

## 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)と比較して減少傾向であった。

### 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. 全国一斉調査結果

### 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(<10) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査(魚類)	農薬等の環境残留実態調査	0/48	ND(<2) $\mu\text{g/kg}$

## 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) $\mu\text{g/kg}$

## 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。

## 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  
 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. 全国一斉調査結果

国内の登録実績がなく農薬以外の用途がないことから調査対象から除外した。

### 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) μg/L
底質調査	0/33	ND(<10-40) μg/kg

### 3. 海外の汚染水域での測定値

調査区分	調査場所	検出濃度範囲
水質調査	五大湖	ND(不明)ng/L <sup>1)</sup>
魚類調査	五大湖	ND(<40-520)–4,700 μg/kg 4,700 μg/kg 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 <sup>2)</sup>
	バルト海	120 μg/kg 120 μg/kg 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 <sup>3)</sup>

### 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

今回の検討からは除外した。

### 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., 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)と比較して減少傾向であった。

#### 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. 全国一斉調査結果

##### 1.1. 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 μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	44/48	ND(<0.2) - 300 μg/kg
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	28/30	ND(<0.25-2) - 5 μg/kg
	影響実態調査（カワウ卵）	72/90	ND(<1.4-2.3) - 51 μg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	21/44	ND(<0.49-3.5) - 17 μg/kg
	影響実態調査（猛禽類卵）	0/6	ND(<0.12-0.86) μg/kg

##### 1.2. 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 μg/L
底質調査	一般水域調査（冬季）	44/48	ND(<0.2) - 170 μg/kg
	建設省実態調査（夏期）	1/11	ND(<0.1) - 2.6 μg/kg
	建設省実態調査（秋期）	0/11	ND(<0.1) μg/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）	1/130	ND(<0.01)-0.09 μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	28/275	ND(<0.002)-0.008 μg/L
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/4	ND(<2) μg/L
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.001) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	81/152	ND(<0.1)-200 μg/kg
	建設省実態調査（後期）	4/5	ND(<0.1)-0.4 μg/kg
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<1) μg/kg
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<20) μg/kg
土壌調査	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<20) μg/kg
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	113/141	ND(<1)-120 μg/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
野生生物調査	影響実態調査（コイ）	92/145	ND(<0.3)-75 µg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	18/26	ND(<20-50)-330 µg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	1/19	ND(<20-50)-110 µg/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/31	ND(<200) µg/kg
	影響実態調査（トビ）	2/26	ND(<2-200)-8 µg/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	0/5	ND(<2) µg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	0/30	ND(<200) µg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<200) µg/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	0/41	ND(<200) µg/kg
	影響実態調査（クマ類）	0/17	ND(<50-200) µg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<50-200) µg/kg

## 2. 国内の過去の測定値

調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	445/1,295	ND(<0.0003-1) - 0.45 µg/L
底質調査	978/1,214	ND(<0.05-50) - 1,600 µg/kg
水生生物調査(魚類)	298/1,015	ND(<1-50) - 1,700 µg/kg
水生生物調査(鳥類)	0/145	ND(<50) µg/kg
水生生物調査(貝類)	231/396	ND(<50) - 780 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）

同族体名	作用濃度	作用内容
塩化トリブチルスズ	0.001 µg/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 <sup>1,2)</sup>
塩化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	0.2 µgSn/L =0.5 µg/L <sup>注1)</sup>	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 <sup>3)</sup>
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 <sup>4)</sup>
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 <sup>5)</sup>
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ー( <i>Phoxinus phoxinus</i> )の稚魚の組織に影響が認められた濃度 <sup>6) ***</sup>
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 <sup>5)</sup>
塩化トリブチルスズ	326 µg/L	シロボヤ( <i>Styela plicata</i> )幼生の発生を阻害した濃度 <sup>7)</sup>
bis-酸化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	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 <sup>8)</sup>
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>Uca pugilator</i> )の脱皮が遅延し、再生脚に奇形が認められた濃度 <sup>9)</sup>
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>U. pugilator</i> )の再生脚に奇形が認められた濃度 <sup>10)</sup>
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 <sup>11)</sup>
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ー( <i>Cyprinodon variegatus</i> )の生殖に影響を与えなかった濃度 <sup>12)</sup>
酸化トリ- <i>n</i> -ブチルスズ	0.1 µg/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 <sup>13)</sup>
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> )にインボセックスが認められた濃度 <sup>14)</sup>
トリブチルスズイオン (TBT <sup>+</sup> ) ****	0.002 µg/L	海域で採集された巻貝 Mud snail( <i>I. obsoleta</i> )の雌にインボセックスが認められた海域の濃度 <sup>15)</sup>
トリブチルスズ(TBT) *** *	0.015 µgSn/L * =0.037 µg/L <sup>注2)</sup>	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 <sup>16)</sup>
トリブチルスズ(TBT) *** *	0.028 µgSn/L =0.069 µg/L <sup>注2)</sup>	移植 18ヶ月後の雌ヨーロッパチヂミボラ( <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 <sup>4)</sup>

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****	0.00084 $\mu$ gSn/L *	12 週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 <sup>17)</sup>
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.001 $\mu$ gSn/L *	120 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ( <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 <sup>18)</sup>
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	<0.0015 $\mu$ gtin/L *	408 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 <sup>4)</sup>
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	<0.0015 $\mu$ gtin/L *	14 ヶ月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 <sup>19)</sup>
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.0015 $\mu$ gtin/L *	1 年間曝露後、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 <sup>20)</sup>
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.0038 $\mu$ gtin/L *	2 年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 <sup>21)</sup>
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.02 $\mu$ gSn/L *	120 日間の曝露期間中の雌ヨーロッパチヂミボラ( <i>N. lapillus</i> )でインポセックスが増加した濃度 <sup>18)</sup>
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.04 $\mu$ 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 <sup>23)</sup>
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.0205 $\mu$ 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 <sup>22)</sup>
トリブチルスズを含んだ防汚塗料からの溶出物****	0.514 $\mu$ gTBT <sup>+</sup> /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 <sup>24)</sup>

\*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。

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。水質調査において測定された最高値 0.004  $\mu\text{g/L}$  は、平成 11 年度調査の最高値 0.008  $\mu\text{g/L}$ 、平成 10 年度調査の最高値 0.09  $\mu\text{g/L}$  及び国内の過去の最高値 0.45  $\mu\text{g/L}$  を下回っていた。底質調査において測定された最高値 300  $\mu\text{g/kg}$  は、平成 11 年度調査の最高値 170  $\mu\text{g/kg}$ 、平成 10 年度調査の最高値 200  $\mu\text{g/kg}$  を上回っていたが、国内の過去の最高値 1,600  $\mu\text{g/kg}$  を下回っていた。なお、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 0.09  $\mu\text{g/L}$ （平成 10 年度：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に関する水中濃度 0.1  $\mu\text{g/L}$  を分類するために暫定的に比較するとその比は 0.001 を超えていた。なお、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<sup>26)</sup>。

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<sup>27)</sup>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 dogwhelk, *Nucella lapillus*. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 68, 733-744.
- 4) Oberdorster, E., D. Rittschof and G.A. LeBlanc (1998) Alteration of [<sup>14</sup>C]-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 (*Styrela 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 dog-whelk, *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 dog-whelk, *Nucella lapillus*, induced by tributyltin from antifouling paints. J.Mar.Bio. 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 antifoulings 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)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.

## 34. トリフェニルスズ

### 使用量およびその推移

農薬登録失効（塩化トリフェニルスズ 1975 年、酢酸トリフェニルスズ 1977 年、水酸化トリフェニルスズ 1990 年農薬法）第 2 種特定化学物質（8 種の化合物として 1990 年化審法）最後の原体（水酸化トリフェニルスズ）使用量は 50t(1990 年)で前年(67t)と比較して減少傾向であった。

### 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. 全国一斉調査結果

### 1.1. 平成 12 年度

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

### 1.2. 平成 11 年度

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

### 1.3. 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）	0/130	ND(<0.01) $\mu\text{g/L}$
	一般水域・重点水域調査（秋季）	1/275	ND(<0.001)-0.004 $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/4	ND(<4) $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/19	ND(<0.002) $\mu\text{g/L}$
底質調査	一般水域調査（秋季）	29/152	ND(<0.1)-16 $\mu\text{g/kg}$
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.1) $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（コイ）	0/3	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/12	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	野生生物影響実態調査（カエル類）	0/7	ND(<20) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	70/141	ND(<1)-210 $\mu\text{g/kg}$

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（コイ）	108/145	ND(<0.3)–99 µg/kg
	影響実態調査（クジラ類）	12/26	ND(<20-50)–60 µg/kg
	影響実態調査（アザラシ類）	0/19	ND(<20-200) µg/kg
	影響実態調査（ドバト）	0/31	ND(<200) µg/kg
	影響実態調査（トビ）	3/26	ND(<2-200)–10 µg/kg
	影響実態調査（シマフクロウ）	2/5	ND(<2)–3 µg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	0/30	ND(<200) µg/kg
	影響実態調査（アカネズミ）	0/30	ND(<200) µg/kg
	影響実態調査（ニホンザル）	0/41	ND(<200) µg/kg
	影響実態調査（クマ類）	0/17	ND(<50-200) µg/kg
	影響実態調査（タヌキ）	0/15	ND(<50-200) µg/kg

## 2. 国内の過去の測定値

調査名	検出した試料数 / 調査試料数	検出濃度範囲
水質調査	192/1,280	ND(<0.00017-35) - 0.09 µg/L
底質調査	685/1,267	ND(<0.11-170) - 1,100 µg/kg
水生生物調査(魚類)	449/927	ND(<0.3-75) - 2,600 µg/kg
水生生物調査(鳥類)	10/105	ND(<20) - 50 µg/kg
水生生物調査(貝類)	84/316	ND(<20) - 450 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）

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 <sup>1)</sup>
塩化トリフェニルスズ	6.6 µg/L	4日間の曝露期間中のヨーロッパミノー( <i>Phoxinus phoxinus</i> )の稚魚に形態異常が認められた濃度 <sup>2)</sup>
	15.9 µg/L	3～6日間の曝露期間中のヨーロッパミノー( <i>P. phoxinus</i> )の孵化に影響が認められた濃度 <sup>2)</sup>
	3,855 µg/L	シロボヤ( <i>Styela plicata</i> )幼生の発生を阻害した濃度 <sup>3)</sup>
	0.2 µgSn/L =0.6 µg/L <sup>注1)</sup>	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 <sup>4)</sup>
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 <sup>3)</sup>
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 <sup>5)</sup>
	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 <sup>5)</sup>
	41 µg/L	シロボヤ( <i>S. plicata</i> )幼生の発生を阻害した濃度 <sup>3)</sup>

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  
 なお、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。

#### 5. まとめ

水質調査において測定値は検出限界値未満であったが、底質及び野生生物調査の一部で検出された。底質調査において測定された最高値10 µg/kgは、平成11年度の最高値7.1 µg/kgを上回っていたが、平成10年度の最高値16 µg/kg及び国内の過去の最高値1,100 µg/kgを下回っていた。なお、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0.004 µg/L(平成11年度及び平成10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6.6 µg/Lを分類するために暫定的に比較するとその比は0.001未満であった。

#### 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*(Echinodenmata, 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 (*Styrela 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 dogwhelk *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.

## 35.トリフルラリン

### 使用量およびその推移

原体使用量は195t(1999年)で前年(196t)と比較して減少傾向であった。

### 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. 全国一斉調査結果

### 1.1. 平成12年度

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

### 1.2. 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) $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査(第二回)	0/249	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
	農薬等の環境残留実態調査(第三回)	1/249	ND(<0.05)-0.05 $\mu\text{g/L}$
	野生生物影響実態調査(コイ)	0/6	ND(<0.05) $\mu\text{g/L}$
	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	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(コイ)	0/8	ND(<5) $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/12	ND(<0.7-3.5) $\mu\text{g/kg}$
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<1) $\mu\text{g/kg}$
	野生生物影響実態調査(カエル類)	0/7	ND(<0.7-1.2) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 (魚類)	農薬等の環境残留実態調査	8/48	ND(<2)-4 $\mu\text{g/kg}$
野生生物調査	影響実態調査(コイ)	3/145	ND(<1)-11 $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(ドバト)	0/31	ND(<0.5-2) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(アカネズミ)	0/30	ND(<1-2.5) $\mu\text{g/kg}$
	影響実態調査(タヌキ)	0/15	ND(<2-50) $\mu\text{g/kg}$

## 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	0/30	ND(<0.009-0.02) $\mu\text{g/L}$
底質調査	0/30	ND(<0.57-2.5) $\mu\text{g/kg}$
水生生物調査 (魚類)	0/30	ND(<0.47-1) $\mu\text{g/kg}$

## 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
魚類調査	五大湖	ND(<3)-126 $\mu\text{g/kg}$ 126 $\mu\text{g/kg}$ は、1983 年ミシガン湖で採集されたコイ ( <i>Cyprinus carpio</i> ) での測定値 <sup>1)</sup>

## 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

水質及び底質調査において測定値は検出限界値未満であったが、水生生物 (魚類) 及び野生生物調査の一部で検出された。水生生物調査 (魚類) において測定された最高値 2  $\mu\text{g/kg}$  は、平成 10 年度の最高値 4  $\mu\text{g/kg}$  を下回っていた。なお、平成 10 年度の水質、水生生物 (魚類) 及び野生生物調査の一部で検出された。

## 6. 参考文献

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

## 36. 4-n-ペンチルフェノール

### 使用量およびその推移

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. 全国一斉調査結果

### 1.1. 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
野生生物調査	影響実態調査（カワウ）	0/30	ND(<0.41-14) μg/kg
	影響実態調査（カワウ卵）	0/10	ND(<2.9-3) μg/kg
	影響実態調査（猛禽類）	11/44	ND(<0.05-1.1) - 6.7 μg/kg

### 1.2. 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
	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

### 1.3. 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）	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
	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	1/94	ND(<5)-15 μg/kg
水生生物調査（魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) μg/kg

## 2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

### 3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

### 4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）

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 <sup>注)</sup>	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 <sup>1)</sup>
	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 <sup>2)</sup>
	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 <sup>3)</sup>
	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 <sup>2)</sup>
	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 <sup>2)</sup>
	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 <sup>1)</sup>

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

水質及び底質調査における測定値は検出限界値未満であったが、野生生物調査の一部で検出された。なお、平成11年度の水質調査、平成10年度の土壌調査の一部で検出された。

### 6. 参考文献

- 1) Gimeno, S., H. Komen, S. Jobling, J. Sumpter and Browmer, T. (1998) Demasculinisation of sexually mature male common carp, *Cyprinus carpio*, exposed to 4-*tert*-pentylphenol during spermatogenesis. *Aquatic Toxicology*, 43, 93-109.
- 2) Gimeno, S., A. Gerritsen, T. Bowmer and H. Komen (1996) Feminization of male carp. *Nature*, Vol. 384, 221-222.
- 3) Gimeno, S., H. Komen, A. G. M. Gerritsen and T. Bowmer, (1998) Feminisation of young males of the common carp, *Cyprinus carpio*, exposed to 4-*tert*-pentylphenol during sexual differentiation. *Aquatic Toxicology*, 43, 77-92.

## 36. 4-n-ヘキシルフェノール

### 使用量およびその推移

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. 全国一斉調査結果

#### 1.1. 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

#### 1.1. 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
	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

#### 1.2. 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
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) μg/kg

### 2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

### 3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

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

### 使用量およびその推移

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. 全国一斉調査結果

### 1.1. 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

### 1.2. 平成11年度

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

### 1.3. 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）	5/130	ND(<0.01)–0.06 μg/L
	建設省実態調査（前期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
	一般水域・重点水域調査（秋季）	3/275	ND(<0.01)–0.04 μg/L
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<0.01) μg/L
底質調査	一般水域調査（秋季）	0/152	ND(<5) μg/kg
	建設省実態調査（後期）	0/5	ND(<1) μg/kg
土壌調査	農薬等の環境残留実態調査	0/94	ND(<5) μg/kg
水生生物調査 （魚類）	一般水域調査（秋季）	0/141	ND(<1.5) μg/kg

## 2. 国内の過去の測定値

国内の過去の測定値は得られなかった。

## 3. 海外の汚染水域での測定値

海外の汚染水域での測定値は得られなかった。

4. 内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）  
内分泌攪乱作用を示すと疑われた結果の報告（生体内試験、水中濃度）は得られなかった。なお、内分泌攪乱作用に関する試験管内試験の報告は得られている。
  
5. まとめ  
水質及び底質調査において測定値は検出限界値未満であった。なお、平成 10 年度の水質調査の一部で検出された。