

第1章 はじめに

1.1 目的

フタル酸エステル類は汎用可塑剤として様々なプラスチック、主として塩化ビニル樹脂（以下PVCとする）に添加、次いで成形加工等され製品化されており、それらの製品は非常に広範囲にわたって使用されている。一部のフタル酸エステル類については、内分泌かく乱作用を有すると疑われる物質とされ、社会的関心が高まってきている。

可塑剤の中で最も生産量の多いフタル酸ビス(2-エチルヘキシル)（以下 DEHP とする）は経済産業省において、化学物質審議会内分泌かく乱作用検討小委員会の有害性評価対象物質のひとつとして、内分泌かく乱作用を含め、種々の有害性について評価が行われており、「内分泌かく乱作用の有無に関わらず、従来の知見で生殖・発生毒性による影響がみられることから、有害性評価や暴露評価を踏まえてリスク評価を実施し、適切なリスク管理のあり方について検討すべき」と指摘されている。

一方、OECD、EU などの国際機関をはじめ厚生労働省、国土交通省、環境省においても有害性評価や暴露評価等の報告や取りまとめが行われており、我が国でも一部の規制が検討されているなか、産業界においてはすでにさまざまな自主的取組が進められている。

しかしながら、リスク評価に基づく適切なリスク管理のあり方の検討については、排出実態と環境濃度との関係等の前述の各報告の中でも十分検証されていない課題が残されており、より一層の情報を収集整理し、評価検討を図ることが必要となっている。

こうした状況を踏まえ、独立行政法人製品評価技術基盤機構に、産学官の有識者等から構成されるフタル酸エステル類リスク評価管理研究会（以後研究会とする）を設置し、フタル酸エステル類等の生産・使用・廃棄、有害性情報、リスク評価等の情報を収集するとともに、自主管理のための具体的なリスク管理のあり方の検討を行う。

1.2 経過

2002年5月上旬より研究会設置のための諸準備作業を取り進めて11名（最初は10名、第4回に1名追加）の委員を任命した。フタル酸エステル類の中で最も生産量の多い DEHP を検討対象物質として、第1回研究会を2002年7月14日に開催した。その後1.5~2ヶ月に1回の頻度で研究会を開催し、広範囲の項目について検討を重ねる一方、9月から2003年3月にかけて DEHP のユーザー工業会に対して使用実態調査も行った。それらの検討結果について中間報告書ドラフトの作成を行い、第5、6回の研究会で中間報告書の取りまとめを行った。

検討は、主に図1.2-1で表した DEHP のライフサイクルの上部から下部中程までの放出シナリオに相当する部分について行うとともに、DEHP に関する国内外のリスク評価文献についてレビューを行った。

・第1回研究会：2002年7月14日

研究会の検討の進め方について

フタル酸エステル類の評価の現状について

フタル酸エステル類の生産・使用等の現状

- ・第2回研究会：2002年9月10日
フタル酸エステル類に関する自治体の取組み（東京都、大阪府）
DEHPの生産工場での排出についての試算
DEHPの加工工場での排出
- ・第3回研究会：2002年10月31日
フタル酸エステル類の毒性と種差について
DEHPの水溶解性と水生生物に対する毒性について
DEHPの初期リスク評価書について
中間報告書の構成について
- ・第4回研究会：2002年12月12日
下水処理場におけるフタル酸エステル類の実態
廃棄物最終処分場における内分泌かく乱物質の挙動について
DEHP使用実態調査のまとめ
中間報告書の概要について
フタル酸エステル類の詳細リスク評価について
- ・第5回研究会：2003年3月13日
中間報告書ドラフトの検討
- ・第6回研究会：2003年5月22日
中間報告書取りまとめ

- ・DEHP使用実態調査：2002年9月9日～2003年3月上旬

フタル酸エステル類リスク評価管理研究会委員名簿

- 赤堀 直人 可塑剤工業会 P A E 環境安全委員会委員長
(新日本理化株式会社化成品販売部 東京チーム 課長)
(平成14年 第3回研究会まで)
- 今井田克己 香川医科大学医学部第一病理学 教授
- 小川 武志 日本ビニル工業会技術環境委員長
(アキレス株式会社 執行役員プラスチック製造本部長)
- 加藤 正信 株式会社三菱化学安全科学研究所リスク評価研究センター技師長
- 田中 信壽 北海道大学大学院工学研究科 教授
(平成14年 第4回研究会より)
- 田中 宏明 独立行政法人土木研究所水循環研究グループ上席研究員
- 寺田 正敏 東京都環境局環境改善部 有害化学物質対策課長
(平成15年 第6回研究会より)
- 内藤 航 独立行政法人産業技術総合研究所化学物質リスク管理研究センター
- 西村 浩 財団法人化学物質評価研究機構安全性評価技術研究所主任研究員
- 野田 功 東京都環境局環境改善部 有害化学物質対策課長
(平成14年 第5回研究会まで)
- 丸山 寛茂 可塑剤工業会 技術顧問
(平成14年 第4回研究会より)
- 南 隆雄 大阪府環境農林水産部環境指導室化学物質対策課主査
- 吉田喜久雄 独立行政法人産業技術総合研究所化学物質リスク管理研究センターリス
(委員長) ク解析研究チーム長

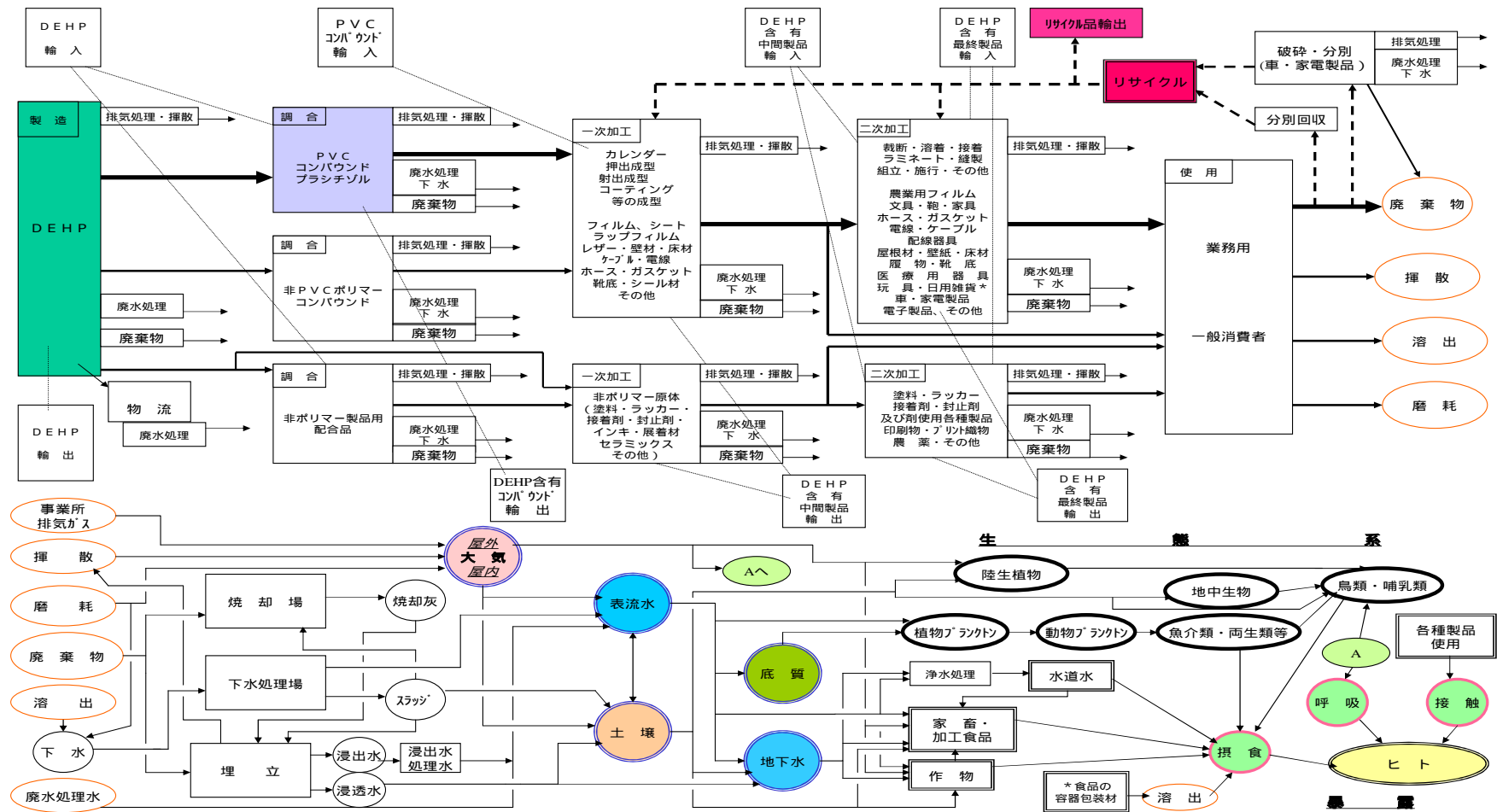


図 1.2-1 DEHP のライフサイクル

第2章 一般情報

2.1 歴史的・国際的動向

フタル酸エステル類は主に樹脂の可塑剤として使用されてきているが、特にPVCに多く用いられてきたので、その成長はPVCの歴史と重なる部分が多い。従ってPVCの歴史(宮本眞ら、2001)を含めてフタル酸エステル類の歴史(可塑剤工業会、1973(昭和49年))を以下に簡略に示す。

PVCの工業的生産は1930年代にドイツ及びアメリカで始まり、海軍艦船用の耐水不燃電線被覆、次いでビニル引布用途に使用されていた。1943年のアメリカでのPVCの生産量は約37,000トンであったといわれている。日本では、1937年にフランス駐在の海軍武官が入手したPVC被覆の電線サンプルが、日本に持ち込まれて工業化検討が始まり、1941年からは小規模な工業生産が始まったが、大部分は軍需用途に使用され一般市場にはほとんど出回っていなかった。1944年度のPVCの生産は116トンとの記録がある。

日本でのフタル酸エステル類の第二次世界大戦前の生産量は1933年に5トン、その後漸増し1941年～1944年225トン～463トン、1945年130トンというデータがある。

PVCの生産は第二次世界大戦後中断していたが、1948年春に戦争中に軍に納めたPVCの残存品を使い、軟質塩ビフィルムの生産が開始された。1949年には11社がPVCの工業生産・試験生産を開始し、同時期に成形加工業での成形加工も本格的に始まったので、この1949年が日本のPVCの発展期又は離陸期が始まった年とされている。1950年のPVCの生産量は1,493トンであったが、その後PVC工業は順調に発展し、2000年には生産量が268万トンに達するに到った。2000年の全世界のPVCの生産量は2,596万トンである。

なお、PVCは2000年の日本での各種プラスチック製造量1,472万トンの中で、約16%のシェアを占めてポリエチレン、ポリプロピレンに次ぐ第3位に位置するが、近年その比率は低下傾向にある。

各種PVC加工製品に使用される可塑剤としてのフタル酸エステル類の出荷量も1948年～1951年190トン～1,784トンと増加し、可塑剤工業会が発足した1957年には2.3万トン、更に2000年には36万トン(ピークは1997年の43万トン)になった。2000年の全世界のフタル酸エステル類の生産量は約470万トンであった。

近年、日本で使用される各種可塑剤の中でフタル酸エステル類のシェアは最も高く80%強を占めているが、DEHPはそのフタル酸エステル類の中でのシェアが60%強であるので、可塑剤全体の中では約半分のシェアを占める最もよく使用されている可塑剤である。

DEHPの用途は、日本も海外と同様にPVC用可塑剤が大部分でその他のメタクリル酸樹脂、ニトロセルロース、塩化ゴム等のポリマー用可塑剤として使用され、ポリマー用途以外には数%、印刷用インキ、塗料、顔料、接着剤、セラミックス分野で使用されている。

また、DEHPを使用したPVCも日本、海外とも、電線被覆等の電気絶縁用製品、シート、フィルム、(農業用フィルム：日本特有) 壁紙、床材、樹脂鋼板、ホース、医療器具、文房具・雑貨子供用玩具、家電製品、自動車など非常に広範囲に用いられている。

一方、PVC製の乳児用玩具に含まれるフタル酸エステル類の溶出による乳幼児での経口経路の摂取が懸念され、欧州では特に3歳以下の乳幼児を対象とした玩具に対するフタル酸エステ

ル類の使用を規制している国がある。また、医療用器具への使用についても、米国の FDA はフタル酸エステル類を使用頻度の高い医療量器具等に使用することに対して他の製品への代替の勧告を行っている。

日本においても、PVC 製手袋、食品用の器具・容器包装及びおもちゃ、及び PBC 製の医療用具へのフタル酸エステル類の使用についての指導・規制が厚生省、厚生労働省より出されており、関係業界では DEHP の代替品使用、PVC 以外の素材への代替等の各種対応を既に実施している。

2.2 化学物質の同定情報

2.2.1 物質名 : フタル酸ビス(2-エチルヘキシル)

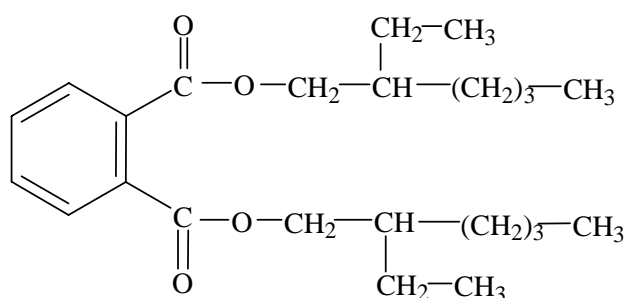
2.2.2 化審法官報の公示整理番号 : 3-1307

2.2.3 化学物質排出把握

管理促進法政令号番号 : 1-272

2.2.4 CAS 番号 : 117-81-7

2.2.5 構造式 :



2.2.6 分子式 : C₂₄H₃₈O₄

2.2.7 分子量 : 390.56

2.3 別名

フタル酸ジ(2-エチルヘキシル)、フタル酸ジオクチル^{注)}、DEHP、DOP^{注)}、di-sec-octyl phthalate、bis(2-ethylhexyl)phthalate、dioctyl phthalate
注) フタル酸ジ(n-オクチル)を指す場合もある。

2.4 化学物質の物理化学的性状

外 観 : 無色粘稠性液体

融 点 : - 50 (IPCS,2002) - 55 (HSDB,2001)

沸 点 : 385 (IPCS,2002) 約 230 (7 hPa)(IUCLID,2000)

引 火 点 : 215 (o.c.)(IPCS,2002)

発 火 点 : 350 (IPCS,2002)

爆発限界 : 0.1% (下限)(IPCS)

比 重 : d_{20}^{20} 0.9861 (HSDB,2001)

蒸気密度 : 13.46 (空気 = 1)

蒸気圧： 0.304×10^{-4} Pa (2.28×10^{-7} mmHg) (20) (環境化学物質要覧, 1988)

0.16 kPa (1.2 mmHg) (200) (環境化学要覧, 1988)

分配係数：log Pow；7.60 (実測値) 8.39 (計算値) (KowWin, 2002)

加水分解性：水中で加水分解を受けてフタル酸と2-エチルヘキサノールを生じる。

加水分解半減期；5.3年 (pH7, 25 , 推定値) (HYDROWIN ver1.67, 2002)

195日 (pH8, 25 , 推定値) (HYDROWIN ver1.67, 2002)

解離定数：解離基なし

スペクトル：主要マススペクトルフラグメント

m/z 149 (基準ピーク, 1.0)、57 (0.32)、113 (0.10)、279 (0.07) (NIST, 2002)

吸脱着性：文献なし

粒度分布：該当せず

溶解性：水；0.285 mg/L (24) (HSDB, 2001)

アルコール、エーテル、ベンゼン、アセトンなどの溶媒と自由に混和

* 水溶解度については、2.4.1 で詳細を述べる。

換算係数：1 ppm = 16.24 mg/m³

(気体, 20) 1 mg/m³ = 0.062 ppm

2.4.1 水溶解度について

水溶解度は飽和重量濃度とも言われ、所定温度(通常は20 付近)における水に溶ける物質の最大量(飽和量)を意味する。水溶解度は、環境中における化学物質の移動、分配、分解を制御する重要な要素である。さらに生物に対する蓄積特性や毒性にも影響を及ぼすことが知られている。

表 2.4.1-1 にこれまでに報告されている DEHP の水溶解度を整理した。それによると、DEHP の水溶解度は、0.0006 ~ 1.3 mg/L となっており、その範囲は非常に広い。構造活性相関を利用し EPIWIN (e.g., Maylan et al., 1996; EPA 2000) と UNIFAC (Thomsen et al. 1999) より求められた DEHP の溶解度は、それぞれ、0.0011 mg/L (25) と 0.0092 mg/L (25) であった。表面張力測定を用いた Thomsen et al. (2001) における DEHP の溶解度は、0.017 mg/L (22) であった。低速攪拌法を用いた Letinski et al. (2002) における水溶解度は、0.0019 mg/L (20) であった。Leyder and Boulanger (1983) の攪拌/遠心分離法により導出した値は、0.041 mg/L (20) であった。同程度の DEHP の水溶解度が Hollifield (1979), Howard et al. (1985), DeFoe et al. (1990) および Wolfe et al. (1980) より報告されており、その値はそれぞれ 0.285 (24) , 0.34 (25) , 0.36 および 0.4 (20) であった。Boese (1984) および Howard et al. (1985) は、海水に対する水溶解度を測定しており、その値はそれぞれ 0.0006 mg/L および 0.16 mg/L となっている。海水における溶解度が淡水のそれよりも低下するのは、塩析の影響によるものだと考えられている (e.g., Howard et al., 1985)。環境省の DEHP の初期リスク評価書(環境省 2002) では、DEHP の水溶解度は 25 において 1 mg/L となっており、オリジナル文献は IPCS (1992) であるが、現在その値は改訂され、水溶性なしと記述されている。

DEHP の水溶解度が上記のように広範囲で検出される背景には、DEHP の水溶解度測定の難しさが反映されている。その要因は、1) DEHP の比重が水と同程度(0.986)であること、2) 水

中において容易にコロイド状の分散液を形成する性質があること、3) 実験室のプラスチック製品からコンタミ（汚染）を受ける可能性があることなどが挙げられる(e.g., Staple et al. 1997; Thomsen et al. 2001)。コロイド状分散液の形成は、水に溶解している DEHP の量を見かけ上増加させる。Howard et al (1985) や DeFoe et al.(1990)によると、水と DEHP の密度は同程度であるため、水溶液と分散液の分離が難しく、そのことが DEHP の水溶解度の変動に寄与する一つの要因であると報告されている。巨視的な相の分離も事実上不可能である。よって、遠心分離法によって得られる水溶解度は、遠心分離の効率に大きく依存する(Wolfe et al., 1980; Howard et al., 1985; DeFoe et al. 1990)。また、試験液の表層に膜を形成することもあり、分析サンプルを水溶液から抽出するさい、その影響を受ける可能性も否めない (Howard et al. 1985)。さらに、長鎖のフタル酸エステル類は、実験室の器具の表面に対する親和性が特に高いため、表面に吸着することも考えられる (Thomsen et al. 2001)。

Staple et al. (1997) は、フタル酸エステル類の環境中における挙動に関するレビューを行い、水溶解度についても考察しており、実測値と理論推定値の比較、BCF との関係、毒性の発現濃度とバイオアベイラビリティなどの観点から、0.003 mg/L が評価に用いる DEHP の水溶解度として最適だと述べている。EU のリスク評価書(暫定版)でも、この値を採用している(EU, 2001)。DEHP の河口域における挙動を調査した Turner and Rawlings (2000)による最近の研究の中にもその水溶解度に関する考察がされており、それによると、Milli Q 水を用いた試験における水溶解度は数 $\mu\text{g/L}$ であることを明らかにし、DEHP は数 $\mu\text{g/L}$ までは水に溶けた状態で存在し、その後、コロイド状の分散液を形成すると述べられている。IPCS(1992)では、DEHP の溶解度を非コロイド状とコロイド状の2通りに分類しており、非コロイド状の値として 0.045mg/L(20) (Leyder and Boulanger, 1983) を、コロイド状に分散した時の溶解度として 0.3mg/L 程度の値 (Hollifield, 1979; Howard et al., 1985; DeFoe et al., 1990)を示している。EPA (1995)では、0.334 mg/L という値を DEHP の水溶解度の”Best Estimate”として提示している。この値は、報告値：0.27, 0.3, 0.34, 0.36, 0.4 mg/L の平均値である。

このように DEHP の水溶解度を実験的に正確に測定することはきわめて難しいことがわかる。試験状況や条件によってその値は変動する。よってこれまで報告されている水溶解度の値から単一の値を選択するのはきわめて困難である。本報告書では、当面の評価においては、”真”の水溶解度を Staple et al. (1997)の推奨する 0.003 mg/L とし、”見かけ上”の水溶解度を EPA (1995)における最適推定値 0.334 mg/L として評価を進めることとする。実際の環境水中における DEHP の溶解度は、界面活性剤や懸濁物質などの共存により上昇すると予想される。DEHP の環境挙動や水生生物に対する毒性影響を検討する際は、そのような条件により補正する必要があるかもしれない。補正条件が具体的に設定できない場合は、感度解析や不確実性解析を行い、水溶解度の大きさの違いが種々の解析結果に与える影響を考察することが望ましいと思われる。

表 2.4.1-1 これまでに報告されている DEHP の水溶解度 (mg/L)

水溶解度 (mg/L)	温度 ()	方法	備 考	参考文献
0.0006	25	かみ溶出法	海水	Boese(1984)

0.0011	25	EPIWIN 計算値	SAR / QSAR アプローチ	Maylan et al . 1996, EPA 2000
0.0019	20	低速攪拌法		Letinski et al (2002)
0.0025	25	QSPR 法計算値	QSPR	Cousins and Mackay 2000
0.0026	-	SPARC 計算値	SAR / QSAR アプローチ	EPA 1996
0.003	?		Staple et al . 1997 推奨値 EU 評価書 採用値	Staple et al . 1997
0.00916	25	UNIFAC 計算値	SAR / QSAR アプローチ	Thomsen et al . 1999
0.017	22	表面張力測定法		Thomsen et al . 1999
0.041	20	攪拌 / 遠心分離法		Leyderand Boulanger1983
0.16	25	攪拌 / 遠心分離法	塩水	Howard et al . 1985
0.27	-	遠心分離法		Defoe et al . 1990
0.285	24	比濁分析法		Hollifield 1979
0.3	25	攪拌 / 遠心分離法	井戸水	Howard et al . 1985
0.334	?		US EPA1995 の推定値	US EPA 1995
0.34	25	攪拌 / 遠心分離法		Howard et al . 1985
0.36	-	比濁分析法		Defoe et al . 1990
0.4	25	攪拌 / 遠心分離法		Wolfe et al . 1980
1	25		環境省初期リスク評価書記 載値 誤写 ?	IPCS 1992 cited in 環境省 2002

Quantitative Structure - Property Relationship

2.5 市販品の情報

純 度：99%以上（化学物質ハザード・データ集,1998）

不 純 物：2-エチルヘキサノール(化学物質ハザード・データ集,1998）

添加剤等：無添加

2.6 現在の我が国における法規制等

化学物質排出把握管理促進法：第一種指定化学物質

消防法：危険物第4類第4石油類

労働安全衛生法：名称等を通知すべき有害物
食品衛生法：器具・容器包装及びおもちゃの規格基準
通知等：塩化ビニル製手袋の使用の自粛を促す厚生労働省の通知、
ポリ塩化ビニル製の医療用具から溶出する可塑剤（DEHP）について

参考文献

- 宮本眞樹ら、(2001) 国立科学博物館技術の系統化調査報告 第1集, 国立科学博物館
可塑剤工業会(1973(昭和49年))フタル酸エステル類(PAE)の安全性に関する質問回答集
- Boese, B.L., 1984. Uptake Efficiency of the Gills of English Sole (*Parophrys vetulus*) for Four Phthalate Esters. *Can. Fish. Aquat. Sci.* 41, 1713 - 1717
- Volskay, V.T., Jr. and C.P.L. Grady Jr. 1988. Toxicity of selected RCRA compounds to activated sludge microorganisms. *J. Water Pollut. Contr. Fed.*, 60, 1850 - 1856
- Howard, P.H., S. Banerjee, and K.H. Robillard. 1985. Measurement of Water Solubilities, Octanol/water partition Coefficients and Vapor Pressures of Commercial Phthalate Esters. *Environ. Toxicol. Chem.* 4, 653-661
- Hollifield, H.C. 1979. Rapid nephelometric estimate of water solubility of highly insoluble organic chemicals of environmental interest. *Bull. environ. contam. toxicol.* 23, 579 - 586
- Defoe, D.L., G.W. Holcombe, D.E. Hammermeister, and K.E. Biesinger. 1990. Solubility and Toxicity of Eight Phthalate Esters to Four Aquatic Organisms. *Environ. Toxicol. Chem.* 9, 623 - 639.
- Leyder, F. and Boulanger, P. 1983. Ultraviolet absorption, aqueous solubility, and octanol-water partition for several phthalates. *Bull. environ. contam. toxicol.*, 30, 152 - 157
- Long, J.M. 1995. SPARC Estimations of Kows and solubilities for a series of phthalate esters. Personal Communication. US EPA, NERL, Athens, Georgia.
- Meylan, W. M., Howard, P.H. 1995. User's Guide for EPIWIN, Syracuse Research Corporation, Syracuse, NY, USA.
- Thomsen, M., Carlsen, L., Hvidt, S. 2001. Solubilities and surface activities of phthalate investigated by surface tension measurements. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20 (1), 127 - 132
- Wolfe, N.L., Steen, W.C., Burns, L.A. 1980. Phthalate ester hydrolysis: linear free energy relationships. *Chemosphere* 9, 403 - 408
- Russell, D.J., McDuffie, B., 1986. Chemodynamic properties of phthalate esters: partitioning and soil migration. *Chemosphere* 15, 1003 - 1021

第3章 既存の有害性及びリスク評価結果

3.1 有害性情報

3.1.1 はじめに (調査の範囲)

DEHP については、わが国においても既に有害性評価やリスク評価が行われ、評価文書が公表されている。従って、本章ではこれらの評価文書で扱われた有害性情報、およびこれらの評価文書編纂以降、最近 (2002 年 12 月末) までに報告された DEHP の有害性情報について紹介する。

以下に本章で参考とした国内の評価文書および一部、海外の評価文書を示す。環境中生物に対する影響については、学術論文に掲載された総説も参考にした。

経済産業省 化学物質審議会管理部会・審査部会 (2002) 「内分泌かく乱作用を有すると疑われる」と指摘された化学物質の個別有害性評価書 (案)

化学物質評価研究機構 (2002 未公表) 化学物質の初期リスク評価書 No.7 暫定版、フタル酸ビス(2-エチルヘキシル)、平成 13 年度 新エネルギー・産業技術総合開発機構委託研究

環境省 内分泌攪乱化学物質問題検討会 (2000) フタル酸ジ-2-エチルヘキシルの取り扱い (案)

環境省 中央環境審議会 環境保健部会 化学物質評価専門委員会 (2002) 化学物質の環境リスク初期評価の結果について [29] フタル酸ジ(2-エチルヘキシル)

厚生省内分泌かく乱化学物質の健康影響に関する検討会 (1998) 内分泌かく乱化学物質の健康影響に関する検討会中間報告書 付録 個別物質の評価と今後の検討、3. ポリ塩化ビニル

厚生省 薬事・食品衛生審議会 食品衛生分科会 (2002) 器具及び容器包装の規格基準の改正並びにおもちやの規格基準の改正について、DEHP と DINP の毒性評価について、1. DEHP について

EU, Risk Assessment Report, Sep. 2001 (以下 EU 評価書と略)

IPCS Environmental Health Criteria (EHC) 131 Diethylhexyl Phthalate, 1992 (以下 EHC と略)

Staples, C.A., Adams, W.J., Parkerton, T.F., Gorsuch, J.W., Biddinger, G.R., Reinert, K.H. (1997) Aquatic Toxicity of Eighteen Phthalate Esters. Environmental Toxicology and Chemistry 16(5), 875-891

van Wezel, A.P., van Vlaardingen, P., Posthumus, R., Crommentuijn, G.H., Sijm, D.T.H.M. (2000) Environmental Risk Limits for two phthalates, with special emphasis on endocrine disruptive properties

以下、本章では、ヒト健康への影響、および環境中の生物への影響について紹介する。

3.1.2 ヒト健康への影響

3.1.2.1 生体内運命

DEHP は、膵臓から分泌されたりパーゼによりエステルが加水分解を受け、腸管内でフタル酸モノ(2-エチルヘキシル)(以下 MEHP とする) を生成し、吸収される。ラットでは DEHP のほとんどが加水分解されて MEHP を生成する。MEHP の代謝経路には、2-エチルヘキシル側鎖が β -酸化を受ける過程と ω -1 酸化を受ける過程とがある。ラット及びモルモットでは β -酸化が主要な代謝経路であるが、マウス、ハムスター、ミドリザル、カニクイザル及びマーモセットでは β -酸化は主要な代謝経路ではない。ヒトにおいても β -酸化及び ω -1 酸化による DEHP の代謝経路が存在するとされているが、 β -酸化は主要な経路ではない。経口投与では静脈内投与の場合に比べて2-エチルヘキシル部位でのカルボキシル誘導体が多くみられたが、投与経路の違いによるかどうかは明らかではない (WHO, 1992)。

ラットおよびマーモセットに [phenyl- ^{14}C] 標識した DEHP 2,000 mg/kg を 14 日間強制経口投与した試験で、ラットでは ^{14}C 投与量の 50%が尿中排泄されたのに対し、マーモセットでは 55 ~ 70%が糞中に排泄され、尿中排泄は約 2%であり、組織および血中残留濃度もラットではマーモセットにくらべ、5 ~ 10 倍であった。マーモセットでは体内への取り込みが少なかった (Rohdes et al., 1986)。カニクイザル (1 群 2 匹) に [carbonyl- ^{14}C] 標識した DEHP 0、100、500 mg/kg を 21 日間強制経口投与した試験で、放射能の尿中排泄量は 100、500 mg/kg のそれぞれで投与量の 20.3 ~ 55.3、3.8 ~ 12.7%、糞中排泄量はそれぞれ 39.4 ~ 48.8、55.8 ~ 69.3%であり、高用量では吸収が制限されることがしられた (Astill, 1989)。

ヒト、マーモセット、ミドリザル及びマウスの尿中には MEHP のグルクロン酸抱合体が多く検出されるが、ラットの尿中には検出されない (IARC, 1982)。

放射線標識 DEHP を投与した体内動態実験で、マーモセットでは DEHP および代謝物は速やかに排泄され、ラットとは異なり、肝臓、精巣に蓄積しないことが知られた (Kurata et al., 2003)。

DEHP の肝臓におけるペルオキシソームの増生作用に関しては、動物種によって著しく異なることが知られている。MEHP 及び代謝物のフタル酸 2-エチル-5-オキソヘキシルはラット培養肝細胞では非常に高いペルオキシソーム増生作用を示すが、ヒトやカニクイザル、マーモセット、モルモットの肝細胞ではほとんどペルオキシソーム増生作用を示さない (WHO, 1992)。

ラットに ^3H 標識した DEHP 700、1,000、1,400、2,000、2,800 mg/kg を単回経口投与した試験で、700、1,000 mg/kg 投与群にセルトリ細胞のジャンクションに存在する滑面小胞体の軽度の拡張、2,800 mg/kg 投与群に精母細胞の変性、滑面小胞体の拡張等の影響が見られた。また、精巣、肝臓等への放射能分布を観察した結果、精巣のセルトリ細胞の β -アクチン局在に影響していることが明らかとなった (食品薬品安全センター 1995; 1996; 1997 未公表資料: 厚生労働省内分泌中間報告)。

3.1.2.2 疫学調査

ボランティア (成人 2 人) への DEHP の経口投与で、5,000 mg では何ら症状は認められなかったが、10,000 mg で軽い胃腸障害と下痢がみられている (Shaffer et al., 1945)。

DEHP を含む PVC 製の吸入チューブを用いた新生児への人工呼吸で、生後 4 週間以内に 3 人の新生児に肺障害による死亡がみられ、その原因として DEHP との関連があることが報告されている (Roth et al., 1988)。しかし、カナダ保健省 (Health Canada) は DEHP の暴露濃度の過大評価を指摘し、米国食品医薬品局 (FDA) は肺障害と DEHP との関連性について疑問視している (Health Canada, 2002; FDA, 2001)。

ドイツで DEHP 製造に 10 ~ 30 年間従事した労働者 10 人における染色体異常に関する研究では、暴露濃度 0.0006 ~ 0.01 ppm の範囲では染色体異常の出現頻度の増加は報告されていない (Thies and Flieg, 1978)。

プエルトリコ在住の女児の間で乳房発育開始年齢の低下がみられ、症状がみられた女児 (6 か月 ~ 8 才) の血清サンプル 41 件中 28 件から DEHP 及びフタル酸ジブチル (以下 DBP とする) を主としたフタル酸エステルが検出され、28 サンプル中 DEHP は 25 件 (187 ~ 2,098 $\mu\text{g/L}$)、DBP は 13 件 (15 ~ 276 $\mu\text{g/L}$) 検出されている。血清中の DEHP 及び DBP の濃度は、同年齢の健常女児、35 人の血清サンプル値に比して有意に高く、性成熟前乳房発育症の発生に主として DEHP を含むフタル酸エステル類が影響を及ぼした可能性が考えられるものの、著者は本症の発生がフタル酸エステルの内分泌かく乱作用による影響と結論するには、さらにヒトでの疫学研究、動物実験での実証が必要であると報告している (Colon et al., 2000)。

表 3.1.2.2-1 ヒトでの疫学的調査結果

対象	暴露経路、暴露濃度	症状	文献
ボランティア (成人 2 人)	経口、10,000mg	軽い胃腸障害、下痢	Shaffer et al., 1945
新生児 (3 人)	PVC 製の吸入チューブを用いた人工呼吸	肺障害による死亡	Roth et al., 1988
		暴露濃度が過大評価と指摘	Health Canada, 2002
		肺障害との関連性に疑問	FDA, 2001
DEHP 製造に 10 ~ 30 年間従事した労働者 10 人	0.0006 - 0.01 ppm	染色体異常の出現頻度の増加なし	Thies & Flieg, 1978
プエルトリコ在住の女児	血清サンプル 41 件中 DEHP 25 件 (187-2,098 $\mu\text{g/L}$) 及び DBP 13 件 (15-276 $\mu\text{g/L}$) を検出 同年齢の健常女児、35 人の血清サンプルの値に比して有意に高い	乳房発育開始年齢の低下	Colon et al., 2000

3.1.2.3 実験動物での毒性

3.1.2.3.1 急性毒性

DEHP の実験動物に対する急性毒性試験結果を表 3.1.2.3.1-1 に示す。

ラットに経口及び腹腔内投与した試験における主な症状として、下痢がみられている (Hodge, 1943)。また、ラットで腹腔内投与により自発運動の減少及び行動異常 (Rubin & Jaeger, 1973)、静脈内投与により肺の腫大がみられ、組織学的には肺胞壁の浮腫、肥厚、著明な好中球浸潤が認められている (Schulz et al., 1975)。ウサギでは静脈内投与により血圧の低下、呼吸数の増加がみられている (Calley et al., 1966)。

表 3.1.2.3.1-1 急性毒性試験結果

	マウス	ラット	ウサギ	モルモット
経口 LD ₅₀	33,500 mg/kg	30,600 mg/kg	33,900 mg/kg	26,300 mg/kg
吸入 LC ₅₀	ND	ND	ND	ND
経皮 LD ₅₀	ND	ND	25,000 mg/kg	10,000 mg/kg
腹腔 LD ₅₀	14,000 – 75,000 mg/kg	30,700 mg/kg	ND	ND
静脈内 LD ₅₀	ND	200 – 250 mg/kg	ND	ND

ND:データなし

3.1.2.3.2 刺激性及び腐食性

調査した範囲内では実験動物に対する刺激性及び腐食性に関する報告はない。

3.1.2.3.3 感作性

調査した範囲内では実験動物に対する感作性に関する報告はない。

3.1.2.3.4 反復投与毒性

DEHP に対する多くの反復投与毒性試験が実施されており、その結果の概要は以下の通りである。

雌雄の B6C3F₁ マウス (6 週齢) に DEHP 0、1,000、5,000、10,000、25,000 ppm (雄 : 0、245、1,209、2,579、6,992 mg/kg/日相当、雌 : 0、270、1,427、2,897、7,899 mg/kg/日相当) を 4 週間混餌投与した試験では、25,000 ppm 群で雌雄に胸腺の萎縮、雄に精巣重量の減少及び精巣の萎縮が、雌に卵胞の消失、5,000 ppm 以上の群で雌雄に肝細胞の壊死を伴う肝臓重量増加、雄に炎症を伴う腎臓重量の減少と貧血がみられており、本試験での NOAEL は雄 245 mg/kg/日、雌 270 mg/kg/日と推定されている (Hazleton, 1992a)。

雌雄の B6C3F₁ マウス (5~6 週齢) に DEHP 0、800、1,600、3,100、6,300、12,500 ppm (雄 : 0、144、289、578、1,156、2,311 mg/kg/日相当、雌 : 0、157、314、629、1,258、2,516 mg/kg/日相当) を 13 週間混餌投与した試験では、3,100 ppm 以上の群で雄に体重増加抑制がみられていることから、本試験での NOAEL は雄 289 mg/kg/日、雌 314 mg/kg/日と推定されている (NTP, 1982)。

卵巣摘出した SD 雌ラット (24~25 日齢、10 匹/群) に DEHP 0、20、200、2000 mg/kg/日を 4 日間強制経口投与した卵巣摘出ラットの子宮増殖実験で、DEHP および 7 種のフタル酸エステル

ル類は5日目の子宮に肥大をおこさなかった (Zacharewski et al., 1998)。

SD雌ラット(10~11週齢)にDEHP 2,000 mg/kg/日を1~12日間、強制経口投与した実験で、性周期の延長(対照:4日周期:44/45匹、5日周期:1/45匹、DEHP群:4日周期:7/42匹、5~6日周期:35/42匹)、排卵の阻害および黄体の欠損が観察された。血中ホルモンレベルの測定の結果、FSH濃度の増加、17-エストラジオールおよびプロジェステロン濃度の低下、LHサージの阻害が観察された。排卵前の卵胞には顆粒膜細胞面積の減少が観察され、これが血中17-エストラジオール濃度低下の原因と考えられた (Davis et al., 1994)。

Wistar雄ラット(4、10、15週齢)にDEHP 2,800 mg/kg/日を10日間強制経口投与した実験で、4週齢には強度、10週齢には中等度の精細管の萎縮がみられたが、15週齢には精細管の萎縮はなかった。4週齢の処理時の影響には回復性が認められた (Gray & Butterworth, 1980)。同様に、SD雄ラット(25、40、60日齢)に1,000 mg/kg/日を14日間強制経口投与した実験で、25日齢には顕著な精巣萎縮および精子形成阻害がみられたが、40、60日齢には精巣の影響はなかった。この実験で、代謝物MEHPの平均血清濃度-時間曲線下面積(AUC)は、25日齢で40、60日齢の2倍であることから、(腸管内でのDEHP加水分解速度を含む)MEHPの吸収速度の差によって毒性発現の差が生じたものと考えられた (Sjoberg et al., 1985)。

雌雄のF344ラット(週齢記載なし)にDEHP 0、0.01、0.1、0.6、1.2、2.5% (雄:0、11、101、667、1,224、相当、雌:0、12、109、643、1,197、1,892 mg/kg/日相当)を21日間混餌投与した試験で、2.5%群で雄に精巣重量の減少と精巣の萎縮、0.6%以上の群で雌雄に組織学的変化を伴う肝臓重量の増加がみられていることから、本試験でのNOAELは雄101 mg/kg/日、雌109 mg/kg/日と推定されている (BIBRA, 1984)。

雌雄のF344ラット(8週齢)にDEHP 0、1,000、4,000、12,500、25,000 ppm (雄:0、63、261、850、1,724 mg/kg/日相当、雌:0、73、302、918、1,858 mg/kg/日相当)を13週間混餌投与した試験で、1,000 ppm群で雄に肝臓重量の増加、4,000 ppm群で雌雄に肝臓重量の増加、雄に腎臓重量の増加と赤血球の減少、12,500 ppm以上の群で雌雄に肝臓及び腎臓重量の増加、組織学的には肝細胞の腫大、腎臓近位尿細管細胞の色素沈着、25,000 ppm群で雌に子宮重量の減少、雄に精巣重量の減少、無精子症を伴う精巣の萎縮、雌雄に下垂体及び副腎の組織学的変化がみられており、著者はLOAELを63 mg/kg/日としている (Hazleton, 1992b)。

雌雄のSDラット(5~6週齢)にDEHP 0、5、50、500、5,000 ppm (雄:0、0.4、3.7、37.6、375 mg/kg/日相当、雌:0、0.4、4.2、42.2、419 mg/kg/日相当)を13週間混餌投与した試験で、5,000 ppmの雌雄の群で肝臓及び腎臓重量の増加、肝細胞の肥大、ペルオキシソームの増生、甲状腺に濾胞径の縮小及びコロイド濃度の減少を伴った組織学的変化、5,000 ppm群の雄に貧血、精巣の相対重量の減少、精細管の萎縮、精子数の減少ないし精子の完全消失、500 ppm以上の雄の群で精巣にセルトリ細胞の空胞化がみられており、著者らはNOAELを50ppm (3.7mg/kg/日に相当)としている (Poon et al., 1997)。

雌雄のF344ラット(5~6週齢)にDEHP 0、1,600、3,100、6,300、12,500、25,000 ppm (雄:0、160、320、641、1,282、2,563 mg/kg/日相当、雌:0、182、364、727、1,454、2,908 mg/kg/日相当)を13週間混餌投与した試験で、12,500 ppm以上の群で雄に精巣の萎縮、25,000 ppmの群で雌雄に体重増加抑制がみられていることから、本試験でのNOAELは雄641 mg/kg/日、雌727 mg/kg/日と推定されている (NTP, 1982)。

SD 雄ラットの6日齢から DEHP 0、100、200、500 mg/kg/日を5日間強制経口投与した実験で、最終投与24時間後に、500 mg/kg/日以上にセルトリ細胞数の減少を伴う精巣重量の低下がみられた。最終投与4週間後には200 mg/kg/日以上に精巣重量の低下を認めたが、セルトリ細胞数に影響はなかった。成熟後の交配成績にも明確な影響はなかった (Dostal et al., 1988)。

また、SD 雄ラットの3日齢に DEHP 0、20、100、200、500 mg/kg/日を強制経口投与した実験で、100 mg/kg 以上の群に肥大した多核始原生殖細胞が見られたが、20 mg/kg の投与ではみられなかった。この結果は、新生児ラットにおける DEHP の精巣毒性は若齢ラットと同程度であることを示唆している (Li et al., 2000)。

なお、2日齢のSDラットの精巣から調製したセルトリ細胞 (セルトリ細胞は生後10~14日までに細胞分裂を終了するため) 及び始原生殖細胞の共培養系で、DEHP の代謝物、MEHP は用量に依存してセルトリ細胞からの原生殖細胞分離 (すなわち、生殖細胞の死滅)、さらに、セルトリ細胞の増殖抑制を示したことから、新生児期のラットが MEHP に暴露されるとセルトリ細胞数が減少し、その結果成熟期の精子形成阻害されることが推定された (Li et al., 1998)。

F344 雌雄ラット (6週齢) に DEHP 0、100、500、2,500、12,500 ppm (雄: 0、5.8、28.9、146.6、789 mg/kg/日相当、雌: 0、7.3、36.1、181.7、938.5 mg/kg/日相当) を104週間混餌投与した試験で、500 ppm 以上の雄に精巣上体の無精子症発現頻度の増加、2,500 ppm 以上の雄に摂餌量減少、体重増加抑制、肺相対重量高値、肝臓、腎臓重量および相対重量高値、肝臓の海綿化 (炎症性浮腫)、雌雄にペルオキシソーム増生に関連する肝臓組織変化、12,500 ppm 以上の雄に精巣重量および相対重量低値、下垂体の去勢細胞 (下垂体前葉の好塩基性細胞肥大)、膵臓の腺房細胞腺腫、雌に摂餌量減少、体重増加抑制、肝臓重量高値、雌雄に血清中尿素窒素量、アルブミン高値、グロブリン低値、AST、ALT 高値傾向、赤血球数、ヘモグロビン量、ヘマトクリット値低値、肝臓のクッパー細胞色素沈着が認められた。精巣上体の無精子症発現頻度の増加に基づき、無毒性量は 5.8 mg/kg/日であった (David et al., 2000)。

雌雄のマーモセット (13-14週齢) に DEHP 0、100、500、2,500 mg/kg/日を13週間強制経口投与した実験で、2,500 mg/kg/日群の雄で体重増加抑制が、100 mg/kg/日以上に雄、500 mg/kg/日以上に雌雄でチトクロームP450の増加傾向、100 mg/kg/日における雄で僅かな平均ペルオキシソーム体積 (volume) の増加がみられているが、器官重量及び病理組織学的検査において肝臓の大きさの増加、肝細胞の肥大はみられず、ペルオキシソーム系酵素活性、ペルオキシソームの数、体積密度 (volume density)、形態に対照群との差がみられていないことからペルオキシソームの増生は生じないと考えられている。なお、精巣毒性 (精巣および副生殖腺重量低下、精巣の組織学的変化、ホルモンレベルの変化) はなかった (Kurata et al., 1998)。

幼若マーモセット (3か月齢) に DEHP 0、100、500、2,500 mg/kg/日を15か月間連日強制投与した試験で、精巣への影響はみられなかった (Tomonari et al., 2003)。

カニクイザル (2歳未満、雄4匹/群) に DEHP 0、500 mg/kg/日を14日間強制経口投与した実験で、精巣の変化は見られなかった (Pugh et al., 2000)。

カニクイザルに DEHP 0、100、500 mg/kg/日を25日間強制経口投与した実験ではペルオキシソームの増生は認められていない (Short et al., 1987)。

表 3.1.2.3.4-1 反復投与毒性試験結果

動物種	投与方法	投与期間	投与量	結果	文献
マウス (B6C3F ₁ 、 雌雄) 6週齢	混餌	4週間	0、1,000、5,000、10、000、25,000 ppm (雄：0、245、1,209、2,579、6,992 mg/kg/日相当 雌：0、270、1,427、2,897、7,899 mg/kg/日相当、著者換算)	25,000 ppm雌雄：胸腺の萎縮 雄：精巣重量の減少及び精巣の萎縮、 雌：卵巣黄体の消失 5,000 ppm以上雌雄：肝臓の壊死を伴う重量増加 雄：炎症を伴う腎重量の減少と貧血 NOAEL =雄 245mg/kg/日、雌 270mg/kg/日	Hazleton, 1992a
マウス (B6C3F ₁ 、 雌雄) 5-6週齢	混餌	13週間	0、800、1,600、3,100、6,300、12,500 ppm (雄：0、144、289、578、1,156、2,311 mg/kg/日相当 雌：0、157、314、629、1,258、2,516 mg/kg/日相当、CERHR換算)	3,100 ppm以上の雄で体重増加抑制 NOAEL =雄 289mg/kg/日、雌 314mg/kg/日	NTP, 1982
ラット SD 卵巣摘出 24-25日齢 10匹/群	強制経口	4日間	0、20、200、2000 mg/kg/日	子宮に肥大なし	Zacharewski et al., 1998
ラット SD 10-11週齢	強制経口	1-12日間	0、2,000 mg/kg/日	性周期の延長 対照：4日周期：44/45匹 5日周期：1/45匹 DEHP群：4日周期：7/42匹 5～6日周期：35/42匹 排卵の阻害、黄体の欠損 FSH濃度の増加、 17- エストラジオール、プロジェステロン濃度の低下 LHサージの阻害、 排卵前卵胞に顆粒膜細胞面積の減少	Davis et al., 1994
ラット (Wistar、雄) 4、10、15週齢 10匹/群	強制経口	10日間	0、800 mg/kg/日	4週齢：精巣、前立腺重量低値、精細管萎縮 10週齢：精囊、前立腺重量低値、5-50%の精細管萎縮 15週齢：精細管萎縮なし	Gray & Butterworth, 1980
ラット (Wistar、雄) 4週齢 8匹/群	混餌	10日間 (性成熟前まで) 42日間 (性成熟後まで)	0、2% (0、1,200 mg/kg/日相当)	10日間：17.5週齢までに精巣、精囊、前立腺重量回復 42日間：28週齢までに精囊、前立腺重量回復、精細管萎縮の回復は遅延	Gray & Butterworth, 1980
ラット (SD、雄) 25、40、60日齢	強制経口	14日間	1,000 mg/kg/日	25日齢：顕著な精巣萎縮および精子形成阻害 40、60日齢：精巣の影響なし 代謝物 MEHPのAUC： 25日齢で40、60日齢の2倍	Sjoberg et al., 1985
ラット (F344、雌雄) 週齢記載なし	混餌	21日間	0、0.01、0.1、0.6、1.2、2.5 % (雄：0、11、101、667、1,224、2,101 mg/kg/日相当)	2.5 %雄：精巣重量の減少と精巣の萎縮 0.6 %以上雌雄：組織学的変化	BIBRA, 1984

動物種	投与方法	投与期間	投与量	結果	文献
			雌：0、12、109、643、1,197、1,892 mg/kg/日相当、CERHR換算)	を伴う肝臓重量の増加 NOAEL= 雄 101mg/kg/日、雌 109mg/kg/日	
ラット (F344、雌雄) 8週齢	混餌	13週間	0、1,000、4,000、12,500、25,000 ppm (雄：0、63、261、850、1,724、mg/kg/日相当、 雌：0、73、302、918、1,858 mg/kg/日相当、著者換算)	25,000 ppm雌：子宮重量の減少 25,000 ppm雄：精巣重量の減少、無精子症を伴う精巣の萎縮、下垂体及び副腎の組織学的変化 12,500 ppm以上雌雄：肝臓及び腎臓重量の増加及び組織学的変化 4,000 ppm雌雄：肝臓重量の増加 雄：腎臓重量の増加と赤血球の減少 1,000 ppm雄：肝臓重量の増加 LOAEL = 63 mg/kg/日 (著者による)	Hazleton, 1992b
ラット (SD、雌雄) 5-6週齢	混餌	13週間	0、5、50、500、5,000 ppm (雄：0、0.4、3.7、37.6、375 mg/kg/日相当、 雌：0、0.4、4.2、42.2、419 mg/kg/日相当、著者換算)	500 ppm以上雄：セルトリ細胞の空胞化 5,000 ppm雌雄：肝臓及び腎臓重量の増加、肝細胞の肥大、ペルオキシソームの増生、濾胞径の縮小及びコロイド濃度の減少を伴った甲状腺の組織学的変化 雄：精巣の相対重量の減少、精細管萎縮、精子数の減少ないし精子の完全消失 NOAEL=3.7 mg/kg/日	Poon et al., 1997
ラット (F344、雌雄) 5-6週齢	混餌	13週間	0、1,600、3,100、6,300、12,500、25,000 ppm (雄：0、160、320、641、1,282、2,563 mg/kg/日相当、 雌：0、182、364、727、1,454、2,908 mg/kg/日相当、CERHR換算)	12,500 ppm以上雄：精巣の萎縮。 25,000 ppm雌雄：体重増加抑制 NOAEL =雄 641 mg/kg/日、雌 727mg/kg/日	NTP 1982
ラット (SD、雌雄) 6日齢	強制経口	5日間	0、100、200、500 mg/kg/日	<u>最終投与24時間後</u> 500 mg/kg/日以上： セルトリ細胞数の減少を伴う精巣重量の低下 <u>最終投与4週間後</u> 200 mg/kg/日以上： 精巣重量の低下、 セルトリ細胞数に影響なし <u>成熟後</u> 交配成績に明確な影響なし	Dostal et al., 1988
ラット (SD、雄) 3日齢	強制経口	1回	0、20、100、200、500 mg/kg/日	100 mg/kg以上： 多核始原生殖細胞肥大	Li et al., 2000
ラット (F344、雌雄) 6週齢 50-80匹/群 なお、0、2,500、	混餌	104週間 26、52、78週目に 10匹/群/性	0、100、500、2,500、12,500 ppm 雄：0、5.8、28.9、146.6、789 mg/kg/日相当 雌：0、7.3、36.1、181.7、938.5 mg/kg/日相当	500 ppm以上： 雄：無精子症 2,500 ppm以上： 雄：摂餌量減少、体重増加抑制、肺相対重量高値、肝臓、腎臓	David et al., 2000

動物種	投与方法	投与期間	投与量	結果	文献
12,500 ppmの10匹/群/性は78週目除外、病理検査		の血液検査、及び尿検査	著者換算	重量および相対重量高値、肝臓の海綿化（炎症性浮腫） 雄：ペルオキシゾーム増生に関連する肝臓組織変化 12,500 ppm 雄：精巣重量および相対重量低値、下垂体の去勢細胞（下垂体前葉の好塩基性細胞肥大）、膵臓の腺房細胞腺腫 雌：摂餌量減少、体重増加抑制、肝臓重量高値 雌雄：血清中尿素窒素量、アルブミン高値、グロブリン低値、AST、ALT高値傾向、赤血球数、ヘモグロビン量、ヘマトクリット値低値、肝臓のクーパー細胞色素沈着	
マーモセット（雌雄、Callithrix jacchus）（13-14週齢）	強制経口	13週間	0、100、500、2,500 mg/kg/日	2,500 mg/kg雄：体重増加抑制 100 mg/kg以上雄：チトクロームP450の増加傾向 500 mg/kg以上雌：チトクロームP450の増加傾向 なお、ペルオキシゾームの増生なし 精巣毒性なし （精巣および副生殖腺重量低下、精巣の組織学的変化、ホルモンレベルの変化）	Kurata et al., 1998
サル（カニクイザル）	強制経口	14日間	0、500 mg/kg/日	体重、肝臓重量、組織病理（肝臓、腎臓、精巣）、ペルオキシゾーム増生マーカー、尿検査、血液学的検査、生化学検査に影響なし	Pugh et al., 2000
サル（カニクイザル）	強制経口	25日間	0、100、500 mg/kg/日	ペルオキシゾームの増生なし（ペルオキシゾームのみ検査）	Short et al., 1987

3.1.2.3.5 生殖・発生毒性

雌のICRマウスにDEHP 0、0.025、0.05、0.1、0.15%（0、9、44、91、191、293 mg/kg相当）を妊娠0日から17日まで混餌投与した試験では、親動物への毒性として91 mg/kg/日以上で嗜眠（lethargy）状態、191 mg/kg/日以上で肝臓重量の増加が、胎児への毒性として91 mg/kg/日群で奇形胎児の増加、191 mg/kg/日以上で吸収胚、死亡胎児の増加、生存胎児数、生存胎児の体重減少がみられており（Tyl et al., 1984 ; 1988）、本試験でのNOAELは44 mg/kg/日と推定される。

また、雌のICRマウスにDEHP 0、40、200、1,000 mg/kg/日を妊娠6-15日に強制経口投与した試験でも、親動物への毒性として1,000 mg/kg/日で体重減少、肝臓相対重量の増加が、胎児への毒性として200 mg/kg/日で外表及び内臓奇形の増加、1,000 mg/kg/日で胎児の生存率の低下、胎児体重の減少、骨格、内臓奇形の増加がみられており、親動物に対するNOAELとして200 mg/kg/

日、胎児に対するNOAELとして40 mg/kg/日が示されている(CERHR, 2000)。

雌のICR-JCLマウスにDEHP 0、0.05、0.1、0.2、0.4、1.0 % (0、70、190、400、830、2,200 mg/kg/日相当) を妊娠0～18日に混餌投与した試験で、親動物への影響として0.2%以上の群で体重増加抑制(妊娠18日)が、胎児への毒性として0.1%以上の群で胎児の死亡率の増加、0.2%で胎児体重の減少、奇形胎児の増加、0.4%以上の群で100%の胎児の死亡がみられている(Shiota et al., 1980; 1985)。本試験からは、親動物に対するNOAELとして190 mg/kg/日、胎児に対するNOAELとして70 mg/kg/日が推定される。

雌のICRマウスにDEHP 0、0.01、0.025、0.05% (0、19、48、95 mg/kg/日相当) を妊娠0～17日に混餌投与した試験で、児に対しては0.05%群で着床後胚児死亡率増加と新生児死亡率の増加がみられたが、生存動物の成長、発育、生殖能力に影響はなかった(Price et al., 1988)。本試験でのNOAELは48 mg/kg/日と推定される。

雌雄のICRマウスにDEHP 0、0.01、0.1、0.3 % (0、14、141、425 mg/kg/日相当)を106日間(同居前7日間及び98日間の同居中)混餌投与した実験では、0.1%群で妊娠率の低下、産児数及び生存児数の減少がみられ、0.3%群では妊娠が成立していない。また組換え交配試験では、最高用量の雄と対照群の雌の交配で妊娠率、産児数、生存出生児率の減少がみられ、対照群の雄と最高用量群の雌の交配では妊娠が成立しなかった(Lamb et al., 1987)。本試験でのNOAELを14 mg/kg/日と推定した。

雌雄のICRマウスにDEHP を皮下(1～100 mL/kg、1、5および10日目、計3回)投与した試験において、10 mL/kg以上の投与群に妊娠率の低下、15～20 mL/kg投与群に精巣重量の低下が見られたが、子宮重量に変化は見られなかった。精巣間質細胞の線維化を起こしたことから、DEHP 投与により、ライディッヒ細胞からのテストステロン放出が抑制されたと考えられた(Agarwal et al., 1989)。

雌のF344ラットにDEHP 0、0.25、0.5、1.0 % (0、164、313、573mg/kg/日相当) を妊娠0～20日に混餌投与し、分娩後28日目まで観察した試験で、親動物への影響として0.5%以上の群で摂餌量の低下、1.0%群で体重増加抑制が、児に対しては0.5%以上に着床後胚児死亡率増加、1.0%群に生産児数減少、新生児体重低値がみられたが、生存動物の成長、発育、生殖能力に影響はなかった(Price et al., 1986)。本試験でのNOAELは164 mg/kg/日と推定される。

雌のWistarラットにDEHP 0、40、200、1,000 mg/kg/日を妊娠6～15日に強制経口投与した試験で、親動物への影響として1,000 mg/kg/日の群で肝臓及び腎臓の相対重量の増加、体重及び子宮重量の減少、吸収胚の増加が、胎児への毒性として1,000 mg/kg/日の群で体重低下、奇形の増加がみられているおり、NOAELとして親動物及び胎児に対して200 mg/kg/日が示されている(Hellwig et al., 1997)。

SDラット(8匹)の妊娠14日目から分娩後3日目までDEHP 750 mg/kg/日を強制経口投与した実験で、次世代雄(5か月齢、50匹)に乳頭遺残、精巣、精巣上体等の形態学的変化および重量低下が認められたが、この作用は胚児致死作用および生殖器官以外の催奇形性作用より低い量で発現することが示された(Gray et al., 1999)。

Wistarラット(F₀: 1群雌雄各10匹)にDEHP 0、1,000、3,000、9,000 ppm(0、100、300、900 mg/kg: 著者換算)含む飼料を、生育、交配、妊娠、分娩、哺育の各期間を通じて、さらに、F₁の分娩後2日目まで与えた3世代繁殖性試験(用量設定のための予備試験)で、F₀、F₁のいずれ

にも 9,000 ppm まで交尾、妊娠、分娩に対する影響はみられなかったが、3,000 ppm 以上の F₀、9,000 ppm 群の F₁ に肝臓重量の増加、9,000 ppm 群の F₀ および F₁ に摂餌量減少、体重増加抑制、精巣および精巣上体重量低値、9,000 ppm 群 F₁ および F₂ 新生児数減少および生存率低下がみられた。なお、9,000 ppm 群の F₁ 雄の生後 15～18 日目に乳頭遺残がみられたが、次第に消失した (Schilling, et al., 1999)。

Wistarラット (F₀: 1群雌雄各25匹) にDEHP 0、1,000、3,000、9,000 ppm (112.7、339.5、1087 mg/kg 相当、F₀、F₁の交配前、著者換算) 含む飼料を、交配前73日間以上、交配、妊娠、分娩、哺育の各期間を通じて、さらに、F₁ (1群雌雄各25匹を交配用に選抜) の離乳から交配、妊娠、分娩、哺育の各期間を通じて、F₂の離乳まで与えた3世代繁殖試験で、F₀の3,000 ppm以上に生産率、4日目生存率 (F₁) 低下、9,000 ppm群に妊娠率低下 (精細管萎縮、精巣上体無精子症、卵胞分化の障害、数減少)、着床後胚児死亡率の増加、F₁の1,000 ppm以上に新生児の肝臓重量高値、3,000 ppm以上に生産率、4日目生存率 (F₂) 低下、離乳児の胸腺重量低値、9,000 ppm群に妊娠率低下 (精細管萎縮、精巣上体無精子症、卵胞分化の障害、数減少)、着床後胚児死亡率の増加、新生児奇形として、尿道下裂、陰茎小、包皮開裂、雄児包皮開裂遅延、雌児膈開口遅延、離乳児の脾臓、精巣重量低値、F₂の1,000 ppm以上に離乳児の肝臓重量高値、3,000 ppm以上に雄児のAGD短縮、乳頭遺残発現率増加、離乳時体重低値、離乳児の胸腺重量低値、9,000 ppm群に雄児包皮開裂遅延、離乳児の脾臓、精巣重量低値がみられた (Schilling, et al., 2001)。

雌の Long-Evans ラットの妊娠期間中及び授乳期間中の 42 日間に、DEHP0、32.5、325 μL/L (妊娠中 0、3.0～3.5、30～35 mg/kg/日、授乳期間中、0、3.9～10.5、39～105 mg/kg/日相当、著者推定) を飲水投与した試験では、母獣にはいずれの投与群においても影響はみられなかったが、新生児では 32.5 μL/L 以上で精巣において造精機能の成熟抑制、腎臓において糸球体萎縮、線維化、尿細管の拡張を伴う腎萎縮、肝臓において重量増加と門脈域血管内皮下水腫がみられ、325 μL/L の投与群で体重増加抑制傾向及び精巣における精細管上皮の変性崩壊が見られている (Arcadi et al., 1998)。ただし、この試験では、血漿中の DEHP は測定されているものの、飲水量は測定されておらず、文献値から投与量を推定しており正確な投与量は明らかではない。さらに、水溶解度をはるかに超えた濃度が用いられている。

なお、NTP の CERHR (Center for Evaluation of Risks to Human Reproduction) のエキスパート・パネルによる本物質の評価報告書においては、特筆すべき事項として以下の記述が挙げられている。妊娠ラットに DEHP を経口投与した場合、F₁ 雄でみられる肛門-生殖突起間距離 (AGD) の短縮、乳頭遺残、尿道下裂等の種々の変化は抗アンドロゲン作用によるものであると考えられるとの記載があるが、論文が引用されていない (CERHR, 2000)。この点に関して、その後に公表された論文では、DEHP 及びその代謝物である MEHP は、いずれも 10 μM の濃度までヒトアンドロゲン受容体に結合しない。また、妊娠期に DEHP を 750 mg/kg/日 経口投与すると、雄胎児の精巣におけるテストステロン生合成が阻害され、精巣のテストステロン量が雌とほぼ同レベルにまで減少する結果が得られたことから、DEHP による生殖毒性や奇形はアンドロゲン受容体を介さない抗アンドロゲン作用によると報告されている (Parks et al, 2000; Gray et al., 2000)。

表 3.1.2.3.5-1 生殖・発生毒性試験結果

動物種	投与方法	投与期間	投与量	結 果	文献
マウス (ICR、雌)	混餌	妊娠 0 - 17日	0、0.025、0.05、 0.1、0.15 % (0、44、91、191、 293 mg/kg/日相当、 著者換算)	親動物への毒性 91 mg/kg/日以上: 嗜眠 191 mg/kg/日以上で肝臓重量の増加 胎児への毒性 91 mg/kg/日: 奇形胎児の増加 191 mg/kg/日以上: 吸収胚、死亡胎児の 増加、生存胎児数、生存胎児の体重 減少 NOAEL = 44 mg/kg/日	Tyl et al, 1984; 1988
マウス (ICR、雌)	強制経口	妊娠 6 - 15日	0、40、200、1,000 mg/kg/日	親動物への毒性 1,000 mg/kg: 体重減少、肝相対重量の 増加 胎児への毒性 200 mg/kg: 外表及び内臓奇形の増加 1,000 mg/kg: で胎児の生存率低下、胎 児体重の減少、骨格、内臓奇形の増 加 NOAEL = 200 mg/kg/日 (親動物) NOAEL = 40 mg/kg/日 (胎児)	CERHR, 2000
マウス (ICR-JCL、雌)	混餌	妊娠 0 - 18日	0、0.05、0.1、0.2、 0.4、1.0 % (0、70、190、400、 830、2,200 mg/kg/日相当、著者 換算)	親動物への毒性 0.2%以上: 体重増加抑制 (妊娠18日) 胎児への毒性 0.1%以上: 胎児死亡率の増加 0.2%: 胎児体重の減少、奇形胎児の増 加 0.4%以上: 100 %の胎児の死亡 NOAEL=190 mg/kg/日 (親動物) NOAEL = 70 mg/kg/日 (胎児)	Shiota, et al., 1980
マウス (ICR、雌) F ₀ : 1群 28-29匹	混餌	妊娠 0 - 17日 親動物: 分娩後 28日目まで観察 F ₁ 動物: 分娩 (F ₂) 後4日目ま で観察 (生後169日目)	0、0.01、0.025、 0.05% (0、19、48、95 mg/kg/日相当、 CERHR換算)	親動物への毒性: 胎児、新生児 (F ₁) への毒性: 0.05%: 着床後胚児死亡率増加、新生児 死亡率増加 F ₁ の交尾、妊娠、分娩に影響なし NOAEL = 48 mg/kg/日	Price et al., 1988
マウス (ICR、雌雄)	混餌	11週齢 106日間	0、0.01、0.1、0.3 % (0、14、141、425 mg/kg/日相当、 CERHR換算)	0.1%: 妊娠率の低下、産児数及び生存 児数の減少 0.3%: 妊娠不成立 組換え交配試験 最高用量の雄と対照群の雌の交配で 妊娠率、産児数、生存出生率の減 少、対照群の雄と最高用量群の雌の 交配で妊娠不成立 NOAEL = 14 mg/kg/日	Lamb et al., 1987

動物種	投与方法	投与期間	投与量	結 果	文献
マウス ICR 雌雄 9-11週齢	皮下	3回	1 ~ 100 mL/kg 原液	10 mL/kg以上: 妊娠率の低下 15 ~ 20 mL/kg: 精巣重量の低下 精巣間質細胞の線維化 子宮重量に変化なし	Agarwal et al., 1989
ラット (F344、雌) F ₀ : 1群 23-26匹	混餌	妊娠 0 - 20日 親動物: 分娩後 28日目まで観察 F ₁ 動物: 分娩 (F ₂) 後4日目ま で観察 (生後128日目)	0、0.25、0.5、1.0 % (0、164、313、573 mg/kg/日相当、 CERHR換算)	親動物への毒性: 0.5%以上: 摂餌量の低下 1.0%: 体重増加の抑制 胎児、新生児 (F ₁) への毒性: 0.5%以上: 着床後胚児死亡率増加 1.0%: 生産児数減少、新生児体重低値 F ₁ の交尾、妊娠、分娩に影響なし NOAEL = 164 mg/kg/日	Price et al., 1986
ラット (Wistar、雌)	強制経口	妊娠6 - 15日	0、40、200、1,000 mg/kg/日	親動物への毒性: 1,000 mg/kg: 肝臓及び腎臓の相対重量 の増加、体重及び子宮重量の減少、 吸収胚の増加 胎児への毒性: 1,000mg/kg: 体重減少、奇形の増加 NOAEL = 200 mg/kg/日 (親動物、胎児)	Hellwig et al., 1997
ラット SD 8匹	強制経口	妊娠14日目から 分娩後3日目ま で	750 mg/kg/日	F ₁ 雄 (5か月齢、50匹): 乳頭遺残、精巣、精巣上体等の形態学 的变化および重量低下	Gray et al., 1999
ラット Wistar F ₀ : 1群雌雄各 10匹	混餌	F ₀ の生育、交配、 妊娠、分娩、哺 育の各期間 F ₁ の分娩後2日 目まで	0、1,000、3,000、 9,000 ppm 0、100、300、900 mg/kg: 著者換算	F ₀ 3,000 ppm以上: 肝臓重量の増加 9,000 ppm群: 摂餌量減少、体重増加抑 制、精巣および精巣上体重量低値 F ₁ 新生児数減少および生存率低下雄の 乳頭遺残 (生後15 ~ 18日目、但し、次 第に消失)、摂餌量減少、体重増加抑 制、肝臓重量の増加、精巣および精 巣上体重量低値 F ₂ 9,000 ppm群: 新生児数減少および生存 率低下 交尾、妊娠、分娩に対する影響なし	Schilling, et al., 1999
ラット Wistar 5週齢 F ₀ : 1群雌雄各 25匹 F ₁ : 1群雌雄各 25匹を交配 用に選抜	混餌	F ₀ の交配前73日 間以上、交配、 妊娠、分娩、哺 育の各期間 F ₁ (1群雌雄各25 匹を交配用に選 抜) の離乳から 交配、妊娠、分 娩、哺育の各期 間 (F ₂ の離乳ま で)	0、1,000、3,000、 9,000 ppm 112.7、339.5、1087 mg/kg相当、F ₀ 、F ₁ の交配前 著者換算	F ₀ 3,000 ppm以上: 生産率、4日目生存率 (F ₁) 低下 9,000 ppm群: 体重増加抑制 体重減少 (妊娠、哺育期間) 妊娠率低下 (精細管萎縮、精巣上体無 精子症、卵胞分化の障害、数減少)、 着床後胚児死亡率の増加 F ₁ 1,000 ppm以上: 児の肝臓重量高値 3,000 ppm以上: 生産率、4日目生存率 (F ₂) 低下	Schilling, et al., 2001

動物種	投与方法	投与期間	投与量	結 果	文献
				児の胸腺重量低値 9,000 ppm群: 体重増加抑制 (成育、妊娠期間) 体重減少 (哺育期間) 妊娠率低下 (精細管萎縮、精巢上皮無精子症、卵胞分化の障害、数減少)、 着床後胎児死亡率の増加 奇形 (尿道下裂、陰茎小、包皮開裂) 雄児包皮開裂遅延、雌児膈開口遅延 児の脾臓、精巢重量低値 F ₂ 1,000 ppm以上: 児の肝臓重量高値 3,000 ppm以上: 雄児のAGD短縮、乳頭遺残発現率増加、離乳時体重低値、児の胸腺重量低値 9,000 ppm群: 雄児包皮開裂遅延 児の脾臓、精巢重量低値 F ₂ 離乳時の機能検査、水迷路試験で影響なし	
ラット Long-Evans 妊娠 雌12匹/群	飲水	妊娠1日目から 分娩まで: 21日間 授乳期間: 21日間 計42日	周産期 0、32.5、325 μL/L 妊娠中 0 mg/kg/日 3.0 – 3.5 mg/kg/日 30 – 35 mg/kg/日 分娩後 0 mg/kg/日 3.9 – 10.5 mg/kg/日 39 – 105 mg/kg/日 (著者換算)	血漿中 DEHP 濃度 (投与最終日) 32.5 μL/L 母獣: 0.197 ± 0.031 μg/L 児: 不検出 325 μL/L 母獣: 1.417 ± 0.21 μg/L 児: 0.496 ± 0.063 μg/L 母獣 両投与群とも影響なし 児 32.5 μL/L 以上 精巢: 造精機能の成熟抑制 腎臓: 糸球体萎縮、線維化、尿細管の拡張を伴う腎萎縮 肝臓: 重量増加と門脈域血管内皮下水腫 325 μL/L 体重増加抑制傾向 精巢: 精細管上皮の変性崩壊	Arcadi, et al., 1998

3.1.2.3.6 遺伝毒性

in vitro 試験ではネズミチフス菌、大腸菌を用いた復帰突然変異試験では陰性である (Ashby et al., 1985; Yoshikawa et al., 1983; Zeiger et al., 1985)。ラット肝の株細胞を用いる染色体異常試験及び姉妹染色分体交換試験 (Priston & Dean, 1985)、ラット初代培養肝細胞を用いる不定期 DNA 合成 (UDS) 試験でいずれも陰性である (Probst & Hill, 1985)。チャイニーズハムスター CHO 株細胞の染色体異常試験及び姉妹染色分体交換試験でもいずれも陰性である (Phillips et al., 1982; Douglas et al., 1986)。一方、マウスリンパ腫細胞を用いる遺伝子突然変異試験で 7.5-20

μg/mL の用量範囲で S9 の無添加の場合に陽性反応を示している (Ashby et al., 1985)。チャイニーズハムスターの肝細胞でも 25 ~ 50 μg/mL の用量範囲で突然変異体が陽性と報告されている (Ashby et al., 1985)。

in vivo 試験では、ICR 雄マウスに 12.5、25 g/kg の単回経口投与した優性致死試験でも陰性である (Hamano et al., 1979)。ショウジョウバエを用いた伴性劣性致死試験やマウス末梢血の小核試験でも陰性の結果を示している (Yoon et al., 1985; Douglas et al., 1986)。

表 3.1.2.3.6-1 遺伝毒性試験結果

試験方法		使用細胞種・動物種	結果	
<i>in vitro</i>	復帰突然変異試験	ネズミチフス菌 TA98, TA100, TA1535, TA1537, TA1538 (+/- S9)	-	Ashby et al., 1985; Yoshikawa et al., 1983; Zeiger et al., 1985
		大腸菌 WP2(+/- S9)	-	Yoshikawa et al, 1983
	染色体異常試験	ラット肝株細胞	-	Priston & Dean, 1985
		チャイニーズハムスターCHO 細胞	-	Phillips et al., 1982
	不定期 DNA 合成試験	ラット初代培養肝細胞	-	Probst & Hill, 1985
	姉妹染色分体交換試験	ラット肝株細胞	-	Priston & Dean, 1985
		チャイニーズハムスターCHO 細胞 (+/- S9)	-	Douglas et al., 1986
	遺伝子突然変異試験	マウスリンパ腫細胞(L5178Y) (-S9) 7.5-20 μg/mL で陽性	+	Ashby et al., 1985
チャイニーズハムスターの肝細胞 25-50 μg/mL		+	Ashby et al., 1985	
<i>in vivo</i>	優性致死試験	ICR CD 雄マウス、12.5-15.0 g/kg の単回経口投与	-	Hamano et al., 1979
	伴性劣性致死試験	ショウジョウバエ	-	Yoon et al., 1985
	小核試験	マウス(末梢血)	-	Douglas et al., 1986

- : 陰性; + : 陽性.

3.1.2.3.7 発がん性

雌雄の B6C3F₁ マウス (6 週齢) に DEHP 0、3,000、6,000 ppm (雄 : 0、672、1,325 mg/kg/日相当、雌 : 0、799、1,821 mg/kg/日相当) を 103 週間混餌投与した試験で、雄の 1,325 mg/kg/日及び雌の 799 mg/kg/日以上で肝細胞癌の発生率が対照群に比較し有意に増加している (NTP, 1982)。

同様に雌雄の F344 ラット (5 ~ 6 週齢) に DEHP 0、6,000、12,000 ppm (雄:0、322、674 mg/kg/日相当、雌 : 0、394、774 mg/kg/日相当) を 103 週間混餌投与した試験で、雌雄とも全投与群で肝臓の肝細胞腺腫の発生率が増加し、雌の 774 mg/kg/日で肝細胞癌の発生率が有意に増加している (NTP, 1982)。

雌雄の B6C3F₁ マウスに DEHP 0、100、500、1,500、6,000 ppm (雄 : 0、19、99、292、1,266 mg/kg/日相当、雌 : 0、24、117、354、1,458 mg/kg/日相当) を、また、雌雄の F344 ラットに DEHP 0、

100、500、2,500、12,500 ppm (雄：0、5.8、29、147、789 mg/kg/日相当、雌：0、7.3、36、182、939 mg/kg/日相当)をそれぞれ 104 週混餌投与した試験が実施された。その結果、高用量の DEHP 投与群において、雌雄のマウス及びラットで肝腫瘍の発生頻度の増加がみられたが、マウスでは 100 ppm (19 mg/kg/日 相当) 以下、ラットでは 500 ppm (29 mg/kg/日 相当) 以下の用量では肝腫瘍の発生の有意な増加はみられなかった (CERHR, 2000; David et al., 1999)。

DEHP の発がん性については、反復投与毒性試験で肝ペルオキシソームの増生がみられることから、その関連性の試験が多く行われており、肝ペルオキシソームの増生に伴い肝細胞の増殖が促進されて腫瘍性変化を引き起こし、ラットの肝がんをプロモートするとの報告もある (Cattley & Popp, 1989)。また、B6C3F₁マウス及びF344ラットを用いたジエチルニトロサミン誘発肝発がん実験系において、また、SENCARマウスを用いたDMBA (ジメチルベンツアンスラセン) 誘発皮膚発がん実験系において、DEHP は弱いプロモーター作用を有することが見いだされている (Ward et al., 1983, 1986)。

このようなデータをもとに、ラットやマウスでは反復投与毒性試験でペルオキシソームの増生がみられるが、霊長類では必ずしも生じないこと、また、ヒトの肝臓から単離した培養肝細胞を用いた数多くの *in vitro* 実験で、ラット肝細胞では生じるペルオキシソーム増生に関連した反応がヒトの細胞では生じないことを理由に、IARC は 2000 年 2 月に DEHP をグループ 2B (ヒトに対して発がん性がある可能性がある物質) からグループ 3 (ヒトに対する発がん性については分類できない物質) に変更している (IARC, 2000)。

表 3.1.2.3.7-1 発がん性試験結果

動物種	投与方法	投与期間	投与量	結果	文献				
マウス B6C3F ₁ 雌雄 6 週齢 50 匹/群	混餌	103 週間	0、3,000、6,000 ppm 雄：0、672、1,325 mg/kg/日相当 雌：0、799、1,821 mg/kg/日相当	雄：1,325 mg/kg/日 肝細胞癌発生率増加 雌：799 mg/kg/日以上 肝細胞癌発生率増加	NTP, 1982				
ラット F344 雌雄 5-6 週齢 50 匹/群	混餌	103 週間	0、6,000、12,000 ppm 雄:0、322、674 mg/kg/日相当 雌：0、394、774 mg/kg/日相当	6,000 ppm 雌雄：肝細胞腺腫発生率増加 12,000 ppm 雄：肝細胞腺腫発生率増加 雌：肝細胞腺腫発生率増加、肝細胞癌発生率増加					
マウス B6C3F ₁ 雌雄 6 週齢	混餌	104 週間	0、100、500、1,500、6,000 ppm 雄：0、19、99、292、1,266 mg/kg/日相当 雌：0、24、117、354、1,458 mg/kg/日相当	500 ppm 以上：肝腫瘍の発生頻度増加、肝臓の Pal CoA 活性の上昇、雌：相対肝臓重量高値 1500 ppm 以上雄：相対肝臓重量高値	David et al., 1999				
				群 (ppm)	0	100	500	1,500	6,000
				匹数 (雄/雌)	80/80	50/50	55/55	65/65	80/80
				肝細胞腺腫	4/0	5/3	3/1	8/2	21/8
				肝細胞癌	1/0	0/1	1/0	3/1	24/14
				肝腫瘍	5/0	5/4	4/1	11*/3	34*/22*
ラット F344 雌雄 6 週齢	混餌	104 週間	0、100、500、2,500、12,500 ppm 雄：0、5.8、29、147、	2,500 ppm 以上：肝腫瘍の発生頻度増加、肝臓の Pal CoA 活性の上昇、相対肝臓重量高値					
				群 (ppm)	0	100	500	1,500	6,000

		789 mg/kg/日相当 雌：0、7.3、36、182、 939 mg/kg/日相当	匹数 (雄/雌)	70/70	60/60	65/65	65/65	70/70
			肝細胞腺腫	4/0	10/2	13/4	14/9	19/34
			肝細胞癌	4/3	5/2	9/3	14/10	22/16
			肝腫瘍	8/3	14/4	21/7	27*/19*	37*/44*

3.1.2.3.8 その他の影響 (内分泌系への影響)

DEHP は、内分泌かく乱作用を有する可能性が示唆され、*in vitro* 試験が実施され、報告されている。

SD 雌ラットの子宮ホモジネートを用いたエストロゲン受容体への結合試験で 1 mM までエストロゲン受容体への結合性は認められていない (Blair et al., 2000; Zacharewski et al., 1998)。一方、ヒトエストロゲン受容体には弱い結合性が認められている (17 β -エストラジオール(E2)の 1/1,400) (CERI, 2001)。

ヒト乳がん細胞 (MCF-7) にエストロジェン応答部位およびレポーター遺伝子挿入プラスミドを導入し、エストロゲン様物質による ER の転写活性をエストラジオール (E2) の最大活性 ($10^{-8} \sim 10^{-9}$ M) に比較した実験で、フタル酸ブチルベンジル ($10^{-6} \sim 10^{-4}$ M)、DBP ($10^{-5} \sim 10^{-4}$ M) は転写を刺激したが、フタル酸ジエチルヘキシル (10^{-4} M) には作用が見られなかった (Jobling et al., 1995)。

Gal4-ヒトエストロゲン受容体遺伝子と Gal4 調節ルシフェラーゼレポーター遺伝子を一過性に導入した MCF-7 及びこれらの遺伝子を安定的に導入した HeLa 細胞を用いたレポーター遺伝子アッセイやヒトエストロゲン受容体への結合に应答して増殖する酵母 *S. cerevisiae* PL3 株及び酵母ツーハイブリッドアッセイを用いたレポーター遺伝子アッセイにおいて、試験条件の最高濃度 (酵母ツーハイブリッドアッセイでは 2 mM、その他は 10 μ M) で活性は認められていない (Zacharewski et al., 1998; Nishihara et al., 2000; CERI, 2001)。

表 3.1.2.3.8-1 レセプター結合に関する *in vitro* 試験結果

項目	試験方法及び条件	結果	結論	文献
ER に対する結合試験	方法： ^3H -E2をリガンドとした競争結合試験 受容体：卵巣摘出SD雌ラットの子宮ホモジネート 温度：4 pH：7.4	IC ₅₀ 値： $>10^{-3}$ M (E2： 8.99×10^{-10} M) E2に対する相対結合強度(E2=1)は 9.0×10^{-7} 以下	ER結合性を示さない	Blair et al., 2000
	方法： ^3H -E2をリガンドとした競争結合試験 受容体：SD雌ラットの子宮ホモジネート 試験濃度： 10^{-3} M 温度：30 pH：7.6	IC ₅₀ 値： $>10^{-3}$ M (E2： 1.3×10^{-9} M) E2に対する相対結合強度(E2=1)は 1.3×10^{-6} 以下	ER結合性を示さない	Zacharewski et al., 1998
	ヒトERに対する結合試験 (組換えER リガンドドメイン)	IC ₅₀ ： 9.49×10^{-7} M (E2： 6.74×10^{-10} M) RBA：0.071%	ER結合性を示す (結合性はE2の 1 / 1,400)	CERI, 2001

レポーター遺伝子アッセイ	細胞：pTKLUCとpERE-TKLUCを一過的に導入したMCF-7細胞、 暴露濃度： 10^{-4} M	転写刺激なし フタル酸ブチルベンジル ($10^{-6} \sim 10^{-4}$ M)、フタル酸ジブチル ($10^{-5} \sim 10^{-4}$ M) には活性上昇が見られた	ERを介する転写活性化を示さない	Jobling et al., 1995
	細胞：Gal4-ヒトER遺伝子とGal4調節シフェラーゼレポーター遺伝子を一過的に導入したMCF-7細胞、 暴露濃度： 10^{-7} , 10^{-6} , 10^{-5} M (DEHP)、 10^{-12} M- 10^{-8} M (E2)	10^{-1} - 10^{-5} Mの範囲で活性は陰性 E2では、 10^{-12} - 10^{-9} Mの範囲で暴露量に依存して転写活性率は増加した。E2 = 10^{-9} Mでの活性化倍率は23倍。	ERを介する転写活性化を示さない	Zacharewski et al., 1998
	細胞：Gal4-ヒトER遺伝子とGal4調節シフェラーゼレポーター遺伝子を安定的に導入したHeLa細胞、 暴露濃度： 10^{-7} , 10^{-6} , 10^{-5} M (DEHP) 10^{-12} M- 10^{-8} M (E2)	10^{-1} - 10^{-5} Mの範囲で活性は陰性 E2では、 10^{-12} - 10^{-9} Mの範囲で暴露量に依存して転写活性率は増加した。E2 = 10^{-9} Mでの活性化倍率は11倍。	ERを介する転写活性化を示さない	
	細胞：ヒトER発現遺伝子及びER応答配列を導入したHeLa細胞	PC ₅₀ ： $>10^{-5}$ M (E2: $<10^{-11}$ M)	ERを介する転写活性化を示さない	CERI, 2001
ヒトER応答性酵母増殖試験	細胞：ヒトERを導入した酵母 <i>S.cerevisiae</i> PL3株 暴露濃度： 10^{-5} M (DEHP)、 10^{-9} M (E2) 暴露期間：5日間	10^{-5} Mで増殖が認められない。E2では3日から明らかな増殖を検出。	細胞増殖活性を示さない	Zacharewski et al., 1998
酵母ツーハイブリッドアッセイ	細胞：Gal4 DNA結合ドメイン / ヒトERリガンド結合ドメイン遺伝子、Gal4活性化ドメイン / コアクチベーター-TIF2遺伝子及び -ガラクトシダーゼレポーター遺伝子を導入した酵母	REC ₁₀ ： $>2 \times 10^{-3}$ M (E2： 3×10^{-10} M) E2に対する相対活性比(E2=1)は $>1.5 \times 10^{-7}$	ERを介する転写活性化を示さない	Nishihara et al., 2000

ER: エストロゲン受容体; E2: 17 -エストラジオール; REC₁₀: 10^{-7} M E2による活性値の10%に相当する濃度; PC₅₀: E2による最大活性値の50%に相当する濃度; IC₅₀: E2による50%阻害に相当する濃度; RBA: 相対結合強度(%)

3.1.2.4 ヒト健康への影響 (まとめ)

ヒトにおいて、DEHP が 10,000 mg 経口摂取された場合、軽い胃腸障害と下痢がみられている。

DEHP の実験動物への急性毒性は経口投与で、マウス、ラット、ウサギ及びモルモットの LD₅₀ 値は 26,300 ~ 33,900 mg/kg である。

DEHP が刺激性及び感作性を有するとの報告はない。

DEHP の反復投与毒性試験は、肝臓、腎臓及び精巣が標的器官であることを示しており、ラットの 13 週間の混餌試験での NOAEL (無毒性量) は 50 ppm (3.7 mg/kg/日 相当) となる。

生殖毒性試験においては、妊娠率の低下、胎児体重の減少、奇形胎児の増加、胎児の死亡等が報告されており、ICR マウスを用いた 106 日間の混餌試験における妊娠率の低下、産児数及び生存児数の減少に対する NOAEL (無毒性量) は 0.1% (14 mg/kg/日 相当) となる。

DEHP の発がん性については、ラットやマウスにおいて肝ペルオキシソームの増生に伴い肝細胞の増殖が促進されて腫瘍性変化を引き起こし、肝がんをプロモートするなど報告があるが、霊長類では必ずしもペルオキシソームの増生が生じないこと、また、ヒトの肝臓から単離した

培養肝細胞を用いた数多くの *in vitro* 実験で、ラット肝細胞では生じるペルオキシソーム増生に関連した反応がヒトの細胞では生じないことを理由に、IARC は 2000 年 2 月に DEHP をグループ 2B (ヒトに対して発がん性がある可能性がある物質) からグループ 3 (ヒトに対する発がん性については分類できない物質) に変更している (IARC, 2000)。

DEHP の内分泌系への影響を調べるための *in vitro* 実験において、エストロゲン受容体に対する結合性及び受容体結合を介して起こる応答性は、ほとんどの試験において弱いか陰性であるという結果が示されている。すなわち、エストロゲン受容体を介する内分泌かく乱作用についての可能性は低いものと考えられる。NTP の CERHR (Center for Evaluation of Risks to Human Reproduction) のエキスパート・パネルの評価文書によると、妊娠ラットに DEHP を経口投与した場合、F₁ 雄に肛門-生殖突起間距離 (AGD) の短縮、乳頭遺残、尿道下裂等の種々の奇形や異常が認められること、また、尿道下裂等の奇形の誘発機序に関して、テストステロン生合成系の阻害によるもので、アンドロゲン受容体を介さない抗アンドロゲン作用によるものであると報告されている。

以上、動物実験の結果から予想されるヒトの健康に対する主たる影響としては、反復投与毒性試験における精巣重量の減少と精巣の萎縮が挙げられ、NOAEL は 3.7 mg/kg/日と推定される。また、生殖・発生毒性試験では、妊娠率の低下、産児数及び生存児数の減少がみられており、NOAEL は 14 mg/kg/日と推定される。

3.1.3 環境中の生物への影響 (個別の報告)

DEHP の環境生物に対する影響試験は、水生生物を対象とした試験が最も多く実施されてきた。本節では、その水生生物に対する毒性試験の結果を中心に、植物、陸生生物、鳥類、*in vitro* 試験も加え、DEHP の環境生物に対する影響試験の結果を生物群ごとにまとめた。尚、各試験の概要を記載した表(表 3.1.3.1.1-1 ~ 3.1.3.3-1)は章末にまとめて掲載した。

3.1.3.1 水生生物に対する毒性

3.1.3.1.1 魚類

【水経由 - 急性毒性】

淡水および海水魚類に対する DEHP の急性毒性試験の結果を表 3.1.3.1.1-1 および表 3.1.3.1.1-2 にそれぞれ示した。調査した範囲では、淡水魚 8 種、海水魚 3 種のデータを得ることができた。試験結果は、淡水および海水魚とも「試験最高濃度においても影響なし」と報告されているものがほとんどであった。その範囲は、0.16 mg/L 以上から数千 mg/L 以上であった。影響濃度の絶対値が提示されているのは環境庁(1997)と Hrudey et al. (1976)である。そのうち、環境庁(1997)は、メダカを用いた DEHP の急性毒性試験を行い、その LC₅₀ 値 75 mg/L を報告している。この試験では DEHP を溶解させるため助剤が使用されている。Hrudey et al. (1976) の試験にお

ける致死影響は、コーティングによる物理的作用によって生じたと推測されている。環境庁(1997)や Hrudey et al. (1976)における報告値は Staple et al. (1997)が提示する DEHP の水溶解度(0.003 mg/L)よりもかなり高い値であり、実際の環境水中に存在するレベルとは程遠いと思われる。

【慢性毒性】

魚類に対する DEHP の慢性毒性試験の結果を表 3.1.3.1.1-3 に示した。調査した範囲では、淡水魚 11 種のデータを得ることができた。報告されている無影響濃度(NOEC)の範囲は、> 0.00097 mg/L から > 1 mg/L と広範囲にわたっている。

Mehrle and Mayer (1976)は、ニジマスの卵の孵化前(12 日間)ないし孵化後(90 日間)の DEHP 暴露試験を行い、暴露濃度 0.014 mg/L および 0.054 mg/L において孵化後 5 日の仔魚に対する死亡率が有意に上昇したと報告している。この試験は、暴露-反応関係が弱く、使用した助剤(アセトン)濃度が高く、影響濃度は以後行われた同様の試験よりもかなり低い、などの理由から諸外国における評価書(EU 評価書、米国生態クライテリア)において、リスク評価に用いる妥当なデータでないと判断されている。また、彼らはファットヘッドミノーを対象とした試験も行っており、それによると暴露濃度 0.062 mg/L まで成長や生存に対して影響がなかったと報告している。

Mayer et al. (1977) は、ニジマス 80 日間、ブルックトラウト 150 日間およびファットヘッドミノー 127 日間における DEHP 暴露試験を行い、試験最高濃度においても影響は観察されなかったと報告している。

Defoe et al. (1990) は、0.045 mg/L – 0.502 mg/L 濃度範囲においてニジマスの 90 日間 DEHP 暴露試験を行い、孵化率、生存、成長に対する有意な影響はいずれの濃度においても見られなかったと報告している。この試験では、0.259 mg/L 群および 0.502 mg/L 群において、生物の湿重量がコントロール群と比較し、それぞれ 9.7 および 10.2%減少した。この減少は統計的に有意な差ではなかったが、成長に対する影響の兆候ととらえることができると著者らは述べている。Defoe et al. (1990) は、さらに、メダカを用いた慢性毒性試験も行っており、それによると、平均測定 DEHP 濃度 0.554mg/L の暴露において、メダカの生存に対する有意な影響は見られなかった。しかし、DEHP に暴露された魚群の体重はコントロールに較べて 168 日後に 13%減少した。

Birge et al. (1979) は、ニジマスの受精卵を用いて孵化後 4 日間の毒性試験を行い、その時の LC50 値は 139.5 mg/L (硬度 50 mg CaCO₃/L) および 149.2 mg/L (硬度 200 mg CaCO₃/L) であったと報告している。しかし、この試験では試験物質を機械的に分散後、溶液を流水式試験系に送液しているため試験液が均一でなかった可能性があり、その結果、求めた値が水溶解度をはるかに超えたものになったとも考えられる。

Shioda and Wakabayashi (2000) は、メダカを用いた *in vivo* 試験において 1 μM(約 390 μg/L) でメダカの産卵数や孵化率に影響を及ぼさないと報告している。

以上をまとめると、これまで報告されている魚類に対する DEHP の毒性試験では、水溶解度程度で影響ありと報告されている 1970 年代に実施された試験は、試験条件に問題があり、後

に行われた同様の試験でも再現できなかったことから、その試験結果の信頼性は低い。水溶解度よりもはるかに高い濃度の試験から求められた影響濃度は、実際の環境中では通常見られないレベルである。このことから、これまでに報告された DEHP の魚類に対する慢性毒性試験から無影響レベルを決定するのは困難であると考えられる。

Defoe et al. (1990) のデータは比較的信頼度が高いと考えられるが、証拠の重みという観点から判断すると、このデータのみから無影響濃度レベルを決定するのは適切でないと考えられる。

魚類に対する DEHP の食餌経由の毒性試験の結果を表 3.1.3.1.1-4 に示した。調査した範囲では、食餌を介した暴露影響を検討した 4 つの研究の情報が得られた。影響エンドポイントは、生化学的パラメータに対する DEHP の影響を検討したものがほとんどであった。

Mayer and Sanders (1973) は、ゼブラダニオとグッピーに対する餌経由 DEHP の影響を 90 日間にわたって調査した。そのときの暴露濃度は、ゼブラダニオに対して 50 および 100 $\mu\text{g DEHP/g}$ 餌、グッピーに対して 100 $\mu\text{g DEHP/g}$ 餌であった。放卵の数は DEHP 暴露ゼブラダニオの方がコントロール群に比べて多かった。しかし、放卵あたりの卵数は減少し幼魚の生存率は両暴露レベルで顕著に減少した。グッピーでは有意な影響は見られなかった。

Norrgren et al. (1999) は、DEHP、ノニルフェノール、17 エストラジオールの餌経由暴露がサーモン(*Salmo salar*)の性分化に与える影響を試験した。それによると、コントロール群は雌 49%であったが、15 および 30 mg/kg の 17 エストラジオールを含有する餌を与えられた個体では、それぞれ 88 および 100%が表現型の雌であった。DEHP を含有する餌を 300 $\text{mg DEHP/kg food dwt}$ および 1,500 $\text{mg DEHP/kg food dwt}$ 与えたグループにおける雌魚の割合は、それぞれ 47% および 64% で、後者は有意に高い値であった。EU 評価書では、この研究をもとに魚類における餌経由の NOEC が提示されている。それによると、性比および肝臓身体指数に対する NOEC および LOEC は、それぞれ 300 mg/kg food および 1,500 mg/kg food である。

既存データから、魚類個体群の存続に直接に関連する DEHP の餌経由暴露に対する明確な影響レベルを設定することは困難である。

3.1.3.1.2 水生無脊椎動物

【急性】

水生無脊椎動物に対する DEHP の急性毒性試験の結果を表 3.1.3.1.2-1 に示した。水生無脊椎動物に関して、調査した範囲では、淡水種約 13 種と海水種 2 種のデータを得ることができた。その多くの試験がミジンコ類に対するものであり、試験最高濃度において影響なしと結論されている研究も多い。影響濃度の範囲は、 $> 0.05 \sim > 300 \text{ mg/L}$ が報告されている。

Adams et al. (1995) は、DEHP の 48 時間遊泳障害試験を行い、試験最高濃度 (0.16 mg/L) において影響が見られなかったと報告している。環境庁 (1997) の分散剤を用いたオオミジンコにおける試験では EC50 が 100 mg/L 以上となっている。Brown and Thompson (1982) による試験で

も試験最高濃度 (0.304 mg/L) で影響が見られていない。Yoshioka et al (1987)によって求められた 24 時間遊泳阻害 EC50 値は 0.33 mg/L となっているが試験状況や結果に関する詳細な説明はない。Passino and Smith (1987)は DEHP を含む約 30 物質のミジンコに対する毒性試験を行い、DEHP の EC50 値は平均 0.133 mg/L であったと報告している。しかし、この値が物理的な影響によるものか、毒性によるものかどうか判断することはできない。

以上、ミジンコ類における急性毒性値は非常に大きな幅を持っており、明確な急性影響濃度を決定することは現時点では困難であると考えられる。ミジンコ以外の甲殻類においても水溶解度よりかなり高濃度において影響が観察されていないという点を勘案すると、環境中に存在する DEHP の水経路暴露による無脊椎生物に対する DEHP の影響は極めて低いと考えられる。

【慢性】

水生無脊椎生物に対する DEHP の慢性毒性試験の結果を表 3.1.3.1.2-2 に示した。調査した範囲では、水経路暴露について淡水種 5 種、底質経路暴露について 2 種のデータを得ることができた。水経路暴露の結果によると、無影響濃度は 0.003mg/L 以下から 14mg/L とかなり大きな幅を持っている。またいくつかの試験では、表層膜やミジンコ浮遊の問題が言及されている。

Mayer and Sanders (1973)は、半止水システムにおける *D.magna* の 21 日間繁殖試験を行い、繁殖率はすべての試験濃度において著しく低下したと報告しており、そのレベルは 0.003 mg/L で 60%、0.01 mg/L で 70%、0.03 mg/L で 83%となっている。この試験における問題点として、繁殖率が 1 頭当り 11 卵と極めて低かった点およびその後行われた同様の試験で再現性がなかった点が挙げられている。産卵数については、OECD のガイドラインで妥当とされるレベルよりも低く、このような産卵数は他の同様の試験(e.g. Knowles et al.、1987)においても観察されていない。同様の試験における無影響濃度は数桁高い値が報告されている(表 3.1.3.1.2-2 参照)。米国 EPA は、このデータを水生生物保全のための水質基準設定のデータリストから除外した。EU 評価書でも同様の判断を下している。

Brown and Thompson (1982)、Adams and Heidolph (1985)、Knowles et al. (1987)、Rhodes et al. (1995)における試験は、適切な方法で行われており、無影響濃度はそれぞれ 0.1 mg/L(助剤使用)、0.64 mg/L(助剤使用)、0.158 mg/L(助剤使用)、0.077 mg/L(物理的溶解)と報告されている。これらの値からも、Mayer and Sanders (1973)の値は、はずれ値である可能性が高いことがうかがえる。さらに、これらの値は、Staple et al. (1997)の提示する”真”の水溶解度よりも高い値である。特に、Rhodes et al. (1995)による試験は助剤を用いていないため、ミジンコに対する悪影響は DEHP の毒性発現によるものでなく、コロイド状 DEHP によるエンタラップメントによるものとの見方が強い。助剤を用いた試験においても試験水表面においてミジンコがトラップされたという報告(Knowles et al.、1987)もあるが、著者らは摂食や健康状態に影響はなかったと述べている。Brown and Thompson (1982)は、21 日間ミジンコ繁殖試験において、試験最高濃度 0.1 mg/L で生存および繁殖に影響がなかったと報告している。Adams and Heidolph (1985)は、半止水システムにおける 21 日間ミジンコ繁殖試験を行い、DEHP 濃度 1.3 mg/L において生存および繁殖に対して有意な影響を観察し、無影響濃度は 0.64 mg/L と報告している。彼らは表面におけるエンタラップメントの影響については言及していない。

助剤を適切に使用して行われた最近の試験(環境庁、1996; Scholz、1995)では、無影響濃度 10 mg/L や 14 mg/L という値が報告されている。

以上、水生無脊椎生物に対する慢性毒性試験の結果を整理すると以下のような知見が得られた。DEHP のような難溶解性物質の慢性毒性試験では、試験水の濃度を一定に保つことが非常に困難である。上記の試験 (Brown and Thompson (1982)、 Adams and Heidolph (1985)、 Knowles et al. (1987)、 Rhodes et al. (1995)) は、流水式あるいは換水式で行われており、また濃度も測定されているため、試験方法自体の信頼性は比較的高いと思われる。しかし、彼らの求めた無影響濃度は、“真”の水溶解度よりも高い値である。化学物質の溶存態が水生生物に対する毒性発現に関与することを考えると、慢性試験で見られた悪影響は本来の毒性影響ではなく、物理的なストレスに起因している可能性が高い。しかし、これまで、その違いを明確に説明できるような信憑性の高い報告はない。さらに、溶剤を慎重に用いた試験では、“真”の水溶解度よりも数桁高い無影響濃度の値も報告されている。しかし、この情報は、0.1 mg/L 強付近で見られる影響が本来の毒性と全く関係ないことを棄却できるようなデータではない。

これまで報告された水生無脊椎生物に対する慢性毒性試験の結果から信頼性の高い無影響濃度を選択することは困難である。OECD ガイドラインなどで設定されている適量であれば助剤を用いた試験は妥当な試験であると判断し、水生無脊椎生物に対する急性および慢性試験において 0.1mg/L 程度において影響がないという多くの試験結果を踏まえると、Knowles et al. (1987) の NOEC 0.158 mg/L が妥当と推定される。

DEHP は粒子状物質や底質に吸着しやすいことが知られている。底生生物は、底質と水の界面に生息しており高濃度で暴露されやすいため、影響を大きく受ける可能性がある。ミジンコ以外の水生無脊椎生物に対する試験もいくつか報告されている。Thuren and Woin (1991)は、ヨコエビの自発運動に対する DEHP の影響を試験し、0.5 mg/L の試験濃度区において自発運動は有意に低下したと報告している。Streufert et al. (1980) は、ユスリカ幼虫に対する影響試験を行い、0.36 mg/L および 0.24 mg/L において影響がみられなかったと報告している。

底質を介した暴露による影響を検討した試験も存在している(表 3.1.3.1.2-3)。Thomson et al. (1995) によるユスリカ幼虫を用いた試験では、試験最高濃度 11,000 mg/kg (dwt) でユスリカの孵化および生存に影響がなかったと報告されている。Woin and Larsson (1987)は、トンボの幼虫を用いた捕食効率に対する影響試験を行い、NOEC を 300 mg/kg wwt (780 mg/kg dwt) と報告している。

この 2 試験のみから底生無脊椎生物に対する底質経路の信頼性の高い無影響濃度を決定することは困難だと考えられる。しかし、DEHP が底質に高濃度で存在するという報告もあることから、トンボ幼虫を用いた影響試験を行った Woin and Larsson (1987)より NOEC は 780 mg/kg dwt と推定される。

3.1.3.1.3 藻類および水生植物

藻類に対する DEHP の毒性試験の結果を表 3.1.3.1.3-1 に示した。調査した範囲では、藻類および水生生物に対しては、藻類 6 試験、水生植物 1 試験の情報を得ることができた。報告され

ている影響濃度の範囲は広い。Adams et al. (1995) は、分散剤を使用しないセテナストラムに対する生長阻害試験を行い、試験最高濃度 (0.1 mg/L) においても影響がなかったと報告している。環境庁(1997)も同種に対する試験を行い、それによると 72 時間 EC50 は 100mg/L 以上、NOEC は 30.0 mg/L となっている。海水藻類である *G.breve* に対する毒性試験を行った Wilson et al. (1978)によると、NOEC は 30,000 mg/L 以上であると報告されている。

以上の結果から DEHP の藻類に対する明確な無影響濃度を設定することは困難だと考えられる。試験方法が適当だと判断できる環境庁(1997)の結果と実際の環境中における DEHP 濃度から判断すると、DEHP が藻類や水生生物に対して毒性影響を及ぼす可能性は極めて低いと考えられる。

3.1.3.1.4 両生類

両生類に対する DEHP の毒性試験の結果を表 3.3.1.4-1 に示した。調査した範囲では、4 種の蛙に対する試験情報を得ることができた。そのうち Larsson and Thuren (1987)は、ヌマアカガエルを用いた底質経由の DEHP の毒性試験を行った。この試験では底質中 DEHP 濃度の上昇に伴い卵孵化率が低下した。しかし、孵化後のオタマジャクシの生存率に対しては、コントロール群と比較して有意な違いは見られなかったと報告している。この試験における孵化率に対する影響濃度は、EC50 が 150 mg/kg wwt.と報告されている。LOEC や NOEC に関する報告はない。EU 評価書では濃度-反応グラフから数値を読み取り、NOEC 値を算出している。それによると、NOEC=8.8 mg/kg が求められている。さらに、EU 評価書では 33%の乾重量を仮定し、乾重量当りの NOEC を約 25 mg/kg dwt.と算出している。Wennberg et al. (1997、unpublished)は、Larsson and Thuren (1987)と同様の試験を行ったが、再現性は確認されなかった (van Wezel et al. 2000)。Wennberg et al. (1997、unpublished) における試験結果では、試験最高濃度 433 mg/kg dwt.において孵化および生存に対して有意な影響がなかったと報告されている(van Wezel et al. 2000)。両者の試験結果の明確な違いは不明である。しかし、van Wezel et al (2000)は、両者の間には、暴露期間、卵や幼生の計数方法などに差異があることを明らかにしており、それが影響濃度に寄与した可能性があるとして述べている。

以上、これまで報告された DEHP の両生類に対する毒性試験結果から信頼性の高い無影響濃度を設定することは困難だと考えられる。

3.1.3.1.5 微生物

微生物はフタル酸を分解することが知られている。このことから、間接的な証拠であるが微生物はフタル酸に対して低毒性であると予想できる。水生微生物に対する DEHP の毒性試験の結果を表 3.1.3.1.5-1 に示した。調査した範囲では、微生物に対して、特定の種に対する試験、群集や活性汚泥に対する試験など 17 の異なる試験結果の情報を得ることができた。しかし、その情報の大部分が元文献が入手できない EU 評価書に記載されていた二次情報である。

Perez et al. (1983) は、海洋モデルエコシステムを利用して海産微生物群集に対する DEHP の毒性試験を行った。それによると、DEHP 最高試験濃度、冬期 0.059 mg/L、夏期 0.016 mg/L

において影響は観察されなかった。

Sauvant et al. (1995a、1995b) は、繊毛虫類のテトラヒメナの増殖阻害試験をマイクロプレートを用いて行った。それによると、増殖阻害を指標とした IC50 は、60 mg/L (9 時間) 、8 mg/L (36 時間) であった。

Bringmann and Kuhn (1980)は、数種の原因に対する DEHP の影響試験を実施しており、それによると、影響発現濃度は水溶解度よりもかなり高いレベルとなっている。Huls AG (1996)による試験は、IUCLID のデータ集によると、信頼度の高い試験となっているが、濃度レベルは水溶解度よりも遥かに高い値であり、影響濃度を特定することは困難である。

既存のデータから、水経由暴露を想定した微生物に対する DEHP の影響を判断することは困難である。実際の環境中に存在する DEHP の水環境中濃度から判断すると、水生微生物に対して影響を及ぼす可能性は極めて低いと考えられる。

Larsson et al. (1986) は、スウェーデンの湖の底質微生物群集を用いて 60 時間呼吸阻害試験を行い、25 mg DEHP/kg において呼吸速度が低下したと報告している。この試験で底質に注入した DEHP の回収率はほぼ 100%であり、生分解がほとんど起こっていないことを示している。その理由として、著者は、試験を実施した水温が低く(5)微生物の活性が阻害されたためと考察している。また、この試験では、明確な濃度-反応関係も示されていない。

活性汚泥を用いた DEHP の影響試験に関しては 5 試験の情報を得ることができた(表 3.1.3.15-2)。報告されている無影響濃度の範囲は<0.4 – 2007 mg/L と広範囲にわたっている。

O'Connor et al. (1989) は、STP の嫌気状態における生分解性やメタン発生抑制に対する DEHP の影響を試験した。それによると、DEHP 濃度 20 および 100 mg/L ではメタン発生量に対する影響はほとんどみられないが、200 mg/L では影響がみられた(発生量が減少した)と報告している。

Volskay and Leslie Grady(1988)は、活性汚泥における呼吸に対する DEHP の影響を試験した。それによると、DEHP 0.4 mg/L において呼吸はコントロール群に比べて 14%減少したと報告されている。活性汚泥の出所は明らかでない。BASF の処理施設における活性汚泥を用いて行われた試験では、試験最高濃度 1,960 mg/L において影響はみられなかったと報告されている(BASF AG、1983)。

以上、活性汚泥に対する DEHP の影響に関して、既存データから信頼できる無影響濃度を設定することは困難である。活性汚泥は、環境生物とは性質が異なるため、同様の評価は不適當であると考えられる。

3.1.3.2 陸生生物に対する毒性

陸生生物に対する DEHP の影響を以下にまとめた(表 3.1.3.2-1)。もともと限られたデータであるが、植物、土壌無脊椎生物、昆虫類および鳥類に対する DEHP の影響試験の中からその代表的な試験の概要を示し、影響濃度が記載されているものについては、その値も併記した。鳥類以外の陸生生物に対する毒性試験は方法論的にも非常に未熟であり、データほとんどない

め、無影響濃度の設定には不適切であると考えられる。

【植物】

DEHP の陸生植物に対する影響試験は比較的多く存在している。しかし、その多くの試験によると、高濃度においても影響が見られなかったという報告がほとんどである。以下に植物に対する DEHP の影響を試験した研究の概要をまとめた。

Herring and Bering (1988)は、ハウレンソウおよびマメ科植物を 14 から 16 日間 DEHP を 1000 mg/kg 含有した土壌で種から育てた。それによると、背丈の成長を指標とした場合、影響は見られなかったと報告している。ペトリ皿に種を置き DEHP の発芽に対する影響を観察した試験では、100 mg/L において、40-50%の発芽減少が確認されている。

Stanley and Tapp (1982)は、土壌中 DEHP 濃度 1,000 mg/kg において *Brassica rapa* の成長に対する影響は見られなかったと報告している(Cited in WHO 1992)。

【土壌無脊椎生物】

Neuhauser et al. (1986) は、グラスバイアルにおけるフィルター紙を介した DEHP 暴露試験を赤ミミズ (*Eisenia fortida*) を用いて行った。それによると、DEHP は試験最高濃度 25 mg/cm² においても毒性がないことがわかった。

【昆虫類】

Al-Badry and Knowles (1980)は、雌ハエ(*Musca domestica*)を用いた毒性試験を行い、噴射量 20 µg/fly (1,000 mg/kg 相当)において影響が見られなかったと報告している。

【鳥類】

鳥類に対する DEHP の影響を検討した試験は非常に少ない(表 3.1.3.2-2)。WHO (1992)によると、鳥類を含む陸生生物に対する急性毒性は”低い”と判断されており、野生生物に対する影響が報告された例はない。限られたデータではあるが、調査した範囲で把握できた鳥類に対する影響試験の概要を下記まとめた。

Wood and Bitman (1984)は、2,000 mg DEHP/kg(226 mg DEHP/雌鳥・日に相当)を焼肉用雌鳥に 4 週間にわたって与えたところ産卵数や体重が有意に減少したと報告している。

Ishida et al. (1982) は、230 日間 DEHP 含有餌を雌鳥に 5 あるいは 10 g DEHP/kg で与えた試験において、産卵の停止および卵巣の異常がみられたと報告している。

O'Shea and Stafford (1980)は、30 日間にわたって 25 あるいは 250 mg DEHP/kg の餌をムクドリに与えた。それによると、両濃度において、体重はコントロール群と比べて有意に増加した。また、25 mg DEHP/kg では餌消費量はコントロール群と比較して有意に減少した。

モリバト(*Streptopelia risoria*)に 10mg DEHP/kg の餌を与えた Peakall (1974)による試験では、卵殻薄化、卵の重さなどに対する影響はなかったと報告されている。

これまでに報告された鳥類に対する DEHP の影響試験の結果から、各種に対する明確な無影響濃度を設定することは困難である。EU 評価書では、Ishida et al. (1982)および Wood and Bitman (1980)の結果を踏まえ、鳥類に対する餌経由の無影響濃度が一日当り 1,700 mg DEHP/kg food と

提示されている。

3.1.3.3 内分泌系への影響

内分泌かく乱作用の影響を試験した結果の概要を表 3.1.3.3-1 に示した。これまで行われた *in vitro* 系の試験において、DEHP の内分泌かく乱作用が報告されている。van Wezel et al. (2000) は、フタル酸エステル類の内分泌かく乱作用に対する影響についてレビューを行っている。その内容をもとに DEHP の内分泌かく乱作用について以下にまとめた。

DEHP の 17 エストラジオールに対する相対ポテンシーは 10^{-5} 程度である。DEHP の影響は、レセプターバインディングアッセイでは見られているが、細胞増殖試験や遺伝子発現では見られていない。このことは、DEHP はエストラジオールレセプターに結合する可能性はあるが、化学物質-生体レセプターと DNA の結合による転写やタンパク質の生成のようなさらに進んだ事象は起こっていないことを示している(van Wezel et al., 2000)。

類似の *in vitro* 系を用いた試験にもかかわらず、異なる結果が報告されている。その一つの理由として、*in vitro* 試験システムにおける濃度は疎水性物質を添加すると比較的急激に減少する点が挙げられる。これは、蒸発、試験システム壁面への収着、生物物質への収着に起因する。大部分の著者は設定濃度を報告しており、それは試験システムにおける実際の濃度とかなり異なる可能性がある。

3.1.3.4 環境中の生物への影響 (まとめ)

DEHP の環境生物に対する影響を検討した試験は数多く存在している。水生生物に対する影響を検討した試験については、試験濃度の調整が適切に行われ、明確な濃度-影響関係が求められた試験はほとんど存在しない。多くの試験における影響濃度あるいは無影響濃度は、“以上”と表現されており、影響濃度の絶対値が提示されているものは非常に少ない。試験液調整のために助剤を用いて行われた試験では、水溶解度(0.003 mg/L)をはるかに超えた濃度で影響が報告されている。よって、環境生物に対する DEHP の毒性について明確な影響濃度あるいは無影響濃度を設定することはきわめて困難である。以下に環境生物に対する DEHP の有害性評価の結果をまとめた。

【魚類】

魚類に対する急性毒性に対して、報告されている信頼性の高い影響濃度はメダカの LC₅₀ 値 (74.8 mg/L) である。環境水中に通常存在しうるレベルにおいて、DEHP が魚類の生存に対して急性的な影響を及ぼす可能性はきわめて低いと考えられる。

DEHP の慢性毒性試験の中で信頼できるデータはほとんど存在しない。その中でも、Defoe et al. (1990) のデータは比較的信頼度が高いと考えられる。彼らは、ニジマスの受精卵を用いた 90 日間暴露試験において、孵化率、致死および成長を指標とした NOEC(> 0.502) を求めた。しかし、証拠の重みという観点から判断すると、このデータのみから無影響濃度レベルを決定するのは適切でないと考えられる。

【水生無脊椎生物】

ミジンコ類における急性毒性値は非常に大きな幅を持っており、明確な急性影響濃度を決定することは現時点では困難であると考えられる。ミジンコ以外の甲殻類においても水溶解度よりかなり高濃度において影響が観察されていないという点を勘案すると、環境中に存在する DEHP の水経路暴露による無脊椎生物に対する DEHP の影響は極めて低いと考えられる。

これまで報告された水生無脊椎生物に対する慢性毒性試験の結果から信頼性の高い無影響濃度(NOEC)を選択することは困難である。OECD ガイドラインなどで設定されている適量であれば助剤を用いた試験は妥当な試験であると判断し、水生無脊椎生物に対する急性および慢性試験において0.1mg/L 程度において影響がないという多くの試験結果を踏まえると、Knowles et al. (1987)の NOEC 0.158 mg/L が無影響濃度であると推定される。

【底生無脊椎生物】

既存の試験より底生無脊椎生物に対する底質経路の信頼性の高い無影響濃度を決定することは困難だと考えられる。しかし、DEHP が底質に高濃度で存在するという報告もあることから、Woin and Larsson (1987)のトンボの幼虫を用いた捕食効率に対する影響試験より NOEC は 780 mg/kg dwt と推定される。

【藻類】

既存のデータより、DEHP の藻類に対する明確な無影響濃度を設定することは困難だと考えられる。試験方法が適切だと判断できる環境庁(1996)と実際の環境中における DEHP 濃度から判断すると、DEHP が藻類や水生生物に対して毒性影響を及ぼす可能性は極めて低いと考えられる。

【両生類】

Larsson and Thuren (1987)のヌマアカガエルを用いた試験によると、NOEC および LOEC が 25 および 75 mg/kg-dry と算出されている(EU 評価書)。この試験は方法論的には妥当な試験であると考えられるが、後に行われた同様の試験における影響レベルと比較するとその影響レベルは一桁ほど低い。よって、このデータのみから両生類に対する毒性試験結果から信頼性の高い無影響濃度を設定することは困難だと考えられる。

【微生物】

既存のデータから、水経路暴露を想定した微生物に対する DEHP の影響を判断することは困難である。実際の環境中に存在する DEHP の水環境中濃度から判断すると、水生微生物に対して影響を及ぼす可能性は極めて低いと考えられる。

【鳥類】

これまでに報告された鳥類に対する DEHP の影響試験の結果から、各種に対する明確な無影響濃度を設定することは困難である。EU 評価書では、Ishida et al. (1982)および Wood and Bitman (1980)の結果を踏まえ、鳥類に対する餌経路の無影響濃度が一日当たり 1,700 mg DEHP/kg food と提示されている。鳥類に対する DEHP の影響については、限られたデータしかないため明確な影響濃度が特定できないこと、これまでの研究において低濃度で影響があったという報告がないことなどから早急な評価の必要性はないと判断される。

表 3.1.3.1.1-1 魚類急性毒性試験（淡水）

種名	学術名	齢/サイズ	水温 ()	硬度 (mg CaCo3/L)	pH	助剤の使用	エンドポイント	試験期間	試験方式	濃度 (mg/L)	濃度測定 (M/N)	文献
ファットヘッドミノー (Fathead minnow)	<i>Pimephales promelas</i>	29 - 40 mm	22	25-50	7.6 - 7.9	なし	LC50	96 h	止水	> 0.16	M	Adams et al. (1995)
									流水	> 0.67		
		29 - 34 日齢 (0.055 - 0.25)	25±1	42.7-52.4	7.03-8.22	なし	LC50	96 h	流水	> 0.327	M	DeFoe et al. (1990)
		N/A	N/A	N/A	N/A		LC50	96 h	止水	> 10	?	Mayer and Sanders (1973)
		N/A	N/A	N/A	N/A		LC50	96 h	止水	> 5		Waggy & Payne (1974) in EU 評価書
メダカ (Medaka)	<i>Oryzias latipes</i>	N/A	24	61	6.3 - 7.8	分散剤	LC50	96 h	半止水	75	M	環境庁 (1997)
		29 - 34 日齢 (0.055 - 0.25)	25±1	42.7-52.4	7.03-8.22	なし	LC50	96 h	流水	> 0.67	M	DeFoe et al. (1990)
		仔魚 1-2 d, 若 魚 4-5 w	23 ± 2	N/A	N/A		LC50	96 h	半止水	> 0.32		Adema et al. (1981) in EU 評価書
		N/A	20 ± 1	N/A	N/A		LC50	48 h	止水	-		Yoshioka et al. (1986)
		N/A	N/A	N/A	N/A		LC50	48 h	止水または 半止水	> 3000	N	Ministry of International Trade and Industry (1992) in EU 評価書
ブルーギル (Bluegill)	<i>Lepomis macrochirus</i>	29-40 mm	20	25-50	7.6 - 7.9		LC50	96 h	止水	> 0.20	M	Adams et al. (1995)
		0.32 - 1.2 g	22	28 - 44	6.7 - 7.4	あり	LC50	96 h	止水	> 770	N	Buccafusco et al. (1981)
		N/A	N/A	N/A	N/A		LC50	96 h	止水	> 10	?	Mayer and Sanders (1973)
		N/A	22	N/A	N/A		LC50	96 h	止水	> 0.32		EG & G Bionomics (1983b) in EU 評価書
		N/A	17	N/A	N/A		LC50	96 h	止水	> 100	N	Johnson and Finley (1980) in EU 評価書
		N/A	18 ± 0.5	N/A	N/A		LC50	96 h	止水	> 250	N	Bionomics INC. (1972) in EU 評価書

表 3.1.3.1.1-1 魚類急性毒性試験（淡水）続き

種名	学術名	齢/サイズ	水温 ()	硬度(mg CaCo3/L)	pH	助剤の使用	エンドポイント	試験期間	試験方式	濃度 (mg/L)	濃度測定 (M/N)	文献
ニジマス (Rainbow trout)	<i>Oncorhynchus mykiss (Salmo Gairdneri)</i>	39 - 62 mm	20	25-50	7.6 - 7.9		LC50	96 h	流水	> 0.32	M	Adams et al. (1995)
		60 日齢 (0.63 g)	10±1	42.7-52.4	7.03-8.22	なし	LC50	96 h	流水	> 19.5	M	DeFoe et al. (1990)
		N/A	N/A	N/A	N/A		LC50	96 h	止水	> 10	?	Mayer and Sanders (1973)
		N/A	12	N/A	N/A		LC50	96 h	止水	> 100	N	Johnson and Finley (1980) in EU 評価書
		N/A	16	N/A	N/A		LC50	96 h	止水	> 100	N	Johnson and Finley (1980) in EU 評価書
		N/A	15 ± 1	N/A	N/A	機械的に乳 化させた	LC50	96 h	止水	540	N	Hrudey et al. (1976) in EU 評価書
		N/A		N/A	N/A		LC50	48 h	?	> 1000	?	Silvo (1974) in EU 評価書
米産ナマズ (Channel catfish)	<i>Ictalurus punctatus</i>	N/A	N/A	N/A	N/A		LC50	96 h	止水	> 10	?	Mayer and Sanders (1973)
		N/A	20	N/A	N/A		LC50	96 h	止水	> 100	N	Johnson and Finley (1980) in EU 評価書
ゼブラダニオ (Zebra fish)	<i>Brachydanio rerio</i>	N/A		N/A	N/A		LC50	96 h	半止水	> 0.32		Canton et al. (1984) in EU 評価書
		N/A	20 ± 2	N/A	N/A	Marlowet R 40 100mg/l	LC50	96 h	半止水	> 100	M	Menzel (1995) in EU 評価書
アメリカンフラッグフィ ッシュ	<i>Jordanella floridae</i>	仔魚 1-2 d, 若 魚 4-5 w	23 ± 2	N/A	N/A		LC50	96 h	半止水	> 0.32		Adema et al. (1981) in EU 評価書
グッピー (Guppy)	<i>Poecilia reticulata</i>	N/A	23 ± 2	N/A	N/A		LC50	96 h	半止水	> 0.32		Adema et al. (1981) in EU 評価書

表 3.1.3.1.1-2 魚類急性毒性試験（海水）

種名	学術名	齢/サイズ	水温 ()	硬度(mg CaCo3/L)	pH	助剤の使用	エンドポイント	試験期間	試験方式	濃度 (mg/L)	濃度測定 (M/N)	文献
シープスヘッドミノ (Sheepshead minnow)	<i>Cyprinidon variegatus</i>	6 - 17 mm	20	ND	7.6 - 7.9		LC50	96 h	止水	> 0.17	M	Adams et al. (1995)
		14 - 28 日齢, 8 - 15 mm	25 - 31	塩分濃度 10-31‰	N/A	Aceton etc.	LC50	96 h	止水	> 550	N	Heitmuller et al. (1981)
イトヨ (Three-spined stickleback)	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	N/A	19 ± 1	N/A	N/A		LC50	96 h	半止水	> 0.32		Van den Dikkenberg (1989) in EU 評価書
タイセイヨウサケ (Atlantic Salmon)	<i>Salmo salar</i>	N/A	N/A	N/A	N/A		LC50	96 h		> 10		Zitko (1972) in EU 評価書

表 3.1.3.1.1-3 魚類慢性毒性試験

種名	学術名	齢/サイズ	水温 ()	硬度 (mg CaCo3/L)	pH	助剤の使用	試験方式	エンドポイント	試験期間	濃度 (mg/L)	濃度測定 (M/N)	文献
ファットヘッドミノウ (Fathead minnow)	<i>Pimephales promelas</i>	7.5 ヶ月齢, 1.24 g	25	270	7.4	アセトン, < 0.25 ml/L	流水	致死・成長 NOEC	56 d	> 0.062	M	Mehrle and Mayer (1976)
		若魚 10 d	25	N/A	N/A	アセトン	流水	脊柱中のコラーゲンレベルの減少, コラーゲン中のヒドロキシプロリンの増加 LOEC(NOEC)	90 d	0.011 (< 0.011)	N	Mayer et al. (1977) in EU 評価書
メダカ (Medaka)	<i>Oryzias latipes</i>	幼生 1-3 日	25	44.0 - 46.4	7.03 - 8.22	なし	流水	成長・生存 NOEC	168 d	< 0.554	M	Defoe et al. (1990)
		胚幼生	N/A	N/A	N/A	DMSO 0.1 ml/L	半止水	致死・卵発生・成長 NOEC	28 d	>= 0.32	N	Adema et al. (1981) in EU 評価書
ニジマス (Rainbow Trout)	<i>Oncorhynchus mykiss (Salmo Gairdneri)</i>	受精卵	10	270	7.4	アセトン, < 0.28 ml/L	止水	致死 NOEC	102 (12+90)	0.005	M	Mehrle and Mayer (1976)
		胚幼生	10	270	7.4	アセトン, < 0.28 ml/L	流水	孵化 NOEC	102 (12+90)	> 0.054	M	Mehrle and Mayer (1976)
								致死		0.005	M	
								孵化後 5 日		0.014	M	
		受精後 20 分	18.2 - 25.8	50	7.5	機械的溶解	流水	孵化 0 日目 LC50	23 d	139.1	M	Birge et al. (1979); Birge et al. (1978) in EU 評価書
				200	7.4			孵化 4 日目 LC50	27 d	139.5	M	
		受精後 72 時間以内の卵	10	44.0 - 46.4	7.03 - 8.22	なし	流水	孵化 0 日目 LC50	23 d	154	M	
								孵化 4 日目 LC50	27 d	149	M	
受精後 8 時間以内の卵	N/A	N/A	N/A		流水	孵化・生存・成長 NOEC	90 d	> 0.502	M	Defoe et al. (1990)		
受精後 8 時間以内の卵	N/A	N/A	N/A		流水	孵化・生存・成長 NOEC	70 d	> 0.007	M	Cohle and Stratton (1992) in EU 評価書		
胚, 発眼卵	10	N/A	N/A	アセトン	流水	脊柱中のコラーゲンレベルの減少 LOEC(NOEC)	90 d	0.014 (0.005)	N	Mayer et al. (1977) in EU 評価書		
胚幼生	N/A	N/A	N/A		流水	NOEC	19 d	> 0.00097	M	Rhodes & McAllister (1990) in EU 評価書		

表 3.1.3.1.1-3 魚類慢性毒性試験 続き

種名	学術名	齢/サイズ	水温 ()	硬度 (mg CaCo3/L)	pH	助剤の使用	試験方式	エンドポイント	試験期間	濃度 (mg/L)	濃度測定 (M/N)	文献
カワマス	<i>Salvelinus fontinalis</i>	1.5 齢成魚	9.0 - 15	N/A	N/A	アセトン	流水	脊柱中のコラーゲンレベルの減少, コラーゲン中のヒドロキシプロリンの増加 LOEC(NOEC)	150	0.0037 (< 0.0037)	N	Mayer et al. (1977) in EU 評価書
キングヨ (Gold fish)	<i>Carassius auratus</i>	産卵後 1-2 時間	18.2 - 25.8	50	7.5	機械的溶解	流水	孵化 0 日目 LC50	4 d	> 186	M	Birge et al. (1979)
				200	7.4			孵化 4 日目 LC50	8 d	> 186	M	
								孵化 0 日目 LC50	4 d	> 191	M	
				孵化 4 日目 LC50	8 d			> 191	M			
オオクチバス (Largemouth Bass)	<i>Micropterus salmoides</i>	産卵後 1-2 時間	18.2 - 25.8	50	7.5	機械的溶解	流水	孵化 0 日目 LC50	3.5 d	65.5	M	Birge et al. (1979)
				200	7.4			孵化 4 日目 LC50	7.5 d	55.7	M	
								孵化 0 日目 LC50	3.5 d	32.1	M	
				孵化 4 日目 LC50	7.5 d			45.5	M			
		N/A	20 - 24	44 - 55 190 - 225	N/A	N/A	流水	孵化 4 日目 LC50	7 - 8 d	42.1 32.9	M	Birge et al. (1978) in EU 評価書
米産ナマズ (Channel catfish)	<i>Ictalurus punctatus</i>	胚幼生	29 - 31	N/A	N/A	アセトン	半止水	孵化 4 日目 LC50	7 d	0.69	N	Birge et al. (1978) in EU 評価書
アメリカンフラッグフィッシュ	<i>Jordanella floridae</i>	胚幼生	N/A	N/A	N/A	DMSO 0.1 ml/L	半止水	致死・卵発生・成長 NOEC	28 d	>= 0.32	N	Adema et al. (1981) in EU 評価書
ゼブラダニオ (Zebra fish)	<i>Brachydanio rerio</i>	胚幼生	N/A	N/A	N/A	N/A	半止水	致死・発生・成長 NOEC	35 d	>= 1	N	Canton et al. (1984)
グッピー (Guppy)	<i>Poecilia reticulata</i>	3 - 4 週齢	25	N/A	N/A	溶剤		致死・成長 NOEC	35 d	> 0.32		Adema et al. (1981) in EU 評価書

表 3.1.3.1.1-4 魚類慢性毒性試験（食餌経由）

種名	学術名	エンドポイント	Exposure period	Test duration	濃度 mg DEHP/kg food	文献
ゼブラダニオ (Zebra fish)	<i>Brachydanio rerio</i>	生殖速度・幼魚生存率 LOEC (NOEC)	N/A	90 日	50 (<50)	Mayer and Sanders (1973)
グッピー (Guppy)	<i>Poecilia reticulata</i>	生殖速度 NOEC	N/A	90 日	100	
マダラ (Atlantic cod)	<i>Gadhus morhua</i>	ステロイド代謝 LOEC (NOEC)	N/A	121 日	100 (10)	Freeman et al. (1981)
アトランティックサーモン (Atlantic Salmon)	<i>Salmo salar</i>	性比および肝臓身体指数 LOEC (NOEC)	4 週間	5 ヶ月	1500 (300)	Norrgren et al. (1999)
ニジマス (Rainbow trout)	<i>Salmo gairdnerii</i>	脂質代謝 NOEC (LOEC)	7 週間	N/A	20000 (<20000)	Henderson and Sargent (1983)

すべての試験において明確な用量-反応関係は観察されていない。

表 3.1.3.1.2-1 水生無脊椎動物急性毒性試験

種名	学術名	齢/サイズ	媒体	水温 ()	硬度 (mg CaCo3/L)	pH	助剤の使用	試験方式	エンドポイント	試験期間	濃度 (mg/L)	濃度測定 (M/N)	文献	
オオミジンコ	<i>Daphnia magna</i>	生後 24 時間以内	淡水	20	25-50	7.6-7.9	なし	止水	遊泳阻害 EC50	48 h	> 0.16	M	Adams et al. (1995)	
		生後 24 時間以内	淡水	20	65	7.9 - 8.2	分散剤	止水	遊泳阻害 EC50	48 h	> 100	N	環境庁 (1997)	
		生後 24 時間以内	淡水	22	173	8	あり	止水	致死 LC50	48 h	11	N	LeBlanc (1980)	
		生後 24 時間以内								24 h	> 68			
		生後 24 時間以内	淡水	20	180	8.25	アセトン	止水	遊泳阻害 EC50	48 h	>0.320	N	Brown and Thompson (1982)	
											> 0.304	M		
		生後 24 時間以内	淡水	20	N/A	N/A	なし	止水	生存 NOEC	48 h	0.113			M
											0.102			
		生後 24 時間以内	0.114											
		生後 24 時間以内	0.166											
		生後 24 時間以内	淡水	20	N/A	8	Tween, Marlowet R	止水	遊泳阻害 EC50	48 h	> 1	N	Brown et al. (1998)	
		生後 24 時間以内	淡水	20-23	120-250	7.0-8.5	DMF or acetone	止水	生存 EC50	24 h	9.5	N	Adams & Heidolph (1985); Adams (1978) in EU 評価書	
									生存 EC50	48 h	2			
生存 NOEC	48 h								< 1.0					
生後 24 時間以内	淡水	20	N/A	N/A	Marlowet R	止水	遊泳阻害 EC50	48 h	> 100	N	Scholz (1995) in EU 評価書			
ミジンコ	<i>Daphnia pulex</i>	生後 24 時間以内	淡水	17	ND	N/A	アセトン	止水	遊泳阻害 EC50	48 h	0.133	N	Passino and Smith (1987)	
	<i>Daphnia carinata</i>	N/A	淡水	20	N/A	N/A	補助剤		遊泳阻害 EC50	24 h	0.33		Yoshioka et al. (1987)	
タマミジンコ	<i>Moina macrocopa</i>	約 5 日齢	淡水	20	N/A	N/A	-	止水	生存 LC50	3 h	-	N	Yoshioka et al. (1986)	

表 3.1.3.1.2-1 水生無脊椎動物急性毒性試験 続き

種名	学術名	齢/サイズ	媒体	水温 ()	硬度 (mg CaCo3/L)	pH	助剤の使用	試験方式	エンドポイント	試験期間	濃度 (mg/L)	濃度測定 (M/N)	文献
ユスリカ幼虫 (Midge)	<i>Paratanytarsus parthenogeneticu</i>	N/A	淡水	20	ND	N/A		止水	生存 LC50	96 h	> 0.18	M	Adams et al. (1995)
		larvae, 3rd or 4th instar	淡水	23	N/A	N/A	dimethyl-formamide	止水	生存 LC50	48 h	16.3	N	Adams & Renaudette (1983) in EU 評価書
									生存 NOEC		1.25		
									生存 LOEC		2.5		
	<i>Chironomus tentans</i>	larvae	淡水	N/A	N/A	N/A	?	流水	生存 LC50	10 d	> 0.046	M?	CMA (1997) in EU 評価書
		larvae, 2nd instar	淡水	21	N/A	N/A	Yes, but not specified	止水	生存 LC50	48 h	> 10	N	Adams & Calvert (1983) in EU 評価書
		larvae	淡水	N/A	N/A	N/A	?	流水	生存 LC50	10 d	> 3247		CMA (1997) in EU 評価書
		齢 9-11 日	淡水	21.8-23.4	45.5 - 53.4	7.62-7.94	-	流水	生存 LC50	10 d	>0.05	M	Call et al. (2001)
	<i>Chironomus plumosus</i>	larvae, 2nd, or 3rd-4th instar	淡水	N/A	N/A	N/A	エタノール	止水	遊泳阻害 EC50	48 h	> 18	N?	Streufert (1977) in EU 評価書; Streufert et al. (1980)
									致死: 2nd inst. LC50		> 18		
致死: 3rd-4th inst. LC50									> 18				
ヨコエビ	<i>Gammarus pulex</i>	Two groups: >8mm & <5mm	淡水	7 & 15	N/A	8.33	アセトン	半止水	生存 LC50	96 h	> 0.4	N	Stephenson (1983); Stephenson (1982) in EU 評価書
		N/A	淡水	N/A	N/A	N/A	?	流水	生存? LC50	10 d	> 0.057	M?	CMA (1997) in EU 評価書
	<i>Hyaella azteca</i>	N/A	淡水	N/A	N/A	N/A	?	流水	生存 LC50	10 d	> 3306		CMA (1997) in EU 評価書
		N/A	淡水	21.8 - 23.4	45.5-53.4	7.62-7.94	-	流水	生存 LC50	10 d	>0.06	M	Call et al. (2001)

表 3.1.3.1.2-1 水生無脊椎動物急性毒性試験 続き

種名	学術名	齢/サイズ	媒体	水温 ()	硬度 (mg CaCo3/L)	pH	助剤の使用	試験方式	エンドポイント	試験期間	濃度 (mg/L)	濃度測定 (M/N)	文献
エビ類	<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	N/A	淡水	N/A			-	止水	生存 LC50	96 h	> 10	N	Mayer & Sanders (1973)
		N/A	淡水	21			Triton X-100	止水	生存 LC50	96 h	> 32	?	Sanders et al. (1973); Johnson & Finley (1980)
ザリガニ (Crayfish)	<i>Orconectes nais</i>	N/A	淡水	N/A			-	止水	生存 LC50	96 h	> 10	N	Mayer & Sanders (1973)
貧毛類 (Oligochaete)	<i>Lumbriculus variegatus</i>	N/A	淡水	21.8 - 23.4	45.5-53.4	7.62-7.94	-	流水	生存 LC50	10 d	>0.07	M	Call et al. (2001)
ナミウズムシ (flatworm)	<i>Dugesia japonica</i>	N/A	淡水	20			-	半止水	頭部再生 EC50	7 d	-		Yoshioka et al. (1986)
ソコムジンコ	<i>Nitocra spinipes</i>	3 - 6 週齢	海水	21	塩分濃度 7‰	7.8	溶剤	止水	生存 LC50	96 h	> 300	N	Linden et al. (1979)
		adult	海水	21			アセトン	止水	生存 LC50	96 h	> 300	N	
ミシッドシュリンブ	<i>Mysidopsis bahia</i>	生後 24 時間以内	海水	20	ND	ND	-	止水	生存 LC50	96 h	> 0.37	M	Adams et al. (1995); Cox & Moran (1984) in EU 評価書

表 3.1.3.1.2-2 水生無脊椎動物慢性毒性試験

種名	学術名	齢/サイズ	水温 (°C)	硬度 (mg CaCO ₃ /L)	pH	試験方式	助剤の使用	エンドポイント	試験期間	濃度 (mg/L)	濃度測定 (M/N)	文献
オオミジンコ	<i>Daphnia magna</i>	生後 24 時間以内	20	180	8.25	半止水	溶剤(アセトン)	致死・繁殖 NOEC	21 d	0.1	N	Brown and Thompson (1982)
			21 - 23	ND	ND	半止水	溶剤 (ジメチルホルムアミド)	致死・繁殖 NOEC	21 d	0.64	M	Adams and Heidolph (1985)
			22	300	7.9	流水	溶剤(アセトン)	繁殖 NOEC	21 d	0.158	M	Knowles et al. (1987)
			21	180	ND	流水	物理的分散	致死 NOEC	21 d	0.077	M	Rhodes et al. (1995); Springborn bionomics (1984) in EU 評価書; Cox & Moran (1984) in EU 評価書
								繁殖 NOEC		0.29		
			20	ND	ND	半止水	分散剤 (Marlowet R 40)	致死・繁殖 NOEC	21 d	14	M	Scholz (1995); Scholz (1994)
			20	65	7.2 - 8.2	半止水	分散剤	致死・繁殖 NOEC	21 d	10	N	環境庁 (1997)
			20	Elendt's M4 培地	ND	流水	分散剤	産仔数 NOEC	21 d	> 1.0	N	Brown et al. (1998)
			20			半止水	Marlowet R 40	致死・産仔数 NOEC	21 d	1.0	N	
			20			半止水	Tween 20	致死・産仔数	21 d	-	N	
21			半止水	エチルアルコール	繁殖 NOEC	21 d	< 0.003	N?	Mayer & Sanders (1973); Sanders et al. (1973)			
ヨコエビ	<i>Gammarus pulex</i>	> 12mm	10 - 12			流水	エタノール	致死 LOEC (NOEC) 自発運動 LOEC (NOEC)	10 d	>0.5 (0.5)	N	Thuren & Woin (1991)
							0.5 (0.1)					
オオユスリカ	<i>Chironomus plumosus</i>	幼虫, 1 齢				流水	エタノール	ユスリカ出現, 放卵, 孵化 NOEC	35 - 40 d	sand 0.36 hydros. 0.24	M/N	Streufert et al. (1980)
グラスシュリンプ (grass shrimp)	<i>Palaemonetes pugio</i>	幼生 < 24 h	22			半止水	アセトン	生存, 脱皮速度, 甲皮発達期間 NOEC	28 d	1.0	N	Laughlin et al. (1978)
ムラサキガイ	<i>Mytilus edulis</i>	平均貝長 22.6 mm, 範囲 20 - 28 組織平均湿重量 472 mg, 範囲 274 - 772	15			流水	アセトン	糞・糞状物質の沈積, ビサル糸付着, 外観, 活性, 生存 NOEC	28 d	0.05	N	Brown & Thompson (1982b)

表 3.1.3.1.2-3 水生無脊椎動物慢性毒性試験（底質経由暴露）

種名	学術名	齢/サイズ	水温 ()	硬度 (mg CaCo3/L)	pH	試験方式	助剤の使用	エンドポイント	試験 期間	濃度 (mg/kg dw)	濃度 測定 (M/N)	文献
ユスリカ	<i>Chironomus riparius</i>	幼虫, 1 齢	20			止水	アセトン	発生遅延, 発生成虫数 NOEC	28 d	11000	M	Thompson et al.(1995) in EU 評価書
	<i>Chironomus tentans</i>	幼虫	N/A	N/A	N/A	流水	N/A	生存 LC50	10 d	> 3247		CMA (1997) in EU 評価書
ヨコエビ	<i>Hyalella azteca</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	流水	N/A	生存 LC50	10 d	>3306		CMA(1997) in EU 評価書
トンボ (Dragonfly)	<i>Aeshna sp</i>	幼虫	22			止水	エタノール	捕食効率 NOEC (LOEC)	60 d	780 (1560)	M	Woin & Larsson (1987)

表 3.1.3.1.3-1 藻類および水生植物毒性試験

種名	学術名	媒体	水温 ()	硬度 (mg CaCO ₃ /L)	pH	助剤の使用	試験方式	エンドポイント	試験期間	濃度 (mg/L)	濃度測定 (M/N)	文献	
セテナストラム (緑藻類)	<i>Selenastrum capricornutum</i>	淡水	22-24	25 - 50	7.6 - 7.9	なし	止水	生長阻害 EC50	96 h	> 0.1	M	Adams et al. (1995)	
								生長阻害 NOEC		≥ 0.1			
		淡水	23			分散剤	止水	生長阻害 生物量 EC50	72 h	> 100	N		環境庁 (1997)
								生長阻害 生物量 NOEC		30			
						生長阻害 生長速度 NOEC		≥ 100					
セネデスムス(緑藻類)	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	淡水	27			?	止水	生長阻害, NOEC=3% threshold value NOEC	7 d	10	N	Bringmann and Kuhn (1980) in EU 評価書	
セネデスムス(緑藻類)	<i>Scenedesmus subspicatus</i>		24			Marlowet R 40	止水	細胞生長阻害 生長速度 NOEC	72 h	130	M	Huls Aktiengesellschaft (1995) in EU 評価書	
アンキストロデスムス (緑藻類)	<i>Ankistrodesmus bibrainus</i>		23			?	止水	生長阻害 NOEC	72 h	0.0056	N	BASF AG (1990) in EU 評価書	
イボウキクサ	<i>Lemna gibba</i>	淡水	25			?	半止水	生長阻害 EC50	7 d	397-7582 (mean 2060)	N?	Davis (1981)	
渦鞭毛藻	<i>Gymnodinium breve</i>	海水	25			-	止水	生長阻害 EC50	96 h	30000 (3.1%)	N	Wilson et al. (1978)	

表 3.1.3.1.4-1 両生類毒性試験

種名	学術名	齢/サイズ	暴露	水温 ()	硬度 (mg CaCO ₃ /L)	pH	試験方式	助剤の使用	エンドポイント	試験期間	濃度 (mg/L 水経由; mg/kg dwt 底質経 由)	濃度測 定 (M/N)	文献
アフリカツメガエル	<i>Xenopus laevis</i>	新規放卵	水経由	21			半止水	Holfreter solution	発生時間遅れ、オタマジャク シの色素沈着の遅れ LOEC (NOEC)	200 d	2 (<2)	M	Dumpert and Zietz (1984)
ファウラーヒキガエル	<i>Bufo fowleri</i>	新規受精卵	水経由	20 -24			半止水	アセトン	生存 LC50	7 - 8 d	3.88	N (?)	Birge et al. (1978) in EU 評価書
ヒョウモンカエル	<i>Rana pipiens</i>	新規受精卵							生存 LC1 (外挿値)		0.06		
ヌマアカガエル (Moor frog)	<i>Rana arvalis</i>	2-3 日齢卵	底質経由	5			止水	エタノール	孵化・オタマジャクシ生存 NOEC	60 d	25*	M	Larsonn and Thuren (1987)
									孵化・オタマジャクシ生存 LOEC		75*		
									孵化・オタマジャクシ生存 EC50		450*		
		4 日齢卵	底質経由	10			止水	アセトン	孵化・オタマジャクシ生存・ 成長 LOEC (NOEC)	29 d	>433 (433)	M	Wennberg et al. (1997) in EU 評価書
卵	底質経由	5 & 10			止水	アセトン	孵化・オタマジャクシ生存・ 成長 NOEC	35 & 26	1000	M	Solymon et al. (2001) in EU 評価書		

* EU 評価書算出値

表 3.1.3.1.5-1 微生物毒性試験

種名	学術名	媒体	水温 ()	試験方式	助剤の使用	エンドポイント	試験 期間	濃度 (mg/L)	濃度 測定 (M/N)	文献
自然群集		海水	野外 温度	半止水	アセトン	NH3 フラックスの減少 NOEC	30 d	冬 0.059 夏 0.016	M	Perez et al. (1983)
シュードモナス	<i>Pseudomonas putida</i>	淡水		止水	?	生長阻害 ,Threshold conc.=3% effect	16 h	> 400	N	Bringmann and Kuhn (1980)
		淡水	22	止水	Tween 80	呼吸阻害	30 m	-	N	BASF AG (1991) in EU 評価書
		淡水	25		nonylphenol ethoxyro-poxylat	呼吸阻害 NOEC 呼吸阻害 EC10	5 - 6 h	< 1671 1671		Huls AG (1996) in EU 評価書
鞭毛虫類	<i>Entosiphon sulcatum</i>	淡水	20	止水	?	生長阻害 , Threshold conc.=3-5% effect	72 h	19	N?	Bringmann and Kuhn (1980) in EU 評価 書; Bringmann and Kuhn (1981) in EU 評価書
鞭毛虫類	<i>Chilomonas paramecium Ehrenberg</i>	淡水	20	止水	?	生長阻害 ,Threshold conc.=5% effect	48 h	53	N?	Bringmann and Kuhn (1981) in EU 評価書
テトラヒメナ (繊毛虫類)	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	改良 PPYS 培地	28	N/A	N/A	増殖阻害 IC50	9 h	60	N/A	Sauvant et al. (1995a)
		改良 PPYS 培地	28	Microplate technique	N/A	増殖阻害 IC50	36 h	8	N/A	Sauvant et al. (1995b)
繊毛虫類	<i>Uronema parduczi</i>	淡水	20	止水	?	生長阻害 , NOEC=3% threshold value NOEC	20 h	48	N?	Bringmann and Kuhn (1981) in EU 評価書

表 3.1.3.1.5-1 微生物毒性試験 続き

種名	媒体	水温 ()	試験方式	助剤の使用	エンドポイント	試験期間	濃度 (mg/kg dw)	濃度測定 (M/N)	文献
自然底質相	底質	5	止水	エタノール	底質の上部水における酸素消費阻害 LOEC	20 h (60)	25 mg/kg sed.	N	Larsson et al. (1986)
淡水ハイドロゾル相	底質		半止水	?	成長および生理活性抑制	?	100mg/L		Mutz and Jones (1977)
自然底質群集	底質(海水)	Outdoor temp.	半止水	アセトン	Reduction in NH ₃ flux from the benthic compartment NOEC (LOEC)	30 d	0.61 (18.64)	M	Perez et al. (1983)

表 3.1.3.1.5-2 活性汚泥毒性試験

汚泥タイプ	水温 ()	試験方式	助剤の使用	エンドポイント	試験期間	濃度 (mg/L)	濃度測定 (M/N)	文献
活性汚泥				毒性閾値 NOEC	24 h	< 10 - 20		EU 評価書
水処理施設からの燃焼汚泥	37	止水	-	メタン発生抑制 NOEC (LOEC)	26 d	100 (200)	N	O'Connor et al. (1989)
活性汚泥	24 - 26	止水	-	呼吸阻害 NOEC	30 m	< 0.4	N	Volskay and Leslie Grandy (1988)
BASF 処理施設からの活性汚泥	20	止水	-	呼吸阻害 NOEC	24 h see comm.:	1960 (2ml/L)	N	BASF AG (1983) in EU 評価書
Marl-West における下水処理施設からの活性汚泥	18 - 21.1	止水		呼吸阻害 NOEC	3 h	2007	N	Huls Infracor (1999) in EU 評価書
	19 - 20	止水	Tween 80	呼吸阻害 NOEC	3 h	1000	N	

表 3.1.3.2-1 陸生生物毒性試験

生物群	種名	学術名	齡/サイズ	水温 ()	試験 方式	暴露経路	助剤の使用	エンドポイント	試験 期間	濃度	単位	濃度 測定 (M/N)	文献	
植物 (急性)	赤ビートルート (red beetroot)	<i>Beta vulgaris</i>			St	水経由	?	受動的膜透過率 NOEC	24 h	0.9	mg/L	N?	Schweiger et al. (1982) in EU 評価書	
植物 (慢性)	白ガラシ (White mustard)	<i>Sinapis alba</i>	5-8 葉期	野外	St	大気経由	Tween 20	退緑 NOEC (LOEC)	3 - 10 d	8.75 (>8.75)	µg/cm-2	M	Lokke and Rasmussen (1983)	
	アブラナ	<i>Brassica napus</i>	4-5 葉期	野外	St	大気経由	Tween 20	退緑 NOEC (LOEC)	3 - 10 d	8.75 (>8.75)	µg/cm-2			
	小麦 (Wheat)	<i>Triticum aestivum</i>			21.6 - 23.3		土壌経由	-	発芽と成長 NOEC	18 d	100	mg/kg dw		Diefenbach (1998a) in EU 評価書
	コショウソウ	<i>Lepidium sativum</i>					土壌経由							
	マスタード	<i>Brassica alba</i>					土壌経由							
	ハウレンソウ	<i>Spinacia oleracea</i>					水経由	メタノール	種発芽 NOEC	13 d	< 1000	mg/L	N	Herring and Bering (1988)
	エンドウ	<i>Pisum sativum</i>					水経由	メタノール	種発芽 NOEC	13 d	< 1000	mg/L		
	大豆 (Soybean)	<i>Glycine max</i>		28			水経由	メタノール	細胞成長 NOEC (LOEC)	5 d	390 (>390)	mg/L	N	Langerbartels and Harms (1986) in EU 評価書
	小麦 (Wheat)	<i>Triticum aestivum</i>		28			水経由	メタノール	細胞成長 NOEC (LOEC)	5 d	390 (>390)	mg/L		
土壌 生物	シマミミズ	<i>Eisenia foetida</i>		20		フィルタ ー紙	アセトン or クロロホルム	致死 NOEC(LOEC)	48 h	25 (>25)	mg/cm2	N	Neuhausern et al. (1985)	
	シマミミズ	<i>Eisenia foetida foetida</i>		20 ± 2		土壌	-	致死 NOEC(LOEC)	14 h	1000(>1000)	mg/kg soil dw	N	Diefenbach (1998b) in EU 評価書	
陸上 微生物	自然土壌相 (Natural soil flora)			25		土壌	-	呼吸, 窒素無機化, 硝化 NOEC(LOEC)	3 m	250 (>250)	mg/kg	M	Kirchmann et al. (1991) in EU 評価書	
				26		土壌	-	呼吸阻害 NOEC (LOEC)	8 h	< 49,150 (49,150)	mg/kg	N	Mathur (1974)	
				20 ?		土壌	メタノール	バクテリア数, 構造・機能 の多様性 NOEC(LOEC)	16 d	100,000 (>100,000)	mg/kg	N	Cartwright et al. (1999)	

表 3.1.3.2-2 鳥類毒性試験

種名	学術名	齢/サイズ	エンドポイント	試験期間	濃度(mg/kg)	文献
マガモ (Mallard)	<i>Anas Platyrhynchos</i>	10 日齢	致死 NOEC	5 d (8 d)	> 5000	Hill et al. (1975) in IPCS (1992)
コウライキジ ("ring-necked" pheasants)	<i>Phasianus colchicus</i>					
ジュズカケバト (ring dove)	<i>Streptopelia risoria</i>	卵	卵殻の厚さ, 破壊強度, 透過率, 殻構造 NOEC	?	> 10	Peakall (1974)
ムクドリ (Starling)	<i>Sturnus vulgaris</i>	成鳥	重量増加, 脂質含量 NOEC	30 d	< 25	O'Shea & Stafford (1980)
若齢産卵鶏 (Hen)	<i>Gallus domesticus</i>	若齢産卵鶏	食物消費, 産卵, 血漿脂質, 肝臓脂質 LOEC (NOEC)	28 d	1000 (< 1000)	Wood & Bitman (1980) in EU 評価書
			体重, 食物消費, 産卵, 血漿脂質, 肝臓脂質 LOEC (NOEC)	28 d	2000 (< 2000)	Wood & Bitman (1984)
白レグホン鶏 (White Leghorn Hen)	<i>Gallus domesticus</i>	10 ヶ月齢	産卵, 卵巣, 肝臓, 腎臓の異常 LOEC (NOEC)	230 d	5000 (< 5000)	Ishida et al. (1982)
			産卵, 卵巣, 肝臓, 腎臓の異常 LOEC (NOEC)	25 d	> 2000 (>2000)	

表 3.1.3.3-1 内分泌攪乱作用(in vitro)

試験タイプ	細胞タイプ	影響	mM	Remark	参考文献
受容体結合試験	ニジマス肝細胞	EC75	1	REP : 1E-5	Jobling et al. (1995)
受容体結合試験	ラット子宮	No Effect	1		Zacharewski et al. (1998)
受容体結合試験	ニジマス肝細胞	EC10-25	0.17	REP : 2E-5	Knudsen and Pottinger (1999)
細胞増殖試験	MCF7	E2 における最高反応の 4%	> 0.1		Jobling et al. (1995)
細胞増殖試験	酵母	No Effect	10		Coldham et al. (1997)
細胞増殖試験	酵母	No Effect	0.01		Zacharewski et al. (1998)
細胞増殖試験	酵母	No Effect	10		Harris et al. (1997)
細胞増殖試験	MCF7	?	> 0.01		Blom et al. (1998)
遺伝子発現試験	MCF7/HeLa	No Effect	0.01		Zacharewski et al. (1998)
遺伝子発現試験	MCF7/ZR-75	No Effect	0.01		Harris et al. (1997)

参考文献

- Agarwal, D.K., Lawrence, W.H., Turner, J.E., and Autian J. (1989) Effects of parenteral di-(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) on gonadal biochemistry, pathology, and reproductive performance of mice. *J. Toxicol. Environ. Health*, 26, 139-159.
- Arcadi, F.A., Costa, C., Imperatore, C., Marchese, A., Rapisarda, A., Salemi, M., Trimarchi, G.R. and Costa, G. (1998) Oral toxicity of bis(2-ethylhexyl) phthalate during pregnancy and suckling in the Long-Evans rat. *Food Chem. Toxicol.*, 36, 963 - 970.
- Ashby, J., De Seers, F.J., Drapper, M., Ishidate, M, Jr., Margolin, B.H., Matter, B.E., and Shelby, M.D. (1985) Evaluation of short-term tests for carcinogens. Report of the International Programme on Chemical Safety's collaborative study on *in vitro* assays. *Progress in Mutatation Research*, Vol 5, 752, Elsevier Science Publishers.
- Astill, B.D. (1989) Metabolism of DEHP: Effects of prefeeding and dose variation, and comparative studies in rodents and the cynomolgus monkey (CMA studies). *Drug. Metab. Rev.*, 21, 35-53
- ATSDR (2002) Toxicological profile for Di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP). <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp9.html>.
- BIBRA (1984) A 21-day dose-relating study of di(2-ethylhexyl) phthalate in rats. Project No. 3.0512, Report No. 0512/1/94. CMA Reference PE28.0-BT-BIB: Chemical Manufacturers Association.
- Blair, R.M., Fang, H., Branham, W.S., Hass, B.S., Dial, S.L., Moland, C.L., Tong, W., Shi, L., Perkins, R., and Sheehan, D.M. (2000) The estrogen receptor relative binding affinities of 188 natural and xenochemicals: Structural diversity of ligands. *Toxicol. Sci.*, 54, 138-153.
- Calley, D., Autian, J., and Guess, W.L. (1966) Toxicology of a series of phthalate esters. *J. Pharm. Sci.*, 55, 158-162.
- Cattley, R.C., and Popp, J.A. (1989) Differences between the promoting activities of the peroxisome proliferation WY-14,643 and phenobarbital in the liver. *Cancer Res.*, 49, 3,246-3,251.
- CERHR, Center for Evaluation of Risks to Human Reproduction, USA (2000) NTP-CERHR Expert Panel report on di (2-ethylhexyl) phthalate.
- CERI, 化学物質評価研究機構 (2001) 平成 12 年度経済産業省環境対応技術開発等委託調査研究, 環境ホルモン効果に関する評価・試験法開発報告書.
- Colon, I., Caro, D., Bourdony, C.J., and Rosario, O. (2000) Identification of phthalate esters in the serum of young Puerto Rican girls with premature breast development. *Environ. Health Perspect.*, 108, 895-900.
- David, R.M., Moore, M.R., Finney, D.C., and Guest, D. (2000) Chronic toxicity of di(2-ethylhexyl) phthalate in mice. *Toxicol. Sci.*, 58, 377-385.
- David, R., Moore, M., Cifone, M., Finney, D., and Guest, D. (1999) Chronic peroxisome proliferation and hepatomegaly associated with the hepatocellular tumorigenesis of di(2-ethylhexyl) phthalate and the effects of recovery. *Toxicol Sci.*, 50, 195-205.
- Davis, B.J., Maronpot, R.R., and Heindel, J.J. (1994) Di-(2-ethylhexyl) Phthalate Suppresses Estradiol

- and Ovulation in Cycling Rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 128, 216-223.
- Dostal, L.A. Chapin, R.E. Stefanski, S.A. Harris, M.W., and Schwetz, B.A. (1988) Testicular Toxicity and Reduced Sertoli Cell Numbers in Neonatal Rats by Di(2-ethylhexyl) Phthalate and the Recovery of Fertility as Adults. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 95, 104-121.
- Douglas, R.G., Hugenholtz, A.P., and Blakey, D.H. (1986) Genetic toxicology of phthalic esters: mutagenic and other genotoxic effects. *Environ. Health Perspect.*, 65, 255-262.
- FDA (2001) Safety assessment of di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) released from PVC medical devices. Center for Devices and Radiological Health, U.S. Food and Drug Administration.
- Gray, L.E. Jr., Ostby, J., Furr, J., Price, M., Rao Veeramachaneni D.N., and Parks, L. (2000) Perinatal exposure to the phthalates DEHP, BBP, and DINP, but not DEP, DMP, or DOTP, alters sexual differentiation of the male rat. *Toxicol. Sci.*, 58, 350-365.
- Gray, L.E. Jr., Wolf, C., Lambright, C., Mann, P., Price, M., Cooper, R.L., and Ostby, J. (1999) Administration of potentially antiandrogenic pesticides (procymidone, linuron, iprodione, chlozolinate, p,p'-DDE, and ketokonazole) and toxic substances (dibutyl- and diethylhexyl phthalate, PCB 169, and ethane dimethane sulfonate) during sexual differentiation produces diverse profiles of reproductive malformations in male rat. *Toxicol. Ind. Health*, 15, 94-118
- Gray, T.J., and Butterworth, K.R. (1980) Testicular atrophy produced by phthalate esters. *Arch. Toxicol.*, Suppl. 4, 452-455.
- Hamano, Y., Inoue, K., Oda, Y., Yamamoto, H., and Kunita, N. (1979) Studies on the toxicity of phthalic acid esters. Part 2. Dominant lethal tests for DEHP and MEHP in mice. *Osaka Public Health and Sanitation Research Center, Food hygienic series*, 10, 1-4.
- Hazleton Biotechnologies Company (1992a) A subchronic (4-week) dietary oral toxicity study of di(2-ethylhexyl) phthalate in B6FC3F₁ mice. Submitted to Office of Toxic Substances, US Environmental Protection Agency (Microfiche No. OTS0535433).
- Hazleton Biotechnologies Company (1992b) A subchronic (13-week) dietary oral toxicity study of di(2-ethylhexyl) phthalate in Fischer 344 rats. Submitted to Office of Toxic Substances, US Environmental Protection Agency (Microfiche No. OTS0535433).
- Health Canada (2002) DEHP in medical devices: An exposure and toxicity assessment.
- Hellwig, J., Freudenberger, H., and Jackh, R. (1997) Differential prenatal toxicity of branched phthalate esters in rats. *Food Chem. Toxicol.*, 35, 501-512.
- Hodge, H.C. (1943) Acute toxicity for rats and mice of di (2-ethylhexyl) phthalate with a note upon the mechanism. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.*, 53, 20 - 23.
- IARC, International Agency for Research on Cancer, WHO (1982) Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to man., 29, 269-294.
- IARC, International Agency for Research on Cancer, WHO (2000) IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, 77, 41-148.
- Jobling, S., Reynolds, T., White, R., Parker, M.G., and Sumpter, J.P. (1995) A variety of environmentally persistent chemicals, including some phthalate plasticizers, are weakly estrogenic. *Environ. Health Perspect.*, 103, 582-587.

- Kurata, Y., Kidachi, F., Yokoyama, M., Toyota, N., Tsuchitani, M., and Katoh, M. (1998) Subchronic toxicity of di(2-ethylhexyl)phthalate in common marmosets: Lack of hepatic peroxisome proliferation, testicular atrophy, or pancreatic acinar cell hyperplasia. *Toxicol. Sci.*, 42, 49-56.
- Kurata, Y., Makinodan, F., Okada, M., Kawasuso, T., David, R.M. Gans, G., Regnier, J.F. and Kato, M. (2003) Blood concentration and tissue distribution of ¹⁴C-Di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) in juvenile and adult common Marmoset. *Toxicologist*, 72, 384-385. (Poster sessions of the 42nd Annual Meeting of the Society of Toxicology, held at the Salt Palace, Salt Lake City, Utah, march 9-13, 2003.)
- Lamb, J.C., Chapin, R.E., Teague, J., Lawton, A.D., and Reel, J.R. (1987) Reproductive effects of four phthalic acid esters in the mouse. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 88, 255-269.
- Li, L-H., Jester, W.F. Jr., and Orth, J.M. (1998) Effects of relatively low levels of mono-(2-ethylhexyl) phthalate on cocultured Sertoli cells and gonocytes from neonatal rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 153, 258-265.
- Li, L-H., Jester, W.F. Jr., and Orth, J.M. (2000) A single dose of Di-(2-ethylhexyl) phthalate in neonatal rats alters gonocytes, reduces sertoli cell proliferation, and decreases cyclin D2 expression. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 166, 222-229.
- Nishihara, T., Nishikawa, J., Kanayama, T., Dakeyama, F., Saito, K., Imagawa, M., Takatori, S., Kitagawa, Y., Hori, S., and Utsumi, H. (2000) Estrogenic activities of 517 chemicals by yeast two-hybrid assay. *J. Health Sci.*, 46, 282-298.
- NTP, U.S. National Toxicology Program (1982) NTP Carcinogenicity bioassay of di(2-ethylhexyl) phthalate (CAS No. 117-82-7) in F344 rats and B6C3F₁ mice (feed study). PB82-184011: NTIS.
- Parks L.E., Ostiby J.S., Lambright, C.R. Abbott B.D. Klinefelter G.R. Barlow N.J., and Gray L.E. Jr. (2000) The plasticizer diethylhexyl phthalate induces malformations by decreasing fetal testosterone synthesis during sexual differentiation in the male rat. *Toxicol. Sci.*, 58, 339-349.
- Phillips B.J. James, T.E., and Gangolli, S.D. (1982) Genotoxicity studies of di(2-ethylhexyl) phthalate and its metabolites in CHO cells. *Mutat. Res.*, 102, 297-304.
- Poon, R., Lecavalier, P., Mueller, R., Valli, V.E., Procter, B.G., and Chu, I. (1997) Subchronic oral toxicity of di-n-octyl phthalate and di (2-ethylhexyl) phthalate in the rat. *Food Chem. Toxicol.*, 35, 225-239.
- Price, C.J., Tyl, R.W., Marr, M.C., Sadler, B.M. and Kimmel, C.A. (1986) Reproduction and fertility evaluation of diethylhexyl phthalate (CAS No. 117-81-7) in Fischer 344 rats exposed during gestation. NTP 86-309: National Toxicology Program.
- Price, C.J., Tyl, R.W., Marr, M.C., Myers, C.B., Sadler, B.M., and Kimmel, C.A. (1988) Reproduction and fertility evaluation of diethylhexyl phthalate (CAS No. 117-81-7) in CD-1 mice exposed during gestation. Research Triangle Park, NC, National Toxicology Program.
- Priston, R.A.J., and Dean, B.J. (1985) Tests for the induction of chromosome aberrations, polyploidy and sister-chromatid exchanges in the rat liver (RL₄) cells. *Progr. Mutat. Res.*, 5, 387-395.
- Probst, G.S., and Hill, L.E. (1985) Tests for the induction of DNA repair synthesis in primary cultures of

- adult rat hepatocytes. *Progr. Mutat. Res.*, 5, 381-386.
- Pugh, G. Jr., Isenberg, J.S., Kamendulis, L.M., Ackley, D.C., Clare, L.J., Brown, R., Lington, A.W., Smith, J.H., and Klaunig, J.E. (2000) Effects of di-isononyl phthalate, di-2-ethylhexyl phthalate, and clofibrate in cynomolgus monkeys. *Toxicol. Sci.*, 56, 181-188.
- Rohdes, C., Orton, T.C, Pratt, I.S., Batten, P.L., Jackson, S.J., and Elcombe, C.R. (1986) Comparative pharmacokinetics and subacute toxicity of di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) in rats and marmosets: Extrapolation of effects in rodents to man. *Environ. Health Perspect.*, 65, 299-307
- Roth, B., Herkenrath, P., Lehmann, H.J., Ohles, H.D., Homig, H.J., Benz-Bohm, G., Kreuder, J., and Younossi-Hartenstein, A. (1988) Di-(2-ethylhexyl)-phthalate as plasticizer in PVC respiratory tubing systems: indications of hazardous effects on pulmonary function in mechanically ventilated, pre-term infants. *Eur. J. Pediatr.*, 147, 41-46.
- Rubin, R.J., and Jaeger, R.J. (1973) Some pharmacologic and toxicologic effects of di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) and other plasticizers. *Environ. Health Perspect.*, 3, 53-59.
- Schilling, K. Gembardt, C., and Hellwig, J. (1999) Reproduction toxicity of di-2-ethylhexyl phthalate (DEHP). *Toxicologist*, 48 (1-S), 147-148.
- Schilling, K, Gembart, Chr., and Hellwig, J. (2001) Di-2-ethylhexyl phthalate - Two-generation reproductivion toxicity study in Wistar rats: Continuous dietary administration., Laboratory Project ID:70R0491/97139, BASF Aktiengesellschaft, Sponsored by ECPI, European Council for Plasticizers and Intermediates; a sector group of CEFFIC, Brussel, Belgium.
- Schulz, C.O., Rubin, R.J., and Hutchins, G.M. (1975) Acute lung toxicity and sudden death in rats following the intravenous administration of the plasticizer, di(2-ethylhexyl) phthalate, solubilized with tween surfactants. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 33, 514-525.
- Shaffer, C.B., Carpenter, C.P., and Smyth, H.F. Jr. (1945) Acute and subacute toxicity of di(2-ethylhexyl) phthalate with note upon its metabolism. *J. Ind. Hyg. Toxicol.*, 27, 130-135.
- Shiota K., Chou M.J., and Nishimura, H. (1980) Embryotoxic effects of di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) and di-n-butyl phthalate (DBP) in mice. *Environ Res.*, 22, 245-253.
- Shiota K. and Mima S. (1985) Assessment of the teratogenicity of di(2-ethylhexyl) phthalate and mono (2-ethylhexyl) phthalate in mice. *Arch. Toxicol.*, 56, 263-266.
- Short, R.D., Robinson, E.C., Lington, A.W., and Chin, A.E. (1987) Metabolic and peroxisome proliferation studies with di (2-ethylhexyl) phthalate in rats and monkeys. *Toxicol. Ind. Health*, 3, 185-195.
- Sjöberg, P., Lindquist, N.G., and Plöen, L. (1986) Age-dependent response of the rat testes to di(2-ethylhexyl) phthalate. *Environ. Health Perspect.* 65, 237-242.
- Thies, A.M., and Fleig, I. (1978) Chromosomal studies in workers exposed to di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP). *Zentralbl. Arbeitsmed.*, 28, 351-355.
- Tomonari, Y., Kurata, T., Kawasuso, Y., David, R.M., Gans, G. and Kato, M. (2003) Testicular toxicity study of Di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) in juvenile common Marmoset. *Toxicologist*, 72, 385. (Poster sessions of the 42nd Annual Meeting of the Society of Toxicology, held at the Salt Palace, Salt Lake City, Utah, march 9-13, 2003.)

- Tyl, R.W., Jones-Price, C., Marr, M.C., and Kimmel, C.A (1984) Teratological evaluation of diethylhexylphthalate (CAS No. 117-81-7) in CD-1 mice. Research Triangle Inst., Report No. RTI-61: National Center for Toxicological Research, NTIS No. PB85-105674.
- Tyl, R.W., Price, C.J., Marr, M.C., and Kimmel, C.A. (1988) Developmental toxicity evaluation of dietary di(2-ethylhexyl)phthalate in Fischer 344 rats and CD-1 mice. *Fundam. Appl. Toxicol.*, 10, 395-412.
- Ward, J.M., Rice, J.M., Creacia, D., Lynch, P., and Riggs, C. (1983) Dissimilar patterns of promotion by di(2-ethylhexyl) phthalate and phenobarbital of hepatocellular neoplasia initiated by diethylnitrosamine in B6C3F₁ mice. *Carcinogenesis*, 4, 1,021-1,029.
- Ward, J.M., Diwan, B.A., Ohshima, M., Hu, H., Shuller, H.M., and Rice, J.M. (1986) Tumor-initiating and promoting activities of di(2-ethylhexyl) phthalate in vivo and in vitro. *Environ. Health Perspect.*, 65, 279-291.
- WHO (1992) Environmental Health Criteria 131: Diethylhexyl Phthalate, International Programme on Chemical Safety.
- Yoon, J.S., Mason, J.M., Valencia, R., Woodruff, R.C., and Zimmering, S. (1985) Chemical mutagenesis testing in *Drosophila*. IV. Results of 45 coded compounds tested for the National Toxicology Program. *Environ. Mutagen.*, 7, 349-367.
- Yoshikawa, K., Tanaka, A.A., Yamaha, T., and Kurata, H. (1983) Mutagenicity studies of nine monoalkylphthalate and a dialkylphthalate using *Salmonella typhimurium* and *Escherichia coli*. *Food Chem. Toxicol.*, 21, 221-223.
- Zacharewski, T.R., Meek, M.D., Clemons, J.H., Wu, Z.F., Fielden, M.R., and Matthews, J.B. (1998) Examination of the in vitro and in vivo estrogenic activities of eight commercial phthalate esters. *Toxicol. Sci.*, 46, 282-293.
- Zeiger, E., Haworth, S., Mortelmans, K., and Speck, W. (1985) Mutagenicity testing of di(2-ethylhexyl) phthalate and related chemicals in *Salmonella*. *Environ. Mutagen.*, 7, 213-232.

参考文献(環境生物に対する影響)

- Adams WJ (1978). Acute toxicity of di-2-ethylhexyl phthalate (DEHP) to *Daphnia magna*. Monsanto Industrial Company report ES-SS-78-9.(EU 評価書引用)
- Adams WJ, Calvert C (1983). Acute toxicity of di-(2-ethylhexyl) phthalate to *chironomus tentans*. Monsanto Company report ES-82-SS-80.(EU 評価書引用)
- Adams WJ, Heidolph BB (1985). Short-cut chronic toxicity estimates using *Daphnia magna*. In Cardwell RD, Purdy R, Bahner RC, eds., *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment*. STP 854. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, 87-103.
- Adams WJ, Renaudette WJ (1983). Acute toxicity of d-(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) to the midge *paratanytarsus parthenogenetica*. Monsanto Industrial Company report ES-81-SS-35.(EU 評価書引用)
- Adams WJ, Biddinger GR, Robillard KA, Gorsuch JW (1995). A summary of the acute toxicity of 14

- phthalate esters to representative aquatic organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14(9),1569-1574.
- Adema et al. (1981). Onderzoek naar een geschikte combinatie toemethoden ter bepaling van de aquatische toxiciteit van milieugevaarlijke stoffen. RIVM Report NO CL81 / 100, RIV 627905 001 (in Dutch) (EU 評価書引用)
- Al-Badry SM, Knowles OC (1980). Phthalate-organophosphate interactions, toxicity, penetration, and metabolism studies with house flies. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 9,147-161.
- BASF AG (1983). Sapromattest, Ergebnisuebersicht und testbewertung vom 26.05.1983, Laboratory of Ecology, Unpublished report, DUU/OM-Z 570, 11 ppg. (in German). (EU 評価書引用)
- BASF AG (1990). Bestimmung der algentoxizitat. Labor fur Oekologie. Unpublished report Oekonummer 01/89/1026 (in German). (EU 評価書引用)
- BASF AG (1991). Sauerstoffverbrauchtest. Labor fur Oekologie, Oekonummer 01/89/1026, 3 ppg. (Unpublished report in German).(EU 評価書引用)
- Bionomics INC (1972). Acute toxicity of compounds to bluegill (*Lepomis macrochirus*). Submitted to USEPA. Doc.I.D. 878220808. (EU 評価書引用)
- Birge W, Black, Westerman A (1978). Effects of polychlorinated biphenyl compounds and proposed PCB-replacement products on embryo-larval stages of fish and amphibians. Water Resources Research Institute, Kentucky University, Lexington, Kentucky. Research report No. 118, 39 ppg. (EU 評価書引用)
- Birge WJ, Black JA, Bruser DM (1979). Toxicity of organic chemicals to embryo-larval stages of fish. University of Kentucky Water Resources Research Institute, Lexington Kentucky. Contract number 68-01-4321. Final report.
- Blom A, Ekman E, Johannisson A, Norrgren L, Pesonen M (1998). Effects of xenoestrogenic environmental pollutants on the proliferation of a human breast cancer cell line (MCF-7). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 34,306-310.
- Bringmann G, Kuhn R (1980). Comparison of the toxicity thresholds of water pollutants to bacteria, algae, and protozoa in the cell multiplication inhibition test. *Water Research* 14,231-241.(EU 評価書引用)
- Bringmann G, Kuhn R (1981). Vergleich der wirkung von schadstoffen auf flagellate sowie ciliate bzw. auf holozoische bakterienfressende sowie saprozoische Protozoen. *Gas- und Wasserfach~Wasser/Abwasser* 122,308-313. (EU 評価書引用)
- Brown D, Thompson RS (1982). Phthalates and the aquatic environment, Part . The effect of di-2-ethylhexylphthalate (DEHP) and di-isodecyl phthalate (DIDP) on the reproduction of *Daphnia magna* and observations on their bioconcentration. *Chemosphere* 11(4),417-426.
- Brown D, Thompson RS (1982b). Phthalates and the aquatic environment, Part . The bioconcentration and depuration of di-2-ethylhexylphthalate (DEHP) and di-isodecyl phthalate (DEHP) in mussels (*Mytilus edulis*). *Chemosphere* 11(4),427-435.
- Brown D, Croudace CP, Williams NJ, Shearing JM, Johnson PA (1998). The effect of phthalate ester

- plasticisers tested as surfactant stabilised dispersions on the reproduction of the *Daphnia magna*. Chemosphere 36(6),1367-1379.
- Buccafusco RJ, Ells SJ, LeBlanc GA (1981). Acute toxicity of priority pollutants to bluegill (*Lepomis macrochirus*). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 26,446-452
- Buchen G, Vogel U (1995). Okotoxizität von di-(2-ethylhexyl) phthalate~ Akuter Daphnientest (24h/48h) mit *Daphnia magna* nach DIN 38412 Teil 11. Institut für Wasser-, Boden u. Lufthygiene Umweltbundesamt, Berlin. (EU 評価書引用)
- Call DJ, Markee TP, Geiger DL, Brooke LT, Van de Venter FL, Cox DA, Genisot KI, Robillard KA, Gorsuch JW, Parkerton TF, Reiley MC, Ankley GT, Mount DR (2001). An assessment of the toxicity of phthalate esters to freshwater benthos. 1. aqueous exposures. Environmental Toxicology and Chemistry 20 (8), 1798 - 1804
- Canton JH, Adema DMM et al (1984). Ondersoek naar een geschikte combinatie toetsmethoden ter bepaling van de aquatische toxiciteit van milieugevaarlijke stoffen. Rapport nr.,81/100A RIVM 668114-002. (EU 評価書引用)
- CMA (1997). Research program, Toxicity of phthalate esters in sediments, program summary, April 22, 1997, 3ppg. (EU 評価書引用)
- Cohle P, Stratton J (1992). Early life-stage toxicity of DEHP (CAS No. 117-81-7) to rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss* Walbaum 1792) in a flow-through system. ABC inc., Final report #36568. Sponsored by BASF AG. BASF project no. 52FO7822/875236. (EU 評価書引用)
- Coldham GN, Dave M, Sivapathasundaram S, McDonnell PD, Connor C, Sauer JM (1997). Evaluation of a recombinant yeast cell estrogen screening assay. Environmental Health Perspectives 105(7),734-742.
- Cox GV, Moran EJ (1984). Summary of environmental fate and effects database on 14 phthalate esters. Summary report ~ environmental studies ~ phase . Phthalate Esters Program Panel, Chemical Manufacturers Association, Washington, DC.(EU 評価書引用)
- Davis JA (1981). Comparison of static-replacement and flow-through bioassays using duckweed, *Lemna gibba* G-3. US EPA, Report No. 560/6-81-003, 89ppg.(EU 評価書引用)
- DeFoe DL, Holcombe GW, Hammermeister DE (1990). Solubility and toxicity of eight phthalate esters to four aquatic organisms. Environmental Toxicology and Chemistry 9,623-636.
- Diefenbach (1998a) Bestimmung der Auswirkungen von Vestinol AH auf das Wachstum terrestrischer Pflanzen. Abschlussbericht PF-56. Hüls Infracor GmbH. (EU 評価書引用)
- Diefenbach (1998b) Bestimmung der Auswirkungen von Vestinol AH auf Regenwürmer (*Eisenia foetida* foetida). Abschlussbericht RW-071. Hüls Infracor GmbH. (EU 評価書引用)
- Dumpert K, Zietz E (1983). Platanna (*Xenopus laevis*) as a test organism for determining the embryotoxic effects of environmental chemicals. Ecotoxicology and Environmental Safety 8,55-74.
- EG&G Bionomics (1983b). Acute toxicity of thirteen phthalate esters to bluegill (*Lepomis macrochirus*). Bionomics Report #BW-83-3-1368. Toxicity test report submitted to Chemical Manufacturers Association, Washington, DC. (EU 評価書引用)

- Harris AC, Henttu P, Parker GM, Sumpter PJ (1997). The estrogenic activity of phthalate esters *in vitro*. Environmental Health Perspectives 105(8),802-811.
- Heitmuller PT, Hollister TA, Parrish PR (1981). Acute toxicity of 54 industrial chemicals to sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 27,596-604.
- Henderson, Sargent (1983). Studies on the effects of di-(2-ethylhexyl) phthalate on lipid metabolism in rainbow trout (*Salmo gairdnerii*) fed zooplankton rich in wax esters. Comparative Biochemistry and Physiology 74C(2),325-330.
- Herring R, Bering LC (1988). Effects of phthalate esters on plant seedlings and reversal by a soil microorganism. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 40,626-632.
- Hill FE, Heath RG, Spann WJ, Williams DJ (1975) Lethal dietary toxicities of environmental pollutants to birds, Washington, DC, US Fish and Wildlife Service, 61pp (Special Scientific Report Wildlife No. 191) (EHC 131 引用)
- Hrudey SE, Sergy GA, Thackeray T (1976). Toxicity of oil sands plant wastewaters and associated organic contaminants. Proc. 11th canadian symp. 1976, Water pollution research Canada. (EU 評価書引用)
- Huls AG (1996). Bestimmung der bakterientoxizität von Vestinol AH, di-2-ethylhexylphthalate. Report No. ABSK-VEST AH. 11ppg, Unpublished report.(EU 評価書引用)
- Huls Infracor (1999). Vestinol AH. Determination of the inhibition of activated sludge respiration. Final report BH-99/01. 22ppg. (unpublished)
- Ishida M, Suyama K, Adachi S, Hoshino T (1982). Distribution of orally administered diethylhexyl phthalate in laying hens. Poultry Science 61,262-267.
- Jobling S, Reynolds T, White R, Parker GM, Sumpter PJ (1995). A variety of environmentally persistent chemicals, including some phthalate plasticizers, are weakly estrogenic. Environmental Health Perspectives 103(6),582-587.
- Johnson WW, Finley MT (1980). Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. U.S. Dept. of the Interior, Fish and Wildlife Service, Resource Publication 137 p.65. (EU 評価書引用)
- Kirchmann H, Tengsved A. (1991). Organic pollutants in sewage sludge, 2. Analysis of barley grains grown on sludge-fertilized soil. Swedish J. agric. Res. 21, 115-119 (EU 評価書引用)
- Knudsen RF, Pottinger GT (1999) Interaction of endocrine disrupting chemicals, singly and in combination, with estrogen-, androgen-, and corticosteroid-binding sites in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquatic Toxicology 44, 159-170
- Knowles CO, Mckee MJ, Palawski DU (1987). Chronic effects of di-2-ethylhexyl phthalate on biochemical composition, survival and reproduction of *Daphnia magna*. Environmental Toxicology and Chemistry 6,201-208.
- Langerbartels C, Harms H (1986) Plant cell suspension cultures as test systems for an ecotoxicologic evaluation of chemicals – growth inhibition effects and comparison with the metabolic fate in intact plants. Angew. Botanik 60, 113-123

- Larsson P, Thuren A (1987). Di-2-ethylhexylphthalate inhibits the hatching of frog eggs and is bioaccumulated by tadpoles. *Environmental Toxicology and Chemistry* 6,417-422.
- Larsson P, Thuren A, Gahnstrom G (1986). Phthalate esters inhibit microbial activity in aquatic sediments. *Environmental Pollution (Series A)* 42,223-231.
- Laughlin RB, Neff JM (1978). The effects of three phthalate esters on the larval development of the grass shrimp *Palamonetes pugio* (Holthuis). *Water Air and Soil Pollution* 9,323-336.
- LeBlanc GA (1980). Acute toxicity of priority pollutants to water flea (*Daphnia magna*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 24,684-691.
- Linden E, Bengtsson BE, Svanberg O, Sundstrom G (1979). The acute toxicity of 78 chemicals and pesticide formulations against two brackish water organisms, the bleak (*Alburnus alburnus*) and the harpactoid *Nitocra spinipes*. *Chemosphere* Nos 11/12,843-851.
- Lökke H, Bro-Rasmussen L (1983) Phytotoxicological effects of di-(2-ethylhexyl)-phthalate and di-n-butyl-phthalate on higher plants in laboratory and field experiments. *Environmental Pollution (Series A)* 32, 179-199
- Mathur SP (1974) Respirometric evidence of the utilization of Di-octyl and Di-2-ethylhexyl phthalate plasticizers. *J. Environ. Quality* 3, 207-209
- Mayer FL, Sanders HO (1973). Toxicology of phthalic acid esters in aquatic organisms. *Environmental Health Perspectives* 3,153-157.
- Mayer FL, Mehrle PM, Schoettger RA (1977). Collagen in fish exposed to organic chemicals. Recent advances in fish toxicology. A symposium held in Corvallis, Oregon on January 13-14, 1977. Corvallis environmental research lab., Oregon. NTIS, PB-273 500.(EU 評価書引用)
- Mehrle PM, Mayer FL (1976). Di-2-ethylhexyl phthalate, Residue dynamics and biological effects in rainbow trout and fathead minnows. *Trace Substances and Environmental Health* 10,519-524.
- Menzel B (1995). Determination of the acute effects of VESTINOL AH on fish. Short-term test as specified by 92/69 C1 EEC. Huls AG. Final Report No. FK 1319. (EU 評価書引用)
- Ministry of International Trade and Industry Japan (1992) Data of existing chemicals based on Chemical Substances Control Law Japan, pp 3-90. (EU 評価書引用)
- Mutz RC, Jones JR (1977). The effects of phthalate esters on geochemical cycles in freshwater hydrosol. *Transactions of the Missouri Academy of Science* 10&11,296.
- Neuhauser EF, Loehr RC, Malecki MR, Milligan DL, Durkin PR. (1985) The toxicity of selected organic chemicals to the earthworm *Eisenia fertida*. *J. Environ. Qual.* 14,383-388
- Norrgrén L, Blom A, Andersson PL, Borjesson H, Larsson DGJ, Olsson PE (1999). Effects of potential xenoestrogens (DEHP, nonylphenol and PCB) on sexual differentiation in juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquatic Ecosystem Health and Management* 2/3,311-317.
- O'Connor OA, Rivera MD, Young LY (1989). Toxicity and biodegradation of phthalic acid esters under methanogenic conditions. *Environmental toxicology and Chemistry* 8,569-576.
- O'Shea JT, Stafford JC (1980) Phthalate plasticizers, accumulation and effects on weight and food consumption in captive starlings 25, 345-352
- Passino DR, Smith SB (1987). Acute bioassays and hazard evaluation of representative contaminants

- detected in Great Lakes fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 6,901-907.
- Peakall BD (1974). Effects of di-n-butyl and di-2-ethylhexyl phthalate on the eggs of ring doves. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 12(6),698-702.
- Perez TK, Davey WE, Lackie FN, Morrison EG, Murphy GP, Soper EA, Winslow LD (1983). Environmental assessment of a phthalate ester, di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP), derived from a marine microcosm. *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, Sixth Symposium, ASTM STP 802*, 180-191.
- Rhodes JE, McAllister WA (1990). Preliminary investigation of the toxicity of di-(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) to the rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*) under flow-through conditions. ABC inc. ABC report #36568. Sponsored by BASF AG. BASF project 52FO7822/875236. (EU 評価書引用)
- Rhodes JE, Adams WJ, Biddinger GR, Robillard KA, Gorsuch JW (1995). Chronic toxicity of 14 phthalate esters to *Daphnia magna* and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 14(11),1967-1976.
- Sanders HO, Mayer FL, Walsh DF (1973). Toxicity, residue dynamics, and reproductive effects of phthalate esters in aquatic invertebrates. *Environmental Research* 6,84-90.
- Sauvant MP, Pepin D, Groliere CA, Bohatier J. (1995a) Effects of organic and inorganic substances on the cell proliferation of L-929 Fibroblasts and Tetrahymena pyriformis GL Protozoa used for toxicological bioassays. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 55, 171-178
- Sauvant MP, Pepin D, Bohatier J, Groliere AC (1995b). Microplate technique for screening and assessing cytotoxicity of xenobiotics with tetrahymena pyriformis. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 32,159-165.
- Schweiger G, Sellner M, Golle B, Luttge U (1982) Effects of ecotoxicological chemicals on passive plasmalemma permeability in plants. *Ecotoxicology and Environmental safety* 7, 366-372
- Scholz N (1995). Determination of the effects of VESTINOL AH on the swimming behaviour of *Daphnia magna* (as specified by 92/69 EEC, Dec. 1992). Huls Aktiengesellschaft, Final report DK-631.(EU 評価書引用)
- Shioda T, Wakabayashi M (2000). Effect of certain chemicals on the reproduction of medaka (*Oryzias latipes*). *Chemosphere* 40,239-243.
- Silvo OEJ (1974). Alustavia turkimuksia dioktyylftalaatin (DOP) kuutista myrkyllisyydesta kirjolohelle (*Salmo gairdneri* Richardson) ja sen vaikutuksista kasviplanktoniin seka veden happitalouteen. *Suomen kalatalous* 47,19-25. (EU 評価書引用)
- Springborn bionomics (1984). Chronic toxicity of fourteen phthalate esters to *Daphnia magna*. Toxicity test report submitted to Chemical Manufactures Association, Washington, DC.(EU 評価書引用)
- Staples AC, Adams JW, Parkerton FT, Gorsuch WJ, Biddinger RG, Reinert HK (1997). Aquatic toxicity of eighteen phthalate esters. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16(5),875-891.
- Stephenson RR (1982). The effects of water hardness, temperature, and size of test organisms on the susceptibility of the freshwater shrimp, *Gammarus pulex* (L.) to toxicants. Shell toxicology Laboratory report SBGR. 82.085, experiment number 1816. (EU 評価書引用)

- Stephenson RR (1983). Effects of water hardness, water temperature, and size of the test organism on the susceptibility of the freshwater shrimp, *Gammarus pulex* (L.) to toxicants. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 31,459-466.
- Streufert JM (1977). Some effects of two phthalic acid esters on the life cycle of the midge (*Chironomus plumosus*). A thesis presented to the faculty of the Graduate School University of Missouri-Columbia. (EU 評価書引用)
- Streufert JM, Jones JR, Sanders HO (1980). Toxicity and biological effects of phthalate esters on midges (*Chironomus plumosus*). *Transactions of the Missouri Academy of Science* 14,33-40.
- Thompson RC, Stewart KM, Gillings E, Croudace C (1995) Di-2-ethylhexylphthalate and di-isodecyl phthalate, Effect on emergence of the midge, *Chironomus riparius*. Brixham Environmental Laboratory; ZENECA limited, Brixham, Devon TQ5 8BA, UK. Project Identification, X966/C, 19ppg (EU 評価書引用)
- Thuren A, Woin P (1991). Effects of phthalate esters on the locomotor activity of the freshwater amphipod *Gammarus pulex*. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 46,159-166.
- Van den Dikkenberg (1989) (EU 評価書引用)
- van Wazel AP, van Vlaardingen P, Posthumus P, Crommentuijn GH, Sijm DTHM (2000). Environmental risk limits for two phthalates, with special emphasis on endocrine disruptive properties. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46,305-321.
- Volskay VT, Leslie Grady CP (1988). Toxicity of selected RCRA compounds to activated sludge microorganisms. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 60,1850-1856.
- Waggy GT, Payne JR (1974). Environmental impact product analysis acute toxicity testing. Union Carbide Corporation. Project no. 910F44. File no. 19133. (EU 評価書引用)
- Wennberg L, Parkman H, Remberger M, Viktor T, Williams C (1997). The influence of sediment-associated phthalate esters (DEHP and DIDP) on hatching and survival of the moorfrog, *Rana arvalis*. IVL, Box 21060, S-100 31 Stockholm, Sweden, IVL report B1260, 26ppg.(EU 評価書引用)
- Wilson WB, Giam CS, Goodwin TE, Aldrich A, Casrpenner V, Hrung YC (1978). The toxicity of phthalates to phthalates to the marine dinoflagellate *Gymnodinium breve*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 20,149-154.
- Woin P, Larsson P (1987). Phthalate esters reduce predation efficiency of dragonfly larvar, *Odonata*; *Aeshna*. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 38,220-225.
- Wood LD, Bitman (1980) (EU 評価書引用)
- Wood LD, Bitman J (1984). The effect of feeding di-(2-ethylhexyl) phthalate and related compounds on lipids in the laying hen. *Poultry Science* 63,469-477.
- Yoshioka Y, Ose Y, Sato T (1986). Correlation of the five test methods to assess chemical toxicity and relation to physical properties. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 12,15-21.
- Yoshioka Y, Ose Y, Goto M, Hikino H (1987). Relations between the test methods for ecotoxicity. *Eisei Kagaku* 33(1),11-19.
- Zacharewski RT, Meek DM, Clemons HJ, Wu FZ, Fielden RM, Matthews BJ (1998). Examination of

the in vitro and in vivo estrogenic activities of eight commercial phthalate esters. Toxicological Sciences 46,282-293.

Zitko V (1972). Determination, toxicity, and environmental levels of phthalate plasticisers, Fisheries research board of Canada, Technical Report No. 344. (EU 評価書引用)

環境庁 (1997) 生態影響試験実施事業報告

ホームページ参照 (<http://www.env.go.jp/chemi/sesaku/seitai.html>)

3.2 既存の有害性及びリスク評価結果

DEHP については、既にわが国及び諸外国において有害性評価やリスク評価が行われ、評価文書が公表されている。本章では、評価の範囲、有害性の評価エンドポイント、暴露の指標、リスク判定の指標及び評価結果に分けて、概要を紹介する。概要を紹介するわが国及び諸外国の評価文書を以下に示す。

- 1)経済産業省 化学物質審議会管理部会・審査部会 (2002):「内分泌かく乱作用を有すると疑われる」と指摘された化学物質の個別有害性評価書 (以後、経産省個別有害性評価書とする)
- 2) 化学物質評価研究機構 (2002 未公表): 化学物質の初期リスク評価書 No.7 暫定版、フタル酸ビス(2-エチルヘキシル)、平成 13 年度 新エネルギー・産業技術総合開発機構委託研究。(以後、化評研初期リスク評価書とする)
- 3)環境省 (2002):化学物質の環境リスク初期評価 (以後、環境省環境リスク初期評価書とする)
- 4)National Toxicology Program (NTP) (2000): NTP-CERHR Expert Panel Report on Di(2-ethylhexyl) phthalate. (以後、NTP 評価書とする)
- 5)Environment Canada and Health Canada (1994): Priority Substances List、Assessment Report Bis(2-ethylhexyl)Phthalate. (以後、カナダ評価書とする)
- 6)EU (2001): Risk Assessment Bis(2-ethylhexyl)Phthalate、Consolidated Final Report. (以後、EU 評価書とする)
- 7)WHO (1992): Environmental Health Criteria 131.Diethylhexyl Phthalate. (以後、EHC とする)

3.2.1 評価の範囲

表 3.2.1-1 に示すように、DEHP に関するわが国の評価文書では、経済産業省個別有害性評価書がヒト健康影響への有害性を評価するために必要な情報をとりまとめたものであり(*)、他の 2 文書では暴露評価とヒト健康と生態へのリスク評価まで行われている。

諸外国の評価文書では、NTP 評価書がヒト健康リスク評価のみで、他の評価文書では生態リスク評価も行われている。

表 3.2.1-1 評価文書における評価範囲の比較

評価文書	評価対象リスク		リスク評価に係る要素		
	ヒト健康	生態	有害性	暴露	リスク
経産省個別有害性評価書	○	—	○	—	—
化評研初期リスク評価書	○	○	○	○	○
環境省環境リスク初期評価書	○	○	○	○	○
NTP 評価書	○	—	○	○	○
カナダ評価書	○	○	○	○	○
EU 評価書	○	○	○	○	○
EHC	○	○	○	○	○

○：評価対象、—：評価対象外

*：経済産業省内分泌かく乱作用検討小委員会では、今後環境生物への影響についての情報を収集し、有害性評価を拡充することとしている。

3.2.2 評価エンドポイント(影響指標)

既存の評価文書において、DEHP の有害性評価及びリスク評価の際に考慮された有害性の評価エンドポイント(影響指標)を、ヒト健康影響と生態影響に分けて紹介する。

3.2.2.1 ヒト健康影響

有害性の評価エンドポイント(影響指標)は、評価文書が作成された時点までの既知見に大きく依存するため、かなり以前に作成された EHC やカナダ評価書と最近作成された評価文書では大きく異なる (表 3.2.2.1-1 参照)。

表 3.2.2.1-1 既存の有害性及びリスク評価文書でレビューされたヒト健康影響に係る毒性試験の比較

		経産省個別 有害性評価書	化評研初期リ スク評価書	環境省環境リス ク初期評価書	NTP 評価書	カナダ評価書	EU 評価書	EHC
一般毒性 試験	NTP, 1982(マウス)	○	○	—	—	○	○	○
	NTP, 1982(ラット)	○	○	—	—	—	○	○
	BIBRA, 1984	○	○	—	—	—	—	—
	Hazleton, 1992(マウス)	○	○	—	○	—	—	—
	Hazleton, 1992(ラット)	○	○	—	○	—	—	—
	Short ら, 1987	○	○	—	—	—	—	—
	Klimisch ら, 1992	—	—	—	○	—	○	—
	Poon ら, 1997	◎	◎	◎	◎	—	◎	—
	Kurata ら, 1998	○	○	—	○	—	○	—
	Moore, 1996	—	—	—	—	—	◎	—
生殖・発 生毒性試 験	Yagi ら, 1980; Nakamura ら, 1979; Tomita ら, 1982	—	—	—	○	—	○	○
	Shiota ら, 1980; 1982	○	○	—	○	—	—	○
	Reel ら, 1982	—	—	—	—	○	—	—
	Tyl ら, 1984; 1988	○	○	○	○	◎	○	○
	Shiota と Mima, 1985	—	—	—	○	○	○	○
	Agarwal ら, 1986	—	—	—	—	—	○	○
	Price ら, 1986	○	○	—	—	—	—	—
	Lamb ら, 1987	◎	◎	○	◎	—	◎	—
	Ritter ら, 1987	—	—	—	○	—	○	—
	Price ら, 1988	○	○	—	○	—	—	—
	Merke ら, 1988	—	—	—	○	—	○	—
	Srivastava ら, 1989	—	—	—	○	—	—	○
	Narotsky と Kavlock, 1995	—	—	—	○	—	—	—
	Narotsky ら, 1995	—	—	—	○	—	○	—
	Parmar ら, 1995	—	—	—	—	—	○	—
	Huntingdon, 1996	—	—	—	○	—	○	—
	Hellwig ら, 1997	○	○	—	○	—	○	—
	Peters, 1997	—	—	—	○	—	—	—
	Arcadi ら, 1998	—	○	○	○	—	◎	—
	Schilling ら, 1999	—	—	—	○	—	○	—

◎：評価エンドポイントとして採用された毒性試験，○：有害性評価でレビューされた毒性試験，—：考慮されなかった毒性試験

表 3.2.2.1-1 から明らかなように、2000 年以降に作成された経産省個別有害性評価書、化評研初期リスク評価書、環境省環境リスク初期評価書、NTP 評価書及び EU 評価書では、有害性の評価エンドポイントとして；

- 1) 精巢への有害性の評価エンドポイントとして、Poon ら(1997)の試験がいずれの評価文書においても採用されている
 - 2) 生殖毒性の評価エンドポイントとして、Lamb ら(1987)の試験が化評研初期リスク評価書、NTP 評価書及び EU 評価書で採用されている
 - 3) EU 評価書では、上記の 2 試験に加えて、腎毒性の評価エンドポイントとして、Moore ら(1996)の試験、発生毒性の評価エンドポイントとして Arcadi ら(1998)の試験も採用されている
- ということが明らかになった。各毒性試験については、「3. 1 有害性情報及び評価結果」に内容が記載されている。

3.2.2 生態影響

既存の評価文書では、通常、生物種の致死、成長、発達、繁殖が影響指標として採用されている。媒体別にみると、水系に生息する生物への影響、特に水経由直接暴露による影響が詳細に評価されている。水生生物への影響は、通常、生産者(藻類)、一次消費者(ミジンコ等)及び二次消費者(魚類)の各影響段階の代表種を用いた試験に基づき評価される。その際、各生物群を通して慢性影響に係る無影響濃度の最も低い値が採用され、安全係数を用いて予測無影響濃度(PNEC)や環境基準値が算出されている(環境庁,2000)。EU 評価書では、水経由の直接暴露だけでなく底質や餌経由の暴露も評価対象とされており、陸生生物に対する評価も行っている。表 3.2.2-1 に既存の評価書においてレビューされた文献の一覧を示す。

表 3.2.2-1 より、各評価書において考慮された生態毒性試験及び影響指標は以下の通りである。

- 1) 化評研初期リスク評価書では、水生生物の水経由暴露のみを評価対象とし、藻類から Adams et al.(1995)、無脊椎生物から Knowles et al.(1987)、魚類から Defoe et al.(1990)の試験結果を考慮している。評価における影響指標は、その中の最低無影響濃度(> 0.1 mg/L)を報告している Adams et al.(1995)の試験を採用している
- 2) 環境省環境初期リスク評価書でも、化評研初期リスク評価書と同様、水生生物の水経由暴露のみを評価対象としており、藻類から Adams et al.(1995)と環境庁(1997)、無脊椎生物から Rhodes et al.(1995)と Passino and Smith(1987)、魚類から Birge et al.(1979)の試験結果を考慮し、Rhodes et al.(1995)における試験結果の無影響濃度(0.077 mg/L)を評価に用いている。PNEC は、アセスメント係数 100 を考慮し、0.77µg/L となっている
- 3) EU 評価書では、水生生物の水経由暴露における影響指標は、データの信頼性の面から NOEC を決定することは適当でないという立場をとっている。しかし、他の暴露経路や陸生生物に対して PNEC 設定を試みている。その検討に用いられた試験は、底質経由暴露の底生生物に対して Thompson et al.(1995)、Brown et al. (1996)、及び Solyom et al. (2001)、両性類に対して Woin and Laesson (1987)、魚の餌経由暴露に対して Norrgren et al.(1999)、活性汚泥の呼吸阻害に対して Hüls Infracor (1999)、土壌植物に対して Diefenbach (1998)、餌経由の鳥類に対して Wood and Bitman (1980)、陸生哺乳類に対して Poon et al.(1997)である

- 4)カナダ評価書では，Springborn Bionomics (1984)によるオオミジンコに対する致死影響試験結果を用いて推定影響閾値(8 µg/L)を導出している
- 5)EHC では，多くの試験データがレビューされているが評価に用いる定量的な無影響濃度や閾値の設定はされていない
- 尚，各毒性試験の概要は第3章 3.1 有害性情報に記載されている。

表 3.2.2-1 既存の有害性及びリスク評価文書でレビューされた毒性試験の比較（生態），その1

		経産省個別 有害性評価書	化評研初期リス ク評価書	カナダ評価書	EU 評価書	EHC
水生生物						
微生物 (活性汚泥 含む)	Mathur, 1974b					○
	Mutz and Jones, 1977				○	○
	Bringmann and Kühn, 1980; 1981				○	○
	Perez et al., 1983				○	
	BASF AG, 1983				○	
	Larsson et al., 1986				○	○
	Volskay and Leslie Grady, 1988			○	○	
	O' Connor et al., 1989				○	
	BASF AG, 1991				○	
	Sauvant et al., 1995a	○	○			
	Sauvant et al., 1995b	○	○			
Hüls AG, 1996				○		
Hüls Infracor, 1999				◎		
藻類	Wilson et al., 1978				○	
	Bringmann and Kühn, 1980				○	
	Davis, 1981				○	
	BASF AG, 1990				○	
	CMA, 1990			○		
	Adams et al., 1995 (緑藻, セレナストラム)	◎	◎		○	
	Hüls Aktiengesellschaft, 1995				○	
	環境庁, 1996		○			
環境庁, 1997	◎					

◎ : 評価で考慮された試験, ○ : 引用有り

表 3.2.2-1 既存の有害性及びリスク評価文書でレビューされた毒性試験の比較 (生態), その2

		経産省個別有害性評価書	化評研初期リスク評価書	カナダ評価書	EU 評価書	EHC
水生生物						
無脊椎動物	Sanders et al., 1973; Johnson and Finley, 1980				○	○
	Mayer and Sanders, 1973				○	○
	Hobson et al., 1973					○
	Streufert, 1977; Streufert et al., 1980				○	○
	Laughlin et al., 1978				○	○
	Linden et al., 1979		○		○	○
	LaBlanc, 1980	○	○		○	○
	Brown and Thompson, 1982	○	○		○	○
	Adams and Renaudette, 1983				○	
	Adams and Calvert, 1983				○	
	Stephenson, 1982, 1983				○	○
	Adams and Heidolph, 1985; Adams, 1978		○		○	
	Knowles et al., 1987 (甲殻類, オオミジンコ)	○	◎			○
	Passino and Smith, 1987	◎	○	○	○	○
	Woin and Larsson, 1987				○	○
	Yoshioka et al., 1986				○	
	Yoshioka et al., 1987				○	
	Adams et al., 1995	○	○		○	
	Rhodes et al., 1995; Springborn binomics, 1984; Cox and Moran, 1984	◎	○	◎	○	
	Thuren and Woin, 1991				○	○
Scholz, 1995		○		○		
Buchen and Vogel, 1995				○		
Jon, E.R. et al., 1995	○					
Thompson et al., 1995; Brown et al., 1996				○		
環境庁, 1996		○				
環境庁, 1997	○	○				
CMA, 1997				○		
Brown et al., 1998		○		○		

◎ : 評価で考慮された試験, ○ : 引用有り

表 3.2.2-1 既存の有害性及びリスク評価文書でレビューされた毒性試験の比較（生態），その3

		経産省個別有害性評価書	化評研初期リスク評価書	カナダ評価書	EU 評価書	EHC
水生生物						
魚類	Zitko, 1972				○	○
	Bionomics INC., 1972				○	
	Mayer and Sanders, 1973				○	○
	Silvo et al., 1974				○	○
	Waggy and Payne, 1974				○	
	Pfuderer & Francis, 1975					○
	Mehrle and Mayer, 1976		○		○	○
	Hrudey et al., 1976				○	○
	Mayer et al., 1977				○	○
	Birge et al., 1978				○	○
	Birge et al., 1979	◎	○			
	Johnson and Finley, 1980				○	
	Freeman et al., 1981				○	
	Adema et al., 1981 (in Dutch)		○		○	
	Buccafusco et al., 1981	○	○			○
	Heitmuller et al., 1981	○	○		○	
	EG & G Bionomics, 1983				○	
	Henderson & Sargent, 1983				○	
	Canton et al., 1984 (in Dutch)				○	
	Yoshioka et al., 1986				○	
	Van den Dikkenberg, 1989				○	
Defoe et al., 1990 (ニジマス)		◎	○	○	○	
Rhodes & McAllister, 1990				○		
CMA, 1990 (ニジマス, ファットヘッドミノウ)			○			
Cohle and Stratton, 1992			○	○		
MITI, 1992				○		
Adams et al., 1995			○	○		
Menzel, 1995				○		
環境庁, 1996			○			
環境庁, 1997	○					
Norrngren et al., 1999 (餌経由)				◎		

◎：評価で考慮された試験，○：引用有り

表 3.2.2-1 既存の有害性及びリスク評価文書でレビューされた毒性試験の比較（生態），その4

		経産省個別有害 性評価書	化評研初期リス ク評価書	カナダ評価書	EU 評価書	EHC
水生生物						
その他の 水生生物 に対する 毒性	Birge et al., 1987 (<i>Rana pipiens</i>)				○	○
	Wams, 1987 (ツメヒキガエル)					○
	Dumpert, 1981; Dumpert and Zietz, 1983 (<i>Xenopus laevis</i>)				○	
	Larsson and Thuren, 1987 (アカガエル)	○	○		◎	○
	Wennberg et al., 1997 (アカガエル)				○	
	Solyom et al., 2001 (アカガエル)				○	
陸生生物						
微生物	Mathur, 1974				○	
	Kirchmann et al., 1991				○	
	Cartwright et al., 1999				○	
植物	Schweiger et al., 1982				○	
	Løkke and Rasmussen, 1983				○	○
	Langerbartels and Harms, 1986				○	
	Herring and Bering, 1988				○	○
	Diefenbach, 1998a				◎	
動物	Al-Badry & Knowles, 1980 (イエバエ)					○
	Neuhauser et al., 1985 (<i>Eisenia foetida</i>)				○	
	Neuhauser et al., 1986 (アカミミズ)					○
	Diefenbach, 1998b (<i>Eisenia foetida foetida</i>)				○	
	Peakall, 1974 (ハトの一種)				○	○
	Hill et al., 1975 (コウライキジ, マガモ)				○	○
	General Electric CO., 1976 (子ガモ, コウライキジ)				○	
	O' Shea & Stafford, 1980 (ムクドリ)				○	○
	Wood and Bitman, 1980 (ニワトリ)				◎	
	Wood and Bitman, 1984 (ニワトリ)				○	○
	Ishida et al., 1982 (ニワトリ)				○	○
	Poon et al., 1997 (ラット)			○	◎	

◎：評価で考慮された試験，○：引用有り

3.3 暴露の指標

既存の評価文書において、DEHPの暴露評価の際に用いられた暴露の指標を、ヒトと生態系に分けて紹介する。

3.3.1 ヒト

DEHPのヒト健康リスク評価を行っている化評研初期リスク評価書、環境省環境リスク初期評価書、NTP評価書、カナダ評価書及びEU評価書では、経口暴露がDEHPの主要な取り込み経路であるとしている。

ヒトの経口暴露の指標（指標）には、平均一日摂取量（潜在用量）、体内用量、生物学的有効用量、体内負荷量等があるが、DEHPは代謝を受け、体内蓄積性物質ではないことと人体内の動態を適切に評価できる数理モデルがないこと等の理由から、全ての評価文書において平均一日摂取量を暴露指標としている。

対象とする暴露集団は、化評研初期リスク評価書、環境省環境リスク初期評価書、カナダ評価書では一般成人であるのに対し、NTP評価書とEU評価書では成人に加えて、子供（乳幼児）も考慮されている。

既存評価文書でリスク評価に用いられた平均一日摂取量を表3.3.1-1～表3.3.1-2に示す。

3.3.2 生態系

生態リスク評価における暴露指標は、通常、評価対象生物が生息する環境媒体中の評価対象物質の濃度である。水圏生態系では、水中濃度、底質中濃度が、陸生生物では土壌中濃度が代表的な暴露指標である。EUのリスク評価書では、餌経由暴露の影響も想定され、魚類や魚食性大型生物に対しては摂餌量も暴露指標となっている。暴露指標は、モニタリングデータを用いるか、数理モデルで予測するか、あるいはその組み合わせとなる。環境省環境リスク初期評価書や化評研初期リスク評価書では、水環境中のモニタリングデータの統計解析を行い、95%タイル値を算出し、その値を暴露指標としている。一方、EU評価書では、主要媒体については、EUSESモデルを用いて、業種別の排出源近傍におけるPEC_{local}、一般的な河川地域のPEC_{regional}、より広範囲のPEC_{continental}を算出している。餌中濃度については、分配係数等を用いてその濃度を算出している。

既存評価書の生態リスク評価に用いられた暴露指標についてその概要を表3.3.2-1～表3.3.2-2に示す。

3.4 リスク判定の指標

既存の評価文書において、リスク評価の際に考慮された判定の指標を、ヒト健康リスクと生態リスクに分けて紹介する。

3.4.1 ヒト健康リスク

DEHPのヒト健康リスク評価を行っている化評研初期リスク評価書、環境省環境リスク初期評価書、NTP評価書及びEU評価書では、上記の各評価エンドポイントのNOAELとDEHPの平均一日摂取量の比でリスクを判定している。この比を、化評研初期リスク評価書と環境省環

境リスク初期評価書では MOE (Margin of Exposure), EU 評価書では MOS (Margin of Safety) として記述している。

カナダ評価書では, NOAEL に不確実係数を適用して導出した耐容一日摂取量 (TDI) と平均一日摂取量の比 (いわゆるハザード比) でリスクを判定している。

既存評価文書でリスクの判定時に算出された MOE, MOS 等の比 (リスク指標) を表 3.3.1-1 ~ 表 3.3.1-2 に示す。

3.4.2 生態リスク

化評研初期リスク評価書では, 評価に用いる影響指標と環境水中濃度の比でリスクを判定している。この比は暴露マージン(MOE : Margin of Exposure)と呼ばれる。環境省環境リスク初期評価書では, 評価に用いる影響指標にアセスメント係数を適用して予測無影響濃度(PNEC)を算出し, PNEC と環境水中濃度の比 (PEC/PNEC 比) でリスクを判定している。EU 評価書も同様の方法で複数の暴露経路や生物群に対して, PEC/PNEC 比を算出している。カナダ評価書や EHC では, 定量的なリスク指標は提示せず, 定性的な表現を用いて影響の可能性を述べている。

既存評価文書の生態リスク評価でリスク判定時に算出されたリスク指標を表 3.3.2-1 ~ 表 3.3.2-2 に示す。

3.5 評価結果

既存の評価文書におけるリスク評価結果を, ヒト健康リスクと生態リスクに分けて紹介する。

3.5.1 ヒト健康リスク

各評価文書のリスク評価結果を以下に示す。

- 1) 化評研初期リスク評価書と NTP 評価書では, 一般成人への健康リスクへの懸念は低いと結論されている
- 2) EU 評価書では, DEHP の環境排出源近傍においては一般成人であってもいくつかのシナリオにおいて精巢と発生毒性のエンドポイントに対するリスクが懸念されると結論されている
- 3) NTP 評価書と EU 評価書では, 子供 (乳幼児) に対する精巢と生殖毒性のエンドポイントに対するリスクが懸念されると結論されている
- 4) カナダ評価書では, リスクが懸念される, 環境省環境リスク初期評価書では, 詳細リスク評価が必要と結論されている

既存評価文書におけるリスク評価結果を表 3.3.1-1 ~ 表 3.3.1-2 に示す。

3.5.2 生態リスク

各評価文書における生態リスク評価結果を以下に示す。

- 1) 化評研初期リスク評価書では, 水生生物に対する詳細なリスク評価を行う必要はないと結論している。しかし, 有害性の強さが明確でない部分もあり, 水溶解度や試験生物を十分考慮に入れた試験方法によって, さらに精度の高いデータを集積する必要があるとまとめている。
- 2) 環境省環境リスク初期評価書では, 淡水域については, 詳細リスク評価を行う候補, 海水域

については情報収集に努める必要があるとまとめている。

3) EU 評価書では、水環境における魚に対する餌経路のリスクについては、さらなる情報及び/または試験の必要性が存在するとまとめている。他の媒体・経路については、すべて、さらなる情報及び/または試験の必要性及びすでに適用されている措置以上のリスク低減措置の必要性はないとまとめている。

4) カナダ評価書では、データが不十分なため判断はできないとしている。

5) EHC では、環境濃度と影響濃度を比較すると初期成長段階の魚類や両生類に対する有害影響は無視できないとし、排出源近傍等の高濃度で汚染された場所に生息する生物は有害影響を被る可能性があるまとめている。

既存評価文書におけるリスク評価結果を表 3.3.2-1～表 3.3.2-2 に示す。

表 3.3.1-1 DEHP の有害性及びリスク評価文書の比較 (国内), その 1

評価文書名	経済産業省 化学物質審議会管理部会・審査部会 「内分泌かく乱作用を有すると疑われる」と指摘 された化学物質の個別有害性評価書, 2002 年	化学物質評価研究機構 化学物質の初期リスク評価 No.7, 2002 年	環境省 化学物質の環境リスク初期評価, 2002 年
評価に用いられた有害性情報			
1) 一般毒性	SD ラット, 雌雄各 10 匹/群 雄: 0, 0.4, 3.7, 38, 375 mg/kg/day 雌: 0, 0.4, 4.2, 42, 419 mg/kg/day 90 日間混餌投与 375 mg/kg/day: 雌雄で肝と腎重量の増加, 肝細胞の肥大, ペルオキシゾームの増生, 雄に貧血 NOAEL: 37mg/kg/day 【出典: Poon ら, 1997】	SD ラット, 雌雄各 10 匹/群 雄: 0, 0.4, 3.7, 38, 375 mg/kg/day 雌: 0, 0.4, 4.2, 42, 419 mg/kg/day 90 日間混餌投与 38 mg/kg/day: 軽微な精巣セルトリ細胞空胞化 (雄) NOAEL=3.7 mg/kg/day (雄) 【出典: Poon ら, 1997】	—
2) 生殖発生毒性	CD-1 マウス, 30 匹/群 0, 44, 91, 191, 293 mg/kg/day, 妊娠 0-17 日に 混餌投与 妊娠後期に母獣及び仔を観察 91 mg/kg/day: 骨格, 内臓, 外表に奇形 NOAEL: 44 mg/kg/day 【出典: Ty1 ら, 1988】	CD-1 マウス (11 週齢) 雌雄 20 組, 0, 14, 141, 425 mg/kg/day 105 日間 (交配前 7 日と 98 日の交配期間中), 混 餌投与 141 mg/kg/day: 妊娠率低下, 同腹中の生存仔数 減少, NOAEL: 14 mg/kg/day 【出典: Lamb, 1987】	SD ラット, 雌雄各 10 匹/群 雄: 0, 0.4, 3.7, 38, 375 mg/kg/day 雌: 0, 0.4, 4.2, 42, 419 mg/kg/day 90 日間混餌投与 38 mg/kg/day: 軽微な精巣セルトリ細胞空胞化 (雄), NOAEL=3.7 mg/kg/day (雄) 【出典: Poon ら, 1997】
遺伝毒性, 発がん性等			
1) 遺伝毒性 (変異原性)	<i>in vitro</i> での復帰突然変異試験, ラット肝細胞を 用いる染色体異常試験, UDS 試験等で陰性。マウ スリンパ腫細胞を用いた遺伝子突然変異試験で は陽性 <i>in vivo</i> では単回腹腔内投与による優性致死試験 も陰性 ショウジョウバエを用いた伴性劣性致死試験, マ ウス末梢血小核試験でも陰性	<i>in vitro</i> での復帰突然変異試験, ラット肝細胞を 用いる染色体異常試験, UDS 試験等で陰性。マウ スリンパ腫細胞を用いた遺伝子突然変異試験で は陽性 <i>in vivo</i> では単回腹腔内投与による優性致死試験 も陰性 ショウジョウバエを用いた伴性劣性致死試験, マ ウス末梢血小核試験でも陰性	記載なし
2) 発がん性	ラット, マウスの反復投与毒性試験でペルオキシ ゾームの増生がみられるが, 霊長類では必ずしも 生じない。ヒトの肝臓から単離した培養肝細胞を 用いた実験でペルオキシゾームに関連した反応 がヒト細胞では生じないことから, IARC は 2000 年に 2B から 3 に分類を変更した	ラットやマウスで肝ペルオキシゾーム増生に伴 い肝細胞の増殖が促進されて腫瘍性変化を引き 起こし, 肝がんをプロモートするとの報告がある が, 霊長類では必ずしも生じないこと, ヒトから 単離した培養肝細胞を用いた多くの <i>in vitro</i> 試 験で, ペルオキシゾーム増生に関連した反応がヒ トの細胞では生じないことから, IARC は 2000 年 に 2B から 3 に変更した	ラット, マウスで肝細胞がんの発生率の増加, マ ウスで肺への転移がみられたが, 作用機序の検討 から DEHP によるがんは霊長類では発生しないと 示唆され, げっ歯類特有の発がんと考えられる IARC が 2B から 3 に分類を変更したので, 発がん リスクの評価は必要ない

表 3.3.1-1 DEHP の有害性及びリスク評価文書の比較 (国内), その 2

評価文書名	経済産業省 化学物質審議会管理部会・審査部会 「内分泌かく乱作用を有すると疑われる」と指摘された化学物質の個別有害性評価書, 2002 年	化学物質評価研究機構 化学物質の初期リスク評価 No.7, 2002 年	環境省 化学物質の環境リスク初期評価, 2002 年
3) その他の毒性	内分泌系への影響: レセプター結合に関する <i>in vitro</i> 試験では, ヒトエストロゲン受容体に弱い結合性を示した以外は, ラット子宮ホモジネート等を用いた試験で ER 結合性は示さなかった。レポーター遺伝子アッセイでも ER を介する転写活性は示されていない 免疫系への影響: 現時点で報告はない	内分泌系への影響: レセプター結合に関する <i>in vitro</i> 試験では, ヒトエストロゲン受容体に弱い結合性を示した以外はラット子宮ホモジネート等を用いた試験では ER 結合性は示さなかった。レポーター遺伝子アッセイでも ER を介する転写活性は示されていない 免疫系への影響: 現時点で報告はない	記載なし
リスクの判定			
1) 暴露指標	記載なし	平均一日摂取量 2.1 µg/kg/day	平均一日摂取量 44 µg/kg/day (平均: 5.6 µg/kg/day)
2) 評価に用いられた NOAEL 等	記載なし	一般毒性: 3.7 mg/kg/day 生殖毒性: 14 mg/kg/day	精巣毒性: 3.7 mg/kg/day
3) リスク指標	記載なし	MOE (Margin of Exposure) 一般毒性: 1,762 生殖毒性: 6,666	MOE (Margin of Exposure) 8.4 (平均値: 66.0)
4) 判定結果	内分泌かく乱作用の有無に関わらず, 従来の知見で生殖・発生毒性による影響がみられることから, 有害性評価や暴露評価を踏まえてリスク評価を実施し, 適切なリスク管理のあり方について検討すべき	ヒトの健康に対して重大な影響を及ぼすリスクは低い	詳細な評価を行う候補 (平均値: 情報収集に努める必要がある)

表 3.3.1-2 DEHP の有害性及びリスク評価文書の比較 (諸外国), その 1

評価文書名	National Toxicology Program (NTP), NTP-CERHR EXPERT PANEL REPORT on DEHP. October, 2000	Environ. Canada/Health Canada, Priority Substances List Assessment Report Bis(2-ethylhexyl)Phthalate. 1994
評価に用いられた有害性情報		
1) 一般毒性	SD ラット (4-6 週齢) 雌雄各 10 匹/群 雄 : 0, 0.4, 3.7, 38, 375 mg/kg/day 雌 : 0, 0.4, 4.2, 42, 419 mg/kg/day 90 日間混餌投与 38 (雄)/42 (雌) mg/kg/day : 軽微な精巣病変/肝酵素レベルの低下 NOAEL : 3.7 (雄)/4.2 (雌) mg/kg/day 【出典 : Poon ら, 1997】	
2) 生殖発生毒性	1) SD ラット, 雌雄各 10 匹/群 雄 : 0, 0.4, 3.7, 38, 375 mg/kg/day 雌 : 0, 0.4, 4.2, 42, 419 mg/kg/day 90 日間混餌投与 38 mg/kg/day の雄 : 軽微な精巣セルトリ細胞空胞化 NOAEL : 3.7 mg/kg/day (雄) 【出典 : Poon ら, 1997】 2) CD-1 マウス (11 週齢) 雌雄 20 組, 0, 14, 141, 425 mg/kg/day 105 日間 (交配前 7 日と 98 日の交配期間中), 混餌投与 141 mg/kg/day : 妊娠率低下, 同腹中の生存仔数減少 NOAEL : 14 mg/kg/day 【出典 : Lamb, 1987】	CD-1 マウス, 30 匹/群 0, 44, 91, 191, 293 mg/kg/day, 妊娠 0-17 日に混餌投与 妊娠後期に母獣及び仔を観察 91 mg/kg/day : 骨格, 内臓, 外表に奇形 NOAEL : 44 mg/kg/day 【出典 : Ty1 ら, 1988】
遺伝毒性, 発がん性		
1) 遺伝毒性 (変異原性)	記載なし	広範な <i>in vitro</i> と <i>in vivo</i> の動物試験から, DEHP は遺伝毒性でないと考えられる。動物試験は, 代謝物の MEHP と 2-エチルヘキサノールも遺伝毒性でないことを示す
2) 発がん性	記載なし	Paragraph 11 ^o of CEPA に基づく発がん性分類案で, グループ IV (ヒトへの発がん性の可能性は低い) に分類される

表 3.3.1-2 DEHP の有害性及びリスク評価文書の比較 (諸外国), その2

評価文書名	National Toxicology Program (NTP), NTP-CERHR EXPERT PANEL REPORT on DEHP. October, 2000	Environ. Canada/Health Canada, Priority Substances List Assessment Report Bis(2-ethylhexyl)Phthalate. 1994
リスクの判定		
1) 暴露指標	平均一日摂取量 成人：3-30 µg/kg/day (一般住民, 主に摂食) 乳幼児：mouthing(食べ物以外の物を口にすること)により摂取量は数倍高くなるであろう	平均一日摂取量 カナダ一般住民；0.0-0.5歳：8.9-9.1, 0.5-4歳：19, 5-11歳：14, 12-19歳：8.2, 20-70歳：5.8
2) 評価に用いられた NOAEL 等	生殖毒性：3.7-14 mg/kg/day	生殖毒性：44 mg/kg/day TDI：44 µg/kg/day
3) リスク指標	定性的なハザード比	定性的なハザード比 ・一般住民の EHE は 5.8-19.0 mg/kg/day。子供用製品からの追加の摂取を考慮すると、乳児(0-0.5歳)と子供(0.5-4歳)の推定全摂取量は 8.9-23.1 µg/kg/day となり、TDI の 1/6-1/2 に相当 ・DEHP が検出されない食物中濃度をゼロと仮定しており、全年齢群で食物(主要暴露媒体)経由摂取量を過小推定しており、カナダ一般住民の一部の年齢群における DEHP は、TDI に近いあるいはわずかに超えている可能性がある
4) 判定結果	1) 成人 ・暴露が一般集団の生殖に悪影響を及ぼす懸念は最小限である 2) 乳幼児 ・摂取量が数倍高ければ、男性生殖器官の発達に有害な影響を及ぼす懸念がある	カナダでは、ヒトの健康に有害と思われる量や濃度の DEHP が環境中に排出されている可能性もある

表 3.3.1-2 DEHP の有害性及びリスク評価文書の比較 (諸外国), その 3

評価文書名	EC, Risk Assessment Bis(2-ethylhexyl)Phthalate, Consolidated Final Report. September, 2001	WHO, Environmental Health Criteria 131. Diethylhexyl Phthalate. 1992
評価に用いられた有害性情報		
1) 一般毒性	F344 ラット, 雌雄各 70-85 匹/群 雄: 0, 5.8, 28.9, 146.6, 789 mg/kg/day 雌: 0, 7.3, 36.1, 181.7, 938.5 mg/kg/day 104 週間混餌投与 146.6(雄)/181.7(雌) mg/kg/day: 腎臓の絶対・相対重量増加 NOAEL: 28.9(雄)/36.1(雌) mg/kg/day 【出典: Moore, 1996】	
2) 生殖発生毒性	1) Poon ら, 1997 (NTP の項参照) 2) Lamb, 1987 (NTP の項参照) 3) Long Evans ラット, 雌雄各 70-85 匹/群 3.0-3.5/30-35 mg/kg/day 妊娠 1-21 日に摂水投与 3.0-3.5 mg/kg/day: 仔において精巣相対重量の減少, 肝相対重量の増加, 精巣の組織病理学的変化がみられた NOAEL: <3.5 mg/kg/day, LOAEL: 3.5 mg/kg/day 【出典: Arcadi ら, 1998】	F344 ラット, 雌雄各 50 匹/群 雄: 0, 322, 674 mg/kg/day, 雌: 0, 394, 774 mg/kg/day 103 週間混餌投与 674(雄)/774(雌) mg/kg/day: 体重の減少, 322(雄) mg/kg/day: 細精管変性 【出典: NTP, 1982】 また, 精巣萎縮の年齢による感受性の違いに関する, Gray と Butterworth (1980) 及び Sjöberg ら (1986) の報告も引用されている
遺伝毒性と発がん性		
1) 遺伝毒性 (変異原性)	DEHP, MEHP, 2-エチルヘキサノールに関する <i>in vitro</i> と <i>in vivo</i> の変異原性, 遺伝子損傷性及び染色体異常に関するほとんどの試験は陰性 DEHP とその主要代謝物は変異原性でないと考えられる	各種遺伝毒性試験で DEHP と主要代謝物は, バクテリア及び哺乳動物細胞 (<i>in vitro</i>) に直接的な遺伝毒性を示さない。 <i>in vivo</i> 試験でも DEHP と代謝物は DNA と共有結合しない。菌と及び哺乳動物細胞 (<i>in vitro</i>) に異数体を誘導する可能性を有する
2) 発がん性	ラットとマウスで明らかに発がん性を示すが, げっ歯類での肝がんの機序 (レセプター (PPAR α) の活性化) による肝毒性への感受性がヒトで低いことが証明されている。げっ歯類でみられる弱いペルオキシゾーム増生が誘発する肝腫瘍のヒトとの関連性は極めて少ない	肝臓でのペルオキシゾームの増生と細胞複製の誘導は, DEHP のような非遺伝毒性物質の肝臓がんと強く関連している。ペルオキシゾームの増生には著しい種差がある。現時点では, DEHP がヒト発がん性の可能性のある物質とする十分な証拠はない

表 3.3.1-2 DEHP の有害性及びリスク評価文書の比較 (諸外国), その 4

評価文書名	EC, Risk Assessment Bis(2-ethylhexyl)Phthalate, Consolidated Final Report. September, 2001	WHO, Environmental Health Criteria 131. Diethylhexyl Phthalate. 1992
リスクの判定		
1) 暴露指標	平均一日摂取量 地域スケール ; 子供: 18 µg/kg/day, 成人 : 1.73 µg/kg/day	都市域大気中で最高 300 ng/m ³ の濃度が測定されているが, 通常は 100 ng/m ³ よりも低い。輸液, 透析等の医療処置により DEHP 暴露されるであろう。飲料水, 食物経由の暴露は低い
2) 評価に用いられた NOAEL 等	腎毒性 : 29 mg/kg/day (Moore, 1996) 精巣 : 3.7 mg/kg/day (Poon ら, 1997) 妊娠率 : 20 mg/kg/day (Lamb, 1987) 発生毒性 : <3.5 mg/kg/day (Arcadi ら, 1998)	記載なし
3) リスク指標	MOS (Margin of Safety) 1) 成人 ・地域 : <2130 (発生毒性) ~ 17600 (腎毒性) ・局所 : <52 (発生毒性) ~ 17400 (腎毒性) 2) 子供 ・地域 : 114 (精巣毒性) ~ 824 (腎毒性) ・局所 : 7 (精巣毒性) ~ 824 (腎毒性)	記載なし
4) 判定結果	1) 成人 ・地域暴露 : 上記の毒性影響に対する懸念はない ・局所暴露 : 一部の暴露シナリオにおいて精巣と発生影響が懸念される 2) 子供 ・地域暴露 : 精巣への影響が懸念される ・局所暴露 : 一部の暴露シナリオにおいて精巣, 妊娠率及び腎毒性が懸念される	記載なし

表 3.3.2-1 DEHP の有害性及びリスク評価文書の比較 (国内), その 1

評価文書名	化学物質評価研究機構 化学物質の初期リスク評価 No.7 2002 年	環境省 化学物質の環境リスク初期評価 2002 年
評価に用いられた有害性情報		
微生物	<i>Tetrahymena pyriformis</i> (原生動物, テトラヒメナ) 増殖阻害 9 h - IC50 : 60 mg/L 増殖阻害 36 h - IC50 : 8 mg/L 【出典: Sauvant et al., 1995】	<i>Tetrahymena pyriformis</i> (原生動物, テトラヒメナ) 増殖阻害 9 h - IC50 : 60 mg/L 増殖阻害 36 h - IC50 : 8 mg/L 【出典: Sauvant et al., 1995】
藻類	<i>Selenastrum capricornutum</i> (緑藻, セレナストラム) 生長阻害 96 h - NOEC : ≥ 0.1 mg/L 【出典: Adams et al., 1995】	<i>Selenastrum capricornutum</i> (緑藻, セレナストラム) 生長阻害 96 h - NOEC : ≥ 0.1 mg/L 【出典: Adams et al., 1995】 <i>Selenastrum capricornutum</i> (緑藻, セレナストラム) 生長阻害(生物量) 72 h - NOEC : 30 mg/L 【出典: 環境庁, 1996】
甲殻類	<i>Daphnia magna</i> (甲殻類, オオミジンコ) 繁殖 21 d - NOEC : 0.158 mg/L 【出典: Knowles et al., 1987】	<i>Daphnia magna</i> (甲殻類, オオミジンコ) 致死 21 d - NOEC : 0.077 mg/L 【出典: Rhodes et al., 1995】 <i>Daphnia pulex</i> (甲殻類, ミジンコ) 遊泳阻害 48 h - EC50 : 0.133 mg/L 【出典: Passino and Smith, 1987】
魚類	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (ニジマス) 孵化・生存・成長 : > 0.502 mg/L 【出典: Defoe et al., 1990】	<i>Micropterus salmoides</i> (オオグチバス) 致死 7.5 d - LC50 : 55.7 mg/L 【出典: Birge et al., 1979】
その他(両生類等)		
リスクの判定		
暴露指標	環境水中濃度 (EEC) 淡水域: 1.6 μ g/L	環境水中濃度 淡水域: 1.6 μ g/L, 海水域: 0.4 μ g/L
評価に用いられた無影響濃度 NOEC 等	藻類 (NOEC) : ≥ 0.1 mg/L	急性毒性甲殻類: 0.133 mg/L 慢性毒性甲殻類: 0.077 mg/L アセスメント係数: 100 => PNEC = 0.00077 mg/L (0.77 μ g/L)
リスク指標	MOE (Margin of Exposure) = NOEC/EEC MOE = $\geq 100/1.6 = \geq 62.5$	PEC/PNEC 比 淡水域: 2.1 海水域: 0.52
判定結果	水生生物に対する詳細なリスク評価を行う必要はない。 しかし、有害性あるいは毒性の強さが明確でない部分もあり、対水溶解度や試験生物を十分考慮に入れた試験方法によってさらに精度の高いデータの集積が必要であろう。	淡水域: 詳細な評価を行う候補 海水域: 情報収集に努める必要がある

表 3.3.2-2 DEHP の有害性及びリスク評価文書の比較 (諸外国), その 1

評価文書名	EU Risk Assessment Bis(2-ethylhexyl) Phthalate, Consolidated Final Report. September, 2001	Environ. Canada/Health Canada Priority Substances List Assessment Report Bis(2-ethylhexyl)Phthalate. 1994	IPCS EHC131, 1992
評価に用いられた有害性情報			
微生物	(水経由) 影響濃度は設定濃度しか報告されていないため、微生物に対する水経由の NOEC は決定できない。	活性汚泥微生物 呼吸阻害 30 min. IC50 : > 400 g/L 【出典: Volskay and Grady, 1988】	
藻類	(水経由) 入手可能なデータから藻類・水生植物に対する NOEC を決定することは可能ではない。	<i>Selenastrum capricornutum</i> (緑藻, セレナストラム) 細胞数 140 h EC50: > 0.1 mg/L 【出典: CMA, 1990】	
甲殻類	(水経由) 現在利用可能なデータから水生無脊椎生物に対する NOEC を決定するのは可能ではない。 (底質経由) <i>Chironomus roparius</i> (ユスリカ幼虫) 孵化・生存 NOEC _{sedimen} > 11000 mg/kg (dwt) 【出典: Thompson et al., 1995; Brown et al., 1996】 dragon fly 摂食効率 NOEC _{sediment} : 780 mg/kg (dwt) 【出典: Woin and Larsson, 1987】	<i>Daphnia pulexa</i> (甲殻類, ミジンコ) 致死 48h - LC50 : 0.133 mg/L 【出典: Passino and Smith, 1987】 <i>Daphnia magna</i> (甲殻類, オオミジンコ) 致死 21 d - LOEL : 0.16 mg/L 致死 21 d - NOEL : 0.077 mg/L 【出典: Springborn Bionomics, 1984】	<i>Daphnia pulexa</i> (甲殻類, ミジンコ) 致死 48h - LC50 : 0.133 mg/L 【出典: Passino and Smith, 1987】 <i>Daphnia magna</i> DNA content 及び RNA/DNA 比 7 d - NOEL : 0.072 mg/L 【出典: Knowles et al., 1987】
魚類	(水経由) DEHP の見かけ上の水溶解度以下において影響が観察された信頼できる試験結果がないため、水経由の NOEC を特定するのは適当でない。 (餌経由) Atlantic Salmon 性分化: NOEC _{food} : 300 mg/kg food (dw) 【出典: Norrgren et al., 1999】	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (ニジマス) 致死 96 h - LC50 : > 0.32 mg/L <i>Pimephales promelas</i> (ファットヘッドミノウ) 致死 96 h - LC50 : 0.67 mg/L 【出典: CMA, 1990】 <i>Pimephales promelas</i> (ファットヘッドミノウ) 孵化・成長・生存 90 d - NOEC : > 0.502 mg/L 【出典: DeFoe et al., 1990】	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (ニジマス) 胚の致死 90-d LOEC : 0.014 mg/L 【出典: Mehrle and Mayer, 1976】 <i>Salvelinus fontinalis</i> (ブルックトラウト) 脊椎コラーゲンレベルの低下 150 day - LOEL : 0.0037 mg/L 【出典: Mayer et al., 1977】 (餌経由) <i>Brachydanio rerio</i> (ゼブラフィッシュ) 胚の生存 90 d - LOEC : 50 mg/kg food 【出典: Mayer and Sanders, 1973】

表 3.3.2-1 DEHP の有害性及びリスク評価文書の比較 (諸外国), その 2

評価文書名	EU Risk Assessment Bis(2-ethylhexyl) Phthalate, Consolidated Final Report. September, 2001	Environ. Canada/Health Canada Priority Substances List Assessment Report Bis(2-ethylhexyl)Phthalate. 1994	IPCS EHC131, 1992
その他 (両生類等)	(両生類 底質経由) <i>Rana arvalis</i> (moor – frog) 卵の孵化・オタマジャクシの生存 NOEC : 1000 mg/kg dwt. 【出典: Solyom et al., 2001】 (活性汚泥呼吸阻害, STP) 活性汚泥呼吸 NOEC _{STP} : 2007 mg/L 【出典: Hüls Infracor, 1999】 (土壌) <i>Triticum aestivum</i> (コムギ), <i>Lepidium sativum</i> (コシヨウソウ), <i>Brassica alba</i> (マスタード) 発芽・生長 NOEC : 130 mg/kg (dwt) 【出典: Diefenbach, 1998】 (野生生物) <i>Gallus domesticus</i> (ニワトリ) 繁殖 NOEC: 1700 mg/kg food 【出典: Wood and Bitman, 1980】 ラット 精巣セルトリ細胞空砲化 NOAEL: 50 ppm 【出典: Poon et al., 1997】		<i>Rana arvalis</i> (両生類, moor frog) オタマジャクシの孵化 LOEC : 25 mg/kg (wwt) 【出典: Larsson and Thuren, 1987】
リスクの判定			
暴露指標	EUSES モデルを用いて, 業種別の排出源近傍における PEC _{local} , 一般的な地域の PEC _{regional} , より広範囲の PEC _{continental} を各媒体ごとに算出。 e.g., PEC _{water, regional, EUSES-estimate} = 2.2 µg/L, PEC _{water, regional, measured} = 0.8 µg/L	データが不十分であるとし, 記載なし。	河川・湖では 0.004 mg/L まで観測されている。 河川の底質では 70 mg/kg dwt の観測あり。 排出源近傍では, 1480 mg/kg dwt の観測あり。
評価に用いられた無影響濃度 NOEC 等	<ul style="list-style-type: none"> ◆ PNEC_{STP} = > 200 mg/L (<= 2007/10) ◆ PNEC_{WATER} = 未設定 ◆ PNEC_{SEDIMENT} = > 100 mg/kg dwt , <i>Rana arvalis</i> (<= 1000 / 10) ◆ PNEC_{SOIL} = > 13 mg/kg dwt (<= 130/10) ◆ PNEC_{ORAL, 哺乳類} = 5 mg/kg (<=50/10) ◆ PNEC_{ORAL, 鳥類} = 17 mg/kg (<=1700/100) ◆ PNEC_{ORAL, 魚類} = 6 mg/kg (<= 300/50) 	<i>Daphnia magna</i> 21-day LOEL: 0.16 mg/L より 推定影響閾値 (Estimated Effects Threshold) = 0.16/20 = 0.008 mg/L	上記の有害性情報。 評価に用いる明確な値の記載はない。

表 3.3.2-1 DEHP の有害性及びリスク評価文書の比較 (諸外国), その 3

評価文書名	EU Risk Assessment Bis(2-ethylhexyl) Phthalate, Consolidated Final Report. September, 2001	Environ. Canada/Health Canada Priority Substances List Assessment Report Bis(2-ethylhexyl)Phthalate. 1994	IPCS EHC131, 1992
リスク指標	<p>ハザード比 (PEC/PNEC) ハザード比が 1 を超えたシナリオの数</p> <ul style="list-style-type: none"> ◆ STP : 0/31 ◆ WATER : PNEC が未設定のため算出せず。 ◆ SEDIMENT: 9/31 ◆ ATMOSPHERE : PNEC 算出のデータなし。 ◆ AGRICULTURAL SOIL: 4/20 ◆ ORAL, 魚食性哺乳類 : 0/32 ◆ ORAL, 貝食性鳥類 : 6/32 ◆ ORAL, プランクトン食性魚 : 17/32 ◆ ORAL, 土壌生物食性哺乳類 : 3/20 	<p>暴露データが不十分なため評価なし。</p>	<p>定量的な記述なし。</p>
判定結果	<p>EU のリスク評価ではリスク判定結果を以下の項目に分け特徴づけしている。</p> <p>i) さらなる情報及び/または試験の必要性が存在する</p> <p>ii) さらなる情報及び/または試験の必要性及びすでに適用されている措置以上のリスク低減措置の必要性は現在存在しない。</p> <p>iii) リスクを制限する必要性が存在する。すでに適用されているリスク低減措置を考慮に入れる。</p> <p>媒体・経路ごとの判定結果は下記の通り。</p> <ul style="list-style-type: none"> ◆ STP => ii) ◆ WATER => ii) ◆ SEDIMENT => ii) ◆ ATMOSPHERE => ii) ◆ AGRICULTURAL SOIL => ii) ◆ ORAL, 水環境 => i) ◆ ORAL, 陸生生物 => ii) 	<p>限られたデータから、カナダの表層水における DEHP 濃度は、通常、推定影響濃度(0.008 mg/L)より低いことが予想される。しかし、生産施設近傍における測定データがない。DEHP がカナダにおける水生生物に対して悪影響を及ぼしているかどうか判断できる十分なデータは存在しないと結論。</p> <p>利用可能なデータを踏まえると、環境に対して有害と思われる量や濃度の DEHP が環境中に排出しているあるいは排出する可能性があるかどうか判断することはできない。</p>	<p>魚類やミジンコ類に対して、DEHP の急性暴露により影響があったという文書化された情報は存在しない。しかし、環境中の底質で観測された濃度において、微生物の活性が低減されるという報告が存在する。DEHP の環境中濃度と長期暴露影響濃度を比較は、初期成長段階の魚類や両生類に対する有害影響は無視できないことを示している。排出源近傍等の高濃度で汚染された場所に生息する生物は有害影響を被る可能性がある。DEHP の藻類、水生植物、ミミズ、鳥類に対する急性毒性は低いという報告もある。</p>

参考文献

- Arcadi, F.A., Costa, C., Imperatore, C., Marchese, A., Papidisarda, A., Salemi, M., Trimarchi, G.R., and Costa, G. (1998), Oral toxicity of bis(2-ethylhexyl) phthalate during pregnancy and suckling in Long-Evans rat. *Food Chem. Toxicol.* 36, 963-970.
- Gray, T.J.B., Butterworth, K.R. (1980), Testicular atrophy produced by phthalate esters. *Arch. Toxicol., Suppl.* 4, 452-455.
- Lamb IV, J.C., Chapin, R.E., Teague, J., Lawton, A.D., and Reel, J.R. (1987), Reproductive effects of four phthalic acid esters in the mouse. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 88, 2585-269
- Moore, M.R. (1996), Oncogenicity study in rats with Di (2-ethylhexyl) phthalate including ancillary hepatocellular proliferation and biochemical analyses. Corning Hazleton Incorporated (CHV), 9200 Leesburg Pike, Vienna, Virginia 22182-1699. Laboratory Study Identification, CHV 663-134.
- National Toxicology Program (1982), Carcinogenesis bioassay of di(2-ethylhexyl)phthalate in F344 rats and B6C3F1 mice (feeding study). NTP Technical Report No.217, 01-82.
- Poon, R., Lecavalier, P., Mueller, R., Valli, V.E., Procter, B.B., and Chu, I. (1997), Subchronic oral toxicity of di-*n*-octyl phthalate and di (2-ethylhexyl) phthalate in the rat. *Food Chem. Toxicol.* 35, 225-239
- Sjöberg, P., Lindquist, N.G., Plöen, L. (1986), Age-dependent response of the rat testes to di(2-ethylhexyl) phthalate. *Environ. Health Perspect.* 65, 237-242.

第4章 製造・使用等の実態

4.1 実態調査の経緯

今回の研究会には、DEHP 関係業界の委員として、メーカー側の可塑剤工業会及びユーザー側の日本ビニル工業会双方からの参加があり、当該委員から各種データの提供があった。しかし、DEHP を使用する製品は広範囲にわたっているため、提供された情報では DEHP の使用実態、DEHP の排出対応等の把握が不十分であったので、精度を上げる目的で DEHP を含有する製品を製造する可能性のある工業会に対して使用実態調査を行った。

2002 年 9 月上旬、可塑剤工業会及び日本ビニル工業会から紹介された DEHP 使用に関係ある工業会等及び海外文献に DEHP 使用が記載してある工業会等に文書で調査依頼をし、更にヒアリング過程で判明した工業会にも追加の調査依頼をした。(表 4.1-1)

各工業会には、調査依頼経緯を事務局訪問及び電話で説明をした上で調査を実施して貰い、2002 年 12 月末までに 28 工業会(連盟、連合会、組合)から回答を得ることが出来、更に 2003 年 3 月上旬までに 2 工業会から追加回答があり、合計 30 団体になった。調査結果は各工業会の事情に応じて事務局経由又は直接当研究会事務局へ回答があり、当研究会事務局でそれらの取りまとめを行った。

なお、日本ケミカルシューズ工業組合、日本配線器具工業会、日本靴協会、日本玩具協会、日本自動車工業会、日本電気工業会にも電話で事務局に調査協力を打診したが、DEHP を使用していない、又は会員会社への調査依頼が困難なこと等の返答があり文書での調査依頼はしなかった。日本自動車工業会分については、付属の図書室及びホームページより、日本電気工業会分についてもホームページより参考資料を入手した他、経済産業省の図書室にて、日本貿易月報、資源統計月報等の統計資料からもデータを入手し参考とした。

使用済製品の処理に関しては、塩ビ工業・環境協会、農ビリサイクル促進協会、日本施設園芸協会、クリーン・ジャパン・センター、プラスチック処理促進協会、ハイパーサイクルシステムズへのヒアリング(面接及び電話)及びホームページからも情報を入手した。

表 4.1-1 DEHP 使用実態調査協力関連業界リスト

名 称	H P	関 連 製 品 等
可塑剤工業会	www.kasozai.gr.jp	可塑剤
日本ビニル工業会	www.vinyl-ass.gr.jp	塩ビ製品他
農ビリサイクル促進協会	www.noubi-rc.jp	農ビのリサイクル
日本ゴム履物協会		ゴム履物
日本ビニルホース工業会		ゴムホース、パッキン用コンパウンド
日本プラスチック工業連盟	www.jpif.gr.jp	プラスチック原料・製品
塩ビ工業・環境協会	www.vec.gr.jp	塩ビモナマー、PVC
合成樹脂工業協会		プラスチック製品
発泡スチレン工業会		発泡スチレン製品
日本フォームスチレン工業組合		発泡スチレン製品

日本 PET フィルム工業会		PET フィルム製品
日本ポリプロピレンフィルム工業組合		ポリプロピレンフィルム製品
塩化ビニレン衛生協議会		塩化ビニレン製品
エンジニア技術連合会	www.enpla.jp	エンジニア製品
日本 ABS 樹脂工業会		ABS 樹脂製品
ウレタン原料工業会	www.urethane-jp.org	ウレタン原料
ウレタンフォーム工業会	www.urethane-jp.org	ウレタンフォーム製品
日本施設園芸協会	www.jgha.com	施設園芸資材の開発・普及等
インテリア工業会		床材
日本カーペット工業組合		カーペット
(社)日本電線工業会	www.jcma.jp	電線・ケーブル
日本配線器具工業会	www.jewa.or.jp	配線器具
(社)日本塗料工業会	www.toryo.or.jp	塗料
印刷インキ工業会		印刷用インキ
日本接着剤工業会	www.jaia.gr.jp	接着剤
日本鞆協会	www.kaban.or.jp	鞆
日本ビニール手袋工業会		ビニール手袋
日本プラスチック日用品工業組合	www.jpm.or.jp	プラスチック日用品
日本玩具協会	www.toys.or.jp	玩具
日本プラスチック工業協同組合連合会		各種プラスチック製品
日本プラスチック玩具工業協同組合		プラスチック玩具
日本空気入ビニール製品工業組合		空気入ビニール製品
日本ケミカルシューズ工業組合	www.csia.or.jp	ケミカルシューズ
樹脂化粧鋼板会		塩ビ鋼板
合成高分子ルフィング工業会		屋根材
日本セラミックス協会	w4.ceramic.or.jp	セラミックス
(社)日本ファインセラミックス協会	www.jfca-net.or.jp	ファインセラミックス
農業工業会	www.jcpa.or.jp	農業
日本医療器材工業会	www.jmed.jp	医療用器具
ハイパースイッチシステムズ	www.cgc.co.jp	家電リサイクル
日本自動車工業会	www.jama.or.jp	車リサイクル
クリーンジャパンセンター	www.cjc.or.jp	リサイクル推進
プラスチック処理促進協会	www.pwmi.or.jp	プラスチック処理の促進

4.2 DEHP の生産量、出荷量、輸出量、輸入量

フタル酸エステル類は、無水フタル酸にアルコールを反応させて製造するが、DEHP の場合のアルコールは 2-エチルヘキシルアルコールを使い、次の反応式で示される。

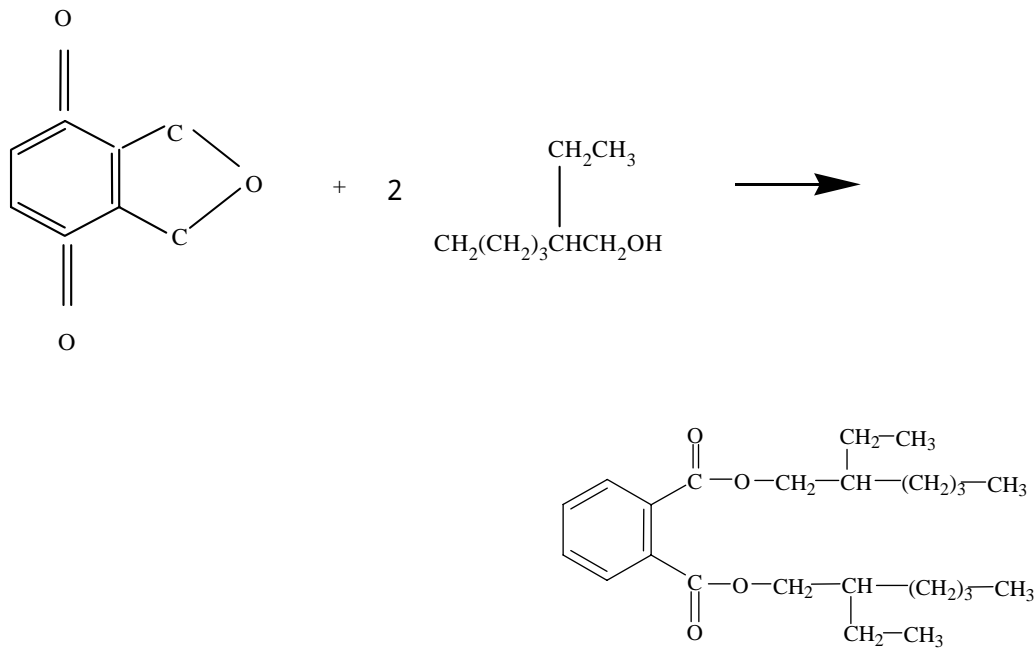


表 4.2-1 及び図 4.2-1 に DEHP を含むフタル酸エステル類の最近の 10 年間の生産量、輸出入・出荷量等を、表 4.2-2 及び図 4.2-2 にフタル酸エステル類を含む可塑剤の 1992 年～2001 年の販売実績を、表 4.2-3 及び図 4.2-3 にフタル酸エステル類国内出荷明細を整理した。

DEHP は可塑剤の約半分のシェアを占める最もよく使用されている可塑剤である。しかし、近年マスコミで内分泌かく乱物質問題で懸念物質として取り上げられたことや化学物質排出把握管理促進法の第一種指定化学物質に指定されたことの影響を受け、他の物質への代替が進み、1992 年にフタル酸エステル類の中で 66.8%であったシェアが 2001 年には 61%に低下している。代替物質として採用されたものは、フタル酸エステル類では DINP で、他にはアジピン酸エステル等の可塑剤や素材としての PVC から DEHP (フタル酸エステル類) を含まないポリウレタン等の素材に替わってきている。

DEHP の輸出入は、輸用量の方が年間約 2～3 万トン輸入量より多い数量で推移している。

表 4.2-1 フタル酸系可塑剤の生産、輸入、輸出、出荷推移 単位：千トン

	国内生産		輸 出		輸 入		国内出荷量(国産)	
	フタル酸計	DEHP	フタル酸計	DEHP	フタル酸計	DEHP	フタル酸計	DEHP
1992年	437.7	289.1	20.8	7.9	19.3	17.3	413.5	276.4
1993年	411.3	269.0	23.6	11.1	30.3	27.4	390.5	258.8
1994年	433.7	287.2	31.8	10.1	14.9	12.5	419.0	284.9
1995年	453.9	295.2	29.4	15.1	5.5	3.4	423.0	277.4
1996年	476.1	313.1	50.9	29.8	3.7	1.2	434.1	285.3
1997年	476.9	307.2	17.1	31.5	14.5	9.1	429.8	276.9
1998年	402.1	260.8	12.1	30.9	8.7	6.4	367.0	227.1
1999年	416.3	268.8	12.2	54.5	11.2	7.2	365.5	223.3
2000年	400.1	253.7	8.1	40.7	15.1	10.9	360.3	219.3

2001年	372.2	244.6	6.9	44.4	18.6	15.4	330.4	201.7
-------	-------	-------	-----	------	------	------	-------	-------

引用：可塑剤工業会（2002年7月2日）

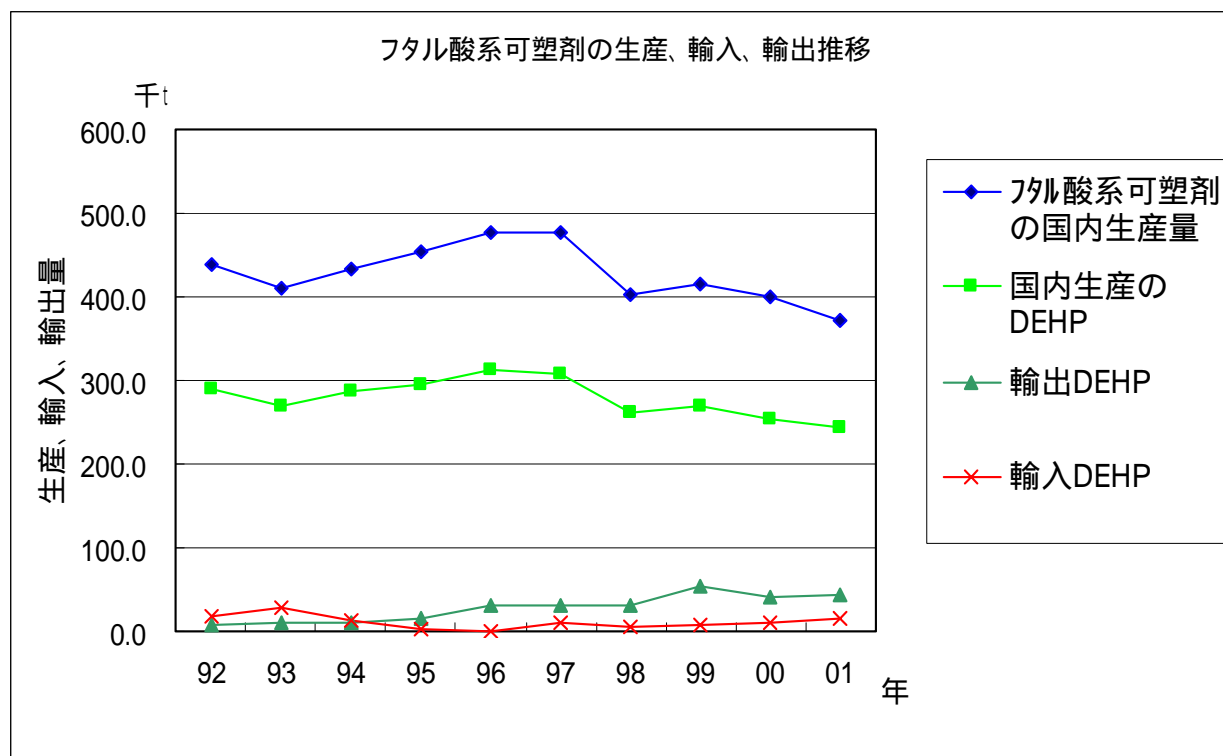


図 4.2-1 フタル酸系可塑剤の生産、輸入、輸出推移 引用：可塑剤工業会（2002年7月2日）

表 4.2-2 可塑剤の販売実績 単位：千トン

年度	フタル酸系	脂肪族系	リン酸系	ポリエステル系	イソキ系	総計
1992	471.4	35.4	25.9	16.4	28.3	577.4
1993	447.8	35.0	24.9	14.6	23.5	545.8
1994	471.6	35.0	21.3	14.9	23.6	566.4
1995	479.0	33.9	20.2	15.5	22.8	571.4
1996	506.0	33.8	21.1	15.9	23.3	600.1
1997	492.5	34.2	22.5	16.7	24.1	590.0
1998	404.0	30.7	20.7	14.0	19.7	489.1
1999	416.0	29.6	19.5	15.7	18.9	499.7
2000	428.8	28.8	21.3	15.3	18.2	512.4
2001	411.9	26.5	17.8	13.7	16.6	486.5

引用：化学工業統計月報 注：統計資料が異なるため可塑剤工業会の数値とは一致しない。

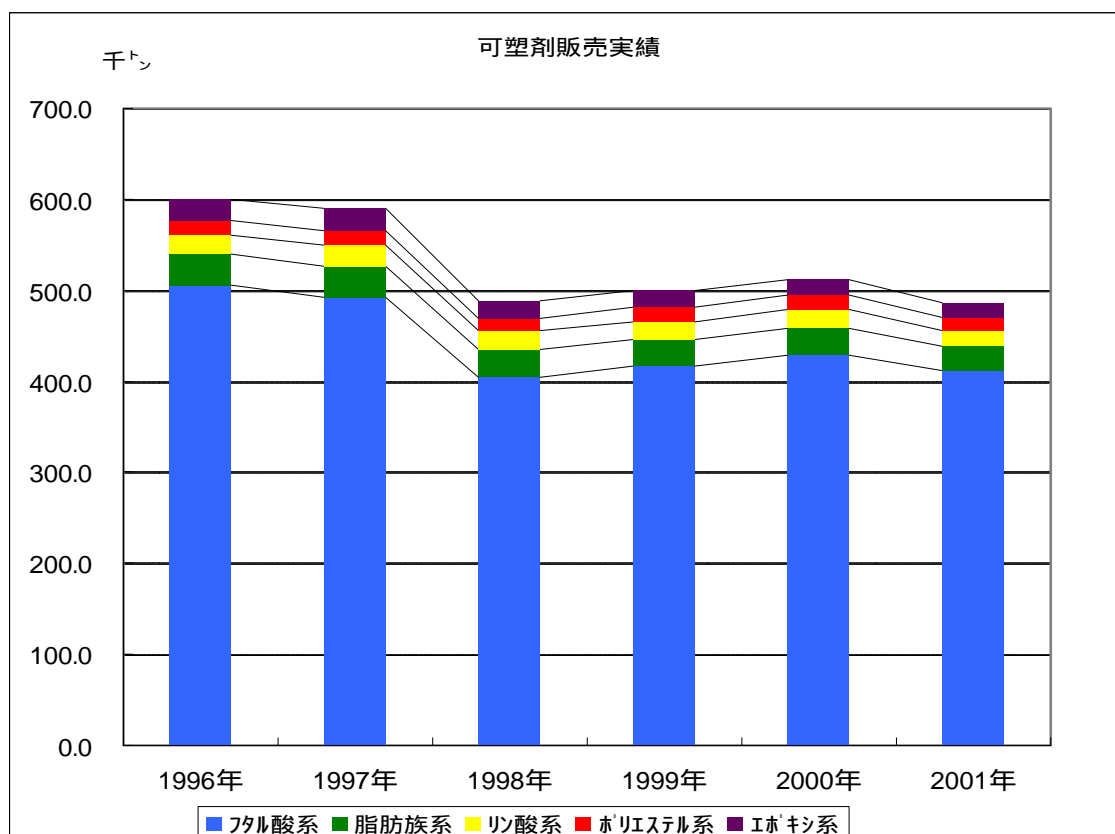


図 4.2-2 可塑剤販売実績

引用：化学工業統計月報

表 4.2-3 フタル酸エステル類国内出荷明細

年度	単位：千トン							シェア (%)		
	DEHP	DHP	DBP	DIDP	DINP	その他	合計	DEHP	DIDP	DINP
1992	276.4	22.1	12.0	10.6	71.8	20.6	413.5	66.8	2.5	17.4
1993	258.8	17.8	12.7	10.4	70.0	20.8	390.5	66.3	2.7	17.9
1994	284.9	9.4	13.0	10.0	77.9	23.9	419.0	68.0	2.4	18.6
1995	277.4	8.6	13.6	9.7	84.8	28.9	423.0	65.6	2.3	20.0
1996	285.3	7.4	14.0	8.1	90.0	29.3	434.1	65.7	1.9	20.7
1997	276.9	6.8	13.1	9.1	96.7	27.2	429.8	64.4	2.1	22.5
1998	227.1	6.2	10.7	7.6	94.5	20.9	367.0	61.9	2.1	25.7
1999	223.3	3.1	10.0	8.3	104.1	16.7	365.5	61.1	2.3	28.5
2000	219.3	0.0	9.1	8.7	107.0	16.2	360.3	60.9	2.4	29.7
2001	201.7	0.0	7.1	7.7	98.1	15.7	330.4	61.0	2.3	29.7

引用：可塑剤工業会（2002年7月2日）

DHP：フタル酸ジヘプチル、DBP：フタル酸ジブチル、DIDP：フタル酸ジイソデシル、
DINP：フタル酸ジイソノニル

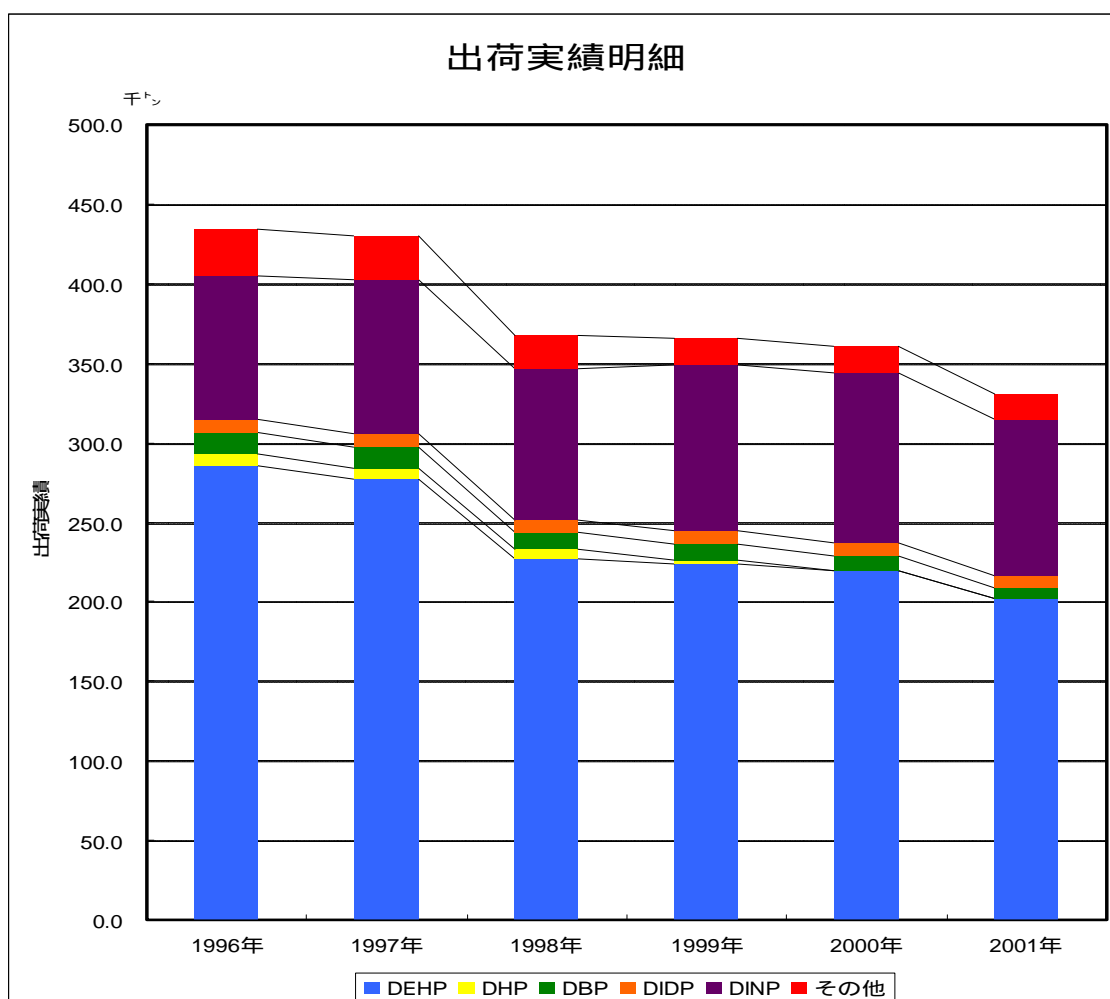


図 4.2-3 フタル酸エステル類国内出荷実績明細 引用：可塑剤工業会（2002年7月2日）

4.3 DEHPの用途別使用量

図 4.3-1 に 2000 年の日本のプラスチック種類別生産割合の円グラフを示しているが、DEHP の用途の大半を占める PVC は、ポリエチレン、ポリプロピレンに次ぐ第 3 位で、268 万トン 16%を占めている

各工業会等での DEHP 使用量、製品種類、製品耐用年数等を表 4.3-1 に整理した。

今回の調査に対する企業からの回答は、過去 5 年間分のデータが記載されたものから PRTR 制度での報告のために調査した際の 2001 年度分のデータだけが記載されたものとばらついてい たため、全体の合計は 2001 年度分についてのみ行った。このため、可塑剤工業会の用途別出 荷（表 4.3-2）及び日本ビニル工業会の軟質 PVC 製品の出荷（表 4.3-3）の数値以外は経年変 化、傾向等を見ることは出来ない。

回答中の製品製造量だけの記載で DEHP に換算されていなかった数値については、同業者の 類似製品の DEHP 含有量を参考にして DEHP 使用量を推定した。

日本ビニル工業会会員会社の製品（一次加工品）と、それを原料とする下流の工業会との間 で発生する DEHP のダブルカウントは、工業会事務局等と内容を検討して可能な限り排除した。

業界事情により、主要会員についてのみの調査を行なったところや、他社への委託分を除いた自社製造での使用量のみでの報告があったため、ユーザー側の集計値は 13 万 1 千トンであった。上記の欠落部分について、工業会回答数値のシェア補正及び他の公表情報からの補正等を行うと更に約 6 万 4 千トン上乗せされ 19 万 5 千トンとなる。可塑剤工業会の国内供給量 20 万 2 千トン、輸入量 1 万 5 千トン（2001 年度）及び農業用ビニルフィルム及び電線のリサイクル推定分約 2 万トンを加算した約 24 万トンの供給量に対して、捕捉率は実態調査での回答数値では約 55%、補正数値では約 81%となる。（補正方法は、表 4.3-1 の注に記載）

DEHP の用途別使用量は、上記の補正数値からは、ポリマー用途が 97%強（PVC；96%強、その他ポリマー；約 1%）で、印刷インキ、塗料、接着剤、セラミックス等のポリマー用途以外には 3%弱の使用と考えられる。可塑剤工業会の 2001 年度の DEHP の用途別出荷量を表す表 4.3-2（図 4.3-2）には、塗料・顔料・接着剤とその他の欄がありそれらの合計比率は 11.5%である。しかし、社名的には塗料や印刷インキのメーカー名である企業の製品にもポリマー用途向けのものがあること、その他欄には、マット、手袋、カラーフェンス、ハンガー等のポリマー用途に分類されると思われるものが相当量含まれるのでその比率(11.5%)は小さくなり、上記の数値（3%弱）に近いものになると推定される。

DEHP の最大の用途である軟質 PVC 製品の 1996 年～2001 年の出荷実績について表 4.3-3 及び図 4.3-3 に示す。軟質 PVC 製品の海外への委託生産の増加や PVC を内分泌かく乱物質含有製品とみなすこと、ダイオキシンに関係づけること等の論調の影響を受けての PVC 離れにより、1996 年をピークに各品種とも減少傾向が続いており、2001 年には PVC レザーはピーク時の 43%、農業用フィルムはピーク時の 68%となっている。

各工業会関連製品輸出入に伴う DEHP の輸出入バランス（2001 年）について、表 4.3-3～表 4.3-7 及びヒアリング情報から推算した概略数量を示す。

・可塑剤工業会	3 万トン弱	出超	
・ビニル工業会	1 万トン強	出超	（廃農業用ビニルフィルム輸出含む）
・自動車工業会	数千トン	出超	（新車及び中古車輸出 500 万台、輸入 28 万台）
・電線工業会	数千トン	入超	（細い廃電線の輸出含む）
・電機工業会	数量不明	入超	（推定）
・玩具、雑貨工業会	数千トン	入超	
・履物工業会	数千トン	入超	
・医療用器材工業会	数千トン	入超	
合 計	数万トン	出超	

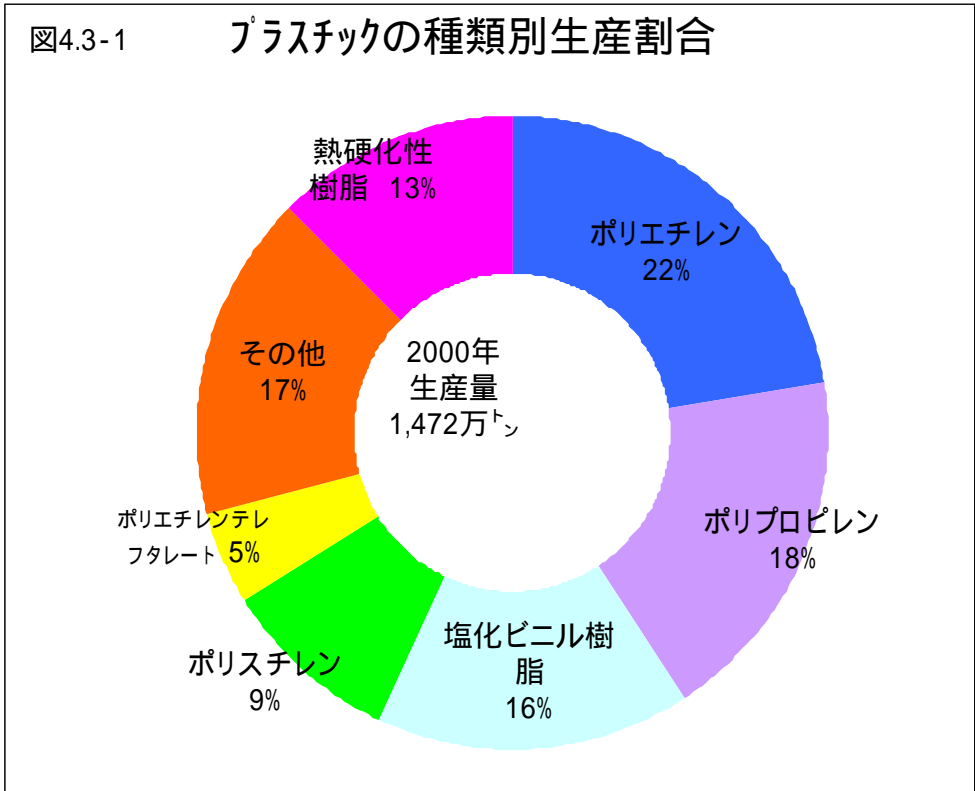


図 4.3-1 プラスチックの種類別生産割合 引用：塩ビ工業・環境協会

表 4.3-1 業 界 別 DEHP 使 用 量

業 界 名 称	2001 年度 (ト/年)	回答数	2001 年度補 正值(ト/年)	DEHP 使 用 製 品	製品の耐用年数 (ユーザー-使用年数)	備 考
合成樹脂工業協会	565.7	19 / 48	1400	フィルム、シート、可塑剤、硬化剤、ウレタン樹脂、エポキシ樹脂、フェノール樹脂	1 - 10	
日本ビニル工業会	79349	(34 / 54)	90200			
(一般フィルム)	(18300.3)			一般フィルム	1 - 15	
(農業用フィルム)	(18975)			農業用フィルム	2 (1 - 2)	
(レザー)	(2757.3)			レザー	5 - 20	
(コンパウンド)	(22617.4)			コンパウンド	5 - 20	
(壁紙)	(6298.8)			壁紙	5 - 20	
(その他)	(10399.7)			その他	0.3 - 25	
日本ゴム履物協会	3249.3	10 / 17	5100	PVC インジエクションブーツ、PVC インジエクション布靴、サンダル、靴底	0.5 - 5	
日本ビニルホース工業会	6439.3	8 / 11	8900	ホース(ガーデン用、農業用、工業用)、パッキン用コパウンド	3 - 10	
日本ゴムビニル手袋工業会	0	3 / 27	0	ビニル手袋(医療用、食品業務用、一般用)	1 - 3 (医療用は使い捨て)	
発泡スチレン工業会	18	(5)	0	緩衝包装材料	5 (0.5 - 3)	
日本PETフィルム工業会	0	(7)	0			
塩化ビニリデン衛生協議会	0	(15)	0			
日本ABS樹脂工業会	0	(7)	0			
ウレタン原料工業会	1356.8	(6 / 8)	1800	土木、建築用ウレタン樹脂、土木用シーリング材、パインダー、家電用絶縁材、塗料用ウレタン樹脂、ウレタンエラストマー	10 - 20	
ウレタンフォーム工業会	0	(11)	0			
エンブラ技術連合会	0	(32)	0			
日本フォームスチレン工業組合	0	(166)	0			
日本ポリプロピレンフィルム工業連合会	0	(14)	0			
日本プラスチック工業共同組合(関東)	3	14 / 52	0	プラスチックカバー、波板	5	
日本玩具プラスチック工業共同組合	3	26 / 61	0	ビニルボール、ビーズ浮き輪、小型ボール、ゴート、人形	2 - 6	輸入が大半となった
日本空気入ビニール工業組合	0	(27)	0	小型ボール、浮き輪、ビーズボール、サーフボード、ボード、人形	2 - 6	輸入が大半となった
日本電線工業会	2381.8	(6 / 143)	32000	電線ケーブル絶縁シース材、電線、シールド材	10 - 30	資材統計月報より推算
印刷インキ工業会	822.5	14 / 42	2500	グラビアインキ、建材用インキ、電線被覆材用、粘着材用、インクジェット用、プリント配線板用	10 - 20	
日本塗料工業会	734	(116)	700	建設現場塗装用(ビニル樹脂、塩化ゴム系、エポキシ樹脂(水系))	10 (ユーザーによっては3 - 5)	
日本接着剤工業会	0	(83)	0	業界全体で可塑剤 1.5 万ト使用するが細部不明。DBP の使用はあるが、DEHP はなしとの報告。(エポキシ形接着剤(水性系)の標準組成に記載あり)		ある自動車メーカーの 2002 年の環境レポートに DEHP 使用報告(ヒアリングで接着剤中に存在)
ファインセラミックス協会	0.3	2 / 68	400	ファインセラミックス: 焼成工程で DEHP は燃焼し消滅		大口使用が欠落、研究会事務局で推算
インテリアフロアー工業会	24268.2	8 / 8	24300	塩ビシート床材、塩ビタイル、クッションフロアー、	5 - 20 (ファッション性のもの 5 年)	
日本カーペット工業組合	7046	2 / 54	22400	タイルカーペット	5 - 10	
樹脂化粧鋼板会	1365	2 / 21	1400	建材; 外装、内装、家電製品、鋼製家具、車両、雑貨	10 - 20	2 社回答、業界全体の数量は事務局より
合成高分子ルーフィング工業会	500	9 / 9	500	リパットルーフ、防水シート	15 - 20	
日本医療器材工業会	2904.8	19 / 221	3200	人工腎臓・心肺用血液回路、輸液セット、チューブ、採血器具、血液バッグ、手袋	3 - 5 (ユーザーは使い捨てが大半)	
農薬工業会	0	(46 / 55)	0	農薬登録 1 銘柄あるが製造なし		
日本製紙連合会	0	(54)	0	製紙、パルプでの使用はない。加工業界の壁紙では使用		
その他	136.4	3	100	シリカ駆除剤、ワニス、鋳物用粘結剤、防水剤、ウレタン触媒		
合 計	131143.1		194900			

2001 年度欄: 製品生産量のみで回答で DEHP 含有率が不明なものについては、工業会事務局又は研究会事務局で類似品の含有率を適用して DEHP 使用量を算出。

回答数欄: () がある工業会(組合)は事務局が取りまとめて回答、分子は回答会社(組合員)数、分母は正会員会社(正組合員)数

2001 年度補正值欄: 回答数欄が分数表示のところは未回答分を比例計算で上乘せ(但し、日本電線工業会は、可塑剤工業会用途別出荷実績及び資源統計月報データを参考に推算、ファインセラミックス工業会、日本カーペット工業組合および日本医療器材工業会は工業会よりヒアリングしたシェアで推算) (何れも四捨五入し 100 トン単位とした。)

製品の耐用年数: メーカーの品質保証期間的な数値。

表 4.3-2

DEHP 用途別出荷実績

単位：千トン

	1996	1997	1998	1999	2000	2001
一般フィルム、シート	44.7	44.4	35.4	33.7	31.5	27.9
農業用ビニール	30.3	27.3	23.6	24.5	23.3	23.4
レザー	12.0	9.4	8.6	8.0	7.6	6.4
工業用原料	35.5	32.1	24.6	24.0	24.4	21.9
電線被覆	50.1	45.8	39.5	40.6	36.6	32.0
ホース、ガスケット	16.4	15.6	12.7	12.6	12.5	10.6
床材	33.4	34.0	31.1	32.6	36.1	34.6
壁紙	25.8	27.1	19.3	17.0	18.9	18.4
塗料、顔料、接着剤	15.4	16.8	13.6	13.2	12.3	10.8
履物	5.8	5.0	3.3	3.5	3.0	3.3
その他	15.9	19.3	15.7	13.5	13.1	12.5
合計	285.3	276.8	227.4	223.2	219.3	201.8

引用：可塑剤工業会（2002年7月2日）

一般用フィルム・シート：文具、袋物、家具・装飾、玩具、雨傘、包装、車両、建材、ステッカー、各種カバー、ラミネート、遮水シート他

農業用フィルム：園芸・野菜、水稻、煙草

レザー：車両、家具、鞆・袋物、衣料、文具

工業用原料：[コンパウンド；電線用]一般被覆線、ハーネス、[コンパウンド；一般用]電線以外の用途、[ゾル]玩具、アンダーコート（車両用）、工業用部品

ホース・ガスケット：ホース（ガーデン、農業、工業用）、チューブ（医療、車両用等）、ガスケット（建築、自動車用等）

床材料：塩ビタイル、長尺シート、クッションフロアー、タイルカーペット

塗料・顔料・接着剤：塩ビエマルジョン、シーリング剤、マスターバッチ

履物：射出成形、サンダル、靴底

その他：マット、テープ、手袋、カラーフェンス、ハンガー、消しゴム、ゴム用、溶剤他

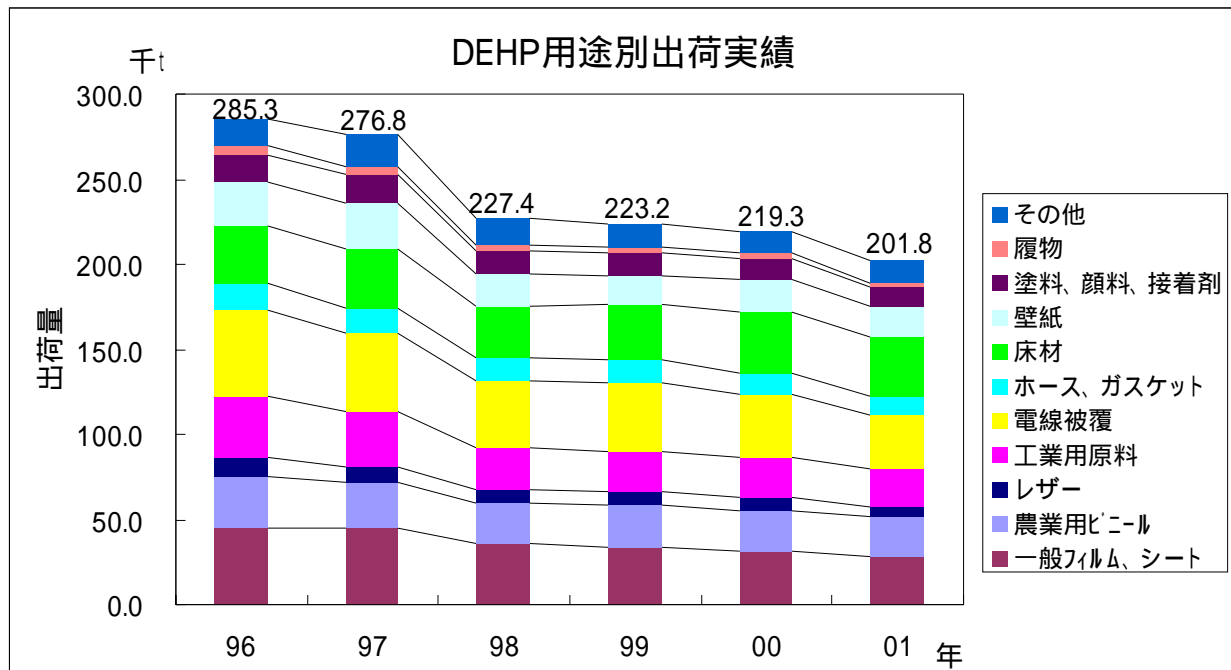


図 4.3-2 DEHP 用途別出荷実績

引用：可塑剤工業会（2002年7月2日）

表 4.3-3 軟質PVC製品の出荷実績

	1996	1997	1998	1999	2000	2001
一般PVCフィルム(m/年)	491,345	499,374	419,448	393,894	368,568	299,541
農業用PVCフィルム(m/年)	311,030	295,936	260,889	249,763	230,530	210,268
PVCレザー (m ² /年)	74,318	71,819	58,469	43,166	38,325	32,563
PVC壁紙(m/年)	789,761	812,530	727,842	730,995	755,005	755,034
軟質コンパウンド(トン/年)	243,828	247,050	216,094	183,752	177,591	157,842

引用：日本ビニル工業会(2002年7月2日)

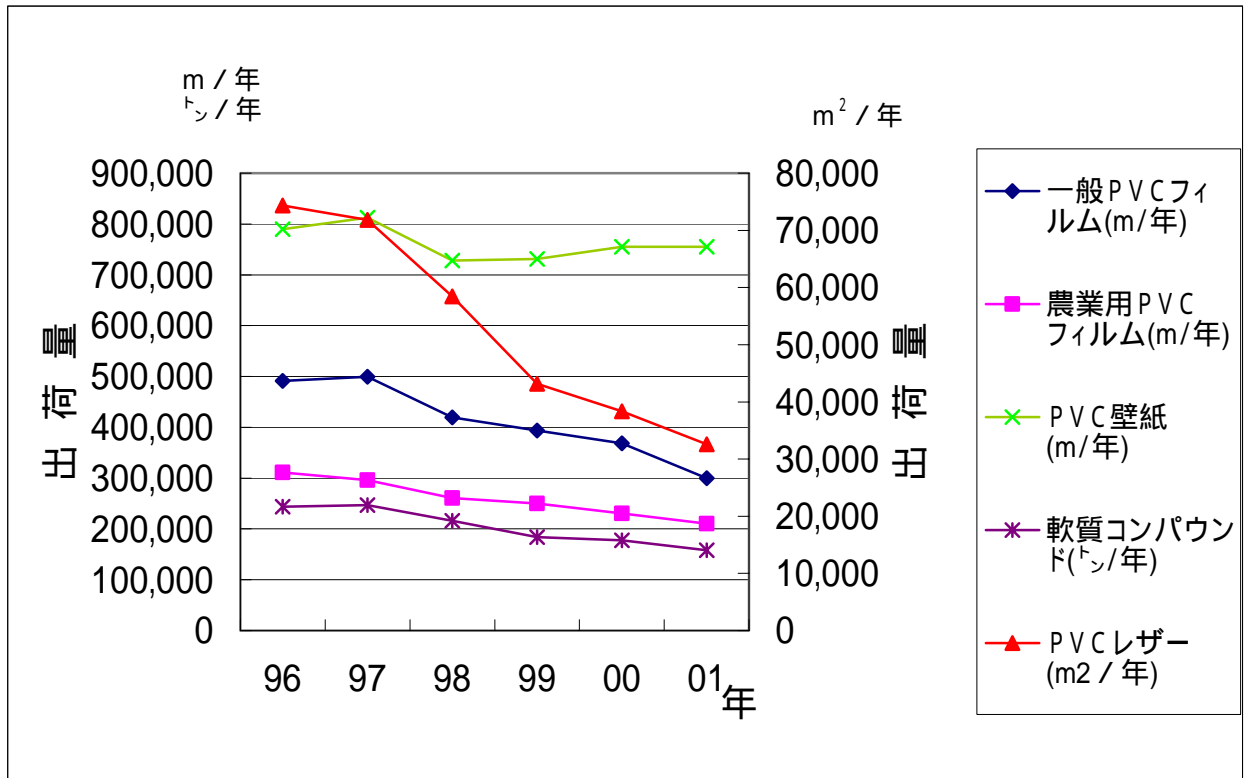


図 4.3-3 軟質PVC製品の輸出

引用：日本ビニル工業会(2002年7月2日)

表 4.3-4

塩ビ製品輸出輸入統計

輸出

(T/年)

コード番号	品名	1997年	1998年	1999年	2000年	2001年
3904.22-100	その他のポリ塩化ビニル(可塑化したもの)固体	6208	6552	6021	7123	8448
3904.22.-900	その他のポリ塩化ビニル(可塑化したもの)液状・ペースト状	326	322	251	360	212
3917.32-100	その他の管及びホース(塩化ビニル重合体製)	4067	2940	2674	3001	2820
3917.39-100	その他の管及びホース(塩化ビニル重合体製)	1949	2078	2845	2756	2475
3918.10-100	床用敷物(塩化ビニル重合体製)ロール状又はタイル状	15368	10740	10552	11304	10690
3918.10-900	壁面被覆材及び天井被覆材(塩化ビニル重合体製)	889	618	715	414	583
3919.10-200	塩化ビニル重合体製の板、シート、フィルム、はく、テープ(幅20cm以下)	5923	5408	5641	6980	6771
3919.90-300	塩化ビニル重合体製の板、シート、フィルム、はく、テープ(幅20cm以下を除く)	3225	3226	4749	4344	3320
3920.42-100	軟質塩化ビニル重合体製シート	14617	12385	13428	13894	12138
3920.42-200	軟質塩化ビニル重合体製フィルム	14983	16649	15680	16306	18611
3920.42-900	軟質塩化ビニル重合体製板、シート、はく、ストリップ(多泡性)	650	572	1002	1416	1298
	合計	68205	61490	63558	67898	67366

輸入

コード番号	品名	1997年	1998年	1999年	2000年	2001年
3904.22-010	その他のポリ塩化ビニル(可塑化したもの)固体	2169	1625	1632	3093	7240
3904.22.-090	その他のポリ塩化ビニル(可塑化したもの)液状・ペースト状	90	93	272	302	914
3917.32-020	その他の管及びホース(塩化ビニル重合体製)	736	883	786	955	1009
3918.10-100	床用敷物(ロール状、タイル状)並びに壁面被覆材及び天井材(幅45cm以上)塩化ビニル重合体製	21370	19461	20278	23646	18663
3919.10-020	塩化ビニル重合体製の板、シート、フィルム、はく、テープ(20cm以下)	3047	2860	2482	2970	3225
3919.90-030	塩化ビニル重合体製の板、シート、フィルム、はく、テープ(20cm以下を除く)	3070	2999	3357	4091	4812
3920.42-000	軟質塩化ビニルシート、フィルム、はく、ストリップ(多泡性のもの)	12973	6799	6587	6086	7001
3921.12-000	塩化ビニル重合体製のその他の板、シート、フィルム(多泡性のもの)	1126	869	853	747	1140
3921.90-030	塩化ビニル重合体製のその他の板、シート、フィルム、はく及びストリップ(他の材料を組み合わせたもの)	1490	1686	2658	3995	3637
	合計	46071	37275	38905	45885	47641
	輸出 - 輸入	22134	24215	24653	22013	19725

被覆電線輸出入統計

					2000年	2001年
8544	被覆電線（銅、アルミ）包装込みの重量				122591	104480
8544	被覆電線（銅、アルミ）包装込みの重量				151089	163575
	輸出 - 輸入				-28490	-59095

引用：日本貿易月報

表 4.3-5

電線・ケーブル原材料消費実績表

(T/年)

年度		1997年	1998年	1999年	2000年	2001年
	電線・ケーブル原材料 塩化ビニル	185296	157213	154928	155724	135851
	電線・ケーブル原材料 可塑剤	51819	43371	45104	41577	38903

引用：資源統計月報（平成13年12月分まで）、鉄鋼・非鉄金属・金属製品統計月報（平成14年1月分より）

表 4.3-6 使用済み農ビ処理状況（平成11年度：平成10年7月～平成11年6月）

(T/年)

地域	北海道	東北	関東	中部	関西	四国	九州	合計	比率(%)
再生処理	1661	172	11670	3013	1449	5949	26918	50832	50.9
埋立処理	5397	2625	6443	2989	4341	1611	2904	26310	26.3
焼却処理	724	2133	1401	1217	1282	268	734	7759	7.8
その他	1724	2371	3589	795	2319	1558	2600	14956	15.0
合計	9506	7301	23103	8014	9391	9386	33156	99857	100.0
リサイクル率(%)	17.5	2.4	50.5	37.6	15.4	63.4	81.2	50.9	

引用：平成12年7月農林水産省発表資料

その他：農家等での処理

表 4.3-7 普通・小型乗用車における原材料構成比率推移

(%)

	1973年	1983年	1989年	1997年	2001年
鋼材	81.1	76	73.7	70.8	73
非鉄金属	5.0	5.6	7.4	9.6	7.8
合成樹脂	2.9	5.7	7.3	7.5	8.2
(塩化ビニル樹脂)	(0.9)	(1.7)	(1.6)	(1.1)	(1.0)
塗料・ガラス・繊維等	13.9	18.4	18.9	19.6	19.2
合計	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
原単位総重量推移	100.0	102.7	115.1	141.3	162.6

引用：(社)日本自動車工業会・調達委員会(2001年5月)

4.4 使用済製品の処理状況

今回の使用実態調査及びクリーン・ジャパン・センターの廃棄物処理リサイクルガイドライン(クリーン・ジャパン・センター、2002)の要約を示す。

・農業用ビニルフィルム(以下農ビとする):

園芸用に使われるフィルムは、2、3年で張り替えられるが、農ビリサイクルシステムで排出量10万トン中の51%(1999年)が回収され、26%は埋立処理、8%が焼却処理、その他15%となっている。

回収された農ビは、電線被覆材、土木資材(煉瓦、ブロック等)、ホース、シート、床材、日用雑貨品等の原料として再利用されるが、相当量が中国に輸出されている。

・電線:

電力会社、鉄道、通信会社等の大手企業では社内規定で、電線を10~15年で更新することとしているため廃電線が大量に発生するが、それらは電線会社系列の解体業者に販売されて、それらの解体業者によって解体されて、銅、アルミ、PVC等が回収される。工場・建築物の解体、自動車や家電製品等の解体で発生する廃電線は、廃品回収業者を経て解体業者(ナゲット加工業者)にわたり、解体業者によって銅、アルミ、PVC等が回収される。回収されたPVCは農ビの場合と同様な用途の原料となる。廃電線の中で細い電線は、日本での分別回収はコスト面から困難なため相当量が中国等へ輸出(数量不明)され、残りは産業廃棄物として処理されている。

この回収フローでPVCは6.8万トン回収され、その中の2.1万トン(31%)がリサイクルされている。(1991年)

・パソコン及びその周辺機器、複写機:

資源有効利用促進法は2001年4月1日より施行されているが、それぞれの製品で再資源化率等が定められおり、パソコンメーカー各社は使用済みの製品を引き取り、有効部品、電線等を取り外して分解しシュレッダーにかけて破砕している。破砕されたものは、金属類とその他に分別され、金属類及び電線はリサイクル業者に販売され、樹脂類の入った破砕くずは、産業廃棄物処理業者に出されて、焼却又は埋立処理が行われている。樹脂の回収は技術面から未だなされていない。

・家電製品:

特定家庭用機器再商品化法(家電リサイクル法)は、2001年4月1日より施行されているが、法の対象となっているエアコン、テレビ、冷蔵庫、洗濯機以外の家電製品も含めて処理がなされている。エアコン、冷蔵庫の場合はフロンを回収して、有効部品、電線等を取り外して分解しシュレッダーにかけて破砕している。破砕されたものは、上記のパソコン同様の処理が行われている。

・建築物:

建設工事に係る資材の再資源化等に関する法律(建設リサイクル法)は2002年5月30日より施行されており、コンクリート、アスファルト、鉄からなる建設資材、木材等の様に樹脂類は法的には対象となっていない。解体分別する過程で樹脂を含む廃棄物(床材、電線等)が相当量発生するので、それらを収集・リサイクルするシステムをゼネコンを中心に開発中である。

・床材：

建築物の解体、リフォームの際に床材の廃材が発生するが、現在は大半が埋立処理されている。2002年度からPVC系床材リサイクルの検討がインテリアフロア工業会を中心に本格的に開始された。床材の大半は、建物のコンクリート下地に直接張り付けされるので、コンクリート分離技術を確立する必要があるため、最初は新築工事から発生する年間約1.1万トンの端材・余材を回収して床材の裏打層に再使用することが進展している。

(埋立処分される建築廃棄物中のPVC系床材は、9万トン/年という調査結果がある。：インテリアフロア工業会ホームページ)

・カーペット：

家庭用カーペット廃材(11.2万トン：1997年)は一般廃棄物として、自動車用カーペット及び業務用カーペット廃材(22.5万トン 1997年)は産業廃棄物として処理されているが、2000年度より国庫補助事業として(財)クリーン・ジャパン・センターと企業が「カーペット廃材を原料にしてカーペットバック材として再利用するシステム」の開発を行っている。

・自動車：

年間の推定廃車台数は、495万台(1999年)で、約5,000社の解体事業者が廃車を解体し、部品、素材として使用できるものは回収しているが、その残りの部分は約140社のシュレッダー事業者が破碎している。破碎くず(ASR)からも金属類がある程度回収されるが、大部分は埋立・焼却処理される。樹脂の回収は技術面から未だなされていない。

部品、素材としてリサイクルされる部分の重量比率は75～85%で、埋立・焼却処理されるASRは20～25%の比率となる。

ASRの組成例：

鉄；8%、非鉄金属；11%、樹脂；39%、ゴム；9%、ガラス16%、繊維17%

・業務用包装材料等：

流通業で使用された包装材料等は、一般的には産業廃棄物処理業者に出されてリサイクルルート又は焼却・埋立の処理ルートで処分される。

・文房具、雑貨、リサイクル対象外家電製品等一般家庭で使用する製品：

一般家庭での使用済製品は通常他の家庭ゴミと一緒にい出されて、一般廃棄物として自治体が収集し、PVC製品は他のプラスチック製品と一緒に埋め立て又は焼却処理をしている。

・医療用器具類：

医療用器具類の中で、DEHP等が使用されているPVC製手袋や血液透析用バッグ・チューブ等は使い捨てが多く、それらは他の医療廃棄物とともに産業廃棄物処理業者に処理が委託され、感染性廃棄物処理マニュアルに従って焼却処理がなされる。

参考文献

(財)クリーン・ジャパン・センター(2002) 廃棄物処理リサイクルガイドライン(品目編)

第5章 環境モニタリングデータ

5.1 概要

DEHP は、環境省が内分泌かく乱作用を有すると疑われる化学物質として“環境ホルモン戦略計画 SPEED'98 (1998年5月公表、2000年11月改訂)”に記載した65物質群の中に含まれ、優先してリスク評価に取り組むべき物質とされている。この“環境ホルモン戦略計画 SPEED'98”を受けて、国や地方自治体による“内分泌かく乱作用を有すると疑われる化学物質”の環境モニタリングが全国的に実施され、それらの結果は、国及び自治体の報告書やホームページで公開されている。

モニタリングデータは、単に DEHP による環境汚染のわが国における現状を把握するだけでなく、DEHP の環境経路の曝露（ヒトの摂取量や水生生物の曝露濃度等）の現状を推定する上で有用であり、環境動態モデル等の検証用データとしても重要である。様々な環境放出源から環境媒体や摂取媒体に至る DEHP の輸送過程を種々のモデルにより再現できることがモニタリングデータで確認された後、我々はそのモデリング手法を用いて、リスク削減対策導入時の環境中 DEHP 濃度の変化や摂取量の変化を定量的に推計することができる。

本章では、主に 1999 年から国や自治体等により調査され、各々のホームページ上で公開されているモニタリング結果を検索し、データを収集、整理した結果を示す。検索の結果、国土交通省（旧、建設省）、環境省（旧、環境庁）の調査データに加えて、40 都道府県の市町村（東京特別区、処分組合等を含む）のデータや大学・研究機関のモニタリングデータを収集した。これらのデータを環境媒体別に下記のようにまとめた。表 5.1-1 に収集したモニタリングデータの概要を示す。

- ・大 気：屋外及び屋内
- ・水 質：河川、湖沼、海域及び地下水
- ・底 質：河川、湖沼及び海域
- ・土 壌
- ・水道水：原水、浄水及び給水栓水
- ・下水処理場：流入水及び放流水
- ・処分場：放流水及び浸出水等
- ・生 物：河川、湖沼、海域水生生物、野生動物

5.2 環境モニタリングデータ

5.2.1 大気

大気中の DEHP モニタリング結果を表 5.2.1-1 及び表 5.2.1-2 にまとめた。これらの表では、各モニタリングデータを市町村別に、測定年度、測定単位、検出数、測定数、最小値、最大値、検出限界値、定量限界値、公表機関・備考の順に記載した。

表 5.2.1-1 に示すように、屋外大気中 DEHP 濃度は検出限界値（ $4.2 \sim 510 \text{ ng/m}^3$ 、多くの地点で 33 ng/m^3 。不明の地点もある）未満の測定地点も多いが、 $1,100 \text{ ng/m}^3$ の濃度が測定された地点（東京都杉並区）も存在する。

室内空気については、表 5.2.1-2 に示すように、環境庁と東京都により報告されたデータがあり、全ての地点で検出され、最高 3,400 ng/m³ という濃度が報告されており、屋外大気に比べて高濃度である。

5.2.2 水質

水中の DEHP モニタリング結果を河川、湖沼、海域、地下水別に表 5.2.2-1、表 5.2.2-2、表 5.2.2-3 及び表 5.2.2-5 にまとめた。これらの表では、各モニタリングデータを都道府県別に、測定年度、測定単位、検出数、測定数、最小値、最大値、検出限界値、定量限界値、公表機関・備考の順に記載した。

表 5.2.2-1 ~ 表 5.2.2-5 に示すように、

- ・河川水中 DEHP 濃度の最小値は検出限界値 (0.2 ~ 1 µg/L、多くの地点で 0.3 µg/L。不明の地点もある) 未満であることが多いが、最大値は多くの測定地点で検出限界値より高く、最高 42 µg/L の濃度が測定された地点 (埼玉県) も存在する
- ・湖沼水中 DEHP 濃度は検出限界値(0.05 ~ 0.5 µg/L の範囲、多くの地点で 0.2 または 0.3 µg/L。不明の地点もある) 未満の測定地点も多いが、最高 4.1 µg/L の濃度も測定された地点 (愛媛県) も存在する
- ・海域の水中 DEHP 濃度は検出限界値 (0.05 ~ 1 µg/L の範囲、多くの地点で 0.3 µg/L。不明の地点もある) 未満の測定地点も多いが、最高 9.2 µg/L の濃度が測定された地点 (神奈川県) も存在する
- ・地下水中 DEHP 濃度は検出限界値 (0.05 ~ 1 µg/L の範囲、多くの地点で 0.3 µg/L。不明の地点もある) 未満の測定地点がほとんどであるが、36 µg/L の濃度が測定された地点 (東京都) も存在する。広域処分場での測定において、地下水中 DEHP 濃度が高い値となっている

5.2.3 底質

底質中の DEHP モニタリング結果を河川、湖沼、海域別に表 5.2.3-1、表 5.2.3-2 及び表 5.2.3-3 にまとめた。これらの表では、各モニタリングデータを都道府県別に、測定年度、測定単位、検出数、測定数、最小値、最大値、検出限界値、定量限界値、公表機関・備考の順に記載した。

表 5.2.3-1 ~ 表 5.2.3-3 に示すように、

- ・河川底質中 DEHP 濃度は検出限界値 (ほとんどの地点で 25 µg/kg。不明の地点もある) 未満の測定地点もあるが、多くの地点で検出限界値を超える濃度が測定されており、210 mg/kg の濃度が測定された地点 (大阪府) も存在する (環境庁、1999)。なお、この測定地点では環境省による調査が継続されており、22mg/kg(2000 年)、4mg/kg (2001 年) 4.3mg/kg(2002 年) と報告されている。
- ・湖沼底質中 DEHP 濃度は検出限界値 (100 µg/kg) 未満の測定地点も 1 地点あるが、他の地点で検出限界値を超える濃度が測定されており、5,200 µg/kg の濃度が測定された地点 (岩手県) も存在する
- ・海域の底質中 DEHP 濃度は検出限界値 (25 µg/kg) 未満の測定地点もあるが、ほとんどの地点で検出限界値を超える濃度が測定されており、6,600 µg/kg の濃度が測定された地点 (神奈川県) も存在する

5.2.4 土壌

土壌中の DEHP モニタリング結果を表 5.2.4-1 にまとめた。表では、各モニタリングデータを都道府県別に、測定年度、測定単位、検出数、測定数、最小値、最大値、検出限界値、定量限界値、公表機関・備考の順に記載した。

表 5.2.4-1 に示すように、土壌中 DEHP 濃度の最小値は検出限界値(ほとんどの地点で 10 µg/kg、25、100 µg/kg の地点もある)未満である地点も多いが、最大値は多くの測定地点で検出限界値を超え、最高 1,100 µg/kg の濃度が測定された地点(山梨県)も存在する。

5.2.5 水道水

水道原水、浄水及び給水栓水中の DEHP モニタリング結果を表 5.2.5-1 にまとめた。表では、各モニタリングデータを都道府県別に、測定年度、測定単位、検出数、測定数、最小値、最大値、検出限界値、定量限界値、公表機関、備考の順に記載した。

表 5.2.5-1 に示すように、原水、浄水及び給水栓水中で DEHP 濃度が検出限界値(0.2~5 µg/L)を超えている地点も若干存在するが、ほとんどの地点の濃度は検出限界値未満であった。

5.2.6 下水処理場

下水処理場の流入水及び放流水中の DEHP モニタリング結果を表 5.2.6-1 にまとめた。表では、各モニタリングデータを都道府県別に、測定年度、測定単位、検出数、測定数、最小値、最大値、中央値、検出限界値、定量限界値、公表機関、備考の順に記載した。

表 5.2.6-1 に示すように、流入水中濃度は 1 地点で最小値が検出限界値(0.5 µg/L)未満であったが、各測定地点の最大値は検出限界値を超え、最高 68 µg/L であった。放流水中濃度は各地点の最大値は 2 ヶ所を除いて検出限界値(0.2 及び 0.5 µg/L)を超えているが、流入水中濃度と比べるとかなり減少している。

5.2.7 処分場

処分場の放流水及び浸出水中の DEHP モニタリング結果を表 5.2.7-1 にまとめた。表では、各モニタリングデータを都道府県別に、測定年度、測定単位、検出数、測定数、最小値、最大値、中央値、検出限界値、定量限界値、公表機関、備考の順に記載した。

表 5.2.7-1 に示すように、放流水、浸出水、排水、調整池水中の DEHP 濃度の最小値は検出限界値(0.5 及び 7.7 µg/L)未満であるが、最大値は半数近くが検出限界値を超え、最高 11.9 µg/L の濃度が測定された地点(東京都、調整池水中)も存在する。

5.2.8 生物

河川、湖沼、海域の水生生物中の DEHP モニタリング結果を表 5.2.8-1、野生生物中の結果を表 5.2.8-2 にまとめた。表では、各モニタリングデータを都道府県別に、測定年度、測定単位、検出数、測定数、最小値、最大値、検出限界値、定量限界値、公表機関、備考の順に記載した。

表 5.2.8-1 に示すように、河川水生生物中濃度の最小値はほとんど検出限界値(25 µg/kg)未満であったが、最大値はかなりの頻度で検出限界値を超え、最高 410 µg/kg の濃度が千葉県のカナヘビあるいはコイで測定されている。湖沼水生生物中の DEHP 濃度はほとんどで検出限界値(25

μg/kg) 未満であったが、最高 350 μg/kg の濃度が神奈川県のカゴイあるいはニジマスで測定されている。海域水生生物中の DEHP 濃度もほとんどで検出限界値(25 μg/kg)未満であったが、最高 180 μg/kg の濃度が山口県のボラで測定されている。貝類では、東京都の調査では全て検出限界値(0.1 μg/kg)未満であるが、三重県(河川ヤマトシジミ)や山口県(海域、ムラサキインコガイ)でそれぞれ最高、180、210 μg/kg の濃度が測定されている。

表 5.2.8-2 に示すように、野生生物中濃度の最小値は検出限界値(表 5.2.8-2 参照)未満であったが、最大値はほとんどで検出限界値を超え、最高 363 mg/kg の濃度が環境庁の調査においてタヌキで測定されている。

表 5.1-1 収集したモニタリングデータの概要（その1）

公表機関名	測定年度	大気	水質	底質	土壌	地下水	水道	下水道	食品	処分場	生物	調査名
国土交通省都市・地域整備局 建設省都市局 建設省都市局 国土交通省都市・地域整備局 建設省河川局 建設省河川局	H10-12 H10-12 H10 H11											H12 年度下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査 下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査・中間報告 H 成 11 年度下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査 H12 年度下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査 H10 年度水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査 H11 年度水環境における内分泌攪乱物質及びダイオキシン類に関する実態調査
国土交通省河川局，都市・地域整備局 国土交通省河川局	H12 H13											H12 年度水環境における内分泌攪乱物質に関する実態調査 H13 年度水環境における内分泌攪乱物質に関する実態調査
環境庁水質保全局 環境庁水質保全局 環境省環境管理局 環境省環境管理局	H10 H11 H12 H13											水環境中の内分泌攪乱化学物質実態調査 H11 年度水環境中の内分泌攪乱化学物質実態調査 H12 年度水環境中の内分泌攪乱化学物質実態調査 H13 年度水環境中の内分泌攪乱化学物質実態調査
北海道環境生活部 北海道 北海道	H11 H12 H13											H11 年度環境ホルモン物質環境汚染状況調査 H12 年度環境ホルモン物質環境汚染状況等調査 H13 年度環境ホルモン物質環境汚染状況等調査
札幌市 札幌市環境局 札幌市衛生研究所 札幌市水道局 札幌市環境局	H12 H12 H11 H13 H13											内分泌攪乱物質（環境ホルモン）について 内分泌攪乱物質（環境ホルモン）について 札幌市内河川中の内分泌攪乱化学物質調査 水道水質基準と札幌市の水質（H13 年度結果） 札幌市環境白書（H14 年度版）
青森県環境生活部 青森県 青森県	H13 H13 H12											H13 年度環境ホルモン環境モニタリング調査 H14 年版環境白書 H14 年版環境白書
岩手県環境生活部	H10 H11 H12 H13 H11-12 H8-12											H10 年度環境ホルモン実態調査 H11 年度環境ホルモン実態調査 H12 年度環境ホルモン実態調査 H13 年度環境ホルモン実態調査 H12 年度地下水質測定 H12 年度公共用水域水質測定

表 5.1-1 収集したモニタリングデータの概要（その2）

公表機関名	測定年度	大気	水質	底質	土壌	地下水	水道	下水道	食品	処分場	生物	調査名
宮城県環境生活部	H12 H11 H13											ダイオキシン類及び環境ホルモンの調査 H11年度環境ホルモン実態調査 H13年度公共用水域中の環境ホルモン調査
宮城県大崎広域水道事務所	H14 H14											水質検査結果（H14年7月1日採水） 水質検査結果（H14年9月2日採水）
仙台市	H12											要監視項目等調査
秋田県（秋田市を除く）	H14											H14年度内分泌攪乱化学物質調査
秋田県生活環境文化部	H13											H13年度内分泌攪乱化学物質調査
秋田県	H12											H12年度外因性内分泌攪乱化学物質調査
秋田市環境部	H13											内分泌攪乱化学物質調査
山形県文化環境部	H13		推									H13年度内分泌攪乱化学物質調査
山形県村山総合支庁保健福祉環境部	H12		推									H12年度内分泌攪乱化学物質調査
山形市	H12											H12年度南山形配水場 配水池水質
福島県	H11											H11年度環境ホルモン調査
福島県	H13											H13年度環境ホルモン調査
福島県生活環境部	H12											H12年度環境ホルモン調査
郡山市公害対策センター	H13 H13		?									H13年度環境ホルモン調査 H13年度水質測定計画に基づく調査
福島県	H12											H12年度公共用水域の水質測定
茨城県生活環境部	H11 H12 H13											H11年度環境ホルモン実態調査 H12年度環境ホルモン実態調査 H13年度 内分泌攪乱化学物質水環境調査
栃木県環境政策課	H11 H12 H12											H12年度環境の状況及び施策に関する報告書 H13年度環境の状況及び施策に関する報告書 河川における内分泌攪乱化学物質調査
西那須野町水道課	H14											水道原水の水質
群馬県環境保全課	H13											公共用水域の環境ホルモン調査
群馬県環境科学部	H11											H11年度要監視項目等水質測定
群馬県衛生環境研究所	H12											H12年度要監視項目等水質測定
群馬県衛生環境研究所	H9-10		雨水									雨水中の有機物質濃度

表 5.1-1 収集したモニタリングデータの概要（その3）

公表機関名	測定年度	大気	水質	底質	土壌	地下水	水道	下水道	食品	処分場	生物	調査名
埼玉県環境防災部	H13											H13 年度化学物質環境モニタリング調査
埼玉県環境防災部	H12											H12 年度化学物質環境モニタリング調査
埼玉県	H10											H10 年度内分泌攪乱化学物質環境調査結果
入間市水道部	H11-13 H13-14						?					環境ホルモン水質検査
川越市水道部	H14											監視項目検査
千葉県環境生活部	H11 H12 H13											H11 年度環境ホルモン実態調査 H12 年度環境ホルモン実態調査 H13 年度環境ホルモン実態調査
千葉県	H8											内分泌攪乱作用を有すると疑われる大気中の化学物質についての年度別調査状況
千葉市	H11 H12											千葉市の環境 H12 年版 千葉市の環境 H13 年版
千葉市環境局	H12 H13 H11 H12 H13											一般大気環境中の環境ホルモン調査 一般大気環境中の環境ホルモン調査 一般環境中(水質・底質)の環境ホルモン調査結果 一般環境中(水質・底質)の環境ホルモン調査結果 一般環境中(水質・底質)の環境ホルモン調査結果
千葉市下水道局	H13 H12											千葉市の下水処理場における環境ホルモン調査 千葉市の下水処理場における環境ホルモン調査
千葉県水道局	H12-13											水質検査結果
市川市企画政策部												広報いちかわ 1999 年 11 月 6 日号
市原市 (千葉県)												養老川水質汚染問題について 市原市妙香地区の廃棄物埋立跡地等における調査
佐倉市経済環境部	H13											H13 年度河川水質及び底質中内分泌攪乱化学物質調査
佐倉市経済環境部	H13											H13 年度河川水質及び底質中内分泌攪乱化学物質調査
佐倉市経済環境部	H12-13											河川水質及び底質調査結果
船橋市環境部	H7-12											船橋環境マップ
東京都	H10											H10 年度河川・内湾の内分泌攪乱化学物質環境汚染状況調査
東京都環境保全局	H11											H11 年度河川・内湾の内分泌攪乱化学物質調査
東京都環境保全局	H11											H11 年度河川・内湾の内分泌攪乱化学物質調査
東京都環境局	H12											H12 年度河川・内湾の内分泌攪乱化学物質調査
東京都環境局	H13											H13 年度河川・内湾の内分泌攪乱化学物質調査

表 5.1-1 収集したモニタリングデータの概要（その4）

公表機関名	測定年度	大気	水質	底質	土壌	地下水	水道	下水道	食品	処分場	生物	調査名
東京都環境保全局	H10											H10 年度都内大気中の内分泌攪乱化学物質調査
東京都環境局	H11											H11 年度都内大気中の内分泌攪乱化学物質実態調査
東京都環境局	H12											H12 年度大気汚染状況の測定
東京都健康局	H13											H13 年度飲用井戸等の内分泌攪乱化学物質に関する実態調査
	H12											H12 年度飲用井戸水等の内分泌攪乱化学物質に関する実態調査
	H11											H11 年度飲用井戸水等の内分泌攪乱化学物質に関する実態調査
東京都衛生局	H11											H11 年度内湾における魚貝類の内分泌攪乱化学物質調査結果
東京都環境保全局	H12											H12 年度内湾における魚貝類の内分泌攪乱化学物質調査
東京都健康局	H13											H13 年度内湾における魚貝類の内分泌攪乱化学物質調査
東京都	H10-11											海域における魚貝類の汚染調査
東京都環境保全局	H11											第 5 回内分泌攪乱化学物質専門家会議結果
東京都衛生局	H12	室内										H12 年度室内環境中の内分泌攪乱化学物質の実態調査
東京都衛生局	H11	室内										H11 年度室内環境中の内分泌攪乱化学物質の実態調査
東京都下水道局	H11											H11 年度下水道における内分泌攪乱化学物質の実態調査
東京都水道局	H11											H11 年度水道水等の内分泌攪乱化学物質に関する実態調査
	H11											H11 年度水道水等における内分泌攪乱化学物質実態調査
	H12											H12 年度水道水等における内分泌攪乱化学物質の実態調査
	H13											H13 年度水道水等における内分泌攪乱化学物質の実態調査
東京都清掃局	H10											東京都杉並中継所に係る環境調査
東京都環境局	-H12											東京都杉並中継所に係る環境調査
東京都環境局	H12-13											H13 年度大気汚染状況の測定結果
	H13											H13 年度大気汚染状況の測定結果
東京都下水道局	H10											下水道における内分泌攪乱化学物質の実態調査
東京都環境保全局	H10											谷戸沢廃棄物広域処分場周辺の水質環境調査
東京都環境局	H11											谷戸沢広域処分場周辺の水質環境調査
東京都環境保全局	H8											谷戸沢廃棄物広域処分場周辺
東京都環境保全局	H9											谷戸沢廃棄物広域処分場周辺の水質環境調査
三多摩地域廃棄物広域処分組合	H10											H10 年度二ツ塚処分場の水質等検査
	H11											H11 年度二ツ塚処分場の水質等調査
	H12											H12 年度二ツ塚処分場の水質等調査
	H13											H13 年度二ツ塚処分場の水質等調査
	H14											H14 年度二ツ塚処分場の水質等調査

表 5.1-1 収集したモニタリングデータの概要 (その5)

公表機関名	測定年度	大気	水質	底質	土壌	地下水	水道	下水道	食品	処分場	生物	調査名
環境保全調査委員会	H10											H10 年度谷戸沢処分場の水質等の状況について
	H11											H11 年度谷戸沢処分場の水質等調査
	H12											H12 年度谷戸沢処分場の水質等調査
	H13											H13 年度谷戸沢処分場の水質等調査
	H14											H14 年度谷戸沢処分場の水質等調査
東京都下水道局	H13											H13 年度下水道における内分泌攪乱化学物質に係る実態調査
	H12											H12 年度下水道における内分泌攪乱化学物質の実態調査
杉並区環境清掃部	H13											H13 年度杉並中継所に関する環境モニタリング調査
杉並区環境清掃部	H13											H13 年度杉並中継所に関する環境モニタリング調査
杉並区環境清掃部	H13											H13 年度杉並中継所に関する環境モニタリング調査
杉並区環境清掃部	H13											H13 年度杉並中継所に関する環境モニタリング調査
杉並区環境清掃部	H14											H14 年度杉並中継所に関する環境モニタリング調査
杉並区環境清掃部	H14											H14 年度杉並中継所に関する環境モニタリング調査
杉並区環境清掃部	H12											杉並中継所に関する環境点検調査結果報告書
杉並区	H12											杉並中継所に関する環境モニタリング調査
神奈川県企業庁水道局	H13											13 年度測定結果
	H12											12 年度測定結果
	H12											12 年度測定結果
	H11											11 年度測定結果
	H10											10 年度測定結果
	H9											安全をお届けする水質検査
神奈川県ダイオキシン等対策検討会議	H13											H13 年度環境ホルモン関連調査
	H12											H12 年度環境ホルモン関連調査
	H11											H11 年度環境ホルモン関連調査
	H10											H10 年度環境ホルモン関連調査
横浜市下水道局	H10-12											流入下水と放流水の環境ホルモン測定結果(H10～12年度)
横浜市環境科学研究所	H11											H11 年度環境ホルモンの環境調査
横浜市環境科学研究所	H11-13											市内河川・海域の3カ年の環境ホルモン調査
横浜市水道局	H14											水質基準の構成と水質項目
横須賀市環境部	H13											H13 年度環境ホルモン調査結果
	H12											H12 年度環境ホルモン調査結果
藤沢市環境部	H13											H13 年度環境ホルモン水質等調査結果
	?											環境ホルモン測定試験
	H13											H13 年度管理年報データ

表 5.1-1 収集したモニタリングデータの概要（その6）

公表機関名	測定年度	大気	水質	底質	土壌	地下水	水道	下水道	食品	処分場	生物	調査名
川崎市環境局	H13 H12 H11											H13年度内分泌攪乱化学物質環境調査 H12年度内分泌攪乱化学物質環境調査 H11年度内分泌攪乱化学物質環境調査
新潟県土木部	H11											下水処理場における環境ホルモンの実態調査
上越市産業環境部	H13											第1章 環境保全の現状と対策
上越市産業環境部	H12											第1章 環境保全の現状と対策
上越市ガス水道局	H13											上越の美味しい水
新発田市水道局	H14 H14 H13 H12 H11											H14年度9月末現在水質試験結果 H14年度7月末現在水質試験結果 H13年度水質試験結果 H12年度水質試験結果 H11年度水質試験結果
加治川村	H12											加治川原水と給水栓水の水質
富山県	H12											第5節化学物質 5-3 環境ホルモン実態調査 水質環境
石川県環境政策課	H12		?									内分泌攪乱化学物質環境調査
石川県企業局	H13											水質基準を補完する項目の水質試験
石川県企業局	H12											水質基準を補完する項目の水質試験
石川県	H12											水質基準を補完する項目の水質試験
(福井県)	H10?		?									環境ホルモン全国一斉調査結果
福井県	H12											公共用水域および地下水の水質の測定結果報告書
山梨県	H10-12					?						やまなしの環境 2001
山梨県森林環境部	H13											H13年度外因性内分泌攪乱化学物質実態調査
甲府市												地下水水質調査結果
長野県	H11											長野県の調査結果
岐阜県環境保全課	H13											H13年度環境ホルモンモニタリング調査
岐阜県健康福祉環境部	H12											環境ホルモンモニタリング調査結果（H12年度）
岐阜県健康福祉環境部	H11											環境ホルモンモニタリング調査結果（H11年度）
岐阜県健康福祉環境部	H10											環境ホルモンモニタリング調査結果
岐阜市環境部	H13											H13年度環境ホルモンモニタリング調査結果

表 5.1-1 収集したモニタリングデータの概要 (その7)

公表機関名	測定年 度	大気	水質	底質	土壌	地下 水	水道	下水 道	食品	処分 場	生物	調査名
浜松市保健環境研究所	H13											環境ホルモンについて
静岡県環境森林部	H13											H13年度大気汚染及び水質汚濁等の状況
静岡県環境森林部	H13											監視結果
静岡県環境部	H10											H10年度環境ホルモン存在状況調査概要
静岡県環境部	H11											H11年度環境ホルモン存在状況調査概要
静岡県環境部	H12											H12年度環境ホルモン存在状況調査概要
浜松市環境部	H10-13											H13年度公共用水域及び地下水等の測定
静岡市環境政策課	H12											H12年度年次報告書 第2章環境の現状
静岡市環境政策課	H11											H11年度年次報告書 第3章環境の現状
静岡市環境政策課	H12											H12年度年次報告書 第2章環境の現状
静岡市環境政策課	H11		?									H11年度年次報告書 第3章環境の現状
静岡市環境政策課	H13											H13年度年次報告書 第2章環境の現状
愛知県環境部	H11											H11年度内分泌攪乱化学物質の環境調査
	H12											H12年度内分泌攪乱化学物質環境調査
	H13											H13年度内分泌攪乱化学物質環境調査
豊田市環境部	H13											H13年度調査結果～環境ホルモン調査～
三重県環境部	H13											H13年度環境ホルモンの調査
三重県環境部	H12											H12年度環境ホルモンの調査
三重県環境部	H11											H11年度環境ホルモンの調査
三重県環境部	H10		?	?								H10年度環境ホルモンの調査
三重県保健環境研究所	H11											県下河川水中の環境ホルモン類の状況について
三重県環境部	H10											H10年度環境ホルモン調査
三重県												内分泌攪乱物質の分析と新規な解毒処理法の開発
三重県企業庁	H13											H13年度 監視項目(原水年平均)
三重県	H11											化学物質(環境ホルモン類)の状況
三重県環境科学センター												未規制物質等実態調査
滋賀県琵琶湖環境部	H11-13											H11～13年度琵琶湖底質調査
京都府企画環境部	H13											ダイオキシン類等の調査
	H12											環境ホルモンの調査
	H11											環境ホルモンの調査
京都府	H11											
	H11											
	H11											
	H11											
	H12											

表 5.1-1 収集したモニタリングデータの概要（その8）

公表機関名	測定年度	大気	水質	底質	土壌	地下水	水道	下水道	食品	処分場	生物	調査名
大阪府環境農林水産部	H13											H13 年度環境ホルモンに係る河川調査
大阪市水道局	H13											水質検査結果
箕面市水道部	H13											環境ホルモン（外因性内分泌攪乱化学物質）の試験
堺市環境計画課	H13											河川水中の環境ホルモン調査について
箕面市水道部	H13											浄水の快適水質項目・監視項目水質試験成績表（H13 年度）
高槻市水道部	H13											H13 年度水質試験結果 監視項目
茨木市環境部	H12											いばらきの環境（H13 年度版）-資料編 - 2 水質
茨木市	H12											ダイオキシン類の測定結果（H12 年度）茨木市による測定結果
八尾市環境保全課	H13											公共水域測定結果
兵庫県環境局	H13											外因性内分泌攪乱化学物質に係る環境調査の状況
加古川市	H12											環境の概要（環境保全編）H13 年度版
	H12											環境の概要（環境保全編）H13 年度版
神戸市環境局	H12											4. 公共水域における外因性内分泌攪乱化学物質の調査
明石市	H13											H13 年度年次報告書（データ編）
	H12											H12 年度年次報告書（データ編）
加古川市水道局	H12											水質監視計画に基づく水質検査成績表
尼崎市水道局	H12											神崎浄水場 快適水質項目
鳥取県生活環境部	H13											H13 年度一般環境中の環境ホルモン調査
鳥取県	H12											H12 年度一般環境中の環境ホルモン調査
岡山県生活環境部	H11											H11 年度環境ホルモン対策調査
	H12											H12 年度環境ホルモン実態調査
	H13											H13 年度環境ホルモン実態調査
岡山市環境局	H13											H13 年度 外因性内分泌攪乱化学物質調査
	H12											H12 年度ダイオキシン類環境調査
広島県環境局	H13											H13 年度環境ホルモン環境汚染状況調査
広島市環境局	H13											H13 年度環境ホルモン環境調査
	H12											H13 年度版 広島市の環境
	H13											水質検査結果
山口県環境生活部	H12											H12 年度環境ホルモン実態調査
	H13											H13 年度環境ホルモン実態調査
防府市水道局	H13											防府の水道/水質 地神堂水源地

表 5.1-1 収集したモニタリングデータの概要（その9）

公表機関名	測定年度	大気	水質	底質	土壌	地下水	水道	下水道	食品	処分場	生物	調査名
愛媛県土木部 愛媛県環境局	H6-13 H13											ダムサイト予定地点での水質調査 H13年度地下水水質調査
新居浜市水道局	H13											新居浜市の水道水質検査
高知県文化環境部	H12											H13年度版高知県環境白書
福岡市環境局	H12											福岡市環境保全資料集
福岡県保健環境研究所	H12											福岡県保健環境研究所年報（第28号，2000年度）
長崎県県民生活環境部	H13											H13年度 内分泌攪乱化学物質調査
大分県生活環境部	H11 H12 H13											H11年度公共用水域測定結果 H12年度水質調査結果 H13年度水質調査結果
宮崎県生活環境部	H12 H11											環境白書 H13年版 環境白書 H12年版
鹿児島市	H11											H11年度環境ホルモン調査について
沖縄県	H11											沖縄県環境白書
浜松医科大学												外因性内分泌攪乱化学物質測定結果

表 5.2.1-1 モニタリングデータ 大気(1)

都道府県	区市町村	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関
北海道	札幌市	H10	ng/m ³	1	3	nd	44	33	---	環境庁(1999)
		H12	ng/m ³	0	5	nd	nd	---	---	札幌市
	石狩市	H10	ng/m ³	1	1	80	80	33	---	環境庁(1999)
	江別市	H10	ng/m ³	1	1	47	47	33	---	環境庁(1999)
	室蘭市	H10	ng/m ³	1	1	110	---	33	---	環境庁(1999)
青森県	青森市	H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H10	ng/m ³	0	2	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	八戸市	H11	ng/m ³	1	1	20	20	4.2	14	環境庁(2000)
岩手県	盛岡市	H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	二戸市	H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
宮城県	仙台市	H10	ng/m ³	0	3	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H10	ng/m ³	1	1	48	48	33	---	環境庁(1999)
	若沼市	H11	ng/m ³	1	1	12	12	4.2	14	環境庁(2000)
		H10	ng/m ³	1	1	34	34	33	---	環境庁(1999)
	涌谷町	H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
秋田県	秋田市	H10	ng/m ³	2	2	38	99	33	---	環境庁(1999)
	大館市	H10	ng/m ³	1	1	69	69	33	---	環境庁(1999)
山形県	山形市	H10	ng/m ³	1	1	270	270	33	---	環境庁(1999)
		H10	ng/m ³	2	2	88	160	33	---	環境庁(1999)
	鶴岡市	H11	ng/m ³	1	1	11	11	4.2	14	環境庁(2000)
福島県	福島市	H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H11	ng/m ³	0	1	nd	nd	---	---	福島県(2000)
	会津若松市	H11	ng/m ³	0	1	nd	nd	---	---	福島県(2000)
	いわき市	H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H11	ng/m ³	3	3	7.4	21	---	---	福島県(2000)
	郡山市	H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
茨城県	水戸市	H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	つくば市	H11	ng/m ³	1	1	5.0	5.0	4.2	14	環境庁(2000)
	鹿島郡	H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
栃木県	宇都宮市	H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	真岡市	H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	黒羽町	H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	伊勢崎市	H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	渋川市	H10	ng/m ³	1	1	120	120	33	---	環境庁(1999)
	吾妻町	H10	ng/m ³	1	1	39	39	33	---	環境庁(1999)
埼玉県	志木市	H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	草加市	H10	ng/m ³	1	1	48	48	33	---	環境庁(1999)
	比企郡	H10	ng/m ³	1	1	67	67	33	---	環境庁(1999)
千葉県	千葉市	H10	ng/m ³	2	3	nd	49	33	---	環境庁(1999)
		H11	ng/m ³	1	1	34	34	4.2	14	環境庁(2000)
		H12	ng/m ³	0	3	nd	nd	30	---	千葉市
		H13	ng/m ³	4	5	nd	70	30	---	千葉市
	市川市	H11	ng/m ³	2	2	36	38	6	---	千葉県(2000)
	市原市	H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H12	ng/m ³	2	2	25	35	6	---	千葉県(2001)
	柏市	H12	ng/m ³	2	2	38	43	6	---	千葉県(2001)
	勝浦市	H10	ng/m ³	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H12	ng/m ³	2	2	17	114	6	---	千葉県(2001)
	鴨川市	H12	ng/m ³	2	2	23	126	6	---	千葉県(2001)
	木更津市	H11	ng/m ³	2	2	17	24	6	---	千葉県(2000)
	君津市	H13	ng/m ³	0	1	nd	nd	6	---	千葉県(2002)
	佐倉市	H10	ng/m ³	1	1	50	50	33	---	環境庁(1999)
	佐原市	H11	ng/m ³	2	2	10	24	6	---	千葉県(2000)
	白井市	H13	ng/m ³	0	1	nd	nd	6	---	千葉県(2002)
	館山市	H11	ng/m ³	1	2	nd	20	6	---	千葉県(2000)
習志野市	H13	ng/m ³	0	1	nd	nd	6	---	千葉県(2002)	
松戸市	H13	ng/m ³	0	1	nd	nd	6	---	千葉県(2002)	

表 5.2.1-1 モニタリングデータ 大気(2 つづき)

都道府県	区市町村	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関
	富津市	H12	ng/m3	2	2	35	42	6	---	千葉県(2001)
	茂原市	H11	ng/m3	1	2	nd	40	6	---	千葉県(2000)
	八日市場市	H11	ng/m3	1	2	nd	75	6	---	千葉県(2000)
	一宮町	H13	ng/m3	0	1	nd	nd	6	---	千葉県(2002)
	海上町	H12	ng/m3	2	2	13	62	6	---	千葉県(2001)
	大網白里町	H12	ng/m3	2	2	26	44	6	---	千葉県(2001)
	栄町	H12	ng/m3	2	2	28	29	6	---	千葉県(2001)
	山武町	H13	ng/m3	1	1	8	8	6	---	千葉県(2002)
	下総町	H13	ng/m3	0	1	nd	nd	6	---	千葉県(2002)
	多古町	H12	ng/m3	2	2	36	36	6	---	千葉県(2001)
	千倉町	H13	ng/m3	0	1	nd	nd	6	---	千葉県(2002)
	光町	H13	ng/m3	1	1	9	9	6	---	千葉県(2002)
	松尾町	H11	ng/m3	2	2	18	33	6	---	千葉県(2000)
	岬町	H13	ng/m3	0	1	nd	nd	6	---	千葉県(2002)
睦沢町	H12	ng/m3	2	2	16	29	6	---	千葉県(2001)	
東京都	---	H12	ng/m3	5	15	nd	300	---	---	東京都(2002)
		H13	ng/m3	13	15	nd	89	---	---	東京都(2002)
	足立区	H11	ng/m3	3	4	nd	130	1-44	---	東京都(2000)
	荒川区	H10	ng/m3	1	1	62	62	33	---	環境庁(1999)
	板橋区	H10	ng/m3	0	2	nd	nd	72-510	---	東京都(1999)
		H11	ng/m3	3	4	nd	77	1-44	---	東京都(2000)
	江戸川区	H10	ng/m3	0	2	nd	nd	72-510	---	東京都(1999)
		H11	ng/m3	3	4	nd	110	1-44	---	東京都(2000)
	大田区	H10	ng/m3	0	2	nd	nd	72-510	---	東京都(1999)
		H11	ng/m3	3	4	nd	93	1-44	---	東京都(2000)
	江東区	H11	ng/m3	2	4	nd	75	1-44	---	東京都(2000)
	新宿区	H10	ng/m3	0	2	nd	nd	72-510	---	東京都(1999)
		H11	ng/m3	3	4	nd	54	1-44	---	東京都(2000)
	杉並区	H8	ng/m3N	0	2	nd	nd	---	---	東京都(2000)
		H9	ng/m3N	0	8	nd	nd	---	---	東京都(2000)
		H10	ng/m3	0	2	nd	nd	72	---	東京都(1999)
			ng/m3	---	---	nd	1100	---	100-1597	東京都(1998)
		H11	ng/m3N	3	8	nd	200	---	---	東京都(2000)
		H12	ng/m3N	4	12	nd	200	---	---	杉並区(2000)
		H13	ng/m3N	0	26	nd	nd	---	---	杉並区(2001)
	世田谷区	H14	ng/m3N	5	14	nd	200	---	---	杉並区(2002)
		H10	ng/m3	0	2	nd	nd	72-510	---	東京都(1999)
			ng/m3	0	1	nd	nd	72	---	東京都(1999)
		H11	ng/m3	5	8	nd	70	1-44	---	東京都(2000)
	港区	H11	ng/m3	6	7	nd	18	4.2	14	環境庁(2000)
		ng/m3	3	4	nd	63	1-44	---	東京都(2000)	
	目黒区	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	練馬区	H11	ng/m3	3	4	nd	56	1-44	---	東京都(2000)
	小金井市	H10	ng/m3	0	2	nd	nd	72-510	---	東京都(1999)
		H11	ng/m3	3	4	nd	42	1-44	---	東京都(2000)
	多摩市	H10	ng/m3	1	1	45	45	33	---	環境庁(1999)
	八王子市	H10	ng/m3	0	2	nd	nd	72-510	---	東京都(1999)
		H11	ng/m3	7	8	nd	70	7.3	---	東京都(2000)
	東大和市	H10	ng/m3	0	2	nd	nd	72-510	---	東京都(1999)
		H11	ng/m3	2	4	nd	2.5	1-44	---	東京都(2000)
西多摩郡	H10	ng/m3	0	2	nd	nd	72-510	---	東京都(1999)	
	H11	ng/m3	1	4	nd	1.5	1-44	---	東京都(2000)	
神奈川県	横浜市	H10	ng/m3	3	3	37	42	33	---	環境庁(1999)
	厚木市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		ng/m3	1	1	22	22	---	---	神奈川県(1999)	
		H11	ng/m3	2	2	16	94	9	---	神奈川県(2000)
	綾瀬市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H12	ng/m3	2	2	23	49	4	---	神奈川県(2001)
	H13	ng/m3	3	3	17	30	0.6	---	神奈川県(2002)	
伊勢原市	H13	ng/m3	2	2	23	28	0.6	---	神奈川県(2002)	

表 5.2.1-1 モニタリングデータ 大気(3 つづき)

都道府県	区市町村	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関
神奈川県	海老名市	H12	ng/m3	2	2	17	29	4	---	神奈川県(2001)
	小田原市	H10	ng/m3	1	1	11	11	---	---	神奈川県(1999)
		H11	ng/m3	2	2	20	47	9	---	神奈川県(2000)
	川崎市	H10	ng/m3	0	3	nd	nd	33	---	川崎市(2000)
		H11	ng/m3	4	4	15	28	---	---	川崎市
		H12	ng/m3	---	4	5.2	13	---	---	川崎市
		H13	ng/m3	8	8	4.2	17	---	---	環境庁(1999)
	座間市	H12	ng/m3	2	2	18	68	4	---	神奈川県(2001)
	逗子市	H10	ng/m3	1	1	14	14	---	---	神奈川県(1999)
		H11	ng/m3	2	2	45	99	9	---	神奈川県(2000)
	秦野市	H13	ng/m3	2	2	17	22	0.6	---	神奈川県(2002)
	平塚市	H10	ng/m3	1	1	35	35	---	---	神奈川県(1999)
		H11	ng/m3	2	2	27	39	9	---	神奈川県(2000)
	藤沢市	H13	ng/m3	2	2	16	30	---	10	藤沢市
	南足柄市	H10	ng/m3	1	1	11	11	---	---	神奈川県(1999)
		H11	ng/m3	2	2	18	20	9	---	神奈川県(2000)
	大和市	H12	ng/m3	2	2	17	22	4	---	神奈川県(2001)
	横須賀市	H12	ng/m3	1	1	18	18	2	---	横須賀市
		H13	ng/m3	4	4	21	46	---	---	横須賀市
	相川町	H13	ng/m3	2	2	22	29	0.6	---	神奈川県(2002)
	山北町	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
津久井町	H10	ng/m3	1	1	14	14	---	---	神奈川県(1999)	
	H11	ng/m3	2	2	23	62	9	---	神奈川県(2000)	
新潟県	長岡市	H10	ng/m3	1	1	49	49	33	---	環境庁(1999)
	北蒲原郡	H10	ng/m3	1	1	160	160	33	---	環境庁(1999)
	中頸城郡	H10	ng/m3	1	1	89	89	33	---	環境庁(1999)
富山県	富山市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	高岡市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	礪波市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
石川県	金沢市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	加賀市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	輪島市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
福井県	福井市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H11	ng/m3	1	1	13	13	4.2	14	環境庁(2000)
	敦賀市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	三国町	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
山梨県	甲府市	H10	ng/m3	---	---	nd	280	150	---	山梨県(2002)
	大月市	H10	ng/m3	1	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		ng/m3	---	---	nd	nd	150	---	山梨県(2002)	
	韮崎市	H10	ng/m3	---	---	nd	170	150	---	山梨県(2002)
	富士吉田市	H10	ng/m3	---	---	nd	240	150	---	山梨県(2002)
	山梨市	H10	ng/m3	1	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		ng/m3	---	---	nd	nd	150	---	山梨県(2002)	
	中巨摩郡	H10	ng/m3	1	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		ng/m3	---	---	190	290	150	---	山梨県(2002)	
	東八代郡	H10	ng/m3	---	---	nd	nd	150	---	山梨県(2002)
南巨摩郡	H10	ng/m3	---	---	nd	nd	150	---	山梨県(2002)	
長野県	飯田市	H10	ng/m3	1	1	130	130	33	---	環境庁(1999)
	諏訪市	H10	ng/m3	1	1	130	130	33	---	環境庁(1999)
	松本市	H10	ng/m3	1	1	180	180	33	---	環境庁(1999)
岐阜県	大垣市	H10	ng/m3	1	1	140	140	33	---	環境庁(1999)
	各務原市	H10	ng/m3	1	1	67	67	33	---	環境庁(1999)
	美濃市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
静岡県	静岡市	H10	ng/m3	1	1	230	230	33	---	環境庁(1999)
		H11	ng/m3	3	3	25	40	---	---	静岡市
		H12	ng/m3	4	4	20	20	---	---	静岡市
	富士市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	大東町	H10	ng/m3	1	1	360	360	33	---	環境庁(1999)
H11		ng/m3	1	1	18	18	4.2	14	環境庁(2000)	
愛知県	名古屋市	H10	ng/m3	2	3	nd	37	33	---	環境庁(1999)

表 5.2.1-1 モニタリングデータ 大気(4 つづき)

都道府県	区市町村	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関	
愛知県	安城市	H11	ng/m3	1	1	6.2	6.2	4.2	14	環境庁(2000)	
		H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)	
		H11	ng/m3	0	2	nd	nd	---	---	愛知県	
		H12	ng/m3	0	2	nd	nd	---	---	愛知県	
		H13	ng/m3	0	2	nd	nd	---	---	愛知県	
	豊川市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)	
		H11	ng/m3	1	2	nd	21	---	---	愛知県	
		H12	ng/m3	0	2	nd	nd	---	---	愛知県	
	豊川市	H13	ng/m3	0	2	nd	nd	---	---	愛知県	
		半田市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
			H11	ng/m3	1	2	nd	41	---	---	愛知県
			H12	ng/m3	0	2	nd	nd	---	---	愛知県
	H13		ng/m3	1	2	nd	110	---	---	愛知県	
三重県	津市	H10	ng/m3	1	1	88	88	33	---	環境庁(1999)	
		H12	ng/m3	1	2	nd	18	2	6	三重県(2001)	
		H13	ng/m3	1	1	42	42	2.1	7.0	三重県(2002)	
	伊勢市	H10	ng/m3	1	1	15	15	---	---	三重県(1999)	
		H12	ng/m3	2	2	tr	25	2	6	三重県(2001)	
		H13	ng/m3	1	1	44	44	2.1	7.0	三重県(2002)	
	上野市	H10	ng/m3	1	1	19	19	---	---	三重県(1999)	
		H12	ng/m3	2	2	6	11	2	6	三重県(2001)	
		H13	ng/m3	1	1	36	36	2.1	7.0	三重県(2002)	
	尾鷲市	H10	ng/m3	1	1	7	7	---	---	三重県(1999)	
		H12	ng/m3	1	2	nd	7	2	6	三重県(2001)	
		H13	ng/m3	1	1	22	22	2.1	7.0	三重県(2002)	
	桑名市	H10	ng/m3	1	1	210	210	33	---	環境庁(1999)	
	鳥羽市	H10	ng/m3	1	1	15	15	---	---	三重県(1999)	
	松坂市	H10	ng/m3	1	1	14	14	---	---	三重県(1999)	
	四日市市	H10	ng/m3	1	1	170	170	33	---	環境庁(1999)	
		H11	ng/m3	1	1	31	31	4.2	14	環境庁(2000)	
			ng/m3	13	13	19	56	3	9	三重県(2000)	
H12		ng/m3	2	2	7	15	2	6	三重県(2001)		
H13		ng/m3	1	1	28	28	2.1	7.0	三重県(2002)		
滋賀県	草津市	H10	ng/m3	1	1	43	43	33	---	環境庁(1999)	
	八日市市	H10	ng/m3	1	1	36	36	33	---	環境庁(1999)	
	甲賀郡	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)	
京都府	京都市	H10	ng/m3	0	3	nd	nd	33	---	環境庁(1999)	
	宇治市	H10	ng/m3	1	1	43	43	33	---	環境庁(1999)	
	八幡市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)	
	美山町	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)	
大阪府	大阪市	H10	ng/m3	3	3	nd	51	33	---	環境庁(1999)	
		H11	ng/m3	8	8	10	56	4.2	14	環境庁(2000)	
	高石市	H10	ng/m3	1	1	96	96	33	---	環境庁(1999)	
	枚方市	H10	ng/m3	1	1	48	48	33	---	環境庁(1999)	
	藤井寺市	H10	ng/m3	1	1	49	49	33	---	環境庁(1999)	
兵庫県	神戸市	H10	ng/m3	1	3	nd	39	33	---	環境庁(1999)	
	明石市	H10	ng/m3	1	1	320	320	33	---	環境庁(1999)	
		H11	ng/m3	1	1	17	17	4.2	14	環境庁(2000)	
		H12	ng/m3	0	1	nd	nd	---	33	明石市(2001)	
	尼崎市	H10	ng/m3	1	1	81	81	33	---	環境庁(1999)	
	小野市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)	
姫路市	H10	ng/m3	1	1	48	48	33	---	環境庁(1999)		
奈良県	橿原市	H10	ng/m3	1	1	180	180	33	---	環境庁(1999)	
	大淀町	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)	
	大和郡山市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)	
和歌山県	和歌山市	H10	ng/m3	2	3	nd	59	33	---	環境庁(1999)	
		H11	ng/m3	1	1	6.0	6.0	4.2	14	環境庁(2000)	
鳥取県	鳥取市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)	
	倉吉市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)	
	米子市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)	

表 5.2.1-1 モニタリングデータ 大気(5 つづき)

都道府県	区市町村	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関
島根県	出雲市	H10	ng/m3	1	1	41	41	33	---	環境庁(1999)
	大田市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	浜田市	H10	ng/m3	1	1	130	130	33	---	環境庁(1999)
岡山県	岡山市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H11	ng/m3	1	1	9.1	9.1	4.2	14	環境庁(2000)
	倉敷市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
広島県	総社市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	広島市	H10	ng/m3	0	3	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	東広島市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
山口県	福山市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H11	ng/m3	1	1	8.0	8.0	4.2	14	環境庁(2000)
	山県郡	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
山口県	岩国市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H12	ng/m3	1	1	28	28	---	9	山口県(2001)
	宇部市	H10	ng/m3	0	2	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H11	ng/m3	0	1	nd	nd	4.2	14	環境庁(2000)
		H12	ng/m3	1	1	31	31	---	9	山口県(2001)
	下関市	H12	ng/m3	1	1	25	25	---	9	山口県(2001)
	徳山市	H12	ng/m3	1	1	44	44	---	9	山口県(2001)
	長門市	H13	ng/m3	0	1	nd	nd	---	6.4	山口県(2002)
	萩市	H13	ng/m3	1	1	11	11	---	6.4	山口県(2002)
	防府市	H12	ng/m3	1	1	31	31	---	9	山口県(2001)
	阿武町	H13	ng/m3	0	1	nd	nd	---	6.4	山口県(2002)
	豊浦町	H13	ng/m3	1	1	20	20	---	6.4	山口県(2002)
	豊北町	H13	ng/m3	1	1	12	12	---	6.4	山口県(2002)
	徳島県	阿南市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---
小松島市		H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
板野郡		H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
香川県	高松市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	丸亀市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	仲多度郡	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
愛媛県	松山市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	新居浜市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	北宇和郡	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
高知県	高知市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	南国市	H10	ng/m3	1	1	34	34	33	---	環境庁(1999)
	香美郡	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
福岡県	福岡市	H10	ng/m3	0	3	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H11	ng/m3	1	1	22	22	4.2	14	環境庁(2000)
	大牟田市	H10	ng/m3	1	1	51	51	33	---	環境庁(1999)
	北九州市	H10	ng/m3	0	3	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H11	ng/m3	1	1	19	19	4.2	14	環境庁(2000)
	筑紫野市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
佐賀県	直方市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	佐賀市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	伊万里市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
長崎県	唐津市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	長崎市	H11	ng/m3	1	1	23	23	4.2	14	環境庁(2000)
		H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
熊本県	諫早市	H10	ng/m3	0	2	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	熊本市	H10	ng/m3	1	1	84	84	33	---	環境庁(1999)
	八代市	H10	ng/m3	1	1	41	41	33	---	環境庁(1999)
大分県	玉名郡	H10	ng/m3	1	1	36	36	33	---	環境庁(1999)
	大分市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	宇佐市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
宮崎県	臼杵市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H11	ng/m3	1	1	44	44	33	---	環境庁(1999)
	宮崎市	H11	ng/m3	0	2	nd	nd	10	---	宮崎県(2001)
		H12	ng/m3	2	2	44	90	---	---	宮崎県(2002)
小林市	H11	ng/m3	0	2	nd	nd	10	---	宮崎県(2001)	

表 5.2.1-1 モニタリングデータ 大気(6 つづき)

都道府県	区市町村	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関
	日南市	H12	ng/m3	2	2	30	90	---	---	宮崎県(2002)
		H11	ng/m3	0	2	nd	nd	10	---	宮崎県(2001)
	延岡市	H12	ng/m3	2	2	26	51	---	---	宮崎県(2002)
		H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
		H11	ng/m3	0	2	nd	nd	10	---	宮崎県(2001)
	都城市	H12	ng/m3	2	2	19	21	---	---	宮崎県(2002)
		H11	ng/m3	0	2	nd	nd	10	---	宮崎県(2001)
	高城町	H12	ng/m3	2	2	23	30	---	---	宮崎県(2002)
		H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	高千穂町	H11	ng/m3	0	2	nd	nd	10	---	宮崎県(2001)
H12		ng/m3	2	2	21	36	---	---	宮崎県(2002)	
鹿児島県	指宿市	---	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	国分市	---	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	川内市	---	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
沖縄県	那覇市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	糸満市	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)
	大里村	H10	ng/m3	0	1	nd	nd	33	---	環境庁(1999)

表 5.2.1-2 モニタリングデータ 室内空気
室内

都道府県	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関
全国	H13	ng/m3	---	95	23	3400	---	---	環境省(2002)
東京都	H11	ng/m3	69	69	51.8	592	---	15.0	東京都(2000)
		ng/m3	68	68	75.5	2370	---	15.0	東京都(2001)
		ng/m3	68	68	15.0	1280	---	15.0	東京都(2001)

室外

都道府県	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関
全国	H13	ng/m3	---	95	40	510	---	---	環境省(2002)
東京都	H11	ng/m3	32	35	nd	154	---	15.0	東京都(2000)
		ng/m3	17	17	31.8	547	---	15.0	東京都(2001)
		ng/m3	17	17	15.3	112	---	15.0	東京都(2001)

表 5.2.2-1 モニタリングデータ 水質・河川(1)

県名	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関・備考	
北海道	H10	μg/L	8	56	nd	0.3	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	2	6	nd	0.8	0.5	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/L	3	41	nd	0.5	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	1	6	nd	0.3	0.3	---	環境庁(2000)	
	H12	μg/L	1	4	nd	0.5	---	0.5	札幌市衛生研究所(2000)	
		μg/L	0	6	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	
	H13	μg/L	1	3	nd	0.9	---	---	札幌市	
		μg/L	0	6	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)	
	青森県	H10	μg/L	4	6	nd	0.8	0.2	---	建設省(2000)
			μg/L	2	4	nd	2.6	0.5	---	環境庁(1999)
H11		μg/L	1	6	nd	0.2	0.2	---	建設省(2000)	
	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)		
H12	μg/L	0	6	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)		
	μg/L	2	9	nd	0.7	---	0.6	青森県(2001)		
H13	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)		
	μg/L	3	18	nd	0.3	0.3	---	青森県(2002)		
岩手県	H10	μg/L	3	4	nd	3.7	0.5	---	環境庁(1999)	
		μg/L	5	21	nd	1.8	---	---	岩手県	
	H11	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)	
		μg/L	3	13	nd	0.6	---	---	岩手県	
	H12	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	
		μg/L	2	11	nd	0.5	---	---	岩手県	
H13	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)		
	μg/L	0	10	nd	nd	---	---	岩手県		
宮城県	H10	μg/L	5	10	nd	1.1	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	2	6	nd	0.6	0.5	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/L	3	10	nd	0.7	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	0	3	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)	
	H12	μg/L	0	6	nd	nd	---	---	宮城県	
		μg/L	0	3	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	
	H13	μg/L	0	10	nd	nd	0.06	0.3	宮城県(2001)	
		μg/L	1	6	nd	15	---	6*	仙台市	
H14	μg/L	2	3	nd	0.5	0.3	---	環境省(2002)		
	μg/L	5	9	nd	0.030	0.0047	0.025	宮城県(2002)		
秋田県	H10	μg/L	6	3	nd	1.1	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	0	4	nd	nd	0.5	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/L	1	6	nd	0.3	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	1	2	nd	0.4	0.3	---	環境庁(2000)	
	H12	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	
		μg/L	1	3	nd	0.5	---	0.3*	秋田県	
	H13	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)	
		μg/L	2	9	nd	0.5	---	---	秋田県(2002)	
H14	μg/L	0	3	nd	nd	0.5	---	秋田市(2002)		
	μg/L	0	9	nd	nd	---	---	仙台市		
山形県	H10	μg/L	4	4	0.5	0.7	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	0	4	nd	nd	0.5	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/L	3	4	nd	0.4	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	1	2	nd	0.5	0.3	---	環境庁(2000)	
	H12	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	
		μg/L	0	1	nd	nd	---	---	山形県	
H13	μg/L	1	2	nd	0.3	0.3	---	環境省(2002)		
	μg/L	0	4	nd	nd	---	---	山形県(2002)		
福島県	H10	μg/L	2	8	nd	0.3	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	0	4	nd	nd	0.5	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/L	5	10	nd	0.4	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)	
	H12	μg/L	0	10	nd	nd	---	---	福島県(2000)	
		μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	

* 検出限界値，定量限界値の記載無し

表 5.2.2-1 モニタリングデータ 水質・河川(2 つづき)

県名	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関・備考	
	H13	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)	
		μg/L	0	6	nd	nd	---	0.5*	郡山市	
		μg/L	0	2	nd	nd	---	6*	郡山市	
茨城県	H10	μg/L	22	30	nd	2.4	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	6	14	nd	1.0	0.5	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/L	2	21	nd	0.8	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)	
		μg/L	7	26	nd	0.8	---	---	茨城県(2000)	
	H12	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	
μg/L		1	8	nd	0.3	---	---	茨城県(2001)		
H13	μg/L	1	2	nd	0.5	0.3	---	環境省(2002)		
		μg/L	0	8	nd	nd	---	---	茨城県	
栃木県	H10	μg/L	14	16	nd	3.3	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	2	4	nd	1.5	0.5	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/L	0	8	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)	
		μg/L	1	5	nd	0.3	---	---	栃木県	
	H12	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	
μg/L		1	5	nd	1.7	---	---	栃木県		
H13	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)		
群馬県	H10	μg/L	13	16	nd	3.3	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	4	10	nd	2.4	0.5	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/L	2	12	nd	1.1	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)	
		μg/L	0	18	nd	nd	---	6*	群馬県	
	H12	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	
μg/L		0	9	nd	nd	---	6*	群馬県		
H13	μg/L	1	2	nd	0.4	0.3	---	環境省(2002)		
	μg/L	5	10	nd	0.6	---	---	群馬県(2002)		
埼玉県	H10	μg/L	27	38	nd	2.4	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	3	12	nd	1.1	0.5	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/L	8	32	nd	1.2	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	2	2	0.6	0.8	0.3	---	環境庁(2000)	
	H12	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	
		μg/L	13	18	nd	42	1	---	埼玉県(2001)	
H13	μg/L	2	2	0.8	0.8	0.3	---	環境省(2002)		
	μg/L	12	13	nd	19	0.2	---	埼玉県(2002)		
千葉県	H7	μg/L	0	2	nd	nd	---	6*	船橋市	
		μg/L	0	2	nd	nd	---	6*	船橋市	
		μg/L	1	10	nd	6	---	6*	佐倉市	
	H8	μg/L	0	2	nd	nd	---	6*	船橋市	
		μg/L	0	2	nd	nd	---	6*	船橋市	
		μg/L	0	2	nd	nd	---	6*	船橋市	
	H9	μg/L	7	12	nd	3.8	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	5	14	nd	4.0	0.5	---	環境庁(1999)	
		μg/L	0	10	nd	nd	---	6*	佐倉市	
		μg/L	0	2	nd	nd	---	6*	船橋市	
		H10	μg/L	4	8	nd	0.6	0.2	---	建設省(2000)
			μg/L	3	4	nd	1.9	0.3	---	環境庁(2000)
	μg/L		0	4	nd	nd	0.5	---	千葉県(2000)	
	μg/L		4	5	nd	2.3	0.3	---	千葉市	
	μg/L		1	1	5.9	5.9	---	---	市川市(1999)	
	H11	μg/L	0	10	nd	nd	---	6*	佐倉市	
μg/L		0	2	nd	nd	---	6*	船橋市		
μg/L		0	4	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)		
μg/L		0	6	nd	nd	0.5	---	千葉県(2001)		
μg/L		2	3	nd	0.3	0.2	---	千葉市		
H12	μg/L	0	10	nd	nd	---	6*	佐倉市		
	μg/L	0	1	nd	nd	---	6*	船橋市		
	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)		
H13	μg/L	0	4	nd	nd	0.5	---	千葉県(2001)		
	μg/L	2	3	nd	0.3	0.2	---	千葉市		
	μg/L	0	10	nd	nd	---	6*	佐倉市		
	μg/L	0	1	nd	nd	---	6*	船橋市		
	μg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)		
		μg/L	2	4	nd	0.4	0.3	---	環境省(2002)	
		μg/L	1	10	nd	0.6	0.5	---	千葉県(2002)	
		μg/L	1	5	nd	0.08	---	---	千葉市	

* 検出限界値，定量限界値の記載無し

表 5.2.2-1 モニタリングデータ 水質・河川 (3 つづき)

県名	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関・備考
東京都		μg/L	0	6	nd	nd	0.5	---	佐倉市
		μg/L	0	10	nd	nd	---	6*	佐倉市
	s47	μg/L	12	12	0.9	4.4	---	---	#N/A
	H8	μg/L	0	4	nd	nd	0.5	---	東京都(1997)
	H9	μg/L	0	4	nd	nd	0.5	---	東京都(1998)
	H10	μg/L	7	19	nd	4.8	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	4	19	nd	2.5	0.5	---	環境庁(1999)
		μg/L	9	28	nd	17	0.5	---	東京都(1999)
		μg/L	1	4	nd	0.5	0.5	---	東京都(1999)
	H11	μg/L	8	21	nd	2.1	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	1	4	nd	1.6	0.3	---	環境庁(2000)
		μg/L	0	4	nd	nd	0.5	---	東京都(2000)
	H12	μg/L	0	4	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)
		μg/L	7	32	nd	0.8	0.5	---	東京都(2001)
H13	μg/L	2	4	nd	0.4	0.3	---	環境省(2002)	
	μg/L	11	32	nd	5.0	0.5	---	東京都(2002)	
	μg/L	7	7	0.16	0.52	---	---	化学物質評価研究機構(2002)	
神奈川県	H10	μg/L	2	6	nd	0.2	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	3	13	nd	4.7	0.5	---	環境庁(1999)
		μg/L	---	8	nd	1.2	---	---	神奈川県(1999)
	H11	μg/L	3	7	nd	0.5	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	5	6	nd	0.7	0.3	---	環境庁(2000)
		μg/L	1	6	nd	0.6	0.5	---	神奈川県(2000)
		μg/L	4	12	nd	2.0	---	---	横浜市(2000)
		μg/L	0	1	nd	nd	---	---	川崎市(2000)
	H12	μg/L	3	6	nd	0.6	0.3	---	環境省(2001)
		μg/L	1	6	nd	9.4	0.5	---	神奈川県(2001)
		μg/L	3	3	0.6	2.5	0.1	---	横須賀市
		μg/L	6	6	1.0	6.5	---	---	川崎市
	H13	μg/L	2	6	nd	2.2	0.3	---	環境省(2002)
		μg/L	0	6	nd	nd	0.5	---	神奈川県(2002)
μg/L		0	3	nd	nd	0.5	---	横須賀市	
μg/L		0	2	nd	nd	0.5	---	藤沢市	
μg/L		6	6	0.6	3.5	---	---	川崎市	
H14	μg/L	0	3	nd	nd	0.5	---	横須賀市	
新潟県	H10	μg/L	8	14	nd	9.4	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	1	4	nd	0.4	0.5	---	環境庁(1999)
	H11	μg/L	0	16	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	1	2	nd	0.5	0.3	---	環境庁(2000)
	H12	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)
		μg/L	1	8	nd	0.4	---	0.3*	上越市
H13	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)	
	μg/L	0	4	nd	nd	---	0.3*	上越市	
富山県	H10	μg/L	5	10	nd	4.0	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	2	4	nd	2.0	0.5	---	環境庁(1999)
	H11	μg/L	0	10	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)
		μg/L	---	---	nd	0.8	---	---	富山県
H12	μg/L	1	2	nd	0.4	0.3	---	環境省(2001)	
H13	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)	
石川県	H10	μg/L	0	4	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	1	4	nd	0.3	0.5	---	環境庁(1999)
	H11	μg/L	0	4	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)
	H12	μg/L	2	2	0.3	0.5	0.3	---	環境省(2001)
H13	μg/L	2	2	0.5	0.9	0.3	---	環境省(2002)	
福井県	H10	μg/L	0	4	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	0	4	nd	nd	0.5	---	環境庁(1999)
	H11	μg/L	2	4	nd	0.4	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	1	2	nd	0.4	0.3	---	環境庁(2000)

* 検出限界値，定量限界値の記載無し

表 5.2.2-1 モニタリングデータ 水質・河川（４ つづき）

県名	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関・備考	
山梨県	H12	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	
	H13	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)	
	H10	μg/L	6	8	nd	0.3	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	2	4	nd	1.7	0.5	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/L	---	---	nd	0.9	0.2	---	山梨県(2002)	
		μg/L	0	4	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)	
	H12	μg/L	1	2	nd	0.3	0.3	---	環境庁(2000)	
		μg/L	1	2	nd	0.3	0.3	---	環境省(2001)	
H13	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)		
	μg/L	5	22	nd	0.2	0.2	---	山梨県		
長野県	H10	μg/L	1	4	nd	0.2	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	3	4	nd	0.6	0.5	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/L	0	4	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)	
	H12	μg/L	4	8	nd	0.6	---	---	長野県	
		μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	
H13	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)		
岐阜県	H10	μg/L	2	2	0.2	0.3	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	4	4	0.4	1.9	0.5	---	環境庁(1999)	
		μg/L	3	4	nd	1.5	---	---	岐阜県	
	H11	μg/L	0	2	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)	
	H12	μg/L	3	4	nd	0.5	---	---	岐阜県	
		μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	
	H13	μg/L	0	5	nd	nd	---	---	岐阜県	
		μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)	
		μg/L	0	5	nd	nd	---	---	岐阜県(2002)	
	静岡県	H10	μg/L	6	12	nd	0.4	0.2	---	建設省(2000)
			μg/L	1	8	nd	0.9	0.5	---	環境庁(1999)
μg/L			0	3	nd	nd	0.5	---	静岡県	
H11		μg/L	3	12	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	1	2	nd	0.3	0.3	---	環境庁(2000)	
H12		μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	
		μg/L	0	25	nd	nd	0.5	---	静岡県	
H13	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)		
愛知県	H10	μg/L	---	23	0.19	3.4	---	---	浜松市	
		μg/L	4	10	nd	0.6	0.2	---	建設省(2000)	
	H11	μg/L	2	6	nd	2.5	0.5	---	環境庁(1999)	
		μg/L	2	12	nd	0.3	0.2	---	建設省(2000)	
	H12	μg/L	4	4	1.0	1.6	0.3	---	環境庁(2000)	
		μg/L	0	3	nd	nd	---	---	愛知県	
	H13	μg/L	4	4	0.4	1.2	0.3	---	環境省(2001)	
		μg/L	4	4	0.2	0.6	0.1	---	愛知県	
H14	μg/L	3	4	nd	0.6	0.3	---	環境省(2002)		
三重県	H10	μg/L	1	3	nd	0.6	---	---	豊田市	
		μg/L	4	10	nd	0.8	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	2	4	nd	0.7	0.5	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/L	0	5	nd	nd	---	---	三重県	
		μg/L	0	10	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)	
	H12	μg/L	1	2	nd	0.4	0.3	---	環境庁(2000)	
		μg/L	6	6	0.6	2.7	---	---	三重県(2000)	
	H13	μg/L	55	80	nd	2.14	0.07	---	三重県科学技術振興センター 保健環境研究所	
		μg/L	1	2	nd	0.4	0.3	---	環境省(2001)	
		μg/L	5	52	nd	tr	0.3	0.9	三重県(2001)	
H13	μg/L	2	2	0.3	0.4	0.3	---	環境省(2002)		
	μg/L	0	27	nd	nd	0.5	1.5	三重県(2002)		
滋賀県	H10	μg/L	0	4	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)	
		μg/L	2	4	nd	0.3	0.5	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/L	2	7	nd	0.3	0.2	---	建設省(2000)	

* 検出限界値，定量限界値の記載無し

表 5.2.2-1 モニタリングデータ 水質・河川(7 つづき)

県名	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関・備考
佐賀県	H13	μg/L	2	6	nd	0.4	0.3	---	環境省(2002)
	H10	μg/L	1	6	nd	0.5	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	2	10	nd	2.0	0.5	---	環境庁(1999)
	H11	μg/L	3	6	nd	0.3	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)
	H12	μg/L	1	2	nd	0.3	0.3	---	環境省(2001)
長崎県	H13	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)
	H10	μg/L	1	2	nd	0.4	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	2	6	nd	0.4	0.5	---	環境庁(1999)
	H11	μg/L	1	2	nd	0.3	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	2	2	0.8	1.9	0.3	---	環境庁(2000)
	H12	μg/L	2	2	0.9	1.6	0.3	---	環境省(2001)
熊本県	H10	μg/L	1	2	nd	0.6	0.3	---	環境省(2002)
		μg/L	0	19	nd	nd	1	---	長崎県(2002)
	H11	μg/L	6	8	nd	0.7	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	3	6	nd	0.9	0.5	---	環境庁(1999)
	H12	μg/L	5	8	nd	0.6	0.2	---	建設省(2000)
		μg/L	1	2	nd	0.8	0.3	---	環境庁(2000)
H13	μg/L	1	2	nd	0.4	0.3	---	環境省(2001)	
大分県	H10	μg/L	1	2	nd	0.4	0.3	---	環境省(2002)
		μg/L	5	10	nd	0.9	0.2	---	建設省(2000)
	H11	μg/L	2	4	nd	0.5	0.5	---	環境庁(1999)
		μg/L	5	11	nd	1.2	0.2	---	建設省(2000)
	H12	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)
		μg/L	0	34	nd	nd	---	---	大分県
H13	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	
宮崎県	H10	μg/L	0	33	nd	nd	---	---	大分県(2001)
		μg/L	1	33	nd	---	---	---	環境省(2002)
	H11	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)
		μg/L	2	6	nd	0.6	0.2	---	建設省(2000)
	H12	μg/L	2	4	nd	1.4	0.5	---	環境庁(1999)
		μg/L	2	6	nd	0.3	0.2	---	建設省(2000)
H13	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	
鹿児島県	H10	μg/L	0	4	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)
		μg/L	2	4	nd	0.6	0.2	---	建設省(2000)
	H11	μg/L	1	4	nd	0.5	0.5	---	環境庁(1999)
		μg/L	4	4	0.2	0.5	0.2	---	建設省(2000)
	H12	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)
		μg/L	0	6	nd	nd	0.5	---	鹿児島市
H13	μg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)	
沖縄県	H10	μg/L	1	2	nd	0.6	0.3	---	環境省(2002)
		μg/L	3	4	nd	0.9	0.5	---	環境庁(1999)
	H11	μg/L	2	2	1.1	1.6	0.3	---	環境庁(2000)
	H12	μg/L	1	2	nd	4.0	0.3	---	環境省(2001)
H13	μg/L	2	2	3.4	5.3	0.3	---	環境省(2002)	

* 検出限界値，定量限界値の記載無し

表 5.2.2-2 モニタリングデータ 水質・湖沼(2 つづき)

県名	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関・備考
京都府	H10	μg/L	0	6	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)
	H11	μg/L	0	3	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)
兵庫県	H10	μg/L	0	2	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)
	H11	μg/L	0	1	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)
奈良県	H10	μg/L	0	4	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)
	H11	μg/L	0	2	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)
鳥取県	H13	μg/L	0	3	nd	nd	---	---	鳥取県
岡山県	H10	μg/L	1	2	nd	1.5	0.5	---	環境庁(1999)
	H11	μg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)
	H12	μg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)
		μg/L	0	1	nd	nd	0.2	0.2	岡山県
	H13	μg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)
広島県	H10	μg/L	1	1	0.2	0.2	0.2	---	岡山県
	H11	μg/L	0	4	nd	nd	0.2	---	建設省(2000)
山口県	H11	μg/L	1	2	nd	0.5	0.2	---	建設省(2000)
	H12	μg/L	0	5	nd	nd	0.5	---	山口県(2001)
徳島県	H13	μg/L	0	3	nd	nd	0.5	---	山口県(2002)
	H10	μg/L	1	2	nd	2.6	0.2	---	建設省(2000)
愛媛県	H11	μg/L	1	1	1.2	1.2	0.2	---	建設省(2000)
	H10	μg/L	3	6	nd	4.1	0.2	---	建設省(2000)
高知県	H11	μg/L	3	3	0.3	2.4	0.2	---	建設省(2000)
	H10	μg/L	1	2	nd	2.7	0.2	---	建設省(2000)
福岡県	H11	μg/L	1	1	1.7	1.7	0.2	---	建設省(2000)
	H10	μg/L	1	2	nd	0.4	0.2	---	建設省(2000)
福岡県	H11	μg/L	1	1	0.7	0.7	0.2	---	建設省(2000)

表 5.2.2-3 モニタリングデータ 水質・海域(2 つづき)

県名	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関・備考
兵庫県	H10	µg/L	2	9	nd	1.5	0.5	---	環境庁(1999)
	H11	µg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)
	H12	µg/L	1	2	nd	0.5	0.3	---	環境省(2001)
		µg/L	0	2	nd	nd	---	6*	加古川市
	H13	µg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)
µg/L		0	3	nd	nd	0.5	---	神戸市	
和歌山県	H10	µg/L	1	2	nd	3.3	0.5	---	環境庁(1999)
	H11	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)
	H12	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)
	H13	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)
鳥取県	H13	µg/L	0	8	nd	nd	---	---	鳥取県
岡山県	H10	µg/L	1	2	nd	0.7	0.5	---	環境庁(1999)
	H11	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)
	H12	µg/L	1	1	0.6	0.6	0.3	---	環境省(2001)
		µg/L	1	3	nd	1.0	0.2	---	岡山県
	H13	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)
µg/L		1	3	nd	nd	0.2	---	岡山県	
広島県	H10	µg/L	2	2	0.6	1.2	0.5	---	環境庁(1999)
	H11	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)
	H12	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)
		µg/L	0	4	nd	nd	---	---	広島市(2002)
	H13	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)
µg/L		0	2	nd	nd	---	---	広島市	
山口県	H10	µg/L	0	2	nd	nd	0.5	---	環境庁(1999)
	H11	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)
	H12	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)
		µg/L	2	5	nd	0.6	0.5	---	山口県(2001)
	H13	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)
µg/L		2	7	nd	1.4	0.5	---	山口県(2002)	
愛媛県	H10	µg/L	0	4	nd	nd	0.5	---	環境庁(1999)
	H11	µg/L	1	2	nd	0.4	0.3	---	環境庁(2000)
	H12	µg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)
	H13	µg/L	0	2	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)
福岡県	H10	µg/L	1	2	nd	0.5	0.5	---	環境庁(1999)
	H11	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)
	H12	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)
		µg/L	0	9	nd	nd	---	---	福岡市
	H13	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)
長崎県	H13	µg/L	0	5	nd	nd	1	---	長崎県(2002)
大分県	H10	µg/L	0	2	nd	nd	0.5	---	環境庁(1999)
	H11	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境庁(2000)
	H12	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境省(2001)
	H13	µg/L	0	1	nd	nd	0.3	---	環境省(2002)

* 検出限界値，定量限界値の記載無し

表 5.2.2-4 モニタリングデータ 水質・未分類

県名	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	公表機関・備考
東京都	H11	µg/L	---	34	nd	1.5	0.5	東京都(2000) 17地点(河川14・海域3)
静岡県	H10-12	µg/L	---	6	nd	1.0	---	浜松市 6地点(河川4・湖沼2)
	H13	µg/L	6	6	0.26	1.6	---	浜松市 6地点(河川4・湖沼2)
広島県	H13	µg/L	1	13	nd	2.0	0.3	広島県 13地点(河川8・海域5)

表 5.2.3-1 モニタリングデータ 底質・河川 (1)

県名	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関・備考	
北海道	H10	μg/kg	1	1	51	51	25	---	建設省(2000)	
		μg/kg	3	4	nd	1400	25	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/kg	0	2	nd	nd	25	---	建設省(2000)	
		μg/kg	1	1	520	520	25	---	環境省(2001)	
		μg/kg	2	3	nd	1400	---	---	札幌市	
	H12	μg/kg	4	4	160	1000	---	---	札幌市衛生研究所(2000)	
H13		μg/kg	1	1	1300	1300	25	---	環境省(2002)	
		μg/kg	2	2	22	42	5	---	北海道	
青森県	H10	μg/kg	1	2	nd	17000	25	---	環境庁(1999)	
		μg/kg	1	1	8600	8600	25	---	環境庁(2000)	
	H11	μg/kg	1	1	590	590	25	---	環境省(2001)	
		μg/kg	9	9	150	2500	---	75	青森県(2001)	
	H12	μg/kg	1	1	570	570	25	---	環境省(2002)	
		μg/kg	5	9	nd	4400	25	---	青森県(2002)	
岩手県	H10	μg/kg	1	2	nd	81	25	---	環境庁(1999)	
		μg/kg	18	21	nd	6800	---	---	岩手県	
	H11	μg/kg	1	1	100	100	25	---	環境庁(2000)	
		μg/kg	6	9	nd	270	---	---	岩手県	
	H12	μg/kg	1	1	110	110	25	---	環境省(2001)	
		μg/kg	7	11	nd	120	---	---	岩手県	
H13	μg/kg	1	1	45	45	25	---	環境省(2002)		
	μg/kg	2	10	nd	240	---	---	岩手県		
宮城県	H10	μg/kg	1	1	1000	1000	25	---	建設省(2000)	
		μg/kg	3	4	nd	130	25	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/kg	3	3	190	700	25	---	建設省(2000)	
秋田県	H10	μg/kg	2	2	56	280	25	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境庁(2000)	
	H12	μg/kg	1	1	35	35	25	---	環境省(2001)	
	H13	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境省(2002)	
山形県	H10	μg/kg	2	2	76	170	25	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/kg	1	1	440	440	25	---	環境庁(2000)	
		μg/kg	1	1	620	620	25	---	環境省(2001)	
	H12	μg/kg	1	1	960	960	---	---	山形県	
		μg/kg	1	1	350	350	25	---	環境省(2002)	
福島県	H10	μg/kg	4	4	180	1300	---	---	山形県(2002)	
		μg/kg	0	2	nd	nd	25	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/kg	2	3	nd	250	25	---	建設省(2000)	
		μg/kg	2	3	nd	250	25	---	建設省(2000)	
	茨城県	H10	μg/kg	3	3	32	45	25	---	建設省(2000)
			μg/kg	2	2	33	56	25	---	環境庁(1999)
H11		μg/kg	5	6	nd	260	25	---	建設省(2000)	
		μg/kg	4	4	120	1100	---	---	茨城県(2000)	
栃木県	H10	μg/kg	1	2	nd	79	25	---	環境庁(1999)	
群馬県	H10	μg/kg	2	2	30	220	25	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/kg	2	2	610	690	25	---	建設省(2000)	
埼玉県	H10	μg/kg	2	2	270	2200	25	---	建設省(2000)	
		μg/kg	4	4	89	1600	25	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/kg	9	9	66	2900	25	---	建設省(2000)	
		μg/kg	2	2	180	380	25	---	環境庁(2000)	
	H12	μg/kg	2	2	520	590	25	---	環境省(2001)	
		μg/kg	6	6	260	6100	10	---	埼玉県(2001)	
	H13	μg/kg	2	2	52	460	25	---	環境省(2002)	
		μg/kg	4	4	2600	22000	200	---	埼玉県(2002)	
千葉県	H10	μg/kg	1	1	32	32	25	---	建設省(2000)	
		μg/kg	4	6	670	67000	25	---	環境庁(1999)	
	H11	μg/kg	2	3	nd	140	25	---	建設省(2000)	
		μg/kg	2	2	44	8700	25	---	環境庁(2000)	
		μg/kg	5	5	30	1700	25	---	千葉市	
	H12	μg/kg	2	2	190	6100	25	---	環境省(2001)	
		μg/kg	2	3	31	160	25	---	千葉市	

表 5.2.3-1 モニタリングデータ 底質・河川 (2 つづき)

県名	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関・備考
	H13	μg/kg	1	2	nd	810	25	---	環境省(2002)
		μg/kg-dry	10	10	39	4000	25	---	千葉県(2002)
		μg/kg	2	5	nd	1100	---	---	千葉市
		μg/kg	5	6	nd	170	25	---	佐倉市
	---	μg/kg	1	1	20000	20000	---	---	市川市(1999)
東京都	H10	μg/kg	3	3	500	3400	25	---	建設省(2000)
		μg/kg	4	4	110	1200	25	---	環境庁(1999)
		μg/kg	12	14	nd	7800	25	---	東京都(1999)
	H11	μg/kg	10	10	150	1500	25	---	建設省(2000)
		μg/kg	1	1	240	240	25	---	環境庁(2000)
	H12	μg/kg	1	1	570	570	25	---	環境省(2001)
		μg/kg	15	16	nd	3400	10	---	東京都(2001)
	H13	μg/kg	1	1	660	660	25	---	環境省(2002)
		μg/kg	15	16	nd	5000	25	---	東京都(2002)
		μg/kg-dry	7	8	nd	43000	46	---	化学物質評価研究機構(2002)
神奈川県	H10	μg/kg	3	3	160	500	25	---	建設省(2000)
		μg/kg	5	6	nd	2800	25	---	環境庁(1999)
		μg/kg	---	---	nd	27000	---	---	神奈川県(1999)
	H11	μg/kg	5	5	56	430	25	---	建設省(2000)
		μg/kg	2	2	310	850	25	---	環境庁(2000)
		μg/kg	3	3	580	3100	25	---	神奈川県(2000)
		μg/kg-dry	6	6	220	23000	---	---	横浜市(2000)
		μg/kg-dry	1	1	67	67	---	---	川崎市(2000)
	H12	μg/kg	2	2	290	410	25	---	環境省(2001)
		μg/kg-dry	1	3	nd	3600	25	---	神奈川県(2001)
		μg/kg	3	3	5200	13000	10	---	横須賀市
		μg/kg-dry	5	5	620	1800	---	---	川崎市
		H13	μg/kg	2	2	260	280	25	---
μg/kg-dry	2		3	nd	230	0.025	---	神奈川県(2002)	
μg/kg	3		3	8200	23000	25	---	横須賀市	
μg/kg	2		2	67	158	25	---	藤沢市	
新潟県	H10	μg/kg	1	1	450	450	25	---	建設省(2000)
		μg/kg	2	2	100	1100	25	---	環境庁(1999)
	H11	μg/kg	5	6	nd	450	25	---	建設省(2000)
		μg/kg	1	2	nd	540	25	---	環境庁(2000)
	H12	μg/kg	2	2	31	310	25	---	環境省(2001)
H13	μg/kg	1	2	nd	570	25	---	環境省(2002)	
富山県	H10	μg/kg	2	2	110	2300	25	---	環境庁(1999)
	H11	μg/kg	1	1	570	570	25	---	環境庁(2000)
	H12	μg/kg	1	1	81	81	25	---	環境省(2001)
	H13	μg/kg	1	1	48	48	25	---	環境省(2002)
石川県	H10	μg/kg	2	2	290	1000	25	---	環境庁(1999)
	H11	μg/kg	2	2	130	230	25	---	環境庁(2000)
	H12	μg/kg	1	1	270	270	25	---	環境省(2001)
		μg/kg	6	7	nd	380	25	---	石川県
H13	μg/kg	1	1	1300	1300	25	---	環境省(2002)	
福井県	H10	μg/kg	2	2	89	94	25	---	環境庁(1999)
山梨県	H10	μg/kg	2	2	240	750	25	---	環境庁(1999)
		μg/kg	11	40	nd	1300	100	---	山梨県(2002)
	H12	μg/kg	1	1	170	170	25	---	環境省(2001)
	H13	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境省(2002)
μg/kg		4	11	nd	200	---	---	山梨県	
長野県	H10	μg/kg	1	2	nd	64	25	---	環境庁(1999)
岐阜県	H10	μg/kg	1	2	nd	41	25	---	環境庁(1999)
静岡県	H10	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	建設省(2000)
		μg/kg	2	2	140	270	25	---	環境庁(1999)
		μg/kg	3	3	67	4400	---	---	静岡県
	H11	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	建設省(2000)
	H12	μg/L	5	5	65	4800	---	---	静岡市

表 5.2.3-1 モニタリングデータ 底質・河川 (4 つづき)

県名	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関・備考
長崎県	H12	µg/kg	1	1	56	56	25	---	環境省(2001)
	H13	µg/kg	1	1	51	51	25	---	環境省(2002)
	H10	µg/kg	2	2	620	40000	25	---	環境庁(1999)
	H11	µg/kg	1	1	6800	6800	25	---	環境庁(2000)
	H12	µg/kg	1	1	4300	4300	25	---	環境省(2001)
熊本県	H13	µg/kg	1	1	2900	2900	25	---	環境省(2002)
		µg/kg	7	7	120	860	100	---	長崎県(2002)
	H10	µg/kg	2	2	54	5700	25	---	環境庁(1999)
	H11	µg/kg	1	1	900	900	25	---	環境庁(2000)
大分県	H12	µg/kg	1	1	440	440	25	---	環境省(2001)
	H13	µg/kg	1	1	73	73	25	---	環境省(2002)
	H10	µg/kg	0	2	nd	nd	25	---	環境庁(1999)
宮崎県	H11	µg/kg	0	1	nd	nd	25	---	建設省(2000)
	H10	µg/kg	2	2	140	86	25	---	環境庁(1999)
鹿児島県	H11	µg/kg	1	4	nd	28	25	---	宮崎県(2001)
	H10	µg/kg	2	2	250	34	25	---	環境庁(1999)
沖縄県	H10	µg/kg	2	2	690	8600	25	---	環境庁(1999)
	H11	µg/kg	2	2	120	21000	25	---	環境庁(2000)
	H12	µg/kg	2	2	270	390	25	---	環境省(2001)
	H13	µg/kg	2	2	140	220	25	---	環境省(2002)

表 5.2.3-2 モニタリングデータ 底質・湖沼

県名	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関・備考
北海道	H10	µg/kg	1	1	96	96	25	---	環境庁(1999)
	H13	µg/kg	3	4	nd	73	5	---	北海道
青森県	H12	µg/kg	3	3	610	1100	---	75	青森県(2001)
岩手県	H10	µg/kg	2	2	210	490	---	---	岩手県
	H11	µg/kg	3	3	110	5200	---	---	岩手県
	H12	µg/kg	2	2	24	230	---	---	岩手県
	H13	µg/kg	1	1	58	58	---	---	岩手県
宮城県	H11	µg/kg	1	1	110	110	25	---	環境庁(2000)
	H12	µg/kg	1	1	31	31	25	---	環境省(2001)
	H13	µg/kg	1	1	50	50	25	---	環境省(2002)
茨城県	H11	µg/kg	1	2	nd	330	---	---	茨城県(2000)
千葉県	H10	µg/kg	2	2	2700	4000	25	---	環境庁(1999)
	H11	µg/kg	2	2	1600	4800	25	---	環境庁(2000)
	H12	µg/kg	2	2	460	570	25	---	環境省(2001)
	H13	µg/kg	2	2	130	270	25	---	環境省(2002)
神奈川県	H11	µg/kg	1	1	340	340	25	---	神奈川県(2000)
	H12	µg/kg-dry	0	1	nd	nd	25	---	神奈川県(2001)
	H13	µg/kg-dry	2	2	280	820	25	---	神奈川県(2002)
山梨県	H10	µg/kg	0	5	nd	nd	100	---	山梨県(2002)
長野県	H10	µg/kg	1	1	1500	1500	25	---	環境庁(1999)
	H11	µg/kg	1	1	580	580	25	---	環境庁(2000)
	H12	µg/kg	1	1	460	460	25	---	環境省(2001)
	H13	µg/kg	1	1	310	310	25	---	環境省(2002)
静岡県	H10	µg/kg	2	3	nd	390	---	---	静岡県
滋賀県	S61	µg/kg-dry	20	46	nd	140	---	---	三重県
	H11	µg/kg-dry	44	46	nd	1900	---	---	三重県
岡山県	H10	µg/kg	1	1	210	210	25	---	環境庁(1999)
	H12	µg/kg	1	1	230	230	200	---	岡山県
	H13	µg/kg	1	1	1100	1100	20	---	岡山県
山口県	H12	µg/kg	5	5	36	540	25	---	山口県(2001)
	H13	µg/kg	3	3	410	670	25	---	山口県(2002)

表 5.2.3-3 モニタリングデータ 底質・海域 (1)

県名	測定年度	単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関・備考
北海道	H13	μg/kg	2	4	nd	16	5	---	北海道
青森県	H12	μg/kg	3	3	210	380	---	75	青森県(2001)
	H13	μg/kg	1	3	nd	26	25	---	青森県(2002)
岩手県	H10	μg/kg	4	4	150	1100	---	---	岩手県
	H11	μg/kg	2	3	nd	780	---	---	岩手県
	H12	μg/kg	3	4	35	150	---	---	岩手県
	H13	μg/kg	1	2	nd	31	---	---	岩手県
千葉県	H10	μg/kg	2	2	110	650	25	---	環境庁(1999)
	H11	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境庁(2000)
	H12	μg/kg	1	1	50	50	25	---	環境省(2001)
	H13	μg/kg	1	1	45	45	25	---	環境省(2002)
	---	μg/kg	1	1	63	63	---	---	市川市(1999)
東京都	H10	μg/kg	1	1	340	340	25	---	環境庁(1999)
		μg/kg	3	3	67	1500	25	---	東京都(1999)
	H11	μg/kg	1	1	140	140	25	---	環境庁(2000)
		μg/kg	1	1	240	240	25	---	環境省(2001)
	H12	μg/kg	3	3	940	2500	10	---	東京都(2001)
		μg/kg-dry	1	1	38	38	25	---	環境省(2002)
神奈川県	H10	μg/kg	2	2	42	250	25	---	環境庁(1999)
		μg/kg-dry	4	4	410	6600	---	---	横浜市(2000)
		μg/kg-dry	7	7	240	1800	---	---	川崎市
	H13	μg/kg-dry	7	7	52	1200	---	---	川崎市
		μg/kg	2	2	320	3600	---	---	静岡県
愛知県	H10	μg/kg	2	2	71	100	25	---	環境庁(1999)
		μg/kg-dry	1	1	78	78	---	---	愛知県
	H12	μg/kg	2	5	nd	830	25	---	愛知県
三重県	H10	μg/kg	1	1	560	560	25	---	環境庁(1999)
		μg/kg	1	6	nd	390	---	---	三重県
	H11	μg/kg	1	1	350	350	25	---	環境庁(2000)
		μg/kg	1	1	210	210	25	---	環境省(2001)
	H13	μg/kg	1	1	59	59	25	---	環境省(2002)
μg/kg		13	13	56	1100	25	75	三重県(2002)	
京都府	H13	μg/kg	0	2	nd	nd	---	25	京都府(2002)
大阪府	H10	μg/kg	1	1	820	820	25	---	環境庁(1999)
		μg/kg	1	1	260	260	25	---	環境庁(2000)
兵庫県	H10	μg/kg	2	2	91	180	25	---	環境庁(1999)
		μg/kg	2	2	51	260	25	---	環境庁(2000)
	H12	μg/kg	2	2	51	59	25	---	環境省(2001)
		μg/kg	2	2	51	87	25	---	環境省(2002)
	和歌山県	H10	μg/kg	1	1	480	480	25	---
μg/kg			1	1	65	65	25	---	環境庁(2000)
H12		μg/kg	1	1	240	240	25	---	環境省(2001)
		μg/kg	1	1	46	46	25	---	環境省(2002)
岡山県	H10	μg/kg	1	1	86	86	25	---	環境庁(1999)
		μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境庁(2000)
		μg/kg	1	1	56	56	25	---	環境省(2001)
	H13	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境省(2002)
		μg/kg	0	3	nd	nd	20	---	岡山県
広島県	H10	μg/kg	1	1	460	460	25	---	環境庁(1999)
		μg/kg	1	1	160	160	25	---	環境庁(2000)
	H12	μg/kg	1	1	220	220	25	---	環境省(2001)
		μg/kg	4	4	150	2200	---	---	広島市(2002)
	H13	μg/kg	1	1	86	86	25	---	環境省(2002)
μg/kg		1	5	nd	50	25	---	広島県	
μg/kg		2	2	210	400	---	---	広島市	
山口県	H10	μg/kg	1	1	93	93	25	---	環境庁(1999)
		μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境庁(2000)
	H12	μg/kg	1	1	72	72	25	---	環境省(2001)

表 5.2.3-3 モニタリングデータ 底質・海域 (2 つづき)

県名	測定年度	単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関・備考
		μg/kg	2	5	nd	850	25	---	山口県(2001)
	H13	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境省(2002)
		μg/kg	5	7	nd	140	25	---	山口県(2002)
愛媛県	H10	μg/kg	2	2	120	130	25	---	環境庁(1999)
	H11	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境庁(2000)
	H12	μg/kg	1	1	61	61	25	---	環境省(2001)
	H13	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境省(2002)
福岡県	H10	μg/kg	1	1	350	350	25	---	環境庁(1999)
	H11	μg/kg	1	1	100	100	25	---	環境庁(2000)
	H12	μg/kg	1	1	160	160	25	---	環境省(2001)
	H13	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境省(2002)
長崎県	H13	μg/kg	0	5	nd	nd	100	---	長崎県(2002)
大分県	H10	μg/kg	1	1	35	35	25	---	環境庁(1999)

表 5.2.3-4 モニタリングデータ 底質・未分類

県名	測定年度	単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関・備考
福島県	H11	μg/kg-dry	9	14	nd	950	---	---	福島県(2000) 1 4 地点 (河川 1 1 ・湖沼 1 ・海域 2)
東京都	H11	μg/kg	17	17	nd	7000	25	---	東京都(2000) 1 7 地点 (河川 1 4 ・海域 3)

表 5.2.4.1 モニタリングデータ 土壌

都道府県	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関・備考
北海道	H10	μg/kg	1	2	nd	31	10	---	環境庁(1999)
	H13	μg/kg	2	2	32	73	5	---	北海道
青森県	H10	μg/kg	2	2	24	137	10	---	環境庁(1999)
岩手県	H10	μg/kg	0	2	nd	nd	10	---	環境庁(1999)
宮城県	H10	μg/kg	1	2	nd	120	10	---	環境庁(1999)
秋田県	H10	μg/kg	1	2	nd	16	10	---	環境庁(1999)
山形県	H10	μg/kg	1	2	nd	20	10	---	環境庁(1999)
福島県	H10	μg/kg	0	2	nd	nd	10	---	環境庁(1999)
茨城県	H10	μg/kg	1	2	nd	53	10	---	環境庁(1999)
栃木県	H10	μg/kg	1	2	nd	20	10	---	環境庁(1999)
群馬県	H10	μg/kg	2	2	30	39	10	---	環境庁(1999)
埼玉県	H10	μg/kg	2	2	77	217	10	---	環境庁(1999)
千葉県	H10	μg/kg	2	2	14	21	10	---	環境庁(1999)
	H11	μg/kg-dry	5	8	nd	180	25	---	千葉県(2000)
	H12	μg/kg-dry	5	10	nd	270	25	---	千葉県(2001)
	H13	μg/kg-dry	6	10	nd	310	25	---	千葉県(2002)
東京都	H10	μg/kg	2	2	13	16	10	---	環境庁(1999)
神奈川県	H10	μg/kg	2	2	21	27	10	---	環境庁(1999)
新潟県	H10	μg/kg	1	2	nd	16	10	---	環境庁(1999)
富山県	H10	μg/kg	1	2	nd	46	10	---	環境庁(1999)
石川県	H10	μg/kg	0	2	nd	nd	10	---	環境庁(1999)
福井県	H10	μg/kg	2	2	25	40	10	---	環境庁(1999)
山梨県	H10	μg/kg	2	2	30	51	10	---	環境庁(1999)
		μg/kg	7	16	nd	1100	100	---	山梨県(2002)
長野県	H10	μg/kg	1	2	nd	22	10	---	環境庁(1999)
岐阜県	H10	μg/kg	2	2	12	15	10	---	環境庁(1999)
静岡県	H10	μg/kg	0	2	nd	nd	10	---	環境庁(1999)
愛知県	H10	μg/kg	1	2	nd	22	10	---	環境庁(1999)
三重県	H10	μg/kg	0	2	nd	nd	10	---	環境庁(1999)
滋賀県	H10	μg/kg	0	2	nd	nd	10	---	環境庁(1999)
京都府	H10	μg/kg	2	2	66	85	10	---	環境庁(1999)
大阪府	H10	μg/kg	2	2	nd	29	10	---	環境庁(1999)
兵庫県	H10	μg/kg	2	2	55	68	10	---	環境庁(1999)
奈良県	H10	μg/kg	1	2	nd	37	10	---	環境庁(1999)
和歌山県	H10	μg/kg	2	2	19	24	10	---	環境庁(1999)
鳥取県	H10	μg/kg	1	2	nd	10	10	---	環境庁(1999)
島根県	H10	μg/kg	0	2	nd	nd	10	---	環境庁(1999)
岡山県	H10	μg/kg	0	2	nd	nd	10	---	環境庁(1999)
広島県	H10	μg/kg	2	2	46	335	10	---	環境庁(1999)
山口県	H10	μg/kg	0	2	nd	nd	10	---	環境庁(1999)
徳島県	H10	μg/kg	1	2	nd	32	10	---	環境庁(1999)
香川県	H10	μg/kg	2	2	12	98	10	---	環境庁(1999)
愛媛県	H10	μg/kg	2	2	17	58	10	---	環境庁(1999)
高知県	H10	μg/kg	2	2	nd	nd	10	---	環境庁(1999)
福岡県	H10	μg/kg	2	2	nd	11	10	---	環境庁(1999)
佐賀県	H10	μg/kg	1	2	nd	11	10	---	環境庁(1999)
長崎県	H10	μg/kg	2	2	33	45	10	---	環境庁(1999)
熊本県	H10	μg/kg	1	2	nd	10	10	---	環境庁(1999)
大分県	H10	μg/kg	1	2	nd	11	10	---	環境庁(1999)
宮崎県	H10	μg/kg	2	2	12	29	10	---	環境庁(1999)
鹿児島県	H10	μg/kg	1	2	nd	14	10	---	環境庁(1999)
沖縄県	H10	μg/kg	0	2	nd	nd	10	---	環境庁(1999)

表 5.2.6-1 モニタリングデータ 下水道

流入水

都道府県	区市町村	地域	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	中央値	検出限界値	定量限界値	公表機関	備考	
千葉県	千葉市		H11	μg/L	2	2	15	19	---	---	0.6	千葉県	流入水	
			H12	μg/L	2	2	10	25	---	---	0.6		千葉市	流入水
東京都			H10	μg/L	19	19	7.2	40	13	---	0.2	東京都(2001)	流入水	
			H11	μg/L	47	47	5.3	31	11	---	0.2		東京都(2001)	流入水
			H12	μg/L	21	21	5.6	22	8.8	---	0.2		東京都(2001)	流入水
			H13	μg/L	8	8	6.3	15	10	---	---		東京都	流入水
神奈川県	横浜市		H10	μg/L	3	3	5.6	18	13	---	0.6	横浜市(2001)	流入水	
			H11	μg/L	3	3	7.3	28	19	---	0.6		横浜市(2001)	流入水
			H12	μg/L	7	7	2.0	25	7.0	---	0.6		横浜市(2001)	流入水
	藤沢市		---	---	1	1	14.1	14.1	---	0.2	藤沢市	流入水		
新潟県			H11	μg/L	7	7	4.0	20	11	0.2	0.6	新潟県(2000)	流入水	
静岡県	浜松市	浜松医科大学	---	μg/L	---	---	nd	2.6	1.8(平均値)	0.5	---	浜松医科大学	原水	
		多摩川水系	H10	μg/L	4	4	16	48	33.5	0.2	0.6	建設省(2000)	流入水	
			H11	μg/L	8	8	11	31	16.5	0.2	0.6	建設省(2000)	流入水	
		淀川水系	H10	μg/L	6	6	11	36	22	0.2	0.6	建設省(2000)	流入水	
			H11	μg/L	10	10	2.1	20	6.25	0.2	0.6	建設省(2000)	流入水	
			H10	μg/L	35	35	---	---	17	---	0.3	建設省(1999)	流入水 27処理場	
			H11	μg/L	68	68	---	---	13	---	0.6	建設省(2000)	流入水 38処理場	
			H12	μg/L	---	---	---	---	6.9	0.2	0.6	国土交通省(2001)	流入水 20処理場	
			H10-12	μg/L	---	132	1.4	68	12	0.2	0.6	国土交通省(2001)	流入水 H10-12の集計値	

放流水

都道府県	区市町村	地域	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	中央値	検出限界値	定量限界値	公表機関	備考	
岩手県			H10	μg/L	1	2	nd	0.4	---	---	---	岩手県	排水	
千葉県	千葉市		H11	μg/L	1	2	nd	2.3	---	---	0.6	千葉県	放流水	
			H12	μg/L	2	2	0.6	1.1	---	---	0.6		千葉県	放流水
東京都			H10	μg/L	23	48	nd	4.9	nd	---	0.2	東京都(2001)	放流水	
			H11	μg/L	29	49	nd	1.9	0.2	---	0.2		東京都(2001)	放流水
			H12	μg/L	16	21	nd	1.2	0.4	0.2	0.2		東京都(2001)	放流水
			H13	μg/L	8	8	tr(0.1)	0.9	0.3	---	---		東京都	放流水
神奈川県	横浜市		H10	μg/L	2	4	nd	0.8	---	---	0.6	横浜市(2001)	放流水	
			H11	μg/L	4	7	nd	0.8	0.8	---	0.6		横浜市(2001)	放流水
			H12	μg/L	6	15	nd	1.9	nd	---	0.6		横浜市(2001)	放流水
	藤沢市		---	---	0	1	nd	nd	---	0.2	0.6	藤沢市	放流水	
新潟県			H11	μg/L	7	7	0.2	2.2	0.8	0.2	0.6	新潟県(2000)	放流水	
静岡県	浜松市	浜松医科大学	---	μg/L	---	---	nd	nd	nd	0.5	---	浜松医科大学	3次処理水	
三重県			H7-9	μg/L	1	29	nd	27	nd	7.7	---	---	三重県環境科学センター(1998)	排水
			H7-9	μg/L	2	17	nd	9.5	nd	7.7	---	---	三重県環境科学センター(1998)	排水
		多摩川水系	H10	μg/L	7	8	nd	4.9	1.5	0.2	0.6	建設省(2000)	放流水	
			H11	μg/L	7	8	nd	1.9	tr(0.4)	0.2	0.6	建設省(2000)	放流水	
		淀川水系	H10	μg/L	9	12	nd	4.0	0.65	0.2	0.6	建設省(2000)	放流水	
			H11	μg/L	4	10	nd	tr(0.3)	nd	0.2	0.6	建設省(2000)	放流水	
			H10	μg/L	27	48	---	---	0.8	---	0.3	建設省(1999)	放流水 27処理場	
			H11	μg/L	19	74	---	---	tr(0.3)	---	0.6	建設省(2000)	放流水 38処理場	
			H12	μg/L	---	---	---	---	tr(0.4)	0.2	0.6	国土交通省(2001)	放流水 20処理場	
			H10-12	μg/L	---	155	nd	6.2	tr(0.4)	0.2	0.6	国土交通省(2001)	放流水 H10-12の集計値	

表 5.2.7-1 モニタリングデータ 廃棄物処分場

都道府県	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	中央値	検出限界値	定量限界値	公表機関	備考
岩手県	H10	μg/L	0	2	nd	nd	nd	---	---	岩手県	排水水
東京都	H10	μg/L	7	10	nd	1.9	1.0	0.5	---	広域処分組合(1999)・環境保全調査委員会(1999)	下水道放流水
	H11	μg/L	0	9	nd	nd	nd	0.5	---	広域処分組合(2000)・環境保全調査委員会(2000)	下水道放流水
	H12	μg/L	0	7	nd	nd	nd	0.5	---	広域処分組合(2001)・環境保全調査委員会(2001)	下水道放流水
	H13	μg/L	2	8	nd	1.5	nd	0.5	---	広域処分組合(2002)・環境保全調査委員会(2002)	下水道放流水
	H14	μg/L	0	4	nd	nd	nd	0.5	---	広域処分組合(2002)・環境保全調査委員会(2002)	下水道放流水
三重県	H7-9	μg/L	1	29	nd	27	nd	7.7	---	三重県環境科学センター(1998)	排水水
東京都	H10	μg/L	8	10	nd	10.6	1.3	0.5	---	広域処分組合(1999)・環境保全調査委員会(1999)	浸出水
	H11	μg/L	0	10	nd	nd	nd	0.5	---	広域処分組合(2000)・環境保全調査委員会(2000)	浸出水
	H12	μg/L	2	8	nd	3.4	nd	0.5	---	広域処分組合(2001)・環境保全調査委員会(2001)	浸出水
	H13	μg/L	3	8	nd	1.0	nd	0.5	---	広域処分組合(2002)・環境保全調査委員会(2002)	浸出水
	H14	μg/L	0	4	nd	nd	nd	0.5	---	広域処分組合(2002)・環境保全調査委員会(2002)	浸出水
三重県	H7-9	μg/L	2	17	nd	9.5	nd	7.7	---	三重県環境科学センター(1998)	浸出水
東京都	H10	μg/L	7	9	nd	9.0	0.9	0.5	---	広域処分組合(1999)・環境保全調査委員会(1999)	地下水集排水管
	H11	μg/L	0	12	nd	nd	nd	0.5	---	広域処分組合(2000)・環境保全調査委員会(2000)	地下水集排水管
	H12	μg/L	0	11	nd	nd	nd	0.5	---	広域処分組合(2001)・環境保全調査委員会(2001)	地下水集排水管
	H13	μg/L	2	11	nd	1.1	nd	0.5	---	広域処分組合(2002)・環境保全調査委員会(2002)	地下水集排水管
	H14	μg/L	0	6	nd	nd	nd	0.5	---	広域処分組合(2002)・環境保全調査委員会(2002)	地下水集排水管
東京都	H10	μg/L	6	10	nd	11.9	1.0	0.5	---	広域処分組合(1999)・環境保全調査委員会(1999)	防災調整池
	H11	μg/L	0	9	nd	nd	nd	0.5	---	広域処分組合(2000)・環境保全調査委員会(2000)	防災調整池
	H12	μg/L	0	8	nd	nd	nd	0.5	---	広域処分組合(2001)・環境保全調査委員会(2001)	防災調整池
	H13	μg/L	2	8	nd	1.2	nd	0.5	---	広域処分組合(2002)・環境保全調査委員会(2002)	防災調整池
	H14	μg/L	0	4	nd	nd	nd	0.5	---	広域処分組合(2002)・環境保全調査委員会(2002)	防災調整池

表 5.2.8-1 モニタリングデータ 生物(2)
魚類・海域

都道府県	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関	種	
千葉県	H10	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境庁(1999)	スズキ	
	東京都	H10	μg/kg	1	1	59	59	25	---	環境庁(1999)	スズキ
		H11	μg/kg	0	30	nd	nd	0.1	---	東京都(2001)	スズキ・ボラ・コノシロ
		H12	μg/kg	0	30	nd	nd	0.1	---	東京都(2001)	スズキ・ボラ・コノシロ
神奈川県	H10	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境庁(1999)	カサゴ	
	H11	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	神奈川県(2000)	サバ	
	H12	μg/kg-wet	0	1	nd	nd	25	---	神奈川県(2001)	サバ	
静岡県	H11	μg/kg-wet	0	1	nd	nd	---	---	愛知県	ボラ	
愛知県	H10	μg/kg	0	2	nd	nd	25	---	環境庁(1999)	ボラ	
	H12	μg/kg	1	2	nd	60	25	---	愛知県	ボラ	
三重県	H10	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境庁(1999)	セイゴ	
大阪府	H10	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境庁(1999)	スズキ	
兵庫県	H10	μg/kg	0	2	nd	nd	25	---	環境庁(1999)	スズキ	
和歌山県	H10	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境庁(1999)	イボダイ	
岡山県	H10	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境庁(1999)	ボラ	
広島県	H10	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境庁(1999)	ボラ	
山口県	H10	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境庁(1999)	スズキ	
	H12	μg/kg	3	5	nd	120	25	---	山口県(2001)	ボラ	
	H13	μg/kg	2	6	nd	180	25	---	山口県(2002)	ボラ	
愛媛県	H10	μg/kg	0	2	nd	nd	25	---	環境庁(1999)	スズキ・ボラ	
福岡県	H10	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境庁(1999)	シロ口	
大分県	H10	μg/kg	0	1	nd	nd	25	---	環境庁(1999)	ボラ	

貝類

都道府県	測定年度	測定単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関	種
三重県	H10	μg/kg	1	1	180	180	25	---	環境庁(1999)	河川・ヤマトシジミ
東京都	H11	μg/kg	0	30	nd	nd	0.1	---	東京都(2001)	海域・ムラサキイガイ
	H12	μg/kg	0	30	nd	nd	0.1	---	東京都(2001)	海域・ムラサキイガイ
山口県	H12	μg/kg	2	4	nd	47	25	---	山口県(2001)	海域・ムラサキイガイ
	H13	μg/kg	4	5	nd	210	25	---	山口県(2002)	海域・ムラサキイガイ

表 5.2.8-2 モニタリングデータ 環境省 野生生物影響実態調査結果

都道府県	測定年度	単位	検出数	測定数	最小値	最大値	検出限界値	定量限界値	公表機関	種
	H10	μg/kg-wet	88	145	nd	260	25	---	環境庁(1999)	コイ
		μg/kg-wet	3	31	nd	3290	100-400	---	環境庁(1999)	トバト
		μg/kg-wet	2	30	nd	390	200-500	---	環境庁(1999)	アカネズミ
		μg/kg-wet	10	15	nd	363000	40-640	---	環境庁(1999)	タヌキ
	H12	μg/kg-wet	0	10	nd	nd	25-27*	---	環境省(2001)	カワウ(卵)
		μg/kg-wet	20	30	nd	410	4.2-46*	---	環境省(2001)	カワウ(雛)胸筋
		μg/kg-wet	4	5	nd	100	7*	---	環境省(2001)	カワウ・胸筋 (飼育個体)
		μg/kg-wet	19	20	nd	310	2.3*	---	環境省(2001)	猛禽類(トビ)
		μg/kg-wet	13	24	nd	270	4.4-51*	---	環境省(2001)	猛禽類(その他)
	H13	μg/kg-wet	1	26	nd	12	2.1-6.8*	---	環境省(2002)	カワウ(肝臓)
		μg/kg-wet	8	13	nd	2200	0.3-0.9*	---	環境省(2002)	猛禽類(肝臓・筋肉*)

* 検体により異なる

第6章 化学物質排出把握管理促進法に基づく排出量・移動量の集計結果

(平成12年度 PRTR 情報)

「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」が1999(平成11)年7月に公布された。当該法律に基づき2001(平成13)年度の排出量・移動量の届出が2002(平成14)年4月から開始され、その集計結果及び国による推計結果が2003(平成15)年3月20日に公表された。

本章では、この公表されたPRTRデータを、DEHPについて排出・移動の形態、都道府県別、業種別の傾向について整理することとした。

なお、届出と推計の区分については、以下の通りである。(平成13年度 PRTR 届出外排出量の推計方法等の概要 経済産業省、環境省 より引用)

対象業種	非対象業種	家庭
届出対象 従業員21人以上 年間取扱量1t以上 (当初2年は5t以上)	届出対象外 (当初2年間は5t未満) 年間取扱量1t未満	農薬 接着剤 塗料 洗浄剤
届出対象外 従業員20人以下	農業、林業等 建設業等 飲食業等 医薬品 漁業等 漁網防汚剤	化粧品 防虫剤・消臭剤
水道のトリハロメタン		
オゾン層破壊物質/ダイオキシン類		
移動体 自動車、二輪車、特殊自動車(産業機械、建設機械、農業機械) 船舶(貨物船・旅客船等、漁船) 鉄道、航空機		

* 上図は、イメージ図であり、面積比が排出量の割合を示すものではない。

図6-1 集計の対象となる排出量の構成(イメージ図)

6.1 DEHP の排出・移動の概要

DEHP は、宮崎県を除く 651 の事業所 46 都道府県から届け出られておりその排出・移動量の合計は、約 5,400t であり、そのうちの約 93%にあたる約 5,010t が事業所外への廃棄物としての移動量の届出である。

また、届出外の推計排出量は、約 1,180t となっており、届出排出量と届出外排出量の合計は、約 1,573t であり、推計値も含めた排出移動量合計の約 6,582t の約 24%となっている。

DEHP の排出量・移動量は、推計値も含めると、対象物質の 354 物質中 28 番目の量であり全体の排出移動量の約 0.6%となっている。排出量だけで見ると、49 番目で全排出量の約 0.2%となっている。

なお、表 6.1-1 及び表 6.1-2 に届出及び推計データをまとめた。

6.2 排出・移動形態別のデータ

DEHP の排出・移動量のうち約 76%が事業所外への廃棄物としての移動量となっている。

残りの約 24%が環境への排出量であり、そのうち届出された排出量は 392t で、その殆どが大気への排出となっている。他の排出先である河川、海域などの公共用水域、事業所内の土壌、事業所内の埋立処分については、合わせても 0.1%に満たない量となっている。

また、届出対象外の排出量推計結果は、約 1,180t で対象業種を営む届出対象外の事業者がその殆どを占めていることから、排出形態は対象事業者と同様に大部分が大気への排出と考えられる。また、非対象業種の推計は、塗料の可塑剤として使用されているものを推定根拠としていることから、大気への排出が多いと考えられる。

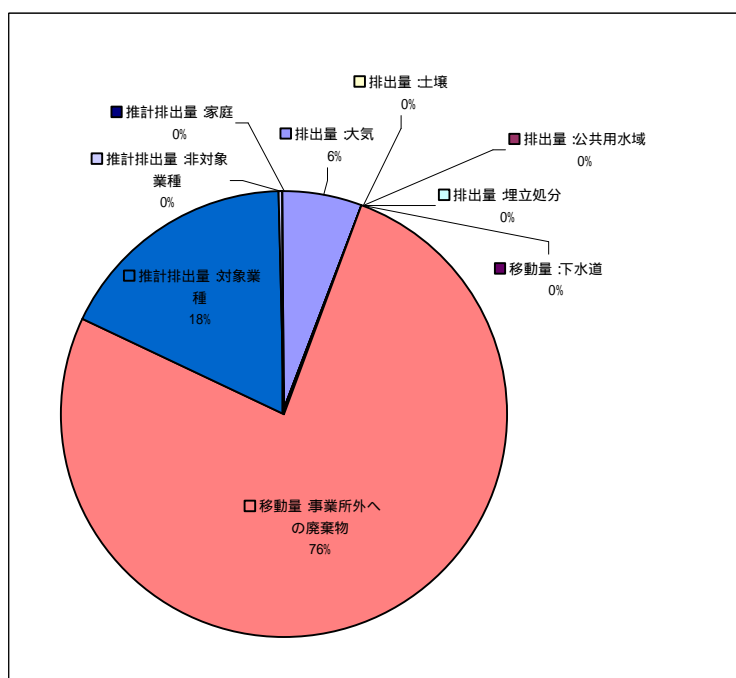


図 6.2-1 DEHP の排出・移動量割合

6.3 都道府県別排出量データ

DEHP の排出量について、都道府県別に整理すると、排出量が最も多いのは、大阪府となっているものの、全体の約 1 割強であり、上位 10 位までの累計で排出量全体の約 65%となっている。

これら 10 都府県の排出量を比較すると対象業種を営む届出対象外事業者の推計が多く、特に東京都、愛知県、神奈川県では大部分を占めている。届出排出量が推計量を上回っているのは、グラフに示した栃木、茨城、福井、滋賀の他 4 県である。

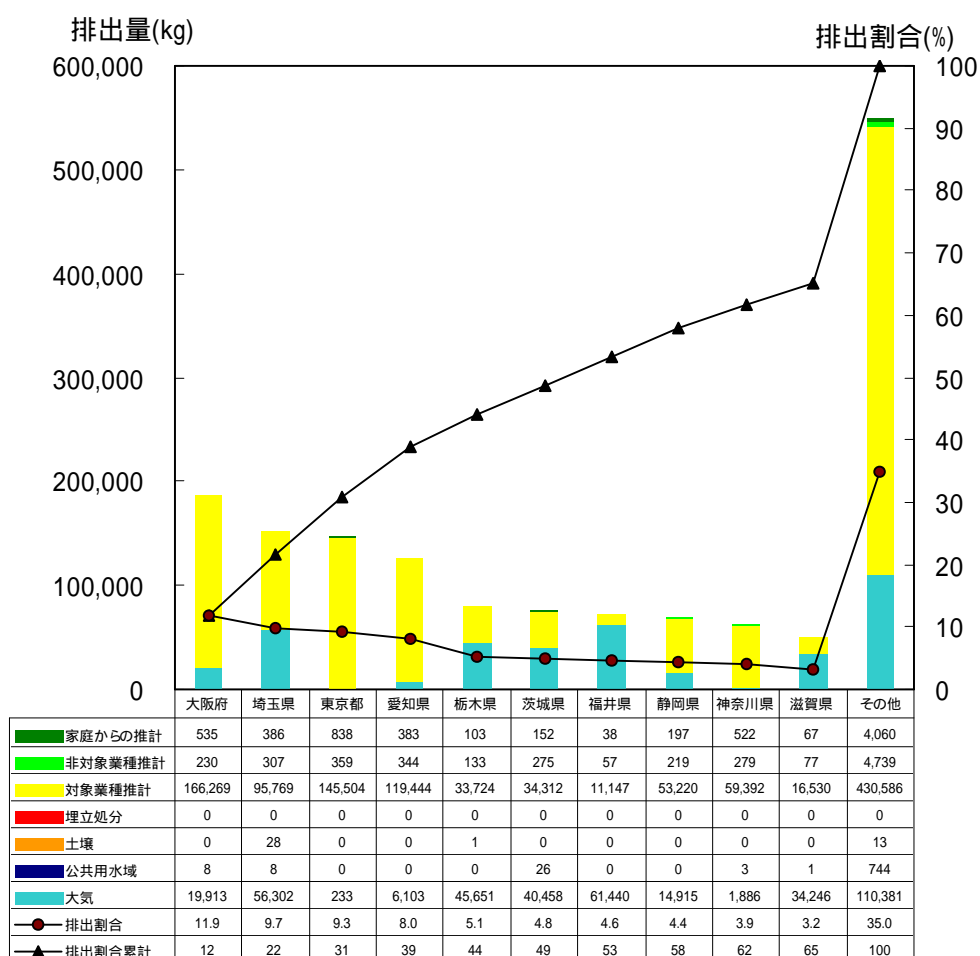


図 6.3-1 DEHP の都道府県別排出量

6.4 DEHPの業種別排出量

届出されたデータを業種別に整理すると、56業種中23業種から届出がされている。また、推計対象業種は、28業種となっている。届出排出量と推計排出量を合算した排出量を比較するとプラスチック製品製造業が、その総排出量の約82%を占めており、次いで倉庫業が5.5%となっている。化学工業以下の業種は、5%未満となっており、上位9業種で全体の約98.2%を占めている。

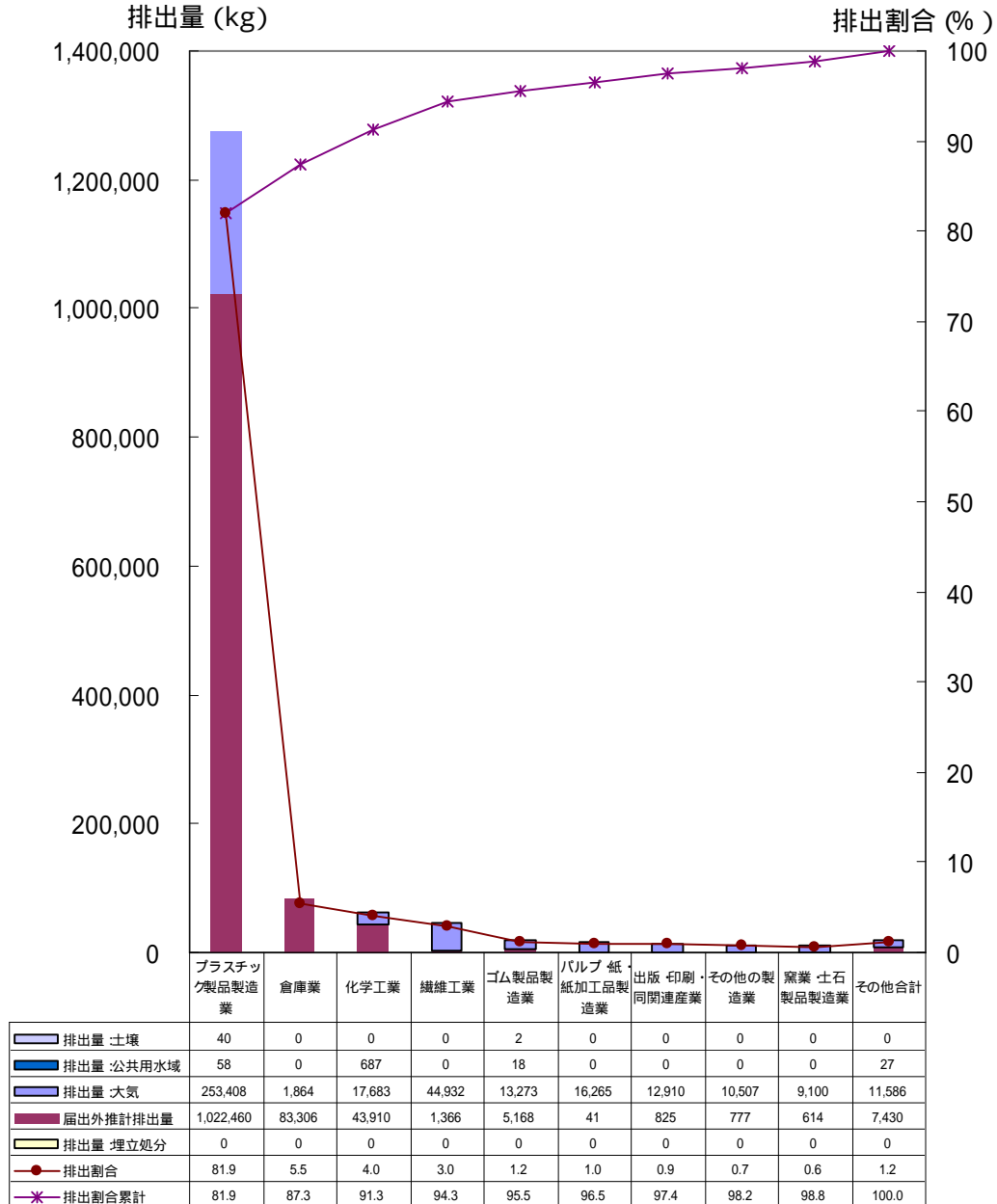


図 6.4-1 DEHPの業種別排出量

6.5 考察

開示請求により得られるデータは個別事業所毎の届出データまで公表されており、これを見ると、届出排出量について1～2社で大半の寄与をしている事例がかなりの頻度で見受けられる。

また大気への排出届出について都道府県別でみた場合、1社で60%以上を占めている都道府県数は28/46もあり、又、業種別にみた場合でも同様のことがいえる。

このことはDEHP以外の物質についても見受けられるが、今回の届出は本制度が始まったの初回であり、届出企業に不慣れな点があるため算出方法の考え方に企業間での相違が生じたことが影響している可能性が示唆される。

このため、届出データの内容について、使用形態や算出方法の考え方などについてヒアリング調査等を行うことにより、PRTR データを使用する際の注意点や誤差などを把握できると考えられる。

第7章 製品経由ヒトへの暴露の可能性に関する情報

7.1 概要

DEHP を含有する製品の用途は広範囲にわたっており、消費者製品を使用中に経皮的接触が想定されるが、実質的な移行量は極めて限られていると想定される。(海外のフタル酸エステル類のリスク評価書でも経皮的接触による移行量に触れているものは見あたらない。)

ヒトへの暴露の可能性があるものとしては、DEHP を含有する PVC を主体とするプラスチック製品を使用した食品の包装材料及び加工工程で使用する機器・用具からの食材への溶出、乳幼児が口に触れることのあるおもちゃ等からの溶出、及び医療用器具からの溶出によるもの等が考えられる。

7.2 事例

7.2.1 食品調理用の塩化ビニル製手袋関係

食材への DEHP の溶出については、塩化ビニル製手袋を使用して調理した市販弁当や病院給食から DEHP が高濃度に検出されたこと、模擬実験で DEHP の食材への移行が確認された結果等から、DEHP を含有する塩化ビニル製手袋の使用の自粛を促す厚生労働省の通知(厚生省,2000a)が出された。その根拠となった平成 11 年度厚生科学研究、市販弁当製造工程中の食材の検査結果、及び塩化ビニル製手袋で食材に接触する模擬実験の結果の概要を示す。

(1) 平成 11 年度厚生科学研究の概要

市販弁当 1 食からの DEHP の検出量	322 µg ~ 4,306 µg (平均 1,768 µg)
定食 1 食からの DEHP 検出量	6.9 µg ~ 177.1 µg (平均 40.0 µg)
病院給食 1 日分からの DEHP 検出量	27 µg ~ 2,549 µg (平均 519 µg)

(2) 平成 11 年度に採取した市販弁当製造工程中の食材の検査結果

塩化ビニル製手袋で箱詰め作業をした弁当からは、箱詰め前の食材を大きく上回る濃度で DEHP が検出された。

(例) 調理直後 詰める直前 詰めた後

米	不検出	166ng/g	8,990ng/g
---	-----	---------	-----------

塩化ビニル製手袋を使用していない工場の製品及び手袋で直接触れずに器具を用いて詰められた食材は DEHP の検出量が低かった。

(例) ポテトサラダ 303ng/g (塩化ビニル製手袋が接触すると数千 ppm と想定)

塩化ビニル製手袋で食材に接触する模擬実験の結果

模擬実験において、DEHP の食材への移行が確認され、市販弁当中のかなりの部分が塩化ビニル製手袋に由来することが認められた。

2000 年 6 月上旬の厚生省の通知が出た 2 ヶ月後、市販の弁当及び病院食の DEHP 含有量を調査した報告書(津村ゆかりら,2001a、津村ゆかりら、2001b)によれば、弁当中の DEHP 含有量は前回調査の 1/20、病院食でも 1/3(平均値)と減少している。

7.2.2 食品用の器具・容器包装及びおもちゃ関係

DEHP を含有する食品用の器具及び包装容器から DEHP が食材へ移行する試験結果、又、DEHP、DINP を含有するおもちゃ等に関する乳幼児の Mouthing 時間及び口腔内溶出試験の結果から、耐容

一日摂取量(TDI)を超える暴露があり得ることが判明したとして、食品衛生法・器具・容器包装及びおもちゃの規格基準改正(厚生労働省、2002b)が行われた(2002年8月2日告示)。2003年8月1日より下記内容について施行されることになっている。

- 1) 油脂又は脂肪性食品を含有する食品に接触する器具又は容器包装の原材料について、フタル酸ビス(2-エチルヘキシル)を原材料として用いたポリ塩化ビニルを主成分とする合成樹脂を原材料として用いてはならない。
- 2) 合成樹脂製のもので、乳幼児が口に接触することを本質とするおもちゃには、フタル酸ビス(2-エチルヘキシル)あるいはフタル酸ジイソノニルを含有するポリ塩化ビニルを主成分とする合成樹脂を使用してはならない。
- 3) 上記以外の合成樹脂製のおもちゃには、フタル酸ビス(2-エチルヘキシル)を含有するポリ塩化ビニルを主成分とする合成樹脂を使用してはならない。

7.2.3 医療用具関係

米国 FDA は、手術・治療等に用いる医療用具からのフタル酸エステル類(DEHP)の溶出試験結果を勘案して暴露量の観点から、脂溶性薬剤を投与するときにはDEHPを含有する製品は使用しない、心臓移植・血液透析等大量被曝する療法や胎児・乳幼児及び成人でも感受性の高い外傷患者には代替品を使用すべきである等の勧告を2002年7月に出している。

日本でも厚生労働省が、FDAと同様の塩化ビニル製の医療用具から溶出する可塑剤(DEHP)についての試験を2001年に実施しその結果から、2002年10月17日医療用具メーカー等に対して次のような指示を出している。

- 1) 医薬品との組合せ使用の際の選択が可能となるよう、DEHPを可塑剤として使用している医療用具であって、溶出したDEHPが体内に移行する可能性がある医療用具については、可塑剤としてDEHPを使用している旨の記載を徹底する。
- 2) DEHPを可塑剤と使用している医療用具の機能を完全に代替できる優れた代替品の開発を促進するよう周知する。(厚生労働省、2002c)

関係業界では、この指示が出る以前より業界の自主的活動として、可塑剤としてのDEHP代替品使用、PVC以外の素材への代替等の各種対応を実施してきている。

参考文献

津村ゆかりら(2001a) 調理用PVC製手袋使用規制後における市販弁当中のフタル酸エステル類及びアジピン酸ジ(2-エチルヘキシル)濃度、食衛誌、42、128-132(2001)

津村ゆかりら(2001b) フタル酸エステル類の食品汚染実態調査及び摂取量に関する調査研究、平成13年度厚生科学研究費補助金研究分担報告書、8-28(2001)

厚生労働省(2002a) 塩化ビニル製手袋の食品への使用について

厚生労働省(2002b) 食品、添加物等の規格基準の一部改正について 平成14年8月2日

厚生労働省(2002c) ポリ塩化ビニル製の医療用具から溶出する可塑剤(DEHP)について 平成14年10月17日