

The TDI approach may be considered most appropriate for derivation of a guideline value, based on the available metabolic and toxicological information. For non-cancer endpoints, a TDI of 2 µg/kg BW/day has been calculated by applying an uncertainty factor of 100 (inter- and intra-species variation) to the NOAEL of 0.2 mg/kg BW/day derived from a long-term feeding study in rats (Kociba et al., 1977) and the maternal toxicity in the reproductive study (Schwetz et al., 1977). As for the cancer endpoint, a TDI of 2 µg/kg BW/day has been calculated by applying an uncertainty factor of 1,000 (100 for inter- and intra-species variation, 10 for the limited evidence of carcinogenicity (renal tumors) and the genotoxicity of some metabolites) to the NOAEL of 2 mg/kg BW/day in a long-term feeding study of rats (Kociba et al., 1977). The guideline value based on 10 % allocation to drinking water is 6 µg/L from the TDI for both non-cancer and cancer endpoints.

## Reference

- Berndt WO, Mehendale HM. Effects of hexachlorobutadiene (HCB) on renal function and renal organic ion transport in the rat. Toxicology, 14: 55 – 65, 1979.
- Birmer G. et al. Sex differences in hexachlorobutadiene biotransformation and nephrotoxicity. Toxicol. Appl. Pharmacol., 132: 203 - 212, 1995.
- Davis ME, Berndt WO, Mehendale HM. Disposition and nephrotoxicity of hexachloro-1,3-butadiene. Toxicology, 16: 179 - 191, 1980.
- Dekant W et al. Bacterial beta-lyase mediated cleavage and mutagenicity of cysteine conjugates derived from the nephrocarcinogenic alkenes, trichloroethylene, tetrachloroethylene and hexachlorobutadiene. Chem. Biol. Interactions, 60: 31-45, 1986.
- Dekant W et al. Enzymatic conjugation of hexachloro-1,3-butadiene in mice with glutathione: Formation of 1-(glutathione-S-yl)-1,2,3,4,4-pentachlorobuta-1,3-diene and 1,4-bis(glutathione-S-yl)-1,2,3,4-tetrachlorobuta-1,3-diene. Drug Metab. Disp., 16: 701-706, 1988a.
- Dekant W et al. Thioacylating agents as ultimate intermediates in the beta-lyase catalysed metabolism of S-(pentachlorobutadienyl)-L-cysteine. Chem. Biol. Interactions, 67: 139 - 148, 1988b.
- Dekant W. et al. Metabolism of hexachloro-1,3-butadiene in mice : in vivo and in vitro Evidence for activation by glutathione conjugation. Xenobiotica, 18: 803 - 816, 1988c.
- DeMeester et al. Mutagenic activity of butadiene, hexachlorobutadiene and isoprene. In: Industrial environment xenobiotics. Proc. Intl. Conf., 195-203, 1981.
- Driscoll TR et al. Concentrations of individual serum or plasma bile acids in workers exposed to chlorinated aliphatic hydrocarbons. Br. J. Ind. Med., 49: 700–705, 1992.
- Duprat P, Gradiski D. Percutaneous toxicity of hexachlorobutadiene. Acta Pharmacol. Toxicol., 43:

- 346 - 353, 1978.
- Galloway SM et al. Chromosome aberrations and sister chromatid exchanges in Chinese hamster ovary cells: Evaluations of 108 chemicals. Environ. Mol. Mutag., 10 (Suppl. 10): 1-175, 1987.
- German IV. Level of chromosome aberrations in workers coming in contact with hexachlorobutadiene during production. Gig. Tr. Prof. Zabol., 5: 57-59, 1986.
- Green T et al. The renal metabolism of a glutathione conjugate of the carcinogen hexachloro-1,3-butadiene: evidence for the formation of a mutagenic metabolite in the rat kidney. In: Extrahepatic drug metabolism and chemical carcinogenesis. New York, NY., Elsevier Science Publishers, pp. 623-624, 1983.
- Harleman JH, Seinen W. Short-term toxicity and reproduction studies in rats with hexachloro-(1,3)-butadiene. Toxicol Appl. Pharmacol., 47: 1-14, 1979.
- Harris SJ, Bond GP, Niemeier RW. The effect of 2-nitropropane, naphthalene and hexachlorobutadiene on fetal rat development. Toxicol. Appl. Pharmacol., 48: A35. 1979.
- International Agency for Research on Cancer (IARC). Some Chemicals that Cause Tumours of the Kidney or the Urinary Bladder in Rodents and Some Other Substances. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Man, Volume 73: Lyon, pp. 277-294, 1999.
- Hook JB, Ishmael J, Lock EA. Nephrotoxicity of hexachloro-1,3-butadiene in the rat: The effects of age, sex and strain. Toxicol. Appl. Pharmacol., 67: 122 - 131, 1983a.
- Hook JB, Ishmael J, Lock EA. Nephrotoxicity of hexachloro-1,3-butadiene in the rat: Studies of organic anion and cation transport in renal slices and the effect of monooxygenase inducers. Toxicol. Appl. Pharmacol., 65: 373 - 382, 1983b.
- Ishmael J, Lock EA. Nephrotoxicity of hexachlorobutadiene and its glutathione-derived conjugates. Toxicol. Pathol., 14: 258 - 262, 1986.
- Jacobs A et al. Accumulation of noxious chlorinated substances from Rhine river water in fatty tissue of rat. Vom Wasser, 43, 1974.
- Jaffe DR et al. In Vivo and in Vitro nephrotoxicity of the cysteine conjugate of hexachlorobutadiene. J. Toxicol. Environ. Health., 11: 857 - 867, 1983.
- Jones TW et al. The mechanism of pentachlorobutadienyl-glutathione nephrotoxicity studied with isolated rat: Renal epithelial cells. Arch. Biochem. Biophys., 251: 504 - 513, 1986.
- Kirby GM, Bach PH. Enhanced hexachloro-1:3-butadiene nephrotoxicity in rats with a preexisting adriamycin-induced nephrotic syndrome. Toxicol. Pathol., 23: 303 - 312, 1995.
- Kociba RJ et al. Results of a two-year chronic toxicity study with hexachlorobutadiene in rats. J. Am. Ind. Hyg. Assoc., 38: 589 - 602, 1977.
- Krasniuk EP et al. Health condition of vine-growers contacting with fumigants hexachlorobutadiene and polychlorbutan-80. Vrach. Delo., 7: 111-115, 1969.

- Kuo CH, Hook JB. Effects of age and sex on hexachloro-1,3-butadiene toxicity in the Fischer 344 rat. Life Sci., 33: 517 - 523, 1983.
- Nakagawa Y et al. Effect of hexachloro-1,3-butadiene on renal carcinogenesis in male rats pretreated with N-ethyl-N-hydroxyethylnitrosamine. Toxicol. Pathol., 26: 361-366, 1998.
- Nash JA et al. The metabolism and disposition of hexachloro-1:3-butadiene in the rat and its relevance to nephrotoxicity. Toxicol. Appl. Pharmacol., 73: 124-37, 1984.
- Pähler A et al. Binding of hexachlorobutadiene to  $\alpha_2$ -globulin and its role in nephrotoxicity in rats. Toxicol. Appl. Pharmacol., 147: 372 - 380, 1997.
- Payan JP et al. Biliary excretion of hexachloro-1,3-butadiene and its relevance to tissue uptake and renal excretion in male rats. J. Appl. Toxicol., 11: 437-442, 1991.
- Pratt IS, Lock EA. Deacetylation and further metabolism of the mercapturic acid of hexachloro-1,3-butadiene by rat kidney cytosol in vitro. Arch. Toxicol., 62: 341 - 345, 1988.
- Reichert D et al. Mutagenicity of dichloroacetylene and its degradation products trichloroacetyl chloride, trichloroacryloyl chloride and hexachlorobutadiene. Mutation Res., 117: 21-29, 1983.
- Reichert D, Neudecker T, Schütz S. Mutagenicity of hexachlorobutadiene, perchlorobutenoic acid and perchlorobutenoic acid chloride. Mutation Res., 137: 89-93, 1984.
- Reichert D, Schutz S, Metzler M. Excretion pattern and metabolism of hexachlorobutadiene in rats. Biochem. Pharmacol., 34: 499 - 505, 1985.
- Roldán-Arjona et al. An association between mutagenicity of the Ara test of Salmonella typhimurium and carcinogenicity in rodents for 16 halogenated aliphatic hydrocarbons. Mutagenesis, 6: 199-205, 1991.
- Saillenfait AM et al. Inhalation teratology study on hexachloro-1,3-butadiene in rats. Toxicol. Lett., 47: 235-240, 1989.
- Schrenk D, Dekant W, Henscheler D. Metabolism and excretion of S-conjugates derived from hexachlorobutadiene in the isolated perfused rat kidney. Mol. Pharmacol., 34: 407 - 412, 1988.
- Schwetz BA et al. Results of a reproduction study in rats fed diets containing hexachlorobutadiene. Toxicol. Appl. Pharmacol., 42: 387-398, 1977.
- Theiss JC et al. Tests for carcinogenicity of organic contaminants of united states drinking waters by pulmonary tumor response in strain a mice. Cancer Res., 37: 2717-2720, 1977.
- Van Duuren BL et al. Carcinogenicity of halogenated olefinic and aliphatic hydrocarbons in mice. J. Natl. Cancer Inst., 63: 1433-1439, 1979.
- Werner M, Birmer G, Dekant W. The role of cytochrome P4503A1/2 in the sex specific sulfoxidation of the hexachlorobutadiene metabolite, N-acetyl-S-(pentachlorobutadienyl)-L-cysteine in rats. Drug Metab. Disp., 23: 861-868, 1995.
- Wolf CR et al. Role of microsomal and cytosolic glutathione S-transferases in the conjugation of

hexachloro-1,3-butadiene and its possible relevance to toxicity. J. Pharm. Exp. Ther., 228: 202-208, 1984.

Woodruff RC et al. Chemical mutagenesis testing in *Drosophila*. V. Results of 53 coded compounds tested for the National Toxicology Program. Environ. Mutag., 7: 677-702, 1985.

## Ⅱ. 水道水のリスクマネジメント分科会報告

### 1. 水道水質に関わる健康リスクの発生構造等に関する考察

国立公衆衛生院水道工学部 国包章一

#### 1. 1 はじめに

水道水の衛生学的な安全性を高めるためには、水道水質に関わる健康リスクをできるだけ小さくすることが必要である。このような健康リスクにはいくつかの要因が関係している。

そこで、以下では、水道水質に関わる健康リスクの発生構造などにつき、わが国における水道の現状に即して述べることにする。

#### 1. 2 健康リスクの発生に関わる要因

水道水に起因する健康リスクの発生に関連する要因としては、次のようなことが上げられる。

- 1) 汚染物質の種類
- 2) 汚染の発生形態
- 3) 水道の規模
- 4) 水道施設とその運転管理状況
- 5) 給水装置と水道水の使い方

以下、それぞれについて具体的に考えてみよう。

まず、汚染物質の種類としては、有害化学物質と病原微生物の2つに大きく分けることができる。後で述べるように、これらのいずれによるものかによって、リスクの発生構造などは異なる。

汚染の発生形態としては、定常的なものと突発的なものに分けることができる。このうち突発的な汚染は、原水水質汚染事故や給水管の誤接合などに伴って発生する。わが国における水道水質管理の現状に照らして見た場合、定常的な汚染よりも突発的な汚染を重視すべきであると考えられる。このような区別に基づくリスクの発生構造の違いについても後で詳しく述べる。

水道の規模や、水道施設とその運転管理状況も重要な要因である。大規模水道と小規模水道で、水道水が健康影響を有する程度の同一レベルの汚染を受けた場合を比較すると、その影響は大規模水道の方が小規模水道よりも明らかに大きい。しかしながら、一般に、大規模水道では高度浄水設備を有している場合が多く、しかも水質管理がより行き届いているので、その分だけ健康リスクの発生確率は低くなると考えられる。

さらに、水道水の汚染に直接関連する要因として、給水装置と水道水の使い方が上げられる。給水装置の構造や材質に起因して水道水が汚染されることは、一般に考えられることである。また、受水槽や浄水器などを使用している場合に、その管理が行き届いていなければ水道水が汚染されることがある。

### 1. 3 水道水の定常的汚染による健康リスクの発生

水道水の汚染を定常的なものと突発的なものとに明確に分けることは困難であるが、ここでは一応、自然的・社会的条件の変動に左右されず常に存在するものを定常的と考えることにして、まず定常的な汚染の原因について考察してみよう。

水道水中の汚染物質の由来は、以下のように分類することができる。

- 1) 水道原水の汚染
- 2) 浄水処理における汚染物質の付加又は生成  
浄水薬品とその不純物、消毒副生成物など
- 3) 給配水過程における汚染物質の付加又は生成  
資機材からの溶出、生物再増殖など

次に、健康リスクをもたらす水道水の定常的汚染は、以下のような場合に分けて考えることができる。

- 1) 未規制の有害化学物質や病原微生物による汚染
- 2) 発がん性のない有害化学物質による基準を上回る汚染
- 3) 発がん性のある有害化学物質による汚染

このうち1)に関しては、内分泌攪乱化学物質や、クリプトスポリジウム、ジアルジアなどの耐塩素性病原微生物による汚染が代表的な例として上げられる。未規制の有害化学物質による汚染に伴う健康リスクを定量的に評価することは困難であるが、水道の水質基準などは、健康リスクが高いと考えられる有害化学物質から優先的に定められていることを考慮すれば、これらによる健康リスクが直ちに問題とすべき程度に高いとは考えられない。また、クリプトスポリジウムなどによる汚染に伴う健康リスクは、これらによる原水の汚染が通常は概して低レベルであること、浄水処理における濁度管理がほぼ満足に行われていることなどから、突発的な原水汚染事故などが無い限り特に問題とはならない。なお、水道の水質基準などでは病原微生物に関する規制はないが、衛生上の措置として塩素消毒が義務付けられていることから、耐塩素性のない病原微生物はこの際特に考慮する必要はない。

2)に関しては、水道の水質基準などが、食品など他の媒体からの摂取量を含めた全摂取量を考慮して定められていることから、一時的に基準を少し超えたとしてもそのこと自体は特に問題ではない。それよりも、食品など他の媒体からの摂取量を含めた全摂取量が、定常的に最大無作用量（NOAEL）を超えるかどうかの問題である。しかし、現実には、基準を大幅に超える濃度の有害化学物質を含む水道水が、長期にわたって定常的に供給されることはまずありえない。

3)に関しては、水質基準などによって規制されている有害化学物質による汚染と、そうでない有害化学物質による汚染とがある。発がん物質に関しては、健康リスクが濃度レベルと直接関係すると考えられるので、その影響は一般に無視できないが、これらのうち前者については、上でも述べたとおり基準を大幅に超える濃度の水道水が、長期にわたって定常的に供給されることはまずありえない。また、後者についても、健康リスクが高いと考えられる物質から優先的に基準などが定められていることを考慮すれば、これらによる健康リスクが直ちに問題とすべき程度に高いとは考えられない。

## 1. 4 水道水の突発的汚染による健康リスクの発生

上で見てきたように、水道水の汚染に伴う健康リスクは、定常的な汚染を想定する限り重大な問題となることは考えられない。これに対して、突発的な汚染を想定した場合、特に病原微生物に関わる健康リスクは相対的に見て重大であると思われる。そこで、以下では水道水の突発的な汚染の原因などにつき考察する。

水道水中の汚染物質の由来についてはすでに述べたとおりである。これに基づけば、水道水の突発的な汚染の形態としては次のようなことが上げられる。

- 1) 浄水処理に不備がある場合における水道原水の突発的な汚染
- 2) 給配水過程などにおける水道水の突発的な汚染

さらに、水道原水の突発的な汚染の原因としては、以下のようなことが考えられる。

- 1) 排水などの流出・漏洩
- 2) 降雨による地表面流出や河床泥のフラッシュアウト

そこで、まず有害化学物質による水道原水の突発的な汚染について考えてみると、排水などの流出・漏洩に該当するものとしては、以前のライン川における農薬流出事故や、昨年のドナウ川におけるシアン流出事故などが代表的な例として上げられる。有害化学物質を多量に含む工場排水などが故意に流されることも、水道としては考慮に入れておかなければならない。また、降雨流出などに該当するものとしては、豪雨時における銅鉱さい処分場からのヒ素の流出などがその例として上げられる。

次に、病原微生物による水道原水の突発的な汚染について考えてみると、排水などの流出・漏洩に該当するものとしては、故意による場合を含めた家畜排泄物の流出による汚染や、下水放流水の高レベルの汚染などが例として上げられる。また、降雨流出などに該当するものとしては、牧場からのクリプトスポリジウムの流出などが例として上げられる。

以上のような水道原水の突発的な汚染事故は、表流水を水源とする場合においては避け得ないものであるり、特に下流域から取水している場合においてはその可能性がより高くなると考えなければならない。このような場合に、突発的な原水汚染に際して取水停止などの措置を適切に行わなかったり、あるいは浄水処理などの操作に不備があれば、重大な健康影響をもたらされることになる。この点に関して、クリプトスポリジウムによる過去の多くの汚染事例は典型的なものと言える。有害化学物質の場合には、その物質が急性毒性をもたらすようなものであるかどうか重要なポイントとなるが、浄水処理が適切に行われている限りは、直ちに健康影響に結びつくような事態の発生は想定しにくい。

さらに、水道原水でなく水道水そのものが給配水過程において突発的な汚染を受けることも、考慮に入れておかななくてはならない。これらは、以下のように分類することができる。

- 1) 故意による水道施設への毒物の投入
- 2) 給水管と排水管などとの誤接合
- 3) 受水槽などへの汚染水の流入
- 4) 給配水管における負圧発生などによる汚染水の流入

これらの事態は通常では考えにくいことであるが、全く可能性がないわけではない。給配水過程における水道水の突発的な汚染事故は、その影響が直接的であるだけに重大な健

健康リスクにつながるおそれがある。

## 1. 5 おわりに

水道水に起因する健康リスクの発生構造などについて、わが国における水道の現状を念頭に考察を試みた。この結果、定常的な汚染よりは突発的な汚染が問題であること、有害化学物質よりは病原微生物が問題であることなどが考えられた。



## 2. 消毒副生成物のリスク管理—トレードオフからリスク制御へ—

国立公衆衛生院水道工学部 浅見 真理

国立公衆衛生院水道工学部 相澤 貴子

### 2. 1 リスクの類型化

多種多様な水道水質に関するリスクを解析するには、まず水道水質に関するリスクを3つの側面から類型化する。まず、頻度の観点から、突発性の高いリスク（Accidental Risk）と恒常性の高いリスク（Conceivable Risk）とがある。水質事故や誤接続による水質の急激な悪化は、突発性の高い事象としてとらえられるが、恒常的な水質汚染は恒常性の高い事象に相当する。図-1に例を示す。

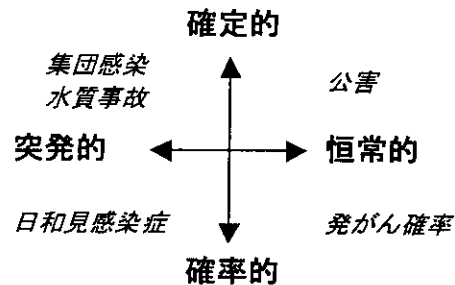


図-1 飲料水水質に関連するリスク  
—頻度と確実性による分類—

次に、確実性の観点から考えると、重篤度や濃度が高く明らかに多数の被害がでるような場合（確定的、Deterministic）は、確実に事象を認識することができ、パニックを起こしやすいが、微量化学物質や消毒副生成物に関するリスクは潜在的であり、低い確率（確率的、Stochastic）で起こるため事象の認識が困難である。特に、発ガン性や内分泌攪乱作用などは顕在化するまで長い時間が必要であり、因果関係の実証が大変困難である。このように、飲料水水質は多様な性質のリスクの制御が求められていること、特に確定的な影響は、優先的に防止策をとるべきことを考慮しなければならない。

三つ目に、原因別に水道システムの不全に起因する内因性のリスクと不可抗力的な環境変化等による外因性のリスクとに分類できる。外因性の突発的なリスクとして挙げられる「水質事故」は、「水質事故を水道事業者が通常予測できない水道水（水道原水）の水質変化により水道水が水質基準を超過する等水道水を供給するに当たって水質に問題が生じること」と定義すると、平成10年度に被害を受けた事業体数は、69であり、全水道事業体数の約0.4%に当たる。水源別では、全70件中、表流水が44件を占めており、原因物質としては油類の流出事故が多い。この水質事故は、水道事業（用水供給、専用水道を含む）のうち、給水停止または給水制限、取水停止または取水制限、特殊薬品（粉末活性炭等）の注入のいずれかの対応措置を行ったもので厚生省に報告があったものの集計であり、実際にはこれ以上の小さな水質事故が水道原水の脅威となっている。我が国の河川は急峻で、滞留時間が短いため、汚染物質が取水口に到達するまで数時間もなく、一刻の猶予もならない対応を迫られる場合も多い。また、豪雨などによる濁度の急激な上昇や農繁期の農薬の流入、水源域の排水処理場の稼働などへの対応が水道事業者の水質管理の難度を高くしている。

このような水質変化に対しては、厚生省の指導による水質汚染事故に係わる危機管理実施要項の策定や自動水質計器の活用が図られている。大規模な浄水場では、水質モニタリング結果のフィードフォワード対応や多段的に汚染物質をくい止めるプロセスの組み合わせとしてマルチプルバリアーの構築が行われている。前者は、突発的な水質変化に対するピークカット的な対応であり、後者は恒常的にシステムを安全側に構築するセーフティガード的な対応と位置づけられる。

## 2. 2 水系感染症の実態

水系感染症によるリスクについては、この15年間で約3万人が影響を受けており<sup>2)</sup>、単純計算では $1.7 \times 10^{-5}$ （発症人口/年）に相当する。我が国の水系感染症に関するデータは非常に限られており、全ての水系感染症が把握されているわけではないが、この値は、水系感染症の発症リスクとしてWHO、EPAが目標としている $10^{-4}$ に比べ、水系感染症によるリスクが低レベルで維持されている結果と見ることができよう。

これらの感染症の事例は、ほとんどが管理不十分な小規模水道または井戸水の汚染により引き起こされたものであり（図-2）、水の衛生管理の必要性の高さを示すものである。また、水道浄水の水質基準の超過率（平成6～8年）をみても、健康に関する項目では、大腸菌群が0.62%、一般細菌が0.35%と化学物質に関する項目より特に大きい。

飲用井戸に係わる衛生管理状況資料によれば、平成10年度の基準超過井戸は、全検査井戸数11万2,101件中、4万3,179件（38.5%）であり、特に一般項目のうち、大腸菌群（30.1%が超過）、一般細菌（12.7%）、硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素（5.6%）が超過するため、煮沸、飲用中止、水道加入、消毒等の対策が行われている。これらは、恒常的な地下水汚染と考えられ、外因性の恒常的な汚染と位置づけられる。

水道における感染症の集団発生は、水道事業における事例としては、平成8年6月の埼玉県越生町の上水道事業におけるクリプトスポリジウムによる集団感染（有症者8,812人、受診者2,878人、入院者24人）、受水槽における事例として平成6年8月の神奈川県平塚市の雑居ビルにおけるクリプトスポリジウムによる集団感染（ビル関係者736人のうち有症者461人、受診者77人、入院者5人）、未規制の水道における事例として、平成10年5月長崎県長崎市の長崎総合科学大学における赤痢の集団感染（有症者821人、入院者346人）等がある。越生では浄水場の管理が不十分で水道原水に含まれるクリプトスポリジウムが浄水処理過程で除去されず給水されていた。平塚市のビルでは排水ポンプの故障により汚

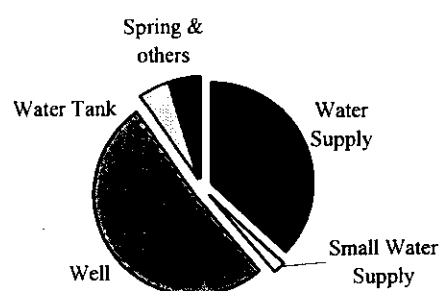


図-2 水系感染症の感染源別感染者数の割合

水及び雑排水が受水槽に混入した。管理基準に基づく管理が不十分であった。長崎市の事例でも施設の管理の不備により塩素消毒されないまま給水が行われ、被害が起こっている。いずれも、管理不備による影響が大きく、内因性のリスクと考えることができる。

一方、消毒副生成物は、消毒過程で使われる消毒剤と原水中の前駆物質が反応してできる物質であり、現行の水質基準ではトリハロメタン類（クロロホルム、ブロモジクロロメタン、ジブロモクロロメタン、ブromoホルム、及びそれら4種類の合計値）が定められている。水質基準においても、他の化学物質に関する項目はほとんどの場合基準値の10分の1以下の水質であるが、トリハロメタン類は表に示すように基準値に近い値を示す事業体が少なくない。（表-1中の網掛けは9割の事業体が含まれる件数、下線部は9.9割の事業体が含まれる件数）また、ヒ素や硝酸（硝酸性窒素と亜硝酸性窒素の合計値）にも、基準値の10分の1を超過する事業体が多い項目である。

これらは、健康影響を起こす可能性のある物質で、かつ原水の汚染と処理の因子が複合的に作用して処理水の水質に影響する複合因子によるリスクと考えることができる。

表-1 水質基準項目の濃度と件数(消毒副生成物とヒ素及び硝酸・亜硝酸)

CHM	0.006	0.012	0.018	0.024	0.03	0.036	0.042	0.048	0.054	0.06
	3692	683	462	189	73	16	7	4	3	2
	3692	4375	4837	<u>5026</u>	5099	5115	5122	5126	5129	5131
DBCM	0.01	0.02	0.03	0.04	0.05	0.06	0.07	0.08	0.09	0.1
	4950	170	24	1	1	1	0	0	0	0
	4950	<u>5120</u>	5144	5145	5146	5147	5147	5147	5147	5147
BDCM	0.003	0.006	0.009	0.012	0.015	0.018	0.021	0.024	0.027	0.03
	3474	730	501	230	116	56	21	4	2	0
	3474	4204	4705	<u>4935</u>	<u>5051</u>	<u>5107</u>	5128	5132	5134	5134
BHM	0.009	0.018	0.027	0.036	0.045	0.054	0.063	0.072	0.081	0.09
	5077	51	15	6	2	1	0	0	0	0
	5077	<u>5128</u>	5143	5149	5151	5152	5152	5152	5152	5152
As	0.001	0.002	0.003	0.004	0.005	0.006	0.007	0.008	0.009	0.01
	4775	176	77	37	32	18	12	3	6	3
	4775	<u>4951</u>	<u>5028</u>	<u>5065</u>	<u>5097</u>	5115	5127	5130	5136	5139
N	0.5	1	1.5	2	2.5	3	3.5	4	4.5	5
	2349	1216	978	381	135	92	43	36	14	14
	2349	3565	4543	4924	<u>5059</u>	<u>5151</u>	<u>5194</u>	<u>5230</u>	5244	5258

表上段:濃度(mg/l)－右端が基準値で1/10きざみ、表中段:事業体の件数、

表下段:累積件数－網掛けは9割の事業体が含まれる件数、下線は9.9割

## 2. 3 水道水中の化学物質に関するリスク

水道水中の化学物質に関しては、検出された物質濃度に、それぞれの項目に対するこれまでの動物実験や疫学調査の結果からによる発ガン性の強さ等の係数をかけてリスクを算定することが行われている。水道水中の化学物質特に消毒副生成物に関するリスクを計算した例が表-2 である。例となる濃度は、水道統計の平均値及び90%値、または文献等の値を用いた。

これらのデータを用いて、発ガンリスクの係数(CPF—表-3 に記載)で重み付けし、生涯発ガン確率  $10^{-5}$  を計算した例を表中に示す。「リスク合計値」は、下の式で計算したリスクを物質毎に合計したものである。

$$\text{発ガンリスク} = \text{CPF}(\text{case/person/lifetime/mg} \cdot \text{kgbodyweight}) \times \text{物質濃度} (\mu\text{g/L}) \\ \times 2(L) / 50(\text{kg}) / 1000$$

表-2 におけるリスクの計算値は、絶対値よりもむしろ項目間の比較や、処理代替案選択の際に用いられることが適切である。発ガンリスクが高い物質や ADI 比が大きい物質について、優先的に対策を講じることが望ましい。そして、発ガンリスクの合計値や ADI 比の合計値が一定レベル以下になる程度まで改善するといった政策選択が可能であろう。

表-2 発ガン係数から計算された発ガンリスク計算値

Name of Chemical Hatched: DBPs	Regulated or Guideline Value ( $\mu\text{g/l}$ )	Conc. Example <sup>*5</sup> ( $\mu\text{g/l}$ )	Cancer Risk $10^{-5}$	Ratio to ADI
クロロホルム	60	6-16	0.04-0.1(0.07) <sup>*1</sup>	
プロモジクロロメタン	30	5-6	0.3-0.4(0.6) <sup>*1</sup>	
ジプロモクロロメタン	100	8-9	0.5-0.6	0.08
プロモホルム	90	5-8	0.04-0.07	
ジクロロ酢酸	20	10	((1.1)) <sup>*2</sup>	0.45
トリクロロ酢酸	300	15	((1.2)) <sup>*2</sup>	0.05
抱水クロラール	30	14		0.47
ハロアセトニトリル	80	30		0.38
<b>MX</b>		0.003	<sup>*3</sup>	
臭素酸	$10 \cdot 25$ <sup>*4</sup>	7	(2.3) <sup>*3</sup>	
ヒ素	10	3		0.3
窒素、亜硝酸性窒素	10mg/l, 0.05mg/l	5		0.5
鉛	10	5-(35)		0.5-(3.5)

\*1 シャワー効果を含む場合、\*2 文献の発ガンポテンシーによる計算値

\*3 WHO ガイドラインによる計算値

\*4 WHO ガイドライン勧告値  $25 \mu\text{g/l}$ , EU・米国で検討中の基準値  $10 \mu\text{g/l}$

\*5 水道統計 90%平均値

表3 Cancer Potency Factor in the Literatures (CPF)

DBPs	Cancer Potency Factor (cases/person/life time/mg · kg body weight)
Chloroform	0.0061
Bromodichloromethane	0.062
Dibromochloromethane	0.062
Bromoform	0.0079
Dichloroacetic acid	0.11
Trichloroacetic acid	0.083
Bromate*	0.1*

Black et al. (1996), \*Calculated from WHO (1993)

これらの消毒副生成物の中で、トリハロメタン類よりハロ酢酸の方が発ガンリスクが高く見積もられており、ハロ酢酸の制御の方が厳しい対応を迫られることが分かる。また、臭素酸は発ガン係数が著しく大きく、国内の実施設における臭素酸濃度でも、 $1 \times 10^{-5}$ を大きく超過する値となっている。特に、オゾン処理における臭素酸の生成は、 $3 \mu\text{g/l}$ でも  $1 \times 10^{-5}$ に相当するため、リスクの値に及ぼす影響は大きい。

#### 2. 4 プロセスにおける消毒副生成物のリスク

異臭味の分解と THMFP 削減を目的としてオゾン処理及び生物活性炭処理を行っている実験プラントにおいてオゾン注入率を変化させた場合におけるオゾン処理条件と水質項目

の変化を示したのが図-3 である。オゾン注入量が増加すると E260 が顕著に減少し、有機物中の不飽和結合が分解されていることがわかるが、それに伴い注入量  $2 \text{ mg/l}$  までは、ホルムアルデヒドの濃度が増加し、注入量  $2 \text{ mg/l}$  では  $20 \mu\text{g/l}$  以上に達している。注入率を更に上げると、ホルムアルデヒドも分解され、濃度が減少する。この原水は、臭化物濃度が高いため、オゾン注入により臭素酸の生成がおこる。オゾン注入量が  $1 \text{ mg/l}$  の時は、オゾンが有機物との反応に使われ臭素酸はほとんど生成しないが、注入量  $2 \text{ mg/l}$  以上ではオゾン注入量に比例して臭素酸が高濃度に生成し、注入量  $5 \text{ mg/l}$  では  $130 \mu\text{g/l}$  近くに達している。

一方で、この水の THMFP は、オゾン処理によりほとんど変化しておらず、 $60 \sim 80 \mu\text{g/l}$  の間を推移していることが分かる。THMFP は、後段で消毒のために不可避免的に注入される

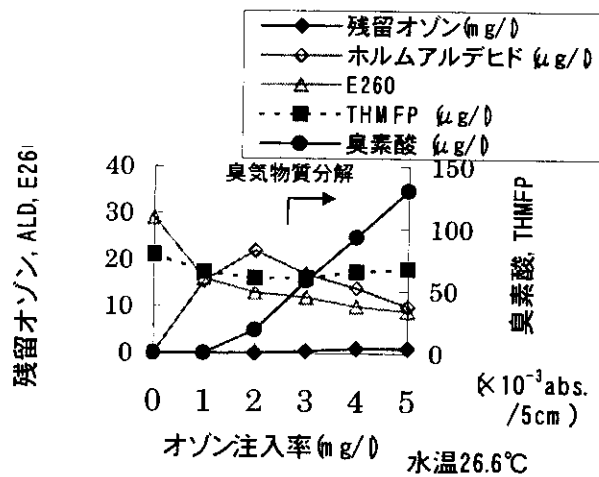


図-3 オゾン注入率とオゾン処理水の各水質項目

塩素により生じる塩素処理（消毒）副生成物の指標のひとつとして用いられており、対象水中の塩素に反応しやすい有機物量に比例すると考えられている。おなじ TOC においても、原水の水質や処理により THMFP が異なる可能性がある。また、臭気物質は、オゾン注入率 3mg/l 以上で、残留オゾンが検出されるレベルでないと、分解されていない。このため、オゾン処理単独で臭気物質を分解する場合には、注入率は 3 mg/l 以上が望ましい。

このような多項目の水質の変化を総合的に解析し、酸化処理副生成物によるリスクの最小化をはかるため、個々の物質の発ガン性リスクを計算し、その発ガン性リスクの合計値の最小化を試みることにする。

まず、酸化処理副生成物の毒性や Unit リスク（化学物質の重量あたりの発ガンリスクを算出するための係数）の情報により、副生成物の生成濃度を重み付けすることによって、副生成物の濃度をこれらの値で補正して、個々の消毒副生成物のリスクレベルを知り、個々の物質の重要性を把握することができる。

前項で示した処理水の副生成物及び THMFP について、それぞれの発ガンリスクにより重み付けをし、指標の一つとして積算したものをグラフにしたのが図-4 である。オゾン処理水では、オゾン注入率の増加に伴い臭素酸によるリスクの推定値が大幅に上昇し、オゾン注入率 5 mg/l では、オゾン注入率 0mg/l に比べ、56 倍に達していることがわかる。活性炭処理水では、THMFP によるリスクは若干削減されているが、臭素酸がほとんど除去されていないため、臭素酸によるリスクが非常に大きく、

酸化処理副生成物によるリスクのうち、99%を占めている。活性炭処理では、アルデヒド類は若干除去されているため、オゾン注入率が低い場合は、活性炭処理によるリスク低減率が約 50%であるが、オゾン注入率が高い場合には臭素酸イオンが除去されないため、リスク低減率は 17%程度にとどまっている。

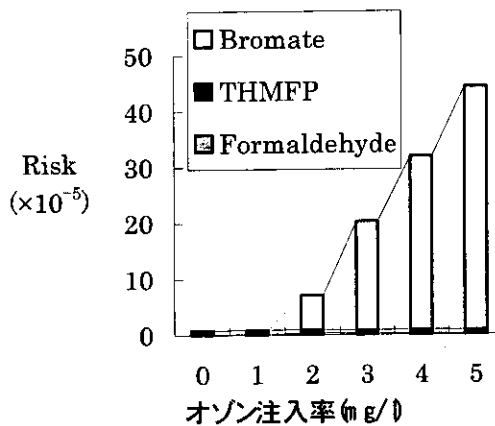


図-4 オゾン注入率と副生成物のリスク積み上げ値

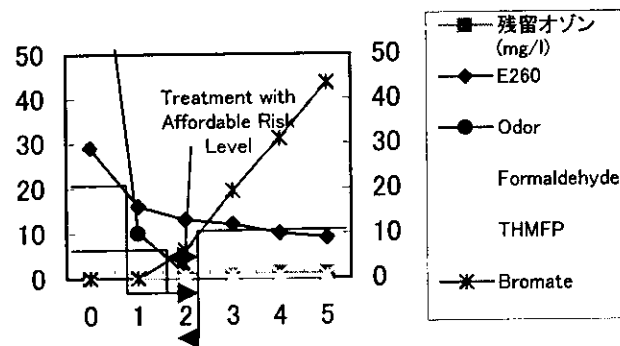


図-5 各水質項目の目標値と可能な処理条件の導出例

このように、現在のオゾン処理条件とここで評価に用いた副生成物のリスクを最小化するには、オゾン注入率はできるだけ低くすることが望ましいと考えられる。これは特にこれまでの知見によれば臭素酸によるリスクが非常に大きいためであり、今後臭素酸の毒性に関する研究が進めばこの結論が変化することも考えられる。また、臭素酸の抑制には、pHの制御など他の方法の併用を行うことも考えられる。しかしながら、現状では、残留オゾンを必ず一定以上に保つのではなく、オゾン注入率を最小限に抑え、プロセス全体として酸化処理副生成物によるリスクの最小化を図る処理条件を設定する必要がある。

(図-5)

化学物質に関しては、一定の法則が確立され、微生物などの異なる質のリスクとのバランスが必要と考えられている。例えば消毒剤の注入と消毒副生成物の生成を例とすると、消毒剤の注入量を多くすると微生物学的な安全性は向上するが、消毒副生成物の生成量は増加するため、微生物学的なリスクと化学物質によるリスクのバランスをとること、すなわち、微生物学的なリスク及び消毒副生成物のリスクをいずれも一定値以下、または両者の合計または係数を乗じた合計値が最小となる処理条件を求めることが重要と考えられている。

しかし、実際の処理では、粉末活性炭の注入や凝集沈殿により前駆物質の除去性を向上させたり、ろ過における病原性微生物の除去率を高める、原水をより清澄なところに求めるなど十分な対策をとることにより、全体としてリスクレベルを押さえ、環境負荷をも低減した新たなリスクレベルに到達することができる。個々の物質や病原微生物のみの評価だけではなく、バイオアッセイによる処理の評価など、総合的な指標と組み合わせて制御を行うことが必要である。

## 2. 5 今後の展望

1) 水道水のリスク管理には、水源、処理、送配水、給水過程における事象を分析し、リスクの同定から管理までを統合的に実施することが必要である。それぞれの事象に対し、目標値を設定し、原因の寄与率を求め、対策の比較を行った上で、効率的なリスク削減手法を用いる必要がある。

リスクの同定 → 目標値の設定 → 寄与率の調査 → 対策の比較 → 実行

- 2) 特に有害な物性を持つ物質については、物性（例えば酸化障害性やレセプター結合性）の特定をおこない、毒性作用機序を考慮したリスクアセスメントを行う必要がある。
- 3) このような観点から、総量指標（例えば TOX）やバイオアッセイの利用により、基準値でないまでも、プロセス評価や代替消毒剤の評価、削減技術の比較などを行うことが望ましい。
- 4) 現在用いられている消毒剤よりも化学反応が緩やかで殺菌力、持続力のある消毒剤の制御方法の開発や低減化が求められている。
- 5) また、消毒剤の低減化には、管路の洗浄や更新、受水槽等の十分な管理の組み合わせ

が必要である。

- 6) 小規模への配慮 ー小規模水道や受水槽は、感染症の事例の多くを占めており、確定的なリスクの要因となりうる。監視体制の強化と共に、消毒剤の制御・管理しやすさが最も優先度が高く設定されなければならない。
- 7) 水系感染症に対する情報整理、連続的な情報の収集が必要である。Evidence Based Risk Management に資するため、給水区域と感染症や他の疾病の関連性の Case-Control study を迅速に行う体制が必要ではないだろうか。

#### 関連文献

- 1) 「水の環境戦略」中西準子, 岩波新書(1994)
- 2) 「水のリスクマネジメント実務指針」土屋悦輝, 中室克彦, 酒井康行編集, サイエンスフォーラム(1998)
- 3) 安藤 正典、水道水における健康のリスク評価と管理、水道協会雑誌、66(9) 59-70 (1997)
- 4) 「米国の飲料水基準設定におけるリスクアセスメントの役割」C.N.Haas, 67 巻, 9 号, p.42-51 水道協会雑誌(1998)
- 5) 化学物質のリスクアセスメントー現状と問題点ー厚生省生活衛生局企画課監修、栗事時報社(1997)
- 6) 平石次郎ら訳編、化学物質総合安全管理のためのリスクアセスメントハンドブック、丸善、東京(1998)
- 7) Black, B.D., Harrington, G. W., and Singer, P.C., Reducing Cancer Risks by Improving Organic Carbon Removal, *J. American Water Works Association*, Vol.88, No.6, p.40-52 (1996)
- 8) WHO Guideline for Drinking-Water Quality, Geneva(1993)
- 9) Risk vs. risk, J.D Graham, J, B, Wiener, 1995 translation by T. Sugawara, 昭和堂(1998), 邦訳 リスク対リスク環境と健康のリスクを減らすために (安全な飲料水を求めて)
- 10) Mumtaz, M.M., DeRosa, C.T., and Durkin, P.R., Approaches and Challenges in Risk Assessment of Chemical Mixtures, in *Toxicology of Chemical Mixtures, Case studies, Mechanisms and Novel Approaches*, ed. Raymond S.H. Yang, San Diego, Academic Press (1994)
- 11) Svendsgaard, D.J. and Hertzberg, R.C., Statistical Methods for the Toxicological Evaluation of the Additivity Assumption as Used in the Agency Chemical Mixture Risk Assessment Guidelines, in *Toxicology of Chemical Mixtures, Case Studies, Mechanisms and Novel Approaches*, ed. Raymond S.H. Yang, San Diego, Academic Press (1994)
- 12) Seed, J. et al, Chemical Mixtures: Current Risk Assessment Methodologies and Future Directions, *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 22, 76-94(1995)
- 13) Disinfectants and Disinfection By-products, Environmental Health Criteria 216, IPCS, WHO Geneva 2000



### 3. 水道水の微生物学的リスクと消毒副生成物によるリスクの検討フレームについて

北海道大学工学研究科都市環境工学専攻  
環境衛生工学講座 助教授 船水 尚行

#### 3. 1 水道水の微生物学的リスクと消毒副生成物のリスクの検討フレーム

水道水に起因するリスクとしては病原性微生物による健康リスクと消毒副生成物に代表される化学物質による健康リスクが存在する。これらの健康リスクのマネジメント手法、すなわち健康リスク低減のための各種方策を比較検討し意思決定のための情報を作成する方法論の確立が必要であると考えられる。本報告では、水道水に起因する健康リスクマネジメントの検討フレームについて考察し、検討フレームを構成する要素モデルやデータベースについても言及する。

水道水中病原性微生物と消毒副生成物の消長に大きな影響を及ぼす消毒操作を中心にすえて検討フレームの全体像をイメージすると図-1のようになると考えられる。検討フレームは大きく二分され、図の左側は消毒プロセスを含めた健康リスクマネジメント方策に関わる部分である。図の右側は水道水中の消毒副生成物と病原性微生物による健康リスク評価に相当する。

水道水に起因する健康リスクのマネジメント方策には

- ・ 原水水質に関する方策：水源域管理に代表される流域の総合管理
- ・ 質変換に関する方策：浄水プロセスの構成、運転管理
- ・ 消毒プロセスに関する方策：消毒剤の選択、プロセスの運転管理

が挙げられ、これらの方策によって水道水に起因する健康リスクがどのように変化するか評価する健康リスク評価が続く。この健康リスク評価では

- ・ 消毒副生成物によるリスク：発ガンに代表される慢性影響
- ・ 病原性微生物によるリスク：下痢症に代表される急性影響

のように、消毒副生成物と病原性微生物ではリスクを考える end-point が異なり、両者を共通のものさしで評価する必要がある。

流域管理すなわち原水水質管理から浄水処理そして健康リスク評価までの一連の流れを表現するモデルが構築されれば、個々の管理方策について、そのコストと信頼性と健康リスク低減効果が評価され、図-1右に示すように、各種代替管理方策の比較をコスト・信頼性とリスクによるトレードオフ関係を示すことが可能となる。なお、図中の破線はリスクやコストの推定値の幅を示すものであり、現状の知識の不確実さの程度をあらわすものである。

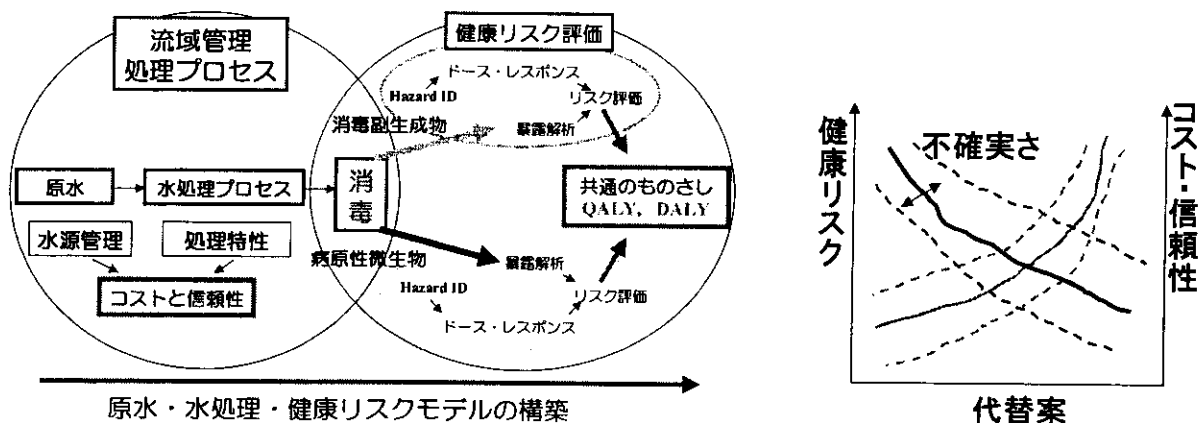


図-1 検討フレーム

### 3. 2 リスク評価のための総合指標—QALY

消毒副生成物と病原性微生物では人間の健康状態に与える影響が異なることが、健康リスク評価に工夫を要することになる。ここでは、U.S.EPA<sup>1)</sup>が用いている QALY という指標について紹介する。

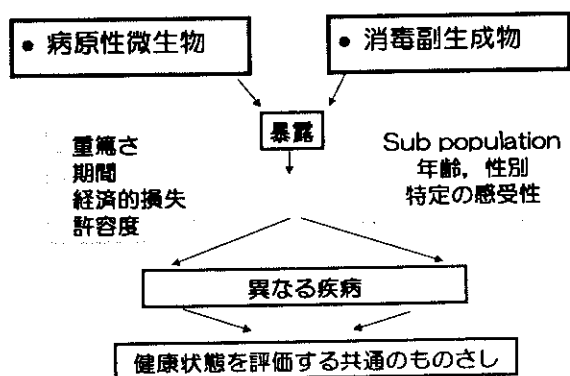
QALY は Quality Adjusted Life Year (質調整生存年<sup>2)</sup>) と呼ばれ、従来から医療の費用—効果分析に用いられてきたものである。文献 2)によれば、「QALY とは、一定期間ごとに 0 から 1 までのウェイトを与えた健康結果の尺度である。このウェイトは当該期間の QOL (生命の質) に相当し、1 であれば完全な健康に対応し、0 であれば死と判断される健康状態に対応する。したがって QALY の値は、実際の健康結果と等価であると評価される健康な状態における生存年数の値を表すのである」と説明されている。

この考え方を水道水に起因する健康リスクにあてはめると、図—2 のように整理される。すなわち、水道水利用に起因する疾病は病原性微生物または消毒副生成物への暴露により生じるとする。暴露に伴う疾病はその重篤さ、期間、経済的損失、許容度が一様ではなく、年齢や性別、また、免疫力の差によって異なることとなる。EPA の検討例<sup>1)</sup>では、病原性微生物による疾病として、Cryptosporidium による「1.軽い下痢症 (1 日間)」、 「2.重篤な下痢症 (2 週間)」、そして「3.死」の 3 種類の疾病を想定している。消毒副生成物については 16 種類の副生成物を想定し、これらによる疾病として「4.膀胱ガン、結腸ガン、直腸がんによる障害」、 「5.ガンによる死」、 「6.発育・成長への影響」、 「7.生殖機能阻害」を挙げている。また、対象を一般と免疫不全のグループの二つのサブグループに分け、暴露に伴う dose—response の関係を使い分けている。

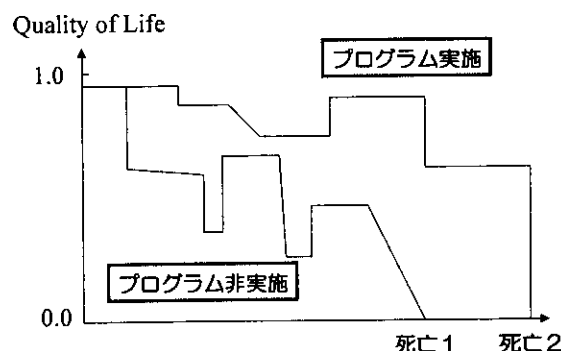
対象とする疾病の設定に続くステップは、各疾病対応して失う QALY 値を定めることである。ここでは、上記 7 種類の疾病に罹った場合に失うであろう QALY をサブグループと罹患年齢ごとに設定する。この失うであろう QALY 値 (QALY COST 値) は従来から行われてきた医療の経済評価で用いられているものをそのまま用いることができる。

ある水道水質について病原性微生物濃度、消毒副生成物濃度 (とその変動パターン) を設定すると、暴露解析により dose 量が推算され、dose—response の関係を用いることにより各疾病の生起確率が求められる。この各疾病の生起確率をもとに図—3 のような QOL の生存期間における変化の期待値が推算されることになる。

図—3 において、プログラム非実施を現状の水道水水質を基にもとめられた QOL 変化の期待値であるとする。流域管理方策、処理システムの変更、消毒操作の変更等のある種の方策を



図—2 異なる疾病に関する共通の評価指標



図—3 QALY による評価のイメージ<sup>2)</sup>

実施した場合の水道水水質を推算し、QOL 変化の期待値を求めた結果を図-3 中プログラム実施の場合とする。図-3 中の二つの QOL 変化の差がここで想定した方策により得られた QALY 値を与える。各方策ごとに QALY の利得量とそれに必要なコストや方策の安定性を求めて比較すると図-1 の右図のような形での整理が可能となる。

EPA の実施した検討<sup>1)</sup>では、方策として従来型の浄水処理（凝集＋沈殿＋砂ろ過＋塩素消毒）にオゾン処理を付加する方策-(a)と AIDs のサブグループに対して給水栓にフィルターをとりつける方策-(b)の二つが比較検討されている。一般のグループ（460,000 人）、AIDs サブグループ（429 人）について、20 年間の期間における二つの方策の費用－便益分析の結果は方策-(a)で\$1,532/QALY、方策-(b)で\$152/QALY となり、方策-(b)の優位性が示されている。

### 3. 3 検討フレームを構成する要素モデルとデータベース

図-1 に示したようにフレームを構成する要素モデルとデータベースは流域管理、処理プロセスおよび評価に関するモデルとデータベースとなる。

#### 3. 3. 1 評価に関するモデルとデータベース

評価に関するモデル、データベースに必要な要素、機能は次のように整理される：

- ・ 日本において水道原水中に存在する可能性のある化学物質、病原性微生物のリスト
- ・ これらのリストと疾病との関連付けをおこなう疾病・健康状態リスト
- ・ 健康状態リストと QALY 値の関連付けを行う QOL リスト
- ・ 暴露モデルに必要な、サブグループリストと水利用量分布
- ・ ある健康状態の生起確率を推算する dose－response モデル
- ・ 暴露モデル、dose－response モデル、QOL リストを用いてモンテカルロシミュレーションにより QALY の分布を推算する確率モデル

#### 3. 3. 2 総合的流域管理に関わる要素モデルとデータベース

図-4 に示したように、利水の問題は流域の総合的な管理、すなわち治水、利水、水環境（活水）の三つを目的とした水管理の中に位置付ける必要がある。すなわち、取水地点の水量と水質の変動が利水に大きく影響を及ぼし、特に利水点における水質は利水の可能性、処理システム構成を定め、水利用に伴う健康リスクのレベルに影響することになる。このため、取水点上流部の自然状態、水利用状況（都市活動、農業活動、工業活動）が水環境質に影響を与え、ひいては利水すなわち水資源量を制約することになる。

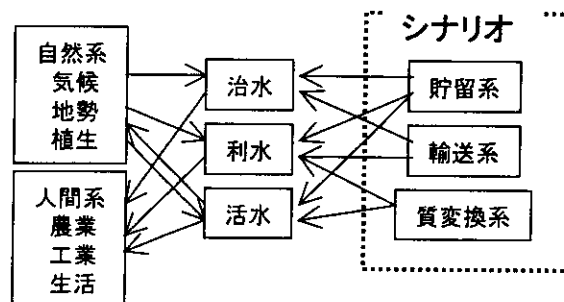


図-4 流域管理の目的と制御方策

このように、流域の水資源問題は単に降雨・降雪による水量の量的変動の問題にとどまらず、流域の利水システム（水需要構造、水質変換プロセス、水運用システム）、水環境質、流域の種々の人間活動に起因する水系への負荷を総合的に検討する必要がある。そして、水道水に起因する健康リスクのマネジメントにおいては、第一には総合的流域管理による原水水質のマネジメントを検討する必要がある。すなわち、良質の水道原水を得るための方策が処理プロセスにたよることなく健康リスク低いレベルに保つことを検討する。従来より言われている、「最上質の水を飲料用水として利水する」という原則の再確認が必要であろう。

最上の原水水質の確保、または健康リスク管理の観点から原水水質を保全する流域管理方策の検討には、表一1のような流域に関する各種のデータが必要となる。

表一1 流域管理のためのデータベース

流域基本情報	流域現況測定データ	負荷データ
土地利用・表面状態、都市化域河道データ、土壌データ、標高データ、主要道路、流域境界、行政境界、ダムサイト、取水点	バクテリア濃度測定点とデータ、気象データ測定点と気象データ河川水位、流量測定点とデータ魚類、プランクトン、微生物測定点とデータ	排水放流点と放流負荷、有害物質排出点と排出量、有害物質埋め立て点と浸出水、鉱山廃水放流点と水質
人間活動データ	原単位データ	
浄水場点と浄水水質、下水処理場点と処理水質、配水・下水管網、人口密度分布、建物床面積分布、商業活動（売上高）分布、工業生産高分布、農業系（作物、面積）、農業系（家畜頭数）	水需要原単位（人、床面積、生産額） 汚濁負荷原単位（人、床面積、生産額） 業種と使用有害物質 農業系原単位	

### 3. 3. 3 浄水処理プロセスに関わる要素モデルとデータベース

飲料用水としての最上質の原水を利水することができない場合には、次善の策として浄水プロセスによる健康リスクマネジメント方策の検討が重要となる。ここでは、単位操作ごとに健康リスクに関連する水質項目についての消長を記述することになる。単位操作特性の表現には単に平均的な処理性に加え、処理の安定性を評価する指標、例えば除去率の変動特性も加える必要がある。QALYによる便益評価に加え、処理システムのコストや安定性が最終的な検討に重要な情報を与える。

処理特性と健康リスクを対応させるために、病原性微生物と化学物質の消長のモデル化が必要である。病原性微生物に関する処理モデルの構築あたっては処理特性を評価する指標の選択が重要となる。この指標として3)

- ・ 病原性微生物のうち、広く分布し病原性が強いが塩素処理で対応が可能なグループ
- ・ 通常の処理プロセスにおいて除去率の低い極めてサイズの小さいグループ
- ・ 小粒子であり、かつ塩素消毒に耐性を持つグループ
- ・ 配水過程で再増殖が起りやすいグループ

があげられている。これらのグループを指標とした処理性の評価が行われる必要がある。

化学物質に関しては、水道原水中に存在する微量有害物質の挙動のモデルと消毒プロセスにおいて副生成物に変化する有機物の挙動のモデルが必要となる。