

要 約

I 序論

デカブロモジフェニルエーテル (Decabromodiphenylether, 以下 DecaBDE と略記する) は, 1970 年頃から, プラスチックに対する添加型難燃剤として用いられ, 最盛期には年間 10,000 t (1990 年) の国内消費量があったが, 1990 年以降減少し, 2004 年では 2,000t/year ほどである. 当初, DecaBDE は, 不純物として含まれる臭素化ダイオキシンが問題視され, 1990 年代に, 難燃剤業界で自主管理計画が策定されることで対応が始まった (日本難燃剤懇話会, 1995). その後, 欧州の WEEE (Waste Electrical and Electronic Equipment, 廃電気電子機器に関する指令), RoHS (The Restriction of the Use of Certain Hazardous Substances in Electrical and Electronic Equipment, 特定有害物の使用制限に関する指令) の導入に伴い, 製品への含有量の規制対象候補となった. リスク評価結果に基づき 2005 年 10 月 15 日, 欧州委員会は, 「高分子材料での DecaBDE の利用」を RoHS 指令から除外することを決定した.

既存知見の整理に基づき, 詳細評価としての論点を整理した結果, DecaBDE 自体の環境中での残留性と, 低臭素化体による生体への蓄積の 2 つが懸念された. そこで DecaBDE の同族体である, OctaBDE, PentaBDE もデータの充足状況を加味した検討や, DecaBDE の代替物質との相互比較に関する知見の充実が必要と判断された. さらに, DecaBDE は, 多くは代替化の方向にあり性能面から現状レベルは維持される可能性があるため, 代替品とのリスクの比較に必要なデータとともに, どこから, どんな経路で暴露されるかの知見の整備, すなわち, リスク管理のための発生源や暴露情報の整備が求められている. 本評価書の構成は, 図 1 に示すとおりである.

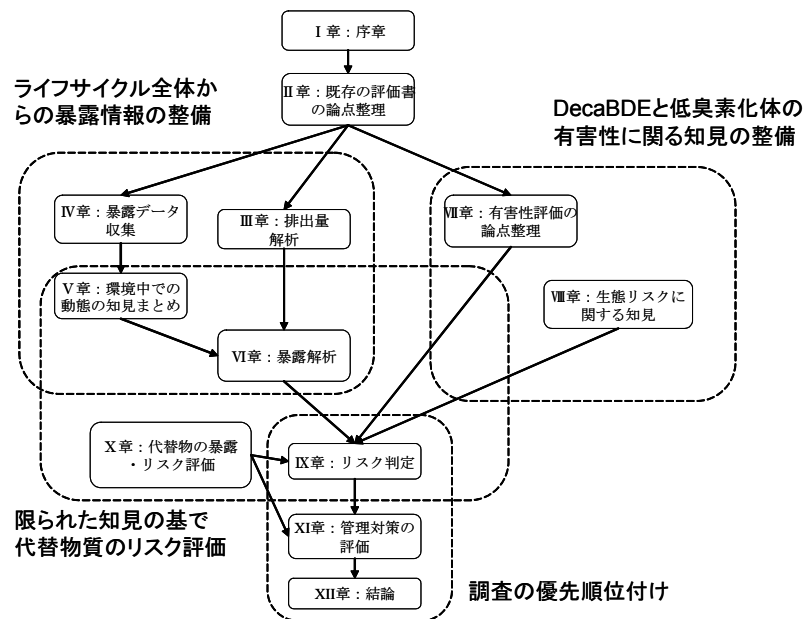


図 1 評価書の構成

II リスク評価書に関する既存知見のまとめと規制の動向

第II章では、DecaBDEに関する既存の評価書の論点、規制の動向、自主管理の動向、そしてそれらを踏まえた本評価書におけるリスク評価の枠組についてとりまとめた。詳細なリスク評価がなされたのはEUだけであり、それ以外の国、機関でなされたものはスクリーニングの評価であった。また、WHO (EHC162)、IRIS、NICNAS、VCCEPでは主に関連知見がまとめられていた。

国内では、環境省による初期評価、(独)製品評価技術基盤機構による評価がなされ、いずれも懸念されるレベルにないとの結論であった。

EUのリスク評価書では、ヒト健康に関しては、動物実験のNOAELとヒト摂取量から求められたMOS (Margin of Safety)を評価指標としつつも関連要因を考慮に入れ判断していた。2002年に刊行されたドラフト版では、ヒト健康、生態ともに、十分なマージンがあるものの、二次毒性、高次捕食動物体内中での検出事例がでていることから、継続調査の必要を指摘している。環境影響に関し、これまで2回にわたる改定版が公表され、更なる削減対策の必要はないと判断する一方で、栄養段階の上位の生物に対する蓄積を示唆する現象に関しては、継続調査の必要を指摘している。ヒト健康に関しては、特に神経発達影響に関する研究知見の蓄積に応じて見直すことの必要性を指摘している。

USEPAでは、IRISにDecaBDE、OctaBDE、PentaBDEの有害性に関する知見が取りまとめられ、RfDが提案されており、現在、改訂中である。

RoHS指令は、2001年1月に公布され、(2002/95/EC) 2006年7月1日以降の上市製品にカドミウム、鉛、水銀、六価クロム、特定臭素系難燃剤(2種類)が含まれていないことを生産者に義務付けている。特定臭素系難燃剤とは、PBDEs、PBBsである。PBDEsのうち、DecaBDEはEUリスク評価書の結果をみて判断をされていたが、欧州委員会によって、2005年7月17日、ポリマー製品での難燃剤として、適用除外の決定となった。また、このRoHS指令適用除外は再検討の対象となり、DecaBDEをRoHS指令から除外するという委員会決定の5項では、「その指令の附属書類に記載された各除外は、最低4年に一度、または、RoHSリストに項目が追加されてから4年後に、再検討されねばならない」と規定されている。さらに、「この決定に規定された各除外の再検討は、2010年より前に行うものとする」と規定されている(EU 2006)。

日本国内において、DecaBDEは、化学物質審査規制法および化学物質排出把握管理促進法による規制(管理)対象物質である。DecaBDEは、第二種監視化学物質に指定されている。なお、第二種監視化学物質は、ヒトに対する長期毒性が判明し、環境中での残留状況からヒトへの健康リスクが認められる場合は、更なる規制を受けることとなる。

日本難燃剤協会は、1995年10月に「特定臭素系難燃剤のリスク管理に関する日本国内の自主的管理計画」を作成し、定期的に経済産業省(旧通産省)にその経過を報告している。

III デカブロモジフェニルエーテルの環境排出量の推定

第III章では、DecaBDEの環境排出量及び移動量に関するデータをまとめるとともに、暴露解析に必要な環境排出量をサブスタンスフロー解析によって推定した。

経年的に推定した結果のうち、2003年のDecaBDEのマテリアルフローを図2に示す。2003年の国内需要量、最終製品使用量、廃棄量はそれぞれ、2,200 t/year, 49,300 t/year, 5,500 t/yearであると推定された。DecaBDEの環境排出量は、大気排出量が0.111 t/year, 水域排出量が1.91 t/year, 土壌排出量が0.386 t/yearと推定された。

経年的な発生源別排出量の推定結果を図3に示した。大気への環境排出量は、経年的に発生源の寄与が変化しており、2000年以前は樹脂用途での使用段階の寄与が大きかったが、それ以降は焼却過程の寄与が高くなっていることがわかった。なお、水域への環境排出量および土壌排出量での発生源の寄与は、大気でみられたような経年的な変化はなく、水域では繊維用途の使用段階、土壌では下水道汚泥の寄与が高いことがわかった。また、2001年を基準に半数となるのは、大気排出量、水域排出量、土壌排出量でそれぞれ、2011年、2010年、2009年となった。

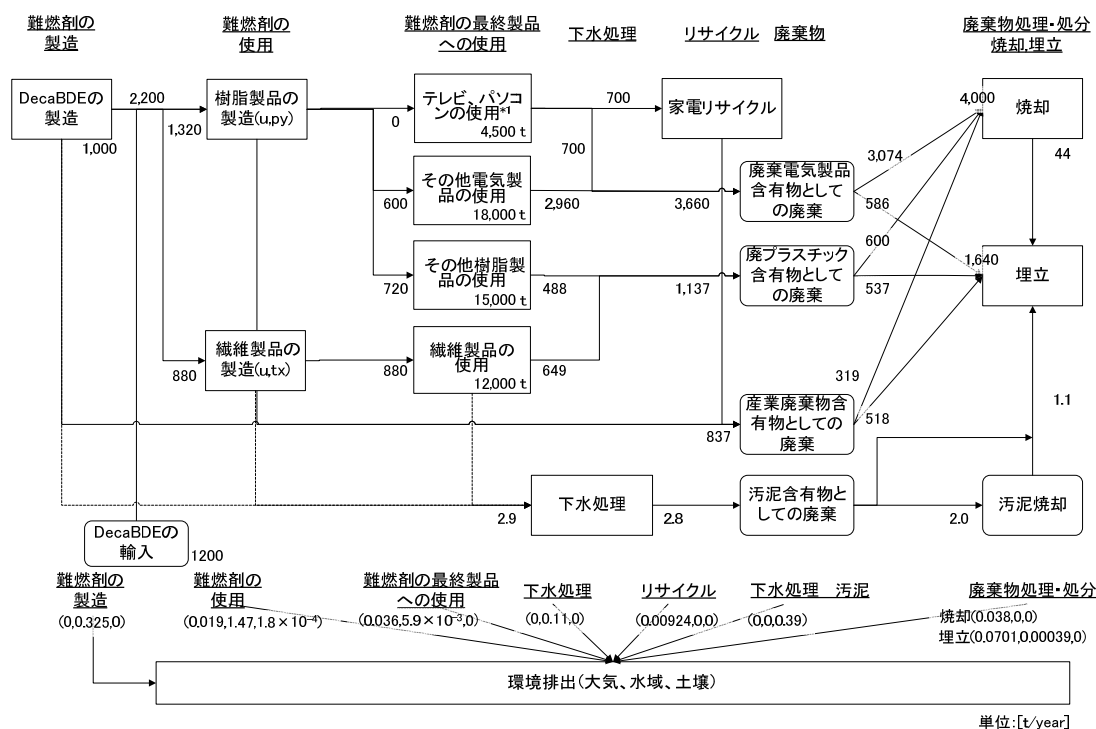


図2 2003年におけるDecaBDEのマテリアルフローと環境排出量

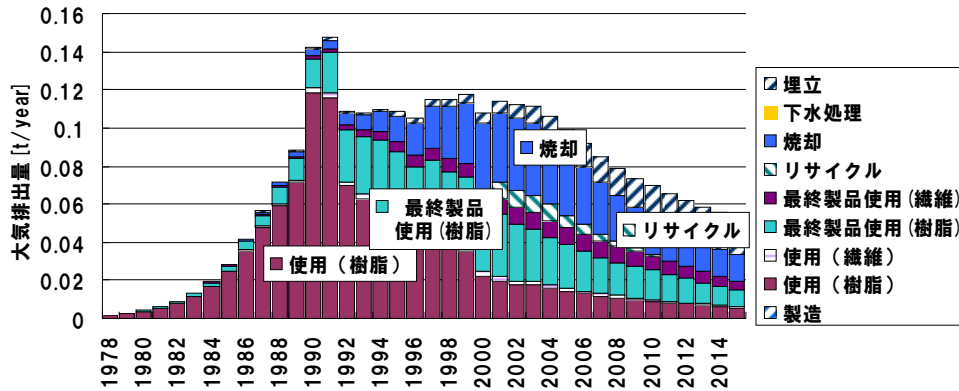


図3 DecaBDEの大気への経年的環境排出量

国内需要量，最終製品のストック量，廃棄量は，それぞれ1991年に最大値10,000t/year，最終製品使用段階では1998年に最大値59,300 t/year，廃棄段階は2005年に最大値5,500 t/yearとなると推定された。上流から下流にかけてのタイムラグは，約11～14年であると推定された。

IV 暴露媒体および生体試料中の実測値に関する知見

第IV章では，既存の文献，報告書から，主に国内の臭素化ジフェニルエーテル類(PBDEs)の濃度レベルおよび組成についての知見をまとめるとともに，DecaBDEの暴露経路について整理した。その結果，ほとんどすべての試料で，低臭素化PBDEsが検出されており，作業現場の段階ですでに低臭素化体が生成している場合もあった。媒体ごとのPBDEsプロファイルを見ると，作業現場が発生源となり，周辺環境に拡散している濃度プロファイルが確認でき，暴露経路が進むにつれ徐々に低臭素化体の比率が増加することが示された。

京都市に在住しているヒトの血清中PBDEs濃度の測定結果からPBDEsの血清中濃度は，経年的に増加していることが示されていた(図4)。ただし，1990年代後半以降は，頭打ちとなっていた。居住履歴の知見は反映していないため，地域に在住したことを反映した結果ではない。なお，このうち，DecaBDEは約30%を占めていた。母乳中の濃度の測定結果は，血清中濃度と同様に，MonoDBEを除く全ての同族体が検出されている。なかでも蓄積性の高い同族体の占める割合が高かった。

発生源付近，一般環境中では，DecaBDEが大きな割合を占めるものの，経路が進むにつれ(ヒト暴露の段階に近づくにつれ)徐々に低臭素化体の割合が増加していた。魚，ヒトなどの生体内では，さらに低臭素化体の割合が増加している。この原因として，過去に使用されたPBDEsからの寄与，DecaBDEの環境内での分解，生体内の取り込みの程度，生体内での代謝などが関係するが，食品には国内産のみならず，輸入品も含まれていること，および，最終製品使用過程では過去に生産された製品が含まれていることにも注意が必要である。現時点では，これらの内訳に関し，定量的な解析が可能となるほどのデータは充足していない。

なお、データの不十分さは承知のうえで、各試料の PBDEs の測定値に多変量解析をおこなったが、明確な傾向を得るには至らなかった。

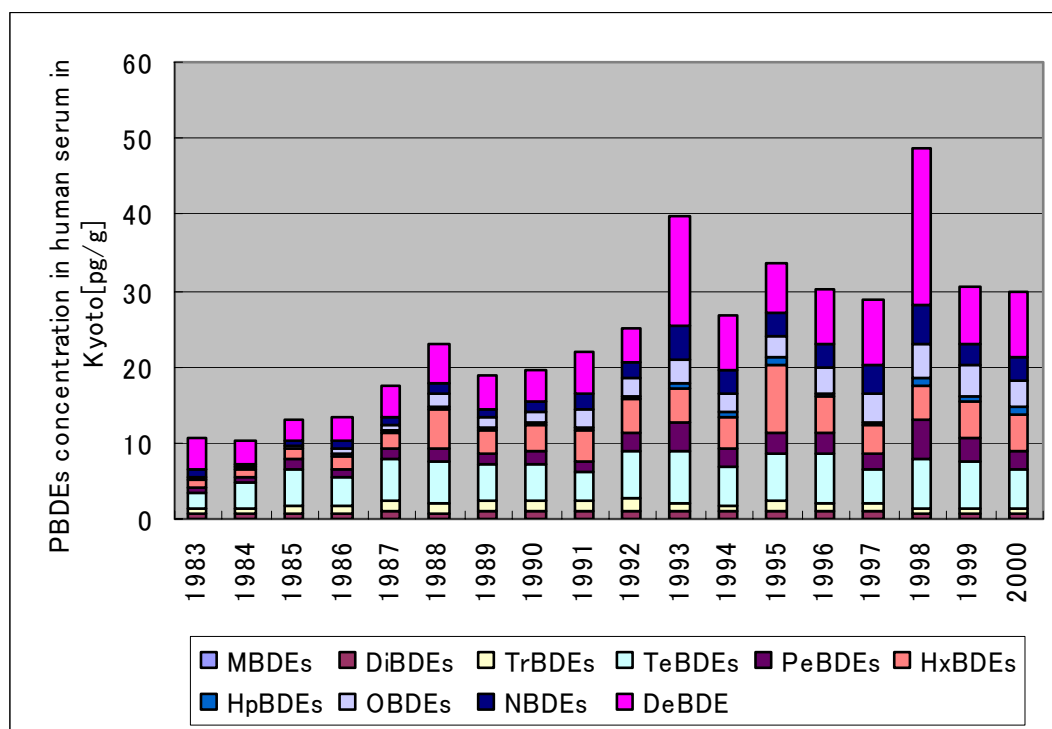


図4 京都市で採取されたヒト試料PBDEsの血清中濃度の推移 (CRM 2005)

V DecaBDE の環境での動態

DecaBDE の環境中での分解によって有害性がより強く、かつ蓄積性も高い低臭素 PBDEs が生成することへの懸念が、DecaBDE 評価での論争点の一つとなっている。すなわち、環境条件下で DecaBDE は分解するか、それは、どれほど現実起こり得ているものか、が争点である。

これまでの定性的知見として、DecaBDE は、加水分解性や好気生物分解性はみられないが、他の同族体に比べ光吸収による直接光分解や嫌気生物反応を受けやすく、その結果、低臭素化された同族体を生成することが指摘されている。このことは、DecaBDE 自体の生物蓄積性は低いにもかかわらず、環境中に残留し、高い生物蓄積性を示す低臭素化同族体の供給体として寄与している可能性の疑いがあるものの、実環境でどれだけ進行しているかどうかを判断する知見はない。

都市下水汚泥消化過程で脱臭素反応が生じることが示された (Gerecke *et al.* 2005) だけでなく、嫌気条件となり得る底質中 (La Guardia *et al.* 2004) や廃棄物埋め立てサイト、さらに好気条件下でも水中微生物膜中 (Rayne *et al.* 2003) などマイクロな嫌気条件が得られる環境でも、同様に脱臭素反応が生じる可能性が高いと考えられる。しかも、その反応速度は一般的に高臭素化同族体ほど大きいため、DecaBDE が環境での低臭素化同族体の供給源となる可能性は考えられる。しかし、現時点では、速度論的な解析ができるようなデータは消化汚泥培養での 1 例 (Gerecke *et al.* 2005)

だけであり、これは実プラントのデータではない。現在のところ、実環境でのものは得られていない。よって、環境の生物試料で高い検出率で発見される低臭素化同族体の供給源としてのかかる反応の寄与の度合を明らかにするには更なる調査が必要と言え、ここでは排出された DecaBDE による生物分解による低臭素化 BDEs の生成は暴露シナリオにおいて考慮しないと判断した。

既存の報告から、DecaBDE は室内試験だけでなく自然太陽光によって、種々の条件下で直接光分解を受けると判断できる。この分解反応で、低臭素化された同族体を生成すると考えられるが、これらもまた同様に直接光分解を受けることが示されている。直接光分解の速度は置換臭素数が大きいほど速く、逆に OH ラジカルによる分解は臭素置換数が小さいほど速いと報告されている。これらのことから、環境中の低臭素化同族体の供給源として DecaBDE からの光分解の寄与の可能性が、DecaBDE のリスク評価での議論の一つになっているが、低臭素化同族体を成分にもつ製品からの環境排出が継続している現状では、この議論への定量的な回答を与えるのは困難であると判断した。

また、魚類、鳥類に対する生物蓄積性に関する知見をまとめた。

VI 暴露解析

第VI章では、第III章で推定した排出量を用いて、DecaBDE の暴露解析を実施し、DecaBDE の摂取量を推定した。ここでは、主に、暴露媒体中濃度のモデル推定値を実測値で検証した後、暴露係数を乗じて、経路別の摂取量を推定した。さらに、その支配的な摂取経路に重要な暴露媒体、(ここでは大気濃度の) 分布を推定し、経路別摂取量の変動幅を推定した。推定結果は、第IV章、第V章の実測値、これまでの知見との比較によって検証し 1 オーダーの範囲内に入ることを確認した。

DecaBDE の環境中存在形態の検討により、そのほとんどが、吸着態・懸濁態で存在していると推定された。

多媒体モデルによる摂取量の検証を行った。多媒体モデルで得られた環境媒体中濃度を求め、実測値との比較を行った。その結果、実測値と推定値はファクター10 の範囲内に収まっていた。経路別摂取量を推定し、既存の実測値の比較の結果、全ての媒体で、ファクター10 以内に収まることを確認した。DecaBDE の暴露経路は、経口がほとんどであり、その内訳は、葉菜、畜肉が多く、また、ハウスダスト、屋内大気からの寄与も大きい結果となった大気濃度と大気沈着量、大気中濃度と雨水中濃度の実測値とを比較しいずれもファクター10 の範囲に収まることを確認した。以上の検証を踏まえ、多媒体モデルを用いた推定摂取量は、DecaBDE で 0.358 ng/kg/day と推定された。

低臭素化 PBDEs の暴露媒体中実測値から、摂取量を推定し、別途 DecaBDE のモデルを活用して推算した。日本において PentaBDEs, OctaBDEs はすでに使用していないため、過去において使

用された量と、製造の工程で生成した量が寄与すると仮定した。推算結果は、推論の域をでないが、ハウスダストを除き概ね、実測値と推算値は1オーダーの範囲内に入っていた。ハウスダストの測定値の整備が優先順位が高いことが示唆された。

広域的な環境濃度の分布を ADMER, SHANEL によって推算した。大気濃度空間分布を ADMER によって推定した。ADMER による平均値は、多媒体モデルで計算した値とほぼ等しくなり、95% タイル値は、平均値の約2倍となった。SHANEL による広域水系の解析結果を、淀川流域内で投入された全量のうち、26%が土壌で分解し、淀川流域外への流出は0.8%であり、残りは残存しているという内訳となった。

以上のように、検証を盛り込みながら暴露解析を行った。結論として、リスク判定には実測値を、過去のリスクレベルの把握、対策の効果推定には計算値を用いた。実測値、モデル解析により得られた暴露解析の結果を表1にまとめた。

表1 暴露解析のまとめ

	推定値ベース (暴露モデルによる推定摂取量, ng/kg/day)				実測値ベース (暴露濃度の実測値 による摂取量, ng/kg/day)	
	多媒体モデル		ADMER		平均値	最大値
	平均値	推定排出量の 95%タイル値	平均値	空間分布の 95%タイル値		
DecaBDE	0.358	0.618*	0.583	0.916	0.709	2.23
OctaBDE	0.035	(0.060)	(0.056)	(0.090)	0.028	0.095
PentaBDE	0.042	(0.072)	(0.068)	(0.107)	0.288	0.789

括弧内は、DecaBDE の暴露モデルの平均値に対する比率を用いて算出した値。

*第III章6節による大気排出量の95%タイル値を使用した値

VII BDEs の有害性評価

BDEs のヒト健康影響に対する有害性評価のためのキー文献に記載された知見の整理を行い、DecaBDE に関し、次のような知見を得た。経口経路でのラットの試験における最大の吸収量は26%程度であった。体内に取り込まれた DecaBDE は、肝臓を経由して代謝されて胆汁中に排泄される。ヒトでの血清中の見掛けの半減期は、DecaBDE で15日、NonaBDE で18~39日、OctaBDE 異性体で37~91日となり、低臭素化すると半減期が長くなる傾向がみられた。雄ラットの血漿からの消失半減期は、terminal で58時間であるので、ヒトより短かった。

BDEs の既存の有害性評価の状況としては、EPA (1990a,b,1995), IPCS (1994), NRC (2000), ECB (2001,2002,2003a,2005), SID (2003), ATSDR (2004), Health Canada (2004), Washington State (2006), Illinois State (2006)で実施されている。また、発がん性の定性的な評価としては、IARC (1999)がある。ヒトを対象としたデータはなかった。

以上の様に、有害影響の評価対象とし、遺伝毒性、非発がん性、発がん性についての有害影響についての見解をまとめた。DecaBDE の遺伝毒性評価に関する既存の評価書での状況は、表VII.7に示すように遺伝毒性を懸念する評価機関はなかった。また、in vivo の試験については、IARC

(1999)によると評価できる報告はなかった。なお、SIDS (2003)では、非遺伝毒性プロファイルを示し、DecaBDEが構造的に、遺伝毒性が懸念される構造ではないと判断してin vivoの評価結果も含めて遺伝毒性を持たないと考えられるとしていた。さらに、DecaBDEの発がん性評価に関する既存の評価書での状況を、表VII. 8に示した。このうち、定性的なDecaBDEの発がん性評価では、EPA (1995)が動物試験での限られた発がん性の証拠とヒトデータの欠如に基づき、クラスC(ヒトに発がん性の可能性がある)に分類していたが、NTP、米国連邦労働安全衛生局とIARCは発がん物質としていない。さらに、DecaBDEの発がんの定量的な評価では、NRC (2000)が「DecaBDEを経口経路でヒトに発がん性ありと結論付けたのではなく、ヒトの健康保護のための保守的なアプローチと位置づけ、生涯平均経口暴露量と比較して無視できる値である」として紹介した。そこで、リスクの定量的評価に耐えるデータを選び出すという考え方にに基づき、既存のリスク評価書を精査したうえで有害性のプロファイルをまとめた結果、発がん性に関し、DecaBDEは、グループ3であり、ヒトに対する発がん性に分類できない物質とされ、遺伝毒性をもたないこと、また、低臭素化物 (OctaBDE, PentaBDE) との総合評価を考慮し、低臭素化物でも共通に見られた肝臓に対する非発がん性影響を評価のエンドポイントとして取り上げた。DecaBDEの発がん性については第VII章 4.1 項の「有害影響の評価対象」で、定性的な評価の状況と本評価書での暴露マージン (本評価書では摂取量として0.358ng/kg/dayと推定、1,120mg/kg/dayとの比較では 3.1×10^9) に基づく初期的リスク判定からヒトに対する発がん性をさらに踏み込んで情報の整備の必要性は低いと判断したことから、非発がん性の影響のみをとりあげた評価とした。

NOAELの選択に際しては、試験の際の純度が高いこと (古い時代の商用DecaBDEは、不純物として低臭素化物を含んでいる)、肝臓への影響が有害影響のエンドポイントが標的器官とみなされること、そのなかで最小のNOAELを与える、ということを経準とした。その結果を以下に示した。

なお、参考値として、自発行動への影響に関する知見も整理した。

表2 採用したNOAEL

	リスク判定に用いた値			参考として用いた値		
	エンドポイント	NOAEL (mg/kg/日)	UF	エンドポイント	NOAEL (mg/kg/日)	UF
DecaBDE	肝臓	1,120	100	自発行動	2.22	1,000
OctaBDE	肝臓	0.77	1,000	自発行動	1.68	10,000
PentaBDE	肝臓	0.1	1,000	自発行動	0.4	1,000

VIII 生態リスクに関する既存報告書のまとめ

国内において、DecaBDEに関する生態リスク評価はこれまでなされてはいない。それは、有害

性の参照値が定まっていないことと、評価対象生物体内濃度に関する知見が不足していることによる。本評価書では、評価に必要なデータが十分ではないため、生態リスクの判定は行なわなかった。本章では、既存のリスク評価書での生態リスク評価結果をまとめることで、今後必要となる調査項目について考察した結果を述べた。

EU リスク評価書では、生態リスクという用語は使わず、環境を対象とした影響評価という括りで、水圏、土圏、大気圏、食物連鎖を介した二次毒性について、NOEC に関するデータが調査されている。水圏においては、藻類、水中無脊椎動物、魚類、底生生物、微生物を取り上げ、土圏においては、植物、ミミズを取り上げている。大気圏では、該当する評価対象生物はなしとしている。測定値が少ないため、QSAR によった NOEC 推定値も検討されたが、すべて、水溶解度以上の値が算出されており、信頼性はないと判断している。

また、鳥、ヒトなど栄養段階上、最上位の捕食者中の濃度が上昇している事実があるため、PBT（残留性、蓄積性、毒性）評価が必要と指摘している。そのため、継続して、DecaBDE の分解産物のモニタリングが必要なことをあげている。

なお、将来、検討されるリスク管理に関する意思決定では、懸念すべきリスクのレベルをより明確にすることが必要であると指摘し、そのためには、環境中濃度、体内濃度の推移が把握できるほどの期間を通じた調査、発達神経毒性試験の実施（自発行動への影響）が重要となる、と指摘している。

DecaBDE がより蓄積性の高い低臭素化体の前駆物質になりうるとの Environment Canada による結論は、支持されるかどうかに関して、今後、データの検証を必要とする、としている。また、このことに呼応して、鳥類、ヒトなど栄養段階の最上位の捕食者体内中の濃度の上昇が懸念されるため、PBT（Persistent, Bioaccumulation, Toxicity）評価の継続が指摘されている。この検証のためにも、モニタリングデータの蓄積の必要性が指摘されている。VECAP(Voluntary Emission Control Action Program)による Deca-Monitor プロジェクトが始まり、今後 10 年にわたり 2 年度ごとにデータが公表される仕組がうごいている。

IX リスク判定

第IX章では、第VII章で決定した有害性のエンドポイントのNOAELを用い、DecaBDEの現況のリスク評価を行った。そこで、第1に、DecaBDEの成人に対する肝臓への影響をエンドポイントとした摂取量、体内負荷量による評価、第2に、DecaBDEおよび、低臭素化物を含めた評価、第3に、低臭素化物を含めた、自発行動への影響を取り上げた評価を行った。

第1の視点は、経口摂取段階、体内負荷を指標にして、DecaBDEを単独で評価する場合であり、第2の視点は、同族体を含めた物質群としての評価の視点、第3は、最近議論されはじめた新しいエンドポイントがもし将来導入された場合の、現時点ではあくまでも参考としての評価の視点である。(図5)。

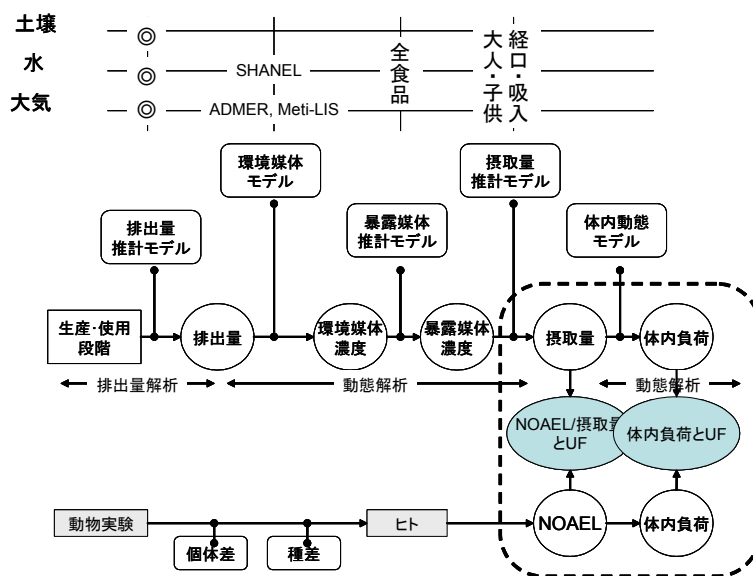


図5 評価の範囲

その結果、実測値ベースの平均値と最大値の MOE は、それぞれ 1.62×10^9 、 5.09×10^8 となり、最大値を用いた場合は平均値の場合と比較しほぼ 3 倍程度マージンが低下することが示唆され、いずれの MOE をみても、この時に用いた動物実験の UF 値 100 を超えており、DecaBDE のリスクは懸念するレベルにはないことが示された。さらに、大気排出量の 95% タイル値を用いた暴露解析による摂取量に対する MOE を算出したが、同様な傾向が得られ、推定値ベースの平均値と比較して 1.7 倍程度、マージンが低下した。

同類の物質を総括的に評価する累加的リスク評価を DecaBDE、OctaBDE、PentaBDE に適用した結果、DecaBDE の等価摂取量に換算すると摂取量はおおよそ 60~940 倍程度と推定された。また、PentaBDE の相対的な寄与が多いことが明らかとなった。ここでは、DecaBDE の分解によって PentaBDE などの低臭素化物が生成するにたると判断できる十分な科学的知見は充足していない、との立場にたっているが、今後、さらなる調査研究によって、低臭素化体の起源に関する科学的知見がでてきたおりに、再度評価をしない必要があると考えられた。

X 代替臭素系難燃剤のリスク評価

第 X 章では、DecaBDE の代替物質の一つであるエチレンビスペンタブロモフェニル(Ethylene bis(pentabromophenyl), 以下 EBPBP と略す)のリスク評価を行った。EBPBP を選んだ理由は、DecaBDE と同じく添加型の臭素系難燃剤であること、近年、需要量が増加し、現時点での国内需要量は DecaBDE よりも多いため(2004 年時点)である。なお、臭素系難燃剤の中の総量としてはテトラブロモビスフェノール A(TBBPA) が大きい(32,000t, 2004 年)ものの、この物質は、主に、プラ

スティックとの反応型難燃剤として用いられるため、製品からの排出係数が非常に低く、DecaBDEとは挙動が相当異なる。よって、ここでは検討対象としていない。

図6には、EBPBPの国内需要量の変化をDecaBDEとの比較で示した。

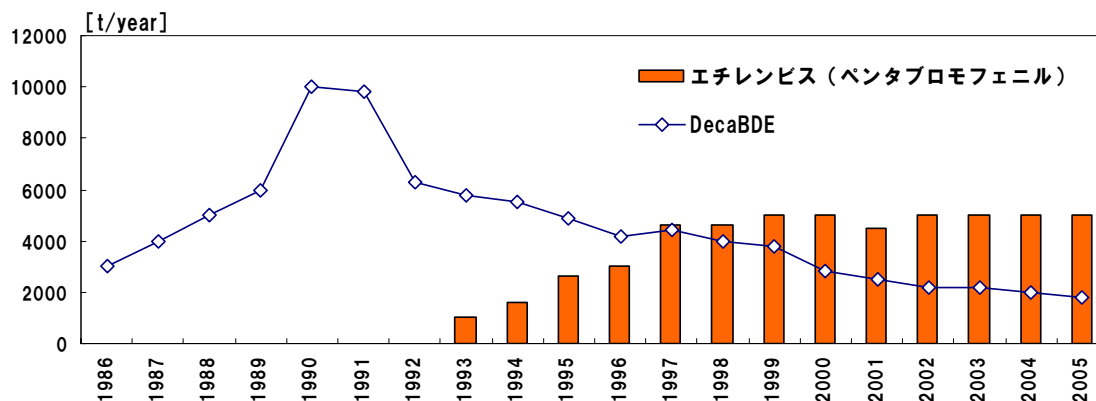


図6 EBPBP及びDecaBDEの国内需要量の推移

発生源解析、排出量推定の結果、2003年時点で、EBPBPの需要量は4,500 t/year、DecaBDEは2,200 t/yearであった。さらに、DecaBDEで適用した推定手法を用い、EBPBPの排出量を推定したところ、大気排出量は0.0919 t/year、水域排出量は0.921 t/year、土壌排出量は0.247 t/yearであった。また、環境濃度、暴露濃度の測定値を調査したが、国内で既存調査はなかった。そこで、京都大学医学部に所蔵される生体試料バンクの試料をご提供いただき分析したところ、唯一、高知県の食事試料に2.1pg/g含有されていることを確認した。このことから確実にEBPBPの暴露が生じていることは確かめられたが、代表的な濃度を把握するための知見を整備することはできなかった。

EBPBPの暴露解析（推定モデルによる）の結果、経口摂取量は0.307 ng/kg/day、吸入摂取量は0.119 ng/kg/dayと推定された。経口摂取の内訳としては、ハウスダスト、葉菜が84%を占め、吸入摂取はほとんどが屋内大気経由であった。なお、実測値がないため、推定値は検証されたものではない。

発生源の分布を考慮した広域的解析を大気、水域に対して行った。大気中濃度の平均値は0.00105 ng/m³、標準偏差は0.00153 ng/m³となり、95%タイル値は0.00427ng/m³と推定され、平均値の約4.07倍となった。水域では、集水後、下水道から放流される点で相対的に濃度が高いところがみられた。

経口のNOAEL1,000mg/kg/dayを用いて、推定した経口摂取量を0.307ng/kg/dayより、MOEを求めると、3.26×10⁶を得た。この場合の実験結果のUF(100)と比較すると、3.26×10⁶>100であるため、経口摂取によるヒト健康リスクは懸念されるレベルにはないと判断した。環境水中濃度としては、水利用のある、淀川枚方地点をとりあげ、75%タイル値(5.01×10⁻⁷mg/L)を用いた。その結果、水中濃度<<参照値となった(5.01×10⁻⁷mg/L<<1.1mg/L)。以上より、淡水魚の致死をエ

ンドポイントとしたリスクは懸念すべきレベルにはないと判断した。

XI リスク管理対策の評価

第 XI 章では、これまでに先んじて導入されてきた PBDEs, DecaBDE への対策によるリスク削減効果、かかった費用などの検討を通じ、リスク管理対策の評価を行い、今後の対策を準備する際の参考情報としてまとめた。日本難燃剤協会によって、レスポンシブルケアの一環として、特定臭素系難燃剤の管理に取り組んでおり、難燃剤セミナーなどを開催し、知見を関連会社へ普及連絡させるとともに、自主的管理計画を策定し、活動内容を（社）日本化学工業協会が点検する方式で進めている（日本難燃剤協会 1998）。

産業界側の自主的管理計画、物質の代替、家電リサイクルシステムの導入について、各対策の相対比較を表 3、表 4 に示した。

表 3 特定臭素系難燃剤のリスク管理に係る自主的管理計画

対策	細目	対策内容
リスク管理	生産、輸入販売等の事業製品の制限	DecaBDE, OctaBDE 以外の PBDEs ならびに PBBs の生産、輸入に関しては、各社の自主的判断により、現在と同様に将来とも行わない。
	高純度製品の製造	DecaBDE の生産に関しては、現在の分析技術で純度 97% 以上の製品が生産可能な技術を使用する。
	製造プラントからの環境排出量の最小化	製造プロセスからの排出物に関しては、実用可能な最良な処理を行い、環境への排出量を最小限にする。
	安全性情報の提供	1 次ユーザーが DecaBDE, OctaBDE を安全に使用できるような製品に関する最新情報の入手に努め、それを提供する。
環境への暴露	事故防止	DecaBDE, OctaBDE の生産及び輸送、取り扱い時の汚染防止、事故防止に最大限の努力を払う。
	廃棄物管理	DecaBDE の使用、廃棄物管理が適切に実施され環境への排出が最小になるように 1 次ユーザーとの密接な関係を維持し、最新の情報を入手し、提供する。
国際協力		特定臭素系難燃剤の国際的な毒性研究プログラム等に協力する。

(日本難燃剤協会 1998)

表 4 対策の相対比較

対策の内容	効果	費用	備考
自主管理対策 (DecaBDE の国内使用量の低下)	暴露濃度の低減 < 大気への排出量 > 1991 年 : 0.14t/year 2003 年 : 0.11t/year	0.4 億円	国内使用量の低下には、生産拠点の国外移転が関係。
代替物質の導入 DecaBDE⇒EBPBP	獲得 MOE = -2.72×10^9 < 大気への排出量 > 1991 年 : 0.14t/year 2003 年 : 0.11t/year	7.9 億円	有害性の参照値として、EU では、67mg/kg/day が提案されており、その値を使った場合は、獲得 MOE = 1.37×10^9 となり、1 単位の MOE 獲得あたりの費用は、0.574 円/MOE との推定値が得られる。

家電リサイクルシステムの導入	資源保全効果 <大気排出量> 導入前：0.0809t/year 導入後：0.111t/year	150 億円	本来目的は、使用済み電気製品について消費者、小売業者、家電メーカー等の役割分担を明確にし、減量化とリサイクルを促進することであり、含有されている化学物質のリスク管理が目的ではない。ここでは、副次的効果として推算。
----------------	--	--------	--

また、これまでの解析から日本において、DecaBDE のリスクは懸念すべきレベルにはないことがわかった。ただし、必要なデータが限られる中での推定に基づくことが多いことから、今後、暴露評価における不確実な要因の低減が必要となる。リスク評価結果の精度を改善するという目的で、調査研究の優先順位についても検討したところ、発生源に関わる要因が相対的に優先順位が高いことが示された。

XII 結論

結論では、リスク評価の主要な要素である、暴露解析（第III章～第VI章）、有害性評価（第VII章、第VIII章）、リスク判定（第IX章、第X章）、リスク管理対策（第XI章）そして、今後の課題と展望について述べた。

暴露解析の結果、日本全体を集約してみた場合、DecaBDE は、生産工程、廃棄工程、製品からの放出が主たる排出経路であり、2003年において、その排出量は、大気：0.111t/year、水域：1.91t/year、土壌：0.386t/year、と推定された。大気へ排出された量は、大気から地表面へ移行する際に、植物の葉面に沈着した分は、飼料として家畜を経由し、経口暴露系に寄与する。水域へ排出された量は、大気へ排出された量に比べ、1桁大きいですが、水溶解度が低いため、水処理系での固液分離で溶解性成分に寄与する割合は無視できると仮定した（水処理性能によっては、懸濁態のまま、水処理系を通過することが考えられるが、ここでは、水処理系が定常的に運転され、かつ固液分離が十分であると仮定）。また、分子量が大きいので、生物濃縮は低い。土壌へ、0.385t/year 排出されるうち、一部は生産緑地に投入される分もある。しかし、第VI章での植物モデルによる解析で明らかとなったように、根からの吸収は極めて少ないため、経口暴露系には重要ではない。

生態リスク、ヒト健康リスクのうち、ここでは、ヒトに焦点をあてた評価を行い、成人の場合、経口摂取量は、0.688ng/kg/day、吸入摂取量は0.021ng/kg/dayと推定された（なお、本評価書では、作業環境を含めていない）。リスクの判定結果として、暴露の実測値ベースの平均値と最大値のMOEは、それぞれ 1.62×10^9 、 5.09×10^8 となり、暴露の実測最大値を用いた場合は平均値の場合と比較しほぼ3倍程度マージンが低下するだけであり、いずれのMOEを見ても、この時に用いた動物実験のUF値100を超えており、DecaBDEのリスクは懸念するレベルにはない。さらに、大気排出量の95%タイル値を用いた暴露解析による摂取量に対するMOEを算出したが、同様な傾向がえられ、推定値ベースの平均値と比較して1.7倍程度のマージンが低下した。さらに、経

年的に、暴露解析を実施した結果、需要量の推移に対応して、DecaBDE の暴露マージンは増加し、一方 EBPBP の暴露マージンは減少していた。近年では、DecaBDE の需要量が EBPBP の需要量より少なく、MOE でみると DecaBDE の方が EBPBP より小さく、年々値が近づいてきてはいるものの、十分なマージンがある中で代替が進行したといえる。また、DecaBDE と EBPBP のそれぞれの動物実験の UF は、100 であり、MOE と UF の比較において成人を対象とした健康リスクは、懸念されるレベルではないと判断した。

暴露が生じているかどうかを端的に示すヒト試料データ試料の分析を行い、京都大学の生体試料バンクのヒト血清試料を分析した結果より 2 つの知見が得られた。第 1 には、これらのヒト血清中濃度は 1983 年から 2000 年にかけて、約 3.5 倍上昇（極めて低い濃度であるが）の傾向にあることがわかった。この上昇傾向は、欧州と米国に比べて緩やかであった。第 2 には、低臭素化体の存在であった。

費用対効果の視点で代表的な対策を定性的に比較すると、産業界による自主管理、物質代替、家電リサイクルシステムの導入にわけられる。限られた知見で費用と効果を集計した、自主管理、物質代替による DecaBDE の削減量が推定された。また、家電リサイクルシステムに対し、モデルシミュレーションを行ったが、設定条件の不確実性があるため、明確な結論をうるにはいたっていない。なお、家電リサイクルシステムは、本来の目的すなわち、資源循環に重きがおかれているため、そういった面の効果も含めた議論が別途必要となる。

DecaBDE だけを取り上げた場合、リスクは懸念されるレベルにはない。暴露に関しては、実測値による検証を踏まえた解析モデルの計算結果を援用することが可能で、このモデル解析に基づけば、国内の難燃剤を用いた製品の生産活動に由来する摂取量は、需要量の推移をみれば明らかのように、今後、増加に転じることは考えにくい。しかし、リスクとしては懸念されるレベルではないが、ヒト体内濃度は増加の傾向を示すエビデンスが、生体試料バンクの保存試料の分析によって明らかになった。これは、調査対象の京都市のサンプルだけに限定されるものではないと考えられる。

DecaBDE は、2006 年において RoHS 規制対象外とされたが、これは、4 年後、すなわち 2010 年までに、新たに蓄積された科学的知見等に基づき、この決定を見直すこととなっている。その意味で、VECAP (Voluntary Emission Control Action Program) の Deca-Monitor プロジェクトなどから得られるデータを活用するとともに、一方で生産構造が変わることで（国外への生産拠点の移転など）、PRTR 届出量は確実に減っていくが、製品の輸入および、廃棄後の静脈系でリスク管理の問題は残る。その意味で、生産系と廃棄系まで含んだリスク評価が今後とも必要であると言える。