

る旨、苦情の電話がセンターに入る。(他、同地区の住民6名から苦情があった。)

②原因：前日よりS特1高区配水池(2池構造)において1池の内面塗装(エポキシ樹脂塗装)を施工していたところ、ドレン管の蓋が外れていたため、エポキシ樹脂塗料に使用したシンナーが気化して、他の1池(供用中)の水道水に臭いが移ったものである。

③対応：(1)原因判明後、直ちに配水池の塗装工事を中止。

(2)12月21日午前中より配水池の水の入れ替えを実施。

午後より配水本管の放水開始。

(3)同日午後から給水タンク車2台、同地区公園に配備し、飲料水を供給する。  
同時に広報車により地区住民に広報を実施。

(4)12月24日午前10時配水池の水、13時30分配水本管、検査結果(資料-1)、  
臭気感じられなくなり終結。

なお、資料として「S特1高配水池有機溶剤臭水質測定結果について」(表-2.8)を添付した。

(2)臭味に関する文献調査(生ぐさ臭)

①生ぐさ臭(海藻臭、魚臭)

(1)原因生物

生ぐさ臭の原因となる生物は、黄金藻類のウログレナ属、マノモナス属、シヌラ属、ジノブリオン属、緑藻類のボルボックス属、クリプト藻類のクリプトモナス属および渦鞭毛藻類のペリジニウム属が知られている。これらの藻類はすべて鞭毛をもち自由遊泳が可能であり爆発的に増加して淡水赤潮を引き起こすことがある。これら藻類による臭いは、生ぐさ臭の他に魚臭、海藻臭、きゅうり臭と表現されている。

水道に異臭味障害のため何らかの処理対策を講じたものはウログレナ属による異臭のみである。琵琶湖では、1977年、*Uroglena americana*による淡水赤潮が発生して、湖から直接取水する水道に生ぐさ臭による被害が生じた。また、布引貯水池(兵庫県)も、1980年に*U. americana*による魚臭、釜房ダムおよび大倉ダムでは1986年*Uroglenopsis*による生ぐさ臭が報告されている。

1988年、中原らは、淡水赤潮発生時の*U. americana*を採取し、魚臭(生ぐさ臭)の臭気物質の同定を行いtrans,cis-2,4-heptadienalとtrans,trans-2,4-heptadienalの2種を確認している。また、同種の単藻培養によっても2種の物質を確認している。片岡は、1994年、*U. americana*に起因する魚臭(生ぐさ臭)の指標物質として、*U. americana*の増減と高い相関があり、発生期間のみ検出されるtrans,cis-2,4-heptadienalが最適であるとしている。また、trans,cis-2,4-decadienalも魚臭発生 of 指標物質として適しているとしている。trans,cis-2,4-heptadienalとtrans,cis-2,4-decadienalは、魚臭のしている*Synura sp.*および*Dinoburyon sp.*からの検出報告がある(Jottner, F. 1981年, 1986年)。

その他、生ぐさ臭を引き起こす原因には魚卵がある。利根川水系では、初夏にレンギョやソウギョの卵が多量に流下して異臭味障害を引き起こした例がある。

(2)浄水プロセスの挙動

*U. americana*による生ぐさ臭の浄水プロセスでの挙動についての報告例は少ないが、緩速ろ過方式では、臭気の強さの程度は明らかでないが、除去できることが報告されている

(大津市, 神戸市)。

琵琶湖での *U. americana* の淡水赤潮時には琵琶湖から直接取水している大津市および京都市によると, 臭気が比較的弱い段階では, エアレーション, 中間塩素処理ならびに凝集剤の増量も除臭に効果的であり, 臭気が強くなると上記の処理に加え, 粉末活性炭処理, 粒状活性炭処理が行われ除臭効果を上げている。淀川下流域から取水している水道では, 市民から苦情もなく, 通常の浄水処理で対処できている。

また, 釜房および大倉ダムにおける *Uroglenopsis* による海藻臭の除去のために, 十分な接触時間得られれば, 塩素量の増量で処理可能であるとしている (仙台市)。

生ぐさ臭の臭気原因物質を測定した臭気除去例としては, 1994 年, 片岡が粉末活性炭 10mg/l 処理で原水中の生ぐさ臭指標物質 (臭気原因物質) の *trans, cis-2, 4-heptadienal* および *trans, cis-2, 4-decadienal* が 80 から 90% 除去されることを報告している (京都市)。

## ②実例

### (1)かび臭

#### ア. 生ぐさ臭 (海藻臭, 魚臭) <sup>3-5)</sup>

##### 滋賀県琵琶湖

琵琶湖では, 1997 年 5 月から 6 月に *Uroglena americana* による淡水赤潮により, 生ぐさ臭が発生した。その後, 淡水赤潮は 1986 年, 1997 年, 1998 年を除き, 4 月から 6 月に発生し, 琵琶湖から直接取水する大津市および京都市に生ぐさ臭による被害を与えた。淡水赤潮の形成にまで至らなかった場合でも大津市・京都市では生ぐさ臭による被害を受けている。

なお, 1993 年は 7 月下旬, 1997 年は 11 月から 12 月, 1998 年は 1 月にと春から初夏以外の時期にも生ぐさ臭の発生が見られている。

琵琶湖での淡水赤潮の発生規模が大きい時には, 淀川の中流域から取水する大阪府や枚方市でも生ぐさ臭の影響が現れている。

生ぐさ臭が発生した場合, 凝集剤の増量, 中間塩素処理, 粉末活性炭処理, 粒状活性炭処理, 生物酸化処理等により対処している。

##### イ. 兵庫県布引貯水池 (神戸市水道局専用ダム湖)

布引貯水池では, 1980 年 6 月, *Uroglena americana* による淡水赤潮の形成により浄水場原水に強い魚臭が発生した。貯水池よりの取水を影響の少ない下層より行い (選択取水), 北野浄水場では緩速ろ過により処理を行っていたため, ろ過水では魚臭は除去されていた。また, 奥平野浄水場では, 他水系の原水と混合希釈 (約 4 倍) して, 凝集・沈澱・急速ろ過処理され, 魚臭が残るといった浄水処理上の問題はなかった。その後, 淡水赤潮の発生は, 1981 年, 1986 年, 1987 年 1991 年に発生し, 魚臭を生じたが選択取水により対処している。

##### ウ. 宮城県大倉ダム, 釜房ダム

## 2. 3. 8 福岡市水道局

平成 10 年 3 月に福岡市 A 浄水場で発生した事例の報告。

### ①事故発生場所 福岡市近郊 B 町の用水路

②事故発見時間 平成10年3月2日11時00分

③事故の概要

- 3月2日11:00 水質検査（毎日試験）の結果，原水及びろ水の過マンガン酸カリウム消費量，UV吸収（E260）の値が通常より高く，原因調査を行う。  
活性炭注入量の変更（5→10→20ppm）
- 12:50 C地区での倉庫火災の影響が想定されたので，火災現場付近の水路調査を実施した。
- 14:00 原水及び沈でん水のフェノール値確認。
- 17:30 沈でん水及びろ水の水質分析を水質試験所に依頼した。
- 18:30 水質試験所より，原水（9:00）の水質試験結果連絡。  
フェノール，可塑剤検出
- 18:40 ダム取水開始
- 19:30 水質試験所より，沈でん水及びろ水（17:30）の水質検査結果連絡
- 3月3日10:00 水質検査の結果，浄水場原水のフェノール減少
- 13:00 送水のUV吸収（E260）通常値に戻る。  
活性炭注入率変更（20→10ppm）
- 3月4日10:30 河川調査
- 12:00 ダム取水停止

4) 事故の原因

C地区で倉庫火災（2月28日20:30頃から約16時間半）発生。その後の消火用水が用水路を通してD川に流れ込んだもの。

参考：消防用使用水量（消防署確認） 約10,000m<sup>3</sup>

燃えたもの 衣料品，台所用品（アルミ，スチール鍋），ゴム製品（地下足袋，スリッパ）ビニール類，フィルム，カセットテープ，発光体（イベントで使用）

5) 事故の処理

活性炭注入率の変更 3月2日11:00 5→10ppm  
12:45 10→20ppm  
3月3日13:00 20→10ppm

ダム取水 取水比 河川：ダム=1：2

**2. 4 定量分析方法を確立する必要がある異臭味物質（東京都水道局北澤弘美）**

東京都水道局で定量分析方法を確立する必要がある異臭味物質として，臭いの閾値が極めて低い物質又は水源河川水等に含まれる可能性のある物質，約1000物質を選定した。

表-2.10中のPTRIは，保持指標（Programmed Temperature Retention Index）のことで，これはガスクロマトグラフ質量分析において，ガスクロ条件が異なっても共通に使用できる相対的な保持時間の目安として推奨されているものである。PTRIは，n-アルカンを尺度として，その炭素数により次式で計算する。

$$PTRI = 100 \times \left( Cz + \frac{Rts - Rtz}{Rtz1 - Rtz} \right)$$

Rts：試料ピークの保持時間

Rtz：試料ピークの直前に検出する n-アルカンの保持時間

Cz：Rtz の炭化水素の炭素数

Rtz 1：試料ピークの直後に検出する n-アルカンの保持時間

PTRI が 1000 程度までの揮発性有機化合物は、水中に存在するときの臭いの閾値が比較的高い。臭いの閾値が極めて低い物質は、PTRI が 1000～1500 程度となっている。

## 2. 5 水道用エポキシ樹脂塗料に関して

水道に使用する管類、バルブ類、鋼製水槽等の内面塗装にはエポキシ樹脂塗料が使用される場合がある。ところが、塗装後の乾燥方法（自然乾燥、熱風乾燥）の違いや、乾燥時間によって通水後の水質、特に臭気において溶剤臭の問題が生じる場合がある。

そこで、配水管や貯水槽の設置工事終了後の通水検査において、24 時間滞水した水の健康項目等（一般細菌、大腸菌群、塩素イオン、硬度、pH、味、臭気、色度、濁度、残塩、アルカリ度、電気伝導率）の確認に加え、エポキシ樹脂塗装器材を使用した工事では、監視項目であるトルエン、キシレンの測定も行っている。

通水可否の判定を行う場合のトルエン、キシレンについては、それぞれ監視項目指針値の 10 分の一の値である 60 μg/l、40 μg/l を判定値としている。この理由として、当局で行った官能試験において、半数の人が溶剤臭を感じた 50% 閾値濃度が、トルエンで 100～200 μg/l、キシレンで 30 μg/l であったためである。

平成 12 年度において、当局で行った配水管、貯水槽の工事でエポキシ樹脂塗装に関連したもの 30 件のうち

通水可としたもの・・・24 件

臭気ならびにトルエン、キシレンで通水不可としたもの・・・6 件

なお、不可としたものについても、再度洗浄等を行うことにより、通水可となった。

## 2. 6 臭気に関する文献調査

WHO 飲料水ガイドラインでは、臭気についてはガイドライン値が定められていないが、利便性等に関する項目で「苦情がでるレベル」が示されている<sup>6)</sup>。表-2.11 に臭気に関する「苦情がでるレベル」と健康関連のガイドライン値を示した。「苦情がでるレベル」は健康関連のガイドライン値より低い濃度で感知される物質が多い。我が国において基準項目、目標値に設定された臭気物質の閾値は、1,1,1-トリクロロエタンが 0.3 mg/l、2-メチルイソボルネオール及びジェオスミンが 0.01 ng/l 以下といわれている<sup>7,8)</sup>。

水道水の異臭味の発生源は、工場排水、生活排水処理施設、家畜し尿等の人為的汚染に起因するものや藻類や放線菌等の生物起因、浄水処理中に塩素等と反応して生成、施設の塗料や配水管等のライニングに用いている物質の一部が溶け出して発生することもある。主な臭気発生源とその臭気物質をまとめたものを表-2.12 に示した。

飲料水の臭気の試験方法には、その判定が人間の感覚が不可欠であることから官能試験

が古くから採用されてきた。官能試験方法は、臭気の質・種類を表示するものと、臭気の強度を表示するものとに分けられる。臭気強度試験方法の基本は、検水の臭気がほとんど感知できなくなる嗅覚閾まで検水を希釈する方法であり、その希釈倍数の表示には種々の方法がある。水の臭気試験法を表-2.13 に示す。Standard Methods で定めている T.O.N は、嗅覚閾希釈倍数(Threshold Odor Number)をそのまま表示したものであり、その他の試験方法で使われている TO も T.O.N と同じ意味をもっている。

Zoetmann はライン川を水道水源とする浄水場の原水の臭気物質を特定し、その濃度と官能試験(OTC)の閾値について検討した。特定された臭気物質は、1-オクテン、1,3,5-トリメチルベンゼン、ナフタリン、ビフェニル、2-メチル-1-ヘキサノール、2-メチルイソボルネオール、ジェオスミン、ヘプタナール、オクタナール、ノナナール、デカノール、ペプタン-3-オン、クロロホルム、ブromoホルム、o-ジクロロベンゼン、p-ジクロロベンゼン、1,2,4-トリクロロベンゼン、ヘキサクロロシクロヘキサン、ビスエーテルの 20 物質であった。これらの臭気物質の濃度(C)と OTC の閾値の比(C/OTC)が 1.0 以上の場合、50%以上が臭気を感じるとした。C/OTC が 1.0 以上の臭気物質は 2-メチルイソボルネオール、ジェオスミン、デカノール、p-ジクロロベンゼンであった<sup>10)</sup>。

### 3. 有機物指標に関する検討

#### 3.1 はじめに

本研究では、過マンガン酸カリウム消費量、BOD、TOC、DOC、紫外線吸光度、総トリハロメタン生成能、TOX 生成能、濁度、色度、AOC を検討項目として取り上げ、それぞれの項目の浄水工程における水質把握や水質管理の指標としての意味を明確とする。また、その数値に対する科学的根拠を収集することを目的とする。

平成 12 年度、各水道事業体で測定された有機物指標となる項目から重複する項目について相互の関係を検討した。濁度や色度は生物処理や沈殿処理で急速に値が低下する傾向が見られた。過マンガン酸カリウム消費量との相関は良いものの、TOC や DOC の推移との一致は認められず、浄水工程を必ずしも十分に反映しきれず、特定の物質の指標である可能性が示唆された。従って、初期処理工程の指標としては優れているものの、最終処理に至る工程の水質管理指標としては不十分であると考えられる。

過マンガン酸カリウム消費量と紫外線吸光度と総トリハロメタン生成能および TOX 生成能との間に高い相関が認められる結果が得られているが、原水によっては低い相関しか得られない結果も得られている。

過マンガン酸カリウム消費量が浄水工程に従って減少することから、現在の浄水工程の水質管理指標として長期間継続して使用されてきていることは適切な選択を行ったことを示しており、数値の持つ意味が重要であることが認められた。

平成 14 年度以降では、過マンガン酸カリウム消費量がどのような物質を把握しているのか、浄水工程に従って含有成分の把握が適切に反映されているかどうか、分析機関間の精度確保の問題等、過マンガン酸カリウム消費量が示す値の「意味」について、科学的な根拠となる情報を収集する。また、紫外線吸光度と総トリハロメタン生成能および TOX 生成能が示す内容との比較検討を進めていく。

### 3. 2 水中の有機物量の指標について

#### 3. 2. 1 従来指標

##### (1) 過マンガン酸カリウム消費量 (KMnO<sub>4</sub>消費量)

水中の有機物のうち、過マンガン酸カリウムで酸化分解される有機物の量を消費した過マンガン酸カリウムの量で表したものである。水質基準(10mg/l以下)が定められていることもあって、日本では明治初期から100年以上の長きにわたって有機物の指標として用いられている。過マンガン酸カリウムによる分解率は、有機物の種類によって大きく異なる。

##### (2) 化学的酸素要求量 (COD)

水中の有機物や無機物のうち、特定の酸化剤で酸化される物質の指標で、消費された酸化剤の量に対応する酸素量で表す。酸性過マンガン酸カリウム法、アルカリ性過マンガン酸カリウム法、二クロム酸カリウム法などがあり、測定法が異なると測定値も異なる。

##### (3) 生物化学的酸素要求量 (BOD)

水中の有機物が好気性微生物により分解されるときに消費される酸素の量で、一般に20℃、5日間の酸素消費量を指す。水温20℃のとき、水中の炭素系有機物は5日間で70~80%、12~14日で約90%が分解され、その後窒素系有機物の分解が始まり、ほぼ分解し終わるには約100日かかると言われている。

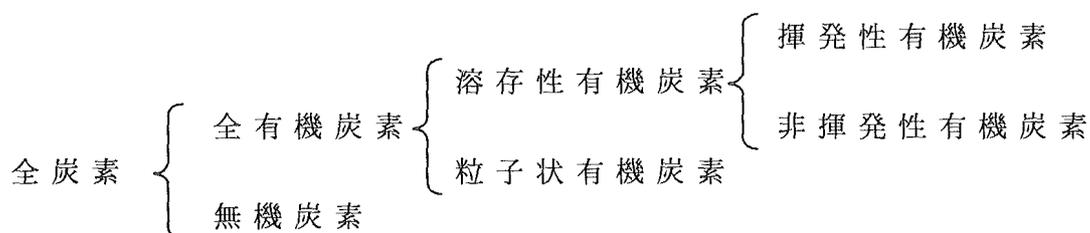
#### 3. 2. 2 近年よく使われている指標

##### (1) 紫外線吸光度

水中の不飽和結合を有する有機物が紫外部に吸収を示すことから、無機成分の妨害を受けない250~260nmの波長域における吸光度を測定し、原水の有機汚濁の状況や浄水処理過程の水質を把握する方法。トリハロメタン生成量が不飽和結合を有する有機物量に関係するとされているので、260nmの吸光度の測定はトリハロメタン生成能の目安となると考えられる。

##### (2) 全有機炭素 (TOC)

水中に存在する有機物に含まれる炭素の総量。TOCのほか、溶存性有機炭素(DOC)や揮発性溶存性有機炭素(NVDOC)なども指標として測定される。また、有機物の組成を示す指標としてE<sub>280</sub>/DOC比が提案されており、E<sub>280</sub>/DOC比が大きいほど、トリハロメタン生成能が高いとされている。



##### (3) 全有機ハロゲン化合物 (TOX)

消毒のために添加される塩素が水中の有機物と反応して生成される有機ハロゲン化合物の総量を塩素の量として表現するもの。<sup>11)</sup>

#### (4) 同化性有機炭素 (AOC)

微生物が同化し得る有機炭素量。水道管等における微生物増殖の起こり易さを表す指標として用いる。塩素消毒に関する考え方の違いから、日本よりも海外で多く測定されている。

### 3. 2. 3 最近の検討例

蛍光分析法を活用した方法が検討されている。<sup>12-17)</sup> また、ガスクロマトグラフチャートの形状を有機物の処理性能と安全性の評価に用いている例がある。<sup>18)</sup>

## 3. 3 水道事業体における有機物指標の相関

### 3. 3. 1 茨城県企業局水質管理センター

#### (1) 湖沼水における有機物指標

霞ヶ浦西浦におけるトリハロメタン生成能、TOC、過マンガン酸カリウム消費量、DOC および E260 の 5 項目についてそれぞれの間の相関係数を算出した。なお、算出に用いたデータ数は E260 については 12 件、その他の項目については 48 件のデータを用いた。

TOC と過マンガン酸カリウム消費量については相関係数 0.699 と相関が見られたが、その他の項目については、相関係数 0.4 以下の低い値であった。特に、最も相関があると思われた E260 とトリハロメタン生成能の相関係数は 0.083 と低い相関であった。トリハロメタン生成能は塩素を所定量注入後、反応時間 24 時間として測定を行っている。この反応時間では反応時間が短いため、トリハロメタン前駆物質と塩素の反応が十分ではないために、相関が低くなったのではないかと考えられた。

#### (2) 河川における有機物指標

河川水におけるトリハロメタン生成能、TOC、過マンガン酸カリウム消費量および E260 の 4 項目についてそれぞれの相関係数を算出した。なお、算出には 8 件のデータを用いた。

河川水の有機物指標は湖沼水と比較して高い相関を示した。特に E260 は他の項目との間で高い相関を示した。

### 3. 3. 2 横浜市水道局

水源から浄水場そして市内の給水栓まで、水質基準項目である過マンガン酸カリウム消費量をはじめとして、COD、BOD、TOC、E260 などの有機物質指標について、経常的に試験を行っている。

この内、E260 は本市の水源である相模湖の表面水と道志川の水について年 4 回の測定を行っている。この 2 地点における過去 5 年（平成 8 年～12 年）の E260（50mm セル使用）及び TOC（燃焼酸化法）と他の有機物指標との相関関係について表-3.3 及び表-3.4 に示す。表-3.3 に示した通り、E260 と他の有機物質指標との相関係数は低い値であった。表-3.4 で TOC と過マンガン酸カリウム消費量、COD、トリハロメタン生成能との相関係数は比較的高い値であった。

また、図-3.1 に相模湖（湖沼水）における E260 と他の有機物指標、図-3.2 に道志川（河川水）における E260 と他の有機物指標、図-3.3 に相模湖（湖沼水）における TOC と

他の有機物指標、図-3.4 に道志川（河川水）における TOC と他の有機物指標の関係を示す。

### 3.3.3 大阪府水道部

#### (1) 有機物の監視状況

有機物の監視状況は、原水では過マンガン酸カリウム消費量を平日1回、BODを週1回、TOCを月2回、DOCを月2回、UV260を月2回行っている。処理過程では過マンガン酸カリウム消費量を平日1回、TOCを月2回、UV260を月1回行っている。浄水では過マンガン酸カリウム消費量を平日1回、TOCを月2回、UV260を月2回行っている。

#### (2) 原水の過マンガン酸カリウム消費量およびBODの経年変化

浄水場原水の過マンガン酸カリウム消費量及びBODの経年変化を図-3.5に示す。原水の過マンガン酸カリウム消費量は昭和55-60年には8.5mg/l程度であったが、最近では6.5mg/l程度に減少している。浄水では平成10年度にオゾン-GACによる高度浄水処理が稼動して1.0mg/l程度に急減している。原水のBODは昭和55-60年には2.5mg/l程度であったが、最近では1.5mg/l程度に減少している。

#### (3) 処理工程での増減

村野浄水場での処理過程における水質の変化を図-3.6に示す。紫外線吸光度や過マンガン酸カリウム消費量は処理過程での減少率が大きく、TOCの減少率は小さい。水質管理のためには、紫外線吸光度など処理過程で変化の大きな項目が適していると考えられる。なお、三島浄水場では生物処理を行なっているが、生物処理後にはTOC/UVが減少しており、TOC/UVが生物処理の方向性を示すことが示唆された。

#### (4) 有機物指標の相関

原水から浄水まで処理過程毎に、検査項目間の相関を有機物指標を中心に調べた（表-3.5）。その結果、各指標間の相関が0.70以上ある指標数を数えると、原水では紫外線吸光度が最も多くの指標と相関があった。BOD、DOC、TOXFPは他の指標との相関がなかった。

THMFPと相関が高い指標は、原水では過マンガン酸カリウム消費量、色度、濁度、TOC、紫外線吸光度で、浄水では相関が高い指標はなかった。表中には示していないが、前記以外に原水ではTHMFP/TOC、THMFP/DOC、浄水ではTHMFP/TOCで相関があった。生成THM濃度は次式で記述できた。

$$\text{THM} = 0.7 \times \text{DOC}^{2.19} \times \text{水温}^{0.76} \times \text{時間}^{0.48}$$

TOXFPと相関が高い指標は、原水にはなく、浄水では濁度、過マンガン酸カリウムであった。表中には示していないが、前記以外に原水ではTOXFP/TOC、TOXFP/DOC、浄水では過マンガン酸カリウム消費量/濁度、TOXFP/TOCで相関があった。

原水・浄水で有機物指標と他の項目との相関を調べ、主要なものを図-3.7に示した。原水の場合、TOCでは濁度・色度とともにTOCが増加する傾向は認められなかったが、過マンガン酸カリウム消費量は濁度・色度とともに増加した。DOCと紫外線吸光度も相関を示した。

浄水では過マンガン酸カリウム消費量は1mg/l程度であり、濁度・色度には拠らなかった。紫外線吸光度との相関も認められないが、この理由は濃度範囲が小さいためと考えられる。

### 3. 3. 4 大阪市水道局における有機物指標

#### (1) 測定項目と頻度（平成13年度現在）

有機物指標の測定項目と頻度は表-3.6のとおりである。

#### (2) 各有機物指標の月平均値の推移（平成10年4月～13年12月）

平成10年4月から順次高度浄水処理を導入し、昨年3月末に全系統で高度浄水処理水を通水した。柴島浄水場では、下系は平成10年4月に、上系は12年3月末に高度処理に移行した。柴島における各有機物指標の推移を比較すると、浄水については高度処理移行後には、移行前に比べて明らかに低くなっている。

#### (3) 原水における各有機物指標間の相関について

平成10年4月から13年12月の各項目の月平均値について、項目間の単相関と有意差検定を行った(表-3.7～3.9 n 45)。各浄水場とも過マンガン酸カリウム消費量とE260

間に明らかな相関が見られた。代表的な散布図を図-3.13および図-3.14に示す。

#### (4) 柴島原水における各有機物指標間の相関について

平成13年4月から13年9月の各項目の毎日データについて、項目間の単相関と有意差検定を行った(n 117)。すべての項目間において、1%の危険率で相関がないとは言えないという結果であった(表-3.10)。

### 3. 3. 5 広島市水道局

太田川とその支流、発電放流水および取水口の一般有機物の相関関係を平成8年度から5年間の検査結果から検討した。

#### (1) 調査場所

- ① 太田川本流, その支流の根の谷川, 三篠川
- ② 牛田, 緑井, 高陽浄水場の各取水口
- ③ 可部発電放流水(土師ダム放流水)と太田川発電放流水(樽床・立岩ダム放流水)

(2) E260と過マンガン酸カリウム消費量の関係を, 図-3.15, 3.16および表-3.11に示した。

(3) 季節によるE260と過マンガン酸カリウム消費量の関係を, 図-3.17および表-3.12に示した。春時期として, 3月, 4月および5月を, 夏時期として, 6月, 7月および8月を, 秋時期として, 9月, 10月および11月を, 冬時期として, 12月, 1月および2月を用いた。

#### (4) 季節による変動

E260および過マンガン酸カリウム消費量の平均を季節ごとにとり, その比を求めた。また, 安定している冬時期(12, 1, および2月)を元に各季節の比較を行った(図-3.18, 表3.13)。上記のことから, 夏から秋時期にかけ過マンガン酸カリウム消費量で表れる有機物量がE260で表される有機物量より多くなる傾向が見られた。なお, 三森川については, 年間を通じて安定した数値を示した。

### 3. 3. 6 福岡市水道局

平成10年3月2日9時

	浄水場原水	沈でん水	ろ水	送水
過マンガン酸カリウム消費量 (mg/l)	10.4	5.4	4.0	1.7
UV吸収 (E260)	0.059	0.037	0.026	0.012
フェノール (mg/l)	0.027	0.020	<0.001	<0.001

平成10年3月2日13時

	水路(A)	水路(B)	水路(C)	水路(D)	水路(E)	取水口
PH値	8.2	8.4	8.3	8.3	8.4	8.2
電気伝導率	3830	285	312	275	308	234
UV吸収(E260)	3.78	0.067	0.097	0.064	0.093	0.043
フェノール (mg/l)	7.4				0.009	

	沈砂池	処理場原水	沈でん水	ろ水	送水
PH値	8.1	8.0	7.6	7.3	7.4
電気伝導率	239	242	258	253	236
UV吸収(E260)	0.048	0.049	0.042	0.028	0.015

平成10年3月2日17:00

	処理場原水	沈でん水	ろ水	送水
UV吸収 (E260)	0.042	0.032	0.025	0.016
フェノール (mg/l)	0.012	0.024	0.001	<0.001

平成10年3月2日20:00

	処理場原水	沈でん水	ろ水	送水
UV吸収 (E260)	0.034	0.016	0.019	0.019
フェノール (mg/l)	0.008	0.008	<0.001	<0.001

平成10年3月3日9:00

	処理場原水	沈でん水	ろ水	送水
過マンガン酸カリウム消費量 (mg/l)	5.2	1.8	1.6	3.0
UV吸収 (E260)	0.036	0.009	0.007	0.016
フェノール (mg/l)	0.007	0.002	<0.001	<0.001

平成10年3月4日10:30

	処理場原水	沈でん水	ろ水	送水	水路(E)
フェノール (mg/l)	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.003

### 3. 3. 7 おわりに

平成12年度、各水道事業者で測定された有機物指標となる項目から重複する項目について相互の関係を検討した。濁度や色度は生物処理や沈殿処理で急速に値が低下する傾向

が見られた。過マンガン酸カリウム消費量との相関は良いものの、TOC や DOC の推移との一致は認められず、浄水工程を必ずしも十分に反映しきれず、特定の物質の指標である可能性が示唆された。従って、初期処理工程の指標としては優れているものの、最終処理に至る工程の水質管理指標としては不十分であると考えられる。

過マンガン酸カリウム消費量と紫外線吸光度と総トリハロメタン生成能および TOX 生成能との間に高い相関が認められる結果が得られているが、原水によっては低い相関しか得られない結果も得られている。

過マンガン酸カリウム消費量が浄水工程に従って減少することから、現在の浄水工程の水質管理指標として長期間継続して使用されてきていることは適切な選択を行ったことを示しており、数値の持つ意味が重要であることが認められた。

平成 14 年度以降では、過マンガン酸カリウム消費量がどのような物質を把握しているのか、浄水工程に従って含有成分の把握が適切に反映されているかどうか、分析機関間の精度確保の問題等、過マンガン酸カリウム消費量が示す値の「意味」について、科学的な根拠となる情報を収集する。また、紫外線吸光度と総トリハロメタン生成能および TOX 生成能が示す内容との比較検討を進めていく。

### 3. 4 AOC (同化性有機炭素)

#### 3. 4. 1 はじめに

AOC (同化性有機炭素) は、消毒副生成物の生成リスク (残留塩素) を低減することにもない、混入した微生物が増殖するリスクを把握するための指標である。現在の日本では残留塩素の保持が義務づけられているため、混入した微生物が増大するリスクを把握する必要性は直ちにないと考えられる。しかし、微生物が増殖に利用できる有機物量の把握により、潜在的な微生物によるリスクと有機物質のリスクを把握できる指標としての位置付けで検討を行なう。オゾン処理により生物易分解性有機物が増加する知見が得られており、安全な水道水を供給する意味からオゾン処理を含む工程におけるリスクの増減の正確な理解が求められる。また、マンションの高架水槽などでの残留塩素の消失の可能性を考慮した、微生物の増殖ポテンシャルの監視と抑制に適用出来る可能性について検討を進める。

#### 3. 4. 2 同化性有機炭素と関連項目の調査

##### (1) はじめに

自然由来の有機物をオゾン処理することにより、生物易分解性成分の有機物が増加することや<sup>19)</sup>、給配水システムでの微生物増殖の危険性<sup>20)</sup>が指摘されている。一方、日本では給水栓水における残留塩素の保持が義務づけられている。しかし、給水栓水末端までが遠距離の場合やビル、マンションの高架水槽等では残留塩素の消滅の可能性も考えられる。そのため、残留塩素の確実な保持の他に微生物の増殖ポテンシャルの監視と抑制が必要と考えている。ここでは、微生物増殖ポテンシャルとしての同化性有機炭素 (AOC) について、浄水処理プロセスの挙動を把握し、他の有機物との関連性を調査した。

##### (2) 同化性有機炭素について

有機物中の生物易分解性成分の指標は生物分解性有機物 (BDOC)<sup>19)</sup>、微生物再増殖

能 (BRP)<sup>21)</sup>, AOC<sup>22)</sup>等があり, いずれも微生物を試料に植種・培養する方法である。BDOCは機器分析手法を用いることから, 定量下限が制約され, 有機物量の多い原水等の測定に適している。より低濃度の有機物をエネルギー源とすることが可能な微生物を用いたBRPとAOCは, 水道水の微生物増殖の判定に重点をおいた指標である。この2つの指標では, BRPは測定値が環境由来菌の細胞数であり, 評価はその細胞数を比較することになる。一方のAOCは指定菌株を用い, 測定値は炭素量となり, 生物易分解性成分の有機物の指標に適しているものと考えられる。

AOCの測定は, 水中の有機炭素のうち指定菌株によって分解され, 微生物細胞に変換される有機物成分量を係数を用いて炭素濃度に換算する手法である。具体的には, 最初に2種の試験菌株 (*Pseudomonas fluorescens* P17 株 ATCC49642 と *Aquaspirillum* sp. NOX 株 ATCC49643) について, 酢酸塩濃度と最大増殖量の検量線を作成し, 各々の収率係数を求める。次に, 環境由来の微生物を不活化した試料に2種の試験菌株を同時に植種・培養し, 各々の最大増殖量を求め, 同等の増殖を支えるのに必要な酢酸塩濃度 (炭素濃度に変換) を収率係数により算出する。1つの試料から求めたP17株とNOX株成分の酢酸塩濃度を合わせたものがAOCとなる<sup>23)</sup>。以上のフローシートを図-3.19に示す。

AOC測定は, 指定菌株の最大増殖量を求めることから, 接種した試料の培養と試料中の菌数測定にも培養が必要で, 理化学的な試験と比べると, 長時間の試験期間を要することが問題点といえる。

### (3) 方法

試料は, 淀川表流水を原水とする猪名川浄水場 (阪神水道企業団) の各プロセスの処理水 (図-3.20 参照) とし, 1997~2001 年度の間でほぼ3ヶ月毎に測定した値を用いた (n 21)。

測定項目はAOCの他に, 有機物の代表的な指標として溶存有機炭素 (DOC), 過マンガン酸カリウム消費量, 260nm 紫外線吸光度 (UV260) を選択し, 方法は上水試験方法に従った。さらに, オゾン処理で生成され, AOCとの関連があると考えられる有機酸について, 蟻酸, シュウ酸, 酢酸の3種を測定した。いずれもイオンクロマトグラフ (DIONEX 製: DX500, カラム: ICE-AS1) で測定した。なお, 有機酸の測定値は2000年以降であり, AOCと同じ試料の測定値を用いた (n 7)。

### (4) 結果

処理プロセス毎のAOC平均値を図-3.21に示す。着水原水のAOCは淀川表流水に対して26%減少しており, これは導水管 (約13km) 内での生物酸化による減少と考えられた。沈殿処理での減少後, オゾン処理では強い酸化作用による影響と考えられる増加が認められ, 淀川表流水レベルに達していた。活性炭処理水では生物酸化と考えられる減少が認められ, オゾン処理水に対して61%の減少となっていた。最終処理水であるろ過処理水は53 µg/Lであり, 淀川表流水の43%に減少していた。

過マンガン酸カリウム消費量, DOC, UV260 の処理プロセス毎の平均値を図-3.22~3.24に示す。過マンガン酸カリウム消費量は沈殿, オゾン, 活性炭, ろ過の処理過程を経る毎に減少し, DOCは主に沈殿処理と活性炭処理により減少し, UV260は主に沈殿処理とオゾン処理により減少し, 活性炭処理でも若干の減少が認められた。最終処理水であるろ過処理水は淀川表流水に対し過マンガン酸カリウム消費量は16%, DOCは45%, UV260は23%に減少していた。

図-3.25 に3種の有機酸の平均値を示す。AOCとの量的な関係を比較するために、各有機酸を炭素濃度に換算後合計したものの平均値を図-3.26 に示す。淀川表流水から沈澱処理水までほとんど検出されていない有機酸は、オゾン処理水で生成されされていた。後段の活性炭処理では原水と同じレベルにまで減少していたが、中間塩素処理を経たろ過処理水では再び増加し、オゾン処理水と比べ28%の生成量であった。これらの有機酸の増加は、オゾン及び塩素の酸化による生成と考えられた。

以上から特徴的なことは、AOCと有機酸はオゾン処理で増加するのに対して、他の3項目は減少又は横ばいの傾向を示すことが大きな違いであった。

次に、AOCとその他の項目について相関を調べたところ、過マンガン酸カリウム消費量 ( $R^2=0.179$ )、DOC ( $R^2=0.207$ )、UV260 ( $R^2=0.128$ )、有機酸 ( $R^2=0.17$ ) といずれの場合も良い相関は得られなかった。次に、試料を沈澱処理以前の酸化処理前とオゾン処理後の酸化処理後に分けてAOCとの相関を調べた結果を図-3.27~3.30 に示す。これらの中で、酸化処理後におけるAOCと有機酸が $R^2=0.623$ と良好な相関であり、有機酸はAOCの生成に深く関わっていることが推測された。

#### (5) おわりに

平成13年度の検討から、原水のAOCは生物酸化や沈澱処理で減少するが、オゾン処理により増加した。生物活性炭処理により減少した。工程毎の過マンガン酸カリウム消費量、DOC および紫外線吸光度を測定した結果、過マンガン酸カリウム消費量は処理過程を経る毎に減少した。DOCは沈澱処理と活性炭処理により減少し、紫外線吸光度は沈澱処理とオゾン処理により減少し、活性炭処理により僅かに減少する傾向が認められた。一例として、Y川表流水の場合、最終処理水であるろ過処理水は表流水に対して、AOCでは43%、過マンガン酸カリウム消費量は16%、DOCは45%、紫外線吸光度は23%であった。指標とAOCとの関係を検討した結果、オゾン処理により有機酸の増加が見られ、AOCの増加との間に有意な関係が示唆された。また、中間塩素処理を経たろ過処理水においても有機酸の増加が認められた。

水道水の微生物増殖ポテンシャルの指標といわれているAOCは、酸化処理後の試料で、有機酸と良好な相関が見受けられた。このことは、培養操作が必要なAOCの代替指標として有機酸が有力なことを示すものと考えられ、今後は水道水における有機酸とAOCを中心に調査を行っていきたいと考えている。

また、淀川を水源とした水道水のAOCは過去5年間の平均で $53\mu\text{g}/\text{l}$ であった。この値は従属栄養細菌やその一部である日和見病原菌の緑脳菌が増殖するのに必要な濃度以上であり<sup>22,24)</sup>、水道水における残留消毒剤の重要性を裏付ける結果であった。しかしながら、これは単一の水道原水を処理した水道水の評価であることから、今後は異なった水系で処理された水道水のAOCを測定し、国内における水道水の特性を明らかにしていきたいと考えている。

### 3.4.3 日本におけるAOCの測定事例について

#### (1) 水過程でのAOCの挙動

水道水の生物安定性を表すAOC濃度は、浄水場の各処理過程を経ることによって増加または減少することが知られている。その変化量は、溶存有機物の水質特性や共存成分に影

響されるため、処理対象とする原水により大きく異なる。

#### ①阪神水道事業団の測定事例

淀川表流水を原水とする猪名川浄水場での研究で、着水井の AOC 濃度が取水した原水水域より約 30%程度低いことがわかった。これは導水過程中、長いパイプの内面に付着している生物膜によって一部の AOC が消費されたためだと考えられる。

また、この浄水場の伝統的な処理システムを対象として行った研究結果によると、凝集、沈殿によって AOC は一部除去されるが、除去された量はその後の塩素処理によって増加する AOC の量とほぼ同じであるから、全体の効果からみると AOC はほとんど変わらない。

高度処理システムにおいては、沈殿処理で一部除去された AOC がその後のオゾン処理で、オゾンの強力な酸化作用によって約 2 倍に増加し、また、その後の活性炭吸着処理において、生物膜の生物酸化作用によって大幅に減少する傾向がある。表-3.14 にその変化量を示す。

AOC の成分からみると、原水は P-17 の成分が NOX 成分より多いが、化学酸化過程を経ると NOX 成分が支配的な量となる。これは、オゾンなどの酸化作用によって大量のシュウ酸や酢酸などのカルボン酸が生成したと考えられる。

全体的な処理効果をみると高度処理システムの AOC 処理効果は伝統的な処理システムに比べ約 30%程度優れていることがわかった。従属細菌は AOC 濃度が 10  $\mu\text{g}/\text{l}$  以下の環境中で増殖するのは難しいこと (van der Kooij, 1992) や、*Escherichia coli* が AOC 50  $\mu\text{g}/\text{l}$  以下の水道水中で増殖が困難であること (LeChevallier, et al., 1987) などが報告されている。これに対し、猪名川浄水場の研究では、*Pseudomonas aeruginosa* 菌が増殖する最小の濃度は 30  $\mu\text{g}/\text{l}$  だということが報告されている。このことから、高度処理システムで AOC 成分がすくなくとも 30%程度除去されているにしても、処理水の AOC 濃度はまだ増殖可能な範囲にあるため、配水系統に一定の残留塩素量を保つことは安全な水道水の確保において重要であると考えられる。

#### ②大阪工業大学・北海道大学の測定事例

この研究は凝集、沈殿、急速ろ過システムにオゾン・生物活性炭処理を付加した高度浄水処理システムを用い、千歳川表流水を対象とした連続実験を行ったものである。

表-3.15 において、砂ろ過水中の AOC は 20~50  $\mu\text{g}/\text{l}$  となっており、AOC - 17 を中心に約 43~74%が除去されている。これは凝集と急速ろ過プロセスにおける生物分解作用によるものであると容易に推定される。外国では、凝集・沈殿処理によって AOC - 17 成分が最大 80%程度まで除去できた報告 (Peter M. Huck ら, 1991) もある。

オゾン処理 (オゾン注入率 2mg/l) に注目すると、この過程で AOC - NOX 成分が特異的に増加し、全体の AOC は 54~152  $\mu\text{g}/\text{l}$  (砂ろ過水中の AOC の約 2~3 倍) となった。また、AOC - P17 については、オゾン注入率の増加に伴って減少し、オゾン酸化によってその一部が分解されている様子が確認された。

活性炭処理において、細菌が十分に繁殖していなかった吸着除去段階では AOC - 17 および AOC - NOX がほとんど除去されなかったのに対し、生物活性炭処理段階では、AOC - 17 がほとんど除去されなかったものの、オゾン処理に伴って増加した AOC - NOX については良好に除去され、生物分解性がきわめて高いことがわかった。生物活性炭処理はオゾン処理によって増加した AOC の最大約 75%を除去できるが、千歳川表流水において処理水中の AOC

を 35~45  $\mu\text{g}/\text{l}$  以下に抑制するのは困難であることがわかった。また、フミン質を多く含む原水の処理時には最大で 37 倍の AOC-NOX が増加すると報告 (R. Vahala, 1998) されている。

また、砂ろ過・活性炭処理とオゾン・活性炭処理両系列において活性炭流出水中の AOC を比較すると、オゾン・活性炭フローの方が依然平均 10  $\mu\text{g}/\text{l}$  高いことがわかった。

活性炭処理過程における AOC の除去パターンについて、流入濃度と除去速度の間にはほぼ直線的な比例関係があり、流入濃度が高いほど除去速度が高くなることがわかった。このことは、AOC 除去を一次反応プロセスであるとした Peter M. Huck ら (1994, 1996) の指摘と一致している。活性炭処理における AOC 除去の下限値を表-3.16 で示す。

### ③北海道大学

千歳川の表流水を直接 MF 膜でろ過した場合、膜透過水の AOC は約 61~86% 除去されたが、そのほとんどは AOC-P17 であった。

前オゾン酸化を行い、膜ろ過前後にオゾンを残留させた場合、膜透過水における AOC は千歳川表流水に比べ最大 1.7 倍まで増加した。

### ④大阪工業大学

凝集処理水中では、リン制限 (凝集水:  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  検出限界以下) に起因する見かけ AOC 濃度の低下が起こり得る。それに対し、培養中に  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  溶液を添加した後、測定された AOC 濃度は原水とほぼ同じであった。このことから、AOC として検出される有機物成分は凝集しても除去されない低分子であることが示されたと同時に、リンが細菌の増殖を制限していることが確認された。

塩素処理を行うと、低塩素注入率でも AOC-NOX の割合が増加する。接触時間が長いほど AOC 濃度の増加する傾向が認められたが、接触時間を 30 分以内、塩素注入率 1  $\text{mg}/\text{l}$  としたこの研究では、AOC の生成量は 20  $\mu\text{g}/\text{l}$  以下であった。

### ⑤外国の測定データ

Charnock (2000) はノルウェーの浄水場 23 箇所について評価した結果、AOC 除去率の平均値は凝集沈殿法で 32%、陰イオン交換処理で 54%、MF ろ過で 3.5% であった。

Escobar (1999) による NF ろ過法と石灰を添加した凝集沈殿による軟化処理においては AOC が全く減少せず、両方の処理において僅かに増加した傾向があった。AOC が増加した原因としては処理中に添加した薬剤の不純物による寄与が疑われる。

## (2) 原水中の AOC の濃度

### ①千歳川表流水中

千歳川表流水中には、泥炭地由来の天然有機着色成分が多く含まれており、E260 (0.04~0.24) と DOC (1.1~10.9  $\text{mg}/\text{l}$ ) の相関も比較的高い。また、DOC/E260 が 30~35 程度と低いことから、原水中に含まれる有機成分のほとんどは生物難分解性のフミン質類で、生物分解の完了した代謝産物であると考えられる。千歳川表流水中には約 50~120  $\mu\text{g}/\text{l}$  (または 74~142  $\mu\text{g}/\text{l}$ ) の AOC が含有しており、そのうち AOC-17 成分は 89%、AOC-NOX は 11% であり、大部分がアミノ酸類、アルコール類、芳香族酸類、糖類など *Pseudomonous* 属が消費できる成分であることがわかった。AOC が DOC 全体に占める割合は 2~5% 程度であった。

### ②淀川表流水

淀川表流水の DOC 濃度は 1.2~3.2mg/l, DOC/E260 は 35~89 の範囲で変動し, DOC 濃度が高いほど DOC/E260 が高くなる傾向がある。これは, 水中の DOC 濃度が高いほど溶存有機物の中で E260 非発現性有機物の占める割合が高くなることを意味している。淀川表流水中には AOC-17 を主体として約 80~240  $\mu\text{g/l}$  の AOC が含有されており, DOC の約 3~14% を占めていることがわかった。

千歳川の DOC/E260 が 30 前後, AOC/DOC が 2~5% に対し, 淀川の DOC/E260 が 35~89%, AOC/DOC が 3~14% といずれも高いことから, 淀川表流水中に生物易分解性有機物の割合が比較的に高いことが示唆される。

また, AOC 濃度は淀川表流水中に生息する土着細菌の増殖ポテンシャルを概ね代表することができ, 見かけの増殖収率は, 全菌数基準で  $1.1 \times 10^7 \text{ cells} / \mu\text{g of AOC}$ , 従属細菌数基準で  $2.4 \times 10^6 \text{ cells} / \mu\text{g of AOC}$  程度であると推定される。

### ③外国のデータ

表-3.17 にライン河川水中の AOC, 表-3.18 に Van der Kooij(1984)らから得られた開放型貯水池での貯水後の水の AOC 濃度をまとめた結果を示した。

河川水を開放型の貯水池に貯留すると, 有機物の生分解が促進される一方, 藻類の増殖が起きる。貯水池水の AOC は, 通常 30~100  $\mu\text{g/l}$  である。なお, 藻類が大量に発生している水の AOC は 0.5~1.0mg/l である。

### (3) AOC と他の水質項目との関連について

オゾン処理を行うと, AOC の増加にほぼ反比例して E260 が減少し, 注入率が高くなるにつれて有機物の生物分解性が向上している様子が確認された。また, オゾン処理水中の DOC/E260 と AOC/DOC の間には良好な相関関係が得られた。オゾン副生成物である AOC-NOX の主成分は, 低分子の E260 非発現性の有機物であると北海道大学の研究と大阪工業大学の研究で確認されている。外国の研究からもオゾン処理による AOC の増加量は UV 吸収物質の減少量に比例していることやオゾン注入量と DOC 濃度の比がこの増加にかかわっていると報告されている。

淀川を対象として行った大阪工業大学の研究では, 表流水中, 溶存有機物の生物分解性を表す DOC/E260 と AOC/DOC 両指標には有意な相関認められなかったと報告されている。これは, 原水中の E260 非発現性有機物(見かけ分子量 5,000Da 以上)の含有量と AOC の間に直接的な関連性がないことを意味する。このことから, 淀川表流水中に比較的多く含まれる見かけ分子量 5,000Da 以上の高分子 E260 非発現性有機物は, 分解速度が遅いため AOC としては検出されないと考えられる。淀川の分子量 5,000Da 以上の高分子 E260 非発現性有機物は DOC 全体の約 20~25% をしめており, 多くは下水放流水に由来する生分解速度の遅い多糖類や蛋白質などと考えられる。

今までの研究から, 配水系統に流入する飲料水の AOC 濃度が 10 mg/l 以下の場合には生物的安定だと言えるが, 例えば, アンモニアのような独立栄養細菌のエネルギー源となる物質の濃度が比較的に高い場合には, 独立栄養細菌の放出するバイオマス構成物質を利用することによって従属栄養細菌が増殖しうる。したがって, アンモニアやメタンなどの物質濃度も相当に抑える必要がある。

そのほか, 消毒副生成物と AOC, BDOC の間にも正の相関があることが報告されている。

(なお, 本文で AOC の単位はすべて  $\mu\text{g acetate-C eq/l}$  とする。)

## 参考文献

1. 化学物質と環境（平成8年度版～平成12年度版）；環境省環境保健部環境安全課
2. 厚生科学研究「WHO飲料水水質ガイドライン改訂に対応するための化学物質等に関する研究」報告書 平成9年度 厚生省
3. 大津市企業局：水質試験年報
4. 京都市水道局：水質試験年報
5. 淀川水質汚濁防止連絡協議会：琵琶湖の異臭について，第23～27報（1996～2000）
6. WHO (1996) Guideline for drinking-water quality, Second edition, Volume2, Health criteria and other supporting information
7. R. A. Baker (1963) Threshold odor of organic chemicals, Jour. AWWA, 35,
8. 日本水道協会（1999）生物起因の異臭味対策の指針
9. 西田耕之助（1985）水の臭気の感覚的測定法，水質汚濁学会誌，8(11)，9-15
10. Zoetoman, B. C (1980) Sensory assessment of water quality, Pergamon Press
11. 伏脇裕一：有害性総合指標としての全有機ハロゲン量の役割，用水と廃水，Vol. 43, No. 9, pp. 5～10（2001）
12. 海賀信好，中野荘一郎，手塚美彦，石井忠浩：蛍光分析法による水道水の評価，水環境学会誌，Vol. 22, No. 1, pp. 54～60（1999）
13. 海賀信好，中野荘一郎，手塚美彦，石井忠浩：高速液体クロマトグラフィーによる水道水の評価，水環境学会誌，Vol. 22, No. 1, pp. 61～66（1999）
14. 海賀信好，中野荘一郎，田口健二，手塚美彦，石井忠浩：高速液体クロマトグラフィーによる水の評価方法，水環境学会誌，Vol. 19, No. 1, pp. 33～39（1996）
15. 海賀信好，角田勝則，石井忠浩：蛍光分析法を利用した環境水の水質評価—多摩川河川水を例として—，水処理技術，Vol. 42, No. 10, pp. 7～12（2001）
16. 海賀信好，中野荘一郎，林巧，石井忠浩：浄水処理工程における蛍光分析法の適用，水処理技術，Vol. 42, No. 4, pp. 1～9（2001）
17. 海賀信好，中野荘一郎，角田勝則，矢島博文，石井忠浩：蛍光検出高速液体クロマトグラフィーによる浄水処理工程の評価，用水と廃水，Vol. 43, No. 9, pp. 17～24（2001）
18. Hartman D. J., DeMarco J., Hicks G. F., Kispert E. C., Miller R. experiences using nonspecific organic analyses at the Cincinnati Water Works, Proc AWWA Water Qual Technol Conf, No. 11, p. 465-490(1983)
19. Peter M. Huck, Measurement of Biodegradable Organic Matter and Bacterial Growth Potential in Drinking Water, J. AWWA, JULY. 1990
20. Mark W. LeChevallier, Coliform Regrowth in Drinking Water, J. AWWA, Vol. 82, 1990
21. 大瀧 他，給配水における生物再増殖制御因子に関する研究，第47回全国水道研究発表会講演集，1996
22. D. van der Kooij, Assimilable Organic Carbon as an Indicator of Bacterial Regrowth, J. AWWA, Vol. 84, 1992
23. A P H A, A W W A, W E F, Standard Methods, 20th ed., 1998

24. 宮川 他, The Relationship Between Assimilable Organic Carbon and Bacteria Growth, 第52回全国水道研究発表会講演集, 2001
25. 金子光美監訳: 飲料水の微生物学, 技報堂出版株式会社
26. 笠原伸介, 相澤拓, 渡辺義公, 小澤源三, 岡部聡: AOC を指標とした高度浄水処理システムの性能評価 水道協会雑誌 第770号 P12~21
27. 張洛庸・渡辺義公・小澤源三: オゾン酸化を前処理とした河川水の MFろ過膜に関する研究 水道協会雑誌 第809号 P2~14
28. Takashi SASAKI: Microbial Risk Management During Drinking Water Treatment System of the Hanshin Water Supply Authority
29. 森本俊夫: 飲料水中の生物分解性有機物と細菌増殖能の測定 水道協会雑誌 第676号 P50~52
30. 笠原伸介・石川宗孝・須田充: 送・配水管内における微生物再増殖に及ぼすリンの影響 日本水環境学会年会講演集 2002年
31. 笠原伸介・石川宗孝: オゾン処理に伴う細菌増殖ポテンシャルの変化 日本水環境学会年会講演集 2002年
32. 笠原伸介・築山誠・本林勝明・石川宗孝: 淀川表流水中に含有する生物同化可能有機炭素の物理化学処理特性
33. Vahala R, Ala Peijari T, Rintala J., Laukkanen R., (1983) Evaluating ozone dose for AOC removal in two-step GAC filters, Water science and Technology Vol.37, no.9 113-120
34. Shunlin Zhang and Peter M. Huck Removal of AOC in biological water treatment process a kinetic modeling approach, Wat. Res. Vol 30, No5, pp. 1195~1207(1996)



表-1.2 水道原水・浄水中の一般有機物

東京都水道局

	検量下限 値 $\mu\text{g/L}$	採水日	砧下		金町		三郷		朝霞		三園	
			原水	浄水	原水	浄水	原水	浄水	原水	浄水	原水	浄水
			塩ビモノマー	0.1	H11.8.31 H12.2.23	- -	0.0 0.0	0.0 0.0	0.0 0.0	0.0 0.0	0.0 0.0	0.0 0.0
エピクロロヒドリン	0.5	H11.8.31 H12.2.23	- -	0.0 0.0	0.0 0.0	0.0 0.0	0.0 0.0	0.0 0.0	0.0 0.0	0.0 0.0	0.0 0.0	0.0 0.0
ベンゾ(a)ピレン	0.01	H11.8.31 H12.2.23	- -	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00
フルオランテン	0.01	H11.8.31 H12.2.23	- -	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00
ベンゾ(b)フルオランテン	0.01	H11.8.31 H12.2.23	- -	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00
ベンゾ(k)フルオランテン	0.01	H11.8.31 H12.2.23	- -	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00
ベンゾ(j,h,l)ペリレン	0.01	H11.8.31 H12.2.23	- -	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00
インデン(1,2,3-cd)ピレン	0.01	H11.8.31 H12.2.23	- -	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 0.00
ヘキサクロロブタジエン	0.1	H14.2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
オジクロロベンゼン	0.1	H6.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
1,2,4-トリクロロベンゼン	0.1	H6.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
四塩化炭素	0.1	H13.5.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		H13.8.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		H13.11.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		H14.2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
トリクロロエチレン	0.1	H13.5.9	3.0	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		H13.8.8	2.5	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		H13.11.7	2.5	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		H14.2.6	2.8	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
テトラクロロエチレン	0.1	H13.5.9	2.6	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		H13.8.8	1.9	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		H13.11.7	2.4	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		H14.2.6	2.6	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

単位:  $\mu\text{g/L}$