

# 環境リスクの評価

著者：関沢 純（国立医薬品食品衛生研究所・化学物質情報部）

## 1. はじめに（一般的なリスクの考え方）

リスクとは、有害または不利益な事象（地震、火事や交通事故にあう、傘なしで外出して雨になるなど）にあう可能性の大きさをいう。化学物質の有害影響では次のような目安でリスクを推定する。

「リスクとは望ましくない事象の起る可能性＝確率的な事象の話である」

$$\text{リスク} = \text{有害性（毒性）の強さ} \times \text{人の暴露量}$$

## 2. 環境リスクの考え方

### 2. 1 環境への排出と健康リスクの関係

リスクが有害性（毒性）の強さと人の暴露量の掛け合わせにより決まるということから、次のことが言える（図1参照）。

- \* 毒性が強くても体に入らなければ影響は起こらない。
- \* 環境中に多くあっても毒性がないか、低ければ問題は起こらない。
- \* 環境への排出量は、そのまま体に入る量とは違う。

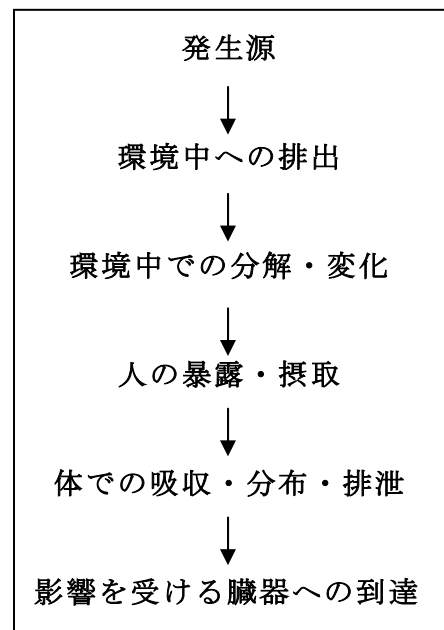


図1 影響を受けるまでの経路

## 2. 2 PRTR からわかることと、わからないこと

- \* PRTRでは、図1のうち発生源から環境中への排出というステップの粗い目安が得られ、生体が暴露される量を推定するための基礎データが得られるが、有害性（毒性）については別に参照しないとイケない。
- \* 現在、毒性情報の参考として提供されている化学物質等安全データシート（MSDS）には、有害性に関しては定性的な情報（ハザード）しか記載されていないので、危害の定量的な発生確率（リスク）を知ろうとするときには役立たない。
- \* MSDSでは、事故時の対策や中毒処置を主眼としているため、慢性的な有害影響については触れていない場合も多い。中には労働者が作業環境で暴露されたときに起きる障害など、一般市民には工場近傍で事故にでも遭わない限りありえない高濃度暴露時の障害が記されている場合もあるので注意を要する。

## 2. 3 リスクはどのようにして調べるか？

環境中の化学物質によるリスクの評価について、先進国や国際機関でさまざまな努力が重ねられてきた。リスク評価は、現在入手可能な情報を総合した上で、最もクリティカルと考えられる影響は、何で、その規模や重篤度、発生の可能性がどのくらいあり、被害の起こりやすい人の集団は誰であるかなどを一定のルールに基づいて判断し、リスク対応の根拠と目安を提供する手法と科学である。リスク評価の不可欠な構成要素として、次の諸点がある。裏返して言えば、個々のデータをバラバラに寄せ集めてみても、ある物質についてのリスクを正確に見積もることはできないし、容易に過大あるいは過小評価の過ちを犯すことになる。

### リスク評価の基礎

- 科学的なデータの総合
- 批判的な検討プロセス
- 統合的な判断
- リスク要因についての定量的な解析とそれに伴う不確実性の明示

## 3. 環境リスク評価の手法と枠組み

リスク評価は、関係する毒性学や分子生物学などの分野の進歩に伴い発展してい

る。現在のところ米国科学審議会提案の枠組みが、広く受け入れられている(図2)。

- (1) 有害性の特定は、ある物質が本来有害影響を生じる可能性をもつことについての判定
- (2) 量-反応評価は、投与また暴露された物質の量と有害影響の発生との関係の詳細な解析
- (3) 暴露評価は、特定の集団が食品、空気、水および土壌などから暴露される化学物質の性質、形態、濃度の定性的および、定量的な評価
- (4) リスク判定は、以上により得られた情報とデータを総合し、データベースの十分さと不十分な点、方法論や適用された判断基準を検討し到達した結論を明確に記述

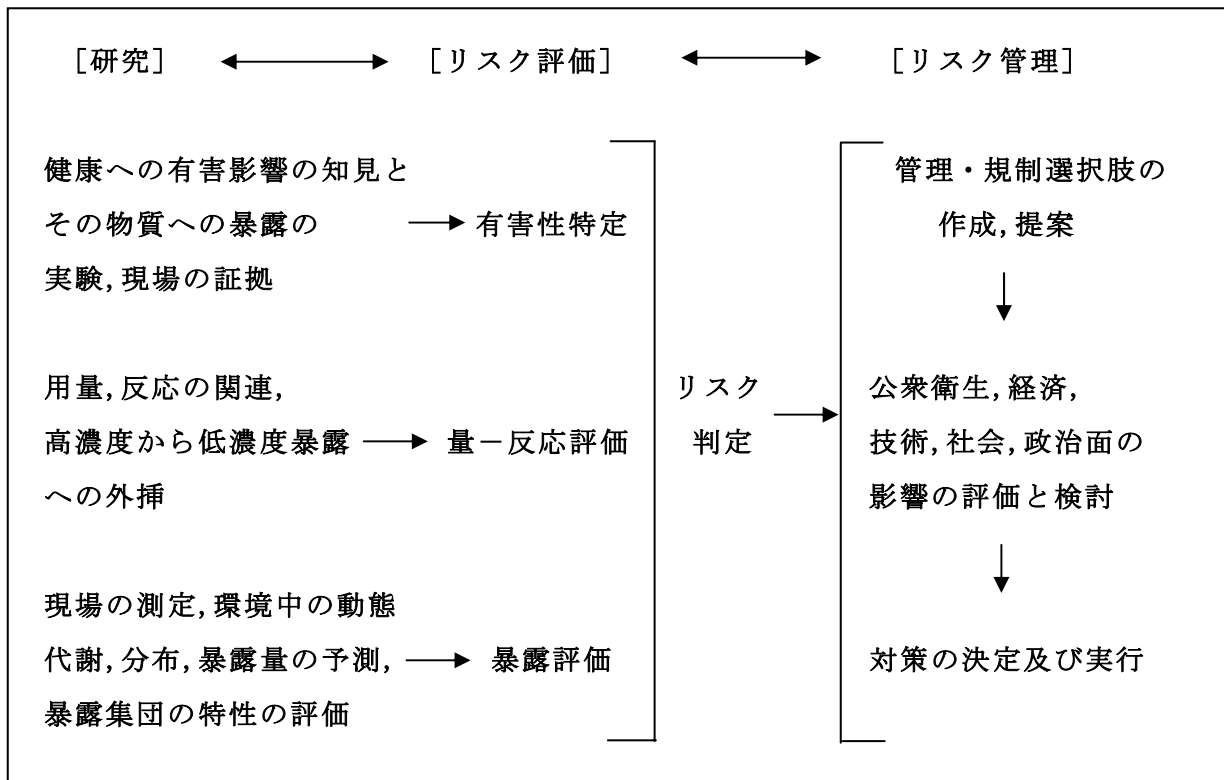


図2 健康リスク評価の手順、およびリスク管理との関係 (NRC、1983)

#### 4. リスク評価の実際

PRTRで当面問題となる人の健康リスクを中心にし、生態影響評価については簡単に触れることにする。なおPRTRと関係ある暴露評価については、やや詳しく

解説する。

#### 4. 1 有害性の特定

有害性の特定とは、人における知見や毒性および作用機構に関する利用可能なすべてのデータを評価し、次の二つの問題に対して科学的な判断を得る。

(a)ある物質が人の健康に対して有害性を示すかどうか

(b)どのような状況で認められた有害性が発現されるか

実際には入手可能なデータの量、質と性質を吟味するが、特に毒性メカニズムの検討は人における影響の妥当性の評価において重要である。

発がん性については、証拠の重み付け分類の判断基準に関する国際がん研究機関(IARC)の方式(下記)があるが、定量的なリスクの大きさを表しているものではない。例えば太陽光や女性の体内にある女性ホルモン(エストラジオール)は人に対する発がん性の十分な証拠があることから **Group 1** に分類されている。

##### IARCによる人への発がんリスクの分類

- |                  |   |                      |
|------------------|---|----------------------|
| <b>Group 1</b>   | : | 人に対して発がん性がある。        |
| <b>Group 2 A</b> | : | 人に対しておそらく発がん性である。    |
| <b>2 B</b>       | : | 人に対して発がんの可能性がある。     |
| <b>Group 3</b>   | : | 人に対する発がん性について分類できない。 |
| <b>Group 4</b>   | : | 人に対しておそらく発がん性を持たない。  |

##### 4. 1. 1 人における知見

人における知見からは健康影響に関して最も妥当性のある情報が得られる。人の集団は均一でなく化学物質に対する感受性がさまざまに異なる個人が含まれ、疫学調査では食物や喫煙等の共存的なリスク要因が存在している中で、化学物質に暴露される有害性を検討することができる。

##### 4. 1. 2 動物試験

ほとんどの物質については適切な疫学データが不足しているため、有害性の特定には動物を用いた毒性学的試験が重要な役割を果たす。主な毒性指標は、以下のカテゴリーに分類できるが、毒性試験の目的は多様で、試験の設計、実施および実験知見報告がどれだけ完璧かにより、結果の有効性および関連性が決まる。

- ・機能面での変化（体重減少、緩下作用、運動性など）
- ・形態上の影響あるいは臓器特異的な毒性作用を伴う非発がん性の病変
- ・腫瘍性／発がん性病変

in vitro 試験は、生体での試験で把握しにくい個々の臓器や細胞における反応や代謝の違い、種間や人個体間の感受性の違いの幅と原因などを考察するため、また動物愛護の観点から、特定の標的臓器における毒性指標のプレスクリーニングあるいは代替方法（眼刺激性、皮膚刺激性など）として使われる。

#### 4. 2 用量－反応関係の評価

用量－反応評価は、暴露された物質の量と、有害影響の発生についての定量的な関係を判定するプロセスである。毒性が認められる標的臓器は複数あり、またある化学物質への暴露により認められる毒性指標は複数あるため、一般的には用量増加に伴い生じる最小用量で認められた有意な有害作用の中から問題となる重要な作用を選択する。

臓器特異的毒性、神経・行動学的毒性、免疫学的毒性、非遺伝子毒性発がん性、生殖毒性または発生毒性などでは、それ以下の量では有害作用が生じない用量または濃度（閾値）が存在すると一般的に考えられている。これに対して現時点では、主に変異原性および遺伝子毒性を有する発がん物質については、どのような暴露レベルでもある程度の確率で有害性がある（閾値は存在しない）と想定されている（図3）。

##### 4. 2. 1 遺伝毒性を示さない場合

閾値の存在が前提される場合は、実験において観察される無毒性量（NOAEL）を探す。無毒性量は毒作用の発生率、標的臓器重量の変化や組織病理学的変化などが、統計的また生物学的に検討して対照群と有意な違いを認められないとされる最高用量の推定値である。試験によっては、最低用量群でも対照群と比べて有意な影響が認められる場合があり、そのような場合には最小副作用量（LOAEL）を用いる場合がある。

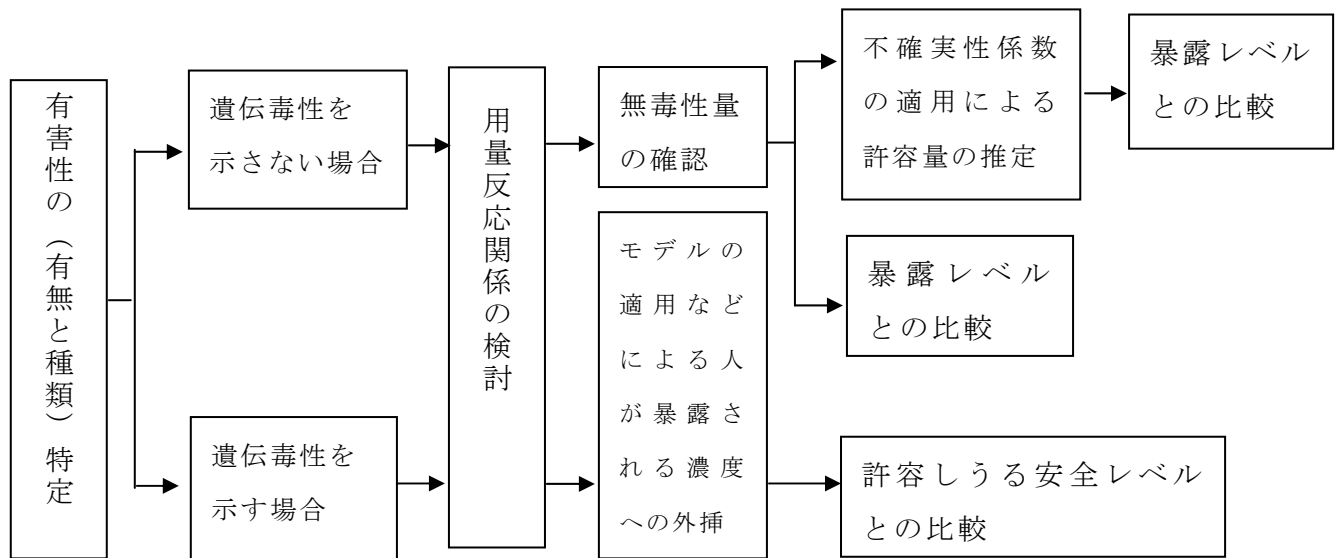


図3 遺伝毒性の有無と評価手順の違い：文献1)より引用

動物を用いて得られた毒性データから人に対するリスクを推定する場合には通常、種差と個体差につきそれぞれ10倍の不確実性係数を考慮し、それより低い濃度では人に有害作用は認められないと推定される濃度(許容摂取量または耐容摂取量)を設定する。

- a) 種差：動物と人の健康人の間で人が実験動物より10倍影響を受けやすいと仮定する。
- b) 個体差：人集団内の多様性を考慮し、通常平均よりも10倍影響を受けやすい人を保護しようよう考慮する。

$$\text{許容量} = \frac{\text{無毒性量}}{\text{不確実性係数}}$$

不確実性係数の大きさを選択する上で検討される内容

- \* 動物と人の間の種差
- \* 人の中での個体差
- \* 影響の重篤度
- \* 試験の期間(長期か短期かなど)
- \* 試験データの信頼性の程度

許容量に当たる用語としては、次のようなさまざまな用語が使われている。

ADI (Acceptable Daily Intake：許容一日摂取量)

食品添加物などの場合に使われる。

TDI (Tolerable Daily Intake : 耐容一日摂取量)

ダイオキシン類などの場合に使われる。

RfD (Reference Dose : 参照量)

米国環境保護庁で使っている用語。

#### 4. 2. 2 遺伝毒性を示す場合

人の想定摂取量または暴露量におけるリスクを推定するため、いくつかの用量-反応曲線の推計モデルの手法がある。米国では、人が 10 万分の 1 あるいは 100 万分の 1 の確率で発がんすると思われる量を計算し、この確率は他の要因によるリスクと比べて低く受容しうる量という意味で、実質安全量 (VSD : Virtually Safe Dose) を提案した。同様に計算により単位量 ( $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ , あるいは  $1\mu\text{g}/\text{kg}$  体重) に暴露した場合のリスクの大きさを求め、ユニットリスクと呼んでいる。

他方カナダでは、動物実験または人集団の疫学調査における発がん率 5% に相当する物質の摂取量または濃度 (TD5) を推定し、この値で人の 1 日あたりの物質摂取量または暴露量の推定値を割り、暴露量/発がん強度比率 (EPI) を算定する方法が使われている。

#### 4. 3 暴露評価

有害影響が生ずるか否かは、暴露経路、暴露量 (単回か、連続か)、頻度と期間、生体内での吸収、分布、代謝、排泄の速度など、多くの要因により左右され、どのレベルでの暴露量を指すかにより、適用用量、体内用量、問題となる各臓器、組織あるいは体液に輸送される到達用量、さらに生物学的に作用する用量が区別される (図 4)。

環境化学物質の場合には、到達用量や生物学的作用量の測定値が得られず暴露濃度または潜在用量を用いることが多いが、種々の暴露媒体中の汚染物質濃度データから暴露経路毎の摂取量を推計するため標準的な摂取量係数が公表されている (表 1)。

PRTR で求められる数値は、各事業所からの排出量の集計結果であり、排出時期や排出継続時間がまちまちな推定値の総計になる。この値と、生物学的作用量、到達用量、潜在用量、暴露濃度との間には、非常に多くのステップがあるため、PRTR 推計値を用いて、人あるいは野生生物へのリスクを推定することはほとんど不可能

に近い。

国が集計公表する PRTR データは事業所からの排出総量の推計値なので環境への負荷量のひとつの目安を与えることになる。また環境に排出される化学物質量の推計値、物性、使用量、使用形態など各環境媒体への移動量を推計するデータを組み合わせ、環境中の分布を推定する環境動態モデルも幾つか開発されているが、モデルの前提となっている仮定（定常状態か非定常状態かなど）や、入手可能なデータの種類を良く理解して用いる必要がある<sup>2)</sup>。

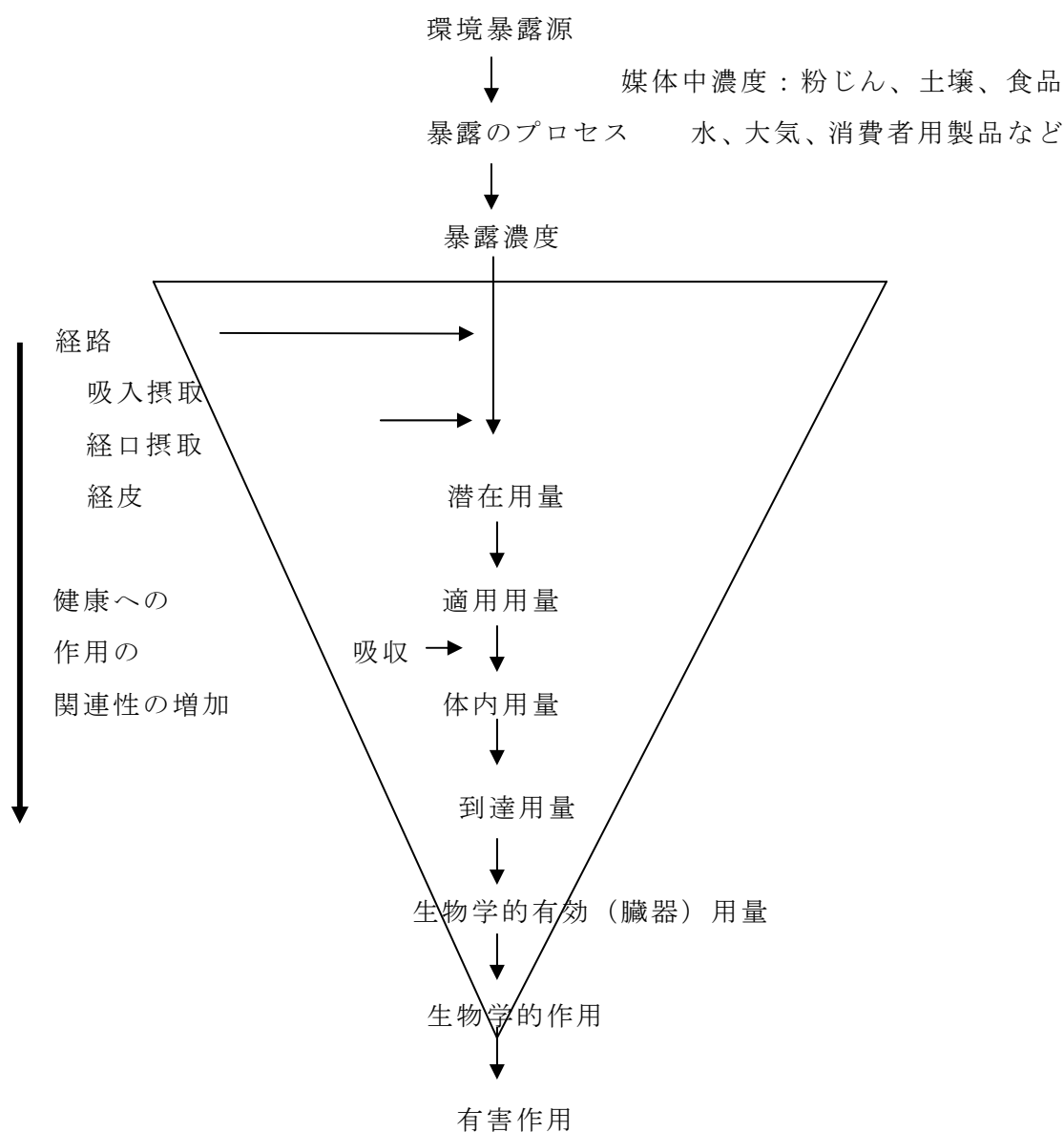


図4 環境健康における暴露の役割を示す模式図：文献1)より引用



表 1 環境省が用いている暴露係数の例（成人の場合）<sup>3)</sup>

環境媒体など	標準値
食品摂取量	2 kg/日
飲料水摂取量	2 L/日
空気吸入量	15 m <sup>3</sup> /日
体重	50 kg

#### 4. 4 リスクの総合判定

##### 4. 4. 1 健康影響リスクの判定

リスクの総合判定の目的は、暴露のレベルと有害影響の推定結果を総合して、リスクの性質とその起こりやすさについて定量的な結論と、その判断根拠の説明を提供することにある。すでに記したように ADI、VSD や MOS（後述）を計算により求めリスク管理の参考にする。さらに科学的推定における不確実性の原因をまとめてリスク推定の幅と確実さを明示し、リスクマネジメントの選択に際しての判断の根拠を提供する。

EU（欧州連合）では、実際的な見地から無毒性量（NOAEL）を暴露量で割って MOS（Margin of Safety）という値を得て、これが 100 以下の場合には何らかの対策を検討するという手法がとられている。

##### 4. 4. 2 生態影響リスクの判定

生態影響評価では予測環境中濃度（PEC：Predicted Environmental Concentration）を予測無影響濃度（PNEC：Predicted No-Effect Concentration）で割って得られた値を参考にして対策の必要性の有無を検討することが行われている。PNEC は生態系の食物連鎖を構成する 3 つのレベル（藻類、ミジンコ、魚）について、毒性データを集め、毒性データの種類（短期か長期かなど）、どの生物種のデータが入手可能かなどに応じて得られたデータに不確実性係数をかけて求める<sup>4)</sup>。ここでは詳細は省くが、OECD の環境・健康・安全に関するホームページ（参考リスト）を参照すると良い。

#### 5. リスク評価の国際的な経験の蓄積とリスク評価、PRTR 関連の参考資料

リスク評価は相当複雑なステップを経て行われるので、リスク評価手法について

の理解を深めることは大切であるが、十分な経験なしに、また特定分野の専門知識だけを基にリスク評価はなしえない。

国際機関や国において信頼性のある評価がなされている場合はその結果を利用すると良い。これらの多くは、出版物としても、またインターネット上（IPCS ホームページ、あるいは IPCS と国連機関の出版物をデータベースとしてインターネット上で提供している INCHEM ホームページ）からも、英語原文と翻訳を入手、あるいは見ることができる。

国立医薬品食品衛生研究所のホームページ（参考リスト参照）では、これらの他に MSDS や化学物質の安全性評価に関係した多くの情報をリンクして提供している。PRTR の原型である米国の TRI(Toxic Release Inventory)およびそれにリンクした毒性情報ネットワーク TOXNET も有用な情報を提供している（参考リスト参照）。PRTR 関連情報は環境省のホームページからも見ることができる（参考リスト参照）。

化学物質の安全性評価について 1950 年代より毒性評価手法、データの解析や科学的な評価結果の論理的、かつわかりやすい提示について、国際的な協力による経験が蓄積され、リスク評価手法が確立されてきた。IPCS（国際化学物質安全性計画：International Programme on Chemical Safety）は、1980 年に世界保健機関、国際労働機関、国連環境計画の共同事業として発足してから、化学物質、環境、健康に関係するその他の国際組織や各国と協力し国際的に信頼性の高い数多くの評価資料を作成、公表してきた（表 2）。

## 6. リスク管理

リスク評価、リスク管理、リスクコミュニケーションは次のような関係にある。以下は、文献 1)から加筆し、概略を記したものである。

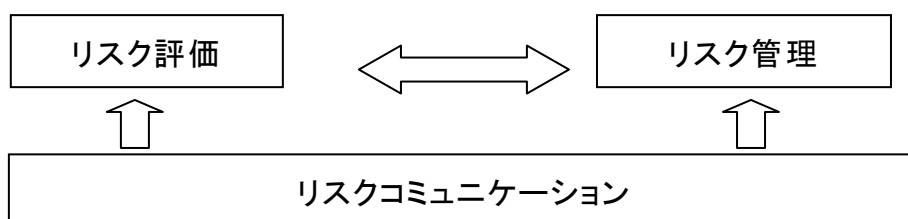


図 5 リスク評価、リスク管理、リスクコミュニケーションの関係

表2 化学物質の安全性評価に関係した IPCS の活動と成果の例

(文献5)より改変)

項目	活動あるいは出版物の名称	説明
化学物質 のリスク 評価	Concise International Chemical Assessment Document (CICAD)	1996年以来毎年、各国の信頼性が保証された 枠組みを通して評価された数十の化学物質につい て、各国の評価を参考にし新たな知見を加えて、 もっともクリティカルな影響を確認し、国際的なレ ベルでリスク評価を行った結果を簡潔にまとめて 出版している。
化学物質 安全性 レビュー	Environmental Health Criteria (EHC)	環境を経由して人の健康と環境中生物に影響を 及ぼす化学物質の安全性評価(2002年6月現在、 数百物質について約230巻)を行い、また評価手 法(25巻、表2参照)についてもまとめた。
残留農薬の安 全性評価	FAO/WHO Joint Meeting on Pesticide Residues (JMPR)	1965年以来、毎年20物質前後の安全性評価を行 い、現在まで見直しを含め約220農薬の許容一 日摂取量(ADI)と、残留基準値(MRL)を勧告 している。
食品添加物・ 汚染物と動物 用医薬品の安 全性評価	FAO/WHO Joint Expert Committee on Food Additives and Contaminants (JECFA)	1955年以来(動物用医薬品は1989年以来)毎 年30-40物質の安全性評価を行い、許容一日 摂取量(ADI)を勧告し国際食品規格(Codex Alimentarius)の資料を提供している。
飲料水質 指針の評価	WHO Guidelines for Drinking-Water Quality	世界保健機関欧州地域本部と共同で指針値を 検討し、微生物、化学物質、放射能汚染に分 けて1984年と1993年に基準を勧告している。

### 6. 1 リスク管理とは

リスク評価の結果から、健康に対して重大な脅威を及ぼさない暴露と、重大なリスクを及ぼす暴露を見分ける根拠が得られる。さらに評価結果により、暴露によりリスクがどのように変化するかが示される場合もあり、多種多様なリスク管理手法のうちどれを選択するかリスク管理者が判断するのを助け、限りある資源および資金を最も重要で解決可能な問題点に振り向けることを可能にする。しかしリスク評価結果は、健康および環境に関する政策決定の際に考慮すべき多くの事項の一つに過ぎない。

リスク管理は、問題となるリスクの除去または削減が必要か否かについて決定するために必要なすべての活動を含む。リスク管理の戦略、またはリスク管理の手法は、大きく、規制による管理、規制以外による管理、経済的な管理、勧告による管理、または技術的な管理に分類される。

最終的な政策を作りあげる際には、法的強制、政治的配慮、社会経済的価値、経費、実施の技術的な可能性、リスクを被る集団の人数、リスクの継続期間や程度、リスク比較などが考慮される。

## 6. 2 リスク評価との関係

リスクの判定は明確かつ透明で合理的であることが重要で、リスク管理者に対し、政策決定に必要で不可欠な科学的証拠と根拠を平易な言葉で示し、問題とする暴露シナリオのもとでの人の健康に対するリスクの推定値を与える。例えば以下の答えがリスク評価に期待される。

- 1) 推定暴露レベル、および暴露されと思われる人の推定人数
- 2) データ不足は常にありうるが、重大なデータの不足を埋められる新しい情報を提供できる研究は現在行われているか
- 3) リスク評価は外部の関係者により、批判的に検討されているか
- 4) 暴露の具体的な状況および問題となる集団についての暴露量は測定済みか
- 5) 暴露量は身体に対する実際の負荷と関連づけられるか
- 6) 特に感受性が高い部分集団（乳児、妊娠女性、子供、老人）を示すことが可能で影響の大きさの範囲に顕著な違いはあるのか
- 7) 主に影響を与えるパラメータは何か

## 6. 3 リスク管理において考慮すべきことから

リスク管理に関する政策は、社会経済的要因、政治的要因、およびリスク・ベネフィットに関する要因や、コスト・ベネフィットに関する要因を検討しつつ、個人・グループ・特定のヒト集団・および環境に対する影響の潜在的な可能性をベースに決定される。

リスク管理の結果として、多くの職業、新製品あるいは工業施設が創出されたり、脅威にさらされたり、保護される可能性がある。

### 6. 3. 1 社会的要因

“受入れ可能である”と考えられるリスクの実質的なレベルを決めるのは、化学物質またはプロセスのもたらす恩恵とその代替または除去の経費などの要因を考慮した上での、社会的および政治的判断であり、受け入れる健康状態を決定する際には生活様式の要因が重要となる。

都市廃棄物処理場、有害廃棄物処理場および有毒な廃棄物を生じる工場が存在する場所に近いかどうかで、“環境問題における公平”という言葉が使用されることがある。社会におけるリスクが不公平に分配されていると考えられるようになりつつあることに焦点を当て、“環境正義”という言葉の下に科学的証拠や政治的活動を求める動きがある。環境正義という概念は現在、国単位および国を超えた規制政策上の検討事項として取り上げられつつある。

### 6. 3. 2 個人リスクと集団リスク

個人リスクとは、特定の集団の誰かが特定の期間（1年間または生涯など）に、暴露によって健康に対する影響を受ける確率として定義される。特定の個人リスクがどの程度許容できるかはそのリスクに巻き込まれるグループの大きさにより異なるため、問題となるグループに属する者に対する個人リスクと、全集団の者に対する個人リスクを区別しておくことが重要である。個人リスクを考慮するのは、例えば発がん性のような閾値が存在しない影響（確率論的影響）が関わる場合、または確率論的影響以外の場合には既存の閾値より大きい暴露が関わる場合である。個人リスクを検討する場合に問題となる質問を以下に示す。

- ・ 最高リスクのヒトはどのレベルのリスクを被るのか？
- ・ 高度な感受性のある者を識別することは可能か？
- ・ 個人リスクの平均値はどのくらいか？
- ・ 具体的な暴露状況があるとして、ある個人が有害影響を被ることになる確率の推定値はどの程度か？

集団のリスクは、ある環境中における特定のグループがある期間（1年間または生涯など）に、ある有害物の暴露を受けて生じる有害な結果の確率である。集団中の小グループがリスク管理の重要なシナリオとして考えられる場合もある。個人が汚染物質に対して感度の高い応答をするようになる要因には、発育成長過程、既存の疾患、同様なメカニズムで作用する可能性のある特定の化合物、あるいは化合物群にすでに暴露されたことがあるか、栄養欠乏、喫煙および飲酒癖などがある。

集団内に有害物質に反応する者がいるという事態は常に起こり、どの社会でも資源は限られていることを前提として、社会の何パーセントがどのようにしても保護できない者であるかを考える。例えば特異体質による反応を示す小グループは、製

品についての適切な表示や情報提供によって保護することもできる。

### 6. 3. 3 比較リスク

比較するのに適切なバックグラウンドリスクが何かについては、明確な合意はない。自ら選択するリスクと強制的に受けるリスクとを比較するのは難しい一方で、最も高いリスクの源から生じる公衆衛生および環境に対するリスクが何かを考えるとという手法もある。リスク比較はもっとも重要な決定因子ではなく、リスクに関する意思決定の参考情報のうちの一つに過ぎない。

多くの人々は健康や福祉に対する各種の脅威を単に確率の問題として認知することはない。例えば喫煙やモーターバイクの運転など、個人の選択の自由であるようなリスクには、それほど深く関心を持たない傾向がある。しかし人々は、自分が管理できないようなリスクに関しては、それがかなり小さいとしても政府が注意を向けることを期待している。これらリスク認知の違いの問題はリスクコミュニケーションのテーマの中でより詳しく展開する。

### 6. 3. 4 経済的要因

OECDは“汚染者責任原則”(PPP: Polluter Pays Principle)の概念を支持している(我が国でも環境基本計画で基本的な考え方としている)。汚染者が放出量を削減するよう働きかけ、公平な商取引の慣行が維持されることを目標としているが、環境を改善するのに必要な費用を最終的には消費者が支払うことが認められている。OECD諸国で採用されている主な経済的手段には、課徴金、助成金、デポジット返金方式、市場創成整備や実施奨励金などがあり、さらに事故による汚染に対するPPP適用に関しては損害補償に経済原則と法的原則を結びつける勧告もある。これらを根拠づけるため、コスト・ベネフィット分析(a.規制で得られる金銭的便益と比べ規制にかかる費用を計量する。b.リスク/ベネフィット分析は、健康および環境へのリスクと比べて汚染をもたらす活動から得られる経済的便益を計量する。c. コスト-効果分析では規制が望まれている状況を受入れ、汚染物質排出基準のような所定の目標を達成するために費用の最も少ない解決法を決める)の手法が適用される。

## 6. 4 リスクマネジメントの手法

リスクの管理者は多くの時点で以下の手段を講ずることができる。

- a) リスクを発生させるプロセスを防止する
- b) 暴露量を削減または除去する
- c) 影響を変える
- d) 教育および広報により，認識または評価を変える
- e) 事後には損害を補償する

#### 6. 4. 1 リスクの削減

リスク削減の目標はさまざまである。技術に基づいたクライテリアには、“最適利用可能技術” (the best available technology : BAT) または “合理的に達成可能な限り低い” 放出量 (as low as reasonably achievable : ALARA) などがある。

#### 6. 4. 2 規制基準値

健康を保護する手段として規制基準値の設定による方法がある。健康に基づく暴露指針の例としては、1日あたりの許容摂取量 (ADI)、1日あたりの耐容摂取量 (TDI)、1週間あたりの暫定的耐容摂取量 (PTWI)、および健康に基づく最高許容濃度 (MAC) などがある。許容・耐容摂取量は、健康に対するリスクが認められることなく生涯にわたって摂取できる食品添加物、汚染物、残留農薬、動物用医薬品残留物などの量を体重あたりとして表示した数値である。

ADI という用語は一般的には食品添加物に使われるが、これは食品添加物が何らかの利益をもたらす性格があるため（したがって“許容できる”と考えられるため）である。TDI は一般的には望ましくない環境汚染物質に関係している。最高許容濃度 (MAC) とは、連続暴露でも有害性が認められることのない暴露媒体中の物質の時間重みづけ平均濃度、またはある濃度を超えると健康に対する有害作用が生じるような天井値のいずれかである。

多くの場合、健康ベースの指針はその他の要因（技術的、社会経済的、実行可能性、強制性）と共に考慮されて、農薬または動物用医薬品に関する最大残留基準 (MRL)、作業場における MAC、作業環境基準 (TLV)、大気や水質の環境基準、飲料水基準が設定される。

## 7. まとめ

PRTRの実施と情報公開の推進によって、これまでに比べてより多くの人が実際に環境中に排出される化学物質について関心を深め、データを入手しようと思えばできるようになったことは大きな前進といえる。しかし同時に実験室内での高濃度暴露による試験データと、人が実際に暴露されるかも知れない極めて低濃度での暴露条件でのギャップについて理解を深める必要がある。魚やミジンコのように環境水中で直接化学物質にさらされる野生生物と人の暴露条件は大きく違い、またさまざまな浮遊物質が含まれ物質を吸着してしまう環境水中の状況と水槽での実験とでは結果は大きく異なる可能性がある。

私たちの住んでいる町や村とそれを取りまく環境の実態に関心を持ち、またふだんの暮らしの中で私たちがどのような化学物質の使い方をして、またそれらによって今の社会と生活がどのように支えられているか、さらには、次の世代に引き継いでゆくべきものに思いを広げ、化学物質使用のリスクとベネフィットをそれぞれの立場から考え、話し合っってより良い方向を探ってゆくことが大切であろう。

## 8. 参考リスト

### 8. 1 文献

- 1) 関沢・花井・毛利監訳 (2001) 化学物質の健康リスク評価. 丸善 (関澤も協力して、IPCSでまとめた“Environmental Health Criteria” 211巻の訳である)
- 2) 吉田喜久雄(2002) 化学物質リスクアセスメントの基礎(4) 暴露アセスメント. 日本リスク研究学会誌、**13**(2)、p.61-66.
- 3) 環境省 (2002) 中央環境審議会環境保健部会化学物質評価専門委員会「環境リスク初期評価における暴露評価ガイドライン」
- 4) 高月峰夫 (2001) 化学物質リスクアセスメントの基礎(3) 生態影響リスクアセスメント. 日本リスク研究学会誌、**13**(1)、 p.51-57.
- 5) 関沢 純 (2000) 環境リスクの評価. 環境と測定技術、**27** (5)、 p.61-69.

.



## 8. 2 インターネット上の化学物質情報ホームページ

(他にもいくつかあるが、以下のサイトからリンクをたどることができる。ただしホームページの URL は時々変更されることがあるので注意を要する。)

IARC <http://www.iarc.fr>

INCHEM <http://www.inchem.org/>

環境省 <http://www.env.go.jp/chemi/prtr/risk0.html>

国立医薬品食品衛生研究所 <http://www.nihs.go.jp/hse/chemical/index.html>

OECD <http://www.oecd.org/ehs/>

TOXNET <http://toxnet.nlm.nih.gov/>

TRI <http://www.nlm.nih.gov/pubs/factsheets/trifacts.html>

02.3.29 版

一部修正