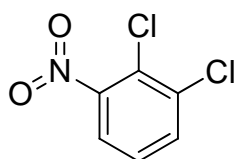


[3] 1,2-ジクロロ-3-ニトロベンゼン

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： 1,2-ジクロロ-3-ニトロベンゼン
 (別の呼称： 2,3-ジクロロニトロベンゼン、 2,3-ジクロロ-1-ニトロベンゼン)
 CAS 番号： 3209-22-1
 化審法官報公示整理番号： 3-455 (ジクロロニトロベンゼン)
 化管法政令番号：
 RTECS 番号： CZ5240000
 分子式： $C_6H_3Cl_2NO_2$
 分子量： 192.00
 換算係数： $1 \text{ ppm} = 7.85 \text{ mg/m}^3$ (気体、 25)
 構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質は、針状晶である¹⁾。

融点	60.7 ²⁾ 、61.5 ⁴⁾
沸点	257.5 ^{2), 4)}
密度	1.721 g/cm ³ (14) ²⁾
蒸気圧	0.2 mmHg (=30 Pa) ⁵⁾
分配係数(1-オクタノール/水) (log Kow)	3.05 ^{3), 4)}
解離定数(pKa)	
水溶性(水溶解度)	62.4 mg/L (20) ⁴⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

本物質の分解性及び濃縮性は次のとおりである。

生物分解性
好氣的分解
分解率：BOD(NO ₂) 4% (平均値)、HPLC 5% (平均値)
(試験期間：4週間、被験物質濃度：100 mg/L、活性汚泥濃度：30 mg/L) ⁶⁾
化学分解性
OH ラジカルとの反応性 (大気中)
反応速度定数： $0.05 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ (AOPWIN ⁷⁾ により計算)
半減期：0.29 ~ 2.9 年 (OH ラジカル濃度を $3 \times 10^6 \sim 3 \times 10^5 \text{ 分子/cm}^3$ ⁸⁾ と仮定して計算)

加水分解性

半減期： >1 年（25℃、pH:4.0、7.0、9.0）⁵⁾

生物濃縮性（蓄積性がない又は低いと判断される化学物質）⁹⁾

生物濃縮係数 (BCF)：

43 ~ 75（試験生物：コイ、試験期間：6 週間、試験濃度：0.1 mg/L）¹⁰⁾

45 ~ 83（試験生物：コイ、試験期間：6 週間、試験濃度：0.01 mg/L）¹⁰⁾

土壌吸着性

土壌吸着定数 (Koc)：610（KOCWIN¹¹⁾により計算）

(4) 製造輸入量及び用途**生産量・輸入量等**

ジクロロニトロベンゼンの化審法に基づき公表された一般化学物質としての製造・輸入数量（製造数量は出荷量を意味し、同一事業者内での自家消費分を含まない値）は、平成 22 年度は 1,000 t 未満¹²⁾、平成 23 年度は届出事業者が 2 社以下のため公表されていない¹³⁾。

1990 ~ 1993 年における我が国の生産量は 12 ~ 14 t/年、輸入量は 30 ~ 270 t/年である⁵⁾。

用途

本物質は、中間体として用いられている⁵⁾。

ドイツでは、本物質は製造されていないが、1,2-ジクロロ-4-ニトロベンゼン（CAS No. 99-54-7）合成の副産物として存在するとの報告がある⁵⁾。

(5) 環境施策上の位置付け

本物質は旧化学物質審査規制法（平成 15 年改正法）において第二種監視化学物質（通し番号:414）に指定されていた。また、本物質は、平成 21 年 10 月 1 日に施行された化学物質排出把握管理促進法対象物質見直しにより、第一種指定化学物質から除外された。

2. 曝露評価

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化学物質の環境からの曝露を中心に評価することとし、データの信頼性を確認した上で安全側に立った評価の観点から原則として最大濃度により評価を行っている。

(1) 環境中への排出量

本物質は、化管法の対象物質見直し前においては第一種指定化学物質であった。同法に基づき公表された平成 21 年度の届出排出量¹⁾、届出外排出量対象業種・非対象業種・家庭・移動体²⁾から集計した排出量等を表 2.1 に示す。なお、届出外排出量対象業種・非対象業種・家庭・移動体の推計はなされていなかった。

表 2.1 化管法に基づく排出量及び移動量 (PRTR データ) の集計結果 (平成 21 年度)

	届出						届出外 (国による推計)				総排出量 (kg/年)		
	排出量 (kg/年)			移動量 (kg/年)			排出量 (kg/年)				届出 排出量	届出外 排出量	合計
	大気	公共用水域	土壌	埋立	下水道	廃棄物移動	対象業種	非対象業種	家庭	移動体			
全排出・移動量	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0

業種等別排出量(割合)	総排出量の構成比(%)			
	届出	届出外		
届出事業所無し	-	-		

本物質の平成 21 年度における環境中への総排出量は、0t であった。

(2) 媒体別分配割合の予測

化管法に基づく排出量及び下水道への移動量が得られなかったため、Mackay-Type Level III Fugacity Model³⁾により媒体別分配割合の予測を行った。予測結果を表 2.2 に示す。

表 2.2 Level III Fugacity Model による媒体別分配割合 (%)

排出媒体	大気	水域	土壌	大気/水域/土壌
排出速度 (kg/時間)	1,000	1,000	1,000	1,000 (各々)
大気	89.9	15.5	2.6	6.1
水域	3.2	79.5	0.6	8.5
土壌	6.8	1.2	96.8	85
底質	0.2	3.8	0.0	0.4

注：数値は環境中で各媒体別に最終的に分配される割合を質量比として示したもの

(3) 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。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 2.3 に示す。

表 2.3 各媒体中の存在状況

媒体	幾何 平均値 ^{a)}	算術 平均値	最小値	最大値 ^{a)}	検出 下限値	検出率	調査地域	測定年度	文献	
一般環境大気	μg/m ³									
室内空気	μg/m ³									
食物	μg/g									
飲料水	μg/L									
地下水	μg/L									
土壌	μg/g									
公共用水域・淡水	μg/L	≤0.012	<0.012	<0.012	≤0.012	0.012	0/1	茨城県	2005	4)
公共用水域・海水	μg/L	≤0.012	<0.012	<0.012	≤0.012	0.012	0/4	愛知県、 岡山県、 福岡県	2005	4)
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	0.004	0/1	和歌山県	2005	4)
底質(公共用水域・海水)	μg/g	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	0.004	0/4	全国	2005	4)
魚類(公共用水域・淡水)	μg/g									
魚類(公共用水域・海水)	μg/g									

注：a) 最大値または幾何平均値の欄の**太字**で示した数字は、曝露の推定に用いた値を示す

(4) 人に対する曝露量の推定（一日曝露量の予測最大量）

公共用水域・淡水の実測値を用いて、人に対する曝露の推定を行った（表 2.4）。化学物質の人による一日曝露量の算出に際しては、人の一日の呼吸量、飲水量及び食事量をそれぞれ 15 m³、2 L 及び 2,000 g と仮定し、体重を 50 kg と仮定している。

表 2.4 各媒体中の濃度と一日曝露量

	媒体	濃度	一日曝露量
平	大気 一般環境大気	データは得られなかった	データは得られなかった
	室内空気	データは得られなかった	データは得られなかった
均	水質 飲料水	データは得られなかった	データは得られなかった
	地下水	データは得られなかった	データは得られなかった
	公共用水域・淡水	0.012 μg/L 未満の報告がある (2005)	0.00048 μg/kg/day 未満の報告がある

	媒 体	濃 度	一 日 曝 露 量
	食 物 土 壤	データは得られなかった データは得られなかった	データは得られなかった データは得られなかった
最 大 値	大 気 一般環境大気 室内空気	データは得られなかった データは得られなかった	データは得られなかった データは得られなかった
	水 質 飲料水 地下水	データは得られなかった データは得られなかった	データは得られなかった データは得られなかった
	公共用水域・淡水	0.012 µg/L 未満の報告がある (2005)	0.00048 µg/kg/day 未満の報告がある
	食 物 土 壤	データは得られなかった データは得られなかった	データは得られなかった データは得られなかった

人の一日曝露量の集計結果を表 2.5 に示す。

吸入曝露の予測最大曝露濃度を設定できるデータは得られなかった。

経口曝露の予測最大曝露量は、公共用水域・淡水のデータから算定した 0.00048 µg/kg/day 未満の報告があった。

生物濃縮性は高くないため、本物質の環境媒体から食物経由の曝露量は少ないと考えられる。

表 2.5 人の一日曝露量

媒 体		平均曝露量 (µg/kg/day)	予測最大曝露量 (µg/kg/day)
大 気	一般環境大気		
	室内空気		
水 質	飲料水		
	地下水		
	公共用水域・淡水	<u>0.00048</u>	<u>0.00048</u>
食 物			
土 壤			
経口曝露量合計		<u>0.00048</u>	<u>0.00048</u>
総曝露量		<u>0.00048</u>	<u>0.00048</u>

注：1) アンダーラインを付した値は、曝露量が「検出下限値未満」とされたものであることを示す

(5) 水生生物に対する曝露の推定 (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曝露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.6 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 0.012 µg/L 未満の報告があり、同海水域では概ね 0.012 µg/L 未満となった。

表 2.6 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	0.012 $\mu\text{g/L}$ 未満の報告がある (2005)	0.012 $\mu\text{g/L}$ 未満の報告がある (2005)
海 水	概ね 0.012 $\mu\text{g/L}$ 未満 (2005)	概ね 0.012 $\mu\text{g/L}$ 未満 (2005)

注：1) ()内の数値は測定年度を示す
2) 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についてのリスク評価を行った。

(1) 体内動態、代謝

ウサギに本物質 100 mg/kg を単回強制経口投与した結果、72 時間で投与量の 5% (1.5% が未変化の本物質、3.5% がジクロロアニリン) が糞中に排泄された。尿中には 72 時間で投与量の 84% が排泄され、その内訳はグルクロン酸抱合体が 47%、硫酸抱合体が 17%、ジクロロアニリンが 20% (遊離体 15%、結合型 5%) であった。尿中へのメルカプツール酸の排泄はないものと考えられ、主要な代謝経路は還元及び水酸化であった¹⁾。

(2) 一般毒性及び生殖・発生毒性

急性毒性

表 3.1 急性毒性²⁾

動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀	381 mg/kg (雄)
ラット	経口	LD ₅₀	512 mg/kg (雌)

急性毒性試験に用いたラットでは、自発運動の低下、眼瞼下垂、よろめき歩行、全身筋肉の弛緩、皮膚の蒼白化が雌雄に、呼吸の深大化が雄に、いずれも用量に依存してみられ、これらの症状が重度化し、呼吸が微弱となって投与後 1~2 日に死亡した。生存ラットは投与後 6 時間から 3 日の間に回復した²⁾。

中・長期毒性

ア) 用量設定のため、Sprague-Dawley ラット雌雄各 4 匹を 1 群とし、0、5、10、25、50、100 mg/kg/day を 14 日間強制経口投与した予備試験では、10 mg/kg/day 以上の群の雌雄で肝臓重量の増加、100 mg/kg/day 群で血清総タンパク及び総コレステロールの増加を認めた³⁾。この結果から、NOAEL を 5 mg/kg/day とする。

イ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、1、5、25、100 mg/kg/day を交尾前 14 日から、雄は 44 日間、雌は分娩後哺育 3 日 (39~44 日間) まで強制経口投与した結果、100 mg/kg/day 群の雄で体重増加の有意な抑制を認めた。雄の 100 mg/kg/day 群ではヘモグロビン濃度及びヘマトクリット値の有意な減少と網赤血球数の有意な増加から溶血性貧血が示唆され、血清では 25 mg/kg/day 以上の群で総タンパク、アルブミン、総コレステロール、ナトリウムの有意な増加、100 mg/kg/day 群で尿素窒素の有意な減少がみられた。雄の肝臓、腎臓、精巣の相対重量は 25 mg/kg/day 以上の群で有意に増加し、肝臓及び腎臓の絶対重量は 100 mg/kg/day 群で有意に増加した。雌でも肝臓の絶対及び相対重量は 25 mg/kg/day 以上の群、腎臓の絶対及び相対重量は 100 mg/kg/day 群で有意に増加した。雄の 25 mg/kg/day 以上の群で小葉中心性の肝細胞腫大、近位尿細管上皮の硝子滴、脾臓のヘモジデリン沈着、100 mg/kg/day 群で尿細管の萎縮及び変性の発生率に有意な増加を認め、雌でも 25

mg/kg/day 以上の群で小葉中心性の肝細胞腫大、100 mg/kg/day 群で尿細管上皮の空胞化、脾臓のヘモジデリン沈着の発生率に有意な増加を認めた³⁾。この結果から、NOAEL を 5mg/kg/day とする。

生殖・発生毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、1、5、25、100 mg/kg/day を交尾前 14 日から、雄は 44 日間、雌は分娩後哺育 3 日 (39~44 日間) 強制経口投与した結果、各群とも、交配、受胎、妊娠及び分娩は順調で、各パラメータに有意差はなかった。また、仔についても、発生毒性を示唆する変化は認められなかった³⁾。この結果から、親及び仔で NOAEL を 100 mg/kg/day 以上とする。

ヒトへの影響

ヒトへの影響について、知見は得られなかった。

(3) 発がん性

主要な機関による発がんの可能性の分類

国際的に主要な機関での評価に基づく本物質の発がんの可能性の分類については、表 3.2 に示すとおりである。

表 3.2 主要な機関による発がんの可能性の分類

機 関 (年)		分 類
WHO	IARC	-
EU	EU	-
USA	EPA	-
	ACGIH	-
	NTP	-
日本	日本産業衛生学会	-
ドイツ	DFG	-

発がん性の知見

遺伝子傷害性に関する知見

in vitro 試験系では、代謝活性化系 (S9) 添加の有無にかかわらずネズミチフス菌で遺伝子突然変異を誘発しなかったが^{4,5)}、チャイニーズハムスター肺細胞 (CHL) で染色体異常を誘発した⁶⁾。

in vivo 試験系では、経口投与又は腹部注入したショウジョウバエで伴性劣性致死突然変異を誘発しなかった⁷⁾。

実験動物に関する発がん性の知見

実験動物での発がん性について、知見は得られなかった。

ヒトに関する発がん性の知見

ヒトでの発がん性について、知見は得られなかった。

(4) 健康リスクの評価

評価に用いる指標の設定

非発がん影響については一般毒性及び生殖・発生毒性等に関する知見が得られているが、発がん性については知見が得られず、ヒトに対する発がん性の有無については判断できない。このため、閾値の存在を前提とする有害性について、非発がん影響に関する知見に基づき無毒性量等を設定することとする。

経口曝露については、中・長期毒性イ)のラットの知見から得られた NOAEL 5 mg/kg/day (肝臓、腎臓の重量増加、肝細胞腫大、尿細管の硝子滴など)を試験期間が短いことから10で除した0.5 mg/kg/dayが信頼性のある最も低用量の知見と判断し、これを無毒性量等に設定する。

吸入曝露については、無毒性量等の設定ができなかった。

健康リスクの初期評価結果

表 3.3 経口曝露による健康リスク (MOE の算定)

曝露経路・媒体		平均曝露量	予測最大曝露量	無毒性量等	MOE
経口	飲料水	-	-	0.5 mg/kg/day ラット	-
	公共用水域・淡水	0.00048 µg/kg/day 未満の報告*	0.00048 µg/kg/day 未満の報告*		100,000 超

注：*印は、1件の報告があったことを示す。

経口曝露については、公共用水域・淡水を摂取すると仮定した場合、平均曝露量、予測最大曝露量はともに0.00048 µg/kg/day未満の報告であった。無毒性量等0.5 mg/kg/dayと予測最大曝露量から、動物実験結果より設定された知見であるために10で除して求めたMOE (Margin of Exposure) は100,000超となる。環境媒体から食物経由で摂取される曝露量は少ないと推定されることから、その曝露を加えてもMOEが大きく変化することはないと考えられる。

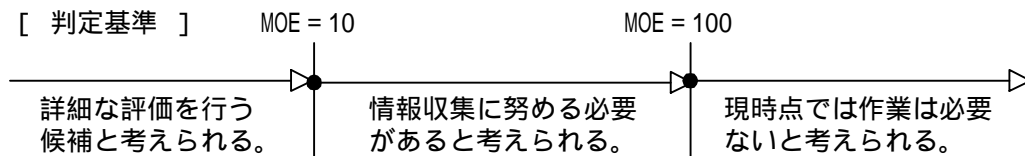
従って、本物質の経口曝露による健康リスクについては、現時点では作業は必要ないと考えられる。

表 3.4 吸入曝露による健康リスク (MOE の算定)

曝露経路・媒体		平均曝露濃度	予測最大曝露濃度	無毒性量等	MOE
吸入	環境大気	-	-	-	-
	室内空気	-	-		-

吸入曝露については、無毒性量等が設定できず、曝露濃度も把握されていないため、健康リスクの判定はできなかった。

なお、本物質の用途は中間体であり、平成 21 年度における本物質の環境中への総排出量は 0 t であったことから、本物質の一般環境大気の吸入曝露による健康リスクの評価に向けて吸入曝露の情報収集等を行う必要性は低いと考えられる。



4 生態リスクの初期評価

水生生物の生態リスクに関する初期評価を行った。

(1) 水生生物に対する毒性値の概要

本物質の水生生物に対する毒性値に関する知見を収集し、生物群（藻類、甲殻類、魚類及びその他の生物）ごとに整理すると表 4.1 のとおりとなった。

表 4.1 水生生物に対する毒性値の概要

生物群	急性	慢性	毒性値 [µg/L]	生物名	生物分類 / 和名	エンドポイント / 影響内容	曝露期間 [日]	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.
藻類			2,900	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO (Yield)	4	B	B	1)-5375
			10,000	<i>Desmodesmus pannonicus</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO	4	B	B	1)-6629
甲殻類			1,600	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	B	B	1)-6629
			<1,800	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	D	C	1)-5375
			4,200	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	LC ₅₀ MOR	2	B	B	1)-5375
魚類			3,800	<i>Danio rerio</i>	ゼブラフィッシュ	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-56372
			3,900	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-6629
			11,300	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC ₅₀ MOR	2	B	B	4)-2012173
その他			-	-	-	-	-	-	-	-

毒性値 (太字): 採用可能な知見として本文で言及したもの

毒性値 (太字下線): PNEC 導出の根拠として採用されたもの

試験の信頼性: 本初期評価における信頼性ランク

A: 試験は信頼できる、B: 試験は条件付きで信頼できる、C: 試験の信頼性は低い、D: 信頼性の判定不可

E: 信頼性は低くないと考えられるが、原著にあたって確認したものではない

採用の可能性: PNEC 導出への採用の可能性ランク

A: 毒性値は採用できる、B: 毒性値は条件付きで採用できる、C: 毒性値は採用できない

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、

NOEC (No Observed Effect Concentration): 無影響濃度

影響内容

GRO (Growth): 生長 (植物)、IMM (Immobilization): 遊泳障害、MOR (Mortality): 死亡、REP (Reproduction): 繁殖

毒性値の算出方法

Yield: 試験期間の収量より求める方法

評価の結果、採用可能とされた知見のうち、生物群ごとに急性毒性値及び慢性毒性値のそれぞれについて最も小さい毒性値を予測無影響濃度 (PNEC) 導出のために採用した。その知見の概要は以下のとおりである。

1) 藻類

Maas-Diepeveen と Van Leeuwen¹⁾⁻⁵³⁷⁵ は、OECD テストガイドライン No. 201 (1984) を多少改

変した Van Leeuwen らの試験方法 (1985) に従って、緑藻類 *Chlorella pyrenoidosa* の生長阻害試験を実施した。試験溶液の調製には、硬度 90 mg/L (CaCO₃ 換算) の試験培地及び助剤としてジメチルスルホキシド (DMSO) が用いられた。試験期間の細胞収量より求めた 96 時間半数影響濃度 (EC₅₀) は、設定濃度に基づき 2,900 µg/L であった。

2) 甲殻類

Canton ら¹⁾⁻⁶⁶²⁹ は OECD 提案の試験方法 (1979) に準拠し、オオミジンコ *Daphnia magna* の急性遊泳阻害試験を実施した。試験用水にはオランダ標準水 (DSW、硬度 105 又は 209 mg/L、CaCO₃ 換算) が用いられた。遊泳阻害に関する 48 時間半数影響濃度 (EC₅₀) は、実測濃度に基づき 1,600 µg/L であった。

3) 魚類

Roderer¹⁾⁻⁵⁶³⁷² は OECD テストガイドライン No. 203 (1984) に準拠し、ゼブラフィッシュ *Danio rerio* (= *Brachydanio rerio*) の急性毒性試験を実施した。試験は、密閉容器を用いて、流水式 (6 倍容量換水 / 日) で行われた。設定試験濃度は 0 (対照区、助剤対照区)、0.78、1.57、3.13、6.25、12.5 mg/L (公比 2) であった。試験用水には人工調製水 (硬度約 250 mg/L、CaCO₃ 換算) が用いられ、助剤には 158 mg/L のアセトンが用いられた。被験物質の実測濃度は n.d. (対照区、助剤対照区)、0.74、1.59、2.60、6.28、13.4 mg/L であった。96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) は、実測濃度に基づき 3,800 µg/L であった。

(2) 予測無影響濃度 (PNEC) の設定

急性毒性及び慢性毒性のそれぞれについて、上記本文で示した毒性値に情報量に応じたアセスメント係数を適用し予測無影響濃度 (PNEC) を求めた。

急性毒性値

藻類	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	96 時間 EC ₅₀ (生長阻害)	2,900 µg/L
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	48 時間 EC ₅₀ (遊泳阻害)	1,600 µg/L
魚類	<i>Danio rerio</i>	96 時間 LC ₅₀	3,800 µg/L

アセスメント係数：100 [3 生物群 (藻類、甲殻類及び魚類) について信頼できる知見が得られたため]

これらの毒性値のうち、最も小さい値 (甲殻類の 1,600 µg/L) をアセスメント係数 100 で除することにより、急性毒性値に基づく PNEC 値 16 µg/L が得られた。

慢性毒性については信頼できる知見が得られなかったため、本物質の PNEC としては、甲殻類の急性毒性値から得られた 16 µg/L を採用する。

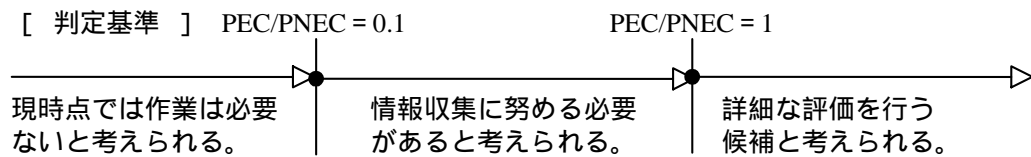
(3) 生態リスクの初期評価結果

表 4.2 生態リスクの初期評価結果

水 質	平均濃度	最大濃度 (PEC)	PNEC	PEC/ PNEC 比
公共用水域・淡水	0.012 $\mu\text{g/L}$ 未満の報告がある (2005)	0.012 $\mu\text{g/L}$ 未満の報告がある (2005)	16 $\mu\text{g/L}$	<0.0008
公共用水域・海水	概ね0.012 $\mu\text{g/L}$ 未満 (2005)	概ね0.012 $\mu\text{g/L}$ 未満 (2005)		<0.0008

注：1) 水質中濃度の () の数値は測定年度を示す

2) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む



本物質の公共用水域における濃度については、淡水域では平均濃度、安全側の評価値として設定された予測環境中濃度 (PEC) とともに 0.012 $\mu\text{g/L}$ 未満の報告があった。海水域では平均濃度、予測環境中濃度 (PEC) とともに概ね 0.012 $\mu\text{g/L}$ 未満であった。

予測環境中濃度 (PEC) と予測無影響濃度 (PNEC) の比は、淡水域、海水域ともに 0.0008 未満となるため、現時点では作業の必要はないと考えられる。

5 . 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 大木道則ら (1989) : 化学大辞典 東京化学同人 : 972.
- 2) Lide, D.R. ed. (2013) : CRC Handbook of Chemistry and Physics, 86th Edition (CD-ROM Version 2013), Boca Raton, Taylor and Francis. (CD-ROM).
- 3) Hansch, C. et al. (1995) : Exploring QSAR Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants, Washington DC, ACS Professional Reference Book: 16.
- 4) Howard, P.H., and Meylan, W.M. ed. (1997) : Handbook of Physical Properties of Organic Chemicals, Boca Raton, New York, London, Tokyo, CRC Lewis Publishers: 715.
- 5) OECD High Production Volume Chemicals Program (2002) : SIDS(Screening Information Data Set) Initial Assessment Report, 2,3'-Dichloronitrobenzene.
- 6) 通商産業省 (1992) : 2,3-ジクロロニトロベンゼンの微生物による分解度試験報告書.
- 7) U.S. Environmental Protection Agency, AOPWIN™ v.1.92.
- 8) Howard, P.H., Boethling, R.S., Jarvis, W.F., Meylan, W.M., and Michalenko, E.M. ed. (1991): Handbook of Environmental Degradation Rates, Boca Raton, London, New York, Washington DC, Lewis Publishers: xiv.
- 9) 通産省公報 (1993.12.28).
- 10) 通商産業省 (1993) : 2,3-ジクロロニトロベンゼンのコイにおける濃縮度試験報告書.
- 11) U.S. Environmental Protection Agency, KOCWIN™ v.2.00.
- 12) 経済産業省 (2012) : 一般化学物質等の製造・輸入数量 (22 年度実績) について, (http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/H22jisseki-matome-ver2.html, 2012.3.30 現在).
- 13) 経済産業省 (2013) : 一般化学物質等の製造・輸入数量 (23 年度実績) について, (http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/H23jisseki-matome.html, 2013.3.25 現在).

(2) 曝露評価

- 1) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2011) : 平成 21 年度特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律(化学物質排出把握管理促進法)第 11 条に基づき開示する個別事業所データ.
- 2) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2011) : 届出外排出量の推計値の対象化学物質別集計結果 算出事項(対象業種・非対象業種・家庭・移動体)別の集計 表 3-1 全国, (<http://www.prtr.nite.go.jp/prtr/csv/2009a/2009a3-1.csv>, 2011.2.24 現在).
- 3) U.S. Environmental Protection Agency, EPI Suite™ v.4.11.
- 4) 環境省環境保健部環境安全課 (2007) : 平成 17 年度化学物質環境実態調査結果.

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) Bray, H.G., S.P. James and W.V. Thorpe (1957): The metabolism of 2:3-, 2:6- and 3:5-dichloronitrobenzene and the formation of a mercapturic acid from 2:3:4:5-tetrachloronitro-benzene in the rabbit. *Biochem. J.* 67: 607-616.
- 2) 化学物質点検推進連絡協議会 (1994): 1,2-ジクロロ-3-ニトロベンゼンを用いた経口投与による急性毒性試験. 化学物質毒性試験報告書. 1: 313-316.
- 3) 化学物質点検推進連絡協議会 (1994): 1,2-ジクロロ-3-ニトロベンゼンのラットを用いた経口投与による反復投与毒性・生殖発生毒性併合試験. 化学物質毒性試験報告書. 1: 317-328
- 4) Haworth, S., T. Lawlor, K. Mortelmans, W. Speck and E. Zeiger (1983): Salmonella mutagenicity test results for 250 chemicals. *Environ. Mutagen.* 5(Suppl. 1): 3-142.
- 5) Shimizu, M., Y. Yasui and N. Matsumoto (1983): Structural specificity of aromatic compounds with special reference to mutagenic activity in *Salmonella typhimurium*--a series of chloro- or fluoro-nitrobenzene derivatives. *Mutat. Res.* 116: 217-238.
- 6) 化学物質点検推進連絡協議会 (1994): 1,2-ジクロロ-3-ニトロベンゼンのチャイニーズ・ハムスター培養細胞を用いる染色体異常試験. 化学物質毒性試験報告書. 1: 329-332..
- 7) Yoon, J.S., J.M. Mason, R. Valencia, R.C. Woodruff and S. Zimmering (1985): Chemical mutagenesis testing in *Drosophila*. IV. Results of 45 coded compounds tested for the National Toxicology Program. *Environ. Mutagen.* 7: 349-367.

(4) 生態リスクの初期評価

1) U.S.EPA 「AQUIRE」

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.

6629 : Canton, J.H., W. Slooff, H.J. Kool, J. Struys, Th.J.M. Pouw, R.C.C. Wegman, and G.J. Piet (1985): Toxicity, Biodegradability and Accumulation of a Number of Cl/N-Containing Compounds for Classification and Establishing Water Quality Criteria. *Regul.Toxicol.Pharmacol.* 5:123-131.

56372 : Roderer, G. (1990): Testung Wassergefahrdender Stoffe als Grundlage fur Wasserqualitätsstandards. Testbericht: Wassergefahrdende Stoffe, Fraunhofer-Institut fur Umweltchemie und Okotoxikologie, Schmallenberg.

2) 環境省(庁)データ; 該当なし

3) (独) 国立環境研究所報告書; 該当なし

4) その他

2012173 : 通商産業省 (1993) : 2,3-ジクロロニトロベンゼンのコイにおける濃縮度試験.