


[3 3] n-ヘキサン

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： n-ヘキサン (別の呼称：ヘキサン、ノルマルヘキサン、ジプロピル) CAS 番号：110-54-3 分子式：C ₆ H ₁₄ 分子量：86.2 構造式： 

(2) 物理化学的性状

本物質は無色透明な揮発性液体で、特異な臭気を持つ¹⁾。水溶性は低い。

融点	-95.3 ²⁾
沸点	68.7 ²⁾
比重	0.655 ~ 0.660 ²⁾
蒸気圧	13 ~ 20.7 kPa (15.8 ~ 20) ²⁾
換算係数	1ppm=3.53 mg/m ³ at 25 ,気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	3.9 ~ 4.11 ²⁾
水溶性	9.47 mg/L ³⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

本物質の蓄積性はやや高いと想定される。濃縮性は次のとおりである。

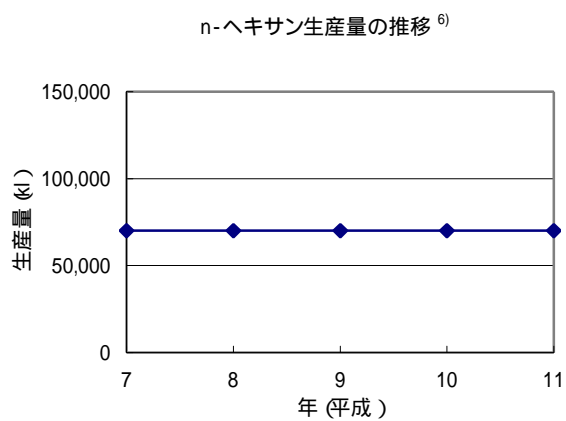
BOD から算出した分解度： 100 % (試験期間：4 週間、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L) ⁴⁾ 生物濃縮係数 (log BCF)：2.24、2.89 (計算値) ⁵⁾
--

注：計算値とは、化学構造式から推定される予測値

(4) 製造輸入量及び用途

生産量・輸入量等

本物質の平成 11 年における国内生産量は約 70,000 kl であり、輸出入量についての記載はないことから¹⁾、推定される国内流通量は約 70,000 kl 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。国内流通量の目安として、生産量の推移⁶⁾を次の図に示した。



用途

本物質の主な用途は、食用油脂抽出溶剤及び接着剤溶剤、塗料、インキなどの各種溶剤である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	90.0
水	質	2.6
土	壌	0.01
底	質	7.4

(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	10.3	11.0	6.8	16.8		3/3	関東	1995	3
室内空気	μg/m ³	7.1		< 0.1	98		189/207	全国	1998	4
地下水	μg/L	< 1	< 1			1	0/73	東京	1996-97	5
公共用水域・淡水	μg/L	< 0.3	< 0.3	< 0.3	0.5	0.3	1/20	全国	2001	2

注：1) スロバキアの公共用水域のデータとして概ね 0.04 μg/L 未満の報告がある(1992)⁶⁾。

2) スロバキアの底質のデータとして概ね 0.00080 μg/g・dry の報告がある(1992)⁶⁾。

(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。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	概ね 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1995)	概ね 3.0 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$
	室内空気	7.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (1998)	2.1 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	水質		
	飲料水	データはない	データはない
	地下水	概ね 1 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1996-7)	概ね 0.04 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
	公共用水域・淡水	0.3 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度(2001)	0.012 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 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		概ね 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1995)	概ね 5.1 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$
室内空気		98 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (1998) [24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度]	29 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度 [7.2 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度]
水質			
飲料水		データはない	データはない
地下水		概ね 1 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1996-7)	概ね 0.04 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
公共用水域・淡水		0.5 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度(2001)	0.02 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 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 7.2 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ (濃度としては 24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (95 パーセンタイル値)) 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 5.1 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ (濃度としては 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) であった。経口暴露による一日暴露量の予測最大量は 0.04 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満であるが、これは地下水データによるものである。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 7.2 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であり、一般環境大気の数値を用いると 5.1 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であった。

表 2.4 人の一日暴露量

		平均	予測最大量
		暴露量(μg/kg/day)	暴露量(μg/kg/day)
大気	一般環境大気	3.0	5.1
	室内空気	2.1	[7.2]
水質	飲料水		
	地下水	<u>0.04</u>	<u>0.04</u>
	公共用水域・淡水	<u>(0.012)</u>	(0.02)
食物			
土壌			
		<u>0.04</u>	<u>0.04</u>
総暴露量(ケース1)		3.04	7.24
総暴露量(ケース2)		3.04	5.14

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。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0.5 μg/L 程度であったが、海水域については分析値が得られなかった。

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	0.3 μg/L 未満程度 (2001)	0.5 μg/L 程度 (2001)
公共用水域・海水	データはない	データはない

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	吸入	TCLo : 190 ppm (670 mg/m ³) (8 週間)
ラット	経口	LD ₅₀ : 25 mg/kg
ラット	吸入	LC ₅₀ : 48,000 ppm (169,000 mg/m ³) (4 時間)
ラット	腹腔	LDLo : 9,100mg/kg

注：() 内の時間は暴露時間を示す。

本物質の吸入により、めまい、手足の感覚麻痺、歩行困難等の多発性神経炎の症状が現れる。

中・長期毒性

- ア) B6C3F₁ マウス雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、1,762、3,525、14,099、35,247 mg/m³ (0、500、1,000、4,000、10,000 ppm) を 13 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、3,525 mg/m³ 以上の群で鼻腔内に炎症を認めたが、1,762 mg/m³ 群ではこのような影響を認めなかった²⁾。
- イ) Wista ラット雄 8 匹を 1 群とし、0、1,762、4,230、10,574 mg/m³ (0、500、1,200、3,000 ppm) を 16 週間 (12 時間/日、7 日/週) 吸入させた結果、4,230 mg/m³ 以上の群で運動神経伝達速度に有意な減少や末梢神経の組織学的な変性を認めた。1,762 mg/m³ の群ではこのような影響を認めなかったが、若干の体重抑制作用がみられた³⁾。

生殖・発生毒性

Sprague-Dawley ラット雌 40 匹を 1 群とし、0、705、3,525、17,623 mg/m³ (0、200、1,000、5,000 ppm) を妊娠 6 日～19 日目までの期間 (20 時間/日) 吸入させた結果、705 mg/m³ 群の母ラットと胎仔に異常を認めなかったが、3,525 mg/m³ 以上の群では胎仔の体重低下を認めた⁴⁾。

ヒトへの影響

ヒトへの急性影響の報告は少ないが、眼への刺激や皮膚の発赤が知られている。皮膚への感作性を否定する報告が 1 つある。1,760 mg/m³ (500 ppm) で 3～5 分暴露されても、眼の刺激症状はみられていない。

本物質は末梢神経をはじめ中枢神経系も障害する。慢性中毒による多発性神経炎発生事例の報告は多いが、本物質の単独暴露に関する疫学調査はそれほど多くない。

ポリエチレンラミネート工場で本物質を使用していた労働者に、四肢の知覚障害、筋力低下、筋萎縮、歩行障害などの症状を呈した多発性神経障害が発生した。作業環境濃度は平均 100～1,000ppm、局所最高濃度は 1,000～1,500ppm であった。発症は暴露開始後 3～6 ヶ月で始まり、症状は職場から離れて 6 ヶ月～1 年の経過で軽快した⁵⁾。

手袋・靴下領域の感覚が障害される手袋・靴下型の知覚障害、腱反射の減弱・消滅、筋萎縮の認められた中毒患者では、尿中のクレアチン量が著しく上昇し、クレアチンホスホキナーゼは減少傾向を示したが、神経症状の改善とともに尿中のクレアチン量は減少した⁶⁾。

合金製造工場でタングステンカーバイドと他の金属を本物質やアセトンで混ぜ合わせる作業に従事していた 50 歳未満の労働者 14 人（暴露期間 1～12 年、平均 6.2 年）と過去に暴露を受けた 5 人、本物質の暴露を受けない焼結作業に従事していた同年代の 14 人を比較検討した結果、明らかな多発性神経炎の発生は認めなかったが、自覚症状で頭痛、四肢知覚異常、筋力低下、臨床検査では橈骨茎突部の振動覚の低下、電気生理学的検査では神経伝導速度の低下と運動神経遠位部潜時の延長に有意な差を認めた。過去 2 年間に 4 回、作業環境濃度を測定した結果は 47、40、88、49 ppm で、平均値は 58 ppm であった⁷⁾。この結果、58 ppm (204 mg/m³) が LOAEL となり、これを暴露状況で補正すると 49 mg/m³ となる。なお、この疫学調査には、対象者数が少ないことや以前の暴露歴が不明である等の点が指摘されている。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

EHC (1991) は発がん性を示す十分な証拠はなく、発がんイニシエーター (7, 12-ジメチルベンゾアントラセン) の暴露後に本物質を皮膚塗布した場合、あるいはプロモーターであるクロトン油と同時塗布した場合でも、皮膚腫瘍の形成が増強されることはなかったとしている。

また、変異原性は代謝活性化の有無にかかわらず、100 µg/plate までの濃度で TA1535、TA1537、TA100、TA98 に対して陰性であったとしている。

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、現時点においては評価はできない。

(3) 無毒性量 (NOAEL) 等の設定

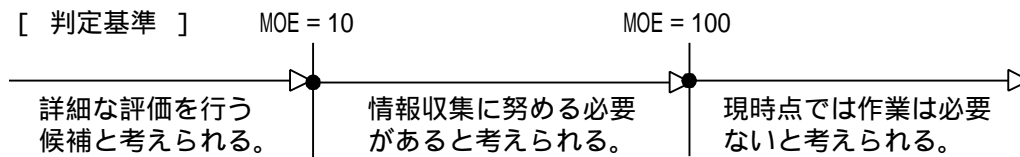
経口暴露については、信頼性のあるデータが得られなかった。

吸入暴露については、ヒトの疫学調査から得られた LOAEL 204 mg/m³ (頭痛、四肢知覚異常、筋力低下等) が信頼性のある最小値であることから同値を採用する。これを暴露状況で補正して 49 mg/m³ とし、さらに LOAEL であるために 10 で除し、対象者数が少ないことや暴露履歴が不明であること等を考慮して 5 で除した 1 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			
吸入	室内空気	7.1 µg/m ³	24 µg/m ³	1 mg/m ³	ヒト	42
	環境大気	10 µg/m ³	17 µg/m ³			59



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 $7.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。ヒトに対する知見より設定された無毒性量等 $1 \text{mg}/\text{m}^3$ と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 42 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情報収集に努める必要があると考えられる。

一方、一般環境大気中の濃度についてみると、平均値で $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、無毒性量等 $1 \text{mg}/\text{m}^3$ と予測最大量から求めた MOE は 59 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情報収集に努める必要があると考えられる。

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			8,100	<i>Chlamydomonas angulosa</i>	EC ₅₀ PSE	3 時間				5065
			23,100	<i>Anabaena cylindrica</i>	EC ₅₀ GRO	10 ~ 14				12597
			26,600	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	EC ₅₀ GRO	10 ~ 14				6030
甲殻類			<u>1,510</u>	<i>Artemia salina</i>	IC ₅₀ IMM	1				11323
			3,900	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2				11936
			732,500	<i>Moina micrura</i>	LC ₅₀ MOR	4				18198
			>1,000,000	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	1				707
魚類			113,000	<i>Tilapia mossambica</i>	LC ₅₀ MOR	4				771
			>1,000,000	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	1				12497
			>1,000,000	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	1				12497
			>1,000,000	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	1				12497
			>1,000,000	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	2				12497
			>1,000,000	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	2				12497
			>1,000,000	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀ MOR	2				12497
その他			9,049	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	繊毛運動の停止	1				11553
			68,000	<i>Brachionus calyciflorus</i>	LC ₅₀ MOR	1				9385
			68,300	<i>Brachionus plicatilis</i>	LC ₅₀ MOR	1				6002
			154,000	<i>Brachionus plicatilis</i>	LC ₅₀ MOR	1				16539
			154,300	<i>Brachionus plicatilis</i>	LC ₅₀ MOR	1				6002
			1,900,000	<i>Thiara tuberculata</i>	LC ₅₀ MOR	4				18198
			120.2	Phytoplankton	EC ₅₀ PSE	4 時間				16872
			68,300	<i>Brachionus calyciflorus</i>	LC ₅₀ MOR	1				17689
			375,000	<i>Branchiura sowerbyi</i>	LC ₅₀ MOR	4				771
			595,000	Chironomid	LC ₅₀ MOR	4				18198

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、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、IC₅₀ (Median Inhibition Concentration): 半数阻害濃度、LC₅₀ (Median Lethal Concentration): 半数致死濃度

影響内容) GRO (Growth): 生長(植物)、成長(動物)、IMM (Immobilization): 遊泳阻害、MOR (Mortality): 死亡、PSE (Photosynthesis): 光合成活性阻害

(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 *Chlamydomonas angulosa* に対する光合成活性阻害の3時間半数影響濃度 (EC_{50}) が $8,100 \mu\text{g/L}$ 、甲殻類では *Artemia salina* に対する遊泳の24時間半数阻害濃度 (IC_{50}) が $1,510 \mu\text{g/L}$ 、魚類では *Tilapia mossambica* の96時間半数致死濃度 (LC_{50}) が $113,000 \mu\text{g/L}$ 、その他の生物では繊毛虫類の *Tetrahymena pyriformis* に対する24時間繊毛停止が $9,049 \mu\text{g/L}$ 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最も低い値 (甲殻類の $1,510 \mu\text{g/L}$) 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 $15 \mu\text{g/L}$ が得られた。

慢性毒性値については、信頼できる毒性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 $15 \mu\text{g/L}$ を採用する。

(3) 生態リスクの初期評価結果

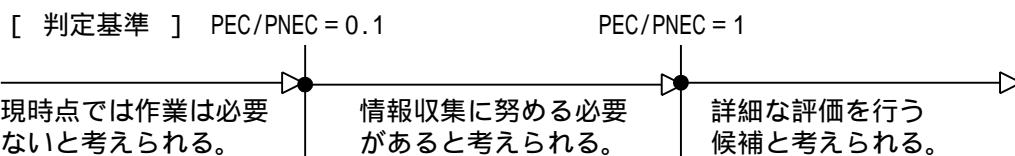
表 4.2 生態リスクの初期評価結果

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	$0.3 \mu\text{g/L}$ 未満程度 ¹⁾ (2001)	$0.5 \mu\text{g/L}$ 程度 (2001)	15 $\mu\text{g/L}$	0.03
	一般環境 海水域	データはない	データはない		
	発生源周辺	データはない	データはない		
底質	一般環境	我が国におけるデータはない ²⁾	我が国におけるデータはない ²⁾		

注：一般環境・淡水域は、河川河口域を含む。

1) スロバキアのデータとして概ね $0.04 \mu\text{g/L}$ 未満の報告がある(1992)

2) スロバキアのデータとして概ね $0.00080 \mu\text{g/g}\cdot\text{dry}$ の報告がある(1992)



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では $0.3 \mu\text{g/L}$ 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 $0.5 \mu\text{g/L}$ 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 0.03 となり、現時点では作業は必要ないと考えられる。海水域については、予測環境中濃度 (PEC) 等の情報が得られなかったため、現時点では生態リスクの判定はできない。

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) 化学物質安全情報研究会編 (1999) 化学物質安全性データブック(改訂増補版), オーム社
- 3) Chemfinder (<http://Chemfinder.Camsoft.com/>)
- 4) 通産省 (1996) 既存化学物質安全性点検シート (n-ヘキサン), 官報番号 2-6
- 5) Hazardous Substances Data Bank (HSDB) (1998) U.S.National Library of Medicine
- 6) 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) (財)日本環境衛生センター 光化学オキシダントに係る非メタン有機ガス類等調査 (環境庁委託業務) 平成 8 年 3 月
- 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) 東京都環境科学研究所年報 p254-61, 1998
- 6) H.Al-Rekabi *et al.*: Water Air Soil Pollut., 81, 193-200(1995)

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) U.S. National Institute for Occupational Safety and Health (2001) REGISTRY OF TOXIC EFFECTS OF CHEMICAL SUBSTANCES (RTECS®), MN9275000.
- 2) Dunnick, J. K. *et al.* (1989) Toxicology, 57: 163-172.
- 3) Huang, J. *et al.* (1989) Arch. Toxicol., 63 (5) : 381-385.
- 4) Mast, T.J. *et al.* (1987) Inhalation developmental toxicology studies: teratology study of n-hexane in rats: final report. Iss. PNL-6453, order No.DE88006812. pp.208.
- 5) 山田信也ら (1967) 産業医学, 9: 651
- 6) 宮地一馬ら (1969) 日本内科学雑誌, 58: 226
- 7) Sanagi, S. *et al.* (1980) Int. Arch. Occup. Environ. Health. 47: 69-79.

参考資料

- Environmental Health Criteria 122, IPCS (1991) .
- IRIS (Integrated Risk Information System) , No.0486, n-Hexane, U.S. EPA (1997) .
- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, Supplement, Hexane (n-Hexane) , ACGIH (1998) .

(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)
707:Bringmann,G. and R.Kuhn (1982): Results of Toxic Action of Water Pollutants on *Daphnia magna* Straus Tested by an Improved Standardized Procedure. Z. Wasser-Abwasser-Forsch.

- 15(1): 1-6 (GER) (ENG ABS).
- 771:Ghatak,D.B., M.M.Hossain, and S.K.Konar (1988): Acute Toxicity of n-Heptane and n-Hexane on Worm and Fish. *Environ. Ecol.* 6(4): 943-947.
- 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.
- 6002:Ferrando,M.D. and E.Andreu-Moliner (1992): Acute Toxicity of Toluene, Hexane, Xylene, and Benzene to the Rotifers *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus plicatilis*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 49(2): 266-271.
- 6030:Stratton,G.W. and T.M.Smith (1988): Interaction of Organic Solvents with the Green Alga *Chlorella pyrenoidosa*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 40(5): 736-742.
- 9385:Snell,T.W., B.D.Moffat, C.Janssen, and G.Persoone (1991): Acute Toxicity Tests Using Rotifers IV. Effects of Cyst Age, Temperature, and Salinity on the Sensitivity of *Brachionus calyciflorus*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 21(3): 308-317.
- 11323:Foster,G.D. and R.E.Tullis (1985): Quantitative Structure-Toxicity Relationships with Osmotically Stressed *Artemia salina* Nauplii. *Environ. Pollut. Ser. A Ecol. Biol.* 38:273-281.
- 11553:Rogerson,A., W.Y.Shiu, G.L.Huang, D.MacKay, and J.Berger (1983): Determination and Interpretation of Hydrocarbon Toxicity to Ciliate Protozoa. *Aquat. Toxicol.* 3(3): 215-228.
- 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.
- 12497:Tsuji,S., Y.Tonogai, Y.Ito, and S.Kanoh (1986): The Influence of Rearing Temperatures on the Toxicity of Various Environmental Pollutants for Killifish (*Oryzias latipes*). *J. Hyg. Chem./Eisei Kagaku* 32(1): 46-53 (JPN) (ENG ABS)
- 12597:Stratton,G.W. (1987): Toxic Effects of Organic Solvents on the Growth of Blue- Green Algae. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38(6): 1012-1019.
- 16539:Snell,T.W., B.D.Moffat, C.Janssen, and G.Persoone (1991): Acute Toxicity Tests Using Rotifers. III. Effects of Temperature, Strain, and Exposure Time on the Sensitivity of *Brachionus plicatilis*. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 6:63-75.
- 16872:Tubbing,M.J., E.D.DeRuyter van Steveninck, and W.I.Admiraal (1993): Sensitivity of Planktonic Photosynthesis to Various Toxicants in the River Rhine. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 8(1): 51-62.
- 18198:Panigrahi,A.K. and S.K.Konar (1989): Acute Toxicity of Some Petroleum Pollutants to Plankton, Fish and Benthic Organism. *Environ. Ecol.* 7(1): 44-49.