

課題名 C-1004 産業環境システムの耐リスク性

課題代表者名 東海 明宏（大阪大学大学院工学研究科 環境・エネルギー工学専攻  
環境マネジメント学領域）

研究実施期間 平成22～24年度

累計予算額 51,123千円（うち24年度10,807千円）  
予算額は、間接経費を含む。

本研究のキーワード（5～10個 解析、情報の価値  
以下程度） リスクアセスメント、リスク-リスクトレードオフ、耐リスク性、自動車、環境家計簿、不確実性

#### 研究体制

- (1) 耐リスク性の評価手法の構築（大阪大学）
- (2) 製品のリスク評価に関するケーススタディの実施（大阪大学）
- (3) 社会的合意形成の検討（大阪大学）

#### 研究概要

##### 1. はじめに（研究背景等）

図1に示すように、詳細なリスク評価に基づき化学物質管理が進行する一方で、このようなリスク評価が可能な物質は限定的でもあるため、必要なデータが十分には揃わない場合のリスク評価が必要となってきた。そのためには、図1のより薄い灰色領域に示すように、主に暴露解析の精緻化で対応が可能な物質群、そしてデータの不確定さを前提にした物質の評価を可能とする方法が求められてきている。同時に、このような物質群は、目標リスク（当面、優先的に管理すべき対象として挙げられたリスク）の陰で潜行する対抗リスクの変容が懸念されないかに関する知見を前もって把握することが必要となってきた。

このような問題に対し、本研究課題では、生産・消費・廃棄という一連のサプライチェーンを対象として、リスク評価を補完する手法の開発を目指した。このサプライチェーンは、環境システムと産業システムから形成されることから、産業環境システムと名付け、これまでに（計画段階も含め）導入されてきたリスク管理対策の評価を通じて検討を行った。産業環境システムの耐リスク性の評価とは、原材料の変更、製品の転換、リスク基準の変更等に対し、産業環境システムがどれほどの対応・緩衝能力を有するかを測ることとした（図2）。具体的には、複数のエンドポイントによる評価指標の網羅的測定・比較評価を通じて、リスクレベルとトレードオフの態様を明らかにすること、とした。本研究では、主にヒト健康リスク、温室効果ガスをとりあげた評価を行った。

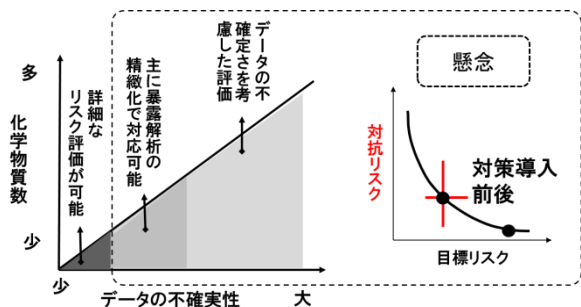


図1 リスク評価を補完する評価方法の必要性

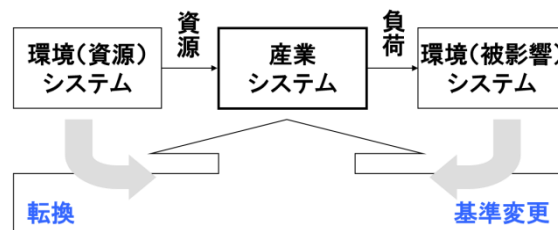


図2 産業と環境の関係

## 2. 研究開発目的

そのため本研究課題では、図3に示すように、3つのサブテーマに分けて研究開発を進めた。まずサブテーマ(1)では、生産から廃棄にかけてのプロセスからの負荷物質の排出と受容れ場としての環境を評価対象範囲とし、個々のプロセスの連鎖過程を反映したプロトタイプモデルを構築した。プロトタイプモデルの事例適用として、化学物質(難燃剤)を取りあげ、データの不確実性のタイプ(変動性、知見の不足等)を考慮し、排出量解析・環境多媒体濃度解析・暴露解析・リスク評価を実施し、評価手法の適用性を検討することを目的とした。

サブテーマ(2)では、自動車サプライチェーンを念頭において、ライフサイクルを通じた複数エンドポイントのリスク評価を、健康リスク、温室効果ガス由来のリスク等を取り上げて行うことで、方法の適用性を検討することを目的とした。各ライフステージに内包されるリスク因として、内装材プラスチック難燃剤、燃料、製品のリスクをスクリーニングレポート、リスク評価シートとしてまとめるとともに、リスクトレードオフの態様を解析した。サブテーマ(3)では、消費者側のリスク管理方策としてリスクに気付き理解し、行動を選択することによる効果(すなわち、社会的合意形成に通じる)を類推するため、大阪府下の生活者を対象に環境家計簿による調査を実施し基礎データの整備を実施した。具体的には、自動車の利便性—環境リスクの関係への気付きの特徴の把握ならびに、類似事例のメタ解析結果による補完を通じた行動変容の可能性を検討した。

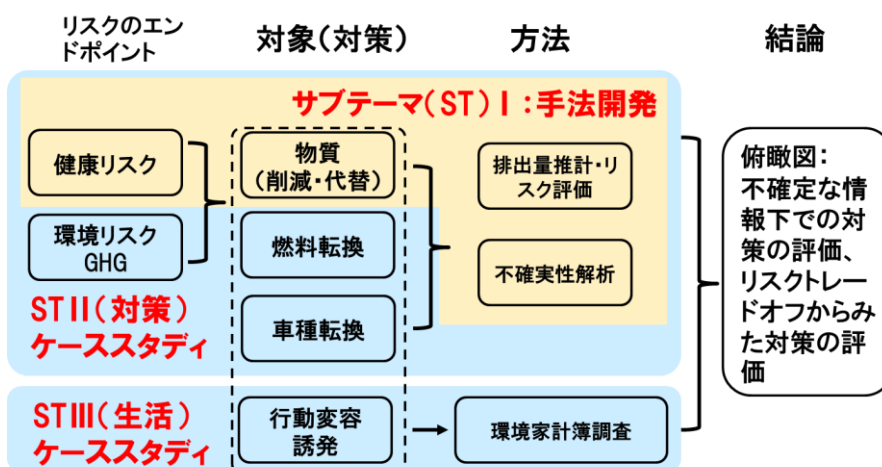


図3 3つのサブテーマの研究開発課題と最終目的

## 3. 研究開発の方法

### (1) 耐リスク性の評価手法の構築

サブテーマ(1)では、すでに公表されている臭素系難燃剤DecaBDEの詳細リスク評価の知見の充足状況にともなうトレードオフの態様の変容を追加された科学的知見を利用し、2つの時間断面での比較によって検討した。ついで、知見の不確実性を反映した構造モデルの構築、不確実性の評価の順に検討した。

知見の充足に関するリスクトレードオフの検討は、図4に示す手順で実施した。リスク評価に基づく意思決定がなされた時点に着目し、その前後の科学的知見を更新状況に注目して、リスク評価を行うとともに、リスクトレードオフの態様を解析した。

構造モデルの作成は、Analyticaを用いて実施した。これは、入力データの不確実さを確率分布として入力して解析を可能とするソフトウェアである。化学物質の物性値等パラメータを代入することで多くの物質に適用可能である。また、このモデルはパソコン上に要因の関連構造として示すことができるため、リスクに関心をもつ関係

者に対し共通の議論の場の提供という局面を支援できる。

不確実性の評価の方法は、情報の価値解析手法を用いて検討した（図5）。すなわち、排出量解析、環境多媒体濃度解析、暴露解析、リスク評価を行うとともに、それらに用いられるパラメータの暴露量に対する感度解析を行い、支配的なパラメータを絞り込む。ついで、暴露量削減対策モデルを構築し、必要となるパラメータの不確実性の特性を反映した確率分布を設定し対策費用の期待値と特定のパラメータに完全情報を仮定した場合の対策費用を推定した。

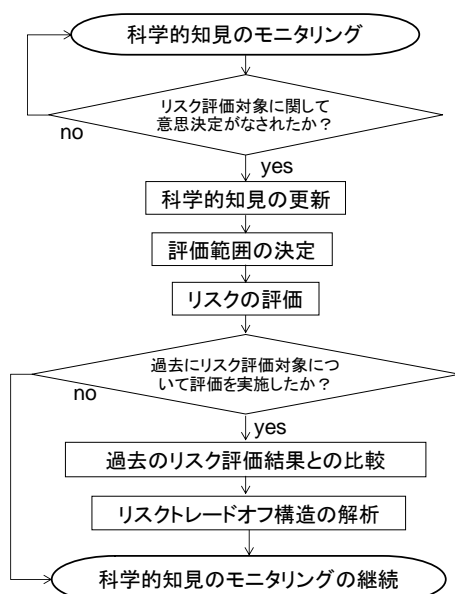


図4 知見の充足の検討

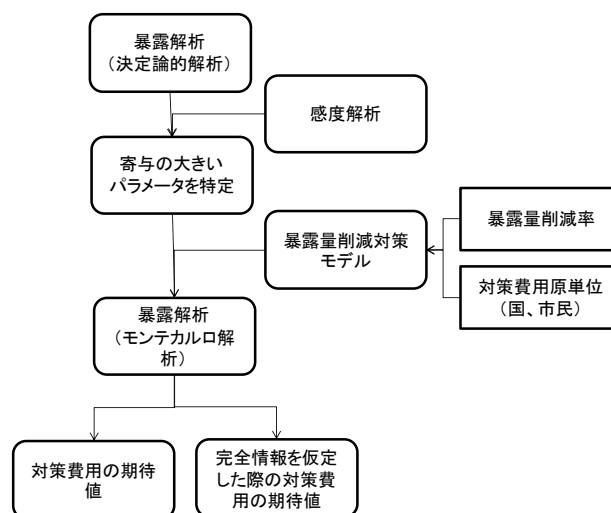


図5 暴露削減対策に関する情報の価値解析手順

## (2) 製品のリスク評価に関するケーススタディの実施

サブテーマ（2）では、化学物質の暴露による個別のエンドポイント（発がん影響、非発がん影響）を等価換算するリスク評価（個人DALY値推計）を行い、化学物質暴露由来個人DALY値と温室効果ガス排出量の関係を総計値、対策前後の差、対策の効率性指標の3種類で比較する、リスクトレードオフ解析手法を構築した。

解析事例の対象としては、同手法への適用対象として、自動車のサプライチェーンを通じて発生する多様な環境負荷に対する自動車産業の対策のうち、物質代替より1つ、製品代替より1つ、燃料代替より3つ、計5対策を取り上げた。

- ・ 物質代替として、DecaBDE とその代替物質の一候補であるエチレンビスペンタブロモフェニル（EBPBP）を取りあげた。
- ・ 製品（車種）代替として、自家用乗用車について、ハイブリッド車と電気自動車を対象とした次世代自動車の普及拡大計画によるCO<sub>2</sub>排出量の削減に向けた取り組みと、車体重量減少を目的としたプラスチックの使用増加による酸化防止剤（BHT：2,6-ジ-tert-ブチル-p-クレゾール）由来のヒト健康リスクとのリスクトレードオフ分析を取りあげた。
- ・ 燃料代替として、ガソリン駆動の普通車・貨物車の燃料に、バイオ燃料を添加する対策をとりあげ、その温室効果ガス排出削減効果と、排ガス由来のヒト健康リスクとのリスクトレードオフ分析を行った。バイオ燃料としては、将来、ガソリンにETBE（ethyl tert-butyl ether）が7%添加されるケース、バイオエタノールが10%添加されるケース（E10が普及されるケース）をそれぞれ取り上げた。
- ・ 燃料代替（製品代替も含む）として、1990年以降落ち込んだディーゼル普通車を、燃費改良が欧州と同様に進んだ条件下で、再度普及させる対策を取り上げた。
- ・ 評価対象として、化学物質代替に関するリスクトレードオフに関しては、スクリーニングレポートを作成の上抽出した。

リスクトレードオフ解析に必要なデータは、リスク評価シートとしてまとめた。代替の関係にある物質・燃料・車種が横並びに比較できるように包括的にかつ一貫性をもつよう整理した。リスク評価シートの項目として、①背景、②リスクレベルと不確実性因子、③リスクトレードオフ解析の算

出式をとりとまとめ、さらに、②リスクレベルと不確実性因子には、化学物質由来のヒト健康リスクでは、②-1有害性データ、②-2暴露データ、②-3それぞれの数値に寄与する不確実性因子または代用値、温室効果ガス由来のリスクでは、②-4被害評価にかかるデータ、②-5 CO<sub>2</sub>排出にかかるデータ、さらに最後に、②-6科学的知見の充足度として、リスクトレードオフ解析において必要となるデータの知見の不足の程度を示した。

本サブテーマでは、化学物質由来のヒト健康リスクに分布をもたらす要因として、暴露量の分布を取り上げた。これは、リスク管理は暴露管理に帰着されるとの理由である。ヒト健康リスクは、障害調整生存年 (DALY: Disability-Adjusted Life-Years) に換算し、暴露人口分布を踏まえた個人DALY値  $DALY_i^{individual}$  [year-DALY/人/年] を推計した。同値の推計手順を式1~4に示す。

$$DALY_{i,l}^{individual} = Probability_{i,l} \times UnitDALY_i \quad \text{式1}$$

$$\text{発がん影響, 吸入暴露の場合: } Probability_{i,l} = UnitRisk_{i,l} \times EC_i / T_{life} \quad \text{式2}$$

$$\text{非発がん影響, 吸入暴露の場合: } Probability_{i,l} = DR\_coefficient_{i,l} \times EC_i \quad \text{式3}$$

$$\text{非発がん影響, 経口暴露の場合: } Probability_{i,l} = DR\_coefficient_{i,l} \times Intake_i \quad \text{式4}$$

ここで、 $Probability_{i,l}$ : 化学物質  $i$  の暴露による疾病  $l$  の年間過剰発生率 [-/年]

$Unit \quad sk_{i,l}$ : ユニットリスク。暴露濃度に対する生涯がん過剰発生率 [per ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )]

$DR\_coefficient_{i,l}$ : 用量反応係数 [per ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )] または [per ( $\mu\text{g}/\text{kg-BW}/\text{日}$ )]

$EC_i$ : 年平均暴露濃度 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

$Intake_i$ : 年平均経口摂取量 [ $\mu\text{g}/\text{kg-BW}/\text{日}$ ]

$T_{life}$ : 平均寿命 70 [年]

$i$ : 物質,  $l$ : 疾病

なお、ライフサイクルアセスメントの分野において、温室効果ガスの排出に係る被害評価を目的として、地球温暖化に由来して将来全球的に生じうるヒト健康への影響を算定するための被害係数が集団DALY値 [year-DALY/t-CO<sub>2</sub>] への換算係数として地球規模のライフサイクル環境影響評価手法 (Impact World+) や日本版被害算定型ライフサイクル環境影響評価手法 (LIME2) で提案されている。本サブテーマでは試行的取組として、化学物質の暴露に係るヒト健康リスクと温室効果ガスの排出に係るヒト健康リスクを集団DALY値で等価換算し、リスクトレードオフの比較も実施した。化学物質暴露の集団DALY値については、個人DALY値に対し、暴露人口分布を踏まえて暴露人口を乗じて国民全体への影響として集団DALY値 [year-DALY/t-CO<sub>2</sub>] を推計した。

### (3) 社会的合意形成の検討

サブテーマ (3) では、まず予備調査として、大阪府吹田市の被験者72名 (配布数189, 有効回答数72, 有効回答率38.1%) を対象とした自動車利用にともなう利便性と環境リスクの間の関係を把握するためのモニター調査を実施した。同調査は、生活者が自らの生活を日記形式で振り返ることによって、生活者自身が享受する自己便益に対し発生している環境リスクを認知し、行動変容を誘発する装置の試作として位置付けた。同予備調査を通し、生活者の交通行動にかかる「利便性-環境依存性」の構造を分析するための基礎データをとりとまとめ、本調査を設計した。

本調査では、大阪府在住の20歳以上の男女を被験者とした。大阪府は公共交通機関が充実した地域であり、調査期間中の利用交通手段の変更が比較的容易であると考えられる。被験者はA群 (環境関連イベントの来場者, 環境教育に関わる環境NPO参加者, イベント開催やNPO運営支援に従事する地方自治体職員及びコンサルタント会社職員) とB群 (WEB調査会社 (NTTナビスペース) に登録しているWEBアンケートモニター) に分類し、調査を実施した。全質問へ回答した者を有効回答とし、A群で32名分、B群で200名分の有効回答サンプルが得られた。

本調査における調査ツールは計7日分の質問から構成され、各回答日の質問は前半部と後半部から構成される。前半部は調査期間中に身近な生活環境や交通環境への関心を高めることを狙い、後半部は環境リスクに対する理解が深まることを狙った。前半部の質問項目は毎日同様であり、①その回答日に実施した交通行動の目的、②その利用手段、③その際に感じた交通環境への印象、の3項目を問うた。調査初日及び最終日では9つの環境リスクに対する重要性の認知及び環境配慮意識を問い、本調査が被験者に与えた影響を分析した。2・3日目では被験者自身の交通行動の現状に関する回答項目を設けた。4・5日目では、環境から様々な利便性を享受している一方で環境側には様々な負荷を発生させる、という環境依存の関係について回答項目を設けた。さらに6日目では環境への依存を小さくするために自身が実行可能な行動について質問した。最終日には初日の質問に加えて、交通手段別に調査期間中の

利用頻度の変化を質問した。

以上の調査を踏まえて、自動車のライフサイクルを通じたリスク情報の提供・認知による自動車利用の行動変容効果を定量化した。定量化手法として、まずトラベル・フィードバック・プログラム(TFP, モビリティ・マネジメントの技術のうち一人一人の自律的な行動変化を促すコミュニケーション型のプログラム)の実施による態度変容効果・行動変容効果に関するメタ解析(同一調査を一つのサンプルとみだてて横断的解析を通して傾向を探る)を実施した。同メタ解析は既報(鈴木ら, 2006, 土木学会論文集D 62(4) 574-585)にて実施された2005年までの調査を踏まえ, 本サブテーマでは2006年以降に実施されたTFP事例(学会発表・論文33本から収集した67の事例)を対象に実施した。次に, 本調査(アンケート調査)で得られた自動車利用時間に関する質問項目の回答結果より, 環境リスクに対する意識の変容効果と自動車利用行動の削減効果を整理した。そして, メタ解析にて得られたデータを標本データ, 本調査で得られた自動車利用行動変容情報を母集団とし, ベイズ統計の手法で統合して母集団のデータを更新することで, 潜在的な行動変容効果を推計した。

#### 4. 結果及び考察

##### (1) 耐リスク性の評価手法の構築

暴露, 有害性に関する知見の充足に伴うリスクトレードオフを検討した。本研究でとりあげたDecaBDEが北米で廃絶が進行した2009年時点に焦点をあてた。2009年前後で集積された屋内ダストおよび母乳中のDecaBDE濃度を追加して暴露評価を行い, 成人と幼児の間で暴露経路の違いがもたらすトレードオフの態様を検討した。2010年に行った評価結果として, 2005年に行った評価とリスクレベルに大きな変化はみられなかった。しかし日本では米国に比べ, ハウスダストや母乳について新たな知見の充足が必要と判断された。

構造モデルの作成では, DecaBDEの製造段階からヒトに摂取されるまでの段階の構造モデルをリスク解析ソフトのAnalytica上に構築した。DecaBDEの環境大気への排出量を取り上げ, 一定値を用いた場合と(決定論的解析), いくつかのパラメータの値を用いて分布を与えた場合を数例設定して10,000回繰り返し計算をした場合DecaBDE摂取量の分布の推定(確率論的解析)を行った。1つの値を用いた場合に比べ複数の値を用いた場合, 確率密度分布が広くなり, 確率分布を用いた解析が可能となった。Analyticaにより, 確率論および決定論的な解析が可能となった。また, 同じモデルを用い, パラメータを変更し, EBPBPの排出量を解析することが可能となった。

不確実性の評価は上述した構造モデルを用いて実施した。感度解析の結果焼却炉からの排出パラメータの値を取り上げた。焼却炉から大気への排出パラメータの値の完全情報が得られた場合の期待費用と, 化学物質摂取量削減対策を実施した量と対策費用の期待値を日本国民人口当たりにして期待値を見積もると, 135,000円と320,000円となった(図6)。その差は185,000円であった。この差額は, 解析対象としたパラメータの値(今回の場合は焼却炉から大気への排出に関するパラメータ)についての情報収集のために追加的にかかる費用の額を明らかにすることができた。

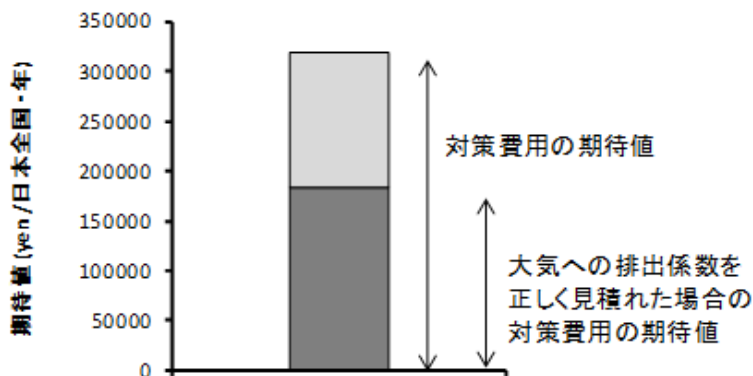


図 6 DecaBDEのリスクの不確実性柱状図

##### (2) 製品のリスク評価に関するケーススタディの実施

個人の化学物質由来ヒト健康リスク値と温室効果ガス排出量によるリスクトレードオフ解析結果を図7に示す。推計結果は, 各対策の健康リスク, 温室効果ガス排出量の総計値, 対策前後の差, 対策の効率性指標の3種類で比較考察を行った。

総計値(a)による評価では, がんの実質安全量として生涯発がんリスクの増加分  $10^{-5}$  に, がんの平均DALY=9.339[year-DALY/件], 寿命70[年]で換算し, 年間の実質安全基準の目安として  $10^{-5} \times 9.339/70$

$\approx 1.3 \times 10^{-6}$  を、DALY 値の参照基準とする。燃料代替は、化学物質由来のヒト健康個人リスク値、温室効果ガス排出量ともに大きく、とりわけ対策「ガソリン普通車のディーゼル普通車代替」では、対策前の段階で個人 DALY 値が  $2.3 \times 10^{-6}$  と DALY<sub>がんVSD</sub> ( $1.3 \times 10^{-6}$ ) を超えており、対策後さらに  $2.9 \times 10^{-6}$  まで増加すると推定された。対策「ガソリンの ETBE7%代替」では化学物質由来個人 DALY 値の減少が見られる一方で、対策「ガソリンの E10 代替」ではリスク値が増加し、上側暴露条件下では  $1.3 \times 10^{-6}$  と推計され、DALY<sub>がんVSD</sub> と同値となった。また、物質の代替 (DecaBDE から EBPBP への代替) という事象のみを取り挙げてリスクトレードオフを検討すると、かなり低いリスクレベルでの比較をすることに帰着され、自動車産業がこれまでに行った対策、計画中の対策の評価の一断面のみの評価に限定されていることを明らかにした。その意味で、3 種類のリスクトレードオフ俯瞰図を並置することで、より見落としの少ないリスクトレードオフ評価を可能とする結果が得られた。

図 7 の (b) は差分で表示したものであり、化学物質由来ヒト健康リスクの高い政策「ガソリン普通車のディーゼル普通車代替」が、暴露の分布を考慮しても顕著に GHG 排出削減の対価としての健康リスクの増加を示す結果となった。また、対策「ガソリン普通車のハイブリッド車/電気自動車代替」では、大きな GHG 排出削減効果がみられるものの、その対価としての化学物質由来ヒト健康リスクは比較的低く推定された。この場合の健康リスクは、車室内内装材に用いられているとした酸化防止剤 BHT によるものであり、顕著なリスクトレードオフは生じていないと推定された。

しかしながら、図 7 の (c) 対策前後の増減率で評価した場合、対策「ガソリン普通車のハイブリッド車/電気自動車代替」は化学物質由来ヒト健康リスク値で最も変動が大きいと推定された。健康リスクについては、暴露量が何倍増加するか、といったことがリスク管理上の意思決定において重要な情報となるため、酸化防止剤 HTB についても、車室内という狭域空間での暴露特性に関する知見の充足の必要性が示唆される。

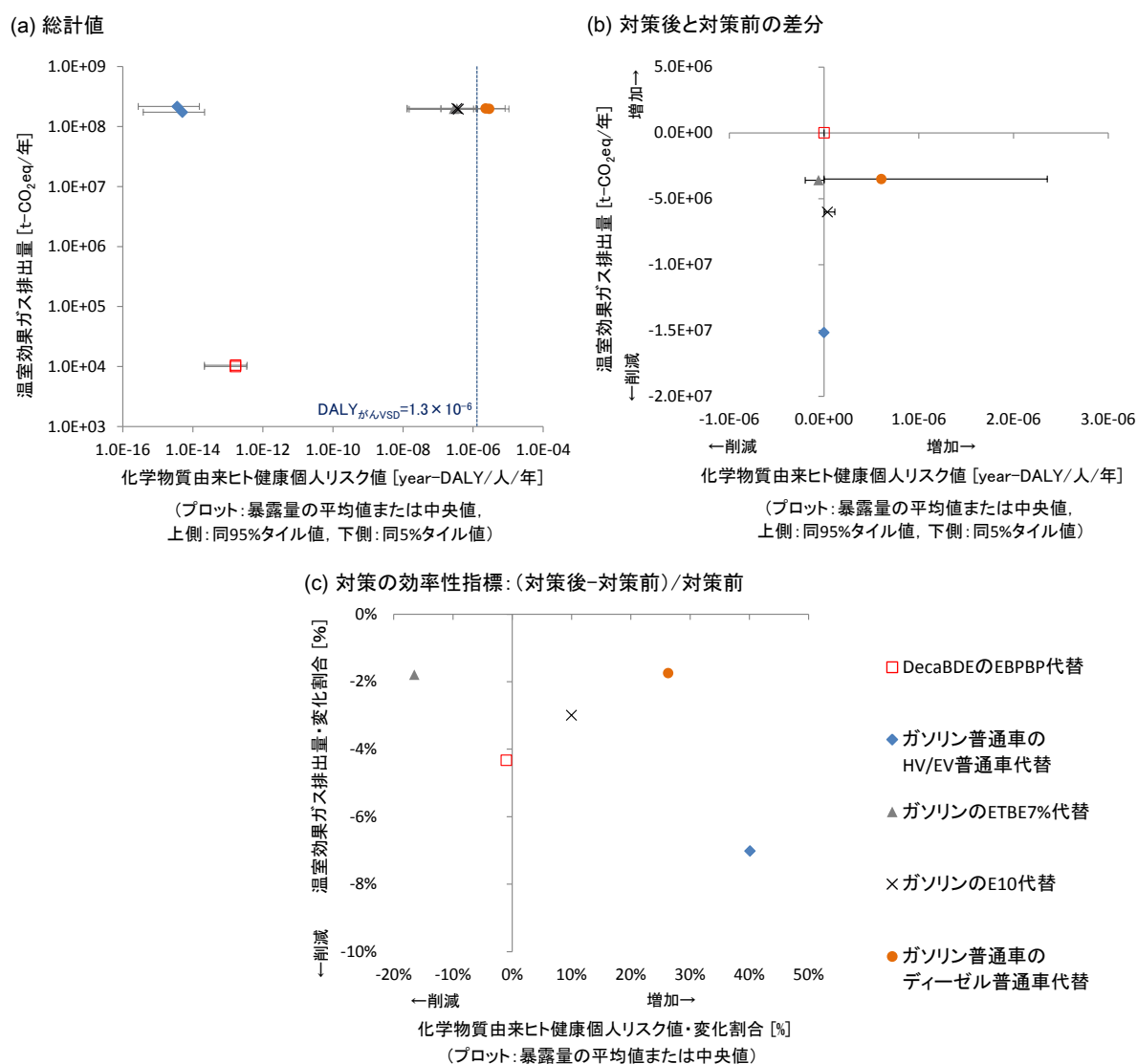
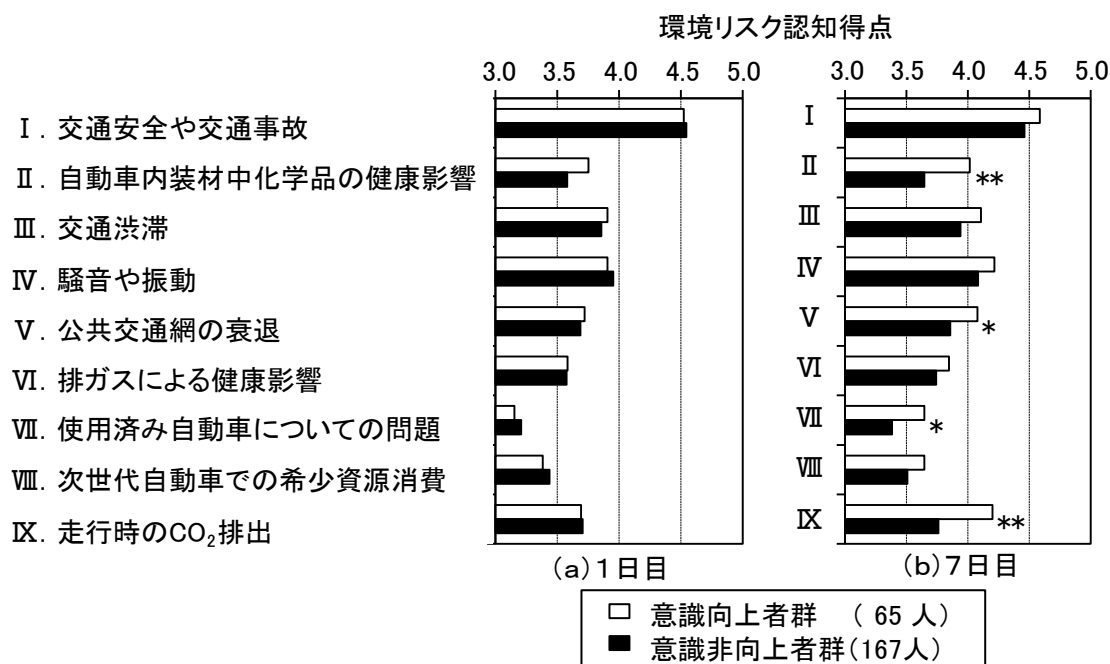


図7 リスクトレードオフ解析結果（化学物質由来ヒト健康リスクと温室効果ガス排出量での評価）

## (3) 社会的合意形成の検討

本調査のA群とB群の回答より、自動車の所有傾向について統計的な差異は認められなかったため、A群とB群を合計して、統計解析を行った。環境リスク認知と自動車利用の削減行動との関連性について分析するために、自動車利用を控えた被験者（以下、利用抑制者群）と利用を控えなかった被験者（以下、自動車非利用抑制者群）に分類し、各リスク項目別に環境リスク認知得点を図8に集計した。被験者の分類には7日目の自動車の利用頻度に関する質問（「調査期間中、あなたが移動するときに実際にどのように行動しましたか」）の回答を用い、「減らした」「やや減らした」とした者を利用抑制者群に、それ以外を非利用抑制者群に分類した。自動車所有者(170人)のうち利用抑制者群は44人(26%)、自動車非利用抑制者群は126人(74%)であった。



※意識向上者群と意識非向上者群の平均点の差に対するt検定結果(\*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ (両側))

図8 自動車利用頻度の変化で分類した環境リスク認知得点の集計結果

1日目と7日目の両方で、すべての項目で、利用抑制者群は非利用抑制者群よりもリスク認知得点が統計的に有意に高い結果が得られた(t検定)。また、利用抑制者群・非抑制者群ともにIを除く8項目でリスク認知得点が向上していた。このうち、統計的に有意な得点増加が見られた項目は利用抑制者群ではVとVIIの2項目、非利用抑制者群ではIV~VII, IXの5項目であり(t検定)、非利用抑制者群で増加が見られた項目数が多かった。

利用抑制者群と非利用抑制者群の環境リスク認知得点の差が大きい項目に着目すると、1日目・7日目ともに「VIII. 次世代自動車での希少資源消費」と「VII. 使用済み自動車についての問題」での得点差が比較的大きかった。この結果から、利用抑制者群では非利用抑制者と比較して、利用段階で生じるリスクだけでなく、製造及び廃棄の段階で生じる環境リスクに対して高い認識を有していると言える。これにより、自動車利用による環境リスクをライフサイクル全体で考慮している被験者が自動車利用を削減したことが示唆された。

TFP事例でのメタ解析結果では、全事例の変容効果の平均値は態度変容効果が24.7%、行動変容効果が13.6%と推計され、既報での結果(態度変容効果: 10.4%, 行動変容効果: 9.5%)と比較して、ともに上昇したことが確認できた。また、TFPの実施目的に対する変容効果の分析では、態度変容に関しては環境問題解決が54.4%と最も寄与したのに対し、行動変容に関しては健康増進が20.2%と最も寄与し、社会貢献に対する行動促進を、健康増進に代表される個人利益の充足と合わせてTFPを設計・実施することで、TFPの効果が上昇する可能性が示された。

環境家計簿調査を通じて得られた自動車のライフサイクルにおいて発生する環境リスクに対する気付きに対する効果を、メタ解析にて得られたデータを標本データ、本調査で得られた自動車利用行動変容情報を母集団とし、ペイズ統計の手法で統合して母集団のデータを更新することで定量化し、

29%の行動変容効果が得られると推定された。この値を自動車利用時間の短縮分としてリスク削減（利用時間の削減が車室内暴露の健康リスクの低減、GHG排出量の削減）に置き換えることで、生産部門における対策と同列で評価をすることが可能となる。

## 5. 本研究により得られた主な成果

### (1) 科学的意義

サブテーマ(1)では、これまで、実適用事例の少なかったリスク評価における情報の価値の推定という方法を、DecaBDEの使用実態を反映した解析のプロトタイプモデルを提示することを通じて、具体的に情報の価値を定量的な数値で議論することを可能とした。これは、従来のアプローチにはないものといえる。

サブテーマ(2)では、自動車のサプライチェーンから抽出した、5つのリスク管理対策の解析を行い、方法の適用性を確認するとともに、これまで、単独のエンドポイントを対象とした対策の評価から、トレードオフの視点から見た評価を可能とした。5つのリスク管理対策とは、物質の代替、燃料の改質、そして車種の転換であり、従来これらは、単独の指標で対策の効果や効率性に関して評価されてきた。今回の解析で、ヒト健康リスクとCO<sub>2</sub>排出量という2軸でトレードオフの態様を評価することで、新しい技術評価の枠組みを提示しえた。

サブテーマ(3)では、交通工学分野で進められた既存の社会調査のメタ解析結果を援用するとともに、ソフト交通対策としての生活者のリスクへの気付きがもたらす行動変容に関する基礎的知見を整備する環境家計簿を構築し、実査を通じて、基礎データを収集整備しえた。この方法によって、今後、衣食住に関わる高度な技術の利便性の陰にあるリスクへの気付きを介した行動変容の知見の整備に道筋を示した。

### (2) 環境政策への貢献

#### <行政が既に活用した成果>

現在のところ、行政に直接活用された成果はない。

#### <行政が活用することが見込まれる成果>

多数の物質に曝され、多数のエンドポイントのリスクが懸念される状況ができてきた。例えば、PRTR該当物質からPRTR非該当物質への代替など、物質の代替に伴うリスクトレードオフの態様や情報の不十分さを前提としたリスク管理が求められていくなかで、本研究課題では、交通起源に限定したプロトタイプとなる解析事例を提示しえたと考えている。今後、すでになされた環境リスク対策に関し、網羅的な評価を進めることで、目標リスクと対抗リスクとの間のトレードオフに対し、どのレベルで折り合いをつけてきたのか、に関する知見の充足、それを踏まえた管理の指針の形成につながることを期待される。このことは、今後、府省を横断するリスク管理対策の効果的、効率的な推進にむけて重要な知見となると考える。

サブテーマ(1)では、リスク評価を補完する耐リスク性評価法を提示し、臭素系難燃剤のDecaBDEを取りあげて、評価結果の分布に支配的なパラメータとして廃棄物処理(焼却)の過程から大気へ排出される際の排出係数の不確実性が、当該物質のリスク削減を進めようとした際、どれほど影響を与えるかということを感じ度解析と情報の価値解析を行うことでその寄与を定量的に推定しうる方法を開発した。推算結果より、リスク評価に必要な情報収集の優先性を具体的に比較しうる量で示すことができ、今後の関連データの整備の方向付けに示唆を与えることができた。

サブテーマ(2)では、自動車に関する5つのすでになされた、または計画中のリスク管理対策のリスクトレードオフ解析を実施した。得られた結果はヒト健康リスクの削減・増加の一方でCO<sub>2</sub>の増減が明確化され、物質の転換、燃料成分の改質、車種の転換それぞれについて、2つのエンドポイントに対する効果、効率性を1枚の図上に比較して示すことができた。このような視点での評価を行うことで、トレードオフを与件とした効果的、効率的な対策を確認することが可能となった。

サブテーマ(3)では、提唱された時代における環境家計簿の技法に則り、利便性(自動車を利用する)の陰に隠れた環境への依存(リスク)に関する意識調査を行うことで、特に、サプライチェーンを通じて内在しているリスクへの気付きがもたらす行動変容について知見を得た。環境家計簿を通じた生活者の意識・行動データが、利便性の陰でリスクへ気付きがどれほど行動変容につながるか、というデータは社会的合意形成に寄与しうるデータである。これは、環境省が行っている、環境にやさしいライフスタイル実態調査を利便性の陰にあるリスクへの気付きを媒介項として補完することに寄与する。

## 6. 研究成果の主な発表状況



**(1)主な誌上発表**

## ＜査読付き論文＞

- 1) 渡辺真也, 中久保豊彦, 東海明宏, 山本祐吾: 産業界による自主的な化学物質管理を支援するリスク評価手法の構築—テレビ筐体に含有される難燃剤を対象としたケーススタディ—, 日本リスク研究学会誌, Vol.21, No.4, pp.285-294, 2012.

## ＜査読付論文に準ずる成果発表＞

特筆すべき事項はない。

**(2)主な口頭発表(学会等)**

- 1) 中澤 暦, 東海明宏 (2010) 産業環境システムの耐リスク性—PBDE再評価にむけて—, 環境科学会年次大会 p. 108.
- 2) 中澤 暦, 東海明宏 (2010) 知見の充足に注目したリスクの再評価, 日本リスク研究学会年次大会, p 257-262, 2010.
- 3) Nakazawa, K., and Tokai, A. (2010) Risk-durability evaluation methodology and its case study, Joint conference of international Society of Exposure Science & International Society for Environmental Epidemiology, p. 5-10.
- 4) Nakanishi, Y., and Tokai, A. (2010) Improvement of sustainability in cities based on environmental carrying capacity theory, Joint conference of international Society of Exposure Science & International Society for Environmental Epidemiology, p. 11-13.
- 5) Figueiredo, L., and Tokai, A. (2010) Social and technical dimensions of biodiesel production systems from the view point of risk management, Joint conference of international Society of Exposure Science & International Society for Environmental Epidemiology, p.15-17.
- 6) Nishigaki, K., and Tokai, A. (2010) Health risk assessment for human exposure to bioethanol due to expansion of biofuels production, Joint conference of international Society of Exposure Science & International Society for Environmental Epidemiology, 2010.
- 7) Tokai, A. (2010) Risk assessment of chemicals toward environmental sustainability, 2010 Joint conference of international Society of Exposure Science & International Society for Environmental Epidemiology, 2010.
- 8) Nakazawa, K., and Tokai, A (2010) Comprehensive risk assessment of hazard from environmental industry system, SETAC North America 31st Annual Meeting, p.361.
- 9) Higuchi, Y., Wada, N., Nakakubo, T., and Tokai, A. (2011) Scenario analysis on the impact of diffusion of next generation vehicles on material consumption and GHG emissions, SETAC North America 32nd Annual Meeting, Boston, USA.
- 10) Higuchi, Y., Wada, N., Nakakubo, T., and Tokai, A. (2011) Scenario analysis on the impact of diffusion of next generation vehicles on material consumption and GHG emissions, EcoDesign 2011, Kyoto, Japan. (Best paper 賞を受賞)
- 11) 中澤 暦, 八尾哲史, 小島直也, 東海明宏 (2011) 産業環境システムの耐リスク性—ケーススタディと今後の展望—, 環境科学会年会. (優秀発表賞を受賞)
- 12) Kojima, N., Nakazawa, K., and Tokai, A. (2011) Evaluating CO<sub>2</sub> emission from automobiles through employing environmental housekeeping book method and trip demand estimation model”, SETAC North America 32nd Annual Meeting, Boston, USA.
- 13) 東海明宏 (2011) 化学物質管理におけるリスク評価の展開, NITE化学物質管理センター成果発表会.
- 14) Nakazawa, K., and Tokai, A. (2011) Uncertainly analysis of environmental industry system focused on the usage of DecaBDE, SETAC North America 32nd Annual Meeting, Boston, USA.
- 15) 東海明宏 (2012) 企業等の経営者や環境担当の方のための環境CSR講座, 環境リスクの管理そしてガバナンス～産業と環境の好循環の形成に向けて～, 三重県鈴鹿山麓研究学園都市センター, 三重県庁政策部地域づくり支援室.
- 16) 東海明宏, 中澤 暦 (2012) 耐リスク性評価手法の提案とその適用, 環境科学会2012年会講演要旨集 p. 85.
- 17) Tokai, A., and Nakazawa, K., (2012) Risk durability evaluation under multiple risk conditions with the illustration of traffic and environmental system, East Asia risk seminar at Yonsei University, April.
- 18) Kaneko, S., Tokai, A., Nakakubo, T., Wada, N., Nakazawa, K., and Ohno, K. (2012) Assessing

cost-effectiveness of measures to recycling automobile shredder residue under the automobile recycling law in Japan, Society of Environmental Toxicology and Chemistry Asia Pacific Annual Meeting, Kumamoto, Japan, September.

- 19) Ishimaru, T., Tokai, A., Nakazawa, K., Nakakubo, T., Wada, N., and Ohno, K., (2012) Evaluation of fuel strategy in term of GHG reduction and human health risk: in case of Japanese auto bio-fuel strategy, Society of Environmental Toxicology and Chemistry Asia Pacific Annual Meeting, Kumamoto, Japan, September.
- 20) Nagata, Y., Wada, N., Tokai, A., Nakakubo, T., Ohno, K., and Nakazawa, K. (2012) Trade-off analysis between CO<sub>2</sub> emissions and other environmental burdens in future penetration scenarios of next generation vehicles, Eco Balance, September.
- 21) 辻川勝平, 東海明宏, 中久保豊彦, 中澤 曆 (2012) 国内におけるトラベル・フィードバック・プログラムのメタ解析による交通行動変容効果の検証に関する研究, 環境科学会2012年会講演要旨集 p.85.

## 7. 研究者略歴

課題代表者: 東海明宏

大阪大学大学院工学研究科博士後期課程修了, 工学博士, 現在, 大阪大学大学院工学研究科 教授

研究参画者

- (1): 東海明宏 (同上)
- (2): 東海明宏 (同上)
- (3): 東海明宏 (同上)

**C-1004 産業環境システムの耐リスク性****(1) 耐リスク性の評価手法の構築**

大阪大学 大学院工学研究科 環境・エネルギー工学専攻 教授 東海明宏

## &lt;研究協力者&gt;

- 大阪大学 大学院工学研究科 ・ 特任研究員 中久保豊彦 (平成 22～23 年度)  
助教 中久保豊彦 (平成 24 年度)
- 大阪大学 大学院工学研究科 ・ 特任研究員 中澤 暦 (平成 22～24 年度)
- 大阪大学 大学院工学研究科 ・ 特任研究員 和田直樹 (平成 22～23 年度)

平成22(開始年度)～24年度累計予算額：26,404千円（うち、平成24年度予算額：8,357千円）  
予算額は、間接経費を含む。

**[要旨]**

すでに公表されている臭素系難燃剤DecaBDEの詳細リスク評価の知見の充足状況にともなうトレードオフの態様の変容を追加された科学的知見を利用し、2つの時間断面での比較によって検討した。ついで、知見の不確実性を反映した構造モデルの構築、不確実性の評価の順に検討した。

知見の充足に関するリスクトレードオフの検討については、リスク評価に基づく意思決定がなされた時点に着目し、その前後の科学的知見を更新状況に注目して、リスク評価を行うとともに、リスクトレードオフの態様を解析した。

構造モデルの作成は、Analyticaを用いて実施した。これは、入力データの不確実さを確率分布として入力して解析を可能とするソフトウェアである。化学物質の物性値等パラメータを代入することで多くの物質に適用可能であり、このモデルはパソコン上に要因の関連構造として示すことができるため、リスクに関心をもつ関係者に対し共通の議論の場の提供という局面を支援できる。

不確実性の評価の方法は、情報の価値解析手法を用いて検討した。すなわち、排出量解析、環境多媒体濃度解析、暴露解析、リスク評価を行うとともに、それらに用いられるパラメータの暴露量に対する感度解析を行い、支配的なパラメータを絞り込み、ついで、暴露量削減対策モデルを構築し、必要となるパラメータの不確実性の特性を反映した確率分布を設定し対策費用の期待値を推定した。

**[キーワード]**

知見の充足、情報の価値、構造モデル、リスク評価、リスクリスクトレードオフ解析

**1.はじめに**

化学物質のリスク評価とは、有害性に関し特定のエンドポイントを決め、用量反応関係を介して暴露原因がどれほどのリスクをもたらすかを推算する方法で、特定の物質のリスクのレベルが把握できる。

しかし、別のタイプのリスクとの比較は評価の範囲の外である。すなわち、現行のリスク評価は目標とするリスク削減の陰で対抗するリスクの増減を評価するにはさらなる検討を必要とする。これは、リスク削減対策が特定のエンドポイントのみを対象としているかぎりかならず出てくる問題である。加えて、さらに評価の範囲を広げると、評価に必要なデータも増え、かつ十分な量のデータがそろわないことを前提とする必要がある。

リスク評価は特定の物質の特定のエンドポイントのリスクの定量評価に基づく管理の必要性を検討するうえで不可欠である。しかし一方で、多くの物質にあてはめ、異なるエンドポイントを同時に評価しようとした場合に必ずしも有用な知見を提供できるものとなっていない。

以上の状況を解決するためリスク評価を補完する新たなリスク評価手法が必要となってきた。

## 2. 研究開発目的

### (1) エンドポイントを限定したリスク評価

#### 1) 個別対応野リスク評価の実施の困難さ

個別の物質ごとのリスク評価は式 (1-1) の方法で実施される。現在工業的に利用している物質数に比べてリスク評価がなされる割合はきわめて小さいといえる。

$$\Delta Risk = Population \frac{Consumption}{Person} \frac{Emission}{Consumption} \frac{C_{env}}{Emission} \frac{\Delta Dose}{C_{env}} \frac{\Delta EffectiveDose}{\Delta Dose} \frac{\Delta Risk}{\Delta EffectiveDose}$$

← ライフサイクル暴露評価 →

人口 動態	消費 行動	製造 工程	環境 動態	摂取量 推定	体内 動態	用量反応 関係
----------	----------	----------	----------	-----------	----------	------------

← 有害性評価 →

(1-1)

#### 2) 物質代替の進行

低炭素社会にむけて炭素集約度の低い物質の選択、健康リスクの削減のためにより有害性の低い物質の選択が行われている。しかし、これら物質の代替において、これまでリスクの対象とはならなかった物質では、知見の集積に乏しく、有害性および暴露量に関する情報がえられていない問題点がある。

### (2) リスク評価を補完するために必要とされる機能

#### 1) 知見の不足への対応

化学物質のリスクの推定では次に示す不確実性を含む。すなわち、hazard 要因の不確実性や多様性、hazard 要因の伝播過程（例えば、環境中の動態）の不確実性、hazard 要因が曝露される段階での不確実性、体内動態における不確実性、そして曝露量をリスクに置き換える際の種差、個体差に関する不確実性である。これらは組み合わせることで不確実性が増幅する。そのためリスクの推定値を示すうえで分布による説明が必要となる。現在までこれらの不確実性については、平均値で示すことがなされてきた。しかし、人々のリスクに対する態度の変化、不確実な情報を組み合わせた解析および意思決定への要求、情報獲得のための資源投入において単位費用あたりの不確実性の低減が高い領域の情報ほど情報獲得の価値が高い等の理由から不確実性を取り上げることが必要となってきた。

## 2) 新しい知見の導入を活用するリスク評価の推論過程の更新

感度解析の実施によりリスク管理に資するリスク評価の推算結果に与える要因の寄与の評価には、情報の価値の解析が有効とされる。すなわち、関連データの整備には費用がかかるため、リスク評価の結果は知見の充足に応じて常に見直していく必要があり、情報の価値はリスク評価を補完するうえで必要となる。これによりこれまで物質単位での情報収集に費用をかけた「確実な」評価を尊重しつつ管理すべき対象全体を見据えた評価が可能となる。

### (3) 耐リスク性評価法とリスク評価法の対比

これまでの化学物質のリスク評価は政府の規制発動の根拠に利用することに焦点があてられてきたため、上記の(2)に示す事項の検討はリスク評価の分野では十分ではなかった。リスク評価法との対比で示した耐リスク性評価法の特徴を表(1)-1に示す。

ここでは、リスク・リスクトレードオフを情報の価値評価とともに評価する方法を耐リスク性評価手法と名付け、既存のリスク評価法を補完する方法としての特色と意義を明らかにした。

以下では耐リスク性評価手法を実際に適用可能であることを示すために、知見の充足に関するリスクトレードオフの検討、構造モデルの作成、不確実性の評価の順に検討した。

耐リスク性が必要とされるのは次の4点による。まず第1に、リスク評価には多様なリスクが存在する中で相対比較が必要であるが、エンドポイントを限定した物質毎の評価ではこの疑問には答えることができていなかった。第2に、化学物質由来のリスクはサプライチェーンを介して波及し、暴露は多岐にわたる。そのため詳細なリスク評価よりもトレードオフの関係が重要となる場合がある。第3に、ある物質の特定のエンドポイントのリスクを削減する一方で、別のタイプのリスクを抱え込むことの評価が必要である。したがって、主要なリスクの連鎖構造を明確化することが必要である。第4に、研究知見の蓄積とともに、リスクの推定値は変容するため時間軸上にそって、リスク値を変化させる要因の定量的評価が必要となる。

表(1)-1 リスク評価法との対比で示した耐リスク性評価法

項目	リスク評価	耐リスク性評価
目的	特定の物質の特定のエンドポイントを対象としたリスクの推算	・複数のエンドポイントに対するリスクを推算し、トレードオフの比を推算する ・知見の充足に伴う推定結果の確実さの変容を推定する
方法	暴露解析と有害性評価	暴露解析と有害性評価 ・知見の整理 ・ミッシングリンクを繋ぐexpert elicitation法、情報の価値の推定
結果の表示	MOE, 生涯発がん確率の増加分, 参照値を超過する確率など	MOE, 生涯発がん確率の増加分, 参照値を超過する確率, トレードオフの比を記述できる指標。
評価対象	単独の物質	エンドポイント同士が関連をもつ複数の物質
算定の範囲	物質の動態の範囲に限定	物質の動態の範囲と誘発する他の環境負荷を含む
利用局面	特定物質の規制発動の根拠や指針	リスクの自主的管理の根拠や指針
備考	推算結果は、リスク, 削減費用を考慮されてリスク管理に用いられる。	目標および対抗リスクのバランスから目標リスクの管理水準をきめる。

### 3. 研究開発方法

#### (1) 知見の充足に関するリスクトレードオフの検討

##### 1) 諸言

現在まで化学物質のリスク評価が実施されてきており、その例として初期リスク評価書<sup>1)</sup>、化学物質の環境リスク評価<sup>2)</sup>、詳細リスク評価書シリーズ<sup>3)</sup>、があげられる。しかし、継続的なリスク管理のためにはリスク評価は評価時点の推定のみで完結できず、リスク評価が時間経過によって変容する様を明らかにしていく必要がある。この問題の1つの解決方法として我々は、シナリオ解析の技法を用いてきた。すなわち、リスク評価時点の科学的知見を基にさまざまな将来予測(シナリオ)を立て、現在の状況が推移すると仮定した場合と比較する方法である(東海, 2006)<sup>4)</sup>。しかし、リスク評価はその評価時点で科学的に検証された集約可能な科学的知見に基づかざるを得ない。そのため、科学的知見を適時的に利用して常にリスク評価が実施されなければ、時間経過に伴って評価結果が不適切となっていく可能性がある。それにもかかわらず、現在までこの点について明確には検討されてこなかった。

時間経過に伴うデータ(科学的知見)の増加について適切に対処しリスク評価に取り入れるためには、長期モニタリングの視点を取り入れるのが効果的である。すなわち、「科学的知見の長期モニタリング」が必要となっている。長期モニタリングはすでに水域、大気、生物学などフィールドの分野で多く実施され、これらの成果を基に長期モニタリングが失敗する要素が整理されている<sup>5)</sup>。1つの要素としてノーフォーク島固有種とされるアオバズク(*Ninox novaseelandiae undulata*)が1羽にまで減少した例を挙げ、個体群減少の理由が明確にされなかった<sup>6)</sup>ためであるとしている。これは研究対象に対する不適切な問題の設定が効果的な結論にたどりつけないことを示している。この例は、長期モニタリングが消極的に実施されるのではなく、①区切りの時点である現象に対して手遅れになっていないかを観察しながら②適切な対策を施すための枠組みの精査を行うことの重要性を示唆している。

我々は科学的知見の長期モニタリングを実施する上で、この2点について以下のように定義すれば解決できると考えた。すなわち、①区切りの時点は、行おうとするリスク評価に関して何らかの意思決定がなされた時点とした。意思決定は一般的に何らかの知見の集積の上におこなわれるためである。これには、国もしくは企業でリスク評価対象物質について自主管理もしくは規制が実施される、などが挙げられる。一方、②適切な対策を施すための枠組みの精査の方法については、あるリスク対策(目標リスク)を行ったためにリスクが移動して目標リスクに対して別のリスク(対抗リスク)が発生していないかを判断するとした。これは広くリスクトレードオフと定義され、この対抗リスクの発生はリスク評価に関する決定がなされる際の構造的な欠点であるとされる<sup>7)</sup>。リスク評価における科学的知見の長期モニタリングは自然現象の観察と異なり、現象の観察と意思決定の過程を含む。そのため、リスクトレードオフに関する判断は必須であるといえる。

本研究では、国もしくは企業で規制や自主的管理が実施された特定の化学物質に着目して、1つの意思決定がなされた時点と区切りの時点として取り上げた。そして、意思決定がなされた時点までの科学的知見の集積が適切な問題精査の上になされてきたかを検討した。その上で、科学的知見の長期モニタリングの重要性を、ケーススタディを通じて明らかにすることを目的とした。

##### 2) 対象物質と地域の選定

本研究では臭素系難燃剤の1種であるデカブロモジフェニルエーテル(DecaBDE)をとりあげた。

筆者らはすでに、2006年11月までに発刊された科学的知見を用いて、DecaBDEのヒト健康リスク評価

を実施した<sup>8)</sup>。その後、2009年、米国環境保護庁 (US EPA) と大手企業3社はDecaBDEを2013年末までに段階的に輸入・販売を禁止する自主的廃止に合意した<sup>9)</sup>。これは科学的知見の長期モニタリングにおけるひとつの区切りの時間断面であり、ケーススタディの最適な例として選定した。

ケーススタディの対象地域は日本とし、日本でのリスク評価結果について議論した。また比較対象地として、自主的廃絶の合意がなされたアメリカを取り上げて日本の場合と合わせて考察した。

### 3) 科学的知見の更新のための時間的断面

研究の手順を図 (1)-1に示した。まずリスク評価対象に関して意思決定がなされたかを判断した。意思決定がされた時点はDecaBDEの自主的廃止の合意がなされた時とし、この時点を経科学的知見の更新を行う範囲の起点とした。前述した理由から、本研究において科学的知見の更新を行う範囲の終点は、2010年末とした。すなわち、2006年以降2010年末までに公開された科学的知見を本研究における評価範囲とした。これを、2010年評価とした。これについて、科学的知見の更新および評価範囲を決定した後、リスクの評価を行った。DecaBDEについては、2006年末までに公開された科学的知見 (2006年評価) を用いて評価を行っている<sup>8)</sup>。以上の解析をまとめ、すでに実施された2006年評価と2010年評価を併せて、リスクトレードオフが発生していないかをチェックし科学的知見の長期モニタリング評価を行った。

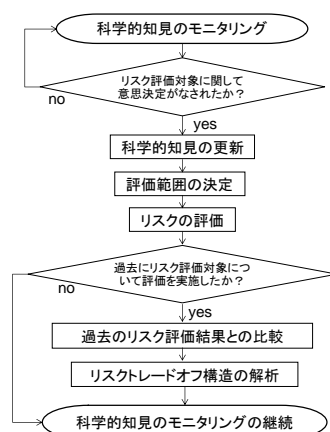


図 (1)-1 知見の充足の検討

### 4) とりあげたエンドポイントに関する科学的知見の更新

2006年評価には筆者らがすでに実施した結果<sup>9)</sup>を用いた。2010年評価で対象とした範囲にはヒト健康、生態リスクというエンドポイント以外に難燃剤の使用に関する火災リスクについても議論されてきた<sup>10)</sup>。今回取り上げたリスク評価の時間断面は難燃剤の使用是非について議論された時点ではなく、難燃剤の1種のDecaBDEの自主的な廃止合意がなされた時点である。したがって、難燃剤の使用に関する火災リスクについては研究の対象外とし、DecaBDE使用に関するヒト健康リスクに着目した。すなわち2006年評価の枠組みを基本として摂取と有害性に関する知見を精査し2010年評価を行った。これを2010年評価における科学的知見の更新とした。

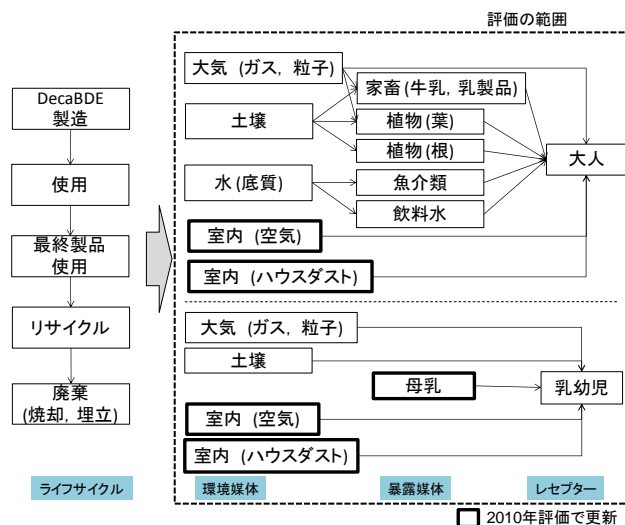
## 5) 評価の範囲

2006年評価と2010年評価の範囲を図(1)-2に示した。2006年の評価において成人を対象とした評価では大気、室内空気、ハウスダスト、土壌、母乳、家畜、植物(葉菜および根菜)、魚介類、飲料水を摂取媒体として設定した。乳幼児では、大気、室内空気、ハウスダスト、土壌、母乳を摂取媒体とした。

2006年評価以降では、成人、乳幼児とも室内に長時間滞在しているため、従来から乳幼児の経口摂取経路であるとされる母乳に加えてハウスダストに注目されてきた<sup>11),12),13)</sup>。難燃剤の摂取量について、US EPAはポリ臭化ビニル(PBDE)として、成人と乳幼児の摂取量を7.1, 47.2 ng kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>と推算し、成人の場合90%がハウスダスト由来であると推算している。さらに、床に近い場所でよちよち歩きをする乳幼児は成人に比べハウスダストを摂取する可能性が高い。そのため、成人、乳幼児ともに重要な摂取経路となっている可能性があると考えられたためである。加えて、乳幼児の摂取量は、141 ng kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>と推算し、これには母乳由来の摂取量も寄与<sup>14),12)</sup>している。そこで、2010年評価では、科学的知見のうち、多く議論されてきたハウスダスト、室内空気、母乳からの摂取量のデータのみを更新した。

有害性に関して、US EPAは発がん性リスク評価ガイドラインによりDecaBDEを「発がん可能性の示唆的証拠」があると判定している<sup>15)</sup>。

## 6) 適切な対策枠組み精査のためのデータの整備



図(1)-2 2006年および2010年評価時における成人と乳幼児の暴露シナリオ

「諸言」のところで、適切な対策枠組み精査にはリスクトレードオフへの判断が必須であることを述べた。図(1)-2に示すように2006年の評価時に、筆者らは成人と乳幼児の場合の2通りの摂取経路を設定した。2010年評価では評価の範囲のところで述べたように、ダスト、母乳の関心が高まっていた。引き続き成人と乳幼児について着目することが重要と考えられた。そこで、成人のヒト健康リスクを目標リスク、乳幼児を対抗リスクとし、両者の知見の充足に関するリスクトレードオフの発生の有無を検討した。

### a. 摂取量の推定

成人と乳幼児のそれぞれの評価範囲は図(1)-2に示した。摂取量の推定には2006年評価、2010年評価と



もに実測値を用いた。2006年評価では、筆者らがすでに行ったデータ<sup>8)</sup>を用いた。そこで2010年評価時に更新する、母乳、ハウスダストのデータのみ文献検索を行い摂取量に関するデータを整理した。一方、参考値として議論するアメリカの摂取量の推定には2006年評価、2010年評価ともに、US EPA IRIS (Integrated Risk Information System) によって承認された文献<sup>14)</sup>のリストのデータにある文献のみを対象とした。収集した摂取量データのうち、PBDEとして値が示されていた場合は、DecaBDEの含有率について参考となる調査結果がなかったため、PBDEsの実測結果から推定した。すなわち、既存文献<sup>8)</sup>中に示されているPBDEsの実測結果からそれぞれ、DecaBDEが占める割合を求めた。その結果陰膳試料(調査対象者の食事をそれぞれ正確にもう1人分作成、収集、分析し、ある母集団における日常食による調査対象項目への暴露を見積もること)、母乳、ハウスダストのPBDEに占めるDecaBDEの割合はそれぞれ50、10、50%であった。媒体別摂取量は式(1-2)を用いて算出した。以上の方法で検討したうえで、摂取量データおよび摂取媒体中の濃度データが収集できなかった項目に関しては、日本での場合の摂取量データを援用した。媒体別摂取量は、以下の式で算出した。

$$INTAKE = \sum Intake_i = IH_i \times C_i / BW \quad (1-2)$$

ここで、

$Intake_i$ : 経路別ヒトのDecaBDE 1日摂取量 (ng kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>)

$IH$ : 媒体摂取量 (ng kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>)

$C_i$ : 媒体中DecaBDE濃度 (ng kg<sup>-1</sup>)

$BW$ : 体重であり、日本では成人58 kg 乳幼児 6.39 kg とした。アメリカの場合は成人と乳幼児の体重をそれぞれ71.8、9.1 kgとした (US EPA, 1997)<sup>16)</sup>。

$i$ : 摂取媒体である。(iは、大気、室内空気、ハウスダスト、土壌、母乳、家畜、植物(葉菜および根菜)、魚介類、飲料水である。)

## b.有害性情報の収集

2006年評価では既存文献<sup>8)</sup>を用いた。2010年評価では、参照用量 (Reference of Dose) をキーワードとして、文献検索を行い得られた知見を利用した。

## 7) リスクの評価

ヒト健康リスクの推定には暴露の余裕度 (Margin Of Exposure, MOE) を用いた。MOEは式(1-3)であらわされる。

$$MOE = NOAEL / INTAKE \quad (1-3)$$

ここで、

$INTAKE$ : ヒトのDecaBDE1日摂取量 (ng kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>)

$NOAEL$ : 実験動物での無毒性量 (No Observed Adverse Effect Level) (ng kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>)

## 8) 科学的知見の長期モニタリングの評価

科学的知見の長期モニタリングの評価は成人と乳幼児のMOEをそれぞれXおよびY軸にとり、2006年評価および2010年評価のMOE値をそれぞれプロットして得た散布図で評価する。その散布図で、リスクトレードオフが生じているかを検討した。

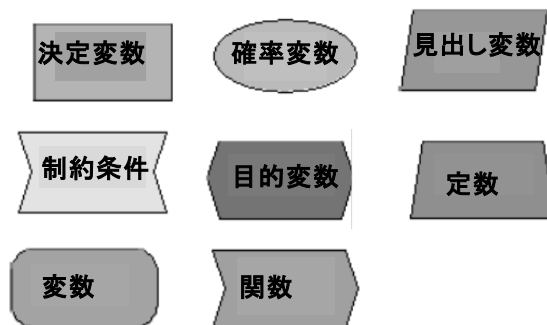
## (2) 暴露および環境モデルの構造化

構造モデルとは、サプライチェーンを通じて環境リスクの原因となる物質が、どの段階から、どの環境媒体へ排出され、その後どのような経路で暴露が生じるかの過程を記述したものであり、ソフトウェア

アのAnalytica (Lumina decision systems.Analytica, <<http://www.lumina.com/>>) を用いて構築する。Analyticaを用いた理由は、物質フロー、多媒体動態、暴露、リスク評価に必要なデータ、パラメータ等の相互の関係を示しながら結果を考察する局面を支援することに優れているからである。

暴露およびリスク評価モデルは、日本全土を対象とした。モデルはパソコン上にデータ間の構造として表わされる。そのため、視覚的に認識しやすく、また、Analyticaではモデルで用いるデータの特性を形状として表示できるという利点がある。図(1)-3に示すように、データの名称を表記できるようになっている。結果のところで述べるように、モデルの全体構造を階層化して表現できるので、理解しやすいモデルの設計が可能となる。さらにAnalyticaは確率分布を用いた解析が可能である。以上のような機能が追加されたことで、既存のリスク評価報告書と比較して、市民、専門家、行政担当者などさまざまな人が一堂に会して議論することを容易にしている。また、物性値等いくつかのパラメータを、解析を行いたい目的の物質にあわせて代入することで多くの物質に適用可能である。

ここでは先行研究に依拠しAnalytica を用いて、難燃剤のデカプロモジフェニルエーテル (DecaBDE) を対象として、環境多媒体モデルについての構造モデルを作成した。



図(1)-3 Analyticaに設定されている要素

### (3) 不確実性の評価

#### 1) 決定論的解析でもちいたパラメータの値のもつ不確実性の評価

難燃剤のデカプロモジフェニルエーテル (DecaBDE) を対象として、ライフサイクルモデル、環境多媒体モデル、暴露モデルに加えて対策評価モデルを作成した。解析モデルにおける一つのパラメータに対して一つの値を採用する決定論的解析を発展させ、パラメータに関するデータの不確かさが暴露削減対策評価に与える影響を把握する手法を検討した。特に環境への排出量に支配的なモデルパラメータの寄与を明らかにした。DecaBDEの環境中への排出量に関する感度解析を行い、寄与の大きいパラメータを鋭敏比によって精査した。鋭敏比の値を参考にして、最も排出量に寄与の高いパラメータを特定した。このパラメータの不確実性に関して、文献検索等により範囲を精査し、分布形を与え、モンテカルロシミュレーションを実施した。

鋭敏比は以下の式 (1-4) 算出した。

$$SR = \frac{\frac{Y_2 - Y_1}{Y_1}}{\frac{X_2 - X_1}{X_1}} \quad (1-4)$$

SR：鋭敏比， $X_1$ ：基準値， $X_2$ ： $X_1$ の $+\sigma$ 倍 ( $X_2=(1+\sigma)X_1$ )， $Y_1$ ： $X_1$ の時の摂取量， $Y_2$ ： $X_2$ の時の摂取量である． $\sigma$ はパラメータの不確実性を反映する値であるが，ここでは，0.1とした．

## 2) 不確実性柱状図の作成

暴露レベルを与件として，現状の暴露レベルを目標水準にするために必要となる暴露削減対策モデルを導入して，不確実性柱状図の検討をおこなった．ここで，暴露削減対策は，暴露の経路に沿って，大気への排出段階での削減対策（国や地方自治体など公的部門が担う，ごみ処理対策）と暴露の直前の段階で暴露量を削減する対策（生活者による自衛的対策，食品の洗浄）をとりあげて，それぞれ，単位暴露量削減費用×対策量（すなわち，原単位×活動量）と定式化し，それぞれの原単位を推定して，検討した．解析にあたっては，情報の価値（Value Of Information）指標のうち，不確実性情報を含む期待価値（Expected Value of Including Uncertainty (EVIU)）および完全情報の期待価値（Expected Value of Perfect Information (EVPI)）の指標<sup>17),18)</sup>を用いて図(1)-4に示す手順に従って不確実性柱状図を作成した．これらの指標は，化学物質削減対策をする場合に情報が不足する場合に一体どの程度の対策をすると決定すればよいかを費用を指標にして明らかにすることが可能である．実際，US EPAでもこの考え方を導入したリスク評価ガイダンスブック<sup>19)</sup>を発行している．また，実例を用いた先行研究では，魚体中のPCB濃度と浚渫の追加費用について解析した例<sup>20,21)</sup>もある．加えて，パークロロエチレン<sup>22)</sup>，ラドンによるガン<sup>23)</sup>，慢性ベリリウム症<sup>24)</sup>に関して費用を推定した例があるが，ヒト健康リスクに関しての解析事例はほとんどない<sup>25)</sup>．

さらに「完全な情報」を定義し，モンテカルロシミュレーションで得た確率分布から，情報の価値を推定した．定式化の過程を以下に説明する．図(1)-5に暴露量削減対策決定のための意思決定を削減目標とそれを実現する対策規模との関係を示した．国と市民がそれぞれ化学物質摂取削減対策をする場合のそれぞれの負担額の合計値がもっとも小さくなる値を求めた（図中の記号は，次の節を参照）．

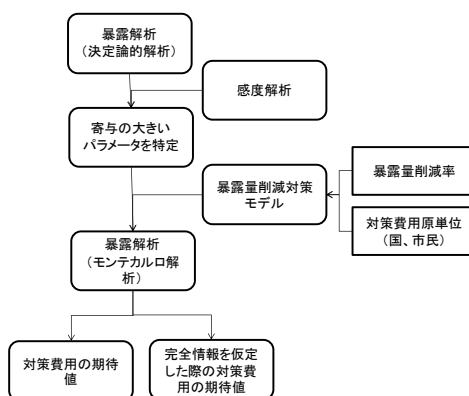
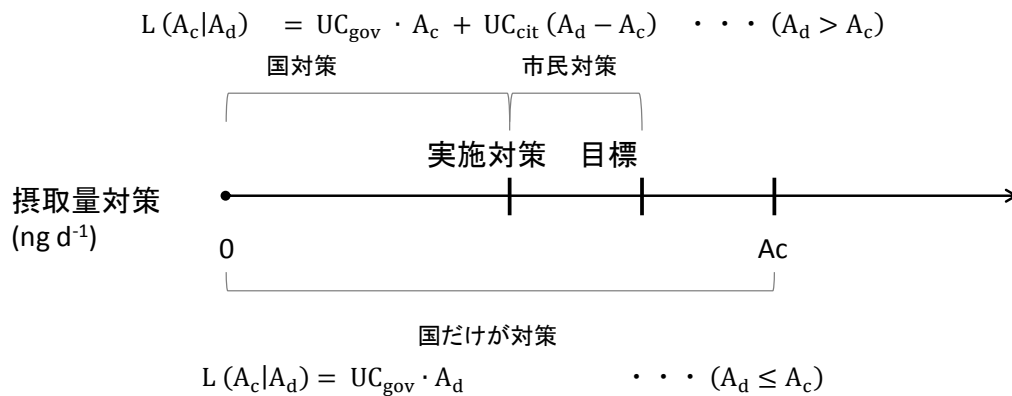


図 (1)-4 暴露削減対策に関する不確実性の柱状図の作成手順



図(1)-5 情報の価値の解析法

したがって、推定に際しては、暴露解析を行い、感度解析を実施し、暴露量に寄与率の高いパラメータを特定したうえで、暴露量削減対策モデルを構築し、必要となるパラメータを整備し、確率論的解析を行うという手順である。情報の価値の観点から暴露量削減対策の意思決定を支援する知見を導き出すためには、目標とする化学物質暴露削減量、EVIU、EVPIの推定が必要となる。

#### a. 目標とする化学物質暴露削減量

化学物質由来の健康リスクの削減のためには、化学物質摂取量を削減する必要がある。ここでは、暴露解析からクリティカルパス(もともと量的寄与が高い)を特定するとともに、その暴露経路からの削減割合をシナリオとして与えて、削減目標量を決定した。

$$A_d = (\text{Intake}_d \cdot 10^{-9} \cdot x) \cdot BW \cdot 365 \quad (1-5)$$

$A_d$  : 最適な化学物質摂取量( $\text{g person}^{-1} \text{y}^{-1}$ )

$\text{Intake}_d$  : 決定論的解析結果で得られた化学物質摂取量の多い媒体からの化学物質摂取量 ( $\text{ng kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ )

$x$  : 削減目標割合(-)

$BW$  : 成人の体重 (kg)

365 : 1年あたりの日数

$10^{-9}$  : ngからgへの変換

#### b. 対策費用の算出とEVIU

まず、決定論的な解析で得た摂取経路別の化学物質摂取量より、もともと化学物質摂取量の多い媒体からの摂取量からの摂取量の $x$ %分を削減した最適な化学物質摂取量 ( $A_d$ ) を与件として、国が対策を行った場合( $A_c$ ) の費用を求めた。暴露量は、焼却炉から大気への排出係数が確率的に変化しているため、摂取量、そして目標とする削減量も確率的に変動する値として得られる。そこで、対策費用は期待値として算出した( $E(L(A_c))$ )。すなわち、最適な化学物質摂取量 ( $A_d$ ) について国がまず化学物質摂取量の削減努力をするが、国の削減努力が最適な化学物質摂取量に至らない場合、市民が残りの摂取量分について削減努力を行うとした。

以上のことは式 (1-6), (1-7) であらわされる。

$$(A_d \leq A_c) \text{ の場合} \quad L(A_c|A_d) = UC_{\text{gov}} \cdot A_d \quad (1-6)$$

$$(A_d > A_c) \text{ の場合} \quad = UC_{\text{gov}} \cdot A_c + UC_{\text{cit}}(A_d - A_c) \quad (1-7)$$

ここで

$A_c$  : 政府が実施する摂取量削減対策量 (g person<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>)

$L(A_c|A_d)$  : 最適な化学物質摂取量が  $A_d$  のとき削減対策  $A_c$  を実施した時の費用 (yen)

$UC_{\text{gov}}$  : 国が摂取量削減対策を実施する場合の費用原単位 (yen 1g化学物質量摂取削減<sup>-1</sup> person<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>)

$UC_{\text{cit}}$  : 市民が摂取量削減対策を実施する場合の費用原単位 (yen 1g化学物質量摂取削減<sup>-1</sup> person<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>)

$$E[L(A_c)] = \int_{A_d} L(A_c|A_d) f_{A_d}(A_d) dA_d \quad (1-8)$$

$f_{A_d}(A_d)$  :  $A_d$  の確率密度関数

EVIU は定義にしたがい, (1-9) 式で求められる<sup>18)</sup>.

$$EVIU = (A_d \times UC_{\text{gov}}) - (E[L(A_c)]) \quad (1-9)$$

#### c. EVPI の算出

ここで, **Perfect information** (完全情報) を仮定するとは, 具体的には, 焼却炉から大気への排出係数の値が, 常に正確に把握できたことを仮定することに相当する. その場合の費用としては, 常に, 目標削減量に対し, 過不足なく丁度の規模で国が対策を実施することに相当するため, 推算式は式(1-10)で与えられる.

$$E[L(\text{Perfect information})] = \int_{A_d} (UC_{\text{gov}} \cdot A_d) f_{A_d}(A_d) dA_d \quad (1-10)$$

$E[L(\text{Perfect information})]$  : 不確定なパラメータを正確に把握できた場合の対策費用の期待値 (yen)

EVPI の定義は, 式(1-10)そのものを指す場合<sup>20)</sup>, あるいは, 最小の  $E(L(A_c))$  と式(1-10)の差と定義するものもあるが, いずれにせよ, 当該のパラメータの不確定性を減ずるための調査等に対し, どれほど追加的に費用を支弁しうるかの目安を与えるものである (式 (1-11)).

$$EVPI = (E[L(A_c)]) - E[L(\text{Perfect information})] \quad (1-11)$$

#### d. 原単位の算出

対策費用の原単位は以下のように求めた. ここで, (DecaBDEを含む製品は最終的に廃棄物処理を経て環境へ排出されることから) 国は焼却炉からの排出に関する対策, 市民は食品の摂取部分について洗浄という対策をすとした. このような条件設定でもっとも参考となるものはダイオキシン対策に関わる費用である. そこで, 国の対策の原単位は対策費に関する情報がなかったため, ダイオキシン対策費用を援用した<sup>26)</sup>.

$$UC_{\text{gov}} = \frac{A_{\text{cost}}}{\text{Pop} \cdot \gamma} \quad (1-12)$$

$UC_{\text{gov}}$  : 国が摂取量削減対策を実施する場合の費用 ( $\text{yen g}^{-1} \text{ year}^{-1} \text{ person}^{-1}$ ) ,  
 $A_{\text{cost}}$  : 取り上げた排出パラメータからの化学物質排出量について1年間に 1 g の化学物質を削減するための費用 ( $\text{yen g}^{-1} \text{ year}^{-1} \text{ person}^{-1}$ ) ここでは焼却炉からの排出とした。  
 $\text{Pop}$ : 日本の総人口 (人)  
 $\gamma$ :割引率 (-)

また, 市民の対策の原単位は葉菜の洗浄にかかる費用とした.

$$UC_{\text{Cit}} = \frac{K_{\text{CW}} \cdot R_{\text{CR}}}{\text{Pop}} \quad (1-13)$$

$$K_{\text{CW}} = \frac{\text{Cost W}}{P_{\text{WA}}} \quad (1-14)$$

$$R_{\text{CR}} = F_{\text{CI}} \cdot Q_{\text{RR}} \quad (1-15)$$

$$D_{\text{WK}} = B_{\text{TW}} \cdot C_{\text{KR}} \quad (1-16)$$

$$E_{\text{LI}} = \text{IH leaf d} \cdot \text{year} \cdot \text{Pop} \quad (1-17)$$

$$F_{\text{CI}} = E_{\text{LI}} \cdot \text{conc\_leaf} \quad (1-18)$$

$$H_{\text{WL}} = \frac{G_{\text{LW}} \cdot D_{\text{WK}}}{\text{Pop}} \quad (1-19)$$

$$P_{\text{WA}} = E_{\text{LI}} \cdot N_{\text{WU}} \quad (1-20)$$

$$N_{\text{WU}} = \frac{L_{\text{WW}}}{M_{\text{WU}}} \quad (1-21)$$

$B_{\text{TW}}$ : 1年間の日本の生活用水の総水量 ( $\text{m}^3 \text{ year}^{-1}$ )  
 $C_{\text{KR}}$ : 日本の生活用水中, 炊事利用割合 (-)  
 $D_{\text{WK}}$ : 1年間の炊事利用の総水量 ( $\text{m}^3 \text{ year}^{-1}$ )  
 $E_{\text{LI}}$ : 日本国民が1年間に食べる葉菜量 (葉菜g person year<sup>-1</sup>)  
 $\text{IH leaf d}$ : 1日葉菜摂取量 (葉菜g person d<sup>-1</sup>)  
 $F_{\text{CI}}$ : 葉菜由来化学物質摂取量 (葉菜g population<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>)  
 $G_{\text{LW}}$ : 炊事利用水のうち葉菜洗浄が占める割合 (-)  
 $H_{\text{WL}}$ : 1人当たりの葉菜洗浄のための総水量, ( $\text{m}^3 \text{ person}^{-1} \text{ y}^{-1}$ )  
 $K_{\text{CW}}$ : 日本国民が1年間に食べる葉菜量を洗浄するのに用いる水の費用 ( $\text{yen}^{-1} \text{ m}^3$ )  
 $\text{Cost W}$ : 水道料金 ( $\text{yen m}^{-3}$ )  
 $L_{\text{WW}}$ : 一定量の葉菜を洗浄するのに必要な水量 ml (552) g<sup>-1</sup>  
 $M_{\text{LA}}$ : 実験で使用した一定量の葉菜の量 (g)  
 $N_{\text{WU}}$ : 葉菜 1g を洗浄するのに必要な水量 (ml g<sup>-1</sup>)  
 $P_{\text{WA}}$ : 日本国民が1年間に食べる葉菜量に対して必要な水の量 (ml g leaf<sup>-1</sup> population<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>)  
 $Q_{\text{RR}}$ : 洗浄による除去率 (-)  
 $R_{\text{CR}}$ : 洗浄によって除去される化学物質の量 (化学物質g population<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>)  
 $\text{Conc\_leaf}$ : 葉菜の化学物質濃度 (g g<sup>-1</sup>)  
 である.

## 4. 結果及び考察

### (1) 知見の充足に関する検討

#### 1) 日本における摂取量評価

##### a. ハウスダスト

ハウスダスト中のDecaBDE濃度を測定した論文は、2010年評価対象期間では2件<sup>27),28)</sup>のみであった。Takigami, et. al. (2008)<sup>27)</sup>は廃棄テレビ5台についてテレビ内部のダストを掃除機で適当な量になるまで採取し測定した。一方で、Takigami, et. al. (2009)<sup>28)</sup>は2つの家について、1週間の期間を設け、家の所有者の習慣通りに掃除機で掃除を行うことでハウスダストを採取した。また、ハイボリュームサンプラーを用いて家屋内空気も採取し測定した。試料は各家それぞれn=1である。人の日常生活を考慮すると摂取量の推定にはTakigami, et. al. (2008)<sup>27)</sup>の廃棄テレビ5台の内部のダストよりも、家屋内のハウスダスト中DecaBDE濃度が暴露解析上より現実に即していると考えられたので、Takigami, et. al. (2009)<sup>28)</sup>の値を用いた。

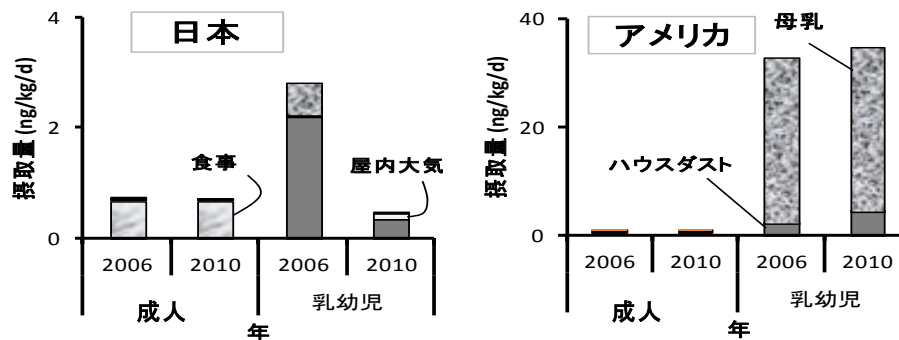


図 (1)-6 日本、アメリカにおけるDecaBDE摂取量の推定

#### b. 母乳

母乳についての論文は全期間では6件だったが、2010年評価対象期間では2件<sup>29),30)</sup>であり、それぞれ異性体の合計値としてPBDEで示されていた。しかし、Haraguchi, et. al. (2009)<sup>30)</sup>はDecaBDEを測定していないため、使用しなかった。一方、Kawashiro, et. al. (2009)<sup>29)</sup>は千葉県柏市で16人(うち10人は初産)から採取した母乳サンプルのうちn=8でDecaBDEの平均値を算出しており、今回はこの値を採用した。母乳の濃度は、2006年評価で $5.33 \text{ ng g}^{-1}$ (原典にはlipidとの表示がなかったが、解析者の判断によりlipid中濃度として検討した)であったのに対し、2010年評価では $4.5 \text{ ng g}^{-1}$ lipid以下だった。

#### c. 屋内大気中濃度

DecaBDEの屋内空気濃度は2006年評価、2010年評価でそれぞれ $0.0823, 0.027 \text{ ng m}^{-3}$ で2010年評価時点では低下していた。また、屋内ダスト中のDecaBDE濃度は2006と2010年評価でそれぞれ $2,470 \text{ ng g-dust}^{-1}$ ,  $4,500 \text{ ng g-dust}^{-1}$ で、2010年評価では約1.8倍となった。

#### d. 摂取量推定

日本とアメリカについて、2006と2010年評価での摂取量の変化を示した(図(1)-6)。日本の場合の媒体中摂取量は表(1)-2に示した。推定精度について、議論されるべき点ではあるが、今回は既存文献<sup>8)</sup>と合わせて有効数字は3桁として表示した。日本の場合、2006、2010年評価のDecaBDE摂取量は、成人で $0.736, 0.700 \text{ ng kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ 、乳幼児で、 $2.81, 0.442 \text{ ng kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ であった。成人では2006、2010年評価とも食事由来が全

体の 85 % を占め、2006、2010年評価でDecaBDE摂取量に大きな差はみられなかった。一方、乳幼児では、ハウスダスト由来の摂取量が多く、2006と2010年評価で、全摂取量のうちそれぞれ、78, 98 %を占めた。摂取媒体中濃度のうち2006、2010年評価と比較するとハウスダストは増加したが、母乳では5.33 ng kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>から定量下限以下となった。乳幼児では母乳由来摂取が大きいいため、結果として全摂取量は2010年評価には約1/5に減少し、2010年評価の成人の場合と大きな差は見られなかった。摂取媒体の内訳をみると、成人では食事由来が2006、2010年評価とも90 %を占めるのに対し、乳幼児ではハウスダストが占める割合が大きく、2006、2010年評価でそれぞれ、78, 98 % であった。

アメリカの場合の摂取量推定に用いた値を表(1)-3に示した。アメリカの成人では、2006年評価、2010年評価でそれぞれ、0.664、0.864、乳幼児で、32.8、34.9 ng kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> で、乳幼児では2006、2010年評価ともに成人の 50 倍のDecaBDE摂取量があると見積もられた。成人では2006、2010年評価ともに88, 68 % が食事由来であった。近年ハウスダストに由来する摂取量が注目されているが、成人の場合大きな経路とはなっていない。一方、乳幼児では母乳由来摂取量が94, 88 % を占め、内訳の残りはハウスダストであるため、乳幼児の場合、アメリカでの近年の議論を反映した結果となった。

二国間で比較すると、成人の2006年評価は、日本、アメリカでそれぞれ、0.736、0.700 ng kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>、2010年評価は0.664、0.864 ng kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>、となり、日本とアメリカで摂取量に顕著な差は見られなかった。乳幼児の場合、2006年評価では、日本、アメリカ、でそれぞれ2.81、32.8 ng kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>であり、2010年評価では0.442、34.9 ng kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>であった。日本と比較して、2006、2010年評価ともにアメリカで摂取量が30.0、63.1倍であった。

表(1)-2 日本における2006と2010年評価時のDecaBDE摂取量の推定

媒体別 摂取量 (ng kg <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	成人		乳幼児		出典元文献番号
	2006	2010	2006	2010	
屋外大気	0.000100		0.000120		8)
食事	0.659		-		8)
(魚介)	0.0264		-		8)
飲料水	0.0302		-		8)
ハウスダスト	0.0239	0.00380	2.20	0.342	2006年: 8) 2010年: 28)
屋内大気	0.0233	0.0077	0.0250	0.0963	2006年: 8) 2010年: 28)
土壌	-		0.00380		8)
母乳	-		0.0586	LOQ*以下	2006年: 8) 2010年: 29)
合計	0.736	0.700	2.81	0.442	-

\*検出下限

表(1)-3 アメリカにおける2006、2010年評価時のDecaBDE 摂取量の推定

媒体別 摂取量 (ng kg <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	成人		乳幼児		出典元文献番号
	2006	2010	2006	2010	
屋外大気	0.000120*		0.000120*		8)
食事	0.586		-		31)
(魚介)	-		-		-
飲料水	0.0302*		-		8)
ハウスダスト	0.0239*	0.240	2.20*	4.30	2006年: 8), 2010年: 32)
屋内大気	0.0233*	0.0076*	0.0250*	0.00920*	2006年: 8), 2010年: 28)
土壌	-		0.00380*		8)
母乳	-		30.6	30.6	31)
合計	0.664	0.864	32.8	34.9	-

\*日本での摂取量推定データを援用



表 (1)-4 DecaBDE のMOE推算に用いたデータ

対象	評価年	有害性			出典元文献番号	
		NOAEL (mg kg <sup>-1</sup> day <sup>-1</sup> )	エンドポイント	UF積		UFの内訳
成人	2006	1,120	肝臓の血栓症, 変性	100	個体内変動 (10) 種間内変動 (10)	35)
	2010	1,000	肝機能の衰退	30	個体内変動 (3) 種間内変動(10)	33)
乳幼児	2006	2.22	神経行動学的影響	1000	個体内変動 (10) 種間内変動(10) 自発行動の影響 (10)	37)
	2010	2.22	神経行動学的影響	300	個体内変動 (10) 種間内変動(10) 亜急性から慢性への外挿 (3)	36)

### 有害性評価

用いたデータを表 (1)-4に示した。2010年評価の際、NOAELに関する知見は、2編のみ<sup>33),34)</sup>であった。上述したように、本研究ではエンドポイントを成人と乳幼児の2通りで評価を行うためそれぞれエンドポイントを考慮した。

成人の2006年評価ではDecaBDEの純度が高い条件でなされた試験で、主要評価機関が全身毒性を考慮していること<sup>35)</sup>などから、肝臓への影響を有害性評価のエンドポイントとし、NOAELは1,120 mg kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>であった<sup>8)</sup>。2010年評価では、Hardy et al., (2009)<sup>33)</sup>の論文を取り上げた。Hardy et al., は、入手可能な論文をKlimisch Criteria を用いて精査し、RfD を計算している。RfDを推定するために用いたNOAEL 値は1,000 mg kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>であった。

乳幼児では、出産後初期のマウスおよびラットに臭化ジフェニルエーテル類 (BDEs) を投与すると、発達中の脳と生殖器、甲状腺ホルモンと肝酵素活性に対して影響するとされている (中西ら, 2008)<sup>8)</sup>。2006年評価時には乳幼児のNOAELは純度の高いBDEs投与による自発行動影響を評価した (Viberg et al., 2003)<sup>37)</sup>ものを取り上げ、2.22 mg kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>であった<sup>8)</sup>。2010年評価でも、同様に自発行動影響を取り上げ、US EPA IRIS (2008)<sup>36)</sup>が発表した、NOAEL値の2.22 mg kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>を採用した。US EPA IRISは2年間の慢性影響実験で神経行動影響がみられた研究論文3編のうち、NOAELが示されていた Viberg, et al., (2003)<sup>37)</sup>の2.22 mg kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>と、ベンチマーク用量モデルを使って求めた数種の毒性影響について比較した。それぞれ10%の発現率 (BMD<sub>10</sub>) と比較し、最も低い毒性となるBMD<sub>10</sub>は406 mg kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>で、Viberg, et al.,(2003) の値が最も低いNOAELと判断した。不確実性係数積 (UF積) を2006と2010年評価で比較すると、それぞれ成人で100 (個体内変動10, 種間内変動10), 30 (個体内変動10, 種間内変動3), 乳幼児で1000 (個体内変動10, 種間内変動10, 自発行動の影響10), 300 (個体内変動10, 種間内変動10, 亜急性から慢性への外挿 3)であった。成人、乳幼児ともに2006年評価でUFが大きく、2010年評価で低下した。

### 2) リスク評価結果

日本とアメリカのMOEを推定し表(1)-5に示した。

日本では、2006年評価の成人と乳幼児のMOEはそれぞれ、 $1.52 \times 10^6$ ,  $7.89 \times 10^2$  でUF積と比較し十分なマージンがあった。2010年評価では乳幼児のDecaBDE摂取量が2006年評価に比べて2.81から0.533 ng kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>に減少したため、MOEの値が乳幼児では、 $5.02 \times 10^3$ と増加した。一方、成人では摂取量が2006と2010年

評価でそれぞれ、 $0.736, 0.740 \text{ ng kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$  で、NOAELが1120, 1000で、MOEは大きく変化せず2010年で $1.43 \times 10^6$ であった。2006年評価と比べると2010年評価では、乳幼児ではリスクが低下していた。

アメリカでは、2006, 2010年評価で成人、乳幼児とも大きな変化は見られなかった。成人のMOEは、2006, 2010年評価でそれぞれ $1.69 \times 10^6$ と $1.16 \times 10^6$ で十分なマージンがあったが、乳幼児では $6.76 \times 10^1$ ,  $6.36 \times 10^1$ であった。2010年評価のアメリカと日本の乳幼児のMOEを比較すると、79倍の差がみられた。

表(1)-5 MOE推定結果

評価年	日本		アメリカ	
	成人	乳幼児	成人	乳幼児
2006	$1.52 \times 10^6$	$7.89 \times 10^2$	$1.69 \times 10^6$	$6.76 \times 10^1$
2010	$1.43 \times 10^6$	$5.02 \times 10^3$	$1.16 \times 10^6$	$6.36 \times 10^1$

### 3) 今回の区切りが対策枠組みに対して手遅れでないかの検討

日本での成人と乳幼児について、2006と2010年評価でリスク評価結果を比較した。その結果、成人ではMOE値が2006, 2010年でそれぞれ、 $1.52 \times 10^6$ ,  $1.43 \times 10^6$ で2010年では2006年の0.94倍であった。一方、乳幼児では、摂取量が $2.81, 0.553 \text{ ng kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ と減少し、NOAEL値は2006, 2010年評価とも $2.22 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ で変化しなかった。その結果MOE値は $7.89 \times 10^2$ ,  $5.02 \times 10^3$ となり、乳幼児のリスクは2006年と比較して2010年では0.13倍に低下した。しかし、UF積は2006年評価, 2010年評価でそれぞれ、1000, 30であり、MOE値に近いことに、知見の充足と言う視点で留意が必要である。アメリカでは成人のMOE値が2006, 2010年でそれぞれ、 $1.69 \times 10^6$ ,  $1.16 \times 10^6$ であり、乳幼児の場合 $6.76 \times 10^1$ ,  $6.36 \times 10^1$ であった。成人、乳幼児の2010年のMOEは2006年の0.68, 0.93倍であった。

評価結果について、今回の区切りのタイミングがエンドポイントに対して手遅れでないかを知見の充足度から検討した。検討には査読された論文数をもとに行った。PBDE, 母乳, をキーワードとして2006年11月1日～2010年12月末日までの範囲で全体では178件あった。国、地域別に文献を分類するとそのうち54件(30%)がアメリカからで日本では18件(10%)であった。2006年評価以降の母乳をキーワードとした論文数は、アメリカでは日本の3倍であった。一方PBDE, ハウスダスト, では全体では154件検索され、アメリカと日本が占める割合はそれぞれ68, 12件で、母乳の場合と同様に文献数はアメリカで多く、日本で少ない傾向がみられた。論文の数を指標とした際アメリカの知見は日本の5.6倍であった。日本に関連した文献について精査すると、今回知見を更新した母乳とハウスダストに関してリスク評価に用いることのできる文献は、あわせて4件で、十分な議論が可能となるほど知見が更新されていなかった。日本ではアメリカで注目されている母乳、ハウスダストの摂取経路について注目されていない可能性がある。

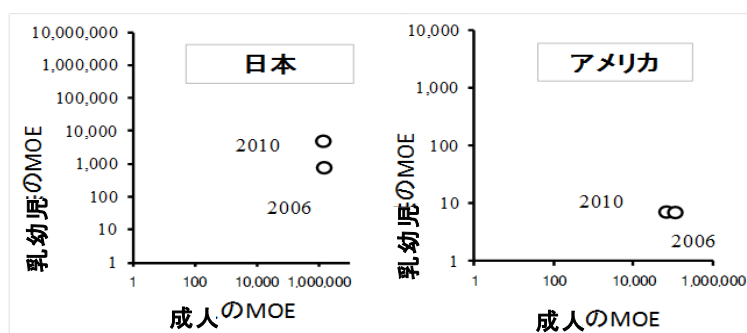
日本ではMOE値の値が100以下となる変化はみられず、アメリカの乳幼児のMOE値は、2006, 2010年でそれぞれ、 $6.76 \times 10^1$ ,  $6.36 \times 10^1$ で、値が小さいが知見が充足されつつある。今回の区切りのタイミングが目標リスク, 対抗リスクにたいして日本, アメリカともに手遅れとなっていないと考えられた。しかし、日本の論文数はアメリカと比較して少なく、日本で知見の充足を進める必要が示唆された。

### 4) 問題設定の適切さ

#### a. 時間経過にともなうリスクトレードオフ

本研究では科学的知見の増加による評価結果の変容に着目した。目標リスクおよび対抗リスクの変化

を散布として示すことで、時間経過とともにリスクがどの方向に変化したかを確認した。すなわち、原点に向かえば lose-lose (両者にとって悪い状態) となり、リスクが高まる。原点から遠ざかれば win-win (両者にとって良い状態) となる。X および Y 座標のほうにプロットが移動する場合は、時間経過にともなうリスクトレードオフが生じていると考えられる。本研究のトレードオフ構造をプロットし図(1)-7に示した。日本ではY軸に平行してプロットが移動し、乳幼児のリスクが2006年に比べて2010年では0.13倍となった。アメリカでは成人のリスクが0.68倍となったため、プロットがY座標側に移動した。一方、時間経過にともなう知見の充足度を検討すると、2006年から2010年の間に出版された母乳とハウスダストの論文の数はアメリカでは、それぞれ54, 68報で、日本ではそれぞれ13, 12報であった。両国とも母乳もしくはハウスダストのどちらか一方に知見の充足度に重きを置かれることはなかった。そのため、成人 (目標リスク) および乳幼児 (対抗リスク) のMOEについて一方の知見の充足度合いに由来するトレードオフは起こっていないと考えられた。



図(1)-7 トレードオフの構造の変化

## 5) まとめ

科学的知見の長期モニタリングを実施する際には、取り上げた区切りの時点で手遅れになっている事項が発生していないかを検討すること、および適切な問題設定の精査を含めて実施することの重要性を示すことを目的に、DecaBDEのヒト健康リスク評価を2006と2010年の2つの時間断面で実施した。

日本とアメリカの国別に、成人と乳幼児の2者のMOEを検討し、それぞれについて2006年評価、2010年評価で比較した。今回の時間断面では、それぞれの国で、追加的に利用された知見によって成人と乳幼児の間でリスクトレードオフが認められるには至っていない。

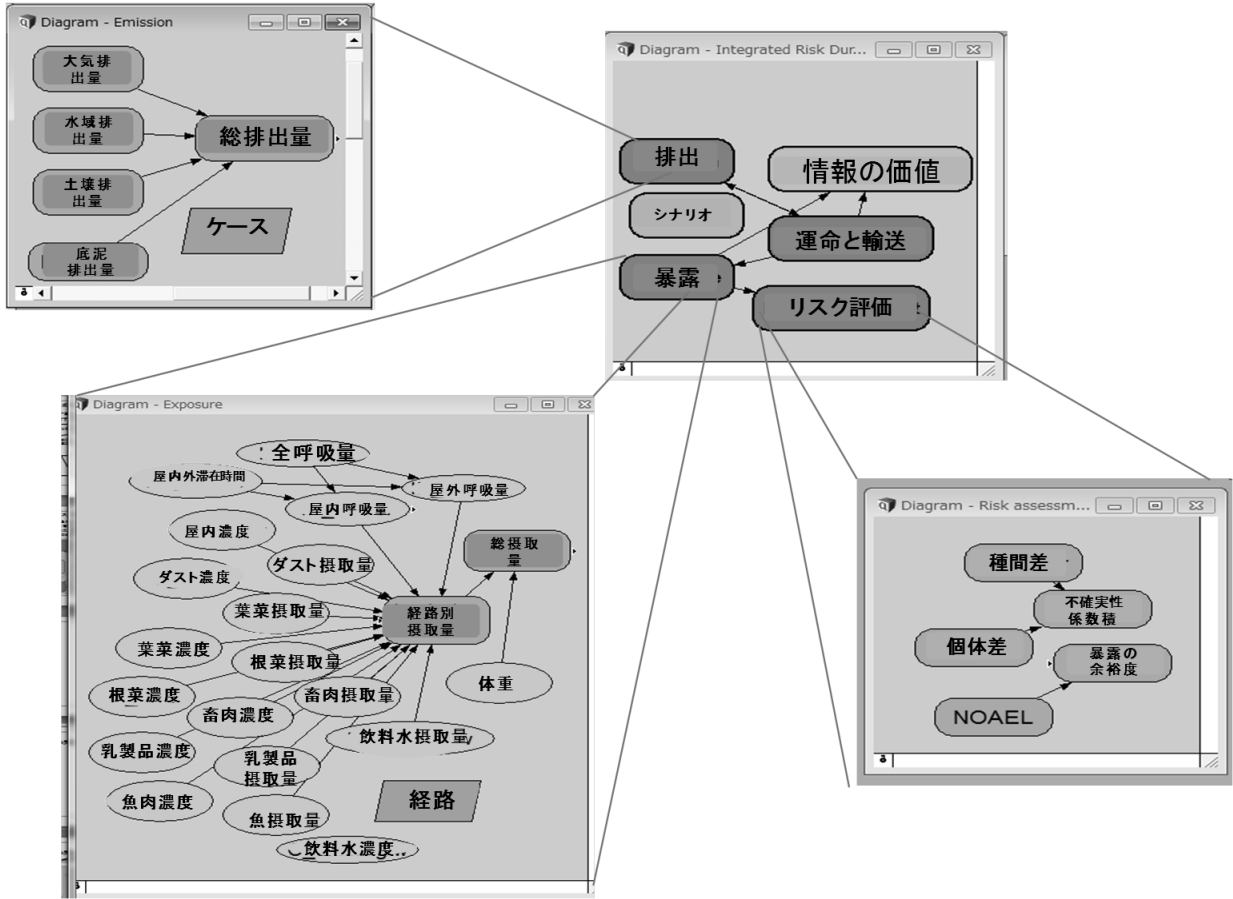
一方、日本とアメリカの二国間比較では、アメリカの乳幼児の摂取量が日本と比較して大きかった。2006年評価以降の母乳、ハウスダストに関する科学的知見の発表数はアメリカの母乳とハウスダストの文献は日本のそれぞれ、3, 5.6倍であった。日本では母乳由来摂取量に着目した研究が進んでいないことが一つの要因と考えられた。

日本では知見の充足が不十分であることと、アメリカでは知見の充足が進みつつあり、かつ乳幼児のDecaBDE摂取量が多いことを示す知見が充足されつつある。

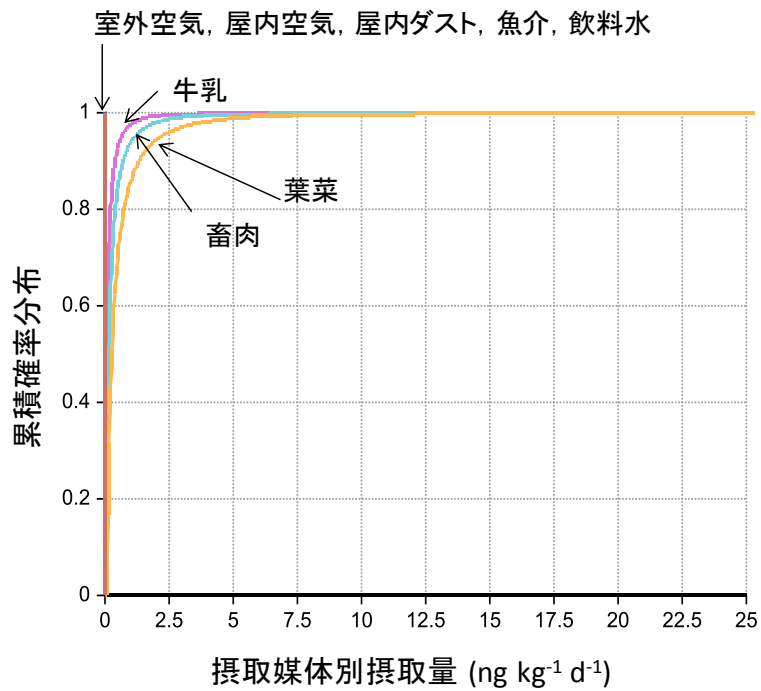
## (2) 暴露および環境モデルの構造化

DecaBDEの製造段階からヒトに摂取されるまでの段階の構造モデルをすAnalytica上に構築した(図(1)-8).モンテカルロシミュレーションを実施し、解析条件に応じて確率分布を計算可能になった。DecaBDEについて焼却炉からの排出に関するパラメータの値を分布形(対数正規分布)として暴露媒体別摂取量を推定した(図(1)-9)。Leaf(葉)の摂取量の分布幅が大きくなった。これは葉由来摂取のうち約3割が焼却炉からの排出に由来するためである。

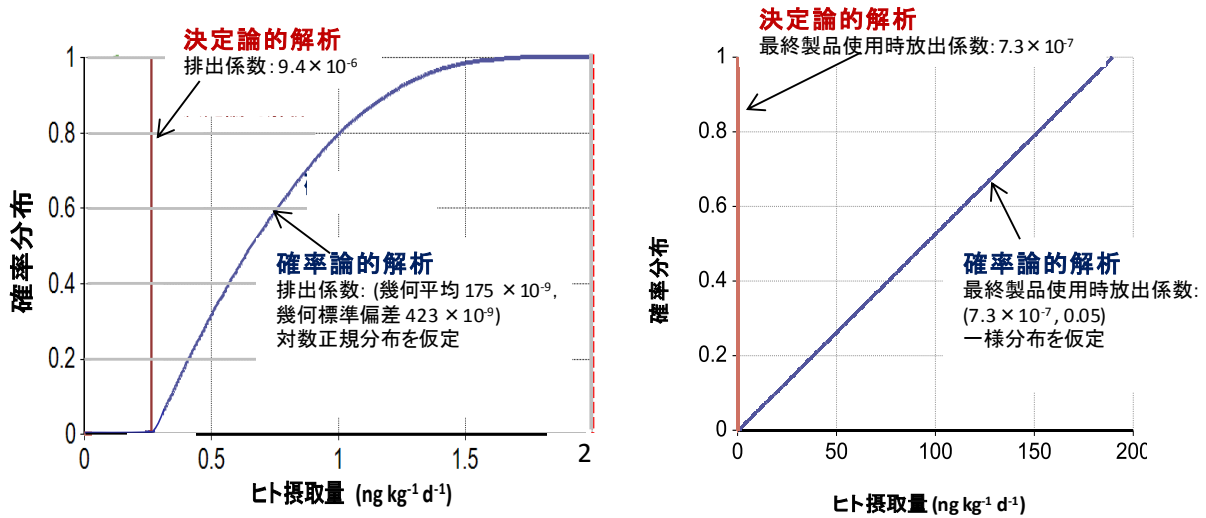
図(1)-10に不確実性の評価を行う際に必要となるモンテカルロシミュレーションを実施した結果の一例を示した。DecaBDEの環境大気への排出量を取り上げ、排出係数に一定値を用いた場合と(決定論的解析)、排出係数に分布を与え、10,000回繰り返し計算をした場合のDecaBDE摂取量分布の推定(確率論的解析)結果を示した。ここでは、鋭敏比が相対的に高いことに留意し、DecaBDEでは焼却炉からの排出、EBPBPでは最終製品使用段階での放出に関するパラメータの値を分布形とした。DecaBDEでは当該パラメータ値が5つ収集できたので対数正規分布を仮定し、EBPBPでは2つの値しか得られなかったため一様分布を仮定した。推定結果は、DecaBDEでは $0.3 \sim 2 \text{ ng kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ で曲線を描く分布を示すのに対し、EBPBPでは直線的な分布を呈した。以上の過程を、Analyticaを用いて解析することにより、確率論および決定論的な解析が可能なモデルとなった。構築したモデルで逐次各年次の排出量解析等を繰り返し行うことで得られた、DecaBDEの経路別摂取量の経年変化の推計を実施した(図(1)-11)。このように排出量解析、環境多媒体動態モデル、摂取量推計モデルをAnalyticaで構築することで、解析過程を図として示すことが可能となった。この解析手法は、解析過程の内部で何が進行しているかということを経験的な立場の関係者間(意思決定者、研究者、市民等)で共有することを支援することが期待できる。今後、構築した構造モデルを用い、関係者を集めたワークショップ等を通じて、リスク評価に関する合議を通じた対策決定の過程を支援することが期待される。



図(1-8) Analytica を用いて作成した構造モデル



図(1-9) Analyticaによる解析で得られた, 暴露媒体別DecaBDE摂取量の確率分布



図(1)-10 DecaBDEの決定論および確率論的解析 (左) およびEBPBPへの適用事例(右)  
(DecaBDEでは焼却炉から大気への排出係数, EBPBP では最終製品使用時に大気に放出される化学物質に関するパラメータの値を分布形とした. DecaBDEでは値が5 つ収集できたので対数正規分布を仮定し, EBPBPでは2 つの値であったので一様分布を仮定した. )

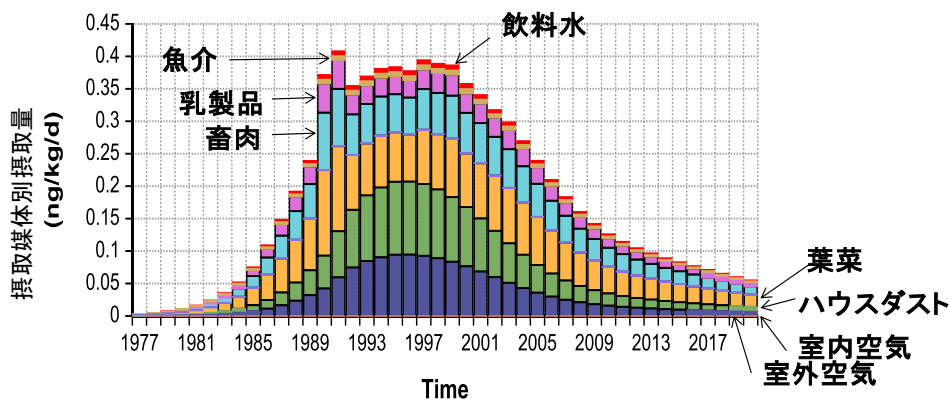
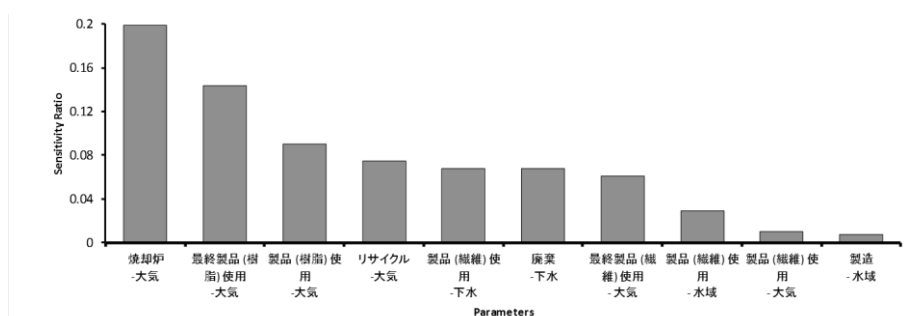


図 (1)-11 媒体別接種量の経年変化

### (3) 情報の価値の評価

#### 1) 決定論的解析でもちいたパラメータの値のもつ不確実性の程度

図(1)-12 にDecaBDEの暴露・リスク評価モデルの決定論的解析で用いたパラメータの値の持つ不確実性の程度を式(1-4)に従い, 感度解析によって得られた鋭敏比で示した. 焼却炉から大気への排出係数が最も寄与が大きいことが明らかになった. そこで, 暴露削減対策の決定において, この焼却炉から大気への排出係数の不確定さがクリティカルに寄与することを与件として, 国と市民がそれぞれ摂取量削減のための対策を実施する際の情報の価値に関する検討を行った.



図(1)-12 鋭敏比で示した大気への排出量に寄与の高いパラメータの上位10個

## 2) 原単位の推定

市民と国でそれぞれ原単位を設定した。パラメータを表(1)-6に示す。

市民は洗浄に要する水量、水道料金、洗浄による除去率等を既存文献より設定し、原単位はそれぞれ、国で1.6 yen/g-intake・year、と市民で740 yen/g-intake・year と推定した。焼却炉から大気への排出パラメータの値は、5つ収集できた(表(1)-7)。これらの値を対数正規分布に当てはめた。研究開発方法のところ示した式より、焼却炉から大気への排出パラメータの値の完全情報が得られた場合の期待費用と、化学物質摂取量削減対策を実施した量と対策費用の期待値を求めた。

表(1)-6 原単位の推定に用いたパラメータの値

パラメータ	値	単位	Note
<b>UC gov</b>	1.6	yen 1g 化学物質削減 year <sup>-1</sup> person <sup>-1</sup>	
Acost	$9.60 \times 10^7$	yen g year <sup>-1</sup> person <sup>-1</sup>	取り上げた排出パラメータからの化学物質排出量について1年間に1gの化学物質を削減するための費用 <sup>26)</sup>
Pop	$1.20 \times 10^8$	-	日本の人口
$\gamma$	0.5	-	割引率(焼却炉から経口に至るまでに含まれる不確実性を考慮して、暫定的に設定)
<b>UC cit</b>	740	yen 1g 化学物質削減 year <sup>-1</sup> person <sup>-1</sup>	$=(K_{CW}/R_{CR})/Pop$
B <sub>TW</sub>	$1.61 \times 10^{10}$	m <sup>3</sup> y <sup>-1</sup>	日本の生活用水の総水量
C <sub>KR</sub>	0.23	-	炊事利用割合
D <sub>WK</sub>	$3.70 \times 10^9$	m <sup>3</sup> y <sup>-1</sup>	炊事利用の総水量
IH leaf d	653	g person d <sup>-1</sup>	リスク評価書より <sup>8)</sup>
E <sub>LI</sub>	$2.86 \times 10^{13}$	g population <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup>	日本国民が1年間に食べる葉菜量
Year	365	d	365日
Conc_leaf	$2.8 \times 10^{-11}$	g g <sup>-1</sup>	詳細リスク評価書の実測値 <sup>38)</sup>
F <sub>CI</sub>	801	g population <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup>	葉菜由来化学物質摂取量
G <sub>LW</sub>	0.1	-	炊事利用水のうち葉菜洗浄が占める割合
H <sub>WL</sub>	3.09	m <sup>3</sup> person <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>	1人あたりの葉菜洗浄のための総水量
Cost W	150	yen m <sup>-3</sup>	水道料金 <sup>39)</sup>
K <sub>CW</sub>	$6.75 \times 10^{13}$	yen N <sub>WU</sub> ' ml <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup>	日本国民が1年間に食べる葉菜量に対する水の費用
L <sub>WW</sub>	8680	ml 552g <sup>-1</sup>	実験にて552gの葉菜を用い、洗浄した際の水量
M <sub>LA</sub>	552	g	実験で使用した葉菜の量 g
N <sub>WU</sub>	15.7	ml g <sup>-1</sup>	葉菜1gを洗浄するのに必要な水量
P <sub>WA</sub>	$4.49 \times 10^{14}$	ml g leaf <sup>-1</sup> population <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup>	日本国民が1年間に食べる葉菜量に対して必要な水の量
Q <sub>RR</sub>	0.95	-	洗浄によるマラチオン除去率(0.95) <sup>40)</sup>
R <sub>CR</sub>	761	g population <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup>	洗浄によって除去される化学物質の量

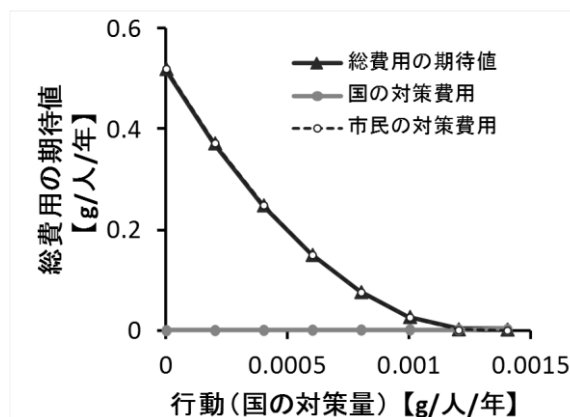
表(1)-7 焼却炉から大気への排出パラメータ収集値

パラメータ値	発行年	根拠	備考	分布形	不確実性の類型
$4.7 \times 10^{-7}$	2002	Tamade <sup>41)</sup>	-	対数正規分布	焼却物中に難燃剤がどの程度混入しているかは、焼却施設によって異なる。(変動性)
$9.40 \times 10^{-6}$	2002	Tamade <sup>41)</sup>	決定論解析で用いた。		
$1.0 \times 10^{-7} \sim 1.8 \times 10^{-6}$	2006	Sakai <i>et.al.</i> <sup>42)</sup>	-		
$1.04 \times 10^{-3}$	2002	河上 <sup>43)</sup>	-		
$6.33 \times 10^{-7}$	2002	河上 <sup>43)</sup>	-		

### 3) 不確実性柱状図の作成

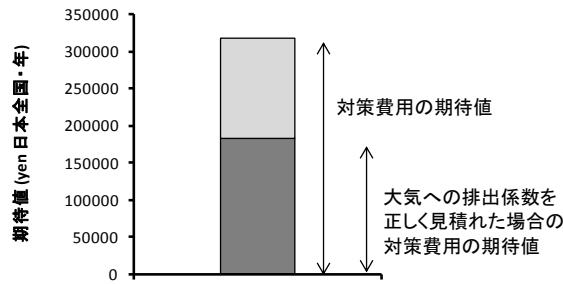
前項1)で示したように、焼却炉から大気への排出係数が、暴露量にもっとも寄与するパラメータとして判明した。そこで、式(1-10)にしたがい、焼却炉から大気への排出係数が正確に得られたと仮定した(すなわち、このパラメータ値が常に正しく求められるということをそのために必要な情報の充足という観点から、完全情報を仮定する)場合の解析を実施した。あえて、完全情報という場合での解析をすることで、このパラメータに関する情報収集にかけることのできる費用についての見通しを得ることがねらいである。そこで、実際に解析を進めると、焼却炉から大気への排出パラメータの値の完全情報が得られた場合の期待値は0.001 g intake 削減/人/yen となった(図(1)-13)。一方、化学物質摂取量削減対策を実施した量と対策費用の期待値を示した不確実性図を作成した(図(1)-14)。国の対策量が増加するほど、市民と国の対策の総費用の期待値は減少し、国が0.002g intake 削減/人/yen の対策を実施した場合が総対策費用がもっとも小さくなった。

焼却炉から大気への排出パラメータの値の完全情報が得られた場合の期待費用と、化学物質摂取量削減対策を実施した量と対策費用の期待値を日本国民人口当たりにして期待値を見積もると、135,000円と320,000円となった(図(1)-14)。その差は185,000円であった。この差額は、解析対象としたパラメータの値(今回の場合は焼却炉から大気への排出に関するパラメータ)についての情報収集のために追加的にかかる費用の額であることを示している。しかしながら、この値の絶対値としての意味付けは今後の検討が必要であり、相対値として、目安を与えるものと言える。以上より、不確実性図の作成が可能となった。



図(1)-13 化学物質摂取量削減対策を実施した量と対策費用の期待値





図(1)-14 DecaBDEのリスクの不確実性柱状図

#### a. 評価手順のまとめ

以上の評価手順の過程を概略で示したものが、図(1)-15である。

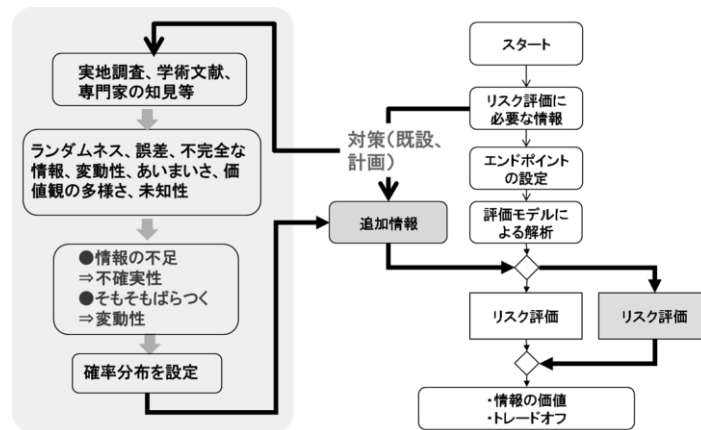


図 (1)-15 リスク評価を補完する耐リスク性評価手法の手順

## 5. 本研究により得られた成果

### (1) 科学的意義

詳細リスク評価書が刊行された時点と、北米で廃絶が進行した2009年時点との間に集積された科学的知見に焦点をあてた。2009年前後で集積された屋内ダストおよび母乳中のDecaBDE濃度を追加して暴露評価を行い、成人と幼児の間で暴露経路の違いがもたらすトレードオフの態様を検討した。2つの時点において推定されたリスクレベルに大きな変化はみられなかったが、日本では米国に比べ、ハウスダストや母乳についての知見が不足していることが指摘できた。本研究ではリスク評価を補完する耐リスク性評価手法を提示し、臭素系難燃剤のDecaBDEを取りあげて評価結果の分布に支配的なパラメータとして廃棄物処理(焼却)の過程から大気へ排出される際の排出係数の不確実性が、当該物質のリスク削減を進めようとした際、どれほど影響を与えるかということを感じ度解析と情報の価値解析を行うことでその寄与を定量的に解明する方法を構築した。このことから、リスク評価に必要な情報収集の優先性を具体的に比較しうる量でみつめることができ、今後の関連データの整備の方向付けに示唆を与えることができた。また、暴露リスク評価モデルの構造化によって、関係者が一堂に会した議論を支援するためのツールを提示することができた。

## (2) 環境政策への貢献

### <行政が既に活用した成果>

特筆すべき事項はない。

### <行政が活用することが見込まれる成果>

知見の見直しの時間断面を軸として、我が国において新たな暴露のクリティカルパスに関する知見の充足をはかったうえで暴露評価を改定する必要がある。DecaBDEにおけるリスク評価上、注目すべき知見としては、①暴露主体として幼児・乳児を対象とする暴露データ、②企業の自主管理による廃絶行動の進行、そして、③国際条約（POP s 条約）での検討の進展等があげられる。これらに動きがあった場合、リスク評価の改定作業に着手することで、適時的なリスク評価として、追加結果を補完することができる。①に関する目安としては、化学物質の室内・室外使用量比率、形態別存在割合をあげることができる。化学物質の室内・室外使用比率は、化学物質の環境内ストックに関連する量でありこれまで必ずしも環境政策の対象とはなっていない。フローに重点を置いたPRTR制度の改定などを通じてこの問題への対応の見通しが得られると考える。形態別存在割合は、物性値より推算可能である。また、リスクの推算の過程で用いる各種のデータのリスク評価上の「情報の価値」の推算がこのことを補完する。

## 6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

## 7. 研究成果の発表状況

### (1) 誌上発表

#### <論文（査読あり）>

特に記載すべき事項はない。

#### <査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

#### <その他誌上発表（査読なし）>

特に記載すべき事項はない。

### (2) 口頭発表（学会等）

- 1) 中澤 暦, 東海明宏 (2010) 産業環境システムの耐リスク性—PBDE再評価にむけて—, 環境科学会年次大会 p 108.
- 2) 中澤 暦, 東海明宏 (2010) 知見の充足に注目したリスクの再評価, 日本リスク研究学会年次大会, pp 257-262.
- 3) Nakazawa, K., and Tokai, A. (2010) Risk-durability evaluation methodology and its case study, 2010 Joint conference of international Society of Exposure Science & International Society for Environmental Epidemiology, pp 5-10.
- 4) Nakanishi, Y., and Tokai, A. (2010) Improvement of sustainability in cities based on environmental carrying

capacity theory, 2010 Joint conference of international Society of Exposure Science & International Society for Environmental Epidemiology, pp 11-13.

- 5) Nakazawa, K., and Tokai, A. (2010) Comprehensive risk assessment of Hazard from Environmental Industry System, SETAC North America 31st Annual Meeting, p 361.
- 6) 東海明宏 (2011) 化学物質管理におけるリスク評価の展開, NITE化学物質管理センター成果発表会.
- 7) Nakazawa, K., and Tokai, A.(2010) Uncertainly analysis of environmental industry system focused on the usage of DecaBDE, SETAC North America 32nd Annual Meeting, Boston, USA, 2011.
- 8) 東海明宏 (2012) 環境リスクの管理そしてガバナンス～産業と環境の好循環の形成に向けて～, 企業等の経営者や環境担当の方のための環境CSR講座. 三重県鈴鹿山麓研究学園都市センター, 三重県庁政策部地域づくり支援室.
- 9) 東海明宏, 中澤 暦 (2012) 耐リスク性評価手法の提案とその適用, 環境科学会2012年会 講演要旨集 p 85.
- 10) Nakazawa, K., and Tokai, A. (2012) Risk durability evaluation under multiple risk conditions with the illustration of traffic and environmental system, East Asia risk seminar at Yonsei University.

### (3) 出願特許

特に記載すべき事項はない.

### (4) シンポジウム, セミナー等の開催 (主催のもの)

- 1) 製品含有化学物質管理の現状とREACHへの対応 (2011年8月31日, 大阪大学吹田キャンパス内, 参加者20名)
- 2) サプライチェーンを通じた環境管理 (2011年10月4日, 大阪大学吹田キャンパス内, 参加者25名)
- 3) 環境リスクの評価と管理 (2011年7月13日, 大阪大学吹田キャンパス内, 参加者25名)
- 4) 化学物質のライフサイクルを通じたリスク評価の最新研究 (2012年9月14日, 環境科学会年会 シンポジウム 6, 横浜国立大学, 参加者50名, 環境省環境研究総合推進費 C-1003 「HBCD等の製品中残留性化学物質のライフサイクル評価と代替比較に基づく環境リスク低減手法 (代表: 益永茂樹)」と共催)

### (5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない.

### (6) その他

特に記載すべき事項はない.

## 8. 引用文献

- 1) 環境省 (2002) 化学物質の環境リスク評価 <<http://www.env.go.jp/chemi/risk/index.html>> 2011.11.30 参照.
- 2) 製品評価技術基盤機構 (2005) 初期リスク評価書<<http://www.safe.nite.go.jp/risk/riskhykd101.html>>

- 2011.11.30 参照.
- 3) 中西準子 (2004) 詳細リスク評価書シリーズ, <<http://unit.aist.go.jp/riss/crm/mainmenu/1.html>>, 2011.11.30 参照.
- 4) 東海明宏 (2006) プロセス安全とシナリオライティング, 増補改訂版リスク学辞典, 日本リスク研究学会編集, 阪急コミュニケーションズ, 東京.
- 5) Lindenmayer, B. D., and Likens, G. E. (2010) Effective ecological monitoring, Earthscan, U.K.
- 6) Olsen, P. D. (1996) Re-establishment of an endangered subspecies: the Norfolk Island Boobook Owl *Ninox novaeseelandiae undulate*, Bird Conservation International 6, pp 63-80.
- 7) Graham, J.D., and Wiener, J.B. (1995) Risk vs. Risk : tradeoffs in protecting health and the environment, Harvard University Press.
- 8) 中西準子, 東海明宏, 岩田光夫 (2008) 詳細リスク評価書シリーズ23 デカブロモジフェニルエーテル, 丸善, 東京.
- 9) US EPA (2009) DecaBDE phase-out initiative  
<<http://www.epa.gov/opptintr/existingchemicals/pubs/actionplans/deccadbe.html>>, 2011.11.30 参照.
- 10) 井上知也 (2011) 化学物質のリスク評価と意思決定のギャップを埋める-難燃剤と火災・環境・経済リスクの意思決定-, 日本リスク研究学会誌 21 (2), pp 83-90.
- 11) Hegstad, M (2007) EPA initiating PBDE exposure studies seeking key risk assessment data, Risk policy report 14(41), p1 and 7.
- 12) Hegstad, M. (2010) EPA finds widespread domestic exposure to flame retardant chemicals, Risk policy report 17(21), p1 and 8.
- 13) Hegstad, M. (2010) Most exposed children could exceed EPA flame retardant safety limits, Risk policy report 17(22), p1 and 9-10.
- 14) US EPA IRIS (2010) An exposure assessment of polybrominated diphenyl ethers (PBDE) (Final) , <<http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=210404#Download>> , 2011.11.30 参照.
- 15) US EPA (2008) Toxicological review of decabromodiphenyl ether (BDE-209), <<http://www.epa.gov/iris/toxreviews/0035tr.pdf#search='Toxicological review of decabromodiphenyl ether'>>, 2011.11.30 参照.
- 16) US EPA (1997) Exposure factors handbook (final report), <<http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=12464#Download>> 2011/11/30参照.
- 17) 森田優三 (1971) 意思決定の統計学, 講談社, 東京.
- 18) Morgan, M.Granger., Max, H., and Small, M. (1990) Uncertainty-a guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis, Cambridge University Press.
- 19) US EPA Risk assessment guidance for superfund Volume 3 part A Process for conducting probabilistic risk assessment, 2001.
- 20) Dakins, M.A., Toll, H.E., and Small, M. J. (1994) Risk based environmental remediation: Decision framework and role of uncertainty, Environmental Toxicology and Chemistry, 13 (12), pp 1907-1915.
- 21) Dakins, M. E., Toll, J. E., Small, M. J., and Brand, K. P. (1996) Risk-based environmental remediation:

- bayesian Monte Carlo analysis and the Expected Value of Sample Information, *Risk Analysis* 16 (1), pp 67-79.
- 22) Thompson, K. M., and Evans, J.S. (1997) The Value of improved national exposure information for perchloroethylene (Perc): A Case Study for Dry Cleaners, *Risk Analysis* 17 (2), pp 253-271.
- 23) Lin C.Y, Gelman, A., Price, P.N., and Krantz, D.H. (1999) Analysis of local decisions using hierarchical modeling, applied to home radon measurements and remediation, *Statistical Science*, 14 (3), pp 305-328.
- 24) Bartell, S. M., Ponce, R. A., Takaro, T. K., Zerbe, R. O., Omenn, G.S., and Faustman, E. M. (2000) Risk estimation and value-of-information analysis for three proposed genetic screening programs for chronic beryllium disease prevention, *Risk Analysis* 20 (1), pp 87-99.
- 25) Yokota, F., and Thompson, K., M. (2004) Value of information analysis in environmental health risk management decisions : past, present, and future, *Risk Analysis* 24 (3), pp 635-650.
- 26) 岸本充生, 小倉 勇 (2005) 一般廃棄物焼却施設におけるダイオキシン類対策の費用対効果, *環境科学会誌*, 18 (3) pp 257-267.
- 27) Takigami, H., Suzuki, G., Hirai, Y., and Sakai, S. (2008) Transfer of brominated flame retardants from components into dust inside television cabinets, *Chemosphere* 73, pp161-169.
- 28) Takigami, H., Suzuki, G., Hirai, S., and Sakai, S. (2009) Brominated flame retardants and other polyhalogenated compounds in indoor air and dust from two houses in Japan, *Chemosphere* 76, p 270-277.
- 29) Kawashiro, Y., Fukuta, H., Omori-inoue, M., Kubonoya, K., Jotaki, T., Takigami, and H., Mori, C. (2008) Perinatal exposure to brominated flame retardants and polychlorinated biphenyls in Japan, *Endocrine Journal* 55(6), pp 1071-1084.
- 30) Haraguchi, K., Koizumi, A., Inoue K, Harada, K.H., Hitomi, T., Minata, M., Tanabe, M., Kato, Y., Nishimura, E., Yamamoto, Y., Watanabe, T., Takenaka, K., Uehara, S., Yang, H.R., Kim, M.Y., Moon, C.S., Kim, H.S., Wang, P., Liu, A., and Hung, N.N. (2009) Levels and regional trends of persistent organochlorines and polybrominated diphenyl ethers in Asian breast milk demonstrate POPs signatures to individual countries, *Environmental International*, 35, pp 1072-1079.
- 31) Schechter, A., Päpke, O., Harris, T.R., Tung, K.C., Musumba, A., Olson, J., and Birnbaum, L. (2006) Polybrominated diphenyl ether (PBDE) levels in an expanded market basket survey of U.S. food and estimated PBDE dietary intake by age and sex, *Environmental Health Perspectives*, 114(10), pp 1515-1520.
- 32) Allen, G. J., McClean, M. D., Stapleton H. M., Nelson, J. W., and Webster, T.F. (2007) Personal exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in residential indoor air, *Environmental Science & Technology* 41 (13), pp 4574-4579.
- 33) Hardy, L.M, Banasik, and M., Stedeford, T. (2009) Toxicology and human health assessment of decabromodiphenyl ether, *Critical reviews in Toxicology* 39 (S3), pp 1-44.
- 34) Goodman, E. J. (2009) Neurodevelopmental effects of decabromodiphenyl ether (BDE-209) and implication for the reference dose, *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 54, pp 91-104.
- 35) NTP (1986) Toxicology and Carcinogenesis Studies of Decabromodiphenyl Oxide (CAS No.1163-19-5) in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (Feed Studies). National Toxicology Program Technical Report Series No.309
- 36) US EPA IRIS (2010) An exposure assessment of polybrominated diphenyl ethers (PBDE) (Final) ,

- <<http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recorddisplay.cfm?deid=210404#Download>> , 2011.11.30 参照.
- 37) Viberg, H et,al. (2003) Neurobehavioral derangement in adult mice receiving decabrominated diphenyl ether (PBDE 209) during a defined period neonatal brain development, *Toxicological Sciences*, 76, pp 112-120.
- 38) 中西準子, 東海明宏, 岩田光夫 (2008) 詳細リスク評価書シリーズ 23 デカブロモジフェニルエーテル, 丸善, 東京.
- 39) 東京都水道局<<http://www.waterworks.metro.tokyo.jp/>> 2013年3月13日参照.
- 40) 農薬工業会 <[http://www.jcpa.or.jp/qa/a2\\_08.html](http://www.jcpa.or.jp/qa/a2_08.html)> 2013年3月13日参照.
- 41) Tamade, Y., Shibakawa, S., Osaki, H., Kashimoto, Y., Yagi, S., Sakai, S., and Takasuga, T. (2002) A study of brominated compound release from appliance-recycling facility, *Organohalogen Compounds*, 56, pp 189-192.
- 42) Sakai,S., and Hirai, S. (2004) Emission factors of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) from plastics processing and recycling facilities, *Organohalogen Compounds*, 66, pp 3767-3773.
- 43) 河上 勇 (2002) ごみ焼却施設におけるダイオキシン類縁化合物の排出実態調査と抑制効果の実証的確認, (財) 廃棄物研究財団, 廃棄物処理過程におけるダイオキシン類縁化合物の挙動と制御に関する研究セミナーテキスト.

## (2) 製品のリスク評価に関するケーススタディの実施

大阪大学 大学院工学研究科 環境・エネルギー工学専攻 教授 東海明宏

### <研究協力者>

- |               |         |                     |
|---------------|---------|---------------------|
| 大阪大学 大学院工学研究科 | ・ 特任研究員 | 中久保豊彦 (平成 22～23 年度) |
|               | 助教      | 中久保豊彦 (平成 24 年度)    |
| 大阪大学 大学院工学研究科 | ・ 特任研究員 | 中澤 暦(平成 22～24 年度)   |
| 大阪大学 大学院工学研究科 | ・ 特任研究員 | 山口治子 (平成 24 年度)     |
| 大阪大学 大学院工学研究科 | ・ 特任研究員 | 和田直樹 (平成 22～23 年度)  |

平成22～24年度累計予算額：22,868千円（うち、平成24年度予算額：2,368千円）  
 予算額は、間接経費を含む。

### [要旨]

本サブテーマでは、化学物質の暴露による個別のエンドポイント（発がん影響、非発がん影響）を等価換算するリスク評価（個人DALY値推計）を行い、化学物質暴露由来個人DALY値と温室効果ガス排出量の関係を総計値、対策前後の差、対策の効率性指標の3種類で比較する、リスクトレードオフ解析手法を構築した。同手法への適用対象として、自動車のサプライチェーンを通じて発生する多様な環境負荷に対する自動車産業の対策のうち、物質の代替（DecaBDEからEBPBPへの代替）、製品の代替（ガソリン駆動普通車のハイブリッド車・電気自動車への代替）、燃料の代替（ガソリンのETBE 7%代替、同E10代替）、燃料（製品含む）の代替（ガソリン駆動普通車のディーゼル駆動普通車への代替）を取り上げた。なお、評価対象として、化学物質代替に関するリスクトレードオフに関しては、スクリーニングレポートを作成の上抽出した。リスクトレードオフ解析の結果、トレードオフ構造を定量化して比較する知的情報基盤を整備した。これにより、物質の代替という事象のみを取り挙げてリスクトレードオフを検討すると、かなり低い健康リスクのレベルでの比較をすることに帰着され、自動車産業がこれまでに行った対策、計画中の対策の評価の一断面のみの評価に限定されていることを明らかにした。

### [キーワード]

化学物質リスク、温暖化リスク、リスクトレードオフ、障害調整生存年（DALY）、自動車産業の環境政策

### 1.はじめに

リスク評価に基づいた化学物質管理が推進される一方で、新たな課題として、①詳細なリスク評価が可能な物質数は限定的であり、今後リスク評価が必要となってくる物質に対しては、データの不確実性を前提とした評価手法が必要であること、②対策の対象となった「目標リスク」とその陰で発生する「対抗リスク」について、対策の導入に伴う両者の変容状況を前もって評価し、そのことを今後のリスク管

理の際の参考情報として活用する新しい方法が必要となっていること、が挙げられる。

そこで本サブテーマでは、後者に該当するリスクトレードオフの解析手法の開発に力点を当て、自動車産業が過去に実施した対策、過去に実施を検討した対策、将来実施する（あるいは実施することを検討している）対策を対象として、そのケーススタディを行った。

## 2. 研究開発目的

サブテーマ2では、自動車産業に係る3つの異種な対策（物質代替、製品代替、燃料代替）に関してリスク評価シートを作成するとともに、これら3種類のリスク管理対策について、リスクトレードオフの明確化に焦点をあてた解析を行い、解析事例ベースとして整理することを目的とした。

トレードオフを評価する2指標としては、化学物質暴露に由来するヒト健康リスク、温室効果ガス排出に由来するヒト健康リスクを取り上げ、これらをともに障害調整生存年（DALY: Disability-Adjusted Life-Years）に等価換算して比較した。解析事例の対象としては、物質代替より1つ、製品代替より1つ、燃料代替より3つ、計5対策を取り上げた。

物質代替として、臭素系難燃剤のデカブロモジフェニルエーテル（DecaBDE）とその代替物質の一候補であるエチレンビスペンタブロモフェニル（EBPBP）をとりあげた。DecaBDEは、臭素系ダイオキシン発生の懸念のために産業協会または規制当局が段階的禁止を求めた物質である。国内需要量をみると、DecaBDEの需要量の減少を補うようにEBPBPの需要量が増加に転じている動向がみられ、また、両物質は、分子構造に占める臭素原子数が等しく、化学量論的にほぼ等価な難燃効果を有していると考えられる。以上により、DecaBDEの代替物質としてEBPBPを選択した。

製品（車種）代替として、自家用乗用車について、ハイブリッド車と電気自動車を対象とした次世代自動車の普及拡大計画によるCO<sub>2</sub>排出量の削減に向けた取り組みと、車体重量減少を目的としたプラスチックの使用増加による酸化防止剤（BHT：2,6-ジ-tert-ブチル-p-クレゾール）由来のヒト健康リスクとのリスクトレードオフ分析を行った。

燃料代替として、ガソリン駆動の普通車・貨物車の燃料に、バイオ燃料を添加する対策をとりあげ、その温室効果ガス排出削減効果と、排ガス由来のヒト健康リスクとのリスクトレードオフ分析を行った。バイオ燃料としては、将来、ガソリンにETBE（ethyl tert-butyl ether）が7%添加されるケース、バイオエタノールが10%添加されるケース（E10が普及されるケース）をそれぞれ取り上げた。

燃料代替（製品代替も含む）として、1990年以降落ち込んだディーゼル普通車を、燃費改良が欧州と同様に進んだ条件下で、再度普及させる対策を取り上げた。ディーゼル普通車の大幅な普及は、ガソリン車側の技術開発の成果としてハイブリッド車の普及等が進んだ結果、2005年の対策「クリーンディーゼル乗用車の普及・将来見通しに関する検討会報告書（経済産業省）」策定後も見られなかったが、リスクトレードオフを議論する上での一対策として取り上げた。

## 3. 研究開発方法

### (1) スクリーニングレポートの作成

#### 1) リスク評価レポート

##### a. 対象物質

DecaBDE・PBDE、プラスチック代替物（EBPBP）、燃料代替（ETBE）、酸化防止剤（BHT）を対象とした。



## b. レポートの項目

DecaBDE・PBDE は、既存の解析結果を踏まえ今後データの蓄積が求められるであろう生物濃縮に関する環境中での実測値を収集整理した。プラスチック代替物（EBPBP）、燃料代替（ETBE）、酸化防止剤（BHT）規制・自主的管理に関する最新動向、および、暴露（シナリオ）、有害性に関し、知見をまとめた。また、リスクの推算値の変化の過程と、そういった変化が諸外国でも見られているかについて事実（あるいは知見）を整理した。

## c. 調査方法

### i. DecaBDEとPBDE

文献検索による調査を行った。

科学技術情報検索サイトSCIRUS（科学技術分野検索データベース）において、次に示す、キーワードを含む2006年から2011年8月1日（検索実施日）までに発表された情報を検索した。SCIRUSは広く科学分野の情報を対象とした検索エンジンで、Elsevier社のデータベース、PubMedのデータベース等をカバーしたデータベース検索に加え、広くWeb上の情報を検索の対象としている。

検索した文献の中からDecaBDE、OctaBDE、PentaBDE、PBDEsのモニタリング情報を含む文献を精査し、一覧表にまとめた。

キーワードの一覧は以下の通りである。

①文献の本文全体に以下のいずれかの語を含む。

decabromodiphenylether, DecaBDE, Deca-BDE, BDE209, BDE-209,  
 octabromodiphenylether, OctaBDE, Octa-BDE, BDE197, BDE-197, BDE203, BDE-203, BDE196,  
 BDE-196, BDE205, BDE-205,  
 pentabromodiphenylether, PentaBDE, Penta-BDE, BDE100, BDE-100, BDE119, BDE-119, BDE99,  
 BDE-99, BDE85, BDE-85, BDE126, BDE-126

②文献のキーワードに以下のいずれかの語（またはその派生語）を含む。

mammal, whale, seal, beluga, porpoise, dolphin, dugon, sea lions, pinniped,  
 bird, avian, gull, penguin, falco, cormorant, shag, eagle, eider, guillemot, starling, osprey,  
 shellfish, mytilus, mussel,  
 milk, human, adult, children, women, men, cohort

また、「詳細リスク評価書シリーズ23 デカブロモジフェニルエーテル」（2009）に記載の情報に基づいて、愛媛大学の臭素系難燃剤の研究プロジェクトおよびVECAP(Voluntary Emissions Control Action Programm)のDecaMonitorについて情報収集した。得られた情報を元に、DecaBDE、OctaBDE、PentaBDE、PBDEsのモニタリング情報をまとめた。

### ii. プラスチック代替物（EBPBP）、燃料代替（ETBE）、酸化防止剤（BHT）

政府の規制動向について、有償の法規制情報データベースAriel WebInsight<sup>1)</sup>および（独）製品評価技術基盤機構（NITE）データベースCHRIP2<sup>2)</sup>において対象物質をCAS 番号検索して対象国における規制情

報を得た。Ariel WebInsight は化学物質に関する調査対象国を含む世界の法規制を網羅する検索データベースであり、化学物質、医薬品、食品、農薬等、化学物質に関する法規制をカバーしている。

また、上記の検索による情報収集に加えて、情報が少なかった国の動向確認のために、表 (2)-1に示す各国当局のホームページで対象物質を物質名およびCAS 番号検索して規制に関する情報を得た (2013年1 月末現在)。また、リスク評価に必要な情報を2006年以降に発行された文献より収集した。

表 (2)-1 調査した政府機関およびURL

国	機関	URL
カナダ	環境省 (Environment Canada)	<a href="http://www.ec.gc.ca/default.asp?lang=En&amp;n=FD9B0E51-1">http://www.ec.gc.ca/default.asp?lang=En&amp;n=FD9B0E51-1</a>
	ヘルスカナダ (Health Canada)	<a href="http://www.hc-sc.gc.ca/">http://www.hc-sc.gc.ca/</a>
イギリス	環境庁 (Environment Agency: EA)	<a href="http://www.environment-agency.gov.uk">http://www.environment-agency.gov.uk</a>
フランス	環境エネルギー管理庁ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)	<a href="http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?id=11433&amp;m=3&amp;cid=96">http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?id=11433&amp;m=3&amp;cid=96</a>
オランダ	厚生省-Ministerie van Volksgezondheid, Welzijn en Sport (VWS)	<a href="http://www.rijksoverheid.nl/">http://www.rijksoverheid.nl/</a>
	国立公衆衛生環境研究所 RIVM	<a href="http://www.rivm.nl/en/">http://www.rivm.nl/en/</a>
デンマーク	環境省環境保護局 (Miljøstyrelsen)	<a href="http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Kemikalier/regulering_og_regler/Links+til+lovgivning/">http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Kemikalier/regulering_og_regler/Links+til+lovgivning/</a>
ノルウェー	気候・汚染庁 (Klif : Climate and Pollution Agency)	<a href="http://www.klif.no/no/english/english/">http://www.klif.no/no/english/english/</a>
スウェーデン	KEMI (National Chemicals Inspectorate)	<a href="http://www.kemi.se/en/">http://www.kemi.se/en/</a>
フィンランド	安全化学庁 (Finnish Safety and Chemicals Agency, TUKES)	<a href="http://www.tukes.fi/en/">http://www.tukes.fi/en/</a>

暴露、有害性等に関して、文献検索および各国のレポートをインターネットで検索し情報収集した。

## 2) リスクトレードオフに関する定性的な知見の整理

リスク・リスクトレードオフに関する定性的知見を整理した。知見の収集範囲はインターネットおよび書籍を用い、網羅的に調査を実施した。

### (2) 評価枠組み設定

本サブテーマで取り上げる解析対象を表(2)-2に示す。リスク評価は、これまで個別の物質に注目して評価されてきたが、物質は独立して使用されるわけではなく多くの製品に用いられるため、一物質という観点のみならず、派生して発生するリスクを含めた包括的なリスク評価が必要となる。そのため、本サブテーマでは、自動車産業が過去に実施した(可能性の高い)対策である「DecaBDEのEBPBP代替」、将来実施する(あるいは実施を検討している)対策である「ガソリン普通車のハイブリッド車/電気自動車代替」、「ガソリンのETBE7%代替」、「ガソリンのE10代替」、過去に検討した対策である「ガソリン普通車のディーゼル普通車代替」を事例解析の対象とした。

表 (2)-2 各対策のリスクトレードオフ解析の枠組み

対策の種類		評価の枠組みと評価モデル	危害因子	エンドポイント	不確実性解析	
物質代替	・DecaBDEのEBPBP代替 (2006→2009年) ・実施	化学物質	多重経路暴露 ・サブスタンスフロー解析 ・多媒体環境動態モデル	DecaBDE, EBPBP	経口暴露による非発がん影響	モデルパラメータの分布を用いてモンテカルロシミュレーション
		温室効果ガス排出	難燃剤の国内需要	二酸化炭素(CO <sub>2</sub> )	熱ストレス, 自然災害, マラリア, 下痢, 栄養不足による健康影響	原単位のばらつきにより評価
車種代替	・ガソリン普通車のハイブリッド車/電気普通車代替 (2010→2030年) ・計画	化学物質	2010から2030年までの車種別普及割合のシナリオ設定, 車種別自動車重量推定 ・コーホート型保有台数推定モデル	酸化防止剤(2,6-ジ-tert-ブチル-p-クレゾール: BHT)	車内経口暴露による非発がん影響	暴露係数の変動を考慮してモンテカルロシミュレーション
		温室効果ガス排出	普通自動車のライフサイクル由来の排出: 製造, 石油精製, 維持管理, 固定費, 走行	二酸化炭素(CO <sub>2</sub> )	熱ストレス, 自然災害, マラリア, 下痢, 栄養不足による健康影響	原単位のばらつきにより評価
燃料代替	ガソリンのETBE7%代替 (2010年, 燃費置換) ・計画	化学物質	全車種の排ガスに含まれる化学物質の大気排出 ・AIST-ADMER	アセトアルデヒド, 1, 3-ブタジエン, ベンゼン, ホルムアルデヒド	大気経由の吸入暴露による発がん影響	人口の空間分布と大気暴露分布による評価
		温室効果ガス排出	全車種からの燃料消費に伴う排出	二酸化炭素(CO <sub>2</sub> ), メタン(CH <sub>4</sub> ), 一酸化二窒素(N <sub>2</sub> O)	熱ストレス, 自然災害, マラリア, 下痢, 栄養不足による健康影響	原単位のばらつきにより評価
燃料代替	ガソリンのE10代替 (2010年, 燃料置換) ・計画	化学物質	同上			
燃料代替	ガソリン普通車のディーゼル普通車代替 (2010年, 燃料置換/車種置換) ・計画	化学物質	全車種からの排ガスに含まれる化学物質の大気排出 ・AIST-ADMER	浮遊粒子状物質(SPM)中の元素状炭素(EC)	大気経由の吸入暴露による発がん影響	人口の空間分布と大気暴露分布による評価
		温室効果ガス排出	全車種からの燃料消費に伴う排出	二酸化炭素(CO <sub>2</sub> )	熱ストレス, 自然災害, マラリア, 下痢, 栄養不足による健康影響	原単位のばらつきにより評価

### (3) リスク評価シートの作成

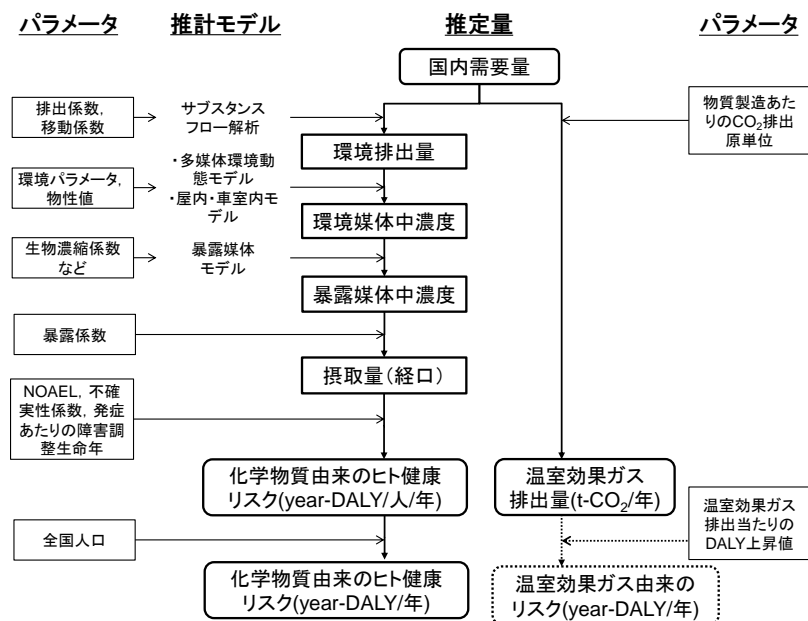
リスクトレードオフ解析に必要なデータを一括してまとめた。代替の関係にある物質・燃料・車種が横並びに比較できるように包括的にかつ一貫性をもつよう整理した。リスク評価シートの項目として、①背景、②リスクレベルと不確実性因子、③リスクトレードオフ解析の算出式をとりまとめ、さらに、②リスクレベルと不確実性因子には、化学物質由来のヒト健康リスクでは、②-1有害性データ、②-2暴露データ、②-3それぞれの数値に寄与する不確実性因子または代用値、温室効果ガス由来のリスクでは、②-4被害評価にかかるデータ、②-5 CO<sub>2</sub>排出にかかるデータ、さらに最後に、②-6科学的知見の充足度として、リスクトレードオフ解析において必要となるデータの知見の不足の程度を示した。

### (4) 物質代替のリスク評価

#### 1) 評価対象とする対策の解析条件設定と評価の手順

国内需要量をみると、DecaBDEの需要量の減少を補うようにEBPBPの需要量が増加に転じている動向がみられ、また、両物質は、分子構造に占める臭素原子数が等しく、化学量論的にはほぼ等価な難燃効果を有していると考えられる。以上により、DecaBDEの代替物質としてEBPBPを選択し、2006年から2009年にかけての需要動向を踏まえた物質代替によるリスクトレードオフ解析を行った。

物質代替のリスク評価の手順については、図(2)-1に要約した。



図(2)-1 物質代替のリスク評価の手順

## 2) 難燃剤の暴露評価手法

### a. 環境排出量の推定

難燃剤 DecaBDEとEBPBP の全ライフサイクルからの環境排出量を推定した。難燃剤のライフステージは、①難燃剤の製造、②難燃剤の加工・使用、③難燃剤を含む最終製品の使用、④リサイクル、⑤下水処理、⑥廃棄物処理処分を考慮に入れた（図 (2)-2）。

①難燃剤の製造段階における環境排出量は各年次の国内生産量の報告値に、環境媒体ごとの排出係数を乗じて推定した。それ以外のライフステージでは、化学工業日報社の調査による1986年から2010年までの難燃剤の国内需要量の報告値（環境省 2012）<sup>3)</sup> からサブスタンスフロー分析を行い、各ライフステージにおける各年次の取扱量、または、最終製品中ストック量を算定した後、それぞれに排出係数、または、排出速度係数をかけあわせて、各年次における環境媒体ごとライフステージごとの環境排出量を推定した（式(2-1)、式(2-2)）。用途は樹脂用途と繊維用途とした。表 (2)-3に1986年から2010年までのDecaBDEとEBPBPの国内需要量の報告値を、また、表 (2)-4には、環境排出量の推定に用いたデータ、および、パラメータを示す。

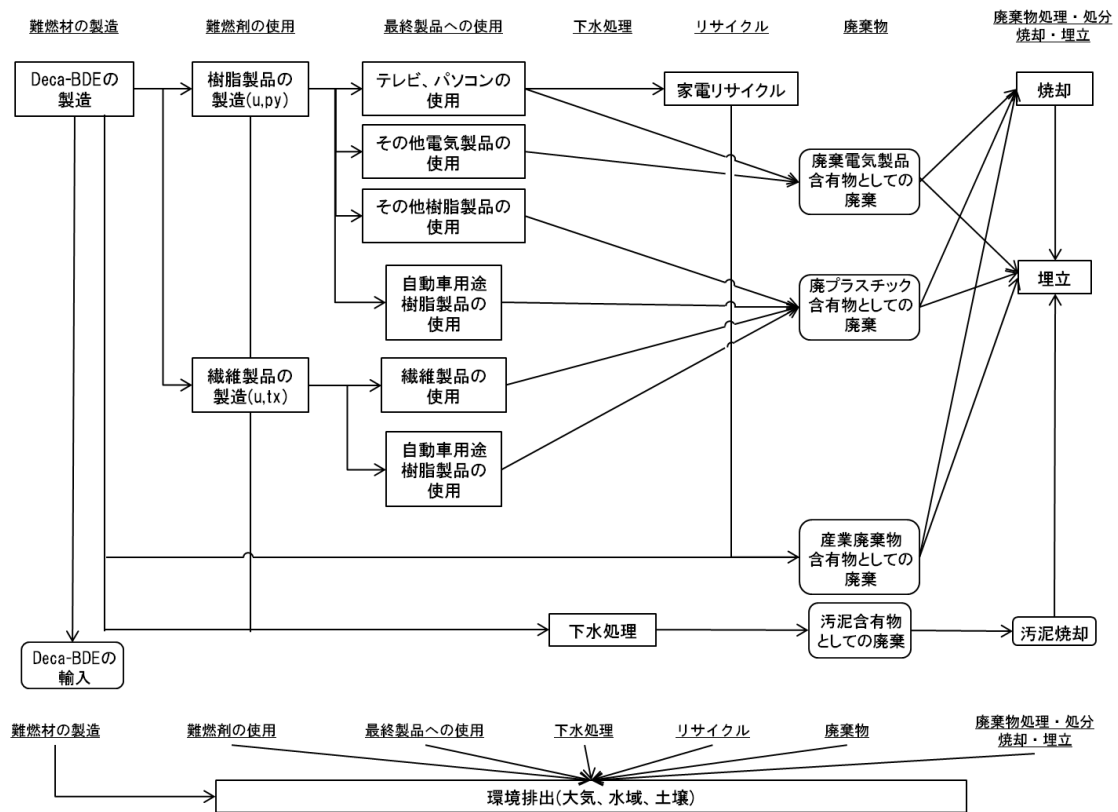


図 (2)-2 DecaBDEとEBPBPのライフサイクル

$$\text{環境排出量}_{i, \text{ライフステージ(最終製品の使用を除く)}}^{j, \text{環境媒体}} = \text{排出係数}_i^j \times \text{取扱量}_i \quad (2-1)$$

$$\text{環境排出量}_{i, \text{最終製品の使用}}^{j, \text{環境媒体}} = \text{排出移動係数}_i^j \times \text{最終製品中ストック量}_i \quad (2-2)$$

表 (2)-3 1986年から2010年までのDecaBDEとEBPBPの国内需要量の報告値 (t year<sup>-1</sup>)

	DecaBDE	EBPBP		DecaBDE	EBPBP
1986	3000	—	1999	3800	5000
1987	4000	—	2000	2800	5000
1988	5000	—	2001	2500	4500
1989	6000	—	2002	2200	5000
1990	10000	—	2003	2200	5000
1991	9800	—	2004	2000	5000
1992	6300	—	2005	1800	5000
1993	5800	1000	2006	1700	6000
1994	5500	1600	2007	1700	6000
1995	4900	2600	2008	1600	5500
1996	4200	3000	2009	1300	6000
1997	4450	4600	2010	1100	7000
1998	4000	4600	—	—	—

表 (2)-4 DecaBDEとEBPBPの環境排出量推定に用いたパラメータ

	排出(速度) 係数 <sub>大気</sub>	排出(速度) 係数 <sub>水域</sub>	排出(速度) 係数 <sub>土壌</sub>	出典
製造段階	0	$3.25 \times 10^{-4}$	0	PRTR届出データ(2003~2004年度)
使用段階(樹脂用途)	$1.32 \times 10^{-5}$	$4.17 \times 10^{-6}$	$1.33 \times 10^{-7}$	PRTR届出データ(繊維工業以外, 2003~2004年度)
使用段階(繊維用途)	$2.13 \times 10^{-6}$	$1.66 \times 10^{-3}$	0	PRTR届出データ(繊維工業, 2003~2004年度)
最終製品の使用段階 (樹脂用途)	$7.33 \times 10^{-7}$	—	—	中西ら (2008) <sup>4)</sup> 採用値
最終製品の使用段階 (繊維用途)	$7.33 \times 10^{-7}$	$5.00 \times 10^{-7}$	$5.00 \times 10^{-7}$	中西ら (2008) <sup>4)</sup> 採用値
リサイクル段階	$1.32 \times 10^{-5}$	—	—	使用段階 (樹脂用途) の値
下水処理段階	0	$3.80 \times 10^{-2}$	—	中西ら (2008) <sup>4)</sup> 採用値
焼却段階	$9.40 \times 10^{-6}$	—	$3.80 \times 10^{-2}$	RDFの焼却工程の値. 中西ら (2008) <sup>4)</sup> 採用値
埋立段階	$7.33 \times 10^{-7}$	$2.29 \times 10^{-7}$	—	大気:最終製品の使用段階の値 水域: 中西ら (2008) <sup>4)</sup> 採用値

## b. 環境中濃度および屋内環境中濃度の推定

環境中濃度は、大気、水域、土壌、底質の4つのコンパートメントからなる多媒体環境動態モデルを用いて推定した (中西ら<sup>4)</sup>)。この多媒体環境動態モデルは、各環境媒体に排出された物質の環境媒体内でのガス態、粒子態、溶存態としての分配と分解、環境媒体間での移行、沈着、揮発、拡散という物質の環境動態を表し、媒体ごとに物質収支をとることで環境中濃度を予測するモデルである。本サブテーマでは、定常状態を仮定し、大気、水域、土壌、底質の濃度を推定した。環境中濃度の推定に用いたパラメータは、中西ら<sup>4)</sup>により設定された数値を用いた。

## c. 暴露濃度の推定

中西ら (2008)<sup>4)</sup>を参考にして、暴露媒体は、屋外大気、屋内・車内大気、屋内・車内ダスト、牧草・葉菜、根菜、畜肉、乳製品、魚、飲料水を考慮した。

屋外大気中濃度は、多媒体環境動態モデルによる大気中の化学物質濃度の値とした。

屋内環境中濃度は、完全混合、かつ、定常状態を仮定し、屋内気中濃度 $C_{indoor}$ は式(2-3)、車内気中濃度 $C_{incar}$ は式(2-4)を用いて推定した。また、屋内・車内ダスト濃度は、式(2-5)、(2-6)を用いて推定した。屋内、もしくは、車内環境中濃度の推定に用いたパラメータを表(2-5)に示す。

$$C_{indoor} = \frac{J_E \times A_p}{\lambda \times V_{indoor}} \quad (2-3)$$

$$C_{incar} = \frac{J_E \times A_{pcar}}{\lambda \times V_{incar}} \quad (2-4)$$

$$C_{indoor\_dust} = \frac{f_{ap} \times C_{indoor}}{TSP} \quad (2-5)$$

$$C_{incar\_dust} = \frac{f_{ap} \times C_{incar}}{TSP} \quad (2-6)$$

表 (2)-5 屋内濃度および車内濃度の推定に用いたパラメータ

パラメータ		単位	DecaBDE		EBPBP	
			値	根拠	値	根拠
$J_E$	樹脂からの放出速度	g/m <sup>2</sup> /hr	7.32×10 <sup>-8</sup>	実測値からの推定.	7.32×10 <sup>-8</sup>	DecaBDEの値.
$A_p$	屋内に使用されている樹脂の表面積	m <sup>2</sup>	—	=屋内ストック量[kg]/難燃剤添加率(0.2)/難燃剤含有樹脂の密度(1000[kg/m <sup>3</sup> ])/樹脂の厚さ(5.0×10 <sup>-3</sup> [m]).	—	DecaBDEと同様に推定.
$A_{pcar}$	車内に使用されている樹脂の表面積	m <sup>2</sup>	—	=車内ストック量[kg]/難燃剤添加率(0.175)/難燃剤含有樹脂の密度(1000[kg/m <sup>3</sup> ])/樹脂の厚さ(5.0×10 <sup>-3</sup> [m]).	—	DecaBDEと同様に推定.
$\lambda$	単位時間当たりの換気回数	1/hour	0.5	1991～1996年に調査されたN=61のデータから算出.	0.5	DecaBDEの推定に用いた値.
$V_{indoor}$	日本の屋内体積の合計	m <sup>3</sup>	2.0×10 <sup>10</sup>	中西ら (2008) <sup>4)</sup> による推定値.	2.0×10 <sup>10</sup>	DecaBDEの推定に用いた値.
$V_{incar}$	日本の車内体積の合計	m <sup>3</sup>	2.48×10 <sup>8</sup>	1台当たりの車内体積(3.99[m <sup>3</sup> /台])×国内保有台数(6.24×10 <sup>7</sup> [台])	2.48×10 <sup>8</sup>	DecaBDEの推定に用いた値.
$f_{ap}$	浮遊粒子への吸着率	—	0.9992	中西ら (2008) <sup>4)</sup> による推定値.	1.000	中西ら (2008) <sup>4)</sup> による推定値.
$TSP$	ハウスダスト濃度	μg/m <sup>3</sup>	30	中西ら (2008) <sup>4)</sup> による採用値.	30	DecaBDEの推定に用いた値.

### 3) 難燃剤の需要動向を踏まえた温室効果ガス排出量の推計手法

2006年および2009年における難燃剤の国内需要量の報告値(環境省 2012)<sup>3)</sup>に、MiLCAバージョン1.1<sup>5)</sup>により推定された、DecaBDE 1 kgの製造あたりに排出されるCO<sub>2</sub>排出量1.367 kg-CO<sub>2</sub>/kg-DecaBDEを乗ずることで、CO<sub>2</sub>排出量を算出した。

## (5) 製品（車種）代替のリスク評価

### 1) 評価対象とする対策の解析条件設定と評価の手順

製品（車種）代替のリスク評価の手順については、図 (2)-3に要約した。

自家用乗用車を対象として、従来車（ガソリン車）から次世代自動車（ハイブリッド車と電気自動車）への普及拡大計画によるCO<sub>2</sub>排出によるリスクと、車体重量減少を目的としたプラスチックの使用増加による酸化防止剤（BHT:2,6-ジ-tert-ブチル-p-クレゾール）由来のヒト健康影響リスクとのリスクトレードオフ解析を行った。

普及拡大計画は、経済産業省が設置した次世代自動車戦略研究会の「次世代自動車戦略2010<sup>6)</sup>」での標準ケースを参考にして、標準導入シナリオ、消極的導入シナリオ、および、積極的導入シナリオを設定した。対象年次は2010から2030年まで、普及はガソリン車に代わりハイブリッド車と電気自動車の普及が全国で展開されるとした。車種構成別普及台数は、コーホート型保有台数推定モデルを構築し、同モデルをベースとして化学物質暴露量、温室効果ガス排出量を推計した。

また、製品（車種）代替における化学物質由来のヒト健康リスクの危害因子として酸化防止剤BHTを選択した。ハイブリッド車や電気自動車は蓄電池などの装備のために車体重量が増加するため、燃費改善に向けて車体重量の軽量化としてプラスチックの使用が増加していることが報告されている（表(2)-6）。自動車原材料中プラスチックではポリプロピレンの使用比率が高く、酸化防止剤が使用されている。BHTは、OECDの高生産量物質（HPV(High Production Volume Chemical)）に分類されており、自動車室内から検出された報告がある。したがって、ここでは、BHTを車種代替における化学物質由来のヒト健康リスクとして評価した。普通自動車の重量を従来車1,200kg/台、ハイブリッド車1,310kg/台、電気

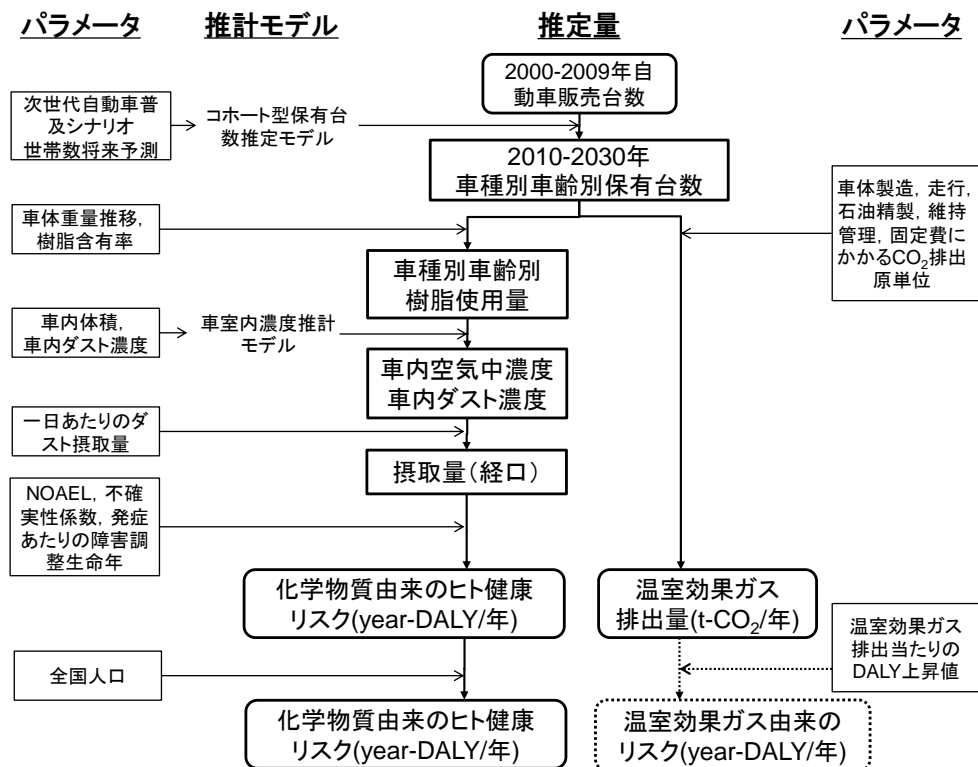


図 (2)-3 製品（車種）代替のリスク評価の手順



自動車1,520kg/台とし、自動車の重量増加が車室内でのプラスチック消費量の増加に比例すると仮定して、日本全国の自動車ストックの容積の総和をワンボックスとみなした場合での空間場の濃度を推計し、1台あたりの体積での車室内濃度に換算して、暴露量を推計した。温室効果ガスの排出量は、普通自動車のライフサイクル（製造、石油精製、維持管理、固定費、走行）での排出を勘定対象とした。

表 (2)-6 車内ポリプロピレン含有率の推移

年	ポリプロピレン含有率	年	ポリプロピレン含有率	年	ポリプロピレン含有率	年	ポリプロピレン含有率	年	ポリプロピレン含有率
1980	0.011	1990	0.023	2000	0.036	2010	0.048	2020	0.061
1981	0.012	1991	0.024	2001	0.037	2011	0.049	2021	0.062
1982	0.013	1992	0.026	2002	0.038	2012	0.051	2022	0.063
1983	0.014	1993	0.027	2003	0.039	2013	0.052	2023	0.064
1984	0.016	1994	0.028	2004	0.041	2014	0.053	2024	0.066
1985	0.017	1995	0.029	2005	0.042	2015	0.054	2025	0.067
1986	0.018	1996	0.031	2006	0.043	2016	0.056	2026	0.068
1987	0.019	1997	0.032	2007	0.044	2017	0.057	2027	0.069
1988	0.021	1998	0.033	2008	0.046	2018	0.058	2028	0.071
1989	0.022	1999	0.034	2009	0.047	2019	0.059	2029	0.072

(安田武夫：「自動車用の樹脂材料について」を参考に直線近似して推定)

## 2) 車種ごとの保有台数の推定

車種ごとの保有台数の推定は、車齢別のコーホート型保有台数推定モデルを用いた。

2000年から2009年までの販売台数の推移は、日本自動車工業会の報告値を用いた。さらに、2030年までの車の保有台数を求めるために、国立社会保障・人口問題研究所による全国の世帯数の将来推計の結果を用いた。市場に存在する自動車の車齢は0歳～29歳とし、2009年までの実測値と2030年までの予測値を含む世帯数の経年変化の推移を2次の多項式に近似し、その近似曲線を使って、2030年までの保有台数を推定した。

また、車種別普及割合は、次世代自動車戦略研究会 (2010)<sup>6)</sup>による乗用車車種別普及見通し、普及目標を参考にし、表 (2)-7に示す3つのシナリオを作成した。

表 (2)-7 次世代自動車普及シナリオ

		2010年	2020年	2030年
消極的導入シナリオ	従来車	88%	75%	65%
	ハイブリッド車	12%	15%	20%
	電気自動車	0%	10%	15%
標準導入シナリオ	従来車	88%	65%	50%
	ハイブリッド車	12%	20%	30%
	電気自動車	0%	15%	20%
積極的導入シナリオ	従来車	88%	50%	30%
	ハイブリッド車	12%	30%	40%
	電気自動車	0%	20%	30%

## 3) 酸化防止剤の暴露評価手法

車齢 $p$ 車種 $i$ ごとの車内濃度を $t$ 年の自動車重量 $W_i(t,p)$ から推定した。式(2-9)を用いて、車齢 $p$ 車種 $i$ の

車内表面積 $A_{pcar,i}(t,p)$ を算出し、式(2-7)、(2-8)を用いて、車内気中濃度とダスト濃度を推定した。さらに、 $t$ 年における車齢 $p$ ごとの保有台数を用いて、濃度の加重平均値をとり、 $t$ 年の車内濃度を推定した。用いたパラメータを表 (2)-8に示す。

$$C_{incar,i}(t,p) = \frac{J_E \times A_{pcar,i}(t,p)}{\lambda \times V_{incar}} \quad (2-7)$$

$$C_{incar-dust,i}(t,p) = \frac{f_{ap} \times C_{incar,i}(t,p)}{TSP} \quad (2-8)$$

$$A_{pcar,i}(t,p) = \frac{W_i(t,p) \times \omega(t,p)}{\rho \times \psi} \quad (2-9)$$

ここで、 $i$ :ガソリン車、ハイブリッド車、電気自動車。

表 (2)-8 車内濃度の推定に用いたパラメータ

パラメータ		単位	ガソリン自動車		ハイブリッド自動車		電気自動車	
			値	根拠	値	根拠	値	根拠
$J_E$	樹脂からの放出速度	$\text{g/m}^2/\text{hr}$	$2.52 \times 10^{-6}$	DecaBDEの値とTPP(リン酸トリフェニル)の値を使い分子量補正	$2.52 \times 10^{-6}$	ガソリン車の採用値	$2.52 \times 10^{-6}$	ガソリン車の採用値
$A_{pcar}$	車内に使用されている樹脂の表面積	$\text{m}^2$	20.8	式(2-3)により推定. 2009年の車齢1年の数値	22.7	式3により推定. 2009年の車齢1年の数値	26.4	式(2-3)により推定. 2009年の車齢1年の数値
$W_i(t,p)$	自動車重量	kg	1,200	2009年の値(カローラ). 2009年の値を基準に, 重量推移ら $t$ 年0歳の値を線形近似	1,310	2009年の値(プリウス) 2009年の値を基準に, 重量推移(表2)から $t$ 年0歳の値を線形近似	1,520	2009年の値(リーフ) 2009年の値を基準に, 重量推移ら $t$ 年0歳の値を線形近似
$\omega(t,p)$	$t$ 年車齢 $p$ のポリプロピレン含有率	—	表(2)-6	1973から2010年の普通車におけるポリプロピレンの含有率の報告値(安田2006) <sup>7)</sup> を用いて, 線形近似	表(2)-6	ガソリン車の採用値	表(2)-6	ガソリン車の採用値
$\rho$	ポリプロピレンの密度	$\text{kg/m}^3$	900	内藤・横手(1999) <sup>8)</sup>	900	ガソリン車の採用値	900	ガソリン車の採用値
$\psi$	ポリプロピレンの厚さ	m	0.003	仮定	0.003	ガソリン車の採用値	0.003	ガソリン車の採用値
$\lambda$	単位時間当たりの換気回数	1/hour	3	NITE(2007) <sup>9)</sup>	3	ガソリン車の採用値	3	ガソリン車の採用値
$V_{incar}$	日本の車内体積の合計	$\text{m}^3$	3.43	プリウスの値	3.43	ガソリン車の採用値	3.43	ガソリン車の採用値
$f_{ap}$	浮遊粒子への吸着率	—	$2.53 \times 10^{-4}$	分子量により推定	$2.53 \times 10^{-4}$	ガソリン車の採用値	$2.53 \times 10^{-4}$	ガソリン車の採用値
$TSP$	ハウスダスト濃度	$\mu\text{g/m}^3$	30	中西ら(2008) <sup>4)</sup> による採用値	30	ガソリン車の採用値	30	ガソリン車の採用値

#### 4) 自家用乗用車の全ライフサイクルにおける温室効果ガス排出量の推計手法

ライフサイクルアセスメントの考え方にに基づき, 製造から廃棄に至る自動車の全ライフサイクルから排出される温室効果ガスの排出量を推計した. 自動車のライフステージについては, Maclean and Lave(2003)<sup>10)</sup>に依拠し, 製造, 石油精製, 走行, 維持管理, 固定費とした. 廃棄は, それ以外のライフステージと比較して, 温室効果ガス排出量の影響が小さく, 評価の枠組みに含まれていない.

各ライフステージにおける温室効果ガス排出量は, 車種ごとの販売台数または保有台数に, 自家用乗

用車の全ライフサイクルにおける1台あたりの温室効果ガス排出量を掛け合わせることで算出した。ここで、1台あたりの温室効果ガス排出量はMaclean and Lave (2003)<sup>10)</sup> による全ライフサイクルにおける温室効果ガス排出量を用いた (表 (2)-9)。

表 (2)-9 1台あたり温室効果ガス排出量 (kg-CO<sub>2</sub>eq/vehicle)

製造	石油精製 (WTT)	走行 (TTW)	維持管理	固定費
10,000	9,000	73,087	4,500	2,500

出典：Maclean and Lave (2003)<sup>10)</sup>

## (6) 燃料代替のリスク評価

### 1) 評価対象とする対策の解析条件設定と評価の手順

ガソリン、軽油で走行する全車種（普通車、バス、小型貨物車、普通貨物車）が消費する自動車燃料を対象とした。バイオ燃料によるガソリンの代替については、ガソリンで駆動する全車種のガソリン消費がそれぞれETBE 7%（ETBEのガソリンへの7%添加）、E10（バイオエタノールのガソリンへの10%添加）へ全国規模で代替される設定で評価した。また、ガソリン普通車のディーゼル普通車代替については、クリーンディーゼル乗用車の普及・将来見通しに関する検討会（2005）<sup>11)</sup>を参考に、ガソリン普通車とディーゼル普通車の構成比を、現状の98%：2%に対し、80%：20%に変化することを対策実施効果と設定した。評価は2010年を対象として実施し、2010年の燃焼消費構成あるいは普通自動車構成が上記条件で置換される設定で解析を行った。燃料代替のリスク評価の手順については、図 (2)-4に要約した。

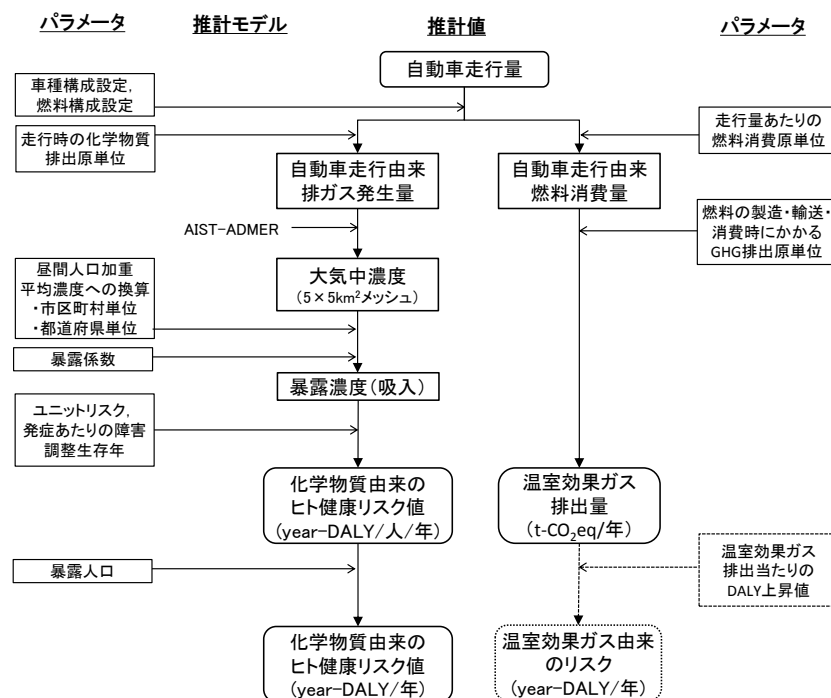


図 (2)-4 燃料代替のリスク評価の手順

## 2) 自動車排ガスに由来する化学物質暴露量の推計手法

大気中濃度推計には、産業技術総合研究所（2008）<sup>12)</sup>が開発した暴露・リスク評価大気拡散モデル（AIST-ADMER ver. 2.5.0, 以下ADMER）を用いた。5×5km<sup>2</sup>グリッドで自動車排ガス由来の化学物質濃度を推計し、市区町村単位、都道府県単位での昼間人口で加重平均した年平均大気中濃度を推計した。

ADMERの設定条件としては、ガソリン、ディーゼル駆動の乗用車、バス、小型貨物車、普通貨物車の2005年走行データを使用し、気象データはAMeDAS及び日射量と放射収支量(館野)データ（2010年1～12月）を使用した。排出時間帯の割合は、自動車NO<sub>x</sub>・PM法の対策地域を含む都道府県の時間帯別交通量の割合<sup>13)</sup>より、0-4時：2%、4-8時：13%、8-12時：28%、12-16時：27%、16-20時：25%、20-24時：5%とした。

リスク評価に用いる暴露濃度 $EC_{i,j}$  [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]は、ADMERより推計された年平均大気中濃度 $C_{i,j}$  [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]に、外気・室内濃度比と室外・室内滞在時間比により算定された暴露係数0.8 [-]<sup>14)</sup>を乗じて推計する（式(2-10)）。

$$EC_{i,j} = C_{i,j} \times 0.8 \quad (2-10)$$

ここで、 $i$ : 物質、 $j$ : メッシュ。

対象とする物質は、バイオ燃料添加に伴い排出に変化がみられる物質より選定し、バイオ燃料によるETBE 7%、E10代替については炭化水素（HC）系物質であるアセトアルデヒド、1,3-ブタジエン、ベンゼン、ホルムアルデヒドの4物質を、ガソリン普通車のディーゼル普通車代替については浮遊粒子状物質（SPM）を対象とした。排出量の推計手法を下記に示す。

### a.HC系物質の排出原単位

ホットスタート、コールドスタートに由来する排出を対象とした。

ホットスタートでの排出 $HSE_{i,j}$ [mg]は、のPRTR届出外推計資料（2010年度データ）<sup>13)</sup>の手順に従い排ガス排出原単位を用いて式(2-11)より推計した。

$$HSE_{i,j} = \sum_k (EI_k \times COR_k \times CR_{i,k} \times R_i) \times RUN_{j,k} \quad (2-11)$$

ここで、 $EI_k$ : HC系物質排出原単位 [mg/台・km]<sup>13)</sup>

$COR_k$ : 触媒の劣化補正 [-]<sup>13)</sup>

$CR_{i,k}$ : HC中の物質構成比 [-]<sup>13)</sup>

$R_i$ : バイオ燃料添加による化学物質排出の増減率 [-]（表(2-10)）

$RUN_{j,k}$ : 走行量 [台・km]（ADMER内臓）

$i$ : 物質、 $j$ : メッシュ、 $k$ : 車種

なお、 $EI_k$ については、走行速度区分別年間走行割合（自動車NO<sub>x</sub>・PM法の対策地域を含む都道府県の非混雑時の値）<sup>13)</sup>で走行速度ごとの原単位を加重平均した値を用いた。

コールドスタートでの排出 $CSE_{i,j}$ [mg]は、同資料より得られる都道府県別排出量を、各メッシュの車種ごとで除し、大気中濃度を推計した（式(2-12)）。

$$CSE_{ij} = TE_{i,k} \times R_i \times \frac{RUN_{j,k}}{\sum RUN_{j,k}} \quad (2-12)$$

ここで、 $TE_{i,k}$ ：都道府県ごとのHC系物質排出量 [mg/年]<sup>13)</sup>

$R_i$ ：バイオ燃料添加による化学物質排出の増減率 [-] (表 (2)-10)

$RUN_{j,k}$ ：走行量 [台・km] (ADMER内臓) (ADMER内臓)

$\sum RUN_{j,k}$ ：都道府県ごとの走行量 [台・km] (ADMER内臓)

バイオ燃料添加による化学物質排出の増減率については、表 (2)-10の値を用いた。

表 (2)-10 バイオ燃料添加による化学物質排出の増減率 $R_i$  [-]

	アセトアルデヒド	1,3-ブタジエン	ベンゼン	ホルムアルデヒド	引用
ETBE 7%	1.27	0.72	0.72	0.68	交通安全研究所(2006) <sup>15)</sup>
E10	2.08	1.16	1.15	1.05	Graham et al. (2008) <sup>16)</sup>

#### b.SPMの排出原単位

ADMERに入力するSPMの排出原単位については、国土技術総合研究所 (2012)<sup>17)</sup>より環境アセスメントに活用される原単位を採用し、2005～2008年式の値を用いた (表 (2)-11)。ここで、原単位は走行速度別の値で得られるが、本研究では、走行速度区分別年間走行割合 (自動車NOx・PM法の対策地域を含む都道府県の非混雑時の値)<sup>13)</sup>をより引用し、走行速度ごとの原単位を加重平均した値を用いた。また、自動車の平均使用年数9.5年<sup>18)</sup>とした車齢分布推計を踏まえ、推計対象年に対し5年前の年次式の排ガス排出原単位を採用することとした。

本サブテーマでは、SPMについては含有ECでリスク評価した。選定理由としては、SPMの発がんリスク評価にあたり米国環境保護庁 (EPA) ・カリフォルニアEPAがECのユニットリスクを採用していること<sup>14)</sup>、SPM中の含有物としてECは自動車排ガスの寄与が大きいため自動車排ガス排出量の変動に応じて測定値の変化が確認できること<sup>19)</sup>、を論拠とした。SPM中のEC含有率を0.70[-]として本研究ではリスク評価した (これは、石油産業活性化センター (2010)<sup>20)</sup>のPM成分分析に基づき山本ら (2008)<sup>21)</sup>が作成したディーゼル排ガス粒子に対するEC濃度比；大型車：0.675[-]、乗用車：0.697[-]を参考に設定した)。

また、ADMERによる推計値を測定値と比較するにあたり、本研究では日本の環境庁 (現在の環境省) の1997年のSPMモニタリング値に基づく大気中EC濃度値 (換算値)<sup>14)</sup>と比較することとした。そこで、普通車に占めるディーゼル車の割合が90%<sup>11)</sup>の条件下で、表 (2)-11に示す1992年式のSPM排出原単位<sup>22)</sup>での推計も合わせて行った。

表 (2)-11 SPMの排出原単位

		2010年濃度推計 2005-2008年式	1997年濃度推計 1992年式	
ガソリン	乗用車	0.351	0.933	mg/台・km
	バス	10.210	10.080	mg/台・km
	小型貨物車	0.852	1.680	
	普通貨物車	4.084	4.032	
ディーゼル	乗用車	7.025	123.935	mg/台・km
	バス	14.900	614.840	mg/台・km
	小型貨物車	11.511	242.142	
	普通貨物車	17.880	737.808	

### 3) 自動車走行時の燃料消費に由来する温室効果ガス排出量の推計手法

自動車燃料消費量調査年報<sup>23)</sup>より全国での自動車走行量、ガソリン・軽油消費量の2010年度データを、日本自動車研究所（2006）<sup>24)</sup>よりガソリン・軽油の発熱量、CO<sub>2</sub>排出係数を引用し、自動車駆動に係る全国規模での温室効果ガス排出量を推計した。

ガソリンのETBE 7%・E10代替については、ガソリンで駆動する全車種のガソリン消費がそれぞれETBE 7%（ETBEのガソリンへの7%添加）、E10（バイオエタノールのガソリンへの10%添加）へ全国規模で代替される設定で評価した。代替する場合の各燃料の温室効果ガス排出係数は表 (2)-12 の通り設定した。

ガソリン普通車のディーゼル普通車代替については、普通車（同年報での普通車、小型車、乗用車、軽自動車に該当）に占めるガソリン駆動普通車、ディーゼル駆動普通車の走行量の割合を20%：80%に変更し、燃料（車種）代替による温室効果ガス排出量の推計を行った。ここで、ガソリン普通車の燃費は、1990年以降もディーゼル普通車の技術改良・販売を継続できた欧州の水準に日本も今後到達可能であるという前提条件のもと、走行・実績値4.339 MJ/km<sup>23)</sup>から、15%削減し3.387 MJ/kmで試算した。ここで、1kmの走行に要する軽油消費量の削減率15%は、日本自動車研究所（2006）<sup>24)</sup>の試算値19.3%、クリーンディーゼル乗用車の普及・将来見通しに関する検討会（2005）<sup>11)</sup>の試算値11.8%を参考に設定した。

表 (2)-12 燃料の温室効果ガス排出係数

	ガソリン	ETBE 7%	E10	
低位発熱量(LHV)	32.9 <sup>a</sup>	32.4 <sup>a</sup>	32.1 <sup>a</sup>	MJ/L
温室効果ガス排出係数	70.6 <sup>a</sup>	68.6 <sup>b, c, i</sup>	67.9 <sup>c, ii</sup>	g-CO <sub>2</sub> eq/MJ

<sup>a</sup> 日本自動車研究所（2006）<sup>24)</sup>、<sup>b</sup> トヨタ自動車株式会社・みずほ情報総研株式会社（2008）<sup>25)</sup>、

<sup>c</sup> バイオ燃料導入に係る持続可能性基準等に関する検討会（2010）<sup>26)</sup>。

<sup>i</sup> ブラジルのエタノールを輸入し日本でETBEとして利用する条件下で推計。E10で使用したバイオエタノールの温室効果ガス排出原単位に、ETBEの1MJ製造時における温室効果ガス排出量を加算。

<sup>ii</sup> ブラジル産サトウキビ由来エタノールを輸入して利用する条件下で推計。土地利用変化に由来する温室効果ガス排出は除く

## (7) ヒト健康リスクの等価換算手法

### 1) 化学物質暴露由来のヒト健康リスク

化学物質の暴露に由来するヒト健康リスクは、発がん・非発がん影響ともにDALY（障害調整生存年，Disability-Adjusted Life-Years）に等価換算する。DALYとは、WHOによって開発された指標で、疾病により死亡して損失した年数YLL（years of life lost, 損失生存年数）と障害を持ったまま生存することによる損失年数YLD（years lived with disability, 障害生存年数）の和より疾病の重篤度を定量化した指標である。推計手法として、各物質の暴露量より、まずエンドポイントとした疾病の年間発生確率を推計する。そして、年間発生確率に各疾病の重篤度 $UnitDALY_l$  [year-DALY/件-疾病]を乗じ、個人のDALY値 $DALY_i^{individual}$  [year-DALY/人/年]を式(2-13)より推計する。

$$DALY_i^{individual} = Probability_{i,l} \times UnitDALY_l \quad (2-13)$$

発がん影響，吸入暴露の場合： $Probability_{i,l} = UnitRisk_{i,l} \times EC_i / T_{life}$

非発がん影響，吸入暴露の場合： $Probability_{i,l} = DR\_coefficient_{i,l} \times EC_i$

非発がん影響，経口暴露の場合： $Probability_{i,l} = DR\_coefficient_{i,l} \times Intake_i$

ここで、 $Probability_{i,l}$ ：化学物質 $i$ の暴露による疾病 $l$ の年間過剰発生率 [-/年]

$UnitRisk_{i,l}$ ：ユニットリスク．暴露濃度に対する生涯がん過剰発生率 [per ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )]

$DR\_coefficient_{i,l}$ ：用量反応係数 [per ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )] または [per ( $\mu\text{g}/\text{kg-BW}/\text{日}$ )]

$EC_i$ ：年平均暴露濃度 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

$Intake_i$ ：年平均経口摂取量 [ $\mu\text{g}/\text{kg-BW}/\text{日}$ ]

$T_{life}$ ：平均寿命 70 [年]

$i$ : 物質,  $l$ : 疾病

$Probability_{i,l}$ の算定に用いたパラメータを表 (2)-13に、 $UnitDALY_l$ の設定値を表 (2)-14に示す。非発がん影響の $DR\_coefficient_{i,l}$ の算定手順については、Crettaz et al. (2002)<sup>27)</sup>ならびにPennington et al. (2002)<sup>28)</sup>に従った。

本サブテーマでは、化学物質由来のヒト健康リスクに分布をもたらす要因として、暴露量の分布を取り上げた。これは、暴露管理がリスク管理に帰着されるとの理由である。物質代替（難燃剤代替）については、大気排出量に最も寄与するパラメータ（焼却段階の大気排出係数）と暴露量に最も寄与するパラメータ（葉菜の1日摂取量）に対して、既存の利用可能な文献にもとづき確率分布を設定し、モンテカルロシミュレーションを行い、暴露量 $Intake_i$ の不確実性の分布を推定した。

製品（車種）代替については、車内ダストの1日摂取量に対して確率分布を設定し、モンテカルロシミュレーションを行い、暴露量 $Intake_i$ の不確実性の分布を推定した。

燃料代替での自動車排ガス暴露については、昼間人口で加重平均した市町村ごとの大気中濃度より、5%タイル値、平均値、95%タイル値をピックアップし、暴露濃度 $EC_i$ の不確実性の幅を推定した。



表 (2)-13 リスク評価に用いたユニットリスクならびにDR係数の値

	DR係数 [per ( $\mu\text{g}/\text{kg}\text{-BW}/\text{日}$ )]	エンドポイント	参考	引用
DecaBDE	$8.78 \times 10^{-12}$	肝臓における 血栓症と変性	純度94-97%のDecaBDEの103週 間連続経口投与のNOAEL (1120mg/kg/day)	NTP (1986) <sup>29)</sup> 中西ら (2008) <sup>4)</sup>
EBPBP	$3.25 \times 10^{-11}$	肝細胞の空洞化	90日間摂餌投与のNOAEL (1000mg/kg/day)	中西ら (2008) <sup>4)</sup>
	DR係数 [per ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )]	エンドポイント	参考	引用
BHT	$3.93 \times 10^{-10}$	肝臓での胆管増生, 嚢胞・細胞肥大	交尾前13週から雄: 14週間, 雌: 20 週間, F1: 144週齢まで, 混餌投与 (二世代発がん試験)のNOAEL(25 mg/kg/day)	Olsen et al. (1986) <sup>30)</sup>
	ユニットリスク採用値 [per ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )]	エンドポイント	参考	引用
アセト アルデヒド	$2.2 \times 10^{-6}$	鼻腔がん/喉頭がん	分類: B2 (Probable Carcinogenic to humans)	US EPA, IRIS. <sup>31)</sup>
1,3-ブタジエン	$3.0 \times 10^{-5}$	白血病	分類: A (Carcinogenic to humans)	US EPA, IRIS. <sup>31)</sup>
ベンゼン	$7.8 \times 10^{-6}$	白血病	$2.2 \times 10^{-6} \sim 7.8 \times 10^{-6}$ 分類: A (Carcinogenic to humans)	US EPA, IRIS. <sup>31)</sup>
ホルム アルデヒド	$1.3 \times 10^{-5}$	鼻腔がん	分類: B1 (Probable Carcinogenic to humans)	US EPA, IRIS. <sup>31)</sup>
SPM中元素状 炭素(EC) <sup>a)</sup>	$6.0 \times 10^{-4}$	肺がん	カリフォルニアEPA 幾何平均値: $6.0 \times 10^{-4}$ 最大値: $24.0 \times 10^{-4}$ 最少値: $1.3 \times 10^{-4}$ 米国EPA 最尤値: $3.0 \sim 10.0 \times 10^{-4}$ 最大値: $20.0 \times 10^{-4}$ 最少値: $0.3 \times 10^{-4}$	岩井・内山 (2000) <sup>14)</sup>

表 (2)-14 リスク評価に用いた疾病の重篤度の値

	エンドポイント	疾病の重篤度 [Year-DALY/件]	参考	引用
DecaBDE	肝臓における 血栓症と変性	0.67	Burke et al. (1996)によるヒト 健康影響の分類のカテゴリ ー2(不可逆的影響・寿命短 縮影響の可能性のある。)	Pennington et al. (2002) <sup>28)</sup>
EBPBP	肝細胞の空洞化	0.67		
HBT	肝臓での胆管増生, 嚢胞・細胞肥大	0.67		
アセトアルデヒド	鼻腔がん/喉頭がん	8.078	口腔・咽頭がんの値を代用 白血病の値 白血病の値 口腔・咽頭がんの値を代用 肺がんの値 各種がんの平均値	伊坪・稲葉 (2010) <sup>32)</sup>
1,3-ブタジエン	白血病	18.992		
ベンゼン	白血病	18.992		
ホルムアルデヒド	鼻腔がん	8.078		
SPM中元素状炭素(EC)	肺がん	12.587		
参考	がん平均値	9.339		

本サブテーマでは、①化学物質暴露由来の個人DALY値と温室効果ガス排出量、②化学物質暴露由来の国民DALY値と温室効果ガス排出量由来の集団DALY値、の2つのまとめ方により、リスクトレードオフの構造を分析した。後者でのリスクトレードオフ分析に際しては、温室効果ガス排出由来のヒト健康リスク値の単位が[year-DALY/年]として全地球の人口集団に対するDALY値となるため、化学物質暴露由来のDALY値も、等価換算のため個人値 $DALY_i^{individual}$  [year-DALY/人/年]を国民（集団）値である $DALY_i^{population}$  [year-DALY/年]に換算した。難燃剤については暴露量（平均値）で得られた個人DALY値に全国人口を、酸化防止剤については暴露量（中央値）で得られた個人DALY値に全国人口を乗じ、 $DALY_i^{population}$ を推計した。燃料代替での自動車排ガス暴露については、都道府県ごとに $DALY_i^{individual}$ を算定し、各都道府県の人口を乗じて $DALY_i^{population}$ を推計した。

## 2) 温室効果ガス排出由来のヒト健康リスク

温室効果ガス排出の結果として、将来全球的に生じうるヒト健康への影響を算定するための被害係数のレビュー結果を表(2)-15に示す。値の分布幅として、Schryver et al. (2009)ではヒト健康の被害評価までに至る地球温暖化影響の各断面で値の採用に際し、価値観を設け、 $1.13 \times 10^{-5} \sim 1.76 \times 10^{-2}$ の幅を持つ値を提案している。また、伊坪・稲葉(2010)ではそれに比べ幅が小さく、 $8.00 \times 10^{-5} \sim 2.87 \times 10^{-4}$ の幅を持つ値を提案している。本研究では、Schryver et al. (2009)のHierarchistの値 $2.55 \times 10^{-4}$  [year-DALY/t-CO<sub>2</sub>]を採用し、決定論的なリスク評価を行った。同値は、伊坪・稲葉(2010)の中央値 $1.31 \times 10^{-4}$  [year-DALY/t-CO<sub>2</sub>]と桁が異なることも確認済みである。

影響（エンドポイント）と影響出現地域について、Schryver et al. (2009)のヒト健康被害推計値を図(2)-5に、伊坪・稲葉(2010)の同推計値を図(2)-6に示す。Schryver et al. (2009)の推計値では、各影響に対し多様なエンドポイントを採用しているため、アフリカ地域への影響の割合が高いものの、他の地域（途上国）にも広範にDALYが増加している。また、各影響が同じ桁のレベルで寄与している。一方で、伊坪・稲葉(2010)は全影響のエンドポイントを死亡に設定しているため、貧困国を抱えるアフリカ地域でのDALYの増加がより顕著に生じ、影響もマラリアと栄養不足が大半を占めている。

影響出現の時間軸については、Schryver et al. (2009)は2030年における被害の増分を、伊坪・稲葉(2010)は2000年から2063年（CO<sub>2</sub>濃度が対1990年比で2倍となる）までにかけての影響の増分（IPCCのSRES・4シナリオの中央値と2000年の排出量が継続するシナリオとの差）を対象としている。

表(2)-15 地球温暖化由来ヒト健康リスク評価に用いる被害係数

		year-DALY/t-CO <sub>2</sub>	採用値
Schryver et al. (2009) <sup>33)</sup> Impact World+	Individualist	$1.13 \times 10^{-5}$	○
	Hierarchist	$2.55 \times 10^{-4}$	
	Egalitarian	$1.76 \times 10^{-2}$	
伊坪・稲葉(2010) <sup>32)</sup> LIME2	平均値	$1.63 \times 10^{-4}$	
	中央値	$1.31 \times 10^{-4}$	
	10%値	$8.00 \times 10^{-5}$	
	90%値	$2.87 \times 10^{-4}$	

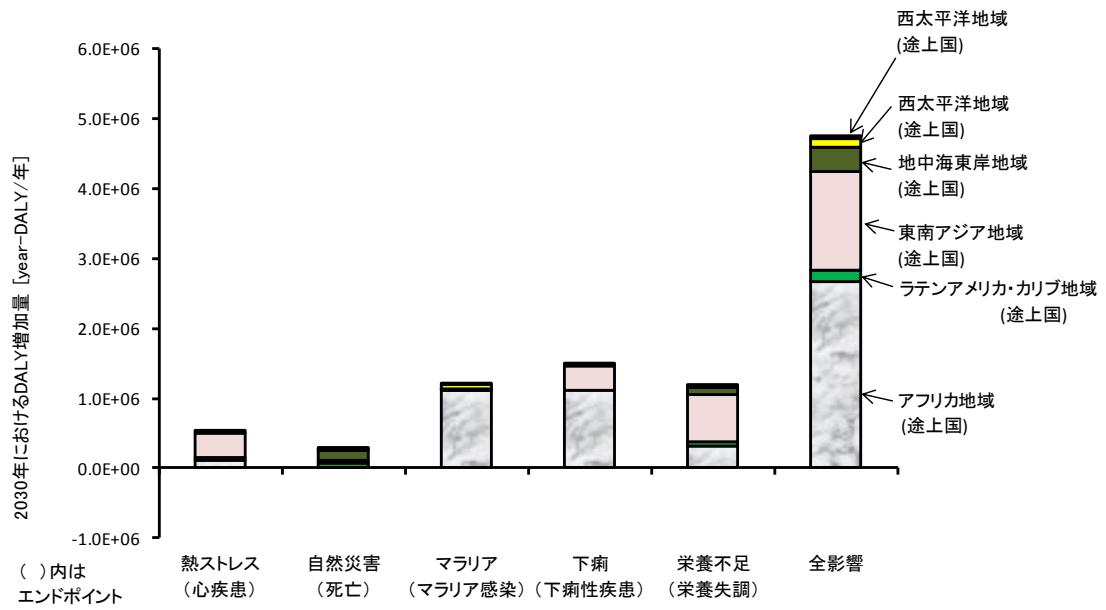


図 (2)-5 温室効果ガス排出に由来するDALY増加値・Hierarchist/S750条件 (Schryver et al., 2009)

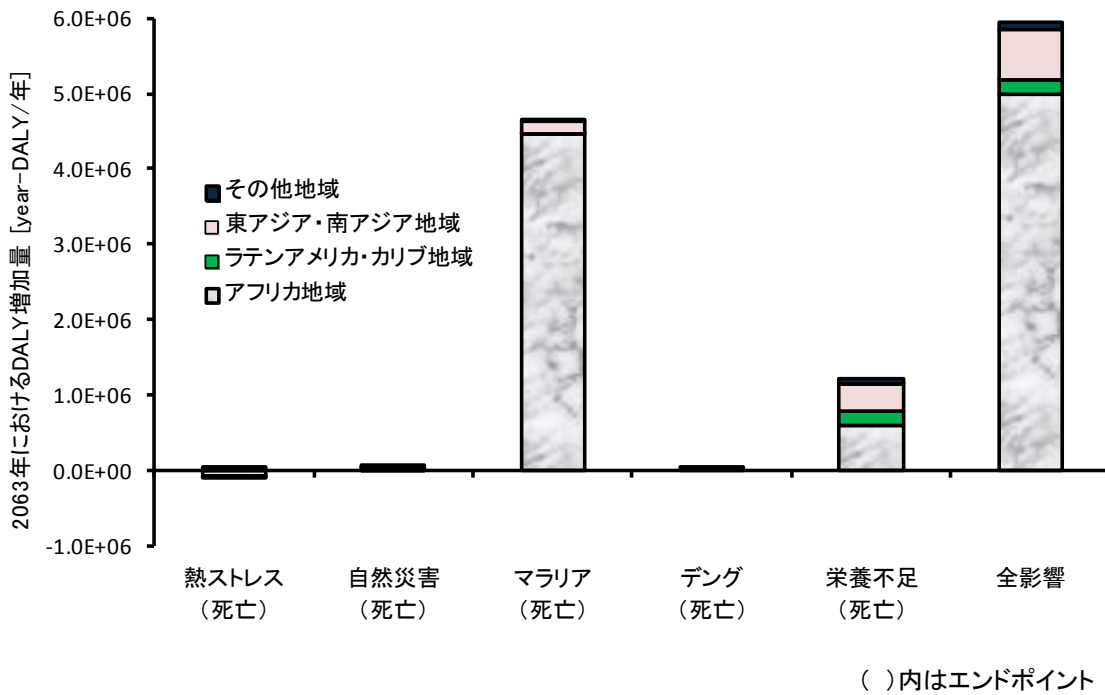


図 (2)-6 温室効果ガス排出に由来するDALY増加値 (伊坪・稲葉, 2010)

#### 4. 結果及び考察

##### (1) スクリーニングレポートの作成

###### 1) リスク評価レポート

###### a. DecaBDE・PBDE

検索の結果、関連性の低い文献を含め、海棲哺乳類に関連して77報、鳥類および貝類に関連して84報、ヒトに関連して109報の文献がヒットした。これら全てのタイトルおよび／またはアブストラクトを精査し、対象物質のバイオモニタリング情報のある文献や関連性の深い文献を選定したところ、以下の件数の文献が得られた。（なお、本調査においては次パラグラフに示す愛媛大学臭素系難燃剤研究プロジェクトで収集した文献と重複する文献は除外している。）

・ヒト：41報、海棲哺乳類：26報、鳥類：22報、貝類：10報

これらの文献の本文あるいはアブストラクトの情報を精査し、モニタリングを実施した生物種や地域、年、DecaBDE、OctaBDE、PentaBDE、PBDEsの濃度レベル等を一覧表にまとめた。

表整理においては得られた文献全てについて上記項目の情報を網羅的に示すことを重視し、表中の記載事項を元に、有用な文献についての情報の深掘りができるような表記とするよう努めた。すなわち、文献中にPBDEsとしての記載だけでなくDecaBDE (BDE209)、PctaBDE (BDE196またはBDE197, BDE203, BDE205)、PentaBDE (BDE85またはBDE99, BDE100, BDE119, BDE126)の個別の測定値の記載があるか、ある場合には個別の物質毎の測定値を記載し、考察・備考欄には、本文中に記載のあったデータの傾向や測定値に関する解説等、有用と思われる情報や対象物質の代謝等に関する記述を記載した。加えて、各論文の関係性を示すために、一連の研究者・研究グループの成果と思われる文献には同じ色をつけて示した。

愛媛大学の臭素系難燃剤の研究プロジェクトについては、平成16-19年の研究プロジェクト「有機臭素系難燃剤PBDEによる広域汚染・生物蓄積の実態解明と生態影響評価に関する研究」の成果報告書およびその後の一連の研究論文を入手した。本研究結果からは以下の件数の文献を得た。

・海棲哺乳類：6報、鳥類：2報、貝類：4報、ヒト：6報、その他（魚、カメ、環境媒体、総説など）：14報

これらについて上記と同様の方法でまとめた。

またVECAPのDecaMonitorについては、情報検索や有識者へのヒアリングを行ったところ、VECAPによる臭素系難燃剤使用削減の取組み等の紹介等の情報はあるものの、バイオモニタリングに関する情報は得られなかった。得られたレポートより鳥類およびヒトについての解析を特に実施した。

###### i. 解析結果

上記で作成したリストのうち、現在までに知見の蓄積が求められる鳥類について解析を実施した。Deca, Penta, Octa BDEすべての調査件数は91件であった。これらすべてを、地域、部位、年別にまとめ、図(2)-7に示した。地域ではヨーロッパが多く、39件、次いでアジアの16件となった。年代別では2004年が多かった。調査が行われた部位はeggが最も多く、muscle, liverとなり、それぞれ50, 11, 11件であった。調査部位を分別せずに、濃度の経年変動を検討した(図(2)-8)。1990～2000年代にかけて高濃度で検出される場合もあり、引き続きモニタリングの必要があると考えられた。

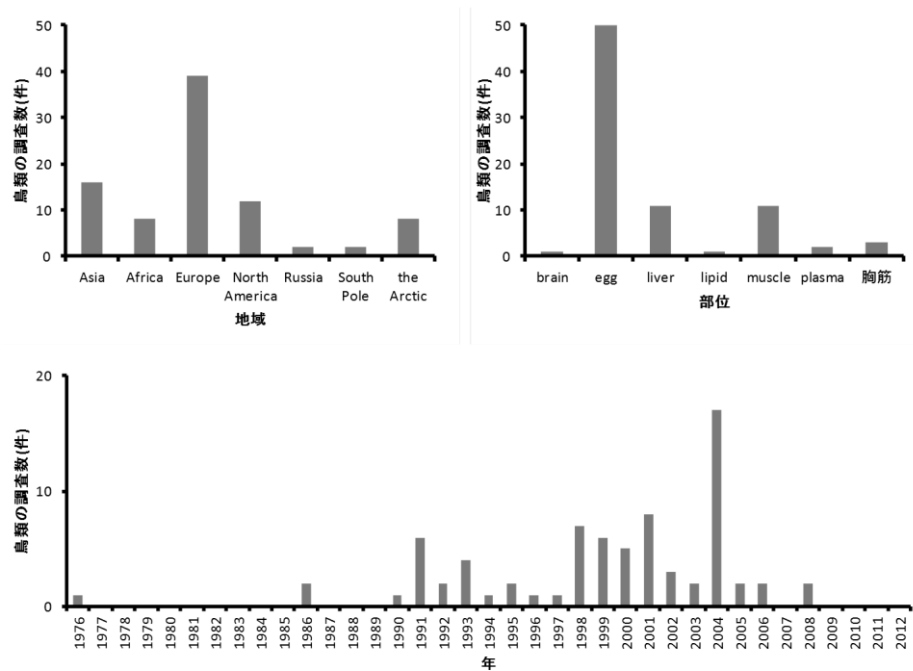


図 (2)-7 鳥類中の濃度調査文献の概要 (地域, 部位, 年別)

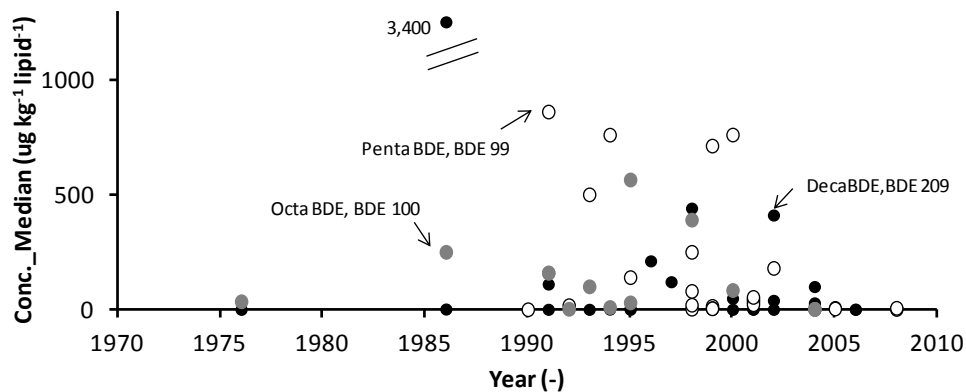


図 (2)-8 鳥類に関する環境試料中DecaBDEおよびOcta, PentaBDEの濃度<sup>34-55)</sup>

また、ヒトに関する知見については41 報得られた。実測された部位は、母乳が最も多く22、血清14、臍帯血 3、臍帯血血漿 3 の順となった (ひとつの報告につき複数の部位を測定していることから、報告数と数字は一致しない) (図 (2)-9)。報告されたデータをもとにPBDEとDecaBDEの濃度の経年変動を母乳と血清について検討した (図 (2)-10)。母乳については一定の傾向が見られなかったが、血清では2008年に発行された報告と比べ2010年の報告では濃度が漸増傾向となったと考えられた。しかし、収集したデータは地域、試料の採取年等については検討していないことから詳細な検討が必要である。また、日本国内でのデータは2件のみ<sup>56)57)</sup>であり、母乳の濃度は、2006年評価で5.33 ng g<sup>-1</sup>であったのに対し、2010年評価では4.5 ng g<sup>-1</sup>lipid以下だった。今後知見の充足が待たれる。しかし米国では企業による

DecaBDE<sup>58</sup>を2013年末に自主的廃止の合意がなされており、本研究でDecaBDEおよびその代替物を取り上げるのは妥当であると考えられた。

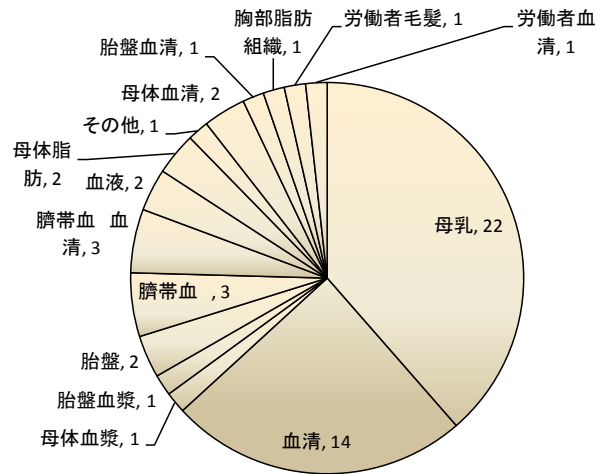


図 (2)-9 ヒト生体試料の内訳<sup>59-82)</sup>

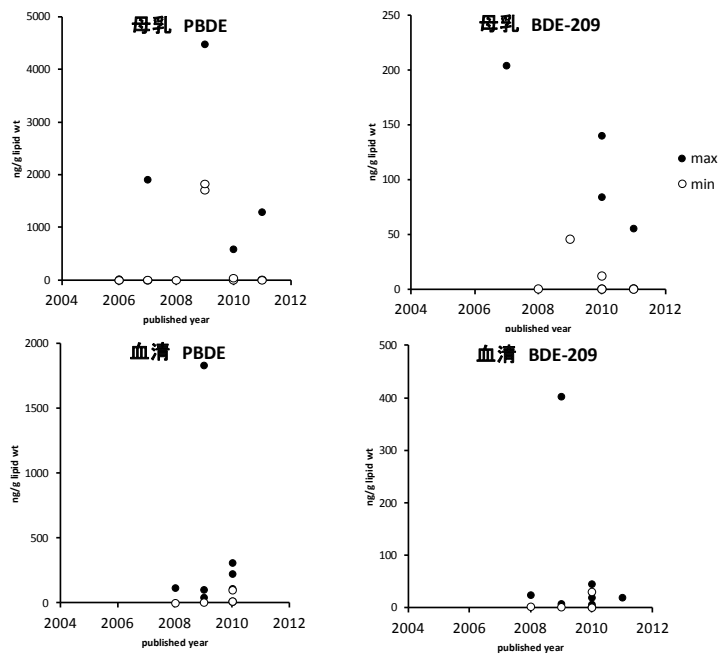


図 (2)-10 論文の発行年ごとのヒト生体試料中 DecaBDE (BDE-209) およびPBDE濃度<sup>59-82)</sup>

b. プラスチック代替物 (EBPBP) , 燃料代替 (ETBE) , 酸化防止剤 (BHT)

i. 政府規制動向および暴露に関する情報

EBPBP, ETBE, BHTの暴露についてのスクリーニングレポートを表 (2)-16から表 (2)-18に示した。

表 (2)-16 プラスチック代替物 (EBPBP) 各国政府等による調査の概要と暴露情報

政府規制自主管理動向						
国名	動向		リスク推算値の変化 に関する記述	排出・ 移動量		
日本	規制なし		-	-		
アメリカ	・ TSCA Section 12(b) Export Notification (40 CFR 707, Subpt. D)において輸出時の通知必要 ・ TSCA のPMN (製造前届出義務) Section 5(e)SNUR としてSNUR要件を満たす使用方法が制限		-	-		
OECD	HPV (High PRoductuin Volume Chemical) に該当.		-	-		
カナダ	環境保護法で Ministerial Conditions for the Manufacture and Import of Substances New to Canada and Suspected of being Toxic に該当.		-	-		
EU	・ REACH においてPhase In Substance (既存物質)として登録済み. ・ REACH 高懸念物質 (SVHC) には該当せず		2012 年にCommunity Rolling Action Plan (CoRAP) の対象となり, イギリスが実施国となり当局によるリスク評価実施	-		
イギリス	(EU法体系に準拠)		-	-		
ドイツ	(EU法体系に準拠)		-	-		
フランス	(EU法体系に準拠) 食品接触用途が許可されている.		-	-		
オランダ	(EU法体系に準拠)		-	-		
デンマーク	(EU法体系に準拠)		-	-		
スウェーデン	(EU法体系に準拠)		-	-		
フィンランド	(EU法体系に準拠)		-	-		
ノルウェー	(EU加盟国ではないがEU法体系に準拠)		-	-		
暴露に関する情報						
項目	対象		値	年度	備考	出典
	需要量	- 日本	5,500 t year <sup>-1</sup>	2008	-	83)
	輸出货量	- -			-	
	販売量	- EU	<1000 t year <sup>-1</sup>	2003	-	84)
ポリマー用途						
コンパウンディングステージでの排出係数	水域	-	0.051 %	-	-	85)
	大気	-	0.001 %	-	-	85)
閉鎖系でのコンバージョンステージでの排出係数	水域	-	0.001 %	-	-	85)
	大気	-	0.001 %	-	-	85)
ポリマーへの配合	-	-	最大12 %	-	高耐衝撃性ポリスチレン (HIPS)が最大	85)
最終製品からの放出	大気	-	0.05 %	-	耐用期間 10~20 年	85)
	水	-	0.05 %	-		85)
繊維用途						
混合槽の洗浄作業による排出係数	水域	-	0.5 %	-	-	-
繊維へのバックコーディング	水域	-	3.6 kg d <sup>-1</sup> 事業所 <sup>-1</sup>	-	-	86)
最終製品からの放出	水域	-	0.05 %	-	耐用期間 (10年)	87),88)
廃棄・リサイクル						
含難燃剤プラ廃棄物リサイクル量	-	-	>3 %	-	-	88)
事業所 (焼却施設あり)	-	-	1.9 mg kg <sup>-1</sup>	-	-	88)
事業所 (焼却施設なし)	-	-	0.024 mg kg <sup>-1</sup>	-	-	88)
放出	大気	-	主要排出先		うち10 % 程度が地域へ	88)

- は該当なしを示す。

表 (2)-17 ETBE各国政府等による調査の概要と暴露情報

政府規制自主管理動向			
国名	動向	リスク推算値の変化に関する記述	排出・移動量
日本	旧化審法では第二種監視化学物質（人への長期毒性を有するおそれがある疑い）に指定。現在の化審法の優先評価化学物質のリストには掲載なし。	ETBE 使用の拡大に向け、経済産業省委託事業として石油産業活性化センターが多数の長期毒性試験とリスク評価を実施し、結果を公開	-
アメリカ	TRI (Toxics Release Inventory : アメリカのPRTR)の対象ではないため排出・移動量の把握はない。OECD および米国有害物質規制法 (TSCA) にてHPV (High Production Volume) Chemical とされているが、スポンサーがなく、評価は未実施。また TSCA では8 条(a)に基づいて製造・輸入量、最終用途及びばく露関連データの提出 (PAIR規則) と8 条(b)に基づいて未公開の有害性情報の提出を求めている。Clean Air Act (CAA) ではNational Volatile Organic Compound Emission Standards for AerosolCoatings に排出基準が設定。作業環境についてOSHA (労働安全衛生局)、ACGHI (米国産業衛生専門家会議) によりばく露限度が提示。いくつかの州法で作業環境のばく露限度が定められているほか、カリフォルニアProp.65 の Chemicals Known to the State to Cause Cancer or Reproductive Toxicity (2013.January) やその他のいくつかの州でRight to Know Hazardous Substance としてリストに挙げられている。	-	-
OECD	-	-	-
カナダ	いくつかの州法で作業環境のばく露限度が設定。	-	-
EU	REACH においてPhase In Substance (既存物質) として登録済みである。REACH 高懸念物質 (SVHC) には該当しない。EU. Commission Regulation 1217/2002 requiring importers or manufacturersto supply certain information pursuant to Council Regulation 793/93 に該当し、輸入・製造者による届出が求められている。	-	-
イギリス	(EU法体系に準拠) 調査範囲においてイギリスにおける特定の法規制はなかった。	-	-
ドイツ	(EU法体系に準拠) 調査範囲においてイギリスにおける特定の法規制はなかった。	-	-
フランス	(EU法体系に準拠) 調査範囲においてイギリスにおける特定の法規制はなかった。	-	-
オランダ	(EU法体系に準拠) 調査範囲においてイギリスにおける特定の法規制はなかった。	-	-
デンマーク	(EU法体系に準拠) 調査範囲においてイギリスにおける特定の法規制はなかった。	-	-
スウェーデン	(EU法体系に準拠) 調査範囲においてイギリスにおける特定の法規制はなかった。	-	-
フィンランド	(EU法体系に準拠) 調査範囲においてイギリスにおける特定の法規制はなかった。	-	-
ノルウェー	(EU加盟国ではないがEU法体系に準拠) 調査範囲においてイギリスにおける特定の法規制はなかった。	-	-

## 暴露に関する情報

項目	対象	値	年度	備考	出典	
製造輸入量	ETBE	日本	11,713 t year <sup>-1</sup>	2007	-	89)
	ETBE	日本	9,978 t year <sup>-1</sup>	2008	-	
	ETBE	日本	136,968 t year <sup>-1</sup>	2009	-	
作業員暴露量	ETBE	日本	0.08 ppm (0.02-0.28 ppm)	-	28人ガソリンスタンドで働く人,実測	90)
	ETBE	日本	0.04 ppm (0.01-0.21 ppm)	-	2人のタンカートラック運転手, 実測	
降水中濃度	MTBE	北米	0.50 ug l <sup>-1</sup> (± 1.37)		実測	91)
	DIPE	北米	0.22 ug l <sup>-1</sup> (± 0.64)		実測	
	ETBE	北米	ND ug l <sup>-1</sup> (± ND)		実測	
	Benzene	北米	0.09 ug l <sup>-1</sup> (± 0.03)		実測	
	TAME	北米	0.09 ug l <sup>-1</sup> (± 0.06)		実測	

- は該当なしを示す。



表 (2)-18 酸化防止剤 (BHT) 各国政府等による調査の概要と暴露情報

政府規制自主管理動向			
国名	動向	リスク推算値の変化に関する記述	排出・移動量
日本	旧化審法では第三種監視化学物質(難分解であり、高濃縮ではないものの動植物の生息又は生育に支障を及ぼすおそれ)に指定、現在の化審法では生態影響の懸念から優先評価化学物質に指定、今後リスク評価が予定されている。この評価結果により第二種特定化学物質に相当するかが判断される。また化管法対象物質であり排出・移動量が把握されている。環境省による化学物質の環境実態調査では1976年以來、水、底質、大気、生物(貝類、魚類、鳥類)での検出が確認されている。これまでに(財)化学物質評価研究機構の「化学物質安全性(ハザード)シート」、環境省の「環境リスク初期評価」、経済産業省の「内分泌かく乱作用に関する試験結果」が公開済み。	-	-
アメリカ	TRI (Toxics Release Inventory: アメリカのPRTR)の対象で外のため排出・移動量の把握はないが、米国有害物質規制法(TSCA)にてHPV (High Production Volume) Chemical とされ、評価が実施済み。作業環境について OSHA (労働安全衛生局)、NIOSH (国立労働安全衛生研究所)、ACGHI (米国産業衛生専門家会議)によりばく露限度が提示。いくつかの州法で作業環境のばく露限度が定められているほか、カリフォルニアProp.65 のHazardous Substance List やその他のいくつかの州でRight to Know Hazardous Substance とされる。また食品接触用途や医薬品の非有効成分、農薬の非有効成分等として使用が認められている。	-	-
OECD	-	-	-
カナダ	NPRI (National Pollutant Release Inventory: カナダのPRTR)の対象物質であり、移動・排出量が把握されている。またWHMIS (作業場危険有害物質情報システム) 危険有害性製品法成分開示リストの該当物質である(Threshold: 1%)。いくつかの州法で作業環境のばく露限度が設定。	-	-
EU	REACH においてPhase In Substance (既存物質)として登録済み。REACH 高懸念物質(SVHC)には該当せず。EU食品接触用途、化粧品用途が許可。その他に法規制の対象はない。	-	-
イギリス	(EU法体系に準拠)。作業環境について、OELs. Workplace Exposure Limits(WELs) (EH40/2005)によりばく露限界TWA が定められている。	-	-
ドイツ	(EU法体系に準拠)。作業環境についてTRGS 900, Occupational Exposure Limits (AGW)およびDFG MAK List (advisory OELs). Commission for the Investigation of Health Hazards of Chemical Compounds in the Work Area (DFG)によりばく露限界TWA が、AgBB (ドイツ建材基準)により室内空気最小濃度(LCI: Lowest Concentration of Interest values for VOCs)が定められている。水質は水質汚染規則(WGK)においてクラス1 (slightly water-endangering)とされている。またドイツ連邦環境庁(UBA)のKBwS (水に対する有害物質評価委員会)の追加評価ではクラス2 (water-endangering)と決定。	-	-
フランス	(EU法体系に準拠)。作業環境について、OELs. Threshold Limit Values(VLEP) for Occupational Exposure to Chemicals in France, INRS によりばく露限界 (Time weightedaverage (VME)) が設定。	-	-
オランダ	(EU法体系に準拠) 本物質の食品接触用途が許可 <sup>92</sup> 。調査範囲においてその他特定の法規制はない。	-	-
デンマーク	(EU法体系に準拠)。作業環境についてWork Environment Authority.Exposure Limits for Substances & Materials (Grænseværdier for stoffer og materialer. Arbejdstilsynet), An 2 & 3, amended thru Order No. 986 によりばく露限界TWA が定められている。MAL Code-MAL Factor. Working Environment Authority. [BEK No. 301, 13 May 1993, as amendedthrough BEK No. 783, 5 Oct 1993]の表面塗布用途の物質(のりや塗料など)でより低毒性の物質への代替が推奨されるリストの対象 <sup>93</sup> 。環境省は消費者製品からの化学物質の排出量の調査結果を公表しており本物質に関する情報も含まれる。	-	-
スウェーデン	(EU法体系に準拠)。調査範囲において特定の法規制はない。化学物質庁は2003年に数十物質を対象としてMSDS の整合性等の調査・確認 <sup>94</sup> を実施、 <sup>95</sup> BHTは対象物質の1つである。	-	-
フィンランド	(EU法体系に準拠) 作業環境についてOELs. Workplace Exposure Limits [Sosiaali- ja Terveysministeriö, HTP-arvot/HTP-värden] によりばく露限界TWA が定められている。調査範囲において他に特定の法規制はなかった。また、子供用アクセサリや消費者製品を対象として現在準備中と思われるKuluttajaturvallisuuslaki (920/2011) (Consumer Safety Act) についての資料が2013年1月に安全化学庁(TUKES)から発表された。フィンランド語の資料しか入手できず詳細は不明であるが、酸化防止剤の放出としてBHT が取り上げられている <sup>96</sup> 。	-	-
ノルウェー	(EU加盟国ではないがEU法体系に準拠)。Observation List of Chemicals 2002. Obs-listen: Miljøvernmyndighetenes liste over helse- og miljøfarlige stoffer man skal være spesielt oppmerksom på. State of the Environment において健康有害性の物質をリスト化しており、BHT が記載されている。法的拘束力はないが他物質への代替が推奨されている。	-	-

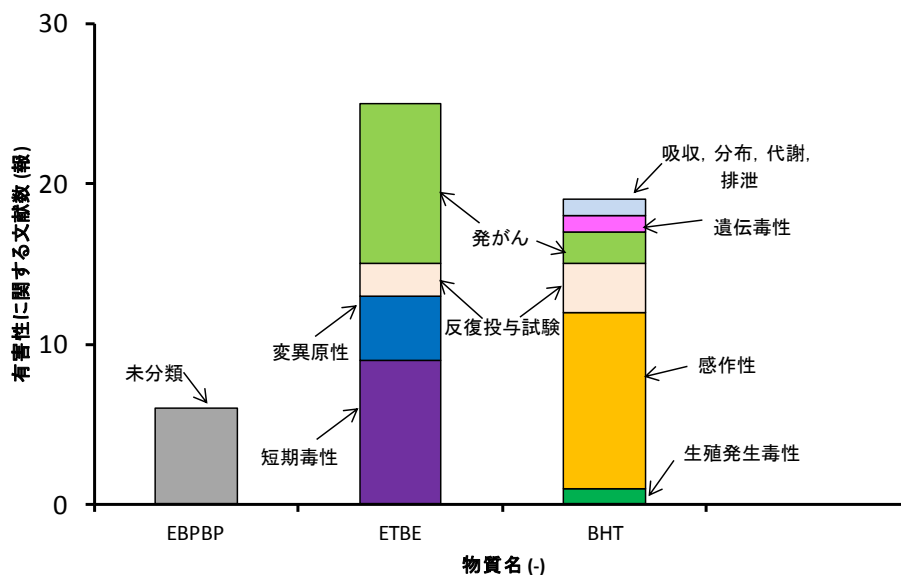
## 暴露に関する情報

今回の調査範囲では暴露に対する情報は得られていない。

- は該当なしを示す。

## ii.有害性に関する情報

EBPBP, ETBE, BHTに関する情報を収集し、キーとなる文献を精査した。その結果EBPBP,ETBE, BHTでそれぞれ6, 25, 9報の文献を選定した(図(2)-11)。知見は徐々に充足されつつあると考えられた。



図(2)-11 有害性に関する文献数および内容

## 2) リスクトレードオフに関する定性的な知見の収集

ここでは、自動車における技術対策のトレードオフ関係を調査するため、使用化学物質の代替、バイオ燃料や電気自動車などの新たな代替燃料、車体重量の低減化の3つの対策技術を取り上げ、これら技術対策のプラス面とマイナス面を整理した。結果を表(2)-19から表(2)-21に示す。

表(2)-19 使用化学物質の代替に関するプラスおよびマイナス面

項目	プラス面	マイナス面
DecaBDEに関連		
筐体へのデカプロモジフェニルエーテルの使用中止	・ ヒトおよび環境生物へのリスク低減	・ 火災リスクの増大
臭素系難燃剤から無機難燃剤への代替	・ ヒトおよび環境生物へのリスク低減	・ 添加量の増加による物性の低下や成形加工性が低下
化学物質全般		
PRTR 対象物質から非対象物質への代替	・ 規制対象物質を使用しないことによるビジネス上での取引の優位性	・ 低毒性物質に変更した場合であっても、使用量が増加し、結果的にリスクが増加する懸念 ・ エネルギー消費の増加など毒性以外の他のリスク増加の懸念
プリント基板中の難燃剤のハロゲンフリー化	・ ヒト健康へのリスク低減	・ 生物多様性や富栄養化への影響増加
PFOS 代替物質への変更	・ ヒトおよび環境生物へのリスク低減	・ 性能・品質維持が困難 ・ 製造・成形時の加工性、生産性の低下 ・ 品質劣化により製品価値の下落

表 (2)-20 代替燃料の使用に関するプラスおよびマイナス面

項目	プラス面	マイナス面
燃料代替に関連		
バイオエタノール	<ul style="list-style-type: none"> <li>生産時はカーボンニュートラルによりCO<sub>2</sub>の削減効果あり</li> <li>ガソリンに比べオクタン価が高く、ノッキングを起こしにくいいため、燃料使用時のCO<sub>2</sub>排出量が削減</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>原料の製造も含めたライフサイクルの観点で見た場合、エネルギーは投入量より発生量が上回る</li> <li>バイオエタノール100%だと、エンジン部品を腐食させる</li> <li>原料がバイオ燃料への需要増加によって、食料・飼料価格が高騰し、経済への影響あり</li> <li>原料となる農作物の供給体制整備や新たな土地開発が必要</li> </ul>
エチルターシャリーブチルエーテル(ETBE)	<ul style="list-style-type: none"> <li>バイオエタノールとガソリン製造の副産物として生産されるイソブチレンを合成して製造されるため、カーボンニュートラルによりCO<sub>2</sub>の削減効果あり</li> <li>エンジンおよびガソリンスタンドなど現状のまま設備が利用可能</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>危険性が未確認、人への長期毒性の疑いあり（化審法 第二種監視物質）</li> </ul>
代替燃料全般		
メタノール	<ul style="list-style-type: none"> <li>天然ガスや石炭から製造するため、天然資源を有効利用。植物から生産可能。</li> <li>常温で液体であるため、エネルギー密度が高い</li> <li>他の低公害車と比べ走行距離が長い</li> <li>ガソリンとの混合使用では、従来の車両技術での対応が容易</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>燃料配管を腐食させる</li> <li>ホルムアルデヒドや未燃エタノールなどの有害ガスを発生</li> <li>製造段階も考慮したライフサイクルでみたCO<sub>2</sub>排出量がガソリン車よりも多い</li> <li>発熱量が小さく（ガソリンの約半分）、燃費が悪い</li> <li>寒冷時にエンジン始動性が下がる</li> </ul>
ジメチルエーテル	<ul style="list-style-type: none"> <li>天然ガスや石炭から製造されるメタノールをから製造されるため、天然資源を有効利用</li> <li>性質がLPGの主成分のプロパン、ブタンに類似しているため、貯蔵、ハンドリングはLPGの技術が応用可能。</li> <li>燃焼時に硫黄酸化物やばいじんが全く発生しないなどの環境負荷の低い</li> <li>毒性が低い</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>ガス化し易く、潤滑性・腐食性・ラバー類の膨潤などの課題も多い</li> </ul>
液体石油ガス(LPG)	<ul style="list-style-type: none"> <li>CO<sub>2</sub>排出量はガソリン車より約10%低減</li> <li>LPGエンジンは低騒音/低振動</li> <li>車両価格が安い上に、燃料費等ランニングコストが安価</li> <li>燃料供給スタンドの整備はガソリン、軽油と比べれば不十分ではあるが、他のクリーンエネルギー車に比べればインフラは整備しやすい</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>石油からともに取り出すため、石油代替効果はない</li> </ul>
天然ガス	<ul style="list-style-type: none"> <li>ガソリン車のエンジン技術を活用</li> <li>CO<sub>2</sub>排出量が少なく、排ガスもクリーン</li> <li>黄分を含まないため、燃焼しても硫黄酸化物が発生しない。また、ガソリンに比べ燃焼によるCO<sub>2</sub>の発生量が2から3割少ない。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>走行距離を伸ばすために、燃料容器の軽量化が検討</li> <li>高い車両価格</li> <li>燃料積載量が小さい</li> <li>走行距離が短い（300km程度）</li> <li>燃料インフラが未整備</li> </ul>
水素（燃料電池）	<ul style="list-style-type: none"> <li>エネルギー交換率が高い</li> <li>水蒸気のみが排出されるため、排ガスがクリーン</li> <li>電気自動車と比べて航続距離が長い</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>水素供給のインフラ整備</li> </ul>
電気（電気自動車）	<ul style="list-style-type: none"> <li>走行中まったく排ガスを出さない</li> <li>CO<sub>2</sub>削減に極めて有効</li> <li>電力の生産に火力発電などの商用電力が利用</li> <li>騒音・振動が少ない</li> <li>構造が簡単な為、リサイクルし易い</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>電池の性能に依存（充電時間や蓄電能力）</li> <li>車両価格が高い</li> <li>航続距離が短い</li> <li>レアメタルや重金属を使用するため、環境汚染や資源供給に課題</li> </ul>

表 (2)-21 車体重量の低減に関するプラスおよびマイナス面

項目	プラス面	マイナス面
共通	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 燃費の向上</li> <li>・ 運動性能の向上</li> <li>・ 燃焼量の減少によるCO<sub>2</sub>排出量の削減</li> <li>・ 運転・回転部分の負担軽減による耐久性の向上</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 衝突安全性の担保</li> </ul>
鉄	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 汎用性が高く、コストが安い</li> <li>・ 生産技術が確立</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 比重が大きい</li> <li>・ 強度を増したハイテンションスチールは加工性が悪い</li> </ul>
アルミニウム	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 鉄に比べ軽い（比重で1/3）</li> <li>・ 加工しやすい素材</li> <li>・ リサイクル性がよい</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ アルミニウム製造のエネルギー消費が大きい</li> <li>・ プレス成形と接合が困難</li> <li>・ 鉄との接触で電蝕を起こしやすい</li> </ul>
マグネシウム	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 実用金属中で最も軽い（鉄の比重の1/4）</li> <li>・ リサイクル性がよい</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 耐食性に難点</li> <li>・ プレス加工が困難</li> </ul>
プラスチック	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 金属に比べ軽い</li> <li>・ 成形性・加工性に優れる</li> <li>・ コストが安い</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 使用部位が限定</li> <li>・ 種類が多いため、リサイクルが困難</li> <li>・ 低耐熱性，低強度，易燃性，熱膨張性，耐久性不足</li> </ul>

## (2) リスク評価シートの作成結果

物質代替，燃料代替，車種代替，車種・燃料代替，それぞれに対してリスク評価シートを作成した。  
 図 (2)-12から図 (2)-16にリスク評価シートを示す。

### 物質代替(デカブロモジフェニルエーテル→エチレンビスペンタブロモフェニル)

DecaBDEは、臭素系ダイオキシンの排出抑制を目的として段階的廃止がなされた。難燃剤の国内需要量をみると、DecaBDEの削減量を補うようにEBPBPの需要量が増加に転じている。また、EBPBPは、分子構造に占める臭素原子数がDecaBDEと等しいため、化学量論的にほぼ等価な難燃効果を有していると考えられる。このことからDecaBDEの代替物としてEBPBPを選択した。

#### リスクレベルと不確実性因子(2006年)

	DecaBDE				EBPBP			
	低程度 (5%タイル値)	中程度 (代表値)	高程度(95%タイル値)	最も寄与する不確実性因子報告値 <sup>a)</sup>	低程度 (5%タイル値)	中程度 (代表値)	高程度(95%タイル値)	最も寄与する不確実性因子報告値 <sup>a)</sup>
国内需要量	—	1,700 t	—	報告値 <sup>a)</sup>	—	6,000 t	—	報告値 <sup>a)</sup>
有害化学物質由来のヒト健康リスク								
大気排出量[t/year]	0.0599	0.0717	0.0835	焼却段階の大気排出係数	0.399	3.54	6.75	使用段階(樹脂)の大気排出係数
経口暴露量[ng/kg/day]	0.161	0.201	0.244	葉菜摂取量	0.611	5.07	10.8	葉菜摂取量
エンドポイント	純度 94-97%のDecaBDE, 103週間連続経口投与, 雄 2240 mg/kg/dayで肝臓における血栓症と変性			代用値: 純度 77%のDecaBDEでの値は1.0 (肝臓肥大)	SDラット90日間摂餌投与, 小葉中心性の肝細胞の空洞化			代用値: 28日間反復投与の値と同値(肝重量変化)
NOAEL[mg/kg/day]	—	1,120	—		—	1,000	—	
MOE(経口)	$6.96 \times 10^9$	$5.57 \times 10^9$	$4.59 \times 10^9$	暴露量の変動幅に由来	$1.64 \times 10^9$	$0.197 \times 10^9$	$0.0926 \times 10^9$	暴露量の変動幅に由来
不確実性係数	10(種差)×10(個体差)			—	10(種差)×10(個体差)×3.2(実験観察期間)			—
ヒト健康リスク [year-DALY/人/年]	$1.41 \times 10^{-15}$	$1.76 \times 10^{-15}$	$2.14 \times 10^{-15}$	暴露量の変動幅に由来	$1.98 \times 10^{-14}$	$1.65 \times 10^{-13}$	$3.50 \times 10^{-13}$	暴露量の変動幅に由来
地球温暖化ガス(温室効果ガス)由来のリスク								
温室効果ガス排出原単位[kg-CO <sub>2</sub> /kg-DecaBDE]	—	1.367	—	MILCA	—	1.367	—	DecaBDEの値を援用
温室効果ガス排出あたりのDALY上昇値 [year-DALY/t-CO <sub>2</sub> ]	$1.13 \times 10^{-5}$ (Individualist) <sup>b)</sup>	$2.55 \times 10^{-4}$ (Hierarchist) <sup>b)</sup>	$1.76 \times 10^{-2}$ (Egalitarian) <sup>b)</sup>	代用値 { $8.00 \times 10^{-5}$ , $1.63 \times 10^{-4}$ , $2.87 \times 10^{-4}$ } <sup>c)</sup>	$1.13 \times 10^{-5}$ (Individualist) <sup>b)</sup>	$2.55 \times 10^{-4}$ (Hierarchist) <sup>b)</sup>	$1.76 \times 10^{-2}$ (Egalitarian) <sup>b)</sup>	代用値 { $8.00 \times 10^{-5}$ , $1.63 \times 10^{-4}$ , $2.87 \times 10^{-4}$ } <sup>c)</sup>
温室効果ガス由来のリスク [year-DALY/年]	0.0263	0.593	40.9	温室効果ガス排出あたりのDALY上昇値に由来	0.0927	2.09	144	温室効果ガス排出あたりのDALY上昇値に由来

## リスクレベルと不確実性因子(2006年)(つづき)

	DecaBDE				EBPBP			
	低程度 (5% タイル値)	中程度 (代表値)	高程度(95% タイル値)	最も寄与する不確実性因子	低程度 (5% タイル値)	中程度 (代表値)	高程度(95% タイル値)	最も寄与する不確実性因子
温室効果ガス由来のリスク [year-DALY/年]	0.0263	0.593	40.9	温室効果ガス排出あたりのDALY上昇値に由来	0.0927	2.09	144	温室効果ガス排出あたりのDALY上昇値に由来
科学的知見の充足度	有害化学物質由来のヒト健康リスク:多媒体環境動態モデルを用いた暴露推定では, 高程度と代表値の差は1.2倍程度である. また, 暴露推定値と実測値はファクター10以内となっている. NOAELにかかる不確実性係数は100である. 地球温室効果ガス由来のリスク:温室効果ガス排出原単位は利用可能なデータが1点しかない. また, 温室効果ガス排出量あたりのDALY上昇値は, 高程度から低程度に3桁の違いがあり, 代用値についてもその範囲内に収まっている.				有害化学物質由来のヒト健康リスク:多媒体環境動態モデルを用いた暴露推定では, 高程度と代表値の差は2.5倍程度である. 利用可能な暴露情報に係る実測値はない. NOAELにかかる不確実性係数は320である. 地球温室効果ガス由来のリスク:温室効果ガス排出原単位はないため, DecaBDEの値を採用している. 温室効果ガス排出量あたりのDALY値に関する知見の充足度は, DecaBDEと同じ.			

## リスクレベルと不確実性因子(2009年)

	DecaBDE				EBPBP			
	低程度 (5% タイル値)	中程度 (代表値)	高程度(95% タイル値)	最も寄与する不確実性因子	低程度 (5% タイル値)	中程度 (代表値)	高程度(95% タイル値)	最も寄与する不確実性因子
国内需要量	—	1,300 t	—	報告値	—	6,000 t	—	報告値
有害化学物質由来のヒト健康リスク								
大気排出量[t/year]	0.598	5.51	10.5	最終製品使用大気への排出係数	0.408	3.50	6.66	使用段階(樹脂)の大気排出係数
経口暴露量[ng/kg/day]	0.130	0.162	0.196	葉菜摂取量	0.625	5.03	10.6	葉菜摂取量
エンドポイント	純度 94-97%のDecaBDE, 103週間連続経口投与, 雄 2240 mg/kg/dayで肝臓における血栓症と変性			代用値:純度77%のDecaBDEでの値は1.0(肝臓肥大)	SDラット90日間摂餌投与, 小葉中心性の肝細胞の空洞化			代用値:28日間反復投与の値と同値(肝重量変化)
NOAEL[mg/kg/day]	—	1,120	—		—	1,000	—	
MOE(経口)	$8.62 \times 10^9$	$6.91 \times 10^9$	$7.14 \times 10^9$	暴露量の変動幅に由来	$1.60 \times 10^9$	$0.199 \times 10^9$	$0.0943 \times 10^9$	暴露量の変動幅に由来
不確実性係数	10(種差)×10(個体差)			—	10(種差)×10(個体差)×3.2(実験観察期間)			—
ヒト健康リスク [year-DALY/人/年]	$1.14 \times 10^{-15}$	$1.42 \times 10^{-15}$	$1.72 \times 10^{-15}$	暴露量の変動幅に由来	$2.03 \times 10^{-14}$	$1.63 \times 10^{-13}$	$3.44 \times 10^{-13}$	暴露量の変動幅に由来

## リスクレベルと不確実性因子(2009年) (つづき)

	DecaBDE				EBPBP			
	低程度 (5%タイル値)	中程度 (代表値)	高程度(95%タイル値)	最も寄与する不確実性因子	低程度 (5%タイル値)	中程度 (代表値)	高程度(95%タイル値)	最も寄与する不確実性因子
地球温暖化ガス(温室効果ガス)由来のリスク								
温室効果ガス排出原単位[kg-CO <sub>2</sub> /kg-DecaBDE]	—	1.367	—	MiLCA	—	1.367	—	DecaBDEの値を援用
温室効果ガス排出あたりのDALY上昇値 [year-DALY /t-CO <sub>2</sub> ]	1.13×10 <sup>-5</sup> (Individualist) <sup>b)</sup>	2.55×10 <sup>-4</sup> (Hierarchist) <sup>b)</sup>	1.76×10 <sup>-2</sup> (Egalitarian) <sup>b)</sup>	代用値 {8.00×10 <sup>-5</sup> , 1.63×10 <sup>-4</sup> , 2.87×10 <sup>-4</sup> } <sup>c)</sup>	1.13×10 <sup>-5</sup> (Individualist) <sup>b)</sup>	2.55×10 <sup>-4</sup> (Hierarchist) <sup>b)</sup>	1.76×10 <sup>-2</sup> (Egalitarian) <sup>b)</sup>	代用値 {8.00×10 <sup>-5</sup> , 1.63×10 <sup>-4</sup> , 2.87×10 <sup>-4</sup> } <sup>c)</sup>
温室効果ガス由来のリスク [year-DALY/年]	0.0201	0.453	31.3	温室効果ガス排出あたりのDALY上昇値に由来	0.0927	2.09	144	温室効果ガス排出あたりのDALY上昇値に由来
科学的知見の充足度	有害化学物質由来のヒト健康リスク：多媒体環境動態モデルを用いた暴露推定では、高程度と代表値の差は1.9倍程度である。以下、2006年と同じ。				有害化学物質由来のヒト健康リスク：多媒体環境動態モデルを用いた暴露推定では、高程度と代表値の差は1.9倍程度である。以下、2006年と同じ。			

## リスクトレードオフ分析

化学物質由来のヒト健康リスクレベル[year\_DALY/年]の算出

$$\Delta Risk = \frac{\{Risk_{chem}(DecaBDE, 2009) + Risk_{chem}(EBPBP, 2009)\} - \{Risk_{chem}(DecaBDE, 2006) + Risk_{chem}(EBPBP, 2006)\}}{2009 - 2006}$$

温室効果ガス由来のリスク [year\_DALY/年]の算出

$$\Delta Risk = \frac{\{Risk_{GHG}(DecaBDE, 2009) + Risk_{GHG}(EBPBP, 2009)\} - \{Risk_{GHG}(DecaBDE, 2006) + Risk_{GHG}(EBPBP, 2006)\}}{2009 - 2006}$$

## 参考文献

- a) 環境省 (2012) 国内の難燃剤需要推移(推定), DecaBDE及びHBCD製造数量, 化学工業日報社調査資料, 平成23年度臭素系ダイオキシン類排出実態等調査結果報告書, 参考資料-3, 水・大気環境局総務課ダイオキシン対策室
- b) Schryver, A.M.D., Brakkee, K.W., Goedkoop, M.J. and Huijbregts, M.A. (2009) Characterization Factors for Global Warming in Life Cycle Assessment Based on Damages to Humans and Ecosystems, *Environmental Science & Technology* 43(6) 1689–1695.
- c) 伊坪徳宏, 稲葉敦 (編著) (2010) LIME2 意思決定を支援する環境影響評価手法, 丸善.

図 (2)-12 物質代替のリスク評価シート

### 車種代替(従来車→ハイブリッド・電気自動車)

従来車（ガソリン車）から次世代自動車（ハイブリッド車と電気自動車）への普及拡大計画によるCO<sub>2</sub>排出によるリスクと、車体重量減少を目的としたプラスチックの使用増加による酸化防止剤（BHT：2,6-ジ-tert-ブチル-p-クレゾール）由来のヒト健康影響リスクとのリスクトレードオフ解析を行った。

#### リスク因子の程度比較(2020年)

	ガソリン車				ハイブリット車			
	低レベル	中レベル	高レベル	最も寄与する不確実性因子	低レベル	中レベル	高レベル	最も寄与する不確実性因子
保有台数[万台]	—	4,500	—	推定値	—	745	—	推定値
ヒト健康影響								
車室内濃度[ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	—	5.91	—	車齢0年の値	—	6.45	—	車齢0年の値
ダスト中濃度[ $\mu\text{g}/\text{g}$ ]	—	49.9	—	車齢0年の値	—	54.5	—	車齢0年の値
経口暴露量[ $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ ]	$8.10 \times 10^{-7}$	$3.64 \times 10^{-5}$	$4.73 \times 10^{-5}$	ダスト摂取量の確率分布より	$9.21 \times 10^{-7}$	$4.15 \times 10^{-5}$	$5.38 \times 10^{-5}$	ダスト摂取量の確率分布より
エンドポイント	連続経口投与：F1ラットの肝臓での胆管増生、嚢胞、細胞肥大 <sup>a)</sup> 。F0ラットの肝細胞の腫脹、甲状腺の機能亢進 <sup>b)</sup> 。F1ラットの低体重、甲状腺の機能亢進 <sup>c)</sup> 。			OECD(2005)、環境省(2008)ともに同じNOAELを採用している <sup>f) g)</sup>	同左			同左
NOAEL[ $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ ]	—	25	—		—	25	—	
MOE	$3.09 \times 10^{10}$	$6.87 \times 10^8$	$5.29 \times 10^8$	経口摂取量	$2.71 \times 10^{10}$	$6.02 \times 10^8$	$4.65 \times 10^8$	経口摂取量
不確実性係数	—	種差(10)× 個体差(10)	—	—	—	種差(10)× 個体差(10)	—	—
ヒト健康リスク [year-DALY/人/年]	$3.14 \times 10^{-16}$	$1.43 \times 10^{-14}$	$1.85 \times 10^{-14}$	経口摂取量	$3.57 \times 10^{-16}$	$1.63 \times 10^{-14}$	$2.17 \times 10^{-14}$	経口摂取量
地球温暖化影響								
温室効果ガス排出あたりのDALY上昇値 [year-DALY/t-CO <sub>2</sub> ]	$1.13 \times 10^{-5}$ (Individualist) <sup>d)</sup>	$2.55 \times 10^{-4}$ (Hierarchist) <sup>d)</sup>	$1.76 \times 10^{-2}$ (Egalitarian) <sup>d)</sup>	代用値{ $8.00 \times 10^{-5}$ , $1.63 \times 10^{-4}$ , $2.87 \times 10^{-4}$ } <sup>e)</sup>	同左			同左
温室効果ガス由来のリスク [year-DALY/年]	$2.00 \times 10^3$	$4.51 \times 10^4$	$3.12 \times 10^6$	温室効果ガス排出あたりのDALY上昇値の変動に依存	$2.57 \times 10^2$	$5.80 \times 10^3$	$4.00 \times 10^5$	同左
科学的知見の充足度	2010年、2020年、2030年における普及シナリオの設定による影響は小さい。2010年以降は線形近似により樹脂使用率の将来予測が行われており、不確実性が高いと思われる。温室効果ガス排出量あたりのDALY上昇値は、高程度から低程度に3桁の違いがあり、代用値についてもその範囲内に収まっている。							



	電気自動車			
	低レベル	中レベル	高レベル	最も寄与する不確実性因子
保有台数	—	222	—	推定値
ヒト健康影響				
車室内濃度[ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	—	7.48	—	車齢0年の値
ダスト中濃度[ $\mu\text{g}/\text{g}$ ]	—	63.2	—	車齢0年の値
経口暴露量[ $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ ]	$1.09 \times 10^{-6}$	$4.92 \times 10^{-5}$	$6.39 \times 10^{-5}$	ダスト摂取量の確率分布より
エンドポイント	同左			同左
NOAEL[ $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ ]	—	25	—	
MOE	$2.29 \times 10^{10}$	$5.08 \times 10^8$	$3.91 \times 10^8$	経口摂取量
不確実性係数	—	種差(10)×個体差(10)	—	—
ヒト健康リスク [year-DALY/人/年]	$4.24 \times 10^{-16}$	$1.94 \times 10^{-14}$	$2.50 \times 10^{-14}$	経口摂取量
地球温暖化影響				
温室効果ガス排出あたりのDALY上昇値[year-DALY/t-CO <sub>2</sub> ]	同左			同左
温室効果ガス由来のリスク[year-DALY/年]	$7.33 \times 10^1$	$1.66 \times 10^3$	$1.14 \times 10^5$	同左
科学的知見の充足度	同左			

### リスクトレードオフ分析

化学物質由来のヒト健康リスクレベル[year-DALY/年]の算出

$$\Delta Risk = \frac{\{(\sum_i Risk_{chem,i}(2030) \times 保有台数_i(2030))/保有台数(2030) - \{(\sum_i Risk_{chem,i}(2010) \times 保有台数_i(2010))/保有台数(2010)\}}}{2030 - 2010}$$

温室効果ガス由来のリスク[year-DALY/年]の算出

$$\Delta Risk = \frac{\{Risk_{GHG}(2030)\} - \{Risk_{GHG}(2010)\}}{2030 - 2010}$$

### 参考文献

a) Olsen, P., O. Meyer, N. Bille and G. Wurtzen (1986). Carcinogenicity study on butylated hydroxytoluene (BHT) in Wistar rats exposed in utero. *Food and Chemical Toxicology*. 24: 1-12. (cited by 環境省 2008)

- b) Price, S.C. (1994): Robens Institute; Report No. RI93/TOX/0020, 29 July 1994. Cited in: OECD (2002): SIDS initial assessment report. (cited by 環境省 2008)
- c) McFarlane, M., S.C. Price, S. Cottrell, P. Grasso, J.N. Bremmer, E.M. Bomhard and R.H. Hinton (1997): Hepatic and associated response of rats to pregnancy, lactation and simultaneous treatment with butylated hydroxytoluene. *Food and Chemical Toxicology*. 35: 753-367. (cited by 環境省 2008)
- d) Schryver, A.M.D., Brakkee, K.W., Goedkoop, M.J. and Huijbregts, M.A. (2009) Characterization Factors for Global Warming in Life Cycle Assessment Based on Damages to Humans and Ecosystems, *Environmental Science & Technology* 43(6) 1689–1695.
- e) 伊坪徳宏, 稲葉敦 (編著) (2010) LIME2 意思決定を支援する環境影響評価手法, 丸善.
- f) OECD (2005) SIDS Initial assessment report. 2,6-di-tert.-butyl-p-cresol (BHT). SIAM 14, 26-28 March 20027)
- g) 環境省 (2008) 化学物質の環境リスク評価 第6巻 平成20年5月 化学物質の環境リスク初期評価 [11] 2,6-ジ-*t*-ブチル-4-メチルフェノール

図 (2)-13 製品 (車種) 代替のリスク評価シート

### 燃料代替(ガソリン→ETBE 7%)

全国規模での全車種の自動車の走行時における「排ガス由来のヒト健康リスク」と「燃料消費に伴う温室効果ガス排出量」の推計をベースとし、ガソリンをETBE 7%に代替した場合のリスクトレードオフを分析した。

#### リスク因子の程度比較(2010年)

	ガソリン				ETBE 7%			
	低程度 (5%タイル値)	中程度 (代表値)	高程度 (95%タイル値)	最も寄与する 不確実性因子	低程度 (5%タイル値)	中程度 (代表値)	高程度 (95%タイル値)	最も寄与する 不確実性因子
<b>ヒト健康影響(アセトアルデヒド)</b>								
自動車排ガスからの 排出量の増減比	-	1	-		-	1.27	-	
暴露濃度[ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	0.001	0.022	0.081		0.001	0.024	0.086	
エンドポイント	鼻腔がん/喉頭がん				鼻腔がん/喉頭がん			
ユニットリスク	-	$2.2 \times 10^{-6}$	-		-	$2.2 \times 10^{-6}$	-	
生涯がん発生率[-]	$1.8 \times 10^{-9}$	$4.9 \times 10^{-8}$	$1.8 \times 10^{-7}$		$1.8 \times 10^{-9}$	$5.3 \times 10^{-8}$	$1.9 \times 10^{-7}$	
DALY [year-DALY/人/年]	$2.0 \times 10^{-10}$	$5.7 \times 10^{-9}$	$2.1 \times 10^{-8}$		$2.0 \times 10^{-10}$	$6.1 \times 10^{-9}$	$2.2 \times 10^{-8}$	
<b>ヒト健康影響(1,3-ブタジエン)</b>								
自動車排ガスからの 排出量の増減比	-	1	-		-	0.72	-	
暴露濃度[ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	0.001	0.020	0.072		0.001	0.018	0.064	
エンドポイント	白血病				白血病			
ユニットリスク	-	$3.0 \times 10^{-5}$	-		-	$3.0 \times 10^{-5}$	-	
生涯がん発生率[-]	$2.4 \times 10^{-8}$	$6.0 \times 10^{-7}$	$2.2 \times 10^{-6}$		$2.4 \times 10^{-8}$	$5.3 \times 10^{-7}$	$1.9 \times 10^{-6}$	
DALY [year-DALY/人/年]	$6.5 \times 10^{-9}$	$1.6 \times 10^{-7}$	$5.9 \times 10^{-7}$		$6.5 \times 10^{-9}$	$1.4 \times 10^{-7}$	$5.2 \times 10^{-7}$	
<b>ヒト健康影響(ベンゼン)</b>								
自動車排ガスからの 排出量の増減比	-	1	-		-	0.72	-	
暴露濃度[ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	0.002	0.067	0.234		0.002	0.050	0.174	
エンドポイント	白血病				白血病			
ユニットリスク	-	$7.8 \times 10^{-6}$	-	$2.2 \times 10^{-6} \sim$ $7.8 \times 10^{-6}$ (US EPA, IRIS)	-	$7.8 \times 10^{-6}$	-	$2.2 \times 10^{-6} \sim$ $7.8 \times 10^{-6}$ (US EPA, IRIS)

	生涯がん発生率[-]	$1.9 \times 10^{-8}$	$5.2 \times 10^{-7}$	$1.8 \times 10^{-6}$		$1.9 \times 10^{-8}$	$3.9 \times 10^{-7}$	$1.4 \times 10^{-6}$	
	DALY [year-DALY/人/年]	$5.1 \times 10^{-9}$	$1.4 \times 10^{-7}$	$4.9 \times 10^{-7}$		$5.1 \times 10^{-9}$	$1.1 \times 10^{-7}$	$3.7 \times 10^{-7}$	
<b>ヒト健康影響(ホルムアルデヒド)</b>									
	自動車排ガスからの 排出量の増減比	-	1	-		-	0.68	-	
	暴露濃度[ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	0.001	0.023	0.085		0.001	0.022	0.078	
	エンドポイント	鼻腔がん				鼻腔がん			
	ユニットリスク	-	$1.3 \times 10^{-5}$	-		-	$1.3 \times 10^{-5}$	-	
	生涯がん発生率[-]	$1.0 \times 10^{-8}$	$3.0 \times 10^{-7}$	$1.1 \times 10^{-6}$		$1.0 \times 10^{-8}$	$2.8 \times 10^{-7}$	$1.0 \times 10^{-6}$	
	DALY [year-DALY/人/年]	$1.2 \times 10^{-9}$	$3.5 \times 10^{-8}$	$1.3 \times 10^{-7}$		$1.2 \times 10^{-9}$	$3.2 \times 10^{-8}$	$1.2 \times 10^{-7}$	
<b>地球温暖化影響</b>									
	燃料の温室効果ガス 排出原 単位[g-CO <sub>2</sub> eq/MJ]	-	70.6	-		-	68.6	-	
	温室効果ガス排出量 [Mt-CO <sub>2</sub> eq]	-	200.3	-		-	196.7	-	
	温室効果ガス排出あ たりのDALY上昇値 [year-DALY/t-CO <sub>2</sub> ]	$1.13 \times 10^{-5}$ (Individualist)	$2.55 \times 10^{-4}$ (Hierarchist)	$1.76 \times 10^{-2}$ (Egalitarian)	代用値 { $8.00 \times 10^{-5}$ , $1.63 \times 10^{-4}$ , $2.87 \times 10^{-4}$ }	$1.13 \times 10^{-5}$ (Individualist)	$2.55 \times 10^{-4}$ (Hierarchist)	$1.76 \times 10^{-2}$ (Egalitarian)	代用値 { $8.00 \times 10^{-5}$ , $1.63 \times 10^{-4}$ , $2.87 \times 10^{-4}$ }
	温室効果ガス由来のリ スク[year-DALY/年]	2,263	51,077	3,525,280		2,223	50,159	3,461,920	
	科学的知見の充足度	有害化学物質由来のヒト健康リスク：ベンゼンのユニットリスクには幅があったが，暴露濃度の分布幅の方が大きかったため，本研究では決定論的に最大のユニットリスク値を採用した。				有害化学物質由来のヒト健康リスク：ベンゼンのユニットリスクには幅があったが，暴露濃度の分布幅の方が大きかったため，本研究では決定論的に最大のユニットリスク値を採用した。			

**リスクトレードオフ分析**

化学物質暴露由来のリスク： $DALY_{\text{HC系4物質}} = DALY_{\text{アセトアルデヒド}} + DALY_{1,3\text{-ブタジエン}} + DALY_{\text{ベンゼン}} + DALY_{\text{ホルムアルデヒド}}$

化学物質暴露由来リスクの変化： $\Delta RISK = DALY_{\text{HC系4物質}}^{\text{ETBE 7\%}} - DALY_{\text{HC系4物質}}^{\text{ガソリン}}$

温室効果ガス排出由来リスクの変化： $\Delta RISK = DALY_{\text{温室効果ガス}}^{\text{ETBE 7\%}} - DALY_{\text{温室効果ガス}}^{\text{ガソリン}}$

図 (2)-14 燃料 (ETBE 7%) 代替リスク評価シート

### 燃料代替(ガソリン→E10)

全国規模での全車種の自動車の走行時における「排ガス由来のヒト健康リスク」と「燃料消費に伴う温室効果ガス排出量」の推計をベースとし、ガソリンをE10に代替した場合のリスクトレードオフを分析した。

#### リスク因子の程度比較(2010年)

	ガソリン				E10			
	低程度 (5%タイル値)	中程度 (代表値)	高程度 (95%タイル値)	最も寄与する 不確実性因子	低程度 (5%タイル値)	中程度 (代表値)	高程度 (95%タイル値)	最も寄与する 不確実性因子
<b>ヒト健康影響(アセトアルデヒド)</b>								
自動車排ガスからの 排出量の増減比	-	1	-		-	2.08	-	
暴露濃度[ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	0.001	0.022	0.081		0.002	0.029	0.102	
エンドポイント	鼻腔がん/喉頭がん				鼻腔がん/喉頭がん			
ユニットリスク	-	$2.2 \times 10^{-6}$	-		-	$2.2 \times 10^{-6}$	-	
生涯がん発生率[-]	$1.8 \times 10^{-9}$	$4.9 \times 10^{-8}$	$1.8 \times 10^{-7}$		$3.5 \times 10^{-9}$	$6.3 \times 10^{-8}$	$2.3 \times 10^{-7}$	
DALY [year-DALY/人/年]	$2.0 \times 10^{-10}$	$5.7 \times 10^{-9}$	$2.1 \times 10^{-8}$		$4.1 \times 10^{-10}$	$7.3 \times 10^{-9}$	$2.6 \times 10^{-8}$	
<b>ヒト健康影響(1,3-ブタジエン)</b>								
自動車排ガスからの 排出量の増減比	-	1	-		-	1.16	-	
暴露濃度[ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	0.001	0.020	0.072		0.001	0.022	0.077	
エンドポイント	白血病				白血病			
ユニットリスク	-	$3.0 \times 10^{-5}$	-		-	$3.0 \times 10^{-5}$	-	
生涯がん発生率[-]	$2.4 \times 10^{-8}$	$6.0 \times 10^{-7}$	$2.2 \times 10^{-6}$		$2.4 \times 10^{-8}$	$6.5 \times 10^{-7}$	$2.3 \times 10^{-6}$	
DALY [year-DALY/人/年]	$6.5 \times 10^{-9}$	$1.6 \times 10^{-7}$	$5.9 \times 10^{-7}$		$6.5 \times 10^{-9}$	$1.8 \times 10^{-7}$	$6.3 \times 10^{-7}$	
<b>ヒト健康影響(ベンゼン)</b>								
自動車排ガスからの 排出量の増減比	-	1	-		-	1.15	-	
暴露濃度[ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	0.002	0.067	0.234		0.003	0.076	0.266	
エンドポイント	白血病				白血病			
ユニットリスク	-	$7.8 \times 10^{-6}$	-	$2.2 \times 10^{-6} \sim$ $7.8 \times 10^{-6}$ (US EPA, IRIS)	-	$7.8 \times 10^{-6}$	-	$2.2 \times 10^{-6} \sim$ $7.8 \times 10^{-6}$ (US EPA, IRIS)

	生涯がん発生率[-]	$1.9 \times 10^{-8}$	$5.2 \times 10^{-7}$	$1.8 \times 10^{-6}$		$2.5 \times 10^{-8}$	$5.9 \times 10^{-7}$	$2.1 \times 10^{-6}$	
	DALY [year-DALY/人/年]	$5.1 \times 10^{-9}$	$1.4 \times 10^{-7}$	$4.9 \times 10^{-7}$		$6.8 \times 10^{-9}$	$1.6 \times 10^{-7}$	$5.6 \times 10^{-7}$	
<b>ヒト健康影響(ホルムアルデヒド)</b>									
	自動車排ガスからの 排出量の増減比	-	1	-		-	1.05	-	
	暴露濃度[ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	0.001	0.023	0.085		0.001	0.024	0.086	
	エンドポイント	鼻腔がん				鼻腔がん			
	ユニットリスク	-	$1.3 \times 10^{-5}$	-		-	$1.3 \times 10^{-5}$	-	
	生涯がん発生率[-]	$1.0 \times 10^{-8}$	$3.0 \times 10^{-7}$	$1.1 \times 10^{-6}$		$1.0 \times 10^{-8}$	$3.1 \times 10^{-7}$	$1.1 \times 10^{-6}$	
	DALY [year-DALY/人/年]	$1.2 \times 10^{-9}$	$3.5 \times 10^{-8}$	$1.3 \times 10^{-7}$		$1.2 \times 10^{-9}$	$3.6 \times 10^{-8}$	$1.3 \times 10^{-7}$	
<b>地球温暖化影響</b>									
	燃料の温室効果ガス 排出原 単位[g-CO <sub>2</sub> eq/MJ]	-	70.6	-		-	67.9	-	
	温室効果ガス排出量 [Mt-CO <sub>2</sub> eq]	-	200.3	-		-	194.3	-	
	温室効果ガス排出あ たりのDALY上昇値 [year-DALY/t-CO <sub>2</sub> ]	$1.13 \times 10^{-5}$ (Individualist)	$2.55 \times 10^{-4}$ (Hierarchist)	$1.76 \times 10^{-2}$ (Egalitarian)	代用値 { $8.00 \times 10^{-5}$ , $1.63 \times 10^{-4}$ , $2.87 \times 10^{-4}$ }	$1.13 \times 10^{-5}$ (Individualist)	$2.55 \times 10^{-4}$ (Hierarchist)	$1.76 \times 10^{-2}$ (Egalitarian)	代用値 { $8.00 \times 10^{-5}$ , $1.63 \times 10^{-4}$ , $2.87 \times 10^{-4}$ }
	温室効果ガス由来のリ スク[year-DALY/年]	2,263	51,077	3,525,280		2,196	49,547	3,419,680	
	科学的知見の充足度	有害化学物質由来のヒト健康リスク：ベンゼンのユニットリスクには幅があったが，暴露濃度の分布幅の方が大きかったため，本研究では決定論的に最大のユニットリスク値を採用した。				有害化学物質由来のヒト健康リスク：ベンゼンのユニットリスクには幅があったが，暴露濃度の分布幅の方が大きかったため，本研究では決定論的に最大のユニットリスク値を採用した。			

**リスクトレードオフ分析**

化学物質暴露由来のリスク： $DALY_{\text{HC系4物質}} = DALY_{\text{アセトアルデヒド}} + DALY_{1,3\text{-ブタジエン}} + DALY_{\text{ベンゼン}} + DALY_{\text{ホルムアルデヒド}}$

化学物質暴露由来リスクの変化： $\Delta RISK = DALY_{\text{HC系4物質}}^{E10} - DALY_{\text{HC系4物質}}^{\text{ガソリン}}$

温室効果ガス排出由来リスクの変化： $\Delta RISK = DALY_{\text{温室効果ガス}}^{E10} - DALY_{\text{温室効果ガス}}^{\text{ガソリン}}$

図 (2)-15 燃料 (E10) 代替リスク評価シート

### 車種代替(ガソリン車→ディーゼル車)

全国規模での全車種の自動車の走行時における「排ガス由来のヒト健康リスク」と「燃料消費に伴う温室効果ガス排出量」の推計をベースとし、ガソリン普通車とディーゼル普通車の比率を現状比率98:2から80:20に置換した場合のリスクトレードオフを分析した。

#### リスク因子の程度比較(2010年)

	現状比率				ディーゼル普通車比率増加			
	低程度 (5%タイル値)	中程度 (代表値)	高程度 (95%タイル値)	最も寄与する 不確実性因子	低程度 (5%タイル値)	中程度 (代表値)	高程度 (95%タイル値)	最も寄与する 不確実性因子
<b>ヒト健康影響(SPM)</b>								
ガソリン・ディーゼル普通車の比率を踏まえた普通車の加重平均SPM排出原単位 [mg/km]	-	0.484	-		-	1.686	-	
暴露濃度[ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	0.002	0.038	0.135		0.002	0.048	0.174	
エンドポイント	肺がん				肺がん			
SPM中ECのユニットリスク	-	$6.0 \times 10^{-4}$	-	最小: $0.3 \times 10^{-4}$ , 最大: $24 \times 10^{-4}$	-	$6.0 \times 10^{-4}$	-	最小: $0.3 \times 10^{-4}$ , 最大: $24 \times 10^{-4}$
生涯がん発生率[-]	$6.7 \times 10^{-7}$	$1.3 \times 10^{-5}$	$4.5 \times 10^{-5}$		$6.7 \times 10^{-7}$	$1.6 \times 10^{-5}$	$5.8 \times 10^{-5}$	
DALY [year-DALY/人/年]	$1.2 \times 10^{-7}$	$2.3 \times 10^{-6}$	$8.2 \times 10^{-6}$		$1.2 \times 10^{-7}$	$2.9 \times 10^{-6}$	$1.1 \times 10^{-5}$	
<b>地球温暖化影響</b>								
ガソリン・ディーゼル普通車の比率を踏まえた普通車の加重平均CO <sub>2</sub> 排出原単位 [g-CO <sub>2</sub> /km]	-	220	-		-	213	-	
温室効果ガス排出量[Mt-CO <sub>2</sub> eq]	-	200.3	-		-	196.8	-	
温室効果ガス排出あたりのDALY上昇値 [year-DALY/t-CO <sub>2</sub> ]	$1.13 \times 10^{-5}$ (Individualist)	$2.55 \times 10^{-4}$ (Hierarchist)	$1.76 \times 10^{-2}$ (Egalitarian)	代用値 { $8.00 \times 10^{-5}$ , $1.63 \times 10^{-4}$ , $2.87 \times 10^{-4}$ }	$1.13 \times 10^{-5}$ (Individualist)	$2.55 \times 10^{-4}$ (Hierarchist)	$1.76 \times 10^{-2}$ (Egalitarian)	代用値 { $8.00 \times 10^{-5}$ , $1.63 \times 10^{-4}$ , $2.87 \times 10^{-4}$ }

温室効果ガス由来のリスク [year-DALY/年]	2,263	51,077	3,525,280		2,224	50,184	3,463,680	
科学的知見の充足度	有害化学物質由来のヒト健康リスク：SPM中ECのユニットリスクには幅があったが、暴露濃度の分布幅の方が大きかったため、本研究では決定論的に最尤値のユニットリスク値を採用した。				有害化学物質由来のヒト健康リスク：SPM中ECのユニットリスクには幅があったが、暴露濃度の分布幅の方が大きかったため、本研究では決定論的に最尤値のユニットリスク値を採用した。			

### リスクトレードオフ分析

化学物質暴露由来リスクの変化： $\Delta RISK = DALY_{SPM}^{\text{ディーゼル普通車比率増加}} - DALY_{SPM}^{\text{現状比率}}$

温室効果ガス排出由来リスクの変化： $\Delta RISK = DALY_{\text{温室効果ガス}}^{\text{ディーゼル普通車比率増加}} - DALY_{\text{温室効果ガス}}^{\text{現状比率}}$

図 (2)-16 燃料（軽油：ディーゼル車種）代替リスク評価シート



### (3) リスクトレードオフ解析の結果

#### 1) 物質代替の評価結果

2006年と2009年の環境排出量における推定結果を表 (2)-22 (DecaBDE) および表 (2)-23 (EBPBP) に示す。DecaBDE, EBPBPともに、水域への排出量が最も多く、水域への排出量に最も寄与しているライフステージは、難燃剤の使用段階という結果を得た。また、大気排出量に最も寄与しているライフステージは、DecaBDEでは焼却段階と最終製品使用段階、EBPBPでは使用段階という結果を得た。DecaBDE, EBPBPともに開放土壌への排出量はおよそ0.2-0.3 [t/year]であり、そのほとんどが下水道汚泥の事業所敷地内利用および農地利用による排出であるという結果を得た。

表 (2)-22 2006,2009年におけるライフステージごとのDecaBDEの環境排出量

ライフステージ	Deca-BDE 取扱量 [t/year]	Deca-BDEの環境排出推定量[t/year]				
		大気	水域	土壌		合計
				土壌 I (開放土壌)	土壌 II (閉鎖土壌)	
製造	913 (694)	0 (0)	0.297 (0.226)	0 (0)	0 (0)	0.297 (0.226)
使用	1643 (1250)	0.0144 (0.0110)	1.09 (0.83)	0.0001 (0.0001)	0.000 (0.000)	1.11 (0.84)
最終製品使用	—	0.0254 (0.0212)	0.00532 (0.00492)	0 (0)	0 (0)	0.0308 (0.0261)
リサイクル	240 (40)	0.00317 (0.00053)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0.00317 (0.00053)
下水道	2.16 (1.64)	0 (0)	0.0821 (0.0623)	0.289 (0.219)	0 (0)	0.371 (0.282)
焼却	2805 (1982)	0.0264 (0.0186)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0.0264 (0.0186)
埋立	1358 (1104)	0 (0)	0.000311 (0.000253)	0 (0)	1358 (1104)	1358 (1104)
合計	—	0.0848 (0.0694)	1.48 (1.13)	0.289 (0.219)	1358 (1104)	1359 (1105)

()なしの数値は2006年の値, ()内の数値は2009年の値

表 (2)-23 2006, 2009年におけるライフステージごとのEBPBPの環境排出量

ライフステージ	EBPBP 取扱量 [t/year]	EBPBPの環境排出推定量[t/year]				
		大気	水域	土壌		合計
				土壌 I (開放土壌)	土壌 II (閉鎖土壌)	
製造	0 (0)	0 (0)	0.000 (0.000)	0 (0)	0 (0)	0.000 (0.000)
使用	6090 (6000)	0.0737 (0.0726)	1.02 (1.02)	0.0007 (0.0007)	0.000 (0.000)	1.09 (1.09)
最終製品使用	—	0.0305 (0.0374)	0.00206 (0.00252)	0 (0)	0 (0)	0.0325 (0.0399)
リサイクル	20 (7)	0.00026 (0.00009)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0.00026 (0.00009)
下水道	2.22 (2.21)	0 (0)	0.0844 (0.0840)	0.297 (0.296)	0 (0)	0.381 (0.379)
焼却	1653 (2283)	0.0155 (0.0214)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0.0155 (0.0214)
埋立	823 (1104)	0 (0)	0.000188 (0.000253)	0 (0)	823 (1104)	823 (1104)
合計	—	0.123 (0.137)	1.11 (1.11)	0.298 (0.296)	823 (1104)	824 (1105)

()なしの数値は2006年の値, ()内の数値は2009年の値

2006年および2009年における環境媒体中濃度の推定結果を表(2)-24に示す。表(2)-24には、2002年から2005年にかけて測定されたDecaBDEの実測値を併せて記した。2006年から2009年にかけての推定値の変動をみると、すべての媒体中濃度で低減している。また、実測値と比較すると、底質を除くすべての推定値が実測値の範囲内に収まった。底質中濃度は、推定値は実測値の1/50から1/20と推定された。2006年から2009年にかけての推定値の変動よりもむしろ、実測値の幅の方が大きいことが示された。

EBPBPの環境媒体中濃度は、2006年から2009年にかけて、わずかに増加傾向であると推定された。EBPBPの入手可能な報告値はなかった。

表(2)-24 2006年および2009年における環境媒体中濃度の推定結果と実測値

	DecaBDE			EBPBP	
	推定値		実測値	推定値	
	2006年	2009年	値	2006年	2009年
大気中濃度 [g/m <sup>3</sup> ]	$2.01 \times 10^{-12}$	$1.64 \times 10^{-12}$	$0.8 \sim 14 \times 10^{-12}$ (12/12, 2002年度の値) <sup>a)</sup>	$2.91 \times 10^{-12}$	$3.23 \times 10^{-12}$
水質中濃度 [g/m <sup>3</sup> ]	$6.27 \times 10^{-7}$	$4.78 \times 10^{-7}$	$< 1.30 \times 10^{-6}$ (0/18, 2005年の値) <sup>b)</sup>	$4.05 \times 10^{-6}$	$4.08 \times 10^{-6}$
土壌中濃度 [g/kg]	$1.87 \times 10^{-7}$	$1.44 \times 10^{-7}$	$0.7 \sim 4.5 \times 10^{-7}$ (12/12, 2002年度の値) <sup>a)</sup>	$1.02 \times 10^{-7}$	$1.05 \times 10^{-7}$
底質中濃度 [g/kg]	$1.59 \times 10^{-6}$	$1.21 \times 10^{-6}$	$37 \sim 76 \times 10^{-6}$ (検出限界値, $9.7 \times 10^{-6}$ ) (6/15, 2003年度の値) <sup>a)</sup>	$3.48 \times 10^{-8}$	$3.50 \times 10^{-8}$

a) 環境省(2003) 平成14年度版化学物質と環境, 化学物質環境汚染実態調査結果, 環境省環境保健部環境安全課, 平成15年3月

b) 環境省(2010)平成21年度版化学物質と環境, 化学物質環境調査結果概要一覧表(昭和49年度~平成20年度), 環境省環境保健部環境安全課, 平成22年3月

2006年および2009年における暴露媒体中濃度の推定結果を表(2)-25に示す。2006年, 2009年ともに, また, DecaBDE, EBPBPともに, 最も暴露量に寄与する暴露経路は, 葉菜であることが示された。

表(2)-25 2006年および2009年における暴露媒体中濃度と個人暴露濃度の推定結果

	DecaBDE		EBPBP	
	2006	2009	2006	2009
屋外大気[g/kg/day]	$2.99 \times 10^{-14}$	$2.45 \times 10^{-14}$	$4.33 \times 10^{-14}$	$4.81 \times 10^{-14}$
葉菜[g/kg/day]	$9.05 \times 10^{-11}$	$7.41 \times 10^{-11}$	$1.81 \times 10^{-10}$	$2.00 \times 10^{-10}$
根菜[g/kg/day]	$5.66 \times 10^{-14}$	$4.37 \times 10^{-14}$	$1.20 \times 10^{-12}$	$1.22 \times 10^{-12}$
畜肉[g/kg/day]	$5.87 \times 10^{-11}$	$4.74 \times 10^{-11}$	$4.83 \times 10^{-14}$	$5.31 \times 10^{-14}$
乳製品[g/kg/day]	$3.01 \times 10^{-11}$	$2.45 \times 10^{-11}$	$2.69 \times 10^{-14}$	$2.96 \times 10^{-14}$
魚介類[g/kg/day]	$4.41 \times 10^{-12}$	$3.36 \times 10^{-12}$	$2.85 \times 10^{-11}$	$2.87 \times 10^{-11}$
飲料水[g/kg/day]	$5.41 \times 10^{-12}$	$4.12 \times 10^{-12}$	$3.49 \times 10^{-11}$	$3.51 \times 10^{-11}$
屋内大気[g/kg/day]	$2.30 \times 10^{-11}$	$1.44 \times 10^{-11}$	$1.72 \times 10^{-11}$	$2.03 \times 10^{-11}$
屋内ダスト[g/kg/day]	$2.48 \times 10^{-11}$	$1.55 \times 10^{-11}$	$1.86 \times 10^{-11}$	$2.19 \times 10^{-11}$
車内大気[g/kg/day]	$9.65 \times 10^{-12}$	$8.92 \times 10^{-12}$	$4.42 \times 10^{-12}$	$5.56 \times 10^{-12}$
車内ダスト[g/kg/day]	$1.04 \times 10^{-11}$	$9.62 \times 10^{-12}$	$4.77 \times 10^{-12}$	$6.00 \times 10^{-12}$

化学物質由来のヒト健康リスクと温室効果ガス由来のリスクの推計結果を表 (2)-26に示す。2006年から2009年のトレードオフの傾向をみると、化学物質由来のヒト健康リスクおよび温室効果ガスによるリスクとも減少するという結果を得た。

表 (2)-26 物質代替におけるリスクトレードオフ解析の結果

	化学物質由来のヒト健康リスク[year-DALY/人/年]			温室効果ガス由来のリスク[t-CO <sub>2</sub> /年]				
		DecaBDE	EBPBP	合計		DecaBDE	EBPBP	合計
2006年	5%タイル値	$1.41 \times 10^{-15}$	$1.98 \times 10^{-14}$	$2.12 \times 10^{-14}$	中央値	2,320	8,200	10,500
	平均値	$1.76 \times 10^{-15}$	$1.65 \times 10^{-13}$	$1.66 \times 10^{-13}$				
	95%タイル値	$2.14 \times 10^{-15}$	$3.50 \times 10^{-13}$	$3.53E \times 10^{-13}$				
2009年	5%タイル値	$1.14 \times 10^{-15}$	$2.03 \times 10^{-14}$	$2.14 \times 10^{-14}$	中央値	1,780	8,202	9,980
	平均値	$1.42 \times 10^{-15}$	$1.63 \times 10^{-13}$	$1.65 \times 10^{-13}$				
	95%タイル値	$1.72 \times 10^{-15}$	$3.44 \times 10^{-13}$	$3.46 \times 10^{-13}$				

## 2) 製品（車種）代替の評価結果

次世代自動車普及シナリオに基づいて推定した2010年から2030年までの車種別保有台数を図 (2)-17に示す。2030年時において、ハイブリッド車と電気自動車の割合は、消極シナリオ、標準シナリオ、積極シナリオで、それぞれ、17% : 10%、24% : 13%、30% : 20%と推計された。

次世代自動車普及シナリオに基づいて推定した酸化防止剤 (BHT : 2,6-ジ-tert-ブチル-p-クレゾール)の2010年、および、2020年における車種別車齢別車室内濃度の推定結果を図 (2)-18に示す。環境省初期リスク評価書により2001年から2002年に測定されたBHTの観測値が報告されており、室内空気の実測値の最大は、 $0.546 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、ヒト1日暴露量は $0.16 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ と報告されている。推定値と比較すると、推定値は、2001年または2002年の実測値の最大値のおよそ3倍から15倍となった。

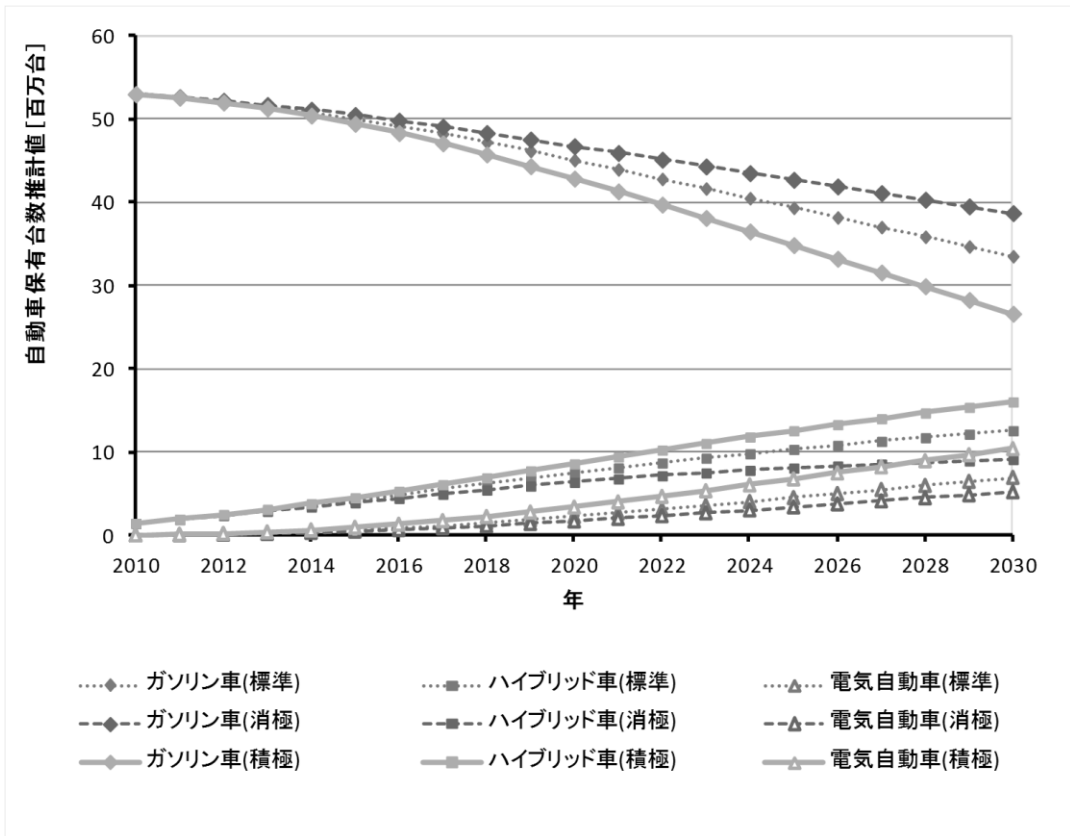


図 (2)-17 車種別の保有台数推計値

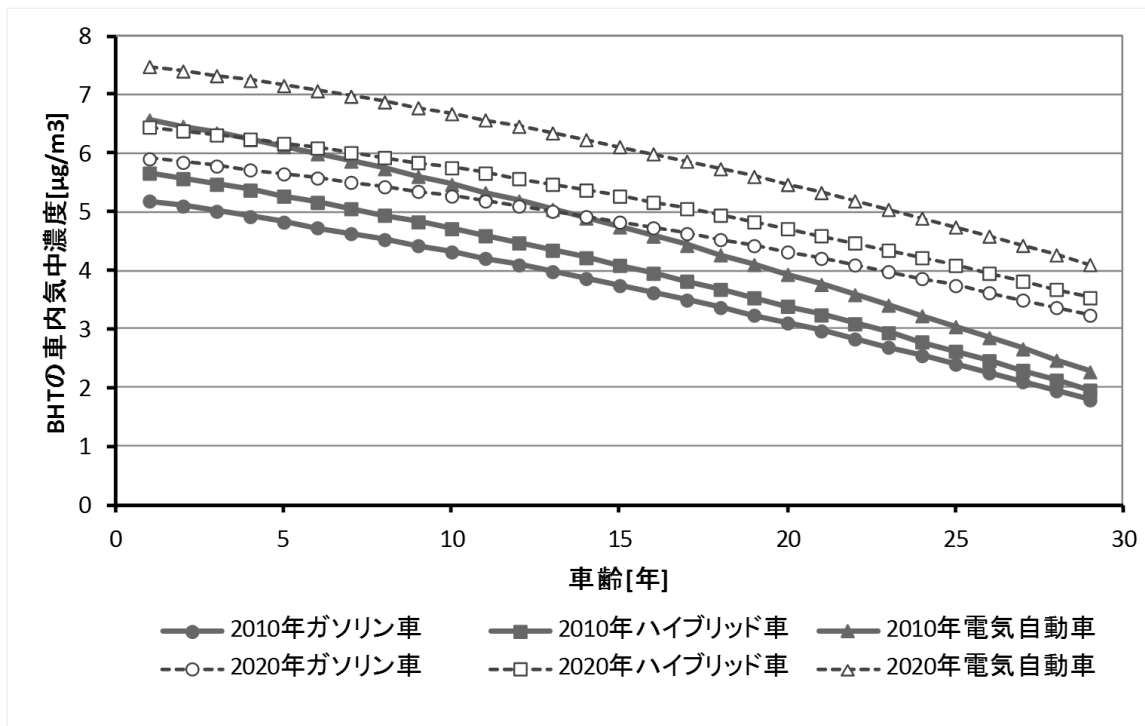


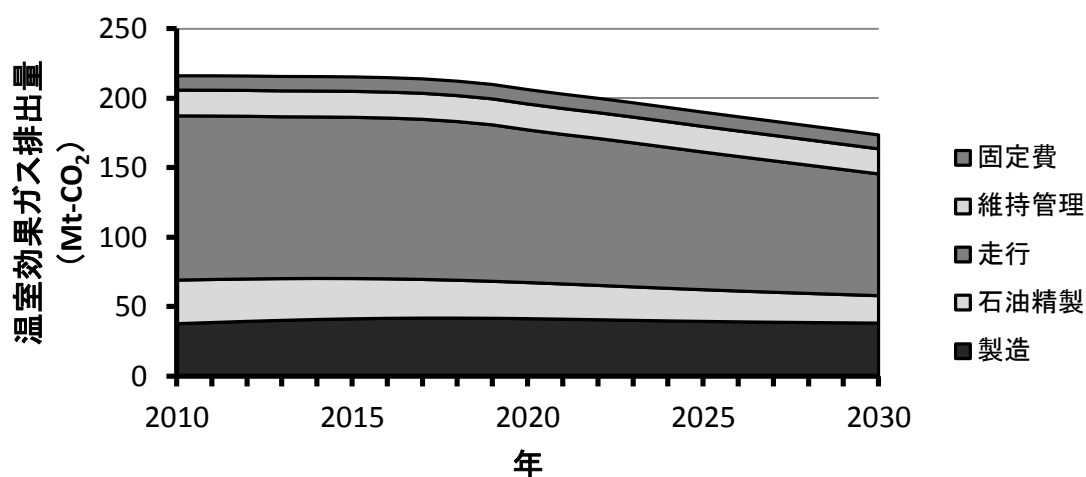
図 (2)-18 車種別車齢別のBHT車内濃度の推定結果

標準シナリオにおけるライフステージ別の温室効果ガス排出量と車種別温室効果ガス排出量の推移を図(2)-19、図(2)-20に示す。2016年まではほぼ一定であるが、2017年以降は徐々に減少し、2030年における温室効果ガス排出量は2010年比で18%減少している。

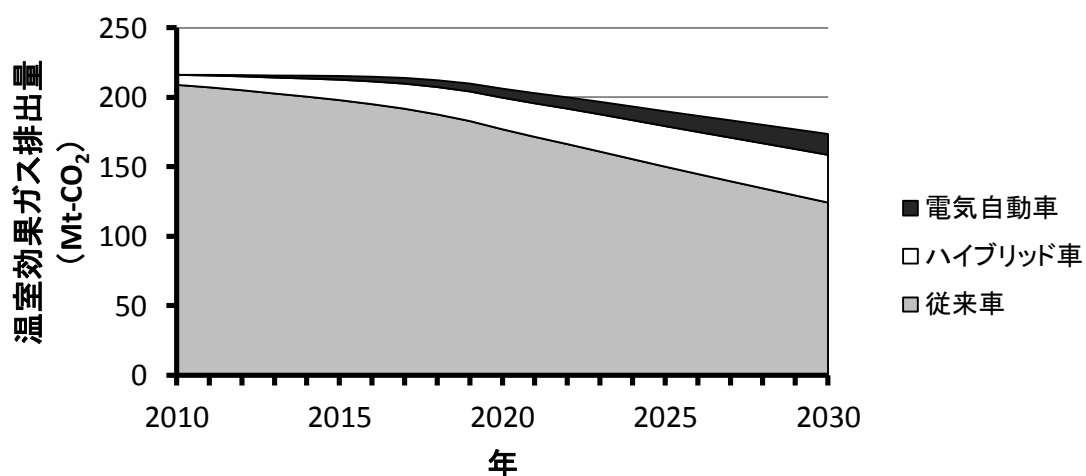
ライフステージ別の温室効果ガス排出量(図(2)-19)をみると、次世代自動車の普及によって電力使用、バッテリー製造の段階のCO<sub>2</sub>排出量は増加しているが、2010年に全体の87%を占めるガソリン使用段階の温室効果ガス排出量が2010年比29%減少している影響で、総温室効果ガス排出量が減少している。

車種別の温室効果ガス排出量(図(2)-20)をみると、2010年に全体の98%を占める従来車由来の温室効果ガス排出量が、2030年には2010年比38%減少している。

シナリオ毎の温室効果ガス排出量(図(2)-21)をみると、2030年における温室効果ガス排出量は消極、標準、積極シナリオの順に、それぞれ2010年比14%減、18%減、23%減となっている。



図(2)-19 ライフステージ別温室効果ガス排出量の推移(標準シナリオ)



図(2)-20 車種別温室効果ガス排出量の推移(標準シナリオ)

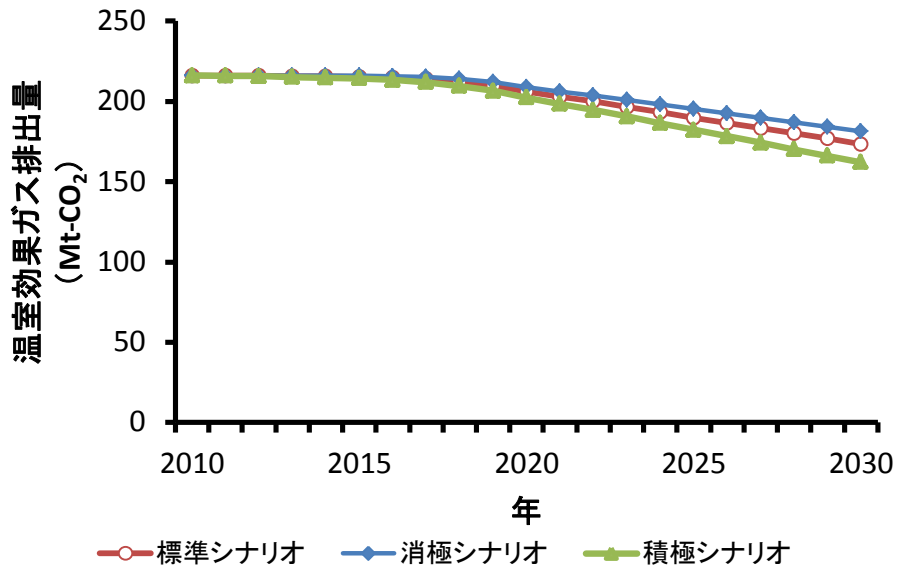


図 (2)-21 温室効果ガス排出量の推移 (シナリオ別)

化学物質由来のヒト健康リスクと温室効果ガス由来のリスクの推計結果を図 (2)-22に示す。2010年から2030年のトレードオフの傾向をみると、化学物質由来のヒト健康リスクは増加し、温室効果ガスによるリスクは減少するという結果を得た。シナリオごとの差は、2030年の値に顕著にみられた。

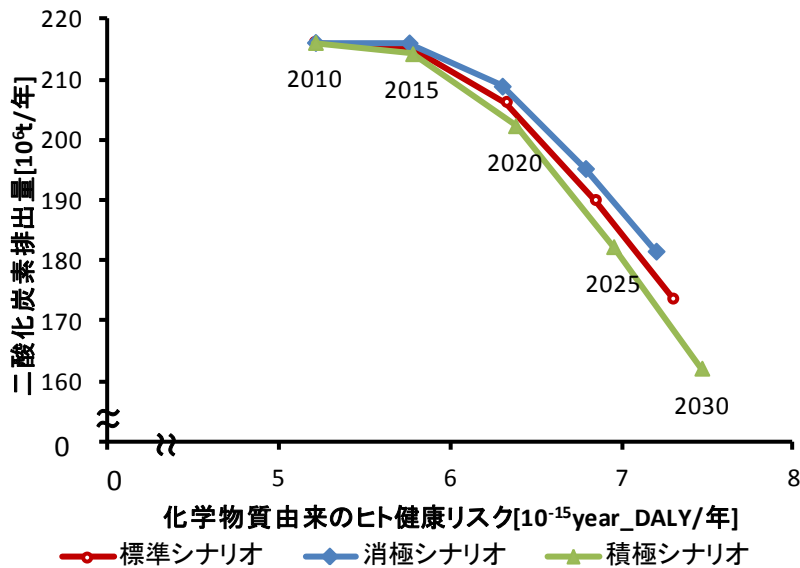


図 (2)-22 製品 (車種) 代替のリスクトレードオフ解析の結果

### 3) 燃料代替のリスク評価結果

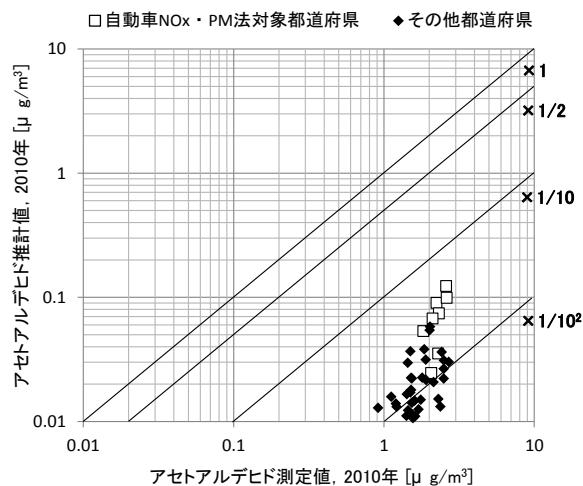
#### a. 年平均大気中濃度の推計値と測定値の比較

本サブテーマにおいて大気中濃度の推計に用いたADMERは、関東全体のような広域での濃度分布推計を目的に開発されたものであり、 $5 \times 5 \text{km}^2$ グリッドで平均化された濃度を推計するモデルである。よって、一般環境での大気中濃度でのリスク評価を目的とし、濃度の推計を行った。

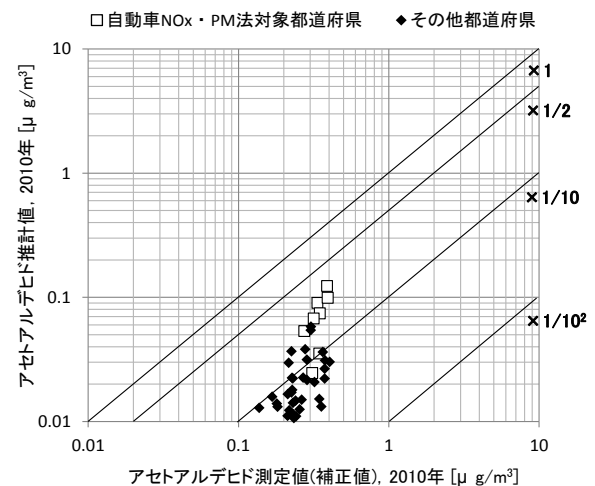
HC系4物質の濃度推計値（現状ケース）と測定値の比較結果を図(2)-23から図(2)-26に示す。自動車排ガス排出の寄与で補正（アセトアルデヒド/ホルムアルデヒドのみ二次生成の寄与も補正）した測定値との比較を行った**(b)**の場合、推計値が測定値に対し、自動車NO<sub>x</sub>・PM法対策都道府県（関東首都圏、東海圏、阪神圏）では1/2～1/5程度低く、その他都道府県では1/10程度低い結果となった。これは、有害大気汚染物質の測定局が比較的高密度な地点に設置されているため、測定値と比較して、都道府県での昼間人口加重平均濃度（ADMER推計値）が小さくなることによる。とりわけ、その他都道府県では測定局の数も少なく高密度地点での測定に対し、推計値は $5 \times 5 \text{km}^2$ グリッドでの濃度平均化と全区域の濃度の人口加重平均化の数値計算を実施しているため、低い値となる。次に、SPM中ECの濃度推計値（1997年）と測定値の比較結果を図(2)-27に示す。**(b)**で比較して同様に、推計値と測定値の比が自動車NO<sub>x</sub>・PM法対策都道府県で1/2～1/5程度低く、その他都道府県では1/10程度低い結果となった。

以上より、本研究での推計値の特性（ $5 \times 5 \text{km}^2$ グリッドでの濃度平均化と全区域の濃度の人口加重平均化）を踏まえて測定値と比較した結果、推計値は妥当と判断し、同推計値でリスク評価を実施した。

(a) 都道府県別・年平均大気中濃度での推計値と測定値の比較



(b) 測定値を自動車排ガス排出（一次排出）の寄与で補正した場合での比較



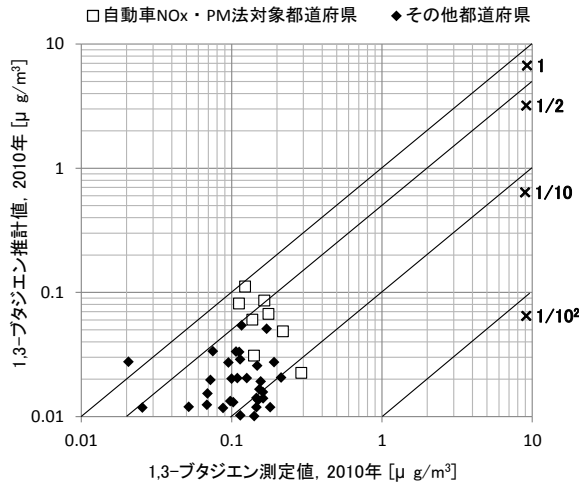
図(2)-23 アセトアルデヒドの大気中濃度推計結果（現状ケース）と測定値の比較

※<sup>1</sup> (a), (b)の推計値は、ADMERにより $5 \times 5 \text{km}^2$ で推計された年平均大気中濃度を、各メッシュの昼間人口で加重平均して算出した、都道府県単位での大気中濃度。

※<sup>2</sup> (a)の測定値は、環境省・有害大気汚染物質モニタリング調査結果における全測定局（一般環境、発生源周辺、沿道）での年平均大気中濃度を、都道府県単位で平均した値（環境省<sup>97)</sup>）。

※<sup>3</sup> (b)の測定値（補正值）は、炭化水素の大気中での二次生成に伴う排出寄与率81%（中西ら<sup>98)</sup>）、2010年PRTR届出排出量・届出外排出量に占める自動車排ガス排出量の割合73.8%（経済産業省・環境省<sup>99)</sup>）を踏まえ、値を丸め二次生成寄与除外率 $1 - 0.8 = 0.2$ 、自動車排ガス寄与率0.75を測定値に乗じた値。（a）測定値 $\times 0.2 \times 0.75$ 。

(a) 都道府県別・年平均大気中濃度での推計値と測定値の比較



(b) 測定値を自動車排ガス排出(一次排出)の寄与で補正した場合での比較

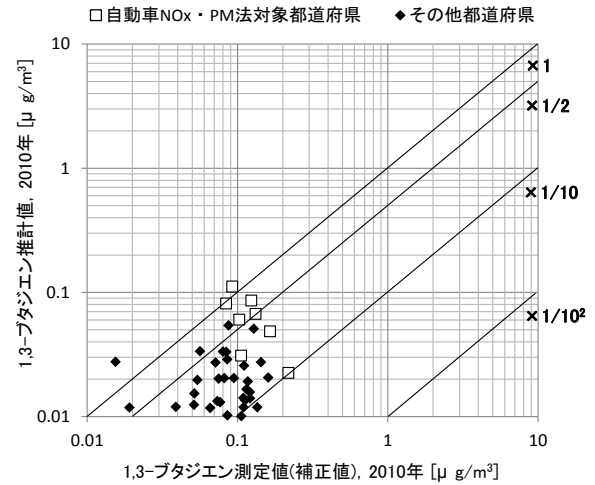
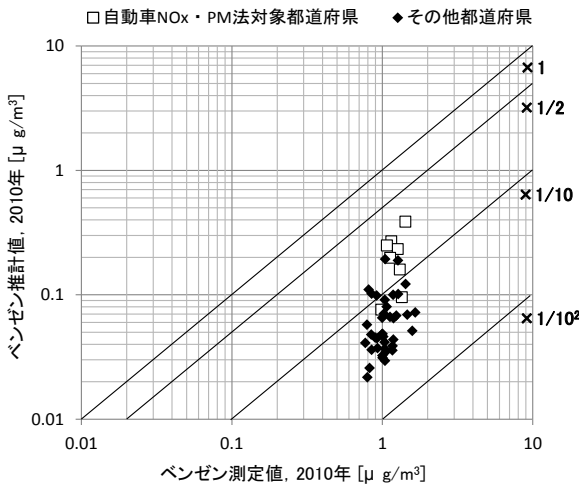


図 (2)-24 1,3ブタジエンの大気中濃度推計結果(現状ケース)と測定値の比較

- ※<sup>1</sup> (a), (b)の推計値は, ADMERにより5×5km<sup>2</sup>で推計された年平均大気中濃度を, 各メッシュの昼間人口で加重平均して算出した, 都道府県単位での大気中濃度。
- ※<sup>2</sup> (a)の測定値は, 環境省・有害大気汚染物質モニタリング調査結果における全測定局(一般環境, 発生源周辺, 沿道)での年平均大気中濃度を, 都道府県単位で平均した値(環境省<sup>97)</sup>。
- ※<sup>3</sup> (b)の測定値(補正值)は, 2010年PRTR届出排出量・届出外排出量に占める自動車排ガス排出量の割合75.0%(経済産業省・環境省<sup>99)</sup>を踏まえ, 自動車排ガス寄与率0.75を(a)の測定値に乗じた値。(a)測定値×0.75。

(a) 都道府県別・年平均大気中濃度での推計値と測定値の比較



(b) 測定値を自動車排ガス排出(一次排出)の寄与で補正した場合での比較

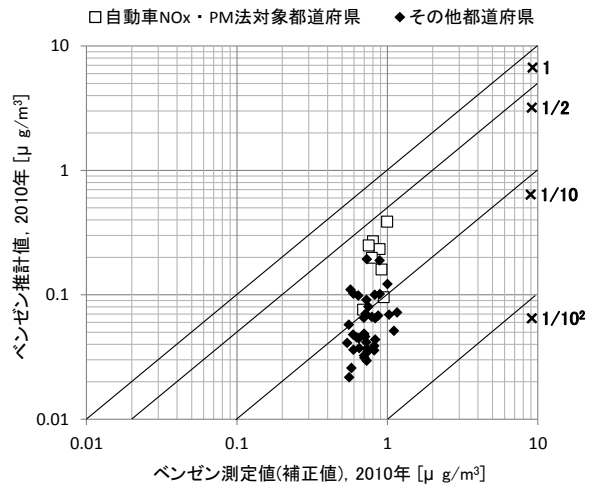
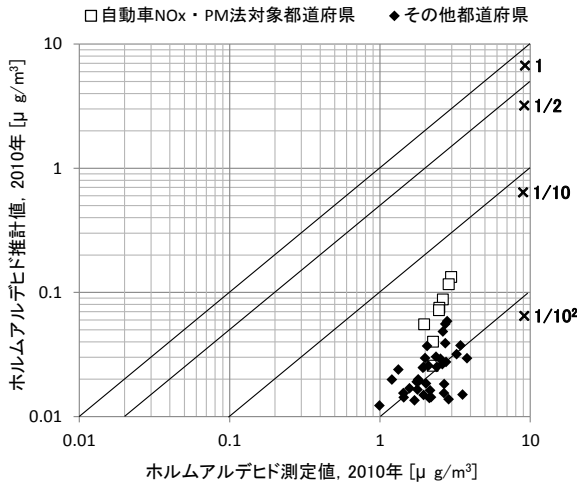


図 (2)-25 ベンゼンの大気中濃度推計結果(現状ケース)と測定値の比較

- ※<sup>1</sup> (a), (b)の推計値は, ADMERにより5×5km<sup>2</sup>で推計された年平均大気中濃度を, 各メッシュの昼間人口で加重平均して算出した, 都道府県単位での大気中濃度。
- ※<sup>2</sup> (a)の測定値は, 環境省・有害大気汚染物質モニタリング調査結果における全測定局(一般環境, 発生源周辺, 沿道)での年平均大気中濃度を, 都道府県単位で平均した値(環境省<sup>97)</sup>。
- ※<sup>3</sup> (b)の測定値(補正值)は, 2010年PRTR届出排出量・届出外排出量に占める自動車排ガス排出量の割合68.6%(経済産業省・環境省<sup>99)</sup>を踏まえ, 丸めた自動車排ガス寄与率0.70を(a)の測定値に乗じた値。(a)測定値×0.70。



(a) 都道府県別・年平均大気中濃度での推計値と測定値の比較



(b) 測定値を自動車排ガス排出(一次排出)の寄与で補正した場合での比較

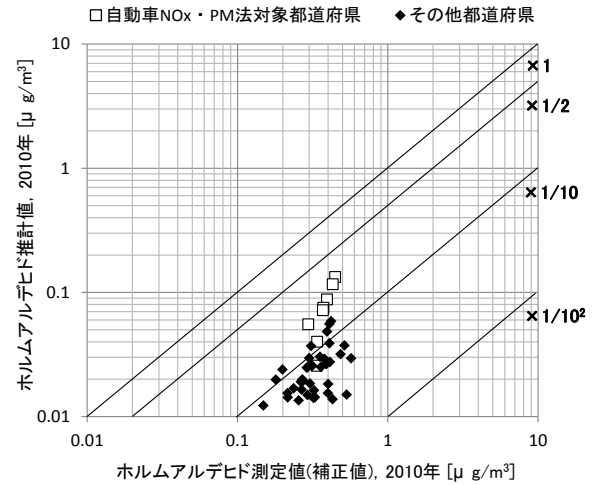
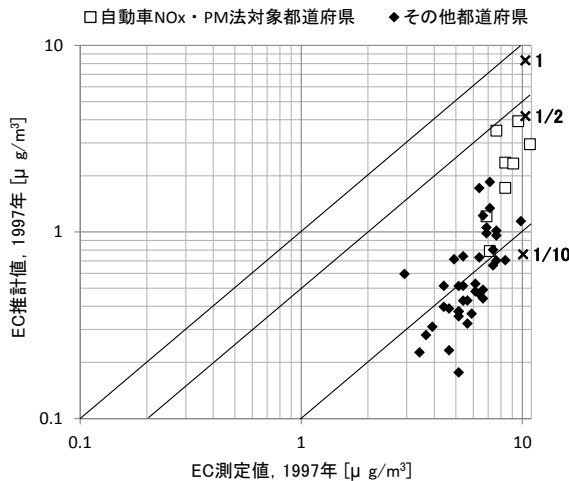


図 (2)-26 ホルムアルデヒドの大気中濃度推計結果(現状ケース)と測定値の比較

※<sup>1</sup> (a), (b)の推計値は, ADMERにより5×5km<sup>2</sup>で推計された年平均大気中濃度を, 各メッシュの昼間人口で加重平均して算出した, 都道府県単位での大気中濃度。  
 ※<sup>2</sup> (a)の測定値は, 環境省・有害大気汚染物質モニタリング調査結果における全測定局(一般環境, 発生源周辺, 沿道)での年平均大気中濃度を, 都道府県単位で平均した値(環境省<sup>97)</sup>。  
 ※<sup>3</sup> (b)の測定値(補正值)は, 炭化水素の大気中での二次生成に伴う排出寄与率70~90%(中西・鈴木<sup>100)</sup>, 2010年PRTR届出排出量・届出外排出量に占める自動車排ガス排出量の割合73.2%(経済産業省・環境省<sup>99)</sup>を踏まえ, 値を丸め二次生成寄与除外率1-0.8=0.2, 自動車排ガス寄与率0.75を測定値に乗じた値。(a)測定値×0.2×0.75。

(a) 都道府県別・年平均大気中濃度での推計値と測定値の比較



(b) 測定値を自動車排ガス排出(一次排出)の寄与で補正した場合での比較

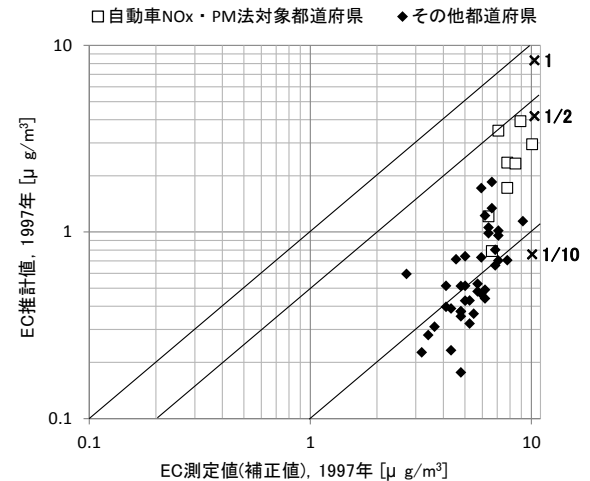


図 (2)-27 SPM中ECの大気中濃度推計結果(1997年)と測定値の比較

※<sup>1</sup> (a), (b)の推計値は, ADMERにより5×5km<sup>2</sup>で推計された年平均大気中濃度を, 各メッシュの昼間人口で加重平均して算出した, 都道府県単位での大気中濃度。  
 ※<sup>2</sup> (a)の測定値は, 環境庁の一般環境測定局でのSPMモニタリング値(都道府県別年平均大気中濃度)より, SPM中のEC含有率を踏まえEC濃度に換算した値(岩井・内山<sup>14)</sup>。  
 ※<sup>3</sup> (b)の測定値(補正值)は, EC濃度に対する自動車排ガス排出の寄与率93.3%(岩井・内山<sup>14)</sup>を踏まえ, 丸めた自動車排ガス寄与率0.93を(a)の測定値に乗じた値。(a)測定値×0.93。

## b. 発がんリスクの評価結果

本研究において、化学物質暴露由来の個人DALY値の算定に用いた市区町村別大気中濃度の推計結果と、同濃度での暴露条件下での生涯発がん過剰発生率の推計結果を表(2)-27に示す。この場合、95%タイル値は人口高密度地域での暴露を指す。

HC由来の4物質については、対策前・対策後ともに、95%タイル値においても実質安全量（Virtually Safe Dose, VSD）である $10^{-5}$ を超過していない結果が得られた。ただし、 $5 \times 5 \text{km}^2$ グリッドでの濃度平均化した推計値であることと、アセトアルデヒドとホルムアルデヒドについては自動車排ガス由来の炭化水素が二次生成して発生する寄与分を含めていないことに留意が必要である。

SPM中ECについては、過去の水準に対して普通車・大型車のSPM排出原単位の大幅低減を達成しているが、2005-2008年式の排出原単位で推計した2010年のリスクについては、平均値においても $10^{-5}$ を超過している結果を得た。ECの暴露量を増加させるガソリン普通車のディーゼル普通車代替対策の実施条件下においては、EC濃度が1.2~1.3倍増加し、同水準で発がんリスクも増加した。

表(2)-27 対策の実施下での各物質暴露による生涯発がん過剰発生率の推計結果

		大気中濃度 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]			生涯発がん過剰発生率 [-] (大気中濃度が生涯継続すると仮定)		
		対策後			対策後		
		対策前	ガソリンの ETBE7%代替	ガソリンの E10代替	対策前	ガソリンの ETBE7%代替	ガソリンの E10代替
アセトアルデヒド	平均値	0.028	0.030	0.036	$4.93 \times 10^{-8}$	$5.28 \times 10^{-8}$	$6.34 \times 10^{-8}$
	95%タイル値	0.101	0.108	0.128	$1.78 \times 10^{-7}$	$1.90 \times 10^{-7}$	$2.25 \times 10^{-7}$
1,3-ブタジエン	平均値	0.025	0.022	0.027	$6.00 \times 10^{-7}$	$5.28 \times 10^{-7}$	$6.48 \times 10^{-7}$
	95%タイル値	0.090	0.080	0.096	$2.16 \times 10^{-6}$	$1.92 \times 10^{-6}$	$2.30 \times 10^{-6}$
ベンゼン	平均値	0.084	0.063	0.095	$5.24 \times 10^{-7}$	$3.93 \times 10^{-7}$	$5.93 \times 10^{-7}$
	95%タイル値	0.292	0.218	0.332	$1.82 \times 10^{-6}$	$1.36 \times 10^{-6}$	$2.07 \times 10^{-6}$
ホルムアルデヒド	平均値	0.029	0.027	0.030	$3.02 \times 10^{-7}$	$2.81 \times 10^{-7}$	$3.12 \times 10^{-7}$
	95%タイル値	0.106	0.097	0.107	$1.10 \times 10^{-6}$	$1.01 \times 10^{-6}$	$1.11 \times 10^{-6}$
SPM中EC		対策後			対策後		
		対策前	ガソリン普通車の ディーゼル普通車代替		対策前	ガソリン普通車の ディーゼル普通車代替	
	平均値	0.027	0.034		$1.28 \times 10^{-5}$	$1.61 \times 10^{-5}$	
	95%タイル値	0.095	0.122		$4.54 \times 10^{-5}$	$5.85 \times 10^{-5}$	

リスク評価に用いた平均値ならびに95%タイル値は、ADMERにより $5 \times 5 \text{km}^2$ で推計された年平均大気中濃度を、各メッシュの昼間人口で加重平均して算出した市区町村単位での大気中濃度推計値を対象として、市区町村数の加重で求めた値。

## c.2指標（化学物質暴露由来個人DALY値，温室効果ガス排出量）での評価結果

燃焼代替の評価結果を表(2)-28に示す。対策「ガソリンのETBE7%代替」では，化学物質由来のヒト健康リスクおよび温室効果ガスによるリスクとも減少するという結果を得た（Win-Win（両者にとって良い）の構造）。一方で，対策「ガソリンのE10代替」と対策「ガソリン普通車のディーゼル普通車代替」では，化学物質由来のヒト健康リスクは増加し，温室効果ガスによるリスクは減少するという結果を得た（トレードオフの構造）。

表(2)-28 燃料代替の評価結果

		対策前	対策後		
			ガソリンのETBE7%代替	ガソリンのE10代替	
化学物質由来のヒト健康リスク値 <sup>a</sup>	5%タイル値	$1.30 \times 10^{-8}$	$1.30 \times 10^{-8}$	$1.49 \times 10^{-8}$	[year-DALY/人/年]
	平均値	$3.45 \times 10^{-7}$	$2.88 \times 10^{-7}$	$3.80 \times 10^{-7}$	
	95%タイル値	$1.23 \times 10^{-6}$	$1.03 \times 10^{-6}$	$1.34 \times 10^{-6}$	
温室効果ガス排出量		200.3	196.7	194.3	[Mt-CO <sub>2</sub> eq/年]
		対策前	対策後		
			ガソリン普通車のディーゼル普通車代替		
化学物質由来のヒト健康リスク値 <sup>b</sup>	5%タイル値	$1.21 \times 10^{-7}$	$1.21 \times 10^{-7}$		[year-DALY/人/年]
	平均値	$2.30 \times 10^{-6}$	$2.90 \times 10^{-6}$		
	95%タイル値	$8.16 \times 10^{-6}$	$1.05 \times 10^{-5}$		
温室効果ガス排出量		200.3	196.8		[Mt-CO <sub>2</sub> eq/年]

<sup>a</sup> アセトアルデヒド，1，3-ブタジエン，ベンゼン，ホルムアルデヒドの発がん影響。

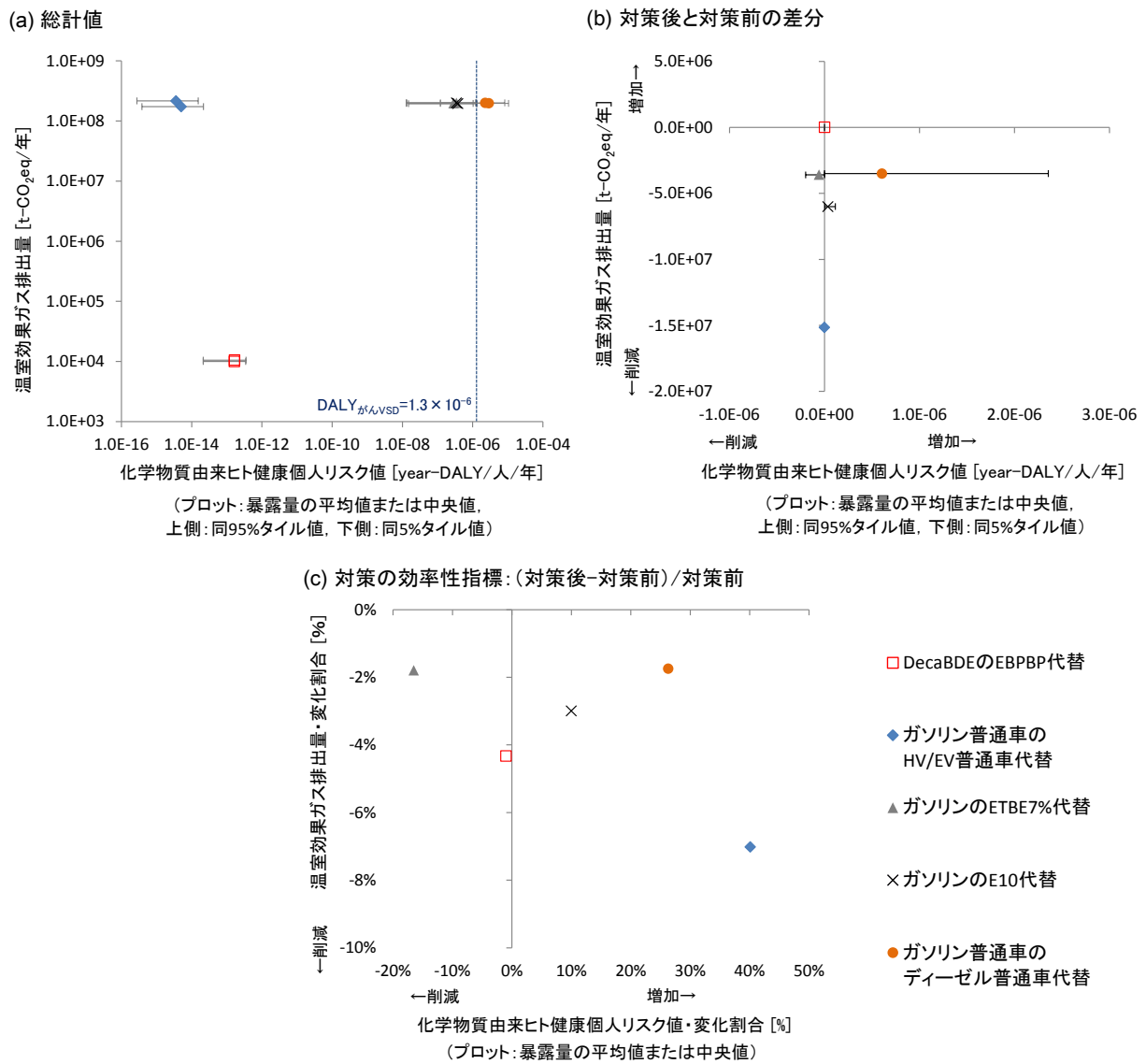
<sup>b</sup> SPM中元素状炭素(EC)の発がん影響。

## 4) 各対策のリスクトレードオフ構造解析結果

個人の化学物質由来ヒト健康リスク値と温室効果ガス排出量によるリスクトレードオフ解析結果を図(2)-28に示す。推計結果は，各対策の健康リスク，温室効果ガス排出量の総計値，対策前後の差，対策の効率性指標の3種類で比較考察を行った。

総計値(a)による評価では，がんの実質安全量として生涯発がんリスクの増加分 $10^{-5}$ に，がんの平均DALY $=9.339$ [year-DALY/件]，寿命70[年]で換算し，年間の実質安全基準の目安として $10^{-5} \times 9.339 / 70 \approx 1.3 \times 10^{-6}$ を，DALY値の参照基準とする。燃料代替は，化学物質由来のヒト健康個人リスク値，温室効果ガス排出量ともに大きく，とりわけ対策「ガソリン普通車のディーゼル普通車代替」では，対策前の段階で個人DALY値が $2.3 \times 10^{-6}$ とDALY<sub>がんVSD</sub> ( $1.3 \times 10^{-6}$ )を超えており，対策後さらに $2.9 \times 10^{-6}$ まで増加すると推定された。対策「ガソリンのETBE7%代替」では化学物質由来個人DALY値の減少が見られる一方で，対策「ガソリンのE10代替」ではリスク値が増加し，上側暴露条件下では $1.3 \times 10^{-6}$ と推計され，DALY<sub>がんVSD</sub>と同値となった。また，物質の代替（DecaBDEからEBPBPへの代替）という事象のみを取り挙げてリスクトレードオフを検討すると，かなり低いリスクレベルでの比較をすることに帰着され，自動車産業がこれまでに行った対策，計画中の対策の評価の一断面のみの評価に限定されていることを明らかにした。その意味で，3種類のリスクトレードオフ俯瞰図を並置することで，より見落としの少ないリスクトレードオフ評価を可能とする結果が得られた。

図(2)-28の(b)は差分での表示したものであり、化学物質由来ヒト健康リスクの高い政策「ガソリン普通車のディーゼル普通車代替」が、暴露の分布を考慮しても顕著に温室効果ガス排出削減の対価としての健康リスクの増加を示す結果となった。対策前後の差分とその比での値を図(2)-29に示す。個人DALY変化量、温室効果ガス排出変化量がともに負の場合、リスクトレードオフは発生しなかったと判定される。個人DALY変化量と温室効果ガス排出変化量の比 ( $\Delta$ 個人DALY<sub>代表値</sub>/ $\Delta$ 温室効果ガス) で評価すると、リスクトレードオフが発生した対策「ガソリン普通車のハイブリッド車/電気自動車代替」は、次世代自動車の普及に伴う化学物質由来ヒト健康リスクの対価を酸化防止剤で評価した場合、値が小さく大きなトレードオフは生じないと判定された。 $\Delta$ 個人DALY<sub>代表値</sub>/ $\Delta$ 温室効果ガスが高く推計された対策「ガソリンのE10代替」と対策「ガソリン普通車のディーゼル普通車代替」を比較した場合、対策「ガソリン普通車のディーゼル普通車代替」の方が2桁大きなトレードオフを発生させると判定された。



図(2)-28 リスクトレードオフ解析結果  
(化学物質由来ヒト健康リスクと温室効果ガス排出量での評価)

しかしながら、図 (2)-28の(c)対策前後の増減率で評価した場合、対策「ガソリン普通車のハイブリッド車/電気自動車代替」は化学物質由来ヒト健康リスク値で最も変動が大きいと推定された。健康リスクについては、暴露量が何倍増加するか、といったことがリスク管理上の意思決定において重要な情報となるため、酸化防止剤HTBについても、車室内という狭域空間での暴露特性に関する知見の充足の必要性が示唆される。

表 (2)-29 対策前後の差分で評価したリスクトレードオフ構造

	$\Delta$ 個人DALY <sup>代表値</sup>	$\Delta$ 温室効果ガス	$\Delta$ 個人DALY <sup>代表値</sup> / $\Delta$ 温室効果ガス [(year-DALY/人/年)/ (Mt-CO <sub>2</sub> eq/年)]
	有害物質由来ヒト 健康個人リスク変化量 <sup>a</sup> [year-DALY/人/年]	温室効果ガス 排出変化量 <sup>b</sup> [Mt-CO <sub>2</sub> eq/年]	
DecaBDEのEBPBP代替	$-1.64 \times 10^{-15}$	$-4.56 \times 10^{-4}$	トレードオフなし
ガソリン普通車のHV/EV普通車代替	$1.44 \times 10^{-15}$	-1.52×10	$-9.52 \times 10^{-17}$
ガソリンのETBE7%代替	$-5.71 \times 10^{-8}$	-3.60	トレードオフなし
ガソリンのE10代替	$3.45 \times 10^{-8}$	-6.00	$-5.75 \times 10^{-9}$
ガソリン普通車のディーゼル普通車代替	$6.04 \times 10^{-7}$	-3.50	$-1.73 \times 10^{-7}$

<sup>a</sup> 正がリスク増加，負がリスク減少。

<sup>b</sup> 正が排出増加，負が排出減少

#### 5) 試行的解析：化学物質暴露，温室効果ガス排出のDALY等価換算での評価

化学物質由来ヒト健康集団リスク値（影響を受ける集団：日本国民）と温室効果ガス排出由来ヒト健康リスク（影響を受ける集団：全地球民）でのリスクトレードオフ解析を試行的取組として実施した（図 (2)-29）。リスク評価とライフサイクル評価を連動させることで、2つの異種なリスクのトレードオフを集団DALY値に等価換算としてヒト健康リスク値として比較することは、疫学・動物実験の実データの精査のうえで決められた発がんのユニットリスクや疾病の重篤度を踏まえて推計されて化学物質暴露由来のDALY値と、将来生じうる可能性のある影響の推計として得られた温室効果ガス排出由来のDALY値とで、その知見の精緻さの違いを理解し、等価換算して論じることには十分な注意を要する。

温暖化影響のヒト健康被害換算係数（DALY換算係数） $2.55 \times 10^{-4}$  [year-DALY/t-CO<sub>2</sub>]で、CO<sub>2</sub>の排出と発がん物質の暴露とを比較すると、CO<sub>2</sub>を100万t減らすこと（ $100 \times 10^6$  [t-CO<sub>2</sub>/年]  $\times$   $2.55 \times 10^{-4}$  [year-DALY/t-CO<sub>2</sub>] = 255 [year-DALY/年]）は、10万人に1.5人の生涯発がん確率で日本国民（12.8億人）全員が暴露している発がん物質をなくすこと（ $1.28 \times 10^8$  [人]  $\times$   $1.5 \times 10^{-5}$  [-]  $\times$  9.339 [year-DALY/件] / 70 [年-寿命] = 256 [year-DALY/年]、9.339 [year-DALY/件]は各種がんの平均値）と、同水準のリスク削減対策として評価されることに相当する。よって、CO<sub>2</sub>の排出削減に大きなヒト健康リスク削減効果があることを踏まえた評価となる。本サブテーマでのケーススタディに適用した場合においても、図 (2)-29の(a)に示すように、温室効果ガス排出由来の集団DALY値が数桁以上、化学物質暴露由来の集団DALY値より値が大きい結果となった。

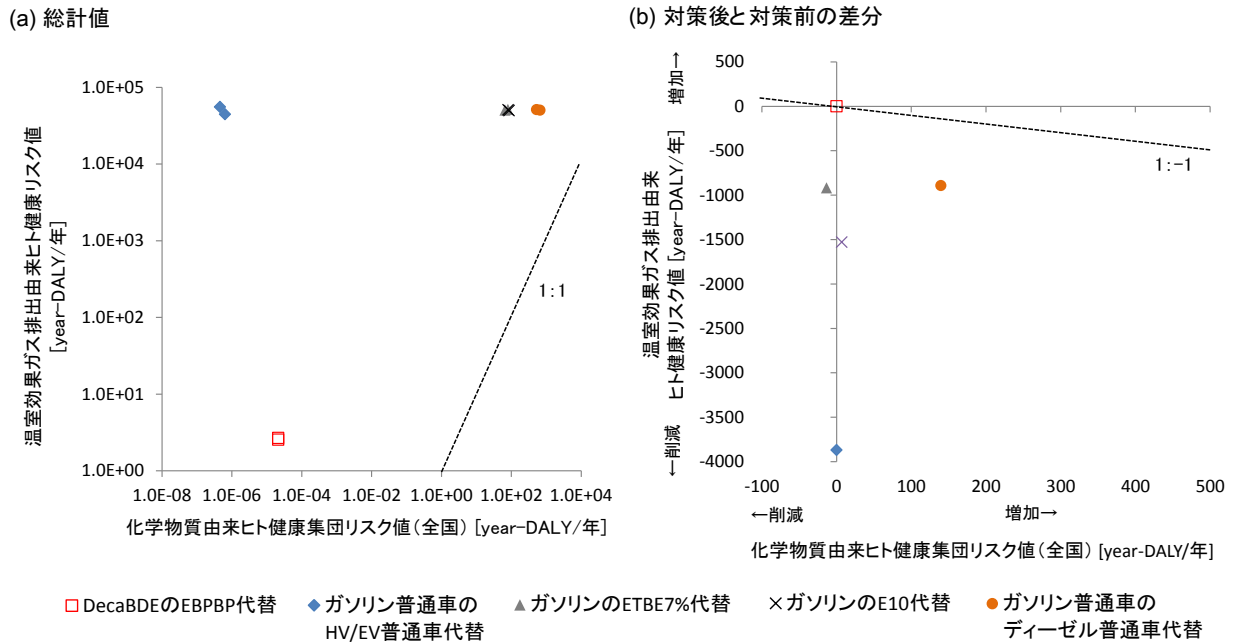


図 (2)-29 リスクトレードオフ解析結果  
(化学物質由来ヒト健康リスクと温室効果ガス排出由来ヒト健康リスクでの評価)

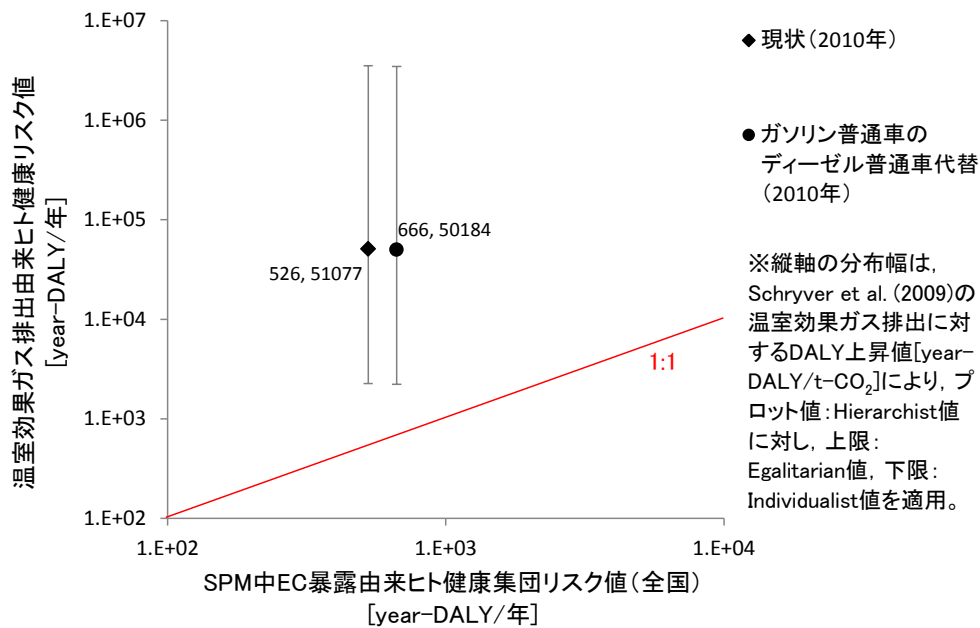


図 (2)-30 対策「ガソリン普通車のディーゼル普通車代替」のリスクトレードオフ解析結果  
(SPM中EC暴露由来ヒト健康リスクと温室効果ガス排出由来ヒト健康リスクでの評価)

本サブテーマで扱ったケーススタディのうち、化学物質由来ヒト健康集団リスク値が最も高かった対策「ガソリン普通車のディーゼル普通車代替」でのリスクトレードオフ解析結果(抜粋)を図(2)-30に、SPM中ECの暴露に伴う生涯発がん過剰発生率(同大気中濃度の暴露が生涯継続すると仮定)の人口分布

推計結果を図 (2)-31に示す。

ともに集団DALY値換算した化学物質由来ヒト健康集団リスク値と温室効果ガス排出由来ヒト健康リスクで比較すると、現状（2010年）、対策後（普通車に占めるディーゼル普通車比率を20%に高める）、ともに温室効果ガス排出由来の集団DALY値が2桁高く、Schryver et al. (2009)の原単位の分布を考慮しても、EC暴露の増加を許容して温室効果ガス排出を削減させることの方に価値があると判定された。一方で、図 (2)-31の暴露分布推計では、同対策はVSD： $10^{-5}$ を超過する人口を約1611万人増加させる対策となり、容易に増加を許容できないリスク水準であると判定される。集団DALY値換算によるリスクトレードオフ分析手法として、化学物質暴露リスク（発がん影響の場合は実質安全量VSDを、非発がん影響の場合は暴露マージンMOE）が比較的高く、更なるリスク削減が求められる対策については、本手法を当てはめることに注意を要する。

(a)現状(2010年)

(b)ガソリン普通車のディーゼル普通車代替(2010年)

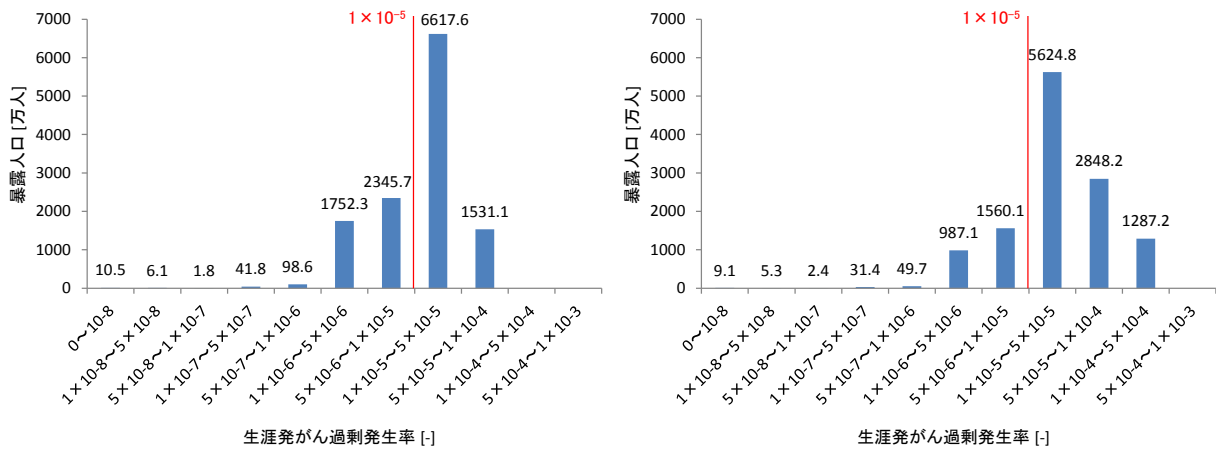


図 (2)-31 SPM中ECの暴露による生涯発がん過剰発生率の暴露分布推計結果

合わせて、温室効果ガス排出由来ヒト健康リスクとDALY等価換算で比較するためには、化学物質由来ヒト健康リスクも集団でのDALY値に換算する必要がある。すなわち、図 (2)-30のSPM中EC暴露由来ヒト健康集団リスク値は、図 (2)-31の暴露分布の積分値に該当する。一方で、有害物質のヒト健康リスクの管理においては、高暴露集団においてもリスクが相応に管理できているかが求められ、すなわち、分布値の高暴露域の暴露人口を削減するリスク管理上の政策判断が求められる。しかしながら、化学物質暴露に由来するヒト健康リスクを個人DALY値ではなく積分して集団DALY値に換算することで、そうした政策判断情報が欠如することにも、本手法の使用に注意が必要となる。

## 5.本研究開発により得られた成果

### (1) 科学的意義

本サブテーマでは、化学物質の暴露による個別のエンドポイント（発がん影響、非発がん影響）を等価換算するリスク評価（個人DALY値推計）を行い、化学物質暴露由来個人DALY値と温室効果ガス排出量の関係を総計値、対策前後の差、対策の効率性指標の3種類で比較する、リスクトレードオフ解析手法を構築した。その上で、自動車産業の環境対策を対象とした物質の代替、製品の代替、燃料の代替のリスクトレードオフ解析を実施することで、これまでライフサイクル評価やリスク評価の分野で別々に扱

われていた複数の環境負荷評価を統合し、トレードオフ構造を定量化して比較する知的情報基盤を整備した。これにより、物質の代替という事象のみを取り挙げてリスクトレードオフを検討すると、かなり低い健康リスクのレベルでの比較をすることに帰着され、自動車産業がこれまでに行った対策、計画中の対策の評価の一断面のみの評価に限定されていることを明らかにした。その意味で、3種類のリスクトレードオフ俯瞰図を並置することで、より見落としの少ないリスクトレードオフ評価を可能とする結果が得られた。

## (2) 環境政策への貢献

### <行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

### <行政が活用することが見込まれる成果>

今後の環境政策においては、あらゆる政策決定においてリスクトレードオフが発生することを鑑み、リスクを俯瞰することで個別の領域での環境負荷対策の意味を明確化する方法、リスクトレードオフに関する知的情報基盤の整備が求められる。本サブテーマで開発したリスクトレードオフ解析手法を用いることで、化学物質管理対策と温室効果ガス削減対策のリスクトレードオフをヒト健康リスクの観点で定量的に把握でき、分野別に行われている対策を俯瞰しながらリスクトレードオフを管理することが可能となる。

## 6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

## 7. 研究成果の発表状況

### (1) 誌上発表

#### <論文（査読あり）>

- 1) 渡辺真也, 中久保豊彦, 東海明宏, 山本祐吾 (2012) 産業界による自主的な化学物質管理を支援するリスク評価手法の構築-テレビ筐体に含有される難燃剤を対象としたケーススタディー-, 日本リスク研究学会誌, 21(4), 285-294.

#### <査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

#### <その他誌上発表（査読なし）>

特に記載すべき事項はない。

### (2) 口頭発表（学会等）

- 1) Figueiredo, L., and Tokai, A. (2010) Social and technical dimensions of biodiesel production systems from the view point of risk management, Joint conference of international Society of Exposure Science & International Society for Environmental Epidemiology, pp 15-17.



- 2) Nishigaki, K., and Tokai, A. (2010) Health risk assessment for human exposure to bioethanol due to expansion of biofuels production, 2010 Joint conference of international Society of Exposure Science & International Society for Environmental Epidemiology, pp 19-22.
- 3) Tokai, A. (2010) Risk assessment of chemicals toward environmental sustainability, Joint conference of international Society of Exposure Science & International Society for Environmental Epidemiology.
- 4) Higuchi, Y., Wada, N., Nakakubo, T., and Tokai, A. (2011) Scenario analysis on the Impact of diffusion of next generation vehicles on material consumption and GHG Emissions, SETAC North America 32nd Annual Meeting, Boston, USA.
- 5) Higuchi, Y., Wada, N., Nakakubo, T., and Tokai, A. (2011) Scenario analysis on the impact of diffusion of next generation vehicles on material consumption and GHG emissions, EcoDesign 2011, Kyoto, Japan. (6 pages)  
Best paper 賞を受賞
- 6) Kaneko, S., Tokai, A., Nakakubo, T., Wada, N., Nakazawa, K., and Ohno, K. (2012) Assessing Cost-effectiveness of measures to recycling automobile shredder residue under the automobile recycling law in Japan, Society of Environmental Toxicology and Chemistry Asia Pacific Annual Meeting, Kumamoto, Japan.
- 7) Ishimaru, T., Tokai, A., Nakazawa, K., Nakakubo, T., Wada, N., and Ohno, K. (2012) Evaluation of fuel strategy in term of GHG reduction and human health risk: in case of Japanese auto bio-fuel strategy, Society of Environmental Toxicology and Chemistry Asia Pacific Annual Meeting, Kumamoto, Japan.
- 8) Nagata, Y., Wada, N., Tokai, A., Nakakubo, T., Ohno, K., and Nakazawa, K. (2012) Trade-off analysis between CO<sub>2</sub> emissions and other environmental burdens in future penetration Scenarios of Next Generation Vehicles, Eco Balance 2012 (4 pages).

### (3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

### (4) シンポジウム、セミナーの開催（主催のもの）

- 1) Sustainability of Biofuel and Bioroduction Under Climate and Ecosystem Changes (2012年1月17日, 大阪大学吹田キャンパス内, 参加者 20名)
- 2) 窒素物質循環の観点から見たバイオマスエネルギー推進における環境リスク評価 (2011年6月23日, 大阪大学吹田キャンパス内, 参加者 25名)
- 3) 生態系環境リスク評価の考え方: 生物多様性と進化の視点から (2011年7月28日, 大阪大学吹田キャンパス内, 参加者 25名)
- 4) 毒性学を考える(2012年1月23日, 大阪大学吹田キャンパス内, 参加者 20名)
- 5) 有害大気汚染物質のリスク評価を考える(2012年1月23日, 大阪大学吹田キャンパス内, 参加者 20名)

### (5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

### (6) その他

特に記載すべき事項はない。

## 8. 引用文献

- 1) Ariel WebInsight (2012) ,<<https://webinsight.arielresearch.com>> 2012年12月参照.
- 2) 独) 製品評価技術基盤機構 (NITE) データベースCHRIP2 (2012) , <<http://www.safe.nite.go.jp/japan/db.html>> 2012年12月参照.
- 3) 環境省 (2012) 国内の難燃剤需要推移(推定), DecaBDE及びHBCD製造数量, 化学工業日報社調査資料, 平成23年度臭素系ダイオキシン類排出実態等調査結果報告書, 参考資料-3, 水・大気環境局総務課ダイオキシン対策室.
- 4) 中西準子, 東海明宏, 岩田光夫 (2008) デカブロモジフェニルエーテル, 詳細リスク評価書シリーズ23, 丸善.
- 5) 産業環境管理協会: MILCA ver. 1.1 (LCAソフトウェア) . <<http://www.milca-milca.sakura.ne.jp/index.php>>
- 6) 次世代自動車戦略検討会 (2010) 次世代自動車戦略 2010. <<http://www.meti.go.jp/press/20100412002/20100412002-3.pdf>>
- 7) 安田武雄 (2006) 自動車用の樹脂材料について. <<http://www.jama.or.jp/lib/jamagazine/200603/03.html>>
- 8) 内藤裕史, 横手規子 (1999) 化学物質毒性ハンドブックV, 丸善.
- 9) NITE: 製品評価技術基盤機構 (2007) 消費者製品のリスク評価に用いる推定人暴露量評価. <[http://www.safe.nite.go.jp/ghs/pdf/risk\\_consumer/exposure.pdf](http://www.safe.nite.go.jp/ghs/pdf/risk_consumer/exposure.pdf)>
- 10) Maclean, H.L. and Lave, L.B. (2003) Life Cycle Assessment of Automobile/Fuel Options, Environmental Science & Technology, 37 5445-5452.
- 11) クリーンディーゼル乗用車の普及・将来見通しに関する検討会 (2005) クリーンディーゼル乗用車の普及・将来見通しに関する検討会報告書.
- 12) 産業技術総合研究所 (2008) ADMER (Atmospheric Dispersion Model for Exposure and Risk assessment, 曝露・リスク評価大気拡散モデル), Version2.5.0.
- 13) 経済産業省・環境省 (2012) PRTR届出外推計資料 平成22年度 (2010年度データ), PRTRインフォメーション広場. <[http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegai\\_siryo.html](http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegai_siryo.html)>
- 14) 岩井和郎, 内山巖雄 (2000) ディーゼル車排出粒子による人肺癌リスク試算 (予測), 大気環境学会誌, 35(4), pp 229-241.
- 15) 交通安全環境研究所 (2006) ETBE添加ガソリン使用時の排出ガス性能 フォーラム資料. <<http://www.ntscl.go.jp/forum/happyoukai18.html>>
- 16) Graham, L.A., Belisle, S.L., and Baas, C. (2008) Emissions from light duty gasoline vehicles operating on low blend ethanol gasoline and E85, Atmospheric Environment, 42, pp 4498-4516.
- 17) 国土技術総合研究所 (2012) 道路環境影響評価等に用いる自動車排出係数の算定根拠 (平成22年度版), 国総研資料 第671号.
- 18) 田崎智宏, 小口正弘, 亀屋隆志, 浦野紘平 (2001) 使用済み耐久消費財の発生台数の予測方法, 廃棄物学会論文誌, 12(2), pp 49-58.
- 19) Keuken, M.P., Jonkers, S., Zandveld, P., Voogt, M., Elshout, and van den S. (2012) Elemental carbon as an

- indicator for evaluating the impact of traffic measures on air quality and health, *Atmospheric Environment*, 61, pp 1-8.
- 20) 石油産業活性化センター (2000) ディーゼル車における既存車と既存燃料が排出ガスに与える影響の研究, JCAP技術報告書1-3-1.
- 21) 山本浩平, 桑名 潤, 水澤裕太, 東野 達 (2008) 関西地域における元素状炭素粒子の排出量推計と大気濃度分布推定, *大気環境学会誌*, 43(4), pp 245-256.
- 22) 国土技術総合研究所 (2003) 自動車排出係数の算定根拠, 国総研資料 第141号.
- 23) 国土交通省 (2011) 自動車燃料消費量調査年報 平成22年度データ.  
<<http://www.mlit.go.jp/k-toukei/nenryou/nenryou.html>>
- 24) 日本自動車研究所 (2006) 「JHFC総合効率検討結果」報告書.
- 25) トヨタ自動車株式会社, みずほ情報総研株式会社 (2008) 輸送用燃料のWell-to-Wheel評価 バイオ燃料を中心とした輸送用燃料製造 (Well-to-Tank) における温室効果ガス排出量に関する研究報告書.
- 26) バイオ燃料導入に係る持続可能性基準等に関する検討会 (2010) バイオ燃料導入に係る持続可能性基準等に関する検討会 中間とりまとめ.
- 27) Crettaz, P., Pennington, D., Rhomberg, L., Brand, K., and Jolliet, O. (2002) Assessing human health response in life cycle assessment using ED10s and DALYs: Part 1-cancer effects, *Risk Analysis*, 22(5) , pp 931-946.
- 28) Pennington, D., Crettaz, P., Tauxe, A., Rhomberg, L., Brand, K., and Jolliet O. (2002) Assessing human health response in life cycle assessment using ED10s and DALYs: Part 2-noncancer effects, *Risk Analysis*, 22(5) , pp 947-963.
- 29) NTP (1986) Toxicology and carcinogenesis studies of decabromodiphenyl oxide (CAS No.1163-19-5) in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (Feed Studies), National toxicology program technical report series No. 309.
- 30) Olsen, P., O. Meyer, N. Bille and G. Wurtzen (1986). Carcinogenicity study on butylated hydroxytoluene (BHT) in Wistar rats exposed in utero, *Food Chemical and Toxicology C* 24: 1-12.(cited by 環境省 2008化学物質の環境リスク評価, 第6巻, 平成20年5月, 化学物質の環境リスク初期評価 [11] 2,6-ジ-*t*-ブチル-4-メチルフェノール).
- 31) US EPA: Integrated Risk Information System (IRIS).  
<<http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList>>
- 32) 伊坪徳宏, 稲葉敦 (編著) (2010) LIME2 意思決定を支援する環境影響評価手法, 丸善.
- 33) Schryver, An M. De, Brakkee, K. W., Goedkoop, M. J., and Huijbregts, M. A. J. (2009) Characterization factors for global warming in life cycle assessment based on damages to humans and ecosystems, *Environmental Science & Technology* 43(6) , pp 1689-1695.
- 34) Letcher, R. J., Bustnes, J. O., Dietz, R., Jenssen, B. M., Jørgensen, E. H., Sonne, C., Verreault, J., and Gabrielsen, G. W. (2010) Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish , *Science of the Total Environment*, 408 (15), pp 2995-3043.
- 35) de Wit, C. A., Herzke, D., and Vorkamp, K. (2010) Brominated flame retardants in the Arctic environment--trends and new candidates, *Science of the Total Environment*, 408 (15) , pp 2885-2918.
- 36) de Wit, C. A., Alae, M., Muir, D. C.G., (2006) Levels and trends of brominated flame retardants in the Arctic.

- Chemosphere, 64 (2), pp 209-233.
- 37) Sørmo, E.G., Lie, E., Ruus, A., Gaustad, H., Skaare, J.U., and Jenssen, B.M. (2011) Trophic level determines levels of brominated flame-retardants in coastal herring gulls, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74 (7), pp 2091-2098.
- 38) Vetter, W., von der Recke, R., Herzke, D., and Nygård, T. (2007) Natural and man-made organobromine compounds in marine biota from Central Norway, *Environment International*, 33 (1), pp 17-26.
- 39) Carlsson, P., Herzke, D., Wedborg, M., and Gabrielsen, G. W. (2011) Environmental pollutants in the Swedish marine ecosystem, with special emphasis on polybrominated diphenyl ethers (PBDE) *Chemosphere*, 82 (9), pp 1286-1292.
- 40) Johansson, A. K., Sellström, U., Lindberg, P., Bignert, A., and de Wit, C. A. (2011) Temporal trends of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in Swedish Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*) eggs, *Environment International*, 37 (4), pp 678-686.
- 41) Nordlöf, U., Helander, B., Bignert, A., and Asplund, L. (2010) Levels of brominated flame retardants and methoxylated polybrominated diphenyl ethers in eggs of white-tailed sea eagles breeding in different regions of Sweden, *Science of the Total Environment*, 409 (1), pp 238-246.
- 42) Leslie, He. A., Leonards, P. E. G., Shore, R. F., Walker, L. A., Bersuder, P. R. C., Morris, S., Allchin, C. R., and Boer, J. d. (2011) Decabromodiphenylether and hexabromocyclododecane in wild birds from the United Kingdom, Sweden and The Netherlands: Screening and time trends, *Chemosphere*, 82 (1), pp 88-95.
- 43) Naert, C., Van Peteghem, C., Kupper, J., Jenni, L., and Naegeli, H. (2007) Distribution of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in birds of prey from Switzerland, *Chemosphere*, 68 (5), pp 977-987.
- 44) Voorspoels, S., Covaci, A., Lepom, P., Jaspers, V. L. B., and Schepens, P. (2006) Levels and distribution of polybrominated diphenyl ethers in various tissues of birds of prey, *Environmental Pollution*, 144 (1), pp 218-227.
- 45) Venier, M., Wierda, M., Bowerman, W. W., and Hites, R. A. (2010) Flame retardants and organochlorine pollutants in bald eagle plasma from the Great Lakes region, *Chemosphere*, 80 (10), pp 1234-1240.
- 46) Chen, D., Hale, R. C., Watts, B. D., La, G., Mark J., Harvey, E., and Mojica, E. K. (2010) Species-specific accumulation of polybrominated diphenyl ether flame retardants in birds of prey from the Chesapeake Bay region, USA, *Environmental Pollution*, 158 (5), pp 1883-1889.
- 47) Chen, D., La Guardia, M. J., Harvey, E., Amaral, M., Wohlfort, K., and Hale, R. C. (2008) Polybrominated diphenyl ethers in peregrine falcon (*Falco peregrinus*) eggs from the northeastern U.S., *Environmental Science & Technology*, 42 (20), pp 7594-7600.
- 48) Karlsson, M., Ericson, I., van Bavel, B., Jensen, J. K., Dam, M. (2006) Levels of brominated flame retardants in Northern Fulmar (*Fulmarus glacialis*) eggs from the Faroe Islands, *Science of the Total Environment*, 367 (2-3), pp 840-846.
- 49) Corsolini, S. (2009) Industrial contaminants in Antarctic biota, *Journal of Chromatography A*, 1216 (3), pp 598-612.
- 50) Yogui, G.T., and Sericano, J.L. (2009) Levels and pattern of polybrominated diphenyl ethers in eggs of

- Antarctic seabirds: Endemic versus migratory species, *Environmental Pollution*, 157 (3), pp 975-980.
- 51) Van den Steen, E., Eens, M., Geens, A., Covaci, A., Darras, V. M., and Pinxten, R. (2010) Endocrine disrupting, haematological and biochemical effects of polybrominated diphenyl ethers in a terrestrial songbird, the European starling (*Sturnus vulgaris*), *Science of the Total Environment*, 408 (24), pp 6142-6147.
- 52) Covaci, A., Voorspoels, S., Dauwe, T., Eens, M., and Schepens, P. (2006) Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in aquatic and terrestrial predatory birds of Belgium: levels, patterns, tissue distribution and condition factors. Jaspers, V L B., *Environmental Pollution*, 139 (2), pp 340-352.
- 53) Van den Steen, E., Covaci, A., Jaspers, V. L. B., Dauwe, T., Voorspoels, S., Eens, M., Pinxten, R. (2007) Accumulation, tissue-specific distribution and debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209) in European starlings (*Sturnus vulgaris*), *Environmental Pollution*, 148 (2), pp 648-653.
- 54) Lam, J. C., Kajiwara N., Ramu K., Tanabe S., Lam, P.K. (2007) Assessment of polybrominated diphenyl ethers in eggs of waterbirds from South China, *Environmental Pollution* 148, pp 258-267.
- 55) UK EPA (2009) Environmental risk evaluation report Decabromodiphenyl ether (CAS no. 1163-19-5). Available at <http://a0768b4a8a31e106d8b0-50dc802554eb38a24458b98ff72d550b.r19.cf3.rackcdn.com/scho0909bqyz-e-e.pdf>
- 56) Kawashiro, Y., Fukata, H., Omori-Inoue, M., Kubonoya, K., Jotaki, T., Takigami, H., Sakai, S., and Mori, C. (2008) Perinatal Exposure to Brominated Flame Retardants and polychlorinated Biphenyls in Japan, *Endocrine Journal* 55(6), pp 1071-1084.
- 57) Haraguchi, K., Haraguchi, K., Koizumi, A., Inoue, K., Harada, K. H., Hitomi, T., Minata, M., Tanabe, M., Kato, Y., Nishimura, E., Yamamoto, Y., Watanabe, T., Takenaka, K., Uehara, S., Yang, H. R., Kim, M. Y., Moon C. S., Kim, H. S., Wang, P., Liu, A. and Hung, N. N. (2009) Levels and regional trends of persistent organochlorines and polybrominated diphenyl ethers in Asian breast milk demonstrate POPs signatures to individual countries, *Environmental International* 35, pp 1072-1079.
- 58) US EPA (2009) DecaBDE phase-out initiative <<http://www.epa.gov/opptintr/existingchemicals/pubs/actionplans/deccadbe.html>>
- 59) Stigum, H., Frøshaug, M., Broadwell, S. L., Becher, G., Eggesbø, M., and Thomsen, C. (2010) Determinants of brominated flame retardants in breast milk from a large scale Norwegian study, *Environment International*, 36 (1), pp 68-74.
- 60) Thomsen, C., Knutsen, H. K., Liane, V. H., Frøshaug, M., Kvalem, H. E., Haugen, M., Meltzer, H. M., and Becher, G. (2008) Consumption of fish from a contaminated lake strongly affects the concentrations of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in serum, *Molecular nutrition & Food Research*, 52 (2), pp 228-237.
- 61) Abdallah, M. A., Harrad, S., Neels, H., Covaci, A., and Roosens, L. (2009) Factors influencing concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in students from Antwerp, Belgium, *Environmental Science & Technology*, 43 (10), pp 3535-3541.
- 62) Olga I., Geens, T., Covaci, A., Siskos, P. and Kalantzi, A. (2011) Distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and other persistent organic pollutants in human serum from Greece, *Environment International*,

- 37 (2), pp 349-353.
- 63) Polder, A., Gabrielsen, G. W., Odland, J. Ø., Savinova, T. N., Tkachev, A., Løken, K. B., and Skaare, J. U. (2008) Spatial and temporal changes of chlorinated pesticides, PCBs, dioxins (PCDDs/PCDFs) and brominated flame retardants in human breast milk from Northern Russia, *Science of the Total Environment*, 391 (1), pp 41-54.
- 64) Lunder, S., Hovander, L., Athanassiadis, I., and Bergman, A. (2010) Significantly higher polybrominated diphenyl ether levels in young U.S. children than in their mothers, *Environmental Science & Technology*, 44 (13), pp 5256-5262.
- 65) Johnson, P. I., Stapleton, H. M., Sjodin, A., and Meeker, J. D. (2010) Relationships between polybrominated diphenyl ether concentrations in house dust and serum. *Environmental Science & Technology*, 44 (14), pp 5627-5632.
- 66) Johnson-Restrepo, B., Addink, R., Wong, C., Arcaro, K., and Kannan, K. (2007) Polybrominated diphenyl ethers and organochlorine pesticides in human breast milk from Massachusetts, USA, *Journal of Environmental Monitoring*, 9 (11), pp 1205-1212.
- 67) Imm, P., Knobeloch, L., and Buelow, C. (2009) Household exposures to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in a Wisconsin Cohort, I Anderson, Henry A., *Environmental Health Perspectives*, 117 (12), pp 1890-1895.
- 68) Park, J.S., She, J., Holden, A., Sharp, M., Gephart, R., Souders-Mason, G., Zhang, V., and Kim, H. (2011) High postnatal exposures to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via breast milk in California: does BDE-209 transfer to breast milk?, *Environmental Science & Technology*, 45 (10), pp 4579-4585.
- 69) Pérez-Maldonado, I. N., Ramírez-Jiménez, M. R., Martínez-Arévalo, L. P., López-Guzmán, O. D., Athanasiadou, M., Bergman, A., Yarto-Ramírez, M., and Díaz-Barriga, F. (2009) Exposure assessment of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Mexican children, *Chemosphere*, 75 (9), pp 1215-1220.
- 70) Sun, S., Zhao, J., Leng, J., Wang, P., Wang, Y., Fukatsu, H., Liu, D., and Kayama, F. (2010) Levels of dioxins and polybrominated diphenyl ethers in human milk from three regions of northern China and potential dietary risk factors, *Chemosphere*, 80 (10), pp 1151-1159.
- 71) Zhang, L., Li, J., Zhao, Y., Li, X., Yang, X., Wen, S., Cai, Z., and Wu, Y. (2011) A national survey of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and indicator polychlorinated biphenyls (PCBs) in Chinese mothers' milk, *Chemosphere*, 84 (5), pp 625-633.
- 72) Shen, H., Ding, G., Wu, Y., Pan, G., Zhou, X., Han, J., Li, J., and Wen, S. (2012) Polychlorinated dibenzo-p-dioxins/furans (PCDD/Fs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk from Zhejiang, China, *Environment International*, 42, pp 84-90.
- 73) Zhu, L., Ma, B., Li, J., Wu, Y., and Gong, J. (2009) Distribution of polybrominated diphenyl ethers in breast milk from North China: implication of exposure pathways, *Chemosphere*, 74 (11), pp 1429-1434.
- 74) Li, J., Yu, H., Zhao, Y., Zhang, G., and Wu, Y. (2008) Levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk from Beijing, China, *Chemosphere*, 73 (2), pp 182-186.

- 75) Yu, Z., Zheng, K., Ren, G., Zheng, Y., Ma, S., Peng, P., Wu, M., and Fu, J. (2010) Identification of hydroxylated octa- and nona-bromodiphenyl ethers in human serum from electronic waste dismantling workers, *Environmental Science & Technology*, 44 (10), pp 3979-3985.
- 76) Jin, J., Wang, Y., Yang, C., Hu, J., Liu, W., Cui, J., and Tang, X. (2009) Polybrominated diphenyl ethers in the serum and breast milk of the resident population from production area, China, *Environment International*, 35 (7), pp 1048-1052.
- 77) Kang, C. S., Lee, J. H., Kim, S. K., Lee, K. T., Lee, J. S., Park, P. S., Yun, S. H., Lee, S. W. (2010) Polybrominated diphenyl ethers and synthetic musks in umbilical cord serum, maternal serum, and breast milk from Seoul, South Korea, *Chemosphere*, 80 (2), pp 116-122.
- 78) Eslami, B., Koizumi, A., Ohta, S., Inoue, K., Aozasa, O., Harada, K., Yoshinaga, T., and Ikeda, M. (2006) Large-scale evaluation of the current level of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk from 13 regions of Japan, *Chemosphere*, 63 (4), pp 554-561.
- 79) Inoue, K., Harada, K., Takenaka, K., Uehara, S., Kono, M., Shimizu, T., Takasuga, T., and Koizumi, A. (2006) Levels and concentration ratios of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in serum and breast milk in Japanese mothers, *Environmental Health Perspectives*, 114 (8), pp 1179-1185.
- 80) Toms, L. M. L., Hearn, L., Kennedy, K., Harden, F., Bartkow, M., Temme, C., and Mueller, J. F. (2009) Concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in matched samples of human milk, dust and indoor air, *Environment International*, 35 (6), pp 864-869.
- 81) Toms, L. M. L., Sjödin, A., Harden, F., Hobson, P., Jones, R., Edenfield, E., and Mueller, J. F. (2009) Serum polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in pooled serum are higher in children (2-5 years of age) than in infants and adults, *Environmental Health Perspectives*, 117 (9), pp 1461-1465.
- 82) Toms, L. M. L., Harden, F. A., Symons, R. K., Burniston, D., Fürst, P., and Müller, J. F. (2007) Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in human milk from Australia, *Chemosphere*, 68 (5), pp 797-803.
- 83) 環境省 臭素系ダイオキシン類排出実態調査結果報告書 (H21年度).
- 84) Dungey and Akintoye (2007) Environmental risk evaluation report 1,1' (Ethane-1,2-diyl)bis[pentabromobenzene] CAS No.84852-53-9 Product code SCHO507BMOR-E-P., Environmental Agency for England and Wales.
- 85) Organisation for Economic Co-operation and Development, (2004) Emission Scenario Document on Plastic Additives. OECD Series on Emission Scenario Documents Number 3, ENV/JM/MONO (2004)8, 24 June 2004, available at <http://www.oecd.org/ehs/>. (cited by Dungey & Akintoye 2007)
- 86) EC (2007) Review on production processes of decabromodiphenyl ether (decabde) used in polymeric applications in electrical and electronic equipment, and assessment of the availability of potential alternatives to decabde, European Chemicals Bureau, Institute of Health and Consumer Protection. Joint Research Centre. European Commission. (EUR 22693 E).
- 87) Organisation for Economic Co-operation and Development (2004) Emission Scenario Document on Textile Finishing Industry, OECD Series on Emission Scenario Documents Number 7. ENV/JM/MONO (2004)12. 24 June 2004. Available at <http://www.oecd.org/ehs/>. (cited by Dungey & Akintoye 2007)

- 88) European Chemicals Bureau., (2004). Update of the Risk Assessment of Bis(pentabromodiphenyl ether). R013\_0405\_env - Final Environmental Draft of May 2004. Available at <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>. (cited by Dungey & Akintoye (2007))
- 89) NITE chrip, < <http://www.safe.nite.go.jp/japan/db.html> >
- 90) Eitaki, Y., Kawai, T., and Omae, K. (2011) Exposure Assessment of ETBE in Gas Station Workers and Gasoline Tanker Truck Drivers, Journal of Occupation Health, 53 (6), pp 423-431.
- 91) Banton, M. I., Peachee, V. L., White, K. L., Padgett, E.L. (2011) Oral subchronic immunotoxicity study of ethyl tertiary butyl ether in the rat, Journal of Immunotoxicology, 8 (4), pp 298-304.
- 92) 国立公衆衛生環境研究所 RIVM ホームページ <http://www.rivm.nl/en/>
- 93) Miljøstyrelsen デンマーク環境省ホームページ  
<[http://www.mst.dk/Virksomhed\\_og\\_myndighed/Kemikalier/](http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Kemikalier/)>
- 94) スウェーデン化学物質庁KEMI (2003) Allergi 2003 - ett inspektionsprojekt Slutrapport  
<[http://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/PM/PM3\\_04.pdf](http://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/PM/PM3_04.pdf)>
- 95) Bilagorna 1-3 till Kartläggning av kemiska ämnens förekomst i materialslagen plast, gummi och textil<[http://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/PM/Bilagor\\_kemiska\\_amnen\\_i\\_%20plast\\_gummi\\_textil.xls](http://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/PM/Bilagor_kemiska_amnen_i_%20plast_gummi_textil.xls)>
- 96) フィンランド安全化学庁 (Finnish Safety and Chemicals Agency, TUKES) TUKES(2013) Turvallisuus- ja kemikaalivirasto (Tukes). Pipsa Korkolainen. Lastentarvikkeet ja Kuluttajaturvallisuuslainsäädäntö  
<[http://www.tukes.fi/Tiedostot/Kuluttajaturvallisuus/Lastentarvikekoulutus2013\\_luentomateriaali.pdf](http://www.tukes.fi/Tiedostot/Kuluttajaturvallisuus/Lastentarvikekoulutus2013_luentomateriaali.pdf)>
- 97) 環境省 (2012) 有害大気汚染物質モニタリング調査結果報告, 環境GIS HP.  
<[http://tenbou.nies.go.jp/gis/monitor/?map\\_mode=monitoring\\_map&field=4](http://tenbou.nies.go.jp/gis/monitor/?map_mode=monitoring_map&field=4)>
- 98) 中西準子, 篠原直秀, 納屋聖人 (2007) アセトアルデヒド, 詳細リスク評価書シリーズ11, 丸善.
- 99) 経済産業省・環境省 (2012) 平成22年度PRTRデータの概要～化学物質の排出量・移動量の集計結果～. <[http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/past\\_gaiyoH22.html](http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/past_gaiyoH22.html)>
- 100) 中西準子, 鈴木一寿 (2009) ホルムアルデヒド, 詳細リスク評価書シリーズ17, 丸善.



### (3) 社会的合意形成の検討

大阪大学 大学院工学研究科 環境・エネルギー工学専攻 教授 東海明宏

#### <研究協力者>

- 大阪大学 大学院工学研究科 ・ 特任研究員 中久保豊彦 (平成 22～23 年度)  
 助教 中久保豊彦 (平成 24 年度)
- 大阪大学 大学院工学研究科 ・ 特任研究員 中澤 暦(平成 22～24 年度)
- 大阪大学 大学院工学研究科 ・ 特任研究員 山口治子 (平成 24 年度)
- 大阪大学 大学院工学研究科 ・ 特任研究員 和田直樹 (平成 22～23 年度)
- 大阪大学 大学院工学研究科 ・ 特任研究員 八尾哲史 (平成 22 年度)

平成22～24年度累計予算額：1,852千円（うち、平成24年度予算額：82千円）

予算額は、間接経費を含む。

#### [要旨]

環境家計簿調査による生活者の意識変容、行動変容を通じたリスク削減可能性を検討し、もってリスク削減対策に関わる社会的合意形成に資するデータを収集整備することを目的とした。そのため、3つの課題を実施した。第1に自治体の環境モニター（大阪府吹田市）を対象とした自動車利用にともなう利便性と環境リスクの関係を把握するための調査票の設計と予備調査の実施、第2に予備調査の結果を踏まえて、大阪府域在住者を対象とした本調査の実施を通じた、利便性と環境リスクの認知構造に関する傾向や類型抽出等の分析。そして第3に、以上を踏まえて、公共交通と自家用自動車の選択行動への影響要因を特に、交通機関にかかわる環境特性に関する情報提供を通じた意識・態度変容の67個の実査例のメタ解析を通じて、リスク情報の提示によって期待できる行動変容を類推した。メタ解析の結果、自動車から公共交通機関に乗り換えることで実現できるCO<sub>2</sub>排出負荷削減量、健康改善効果といった情報提供が（広い意味でのリスク情報が）、行動変容に13.6%寄与していることと類推した。さらに既往実査例のメタ解析を本標本調査結果を統合し、自動車のライフサイクルを通じたリスク情報の提供によって、約29%程度の集団が潜在的に行動変容しうる可能性があることと類推した。

#### [キーワード]

環境家計簿、Web調査、リスクパーセプション、メタ解析、行動変容

#### 1.はじめに

リスクへの対応は、産業環境システムを主に構成する産業側および行政側に膨大なコスト負担が発生し、そのコスト負担が新たなリスクを生む要因となりかねない。また、これらの社会的費用は、最終的には製品価格への転嫁や増税などの形で生活者が負担することになる。

図(3)-1は耐リスク性評価手法における環境リスクの算定方法の概要を示しており、中間項には生産者が関与する「製造工程」や「人口動態」とともに、市民が関与する「消費行動」までが含まれている。また、図(3)-1は環境リスクの変化分が各中間項の変化分と連動している事、特に市民が関与する消費行

動が、技術の使い方や需要当たりの利用量、需要量と連動している事を示している。ここから、生産や廃棄の段階も含め、自動車のライフサイクルを対象とし、自動車の利用過程で検討されてきた、あるいは今後懸念される環境リスクを取り上げる必要がある。

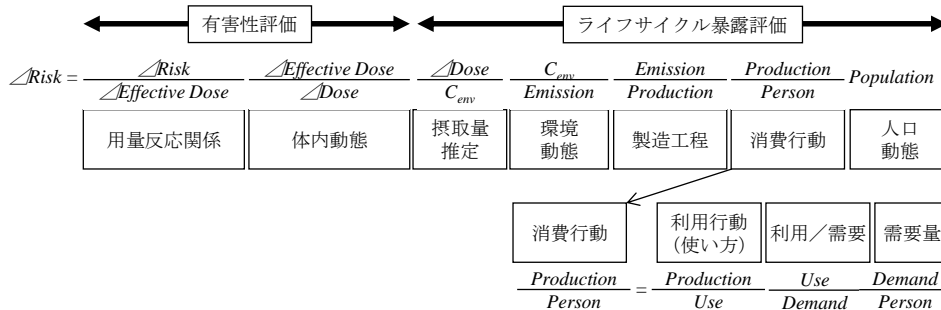


図 (3)-1 環境リスク算定の概要と算定に用いる中間項

## 2. 研究開発目的

本サブテーマでは、自動車の利便性と環境への依存性（巡り巡ってリスクとして発現）に関し、生活者が自分自身のリスクのみならず社会全体のリスクをも考慮に入れた上で、リスク削減行動に対する気付きを共有する情報プラットフォームを提案することである。そのために必要となるデータ（自動車の利便と自動車のライフサイクルを通じたリスク）を把握する方法（環境家計簿）の開発、その実査を通じた環境リスクの認知特性の把握、関連事例のメタ解析を通じた行動変容の可能性に関する基礎的な知見の収集を目的として研究開発を進めた。

## 3. 研究開発方法

### (1) 環境家計簿調査法の開発

既存事例の調査を通じて、環境家計簿の利用実態の調査と予備調査のための調査票を作成する。

#### 1) 環境家計簿活用実態の調査

最初の提案からすでに30年が経過している環境家計簿の現在の利活用状況を調査し課題を、その今日の課題をまとめた。調査の概要は表 (3)-1にまとめる通りである。

表 (3)-1 環境家計簿現状調査の概要

調査の概要	説明
日時	2011年11月
方法	①2010年4月現在日本における検索エンジンのシェア上位2つであり合計シェア90%を占める"Yahoo!(53%)","Google(37%)"を使用し、検索キーワードに「環境家計簿」と入力し検索 ②各エンジンでの検索結果の上位50位（同一検索エンジンによる検索結果内の重複除く）までのweb pageを抽出し、下記項目を調査
項目	<ul style="list-style-type: none"> <li>web pageの運営団体および団体の属性</li> <li>環境家計簿の運用目的</li> <li>利用者が記入・入力するデータの種類</li> <li>収集されたデータの活用</li> </ul>

## 2) 交通環境家計簿の設計と吹田市環境モニターを対象とした予備調査の設計

生活者が持つ「利便性—環境依存性」にかかる構造を明確化すると同時に、その明確化を通して生活者自身が「自分自身の便益とリスク」と「社会全体の便益とリスク」について同時に意識することができる調査票を設計した。環境家計簿をすでに聞いたことのある人にとっては生活からのCO<sub>2</sub>排出量の算定をするものという固定的な受け止め方をされているため、生活者が日々の生活を記録することをイメージしやすい「日記」形式として設計した。

予備調査は、吹田市環境局の協力のもとで、登録されている環境モニターに対し、郵送配布・郵送回収による調査を実施した。

## (2) 大阪府を対象とした環境家計簿本調査の実施

### 1) 大阪府在住者を対象としたWebシステムを通じた調査票の設計

予備調査の結果を踏まえ、表(3)-2に示すように、この調査では9つの自動車のライフサイクル由来のリスクを対象とした。自動車のライフステージ、懸念される有害性の種類、影響発現までの時間、暴露の空間的広がり、主な管理責任主体、社会的対応の状況という視点から優先度が高いと考えられる環境リスクを選び出した。

表(3)-2 本研究で取り上げた環境リスクの様態

取り上げたリスク	自動車のライフステージ	懸念される有害性の種類	影響発現までの時間	暴露の空間的広がり	主な管理主体	社会対応の状況
I. 交通安全、交通事故	利用段階	人的被害(死亡・けが)	急性から慢性	道路・沿道	利用者	あり
II. 自動車内装材中化学品の健康影響	利用段階	健康被害	急性から慢性	車室内	全関係者	なし
III. 交通渋滞	利用段階	時間損失	数時間	道路・沿道	全関係者	なし
IV. 騒音や振動による住環境の悪化	利用段階	生活質の損失	長期間	地域全体	全関係者	あり
V. 公共交通網の衰退	利用段階	利用機会の損失	長期間	地域全体	全関係者	どちらともいえない
VI. 排ガスによる健康影響	利用段階	健康被害	慢性	道路・沿道	利用者	あり
VII. 使用済み自動車の問題	利用段階	社会的損失	長期間	廃棄物処理場	全関係者	どちらともいえない
VIII. 次世代自動車での希少資源消費	利用段階	社会的損失	長期間	産出国	生産者	どちらともいえない
IX. 走行時のCO <sub>2</sub> 排出	利用段階	温暖化による被害	長期間	地球全体	利用者	あり

### 2) 設問の構成

調査票は計7日間連続で回答をいただく形式の質問項目で構成され、各回答日においては、最初に身近な生活環境や交通環境への関心を高める事をねらい、続いて環境リスクに関する理解を深めてもらう構成とした。最初の質問は毎日同様に、①実施した交通行動の目的、②そのために利用した交通手段、③その際に感じた交通環境への印象、の3項目からなり、つづく環境リスクの理解を問う設問から構成され、質問項目の全体は表(3)-3に示す通りである。

調査初日及び最終日には9つの環境リスクに対する重要性の認知及び環境配慮意識を問い、本調査が被験者に与えた影響を分析した。2・3日目では被験者自身の交通行動の現状を問うた。4・5日目では「辛づる型」の設問を行い、環境から様々な利便性を享受している一方で環境側には様々な負荷を発生させ

る、という環境依存の関係について問うた。さらに6日目では「行動比較型」に該当する形式で、環境への依存を小さくするために自身が実行可能な行動について問うた。最終日には初日の質問に加えて、交通手段別に調査期間中の利用頻度の変化を問うた。性別、年代、世帯人員、職業、居住地の郵便番号等の個人属性は、WEB調査への登録時に問うた。

表(3)-3 調査ツールの質問と回答方式の概要

日	質問概要 (調査項目)	回答方法
1	<input type="checkbox"/> 9つの環境リスクに対する重要性認知 <input type="checkbox"/> あなた/身近な人それぞれの環境配慮意識 <input type="checkbox"/> 通勤・通学/平日の買い物/休日の買い物それぞれにおける利用交通手段 <input type="checkbox"/> 公共交通機関/自動車の利用意図、およびそれぞれの回答理由	<input type="checkbox"/> 選択 (意識していない、重要でない、あまり重要でない、やや重要、とても重要) <input type="checkbox"/> 選択 (したくな、あまりしたくない、どちらともいえない、ややしたい、したい) <input type="checkbox"/> 選択 (ほとんどしない、徒歩や自転車のみ、バスや鉄道、自動車のみ、自動車+公共交通) <input type="checkbox"/> 選択 (これ以上できない、したくない、どちらともいえない、ややしたい、したい)、および自由記述
2	<input type="checkbox"/> 自動車/バイクそれぞれの保有台数、およびその保有理由や利用目的 <input type="checkbox"/> 最寄りの交通機関に関して ・その公共交通機関の種類・アクセス手段・アクセス所要時間 ・利便性の評価・便利/不便と評価した理由	<input type="checkbox"/> 数値入力、および自由回答記述 <input type="checkbox"/> 下記の方法でそれぞれ回答 ・選択 (鉄道、バス、鉄道+バス) ・選択 (徒歩、自転車、マイカー、タクシー、) ・数値入力 ・選択 (とても不便、不便、便利) ・自由記述
3	(自動車所有者のみ回答) <input type="checkbox"/> 自動車を最も利用する生活場面、およびその際の利用距離/利用時間 <input type="checkbox"/> 上記の場面における代替交通手段、およびその際の所要時間/費用 <input type="checkbox"/> 上記の代表行動の実施意図	<input type="checkbox"/> 選択 (通勤・通学、平日の買い物、休日の買い物、送迎、業務、娯楽・レジャー、その他)、および数値入力 <input type="checkbox"/> 選択 (徒歩、自転車のみ、鉄道、バス、タクシー、左記の組み合わせ)、および数値入力 <input type="checkbox"/> 選択 (したくない、あまりしたくない、どちらともいえない、ややしたい、したい)
4	<input type="checkbox"/> 自動車を所有すること (もしくはしないこと) によるあなた/社会/環境それぞれへの正の影響 (得るもの)/負の影響 (失うもの)	<input type="checkbox"/> 自由記述 (計 6 項目)
5	<input type="checkbox"/> 自動車利用することによるあなた/社会/環境それぞれへの正の影響 (得るもの)/負の影響 (失うもの)	<input type="checkbox"/> 自由記述 (計 6 項目)
6	<input type="checkbox"/> 4・5日目の負の影響を緩和できる代替行動、およびその行動の負担や失う便益 <input type="checkbox"/> 実施したいが現在は実行不可能な代替行動、およびその行動の阻害要因 <input type="checkbox"/> 上記阻害要因を取り除くために行動や産業に求めるサービスもしくは製品	<input type="checkbox"/> ともに自由記述 <input type="checkbox"/> ともに自由記述 <input type="checkbox"/> 自由記述
7	<input type="checkbox"/> 9つの環境リスクに対する重要性認知 <input type="checkbox"/> あなたの環境配慮意識 <input type="checkbox"/> 徒歩・自動車/鉄道・バス等/自動車それぞれの利用頻度変化、および変化の理由 <input type="checkbox"/> 調査に対する感想・意見・指摘等	<input type="checkbox"/> 1日目に同じ <input type="checkbox"/> 1日目に同じ <input type="checkbox"/> 選択 (減らした、やや減らした、やや増やした、増やした)、および自由記述 <input type="checkbox"/> 自由記述回答形式

### (3) 意識変容・行動変容に資する情報収集のための優先順位の検討

#### 1) ライフサイクルを通じたリスクに対する認知と意識変容

前項で実施した、自動車のライフサイクルに関わるリスク認知に関するアンケート調査のデータを再集計・精査を行い、7日間にわたる交通行動と環境リスクに関する調査を通じて、人々の自動車の利便性の背後のリスクへの気付きの特性を整理する。

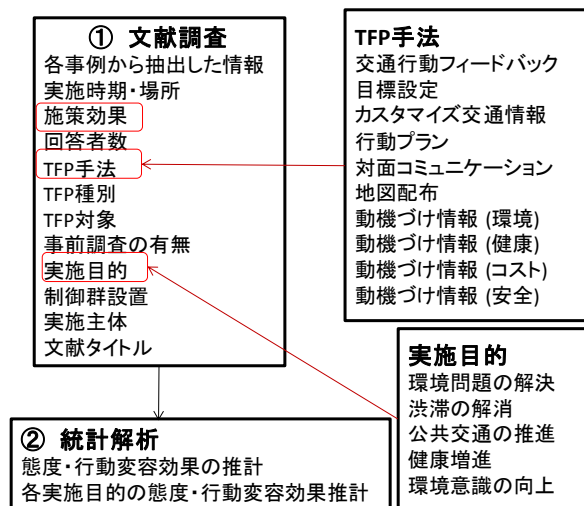
#### 2) 関連研究のメタ解析結果を援用した行動変容の類推

前項で述べた、交通工学の分野で、自動車を公共交通機関へ誘導するために行われた社会実験に関する

る事例を収集・整理し、提供情報と交通行動の変容との関係を抽出する。ついで、平成23年度で実施したアンケート調査で得られた情報提供と行動変容に関するデータを統合し、情報提供による行動変容の範囲を類推する。

アンケート等のコミュニケーションによって人々の心理に働きかけ交通行動変容を促すトラベル・フィードバック・プログラム (TFP) が、有効なモビリティ・マネジメントの1手法として着目されている。TFPの態度変容・行動変容効果の分析については、2005年までに行われたTFP事例をメタ解析した鈴木ら<sup>1)</sup>が挙げられる。ここでは、鈴木らの手法を参考に2006年以降のTFP事例についてメタ解析を行い、土木学会<sup>2)</sup>により手法が体系化された後に実施されたTFP事例の態度変容・行動変容効果を鈴木らの結果との比較を通じて、TFPの実施目的ごとの効果を分析することを目的とした。

ここでは、2006年以降に国内で発表されたTFPに関する学会発表・論文33本から収集した67のTFP事例を対象として、図(3)-2に示したように、実施目的は5つのカテゴリーを設けキーワードを設定し、各論文内のキーワードの有無で各事例の分類を行った。施策効果としては態度変容と行動変容の2種類を抽出した。



図(3)-2 本研究で用いたメタ解析の枠組み及び考察組み

## 4. 結果および考察

### (1) 環境家計簿調査法の開発

#### 1) 環境家計簿活用実態の調査

環境家計簿とは、生活者自らが「利便と依存の関係を日誌としてまとめあげ、自らの生活の反省材料として書き込むレベルから、暮らしにおける行為を広く点検することも可能な様式」<sup>3)</sup>を持つシステムとして、1980年代に盛岡らによって開発、提案された<sup>4)</sup>。生活者が自ら環境と関わるさま(環境的依存)を認識し、家計簿として記録することを基本機能とし、自身の日ごろの行動を点検・評価するとともに、代替案との比較・行動選択までも視野に入れたシステムという特徴を持っている。その後、発展的にいくつかの改善版が提案されている<sup>5)</sup>。

#### a. 環境家計簿利用の現状

環境家計簿の利用の現状としては、2つの検索エンジンによる検索結果のうち、30件が重複抽出され、

のべ調査対象件数は70件となった。70件の環境家計簿を運営している団体についてその属性を分析したところ、行政団体により運営されているものが41件ともっとも多く、続いてエネルギー事業体（11件）、エネルギー事業体を除く民間企業（7件）という結果となった(表 (3)-4)。70件のうち10件は、環境家計簿の運用を一時休止、地域の居住者に提供を限定、他団体の環境家計簿へのリンクを貼ることで対応、などのケースのため、その10件を除く60件を調査対象とした。

表 (3)-4 環境家計簿の運営団体属性

組織属性	団体数	備 考
行政	41	国1, 都道府県13, 市町村27
エネルギー事業体	11	-
民間企業	7	エネルギー事業体を除く
特定非営利活動法人	3	-
その他	8	官民協働体, 企業連合体, 教育機関など
合 計	70	-

環境家計簿の運用目的について、各団体の環境家計簿システムのトップページに記載されている利用者向けのメッセージを整理したところ、調査対象の60件すべてにおいて、第1の目的として「生活様式の見直しによってCO<sub>2</sub>排出量の削減を図り、ひいては地球温暖化防止に貢献する」ことが掲げられていた。また、地球温暖化以外の環境リスク側面として、廃棄物リスクの観点を取り上げているものが23件見受けられたが、これらも埋立地枯渇問題や廃棄物処理における環境汚染問題などにつながるシステムにはなっておらず、そのすべてが「ごみの量×ごみ処理によるCO<sub>2</sub>発生量原単位」により結果的にCO<sub>2</sub>排出量に還元する形となっていた。

環境家計簿の方式としては、表 (3)-5に示すように4つの方式に帰着された。

表 (3)-5 環境家計簿の方式

入力方式	説 明
フォーム入力	Web page 上に入力フォーマットが展開し、そこに直接データを打ち込む方式。すべてのデータを入力後、指定されたボタンをクリックすると、計算結果が表示されるようになっている。
表計算フォーム提供	表計算ソフトで利用できるフォームが提供される方式。Web page からダウンロードできるようになっている。
印刷用データ提供	PCでの印刷を前提とした文書が提供される方式。表計算方式同様、Web page からダウンロードできるようになっている。
印刷物配布	印刷した環境家計簿を配布する方式。その多くが、その他の機能（環境啓発パンフレット、ごみ収集カレンダー）との組み合わせによる提供になっている。

#### i.利用者が記入・入力するデータの種類

環境家計簿の利用者が、家計簿へ記入・入力するデータ項目は、主に次の5つの項目で占められていた。

- ・電気使用量（60件すべて）
- ・ガス使用量（60件すべて）
- ・自動車・バイク燃料使用量（60件すべて）
- ・水道使用量(56件)

- ・灯油使用量(56件)

これらの他に、「電気、ガスなどの使用料金(35件)」「ごみ排出量(23件)」が続く。

ユニークな入力項目としては、「カーボンオフセット・カーボンフットプリント」(ステップチェンジ株式会社)、「地域の平均気温」(仙台市教育センター)、「住居形態・給湯設備の種類」(関西電力)、「買い物内容」(ASP・SaaS環境家計簿普及推進会議in沖縄)等があげられる。

## ii.収集されたデータの活用

調査対象60件のうち26件は、データの収集という行為そのものを行っていなかった。つまり、利用者が入力・記入することで終わるシステムとなっているということである。

次にデータの収集方法だが、これは以下の2つのパターンに分けられる。

- ・ Web page 上にデータ入力用フォームを展開し、そこへ入力されたデータを取り込む
- ・ 印刷することを前提としたデジタルデータの環境家計簿、ないしはペーパーベースの環境家計簿を提供し、入力・記入後、提出を求める

なお、後者の「後日提出を求める」スタイルをとっている団体はすべて行政であった。

次に収集されたデータの活用方法について、実際、データを収集している団体のほとんどがその収集理由を明記していないことがわかった。環境家計簿利用者全体のCO<sub>2</sub>排出量総計や、環境家計簿利用世帯における1世帯あたりの平均CO<sub>2</sub>排出量の計算に使っていることが見受けられるシステムもいくつかある(約15団体)が、それは結果としてフィードバックされているから推測できる、という状況である。団体の中にはデータの活用方法を明示しているケースもあるが、「環境政策の参考にすることがある」(江東区)、「社員教育に活用」(住友金属)、「報告書を作成し公開」(山梨県など)といったレベルにとどまった。特に、仙台市教育センターの環境家計簿システムは、収集データの活用として「適切な統計調査項目の選定」をあげている。このように環境家計簿システム自体へのフィードバックを目的として掲げているケースは唯一このケースだけであった。

## b.交通を対象とした環境家計簿の現状

「交通」と「環境家計簿」の2つのキーワードにより論文検索およびインターネットでの検索を行ったところ、行政団体による交通分野に特化した環境家計簿の事例を6件捕捉することができた(北海道札幌市、岐阜県多治見市、愛知県名古屋市、愛知県豊田市、大阪府、山口県宇部市)。これらの交通環境家計簿は、すべてモビリティ・マネジメント政策の一環として利活用されている。藤井はモビリティ・マネジメントを「ひとり1人のモビリティ(移動)や個々の組織・地域のモビリティ(移動状況)が、社会にも個人にも望ましい方向に自発的に変化することを促す、コミュニケーションを中心とした多様な交通政策を活用した持続的な一連の取り組み」だと定義している<sup>6)</sup>。交通環境家計簿の実態を見てみると、環境家計簿調査のときと同様、交通行動によるCO<sub>2</sub>排出量の算定に重きがおかれているものが多い。大阪府や多治見市では、交通手段ごとの移動距離を入力することで、CO<sub>2</sub>排出量が自動的に算定されるしくみを提供している。豊田市では、交通にかかる環境家計簿のモニター実施を行い、その効果測定が行われている<sup>7)</sup>。名古屋市では、市内の移動に際し、公共交通機関を利用することによってCO<sub>2</sub>がいくら排出されるか、自動車で移動した場合にくらべどれくらいの排出削減効果があるかをweb page 上で自動計算するサービスを、交通分野に特化した環境家計簿とともに提供している<sup>8)</sup>。札幌市や宇部市では、GPSロガーやICカードなどの技術を用いて交通行動を把握し、その結果を環境家計簿に自動入力することで

CO<sub>2</sub>の排出量がわかるシステムの社会実験を行っている<sup>9)</sup>。

井元ら<sup>10)</sup>は2000年に類似の調査をしており、その結果から「当初盛岡等が提案した『身近な環境に目を向け、課題を洗い出し、地域のグループで話し合う中で共通認識を形成し、生活行動を決めて実践し、行政と連携してよりよい環境づくりをしていくための道具』という位置づけから、現在では、市民が各家庭において環境配慮行動を継続して実践するための道具、という位置づけに変わっている」と指摘するとともに「今後は社会システムの改善の道具と位置づけ、その記入によって明らかになった問題点を基に、市民、事業者および行政が連携して環境にやさしい持続可能な社会システム構築をめざすことが必要」と結論した。この指摘から10年経った現在においても、環境家計簿をめぐる状況は改善されていないことが今回の調査で明らかとなった<sup>11)</sup>。

### c.文献レビューを通じて判明した環境家計簿調査法の課題

調査結果から得られた現在の環境家計簿が抱える問題点を以下にまとめる。

- ・現在、日本において運営されている環境家計簿のほぼすべてが「CO<sub>2</sub>排出量削減を目指した生活チェック家計簿」であり、生活者自らが利便性—環境依存性の関係に気づくことを誘発せず、家計簿の運営側が知ってほしい利便性—環境依存性の関係を生活者に認識してもらう機能しか果たしていなかった。特に、CO<sub>2</sub>排出量削減に限定しているため、その他の環境側面、とくにトレードオフが起こりえる側面に対しシステムがまったく機能しないという根本問題を確認できた。
- ・環境家計簿が「利用量×排出係数」を基本構造としているため、産業側の努力が見えにくい、もしくは見えない状況となっている。産業界の努力は排出係数にのみ反映されるが、時間遅延（すぐには反映されない）、過去との比較不能（そのときの最新の排出係数が与えられるだけ）、値の非個別性（個別メーカーの努力が反映されない）などの課題がある。

## 2)吹田市を対象とした調査の実施および解析

### a.質問票の構成と調査の概要

取り組み期間は1週間と設定し、毎日記入していく中で少しずつ自分自身の交通行動に対する認識のレベルをあげてもらえるよう質問を配置した。1日分の構成は、前半が毎日の交通行動により深く関心を寄せてもらうための日記パート（その日の移動目的・移動手段および移動時に起こった出来事が記載できるようになっている）、後半が移動目的ごとの交通行動や利便性—環境依存性にかかる認識を調べるための調査票パートとした。

試作した交通環境家計簿の機能を評価し、改善すべき点を把握するため、大阪府吹田市環境部地球環境課の協力を得てモニター調査を実施した。モニター調査の概要を表(3)-6に示す。調査対象に選んだ「吹田市環境モニター」は、大阪府吹田市が2010年2月に策定した「吹田市地域新エネルギー・省エネルギービジョン」にもとづき設置された制度で、「市民のライフスタイルをモニタリングすることで、今後の施策展開の基礎資料とする」ために実施される環境モニター制度である<sup>12)</sup>。環境モニターは2010年2月から2011年1月までの1年間のエネルギー消費にかかる調査の対象となっている。交通環境家計簿のモニター調査は、その調査に引き続き実施した。なお、吹田市では2009年に全市的な市民アンケート調査を実施しているため、適宜そのアンケート結果と本調査の結果を比較することにした。



表 (3)-6 モニター調査の概要

調査概要	説明
対象	2010年度吹田市環境モニター
実施時期	2011年2～3月
方法	配布, 回収とも郵送
配布/回収 (標本)	189/72
回収率 (%)	38.1

## b.調査結果

表 (3)-7に示す. 80歳以上からは回答が得られず, 20歳代が1人, 30歳代も4人と少なめだが, 40歳代から70歳代からについてはほぼまんべんなく回答が得られた. もっとも回答が多かったのは60歳代 (27人, 38%) であった. 男女別については男性37人, 女性35人とほぼ同じであった. 家族構成は「3～4人」が32人 (44%) ともっとも多く, 続いて「2人」が30人 (42%), 「2人以上」が5人 (7%), 「1人」が4人 (6%) と続いた.

表 (3)-7 回答者の属性

家族構成			年齢						合計	
			20代	30代	40代	50代	60代	70代		80～
1人	性別	男	0	0	0	0	0	2	0	2
		女	0	0	0	0	1	1	0	2
	小計		0	0	0	0	1	3	0	4
2人	性別	男	1	0	0	2	9	5	0	17
		女	0	1	2	3	6	1	0	13
	小計		1	1	2	5	15	6	0	30
3～4人	性別	男	0	1	2	2	8	3	0	16
		女	0	2	8	3	2	1	0	16
	小計		0	3	10	5	10	4	0	32
5人以上	性別	男	0	0	0	1	0	0	0	1
		女	0	0	1	1	1	1	0	4
	小計		0	0	1	2	1	1	0	5
不明	性別	男	0	0	0	0	0	1	0	1
		女	0	0	0	0	0	0	0	0
	小計		0	0	0	0	0	1	0	1
合計			1	4	13	12	27	15	0	72

## i.交通環境の概要

ここでは, 回答者の交通環境の概要を示す.

回答者の自家用車・バイクの所有率はそれぞれ71% (=65%+6%), 18%であった (表 (3)-8). 自動車の所有率は, 吹田市が2009年に実施した市民アンケート調査の結果<sup>12)</sup> (市民の自動車保有率70.9%) とほぼ同じ数値となった.

表 (3)-8 自家用車, バイクの所有

		(人(%))		
		バイク		
		非所有	所有	小計
自家用車	非所有	16 (22)	5 (7)	21 (29)
	1台所有	41 (57)	6 (8)	47 (65)
	2台以上	2 (3)	2 (3)	4 (6)
	小計	59 (82)	13 (18)	72 (100)

「自家用車・バイクを所有する理由」について自由記述形式で回答をもとめたところ、もっとも多くあがったのは「レジャー・旅行のため」が18人（所有者の32%）、「買い物のため」が14人（同25%）、「家族等の送迎のため」が9人（同16%）、「通勤・通学のため」が8人（同14%）となった（表 (3)-9）。これらの数値も、吹田市調査の結果<sup>12)</sup>（「レジャー・娯楽」が33.6%、「買い物」が30.3%、「通勤・通学」が19.7%）に近い値となった。このことから、今回の回答者は、年齢層が高いためか「通勤・通学」を理由としてあげる割合が若干低いものの、自動車・バイクの所有及び利用形態に関しては、吹田市全体を相当に代表できると推測される。

なお、回答の中には、移動手段以外の価値を自家用車、バイクに見出している例も複数見られた（「クルマ・バイクそのものが好き（5人・9%）」「気分転換（1人）」など）。また、積極的な理由はなく、「以前から持っている」ため、特に手放すことを考えることなく現在に至っている、という回答もあった（6人・11%）。

「自家用車・バイクを所有しない理由」については、「経済的負担の軽減のため（5人・所有していない者のうち31%）」「病気・高齢化により運転技術に不安が生じたため（4人・25%）」「公共交通機関が便利に利用できるため（4人・25%）」が多かった。

次に、「自宅から駅・バス停までの所要時間」についての調査結果を図 (3)-3に示す。

表 (3)-9 自家用車・バイクを所有する理由

所有する理由	人数	(%)
レジャー・旅行のため	18	(32)
買い物のため	14	(25)
家族などの送迎のため	9	(16)
通勤・通学のため	8	(14)
以前から持っているため	6	(11)
遠隔地の親戚を訪ねるため	5	(9)
家族（ペットを含む）で移動するため	5	(9)
車・バイクそのものが好き	5	(9)
荷物の運搬のため	4	(7)
仕事のため	3	(5)
日常生活で不可欠なため	3	(5)

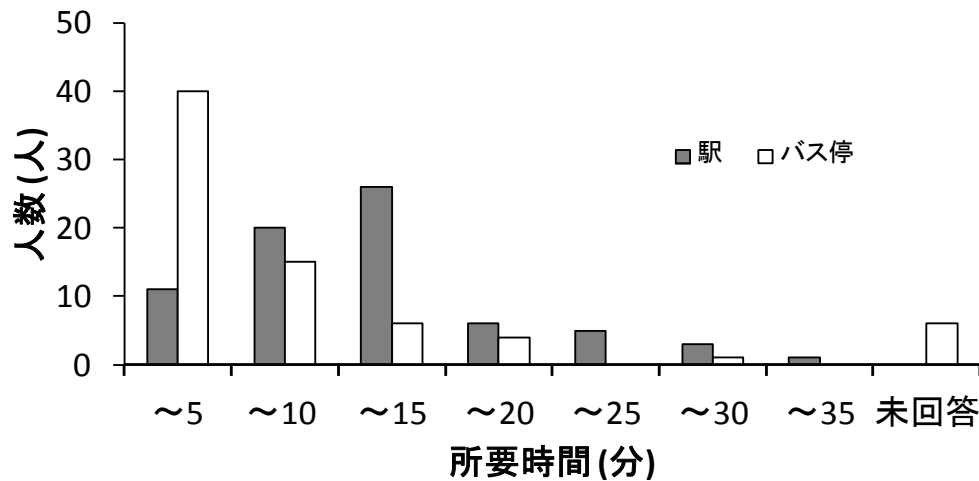


図 (3)-3 駅・バス停までの所要時間と徒歩移動の可能性

鉄道（モノレールを含む）駅までの徒歩での所要時間が「15分以内」と回答した人数が57人で全体の86%を占め、「歩けない距離である」と回答したのは3人だった。

バス停までの徒歩での所要時間は鉄道駅までの所要時間と比べ全体的に短く、「5分以内」が40人（66%）に上り、「10分以内」だと55人（90%）となった。また、「歩けない距離である」という回答は1件もなかった。（「無回答」が56人あるが、これは「駅が近く便利なのでバスを使ったことがない」という理由から回答がなかったものである）。この結果から、回答者は全て公共交通機関（鉄道もしくはバス）を利用できる環境にあるといえる。

## ii. 自動車・バイクの技術進歩とリスク

「自動車・バイクの技術の進歩により解決すべきと考えるリスク」について10の選択肢の中から3つまで選択し、それらを重視した順にランク付けをする形式の調査を行った。調査結果を図 (3)-4に示す。なお、前項同様、一部に優先順位付けをせずチェックのみがなされている回答があったが、それらは無効回答としすべて集計の母集団からはずした。

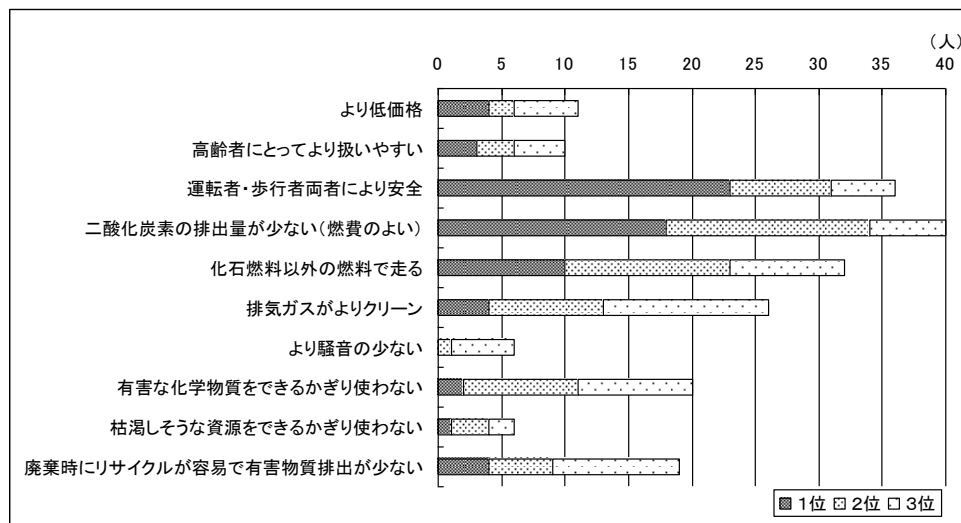


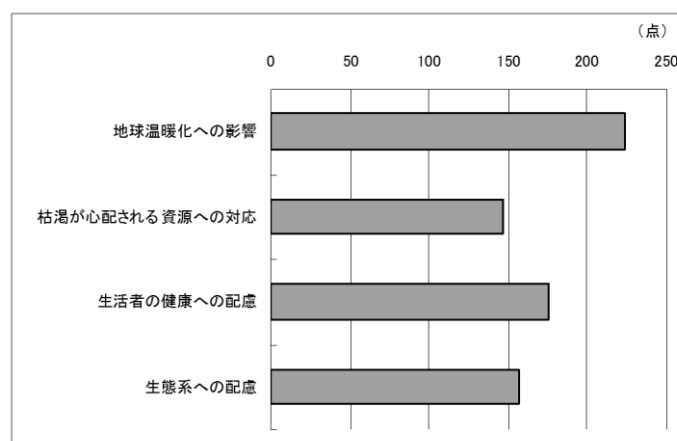
図 (3)-4 技術の進歩により解決すべきリスク

技術の進歩により解決すべき課題としてもっとも重要視されたのは「CO<sub>2</sub>排出量が少ない(燃費のよい)」で、3位までに選んだ人数が40人、全体の58%を占めた。続いて「運転者・歩行者両者により安全」が36人、52%、「化石燃料以外の燃料で走る」が32人、46%と続く結果となった。しかし、「1位」を選んだ人数のみで評価すると、「運転者・歩行者両者により安全」がもっとも多くの回答を集める結果となった(23人)。

いずれにせよ上位3つは変わらず、「CO<sub>2</sub>削減」「安全」「化石燃料節約」が車・バイクの技術の進歩によって解決を求める3大要素であることがわかる。

4位以降に「排気ガスがよりクリーン(26人、38%)」「有害な化学物質をできるかぎり使わない(20人、29%)」「廃棄時にリサイクルが容易で有害物質排出が少ない(19人、28%)」が続いていることから、「化学物質にかかる健康リスク」に対しても対策を求めている傾向にあることがうかがえる。

次の設問において、4つ(地球温暖化への影響/枯渇が心配される資源への対応/生活者の健康への配慮/生態系への配慮)のいずれの側面を重視しながら車・バイクの技術開発を進めていくべきと思うかについて、10点を配分する形でその重要度を問うた。配分された点の合計を図(3)-5に示す。



図(3)-5 重視すべきリスク(配点集計)

この結果を見ると、1番配点が高かったのは「地球温暖化への影響」であり、10点満点で換算すると3.2点が配分された。以下、「生活者の健康への配慮」が2.5点、「生態系への配慮」が2.2点、「枯渇が心配される資源への対応」が2.1点と続いた。

### iii. 自動車の所有/比所有と事故の便益

「自動車を所有する便益の認識」について「あなた(やあなたの家族)がマイカーを所有することで『得ていること・得していること』はなんですか?」という表現を用い、自由記述で問うたところ、マイカーを所有している48人のうち、45人から有効な回答が得られた。

まず最初に、記述の中から「享受する便益についての価値の表現形」に注目し整理を試みた。これは、人が「得ていること・得していること」と問われたとき、その便益の重要度をどのような言葉で表現するかを捉える上で示唆的な結果が得られると考えたからである。分類結果は表(3)-10のとおりである。

まず、便益へのもっとも強い表現である「必要」表現で、自家用車の価値を表している回答者が7人あ

った（「重い荷物を運ぶ必要があるので、車がなくては仕事にならない」「子供の通院等必要不可欠で持っている」など）。これは「自家用車以外の交通手段への代替は不可能」ないしは「きわめて難しい」という意思表示であるととらえることができる。

もっとも回答者数が多い表現形は「可能」表現で、有効回答者のうち22人と半数に近い回答者が使用していた（「雨の時など駅まで送迎したり、ぬれずに通勤・通学できている」「思いついたらすぐに行動できる」など）。この表現は、日常生活の可能性を広げてくれるものとして自家用車の価値をとらえており、前述の「必要」ほど強い表現ではないにせよ「代替はかなり難しい」という意思表示である。

次に、今回の研究テーマである「利便性」に近い表現形について見ていく。「便利」という表現形で自家用車の価値を表した回答者は12人であった（「買物、墓参り、レジャー等々マイカーは便利である」「荷物が多いときの外出が便利」など）。また、便利に近い「容易」表現も8人の回答結果から読み取れた。

ほかに、「自由」という表現形であり、7人の回答者がこの表現形を用いていた（「自由に行動が可能である」「行動範囲が自由で広くなる」「拘束されない」）。これは、公共交通機関という移動手段は「制約的・束縛的」であり、自転車や徒歩は「限定的」であるという認識から、それとの対比として使用されている表現形である。

その他、自家用車に「感謝」する表現形（助かる・有難い）も2人の回答者の表現から読み取れた。

つぎに、「享受する便益の内容」についてみると、表(3)-11に表したとおり、主に11項目に分類・整理することができた。

表 (3)-10 便益の表現形

類型名	表現型	(人)
必要	必要・不可欠	7
可能	可能・できる	22
便利	便利	12
容易	容易・手軽・スムーズ・楽	8
感謝	助かる・ありがたい	2
自由	自由	7

表 (3)-11 自家用車所有による便益

項目名	具体的内容	(人)
荷物の運搬に関する事項	荷物の運搬に便利 荷物の運搬が楽 重い・多くの荷物の運搬が可能 重い・多くの荷物の運搬が必要	19
時間に関する事項	時間的制約がなく移動が可能 移動時間の短縮 時間が正確	14
空間に関する事項	空間的制約がなく移動が可能 公共交通不便なところへの移動が可能 遠距離の移動が可能 行動・移動範囲が広がる	12
天候に関する事項	天候に左右されない・されにくい	10
娯楽・コミュニケーションに関する事項	運転の楽しさ 精神面での効果(リフレッシュ・気分転換) 家族単位での行動の促進・親睦	8
送迎に関する事項	送迎に使える 送迎による安全を得る	7
集団での移動に関する事項	複数の人間の同時移動が可能・容易	7
経済性に関する事項	複数の人間が移動するとき経済的	4
業務に関する事項	業務に不可欠	3
身体への負担軽減に関する事項	身体への負担が少ない	2
緊急時の対応に関する事項	緊急時・急用時に役立つ	2
その他	移動するプライベート空間(普段着・食事) ペットとの移動が可能 社会活動に必要な	4

もっとも回答者が多かった項目は「荷物の運搬に関する事項」で、19人がそれに言及した。母数が少ない調査ではあるが、自家用車から得られる便益としてもっとも意識される可能性が高い事項が「荷物の運搬に関する事項」であることが示唆される結果となった。

特徴的な表現が多かった事項として「娯楽・コミュニケーション」にも触れておく。ここでは、「自家用車を運転する」「自家用車によって家族で移動する」ことそれ自体が生活満足度を高めることにつながっている、と便益を評価している回答群をまとめた（「仕事での課題事項や毎日の苦しみを車で通勤する事で一瞬でも忘れる事が出来、又次に進める」「家族と移動手段が同じになれる(一体感が湧く)」)。自家用車が移動・運搬のための手段という枠組みを超え、自己実現や社会的帰属といった高次の欲求を支えるツールとして機能している状況が存在することを示唆している。

「その他」の中に含まれている「移動するプライベート空間」という認識も3人からあり、このあたりも自家用車ならではの特性を反映している。

次に、「自動車を所有しないことによる便益」について、自家用車を所有していない18人全員から有効な回答を得た。結果を表(3)-12に示す。

自動車を所有しない便益として、有効回答者の52%にあたる11人が、燃料代や維持経費が不要のため「経済的負担が軽減」されることを便益としてあげた。次に直接自分自身の便益にはつながらない「環境への配慮」を33%にあたる7人が得られる便益としてあげている。その他「運動・健康増進」「空間の有効活用(駐車場スペース)」「加害者にならない」「娯楽・コミュニケーション」などがあげられた。

なお、「経済的負担の節減」「移動が楽」「家族の団欒」については、自動車所有の便益としても上げられており、自家用車の所有に対する評価について両義性のある項目として浮かび上がることとなった。

表 (3)-12 自家用車を持たないことによる便益

項目名	具体的内容	(人)
経済的負担の節減	燃料代 駐車場代 税金 保険 車検費用	11
環境への配慮	二酸化炭素排出削減 大気汚染を引き起こさない	7
運動・健康増進		4
空間の有効活用		2
加害者にならない		2
娯楽・コミュニケーション	家族の団欒 自然との会話が生み出される	2
資源消費の抑制		1
必要性がない		3

## iv. 自動車の所有によってもたらされる環境・社会への影響

「『マイカーを所有する』ということは、環境・他の人・経済などに対しどんな影響を与えると考えますか。思いつく（＋）面、（－）面の両方を、いくつでもお答えください」と問うたところ、プラス面で54人、マイナス面で53人から有効な回答が得られた。

自動車を所有することによる社会や環境へのプラス面への記述は、表 (3)-13のとおり8類型が抽出された。

表 (3)-13 自動車所有による環境・社会へのプラスの影響

項目	(人)
経済効果	21
自動車購入による経済効果	
自動車保有による経済効果	
移動による経済効果	
公共交通機関脆弱地域の経済効果	
社会全体の利便性・効率性の確保	17
交通弱者の移動手段の確保	8
移動の自由の権利保障	6
共同体・家族の連携強化	3
雇用の増大	2
行政の財源確保	2
緊急時の移動手段	2
プラス面はない	6

表 (3)-14 自動車所有による環境・社会へのマイナスの影響

項目	(人)
排気ガスによる大気汚染	22
交通事故	20
二酸化炭素の排出	16
騒音・振動	7
化石資源の使用	7
社会全体の健康維持への影響	6
土地利用における社会的費用の増加	6
交通渋滞	5
廃棄物	3
人格への影響	2
家族関係への影響	2
公共交通機関への影響	1

もっとも多くの回答を得た類型は「経済効果」で、21人が指摘した。次に多かったのが「社会全体の利便性・効率性の確保」、以下「交通弱者の移動手手段の確保」「移動の自由の権利保障」が続く結果となった。

その他、自動車による共同での移動が家族や他者とのつながりを深める、という指摘が3人から、行政の税収向上に貢献することにより社会全体にも貢献している、という指摘が2人からあった。

自動車の所有にプラス面はない、という回答は6人、また環境へのプラス面の影響を記述した回答はゼロであった。

つぎにマイナス面への言及については、表(3)-14に示すように、12類型に整理することができた。

もっとも多く言及されたのは「排気ガスによる大気汚染」で、22人がそれを指摘した。次に「交通事故(20人)」が続き、「CO<sub>2</sub>の排出」は16人、3位にとどまった。

7位にランクされた「土地利用における社会的費用の増加(6人)」は、道路用地・駐車用地の確保や道路の整備・維持にかかる費用を指摘している事項をまとめたものとなっている。

なお、自動車使用者の増加により公共交通機関利用者が減少し、結果、公共交通機関が脆弱になることを指摘した回答者は1人にとどまった。

#### v.自動車の所有に伴う環境・社会依存性脱却のための行動の可能性

自動車の所有者に限定して、その所有に伴う環境・社会依存性を少しでも改善するために実現可能な行動メニュー、およびそれを実行するに伴う個人的費用(失うこと)について聞いた。その結果を表(3)-15に示す。出来ることとして「自動車の非所有化(手離す)」という回答が2人からあり、それぞれ「急な遠出のときにちょっと不便かな、と思います」「利便さを失う」と両者とも利便性の低下がその費用として生じると回答している。

「環境に配慮した自動車の購入」をあげた人は12人で、そのうち7人が「購入のための経済的負担」が費用として生じるとしている。なお、環境に配慮した自動車のうち具体的に種類まで限定されて記述されていたのは「ハイブリッド車(3人)」「電気自動車(2人)」の2種類だった。

表(3)-15 実現可能な行動メニューと実現に伴う費用

できること(行動メニュー)	(人)	失うこと(負担すべき費用)
自動車の非所有化	2	利便性(2人)
環境に配慮した自動車の購入	12	購入のための経済的負担(7人)
他の移動手手段への転換	18	
レンタカー	7	利便性(1人)
公共交通機関	12	時間(4人)／運搬性(3人)／経済的負担(2人)
自転車	7	小旅行の楽しみ(1人)
徒歩	6	運搬性(1人)
不要・不急の使用削減	12	利便性(2人)／行動の制限(1人)
エコドライブ	6	時間(2人)
安全運転の徹底・危険箇所回避	4	
安全性に配慮した自動車の購入	1	
同乗者による配慮	1	
余裕を持った移動計画	1	
すでに実施済み	2	不要・不急の使用削減(1人) ハイブリッド車の購入(1人)
何もしない・できない	3	
無回答	3	



「他の移動手段への転換」をあげた人は18人に上り、類型別で見るとこれがもっとも多くを集めた。内訳をみると「公共交通機関」への転換を上げる人がもっとも多く、「自転車」や「徒歩」への転換を指摘する例も6~7例見られた。

「不要・不急の使用削減」をあげた人は12人、「エコドライブ」を上げた人は6人いたが、いずれも費用についての言及は少なく、数人が「利便性」「所要時間の上昇」「行動の自由の制限」をあげるにとどまった。

これらの行動メニューを、環境依存性脱却/社会依存性脱却の別で整理するとつぎのようになる。

**【環境・社会依存性両側面の脱却のための行動メニュー】**

「自動車の非所有化」「他の移動手段への転換」「不要・不急の使用削減」

**【環境依存性脱却のための行動メニュー】**

「環境に配慮した自動車の購入」「エコドライブ」

**【社会依存性脱却のための行動メニュー】**

「安全運転の徹底・危険箇所回避」「安全性に配慮した自動車の購入」「同乗者による配慮」

「余裕を持った移動計画」

なお、「すでに実施済み」との回答も2人からあった（「必要最小限の使用にとどめている」「ハイブリッド車にかえました。できるだけ、自転車を使い、乗り合わせて移動することもあります」）。

vi. 自動車の利用についての便益分析・意思決定と環境家計簿の効果

自動車を所有している人のみを対象に、回答者自らが次の流れで便益分析をし、交通行動変容にかかる意思決定ができるよう、ワークシートの設計を行い、調査票（エコエコ交通日記）の最終日に組みこんだ。便益分析に際しては、自動車の所有にかかる個人や環境・社会に対する便益および費用について表(3)-12で解説した問において1度考えてもらっているため、ここでは、「自動車利用の便益」と「自動車以外の交通手段の利用の便益」を「自己側面」「社会側面」「環境側面」の3つの側面から検討したのち、交通行動の変容への意思決定につながる流れをとることとした。この流れは、本来の環境家計簿のしくみを強く反映したスタイルとなっている。以下にその概要を示す。

- ①もっとも頻繁に自動車を使って移動する目的地を1つ設定（意思決定に際し、「自動車使用」について漠然と考えてもらうのではなく、具体的なかたちで考えられるようにするため）
- ②設定した目的地へ、自動車以外の交通手段でいく場合の交通手段、所要時間の変化、費用を記入
- ③自分自身にとっての便益を、自動車利用/自動車以外の移動手段の利用のそれぞれについて記入
- ④上記③と同様の作業を「他人（社会）にとっての便益」「環境にとっての便益」についても繰り返し記入
- ⑤最後に、自動車利用の頻度を今後どうしていくかについて、その理由とともに記入

このワークシートによる便益分析の結果、意思決定において自動車を「今までどおり利用する」と答えた人が32人（自動車所有者のうち63%）、「減らす」と答えた人が19人（同37%）となった。「増やす」と答えた人はいなかった。

この数値は、吹田市調査の結果<sup>12)</sup>（自動車の利用を一部公共交通に変えることは「できない」が64.7%、「できる」が35.3%）とほぼ同じ値となった。ただ、それぞれの調査において、設問文の表現の違い（吹田市調査は「可能性（～できますか）」を問うているが、本調査では「決定意向（～しますか）」を問

うている) 点を考慮する必要がある。

次に、「自動車の利用頻度を減らす」と答えた人の「年代」「自動車の利用頻度を減らすとした理由」「環境家計簿をつけたことによる意識・行動の変化」について示す(表(3)-16)。環境家計簿をつけたことによる意識変容の効果があつたことが読み取れる記述については、行頭に★をつけ明示した。

この結果から、あらゆる年齢層から「自動車の使用頻度を減らす」という意識変容がみてとれたこと、環境家計簿が交通行動に関する意識の変容を生み、それが自動車の使用を減らそうとする意欲につながる可能性が示唆された。

表(3)-16 自動車利用頻度を減らす理由と環境家計簿の効果

効果	年代	自動車利用頻度を「減らす」とした理由	エコエコ交通日記の効果
★	30歳代	環境のために1人1人が意識しなければと思った。近くは徒歩、または自転車にする。健康のためにも!	だんだん車から自転車に乗るよう気をつけるようになりました。案だから、車を使用していましたが、地球には全くメリットなし。今後も意識していきます。
★	40歳代	マイカーを利用するメリットがそれ以外よりも少ないので	車の運転は苦手なので主人任せだった。自転車なら車よりも事故が少ないと思い込んでいたが、記入しながら、自転車に乗っていても気をつけなければ…と思った。
	40歳代	利便性は大きいですが、環境への負荷、事故の危険性の増大は大きなマイナス要因である。自分だけのときは極力乗らないようにしているが、家族での外出も、特に都心へは電車にするよう働きかけていきたい。	もともと極力乗らないようにしているので、私自身は特に変化なし。雨でも遠くても自転車で行くようにしている。これは運転のストレスないのと、エコだと思っているが時間が計算しやすい(短い)のも大きい。車使用は二酸化炭素の問題もあるが、「事故の危険性」が大きな問題だと改めて気づいた。
★	40歳代	メリットがないから(自分にはあるが、人や環境に対してないと気づいたから)	自転車に乗るようになった
★	50歳代	エコ活動の一助としたい	エコを意識するようになった
	50歳代	(未回答)	(未回答)
	50歳代	健康と地球の将来を考えればマイカーの利用を減らしたい。でも、マイカーを止めてもタクシー・バスを利用すれば変化は無し! 歩ける距離は歩く	自身は歩くことが苦痛ではなく。母と二人の外出時は、マイカー使用。天候等を考え、ゆっくり歩く事を母に勧めたい。
★	50歳代	二酸化炭素の問題もあり、必要最小限に使用をとどめて地球環境をこれ以上悪くしないように努めたい。	車の必要性は少ないと思った。経費がかかっている。
	60歳代	(未回答)	最近のスーパーは買い物をお宅まで届けてくださるので、出来るだけ公共の乗り物を利用しています。健康のためにも続けたいと思います。
	60歳代	以前よりほとんど利用していない	特にありません
★	60歳代	年齢的なこともあり安全に移動できる様に徒歩、鉄道、タクシー(エコ仕様の)を利用する。年間マイカー使用費用よりよくなるかもしれない。	二年位前迄は早朝散歩していた事を思い出しました。(車が少なく排ガスを吸うことも少なく草花と出会っていた事)
	60歳代	年齢的には運転することが苦痛に感じる時もあり、公共の交通機関、又自転車の利用を増やす	目的地が近い時はマイカーを利用しなくて徒歩か自転車の利用を意識している
	60歳代	ガソリンが高くなる。高齢者に近づいているため。	マイカーを減らし公共交通機関を出来るだけ利用(定時性、気が楽)
★	60歳代	公共交通機関、自転車、徒歩を出来るだけ利用し、二酸化炭素削減に留意したい	意識としては、必要以外は出来るだけマイカーでの外出を中止し、公共交通機関、自転車、徒歩を利用する事を再認識した。
★	60歳代	自動車以外でも移動が可能と認識出来たから。環境的にも自動車以外は適していると思えるから。	通勤時(電車内)において車内を良く見る様に成りました
★	60歳代	重い荷物を買う時(ビール、酒、焼酎)、病院に行く時以外は公共の交通機関を利用するように今迄以上に心掛けていくつもりです	この一週間では一回しか車にのらなかった。主に自転車と公共交通機関を利用した。これからも交通日記をつけた気持ちになって意識をしていくつもりである。
	70歳代	年齢的に車は無理。車の維持費が高い。	交通については常々意見を持っているので、この一週間では余り変わらなかった。最近マイカーはなるべくひかえているので、この一週間も2回しか乗っていない
	70歳代	廃車したい	移動中にあることが気になります
★	70歳代	便利	車を持っていることをあたり前と考えていて、他の人の迷惑など考えていなかった。これからは、なるべく車の利用をひかえたい。鉄道利用、徒歩等を使うように心がけたい。

### 3) まとめ

1980年代に提案された環境家計簿技法を軸に、交通分野をその対象として、生活者が自らの判断でリスク削減行動を選択するような誘発装置の試作および予備調査をおこなった。

特に「交通目的ごとの交通手段を選択する際の評価視点」についての情報、「自家用車を所有するによる自己便益・社会的便益・社会的費用」に対する生活者の考察範囲についての情報を得ることができた。

また、環境家計簿技法が提案された当時の目的、しくみから相当程度乖離した形で進化したこと、現状においてはCO<sub>2</sub>排出量にその注目点が収斂してしまっていることも明らかとなった。本来の環境家計簿技法を応用した交通環境家計簿を提案し、予備調査をし、生活者の交通行動にかかる「利便性－環境依存性」の構造を分析するための基礎データをとりまとめた。

## (2) 環境家計簿調査の実施

### 1) Webシステムを利用した調査の実施および解析

まず被験者の概要等を説明した後、自動車の所有者と非所有者別で見た交通行動の差異、被験者群の環境意識の分析結果を示す。ついで環境配慮意識及び環境配慮行動と環境リスク認知との関連、調査ツールが被験者に与えた影響としての環境配慮行動の促進の効果についての分析を行った。

#### a. 被験者の概要

被験者は大阪府在住の20歳以上の男女とした。大阪府では鉄道会社14社、バス会社7社が営業しており<sup>13)</sup>、公共交通機関が充実した地域と言えるため、調査期間中の利用交通手段の変更が比較的容易であると考えられる。被験者に調査への協力を依頼するために、調査主旨と調査登録用WEBページのURLを掲載した調査趣意書を作成し、表(3)-17に示すA群とB群に対し配布した。

表(3)-17 調査趣意書の配布対象の概要

群名	A群	B
環境配慮意識	調査実施以前から環境配慮意識が高いと考えられる	A群と比較して環境配慮意識が低いと考えられる
配布対象	①省エネの推進や環境技術の周知を目的とした環境関連イベント来場者 ②環境教育推進を目的とした環境NPO参加者 ③①、②に対する産業・行政側の事業支援者	WEBアンケートモニター (NTTナビスペースのモニターを利用)
配布方法	①：直接配布 ②：③を介して電子媒体の趣意書を送付 ③：電子媒体の趣意書を送付。	NTTナビスペースを通じて、電子媒体の趣意書を送付
配布数など	350部 環境関連イベントでの配布数:約150部 それ以外への配布数:約200部	5000人 (=大阪府在住の回答パネル登録者数)
回答期間	2011年12月7日～2012年1月23日	2012年1月5日～24日
有効回答者数など	32人 (WEBシステム登録者数:58人)	200人

※なお、A群に対しては、大阪府下自治体においては、環境家計簿をつけてきた人々を当初対象として、合計4800人おられたが、比較的高年齢の方であるため、携帯電話、PC等を日常的に使われている方は限定されたため、この有効回答者数となった。

A群は調査実施以前から環境配慮意識が高いと考えられた被験者であり、B群はA群と比較して環境配慮意識が低いと考えられた被験者である。A群とB群の2つの被験者集団を募集した理由は、調査実施以前の環境配慮意識の高低によって、調査ツールが与える影響は異なると考えた事による。この事に関して、高山らは自動車利用の抑制を直接要請する社会実験を行った際に、調査実施以前の環境意識が高い被験者よりも、低い被験者の方が環境意識を向上させた事を報告している<sup>15)</sup>。A群は①環境関連イベント<sup>14)</sup>の来場者、②環境教育に関わる環境NPO参加者、③①のイベント開催や②のNPOの運営を支援する地方自治体職員及びコンサルタント会社職員であった。B群はWEB調査会社（NTTナビスペース）に登録しているWEBアンケートモニターとした。A群の①に対しては作成した調査趣意書を約150部直接配布し、②および③に対しては電子媒体化したものを約200部配布した。B群はWEB調査会社を通じて、5000名の回答パネル登録者に電子媒体の調査趣意書を配布した。調査期間は環境関連イベントの日時の都合からA群とB群で異なったが、いずれの被験者もWEB調査への登録完了から2週間を回答期限とした。調査期間を連続した7日間としなかった理由は、連続して回答する事が被験者にとって負担であり、得られる有効回答の減少を避けるためである。全質問へ回答した者を有効回答とし、A群で32人分の、B群で200人分の有効回答サンプルが得られた。

#### b.個人属性

表(3)-18に被験者群別・性別・年代別でみた有効被験者数を示す。

性別に関して、男性は計132人（57%）、女性は100人（43%）であり、男性の被験者が多い結果となった。A群で男性が32人中25人（78%）と多い理由について、環境関連イベントにおいて趣意書の配布を家族単位で行ったために、家族の代表者として男性が回答した事によるものと考えられる。

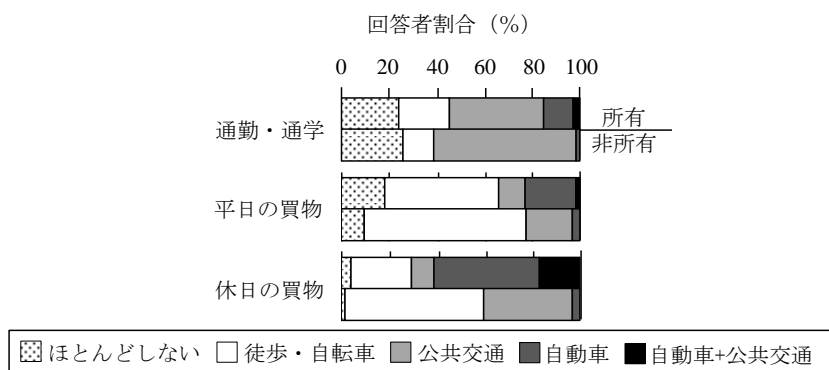
表(3)-18 群別・性別・年代別でみた被験者数（人）

群	性別	年代						計
		20	30	40	50	60	70≦	
A	男	3	7	6	5	1	3	25
	女	1	0	3	0	3	0	7
B	男	4	19	38	25	13	8	107
	女	10	35	35	10	3	0	93
計		18	61	82	40	20	11	232

#### c.自動車の所有有無と所有有無による利用交通手段の差異

被験者のうち、自動車の所有者はA群で25人（78%）、B群で145人（73%）、合計170人（73%）であった。A群とB群の自動車の所有傾向について、カイ二乗検定を行った結果、 $\chi^2=0.446$ ,  $df=1$ ,  $p=0.504$  ( $>0.05$ ) となったため、自動車の所有傾向に統計的な差異は認められなかった。そこで、A群とB群を合計して、自動車所有の有無による利用交通手段について分析した。

被験者の交通行動について、1日目に「通勤・通学」「平日の買物」「休日の買物」の際に最もよく利用する交通手段を「ほとんどしない」「徒歩・自転車」「公共交通」「自動車」「自動車+公共交通」から選択するように求めた。図(3)-6に自動車の所有者、非所有者別にみた各交通目的の利用交通手段の集計結果を示す。



図(3)-6 自動車所有有無別の利用交通手段集計結果

「通勤・通学」に関しては、自動車所有者と非所有者ともに「公共交通」を利用するとした被験者が最も多く、それぞれ66人(39%)と34人(60%)であった。「平日の買物」に関しては、所有者と非所有者ともに「徒歩・自転車」を利用するとした被験者が最も多く、それぞれ80人(48%)と37人(66%)であった。一方、「休日の買物」に関しては、所有者では「自動車」を利用するとした被験者が最も多く72人(43%)であったが、非所有者では「徒歩・自転車」が最も多く33人(58%)であった。この結果から、本調査における自動車所有者は「通勤・通学」や「平日の買物」では非所有者と同様の交通手段を利用する傾向にあった一方で、「休日の買物」では非所有者と異なり、自動車を利用する傾向にあった。

#### d. 被験者群間の環境配慮意識の差異

A群とB群を調査実施以前の環境配慮意識の高低が異なるとして募集した事に関して、調査初日の環境配慮意識を比較した。環境配慮意識について、「あなたは移動するときに、できるだけ環境に負荷をかけないようにしたいですか」と問い、「したくない」から「したい」までの5段階尺度で回答を求めた。回答を1点から5点までの環境配慮意識得点とし、被験者群間の平均点の差に対してt検定を実施した。表(3)-19に各被験者群の平均点、及びt検定結果を示す。

表(3)-19 被験者群別の環境配慮意識得点とt検定結果

回答者群	平均点	標準誤差	t検定結果
A	4.1	0.19	*
B	3.6	0.07	

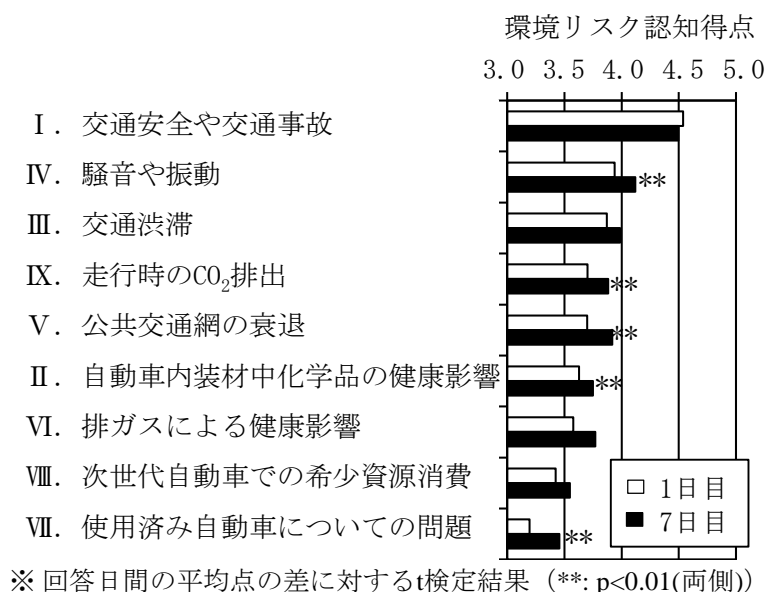
※t検定結果の有意水準 (\*:  $p < 0.05$ )

表(3)-19より、A群で環境配慮意識得点が高いことがわかる。t検定結果は $p=0.02$ (両側)となったことから、統計的に有意にA群で環境配慮意識得点が高いと言える。これはすでに述べた趣意書の配布対象の差異によるものと考えられ、これにより環境配慮意識の高い被験者と低い被験者の両方が分析対象に含まれたと言える。

### e.環境配慮意識及び環境配慮行動の動機としてみた環境リスク認知の分析

#### i.環境リスク認知の集計結果

9つの環境リスクに対する重要性認知と環境配慮意識及び環境配慮行動との関連について分析した。まず全回答者の9つの環境リスクに対する重要性認知について、1日目と7日目に「交通や自動車に関する問題について、どのくらい重要だと考えていますか?」と問い、「意識していない」「重要でない」「あまり重要でない」「やや重要」「とても重要」から回答選択を求め、この回答を1点から5点の環境リスク認知得点とし、全回答者の平均得点を分析した。1日目・7日目それぞれのリスク項目別の平均得点を図(3)-7に示す。



図(3)-7 1・7日目の平均環境リスク認知得点

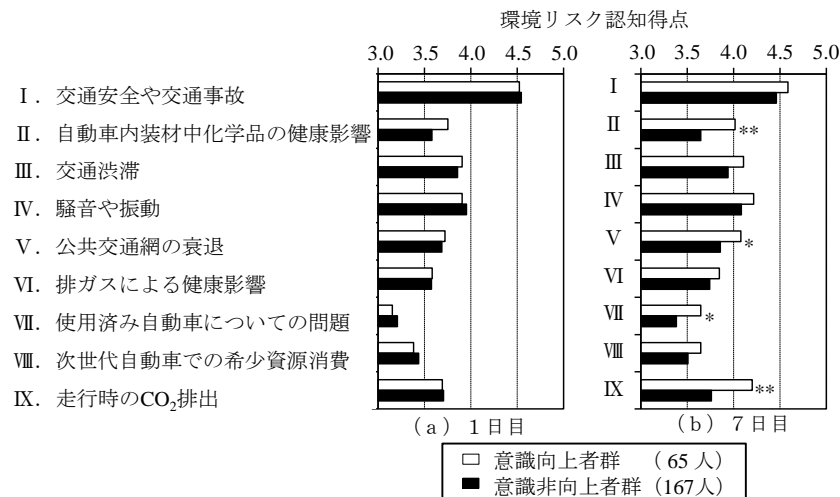
「I. 交通安全や交通事故」を除く環境リスク項目において得点が増加した。1日目と7日目の平均点の差に対してt検定を行った結果、「IV. 騒音や振動」「V. 公共交通網の衰退」「VI. 排ガスの健康影響」「VII. 使用済み自動車の問題」「IX. 走行時のCO<sub>2</sub>排出」で統計的に有意な得点の増加が認められた。この結果から、調査ツールが回答者の環境リスクに対する重要性認知を向上させる事が示唆された。

Iの平均点が両回答日で最も高い(1日目:4.5点,7日目:4.5点)事に関して、交通事故のリスク低減は1961年の第1次交通安全計画以下において内閣府により進められてきた事<sup>15)</sup>、死亡の人的被害を、減少傾向にはあるものの急性影響としてもたらず事、等のリスクの様態により市民に重要と認知されている事が考えられる。得点が減少した理由については、他の環境リスクへ関心が振り向けられた事によるものと考えられる。

「VII. 使用済み自動車についての問題」のリスク認知得点が最も低く、ついで「VIII. 次世代自動車での希少資源消費」が低かった。VIIは自動車の廃棄時の環境リスク、VIIIは電気自動車に代表される次世代自動車の生産時の環境リスクであり、自動車利用の削減によって直接の環境リスク低減に貢献できない事から重要であると評価されなかったと考えられる。

## ii.環境リスク認知の変容が環境配慮意識に与える影響

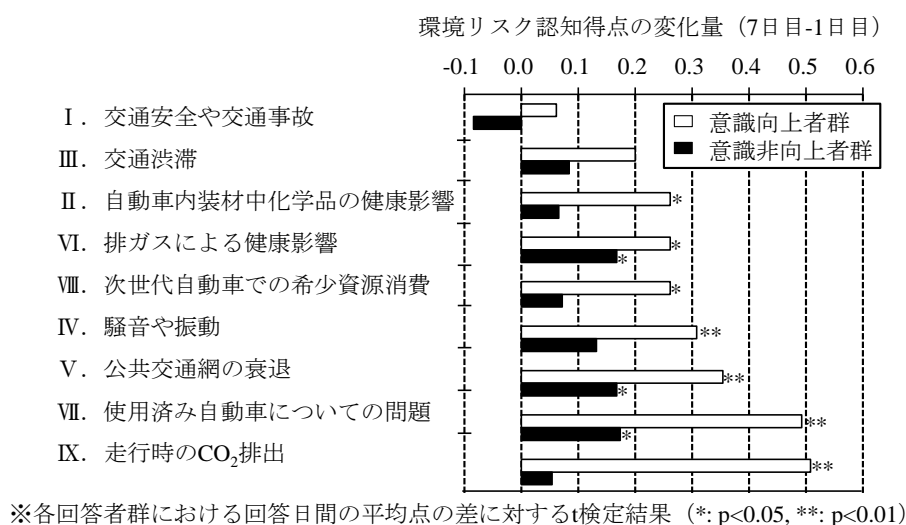
環境リスク認知と環境配慮意識との関連性について分析するために、環境配慮意識が向上した被験者（以下、意識向上者群）と向上しなかった被験者（以下、意識非向上者群）に分類し、各リスク項目別に環境リスク認知得点を集計した。被験者の分類は、3.3で述べた環境配慮意識の1日目から7日目にかけての回答の変化をもとに行った。1日目と7日目の回答が同じ場合は意識非向上者群に分類した。分類の結果、意識向上者群は65人（28%）、意識非向上者群は167人（72%）であった。図4（a）に1日目の、（b）に7日目の集計結果を示す。



※意識向上者群と意識非向上者群の平均点の差に対するt検定結果 (\*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ (両側))

図(3)-8 環境配慮意識の向上有無別にみた各環境リスク認知得点

図(3)-8の結果から、全体の傾向と同様に、Iのリスク認知得点がいずれの回答日、被験者群においても最も高く、またVII及びVIIIの順で認知得点が低かった。両被験者群の間の差異に着目すると、1日目では意識向上者群よりも意識非向上者群のリスク認知得点の高い環境リスク項目がみられたが、7日目においては全ての環境リスク項目で意識向上者群のリスク認知得点が高かった。この結果から、意識向上者群は意識非向上者群よりも、環境リスク認知得点を大きく増加させたと考えられた。この事について詳細に分析するために、環境配慮意識の向上有無別に1日目から7日目にかけての環境リスク認知得点の変化を集計した。図(3)-9に環境リスク認知得点の変化を示す。



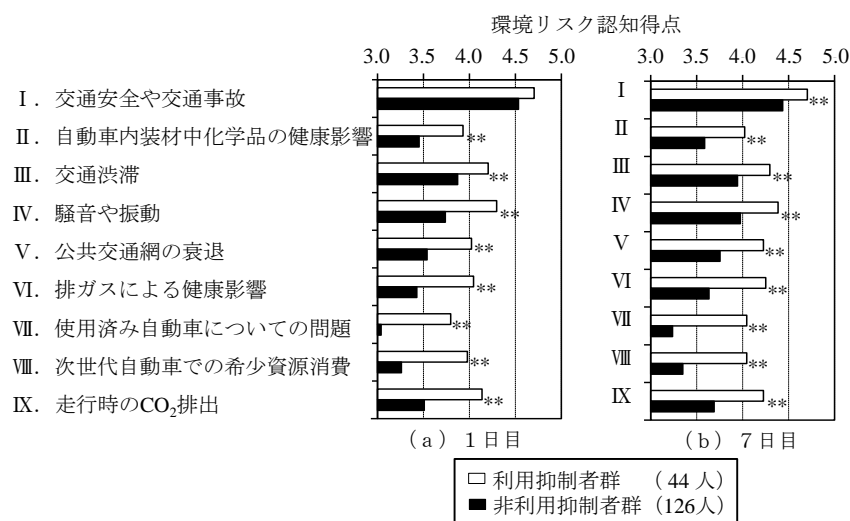
図(3)-9 環境配慮意識の向上有無別にみた環境リスク認知得点の変化

図(3)-9 より意識向上者群は全てのリスク項目で、意識非向上者群よりも環境リスク認知得点を増加させた事がわかった。また、回答日間の環境リスク認知得点の差について、A群ではII及びIV～IXの計7項目で、B群ではVI～VIIIの計3項目で統計的に有意な得点の向上が認められた(t検定)。この結果から調査ツールによって複数のリスク項目の重要性認知を向上させうる事、特に意識向上者群においてその項目数と向上の程度が大きい事が示唆された。ここで環境リスク認知と環境配慮意識の因果関係について、広瀬<sup>1618)</sup>が環境リスク認知の強弱が環境配慮意識の強弱を規定するとしていることを考慮すると、調査ツールが各環境リスクに対する重要性認知を向上させ、その効果が大きく表れた回答者が環境配慮意識を向上させたと考えられる。両被験者群の間の得点変化の差が最も大きい項目は「IX. 走行時のCO<sub>2</sub>排出」であり、意識向上者群では0.5点の増加がみられ事に対し、意識非向上者群ではIに次いで得点の増加が小さく0.05点の増加がみられた。IXは温暖化によって有害性暴露の空間的ひろがりや地球規模、かつ影響発現までの時間が長期に及ぶリスクである一方で、その有害性の程度については不確実である。このようなリスクの様態と得られた結果を考慮すると、IXを重要と認知するか否かにより、環境配慮意識の程度が異なる事が考えられる。

### iii.環境リスク認知の変容が環境配慮行動に与える影響

環境リスク認知と自動車利用の削減行動との関連性について分析するために、自動車利用を控えた被験者（以下、利用抑制者群）と利用を控えなかった被験者（以下、自動車非利用抑制者群）に分類し、各リスク項目別に環境リスク認知得点を集計した。被験者の分類には7日目の自動車の利用頻度に関する質問（「調査期間中、あなたが移動するときに実際にどのように行動しましたか」）の回答を用い、「減らした」「やや減らした」とした者を利用抑制者群に、それ以外を非利用抑制者群に分類した。自動車所有者（170人）のうち利用抑制者群は44人（26%）、自動車非利用抑制者群は126人（74%）であった。図(3)-10 に1日目の、(b)に7日目の環境リスク認知得点の集計結果を示す。





※回答者群間の平均点の差に対するt検定結果 (\*\*:  $p < 0.01$ (両側))

図(3)-10 自動車利用頻度の変化で分類した環境リスク認知得点の集計結果

図(3)-10 より、1日目と7日目の両方で、全ての項目で、利用抑制者群は非利用抑制者群よりもリスク認知得点が統計的に有意に高い事が分かった (t検定)。また、利用抑制者群・非抑制者群ともに I を除く 8 項目でリスク認知得点が向上していた。このうち、統計的に有意な得点増加が見られた項目は利用抑制者群では V と VII の 2 項目、非利用抑制者群では IV～VII, IX の 5 項目であり (t検定)、非利用抑制者群で増加が見られた項目数が多かった。これらの結果から、自動車利用抑制者は、環境リスクの重要性認知が向上した事によって自動車利用を控えたのではなく、1日目の時点で環境リスクに対する重要性の認知がある水準以上にあり、本調査をきっかけとして自動車利用を控えたと考えられる。

利用抑制者群と非利用抑制者群の環境リスク認知得点の差が大きい項目に着目すると、1・7日目ともに「VIII. 次世代自動車での希少資源消費」(1日目: 0.8点, 7日目: 0.8点)と「VII. 使用済み自動車についての問題」(1日目: 0.7点, 7日目: 0.7点)で得点差が大きかった。この結果から、利用抑制者群では非利用抑制者と比較して、その利用によって生じる環境リスク以上に、製造及び廃棄の段階で生じる環境リスクに対して重要であるとしていたと言える。これらの2項目は、すでに述べたように VII や VIII は自動車利用の削減によって直接の環境リスク低減に貢献できない環境リスクと言える事から、自動車利用による環境リスクをライフサイクル全体で考慮した被験者が自動車利用を削減したと考えられた。

#### f. 環境家計簿を通じた環境配慮行動の促進効果

##### i. 利用交通手段別の利用頻度の変化

表(3)-20に自動車所有者(170人)の「自動車」「徒歩・自転車」「鉄道・バス等」の利用頻度に関する回答集計結果を示す。

表(3)-20 自動車所有者の交通手段利用頻度の変容に関する集計結果

利用頻度の変容	交通手段		
	徒歩・自転車	鉄道・バス等	自動車
減らした	2	4	9
やや減らした	5	4	35
どちらともいえない	130	138	124
やや増やした	22	18	0
増やした	11	6	2

自動車の利用頻度を「減らした」「やや減らした」とした被験者はそれぞれ9人（5%）、35人（21%）であった。また、「徒歩・自転車」を「増やした」「やや増やした」とした被験者は計33人（6%）、22人（16%）であり、「鉄道・バス等」ではそれぞれ6人（4%）、18人（11%）であった。この結果から調査ツールが自動車利用の削減、及び他の交通手段への利用転換を促した事が示唆された。なお、非所有者（62人）に関して、6人（9%）の被験者が自動車の利用頻度を「減らした」もしくは「やや減らした」とした。以上より、自身が所有しない自動車の利用に関しても削減が行われる可能性が示唆された。この行動変容に関して「職場での自動車利用はもう少し減らせると思った」との記述が1人から得られた。

## ii. 自動車利用の削減効果とその要因

全被験者232人のうち50人が自動車利用を「やや減らした」もしくは「減らした」と回答し、3人が「増やした」と回答した。この結果から、本研究で設計した調査ツールにより47人（20%）分の自動車利用削減の効果が得られたと言える。ただし、鈴木らは自動車利用の頻度よりも距離の、距離よりも時間のほうが指標の信頼性が高いと指摘しており、結果の解釈の際に注意が必要であり、「2週間の回答期間中に47人の被験者が意図的に自動車の利用を1度以上減らした」事が本調査で得られた環境配慮行動の促進効果と言える。

鈴木らが行った2006年までのモビリティ・マネジメントに関する調査のうち、31のトラベル・フィードバック・プログラム事例の自動車利用行動の削減効果の平均値が9.45%であり<sup>1)</sup>、本調査で得られた自動車利用の削減効果は数値の上ではこの値を上回った。31の事例及び本調査は自動車利用削減の指標、調査規模、制御群の有無など指標の信頼性に関わる設定が異なるが、居住者を対象にしている事が全てに共通している。

自動車利用の削減効果が得られた理由について、すでに「環境リスクをライフサイクル全体で考慮した被験者が自動車利用を削減した」とする示唆が得られた事、および設計した調査ツールが設問を通じて被験者に対して自動車の利用以外の環境リスクを考慮するように求めた事が挙げられる。調査ツール内の設問とは、4日目に自動車の所有行動による環境への影響を、5日目には自動車の利用行動による環境への影響を「行動に内包される環境とのかかわりを次々にさかのぼって掘り出す」形式で問うた事を指す。また、過去の時点よりも行動変容を促すためのコミュニケーションに関する知見が充足し、得られる行動変容の効果が向上してきたとする辻川らの報告<sup>17)</sup>や、環境保全で最も重要な役割を担うべき主体は「国民」であるとした回答が経年的に増加しているとする環境の調査結果<sup>18)19)</sup>を考慮すると、鈴木らの調査実施時点よりも今回の調査時点の方が自動車利用の削減が実施されやすい状況だった事も理由として挙げられる。このような状況の変化は、市民をリスク管理主体として位置づけるという観点からも望ましい傾向と言える。

## 2) 結果のまとめ

自動車のライフサイクル中の9つの環境リスクを横断的に取り上げ、どのような環境リスクを重要と認知する事で環境配慮行動が実施されたかを明らかにする事、を目的として環境配慮行動を促すための調査ツールに、環境リスク認知に関する設問を併せて行い、これを用いた実地調査を行った。得られた結論は以下の3点にまとめられる。

- ① 環境配慮意識と環境リスク認知との関連について分析した結果、環境配慮意識が向上した被験者は向上しなかった被験者と比較して、9つ全ての環境リスクに対する重要性認知が向上していた。リスク認知の傾向に違いが見られた項目として「自動車走行時のCO<sub>2</sub>排出」が挙げられ、環境配慮意識が向上した被験者では最も大きく向上した一方で、環境配慮意識が向上しなかった被験者ではIXは9項目中8番目の向上であった。
- ② 環境配慮行動として自動車利用の削減行動と環境リスク認知との関連について分析した結果、自動車利用を控えた被験者は控えなかった被験者と比較して、環境リスクに対する重要性認知の得点が9つ全ての項目で高い事がわかった。得点の差が大きい項目は「次世代自動車での希少資源消費」や「使用済み自動車についての問題」であり、利用段階以外での環境リスクについての認知得点の差が大きかった事から、交通行動や自動車利用による環境リスクをライフサイクル全体で考慮した被験者が自動車利用を削減した事が示唆された。
- ③ 本研究で設計した調査ツールにより、環境リスク認知と環境配慮意識の向上、及び環境配慮行動の促進が可能である事が、環境配慮意識が向上した被験者が65人(28%)みられた事や、環境配慮行動の一環として自動車の利用を削減した被験者が47人(20%)みられた事、等の調査結果から示唆された。調査ツールの特徴として、自動車の利用による環境リスクだけでなく、自動車の所有による環境リスクを考慮するように求めた事や、行動に内包される環境とのかかわりを次々にさかのぼって掘り出す「いもづる式」の環境家計簿の形式を用いた事が挙げられる。

### (3) 意識変容・行動変容に資する情報収集のための優先順位の検討

#### 1) ライフサイクルを通じたリスクに対する認知と意識変容

実施した環境家計簿調査(1週間にわたる連続調査)を精査し、自動車のライフサイクルを通じたリスクへの気づきを解析した。その結果、調査開始日におけるリスクへの気づきを起点に評価すると、調査最終日(7日目)においては、いずれもリスク認知得点が(リスクの気づきのレベルが)向上していた(図(3)-11)。これは、大阪府在住市民を対象とした、有効回答数232、男性：女性=57:43の結果である。

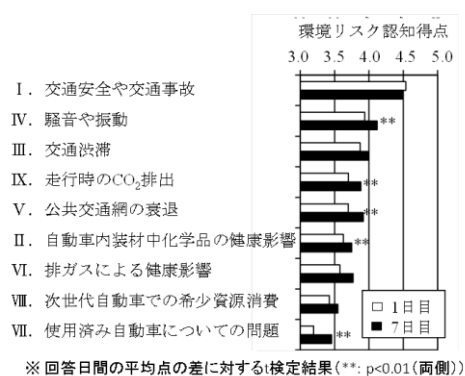


図 (3)-11 リスクへの気づき (環境リスク認知得点でみた) の変容 (図(3)-7の再掲)

## 2) 関連研究のメタ解析結果を援用した行動変容の類推

メタ解析（同一調査を1つのサンプルとみだてて横断的解析を通して傾向を探る）は、2006年以降に国内で発表された(Travel Feed Back program, TFP) に関する学会発表・論文33本から収集した67のTFP事例を対象として行った。その結果、全事例ならびに制御事例（正確な効果測定が可能な制御群を設けた事例）の変容効果の平均値を表 (3)-21<sup>13),19)</sup>に示す。全事例での態度変容効果は24.7%、行動変容効果は13.6%と推計された。次に、TFPの各実施目的に対する効果の推計結果（平均値）を表 (3)-22に示す。態度変容については環境問題解決が54.4%で、行動変容については健康増進が20.2%でそれぞれ最も高い値を示し、より変容効果のある実施目的として評価された。

**表 (3)-21** メタ解析による態度・行動変容効果の推計結果

	態度変容		行動変容	
	n	平均値 (%)	n	平均値 (%)
全事例	34	24.7	60	13.6
制御事例	4	6.5	11	18.8

**表 (3)-22** 各実施目的に対する態度・行動変容効果の推計結果

	態度変容		行動変容	
	n	平均値 (%)	n	平均値 (%)
環境問題解決	6	54.4	24	15.6
渋滞の解消	4	24.6	14	9.3
公共交通推進	7	6.5	12	7.9
健康増進	1	13.0	3	20.2
環境意識向上	1	13.0	6	14.6

H23年度における本研究プロジェクトでの調査結果のうち、行動変容に関わるデータを抽出したものが、図 (3)-12である。この期間において、参加者の約3割は調査期間中に自動車利用削減行動を誘発していた。そこで、この結果を母集団とみだて、本調査を標本データとして区別し、上記2種のデータをベイズ統計の手法で結合し母集団のデータを更新すると、29%行動変容が得られたと推定しうる。この値は、環境家計簿調査を通じて得られた自動車のライフサイクルにおいて発生する環境リスクに対する気付きに対する効果を反映したものであり、自動車利用時間の短縮分をリスクに置き換えること（利用時間の削減が車室内暴露の健康リスクの低減、温室効果ガス排出量の削減）で、生産部門における対策と同列で評価をすることが可能となるといえる。

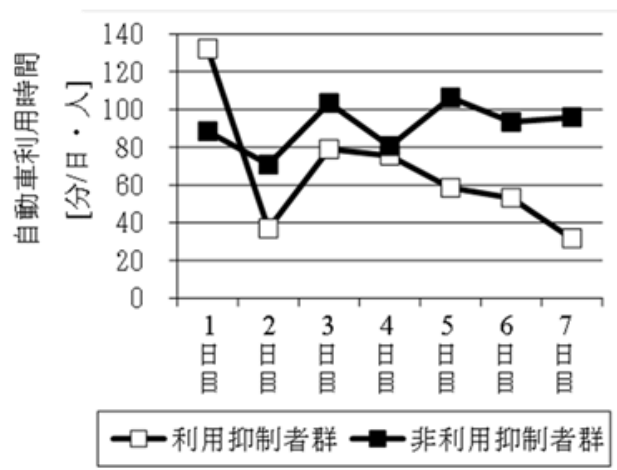


図 (3)-12 調査期間中で認められた自動車利用時間の変容

## 5.本研究により得られた成果

### (1) 科学的意義

これまで産業のサプライチェーンを通じて、内在するリスクを一貫して取りあげた評価はなされてはこなかった。今回の調査によって、自動車産業というサプライチェーンを通じて内在するリスクの相対的レベルを推定できたことを通じて、行動変容に寄与する自動車起因のリスクを明らかにすることができた。これは、これまで、分野別で取り組まれ、相対的比較が困難であったリスク認知を分離して計量し、比較し議論することが可能となった。

### (2) 環境政策への貢献

#### <行政が既に活用した成果>

現時点では、本研究結果を、行政が直接活用するまでには至っていない。

#### <行政が活用することが見込まれる成果>

これまで環境経由や技術由来のリスクは、分野別に評価され、緊急性や発生源の特性等に応じて、所轄の府省・セクターで対策が進められ、その結果、高いリスク事象が削減されてきたが、複数の比較的低いあるいは評価に必要な知見が少ないリスクが残存するにいたった。これは、緊急的対応を念頭におき効率的な対応がとられてきた結果と考えられる。しかし、リスクは本来多数存在し、かつそれらは相互に関連しあっているため、不可避免的に、リスク・リスクトレードオフが内在する構造を内包するに至った。したがって、今後の環境リスク管理政策においては、低炭素社会、あるいは化学物質リスク最小化といった政策目標に対し、限定的な視野で効率性の観点において対策効果をもたらす政策を発動するのみならず、総観的な立場から、トレードオフの構造をみながら、リスクを横断的に把握し、評価し、管理することが費用対効果に優れた方法を提案するうえで必要となる。府省で個別に進む政策に横串をさし、必要な政策発動の判断をするということが今後の重要な課題となる。なぜならば、最終的にリスクの受け手は環境そして生活者であることから、今後、いっそう環境の制約の下で産業活動を適正な方向へ誘導してゆくという地球的な利益を生み出すためには、規制や、自主管理に加えて、第三の環境政策の柱、すなわち、「技術の利便と環境への依存の気付きに基づく自律的な環境管理」を社会に導入・

定着することが必要となる。その中心的役割を担うために、土台となる成果を本サブテーマでは提示しえたと考えている。このことが、産業と環境の好循環を形成し、これまでの環境リスク管理上の経験と知識を将来に有効に活用する国として、日本が国際社会に対し先導して担う役割であると考えられる。

## 6.国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない

## 7.研究成果の発表状況

### (1) 誌上発表

#### <論文（査読あり）>

特に記載すべき事項はない。

#### <査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

#### <その他誌上発表（査読なし）>

特に記載すべき事項はない。

### (2) 口頭発表（学会等）

- 1) 中澤 暦, 八尾哲史, 小島直也, 東海明宏 (2011) 産業環境システムの耐リスク性-ケーススタディと今後の展望-, 環境科学会年会. 優秀発表賞を受賞.
- 2) N. Kojima, K. Nakazawa and A. Tokai (2011) Evaluating CO<sub>2</sub> Emission from Automobiles through Employing Environmental Housekeeping Book Method and Trip Demand Estimation Model SETAC North America 32nd Annual Meeting, Boston, USA.
- 3) 辻川勝平, 東海明宏, 中久保豊彦, 中澤 暦 (2012) 国内におけるトラベル・フィードバック・プログラムのメタ解析による交通行動変容効果の検証に関する研究, 環境科学会2012年会講演要旨集 p 85.

### (3) 出願特許

特に記載すべき事項はない

### (4) シンポジウム, セミナーの開催（主催のもの）

- 1) 高度産業技術のリスクコミュニケーション(2012年1月19日, 大阪大学吹田キャンパス内, 参加者 20名)

### (5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない

### (6) その他

小島 直也, 東海 明宏, 中澤 暦 (2013) 自動車のライフサイクルを通じた環境リスクへの気づきが誘発する環境配慮行動に関する調査研究, 日本環境科学会誌, 査読中.

## 8.引用文献

- 1) 鈴木春奈, 谷口綾子, 藤井聡 (2006) 国内TFP事例の態度・行動変容効果についてのメタ分析, 土木学会論文集D, 62(4), pp 574-585.
- 2) 土木学会 (2005) モビリティ・マネジメントの手引き.
- 3) 末石富太郎+環境計画研究会 (1993) 環境計画論, p.50, 森北出版株式会社.
- 4) 盛岡通 (1986) 身近な環境づくり pp.19-62, 日本評論社.(なお, 原典は, 山河計画「家」, 思考社, 1981, 「家政と工学のはざま」, 東孝光, 末石富太郎, 三輪昌子, 吉村元男. である.)
- 5) 村上浩継, 近藤隆二郎 (2007) 想起型環境家計簿の提案とその可能性に関する研究, 環境システム研究論文集 32, pp 145-155.
- 6) 藤井聡 (2008) 「交通まちづくり」と「モビリティ・マネジメント」, 都市問題研究, 60(12), pp 3-22.
- 7) 原 理史, 伊豆原浩二 (2007) 交通環境家計簿を用いた普及啓発手法に関する研究, 土木計画学研究・講演集, 36, pp 70-79.
- 8) ホームページ<http://kotsuk.city.nagoya.jp/route/web/exp.cgi>
- 9) 谷口綾子, 藤井聡, 野沢和行, 日原勝也, 小池剛史, 新井康生 (2004) 情報機器を活用したTFPに関する研究-2003年度札幌市交通環境家計簿の取り組み-, 土木計画学研究・講演集CD-ROM, vol.30, III(86).
- 10) 井元りえ, 小澤紀美子 (1993) 環境家計簿の役割と可能性, 日本家政学会誌, 51 (5), pp.357-366.
- 11) <http://www.cao.go.jp/sasshin/shiwake3/details/pdf/1116/kekka/112.pdf> (環境省が運営している環境家計簿) (「我が家の環境大臣事業」の中心) は, 2010年11月実施の行政刷新会議「事業仕分け第3弾」において, 「CO<sub>2</sub>排出削減効果が不明ないしは乏しい・利用者が少ない・必然性がない・手段について検証がなされていない・国が推進する必要がない」などの理由によりワーキンググループで事業廃止が結論付けられている.
- 12) 吹田市 (2010) 吹田市地域新エネルギー・省エネルギービジョン, p.51.
- 13) 大阪府都市整備部交通道路室都市交通課交通局,  
[www.pref.osaka.jp/toshikotsu/busnavi/bustetsudolink.html](http://www.pref.osaka.jp/toshikotsu/busnavi/bustetsudolink.html) (閲覧日: 2012年11月14日).
- 14) 例えば, 茨木環境フェア2011.  
[www.city.ibaraki.osaka.jp/ikkrwebBrowse/material/files/group/7/ibaraki1110\\_44.pdf](http://www.city.ibaraki.osaka.jp/ikkrwebBrowse/material/files/group/7/ibaraki1110_44.pdf) (閲覧日: 2012年11月23日).
- 15) 内閣府 (2012) H24年版 交通安全白書 (閲覧日: 2013年3月1日).
- 16) 広瀬幸雄 (編) (2008) 環境行動の社会心理学, p 150, 北大路書房.
- 17) 高山純一, 中山昌一朗, 桶川真美, 青野祐也 (2003) 自動車利用抑制の直接要請による自動車利用削減効果に関する研究, 土木学会論文集, 737/IV-60, pp 47-55.
- 18) 環境省 (2010) 環境にやさしいライフスタイル実態調査報告書, pp 432.
- 19) 辻川勝平, 東海明宏, 中久保豊彦, 中澤 暦 (2012) 国内におけるトラベル・フィードバック・プログラムのメタ解析による交通行動変容効果の検証に関する研究, 環境科学会2012年会講演要旨集 p 85.

## **Risk Management Strategy for Industry-environmental Systems**

Principal Investigator: Akihiro TOKAI

Institution: Osaka University

2-1 Yamadaoka, Suita-City, Osaka 565-0871, JAPAN

Tel: +81-6-6879-7676 / Fax: +81-6-6879-7676

E-mail: [tokai@see.eng.osaka.ac.jp](mailto:tokai@see.eng.osaka.ac.jp)

[Abstract]

Key Words: Value of information, Risk assessment, Risk durability, Risk perception, Environmental house keeping book, Risk avoidance

To control the negative impact of various technological products, regulatory and private sectors have introduced many countermeasures for these risks. However, in the same time we need to think about the aspect of multiple impact stemmed from technological products. Thus, we need to examine the risk-risk trade off issues beyond single-issue focused risk assessment. For this purpose, we identified following three objectives in this research project. The first one was to develop risk durability method. The second one was to apply this method to actual environmental risk measures. Third one was to obtain the fundamental information on the risk perception and risk avoidance behavior through questionnaire survey. Main findings were followings.

Firstly, we developed risk durability evaluation method with the example of decabromo diphenyl ether used for flame retardant to plastics with the software Analytica. This based on the concept of value of information analysis, uncertainty analysis and trade-off analysis. This software enabled us to build user friendly model that supported to obtain the insight of risk stems from this chemicals through graphical user interface. To analyze the uncertainty included in the process of health risk assessment of decabromo diphenyl ether, we estimated value of information of specific parameter required for risk estimation. Thus, we could identify the most influential parameter that provided the cost of measures.

Secondly, we carried out the risk analysis and lifecycle analysis for three types of environmental measures for automobile industry; they were material substitutions, fuel substitutions and products replacement. By integrating these two analyses, we clarified the risk trade-offs for these three types of measures and evaluated relative superiority from the viewpoint of health risk reduction and greenhouse gas emission reduction.

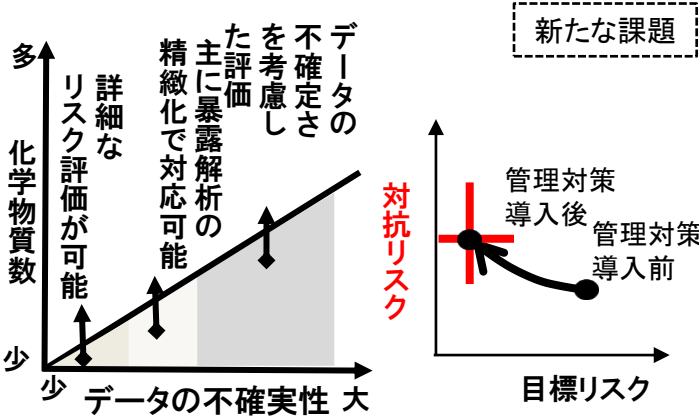
Thirdly, to clarify the relationship between peoples' risk consciousness and beneficial aspect of automobile, we employed nine hazards relevant to automobile industry. Results of 232 valid respondents who were aged 20 or over and lived in Osaka prefecture were obtained and, we found that 65 respondents answered "improved" their pro-environmental consciousness, 47 respondents answered "reduced" their car use frequency. Those who reduced auto use frequency



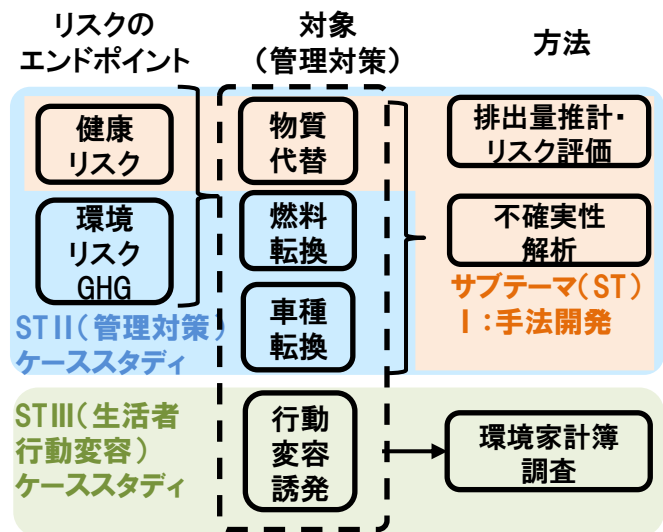
perceived nine risks examined as “important risk” than those who didn’t reduce auto use both before and after survey. Nine hazard were considered as risk in encountered in whole life stage of automobile industry, so we could get fundamental information on risk avoidance consciousness and perceived risk in whole life stage of automobile industries.

## 1. 研究開発の背景 リスク評価法に対する課題 2. 研究の全体像

リスクに基づいた化学物質管理が推進される一方で、新たな課題も明らかになってきた。



- ①データの不確実性を前提とした評価手法の導入
- ②政策介入前後のリスクトレードオフ



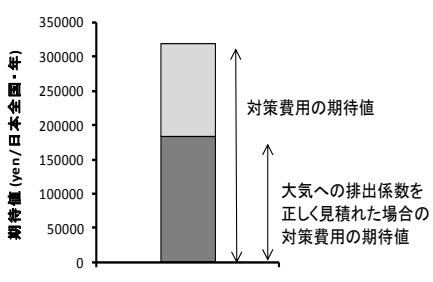
## 3. 研究結果

活用する情報  
【リスク評価シート】

- リスク対策情報
- 暴露情報
- 有害性情報

含まれる不確実性に関する知見

リスク管理対策に支配的な情報の価値の定量的評価

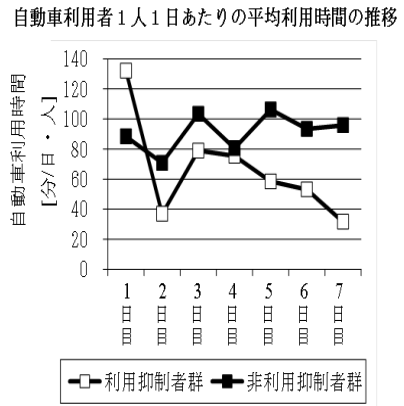


温室効果ガス排出削減に対する健康リスク増加の情報基盤

個人DALY増加量/温室効果ガス削減量  
[(year-DALY 人<sup>-1</sup> 年<sup>-1</sup>) / (Mt-CO<sub>2</sub>e 年<sup>-1</sup>)]

削減策	健康リスク増加の情報基盤
DecaBDEのEBPBP代替	(トレードオフなし)
ガソリン普通車のHV/EV普通車代替	◆
ガソリンのETBE7%代替	(トレードオフなし)
ガソリンのE10代替	◆
ガソリン普通車のディーゼル普通車代替	◆

生活者の気づきによる行動変容



今後優先的に収集すべき情報の明確化

## 4. 研究成果と環境政策への貢献

- 本研究課題の成果は次の3点である。
  - ✓ 情報の価値尺度(EVIU: Expected Value of Including Uncertainty, EVPI: Expected Value of Perfect Information)を用いたリスク評価におけるデータの不確実性の定量化手法の開発。
  - ✓ 環境政策の二本柱である化学物質由来のヒト健康リスクと二酸化炭素排出を2軸とした管理対策導入に伴う不確実性分析を含めたリスクトレードオフ解析。
  - ✓ 環境会計簿を利用した生活者の交通対策としてのリスクへの気づきによる行動変容に関する基礎的知見の整備。
- 交通分野を対象として、不確実性分析を含むリスクトレードオフ解析結果を示した。本方法論は、これまでの単一物質、もしくは、特定のエンドポイントでの評価手法に対して、対抗リスク、および、評価の不確実性を付与した評価枠組みを提示している。今後、府省を横断する環境リスク管理対策において、目標リスクと対抗リスクのトレードオフを加味した管理指針を構築する際の科学的情報の整備への貢献が期待できる。