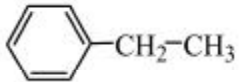


[6] エチルベンゼン

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： エチルベンゼン (別の呼称：フェニルエタン、エチルベンゾール)	
CAS 番号：100-41-4	
分子式：C ₈ H ₁₀	
分子量：106.2	
構造式：	

(2) 物理化学的性状

本物質は、無色の液体である¹⁾。

融点	-95.01 ²⁾
沸点	136.25 ²⁾
比重	0.866 (25 ²⁾) ²⁾
蒸気圧	0.93 kPa (7 mmHg) (20 ³⁾) ³⁾ 1.60 kPa (12 mmHg) (30 ³⁾) ³⁾
換算係数	1ppm=4.34 mg/m ³ at 25 ³⁾ , 気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	3.15 (実測値) ⁴⁾
加水分解性	加水分解を受けやすい化学結合なし ⁵⁾
解離定数	解離基なし ⁵⁾
水溶性	140 mg/L (15 ⁶⁾) ⁶⁾ 、152 mg/L (20 ⁶⁾) ⁶⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

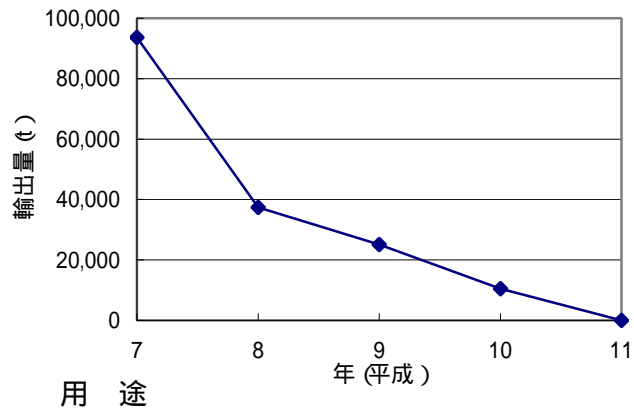
本物質の生分解性は良い。分解性及び濃縮性は次のとおりである。

<p>分解性</p> <p>好氣的：良分解⁷⁾</p> <p>嫌氣的：嫌気リアクターでは、110 日後でも分解されないとの報告がある。一方、嫌氣的帯水層環境条件では 120 週間後の残存率は 1 %以下となったことより、エチルベンゼンは本質的には完全に嫌気分解されると考えられている^{8,9)}。</p> <p>非生物的：</p> <p>(OH ラジカルとの反応性)：対流圏大気中での半減期は夏季で 5.5 時間、冬季で 24 時間であり、反応生成物として、エチルフェノール、ベンズアルデヒド、アセトフェノン、m-、p-エチルニトロベンゼンが報告されている⁸⁾。</p> <p>(水中での光分解)：アセトフェノン等の増感剤の存在下で光分解され、1-フェニルエタノール、1-フェニルエタノン、ベンズアルデヒド等となるとの報告がある⁸⁾。</p> <p>BOD から算出した分解度：</p> <p>81 ~ 126 % (試験期間：2 週間、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L)⁷⁾</p> <p>生物濃縮係数 (BCF)：魚類(キンギョ)；79、貝類(ハマグリ)；4⁸⁾より作成</p>

(4) 製造輸入量及び用途

生産量・輸入量等

本物質の平成 11 年における生産量の記載はないが、輸入量は 20.06 t、輸出量は 2.72 t であり¹⁾、推定される国内流通量は 17.34 t である。なお、OECD に報告している生産量は 10,000 t 以上である。国内流通量の目安として輸出量の推移¹⁰⁾を下図に示した。なお、平成 7 年～10 年についても、生産量の記載はない¹⁰⁾。

エチルベンゼン輸出量の推移¹⁰⁾

本物質の主な用途は、スチレン単量体の中間原料、有機合成、溶剤、希釈剤である¹⁾。

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が、多数のデータが得られ、その一部に排出源周辺等のデータも含まれると考えられる場合には、95パーセンタイル値による評価を行っている。

(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 2,400km²、人口約 800 万人のモデル地域を設定して予測を行った^{1),2)}。

表 2.1 本物質の各媒体間の分布予測結果

		分布量(%)
大	気	99.7
水	質	0.04
土	壤	0.2
底	質	0.01

(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 本物質の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	μg/m ³	2	3	0.12	6.9		15/15	全国	1999	3
室内空気	μg/m ³	23		0.1	502		201/205	全国	1998	4
地下水	μg/L	< 0.1	< 0.1	< 0.1		0.1	1/50	福岡	1995	5
公共用水域・淡水	μg/L	< 0.03	< 0.03			0.03	0/16	全国	1986	6
公共用水域・海水	μg/L	< 0.03	0.10	< 0.03	1.1	0.03	4/30	全国	1986	6
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	< 0.0005	0.00070	< 0.0005	0.0070	0.0005	1/15	全国	1986	6
底質(公共用水域・海水)	μg/g	< 0.0005	0.0011	< 0.0005	0.015	0.0005	4/26	全国	1986	6

注：1) 米国の飲料水の過去のデータとして、0.036 μg/L 程度の報告がある(1984)⁷⁾。

2) 廃棄物処分場浸出水で最大値 2300 μg/L(EHC)、スウェーデンの自動洗車機排水で平均値 30 μg/L、最大値 300 μg/L の報告がある(1990)⁷⁾。

(3) 人に対する暴露の推定（一日暴露量の予測最大量）

空気（一般環境大気及び室内空気）及び地下水の実測値を用いて、人に対する暴露の推定を行った。ここで地下水のデータを用いたのは、飲料水の分析値が得られなかったためである（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、飲水量及び食事をそれぞれ 15m³、2L 及び 2,000g と仮定し、体重を 50kg と仮定している。なお、食物の分析値が得られなかったが、食物中への当物質の移行量のモデルによる推測結果からは、食物経由の暴露量が小さく無視できると判断された¹⁾。

表 2.3 本物質の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	2.0 µg/m ³ 程度 (1999)	0.60 µg/kg/day 程度
	室内空気	23 µg/m ³ 程度 (1998)	6.9 µg/kg/day 程度
	水質		
	飲料水	データはない	データはない
	地下水	概ね 0.1 µg/L 未満 (1995)	概ね 0.004 µg/kg/day 未満
	公共用水域・淡水	0.03 µg/L 未満程度 (1986)	0.0012 µg/kg/day 未満程度
食物	モデル計算により、食物への移行はないと判断される	モデル計算により、食物への移行はないと判断される	
土壌	データはない	データはない	
最大値等	大気		
	一般環境大気	6.9 µg/m ³ 程度 (1999)	2.0 µg/kg/day 程度
	室内空気	502 µg/m ³ 程度 (1998) [70 µg/m ³ 程度]	150 µg/kg/day 程度 [21 µg/kg/day 程度]
	水質		
	飲料水	データはない	データはない
	地下水	概ね 0.1 µg/L (1995)	概ね 0.004 µg/kg/day
	公共用水域・淡水	0.03 µg/L 未満程度 (1986)	0.0012 µg/kg/day 未満程度
食物	モデル計算により、食物への移行はないと判断される	モデル計算により、食物への移行はないと判断される	
土壌	データはない	データはない	

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。吸入暴露による一日暴露量の予測最大量は 21 µg/kg/day（濃度としては 70 µg/m³）であったが、これは室内空気の濃度に終日暴露されるという前提の値であり、代わりに一般環境大気の数値を用いると 2.0 µg/kg/day（濃度としては 6.9

$\mu\text{g}/\text{m}^3$)であった。経口暴露による一日暴露量の予測最大量は地下水経由の $0.004 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であった。全暴露経路からの一日暴露量の予測最大量は、室内空気の濃度に終日暴露されるという前提で $21.0 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であり、一般環境大気の色を用いると $2.0 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であった。

表 2.4 人の一日暴露量

		平均	予測最大量
		暴露量($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)	暴露量($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)
大気	一般環境大気	0.6	2.0
	室内空気	6.9	[21]
水質	飲料水		
	地下水	<u>0.004</u>	0.004
	公共用水域・淡水	(0.0012)	(0.0012)
食物			
土壌			
経口暴露量合計		<u>0.004</u>	0.004
総暴露量(ケース1)		6.904	21.004
総暴露量(ケース2)		0.604	2.004

注：1) [] 内の数値は、実測値の95パーセンタイル値より算出した値。

2) () 内の数字は総暴露量の算出に用いていない。

3) 総暴露量(ケース1)は、大気暴露において一般環境大気及び室内空気のうち化学物質の濃度が高いもの(ここでは室内空気)に終日暴露されていると仮定して算出したもの。総暴露量(ケース2)は、一般環境大気に終日暴露されていると仮定して算出したもの。

4) アンダーラインは不検出データによる暴露量を示す。また、総暴露量の項のアンダーラインは、不検出データによる暴露量が優位を示した総暴露量を示す。

(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 $0.03 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度、同海水域では $1.1 \mu\text{g}/\text{L}$ 程度となった。

表 2.5 水質中の本物質の濃度

媒体	平均	最大値等
	濃度	濃度
水質		
公共用水域・淡水	$0.03 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度(1986)	$0.03 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度(1986)
公共用水域・海水	$0.03 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度(1986)	$1.1 \mu\text{g}/\text{L}$ 程度(1986)

注：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
ヒト	経皮	TDL ₀ : 1,000 ppm (4,340 mg/m ³)
ラット	経口	LD ₅₀ : 3,500 mg/kg
ラット	吸入	LCL ₀ : 4,000 ppm (17,360 mg/m ³) (4 時間)
モルモット	吸入	LCL ₀ : 10,000 ppm (43,400 mg/m ³)

注：() 内の時間は暴露時間を示す。

液状の本物質は皮膚に反復接触すると局所を刺激し、発赤・脱脂などを起こす。動物の急性高濃度暴露による主な症状は麻酔作用によるもので、運動失調や意識喪失を起こし、死亡する。ヒトでは 1,000ppm で数秒内に眼の刺激を感じ、5,000ppm では眼、鼻、咽頭の刺激が強く、耐えがたいという。

中・長期毒性

ア) Wistar ラット雌 10 匹を 1 群とし、0、13.6、136、408、680 mg/kg/day を 182 日間（5 日/週）胃管により強制経口投与した結果、408 mg/kg/day 以上の群で肝細胞と腎尿細管上皮細胞に混濁腫脹を認めた²⁾。この結果から、136 mg/kg/day が NOEL となり、これを暴露状況で補正すると 97 mg/kg/day となる。

イ) F344/N ラット及び B6C3F₁ マウス雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、430、1,075、2,150、3,225、4,300 mg/m³ を 13 週間（6 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、3,225 mg/m³ 以上の群でマウスの雌雄に用量に依存した肝臓重量の増加を認め、4,300 mg/m³ 群で雌マウスの腎臓重量の相対的増加を認めた。雄ラットでは 3,225 mg/m³ 以上の群で肝臓、腎臓の絶対重量と相対重量の増加を認め、雌ラットでは 2,150 mg/m³ 以上の群で肝臓、腎臓の絶対重量の増加を認めたが、相対重量の増加は観察されなかった。いずれのラット、マウスにも化学物質に関連した組織学的変化は認めなかった³⁾。

なお、EHC (1996) は 2,150 mg/m³ を NOEL として、これからガイドライン値を求めている。

生殖・発生毒性

CFY ラット雌 20 匹を 1 群とし、0、600、1,200、2,400 mg/m³ を妊娠 7 日～15 日目まで 9 日間（24 時間/日）吸入させた結果、2,400 mg/m³ 群の胎仔（胎生 21 日目）に骨格成長阻害、過剰肋骨等を認めた⁴⁾。

CELP マウス雌 20 匹を 1 群とし、0、500、1,000 mg/m³ を妊娠 6 日～15 日目に継続して吸入させた結果、500 mg/m³ 群では母マウスに毒性を認めなかったが、出生仔には泌尿器の奇形を認めた。また、同条件で雌ウサギ（ニュージーランド白）に吸入させた結果、1,000 mg/m³

群で流産による胎仔数の減少等を認めた⁴⁾。

雌ウサギ（ニュージーランド白）29～30匹を1群とし、0、100、1,000 ppm（換算値：0、434、4,342 mg/m³）を妊娠1日～24日目までの期間（6～7時間/日、7日/週間）吸入させた結果、母ウサギに毒性を認めず、胎仔にも有意な形態異常を認めなかったが、1,000 ppm 群では生存胎仔数の減少を認めた⁵⁾。

これらの結果から、100 ppm（434 mg/m³）をNOAELとする。これを暴露状況で補正すると27 ppm（120 mg/m³）となる。

ヒトへの影響

職業暴露に関しては多くの疫学調査が実施されているが、それらの対象が混合溶媒であったため、エチルベンゼンのみ由来する影響かどうかを、これらの調査から判断することはできない。

ヒトへの暴露経路として経皮や経口もあり得るが、吸入暴露が主で、体内に取り込まれたものは主にマンデル酸やフェニルグリオキシル酸に代謝され、生体内での蓄積性は低いと考えられている。

ヒトへの影響としては、中枢神経系に対する毒性、粘膜・眼の刺激症状が認められている。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

Sprague-Dawley ラット雌雄 40 匹を1群とし、500 mg/kg/day をオリーブ油に添加して104週（4～5日/週）強制経口投与した結果、雌雄に腎芽細胞腫の発生が認められ、発がん性を示唆する結果が得られている⁶⁾。しかし、用量設定が不十分なため無影響量等は算出できない。

発がんリスク評価の必要性

実験動物では発がん性が認められるものの、ヒトでの発がん性に関しては十分な証拠がないため、IARCの評価では2B（ヒトに対して発がん性が有るかもしれない）に分類されている。このため、発がん性に関する評価の実施について検討する必要がある。

(3) 無毒性量（NOAEL）等の設定

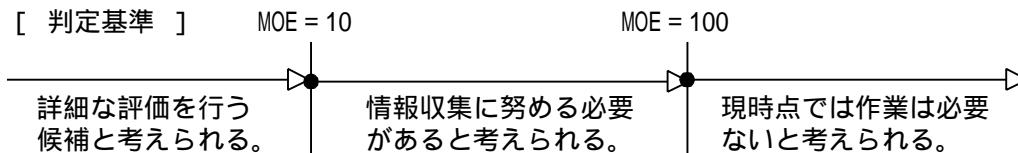
経口暴露については、ラット・マウスの中・長期毒性試験から得られたNOAEL 136 mg/kg/day（肝細胞と腎尿細管上皮細胞に混濁腫脹）が信頼性のある最小値であることから同値を採用し、これを暴露状況で補正した97 mg/kg/day を無毒性量等として設定する。

吸入暴露については、ウサギの生殖・発生毒性試験から得られたNOAEL 434 mg/m³（生存胎仔数の減少）が信頼性のある最小値であることから同値を採用し、これを暴露状況で補正した120 mg/m³ を無毒性量等として設定する。

(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	0.004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満	0.004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$	97 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$	ラット・マウス	2,400,000
吸入	室内空気	23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	120 mg/m^3	ウサギ	170
	環境大気	2.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$			6.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$



経口暴露については、暴露量は平均値、予測最大量ともに 0.004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 97 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 2,400,000 となるため、経口暴露による健康リスクについては現時点では作業は必要ないと考えられるが、本物質の経口暴露量については地下水経由のみ把握されていたことから、参考値としての扱いとする。

吸入暴露については、より濃度の高い室内空気中の濃度についてみると、平均値で 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 120 mg/m^3 と予測最大量から求めた MOE は 170 となるため、室内空気の吸入暴露による健康リスクについては現時点では作業は必要ないと考えられる。なお、本物質については既に室内濃度指針値が設定され、対策が進められているところである。

一方、一般環境大気中の濃度についてみると、平均値で 2.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で 6.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、無毒性量等 120 mg/m^3 と予測最大量から求めた MOE は 1,700 となるため、一般環境大気の吸入暴露による健康リスクについても現時点では作業は必要ないと考えられる。

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（内分泌攪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) 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			3,600	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀ PGR	4				4189
			7,700	<i>Skeletonema costatum</i>	EC ₅₀ PGR	4				4189
甲殻類			1,810	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	1				6984
			2,100	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2				11936
			2,600	<i>Mysidopsis bahia</i>	LC ₅₀ MOR	4				4189
			75,000	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	2				5184
魚類			3,300	<i>Menidia menidia</i>	NOEC MOR	4				4189
			3,728	<i>Morone saxatilis</i>	LC ₅₀ MOR	4				558
			5,100	<i>Menidia menidia</i>	LC ₅₀ MOR	4				4189
			32,000	<i>Lepomis macrochirus</i>	TLm MOR	2				728
			32,000	<i>Lepomis macrochirus</i>	TLm MOR	4				728
			42,330	<i>Pimephales promelas</i>	TLm MOR	2				728
			50,000	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	LC ₁₀₀ MOR	1				2279
			97,100	<i>Poecilia reticulata</i>	TLm MOR	4				728
			280,000	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC ₅₀ MOR	4				10366
その他	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

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、TLm(Median Tolerance Limit): 半数生存限界濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration): 無影響濃度

影響内容) IMM (Immobilization): 遊泳阻害、MOR (Mortality): 死亡、PGR (Population Growth): 個体群成長・増殖

(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 96 時間半数影響濃度 (EC₅₀) が 3,600 μg/L、甲殻類では *Mysidopsis bahia* の 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 2,600 μg/L、魚類では *Menidia menidia* に対する致死の 96 時間無影響濃度 (NOEC) が 3,300

μg/L であった。急性毒性値について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100を用いることとし、上記の毒性値のうち最も低い値（甲殻類の2,600 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26 μg/Lが得られた。

慢性毒性値については、信頼できるデータが得られなかった。

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26 μg/Lを採用する。

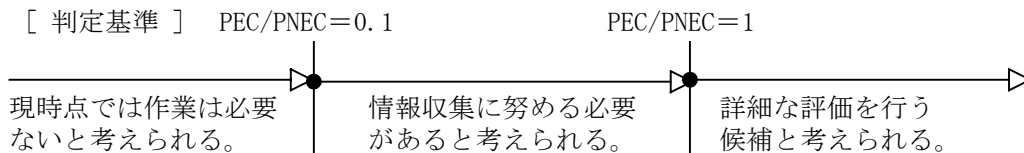
(3) 生態リスクの初期評価結果

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パーセンタイル値]濃度 (PEC)	PNEC	PEC/ PNEC比
水質	一般環境・淡水域	0.03 μg/L 未満程度 (1986)	0.03 μg/L 未満程度 (1986)	26 μg/L	<0.001
	一般環境・海水域	0.03 μg/L 未満程度 (1986)	1.1 μg/L 程度 (1986)		0.04
	発生源周辺	我が国におけるデータはない ¹⁾	我が国におけるデータはない ¹⁾		
底質	一般環境	概ね 0.0005 μg/g·dry 未満 (1986)	淡水域では 0.0070 μg/g·dry 程度 海水域では 0.015 μg/g·dry 程度		

注：一般環境・淡水域は、河川河口域を含む。

※ 1) 廃棄物処分場浸出水で最大値 2300 μg/L(EHC)、スウェーデンの自動洗濯機排水で平均値 30 μg/L、最大値 300 μg/Lの報告がある(1990)。



本物質の公共用水域における濃度は、平均濃度で見ると淡水域・海水域共に0.03 μg/L未満程度であり、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0.03 μg/L未満程度であり、海水域では1.1 μg/L程度であった。

予測環境中濃度(PEC)と予測無影響濃度(PNEC)の比は、淡水域では0.001未満、海水域では0.04となるため、現時点では作業は必要ないと考えられる。

5 . 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 化学工業日報社 (2001) 13901 の化学商品
- 2) The Merck Index, 12th. Ed. (1996) Merck & Co., Inc.
- 3) 環境庁環境化学物質研究会編 (1998) 環境化学物質要覧, 丸善
- 4) 分配係数計算用プログラム “C Log P”, アダムネット(株)
- 5) (財)化学品検査協会 (1997) 化学物質ハザード・データ集
- 6) Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 3rd Ed. (1996) Van Nostrand Reinhold Co.
- 7) (財)化学品検査協会 (1992) 化審法の既存化学物質安全性点検データ集
- 8) Hazardous Substances Data Bank (HSDB) (1998) U.S. National Library of Medicine
- 9) ASTDR (1990) Draft Toxicological Profile for Ethylbenzene
- 10) 化学工業日報社 (1997;1998;1999;2000;2001) 13197 の化学商品, 13398 の化学商品, 13599 の化学商品, 13700 の化学商品, 13901 の化学商品

(2) 暴露評価

- 1) (財)日本環境衛生センター 平成 10 年度化学物質の人に対する暴露評価に関する調査検討報告書 (環境庁請負業務)
- 2) (財)日本環境衛生センター 平成 12 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)
- 3) 環境省環境安全課 平成 12 年版化学物質と環境
- 4) 厚生省 居住環境中の揮発性有機化合物の全国実態調査について 平成 11 年 12 月 14 日
- 5) 野村義夫ほか 第 4 回環境化学討論会講演要旨集、344-345(1995)
- 6) 環境庁保健調査室 昭和 62 年版化学物質と環境
- 7) WHO:Environmental Health Criteria 196(1996)

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) 後藤 稔 編 (1994) 産業中毒便覧 (増補版), 医歯薬出版
- 2) Wolf, M. A. *et al.* (1956) Arch. Ind. Health, 14: 387-398.
- 3) National Toxicology Program (1992) TOX 10.
- 4) Ungvary, G. & Tatrai, E. (1985) Arch. Toxicol., 8 (suppl.) :425-430.
- 5) Andrew, F.D. *et al.* (1981) Battelle Pacific Northwest Laboratory, Richland, WA. PB 83- 208074, 108.
- 6) Maltoni, C. *et al.* (1985) Am. J. Ind. Med., 7: 415-446.

参考資料

- Environmental Health Criteria 186, Ethylbenzene, IPCS (1996) .
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 77 (2000) .
- IRIS (Integrated Risk Information System) , No.0051, Ethylbenzene, U.S. EPA (1997) .

- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, Ethylbenzene, ACGIH (1991) .

(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)

- 558 : Benville,P.E.Jr. and S.Korn (1977): The Acute Toxicity of Six Monocyclic Aromatic Crude Oil Components to Striped Bass (*Morone saxatilis*) and Bay Shrimp (*Crago franciscorum*). Calif. Fish Game 63(4): 204-209.
- 728 : Pickering,Q.H. and C.Henderson (1966): Acute Toxicity of Some Important Petrochemicals to Fish. J. Water Pollut. Control Fed. 38(9): 1419-1429.
- 2279 : Morrow,J.E., R.L.Gritz, and M.P.Kirton (1975): Effects of Some Components of Crude Oil on Young Coho Salmon. Copeia 2:326-331.
- 4189 : Masten,L.W., R.L.Boeri, and J.D.Walker (1994): Strategies Employed to Determine the Acute Aquatic Toxicity of Ethyl Benzene, a Highly Volatile, Poorly Water-Soluble Chemical. Ecotoxicol. Environ. Saf. 27(3): 335-348.
- 5184 : LeBlanc,G.A. (1980): Acute Toxicity of Priority Pollutants to Water Flea (*Daphnia magna*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24(5): 684-691.
- 6984 : Vigano,L. (1993): Reproductive Strategy of *Daphnia magna* and Toxicity of Organic Compounds. Water Res. 27(5): 903-909.
- 10366 : Heitmuller,P.T., T.A.Hollister, and P.R.Parrish (1981): Acute Toxicity of 54 Industrial Chemicals to Sheepshead Minnows (*Cyprinodon variegatus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 27(5): 596-604.
- 11936 : Bobra,A.M., W.Y.Shiu, and D.MacKay (1983): A Predictive Correlation for the Acute Toxicity of Hydrocarbons and Chlorinated Hydrocarbons to the Water Flea (*Daphnia magna*). Chemosphere 12(9-10): 1121-1129.