

# 第8章 放出シナリオ

## 8.1 放出シナリオについて

### 8.1.1 放出シナリオの定義

放出シナリオとは、対象化学物質の暴露評価・リスク評価・リスク管理に資することを目的とした、ライフサイクル全般からの対象化学物質の放出量を様々な仮定を設定した上で推定したもののことである。

本章の目的は、放出シナリオを作成することで、対象化学物質である DEHP の暴露評価（環境中濃度推定等）、リスク評価およびリスク管理においてどの放出源に着目すべきかを明らかにすることである。

### 8.1.2 放出シナリオの適用範囲と位置づけ

放出シナリオの適用範囲は、以下のようになる。

- ・対象化学物質の製造、調合、加工、二次加工、使用(消費者によるものも含む)、廃棄、リサイクルを一貫としたライフサイクルの全てのステージ(段階)からの放出・移動(下水道および廃棄物)に関する情報とその量
- ・環境中への放出源が特定できる固定放出源(以後、点源と称す)および科学的根拠に基づく様々な仮定から、できるだけ多くの点源以外の放出源(以後、非点源と称す)からの環境への放出・移動に関する情報とその量
- ・最初の放出先である環境媒体への放出・移動量推定に関する情報を与えるが、環境動態については取り扱わない

放出シナリオの作成の前に、その位置づけについて述べる。

まず、報告書内における放出シナリオの位置づけを図 8.1.2-1 に示す。

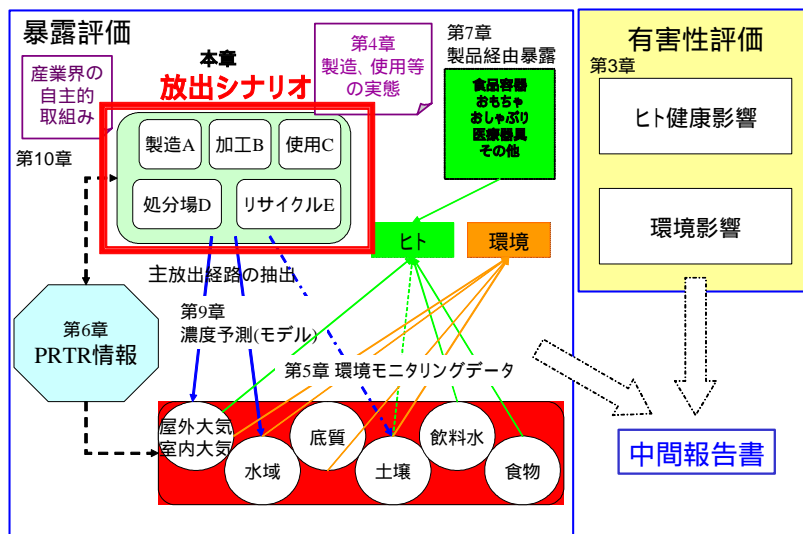


図 8.1.2-1 報告書内の 8 章 放出シナリオの位置づけ

放出シナリオは、第4章から得た情報を基に、第5、第6、第10章を参照にして、さらに必要な情報を収集し、構成されている。

### 8.1.3 放出シナリオの作成方法

次に、放出シナリオの作成手順を述べる。

DEHP においては、以下の手順に従い、ライフサイクルの把握およびシナリオ作成を行う。

第4章で示された実態調査の結果を基に、DEHP の環境への放出源を仮定し、そこからの放出量を推定する。表 8.1.3-1 に仮定される環境への放出源をライフサイクルの川上から川下の順に示す。

表 8.1.3-1 環境への放出および廃棄物としての移動の可能性のある用途

仮定される放出源 / 放出先	大気	水域	廃棄物
DEHP 製造工程			
PVC 樹脂加工工程		-	
PVC 樹脂以外の樹脂加工工程		-	
プラスチック製品以外の加工工程		-	
二次加工工程		-	
最終製品(PVC 樹脂製品)			
最終製品(塗料等屋外事業所での使用)			
下水処理場			
廃棄物処分場			

「-」: 調査前不明、「 」: 可能性があると考えられる

ここでは DEHP の可塑剤用途として、PVC 樹脂以外のポリマー樹脂への用途を「PVC 樹脂以外の樹脂加工」用途と表現する。それらには、メタクリル酸樹脂、ニトロセルロース、塩化ゴム等での用途が含まれる。

また、PVC 樹脂と非 PVC 樹脂を含むポリマー樹脂への可塑剤用途以外の用途を「プラスチック製品以外の加工」用途とする。それらには印刷インキ、塗料、接着剤、セラミックス等での用途が含まれる。

DEHP を調合し、それぞれの用途に一次加工しているものを一次ユーザーとし、さらに川下の 裁断、溶着、接着、ラミネート、縫製、組立等の加工を「二次加工」とし、それらを実施しているものを川下ユーザーとする。

- (1) 目的は、全国域での一般環境中に検出される DEHP の主要な放出源を捕らえることである(局所的な DEHP の放出源の推定に関しては、本報告書においては検討しない)。そのため、まず、全体像を俯瞰するために日本での DEHP 含有製品のライフサイクルを第4章の実態調査を基に作成する。(図 8.1.3-1)

- (2) シナリオを作成するために、DEHP のライフサイクルをメーカー、一次ユーザー、川下ユーザー、最終製品(消費者製品)使用、廃棄物処分場、下水処理場、の 6 つの大項目に分けて考える。
- (3) 6 つの大項目の内、メーカー、一次ユーザー、川下ユーザー、廃棄物処分場、下水処理場の 5 つを「点源」からの放出、最終製品(消費者製品)使用を「非点源」からの放出と分類し、異なる調査・解析方法を行う。
- (4) 点源の内、メーカー、一次ユーザー、川下ユーザーについて、排気、排水、廃棄物中に含まれる DEHP について各種の工業会からの提供資料、ヒアリングおよび環境報告書、PRTR 算出マニュアル等を参考とし、定量的に把握する。残り 2 つの点源である廃棄物処分場、下水処理場あるいは非点源である最終製品使用からの環境への放出については各種統計資料、文献、専門家へのヒアリング、研究会での討議・判断等から放出量を推定する。
- (5) 一次ユーザーおよび川下ユーザーにおいて DEHP の用途は多岐に亘っている。そのため全ての DEHP 加工工程からの放出の可能性を精査することはできない。よって、第 4 章の実態調査より、DEHP 製造企業からの供給量の多い、PVC 樹脂(コンパウンド、プラシチゾル)加工工程から DEHP 含有製品までのライフサイクルを中心にシナリオを作成する。
- (6) 非点源である DEHP 含有最終製品の使用からの放出についても、5)と同様に DEHP 含有 PVC 樹脂製品を中心に考える。この時、DEHP 含有 PVC 樹脂製品の使用形態(屋内使用か屋外使用か、製品の寿命、リサイクルの内容・リサイクル率、廃棄先等)について、関係企業および統計資料等から出来る限り情報を得て、製品からの放出可能性や推計可能性を考察する。
- (7) 点源、非点源それぞれで得られた情報の不確実性を横断的に解析し、科学的事実とシナリオ作成者等が設定する仮定の下に、環境への年間放出量を算出する。
- (8) 想定された DEHP の各放出源からの年間放出量を比較し、環境への放出の主経路を示す。このとき、推定放出量の不確実さについて述べる。

#### 8.1.4 DEHP の物性の比較

DEHP の物性は常温で無色、粘稠性のある沸点が 385、蒸気圧が  $3.04 \times 10^{-5}$  Pa (20 )の液体で、この物性値からみて大気中に揮発しにくい物質である。また、水への溶解度は第 2 章 2.4.1 の記述のように 0.0006 ~ 1.3 mg/L と、水に溶けにくい物質である。オクタノール/水分配係数は、 $\log K_{ow} = 7.60$  と比較的高い。粒子に吸着して環境中(大気)を挙動している可能性が高い(第 9 章参照)。表 8.1.4-1 に代表的な化学物質との物性値の比較を示す。

表 8.1.4-1 DEHP とその他の化学物質の物性値

物質名	沸点 ( )	蒸気圧 (Pa)	水への溶解度 (mg/L)	logKow (実測値)
DEHP	385	$3.04 \times 10^{-5}$ (20 )	0.0006 – 1.3**	7.60
ノニルフェノール	293-297	$3.2 \times 10^{-3}$ (25 )	6.35(25 )	5.76
ビスフェノール A	250-252	$5 \times 10^{-6}$ (20 )	120(25 )	3.32

ベンゼン	80.1	$1.333 \times 10^4$ (26.9 )	700(22 )	2.13
ホルムアルデヒド	-19.5	$5.17 \times 10^5$ (25 )	55 (%)	0.35
2,3,7,8-TCDD	295-325*	$7.4 \times 10^{-10}$ (25 )	$8-690 \times 10^{-6}$	6.64-6.80

絶対圧 1.7kPa 下、\*融点、\*\*第 2 章 表 2.4.1-1 参照

(DEHP, ビスフェノール A, ノニルフェノール, ベンゼン, ホルムアルデヒド; 化学物質評価研究機構, 2002a, 2002b, 2003)

(2,3,7,8-TCDD; 国立環境研究所環境ホルモンデータベース)

このような DEHP の物性から、DEHP 放出源から環境(大気および水域)へ放出されるまでの期間に大気・水域の媒体間の移動が考えられるが、本章では無いと仮定する。

また、本章においては、DEHP の放出源からの土壌への放出について、工場からの土壌への放出の可能性は殆ど無いことから定量的に取り上げない。また、次の第 9 章にて土壌中 DEHP 濃度への寄与について考察する。

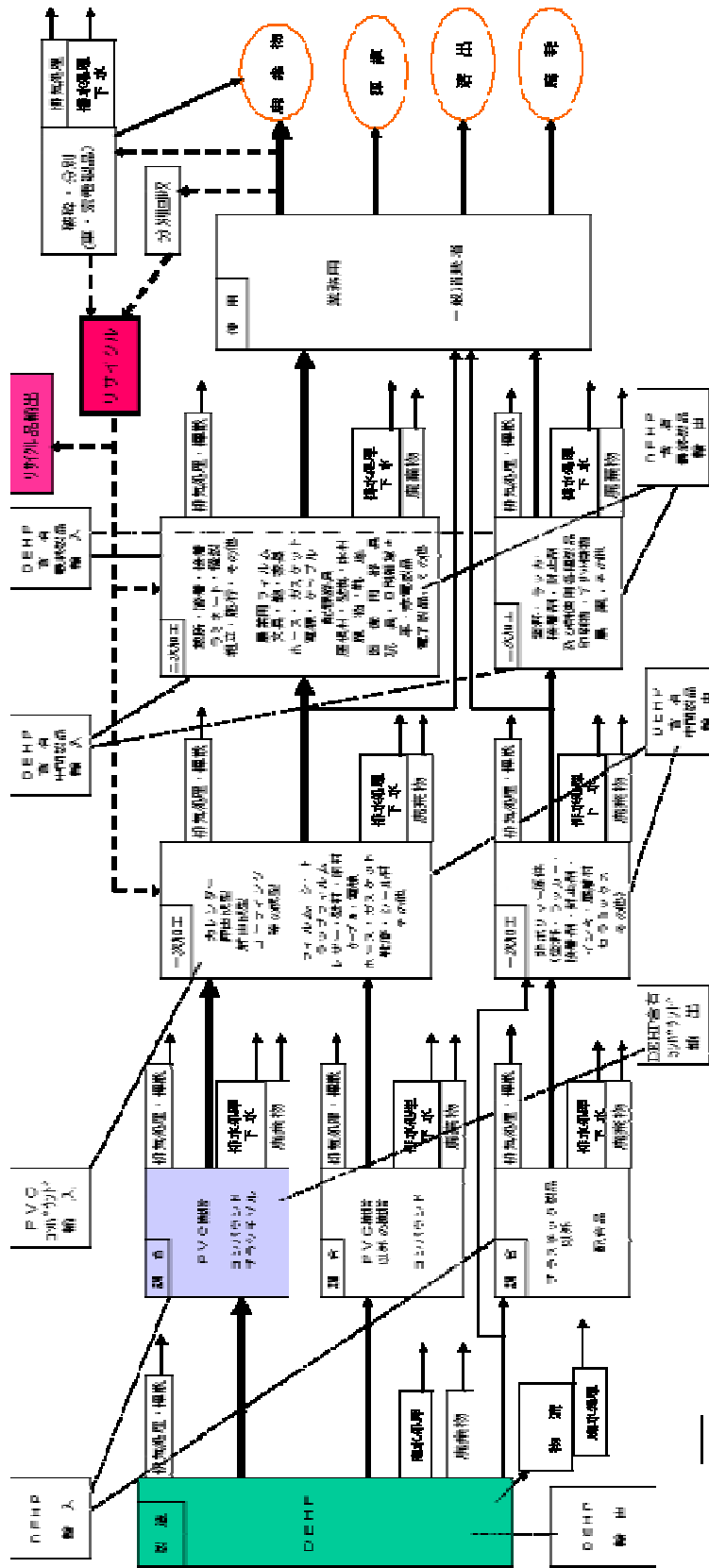


図 8.1.3-1 DEHP のライフサイクル

## 8.2 各ライフステージにおける放出量の推定

### 8.2.1 DEHP 製造工程

DEHP は日本国内において 2002 年には、3 社 5 工場で製造されている。2001 年度の国内の DEHP 製造量は 244,600 トンであり、国内出荷量は 201,700 トンである。DEHP の製造に関する情報は、可塑剤工業会からの提供資料およびヒアリングにより得られたものである。

DEHP は無水フタル酸と 2-エチルヘキシルアルコールから Ti 触媒を用いたエステル化反応によって製造される。製造工程の概略を図 8.2.1-1 に示す。

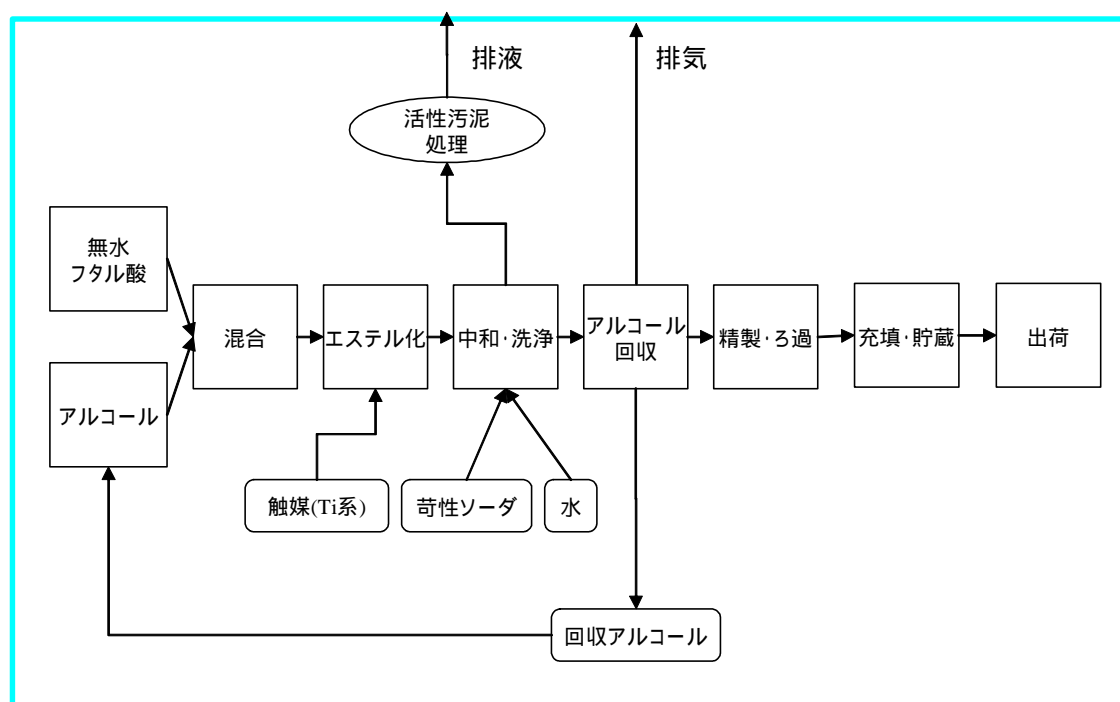


図 8.2.1-1 DEHP の製造工程図

DEHP 製造工程からの排気および排水に伴う放出量を推算した結果を表 8.2.1-1 に示す。

表 8.2.1-1 2001 年度の DEHP 製造工程からの放出および移動量 (t/y)

放出・移動箇所	放出・移動量
大気	0.0039
大気 (貯蔵・運搬時のロス分)	0.00003
水域	0.017
事業所内への埋め立て	-
下水道 (移動)	-
事業所外 (移動) 廃棄 (主に焼却処理)	0.8

(フタル酸エステル類リスク評価管理研究会推算)

放出および移動量は、以下のようにして求められる。

大気への放出として、2-エチルヘキシルアルコール回収工程での排気ガス中に DEHP が含まれている可能性があるが、沸点差が大きく(2-エチルヘキシルの沸点 163 、DEHP 385 )、極めて微量であると考えられる。また、DEHP 製造工程は密閉系 (クローズドシステム)のため、製造工程からの漏れなどによる大気への放出は少ないと考えられる。

本章では理論式を用いて、DEHP の排出量を推算する。製造工程からの排出については次式を用いる。

$$\text{排気からの年間放出量} = \text{DEHP 分子量 (g/mol)} \times \text{分圧/760 (mmHg)} \times \text{ポンプ排気量 (m}^3\text{/min)} \\ \times 60 \text{ (min/hour)} \times 24 \text{ (hour/day)} \times \text{年間稼働日数(day/year)}$$

上式により試算した結果、年間の DEHP の大気への排出量は 0.0039 (t/y)となる。

次に、貯蔵・運搬時のロス分を、製造工程からの放出の一部と考え、ここでは EPA の算出方法を用いた国内の PRTR 排出量等算出マニュアル(経済産業省・環境省, 2001)を用いて以下のように推算する。

#### (1) タンク貯蔵時のタンク呼吸によるロス

$$\text{タンク呼吸ロス (kg/y)} = 0.3 \times (\text{対象物質の分子量 g/mol}) \\ \times [(\text{対象物質の分圧 mmHg}) \div (760 - (\text{対象物質の分圧 mmHg}))]^{0.68} \\ \times (\text{タンク内径 m})^{1.73} \\ \times (\text{タンク高さ m, 平均貯蔵高さ m})^{0.51} \\ \times (\text{年間平均外気温度差})^{0.5} \\ \times (\text{タンク色係数}) \times (\text{タンク径係数})$$

ただし、 $\text{Log } P \text{ mmHg} = 10.59 - 4,557 \div (t + 230)$

上式により試算した結果、製造量当たりの排出量は 0.12 (mg/t-DEHP)となる。

#### (2) タンク受け入れ時のロス

$$\text{タンク受入時ロス (kg/y)} = 5.5 \times (\text{対象物質の分子量 g/mol}) \times (\text{液張り込み容量 m}^3\text{/回}) \\ \times (\text{対象物質の蒸気圧 mmHg}) \times (\text{年間張り込み回数}) \div (\text{タンク内圧力})$$

上式により試算した結果、製造量当たりの排出量は  $4.0 \times 10^{-4}$  (mg/t-DEHP) となる。

#### (3) タンクローリー輸送時のロス(タンク受け入れ時のロスと同じ算出式)

$$\text{タンクローリー輸送時のロス (kg/y)} = 5.5 \times (\text{対象物質の分子量 g/mol}) \times (\text{積み込み容量 m}^3\text{/回}) \\ \times (\text{対象物質の蒸気圧 mmHg}) \times (\text{年間積み込み回数}) \div (\text{タンク内圧力})$$

上記により試算した結果、製造量あたりの排出量は、 $4.0 \times 10^{-4}$  (mg/t-DEHP) となる。

これら 3 つのロス分の合計に DEHP の年間生産量 244,600 トンを乗じると、計 0.00003 (t/y)となる。

排水経由の水域への放出としては、中和・洗浄工程からの排水中に DEHP が溶解度分混入しているが、それらの排水は、全ての DEHP 製造工場で活性汚泥処理がなされている。活性汚泥処理後の DEHP 濃度が 5 工場中 1 工場で測られて、DEHP 生産量当たり 70 (mg/t-DEHP)の値が得られている。国内製造量は、244,600 トンであるから、排水からの放出量は以下ようになる。

$$70 \text{ (mg/t-DEHP)} \times 244,600 \text{ (t/y)} = 17,122,000 \text{ (mg/y)}$$

排水経由の DEHP の水域への放出量は、およそ 0.017 (t/y) と考えられる。

排水処理に用いられた活性汚泥は、全工場ともに焼却処理を行っている。

製造された DEHP はタンクローリーまたはドラム缶の荷姿で輸送される。ドラム缶に残る DEHP の残渣は 0.2 (kg/本)という経験値があり、ドラム缶(36,690 本)からの総量としては、およそ 7,338 (kg/y)となる。処理業者はドラム缶を洗浄し、その洗浄廃液を油水分離し、更に分離水は活性汚泥処理した後、下水に流し、最終的に河川へと流れる。油分は産業廃棄物として焼却処理されるのが一般的である。この時の油分を回収する缶(27,200 缶・本)の残渣は 0.01 (kg/本)でおよそ 272 (kg/y)である。移動に伴う排出として、ドラム缶と油分回収缶の残渣処理に伴う DEHP の合計量は 0.761 (t/y)である。

### 8.2.2 PVC 樹脂加工工程

2001 年度の国内の DEHP の PVC 樹脂用途への出荷量は 178,500 トンである。PVC 樹脂の製造に関する情報は、日本ビニル工業会からの提供資料およびヒアリングより得られたものである。

PVCの代表的な加工方法は、一般的な軟質PVC製品の工程とレザー工程、PVC壁紙工程の3種類が挙げられる。簡略したものを図8.2.2-1に示す。図8.2.2-1に示す配合工程は、本工程に含むとする。



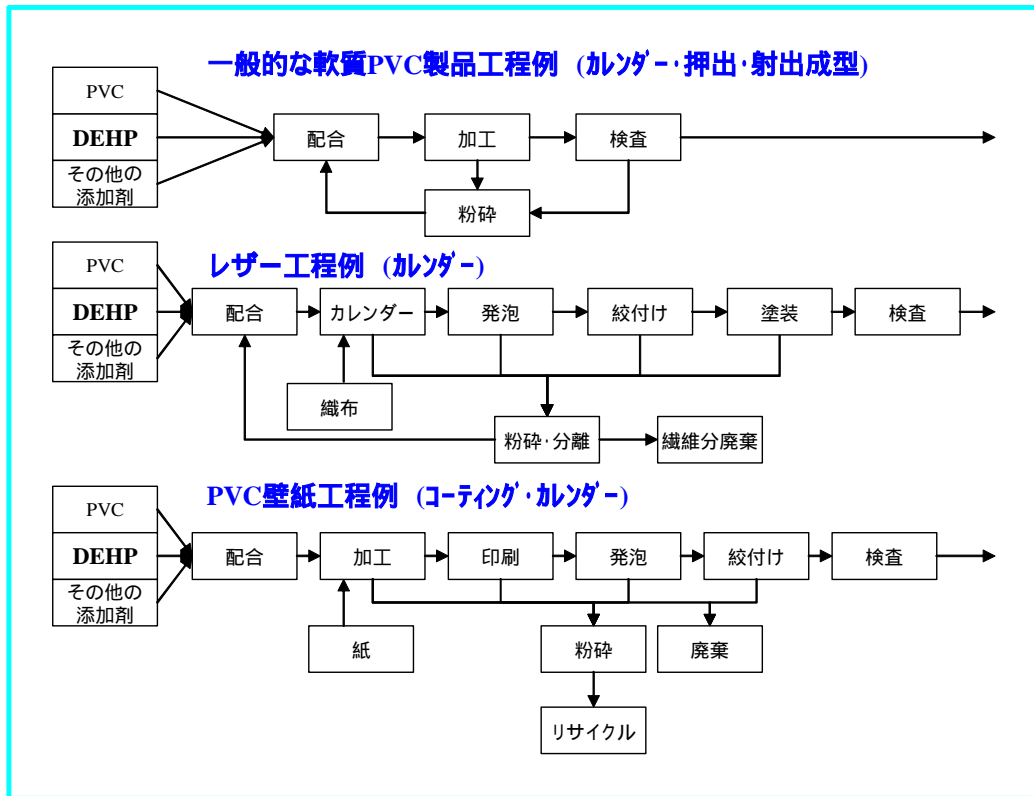


図 8.2.2-1 PVC 樹脂加工工程図 (代表的な 3 例)

PVC 樹脂加工工程からの排気および排水に伴う放出量について、日本ビニル工業会傘下 54 社中 48 社 70 事業所の 2001 年度分を推算した結果を表 8.2.2-1 に整理した。

表 8.2.2-1 2001 年度の PVC 樹脂加工工程からの放出および移動量 (t/y)

放出・移動箇所	放出・移動量
大気	180
水域	0.001
土壌	0.022
事業所内への埋め立て	0
下水道 (移動)	0
事業所外 (移動)	1,000

(日本ビニル工業会調べ)

放出および移動量に関して、まず排ガス経由の大気への放出は、PVC 樹脂加工工程中では、熱をかける部分で起こる。各加工方法における DEHP の排出率の違いを、表 8.2.2-2 に示す。

表8.2.2-2 PVC樹脂加工法におけるDEHPの排出率

製品		フィルム・シート		レザー		コンパウンド	壁材
				非発泡	発泡		
加工法		カレンダー	押出	カレンダー		押出	コーティング発泡
排出率	排ガス処理無	0.40 %	0.03 %	2.00 %	5.00 %	0.01 %	2.60 %
	排ガス処理有	0.04 %	0.00 %	0.13 %	0.15 %	0.00 %	0.05 %

(日本ビニル工業会調べ)

表8.2.2-2における排出率は、PVC樹脂加工企業の実測値および経験値より得られたものの平均的な値である。DEHPの放出率は、PVC樹脂製品の違いや加工工程でのかける加熱温度に依存する。特に、カレンダーおよび発泡を行う工程においては、150から160 でシート成型(カレンダー)後、200から220 で1～2分間加熱炉で加熱し、発泡を行っている(塩ビ配合の中に化学発泡剤、一般にはアゾジカルボン酸アミドが用いられ、発泡温度は190 以上に設定されている)。そのため加工工程中にかける加熱温度の違いによって、DEHPの放出量は大きく異なる。そのようにして放出された排ガスに関しては、第10章10.1.1で述べられているように各工場で様々な処理が施されており、平均的に9割以上のDEHPが除去されている。

排水経由の水域への放出は、PVC樹脂加工工程中で水を扱わないために考えにくい。

事業所外への移動の際、フィルム、レザー、壁紙等の廃棄物は巻いた状態でトラックに積み込まれ、主として埋め立てられるが、一部は焼却処分される。また床材の端材は細断され、再利用されている。

移動中の排出は、最終製品からの排出に内包されると仮定する。

さらにPVC樹脂2次加工以降のユーザーについては、8.2.5 最終製品使用からの放出に内包されると仮定する。

### 8.2.3 PVC樹脂以外の樹脂加工工程

メタクリル酸樹脂、ニトロセルロース、塩化ゴム等の塩化ビニル樹脂以外の樹脂加工工程からの排気および排水に伴う放出量については、第4章の使用量の割合より、全国レベルでのその寄与は低いと推定されるので、本報告書では評価を行わないこととする。

しかし、局所的に考えた場合には、PVC樹脂加工工程と同様に加熱工程での大気への放出の可能性は示唆されるので、そのような工程の有無、排気処理設備の有無について調査が必要である。また、工程中での水および溶媒の使用の有無、端材や廃棄物の処理方法などについても、その簡略な製造工程図とともに整理する必要がある。

### 8.2.4 プラスチック製品以外の加工工程

印刷インキ、塗料、接着剤、セラミックス等のプラスチック製品以外の加工工程からの排気およ

び排水に伴う放出量については、全国からの DEHP の放出量への寄与を考えた場合、第 4 章の使用量の割合より、その寄与は低いと推定されるので、本報告書では評価を行わないこととする。

しかし、局所的に考えた場合には、PVC 樹脂加工工程と同様に加熱工程での大気への放出の可能性は示唆され、そのような工程の有無、排気処理設備の有無について調査が必要である。また、工程中での水および溶媒の使用の有無、端材や廃棄物の処理方法などについても、その簡略な製造工程図とともに整理する必要がある。

第4章からセラミックス加工工程においてDEHPが2社で0.3トン（2001）用いられているとの報告があるが、セラミックスを焼成させる時の温度は千数百度に達するため、DEHPは燃焼、消滅していると考えられる。また、セラミックスメーカーへのヒアリングによると、焼成工程前もしくは焼成工程初期の温度の低い時に出るガスは、燃焼処理を行っている。よって、この工程からのDEHPの放出は無いとする。

業界が独自に作成し、公表されている PRTR 算出マニュアルにおいて、対象物質に DEHP を挙げている業界には、日本鉄鋼連盟、軽金属製品協会、自動車整備業、住宅生産団体連合会、日本粘着テープ工業会、強化プラスチック協会、日本塗料工業会、日本自動車部品工業会がある(化学工学会, 2001, 2002)。

### 8.2.5 最終製品使用

物性値からは揮発しにくい物質と考えられる DEHP が、製品中から放出されるメカニズムについては研究中であるが、製品からの放出について下の理由から考慮する。

- ・一般家庭における室内空気中から DEHP が検出されている(第 5 章参照)。
- ・下水処理場の流入水から DEHP が検出されている(第 5 章参照)。

実際の DEHP 含有製品からの放出速度についての詳細な研究は、日本ビニル工業会および環境省にて現在実施中であるが、未だ結果が公表されていない。そのため、本報告書では既存の文献値を参考に用いる。

EU における DEHP リスク評価書ドラフト (EU, 2001)においては、2 つの報告書(UCD, 1998;ENVIRON, 1988)を基に、DEHP 含有製品からの放出速度は、1) 製品の表面積・厚み、2) 製品の使われる場所 (屋外・屋内)、3) 製品が廃棄されるまでの期間 (製品の寿命)を考慮して、以下のように設定されている。また DEHP の製品の代表的な厚みとして屋根材の厚さ 1.5mm を挙げ、それとその他の製品の厚みを比較し、補正係数を乗じて、その放出量が求められている。また、DEHP 含有製品の屋内使用による下水道への放出として 2 つの文献が挙げられており (Miljostyrelsen et al., 1996, Forshaga et al., 1996)、それぞれの用途からの放出量が求められている。屋外使用による水域への放出においては、砂や砂利、埃を被った屋根材からの放出量が多くなるとの研究結果(Pastuska et al.,1990, 1998)を引用し、別途その放出速度を与えている。

- |      |    |  |
|------|----|--|
| ・ 大気 | 屋内 | 0.0095 g/m <sup>2</sup> /年あるいは 0.05wt%/年                             |
|      | 屋外 | 0.0095 g/m <sup>2</sup> /年あるいは 0.05wt%/年                             |
| ・ 水域 | 屋内 | 用途別に推計 (PVC 樹脂プリント T シャツの洗濯と床の洗浄のみ)                                  |
|      | 屋外 | 0.985 g/m <sup>2</sup> /年、砂等が覆っている状態 (履物用途) 2.31 g/m <sup>2</sup> /年 |
| ・ 土壌 | 屋外 | 0.985 g/m <sup>2</sup> /年、砂等が覆っている状態 (履物用途) 2.31 g/m <sup>2</sup> /年 |

(製品の厚みによる補正例)

- |                  |        |          |
|------------------|--------|----------|
| ・ 屋根材 (片面からの放出)  | 1.5mm  | 基準値 1    |
| ・ 車両下地塗装         | 1.5mm  | 補正值 1    |
| ・ コイル被覆          | 0.15mm | 補正值 0.1  |
| ・ 織物被覆 (両面からの放出) | 1.5mm  | 補正值 1    |
| ・ ケーブルおよび電線      | 1.5mm  | 補正值 1    |
| ・ ホースおよびガスカート    | 3mm    | 補正值 0.5  |
| ・ 靴底             | 10mm   | 補正值 0.15 |

(EU DEHP リスク評価書ドラフトより)

本章においては、最終製品使用からの放出については、製品を以下の用途 (表 8.2.5-1) に分類・統合し、その他については定性的な記述に留める。

大気への放出では、屋外使用と屋内使用とを分類しないが、水域への放出では、屋外使用における雨水による水域への放出を考慮し、屋内使用からの水域への放出では、全て 8.2.6 で述べる下水処理場からの放出に内包されると仮定するが、実際には生活排水が未処理な地域あるいは浄化槽を利用している地域では下水処理場以外からも排出される。また、雨水による屋外使用からの放出は、土壤中に残らない、また下水処理場を介さずに水域へと放出されると仮定する。

放出量には各製品の使用の頻度や使用期間を考慮して、過去に製造されて、現在も用いられている製品からの 2001 年の放出量を推定する必要がある。本報告書では最終製品の「製品寿命」に第 4 章のヒアリングの結果(表 4.3-1)にある「耐用年数」を用いている。本報告書では、最終製品の使用頻度・使用期間に限らず、放出速度は一定であるとした。

また、本来は第 2 章 2.1 に前述したように 1949 年から 2001 年まで使用されている PVC 樹脂製品が放出量推定の対象となる。しかし、後述する表 8.2.5-2 に整理されているように、得られている最終製品の用途別出荷量の数値は、1976 から 2001 年度までであることから、この期間に製造された PVC 樹脂製品からの放出量を推定することとする。

また、使用された最終製品は廃棄されるが、廃棄後の放出は、8.2.7 で述べる廃棄物処分場からの放出にて推定される。

まず大気への放出について、対象となる PVC 樹脂製品を表 8.2.5-1 に整理した。

表 8.2.5-1 2001 年度の DEHP の大気への放出量を推定する最終製品とその放出速度

最終製品の種類	製品寿命 (年)*	屋外/屋内 割合	放出係数 $f_{use}$ (wt%/年)	廃棄先
一般フィルム・シート	1-15	6/94	0.05	一廃/産廃
農業用ビニル	2(1-2)	100/0	0.05	リサイクル
レザー	5-20	0/100	0.05	一廃/産廃
電線被覆	10-30	50/50	0.05	リサイクル
ホース・ガスカート	3-10	100/0	0.05	一廃/産廃
履物	0.5-5	100/0	0.05	一廃
壁紙	5-20	0/100	0.05	一廃/産廃
床材 (カーペット)	5-20 (5-10)	0/100	0.05	リサイクル検 討中

(フタル酸エステル類リスク評価管理研究会調べ)

(一廃：一般廃棄物処分場、産廃：産業廃棄物処分場 \*第 4 章参照 第 4 章ではカーペットは別に分類されているが、ここでは床材に含める)

国内における各最終製品の表面積および厚みに関する統計資料が得られなかったことから、ここでは放出係数として、0.05 (wt%/年)を採用した。

また、表 8.2.5-2 に対象最終製品の出荷量の推移を示す。

表 8.2.5-2 最終製品への DEHP 出荷量推移 (千 t/y)

種類	1976	'77	'78	'79	'80	'81	'82	'83	'84	'85	'86	'87	'88
A 一般フィルム・シート	33.3	32.6	37.8	37.7	33.4	31.6	29.0	30.1	32.6	31.2	33.4	33.3	34.2
B 農業用ビニル	15.8	20.9	24.3	27.8	30.0	22.9	23.0	24.2	24.2	27.7	29.5	26.9	27.2
C レザー	19.7	25.1	24.4	24.1	23.4	21.0	19.7	21.5	23.2	23.2	20.8	16.9	17.3
D 電線被覆	19.3	19.4	21.6	24.3	23.3	22.5	21.0	19.4	19.4	18.7	18.5	17.8	20.8
E ホース・ガスカート	13.1	14.0	18.3	20.8	15.5	14.9	15.7	16.4	16.4	20.9	18.6	19.5	17.7
F 履物	5.0	4.7	4.8	4.1	3.7	4.1	3.0	3.6	4.1	3.5	2.3	1.9	2.4
G 壁紙	15.0	22.2	24.9	27.4	27.6	23.6	25.2	27.1	32.2	32.7	36.0	35.1	42.9
H 床材(カーペット)													

種類	'89	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	2001
A 一般フィルム・シート	37.0	40.0	43.4	39.9	34.7	38.1	39.0	44.7	44.4	35.4	33.7	31.5	27.9
B 農業用ビニル	27.5	27.5	29.2	31.2	27.9	30.8	26.8	30.3	27.3	23.6	24.5	23.3	23.4
C レザー	18.5	20.2	16.6	17.2	14.2	16.9	16.4	12.0	9.4	8.6	8.0	7.6	6.4
D 電線被覆	20.1	23.6	20.5	20.9	21.3	21.5	20.9	50.1	45.8	39.5	40.6	36.6	32.0
E ホース・ガスカート	19.5	22.6	20.6	21.2	20.6	22.7	21.8	16.4	15.6	12.7	12.6	12.5	10.6
F 履物	2.6	2.7	2.2	2.9	3.7	7.0	6.2	5.8	5.0	3.3	3.5	3.0	3.3
G 壁紙	46.8	50.5	52.9	54.0	52.7	58.0	59.4	25.8	27.1	19.3	17.0	18.9	18.4
H 床材(カーペット)								33.4	34.0	31.1	32.6	36.1	34.6

(可塑剤工業会調べ)

DEHP 含有最終製品からの放出量は以下の式から求める。

$$Eu_m = f_{use} \cdot \sum_{n=1976}^m P_n \cdot \sum_{n=1976}^m F(m-n) \quad \dots$$

$Eu_m$  : m 年の環境放出量

$P_n$  : n 年の製品別 DEHP 出荷量

$F(x)$  : PVC 樹脂製品の寿命関数 (平均  $\mu$ , 標準偏差  $\sigma$  の正規分布)

( $P_n \times F(i)$  が n 年に出荷された DEHP 含有製品の i 年後に廃棄される量となる。)

$f_{use}$  : 製品使用時の環境放出係数 : 0.05 (wt%/y) (大気への放出の場合)

一般的に平均  $\mu$  および標準偏差  $\sigma$  は、国内の出荷量の統計値のみならず、製品の保有数、使用年数等の統計値から決定する必要がある。

この目的のための手法は、耐久消費材の将来の廃棄物の発生台数(量)や冷媒フロン回収量を予測するための手法として用いられており、その場合には、製品の故障の分布に沿うことからワイブル分布が用いられている。

本報告書では、中井らの文献を基に、製品寿命は正規分布すると仮定し、その算術平均値を  $\mu$ 、標準偏差  $\sigma$  を算術平均値の 3 分の 1 として推定を行う(中井ら, 2000)。

この仮定では、正規分布  $N(\mu, \sigma^2)$  が、平均  $\mu$ 、分散  $\sigma^2$  によらず、一般に平均  $\mu$  のまわりに片側 3

の幅をとるとその中に確率変数は 99.7%以上存在するという性質を有するため、ある製品が生産された直後から徐々に廃棄され、生産されてから耐用年数の 2 倍の年数が経過した時点でその 99.7% が廃棄されるとしている。

図 8.2.5-1 に 2001 年の DEHP 放出量を製造年度別製品別に示し、その総計を表 8.2.5-3 に示す。

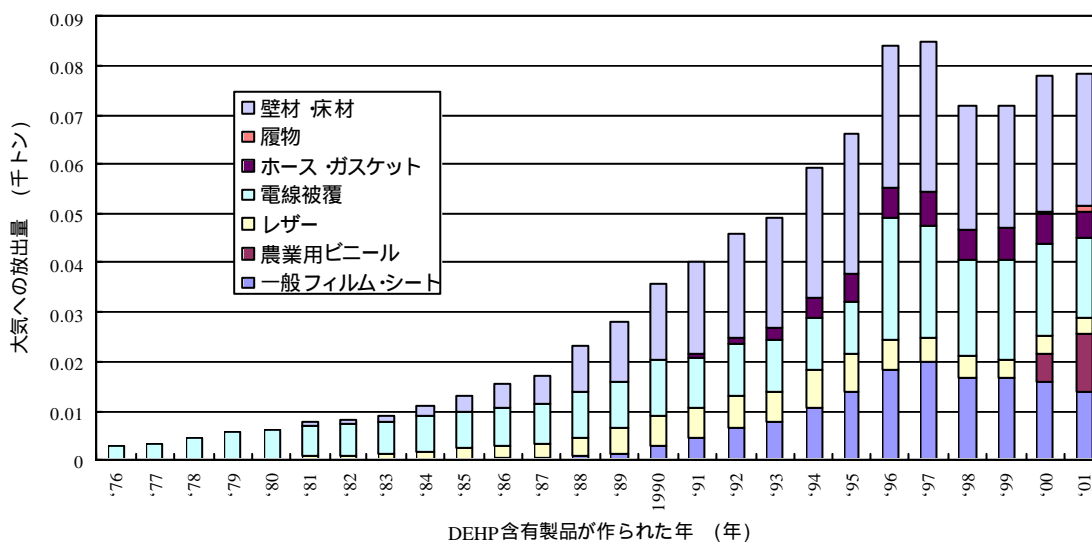


図 8.2.5-1 製造年度別製品別の DEHP の放出量

表 8.2.5-3 2001 年度の最終製品からの大気への DEHP 放出量 (t/y)

最終製品	1976-2001 年に製造された製品からの大気への DEHP 放出量 *
一般フィルム・シート	150
農業用ビニル	18
レザー	86
電線被覆	280
ホース・ガスカート	50
履物	2
壁材	340
床材 (カーペット)	
合計	930

\* (放出係数を全ての年代、全ての種類の製品で同一としている)  
(フタル酸エステル類リスク評価管理研究会推算)

従って、1976～2001 年度に作られた DEHP 含有軟質塩ビ樹脂製品の内、8 用途からの 2001 年度の大気への放出量の総量は、930 トンと推定された。

ただし、これらの推定には、製品としての輸出入量、リサイクルに関する情報を得ていないため、その値を考慮していない。

屋外用途からの水域への放出についても同様の手法を基に推定する。

表 8.2.5-4 に水域への放出の対象となる PVC 樹脂製品を整理する。

表 8.2.5-4 2001 年度の DEHP の水域への放出量を推定する最終製品とその放出速度

最終製品の種類	製品寿命 (年) *	屋外/屋内 割合	放出係数 $f_{use}$ (wt%/y)	廃棄先
一般フィルム・シート	1-15	6/94	0.005-0.04	一廃/産廃
農業用ビニル	2(1-2)	100/0	0.005-0.04	リサイクル
レザー	5-20	0/100	0	一廃/産廃
電線被覆	10-30	50/50	0.005-0.04	リサイクル
ホース・ガスカート	3-10	100/0	0.005-0.04	一廃/産廃
履物	0.5-5	100/0	0.005-0.04	一廃
壁紙	5-20	0/100	0	一廃/産廃
床材 (カーペット)	5-20 (5-10)	0/100	0	リサイクル検 討中

(フタル酸エステル類リスク評価管理研究会調べ)

(一廃：一般廃棄物処分場、産廃：産業廃棄物処分場 \* 第 4 章参照 第 4 章ではカーペットは別に分類されているが、ここでは床材に含める)



EU のリスク評価書ドラフトでは水域への放出率として 0.985 (g/m<sup>2</sup>/y) が与えられている。そのドラフトでは、大気への放出が 0.0095 (g/m<sup>2</sup>/y) あるいは 0.05 (wt%/y) が採用されていることから、水域への放出についても同様とすると表面積当たりの値 0.985 (g/m<sup>2</sup>/y) を、DEHP 含有量当たりに換算すれば 5 (wt%/y) となる。

一方、福井らは塩化ビニル製遮水シートから溶出する有機物として DEHP を測定している。その結果によると、塩化ビニルシート中の DEHP は温度の上昇(20~60 )、振とう回数の上昇および振とう時間(0.25~96 時間)が長くなるにつれて溶出量が増加する傾向が見られた。また、DEHP の溶出様相として、水の動きによる物理的な接触により、懸濁状態で溶出する可能性を示唆している。また繰り返し溶出試験(1~10 回)では、DEHP はほぼ同一の溶出量を得る結果となっている。福井らの溶出の結果の一部を表 8.2.5-5 に示す。

表 8.2.5-5 塩化ビニルシートからの DEHP の溶出量 (福井ら, 1994)

No.	シートの厚さ (mm)	試料の重量 (g)	DEHP 溶出量 ( $\mu$ g/g) 静置	DEHP 溶出量 ( $\mu$ g/g) 振とう
1	1.5	1.05	0.86	11
2	1.0	0.59	1.1	66
3	1.5	0.93	0.95	110
4	1.5	0.96	1.1	93
5	1.5	1.02	3.3	35
6	1.5	0.90	3.6	28
7	1.0	0.66	2.9	46
8	1.5	1.04	2.1	4.4
9	1.5	1.01	0.57	1.1
10	1.5	1.01	<0.20	1.1

溶媒は水温 60 の蒸留水、30 分間静置と 100rpm で巡回振とう

また、福井らは、この結果と DEHP 含有量試験の結果から PVC 樹脂製シートからの DEHP の溶出率を 0.005~0.04wt% 程度の範囲で示しており、PVC 樹脂製シート中の DEHP 含有量やシートの厚みによらないとしている。

本章では、EU リスク評価書ドラフトの水域への放出係数より、福井らの値の 0.005~0.04wt% の方が妥当であると判断した。また、その溶出のメカニズムから経年的に溶出が一定であると仮定し、対象として挙げた全ての PVC 樹脂製品(表 8.2.5-2)の年間放出係数(wt%/y)として、この放出係数 0.005~0.04 (wt%) が当てはまるとした。

表 8.2.5-2 と 式を用いて、年間放出量を推定した結果を表 8.2.5-6 に示す。

表 8.2.5-6 1976-2001 年に製造された製品からの 2001 年度の水域への DEHP 放出量 (t/y)

最終製品	放出率 0.005wt%/y のとき	放出率 0.04wt%/y のとき
一般フィルム・シート	0.9	7.1
農業用ビニル	1.8	14
レザー*	0	0
電線被覆	14	110
ホース・ガスカート	5.0	40
履物	0.2	1.6
壁材*	0	0
床材 (カーペット)*		
合計	22	170

\* : 製品の全て屋内使用と仮定した  
(フタル酸エステル類リスク評価管理研究会推算)

従って、1976～2001 年度に作られた DEHP 含有軟質塩ビ樹脂製品 8 用途の内、屋外使用による 2001 年度の水域への放出量の総量は、22～170 トンと推定された。

ただし、これらの推定には、製品としての輸出入量、リサイクルに関する情報を得ていないため、その値を考慮していない。

また、これまでの推定では、最終製品の使用に伴う放出を考慮した場合に、土木・建築現場に代表されるような「屋外における事業に伴うプラスチック製品以外の使用からの放出」は含まれていない。これらの推計方法については、経済産業省および環境省が PRTR 非点源推計手法として接着剤・塗料用途における手法を開発している。DEHP に関しては、接着剤用途では対象物質としては挙げられているものの、排出率に関する情報が不足しているために推定していない。また、塗料用としては塗装ロス、塗装の摩耗による排出が製品中の DEHP 含有量に対して 35%あるとして、事業者からの排出量を 7,017 (kg/y)、家庭からの排出量を 7,284 (t/y)と推計している(経済産業省・環境省、2003)。

本報告書においては、表 8.2.5-7 の塗料や接着剤等の出荷量からは、その放出への寄与は小さいと判断した。またこの部分の推定を行うには、これら製品がどのように使われ、どのようなメカニズムで、どの媒体に放出されるかについて調査を行う必要がある。

表 8.2.5-7 プラスチック製品以外の用途の出荷量推移 (千 t/y)

最終製品の種類	1949 -75	'76	'77	'78	'79	'80	'81	'82	'83	'84	'85	'86	'87	'88
塗料・顔料 ・接着剤	-	6.1	4.2	6.9	7.3	7.7	6.6	7.0	7.0	6.8	7.6	7.5	6.9	8.3
	'89	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01	
塗料・顔料 ・接着剤	9.3	9.2	10.2	11.1	10.1	13.2	11.0	15.4	16.8	13.6	13.2	12.3	10.8	

(可塑剤工業会調べ)

## 8.2.6 下水処理場

一般的に、下水処理場には中小規模の工場排水および家庭排水が流入し、種々の工程で処理され、河川へと放流される。しかし、図 8.2.6-1 に示すように地域によっては、一部の工場排水および家庭排水は、し尿処理や浄化槽処理を行い放流されるが、一部未処理のまま環境中へ放流されることもある。下水道へ排出される前に、一部の事業場排水は除害施設で前処理が行われる。ちなみに、国内の下水道普及率は、63.5% (平成 13 年度末)である(国土交通省 HP, 2003)。

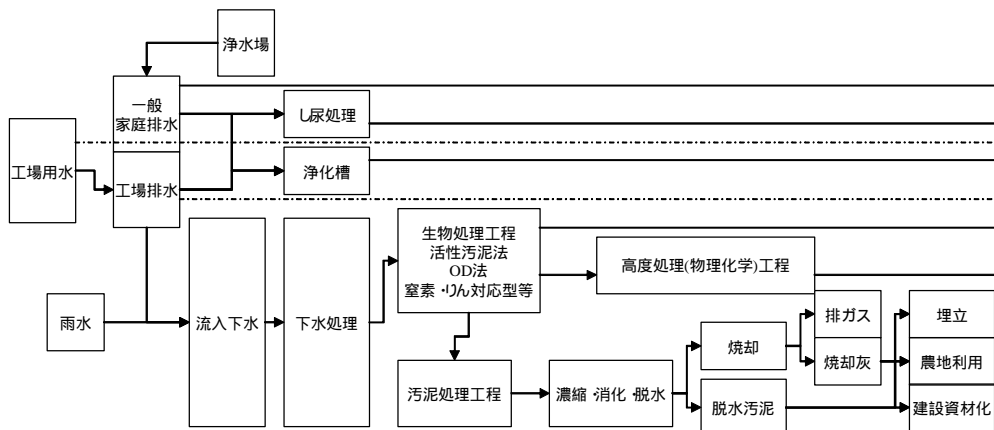


図 8.2.6-1 工場排水・家庭排水の処理の流れ (国土交通省, 2001)

下水処理工程の概略を図 8.2.6-2 に示す。図に示された数値は国土交通省の調査結果から得られた DEHP のマスフローと脱水汚泥、焼却灰および排ガス中濃度である(国土交通省, 2001)。

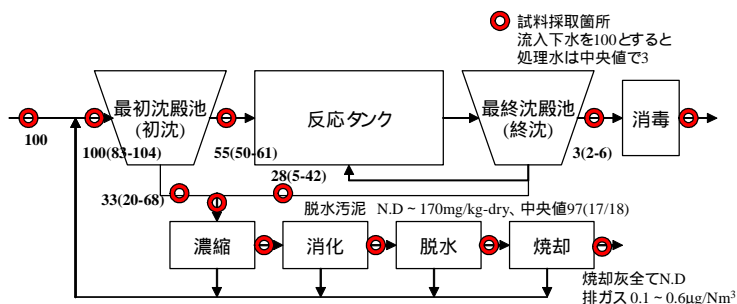


図 8.2.6-2 下水処理工程図 (国土交通省, 2001)

下水処理場の DEHP 濃度に関するデータについては、国土交通省下水道局の情報を基にしている(第 5 章参照)。

下水処理場の処理工程からの排気および排水に伴う放出量を推算した結果を表 8.2.6-1 に示す。

表 8.2.6-1 2001 年度の下水処理場の処理工程からの放出および移動量 (t/y)

放出・移動箇所	放出・移動量
大気	-
水域	3.3-3.7
事業所外 (移動) (活性汚泥として)	$97\text{mg/kg-dry} \times 197.7 \times 10^4$ (DS-t/y) =19

(フタル酸エステル類リスク評価管理研究会推算)

2000 年度の年間発生活泥量(国土交通省都市・地域整備局 HP)

下水処理場における、大気中の DEHP のモニタリングデータは調査した範囲では入手できなかったため、下水処理場において大気中および水中の DEHP は定常状態に達していると仮定し、大気への放出は考慮しないものとする。

「平成 12 年度下水道における内分泌攪乱化学物質 (環境ホルモン)に関する調査の結果について」によると、DEHP の下水処理場における濃度測定は、1998(平成 10)年度より 3 年間にわたって全国 47 処理場で行われた。この時の流入下水中濃度の中央値は  $12 (\mu\text{g/L})$ 、流出水中のそれは  $0.4 (\text{tr}) (\mu\text{g/L})$ であった(検出下限値  $0.2$ 、定量下限値  $0.6 \mu\text{g/L}$ )。第 5 章のモニタリングデータを見ても、中央値は  $0.2 \sim 1.5 (\mu\text{g/L})$ の範囲であるので、ここでは代表値として  $0.4 (\mu\text{g/L})$ を採用する。また DEHP の下水処理場を介した減少率は 3 年間の調査で  $47 \sim 99\%$ であり、中央値は  $97\%$ であったので、除去率として  $97\%$ を採用する。

下水道には、公共下水道、特定環境保全公共下水道、特定公共下水道、流域下水道があり、平成 12 年度版下水道統計要覧によると、公共下水道で運転開始処理場数は、910 処理場である。ここでは、公共下水道の一次処理、二次処理、高度処理の 3 種全ての処理方法の年間処理水量を用いる。2000(平成 12)年度の年間処理水量は下水道統計要覧より、 $9,359,813 (\text{千 m}^3/\text{y})$ であった(日本下水道協会, 2002)。

下水処理場からの DEHP の年間放出量は以下のように推算される。

(流入下水中 DEHP 濃度に除去率を考慮した場合)

$$12 (\mu\text{g/L}) \times 9,359,813 \times 10^3 (\text{m}^3/\text{y}) = 110 (\text{t/y})$$

$$110 (\text{t/y}) \times 0.03 = 3.3 (\text{t/y})$$

(流出下水中 DEHP 濃度のみを考慮した場合)

$$0.4 (\mu\text{g/L}) \times 9,359,813 \times 10^3 (\text{m}^3/\text{y}) = 3.7 (\text{t/y})$$

ゆえに、全下水処理場に流入する DEHP は年間 110 トンとなり、処理後、DEHP が年間  $3.3 \sim 3.7$  トン放出されることが考えられる。

下水汚泥に吸着している DEHP は、焼却処理の際には消滅すると考えられるが、一部は直接埋立や農地利用、建設資材に利用されており、それらの情報については調査が必要である。

また同様の国土交通省の調査より、家庭系排水(団地汚水処理場流入下水)中 DEHP の濃度範囲は、11, 12 ( $\mu\text{g/L}$ ) ( $n=2$ )であった。この 2 試料の結果は、工場排水を処理している下水道を含めた全国調査の流入下水濃度の中央値と比較すると、同程度の濃度であることを示している。

2001 年度末の下水道処理を含めた汚水処理施設の整備率は 73.7%であり(農林水産省・国土交通省・環境省,2002)、処理施設が普及していない残りの 3 割程度のところでは、家庭系排水や未処理の工場排水がそのまま河川へと流入している。これらの負荷あるいは合併浄化槽等の汚水処理施設を介した処理水、大雨時などの下水道越流水の負荷は、その流量や除去率が不明なため、本報告書では評価は行わない。しかし、時系列的あるいは局所的な DEHP の放出量と考えた場合には、これらの放出箇所、処理設備の DEHP の除去率あるいは未処理で放流している地域の工場の有無、越流水の発生規模、人口等の調査や環境モニタリングデータが必要である。

### 8.2.7 廃棄物処分場

軟質 PVC 樹脂製品を中心とした DEHP 含有製品は、製品の使用頻度、製品寿命により適宜廃棄処理されるが、一般的にそれらは、一般廃棄物と産業廃棄物に分けられ、焼却処理または埋め立て処理がなされる。

ダイオキシン類特別措置法により、国内の焼却処理施設の焼却温度は 800 近いと考えられるが、DEHP 含有製品が焼却処理されたときの DEHP の放出量に関する知見はない。前述の図 8.2.6-2 に示したように下水処理場から出る廃汚泥の焼却処理に伴う排ガス中の DEHP 濃度は、 $0.1 \sim 0.6 (\mu\text{g/Nm}^3)$ であり、焼却灰中では検出限界以下であった。しかし、一般的に 800 付近では DEHP は燃焼・消滅すると考えられる。ここでは焼却処理場からの DEHP の大気への放出は無いとし、その飛灰、残灰中にも DEHP は含まないとするが、実態を把握するための調査は必要である。

また、廃棄物は中間処理を挟み、最終的に安定型、管理型、遮断型の 3 つの最終処分場のいずれかにたどり着いて、最終的に埋め立てられる。処理工程の概略を図 8.2.7-1 に示す。

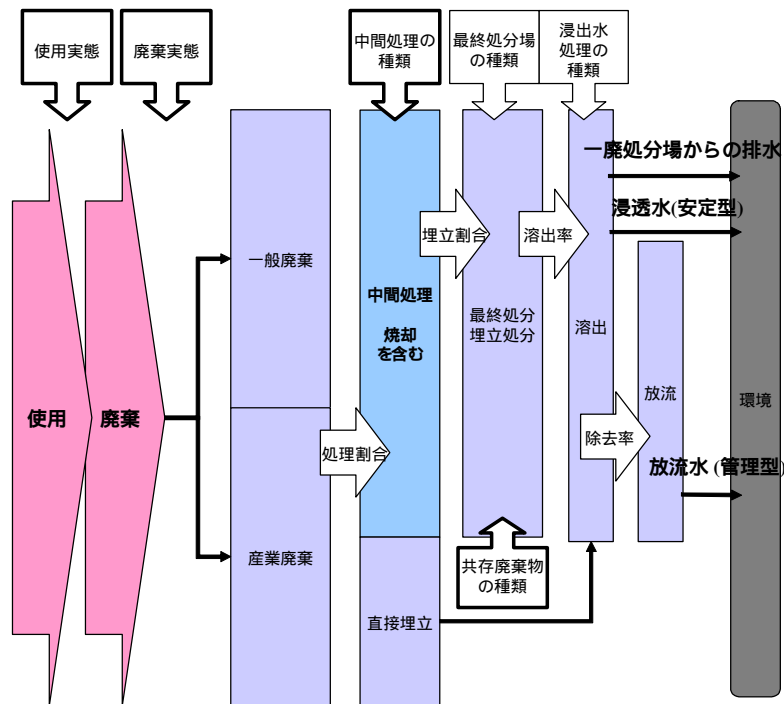


図 8.2.7-1 廃棄物処理工程

PVC樹脂を中心としたDEHP含有製品は、産業廃棄物の場合は、安定型および管理型産業廃棄物最終処分場(農業用ビニルやPVC製管などは安定型、シュレッダーダストや建設系混合廃棄物などは管理型)へ、一般廃棄物の場合は、一般廃棄物最終処分場へ行く。

本報告書では最終処分場におけるDEHPの放出量を推定し、それ以外の工程からの放出は、最終製品からの放出に含有されると仮定する。

また、ここではDEHP含有製品からの溶出試験結果を用いて、廃棄物処分場における環境モニタリング結果を基に推定する。それらの情報については、独立行政法人国立環境研究所の特別研究報告書およびいくつかの論文を基にしている。

対象となる廃棄物には、DEHP製造・貯蔵・輸送時の廃棄物(残渣、活性炭および活性汚泥)、加工工程での廃棄物(不良品、活性炭、活性汚泥)、廃棄された最終製品、下水処理場の活性汚泥、廃棄物処分場の活性炭および活性汚泥がある。各工程において、これらの廃棄物としての移動量を把握してきたが、埋立処分される割合についてのデータが得られなかったため、ここでは埋め立てられたこれらの廃棄物からの大気への放出量を考慮していない。

また、対象とした廃棄される最終製品は、PVC樹脂製品の中で、8.2.5と同様に一般フィルム・シート、農業用ビニル、レザー、電線被覆、ホース・ガasket、履物、壁紙、床材の8種類とする。

PVC樹脂の国内の廃棄量は、社団法人プラスチック処理促進協会が公表している「プラスチック製品・廃棄物・再資源化フロー図」を参照し(プラスチック処理促進協会, 2002)、廃プラスチックの処理フローから軟質塩ビの最終埋め立て処分場へ廃棄される量を推定する。

それによると、2001年度の国内の廃プラスチックの総排出量は1,016万トンである。その内、一般廃棄物が538万トン、産業廃棄物が489万トンである。一般廃棄物538万トン中168万トンが単純焼却され、98万トンが埋め立てられる。一方、産業廃棄物489万トン中24万トンが単純焼却され、192万トンが埋め立てられる。よって全体としては289万トンと廃プラスチック全体の28%が最終的に埋め立てられることになる。

廃プラスチックの1,016万トンの内、PVC樹脂の割合は11.6%の約120万トンである。その中のDEHP含有軟質塩ビ8用途の割合についてはわかっていないので、推定を行うこととする。

軟質塩ビの廃棄量は製品寿命およびリサイクル率に関係する。まず、軟質塩ビが製品として使用されなくなった量、その発生量からDEHPの8.2.7最終製品使用の軟質塩ビ8用途についての量が求められており、1976～2001年度までに発生した廃棄PVC樹脂製品中DEHPの総量は250万トンであり、2001年度だけとして発生したのは14万トンである(図8.2.7-2、表8.2.7-1)。

ただし、ここでは各最終製品の経年的なりサイクル率に関する情報が得られなかったため、考慮していない(第4章において農業用ビニルについては得られている)。

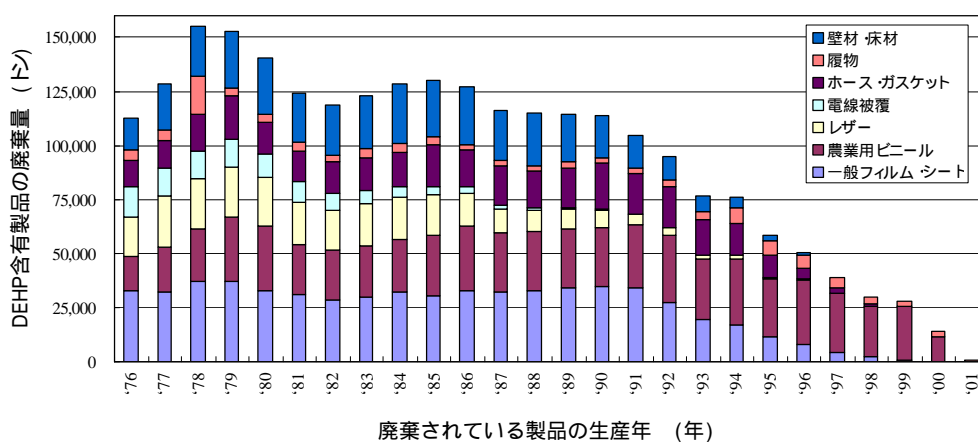


図8.2.7-2 1976-2001年度までに廃棄されたDEHP含有製品

表8.2.7-1 1976-2001年度までに廃棄された軟質PVC樹脂製品中のDEHP量 (t)

最終製品	1976-2001年までに廃棄された製品中のDEHP量
一般フィルム・シート	620,000
農業用ビニル	650,000
レザー	270,000
電線被覆	100,000
ホース・ガスケット	330,000
履物	110,000
壁材	390,000



床材 (カーペット)	
合計	2,500,000

(フタル酸エステル類リスク評価管理研究会推算)

前述した廃プラスチック全体の最終処分場への埋立率である 28%を、これら PVC 樹脂製品の最終埋め立て処分場まで到達する製品の処分率と同一とし、さらに 1976～2001 年の間で一定と仮定する。この値を軟質 PVC 樹脂製品中の DEHP 量 250 万トンに乗ずると、軟質塩ビ(8 用途)中の DEHP70 万トンが 1976～2001 年度までに全国で埋め立てられていることになる。この時、廃棄物としての移動は、廃棄後 1 年以内に行われるという仮定と、DEHP の埋め立て処分場内での分解や揮発、流出等による減少分を考慮しないという仮定が置かれている。

その軟質 PVC 樹脂廃棄物中 DEHP70 万トンは、基本的には安定型処分場で埋め立てられるが、現状はどの種類の最終埋め立て処分場に行ったかは本報告書で調査した範囲では不明である。ここでは、2001 年までに廃棄された軟質 PVC 樹脂廃棄物中の DEHP70 万トンは、一般廃棄物としては安定型処分場へ、産業廃棄物としては安定型と管理型処分場で処理されたとして、最終処分場からの 2 種類の放出量 (大気と水域)を求める。

仮に、大気への放出係数を製品からの放出と同様と仮定し、それは気象条件や埋立廃棄物の性状、埋立構造に依存せず、0.05 (wt%/y)とすると、埋立処分された最終製品からの大気への放出量 350 トンとなる。しかし、実際にはこのような仮定は非現実的であり、また「DEHP のように油性が強く、固相への分配係数が高く、蒸気圧が小さい化学物質は、大気に輸送されるよりは、圧倒的に浸出水の方に輸送される」(田中, 2000)といった専門家による評価もなされており、大気への DEHP の放出に関しては未確定な部分が多い。従って本章では、大気への放出は未確定として考え、さらなる調査が必要である、とする。

水域への放出は、第 5 章の環境モニタリング結果の代表的な濃度と年間放流量を乗じて算出する。ここでは放流量は浸出水量と等しいとする。

一般に浸出水は、降雨浸透水、層内圧密水、有機物分解水の 3 つが発生源となる。浸出水量は、気象条件や埋立廃棄物性状、埋立構造の影響を受けるが、簡便的に以下の式により計算される(廃棄物学会, 1996)。

$$Q=C \times I \times A \times 10^{-3}$$

Q:浸出水量(m<sup>3</sup>/d)、I:降雨量(mm/d)、C:浸出係数(-)、A:集水面積(m<sup>2</sup>)

日内浸出水量を求める上式を拡張し、降雨量に年平均降雨量を用いることで、PVC 樹脂が埋め立てられた最終処分場からの年間平均浸出水量を求め、廃棄物処分場からの DEHP の年間放出量を求める。また、浸出係数は 0.1～0.8 とかなり幅が広いことが知られているが、平均的には 0.5 前後となっていることから、ここでは 0.5 を用いる。集水面積について、環境省の調査結果から一般廃棄物管理型処分場が 50,000 (千 m<sup>2</sup>)、また HP 上の情報から産業廃棄物安定型処分場が 25,000 (千 m<sup>2</sup>)、管

理型処分場が 50,000 (千 m<sup>2</sup>)と推定し、これらの値を用いる(環境省, 2003; 最終処分場の現況 HP 参照)。なお、処分場の面積については、休止した施設を含み、廃止した施設を含んでいない。また、第 5 章より廃棄物処分場からの放流水中の DEHP 濃度の中央値は、1 (μg/L)である。

独立行政法人国立環境研究所の特別研究報告によると、1994～1995 年度に採取した浸出水中の DEHP 濃度は、1994 年度に 8 試料採取し、検出率 12.5%、中央値濃度 2.510 (μg/L)、1995 年度は 11 試料で、検出率 72.7%、中央値濃度 1.350 (μg/L)であった(国立環境研究所, 1998)。

また、安原らは、廃棄物埋立地からの浸出水中からの様々な化学物質を検出し、その中で産業廃棄物安定型処分場の浸出水から DEHP 濃度として 2 (μg/L)が検出されている(安原ら, 1993)。

また、山田らは、7 つの処分場からの浸出水を化学分析しており、その中で一般廃棄物の管理型処分場に置いて DEHP の濃度を測定している(山田ら, 1999)。この処分場では、焼却灰、廃建材、産業廃棄物等が埋め立てられている。表 8.2.7-2 に示す。

表 8.2.7-2 廃棄物処分場からの浸出水の DEHP 濃度 (山田ら, 1999)

種類	DEHP 濃度 (μg/L)	埋立区域毎の年数, ごみの種類等
A-1 浸出水原水	42	埋立開始後 24 年, 埋立終了後 10 年
A-2 浸出水原水	110	埋立開始後 20 年, 埋立中
A-3 浸出水原水	55	埋立開始後 16 年, 埋立中
A-4 浸出水原水	74	埋立開始後 8 年, 埋立中
A 処理原水	260	-
A 凝集沈殿処理後の処理水	97	-
A 活性汚泥処理後の処理水	33	-

この文献からは活性汚泥処理後の処理水中濃度として、33 (μg/L)が検出されている。

従って、一般廃棄物処分場からの代表的な処理水中濃度として 33 (μg/L)を、産業廃棄物安定型処分場からは 2 (μg/L)を、産業廃棄物管理型処分場からは 1 (μg/L)を仮定し、推算を行う。なお、国内の年間雨量は 1,700mm であり、その内の 606mm が蒸発散するので(国土庁(現国土交通省)長官官房水資源部, 2000)、降雨量として 1,094mm を用いる。

水域への放出：

$$\begin{aligned} \text{一廃処分場} & ; 33 (\mu\text{g/L}) \times 10^3 \times 0.5 \times 1,094(\text{mm/y}) \times 50,000 \times 10^3(\text{m}^2) \times 10^{-3} \\ & = 0.9 (\text{t/y}) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{産廃安定型} & ; 2 (\mu\text{g/L}) \times 10^3 \times 0.5 \times 1,094(\text{mm/y}) \times 25,000 \times 10^3(\text{m}^2) \times 10^{-3} \\ & = 0.03 (\text{t/y}) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{産廃管理型} & ; 1 (\mu\text{g/L}) \times 10^3 \times 0.5 \times 1,094(\text{mm/y}) \times 50,000 \times 10^3(\text{m}^2) \times 10^{-3} \\ & = 0.03 (\text{t/y}) \end{aligned}$$

以上より、廃棄物処分場からの大気及び水域への放出量を推算した結果を表 8.2.7-3 に示す。管理型の処分場で処理された DEHP を含む活性汚泥の量、廃棄先についての情報は得られていない。

表 8.2.7-3 2001 年度の廃棄物最終処分場からの放出および移動量 (t/y)

放出・移動箇所	放出・移動量
大気	-
水域	1
事業所外(移動) 活性汚泥	-

### 8.3 まとめ

それぞれの放出源からの放出量を推算した結果を表 8.3-1、推定に用いた仮定を表 8.3-2 に示す。

表 8.3-1 2001 年度のそれぞれの放出源からの放出および移動量 (t/y)

仮定される放出源 / 放出先	大気	水域	廃棄物
DEHP 製造工程	0.004	0.02	0.8
PVC 樹脂加工工程	180	0.001	1,000
PVC 樹脂以外の樹脂加工工程	-	-	-
プラスチック製品以外の加工工程	-	-	-
二次加工工程	最終製品に含むと仮定	最終製品に含むと仮定	最終製品に含むと仮定
最終製品('76-'01 に生産された PVC 樹脂製品 8 用途)	900	屋外：20-170 屋内：下水処理場へ	460,000
下水処理場	-	3.3-3.7	19
廃棄物処分場	-	1	-

「-」：未調査

表 8.3-2 用いた仮定

仮定した放出源 / 放出先	大気	水	廃棄物
DEHP 製造工程	状態方程式から推定	1 社の実測値から推定	経験的な値から推算
PVC 樹脂加工工程	日本ビニル工業会提出データ	日本ビニル工業会提出データ	日本ビニル工業会提出データ
PVC 樹脂以外の樹脂加工工程	-	-	-
プラスチック製品以外の加工工程	-	-	-
二次加工工程	最終製品に含むと仮定	最終製品に含むと仮定	最終製品に含むと仮定

最終製品 (’76-’01 に生産された PVC 樹脂製品 8 用途)	8 製品からの放出量を EU リスク評価書の放 出係数を用いて算出	下水処理場への流入水 に内包されると仮定	耐用年数を製品寿 命とし、その廃棄量 が正規分布すると 仮定し廃棄量を求 めた。
下水処理場	モニタリングデー タが無い ため	実測値に国内全 ての下水処理水 量を乗じた	-
廃棄物処分場	情報不足のため 未確定とした	モニタリング結 果に処理水量、 処分場面積を乗 じた。	-

「-」: 未調査

表 8.3-1 の数値からは、大気においては、軟質 PVC 樹脂製品の加工から使用にいたるライフサイクルからの DEHP 放出が、大気の DEHP 濃度に寄与していると考えられた。

また水域においては、製造および加工工程からの放出量は小さく、製品の使用工程における放出が寄与していると考えられた。

ただし、加工工程の放出量に比べ、使用工程からの推計放出量は不確実性が大きいと考えられる。

特に、放出量の推定において不確実性のある部分は、PVC 樹脂製品からの大気および水域への放出の部分である。

そのためには、1) DEHP の分析方法の向上、2) DEHP の製品からの放出のメカニズムの解明、3) 溶出試験からの年間放出量推計手法のさらなる開発が必要である。

それとともに、軟質 PVC 樹脂製品に着目し、表面積や厚みに関するデータや、製品使用後にいつ、どこでリサイクルまたは廃棄され、どのように処理されるかといった実態調査が望まれる。

その他に、各工程の移動量としての廃棄物中の DEHP 量は放出量を上回っている。本章において、その量が不明だった箇所については「-」で示した。これらが適正に焼却された後、埋立処理されているというシナリオを肯定するデータは今後必要であろう。廃棄物処分場での挙動については、本章では取り上げなかったが、EU においてはさらに解析が進んでいるので(ARGUS, 2000)、これを参考として検討を行う必要がある。

また未調査のその他の工程については、用途別使用量から寄与が少ないと考え、考慮しなかったが PRTR データ等で補完して解析する必要がある。

本章では、各ライフステージからの全国の放出量の推定を目的としており、放出後の挙動、特に環境中での分解といった環境動態を解析の対象としていないが、放出シナリオを基に、PRTR データ等とともに全国レベルでの DEHP の放出量を用いて、次の第 9 章「モデルによる濃度計算」を例

とした濃度推計を行い、その値と第5章「環境モニタリングデータ」との比較を行い、放出シナリオの検証をする必要がある。

## 参考文献

- ARGUS (2000), "The Behavior of PVC in Landfill", European Commission DCXI.E.3
- EU (2001) "Risk Assessment bis(2-ethylhexyl)phthalate Consolidated Final Report" Chapters 0-3, 4-6"
- ENVIRON corporation (1988) "INDOOR DEHP AIR CONCENTRATIONS PREDICTED AFTER DEHP VOLATILIZES FROM VINYL PRODUCTS"
- USE CATEGORY DOCUMENT PLASTICS ADDITIVES Revised Draft for Discussion (1998), pp.58-65
- 化学工学会(2001), "平成 12 年度化学物質国際規制対策推進等(PRTR 算出マニュアル)調査報告書 参考資料 産業界の PRTR 活動の概要", 平成 13 年 3 月
- 化学工学会(2002), "平成 13 年度化学物質国際規制対策推進等(PRTR 算出マニュアル)調査報告書 化学物質排出量等算出マニュアル", 平成 14 年 3 月
- 化学物質評価研究機構 (2002a), "化学物質の初期リスク評価書 暫定版 No.7 フタル酸ビス(2-エチルヘキシル)", (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業), (<http://www.safe.nite.go.jp/siryoku/project/main.html>)
- 化学物質評価研究機構 (2002b), "化学物質の初期リスク評価書 暫定版 No.4 4,4'-イソプロピリデンジフェニール(別名 ビスフェノール A)", (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業), (<http://www.safe.nite.go.jp/siryoku/project/main.html>)
- 化学物質評価研究機構 (2002c), "化学物質の初期リスク評価書 暫定版 No.1 ノニルフェノール", (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業) (<http://www.safe.nite.go.jp/siryoku/project/main.html>)
- 化学物質評価研究機構編 (2002d), "化学物質ハザード・データ集", 経済産業省化学物質管理課監修, 第一法規出版
- 化学物質評価研究機構 (2003) "化学物質の初期リスク評価書 暫定版 No.22 ホルムアルデヒド" (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業)
- 環境省 (2003) 日本の廃棄物処理 平成 12 年度版 平成 15 年 1 月
- 国土交通省都市・地域整備局下水道部 HP <http://www.mlit.go.jp/crd/city/sewerage/>
- 国土交通省下水道局 (2001) 平成 12 年度下水道における内分泌攪乱化学物質(環境ホルモン)に関する調査の結果について
- 国土庁(現国土交通省)長官官房水資源部 (2000) 平成 12 年度版 日本の水資源 大蔵省印刷局
- 国立環境研究所 環境ホルモンデータベース <http://w-edcdb.nies.go.jp/>
- 国立環境研究所特別研究報告 (1998), "廃棄物埋立処分に起因する有害物質暴露量の評価手法に関する研究", pp.4-5
- 最終処分場の現況 HP, URL:[http://www.asahi-net.or.jp/~XJ6T-TKD/env/f\\_haiki/hsyobunj.html](http://www.asahi-net.or.jp/~XJ6T-TKD/env/f_haiki/hsyobunj.html)
- 田中信壽 (2000), "環境安全な廃棄物埋立処分場の建設と管理", 技報堂, pp.217-222
- 中井和彦ら (2000), "塩化ビニル樹脂のストック量と廃棄量の予測およびマテリアルフローの解明", 第 28 回環境システム研究論文発表会講演集, pp.113-120
- 日本下水道協会 (2002) "平成 12 年度版下水道統計要覧第 57 号の 3"
- 農林水産省・国土交通省・環境省 (2002) "平成 13 年度末の汚水処理施設整備状況", 平成 14 年 8 月 21 日公表

廃棄物学会 (1996) “廃棄物ハンドブック”pp.431-435

福井博 (1994), “埋立地浸出水中に含まれる有機化合物に関する研究-塩化ビニル製しゃ水シートから溶出する有機化合物-“, 廃棄物学会論文誌, VOL.5, No.5, pp.175-184

プラスチック処理促進協会 (2003) “プラスチック製品の生産・廃棄・再資源化・処理処分状況 2001年”

安原昭夫ら (1993) “廃棄物埋立地浸出水中の化学成分(第3報)”, 環境化学, Vol.3, No.3, pp539-547

山田和哉ら (1999) “異なる形式の廃棄物処分場の浸出水中の微量有機成分の計測とその浸出水処理過程での挙動”, 水環境学会誌, 22, 1, pp.40-45



## 第9章 モデルによる濃度計算

### 9.1 はじめに

環境中に放出される DEHP のヒト健康リスクを評価する場合、平均一日摂取量に関する情報が必要となる。化学物質の曝露濃度や摂取量は下記の3方法で一般に推定される（U.S. EPA、1992）。

- ・シナリオ評価法

測定や数理モデルで推定した大気、土壌、表層水等の環境媒体中の化学物質濃度からヒトが吸入、摂食、接触する空気、食物、飲料水、土壌等の曝露媒体中の化学物質濃度を推定する。さらに、曝露経路を想定し、被曝者の体重、呼吸、食物摂食速度、曝露時間、頻度等の曝露係数を用いて平均一日摂取量を推定する。この曝露評価に使用される一連の仮定を曝露シナリオという。この方法は他の2法に比べ低コストで、対策によるリスク削減効果の解析にも適する

- ・接触点測定法

ヒトの外部境界（鼻・口・皮膚）で接触する空気、食物、飲料水、皮膚付着物等の曝露媒体中の化学物質濃度から摂取量を推定する。曝露濃度を測定するため調査期間中の摂取量を正確に推定できる。短期間の測定結果から長期平均摂取量を推定する場合には仮定が必要となる

- ・再構築法

化学物質が内部境界（肺・消化器官・皮膚）を通過し体内吸収されたことを直接的に示す血液、母乳、尿等の生体試料中の化学物質濃度やバイオマーカーを測定し、濃度やバイオマーカー指標から体内負荷量（化学物質の体内存在量）や体内用量を推定する。さらに吸収率を考慮して摂取量と関係づける。化学物質の体内吸収、組織分布、代謝、排泄のデータが必要である

リスクの現状を評価し、有効なリスク削減対策を選定する場合、一般にシナリオ評価法に基づく曝露評価が用いられるが、多くの場合、測定値だけで評価、選定できることは稀であり、数理モデルによる補完が必要となる。環境生態系へのリスクを評価する場合にも、環境媒体中濃度が必要となる。DEHP に関しては、様々な環境モニタリングが実施されており、曝露評価は可能であるかもしれないが、有効なリスク削減対策を選定するためには数理モデルが必要となる。

有機化学物質の環境動態を推定する数理モデル（環境動態モデル）の開発は1970年代中頃から始まり、1980年代に主要なモデルが開発された。そして1990年代以降は様々な環境動態モデルが曝露評価に用いられている。

本章では、DEHP のヒト健康及び生態リスク詳細評価の際の枠組みを考えるため、気象・環境パラメータに平均的な値を用いる簡略化モデル（Simplified fate model）により DEHP の主要環境動態プロセスを明確にし、詳細曝露評価で使用するモデルについて考察した結果を示す。

## 9.2 DEHPの大気中動態

### 9.2.1 浮遊粒子への吸着

大気中の浮遊粒子への吸着率 ( $faer$ ) は、Junge 式で計算できる (EC, 1996)。

$$faer = \frac{CONjunge \cdot SURFaer}{VP_L + CONjunge \cdot SURFaer}$$

ここで、 $VP_L$  は液体状態の蒸気圧、 $CONjunge$  は Junge の定数、 $SURFaer$  は浮遊粒子の表面積であり、 $CONjunge \cdot SURFaer = 10^{-4}$  Pa である。 $VP_L$  は、物質が環境温度 ( $TEMP$ ) で液体の場合には、蒸気圧 ( $VP$ ) を用いる。

$$VP_L = VP$$

一方、固体の場合は、融点 ( $TEMPmelt$ ) で補正した過冷却液体状態の値 ( $VP_L$ ) を用いる。

$$VP_L = VP \cdot \exp \left[ 6.79 \left( 1 - \frac{TEMPmelt}{TEMP} \right) \right]$$

DEHP の場合、 $TEMPmelt = 218$  K ( -55 )、 $VP = 3.4 \times 10^{-5}$  Pa であり、 $faer$  は 0.75 となる。中澤ら (2000) によれば、ガラス繊維フィルター (GF) または石英繊維フィルター (QF) と炭素繊維フィルター (CF) を用いて捕集した屋外大気中 DEHP 濃度は表 9.2.1-1 のようになっている。

表 9.2.1-1 屋外大気中の DEHP 濃度

	夏季、気温 25.6 ~ 32.7			冬季、気温 7.5 ~ 13.7		
	GF	CF	GF+CF	GF	CF	GF+CF
DEHP	(22)	95	120	(34)	<12*	(44)

( ) : 検出下限値以上の値、\* : 検出下限

GF(QF)には粒子状及びガス状物質が捕集され、CFにはガス状物質が捕集されることから、仮にガス状物質が全てCFに捕集されたとすれば、 $faer$ は、0.21(夏季)~0.77(冬季)となる。

### 9.2.2 沈着

乾性沈着は、粒子の重力沈降、粒子やガスの衝突、乱流拡散、ブラウン運動、分子拡散等による化学物質の大気圏からの除去過程をいう。これらの過程を全て数式化することは、あまりにも複雑なため、下記に示す沈着速度 ( $Vd$ ) という概念が導入される。

$$Vd = \frac{\text{単位面積への毎秒当りの沈着量}}{\text{地表面上の空気中の単位体積当りの濃度}}$$

表 9.2.2-1 に、代表的な粒子とガスの乾性沈着速度を示す。

表 9.2.2-1 粒子及びガスの乾性沈着速度

粒子の沈着速度 (DRP)			ガスの沈着速度 (DRG)	
速度、cm/s	粒径、 $\mu\text{m}$	表面	速度、cm/s	表面
0.03	0.1	草	2.5	草
0.03	1	草	1.2	草
0.1	2	草	0.8	草
0.8	5	草	2.3	雪

湿性沈着は、粒子やガスの降雨水への捕捉による大気圏からの除去過程をいう。落下中の雨滴が一部の浮遊粒子を慣性衝突により捕集する。粒子径が小さいと雨滴の捕集効率は低い。重力作用で水滴が落下後ある時間が経過し、一定となった落下速度を終端速度 (*RFS*) という (表 9.2.2-2)。

表 9.2.2-2 雨滴の終端速度

雲粒と雨滴の半径、 $\mu\text{m}$	個数、 $1/\text{cm}^3$	終端速度、 $\text{cm/s}$
10 (典型的な雲粒)	1000	1
50 (大きな雲粒)	1	27
100 (雲粒と雨滴の境目)	0.1	70
1000 (典型的な雨滴)	0.001	650

大気中のガス態及び粒子吸着態の雨滴への捕集率 (*frs*) は、次式で計算される。

$$frs = (Wc_v \cdot (1 - faer) + Wc_p \cdot faer) Rain_a$$

ここで、 $Wc_v$  はガス態の捕集率であり、ヘンリー則定数の逆数 ( $1/H$ ) に等しい。 $Wc_p$  は粒子吸着態の捕集率で 200000 が用いられる。 $Rain_a$  は大気中の雨滴の容積比であり、降雨量 (*RAINFALL*) を *RFS* で除した値である。

乾性及び湿性の沈着速度定数 (*DDR*、*DWR*) はそれぞれ、次式で求められる。

$$DDR = \frac{(1 - faer)DRG + faer \cdot DRP}{He} (1 - Frs)$$

$$DWR = \frac{(1 - faer)Wc_v + faer \cdot Wc_p}{He} \cdot RAINFALL$$

ここで、 $He$  は大気相の混合層高度である。

DEHP のヘンリー則定数 ( $H$ ) は 0.0019 であるため、混合層高度が 500 m の場合、表 9.2.2-3 に示すように、全沈着速度にはガス態の乾性沈着と粒子吸着態の湿性沈着が大きな寄与をする。

表 9.2.2-3 粒子吸着率の変化に伴う沈着速度定数の変動

<i>faer</i>	乾性沈着速度定数、 $\text{day}^{-1}$		湿性沈着速度定数、 $\text{day}^{-1}$	
	ガス態	粒子吸着態	ガス態	粒子吸着態
0.21	1.09	0.01	0.003	0.35
0.75	0.35	0.04	0.001	1.23
0.77	0.32	0.04	0.001	1.27

### 9.2.3 分解

U.S. EPA の Estimation Program Interface (EPI) Suite の OH ラジカルとの反応速度定数推算プログラム (AOPWIN) によれば、DEHP の OH ラジカルとの反応速度定数は  $2.2 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/\text{molecule/s}$  と推算された。大気中 OH ラジカル濃度を  $1 \times 10^6 \text{ molecule/cm}^3$  とすれば、大気中での半減期は 3.6 日となるが、ガス態としては 0.23 (冬季) ~ 0.79 (夏季) 存在していることから、正味の半減期は 4.6 ~ 15.6 日 (1 次反応速度定数:  $0.04 \sim 0.15 \text{ day}^{-1}$ ) 程度となる。

一方、EU のリスク評価書 (EU, 2001) では、大気中での半減期として、1.2、0.32、1.07、<1 日という報告があると記載されており、EUSES の計算にも半減期 1 日 が用いられている。このため、本章でも半減期 1 日 (分解速度定数:  $0.693 \text{ day}^{-1}$ ) を計算に用いた。

### 9.2.4 移流

移流は、大気中のガス態と粒子吸着態物質の輸送に關与する。化学物質の移流速度 ( $Nadv$ ) は次式で表わされる。

$$Nadv = Ga \cdot Ca$$

ここで、 $Ga$  は風速から求められる空気流量、 $Ca$  は大気中化学物質濃度である。

10 km 四方の底面を持つ大気相(混合層高度:500 m)のある一辺から風が吹き込むとすれば、移流の1次速度定数は風速により表 9.2.4-1 のように変化する。

表 9.2.4-1 風速の変化に伴う移流速度定数の変動

風速、m/s	移流速度定数、day <sup>-1</sup>
1	8.6
2	17.3
3	25.9
4	34.6
5	43.2

### 9.2.5 大気中濃度

大気中における DEHP の動態をまとめると図 9.2.5-1 のようになる。

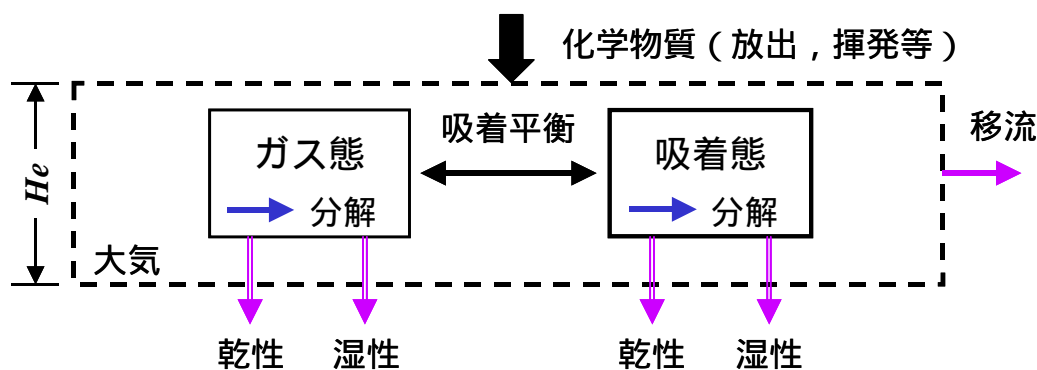


図 9.2.5-1 DEHP の大気中での動態に關与するプロセス

図 9.2.5-1 の大気モデルを用い、東京都、神奈川県、群馬県での大気中濃度を推定した。DEHP の大気への放出は DEHP 含有塩ビ製品のストック分に起因すると仮定した。第 8 章に記載された 1976 年以降の年別 DEHP 出荷量(可塑剤工業会提供データ)と DEHP 含有塩ビ製品の寿命関数を用いて、DEHP ストック量の経年変化を推計した(図 9.2.5-2)。この際に 2002 年以降 2006 年までは 2001 年の製品別出荷量が維持されると仮定した。推計されたストック量に EU のリスク評価で使用されている気散率 0.05w%/年を乗じて大気放出量とした。移流により濃度が大きく変動するため、1998 年度気象庁年報データに基づく風速の頻度分布(ガンマ分布(表 9.2.5-1))を考慮して大気中濃度を求めた。着目する混合層は高度 500m で 10km 四方の底辺の大気相であり、大気への DEHP 放出速度は、一般フィルム・シート、農ビ、電線被覆、建材及び壁紙等の使用時に大気中に放出されるとして推定したわが国全体での大気放出速度(935 ton/year)を全国の世帯数(総務省、2001)で除し、商に各都県の世帯数を乗じることにより求めた。本来

は、一般住宅とオフィスの総床面積がより妥当な PVC 製建材・壁紙の使用量の指標と考えられるが、適切な情報が未収集のため、世帯数で代用した。結果を表 9.2.5-2 に示す。

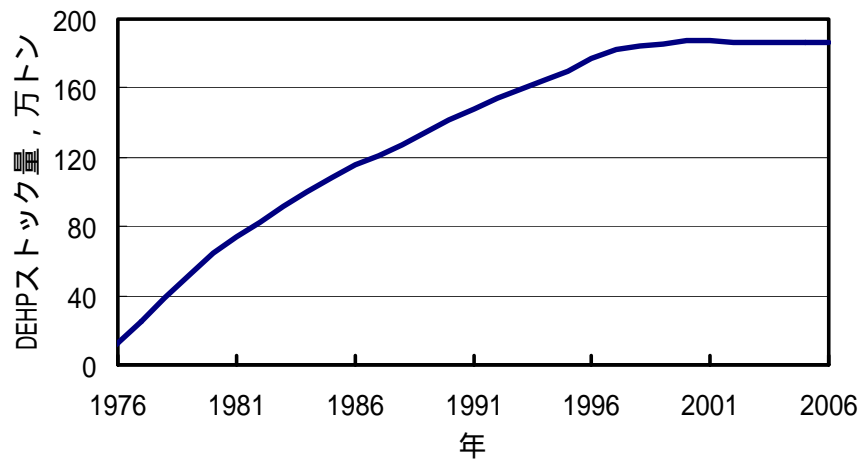


図 9.2.5-2 塩ビ製品中 DEHP ストック量の経年変化

表 9.2.5-1 風速の頻度分布パラメータ

分布パラメータ	東京	神奈川	群馬
位置	1.19	1.56	0.71
尺度	0.50	0.78	0.50
形状	4.09	2.59	4.09

表 9.2.5-2 予想大気中 DEHP 濃度 (ng/m<sup>3</sup>)

	東京都	神奈川県	群馬県
大気中 DEHP 濃度			
5 パーセントイル	5.88	2.82	0.28
50 パーセントイル	9.59	4.95	0.49
95 パーセントイル	15.0	7.81	0.85
環境庁モニタリング結果 <sup>a</sup>			
工業地域	62	<33 ~ 42	<33
住宅地域	<33	<33 ~ 39	120
郊外地域	45	<33 ~ 37	39

a:平成 10 年度、環境庁外因性内分泌攪乱化学物質等大気環境調査

平成 10 年度の環境庁モニタリング結果と比較すると、東京都と神奈川県ではオーダー的にはほぼ一致するが、予測濃度は低めであり、群馬県ではかなり予測濃度は低い。この原因として、1)DEHP 製造事業所及び軟質 PVC 製造・加工事業所からの DEHP 大気放出を無視している、2)想定している大気相ボックス外からの DEHP の流入を無視している、ことが考えられる。

1976 年から 2006 年までの東京における DEHP 大気放出量の経年変化を示すと図 9.2.5-3 のようになる。

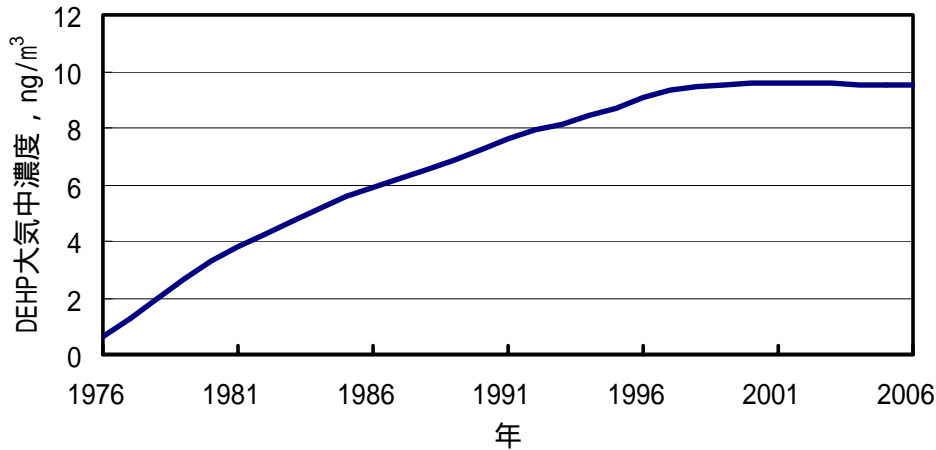


図 9.2.5-3 大気中 DEHP 濃度の経年変化(東京)

### 9.3 DEHP の土壌中動態

#### 9.3.1 分配

土壌は空気、水及び土壌粒子で構成されている。化学物質の各土壌構成要素への分配は下記の式で計算できる(図 9.3.1-1)。

$$f_{sa} = \frac{H \cdot \theta}{H \cdot \theta + \phi + K_{oc} \cdot OC_{so}(1 - \theta - \phi)DEN_{so}}$$

$$f_{sw} = \frac{\phi}{H \cdot \theta + \phi + K_{oc} \cdot OC_{so}(1 - \theta - \phi)DEN_{so}}$$

$$f_{ss} = \frac{K_{oc} \cdot OC_{so}(1 - \theta - \phi)DEN_{so}}{H \cdot \theta + \phi + K_{oc} \cdot OC_{so}(1 - \theta - \phi)DEN_{so}}$$

ここで、 $f_{sa}$ 、 $f_{sw}$ 、 $f_{ss}$  はそれぞれ、空気、水、粒子への化学物質の分配比である。 $\theta$ と $\phi$ はそれぞれ、土壌の空隙率と水分含有率であり、 $H$  はヘンリー則定数、 $K_{oc}$  は粒子中有機炭素への吸着定数 (L/kg) である。 $DEN_{so}$  は土壌粒子密度である。

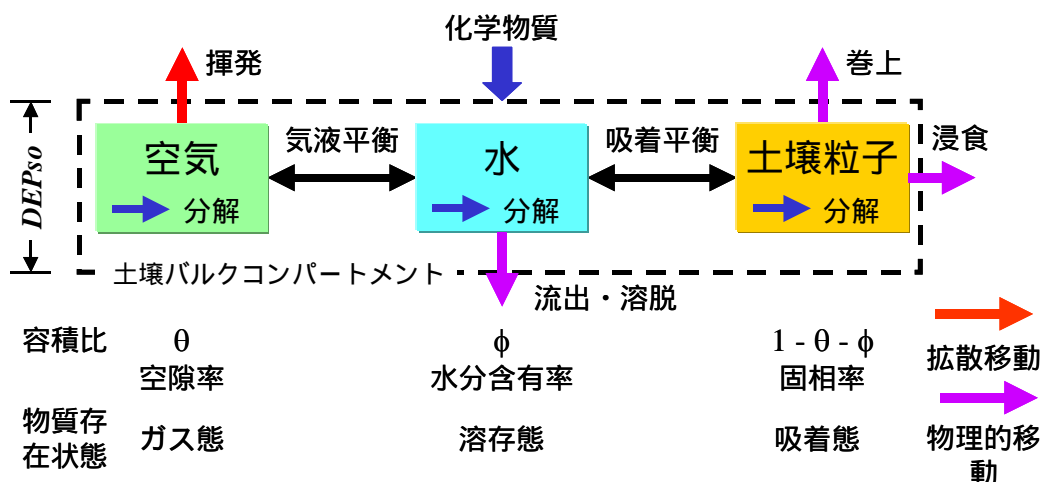


図 9.3.1-1 DEHP の土壌中での動態に関するプロセス

DEHP の  $K_{oc}$  値として、EU のリスク評価書に 63100 ~ 589000 L/kg (実験値) が報告されているが、EUSES の計算には、 $K_{oc} = 165000$  L/kg が用いられている。この値と表 9.3.1-1 の土壤パラメータを用い、各構成要素への分配比を計算した結果、 $f_{sa}=3 \times 10^{-7}$ 、 $f_{sw}=1 \times 10^{-4}$ 、 $f_{ss}=1.00$  となり、ほぼ全量が粒子に分配されることが明らかとなった。

表 9.3.1-1 土壤パラメータ

パラメータ	値
空隙率、-	0.33
水分含有率、-	0.27
粒子有機炭素含有率、-	0.022
粒子密度、g/cm <sup>3</sup>	1.6

### 9.3.2 揮発

土壤中の化学物質の揮発に対する 1 次速度定数 ( $k_{vol}$ ) は次式で計算できる。

$$k_{vol} = (1/k_a + 1/k_{sa})^{-1} / (DEP_{so} \cdot \theta)$$

ここで、 $k_a$  は大気側の質量移動係数 (デフォルト値: 5 m/h) で、 $k_{sa}$  は土壤空気側の質量移動係数 (デフォルト値: 0.001 m/h) であり、 $DEP_{so}$  は土壤の深さ (0.05 m) である。 $k_{vol}$  は  $0.36 \text{ day}^{-1}$  と算出されるが、 $f_{sa}=3 \times 10^{-7}$  であり、DEHP の実質的な土壤からの揮発による半減期は  $7 \times 10^6$  日と非常に長く、重要でないことがわかる。

### 9.3.3 溶脱と流出

降水が土壤中の間隙を流れることに伴う溶脱 (鉛直方向の水の浸透流に伴う土壤中溶存態物質の輸送) と流出 (地表傾斜面に沿った水流に伴う土壤中溶存態物質の輸送) の 1 次速度定数 ( $k_{le}$ 、 $k_r$ ) は次式で計算できる。

$$k_{le} = F / (DEP_{so} \cdot \phi)$$

$$k_r = R / (DEP_{so} \cdot \phi)$$

ここで、 $F$  は降水浸透量、 $R$  は降水流出量であり、降水量 ( $P$ ) = 蒸発量 ( $E$ ) + 浸透量 ( $F$ ) + 流出量 ( $R$ ) の関係がある。年間の降水量を 1.5 m/year、各々 1/4 量 (0.375 m/year) が浸透量と流出量とすれば、 $k_{le}$  と  $k_r$  はともに  $1.9 \times 10^{-2} \text{ day}^{-1}$  となる。しかし、 $f_{sw}=1.2 \times 10^{-4}$  であり、DEHP の実質的な土壤からの溶脱と流出による半減期は  $3 \times 10^5$  日と非常に長く、重要でないことがわかる。

### 9.3.4 浸食

浸食 (降水の流出に伴う土壤粒子の輸送) による化学物質の消失 1 次速度定数 ( $k_{er}$ ) は次式で計算できる。

$$k_{er} = ENRICH \cdot ERS / (DEP_{so} \cdot (1 - \theta - \phi))$$

ここで、 $ENRICH$  はエンリッチメント比 (浸食は、比表面積が大きく、有機炭素含有率も高い軽い粒子から先に起き、物質濃度は残存粒子中より浸食される粒子中の方が高い。この補正のため使用される。通常、1~5 の値)、 $ERS$  は降水による土壤浸食速度 (デフォルト値: 0.001 m/年) である。 $ENRICH$  を 3 とした場合、 $k_{er}$  は  $1.0 \times 10^{-4} \text{ day}^{-1}$  となる。 $f_{ss}=1.00$  であるため、浸食による DEHP の半減期は、 $7 \times 10^3$  日となる。

### 9.3.5 巻上

巻上（風による土壌粒子の大気への輸送）による化学物質の消失 1 次速度定数 ( $k_{rs}$ ) は次式で計算できる。

$$k_{rs} = RS / (DEP_{so} \cdot (1 - \theta - \phi))$$

ここで、 $RS$  は土壌巻上速度で 0.035 mm/年であるので、 $k_{rs}$  は  $1.2 \times 10^{-6} \text{ day}^{-1}$  となる。 $f_{ss}=1.00$  であるため、巻上による DEHP の半減期は、 $6 \times 10^5$  日となる。

### 9.3.6 分解

DEHP の土壌分解については多くの研究がある。EU のリスク評価書では、これらの研究結果を踏まえ、DEHP の土壌中での半減期を 150 日（室温）、300 日（10℃）と EUSES の計算で設定している（EU, 2001）。 $Q_{10}$  理論から、15℃での DEHP の分解半減期は 200 日 ( $k_{deg} = 3.5 \times 10^{-3} \text{ day}^{-1}$ ) となる。この 1 次速度定数は、揮発、溶脱、流出、浸食及び巻上の速度定数に比べて大きく、土壌中 DEHP の消失には生分解が大きな寄与をする。

### 9.3.7 土壌中濃度

土壌中での DEHP の消失速度が遅いため、定常状態を仮定した土壌モデルでは濃度を過大に予測する。このため、次式で示される非定常状態モデルで土壌中濃度 ( $C_{soil}(t)$ ) を推定した（Yoshida、Ikeda ら、2001）。

$$C_{soil}(t) = \frac{L_s}{k_{total} \cdot W_s} \{1 - \exp(-k_{total} \cdot t)\}$$

ここで、 $L_s$  は土壌への放出速度、 $k_{total}$  は土壌中での総括消失速度定数、 $W_s$  は土壌重量である。

土壌中の DEHP が全て大気からの沈着に起因するとした場合、東京都、神奈川県、群馬県での 2001 年における土壌中 DEHP 濃度は表 9.3.7-1 のように推定される。

表 9.3.7-1 予想される土壌中 DEHP 濃度 (µg/kg)

	東京都	神奈川県	群馬県
土壌中 DEHP 濃度			
5 パーセント	6.1	2.9	0.29
50 パーセント	9.9	5.1	0.51
95 パーセント	15.5	8.1	0.88
環境庁モニタリング結果 <sup>a</sup>	13	21	30
	16	27	39

a: 平成 10 年度、環境庁環境ホルモン戦略 SPEED'98 関連の農薬等の環境残留実態調査結果

平成 10 年度の環境庁モニタリング結果と比較すると、大気中濃度と同様に、東京都、神奈川県でオーダー的にほぼ一致するものの、予測濃度は低めであり、群馬県でかなり予測濃度は低い。しかし、測定値と推計値の比は大気中濃度での比とほぼ同程度であることから、土壌中濃度は大気中濃度を適切に推計すれば妥当に予測できる可能性を示している。

1976 年から 2006 年までの DEHP 土壌中濃度は図 9.3.7-1 のようになる。



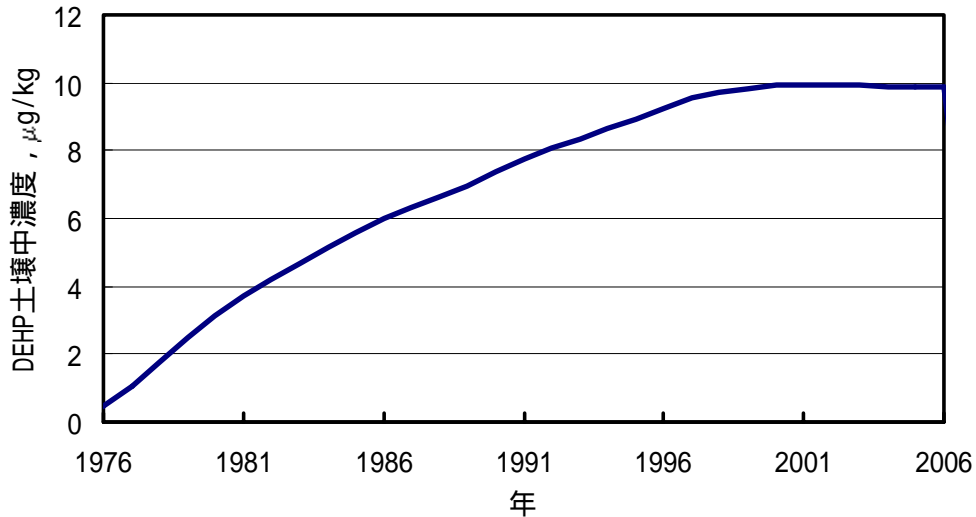


図 9.3.7-1 土壤中 DEHP 濃度の経年変化(東京)

土壤中 DEHP 濃度が 10 μg/kg の場合、10 km 四方の土壤相から流出と浸食により水環境に移行する DEHP 量は 2.4 kg/year と推計された。この量が水環境中に存在する DEHP 量にどの程度寄与しているのかは、事業所からの排出量や埋め立て処分場からの放出量が不明であるため、現時点では評価できない。

## 9.4 DEHP の水環境中動態

### 9.4.1 分配

水環境は水相と底質相で構成され、さらに水相は水と懸濁粒子、底質相は間隙水と底質粒子からなる(図 9.4.1-1)。

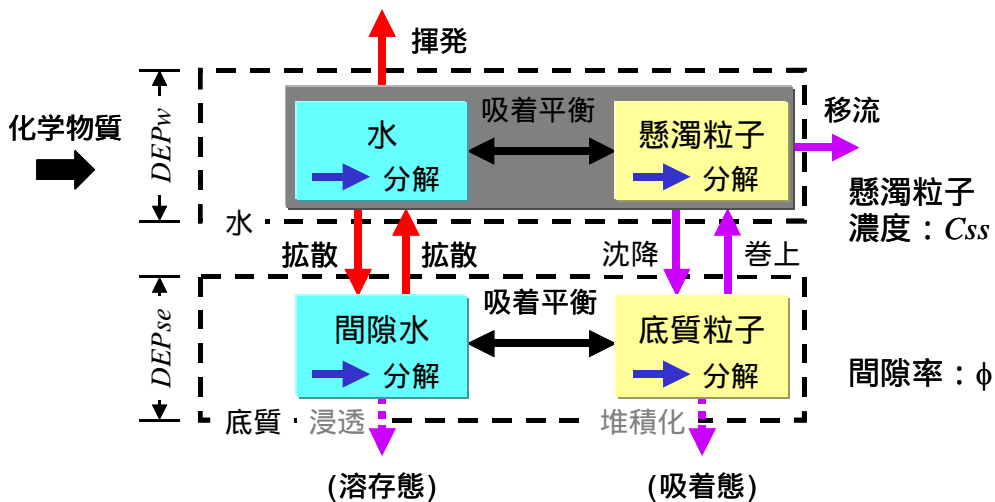


図 9.4.1-1 DEHP の水環境中での動態に関するプロセス

化学物質の水と懸濁粒子への分配比 ( $f_{ww}$  及び  $f_{wss}$ ) は下記の式で計算できる。

$$f_{ww} = \frac{1}{1 + K_{oc} \cdot OC_{ss} \cdot C_{ss}}$$

$$f_{wss} = \frac{Koc \cdot OC_{ss} \cdot C_{ss}}{1 + Koc \cdot OC_{ss} \cdot C_{ss}}$$

ここで、 $OC_{ss}$  と  $C_{ss}$  はそれぞれ、懸濁粒子の有機炭素含有率と濃度である。

化学物質の間隙水と底質粒子への分配比 ( $f_{sew}$  及び  $f_{ses}$ ) は下記の式で計算できる。

$$f_{sew} = \frac{\phi_{se}}{\phi_{se} + Koc \cdot OC_{se}(1 - \phi_{se})DEN_{se}}$$

$$f_{ses} = \frac{\phi_{se}}{\phi_{se} + Koc \cdot OC_{se}(1 - \phi_{se})DEN_{se}}$$

ここで、 $\phi_{se}$  は底質相の間隙率であり、 $DEN_{se}$  は底質粒子密度である。

表 9.4.1-1 に示す水環境パラメータを用い、分配比を計算した結果、水相では  $f_{ww}=0.92$ 、 $f_{wss}=0.08$  で多くは溶存態として存在し、底質相では  $f_{sew}=8 \times 10^{-5}$ 、 $f_{ss}=1.00$  でほぼ全量が吸着態として存在することが明らかとなった。

表 9.4.1-1 水環境パラメータ

パラメータ	値
水中懸濁粒子濃度、mg/L	10
懸濁粒子有機炭素含有率、-	0.05
間隙率、-	0.5
底質粒子有機炭素含有率、-	0.05
底質粒子密度、g/cm <sup>3</sup>	1.6

#### 9.4.2 揮発

水中からの揮発に対する 1 次速度定数 ( $k_{vol}$ ) は次式で計算できる。

$$k_{vol} = (1/k_l + 1/k_g \cdot HENRY)^{-1} / DEP_w$$

ここで、 $k_l$  は液相質量移動係数 (デフォルト値: 0.03 m/h)、 $k_g$  は気相質量移動係数 (デフォルト値: 3 m/h) であり、 $DEP_w$  は水深である。 $DEP_w$  を 1 m とした場合、 $k_{vol}$  は  $0.11 \text{ day}^{-1}$  となるが、 $f_{ww}=0.92$  であるため、DEHP の実質的な揮発による半減期は 6.5 日となる。

#### 9.4.3 水相/底質相間の拡散交換

水相から底質相及びその逆の溶存態物質の拡散交換に対する 1 次速度定数 ( $k_{wse}$ 、 $k_{sew}$ ) は次式で計算できる。

$$k_{wse} = (1/k_{lw} + 1/k_{lse})^{-1} / DEP_w$$

$$k_{sew} = (1/k_{lw} + 1/k_{lse})^{-1} / (DEP_{se}(1 - \phi_{se}))$$

ここで、 $k_{lw}$  は水相側の質量移動係数 (デフォルト値: 0.03 m/h) で、 $k_{lse}$  は底質相側の質量移動係数 (デフォルト値: 0.0003 m/h) であり、 $DEP_{se}$  は底質の深さである。 $k_{wse}$  は  $7.1 \times 10^{-3} \text{ day}^{-1}$  と算出され、 $DEP_{se}$  を 0.05 m とした場合、 $k_{sew}$  は  $0.29 \text{ day}^{-1}$  となる。 $f_{ww}=0.92$ 、 $f_{sew}=8 \times 10^{-5}$  であるため、実質的には、DEHP の水相から底質相への  $k_{wse}$  は  $6.6 \times 10^{-3} \text{ day}^{-1}$ 、底質相から水相への  $k_{sew}$  は  $2.2 \times 10^{-5} \text{ day}^{-1}$  となる。

#### 9.4.4 移流

移流は水中の溶存態と粒子吸着態物質の輸送に関与し、その速度 ( $N_{adv}$ ) は次式で表わされ

る。

$$Nadv = Gw \cdot Cw$$

ここで、 $Gw$  は水の流量、 $Cw$  は水中化学物質濃度である。

長さ 1000 m、幅 20 m、水深 1 m の水相を想定すると、流量  $2 \text{ m}^3/\text{s}$  の場合の移流の 1 次速度定数は  $8.6 \text{ day}^{-1}$  となる。

#### 9.4.5 分解

DEHP の微生物分解 2 次速度定数は、 $4.2 \times 10^{-12} \text{ mL/org/hr}$  と報告されている (Wolfe, 1980)。Wolfe らは、この 2 次速度定数と水中微生物濃度 ( $10^3 \text{ cells/mL}$ ) [1 次速度定数:  $1 \times 10^{-7} \text{ day}^{-1}$ 、半減期:  $6.9 \times 10^6$  日] を用い EXAMS (Exposure Analysis Modeling System) (Burns, 2000) で河川中動態を評価している。一方、EU のリスク評価書では、富栄養湖 (29) の湖水中で DEHP の 35 ~ 71% が 40 日後に無機化されたことから、半減期として 50 日 (1 次速度定数:  $0.014 \text{ day}^{-1}$ ) を用いている。本章でもこの値を水環境中濃度計算に用いた。

底質での微生物分解による半減期についても EU のリスク評価書で 3000 日 (1 次速度定数:  $2.3 \times 10^{-4} \text{ day}^{-1}$ ) としており、この値を水環境中濃度計算に用いた。

#### 9.4.6 水環境中濃度

水環境中 DEHP 濃度を推計するためには、土壌からの流入速度に加えて、事業所や最終処分場からの流入速度データが必要であるが、河川流域に存在する事業所や最終処分場の数や規模について現時点では把握しきれていない。このため、長さ 1000 m、幅 20 m、水深 1 m の水相と同じ長さと同幅で深さ 0.05 m の底質相で構成される水環境の水相に DEHP が  $1 \text{ kg/day}$  の速度で流入し定常状態に到達した場合の濃度を推計した。その結果、水相中 DEHP 濃度は  $5.7 \text{ } \mu\text{g/L}$ 、底質相中濃度は  $8.7 \text{ mg/kg}$  と予想された。

### 9.5 曝露媒体中 DEHP 濃度

環境媒体中濃度からヒトが摂食する農産物、畜産物、水産物中の DEHP 濃度を推計することにより、環境媒体から曝露媒体への主要な DEHP 輸送経路が明確化できる。

#### 9.5.1 植物

土壌水中の溶存態物質の取込みによる植物根中濃度 ( $Cr$ ) は次式で推計できる。

$$Cr = RCFw \cdot Cw$$

ここで、 $Cw$  は土壌水中濃度である。 $RCFw$  は溶存態物質の根への濃縮係数で、オクタノール/水分配係数 ( $\log Kow$ ) を用い次式で算出される (Briggs ら、1982)。

$$\log(RCFw - 0.82) = 0.77 \log Kow - 1.52$$

DEHP の  $\log Kow$  (7.6) から、 $RCFw$  は 21500 と推計される。土壌中濃度を  $10 \text{ } \mu\text{g/kg}$  とした場合、土壌水中濃度 ( $Cw$ ) は  $1.2 \times 10^{-4} \text{ } \mu\text{g/L}$  であり、 $Cr$  は  $25 \text{ } \mu\text{g/L}$  程度と推計される。

植物の地上部 (葉・茎・実) での DEHP 濃度は、大気から地上部への移行と根で吸収された化学物質の蒸散流による地上部への輸送を考慮した植物モデルで推計できる (Trapp と McFarlane, 1995)。

大気中濃度を  $10 \text{ ng/m}^3$ 、土壌中濃度を  $10 \text{ } \mu\text{g/kg}$  とした場合、植物の地上部での濃度は  $110 \text{ } \mu\text{g/L}$  ( $faer = 0.75$ ) ~  $340 \text{ } \mu\text{g/L}$  ( $faer = 0.21$ ) 程度と推計される。いずれの場合も根からの取込みの寄与は無視でき、粒子吸着態の沈着の寄与も小さい。

### 9.5.2 肉、乳製品

家畜から生産される肉及び乳製品中の化学物質濃度 ( $C_{meat}$ ,  $C_{milk}$ ) は下記の式で推計できる。

$$C_{meat} = BAF_{meat} \times \sum C_i \times IC_i$$

$$C_{milk} = BAF_{milk} \times \sum C_i \times IC_i$$

ここで、 $C_i$  は家畜の曝露媒体 (大気・土壌・牧草) 中濃度で、 $IC_i$  は家畜の曝露媒体摂取速度 (大気:  $122 \text{ m}^3/\text{day}$ 、土壌:  $0.41 \text{ kg/day}$ 、牧草:  $8 \text{ kg/day}$ (肉牛)、 $16 \text{ kg/day}$ (乳牛)) である。 $BAF_{meat}$  と  $BAF_{milk}$  は肉、乳製品への生物移行係数であり、 $\log Kow$  を用いて下記の式で算出される (Travis と Arms, 1988)。

$$BAF_{meat} = 10^{\log Kow - 7.6}$$

$$BAF_{milk} = 10^{\log Kow - 8.1}$$

DEHP の  $\log Kow$  は 7.6 であるが、上記の推算式は  $\log Kow = 6.5$  までが相関範囲であるため、 $\log Kow = 6.5$  として推算した  $BAF_{meat}$  と  $BAF_{milk}$  はそれぞれ、0.079 及び 0.025 day/kg であった。

大気中濃度を  $10 \text{ ng/m}^3$ 、土壌中濃度を  $10 \text{ } \mu\text{g/kg}$ 、牧草中濃度を  $200 \text{ } \mu\text{g/kg}$  とした場合、肉及び乳製品中の DEHP 濃度はそれぞれ、 $0.51 \text{ mg/kg}$ 、 $0.32 \text{ mg/kg}$  程度と推計される。いずれの場合も牧草からの取込みが寄与する。

### 9.5.3 魚介類

魚中の化学物質濃度 ( $C_{fish}$ ) は次式で推計できる。

$$C_{fish} = BCF_{fish} \cdot C_{aqua} \cdot f_{ww}$$

ここで、 $C_{aqua}$  は魚が生息する水環境の水相中濃度で、 $BCF_{fish}$  は生物濃縮倍率である。DEHP の魚への生物濃縮倍率については多くの報告があるが、図 9.5.3-1 に示すように試験飼育水中濃度に依存する傾向があるため、低濃度域で測定された濃縮倍率を曝露解析に使用する必要がある。また、生物濃縮倍率は魚の鰓からの溶存態物質の取込みを主に対象としているため、水相での溶存態存在比 ( $f_{ww}$ ) による補正も行う。

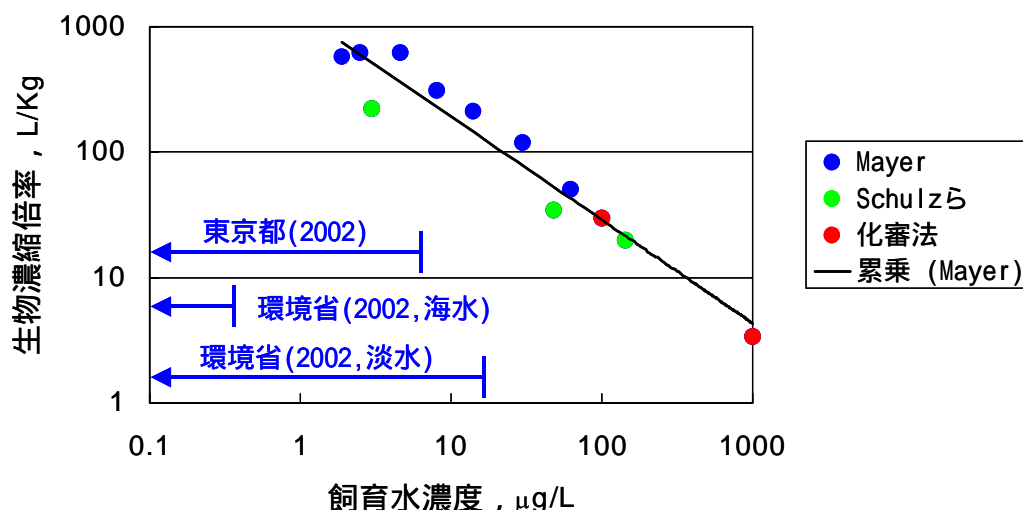


図 9.5.3-1 魚への生物濃縮倍率の飼育水中濃度との関係

## 9.6 DEHP の詳細曝露評価の考え方

Simplified models により、DEHP の主要な環境動態と曝露媒体への主要輸送経路を明確化させた結果、次のことが明らかとなった。

- ・ヒトの DEHP 平均一日摂取量を推計する際は、DEHP を製造する事業所や軟質塩ビ樹脂製品を製造・加工する事業所からの排出量に加えて、使用中の軟質塩ビ製品からの放出量や埋め立て処分場からの放出量を明確にする必要がある。特に大気に放出される DEHP は一般環境の大気、土壌中 DEHP 濃度を決定し、また、大気中の DEHP は植物に移行し、さらに家畜にも移行するため、曝露評価において重要なヒトへの輸送経路となる
- ・土壌中の DEHP 濃度を推計する際には、土壌中での DEHP の消失速度が速くないことを考慮して、非定常状態を想定することが重要である。また、大気から沈着した土壌中 DEHP の水環境への移行の重要性は、事業所や埋め立て処分場からの放出量が不明のため、現時点では評価できないが、水環境、特に河川中の DEHP 濃度の決定に無視できないと思われる
- ・河川への DEHP の流入は、事業所、処分場からの直接的な放出に加え、土壌からの流入と多様である。また、底質相に高濃度に蓄積する

以上のことから、DEHP の詳細な曝露評価を下記の手順で行う。

### 1) 環境放出量

工業会への聞き取り調査や PRTR 制度での届出データから明らかとなる DEHP 製造事業所や軟質塩ビ樹脂製造・加工事業所からの排出量に加えて、使用中の軟質塩ビ製品からの放出量や埋め立て処分場からの放出量を明確にする

### 2) 大気中濃度

大気中の DEHP は、ヒトが摂食する農産物や畜産物中の DEHP 濃度を決定するため、大気中濃度の地域分布が推計できる ADMER (Atmospheric Dispersion Model for Exposure and Risk assessment) を用いて大気中 DEHP 濃度を推計する。また、必要に応じて事業所周辺の大気中濃度を大気拡散モデルで推計する

### 3) 土壌中濃度

土壌の特性は地域毎に大きく変動し、また、上述のように DEHP の土壌中濃度推計には非定常状態の取り扱いが必要であるため、月別の動態予測が可能な SESOIL ( Seasonal Soil Compartment Model ) を用いる

### 4) 水中濃度

水環境への放出源が多様であること、底質中の DEHP の動態も重要であること、さらに、SESOIL が月別の動態を評価することから、水環境中での DEHP、特に水中での濃度推計も月別の評価が可能な EXAMS を用いる。また、必要に応じて MULTIMED ( Multimedia Exposure Assessment Model ) のような、処分場からの溶出を推定するモデルも使用する。また、海域における DEHP 濃度は海産魚介類経由の DEHP 摂取量を推計する上で重要であるので、既存の ( 沿岸 ) 海域モデルを調査し、適用可能なモデルがあれば、海水中の DEHP 濃度推計も検討する。

### 5) 平均一日摂取量

農産物、畜産物及び水産物中の DEHP 濃度は、上述の植物モデル、家畜への生物移行モデル、魚への生物蓄積モデルを用いて推計する。ADMER、SESOIL、EXAMS による環境媒体中 DEHP 濃度推計において、濃度の地域分布、経年変化が明確にできるため、農産物や畜産物の都道府県別出荷量、可能であれば流通経路等も考慮して、現実的な平均一日摂取量を推計する

## 参考文献

- 環境庁大気保全局大気規制課、平成 10 年度外因性内分泌攪乱化学物質等大気環境調査結果について 平成 11 年 10 月 29 日開催「平成 11 年度第 1 回内分泌攪乱化学物質問題検討会」資料
- 環境庁水質保全局土壌農薬課、環境ホルモン戦略 SPEED'98 関連の農薬等の環境残留実態調査の結果について 平成 11 年 10 月 29 日開催「平成 11 年度第 1 回内分泌攪乱化学物質問題検討会」資料
- 総務省統計局統計センター、平成 12 年国勢調査人口及び世帯数の確定数 全国、都道府県、市区町村別 平成 13 年 10 月 31 日公表
- 中澤裕之・今井俊介、高分子からなる生活関連製品由来の内分泌かく乱化学物質の分析及び動態解析 平成 11 年度厚生科学研究費補助金 ( 生活安全総合研究事業 ) 分担研究報告書
- Briggs, G., Bromilow, R., Evans, A. (1982), Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals. Pestic. Sci. 13, 495-504.
- Burns, L.A. (2000), Exposure analysis modeling system (EXAMS), User manual and system documentation. National Exposure Research Laboratory. EPA/600R-00/081, Revision B.
- EC (1996), EUSES, the European Union System for the Evaluation of Substances. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), the Netherlands. Available from the European Chemicals Bureau (EC/JRC), Ispra, Italy.
- European Union (2001), Risk Assessment, Bis(2-ethylhexyl)phthalate CAS No., 117-81-7. Consolidated Final Report, September 2001, Chapters 0-3.
- Mayer, F.L. (1976), J. Fish Res. Board Can. 33, 2610-2613.

- Trapp, S., MacFarlane, J.C. (1995), Plant Contamination Modeling and simulation of organic chemicals Processes. Lewis Pub., Boca Raton, USA.
- Travis, C.C., Arms, A.D. (1988), Bioconcentration of Organics in Beef, Milk, and Vegetation. Environ. Sci. Technol. 22, 271.
- U.S. EPA (1992), Guidelines for Exposure Assessment. Federal Register 57 (194) 22888-22938.
- Wolfe, N.L., Burns, L.A., Steen, W.C. (1980), Use of Linear Free Energy Relationships and an Evaluative model to Assess the Fate and Transport of Phthalate Esters in the Aquatic Environment. Chemosphere 9, 393-402.
- Yoshida, K., Ikeda, S., Nakanishi, J., Tsuzuki, N. (2001), Validation of modeling approach to evaluate congener-specific concentrations of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans in air and soil near a solid waste incinerator. Chemosphere, 45, 1209-1217.

## 第10章 産業界の自主的取組み状況

### 10.1 工業会アンケート及びヒアリング

DEHP については、環境中に極低濃度分布している一方、それによる有害事象例の報告はないが、1997 年頃から内分泌かく乱物質問題が生じ、DEHP は内分泌かく乱の可能性のある物質として SPEED'98 (1998 年 5 月公表、2000 年 11 月改訂) の 65 物質群にリストアップされ、マスコミ等の注目を集めてきた。

この現象に対して、消費者製品を製造するメーカーが各種の DEHP 対応を迫られて実施する状況に応じて、それらの上流メーカーも対応を余儀なくさせられてきた。更に、第 7 章の記載のように、食品に接触する用途、医療用途、一部のおもちゃの用途等では、有害性を懸念して人への暴露減少のための施策が、行政指導で行われておりそれへの対応も必要となってきた。

DEHP を使用している各工業会に対し、DEHP の使用実態、環境への放出対応及び上記の現象、行政指導等への対応状況について、2002 年 8 月から 12 月 (追加調査依頼の工業会は 2003 年 3 月まで) にかけてアンケート調査及びヒアリングを行った。アンケート調査に対して 30 団体から回答があり、更に必要に応じてヒアリングも行い取りまとめた。

この章に出てくる「ユーザー」は一般消費者ではなく、DEHP 又は DEHP 含有中間製品から消費者が使用する製品を製造する企業・販売会社を意味しており、日本医療器材工業会のように末端(医療関係者)に直接納入する企業群は例外である。

### 10.2 現在実施中の DEHP 取組み内容

環境への放出に関して何らかの対応を実施していると回答をした企業の延べ 194 件について、その内容を解析し表 10.2-1 に整理した。

DEHP の代替 (非塩ビ製品への転換も含む) が最も多く約半数を占め、次いで廃材リサイクル、プラントからの大気系への排出防止、製造工程の変更、廃棄物としての DEHP の処理の順となっている。

DEHP の代替については、輸入比率の高いおもちゃ、ビニル手袋、医療用器具についても、購入仕様書での組成確認や製造委託生産先への配合変更指示等がなされている。

表 10.2-1 DEHP 対応内容

実施内容	件数	%	備考
DEHP の代替	91	46.9	他の可塑剤、非塩ビ製品への代替
廃材リサイクル	47	24.2	リサイクル業者への販売含む
揮発分・ミスト・フュームの回収・処理	31	16.0	静電集塵機、パイプフィルタ等の設置
製造工程・装置変更	12	6.2	工程の密閉化、収率向上
焼却処理	10	5.3	産業廃棄物処理業者委託処理を含む
排水処理	3	1.5	油水分離を含む

DEHP の排気処理設備の実施例を表 10.2-2 に整理した。



表 10.2-2 DEHP の排気処理設備の実施例

実施例	A	B	C	D	E
設備方式	パイプフィルター	ヒューム除去	乾式静電捕集	湿式静電捕集	燃焼脱臭
設置時期(年)	1996	1991	1974	1997	2001
設置費用(千円)	88,000	25,000	49,400	80,000	360,000
処理量(m <sup>3</sup> /min)	1,700	465		450	1,200
捕集率(%)	98	98	87	97	99.5

(日本ビニル工業会調べ)

A：硝子繊維濾過筒方式(パイプフィルター方式)

気相中に硝子繊維が存在すると、慣性衝突効果、遮り効果、拡散効果、重力沈殿効果、静電気効果でミストが捕集される。捕集されたミストは液状で連続的に滴下する。排気ガスが多いものに適する。

B：ロール状硝子繊維フェルト方式(ヒューム除去方式)

排気ガス中の DEHP ヒュームは、フィルター部(フェルト)で慣性衝突により増粒されて再飛散し、デミスター部で除去され、ドレイン液として回収される。排気ガスが少ないものに適する。

C：乾式静電捕集方式

放電極と集塵極間に高電圧をかけコロナ放電によりイオンを発生させ、帯電したガス中のミストを電気力により引きつけ除去回収する。排気ガス量が少ないものに適するが、着火の危険性がある。

D：湿式静電捕集装置

原理は乾式方式と同様であるが、電極、ガスを水又は水蒸気で清掃する。排気ガス量が少ないものに適するが、排水処理装置を必要とする。

E：燃焼脱臭方式

高温排気ガスを燃焼させて除去する。焼却後の高温の排気ガスを蓄熱材で熱交換し、焼却に入る前のガスの温度を上げる蓄熱方式が主流である。排気ガス量が多いものに適する。

### 10.2.1 対応実施の理由

これらの対応を実施した背景に関しての設問に対して、回答は延べ101件あった。それらの内容を分類すると、ユーザーの要望(DEHPを他の可塑剤に、塩ビを他の素材に代替)が最も多く、次いで内分泌かく乱物質問題(\*) (塩ビに絡めたダイオキシン問題も含む)がマスコミで大きく取り上げられたこと、新製品の上市の際の規格等の見直し、業界での自主規制の動き(行政指導の先取りを含む)環境への配慮、DEHPの化学物質排出把握管理促進法・第一種指定化学物質としての指定、DEHPの供給不足の順である(表10-2,3)。

最多のユーザーの要望は、マスコミで内分泌かく乱物質問題(いわゆる環境ホルモン問題)(\*)に関してDEHPも懸念物質の一つであると大きく取り上げられたこと及び化学物質排出把握管理促進法・第一種指定化学物質となったことを嫌っての対応で、2番目のメーカー側でのそれらに対する認識、5番目の化学物質排出把握管理促進法での第一種指定化学物質指定とを合計すると要因の約70%にも達する。

DEHPが懸念物質であるとの風評により、消費者に良くないイメージを与え売り上げに悪い影響

が及んできたことが、代替を取り進めることになった大きな要因といえる。しかし、代替物質が、現時点において科学的に安全性が DEHP と比較して高いと証明されたものであるからではなく、単に指定化学物質等に指定されていないため（例：DEHP から同じフタル酸エステル類の DINP への代替が最多）に選ばれていることから、営業的対応を採ったともいえる。

なお、法的な使用禁止の指定や使用基準があると、ユーザーとの対応等がやりやすいのであるが、自主規制対応は「どこまでやれば良いかの判断をする客観的な物差しができていないところで、決断しなければならないため一番苦しい。」という趣旨のコメントも3件あった。

表 10.2-3. 対応実施の理由

背景内容	件数	%	備考
ユーザーの要望	35	35	他の可塑剤、非塩ビ製品への代替
内分泌かく乱物質問題（*）	25	25	ダイオキシンも含む
製品規格の変更	11	11	新製品上市、性能向上
規制対応	11	11	業界自主規制、行政規制の先取り含む
環境への配慮	9	9	ISO14000、環境報告書への対応
化管法・第一種指定化学物質	8	8	届出の煩わしさ、イメージが悪い
DEHP の供給タイト	3	3	

（\*）アンケートの回答では、ほとんどが「環境ホルモン問題」との表現であった。

### 10.2.2 代替実施状況

DEHP から他の可塑剤、又は、DEHP を含む塩ビ製品の代替物質として延べ 133 件の回答があり、それらを分類し表 10.2.2-1、2 に整理した。DEHP の可塑剤としての機能を代替した件数は 90 件 67.7% で、塩ビ素材としての機能を代替したのは 43 件 32.3% である。

可塑剤が有する機能面の代替は、他のフタル酸エステル類への代替が一番多くて 42 件 46.7%、次いでアジピン酸エステル類、トリメリット酸トリス（2-エチルヘキシル）、クエン酸エステル、エポキシ化大豆油等が挙げられている。フタル酸エステル類の中では DINP が 38 件と圧倒的に多く次いで DIDP が挙げられている。

塩ビ素材の代替としては、突出したものはなくポリエステル系素材が最も多く、素材としての代替の 23.2% で、ポリウレタン、ポリエチレン、ポリプロピレン、ポリブタジエンの順である。

代替物質として明確な物質名称を挙げず総称名称等（フタル酸以外の可塑剤、非塩ビ、ポリオレフィン系等の記述）はその他にして分類している。

表 10.2.2-1 DEHP 代替可塑剤

物質名称	件数	%	備考
他のフタル酸エステル	42	46.7	DINP ; 38、DIDP ; 4
アジピン酸エステル	9	10.0	DOA ; 3、DINA ; 2
トリメリット酸トリス(2-エチルヘキシル)	8	8.9	
クエン酸エステル	5	4.4	
その他の酸エステル	7	7.8	グリセリン脂肪酸 ; 2、マレイン酸、セバシン酸他

エポキシ化大豆油	3	3.3	
その他	16	17.8	フタル酸エステル以外の可塑剤等

表 10.2.2-2 塩ビ代替素材

物質名称	件数	%	備考
ポリエステル	10	23.2	
ポリウレタン	7	16.3	
ポリエチレン	5	11.7	
ポリプロピレン	5	11.7	
ポリブタジエン	4	9.3	
その他	12	27.9	非塩ビ：10、ポリオレフィン；2

### 10.3 今後実施予定の取組み内容

今後実施予定の対応についての設問に対して 82 件回答があり、その中で対応を考えているが 59 件 72%である。対応として延べ 66 件あり、内容は前述の現在実施している内容と同様に、DEHP・塩ビ製品代替、リサイクル率 UP、揮発分・ヒュームの回収・処理が上位で、次いでオイルセパレーター増設、製造工程変更の順である（表 10.3-1）。

表 10.3-1 今後の実施予定の対応内容

実施予定内容	件数	%	備考
DEHP の代替	32	48.5	他の可塑剤、非塩ビ製品
廃材リサイクル率 UP	15	22.7	リサイクル業者への販売含む
揮発分・ヒュームの回収・処理	12	18.1	電気集塵機、脱臭装置等の設置・増設
油水分離器の増設	4	6.1	
製造工程・装置変更	3	4.5	工程の密閉化、製造法変更

DEHP から他の可塑剤、又は、DEHP を含む塩ビ製品の代替物質として延べ 44 件の回答があり、その内訳は DEHP の可塑剤としての機能を代替する件数は 32 件 68.2%で、DEHP を含む塩ビ素材としての機能を代替するのは 12 件 31.8%である。

可塑剤機能面からの代替は、他のフタル酸エステル類への代替が一番多くて 24 件 75%を占め、フタル酸エステル類以外は 8 件 25%である。フタル酸エステル類の中では DINP が 24 件中 13 件と最も多い。フタル酸エステル類以外で具体的な名称が挙げたものは、トリメリット酸トリス（2-エチルヘキシル）2件、グリセリン脂肪酸エステル 1 件で、残り 5 件は未定である。

塩ビ素材の代替としては、突出したものはなく、未定 7 件、非塩ビ 4 件、ポリオレフィン 3 件で、具体的な名称はポリエチレンが 3 件、ポリウレタン、ポリプロピレン、ポリブタジエン各 1 件である。

#### 10.3.1 今後の対応実施理由

今後の対応実施理由として延べ 59 件が挙げられており、ユーザーの要望が 18 件 30.5%と最も多く、社会環境を考慮（内分泌かく乱物質問題も含む）が 15 件 25.4%、環境対策 8 件、化管法対応が

7 件、行政による使用規制（食品に接触する製品、乳幼児のおもちゃ、医療器具類での DEHP の使用規制）対応 6 件、DEHP の有害性を懸念（主に医療機器業界）5 件と次いでいる（表 10.3.1-1）。

「使用規制・有害性を懸念」を理由に挙げた企業に改めてヒアリングをした結果では、厚生労働省が特定製品への DEHP の使用規制等をするに至ったことは、DEHP が有害であると行政が認定したためと理解しているとの回答であった。

対応を考えていないとの回答が 23 件あり、その理由として、DEHP 又は DEHP を使用した塩ビ製品は性能面・コスト面で優れており、適当な代替品が見つからないが 13 件 59%、DEHP は有害とは思わないが 5 件 22.7%、安全と証明された可塑剤がないが 2 件、ユーザーからの引き続き DEHP 含有製品を使用するとの要求（性能・コスト）2 件が挙げられている。

表 10.3.1-1 今後の対応実施理由

理由内容	件数	%	備考
ユーザーの要望	18	30.5	
社会環境を考慮	15	25.4	環境ホルモン問題も含む
環境対策	8	13.6	ISO14000、環境報告書への対応
化管法対応	7	11.9	
DEHP 使用規制対応	6	10.1	規制の先取りも含む
DEHP の有害性を懸念	8	8	届出の煩わしさ、イメージが悪い

## 10.4 まとめ

産業界の DEHP 対応状況は、自主的に環境への放出を抑制・防止するための設備設置等の対応も実施されているが、それよりも科学的根拠が明確にされない中での内分泌かく乱物質問題への対応、行政による規制への先取り対応が主として実施されてきたことがうかがえる。

環境面からは特別問題となるような事象は報告されていないが、最終製品を製造・販売する企業からの出来ることなら DEHP は使用したくないという要望に応じて、代替対応をした、又は、これから予定しているというものが最も多かった。

代替物質に関しては、今後代替対応をするとの回答の中で、具体的な代替物質名称を挙げない未定の比率がかなり高かったこと、適当な代替物質が見つからないので引き続き使用するという回答も相当数あった。これらから、DEHP、PVC のように数多くの有害性に関するデータがある物質はほとんどないため、科学的に有害性等を比較した上で安全性が高いとして採用することが出来ないことに悩んでいることがうかがえる。

また、行政が DEHP の使用制限等の指導を始めたことは、行政が DEHP の有害性を認定したものとして受け取っている回答もあり、行政指導等に当たっては科学的根拠に基づいた納得させられる説明が必要と考えられる。