

# 微量化学物質の発がんリスクとその受容レベル

村 上 道 夫, 永 井 孝 志

水環境学会誌 第36巻 第9号 (2013)

pp. 322 ~ 326 別刷

公益社団法人 日本水環境学会

# 微量化学物質の発がんリスクとその受容レベル\*

村上 道夫 永井 孝志

## 1. はじめに

今回、微量化学物質のリスクをテーマに執筆依頼を受けた。水環境中の微量化学物質によるリスクには、ヒトへの健康影響と生物や生態系への影響に関するものがある。ヒトへの健康影響には、急性毒性、慢性毒性、発がん性、生殖発生毒性、内分泌かく乱作用が挙げられ、生物や生態系への影響には、(とくに水産上重要な)種の減少、特定種の絶滅や生物多様性の喪失といったリスクが挙げられる。

本稿では、とくにヒトへの発がんリスクについて言及する。ヒトへの発がんリスク評価とその管理では、目標とするリスクレベルあるいは受容リスクレベルを設定し、設定されたリスクレベルから対象物質の基準値を算定したり、対象物質の発がんリスクを定量的に算出して比較するというアプローチをとる。しかし、東京電力原子力発電所からの放射性物質の放出とそれともなう水道水と食品からの放射性物質の検出以来、発がんリスク管理の上で重要な判断材料である「受容リスクレベル」をどのように考えるべきか、整理する必要があると感じている。そこで、飲食物中の放射性物質の基準値の算定方法と環境分野と放射線防護分野の受容リスクレベルの歴史的経緯をレビューした上で、微量化学物質と放射性

物質の発がんリスクの実態と管理について言及する。

## 2. 飲食物中の放射性物質の基準について

2011年3月17日に飲食物中の放射性物質の暫定規制値が提示され、2012年4月1日に新基準値が施行された。暫定規制値の内、乳児向けの牛乳・乳製品に関するヨウ素131の値の根拠となったのが「コーデックス委員会のガイドライン」<sup>1,2)</sup>であり、それ以外の値は「原子力安全委員会の指標」<sup>3,4)</sup>によるものである(ただし、魚介類のヨウ素131の値は、当初は設定していなかったが、イカナゴからの検出を受け、2011年4月5日に野菜類と同じ値として設定された)。これらの値は、目標とする発がんリスクレベルに基づいて算定されたものではない。いずれも、1年間での被曝量(介入線量レベルまたは介入免除レベル)をもとに算定されている。飲食物中放射性物質濃度が放射性崩壊による物理学的半減期に従って減少する、汚染された食品を摂取する割合を設定する(例えば、原子力安全委員会の放射性セシウムの指標や新基準値では50%)など、様々な仮定のもとに算定された規制値・基準値だが、詳細は文献<sup>3-5)</sup>などを参照いただくとして、ここでは、目標として設定された1年間での被曝量について言及したい。

コーデックス委員会のガイドラインと新基準値では実効線量 $1\text{ mSv}\cdot\text{年}^{-1}$ が用いられている。原子力安全委員会の指標では、放射性ヨウ素について甲状腺等価線量 $50\text{ mSv}/\text{年}$ (実効線量で $2\text{ mSv}\cdot\text{年}^{-1}$ に相当)、放射性セシウムについては実効線量 $5\text{ mSv}\cdot\text{年}^{-1}$ (放射性ストロンチウムの寄与も含む)、プルトニウムおよび超ウラン元素のアルファ放出核種については実効線量 $5\text{ mSv}\cdot\text{年}^{-1}$ 、ウランについて実効線量 $5\text{ mSv}\cdot\text{年}^{-1}$ が用いられている。すなわち、放射性ヨウ素、放射性セシウム、放射性ストロンチウム、プルトニウムおよび超ウラン元素のアルファ放出核種、ウランをすべて合わせると実効線量 $17\text{ mSv}\cdot\text{年}^{-1}$ に相当することになる。ウラン、プルトニウムおよび超ウラン元素のアルファ放出核種による被曝量は非常に少ないためにそれらを無視したとしても、放射性ヨウ素、放射性セシウム、放射性ストロンチウムの合計値は、実効線量換算 $7\text{ mSv}\cdot\text{年}^{-1}$ となる。低被曝量でも線量と発がんリスクが直線的な関係があると仮定すると、国際放射線防護委員会(International Commission on Radiological Protection: ICRP)の名目リスク係数(がんの種類、非致死性発がんと致死性発がんの重篤度などを考慮して重みづけしたリスク係数)の $5.5 \times 10^{-2}/\text{Sv}^{(6)}$ より、実効線量 $7\text{ mSv}\cdot\text{年}^{-1}$ は $3.85 \times 10^{-4}$ の発がんリスクに相当することになる(このリスク係数は、広島・長崎の原爆によるヒトの発がんに関する疫学データをもとにしたものであり、また、同



Michio Murakami

平成18年 東京大学大学院工学系研究科都市工学専攻博士課程修了  
同年 科学技術振興機構研究員(東京農工大学大学院共生科学技術研究院環境有機地球化学研究室)  
19年 東京大学大学院工学系研究科リサーチフェロー  
20年 同大学総括プロジェクト機構「水の知」(サントリー)総括寄付講座特任助教  
23年 同特任講師  
25年 同大学生産技術研究所特任講師博士(工学)



Takashi Nagai

平成18年 筑波大学大学院博士課程生命環境科学研究科修了  
19年 (独)農業環境技術研究所博士(理学)

\* Cancer Risks from Micro-Chemicals and their Acceptable Levels

じ被曝量でも低線量・長時間の被曝による発がんリスクは高線量・短時間の被曝による発がんリスクの1/2になるという仮定(線量-線量率効果係数=2)が置かれている)。これは、1年間での被曝によって一生のうち起こりうる発がんリスクが $3.85 \times 10^{-4}$ という意味である。通常、水道や環境の分野では、目標とするリスクレベルとして一生の曝露で生涯発がんリスク $10^{-5}$ と設定されるが、1年間の被曝でその10倍以上のリスクに相当することになる。ただし、実際には、基準値の上限まで汚染された食品を50%も食べるというのはかなり安全側に立った偏った設定であり、実際に一般家庭で摂取された被曝量は、新基準値導入時に根拠とされた介入線量レベルの実効線量 $1 \text{ mSv} \cdot \text{年}^{-1}$ よりもはるかに低いことが様々な調査によって報告されている。例えば、出荷制限(2011年3月21日)以降の1年間での東京における飲食物由来の放射性ヨウ素と放射性セシウムの合計平均被曝量(実効線量換算)は、成人で $0.018 \text{ mSv} \cdot \text{年}^{-1}$ 、乳児で $0.048 \text{ mSv} \cdot \text{年}^{-1}$ という報告<sup>7,8)</sup>や2011年12月における陰膳調査による飲食物中の放射性セシウムによる実効線量は、福島県 $0.023 \text{ mSv} \cdot \text{年}^{-1}$ 、関東地方 $0.0025 \text{ mSv} \cdot \text{年}^{-1}$ (いずれも中央値)という報告である<sup>9)</sup>。

暫定規制値は事故後の緊急時を想定したものであるが、平時の被曝を想定したものととして、世界保健機構(World Health Organization: WHO)の飲料水水質ガイドラインがある。ここでは、すべての放射性物質の和として、実効線量 $0.1 \text{ mSv} \cdot \text{年}^{-1}$ を目標値(個人線量基準)としている。その理由として、①他の平均自然被曝量 $2.4 \text{ mSv} \cdot \text{年}^{-1}$ と比べて小さいこと、②年間発がんリスクが約 $5.5 \times 10^{-6}$ に相当する(第4版(2011年)の場合)、の2点が挙げられている<sup>10)</sup>。人の寿命を70年とすれば、これは、生涯発がんリスク $3.85 \times 10^{-4}$ に相当することになり、水道水中の遺伝毒性(遺伝子障害性)を有する発がん性化学物質の目標リスクレベルの $10^{-5}$ より1けた以上高い値が用いられている(ただし、遺伝毒性を有する発がん性化学物質の目標リスクレベルは $10^{-5}$ に限らず、状況によっては $10^{-4} \sim 10^{-6}$ でよいとし、現実的な濃度レベルや除去技術も考慮するとされる)。なお、2012年4月1日に施行された飲料水中の放射性セシウムに関する新基準値も、WHOのガイドラインに準拠している<sup>5)</sup>。

### 3. 受容リスクレベルの歴史的経緯

水道水質基準や環境基準が守られているとき、安全な水、安全な環境といったように社会的に判断される。国際的な安全規格である国際標準化機構/国際電気標準会議(International Organization for Standardization/International Electrotechnical Commission (ISO/IEC))のGuide 51によれば、「安全とは受け入れられないリスクのないこと(freedom from unacceptable risk)」とされる<sup>11)</sup>。すなわち、社会的に「受け入れられないリスク」が決められ、合意され、対象がその受け入れられないリスクより小さいときに、安全性を担保することができる。

日本において、目標とするリスクレベルが初めて言及されたのは、1996年である。1993年の水道水質基準値の改定にともなって、WHOの飲料水水質ガイドラインに準拠したため、実質的には生涯発がんリスク $10^{-5}$ の概

念を踏襲したことになるが、公式文書として明示されたのは、中央環境審議会「今後の有害大気汚染物質対策のあり方について」(中間答申,第二次答申)が初めてであった<sup>12)</sup>。そこでは、「閾値がない物質については、曝露量から予測される健康リスクが十分低い場合には実質的に安全とみなすことができるという考え方に基づいてリスクレベルを設定し、そのレベルに相当する環境目標値を定めることが適切である。(中略)…現段階においては、生涯リスクレベル $10^{-5}$ を当面の目標に、有害大気汚染物質対策に着手していくことが適当である。」とされている。なお、ここでは、目標とすべきリスクレベルはそのレベルまでの汚染を容認するのではなく、環境への負荷をできる限り低減することを旨として対策を講じていくべきであるとも強調されている。

ここでの議論は、中央環境審議会大気部会健康リスク総合専門委員会の「閾値のない物質に係る環境基準の設定等に当たってのリスクレベルについて」<sup>13)</sup>に記載されている。ここでは、目標とするべき健康リスクのレベルとして、①日常生活で遭遇するリスク、②諸外国における大気環境分野の目標リスクレベル、③大気環境分野以外の目標リスクレベル、④関係者からの意見聴取、の観点から検討されている。「①日常生活で遭遇するリスク」では、日本における事故などの死亡数と死亡率を算出したもので、交通事故の生涯死亡リスク $6.0 \times 10^{-3}$ から落雷の生涯死亡リスク $2.2 \times 10^{-6}$ までが提示されている。「②諸外国における大気環境分野の目標リスクレベル」では、米国、オランダ、スウェーデンなどの例から生涯発がんリスク $10^{-6} \sim 10^{-5}$ が提示されている。「③大気環境分野以外の目標リスクレベル」では、日本の農薬や食品添加物の分野では使用禁止(当時)、WHOの飲料水水質ガイドラインは $10^{-5}$ を用いるという考えが紹介されている。「④関係者からの意見聴取」の議論が興味深い。生活者、企業研究者、ジャーナリスト、地方公共団体職員などからの聴取を行ったもので、1)多くの物質によるリスクが存在することを考えると、 $10^{-5}$ が容認できるぎりぎりのレベルである、2)現状では $10^{-4}$ から出発し、必要があれば厳しくする、3)リスクはゼロにするという立場をとり、対策推進は国際動向に合わせる、4) $10^{-4}$ は大きすぎて、諸外国と比べて $10^{-6}$ が適当である、5)コストベネフィットを考慮し、容易に抑制できる物質は $10^{-5}$ で許す必要はなく、抑制が難しいものはコストを明らかにして国民の納得を得るべきだ、といった幅広い意見が挙げられている。最終的には①~④のすべてを勘案することで、「 $10^{-6}$ から $10^{-5}$ を目標にすることが考えられるが、現段階においては、生涯リスクレベル $10^{-5}$ を当面の目標に対策に着手するのが適当である」と結論付けられた。あくまで当面の目標と強調されている点にも注目したい。

環境分野での発がんリスク評価は、多様かつ多数の化学物質を管理し、トレードオフを考慮しながら総合的にリスクを低減する必要性から発展したもののだが、もともとの概念は放射線防護分野に端を発する。放射線防護分野のリスク概念の歴史的経緯については、文献<sup>14)</sup>が詳しい。まず、ICRP 1958年勧告において、1954年に旧ソ連(現ロシア)オブニンスクで世界初の原子力発電所の運転が開始したこともあり、医療以外の多くの分野で低

線量被曝も考慮する必要性が生じ、積算線量での制限が言及された<sup>15)</sup>。白血病の頻度は、積算線量に比例するという概念が導入され、これは事実上の直線仮説に当たる。1965年勧告では、低線量でも発がんなどのリスクがあると仮定に基づき、放射線作業者の最大許容線量は容認できるリスクレベルに対応する線量と認識された<sup>16)</sup>。1977年勧告では、職業被曝にともなう発がんリスク評価と容認できるリスクレベルが述べられている<sup>17)</sup>。原爆の疫学調査に基づいた発がんリスク係数が用いられ、線量限度 50 mSv・年<sup>-1</sup> (当時) の妥当性を発がんリスクの観点から裏付けを行っている。ここでは、容認できるリスクレベルとして、他の職業のリスクと比較する手法を用いており、例えば、製造業  $0.93 \times 10^{-4}$  (米国),  $1.1 \times 10^{-4}$  (英国), 建設業  $7.36 \times 10^{-4}$  (米国),  $1.46 \times 10^{-4}$  (英国) などといったデータから、高い安全水準の職業とは、職業上の危険による平均年間死亡率が  $10^{-4}$  を超えない職業としている<sup>17, 18)</sup>。1990年勧告では、①産業の安全水準は世界全体で一定でも一様でもない、②産業の死亡率は職業グループの平均値であるのに対し、線量限度は個人に適用される、③非致死性については扱われず、量的には死亡率のみに限定している、④社会が多種多様な産業に対して同じ安全基準を期待しているとは考えにくい、という問題点が挙げられるとともに、「死亡の生涯確率」「死亡による時間損失」「平均余命の損失」「死亡確率の発現年齢分布」「年齢別の死亡率の増加」といった指標が用いられた<sup>19, 20)</sup>。その上で、線量限度決定の上で、容認できるリスクレベルとして、英国学士院による受容リスクレベル<sup>21)</sup>が参考にされた。英国学士院のリスク評価では、①米国大統領の暗殺リスク年間  $2 \times 10^{-2}$  といった特殊な状況を除いて、自発的なスポーツ活動、プロのスタントといった危険な状況において、年間死亡リスクは  $3 \times 10^{-3} \sim 6 \times 10^{-3}$ 、②1～20歳 (男性) での全死因による年間死亡リスクは  $10^{-3}$  未満、③危険な職種 (採石、鉱山、建設など) の年間死亡リスクは  $1 \times 10^{-4} \sim 3 \times 10^{-4}$ 、④製造業では  $3 \times 10^{-5}$ 、といったデータを引き合いに、「年間死亡率  $10^{-2}$  は容認できないが、年間死亡率  $10^{-3}$  は、その個人が状況について認識し、リスクに匹敵する恩恵を受け、リスク低減のための手段が講じられているならば、全く容認できないとは言えない」と結論付けられた。さらに、管理者が無視できるリスクと見なせるのは、年間死亡率  $10^{-6}$  であると結論付けられている。年間死亡率  $10^{-6}$  は、生涯死亡リスクに換算すると概ね  $10^{-4}$  に相当する。環境基準や水道水質基準において目標とする生涯発がんリスク  $10^{-5}$  はそれよりもさらに1桁低い。単一物質ではなく、多数の物質を扱う必要があることに留意する必要がある。

以上のように、安全と見なすことができるリスクレベルは、歴史的に、職業上の死亡リスクや交通事故などの日常生活で遭遇する死亡リスクと比べられながら醸成されてきた。交通事故の死亡率と比べるアプローチは古くからあり、例えば、Rothschild は、交通事故の年間死亡率  $1.3 \times 10^{-4}$  (生涯死亡リスク  $9 \times 10^{-3}$  相当) を引き合いにリスク受容を議論している<sup>22)</sup>。一方、受容リスクレベルの参考とされてきたこれらの事故死亡率も、長年の間に変化してきている。日本の交通事故および製造業と建設業の事故による年間死亡率の推移<sup>23-27)</sup>を表1に

示す。ここでは、交通事故の年間死亡率は死亡者数を日本の人口で割ることで、労働時の事故は死亡者数を当該業種の労働者数で割ることで算出した。この30年間で、交通事故の死亡率は半減、労働時の事故の死亡率はそれ以上に減っている。とくに、1995年からの15年間の減少が顕著である。リスクの受容には、①自発的か能動的か、②リスクの原因行為が社会生活上重要あるいは必須か、③受容性を判断する人の年齢・性別・経験などの諸要因によって左右される、といった側面<sup>13)</sup>はあるものの、受容リスクレベルが交通事故や労働時の事故の死亡率と比べられながら提案されてきた経緯を考えれば、これらの死亡率の減少は、人々が受け入れられると考えるリスクレベルに変化をもたらしている可能性がある。

#### 4. 放射性物質および微量化学物質の発がんリスク

上述したように、受容リスクレベル算定の上での参考とされてきた事故死亡率は、近年、減少してきている。その一方で、1980年代後半ごろより、飲食物中に含まれる自然由来の発がん性物質が、人為的な発がん性物質と比べてはるかに大きなリスクがあることが指摘されてきた。とりわけ有名なものに、Ames試験の生みの親であるAmesらによる、食品中の発がん性物質の大半は自然由来であるという報告がある<sup>28)</sup>。近年でも、日本人の食生活として好まれる米やヒジキ中の無機ヒ素や炭水化物を含む食品を加熱することで生成されるアクリルアミドのリスクが高いことが指摘されてきた<sup>29-31)</sup>。ヒトを対象にした疫学調査では、ヒ素については、高曝露群の発がん率が高いという複数の報告があり、アクリルアミドについても限定的だが報告事例がある<sup>32, 33)</sup>。自然放射線についても、被曝量が高くても有意な発がん率の上昇は見られないという報告<sup>34)</sup>がある一方で、小児白血病の有意な増加をもたらすとの報告<sup>35)</sup>がある。なお、環境分野でリスク評価と管理を対象とするのは、疫学的にがんリスクの有意な増加が見られた物質だけではない。仮に疫学的なデータが十分になくても、不確実性があることを踏まえた上で、多種多様な物質を対象に、リ

表1 交通事故と労働時の事故による年間死亡率 ( $\times 10^{-5}$ )

	1980年	1995年	2010年
交通事故	11 <sup>a</sup>	12 <sup>a</sup>	5.6 <sup>a</sup>
労働時の事故			
製造業	5.1 <sup>b</sup>	2.9 <sup>c</sup>	2.1 <sup>c</sup>
建設業	24 <sup>b</sup>	15 <sup>c</sup>	8.9 <sup>c</sup>

<sup>a</sup>: 参考文献 23, 24)より算出, <sup>b</sup>: 参考文献 25), <sup>c</sup>: 参考文献 26, 27)より算出

表2 日本における放射性物質と微量化学物質の生涯発がんリスク ( $\times 10^{-5}$ )

項目	生涯発がんリスク(括弧内の数字は内訳)
自然放射線	810 <sup>a</sup>
食品	
無機ヒ素	皮膚 12, 肝臓 2.4, 肺 17 <sup>b</sup> (米:60%, ヒジキ:28%)
アクリルアミド	140 <sup>d</sup> (じゃがいも・加工品:54%, 和菓子:12%, コーヒー・ココア:10%, たまねぎ:9%)
水道水	2.2 <sup>f</sup> (ヒ素 44%, ジプロモクロロメタン 25%, プロモジクロロメタン 25%)

<sup>a</sup>: 参考文献 6, 36)より算出, <sup>b</sup>: 参考文献 29), <sup>c</sup>: 参考文献 30),

<sup>d</sup>: 参考文献 31, 37)より算出, <sup>e</sup>: 参考文献 31)より算出, <sup>f</sup>: 参考文献 38)

スク評価と管理を実施する。

表2に、自然放射線、食品中の無機ヒ素およびアクリルアミド、水道水中の発がん性物質（1,2-ジクロロエタン、1,3-ジクロロプロペン、ジクロロメタン、ヒ素、ベンゼン、四塩化炭素、クロロホルム、プロモジクロロメタン、ジプロモクロロメタン、プロモホルムの合計値）の発がんリスクを示す<sup>6, 29-31, 36-38</sup>。水道水の発がんリスク評価では、WHOの飲料水水質ガイドライン<sup>10</sup>や日本の水道水質基準値算定の根拠<sup>39</sup>において、遺伝毒性を有する発がん性物質ではないとされている物質も対象に発がんリスク評価を実施していることに注意が必要である。日本の自然放射線被曝は2.1 mSv・年<sup>-1</sup>であり<sup>36</sup>、70年積算でICRPのリスク係数 $5.5 \times 10^{-2}/\text{Sv}^{6}$ を乗じると、生涯発がんリスクは $8.1 \times 10^{-3}$ に相当する。日本人の食生活では、無機ヒ素の生涯発がんリスクは皮膚がん $1.2 \times 10^{-4}$ 、肝臓がん $2.4 \times 10^{-5}$ 、肺がん $1.7 \times 10^{-4}$ と推定されており、その大部分は米とひじきに由来するとされている<sup>29, 30</sup>。日本人の食品由来のアクリルアミドの摂取量は2.8 $\mu\text{g}/\text{kg}$  体重/日と推定されており<sup>31</sup>、生涯発がんリスクに換算すると $1.4 \times 10^{-3}$ に相当する。とりわけ、じゃがいも・加工品、和菓子、コーヒー・ココア、たまねぎからの寄与率が高い。一方、水道水中の生涯発がんリスク（幾何平均値）は $2.2 \times 10^{-5}$ であり、主にヒ素、ジプロモクロロメタン、プロモジクロロメタンに由来すると推定されている<sup>38</sup>。ただし、生涯発がんリスクは、当該物質によって引き起こされるがん罹患の確率を意味するものではなく、不確実性を考慮した上でリスクの上限値として算定されたものである。発がんリスク評価は、がん罹患患者数を推定することを目的としたものではなく、リスク管理するための手段だからである。また、とくに食品については、必須ミネラルや食物繊維、ビタミンなど、栄養の観点から評価することも重要であり（例えば、とくにひじきは食物繊維を豊富に含み、必須ミネラルを多く含むなど）、発がんリスクの高い食品を避ければ健康によいとも限らない。

ここで示した値は、公衆に対して一律として同じものではなく、地域や個人によって変動することにも注目したい。放射性物質は地域によって被曝量が異なることが知られており、公衆被曝の線量限度1 mSv・年<sup>-1</sup>は、被曝量の違いによる年齢別の死亡率の変化と地域間での自然放射線による被曝量（ただし、屋内におけるラドンによる被曝を除く）の変動の範囲から定められたものである<sup>19</sup>。すなわち、その意味で、1 mSv・年<sup>-1</sup>程度の変動があると考えれば、その生涯発がんリスクとして $3.85 \times 10^{-3}$ 程度の変動があることになる。また、食品中の摂取量は個人差があり、米・加工品、芋類の1日摂取量の相対標準偏差はそれぞれ56%、124%である（ただし、この数字は、調査1日間での被験者の摂取量のばらつきであり、生涯平均摂取量のばらつきとは異なる）<sup>40</sup>。自然放射線や食品中無機ヒ素やアクリルアミドの生涯発がんリスクは、地域や個人によって $10^{-3}$ から $10^{-4}$ レベル程度のばらつきがあり、人為的な化学物質の管理目標としての生涯発がんリスクレベル $10^{-5}$ よりもはるかに高い。

むろん、リスクが大きいものほど、対策の優先順位が高いというわけではないし、小さなリスクならば対策をする必要がないというわけでもない。自発的なリスクと

能動的なリスクではリスク受容が大きく異なる（例えば、能動的リスクは受動的リスクの1,000倍許容されるといった報告<sup>41</sup>など）、自然由来と人為由来の物質ではリスク受容度が異なる<sup>42</sup>、といったリスク認知の違いもあるし、リスクが大きいものほど効率的にリスク削減できるとは必ずしも限らないからである。そういう意味では、費用便益分析をもっと積極的に取り入れられる意義がある。日本では、2007年に交通事故の事例において支払意志額（Willingness-To-Pay: WTP）に基づいた確率的生命価値（Value of Statistical Life: VSL）が初めて公的文書に提示され<sup>43</sup>、行政機関の政策における規制影響分析の義務付けが始まったばかりであり、まだ歴史が浅い。ただし、費用便益分析によれば、環境対策には、病気予防や医療と比べて対策費用が2桁も高いことが知られている<sup>44</sup>。環境対策は非効率的である、という意見への反論として、①環境対策には人の命を助けるだけでなく、生態系の保護といった目的も含む、②環境対策における費用便益分析で実際に定量化されている健康影響はごく一部である（対象とされた物質以外にも未知の物質のリスク削減効果がある）、③病気予防や医療の費用対効果はよい成果ばかりが学術誌に掲載される傾向にある（パブリケーションバイアス）のに対し、環境分野では定量化できるものだけするという控えめな方法で行われるために費用が高めに算出される、といったものがある<sup>45</sup>。いずれも、本質的には、環境分野の対策で定量化されているリスク削減効果の便益は、すべての便益のごく一部を評価しているにすぎないとまとめられる。環境中には多数かつ未知の有害物質があるし、対策によって得られる便益もヒトの健康に関するもののみならず、生態系や次世代のための環境の保全といった側面がある。定量できない便益も含んだ総便益の中で定量的に評価できる便益がどのくらいか把握するというのは無理があるにしても、一つの化学物質に関する一部の影響のみを評価するのではなく、様々な化学物質やその他の因子のリスク削減にともなうヒトの健康改善、水産資源価値の向上、生態系保全など、包括的な便益評価が望まれるところである。また、我々は単に、リスクの小さい社会だけを目指しているのではない。身近な水環境や飲料水を誇りに思うような社会で暮らしたいと考えている。1990年代末の遺伝子組み換え作物論争に関する英国政府の報告書には「この論争は安全性に関するものではなく、どのような世界に生きたいと欲するかという、はるかに大きな問題に関するものである」とある<sup>46</sup>。我々はリスクの小さい社会と同時に、より文化的で心豊かな暮らしを実現する社会も目指す必要がある。つきつめれば、水環境中の微量化学物質のリスクをどのように管理すべきか、ということは、我々がどのような水環境や飲料水を求めているか、という価値観につながる問題なのである。

#### 参考文献

- 1) Codex alimentarius commission (2004) Joint FAO/WHO Food Standard programme.
- 2) Codex (2012) Codex general standard for contaminants and toxins in food and feed.
- 3) 原子力安全委員会 (1998) 飲食物摂取制限に関する指標について.
- 4) 須賀新一、市川龍資 (2000) 防災指針における飲食物摂取制限

- 指標の改定について, 保健物理, **35**, 449-466.
- 5) 薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会 (2011) 食品中の放射性物質に係る規格基準の設定について (案).
  - 6) ICRP (2007) The 2007 recommendations of the international commission on radiological protection, ICRP Publication 103, *Ann. ICRP*, **37** (2-4).
  - 7) Murakami, M., and Oki, T. (2012) Estimation of thyroid doses and health risks resulting from the intake of radioactive iodine in foods and drinking water by the citizens of Tokyo after the Fukushima nuclear accident, *Chemosphere*, **87**, 1355-1360.
  - 8) 国立大学法人東京大学, 独立行政法人科学技術振興機構 (2012) 飲食物由来の放射性ヨウ素およびセシウムによる東京都民への曝露量と発がんリスクの推定 <http://www.jst.go.jp/pr/announce/20120312/index.html> (2013年7月時点).
  - 9) Harada, K. H., Fujii, Y., Adachi, A., Tsukidate, A., Asai, F. and Koizumi, A. (2013) Dietary intake of radiocesium in adult residents in Fukushima prefecture and neighboring regions after the Fukushima nuclear power plant accident: 24-h food-duplicate survey in December 2011, *Environ. Sci. Technol.*, **47**, 2520-2526.
  - 10) WHO (2011) Guidelines for drinking-water quality, fourth edition.
  - 11) ISO, IEC (1999) ISO/IEC Guide 51 Safety aspects - guidelines for their inclusion in standards.
  - 12) 中央環境審議会 (1996) 今後の有害大気汚染物質対策のあり方について (第二次答申).
  - 13) 中央環境審議会大気部会健康リスク総合専門委員会 (1997) 閾値のない物質に係る環境基準の設定等に当たってのリスクレベルについて, 大気環境学会誌, 特別号, 1-8.
  - 14) 甲斐倫明 (2000) 種々の分野のリスク概念に関する歴史的経緯と最近の動向, 保健物理, **35**, 421-433.
  - 15) ICRP (1959) Recommendations of the ICRP, ICRP Publication 1. Pergamon Press, Oxford.
  - 16) ICRP (1966) Recommendations of the ICRP, ICRP Publication 9. Pergamon Press, Oxford.
  - 17) ICRP (1977) Recommendations of the ICRP, ICRP Publication 26, *Ann. ICRP*, **1** (3).
  - 18) ICRP (1977) Problems involved in developing an index of harm, ICRP Publication 27, *Ann. ICRP*, **1** (4).
  - 19) ICRP (1991) 1990 recommendations of the ICRP, ICRP Publication 60, *Ann. ICRP*, **21** (1-3).
  - 20) 草間朋子 [編] (1991) ICRP1990年勧告—その要点と考え方—, 日刊工業新聞社, 東京.
  - 21) The Royal Society (1983) Risk assessment: Report of a Royal Society study group. Royal Society, London.
  - 22) Rothschild, L. (1978) Risk, *The Listener*, **100**, 715-718.
  - 23) 総務省統計局, 人口推計, <http://www.stat.go.jp/data/jinsui/2.htm> (2013年7月時点).
  - 24) 厚生労働省, 人口動態調査, <http://www.mhlw.go.jp/toukei/list/81-1.html> (2013年7月時点).
  - 25) 岩崎民子, 市川雅教, 武田篤彦, 小林定喜 (1986) 日本における労働災害のリスク I. 業種別・年齢階級別死亡の経年変化, 保健物理, **21**, 145-154.
  - 26) 厚生労働省, 労働災害統計, <http://anzeninfo.mhlw.go.jp/user/anzen/tok/anst00.htm> (2013年7月時点).
  - 27) 総務省統計局, 労働力調査長期時系列データ, <http://www.stat.go.jp/data/roudou/longtime/03roudou.htm> (2013年7月時点).
  - 28) Ames, B., N., Magaw, R. and Gold, L. S. (1987) Ranking possible carcinogenic hazards, *Science*, **236** (4799), 271-280.
  - 29) Oguri, T., Yoshinaga, J., Tao, H. and Nakazato, T. (2012) Daily intake of inorganic arsenic and some organic arsenic species of Japanese subjects, *Food Chem. Toxicol.*, **50**, 2663-2667.
  - 30) Oguri, T., Yoshinaga, J., Tao, H. and Nakazato, T. (2013) Inorganic arsenic in Japanese diet—daily intake and source, *Arc. Environ. Contam. Toxicol.*, in press.
  - 31) 独立行政法人製品評価技術基盤機構, 財団法人化学物質評価研究機構 (2007) 化学物質の初期リスク評価書 Ver.1.0 No.35 アクリルアミド.
  - 32) WHO (2011) Evaluation of certain contaminants in food, Seventy-second report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, WHO technical report studies 959.
  - 33) Hogervorst, J. G., Schouten, L. J., Konings, E. J., Goldbohm, R. A. and van den Brandt, P. A. (2007) A prospective study of dietary acrylamide intake and the risk of endometrial, ovarian, and breast cancer, *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev.*, **16**, 2304-2313.
  - 34) Nair, R. R., Rajan, B., Akiba, S., Jayalekshmi, P., Nair, M. K., Gangadharan, P., Koga, T., Morishima, H., Nakamura, S. and Sugahara, T. (2009) Background radiation and cancer incidence in Kerala, India—Karanagappally cohort study, *Health Phys.*, **96**, 55-66.
  - 35) Kendall, G. M., Little, M. P., Wakeford, R., Bunch, K. J., Miles, J. C. H., Vincent, T. J., Meara, J. R. and Murphy, M. F. G. (2013) A record-based case-control study of natural background radiation and the incidence of childhood leukaemia and other cancers in Great Britain during 1980-2006, *Leukemia*, **27**, 3-9.
  - 36) 生活環境放射線編集委員会 (2011) 新版 生活環境放射線 (国民線量の算定), 公益財団法人原子力安全研究協会.
  - 37) USEPA, Integrated Risk Information System (IRIS), <http://www.epa.gov/iris/> (2013年7月時点).
  - 38) 門田絵美, 近藤良美, 大野浩一, 亀井翼, 眞柄泰基 (2005) 水道水における市町村ごとの発がんリスクの推定及び原水・浄水の比較評価, 衛生工学シンポジウム論文集, **13**, 179-182.
  - 39) 厚生労働省, 水質基準 (案) 根拠資料一覧, <http://www.mhlw.go.jp/topics/bukyoku/kenkou/suido/kijun/konkyo.html> (2013年7月時点).
  - 40) 厚生労働省, 平成22年国民健康・栄養調査報告, <http://www.mhlw.go.jp/bunya/kenkou/eiyou/h22-houkoku.html> (2013年7月時点).
  - 41) Starr, C. (1969) Social benefit versus technological risk: What is our society willing to pay for safety?, *Science*, **165**, 1232-1238.
  - 42) Fife-Schaw, C. and Rowe, G. (1996) Public perceptions of everyday food hazards: A psychometric study, *Risk Analysis*, **16**, 487-500.
  - 43) 内閣府 (2007) 交通事故の被害・損失の経済的分析に関する調査研究報告書.
  - 44) Kishimoto, A., Oka, T. and Nakanishi, J. (2003) The cost-effectiveness of life-saving interventions in Japan Do chemical regulations cost too much?, *Chemosphere*, **53**, 291-299.
  - 45) 東海明宏, 岸本充生, 蒲生昌志 (2009) 環境リスク評価論, 大阪大学出版会, 大阪.
  - 46) Select Committee on Science and Technology (2000) Science and technology: Third report. House of Lords.