

すなわち、浄水処理プロセスに関するモデルとデータとしては、

- ・ 原水水質変動特性データ
- ・ 処理プロセスごとの指標微生物、化学物質の除去モデル
- ・ 処理効率の変動特性

が挙げられる。特に消毒プロセスについては、消毒剤の種類と濃度および反応時間と指標微生物、有機物の関係をモデル化することになる。

浄水施設から給水栓までの配水系における水質変化モデルも副生成物濃度変化および微生物の再増殖の観点から構築する必要がある。このモデルでは微生物濃度、副生成物濃度、有機物濃度、消毒剤濃度について浄水場出口と給水栓の関係を配水管網の構成や需要水量分布から推算するものである。

参考文献

- 1) G.Rice, P.A.Patricia, A.Murphy, B.Outin, M.Brown, R.Clark, J.Cohen, T.Harvey, J.Lipscomb, R.Miltner, L.Papa, R.Rheingans, and L.Teuschler: Comparing risks, benefits, and financial costs of alternative public drinking water treatment options, *Abstracts of second international conference on the safety of water disinfection: balancing chemical and microbial risks*, November 15-17, 1999
- 2) 池上直己, 池田俊也, 土屋有紀監訳: 医療の経済評価, 医学書院
- 3) リスク管理部会資料

4. 浄水処理技術における微生物リスクの管理

阪神水道企業団 佐々木 隆

要旨

神戸市等に水道用水を供給する阪神水道企業団では、従来の浄水技術にオゾンや活性炭吸着を追加した新しい処理システムへの改良を行ってきた。この浄水システムのデザイン・クライテリアは、最終処理水の微生物的リスク管理と化学的リスク管理のバランスを保持することに主眼がおかれている。このうち微生物リスク管理に関して、病原微生物への防御と再増殖の抑制という両面から定量的評価を行った。その結果、新しい浄水システムは、従来の処理技術と比べて微生物リスクの管理レベルをかなり向上できることが分かった。*Cryptosporidium* に対しては除去率が 7-log にアップし、同化性有機炭素(AOC)については 30%以上の低減率となる。

キーワード

水道水、リスク管理、*Cryptosporidium*、再増殖、同化性有機炭素(AOC)

4. 1 はじめに

我が国においては、1990年代の半ばを過ぎた頃から、相次いで病原微生物による重大な感染症が発生している。病原性大腸菌 O-157、*Cryptosporidium*、*Legionella*、及び、黄色ブドウ球菌等による感染・発症である。これらの中で、水道の水質管理に係わる微生物としては、とりわけ *Cryptosporidium* と *Legionella* が重要視されている。前者は原水中にオーシストの状態が存在する原虫で、浄水処理過程での直接的な除去が重要となる。一方、後者は給水システム末端で繁殖する細菌で、浄水の微生物安定性が管理指標となっている。

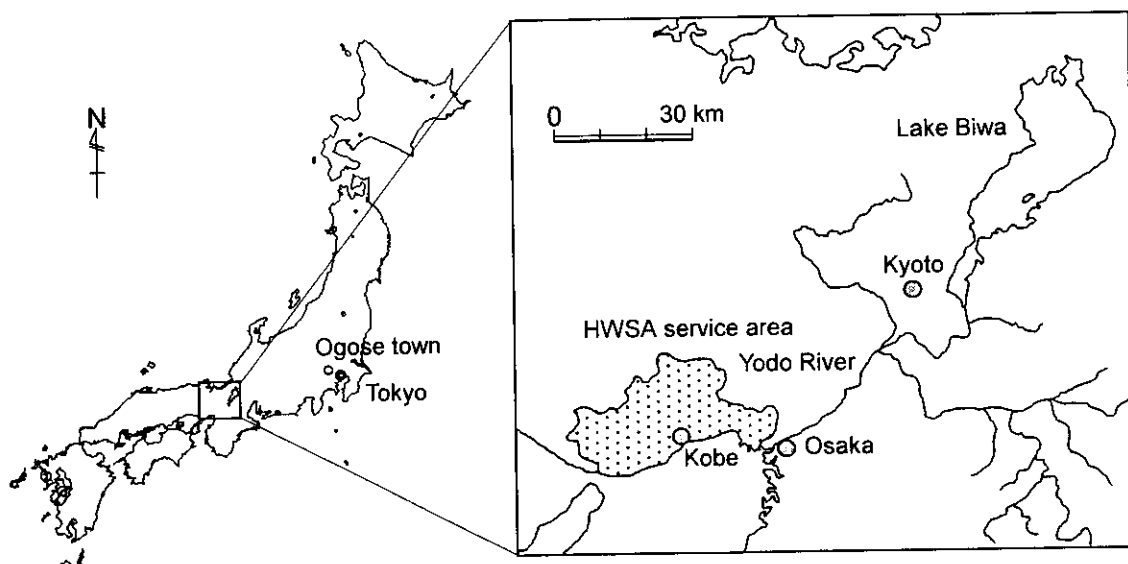
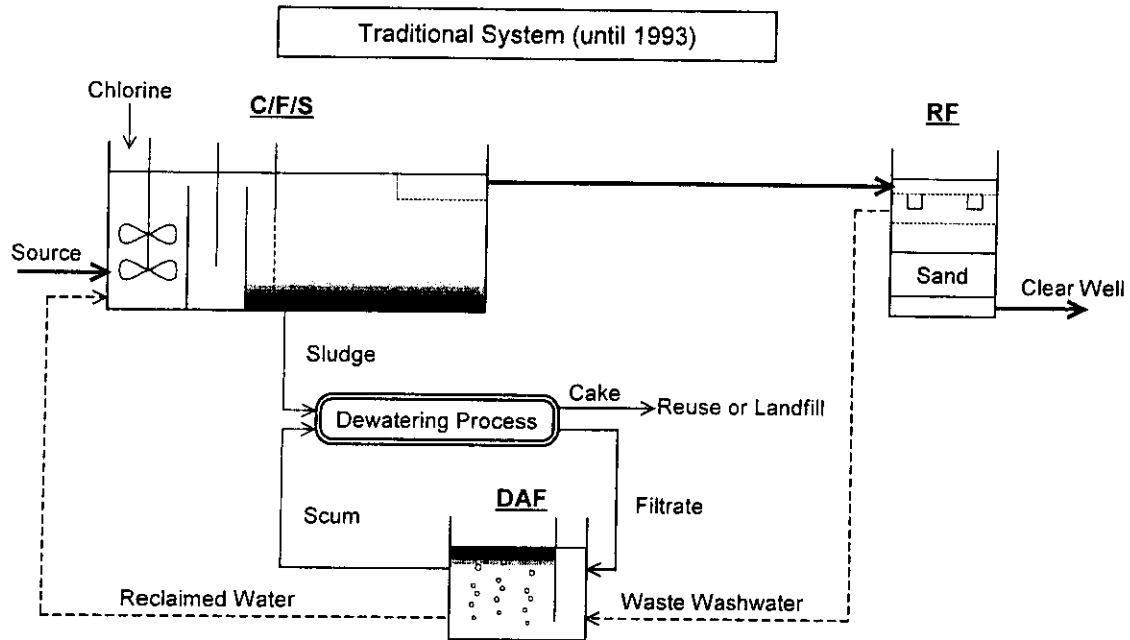
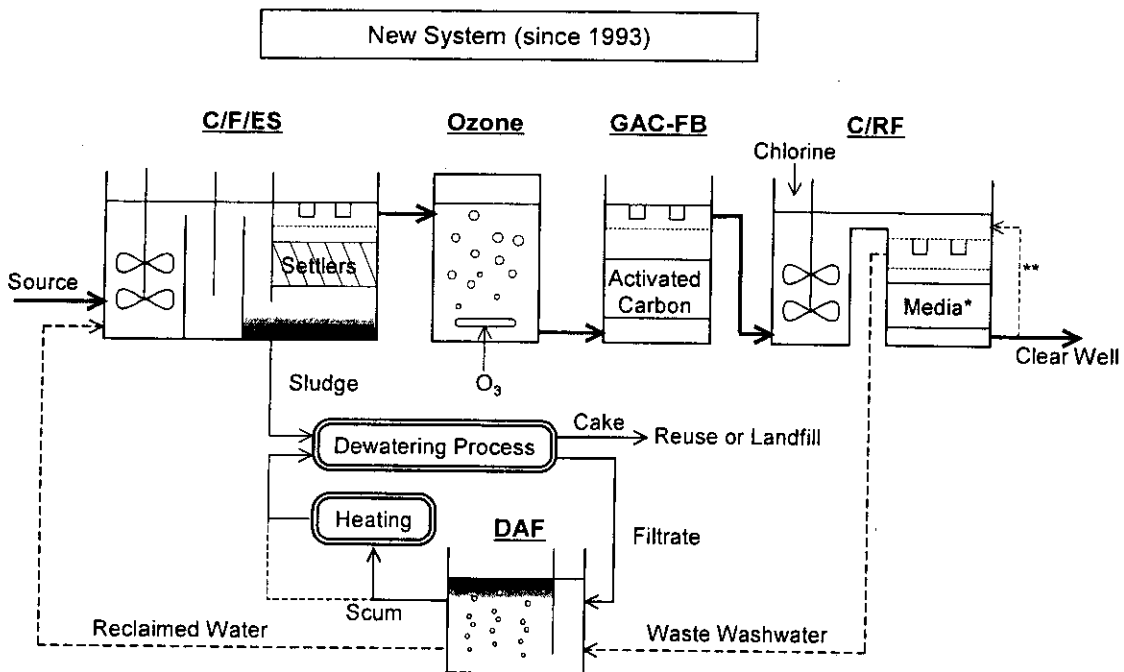


Figure 1 Outline of Lake Biwa, Yodo River, and HWSA service area



C/F/S: coagulation / flocculation / sedimentation, RF: rapid filtration, DAF: dissolved air flotation



C/F/ES: coagulation / flocculation / enhanced sedimentation, GAC-FB: granular activated carbon fluidized bed, C/RF: coagulation / rapid filtration, DAF: dissolved air flotation, Media*: sand and/or anthracite

** The water from the first 15 min. of an operation after backwashing is returned.

Figure 2 Improvement of HWSA's water treatment train

琵琶湖・淀川を水源として、神戸市を含む阪神間4市に水道用水を供給する阪神水道企業団(HWSA)では、1993年から順次、系列ごとに新しい浄水システムへの転換を図ってきている。2000年6月には猪名川浄水場全系列(916,900 $m^3 \cdot d^{-1}$)の整備が完了しており、2001年4月からは全面リニューアルした尼崎浄水場(373,000 $m^3 \cdot d^{-1}$)の営業運転が始まる。両方の浄水場に採用された浄水システムは、従来の前塩素/凝集沈澱/急速濾過方式に、オゾンと活性炭流動層(GAC-FB)を付加し、塩素注入点を変更したフローとなっている。

水質管理において、HWSAでは特に最終処理水のリスク・バランス保持に力点を置いている。病原微生物、再増殖、化学物質、及び消毒副生成物等について、微生物リスクと化学リスクのバランスに留意しながら高いレベルを確保し維持するものである。本稿では、まず最初にHWSAの浄水技術におけるリスク・バランスを述べ、次いで微生物リスク管理に関して従来の処理技術と比較しながら、病原微生物への防御と再増殖の抑制という両面から定量的評価を行うものとする。

4. 2 微生物リスクと化学リスクのバランス

HWSAは240万人の消費者に水道水を供給している。水源と供給区域の概要を図1に示す。琵琶湖・淀川は近畿圏1,400万人の水道水源となっている。HWSAは淀川の下流で取水しており、琵琶湖の富栄養化や淀川上流域500万人の生活排水の影響を受ける。上流の排水量が河川流量に占める割合は渇水期では30%にも達する。大腸菌が常時カウントされており、農薬を含む合成化学物質が検出されることもある。従って病原微生物による水源汚染も懸念されている。

以上から、水道水の微生物的リスク管理(MRM)と化学的リスク管理(CRM)の両方の強化が必要となってくる。元来MRMとCRMは競合する傾向にある。琵琶湖・淀川の場合、水道水質のリスクを全般的に管理するには以下の6項目のバランスを保ちながら、それぞれの機能を高めていくことが必要である。

Table 1 Role of each treatment process

Processe	Role	Remark
C/F/ES	Turbidity Removal Quality Stabilization	For Following Processes
Ozone	Inactivation of Microorganisms Odor Removal Degradation of Organics Enhancement of Coagulation	Alternative Disinfectant For Following GAC-FB
GAC-FB	Odor Removal Organic Chemicals Removal Precursors Removal Ozonation By-products Control	THMs, TOX Aldehydes, AOC, etc.
C/RF	Fine Particles Removal Iron and Manganese Removal Microbiological Quality	Protozoan Cysts / Oocysts Particle-associated Bacteria
DAF	Fine Particles Removal Quality Stabilization	Protozoa, Algae, Carbon Fines For Reclamation

THMs: trihalomethanes, TOX: total organic halogen, AOC: assimilable organic carbon

- i. 微生物的安全性の保持
- ii. 濁度の除去
- iii. 色度の除去
- iv. 臭味の改善
- v. 化学物質の除去
- vi. 消毒副生成物の抑制

これらの項目では i, ii, iii と iv, v, vi の間にトレード・オフの関係が発生する。特に i と vi のバランスの保持、すなわち MRM と CRM の両立が難しくなる。

HWSA は 1993 年から図 2 に示す新しい浄水システムによる給水を開始した。従来のシステムにオゾンと GAC-FB が付加され、沈澱と濾過についてはそれぞれの機能が強化された。また、前塩素処理は廃止され中間塩素処理に切り替えられた。

表 1 は各単位プロセスの役割をまとめたものである。i から vi の機能を有するとともに、

Table 2 Selected water quality parameters in the new water treatment system

Parameter	Raw	C/F/ES	Ozone	GAC-FB	C/RF
Total coliforms (100ml ⁻¹)	7.2E+4	none	none	none	none
	1.1E+4	none	none	none	none
	9.1E+2	none	none	none	none
General bacteria (ml ⁻¹)	5.9E+4	3.4E+1	3.0E+0	2.2E+1	none
	8.1E+3	6.0E+0	1.0E+0	4.0E+1	none
	4.5E+2	none	none	none	none
HPC bacteria (ml ⁻¹)	2.7E+6	7.3E+3	5.2E+2	2.4E+5	4.5E+1
	5.1E+5	2.2E+3	5.7E+1	9.7E+4	6.0E+0
	9.0E+4	2.4E+2	none	5.0E+2	none
THMFP (μg · l ⁻¹)	47	30	27	19	*****
	33	23	19	13	
	28	14	11	8	
KMnO ₄ consumption (mg · l ⁻¹)	12.6	3.6	2.9	2.3	1.6
	5.5	2.7	2.1	1.4	0.9
	3.9	1.4	1.3	0.9	0.4
Manganese (mg · l ⁻¹)	0.053	0.157	0.129	0.045	0.003
	0.026	0.049	0.047	0.026	<0.001
	0.012	0.018	0.015	0.008	<0.001
Iron (mg · l ⁻¹)	0.60	0.03	0.04	0.13	0.02
	0.29	0.02	0.02	0.04	0.01
	0.15	0.01	0.01	0.01	<0.01
Turbidity (unit)	13	0.5	0.8	1.0	<0.1
	5.0	0.3	0.3	0.6	<0.1
	2.0	0.1	0.1	0.2	<0.1
2.5-150 μm particle count (ml ⁻¹)	3.4E+4	2.9E+2			7.8E+0
	1.3E+4	1.7E+2	*****	*****	4.4E+0
	3.3E+3	5.5E+1			1.8E+0
Bromate (μg · l ⁻¹)	0.8	1.0	2.0	1.9	2.4
	0.4	0.6	1.0	1.0	1.4
	<0.3	0.3	0.3	0.3	0.6
AOC (μg · l ⁻¹)	167	92	160	71	68
	108	73	142	59	61
	60	55	116	52	53
pH (-)	7.0	6.8	6.9	6.9	7.1
	7.0	6.7	6.7	6.7	7.0
	6.8	6.6	6.6	6.5	6.6
Water temp. (°C)	28.4	Notes: upper → max.- values of the latest annual middle → mean- data(1999-2000) lower → min.-			
	18.4				
	7.3				

HPC: heterotrophic plate count, THMFP: trihalomethane formation potential

トレード・オフの解消とリスク・バランスの確保に重点を置いている。代表的な水質項目を表2に示した。粒子数、臭素酸イオン及び同化性有機炭素(AOC)についても監視と制御の対象となっている。

4. 3 . 病原微生物への防御

水道に係わる病原微生物では、消毒剤に強い耐性を示す原虫 *Cryptosporidium* が注目される。*Cryptosporidium* 対策について HWSA では次のようにしている。まず、水源の監視は淀川から取水する幾つかの水道と共同で実施している。次に、浄水処理における対策は、粒子としての物理的分離と、消毒剤による化学的不活化、及び、加熱処理から構成されている。

これまでの研究では、オーシストの除去率と同サイズの粒子の除去率に強い相関が得られている[1,2]。図2の新しいシステムにおける *Cryptosporidium* の分離は凝集沈澱(C/F/ES)、凝集濾過(C/RF)、及び溶解空気浮上(DAF)で行う。傾斜管を用いた C/F/ES では pH の制御と凝集剤(Alum)の適正注入で沈澱水濁度を 0.1 度程度に抑制できる。C/RF では数 $mg \cdot l^{-1}$ の Alum を $500 s^{-1}$ の G 値で瞬時的に攪拌し直後に濾過する。C/RF 前のオゾンと GAC-FB は、粒子そのものを除去する機能はないが、粒子の性状を変化させて水の濾過性を改善することができる[3]。これらの結果、C/RF 後の粒子数($2.5 \sim 150 \mu m$)は表2のように $10 ml^{-1}$ 以下に抑制されている。また、この粒子数は図3に示したように濾過継続時間にわたって安定している。

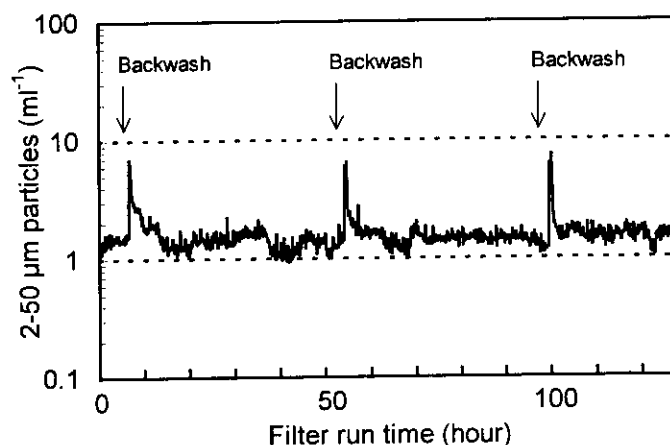


Figure 3 Particle counts in filtered water

DAF は逆洗水中の粒子をスクラムとして分離し洗浄水回収システムから排除する。なお、ベンチ・スケール並びにパイロット・プラント実験から、DAF における *Cryptosporidium* 除去率は沈澱処理と同程度が期待できる[4,5]。これらの分離機能が合わさって、オーシストと同サイズの粒子を 3-log 以上除去することができる。

Cryptosporidium の不活化について、実施設の実績データに基づく年間平均的な残留オゾンのシミュレーション結果を図4に示す。図の横軸の有効消毒接触時間はトレーサーの10%量が流出する時間となる $T10$ を採用している。GAC-FB 流入部($T10 = 14.7 min.$)の残留オゾンは、オンラインの溶存オゾン濃度計を用いたフィードバック制御によって $0.3 mg \cdot min^{-1} \cdot l^{-1}$ に保持されている。従って CT 値として $11 mg \cdot min^{-1} \cdot l^{-1}$ が確保されている。オゾン処理時の水温や pH 条件と、動物感染による最新の実験結果を考え合わせると[6]、4-log の不活化が可能と考えられる。

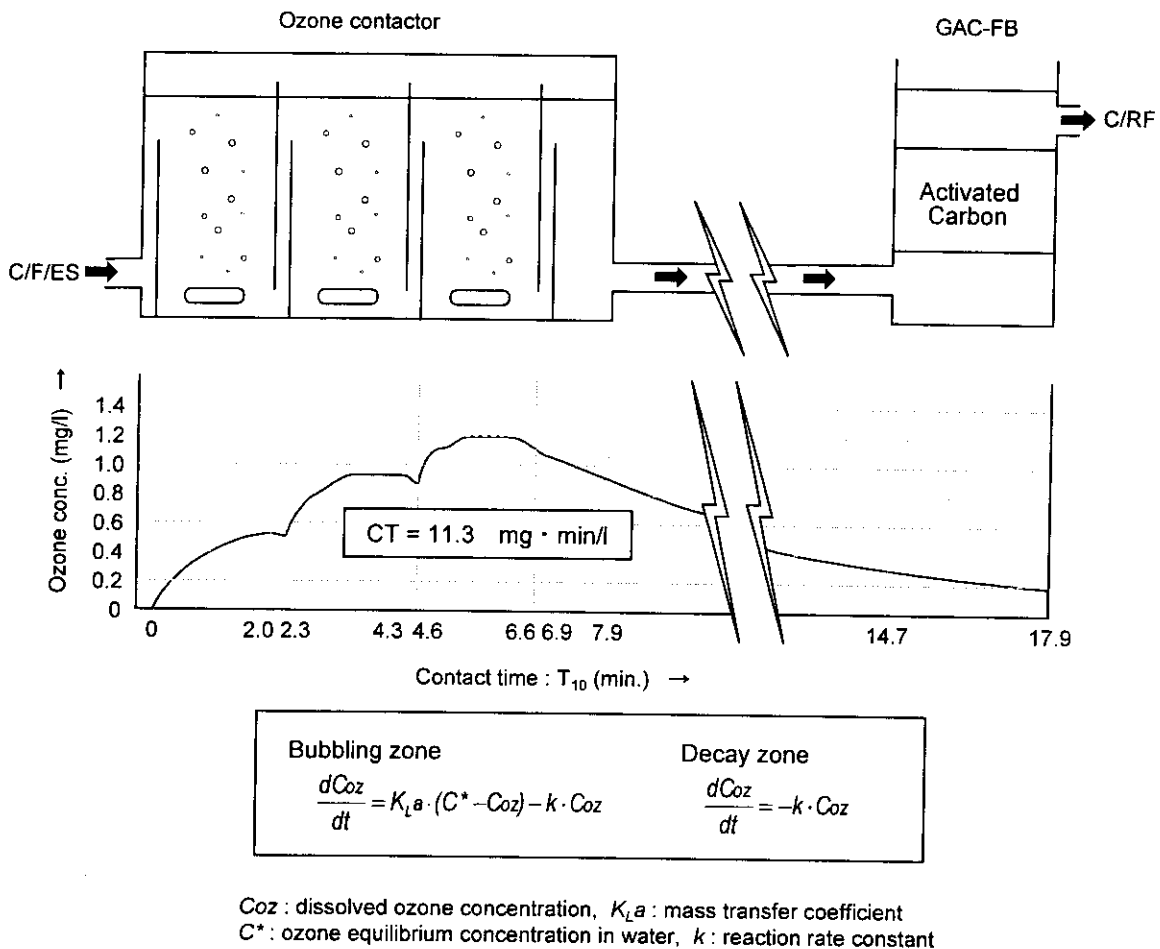


Figure 4 Residual ozone concentration in HWSA's ozone / GAC-FB system

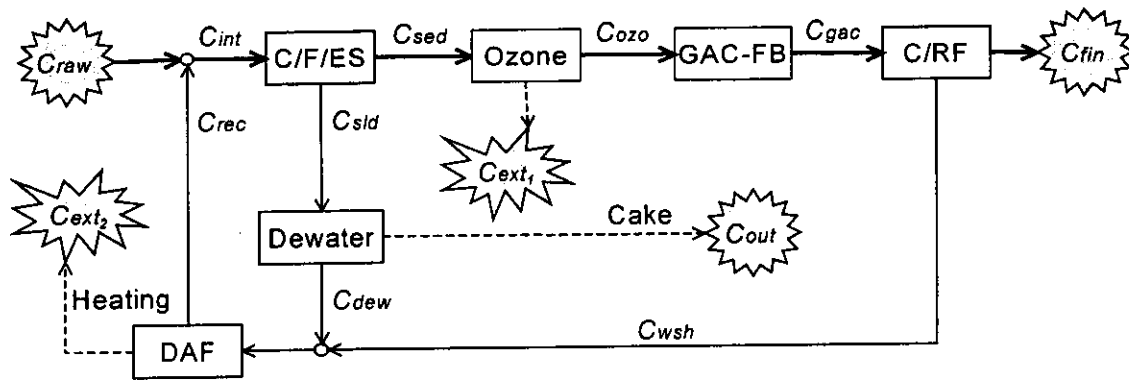
さらに、DAFのスカムを70℃付近に加温することによって *Cryptosporidium* のオーシストを完全に死滅できる[7]。この熱エネルギーは浄水場内の自家発電、すなわち天然ガス・コージェネレーションシステムから供給され、排熱有効利用の一つとなっている。

図5は各単位プロセスの除去率から浄水システム全体を評価したものである。原水中の *Cryptosporidium* オーシスト(C_{raw})は次の三つのいずれかに帰着する。

- 最終的に乾燥ケーキに含まれて系外に排出される: C_{out}
- オゾンまたは加熱によって系内で消滅する: C_{ext}
- 最終処理水に漏出する: C_{fin}

水環境中におけるオーシストは極めて保存性の高い生物トレーサーであるため、 C_{out} 、 C_{ext} 及び C_{fin} の総和は C_{raw} に等しくなる。図中の計算式の n は収支計算上のバッチ数を表しており、 n の増加が定常状態に近づくことを意味する。 n が4以上での条件で、 C_{raw} から C_{out} 、 C_{ext} 及び C_{fin} への収率は、それぞれ 8.6×10^{-1} 、 1.4×10^{-1} 及び 3.2×10^{-8} となる。

以上のように、マルチプルバリアーのコンセプトに基づくHWSAの新しい浄水システムでは7-log以上の除去($C_{fin} = 3.2 \times 10^{-8} \cdot C_{raw}$)を保証することができ、リスク管理の水準は従来の技術より格段に高まる。浄水の技術は単一のプロセスとしてではなくシステム全体で評価される。特に *Cryptosporidium* のように極めて抵抗性が強い微生物に関しては、洗浄水回収システムや脱水プロセスにおけるオーシストの収支にも着目する必要がある。



$$\begin{aligned}
 C_{int}(n) &= C_{Craw}(n) + C_{rec}(n) & C_{out}(n) &= (1 - 10^{-1.0}) \cdot C_{slid}(n) \\
 C_{sed}(n) &= 10^{-1.3} \cdot C_{int}(n) & C_{ext_1}(n) &= (1 - 10^{-4.0}) \cdot C_{sed}(n) \\
 C_{ozo}(n) &= 10^{-4.0} \cdot C_{sed}(n) & C_{ext_2}(n) &= (1 - 10^{-1.0}) \cdot (C_{wsh}(n-1) + C_{dew}(n-1)) \\
 C_{gac}(n) &= 10^0 \cdot C_{ozo}(n) & C_{ext}(n) &= C_{ext_1}(n) + C_{ext_2}(n) \\
 C_{wsh}(n) &= (1 - 10^{-2.2}) \cdot C_{gac}(n-1) \\
 C_{slid}(n) &= (1 - 10^{-1.3}) \cdot C_{int}(n-1) \\
 C_{dew}(n) &= 10^{-1.0} \cdot C_{slid}(n-1) \\
 C_{rec}(n) &= 10^{-1.0} \cdot (C_{wsh}(n) + C_{dew}(n)) \\
 C_{fin}(n) &= 10^{-2.2} \cdot C_{gac}(n)
 \end{aligned}$$

Results ($n \geq 4$):

- $C_{out} \rightarrow 8.6 \times 10^{-1} \cdot C_{Craw}$
- $C_{ext} \rightarrow 1.4 \times 10^{-1} \cdot C_{Craw}$
- $C_{fin} \rightarrow 3.2 \times 10^{-8} \cdot C_{Craw}$

Figure 5 Balance and behavior of *Cryptosporidium* oocysts

4. 4 再増殖の抑制

末端給水栓に至るまでの間に細菌類の再増殖が生じないようにするためには、浄水の微生物安定性を高めておくことが重要である。これに係わる水質管理項目としては、従属栄養細菌の増殖能や[8,9]、生物易分解性溶存有機炭素[10]、AOC等があるが[11]、一般的指標としてAOCが有用とされている[12]。浄水システム中の塩素やオゾン等の化学酸化は、有機物を生物易分解性のものにシフトすることから、AOCが増加して微生物安定性を低下させる。

図6に猪名川浄水場におけるこれまでの実績を示した(P-17成分とNOX成分の計、酢酸当量換算[acetate-C eq.], $n=13$ の平均値)。同浄水場には従来処理系システムも残存しており、新しいシステムとの同時比較ができる。浄水場着水のAOC濃度は取水原水に比べて30%程度減少しているが、これは長距離導水管内での生物酸化によるものである。従来処理系でのAOCの挙動は、懸濁物質の物理的分離に伴う低減と、前塩素すなわち化学酸化に伴う増加で相殺されて見かけ上の変化は小さい。新システムでは前塩素が廃止されたために沈澱水AOCは減少している。続くオゾン処理では倍加しており、多種類の有機物を利用可能なP-17成分よりオゾン処理副生成物のカルボン酸を利用可能なNOX成分の増加が顕著である。後段の活性炭流動層では大幅に削減されており、層内での生物酸化作用によるものと考えられる。

P-17成分とNOX成分の比率に関して、原水及び着水ではP-17系のAOCが多いが、化学酸化を経ることによってNOX成分への移行が生じている。これはオゾン処理等でシュウ酸や酢酸等が新たに生成されたことに起因している。最終処理水のAOC比較では、新システムは従来処理より30%以上の抑制効果が確認されている。また、AOCの低減は浄水の微生物

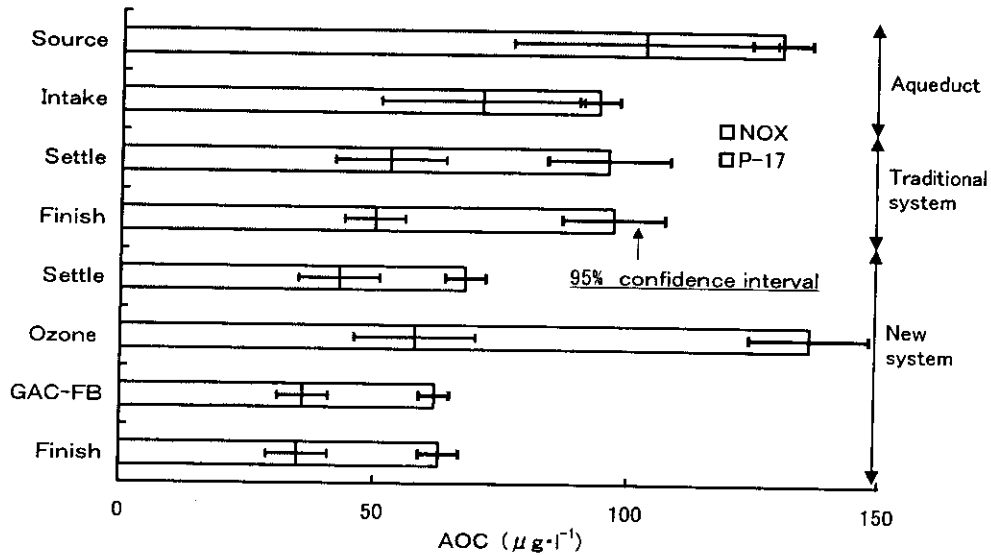


Figure 6 AOC in water treatment train

物安定性を高めるのみならず、給水ネットワークでの残留塩素の消費速度を抑えることにも効果があるため、双方から再増殖の抑制をより確実なものとする事ができる。

一般に微生物の増殖には炭素やリン、窒素等が必要である。比較的栄養塩類に乏しく微量の制御も困難な水道水では、その中の炭素が主要な制限因子になると考えられる。微生物のエネルギー源となる有機物の評価手法の一つであるAOCに関しては、 $10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度の水道水では従属栄養細菌は増殖できないことから微生物安定性に優れているとの見解や[13]、 $50 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度以下の水道水では大腸菌の増殖が認められない等の報告もあり[14]、AOCを評価する場合の具体的な判断基準を設けている。そのため、これらの評価値の適用性を確認することを目的として、既知の細菌類の増殖とAOCとの関係を調査した。

調査に用いた細菌は、病原性指標細菌の*Escherichia coli* (大腸菌)、大腸菌群の中でも低栄養で増殖する*Klebsiella pneumoniae* (肺炎桿菌)、配水管内の生物膜で検出例が多く日和見病原体である*Pseudomonas aeruginosa* (緑膿菌)、及び、塩素耐性菌の一つである*Bacillus subtilis* (枯草菌)の4菌株とした。従来処理水(AOC $100 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)と精製水(AOC $0 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)の2試料に、菌数がそれぞれ 10^1 と $10^3 \text{CFU}\cdot\text{ml}^{-1}$ 程度になるように接種した合計4試料における菌株ごとの挙動を図7~10に示す。*E. coli*、*K. pneumoniae*、及び、*B. subtilis*は接種菌数と同じかあるいは

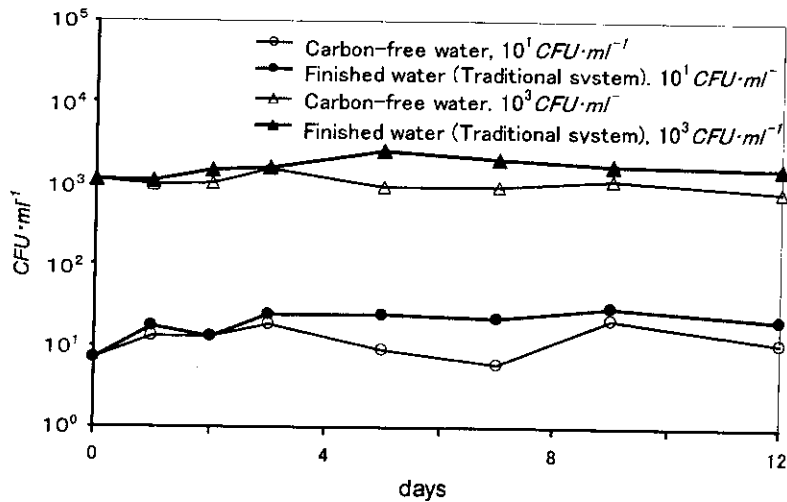


Figure 7 Behavior of *Escherichia coli*

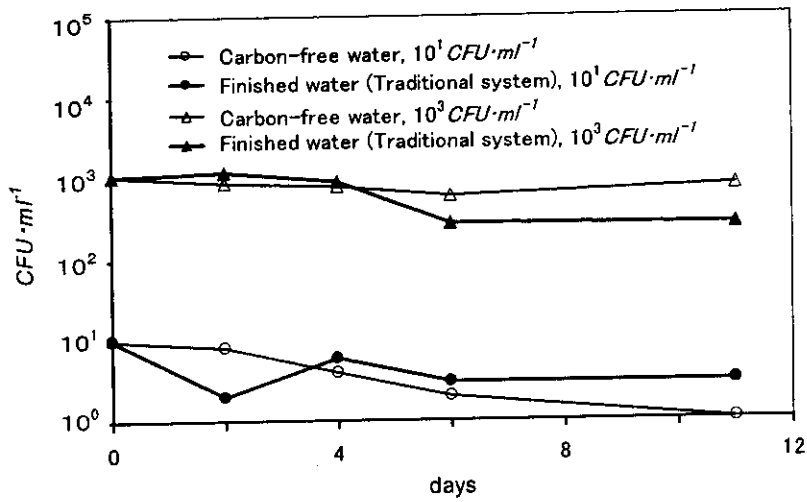


Figure 8 Behavior of *Klebsiella pneumoniae*

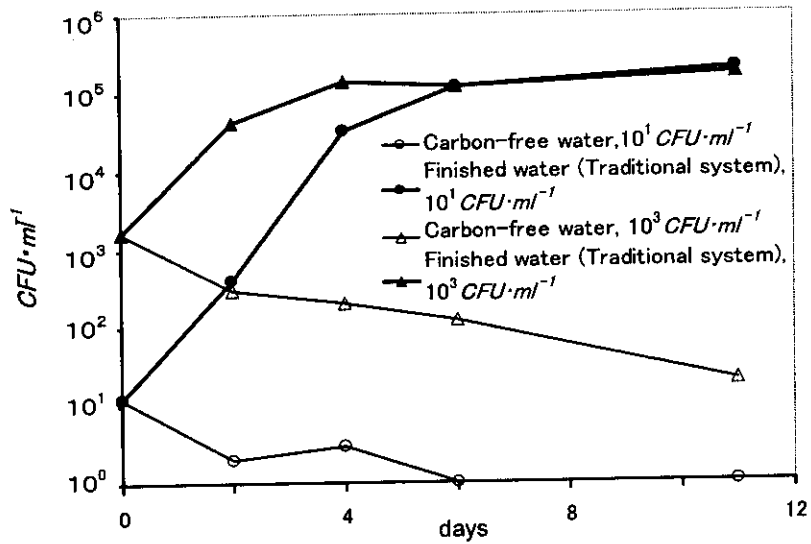


Figure 9 Behavior of *Pseudomonas aeruginosa*

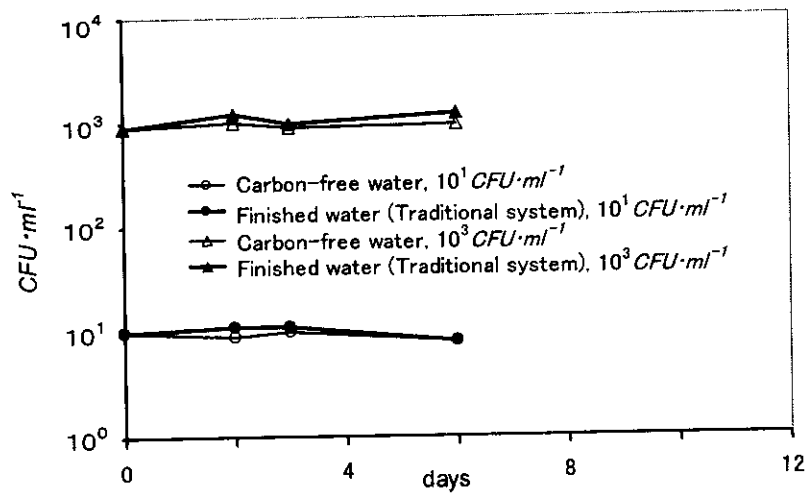


Figure 10 Behavior of *Bacillus subtilis*

減少するという挙動を示していた。一方、*P. aeruginosa*のみは増殖していたことから、再度詳細試験を行った。

その結果を図11に示す。AOCが $5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下の試料における*P. aeruginosa*は接種菌数に比べて減少傾向を示していたが、 $33\sim 80 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ の試料では全て接種菌数以上に増加し、AOCが高い試料ほど*P. aeruginosa*の最大増殖量も多くなっていた。そのAOCと最大増殖量の散布図を図12に示す。X軸の切片を求めると $28 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ となり、*P. aeruginosa*が増殖できる限界のAOCは $30 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 付近であると判断することができる。これはKooijが行った従属栄養細菌の調査結果(AOC $10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)と比べると少々高い値である一方、LeChevallierが大腸菌に関して実施した結果(AOC $50 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)と比べると少し低い値となっている。

新しい浄水技術における最終処理水のAOCは従来処理より抑制されてはいるものの、給水システム末端での再増殖の可能性を否定しうるレベルではない。従って給水システム末端までの残留消毒剤の確実な保持は以前と同様に極めて重要であるといえよう。

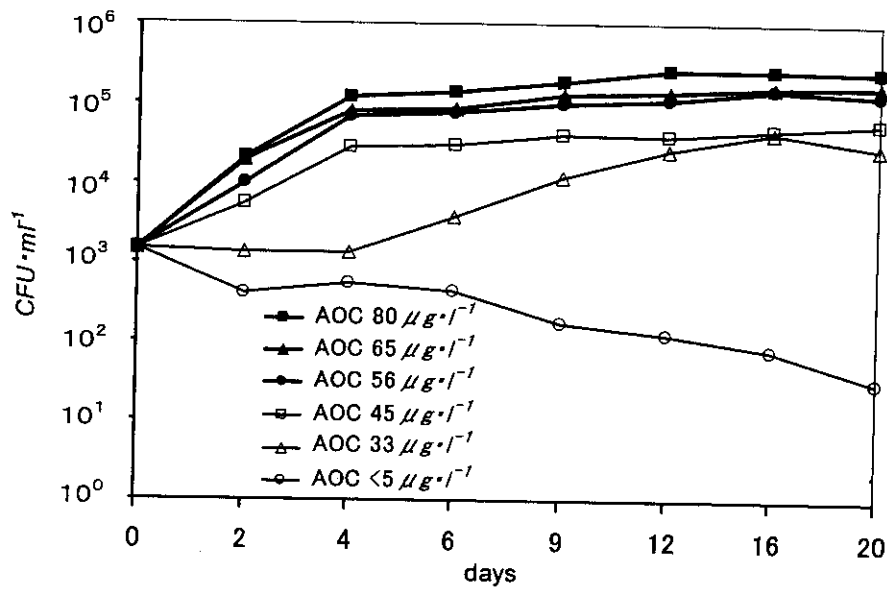


Figure 11 Behavior of *Pseudomonas aeruginosa* (reexamination)

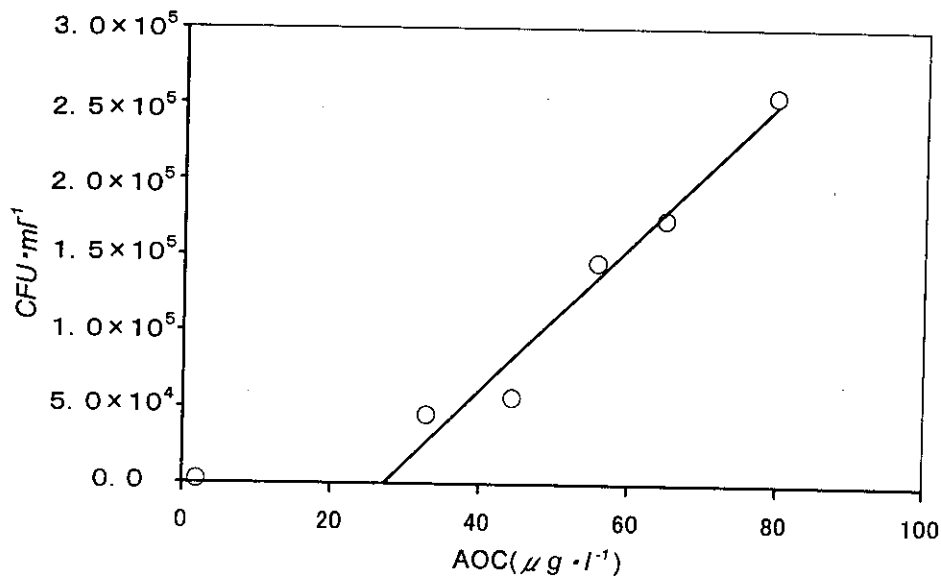


Figure 12 Maximum increase of *Pseudomonas aeruginosa* vs. AOC

4. 5 結論

HWSA の浄水システムにおける微生物リスク管理について、*Cryptosporidium* と AOC を指標として、病原微生物への防御と再増殖の抑制の見地から定量的に評価した。その結果、新しい浄水システムは、従来の処理技術と比べて微生物リスクの管理レベルをかなり向上できることが分かった。前者に対しては除去率が 7-log にアップし、後者では 30%以上の低減率となる。

これからの水道は給水サービスの水準を確保するだけでなく、需要者の多様なニーズに対応することが求められている。また、消費者とのパートナーシップを進めていくためには、積極的な情報公開や広報活動の展開が不可欠である。水道水質のリスク管理、すなわち安全性に関する情報も提供していかなければならない。

引用文献

1. Nieminski E.C. and J.E. Ongerth. (1995). Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by conventional treatment and direct filtration. *Journal of AWWA*, 87(9), 96.
2. Li Y.S., J.A. Goodrich, J.H. Owens, G.E. Willeke, F.W. Schaefer III, and R.M. Clark. (1997). Reliability of surrogates for determining *Cryptosporidium* removal. *Journal of AWWA*, 89(5), 90.
3. Nagashio D., T. Hanamoto, and T. Sasaki. (1997). Introducing intermediate ozonation to the full-scale drinking water treatment plant. *Proceedings of 13th Ozone World Congress, IOA*, 49.
4. Hall T., J. Pressdee, R. Gregory, and K. Murray. (1995). *Cryptosporidium* removal during water treatment using dissolved air floatation. *Water Science and Technology*, 31(3-4), 125.
5. Plummer J.D., J.K. Edzwald, and M.B. Kelley. (1995). Removing *Cryptosporidium* by dissolved-air floatation. *Journal of AWWA*, 87(9), 85.
6. Joret J.C., J. Baron, B. Langlais, and D. Perrine. (1997). Inactivation of *Cryptosporidium* sp. oocysts by ozone evaluated by animal infectivity. *Proceedings of 13th Ozone World Congress, IOA*, 739.
7. 井関基弘 (1996) 水系感染クリプトスポリジウム症の集団発生：その実状と対策. *日本水処理生物学会誌*, 32(2), 67.
8. Sathasivan A. and S. Ohgaki. (1999). Application of new bacterial regrowth potential method for water distribution system – A clear evidence of phosphorus limitation. *Water Research*, 33(1), 137.
9. 汐崎淳、宮川徹也 (1996) 浄水の微生物安定性に関する調査：細菌の増殖能. *第47回全国水道研究発表会講演集* 520.
10. Servais P., G. Billen, and M.C. Hascoet. (1987). Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Water Research*, 21(4), 445.
11. Van der Kooij D. and H.R. Veenendaal. (1995). Determination of the concentration of easily assimilable organic carbon (AOC) in drinking water with growth measurements using pure bacterial cultures: The AOC manual. *KIWA*.
12. Huck P.M., P.M. Fedorak, and W.B. Anderson. (1991). Formation and removal of assimilable organic carbon during biological treatment. *Journal of AWWA*, 83(12), 69.
13. Van der Kooij D. (1992). Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth. *Journal of AWWA*, 84(2), 57.
14. LeChevallier M.W., T.S. Badcock, and R.G. Lee. (1987). Examination and characterization of distribution system biofilms. *Applied and Environmental Microbiology*, 53(12), 2714.

5. リスク管理の概念に基づく原虫汚染問題の解釈とリスク回避策

国立感染症研究所寄生動物部 原生動物室 遠藤卓郎

*Cryptosporidium*を原因とする最初の水系集団感染事例は1984年に米国Texas州で発生した。これを機に *Cryptosporidium* は *Giardia* とあわせて水道水の汚染微生物として注目されるに至った。1993年には Pennsylvania 州 Milwaukee で未曾有の規模の *Cryptosporidium* 集団感染が発生し、40万人を超える感染者が報告された。わが国でも1994年と1996年に水道水の汚染を原因とした *Cryptosporidium* 症の集団発生を経験している。前者は1994年8月から9月にかけて神奈川県平塚市の雑居ビルで集団下痢症が発生し、ビル関係者736人のうち、461人が下痢、腹痛などの症状を訴えた。後者の事例では1996年6月に埼玉県越生町において町営水道に *Cryptosporidium* が混入し、町民の7割を超える8,812名が被害にあった。これ以降、厚生省を中心に対策が執られた。各地で同時に進められている汚染状況調査の結果を待つまでもなく、わが国の原虫汚染問題が欧米諸国と同様であろうこと、すなわち抜本的な対策を迫られるものであろうことは十分予測されるところである。この問題の解決に向けた取り組みの一つとして、HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Point) という管理手法に係る概念の導入が図られている。この概念の導入の根拠(動機)とその問題点について考察した。リスク評価に用いられる4工程、すなわち①危害因子の特定、②用量-反応評価、③曝露評価 および④リスク特性に照らして原虫汚染に係る問題を解析することで、本件が抱える問題点を浮き彫りにし、今後の対応を考えてみた。

HACCPの概念に基づいた管理方法

全国の河川の汚染状況については1997年に厚生省による調査が行われ、河川表流水や湖沼など調査の対象とした94水域277地点のうち6水域(6.4%)8地点(2.9%)で *Cryptosporidium* が検出された。全国各地での汚染調査は定着しつつあり、汚染の実態が明らかになってきた。*Cryptosporidium* 等原虫による飲料水汚染は、一部の野生動物を含め、畜舎排水あるいは生活排水の流入に起因していることは明らかである。幼若な家畜に感染が集中していることも判明している。わが国の情報網を活用すれば各水源流域において下痢症の発生など家畜類の汚染実態を把握することは必ずしも不可能ではない。しかしながら、今日まで疾病動向に関する情報はなく、それらの情報が現実的に浄水施設等管理に活用された例を知らない。すなわち、異業種間での情報の共有(リスクコミュニケーション

ョン)の欠除が指摘される。情報の交換に際しては、互いの利害の調整と相互の信頼関係の構築が必須で、社会環境の整備が重要な要素となっている。また、*Cryptosporidium*による水系汚染の実態把握に関しては必ずしも充分とはいえ、今後とも検査精度の向上に更なる検討が必要である。

塩素耐性を持つ原虫汚染により水道水の微生物学的な安全性確保に向けて新たな対応が求められるところとなった。今後とも新たな病原体(変異体)の出現により、その都度監視項目と防除に関する研究が必要となる。水道水汚染の監視と防除に関する研究の重要性は指摘するまでもないが、個別の病原体に対しその都度監視項目に追加していくことは非効率的といえる。*Cryptosporidium*の出現を契機として、今後に向けた病原体と浄水処理における対処法に関してあらたに病原体の分類とその特徴・処理方法が提案されている(表)。

表 病原微生物の分類

分類	代表例	塩素耐性	粒径	配水中の増殖	処理方法
第1分類	<i>Shigella</i>	弱い	小	なし	塩素処理
第2分類	Enterovirus	中間	極小	なし	塩素処理/膜ろ過
第3分類	<i>Cryptosporidium</i>	強い	中程度	なし	凝集/沈殿
第4分類	<i>Legionella</i>	弱い	小	増殖	残留塩素

表にみるように、病原体を4の体系に分類している。第1分類には感染性(毒性)が強く注意を要するが塩素に感受性のある*Shigella*に代表される細菌群が分類されている。類似の病原細菌としては、*Vibrio cholerae*、*Salmonella typhi*、*Escherichia coli*、*Campylobacter jejuni*など様々なものが該当する。第2分類は極めて微細な粒子のウイルスである。一般にウイルスの不活化・除去については、濁質との凝集により塩素消毒に対して中程度の耐性を示すとされている。第3分類は極めて強い塩素耐性を持つ*Cryptosporidium*が典型例となる。一般に寄生性原虫の嚢子は塩素耐性が強く、塩素消毒では安全性(不活化)が確保できないという難しい問題が提示された。第4分類は*Legionella*属菌類に代表される病原体群で、配水管中での増殖(Re-growth)が問題となる。これらは塩素処理等により不活化は可能であるが、配水管中のバイオフィームが増殖の場となっている。この第4分類を含めることで新たに配水系の管理が加えられた。これらの分類に基づき病原微生物を新たに分類し、不活化・除去に向けた浄水システムの構築と運用が今後の目標となる。

微生物学的危険因子に対して一連の浄水処理の組み合わせにより対応してきた。しかし、それら一連の処理をかいくぐって漏出するであろう病原微生物の量をリアルタイムに計量

することは困難である。上記の 4 群の微生物に対する検査はいずれも煩雑で時間を要することから、常に供給されつづける水道水のモニタリングには馴染まない。このシステム管理に HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Point) の手法を導入することが活発に論議されている。HACCP の概念は全行程において危害に結びつく可能性をすべて系統的に制御することである。すなわち、下段のリスク評価の手続きにより危害の所在、発生確率および社会に与える影響を評価し (Hazard Analysis)、原料と最終産物の取り扱いを含めた全工程に関する詳細な情報から監視すべきプロセスを決定し (Critical Control Point)、各々の Critical Control Point において危害を排除、予防あるいは許容範囲内におさめるために制御されなければならないパラメータの最大または最小値を定め (Critical Limit)、その監視と制御を行うことで最終産物 (水道水) の安全を保障しようとするシステムである。浄水処理における工程管理では水源の水質把握、処理工程のみならず配水設備、受水装置の保全までが含まれることから、糞便性大腸菌のような単一の指標を採用することはできない。新たな指標としては、凝集剤の添加量、水の濁度と粒子数、消毒剤の添加量と末端での残留塩素濃度、降雨量、その他、主に作業工程で管理すべき物理化学的なパラメータが選択される。これらの値よりシステムの運行あるいは障害に関する情報をリアルタイムに得ることが可能となる。下段に示すように原虫類汚染では多くの問題を提起しており、未だ真のリスク評価ができる現状にはないが、現実社会でのリスク回避は不可避である。浄水施設における *Cryptosporidium* 等という特定された危害因子 (汚染物質) の排除にむけた監視項目、およびその Critical Limit の設定は可能である。不完全ながら HACCP に基づく管理を実施し、得られた知見を速やかに feedback させ、本管理体制の成熟を図ってゆかねばならない。

リスク管理の概念に基づく原虫汚染問題の解釈

HACCP 管理の前提として危害因子の特定、用量・反応評価、曝露評価およびリスク特性という 4 要素の解析が必須となる。いうまでもなく、原虫汚染問題における主な危害因子は *Cryptosporidium* および *Giardia* であり、感染による健康被害は激しい急性・慢性の下痢である。*Cryptosporidium* 症では数日程度の激しい下痢の後、健常者においては自然治癒することが知られている。また水道水を介した感染では大規模な集団感染が危惧され、社会に与える影響は大きい。一方、本症では有効な治療法がないため、免疫不全患者、乳幼児、高齢者などでは長期にわたる下痢が原因で死に転帰することが特記される。

一般論として、病原性を含む用量 - 作用反応の評価においては実験動物を用いた感染実

験のデータが用いられるが、いくつかの問題点が指摘される。まず、1) 実験に用いられる病原体は研究室内で長期に保存されたものが多く、野外株 (wild type) との間で感染力に差異が生じている可能性があること。また、2) 顕著な宿主特異性を示す原虫類においては実験感染が成立しなかったり、宿主間の差異を補間する情報を持ち得なかったりすること。宿主特異性の問題を回避するために、ヒトに近い感受性を示す宿主動物を用いることで対応しているが根本解決には至らない。3) 極めて限られるが、ボランティア実験が可能な場合には動物実験との対比が可能となり、安全率を得る努力が行われている。ちなみに *Cryptosporidium* に関しては、米国で健常者のボランティアを募り、特定の genotype (ウシ型) の *C. parvum* を用いて感染実験が行われている。4) 病原微生物による危害の査定には Tolerable Daily Intake 等の概念が適用できないこと。感染論においては、いわゆる one hit theory (1 個の病原体の侵入により感染が成立するという理論) と、一定量の病原体の侵入が感染に必要であるという閾値の考え方の 2 つがある。ところで、「感染」という現象は「発症」を包含しているが、往々両者は独立した事象として扱われる。「不顕性感染者」は健常者に分類される可能性が高いからである。健常者を対象とした場合には、発症に至る病原体量におおむね閾値が存在するものと考えられる。ごく少量の原虫を摂取した場合には、発症に至る以前に自然治癒する可能性があり、閾値以上の量が摂取されてはじめて疾病として顕在化、すなわち発症者として認識される。疫学的な視点からすれば不顕性感染は病原体の排出に関与しており、汚染源の拡大 (社会への影響度) という面での寄与率はむしろ高いものと判断すべきである。一方、いわゆる健康弱者が形成するリスクグループにあっては自然治癒が望めないことから、感染の成立は確実に発症につながり、用量—反応評価における閾値の概念は否定的となる (one hit theory の成立)。換言すれば、病原性の評価は対象によって異なるもので、一様に論ずることはできない。

化学物質による暴露評価においては、均一な濃度による継続的な曝露を想定している。ところが、典型的には *Cryptosporidium* 集団感染などによる汚染の事例を検証すると一過性の不均一な汚染であることが示される。汚染量を問わなければ、平時における汚染形態も一過性汚染の (ランダムな) 繰り返しが基本と考えられるが、汚染源から遠ざかれば限りなく均一な汚染に近づく。水源の汚染源の特定 (牧畜、野生動物の種類・分布など)、病原体排出の季節変動 (幼若動物に感染が多いことから、繁殖期との関係)、水源への流入量、河川水量に比例した希釈効率、浄水の処理における除去効率等々の情報は入手可能で、これらの情報が整備された時点では化学物質汚染に用いられる方法に準じた prospective な暴露評価が可能となるものと期待される。

ところで、リスク管理における重要な情報の1つに許容患者発生率（数）（Tolerable Disease Burden）という概念がある。社会（地域）が水道水を介した患者発生を何処まで許容できるかということで、この値を基準として一連の浄水処理工程を選択し、運行管理が敷かれる。しかしながら、容認し得る患者発生率は絶対値で示される値ではなく（本来的には Zero Risk）、実質的には我々の日々の経済活動を制約条項として、水道水の疾病寄与率を極小に抑えた結果として示される患者発生率が充てられている。いうまでもなくこの値は健常者において受け入れられるに十分な小さな値であるが、リスクグループにとってはしばしば受け入れられない値となる。*Cryptosporidium* 症はその典型例で、本症の感染がリスクグループにとって致命的であるからである。リスクグループを対象とした問題解決策は情報開示（Risk Communication）を手段とし、正確な情報伝達によりリスク対象者が自ら、あるいは専門医等の指導のもとで適正な回避策を講じることで対応しなくてはならない。ところで、容認し得る患者発生率が維持されているか否かは地域における疾病の発生動向により検証されるものである。しかしながら、後述するように現行の監視体制での把握は極めて困難である。

Cryptosporidium 集団感染としてしばしば取り上げられる 1993 年の Milwaukee での調査例において、事故後の電話調査で *Cryptosporidium* に感染した内の 285,000 人が下痢の症状を呈したものと推計された。しかしながら、そのうち実際に *Cryptosporidium* が検出されたのはわずか 12 名にすぎず、全感染者の 99.996% に関する情報が得られなかった計算になる。すなわち、40 万人ともいわれたこの集団発生においてすら十分な患者の把握が困難であった。まして平時における散発的あるいはごく小規模な疾病の発生動向の把握は難しい。通常、下痢症のみでの来院者は限られており、本原虫症にとどまらず下痢症全般においてほとんど原因究明がなされていない。ちなみに、わが国で 1999 年 4 月 1 日から施行された「感染症の予防及び感染症の患者に対する医療に関する法律」で、4 類感染症に指定された *Cryptosporidium* 症および *Giardia* 症は医師の届け出が義務づけられたが、2000 年の第 50 週での累積で、*Giardia* 症は 88 例、*Cryptosporidium* 症に至っては 3 例の届け出報告にとどまっている。報告の対象となった症例の半数以上は海外渡航中の感染であり、水道水を原因としたことが特定された国内感染例は報告されていない。

6. 水道におけるクリプトスポリジウム問題に対する私見

麻布大学環境保健学部 平田 強

本資料では、当日の議論の参考とすべく、小生の中でも必ずしも確定されていない意見をまとめて示していることをあらかじめお断りします。

6. 1 はじめに

原虫汚染、特に *Cryptosporidium parvum* による汚染問題は水の微生物衛生上の最重要課題である。その第一の理由として、*C. parvum* は、(1)高い消毒剤耐性を有するため通常の塩素消毒では実質上不活化できないことが挙げられる。また、(2)感染力が強く、超低濃度でも水系感染症問題が生じうること、(3)水環境における生残性が著しく高く、貯留等による不活化あるいは死滅が期待できないこと、(4)人獣共通感染症起因病原体であり、動物や家畜から人への糞口感染が主要感染経路として存在すること、(5)産業動物が *Cryptosporidium* に感染しても産業上の実質被害が小さく、感染防止対策がとられにくいことなども挙げられよう。

水道を介した *Cryptosporidium* 感染の集団発生が 1980 年代から世界中—とりわけ先進国—で発生しており、我が国でもすでに 2 件発生している(1994, 1996)。厚生省はこの 2 件目の越生集団感染事例を重視し、原虫による集団感染汚染の発生防止策として暫定対策指針を作成した(1996)。この指針が契機となって原虫汚染問題の重要性が広く水道界で認識されるようになり、浄水処理システムの運転管理の点検、浄水システム運転・管理方法の改善、新しい技術開発への取り組みなどが進み、わが国の水質衛生の向上に大きく貢献した。一方、急速砂ろ過法で処理した水道水、および消毒のみで給水している水道原水などから原虫が検出され、暫定対策指針に基づいて給水停止措置がとられた水道施設が数件発生した。また、これまでの集団感染事例の大半が設備の不備か浄水処理施設の運転管理ミスによるもので、我が国の 2 例も同様であったことから、適正な運転管理を行っていれば水源汚染があつたとしても感染症の集団発生は生じないとの意見が一部で強く主張されている。

水源環境調査によると、流域内に何らかの *Cryptosporidium* 汚染源が存在するところが多く、実際に *Cryptosporidium* が検出されている例も少なくない。また、暫定対策指針は緊急避難的に作成されたため、水源環境の汚染のおそれの判断や水質評価に十分な定量性が保証されていない。そこで本稿では、基準設定という観点から水道における *Cryptosporidium* 問題について論議を進めたい。

6. 2 課題

Cryptosporidium に対する基準値を設定するにはクリアしなければならないいくつかの課題がある。それらには、飲用水量、許容感染リスク、リスク対象群、水質基準・処理基準の選択などがあるが、いずれも確定的ではない。このため、それらについて、十分な検討が必要である。

6. 3 飲用水量

微生物は、化学物質とは異なり、加熱によって死滅する。このため、Dose-Response に基づいてリスクを考える場合は、‘生で飲む水量’を想定しなければならない。水道水を実際にどの程度飲むか統計データは少ないが、2 L もの水道水を生で飲むことはまずあり得ない。また、飲み水に対する感性も変わってきており、これまで‘まずい水’を供給してきた地域(=実質上、大都会)に住む若年層を中心に水道水を生で飲まない習慣が定着しつつあることもまず間違いない。そのような状況下で、化学物

質の場合と同様の2Lを適用する必要はない。では、生の飲用水量をどれだけの量に設定すべきか。根拠のある回答はできないが、日本水環境学会の健康関連微生物研究委員会が夏季の連続した1週間を対象に行ったアンケート調査(調査の都合から、20歳前後の比率が高い対象群となっている)によると、半数は水道水を飲まない習慣を有している。浄水器を設置している場合はさらにその比率が高まる。浄水器を取り付ける理由は、安全な飲料水を確保することになるのではなく、飲用以外の用途にすら水道水をそのままでは使用したくないという意思の現われとも見ることができ、若年層の水道離れは深刻である。また、一日平均飲用水量の平均値は209mL、一日最大飲用水量の平均値は357.5mLと少ない。しかし、一日平均飲用水量、一日最大飲用水量の最大値はいずれも1.5L程度であった(1Lを超える水道水を飲用する人は5%以下)。この調査を今後も継続してアンケート数を増やすことになっており、その結果に期待したいが、現時点では、小生は、水質基準を考える場合せいぜい500mL(コップ3~4杯分)程度を考えておけばよいのではないかと考えている。

6. 4 許容リスク

1) 発症リスクか、感染リスクか

本来は発症リスクに疾病の重篤度を加味した被害の程度のリスクで扱うべきであろう。しかしながら発症に関する情報は感染に比べると限られている。発症の定義には臨床症状が絡んでくるので、具体事例となるとデータの質と量の確保がかなり困難である。また、現在利用できる *Cryptosporidium parvum* に関する情報は感染力によるものしかないし、感染者の発症率が40%程度ある例もあるので、現時点では感染リスクで検討するのが妥当であろう。

2) 許容感染リスク

許容リスクをどのレベルに設定するのが妥当かの判断は基本的に政策科学や社会科学の問題であるが、現時点でそれを科学的根拠に基づいて求めることは不可能である。したがって現状では恣意的に決めるしかない。

USEPAのグループは、集団感染発生時に必要となる社会的費用や水道事業者が刑法上の法的責任を問われないと想定されるレベル等を考慮したうえで、許容感染リスクとして $10^{-4}/\text{year}$ を提案している(国としての正式な提案ではない)。強度免疫不全者が水道水を生で飲用することを前提にすれば、この値は決して小さくない。なぜなら、*Cryptosporidium*感染によって死に至る危険が極めて高いからである。しかし、対象とするリスク暴露集団を健常者のみに限定した場合、この値が妥当かどうかには疑問の余地がある。その第1点は、感染して発症した場合下痢を発症し、時に頻回の重度の下痢に襲われるものの、健常者であれば免疫機能の発現によって完全治癒できる(免疫も獲得するが、永久免疫となるかどうかは不明であるとされている)。第2点は、死亡率が他の病原微生物に比べるときわめて低い点である(死亡例はいずれも強度免疫不全者であるとされている)。

われわれは日常的にどの程度の頻度で下痢をするであろうか。年に4~5回は原因不明の下痢をする人は決して珍しくない。年4回とすると発症確率は4/year、人生70年とすると生涯リスクは単純計算で280(生涯)である。これが水道水起因でないとすると、体調不振によるものか、食品、嗜好品、その他水道水以外の生活環境からの病原体暴露によるものと考えられる。 $10^{-4}/\text{year}$ の確率は、いいかえれば年間10,000人当たり1人、東京都を例に取れば人口1,200万人として年間1,200人、1日あたりにすると平均3~4人ということになるが、この $10^{-4}/\text{year}$ というリスクレベルを個人レベルで考えると、生涯感染確率は人生70年として $7 \times 10^{-3}/\text{生涯}$ 、また、日常生活の下痢発症確率と比較すると、実にわずか40,000分の

1である。O157等の病原性大腸菌による大規模食中毒事件が発生したためその防止策として食品衛生分野ではHACCPを導入したので、近い将来、われわれの日常生活における下痢症発生頻度は少し減少するかもしれない。仮に日常生活における下痢症発生頻度が1桁下がったとしても(こんなに下がると思われないが)、 $10^4/\text{year}$ は日常生活における下痢症発生頻度 $0.4/\text{year}$ の4,000分の1に過ぎない。

このような考え方が妥当かどうかの判断は社会科学の進展を待たなければならないが、個人的には、完全治癒するタイプの一時的健康障害なので、水道水という特定要因のリスクを日常生活リスクの1/10程度に抑制できれば社会的に許容可能ではないかと考えている。HACCPの導入以降の経口感染リスクを仮に $0.4/\text{year}$ とするとその1/10は $4 \times 10^2/\text{year}$ 、このときの生涯リスクは2.8となる。

また、水質基準として定めた場合、原水における*Cryptosporidium*出現濃度は、限られた情報ではあるが、おおむね対数正規分布とみてよいので、処理水中の出現濃度もおそらく対数正規分布に近いものとなる。そうすると、浄水場における水質管理は化学物質と異なり、実質上限ぎりぎりのリスクにさらされている場合でも、結果的にはおそらくその1/10レベルかそれ以下に制御されることになる。

こういった前提が成り立つとすると、死に至る危険性の極めて少ない病原微生物について、現行の試験方法で得られる計数値をベースに、それらがすべて生きていて人への感染力があるという前提で基準値とする場合、計算上の許容感染リスクは $10^2/\text{year}$ レベル(生涯リスクとして0.7)あたりを目安に考えてもよいのではないだろうか。このとき、飲料水量を $500\text{mL}/(\text{capita} \cdot \text{d})$ とすると、基準値は $1.3 \text{ oocysts}/100\text{L}$ となる。少し努力すれば計測可能なレベルの数値である。また、現時点で基準値をそのようなレベルに設定したとしても、管理実務上の理由、生死や感染性が不明な検査方法での計数値に基づいて評価することなどが影響して、実質的には感染リスク $10^3/\text{year}$ レベル程度かそれ以下が達成される可能性が高い。

6. 5 リスク対象群

*Cryptosporidium parvum*の感染確率に関する定量性の高いデータは健康者ボランティアによるものであり、健康弱者の感染に関する定量的データはない。水道という社会基盤を健康弱者のすべてを対象に整備すべきかどうかは議論のあるところである。健康弱者のうち強度免疫不全群については、医学的見地から、水道水を含む個人生活環境の整備を社会的費用で進めるべきであり、基本的には健康者を対象とした取り扱いでよいと考える。ただ、実際の適用に際しては健康弱者集団のうち医学的に健康者とほぼ同様の日常生活が妥当と判断されるレベルの健康弱者については相応の考慮が必要である。*Cryptosporidium parvum*のDose-Responseは健康者で得られたものであるもので、それをもとにする場合は個体差による不確実性(化学物質の場合10が使用されている)の概念を導入すべきなのかもしれない。

6. 6 Dose-Response Model

モデルはデータの特徴を記述できればそれなりに有用であるが、基準設定のためのモデルでは実証不能な超低濃度領域での感染確率を外挿できるものでなければならない。しかし、いずれのモデルも極端な外挿に耐えうるかどうかは検証されていない(できない)状況にあり、これまで各種のDose-Responseモデルが提案されているが、現時点で信頼性の高いモデルを選択することは大変困難である。ウイルスでは感染確率 $10^{-4}/\text{y}$ レベルの摂取量が2桁も違う結果になる例もある。

一般に、感染力の強い病原微生物のDose-Responseには指数モデルがよく適用するとされている。*Cryptosporidium parvum*は感染力の強い病原体とされ、指数モデルで解析されているが、強いといっても ID_{50} が100個を超えるレベルにあるので、本当に指数モデルでよいのか、疑問が残る。現在WHOが病