

經濟論叢

第 161 卷 第 5・6 号

再販制と返品制の同等性……………	成 生 達 彦 湯 本 祐 司	1
第二次世界大戦期の国際決済銀行（3）……………	西 牟 田 祐 二	19
アメリカ対外援助政策の再編と途上国開発……………	中 西 泰 造	47
台湾の中心衛星工場制度……………	高 杏 華	69
非死亡リスクを組み入れた費用効果分析（1）…	岸 本 充 生	92
HDTV（高品位テレビ）の国際標準をめぐる 規格競争と米国の標準化政策……………	田 村 考 司	109
「協調的生産主義」の職場労使関係における 個人主義と集団主義……………	上 田 眞 士	126

平成10年 5・6 月

京都大學經濟學會

非死亡リスクを組み入れた費用効果分析（1）

——大気汚染と自動車事故によるリスクの比較——

岸 本 充 生

I は じ め に

人の健康に影響する環境汚染を，リスク／ベネフィット原則で管理せよという考えは，近年有力になりつつある。これは，経済学的には「費用効果分析」に基づく政策決定と言える。つまり，健康に対するリスクを1単位減らすためにどれだけの費用をかけるかという指標（これを「単位リスク削減費用」と呼ぶ）を算出し，この値の低いものから政策の優先順位を与えようという考え方である。そして，この「リスク」は，リスク評価が発がん物質を中心として発達してきたということを背景として，「発がん件数」あるいは「死亡件数」で表現されることが多かったが，近年，がん以外の疾病も比較可能な尺度で表現する必要性の認識から，「損失余命」で表現することも提唱されており，実際に行われている。こうした枠組みは，政策の評価が，費用とリスク削減量との比というただ1つの指標に還元され，その判断基準が単純明快であるがゆえに，政策決定に有力な助けとなると考えられている。

しかし，その反面，複雑な問題の諸側面を単純化しすぎており，そのために，政策判断を誤らせる危険性も秘めている。その1つが，リスクを損失余命または死亡数だけに還元することで切り落とされる側面があるのではないかという問題である。切り落とされる側面とは，人の健康や安全への影響のうち，必ずしも死亡とも余命の短縮とも結びつかないものである。これは，医療の分野で「生命の質（quality of life）」と呼ばれているものをどう評価するかという問

題に他ならない。本論文では、人の生命へのリスクのこの側面を「非死亡リスク」と呼ぶことにする。本論文の課題は、人の健康に影響する環境汚染の管理の費用効果分析において、この非死亡リスクをどう扱うかという問題に1つの示唆を与えることである。そのことを、自動車排ガスに含まれる浮遊粒子状物質による大気汚染の健康リスクと、自動車の事故のリスクとを例としながら論じる。

第Ⅱ節では、これまでの研究の到達点を確認したうえで、現在問題になっている事柄を整理する。第Ⅲ節では、近年注目されている大気汚染物質である浮遊粒子状物質のリスク・アセスメントを試みる。その際、米国の疫学データの外挿、および経済的評価データの便益移転についても論じる。第Ⅳ節では、歩行者と自転車乗車中の自動車事故のリスク・アセスメントを行う。ここでも便益移転による経済的評価を行う。そして第Ⅴ節は、自動車の走行に起因するこれらの2種類のリスクの性質を比較する。最後に第Ⅵ節で議論をまとめる。

II 生命リスクに対する費用効果分析の到達点と課題

2-1 米国における費用効果分析

生命リスク削減対策を費用対効果の観点から分析した研究は米国では数多い。理由は主に3点考えられる。

まず、制度面の要因が挙げられる。社会的規制を公布する際に、費用あるいは経済への影響を考慮するよう要求する大統領令がニクソン以来たびたび出され、とくに1981年のレーガンの大統領令により、社会的規制を発行する際に規制影響分析(Regulatory Impact Analysis)を行うことが義務付けられた。経済に年間1億ドル以上のインパクトを与える規制には、費用便益分析が行われる¹⁾。このため、様々な政策の費用対効果のデータが豊富に存在する。U.S.

1) 費用便益分析は、その対策の費用と便益をすべて金銭評価して純便益を求めるものである。しかし実際に規制影響分析の中で行われた費用便益分析では、便益は数量評価のみで金銭評価までなされていないものが多かった。岸本[1997]に詳しい。

EPA [1987, p.6-5] によると、1980年代に環境保護庁で行われた費用便益分析には1件あたり\$675,000ほどかかったとされる。これをGDPデフレーターで調整するとおよそ1億円(1995年)になる。民間の研究者が単独で行うことは非常に難しいことが分かる。

次に、費用効果分析は費用便益分析と異なり、便益を金銭評価する必要がない。人間の健康や安全といった価値を金銭に置き換えることへの抵抗感は根強い。そのために費用効果分析が人々に受け入れられやすかったと思われる。ただし、この抵抗感のいくらかは、特定の人の死亡と確率的な死亡リスクとの誤解に基づくものである。死亡を例にとると、費用便益分析に用いる、死亡の費用は、確率的な死亡リスクを減らすための支払意思額(Willingness to Pay: WTP)から換算した確率的な1人あたりの死亡の費用である。これを「確率的生命の価値(value of a statistical life)」と呼び、第Ⅲ節および第Ⅳ節で具体的に説明する。

最後に、生命リスク削減対策は、生命へのリスクを削減する、つまり人を何人救う、あるいは寿命を何年延長するといった共通の効果の指標を用いることにより、対策間の比較が容易であったことが挙げられる。政策決定者から見ると、不確実性の高い確率的生命の価値を用いて費用便益分析を行うよりも、費用効果分析の結果を用いてランク付けする方が有用であるかもしれない。

多数の生命リスク削減対策を「1人を救うためにかかる費用」を指標に比較した研究はいずれも、対策間の「1人を救うためにかかる費用」に非常に大きな差を見いだした。これらに共通する傾向は、安全対策や健康対策に比べて、環境対策は単位リスク削減費用が大きいということであった²⁾。このことは以下に述べる表1からも読みとることができる。この事実から環境対策は、安全や健康対策に比べて非効率であると結論する論者もいるが、中西[1995, p.134]は、費用効果分析における効果に「環境リスクが十分表現されてい

2) 日本においても、「1人を救うためにかかる費用」で比較して環境対策の単位リスク削減費用が大きいことは、Kishimoto [1997] が明らかにした。

表1 分野および対象別の Cost/Life-Year Saved の推計値の中間値

社会部門	介入のタイプ			
	治療	死傷防止	有害物質制御	すべて
医療	\$ 19,000 (n=310)	N/A	N/A	\$ 19,000 (n=310)
住居	N/A	\$ 36,000 (n=30)	N/A	\$ 36,000 (n=30)
交通	N/A	\$ 56,000 (n=87)	N/A	\$ 56,000 (n=87)
職業	N/A	\$ 68,000 (n=16)	\$ 1,400,000 (n=20)	\$ 350,000 (n=36)
環境	N/A	N/A	\$ 4,200,000 (n=124)	\$ 4,200,000 (n=124)
すべて	\$ 19,000 (n=310)	\$ 48,000 (n=133)	\$ 2,800,000 (n=144)	\$ 42,000 (n=587)

注) n は、プログラムの数を表す。

出所) Tengs et al. [1995, p.371 Table I]

い」ために、環境対策の単位リスク削減費用が他の分野の公共政策に比べて高くなってもよいと主張した。

2-2 「救命」から「寿命延長」へ

近年、費用効果分析における「効果」の指標は、「救命」から「獲得余命」へ、つまり比較の対象を「1人を救うための費用」から「1年寿命を延長するための費用」へ転換すべきであるとする提案が相次いで見られた。共通する動機は、異なる分野のリスクを比較可能なものにすることである。Gamo, Oka and Nakanishi [1995] は、発がんリスクと非発がんリスクを比較可能な形にするために損失余命を指標に採用することを提案した。また、Ten Berge and Stallen [1995] は事故リスクと長期曝露リスクを比較するために「寿命」を指標に用いることを提案した。しかし医療の分野で行われる費用効果分析では、

当初から「寿命を1年延長するためにかかる費用」を指標として用いていた。医療行為では、「救命」よりも「寿命の延長」、さらには「生活の質」に重きが置かれる。そのため、医療分野も含めて様々な分野の生命リスク削減対策の費用効果分析を集大成した、Tengs et al. [1995] は、「寿命を1年延長するためにかかる費用 (Cost per Life-Year Saved)」を指標に米国における587にわたる生命リスク削減対策の費用対効果の情報を収集・分析した。その結果を表1に示す。

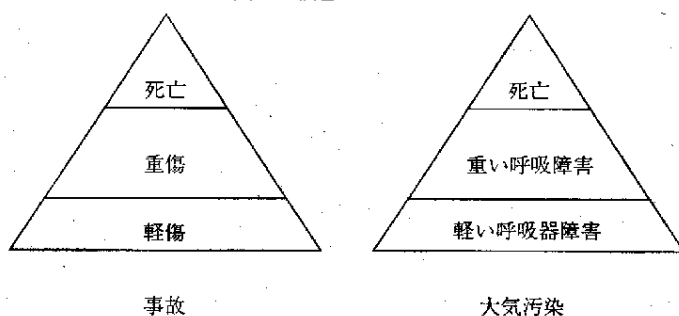
2-3 指摘された費用効果分析の限界

上記のTengs et al. [1995, p.372] は、多数のプログラムを「1年寿命を延長するための費用」を指標に比較する研究の限界として、費用や効果の推計に含まれる大きな不確実性などのほかに、救命以外の便益が存在するにもかかわらず計算に入っていないことを挙げ、具体的には以下の3点を挙げた。

ひとつは、生態系への長期的蓄積的な影響である。環境対策の多くは、人間へのリスクを削減するだけでなく、生態系へのリスクも同時に削減する。例えば、窒素酸化物 (NOx) の排出量を削減することは、曝露される人間の健康を改善するだけでなく、酸性降下物の原因を除去することになり、湖沼や森林の生態系への悪影響を緩和できる。しかしこれらの影響を定量的に評価することは難しい。これに関しては、中西 [1995, p.193] らが「種の絶滅確率」を用いて生命リスクと生態系リスクの統合を測るアプローチを提唱している。

次に、「生命の量 (quantity of life)」だけでなく、「生命の質」への影響である。たとえ寿命が延長されたとしても、寝たきりであれば、これを完全に健康な状態での寿命の延長と同じ価値として扱ってもいいのだろうか、という問題である。これに関しては、医療の分野で、延長された寿命をその質により0から1までのウェイトをつけて、「生命の質で調整された生存年数 (Quality Adjusted Life Year: QALY)」に換算する方法が用いられている (土屋 [1996], p.66)。「1 QALY あたりの費用」を指標に代替的な治療法を比較する

図1 被害のピラミッド



試みはすでに行われており、医療以外の分野においても QALY を計測することは、意思決定のための基礎情報として役に立つ。

最後に、死に至る傷害だけでなく、死亡に結びつかない傷害への影響が挙げられた。これは上記の死亡に結びつかない病気も含めて、「非死亡リスク」と総称する。本論文はこの非死亡リスクに注目した。

図1のように、事故であれ病気であれ、死亡に加えて数多くの死亡に結びつかない悪影響が存在する。救命や獲得余命のみを効果の指標とした費用効果分析を用いて政策の優先順位を決めることが妥当であるためには、効果の指標が政策の効果を正確に反映している必要がある。そのためには、救命件数あるいは獲得余命年数と、死亡に結びつかない悪影響の削減の大きさの比率が、各対策の間で等しいことが条件である。逆に、死亡に結びつかない悪影響の削減の大きさが全く異なる対策の間を、救命や獲得余命を効果の指標とする費用効果分析を用いて優先順位を決定しようとするなら、不適切な結論を導く可能性がある。

2-4 死亡に結びつかない悪影響

費用効果分析を行ううえで、非死亡リスクの存在に注目しなくてはならない理由がもうひとつある。いくつかの統計では、死亡率が減少しているのに対し

て、発生率あるいは負傷者率が増加しているのである。そのため、死亡統計を見るだけでは全体の傾向をつかむことができない。以下に2つの代表的な事例を挙げる。

(1) 自動車事故統計

第2次交通戦争と言われた80年代末以降、日本では、自動車事故死者数（事故後24時間以内）は1992年に人口10万人あたりで9.2人を記録して以来減り続け、1996年には7.9人にまで下がった。ところが、負傷者数は、1992年の人口10万人あたり678人から増え続け、1995年には742人にまで増加した。従って、自動車事故による死亡は減少している一方、負傷者数はむしろ増加している。そのため全体としての被害が減少しているか増加しているかはこれだけではにわかに判断できない。死者と負傷者の比率が変わってきた原因は、救急医療の進歩や車体の安全化などが考えられるだろう。

(2) がん統計

Kosary et al. [1992, p.17] は、信頼できる統計のある米国白人のデータを用いて、年齢調整を行ったうえで1950年から1992年の発がん率および死亡率統計を作成した。その結果、癌全体の発生率が54.3%上昇していたのに対して、癌全体による死亡率は9.6%しか上昇しなかった³⁾。喫煙による原因を取り除くために、肺癌を除いたデータでは、死亡率は15.0%減少しているのに対し、発生率は40.8%上昇している。従って、がんによる死者は減少している一方、発生率は依然増え続けている。ここでも死亡率の減少と発生率の上昇という現象が見られる。原因としては、早期発見や治療技術の進歩などが考えられる。

このように、非死亡影響の比重が増大しているという現実をふまえないならば、政策の効果を誤って測定しかねないのである。そこで次節以降では、自動車起源の2種類の生命リスク、すなわち排ガス中の浮遊粒子状物質による大気汚染リスクと、歩行中および自転車乗車中の自動車事故によるリスクを例に、

3) 1996. 11. 14 *New York Times* によると、はじめて死亡率は減少に転じたことが報じられている。ただし発生率については触れられていない。

非死亡リスクまで含めた分析の必要性を検証する。そのために、それぞれの外部費用を、死亡影響と非死亡影響に分けて金銭評価する。手順は、(1) リスクの大きさを定量的に表す、(2) それらに金銭評価額をかけあわせる、というものである。

この2種類のリスクをとり上げた理由は、ともに比較的大きなリスク問題であることが認識されており⁴⁾、かつ全く種類の異なるリスクを代表していると考えられるからである。これらはともに自動車の走行に関して発生するリスクであるが、いくつかの点で性質が全く異なる。まず、リスクの性質である。大気汚染リスクは、呼吸器系あるいは心臓の病気という形で現れるのに対して、事故によるリスクは、頭や胸などの骨折、打撲、捻挫などの形で現れる。次に、自動車事故による死傷者数は、統計からすぐに入手でき、個々の因果関係は明確であるのに対して、浮遊粒子状物質に曝露したことによる被害は表面的には他の原因のものと識別できない。たとえば、あるぜんそく患者が、浮遊粒子状物質によるのか、それとも他の原因によるのか区別することは難しい。すなわち個々の因果関係が明確ではない。このため被害の大きさを推計する必要がある。そのための手続きがリスク・アセスメントである。リスク・アセスメントは放射性物質と発がん性物質の人の健康への影響評価からはじまった(中西[1995], p.92)。典型的なリスク・アセスメントは次のようになされる。発がん物質の場合、高曝露量での動物実験で得られた、曝露量と発がん率の関係から、人間への影響を推定する。この場合、高曝露量から低曝露量、および動物から人間、という2つの不確実性の大きい外挿を行う必要がある。高曝露量で実験する理由は、実際に人間が曝露するようなレベルで、統計的に有意な相関を見いだすには、大量の実験動物を用いなければならない、実行不可能である。また、動物を用いる理由は、人間を用いて実験することが倫理的に許されないからである。これに対して、次節で扱う浮遊粒子状物質のリスク・アセスメントでは、

4) 特に浮遊粒子状物質に関しては、次節で詳しく触れるように、英米ほど日本ではまだ注目されていない。

人間への通常曝露量での疫学データを用いるので、上記の例よりは不確実性が少ないと思われる。

III 浮遊粒子状物質のリスク・アセスメント

3-1 浮遊粒子状物質をめぐる疫学研究の現状

日本では、大気中の粒子状物質 (Particulate Matter: PM) は「降下ばいじん」と「浮遊粉じん」に大別される。浮遊粉じん全体は、TSP (Total Suspended Particulate) と呼ばれる。直径 $10\mu\text{m}$ 以下の浮遊粉じんは、浮遊粒子状物質 (Suspended Particulate Matter: SPM) と呼ばれ、PM 10とも表記される。そのなかでも特に健康への影響が大きいとして近年注目を集めているのが、直径 $2.5\mu\text{m}$ 以下の粒子を指す PM 2.5 と硫酸塩 (Sulfates) である。PM 2.5 は、FP (Fine Particulate) とも呼ばれる。しかし、日本では、PM 10 のモニタリングしか行われていないという理由から、本節の分析の対象は PM 10 とした。PM は、直接排出されるものと、硫黄酸化物 (SO_x) や窒素酸化物 (NO_x) や揮発性有機化合物 (VOCs) から二次生成するものから成る。直接排出されるものは、ディーゼル・エンジンから排出されるすす、道路や農業からの巻き上げ、工場における生産過程からの煤塵など多様である。そのため、PM の構成要素は、排出源に大きく依存し、地域的に大きなばらつきがある。そしてそれに伴い、健康影響も多様である。東京都内における1992年の調査では、PM 10 の発生源寄与率は、自動車が47.7%、二次生成が18.2%、土壌系から15.7%などと推定されている (鎌滝ら [1995])。

浮遊粒子状物質が近年注目され始めた理由は、呼吸器系疾患や死亡などと大気汚染濃度との相関関係を明らかにする疫学研究が蓄積されてきたことである。とくに、環境基準値以下でも、大気中濃度と健康影響に有意な相関が見られたことが注目を集めた。研究の蓄積に伴い、それらの結果を用いたいくつかの注目を集めた計算結果も発表された。Brown [1994] は、イングランドとウェールズで PM 10 により年間10,000人が死亡していると報じた。また、1996年5

月には米国の環境保護団体である Natural Resources Defense Council (NRDC) が、全米239都市で PM 10 により年間64,000人が死亡しているとする報告書を発表した (Shprentz [1996])。一方、米国環境保護庁 (U. S. Environmental Protection Agency: EPA) は1996年11月、オゾンとともに PM の新しい環境基準を提案し、1997年7月に最終ルールが発表された (U.S. EPA [1997a])。PMに関しては、既存の PM 10 に加え、新たに、直径が $2.5\mu\text{m}$ 以下の粒子である PM 2.5 の環境基準を設けるというもので、これにより年間15,000人の命が救われるとの試算がなされた。第II節の最初にも指摘したように、米国では規制決定の際に定量的な評価が求められ、このことがリスク・アセスメント研究を促した側面も無視できない。

PM 10 の健康影響を評価した疫学研究は、地域レベルで日々の大気中PM濃度と住民の呼吸器系の病気や死亡率との相関を明らかにする短期曝露研究と、年間データを用いて長期に渡る追跡調査を必要とする長期曝露研究に分けられる。また、疫学研究の設計には、時系列研究とクロス・セクショナル研究がある。後者には社会経済的な変数を多数含める必要がある。前者では気候条件などの調整だけで済むというメリットがあるが、他の都市や他の時期への適用可能性という問題がある (Ostro [1994], p.8)。

死亡率上昇との相関を明らかにした短期曝露研究は、近年数多い。短期曝露研究のメタ分析を行ったSchwartz [1994, p.51] は、「直接的、間接的な疫学的証拠により、通常の粒子状物質大気汚染が、早死を含む一連の悪影響に関連していることを疑う余地はほとんどない」と述べた。しかし、早死に関しては、日々の PM レベルと日々の死亡率から、曝露レベルと死亡リスクの相関関係を推計する短期曝露研究によって得られた死亡率上昇のデータは、もともと弱っていた人の死期を2、3日早めただけのものを含んでいる、つまりこれらの人々は PM 濃度の上昇がなくても近いうちに死亡していた可能性が高いことが指摘されている。これは「刈り取り効果 (harvesting effect)」とも呼ばれる (Maddison et al. [1996], p.56)。とくに費用便益分析などの経済評価を行

う場合には、「もし曝露がなかったならあと何年生存したか」という推計データが必要である。また、大気汚染は、短期的な影響に加えて、長期的な健康影響をも引き起こしうるので、短期研究の結果は健康影響を過小評価している可能性もある。

しかし近年、2つの大がかりな長期曝露研究の結果が発表された。これらは、前向きコホート研究 (prospective cohort study) と呼ばれるもので、長期にわたる調査が必要であり、人的、経済的、時間的に大きな労力が必要である。ここでも PM 濃度と死亡率に非常にはっきりした相関が見られた。「ハーバード 6 都市研究」として知られる、Dockery et al. [1993] では、米国内の 6 都市における 8,000 人以上の成人の健康状態を 14 年にわたり追跡調査した大がかりな研究である。結果は、PM 2.5 レベルと死亡、とくに肺癌と心肺機能の病気による死亡に強い相関が見られた。また、「全米がん協会 (ACS) 研究」として知られる、Pope et al. [1995] は、上記の 6 都市研究を裏付けるためになされたさらに大がかりな疫学研究で、全米がん協会の 29 万 5,000 人以上の 7 年間にわたるデータを利用した。PM 濃度と心肺機能の病気による死亡との間に強い相関が見られた。ただし肺がんについては統計的に有意な結果は得られなかった。これら 2 つの長期曝露研究の結果を表 2 に示す。長期曝露研究は、短期曝露研究において指摘された問題点は克服しており、信頼性が高いと考えられる。しかし、過去に遡った曝露の影響も含まれているため、近年の汚染の影響だけを抽出したいならば、過大評価になっている可能性もある。

ただし、疫学研究は相当蓄積されたものの、疫学の性質上、不確実性は必ず残る。疫学研究により直接証明されるものは相関関係でしかない。因果関係については、人体への影響の生物学的なメカニズムを解明することによって初めて証明される。たとえば、Gamble and Lewis [1996, p.848] は、近年の疫学研究をレビューし、PM 10 濃度と死亡や病気との相関は、統計的なものにすぎず、因果関係を示すものではないと判断した。一方、米国環境保護庁は、「因果関係がありそうなことを示唆している」と結論している (U. S. EPA,

表2 長期曝露研究で示された死亡相対リスク

A. ハーバード6都市研究, Dockery et al. [1993]

エンドポイント	総人口 PM 2.5 濃度の 18.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの 相対リスク	非喫煙者 PM 2.5 濃度の 18.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの 相対リスク	以前の喫煙者 PM 2.5 濃度の 18.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの 相対リスク	現在の喫煙者 PM 2.5 濃度の 18.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの 相対リスク
総死亡	1.26 (1.08-1.47)	1.19 (0.90-1.57)	1.35 (1.02-1.77)	1.32 (1.04-1.68)
心肺機能の病気	1.37 (1.11-1.68)	—	—	—
肺癌	1.37 (0.81-2.31)	—	—	—

注) 18.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ は、PM 2.5 レベルの最も高い都市の濃度 (29.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) と最も低い都市の濃度 (11.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) の差である。

注) 括弧内は、95%信頼区間である。

B. 全米がん協会研究, Pope et al. [1995]

エンドポイント	総人口 PM 2.5 濃度の 24.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの 相対リスク	非喫煙者 PM 2.5 濃度の 24.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの 相対リスク	以前の喫煙者 PM 2.5 濃度の 24.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの 相対リスク
総死亡	1.17 (1.09-1.26)	1.22 (1.07-1.39)	1.15 (1.05-1.26)
心肺機能の病気	1.31 (1.17-1.46)	1.43 (1.18-1.72)	1.24 (1.08-1.42)
肺癌	1.03 (0.80-1.33)	0.59 (0.23-1.52)	1.07 (0.82-1.39)

注) 24.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ は、調査対象の47都市のうちの最も高いものと最も低いものの差である。

注) 括弧内は、95%信頼区間である。

[1996], p.65649)。PM 10 が人間の健康へ悪影響を及ぼす生物学的なメカニズムの正確な解明は現在、研究途上である。しかし、過去の多くの教訓が物語るように、すべてが科学的に解明されるまで規制をしないというやり方は莫大な損失を生む可能性がある。

3-2 閾値をめぐる問題

ほとんどの疫学研究は、健康影響と PM 10 濃度の間に、一次関数あるいは一次対数関数を導き出しており、PM 10 への曝露による死亡リスクについても非死亡リスクについても、これ以下なら健康影響は存在しないという「閾値」の存在はこれまで証明されていない (Maddison et al. [1996], p.66)。通常、発がん物質には閾値のないモデル、非発がん物質には閾値のあるモデルが採用されることが多い。しかし非発がん物質にも閾値のないモデルが適切である理由がある。たとえ、個々人のレベルで閾値があったとしても、それぞれの閾値が異なり、閾値の異なる集団が連続的に存在すれば、全体として見れば閾値がないのと同じことになるからである (Ostro [1994], p.6)。閾値が政策的に意味のある範囲内に存在するならば、通常、閾値のレベルで規制が行われ、規制決定に果たす経済分析の役割は少ないが、閾値が存在しないと「どれだけ安全ならば十分か (how safe is safe enough)」という問題が生じ、経済分析が貢献できる余地が大きくなると思われる (Ostro and Chestnut [1998], p.94)。

米国の大気清浄法 (Clean Air Act) は、浮遊粒子状物質を含む6つの基本的な大気汚染物質について、全国大気環境基準 (NAAQS) を設定することを環境保護庁に指示している。この際に、人間の健康への影響を考えて決められる第一次 NAAQS は、「人々の健康を守るために必要な十分な安全」を要求している。これ以下なら安全であるという閾値の存在を前提としている。閾値がないとなると、大気清浄法の理念が現実と乖離してしまっていることになる (Feller [1994])。

3-3 疫学研究の外挿

疫学研究は主に米国で行われており、それらと比較可能な研究が日本においては行われていない。日本においても疫学研究を活発に行う必要があるが⁵⁾、

5) 日本でなされた疫学研究の多くは、公害裁判と密接な関連があった。公害裁判は、加害企業対被害住民の形をとった。そのため、汚染物質が有意に症状を引き起こす大気中濃度はいくらか

表3 米国の疫学研究の他国への外挿例

適用地域	研究内容	便益 移転	文 献
ジャカルタ	大気汚染レベルを、インドネシア基準、WHO 基準、カリフォルニア基準に適合させたときの健康改善を推計 (TSP, 鉛, NO _x)。	n/a	Ostro [1994]
イギリス	イングランドとウェールズでの PM 10 による年間死者数を、米国EPAの計算方法に従って推計。	n/a	Brown [1994]
イギリス	イギリスの道路交通の外部費用を計算。大気汚染については、PM 10, オゾン, NO _x , SO ₂ , 鉛, ベンゼンについて推計。	○	Maddison et al. [1996]
東ヨーロッパ	東欧各国の大気汚染レベルをEC環境基準にまで下げることによる便益を推計 (TSP, SO ₂ , 鉛)。	○	Krupnick et al. [1996]
メキシコシティ	メキシコシティ全体の環境損害費用を推計。大気汚染に関しては、SPM, オゾン, 鉛について。	○	Margulis [1996]
ハンガリー	ハンガリーにおけるエネルギー節約プログラムの費用と便益を推計。大気汚染については、TSP, SO ₂ , VOC, CO, NO _x について推計。	○	Aunan et al. [1998]

さしあたり日本においてリスク・アセスメントを行うために、米国で行われた疫学研究から得られた濃度反応関数⁶⁾の外挿を試みる。これが適切であるためには後述するようないくつかの仮定が必要である。米国の疫学研究を他国へ外挿した例を表3に示す。

米国の疫学研究の結果を外挿する際に置かなければならない仮定には次のようなものがある。まず PM 10 の化学的・物理的構成は、ディーゼル車比率といった排出源構成に依存するため、地域的にかなりのばらつきがあり、それに伴い健康影響も異なる。さらに構成要素ごとの健康影響に関しても十分には解明されていない。このため、米国の研究で得られた濃度反応関数をそのまま日本に適用することが妥当であるためには、PM 10 の構成要素がおよそ等しい

6) 濃度反応関数 (concentration-response function) とは、汚染物質の大気中濃度と死亡率やぜんそく患者数などの健康悪影響の指標との関係式である。

という仮定が成立しなければならない。また、対象人口の、年齢分布、もとの健康状態といった社会経済的条件、および気候条件も等しいと仮定する。さらに室内滞在時間と屋外滞在時間の割合などの曝露条件、あるいはライフスタイルも等しいと仮定する。今後、こういったデータがそろえば、より精緻な推計が可能となるだろう。

参考文献

- Aunan, K., Patzay, G., Aasheim, H. A., Seip, H. M. [1998] Health and Environmental Benefits from Air Pollution Reductions in Hungary, *The Science of the Total Environment*, 212, pp. 245-268.
- Brown, W. [1994] Dying From Too Much Dust, *New Scientist*, 12 March, pp. 12-13.
- 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), pp. 1753-9.
- Feller, J. M. [1994] Non-Threshold Pollutants and Air Quality Standards, *Environmental Law*, 24, pp. 821-886.
- Gamble, J. F. and Lewis, R. J. [1996] Health and Respirable Particulate (PM 10) Air Pollution: A Causal or Statistical Association?, *Environmental Health Perspective*, 104 (8), pp. 838-850.
- Gamo, M., Oka, T. and Nakanishi, J. [1995] A Method Evaluating Population Risks from Chemical Exposure: A Case Study Concerning Prohibition of Chlordane Use in Japan, *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 21, pp. 151-157.
- 鎌滝裕輝, 秋山薫, 渡辺琢美, 石井康一郎, 塚田泰久, 風間秀泰, 吉野昇 [1995] 「浮遊粒子状物質の地域別リセプターモデル (CMB 法) による発生源の環境への負荷率推定」『東京都環境科学研究所年報』18-26ページ。
- Kishimoto, A. [1997] A Comparative Analysis of Cost-effectiveness of Risk Reduction Policies in Japan, *Japanese Journal of Risk Analysis*, 8(2), pp. 165-173.
- 岸本充生 [1997] 「環境政策における費用便益分析の役割——米国環境保護庁での制度化を中心に——」『財政学研究』22号, 64-74ページ。
- Kosary, C. L. and others editors [1992] *Seer Cancer Statistics Review 1993-1992*,

- National Institutes of Health Publications No. 96-2789, Bethesda, MD: National Cancer Institute.
- Krupnick, A., Harrison, K., Nickell, E. and Tomann, M. [1996] The Value of Health Benefits from Ambient Air Quality Improvements in Central and Eastern Europe: An Exercise in Benefits Transfer, *Environmental and Resource Economics*, 7, pp. 307-332.
- Maddison, D., Pearce, D., Johansson, O., Calthrop, E., Litman, T. and Verhoef, E. [1996] *Blueprint 5: The True Costs of Road Transport*, Earthscan, London.
- Margulis, S. [1996] Back-of-the-Envelope Estimates of Environmental Damage Costs in Mexico, in May, P. H. and da Motta, R. S. eds., *Pricing the Planet: Economic Analysis for Sustainable Development*, New York, Columbia University Press.
- 中西準子 [1995] 『環境リスク論』岩波書店。
- Ostro, B. [1994] Estimating the Health Effects of Air Pollution: A Methodology with an Application to Jakarta Policy, WP 1301, World Bank, Washington D. C.
- Ostro, B. and Chestnut, L. [1998] Assessing the Health Benefits of Reducing Particulate Matter Air Pollution in the United States, *Environmental Research, Section A*, 76, pp. 94-106.
- Pope, C. A., III, Thun, M. J., Namboodiri, M. M., Dockery, D. W., Evans, J. S., Speizer, F. E. and Heath, C. W., Jr. [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, pp. 669-74.
- Schwartz, J. [1994] Air Pollution and Daily Mortality: A Review and Meta Analysis, *Environmental Research*, 64, pp. 36-52.
- Shprentz, D. S. [1996] *Breath-Taking: Premature Mortality Due to Particular Air Pollution in 239 American Cities*, Natural Resources Defense Council.
- Ten Berge, W. F. and Stallen, P. J. M. [1995] How to Compare the Risk Assessments for Accidental and Chronic Exposure, *Risk Analysis*, 15(2), pp. 111-113.
- Tengs, T. O., Adams M. E., Pliskin, S. P., Safran, D. G., Siegel, J. E., Weinstein, M. C. and Graham, J. D. [1995] Five-Hundred Life-Saving Interventions and Their Cost-Effectiveness, *Risk Analysis*, 15(3), pp. 369-390.
- 土屋有紀 [1996] 「費用効果分析による医療資源配分について」『経済論叢』第157巻第2号, 64-79ページ。
- U. S. Environmental Protection Agency [1987] *EPA's Use of Benefit-Cost Analysis 1981-1986*, Washington D. C., Government Printing Office.

U. S. Environmental Protection Agency [1996], National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter; Proposed Rule, *Federal Register*, 61, pp. 65637-65713.

U. S. Environmental Protection Agency [1997a] National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter; Final Rule, *Federal Register*, 62, pp. 38652-38711.