

[12] 1-メチルナフタレン

本物質は、第2次とりまとめにおいて、生態リスク初期評価結果を公表しているが、新たに得られた環境中での存在状況を踏まえ、健康リスクの評価を行った。なお、生態リスクについても、新たな知見を加えて再度評価を行った。

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-メチルナフタレン

(別の呼称： α -メチルナフタレン)

CAS 番号：90-12-0

化審法官公示整理番号：4-80(モノ及びジメチルナフタリン)

化管法政令番号*：1-438(メチルナフタレン)

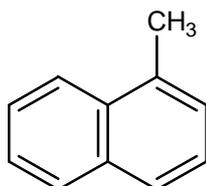
RTECS 番号：QJ9630000

分子式： $C_{11}H_{10}$

分子量：142.20

換算係数：1 ppm = 5.82 mg/m³ (気体、25°C)

構造式：



*注：平成21年10月1日施行の改正政令における番号

(2) 物理化学的性状

本物質は無色の液体である¹⁾。

融点	-30.43°C ²⁾ 、-30.5°C ³⁾ 、-22°C ⁴⁾
沸点	244.7°C(760 mmHg) ^{2), 3)} 、240°C ⁴⁾ 、243°C ⁴⁾
密度	1.0202 g/cm ³ (20°C) ²⁾
蒸気圧	0.07 mmHg (=9 Pa) (25°C) ²⁾ 、 0.067 mmHg (=8.9 Pa) (25°C) ³⁾
分配係数 (1-オクタノール/水) (log Kow)	3.87 ^{2), 3), 4), 5)} 、3.84 ⁴⁾
解離定数 (pKa)	
水溶性 (水溶解度)	28.1 mg/1000g (25°C) ²⁾ 、25.8 mg/L (25°C) ³⁾ 、 26~28 mg/L (25°C) 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 (難分解性と判断される物質 ^{6), 7)})
分解率：BOD 2% (平均値)、HPLC 0% (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) ⁸⁾

化学分解性

OH ラジカルとの反応性 (大気中)

反応速度定数： $53 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ (測定値)⁹⁾

半減期：1.2～12 時間 (OH ラジカル濃度を $3 \times 10^6 \sim 3 \times 10^5 \text{ 分子/cm}^3$ ¹⁰⁾と仮定し計算)

オゾンとの反応性 (大気中)

反応速度定数： $<1.3 \times 10^{-19} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ (測定値)⁹⁾

半減期： $>21 \sim 120$ 日 (オゾン濃度を $3 \times 10^{12} \sim 5 \times 10^{11} \text{ 分子/cm}^3$ ¹⁰⁾と仮定して計算)

加水分解性

加水分解性の基を持たない¹¹⁾

生物濃縮性 (高濃縮性ではないと判断される物質⁷⁾)

生物濃縮係数(BCF)：

360～620 (試験生物：コイ、試験期間：60 日間、試験濃度：10 $\mu\text{g/L}$)⁸⁾

360～810 (試験生物：コイ、試験期間：60 日間、試験濃度：1 $\mu\text{g/L}$)⁸⁾

土壌吸着性

土壌吸着定数(Koc)： $912^{12) \sim 6,760^{12)}$ (幾何平均値¹²⁾により集計：2,030)

(4) 製造輸入量及び用途

① 生産量・輸入量等

本物質の化審法に基づき公表された製造・輸入数量の推移を表 1.1 に示す¹³⁾。

表 1.1 製造・輸入数量の推移

平成(年度)	19	20	21
製造・輸入数量(t) ^{a)}	3,140	24,197	13,641

注：a) 製造数量は出荷量を意味し、同一事業所内での自家消費分を含んでいない値を示す

「化学物質の製造・輸入量に関する実態調査」によるとモノ及びジメチルナフタリンの製造(出荷)及び輸入量は、平成 16 年度、平成 19 年度ともに 1,000～10,000 t/年未満である^{14),15)}。

メチルナフタレンの 1997 年及び 1998 年における生産量は 4,000 t/年、国内需要量は 1,200 t/年、輸出量は 2,800 t/年とされている¹⁶⁾。

本物質はガソリンやディーゼルの車両から排出される¹⁷⁾。

② 用途

本物質の主な用途は、ナフトエ酸、蛍光増白剤、界面活性剤原料とされている¹⁸⁾。また、メチルナフタレンの主な用途は染料分散剤原料、熱媒油原料、農薬散布用溶剤とされ¹⁸⁾、内需 1,200 t/年の内訳は染色キャリアが約 45 %、農薬溶剤が 35 %程度、その他が 20 %とされている¹⁶⁾。

本物質は木材の燃焼により生成する。また、本物質クレオソート油に含まれている²⁰⁾。

(5) 環境施策上の位置付け

本物質は有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質に選定されている。本物質は旧化学物質審査規制法（平成 15 年改正法）において第三種監視化学物質（通し番号:75）に指定されていた。

メチルナフタレンは、化学物質排出把握管理促進法（化管法）第一種指定化学物質（政令番号：438）に指定されている。

2. ばく露評価

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ばく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

メチルナフタレン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はなかったため、排出量及び移動量は得られなかった。

(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 Model¹⁾により媒体別分配割合の予測を行った。結果を表 2.1 に示す。

表 2.1 Level III Fugacity Model による媒体別分配割合 (%)

排出媒体	大 気	水 域	土 壤	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	62.4	0.7	0.0	0.1
水 域	4.1	80.9	0.2	1.9
土 壤	32.5	0.3	99.7	97.7
底 質	0.9	18.1	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 2.2 に示す。

表 2.2 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	0.09	0.1	0.058	0.14	0.006	2/2	東京都	2001	2)
		<0.05	<0.05	<0.01	0.065	0.01~ 0.05 ^{b)}	2/6	全国	1998	3)
		0.03	0.049	0.0068	0.13	0.002	10/10	全国	1998	4)
室内空気	μg/m ³									
食物	μg/g									
飲料水	μg/L									
地下水	μg/L									

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	
土壌	μg/g									
公共用水域・淡水	μg/L	<0.0018	<0.0018	<0.0018	0.0046	0.0018	5/17	全国	2010	5)
公共用水域・海水	μg/L	<0.0018	<0.0018	<0.0018	0.0031	0.0018	3/14	全国	2010	5)
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	— ^{c)}	— ^{c)}	不検出	0.084	— ^{c)}	4/10	北海道	2005	6)
底質(公共用水域・海水)	μg/g									
魚類(公共用水域・淡水)	μg/g									
魚類(公共用水域・海水)	μg/g									

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

b) 下限値

c) 報告されていない

(4) 人に対するばく露量の推定（一日ばく露量の予測最大量）

一般環境大気及び公共用水域淡水の実測値を用いて、人に対するばく露の推定を行った（表2.3）。ここで公共用水域のデータを用いたのは、飲料水等の分析値が得られなかったためである。化学物質の人による一日ばく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 2.3 各媒体中の濃度と一日ばく露量

	媒体	濃度	一日ばく露量
平均	大気 一般環境大気	0.09μg/m ³ の報告がある (2001)	0.027μg/kg/dayの報告がある
	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
	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	0.0018 μg/L 未満程度 (2010)	0.000072 μg/kg/day 未満程度
	食物	データは得られなかった	データは得られなかった
	土壌	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	0.14μg/m ³ の報告がある (2001)	0.042μg/kg/dayの報告がある
	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
	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	0.0046 μg/L 程度 (2010)	0.00018 μg/kg/day 程度

	媒 体	濃 度	一 日 ば く 露 量
	食 物	データは得られなかった	データは得られなかった
	土 壤	データは得られなかった	データは得られなかった

人の一日ばく露量の集計結果を表 2.4 に示す。

吸入ばく露の予測最大ばく露濃度は、一般環境大気から $0.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ の報告があった。

経口ばく露の予測最大ばく露量は、公共用水域のデータから算定すると $0.00018 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度であった。魚類中濃度の推定値を用いて経口ばく露量を推定した結果、本物質は環境媒体から食物経由で摂取されるばく露量は少ないと考えられる。

表 2.4 人の一日ばく露量

媒 体		平均ばく露量 ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)	予測最大ばく露量 ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)
大 気	一般環境大気	0.027	0.042
	室内空気		
水 質	飲料水		
	地下水		
	公共用水域・淡水	<u>0.000072</u>	0.00018
食 物			
土 壤			
経口ばく露量合計		<u>0.000072</u>	0.00018
総ばく露量		<u>0.027+0.000072</u>	0.04218

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

2) 総ばく露量は、吸入ばく露として一般環境大気を用いて算定したものである

(5) 水生生物に対するばく露の推定（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ばく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 $0.0046 \mu\text{g}/\text{L}$ 程度、海水域では $0.0031 \mu\text{g}/\text{L}$ 程度となった。

表 2.5 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	$0.0018 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (2010)	$0.0046 \mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (2010)
海 水	$0.0018 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (2010)	$0.0031 \mu\text{g}/\text{L}$ 程度 (2010)

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

本物質の体内動態、代謝について、知見は得られなかった。

なお、本物質の異性体である 2-メチルナフタレンとは 1 つしかないメチル基の位置が異なるだけであり、ラットやウサギでの急性毒性値にも大きな違いがないことから、2-メチルナフタレンと同様の体内動態、代謝を示すものと考えられる。

(2) 一般毒性及び生殖・発生毒性

① 急性毒性

表 3.1 急性毒性¹⁾

動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀	1,840 mg/kg
ラット	腹腔内	LD ₅₀	1,840 mg/kg
ウサギ	経皮	LDLo	7,500 mg/kg
ウサギ	経皮	TDL _o	0.03 mL/kg (24hr)

注：() 内の時間はばく露時間を示す。

本物質は眼を刺激する。皮膚に付くと発赤、眼に入ると発赤、痛みを生じる²⁾。

マウスに 6 分間吸入させた試験では濃度に依存した呼吸数の低下がみられ、呼吸数が半減する濃度 (RD₅₀) は 129 mg/m³であった³⁾。

② 中・長期毒性

ア) B6C3F₁ マウス雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、0.0163、0.049、0.147、0.44、1.33%の濃度で 13 週間混餌投与した予備試験の結果、0.44%以上の群の雌雄で体重増加の抑制がみられたが、いずれの群も主要な組織への影響はなかった。なお、体重増加の抑制は餌を嫌ったことが原因と考えられており⁴⁾、用量への換算はしなかった。

イ) B6C3F₁ マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、0.075、0.15%の濃度で 81 週間混餌投与した結果、10 週から 0.15%群の雌雄で軽度の体重増加の抑制がみられたが、雄は 72 週、雌は 80 週に体重差がなくなった。摂餌量に有意な差はなく、生存率は高く、0.15%群の雌 1 匹、対照群の雄 1 匹がそれぞれ 68、60 週に死亡しただけであった。0.075%以上の群の雄の脳で絶対及び相対重量の有意な増加、雌の唾液腺及び雄の心臓で絶対及び相対重量の有意な減少を認めたが、これらの重量変化の原因は不明であった。0.075%以上の群の雌雄で肺胞タンパク症の発生率が有意に高かったが、用量依存性は明らかでなかった。この他、0.075%以上の群の雌雄で単球、雌でヘモグロビン、平均赤血球ヘモグロビン量、平均赤血球ヘモグロビン濃度の有意な増加がみられた⁴⁾。なお、本物質の総摂取量は雄で 0、40.6、79.5 g/kg、雌で 0、42.6、81.5 g/kg であったことから、各群の用量は雄で 0、72、140 mg/kg/day、雌で 0、75、144 mg/kg/day となる。この結果から、LOAEL を 0.075% (72~75 mg/kg/day) とする。

ウ) カナダのアルバータ州及びサスカチュワン州にある石油・ガス生産処理施設からの排ガスにばく露された22の肉牛集団(1才)の543頭を対象とし、免疫機能と大気中の多環芳香族炭化水素(PAH)、PM_{1.0}との関係を調べた調査では、PAHの中ではナフタレン(幾何平均5.6 ng/m³)が最も高く、次いで本物質(幾何平均2.2 ng/m³)であったが、免疫機能との関連はいずれの大気中成分にもみられなかった⁵⁾。

エ) Wistar ラット雌6匹を1群とし、本物質及び1-メチルナフタレンの異性体混合物0、250、500、1,000、2,010 mg/kg/dayを2週間強制経口投与した予備試験の結果、2,010 mg/kg/day群で全数が死亡し、500、1,000 mg/kg/day群で体重増加の抑制、250、500、1,000 mg/kg/day群で摂水量と肝臓重量の増加を認めた以外には、特記すべき毒性学的所見は認められなかった⁶⁾。

オ) B6C3F₁マウス雌15匹を1群とし、異性体混合物0、119 mg/kgを週2回の頻度で30週間背部に塗布した結果、119 mg/kg群では最終体重が14%低く、全数で肺胞タンパク症の発生を認めた。さらに週2回の頻度でより多量(238 mg/kg)を塗布した場合には、肺胞タンパク症の発生率は20週で100%となった⁷⁾。

また、雌のB6C3F₁マウスに0、29.7、118.8 mg/kgの異性体混合物を週2回の頻度で生涯にわたって背部に塗布することを計画した試験では、38週に死亡数がピークとなって61週で終了したが、各群の0/4匹、3/11匹、31/32匹に死因と考えられた内因性の脂質性肺炎(リポイド肺炎)の発生があり、早いものでは10週に死亡したマウスで内因性脂質性肺炎がみられた⁸⁾。

③ 生殖・発生毒性

ア) B6C3F₁マウス雌雄各50匹を1群とし、0、0.075、0.15%の濃度(雄0、72、140 mg/kg/day、雌0、75、144 mg/kg/day)で81週間混餌投与した結果、0.15%群の雄で精巣の絶対重量に有意な増加がみられたが、相対重量はいずれの群も同程度であり、有意差はなかった。雌では生殖器の重量に有意差はなかった。また、生殖器の組織への影響はいずれの群の雌雄にもなかった⁴⁾。この結果から、NOAELを0.15%(140~144 mg/kg/day)とする。

イ) Wistar ラット雌22~24匹を1群とし、異性体混合物0、16、63、250 mg/kg/dayを妊娠0日から妊娠19日まで(各群の2/3)又は出産まで(各群の1/3)強制経口投与した結果、母ラットでは用量に依存した飲水量の増加がみられた以外には影響はなく、黄体数や着床数、生存胎仔数や胎仔の体重などにも影響はなかった。新生仔では250 mg/kg/day群の開眼日が有意に早かったが、生存率や発育のパラメータに影響はなかった。いずれの群の胎仔にも外表、骨格、内臓の奇形発生はなく、新生仔にも外表、骨格の奇形がみられず、骨格等の変異にも用量依存性がなかったことから、メチルナフタレンが催奇形作用を有する可能性は極めて少ないと考えられた⁶⁾。

④ ヒトへの影響

ヒトへの影響に関して、知見は得られなかった。

(3) 発がん性

① 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 (2007)	A4 ヒトに対する発がん性物質として分類できない。
	NTP	—
日本	日本産業衛生学会	—
ドイツ	DFG	—

② 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⁹⁾、細胞毒性の出現する高用量で S9 添加のネズミチフス菌に遺伝子突然変異を誘発した報告もあった¹⁰⁾。S9 添加のヒトリンパ球では姉妹染色分体交換の頻度が有意に増加したが、その増加は対照群の 1.5 倍未満と低く、S9 無添加では有意な増加もみられなかった¹¹⁾。S9 無添加のラット肝細胞 (WB-F344) で細胞間コミュニケーション阻害を誘発した¹²⁾。

なお、異性体混合物では 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¹³⁾。

in vivo 試験系については、知見は得られなかった。

○ 実験動物に関する発がん性の知見

B6C3F₁ マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、0.075、0.15%の濃度 (雄 0、72、140 mg/kg/day、雌 0、75、144 mg/kg/day) で 81 週間混餌投与した結果、雄の 2/49、13/50、12/50 匹の肺で細気管支/肺胞腺腫を認め、その発生率は 0.075%以上の群で有意に高かった。また、同部位の癌が雄の 0/50、0/50、3/50 匹にみられ、同部位での腺腫及び腺癌をあわせた発生率も 0.075%以上の群の雄で有意に高かった。しかし、雌では有意な発生率の増加を示した腫瘍はなかった⁴⁾。

なお、ICR/Ha マウス雌 30 匹を 1 群とし、0、0.25 mg の本物質と 0.003 mg のベンゾ(a)ピレン (BaP) を混合して週 3 回の頻度で 78 週間塗布した結果、皮膚腫瘍の発生率は BaP のみの群で約 44%であったが、本物質+BaP 群では約 8%であり、皮膚腫瘍の発生抑制がみられた。これは本物質と BaP では代謝の一部が競合し、BaP の代謝経路に変化が生じた結果と考えられた¹⁴⁾ としての報告があった。

○ ヒトに関する発がん性の知見

ヒトでの発がん性に関して、知見は得られなかった。

(4) 健康リスクの評価

① 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に関する知見が得られているが、生殖・発生毒性については十分な知見が得られていない。また、発がん性についても十分な知見が得られず、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。

経口ばく露については、中・長期毒性イ)のマウスの試験から得られた LOAEL 72 mg/kg/day (肺胞タンパク症) を LOAEL であるために 10 で除した 7.2 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。

吸入ばく露については、無毒性量等の設定ができなかった。

② 健康リスクの初期評価結果

表 3.3 経口ばく露による健康リスク (MOE の算定)

ばく露経路・媒体		平均ばく露量	予測最大ばく露量	無毒性量等		MOE
経口	飲料水	—	—	7.2 mg/kg/day	マウス	—
	公共用水域・淡水	0.000072 µg/kg/day 未満程度	0.00018 µg/kg/day 程度			4,000,000

経口ばく露については、公共用水域・淡水を摂取すると仮定した場合、平均ばく露量は 0.000072 µg/kg/day 未満程度、予測最大ばく露量は 0.00018 µg/kg/day 程度であった。無毒性量等 7.2 mg/kg/day と予測最大ばく露量から、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 4,000,000 となる。環境媒体から食物経路で摂取されるばく露量は少ないと推定されることから、そのばく露を加えても MOE が大きく変化することはないと考えられる。

従って、本物質の経口ばく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 吸入ばく露による健康リスク (MOE の算定)

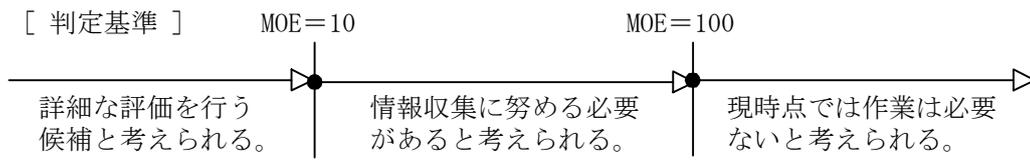
ばく露経路・媒体		平均ばく露濃度	予測最大ばく露濃度	無毒性量等		MOE
吸入	環境大気	0.09 µg/m ³ 報告*	0.14 µg/m ³ 報告*	—	—	—
	室内空気	—	—			—

注：*印は、2 件の報告があったことを示す。

吸入ばく露については、無毒性量等が設定できず、健康リスクの判定はできなかった。

なお、参考として吸収率を 100% と仮定し、経口ばく露の無毒性量等を吸入ばく露の無毒性量等に換算すると 24 mg/m³ となるが、これと一般環境大気中の予測最大ばく露濃度 0.14 µg/m³

から算出した MOE は 17,000 となる。このため、本物質の吸入ばく露による健康リスクの評価に向けて吸入ばく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）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	エンドポイント ／影響内容	ばく露 期間[日]	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.
藻類		○	454	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO (RATE)	3	B* ¹	B* ¹	3)* ²
	○		1,710	<i>Chlamydomonas angulosa</i>	緑藻類	EC ₅₀ PHY	3時間	A	C	1)-5065
	○		2,850	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO (RATE)	3	B* ¹	B* ¹	3)* ²
	○		5,120	<i>Chlorella vulgaris</i>	緑藻類	EC ₅₀ PHY	3時間	A	C	1)-5065
甲殻類		○	223	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	B* ¹	B* ¹	2)
	○		1,420	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ (4~6日齢)	LC ₅₀ MOR	2	B	B	1)-11936
	○		1,610	<i>Artemia salina</i>	アルテミア属 (ノープリウス幼生)	EC ₅₀ IMM	1	A	A	1)-11322
	○		1,900	<i>Cancer magister</i>	ホクヨウイチョウガニ (ゾエア1期)	LC ₅₀ MOR	4	C	C	1)-5035
	○		2,240	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	B* ¹	B* ¹	2)
	○		2,560	<i>Artemia salina</i>	アルテミア属 (ノープリウス幼生)	LC ₅₀ MOR	1	B	B	1)-11926
魚類	○		3,400	<i>Cyprinodon variegatus</i>	キプリノドン科	LC ₅₀ MOR	1 (止水式)	C	C	1)-6401
	○		5,660	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC ₅₀ MOR	4	B* ¹	B* ¹	2)
	○		9,000	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ミノー	LC ₅₀ MOR	4 (止水式)	C	C	1)-719
	○		9,000	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ミノー	LC ₅₀ MOR	2 (止水式)	C	C	1)-719
その他			1,070	<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	オオバファンウニ 属 (胚)	LC ₁₀₀ MOR	4	C	C	1)-11180
			3,090	<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	オオバファンウニ 属 (胚)	LC ₁₀₀ MOR	2	C	C	1)-11184

毒性値 (太字) : PNEC 導出の際に参照した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、LC₁₀₀ (100% Lethal Concentration): 100%致死濃度、

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): 遊泳阻害、MOR (Mortality): 死亡、

PHY (Physiology): 生理機能(ここでは光合成活性阻害)、REP (Reproduction): 繁殖、再生産

() 内: 毒性値の算出方法

RATE: 生長速度より求める方法 (速度法)

*1 界面活性作用のある助剤を用いているため、試験の信頼性及び採用の可能性を「B」とした

*2 文献 2) をもとに、最高濃度区を除き、試験時の実測濃度 (幾何平均値) を用いて、速度法による 0-48 時間の毒性値を再計算したものを掲載している

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

環境庁²⁾は OECD テストガイドライン No. 201(1984) に準拠し、緑藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* (旧名 *Selenastrum capricornutum*) の生長阻害試験を GLP 試験として実施した。試験には密閉容器が用いられ、設定試験濃度は 0 (対照区、助剤対照区)、0.300、0.540、0.965、1.70、3.10、5.60、10.0 mg/L (公比 1.8) であった。試験溶液は、2-メトキシエタノール 20 mg/L、及び界面活性作用のある硬化ひまし油(HCO-40) 20 mg/L を助剤に用いて調製された。被験物質の実測濃度は、試験終了時において設定濃度の 77~80% となり、毒性値の算出には実測濃度 (試験開始時及び終了時の幾何平均値) が用いられた。0~48 時間の結果に基づき、速度法による 72 時間半数影響濃度(EC₅₀)は 2,850 µg/L、無影響濃度(NOEC)は 454 µg/L であった³⁾。界面活性作用のある助剤を用いているため、試験の信頼性及び採用の可能性を「B」とした。

2) 甲殻類

Bobra ら¹⁾⁻¹¹⁹³⁶ は、オオミジンコ *Daphnia magna* (4~6 日齢)の急性毒性試験を実施した。試験は止水式 (密閉容器使用、ヘッドスペースなし) で行われ、設定試験濃度区は、対照区及び 7 濃度区であった。設定濃度に基づく 48 時間半数致死濃度(LC₅₀)は、1,420 µg/L であった。

また、環境庁²⁾は OECD テストガイドライン No. 211(1998)に準拠し、オオミジンコ *Daphnia magna* の繁殖試験を GLP 試験として実施した。試験は半止水式(48 時間毎換水、テフロンシートで水面を被覆)で行われ、設定試験濃度は 0 (対照区、助剤対照区)、0.0250、0.0800、0.250、0.800、2.50 mg/L (公比 3.2) であった。試験溶液は、Elendt M4 飼育水を試験用水に、2-メトキシエタノール 15 mg/L 及び界面活性作用のある硬化ひまし油(HCO-40) 15 mg/L を助剤に用いて調製された。被験物質の実測濃度は換水時(0、8、20 日目)、及び換水前(2、10、21 日目)において、それぞれ設定濃度の 95~102%、及び 54~83% であり、毒性値の算出には実測濃度(時間加重平均値) が用いられた。繁殖阻害 (累積産仔数) に関する 21 日間無影響濃度(NOEC)は、223 µg/L であった。界面活性作用のある助剤を用いているため、試験の信頼性及び採用の可能性を「B」とした。

3) 魚類

環境庁²⁾は OECD テストガイドライン No. 203(1992)に準拠し、メダカ *Oryzias latipes* の急性毒性試験を GLP 試験として実施した。試験は半止水式(24 時間毎換水、テフロンシートで水面を被覆)で行われ、設定試験濃度は 0 (対照区、助剤対照区)、0.500、1.00、2.00、4.00、8.00 mg/L

(公比 2.0) であった。試験溶液は、脱塩素水道水 (硬度 60 mg/L、CaCO₃ 換算) を試験用水に、メチルセロソルブ 64 mg/L 及び界面活性作用のある硬化ひまし油(HCO-40) 32 mg/L を助剤に調製された。被験物質の実測濃度は、換水前 (24 時間後) においても、設定濃度の 82~86% を維持していた。96 時間半数致死濃度(LC₅₀)は、設定濃度に基づき 5,660 µg/L であった。界面活性作用のある助剤を用いているため、試験の信頼性及び採用の可能性を「B」とした。

(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>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72 時間 EC ₅₀ (生長阻害)	2,850 µg/L
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	48 時間 LC ₅₀	1,420 µg/L
魚類	<i>Oryzias latipes</i>	96 時間 LC ₅₀	5,660 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]

これらのうち、最も小さい値 (甲殻類の 1,420 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 14 µg/L が得られた。

慢性毒性値

藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72 時間 NOEC (生長阻害)	454 µg/L
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	21 日間 NOEC (繁殖阻害)	223 µg/L

アセスメント係数 : 100 [2 生物群 (藻類及び甲殻類) の信頼できる知見が得られたため]

2つの毒性値の小さい方 (甲殻類の 223 µg/L) をアセスメント係数 100 で除することにより、慢性毒性値に基づく PNEC 値 2.2 µg/L が得られた。

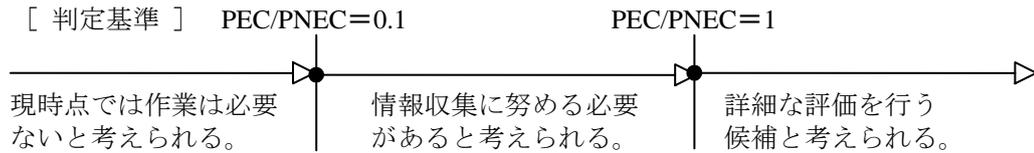
本物質の PNEC としては甲殻類の慢性毒性値から得られた 2.2 µg/L を採用する。

(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	0.0018 µg/L 未満程度(2010)	0.0046 µg/L 程度(2010)	2.2 µg/L	0.002
公共用水域・海水	0.0018 µg/L 未満程度(2010)	0.0031 µg/L 程度(2010)		0.001

注 : 1) 水質中濃度の () 内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は、平均濃度でみると淡水域、海水域ともに $0.0018 \mu\text{g/L}$ 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 $0.0046 \mu\text{g/L}$ 程度、海水域では $0.0031 \mu\text{g/L}$ 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 0.002、海水域では 0.001 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 : 2338.
- 2) Lide, D.R. ed. (2006): CRC Handbook of Chemistry and Physics, 86th Edition (CD-ROM Version 2006), Boca Raton, Taylor and Francis. (CD-ROM).
- 3) 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: 105.
- 4) Verschueren, K. ed. (2001): Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 4th Edition, New York, Chichester, Weinheim, Brisbane, Singapore, Toronto, John Wiley & Sons, Inc. (CD-ROM).
- 5) Hansch, C. et al. (1995): Exploring QSAR Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants, Washington DC, ACS Professional Reference Book: 82.
- 6) 経済産業公報 (2004.11.15).
- 7) 経済産業公報 (2005.12.22).
- 8) 厚生労働省, 経済産業省, 環境省 : 化審法データベース (J-CHECK), (<http://www.safe.nite.go.jp/jcheck>, 2011.08.22 現在).
- 9) U.S. Environmental Protection Agency, EPI Suite™ v.4.0.
- 10) 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.
- 11) Lyman, W.J., Reehl, W.F., and Rosenblatt, D.H. (1990): Handbook of chemical property estimation methods: environmental behavior of organic compounds. American Chemical Society, Washington, D.C., USA. [Hazardous Substances Data Bank (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>, 2011.9.8 現在)].
- 12) Mackay, D. et al. ed. (1992): Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals, Vol. II , Polynuclear Aromatic Hydrocarbons, Polychlorinated Dioxins, and Dibenzofurans, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, Lewis Publishers: 639-645.
- 13) 経済産業省(通商産業省) 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律(化審法)第二十三条第二項の規定に基づき、同条第一項の届出に係る製造数量及び輸入数量を合計した数量として公表された値.
- 14) 経済産業省 (2007) : 化学物質の製造・輸入量に関する実態調査(平成16年度実績)の確報値, (http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/jittaichousa/kakuhou18.html, 2007.4.6 現在).
- 15) 経済産業省 (2009) : 化学物質の製造・輸入量に関する実態調査(平成19年度実績)の確報値, (http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/kakuhou19.html, 2009.12.28 現在).
- 16) シーエムシー出版 (1999) : ファインケミカルマーケットデータ'99(上巻) : 494.

- 17) Hampton C.V., Plerson W.R., Schuetzle D. and Harvey T.M. (1983): Hydrocarbon gases emitted from vehicles on the road. 2. Determination of emission rates from diesel and spark-ignition vehicles. *Environ. Sci. Technol.* 17(12):699-708.
- 18) 化学工業日報社 (2011) : 15911 の化学商品.
- 19) Schauer J.J., Kleeman M.J., Cass G.R. and Simoneit B.R.T. (2001): Measurement of Emissions from Air Pollution Sources. 3. C1-C29 Organic Compounds from Fireplace Combustion of Wood. *Environ. Sci. Technol.* 35(9):1716-1728.
- 20) 東京都生活文化局消費生活部安全表示課 (2002) : 2 クレオソート油の成分と安全性等についての調査結果について. *くらしの安全情報.* 42:34-48.

(2) ばく露評価

- 1) U.S. Environmental Protection Agency, EPI Suite™ v.4.00.
- 2) 環境省水・大気環境局大気環境課 (2002) : 平成 13 年度地方公共団体等における有害大気汚染物質モニタリング調査結果について.
- 3) 環境庁水・大気環境局大気環境課 (1999) : 平成 10 年度地方公共団体等における有害大気汚染物質モニタリング調査結果について.
- 4) 環境庁環境保健部環境安全課 (1999) : 平成 10 年度化学物質環境汚染実態調査.
- 5) 環境省環境保健部環境安全課 (2012) : 平成 22 年度化学物質環境実態調査.
- 6) 田原るり子, 尾原裕昌, 棗庄輔, 中嶋敏秋 (2005) : 北海道内底質から検出された多環芳香族炭化水素についての考察. *北海道環境科学研究センター所報.* 32:37-42.

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) RTECS® (Registry of Toxic Effects of Chemical Substances) database. (2011.12.15 現在).
- 2) IPCS (1997): International Chemical Safety Cards. 1275. 1-methylnaphthalene.
- 3) Korsak, Z., W. Majcherek and K. Rydzyński (1998): Toxic effects of acute inhalation exposure to 1-methylnaphthalene and 2-methylnaphthalene in experimental animals. *Int. J. Occup. Med. Environ. Health.* 11: 335-342.
- 4) Murata, Y., A. Denda, H. Maruyama and Y. Konishi (1993): Chronic toxicity and carcinogenicity studies of 1-methylnaphthalene in B6C3F₁ mice. *Fundam. Appl. Toxicol.* 21: 44-51.
- 5) Bechtel, D.G., C.L. Waldner and M. Wickstrom (2009): Associations between immune function in yearling beef cattle and airborne polycyclic aromatic hydrocarbons and PM_{1.0} near oil and natural gas field facilities. *Arch. Environ. Occup. Health.* 64: 47-58.
- 6) 野田勉, 森田茂, 山田明男, 大垣寿美子 (1982): 家庭用品に使用される化学物質の安全性試験 (III). 2-chloroethylbenzoate および methylnaphthalene のラットによる催奇形性試験. *大阪市環境科学研究所報告調査研究年報.* 44: 83-90.
- 7) Murata, Y., Y. Emi, A. Denda and Y. Konishi (1992): Ultrastructural analysis of pulmonary alveolar proteinosis induced by methylnaphthalene in mice. *Exp. Toxicol. Pathol.* 44: 47-54.
- 8) Emi, Y. and Y. Konishi (1985): Endogenous lipid pneumonia in B6C3F₁ mice. In: *Respiratory System. Monographs on pathology of laboratory animals. Sponsored by the International Life*

- Sciences Institute. Jones, T.C., U. Mohr and R.D. Hunt eds. Springer-Verlag, New York. pp. 166-168.
- 9) Florin, I., L. Rutberg, M. Curvall and C.R. Enzell (1980): Screening of tobacco smoke constituents for mutagenicity using the Ames' test. *Toxicology*. 15: 219-232.
- 10) Kaden, D.A., R.A. Hites and W.G. Thilly (1979): Mutagenicity of soot and associated polycyclic aromatic hydrocarbons to *Salmonella typhimurium*. *Cancer Res.* 39: 4152-4159.
- 11) Kulka, U., E. Schmid, R. Huber and M. Bauchinger (1988): Analysis of the cytogenetic effect in human lymphocytes induced by metabolically activated 1- and 2-methylnaphthalene. *Mutat. Res.* 208: 155-158.
- 12) Weis, L.M., A.M. Rummel, S.J. Masten, J.E. Trosko and B.L. Upham (1998): Bay or baylike regions of polycyclic aromatic hydrocarbons were potent inhibitors of Gap junctional intercellular communication. *Environ. Health Perspect.* 106: 17-22.
- 13) Koppers Company Inc. (1982): An evaluation of the mutagenic activity of methylnaphthalene fraction in the ames *salmonella*/microsome assay. NTIS/OTS0206434.
- 14) Schmeltz, I., J. Tosk, J. Hilfrich, N. Hirota, D. Hoffmann and E.L. Wynder (1978): Bioassays of naphthalene and alkylnaphthalenes for co-carcinogenic activity. Relation to tobacco carcinogenesis. In: Jones, P.W. and R.I. Freudenthal, Eds. *Carcinogenesis. A Comprehensive Survey Vol. 3: Polynuclear aromatic hydrocarbons.* Raven Press, New York, NY, pp. 40-60.

(4) 生態リスクの初期評価

1) U.S.EPA 「AQUIRE」

- 719 : Mattson, V.R., J.W. Arthur, and C.T. Walbridge (1976): Acute Toxicity of Selected Organic Compounds to Fathead Minnows. EPA-600/3-76-097, U.S.EPA, Duluth, MN :12 p.
- 5035 : Caldwell, R.S., E.M. Caldarone, and M.H. Mallon (1977): Effects of a Seawater-Soluble Fraction of Cook Inlet Crude Oil and Its Major Aromatic Components on Larval Stages of the Dungeness Crab, *Cancer magister* Dana. In: D.A.Wolfe (Ed.) *Fate and Effects of Petroleum Hydrocarbons in Marine Ecosystems and Organisms*, Pergamon Press, NY :210-220.
- 5065 : Hutchinson, T.C., J.A. Hellebust, D. Tam, D. Mackay, R.A. Mascarenhas, and W.Y. Shiu (1980): The Correlation of the Toxicity to Algae of Hydrocarbons and Halogenated Hydrocarbons with Their Physical-Chemical Properties. *Environ.Sci.Res.* 16:577-586.
- 6401 : Anderson, J.W., J.M. Neff, B.A. Cox, H.E. Tatem, and G.M. Hightower (1974): The Effects of Oil on Estuarine Animals: Toxicity, Uptake and Depuration, Respiration. In: F.J.Vernberg and W.B.Vernberg (Eds.), *Pollution and Physiology of Mar.Organisms*, Academic Press, NY :285-310.
- 11180 : Saethre, L.J., I.B. Falk-Petersen, L.K. Sydnes, S. Lonning, and A.M. Naley (1984): Toxicity and Chemical Reactivity of Naphthalene and Methylnaphthalenes. *Aquat.Toxicol.* 5:291-306.
- 11184 : Falk-Petersen, I.B., L.J. Saethre, and S. Lonning (1982): Toxic Effects of Naphthalene and Methylnaphthalenes on Marine Plankton Organisms. *Sarsia* 67(3):171-178.

- 11322 : Foster, G.D., and R.E. Tullis (1984): A Quantitative Structure-Activity Relationship Between Partition Coefficients and the Acute Toxicity of Naphthalene Derivatives in *Artemia salina* Nauplii. *Aquat.Toxicol.* 5(3):245-254.
- 11926:Abernethy, S., A.M. Bobra, W.Y. Shiu, P.G. Wells, and D. Mackay (1986): Acute Lethal Toxicity of Hydrocarbons and Chlorinated Hydrocarbons to Two Planktonic Crustaceans: The Key Role of Organism-Water Partitioning. *Aquat.Toxicol.* 8(3):163-174.
- 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.
- 2) 環境省(2000) : 平成 11 年度 生態影響試験
- 3) (独)国立環境研究所(2008) : 平成 19 年度化学物質環境リスク評価検討調査報告書