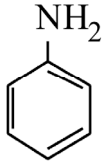


[3] アニリン

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： アニリン (別の呼称： ベンゼンアミン、アミノベンゼン、フェニルアミン) CAS 番号： 62-53-3 分子式： C ₆ H ₇ N 分子量： 93.13 構造式： 
--

(2) 物理化学的性状

本物質は無色または淡黄色の液体で特有の臭気があり、しだいに澄紅色になる。また空気中では赤褐色になる¹⁾。水溶性は高い。

融点	-6.2 °C ²⁾
沸点	184 °C ³⁾
比重	1.022 (20 °C) ⁴⁾
蒸気圧	40 Pa (0.3 mmHg) (20 °C) ⁵⁾
換算係数	1ppm=3.81 mg/m ³ at 25°C, 気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	0.90 (実測値) ⁶⁾
加水分解性	加水分解を受けやすい化学結合なし ⁷⁾
解離定数	pK _b =9.30 (20 °C) ^{8,9)}
水溶性	34,000 mg/L (20 °C) ⁵⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

本物質の蓄積性は低いと想定される。分解性及び濃縮性は次のとおりである。

分解性 好氣的：良分解 ¹⁰⁾ 。河川水及び海水により 1 日間で 40~60 % 分解されたとの報告がある(温度：30 °C) ¹¹⁾ 。土壌中のさまざまな細菌やカビ類により分解されることが報告されている ¹¹⁾ 。 嫌氣的：一次消化汚泥により 60 日間で分解されて生成されたメタンと二酸化炭素の合計量は、理論量の 6 % との報告がある(試料濃度：50 mgC/L、温度：35 °C) ¹²⁾ 。 非生物的： (OH ラジカルとの反応性)：対流圏大気中では、速度定数=117×10 ⁻¹² cm ³ /分子・sec (25 °C)で ¹⁰⁾ 、OH ラジカル濃度を 5.0×10 ⁵ ~1×10 ⁶ 分子/cm ³ とした時の半減期は 1.6~3.3 時間と計算される ⁷⁾ 。 (直接光分解)：濃度 1×10 ⁻⁵ mol/L の蒸留水溶液に太陽光(5 月)を照射した時の半減期は 1 週間で、フミン酸を添加した場合や蒸留水の代わりに河川水を用いた場合、
--

半減期は 4～8 時間に加速されるとの報告がある¹³⁾。大気中では、アニリンの直接光分解の速度定数は 0.32/日、半減期は 2.1 日との報告がある¹¹⁾。

BOD から算出した分解度：

85 % (分子中の窒素原子がアンモニアに変換されると仮定) (試験期間：2 週間、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L)¹⁰⁾

濃縮性：低濃縮⁶⁾

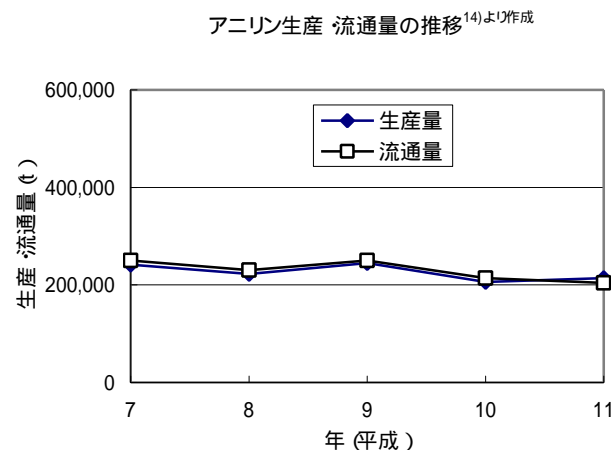
生物濃縮係数 (BCF)：

魚類 (ゼブラフィッシュ)；2.6、藻類 (セレナストラム)；91¹²⁾

(4) 製造輸入量及び用途

生産量・輸入量等

本物質の平成 11 年における生産量は 213,826 t、輸入量は 9,771.979 t であり¹⁾、推定される国内流通量は 223,598 t である。また、OECD に報告している生産量は、10,000 t 以上である。生産・流通量の推移¹⁴⁾より作成を下図に示した。



用途

本物質の主な用途は、染料、媒染料、ゴム薬品(硫化促進剤)、医薬品(肺炎、化膿疾患、解熱剤)、有機合成、殺菌剤、ペイント、ワニス等である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	97.9
水	質	2.0
土	壤	0.06
底	質	0.05

(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	< 0.015	< 0.015		0.015	0/14	全国	1997	3
食物	μg/L	< 0.01	< 0.01		0.01	0/45	全国	1999	4
公共用水域・淡水	μg/L	< 0.06	< 0.06		0.06	0/16	全国	1998	5
公共用水域・海水	μg/L	< 0.06	< 0.06	0.074	0.06	1/29	全国	1998	5
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	0.013	< 0.002	0.15	0.002	11/17	全国	1998	5
底質(公共用水域・海水)	μg/g	0.008	< 0.002	0.055	0.002	22/25	全国	1998	5

注: イギリスの下水処理場排水において最大値 122 μg/L(1991)⁶⁾、アメリカの化学工場の廃棄物処分場の地下水において最大値 550 μg/L の報告がある(1989)⁷⁾。

(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、公共用水域淡水及び食物の実測値を用いて、人に対する暴露の推定を行った。ここで公共用水域淡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、飲水量及び食事量をそれぞれ 15m³、2L 及び 2,000g と仮定し、体重を 50kg と仮定している。

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	0.015 µg/m ³ 未満程度(1997)	0.0045 µg/kg/day 未満程度
	室内空気	我が国におけるデータはない	データはない
	水質		
	飲料水	データはない	データはない
	地下水	データはない	データはない
	公共用水域・淡水	0.06 µg/L 未満程度	0.0024 µg/kg/day 未満程度
食物	0.01 µg/g 未満程度 (1999)	0.4 µg/kg/day 未満程度	
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	0.015 µg/m ³ 未満程度 (1997)	0.0045 µg/kg/day 未満程度
	室内空気	我が国におけるデータはない	データはない
	水質		
	飲料水	データはない	データはない
	地下水	データはない	データはない
	公共用水域・淡水	0.06 µg/L 未満程度	0.0024 µg/kg/day 未満程度
食物	0.01 µg/g 未満程度 (1999)	0.4 µg/kg/day 未満程度	
土壌	データはない	データはない	

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 0.0045 µg/kg/day 未満（濃度としては 0.015 µg/m³ 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 0.40 µg/kg/day 未満であり、うち食物経由が 0.40 µg/kg/day 未満でその大半を占めていると推定された。全暴露経路からの一日暴露量の予測最大量は 0.41 µg/kg/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	<u>0.0045</u>	<u>0.0045</u>
	室内空気		
水質	飲料水		
	地下水		
	公共用水域・淡水	<u>0.0024</u>	<u>0.0024</u>
食物		<u>0.4</u>	<u>0.4</u>
土壌			
経口暴露量合計		<u>0.4024</u>	<u>0.4024</u>
総暴露量		<u>0.4069</u>	<u>0.4069</u>

注：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 0.06 μg/L 未満程度、同海水域では 0.074 μg/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	0.06 μg/L 未満程度(1998)	0.06 μg/L 未満程度(1998)
公共用水域・海水	0.06 μg/L 未満程度(1998)	0.074 μg/L 程度(1998)

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	経口	LDLo : 350 mg/kg
ラット	経口	LD ₅₀ : 440 mg/kg
ラット	吸入	LCLo : 250 ppm (950 mg/m ³)(4 時間)
ラット	腹腔	LD ₅₀ : 420 mg/kg
マウス	吸入	LC ₅₀ : 175 mg/m ³ (7 時間)
マウス	皮下	LDLo : 480 mg/kg
ウサギ	腹腔	LDLo : 200 mg/kg
ウサギ	皮下	LDLo : 1,000 mg/kg
ウサギ	皮膚	LD ₅₀ : 820 mg/kg
モルモット	皮膚	LDLo : 1,750 mg/kg
モルモット	皮膚	LD ₅₀ : 1,290 mg/kg
イヌ	皮膚	LDLo : 1,540 mg/kg
ネコ	経口	LDLo : 1,750 mg/kg
ネコ	吸入	LCLo : 180 ppm (690 mg/m ³)(8 時間)
ネコ	皮下	LDLo : 1,540 mg/kg

注：（ ）内の時間は暴露時間を示す。

本物質の蒸気は皮膚からも吸収される。軽症の場合にはチアノーゼがみられ、重症になると脱力感、めまい、頭痛、吐き気、さらには意識不明に陥り、死に至る。ヒトでは 2.5 g の内服で生命が危険になる。

中・長期毒性

ア) ラット、マウス、モルモット、イヌに 19 mg/m³ (5 ppm) を 6 ヶ月にわたり反復暴露させた実験では、ラットの血中メトヘモグロビン濃度がわずかに上昇した以外に有意な変化を認めなかった²⁾。

イ) CrI:CD ラット雄 16 匹を 1 群とし、0、65、171、330 mg/m³ (0、17、45、87 ppm) を 2 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、171 mg/m³ 以上の群で用量に依存したメトヘモグロビンの上昇を認めたが、65 mg/m³ 群では有意な差を認めなかった。一方、65 mg/m³ 群では、脾臓に軽微なヘモジデリン沈着と細網内皮系細胞の肥大を認めた³⁾。ただし、本試験は暴露期間が 2 週間と短期間の試験であることに留意する必要がある。

生殖・発生毒性

F344 ラット雌 22 ~ 24 匹を 1 群とし、0、10、30、100 mg/kg/day のアニリン塩酸塩水溶液を妊娠 7 日 ~ 20 日目まで強制経口投与した結果、100 mg/kg/day 群では胎仔 (胎生 20 日目) の肝臓相対重量の有意な増加と赤血球の状態変化 (平均血球体積の増加と赤血球数の減少) を認めた⁴⁾。この結果から、30 mg/kg/day が NOAEL となる。なお、母ラットでは 10 mg/kg/day

でも脾臓相対重量の増加等の影響を認めた。

ヒトへの影響

ボランティアへの経口投与では、用量に対応して血液中のメトヘモグロビンが増加したとの報告がある。ACGIH (1991) は、皮膚からの吸収を防止する観点から暴露限界閾値 - 時間荷重平均 (TLV-TWA) として 2 ppm (7.6 mg/m³) を勧告している。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

F344 ラット及び B6C3F₁ マウス雌雄各 50 匹 (ラットの対照群のみ各 25 匹) を 1 群とし、ラットに 0、3,000、6,000 mg/kg、マウスに 0、6,000、12,000 mg/kg を食餌に添加して 103 週間投与した結果、ラットの雌雄では脾臓及び腹腔に用量に依存した肉腫・線維肉腫の増加を認め、さらに雄では血管肉腫の増加も認めた。しかし、マウスでは腫瘍発生の有意な増加を認めなかった⁵⁾。

IARC (1982, 1987) は実験動物の発がん性については、限られた証拠しか得られていないとしている。

Rehn らの報告以降、本物質を取り扱う労働者で多数の膀胱がんの発生例が報告されてきたが、これら初期の報告例のほとんどが他物質の同時使用や他物質の混入した本物質の使用等によるもので、他物質による影響の可能性があった。

その後、発がん性の評価のための調査がいくつか実施されたが、その多くは本物質の発がん性を支持するものではなかった。例えば、Case ら (1954) はイギリスの化学染料産業の労働者を対象にした疫学調査を実施し、本物質を膀胱腫瘍の原因と示唆する十分な証拠はなかったと報告している。

発がんリスク評価の必要性

実験動物では発がん性について限られた証拠しかなく、ヒトでの発がん性に関しても十分な証拠がないため、IARC の評価では 3 (ヒトに対する発がん性については分類できない) に分類されている。このため、現時点では発がん性に関する評価を行う必要はない。

(3) 無毒性量 (NOAEL) 等の設定

経口暴露及び吸入暴露について、信頼性のあるデータが得られなかった。

(4) 健康リスクの初期評価結果

無毒性量等を設定できなかったため、現時点ではリスクの判定はできない。

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（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、ある程度以上の信頼性が確認されたものについて生物群、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]	Ref. No.
藻類			160	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Toxicity Threshold	8	2463
			250	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀ GRO	14	2710
			500	<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC GRO	4	# 2
			1,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	LOEC GRO	4	11571
			3,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	LOEC GRO	4	11571
			7,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀ GRO	4	10798
			8,300	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Toxicity Threshold	7	5303
			11,100	<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC BMS	3	環境庁
			40,800	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀ BMS	3	環境庁
			# 1	<i>Agmenellum quadruplicatum</i>	増殖域の大きさ	3~7	7217
甲殻類			4	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21	847
			6.25	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21	環境庁
			10	<i>Daphnia magna</i>	NR REP	21	5375
			33.9	<i>Daphnia magna</i>	MATC REP	21	662
			*40	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	21	5375
			80	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	2	5375
			100	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	2	2017
			119	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	LC ₅₀ MOR	2	16043
			13~170	<i>Daphnia magna</i>	NR GRO	21	662
			316	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2	環境庁
			>100,000	<i>Gammarus fasciatus</i>	LC ₅₀ MOR	4	11951
			112,000	<i>Gammarus pulex</i>	LC ₅₀ MOR	2	15788
魚類			430	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC MOR,GRO	32~33	3910
			1,800	<i>Danio rerio</i>	NOEC GRO	28	3279
			5,000	<i>Ictalurus punctatus</i>	LC ₅₀ MOR	8.5(4.5+4)	563
			5,500	<i>Carassius auratus</i>	LC ₅₀ MOR	8(4+4)	563
			8,200	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ MOR	7	15588
			11,800	<i>Micropterus salmoides</i>	LC ₅₀ MOR	7.5(3.5+4)	563
			27,200	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	4	環境庁

		40,500	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ MOR	4	12665
		49,000	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ MOR	4	12665
		77,900	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ MOR	4	12665
		78,400	<i>Catostomus commersoni</i>	LC ₅₀ MOR	4	12665
		94,700	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ MOR	4	15031
		108,000	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	4	14908
		187,000	<i>Carassius auratus</i>	LC ₅₀ MOR	4	12665
その他		320	<i>Lumbriculus variegatus</i>	LC ₅₀ MOR	4	11951
		1,000	<i>Asellus intermdius</i>	LC ₅₀ MOR	4	11951
		1,000	<i>Xenopus laevis</i>	NR MOR	105	2617
		1,000	<i>Xenopus laevis</i>	発育期間	105	2617
		1,100	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	EC ₅₀ 頭部異常再生	2	12513
		1,100	<i>Dugesia japonica</i>	EC ₅₀ 頭部異常再生	7	12513
		2,300	<i>Dugesia japonica</i>	LC ₅₀ MOR	7	12513
		10,000	<i>Xenopus laevis</i>	催奇性	4	6819
		>10,000	<i>Paramecium caudatum</i>	NR MOR	1	2741
		31,600	<i>Dugesia tigrina</i>	LC ₅₀ MOR	4	11951
		58,000	<i>Culex pipiens</i>	LC ₅₀ MOR	2	10574
		64,000	<i>Nemoura cinerea</i>	LC ₅₀ MOR	2	15788
		68,000	<i>Asellus aquaticus</i>	LC ₅₀ MOR	2	15788
		75,000	<i>Aedes aegypti</i>	LC ₅₀ MOR	2	10574
		80,000	<i>Tetrahymena thermophila</i>	NOEC GRO	2	5314
		91,000	<i>Xenopus laevis</i>	EC ₅₀ Abnormal	5	6325
		94,000	<i>Culex pipiens</i>	LC ₅₀ MOR	2	10574
		95,000	<i>Xenopus laevis</i>	LC ₅₀ MOR	5	6325
		100,000	<i>Helisoma trivolvis</i>	LC ₅₀ MOR	4	11951
		100,000	<i>Xenopus laevis</i>	NR MOR	14	2617
		150,000	<i>Corixa punctata</i>	LC ₅₀ MOR	2	15788
		150,000	<i>Xenopus laevis</i>	LC ₅₀ MOR	4	6325
		154,270	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	EC ₅₀ GRO	3	7252
		155,000	<i>Dugesia cf. Lugbris</i>	LC ₅₀ MOR	2	15788
		155,000	<i>Aedes aegypti</i>	LC ₅₀ MOR	2	10574
		175,000	<i>Chironomus gr. Thummi</i>	LC ₅₀ MOR	2	15788
		190,000	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	EC ₅₀ GRO	1	11258
		200,000	<i>Tetrahymena thermophila</i>	NOEC 発光減少	2	5314
		>219,000	<i>Aplexa hypnorum</i>	LC ₅₀ MOR	2	12665
		>219,000	<i>Tanylarsus dissimilis</i>	LC ₅₀ MOR	2	12665
	220,000	<i>Cloeon dipteratum</i>	LC ₅₀ MOR	2	15788	
	235,000	<i>Hydra oligactis</i>	LC ₅₀ MOR	2	10574	
	235,000	<i>Ischnura elegans</i>	LC ₅₀ MOR	2	15788	

	272,100	<i>Tanypus neopunctipennis</i>	LC ₅₀ MOR	2	10876
	287,200	<i>Tanypus neopunctipennis</i>	LC ₅₀ MOR	2	10876
	340,000	<i>Tetrahymena thermophila</i>	NOEC 反応障害	2	5314
	360,000	<i>Xenopus laevis</i>	EC ₅₀ Abnormal	1	6325
	370,000	<i>Xenopus laevis</i>	EC ₅₀ Abnormal	4	6325
	399,900	<i>Chironomus tentans</i>	LC ₅₀ MOR	2	10876
	406,000	<i>Hydra oligactis</i>	LC ₅₀ MOR	2	10574
	406,000	<i>Hydra oligactis</i>	LC ₅₀ MOR	2	15788
	412,200	<i>Chironomus tentans</i>	LC ₅₀ MOR	2	10876
	427,900	<i>Einfeldia natchitocheae</i>	LC ₅₀ MOR	2	10876
	442,500	<i>Einfeldia natchitocheae</i>	LC ₅₀ MOR	2	10876
	450,000	Tubificidae(<i>Limnodrilus, Tubifex</i>)	LC ₅₀ MOR	2	15788
	460,000	<i>Xenopus laevis</i>	EC ₅₀ Abnormal	3	6325
	477,900	<i>Clinotanypus pinguis</i>	LC ₅₀ MOR	2	10876
	490,000	<i>Xenopus laevis</i>	LC ₅₀ MOR	3	6325
	500,000	<i>Bunodosoma cavernata</i>	体内アミノ酸	1	9840
	500,000	<i>Bunodosoma cavernata</i>	体内アミノ酸	7	9840
	500,000	<i>Xenopus laevis</i>	LC ₅₀ MOR	5	6325
	540,000	<i>Xenopus laevis</i>	LC ₅₀ MOR	3	6325
	550,000	<i>Xenopus laevis</i>	LC ₅₀ MOR	4	6325
	560,000	<i>Lymnaea stagnalis</i>	LC ₅₀ MOR	2	10574
	560,000	<i>Xenopus laevis</i>	LC ₅₀ MOR	2	9740
	560,000	<i>Xenopus laevis</i>	EC ₅₀ Abnormal	2	6325
	660,000	<i>Xenopus laevis</i>	LC ₅₀ MOR	2	6325
	760,000	<i>Erpobdella octoculata</i>	LC ₅₀ MOR	2	15788
	800,000	<i>Lymnaea stagnalis</i>	LC ₅₀ MOR	2	10574
	800,000	<i>Lymnaea stagnalis</i>	LC ₅₀ MOR	2	15788
	940,000	<i>Xenopus laevis</i>	LC ₅₀ MOR	4	6325
	1,150,000	<i>Xenopus laevis</i>	LC ₅₀ MOR	3	6325
	1,350,000	<i>Xenopus laevis</i>	LC ₅₀ MOR	2	6325
	1,400,000	<i>Xenopus laevis</i>	LC ₅₀ MOR	1	6325
	1,400,000	<i>Xenopus laevis</i>	LC ₅₀ MOR	2	6325
	1,620,000	<i>Xenopus laevis</i>	LC ₅₀ MOR	1	6325

*印) より信頼性できる値をPNEC算出に用いたため、不採用としたデータ。

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。

#1) 1mg/disk で8mmの領域で増殖が部分的に阻害された。10mg/disk以上の濃度で完全に(36mm)増殖が阻害された。

#2) Ref. No. 11571より当委員会内で算出した。

印) EC₅₀ (Median Effective Concentration): 半数影響濃度、LC₅₀ (Median Lethal Concentration): 半数致死濃度、MATC (Maximum Acceptable Toxicant Concentration): 最高許容濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration): 無影響濃度、NR (Not Reported): 記載無し、Toxicity Threshold: 増殖阻害初期濃度

影響内容) 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、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。なお、PNEC 算出には、より信頼できる毒性値を用いた。

急性毒性値については、藻類では *Microcystis aeruginosa* に対する増殖阻害の 8 日間 Toxicity Threshold (増殖阻害初期濃度) が 160 µg/L、甲殻類では *Daphnia magna* に対する 48 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 80 µg/L、魚類では *Ictalurus punctatus* に対する 8.5 日間半数致死濃度 (LC₅₀) が 5,000 µg/L、その他の生物では貧毛類の *Lumbriculus variegatus* に対する 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 320 µg/L であった。急性毒性値について 4 生物群 (藻類、甲殻類、魚類及びその他) 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 80 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 0.8 µg/L が得られた。

慢性毒性値については、藻類では *Selenastrum capricornatum* に対する生長阻害の 96 時間無影響濃度 (NOEC) が 500 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 4 µg/L、魚類では *Pimephales promelas* に対する成長阻害の 32~33 日間無影響濃度 (NOEC) が 430 µg/L、その他の生物ではカエル類の *Xenopus laevis* に対する発育期間の変化の 105 日間無影響濃度 (NOEC) が 1,000 µg/L であった。慢性毒性値について 4 生物群 (藻類、甲殻類、魚類及びその他) 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その他の生物を除いて最も低い値 (甲殻類の 4 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 0.4 µg/L が得られた。

本物質の PNEC としては、以上により求められた PNEC のうち低い値である、甲殻類の慢性毒性値をアセスメント係数 10 で除した 0.4 µg/L を採用する。

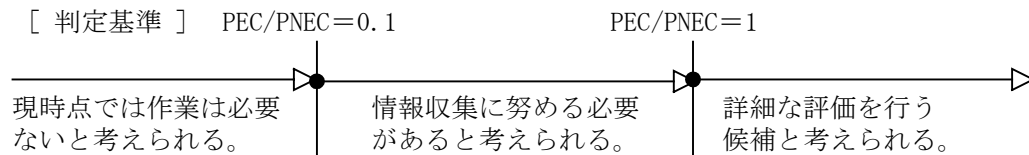
(3) 生態リスクの初期評価結果

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	0.06 µg 未満程度(1998)	0.06 µg/L 未満程度(1998)	0.4 µg/L	<0.15
	一般環境・海水域	0.06 µg 未満程度(1998)	0.074 µg 程度(1998)		0.19
	発生源周辺	我が国におけるデータはない	我が国におけるデータはない ¹⁾		
底質	一般環境	淡水域では 0.013 µg/g・dry 程度(1998)	淡水域では 0.15 µg/g・dry 程度(1998)		
		海水域では 0.008 µg/g・dry 程度(1998)	海水域では 0.055 µg/g・dry 程度(1998)		

注：一般環境・淡水域は、河川河口域を含む。

- 1) イギリスの下水処理場排水において最大値 122 µg/L(1991)、アメリカの化学工場の廃棄物処分場の地下水において最大値 550 µg/L の報告がある(1989)。



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、海水域とも $0.06 \mu\text{g/L}$ 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、淡水域では $0.06 \mu\text{g/L}$ 未満程度、海水域では $0.074 \mu\text{g/L}$ 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 0.15 未満となるため、現時点では生態リスクの判定はできない。海水域の PEC/PNEC 比は 0.19 となるため、情報収集に努める必要があると考えられる。

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) Richardson, M.L. *et al.* (1992-1995) The Dictionary of Substances and their Effects, Royal Society of Chemistry
- 3) 化学辞典 (1994) 東京化学同人
- 4) 日本化学会編 (1996) 化学防災指針集成, 丸善
- 5) IPCS (1989) International Chemical Safety Cards (1989)
- 6) 分配係数計算用プログラム “C Log P”, アダムネット(株)
- 7) (財)化学品検査協会 (1999) 化学物質ハザード・データ集
- 8) 有機合成化学協会編 (1985) 有機化学物辞典, 講談社
- 9) The Merck Index, 12th. Ed. (1996) Merck & Co., Inc.
- 10) (財)化学品検査協会 (1992) 既存化学物質点検データ集
- 11) Hazardous Substances Data Bank (HSDB) (1998) U.S. National Library of Medicine
- 12) EU (1995) IUCLID (International Uniform Chemical Information Data Base) Data Sheet
- 13) Zepp, R.G. *et al.*(1981) Chemosphere, 10, 109-117
- 14) 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 11 年度化学物質の暴露評価に関する調査報告書(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) 環境庁環境安全課 平成 10 年版化学物質と環境
- 4) (財)日本食品分析センター 平成 11 年度食事からの化学物質暴露量に関する調査報告書
- 5) 環境庁環境安全課 平成 11 年版化学物質と環境
- 6) Cousins I.T.,Watts C.D.:Field Measurement and Modeling the Fate of Anilines and Lindane in a UK Lowland River,Environ.Technol.,16(6),515-526(1995)
- 7) Health Assessment for Nepera Chemical Co:Orange County Maybrock ,New York,Region2., CERCLIS No.NYD000511451(1989)

(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) Oberst, F. W. *et al.* (1956) Arch. Ind. Health 13:379-384.
- 3) E. I. Du Pont de Nemours and Company, Inc. 1982. OTS No. 878220240. Fiche No.0215025.
- 4) Price, C. J. *et al.* (1985) Toxicol. Appl. Pharmacol., 77 : 465-478.
- 5) National Toxicology Program (1978) Technical Report 130

参考資料

- ・ IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 4 (1974), Volume 27 (1982), Supplement 7 (1987)

- IRIS (Integrated Risk Information System) , No.0350, Aniline, U.S. EPA (1997) .
- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, Aniline and Homologues, 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)
- 563: Birge, W.J., J.A. Black, and D.M. Bruser (1979): Toxicity of Organic Chemicals to Embryo-Larval Stages of Fish. Ecol. Res. Ser. EPA-560/11-79-007, Office of Toxic Substances, U.S. Environ. Prot. Agency, Washington, D.C.: 60 P.
- 662: Gersich, F.M. and D.P. Milazzo (1988): Chronic Toxicity of Aniline and 2,4-Dichlorophenol to *Daphnia magna* Straus. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 40(1): 1-7.
- 847: Kuhn, R., M. Pattard, K. Pernak, and A. Winter (1989): Results of the Harmful Effects of Water Pollutants to *Daphnia magna* in the 21 Day Reproduction Test. Water Res. 23(4): 501-510.
- 2017: Canton, J.H. and D.M.M. Adema (1978): Reproducibility of Short-Term and Reproduction Toxicity Experiments with *Daphnia magna* and Comparison of the Sensitivity of *Daphnia magna* with *Daphnia pulex* and *Daphnia cucullata* in Short-time Experiments. Hydrobiologia 59(2): 135-140 (Used Reference 2018).
- 2463: Bringmann, G. and R. Kuhn (1978): Limiting Values for the Noxious Effects of Water Pollutant Material to Blue Algae (*Microcystis aeruginosa*) and Green Algae (*Scenedesmus quadricauda*) in Tests Measuring. Vom Wasser 50:45-60 (GER) (ENG ABS); TR-80-0201, English.
- 2617: Dumpert, K. (1987): Embryotoxic Effects of Environmental Chemicals: Tests with the South African Clawed Toad (*Xenopus laevis*). Ecotoxicol. Environ. Saf. 13(3): 324-338.
- 2710: Gaur, J.P. (1988): Toxicity of Some Oil Constituents to *Selenastrum capricornutum*. Acta Hydrochim. Hydrobiol. 16(6): 617-620.
- 2741: Pawlaczyk-Szpilowa, M., M. Moskal, and J. Weretelnik (1972): Przydatnosc Testow Biologicznych D Okreslenia Toksycznosci Niektorych Zwiaskow Chemicznych W Wodach. (The Usefulness of Biological Tests for Determining the Toxicity of Some Chemical Compounds in Waters.) Acta. Hydrobiol. 14(2): 115-127.
- 3279: Van Leeuwen, C.J., D.M.M. Adema, and J. Hermens (1990): Quantitative Structure-Activity Relationships for Fish Early Life Stage Toxicity. Aquat. Toxicol. 16(4): 321-334.
- 3910: Marchini, S., M.L. Tosato, T.J. Norberg-King, D.E. Hammermeister, and M.D. Hoglund (1992): Lethal and Sublethal Toxicity of Benzene Derivatives to the Fathead Minnow, Using a Short-Term Test. Environ. Toxicol. Chem. 11(2): 187-195.
- 5303: Bringmann, G. and R. Kuhn (1980): Comparison of the Toxicity Thresholds of Water Pollutants to Bacteria, Algae, and Protozoa in the Cell Multiplication Inhibition Test. Water Res. 14(3): 231-241.
- 5314: Pauli, W. and S. Berger (1992): Chemosensory and Electrophysiological Responses in Toxicity Assessment: Investigations with a Ciliated Protozoan. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 49(6): 892-899.
- 5375: Maas-Diepeveen, J.L. and C.J. Van Leeuwen (1986): Aquatic Toxicity of Aromatic Nitro Compounds and Anilines to Several Freshwater Species Laboratory for Ecotoxicology. Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment, Report No. 86-42: 10 p.
- 6325: Davis, K.R., T.W. Schultz, and J.N. Dumont (1981): Toxic and Teratogenic Effects of Selected Aromatic Amines on Embryos of the Amphibian *Xenopus laevis*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 10(3): 371-391.
- 6819: Dumont, J.N., T.W. Schultz, and R.D. Jones (1979): Toxicity and Teratogenicity of Aromatic Amines to *Xenopus laevis*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 22(1-2): 159-166.
- 7217: Winters, K., J. Batterton, and C. Van Baalen (1978): Anilines: Selective Toxicity to Blue-Green Algae. Science 199(4333): 1068-1070.
- 7252: Schultz, T.W. and T.C. Allison (1979): Toxicity and Toxic Interaction of Aniline and Pyridine. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 23(6): 814-819.
- 9740: Slooff, W. and R. Baerselman (1980): Comparison of the Usefulness of the Mexican Axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and the Clawed Toad (*Xenopus laevis*) in Toxicological Bioassays.

- Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24(3): 439-443.
- 9840:Kasschau,M.R., M.M.Skaggs, and E.C.M.Chen (1980): Accumulation of Glutamate in Sea Anemones Exposed to Heavy Metals and Organic Amines. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25(6): 873-878.
- 10574:Slooff,W., J.H.Canton, and J.L.M.Hermens (1983): Comparison of the Susceptibility of 22 Freshwater Species to 15 Chemical Compounds. I.(Sub)Acute Toxicity Tests. Aquat. Toxicol. 4(2): 113-128.
- 10798:Adams,N., K.H.Goulding, and A.J.Dobbs (1985): Toxicity of Eight Water-Soluble Organic Chemicals to *Selenastrum capricornutum*: A Study of Methods for Calculating Toxic Values Using Different. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 14(3): 333-345.
- 10876:Franco,P.J., K.L.Daniels, R.M.Cushman, and G.A.Kazlow (1984): Acute Toxicity of a Synthetic Oil, Aniline and Phenol to Laboratory and Natural Populations of Chironomid (Diptera) Larvae. Environ. Pollut. Ser. A Ecol. Biol. 34(4): 321-331.
- 11258:Yoshioka,Y., Y.Ose, and T.Sato (1985): Testing for the Toxicity of Chemicals with *Tetrahymena pyriformis*. Sci. Total Environ. 43(1-2): 149-157.
- 11571:Adams,N., K.H.Goulding, and A.J.Dobbs (1986): Effect of Acetone on the Toxicity of Four Chemicals to *Selenastrum capricornutum*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 36(2): 254-259.
- 11951:Ewell,W.S., J.W.Gorsuch, R.O.Kringle, K.A.Robillard, and R.C.Spiegel (1986): Simultaneous Evaluation of the Acute Effects of Chemicals on Seven Aquatic Species. Environ. Toxicol. Chem. 5(9): 831-840.
- 12513:Yoshioka,Y., Y.Ose, and T.Sato (1986): Correlation of the Five Test Methods to Assess Chemical Toxicity and Relation to Physical Properties. Ecotoxicol. Environ. Saf. 12(1): 15-21.
- 12665:Holcombe,G.W., G.L.Phipps, A.H.Sulaiman, and A.D.Hoffman (1987): Simultaneous Multiple Species Testing: Acute Toxicity of 13 Chemicals to 12 Diverse Freshwater Amphibian, Fish, and Invertebrate Families. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16:697-710
- 14908:Holcombe,G.W., D.A.Benoit, D.E.Hammermeister, E.N.Leonard, and R.D.Johnson (1995): Acute and Long-Term Effects of Nine Chemicals on the Japanese Medaka (*Oryzias latipes*) . Arch. Environ. Contam. Toxicol. 28(3): 287-297.
- 15031:Broderius,S.J., M.D.Kahl, and M.D.Hoglund (1995): Use of Joint Toxic Response to Define the Primary Mode of Toxic Action for Diverse Industrial Organic Chemicals. Environ. Toxicol. Chem. 14(9): 1591-1605.
- 15588:Abram,F.S.H. and I.R.Sims (1982): The Toxicity of Aniline to Rainbow Trout. Water Res. 16(8): 1309-1312.
- 15788:Slooff,W. (1983): Benthic Macroinvertebrates and Water Quality Assessment: Some Toxicological Considerations. Aquat. Toxicol. 4:73-82.
- 16043:Norberg-King,T.J. (1987): Toxicity Data on Diazinon, Aniline, 2,4-Dimethylphenol. U.S. EPA, Duluth, MN:11 p. (Memo to C.Stephan, U.S. EPA, Duluth, MN; D.Call and L.Brooke, Center for Lake Superior Environmental Studies, Superior, WI).
- 3) 環境庁 (1997) : 平成 8 年度 生態影響試験実施事業報告