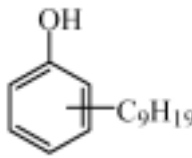
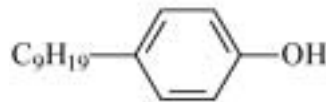


[13] ノニルフェノール

1. 物質に関する基本的事項

(1) 分子式・分子量・構造式

物質名： ノニルフェノール (別の呼称： NP) CAS 番号： 25154-52-3 分子式： $C_{15}H_{24}O$ 分子量： 220.35 構造式：		
(4-ノニルフェノール) ノニル基の分枝及び置換位置の違いにより各種の異性体が存在し、それぞれ CAS 番号が異なる。このうち、4-ノニルフェノールの分岐型 (84852-15-3) が一般的である。		

(2) 物理化学的性状

本物質は、無色の液体であり¹⁾、弱いフェノール様臭を有する²⁾。

融点	-10 (凝固点) ³⁾
沸点	293-297 ²⁾
比重	0.905 (20) ²⁾
蒸気圧	2.4×10^{-5} mmHg (25) ⁴⁾
換算係数	1 ppm = 9.17 mg/m ³ at 25 , 気体 (計算値)
分配係数(1-オクタノール/水)(logP _{ow})	3.28 ⁵⁾
加水分解性	加水分解しない ⁶⁾
解離定数	pKa = 10.25 ⁷⁾
水溶性	実質的に不溶 ²⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

本物質の分解性および蓄積性は次の通りである。

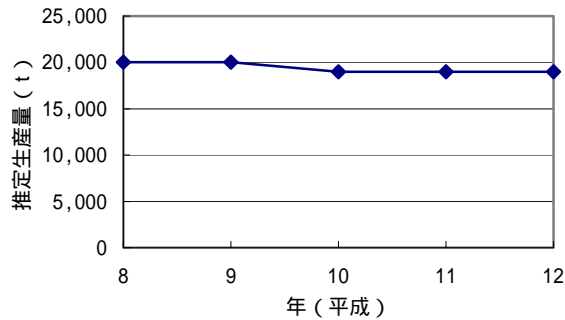
分解性 好氣的：難分解性。スイスでの活性汚泥処理施設 11 例において除去率 9-14% ⁸⁾ 嫌氣的：報告は見当たらない 非生物的： (OH ラジカルとの反応性): 大気中半減期約 2.5 時間(OH ラジカル濃度 $5 \times 10^5/cm^3$ として計算) ⁹⁾ (直接光分解): 報告は見当たらない BOD から算出した分解度： 0% (試験期間：14 日、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L) ¹⁰⁾ 濃縮性：水棲生物における生物濃縮性は大きいと推定される ¹¹⁾ 生物濃縮係数 (BCF): 250-330 (コイ、56 日、0.1 mg/L) ¹⁰⁾
--

90-220 (コイ、56日、0.01 mg/L)¹⁰⁾
 280-440 (ムラサキガイ、50日、0.04 mg/L)¹²⁾
 6,600-7,700 (スイス Glatt 河海草)¹³⁾

(4) 製造輸入量及び用途¹⁴⁾

生産量・輸入量等

本物質の平成12年における国内生産量は、19,000tと推定される。国内流通量の目安として推定国内生産量の推移を下图に示した。



用途

本物質の主な用途は、界面活性剤（アニオン系、非イオン系）の合成原料である。新油性フェノール樹脂、マンニヒ塩基、エステル類の合成原料に用いられる場合もある。また、殺虫剤、殺菌剤、抗カビ剤にも用いられる。

2. 暴露評価

環境リスクの初期評価のため、わが国の一般的な国民の健康や、水生生物の生存・生育を確保する観点から、実測データをもとに基本的には特定の排出源の影響を受けていない一般環境等からの暴露を評価することとし、安全側に立った評価の観点からその大部分がカバーされる高濃度側のデータによって暴露量の評価を行った。原則として統計的検定の実施を含めデータの信頼性を確認した上で最大濃度を評価に用いている。

(1) 環境中分布の予測

本物質の環境中の分布について、各環境媒体間への移行量の比率を EUSES モデルを用いて算出した結果を表 2.1 に示す。なお、モデル計算においては、面積 2,400 km²、人口約 800 万人のモデル地域を設定して予測を行った¹⁾。

表 2.1 各媒体間の分布予測結果

		分布量 (%)
大	気	0.17
水	質	5.2
土	壌	77.6
底	質	17.0

(2) 各媒体中の存在量の概要

本物質の環境中等の濃度について情報の整理を行った。各媒体ごとにデータの信頼性が確認された調査例のうち、より広範囲の地域で調査が実施されたものを抽出した結果を表 2.2 に示す。

表 2.2 各媒体中の存在状況

媒体	幾何 平均値	算術 平均値	最小値	最大値	検出 下限値	検出率	調査 地域	測定年	文献	
一般環境大気	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	<0.0021	<0.0021		0.0021	0/22	全国	2001	2	
食物	$\mu\text{g}/\text{g}$	<0.1	<0.1		0.1	0/45	全国	1997	3	
飲料水	$\mu\text{g}/\text{L}$	<0.1	<0.1		0.1	0/2	全国	2001	4	
		<0.1	<0.1		0.1	0/15	全国	2000	4	
		<0.1	<0.1		0.1	0/42	全国	1999	4	
地下水	$\mu\text{g}/\text{L}$	<0.1	<0.1	<0.1	0.3	0.1	1/24	全国	2001	5
		<0.1	<0.1			0.1	0/24	全国	2000	6
		<0.1	<0.1	<0.1	0.3	0.1	3/23	全国	1999	7
土壌	$\mu\text{g}/\text{g}$	<0.05	<0.05		0.05	0/94	全国	1998	8	
公共用水域・淡水	$\mu\text{g}/\text{L}$	<0.1	0.24	<0.1	5.9	0.1	47/130	全国	2001	5
		<0.1	0.24	<0.1	7.1	0.1	39/130	全国	2000	6
		<0.1	0.20	<0.1	4.6	0.1	40/130	全国	1999	7
公共用水域・海水	$\mu\text{g}/\text{L}$	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	0.1	5/17	全国	2001	5
		<0.1	<0.1	<0.1	0.1	0.1	1/17	全国	2000	6
		<0.1	<0.1	<0.1	0.2	0.1	2/17	全国	1999	7
底質(公共用水域・淡水) $\mu\text{g}/\text{kg}$		51	160	<15	1300	15	23/36	全国	2001	5
		39	40	<15	3800	15	24/36	全国	2000	6
		101	520	<15	4800	15	28/35	全国	1999	7
底質(公共用水域・海水) $\mu\text{g}/\text{kg}$		55	94	<15	390	15	10/11	全国	2001	5
		31	50	<15	120	15	8/11	全国	2000	6
		58	130	<15	440	15	8/12	全国	1999	7

注：検出下限値の欄において、斜体で示されている値は、定量下限値として報告されている値を示す。

(3) 人に対する暴露の推定（一日暴露量の予測最大量）

一般環境大気、水（飲料水及び地下水）、食物及び土壌の実測値を用いて、人に対する暴露の推定を行った（表 2.3）。化学物質の人による一日暴露量の算出に際しては、人の1日の呼吸量、飲水量、食事量及び土壌摂取量をそれぞれ 15 m^3 、2 L、2,000 g 及び 0.15 g と仮定し、体重を 50 kg と仮定している。

表 2.3 各媒体中濃度と一日暴露量

	媒体	濃度	一日暴露量
平均	大気 一般環境大気 室内空気	0.0021 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満 (2001) データは得られなかった	0.00063 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満 データは得られなかった
	水質 飲料水	0.1 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (2000)	0.004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	地下水	0.1 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (2001)	0.004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	公共用水域・淡水	0.1 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (2001)	0.004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	食物	0.1 $\mu\text{g}/\text{g}$ 未満 (1997)	4 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	土壌	0.05 $\mu\text{g}/\text{g}$ 未満 (1998)	0.00015 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
最大値等	大気 一般環境大気 室内空気	0.0021 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満 (2001) データは得られなかった	0.00063 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満 データは得られなかった
	水質 飲料水	0.1 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (2000)	0.004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	地下水	0.3 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (2001)	0.012 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	公共用水域・淡水	5.9 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (2001) [0.81 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度] (1999年～2001年の最大値として 7.1 $\mu\text{g}/\text{L}$ が得られている (2000) ⁶⁾)	0.24 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度 [0.032 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度] (1999年～2001年の最大値とし て 0.28 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ が得られてい る(2000) ⁶⁾)
	食物	0.1 $\mu\text{g}/\text{g}$ 未満 (1997)	4 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満
	土壌	0.05 $\mu\text{g}/\text{g}$ 未満 (1998)	0.00015 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満

注：[]内の数値は、実測値の95パーセンタイル値を示す。

人の一日暴露量の集計結果を表 2.4 に示す。吸入暴露の一日暴露量の予測最大量は、0.00063 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満（濃度としては 0.0021 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満）であった。

経口暴露による一日暴露量の予測最大量は、飲料水を摂取すると仮定した場合は 4.0 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満であり、井戸水（地下水）を常時摂取すると仮定した場合は 0.012 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 以上 4.01 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満であった。なお、飲料水からの 1998 年から 2000 年の間での暴露量の変化は認められなかった。

総暴露量を一般環境大気、飲料水、食物及び土壌のデータから推定すると、一日暴露量の予測最大量は 4.0 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満であった。

表 2.4 人の一日暴露量

		平均	予測最大量
		暴露量(μg/kg/day)	暴露量(μg/kg/day)
大気	一般環境大気	0.00063	0.00063
	室内空気		
水質	飲料水	0.004	0.004
	地下水	0.0004	0.012
	公共用水域・淡水	(0.0004)	(0.24)
食物		4	4
土壌		0.00015	0.00015
経口暴露量合計 ^{注2}	ケース1	4.00415	4.00415
	ケース2	4.00055	0.012+4.00015
総暴露量 ^{注3}		4.00478	4.00478

注：1) アンダーラインは不検出データによる暴露量を示す。

2) 経口暴露量合計(ケース1)は、飲料水を摂取していると仮定して算出したもの。

経口暴露量合計(ケース2)は、地下水を摂取していると仮定して算出したもの。

3) 総暴露量は、経口暴露としてケース1を用いて算定したものである。

4) ()内の数字は経口暴露量合計の算出に用いていない。

(4) 水生生物に対する暴露の推定(水質に係る予測環境中濃度:PEC)

本物質の水生生物に対する暴露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.5 のように整理した。水質について安全側の評価値として予測環境中濃度(PEC)を設定すると、公共用水域の淡水域では 5.9 μg/L 程度、同海水域では 0.2 μg/L 程度となった。

表 2.5 水質中の濃度

媒体	平均	最大値等
	濃度	濃度
水質 公共用水域・淡水	0.1 μg/L 未満(2001)	5.9 μg/L 程度 [0.81 μg/L 程度] (2001) (1999年~2001年の最大値として 7.1 μg/L が得られている(2000) ⁶⁾)
公共用水域・海水	0.1 μg/L 未満(2001)	0.2 μg/L 程度(2001)

注：1) []内の数値は、実測値の95パーセンタイル値を示す。

2) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む。

3. 健康リスクの初期評価

健康リスクの初期評価として、ヒトに対する化学物質の影響（内分泌かく乱作用に関するものを除く）についてのリスク評価を行った。

(1) 一般毒性及び生殖・発生毒性

急性毒性¹⁾

表 3.1 急性毒性

動物種	経路	致死量、中毒量等	
ラット	経口	LD ₅₀	580 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀	1,231 mg/kg
ウサギ	経皮	LD ₅₀	2,140 µl/kg

本物質は眼や皮膚への強い刺激性があり、高濃度暴露では眼や呼吸器系に軽微な痛みを生じさせる。飲み込んだ場合には弱い毒性がみられる²⁾。

中・長期毒性

ア) Sprague-Dawley ラットに 0、25、100、400 mg/kg/day を 28 日間混餌投与した結果、400 mg/kg/day 群で体重増加の有意な抑制を認めた。また、400 mg/kg/day 群の雄で尿素及びコレステロールの増加、グルコースの減少、肝臓及び睾丸の相対重量の増加に有意差を認め、尿細管上皮細胞に硝子滴の蓄積、門脈周辺の肝細胞に軽微な空胞化もみられた。この結果から、NOAEL は 100 mg/kg/day であった³⁾。

イ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 48 匹を 1 群とし、0、4、15、60、250 mg/kg/day を 28 日間強制経口投与した結果、60 mg/kg 以上群の雄で肝臓の相対重量の増加を認めた。また、250 mg/kg 群の雌雄で流涎、体重増加の抑制、肝臓重量の増加、小葉中心性の肝細胞肥大、尿細管の変性、膀胱移行上皮の過形成、雄で腎臓の絶対及び相対重量の増加、雌で腎臓の散在性白色点、腫大、近位尿細管上皮細胞の壊死、間質の炎症細胞浸潤、尿円柱、腎盂粘膜の過形成及び腎盂拡張などがみられた。この結果から、NOEL は 15 mg/kg/day であった⁴⁾。

ウ) Sprague-Dawley ラットに 0、15、50、150 mg/kg/day (4-ノニルフェノール (4-NP)) を 90 日間混餌投与した結果、140 mg/kg/day 群の雌雄で体重増加の有意な抑制を認めた。また、140 mg/kg/day 群の雄で用量に依存した腎臓の絶対及び相対重量の有意な増加を認め、尿細管上皮細胞で硝子滴の減少もみられた。この結果から、NOAEL は 50 mg/kg/day であった⁵⁾。

エ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 30 匹を 1 群とし、0、15、50、160 mg/kg/day (4-NP) を三世代 (F₀: 15 週間、F₁・F₂: 20 週間、F₃: 8 週間) にわたって混餌投与した結果、15 mg/kg/day 以上の群の全世代の雄及び F₃ 雌、160 mg/kg/day 群の F₁ 雌、F₂ 雌で尿細管の変性または肥大を認めた。また、50 mg/kg/day 群の F₁ 雌、F₂ 雄及び F₃ 雌で体重増加の抑制、50 mg/kg/day 以上の群の F₀ 雄及び F₂ 雄で腎臓の相対重量の増加、160 mg/kg/day 群の全世代で体重増加の抑制及び F₁ 雌雄で腎臓の相対重量の増加がみられた。この結果から、LOAEL は 15 mg/kg/day であった⁶⁾。

オ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 25 匹を 1 群とし、0、2、10、50 mg/kg/day を二世代にわたって強制経口投与した結果、F₀ 世代では、50 mg/kg/day 群の雄で腎臓の相対及び絶対重量の

増加、肝・甲状腺・脳下垂体・肺の相対重量の増加、胸腺の相対重量の減少、肝・腎臓の組織学的変化を認めた。F₁世代では、50mg/kg/day 群の雌で肝臓の組織学的変化、雄で肝・腎臓の相対重量の増加及び組織学的変化を認めた。この結果から、NOAEL は 10 mg/kg/day であった⁷⁾。

生殖・発生毒性

Sprague-Dawley ラット雌雄各 30 匹を 1 群とし、0、15、50、160 mg/kg/day (4-NP) を三世代にわたって混餌投与した結果、50 mg/kg/day 以上の群の全世代の雌で膈開口の早期化、F₁ 雌で子宮の相対重量の増加、F₂ 雌で卵巣重量の減少、F₂ 雄で副睪丸の精子濃度の減少を認めた。また、160 mg/kg/day 群の F₁ 雌及び F₂ 雌で発情周期の延長、全世代の雌で卵巣重量の減少、F₂ 雄で睪丸の精子細胞数の減少がみられた。しかし、生殖能力や仔への影響は認めなかった。この結果から、NOAEL は 15 mg/kg/day であった⁶⁾。

Sprague-Dawley ラット雌雄各 25 匹を 1 群とし、0、2、10、50 mg/kg/day を二世代にわたって強制経口投与した結果、F₀ 世代では、50mg/kg/day 群の雌で卵巣の絶対及び相対重量の減少を認めた。F₁ 世代では、50mg/kg/day 群の雌で膈開口日の早期化、着床数、生存胎仔数、卵巣の絶対及び相対重量の減少、雄で精子濃度の増加を認めた。しかし、精子の形状や卵巣組織、生殖能力、行動には影響を認めなかった。この結果から、生殖能力に関する NOAEL は 50mg/kg/day かそれ以上、次世代への影響に関する NOAEL は 10 mg/kg/day であった⁷⁾。

Sprague-Dawley ラットに 0、100、250、400 mg/kg/day (4-NP) を 10 週間混餌投与した結果、100 mg/kg/day 以上の群の雄で精細管直径の減少、250 mg/kg/day 以上の群の雄で副睪丸の絶対及び相対重量の減少、400 mg/kg/day 群の雄で睪丸の絶対及び相対重量の減少、精子数の減少を認めた。この結果から、LOAEL は 100 mg/kg/day であった⁸⁾。

ヒトへの影響

ポリオキシエチレンオクチルフェニルエーテル及びポリオキシエチレンノニルフェニルエーテルを約 10% 含有する界面活性剤を使用していた 2 人の作業員で、両手、前腕部に痒疹を生じた後に両手、前腕部、足背部、腹部、腰部の皮膚に白斑が生じた事例が報告されており、この原因物質として、アルキルフェノール類による皮膚の脱色について報告例があることから、使用した界面活性剤に残留していたか、分解で生じた本物質あるいはオクチルフェノールが考えられている⁹⁾。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

発がん性に関する情報は得られなかった。

本物質の変異原性試験については、代謝活性化の有無にかかわらず陰性^{10,11)}と報告されている。

発がんリスク評価の必要性

IARC において評価は行われておらず、現時点において評価はできない。

(3) 無毒性量 (NOAEL) 等の設定

経口暴露については、ラットの中・長期毒性試験から得られた NOAEL 10 mg/kg/day (肝・腎臓の組織学的変化など) が信頼性のある最小値であることから、同値を採用し、試験期間が 30 週間程度と短いことから 10 で除した 1.0 mg/kg/day を無毒性量等として設定する。

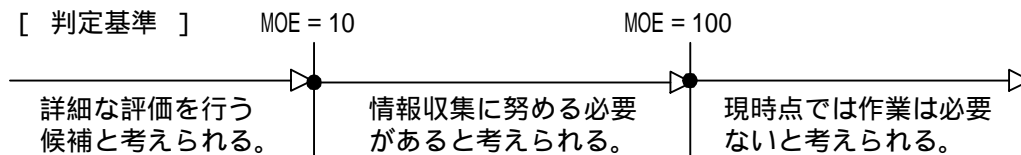
吸入暴露については、データが得られなかった。

(4) 健康リスクの初期評価結果

表 3.2 健康リスクの初期評価結果

暴露経路		暴露量		無毒性量等		MOE
		平均値	予測最大量			
経口	飲料水	4.0 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満	4.0 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満	1.0 mg/kg/day	ラット	25 超
	地下水	4.0 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満	0.012 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 以上 4.0 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満			25 超 ~ 8,300
吸入	環境大気	0.0021 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満	0.0021 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満	-	-	-
	室内空気	-	-	-	-	-

注：飲料水、地下水とは、経口暴露量のうち、水からの暴露量を求める際に用いた媒体を示す。



経口暴露については、飲料水を摂取すると仮定した場合、暴露量は平均値、予測最大量ともに 4.0 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 1.0 mg/kg/day と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 25 を超えるため、飲料水を摂取すると仮定した場合の経口暴露による健康リスクについては判定ができない。

一方、井戸水 (地下水) を常時摂取すると仮定した場合、暴露量は平均値で 4.0 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満、予測最大量で 0.012 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 以上 4.0 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 1.0 mg/kg/day と予測最大量から求めた MOE は 25 超 8,300 以下となるため、地下水を摂取すると仮定した場合の経口暴露による健康リスクについても判定ができない。

4. 生態リスクの初期評価

生態リスクの初期評価として、水生生物に対する化学物質の影響についてのリスク評価を行った。

(1) 生態毒性の概要

本物質の水生生物に対する影響濃度に関する知見の収集を行い、その信頼性を確認したもののについて生物群、毒性分類別に整理すると表 4.1 のとおりとなる。

表 4.1 生態毒性の概要

生物種	急性	慢性	毒性値 [μg/L]	生物名	エンドポイント/影響内容	暴露期間 [日]	信頼性			Ref. No.
							a	b	c	
藻類			460	<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC BMS	3				環境省
			694	<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC GRO	4				20506
			1,013	<i>Selenastrum capricornutum</i>	MATC GRO	4				20506
			1,480	<i>Selenastrum capricornutum</i>	LOEC GRO	4				20506
			3,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀ BMS	3				環境省
甲殻類			20.7	<i>Hyalella azteca</i>	LC ₅₀ MOR	4				20506
			20.7	<i>Hyalella azteca</i>	EC ₅₀ IMM	4				20506
			24	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21				7132
			39	<i>Daphnia magna</i>	NOEC GRO	21				7132
			59	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2				環境省
			71	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21				7132
			77	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21				20506
			85	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ MOR	2				20506
			89	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21				環境省
			100	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21				20506
			113	<i>Daphnia magna</i>	MATC REP	21				20506
			116	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21				20506
			130	<i>Daphnia magna</i>	NOEC MOR	21				7132
			156	<i>Daphnia magna</i>	MATC REP	21				20506
			158	<i>Daphnia magna</i>	MATC REP	21				20506
			165	<i>Daphnia magna</i>	LOEC REP	21				20506
			190	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2				7132
		215	<i>Daphnia magna</i>	LOEC REP	21				20506	
		245	<i>Daphnia magna</i>	LOEC REP	21				20506	
魚類			<0.2	<i>Xiphophorus helleri</i>	LOEC GRO	60				59960
			>1.93	<i>Oryzias latipes</i>	NOEC MOR	56				20085
			>1.93	<i>Oryzias latipes</i>	NOEC GRO	56				20085
			6	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC GRO	91				20506
			8	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	MATC GRO	91				20506
			10	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LOEC GRO	91				20506
			109	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EC ₅₀ BEH	4				20506
			205.98	<i>Xiphophorus helleri</i>	LC ₅₀ MOR	4				59960
			221	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ MOR	4				20506
その他			268	<i>Lumbriculus variegatus</i>	EC ₅₀ BEH	4				20506
			342	<i>Lumbriculus variegatus</i>	LC ₅₀ MOR	4				20506
			901	<i>Lemna minor</i>	NOEC POP	4				20506
			1,369	<i>Lemna minor</i>	MATC POP	4				20506
			2,080	<i>Lemna minor</i>	LOEC POP	4				20506
			3,000	<i>Mytilus edulis</i>	LC ₅₀ MOR	4				912

太字の毒性値は、PNEC 算出の際に参照した知見として本文で言及したものの、下線を付した毒性値は PNEC 算出の根拠として採用されたものを示す。

信頼性) a : 毒性値は信頼できる値である、b : ある程度信頼できる値である、
c : 毒性値の信頼性は低いあるいは不明

エンドポイント)EC₅₀(Median Effective Concentration): 半数影響濃度、LC₅₀(Median Lethal Concentration): 半数致死濃度、LOEC (Lowest Observed Effect Concentration): 最小影響濃度、MATC (Maximum Acceptable Toxicant Concentration): 最高許容濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration): 無影響濃度、

影響内容) BEH (Behavior): 行動変化、BMS (Biomass): 生物現存量、GRO (Growth): 生長(植物)成長(動物)、IMM (Immobilization): 遊泳阻害、MOR (Mortality): 死亡、POP (Population): 個体群の変化、REP (Reproduction): 繁殖、再生産

(2) 予測無影響濃度 (PNEC) の設定

急性毒性値及び慢性毒性値のそれぞれについて、信頼できる知見のうち生物群ごとに値の最も低いものを整理し、そのうち最も低い値に対して情報量に応じたアセスメント係数を適用することにより、予測無影響濃度 (PNEC) を求めた。

急性毒性値については、藻類では *Selenastrum capricornutum* に対する生長阻害の 72 時間半数影響濃度 (EC₅₀) が 3,000 µg/L、甲殻類では *Hyalella azteca* に対する 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) 及び 96 時間半数影響濃度 (EC₅₀) が 20.7 µg/L、魚類では *Oncorhynchus mykiss* に対する 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 211 µg/L、その他の生物ではミミズ類 *Lumbriculus variegatus* に対する 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 342 µg/L であった。急性毒性値について 3 生物群 (藻類、甲殻類、魚類) とその他の生物の信頼できる知見が得られたため、アセスメント係数として 100 を用いることとし、上記の毒性値のうちその他の生物を除いた最も低い値 (甲殻類の 20.7 µg/L) にこれを適用することにより、急性毒性値による PNEC として 0.21 µg/L が得られた。

慢性毒性値については、藻類では *Selenastrum capricornutum* に対する生長阻害の 72 時間無影響濃度 (NOEC) が 460 µg/L、甲殻類では *Daphnia magna* に対する繁殖阻害の 21 日間無影響濃度 (NOEC) が 24 µg/L、魚類では *Oncorhynchus mykiss* に対する成長阻害の 91 日間無影響濃度 (NOEC) が 6 µg/L であった。慢性毒性値について 3 生物群 (藻類、甲殻類及び魚類) の信頼できる知見が得られたため、アセスメント係数として 10 を用いることとし、上記の毒性値のうち最も低い値 (魚類の 6 µg/L) にこれを適用することにより、慢性毒性値による PNEC として 0.6 µg/L が得られた。

本物質の PNEC としては、甲殻類の急性毒性値をアセスメント係数 100 で除した 0.21 µg/L を採用する。

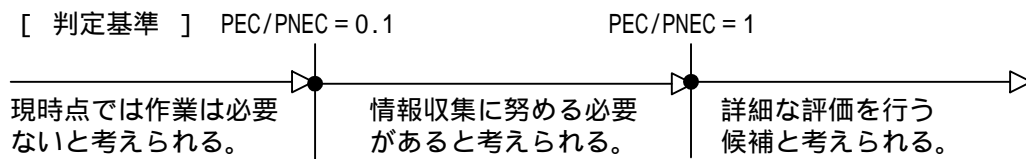
なお、ノニルフェノールについてはメダカに対する内分泌攪乱作用が確認されており、精巣卵を引き起こした濃度により設定された NOEC 値は 6.08 µg/L であった (環境省(2001)⁴⁾)。このような精巣卵の発生の取扱いについては、平成 13 年 8 月の内分泌攪乱化学物質問題検討会により了承されたこの報告書において、安全側の仮定として暫定的にエンドポイントとすることが提案されているが、精巣卵と繁殖阻害等との関連については、同検討会において引き続き検討が続けられているほか、平成 14 年 9 月にオランダで開催された OECD のワークショップにおいても同様の検討が行われており、国際的にも検討が続けられている段階であるため、その取扱いについては同検討会における今後の検討及び国際的な動向を踏まえて判断する必要がある。

(3) 生態リスクの初期評価結果

表 4.2 生態リスクの初期評価結果

媒体		平均濃度	最大値[95パーセントイル値] 濃度 (PEC)	PNEC	PEC/ PNEC 比
水質	公共用水域・淡水域	0.1μg/L 未満(2001)	5.9μg/L 程度 [0.81μg/L 程度] (2001) (1999年～2001年の最大 値として7.1μg/L が得ら れている(2000))	0.21 μg/L	28 (34)
	公共用水域・海水域	0.1μg/L 未満(2001)	0.2μg/L 程度(2001)		0.95

注: 1) 環境中濃度での [] 内の数値は、実測値の95パーセントイル値を示す。
 2) 環境中濃度での () 内の数値は測点年を示す。
 3) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む。
 4) PEC/PNEC 比 () 内の数値は 1999年～2001年の最大値との比を示す。



本物質の公共用水域における濃度は、平均濃度でみると淡水域・海水域ともに 0.1μg/L 未満で検出下限値未満であった。安全側の評価値として設定された予測環境中濃度(PEC)は、淡水域で 5.9μg/L 程度、海水域は 0.2μg/L 程度であった。また、淡水域における 1999年～2001年の最大値は 7.1μg/L である。

予測環境中濃度(PEC)と予測無影響濃度(PNEC)の比は、淡水域においては 28(1999年～2001年の検出最大値から求めた比では 34)と高く、詳細な評価を行う候補と考えられる。海水域ではこの比は 0.95 であり、情報収集に努める必要があると考えられるが、1に近い値であるため状況によってはリスクが高くなる可能性も考えられる。

5 . 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. 5th Ed. Vol. A1 (1985): Deerfield Beach, FL. VCH Publishers.
- 2) The Merck Index, 13th Ed. (2001): Merck & Co., Inc.
- 3) Hawley's Condensed Chemical Dictionary. 13th Ed. (1997): New York, NY. John Wiley & Sons, Inc.
- 4) Physical and Thermodynamic Properties of Pure Chemicals Data Compilation. (1989): Washington, DC. Taylor & Francis, Inc.
- 5) IPCS (1989): International Chemical Safety Cards.
- 6) 財団法人化学物質評価研究機構 (2002): 既存化学物質安全性(ハザード)評価シート
- 7) Lipnick, R. L., Bickings, C. K., Johnson, D. E., and Eastmond, D. A. (1986): Comparison of quantitative structure activity relationship predictions with fish toxicity screening data for 110 phenols. ASTM Spec. Publ. 891: 153-176.
- 8) Ahel, M., Giger, W. and M Koch. (1994): Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment – I. Occurrence and transformation in sewage treatment. Water Res. 28: 1131-1142.
- 9) Meylan, W. M. and P. H. Howard (1993): Computer estimation of the atmospheric gas-phase reaction rate of organic compounds with hydroxyl radicals and ozone. Chemosphere 26: 2293-2299.
- 10) 財団法人化学物質評価研究機構 (2002): 安全性点検 DATA
- 11) Franke, C., Studinger, G., Berger, G., Behling, S., Bruckmann, U., Chors-Fresenborg, D. and U. Joehncke (1994): The assessment of bioaccumulation: Chemosphere 29: 1501-1514.
- 12) Ekelund, R., Bergman, A., Granmo, A. and M Berggren (1990) : Bioaccumulation of 4-nonylphenol in marine animals - A reevaluation. Environ. Pollut. 64, 107-120.
- 13) Ahel, M., McEvoy, J. and W. Giger (1993): Bioaccumulation of the lipophilic metabolites of nonionic surfactants in freshwater organisms. Environ. Pollut. 79: 243-248.
- 14) 14102 の化学商品 (2002) , 13901 の化学商品 (2001) , 13700 の化学商品 (2000) , 13599 の化学商品 (1999) , 13398 の化学商品 (1999) , 化学工業日報社

(2) 暴露評価

- 1) (財)日本環境衛生センター(2002): 平成13年度化学物質の暴露評価に関する調査報告書(環境省請負業務)
- 2) 環境省環境管理局大気環境課(2002): 平成13年度内分泌攪乱化学物質における環境実態調査結果(大気)について
- 3) (財)日本食品分析センター(1998): 平成9年度個別化学物質の暴露量に関する調査報告書(環境庁請負業務)
- 4) 厚生省: 水道水源における有害化学物質監視情報ネットワーク
- 5) 環境省環境管理局水環境部水環境管理課(2002): 平成13年度水環境中の内分泌攪乱化学物質(いわゆる環境ホルモン)実態調査結果
- 6) 環境省環境管理局水環境部水環境管理課(2001): 平成12年度水環境中の内分泌攪乱化学物質(いわゆる環境ホルモン)実態調査結果
- 7) 環境庁水質保全局水質管理課(2000): 平成11年度水環境中の内分泌攪乱化学物質(いわゆる環境ホルモン)実態調査結果
- 8) 環境庁土壌農薬課(1999): 環境ホルモン戦略 SPEED'98 関連の農薬等の環境残留実態調査

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) US National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH) RTECS Database.
- 2) Hazardous Substances Data Bank (HSDB); U.S. Coast Guard, Department of Transportation. CHRIS - Hazardous Chemical Data. Volume II. Washington, D.C.: U.S. Government Printing Office, 1984-5.
- 3) Huls, A.G. (1989): Nonylphenol:28 day oral(dietary)sub-acute toxicity study in the rat. Hazleton UK report no. 5917-671/1.
- 4) 厚生省(1996): 生活衛生局企画課生活化学安全対策室監修, 化学物質点検推進連絡協議会編, 化学物質毒性試験報告 4: 749 - 772.
- 5) Cunny, H.C., B.A. Mayes, K.A. Rosica, J.A. Trutter, and J.P. Van Miller (1997): Subchronic toxicity (90-day) study with para-nonylphenol in rats. Regulatory Toxicology and Pharmacology 26: 172-178.
- 6) NTP (1997): Final Report on the reproductive toxicity of nonylphenol (CAS #84852-15-3) administered by gavage to Sprague-Dawley rats. R.O.W.Sciences 8989-30.
- 7) Nagao, T., K. Wada, H. Marumo, S. Yoshimura, and H. Ono (2001): Reproductive effects of nonylphenol in rats after gavage administration: A two-generation study. Reproductive Toxicology 15.
- 8) de Jager, C., M.S. Bornman, and G. der Horst (1999): 1. The effect of p-nonylphenol, an environmental toxicant with oestrogenic properties, on fertility potential in adult male rats. Andrologia 31(2): 99-106.
- 9) Ikeda, M., H. Ohtsuji, and S. Miyahara (1970): Two cases of leucoderma, presumably due to nonyl or octylphenol in synthetic detergents. Ind. Health 8: 192-196.
- 10) Huls, A.G. (1984): Mutagenitätsuntersuchung von nonylphenol mit hilfe des Salmonella typhimurium/Mikrosomen-Mutagenitäts-Test nach Ames. Huls report no.84/19, project X 41.
- 11) Shimizu, H., Y. Suzuki, N. Takemura, S. Goto, and H. Matsushita (1985): The results of microbial mutation test for forty-three industrial chemicals. Jpn. J. Ind. Health 27: 400-419.

(4) 生態リスクの初期評価

- 1) データベース : U.S. EPA 「AQUIRE」
- 2) 引用文献 (Ref. No. : データベースでの引用文献番号)
 - 912:Granmo, A., R. Ekelund, K. Magnusson, and M. Berggren(1989):Lethal and Sublethal Toxicity of 4-Nonylphenol to the Common Mussel (*Mytilus edulis* L.).Environ.Pollut. 59(2):115-127.
 - 7132:Comber, M.H.I., T.D. Williams, and K.M. Stewart(1993):The Effects of Nonylphenol on *Daphnia magna*.Water Res. 27(2):273-276.
 - 20085 : Nimrod, A.C., and W.H. Benson (1998): Reproduction and Development of Japanese Medaka Following an Early Life Stage Exposure to Xenoestrogens. Aquat.Toxicol. 44(1/2):141-156.
 - 20506:Brooke, L.T.(1993):Acute and Chronic Toxicity of Nonylphenol to Ten Species of Aquatic Organisms.Contract No.68-C1-0034, U.S. EPA, Duluth, M N:36.
 - 59960 : 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. (2001): Effects of Nonylphenol, Biphenol A, and Their Mixture on the Viviparous Swordtail Fish (*Xiphophorus helleri*). Environ.Toxicol.Chem. 20(4):787-795.
- 3) 環境省(2001):平成 12 年度生態影響試験実施事業報告
- 4) 環境省(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(平成 13 年 8 月 3 日)