

輸送・循環システムに係る環境負荷の定量化と
環境影響の総合評価手法に関する研究
(特別研究)

Methodology for quantification of environmental loads and their environmental
impact assessment regarding transport systems and material cycle systems

平成8～10年度
FY 1996～1998

NIES



NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

輸送・循環システムに係る環境負荷の定量化と
環境影響の総合評価手法に関する研究
(特別研究)

Methodology for quantification of environmental loads and their environmental
impact assessment regarding transport systems and material cycle systems

平成8～10年度
FY 1996～1998

特別研究「輸送・循環システムに係る環境負荷の定量化と環境影響の総合評価手法に関する研究」
(期間 平成8～10年度)

特別研究責任者：森田昌敏

特別研究幹事：森口祐一

報告書編集担当：森口祐一

序

本報告書は平成8年度から10年度にかけて実施した特別研究「輸送・循環システムに係る環境負荷の定量化と環境影響の総合評価手法に関する研究」の成果をとりまとめたものである。

近年、「環境にやさしい」という言葉がよく使われるが、やさしさの度合い、つまり環境への負荷がもたらす影響の度合いを具体的に計るための手法は確立していない。電気自動車はエンジン自動車よりも環境に良いのか、良いとすればどの程度良いのか、リサイクル商品と使い捨て商品と比較するとどうか、といった問いが、我々によく投げかけられる。こうした問いに答えうる手法として、「ゆりかごから墓場まで」をとらえてその環境影響を評価するライフサイクルアセスメント(LCA)が注目を集めている。本研究は、LCAの手法開発に取り組むとともに、LCAの手法を自動車の生産・使用や飲料容器のリサイクルなどに適用し、今日の社会を特徴づける輸送システムと循環システムの環境面からの評価に取り組んだものである。

今日、環境問題がますます複雑化・多様化する中で、環境への影響を総合的にとらえるためには、どのような問題を視野にいれるのか、評価の枠組みを明確にしておくことが不可欠である。本研究において、比較リスク評価の手法を取り入れ、専門家や市民などの多様な主体の間でのコミュニケーションを交えながら問題領域と保護対象を明確化し、重大な問題の同定を試みたことは、LCAの手法のみならず、山積する環境問題への幅広い視野からの取り組みの必要性に対して、示唆を与えるものである。また、本研究におけるインパクトアセスメント手法の開発や、輸送・循環システムに分野におけるライフサイクル分析の事例研究は、LCA研究に多くの有用な知見を提供するものと思われる。

LCAが手法の研究段階から実践段階に踏み出そうとしている中であって、本研究の成果が、産業界などにおける製品LCAへの取り組みや、循環型社会の構築に向けての行政施策の検討などに幅広く役立てば幸いである。

本研究を推進する上で、客員研究員、比較リスクワークショップへの参加者をはじめ、研究所外の多くの方々にご協力とご助言をいただいた。ここに深く感謝の意を表します。

平成12年3月

国立環境研究所

所長 大井 玄

目 次

1 研究の目的と経緯	1
1.1 研究の背景と目的	1
1.2 研究の構成	1
1.2.1 研究全体の概要	1
1.2.2 サブテーマ構成	1
1.3 本研究の成果の要約	3
2 研究の成果	5
2.1 環境負荷の定量化（インベントリ分析）の手法	5
2.1.1 主要資源の採掘・輸送・精製時の環境負荷とその配分手法	5
2.1.2 廃棄物処理における環境負荷とその配分手法	10
2.2 環境影響の統合評価の手法	14
2.2.1 統合評価手法の現状と課題	15
2.2.2 比較リスク評価を用いた異種の問題間の重要度の評価	17
2.2.3 環境汚染物質の健康影響評価に関する検討	25
2.3 地域性を考慮したインパクト評価手法	26
2.3.1 大気環境負荷のインパクト評価における簡易拡散・暴露モデルの適用	27
2.3.2 地域環境リスク評価のための情報システム	28
2.4 輸送分野に関するケーススタディ	30
2.4.1 自動車の大気環境負荷のインベントリ分析	30
2.4.2 路面電車の大気環境負荷のインベントリ分析	33
2.5 循環分野に関するケーススタディ	36
2.5.1 飲料容器のマテリアルフロー分析	36
2.5.2 飲料容器のリサイクル効果のライフサイクル評価	39
2.5.3 自動車バンパリサイクルの効果の分析	43
2.6 総括及び展望	49
2.6.1 本研究の総括	49
2.6.2 本研究の成果の活用	49
2.6.3 今後の課題	50

[資料]

I	研究の組織と研究課題の構成	53
1	研究の組織	53
2	研究課題と担当者	53
II	研究成果発表一覧	54
1	誌上発表	54
2	口頭発表	56

1 研究の目的と経緯

1.1 研究の背景と目的

平成5年11月に施行された環境基本法では、その基本理念として「環境への負荷の少ない持続可能な社会の構築」を掲げ、基本法に基づき平成6年12月に閣議決定された環境基本計画においても「環境への負荷が少ない循環を基調とする経済社会システムの実現」を施策の第1の柱としている。すなわち、「環境への負荷」の低減は今後の環境政策の根幹をなすものであり、このための具体的な施策立案にあたって、さまざまな人間活動について、環境への負荷発生の実態を具体的に明らかにし、これらが人間や生態系にどのような影響を与えるかを総合的に評価する手法を整備することが急務である。

一方、製品や技術システムについて、原料採取から生産、使用、廃棄に至る一連の過程における環境への影響を評価しようとするライフサイクルアセスメント(LCA)手法が、国際標準化機構(ISO)の環境管理規格(いわゆるISO14000シリーズ)の一環として検討されるなど、内外で関心を集めている。LCAは、ある局面における負荷の低減が、他の局面でかえって負荷を増大させることがないかどうかをライフサイクル全体を見ることによって漏れなく把握するとともに、資源の採取や汚染物質の排出など、環境に対するさまざまな種類の負荷を総体として評価しようとする点に特色がある。

本特別研究の開始時点までに、いくつかの代表的な項目に関しては、環境負荷データの整備が進みつつあったが、人間の健康や生態系への影響という観点から、どのような項目を優先的に把握し、負荷の「総合的」な評価をどのような方法で行うかについては、今後の研究に待つべきところが大きかった。

こうした背景に立って、本研究では、今日の社会を特徴づける「人やモノの流れ」を支える技術である自動車交通等の輸送システムおよび廃棄物処理・リサイクル等の循環システムを対象とした具体的な事例研究を軸にして、環境負荷およびこれによる環境影響を総合的に評価する手法を開発することを目的とした。

1.2 研究の構成

1.2.1 研究全体の概要

本研究は、製品や技術システムが環境に与える影響を

総合的に定量化する方法論を、実証的な事例を交えて開発するものである。そこでは、あらゆる製品や技術システムに適用できる汎用的な環境影響評価手法の開発を目標に据えながらも、3年間のプロジェクト研究としての到達目標を明らかにするため、具体的な評価対象についてのケーススタディを実施し、そこで遭遇する手法上の問題に取り組むことで、汎用的な手法を発展させるアプローチをとる。本課題で取り組む内容は、2つの領域に大別される。

第1の領域は、内外のLCA研究で未だ十分な成果の得られていないインパクトアセスメント手法の開発に関するものである。まず、健康や生態系など、影響の及ぶ先を意識しながら、環境負荷項目の選定およびその総合化の手法の開発を行った。また、環境負荷の発生源や環境影響を受ける主体の空間分布、環境中の物質の移動現象など、環境負荷の発生から環境影響に至る流れの中に介在する地域性を加味して、環境負荷と環境影響を定量的に結び付ける手法を開発した。これらは、下記の課題1および課題2に相当する。

第2の領域は、具体的な評価対象および環境負荷低減のための代替案を取り上げた総合的な環境影響評価の事例研究であり、下記の課題3および課題4に相当する。ここでは環境基本計画の柱の一つである「循環」に着目し、人やモノの空間的な循環を支える技術システムとして、「陸上交通」を、また、モノの資源としての循環を支える技術システムとして「廃棄物処理・リサイクル」を対象として取り上げた。

1.2.2 サブテーマ構成

課題1 環境負荷項目の同定と環境影響の総合化手法に関する研究

(1) 環境負荷項目の集約評価のための指標群の開発

ライフサイクルアセスメントにおいて共通的に取り上げるべき主要な環境負荷項目をリストアップした。また、温室効果ガスに対するGWP(地球温暖化ポテンシャル)のように、異なる物質による同一の問題への影響を等価換算する係数の導入により、多岐にわたる環境負荷の項目を、代表的な環境問題の分野ごとに、少数の指標群に集約する方法の調査・整理を行った。

(2) 健康リスク・生態系リスクからみた環境負荷の
同定と影響評価の枠組みの設計

リスクアセスメントの考え方を取り入れることにより、人の健康や生態系に影響を与えるとされる負荷項目を抽出し、その影響を定量化するための手順を明らかにした。このため、環境基準の設定項目や種々の有害化学物質について、国内での使用量や毒性クラス、暴露の可能性などを調査し、リスク評価の試算を行うための基礎データを整備した。

(3) 異質な環境問題間の価値評価手法に関する基礎
的検討

地球温暖化、資源枯渇、発がんリスク、自然の改変等の多様な問題にわたって、異質な環境問題の価値を専門家の判断や一般国民の認識をもとに同一の尺度に投影する方法について基礎的な研究を行い、環境負荷に関する指標群をさらに集約する可能性について検討した。

課題2 地域性を考慮した環境負荷とその影響の評価
手法の開発に関する研究

(1) 地域性を考慮した環境影響の予測手法の開発

地球温暖化やオゾン層破壊のような全球規模の問題では、負荷の発生場所にかかわらず影響は同じとみなせるが、多くの環境問題では、環境負荷の発生源や影響を受ける主体の地理的偏在、環境中での物質移動現象の地域依存性のために、同じ量の環境負荷に対しても生じる影響が地域ごとに大きく異なる。ここでは、大気汚染物質を例に、発生源データおよび環境濃度データを収集・解析するとともに、環境負荷と環境中の濃度分布を定量的に結び付けるモデルを開発し、実在する地域における影響評価の事例研究を行って、地域性が影響評価にどのようなバイアスを生むかを明らかにするための研究を行った。

(2) 地域性を考慮した環境負荷と環境影響に関する
情報システムの開発

環境負荷発生の地域分布、これによって生じる環境変化の地域分布、および影響を受ける主体の地域分布を地理情報として整合的に蓄積するための地理情報システム(GIS)を開発し、事例研究で利用したデータを蓄積した。

課題3・課題4 環境負荷の定量化と影響評価手法に
関する事例研究

これらのサブテーマでは、さまざまな製品や技術システムの中から具体的な評価対象を取り上げ、可能な限り多くの項目についての環境負荷発生量データを収集するとともに、環境影響の総合評価の事例研究を行った。評価対象の選択基準としては、a) 社会・経済的に重要なもの b) 有害化学物質の排出、原材料の使用などにおいてかかわる環境負荷の種類が多いもの c) 環境負荷の発生を、生産段階、使用段階、廃棄段階の複数の段階において重視すべきもの d) 製品よりもシステムとして位置づけられ、一般のLCAの枠組みで一企業、一業界での評価が困難なもの、すなわち国の機関の研究としての意義の大きなものを取り上げた。

課題3 自動車等の陸上輸送システムに関する事例研究

自動車はCO₂や大気汚染物質など、エネルギー消費に起因する環境負荷の一大発生源であると同時に、最大の耐久消費財であり、使用時のみならず生産過程や廃棄過程においても大きな環境負荷を生む恐れのある製品である。そこで、そのライフサイクルにおける環境負荷を、各種統計資料や業界ヒアリング等を中心に推計した。また、ガソリン自動車から電気自動車への転換など、技術的に可能な代替案について、総合的にみた環境影響がどのように変化するかについて検討した。

課題4 廃棄物処理・リサイクル等の物質循環システム
に関する事例研究

廃棄物処理システムは、これに起因する環境負荷発生の抑制、リサイクルによる環境負荷低減の可能性の両面から、環境負荷の定量化の急がれる分野である。本研究では、焼却施設やリサイクル施設等の「処理施設」自身のライフサイクルについての知見を整理するとともに、システムで「処理されるもの」のライフサイクルに着目した分析を中心に行った。処理されるもののライフサイクル分析では、主に容器包装をとりあげ、材料比較とライフサイクルを通じた環境影響の関係について分析した。また、廃棄、再使用、マテリアルリサイクル等の代替案の比較検討を行った。

1.3 本研究の成果の要約

本報告書第2章では、サブテーマの区分を一部組み替えて、研究分野ごとに成果を記述している。ここでは、サブテーマごとに成果を要約し、参照すべき箇所を示す。

(1) 環境負荷項目の同定と環境影響の総合化手法に関する研究

1) (2.2.1) 海外のLCA手法において、異種の環境問題カテゴリー間の等価評価のために提案されている係数とその設定根拠をレビューし、問題ごとの影響の種類や大きさの想定の違いに起因する係数の大きな相違があることを明らかにした。

2) (2.2.2) 米国環境保護庁(EPA)によるComparative Risk Assessment(CRA:比較リスク評価)の手法を参考に、環境問題領域と保護対象のマトリクスからなる環境影響の総合評価の枠組みを提案し、その構築のために初年度から毎年度1回ずつワークショップ形式の会議を開催した。第1回では、多岐にわたる環境問題を15の環境問題領域リストにまとめ、第2回では、保護対象(環境問題の影響が行き着く先)を、「健康・生存基盤」、「生活・生産基盤」、「生物」、「精神的影響」の4種類にまとめた。第3回には、第2回までと共通の専門家および公募によって集めた市民約50名の参加を得てワークショップを開催した。6つの問題領域、4つの保護対象の組み合わせについて、対比較法を用いた重要度比較を行った結果、個人間では大きなばらつきがみられたが、集団としてみた場合には、専門家と市民との間で大きな差異はみられなかった。これには、専門家の講演、小グループでの討論・質疑応答、および評価結果の即時集計・提示などの情報提供を行ったことが寄与していると見られる。LCA等による環境への影響評価を、専門家による自然科学的知見のみに依拠するのではなく、多様な主体の参加を得ながら実施する手法として、CRAの有効性が確認された。

3) (2.2.3) LCAでデータ整備の対象とすべき優先度の高い化学物質を抽出するため、人間の健康に対する化学物質の影響についての毒性学的な知見と疫学・臨床医学的知見を結びつけた表現を試み、①作用機構の分類 ②有害性の分類(慢性 vs. 遅発性) ③疾病として顕在化する健康障害 ④個体および集団に対する影響度の4段階からなる健康影響の類型化の枠組みを提案した。また、IRISによる物質ごとの毒性情報をもとに、発がん、発がん以外の慢性毒性の両方について、種類(作用先)別の毒性の強さの整理・分類を試み、優先度の高い物質の選定手順の考え方を整理した。

ん、発がん以外の慢性毒性の両方について、種類(作用先)別の毒性の強さの整理・分類を試み、優先度の高い物質の選定手順の考え方を整理した。

(2) 地域性を考慮した環境負荷とその影響の評価手法の開発に関する研究

1) (2.1.1) 原油、石炭、鉄鉱石等の輸入資源の採掘、輸送やこれらの精製段階での環境負荷について分析した結果、船舶からのNO_x、SO_x排出が大きく寄与することが明らかとなった。従来のLCAで行われてきた排出量を合算した後に影響評価を行う方法ではなく、必要に応じて排出先に応じた影響評価を適用すべきと考えられる。

2) (2.3.2) 汚染物質の排出要因となる人間活動、汚染物質の排出量、環境中の汚染レベル、汚染による健康リスクの分布に関する地理的データと、これら各段階の関係を記述するモデル群からなる総合的な情報システム(仮称:バーチャルワールド)のプロトタイプを構築した。このシステムを用いたケーススタディとして、工業地帯を含む一地域をとりあげ、ベンゼンなど数種類の有害大気汚染物質について、固定発生源および自動車からの推定排出量に基づく濃度シミュレーションを行った。実測結果との照合から、このシステムが有害大気汚染物質のリスク評価に適用できる見通しが得られた。

3) (2.3.1) また、上記のような地域ごとの詳細なリスク評価モデルに加えて、大気への排出について、発生源の形態と周辺の人口分布を考慮したマクロな暴露評価モデルを構築した。このモデルは、大気中に放出された汚染物質のうち、周辺の人口集団が呼吸で吸い込む量の割合を拡散モデルから求めるもので、火力発電所の煙突からの排出(日本全国平均)と、東京都心を走る自動車からの排出とを比較すると、後者のほうが、吸気に達する割合が10倍以上大きいとの計算結果が得られた。

これらの結果は、LCAにおいて排出量を影響の量に換算するプロセスの実用的な手法として利用可能であり、とくに発生源と人口集団の位置関係を暴露評価に反映させた点に特色がある。

(3) 自動車等の陸上輸送システムに関する事例研究

1) (2.4.1) 自動車の生産および走行に係る大気環境負荷の算定を行った結果、CO₂では走行段階が8割以上を占めるが、他の物質では走行段階以外にも大きく寄与

するプロセスが見いだされた。たとえば、NO_xでは車両生産のための資源や燃料の原産国からの海上輸送が無視しえない寄与を示した。また、VOCについては、走行による排ガスよりも、ガソリンスタンドでの給油時の排出など燃料供給にかかわる排出が大きく、また車両の塗装による影響も大きい。こうした排出物の健康リスクを計算するには、インベントリ分析の結果を、サブテーマ2のモデル(2.3節)により暴露量に換算し、さらに成分個々に関するdose-responseの知見を結合させる必要がある。

ガソリン車、ディーゼル車、電気自動車の3車種を比較した場合、大気への排出では把握可能な範囲では多くの項目で電気自動車が優れている。電気自動車は生産時に他車種に比べて非鉄金属資源の投入が多いため、資源枯渇や鉱石の採取・精製に伴う原産国での環境変化の考慮が必要である。ガソリン車とディーゼル車を比べた場合、発がんなどの健康影響にかかわる物質の多くは、排出ガス中ではディーゼル車のほうが排出量が多いとされるが、燃料供給系からの排出や、軽自動車などの一部車種からの排出では、ガソリン車にも留意が必要である。車種間の優劣の比較には、地球温暖化など燃料消費効率にかかわる問題、車両生産のための資源にかかわる問題、排ガスを中心とする大気への排出物の健康影響の3つの問題の間でのトレードオフを考慮した評価が必要である。

2) (2.4.2) 路面電車のライフサイクルにおける大気環境負荷を算定した結果、軌道建設や車両製造など、走行段階の直接エネルギー消費以外の間接的な寄与が自動車に比べて大きいこと、その結果、直接エネルギー消費のみで比較する場合よりも路面電車の自動車に対する優位性は相対的には小さくなるものの、輸送人キロ当たりのCO₂、NO_xについて、数十%の削減効果が得られることを明らかにした。

(4) 廃棄物処理・リサイクル等の物質循環システムに関する事例研究

1) (2.1.2) LCAにおいて廃棄物を取扱う場合の諸問題についてレビューし、廃棄物処理段階でのインベントリデータの事例、配分(アロケーション)問題の扱い方などについて知見を整理した。

2) (2.5.1) リサイクル促進による環境負荷削減可能性評価の事例研究として飲料容器(スチール缶、アルミ缶、ガラスびん、紙パック、PETボトル)をとりあげた。まず、ある自治体における飲料容器廃棄物の発生、収集、再利用、処理処分等のマテリアルフローの実態調査(スチール缶、アルミ缶、ガラスびん)を行った。この結果、従来「リサイクル率」と呼ばれてきた指標の定義が容器の種類によりかなり異なること、定義を揃えた場合には、従来の数値とかなり異なる場合があることを明らかにした。

3) (2.5.2) また、これらの飲料容器の廃棄物としての処理処分プロセス、リサイクルプロセス、新容器生産プロセスの各々について環境負荷量のインベントリを作成した。リサイクル促進についてのシナリオを設定し、これらのデータをもとにリサイクル促進によるライフサイクルでの環境負荷の増減を定量化した。また、飲料容器にかかわる環境負荷量を、当該自治体全体における環境負荷量で除した(正規化した)後、2.2.2のCRA手法で得た環境問題カテゴリーごとの重みを与えた結果を比較した。飲料容器のリサイクルは、大量生産・消費・廃棄の改善という点での効果が大きい。

4) (2.5.3) 自動車バンパのリサイクルを事例研究の対象の一つとして取り上げ、①そのまま廃棄するケース②再びバンパ材料として利用するケース(バンパtoバンパリサイクル)③他の自動車部品の材料として利用するケース(カスケードリサイクル)の比較を行った。リサイクルにより廃棄物量は減少するが、エネルギー消費や大気環境負荷に関しては、②のバンパtoバンパでは、材料の性質維持や成形工程の複雑化等の技術的問題のために効果は減少し、③のカスケード利用のほうが有利との結果を得た。

2 研究の成果

LCAの手法上の要点はインベントリ分析とインパクト評価である。前者について2.1で、後者について2.2および2.3で述べる。また、本特別研究でLCAのケーススタディの対象とした2分野のうち、自動車等の輸送システムに係る成果を2.4に、廃棄物処理・リサイクルシステム等の循環分野に係る成果を2.5にまとめる。

2.1 環境負荷の定量化（インベントリ分析）の手法

企業等が実施する工業製品のLCAのインベントリ分析（Life Cycle Inventory Analysis, LCIと略記）では、対象製品の製造プロセスにおける資源投入や環境への放出物を逐一調査することが主体となる。これに対し我が国では、LCAは工業製品だけでなく建築物・土木構造物や、エネルギー需給技術などの大規模な対象にも適用されている。本研究が対象とする輸送システムや循環システムも、後者の要素を含む。こうした対象では建設時の資材量や建設・運用時のエネルギー消費量が環境負荷の原因の大半を占めるため、鉄鋼などの基礎資材や石油製品、電力などのエネルギー関連製品の生産に係る環境負荷原単位データの整備が、インベントリ分析における重要な課題となっている。むろん、エネルギー製品や鉄鋼は、あらゆる製品に共通して用いられるものであり、その意味でもインベントリ分析の重要な対象である。一方、廃棄物処理も、あらゆる製品のライフサイクルに関連している重要なプロセスである。

本研究では、こうした観点から、エネルギー製品、鉄鋼に係る資源の採掘・輸送・精製プロセス、および廃棄物処理プロセスをとりあげ、既存の手法を整理するとともに、インベントリ分析の主たる技術的課題の一つである配分（アロケーション）問題について、配分方法が結果に与える影響を明らかにするための研究を行った。

2.1.1 主要資源の採掘・輸送・精製時の環境負荷とその配分手法

（1）背景と目的

日本は資源供給の多くを海外に依存しているため、海外での資源採取や海外からの輸送をLCAにおいて考慮することが重要であるが、データ入手の困難さから、輸入資源が日本国内で生産されたと仮定した計算や、分析

境界を日本国内のみに限定している場合が多い。しかし、輸入依存度の高い鉄鉱石や化石燃料についての既存の研究は、採掘段階や輸送段階が無視しえない影響を与えることを指摘している。そこで、本研究では、先行研究から得られている知見を参考に、海上輸送の特性上、CO₂やエネルギー消費以上に結果への影響が大きいと考えられるNO_xの排出を分析対象に加え、輸入資源の生産・輸送段階のエネルギー消費による大気環境への負荷の定量化を行った。

一方、材料やエネルギー製品の生産においては、一つのプロセスからの複数の生産物が産出（結合生産）される結果、LCAにおけるいわゆる配分問題を伴う場合がある。配分問題は、それ自身が研究対象となっているものの、LCAの事例研究では、十分に考慮されてはおらず、結果に与える影響の大きさも明らかではない。また、輸入品による影響の取扱いにおいても、配分問題を伴う場合がある。そこで、本研究では、材料やエネルギー製品の生産における配分に関する条件設定が、LCIで用いられる環境負荷原単位に与える影響を定量的に明らかにすることを試みた。

（2）分析対象と分析手法

1）輸入資源に関する分析対象

輸入品の扱いにおいて主に問題となるのは、（ア）国内外の双方で生産活動が行われているが、国内外の技術の違いに起因する差異が大きいとみられる活動（イ）日本国内ではごく小規模にしか存在しない生産活動（ウ）輸入相手国から日本までの輸送の扱いの3点である。（ア）については、国外での生産活動に関する詳細なデータが得にくいことから、本研究では、（イ）および（ウ）を分析対象としてとりあげた。輸入への依存度の大きな品目は数多くあるが、本研究では、化石燃料および鉄鉱石の採掘・輸送をとりあげた。また、輸入資源との比較のため、国内での石炭の採掘・輸送および天然ガスの採掘についても分析対象に加えた。

2）配分方法に関する分析対象

LCAにおける配分問題の主なものとしては、（ア）単一のプロセスから複数の製品が同時に産出される場合の製品間での配分（イ）リサイクルのための収集・運搬や

中間処理による環境負荷の廃棄側と再生利用側での配分

(ウ) 複数の種類の廃棄物を単一のプロセスで処理した場合に生じる環境負荷の廃棄物の種類間での配分などがあげられる。本研究では、材料やエネルギー製品の生産に関連する問題のうち、(ア)に属するものとして、石油精製プロセスをとりあげる。また、(イ)に類似の問題として、製鉄プロセスで発生する副生ガスを発電プロセスに利用する場合、副生ガス由来の環境負荷の配分をとりあげる。廃棄物処理に係る(ウ)の問題については、後に2.1.2で触れる。

3) インベントリ分析でとりあげる環境負荷の項目

CO₂およびNO_xの大気への排出量を対象項目とした。これらの項目は、主に燃料の燃焼によって発生するものであり、燃料の消費量や単位燃料消費量当たりの排出係数に関するデータが比較的よく整備されていること、後に配分問題の事例としてとりあげる結合生産やエネルギーのカスケード利用の評価において重要な項目であることを考慮して選定した。

4) 輸入品および配分方法が及ぼす影響の分析対象

本研究で分析対象とする化石燃料や鉄鉱石の採掘・輸送、石油精製、製鉄といったプロセスは、生産活動の最上流部近くに位置するため、そこで発生する環境負荷は、LCAのあらゆる対象に影響を及ぼす。ここでは、輸入品と配分方法の影響の程度を示すため、ガソリン・軽油・灯油などの石油製品、電力、粗鋼を中心に結果をまとめる。また、製品を対象としたLCAへの影響分析の事例として、平均的なガソリン自動車の生産および使用段階に関する分析を行う。

5) 分析に用いるデータ

化石燃料、鉄鉱石の採掘および輸送プロセスについては、複数の文献を参照し、算定過程が明確な1次データを中心に採用した。また、国内での石油精製、コークス生産、製鉄、発電の諸プロセスについては、エネルギー関連統計および業種別統計の数値を主に用いた。資料の年次は可能な限り1990年に揃えた。一方、こうしたプロセス分析に基づく結果との比較に用いるため、国立環境研究所が産業連関分析法によって作成した部門別CO₂排出原単位データと、その基礎データであるエネルギー消費量データを利用した。NO_xの排出係数は、国内については環境庁の調査から得られた値を、国外での生産活動や輸送については、米国環境保護庁、IPCCの資料等をもとに類似の活動分類の値をあてはめた。

6) 分析手法

石炭の採掘、原油の輸送といったプロセスごとに、単位産出量当たりには要するエネルギー消費量を文献から求め、単位エネルギー消費量当たりのCO₂あるいはNO_xの排出係数を乗じて、各々の活動において直接排出されるCO₂量、NO_x量をまず求めた。ただし、文献にCO₂排出量が記されている場合にはそれを優先的に用いた。ついで、プロセス相互間の原料投入・製品産出のバランスに基づく積み上げ計算により、最上流である採掘プロセスにはじまる累積的な環境負荷量を計算した。なお、石油精製プロセスにおける電力消費と、発電プロセスにおける精製済み石油製品の消費のように、プロセス相互間でループを構成する場合には単純な積み上げ計算では解が得られないため、プロセス間の製品投入量を係数とする連立一次方程式を解くことによって、所要の投入量を求めた。

(3) 輸入資源の採掘と輸送に伴うエネルギー消費と環境負荷

1) CO₂ 排出量

資源の採掘および輸送に関するプロセスごとに、単位産出量当たりのエネルギー消費量およびCO₂排出量の文献値を整理した。燃料の採掘段階から輸送段階までに排出されるCO₂と、その燃料の燃焼利用時に排出されるCO₂量とを対比して表1に示す。輸入炭や輸入原油の採掘に要するエネルギーは、フレアガスの燃焼も含め、採掘・生産された燃料がもつエネルギー量の1%前後、輸送に要するエネルギーは同じく2%前後である。これに対し、天然ガスの液化に要するエネルギーはこれらよりも1桁大きい。また採掘された粗天然ガスから分離されるCO₂量も比較的大きな寄与を示す。ただし、原油生産に伴うフレア量をはじめ、文献により大きく値の異なるものがあり、参照した複数の文献値の最小値と最大値の間には平均的にみて2倍程度の差異がある。また、天然ガスの採掘、液化に要するエネルギーや、随伴ガス中のCO₂量は、その寄与が大きいかかわりなく同一の1次データに基づく報告しかなく、精度の検証が必要である。

なお、原油について、輸入品を国産品と同じと仮定して産業連関表を用いて行った分析では、採掘等のためのCO₂の間接排出は、原油自身のもつ炭素分に対して約1.5%と計算されていたので、採掘・輸送による間接排

表1 化石燃料の採掘・輸送段階のCO₂排出量と燃料自身の燃焼によるCO₂排出量
(単位:炭素換算 kg/トン)

	採掘	不純物の含有量	フレアリング	液化	陸上輸送	海上輸送	燃焼	合計	合計/燃焼
輸入品 石炭	7 ^{*2}				5 ^{*4}	15 ^{*2}	639	666	1.043
原油	3 ^{*4}		6 ^{*4}			13 ^{*1}	850	872	1.026
液化天然ガス	※	57 ^{*3}	※	105 ^{*2}		22 ^{*2}	733	917	1.250
国産品 石炭	33 ^{*2}					3 ^{*2}	639	675	1.057
天然ガス	19 ^{*5}						733	752	1.025

※ 液化に含む

*¹ 本藤祐樹, 西村一彦, 内山洋司, 電中研報告 Y95013, 55pp(1996)

*² 内山洋司, 山本博巳, 電中研報告 Y90015, 75pp(1991)

*³ 内山洋司, 山本博巳, 電中研報告 Y91005, 49pp(1992)

*⁴ 重田 潤, 季報エネルギー総合工学, 13(3), 2-11(1990)

*⁵ 稲葉 敦, 近藤康彦, 松野泰也, 小林光雄, 匂坂正幸, 化石燃料供給利用技術の評価, 環境庁地球環境研究総合推進費 終了研究報告書 (地球温暖化防止対策技術の総合評価に関する研究), 169-182(1998)

出分は本研究の推定値(2.6%)に比べて過小推計であったことが明らかとなった。

2) NO_x 排出量

輸入資源の輸送船は、重油を燃料とするディーゼル機関を主たる動力源としており、こうした機関からのNO_xの排出係数は、燃料1kg当たり60~80g程度と報告されている。燃料当たり排出量のこの値は、日本国内のボイラーなどの固定燃焼施設における排出係数の10倍以上であり、NO_x排出量が多いといわれるディーゼルトラックと比較しても数倍の値である。このため、化石燃料の採掘・輸送による環境負荷を、その燃料が燃焼利用される際に発生する環境負荷と比較すると、CO₂では石油・石炭について3~4%程度、液化の寄与の大きいLNGでも約25%であるのに対し、NO_xでは同オーダーとなる場合がある。なお、燃焼段階でのNO_x排出量は、精製後の製品の種類や燃焼技術に依存するため、具体的な数値は、配分手法の検討結果とともに次項で後に示す。

(4) 結合生産の環境負荷の配分手法

1) 石油精製プロセスにおける配分問題

石油精製は、原油を原料として、ナフサ、ガソリン、灯油、軽油、重油、LPG、潤滑油、アスファルトなどの石油製品を産出するプロセスである。このプロセスでは、投入される原油の数%のエネルギーが消費され、大気への環境負荷の排出を伴う。この環境負荷の、産出される各製品への配分方法が、ここでの配分問題の第一の課題である。しかし、石油製品に対する配分問題は、石油精製プロセスで直接に発生する環境負荷以外に、それ

より上流側で発生する負荷に対しても生じる。先に述べた原油の採掘や輸送で発生する負荷についても、精製を経て得られる多様な製品への配分規則が必要である。

ここでは、物理量による方法と価格による方法とを比較する。物理量による方法では、基準として熱量を用いた。液体燃料に関する限りは、体積や重量を用いても大きな差異はない。価格による方法では、産業連関表で用いられている単価を基準とした。この単価は、流通のための商業マージンや貨物運賃を含まないが、税を含む値である。配分計算では、採掘・輸送および精製のすべてについて、熱量による配分、価格による配分を行う方法と、採掘・輸送は熱量、精製は価格で配分する方法の合計3種類の計算を行った。石油精製の主目的を、ガソリンなどの高付加価値の製品を得ることと解釈すれば、価格による配分にも合理性があると考えたためである。配分計算の結果を表2に示す。石油製品のCO₂排出原単位は、採掘・輸送段階および精製段階の間接排出を加算することによって、製品自身の燃焼による値よりも10%程度大きくなる。また、図1は、代表的な燃焼技術と燃料の組み合わせについて、採掘・輸送・精製段階のNO_xの間接排出量と、燃焼利用段階の直接排出量を、配分方法ごとに比較した結果である。大型ディーゼル車のように、利用段階の排出量が大きい燃焼技術では、間接排出の寄与は10%以下であるが、事業用火力発電、未規制の小型ボイラー、家庭の暖房機器、ガソリン自動車などでは、間接排出の寄与が数十%となり、配分方法次第では、直接排出を上回る場合がある。

2) 鉄鋼関連の副生ガスのカスケード利用における配分問題

鉄鋼業で鉄鉱石の還元に使われるコークスは、高炉中では完全には酸化されないため、高炉から発生するガスには燃料として利用可能なCOなどの成分が含まれる。これが高炉ガスであり、鉄鋼業で加熱、自家発電な

どの用途に用いられるほか、電気事業の一種である共同火力発電にも売却される。この共同火力発電との間でのカスケード利用は、環境負荷の配分問題の興味深い事例である。CO₂排出という環境負荷を、それが環境中に排出される時点・場所でとらえた場合、高炉ガスの消費部門は、いわば残りかすのエネルギーを有効利用している

表2 石油製品によるCO₂の直接排出量と価格・発熱量で配分した間接排出量

単位	発熱量 kcal/各単位	精製による 産出量 kcal/Mcal	単価 円/各単位	燃焼による直接排出量		配分された間接排出量 (kgC/各単位)							
				gC/Mcal	kgC/各単位	採掘・輸送段階		精製段階		合計			
						価格配分	熱量配分	価格配分	熱量配分	価格配分	熱量配分	併用	
ガソリン	l	8400	191	89.9	76.6	0.643	0.049	0.021	0.076	0.032	0.768	0.697	0.740
ナフサ	l	8000	47	21.4	76.1	0.608	0.012	0.020	0.018	0.031	0.638	0.659	0.646
ジェット燃料油	l	8700	21	25.7	76.7	0.667	0.014	0.022	0.022	0.034	0.702	0.722	0.710
灯油	l	8900	111	27.0	77.5	0.690	0.015	0.022	0.023	0.034	0.727	0.746	0.734
軽油	l	9200	158	51.2	78.4	0.721	0.028	0.023	0.043	0.036	0.792	0.780	0.787
A重油	l	9300	131	25.7	79.1	0.736	0.014	0.023	0.022	0.036	0.771	0.795	0.781
B重油	l	9600	4	25.1	80.5	0.773	0.014	0.024	0.021	0.037	0.807	0.834	0.818
C重油	l	9800	236	22.8	81.8	0.802	0.012	0.024	0.019	0.038	0.833	0.864	0.845
製油所ガス	m ³	9400	41	3.0	59.2	0.557	0.002	0.023	0.002	0.036	0.561	0.617	0.583
オイルコークス	kg	8500	1	10.3	106.1	0.902	0.006	0.021	0.009	0.033	0.916	0.956	0.932
液化石油ガス	kg	12000	29	30.3	68.3	0.820	0.016	0.030	0.025	0.046	0.0862	0.896	0.875

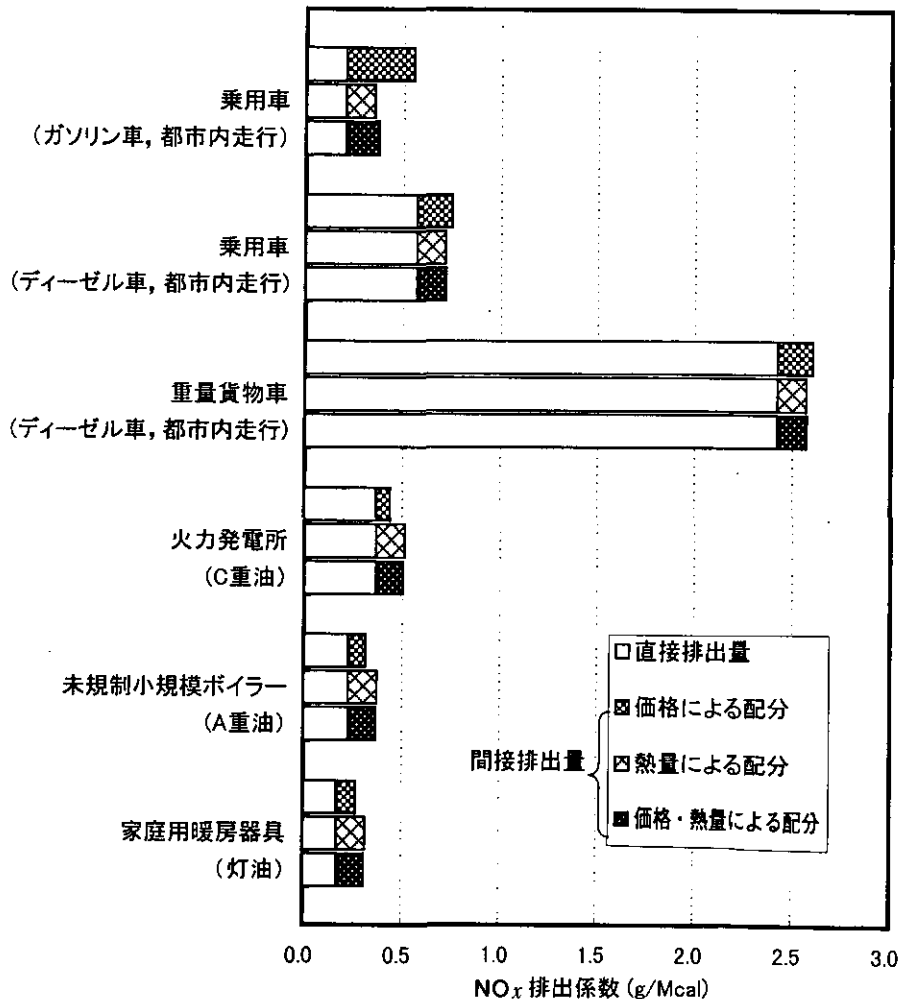


図1 代表的な燃焼技術についてのNO_xの直接排出量および配分方法を変えた場合の間接排出量

にもかかわらず、環境負荷の大きな排出源と計算される。また、実際には共同火力発電の電力の大半は鉄鋼業が利用しているが統計上は事業用電力に含まれるため、事業用電力の燃料構成から求めたCO₂排出原単位は、一般需要家向けには過大であることになる。

本研究では、この高炉ガス起源のCO₂排出を、a) 高炉ガス発生側(高炉)へ全量配分 b) 高炉ガス消費側(コークス炉、高炉に付随する熱風炉、圧延工程、鉄鋼業の自家発電、共同火力発電等)へ全量配分 c) 熱量による配分の3種類の方法で計算し、電力や鉄鋼製品のCO₂原単位への影響を分析した。熱量による配分とは、コークスに含まれる炭素量について、回収利用された高炉ガスの熱量のコークスの総熱量に対する割合(約1/3)に相当する量を差し引いた量をまず発生側(高炉)に配分し、発生側から差し引いた高炉ガスの熱量相当分は、利用した熱量に応じて高炉ガス消費部門に比例配分する方法である。この方法は、高炉ガスの消費部門に過大な負荷が配分されることを避けているが、高炉ガスの熱量相当分についても、全量を消費側に配分することが適切とは言いきれず、さらに発生側と消費側での配分率を議論する余地がある。

分析に際しては、高炉ガスを利用している全国6カ所の共同火力発電を、事業用電力とは別の独立した部門とし、製鉄部門の購入電力はこの部門から優先的に購入したと仮定した計算も行った。結果を図2に示す。粗鋼の

CO₂原単位は、配分方法により最大で2倍近くの違いを生じる。圧延部門では高炉ガスを自家発電経由や加熱用に利用するため、圧延まで含めた場合の原単位の差異はやや小さくなる。事業用電力についても、配分方法により15%近い差異を生じることがわかる。なお、ここでの分析は、高炉ガスの配分問題に焦点をあてるため、原料炭の採掘・輸送に伴う負荷は加算していない。また、コークス炉から結合生産されるコークスとコークス炉ガスについても配分問題の分析対象となりうるが、ここでは上記の高炉ガスと同様に熱量による配分を適用した。

(5) 輸入資源と結合生産の配分方法が製品LCIに与える影響の事例分析

以上で述べた資源の採掘・輸送に伴う環境負荷および配分方法の違いがLCIに及ぼす影響を例証するため、自動車を対象とした事例分析を行った。簡略化のため、ライフサイクルは、新車1台の生産と、100,000kmの走行のみから構成されるものとし、修理などの維持管理、廃棄段階は除外した。対象とする自動車は、ガソリンエンジンの平均的な小型乗用車を想定したものである。走行段階でのNO_x排出量は、環境庁の調査結果のうち、平均速度20km/hの市街地走行モードの値(1km当たり0.18g)とし、この設定との整合性を考慮して燃費は10km/lとした。

図3は、石油精製における配分を熱量基準で行った場

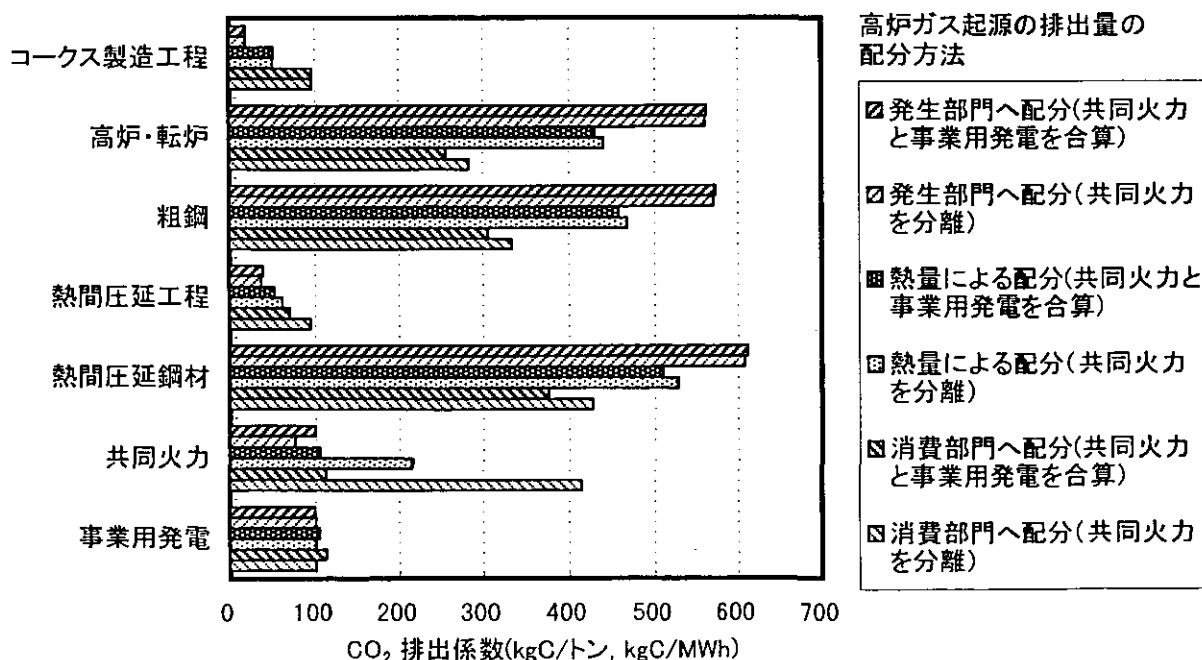


図2 高炉ガス起源の排出量の配分方法を変えた場合の鉄鋼製品および電力のCO₂排出原単位

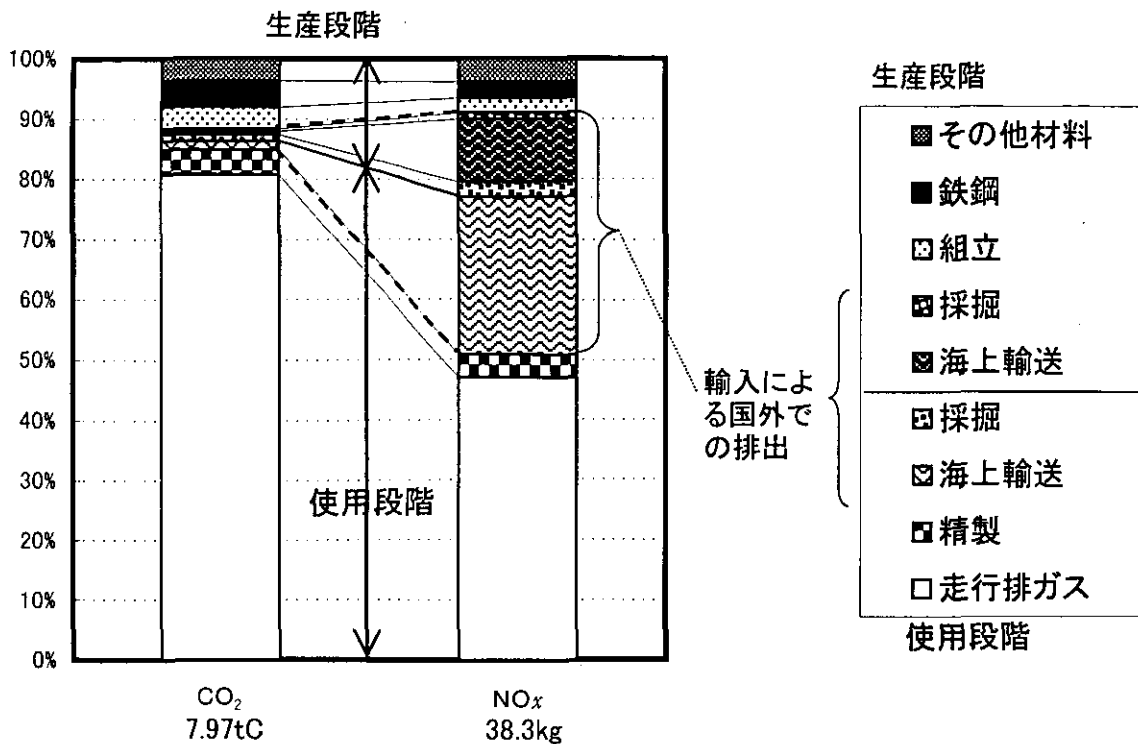


図3 平均的な乗用車のライフサイクルにおけるCO₂およびNO_x排出量の内訳

合の、ライフサイクルにおけるCO₂およびNO_xの排出量の内訳を示したものである。走行用燃料のガソリンの原料である原油の輸送段階でのNO_x排出量の寄与が大きいことが注目される。また、車両の主要構成材料である鉄鋼生産に必要な鉄鉱石および原料炭の輸送による寄与も大きい。ガソリン乗用車の走行段階でのNO_x排出量が、排ガス対策技術によって年々低下してきた結果、資源輸入による船舶からの排出など走行以外の段階での排出の割合が相対的に高まる結果となっている。なお、石油精製における配分を価格基準で行った場合、ライフサイクルでのNO_x排出量は図3の値よりも約40%大きい54.5kgとなる。これは先述のとおり、税込み価格の高いガソリンに精製のみならず採掘・輸送段階の負荷が重く配分されるためである。

2.1.2 廃棄物処理における環境負荷とその配分手法

(1) 背景

LCA手法は、とりわけその初期においては容器包装を主な対象として発展してきた。容器包装は国内外ともに廃棄物問題の観点から関心が高いため、LCAは廃棄物問題の解決に向けてその役割を期待されてきたともいえる。

しかしながら、LCAによって廃棄物を評価することには課題が多く、これまでLCAはその役割を十分に果

たしてきたとはいえない。すなわち、焼却や埋立てのような廃棄物処理処分段階は、他のプロセスと同様にインベントリ分析の中で環境負荷を記述せねばならない。しかし、これには様々な課題があるために、既存のLCA研究例では発生した廃棄物の量のみを表示していることがしばしばである。

そこで、ここでは、インベントリデータの不足、複数入力（マルチインプット）における配分問題の2つを取り上げ、これらの課題に関する現状や論点を整理する。また、それに先立ち、廃棄物がどのような影響をもたらすかという観点から、インベントリでとりあげるべき項目について論ずる。

(2) 影響の観点からみたインベントリの要件

LCAによって廃棄物処理段階を評価すると、廃棄物処理段階にかかるエネルギー及びコストは相対的に小さいとされてきた。また、通常のLCAにおいては、環境負荷としてCO₂やNO_xと並べて廃棄物が重量のみで示されることが多い。廃棄物処理段階をエネルギーで評価するとその負荷は小さく、廃棄物重量のみで評価するとCO₂など他の環境負荷とあわせた総合評価が行われないために、結果として軽視されることが多い。

既存のインパクトアセスメント手法のなかでも、欧米の主要手法であるエコインディケータ95やEPSなどに

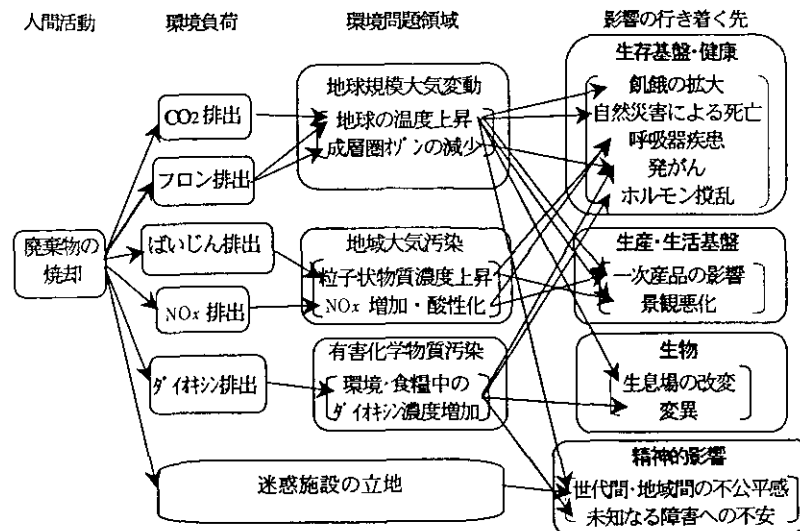


図4 環境負荷・環境問題領域・影響の行き着く先の関係 (例示)

においては廃棄物量が考慮されていない。これは、インベントリ分析において廃棄物処理段階を適切に含むことで、廃棄物もその処理処分段階での大気や水などへの環境負荷に還元して評価できるという考え方に基づくものと推察される。しかしながら、たとえ廃棄物処理段階における排ガスや排水が計算された場合でも、処分場の逼迫などは国内の廃棄物問題における最も大きな関心事の一つであり、廃棄物の量自身が考慮されることが望ましい。

LCAにおいて廃棄物がある意味で「正当に」評価されるためには、対象となる廃棄物がどのような環境問題を引き起こし、最終的にどのような影響に至るのかを把握しなければならない。廃棄物に関して、人間活動からどのような環境問題や影響へ至るかを検討した例を図4に示す。例えば、焼却によってダイオキシン類が発生することは、有害化学物質汚染という環境問題領域で考えられ、これは最終的に発がんを含む健康影響の観点から問題になっているといえる。埋立ての場合は浸出水や埋立容量の形で負荷を与え、最終的には使用可能な水や土地の減少などという影響に至る。このとき、廃棄物の重量のみでなく、容積や質に関する様々な情報が要求される。

図4に例示されたような各々の経路について、互いの結びつきを示す何らかの係数が科学的知見に基づきながら集積されれば、廃棄物処理段階や処理残渣が引き起こす問題の重要性を、他のプロセスと同列に評価できる可能性がある。もちろん、これは定量化可能な問題に限られ、NIMBY問題(Not In My Back Yard: 廃棄物処理施設のような施設は、必要性は理解できるが自分の近くには立地してほしくない、という考え方)のような精

神的影響とのつながりが深い問題に対しては、係数を求めることは不可能に近い。しかしながら、どのような負荷がどのような問題を通じてどのような影響を起こするというパスを示しながら代替案の検討などを行うことは、廃棄物問題の重要性を再認識するのに役立ち、有意義である。

(3) 廃棄物に関するインベントリデータの現状

廃棄物処理段階までを考慮したLCA研究例が少ない原因の一つには、廃棄物に関する情報不足がある。ここでは、発表されている代表的なインベントリデータについて、その相互比較を行った(表3)。

BUWAL250とは、スイス連邦内務省環境局(Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft; BUWAL)が1991年に発表したデータベースを更新し、1996年に発表したものである。SimaPro4.0とは、オランダのPRé Consultants社によるLCAソフトSimaProのVersion4.0であり、これにはBUWAL250を含むいくつかのデータベースが含まれているが、表3にはSimaPro4.0の作成者自身が計算上求めたオリジナルのデータベースを示している。以上の二つはヨーロッパのLCIデータベースとして歴史があり、多種の環境負荷項目を持つ著名なデータベースである。包装廃棄物研究会とは、「包装廃棄物のリサイクルに関する定量的分析研究会」と野村総合研究所が環境庁の協力を得て、1995年に発表した包装廃棄物関係の環境負荷やコストなどに関する報告書であり、国内のデータベースとしてよくまとめられたものである。

表3 廃棄物焼却による大気環境負荷原単位に関する LCI データベースの一例 [g/kg-焼却対象物]

データベース名・発表者	紙の焼却				PEの焼却				PVCの焼却		(参考)
	BUWAL 250 ^{*1,*2}	SimaPro 4.0 ^{*2}	包装廃棄物研究会 ^{*3}	(参考) 安田 ^{*4}	BUWAL 250 ^{*1,*2}	SimaPro 4.0 ^{*2}	包装廃棄物研究会 ^{*3}	(参考) 安田 ^{*4}	BUWAL 250 ^{*1,*2}	SimaPro 4.0 ^{*2}	政府報告書 ^{*5} ・酒井ら ^{*6}
環境負荷											
CO ₂	18.7	1210	1660	1650	3070	2540	3150	2570	2290	1240	330
CO	0.243	0.127	—	—	2.17	0.305	—	—	1.44	0.142	5.8
CH ₄	0.0393	—	—	0.68	0.231	—	—	0.68	0.615	—	0.58
ばいじん	0.453	—	—	—	0.422	—	—	—	8.04	—	—
SO _x	0.262	0.270	0.00500	—	0.147	0.0300	0.00500	—	0.971	0.110	0.80
NO _x	1.14	1.31	0.0372	—	0.912	5.06	0.0548	—	1.60	0.530	1.2
N ₂ O	0.0117	—	—	0.015	0.00303	—	—	0.18	0.00627	—	—
HCl	0.217	0.0300	—	—	0.0932	0.290	—	—	28.2	4.25	—
ダイオキシン(TEQ)	6.53E-8	4.89E-10	—	—	6.53E-8	1.17E-9	—	—	6.53E-8	5.46E-10	9.2E-9
ベンゼン	4.99E-4	0.0108	—	—	4.93E-4	0.0258	—	—	0.00155	0.0120	—
Cd	8.48E-6	1.70E-6	—	—	1.37E-4	1.84E-4	—	—	1.09E-4	0.00100	—
Pb	3.85E-4	6.43E-5	—	—	0.00422	0.00289	—	—	4.42E-4	0.00500	—
範囲											
助燃剤の調達・ 燃焼	○	—	△(燃焼)	—	○	—	△(燃焼)	—	○	—	—
排ガス処理	○	○	○	—	○	○	○	—	○	○	○
焼却残渣の処分	○	○	—	—	○	○	—	—	○	○	—
備考	バイオマスCO ₂ は含まない				PVC以外のプラスチック				廃プラスチック		バイオマスCO ₂ は含まない

*1 BUWAL: Ökoinventare für Verpackungen/Band II (Schriftenreihe Umwelt Nr.250/II) (1996), 現状シナリオ (1995年の状況, 焼却77%, 埋立22%, 不法投棄1%) から埋立を除いて焼却98.7%, 不法投棄1.3%に変更した PRé Consultants 社による数値。除去率は SO_x 92.8%, NO_x 11.0%, HCl 96.0%

*2 PRé Consultants B.V.: SimaPro database manual, 8~11 (1997), 平均的な廃棄物組成をもとに計算。除去率は SO_x 86.7%, NO_x 80%, HCl 98.9%

*3 包装廃棄物のリサイクルに関する定量的分析研究会, 野村総合研究所: 包装廃棄物のリサイクルに関する定量的分析, 88 (1995), 除去率は SO_x 65%, NO_x 60%

*4 安田憲二: 廃棄物学会誌, 8 (6), 432~437 (1997)

*5 日本国政府: 「気候変動に関する国際連合枠組条約」に基づく第2回日本国報告書, 23~45 (1997), 同報告書による排出量 (1994年度) を, 一般廃棄物焼却量3890万 t, 産業廃棄物焼却量1250t (推定) の合計値5140万 t で除した値

*6 酒井伸一, 鶴岡隆広, 浦野真弥, 高月 紘, 中村一夫, 木下小百合: 廃棄物学会論文誌, 9 (4), 123~132 (1998)

表3は上記の3つのデータベースによる紙, ポリエチレン (PE), ポリ塩化ビニル (PVC) を対象とした大気環境負荷原単位の一例であるが, これからいくつかの特徴がみられる。すなわち, 第一に環境負荷項目の相違, 第二に範囲の相違, 第三に数値の相違が挙げられる。

まず, 第一の環境負荷項目について, 国内のデータベースは表に載せたものに限らず, CO₂, SO_x, NO_x など一部の項目に限られている。一方, ヨーロッパの2つのデータベースでは有機物・無機物を問わず環境負荷項目は非常に充実しており, 焼却について大気だけで30種類程度にまで及ぶ。このように, 国内外のデータベースの充実度にかなりの差異がみられる。国内のデータベースは環境負荷を表現する項目数としては不足していると思われるが, 海外のデータベースも項目によってはオーダーにわたる相違があるなど信頼性は十分とは言えない。後述する範囲や配分問題に関して整合をはかりつ

つ, 環境負荷項目に優先順位を付けた上で, 信頼に足るデータベースを構築する必要がある。

第二として範囲については, 焼却プロセスの中に助燃材の調達・燃焼, 排ガス処理, 焼却残渣の処分を含むか否かの点で, 各 LCI データベースによって相違が生じている。上記の3つのデータベースに限らず, 除去が可能な環境負荷項目については, 焼却プロセスの中に排ガス処理後の原単位が提供されることが多く, 除去率に注意して使用する必要がある。また, 包装廃棄物研究会では助燃材の燃焼による負荷を, BUWAL250ではさらにその調達から燃焼に至るまでの負荷もこの原単位の中に含まれているなど, 範囲が広くとられている。さらに, BUWAL250 と SimaPro4.0 は焼却残渣の埋立まで原単位に含まれている。例えば, 表3には掲載していないが, とともに水系への環境負荷としての浸出水がデータベース化されていることや, BUWAL250 には処分場か

らの発生ガスも含まれていることが特徴である。ここで重要なことは、引用しようとするデータベースの範囲にはどこまでが含まれているかを用途に応じて確認することであり、こうした数値を使用する場合には、原典を参照することが強く求められる。

また、範囲に関連して、CO₂の中にバイオマスCO₂を含めるか否かも大きな問題である。CO₂は炭素含有率から発生量がほぼ定まるが、SimaPro4.0及び包装廃棄物研究会では紙の炭素含有率として33.1%、45.1%という値をそれぞれ採用しており、これがほぼそのまま表3に示された1210g/kg、1660g/kgという原単位にも反映されている。一方、BUWAL250では炭素含有率を38.7%と設定しているが、バイオマスCO₂を含めない一方で、助燃材や埋立からの発生ガスを計上した結果、紙の焼却としては他よりも2オーダー小さい原単位が示されている。このように、生物起源の資源の焼却を考える場合は、データベースにバイオマスCO₂が含まれているか否かに注意が必要である。

最後に、原単位の数値については、前述の範囲のみならず、焼却条件や配分方法によって大きく影響される。焼却条件には除去率と関連する排ガス処理方法や、炉形式など様々なものがある。ここではこれ以上個々の原単位の比較については触れられないが、焼却条件なども含めた原単位のデータベース化は広く進めるべきであろう。

(4) 複数入力（マルチインプット）における配分問題

複数入力における配分問題とは、リサイクルにおける配分問題とともに、LCA手法発展の初期から指摘されていた問題である。すなわち、廃棄物処理は複数の対象製品などを同時に処理することが多いため、処理過程で発生する環境負荷がいずれの製品に由来するのであるかを特定することが難しい、という課題である。

この場合の配分問題に対する対処法のうち、最も簡単な方法は重量配分である。これは投入される廃棄物の重量に応じて排ガスなどの環境負荷を配分する方法であるが、例えば重金属を含有していない製品からも投入した重量比の分だけ重金属が寄与したことになるので好ましくない。したがって、何らかの因果関係による配分が望ましいとされている。

因果関係による配分方法について、BUWAL250、SimaPro4.0及びMingariniらが廃棄物焼却時の大気環境負荷に対して提案または使用している主な例を表4に

まとめて示す。Mingariniらの方法とは、スウェーデン環境研究所などが開発した有機系廃棄物研究モデル（ORganic WASTE REsearch model；ORWARE）を示す。因果関係による配分方法としては、物質由来による方法か、プロセス由来による方法かの二種類が提示されるのが通例である。CO₂、SO_x、金属などはいずれの例によっても物質由来による方法が採用され、それぞれ廃棄物中のC分、S分、金属量に応じた配分が用いられている。表3に一部示したようにBUWAL250やSimaPro4.0によると、紙やPEなどからSO_xのみならずCd、PbやHgまでもが含有され、それが焼却時に排ガスとして排出されることになっている。この妥当性は精査する必要があるが、主成分だけでない添加剤を含む重金属などの排出は、ここで述べている物質由来の方法によって、該当する焼却対象物に配分する必要がある。

一方、ダイオキシンを含む多くの有機物質については、プロセス由来の配分が用いられている。ただし、廃棄物種によらず1t当たりの排出係数が設定されている場合は、結果的に重量配分と同様の可能性もあるため、排出係数の決定方法に注意する必要がある。以下では、ダイオキシンを例に取り上げて配分方法を考察する。すなわち、表3に掲げられたいずれの方法によっても、廃棄物中の塩素分などに応じた配分を採用するのではなく、排ガス量や廃棄物重量に応じた配分が用いられている。この結果、排ガス量に応じたダイオキシンの配分を行っているSimaPro4.0では、塩化ビニル以外のプラスチックの焼却による排ガス中ダイオキシン発生量は1.30ng/kgに対して、同じく塩化ビニルでは0.607ng/kgと半分以下の値になっている。これはSimaPro4.0の作成者は、プロセス由来の大気環境負荷は排ガス量に比例するとの考え方をとっており、ダイオキシンの場合は一定の焼却炉条件の下で排ガス1m³当たり0.1ng-TEQという数値を設定した上で、焼却対象物当たりの排ガス量（11737m³/t-プラスチック、5455m³/t-PVC）を乗じた結果であるとしている。また、BUWAL250においては、表4のプロセス由来の欄に示した項目について、焼却対象物1t当たりの排出係数を用いている。例えば、ダイオキシンについては24.2ng/kgであるが、BUWAL250では焼却プロセス以外も範囲に含まれるため、表3の値とは一致しない。

廃棄物焼却プロセスでのダイオキシン生成におけるPVCなどの寄与については、ダイオキシンや焼却の専

表4 廃棄物焼却時の大気環境負荷に対する配分方法の例

データベース名 配分方法	BUWAL250*1	SimaPro4.0*2	Mingariniら*3
物質由来	CO ₂ [廃棄物中の化石起源C分] SO ₂ [廃棄物中のS分] (NO _x) [廃棄物中のN分] 金属 [廃棄物中の金属分]	CO ₂ [廃棄物中のC分] SO ₂ [廃棄物中のS分] NO ₂ [廃棄物中のN分] HCl [廃棄物中のCl分] 金属 [廃棄物中の金属分]	CO ₂ , CO, PAH [廃棄物中の有機C分] SO _x [廃棄物中のS分] 全Cl [廃棄物中のCl分] 金属 [廃棄物中の金属分]
プロセス由来	(NO _x), CO, CH ₄ , アンモニア, ダイオキシン, NMVOC, ベンゼン, トルエン, ペンタクロロベンゼン, ヘキサクロロベンゼン, ペンタク ロロフェノール, BaP [廃棄物種によらない1t当たりの 排出係数] (助燃剤などの投入材料として) 天然ガス, 工業用水, アンモニア [廃棄物種によらない1t当たりの 投入係数]	CO, ダイオキシン, PCB, ヘキサ クロロベンゼン, ベンゼン, トル エン, エチルベンゼン, スチレン, トリクロロエチレン, 1,1,1-トリ クロロエタン, クロロフェノール, ペンタクロロフェノール, PAH [廃棄物種によらない排ガス量 1 m ³ 当たりの排出係数]	NO _x [発熱量], ダイオキシン, AOX [廃棄物種によらない1t当たりの 排出係数]
備考	NO _x は物質由来とプロセス由来を 50%ずつとしている。 1995年次と2000年次とで異なる係 数を設定している。	排ガス量は、廃棄物種ごとに1t当 たりの数値を計算している。	有機系廃棄物を対象としたマージ ナルな影響の推定。

注：大気環境負荷以外に一部投入材料も含む
[] 内は配分を行うときに用いる数値

*1 BUWAL: Ökoinventare für Verpackungen/Band II (Schriftenreihe Umwelt Nr.250/II) (1996), 現状シナリオ (1995年の状
況, 焼却77%, 埋立22%, 不法投棄1%) から埋立を除いて焼却98.7%, 不法投棄1.3%に変更した PRé Consultants 社による
数値。除去率は SO_x 92.8%, NO_x 11.0%, HCl 96.0%

*2 PRé Consultants B.V.: SimaPro database manual, 8~11 (1997), 平均的な廃棄物組成をもとに計算。
除去率は SO_x 86.7%, NO_x 80%, HCl 98.9%

*3 K. Mingarini, B. Frostell and J-O. Sundqvist: Life cycle assessment of solid waste (AFR-Report 98) (Swedish Enviromental
Protection Agency), 78~89 (1995)

門家の間においても様々な見解があるため、その議論の
動向を見守るべきであろう。現状では、ダイオキシンの
場合に限らず、配分方法や焼却条件を含む試算に用いら
れた前提は、可能な限り把握しておくことが肝要であ
り、これらの安易な引用による結果の比較は避けるべき
であろう。

さらに、NO_x (NO₂) については、廃棄物に含有され
るN分による燃料 NO_x と空気中の N 分の反応によ
るサーマル NO_x とがあるが、どちらを計算しようとし
ているかは文献 (またはデータベース) により異なる。
Mingarini ら及び Heijungs らは、廃棄物焼却によつて
発生する NO_x はサーマル NO_x を重視し、廃棄物の発熱
量に応じた配分を提案している。これに対して、
SimaPro4.0 では燃料 NO_x が支配的であると立
場から、廃棄物中のN分で配分するとしている。また、
BUWAL250 は廃棄物焼却による NO_x の発生は燃料
NO_x とサーマル NO_x とが50%ずつであるとしてい
る。この問題について国内の廃棄物関連の文献によれ

ば、都市ごみの焼却の場合は7~8割以上が燃料
NO_x であるから、廃棄物中のN分による配分を主に使
いながら、発熱量に応じた配分も併用することが望まし
いであろう。

関連する配分方法として、廃棄物研究においても処理
(焼却など) コストを廃棄物品目別に算出した事例もあ
る。ここでは、焼却時に投入するコストに関して、残灰
運搬人件費や苛性ソーダ投入費などをそれぞれ廃棄物中
の残灰発生率や塩化水素発生率 (塩素分) に応じた配分
を用いるなど緻密な検討を行っている。これらの知見は
LCA の分野でも大いに生かされるべきであろう。

2.2 環境影響の統合評価の手法

LCA において、インベントリ分析で得られた資源の
インプットや、汚染物質や廃棄物などのアウトプット
を、それらがもたらす環境への影響の種類と大きさに結
び付ける過程をインパクトアセスメント (Life Cycle
Impact Assessment: LCIA) と名づけている。

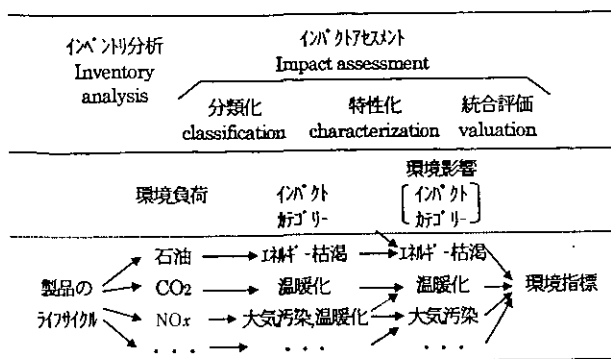


図5 インベントリ分析とインパクトアセスメント
(環境負荷や環境影響は例示)

インパクトアセスメントは図5に示すように、インベントリの項目と環境影響の種類（インパクトカテゴリーと呼ばれる）とを結びつける分類化（Classification）、インベントリの各項目に各インパクトカテゴリーへの寄与の大きさを求める特性化（Characterization）、異なるインパクトカテゴリーの数値を単一ないし少数の指標に集約する統合評価（Valuation）の3つの段階から構成される。統合評価については、各インパクトカテゴリーごとのスコアを、国全体、世界全体などの参照すべき範囲での総量で除して相対的な大きさを求める正規化（Normalization）と、正規化された各カテゴリー間の足し合わせの際の重みをきめる重み付け（Weighting）に分割する考え方もある。

ここでは、この統合評価の手法についての検討成果をまとめる。

2.2.1 統合評価手法の現状と課題

(1) 背景

LCAは一言でいえば評価対象の「環境へのやさしさ」、すなわち「環境への影響の大小」を計るための手法である。そこで取り扱うべき環境への影響とは、さまざまな異なる問題を含んでおり、分類化や特性化によって、評価対象がどのような環境影響にどの程度かかわっているかを知ることがそれ自身十分に有用である。しかし、さらに一歩踏み込んで、製品Aと製品Bについて、複数の影響を考慮した上で、環境への影響において、どちらがより好ましいかを判断するには、統合評価のステップを経ることが必要となる。得られた指標が単純なほど、製品・サービスの比較などの利用が容易な反面、指標化の過程で何をどのように評価しているのかが不透明になる危険性を有している。そこでまず、既存のイン

パクト評価手法、とくに統合評価の手法を比較し、検討すべき課題を抽出した。

(2) 既存の主な統合評価の手法

LCIAでは一般に、Characterizationといわれる環境問題ごとの統合化までは科学的知見を用いて行われる。Valuationの過程で環境問題間の重み付けに価値観を導入するか否かについては手法間で相違がある。既存の主な手法に用いられている重み付けの方法には、環境問題ごとに科学的な目標値や政策の達成目標値を設定し、その達成状況に応じた重み付けを行うDtT（Distance-to-Target）法、質問票などを用いて、専門家や市民に問題間の重みを尋ねるパネル法、問題の原因となる負荷の除去に必要な技術的コストや問題を回避するための支払い意思額などの経済的評価を用いる方法、多くの問題に共通の要因として働く要因、あるいは最重要の問題の要因となるような特定の指標を代表として採用する代理指標法などがあげられる。これらを分類したものを表5に示す。

こうした異なる手法の適用から得られる結果を理解するため、Braunschweigらによる7種類のLCIA手法比較を参考に、計算可能な4種類のLCIA手法の比較を試みた。対象は世界全体および日本全体の年間環境負荷をそれぞれ可能な限り収集したものであり、比較した手法はスウェーデンのEPS、スイスのエコスケアシティ法、オランダのエコインディケータ95、および国内からは永田によるパネル法の4種類である。

世界の年間環境負荷の比較結果を図6に示す。縦軸には各手法による指標の総計値を100%とした場合の環境問題ごとの寄与を示している。これによると、重要とされた環境問題の傾向は手法間で全く異なり、EPSでは資源枯渇、エコスケアシティ法では大気汚染、エコインディケータ95ではオゾン層破壊・重金属排出・発がん物質排出、永田らのパネル法では酸性化・大気汚染がそれぞれ重視されている。

図7は日本の年間環境負荷に対する結果であり、同様に手法間で重要な環境問題が異なる。すなわち、EPSでは資源枯渇、エコインディケータ95ではオゾン層破壊の割合が大きくなっている。なお、重金属排出など日本の環境負荷に関するデータが不明なために計算に含めていないものが多く、世界における結果と単純な比較はできない。

表5 重み付け方法の分類

原理	環境負荷ベースの方法 Intervention-based methods (ボトムアップ型)	環境影響由来の方法 Effect-oriented methods (トップダウン型)	原理ごとの特徴
代理指標 Proxy indicator(s)	・エネルギー消費量 ・資源消費量 (Wuppertal) ・土地利用	なし	・簡単で実用的 ・多様な環境影響の表示は困難
除去技術や市場原理 Characteristics of abatement technology and market mechanism	・除去エネルギー ・除去コスト	・除去コスト ・Willingness to pay (Steenら)	・実用的 ・多様な環境影響の表示は困難
パネル Panel	・パネル	・パネル (永田ら)	・定性的情報も取扱い可 ・設問の方法と項目に課題
目標値 Authoritative goals and targets (Distance-to-target)	・臨界容積 (BUWAL) ・エコスケアシティ法 (Ahbeら)	・エコインディケータ95 (Goedkoop) ・NSAEL法	・科学的知見を基にした環境 把握と議論が可能 ・目標値の設定が必要

注：下の2つの文献をもとに作成した

E. Lindeijer: Draft chapter 7 of WIA report on Impact Assessment (Valuation in LCA) (1996)

P. Hoffstetter: Developments in LCA valuation, pp.123-211, IWÖ-HSG, St.Gallen (1996)

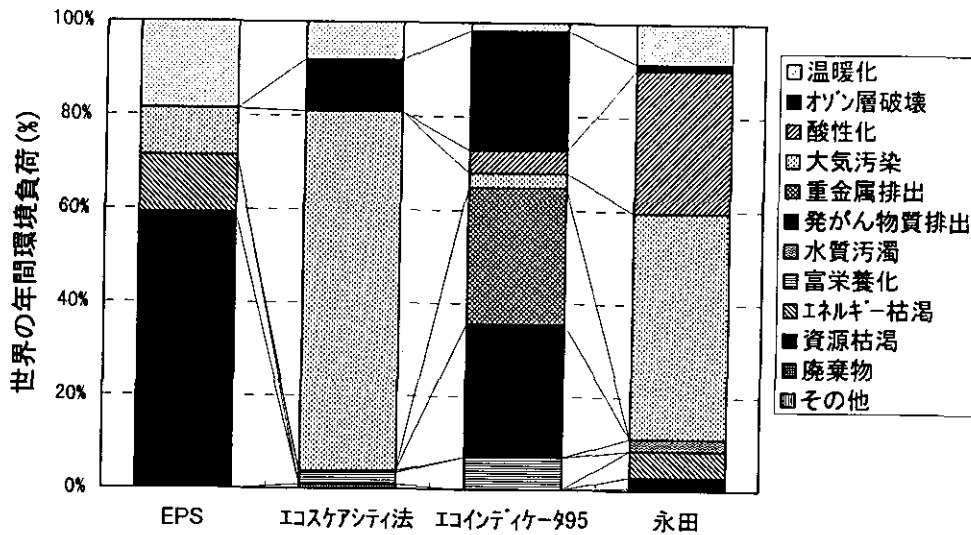


図6 既存 LCIA 手法による世界の年間環境負荷評価の比較

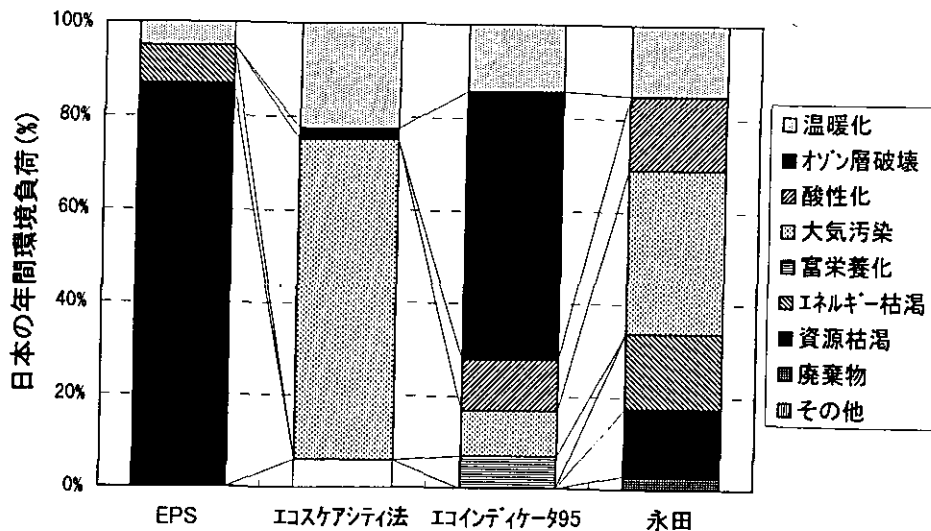


図7 既存 LCIA 手法による日本の年間環境負荷評価の比較

表6 EPSとエコインディケータ95における、CO₂ 1kgを1とした場合の各物質1kg当たりの重み付け係数の例

環境負荷	対象とする環境問題	EPS	エコインディケータ95
CO ₂	温暖化	1.0	1.0
CFC-11	温暖化	3.4×10 ³	3.4×10 ³
	オゾン層破壊	2.8	5.6×10 ³
NO _x	健康	1.1	—
	酸性化	4.1	3.3×10 ²
	富栄養化	1.0	8.8×10 ¹

このように同一の環境負荷に対し手法間で評価結果の相違が生じた原因はいくつか挙げられる。まず、環境負荷の項目や環境影響の種類を選択方法の相違がある。CO₂やNO_xの排出量といったインベントリの項目と結びつける際に用いられる環境影響の種類はインパクトカテゴリと呼ばれるが、例えばEPSでは廃棄物に関するインパクトカテゴリは設定されておらず、また、エコインディケータ95では表6のようにNO_xは健康影響のインパクトカテゴリに対しては評価されていない。これらはClassification段階の相違である。

一方、同じく表6にあるように、CO₂による温暖化を基準とした場合のCFC-11によるオゾン層破壊に対する重みは、EPSとエコインディケータ95との間で5桁も異なる。これはCharacterization段階での相違であるが、個々の係数設定に至る前提条件の相違が大きな要因である。したがって、手法相互の比較を行う際には、Valuationで用いられる重みの相違もさることながら、それよりも前の段階、すなわち価値判断ではなく科学的知見によるとされているCharacterization以前の段階にも相違点があることに留意しなければならない。

(3) 既存の手法からみた統合評価の課題

Valuationによって単一あるいは少数の指標を得ること自体に対する是非の議論もあるが、環境政策上の意思決定における情報提供の必要性を考えれば、ある程度の役割は否定できない。そうしたなかで、重み付け方法の透明性確保はValuationを行う最低要件であり、各LCIA手法はどのような科学的知見や価値観を用いて計算したかを、段階ごとに明示する必要がある。

また、科学的知見のみでは評価できる環境負荷および環境問題に限られるため、何らかの価値観が必要になる場合がある。健康リスク以外の異種リスクを考慮に入れる場合、あるいは健康リスクにおいても死亡以外に病気

や不健康を等価評価する場合など価値観に基づく評価が求められることが多い。このような課題に対しては、科学的・定量的データのみならず非定量的情報や価値観も含めた手法が必要となる。

2.2.2 比較リスク評価を用いた異種の環境問題間の重要度の評価

(1) 目的と方法

インパクト評価のValuationにおける異種の環境問題にまたがる評価は、LCAに限らず、環境問題に総合的に対処していく上での根源的な問題である。すなわち近年の環境問題はますます多様化、複雑化しており、都市大気汚染や交通騒音といった旧来の公害問題に加えて、地球温暖化をはじめとする地球環境問題、廃棄物焼却に伴うダイオキシン問題、内分泌攪乱化学物質（いわゆる環境ホルモン）問題などが広く話題に上っている。危険性の疑われる問題に対して、手遅れになる前に、科学的な調査研究の結果を待たず、徹底的に対処すべきであるとする考え方は否定しにくい。しかし、特定の問題のみに集中的な対策を取ることのトレードオフとして、他の問題が悪化したり、軽視されるようなことがあってはならない。予算や人材に限りがある条件下で効果的な環境対策を行うためには、科学的知見が不十分な問題も含めて多種多様な環境問題による影響の大きさや質を系統的に比較して、それらの相対的な重要性を把握しておく必要があると考えられる。LCAにおける環境影響の総合評価においても、インパクトカテゴリの選択やカテゴリ間の重み付けにあたって、こうした基本的な枠組みを明らかにしておくことが必要である。

そこで本研究では、Comparative Risk法を参考にした会議実験を通じて、複雑に絡み合った環境問題の全体像を、問題として認識されている領域のまとまり（環境問題領域）と、まもるべき環境の本質と考えられている対象（保護対象）からなるマトリクスで包括的に整理する枠組みを提案する。さらに、その枠組みを用いて、市民に科学的知見を提供した上での重み付けを試みる。

Comparative Risk法（以下CR）は、米国環境保護庁が、連邦、州、市それぞれのレベルにおいて、解決されずに残されている環境問題について優先順位付けを行うためのツールとして開発した手法である。問題領域とは、個別の環境問題を相互の関連性に基づいて分割および結合し、対象地域の環境問題全体を重なりや漏れがな

表7 会議実験の概要

	第1回	第2回	第3回
開催期日	H 9. 1.31~ 2.1	H10. 2.10~ 2.11	H10. 9.15~ 9.16
会議時間	9時間	10時間半	11時間半
目的	問題領域リストの作成	保護対象の再検討	多様な主体による重み付け
内容	今後50年に日本で問題になりそうな環境問題を包括する日本版問題領域リストを作成する	影響の行き着く先をリストアップし、それらを包括する保護対象を決める	専門家の講演、影響を整理した情報シートおよび参加者の討論を踏まえて、重み付けを行う
主な成果	15種類の問題領域	4つの保護対象 重要と判断される問題領域	市民および専門家が重要と判断する問題領域
評価手法	15種類の問題領域をCRの3つの保護対象別にランク付け	15種類の問題領域を4つの保護対象別に評点付け	6種類の問題領域を4つの保護対象別にAHPで重み付け

表8 会議実験の参加人数

	第1回	第2回	第3回
国立環境研究所	13	11	10
環境庁	5	4	2
自治体	6	5	1
大学教官	3	3	1
民間など	4	2	3
専門家小計	31	25	17
市民	—	—	32
合計	31	25	48

く包括するように10~20種類のまとまりへと整理したものである。保護対象とは、環境問題による影響が及ぶことを避けたい対象を、少数の普遍的・本質的なまとまりへと整理したものであり、既存のLCIA手法の一つであるEPS法でSafeguard Subjectと名付けられたものに相当する。従来、インパクトカテゴリーとしてくくられていた環境問題は、問題領域と保護対象に分類される。

CRを参考にして3回の会議実験を開催した。概要を表7に、参加者の構成を表8に示す。第1回と第2回の会議では、総合評価を行う枠組みづくりを目的として、環境問題専門家が、環境問題として認識している事象を問題領域へまとめ、環境影響の行き着く先を保護対象へと整理し、日本の環境問題と影響の全体を包括するマトリクスを作成した。第3回の会議では、手法の検証と総合評価の試行を目的として、市民を含む約50名の参加者が、現在の科学的知見に関する専門家からの情報提供と参加者の間での意見交換を踏まえて投票による評価を行った。

(2) 問題領域と保護対象の整理

1) 整理の方法

問題領域と保護対象の整理は、CRと同様にブレインストーミングと合意形成を繰り返す方法で行った。時間

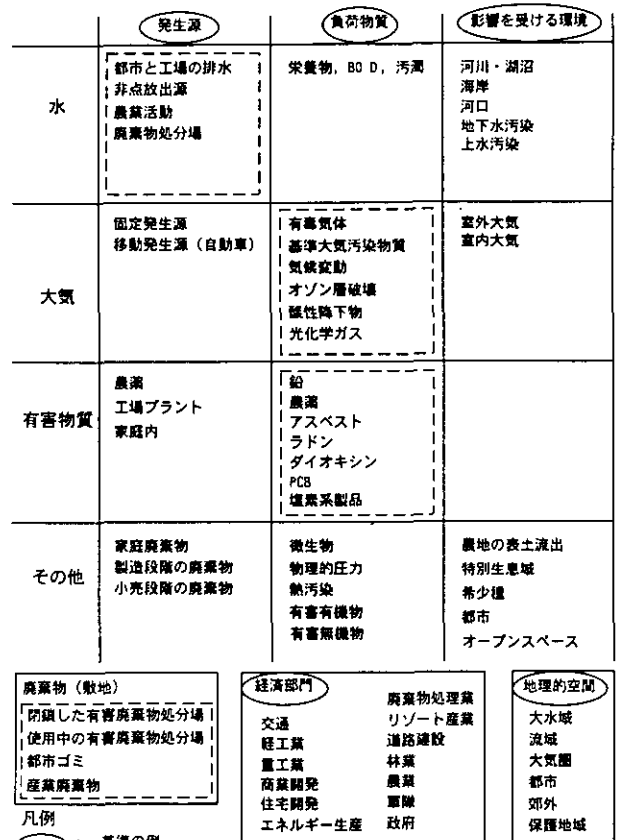


図8 問題領域を分類する際の基準

的制約を考慮し、事前に参加者に対する予備調査を行って問題領域および保護対象の私案を集め、会議当日には、ワークショップ手法として実績のあるKJ法を用いて、類似の項目をまとめる作業を行った。

その際に対象とする空間および時間のスケールは、LCIAや環境指標等の対象として最も利用しやすく、また評価のイメージが得やすいという理由から、日本全体、二世代に相当する約50年間と条件を設定した。

図8に示すように、環境問題を分類する基準によって、異なる問題領域が切り分けられる。単一の基準で分

主催者による原案

改訂版問題領域リスト

主催者による原案	改訂版問題領域リスト	キーワード
地球温暖化	1 地球規模大気変動	温暖化, オゾン層破壊 (ヒートアイランドは除く)
オゾン層の破壊		
酸性雨	2 近隣諸国との間での環境問題	越境酸性雨, 公害輸出, 熱帯林破壊など
古典的な地域大気汚染	3 地域大気汚染	NO _x , オキシダント, SPM一般, 都市近郊の酸性雨
有害汚染物質の大気への放出	4 有害化学物質汚染	有機塩素化合物, ダイキソ, 多環芳香族化合物, ベンゼン, 化学工場の事故, 土壌・地下水の化学物質汚染
室内大気汚染	5 暮らしに潜む汚染	暖房・調理, 建材, ホルムアルデヒド, 食品添加物, 飲料水など
騒音・振動	6 感覚公害	交通騒音, 近隣騒音, 振動, 悪臭
身近な自然・景観の破壊	7 身近な環境の人工化	緑の減少, 文化財, 景観, ヒートアイランド
大規模自然破壊	8 生物相のバランス	固有種消滅, 生物多様性, 希少種, 迷惑鳥獣
生産基盤としての土壌劣化	9 大規模自然開発	森林伐採, 大規模開発, 海岸埋立, ダム建設, 生息地減少
土壌・地下水汚染	10 土地(土壌)の劣化	農地, 表土流出, 塩害, 食糧, 生産力低下, 砂漠化
河川・湖沼の水質汚濁	11 河川・湖沼の水質汚濁	地表水, 閉鎖性水域, 水道水, 水量(海洋汚染, 地下水は除く)
海洋汚染	12 海洋汚染	富栄養化, 水産資源, 廃棄物の海洋投棄, 油の流出
廃棄物処理・処分場の立地	13 迷惑施設の立地(NIMBY問題)	迷惑施設の立地, 土地の占有, 不公平感, 不安感
資源枯渇	14 大量生産・大量消費・大量廃棄	エネルギー, リサイクル, 鉱物資源
不慮の放出	15 放射線・電磁波	放射性廃棄物, 原発事故, 送電線
放射線		

原案で分類できなかった項目の例

電磁波, 悪臭, 食品アレルギー, 花粉症, 食糧不足, 途上国の公害問題, ヒートアイランド

図9 問題領域リストの改訂内容

類すると簡潔な環境問題領域リストとなるが、複数の基準を組み合わせると分かりやすい問題領域リストとなる。以降の作業では、簡潔かつ分かりやすい環境問題領域リストを作成するために、「原因、負荷、影響」といった系統性に基づく整理を中心としながら複数の基準を組み合わせ、問題領域を決めるものとした。

一方、保護対象について本研究では、環境影響の総合評価手法の枠組み作りとして、定量的に測定できるか否かにとらわれずに、人々がまもりたいと考える対象や環境問題による影響が及ぶことを避けたい対象を少数の普

遍的・本質的な影響の行き着く先へと整理し、保護対象として特定することとした。

2) 問題領域の整理の結果

専門家による第1回目の会議では、日本の環境問題を包含する改訂版問題領域リストを作成した。原案と改訂版の問題領域の変化を図9に示す。

主に影響の類似性を定義の基準として問題領域を切り分けた。ただし、有害化学物質汚染については、最終的な影響の類似性で定義するのではなく、環境問題としての社会的な認識を重視して、多様な負荷物質が環境を汚

染する一次的な影響をとらえて定義した。また、大量生産・大量消費・大量廃棄については、原案にあった資源枯渇のような問題を想定しながらも、個別の影響のみでは考慮できない本質的な問題として、他の多くの問題領域の原因となる社会活動の構造そのものを問題領域とした。

個別の問題の切り分け方について検討を重ねた結果、17種類の問題領域を最終的に15種類の問題領域に再編した。

3) 保護対象の特定の結果

第2回専門家会議では、保護対象を決定し、問題領域と保護対象のマトリクスを作成した。LCAにおける保護対象の最近のレビューの結果によれば、評価主体である人間の死亡および健康と、人間の健康では評価できない環境の健全性を表す生態系の二つが、すべての評価手法において保護対象とされ、それ以外の影響をカバーする保護対象は、資源や社会的な豊かさなど、手法によって異なる観点から選ばれている。

グループ討論では、3グループがそれぞれに保護対象を作成した。グループ1は、「人の生命・健康の保全」、資源や生息地など「人間・生物の生存基盤の確保」、物的損失など「生活基盤の確保」、不安やレクリエーションなど「精神的やすらぎと満足の確保」、不公平感など「社会正義の確保」の5つの保護対象を提案した。グループ2は、時間の観点からの整理を試み、影響が出るまでの時間、影響が即効性か蓄積性か、影響から回復するまでの時間の3軸にしたがって影響を分類することを提案した。グループ3は、「身体・健康」、「生態系」、資源やレクリエーションなど「社会・経済」、不快感や不公平感など「精神的Well-being (健全性)」の4つの保護対象を提案した。

全体討論では、いろいろな整理の方法があることを認

識した上で、影響を整理する作業に取り組み、表9に示す4つの保護対象を特定した。保護対象を特定するプロセスで初めに採用することに合意されたのは、人の生存・健康への影響であった。関連する精神的Well-beingや社会的Well-beingのどこまでを健康に含むかについては、後に他の保護対象との関係で整理した。

生物・生態系への影響については、たとえば環境中に広範囲にわたって放出された有害物質が、食物連鎖に従って生物体内に濃縮し、食物として人の身体に入り込むなどして、人の健康に影響を与えることが最終的な影響の行き着く先であるとする案を検討した。しかし、生態系の面的な喪失や種の絶滅など、生態系そのものに価値を置く考え方が広く認知されていることを考慮して、一つの保護対象とすることを決定した。

生産・生活基盤への影響については、上の二つの保護対象では考慮されない社会・経済的影響を、主に物的な側面から整理した。具体的には、鉱物・エネルギー資源や農林水産業の生産能力等の生産基盤と、景観悪化やレクリエーション機会等の生活基盤への影響をとらえる保護対象として定義した。

不安・不公平感等の精神的影響については、他の保護対象に重なる部分が多いが、科学的にとらえることが困難な影響をまとめて定義した。リスク認知に心理的影響を与える要因として知られる「恐ろしさ」と「未知性」を測定する7つの尺度に対応させると、不安感は「制御可能性、恐ろしさ、結果の重大性、観察可能性、予測可能性」に、不公平感は「結果の公平性、受動性・能動性」に相当する。精神的影響については、科学的知見を情報として与えることが難しいため、保護対象とすることに異論もあると考えられる。しかし、リスク認知要因の評価軸を別に用意することで、他の保護対象での評価

表9 第2回会議で選択した4つの保護対象

保護対象	説明
人の生存・健康への影響 〔健康〕	死亡する人の数が増えること、病気になる人の数が増えることおよび病気による身体的・精神的苦痛が増すこと
生産・生活基盤への影響 〔生産〕	鉱物やエネルギーや水など有限な資源の減少、建造物の劣化や農作物の被害などの物的損害、景観やレクリエーションを楽しむ場の喪失、資産価値の低下など
生物・生態系への影響 〔生物〕	生物個体の変異・死、生物数の減少、生物種数の減少、生息地の破壊、生態系の変化など。希少種や貴重種に対する人の価値観を考慮する
不安、不公平感等の精神的影響 〔精神〕	影響についてよく分からない、問題の解決が難しい、影響が深刻であること等による不安とおそれ。自分が影響を受けることへの不満や、他者を傷つけることへのうしろめたさ等の不公平感など

をより客観的に行うことができると判断して、あえて保護対象に採用した。

4) 問題領域－保護対象の整理に関する考察

問題領域リストや保護対象を作成する際に、参加者同士で議論することにより、各参加者の環境問題全体への理解が深まった。問題領域については、多くの参加者は、環境問題の全体を網羅したわかりやすい問題領域リストができたことと評価した。保護対象については、影響の行き着く先を突き詰めた結果、既存の評価手法の保護対象にリスク認知要因を加えた包括性に優れた保護対象になった。

5) 専門家による評点付け

ここまでの作業を基にして、縦に問題領域が15種類並び横に保護対象が4つ並ぶマトリクスを作成した。各セルに影響の行き着く先を例示した表を、重み付けの前提として考慮すべき内容を示す資料として用いた。また、各セルを空白にしたものを配点記入表として用いて、参加者一人一人が、保護対象別に、問題領域同士を比較した評点付け（例えば0～10の間の点数を直接付ける方法）を行った。資料を参考にして評点付けをした後、どういふ基準で点を付けたかグループ内で意見交換をし、もう一度評点付けを行った。同様に、保護対象の間にも重みを付けた。保護対象ごとの問題領域の重要性に、保護対象の重要性の重みを掛け合わせると、環境問題全体

に対する特定の問題領域－保護対象の組み合わせの重みを知る事ができる。

評価値の合計を1に基準化した個人の回答から集団の平均を求めた結果を図10に示す。重み付けの結果を見ると、有害化学物質汚染による人の生存・健康への影響が最も重要と判断されたことがわかる。続いて、地球規模の大気変動が幅広い面で重要と判断され、大量生産・大量消費・大量廃棄が生産・生活基盤への影響と不安・不公平感等の精神的影響の面から重要と判断された。大量生産・大量消費・大量廃棄の重みは他の問題領域とは異なる独特のパターンを示しており、資源枯渇や廃棄物処理・処分の将来世代への付け回しを評価したものと考えられる。

この枠組みにしたがったプロセスは、問題領域間の重み付け手法として利用可能であるとの反応を得た。重み付けの結果は、少数の専門家が判断した値に過ぎないが、より詳細な評価を行うべき環境問題を特定するためのスクリーニングとしては利用可能である。また、この重みの値に合意が得られれば、LCAにおいてインベントリと環境問題を対応づける分類化や特性化を通じて、異なる環境負荷の比較評価に応用することができると考えられる。

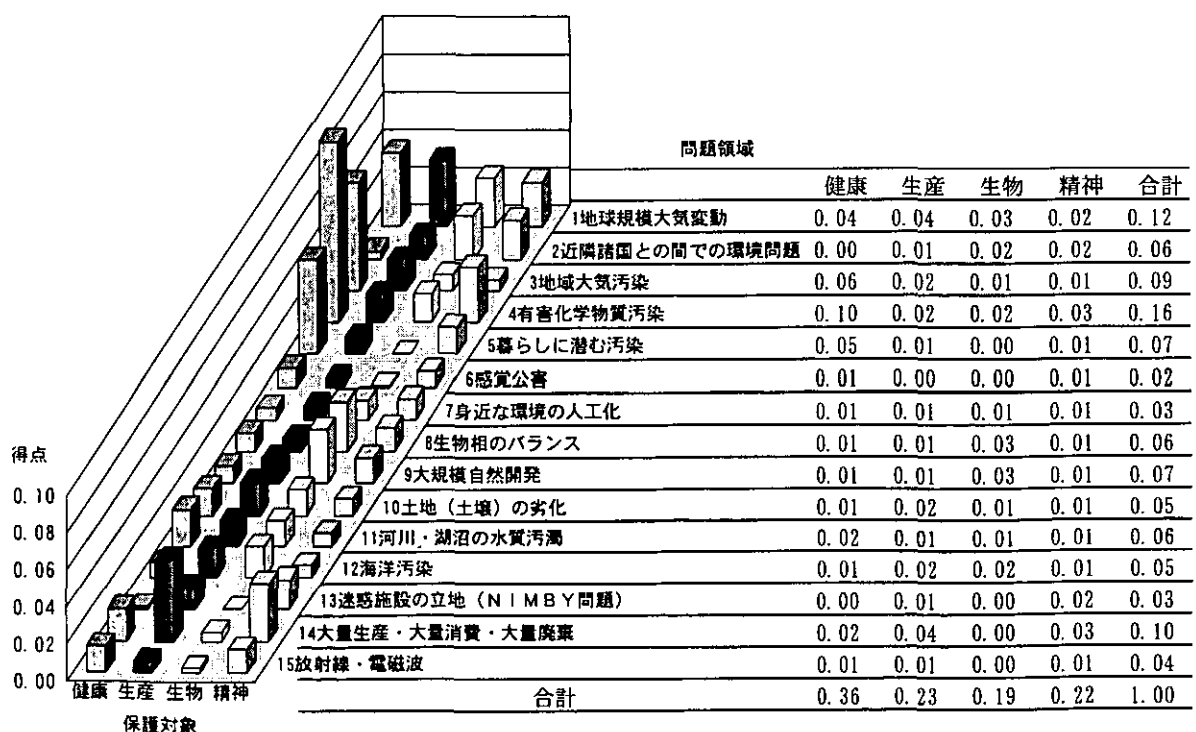


図10 第2回会議の専門家による問題領域－保護対象の重み付け結果

(3) 市民の価値観を反映する重み付けの試み

1) 市民参加の重み付けを行う前提

多様な主体による重み付け手法について検討するため、新聞で市民の参加を募り、市民参加で重み付けを行う第3回の会議を開催した。応募数が少なかったため、市民参加者の選考は行わなかったが、男女とも10代から60代までの幅広い年代からの参加を得ることができた。

会議に初めて参加する市民との間で問題領域の範囲や保護対象の定義に関して認識を共有し、かつ重み付けの判断材料として科学的知見を提示するために情報シートを活用することとした。しかし、15種類の問題領域のすべてについて科学的知見を提示することや、市民がそれらを理解して回答することは、短い時間内では困難と考えられた。評価対象の数を減らすことで、一対比較法を用いた比較的回答しやすい質問票を利用できることも考慮して、第2回会議で専門家が重要と判断した6種類の問題領域に限定して重み付けを行うこととした。

2) 重み付けの方法

第2回までの会議で作成した枠組みに基づいて、4つの保護対象の観点から6種類の環境問題の重要性を比較した。問題領域の比較を行う際には、保護対象別に見た評価の有無が結果に影響する可否かを見るために、二通りの評価を行うこととした。一つは保護対象に関係なく、問題領域の総合的な評価を会議の冒頭と終了前の計2回実施し、後者を「総合評価値」とした。もう一つは、4つの保護対象別に見た評価をそれぞれグループ別討論の前後に計8回と、保護対象間の統合を行うための保護対象の評価を実施し、保護対象別のグループ討論後の評価と保護対象間の評価から「積み上げ評価値」を求めた。

また、6種類の問題領域に関する最新の科学的知見を、講演および図11に示す情報シートの形式で、参加者に提供した。

講演では、国立環境研究所および大学の研究者が一人一問題領域を担当して、各問題領域の概要について説明した。評価対象について最低限の説明が必要である一方で、講演者が聴衆に与えるイメージが問題の重要度評価に反映することをできるだけ避けるため、各20分間の概要説明とした。

情報シートについては、6種類の問題領域を比較する際の前提となる科学的知見を提供するために、各問題領域の専門家である講演者にヒアリングを行って、事前に

ファクトシート「人の生存・健康への影響」

死亡する人の数が増えること、病気になる人の数が増えることおよび病気による身体的・精神的苦痛が増すこと。自分が影響を受ける場合だけでなく他人や次世代が影響を受ける場合も想像する。確率、人数、苦しみや恐れや悲しみや不快感の強さで表す。

a. 地球規模の大気変動

影響の種類	影響の程度* アメリカの例	負荷	補足
マラリア		気温の上昇	不確実性大
熱中症		気温の上昇	地域差が大きい
皮膚ガン		紫外線の増加	

b. 地域大気汚染

影響の種類	影響の程度* アメリカの例	負荷	補足
目がちかちかする等	数百人に1人	オゾン (光化学スモッグ)	

図11 情報シートの例
(人の生存・健康への影響について一部抜粋)

主催者が作成した。今後50年間にもっとも高い確率で起こりそうなシナリオに基づく影響を、保護対象別に計4枚の情報シートへと整理した。数項目の主要な影響を統一的なフォーマットで記述した。会議では、保護対象別に問題領域とその影響を詳細に比較検討する際に約30分間かけて情報シートの解説を行い、また質問票に記入する際に回答の参考として利用した。

保護対象別の重み付けでは、各二度の重み付けを行った。その間に、司会進行役の専門家を中心に十数人からなるグループを3つ作り、情報シートへの質問・疑問や集計結果への感想など意見の共有を図るグループ討論を約30分間設ける形を取った。また、重み付けの投票では、階層分析プロセス(AHP)に従って、相対的な重要度をたずねた。総当たりで一対比較するため、問いの数は、1枚の質問票につき、問題領域の場合は15問、保護対象の場合は6問となっている。

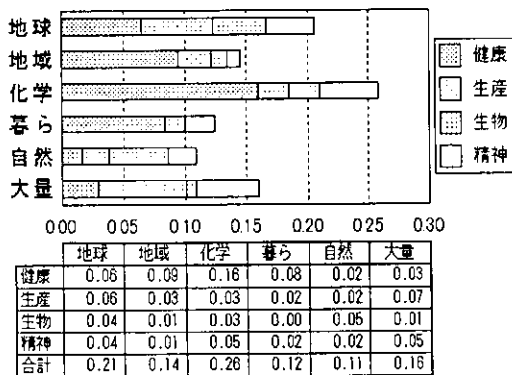
投票結果の集計では、回答用紙の記述的な目盛を{1/9, 1/7, 1/5, 1/3, 1, 3, 5, 7, 9}の数値に置き換え、問題領域間の相対的な重みとみなした。行列を用いた繰り返し計算を行うことにより、6種類の問題領域それぞれの相対的な影響の重みと、回答の一貫性を示す整合比を求めることができる。

3) 重み付けのプロセスと集計結果

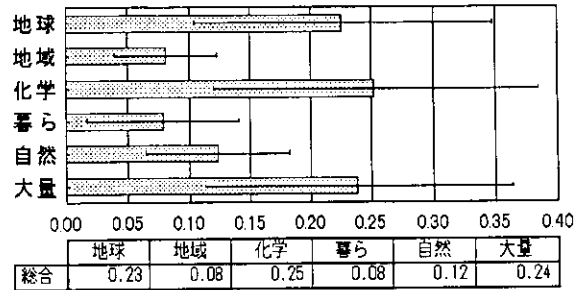
表10に示すプロセスで、重み付けを行った。グループ討論では、情報の共有により理解を平均化することが本来の目的であったが、司会進行をつとめた専門家と市民の質疑応答に多くの時間が割かれた。結果的に、専門家からの情報提供を補完する役割を果たしたと考えられる。

表10 会議実験の概要

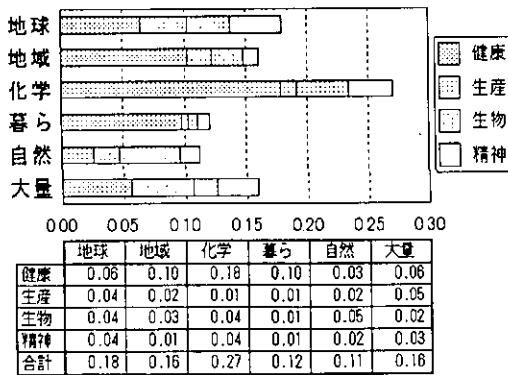
講演	6種類の環境問題の概要について各一名の専門家が説明した。	
問題領域の総合的評価1	講演を踏まえた上で、総合的に見て、どの問題領域を重要と考えるか質問した。	
問題領域の保護対象別評価	下記のプロセスを、人の生存・健康への影響、生物・生態系への影響、生産・生活基盤への影響、不安・不公平感等の精神的影響の4つの保護対象について繰り返した。	
	情報シートを用いた解説	該当する保護対象に各問題領域が与える影響について解説した。
	問題領域の評価1	影響に関する科学的知見を踏まえ、この保護対象からみて、どの問題領域を重要と考えるか質問した。
	グループ討論と全体討論	意見交換、質疑応答を行った。同時に、評価1の集計結果を示した。グループ討論の内容を全体討論で発表し、全体で共有した。
	問題領域の評価2	評価1の集計結果と討論を踏まえ、この保護対象からみて、どの問題領域を重要と考えるか質問した。
保護対象の評価	影響全体から見て、どの保護対象を重要と考えるか質問した。	
問題領域の総合的評価2	これらの作業を踏まえた上で、総合的に見て、どの問題領域を重要と考えるか質問した。	



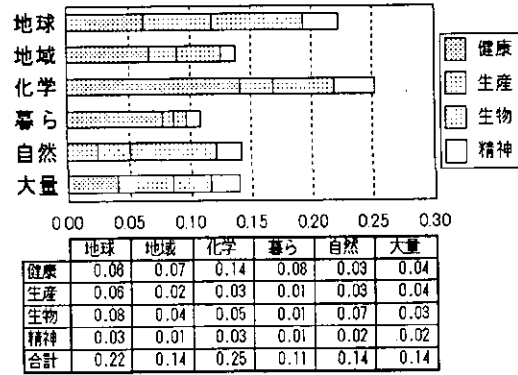
(a) 専門家(第2回会議/積み上げ評価)



(b) 市民(総合評価)



(c) 専門家(積み上げ評価)



(d) 市民(積み上げ評価)

凡例： 地球（地球規模大気変動）、地域（地域大気汚染）、化学（有害化学物質汚染）、暮ら（暮らしに潜む汚染）自然（大規模自然開発）、大量（大量生産・大量消費・大量廃棄）
 注：(a)は、第2回会議の評価値を、6種類の主要な問題領域の合計値が1となるように基準化したもの
 (b)に線で示す範囲は標準偏差を示す

図12 問題領域間の重み付け集計

保護対象別にグループ討論の前後2回たずねた結果を比較すると、後の方で整合性が向上し、多くの場合、分散が減少する傾向にあった。AHPでは、整合比が基準値を超えるまで質問を繰り返すことを勧めているが、以

下の分析では断りのない限り、二回目で整合比が1.0以下の回答のみを集計対象とした。

図12に示した重み付けの集計結果で(c)や(d)を見ると、第2回会議の結果(a)と同様に、有害化学物質

汚染による人の生存・健康への影響がもっとも重要と判断されたことがわかる。分散を見ると、大規模自然開発については、評価の個人差が特に大きかった。市民と専門家を比較すると、専門家の方が分散が小さかった。平均値の差を見ると、暮らしに潜む汚染の総合評価値が、会議の最後に行った投票で減少した。

図12 (c) と (d) を見ると、専門家と市民の間で有意差があったのは、専門家は、生産・生活基盤への影響で有害化学物質汚染に低い重みを付けた一方で大量生産・大量消費・大量廃棄に高い重みを付けたこと、保護対象間の比較で人の生存・健康への影響に高い重みを付けたこと、大規模自然開発への重みが低いことの4点であった。

4) 重み付けに関する考察

各前後2回の重み付けを比較すると、1度目の重み付けの結果を提示し、科学的知見に関する質疑応答や意見交換を行うことで、市民の判断が専門家の判断に影響され、評価値が収束に向かう傾向が観察された。図12では、2回目に個人がつけた重みの算術平均を集団の重みとしたが、図12 (b) に見られるように集団の分散すなわち個人差は大きい。この重みの値を集団の代表値として採用するためには、さらに討論し、集計値に合意を得る必要があるかもしれない。しかし、このままでも、CRで求められる3段階のランクのように大まかな傾向を把握するためには利用できると考えられる。

個人別の集計を見ると、問題領域に総合的につけた総合評価値と保護対象別に考えた積み上げ評価値が一致している人は、問題領域と保護対象の枠組みに納得して評価できたと考えられる。反対に、両者が大きく食い違う人は、問題の重要度の評価にこの保護対象以外の要素を考慮したと考えられる。問題領域別には、図12 (b) と (d) に見られるとおり、地域大気汚染は積み上げ評価値が高く、大量生産・大量消費・大量廃棄は総合評価値で高い重みとなる傾向があった。参加者のコメントから推測すると、前者は、具体的な影響が良く知られているものの既に対策が進んでいること、反対に後者は、影響の行き着く先で考えた保護対象の枠組みでは評価できない対策面での重大性を反映したものと考えられる。大量生産・大量消費・大量廃棄については、保護対象別の直接的な影響だけから評価すると過小評価されてしまうとの懸念が、会議全体を通してしばしば表明されていたことも結果に影響したと考えられる。

個人の最初の総合評価および最後の総合評価と積み上げ評価の相関係数を比較すると、最後の総合評価の方が積み上げに一致する傾向が見られた。4つの保護対象別に詳細に検討した結果、総合評価における価値判断が変化したと考えられる。

(4) 枠組みの利用可能性

1) 総合評価手法の枠組み

本研究では、問題領域－保護対象に整理したマトリクスを、価値判断の構造が明白な統合化の枠組みとして提案した。理想的な枠組みを画定することは難しいと考えられるが、この枠組みを改良していくことでより良い総合評価に利用可能であるとの手応えが得られた。第3回の会議では多くの市民が、その枠組みに沿って環境問題全体を包括的にとらえ、問題の重要性を比較評価することができた。ただし、どれも重要そうに見える問題を比較することは困難であるとのコメントも市民から複数寄せられた。

2) 重みの数値

本研究では、単に質問票を用いてアンケートを取る代わりに、判断の基になる共通の科学的知見を与えてその解釈について互いに意見交換した上で、重み付けを行った。このプロセスは、異なる立場を持つ参加者にとって、合意しやすい重みの値を求めるために有効であると考えられ、今後同様の試みが積み重ねられることによって、我が国の一般的判断基準が見えてくる可能性もある。

本研究のように包括的な評価を行う場合、定量的データが得られない環境問題も評価対象にするため、重みは総合的判断で決めざるを得ない。しかし、少しでも客観的な重みの値を求めるため、定量的な科学的知見をできる限り収集し、わかりやすく伝達する努力が必要である。

ある環境負荷を他の環境負荷と比較するとき、対応する問題領域にそれらの環境負荷が寄与する比率をそれぞれ求め、本研究のプロセスで求めた問題領域間の重みを乗じることで、環境負荷相互間の換算係数を求めることができる。しかし、本研究のプロセスを用いて求めた重みの数値を本格的に利用するためには、プロセスへの参加者や利用者が結果に合意している必要がある。

3) 価値判断の主体

市民と専門家間の重み付けの違いは、従来言われて

いるほどには大きくなかった。しかし、討論のプロセスでは、多くの市民は自ら行える対策に重点を置こうとし、行政官はまだ対策の取られていない問題を重視しようとする意向が見られた。本研究では、このような参加者の立場を離れて、純粋に影響の観点からの重み付けを徹底するように強調した。

参加者ごとに異なる立場から環境問題の重要性を考える場合には、重み付けの結果は異なるものになったと考えられる。このような点から、総合評価を行う目的と重み付けの立場の関係に十分注意する必要があると考えられる。

会議形式の総合評価手法への参加人数は、意見集約のプロセスと会議の運営方法を考慮すると、一回の会議に数十人程度が限界と考えている。この程度のサンプル数では、数万人の市民の代表性を統計的に言うことはできない。広く合意される総合評価値を求めるためには、その目的に応じて、大人数を対象とするアンケートと会議形式の重み付けプロセスの使い分けが必要である。

2.2.3 環境汚染物質の健康影響評価に関する検討

(1) 健康影響評価の枠組み検討

これまでに示したとおり、環境影響の総合評価で扱う

さまざまな種類の影響の中でも、人間の健康に対する影響は欠かせない重要な要素である。LCAで健康への影響を数値化するには、発がんなどに係る既存の毒性評価結果を援用することが行われてきている。しかし、人間活動に起因する環境中の物質が引き起こす可能性のある健康影響は多岐にわたり、現時点で定量的な評価を尽くすことは困難である。

ここでは、環境中の有害物質が人間の健康に与える影響の類型化のために、毒性学的な知見と疫学・臨床医学的知見の相補的關係の構築を試み、これに基づく環境化学物質の人間の健康に対する影響アセスメントの枠組みを、所外の専門家の意見聴取を交えながら試作した。これは図13に示すように、環境化学物質について、ア) 作用機構の分類 イ) 有害性の分類 ウ) 疾病として顕在化する健康障害の種類 エ) 個体および集団の生命に対する影響の重篤度の4種の側面から健康影響の類型化を試みる枠組みである。この枠組みに沿って多種多様な物質に関する知見を再整理するには多くの労力を要する。本研究の範囲では、代表的な環境化学物質について、生体内での生物学的事象から疾病への関連づけや、詳細な毒性の類型とそれに関連した作用機序の整理を試みるにとどめた。

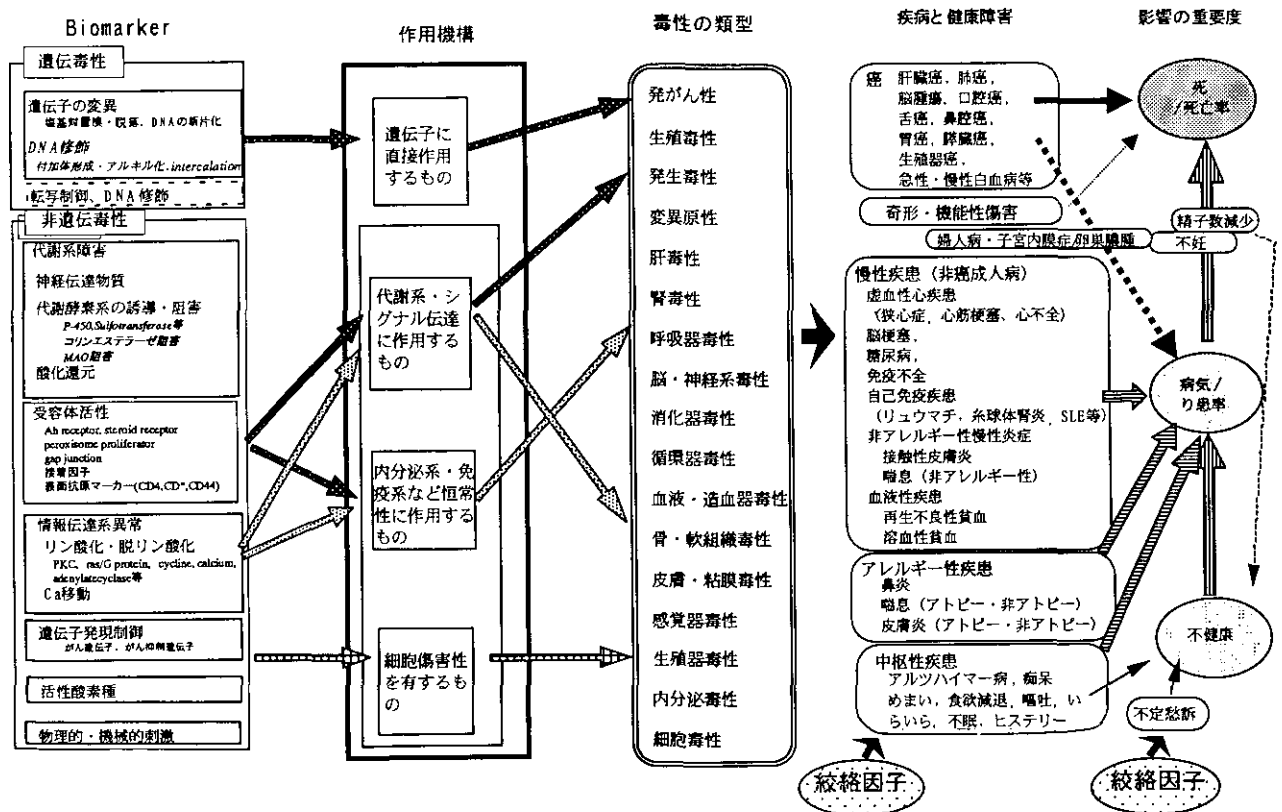


図13 環境化学物質の作用機構分類と有害性との関係

また、文献や化学物質データベースの検索に基づいて、化学物質の毒性レベル、影響の種類等の情報を抽出し、排出量などの情報整備の優先度の高い物質を抽出するための手順について検討した。具体的には、米国EPAのデータベースIRIS (Integrated Risk Information System) に収録された512物質に関して、物質ごとの毒性情報をもとに、発がん、発がん以外の慢性毒性の両方について、種類(作用先)別の毒性の強さの整理・分類を試み、優先度の高い物質の選定手順の考え方を整理した。

(2) 健康影響評価の実践上の課題

(1)での健康影響評価の枠組み設計の考え方を基に実際の環境汚染物質による健康影響をどのように評価できるかが今後の課題である。実際の環境中では地域単位のなかでも健康影響の異なる多種類の汚染物質が存在する。健康障害の種類による損失の大きさを加味したリスクの算出のためには、健康障害の種類ごとに、受ける損失の大きさを設定する必要がある。本研究では図13の健康障害類型化をもとに、リスクの算出のための導入式を試作した。

仮に図13の健康障害の種類をS1-S6(悪性新生物、心疾患、脳血管疾患、気道系疾患、消化器慢性炎症、その他)とし影響の重篤度の段階をa, b, c(死から不健康までを3段階に分類した場合)とする。疾病は合併症として誘発される場合もあるが基本的に独立して発症すると考えると、障害ごとの損失の重みを考慮したある地域Aの健康リスクの総和 R_A は、次式で示すことができる。

①健康障害の種類と影響の重篤度が相補的な関係にある場合

a, b, cの段階は障害の種類から決定されるとして、地域Aにおける各種類の障害の有症率を $\alpha, \beta, \chi, \delta, \epsilon, \phi$ 、各分類の障害に対する損失の重みの係数をそれぞれ $ks_1, ks_2, ks_3, ks_4, ks_5, ks_6$ とすると

$$R_A = \alpha ks_1 + \beta ks_2 + \chi ks_3 + \delta ks_4 + \epsilon ks_5 + \phi ks_6$$

②健康障害の種類と影響の重篤度が独立している場合
地域Aにおける各種類の障害のa, b, cの各段階に応じた有症率を $\{\alpha', \beta', \chi', \delta', \epsilon', \phi'\}, \{\alpha'', \beta'', \chi'', \delta'', \epsilon'', \phi''\},$

$\beta'', \chi'', \delta'', \epsilon'', \phi''\}, \{\alpha''', \beta''', \chi''', \delta''', \epsilon''', \phi'''\},$ 重篤度の各段階に応じた損失の大きさの係数を $ks_{1a}, ks_{1b}, ks_{1c}$ のように表すとすれば、

$$R_A = (\alpha' ks_{1a} + \alpha'' ks_{1b} + \alpha''' ks_{1c}) + (\beta' ks_{2a} + \beta'' ks_{2b} + \beta''' ks_{2c}) + (\chi' ks_{3a} + \chi'' ks_{3b} + \chi''' ks_{3c}) + (\delta' ks_{4a} + \delta'' ks_{4b} + \delta''' ks_{4c}) + (\epsilon' ks_{5a} + \epsilon'' ks_{5b} + \epsilon''' ks_{5c}) + (\phi' ks_{6a} + \phi'' ks_{6b} + \phi''' ks_{6c})$$

③健康障害による損失の大きさが、障害の種類とは無関係に影響の重篤度だけに依存する場合
重篤度a, b, cの各段階に対する損失の大きさを ks_a, ks_b, ks_c とすると、

$$R_A = (\alpha' + \beta' + \chi' + \delta' + \epsilon' + \phi') ks_a + (\alpha'' + \beta'' + \chi'' + \delta'' + \epsilon'' + \phi'') ks_b + (\alpha''' + \beta''' + \chi''' + \delta''' + \epsilon''' + \phi''') ks_c$$

これら一連の式において、 $\alpha \sim \phi$ を、地域Aの有症率から、ある物質Aの各種類の障害に対するユニットリスク(作用量-反応関係の傾き)に置きかえれば、 R_A は損失の大きさを加味した、その物質のリスクの総和の指標と読みかえることができる。

今後、実際の運用やリスク値の精緻化のためには、障害の種類と影響の重篤度の組み合わせに対する損失の重み付けを具体的にどのように行うか、疾病の分類をどのように設定するか、障害の発症を独立に扱い、加算によって総合的な指標を求めること自身の妥当性などの検討が必要である。

2.3 地域性を考慮したインパクト評価手法

LCAでは、インベントリ分析の段階で異なる発生源からの排出量データを加算した後に、インパクト評価の段階でこれを影響の大きさに換算することから、実際とは異なるモデル化された状況を仮定した「潜在的な影響」の考え方が主に適用されてきた。この状況と、排出源の地域分布、影響を受ける主体の地域分布、ならびに環境中での動態に影響する因子(気象や地形など)の地域特性を反映させた「実際に起こりうる影響」との間には相違がある。

LCAにおいて「実際に起こりうる影響」を評価に取り入れることの賛否は依然分かれているが、LCAに限らず、生産・消費活動に伴う環境影響の定量的な評価というより大きな枠組みからみれば、「実際に起こりうる影響」を予測・評価するための手法開発は大きな意義があると考えられる。このため、本研究では、地域性を考慮したインパクト評価手法を取り組み課題の一つとした。

2.3.1 大気環境負荷のインパクト評価における簡易拡散・暴露モデルの適用

(1) 大気環境負荷の地域性の意味

温室効果ガスは、寿命が極めて長く、大気中への蓄積量の増加が環境変化をもたらすため、排出される場所にかかわらず、同じ量の排出は同じ大きさの影響をもたらすとみなせる。また、人の健康への影響を考える際にも、残留性の高い物質はある地域内に一様に分布するとみなせる場合がある。しかし、大気中に放出される汚染物質が拡散する過程での影響を扱う場合、発生源周辺の人口集団が暴露を受けることによって生じる健康や生活環境への影響の大きさは、発生源の煙突高や気象条件、発生源と暴露を受ける人口集団の地理的關係などに依存する。ここでは、従来型の汚染物質だけでなく、ベンゼンなどの有害大気汚染物質もこうした地域依存性をもつ状況で排出されていることを念頭において、暴露評価により地域性を考慮することの感度について検討を行った。

排出量と暴露による影響の大きさの關係は、第一に、発生源の形態（主に排出点の高度）や気象・地形によって、排出量と環境中の分布量（濃度）の關係が異なること、第二に発生源の立地点によって、暴露を受ける人口が異なることに依存する。

(2) 簡易拡散・暴露モデルによる事例研究

ここでは、発電所からの排出と道路からの排出を例題としてとりあげた。電気自動車はエネルギー源として電力を必要とするため、ZEV（Zero Emission Vehicle：排ガスゼロの車）ではなく、EEV（Elsewhere Emission Vehicle：排出ガスを他所で出す車）であると批判されることがあるが、これを大気環境負荷の人口集団への影響という面から検証する上でこの例題は有用である。

適用したモデルは、発生源からの距離とともに、濃度と人口密度が変動すると仮定するものである。すなわち図14に示すように、発生源の周囲に微小な幅の同心円を仮定して、プリュームモデルによって地上レベルの濃度を予測する。一方、実際の人口分布データから、あるいは発生源周辺の人口分布の仮定をもとに同心円内の人口を計算し、これらをかけ合わせてこの微小幅の同心円内での暴露量を求める。この操作を発生源から距離方向に積分して、人口集団全体への総暴露量を求める。まず、全国約100カ所の火力発電所について、半径100km以内の距離別の人口密度を国勢調査による1kmメッシュ単位の人口データから求めた。国全体の平均のほ

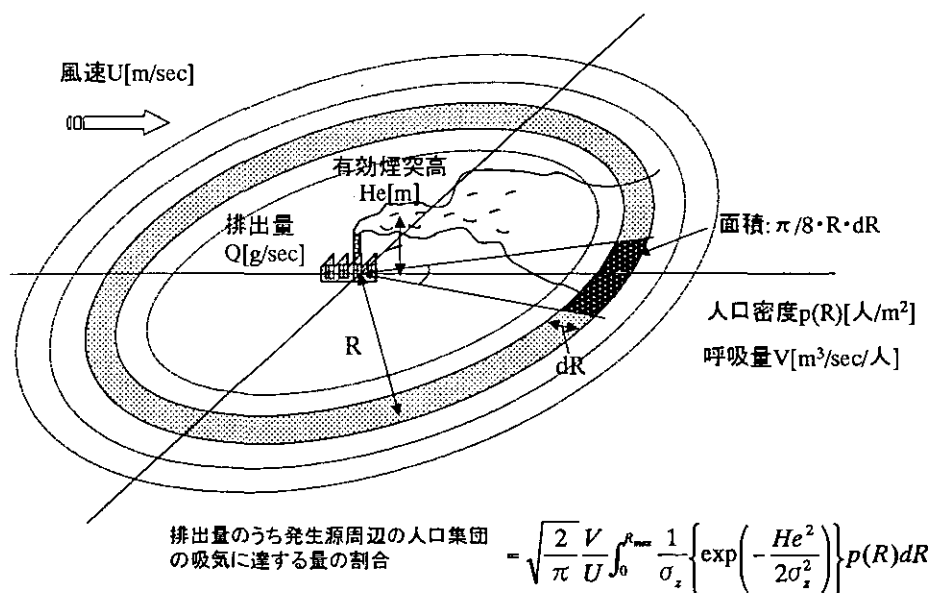


図14 発生源の周囲に同心円状の濃度分布を仮定した簡易拡散・暴露モデル

か、地域ごとの電力供給会社の平均も試算した。拡散計算では煙突高は200mとし、計算の簡略化のため、実際の気象データではなく、すべての方角から均等な確率で一定風速の風が吹くとした仮想的な気象データをあてはめ、地上濃度を計算した。積分範囲は100kmとした。

同じ方法を、発生源は地上にあるとして、道路を走行する自動車からの排出ガスについてもあてはめた。人口密度の異なる典型的な都市（東京、つくば、旭川）を選んで、比較を行った。

図15は、発生源からの距離ごとの地上濃度と人口密度の変化、および暴露量の積分値を表したものである。ここで計算した暴露量の積分値は、ある発生源から同一の気象環境負荷が発生した場合の立地点周辺の人口集団に対する暴露量の指標となる。この指標は排出された量のうち、どれだけの割合が人口集団の吸気中に達したかを意味する無次元数で表されている。

地上に発生源のある自動車排ガスの場合、火力発電所

に比べて地上濃度が高いため、仮に発生源周辺の人口密度が同じであっても暴露量が多い。自動車が都市域で使われる場合には、人口密度の違いから差異はさらに大きくなる。東京のような人口密集地での自動車からの排出は、日本全国の発電所からの排出に比べて、同じ排出量あたりの人口集団への暴露量が10倍以上大きいとの結果が得られた。

2.3.2 地域環境リスク評価のための情報システム

(1) 背景・目的

昨今、化学物質による健康リスクが関心を集めており、化学物質の環境への放出にかかわる施設の立地状況や、周辺の環境汚染の状況についての情報整備が急務である。そこで本研究においては、LCAのインパクト評価への利用を念頭におきつつ、リスク評価・リスク管理というより幅広い目的への適用を目指した統合的な情報システムの設計・開発を行った。

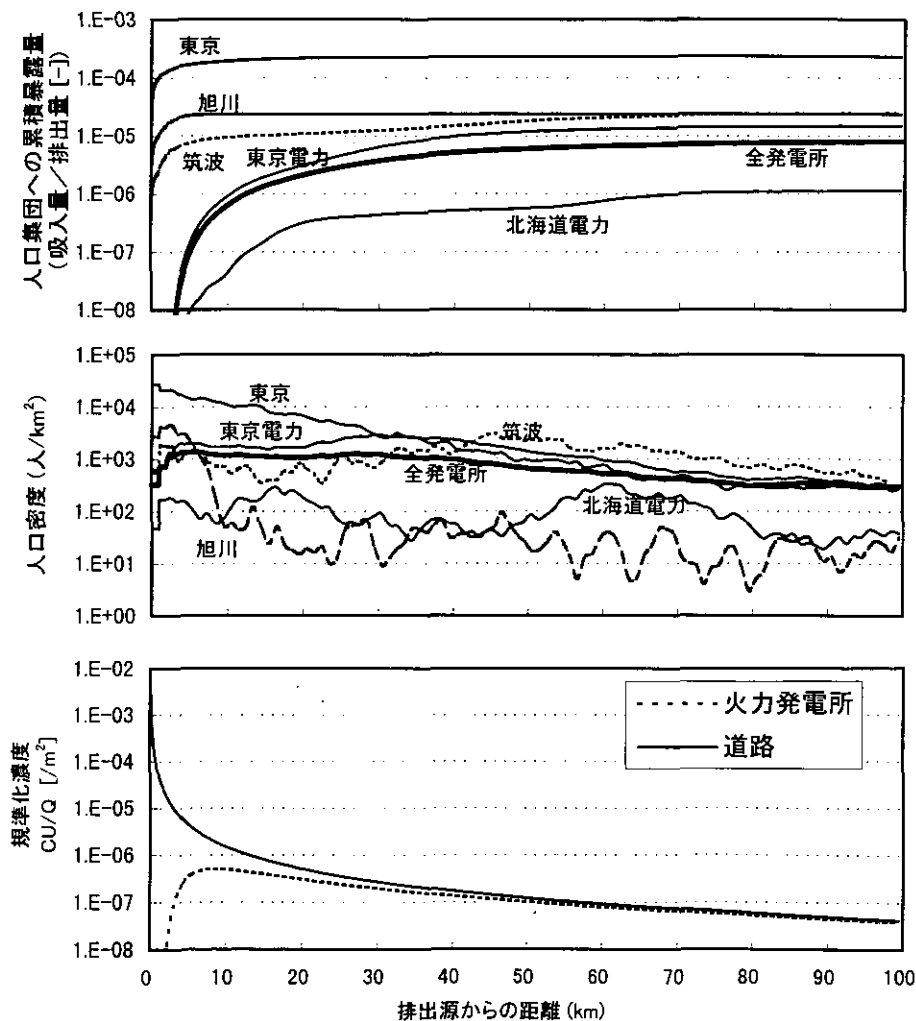


図15 発電所および道路を発生源として想定した場合の(a)地表濃度(b)人口(c)累積暴露量の分布

(2) システムの構成

図16に示すように、本システム（仮称：バーチャルワールド）は、①汚染物質の排出要因となる人間活動 ②汚染物質の排出量 ③環境中の汚染レベル ④汚染による健康リスク等の影響の4段階に関する地理的データと、これら各段階の関係を記述するモデル群から構成される。システムはWindows環境のパーソナルコンピュータ上で、GISソフトウェアを核として、汎用のデータベースソフトウェアやプログラム言語を用いて構築されている。GIS上ではさまざまな空間単位の地理データを扱うことができるが、本システムでは主な集計単位として1kmメッシュを、同時に扱う範囲として、複数の市町村～都道府県程度の空間スケールを想定した。

(3) ケーススタディ

第一段階では、代表的な有害大気汚染物質であるベンゼンを主たる対象とし、ケーススタディ対象地域を設定してデータ整備を進め、システムを試用した。対象物質の特性から、環境中の挙動を表現するモデルとしては、プルーム・パフモデルおよびクロスメディアグリッドモデルを組み入れた。発生源データのうち、自動車に関しては、道路交通センサスによる交通量調査データとデ

ジタル道路地図の位置データを組み合わせて交通量をGISで扱えるように変換し、これに排出係数表を乗じて排出量を求めるモデルを組み入れた。固定発生源については、今後はPRTRによりデータ整備が進むと考えられるが、現時点では自治体の関係資料を参考に推計値を入力した。給油施設など、これら以外の発生源は、除外した。

対象地域で行われた延べ4日間の環境濃度分布調査による実測値の地域分布と、発生源データをもとにプルーム・パフモデルを適用した大気中濃度の予測値の地域分布とを比較した結果、両者には相関がみられたものの、大規模発生源周辺では過大予測、それ以外では過小予測となった。大規模発生源からの排出量データが粗い推計値であること、組み入れていない群小発生源があること、対象地域外の発生源からの寄与が無視されていることなどがその原因として考えられる。

実測値または予測値による1kmメッシュごとの濃度分布にユニットリスクを乗じ、さらにメッシュごとの人口を乗じることにより、人口集団に対するリスクを試算した。この地域では、濃度の高い地区と人口密度の高い地区が近接しており、濃度、人口の両者が一様であるとした場合と比べて、実際のリスクはやや高めであると推定された。

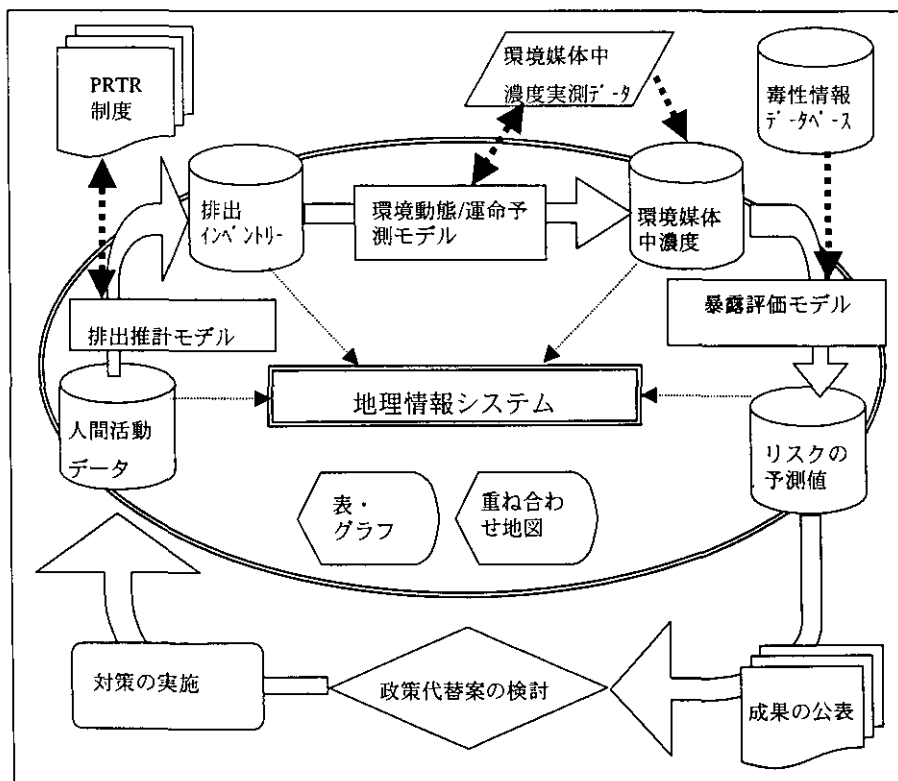


図16 地理情報システムを用いたリスク評価・管理システムの枠組み

(4) 情報システムの利用場面

こうした情報システムを利用することにより、2.3.1で示したような簡略化した拡散・暴露モデルよりも、より詳細な地域特性を反映した影響評価が行うことができる。一方、LCIAにおいて、こうした「実際に起こりうる影響」の評価を逐一行うためには、インベントリ分析の段階で、発生源の立地状況を個々に特定することが必要となる上、数多くの地域についての情報整備が必要となり、データの入手可能性などの面で、実用的でない。むしろ、2.3.1で述べた簡易モデルと同様、代表的な発生源についてあらかじめこうしたシステムで影響評価を行っておくことが現実的な利用法である。たとえば、高炉製鉄、石油精製・石油化学などの基礎素材産業は、限られた数のコンビナートに集中して立地している一方、これらの業種による排出シェアの高い物質は少なくないと推定される。LCAの対象の多くは、これら基礎素材を含んでおり、その製造段階に関連する影響評価において、こうした立地点に即した評価を行っておけば、多くの対象についてより現実的な評価が可能と考えられる。

むしろ、LCIAへの適用は、こうした情報システムの用途の一つにすぎない。大規模な固定発生源が集中して立地するような地区では、かつての公害による健康被害の経験に照らしても、地域に根ざしたリスク評価・リスク管理の必要性が高いと考えられる。こうした特定の地区、あるいは特定の業種や施設にかかわる影響評価への適用がここで開発した情報システムのもう一つの重要な用途である。

2.4 輸送分野に関するケーススタディ

2.4.1 自動車の大気環境負荷のインベントリ分析

(1) 目的

数ある製品の中で、自動車は最大の耐久消費財である。1台当たりの環境への負荷の大きさと普及台数の多さから、1種類の工業製品のライフサイクルで生じる環境負荷が社会全体に占める割合としては他に類をみない。したがって、自動車に起因する環境負荷の低減は、社会全体の環境負荷低減にとっても重要な意味をもつ。

本研究では、自動車のライフサイクルで生じる環境負荷を主に公表されている統計・調査資料等から推計し、国全体の排出量で正規化することによって寄与率の高い項目を同定する。ついで、これらの負荷について、車種間の比較の際にどのような影響カテゴリー間でのトレー

ドオフが生じるかを整理し、インパクト評価の重点課題を抽出する。これらによって、今後、自動車のより詳細なLCAを行う際の参考となる知見を提供することを目的とした。

(2) 分析境界とインベントリの項目および用いたデータ

対象とするライフステージは、車両の生産、使用（走行）およびこれらに必要な主要資源の採掘・輸送、原材料の生産とした。日本で生産されている平均的なガソリン乗用車を想定し、使用段階では、年間10,000kmずつ10年間、延べ100,000km走行するものとし、燃費は10km/lとした。また、これとの比較のため、ディーゼルエンジン乗用車および電気自動車についても、可能な範囲で関連資料の収集を行った。まず、自動車のライフサイクルで生じる主要な環境負荷項目と環境影響カテゴリーの組み合わせをリストアップし、その中から、データの入手可能性を考慮して対象とする項目を絞った。インベントリの作成項目は主に大気への排出物とし、温室効果ガス、従来型の大気汚染物質（NO_x、SO_x）のほか、最近、一部が日本でも有害大気汚染物質として規制対象となったベンゼンなどの非メタン揮発性有機化合物（NMVOC）を試算対象として加えた。とりあげたインベントリの項目と対応する影響カテゴリーを図17に示す。

分析には、車両の材料構成のデータ、業種統計、産業連関表および温室効果ガス排出目録作成の基礎データとして収集された活動量データや排出係数を用いた。燃焼起源の温室効果ガスや大気汚染物質は、燃料消費量と消

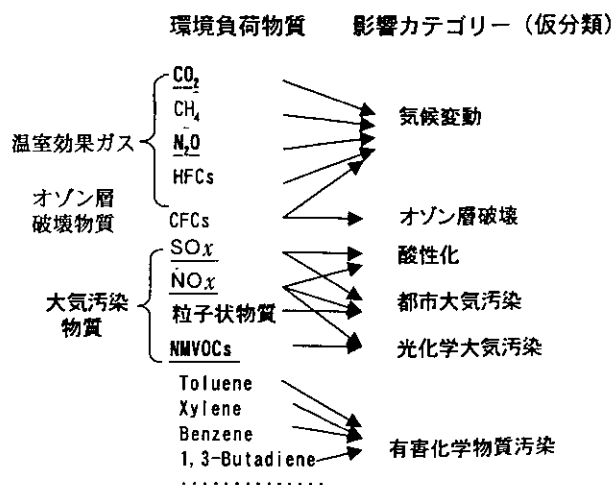


図17 インベントリ分析と対象と対応する影響カテゴリー

費熱量当たりの排出係数を用いて推定した。なお、資源の海外での採掘、海外から日本への輸送のための燃料消費と大気への排出物については2.1.1(3)に詳述した。データは可能な限り最新年次の値としたが、産業連関表が1990年値であることをはじめ、データの年次は項目によって数年の幅がある。

日本では、NO_xやSO_xに比べて、NMVOCに関する調査資料が不足している。本研究では、自動車排出ガス、燃料の生産と供給、車両製造過程における溶剤使用に起因するNMVOCの排出の試算を行った。さらに、NMVOCのうちいくつかの個々の物質について、データの入手可能性を調査した。ここでは、有害性の観点からベンゼンおよび1,3-ブタジエンを、光化学大気汚染への寄与からトルエン、キシレンを対象とした。データ源には、環境庁による汚染物質排出移動登録(PRTR)のパイロット調査があり、業種グループ(化学系、機械系)ごとの物質別排出量が報告されている。また、日本化学工業協会、経団連によるPRTR調査も別に行われている。走行時の個別物質の排出を推定するには、現在不足している排ガス中の物質構成比データが必要である。

(3) インベントリ分析の結果

温室効果ガス、従来型大気汚染物質、NMVOCにつ

いて、結果を図18に示す。自動車に関しては、図中のCO₂の結果にみられるように使用(走行)段階の排出が大きな割合を占めると考えられているが、例外も少なくない。例えば、NMVOCは給油所での給油時におけるガソリンの蒸発や、車両製造における溶剤使用のほうで、走行時の排出ガスより大きな寄与があることが推定される。また、NO_xについて、原料の海外からの輸送段階で、船舶から排出される量の寄与が大きいことも2.1.1で述べたとおりである。

一方、CFC類はオゾン層保護のために製造が中止されたものの、古い年式の既存車にはなおエアコン用CFCが残っている。こうした車両ストックについてのライフサイクルの総負荷を考えた場合、廃車時に十分な回収が行われない場合のCFC放出による影響は極めて大きいと考えられる。CFCの代替冷媒であるHFCも、適切に回収が行われなければ、温室効果ガスとして寄与する。LCAの結果は、製品デザインや環境ラベルなどの分野だけでなく、すぐに講じるべき環境対策にも活用されるべきである。

(4) 正規化

先に行ったインベントリ分析の結果をもとに、自動車1台のライフサイクル排出量を国全体の排出量で正規化し、国全体の環境負荷への寄与からみて、どの項目が相

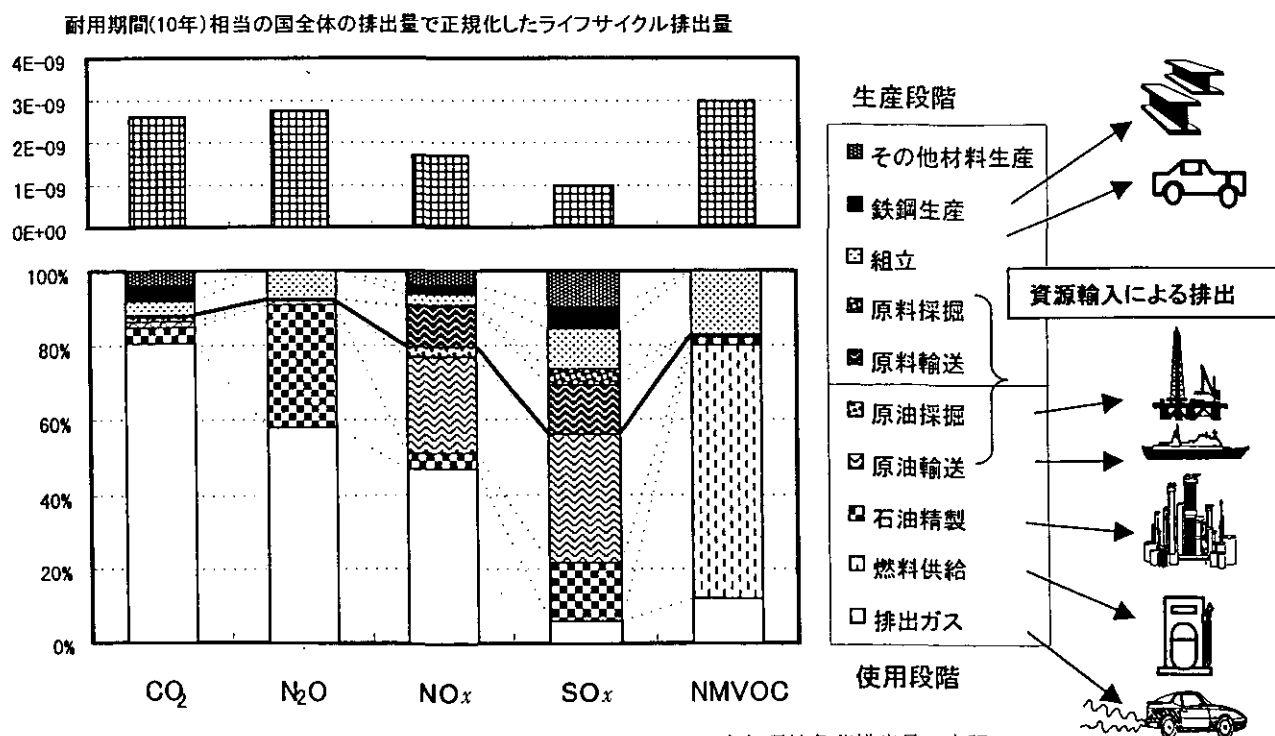


図18 平均的な乗用車のライフサイクル大気環境負荷排出量の内訳

対的に重要かを検討した。ライフサイクルを10年と想定したことから、正規化に用いる量も10年分とした。結果は図18に併記している。我が国では、NO_xなどの従来型の大気汚染物質に関心が払われてきたが、こうした物質に比べて相対的な寄与の大きな物質がある。インベントリ項目ごとにそれから生じうる被害を定量化し、これらの項目の絶対的な重要度について検討する必要がある。

(5) 自動車のインパクト評価における主要な課題

LCAにおいて、異なる製品や異なる技術の比較を行おうとすると、多くの場合、影響カテゴリー間、インベントリ物質間のトレードオフを伴うことは既に2.2でも述べた。重み付けを経て単一の指標による優劣を決めることの是非はさておき、どのような対象について、どのような影響カテゴリー間でトレードオフを生じるか、言い換えれば、どのような影響カテゴリー間での重み付けが必要かを整理しておくことが、インパクト評価の議論の深化に役立つと考えられる。

表11は、ガソリン車、ディーゼル車、電気自動車の3車種について、走行のためのエネルギー消費に伴う環境負荷を中心に、トレードオフ発生要因の定性的な整理を行ったものである。ガソリン車とディーゼル車の間にいくつかのトレードオフがあることがわかる。また、電気自動車の環境負荷は、発電源の選択に依存するが、多くの項目でエンジン自動車よりも優位である。ただし、銅をはじめ、枯渇性の非鉄金属資源の需要量がエンジン自動車より大きい。

これらの車種について、どれが最も環境によいか、といった質問が、普及を奨励すべき車種の選択、環境によい車種の消費者による選択といった場面で生じる。これに答えるためには、異なる影響カテゴリー間の重み付け

が必要である。少なくとも、地球温暖化など燃料消費効率に関連する種々の影響、非鉄金属など車両生産に関する資源の枯渇、大気への排出物による健康影響、の3者の間でのトレードオフについて、議論を尽くす必要があると考えられる。

(6) 車種間の大気環境負荷と影響の比較の課題

ガソリン車、ディーゼル車、電気自動車などの車種間の比較において、影響カテゴリー間のトレードオフが生じることを述べたが、一つの影響カテゴリー内での比較にもまだ課題が多く残されている。

例えば、ディーゼル車はガソリン車に比べて燃費がよく、地球温暖化の面で優位とされるが、このことの定量的な検証は慎重に行う必要がある。ガソリンと軽油の性状の違いから、燃料消費1リットル当たりのCO₂排出量は軽油のほうが約10%大きい。燃費は燃料1リットル当たりの走行キロ数で比較されることが多いため、この点に注意が必要である。完全に同一の機能をもつ車種を設定することは困難であるが、乗用車や軽量・中量貨物車など、ガソリン車とディーゼル車の両方が利用可能な車格・車種において、両者のCO₂排出量を再検証する必要がある。限られた台数、粗い車種区分による集計ではあるが、環境庁がとりまとめたシャシダイナモ試験の結果では、実走行モードにおける両者の走行キロ当たりのCO₂排出量はほぼ同じ水準にある。

なお、ガソリンや軽油自身のライフサイクルを考慮して、原油の採掘・輸送や石油精製段階での間接的なCO₂排出も考慮すべきである。これらについては、2.1.1で述べたとおり、配分のルールにより結果が大きく影響を受けることに留意する必要がある。

一方、温室効果ガス以外の大気環境負荷、すなわち従来からのNO_xやPMなどの大気汚染物質や昨今注目を

表11 ガソリン車、ディーゼル車、電気自動車の環境負荷の定性的比較

	ガソリン車	ディーゼル車	電気自動車
二酸化炭素（温室効果ガス）	>ディーゼル	<ガソリン	条件に依存
亜酸化窒素（温室効果ガス）	大	条件に依存	小
窒素酸化物（大気汚染物質）	中	大	条件に依存
硫黄酸化物（大気汚染物質）	小	中	条件に依存
非メタン炭化水素（大気汚染物質）	大	中	小
粒子状物質（大気汚染物質）	小	大	条件に依存
ベンゼン（有害大気汚染物質）	大	中	小
1,3-ブタジエン（有害大気汚染物質）	中	大	小
多環芳香族（有害大気汚染物質）	小	大	小
非鉄金属資源（枯渇性資源）	<電気自動車	<電気自動車	>他車種

集めている有害大気汚染物質に関しては、多くの場合、ディーゼル車の負荷が他車種より大きい。電気自動車等のいわゆる低公害車とガソリン車との比較に興味もたれるが、昨今、LEV (Low Emission Vehicle) 等の名称で呼ばれる、環境対策の進んだエンジン自動車実用化されており、排出量でみる限りは電気自動車よりも優位な場合がある。現状の技術でも、図1 (2.1.1) に示したとおり、燃料消費量当たりでみたNO_x排出量は、ガソリン乗用車のほうが火力発電所よりも小さい。1次エネルギーでみた燃費を電気自動車とガソリン自動車で同じとすれば、電気自動車の電力が火力発電で賄われた場合には、ガソリン車よりもNO_x排出量が多いと推定される。実際には、火力以外のエネルギー源の寄与により、電気自動車のために発電によるNO_x排出量はこの値よりも小さくなるが、ガソリン車の排出量も規制強化によりさらなる低下が見込まれている。

そこで論点となるのが、排出量の大きさではなく、影響の大きさでの比較である。2.3.1に示した結果によれば、発電所からの排出物と、道路を走行する自動車からの排出物とは、周辺の居住者の吸気に達する割合に大きな差異がある。したがって、排出物による直接の健康影響を問題とする場合には、排出量が同じであっても、影響の大きさでは電気自動車の優位性が高まると考えられる。一方、大気の酸性化のような広域的な問題においては、影響を受ける主体(森林生態系など)と発生源の位置関係が健康影響の場合とは全く異なるため、別途、影響評価を行う必要がある。

こうした論点を深める上では、NO_xをはじめとする自動車に起因する大気への排出物について、その影響が何に行きつくかを明確にすること、すなわちLCIAでの影響カテゴリーを明確に設定することが不可欠である。何をどのような影響から保護するために、どの物質の排出削減が必要かを明確にすること自身も、LCIAの課題として今後取り組む必要がある。

2.4.2 路面電車の大気環境負荷のインベントリ分析

(1) 背景と目的

近年、交通部門からの二酸化炭素(CO₂)排出が急速に伸びており、とりわけ、乗用車からの排出は1990年以降の5年間で20%以上増加したと推定される。また、自動車交通の増加に伴う大気汚染が、国内外を問わず多くの都市で問題になっている。こうした中で、比較的安い

コストで建設できる路面電車を都市内交通システムとして見直す動きが出てきている。

環境の側面から見ると、路面電車は、省エネルギーで排気ガスを出さない乗り物と言われている。人口密度がある程度高い都市内では、公共交通は人の移動にかかる資源・エネルギーを大幅に効率化することができる。しかしその一方で、軌道や架線といったインフラストラクチャーの建設に起因する環境負荷が自動車に比較して大きい可能性がある。また、運行時には出さなくても、発電時には大気汚染物質を排出している。これらをトータルに評価する必要がある。

そこで本研究では、路面電車を対象にして、車両の運行に加えて車両および軌道等の製造・修繕・維持の段階を考慮に入れたライフサイクル(LC)の視点から、路面電車の気候変動防止策および地域大気汚染防止策としての効果を評価した。

(2) ライフサイクル評価の方法

1) 分析の範囲の設定

路面電車に関連する諸要素を、自動車の分析例にならって、軌道等、車両、運行時の3項目に分けて、推計を行った。このうち、例えば車両のライフステージは、製造に使われる原料鉱石の採掘・輸送、素材の生産、部品への加工・車両の組立、販売、運行・利用、維持・管理、修理、廃棄、リサイクルである。廃棄、リサイクルについては、データおよび事例が少ないため、今回は計算外とした。

2) 環境負荷物質量の推計方法

環境負荷物質量の例としてCO₂排出量およびNO_x排出量を推計した。いずれも主に、産業連関表を用いた排出原単位の推計結果を用いて、それぞれに対応する金額を掛け合わせる簡易な手法を用いた。ただし、路面電車は他の鉄道と軌道の建設材料が異なると考えられるので、鉄道軌道建設については、投入経路順で一段階前の部門の投入係数を路面電車のものに修正し、より現実的な推計を目指した。

(3) 軌道等にかかわるCO₂排出量の推計方法と結果

1) 建設にかかわるCO₂排出量

路面電車の軌道建設を産業連関表の分類「鉄道軌道建設」に当てはめ、100万円当たりのCO₂排出原単位(以下、排出強度)に、路面電車建設単価を乗じると、軌道

建設からの排出量は、1156tC/kmと推計された。全国の路面電車の軌道総延長260kmを一度に建設して30年間の償却期間に現状の旅客を運ぶと仮定すると、旅客人キロ当たりの軌道建設からの排出は、15.0gC/人キロと計算される。

一方、路面軌道の構造は一般の鉄道軌道の構造とは異なることから、より妥当な数値を求めるために、路面軌道の実態にあった排出強度の作成を試みた。このため、ある路線延長計画に関する試算を活用して、現状の路線網を建設する場合の資材量の積算を行った。次に、構成部材の投入比率とそれに対応する産業連関表の部門別排出強度の積和を取って路面軌道建設の排出強度を求めた。その際、軌道等の構造については、延長計画試算と同様の仮定をおいた。路面軌道は、ア) 道路上に建設されるので、高架橋など鉄筋コンクリート製の構造物を必要としない代わりに道路を舗装すること イ) 狭い範囲内に建設されるので、電力を供給する「き電線」が短くて済むことが部材構成の違いに表れていると考えられる。このようにして求めた排出強度は、961kgC/百万円となり、先の概算と同様に、30年の償却期間と推計対象路線の旅客人キロを仮定すると、11.6gC/人キロと計算された。

2) 軌道等のライフサイクル

道路や軌道などのインフラストラクチャーにかかる排出は、上記の建設時のほか、軌道のライフサイクルを考慮して、供用期間一年当たりの排出量を求める必要がある。ここでは、構成部材別の寿命を考え、各部材を寿命後に取り替えながら軌道を半永久的に供用すると仮定して推計を行った。その結果、一年当たり排出量は22.6tC/kmであり、旅客人キロ当たりでは、13.4gC/人キロとなった。排出強度の大きな鋼材に相当するレールの耐用年数が相対的に短いため、供用期間一年当たりの排出強度は建設時のものより大きくなっている。

軌道等の補修の内容を見ると、耐用年数に達した軌道建設部材を取り替える作業がほとんどであるから、補修にかかる排出は既に上の計算に含まれていると考えることができる。以降の計算では、この値を路面電車の軌道建設・補修からのCO₂排出とした。

なお、車庫や事務所等の関連施設で使用されるエネルギーについても、実際の事業者の実績をもとに、総電力消費量の約6%として加算した。

(4) 車両にかかわるCO₂排出量の推計方法と結果

車両の製造にかかわる推計は、詳細な積算データが得られなかったため、産業連関表の「鉄道車両」の排出強度を見積金額に乗じる簡便な手法で計算した。

ヒアリングで得た路面電車の車両1台当たりの購入費用は、産業連関表における動力付鉄道用電車の1台当たり平均生産者価格に比べると相対的に高価である。路面電車車両は、生産量が少なく、少数の業者が製造しているため、価格が高いと考えられる。この価格に産業連関表の「鉄道車両」の排出強度をそのまま乗じて排出量を求めると、過剰見積もりになる恐れがある。

このような場合には、車両を構成部材に分解して、それぞれの重量もしくは価格で積み上げる方法が考えられるが、今回は十分なデータが得られなかったため採用できなかった。そのため最終的には、ヒアリングで得た価格と、工業統計表の「鉄道用電車（動力付き）」から重量当たり価格を推計して求めた価格との中間を取って、1台当たり約7700万円 で計算した。これは鉄道用電車1台の平均価格より1割程度高い価格である。車両製造からの排出量は、保有車両台数と車両更新までの総走行距離を考慮して、旅客人キロ当たりで、13.1gC/人キロとなった。

車両の維持・管理におけるCO₂排出量については、対象路線の車両修繕費の実績に、「鉄道車両修理」部門の排出強度を乗じて、維持・管理における排出量として1.2gC/人キロを得た。

(5) 運行時のCO₂排出量

路面電車は日本国内の19カ所にある。路面電車の平均的な姿は、乗車距離2.7km、乗車人数23人、輸送効率255kcal/人キロ、多くは営業キロが10km前後である。まず、全国の路面電車の平均的なCO₂排出量を求めた。電力消費量に単位電力当たりCO₂発生原単位を乗じると、旅客人キロ当たりの排出量として13.0gC/人キロが得られる。

また、先に求めた軌道建設や車両製造と比較するため、対象都市の路面電車の運行段階の排出を計算した。対象路線は、路線延長と平均輸送距離が短く、また平均乗車人数が少ないことから、輸送効率の悪い方である。推計対象路線の走行年間消費電力に、事業用電力の排出強度を乗じると、走行用エネルギー消費による排出は、18.3gC/人キロとなった。

(6) LCCO₂ および LCNO_x 排出量の自動車との比較

ア) 対象路線で求めた路面電車からの LCCO₂ イ) 全国平均の輸送効率を想定した場合 ウ) 自動車に関する報告値を乗車人数1.3人/台に直した場合 エ) 路面電車と同様のサービスを自動車が代替する場合の排出を比較した。さらに、LCNO_x を CO₂ と同様の手法で求めた。(図19, 20)

1) ライフサイクル CO₂ 量

これまでの報告によれば、道路建設を含めた分析において乗用車の走行時から排出される CO₂ は、LCCO₂ の約65%を占める。これに対し、対象路線の路面電車の運行時からの排出は、LCCO₂ の約40%となり、走行時以外の寄与がより大きいことがわかる。この結果、対象路線の路面電車からの旅客人キロ当たり CO₂ 排出量の自動車に対する比率は、運行時で比較すると約 0.4 倍だが、ライフサイクルでは約 0.7 倍になることがわかる。

ただし、対象路線の営業キロ当たり乗車効率が全国平

均並みの場合、つまり現状の約二倍の乗客を運ぶ場合の LCCO₂ は、既報による自動車からの排出の 0.5 倍まで改善する。乗客数によって、人キロ当たりの LCCO₂ 排出量が大きく変化することに注意する必要がある。

自動車による代替の場合は、路面電車と同じ区間に片側二車線の舗装道路を建設し、車両は乗車人数 1.3人/台で電車と同じ距離を一日一往復するためだけに使用されると仮定した。自動車の走行燃費は、都市内走行を考えて、10.0km/lに設定した。この仮定では、自動車の LCCO₂ は既報の 1.5 倍になり、路面電車全国平均での LCCO₂ はその約 0.3 倍となる。

2) LCNO_x 量

乗用車が走行時に都市内で排出する NO_x の排出原単位として、平均速度15~25km/h のときに 0.34g/台 km を環境庁資料から引用すると、乗車人員が 1.3人/台の場合の人キロ当たり NO_x 排出量は 0.26g/人キロとなる。路面電車は、走行用電力を発電するときに発電所で

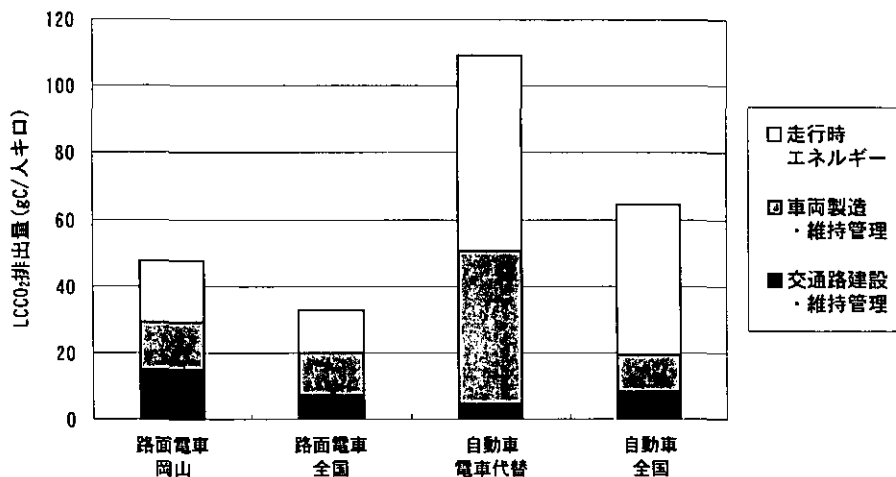


図19 乗用車と路面電車の LCCO₂ の比較

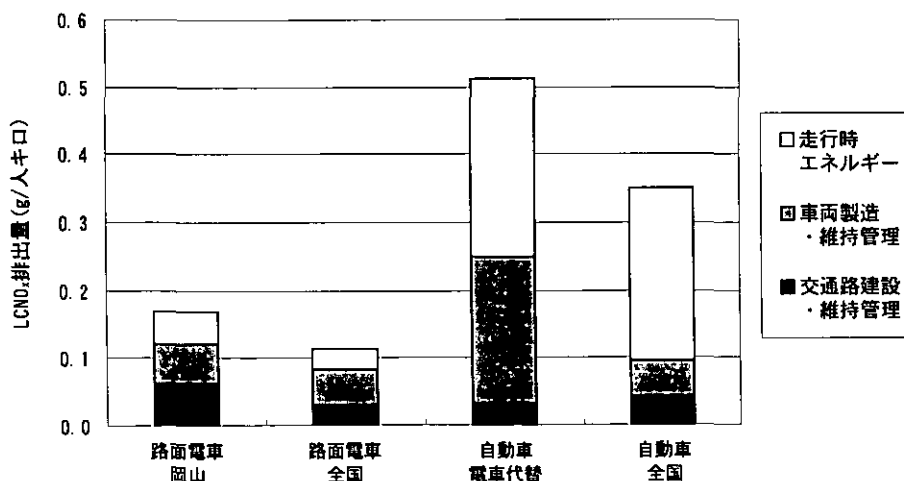


図20 乗用車と路面電車の LCNO_x の比較

0.05g/人キロのNO_xを排出する。路面電車と同様のサービスを自動車代替すると仮定した場合のLCNO_xは、CO₂排出量のとときと同様の方法で、自動車で0.51g/人キロ、路面電車で0.17g/人キロとなる。

渋滞時として、乗用車の平均速度が5~10km/hを仮定するとNO_xの排出原単位は0.50g/台kmとなり、LCNO_xは0.63g/人キロと通常時の1.2倍になる。反対に、路面電車の乗車効率が全国平均になると、LCNO_xは0.11g/人キロとなる。路面電車のLCNO_xの比は、自動車の約0.2~0.4倍であった。

なお、ここで引用した乗用車のNO_x排出原単位は、この研究を実施した当時のものであり、その後公表されたより新しい数値を用いた場合、この比は0.3~0.5倍程度となる。

3) 路面電車におけるCO₂とNO_xの関係

CO₂削減とNO_x削減は、ガソリン車とディーゼル車を比較するケースのように、トレードオフ関係になることがある。しかし、路面電車は、人キロ当たりの排出がいずれも自動車より少なく、NO_xの排出量の差はより大きい。

電力を利用する交通手段は、NO_xの発生地を都市内から発電所近傍に移転しているに過ぎないとの批判がなされることがある。2.3.2で示したとおり、人口集団への影響を考えれば、人口の少ない場所で排出した方が被害は少なくなる。ただし、公平性の考慮が必要である。

他地域での排出を考慮しても、路面電車のLCNO_xは非常に小さいため、NO_xによる都市内大気汚染を防止するためには、路面電車は自動車よりも望ましい交通手段であると言える。

(7) 排出削減の可能性

対象路線の現実の利用状況を想定した場合、自動車利用と比較したCO₂排出削減量は3割程度にとどまり、自動車の効率改善策と比較して効果が小さいように見える。しかし、都心部の混雑、駐車場の不足、都心空洞化への危機感など環境負荷以外の要因から路面電車の復権が進むというシナリオの下では、利用者の増加によって、人キロ当たりCO₂排出量の差は、5割へと拡大する。このとき、自動車から路面電車へのモーダルシフトの効果は大きくなる。このことからわかるように、公共交通機関の利用促進による交通部門からのCO₂排出削減は、事業者や利用者の個別の努力だけではあまり成

果が得られない性質を持っている。公共交通機関の整備を、総合的な交通政策の一環として都市計画に位置づけ、沿線の市街地整備や自動車の規制および財政的な補助等と一体的に進めることで、より効果的な排出削減策となることが期待できる。

このほか、考える技術的可能性として、台車の再利用による排出量削減、車体の軽量化などがあり、これらにより路面電車の優位性を高める余地がある。

2.5 循環分野に関するケーススタディ

2.5.1 飲料容器のマテリアルフロー分析

(1) 背景と目的

1995年に「容器包装リサイクル法」が成立したが、これ以前の1990年前後から、飲料容器の業界団体は容器のリサイクルに熱心に取り組み始めている。近年は特にスチール缶、アルミ缶及びガラスびんのリサイクル率の伸びが著しく、1998年にはそれぞれ82.5%、74.4%、73.9%とされている。

しかし、容器の消費段階以降のマテリアルフローが明らかになっておらず、そのため消費後の排出量のうちリサイクルにまわされる量が十分把握されていない。そこで、本研究では、容器の排出量当たりのリサイクル率を把握し、容器使用による環境負荷の低減に向けた課題を明らかにすることを目的として、消費段階以降のマテリアルフロー調査を実施した。

(2) 調査項目と方法

調査対象は、首都圏のY市において、1996年度に市内で排出されたスチール缶（食缶のみとする）、アルミ缶、ガラスびん（ワンウェイびんのみとする）である。市や回収業者などが収集・回収する容器のマテリアルフローを、Y市へのヒアリングと業者へのアンケートをもとに、以下の手順で調査する。

1) Y市における各種容器の消費量の推計

全国における容器の生産量などを朝日新聞社による民力総合指数を用いてY市当たりの量に比例配分し、Y市での推計消費量とする。Y市の民力総合指数は人口比ともほぼ等しい。

2) 分別収集量、集団回収量（業者以外による回収量）及び廃棄物への混入量の把握

資源として、市の分別収集や集団回収などによって回収された各種容器の量を、市へのヒアリングによって把

握した。また、家庭系・事業系一般廃棄物として、市に収集・処理された量についても、同様に市へのヒアリングから推計した。

3) 業者による回収量の把握

上記の事業系一般廃棄物以外にY市内の事業者が排出したもので、業者によって回収される各種容器の量については、市内の回収業者や問屋などにアンケートを行なった結果をもとに推計した。

アンケートはY市の一般廃棄物収集や資源リサイクルに係る事業者の組合の協力を得て、1997年6月に実施した。配布対象は合計209社であり、これらはY市内の事業者からの回収量をほぼすべて把握できると見込まれる回収業者や問屋などである。回収数は135社であり、回収率は64.6%であった。

アンケート結果からY市全体の回収量を求めるにあたっては、(このアンケートによる業者が引き取った集団回収量の品目別合計) / (市が把握している集団回収量の品目別数値) で示される係数を乗じることによって補正して求めた。

4) 再生メーカーに至るマテリアルフローの推定

上記のアンケートでは同時に、回収から最終的に再生メーカーに至るマテリアルフローを把握するために、各業者には1996年度における搬入元業者と搬入量、搬出先業者と搬出量、ならびに自社での廃棄割合をそれぞれ尋ねている。

便宜上、業者の取引内容から判断して各業者を回収業

者、中間処理業者、問屋の3つの業種に再区分した。これらの業者から搬出される容器の量については搬出先業種の割合あるいは廃棄割合を利用し、量は問わないこととする。また、集団回収や事業者から業者に搬入された量については、補正を行った上で、事業者のアンケート集計値を用いた。さらに、市の資源化施設からの搬入量については、市へのヒアリングによる分別収集量や焼却残渣からの回収量を用いた。

以上のように求めた再生メーカーに至るマテリアルフローと、廃棄物としての処理量(2)で求めた廃棄物への混入量のうち回収されなかった量を合成することで、消費段階以降のマテリアルフローを完成させた。

(3) 結果と考察

1) 各種容器の推計消費量

1996年度のY市における各種容器の推計消費量は、スチール缶が約3万t、アルミ缶が約7千t、ガラスびん(ワンウェイびん)が約5.1万tとなっている。なお、一部暦年単位の消費量は、年度単位に準用している。

2) 各種容器の回収量及び収集量の把握

ヒアリングやアンケート結果から、リサイクルのための回収量と、処理処分のための収集量を各種容器ごとに表12にまとめた。

このようにして回収量及び収集量を把握できたのは、スチール缶、アルミ缶、ガラスびんでそれぞれ約2.9万t、約7.8千t、約4.1万tであった。Y市における推計消

表12 1996年度のY市における各種容器の回収量及び収集量の把握(単位:t)

		スチール缶	アルミ缶	ガラスびん (カレット)
推計消費量(A)		30,102	7,079	50,879
回収量及び 収集量を把 握したもの	家庭系			
	Y市分別収集(B1)	9,246	3,138	17,479
	集団回収など(B2)	40	451	3,218
	Y市家庭ごみ混入分(焼却残渣から回収)(B3)	199	30	-
	Y市家庭ごみ混入分(回収されずに埋立)(B4)	6,779	1,714	13,665
	小計(B=B1+B2+B3+B4)	16,264	5,333	34,362
	事業系			
	回収業者などによる回収*(C1)	4,263	1,685	3,875
	Y市の焼却施設に収集(焼却残渣から回収)(C2)	252	14	-
	Y市の焼却施設に収集(回収されずに埋立)(C3)	8,565	783	3,188
小計(C=C1+C2+C3)	13,080	2,482	7,063	
把握量合計(D=B+C)		29,344	7,815	41,425
把握率(d=(B+C)/A)		97.5%	110.4%	81.4%
回収量合計(E=B1+B2+B3+C1+C2)		14,001	5,318	24,572
回収率(e=(B1+B2+B3+C1+C2)/D)		47.7%	68.0%	59.3%
Y市による回収率(f=B1/D)		31.5%	40.2%	42.2%

*家庭系からの店頭回収分も含まれる

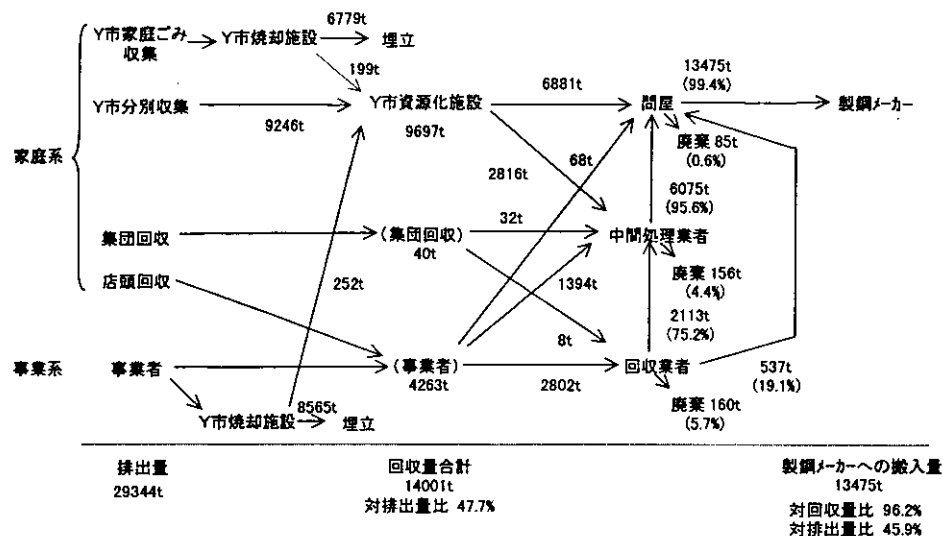


図21 Y市における消費段階以降のスチール缶のマテリアルフロー（1996年度）
注：回収業者・中間処理業者・問屋から発する数値の（ ）内は、搬出先・廃棄の占める割合を示す。

費量に対する、これらの把握量の比（把握率）は上記3種の容器において、81~110%であった。この結果から、ガラスびんの把握率が81%とやや小さいものの、Y市内で発生した容器は、リサイクルルート・処理処分ルートを概ね把握できたとみられる。以下では、この把握量（表12のD）をもって、Y市内における容器の排出量とする。

また、表12には、回収量の合計から計算した回収率も併記しており、スチール缶、アルミ缶、ガラスびんでそれぞれ47.7%、68.0%、59.0%であった。同時に、市の分別収集のみによる回収率も計算しており、順にそれぞれ31.5%、40.2%、42.2%であった。

3) 消費段階以降の各種容器のマテリアルフローと業者での歩留り

容器の排出源から再生メーカーや処理処分に至るマテリアルフローを整理し、容器の種類ごとに図示した例が図21である。このように複数の業者を経由するリサイクルルートの中途での廃棄量の把握は非常に困難であるが、回収業者、中間処理業者、問屋からなる業者全体での歩留りは、スチール缶、アルミ缶、ガラスびんの順にそれぞれ96.2%、95.6%、91.9%であった。

(4) 各種容器のリサイクル率

1) 本研究による排出量当たりのリサイクル率

前述のような歩留りを加味しながら、次式のように、再生メーカーへの搬入量の比をもって、排出量当たりのリサイクル率を定義した。

排出量当たりのリサイクル率＝

(再生メーカーへの搬入量) / (排出量)

すなわち、Y市における1996年度の排出量当たりのリサイクル率は、スチール缶で45.9%、アルミ缶で65.0%、ガラスびんで54.5%となった。

2) 厚生省発表との比較

厚生省が発表した1997年度の分別収集量（表13の①）などから回収率を計算すると、スチール缶で40.3%、アルミ缶で41.0%、ガラスびんで33.8%であった。この数値は定義上、本研究によるY市収集分の回収率である31.5%、40.2%、42.2%とそれぞれ比較すべきものである。Y市では、市による回収率は全国平均と比べて、スチール缶でやや低く、アルミ缶はほぼ同等、ガラスびんはやや高いとみられた。

3) 業界団体発表の関連数値との比較

次に、各種容器の業界団体が発表している1997年（1996年）または同年度の再資源化率などは、本研究や厚生省発表から試算した排出量当たりのリサイクル率とは定義上、必ずしも一致しないが、その数値の差異を確認することは、現状把握の上で意味があると考えられる。

あき缶処理対策協会発表のスチール缶の再資源化率（＝缶屑使用量 / 生産量）は1997年（1996年）で79.6%（77.3%）、アルミ缶リサイクル協会発表のアルミ缶のリサイクル率（＝回収量 / 消費量）は同年度で72.6%（70.2%）、日本ガラスびん協会発表のガラスびんのカレット利用率（＝カレット使用量 / びん生産量）が同年度で67.4%（65.0%）となっている。

これらの数値は表13で③/④として表記したが、いずれも本研究によるリサイクル率よりも大きい値であり、

表13 本調査、厚生省、容器業界による回収率、リサイクル率の比較

	本調査 (1996年度分)		厚生省発表 (1997年度分)		容器業界発表 (1997年)	
	回収率* ¹ リサイクル率* ²	Y市収集分 回収率* ³	分別収集量(t)① (回収率①/④)* ⁴	再商品化量(t)② (リサイクル率②/④)* ⁵	リサイクル量(t)③ (リサイクル率③/④)* ⁶	全国消費量(t) 飲料用④ (飲料用+他④)* ⁷
スチール缶	47.7% 45.9%	31.5%	464,662 (40.3%)	443,506 (38.4%)	1,075,265 (79.6%)	1,094,751* ⁷ (1,351,478)* ⁸
アルミ缶	68.0% 65.0%	40.2%	112,527 (41.0%)	107,455 (39.1%)	199,460 (72.6%)	274,660* ⁹ (274,660)* ⁹
ガラスびん (ワンウェイ)	59.3% 54.5%	42.2%	644,224 (33.6%)	598,479 (31.2%)	1,456,000* ⁶ (67.4%)	1,920,000* ¹⁰ (2,160,000)* ¹¹

- *¹ 表12の e
- *² 排出量当たりのリサイクル率 (再生メーカーへの搬入量/排出量)
- *³ 表12の f
- *⁴ 筆者による計算であり、回収率に相当する
- *⁵ 筆者による計算であり、排出量当たりのリサイクル率に相当する
- *⁶ 日本ガラスびん協会によるカレット使用量 (1997年)
- *⁷ あき缶処理対策協会によるスチール缶 (食缶) 発生量 (1997年)
- *⁸ あき缶処理対策協会によるスチール缶 (食缶, その他) 発生量 (1997年)
- *⁹ アルミ缶リサイクル協会によるアルミ缶消費量 (1997年度)
- *¹⁰ ガラスびんリサイクル促進協議会によるワンウェイびん排出量 (1997年度)
- *¹¹ 日本ガラスびん協会によるガラスびん生産量 (生きびんなどを含む) (1997年)

とりわけスチール缶で本研究と差が大きくなった。前述のように、スチール缶はY市において市による回収率が全国平均と比べて小さいとみられたが、それを考慮しても大差がある。

4) リサイクル率の定義やあり方に関する考察

排出量当たりのリサイクル率以外に、リサイクル率という用語の定義として、生産量当たりのリサイクル材使用率を表す場合もある。これらの比較や算出を容易にするためには、マテリアルフロー調査によってモノの流れが明らかになることが望ましい。

例えば、スチール缶については、生産量を分母にとり、電炉メーカーや高炉メーカーに搬入される缶屑 (CプレスとCシュレッダー) の量を分子にとって再資源化率が計算されている。しかしながら、リサイクル材としてのCプレスとCシュレッダーの中に空き缶以外の屑鉄が混入している可能性が挙げられており、分子は過大な数値になっていることが懸念されている。また、再生されたスチール缶のほとんどがCan to Canではなく、棒鋼などとして主に建設材料に使用されており、正確には生産量当たりのリサイクル材使用率でもないことが誤解を招く要因の一つであろう。

(5) 課題

排出量当たりのリサイクル率について、各々の業界団

体から発表されたマテリアルフローから求めた数値と、Y市における本調査結果と比較した。その結果、アルミ缶やガラスびんでは大差はなかったが、スチール缶の場合は前者の数値を求めることができなかった。業界団体によるマテリアルフローについては、本研究のように家庭ごみや事業ごみの組成まで含めて収集・回収量を積み上げたものではなく、排出量とのバランスが十分考慮されたものとはなっていないようである。データの出所や計算方法の公表とともに、今後ともマテリアルフローについての資料の充実が望まれる。

リサイクル率という用語が、素材間競争的な要素を持ってきたと同時に、排出量当たりのリサイクル率を指すように一般に受け取られてきた向きも否めない。本研究では、排出された容器の収集・回収量を積み上げて排出量当たりのリサイクル率を試算し、検討対象の所在を明確にするためのマテリアルフロー調査の意義を示した。

筆者らの主張は、排出量当たりのリサイクル率のみを使うべきということではなく、マテリアルフローを明らかにした上で、発表しているリサイクル率の意味するところを誤解なく知らせるべきであるというものである。

2.5.2 飲料容器のリサイクル効果のライフサイクル評価

(1) 背景

廃棄物対策を考えるとき、処理に伴う二酸化炭素やダ

表14 シナリオの概要

シナリオ		スチール缶	アルミ缶	ガラスびん	紙パック	PETボトル
現状	回収率	47.7%	68.0%	59.3%	28.0%	—
	クローズドリサイクル	—	47.7%	52.5%	—	—
	カスケードリサイクル	47.7%	20.3%	6.8%	28.0%	—
	焼却・埋立	52.3%	32.0%	40.7%	72.0%	100.0%
リサイクルⅠ	回収率	80.0%	72.4%	65.0%	80.0%	30.0%
	クローズドリサイクル	—	53.1%	52.5%	—	—
	カスケードリサイクル	80.0%	19.3%	12.5%	80.0%	30.0%
	焼却・埋立	20.0%	27.6%	35.0%	20.0%	70.0%
リサイクルⅡ	回収率	80.0%	72.4%	65.0%	80.0%	80.0%
	クローズドリサイクル	40.0%	72.4%	65.0%	40.0%	80.0%
	カスケードリサイクル	40.0%	—	—	40.0%	—
	焼却・埋立	20.0%	27.6%	35.0%	20.0%	20.0%

イオキシシン類の発生を重大な環境問題として論じられることが多くなっている。あるいは廃棄物処理施設の立地が問題となったり、大量生産・消費・廃棄の構造自体が問題視されることもある。図4でも例示したように廃棄物が多様な問題と関連していることは言うまでもないが、とりわけ重大とみられるのはどの問題に対してか、リサイクルなどの施策によってどの問題がどの程度改善するのか、などに関する議論は十分ではない。

ここでは、容器包装の処理・リサイクルがどのような環境問題と関連しているか、様々な施策によってどの問題が改善されるのか、について明らかにすることを目的として、2.2.2で述べた比較リスク評価を用いた総合評価の枠組みを廃棄物対策検討の場に適用することを試みた。

(2) 方法

1) 対象とシナリオ

評価の対象は、2.5.1でマテリアルフロー調査結果を示した、1996年度の首都圏のY市における容器包装である(一部は1997年の数値も用いている)。スチール缶・アルミ缶・ガラスびん(ワンウェイ)に加えて、PETボトル・紙パックも対象とする。

シナリオは、現状、リサイクルⅠ、リサイクルⅡの3通りを検討する。現状のシナリオには2.5.1の調査で得たリサイクル率を用いる。リサイクルⅠとリサイクルⅡは概ね、容器包装リサイクル法の目標達成、循環型リサイクルの実現をそれぞれ想定したものである。シナリオの概要を表14に示す。

2) インベントリ分析

まず、既存の環境負荷原単位などを利用したインベン

表15 環境問題と環境負荷の関係

環境問題	環境問題の重要度*	本研究で環境問題と関連づける環境負荷**
有害化学物質汚染	16%	ダイオキシシン類
地球規模大気変動	12%	CO ₂
大量生産・消費・廃棄	10%	廃棄物排出量 (0.5) エネルギー消費量 (0.5)
地域大気汚染	9%	NO _x (0.5) SO _x (0.5)
大規模自然開発	7%	埋立処分量
迷惑施設の立地	3%	焼却処理量 (0.5) 埋立処分量 (0.5)

* 図10の重要度を環境問題別に算出したもの。15種類の環境問題の合計が100%となる。

** すべて重量で表現する。()内は同一環境問題内における環境負荷の寄与の仮定値を示す。例えば、Y市のNO_x排出量とSO_x排出量は等価として扱う。

トリ分析によって、現状シナリオにおける各容器の単位容量(1)消費当たりの環境負荷を求める。試算する環境負荷の種類を選択する際には、比較リスク評価で重要度が高いとされた環境問題と関連づけられるものを考慮した。すなわち、図10に示したように重要度の高かった有害化学物質汚染、地球規模大気変動、大量生産・消費・廃棄、地域大気汚染、大規模自然開発の5種類に、廃棄物とかかわりの深い迷惑施設の立地を加えた合計6種類の環境問題である。その結果、表15に示すようなCO₂、NO_x、SO_x、ダイオキシシン類、廃棄物排出量、エネルギー消費量、焼却処理量、埋立処分量を選択した。

ダイオキシシン類については、有害化学物質汚染の重要度の大きさを勘案して、あえて代表的な環境負荷として含めたものである。焼却によるダイオキシシン類の排出原単位を決定するための配分方法については、2.1.2でも

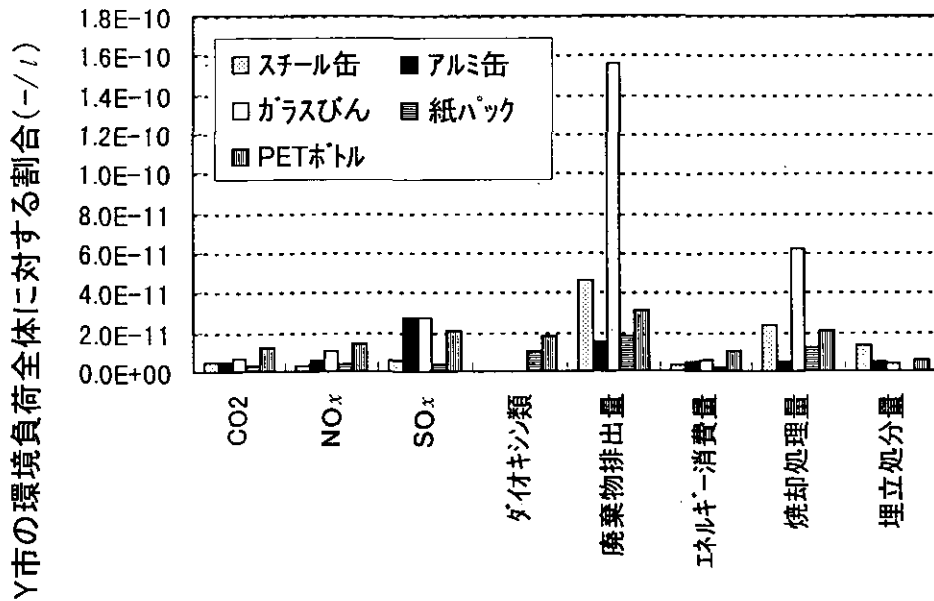


図22 各容器1L消費当たりの環境負荷 (現状シナリオ)

述べたように未だに議論が行われているところである。ここでは、現時点で合意可能な配分方法を得るべく、可燃物量当たりのダイオキシン類排出量は均等とする仮定をおくこととした。その結果、高めの暫定値ではあるが、焼却時の排出原単位をY市の可燃物量と一般廃棄物焼却由来ダイオキシン類排出量から推定して、可燃物1kg当たり 1.0×10^{-7} g-TEQなる原単位を用いることとした。

このほか、大量生産・消費・廃棄は廃棄物排出量とエネルギー消費量で表現することとし、その寄与は均等とする。また、大規模自然開発は埋立処分場の建設で、迷惑施設の立地は焼却施設と埋立処分場の建設でそれぞれ表現されると仮定した。

3) 比較リスク評価を用いたインパクト評価

次に、各容器間で単位容量消費当たりの環境インパクト(環境問題に対する影響の大きさ)を比較する。ここでは、上で求めた1L消費当たりの環境負荷をY市における年間環境負荷で除して、Y市の環境負荷全体に対する1L消費当たりの割合を求める。また、それぞれの環境負荷と関連づけられた環境問題の重要度を乗じることで、Y市の環境インパクト全体に対する1L消費当たりの割合を求めることができる。なお、Y市における環境負荷は、政府報告書などで得た全国の環境負荷推計値にY市の民力総合指数を乗じて得る。

さらに、Y市における各容器の年間消費量を乗じることで、Y市の環境インパクト全体に対する各容器の消費による寄与を計算する。これを、現状以外のリサイクル

I, リサイクルIIのシナリオについても行う。

(3) 結果と考察

1) インベントリ分析

Y市の現状シナリオにおける、各容器での飲料1L消費当たりの環境負荷を図22に示す。ここではY市の環境負荷全体を1としているが、廃棄物排出量が相対的に最も大きな環境負荷であることがわかる。廃棄物排出量や焼却処理量は重量単位であるので、ガラスびんにはやや不利な評価となっている。一方、CO₂やNO_xのような排出物の割合は、他の環境負荷と比較して大きくない。

2) 比較リスク評価を用いたインパクト評価

各容器1L消費当たりの環境負荷を環境問題ごとに統合し、環境問題の重要度を乗じたものが図23である。これより、単位容量当たりで比較すると、ガラスびんの環境インパクトが最も大きく、PETボトルが続いている。その後にスチール缶、アルミ缶、紙パックが続いているが、この3種類の容器間ではさほど大差はない。

環境インパクトの内訳を比較すると、大量生産・消費・廃棄の問題の占める割合が各容器とも全体のおよそ半分あるいはそれ以上を占めている。特に、ガラスびんやスチール缶は大量生産・消費・廃棄の問題が6~7割と大きい。これに対して、地球規模大気変動や地域大気汚染のような排出物の問題は全体的に小さい。PETボトルや紙パックについては、焼却時のダイオキシン類による有害化学物質汚染の問題も認められている。大規模

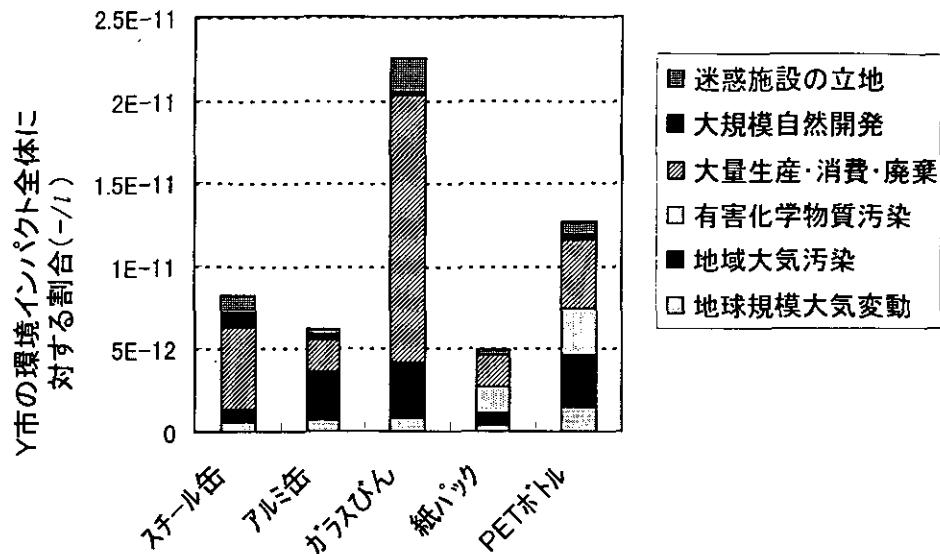


図23 各容器1個消費当たりの環境インパクト (現状シナリオ)

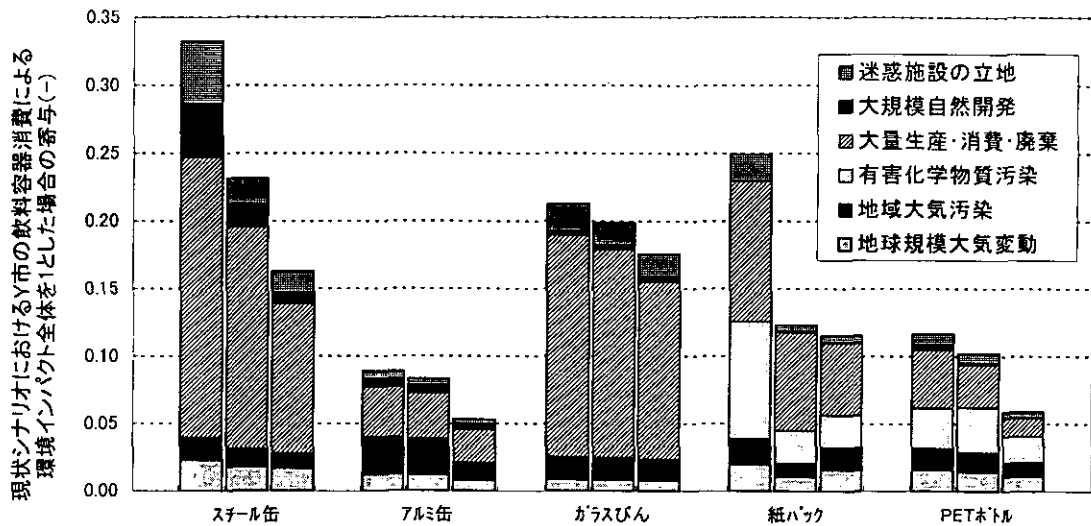


図24 各容器消費によるY市の環境インパクト (左から、現状、リサイクルⅠ、リサイクルⅡのシナリオの順)

自然破壊や迷惑施設の立地の問題は、概して大きな割合は占めていない。

さらに、Y市における各容器年間消費量当たりの環境インパクトを算出し、現状以外にリサイクルⅠ、リサイクルⅡの各シナリオについても比較したものが図24である。ここでは、現状シナリオの環境インパクト全体を1として表現している。スチール缶は単位容量当たりでは環境インパクトが小さかったのであるが、消費量が大きく、現状シナリオでは回収率が小さいために、環境インパクトが容器全体のおよそ3分の1を占めるほど大きくなっている。紙パックも消費量が大きく現状の回収率が小さいため、スチール缶に次いで環境インパクトは大きい。

現状シナリオからリサイクルⅠ、Ⅱの順にリサイクル

が進むにつれて、スチール缶や紙パックの環境インパクトは大幅に減る一方、ガラスびんはあまり小さくならない。これは、ワンウェイガラスびんのリサイクルがあまり進まないシナリオを設定したためである。アルミ缶やPETボトルの環境インパクトはすべてのシナリオで小さいが、両方とも近年の消費量の伸びは著しいため、今後は環境インパクトも上昇することが考えられる。なお、紙パックのリサイクルⅠ、Ⅱシナリオにおける焼却量減少に応じて有害化学物質汚染の寄与が大幅に低下している以外は、環境問題間のバランスについては目立って大きな変化はない。

以上のように、飲料容器の消費に関しては、大量生産・消費・廃棄がほぼすべての容器を通じて最も重要な環境問題であることが示された。これと比較して、地球

規模大気変動や地域大気汚染の重要度は小さく、大量生産・消費・廃棄におけるエネルギー消費量の寄与も小さかった。これは、廃棄物の象徴としてみられる容器包装が、しばしばCO₂、NO_x、SO_x排出量やエネルギー消費量の大小によって「環境へのやさしさ」を計られることに対して、その是非を再考する必要性を示しているとも言えよう。

有害化学物質汚染については、これを考慮した紙パックやPETボトルでその寄与がある程度認められた。ダイオキシン類の排出原単位が定まっていない現状で、本研究のように焼却炉に入る可燃物にすべてその寄与配分すると仮定した場合には、決して無視できない問題である可能性が示されているといえる。

大規模自然開発や迷惑施設の立地については、スチール缶でやや大きな環境インパクトとなっている以外は、さほど大きな問題とはなっていない。

(4) 課題

本研究は比較リスク評価手法を用いた容器包装のライフサイクル評価を行い、関心の高い環境問題の所在やその変化を把握しようと試みたものである。

このような複数の環境インパクトを統合評価する試みには、批判が多いことも事実である。しかしながら、今回のケーススタディでは明示できなかったもの、廃棄物対策検討の場を含めて、環境問題間のトレードオフが生じる場合は多い。また、個々のケースで何が重要な環境問題となっているのかを明らかにすることは、対策を検討する上で必要であると考えられる。したがって、今回のような総合評価の必要が生じた場合、その枠組みを根拠とともに示すことは大いに意義があるものと考えている。

その上で、比較リスク評価を用いた総合評価を行う際の課題がいくつか抽出される。まず、今回は大量生産・消費・廃棄の環境インパクトが最も大きいとされたが、このような結果が比較リスク評価における環境問題の区分方法に影響されるかどうか確認する必要があるであろう。関連して、同一環境問題内の環境負荷間の配分問題（環境問題と環境負荷の関連づけ）については、環境問題間の評価と同様に主観が必要なることを認めつつ、より精緻な重み付け係数が必要とされるであろう。また、同一環境負荷内の配分問題（ダイオキシン類の排出原単位を含む）など多くの課題が挙げられよう。

2.5.3 自動車バンパリサイクルの効果の分析

(1) 目的

自動車用バンパのリサイクルは、バンパが比較的取り外しやすくかつ付随する小部品が少ない構造であること、また単一素材で構成されていることから既に各自動車メーカーで実施されている。ここでは「バンパtoバンパリサイクル」として既に実用化されているサンドイッチ製法を用いたリサイクル方法と、「カスケードリサイクル」としてスプラッシュシールド（自動車の別部品で車両の下側を保護する泥よけ）に戻すリサイクル方法の2つを取り上げてリサイクルの行われないうケースとの比較によってリサイクルによる環境負荷低減効果を評価した。「バンパtoバンパリサイクル」では、塗装皮膜により低下した衝撃性能を回復させること及び現行の塗装システムにあった塗装密着性を確保する必要がある。そのため、「カスケードリサイクル」では別の部品にほぼそのままでマテリアルリサイクルが可能であるのに対し材料性能回復のプロセス、およびサンドイッチ製法と呼ばれる外側にバージン材料、内側にリサイクル材料を注入する成形を行うプロセスが追加的に必要となり、環境負荷が増加する可能性がある。本研究では、この2つの異なるリサイクル方法に対して環境負荷削減効果の定量的評価を試みた。

(2) 評価の対象と方法

1) 評価の対象と比較の単位

バンパのライフサイクルプロセスのフローを図25に示す。評価対象は天然資源の採掘を含め廃棄・リサイクル段階までとし、輸送、エネルギー生産を含むライフサイクルである。ただし、使用段階、部品製造の塗装工程はリサイクルの有無にかかわらず同様の環境負荷となるとみなし、対象外とした。廃棄については処理方法やこれに伴う環境負荷を特定せず、廃棄物量そのものを評価項目とした。資本財の影響は考慮しない。評価項目は投入側として原油、排出側としてCO₂、NO_x、SO_x、廃棄物とした。比較の単位としては、ア) まず「バンパ1台分（前後一組）」としバージン材から製造したバンパ1台とリサイクル材から製造したバンパ1台の比較をした。次にイ) 比較の単位を「スプラッシュシールド1台分」としバンパ同様にリサイクルの有無について各場合の比較をした。さらにウ) 比較の単位を「廃バンパ1台分のリサイクル処理」とし、ア) イ) の結果をもと

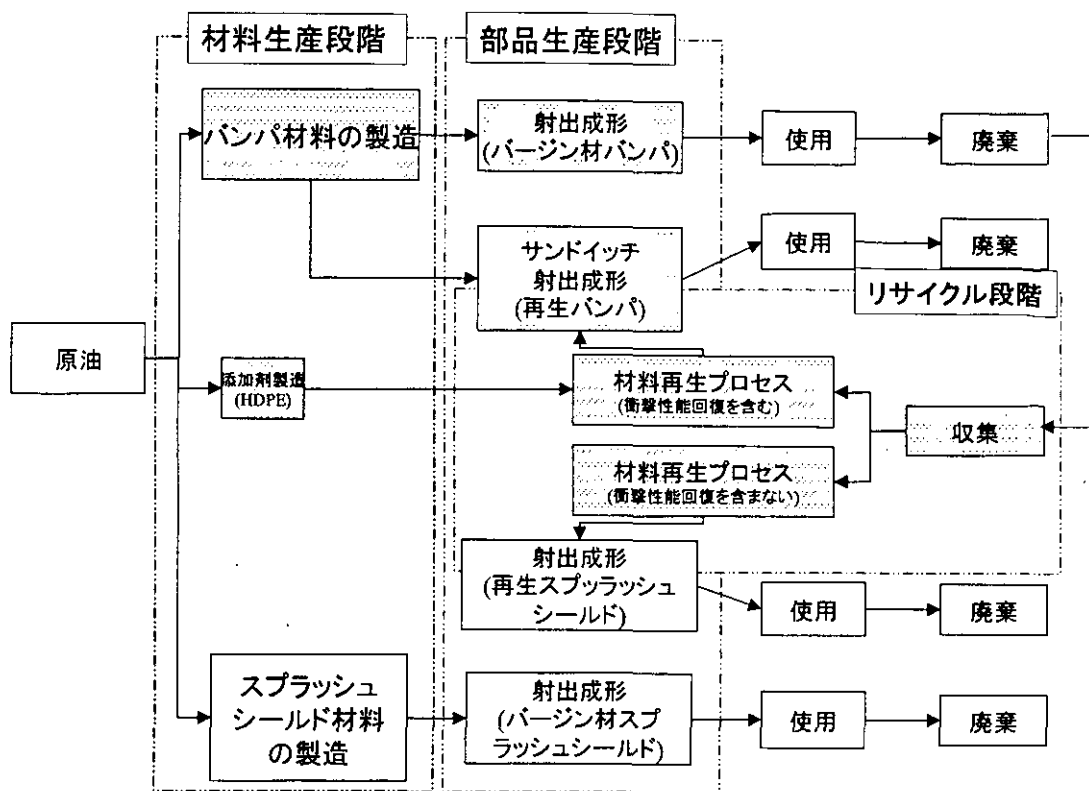


図25 バンパのライフサイクル

にバンパ1台を再生材にしてすべてをスプラッシュシールドに適用する場合とバンパ1台を再生材にしてすべてをバンパに適用する場合と比較した。これらの比較により、その環境負荷削減効果の違いの評価を行った。

2) 評価の方法

各プロセスのフローを明らかにし各プロセスごとの環境負荷を求め、インベントリ分析を行った。各プロセスごとのデータはヒアリングと文献値を用いた。バンパ素材製造工程は樹脂メーカーの協力により実績データを収集した。バンパなど部品製造工程については部品メーカーの協力により実績データを用いた。再生材製造工程は再生材製造メーカーの協力により実績データを用いた。バンパの回収段階は回収業者の協力により実績データを収集した。そのほか調査が困難な場合は文献データまたは推定値を用いた。

各プロセスごとの環境負荷はエネルギー消費量を燃料種別に求め、これにCO₂排出係数を乗じた。また、NO_x、SO_xは環境庁の資料に基づく業種ごとの燃料消費量当たりの排出係数を乗じて求めた。

(3) インベントリ分析の結果

1) バンパ素材/スプラッシュシールド素材製造工程
バンパやスプラッシュシールドなど部品の素材となるバンパ材やスプラッシュシールド材は主原料であるポリプロピレン (以下PPと示す) と必要性能を付加するための数種の副原料から構成される。今回はこの副原料の製造に必要な工程エネルギーを含めて素材製造の環境負荷データを求めた。ナフサ製造、プロピレンなどオレフィン製造のデータは文献値を、PP製造、バンパ材製造はヒアリングによる実績データを用いた。

バンパ素材は主原料であるポリプロピレンに衝撃性能を付与するためにエチレン・プロピレン共重合ゴム (以下EPRと示す)、エチレン・プロピレン・ジエン共重合ゴム (以下EPDMと示す)、剛性を付与するタルク、塗装密着性、耐候性能を付与する添加剤などが含まれている。スプラッシュシールド材とバンパ材の違いは塗装性付与のための添加剤を必要としないことと、主原料および副原料の構成比率の違いである。以上2点を加味した上でスプラッシュシールド材はバンパに準じて求めた。これらの素材原料がコンパウンド工程を経てペレットとして出荷される。

副原料のEPR、EPDMはいずれもエチレン、プロピ

レンなどオレフィン系モノマを原料としている。PPと同様にオレフィン製造までは文献値を用いた。塗装性付与添加剤についてはその製造工程を明確にすることはできなかったがオレフィン系モノマに機能付与しポリマ化したものと仮定した。

2) リサイクル素材製造の環境負荷データ

回収工程については、平成9年9月、10月の2カ月間にわたり専用便によるバンパ回収本数と軽油の使用量実績を調査しその結果により求めた。

次に回収したバンパを再生する再生材製造工程においては、バンパtoバンパに使用する再生材には衝撃改良用の高密度ポリエチレン（以下HDPEとする）を添加する工程が必要となる。HDPE製造のエネルギーは文献値を用いた。

3) 部品製造の環境負荷データ

通常バンパ製造工程においては、成形機（溶融混練、樹脂射出）と付帯設備として粉碎機を対象とした。消費電力は各設備の能力により負荷率と使用時間から計算した。図内の計算は実際に1日当たりでの材料の流れる量を示す。

一方、サンドイッチバンパ製造工程では、リサイクル材をコア材料として注入するための工程が必要となる。また、サンドイッチバンパは充てん率に制限がある。今回は実態に基づき充てん率（総射出樹脂量におけるコア材料射出樹脂量の割合）を設定した。フロントバンパ；25%，リアバンパ；20%，重量による加重平均で1台分22%とした。

工程内で生じた不良品やランナなどの破材は粉碎されホッパーに戻される。この際、不良品やランナは再生材を含むのでコア材側に戻される。従ってこの分の再生材は投入量として計上されない。消費電力はコア材注入分が通常バンパに対し加算される。

スプラッシュシールド製造工程を、リサイクルスプラッシュシールドの製造工程についても実績値を求めた。

4) 発電の環境負荷データ

各工程での電力消費については、その消費に見合う化石燃料が発電所で消費されたものとした。発電による環境負荷は、簡略化のためすべて石油火力発電によるものとし近似的に置き換えた。そして、日本の実際の電源構成に近づけるため石油火力発電のシェアを設定した。

5) 原油採掘及び精製工程の環境負荷データ

原油の採掘に要するエネルギーは2.1.2でも参照した

同じ文献値を用い、日本への原油輸入相手国の随伴ガス量、フレア量を輸入シェアで加重平均した値として採掘した原油の0.965%という値を用いた。

精製工程のエネルギーについても文献値を用いた。この際の使用燃料はすべて石油系ガスとして仮定した。ガスの産出自身にそのガスが工程エネルギー（石油精製）として使われる際はそれを差し引いた。

(4) 環境負荷分析の結果と考察

1) 素材製造段階までの環境負荷

資源採掘からバンパ及びスプラッシュシールド素材製造（ペレット製造）までの環境負荷を図26に示す。バージンバンパ素材製造までの環境負荷で正規化している。まず、リサイクルによる各素材製造レベルまでの環境負荷削減効果を比較すると、バンパ材、スプラッシュシールド材ともに原油で約90%，大気排出物（CO₂、NO_x、SO_x）で約80%の環境負荷が削減されることがわかった。特に、大気排出物は海上輸送、材料製造段階の負荷が削減されることによる効果が大きい。その中でもNO_xの海上輸送における排出は大きく、リサイクルにより原油の輸入が少なくなることがNO_x削減効果に与える影響の大きさがわかる。また、リサイクル材製造までにかかわる環境負荷では回収段階での負荷が高い。これは、効率のよい回収はさらなる環境負荷削減を期待できることを示唆する。さらに、CO₂の排出ではリサイクル工程での電力消費に起因する排出も多くリサイクル材製造工程の高効率化も必要であろう。また、廃棄物量はバージン素材にかかわる負荷よりリサイクル材製造工程から排出される廃材の方が多結果となった。しかし、ここでは素材製造までの結果でありバンパの廃棄段階を考慮にいれていないためである。バンパの廃棄と比べるとここでの廃棄物量はわずかなものである。

次に、バンパ用素材とスプラッシュシールド素材を比較する。原油と廃棄物はバンパ材の方がわずかながら環境負荷が小さく、反対に大気排出物（CO₂、NO_x、SO_x）はわずかながら高い結果となった。これは、それぞれが構成される材料組成の違いに起因している。バンパ材はタルク量が多い分樹脂成分が少なくなり、原油の使用量が少なくなるためである。またEPDM等製造にかかわる負荷が大きいので大気排出物の量が増える。しかし、いずれの項目も顕著な差異はなくリサイクルの有無による差異の方が大きい。また、リサイクル材におい

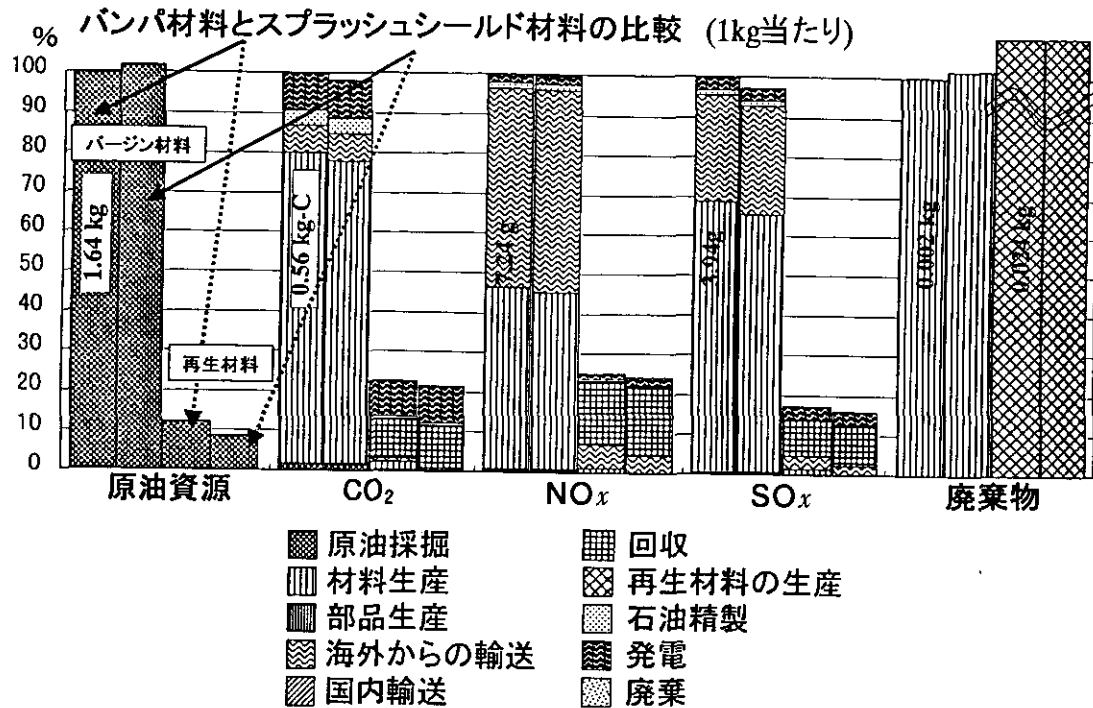


図26 材料生産段階の環境負荷

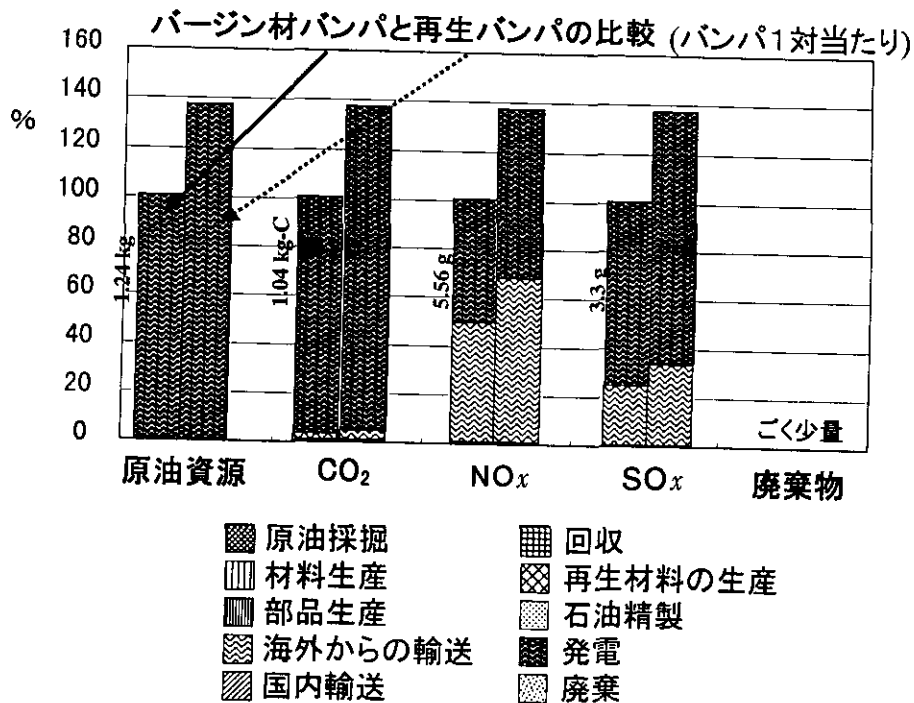


図27 バンパ成形段階の環境負荷

てバンパ用とスプラッシュシールド用を比較すると、スプラッシュシールド用の方が環境負荷は小さい。これは、バンパ用には衝撃性の回復用としてバージンのHDPEを新たに添加する必要があることに起因する。

2) 部品製造段階の環境負荷

また、図27にバンパの部品製造段階における環境負

荷を示す。サンドイッチ成形では通常バンパ製造より約40%環境負荷が高い。これは、通常成形では1本ですむ可塑化のためのシリンダーを、サンドイッチ成形では2本要するため、可塑化に要する電力が大きく発電に伴う環境負荷が大きくなるためである。なお、サンドイッチ成形は1回の成形に伴う時間であるサイクルタイムが

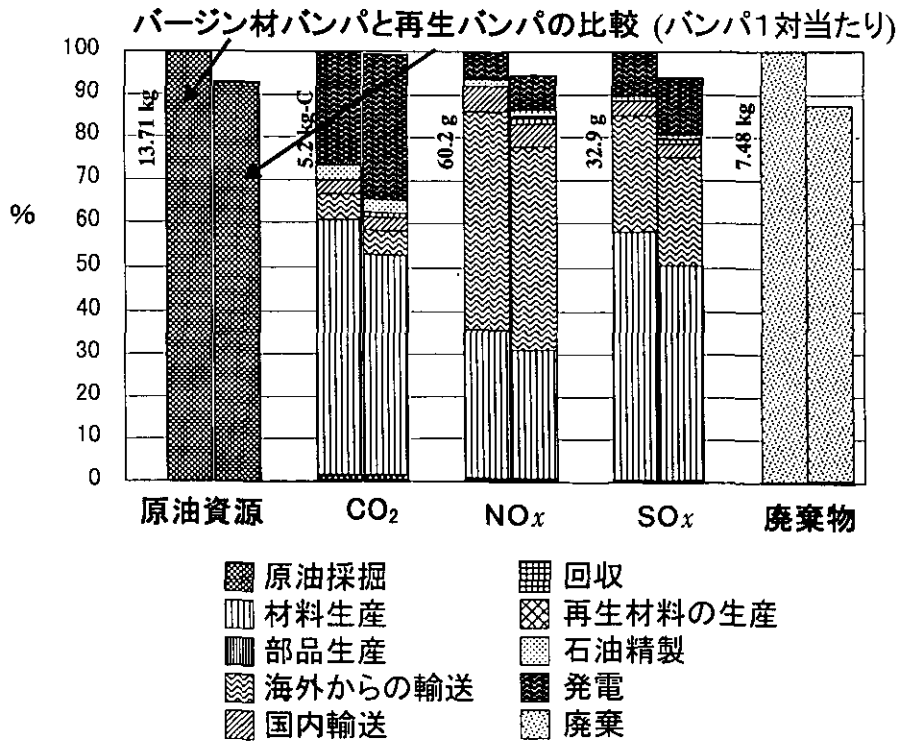


図28 ライフサイクルにおけるバンパの環境負荷

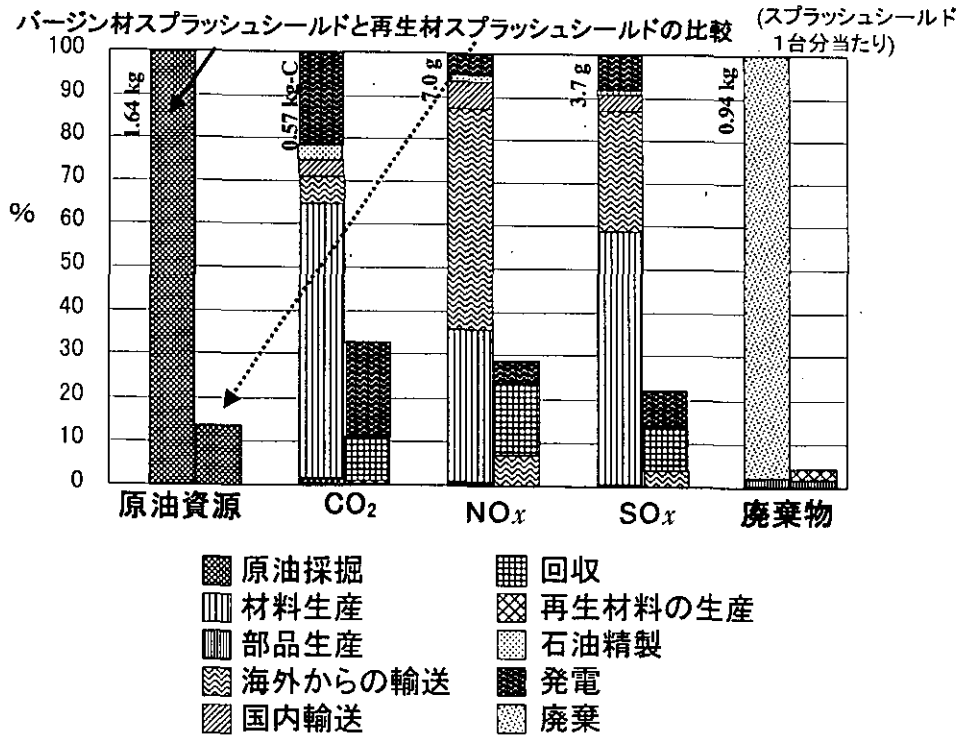


図29 スプラッシュシールドのライフサイクル環境負荷

小さくなる方向でありその分の負荷が小さくなる可能性があるが今回は考慮していない。

一方、スプラッシュシールドの成形では、バージン部品とリサイクル部品での製造工程は同一であり部品製造段階で環境負荷の差異は生じない。

3) 各部品のライフサイクルでの環境負荷

各部品のライフサイクルでの環境負荷とその削減効果について、図28にバンパのライフサイクルにおける環境負荷を、図29にスプラッシュシールドのライフサイクルにおける環境負荷をそれぞれバージン部品の環境負荷の合計値で正規化して示す。図で示す通り「バンパ1

台分)、「スプラッシュシールド1台分」のどちらについても環境負荷削減効果が認められた。いずれの部品もバージン部品と再生部品の環境負荷についてみると材料製造と海上輸送段階が大半を占める。バンパやスプラッシュシールドといった比較的単純に構成される部品の場合、素材にかかわる環境負荷の占める割合が高くなると考えられる。また、リサイクル部品について見るとバージン部品との比較でバンパはスプラッシュシールドと比べるとリサイクルによる環境負荷削減の割合が小さくなっている。これは、100%リサイクル材を使えるスプラッシュシールドに対しバンパはリサイクル材の充てん率に制限がありバンパ1本当たりのリサイクル効果の割合は小さくなってしまふことが主な原因である。

次に図28でバンパのライフサイクルでのCO₂排出量をみると約6割が材料製造段階、約3割が発電、残り約1割が陸海輸送とエネルギー製造段階での排出であることがわかる。このことから、リサイクルにより材料製造段階の負荷を減らす一方で成形加工段階の省エネ化を図ることもCO₂排出量削減の有効な手段となり得ることがわかる。また、CO₂排出量のリサイクルによる削減効果は他の項目よりも少ない。これは、CO₂は排出量にお

ける発電段階の占める割合が高くリサイクル部品製造のために増える電力の影響を大きく受けるためである。次にNO_xの排出量であるが、約8割を材料製造段階と海上輸送段階で占め海上輸送段階の方が材料製造段階よりも大きい。リサイクル材の適用量を増やしバージン材料の製造段階での負荷を減らすとともに海上輸送における船舶からの排出を抑えることがNO_x排出量削減のために有効と考えられる。

また、図29でスプラッシュシールドの環境負荷をみるとバージン部品についてはバンパとほぼ同様の傾向を示す。リサイクル部品については材料製造段階でも述べたが回収段階とリサイクル材料製造段階の環境負荷を削減することがいっそうの効率向上につながる。

(5) バンパリサイクルの効果

図30に「バンパ1台分のリサイクル処理」のリサイクル効果を示す。バンパtoバンパについては、リサイクル材の充てん率を、22%、30%、40%と変化させた場合の計算を行った。縦軸は環境負荷増加と削減を示し、中心を0として上側にリサイクルにより増加する段階を計上し、下側に削減される段階を計上している。棒グラフ

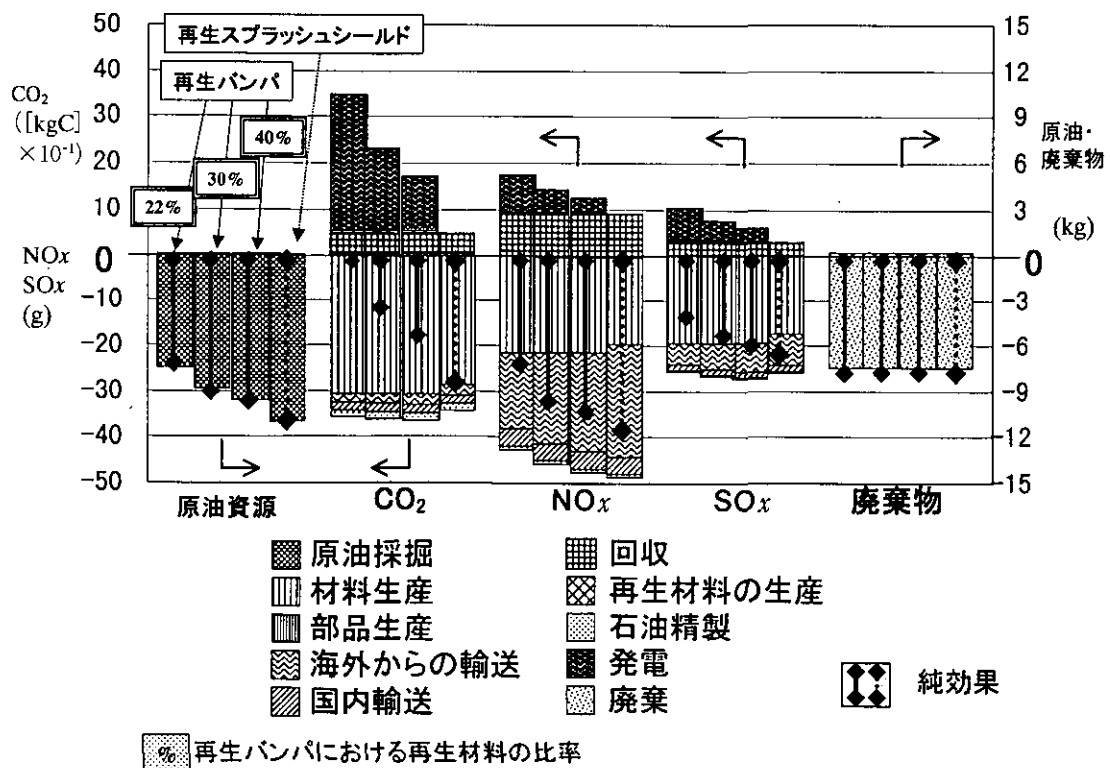


図30 リサイクルによる環境負荷低減効果

上の矢印はそれぞれを差し引いたリサイクルによる純効果を示す。

いずれのリサイクル方法においても CO₂, NO_x, SO_x, 廃棄物と環境負荷の削減がみられた。廃棄物が削減されたうえ大気排出物の増加はみられない。このことから、環境負荷の観点からみるといずれの方法であれリサイクルを促進することは意義のあることだと言える。リサイクルによる環境負荷削減内容をみると原油の項では充てん率が大きくなるにつれ削減効果も増加し、カスケードリサイクルが最も削減効果が大きくなっている。これは、バンパ to バンパの場合リサイクル材注入のためには2本目のシリンダが必要でありそれに要する発電分に当てられる原油が必要になることが主因と考えられる。また、1回の成形における充てん量が増えると効率が良くなる。次に、大気排出物 (CO₂, NO_x, SO_x) のリサイクルによる削減効果をみると材料製造分の削減効果が大きいことがわかる。これは、単純にリサイクル材を使用することにより材料製造段階の環境負荷が削減されるためである。また、特に NO_x, SO_x の海上輸送における移動発生源からの排出が削減されることによる効果も大きいこともわかる。反対に環境負荷増加の内容をみると回収に要する負荷の発生のほか、発電による負荷の発生がバンパ to バンパでその割合が高いことがわかる。

2.6 総括及び展望

2.6.1 本研究の総括

本特別研究においては、ライフサイクルアセスメント手法の主要な構成要素であるインベントリ分析手法およびインパクト評価手法について、多岐にわたる研究課題に取り組んだ。本研究の実施および成果の取りまとめを行っている期間には、国際標準化機構 (ISO) において、主に製品を対象としたライフサイクルアセスメントについての国際規格づくりが行われ、事業者の実践的なツールとしての LCA にも注目が集まるようになってきた。本研究はこうした動向を注視しながらも、「ライフサイクル的分析」あるいは「ライフサイクル思考」と呼ばれる、より柔軟な考え方のもとに、環境への影響を総合的に評価する、という LCA の思想の原点に立ち返った検討を行ってきた。その意味で、本研究では、事業者等がすぐに利用可能な実用的な LCA 手法を直接に提供することよりも、環境政策の支援ツールとしての利用を

念頭において、長期的に解決すべき問題や、LCA では扱いにくい問題も含め、環境影響の「総合」評価に必要な手法の研究を主体とした。

とりわけ、比較リスク評価を用いた環境影響の総合評価の枠組みについての検討は、LCA が評価しようとする「環境へのやさしさ」とは何かを問い直す上での新しい取り組みである。LCA を科学的・技術的なブラックボックスに終わらせることなく、多様な利害関係者の参加のもとに、「環境の価値」を反映させながら、なぜある評価対象が環境に良い/悪いのかの理解を共有できるような、透明性の高い合意形成手法として位置付けることを狙ったものである。

本研究では、3年間という短期間に多くの内容を同時並行して進めたことから、それらすべてを互いに結び付け、一貫した成果として集大成するには至っていない部分がある。とはいえ、これらの研究要素は、LCA の手法を完結させる上での優先すべき課題として選んだものであり、本報告書に盛り込んだ個々の成果は、LCA の一連の実施手順に対し、多くの示唆を与えるものである。以下に、本研究の成果が、LCA のどのような場面で活用可能かを提案する。

2.6.2 本研究の成果の活用

(1) どのような環境問題を評価に取り入れるかの見通しを先に立てること

LCA を実施する際、最初に目的と調査範囲の設定を行うとされる。通常、調査範囲、とくにインベントリ分析の対象は、データの入手可能性などをもとに決められるが、この段階で環境問題の重要度を十分に反映させることが必要である。このため、LCA 実施の早い時期に、すなわちインベントリ分析にとりかかる前に、LCA の対象に関連する重要な環境問題を先に同定しておくことが望まれる。最終的な結果に重要な影響を与える項目を優先してインベントリデータを収集すれば、より少ない労力で適切な評価結果を導きやすい。本報告書の2.2.2に示した比較リスク評価を用いた環境影響の総合評価の枠組みは、このような場面で活用すべきものである。

(2) 真の「ゆりかご」から「墓場」までをとらえること

本報告書の2.1.1で述べたとおり、また、2.4.1, 2.5.2

のケーススタディの結果にみられるとおり、海外から輸入される資源の採掘や輸送に伴う環境への負荷が大きな寄与を占める場合がある。資源の多くを輸入に頼る日本では、LCAのほとんどの場合に、輸入資源が無視できない影響を及ぼすと推定される。

一方、本報告書の2.5.1に示した例にもあるとおり、廃棄されたモノの行方は正確に追跡されているとはいえない。また、廃棄段階がLCAから除外されている場合も多い。廃棄物のマテリアルフローの追跡、処理段階でのインベントリデータの充実が必要である。

(3)「実際に起こりうる影響」の評価

LCAに地域性を反映させるべきか否か、すなわちLCAでは「潜在的な影響」の範囲で議論するか、「実際に起こりうる影響」も扱うべきかは慎重に論じる必要がある。製品を対象としたLCAへの適用は適切でないとしても、事業所活動を単位とした環境影響の評価、技術・社会システムについての評価、あるいは地域・都市全体の活動全体に対する評価においては、「実際に起こりうる影響」に基づく意思決定が求められよう。

とりわけ、健康へのリスクに大きな関心が集まっているのに対し、これまで環境中への排出量のデータの不足から、定量的なリスク評価の事例が少ない。欧州のLCA手法で取り入れているような、地域のリスク評価モデルの構築が課題であり、本報告の2.3.2はこの点に取り組んだ成果である。

2.6.3 今後の課題

本研究では、LCA自身の手法開発を念頭におきながらも、より広範な目的に利用可能な、汎用性、応用性の

高い手法開発を進めてきた。たとえば、地域性をとりいれたインパクト評価手法は、LCAの中にこれを取りいれるだけでなく、それ自体単独で、地域に根ざしたリスク評価の手法として利用可能なものである。地域単位のリスク評価のための情報システム開発は、平成11年度から内分泌攪乱化学物質総合対策研究の一環として開始した新たなプロジェクト研究に引き継がれ、本特別研究の担当者の多くが引き続き研究に参加している。2.2.3で触れた健康影響評価の枠組みとあわせて、本研究で着手した内容を継承、発展させていく計画である。

一方、本研究では「輸送システム」「循環システム」を評価対象のケーススタディとして取り上げたが、これらの分野でより「環境によいシステム」を提案、普及させていくことの重要性に触れておかなければならない。本研究でこうした手法に取り組んだのは、「環境によい」ことに合意が得られるような評価尺度を作ることが、これらの開発・普及に不可欠と考えたためである。本報告書では、路面電車と自動車の比較、飲料容器リサイクルの効果、バンパリサイクルの効果などの例を示したが、こうした実証的分析の積み重ねにより、真に環境改善効果の高い対策が実行に移されるよう、今度とも研究・実践の蓄積が望まれる。

むろん、LCAの手法開発についても、引き続き研究を深めるべき点が多く残されている。課題名に掲げた「環境影響の総合評価手法」についての本研究の成果は、初期的段階のものであって、利用者から期待される手法の一部にすぎない。「総合評価」を具体化する手法の開発について今後ともさらなる研究の発展・蓄積を図ることが、環境政策の支援ツールとしてLCAを発展させる上でとくに重要な課題である。

[資料]

I 研究の組織と研究課題の構成

1 研究の組織 (当時)

[A 研究担当者]

地域環境研究グループ

統括研究官	森田昌敏
上席研究官	兜 眞徳
水改善手法研究チーム	森口祐一・松橋啓介・桜井健郎
交通公害防止研究チーム	田邊 潔・近藤美則
都市大気保全研究チーム	若松伸司
化学物質健康影響評価研究チーム	曾根秀子
都市環境影響評価研究チーム	新田裕史
開発途上国生態系管理研究チーム	高村典子
主任研究官	松本幸雄

社会環境システム部

資源管理研究室 乙間末広・森 保文・寺園 淳

化学環境部

部長	中杉修身
計測管理研究室	白石寛明

[B 客員研究員]

片谷教孝	山梨大学	(平成8～10年度)
笠原三紀夫	京都大学	(平成8～10年度)
酒井伸一	京都大学	(平成8年度)
鈴木継美	元国立環境研究所長	(平成8～10年度)
坂東 博	大阪府立大学	(平成9～10年度)
森川多津子	日本自動車研究所	(平成9年度)

2 研究課題と担当者 (*客員研究員, **研究生)

課題1 環境負荷項目の同定と環境影響の総合化手法に関する研究

森口祐一・松橋啓介・桜井健郎・兜 眞徳・田邊 潔・曾根秀子・新田裕史・高村典子・松本幸雄・
乙間末広・森 保文・寺園 淳・中杉修身・片谷教孝*・鈴木継美*

課題2 地域性を考慮した環境負荷とその影響の評価手法の開発に関する研究

森口祐一・松橋啓介・桜井健郎・兜 眞徳・田邊 潔・近藤美則・若松伸司・新田裕史・松本幸雄・
乙間末広・寺園 淳・中杉修身・白石寛明・片谷教孝*・坂東 博*・森川多津子*

課題3 自動車等の陸上輸送システムに関する事例研究

森口祐一・松橋啓介・桜井健郎・田邊 潔・近藤美則・若松伸司・新田裕史・松本幸雄・笠原三紀夫*・
松原真央**

課題4 廃棄物処理・リサイクル等の物質循環システムに関する事例研究

森口祐一・乙間末広・森 保文・寺園 淳・酒井伸一*・幕田 実**

II 研究成果発表一覧

1 誌上発表

発表者	題 目	掲 載 紙	巻(号)	ページ	刊年
森口祐一	自動車による環境影響のアセスメント手法	国立環境研究所研究発表 会予稿集	F-92-96/ NIES	55	1996
森口祐一, 中杉修身	評価の基本的枠組みと指標体系の構築	重点領域研究「人間地球系」研究報告集 B009-E11人間活動による環境インパクトの定量化手法 (文部省科学研究費重点領域研究「人間地球系」E11計画研究班)		1-20	1996
寺園 淳	ライフサイクルアセスメント—インパクトアセスメントにおける環境影響の重みづけ方法—	安全工学	35	399-409	1996
中杉修身	環境中有害物質の対策について	生活と環境	41(12)	33-34	1996
寺園 淳, 乙間末広, 酒井伸一, 高月 紘	PET ボトルリサイクルについてのライフサイクルアセスメント	月刊エコインダストリー	2(2)	37-45	1997
中杉修身	化学物質の包括的管理のあり方	環境情報科学	26(1)	22-27	1997
田邊 潔	PRTR(環境汚染物質排出・移動登録)制度を考える	高圧ガス	34(11)	21-28	1997
森口祐一	技術システムによる環境影響のライフサイクル評価方法	かんきょう	22(4)	36-37	1997
森口祐一	環境技術をめぐる最近の動向—技術の発展の方向性と温暖化対策技術の動向—	環境研究	(107)	46-54	1997
乙間末広	特別講演1「ライフサイクルアセスメント(LCA)とISO規格について」	医療廃棄物研究	10(1)	39-46	1997
中杉修身	わが国における汚染物質排出・移動登録(PRTR)の取組と課題	環境研究	(106)	36-43	1997
森口祐一	やさしい交通シミュレーション 4. 交通—環境シミュレーション	交通工学	33(1)	65-72	1998

発表者	題目	掲載紙	巻(号)	ページ	刊年
森口祐一	3. 2環境情報と環境指標	環境システム—その理念と基礎手法—(土木学会環境システム委員会編, 共立出版(株), 296p.		94-107	1998
寺園 淳	廃棄物とライフサイクル・アセスメント	化学と工業	51	1852-1856	1998
寺園 淳	LCAにおける廃棄物の考え方	日本エネルギー学会誌	77	948-955	1998
森口祐一, 近藤美則	資源輸入に伴う環境負荷の定量化と負荷の配分方法がLCIに与える影響の分析	日本エネルギー学会誌	77	1062-1069	1998
森口祐一, 松橋啓介, 寺園 淳	多様な環境問題とその重大性の認識	環境情報科学	27(4)	13-17	1998
Y.Moriguchi	LCA of automobiles-Development from inventory analysis toward impact assessment	ECP News1.	11	15-17	1999
Y.Moriguchi	Recycling and waste management from the viewpoint of material flow accounting	J. Material Cycles & Waste Management	1(1)	2-9	1999
森口祐一	インベントリ分析のための環境負荷原単位	水環境学会誌	23(2)	68-72	2000
松橋啓介, 森口祐一	基本単位区別集計データを用いた沿道人口分布の詳細な推計	GIS—理論と応用	8(1)	115-120	2000
松橋啓介, 森口祐一, 寺園 淳, 田邊 潔	問題領域と保護対象に基づく環境影響総合評価の枠組み	環境科学会誌	13	印刷中	2000
M.Makuta, Y.Moriguchi, Y.Yasuda, S.Sueno	Evaluation for the effect of automotive bumper recycling by life-cycle inventory analysis	J. Material Cycles & Waste Management	2	印刷中	2000

2 口頭発表

発表者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
A. Terazono, Y. Mori, S. Otoma, S. Sakai	Case study of LCA on waste management	2nd. Int. Workshop Integrated Solid Waste Manage.	Vancouver	8. 8
中杉修身	化学物質汚染による環境リスクとその管理の動向	環境科学会1996年会	東京	8. 9
寺園 淳, 山辺 浩, 酒井伸一, 高月 紘	ライフサイクルアセスメントとコストの視点からみたPET ボトルリサイクル	第7回廃棄物学会研究発表会	福岡	8.10
A. Terazono, S. Otoma, S. Sakai, H. Takatsuki.	Life cycle assessment on PET bottle recycling: Allocation principle and effect of recycling	2nd. Int. Conf. EcoBalance	Tsukuba	8.11
Y. Kondo, Y. Moriguchi, H. Shimizu	Comparison of the life cycle CO ₂ between electric vehicle and gasoline vehicle	2nd. Int. Conf. EcoBalance	Tsukuba	8.11
中杉修身	わが国におけるPRTRへの取り組みと課題	化学物質による環境リスク対策に関するシンポジウム	東京	8.11
中杉修身	環境中有害物質の対策について	第40回全国環境衛生大会	鳥取	8.11
乙間末広	ライフサイクルアセスメント(LCA)とISO規格について	医療廃棄物研究会第16回研究講演会	東京	9. 6
松橋啓介, 寺園 淳, 森口祐一	Comparative Risk Assessmentによる環境総合評価と意思決定支援の課題	環境経済・政策学会1997年大会	北九州	9. 9
森口祐一	環境保健サーベイランスシステムにおける地理的情報処理の現状と今後の展開	第38回大気環境学会年会	つくば	9. 9
乙間末広	ISO 環境管理規格のLCAにおけるインパクト評価の考え方	環境科学会1997年会	北九州	9.10
寺園 淳	異種の環境問題間の重みづけ方法	環境科学会1997年会	北九州	9.10
松橋啓介, 森口祐一, 近藤美則	都市内交通手段としての路面電車に関するライフサイクル評価	第14回エネルギーシステム・経済・環境コンファレンス	東京	10. 1
南齋規介, 東野 達, 笠原三紀夫, 森口祐一	産業連関表によるエネルギー消費と大気環境負荷から見たインベントリー分析	第14回エネルギーシステム・経済・環境コンファレンス	東京	10. 1

発表者	題目	学会等名称	開催都市名	年月
松橋啓介, 寺園 淳, 森口祐一	Comparative Risk Assessmentにおける「影響の行き着く先」の検討	環境経済・政策学会 1998年大会	東京	10.9
Y. Moriguchi, K. Tanabe	Potential Use of PRTR Data for GIS-based Simulation/Presentation System on Risk Assessment, Management and Communication	OECD Int. Conf Pollutant Release & Transfer Regist.	Tokyo	10.9
寺園 淳, 酒井美里, 森 保文, 乙間末広	ISO14001認証取得が企業の環境パフォーマンスに与える影響	環境経済・政策学会 1998年大会	東京	10.10
寺園 淳, 森口祐一, 松橋啓介	インパクトアセスメントにおける「環境問題領域」と「影響の行き着く先」の検討	環境科学会1998年会	つくば	10.10
寺園 淳, 乙間末広, 森 保文	容器包装廃棄物のマテリアルフローに関する調査	第9回廃棄物学会研究 発表会	名古屋	10.11
K. Matsuhashi, A. Terazono, Y. Moriguchi	Identification of Environmental Problem Areas and Safeguard Subjects for a Valuation Process in LCIA	3rd Int. Conf. Ecobalance	Tsukuba	10.11
K. Matsuhashi, Y. Moriguchi	Life-Cycle Inventory of Emissions to Air from a Tram System	3rd Int. Conf. Ecobalance	Tsukuba	10.11
Y. Moriguchi, Y. Kondo	Inventory Analysis and Impact Assessment towards Comprehensive LCA of Automobiles	3rd Int. Conf. Ecobalance	Tsukuba	10.11
K. Nansai, S. Tohno, M. Kasahara, Y. Moriguchi	Life Cycle Analysis of Automobiles with regard to Air Pollutants Emissions in Japan	3rd Int. Conf. Ecobalance	Tsukuba	10.11
M. Makuta, Y. Moriguchi, Y. Yasuda, S. Sueno	Life Cycle Assessment for Automotoive Bumper Recycling	3rd Int. Conf. Ecobalance	Tsukuba	10.11
A. Terazono., S. Otoma, Y. Mori	Recycling Rates of Beverage Containers using Material Flow Analysis	3rd Int. Conf. Ecobalance	Tsukuba	10.11
A. Terazono, A. Hibiki	Environmental Loading and Cost Charge concerning Recycling of Pet Bottles	3rd Int. Conf. Ecobalance	Tsukuba	10.11
森口祐一	インパクト評価の基本的視点—どのインパクトがなぜ重要かを誰が決めるのか—	International Comparison of LCA Methodologies	東京	11.3

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
南齋規介, 東野 達, 笠原三紀夫, 森口祐一	インフラストラクチャーを考慮した電気 自動車のインベントリー分析	エネルギー・資源学会 第18回研究発表会	東 京	11. 6
松橋啓介, 寺園 淳, 森口祐一	市民参加による異なる環境問題間の重要 度比較の試み	環境経済・政策学会 1999年大会	京 都	11. 9
森口祐一, 田邊 潔, 松本幸雄, 桜井健郎, 松橋啓介, 中杉修身, 片谷教孝, 川原博満, 松田 了	GIS を用いた環境リスクの評価と管理の ための情報システムの開発	環境科学会1999年会	豊 橋	11.10
寺園 淳, 森口祐一, 森 保文, 乙間末広	比較リスク評価手法を用いた容器包装の ライフサイクル評価	第10回廃棄物学会研究 発表会	大 宮	11.10
幕田 実, 森口祐一, 安田八十五, 末野重穂	自動車用バンパリサイクルシステムのラ イフサイクルアセスメントによる評価	第10回廃棄物学会研究 発表会	大 宮	11.10

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告
SR-30-2000

平成12年3月31日発行

編 集 国立環境研究所 編集委員会

発 行 環境庁 国立環境研究所

〒305-0053 茨城県つくば市小野川16番2

電話 0298-50-2343 (ダイヤルイン)

印 刷 株式会社 イ セ プ

〒305-0005 茨城県つくば市天久保2丁目11-20

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-0053 Japan

March 2000

本報告書は再生紙を使用しています。