008 $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/4	ND(<2) $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.001) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査(秋季)	81/152	ND(<0.1)-200 $\mu\text{g/kg}$ -dry
	建設省実態調査(後期)	4/5	ND(<0.1)-0.4 $\mu\text{g/kg}$ -dry
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/3	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$ -dry
土壌調査	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$ -dry
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	113/141	ND(<1)-120 $\mu\text{g/kg}$ -wet
野生生物調査	影響実態調査(コイ・筋肉)	92/145	ND(<0.3)-75 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(クジラ類・肝臓)	18/26	ND(<20-50)-330 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(アザラシ類・肝臓)	1/19	ND(<20-50)-110 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(ドバト・肝臓)	0/31	ND(<200) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(トビ・肝臓)	2/26	ND(<2-200)-8 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(シマフクロウ・肝臓)	0/5	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	影響実態調査(猛禽類・肝臓)	0/30	ND(<200) $\mu\text{g/kg}$ -wet

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	影響実態調査（アカネズミ・肝臓）	0/30	ND(<200) μ g/kg -wet
	影響実態調査（ニホンザル・肝臓）	0/41	ND(<200) μ g/kg -wet
	影響実態調査（クマ類・肝臓）	0/17	ND(<50-200) μ g/kg -wet
	影響実態調査（タヌキ・肝臓）	0/15	ND(<50-200) μ g/kg -wet

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	457/1,493	ND(<0.0003-1) - 0.45 μ g/L
底質調査	1,264/1,604	ND(<0.05-50) - 1,600 μ g/kg-dry
水生生物調査(魚類)	394/1,227	ND(<1-50) - 1,700 μ g/kg -wet
水生生物調査(鳥類)	0/175	ND(<1-50) μ g/kg -wet
水生生物調査(貝類)	299/494	ND(<50) - 780 μ g/kg -wet

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
塩化トリブチルスズ	0.001 μ g/L	3ヶ月曝露後、雌イボニシ(<i>Thais clavigera</i>)にインボセックスが認められた濃度 ^{1,2)}
塩化トリブチルスズ	0.0201 ~ 0.205 μ g/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、肝臓中ピテロジェニン濃度、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 ²⁶⁾
塩化トリブチルスズ	0.117 ~ 4.00 μ g/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 ²⁶⁾
塩化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	0.2 μ gSn/L =0.5 μ g/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>)にインボセックスが認められた濃度 ³⁾
塩化トリブチルスズ	326 μ g/L	シロボヤ(<i>Styela plicata</i>)幼生の発生を阻害した濃度 ⁷⁾
bis-酸化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	0.1 μ g/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 ⁸⁾
酸化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	0.1 μ g/L	21日間の曝露期間中のエビ類(<i>Palaemonetes pugio</i>)の尾節の再生と脱皮に遅延を生じた濃度 ¹³⁾

同族体名	作用濃度	作用内容
bis-酸化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	0.5 µg/L	4週間の曝露期間中のシオマネキ類(<i>Uca pugilator</i>)の再生脚に奇形が認められた濃度 ¹⁰⁾
酸化トリブチルスズ	3.2 µg/L	6~8時間(1.5~2細胞期に相当)曝露したムラサキガイ(<i>Mytilus edulis</i>)胚(受精後12時間後)で細胞増殖速度定数の高値が認められた濃度 ³⁴⁾
bis-酸化トリブチルスズ	5.4 µg/L	180日間の曝露期間中のシープスヘッドミノ(<i>Cyprinodon variegatus</i>)の生殖に影響を与えなかった濃度 ¹²⁾
塩化トリブチルスズ	0.62 µg/L *	21日間曝露後、オオミジンコ(<i>Daphnia magna</i>)で水酸化テストステロンが増加した濃度 ⁴⁾
塩化トリブチルスズ	2.5 µg/L **	ナガウニ(<i>Echinometra mathaei</i>)の受精に影響が認められた濃度 ⁵⁾
塩化トリブチルスズ	2.74 µg/L **	7週間曝露した淡水産モノアラガイ(<i>Lymnaea stagnalis</i>) F ₀ で殻高・体重の低値が認められた濃度 ²⁸⁾
塩化トリブチルスズ	2.75 µg/L	3~10日間の曝露期間中のヨーロッパミノ(<i>Phoxinus phoxinus</i>)の稚魚の組織に影響が認められた濃度 ⁶⁾ ***
塩化トリブチルスズ	5.0 µg/L **	シュモクアオリガイ類(<i>Isognomon californicum</i>)の受精に影響が認められた濃度 ⁵⁾
塩化トリブチルスズ	274 µg/L **	7週間曝露した淡水産モノアラガイ(<i>L. stagnalis</i>) F ₀ で生殖能力(一個体一週間当の卵塊数)の低値が認められた濃度 ²⁸⁾ 12週間曝露した淡水産モノアラガイ(<i>L. stagnalis</i>) F ₀ で組織学的異常(上皮組織(肺、足)に退化・壊死)が認められた濃度 ²⁸⁾
bis-酸化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	0.05 µg/L *	48時間曝露した4齢幼虫ユスリカ(<i>Chironomus riparius</i>)雄で脱皮の促進傾向、雌で脱皮の抑制傾向が認められた濃度 ³²⁾
酸化トリブチルスズ	0.32 µg/L **	3日間曝露したムラサキヒゲゴカイ(<i>Platynereis dumerilii</i>)受精胚(受精12時間後~幼生)で奇形・死亡率の高値、染色体異常総発生率の高値、細胞分裂中期での異常発生率の高値、姉妹染色单体交換発生率の高値、細胞増殖速度の低値が認められた濃度 ³³⁾
bis-酸化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	0.5 µg/L *	24日間の曝露期間中のシオマネキ類(<i>U. pugilator</i>)の脱皮が遅延し、再生脚に奇形が認められた濃度 ⁹⁾
酸化トリブチルスズ	0.56 µg/L **	3日間曝露したムラサイガイ(<i>Mytilus edulis</i>)受精胚(受精12時間後~幼生)で奇形・死亡率の高値、染色体異常総発生率の高値、細胞分裂中期での異常発生率の高値、姉妹染色单体交換発生率の高値、細胞増殖速度の低値が認められた濃度 ³³⁾
bis-酸化トリブチルスズ	1.5 µg/L **	49日間の曝露後、サンショウウオ類(<i>Ambystoma mexicanum</i>)の幼生の骨形成に異常が認められた濃度 ¹¹⁾

同族体名	作用濃度	作用内容
酸化トリブチルスズ	濃度の詳細不明	57～64 日間曝露後、雌 Mud snail(<i>Ilyanassa obsoleta</i>)にインポセックスが認められた濃度 ¹⁴⁾
トリブチルスズイオン (TBT ⁺) ^{****}	0.002 μg/L	海域で採集された巻貝 Mud snail(<i>I. obsoleta</i>)の雌にインポセックスが認められた海域の濃度 ¹⁵⁾
トリブチルスズ(TBT) ^{***} *	0.01 μg/L	3ヶ月曝露した成熟ヨーロッパチミボラ(<i>Nucella lapillus</i>) 雌でVDSI(imposexの指標となる)の高値が認められた濃度 ³¹⁾
トリブチルスズ(TBT) ^{***} *	0.0112 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 ²⁹⁾
トリブチルスズ(TBT) ^{***} *	0.015 μgSn/L [*] =0.037 μg/L ^{注2)}	海域で採集されたタマキビガイ類(<i>Littorina littorea</i>)で雌の産卵口の閉鎖が認められた際の体内濃度と生物濃縮係数からの推定水中濃度 ¹⁶⁾
トリブチルスズ(TBT) ^{***} *	0.028 μgSn/L =0.069 μg/L ^{注2)}	移植 18ヶ月後の雌ヨーロッパチミボラ(<i>N. lapillus</i>)で輸卵管の閉塞による不妊が認められた海中平均濃度 ⁴⁾
トリブチルスズ(TBT) ^{***} *	0.5 μg/L	6ヶ月間曝露した成熟淡水産巻貝(<i>Marisa cornuarietis</i>) 雌でVDSI(imposexの指標となる)の高値が認められた濃度 ³⁰⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ^{****}	0.00084 μgSn/L [*]	12 週間の曝露期間中の雌ヨーロッパチミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ¹⁷⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ^{****}	0.001 μgSn/L [*]	120 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチミボラ(<i>N. lapillus</i>)でインポセックスが増加した際の体内濃度と生物濃縮係数からの推定水中濃度 ¹⁸⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ^{****}	<0.0015 μgtin/L [*]	408 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ⁴⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ^{****}	<0.0015 μgtin/L [*]	14ヶ月の曝露期間中の雌ヨーロッパチミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ¹⁹⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ^{****}	0.0015 μgtin/L [*]	1年間曝露後、雌ヨーロッパチミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ²⁰⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ^{****}	0.0038 μgtin/L [*]	2年間の曝露期間中の雌ヨーロッパチミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ²¹⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物 ^{****}	0.02 μgSn/L [*]	120 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチミボラ(<i>N. lapillus</i>)でインポセックスが増加した濃度 ¹⁸⁾

同族体名	作用濃度	作用内容
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.04 $\mu\text{gSn/L}$ *	42 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ(<i>N. lapillus</i>)にインポセックスが認められた濃度 ²³⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.0205 $\mu\text{gTBT/L}$	12 ヶ月の曝露期間中のタマキビガイ類(<i>L. littorea</i>)で産卵口の閉鎖による産卵数の減少が認められた濃度 ²²⁾
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.514 $\mu\text{gTBT}^+/\text{L}$ *	7日間曝露後、ストライプトバス類(<i>Morone saxatilis</i>)の稚魚の脊椎に異常が認められた濃度 ²⁴⁾

* 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。

*** この作用内容は内分泌との明確な関係がみられなかった。

**** この被験物質は組成が不明であった。

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。

注1) スズの原子量を 118.69、塩化トリブチルスズの分子量を 325.53 として換算した値

注2) スズの原子量を 118.69、トリブチルスズの分子量を 291.046 として換算した値

なお、塩化トリブチルスズについても、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、環境中の測定結果が bis-酸化トリブチルスズとして記載されているため、5 . まとめには使用しなかった。

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。

なお、平成 14 年度の底質及び野生生物調査、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 15 年度の水質調査で測定された最高濃度 0.005 $\mu\text{g/L}$ 及び 95 パーセントイル値 0.002 $\mu\text{g/L}$ （bis-酸化トリブチ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 0.1 $\mu\text{g/L}$ （bis-酸化トリブチルスズ）を比較するとその比は 0.001 以上であった。

環境省はトリブチルスズの魚類並びにその他の水生生物に対する内分泌攪乱作用に関し、以下のように評価している²⁶⁾。

現時点ではトリブチルスズ(TBT)は魚類に対する内分泌攪乱作用を有しないか、またはその作用は極めて弱いと考えられる。ただし、ヒラメの雄化にみられるような報告²⁷⁾の再現性については、今後の科学的知見の集積を待って、必要があれば再評価を含めて、検討していきたい。また、他の水生生物については、内分泌攪乱作用が疑われる報告もみられ

たが、これらの反応が内分泌攪乱作用によるものか否かを現時点で判断することは困難であるとされた。これら無脊椎動物に対する内分泌攪乱作用を評価するための試験法については、OECDを含む先進各国でも未だ検討も始まっていないことから、今後は、イボニシ等巻貝の内分泌系を解明するための調査研究を推進するとともに、OECD等の動向を注視しながら無脊椎動物に対する内分泌攪乱作用を評価するための試験法の開発・確立を求めることが肝要である。

6. 参考文献

- 1) Horiguchi, T., H. Shiraishi, M. Shimizu, S. Yamazaki and M. Morita(1995) Imposex in Japanese gastropods (Neogastropoda and Mesogastropoda): Effects of tributyltin and triphenyltin from antifouling paints. Mar. Pollut. Bul., Vol.31,4-12.
- 2) 堀口敏宏(1993)有機スズ化合物による海産巻貝類の imposex、1992 年度 博士学位論文、東京大学
- 3) Bryan, G. E., 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. U.K.,68,733-744.
- 4) Oberdorster, E., D. Rittschof and G. A. LeBlanc(1998)Alteration of [¹⁴C]-testosterone metabolism after chronic exposure of *Daphnia magna* to tributyltin. Arch. Environ. Contam. Toxicol., Vol.34, No.1, 21-25.
- 5) Ringwood, A. M.(1992)Comparative sensitivity of gametes and early developmental stage of a sea urchin species(*Echinometra mathaei*) and a bivalve species(*Isognomon californicum*) during metal exposures. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 22, 288-295.
- 6) Fent, K. and W. Meier(1992)Tributyltin-induced effects on early life stage of minnows *Phoxinus phoxinus*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 22, 428-438.
- 7) Cima, F., L. Ballarin, 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.
- 8) 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.
- 9) Weis, J. S., J. Gottlieb and J. Kwiatkowski(1987)Tributyltin retards regeneration and produces deformities of limbs in the fiddler crabs, *Uca pugilator*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 16, 321-326.
- 10) Weis, J. S. and K. Kim(1988)Tributyltin is a teratogen in producing deformities in limbs of the fiddler crab, *Uca pugilator*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 17, 583- 587.
- 11) Scadding, S. R.(1990)Effects of tributyltin oxide on the skeletal structures of developing

- and regenerating limbs of the axolotl larvae, *Ambystoma mexicanum*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 45, 574-581.
- 12) Manning, C. S., T. F. Lytle, W. W. Walker and J. S. Lytle (1999) Life-cycle toxicity of bis(tributyltin)oxide to the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*). Arch. Environ. Contam. Toxicol., 37, 258-266.
 - 13) Khan, A., J. S. Weis, C. E. Saharig and E. Polo (1993) Effect of tributyltin on mortality and telson regeneration of grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 50, 152-157.
 - 14) Smith, B. S. (1981) Tributyltin compounds induce male characteristics on female mud snails *Nassarius obsoletus* = *Ilyanassa obsoleta*. Journal of Applied Toxicology, 1, 3, 141-144.
 - 15) Bryan, G. W., P. E. Gibbs, R. J. Huggett, L. A. Curtis, D. S. Bailey and D. M. Dauer (1989) Effects of tributyltin pollution on the mud snail, *Ilyanassa obsoleta*, from the York River and Sarsh Creek, Chesapeake Bay. Mar. Pollut. Bull., Vol. 20, 458-462.
 - 16) Bauer, B., P. Fioroni, I. Ide, S. Liebe, J. Oehlmann, E. Stroben and B. Watermann (1995) TBT effects on the female genital system of *Littorina littorea*: A possible indicator of tributyltin pollution. Hydrobiologia, Vol. 309, 15-27.
 - 17) Bryan, G. W., P. E. Gibbs, G. R. Burt and L. G. Hummerstone (1987) The effects of tributyltin (TBT) accumulation on adult dogwhelks, *Nucella lapillus*: Long-term field and laboratory experiments. J. Mar. Biol. Assoc. UK, Vol. 67, 525-544.
 - 18) Gibbs, P. E., G. W. Bryan and P. L. Pascoe (1991) TBT-induced imposex in the dogwhelk, *Nucella lapillus*: Geographical uniformity of the response and effects. Mar. Environ. Res., Vol. 32, 79-87.
 - 19) Bryan, G. W., P. E. Gibbs, L. G. Hummerstone and G. R. Burt (1986) The decline of the gastropod *Nucella lapillus* around south-west England: Evidence for the effect of tributyltin from antifouling paints. J. Mar. Biol. Assoc. UK, Vol. 66, 611-640.
 - 20) Gibbs, P. E. and G. W. Bryan (1987) TBT paints and the demise of the dogwhelk *Nucella lapillus* (Gastropoda). Oceans Vol. 4, 1482-1487.
 - 21) Gibbs, P. E., G. W. Bryan, P. L. Pascoe and G. R. Burt (1987) The use of the dogwhelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. J. Mar. Biol. Ass. U.K., 67, 507-523.
 - 22) Gibbs, P. E., P. L. Pascoe and G. R. Burt (1988) Sex change in the female dogwhelk, *Nucella lapillus*, induced by tributyltin from antifouling paints. J. Mar. Biol. Assoc. UK, Vol. 68, 715-731.
 - 23) Matthiessen, P., R. Waldock, J. E. Thain, M. E. Waite and S. Scrope-Howe (1995) Changes in periwinkle (*Littorina littorea*) population following the ban on TBT-based antifouling on small boats in the United Kingdom. Ecotoxicol. Environ. Saf., Vol. 30, 180-194.

- 24) Spooner, N., L. J. Gord, P. E. Gibbs and G. W. Bryan(1991)The effect of tributyltin upon steroid titres in the female dogwhelk, *Nucella lapillus*, and the development of imposex. *Mar. Environ. Res.*, Vol.32,37-49.
- 25) Pinkney, A. E., L. L. Matteson and D. A. Wright(1990)Effects of tributyltin on survival, morphometry, and RNA-DNA ratio of larval striped bass, *Morone saxatilis*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*,19,235-240.
- 26)環境省環境保健部(2001)トリブチルスズ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
- 27)島崎洋平、北野健、大嶋雄治、今田信良、本城凡夫(2000)トリブチルスズによるヒラメの雄化、日本内分泌攪乱化学物質学会第3回研究発表会講演要旨集、A-3-1,65.
- 28)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.
- 29)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.
- 30)Tillmann, M., U. Schulte-Oehlmann, M. Duft, B. Markert and J. Oehlmann(2001)Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails(Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part : Cyproterone acetate and vinclozolin as antiandrogens. *Ecotoxicology*, 10, 373-388.
- 31)Schulte-Oehlmann, U., M. Tillmann, B. Markert and J. Oehlmann(2000)Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails(Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part : Triphenyltin as xeno-androgens. *Ecotoxicology*, 9, 399-412.
- 32)Hahn, T. and R. Schulz(2002)Ecdysteroid synthesis and imaginal disc development in the midge *Chironomus riparius* as biomarkers for endocrine effects of tributyltin. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 5, 1052-1057.
- 33)Jha, A. N., J. A. Hagger, S. J. Hill and M. H. Depledge(2000)Genotoxic, cytotoxic and developmental effects of tributyltin oxide(TBTO): an integrated approach to the evaluation of the relative sensitivities of two marine species. *Marine Environmental Research*, 50, 565-573.
- 34)Jha, A. N., J. A. Hagger and S. J. Hill(2000)Tributyltin induces cytogenetic damage in early life stages of the marine mussel, *Mytilus edulis*. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 35, 343-350.
- 35) 日本水産学会監修(1992)有機スズ汚染と水生生物影響

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（7 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^{8,9)}。

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 15 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	18/24	ND(<0.1) - 7.6 $\mu\text{g/kg}$ -dry
野生生物調査	環境実態調査（トノサマガエル・肝臓）	0/7	ND(<0.2-0.6) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（トウキョウダルマガエル・肝臓）	0/8	ND(<0.2-0.4) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（クマタカ・肝臓）	0/2	ND(<0.4-0.6) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（カワウ・肝臓）	15/20	ND(<1-2) - 24 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（ハシブトガラス・肝臓）	0/10	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（スナメリ・肝臓）	10/10	13 - 63 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（ニホンザル・肝臓）	0/10	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（タヌキ・肝臓）	0/10	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.2. 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 $\mu\text{g/kg}$ -dry
野生生物調査	環境実態調査（トノサマガエル・肝臓）	0/5	ND(<0.2-1) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（トウキョウダルマガエル・肝臓）	0/1	ND(<0.2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（カワウ・肝臓）	2/10	ND(<1) - 2.4 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（トビ・肝臓）	7/8	ND(<1) - 12 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（イヌワシ・肝臓）	0/1	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（クマタカ・卵）	0/1	ND(<0.2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（ハシブトガラス・肝臓）	0/12	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（スナメリ・肝臓）	10/10	1.3 - 140 $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（ニホンザル・肝臓）	0/10	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査（タヌキ・肝臓）	0/10	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.3. 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 μg/L
底質調査	実態調査	19/48	ND(<0.1) - 18 μg/kg -dry
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・肝臓)	26/26	0.68 - 13 μg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓 or筋肉)	0/15	ND(<0.053-0.3) μg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・卵)	0/4	ND(<0.016-0.043) μg/kg -wet

1.4. 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) μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	14/48	ND(<0.1) - 10 μg/kg -dry
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	26/30	ND(<0.3-3.2) - 8.2 μg/kg -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	51/90	ND(<1.8-3.3) - 7.1 μg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・肝臓)	12/44	ND(<0.16-2.8) - 17 μg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・卵)	0/6	ND(<0.04-0.67) μg/kg -wet

1.5. 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 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	20/48	ND(<0.1) - 7.1 μg/kg -dry
	建設省実態調査(夏期)	0/11	ND(<0.1) μg/kg -dry
	建設省実態調査(秋期)	0/11	ND(<0.1) μg/kg -dry

1.6. 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
	一般水域・重点水域調査(秋季)	1/275	ND(<0.001)–0.004 μg/L
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/4	ND(<4) μg/L
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/19	ND(<0.002) μg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	29/152	ND(<0.1)–16 μg/kg -dry
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<0.1) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/3	ND(<1) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<20) μg/kg -dry
土壌調査	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<20) μg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	70/141	ND(<1)–210 μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査(コイ・筋肉)	108/145	ND(<0.3)–99 μg/kg -wet
	影響実態調査(クジラ類・肝臓)	12/26	ND(<20-50)–60 μg/kg -wet
	影響実態調査(アザラシ類・肝臓)	0/19	ND(<20-200) μg/kg -wet
	影響実態調査(ドバト・肝臓)	0/31	ND(<200) μg/kg -wet
	影響実態調査(トビ・肝臓)	3/26	ND(<2-200)–10 μg/kg -wet
	影響実態調査(シマフクロウ・肝臓)	2/5	ND(<2)–3 μg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・肝臓)	0/30	ND(<200) μg/kg -wet
	影響実態調査(アカネズミ・肝臓)	0/30	ND(<200) μg/kg -wet
	影響実態調査(ニホンザル・肝臓)	0/41	ND(<200) μg/kg -wet
	影響実態調査(クマ類・肝臓)	0/17	ND(<50-200) μg/kg -wet
	影響実態調査(タヌキ・肝臓)	0/15	ND(<50-200) μg/kg -wet

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 μg/L
底質調査	862/1,654	ND(<0.0226-170) - 1,100 μg/kg-dry
水生生物調査(魚類)	537/1,139	ND(<0.3-75) - 2,600 μg/kg -wet
水生生物調査(鳥類)	10/135	ND(<0.5-20) - 50 μg/kg -wet
水生生物調査(貝類)	121/414	ND(<0.5-20) - 450 μg/kg -wet

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、肝臓中ピテロジェニン濃度、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>)の肝臓中ピ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 µg Sn/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(<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(<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。

なお、平成 14 年度の底質及び野生生物調査、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 $\mu\text{g/L}$ （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 $\mu\text{g/L}$ を比較するとその比は 0.001 以上であった。

6 . 参考文献

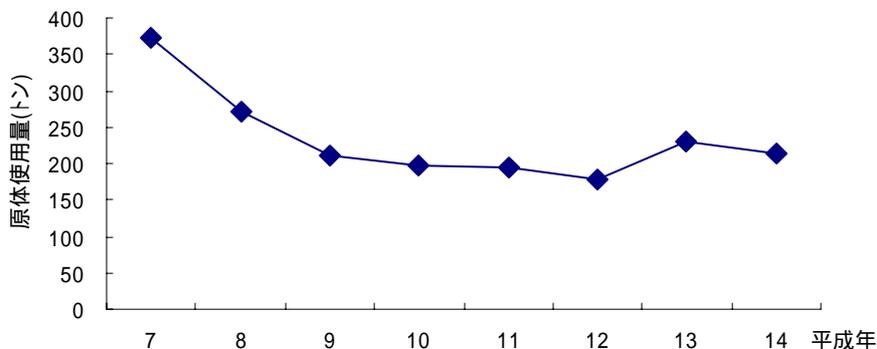
- 1)Walsh, G. E., L. L. McLaughlin, M. K. Louie, C. H. Deans and E. M. Lores(1986) Inhibition of arm regeneration by *Ophioderma brevispina*(Echinodermata, Ophiuroidea) by tributyltin oxide and triphenyltin oxide. *Ecotoxicology and Environmental Safety*,12,95-100.
- 2)Fent, K. and W. Meier(1994)Effects of triphenyltin on fish early life stages. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*,27,224-231.
- 3)Cima, F., L. Ballarin, 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 : 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

- 8) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバー - を含む)
- 9) 日本水産学会監修(1992)有機スズ汚染と水生生物影響

35.トリフルラリン

使用量およびその推移

原体使用量は 214t(2002 年、平成 14 年)で前年(231t)と比較して減少した²⁾。



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15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・筋肉)	0/7	ND(<0.3-1) μ g/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/8	ND(<0.3) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (クマタカ・筋肉)	0/2	ND(<0.6-1) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (カワウ・筋肉)	0/20	ND(<0.2) μ g/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<0.3-0.4) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (スナメリ・脂肪)	3/10	ND(<2-4) - 7.6 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.2) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<0.2) μ g/kg -wet

1.2. 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・筋肉)	0/5	ND(<3-30) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/1	ND(<4) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (カワウ・筋肉)	1/10	ND(<0.05) - 0.5 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (トビ・筋肉)	0/8	ND(<0.05) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<0.05-0.1) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (スナメリ・脂肪)	5/10	ND(<1) - 5 μ g/kg -wet
	環境実態調査 (ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.05) μ g/kg -wet
	環境実態調査 (タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<0.05) μ g/kg -wet

1.3. 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・肝臓)	0/26	ND(<0.61-2.9) μg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or筋肉)	0/13	ND(<3.2-11) μg/kg -wet

1.4. 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) μg/L
底質調査	農薬の環境動態調査	0/15	ND(<1) μg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	農薬の環境動態調査	1/4	ND(<1) - 2 μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	28/30	ND(<0.37-6.1) - 0.92 μg/kg -wet
	影響実態調査(カワウ・卵)	0/10	ND(<4.1-8.7) μg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・筋肉)	23/44	ND(<1.3-17) - 12 μg/kg -wet

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	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 -dry
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/8	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<0.7-3.5) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<0.7-1.2) μg/kg -dry
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 -wet
野生生物調査	影響実態調査(コイ・筋肉)	3/145	ND(<1)-11 μg/kg -wet
	影響実態調査(ドバト・筋肉)	0/31	ND(<0.5-2) μg/kg -wet
	影響実態調査(アカネズミ・全身)	0/30	ND(<1-2.5) μg/kg -wet
	影響実態調査(タヌキ・脂肪)	0/15	ND(<2-50) μg/kg -wet

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) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/30	ND(<0.57-2.5) $\mu\text{g/kg-dry}$
水生生物調査 (魚類)	0/30	ND(<0.47-1) $\mu\text{g/kg-wet}$

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 $\mu\text{g/kg-wet}$ 126 $\mu\text{g/kg-wet}$ 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。

なお、平成14年度の野生生物調査、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.
- 2) 社) 日本植物防疫協会(2003)農薬要覧-2003-(バックナンバ - を含む)

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15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・筋肉)	0/7	ND(<0.3-2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/8	ND(<0.3-2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	0/2	ND(<2-3) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/20	ND(<0.4) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/10	ND(<0.6-0.8) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.4) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<0.4) $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.2. 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・筋肉)	0/5	ND(<0.5-2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/1	ND(<0.6) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/10	ND(<0.5) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<0.5) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	0/12	ND(<0.5-2) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<0.5) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<0.5) $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.3. 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) $\mu\text{g/kg}$ -dry
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・肝臓)	0/26	ND(<0.14-31) $\mu\text{g/kg}$ -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or 筋肉)	1/13	ND(<5-20) - 17 $\mu\text{g/kg}$ -wet

1.4. 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(<1.5) μg/kg -dry
野生生物調査	影響実態調査（カワウ・筋肉）	0/30	ND(<0.41-14) μg/kg -wet
	影響実態調査（カワウ・卵）	0/10	ND(<2.9-3) μg/kg -wet
	影響実態調査（猛禽類・筋肉）	11/44	ND(<0.05-1.1) - 6.7 μg/kg -wet

1.5. 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）	2/12	ND(<0.01) - 0.03 μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	0/48	ND(<1.5) μg/kg -dry
	建設省実態調査（夏期）	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<1) μg/kg -dry

1.6. 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）	0/275	ND(<0.01) 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 -dry
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	1/94	ND(<5)-15 μg/kg-dry
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) μg/kg-wet

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、精巢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 T. Browmer(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.B owmer,(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。

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) μg/L
底質調査	実態調査	0/48	ND(<1.5) μg/kg -dry
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) μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<1.5) μg/kg -dry

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)	1/12	ND(<0.01) - 0.01 μg/L
底質調査	一般水域調査(冬季)	0/48	ND(<1.5) μg/kg -dry
	建設省実態調査(夏期)	0/11	ND(<1) μg/kg -dry
	建設省実態調査(秋期)	0/11	ND(<1) μg/kg -dry

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(<0.01) 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(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査(秋季)	0/152	ND(<5) μg/kg -dry
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<1) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg -dry
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	0/141	ND(<1.5) μg/kg -wet

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-ヘプチルフェノール

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) $\mu\text{g/kg-dry}$
大気調査	環境実態調査	1/21	ND(<0.05) - 0.10 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) $\mu\text{g/kg-dry}$

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)	0/48	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg-dry}$
	建設省実態調査(夏期)	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg-dry}$
	建設省実態調査(秋期)	0/11	ND(<1) $\mu\text{g/kg-dry}$

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 $\mu\text{g/L}$
	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)	3/275	ND(<0.01)–0.04 $\mu\text{g/L}$
	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) $\mu\text{g/kg-dry}$
	建設省実態調査(後期)	0/5	ND(<1) $\mu\text{g/kg-dry}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) $\mu\text{g/kg-dry}$
水生生物調査 (魚類)	一般水域調査(秋季)	0/141	ND(<1.5) $\mu\text{g/kg-wet}$

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

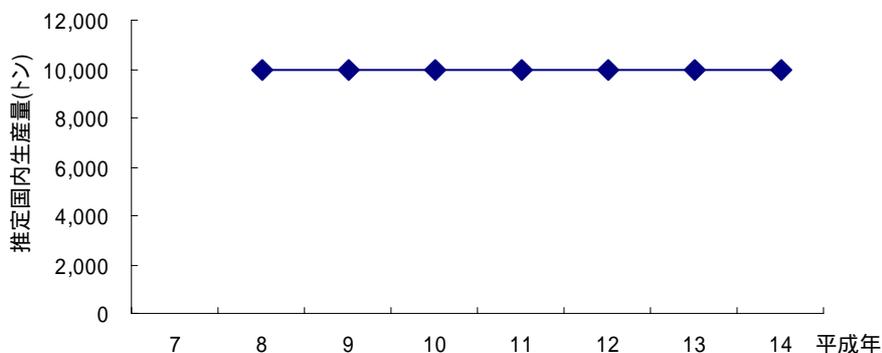
水質及び底質調査において測定値は検出限界値未満であったが、大気調査の一部で検出された。

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

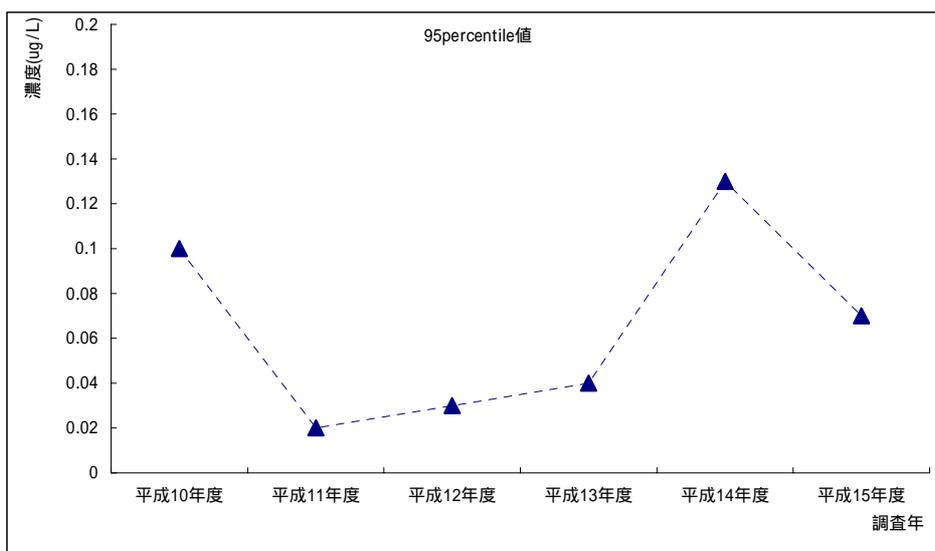
生産量およびその推移

推定国内生産量は 10,000t(2002 年、平成 14 年)で前年推定量(10,000t)と比較して横這いであった²³⁾。



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	平成15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	0.07
		最大値(ug/L)	13	0.61	0.72	0.85	0.92	0.47
		検出限界値(ug/L)	0.01-0.1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
		検出数	241	87	44	48	47	33
		検体数	941	633	302	288	135	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15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-オキシルフェノール	33/75	ND(<0.01) - 0.47 μg/L
	国土交通省実態調査	4-t-オキシルフェノール	10/43	ND(<0.0026-0.01) - 0.053 μg/L
底質調査	環境実態調査	4-t-オキシルフェノール	18/24	ND(<1) - 100 μg/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査 (トノサマガエル・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/7	ND(<0.3-2) μg/kg -wet
	環境実態調査 (トウキョウダルマガエル・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/8	ND(<0.3-2) μg/kg -wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/2	ND(<2-3) μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	1/20	ND(<0.1) - 0.1 μg/kg -wet
	環境実態調査 (ハシプトガラス・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/10	ND(<0.2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	1/10	ND(<0.1) - 0.1 μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	2/10	ND(<0.1) - 0.1 μg/kg -wet

1 . 2 . 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-オキシルフェノール	41/91	ND(<0.01) - 0.92 μg/L
	国土交通省実態調査	4-t-オキシルフェノール	6/44	ND(<0.01) - 0.07 μg/L
底質調査	環境実態調査	4-t-オキシルフェノール	23/24	ND(<1) - 93 μg/kg -dry
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/5	ND(<0.2-0.7) μg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/1	ND(<0.2) μg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/10	ND(<0.5) μg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/8	ND(<0.5) μg/kg -wet
	環境実態調査(ハシプトガラス・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/12	ND(<0.5-2) μg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/10	ND(<0.5) μg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/10	ND(<0.5) μg/kg -wet

1.3. 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 -dry
		4-n-オキシルフェノール	0/48	ND(<1.5) μg/kg -dry
	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 -dry
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・肝臓)	4-t-オキシルフェノール	14/26	ND(<0.13-0.2) - 27 μg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or筋肉)	4-t-オキシルフェノール	0/13	ND(<1.1-4.2) μg/kg -wet

1.4. 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 -dry
		4-n-オキシルフェノール	0/48	ND(<1.5) μg/kg -dry
	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 -dry
野生生物調査	影響実態調査(カワウ・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	26/30	ND(<0.18-1.7) - 5.6 μg/kg -wet
		4-n-オキシルフェノール	0/30	ND(<0.03-1.2) μg/kg -wet
	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 -wet
		4-n-オキシルフェノール	0/10	ND(<1.6-1.7) μg/kg -wet
	影響実態調査(猛禽類・筋肉)	4-t-オキシルフェノール	16/44	ND(<0.06-1.5) - 23 μg/kg -wet
		4-n-オキシルフェノール	0/44	ND(<0.03-2.9) μg/kg -wet

1.5. 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-オキシルフェノール	28/170	ND(<0.01) - 0.61 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	0/170	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（春期）	4-t-オキシルフェノール	8/31	ND(<0.01) - 0.10 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	1/31	ND(<0.01) - 0.01 μg/L
	建設省実態調査（夏期）	4-t-オキシルフェノール	24/261	ND(<0.01) - 0.24 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	0/261	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（秋期）	4-t-オキシルフェノール	18/140	ND(<0.01) - 0.48 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	1/140	ND(<0.01) - 0.03 μg/L
建設省実態調査（冬期）	4-t-オキシルフェノール	9/31	ND(<0.01) - 0.32 μg/L	
	4-n-オキシルフェノール	0/31	ND(<0.01) μg/L	
底質調査	一般水域調査（冬季）	4-t-オキシルフェノール	25/48	ND(<1.5) - 170 μg/kg-dry
		4-n-オキシルフェノール	0/48	ND(<1.5) μg/kg-dry
	建設省実態調査（春期）	4-t-オキシルフェノール	10/28	ND(<1) - 56 μg/kg-dry
		4-n-オキシルフェノール	0/28	ND(<1) μg/kg-dry
	建設省実態調査（夏期）	4-t-オキシルフェノール	6/20	ND(<1) - 92 μg/kg-dry
		4-n-オキシルフェノール	0/20	ND(<1) μg/kg-dry
	建設省実態調査（秋期）	4-t-オキシルフェノール	3/11	ND(<1) - 67 μg/kg-dry
		4-n-オキシルフェノール	0/11	ND(<1) μg/kg-dry

1.6. 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-オキシルフェノール	81/130	ND(<0.01)–1.4 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	0/130	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（前期）	4-t-オキシルフェノール	5/256	ND(<0.1)–0.1 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	1/256	ND(<0.1)–0.1 μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	4-t-オキシルフェノール	147/275	ND(<0.01)–13 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	0/275	ND(<0.01) μg/L
	建設省実態調査（後期）	4-t-オキシルフェノール	8/261	ND(<0.03)–0.79 μg/L
		4-n-オキシルフェノール	0/261	ND(<0.03) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4-t-オキシルフェノール	0/19	ND(<0.01) μg/L
		4-n-オキシルフェノール	0/19	ND(<0.01) μg/L

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
底質調査	一般水域調査（秋季）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	11/152	ND(<5)–45 μg/kg -dry
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/152	ND(<5) μg/kg -dry
	建設省実態調査（後期）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	5/20	ND(<1)–21 μg/kg -dry
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/20	ND(<1) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（コイ）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	0/3	ND(<5) μg/kg -dry
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/3	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	0/12	ND(<1.9-10.5) μg/kg -dry
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/12	ND(<1.9-10.5) μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	0/94	ND(<5) μg/kg -dry
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/94	ND(<5) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	0/7	ND(<2.2-3.6) μg/kg -dry
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/7	ND(<2.2-3.6) μg/kg -dry
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	16/141	ND(<1.5)–30 μg/kg -wet
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/141	ND(<1.5) μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査（コイ・筋肉）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	0/145	ND(<5) μg/kg -wet
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/145	ND(<5) μg/kg -wet
	影響実態調査（ドバト・筋肉）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	9/31	ND(<1.5)–5.6 μg/kg -wet
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/31	ND(<1.5-2) μg/kg -wet
	影響実態調査（アカネズミ・全身）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	21/30	ND(<1.5)–7.2 μg/kg -wet
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/30	ND(<1.5-2.5) μg/kg -wet
	影響実態調査（タヌキ・筋肉）	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	6/15	ND(<1.5)–37 μg/kg -wet
		4- <i>n</i> -オキシルフェノール	0/15	ND(<1.5-7) μg/kg -wet

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> -オキシルフェノール	0/6	ND(<0.04-1.5) μg/L
底質調査	4- <i>t</i> -オキシルフェノール	2/6	ND(<4-54)–4 μg/kg -dry

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> -オキシルフェノール	ND(<0.005)–0.47 μg/L 0.47 μg/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> -オキシルフェノール	10–1,800 μg/kg -dry 1,800 μg/kg-dry 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> -オキフェノール	4.8 µg/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 µg/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 µg/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 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、肝臓中ピテロジェニン濃度が有意に増加した濃度 ^{12,18,19)}
	11.5 µg/L	24 日間曝露した雄シーブスヘッドミノー(<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 µg/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 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>)の精巣卵出現率が有意に増加した濃度 ¹⁸⁾
	28 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 ²¹⁾
	30.4 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>)の精巣卵出現率が有意に増加した濃度 ¹⁸⁾
	33.6 µg/L	24 日間曝露した雄シーブスヘッドミノー(<i>C. variegatus</i>)の精巣異常発生率が有意に増加した濃度 ²⁰⁾
	41 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が増加した濃度 ⁵⁾
	64.1 µg/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)}
	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⁾	
底質中濃度 1 µg/kg	2 週間曝露後、淡水産マキガイ類コモチカワツボ (<i>Potamopyrgus antipodarum</i>) の殻欠損幼個体出現率の有意な高値が認められた濃度 ²²⁾	

異性体名	作用濃度	作用内容
4- <i>t</i> -オキシルフェノール	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 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>)の肝臓組織のキトピアーゼ活性を阻害した濃度 ⁸⁾
4- <i>n</i> -オキシルフェノール	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-オキシルフェノール	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>)の肝臓組織のキトピアーゼ活性を阻害した濃度 ¹⁰⁾
オキシルフェノール***	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、底質及び野生生物調査の一部で検出された。

なお、平成 14 年度の水質及び底質調査、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 15 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 0.47 $\mu\text{g/L}$ 及び 95 パーセンタイル値 0.07 $\mu\text{g/L}$ 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 4.8 $\mu\text{g/L}$ 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,

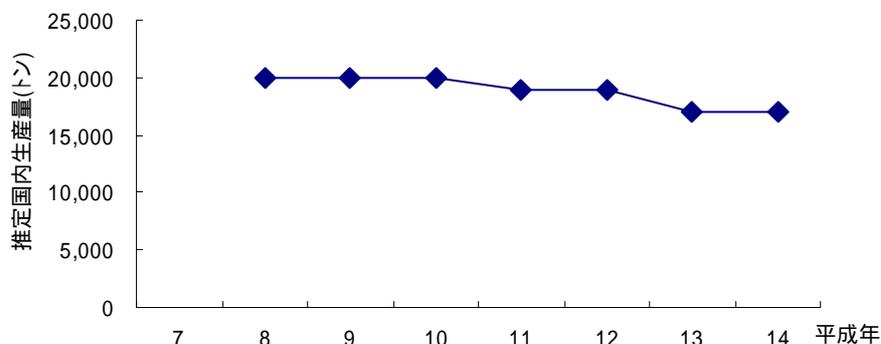
- 4-(tert)-octylphenol, and 2,4,5-trichlorobiphenyl on activity of chitobiase in the epidermis and hepatopancreas of the fiddler crab, *Uca pugilator*. Comparative Biochemistry and Physiology Part c,122,115-120.
- 9) Kloas, W., I. Lutz and R. Einspanier(1999)Amphibian as a model to study endocrine disruptors: 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 chitobiase 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. Counc. 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-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.
- 22) Duft, M., U., Schulte-Oehlmann, L. Weltje, M. Tillmann and J. Oehlmann(2003) Stimulated embryo production as a parameter of estrogenic exposure via sediments in the freshwater mudsnail *Potamopyrgus antipodarum*. *Aquatic Toxicology*, 64, 437-449.
- 23) 化学工業日報社(2004)14504 の化学商品(バックナンバ - を含む)

36. ノニルフェノール

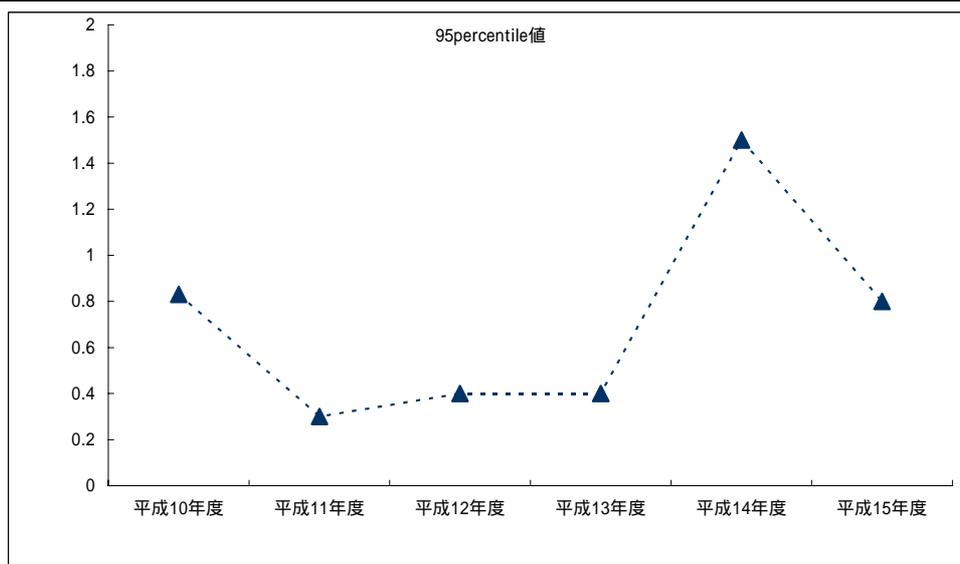
生産量およびその推移

推定国内生産量は 17,000t(2002 年、平成 14 年)で前年推定量 (17,000t) と比較して横這いであった³²⁾。



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	平成15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	0.8
		最大値(ug/L)	21	4.6	7.1	5.9	8.4	2.9
		検出限界値(ug/L)	0.03-0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
		検出数	498	119	57	59	58	25
		検体数	941	633	302	288	155	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15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	25/75	ND(<0.1) - 2.9 µg/L
	国土交通省実態調査	15/66	ND(<0.01-0.1) - 1.40 µg/L
底質調査	環境実態調査	24/24	10 - 2,600 µg/kg-dry
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	0/7	ND(<2-10) µg/kg-wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	1/8	ND(<2-10) - 2.8 µg/kg-wet
	環境実態調査(クマタカ・筋肉)	0/2	ND(<10-20) µg/kg-wet
	環境実態調査(カワウ・筋肉)	0/20	ND(<9) µg/kg-wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	1/10	ND(<20) - 25 µg/kg-wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	1/10	ND(<9) - 9.8 µg/kg-wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<9) µg/kg-wet

1.2. 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 -dry
野生生物調査	環境実態調査(トノサマガエル・筋肉)	0/5	ND(<7-30) µg/kg -wet
	環境実態調査(トウキョウダルマガエル・筋肉)	0/1	ND(<9) µg/kg -wet
	環境実態調査(カワウ)・筋肉	0/10	ND(<10) µg/kg -wet
	環境実態調査(トビ・筋肉)	0/8	ND(<10) µg/kg -wet
	環境実態調査(ハシブトガラス・筋肉)	1/12	ND(<10-30) - 19 µg/kg -wet
	環境実態調査(ニホンザル・筋肉)	0/10	ND(<10) µg/kg -wet
	環境実態調査(タヌキ・筋肉)	0/10	ND(<10) µg/kg -wet

1.3. 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 -dry
	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 -dry
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・肝臓)	23/26	ND(<0.16-0.22) - 7.8 µg/kg -wet
	環境実態調査(猛禽類・肝臓or筋肉)	4/13	ND(<6.5-23) - 42 µg/kg -wet

1.4. 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 -dry
	国土交通省地点別河川測定調査（秋期）	10/14	ND(<3) - 1,100 μg/kg -dry
野生生物調査	影響実態調査（カワウ・筋肉）	28/30	ND(<7.7-18) - 230 μg/kg -wet
	影響実態調査（カワウ・卵）	0/10	ND(<24-25) μg/kg -wet
	影響実態調査（猛禽類・筋肉）	42/44	ND(<0.14-0.41) - 190 μg/kg -wet

1.5. 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 -dry
	建設省実態調査（春期）	26/27	ND(<3)-2,600 μg/kg -dry
	建設省実態調査（夏期）	16/20	ND(<3)-2,700 μg/kg -dry
	建設省実態調査（秋期）	9/11	ND(<3)-1,400 μg/kg -dry

1.6. 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 -dry
	建設省実態調査（後期）	18/20	ND(<3)–880 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（コイ）	2/3	ND(<50)–160 μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	2/12	ND(<19-87)–692 μg/kg -dry
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<50) μg/kg -dry
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<22-36) μg/kg -dry
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	42/141	ND(<15)–780 μg/kg -wet
野生生物調査	影響実態調査（コイ・筋肉）	0/145	ND(<50) μg/kg -wet
	影響実態調査（ドバト・筋肉）	16/31	ND(<15)–113 μg/kg -wet
	影響実態調査（アカネズミ・全身）	22/30	ND(<15)–190 μg/kg -wet
	影響実態調査（タヌキ・脂肪）	14/15	ND(<15)–2,000 μg/kg -wet

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 -dry

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 -dry 72,000 μg/kg -dry 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	2.2 µg/L	3日間曝露後、未成熟なゼブラフィッシュ(<i>Danio rerio</i>)の全身中チトクローム P450 アロマトラーゼ mRNA 発現量の有意な高値が認められた濃度 ³⁰⁾
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>D. 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⁾
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⁾

異性体名	作用濃度	作用内容
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>Zoarcetes 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- <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>) 血漿中のピ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>) 雄で血漿中ピ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⁾
4- <i>n</i> -ノニルフェノール	底質中濃度 10 µg/kg	8 週間曝露後、淡水産マキガイ類コモチカワツボ (<i>Potamopyrgus antipodarum</i>) の殻欠損幼個体出現率の有意な高値が認められた濃度 ³¹⁾

* 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。

なお、平成 14 年度の水質、底質及び野生生物調査、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 15 年度の水質調査で測定された最高濃度 2.9 µg/L 及び 95 パーセンタイル値 0.8 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 1.16 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 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. 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 *Zoarcetes viviparus*: Purification, quantification by ELISA and induction by estradiol-17 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- α -estradiol 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.
 - 27) Seki, M, H. Yokota, M. Maeda, H. Tadokoro and K. Kobayashi(2003)Effects of 4-nonyl and 4-tert-octylphenol on sex defferentiation 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.
 - 30) Kazeto, K., A. R. Place and J. M. Trant(2004) Effects of endocrine disrupting chemicals on the expression of CYP19 genes in zebrafish (*Danio rerio*) juveniles. *Aquatic Toxicology*, 69, 25-34.
 - 31) Duft, M., U. Schulte-Oehlmann, L. Weltje, M. Tillmann and J. Oehlmann (2003) Stimulated embryo production as a parameter of estrogenic exposure via sediments in the freshwater mudsnail *Potamopyrgus antipodarum*. *Aquatic Toxicology*, 64, 437-449.
 - 32) 化学工業日報社(2004)14504 の化学商品(バックナンバ - を含む)