

公開講演会要旨

大気汚染のリスクアセスメント

名古屋大学工学部 吉 村 功

(昭和62年11月6日, 統計数理研究所 講堂)

1. はじめに

リスクアセスメントというのは、平たくいえば、危ないことの危なさを定量的に評価することである。このリスクアセスメントの対象となる危ないことを、ここでは“危険現象”と呼ぶことにする。

危険現象においては、起こり得るシナリオあるいは事象がいろいろであるが、それらはいずれもなんらかの不確実性、不確定性を持っている。裏を返せば、不確実性をもって損害が発生する現象であることが、危険現象の定義である。このため危険現象では必ず確率と損害の大きさが問題になる。原理としてのリスクアセスメントは、起こり得るシナリオ、あるいは事象 E_i を列挙し、その確率 P_i と損害の大きさ L_i を数値で評価することとなる。形式的には、

$$R = \{(E_i, P_i, L_i), i=1, 2, \dots\}$$

を記述することである。

原理的にはこれだけのことであるが、現実に行おうとすると、数値に表すための障害が大きくて信頼できる数値が得られないことがほとんどである。そもそも、数値で表すことが何を意味するかわからないことも稀でない。裏を返せば、信頼できる数値が容易に得られないから、リスクアセスメントが大きな課題となっているともいえる。このため、リスクアセスメントの結果というふれこみなのに、内容がその名にふさわしくなかったり、現実離れた数値が一人歩きしたりすることが多い。まだ信頼できるリスクアセスメントがなされるだけの技術、知見が蓄積されていないのが現状といえる。

では、リスクアセスメントに関してどんな技術的困難があるのだろうか。以下これを論じてみよう。

2. 危険現象の二つの典型

近年社会的に問題として取り上げられる危険現象は、大きく二つに分けられる。一つは、事故(hazard)である。リスクアセスメントの対象としての原子力発電は、その典型例である。もう一つの典型は、損害をもたらす環境(environment)あるいは有害環境である。有害化学物質による大気汚染はその典型例である。両者の違いは、確率の現実的意味、用途、損害評価に求められる精度、その求め方、評価における困難点がかなり違う点である。

事故の場合、起こり得る被害の質を列挙することは、それほど困難ではない。しかしそれに至るシナリオをもれなく列挙することは、きわめて困難である。実際、スリーマイルでも、セー

ラムでも、チェルノブイリでも起こってみてはじめて、そのようなシナリオが確かに起こり得ることだと認識されたものである。

事故の場合、不確実性は確率として数値で認識される。そこでは関係者の不注意やミス、機械の故障によるシステムの動作変動、気象などの統計的変動によるシステムの揺動などを、大局的にみて確率現象としている。したがってこの場合の確率は、シナリオあるいは事象の起こることの相対頻度という意味を持つ。その値を推定するには、長期間の大量観察を行えばよい。ところが、近年リスクアセスメントが大きな問題になっているのは、小さい確率で大きな事故が起こる場合である。そのような現象が、科学・技術の力で実現したことである。このようなとき、大量観察は現実として意味を持たない。そこで、数式モデル、確率モデルに多くを頼ることになるが、その信頼性や精度を保証することは実際上できない。それゆえ事故の場合は数値そのものより、その相対的な値、損害の大きさの順序に注目して、それを損害防止や予防に生かすべきである。そのようなリスクアセスメントの結果の利用の仕方が必要である。

有害環境の場合、リスクアセスメントは規制と補償のために行われる。有害であるとわかっているにもかかわらず、それを皆無にすることが技術的、経済的にできないため、その寄与を数量的に評価し、それが実質無害 (virtually safe) になるような範囲を求めることと、寄与に応じた補償の責任を指定することが問題になる。

寄与は、多くの場合、比率、割合の形で評価されるが、われわれには、それを確率として認識せざるを得ない側面がある。一つは、有害環境に接する集団において、個体差が耐性の差を形作って損害を集団の一部分にすると生じる損害の統計的な割合を、確率という形で認識するという面である。たとえば慢性気管支炎の生じる確率というのがそれである。この場合は、集団現象として把握するから相対頻度であり、それを概念的に割合という代わりに確率という名で呼ぶようなことだから、大局的には不確定現象というニュアンスは少ない。しかし個人が、自分の病気の原因は何であるかを評価するとき、本当の原因がどれであるのかを知ることが不可能であるから、それぞれの原因の寄与の割合から、真の原因がそれである確率を認識することになる。ここにそれぞれの寄与を確率とすることの、それなりの合理性がある。この他に、もう一つの面もある。それは癌の場合のように、損害自体が確率的に生じるという認識で確率を考える場合である。これは確かに不確定現象という認識であるから、前者の側面と違い、考えられる比率が確率の名にふさわしいものである。

ではこの両者は区別できるものかという点、現実にはそうではない。個体差には、気温や、疲労度といった環境条件の変動が加味され、そこに不確定現象的側面が存在する。数式モデルを用いて議論するときには、両方をこみにして確率という名で取り扱わざるを得ない。環境問題における確率には、このような面で事故と違った意味の確率が登場する。

大気汚染の場合、危なさは有害物質の存在である。その有害物質を指定するとき、物質名を直接指定する場合と、物理的にある状態のものを一まとめにして指定する場合とがある。SO₂というのは前者であり、浮遊粒子状物質 (SPM, SP) というのは後者である。後者の場合、本当に有害なものは何かということは、あいまいであることが少なくない。実際、肺癌を問題にするときの浮遊物質では、いわゆるベンツピレンが原因なのかもしれない。もしそうであれば、ジーゼルエンジンからの排気ガスの多い地区とそうでない地区とで、同じ濃度の浮遊物質でも損害に違いがでることになる。それにもかかわらず、現実にはそういう細かい分け方が、測定上も、損害をもたらすメカニズム上でもできないから、ひっくり返って浮遊物質として議論し、そのことによって生じる誤差の変動を、確率的なものとして処理評価することになる。そこに上で述べたものと違った意味で、統計的な推定の誤差としての確率が登場する。これも有害環境のリスクアセスメントにおける確率の一側面である。確率というか、比率というかはともかく

として、有害環境では、いろいろな有害物質の存在にたいしてこれを評価することが目標となる。

3. 現実の大気汚染のデータ

大気汚染の場合、危険現象の内容はヒトに有害な微量物質、すなわち汚染物質が一般大気中に存在することである。微量というのは ppm, あるいは mg/m³ を単位として計ったとき、小数以下になる量と考えればよい。一般大気というのは、開放された空間にある空気である。室内にタバコの煙があるという状態は、常識的には大気汚染であるが、いわゆる大気汚染とは違った性質を持つので別扱いにすることが多い。

現在、大気汚染で損害をもたらず原因とされるものには、次のようなものがある：

NO₂ (あるいは NO_x), SO₂, O_x, CO, CH, SPM

これによって生じる損害には、ヒトへの健康被害に限定したときでも、次のようなものがある：

気管支炎、喘息、肺気腫、肺癌

理想的なリスクアセスメントであれば、これらの各物質を時間の関数として、任意の濃度に設定したとき、それぞれの病気あるいは症候が、与えられた属性集団においてどのような確率、あるいは相対頻度で発生するかを記述する。もし、その確率が正確に、あるいは精密に求められなくても、近似値として、あるいは推定値として、信頼度の評価を伴って得られれば、リスクアセスメントを行ったといってもよい。

Table 1. Variety of standards for SO₂, NO₂ and SP

Pollutant Aver. time Area	SO ₂ (ppm)			NO ₂ (ppm)			SP (mg/m ³)		
	hour	24 hrs	year	hour	24 hrs	year	hour	24 hrs	year
Jakarta area* (in Indonesia)	0.1	—	—	—	0.05 (NO _x)	—	—	0.26	—
Malaysia*	—	0.049	—	—	0.05 (NO _x)	—	—	0.05	—
Phillippines*	0.33	0.14	—	0.3 (0.5 hr)	—	—	—	0.18	—
Singapore*	—	0.14	0.031	—	—	0.054	—	0.26	0.075
Thailand*	—	0.117	0.039	0.173	—	—	—	0.33	0.10
China**	—	0.097	0.039	—	0.081	—	—	0.50 (TSP)	—
Taiwan (in China) up to 1983***	—	—	(0.05)	—	—	—	—	—	—
current	—	—	0.03	—	—	0.05	—	—	0.14
Korea****	—	0.15	0.05	0.15	—	0.05	—	0.30	0.15
Japan up to 1978	—	—	—	—	(0.02)	—	—	—	—
current	0.1	0.04	—	(0.1- 0.2)	0.04- 0.06	(0.02- 0.03)	0.20	0.10	—
USA	—	—	0.031	—	—	0.05	—	—	0.075

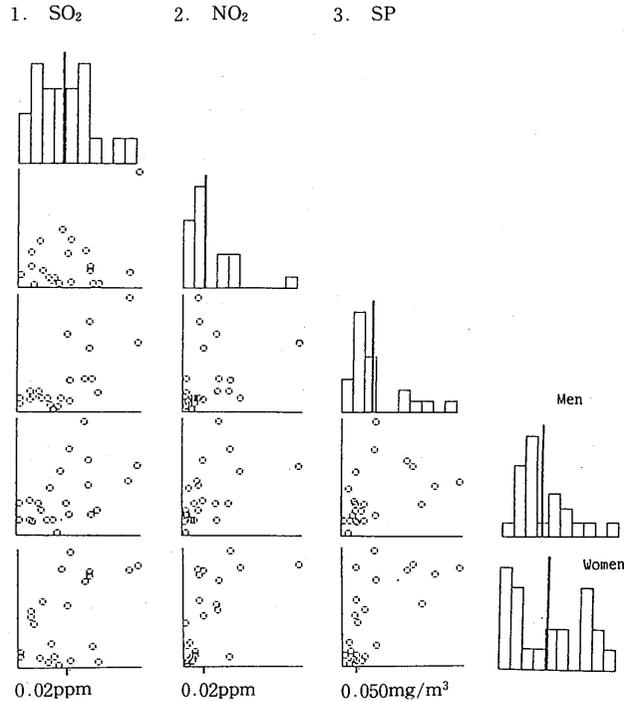


Fig. 1. Distribution of concentrations of pollutants and crude prevalence rates for men and women in JEA 1978 study.

The age distributions are almost homogeneous among areas.

The symptom is persistent cough and phlegm.

The program CDA for this figure is supplied by Haga (1984).

実際にそれをするためには、現実のデータが必要である。データとしては、一般に動物実験、健康人による実験、疫学調査データが考えられる。癌の場合は、動物実験と疫学調査が併用して用いられるが、大気汚染の場合は、実質的に疫学調査のみが用いられる。それは、動物実験や健康人での実験で得られるのは、ppmのオーダーの濃度における損害であるのに、現実に議論されるのは、Table 1で見られる程度の濃度の差がどれくらい有害かということであるからである。

では、疫学調査のデータであれば十分精度のよい評価が可能かということ、Figure 1で見られるように、汚染物質間で各種の相関がある上に、用量-反応関係が、直線なのか、曲線なのか、あるいは、それらをつないだようなものなのか区別がつかないようなものである。これでは、数式モデルでの議論の有効性はほとんどない。この種のデータでは、一般的なリスクアセスメントの方法論には、有効性が少ない。

そこで今のところ、大気汚染のリスクアセスメントは、どの程度の濃度以上ならば損害が発生していると断定できるのかが主たる焦点となる。また損害が発生したとして、それがバックグラウンド、すなわち大気汚染以外の原因によるものであるのに比べて大きいかが、定量的でなく定性的に争われる段階でとどまっている。この10年ほどの間、NO₂の環境基準の変更についての論争や、公害健康被害補償法の改訂についての論争が激しく行われたり、国際的な規制基準の違いがそのままになっていたりするのは、このようなリスクアセスメントの技術上の

困難を反映している。

4. おわりに

リスクアセスメントのむずかしさを、非常に限られた側面について述べた。現実はこちらで述べたことよりもさらに複雑である。大気経由の汚染の、PCB, ダイオキシン, アスベスト, フロン, 散布農薬, 有機溶剤汚染, 受動喫煙などをどう評価するか, また病気の場合, 損害が生じると治療が行われ, その結果, 見かけ上損害が小さく評価されることになるが, それでよいのかなど, さらに多くの問題がある。リスクアセスメントという言葉はかなり使われるようになってきているが, その実用性はまだまだ理念として語られる域には達していないのである。

参 考 文 献

- Yoshimura, I. (1987). On the determination of the regulatory criteria for air pollution, 46th Sess. ISI, Invited paper 31. 1.