

日本における自動車交通の外部費用の概算

本論文では日本全国レベルにおける自動車交通の外部費用を定量的に推計する。本論文における推計の対象は、大気汚染、気候変動、騒音、事故の外部費用、インフラ費用の過少負担、混雑損失である。推計の手法は原則として欧米において標準的に用いられている手法に準ずる。推計された外部費用を乗用車、バス、大型トラック、小型トラックの4車種に配賦し、走行距離当たり費用、人キロ当たり費用、トンキロ当たり費用を算出する。外部費用は上記6項目合計で32兆4,505億円(19兆7,455億～60兆3,689億円)、GDPの6.6%(4.0～12.3%)となり、この値は欧米における推計結果に近い数値となった。

キーワード | 自動車交通, 外部費用, 日本, 定量的評価

児山真也

KOYAMA, Shinya

修(経) 神戸商科大学商経学部国際商学科講師

岸本充生

KISHIMOTO, Atsuo

博(経) 独立行政法人産業技術総合研究所化学物質リスク管理研究センター研究員

1 はじめに

自動車交通の外部費用を金銭的に評価する試みは、わが国ではほとんど行われていない。そのことが自動車に関する環境対策や安全対策をどの水準まで実施するか、それをどのような方法で実施するか、その費用を誰が負担するかといった課題についての客観的な評価を困難にしている。外部費用の金銭的評価が行われていない理由のひとつは、わが国では交通分野に限らず環境や安全の経済的価値に関する研究が十分に行われていないことに求められよう。本論文では欧米における外部費用研究で用いられている方法をわが国のデータに適用する。

欧州において自動車交通の外部費用を総合的に検討している最近の例としては、まずECMT(欧州運輸大臣会議)のタスクフォースにおける議論を取りまとめたECMT[1998]が挙げられる。国際鉄道連合(UIC)の委託によりスイスのINFRAS(環境経済・政策コンサルタント)とドイツのIWW(カールスルーエ大学経済政策調査研究所)が行った研究の成果であるINFRAS/IWW[1995]も代表的な研究であり、ECMT[1998]でもしばしば参照されている。この増補改訂版としてINFRAS/IWW[2000]も公表され、環境面の外部費用に加えて混雑費用についての分析が行われている。

大気汚染を中心としたいくつかの項目について注目すべき研究のひとつは、1999年にロンドンで開催されたWHO主催の会議のために準備された報告書、『道路交

通に関連した大気汚染による健康コスト(以下『WHO会議報告書』とする)』(Filliger et al.[1999]⁴⁾, Kunzli et al.[1999]⁵⁾, Sommer et al.[1999]⁶⁾)である。また欧州委員会で1991年に開始されたExternE プロジェクトでは石油、ガス、石炭、原子力、水力、温暖化、廃棄物など様々なテーマについて環境面の外部性を評価している。そのうち交通に関する研究はAEA Technology[1999]⁷⁾にまとめられており、大気汚染や温暖化の影響が評価されている。Tinch[1996]⁸⁾は英国交通省の委託研究の成果であり、騒音・大気汚染・温暖化の外部費用が評価されている。

米国では交通省(DOT)の交通統計局(BTS)が、交通の社会的役割と環境影響に関する調査研究の一環として1995年7月に『交通の総社会的費用便益に関する会議』を開催した。そこで発表された論文を改訂したものがGreene et al. eds.[1997]⁹⁾としてまとめられている。また交通省の連邦高速道路局(FHA)では、1982年の完結以来途絶えていた『高速道路費用配分研究(HCAS)』を再開した。その成果であるFederal Highway Administration[1997]¹⁰⁾では車種別道路利用料金負担の公平性が議論されているほか、環境や安全を含めた社会的費用が計測されている。

一方、わが国では道路投資の評価に関する指針検討委員会編[1998]¹¹⁾が、道路投資の便益計測の基礎付けとして自動車交通の外部費用を貨幣評価している。ただしそこで示されているのは、現状における社会的費用の総額や走行距離当たり費用、輸送量当たり費用の推

計値ではなく、道路整備による走行速度向上など、走行条件の向上による外部費用減少額の算定式である。またそこでは交通事故による人身損失額として、後述する「確率的生命の価値」(value of statistical life)に比べて非常に小さい値が用いられていることや、大気汚染の指標として窒素酸化物(NO_x)のみを用いていることなどが本論文とは大きく異なる。また、森杉・小池・武藤[1995]¹²⁾は、交通サービスの生産に必要な総費用から利用者負担分を差し引くという方式で外部費用を計測している。しかし本稿では疫学調査で得られた結果や「確率的生命の価値」を用いていること、原則として損害費用法を用いていることなど多くの点で方法が異なる。

本論文ではこれらの既存研究をふまえ、大気汚染、気候変動、騒音、事故の外部費用、インフラ費用の過少負担分、混雑損失を評価する。これらのうち混雑損失については、外部費用であることは明らかであるものの、交通モード間の負担の公平性を問題とする場合にはあえて外部費用として計上する必要がないと考えることもできるため、本論文ではこれを除いた値も併記する。

本論文における計測対象は基本的に自動車交通による外部費用(総外部費用及び平均外部費用)そのものである。それは自動車交通による損失の削減便益と言い換えてもよい。しかし自動車交通による損失を削減するための費用すなわち損害回避費用とは異なる。損失の限界削減便益と限界回避費用とが一致するのは自動車交通による損害が最適な水準にあるときのみである。したがって汚染物質の排出等を一定率削減するときの限界費用を自動車交通の限界外部費用(限界削減便益)とみなすことができるのは、その一定率削減された状態がたまたま社会的に最適であった場合のみである。そのため本論文では原則としてこの方法は採用しない。ただし気候変動の外部費用の中位値については便宜的にこの方法による値を用いている。また本論文では計測項目ごとに総費用を求めた上で平均費用を求めている。平均費用と限界費用とが常に一致するのは総費用曲線が原点を通る直線の場合に限られるが、さしあたり限界費用は平均費用で近似できるものとする。

2 大気汚染

2.1 背景

大気汚染物質は農作物、建造物、生態系、景観にも影響を与えると考えられるが、本論文では人間の健康への影響のみを対象とする。自動車交通に起因する大気汚染物質は、浮遊粒子状物質(SPM)、硫酸酸化物(SO_x)、窒素酸化物(NO_x)、揮発性有機化合物(VOCs)

などが存在する。一般に、大気汚染物質の健康影響を金銭評価する方法は以下の手順に従う。

ハザードの特定：人の健康に悪影響を及ぼす大気汚染物質を特定する。

曝露評価：対象地域をいくつかの単位に分類し、それぞれの地域や集団について、その物質の大気中濃度あるいは曝露量を推計する。

曝露反応関数：その物質の大気中濃度あるいは曝露量と健康影響との相関関係を、曝露反応関数の形で表す。

集団リスク：曝露反応関数を用いて、曝露量と曝露人口から、健康影響を定量的に推計する。

貨幣評価：それぞれの健康影響に、1件あたりの金銭的価値を掛け合わせて合計し、健康コストを推計する。道路交通に起因する大気汚染物質による健康影響は、上で求められた健康影響に、総排出量に占める道路交通の割合を掛けることによって得られる。

近年の疫学研究の進展によって、主に米国においてさまざまな大気汚染物質の曝露反応関数が定量的に推定されてきた。これらの研究は、しばしば現行の環境基準値以下においても、曝露量と健康影響の間に相関関係を見いだした。もちろん疫学研究においてはバックグラウンドレベル以下の濃度での健康影響は知ることができないが、規制という観点から意味のある濃度レベルにおいては、これ以下なら健康影響がないという閾値が存在しないのではないかという考え方が有力である。毒性学レベルでは「個人の閾値」が存在する可能性が高いものの、集団レベルで考えると「集団の閾値」が事実上存在しないと考えることができる(UKDoH[1998]¹³⁾。

大気汚染物質の中でも最も注目を集めているのが、浮遊粒子状物質の健康影響である。PM10とは、大気中に浮遊する粒子状の物質のうち、粒径が $10\mu\text{m}$ 以下のものを指し、PM2.5とは、粒径が $2.5\mu\text{m}$ 以下のものを指す。最近ではとくにより粒径の細かいPM2.5が健康影響との関わりで注目されている。地域レベルでの大気中PM濃度と、住民の呼吸器系の病気への罹患率や死亡率との日々の相関を明らかにする短期曝露研究は数多く実施されており、PM濃度の上昇と死亡率上昇に相関があることが明らかになりつつあった(Schwartz[1994]¹⁴⁾。ただこれだけでは、もともと死亡する可能性が高かった人の死期を数日だけ縮めたような場合も含まれる一方、長期間PMに曝露することによる死亡率の上昇を捉えることができないという欠点を持っていた。近年さらに、長期にわたるデータを用いて追跡調査を行う長期曝露研究が実施され、PM曝露と健康悪影響の相関はより強固なものとなった。ひとつは「ハーバード6都市研究」として

知られる, Dockery et al.[1993]¹⁵⁾)である。もうひとつは「全米がん協会(ACS)研究」として知られる, Pope et al.[1995]¹⁶⁾)である。これらは米国環境保護庁(U.S. EPA)の規制影響分析でも用いられている。

2.2 健康影響の定量評価

健康影響を定量的に評価するには, 曝露評価とともに, 曝露反応関数の導出が欠かせない。曝露反応関数とは, 大気汚染濃度の上昇とともに健康への悪影響が増加するという関係を定量的に示したものである。疫学研究の結果は通常, 所与の曝露量変化についての相対リスク値で表現される。最もよく利用される関数形は, 対数線形と線形である。

健康影響の定量評価は数多く実施されている。しかしそれぞれの計算方法が異なるために, 国や地域を超えた比較は困難であった。1999年にロンドンで開催されたWHO主催の会議のために準備された『WHO会議報告書』は, 共通の手法を用いて, オーストリア, フランス, スイスにおける自動車排ガスによる健康影響を定量的に推計し, 経済評価も実施した。大気汚染の代理指標として, PM10濃度の年間平均値が使用された。疫学的証拠が強固であることと, 測定データが豊富であることが理由である。同様に, U.S.EPA[1999]¹⁷⁾)でも特に死亡に関しては, もっとも死亡との関連が強いPM濃度が, 汚染物質の混合物の代理指標とされた。また, 多くの種類の汚染物質をとりあげた, McCubbin and Delucchi[1999]¹⁸⁾)においても, PMへの曝露による健康コストは, 自動車起源の大気汚染による健康コストの約9割を占めた。そのため, 本試算でも, PM10を大気汚染の代理指標とする。日本のSPMは, 欧米のPM10と測定方法が異なるため, 松下[1999]¹⁹⁾)のデータから, $PM10 = SPM \times 1.07$ という関係を用いる。排出量と大気中濃度は比例関係にあると仮定した。

曝露反応関数の形としては対数線形が用いられることが多いが, より控えめな値を出すことを目的に, 『WHO会議報告書』では, 線形が採用された。そしてSPMによる過剰死亡については, 先に述べたDockery et al.[1993]¹⁵⁾とPope et al.[1995]¹⁶⁾の2つの長期研究の結果から, $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの相対リスクが, 1.043(95%信頼区間, 1.026 ~ 1.061)と計算された。

本論文では, 曝露反応関数は『WHO会議報告書』に従う^{注1)}。そして日本におけるSPMのバックグラウンド濃度を, 自然界由来の濃度と定義し, 平成6年度の関東地域の全局平均及び関西地域全局平均の中央値をとって $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ とした。まず, バックグラウンド濃度におけるベースライン非事故死者数, P_0 を求める。次に, 道路交

通による過剰非事故死者数を求める。そのためには, 道路交通の大気汚染への寄与率を掛け合わせる必要がある。人為発生源に由来するものに占める自動車の割合を, ここでもまた平成6年度の関東及び関西地域の平均値であるおよそ5割とする。これらの作業を県別に推計し合計する。

$$P_0 = \frac{P_e}{1 + [(1.043 - 1) \times (E - 12) \times 1.07/10]}$$

ただし,

P_0 : バックグラウンド濃度における30歳以上非事故死者数

P_e : 観察される30歳以上非事故死者数

E : 年間平均PM10濃度

$$N = (P_e - P_0) \times F \\ = P_0 \times [(1.043 - 1) \times (E - 12) \times 1.07/10] \times F$$

ただし,

N : 道路交通起源のPM10による30歳以上非事故死者数

F : 人為排出源に占める道路交通の寄与率。ここでは0.5とする。

大気常時監視研究会『1999年版 日本の大気汚染状況』の一般環境大気測定局におけるSPM年間平均データ(1997年)を県別に平均値をとり, 県の全人口が平均的にその濃度に曝露していると仮定した^{注2)}。また, 「30歳以上年間非事故死者数」データは, 厚生省『1996年人口動態統計』より計算した。全国非事故死者数(全死亡から, 死因簡単分類コード20000「不慮の事故」を除いたもの)に占める, 30歳以上の割合(98.66%)が, すべての県にもあてはまると仮定した。計算の結果, 平均値で年間およそ36,900人(22,300 ~ 52,300)となった。

2.3 健康影響の金銭評価

大気汚染による死亡の費用は「確率的生命の価値」, すなわち確率的な1人の死亡を防ぐことに対する人々の支払意思額によって測られる。計測方法は, アンケートによって直接人々から聞き出す方法と, 人々の市場行動から間接的に導出する方法に分かれる。既存研究の多くが交通事故あるいは労働事故についての値である。

「確率的生命の価値」としてどのような値を選択するかは外部費用推計値に大きな影響を及ぼすが, 既存の推計値は大きなばらつきをもっている。ECMT[1998]¹⁾では既存の「確率的生命の価値」研究のメタ分析から240万

ECUが最良の値としながらも、控え目な値として下限値である140万ECU(1990年価格・現在価格として150万ECU)を採用している。INFRAS/IWW[1995]²)では1980年代の3つの研究から平均値で230万~300万ECU、中央値で60万~180万ECUとしながらも、スウェーデンの公式の値から約101万ECU(1991年価格)を採用している。ExternE(AEA Technology[1999]³)はこれまでの評価値のレビューから310万ECU(1995年価格)を採用している(大気汚染による死については損失余命と発症時期を考慮して割り引かれている)。U. S. EPA[1999]⁴)は政策的に重要な26の研究についてワイブル分布を仮定したときの平均値480万ドル(1990年価格)を採用している。またそこから5%の割引率を用いて1年当たり生命の価値を約29万ドルとしている。『WHO会議報告書』はJones-Lee et al.[1998]⁵)による値142万EUR(70万~230万EUR)などをもとに140万EURを採用している。

一方、総務庁[1997]⁶)は損害保険データに基づき交通事故による死亡者1名当たりの人身損失額を約3,153万円としており、この値はそのまま道路投資の評価に関する指針検討委員会編[1998]⁷)でも用いられている。しかしこの値は逸失利益などをもとに計算された値であり、支払意思額に基づく「確率的生命の価値」に比較するとかなり小さい値である。また先進諸国の費用便益分析で用いられている死亡者1名当たり人身損失額と比較しても小さい値となっている。

本論文では『WHO会議報告書』に従って140万EUR(2億6,180万円)⁸)を「確率的生命の価値」の基準値とする。大気汚染による死者の年齢層が高い、つまり損失余命が短いために、支払意思額が少ないことを考慮し、ここでも『WHO会議報告書』に従って、大気汚染による死者の「確率的生命の価値」を90万EUR(1億6,830万円)とする。そうすると死亡に関する外部費用は、およそ6

表 1 走行量当たり・輸送量当たり外部費用算出のための車種別ウェイト

	乗用車	バス	大型トラック	小型トラック
SPM排出割合	11.5	5.7	67.5	15.2
走行距離当たり軽油消費量	-	3	2.5	1
走行距離当たり騒音発生量	1	10	10	1
交通事故寄与割合	75	1	15	9
走行距離当たりインフラ費用過少負担	1	1	1	1
走行距離当たり混雑発生量	1	2	2	1

表 3 自動車交通による大気汚染の外部費用

(単位)	金額 (億円)	GDP比 (%)	走行距離当たり				輸送量当たり			
			乗用車 (円/km)	バス (円/km)	大型トラック (円/km)	小型トラック (円/km)	乗用車 (円/人km)	バス (円/人km)	大型トラック (円/tkm)	小型トラック (円/tkm)
高位推計	117,361	2.40	2.6	98.0	83.7	19.6	1.8	6.8	28.1	161.7
中位推計	82,804	1.69	1.8	69.2	59.1	13.8	1.3	4.8	19.8	114.1
低位推計	50,041	1.02	1.1	41.8	35.7	8.3	0.8	2.9	12.0	68.9

兆2,103億円(3兆7,531億円~8兆8,021億円)となる。

『WHO会議報告書』ではこのほか、「呼吸器系の入院」、「循環器系の入院」をはじめとした非死亡影響についても定量的に計算されている。しかしわが国のデータが不足していること、疾病の定義が異なることなどを考慮して個別には推計せずに、『WHO会議報告書』において、フランス、スイス、オーストリア3カ国とも、大気汚染による外部費用に占める死亡影響の割合が、およそ75%であるという関係から、間接的に推測した。結果、SPM曝露による健康影響の外部費用は、およそ8兆2,804億円(5兆41億円~11兆7,361億円)、GDPの1.69%(1.02~2.40%)⁹)となった。

浮遊粒子状物質総合対策検討会[1999]¹⁰)の推計によれば、関東地域で1994年度に排出されたSPMのうち35%が自動車を原因とし、うち25ポイントが一次粒子、10ポイントが二次生成粒子である。自動車を原因とする二次生成粒子のうち2ポイントが硫酸塩、5ポイントが硝酸塩、3ポイントが炭化水素由来である。関西地域についても同様のデータがある。一方、環境庁の『自動車排出ガス原単位及び総量に関する調査結果について(1998年3月26日)』には、NO_x、HC、PMの車種別排出割合の推計結果が示されている。これらをもとに、NO_x及びHCからの二次生成成分を含めた乗用車、バス、大型トラック、小型トラックのSPM排出割合をそれぞれ11.5%、5.7%、67.5%、15.2%とする(表1)。

自動車の走行距離及び輸送量に関するデータは、運輸省『運輸経済統計要覧 1998年版』による1995年のデータを用い、乗用車、バス、大型トラック、小型トラックに分類する(表2)。このデータは次節以下の大気汚染以外の項目についても同じものを用いる。

以上の結果、走行距離当たり及び輸送量当たり大気汚染の外部費用は表3のようになる。

表 2 自動車の走行距離と輸送量に関するデータ(1995年)

		走行km	輸送人km, トンkm
旅客	乗用車	527,394百万キロ	746,245百万人キロ
	バス	6,768百万キロ	97,288百万人キロ
貨物	大型トラック	94,670百万キロ	281,937百万トンキロ
	小型トラック	91,452百万キロ	11,065百万トンキロ
合計		720,283百万キロ	-

データ出所) 運輸省運輸政策局(1999)『運輸経済統計要覧平成10年版』
注) 自家用貨物車のうち軽自動車は旅客乗用車としてカウントした。
貨物自動車のうち普通車と特殊用途車は大型トラックとしてカウントした。
貨物自動車のうち小型車と営業用軽自動車は小型トラックとしてカウントした。

3 気候変動

3.1 限界費用

気候変動を引き起こす温室効果ガスとしてはCO₂の他メタンや亜酸化窒素などがあるが、ここではCO₂のみを考慮する。CO₂はガソリンや軽油などの燃料消費量に比例して排出される。

Fankhauser[1995]²³⁾によれば、温室効果ガスによる損害額を推計するアプローチには、湿地の消失や農作物の収量減少など各種の損害額を積み上げる部分均衡アプローチと一般均衡アプローチとがある。いずれにしても標準的な方法は、温室効果ガスの濃度が産業革命以前の2倍となった状態(2×CO₂と表記する)を想定し、現在の経済構造のもとでの損害額を推定し、それに基づいて限界損害額を算出するものである。また限界損害額を算出するアプローチには、費用便益アプローチと炭素予算アプローチとがある。限界費用曲線と限界便益曲線との交点を求める費用便益アプローチでは社会的費用とシャドープライスとが概ね一致する。一方、CO₂排出許容量を外生的に与える炭素予算アプローチでは、ほとんどの場合社会的費用よりもシャドープライスがかなり大きくなる。

IPCC第3作業部会報告(Bruce et al. ed[1996]²⁴⁾)のレビューによれば、1990年代ではCO₂排出の社会的限界費用はおおむね5～124ドル/tC程度である。この値は所得水準や人口の増加に伴い年々上昇する。また割引率の設定により1桁程度は容易に変化する。さらに2×CO₂のベンチマークは便宜的に設定した状況であり、現実にはこの水準を超えて大気中のCO₂蓄積が進行すると考えられる。その結果、より大きな損害が発生するとみられるが、その詳細については十分に研究されていない。

低確率ではあるが現実となった場合に大きな被害を及ぼすような事象を想定した場合には、社会的限界費用の推定値は大きくなる。Roughgarden and Schneider[1999]²⁵⁾はNordhaus[1992]²⁶⁾により構築されたDICEモデルを用い、既存研究における損害推計や専門家へのヒアリングをもとに、気候変動により生じ得る損害を様々に変化させて、最適炭素税率すなわちCO₂の排出を最適に制御するために必要となる税率を推計している。その結果、元のDICEモデルによれば1995年時点で5.24ドル/tCとなるところが、中央値で22.85ドル/tC、平均値で40.42ドル/tC、最も悲観的なケースでは193.29ドル/tCとされている。

岩倉他[2000]²⁷⁾は異なる設問形式によるCO₂排出削減のための支払意思額を比較し、最も信頼性が高い単位費用の推計値は7,468～9,622円/tCとしている。これ

は2×CO₂の状況における様々な影響を回避するための基金に対する支払意思額の合計を、そのために必要となるCO₂削減量で割ったものである。

森田[1999]²⁸⁾は京都議定書で定められた削減目標を達成するための限界費用として、AIMモデルによる推計値を示している。削減目標達成期限の2010年時点で日本234ドル/tC、欧州198ドル/tC、米国153ドル/tCとされている。森田らの推計値は比較されている他の8モデルと比較して中程度の大きさである。また排出量取引を実施した場合の排出権価格の推計値は65ドル/tCとされている。

INFRAS/IWW[1995]²⁹⁾では、2025年までに1990年比40%減という排出削減目標を設定し、効率性と公平性を考慮した一定のルールに従い欧州各国に配分したうえで、それを達成するための道路交通部門における平均費用を184ECU/tC(スイス価格)と仮定している。ただしこうした予防費用とは別のアプローチを用い、自然災害による死亡の増加などの損害を積み上げた費用推計を行ったHohmeyer and Gartner[1992]²⁹⁾によれば、8倍にあたる400ECU/tCO₂(1,467ECU/tC)となることにも注意を喚起している。この184ECU/tCはECMT[1998]³⁰⁾でも採用されている。

3.2 日本への適用

これらから本論文では、下限値、上限値としてそれぞれ5ドル(850円)/tC、1,467ECU(274,329円)/tCを用いる。しかしCO₂の限界費用の推計値はばらつきが非常に大きく、また方法的にも強い仮定のもとで計算されている。そこで本論文ではこれら推計値の間に位置する標準的な値として、ECMT[1998]³⁰⁾及びINFRAS/IWW[1995]²⁹⁾で用いられている184ECU(34,408円)/tCを中位値とする。

CO₂排出の総外部費用は、1tC当たり費用と排出量(tC)との積で表される。自動車燃料消費量については石油連盟の統計を使用する。石油連盟『今日の石油産業』によれば、1996年度の自動車向けガソリン消費量は52,878,000kl(全ガソリン消費量の99.7%)である。CO₂排出量は、排出係数を0.643kgC/lとすると34,000,554tCとなる。また同年度の自動車向け軽油消費量は44,041,000kl(全軽油消費量の95.6%)である。CO₂排出量は、排出係数を0.721kgC/lとすると31,753,561tCとなる。

以上から、自動車向けガソリン消費による気候変動の外部費用は1兆1,699億円(289億～9兆3,273億円)、自動車向け軽油消費による気候変動の外部費用は1兆925億円(270億～8兆7,109億円)、合計2兆2,625億円(559億～18兆383億円)、GDP比0.46%(0.01～3.68%)となる。

ここで乗用車はすべてガソリン車、その他はすべて

表 4 自動車交通による気候変動の外部費用

(単位)	金額 (億円)	GDP比 (%)	走行距離当たり				輸送量当たり			
			乗用車 (円/km)	バス (円/km)	大型トラック (円/km)	小型トラック (円/km)	乗用車 (円/人km)	バス (円/人km)	大型トラック (円/tkm)	小型トラック (円/tkm)
高位推計	180,383	3.68	17.7	75	62.5	25	12.5	5.2	21	206.6
中位推計	22,625	0.46	2.2	9.4	7.8	3.1	1.6	0.7	2.6	25.9
低位推計	559	0.01	0.05	0.23	0.19	0.08	0.04	0.02	0.07	0.64

ディーゼル車であるものとみなす^{注5)}。また軽油の消費については、わが国での走行実績に基づき、走行距離当たり軽油消費量のウェイトを小型トラック1に対し大型トラック2.5、バス3とする。その結果、走行距離当たり及び輸送量当たり気候変動の外部費用は表 4 のようになる。

4 騒音

4.1 閾値

それ以下の騒音レベルでは騒音被害が存在していないと考えられる閾値は、騒音の外部費用の推計額に大きな影響を及ぼす。既存研究では多くの場合、50dB(A)あるいは55dB(A)とされている。例えばTinch[1996]³⁾、Mayeres et al.[1996]³⁰⁾では50dB(A)として、Maddison et al.[1996]³¹⁾、INFRAS/IWW[1995]³²⁾では55dB(A)として計算されている。Delucchi and HSU[1998]³²⁾では基準ケースで55dB(A)を用い、感度分析で50dB(A)を用いている。WHOのガイドラインでは屋外騒音レベルについて、昼間16時間値55dB(A)で悪影響が大きく、同50dB(A)で中程度の影響があるとしている(Berglund, Lindvall and Schwela ed.[1999]³³⁾)。1998年に改訂されたわが国の新騒音環境基準においては、AA地域(特に静穏を要する地域)では昼間50dB(A)、夜間40dB(A)の基準値が定められた。こうしたことから55dB(A)は閾値としては高すぎると考えられ、ここでは50dB(A)を採用する。

4.2 限界費用

騒音レベルの1dB(A)の変化に対する貨幣評価原単位は、わが国における既存研究で得られた値を参考として設定する。これらの研究はほとんどがヘッドニック法により地価関数を推計したものである。地価を1年当たりの割引現在価値に変換する際には、割引率と評価対象期間の選択が結果に影響を及ぼす。なお、Tinch[1995]³⁾によれば騒音による不快感は騒音レベルが10dB(A)上がると2倍になるといわれる。したがって騒音レベルの変化1dB(A)に対する貨幣評価原単位も、騒音レベルの増加につれて大きくなると考えられる。しかし既存研究のほとんどは騒音の限界費用を一定とみなしており、Delucchi and HSU[1998]³²⁾でも非線形モデルを用いた研究の結果は線形モデルを用いた研究の結果と比較

して良好ではないとしている。本論文でも1dB(A)当たりの騒音費用は騒音レベルにかかわらず一定とみなす。

山崎[1991]³⁴⁾では都道環状7号線沿道の第1種住居専用地域について地価関数が推定された。最も良好であった両対数モデルからは1%の騒音増加が0.41%の地価低下を招くという結果が得られた。また対数-線形モデルからは1dB(A)の騒音増加が0.76%の地価低下を、線形モデルからは1dB(A)の騒音増加が20,943円/m²の地価低下を招くという結果が得られている。ただし線形モデルによる結果は既存研究の推定値の範囲を超えており、過大推計の可能性が高い。

両対数モデルによる値を平均値(52.67dB(A)、1,157,072円/m²)まわりで単位を変換すると9,047円/dB(A)・m²となる。これを割引率4%、評価期間40年間、1995年価格で年額に換算すると519円/dB(A)・m²・年となる。さらに調査対象の東京都内7区の1人当たり住宅敷地面積21.9m²/人に乗じると、騒音改善に対する支払意思額として11,375円/dB(A)・人・年が算出される。同様に対数-線形モデルからは11,057円/dB(A)・人・年、線形モデルからは28,965円/dB(A)・人・年が算出される。

矢澤・金本[1992]³⁵⁾では川崎市の第1種・第2種住居専用地域について地価関数が推定され、符号条件と統計的有意性が満たされた推計では1dB(A)の騒音増加が3,500円/m²の地価低下を招くという結果が得られている。上と同様に1995年価格で年額に換算すると、195円/dB(A)・m²・年となる。川崎市の1人当たり住宅敷地面積を33.0m²と仮定すると、騒音に対する貨幣評価額は6,434円/dB(A)・人・年となる。

肥田野・林山・井上[1996]³⁶⁾では、世田谷区を対象に推計した地価関数から導かれる一例として、地価750,000円、騒音レベル60dB(A)において1dB(A)の騒音増加が5,300円/m²の地価低下を招くとしている。上と同様に1995年価格で年額に換算すると、269円/dB(A)・m²・年となり、1人当たり住宅敷地面積を22.9m²と仮定すると、騒音に対する貨幣評価額は6,169円/dB(A)・人・年となる。

横山他[1998]³⁷⁾は表明選好データを用いたわが国では数少ない計測例として貴重である。ただし評価対象とされているのは、夜10~12時の屋内騒音レベルである。東京都内(白山通り沿道他)の賃貸住宅において騒音の

実測とアンケートを行い、効用関数の騒音レベルと賃賃価格の係数の比により表される道路交通騒音の金銭評価額として、1,138円/dB(A)・世帯・月という値を得ている。1世帯1.9名と仮定すると1995年価格で7,012円/dB(A)・人・年となる。なお、調査対象が相対的に所得が低いと考えられる賃貸住宅に限られていることから過小推計となっている可能性がある。

このほか、道路公害裁判の損害賠償認定も騒音被害の貨幣評価として参照できる。国道43号線訴訟では控訴審判決(1992年2月20日、大阪高裁)で示された損害賠償認定が、上告審判決(1995年7月7日)で支持された。そこでは地域ごとのグループ別に、騒音レベルに応じた慰謝料額の基準が適用された。60dB(A)を超えるレベルについてはおおむね4,800円/dB(A)・人・年に相当する損害賠償認定額の増加割合となっている。

以上の値は欧米の既存研究とも概ね一致している。本論文では計測結果の信頼性や扱いやすさを考慮し、山崎[1991]³⁴⁾及び矢澤・金本[1992]³⁵⁾による結果の中間的な値として9,000円/dB(A)・人・年を用いることにする。

4.3 曝露評価

騒音レベル帯別曝露人口も外部費用推計額に大きな影響を及ぼす。WHOガイドライン(Berglund et al. eds. [1999]³³⁾)によれば、EUでは人口の40%が昼間の騒音レベル55dB(A)以上にさらされており、20%が65dB(A)以上にさらされている。夜間でも30%が55dB(A)以上にさらされている。

OECD[1993]³⁸⁾には、1980年の日本の道路交通騒音曝露人口が示されている。しかし55dB(A)以上が人口の80.0%に上るとこのOECD独自の推計は、かなりの過大推計であると思われる。環境庁[2000]³⁹⁾には騒音レベル超過戸数の推計値が示されている。ただし推計対象は道路交通センサス対象道路であって用途域内に存する区間のみとなっており、対象戸数は全部で467万戸に過ぎない。そのうち昼間の騒音レベルが55dB(A)を超えているのは81.0%であるが、対象外の世帯を含めた全世帯数4116万戸を分母とすると9.2%に過ぎず、いずれの値を用いるのも問題が大きい。

そこで便宜的にECMT[1998]¹⁾に示されたECMTメンバー国の道路交通による騒音曝露人口の割合(表5)

表6 自動車交通による騒音の外部費用

(単位)	金額 (億円)	GDP比 (%)	走行距離当たり				輸送量当たり			
			乗用車 (円/km)	バス (円/km)	大型トラック (円/km)	小型トラック (円/km)	乗用車 (円/人km)	バス (円/人km)	大型トラック (円/tkm)	小型トラック (円/tkm)
高位推計	85,071	1.74	5.2	52.1	52.1	5.2	3.7	3.6	17.5	43.1
中位推計	58,202	1.19	3.6	35.6	35.6	3.6	2.5	2.5	12.0	29.5
低位推計	21,981	0.45	1.3	13.5	13.5	1.3	1.0	0.9	4.5	11.1

を用いることにする。メンバー国全体では55dB(A)以上は38.4%、50dB(A)以上は61.9%である。また国別で55dB(A)以上の騒音にさらされている人口が最も多いベルギーでは59.1%、最も少ないフィンランドで14.3%とされている。中位値としてECMTメンバー国全体の騒音曝露人口割合を用い、高位値としてベルギーの割合を、低位値としてフィンランドの割合を用いる。なお、日本の人口密度をこれらの国々と比較すると、ベルギー、オランダとともに最も高い部類となり、ECMTメンバー国全体の3倍程度である。また最も低い部類であるフィンランドやノルウェーの人口密度の20倍を超える。

4.4 被害の金銭評価

ここでは各騒音レベル帯において、全世帯が当該レベル帯の中位点に相当する騒音レベルに曝されているものとする。例えば60~65dB(A)の騒音レベル帯であれば62.5dB(A)と仮定する。ただし75dB(A)以上については77.5dB(A)とみなす。その上で、各騒音レベルと閾値との差、騒音レベルの変化1dB(A)に対する貨幣評価原単位、曝露人口を掛け合わせることで騒音の外部費用を推計する。

$$C = [(L_i - L^*) \times P \times N_i]$$

ただし、

C: 騒音の総外部費用

L_i : 騒音レベル帯*i*における騒音レベル

L^* : 閾値

P: 騒音レベル1dB(A)の変化に対する貨幣評価額
(円/dB(A)・年・人)

N_i : 騒音レベル帯*i*における人口

以上の結果、合計は5兆8,202億円(2兆1,981億~8兆5,071億円)、GDPの1.19%(0.45~1.74%)となった。

ECMT[1998]¹⁾に基づき、走行距離当たり騒音発生ウェイトを乗用車、バス、大型トラック、小型トラックそれぞれについて1,10,10,1と仮定すると、走行距離当たり及び輸送量当たり騒音の外部費用は表6のようになる。

表5 騒音レベル帯別曝露人口割合(%)

dB(A)	50-55	55-60	60-65	65-70	70-75	75+
ベルギー(最高)	34.8	25.7	23.3	9.2	0.8	0.1
フィンランド(最低)	8.2	6	4.2	3.6	0.6	0
ヨーロッパ17ヶ国全体	23.5	17.3	11.6	6.6	2.2	0.6

5 事故

5.1 死亡による人的損失

本論文では自動車交通事故による人的損失，物的損失から，保険会社からの支払保険金を差し引いたものを外部費用とする。

死亡による人的損失については，交通安全研究プロジェクト[1994]⁴⁰は逸失利益，慰謝料，葬儀費を損害額として計上することで，4,772億円(1991年)としている(医療費など事故後生存期間中の損害は別項目で算出)。また総務庁[1997]¹⁹は自動車保険データによる人身損失額(医療費，逸失利益，慰謝料などの損害調査額合計)を補正した1人当たり損失額を用いて，4,468億円(1993年)としている。

しかし本論文では「確率的生命の価値」を用いて死亡による人的損失を算出する。『WHO会議報告書』では「確率的生命の価値」として140万ECU/人(2億6,180万円)が採用されており，本研究でもこの値に年間死亡者数を乗じる。

総務庁『交通安全白書1999年版』によれば，1997年度に自賠責保険または自賠責共済の保険金支払対象となった死亡者数は10,799人である。ひき逃げや無保険車による被害に対する政府保障事業分の87人を加えると，合計10,886人となる。ここでは全死亡事故件数の約25%を占める自損事故などによる死亡者数はカウントされていない。これらを含めた1997年の交通事故死亡者数は，厚生省統計によれば13,667人である。しかしここでは自損事故については外部費用とみなさず，10,886人の数字を用いる。その結果，死亡による人的損失は2兆8,500億円となる。

5.2 傷害による人的損失及び物的損失

傷害による人的損失のうち，後遺障害の人的損失は労働能力喪失の程度に応じて算出する。労働基準局の労働能力喪失率表によれば，障害等級第1～3級は喪失率100%，第4級92%，第5級79%，…，第14級5%となっている。「確率的生命の価値」と，労働能力喪失率の積とを1人当たり後遺障害の人的損失とし後遺障害等級別分布に基づき計算する。

総務庁『交通安全白書1999年版』によれば，1997年度の後遺障害件数は自賠責保険または自賠責共済の保険金支払対象となったものが41,221件で，全傷害件数

1,085,570件の3.8%を占める。政府保障事業分についても全傷害件数2,778件の3.8%が後遺障害であるものとする。合計で41,326件となる。自動車保険料率算定会[1999]⁴¹に示されている，自賠責保険の1997年度後遺障害等級別分布を適用し，後遺障害による人的損失額を算出すると合計2兆4,527億円となった。

後遺障害のない傷害による人的損失は，日本損害保険協会[2000]⁴²による1997年度の傷害による人身損失額である7,634億円を用いる。これは政府保障事業分も含めた推計値であり，治療関係費，休業損失，慰謝料が含まれている。自動車保険料率算定会[1999]⁴¹によれば支払保険金に占める治療関係費，休業損失，慰謝料の各比率は48.7%，17.7%，33.6%となっている。

物的損失についても日本損害保険協会[2000]⁴²による1997年度の物的損失額である1兆8,627億円を計上する。ここには車両，家屋，ガードレールの損傷復旧費用などが含まれている。

5.3 外部費用

以上の損失額から，支払い保険金額を内部化されているものとして差し引く。支払保険金は，まず日本損害保険協会のデータから自賠責支払8,496億円，任意自動車保険の元受正味保険金1兆9,899億円を計上する。次に自動車保険料率算定会[1999]⁴¹のデータから，自賠責共済支払393億円，自動車共済支払1,854億円を計上する。続いて任意自動車保険の元受正味保険金と自動車共済支払のうち7%は車両が天災，盗難，火災により被害を受けたことに対する支払として，それぞれ1,393億円，130億円を控除する。その結果，ここで用いる支払保険金合計は2兆9,120億円となる。

以上から交通事故の外部費用は5兆168億円，GDPの1.02%となる。これら交通事故による外部費用の車種別割合は概算で，乗用車75%，バス1%，大型トラック15%，小型トラック9%となることから，走行距離当たり及び輸送量当たり外部費用は表7ようになる。

6 インフラ費用の過少負担

インフラ費用の過少負担は，道路投資額と，自動車利用者によって負担されている自動車関係諸税及び高速道路料金収入の総額との差とする。

表 7 自動車交通事故による外部費用

金額 (億円)	GDP比 (%)	走行距離当たり				輸送量当たり				
		乗用車 (円/km)	バス (円/km)	大型トラック (円/km)	小型トラック (円/km)	乗用車 (円/人km)	バス (円/人km)	大型トラック (円/tkm)	小型トラック (円/tkm)	
推 計 値	50,168	1.02	7.1	7.4	7.9	4.9	5.0	0.5	2.7	40.8

道路交通サービスの供給(自家供給を含む)に必要な道路インフラ水準の増減が不可能な期間を短期、増減が可能な期間を長期と考えると、道路交通サービスの供給に要する総費用は、短期総費用とその包絡線となる長期総費用とを考えることができる。

道路インフラが自動車の利用のみに供されているとすると、道路交通サービスの供給にともない社会に発生する総費用(社会的総費用)から、自動車利用者が負担している費用(私的総費用)を差し引いた金額は総外部費用と考えることができる。そのとき、道路インフラ水準が一定の短期では固定費部分でインフラに関する外部費用が生じているが、道路インフラ水準が可変的な長期ではインフラに関する外部費用を変動費であるとみなすことができる。長期社会的総費用曲線と長期私的総費用曲線とがともに線形で近似できるとすれば、長期社会的平均費用曲線と長期社会的限界費用曲線はともに水平で一致し、長期私的平均費用曲線と長期私的限界費用曲線はともに水平で一致する。

このとき、長期社会的限界費用と長期私的限界費用との差が限界外部費用(平均外部費用)である。長期社会的総費用の中には自動車購入費や燃料費なども含まれるが、これらは自動車利用者によって私的に負担されている。また道路投資費用の一部も税・料金として利用者によって私的に負担されている。したがって道路インフラに関する総外部費用は、道路投資費用から自動車利用者の税・料金負担分を差し引いたものとなる。

なお、道路インフラによる直接的便益は歩行者など自動車利用者以外の道路利用者も享受しているが、新規道路投資の大部分は自動車利用者の直接的便益になると考えられる。むしろ間接的便益は非自動車利用者にも広く及ぶ。一般財源による投資分を非利用者の直接的便益に対応させるという考え方もあるが、一般財源による道路投資についても、そのほとんどは自動車交通があるがゆえに必要となったものと考えられる。したがってここでは道路投資費用はすべて自動車利用者が負担すべきものとして考える。

Pucher and Lefevre[1996]⁴³⁾によれば、欧州のすべての国の道路利用者税は道路に対する政府支出を超えている。しかし日本では逆である。日本自動車工業会によれば、消費税の自動車関係分を除いた自動車関係税収の合計は1998年度で8兆453億円である。また各公団

の財務諸表によれば、同年度の日本道路公団の料金収入は2兆628億円、首都高速道路公団は2,600億円、阪神高速道路公団は1,714億円、本州四国連絡橋公団は812億円、これら四公団の合計では2兆5,754億円となっている。自動車関係税収と合わせると10兆6,207億円となる。道路投資額は15兆6,913億円である。

負担されていない費用項目としてはこの他、建設省や地方自治体における道路事業部門の人件費等が考えられる。また負担している項目としては地方道路公社が管理する有料道路の料金などが考えられるが、いずれも客観的な推計が容易でないことと、総額に占める比率はさほど大きくないことからここでは考慮しない。

その結果、5兆706億円の過少負担となっており、これはGDPの1.04%に相当する。走行距離当たりのウェイトをすべて1とすると、走行距離当たり及び輸送量当たりインフラ費用の過少負担額は表8のようになる。

7 混雑

建設省は1994年度道路交通センサスに基づき混雑による時間損失を推計している。道路の種類ごとに混雑が存在しない理想的な速度を設定し、各路線につき混雑が存在する現実の速度との差と交通量から時間損失を求めている。その結果、日本全体で年間53億時間、国民1人当たりでは42時間が浪費されているとしている。さらに労働省の賃金統計から、賃金率に等しい時間価値を用いて、時間損失の貨幣評価額を年間12兆円としている。なお、建設省の推計では車種による時間価値の相違は考慮されていない。また時間価値は通常、賃金率の100%より小さい値が用いられるが建設省の推計では100%としている。

しかし賃金率の100%という値は時間価値の上限と考えるべきであろう。Small[1992]⁴⁴⁾は時間価値に関する多くの実証研究から導かれる結論として、賃金率の20~100%、通勤交通について妥当な平均値は賃金率の50%としている。本論文ではこれに従い、中位値として50%、高位値、低位値としてそれぞれ100%、20%を用いる。

その結果、道路混雑による時間損失額は年間6兆円(2.4兆~12兆円)、GDPの1.22%(0.49~2.45%)となる。飯田編[1992]⁴⁵⁾によれば、勾配3%以下の2車線道路における大型車の乗用車換算係数(passenger car equivalent)

表 8 自動車交通のインフラ費用の過少負担

(単位)	金額 (億円)	GDP比 (%)	走行距離当たり				輸送量当たり			
			乗用車 (円/km)	バス (円/km)	大型トラック (円/km)	小型トラック (円/km)	乗用車 (円/人km)	バス (円/人km)	大型トラック (円/tkm)	小型トラック (円/tkm)
推 計 値	50,706	1.04	7.0	7.0	7.0	7.0	5.0	0.5	2.4	58.2

表 9 道路混雑の外部費用

(単位)	金額 (億円)	GDP比 (%)	走行距離当たり				輸送量当たり			
			乗用車 (円/km)	バス (円/km)	大型トラック (円/km)	小型トラック (円/km)	乗用車 (円/人km)	バス (円/人km)	大型トラック (円/tkm)	小型トラック (円/tkm)
高位推計	120,000	2.45	14.6	29.2	29.2	14.6	10.3	2.0	9.8	120.7
中位推計	60,000	1.22	7.3	14.6	14.6	7.3	5.2	1.0	4.9	60.3
低位推計	24,000	0.49	2.9	5.8	5.8	2.9	2.1	0.4	2.0	24.1

として大型車混入率30%では2.0が用いられている。そこで走行距離当たり混雑影響のウェイトを乗用車・小型トラック1に対し大型トラック・バス2とすると、走行距離当たり及び輸送量当たり混雑損失は表 9のようになる。

8 おわりに

大気汚染、気候変動、騒音、事故の外部費用、インフラ費用の過少負担分の合計は26兆4,505億円(17兆3,455億~48兆3,689億円)、GDPの5.4%(3.5~9.9%)となる。またこれらに混雑損失を加えると、32兆4,505億円(19兆7,455億~60兆3,689億円)、GDPの6.6%(4.0~12.3%)となる。走行距離当たり及び輸送量当たりでは

表 10に示す通りである。

本論文における外部費用総額のGDP比を既存研究と比較したものが図 1である。測定項目や測定方法が研究により異なっているため、あくまでも参考としての比較にとどまるが、本論文の結果は諸外国の既存研究と大きくは異ならないといえるだろう。

本論文における推計は予備的なものにとどまっており、今後の課題としてあらゆる部分について精緻化が必要であることはいうまでもない。また外部費用の推計値の中でも政策的にとりわけ重要な意味を持つのは限界費用である。平均費用と限界費用とが大きく乖離している場合には、限界費用を平均費用で近似できない。本論文で取り上げた項目の中でも混雑費用は典型的であろう。

表 10 自動車交通による外部費用の合計

(単位)	金額 (億円)	GDP比 (%)	走行距離当たり				輸送量当たり			
			乗用車 (円/km)	バス (円/km)	大型トラック (円/km)	小型トラック (円/km)	乗用車 (円/人km)	バス (円/人km)	大型トラック (円/tkm)	小型トラック (円/tkm)
大気汚染、気候変動、騒音、事故、インフラ費用過少負担の合計										
高位推計	483,689	9.9	39.6	239.5	213.2	61.7	28.0	16.6	71.7	510.4
中位推計	264,505	5.4	21.7	128.6	117.4	32.4	15.4	9.0	39.5	268.5
低位推計	173,455	3.5	16.6	69.9	64.3	21.6	11.8	4.8	21.7	179.6
大気汚染、気候変動、騒音、事故、インフラ費用過少負担、混雑の合計										
高位推計	603,689	12.3	54.2	268.7	242.4	76.3	38.3	18.6	81.5	631.1
中位推計	324,505	6.6	29.0	143.2	132.0	39.7	20.6	10.0	44.4	328.8
低位推計	197,455	4.0	19.5	75.7	70.1	24.5	13.9	5.2	23.7	203.7

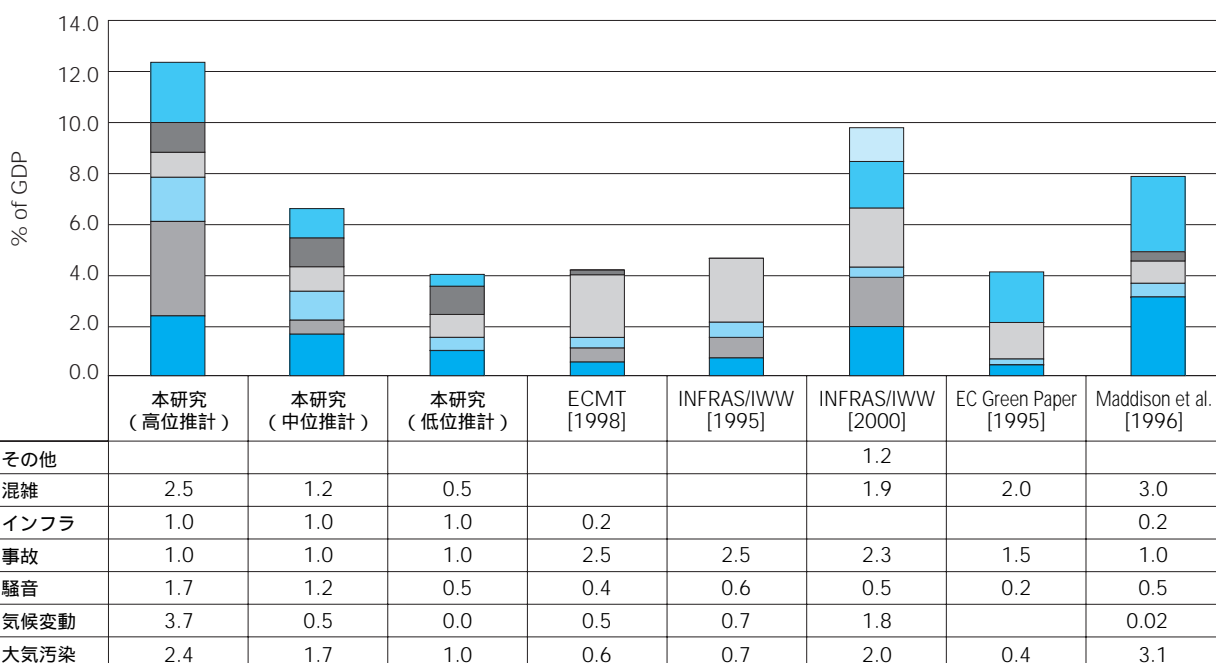


図 1 外部費用項目別GDP比の比較

その意味では日本全体ではなく、空間的、時間的な限定を設けた推定が必要であろう。またファーストベストの世界とは異なる、現実世界における政策において意味のある推計とするためには、自動車交通以外の交通モードとの比較研究も必要であろう。

謝辞：本稿に対しては匿名の査読者の方々から貴重なコメントをいただいた。また本稿は科学研究費補助金、旭硝子財団研究助成金を用いて実施した研究成果の一部である。記して感謝の意を表します。

注

注1) WHO会議報告書で用いられた慢性曝露による死亡に関する曝露反応関数は30歳以上の成人を対象としたものであるため、本試算でも30歳以上の非事故死亡者数をベースラインに用いた。子供の健康への影響のうち非死亡影響については本試算でもカウントされている。

注2) 自動車排出ガス測定局のデータは含まれていないため、道路沿道の居住者については過小評価となっている。一方で山間部など一般大気測定局よりも低濃度の地域の居住者については過大評価となっている。なお、大気汚染物質の健康影響には閾値がないとするならば、自動車交通を原因とする大気汚染による健康影響は沿道数十メートル以内にとどまらず、大気拡散により広く薄く分布しているものと考えられる。高濃度の沿道地域のみを計算したのでは過小評価になると考えられる。

注3) 本論文では為替レートとしてOECDによる1995年の購買力平価である1ドル=170円、1ECU(EUR)=187円を用いる。

注4) 日本における1995年GDPは490兆円。

注5) 現実には2000年3月末時点で乗用車に占めるガソリン車は88%、大型トラックに占めるディーゼル車は98%、小型トラックに占めるディーゼル車は65%である。

参考文献

- 1) ECMT [1998], *Efficient Transport for Europe*. OECD.
- 2) INFRAS/IWW [1995], *External Costs of Transport*. UIC.
- 3) INFRAS/IWW [2000], *External Costs of Transport in Western Europe*. UIC.
- 4) Filliger P., Puybonnieux-Texier V. and Schneider J.[1999], PM10 population exposure: technical report on air pollution. Health Costs due to Road Traffic-related Air pollution: An Impact Assessment Project of Austria, France and Switzerland. Prepared for the third ministerial conference for environment and health London 1999, WHO.
- 5) Kunzli N., Kraiser R., Medina S., Studnicka M., Oberfeld G. and Horak F. [1999], Air pollution attributable cases: technical report on epidemiology. Health Costs due to Road Traffic-related Air pollution: An Impact Assessment Project of Austria, France and Switzerland. Prepared for the third ministerial conference for environment and health London 1999, WHO.
- 6) Sommer H., Seethaler R., Chanel O., Herry M., Masson S. and Vergnaud J-C. [1999], Economic evaluation: technical report on economy. Health Costs due to Road Traffic-related Air pollution: An Impact Assessment Project of Austria, France and Switzerland. Prepared for the third ministerial conference for environment and health London 1999, WHO.
- 7) AEA Technology [1999], *ExternE: Externalities of Energy Vol. 9, Fuel Cycles for Emerging and End-Use Technologies, Transport & Waste*, European Commission.
- 8) Tinch R., [1996], *The Valuation of Environmental Externalities: Full Report*, HMSO.
- 9) Greene D. L., Jones D. W. and Delucchi Eds
- 10) Federal Highway Administration [1997], *1997 Federal Highway Cost Allocation Study*. U. S. Department of Transportation.
- 11) 道路投資の評価に関する指針検討委員会編 [1998], 「道路投資の評価に関する指針(案)」, 日本総合研究所.

- 12) 森杉壽芳・小池淳司・武藤慎一 [1995], 自動車交通の社会的費用の計測に関する研究, 「土木計画学研究・講演集」17, 663-666.
- 13) U. K. Department of Health [1998], *Quantification of the Effects of Air Pollution on Health in the United Kingdom*. Committee on the Medical Effects of Air Pollutants, The Stationery Office.
- 14) Schwartz, J. [1994], Air pollution and daily mortality: a review and meta analysis, *Environmental Research* 64, 36-52.
- 15) Dockery D. W., Pope C. A. III, Xu X., Spengler J. D., Ware J. H., Fay M. E., Ferris B. G. and Speizer F. E. [1993] An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *The New England Journal of Medicine* 329(24), 1753-1759.
- 16) Pope C. A. III, Thun M. J., Namboodiri M. M., Dockery D. W., Evans J. S., Speizer F. E. and Heath Jr. C. W. [1995], Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine* 151, 669-674.
- 17) United States Environmental Protection Agency [1999], *The Benefits and Costs of the Clean Air Act 1990 to 2010*. Prepared for U.S. Congress.
- 18) MaCubbin D. R. and Delucchi M. A. [1999], The health costs of motor-vehicle-related air pollution. *Journal of Transport Economics and Policy* 33(3), 253-286.
- 19) 松下秀鶴 [1999], 大気汚染による健康影響のリスク評価に関する研究 - 粒子状有害成分の粒径分布を中心に -, 大気環境学会, 環境庁, 東京都, 公害健康被害補償予防協会, 「大気中微小粒子と健康に関する国際シンポジウム」 July 6~7, 1999, 41-65.
- 20) 総務庁長官官房交通安全対策室 [1997], 「交通事故の発生と人身傷害及び社会的・経済的損失に係る総合分析に関する調査研究報告書」.
- 21) Jones-Lee M. W. et al. [1998], *On the Contingent Valuation of Safety and the Safety of Contingent Valuation: Part 2-The CV/SG "Chained" Approach*.
- 22) 浮遊粒子状物質総合対策検討会 [1999], 「浮遊粒子状物質総合対策に係る調査・検討結果報告書」.
- 23) Fankhauser S. [1995], *Valuing Climate Change*, Earthscan.
- 24) Bruce, J. P., Lee, H. and Haites, E. F. eds. [1996], *Climate Change 1995: Economic and Social Dimensions of Climate Change*. Cambridge University Press.
- 25) Roughgarden T. and Schneider H. S. [1999], Climate change policy: quantifying uncertainties for damages and optimal carbon taxes. *Energy Policy* 27, 415-429.
- 26) Nordhaus W. D. [1992], An optimal transition path for controlling greenhouse gases., *Science* 258, 1315-1319.
- 27) 岩倉成志・石田東生・林山泰久・根橋輝・堀健一 [2000], 複数のCVサーベイに基づく地球温暖化の社会的費用原単位の試算, 「運輸政策研究」2(4) 2-11.
- 28) 森田恒幸 [1999], 地球温暖化と経済, 安成哲三・岩坂泰信編「岩波講座地球環境学3 大気環境の変化」第6章, 249-279.
- 29) Hohmeyer O. and Gartner M. [1992], *The Costs of Climate Change*. Karlsruhe.
- 30) Mayeres I., Ochelen S. and Proost S. [1996], The marginal external costs of urban transport. *Transportation Research D* 1(2), 111-130.
- 31) Maddison D., Pearce D., Johansson O., Calthrop E., Litman T. and Verhoef E. [1996], *The True Costs of Road Transport*, Earthscan.
- 32) Delucchi M. and HSU S. [1998], The external damage costs of noise emitted from motor vehicles, *Journal of Transportation and Statistics*, 1(3), 1-24.
- 33) Berglund B., Lindvall T. and Schwela D. H. eds. [1999], *Guidelines for community noise*, WHO.
- 34) 山崎福寿 [1991], 自動車騒音による外部効果の計測 環状7号線を対象として, 「環境科学会誌」4(4), 251-264.
- 35) 矢澤剛彦・金本良嗣 [1992], ヘドニック・アプローチにおける変数選択, 「環境科学会誌」5(1), 45-56.
- 36) 肥田野登・林山泰久・井上真志 [1996], 都市内交通のもたらす騒音および振動の外部効果の貨幣計測, 「環境科学会誌」9(3), 401-409.
- 37) 横山重久・室町泰徳・原田昇・太田勝敏 [1998], SP調査手法を用いた道路交通騒音の社会的費用に関する研究, 「土木学会第53回年次学術講演会(平成10年10月)」, 528-529.
- 38) OECD [1993], *OECD Environmental Data Compendium 1993*, OECD.
- 39) 環境庁 [2000], 「騒音に係る環境基準の評価マニュアル 地域評価編(道路に面する地域)」.
- 40) 交通安全研究プロジェクト [1994], 「道路交通事故の社会的・経済的損失 1991年の事故を中心として」日交研シリーズA-166, 日本交通政策研究会.

41)自動車保険料率算定会[1999],「自動車保険の概況 平成10年度」.
42)日本損害保険協会[2000],「自動車保険データにみる交通事故の実態 Vol. 7 ,
1997年度版」.
43)Pucher J. and Lefevre C.[1996], *The Urban Transport Crisis in Europe and
North America*, Macmillan.
44)Small K. A. [1992], *Urban Transportation Economics*. Harwood Academic
Publishers.

45)飯田恭敬編 [1992],「交通工学」国民科学社 .
46)European Commission[1995], *Towards Fair and Efficient Pricing in
Transport (Green Paper)*.

(原稿受付 2001年2月15日)

External Costs of Road Transport in Japan

By Shinya KOYAMA and Atsuo KISHIMOTO

In this paper, we estimate the external costs of road transport in Japan. We estimate the external costs of air pollution, climate change, noise, traffic accidents, uncovered infrastructure and congestion. Basically we adopt techniques which are standard in European countries and the United States. External costs are distributed into four vehicle categories; cars, buses, large trucks and small trucks. Then, external costs per vehicle kilometer, per passenger kilometer, and per tons kilometer are calculated. The aggregate external costs amount to 32.5 (19.7-60.4) trillion yen or 4.6 (4.0-12.3) % of GDP. These values are about the same order as existing major studies.

Key Words: **road transport, external cost, Japan, quantitative evaluation**
