The University of Osaka
Institutional Knowledge Archive

Title	トレードオフを考慮した乗用車排ガス由来リスク評価に関する研究
Author(s)	小島, 直也
Citation	大阪大学, 2016, 博士論文
Version Type	VoR
URL	https://doi.org/10.18910/55913
rights	
Note	

The University of Osaka Institutional Knowledge Archive : OUKA

https://ir.library.osaka-u.ac.jp/

The University of Osaka

博士学位論文

トレードオフを考慮した乗用車排ガス由来リスク評価に関する研究

小島　直也

2016 年 1 月

大阪大学大学院工学研究科
環境・エネルギー工学専攻

論文目次

第 1 章　序論 1
1.1　本研究の背景 1
1.2　本研究の目的 1
1.3　本論文の構成 2
参考文献 3

第 2 章　リスク管理に関する先行研究・先行事例の整理と本研究の枠組み構築 5
2.1　緒言 5
2.2　リスクトレードオフの定義とその評価手法に関する整理 5
2.2.1　リスクトレードオフを考慮した評価や対策立案・行動選択の必要性 5
2.2.2　トレードオフを考慮できるリスク評価手法に関する先行研究の整理 6
2.3　定量的評価に基づくリスク管理に関する整理 7
2.3.1　リスクベース型管理の実践事例 7
2.3.2　定量的リスク評価結果とリスクコミュニケーションに関する研究 8
2.4　交通行動および自動車に関するリスクの現状と課題の整理 9
2.4.1　市民の交通行動および乗用車利用行動に関する現状の整理 9
2.4.2　乗用車保有動向に関する現状の整理 10
2.4.3　交通行動・自動車に関するリスクの整理 10
2.4.4　自動車に関するリスク評価事例のレビュー 11
2.5　本研究の枠組み 11
2.6　要約 13
参考文献 13

第 3 章　自動車の製品ライフサイクルを通してみた市民のリスクへの気付きに関する調査研究 17
3.1　諸言 17
3.2　調査方法 18
3.2.1　調査の枠組み 18
3.2.2　予備調査を通じた対象リスクの抽出 18
3.2.3　本調査の構成 20
3.3　調査結果とその考察 21
3.3.1　自動車の製品ライフサイクルを通じたリスクへの気付き 21
3.3.2　回答者群別にみたリスクへの気付き 23
3.3.2.1　環境配慮行動の実施意図とリスクへの気付きの関連から見た考察 23
3.3.2.2　自動車の所有有無とリスクへの気付きの関連からみた考察 25
3.4　要約 26
参考文献 26

第 4 章　大気汚染による健康リスクと地球温暖化リスクの 2 指標からみた自動車排ガス規制対策の評価 -1995 年から 2005 年までの期間を対象として- 29
4.1　諸言 29
4.2　リスク評価の枠組み 30
4.3　五つのケースとリスク評価の方法 31
4.3.1　ケース設定 31
4.3.2　DEP および CO_2 排出量の推算方法 33
4.3.3　EC 暴露による肺がんおよび CO_2 起源の地球温暖化によるヒト健康影響のリスク評価 . 34
4.4　結果と考察 35
4.4.1　各ケース設定値と排出量推計結果の確認 35
4.4.2　リスク評価結果とその考察 36
4.5　要約 39
参考文献 40

第 5 章　EV の普及が交通・発電部門におよぼす大気汚染影響を考慮したリスク移転影響の評価 ... 43
5.1　諸言 43
5.2　研究の枠組み・方法論 44
5.2.1　本章で構築したモデル構造 44
5.2.2　将来の乗用車車種別保有台数の推計 45
5.2.3　乗用車走行時の排出原単位の推計 47
5.2.4　EV 利用にかかる物質排出量の推計 47
5.2.5　ADMER 入力値と推計結果の出力について 48
5.2.6　ヒト健康リスク指標の推計 48
5.3　ケーススタディ 48
5.3.1　ケース設定 48
5.3.2　交通部門排出原単位の推計に用いた値 49
5.3.3　EV 走行にかかる発電部門 NO_X 排出量の推計 52
5.3.4　NGV 普及施策によるヒト健康リスクの評価結果とリスク移転に関する考察 53
5.3.5　今後の課題 56
5.4　要約 56
参考文献 57

第 6 章　結論 59
6.1　各章で得られた結果の要約 59
6.1.1　リスクに対する市民の気付きの調査と調査結果から得られた結果の要約 59
6.1.2　過去の車種選択と排ガス規制を通じた CO_2 および PM 削減策によるヒト健康影響評価 59
6.1.3　EV 普及による沿道から発電所周辺へのリスク移転影響の評価 60
6.2　本研究より得られた成果の意義と今後の課題 61

6.2.1　市民が関心のあるリスク・市民が見落とす可能性のあるリスクの特定 61
6.2.2　トレードオフを考慮したリスク評価手法に関する知見のまとめ 61
参考文献 62

謝辞 63

付録編

図表目次

図 1-1　本論文の構成 3
図 2-1　環境リスク算定の概要と算定に用いる中間項 9
図 2-2　本研究の枠組み 12
図 3-1　回答者全体の九つのリスクの重要さに関する回答集計結果 22
図 3-2　環境配慮行動の実施意図の強弱でみた回答者群別のリスクへの気付き 24
図 3-3　自動車の所有有無でみた回答者群別のリスクへの気付き 25
図 4-1　本章におけるリスク評価の手順 31
図 4-2　EC 暴露に起因する肺がん過剰リスクと総 DALY でみた各ケースのリスク評価結果 38
図 4-3　肺がんによる DALY および地球温暖化による DALY のケース間比較結果 39
図 5-1　本章で構築したリスク評価モデル 44

表 2-1　リスクトレードオフの類型 6
表 3-1　予備調査の自由記述回答集計結果と本調査で取り上げた九つのリスク 19
表 3-2　本調査で取り上げた九つのリスクの態様 20
表 3-3　調査の概要 21
表 3-4　調査回答者の属性 21
表 3-5　環境配慮意識に関する調査結果 24
表 4-1　本研究で設計した五つのケースの概要 32
表 4-2　各ケースで設定した変数と排ガス排出量排出結果 36
表 4-3　五つのケースにおけるリスク評価結果 37
表 5-1　都道府県別乗用車保有台数の推計に用いたパラメータの推定結果 46
表 5-2　ケース別の乗用車車種別販売台数の設定値 49
表 5-3　ケース別の乗用車車種別保有台数構成割合の推計結果 49
表 5-4　都道府県別乗用車保有台数推計結果 50
表 5-5　NO_X 排出量推計に用いる ICEV および乗用車の NO_X 排出原単位 50
表 5-6　車種区分対応関係 51
表 5-7　ADMER へ入力する都道府県別の乗用車 NO_X 排出原単位 52
表 5-8　時間帯別発電電力量 (構成割合) の設定 52
表 5-9　EV 走行による発電所からの NO_X 排出量増分の推計結果 53
表 5-10 ケース 1 を基準とした都道府県別の呼吸器系疾患入院患者数の増減の推計結果 54
表 5-11 EV 普及を通じた呼吸器系疾患による入院患者数の増加がみられた市区町村 55

第1章　序論

1.1　本研究の背景

意図せぬリスクの発生や増加を抑制し，総合的なリスク削減を実現するためには，単一の有害物質や対策の定量的リスク評価を行うだけでは不十分であり，評価対象とした目標リスクとトレードオフの関係にある対抗リスクを考慮しながら，複数の物質や施策を共通の枠組みで評価する必要がある(Graham and Wiener 1998). 化学物質管理の分野では，最適管理をめざすリスクトレードオフ解析手法の開発 (NEDO 2011) が行われ，また齊藤 (2010)は『リスクを評価し，優先順位をつけ，対策の費用対効果を鑑みてリスク管理を行うなかで，しばしば生ずるこれらリスクトレードオフ問題にいかに対処すべきなのか，関心が高まっている』と指摘しており，今後も様々な領域においてトレードオフを考慮したリスク評価が求められると考えられる．そこで本研究では，乗用車排ガス由来のリスクトレードオフ問題を取り上げ，具体的な解析を通じてトレードオフ問題に対処するための考察を行う事とした．乗用車排ガスに関するリスクを取り上げた理由は次の三点による．

一点目は，乗用車由来のリスクが小さくない事による．一例として，運輸部門からの CO_2 排出量 225 $\times 10^6$ [t-CO_2 eq] のうち，自家用車からの排出は 31 [%] を占め，日本全体の排出でみると 5 [%] を占めている (環境省 2013). このように乗用車由来のリスクが小さくない背景として自動車が広く普及している事が挙げられ，自家用乗用車 (軽自動車を含む) の一世帯あたり台数 2015 年 3 月末時点で 1.069 [台/世帯] (自検協 2015 a) であり，自動車全体に占める自家用乗用車の割合は 75.0 [%] (自検協 2015 b) を占めている．ここから，社会全体がその便益の受益者であり，リスクを被る受苦者であるという側面も，乗用車のリスクを取り上げた理由として挙げられる．

二点目は，乗用車の利用を通じて生じる交通事故，騒音，振動 温室効果ガス (Greenhouse gas (以下，GHG) の排出 (環境省 2015；国土交通省 2015) 等のリスクの中で，大気汚染物質排出と温室効果ガス排出削減対策は自動車の技術に関するトレードオフ (環境省 2012), 制度に関するトレードオフ (経済産業省 2005) が存在する事がすでに指摘されてきたものの，定量的なリスク評価を行う事，さらに評価結果に基づいた管理方策について考察する事は行われていない点による．

三点目は，大気環境基準の達成，温室効果ガスの削減に向けて次世代自動車の普及などが検討されているが，これらの新技術の普及がもたらすトレードオフ影響を事前に評価する事が必要と考えた点による．実際に電気自動車 (Electric vehicle (以下，EV))に関して，Hawkins et al. (2013) は，EV の普及が従来の内燃自動車 (Internal combustion engine vehicle (以下，ICEV) と比較して地球温暖化影響を減じる可能性が高い一方で，生産や廃棄段階での環境負荷を増大させうる可能性が高いと指摘している．

1.2　本研究の目的

以上を背景として，本研究の目的は，トレードオフを考慮した自動車排ガス由来リスクの評価事例を蓄積する事で，トレードオフ問題の解消に向けた対策立案の支援に関する考察を行う事とした．この目的のための調査・評価事例として以下の三つの課題に取り組んだ．

一つ目の課題では，市民の自動車利用行動，環境配慮意識，および自動車に関するリスク認知を調査した．既存研究では自動車利用にかかるリスク認知と自動車利用意識・自動車利用行動が調査対象とされてきたが，本研究ではこれらに加えて製造・廃棄段階で生じるリスクも調査対象とした．生産や廃棄

に関するリスクに対して，市民が関与できる程度は小さいが，だからこそ，それらへのリスク認知がモノを大切に使う事を誘発し，ひいては利用段階のリスクを抑制するような行動に結実するという因果関係が考えられるため，評価対象に含めた．この調査を通じて，ライフサイクル全体を通じたリスク認知と市民の自動車利用に関する意識や交通環境との関係を明らかにする事を試みる．

二つ目の課題では，過去の排ガス対策が，大気汚染・地球温暖化の二つのリスクに与えた影響を評価するモデル構築を行う．性質の異なるふたつのリスク評価結果が比較・統合可能となるように，共通のリスク評価の枠組みを用意し，一つのリスク統合指標として推計するモデル構造とした．このモデルを用いたケーススタディにあたり，過去の排ガス規制と車種選択行動を反映した実在ケースと，それらと対照するため EU の排ガス規制や仮想的な車種選択行動を反映したケースを設計した．ケーススタディを通じて，モデル評価結果がリスクの総削減効果や，トレードオフ下にある二つのリスク影響を定量化できる事を示すとともに，過去の日本の対策の特徴を明らかにする事を試みる．

三つ目の課題では，EV の普及によって，沿道周辺から発電所周辺へと大気汚染物質の排出量が移転されることに関して，この EV 普及による排出分布の変化が，ヒト健康リスク・リスク分布に与える影響を評価できるモデル構築を行う．モデル構築に際して，自動車と発電所からの物質排出の仕組みやその排出にかかる空間特性が異なる事，を反映できるように留意した．ケーススタディとして，NO_X を対象物質とし，2010 年の電源構成下で，EV 普及量が異なるケースを設計し，EV 普及によってリスク移転が生じうる地域やヒト健康影響の削減効果が得られる地域を特定する事を通じて，リスク移転を抑制し，削減効果を増加させうる施策立案の支援を目指す．

1.3　本論文の構成

本論文の構成を**図 1-1** に示す．本論文は次の 6 章から構成されている．

第 1 章では，本研究で行うリスク評価において，トレードオフを考慮する理由，主に乗用車排ガスに着目する理由について述べ，それらを背景として本研究の目的，および実際に取り組む三つの課題の目的を説明した．

第 2 章では，先行研究，先行事例のレビューを行い，複数のリスクを共通の枠組みで評価する手法，およびそれらの評価結果から提案されたリスク管理やその考察の論点，等に関して整理する．これらのレビューに基づき，あらためて本研究の背景と目的を整理し，本研究の枠組みを明確にする．

第 3 章では，予備調査を通じて自動車ライフサイクルに関するリスクの抽出を行い，本調査で対象とする自動車ライフサイクルに関する複数のリスクを選定した．そして，本調査では選定したリスクの重要さと環境配慮意識，環境配慮行動について質問し，調査結果から市民のリスク認知，および回答結果から分類した回答者群別のリスク認知について考察した．

第 4 章では，まずケース設計のために過去の日本の排ガス削減対策，およびそれと比較するための欧州の排ガス削減対策について整理した．各ケースにおける排ガス原単位・車種構成の値には，過去の対策が実勢値に与えた影響を反映させ，合計五つのケースを作成した．次に，設定したケースを踏まえ，各ケースが大気汚染・地球温暖化によるヒト健康に与えたリスク影響を評価するモデルを構築した．設計したケースと構築したモデルによるケーススタディでは，リスク評価結果とリスク管理目標との対比，ケース間の総リスク削減効果の比較，対策がトレードオフ下にあるリスクに与えた影響についての考察，を行う．

第 5 章では，まず EV 普及が自動車・発電所両方の大気汚染リスクに与える影響を評価するモデルを構築した．次に，EV 普及量の異なる三つのケースを設計した．NO_X を対象物質としたケーススタディを通じて，リスク移転影響，およびリスク削減効果を定量化し，リスク移転を抑制し，削減効果を増大させるような対策立案に関して考察を行う．

最後に**第 6 章**では，各章で得られた結果を総括し，リスクトレードオフ問題の解決に向けた考察を行った．

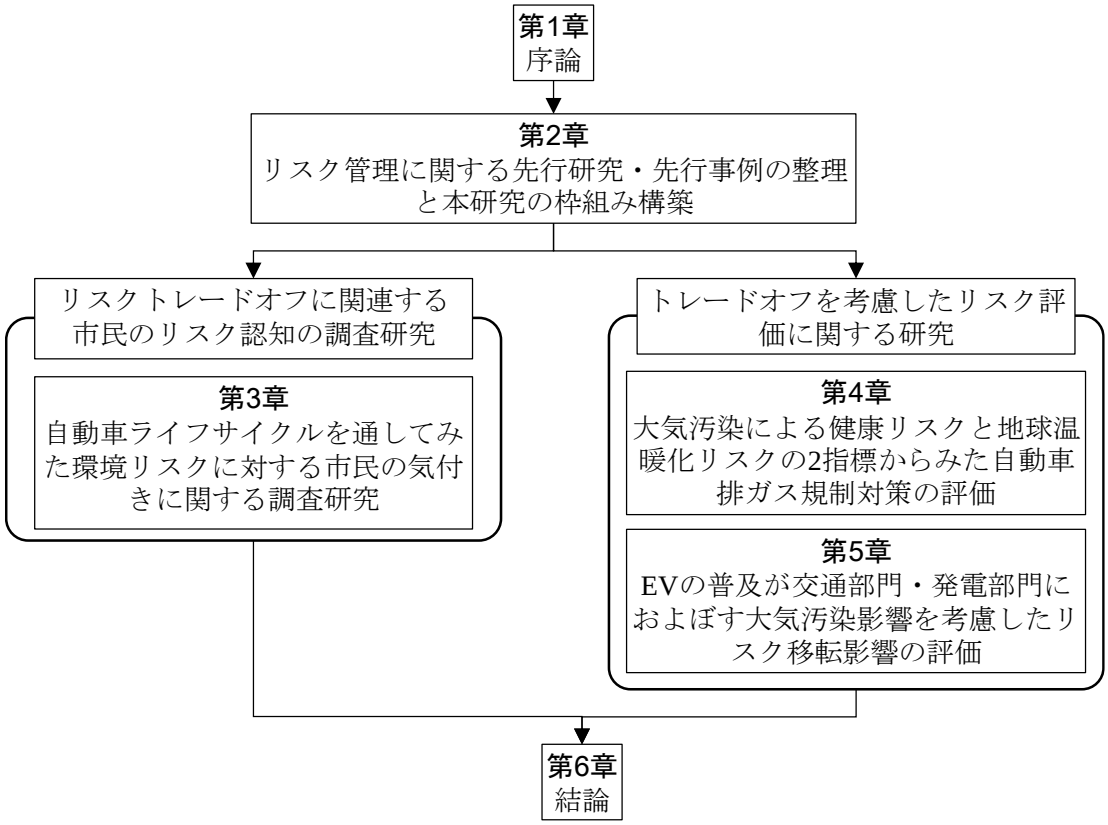


図 1-1　本論文の構成

参考文献

Graham, J. D., Wiener, J. B. (1995) Risk vs. Risk. Harvard University Press. 337 pages.

Hawkins, T. R., Singh, B., Majeau-Bettez, G., Strømman, A. H. (2013) Comparative environmental life cycle assessment of conventional and electric vehicles, *Journal of Industrial Ecology*, **17**(1), 53–64.

自動**車**検査登録情報協会 (自検協) (2015 a) 自家用乗用車の世帯当たり普及台数. 2015 年 8 月, https://www.airia.or.jp/publish/file/r5c6pv0000003pun-att/r5c6pv0000003pv2.pdf (アクセス日: 2015 年 11 月 24 日).

自動**車**検査登録情報協会 (自検協) (2015 b) 車種別 (詳細) 保有台数表. 2015 年 8 月, https://www.airia.or.jp/publish/statistics/ub83el00000000wo-att/01.pdf (アクセス日: 2015 年 11 月 24 日).

環境省 (2012) オフサイクルにおける排出ガス低減対策検討会とりまとめ. 2012 年 3 月,

http://www.env.go.jp/council/former2013/07air/y071-50/mat03.pdf (アクセス日: 2015 年 11 月 2 日).
環境省 (2015) 平成 27 年版 環境白書・循環型社会白書・生物多様性白書. 413 pages.
経済産業省 (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. 2005 年 4 月, http://www.meti.go.jp/report/downloadfiles/g50418b01j.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 25 日).
国土交通省 (2015) 平成 26 年度 国土交通白書. 317 pages.
齊藤修 (2010) リスクトレードオフ分析の概念枠組みと分析方法 1: リスクトレードオフ分析の概念枠組み, 日本リスク研究学会誌, **20**(2), 97-106.
新エネルギー・産業技術総合開発機構 (NEDO) (2011) 化学物質の最適管理をめざすリスクトレードオフ解析手法の開発. 2011 年 1 月, http://www.nedo.go.jp/library/pamphlets/ZZ_pamphlets_08_5kankyo_kagakubushitsu.html (アクセス日: 2015 年 11 月 23 日).

第2章　リスク管理に関する先行研究・先行事例の整理と本研究の枠組み構築

2.1　緒言

本章では先行研究・先行事例のレビューを行い，リスク評価手法，および定量的評価にもとづくリスク管理に関する考察や議論を整理する．さらに，乗用車排ガスと関連する自動車や交通行動に関連する動向やそれによって生じるリスクについて整理する．以上の研究知見の整理を通じて，本研究の枠組みを構築する．

2.2 では定量的なリスク評価結果にもとづくリスク管理に関する先行研究を調査し，リスク評価を行う上で留意すべき点，考察の要点，リスク管理に関する提言や得られた知見の整理を行う．

2.3 では，化学物質管理の分野での取り組みを整理しリスクベース管理についての知見を整理する．また，リスク評価とリスクコミュニケーションとの連携に関する知見を整理する．

2.4 では自動車および交通行動に関する動向と懸念されるリスクについて整理する．

2.5 では，以上の結果から**第 3 章**，**第 4 章**，**第 5 章**，の各章における目的，および**第 6 章**で行うトレードオフ問題の解消に向けた対策立案の支援に関する考察の要点を整理し，本研究の枠組みを構築する．

2.2　リスクトレードオフの定義とその評価手法に関する整理

2.2.1　リスクトレードオフを考慮した評価や対策立案・行動選択の必要性

中谷内 (2006) はトレードオフを，複数の要素が関連を持ち，一つの要素を改善すると他の要素が悪化するような状態を指す，と定義している．また，リスク分析で主に問題となるのは，リスク―便益間のトレードオフと，リスク間のトレードオフである，とも述べている．

リスクと便益間のトレードオフに関する評価事例として，Starr (1969) は，自動車や鉄道などの技術，およびスキーやハンティングといった行動を取り上げ，個人がそれらの技術利用・行動により得られる費用便益を横軸に，技術利用・行動の 1 時間あたり死亡率を縦軸にとり，一枚の図上にプロットすることで，リスクと便益間の関係について考察している．Starr の研究結果の要点としては，ある技術や行動によって得られる便益が大きい場合には，リスクが大きいとしても，現実に社会に受容されている事を明示した点が挙げられる．彼らの提示した水準や，その推計過程には当然ながら一定の仮定を含むものではあるが，このようにリスクと便益の両方に着目して評価することを通じて，社会的に受け入れ可能なリスクがどのような水準であるかについての議論が開始できる事が読み取れる．

リスク間のトレードオフに関して，Graham and Wiener (1998) は，目標リスクへの対応行動が，不意に対抗リスクを助長してしまうという，ありふれた問題が，リスクトレードオフであると説明している．続けて，トレードオフへの考慮無しに政策を実施した結果，削減対象としたリスクがかえって増加してしまう事例, 削減対象とは別のリスク増加を誘発させてしまった事例, 等を報告している. 一例として，米国において低脂質高タンパクの魚の摂取を推奨し，冠動脈性心疾患のリスクを抑制しようと際に，化学物質に汚染された魚類を摂取する事で発がんリスク増加が懸念された事を，紹介している．この事例では，がんによる苦痛が冠動脈性心疾患よりも敬遠される点に考慮が必要であると指摘しながらも，魚の摂取によって致死リスクは減少される事を，トレードオフを考慮したリスク評価結果として示している．また，発がんリスクのトレードオフを踏まえて，摂取する魚の種類や汚染された魚を排除する事を奨励する事が適切であるとしている．Graham and Wiener はこれらの事例調査を踏まえて，トレードオ

フを考慮したリスク評価の実施，および対策実施の意思決定を行う必要があると彼らは主張している．またこの中で，ある対策を実施した際に生じる対抗リスクを**表 2-1** のように分類し，リスクトレードオフを類型化している．

このような複数の環境リスク間でのトレードオフ，およびリスク削減策がもたらすトレードオフ影響に関する懸念は，リスクトレードオフという言葉を伴わない形態でも表明されている．盛岡ら (1980) は，『あらゆる分野で，別の空間での他人の営みに依存する事によって私たちの生活は成り立っている．この依存関係があいまいになる部分で，いわゆる環境問題が起こっている事が多い』と指摘している．そして，『身勝手な依存と負担とをキャッチボールのように投げ合っている状態から脱して，互いに自らの責任で環境的負担の発生を少なくし，また自ら治める範囲を増やすことを通じて，近隣空間，都市公共空間の環境を開発する事は，必ず，「家」と「そと」を含むトータルな生活環境の向上につながるはずである．』と呼びかけ，これを可能とする技法として『新しい家計簿』，ならびにこれを基本的な考えとした『環境家計簿』を提案している (盛岡，末石 1983). 環境家計簿は，一般の市民を対象に，環境質に影響を与える，あるいは影響を受けるような生活行動を書き込んで，身近な行動を自分で点検できるための技法として提案されている．これらの提言を**表 2-1** 内の言葉で換言すると，リスク移転影響やリスク変換影響を曖昧にせず評価する事，リスク移転やリスク転換をできる限り発生させないような取組を市民自らの手で増やしてみる，事を提案していると言える．

また，盛岡，末石 (1983) は一般の市民に向けてトレードオフを考慮した生活上の配慮が必要であるとの提言であり，Graham and Wiener (1998) は政策立案者やリスク管理者，および産業分野に向けての提言であった事を踏まえると，あらゆる主体がリスクトレードオフを考慮して，自身の行動を見直していく事が，求められると言える．

表 2-1　リスクトレードオフの類型

		対象リスクに対して 対抗リスクの種類が：	
		同種である	異種である
対象リスクと比較して， 対抗リスクの影響先は：	同集団である	リスク相殺 (risk offset)	リスク代替 (risk substitution)
	異集団である	リスク移転 (risk transfer)	リスク変換 (risk transformation)

Graham and Wiener (1998) より．日本語訳はリスク学会 (2006) による．

2.2.2　トレードオフを考慮できるリスク評価手法に関する先行研究の整理

2.2.1 ではトレードオフを考慮してリスクを評価する必要性について述べたが，ここではそれを踏まえたうえでどのような評価手法が選択しうるかについて整理する．

Tengs et al. (1995) は，適切な費用で致死リスクを削減するというリスク管理戦略に対して，リスク評価者が以前から関心を持っていたにもかかわらず，そのリスク管理戦略に必要な情報として，包括的かつ誰にでも分かる形で費用と効果を明示した事例がみられなかった事を指摘している．この指摘を背景として，Tengs et al. は米国で実施された 500 件のヒト生命年獲得施策を対象に，それぞれのヒト生命年獲得量，および施策費用を解析し，施策間でヒト生命年獲得当たりの費用推計を比較した．対象とする施策は三つの基準を満たすものに限定して選んでいる．さらに，施策から数値情報を読み取る際には，

訓練を受けた二人がレビューを行い，二人の合意が得られた数値をヒト生命年獲得量，費用として採用しており, 施策間の比較を可能な限り適正に行うために配慮されている. Tengs et al. (1995) の定義では，生命年獲得施策とは，ある特定の人口集団における早世リスクの確率を削減するための行動もしくは技術を意味する．結果に関して，ヒト生命年獲得当たりの費用は，最低で 0 [life-year/$] 以下のものから，最大で 9.9×10^{11} [life-year/$] まで分布している事，全施策の中央値が 4.2×10^{4} [$/life-year] である事を示している．また，カテゴリー別にみた中央値は，医療分野で 1.9×10^{4} [$/life-year], 致命的な事故対策で 4.8×10^{4} [$/life-year], 有害物質管理で 2.8×10^{6} [$/life-year] である事を示している．この結果から，生命年獲得のための資源投入が不公平である点を考慮すべきであり，資源配分を変更する事でより多くの生命年獲得が可能となると結論付けている．

この研究から，一見関係があるとは思えない施策間で費用制約を介してトレードオフが生じている事, そのため資源とリスクを含めたトレードオフについて考慮しなければ，適切なヒト生命年の獲得戦略を構築できない事，等が示唆として読み取れる．また各施策費用・施策効果の抽出が一定の基準で行われるように配慮されていた事から，トレードオフを考慮する際には，性質の異なる施策に対して適用可能な，共通の枠組みの下での評価が必要である事が読み取れる．このような，評価の尺度として生命獲得年あたり費用を用いる方法は，近年おおむね確立しており，タイプの異なるリスクを共通の尺度を用いて評価することに着手されている (産総研 2012).

2.3 定量的評価に基づくリスク管理に関する整理

2.3.1 リスクベース型管理の実践事例

定量的評価に基づくリスク管理が実践されている分野の一例として化学物質管理が挙げられる．化学物質管理の分野では UNEP (2002) における WSSD2020 年目標として『化学物質が，人の健康と環境にもたらす著しい悪影響を最小化する方法で使用，生産されることを 2020 年までに達成する』ことが国際的目標として掲げられている．この目標の実現に向けて，EU (2006) による REACH (the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals), US EPA (2011) による TSCA (the Toxics Substance Control Act) (US EPA 2011), および環境省／経済産業省 (2007) による化管法 (特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律) および環境省／経済産業省 (2010) による化審法 (化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律) を通じて，各地域もしくは各国がリスク管理を実施している．

日本では，上に述べた化管法および化審法を軸に，リスク管理を実施している．基本的な枠組みとして，化学物質の分解性，蓄積性，長期毒性に基づき化学物質の管理水準を定める．そして，管理水準に応じたリスク評価を実施するとともに，物質移動量を届け出る事を当該物質の製造者および輸入者に義務付けている．これを通じて，高いリスクを有する化学物質，ならびに使用量の多い化学物質は詳細な評価と使用状況の管理が義務付けられ，そうでない物質は使用状況を大まかに把握する事が義務付けられている (経済産業省 HP) ．このような管理をリスクの三重項，すなわちシナリオ×確率×被害 (Kaplan and Garrick 1981) で整理するならば，使用量が多い事は漏えい時の環境流出の増加や労働暴露集団の大規模化と関連するため，被害の項を大きくしうる．また難分解性，高蓄積性，長期毒性は確率の項を大きくし，また不確実性を有するという点でシナリオの項を大きくしうる．このようにリスク三重項が増大化する性質を持つ化学物質については，詳細な管理が必要であると推測される事を根拠に，リ

スクに基づいた管理が実施されていると考えられる．なお，化審法・化管法では自動車にかかる対象化学物質の排出量は，4 種類の届出外排出量のうち移動体からの排出量として扱われており，その届出外の排出量推計はリスク評価を実施する上でも重要である，とされている (環境省／経済産業省 2013) ．

以上から，化学物質分野では対象物質が有する毒性や取扱量に代表される物性を考慮して，リスク評価を行い，評価結果からリスク管理水準を決定する，という手順でリスク管理が行われていると言える．

2.3.2 定量的リスク評価結果とリスクコミュニケーションに関する研究

リスク管理の過程においてリスク評価結果が活用される場面の一つとして，リスクコミュニケーションが挙げられる．

Slovic (1987) はリスク認知研究の目的は，リスク評価や社会的な意思決定を支援する事であり，この目的のためには，次の三点が必要であるとしている．すなわち，リスクに関する意見を明らかにするための方法論の構築，一般市民のハザードに対する反応を理解・予測するための基盤構築，および非専門家・専門家・意思決定者の間でのリスクコミュニケーションの改善，の三点が必要であるとしている．二点目の指摘から，トレードオフを考慮したリスク管理手法を提案するうえで，一般市民がトレードオフ関係にあるハザードをどのように認知しているのか，その認知に基づいてどのように反応しているのかを理解するための基盤構築が必要である事が示唆される．また，三点目の指摘からは，トレードオフを考慮したリスク評価を公開することで，リスク管理者が市民のリスクに対する懸念にこたえられるか，もし答えられていないならば追加的に必要な評価が何かを理解し，コミュニケーションの円滑化を図る上で必要である事が示唆される．

市民のリスクに対する懸念に答える事の必要性は，Tokai and Kojima (2014) も指摘している．Tokai and Kojima は，内閣府 (2010) が行った身近にある化学物質に関する世論調査を根拠に，リスク評価とリスクコミュニケーションが不可分の関係にあるとしている．この世論調査では，回答者が特に得たいと思う情報として，身近な化学物質の有害性 (68.6 [%]), ヒトの体内に取り込まれる化学物質の有害性 (61.9 [%]), 等の回答結果が得られている．この結果から市民はリスクの発生源や実際の健康被害を知りたいと考えていると指摘し，市民のリスク情報に関する要求に答えるというリスクコミュニケーションにおいて，リスク評価結果および評価プロセスを公開し，考慮した有害性，曝露経路，使用場面を説明することが，中心的な役割を担うとしている．

また，東海 (2012) は，耐リスク性評価手法における環境リスクの算定方法として**図 2-1** を示しており，リスク評価の中間項には生産者が関与する製造工程と市民が関与する消費行動がともに組み込まれている事をモデル化している．**図 2-1** の算定モデルでは，各中間項の変化がリスク変化と連動する事，および消費行動が製品・技術の需要量・利用量に分解されることで生産や廃棄に関しても消費行動が影響を与える事を示している．

以上に述べた三つの先行研究から，トレードオフを考慮した評価結果を，リスク管理に役立てるという観点から，リスク認知に関する調査研究が必要である事が示唆される．市民が懸念しているトレードオフが，リスク評価の中で考慮されていないならば，リスク評価者と市民とのリスクコミュニケーションが成立しないと言える．そのため，市民がどのようなリスク，もしくはリスクトレードオフに関心を持つかを調査し，それに対しての評価結果とともに，市民とコミュニケーションを行う必要があると言える．また市民の消費行動の変化が，製品需要やリスクの変化と連動する事を考慮すると，ある製品の

有する様々なリスク認知と消費行動との関連を調査する事で，リスク削減を促すためのリスクコミュニケーションについての考察が可能になると考えられる．

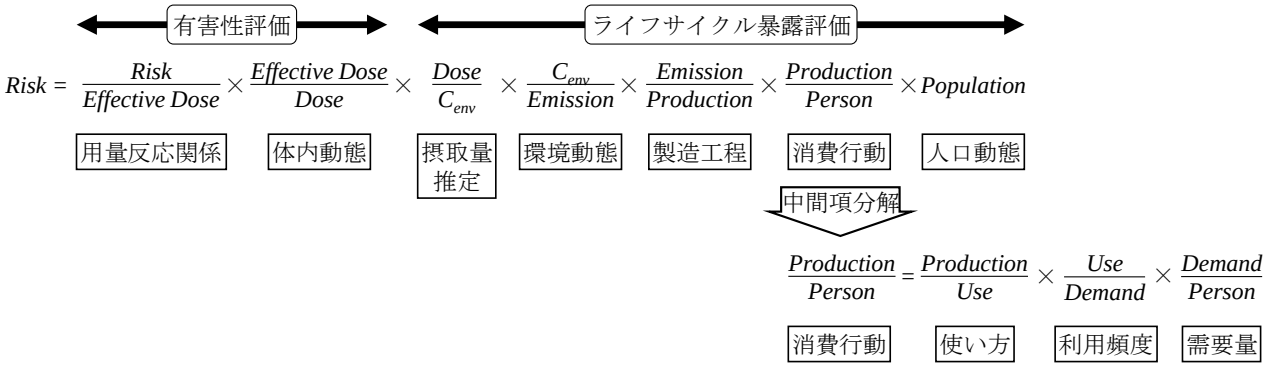


図 2-1　環境リスク算定の概要と算定に用いる中間項

2.4　交通行動および自動車に関するリスクの現状と課題の整理

2.4.1　市民の交通行動および乗用車利用行動に関する現状の整理

本研究で対象とする乗用車排ガスのリスクと関連する，市民の交通行動および乗用車利用行動について，その現状を整理した．

自動車燃料消費量統計年報（国土交通省 2014）によると，旅客・自家用車の走行キロはおおむね減少傾向にある．ただし，全国都市交通特性調査の調査結果（国土交通省 HP a) から一人あたりトリップ数で見ると公共交通を利用したトリップ，および徒歩・二輪車によるトリップが減少傾向であるのに対し，自動車を利用したトリップは増加傾向にあった．自動車の 1 トリップ当たり所要時間をみると近距離でも自動車を利用する機会が増えていると報告されている．そのため，走行キロが減少した原因は，少子高齢化や人口減少による影響であるとみられ，交通行動に占める自動車利用の割合を減少させるという傾向はみられない．

地域別にみると，平日と休日ともに都市圏規模が大きいほど鉄道利用率が高く，逆に都市圏規模が小さいほど自動車利用率が高い傾向と報告されている．ここから，三大都市圏よりも地方中枢都市圏・地方中核都市圏でより自動車への依存が強いと読み取れる．

走行速度に関して，道路交通センサス 2010 (国土交通省 2010) 調査結果から都道府県別の混雑時平均旅行速度を比較すると，最大は秋田県の 29.1 [km/h] であったのに対し，最小値は山梨県の 15.1 [km/h] と 2 倍程度の差がみられた．自動車の排出ガス原単位は，物質や車種により幅はあるものの，およそ 40～70 [km/h] の範囲で最小値をとる事から，環境リスクの観点から見ると，このような平均速度の違いは物質排出量の差異，ひいてはリスク影響の差異として評価される．

以上から，乗用車だけでなく自動車利用によって生じるリスクに関しての対応が今後も必要である事が確認できる．さらに，それらの解析にあたっては，都道府県もしくはそれ以下の空間領域を対象に，交通行動および自動車利用行動により生じるリスク評価を行う場合には，各都道府県の平均速度や交通量を可能な限り平均化せず，交通条件の差異が評価結果に反映されるように評価モデルを構築する事が，適切であると言える．

2.4.2　乗用車保有動向に関する現状の整理

第 1 章で述べたように, 全国平均の自家用乗用車 (軽自動車を含む) の一世帯あたり保有台数が 1.069 [台/世帯] (2015 年 3 月末時点) (自検協 2015 a) であるが，地域差があり，東京都では一世帯あたり保有台数が 0.456 [台/世帯] (47 位) であり，福井県では一世帯あたり保有台数が 1.752 [台/世帯] (1 位) であった．これらの差もまた，自動車の必要性，もしくは依存度を表す一指標ととらえることができる．

ハイブリッド自動車 (プラグインハイブリッド車を含む) (hybrid vehicle (以下，HV)) の普及に関して，統計値 (自検協 2015 b) が確認できる 1998 年以降, その保有台数は増加を続けており, 2014 年から 2015 年にかけての保有台数の増加率は 122.5 [%] であり，2015 年の保有台数は 4.7 [百万台] であった．電気自動車 (electric vehicle (以下，EV)) の普及に関して，1998 年から 2010 年までの保有台数は 1,000 [台] 以下で推移してきたが，2010 年以降は保有台数が増加傾向にあり，2014 年から 2015 年にかけての保有台数増加率は 136.3 [%]であり，2015 年の保有台数は 53,373 [台] であった．2014 年から 2015 年にかけて全自動車の保有台数増加率 (1.005 [%]) と比較すると，HV や EV といった燃費性能，排ガス性能が従来車よりも良い車種が普及しつつあると言える．これらの車種にみられた保有台数増加は，エコカー減税およびグリーン化特例等の補助 (国土交通省 HP b) によって普及促進がなされたものと推測される．

2.4.3　交通行動・自動車に関するリスクの整理

交通行動・自動車に関連するリスクは様々であり，代表的なものを挙げると，交通事故，騒音，振動，大気汚染，地球温暖化，等が挙げられる．

これらのリスクのうち，交通事故に関しては専門家，非専門家を問わず，そのリスクが高いと認知されている (Slovic 1987；中谷内，島田 2010). このような実際のリスクの大きさ，リスク認知の強さに反して，自動車が利用され続ける理由として，Starr (1969) は自動車の利用を通じて得られる社会的な便益の大きさから，社会的に受容されている，と報告している．これらの様相から，便益と負担のトレードオフ関係が読み取れる．

騒音，振動，大気汚染に関しては，環境基準 (環境省 HP), および性能基準 (国土交通省 HP c；国土交通省 2015) が設定されている．大気環境基準に関して，経年的にその基準達成状況は改善しているものの，100% の基準達成は実現されておらず (環境省 2013 b；環境省 2013 c), 継続的な対策実施が必要と考えられる．

地球温暖化に関連して, 環境省 (2013 a) から CO_2 排出量についての現況を述べると, 2013 年度の CO_2 排出量は $1{,}311\times10^6$ [t-CO_2 eq] であり，このうち運輸部門からの排出は 225×10^6 [t-CO_2 eq] (17.9%) である．内訳として，77×10^6 [t-CO_2 eq] (34.2%) が貨物車/トラックからの排出，69×10^6 [t-CO_2 eq] (31.0%) が自家用車からの排出であり，この二つで全体の 3/4 を占める．

以上から，交通行動・自動車に関するリスクの一部のみを取り上げ，その概要を述べたが，これらだけでも対応すべきリスク，が多岐にわたることが確認できる．そのため，市民とリスク管理者とのリスクコミュニケーションが必要であるとの観点からは，これらの以外のリスクも含めて，どのような種類のリスクを認識しているか，認識しているリスクをどの程度重要と考えているか，その相対的な優先順位がどのように位置づけられているか，についての情報収集が必要である．また，これらのリスク間の関係を整理し，トレードオフ関係にあるリスク評価手法，およびその影響緩和に向けた対策立案について検討する必要がある．

2.4.4　自動車に関するリスク評価事例のレビュー

Hawkins et al (2013) はライフサイクル全体で内燃機関自動車 (internal combustion engine vehicle (以下, ICEV)) と EV の環境影響評価を行っており, EV の普及は潜在的に温暖化影響の緩和に貢献するものの, EV 走行に必要な電力生産を石炭火力発電で行った際には，環境影響が増大しうる事や，電池製造段階および廃棄段階において ICEV 以上に水質悪化や金属資源消費影響が大きい事，を指摘している.

ここから，EV という新規技術は全ての環境影響を解決するわけではなく，利用により生じるリスクを抑制しうる反面, 利用以外の段階でリスクが増加するというトレードオフ(リスク転換) を有しうる事, 利用の段階でも石炭火力発電を利用した電力生産を行うという条件下では意図した環境影響削減効果が減退しうる事 (リスク相殺，もしくはリスク代替) が指摘できる.

2.5　本研究の枠組み

以上の先行研究を整理する.

2.2 では，まず先行研究からスクトレードオフの定義を確認し，次いでリスクと便益のトレードオフを評価した事例，リスクとリスクのトレードオフを評価した事例から，トレードオフを考慮しない場合に発生する見落としを回避できることや，トレードオフを踏まえたリスク削減策の提案が可能になる事を，確認した．さらに，他集団へのリスク変換・リスク転換を可能な限り抑制するためにも，目標リスクだけでなく対抗リスクも包含した，共通の評価枠組みを構築する事で，トレードオフ評価が可能になる事を明らかにした.

2.3 では，化学物質管理を取り上げ，リスク評価結果に基づいて管理水準が設定されている事を確認した．また，リスク管理の過程においてリスク評価結果が活用される場面の一つとして，リスクコミュニケーションについて整理し，リスクトレードオフを考慮できる市民のリスク認知調査が必要である事を確認した．また，市民の消費行動の変化は，製造工程やリスクを変化させることを，環境リスク算定式から示した.

2.4 では，乗用車排ガスに関わる，交通行動や自動車利用行動，自動車保有動向について整理するとともに，自動車に関わるリスクについても整理した．リスク削減対策は継続的に実施され，環境質は改善傾向にあるものの，環境基準の達成等に向けて乗用車排ガスのリスク削減対策が今後も必要である事を確認した.

以上の先行研究のレビューを踏まえて，構築した本研究の枠組みを**図 2-2** に示す.

まず，**図 2-2** の上側には，本研究におけるリスクトレードオフ問題の解消に向けたアプローチを示した．既存研究において指摘されるリスクトレードオフ問題の特徴として，他人や環境に対する依存や負担が曖昧な領域で発生する事，トレードオフを考慮しない場合に意図せぬリスク発生・増大を招く事が得られた．このような問題構造に対して，トレードオフをあらかじめ考慮してリスク評価を行う事で，具体的な目標リスクの削減効果やトレードオフとして生じる健康被害の数値化，また効果を獲得できる地域・領域もしくは被害が移転される地域・領域の特定に活用できる事が指摘されている事から，定性的にしか懸念されてこなかったリスクトレードオフへの対応策を，定量的な根拠に基づいたものに更新できると考えられる．さらに，市民がリスク評価結果を知りたい考えている事を踏まえると，トレードオフを考慮したリスク評価により，リスクコミュニケーションに活用可能な知見を充実させることに貢献できると考えられる.

そして，**図 2-2** の下側には，本研究でトレードオフ評価を適用する課題を示した．

乗用車排ガスに関するリスク，およびリスク削減対策に関しては，リスクトレードオフ問題を有する事が定性的に指摘され，今後も大気環境基準の達成や温室効果ガス削減に向けた対策が必要であるにもかかわらず，トレードオフを考慮した定量的なリスク評価事例は充実していないと言える．

そこで，**第 3 章**では，生活に密接に関わる移動のための技術・製品として自動車を取り上げ，自動車のライフサイクルにおけるリスクを対象に調査を行い，市民のリスク認知構造を分析する事を目的とした．

また，**第 4 章**では過去に行われた二つの乗用車排ガス削減対策を取り上げ，これらの施策がもたらした大気汚染・地球温暖化にかかるヒト健康リスクの二つのリスクに与えた効果・影響を評価する．**第 4 章**の目的は，エンドポイントの異なる二つのリスク影響を評価できるモデルの構築，および二つの対策が大気汚染・地球温暖化にかかるリスクに与えた定量的効果と影響を評価し，日本の過去の排ガス削減対策の特徴を明らかにする事，と言える．

さらに，**第 5 章**では，EV の普及が自動車と発電所からの物質排出，およびそれに伴うヒト健康に与えるリスク移転影響を評価する事を目的とし，NGV 普及によって削減される自動車走行時の大気汚染物質排出，および EV 走行のための電力需要増加を通じて増加する発電所からの物質排出の両方を考慮した，ヒト健康影響評価モデルを構築する．さらに，このモデルを用いたケーススタディからリスク移転が発生しうる条件，およびその程度について考察する．

最後に**第 6 章**では，各課題から得られた成果をまとめ，乗用車排ガスにかかるトレードオフ問題の解消に向けた対策立案の支援に関する考察を行う．

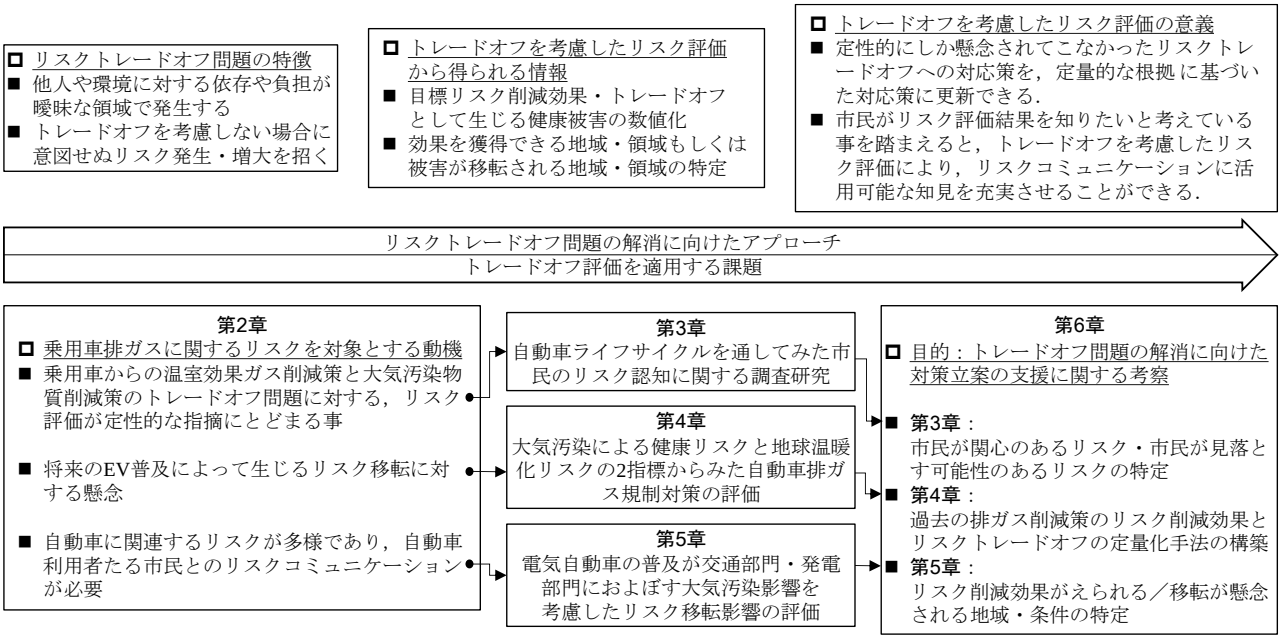


図 2-2　本研究の枠組み

2.6　　要約

本章では，先行研究を整理し，リスクトレードオフ問題の解消に向けたアプローチを定め，これを乗用車排ガスに関するリスクトレードオフ問題に関して適用し，3 つの課題から，トレードオフ問題の解消に向けた対策立案や意思決定に関する考察を行う事を目的とした.

2.2 では，トレードオフの定義やその分類について整理するとともに，トレードオフを考慮したリスク評価の必要性について整理した．これらの整理から，トレードオフの考慮した評価にあたり，複数のリスクや施策を比較・統合可能な共通の枠組みのもとで評価モデルを構築する必要がある事が得られた. 定量的な評価結果に基づくリスク管理のためには，複数の物質や対策評価結果を比較する必要がある事を，共通のモデルを構築し，統合化された指標で結果を示す必要がある事が示唆された.

2.3 では，リスク管理において市民とのコミュニケーションが必要である事，市民の消費行動がリスクのみならず製造工程などにも波及する事を確認にし，リスク評価とリスクコミュニケーションの連携が必要である事を確認した.

2.4 では，自動車利用行動に関するリスクは，交通事故や大気汚染等，経年的に改善傾向にあるとはいえ，依然としてリスクを減じる必要がある事を確認した.

2.5 では以上の先行研究，およびリスクの現状の整理の結果から，三つの課題を取り上げ，これらに対して調査・対策評価を行う事を確認し，本研究の枠組みを構築した.

参考文献

European Union (EU) (2006) Regulation (EC) No 1907/2006 Of The European parliament and of the council: 18 December 2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency, amending directive 1999/45/EC and Repealing Council Regulation (EEC) No 793/93 and Commission Regulation (EC) No 1488/94 as well as Council Directive 76/769/EEC and Commission Directives 91/155/EEC, 93/67/EEC, 93/105/EC and 2000/21/EC, http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:396:0001:0849:EN:PDF (Accessed: 04 August 2015).

Graham, J. D., Wiener, J. B. (1995) Risk vs. Risk. Harvard University Press. 337 pages.

Hawkins, T. R., Singh, B., Majeau-Bettez, G., Strømman, A. H. (2013) Comparative environmental life cycle assessment of conventional and electric vehicles, *Journal of Industrial Ecology*, **17**(1), 53 – 64.

自動車検査登録情報協会 (自検協) (2015 a) 都道府県別の自家用乗用車の普及状況 (軽自動車を含む). 2015 年 3 月, https://www.airia.or.jp/publish/statistics/ao1lkc00000000z4-att/03_5.pdf (アクセス日: 2015 年 11 月 4 日).

自動車検査登録情報協会 (自検協) (2015 b) ハイブリッド車・電気自動車の保有台数推移. 2015 年 3 月, https://www.airia.or.jp/publish/statistics/ao1lkc00000000z4-att/03_5.pdf (アクセス日: 2015 年 11 月 4 日).

環境省 HP 環境基準について. http://www.env.go.jp/kijun/ (アクセス日: 2015 年 11 月 7 日).

環境省(2013 a) 日本の温室効果ガス排出量の算定結果. http://www.env.go.jp/earth/ondanka/ghg/ (アクセス日: 2015 年 11 月 4 日).

環境省(2013 b) 平成 25 年度自動車交通騒音の状況. 2015 年 3 月 17 日,
http://www.env.go.jp/press/upload/upfile/100217/26630.pdf (アクセス日: 2015 年 11 月 4 日).
環境省(2013 c) 主な大気汚染物質の濃度測定結果. 2015 年 5 月 14 日,
http://www.env.go.jp/air/osen/jokyo_h25/Full.pdf (アクセス日: 2015/11/2).
環境省, 経済産業省 (2007) 特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律施行令の一部を改正する政令について. 2008 年 11 月 18 日,
http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/msds/pdf/2008118002-1.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 25 日).
環境省, 経済産業省 (2011) 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律.
http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/files/about/laws/about_laws_CSCL.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 25 日).
環境省, 経済産業省 (2013) 平成 25 年度 PRTR 届出外排出量の推計方法 Ⅰ 推計方法の基本的考え方. 2015 年 3 月, http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegaiH25/suikei/1-5.pdf (アクセス日: 2015 年 11 月 27 日).
Kaplan, S., Garrick, B. J. (1981) On the quantitative definition of risk, *Risk Analysis* **1**(1), 11 - 27.
経済産業省 HP 化審法の体系 (平成 23 年 4 月 1 日～).
http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/files/about/law_scope.pdf (アクセス日: 2015 年 11 月 4 日).
国土交通省 HP a 平成 22 年度全国都市交通特性調査の調査結果について. (アクセス日: 2015 年 11 月 4 日).
国土交通省 HP b 自動車関係税制について (エコカー減税, グリーン化特例等).
http://www.mlit.go.jp/jidosha/jidosha_fr1_000028.html (アクセス日: 2015 年 11 月 4 日).
国土交通省 HP c 新車に対する排出ガス規制について.
http://www.mlit.go.jp/jidosha/jidosha_tk10_000002.html (アクセス日: 2015 年 11 月 7 日).
国土交通省 (2010) 平成 22 年度 道路交通センサス. 交通工学研究会 (発行) (2012) 平成 22 年度 道路交通センサス 一般交通量調査 (DVD-ROM 版). 丸善出版.
国土交通省 (2014) 自動車燃料消費量統計年報.
国土交通省 (2015) 道路運送車両の保安基準. 2015 年 10 月,
http://www.mlit.go.jp/jidosha/jidosha_fr7_000007.html (アクセス日: 2015 年 11 月 7 日).
盛岡通, 日下正基, 八木俊策 (1980) 新しい家計簿. 山河計画 -家- **2**, 100-114.
盛岡通, 末石冨太郎 (1983) 環境学習の用具としての環境家計簿と環境カルテの提案. 環境問題シンポジウム講演論文集 **11**, 80-92.
内閣府 (2010) 身近にある化学物質に関する世論調査. 2010 年 6 月, http://survey.gov-online.go.jp/h22/h22-kagakubusshitsu/index.html (アクセス日: 2015 年 11 月 10 日).
中谷内一也 (2006) リスク便益分析と社会的受容. 日本リスク学会 (編) 増補改訂版 リスク学辞典. 阪急コミュニケーションズ, 278-279.
中谷内一也, 島田貴仁 (2010) 日本人のハザードへの不安とその低減, 日本リスク研究学会誌, **20**(2), 125-133.

産業技術総合研究所 (産総研) (2012) 化学物質の代替に伴うリスクトレードオフ評価のためのガイダンス (ヒト健康). 2012 年 7 月, https://www.aist-riss.jp/assessment/12162/ (アクセス日: 2015 年 11 月 27 日).

Slovic, P. (1987) Perception of risk. *Science* **236**, 280 - 285.

Starr, C. (1969) Social benefit versus technological risk -What is our society willing to pay for safety?-, *Science* **165**, 1232 - 1238.

Tengs, T. O., Adams, M. E., Pliskin, J. S., Safran, D. G., Siegel, J. E., Weinstein, M. C., Graham, J. D. (1995) Five-hundred life-saving interventions and their cost-effectiveness, *Risk Analysis* **15**(3), 369 - 390.

東海明宏 (2012) C-1004 産業環境システムの耐リスク性 〈H22～24 年度〉 (平成 24 年度 環境研究総合推進費 終了成果報告集). http://www.env.go.jp/policy/kenkyu/suishin/kadai/syuryo_report/pdf/C-1004.pdf (アクセス日: 2015 年 11 月 4 日).

Tokai, A., Kojima, N. (2014) Risk Communication in Chemical Sector in Connection to the Role of Risk Assessment, *Journal of Disaster Research* **9**, 603 - 607.

United Nations Environment Programme (UNEP) HP World Summit on Sustainable Development (WSSD), http://www.who.int/trade/glossary/story097/en/ (Accessed: 16 October 2015).

United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2011) Issuance of the Toxics Substance Control Act (TSCA) Compliance monitoring strategy, http://www2.epa.gov/sites/production/files/2014-01/documents/tsca-cms.pdf (Accessed: 04 August 2015).

第3章　自動車の製品ライフサイクルを通してみた市民のリスクへの気付きに関する調査研究

3.1　　諸言

産業技術の恩恵の陰に潜むリスクを管理することが，技術普及を進めるうえで重要となってきた．伊坪ら (2007) は，持続的な発展のために，製品やサービスのライフサイクルにおける自然界-人間活動間の入出力を正しく計量・把握する必要があるとし，この計量手法であるライフサイクルアセスメント (LCA) の特徴を，実際に見えている製品やサービスの使用段階での環境影響だけでなく，製品が製造されるまで，また廃棄に至るまで，目に見えないところでの環境影響を考える事，としている．このような持続的発展に向けた考え方が，企業には国際標準規格 (日本工業標準調査会 2010) として導入されつつあり，行政もその導入支援に着手しており (環境省 2010)，製品の使用段階だけでなく製造・廃棄段階を含めた環境影響の管理，ひいては環境影響を含めたリスク管理が必要とされつつある．一方，企業・行政とともに環境管理に携わる市民 (村上，松岡 2006) が，使用段階でのリスクと併せて，製造段階・廃棄段階のリスクをどのように認知しているかに関する基礎的な知見はいまだ整備されていないと言える．本章では，これらの組み合わせを通じて実現できる最終的なリスク管理手法の提示を念頭に置きつつ，市民によるリスク管理に関わる知見を得るために，市民のリスク認知に着目した．

市民のリスク認知に関する先行研究では，Slovic (1987) や中谷内，島田 (2009) は幅広く対象技術を取り上げて，市民のリスク認知の構造を把握することに焦点をあて,とりわけ，多様なリスクを取り上げ，リスク特性 (恐ろしさ，未知性，不安感，等) とリスク認知の構造が明らかにされてきた．Slovic (1985) では，30 の行動・技術により生じるリスクを調査対象として取り上げ，四つの回答集団 (女性有権者団体，学生，オレゴン州アクティビティクラブ，リスク評価の専門家) に対して，それらの死亡リスクの認知度，受け入れ可能な死亡リスク，九つのリスク特性 (能動的に受けるリスクかどうか，そのリスクによる死亡が直近で起こるか未来に起こるか，等) を調査し，回答者集団間で，死亡リスクの認知度によって得られたリスクの順位が異なる事，順位決定の要因となるリスク特性が異なる事，等からリスクの認知構造が異なる事を明らかにしている．これらの研究なしには，より有効なリスク管理対策の導入は困難であると言える．

しかし，文献情報データベース J-Dream Ⅲにおいて，「リスク」「認知」をキーワードとして含む 4,711 文献の内，「ライフサイクル」をキーワードに含む文献は 13 件であった．13 件の文献は，人間の成長・発達に関するライフサイクルを扱った文献,企業や専門家を対象とした調査の文献などであり，市民のリスク認知を調査した事例はみられなかった (検索日は 2016 年 1 月 7 日)．そのため，特定の産業技術や製品を取り上げたうえで，その利用だけでなく生産や廃棄により生じるリスク認知に関する調査は行われておらず，基本的な知見はいまだ整備されていないと言える．

また，「目に見えない」製造・廃棄段階リスクを取り上げる意義として，市民がこれらのリスクを認知することで，リスク削減行動を実施することが期待できる点が挙げられる．この点について，天野ら (2012) は日常の消費行動と様々な生産活動，自然環境，グローバルな環境問題とのつながりを再認識する事で，それらの問題への責任感や解決行動の向上をもたらしうる，と報告している．ただし，天野らの指摘はライフサイクル CO_2 に着目した教育プログラムの効果から得られたものであり，市民が関心をもつと見込まれる製品安全や大気汚染等，他の環境問題は取り上げていない．

以上より，リスク管理水準の向上を目指すうえでは，製品の製造・利用・廃棄段階で生じる多様なリスクが市民にどのように認知されているか，すなわち製品ライフサイクルを通じたリスクの認知特性に関する知見の整備が必要となる．ただし，上で述べたように製品ライフサイクルを通じたリスク認知を調査した事例はみられない．市民の意識調査に関して，中谷内・島田 (2009) らは，リスクに対する不安感の調査において「人びとがさまざまなハザードに対して，実際にどれくらいの不安を感じているのかという基礎的な知見がないまま，高不安社会とその改善が論じられている」と指摘している．この観点から，市民が現に懸念するリスクの調査が第一の課題と考えられる．

そのため，本研究では，生活に密接に関係のある移動のための製品として，自動車を取り上げ，自動車に関するリスクが大きいと考えられる大阪府居住者に対して，製品ライフサイクルを通じたリスク認知の特性 (以下，リスクへの気付き) を調査した．本研究の目的は，自動車のライフサイクルにおけるリスクを対象に調査を行い，市民のリスクへの気付きと環境配慮的な意識との関係について分析し，基礎的な知見を収集する事である．

本章の構成について，3.2 ではリスクへの気付きに関する調査方法について説明する．調査は市民が知覚しているリスクを抽出するための予備調査と，リスク認知を分析するための本調査の二回に分けて実施しており，それぞれの調査の構成や質問内容，および予備調査の結果抽出されたリスクについて説明する．3.3 では本調査から得られた結果に基づき，自動車ライフサイクルを通してみたリスクへの気付きについて分析する．分析には予備調査の自由記述回答に基づき抽出された，複数のリスクそれぞれに対して，どの程度重要と感じるか，という質問に対する回答結果を用いる．このリスクの重要さ及び重要さから得られたリスクの順位を，自動車所有有無，環境配慮行動の実施意図で分類した回答者群間で比較し，自動車ライフサイクル中のリスク認知について考察する．3.4 で得られた結果をまとめる．

3.2 調査方法

3.2.1 調査の枠組み

調査は，限定された回答者を対象にリスクを抽出する予備調査と，対象回答者群を拡大した本調査の二段階で実施した．予備調査では，自動車の所有，利用によって，現に市民が懸念しているリスク全般を抽出する事をねらい，本調査ではそれらに対するリスクへの気付き等について調査した．

付録 1 に予備調査・本調査の設計の際に参考とした，環境家計簿に関する先行研究を整理した．

3.2.2 予備調査を通じた対象リスクの抽出

3.2.2.1 予備調査

市民の自動車に関するリスクへの気付きの範囲や種類について把握するために，予備調査を行った．予備調査では大阪府吹田市環境部地球環境課の協力のもとで「吹田市環境モニター」から 72 人の調査参加者を得た．参加者は環境問題全般への関心が比較的高い回答者群とみなすことができ，無作為に調査参加者を募集した場合に比べて，多くのリスクを抽出できると考えた．予備調査における調査方法，回答者属性，自家用車等所有状況は，**付録 2** に整理した．

自動車の製品ライフサイクルを通じて懸念されるリスクを抽出するために，『「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マイナス面の影響を与えると思いますか？』と尋ね，自由記述で回答するように求めた．

自由記述回答の分類・集計結果を**表 3-1** に示す．**表 3-1** の左側の欄は，自由記述回答から得られたリスクとその回答者数を，重複回答を含めて，集計した結果を示している．予備調査の段階では，調査参加者のリスクへの気付きが，自動車に関するものに限らず，交通サービス・交通システムにまで広がっていることが確認できた．

本調査では，これらの自由記述回答結果に基づき，現実に懸念されるリスクである事を政府資料から確認できる事を条件に，生産，利用，廃棄に関するリスクを取り上げ，ライフサイクル全体を網羅するようにまとめた．その結果，**表 3-1** の右側に示す九つのリスクが抽出された．ここで，「環境，健康影響，公害」とまとめた内容に「自動車内装材中の化学品の健康への影響」をあてはめた理由は，日本自動車工業会 (2013) が 2000 年代から自主的に車室内の揮発性有機化合物低減に取組んでおり，かつ夏季や新車の特異な臭いからこれらのリスクが市民に実感可能である(大阪府立公衆衛生研究所 HP) とされるからである．また，「限りある資源の消費」に関して，中国のレアメタル・レアアースの輸出規制が次世代自動車の製造に影響を与える事が，本調査の設計当時に報道されていた事 (日本経済新聞 2011) を踏まえ，本調査で取り上げる製造段階のリスクを「次世代自動車での希少資源消費」としてまとめた．

表 3-1　予備調査の自由記述回答集計結果と本調査で取り上げた九つのリスク

予備調査から得られた自由記述回答の分類・集計結果		本調査で取り上げるリスク
リスク	回答者数 *1	
排気ガスの排出・増加，排気ガスによる大気汚染	22	排気ガスによる健康への悪影響
交通事故，危険運転	20	交通安全や交通事故
費用がかかる（税金，保険，駐車場，燃料，等）	17	
CO_2の排出増加，地球温暖化	16	走行時のCO_2排出
環境, 健康影響, 公害 (これらに関する記述をひとまとめにした)	12	自動車内装材中の化学品の健康への影響
歩行機会の減少，運動不足による健康悪化	8	
駐車場・道路等の土地占有,道路維持管理に係る労力	7	
騒音・振動	7	騒音や振動による住環境の悪化
交通渋滞	5	交通渋滞
家族関係への影響	4	
精神面・人格への影響	3	
エネルギー消費	2	
時間がかかる	2	
ゴミが出る，増える	2	使用済み自動車についての問題
限りある資源の消費	1	次世代自動車での希少資源の消費
公共交通機関の売上低下	1	公共交通網の衰退
その他	9	

*1 重複回答を含む

3.2.2.2　調査対象リスクの抽出結果とそれらの態様

表 3-1 の記述回答集計結果から得られた九つのリスクの態様を**表 3-2** のように整理した．**表 3-2** では取り上げた九つのリスクを，リスクが発生するライフステージ，懸念される有害性の種類，暴露のひろがり，世代間波及性，および大阪府のリスク関連指標を整理した．

取り上げたリスクは，利用段階で生じるリスクが 7 つ，製造段階で生じるリスクが 1 つ，廃棄段階で

生じるリスクが 1 つであり，自動車の利用に伴うリスクが主に懸念された事が分かる．また，大阪府は交通事故，騒音，渋滞のリスクが全国的に見て大きい地域である事も分かる．京阪神都市圏交通計画協議会 (2012) によると，自動車分担率は全国平均よりも低い (全国: 45.7%, 大阪府: 31.3%) ものの増加傾向にあり，特に 65 歳以上の自動車分担率が増加傾向にある.そのため，少子高齢化を考慮すると，自動車分担率は増加傾向が続くと考えられる．そのため本調査 (3.2.3 で後述) は自動車に関連するリスクの管理が今後も必要とされる地域での調査と言える．

表 3-2　本調査で取り上げた九つのリスクの態様

取り上げたリスク	発生するライフステージ	懸念される有害性の種類	暴露のひろがり	世代間波及性	大阪府のリスク関連指標 および 47都道府県に占める順位 (もしくは割合)	参考文献※
交通安全や交通事故	利用	死亡・怪我	事故被害者 (沿道)	なし	2011年の交通事故件数：49,644 件 (2 位)，死亡事故件数：187人 (6位)	1
騒音や振動による住環境悪化		生活質の損失	沿道住民	なし	2011年の幹線道路近接空間における騒音に係る環境基準値超過戸数：17,868 戸 (2位)	2
交通渋滞		時間損失	自動車利用者	なし	2003年の渋滞損失時間： 286×10^{6} 人時間/年 (2 位)	3
自動車内装材中化学品の健康影響		健康被害	自動車利用者 (車中)	なし	不明 (自動車単体で見ると,室内VOC指針値の超過がありうる)	4, 5
公共交通網の衰退		利用機会の損失	公共交通の沿線住民	あり	※1991年 (ピーク時) から2009年までで，利用者が16%減少 (人口は1.01% 増).	6
走行時の CO_2排出		温暖化による被害	地球規模	あり	2011年度の運輸部門CO_2排出量：677×10^{4} t-CO_2 (全都道府県からの排出量の2.9% を占める)	7
排ガスによる健康影響		健康被害	沿道住民	なし	2011年の浮遊粒子状物質の環境基準達成状況 (一般環境大気測定局)：26.5%, 13 位	8
次世代自動車での希少資源消費	生産	価格高騰・資源制約	地球規模	あり	1998～2009年までのハイブリッド自動車購入補助金交付件数：5,450 件 (9位)	9, 10
使用済み自動車についての問題	廃棄	不法投棄・フロン類漏出	廃棄・処理場周辺住民	あり	不明 (全国の不法投棄・不適正保管車両は，平成 23 年度末時点で約 9千台)	11

※参考文献： 1. 警察庁 (2015), 2. 国立環境研究所 HP, 3. 国土交通省 (2003), 4. 日本自動車工業会 (2013), 5. 古賀ら (2009), 6. 大阪府 (2013), 7. 大阪府 (2011), 8. 国立環境研究所 (2011), 9. 次世代自動車振興センター HP, 10. 経済産業省 (2011), 11. 経済産業省，環境省 (2015)

3.2.3　本調査の構成

3.2.3.1　本調査の概要

本調査は，抽出した 9 つのリスクに対して，市民からどの程度の気付きが得られているか，またリスクへの気付きと自動車の所有有無・環境配慮行動の実施意図との間にどのような関連がみられるか，について分析するために実施した．

本調査の概要を**表 3-3** に，本調査における回答者の性別，年代，自動車所有有無を**表 3-4** に示す．

まず，調査期間は 2012 年 1 月 5 日から同年 1 月 24 日までとした．調査は有効回答が 200 人に達した時点で終了した．調査では，回答者に対して 7 日間にわたり，いくつかの質問を行っており，本研究ではそのうち 1 日目の質問 (3.2.3.2 で後述) に対する回答を用いて，ライフサイクルを通じたリスクへの気付きについて分析した．なお，7 日間の調査を行った理由は，期間中での自動車利用行動の変化や，リスクへの気付きの変化について，分析を行うためであったが，本論文の趣旨から外れるため，それらに関する分析は行わない．なお，本調査における質問とその回答方法，および本調査で提示した交通行動に関連する情報は**付録 3** に整理した．

次に，本調査における回答者は WEB アンケート調査会社 (エヌ・ティ・ティ・ナビスペース株式会社) に登録されたアンケートモニターのうち，大阪府在住の 20 歳以上の男女を対象とした．大阪府・大

阪府居住者を対象に調査を行った理由は，公共交通網や商業施設が充実しているため，リスクへの気付きを通じて，代替交通手段の選択・目的地の変更といった，リスク削減行動の検討が可能であると考えたからである．

なお，今回利用したエヌ・ティ・ティ・ナビスペースのアンケートシステムでは，7 日分全て回答した回答者に 5000 円相当のポイントが謝礼として支払われる仕組みとなっている．

表 3-3　調査の概要

調査日時	2012年1月5～24日
調査対象	NTTナビスペース 登録者のうち 大阪府在住 20歳以上の男女
配布回収方法	調査はWEBアンケートで行い， 有効回答者数が200に達した時 点で調査を終了した．

表 3-4　調査回答者の属性

性別		年代	
男性	107	20～29歳	14
女性	93	30～39歳	54
自動車所有の有無		40～49歳	73
所有	145	50～59歳	35
非所有	55	60歳以上	24

3.2.3.2　リスクへの気付きに関する質問と回答方法

リスクへの気付きについて，予備調査で抽出した 9 つのリスクそれぞれについて，「どのくらい重要だと考えていますか?」と質問し，「重要でない」「あまり重要でない」「意識していない」「やや重要」「とても重要」から当てはまるものを選択するように求めた．なお，本項目に類似するものとしてリスク認知 (リスクパーセプション) があり，『主観的な枠組みの中でリスク事態を理解し，個人や社会にもたらすかもしれない危害についての予想を形作る心理的プロセス』と定義されている (盛岡 2006)．本研究もその範囲に入りうるものではあるが，1 種類の製品ライフサイクルを通じた多様なリスクを取り上げていること，及び 1 章で挙げた先行研究との違いから，本研究では一貫してリスクへの気付きという用語を用いて考察する．

3.2.3.3　環境配慮行動の実施意図に関する質問と回答方法

環境配慮行動の実施意図は，回答者の日々の環境配慮的な行動に対する関心の高さを確認する目的で設定した．調査では「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?」と質問し，「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」の選択肢を提示し，回答を集計した．これに関連し，広瀬 (1994) は『環境配慮的行動と規定因との要因連関モデル』において，リスク認知を『環境に優しくとの目標意図』を強める因子の一つとして挙げていることから，リスクへの気付きに関連する因子として，この環境配慮行動の実施意図を取り上げた．

3.3　調査結果とその考察

3.3.1　自動車の製品ライフサイクルを通じたリスクへの気付き

3.3.1.1　回答集計結果

図 3-1 に，全回答者 (n=200) の九つのリスクへの気付きに関する回答結果を示す．各リスクの右側の数字は，「- - : 重要でない」から「++ : とても重要」までを-2 ～ 2 点とした際の平均得点であり，得点が高いリスクを上から順に並べた．

重要とされた順に，「交通事故」「騒音や振動による住環境の悪化」「交通渋滞」と，自動車の利用段

階で生じるリスクがあげられており，反対に「次世代自動車での希少資源消費」「使用済み自動車についての問題」の製造・廃棄段階で生じるリスクは重要とされなかった．さらに，「交通安全や交通事故」では「とても重要」とした回答者数が 131 人 (66%) と強い気付きが得られている事が読み取れた．これに対し，「使用済み自動車についての問題」では「とても重要」とした回答者は 14 人 (7%) であり，「交通安全や交通事故」と比較すると約 1/10 の回答者数にとどまった．

以上の結果から，製品ライフサイクルという観点から網羅的にリスクへの気付きを抽出・調査する事を通じて，調査回答者からみた各リスクの相対的な位置づけ，順序関係，およびリスクへの気付きの強さが明らかにできる事を示した．

また**図 3-1** の回答結果について，利用時に生じるリスクの中でも，環境全般に対する公共的なリスクが，利用者個人の暴露に起因するリスクよりも低く位置づけられたことが特色といえる．これらに対して，自動車利用者以外の集団への負担，将来世代への負担等の現利用者という視点では気付きにくいリスクは下位に位置していることがわかる．加えて，生産時・廃棄時に生じるリスクもまた，この特徴が当てはまる．ここから，リスクへの気付きを整理する軸として，リスクの「身近さ」軸が重要であることが示唆された．

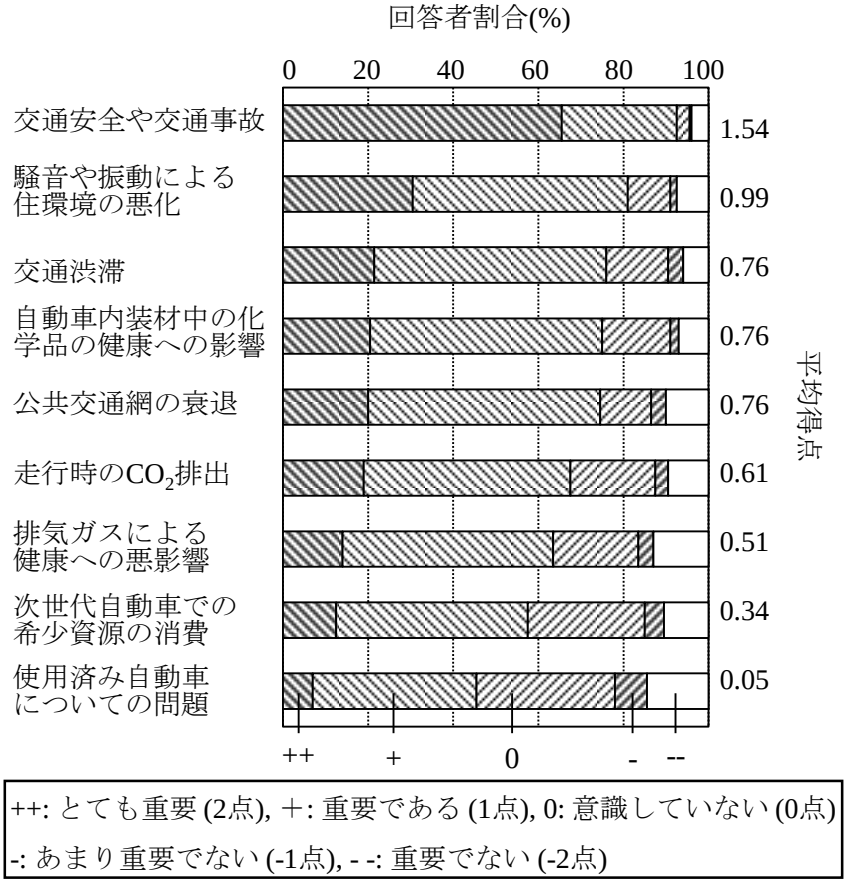


図 3-1　回答者全体の九つのリスクの重要さに関する回答集計結果

3.3.1.2　身近さ軸で見たリスクに対する気付きの特色

図 3-1 の回答結果において，リスクへの気付きとして上位に位置する項目は，自動車の利用段階で

生じる直接的な被害(「交通安全や交通事故」「騒音や振動による住環境の悪化」「交通渋滞」)であり，これらと比較し，利用の場面からは時間・空間的に離れた間接的な被害（「走行時の CO_2 排出」「排気ガスによる健康への悪影響」「次世代自動車での希少資源の消費」）は下位に位置していた．リスクへの気付きが最も弱い項目は「使用済み自動車についての問題」で，これは利用の段階からすると最も遠く，かつ見えにくいリスクであった．以上より，利用段階から離れたライフステージ・時間・空間において生じ，かつ間接的な被害といった身近でないリスクへの気付きは小さい傾向にあった．

3.3.2　回答者群別にみたリスクへの気付き

3.3.2.1　環境配慮行動の実施意図とリスクへの気付きの関連から見た考察

回答者の属性によってリスクへの気付きが異なるかを分析するために，ここでは環境配慮行動の実施意図の回答結果にもとづき，二つの回答者群に分類した．二つの回答者群間でリスクへの気付きに差異がみられるかどうかに関して，統計検定と検定結果の考察を行った．

回答者の環境配慮行動の実施意図についての回答結果を**表 3-5** に示す．明確に環境配慮行動の実施意図があると表明した人は 110 人（「実施意図・強」群）おり，否定的な回答者は 19 人，「どちらともいえない」が 71 人であった．このように全体の選好特性として，環境配慮行動を実施したいとする回答者が多数派であった．

次に，回答者群別にリスクへの気付きを整理した（**図 3-2**）．上側が環境配慮行動の実施意図が強い回答者群の，下側が強いとは言えない群の回答割合を示しており，全体的にみて，環境配慮行動の実施意図が強い回答者群で，リスクへの気付きが大きい傾向が分かる．

さらに，両回答者群のリスクへの気付きの差異が統計的に有意なものであるかを分析するために，統計検定を行った．検定手法は，Fisher の直接確率検定を用い，環境配慮行動の実施意図とリスクの重要さで 2×2 のクロス集計表(「実施意図・強／実施意図・非強」×「(あるリスクが) とても重要 ＋ 重要である／意識していない ＋ あまり重要でない ＋ 重要でない」）を作成し，検定した．検定の結果，$p<0.01$ となったリスクについては，**図 3-2** の帯グラフの右側に “**” を付した．

検定の結果，九つのうち五つのリスク（「騒音や振動による住環境の悪化」「公共交通網の衰退」「走行時の CO_2 排出」「排気ガスによる健康への悪影響」「次世代自動車での希少資源の消費」）で，$p<0.01$ を示し，回答者群間で統計的に有意な差異がみられ，かつ全て実施意図・強群でリスクへの気付きが強かった．反対に「交通安全や交通事故」「自動車内装材中の化学品の健康への影響」「交通渋滞」「使用済み自動車についての問題」では，統計的に有意な差異は見られなかった．これらのリスクの性質を考慮すると，環境配慮行動の実施意図は，自動車利用者個人というよりも，特に集団が暴露するリスクへの気付きと関連があると示唆された．

これらの環境配慮行動の実施意図とリスクへの気付きとの因果関係について，広瀬 (1987) は環境配慮的行動全般を共通に説明しうる行動・心理的要因の連関モデルにおいて，リスク認知が環境配慮行動を向上させる心理的要因であると示唆している．また，藤井 (2003) は「非協力的な行動」から「協力的な行動 (=社会的な便益をもたらす行動) 」への行動変容に影響を与える心理的要因として「道徳」を挙げており，道徳は「重要性認知」を起点として形成されると示唆している．

これらの先行研究から，本調査においても，五つのリスクへの気付きが，環境配慮行動の実行意図を強めていた要因と考えられる．さらに，製造段階で生じる「次世代自動車での希少資源の消費」が挙げ

られていた事は，天野ら (2012) の指摘するライフサイクル思考が環境問題の解決行動を促すとの指摘と合致している．

以上から，製品ライフサイクルを通じて網羅的にリスクを取り上げた調査によって，利用段階のリスクと比較して製造段階のリスクに対する気付きは相対的に弱い事，ただしこのリスクへの気付きが，利用段階で生じるリスクと同様に，環境配慮行動の実施意図を強めうる事が明らかにできた．

表 3-5　環境配慮意識に関する調査結果

環境配慮意識に関する回答選択肢	回答者数（人）	うち自動車所有者	回答者の区分
したくない	6	5	⇒環境配慮意識が高いとは言えない
あまりしたくない	13	7	
どちらともいえない	71	52	
ややしたい	72	56	⇒環境配慮意識が高い
したい	38	25	

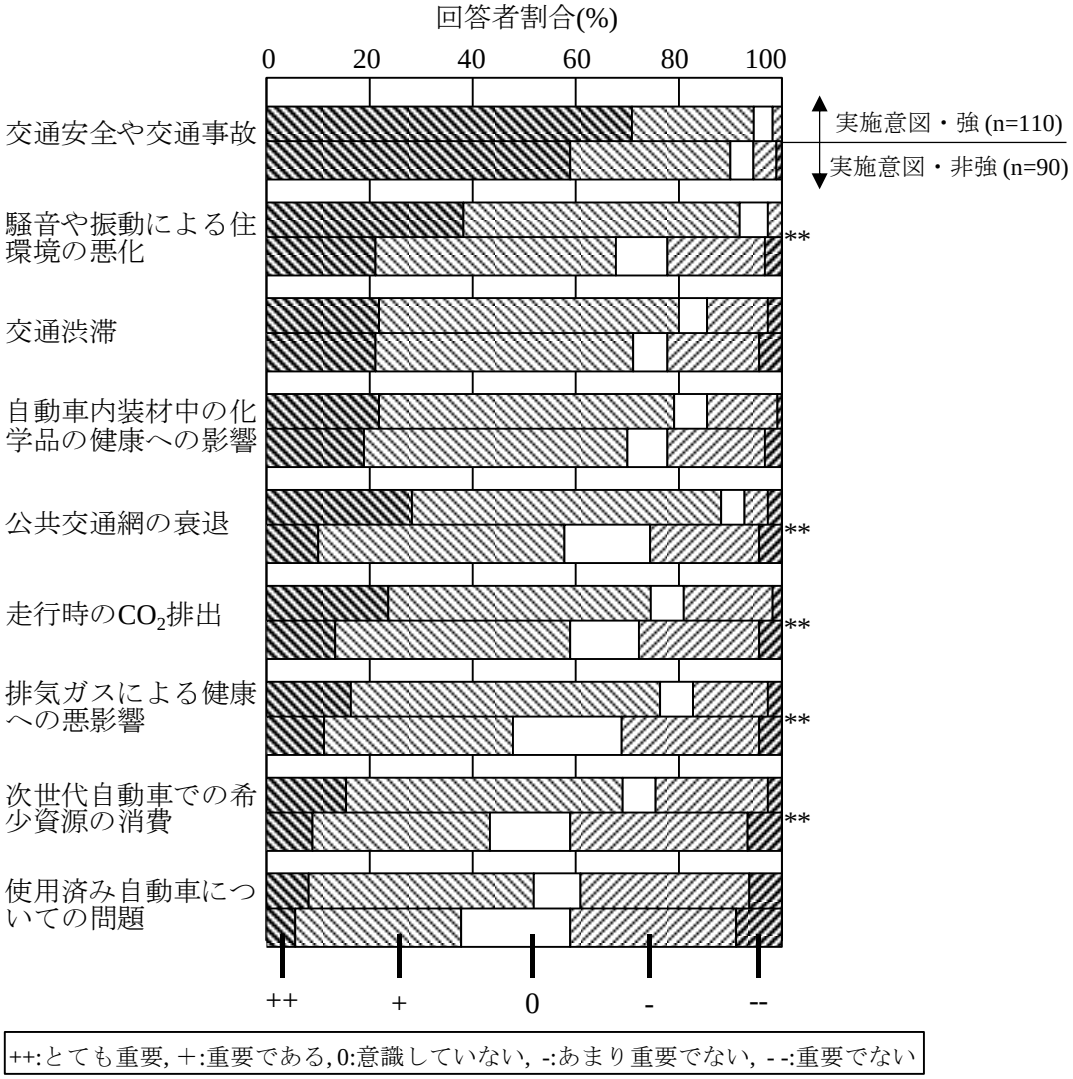


図 3-2　環境配慮行動の実施意図の強弱でみた回答者群別のリスクへの気付き

3.3.2.2　自動車の所有有無とリスクへの気付きの関連からみた考察

次に回答者の属性に関する分析として，**表 3-4** で示した，自動車所有者 (145 人) と非所有者 (55 人) との差異についても，3.3.2.1 と同様に，Fisher の直接確率検定を行い，検定結果の比較・考察を行った．

図 3-3 より自動車非所有者は，所有者よりも，「交通安全や交通事故」「交通渋滞」を重要としない傾向が読み取れる．これは，自動車を所有しないため，これらのリスクに暴露される機会が相対的に小さいためと考えられる．しかし，統計検定の結果から，これらの二つのリスクを含めたすべてのリスクで，統計的に有意な差異は見られず，今回の調査では，自動車の非所有者・所有者間で，リスクへの気付きに差は無いと言える．そのため，自動車を所有する事でリスクへの気付きが高められたり，リスクへの気付きが強い事で自動車を所有しなくなる，等の因果関係は明確にされなかった．

ここで，非所有者におけるリスクの順位を見ると，全体の回答傾向と異なり，「交通渋滞」は「排気ガスによる健康への悪影響」と同程度の気付きが寄せられるに留まった．一方で，交通事故に関しては，全体の傾向と同様に最も強く気付きが得られており，自動車を所有しない者にとっても身近なリスクとして認知されている事が読み取れる．

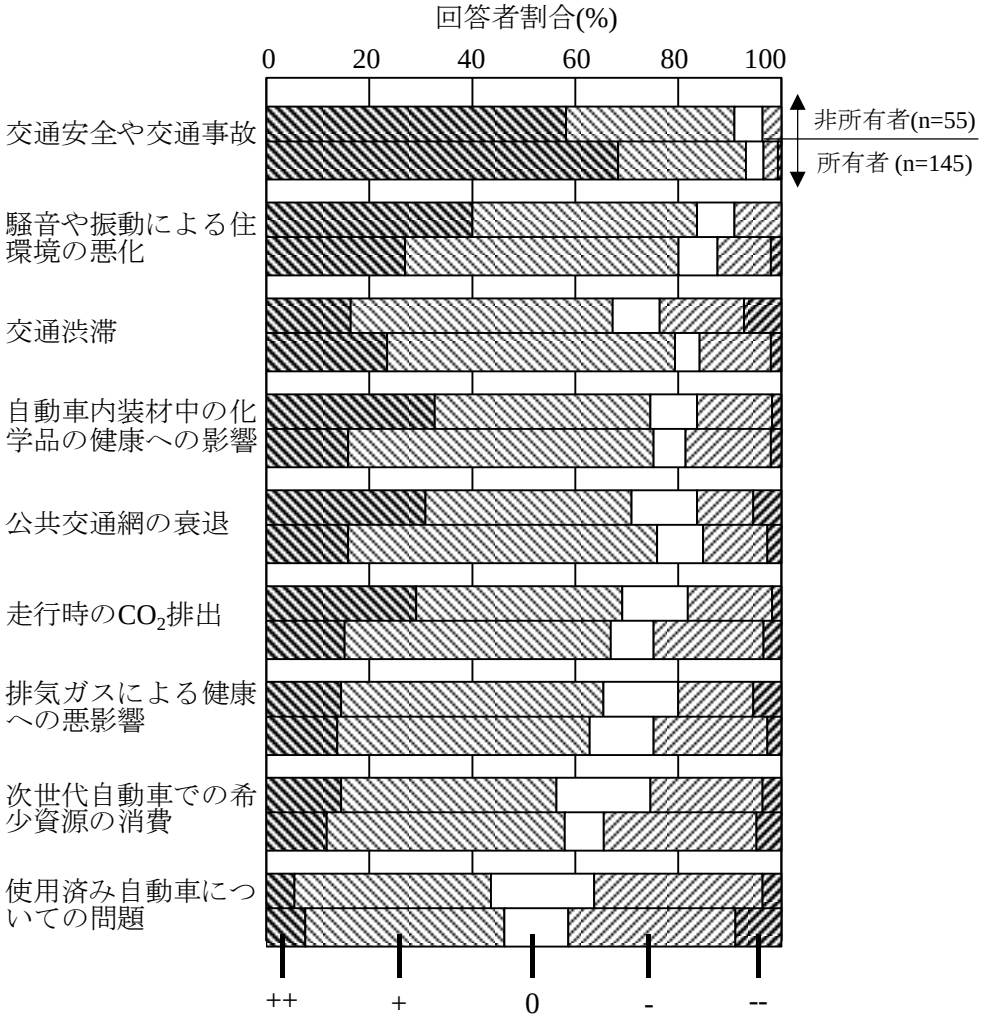


図 3-3　自動車の所有有無でみた回答者群別のリスクへの気付き

これらのリスクに対する気付きの順序関係，および定性的な気付きの程度に関する分析は，製品ライフサイクルを通じて網羅的にリスクを取り上げることにより，得られた結果である．リスク管理は，リスクの優先順位付けを行ったうえで進められる事を考慮すると，市民が現認するリスクの相対的な位置づけに関する情報は，今後のリスク管理において必要な情報であると考えられる．

3.4　要約

本章では，製品ライフサイクルという視点を導入して，自動車由来のリスクへの気付きを把握するため，二段階の調査を実施した．予備調査で自動車の製品ライフサイクルにおける九つのリスクを，市民に対する自由記述回答から抽出した．本調査において市民がそれらのリスクをどの程度重要と考えるかについて選択回答形式で調査した．

3.2 では，まず，市民が現に懸念しているリスクを抽出するための予備調査について説明した．自動車所有・利用がもたらす社会や環境への負の影響を自由記述形式で回答するように求めた結果，自動車の利用段階で生じるリスク，そして，回答者数は少ないものの，生産や利用段階で生じるリスクが挙げられた．この回答結果から九つのリスクを本調査の対象として抽出した．次に，この九つのリスクへの気付きに関する本調査について，調査のねらい，調査方法，分析に用いた設問について説明した．

3.3 では本調査から得られた結果に基づき，まず回答者全体が九つのリスクそれぞれが重要と位置付けられる／位置づけられないの理由をリスクの性質を考慮して分析した．次に，環境配慮行動の実施意図，および自動車所有の有無，で分類した回答者群ごとに，どのようにリスクの重要さが異なるかを分析し，リスク認知について考察した．

得られた結果は，以下の三点にまとめられた．

1) 自動車に関するリスクが高い地域である大阪府居住者を対象とした調査から利用段階のリスクと比較して製造段階のリスクに対する気付きは相対的に弱い事が明らかになった．ただし，製造段階のリスクに対する気付きは，利用段階のリスクと同様に，環境配慮行動の実施意図を高める心理的要因である事が明らかにできた．

2) リスク管理は優先順位を考慮しながら行われるが，ライフサイクルを通じたリスクへの気付きの調査から，自動車所有者と非所有者それぞれの，網羅的なリスクに対する気付きの相対的な位置づけ，すなわち回答者群にとってのリスクの優先順位が明らかにできた．

3) 結果の一般化に向けた課題は，リスクの抽出の過程やサンプルサイズ等，少なからず残っているが，製品ライフサイクルという軸をリスクへの気付きに導入するための調査枠組みの構築にむけた検討できたと考えている．

参考文献

天野雄太，平山世志衣，本藤祐樹 (2012) 教育用 LCA ソフトウェア「かばんの中でも温暖化?! Ver.2」の開発，日本 LCA 学会誌, **8**(1), 55-65.

藤井聡 (2003) 交通計画のための態度・行動変容研究 -基礎的技術と実務的展望-，土木学会論文集, **737**,

13-26.
広瀬幸雄 (1994) 環境配慮的行動の規定因について, 社会心理学研究,**10**(1), 44-55.
伊坪徳宏, 田原聖隆, 成田暢彦 (2007) LCA 概論, 丸善. 305 pages.
次世代自動車振興センター HP 都道府県別 ハイブリッド自動車補助金交付累計台数. http://www.cev-pc.or.jp/tokei/koufu2.html (アクセス日：2015 年 12 月 26 日)
環境省 (2010) バイオ燃料の温室効果ガス削減効果に関する LCA ガイドライン. 2010 年 3 月. https://www.env.go.jp/earth/ondanka/lca/lcaguideline/guideline01.pdf (アクセス日:2016 年 1 月 13 日)
京阪神都市圏交通計画協議会 (2012) 平成 22 年の京阪神都市圏における人の動き. 2012 年 8 月, www.mlit.go.jp/common/001032141.pdf (アクセス日:2015 年 12 月 31 日)
警察庁 (2015) 交通事故発生状況, https://www.npa.go.jp/toukei/koutuu48/hasseijokyo_teisei.xls (アクセス日：2015 年 12 月 25 日)
経済産業省, 環境省 (2012) 自動車リサイクル法の施行状況. 2012 年 8 月, http://www.env.go.jp/council/former2013/03haiki/y035-28/mat03.pdf (アクセス日:2015 年 12 月 31 日)
古賀賢一, 浦川稔寛, 堂ノ脇靖已, 泊有佐, 田村貞明 (2009) 自動車用内装部材の機能化に関する研究 -自動車内環境の清浄化に関する研究 (2)-, 福岡県工業技術センター研究報告, **19**.
国土交通省 (2003) 平成 15 年度 道路行政の業績計画書, http://www.mlit.go.jp/road/ir/ir-perform/1.html (アクセス日：2015 年 12 月 25 日)
国立環境研究所 HP 自動車騒音の常時監視結果, http://tenbou.nies.go.jp/gis/monitor/?map_mode=monitoring_map&field=8 (アクセス日：2015 年 12 月 25 日)
国立環境研究所 (2011) 環境数値データベース (SPM). https://www.nies.go.jp/igreen/td_down.html (アクセス日：2015 年 12 月 25 日)
村上一真, 松岡俊二 (2006) 都市大気汚染政策における社会的能力の評価, 日本評価研究, **6**(1) 55-69.
中谷内一也, 島田貴仁 (2009) 日本人のハザードへの不安とその低減, 日本リスク研究学会誌, **20** (2), 125-133.
日本工業標準調査会(2010)JISQ14040 環境マネジメント-ライフサイクルアセスメント-原則及び枠組み.
日本経済新聞 (2011) (きょうのことば)レアアース 2011/2/25 付.
盛岡通 (2006) リスク学の領域と方法, 日本リスク研究学会 (編) リスク学辞典, 阪急コミュニケーションズ, 2-12.
日本自動車工業会 (2013) 車室内 VOC の低減に対する自工会自主取り組みについて. 2013 年 6 月, http://www.mhlw.go.jp/file/05-Shingikai-11121000-Iyakushokuhinkyoku-Soumuka/0000015434.pdf (アクセス日：2015 年 12 月 27 日)
大阪府立公衆衛生研究所 HP 化学物質による乗用車室内空気の汚染. http://www.iph.pref.osaka.jp/news/vol32/news32_1.html (アクセス日：2015 年 12 月 27 日)
大阪府 (2011) 大阪府域における 2011 年度の温室効果ガス排出量について, http://www.pref.osaka.lg.jp/attach/1144/00132038/bukaishiryo.pdf (アクセス日：2015 年 12 月 25 日)
大阪府 (2013) 公共交通戦略. 2014 年 12 月. http://www.pref.osaka.lg.jp/toshikotsu/senryaku/ (アクセス日：2015 年 12 月 26 日)
Slovic, P., Fischhoff, B., Lichtenstein, S. (1985). Characterizing perceived risk. In Kates, R.W., Hohenemser, C.,

Kasperson, J.X. (Eds.), Perilous progress: Managing the hazards of technology. Boulder, Westview. pp. 91-125.
Slovic, P. (1987) Perception of risk, *Science*, **236**, 280-285.
資源エネルギー庁 (2011) エネルギー白書.

第4章　大気汚染による健康リスクと地球温暖化リスクの 2 指標からみた自動車排ガス規制対策の評価 -1995 年から 2005 年までの期間を対象として-

4.1　　諸言

乗用車排ガスに由来する大気汚染物質，温室効果ガスの削減が継続的に図られてきた．ただし，二つの両立は困難でありトレードオフの関係にある事が，環境省 (2012) や 経済産業省 (2005) で指摘されている．このようなトレードオフに対して，どちらを優先するか，どのようなバランスで対策を実施するかについて議論は定性的なものにとどまっており，トレードオフを考慮したリスク評価モデルの構築，ならびにケーススタディを通じた定量的リスク評価結果を通じて，二つのリスクと対策効果・対策影響に関する知見を充実させる必要があると言える．

過去のリスク削減対策がどのような方針で行われてきたかについて考察するための方法として，Travis et al. (1987) の研究が参考になる．Travis et al. は発がん性物質の規制が一貫した定量的基準の下で実施されたか，実施されなかったかを明らかにするために，各物質の個人リスクの大きさと集団リスクの大きさを推計し，一枚の図上にプロットする事を行った．Travis et al. は，この図から明らかに大きなリスクに対しては規制発動が常に行われ，僅少なリスクに対しては規制発動が常に行われない，という関係が見いだせると結論付けている．また Tengs et al. (1995) は過去の 500 の施策に関して生命年の獲得に係る費用を共通尺度として，定量的な評価，比較を行っている．そしてある対策部門において生命年の獲得にかかる費用が別の分野の 100 倍以上の差異があるという評価結果に基づき，よりすぐれた費用対効果 (ここでは，生命年の獲得効果) を持つ対策に資源が配分されるように変更すべきと，結論付けている．

これらの研究結果から，過去のエンドポイントやハザードの種類の異なる対策を共通の枠組みの下で評価する事で，過去の対策の特徴を定量的な観点から明らかできる事，さらにそれらの対策をどのように改善できるかについての考察のための知見が得られることが読み取れる．

そこで本章では，過去に行われた乗用車排ガス由来リスクの削減対策として，乗用車購入時の車種選択行動と排ガス規制の二つを取り上げ，これらの施策がもたらした大気汚染・地球温暖化にかかるヒト健康リスクの二つのリスクに与えた効果・影響を評価する．本章の目的は，エンドポイントの異なる二つのリスク影響を評価できるモデルの構築，および二つの対策が大気汚染・地球温暖化にかかるリスクに与えた定量的効果と影響を評価し，日本の過去の排ガス削減対策の特徴を明らかにする事，の二つである．

4.2 では，本研究のリスク評価の枠組みとして，評価の前提条件，対象物質，ケース設計の概要，リスク評価手法の概要について示す．4.3 では，4.2 で述べたケース設計とリスク評価手法に関して，より具体的に説明する．4.4 では，構築したモデルと設計したケースから，過去の排ガス削減対策による二つのリスクに対する影響を評価した．設計した各ケースのリスク評価結果が得られることを示すとともに，ケース間で大気汚染と地球温暖化のリスク影響を比較する事を通じて，過去の日本の対策の特徴を明らかにする．最後に 4.5 では，本章で用いた方法論，とそこから得られた結果と，その考察内容について要約する．

4.2　　リスク評価の枠組み

本章におけるリスク評価の枠組みを，図 4-1 に示すリスク評価の手順に従い，説明する．

まず前提条件として，リスク評価の空間バウンダリーは日本全国とし，時間バウンダリーは 2005 年とした．そのため，ケーススタディで設定する変数等を除いた，交通量，雨量や風向の気象条件，等は 2005 年の値をリスク評価に用いた．

次に，リスク評価の対象物質として，大気汚染に関わる物質として最も懸念される粒子状物質 (particulate matter (以下，PM)) に着目し，PM のリスク評価に関して，California EPA (1998) に基づき，ディーゼル排出粒子 (diesel exhaust particulate に含まれる元素上炭素 ((Elemental Carbon (以下，EC)) の吸入暴露による肺がんを評価対象リスクとした. ここで DEP はディーゼル乗用車から排出された PM とし, ガソリン乗用車由来の PM は含めないとした. 地球温暖化に関わる代表的な温室効果ガスとして CO_2 に着目した．CO_2 のリスク評価に関して，Schlyver et al. (2009) に基づき，地球温暖化によって生じる五つ（マラリア，下痢，栄養失調，溺死，心臓血管疾患）の人健康被害を評価対象リスクとした．

リスク評価をすすめるにあたり，まずはケース設計を行った．ケース設計では，過去の対策の特徴を明らかにするために，過去の実際の政策を反映したケースと，比較対象となる仮想ケースを設計した．詳細については 4.3 で述べるが，1995 年以降の乗用車購入時の車種選択をドライバーとして，2005 年の車種構成が変化すると仮定し，また 1995 年に採用される排ガス規制によって 2005 年の排出原単位が変化すると仮定した．ケース設計を行うにあたり，1995 年から 2005 年における実際の対策に着目した理由は，1995 年が日本においてディーゼル乗用車構成割合が減少し始めた年だからである．ディーゼル乗用車を避け，ガソリン乗用車を選択するという変化は，1990 年代からディーゼル乗用車が増加した欧州と全く異なる (Cames and Helmers 2013) ため，日本で見られた顕著な変化であると言え，またヒト健康リスクに影響もこれにともない変化したと言える．さらに，別の理由として，日本の乗用車平均使用年数は約 10 年 (自検協 2015) である事から，自動車関連部門において，ある対策実行の決定からその効果の発現までに，10 年程度の時間差があると仮定した事，が挙げられる．以上の理由から，1995 年から 2005 年の期間に着目し，ケース間のリスク評価結果の違いから日本の対策の特徴を明らかにする．

次に，各ケースにおけるディーゼル排出粒子 (diesel exhaust particulate (以下，DEP))DEP 排出量と CO_2 排出量を推計した．各ケースにおける二物質の排出量は全て，2005 年の年間乗用車走行台キロを機能単位 (日本 LCA 学会 2015) として推計した．

最後に，DEP 中の EC による肺がんと CO_2 による地球温暖化のヒト健康リスクを評価した．EC に関するヒト健康リスクは，California EPA (1998) にもとづき肺がんの罹患者数を算定し，これらのヒト障害調整年 (disability-adjusted life years (以下，DALY)) (Murray and Lopez 1997) と人口パーセンタイルがん過剰リスクを推計した. CO_2 のヒト健康リスクは，Schlyver et al. (2009) に基づき，地球温暖化による DALY を推計した．DALY 指標は，異なるエンドポイントにある人健康リスクを比較する事や，総ヒト健康リスクの観点からケース比較を行うための指標であり，共通の評価尺度である．またもう一方の指標は実質的安全量 (virtually safety dose (以下，VSD)) として参照される 10^{-5} 発がん率 (Gaylor 1989) と比較するためのものであり, 日本人の 95%以下がばく露されるリスク水準を意味する. この二つの指標により，トレードオフ関係にあるリスクの比較，ならびにケースごとの特徴の解明を行う．

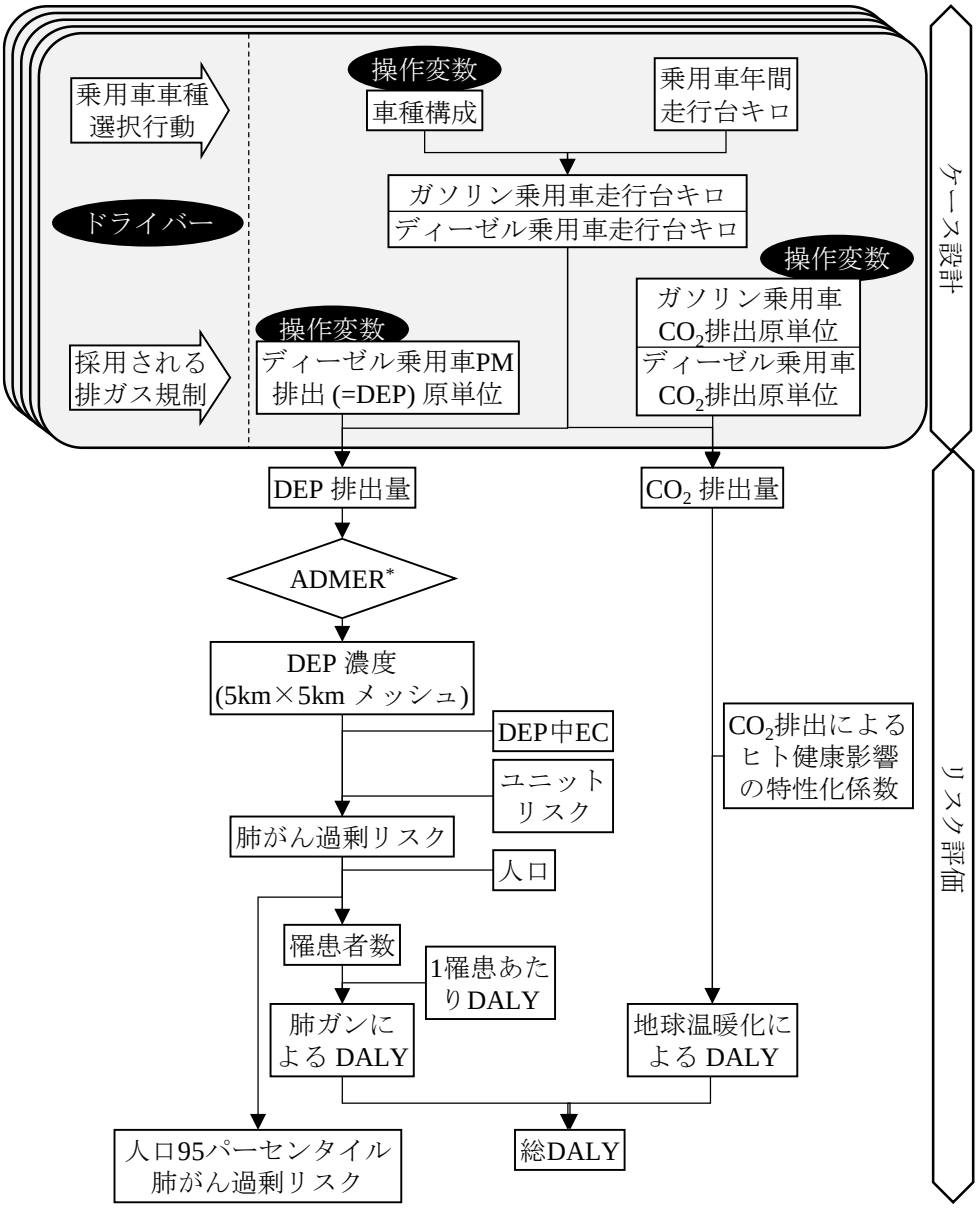


図 4-1　本章におけるリスク評価の手順

4.3　五つのケースとリスク評価の方法

4.3.1　ケース設定

表 4-1 に本研究で構築した五つの排出ケースを示す．各ケースは二つのドライバーから構成した．上でも述べたように，このドライバーが二つの操作変数をそれぞれ変化させ，ひいては DEP 排出量，CO_2 排出量を変化させる．ドライバーの一つは，車種構成に影響を与える車種選択行動，もう一つのドライバーを，排出ガス原単位に影響を与える排ガス規制，とした．

表 4-1　本研究で設計した五つのケースの概要

ケース	ドライバー		各ケースの概要
	乗用車の車種選択行動	採用する乗用車排ガス規制	
1	1995年から変化しない*1	1994年短期規制*2	●このケースは1995年から2005年にかけての車種選択行動，及び排ガス規制によるリスク影響を比較するためのベースケースである．そのため，1995年と同様の車種構成，排ガス原単位を用いた． ●車種選択行動は1995年から変化しないとし，1995年のディーゼル車とガソリン車の乗用車車種構成 (11 [%] : 89 [%]) が2005年まで維持されると仮定した． ●排ガス規制に関しては，1994年短期規制が採用され続け，2005年においても1995年・日本の排出原単位が維持されると仮定した．
2	1995年以前よりもガソリン車が選択される*1	2005年新長期規制*3	●このケースの車種選択行動，及び排ガス規制は，日本が実際に選択・採用した対策である． ●車種選択行動は，1995年以降ガソリン車を以前よりも選択するようになり，2005年にはディーゼル車とガソリン車の乗用車車種構成が4 [%] : 96 [%] になると仮定した． ●排ガス規制に関しては，2005年新長期規制が採用される事により，2005年・日本における実際の排出原単位と同様の値になると仮定した．
3	1995年以前よりもガソリン車が選択される*1	EURO 4*4	●車種選択行動は，1995年以降ガソリン車を以前よりも選択するようになり，2005年にはディーゼル車とガソリン車の乗用車車種構成が4 [%] : 96 [%] になると仮定した． ●排ガス規制に関しては，EURO 4 が採用される事により，2005年・欧州圏における排出原単位 (2005年の英国における乗用車から推計した，仮想の排出原単位) になると仮定した．
4	1995年から変化しない*1	2005年新長期規制*3	●車種選択行動は1995年から変化しないとし，1995年のディーゼル車とガソリン車の乗用車車種構成 (11 [%] : 89 [%]) が2005年まで維持されると仮定した． ●排ガス規制に関しては，2005年新長期規制が採用される事で，2005年・日本における実際の排出原単位と同様の値になると仮定した．
5	1995年から変化しない*1	EURO 4*4	●車種選択行動は1995年から変化しないとし，1995年のディーゼル車とガソリン車の乗用車車種構成 (11 [%] : 89 [%]) が2005年まで維持されると仮定した． ●排ガス規制に関しては，EURO 4 が採用される事により，2005年・欧州圏における排出原単位 (2005年の英国における乗用車から推計した，仮想の排出原単位) になると仮定した．

*1 参考文献：経済産業省 (2005). *2 参考文献：国土交通省 (2008 a), 国土交通省 (2008 b).
*3 参考文献：中央環境審議会 (2002). *4 参考文献：EU (1998).

4.3.1.1　車種選択行動に起因する車種別構成割合の設定

車種選択行動は，1995 年以前よりガソリン乗用車を選択するようになる，もしくは 1995 年から選択が変化しない，の二つから一つを設定した．

ケース 1，ケース 4，ケース 5 では，車種選択行動が 1995 年から 2005 年まで変わらないと設定し，日本の 1995 年におけるディーゼル対ガソリンの乗用車車種構成比である 11 [%] : 89 [%] が維持されると仮定し，排出量推計を行った．ケース 2，ケース 3 では，1995 年から 2005 年にかけてガソリン車を選択するようになると設定し，日本の 2005 年におけるディーゼル対ガソリンの乗用車車種構成比である 4 [%] : 96 [%] になると仮定し，排出量を推計した．

4.3.1.2　排ガス規制に起因する排出原単位の設定

ドライバーと変数に設定した排出量推計に用いる値との関係は，実際の政策と実測値に基づいている．ここでは，排ガス規制における PM 排出原単位の規制値と，欧州・日本の道路上の実車における排出原単位に着目した．ディーゼル乗用車の PM 排出基準は，EURO 4 で 0.025 [g/km], 2005 年新長期規制で

0.013 [g/km]であり，日本の基準のほうが厳しい．また，実車で測定された PM 排出原単位では，英国（EU 内）で 0.013 [km/h] であり，日本で 0.008 [km/h] (30 [km/ (h] 時) (土肥ら 2012) であった．ここで，30 [km/h] 時の排出原単位を比較した理由は，経済産業省 (2005) 内でディーゼル乗用車と対照される形で示されていたガソリン乗用車の排出原単位が，土肥ら (2012) で示されていた 30 [km/h] 時の排出原単位と最も近かった事による．一方，実車の CO_2 排出原単位については，欧州で 133 [g/km] であり，日本で 166 [g/km] である．そのため，PM 排出規制が低いほど，PM 排出原単位は低くなり，また CO_2 排出量が高く成る事が示唆される．以上の事実から，異なる排ガス規制を採用する事で，CO_2 を含めた排出原単位が変化する事が示唆され，これを根拠として，ケース設計において，異なる排ガス規制を採用した場合に，排ガス原単位も異なるとした．

表 4-1 に示す通り，排ガス規制に関して，ケース 1 を除いて，は，日本国内の排出規制である 2005 年新長期規制 (中央環境審議会 2002) を適用するか，EURO 圏の排出基準である EURO 4 (EU 1998) を適用するかのいずれかを設定した． ケース 1 は特別で，1994 年短期規制が継続して採用されると仮定して，1994 年の実際の排出原単位を設定した (並河ら 2003；土肥ら 2012). ケース 2，ケース 4 は 2005 年新長期規制を採用し，その結果日本の 2005 年の実際の排出原単位と同様に変化するとした (並河ら 2003；土肥ら 2012). 一方ケース 3，ケース 5 は EURO 4 を採用し，イギリスで実際に走るディーゼル乗用車から推算した排出原単位に変化すると仮定した (経済産業省 2005) .

EURO 4 を採用した際のガソリン車の排出原単位は，2005 年の日本のガソリン車の排出原単位になるとした．これは 2005 年新長期規制と EURO 4 の SPM 排出規制値が同様であることによる．

各ケースの特徴は 4.4.1 で，DEP 排出量推計結果および CO_2 排出量推計結果と合わせて示す．

4.3.2 DEP および CO_2 排出量の推算方法

DEP 排出量はディーゼル乗用車由来の PM 排出量と等しいと仮定し，ガソリン車由来 PM は含めない．CO_2 排出量は，ガソリン乗用車とディーゼル乗用車両方の排出量を加算した．ガソリン乗用車とディーゼル乗用車の間で年間 1 台当たり走行台キロが同じであると仮定し，ディーゼル車とガソリン車の車種別走行台キロは車種別構成割合と同様に変化する，とした．より実態に近い PM 濃度の空間的分布を推計するために，都道府県別，速度別の走行台キロ，および速度別の排出原単位を用いた．ケース別，都道府県別の物質排出量 ($E_{m,n,o}$) は **式 4-1** で推算した．ここで，用いた排出原単位 ($EF_{m,n,p,q}$) は**付録 4** (土肥ら 2012；並河ら 2003；経済産業省 2005) に，総走行距離 ($TD_{o,q}$) は**付録 5** (国土交通省 2005 a；国土交通省 2005 b；国土交通省 2010) に示した．

$$E_{m,n,o} = \sum_{p}\sum_{q}\left(PVC_{m,p} \times EF_{m,n,p,q} \times TD_{o,q}\right)$$

式 4-1

m：ケース (1, 2, 3, 4, 5), n：排出物質 (DEP, CO_2), o: 都道府県,

p：乗用車車種 (ディーゼル乗用車，ガソリン乗用車), q：5 [km/h] 区分の速度階級,

$E_{m,n,o}$：ケース別・都道府県別物質排出量 [g/year], $PVC_{m,p}$：ケース別・乗用車車種構成比 [%],

$EF_{m,n,p,q}$：ケース別・車種別・速度階級別物質排出原単位 [g/km],

$TD_{o,q}$：都道府県別・速度階級別走行台キロ [台×km/year].

4.3.3　EC 暴露による肺がんおよび CO_2 起源の地球温暖化によるヒト健康影響のリスク評価

4.3.3.1　がん過剰リスクと DALY を用いた DEP 中 EC による肺がんの評価

DEP 排出量から，DEP 濃度を得るために ADMER (Atmospheric Dispersion Model for Exposure and Risk Assessment (産総研－曝露・リスク評価大気拡散モデル)) (ver. 2.6) (東野ら 2003) を利用した．ADMER 内ではプリューム・パフ式に基づく拡散計算が行われ，空間濃度が出力される．**付録 6** に DEP 濃度の移流・拡散に関わる ADMER 入力パラメータについて示す.

DEP のヒト健康影響評価に関して，本研究では California EPA (1998) に従い，DEP 中 EC の吸入暴露による肺がんに着目した．EC 暴露濃度は，ADMER で推計した DEP 大気中濃度を暴露濃度とみなし，この濃度に 0.697 [-]を乗じた濃度とした．この 0.697 は，山本ら (2008) で報告された小型車における DEP 中の EC 含有率である．なお，山本らの取り扱う小型車に，本章で扱う乗用車も含まれると考えられ，その理由として，山本らの車種区分が，大型車と小型車に限られていた事が挙げられる．

ケース別・メッシュ別のがん過剰リスク ($ER_{m,r,s}$) は，**式 4-2** から求めた．本研究において，EC 吸入暴露による肺がんに関するユニットリスク ($UR_{EC,s}$) は California EPA (1998) が報告する幾何平均値である，6×10^{-4} [1/ (lifetime-μg/m^3)] を用いた．この値を用いた理由は，California EPA が，複数の研究から得られたユニットリスクの代表値であり，利用可能な推計方法から得られた最良推定値である事に疑いがない，と報告しているからである．人口 95 パーセンタイルがん過剰リスクについては，日本の人口の 95 [%] がそのがん過剰リスク以下でさらされる値と定義する．これを，**式 4-2** で推計されたがん過剰リスクを用いて求めた.

$$ER_{m,r,s} = C_{m,EC,r} \times UR_{EC,s}$$

式 4-2

r: メッシュ，　s：発がん種類 (＝肺がん), $ER_{m,r,s}$：ケース別・メッシュ別のがん過剰リスク，
$C_{m,EC,r}$：年平均ケース別・メッシュ別 EC 濃度 [g/m^3], $UR_{EC,s}$：EC 吸入暴露によるユニットリスク.

また EC 吸入ばく露による肺がんの DALY ($DALY_{m,EC}$) は，**式 4-3** から推計した．肺がんに係る一罹患当たりの DALY は (*DALY/incidence*), 伊坪，稲葉 (2010) らが推計した 12.587 [DALY/incidence] を用いた．伊坪，稲葉の値を用いた理由は，伊坪，稲葉が Murray (1996) のオリジナルの DALY を日本の状況に適合した DALY として計算していたからである．伊坪，稲葉は日本の疾病情報が得られるものについては，それらを利用している.

$$DALY_{m,EC} = \sum_r \left\{ ER_{m,r,s} \times Population_r \times \left(\frac{DALY}{incidence} \right)_t \right\}$$

式 4-3

t：疾病種類 (＝肺がん), $population_r$：メッシュ別人口 (総務省 2005),
$DALY_{m,EC}$: ケース別の EC 暴露による DALY [DALY/year],
$(DALY/incidence)_t$：一罹患当たりの DALY [DALY/incidence].

4.3.3.2 CO_2に由来する地球温暖化によるヒト健康被害の評価

CO_2排出由来の地球温暖化によるヒト健康影響は，Schryver et al. (2009) に基づき，「心臓血管疾患」「下痢」「栄養失調」「自然災害」「マラリア」をエンドポイントとする DALY で評価した．本研究では，Schryver et al. (2009) が推計した特性化係数 (CF_{CO2}) のうち，年齢による重みづけを用いず，割引率は 0%，の条件 (Egalitarian の価値観)で推計された 1.76×10^{-2} [DALY/t-$CO_{2\text{-eq}}$] を用いており，地球温暖化による健康被害が大きくなる設定で推計した．この特性化係数を採用した理由は二つ挙げられる．一つ目の理由は，4.3.1.1 において採用した肺がん 1 罹患当たりの DALY (伊坪，稲葉 2010) が同様の年齢による重みづけ・割引率で推計されており，大気汚染と地球温暖化に関する二つの DALY の比較および統合の点から妥当であると考えたからである．二つ目の理由は，がんは一生涯にわたるリスク，地球温暖化は長期間にわたって不確実なリスクであり，Kammen and Hassenzahl (2001) は重大な指摘として，長期間の不確実性の高いリスクに割引率を適用する事に疑問がある，としているからである．

DALY は**式 4-4** より推計した．

$$DALY_{m,CO_2} = CF_{CO_2} \times \sum_o E_{m,CO_2,o},$$

式 4-4

$DALY_{m,CO2}$：CO_2排出由来地球温暖化による DALY [DALY],

CF_{CO2}：CO_2排出にかかる DALY 特性化係数 [DALY/t-$CO_{2\text{-eq}}$].

4.4 結果と考察

4.4.1 各ケース設定値と排出量推計結果の確認

表 4-2 に本研究で設定した 30 [km/h] 時の排出原単位と車種別構成割合，および DEP in PM と CO_2 排出量の推計結果を示す．ここで 30 [km/h] 時の排出原単位を示した理由は，この速度を基準にケース 3 と ケース 5 の排出原単位を国土交通省 (2005) と 土肥ら (2012) から算定したことによる．

ケース 1 では，1995 年の排出原単位を用いて推計しているため，ほかのケースよりも DEP 排出量，CO_2排出量が高く推計された．DEP 排出量で見ると，最も排出量の低いケース 2 よりも，44 倍高い排出量であった．また CO_2排出量で見ると，最も排出量の低いケース 5 よりも，約 1.3 倍高かった．実際にはこのケースは 1995 年の日本のリスク環境を再現するものではなく，これは排出原単位と車種構成以外の他の要素，人口分布や走行パターン等，は 2005 年値を用いたからである． しかしながら，本研究の目的を考慮すると，1995 年のヒト健康リスクを正確に再現することが重要ではなく，また乗用車車種構成および排出原単位の差異を比較するという観点からは，より適した設定と言える．

ケース 2 はガソリン車を選択するようになり，2005 年新長期規制を採用した結果として，2005 年の日本と同様の変数となっており, 車種構成と排出原単位の組み合わせにより, DEP 排出量が 226.6 [t/year] と最も低くなるという結果になった．CO_2排出量は 107.6×10^6 [t/year]であった．

ケース 3 は DEP 排出量が 363.9 [t/year], CO_2 排出量は 105.8×10^6 [t/year].であった．また，ケース 2 とケース 3 の差異は，2005 年新長期規制を採用するか EURO 4 を採用するかであるため，これらのケース間比較から，自動車排ガス規制の差異が，排出量ひいては人健康リスクに与える影響について考察できる．

ケース 4 は DEP 排出量が 614.1 [t/year], CO_2 排出量は 109.9×10^6 [t/year].であった．このケースでは，

ケース 1 と同様の車種構成・異なる排出原単位である事から，ケース 1 とケース 4 の比較を通じて，1995 年以降の排出原単位の改善による，リスク削減影響を評価できる．

ケース 5 は 1995 年から車種選択行動が変化せず，EURO 4 を採用した結果，CO_2 排出量が 105.0×10^6 [t/year] と最も低くなるという結果が得られた．しかしながら，DEP 排出量に関しては，986.1 [t/year]と最大値となっている．

一般的にディーゼル機関はガソリン機関よりも燃費，ひいては CO_2 排出量が少ないとされる (EEREHP) ．しかしながら，ケース 2 およびケース 4 の排出原単位をみると，これと反対の関係を示している．ディーゼル乗用車の CO_2 排出原単位がガソリン車よりも劣る理由は，ディーゼル車の売れ行きの低迷により最新技術が搭載されなかった事によるとされる (経済産業省 2005). 今回設定した値は，土肥ら (2012) が日本で実際に利用されている自動車排ガスを調査した結果を引用しており，実態として日本ではディーゼル乗用車の CO_2 排出原単位がガソリン車の CO_2 排出原単位よりも大きいことが分かった．

表 4-2　各ケースで設定した変数と排ガス排出量排出結果

ケース	設定した変数						排ガス排出量推計結果	
	排出原単位				車種構成 [%]			
	PM [mg/km]		CO_2 [g/km]					
	ディーゼル乗用車	ガソリン乗用車	ディーゼル乗用車	ガソリン乗用車	ディーゼル乗用車	ガソリン乗用車	DEP [t/year]	CO_2 [10^6×t/year]
1	126	1.158	250	178	11	89	9,947.4	135.3
2	8	0.417	196	145	4	96	226.6	107.6
3	13	0.417	133	145	4	96	363.9	105.8
4	8	0.417	196	145	11	89	614.1	109.9
5	13	0.417	133	145	11	89	986.1	105.0

* PM 排出原単位，CO_2 排出原単位は30 [km/h] 時の値

4.4.2　リスク評価結果とその考察

4.4.2.1　リスク評価結果

表 4-3 に EC 暴露による人口 95 パーセンタイル発がん超過発生確率と DALY，CO_2 排出による DALY，および EC と CO_2 による DALY の合計値を示す．

EC による DALY は CO_2 による DALY と 2 桁異なった．これらの結果は，Schryver et al. (2009) が算定した CO_2 の特性化係数 (本章では 1.76×10^{-2} [DALY/t-$CO_{2\text{-eq}}$] を採用) に含まれる不確実性による部分が大きく，議論の余地がある．しかし，本章の主要な目的がケース間比較である事から，CO_2 排出に関する特性化係数の数値幅に関しては考察の対象としない．

ケース 1 は，1995 年時点の PM 排出原単位・CO_2 排出原単位を用いたリスク評価結果である．そのため，2005 年時点の排出原単位を用いた他の四つのケースと異なり，EC 暴露に由来する肺ガンによる DALY，CO_2 排出に由来する地球温暖化による DALY がともに大きく推計された．他の四つのケースと比較すると，地球温暖化による DALY 以上に，肺ガン大気汚染による DALY で差が大きい傾向がみられており，前者では約 1.3 倍の差が，後者では約 6 倍の差がみられた．

表 4-3　五つのケースにおけるリスク評価結果

ケース	EC		CO_2	総DALY [10^3×DALY]
	人口95パーセンタイル過剰発がんリスク	肺がんによるDALY [10^3×DALY]	地球温暖化によるDALY [10^3×DALY]	
1	5.83E-04	75	2,382	2,457
2	9.96E-05	12	1,894	1,905
3	1.03E-04	13	1,862	1,874
4	1.04E-04	13	1,934	1,947
5	1.23E-04	15	1,848	1,863

4.4.2.2　人口 95 パーセンタイル発がん超過発生確率と総 DALY 削減量で見たリスク評価結果

表 4-3 のリスク評価結果に基づき，**図 4-2** に PM 暴露による発がん超過発生確率を横軸に，総 DALY を縦軸に，各ケースをプロットした．灰色の領域は，実質的安全量として参照される発がん過剰リスク 10^{-5} を超過しないことを意味している．

まず，全体の傾向として，ケース 1 と他の 4 ケースとの総 DALY 差，および人口 95 パーセンタイル過剰発がんリスクの差が相対的に大きく，排出量で見た場合と同様である．そのため，1995 年から 2005 年までの，PM 排出原単位・CO_2 排出原単位の向上により，大気汚染と地球温暖化に関するヒト健康リスクの両方が改善されたと考えられる．

次に，人口 95 パーセンタイル発がん過剰リスクが最も小さい (横軸でみて最も左に位置する) ケース 2 に着目する．ケース 2 は 2005 年の日本を想定したケースであり，PM 排出原単位が相対的に小さい 2005 年新長期規制を採用し，かつ大気汚染影響が小さいガソリン車の保有台数に占める割合が相対的に大きい，と設定した．ここから，過去の日本の乗用車排ガス対策は，大気汚染影響の緩和を重視していたと言える．ただし， 10^{-5} と比較すると，ケース 2 であっても 95 パーセンタイル値を超過しているため，継続的な PM 削減が必要であると言える．

次に，総 DALY が最も小さい (縦軸でみて最も下に位置する) ケース 5 に着目する．ケース 5 は CO_2 にかかる地球温暖化による DALY が最も小さいケースであり，ケース 1 からケース 5 にかけての総 DALY 削減量は 594 [10^3×DALY] であり，割合で見て総 DALY 量は 76 %まで削減された．また，EC 由来の総 DALY 量が最大のケース 1 と 最小のケース 2 を比較すると，552 [10^3×DALY] の削減，割合で見て 78 % まで削減された. ケース 2 は EC にかかる肺がんによる DALY が最も小さくなるケースであり，ケース 5 は CO_2 にかかる地球温暖化による DALY がもっとも小さいケースであった事から，本章におけるリスク評価の解析条件においては，CO_2 削減対策を重視するほうが総 DALY の削減に寄与する事が示唆された．

ただし，2050 年の地球の平均気温の上昇を 2 度以下に抑えるために，運輸部門では 44～45% 程度の温室効果ガスの排出削減が必要であると試算されている事 (「2050 日本低炭素社会」シナリオチーム 2008) を考慮すると，76%でまで CO_2 にかかる DALY が削減されたケース 5 においても CO_2 削減は不十分であり，継続的な CO_2 の削減が PM 削減と同様に必要であると言える．

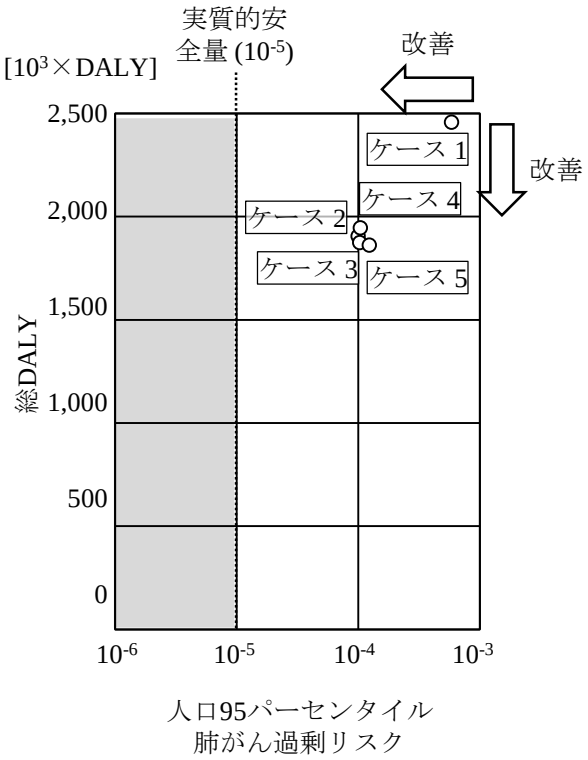


図 4-2　EC 暴露に起因する肺がん過剰リスクと総 DALY でみた各ケースのリスク評価結果

4.4.2.3　EC による肺発がんの DALY と CO_2 に由来する DALY の比較

表 4-3 のリスク評価結果から，ケース 1 を除く，4 ケースを図 4-3 にプロットした．ケース 1 を除いた理由は 1995 年時点の排出原単位が設定されているからであり，2005 年時点を想定したケース間の比較に焦点をあてるためである．ケース 2 を原点とし，横軸は大気汚染影響による DALY 差を，縦軸は地球温暖化影響による DALY 差を示す.

このような図示の特徴として，原点のケース 2 に対して，リスクトレードオフにあるケースを簡易に判別できる点，が挙げられる．ケース 2 と比較して，ケース 4 は温暖化影響による DALY，大気汚染による DALY のどちらでみても環境が悪化する位置にある．一方，ケース 2 とケース 3, ケース 2 と ケース 5 は，大気汚染に関しては悪化する方向へ，地球温暖化に関しては改善される方向へ位置している.

ここで，ケース 2 とケース 3 の違いを考慮すると，2005 年新長期規制を採用するか，EURO 4 を採用するかが異なっており，ここから，二つの点の間の移動の原因が，排出原単位とその上位にある排ガス規制にある事が読み取れる. 定量的リスク評価の面から見ると, 2005 年新長期規制を採用するかわりに, EURO4 を採用する事により，31.9 [10^3×DALY] の地球温暖化によるヒト健康影響が削減される代わりに，0.6 [10^3×DALY] の肺がんによるヒト健康影響が増加したと言える.

これは乗用車車種構成，およびそのドライバーである車種選択行動に関しても当てはまる．ケース 3 とケース 5 の違いは乗用車車種構成であり，1995 年から 2005 年にかけてディーゼル車：ガソリン車の車種構成が 11 [%] : 89 [%] で維持されることにより，13.8 [10^3×DALY] の地球温暖化による DALY が減少される一方で，2.8 [10^3×DALY] の肺がんによる健康影響が増加すると推計された.

また，別の面から見ると，これらの違いは，あるドライバーもしくは変数を変化させることで，どれだけ対象リスクの削減が行われるか，を示している．ケース 2 とケース 4 の差異は乗用車車種構成およびその上位の車種選択行動であり，両方の DALY がケース 2 において小さいと推計された．そのため，ケース 4 からみて，ディーゼル乗用車を減じる事が DALY 減少のための一つの手段であると示唆された．

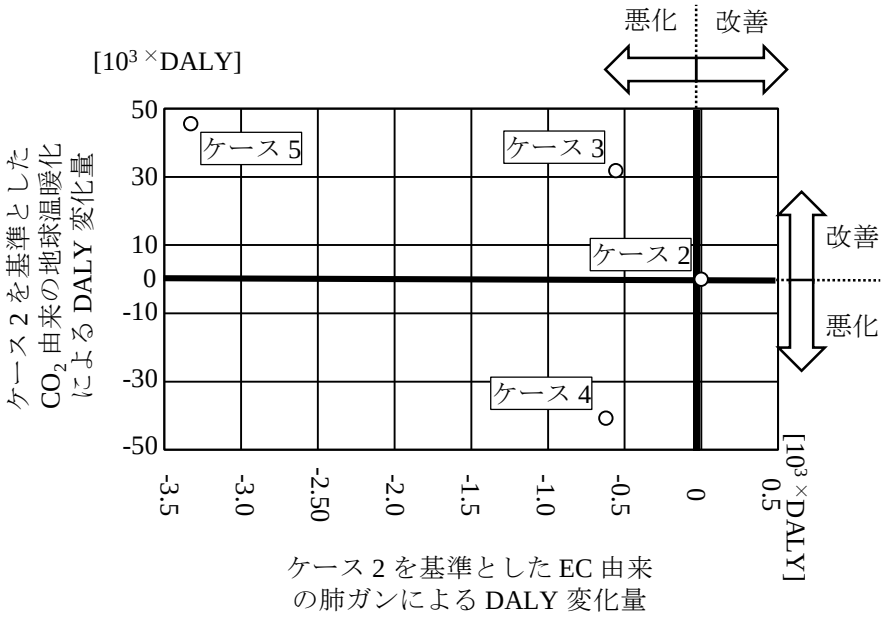


図 4-3　肺がんによる DALY および地球温暖化による DALY のケース間比較結果

4.5　　要約

本章では，乗用車排ガス削減対策による大気汚染物質と温室効果ガス削減の両立が困難であり，かつどちらを優先し，それぞれどの程度まで削減するかという，リスク管理の方針に必要な定量的評価が十分に行われていない点に着目し，大気汚染と地球温暖化の二つのヒト健康リスクを評価できるモデルの構築，および日本の過去の乗用車排ガス対策が二つのヒト健康リスクに与えた定量的影響の評価を通じて，過去の対策の特徴を明らかにする事を行った．

4.2 ではリスク評価の枠組みとして，解析条件，過去の対策に基づいたケース設計の方法，PM 排出に由来する大気汚染に関するヒト健康リスク・CO_2 排出に由来する地球温暖化に関するヒト健康リスクの評価モデル構築，について説明した．

4.3 では 4.2 で述べたケース設計とモデル構築をより具体的に説明した．ケース設計に関して，過去の乗用車排ガス対策として 1995 年～2005 年の乗用車の車種選択行動と排ガス規制を取り上げ，前者が 2005 年の乗用車構成割合を変化させ，後者が排出原単位を変化させるとし，ヒト健康リスクに与えた影響を評価した．これら二つの対策に関して，実際に日本で行われた対策を反映した実在ケースと，実際とは異なる対策が行われると仮定したケースを設計した．また，リスク評価に関して，ディーゼル排出粒子中の元素状炭素成分による肺ガンと，地球温暖化によるヒト健康影響 (マラリア，下痢，栄養失調，溺死，心臓血管疾患) というエンドポイントの異なる二つのリスクを比較・統合するために，年間乗用

車走行量を機能単位とし，DALY を共通の評価尺度とするモデルを構築した.

4.4 では各ケースにおける排出量推計結果，リスク評価結果を考察した．考察を行う上で，総 DALY と EC による過剰発がんリスク評価結果の二指標を軸とした提示方法，およびケース 2 を原点として CO_2 由来 DALY 変化量・EC 由来 DALY 変化量の二指標を軸とした提示方法を用い，対策効果・対策影響を一枚の図上にプロットした.

本章で得られた結論は以下の二点にまとめられた.

1) ケース 2 とケース 3 とを比較した結果，すなわち 1995 年以前よりもガソリン車が選択される点が共通で，かつ乗用車排ガス規制に関して 2005 年新長期規制を採用するか EURO 4 をを採用するかという点で異なるケースを比較した結果，2005 年新長期規制を採用したケースでは EURO 4 をを採用するケースよりも，大気汚染による DALY が 0.6 [10^3×DALY] 減少する一方，地球温暖化による DALY が 31.9 [10^3×DALY] 増加すると評価された．この結果から，採用する排ガス規制によって得られる，大気汚染もしくは地球温暖化のヒト健康リスクの削減効果はトレードオフの関係にある事が示唆された．ディーゼル乗用車・ガソリン乗用車の車種選択行動に関しても，同様の関係がみられており，ガソリン乗用車が 1995 年以前よりも選択されるケースでは，1995 年から車種選択ケースが変わらないケースよりも，大気汚染に関するリスク削減効果が大きくなる一方で，地球温暖化に関するリスク削減効果が小さくなると評価された.

2) ケース 2 は 1995～2005 年の日本において実際に行われた対策を反映したケースであり，このケースにおいて EC 暴露による肺ガンのヒト健康影響が最小であると推計され，2005 年の人口 95 パーセンタイル発がん超過発生確率が 9.96×10^{-5} [-], 1995 年と比較した DALY 削減量が 12 [10^3×DALY] であった．ケース 2 は日本の実際の 2005 年の状態を反映したケースである事を考慮すると，過去の日本の対策が大気汚染の改善を意図していた事を，その定量的リスク削減効果と合わせて，明らかにした.

参考文献

「2050 日本低炭素社会」シナリオチーム (国立環境研究所，京都大学，立命館大学，みずほ情報総研) (2008) 2050 日本低炭素社会シナリオ：温室効果ガス 70%削減可能性検討. 2008 年 6 月.

California EPA (Environmental Protection Agency) (1998) For the “proposed identification of diesel exhaust as a toxic air contaminant” part B: health risk assessment for diesel exhaust, http://www.arb.ca.gov/regact/diesltac/partb.pdf (Accessed 16 October 2015).

中央環境審議会 (2002) 今後の自動車排出ガス低減対策のあり方について (第五次答申). 2002 年 4 月, http://www.env.go.jp/council/toshin/t07-h1401/t07-h1401-2.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 26 日).

土肥学，曽根真理，瀧本真理，小川智弘，並河良治 (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)，国土技術政策総合研究所資料, **671**.

EERE (Office of Energy Efficiency and Renewable Energy, U.S.) HP About diesels, https://www.fueleconomy.gov/feg/di_diesels.shtml (Accessed 18 October 2015).

EU (1998) directive 98/69/EC of the European parliament and of the council of 13 October 1998 relating to measures to be taken against air pollution by emissions from motor vehicles and amending Council Directive

70/220/EEC, http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:9ee5d16b-1a4a-4a72-ac90-5e3a0bb1d745.0008.02/DOC_1andformat=PDF (Accessed 16 October 2015).

Gaylor, D. W. (1989) Preliminary estimates of the virtually safe dose for tumors obtained from the maximum tolerated dose, *Regulatory Toxicology and Pharmacology* **9**(2), 101 - 108.

東野晴行, 北林興二, 井上和也, 三田和哲, 米澤義堯 (2003) 曝露・リスク評価大気拡散モデル (ADMER) の開発, 大気環境学会誌, **38**(2), 100-115.

伊坪徳宏, 稲葉敦 (2010) LIME2-意思決定を支援する環境影響評価手法, 丸善, 666 pages.

自動車検査登録情報協会 (自検協) (2015) 車種別の平均使用年数推移表 (昭和 51 年～平成 27 年). https://www.airia.or.jp/publish/statistics/ao1lkc00000000z4-att/03_32.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 18 日).

Kammen, D. M. (著), Hassenzahl, D. M. (著), 中田俊彦 (訳) (2001) リスク解析学入門 -環境・健康・技術問題におけるリスク評価と実践-. シュプリンガー・フェアラーク, 360 pages.

環境省 (2002) パンフレット「自動車 NOx・PM 法の手引き」. 2002 年 8 月.

環境省 (2012) オフサイクルにおける排出ガス低減対策検討会とりまとめ. 2012 年 3 月, http://www.env.go.jp/council/former2013/07air/y071-50/mat03.pdf (アクセス日: 2015 年 11 月 2 日).

環境省, 経済産業省 (2007) 特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律施行令の一部を改正する政令について. 2008 年 11 月, http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/msds/pdf/2008118002-1.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 25 日).

環境省, 経済産業省 (2011) 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律. http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/files/about/laws/about_laws_CSCL.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 25 日).

経済産業省 (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. 2005 年 4 月, http://www.meti.go.jp/report/downloadfiles/g50418b01j.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 25 日).

国土交通省 (2005 a) 平成 17 年度 道路交通センサス. 交通工学研究会 (発行) (2012) 平成 22 年度 道路交通センサス 一般交通量調査 (DVD-ROM 版). 丸善出版.

国土交通省 (2005 b) 燃料消費量調査. http://www.mlit.go.jp/k-toukei/syousaikensaku.html (アクセス日: 2015 年 10 月 16 日).

国土交通省 (2008 a) 新車排出ガス規制の経緯 (1) ガソリン・LPG 乗用車. http://www.mlit.go.jp/common/000019633.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 25 日).

国土交通省 (2008 b) 新車排出ガス規制の経緯 (4) ディーゼル乗用車. http://www.mlit.go.jp/common/000019636.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 25 日).

Linkov, I., Anklam, E., Collier, Z. A., DiMase, D., Renn, O. (2014) Risk-based standards: integrating top–down and bottom–up approaches. *Environment Systems and Decisions* **34**(1), 134 - 137.

Murray, C., and Lopez, A. D. (1996) The global burden of disease. Harvard university press. 1022 pages.

並河良治, 高井嘉親, 大城温 (2003) 自動車排出係数の算定根拠, 国土技術政策総合研究所資料, **141**.

日本 LCA 学会 (2015) 温室効果ガス排出削減貢献量算定ガイドライン. 第一版 2015 年 2 月.

Schryver, A. M., Brakkee, K. W., Goedkoop, M. J., Huijbregts, M. A. J. (2009) Characterization factors for global warming in life cycle assessment based on damages to humans and ecosystems, *Environmental Science and*

Technology **43**(6), 1689 - 1696.

総務省 (2005) 2005 年 国勢調査. http://e-stat.go.jp/SG2/eStatGIS/page/download.html, (アクセス日: 2015 年 10 月 16 日).

Travis, C. C., Richter, S. A., Crouch, E., Wilson, R., Klema, E. D. (1987) Cancer risk management: a review of **132** federal regulatory decisions. *Environmental Science and Technology* **21**(5), 415 – 420.

Tengs, T. O., Adams, M. E., Pliskin, J. S., Safran, D. G., Siegel, J. E., Weinstein, M. C., Graham, J. D. (1995) Five-hundred life-saving interventions and their cost-effectiveness, *Risk Analysis* **15**(3), 369 - 390.

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) , 245-256.

第5章　EV の普及が交通・発電部門におよぼす大気汚染影響を考慮したリスク移転影響の評価

5.1　　諸言

ハイブリッド自動車 (HV) や電気自動車 (EV) といった，次世代自動車 (NGV) の普及を通じた自動車排ガスの削減が期待されている (経済産業省 2010) ．ただし，燃料で走行する従来の内燃機関車 (internal combustion engine vehicle (以下，ICEV)) と電気で走行する電気自動車 (electric vehicle (以下，EV)) では，構成される部品の違いや，走行時の排ガス量が 0 でありという特徴から，製造・利用・廃棄の各ライフステージにおけるリスク発生構造が異なるため，EV 普及がすべての面でリスク削減に 寄与するわけではない．この事に関して，エネルギー消費や CO_2 の削減効果が期待できる事が，堀，金田 (2009) および Hawkins et al. (2013) により評価されている．ただし Hawkins et al. (2013) は褐炭・石炭・重油を主要燃料として生産された電力によって EV を走行させることで，温暖化影響が増加しうることを指摘している．また，先に挙げた Hawkins et al. (2013) は， ICEV と EV のライフサイクル全体での環境影響を比較しており，EV の普及が製造や廃棄段階で生じる水環境影響や資源消費の増大を誘発する事も指摘している．このように，EV の普及を通じて達成される環境改善の程度とその条件，およびトレードオフとなるリスクの増加を誘発しない条件，等について評価事例を蓄積する必要があると言える．

以上を背景として本章では， EV は走行時の排ガス排出が 0 である事，ただし電力需要を増加させるため，発電所からの排ガスを増加させる事に着目した．これは EV の普及によって，沿道空間における大気汚染リスクが, 発電所周辺の大気汚染リスクへと移動される事を意味する. Graham and Wiener (1995) はこのような，同種のリスクが異なる暴露集団へと変化する事を,「リスク移転」 と定義している．本章の目的は，EV を含めた NGV 普及が自動車と発電所からの物質排出，およびそれに伴うヒト健康に与えるリスク移転影響を評価する事である．この目的のために，NGV 普及によって削減される自動車走行時の大気汚染物質排出，および EV 走行のための電力需要増加を通じて増加する発電所からの物質排出の両方を考慮した，ヒト健康影響評価モデルを構築した．さらに，このモデルを用いたケーススタディからリスク移転が発生しうる条件，およびその程度について考察した．

5.2 では EV 普及により，沿道周辺から発電所周辺へ大気汚染物質排出，ひいては大気汚染によるヒト健康影響のリスク移転を評価するための, モデル構築を行った. モデルは, 自動車と発電所からの NO_X 排出原単位や，排出の空間分布の差異が，リスク評価に与える影響をモデル化できるように構成した．5.3 では，5.2 で構築したモデルを用いたケーススタディを行い，リスク移転先やリスク削減効果が強く得られる地域を特定し，リスク移転を考慮した EV 普及施策について考察した．ケース設計にあたり，EV の保有台数が多いほど，リスク移転影響がより強く懸念されると考え，EV, HV, ICEV の保有台数の構成割合が異なる三つのケースを作成し，ケース間の比較を行う事で，ヒト健康影響の削減量，リスク移転影響，およびその発生構造について考察した．対象物質は自動車・発電所両方から排出され，かつリスクが懸念される NO_X を取り上げ, NO_X によるヒト健康影響のエンドポイントは呼吸器系疾患とし，その患者数をリスク指標とした．5.4 では以上のモデル構築，およびケーススタディから得られた知見を整理し，本章の結論を要約した．

5.2　研究の枠組み・方法論

5.2.1　本章で構築したモデル構造

本研究では NGV の普及が，交通部門・発電部門の物質排出量に与える影響を，その地域特性に対応して変化するように構成する必要がある．そこで**図 5-1** に示す，四つの推計段階から構成されるモデルを構築した．

まず，NGV 普及目標に基づき，将来の車種別自動車保有台数を推計する．次に，推計された車種構成を反映して大気汚染物質排出原単位を算定し，交通部門，および EV による電力需要増加を加味した発電部門の大気汚染物質排出量を推計する．排出量から大気環境中の物質濃度を得るために，産総研－曝露・リスク評価大気拡散モデル (以下，ADMER (Atmospheric Dispersion Model for Exposure and Risk AssessmentADMER) (ver. 2.6) (東野ら 2003) を利用した．最後に，得られた物質濃度を暴露濃度とみなし，暴露-反応係数等の特性化係数を乗じてヒト健康リスク指標へと換算する．

以降で NGV とした場合は，EV と HV のみを指し，天然ガス車や燃料電池車は含めない．また，現段階では，NGV 普及施策が貨物車・バス・特殊車・二輪車の排出原単位・車種構成に与える影響は考慮できていないため，車種別とした際には，特に断らない限り ICEV，HV，EV の乗用車 3 車種の区別を指す．

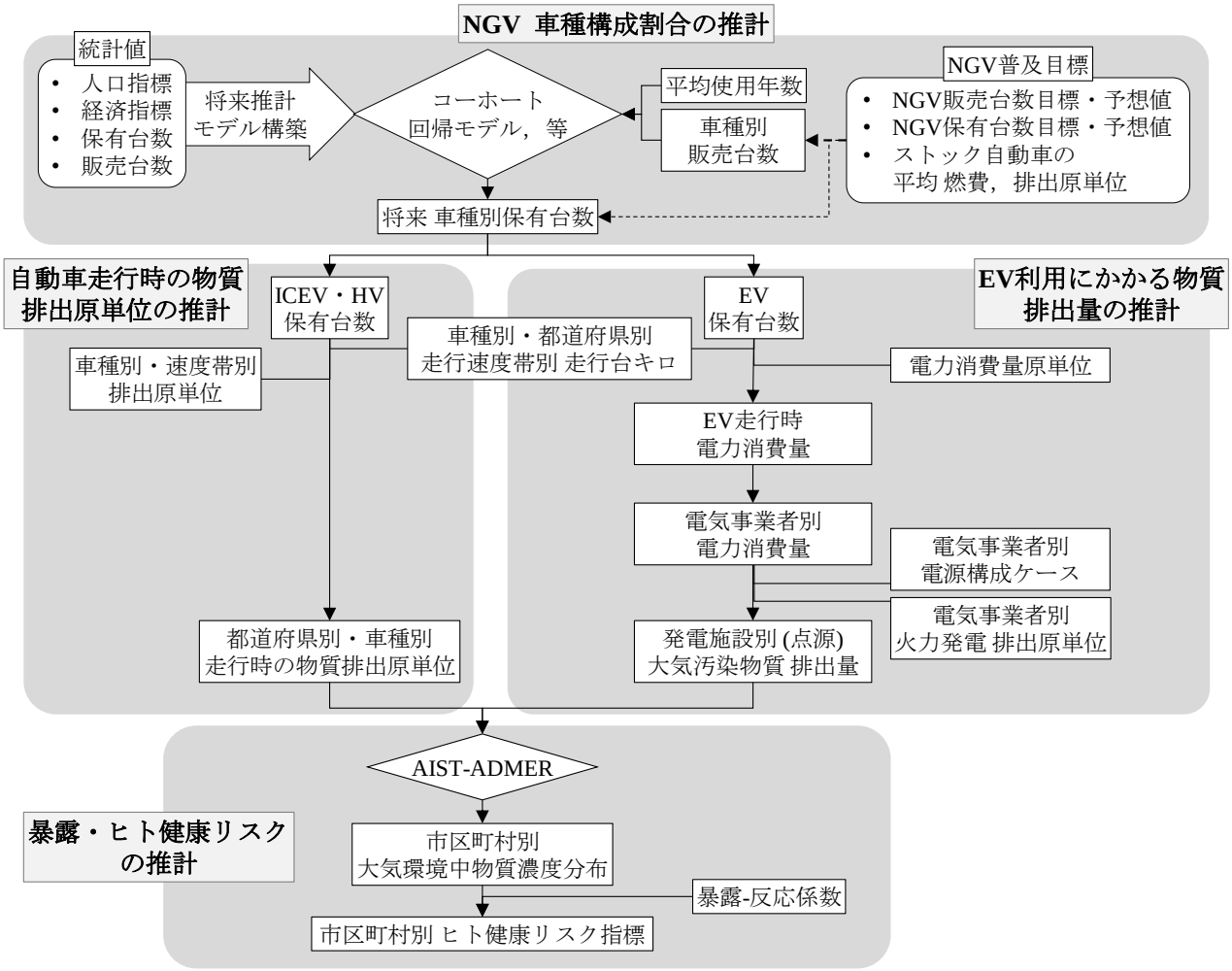


図 5-1　本章で構築したリスク評価モデル

5.2.2　将来の乗用車車種別保有台数の推計

5.2.2.1　都道府県別乗用車保有台数の推計

将来の乗用車車種別保有台数は，都道府県別の乗用車保有台数と車種別構成割合から推計する．

都道府県別乗用車保有台数は国土交通省 (2008) の方法を参考に, **式 5-1** もしくは**式 5-2** で推計した．式中の各パラメータは，1993 年から 2013 年までの統計値から推定した．推定結果は，**表 5-1** に示す．

パラメータ推計結果から，*LP/ POP* (人口当たり免許保有者数) の増加は *Y* (人口あたり乗用車保有台数 [台/人]),を増加させ，*PRR* (65 歳以上人口比率) の増加は *Y*(人口あたり乗用車保有台数 [台/人]) を減少させる事が読み取れ，東京都を除いて，調整済み決定係数が 0.9 を上回っていた事から，これらの変数とパラメータで *Y* (人口あたり乗用車保有台数 [台/人]) が推計できると言える．東京都で調整済み決定係数が 0.9 を下回った理由として，*LP/ POP* (人口当たり免許保有者数), *PRR* (65 歳以上人口比率)は一貫して増加傾向にあるにもかかわらず，*Y*(人口あたり乗用車保有台数 [台/人]) は 1998 年をピークに減少傾向にある事が挙げられる．本章では，東京都の調整済み決定係数が 0.6 を上回り，著しくモデルの説明力が低いとは言えない事，また全都道府県で同様のモデルから自動車保有台数を推計し，都道府県間の整合性をとる必要がある事から，**式 5-1** もしくは**式 5-2** で推定した，**表 5-1** のパラメータを用いて推計した. 将来の *POP, PRP* は国立社会保障･人口問題研究所 (2013) より得た. *LP* は国土交通省 (2008) に示された『5 年毎，5 歳階級毎に近年の免許取得，破棄の状況に応じた経年変化率の実績値を加味した上でスライドさせるコーホートモデル』 (**式 5-3**) より推計する．なお，**式 5-3** 中の $POP_{T,i,pref}$ もまた，国立社会保障・人口問題研究所 (2013)より得た.

- 大都市モデル (東京都，神奈川県，大阪府)

$$Y_{pref} = \alpha_{pref} + \beta_{pref} \times \ln\{(LP/POP)_{pref}\} + \gamma_{pref} \times \ln(PRR_{pref})$$

式 5-1

- その他都市モデル (上記 3 都府県以外)

$$Y_{pref} = \alpha'_{pref} + \beta'_{pref} \times \ln\{(LP/POP)_{pref}\}$$

式 5-2

Y : 人口あたり乗用車保有台数 [台/人], *LP* : 免許保有者数 [人], *POP* : 人口 [人],
PRR : 65 歳以上人口比率 [-], $\alpha, \beta, \gamma\ (\alpha', \beta')$: 大都市 (その他都市) モデルのパラメータ [-],
pref : 都道府県．.

$$(LP/POP)_{T+5,i,pref} = (LP/POP)_{T,i,pref} \times \frac{1}{n}\sum_{T-5}^{T-1}\frac{(LP/POP)_{T,i+1,pref}}{(LP/POP)_{T,i,pref}}$$

式 5-3

i : 年齢階級 (16-19, 20-24, (以下，5 歳ずつの階級) … , 70-74, 75 歳以上), *T* : 年度,
n (=5) ：推計間隔 [年].

表 5-1　都道府県別乗用車保有台数の推計に用いたパラメータの推定結果

都道府県	調整済み決定係数	α_{pref}	β_{pref}	γ_{pref}	都道府県	調整済み決定係数	α'_{pref}	β'_{pref}	都道府県	調整済み決定係数	α'_{pref}	β'_{pref}
東京都	0.615	0.276745	0.756061	-0.244520	北海道	0.992	0.838177	0.703019	滋賀県	0.997	0.929520	0.998031
神奈川県	0.972	0.534839	0.675514	-0.084403	青森県	0.998	0.944067	0.943923	京都府	0.980	0.676506	0.596839
大阪府	0.992	0.547769	0.622320	-0.070688	岩手県	0.997	0.956303	0.952696	兵庫県	0.986	0.683609	0.586509
					宮城県	0.997	0.878074	0.844308	奈良県	0.997	0.837621	0.897853
					秋田県	0.997	0.948051	0.924577	和歌山県	0.998	0.928941	1.128683
					山形県	0.995	1.030426	1.141521	鳥取県	0.998	1.003282	1.067797
					福島県	0.997	1.014275	1.049409	島根県	0.999	1.001184	1.078917
					茨城県	0.998	1.040263	1.141275	岡山県	0.998	1.062001	1.244912
					栃木県	0.998	1.055891	1.200760	広島県	0.997	0.880886	0.922996
					群馬県	0.998	1.091741	1.260807	山口県	0.999	0.974382	0.998438
					埼玉県	0.990	0.690367	0.582640	徳島県	0.998	0.997689	1.172055
					千葉県	0.991	0.693850	0.584090	香川県	0.998	1.006776	1.210460
					新潟県	0.998	1.046257	1.210098	愛媛県	0.997	0.944243	1.090332
					富山県	0.997	1.087717	1.228384	高知県	0.998	0.979323	1.157703
					石川県	0.998	1.027039	1.069165	福岡県	0.998	0.791685	0.697965
					福井県	0.994	1.035252	1.086815	佐賀県	0.999	0.998958	1.117498
					山梨県	0.995	1.043725	1.186211	長崎県	0.999	0.838259	0.759286
					長野県	0.997	1.090907	1.313191	熊本県	0.999	0.968669	1.069333
					岐阜県	0.996	1.027258	1.112289	大分県	0.999	1.015155	1.120280
					静岡県	0.998	0.959131	1.047200	宮崎県	0.997	1.027220	1.230468
					愛知県	0.987	0.880010	0.866610	鹿児島県	0.998	0.973498	1.112350
					三重県	0.997	1.019050	1.128734	沖縄県	0.994	0.880764	0.819089

5.2.2.2　車種別自動車保有台数の推計

車種別自動車保有台数は**式 5-4** から推計する．また**式 5-4** 中の $(VO_{i,T}/(\Sigma_i VO_{i,T}))$ は車種別の保有台数構成割合を意味し，**式 5-5** (森川ら 2012) から推計する．**式 5-5** から推計される $VO_{i,T}$ を，直接 $VO_{i,pref}$ とせず，保有台数構成割合とした理由は，NGV 普及に関する操作変数は保有台数ではなく販売台数であるため，推計モデル内に販売台数を組込むべきと判断した事，**式 5-5** に必要な乗用車販売台数が都道府県別に得られなかった事，による．自動車の平均使用年数は 2012 年～2030 年まで変化しないとし，また EV の平均使用年数についても ICEV・HV と同等と仮定したため，m および η は森川ら（2012）で採用された値を 2030 年まで用いる．

このようなモデル構造とした事で，現在から将来の時点までの NGV 販売台数の増加（ICEV 販売台数の低下）を通じて，自動車の保有台数に占める NGV の割合が徐々に増加して行く事，ひいては排出原単位が低下していく様子を表現できる．

$$VO_{i,pref} = Y_{pref} \times POP_{pref} \times \frac{VO_{i,T}}{\sum_i VO_{i,T}}$$

式 5-4

$$VO_{i,T} = \sum_{T-25}^{T} \left[VS_{T-VA} * exp\left\{ \left(\frac{-VA}{\eta} \right)^m \right\} \right]$$

式 5-5

VO : 保有台数 [台], VS : 販売台数 [台], VA (≦25) : 車齢 [年], η : 尺度パラメータ (= 14.726) [-], m : ワイブル係数 (= 4.901) [-], j : 車種.

5.2.3　乗用車走行時の排出原単位の推計

乗用車の排出原単位は速度階級別の排出原単位に都道府県別の速度別交通量の構成割合を乗じて，各都道府県の排出原単位を算定する (**式 5-6**).

$$EF_{pref,s} = \sum_{v} \left(EF_{s,v,pref} \times \frac{TD_{pref,v}}{TD_{pref}} \right)$$

式 5-6

EF：排出原単位 [g/km], *TD*：乗用車走行台キロ [台 km], *s*：対象物質,
v：速度階級 (5 [km/h] 区分 (0<*v*≦5, 5<*v*≦10, ･･･, 95<*v*≦100 [km/h]).

5.2.4　EV 利用にかかる物質排出量の推計

5.2.4.1　EV 走行による物質排出量増分の推計

EV の走行時物質排出は 0 であり，代わりに充電時に発電所から物質排出を行うとみなせる．この物質排出量増分を**式 5-7** で推計する.

$$\Delta Emission(EPS)_{EV} = \sum_{pref \in EPS} \left(\Delta ED_{EV,pref} \right) \times EF\ (EPS)_{s}$$
$$= \sum_{pref \in EPS} \left(ECF \times TD_{j\ (=EV),pref} \right) \times EF\ (EPS)_{s}$$

式 5-7

Emission (EPS)　：一般電気事業者の発電時大気汚染物質排出量 [g],
ED_{EV}：EV 走行に必要な電力需要量 [kWh], *EF (EPS)*　：一般電気事業者の発電時排出原単位 [g/kWh],
ECF：EV の 1km 走行あたり電力消費量 [kWh/km], *EPS*：一般電気事業者,
pref∈*EPS*：一般電気事業者管轄下の都道府県.

5.2.4.2　EV の充電にかかる電力消費量増分の帰属する一般電気事業者および発電所の設定

式 5-7 中の $\Sigma(\Delta ED_{EV,pref})$ に関して，電力需要量の増分は，EV 走行が行われた都道府県を事業管轄とする一般電気事業者の増分として扱う．複数の一般電力事業者からの供給を受ける 7 県 (静岡県，三重県，等) については，その県庁所在地に電力供給を行う電気事業者の増分として扱う.

さらに *ΔEmission (EPS)* は**式 5-8** を用いて，各発電所の発電能力 [kWh] に応じて按分する．原子力・水力発電所等に按分された電力による物質排出の増加は無く，火力発電所における需要量増加によってのみ物質排出量が増加するとした.

$$\Delta Emission\ (EPS)_{EV,plant} = \Delta Emission\ (EPS)_{EV} \times \left\{ EGC_{plant} \Big/ \sum_{plant \in EPS} \left(EGC_{plant} \right) \right\}$$

式 5-8

EGC：発電能力 [kWh], *plant*：火力発電所，*plant*∈*EPS*：各一般電気事業者管轄下の火力発電所.

5.2.4.3　将来の発電量と電源構成について

2030 年の一般電気事業者の発電量と電源構成について，資源エネルギー庁 (2015) では今後原子力発電が占める割合を減少させる方針が明示されているが，2010 年と同様とした．この設定の理由は，東日本大震災以降の電力部門の将来像に関する議論・取組みが途上にある事，原発の審査・再稼働の状況が日本全国一律ではなく一般電気事業者により差がある事から (原子力規制委員会 2015), これを 2030 年のケース設定に反映させる場合には注意深い議論を要してしまい, 本研究の目的 (NGV 普及によるヒト健康影響評価モデルの構築) からかい離すると考えた事による.

5.2.5　ADMER 入力値と推計結果の出力について

以上より得られる，ICEV・HV の排出原単位を交通量にかかる排出係数 (線源), EV 利用にかかる電力増分を加味した発電所からの排出を点源排出量として，ADMER へ入力する．ADMER により推計された大気汚染物質の大気中濃度は, 市区町村別の年平均濃度として出力させる. ADMER に入力した, NO_X の拡散・移流にかかる物性値については，5.3.3.5 で述べる.

5.2.6　ヒト健康リスク指標の推計

化学物質の暴露によるヒト健康リスクの評価手法は複数挙げられるが，後述するケーススタディでは, 荒川ら (2006) に基づき呼吸器系疾患の入院患者数増加数で評価した．すなわち，線形・閾値なしのモデル (European Colnmission 1999) を仮定し，NO_2 の日平均濃度が 1 [μg/m^3] 増加すると 10 万人につき 0.14 人の入院患者が増加するとした．この増加率にケース 1 とケース 2 との間，もしくはケース 1 とケース 3 との間の NO_X 濃度変化，および市区町村別人口を乗じ，入院患者数変化を推計した.

得られた NO_X 推計濃度を NO_2 濃度に変換する方法として，市区町村ごとの測定局における $NO_2/(NO+NO_2)$ [%] (国立環境研究所 2010) を乗じ，測定局の無い市区町村では全国平均の 71.0 [%] を乗じた.

リスク評価に用いる人口は 2010 年から 2030 年まで変化がないものと仮定し，2010 年値を用いた.

5.3　ケーススタディ

5.3.1　ケース設定

構築したモデルを用いて，NO_X を対象物質としてケーススタディを行った．空間範囲は日本全国，時間範囲は 2010 年から 2030 年とした．ICEV はガソリン車とディーゼル車から構成されるが，今回のケーススタディでは，推計を簡易化するために ICEV は全てガソリン車とみなし，この販売台数・排出原単位を設定した．なお，2014 年 12 月末時点で乗用車 60,668,070 [台] に占めるディーゼル車は 738,615 [台] (1.2 [%]) (日本自動車工業会 2015)であり，全 ICEV をガソリン車とみなす影響は小さいと言える.

表 5-2 に本研究で設定した 2030 年の 2 ケースと 2010 年 (参考値) の乗用車車種別販売台数 (日本自動車工業会 2010) を示す．これらのケースは経済産業省 (2010) の乗用車車種別販売目標に基づいて作成した．同資料では， (1) 乗用車販売台数に占める NGV の販売割合， (2) NGV 販売台数に占める HV・EV の構成割合が，それぞれ幅をもって示されていた．そのため，ケース 2 の民間努力ケースでは，政府による NGV 普及促進が行われない場合を想定し， (1) NGV 販売割合は低位で推移し， (2) HV を重視して普及させる数値を採用した．また，ケース 3 の政府目標ケースでは，政府の積極的な NGV，特に EV の普及促進を想定し (1) NGV 販売割合は高位で推移し, (2) EV を重視して普及させる値を採用した.

2030 年までの全乗用車販売台数は 2010 年値と同じとした．また，2030 年までの車種別販売台数構成割合は両ケースとも線形に増加するとした．

表 5-3 に，**式 5-5** と**表 5-2** の販売台数から推計した車種別保有台数構成割合 (以下，普及率) を示す．推計結果から，EV 普及率はケース 2 で 6%，ケース 3 で 33%と開きがあり，後者の方で自動車からの NO_X 排出が前者よりも大きく削減される一方，発電需要の増加，すなわち発電所周辺へのリスク移転影響が懸念される．

以上から，ケース 1 とケース 2，およびケース 1 とケース 3 の間で NO_X 排出量 (分布) に影響を与える要因は, 2010 年から 2030 年までの自動車単体性能の向上と EV 普及率の二つであり, これらから 2030 年におけるリスク削減効果を評価する．また，ケース 2 とケース 3 の間で NO_X 排出量 (分布) を変化させる要因は， EV 普及率の差異であり，これらの比較により NO_X 濃度の分布，すなわちリスク移転影響を評価する．

表 5-2　ケース別の乗用車車種別販売台数の設定値

ケース		販売台数 [万台](販売台数に占め		
		ICEV	HV	EV
1	2010年（参考値）	376 (90%)	44 (10%)	0 (0%)
2	2030年民間努力	319 (70%)	91 (20%)	46 (10%)
3	2030年政府目標	137 (30%)	141 (31%)	178 (39%)

表 5-3　ケース別の乗用車車種別保有台数構成割合の推計結果

ケース (No.)	車種別保有台数構成割合 [%]		
	ICEV	NGV	
		HV	EV
1	98	2	0
2	73	21	6
3	48	19	33

5.3.2　交通部門排出原単位の推計に用いた値

5.3.2.1　都道府県別の乗用車保有台数推計結果

式 5-1，**式 5-2**，および**表 5-1** のパラメータから推計した都道府県別の乗用車保有台数を**表 5-4** に示す．これに**表 5-3** のケース別のケース別の乗用車車種別保有台数構成割合を乗じて，都道府県別の車種別保有台数とした．

表 5-4　都道府県別乗用車保有台数推計結果

都道府県	乗用車保有台数 [vehicle]		都道府県	乗用車保有台数 [vehicle]	
	2010年*1	2030年		2010年*1	2030年
北海道	2,688,757	3,026,663	滋賀県	731,693	956,184
青森県	691,695	793,230	京都府	977,202	1,214,351
岩手県	686,924	796,822	大阪府	2,687,682	3,192,708
宮城県	1,170,013	1,446,663	兵庫県	2,212,516	2,634,852
秋田県	575,075	620,117	奈良県	628,593	750,504
山形県	658,968	721,958	和歌山県	508,777	594,450
福島県	1,134,930	1,334,918	鳥取県	321,394	383,770
茨城県	1,809,843	2,143,779	島根県	381,707	451,277
栃木県	1,235,303	1,470,255	岡山県	1,075,781	1,383,281
群馬県	1,282,310	1,527,069	広島県	1,364,781	1,705,536
埼玉県	3,012,677	3,504,431	山口県	780,716	903,586
千葉県	2,631,471	3,058,946	徳島県	427,834	508,454
東京都	3,143,440	3,129,977	香川県	544,594	668,094
神奈川県	3,007,509	3,443,787	愛媛県	695,229	861,711
新潟県	1,311,742	1,590,563	高知県	371,234	400,590
富山県	667,697	797,651	福岡県	2,376,290	2,869,331
石川県	668,374	836,215	佐賀県	460,179	562,467
福井県	477,413	571,575	長崎県	647,456	758,011
山梨県	515,072	609,558	熊本県	941,202	1,171,796
長野県	1,290,754	1,555,372	大分県	644,330	805,899
岐阜県	1,236,320	1,459,530	宮崎県	622,223	759,738
静岡県	2,084,127	2,481,781	鹿児島県	877,462	1,065,167
愛知県	3,868,787	4,805,854	沖縄県	697,253	917,362
三重県	1,077,506	1,299,468	日本全国	57,902,835	68,545,303

*1 参考文献：自検協 (2010)

5.3.2.2　乗用車走行時の NO_X 排出原単位の設定

表 5-5 に推計に用いた ICEV・HV の NO_X 排出原単位を示す (土肥ら 2012) ．土肥らは，排出試験結果に基づき HV と ICEV の排出原単位を同じ値としており，本研究でもこれを採用した．すでに述べたように，2010 年から 2030 年までに自動車単体性能が向上すると仮定しており，乗用車の NO_X 排出基準の強化により 2030 年において NO_X 排出原単位が 40%程度削減されるとした.

表 5-5　NO_X 排出量推計に用いる ICEV および乗用車の NO_X 排出原単位

速度 [km/h]	NO_X排出原単位 [g/km]		原単位削減率 [-]
	2010年	2030年	
10	0.193	0.076	0.39
20	0.168	0.073	0.43
30	0.133	0.059	0.45
40	0.107	0.048	0.45
50	0.090	0.041	0.45
60	0.084	0.037	0.44
70	0.088	0.037	0.41
80	0.103	0.040	0.39
90	0.128	0.048	0.37
100	0.164	0.059	0.36

5.3.2.3　都道府県別・速度別走行台キロの推計

全交通量は，幹線道路交通量と細街路交通量で構成される．まず，幹線道路における速度別平均走行台キロは，2010 年の道路交通センサス (国土交通省 2010 a) の集計結果を 5 [km/h] 間隔 (昼間混雑時走行速度) で再集計し，得た．燃料消費量調査 (国土交通省 2010 b) では小型車・大型車の 2 車種で集計されており，ここから乗用車の走行台キロを得るために，小型車に占める乗用車の走行台キロ 77.9% (土肥ら 2012) を乗じた．さらに細街路の走行速度別走行台キロは，森川ら (2012) に従い，全道路 (国土交通省 2010 b) と幹線道路 (国土交通省 2010 a) の走行台キロの差分とした．全道路と幹線道路の車種区分が異なるため，**表 5-6** のように対応関係を設定し，細街路交通量を得た．また，全道路の走行台キロは地方整備局別に集計されていたため，これを国土交通省 (2010 a) から得られた都道府県の走行台キロに応じて，按分した．

細街路の走行速度は国土交通省(2010 a) における「市区町村道」の平均速度と同様とした．

表 5-6　車種区分対応関係

自動車燃料消費料調査			道路交通センサス
用途等	登録等	大きさ等	
旅客	営業用	バス・乗用車	大型
	自家用	普通車	小型
		小型車	
		軽自動車	
		乗用車 (HV)	
		バス・乗用車	
貨物	営業用	軽自動車	小型
		普通・小型・特種車	大型
	自家用	普通車	小型
		小型車	
		軽自動車	

※灰色部：経済産業省 (2010) におけるICEV→NGVの代替・普及の対象であり，本研究で「乗用車」として扱う区分

5.3.2.4　乗用車走行時の NO_X 排出原単位推計結果および総排出量の確認

以上の推計結果や式から，**表 5-7** に示す ADMER へ入力する都道府県別の乗用車 NO_X 排出原単位 [g/sec/(10^3×vehicle×km/hour)] を推計した．ケース 2，ケース 3 では EV の普及を反映された結果，ケース 1 と比較して排出原単位が減少している事が示されている．都道府県別にみると 2010 年の原単位と比較して，ケース 2 では 40.4% (神奈川県) から 41.7% (鳥取県) まで，ケース 3 では 34.6% (神奈川県) から 35.8% (鳥取県) まで減少すると推計された．

また以上から設定した原単位と **5.3.2.3 で算定した**走行台キロから，乗用車の 2010 年・全国の NO_X 排出量を推計した結果，6.0×10^4 [t] となった．これを環境省環境管理局 (2010) の車種別 NO_X 排出量と比較すると，軽乗用車＋乗用車で 4.7×10^4 [t], 軽乗用車＋乗用車＋貨客車で 6.8×10^4 [t]であった事から，変数・パラメータは適切に扱われていると考えられた．

表 5-7　ADMER へ入力する都道府県別の乗用車 NO_X 排出原単位

都道府県	ADMER入力用NO_X排出原単位 [g/sec/(10^3×vehicle×km/hour)]			都道府県	ADMER入力用NO_X排出原単位 [g/sec/(10^3×vehicle×km/hour)]			都道府県	ADMER入力用NO_X排出原単位 [g/sec/(10^3×vehicle×km/hour)]		
	ケース1	ケース2	ケース3		ケース1	ケース2	ケース3		ケース1	ケース2	ケース3
北海道	0.172	0.161	0.141	石川県	0.188	0.176	0.154	岡山県	0.183	0.173	0.151
青森県	0.172	0.162	0.142	福井県	0.162	0.154	0.134	広島県	0.177	0.167	0.146
岩手県	0.152	0.143	0.125	山梨県	0.166	0.157	0.137	山口県	0.165	0.155	0.136
宮城県	0.182	0.172	0.151	長野県	0.166	0.157	0.137	徳島県	0.184	0.174	0.152
秋田県	0.170	0.160	0.140	岐阜県	0.163	0.154	0.135	香川県	0.191	0.179	0.157
山形県	0.170	0.161	0.141	静岡県	0.166	0.157	0.137	愛媛県	0.177	0.167	0.146
福島県	0.165	0.154	0.135	愛知県	0.198	0.187	0.163	高知県	0.179	0.168	0.147
茨城県	0.179	0.167	0.146	三重県	0.188	0.178	0.156	福岡県	0.197	0.186	0.163
栃木県	0.174	0.163	0.143	滋賀県	0.163	0.155	0.135	佐賀県	0.170	0.158	0.139
群馬県	0.195	0.185	0.162	京都府	0.184	0.173	0.152	長崎県	0.187	0.177	0.155
埼玉県	0.195	0.184	0.161	大阪府	0.207	0.195	0.171	熊本県	0.170	0.161	0.141
千葉県	0.196	0.185	0.162	兵庫県	0.174	0.164	0.143	大分県	0.172	0.162	0.142
東京都	0.214	0.203	0.177	奈良県	0.188	0.177	0.155	宮崎県	0.177	0.167	0.146
神奈川県	0.223	0.211	0.184	和歌山県	0.188	0.177	0.155	鹿児島県	0.180	0.170	0.149
新潟県	0.170	0.161	0.141	鳥取県	0.171	0.161	0.141	沖縄県	0.211	0.199	0.174
富山県	0.185	0.174	0.152	島根県	0.164	0.155	0.136				

5.3.3　EV 走行にかかる発電部門 NO_X 排出量の推計

5.3.3.1　EV の 1km 走行当り電力消費量

EV の 1km 走行当り電力消費量について，2010 年値は 2010 年時点で市販されていた車両 (日産・リーフ，三菱 i-MiEV，等) のカタログ値平均である 0.10 [kWh/km] とした．2030 年値は新エネルギー・産業技術総合開発機構 (2013) から 0.08 [kWh/km] と設定した．電力消費量原単位は速度に関わらず一定とした．

5.3.3.2　EV の都道府県別走行台キロの算定

各都道府県における EV の走行台キロは，EV が ICEV・HV と同様に利用されると仮定して，都道府県別乗用車走行台キロに，**表 5-3** で推計した EV の普及率を乗じて算定した．

5.3.3.3　EV の充電にかかる設定

EV の充電ニーズに関して，国土交通省(2010 c) の調査から，約 78%が基礎充電，約 12%が継ぎ足し充電，約 10%が経路充電によると推定されている．これを参考として，基礎充電分を夜間 (0～8 時) の電源構成 (**表 5-8**) で，残り 22%を昼間 (8～24 時) の電源構成で充電するとした．

表 5-8　時間帯別発電電力量 (構成割合) の設定

		時間帯 [時]					
		0-4	4-8	8-12	12-16	16-20	20-24
発電電力量 [10^6 kWh]	火力	1,075	1,123	1,750	1,754	1,855	2,566
	火力以外	675	675	675	675	675	675
火力発電所が占める発電電力量[%]		61	62	72	72	73	70
火力発電所における時間帯別NO_X排出割合[%]		15	15	18	18	18	17

※2010年度の東京電力の年間平均・時間帯別発電量にもとづく

5.3.3.4　火力発電所の NO_X 排出原単位の設定と NO_X 排出量推計結果

一般電気事業者別の火力発電にかかる NO_X 排出原単位は一般電気事業者の CSR 報告書等に記載された値を設定した．以上の値を用いて，EV 利用による NO_X 排出量増分を推計した (表 5-9).

表 5-9　EV 走行による発電所からの NO_X 排出量増分の推計結果

一般電気事業者	NO_X排出量	NO_X排出量増分	
	2010年 (実績値)	ケース 2	ケース 3
北海道電力	12.00	0.09	0.27
東北電力	12.00	0.03	0.10
東京電力	23.01	0.10	0.32
中部電力	8.00	0.04	0.14
北陸電力	3.97	0.00	0.01
関西電力	5.37	0.02	0.07
中国電力	11.00	0.03	0.09
四国電力	5.00	0.01	0.02
九州電力	26.02	0.10	0.29
沖縄電力	3.16	0.01	0.03

単位：10^3 t/year

5.3.3.5　NO_X の物性および時間帯別排出割合の設定

NO_X の物性に関する ADMER 入力値は東野ら (2003) と同様の値を採用し，それぞれ分解係数は 2.78 $\times 10^{-6}$ [1/sec], 洗浄比は 0.29 [-], 乾性沈着速度は 0.16 [cm/sec] とした．バックグラウンド濃度は 0 [g/m^3] とした．4 時間間隔ごとの時間帯別排出割合について，交通部門では国土交通省 (2010 b) から各都道府県の 4 時間帯別交通量を算定・入力した．発電部門では，東京電力の時間帯別発電電力量 (表 5-8) を，時間帯別排出割合として設定した．

5.3.4　NGV 普及施策によるヒト健康リスクの評価結果とリスク移転に関する考察

5.3.4.1　都道府県別に見た呼吸器系疾患入院患者数変化の推計結果

以上から推計・設定した値を ADMER に入力し，NO_X 大気中濃度を推計し，これを暴露濃度とみなした．5.2.6 で述べたように，得られた NO_X 推計濃度に市区町村ごとの $NO_2/(NO+NO_2)$ [%]（国立環境研究所 2010）を乗じ NO_2 濃度を推計し，これに NO_2 の単位濃度増加当たりの呼吸器系疾患による入院患者数増加率，人口，ケース間の濃度変化を乗じて，入院患者数の変化を推計した (表 5-10).

NGV 普及によるヒト健康リスク削減効果に関して，呼吸器系疾患による入院患者数はケース 2，ケース 3 でそれぞれ 189.9，589.2 [人] 減少した．これは，2010 年の全国の同入院患者数 (89,700 [人], 厚生労働省 2011) と比較すると，それぞれ 0.2%，0.7%に相当していた．入院患者減少数が大きい地域は東京都，大阪府などのいわゆる大都市圏の中心地域であった．これらの地域は，自排局における年平均 NO_2 濃度実測値が高い地域であるため (国立環境研究所 2010), EV 普及による沿道周辺の NO_2 排出削減効果により，入院患者減少数が大きく得られたと考えられる．

表 5-10 ケース 1 を基準とした都道府県別の呼吸器系疾患入院患者数の増減の推計結果

都道府県	入院患者数減少数[人]		都道府県	入院患者数減少数[人]		都道府県	入院患者数減少数[人]	
	2 民間努力ケース	3 政府目標ケース		2 民間努力ケース	3 政府目標ケース		2 民間努力ケース	3 政府目標ケース
島根県	0.2	0.6	大分県	0.6	1.8	岐阜県	1.7	5.4
秋田県	0.2	0.6	香川県	0.7	2.1	宮城県	1.7	5.5
鳥取県	0.2	0.7	鹿児島県	0.7	2.1	群馬県	2.0	6.1
沖縄県	0.3	0.9	石川県	0.8	2.3	広島県	1.8	6.2
福井県	0.3	1.0	愛媛県	0.8	2.4	静岡県	2.1	6.6
山口県	0.4	1.1	富山県	0.8	2.4	北海道	3.2	9.6
徳島県	0.3	1.1	滋賀県	0.8	2.5	京都府	4.2	13.1
岩手県	0.3	1.3	福島県	0.9	2.6	兵庫県	6.5	19.9
長崎県	0.4	1.3	長野県	0.9	2.9	福岡県	6.6	21.0
高知県	0.5	1.4	岡山県	1.0	3.1	千葉県	8.4	25.2
青森県	0.5	1.4	新潟県	1.2	3.5	埼玉県	13.1	41.0
佐賀県	0.5	1.4	三重県	1.2	3.7	愛知県	15.8	49.1
宮崎県	0.5	1.5	熊本県	1.2	3.8	神奈川県	21.6	66.3
和歌山県	0.5	1.6	栃木県	1.5	4.2	大阪府	27.9	83.9
山形県	0.5	1.6	奈良県	1.5	4.7	東京都	50.9	161.6
山梨県	0.6	1.8	茨城県	1.9	5.2	日本全国	189.9	589.1

5.3.4.2　都道府県別に見た呼吸器系疾患入院患者数変化の推計結果

ケース 1 からケース 2，およびケース 1 からケース 3 にかけての呼吸器系疾患による入院患者数が 0.001 人以上増加した市町村を**表 5-11** に示す．ケース 2 では 9 市区町村が，ケース 3 では 23 の市区町村で患者数の増加がみられた．全ての市区町村で，ケース 3 からケース 1 にかけての入院患者数増加数がより多い事から，EV 普及量が大きいケース 3 において，より強くリスク移転が懸念されると言える．また，23 の市区町村は，当該市区町村，もしくは隣接する市区町村内に火力発電所を有する自治体であった．

これらの結果からより，NGV 普及によるリスク被害分布・その程度の推計が可能なリスク移転影響評価モデルが構築できたと言える．

表 5-11 EV 普及を通じた呼吸器系疾患による入院患者数の増加がみられた市区町村

都道府県	市区町村[*1]	人口[*2] [人]	ケース1を基準とした NO_2濃度増加 [g/m^3]		ケース1を基準とした入院患者数の増加 [人]		市区町村内，もしくは隣接市区町村内に立地する火力発電所
			2	3	2	3	
			民間努力ケース	政府目標ケース	民間努力ケース	政府目標ケース	
北海道	砂川市	19,056	8.1E-08	2.6E-07	0.001	0.004	砂川
北海道	伊達市	36,278	2.1E-07	6.7E-07	0.007	0.022	伊達
北海道	知内町	5,074	2.5E-07	8.0E-07	0.001	0.004	知内
北海道	浦臼町	2,206	1.3E-07	4.0E-07	0.000	0.001	奈井江
福島県	鹿島町	12,107	5.5E-08	1.8E-07	0.001	0.002	鹿島
福島県	広野町	5,418	1.6E-07	5.0E-07	0.001	0.004	広野
千葉県	富津市	48,073	1.3E-08	4.7E-08	0.001	0.002	冨津
新潟県	聖籠町	13,724	2.4E-08	7.9E-08	0.000	0.001	東新潟
愛知県	知多市	84,768	3.3E-08	1.1E-07	0.003	0.008	知多第二，知多
三重県	尾鷲市	20,033	3.7E-08	1.2E-07	0.001	0.002	尾鷲三田
大阪府	岬町	17,504	1.2E-08	4.1E-08	0.000	0.001	多奈川第二
広島県	竹原市	28,644	5.6E-08	1.7E-07	0.001	0.004	竹原 (電源開発)
山口県	下松市	55,012	4.1E-08	1.4E-07	0.002	0.008	下松
山口県	柳井市	34,730	2.4E-08	7.8E-08	0.001	0.003	柳井
山口県	平生町	13,491	3.2E-07	1.0E-06	0.004	0.013	柳井
徳島県	阿南市	76,063	5.7E-08	1.8E-07	0.005	0.017	阿南，橘湾 (四国電力), 橘湾 (電源開発)
福岡県	北九州市戸畑区	61,583	6.4E-07	2.0E-06	0.042	0.132	新小倉
福岡県	北九州市小倉北区	181,936	8.3E-08	2.6E-07	0.015	0.047	新小倉
福岡県	苅田町	36,005	1.6E-07	4.9E-07	0.004	0.013	苅田
福岡県	椎田町	11,737	6.7E-08	2.1E-07	0.001	0.003	豊前
佐賀県	唐津市	126,926	-5.8E-09	5.0E-09	0.000	0.001	唐津
長崎県	松浦市	25,145	2.7E-07	8.7E-07	0.008	0.025	松浦
熊本県	苓北町	8,314	1.1E-07	3.4E-07	0.001	0.003	嶺北

*1 ADMER内蔵の市区町村区分 (基本的に2004年11月時点の区分) による．
*2 2010年に存在しない市区町村については，2005年の人口を用いた (総務省 2005; 総務省 2010).

5.3.4.3 NGV 普及によるリスク移転影響に関する考察

これらの 23 の市区町村では，NGV 普及による自動車由来 NO_2 濃度の削減効果よりも，EV 普及による発電所由来の NO_2 濃度の増加影響が上回っていた結果，リスク移転がみられたと言える．このようなリスク移転がみられた原因として，以下の 4 点が考えうる．1) NO_X の煙源である発電所に近い地域である．2) 気象条件として，発電所の下流側に位置している．3) 各一般電気事業者が所有する発電所の中で，発電能力が大きい発電所である．4) 交通量が少なく，NGV 普及や ICEV の排出原単位の向上による NO_X 削減量が小さい自治体である．

1) の原因に関して，今回構築したモデルにおいて，NO_X 濃度の増加をもたらす要因は EV 走行にかかる電力需要の増分のみであり，その煙源である発電所から離れた地域では濃度増加が起こりえない事は明らかである．

2) の原因に関しても，1) と同様であり，風下の方が風上よりも物理的に濃度増加が起こりやすい事は明らかである．

3)に関して，本課題で構築した評価モデルでは，発電能力に応じて一般電気事業者が排出する NO_X が按分される構造となっているため，発電能力が大きいほど NO_X 増加量も大きくなると仮定している事が原因と考えられる．さらに，現在の評価モデルでは，ベースロード火力，ミドルロード火力，ピ

ークロード火力 (電気学会 2002) といった，各火力発電所の年間を通じての運転負荷や負荷変動については設定しておらず，石炭・石油・天然ガスなどの発電燃料の違いについても設定していないため，不確実な部分である．これらの情報は一般電気事業者の HP や年次報告書から得ることができなかったため，今後はヒアリングや，より詳細な文献調査を通じて，実態を反映したモデル構築を行う必要があると言える．

4) に関しては，今回構築したモデルでは NO_X 濃度の減少をもたらす要因は EV の普及による NO_X 削減と，HV・ICEV の NO_X 排出原単位の削減の 2 つであるため，交通量が小さい地域では NO_X 濃度の削減効果が小さくなるモデル構造となっている．

以上の原因をまとめると，交通量，発電施設規模，発電所立地，気象の影響を通じてヒト健康リスクの増減が誘発されていると言える．しかし，当課題ではモンテカルロシミュレーションや感度解析といった，モデルパラメータの不確実性に関する分析ができておらず，以上の 1) ~ 4)の原因のどれが，リスク移転に寄与するかについては，定性的な推測にとどまる．そのため，これらの不確実性についても評価する事が，今後の課題の一つと言える．

5.3.5 今後の課題

今回のケーススタディでは NO_2 のみを対象にリスク移転について評価した．ただし，総合的なリスク評価と評価結果にもとづく政策決定のためには，炭化水素系物質等の自動車からは排出されるが，発電所からの排出は問題とならない物質も同時に評価する必要がある．上述した発電に関するシナリオ構築と合わせて，より現実的なシナリオ設計・対象選定を行う必要があると考える．

また，本研究で構築したモデルは，2030 年の電源構成ではなく，2010 年の電源構成を用いて発電所由来の NO_X 排出量を推計しているため，原子力発電が占める発電量が過大に，すなわち NO_X 排出量は過少に推計されていると言える．今後の課題として，本章で考慮した NGV 普及量の差異と合わせて，電源構成の変化も考慮した，モデル構築，もしくはケース設計を通じた評価が必要と言える．

5.4 要約

本章では，EV の普及を通じて，沿道周辺の NO_X 排出量を削減できる点，一方で電力需要の増加を通じて，発電所周辺の NO_X 排出量増加が懸念される点，に着目し，5.2 においてこれらの NO_X 排出構造の変化がヒト健康に与えるリスク影響を評価できるモデルを構築した．5.3 において，このモデルを利用したケーススタディを行い, 2010 年の再現ケース, および次世代自動車普及戦略 (経済産業省 2010) に基づき作成した乗用車車種構成が異なる二つの 2030 年将来ケースの比較から，リスク削減効果，リスク移転影響を評価した．得られた結果は以下の二点に要約される．

1) 2010 年から 2030 年にかけて，ICEV・PV の NO_X 排出原単位の改善，および EV 普及を通じて呼吸器系疾患の入院患者数が減少すると推計された．全国での入院患者減少数は，ケース 2 で 444.1 人，ケース 3 で 486.4 人であり，乗用車保有台数に占める EV 構成割合が大きいケース 3 で，ヒト健康リスクの改善効果が大きいことが明らかになった．

2) リスク移転影響に関して，火力発電所が立地する市区町村，もしくは隣接自治体に火力発電所が立地

する市区町村の一部で呼吸器系疾患による入院患者数の増加がみられた．EV 普及量が多いケース 3 のほうが，ケース 2 よりも入院患者数の増加は多い事が明らかにされた．患者数増加がみられた 12 市区町村のうち北九州市戸畑区で，最大 0.08 [人] の呼吸器系疾患による入院患者数増加がみられると評価された．以上のケーススタディを通じて，本研究が目的とした EV 普及によるリスク移転影響の評価モデルが構築できたと言える．

参考文献

荒川千夏子，酒井めぐ美，吉田喜久雄 (2006) 太陽光発電導入によるヒト健康リスク削減の費用便益分析，日本リスク研究学会講演論文集, **19**, 67-72.

土肥学，曽根真理，瀧本真理，小川智弘，並河良治 (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，国土技術政策総合研究所資料. **671**.

European Commission (1999) Externalities of Energy, vol. 7, Methodology 1998 update. European Commission, Brussels, Belgium.

原子力規制委員会 (2015) 原子力発電所の新規制基準適合性審査の状況について. 2013 年 9 月, www.nsr.go.jp/data/000120981.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 12 日).

Hawkins, T. R., Singh, B., Majeau-Bettez, G., and Strømman, A. H. (2013) Comparative environmental life cycle assessment of conventional and electric vehicles, *Journal of Industrial Ecology*, **17**(1), 53 – 64.

東野晴行，北林興二，井上和也，三田和哲，米澤義堯 (2003) 曝露・リスク評価大気拡散モデル (ADMER) の開発，大気環境学会誌, **38**(2), 100-115.

堀雅夫，金田武司 (2009) HEV, PHEV 導入によるエネルギー需給変化と CO_2 削減の効果，自動車技術会論文集, **40**(4), 1101-1106.

Graham, J. D., Wiener, J. B., (1995) Risk vs. Risk. Harvard University Press.

自動車検査登録情報協会 (2010) 都道府県別・車種別保有台数表 (軽自動車含む). 2010 年 3 月, https://www.airia.or.jp/publish/file/e49tph000000057f-att/e49tph000000057m.pdf (アクセス日: 2015 年 11 月 28 日).

環境省環境管理局 (2010) 自動車排出ガス原単位及び総量算定検討調査, www.erca.go.jp/yobou/taiki/taisaku/02_05.html より引用 (アクセス日: 2015 年 10 月 2 日)

経済産業省 (2010) 次世代自動車戦略 2010. 2010 年 4 月, http://www.meti.go.jp/committee/summary/0004630/pdf/20100412002-3.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 26 日).

国土交通省 (2008) 道路の将来交通需要推計に関する検討会報告書 別添 2 将来交通需要推計モデル (人の移動). http://www.mlit.go.jp/road/ir/ir-council/suikei/8pdf/3-2.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 26 日)

国土交通省 (2010 a) 2010 年 道路交通センサス．丸善出版.

国土交通省 (2010 b) 燃料消費量調査. http://www.mlit.go.jp/k-toukei/syousaikensaku.html (アクセス日: 2015 年 10 月 16 日).

国土交通省 (2010 c) 電気自動車等の導入による低炭素型都市内交通空間検討調査 (その 1) 業務報告書. 2010 年 3 月, http://www.mlit.go.jp/common/000116551.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 26 日).

国立社会保障・人口問題研究所 (2013) 日本の地域別将来推計人口 (平成 25 年 3 月推計). http://www.ipss.go.jp/pp-shicyoson/j/shicyoson13/t-page.asp (アクセス日: 2015 年 10 月 26 日).

国立環境研究所 (2010) 大気環境月間値・年間値データ (NO_X). http://www.nies.go.jp/igreen/td_down.html (アクセス日: 2010 年 10 月 30 日).

厚生労働省 (2011) 患者調査 結果の概要. 2011 年 10 月, http://www.mhlw.go.jp/toukei/saikin/hw/kanja/11/dl/01.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 26 日)

小柳文子, 瓜生芳久 (1996) 電気自動車による消費電力のモデル化と電力需要に与える影響, 電気学会論文誌 B, 電力・エネルギー部門誌 **117**(1), 41-46.

森川多津子, 茶谷聡, 中塚誠次 (JATOP 大気研究グループ) (2012) 大気改善研究 第 6 部 自動車排出量推計 大気研究技術報告. 2012 年 3 月.

日本自動車工業会 (2010) 低公害車等出荷台数 (2010 年度出荷実績). www.jama.or.jp/eco/eco_car/shipment/index2010.html (アクセス日: 2015 年 7 月 24 日)

日本自動車工業会 (2015) 自動車統計月報 vol. **49**(7).

電気学会 (2002) 火力発電総論. オーム社. 304 pages.

資源エネルギー庁 (2013) 電力調査統計 2-(1) 発電実績 (総括).

資源エネルギー庁 (2015) 長期エネルギー需給見通し小委員会第 10 回配布資料長期エネルギー需給見通し (案). 2015 年 6 月, http://www.enecho.meti.go.jp/committee/council/basic_policy_subcommittee/mitoshi/010/pdf/010_05.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 26 日).

新エネルギー・産業技術総合開発機構(2013) 二次電池技術開発ロードマップ 2013. 2013 年 8 月, http://www.nedo.go.jp/content/100535728.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 26 日).

総務省(2005) 平成 17 年国勢調査. http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/GL08020103.do?_xlsDownload_&fileId=000001213249&releaseCount=14 (アクセス日：2016 年 1 月 12 日).

総務省 (2010) 平成 22 年国勢調査. http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/GL08020103.do?_csvDownload_&fileId=000004996641&releaseCount=2 (アクセス日：2016 年 1 月 12 日).

東京電力 (2010) 過去の電力使用実績データ (2010 年分), http://www.tepco.co.jp/forecast/html/images/juyo-2010.csv (アクセス日: 2015 年 7 月 24 日).

第6章　結論

6.1　各章で得られた結果の要約

本研究では，トレードオフを考慮した自動車排ガス由来リスクの評価事例を蓄積する事で，トレードオフ問題への対策立案や意思決定の支援に向けた考察を行う事を目的とした．この目的のための調査・評価事例として以下の三つの課題に取り組んだ．ここでは，これらの評価事例評価事例から得られた，三つの結果に対する考察をまとめる．

6.1.1　リスクに対する市民の気付きの調査と調査結果から得られた結果の要約

この課題では，予備調査と本調査の 2 回に分けて，市民のリスクへの気付きについて調査した．予備調査では，自由記述形式の質問・回答を行い，そこから自動車ライフサイクル中の九つのリスクを抽出した．本調査では，市民がそれらのリスクをどの程度重要と考えるかについて選択回答形式で質問した．この回答結果をリスクに対する気付きとみなし，自動車所有の有無，環境配慮行動の実施意図の強弱で分類した回答者群ごとに，リスクへの気付きの強さ，その相対的な位置づけについて，比較した．本課題から得られた結果は以下のとおりである．

1) 自動車の製品ライフサイクルを通じたリスクへの気付きに関して，「交通安全や交通事故」「騒音や振動による住環境の悪化」「交通渋滞」といった現自動車利用者からみて身近なリスクは，相対的に強い気付きが得られ，重要と位置付けられていた．その一方で，「次世代自動車での希少資源の消費」「使用済み自動車についての問題」といった生産段階・廃棄段階のリスク，そして現利用者からみて身近でないリスクは相対的に弱い気付きが得られるにとどまり，重要と位置付けられなかった．先にあげた三つ以外の自動車利用段階のリスクについても，身近でないリスクほど，重要でないとされる傾向がみられた．
2) 環境配慮行動の実施意図が強い回答者群と，強いとはいえない群の間で，リスクへの気付きに差異があるかどうかについて，Fisher の直接確率検定を用いて検定した．その結果，「騒音や振動による住環境の悪化」「公共交通網の衰退」「走行時の CO_2 排出」「排気ガスによる健康への悪影響」「次世代自動車での希少資源の消費」といった集団が暴露するリスクでは，統計的に有意な差異がみられた．これらの 5 つのリスクについて，環境配慮行動の実施意図が強い回答者群で，より強い気付きが得られていた事を考慮すると，製造段階で生じるリスクを含めた，5 つのリスクへの気付きが強まる事で，環境配慮行動の実施意図が強まりうる事が示唆された．

6.1.2　過去の車種選択と排ガス規制を通じた CO_2 および PM 削減策によるヒト健康影響評価

この課題では，過去の排ガス対策の特徴を，二つのリスク影響で評価した．排ガス対策として，車種選択行動の変化と排ガス規制を取り上げ，リスク影響は PM による大気汚染影響と CO_2 による地球温暖化影響とした．これらの対策によるリスク影響を，共通のヒト健康リスク指標である disability-adjusted life years (DALY) (障害調整生命年) として推計する事で，エンドポイントの異なる二つのリスクを比較可能なリスク評価モデルを構築した．

過去の排ガス対策の特徴を評価するためにリスク評価のためのケース設計において，1995 年および 2005 年の日本の車種構成・排ガス原単位を再現したケースと，欧州を参考にした仮想のケースとを，構

築した.

これらのケース間の比較，および対策の組み合わせケースがリスクに与えた影響を比較した結果，以下の三点が得られた.

1) 1995 年の日本を参照したケースと，2005 年の日本を参照したケースを比較した結果，大気汚染によるリスクに関しては 63.2 [10^3×DALY] の削減効果が，地球温暖化によるリスクに関しては 488.6 [10^3×DALY] の削減効果が得られた．この結果から，過去の排ガス原単位の改善がリスク削減に寄与したことを確認した.

2) ケース 3，すなわち EURO 4 を排ガス規制に採用する点で，2005 年の日本を参照したケース異なるケースでは，地球温暖化による DALY が 31.9 [10^3×DALY] 減少する一方，大気汚染による DALY が 0.6 [10^3×DALY] 増加すると評価された．この結果から，採用する排ガス規制によって，大気汚染に関するリスクと地球温暖化に関するリスクは，トレードオフの関係にあると示唆された．これらは，ディーゼル乗用車・ガソリン乗用車の車種選択行動の選択に関しても当てはまった.

3) 2005 年の日本の実情を反映したケースにおいて，大気汚染に係るリスクが最小であると推計された．このケースでは人口 95 パーセンタイル発がん超過発生確率が 9.96×10^{-5}, DALY 値は 12 [10^3×DALY]であった．ケース 2 は日本の実際の 2005 年の状態を反映したケースであり，日本では大気汚染の改善を重視していた事が明らかになった.

6.1.3 EV 普及による沿道から発電所周辺へのリスク移転影響の評価

この課題では，ハイブリッド自動車 (HV) や電気自動車 (EV) といった，次世代自動車 (NGV) の普及を通じた自動車排ガスの削減が期待されている．ただし,「交通の電化」に際しては政策的にライフサイクル全体を管理する事や，対抗する潜在的なリスクについて同時に議論するべき，Hawkins (2013) は報告している． このような観点から，走行時の排ガス成分が 0 となる EV の普及によって，沿道住民の大気汚染被害の削減が見込まれる一方で，これと同種のリスク (大気汚染) が，EV のための電力需要増加を通じて，異集団である発電所周辺住民へと移動する,「リスク移転」 (Graham and Wiener 1995) 影響について評価した．ここでは NO_X を対象としたケーススタディを行った．NGV の普及によるリスク移転影響を評価する事を目的として，NGV 普及が交通部門・発電部門の大気汚染物質の増減に与える影響を考慮した，ヒト健康影響評価モデルを構築した．ここでは，排出分布の違いがリスクトレードオフに直結するため，地域の交通状況や発電所立地が反映された NO_X 分布を評価できるように留意した.

本研究で得られた結果は以下の二点である.

1) 2030 年の NGV 普及率の異なる二つのケースを設計し，リスク移転影響について評価した結果，EV 普及率が高い 2030 年政府目標ケースにおいてのみ，一部で NO_X 濃度の増加が確認されたが，それによる呼吸器系疾患の入院患者増加は見られなかった．全国での入院患者減少数は，ケース 2 で 19.2 [人], ケース 3 で 60.5 [人] であった事から，本研究で設定したケース・条件下では，NGV 普及によるリスク削減が可能であると評価された．ただし，火力発電所周辺の 12 市区町村で入院患者数の増加がみられており，EV 普及による発電所周辺へのリスク移転が発生しうると評価された.

2) この結果は 2010 年度の電源構成を用いたケーススタディから得られた結果であり，政府・行政は将

来的に原子力発電の割合を低下させる方針である事，石炭火力発電所から生産された電力による走行が環境影響を増加させうる事 (Hawkins et al 2013), を考慮すると呼吸器系疾患による入院患者数の増加がみられた地域を対象とした，リスク移転影響の評価もしくはリスク監視が継続的に行われることが，リスク管理上望ましいと言える．

6.2 本研究より得られた成果の意義と今後の課題

6.2.1 市民が関心のあるリスク・市民が見落とす可能性のあるリスクの特定

第 3 章の市民に対するリスク認知に関する調査からは，「交通安全や交通事故」「騒音や振動による住環境の悪化」「交通渋滞」といった現自動車利用者からみて身近なリスクは重要と考えられた一方で，「次世代自動車での希少資源の消費」「使用済み自動車についての問題」といった生産・廃棄段階で生じるリスク，現利用者からみて身近でないリスクは重要とされなかった．Tokai and Kojima (2014) では身近にある化学物質に対する関心が高いという結果から，リスク評価が市民のリスクコミュニケーションにおいて中心的な役割を担うだろうと指摘している．そのため，交通事故や騒音のように，今回の調査で重要とされたリスクに対しては，リスク評価結果をリスクコミュニケーションに活用できると言える．一方で，生産・廃棄段階で生じるリスクに関する評価結果は，リスクコミュニケーションへの活用が現段階では難しいと考えられた．今後の課題として，リスク認知に関する調査結果の一般化が必要である事が挙げられ，リスクの抽出を複数の集団から行う事や，サンプルサイズの拡大等が求められる．

6.2.2 トレードオフを考慮したリスク評価手法に関する知見のまとめ

第 4 章および**第 5 章**のリスク評価結果の意義と，今後の課題を下記に整理する．

第 2 章で示した枠組みにおいて，リスクトレードオフの意義として，定性的にしか懸念されてこなかったリスクトレードオフへの対応策を，定量的な根拠に基づいた対応策に更新できる事，を挙げた．

これに対して，**第 4 章**では排ガス削減対策によって，大気汚染と地球温暖化のリスク削減の両立は困難であり，トレードオフが存在するという指摘に対して，PM 排出規制値が厳しい 2005 年新長期規制を採用したケースでは，PM 排出規制値が相対的に緩い EURO 4 を採用したケースよりも，地球温暖化による DALY が 31.9 [10^3×DALY] 増加する代わりに，大気汚染による DALY が 0.6 [10^3×DALY] 減少できるという事を推計した．この結果から，大気汚染および地球温暖化の二つの環境リスクを指標としたことで，過去の日本における排ガス対策が，大気汚染によるヒト健康影響の削減を優先した事を明らかにした．また，構築したモデルから 95 パーセンタイルがん過剰リスクを推計し，実質的安全許容量として参照される 10^{-5} のがん過剰リスクとの比較を行った．日本の 2005 年における 95 パーセンタイルがん過剰リスクは 9.96×10^{-5} と推計され，発がんの許容水準は達成されていないと推計された．このように，**第 4 章**で構築したモデルを用いる事で，過去のリスク対策が大気汚染と地球温暖化のどちらを優先削減目標としたか，その対策による目標リスク削減量と対抗リスクの増加量がどの程度であるか，対策実施によって目標とするリスク許容水準が到達されるか，についての考察が可能になると言える．今後の課題として，構築したモデルと設計したケースは，PM による大気汚染物質と及び CO_2 による温室効果ガスのリスク評価にとどまっており，他の大気汚染物質や温室効果ガスに関するトレードオフを評価しうることが示されていない事が挙げられ，モデルの改善を通じて定性的な指摘にとどまる対策間・リスク間のトレードオフを考慮していく事が求められる．

次に，**第 5 章**で取り組んだ，将来懸念されるリスク移転の評価結果からは，リスク削減効果／リスク移転影響がどこで，どの程度みられるかを定量的に明らかにした．EV 普及量が大きいケースほど，呼吸器系疾患による入院患者数減少数は大きく，60.5 人の減少が見込まれた．一方で，福岡市戸畑区において 0.08 人ではあるものの，入院患者数の増加が起こると推計された．戸畑区以外にも 12 の市区町村で健康リスクが増加すると評価された. これらの結果から, EV 普及を通じたリスク移転影響の評価を，市区町村レベルで可能なモデル構築ができたと言える．今後の課題として，2030 年における発電量に占める原子力発電の割合が，2010 年水準よりも低いと仮定した場合の評価が必要である事が挙げられる．東日本大震災以降，発電量に占める原子力発電の割合は 2010 年水準よりも低い (資源エネルギー庁 2015) が，**第 5 章**では 2010 年の電源構成の下で電力生産が行われると仮定しており，モデル内に設定した火力発電所の NO_X 排出原単位は 2015 年の原単位よりも過少に設定していると見込まれ，リスク移転による健康被害を過小に評価していると言えるため，安全側に立ったリスク評価に向けたモデル改善が必要である．

参考文献

Graham, J. D., Wiener, J. B. (1995) Risk vs. Risk. Harvard University Press.

Hawkins, T. R., Singh, B., Majeau-Bettez, G., Strømman, A. H. (2013) Comparative environmental life cycle assessment of conventional and electric vehicles, *Journal of Industrial Ecology*, **17**(1), 53 – 64.

資源エネルギー庁 (2015) 長期エネルギー需給見通し小委員会第 10 回配布資料長期エネルギー需給見通し (案). 2015 年 6 月, http://www.enecho.meti.go.jp/committee/council/basic_policy_subcommittee/mitoshi/010/pdf/010_05.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 26 日).

Tokai, A., Kojima, N. (2014) Risk Communication in Chemical Sector in Connection to the Role of Risk Assessment, *Journal of Disaster Research* **9**, 603 - 607.

謝辞

本論文は大阪大学大学院工学研究科環境・エネルギー工学専攻，博士後期課程における研究成果を学位請求論文として取りまとめたものであります.

本論文の作成にあたり，指導教官である大阪大学大学院工学研究科環境・エネルギー工学専攻の東海明宏教授に甚大なる謝意を表します．東海教授には，筆者のために多くの時間を割いていただき，また熱心に研究指導に当たっていただきましたことを，深く御礼申し上げます.

本論文を査読いただいた大阪大学大学院工学研究科環境・エネルギー工学専攻の近藤明教授からは，大気環境モデルを用いた暴露解析がリスク評価に与える影響に関してご指導いただき，今後の研究活動に資する多大なる示唆をいただきました．記して謝意を表します.

同じく本論文を査読いただいた大阪大学大学院工学研究科環境・エネルギー工学専攻の下田吉之教授からは，リスク評価モデルの不確実性をはじめ，本研究を拡張する際に検討すべき項目についてご指導いただき，研究活動の展開に資する多大なる示唆をいただきました．記して謝意を表します.

筆者の力量不足により，副査を務めていただいた先生方のご助言をすべて反映するにはいたりませんでしたが，今後の研究活動に生かさせていただきたいと考えております.

和歌山大学システム工学部の山本祐吾准教授には，筆者の学部時代に研究ゼミを通じて，環境マネジメントに関する基礎的なアドバイスをいただきました．記して謝意を表します.

厚生労働省国立保健医療科学院の大野浩一様には，筆者の修士課程時代に研究ゼミを通じて，アンケート調査の設計をはじめとした筆者の研究の補助に尽力していだたきました．ここに謝意を表します.

お茶の水女子大学基幹研究院自然科学系の中久保豊彦助教には，東海研究室所属以降，公私にわたり多様なアドバイスをいただきました．記して謝意を表します.

本論文の一部は，環境省の環境研究総合推進費 課題「C-1004 産業環境システムの耐リスク性」の支援をうけて実施され，また同関係者の方々の多大なご支援をうけて行われました．特にアンケート調査にあたってはその設計や配布に際して，多大なご支援をいただいた中澤暦特任研究員 (現滋賀県立大学特任研究員), 八尾哲史特任研究員 (現大阪府立小学校教諭), 博士後期課程和田直樹院生 (現環境省) に感謝いたします．また，リスク評価に関する様々なご助言をいただきました山口治子特任研究員 (現国立医薬品食品衛生研究所) に感謝いたします.

本論文を作成するうえで, 研究活動から日常の生活までさまざまな面でご協力・ご支援をいただいた，東海研究室の諸先輩方，同輩，後輩，事務員や研究スタッフに感謝いたします.

最後に，筆者の研究生活を常に温かく見守り，また心身の健康を気遣ってくれた両親，弟，祖父母に心より感謝いたします.

2016 年 1 月

小島 直也

付録編

付録編 目次

付録 1　調査設計で参考とした環境家計簿に関する先行研究および先行事例の整理 …… 1
付録 2　予備調査における調査方法・回答者属性・自家用車等所有状況…….... 3
付録 3　本調査における設問および本調査で提示した交通にまつわる情報…….... 5
付録 4　速度階級別排出原単位の推算 ……... 11
付録 5　都道府県別速度階級別の年間走行台キロの推算 …… 13
付録 6　ディーゼル排出粒子の移流・拡散にかかる ADMER 入力パラメータの設定 …… 17

付録編 図表目次

図 付録-3 1　本調査で提示した交通にまつわる情報 …… 9

表 付録-1 1　環境家計簿の形式とその普及状況等……..…… 1
表 付録-2 1　予備調査における調査方法……..…… 3
表 付録-2 2　年代別・世帯人員別・性別の回答者数 [人] ……..… 3
表 付録-2 3　自家用車およびバイクの所有状況……... 3
表 付録-3 1　本調査における質問とその回答方法……... 5
表 付録-4 1　ケース別 (*m*), 車種別 (*p*), 速度階級別 (*q*) の物質排出原単位 (EFm,n,p,q) ……... 12
表 付録-4 2　20 [km/h] 時排出原単位を基準とした低速度域における排出原単位増加率 ..……..… 12
表 付録-5 1　都道府県別 (*o*) 速度階級別 (*q*) の年間走行台キロ ($TD_{n,q}$) …… 14
表 付録-6 1　DEP の大気中挙動に関わる ADMER 入力パラメータ……17
表 付録-6 2　自動車 NO_X・PM 法における特定地域 （8 都道府県） の 4 時間帯別交通量とそれに基づく時間帯別排出割合の設定……..……17

付録１　調査設計で参考とした環境家計簿に関する先行研究および先行事例の整理

予備調査および本調査における質問の作成とその構成を行うにあたり，環境家計簿の技法 (大来 1990 ; 盛岡ら 1980 ; 盛岡，末石 1983) を参考にした.

環境家計簿は『生活者である市民が環境とのかかわりを見直す』事を支援するために 1980 年代に盛岡ら (1980) によって提案され，行政・環境関連団体・企業から様々な環境家計簿が提案，作成，普及されてきた (環境省 HP). 基本的な記帳の形式は，一般の家計簿における収入—支出に相当し，生活行動の中で環境から享受している利便性—そのトレードオフとして発生する環境への影響を記述，整理していく形式となっている (盛岡 1986). 大来 (1990) が示した環境家計簿の類型 (**表 付録-1-1**) にもとづくと，特に「環境勘定型」の環境家計簿が最も多く普及していたとされる (村上，近藤 2004). 筆者が実際に 2011 年 12 月に, WEB 検索エンジン : Google で「環境家計簿」をキーワードとし，検索結果上位 100 件を対象に WEB 上で提供されていた環境家計簿を調査したところ，全てで「環境勘定型」と判断できる形式が用いられていた.

本研究では「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」とされる「いもづる型」の形式を参考に調査票を設計した．これを通じて，自動車利用行動からさかのぼり，その製造段階のリスクに対する気付きを促す，あるいは利用行動の先の廃棄段階のリスクに対する気付きを促しうると考えた.

以上のように，本調査では調査票設計の段階で，調査が行動もしくは行動変容，意識に影響を与えるとして，実施した．本文でも記述したように，結果の考察で用いるリスクに対する気付き，および意識に関しては 1 日目の回答を用いているが，行動に関しては 7 日目の回答である．しかし，調査結果の考察では調査過程が与えた影響は考慮せず, 結果として行動変容がみられたか, 見られなかったかのみを考察の対象とした. これは，本調査は将来的には，リスクに対する気付き，環境配慮意識，環境配慮行動，調査・回答行程の影響といった交絡因子を考慮できる形式で調査設計を行う事を念頭に置きつつ, まずはこれらの間にみられる関係を包括して評価する事を目的としたためである.

表 付録-1-1　環境家計簿の形式とその普及状況等

環境家計簿の形式	内容	普及状況・利用状況
思い起こし型	自身の行動を書き出し，その環境へのかかわりを思い浮かべる.	村上，近藤 (2004) がこの形式を応用した研究を実施した.
行動比較型	既存の生活行動と同一の目標 (目的) を達成する事が出来るか代替行動を想像し，それぞれの環境へのかかわりを評価する.	-
チェック型	より環境にやさしい行動を掲げて，その実践度合いを自己確認する.	「環境勘定型」と併せて利用，実施された事例が確認できた.
いもづる型	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.	本調査において参考にした形式.
環境勘定型	(地域で集計する事を前提として)原単位方式で環境負荷を計算する.	最も多く普及実績のある形式. 筆者による2011年12月のWEB調査において, 上位100件全てでこの形式が用いられていた.
新金銭感覚型	自身の行動の影響が「1%」程度のわずかに感じるものであっても，環境にとっては重大な影響を与えていることに注意を払う.	-
自己診断型	上記のような形式で記帳した内容を整理し，その達成状況を得点化するなどして自己診断す	「環境勘定型」と併せて利用，実施された事例が確認できた.

参考文献

環境省 HP 環境庁版環境家計簿の配布状況. www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=2586&hou_id=924 (アクセス日: 2015 年 11 月 6 日).

盛岡通 (1986) 身近な環境づくり -環境家計簿と環境カルテ-, 日本評論社, 21-22.

盛岡通 (1990) 地球環境家計簿. 大来佐武郎 (監修) 地球環境と市民. 中央法規出版, 109-133.

盛岡通, 日下正基, 八木俊策 (1980) 新しい家計簿, 山河計画 -家- **2**, 100-114.

盛岡通, 末石冨太郎 (1983) 環境学習の用具としての環境家計簿と環境カルテの提案. 環境問題シンポジウム講演論文集 **11**, 80-92.

村上浩継, 近藤隆二郎 (2004) 想起型環境家計簿の提案とその可能性に関する研究-「環境日めくり日記」の試作と実験を通じて-. 環境システム研究論文集 **32**, 145-155.

付録２　予備調査における調査方法・回答者属性・自家用車等所有状況

ここでは予備調査における調査方法，回答者属性，および調査に用いたアンケート用紙について説明する．

表 付録-2-1 に調査方法を示す．回答者のうち A 群の回答者に対しては，自動車の利便性と課題について説明した文章を挿入しない調査用紙を配布し，B 群の回答者には，その内容を挿入した調査用紙を配布した．予備調査の回答者の属性として，年代別・世帯人員別・性別の回答者数を**表 付録-2-2** 示す．また，回答者の自家用車，バイクの所有状況を**表 付録-2-3** に示す．

表 付録-2-1　予備調査における調査方法

調査対象	2010年度吹田市環境モニター
調査日時	2011年 2月～3月
配布回収方法	配布，回収とも郵送による
配布数	189標本
	(A群：95標本，B群：94標本)
回収数	72標本(回収率38.1％)
	(A群：38標本，B群：34標本)

※B群にのみ調査用紙の冒頭で情報提供を行った．
提供した情報は当付録2に後掲する調査用紙を参照．

表 付録-2-2　年代別・世帯人員別・性別の回答者数 [人]

世帯人員	性別	年代						計
		20代	30代	40代	50代	60代	70代	
1人	男						2	2
	女					1	1	2
2人	男	1			2	9	5	17
	女		1	2	3	6	1	13
3～4人	男		1	2	2	8	3	16
	女		2	8	3	2	1	16
5人	男				1			1
	女			1	1	1	1	4
不明	男						1	1
	女							
計		1	4	13	12	27	15	72

※空欄は 0人を意味する．

表 付録-2-3　自家用車およびバイクの所有状況

自家用車	バイク		計
	非所有	所有	
非所有	16	5	21
1台所有	41	6	47
2台以上所有	2	2	4
計	59	13	72

［人］

付録３　本調査における設問および本調査で提示した交通にまつわる情報

まず，本調査における質問とその回答方法を**表 付録-3-1** に示す．さらに，3.2.4.2 で述べた，本調査一日目の回答を始める前に提示した，交通にまつわる情報（交通事故が増加している事，順調に自動車保有台数が増加している事，および自動車の生産段階での使われる資源や素材）を**図 付録-3-1** に示す．

表 付録-3-1　本調査における質問とその回答方法

質問		回答方法	
1日目			
今日はどのような目的で外出されましたか？（複数回答可）。 その際に利用した交通手段と合計の所要時間をお答えください。*1	(目的)	選択回答 (複数選択可)	外出せず/通勤・通学/買い物/送迎/外回りの仕事/娯楽・レジャー/人と会うため/社会活動/その他
	(交通手段)	選択回答 (複数選択可)	徒歩/自転車/バイク/鉄道/バス/マイカー/タクシー/マイカー、タクシー以外の車/その他
	(所要時間)	数値入力	-
移動中にあった「楽しい・うれしい」などのプラスの出来事、 「悲しい・腹立たしい」などのマイナスの出来事について、お答えください。	プラスの出来事。	自由記述回答	-
	マイナスの出来事。	自由記述回答	-
現在、あなたの世帯で、マイカー・バイク（原付を含む）は所有していますか？	-	選択回答	所有している：マイカー/ 所有している：バイク（原付を含む）/ 所有していない
次の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？あなたの意見にもっともあてはまるものを選択してください。	交通安全や交通事故	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
	自動車内装材中の化学品の健康への影響	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
	交通渋滞	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
	騒音や振動による住環境の悪化	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
	公共交通網の衰退	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
	排気ガスによる健康への悪影響	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
	使用済み自動車についての問題	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
	次世代自動車での希少資源の消費	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
	走行時のCO2排出	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
あなたは移動する時に、できるだけ環境に負荷をかけないようにしたいですか？また、そう思う理由やそのきっかけについてお書きください。	-	選択回答	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
	(理由、きっかけ)	自由記述回答	-
あなたの身近な人々は、移動する時にできるだけ環境に負荷をかけないようにしていると思いますか？そう思った理由や実際に見聞きしたことをお書きく	-	選択回答	していない/あまりしていない/どちらともいえない/ややしている/している
	(理由、等)	自由記述回答	-
あなたが次の3つの場面で移動をするときに、どのような交通手段を利用していますか？もっともよく利用しているものを1つ選び、○をつけてください。	通勤・通学	選択回答	ほとんどしない/徒歩や自転車のみ/バスや鉄道（公共交通）/自動車のみ/自動車＋公共交通
	平日の買い物	選択回答	ほとんどしない/徒歩や自転車のみ/バスや鉄道（公共交通）/自動車のみ/自動車＋公共交通
	休日の買い物	選択回答	ほとんどしない/徒歩や自転車のみ/バスや鉄道（公共交通）/自動車のみ/自動車＋公共交通
あなたは今後、公共交通を使うようにしていきたいですか？ あてはまるものをお選びください。また、そう思う理由やそのきっかけについてお書きください。	-	選択回答	そう思わない/あまりそう思わない/どちらともいえない/ややそう思う/そう思う
	(理由、きっかけ)	自由記述回答	-
あなたは今後、自動車を使わないようにしていきたいですか？あてはまるものをお選びください。また、そう思う理由やそのきっかけについてお書きください。	-	選択回答	そう思わない/あまりそう思わない/どちらともいえない/ややそう思う/そう思う
	(理由、きっかけ)	自由記述回答	-

*1:毎日同じ質問を行い，回答を求めた．そのため，2日目以降は省略する．

表 付録-3-1　本調査における質問とその回答方法 (続き 1)

質問		回答方法	
2日目			
移動中にあった「楽しい・うれしい」などのプラスの出来事、 「悲しい・腹立たしい」などのマイナスの出来事について、お答えください。	プラスの出来事。	自由記述回答	-
	マイナスの出来事。	自由記述回答	-
現在、あなたの世帯で、マイカー・バイク（原付を含む）は所有していますか？また、所有している（もしくは所有していない）理由や目的などをお書きください。	マイカー	数値入力	-
	バイク（原付を含む）	数値入力	-
	所有する（しない）理由	自由記述回答	-
身近に利用している公共交通機関は？	-	選択回答 (複数選択可)	鉄道/バス/鉄道＋バス
駅（バス停）までの交通手段は？	-	選択回答	徒歩/自転車/マイカー/タクシー
駅（バス停）までの所要時間は？	-	数値入力	-
貴方にとって公共機関は便利/不便ですか？	-	選択回答	とても不便/不便/便利/とても便利
便利/不便と感じる理由をお書きください。	-	自由記述回答	-
3日目			
移動中にあった「楽しい・うれしい」などのプラスの出来事について、お答えください。	プラスの出来事。	自由記述回答	-
マイカーを所有されている方に質問です。（マイカーを所有されていない方は、本日はここまでです。）あなたがマイカーをよく使う（もしくは相乗りをするような）場面を想像してください。想像した場面に当てはまるものを一つだけ選び、思い浮かべた場面の片道の距離と時間を、おおよそで構いませんので質問に答える際と同じ場面で、マイカー以外の交通手段で行かなければならないとします。利用する交通手段として最もあてはまるものはどれですか？また、その時の所要時間や運賃はどのくらいですか？	マイカー利用場面	選択回答	通勤・通学/買い物(平日)/買い物(休日)/送迎/業務中
	距離	数値入力	-
	時間	数値入力	-
	交通手段	選択回答	徒歩・自転車のみ/鉄道/バス/タクシー/鉄道・バス・タクシーの組合せ
	距離	数値入力	-
	時間	数値入力	-
実際にマイカー以外の交通手段で移動してみようと思いますか？あてはまるものを選択してください。	-	選択回答	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日目			
移動中にあった 「悲しい・腹立たしい」などのマイナスの出来事について、お答えください。	マイナスの出来事。	自由記述回答	-
4日目は車を所有していること、所有しようと思った時のことについてお聞きします。 （4日目・5日目では、クルマの「所有」と「利用」の意味を区別し、クルマの「便利な点」とその「影響」について改めて思い返してもらおうと思っています。） あなたやあなたの家族がマイカーを所有する（もしくは所有していない）ことで、「あなたや あなたの家族」、「社会・経済」、「環境」がそれぞれ「得ているもの」「失っているもの」 は何ですか?どんなことでも結構ですのでいくつでも書いてみてください。	あなたやあなたの家族への（＋）面の影響（得ている・与えているもの）	自由記述回答	-
	あなたやあなたの家族への（－）面の影響（失っている・負担を強いているもの）	自由記述回答	-
	社会や経済への（＋）面の影響（得ている・与えているもの）	自由記述回答	-
	社会や経済への（－）面の影響（失っている・負担を強いているもの）	自由記述回答	-
	環境への（＋）面の影響（得ている・与えているもの）	自由記述回答	-
	環境への（－）面の影響（失っている・負担を強いているもの）	自由記述回答	-

表 付録-3-1　本調査における質問とその回答方法 (続き 2)

質問		回答方法	
5日目			
移動中にあった「楽しい・うれしい」などのプラスの出来事、 「悲しい・腹立たしい」などのマイナスの出来事について、お答えください。	プラスの出来事。	自由記述回答	-
	マイナスの出来事。	自由記述回答	-
5日目は車を利用しようと思う時、利用しているときのあなたの考えについておききします。あなたやあなたの家族がマイカーを利用することで、「あなたやあなたの家族」、「社会・経済」、「環境」がそれぞれ「得ているもの」「失っているもの」は何ですか?どんなことでも結構ですのでいくつでも書いてみてください。（マイカーを所有されていない方は、マイカーを所有している場合を想像してください。）	あなたやあなたの家族への（＋）面の影響（得ている・与えているもの）	自由記述回答	-
	あなたやあなたの家族への（－）面の影響（失っている・負担を強いているもの）	自由記述回答	-
	社会や経済への（＋）面の影響（得ている・与えているもの）	自由記述回答	-
	社会や経済への（－）面の影響（失っている・負担を強いているもの）	自由記述回答	-
	環境への（＋）面の影響（得ている・与えているもの）	自由記述回答	-
	環境への（－）面の影響（失っている・負担を強いているもの）	自由記述回答	-
6日目			
移動中にあった「楽しい・うれしい」などのプラスの出来事、 「悲しい・腹立たしい」などのマイナスの出来事について、お答えください。	プラスの出来事。	自由記述回答	-
	マイナスの出来事。	自由記述回答	-
今日は、交通行動がもたらす（－）影響を減らすためのアイデアについてお聞きします。4・5日目の「（－）の影響」を少しでも小さくするために、あなたができることはありますか？その行動によって失うもの（利便、費用など）とあわせてお答えください。	できること	自由記述回答	-
	それによって失うもの	自由記述回答	-
「（－）の影響」を少しでも小さくするための行動で、あなたがしたくても場合や場面によってはできないこともあります。できないこととその理由についてお答えください。	したくてもできないこと	自由記述回答	-
	できない理由	自由記述回答	-
上記の質問の「できないこと」を可能にするために、「こういう仕組を作ってほしい！」「新しい製品やサービスを作って！」というアイデアをお書きください。	-	自由記述回答	-

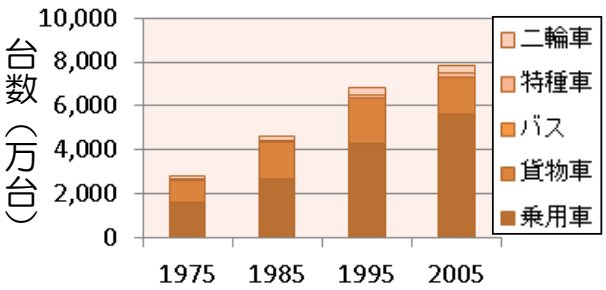
表 付録-3-1　本調査における質問とその回答方法 (続き 3)

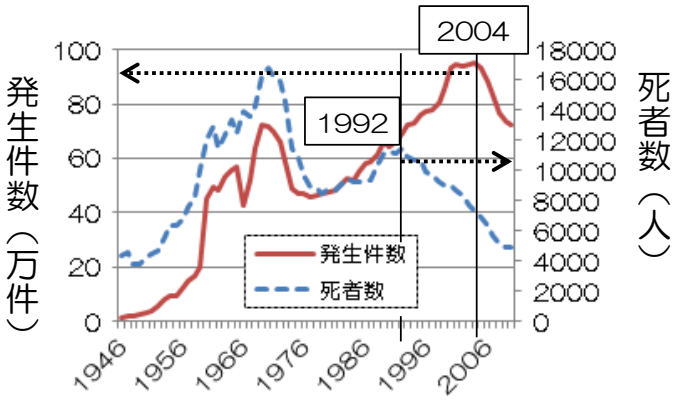
質問		回答方法	
7日目			
この環境家計簿をつけていた期間中に、もっとも良かった（プラスの）出来事ともっとも　悪かった（マイナスの）出来事を、お答えください。	もっとも良かった出来事	自由記述回答	-
	もっとも残念だった出来事	自由記述回答	-
次の交通や自動車に関する問題について、どのくらい重要だと考えていますか？あなたの意見にもっともあてはまるものを選択してください。	交通安全や交通事故	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
	自動車内装材中の化学品の健康への影響	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
	交通渋滞	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
	騒音や振動による住環境の悪化	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
	公共交通網の衰退	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
	排気ガスによる健康への悪影響	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
	使用済み自動車についての問題	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
	次世代自動車での希少資源の消費	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
	走行時のCO2排出	選択回答	重要でない/あまり重要でない/意識していない/やや重要/とても重要
あなたは今後、公共交通を使うようにしていきたいですか？ あてはまるものをお選びください。また、そう思う理由やそのきっかけについてお書きください。	-	選択回答	そう思わない/あまりそう思わない/どちらともいえない/ややそう思う/そう思う
	(理由、きっかけ)	自由記述回答	-
あなたは今後、自動車を使わないようにしていきたいですか？あてはまるものをお選びください。また、そう思う理由やそのきっかけについてお書きください。	-	選択回答	そう思わない/あまりそう思わない/どちらともいえない/ややそう思う/そう思う
	(理由、きっかけ)	自由記述回答	-
交通環境家計簿をつけている期間中、あなたが移動する時に実際にどのように行動しましたか？	徒歩・自転車の頻度	選択回答	減らした/少し減らした/変わらない/少し増やした/増やした
	鉄道・バス等の頻度	選択回答	減らした/少し減らした/変わらない/少し増やした/増やした
	自動車の頻度	選択回答	減らした/少し減らした/変わらない/少し増やした/増やした
実際の交通行動を変えた理由やそのきっかけについてお書きください。	-	自由記述回答	-
交通環境家計簿をつけてみて、あなた自身の交通や自動車に対する考え方で変化した部分はありましたか？自由にお書きください。	-	自由記述回答	-
年齢	-	選択回答	30歳未満/30歳代/40歳代/50歳代/60歳代
あなたを含めた同居している家族の合計人数	-	選択回答	1人/2人/3人/4人/5人以上
ご職業	-	選択回答	会社員・公務員/学生/自営業者/パート・アルバイトなど/その他

交通にまつわる情報

● 自動車保有台数について

順調に保有台数が増えており、１世帯あたりの車所有台数は1台を上回ることになります（2005年値）。
車は行動の幅を広げ、様々な荷物も運搬することができる便利な道具であり、それらが広く用いられていることが分かります。





● 交通事故に関して

交通事故発生件数は2004年（95万件）を境に、減少の傾向を見せはじめました。
また死者数は1992年（11,451件）を境に順調に減少しています。
日常生活では便利な自動車ですが、事故をはじめとして負の側面も持ち合わせています。

● 利用される資源について

車には非常に多くの資源・物質・素材が使用されていることがわかります。
なお、今のガソリン車と次世代自動車を比べると、
使われる資源が異なります。その中には
枯渇が懸念される資源も含まれています。

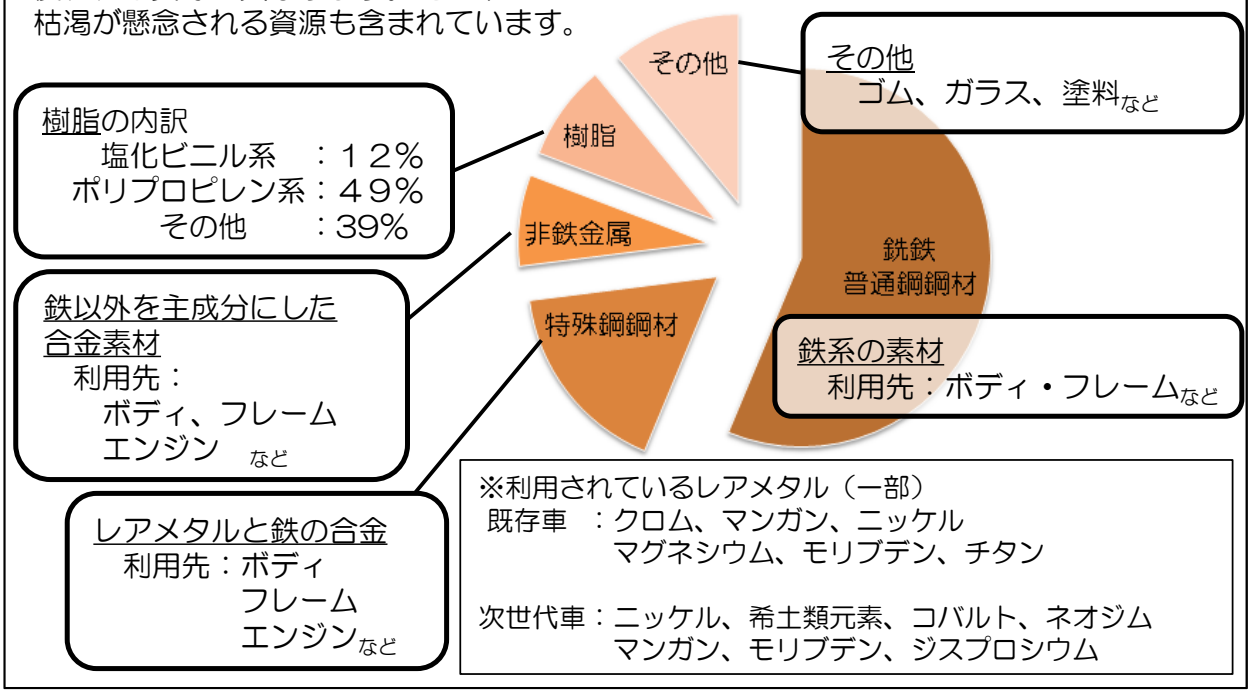


図 付録-3-1　本調査で提示した交通にまつわる情報

付録 4　速度階級別排出原単位の推算

表 付録-4-1 に，**式 4-1** で用いるケース別 (m)・車種別 (p)・速度階級別 (q) の PM・CO_2 排出原単位 ($EF_{m,n,p,q}$) を示す．これらの値は以下の手順で推算した．

まず，土肥ら (2012) から，2005 年の，20 [km/h] から 110 [km/h] までの排出原単位を得た．加えて，**表 付録-4-2** に示す 20 [km/h] 以下の速度域における排出原単位増加率を得た．20 [km/h] の排出原単位と**表 付録-4-2** から，以下の 5 [km/h], 10 [km/h], および 15 [km/h] の排出原単位を推算した．

次に，並河ら (2003) から，1995 年の，20 [km/h] から 110 [km/h] までの排出原単位を得た．しかし，PM に関しては，報告のある値が 20, 40, 60, 80, 100, 110 [km/h] 時の排出原単位に限られていた．そのため，報告のない排出原単位については，より低い速度の排出原単位と同様として設定した．5 [km/h], 10 [km/h], および 15 [km/h] の排出原単位は 2005 年と同様の方法で推算した．

最後に，経済産業省 (2005) からは，**表 付録-4-1** 中の*1 を付した平均排出原単位のみが得られた．そのため，ケース 3 およびケース 5 のディーゼル乗用車の速度別 PM 排出原単位は，**式 付録-4-1** を用いて推計した．ここで，基準となる速度 (*o(basis)*) を 30 [km/h] とした理由は，経済産業省 (2005) でディーゼル乗用車と比較されているガソリン乗用車の CO_2 排出原単位 (149.0 g/km) が，30 [km/h] 時の CO_2 排出原単位 (145.3 g/km) に最も近かった事による．

$$EF_{case\ 3,n,D-PV,q} = EF_{case\ 3,n,D-PV,basis} \times \frac{EF_{case\ 2,n,G-PV,q}}{EF_{case\ 2,n,G-PV,basis}}$$

式 付録-4-1

m : ケース (1, 2, 3, 4, 5),

n : 排出物質 (PM, CO_2),

p : 乗用車車種 (ディーゼル乗用車, ガソリン乗用車),

q : 速度階級 (5 [km/h] 区分),

$EF_{m,n,p,q}$: ケース別・車種別・速度階級別の PM・CO_2 排出原単位 [g/vehicle/km].

表 付録-4-1　ケース別 (m), 車種別 (p), 速度階級別 (q) の物質排出原単位 ($EF_{m,n,p,q}$)

速度 [km/h]	速度階級 (q) [km/h]	PM [mg/vehicle/km]					CO_2 [g/vehicle/km]				
		ディーゼル乗用車			ガソリン乗用車		ディーゼル乗用車			ガソリン乗用車	
		1994年 短期規制 (ケース 1)	2005年 新長期規制 (ケース 2, 4)	EURO 4 (ケース 3, 5)	1994年 短期規制 (ケース 1)	2005年 新長期規制，EURO 4 (ケース 2, 3, 4, 5)	1994年 短期規制 (ケース 1)	2005年 新長期規制 (ケース 2, 4)	EURO 4 (ケース 3, 5)	1994年 短期規制 (ケース 1)	2005年 新長期規制，EURO 4 (ケース 2, 3, 4, 5)
5	<=5	350	22	34	4	2	586	461	313	487	395
10	<=10	240	15	24	3	1	454	357	243	360	292
15	<=15	160	10	16	2	1	343	270	183	253	205
20	<=20	147	9.184	15	1.74	0.838	307.5	242.1	164	222.7	180.3
25	<=25	147	8.721	14	1.74	0.610	274.6	216.2	147	196.3	159.9
30	<=30	147	8.231	13*1	1.74	0.417	249.7	195.8	133*1	177.5	145.3
35	<=35	147	7.751	12	1.74	0.257	230.2	179.2	122	163.5	134.5
40	<=40	105	7.299	12	0.58	0.131	214.7	165.5	112	152.9	126.3
45	<=45	105	6.885	11	0.58	0.038	202.5	154.4	105	144.8	120.1
50	<=50	105	6.516	10	0.58	0.000	193.1	145.5	99	138.7	115.5
55	<=55	105	6.194	10	0.58	0.000	186.1	138.6	94	134.4	112.4
60	<=60	75.6	5.922	9	0.57	0.000	181.6	133.7	91	131.6	110.5
65	<=65	75.6	5.703	9	0.57	0.007	179.1	130.6	89	130.3	109.7
70	<=70	75.6	5.538	9	0.57	0.084	178.9	129.3	88	130.2	110.0
75	<=75	75.6	5.427	9	0.57	0.195	180.5	129.7	88	131.4	111.4
80	<=80	63.5	5.372	8	1.14	0.339	184.3	131.9	90	133.7	113.7
85	<=85	63.5	5.372	8	1.14	0.517	189.8	135.7	92	137.2	116.9
90	<=90	63.5	5.429	9	1.14	0.729	197.4	141.2	96	141.7	121.1
95	<=95	63.5	5.542	9	1.14	0.974	206.8	148.3	101	147.4	126.2
100	<=100	68.9	5.712	9	3.96	1.253	218.1	157.1	107	154.0	132.1
105	<=105	68.9	5.939	9	3.96	1.566	231.1	167.5	114	161.8	138.9
110	<=110	78.8	6.223	10	6.02	1.913	246.1	179.6	122	170.5	146.6
参考文献		並河ら (2003)	土肥ら (2012)	経済産業省 (2005)	並河ら (2003)	土肥ら (2012)	並河ら (2003)	土肥ら (2012)	経済産業省 (2005)	並河ら (2003)	土肥ら (2012)

*1 経済産業省 (2005) から得られた, EURO 4規制下にある乗用車の排出原単位.

表 付録-4-2　20 [km/h] 時排出原単位を基準とした低速度域における排出原単位増加率

排出物質 (n)	車種 (p)	速度 [km/h]			
		5	10	15	20
PM	ガソリン乗用車	2.373	1.661	1.083	1
PM	ディーゼル乗用車	2.373	1.661	1.083	1
CO_2	ガソリン乗用車	2.188	1.618	1.138	1
CO_2	ディーゼル乗用車	1.904	1.475	1.114	1

参考文献 土肥ら (2012)

参考文献

並河良治, 高井嘉親, 大城温 (2003) 自動車排出係数の算定根拠, 国土技術政策総合研究所資料, **141**.

土肥学, 曽根真理, 瀧本真理, 小川智弘, 並河良治 (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), 国土技術政策総合研究所資料, **671**.

経済産業省 (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. 2005 年 4 月, http://www.meti.go.jp/report/downloadfiles/g50418b01j.pdf (アクセス日: 2015 年 10 月 25 日)

付録 5　都道府県別速度階級別の年間走行台キロの推算

本文中の**式 4-1** で用いる，都道府県別 (o)・速度階級別 (q) 走行台キロ ($TD_{n,o}$)を**表 付録-5-1** に示す．これらの値は以下の手順で推算した．

本研究では，走行台キロは幹線道路走行台キロ (国土交通省 2005 a) と細街路走行台キロから構成されるとした．国土交通省 (2005 a) からは乗用車の都道府県別年間走行台キロが，国土交通省 (2005 b) からは国土交通省地方整備局別の小型・乗用車の年間走行台キロが得られ，ここでは二つの車種区分は同様であるとみなした．ただし，細街路交通量については直接得ることができなかったので，次に示す**式 付録-5-1** から都道府県別 (o) の細街路交通量 (TDN_o) を推計した．

$$TDN_o = \left\{ TD_u - \sum_{o \in u} \sum_{q} \left(TDP_{o,q} \right) \right\} \times \frac{\sum_p \left(TDP_{o,q} \right)}{\sum_{o \in u} \sum_q \left(TDP_{o,q} \right)}$$

式 付録-5-1

o : 都道府県,

q : 速度階級 (5 km/h 区分),

u : 国土交通省地方整備局の各管轄地域 (9 地域),

TDN_o : 都道府県別・細街路走行台キロ,

TD_u : 地方整備局管轄地域別走行台キロ,

TDP_o : 都道府県別・速度別幹線道路行台キロ.

ここで得られた，都道府県別の細街路走行台キロ (TDN_o) の速度階級 (q)は，各都道府県市における区町村道の速度 (国土交通省 2005 a)と同様であると仮定し，都道府県別・速度階級別の幹線道路走行台キロと足し合わせる事で，**表 付録-5-1** の都道府県別・速度階級別の走行台キロを算出した．

表 付録-5-1　都道府県別 (o) 速度階級別 (q) の年間走行台キロ ($TD_{n,q}$)

都道府県 (o)	管轄する国土交通省地域運輸局 (u)	速度階級 (q) 別の走行台キロ [vehicle × km/year]										
		<=5	<=10	<=15	<=20	<=25	<=30	<=35	<=40	<=45	<=50	<=55
北海道	北海道運輸局	0	53	272	854	1,344	1,766	1,781	1,927	2,567	3,979	2,520
青森県	東北運輸局	0	27	93	219	457	268	386	681	424	828	644
岩手県	東北運輸局	0	16	19	60	186	317	597	791	831	1,126	654
宮城県	東北運輸局	0	212	215	573	638	958	920	1,239	1,162	502	157
秋田県	東北運輸局	0	54	110	75	230	433	548	874	1,026	570	402
山形県	東北運輸局	0	32	30	195	339	486	607	787	745	927	536
福島県	東北運輸局	5	25	143	432	609	563	865	1,074	1,204	1,100	569
茨城県	関東運輸局	2	7	138	579	919	1,331	1,693	2,368	1,994	965	619
栃木県	関東運輸局	0	59	215	435	672	972	1,185	1,555	1,192	841	271
群馬県	関東運輸局	0	21	128	649	1,124	1,577	1,531	1,112	739	106	47
埼玉県	関東運輸局	1	167	988	1,967	2,213	1,918	1,862	1,520	633	221	18
千葉県	関東運輸局	4	140	600	822	1,637	1,924	1,285	2,716	966	701	216
東京都	関東運輸局	0	200	1,797	3,398	3,494	2,464	1,626	804	241	114	71
神奈川県	関東運輸局	30	205	875	2,320	2,677	2,182	1,078	759	440	225	417
新潟県	北陸信越運輸局	0	29	195	406	623	1,151	1,187	2,452	689	936	392
富山県	北陸信越運輸局	0	12	68	253	602	568	807	926	399	260	146
石川県	北陸信越運輸局	0	44	198	311	346	546	538	569	534	415	181
福井県	中部運輸局	2	12	5	113	341	327	483	649	437	333	281
山梨県	関東運輸局	0	24	70	190	387	240	320	556	377	749	585
長野県	北陸信越運輸局	0	43	82	368	633	1,005	1,173	1,240	1,114	767	486
岐阜県	中部運輸局	0	11	113	392	541	1,023	1,468	1,387	1,139	706	679
静岡県	中部運輸局	7	72	397	1,030	1,399	1,541	1,425	1,342	1,088	718	372
愛知県	中部運輸局	3	137	568	1,728	2,446	2,514	1,844	1,460	929	626	309
三重県	中部運輸局	1	9	43	366	623	820	1,335	1,227	894	728	505
滋賀県	近畿運輸局	5	8	92	397	345	715	756	698	633	380	248
京都府	近畿運輸局	100	162	489	725	616	781	643	630	416	476	345
大阪府	近畿運輸局	11	349	1,636	3,100	2,299	1,843	1,628	1,080	494	537	431
兵庫県	近畿運輸局	3	87	527	869	1,413	2,646	1,551	1,528	1,143	1,147	624
奈良県	近畿運輸局	1	40	232	645	499	497	419	233	208	224	160
和歌山県	近畿運輸局	21	29	116	387	380	462	431	544	246	293	214
鳥取県	中国運輸局	0	12	47	173	188	273	335	440	419	467	122
島根県	中国運輸局	0	11	60	102	81	310	279	716	341	839	231
岡山県	中国運輸局	1	87	274	602	749	823	763	1,612	651	610	122
広島県	中国運輸局	0	91	438	611	911	1,299	1,015	1,205	885	754	550
山口県	中国運輸局	2	23	141	228	453	572	501	606	769	1,071	640
徳島県	四国運輸局	0	24	82	159	313	494	518	418	370	263	223
香川県	四国運輸局	0	4	50	146	425	341	628	725	595	309	68
愛媛県	四国運輸局	0	7	72	291	418	387	815	641	589	547	262
高知県	四国運輸局	0	7	121	103	250	373	312	378	345	446	254
福岡県	九州運輸局	21	131	804	1,470	1,727	2,451	2,028	1,805	1,468	484	280
佐賀県	九州運輸局	0	1	43	104	286	413	635	790	561	352	160
長崎県	九州運輸局	1	22	126	314	444	375	516	987	635	559	185
熊本県	九州運輸局	0	82	230	263	315	617	857	1,099	842	959	373
大分県	九州運輸局	0	24	34	195	373	348	586	672	880	766	456
宮崎県	九州運輸局	0	2	83	118	174	434	467	659	911	836	112
鹿児島県	九州運輸局	0	15	194	245	337	464	524	879	1,121	921	466
沖縄県	九州運輸局	4	111	392	711	470	702	595	472	123	191	162

表 付録-5-1 (続き) 都道府県別 (o) 速度階級別 (q) の走行台キロ ($TD_{n,o}$)

都道府県 (o)	管轄する国土交通省地域運輸局 (u)	速度階級 (q) 別の走行台キロ [vehicle×km/year]										
		<=60	<=65	<=70	<=75	<=80	<=85	<=90	<=95	<=100	<=105	<=110
北海道	北海道運輸局	1,243	162	101	118	112	316	423	272	52	0	0
青森県	東北運輸局	309	87	11	66	0	44	32	22	0	0	0
岩手県	東北運輸局	469	118	58	68	122	64	320	157	0	0	0
宮城県	東北運輸局	67	36	49	32	116	561	460	5	0	0	0
秋田県	東北運輸局	142	27	52	25	41	40	57	39	25	0	0
山形県	東北運輸局	196	62	37	12	53	23	18	0	0	0	0
福島県	東北運輸局	420	86	40	36	160	136	469	312	0	0	0
茨城県	関東運輸局	140	68	30	0	0	169	338	660	0	0	0
栃木県	関東運輸局	120	39	51	103	140	213	426	276	0	0	0
群馬県	関東運輸局	40	0	32	59	150	277	476	35	0	0	0
埼玉県	関東運輸局	88	15	115	560	159	465	1,363	130	0	0	0
千葉県	関東運輸局	121	144	149	314	464	266	434	276	24	8	0
東京都	関東運輸局	168	55	243	170	168	241	205	20	0	0	0
神奈川県	関東運輸局	683	687	666	520	416	564	129	292	0	0	0
新潟県	北陸信越運輸局	304	275	147	85	219	255	438	74	0	0	0
富山県	北陸信越運輸局	54	24	4	22	21	103	251	86	0	0	0
石川県	北陸信越運輸局	201	94	101	95	0	79	51	247	0	0	0
福井県	中部運輸局	153	37	31	6	7	165	261	0	0	0	0
山梨県	関東運輸局	292	69	22	51	0	76	46	35	0	0	0
長野県	北陸信越運輸局	208	49	32	87	311	830	443	0	0	0	0
岐阜県	中部運輸局	482	158	93	157	359	439	77	0	0	0	0
静岡県	中部運輸局	127	188	123	140	302	1,239	176	4	0	0	0
愛知県	中部運輸局	273	269	284	308	804	761	304	143	8	48	0
三重県	中部運輸局	254	69	15	46	149	298	431	10	0	0	0
滋賀県	近畿運輸局	53	79	30	89	503	312	116	0	0	0	0
京都府	近畿運輸局	107	38	116	11	188	183	105	36	0	0	0
大阪府	近畿運輸局	525	636	127	322	521	256	120	296	42	0	0
兵庫県	近畿運輸局	734	264	586	352	426	550	361	82	105	4	0
奈良県	近畿運輸局	7	146	135	77	85	34	0	0	0	0	0
和歌山県	近畿運輸局	99	28	40	60	49	65	35	50	0	0	0
鳥取県	中国運輸局	102	42	42	9	7	0	0	0	0	0	0
島根県	中国運輸局	106	28	53	16	7	18	4	2	0	0	0
岡山県	中国運輸局	159	16	69	147	148	144	357	68	0	0	0
広島県	中国運輸局	111	30	110	69	143	499	335	85	0	0	0
山口県	中国運輸局	477	186	131	7	60	200	217	101	0	0	0
徳島県	四国運輸局	88	61	4	42	78	77	0	0	0	0	0
香川県	四国運輸局	23	18	10	36	66	65	132	142	0	0	0
愛媛県	四国運輸局	70	37	21	36	65	177	274	23	0	0	0
高知県	四国運輸局	88	31	6	24	14	69	25	37	0	0	0
福岡県	九州運輸局	100	315	241	357	170	752	589	0	0	0	0
佐賀県	九州運輸局	17	81	5	2	11	41	359	183	0	0	0
長崎県	九州運輸局	48	30	34	15	26	133	10	0	0	0	0
熊本県	九州運輸局	124	150	17	3	20	288	506	0	0	0	0
大分県	九州運輸局	122	57	78	156	72	204	33	0	0	0	0
宮崎県	九州運輸局	104	4	7	40	50	41	109	16	0	0	0
鹿児島県	九州運輸局	133	51	113	68	78	130	16	0	0	0	0
沖縄県	九州運輸局	46	0	0	7	149	126	87	40	0	0	0

参考文献

国土交通省 (2005 a) 平成 17 年度 道路交通センサス. 交通工学研究会 (発行) (2012) 平成 22 年度 道路交通センサス 一般交通量調査 (DVD-ROM 版). 丸善出版.

国土交通省 (2005 b) 燃料消費量調査. http://www.mlit.go.jp/k-toukei/syousaikensaku.html (アクセス日: 2015 年 10 月 16 日).

付録 6　ディーゼル排出粒子の移流・拡散にかかる ADMER 入力パラメータの設定

まず，基本的な解析条件として，ADMER の推計対象空間を日本全域とし，2005 年の気象条件を選択した．次に，排出量の入力データとして，**式 4-1** から推計したケース別，都道府県別のディーゼル排出粒子 (diesel exhaust particulate (以下，DEP)) 排出量を入力した．また，都道府県別排出量を 5×5 km メッシュへ割り当てるための指標値として，乗用車交通量を選択した．さらに，DEP の大気中挙動に関わる物性値・パラメータは，環境庁 (1997) に基づき，**表 付録-6-1** に示した値を入力した．最後に，4 時間別排出量の設定のために，自動車 NOx・PM 法 (環境省 2011) で指定される 8 都道府県における 4 時間ごとの交通量構成比を道路交通センサス (国土交通省 2005) から算定し，その平均値を 4 時間別の排出量構成比として設定した (**表 付録-6-2**). これらの 8 都道府県の平均を採用した理由は，大気汚染の人健康影響が実際に懸念される地域における排出状況を再現する事を重視したためである．

推計された DEP 濃度は，5×5 km メッシュの年平均濃度として出力させた．

表 付録-6-1　DEP の大気中挙動に関わる ADMER 入力パラメータ

入力パラメータ	入力値	入力パラメータ及び入力値に関する補足
分解係数 [-/sec]	0	大気中からの消失過程に関して「大気中のエアロゾル粒子は，発生後，拡散・輸送され，反応・変質過程を繰り返しながら，土壌，森林，草木，水面，建造物表面等へ沈着して除去される．」とされていたため，分解されないと仮定した．
洗浄比 (洗浄係数) [-]	4.00×10^{-5}	「洗浄係数(については，粒子の場合：約1.5×10^{-4} (0.4×10^{-5} ～ 3×10^{-3})　等の適用事例がある．」とする記述に基づき，大気中濃度が高くなる設定として，最小値を与えた．
乾性沈着速度 [m/sec]	2.90×10^{-5}	粒径 2.0 μm 以下の乾性沈着速度を与えた．

参考文献 環境庁 (1997)

表 付録-6-2　自動車 NO_X・PM 法における特定地域　(8 都道府県)　の 4 時間帯別交通量とそれに基づく時間帯別排出割合の設定

都道府県 (*o*)	4時間別小型車走行割合 [-]					
	0-4	4-8	8-12	12-16	16-20	20-24
埼玉県	0.049	0.164	0.230	0.214	0.237	0.106
千葉県	0.044	0.171	0.230	0.222	0.233	0.099
東京都	0.079	0.155	0.217	0.211	0.211	0.126
神奈川県	0.056	0.161	0.231	0.212	0.229	0.111
愛知県	0.045	0.152	0.234	0.218	0.237	0.114
三重県	0.057	0.141	0.239	0.216	0.237	0.110
大阪府	0.045	0.141	0.241	0.230	0.235	0.109
兵庫県	0.043	0.144	0.242	0.224	0.241	0.107
平均値 (入力値)	0.052	0.154	0.233	0.218	0.233	0.110

参考文献 国土交通省 (2005)

参考文献

環境省 (2011) 自動車から排出される窒素酸化物および粒子状物質の特定地域における総量の削減等に関する特別措置法 (自動車 NOx・PM 法), http://law.e-gov.go.jp/htmldata/H04/H04HO070.html (アクセス日: 2015 年 10 月 25 日)

環境庁 大気保全局大気規制課 (監修) 浮遊粒子状物質対策検討会 (1997) 浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル, 東洋館出版, 398 pages.

国土交通省 (2005) 平成 17 年度 道路交通センサス. 交通工学研究会 (発行) (2012) 平成 22 年度 道路交通センサス 一般交通量調査 (DVD-ROM 版). 丸善出版.