

分担研究報告書

最新の科学的知見に基づく水質基準の見直し等に関する研究

—— 無機物質分科会 ——

主任研究者 眞柄 泰基 北海道大学 創成科学共同研究機構 特任教授  
分担研究者 伊藤 雅喜 国立保健医療科学院 水道工学部 水道計画室長  
分担研究者 国包 章一 国立保健医療科学院 水道工学部長

研究要旨：アンケートによるアルミニウムの実態調査を行い、水質基準を 0.1 mg/L へ引き下げた場合の対応可能性等について詳細な分析を行った。対応困難な理由としては北海道・東北地方では低水温、低濁度、高濁度が、関東以南では藻類、高濁度、高 pH が主たるものであった。対応策としては凝集剤の多量注入、アルカリ剤や硫酸等による pH 値の改善などを行っているが、財政面を含め対応に苦慮している事業体が多い。

新たな高度処理として期待されるナノろ過では、膜供給水のアルミニウム濃度を低濃度におさえることにより、ファウリングが抑制できること、鉄系凝集剤の使用ではアルミニウム系凝集剤に比べファウリングがおきにくいことが示された。

PVC 管からの有機スズの溶出試験において、製品によって差はあるものの、一部の製品ではコンディショニング期間が短い試料で数種類の有機スズで溶出が認められた。トータルスズについても溶出初期に高い溶出濃度を示し急激に低下する傾向を示した。

文献調査から飲料水のカルシウム、マグネシウムの推奨値としてカルシウムの最低値 20mg/L、適正值 40～80mg/L、マグネシウムの最低値 10mg/L、適正值 20～30mg/L が示されている。わが国でも従来の水の腐食性に加え、健康影響リスクの観点から硬度の分布特性や技術的対応などについての調査・研究が必要になると考えられる。

モリブデン、バリウム、ベリリウムの実態調査では、限られたデータではあるが 3 週類の金属すべてにおいて、WHO ガイドライン値にふれるほどの高濃度の検出は認められなかった。実態調査の精度を上げるためには水源の種類、地域差、時期などを考慮して対象事業体を拡大したデータ収集が望ましいと考えられる。

A. 研究目的

本研究では水道水質として問題となる無機物質等のうち、水質基準項目であるアルミニウム、セレン、フッ素、ホウ素の他、監視項目、要検討項目となっているニッケル、モリブデン、バリウム、さらに水道用資機材から溶出の恐れ

が懸念される有機スズ化合物を対象物質とし、原水、浄水処理過程、浄水における存在量、除去性の調査および測定方法の開発や処理技術についての調査検討を行うことを目的とする。また、WHO 飲料水水質ガイドラインの改訂項目等となっている無機物質に関しては随

時検討項目に取り入れることとした。

## B. 研究方法

本研究を実施するため大学、国立試験研究機関、水道事業者等の研究協力者を含めた分科会を作成し、研究を実施した。平成 17 年度は水道に関連する無機物質に対する調査・研究課題として次の 4 つのテーマを設定し、下記の通り実施した。

### 1) アルミニウムの制御に関する研究

アルミニウムは平成 16 年 4 月に施行された新水質基準でそれまでの快適水質項目から基準項目になり、基準値 0.2 mg/L が定められた。WHO では大規模浄水場での実用レベルとして 0.1 mg/L が示されるなど、今後、代替凝集剤への転換の可能性等を含め残留アルミニウムをどこまで低減できるか等についての調査・研究が必要である。

本研究テーマでは浄水施設におけるアルミニウムの現状、対策等の調査をおこない、原水特性と残留アルミニウムの関係や、処理・対策上の問題点などを明らかにし浄水処理における低減化のための改善方法を検討する。合わせて代替凝集剤導入の可能性についても検討する。

平成 17 年度は主として昨年度とりまとめた平成 12～14 年度の水道統計に加え平成 15 年度分を加え改めて現状分析を行ったほか、昨年度にとりまとめを行ったアルミニウムの実態に関するアンケート調査結果のうち、水質基準を 0.1 mg/L としたときの対応が困難とされる回答についてその内容の詳細な検討を行った。また、オゾン・活性炭に変わる高度処理として有望なナノろ過において、前処理におけるアルミニウムの使用がナノろ過の処理性に及ぼす影響についても検討した。

### 2) 水道用資機材からの有機スズ等化合物の

## 溶出に関する研究

水道用硬質塩化ビニル管等の水道用資機材には安定剤として有機金属化合物(主としてジメチル系、ジブチル系およびジオクチル系有機スズ化合物)が用いられている。また、一部の管メーカーでは安定剤としてカルシン(Ca-Zn)を使用している。

本研究テーマでは毒性に関する最新情報の収集を図るとともに、適切な試験方法の検討と汎用性の高い微量有機スズ化合物の分析方法を確立することにより、塩化ビニル管等の資機材からの水道水中への溶出量を把握し、リスク評価等に活用することを目的とする。

平成 17 年度はこれまで開発してきた分析方法をもとに、複数機関による同一のコンディショニング方法、分析方法により有機スズの溶出試験を行い、コンディショニング日数と溶出濃度の関係を明らかにした。分析方法は誘導体化-SPME(ヘッドスペース)-GC/MS 法とし、SPME 条件、GC/MS 測定条件は各機関に任せた。供試試料は各機関で同一の PVC 管を用いた。

### 3) セレン、フッ素、ホウ素等無機物質に関する研究

本研究テーマでは新水質基準で基準値となっているセレン、フッ素、ホウ素の他、監視項目や要検討項目として設定されているニッケルモリブデン、バリウムを対象として、水道水における存在状態の調査、毒性情報の収集、処理性の検討等を行うこととしている。また、WHO 飲料水質ガイドラインの改訂項目として挙げられている無機物質については上記項目にかかわらず最新の情報を収集することとした。

### 3-1) 海水淡水化施設等におけるホウ素濃度の実態調査

ホウ素は平成 16 年 4 月施行の新水質基準

で基準項目となり、基準値 1.0mg/L が定められた。海水淡水化施設のホウ素濃度については、平成 11 年に国内の約 7 割の施設について実態調査を行っているが、未実施の施設や新たに設置された施設もあり、新水質基準施行後の実態も把握されてないことから、今回改めて調査を行った。

調査対象は国内の生活用水として使用している海水およびかん水淡水化施設(71 施設)を対象とし、稼働していない施設や送付先が不明な施設を除き 54 事業者を対象に調査を行った。27 施設からの試料および 24 事業者、28 施設についてアンケート回答があった。

### 3-2) 硬度成分、モリブデン、バリウム、ベリリウムに関する調査

硬度成分であるカルシウム、マグネシウムについては WHO 飲料水水質ガイドラインの改訂対象として検討されることになっている。わが国の水道水は軟水であるため、硬度成分であるカルシウムおよびマグネシウムについての健康影響リスクについて文献調査を行った。

モリブデン、バリウム、ベリリウムについては欧州では 0.005~2.7 $\mu$ g/L 程度の分布との報告がある。国内の現存量の実態調査データはほとんどないため、現状把握のための調査を行った。特にベリリウムについてはガイドラインの次の改訂に入る可能性があるため今回の調査に含めた。調査は無機物質分科会の研究協力者である水道事業者で原水、浄水または配水、給水栓水の測定を行った。

## C. 研究結果

### 1) アルミニウムの制御に関する研究

平成 12~15 年度における水道事業者の浄水アルミニウム濃度は、各年度とも同様な傾向を示している。14 年度のデータを参考にする、全データ数 1,636 の浄水場の 0.8%に当たる

14 の浄水場で 0.2mg/L を上回っているが、94%に当たる 1,543 浄水場でアルミニウム濃度が 0.1mg/L 以下であった。原水と浄水のアルミニウム濃度について明確な関係は認められなかった。

76 水道事業者へのアンケートで、0.1mg/L の基準値設定での対応の可否は、困難・難しいを合わせると 83%が対応できないとしている。また、対応可能としている事業者でも浄水のアルミ濃度が最大値で 0.1mg/L を超過している事業者は困難に組み入れて集計した。地区別では東北地区のデータ数が少ないが、東北を除き全て対応に苦慮するとしている。

その原因では、水源由来のプランクトン・高濁度・低濁度・低水温・高 pH 等による凝集処理能力の低下に起因すること、及び施設的な問題として、老朽化に伴う浄水処理機能の低下・薬品注入設備の未整備等があげられる。対策としては、凝集処理能力低下時の過剰注入・pHコントロールや、凝集悪化時の取水停止・プランクトン発生時の選択取水等であった。

ナノろ過の前処理に使用する凝集剤の検討ではアルミニウム系凝集剤添加時にファウリングの発生を確認し、NF 膜供給水のアルミニウム濃度を低減することでファウリングを抑制することが出来ること、鉄系凝集剤を用いことにより NF 膜供給水中の残留成分がアルミニウム系凝集剤より低くなる可能性が示唆された。

このほか、研究協力者の水道事業者で行っている残留アルミニウムの調査、低減化の検討、鉄系凝集剤等代替凝集剤の検討結果を取りまとめた。

### 2) 水道用資機材からの有機スズ等化合物の溶出に関する研究

誘導体化 - SPME (ヘッドスペース) - GC/MS 法により、3 種(A、B、C 社)の PVC

管からの有機スズの溶出実験を行った。コンディショニングを行わなかった場合、A社製のPVC管からは、最高で13 $\mu\text{g/L}$ (測定機関平均で8.4 $\mu\text{g/L}$ )の高濃度のモノブチルスズ、0.1~0.4 $\mu\text{g/L}$ 程度のモノ及びジオクチルスズが測定された。B社及びC社製のPVC管からは、ブチル系あるいはオクチル系の有機スズ化合物が測定されたが、その値は0.01 $\mu\text{g/L}$ オーダーの極微量であった。コンディショニング初期に比較的高濃度に溶出した有機スズ化合物も2~3日程度で急激に低下し、14日後には溶出が見られても極微量の値であった。図-1に結果の一例を示す。

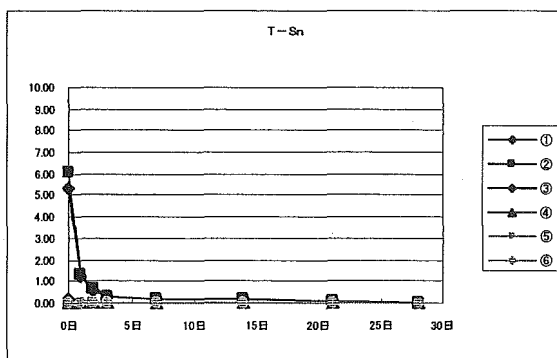


図-1 トータルスズの溶出実験結果  
(①②、③④、⑤⑥はそれぞれ同一の管)

### 3) セレン、フッ素、ホウ素等無機物質に関する研究

#### 3-1) 海水淡水化施設等におけるホウ素濃度の実態調査

調査対象施設は海水淡水化施設が17施設、かん水淡水化施設が8施設であった。その他、2施設は硬度、硝酸性窒素、クリプトスポリジウム等を除去目的とする膜処理施設であった。処理方式別では、ROが24施設、EDが3であった。淡水化処理過程においてホウ素の低減化対策を実施しているとは回答したのは8施設で、2段処理や陸水系浄水との混合を行っている。図-2にホウ素濃度測定結果を示した。原水のホウ素濃度は、0.02~5.28 $\text{mg/L}$ 、平均2.63 $\text{mg/L}$ 、処理水は0.02~1.71 $\text{mg/L}$ 、平均0.60 $\text{mg/L}$ であった。処理水で基準値を超過した施設は4施設であった。

#### 3-2) 硬度成分、モリブデン、バリウム、ベリリウムに関する調査

近年の疫学調査の知見から、多くの研究者は飲料水中のカルシウム、マグネシウム及び硬度について次のように推奨している。マグネシウムは最低10 $\text{mg/L}$ 、20~30 $\text{mg/L}$ が、カルシウムについては最低20 $\text{mg/L}$ 、おおよそ50(40~80) $\text{mg/L}$ が適正である。全硬度については、カルシウムとマグネシウムの合計で2~4 $\text{M}$ であるべきとしている。上記のような濃度範囲では、特に健康影響は認められておらず、飲料水による影響を出来るだけ少なくするにはこのような濃度範囲であることが望まれる。

水道原水および浄水、給水栓水のモリブデン、バリウム、ベリリウムを8水道事業体で測定

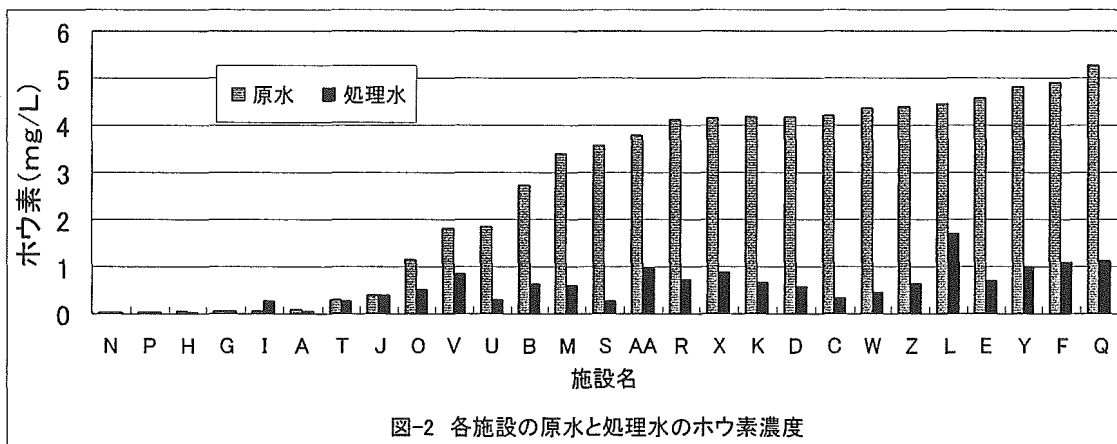


図-2 各施設の原水と処理水のホウ素濃度

した。各元素の検出傾向を以下にまとめる。

モリブデン:概ね、各都市の定量下限値を下回る値、もしくは定量下限値とほぼ同値となっている。

バリウム:検出される場合は一様に 0.01mg/L 前後であり、ガイドライン値を大きく下回る。

ベリリウム:いずれの場合も不検出となっている。

#### D. 考察

##### 1) アルミニウムの制御に関する研究

凝集障害は多様であり年間を通して様々な影響を受け、生物の障害では2~3ヶ月、他の障害では数週間の単位で対応を余儀なくされている。現在の水道施設での対応の多くは、物理的・機能的にも十分とはいえない状況であり、水質面からも多くの問題を抱えたままである。これらの対策としては凝集剤の多量注入、アルカリ剤・硫酸・炭酸ガス等によるpH値の改善、取水停止、選択取水、などで凝集処理改善を図っているが、問題の多くが自然現象・季節変動等であり、財政面を含め対応に苦慮している。

##### 2) 水道用資機材からの有機スズ等化合物の溶出に関する研究

「資機材等の材質に関する試験方法」に基づく規定のコンディショニング条件による浸出試験では、市販のPVC管からはいずれも有機スズとして0.3μg/L以下の溶出量であり、現在までに得られている毒性情報からみて、特に問題はないと考えられる。しかしながら、PVC管の中には使用初期(コンディショニング初期)に有機スズ化合物として10μg/Lを超えるような溶出量をみたものもあり、出荷時や使用開始時には十分な洗浄が必要と思われる。

##### 3) セレン、フッ素、ホウ素等無機物質に関する研究

##### 3-1) 海水淡水化施設等におけるホウ素濃度の実態調査

ホウ素低減対策としては2段処理が最も効果的である。特に陸水系浄水との混合が不可能な施設や原水をかん水に変更できない海水淡水化施設では2段処理が必要となる。今回の測定結果において処理水で基準値を超過した4施設については、3施設は陸水系浄水と混合して給水しており、当該施設設置者が実施した検査結果では基準値以下であった。今回は基準値を下まわった施設でも、基準値に近い場合には処理条件によっては超過する恐れがあり低減化措置が必要と思われる。

##### 3-2) 硬度成分、モリブデン、バリウム、ベリリウムに関する調査

カルシウムとマグネシウムについては、次期の大幅な改訂の際にそれら以外のいわゆる必須元素とともにレビューの対象となっている。従来の水の腐食性(ランゲリア指数)に加えて、健康影響リスクの観点から、わが国の水道水の硬度の分布特性などについての調査や硬度調整についての技術的な検討が必要と考えられる。

今回の調査からは、3種の金属全てにおいてWHOガイドライン値に触れるほどの高濃度の検出は認められなかった。しかし、短期間で限られた事業体、期間における調査であり、また、回数や測定頻度、測定時期もばらつきがある。水源の種類・地域差などを考慮して対象事業体を拡大し、データ収集・確認することが望ましいと考えられる。

#### E. 結論

アンケートによるアルミニウムの実態調査を行い、水質基準を0.1mg/Lへ引き下げた場合の対応可能性等について詳細な分析を行った。対応困難な理由としては北海道・東北地

方では低水温、低濁度、高濁度が、関東以南では藻類、高濁度、高 pH が主たるものであった。対応策としては凝集剤の多量注入、アルカリ剤や硫酸等による pH 値の改善などを行っているが、一つの対策が他の部分へ影響を及ぼす場合もあり、財政面を含め対応に苦慮している事業者が多い。

新たな高度処理として期待されるナノろ過では、ベンチスケール実験で膜供給水のアルミニウム濃度を低濃度におさえることにより、ファウリングが抑制できること、鉄系凝集剤の使用ではアルミニウム系凝集剤に比べファウリングがおきにくいことが示された。

PVC 管からの有機スズの溶出試験において、製品によって差はあるものの、一部の製品では0日から2〜3日のコンディショニング期間で数種類の有機スズで溶出が認められた。トータルスズについても0日で高い溶出濃度を示し急激に低下する傾向を示した。

文献調査から飲料水のカルシウム、マグネシウムの推奨値としてカルシウムの最低値 20mg/L、適正值 40〜80mg/L、マグネシウムの最低値 10mg/L、適正值 20〜30mg/L が示されている。わが国でも従来の水の腐食性に加え、健康影響リスクの観点から硬度の分布特性や技術的対応などについての調査・研究が必要になると考えられる。

モリブデン、バリウム、ベリリウムの実態調査では、限られたデータではあるが3週類の金属すべてにおいて、WHO ガイドライン値にふれるほどの高濃度の検出は認められなかった。実態調査の精度を上げるためには水源の種類、地域差、時期などを考慮して対象事業者を拡大したデータ収集が望ましいと考えられる。

## F. 健康危険情報

なし

## G. 研究発表

中曾根盛利、赤嶺永正、崎山里志、大谷努、眞柄泰基、伊藤雅喜、松本直秀、杉本隆仁、古屋弘幸、高木亮太、太田直輝、町田幹彦。循環型ナノろ過試験装置を用いた実規模装置の性能予測に関する研究（Ⅰ）－運転性能予測の検討－。第56回全国水道研究発表会；2005.5.18-20；米子。同講演集。P.286-287。  
大谷努、眞柄泰基、伊藤雅喜、中曾根盛利、赤嶺永正、崎山里志、松本直秀、杉本隆仁、古屋弘幸、高木亮太、太田直輝、町田幹彦。循環型ナノろ過試験装置を用いた実規模装置の性能予測に関する研究（Ⅱ）－水質予測及び除去性能の検討－。第56回全国水道研究発表会；2005.5.18-20；米子。同講演集。P.288-289。

太田直輝、大谷努、眞柄泰基、伊藤雅喜、中曾根盛利、赤嶺永正、崎山里志、松本直秀、杉本隆仁、古屋弘幸、高木亮太、町田幹彦。ナノろ過法を用いた急速ろ過池洗浄からの浄水直接回収法の検討。第56回全国水道研究発表会；2005.5.18-20；米子。同講演集。P.290-291。

森真由子、伊藤雅喜。ナノろ過におけるファウリングの原因物質に関する研究－カルシウムの影響評価－。第56回全国水道研究発表会；2005.5.18-20；米子。同講演集。P.292-293

厚生労働科学研究費補助金（健康科学安全総合研究）

分担研究報告書

最新の科学的知見に基づく水質基準の見直し等に関する研究  
— 一般有機物分科会 —

主任研究者	眞柄泰基	北海道大学創成科学共同研究機構	特任教授
分担研究者	安藤正典	武蔵野大学 薬学部 薬学研究所	教授
	秋葉道宏	国立保健医療科学院 水道工学部	施設工学室長
	西村哲治	国立医薬品食品衛生研究所 環境衛生化学部	第3室長

研究要旨：

有機物の指標として導入した TOC の基準値について検討してきた。平成 13 年度から 15 年度まで実施した  $\text{KMnO}_4$  消費量と TOC との関連性の検討では浄水と原水を含めた 1600 以上の全試料では極めて高い相関性を示すことを報告し、その関係も  $\text{KMnO}_4$  消費量に対して TOC は 1/3 程度であることを認めた。しかしながら、TOC は質に関わる項目であること、水質管理的な指標であること、有害性物質でないこと、以前の有機物の指標としての  $\text{KMnO}_4$  消費量 10mg/l の基準値に対して浄水では極めて低い値であったことなどを踏まえて、全国調査で得られた値を基にして、基準値を超えないと想定される 5mg/l に設定した。しかしながら、水道水の質の向上の観点から踏まえて、高品質を求める消費者に対応することが求められ、TOC を水質基準項目として導入した以降の実態と基準値の見直しのために、詳細な検討が必要となってきた。そこで、本年度は、全国における原水と浄水における TOC 値の収集と検査方法の課題を抽出するため、昨年度と同様に水道事業体で測定したデータの収集と精度・定量下限に関わる検討を行った。昨年度と本年度の浄水における TOC の平均値はそれぞれ 0.64mg/l と 0.68mg/l、中央値は 0.55mg/l と 0.64mg/l であった。また、最大値はそれぞれ 1.90mg/l と 2.26mg/l、90%タイル値は 1.00mg/l と 0.97mg/l で、2mg/l を超えた浄水は、平成 16 年度は 0 試料、平成 17 年度は 670 浄水中 3 試料(2.00, 2.00, 2.26mg/l)のみであった。TOC を本格的に導入して以来の浄水における TOC は、2mg/l を越えることはほとんどないと考えられた。TOC と  $\text{KMnO}_4$  消費量との関連性は、原水と浄水を合わせた R(2)の関係が 0.522 (平成 16 年度)、0.722 (平成 17 年度) と高い相関性は認められたが、浄水のみでは R(2)が 0.298 (平成 16 年度)、0.136 (平成 17 年度) と全く相関性は認められなかった。一方、浄水における最小値は昨年度および本年度でも 0.20mg/l であった。最小値が両年度を合わせて約 1000 データの中でも 0.20mg/l を超過しないことから、0.2mg/l の値が実際の測定上の定量下限値である可能性が高いことが示唆された。

要検討項目の一つである塩化ビニルの実態把握として、水道原水に使用している地下水 3 カ所と河川水 4 カ所およびその給水 4 カ所を測定した結果、すべての地点において設定した定量下限値未満であった。また、塩化ビニルの前駆物質であるテトラクロロエチレンおよびトリクロロエチレンについても、測定試料水は全て定量下限値未満であった。

固相抽出-LC/MS 法による PFOS および PFOA の測定条件を検討し、測定を可能とすることができた。定量下限値はいずれも 5ng/l であった。この分析方法で多摩川の 2 地点及び主要浄水場の原水、浄水を測定した結果、多摩川下流の調布取水堰、地下水系浄水場の原水（井戸水）及び浄水から、PFOS、PFOA がわずかながら検出された。検出された浄水の PFOS 濃度は、環境省が設定した暫定無毒性量から試算した評価値の 4%程度であった。

水中に存在する BaP を含む 6 種の多環芳香族炭化水素は、塩素と反応して一塩素置換体

もしくは二塩素置換体を生成し、24 時間後にも塩素置換体の存在を確認することができた。

下水処理場放流水から 2-MIB, ジェオスミンが検出され、下流の環境水のカビ臭に影響していることが明らかとなった。したがって、水道原水の取水口上流に下水処理場がある場合、かび臭物質の挙動に注意が必要であることが明らかとなった。

実証プラント実験の結果から、かび臭物質の除去率はかび臭物質濃度、オゾン注入率(D)、オゾン接触時間(T)に依存し、 $D \times T$  値が 20 での除去率が 2-MIB で 80%, ジェオスミンで 90% 程度であるが、 $D \times T$  値が 20 未満では除去率が急激に低下する。したがって、高濃度のかび臭が発生した場合には、オゾン注入率と接触時間による除去率に注意をする必要がある。

嫌気好気活性汚泥法に比べ嫌気無酸素好気活性汚泥法は、かび臭物質を産出する生物が発生しにくいことがわかった。

水道用資機材由来の化学物質の臭気閾値については、含有成分の中でトルエンが著しく閾値が低く (0.05mg/l)、メチルエチルケトン、シクロヘキサノン、テトラヒドロフラン、アセトンの 4 物質 (5~20mg/l) とは 2 桁の相違があった。複数の物質を混合して臭気閾値を検討した結果、トルエンを含む試料の閾値が最も低く、その希釈倍率でのトルエン濃度は 0.04mg/l であり、単成分での閾値とほぼ一致した。複数の臭気物質が混在した場合、臭気の感知閾値は、最も低い物質の閾値に影響を受けやすいことが明らかとなった。

16S rRNA 遺伝子については、すべての浄水場の原水・活性炭試料から増幅産物を得ることができた。浄水場 B の原水、活性炭試料について、16S rRNA 遺伝子のクローンライブラリーを構築した。原水では藍藻類 *Cyanobacteria* に近縁なクローンが優占していたのに対して、活性炭試料では、*β-Proteobacteria*, *Acidobacteria*, *Planctomycetes* などに近縁なクローンが優占しており、原水と活性炭試料では、細菌群集構造が大きく異なり、原水中の細菌群集構造は浄水場によってばらつきがあるものの、活性炭上の細菌群集構造のパターンは浄水場間で類似していることが示唆された。

線虫の試験方法は、自然沈澱法とろ過法による計数値を比較すると、ろ過法が線虫の試験法として有効であり、優れていると評価できた。

線虫等の不快生物の浄水からの検出例が認められ、河川系原水を処理する浄水場では漏出リスクが高く、特に夏期の漏出リスクが高いことが明らかとなった。不快生物は耐塩素性が強いいため、浄水処理工程において限られた生存率の減少しか見られない事例があった。

ピコプランクトンは表層から水深 5.5m の水深部に大部分が分布し、1 日での垂直分布の変動は無いと推測された。水源のピコプランクトンの増殖により、浄水場原水のピコプランクトン数も増加し、ろ過水の濁度も上昇した。沈澱池での除去率は約 90% であった。ピコプランクトンについては前塩素処理が効果的であることが明らかとなった。一方、硫酸銅散布後急激に増加し、散布後には散布前の約 200 倍近く増殖した事例が見られた。

AOC 濃度は凝集・沈殿処理により減少し、急速ろ過池ではその直前の中塩素処理を行うと凝集・沈殿処理後の AOC より増加していることが分った。原水には AOC 前駆物質が存在することが明らかとなった。急速ろ過処理水に対する AOC+AOCFP 濃度は凝集・沈殿処理水の AOC+AOCFP 濃度より増加し、ろ過池において懸濁性有機物質が塩素と反応して溶存態の AOC 成分を溶出させることが示唆された。

貯水池水をサンプルとして、ピコ植物プランクトン及び細菌の AOC 生成原単位を求めたところ、残留塩素 1.0 mg/l の塩素処理でそれぞれ  $0.77 \times 10^{-6} \mu\text{g}/\text{cell}$ ,  $0.27 \times 10^{-7} \mu\text{g}/\text{cell}$  となった。細菌の AOC 生成原単位は、ピコ植物プランクトンの 1/30 程度であった。

浄水場以降の配水システム中の AOC は、給配水は浄水場出口水より高い場合が多い傾向を示した。AOC と細菌増殖能の関係は、従属栄養細菌は AOC 0.011mg-C/L 以下で増殖しなくなり、一般細菌は 0.022mg-C/L 以下で増殖しなくなる結果であった。塩素が存在する場合の細菌は、遊離残留塩素を保持すれば細菌増殖は抑制できた。



## A. 研究目的

水質基準に係わる有機汚染物質および有機物指標に関する項目を中心に、水道水が有すべき性状として必要な項目、障害生物・微生物について以下の内容の調査・研究を行うことを目的とした。

これまで長期間利用されてきた過マンガン酸カリウム消費量10mg/lの水準は現行のTOC計による基準値5mg/lと対応していない可能性があり、過マンガン酸カリウム消費量10mg/lに見合ったTOCの基準値に見直す必要があると考えられる。そこで、従来の過マンガン酸カリウム消費量とTOCとの関連性をさらに追跡調査する。

要検討項目の一つである塩化ビニルが水道原水あるいは塩素処理水において検出される恐れがあるため、その存在実態を把握し、今後の取り組みについて考察を加える。

ペルフルオロオクタンスルホン酸( $C_8F_{17}SO_3$ , 以下PFOS)とペルフルオロオクタン酸( $C_7F_{15}COOH$ , 以下PFOA)は、撥水剤、消火剤、ワックスなどに使用される人工の有機フッ素化合物で、環境中に広く存在し、野生生物の体内に蓄積していることが報告されている。現在、WHOやEPA等では規制されていないが、「環境中で分解され難く、生物への蓄積性が高い」に分類される化学物質であり、OECDでは肝機能障害等を引き起こすと指摘されている。そこで、PFOSおよびPFOAの固相抽出-LC/MS法による測定条件の検討を行い、水道原水および浄水における実態調査を実施した。

水道原水に多環芳香族炭化水素類が存在し、浄水処理工程の中で除去が十分にできなかった場合、塩素処理により酸化や塩素置換の反応を受けた生成物が生成する恐れがあるため、多環芳香族炭化水素類の塩素接触における挙動と反応生成物の経時変動について検討した。

かび臭物質である2-MIBおよびジェオスミンは、特定の藍藻類や放線菌より産生され、特に春期や夏期の湖沼等の閉鎖性水域において、富栄養化に伴う藻類等の繁殖により水道原水中での濃度が増加し、水道の

異臭味障害の主な原因物質である。閉鎖性水域以外にもパルプ工場排水の活性汚泥処理前後で濃度が増大するとの事例があり、食品排水や生活排水での処理においても同様にかび臭物質が発生する可能性が指摘されている。また、生活排水が流入する小規模の沼池や、あるいは小河川に堰が設けられているような場合には、溜まり水により上記のような異臭味障害に関わる藻類等の繁殖が観察されるとの事例がある。本年度は各地の水道原水や排水処理施設等における2-MIBおよびジェオスミン濃度の実態調査、また利水障害に関する事例の収集を行った。

水道用資機材から溶出する可能性のある臭気物質のうち、硬質塩化ビニル管の接着剤に含まれる溶剤について、水中における臭気の閾値を求めるための予備的調査を行った。なお、臭気の判定は感知閾で行った。

オゾン-活性炭処理は高度浄水処理法の1つとして、各地の浄水場で導入が進められている。このうち、活性炭表面に微生物が繁殖し、有機物の生分解やアンモニア酸化、活性炭吸着能の再生などの生物学的作用が認められるものは、生物活性炭と呼称され、通常の粒状活性炭処理とは区別されている。しかし、どのような微生物が活性炭上で増殖し、処理に関与しているのかについては、不明な点が多い。そこで本研究では、オゾン-活性炭処理を行っている浄水場を対象として、活性炭表面に付着している細菌群集構造(真正細菌)の特性をクローニング法、T-RFLP法(Terminal-Restriction Fragment Length Polymorphism)によって評価することを試みた。また、原水中の細菌群集構造についても解析し、活性炭に付着している細菌群集構造との比較を行った。

給水栓水から検出される生物は、多くの場合、必ずしも衛生的に危険な状態を示しているわけではないが、飲む人に不快感を与え、水道水の安全性に関する疑問を抱かせることになる。このような生物は不快生物と呼ばれているが、標準的な試験方法は検討の途上にあるため、試験方法について

検討した。また、生物の検出実態について調査を行なった。

浄水処理過程におけるピコプランクトンの挙動やピコプランクトン細胞数が濁度に及ぼす影響を把握することは水質管理上重要な事項であると考えられる。そこで、障害性微生物としてのピコプランクトンの水道水源におけるピコプランクトンの出現状況、浄水処理過程におけるピコプランクトンと濁度の関係、凝集沈殿処理におけるピコプランクトンの除去特性について検討する。

浄水場以降の送配水システムでは、従属栄養細菌が増殖する可能性があり、水道水の着色、異臭味、及び水道管での生物膜形成による管壁の腐食促進、微生物的な健康リスクの上昇に影響を及ぼすことが考えられる。したがって、微生物の栄養素である増殖ポテンシャルが低く、微生物が増殖しにくい水道水を供給することが重要となる。微生物の栄養素となる有機物の評価手法として同化性有機炭素（AOC：Assimilable Organic Carbon）を指標とし、浄水システムにおける微生物増殖ポテンシャルの挙動を検討する。浄水処理の工程でAOC濃度は変動するが、潜在的に存在するAOC生成能（AOCFP）が関与している可能性があることからAOCFPを評価し、浄水処理システムにおけるAOCの生成挙動および除去特性の検討を行った。また、凝集沈殿処理におけるピコ植物プランクトンの除去率は60%程度から80%であり、急速砂ろ過工程でも高い除去率は期待できないことから、消毒工程に一定割合のピコ植物プランクトンが流入することにより浄水中のAOCを増加させるリスクとなる。ピコプランクトンの消毒工程におけるAOC生成リスクを明らかにする。さらに、配水システム内での細菌増殖とAOCの関連性を明確にすることを目的とし、浄水場出口と給配水末端の違いを調査した。また、残留塩素が存在する場合の細菌増殖能とAOCの間の詳細な関連性を把握することにした。

## B. 研究方法

水道事業体において、水道原水・環境水と水道水について、TOCおよび過マンガン酸カリウム消費量、およびそれらと関係のある有機物指標を測定し、全有機炭素（TOC）の実態と精度・定量下限に関する統計的解析を行った。

水道原水である地下水源としての緊急用地下水源3カ所と河川水4カ所・給水栓4カ所について、塩化ビニルを含む酢酸ビニル、1,2-ブタジエン、1,3-ブタジエン、スチレン、キシレン、N,N-ジメチルアニリンをヘッドスペース-ガスクロマトグラフ/質量分析計（GC/MS）を用いて測定した。

フルオランテン（以下FLと省略；他の物質についても同様）、ベンゾ [b] フルオランテン（B [b] F）、ベンゾ [k] フルオランテン（B [k] F）、ベンゾ [a] ピレン（B [a] P）、ベンゾ [g,h,i] ペリレン（B [ghi] P）、インデノ [1,2,3-cd] ピレン（IP）の6種の多環芳香族炭化水素類の水溶液中における塩素処理の挙動を固相抽出-ガスクロマトグラフィー/質量分析法で検討した。

排水処理施設放流水や水道原水等における2-MIBおよびジェオスミン濃度の実態を、パージ&トラップGC/MS法により測定した。

水道用資機材から溶出するチルエチルケトン、シクロヘキサノン、テトラヒドロフラン、アセトン及びトルエンの5項目の臭気物質の感知閾値を調べた。

オゾン-活性炭処理を導入している7箇所の浄水場の原水、および活性炭を採取し、PCRにより棲息する真正細菌の16S rRNA遺伝子を増幅して細菌の分離・同定を行なった。また、一浄水場の原水と活性炭については、別途16S rRNA遺伝子のクローンライブラリーを構築した。

水中における線虫の試験方法について自然沈澱法とろ過法（PTFE（四フッ化エチレン樹脂）フィルターろ過法）による線虫試験方法の比較検討を行った。また、水道原水および浄水中の微生物の存在・混入について、各事業体の取り組みや実態調査の情報を整理した。

細菌増殖能は、チオ硫酸ナトリウムで残留消毒剤を取り除いた試料に、各水道事業

体で細菌が存在する浄水プロセス水を 1% 植種した。これを 20℃、暗所で静置し、試料中の従属栄養細菌と一般細菌の菌数を 3 週間後まで測定し、その挙動を把握し、最大菌数を求めた。この最大菌数を従属栄養細菌増殖能と一般細菌増殖能とした。

### C. 研究結果

#### 1. 全有機炭素 (TOC) の実態と精度・定量下限に関する検討

全国における原水と浄水における TOC 値の収集と検査方法の課題を抽出するため、昨年度と同様に水道事業者で測定したデータの収集と精度・定量下限に関わる検討を行った。

昨年度と本年度の浄水における TOC の平均値はそれぞれ 0.64mg/l と 0.68mg/l、中央値は 0.55mg/l と 0.64mg/l であった。また、最大値はそれぞれ 1.90mg/l と 2.26mg/l、90%タイル値は 1.00mg/l と 0.97mg/l で、2mg/l を超えた浄水は平成 16 年度は 0 試料、平成 17 年度は 670 浄水中 3 試料(2.00, 2.00, 2.26mg/l)のみであった。

これに対して、TOC と  $\text{KMnO}_4$  消費量との関連性は、原水と浄水を合わせた  $R(2)$  の関係が 0.522 (平成 16 年度)、0.722 (平成 17 年度) と高い相関性は認められたが、浄水のみでは  $R(2)$  が 0.298 (平成 16 年度)、0.136 (平成 17 年度) と全く相関性は認められなかった。

一方、浄水における TOC の最小値はいずれの年度でも 0.20mg/l であった。

#### 2. 塩化ビニルの実態調査

水道原水である地下水源と河川水、給水についても塩化ビニルモノマーおよび揮発性有機化合物類について調査した。

塩化ビニルモノマーの検出濃度は、地下水 3 カ所すべてにおいて要検討項目目標値の 1/100 である 0.00002mg/L 未満であった。また、河川水 4 カ所、給水 4 カ所についても、すべての地点において 0.001mg/L 未満であった。

塩化ビニルの前駆物質であるテトラクロロエチレンおよびトリクロロエチレンの検出状況は、平成 17 年度の緊急用地下水源 (1

回/年×3 カ所) および各浄水場原水 (1 回/3 ヶ月×5 カ所) の調査においてもすべて 0.001mg/L 未満であった。

河川水および給水中の酢酸ビニル、1,2-ブタジエン、1,3-ブタジエン、スチレン、キシレン、N,N-ジメチルアニリンについても全ての地点において 0.001mg/L 未満であった。

#### 3. PFOS および PFOA の分析方法の検討と実態調査測定

##### 3. 1 前処理方法の検討

###### (1) 固相カラムの検討

和光純薬製 Presep-C Agri と Waters 製 Sep-Pak Plus PS-2 の 2 つの固相カートリッジについて、水溶液濃度 0.005, 0.05 $\mu\text{g/l}$  ( $n=3$ ) で回収率を比較した結果、PFOS および PFOA とともに、両固相カートリッジに大きな差は認められなかった。

###### (2) 最適 pH の検討

試料を固相に吸着させる際の最適な pH を検討した。PFOS の回収率は pH 4~10 の範囲で 80~100% と高かった。一方、PFOA は 50~80% で pH 9 の条件での回収率が最も高かった。以上の結果から試料の pH を 9 に上げることが両物質を同時に吸着させるのに良いことが明らかとなった。

###### (3) 装置及び測定条件の一例

###### LC-MS 測定条件

LC 部: Agilent 製 Agilent 1100 Series

①カラム: GL サイエンス製 Inertsil ODS-3 (2.1×150mm, 5 $\mu\text{m}$ ) ②カラム温度: 30℃ ③移動相: アセトニトリル/10mM 酢酸アンモニウム水溶液グラジエント, アセトニトリル: 10mM 酢酸アンモニウム水溶液 (50:50); 4 分, → (6 分) → アセトニトリル: 10mM 酢酸アンモニウム水溶液 (95:5) → (0.5 分) → アセトニトリル: 10mM 酢酸アンモニウム水溶液 (50:50); 9.5 分 ④ 移動相流量: 0.2ml/分, 試料注入量: 10 $\mu\text{l}$

MS 部: Micromass 製 Quattro Ultima

① 測定モード: ESI negative, SIM ② Capillary 電圧 (kV): 2.75 ③ Source Temperature (°C): 100 ④ Desolvation Temperature (°C): 300 ⑤ Cone Gas

Flow(L/Hr) : 50 ⑥ Desolvation Gas Flow(L/Hr) : 500 ⑦ 測定イオンと Cone 電圧(V) 保持時間 9.0min で測定イオンを PFOA から PFOS に切替え, PFOA; 定量イオン(m/z)412.9, 確認イオン(m/z)368.9, コーン電圧 25V, PFOS; 定量イオン(m/z)498.8, 確認イオン(m/z)499.8, コーン電圧 100V で測定を行った. 保持時間はそれぞれ, 5.4分(PFOA), 13.0分(PFOS)であった.

⑧ Dwell(Seecs) : 0.80 ⑨ inter-Channel Delay(Seecs) : 0.1 ⑩ inter-Scan Delay(Seecs) : 0.1 ⑪ Span : 0

### 3. 2 分析方法

検水 200mL を 0.1mol/L 水酸化ナトリウム水溶液により pH9 に調整し, 流速 10ml/分でコンディショニングした固相カートリッジ PS-2 に通水した. 通水後, 精製水 15ml を流速 3ml/分で通水し容器内を洗浄した. 窒素を 5 分間通気して乾燥した後, メタノール 2ml により捕捉物質を溶出した. 溶出液は, 30℃加温状態で窒素気流により 1ml まで濃縮し, その検液の一定量を LC/MS に導入して PFOA および PFOS を測定した.

定量下限値は, PFOS, PFOA いずれも 0.005 $\mu$ g/l であった.

### 3. 3 実態調査

検討結果に基づき, 多摩川の 2 地点及び主要浄水場の原水(井戸水), 浄水について PFOS, PFOA の実態調査を行った. 多摩川下流の調布取水堰で採水した試料水から PFOS が 38ng/l, PFOA が 9ng/l 検出された. 表流水系の原水(8ヶ所)および浄水(8ヶ所)からは両物質とも検出されなかったが, 地下水系浄水場の原水(井戸水)から PFOS は 7ヶ所中 6ヶ所から 7~42ng/l, PFOA は 7ヶ所中 5箇所から 8~14ng/l, 地下水系浄水場の浄水から, PFOS が 25ng/l, PFOA が 10ng/l 検出された.

### 4. 多環芳香族炭化水素類の塩素処理における挙動

検討した 6 種の多環芳香族炭化水素類は, 塩素と反応して塩素置換体を生成することが明らかとなった. 塩素置換体の生成は, BaP が最も顕著で, 検出可能な塩素置換体が短時間で観察された.

BaP は, 塩素接触後 1 時間目には初期濃度の 9% となり, 時間とともに減少した. 24 時間後には初期濃度の 1% 未満となった. この結果は, BaP が塩素に対して反応性が高く, 塩素を注入される浄水処理過程を経た水道水中では BaP 本体はほとんど検出されないことを示唆している. 塩素置換体は, 一塩素置換体および二塩素置換体が生成することを確認した. 一塩素置換体は, 塩素添加語 1 時間目に検出されて 4 時間目まで減少し, それから 24 時間目までほぼ同程度の量が検出された. 二塩素置換体は, 1 時間目に検出され, 24 時間目まで時間に依存して増加した.

### 5. 水道水源および排水処理施設放流水中の臭気物質の実態調査

#### 5. 1 排水処理施設や水道原水等における 2-MIB およびジェオスミン濃度の実態調査事例

##### (1) 札幌市

A 下水処理場の放流水から 2-MIB が最大 550ng/l, ジェオスミンが最大 60ng/l 検出された. 下流に位置する B ダム湖水では, 希釈の影響により検出濃度は 2-MIB が最大 3ng/l, ジェオスミンが最大 2ng/l であった.

##### (2) 東京都

###### a) 多摩川水系での事例

多摩川の支川に排水している C 社の処理水中から 2-MIB が 6,000ng/l, ジェオスミンが 3,900ng/l 検出された. また放流点下流での濃度は 2-MIB が 600ng/l, ジェオスミンが 260ng/l であった.

###### b) 荒川水系での事例

荒川の支川に放流している D 下水処理場処理水中の 2-MIB 濃度は 320ng/l, ジェオスミン濃度は 40ng/l であり, 放流点下流での 2-MIB 濃度は 48ng/l, ジェオスミン濃度は 11ng/l であった.

##### (3) 広島市

発生源としての可能性が考えられる下水道終末処理施設や農業集落排水施設等の生活排水処理施設からの放流水について, カビ臭物質の排出実態を調査した. 調査期間および頻度は平成 17 年 2 月~平成 18 年 2 月の間原則月 1 回とし, 調査対象は E 下水

道終末処理施設（接続人口 4,262 人）、F 農業集落排水施設（接続人口 449 人）、G 住宅団地大型し尿処理施設（接続人口 8,037 人）、H 農業集落排水施設（接続人口 734 人）とした。測定には SPME-GC/MS 法を用いた。

ジェオスミン濃度の最高値は、平成 17 年 10 月における施設 H の 53ng/l、2-MIB 濃度の最高値は、平成 17 年 8 月における施設 G の 57ng/l であった。

#### （4）福岡市

##### a) 下水処理場処理過程

本市の J 下水処理場において、3 回の調査を行った。1 回目は平成 17 年 5 月 31 日で処理方法は嫌気好気活性汚泥法（A0 法）、2 回目は平成 17 年 8 月 30 日、3 回目は平成 17 年 11 月 15 日で処理方法は A0 法および嫌気無酸素好気活性汚泥法（A20 法）の調査を実施した。採水は下水処理過程ごとにそれぞれ 5～6 か所で行った。測定にはヘッドスペース GC/MS 法を用いた。かび臭物質（ジェオスミン、2-MIB）の溶解性および全量（溶解性および菌体内に保有しているかび臭物質の総量）について測定を行い、溶解性かび臭物質は、前処理として試料を 1 μm フィルターで自然ろ過後、塩化ナトリウム 5.5g 入り 20ml ヘッドスペース用バイアルに 15ml 分取した。全量かび臭物質は、試料を直接バイアルに 15ml 分取後測定を行った。

2-MIB は、一次処理である最初沈殿池までは処理方法にかかわらず検出されなかった。二次処理である生物処理では、A0 法の AT 出口水において最高 200ng/l という高濃度の 2-MIB が検出されたが、A20 法の処理過程である無酸素槽および好気槽からは < 2～18ng/l と低濃度であった。最終沈殿池出口水では A0 法、A20 法共に生物処理の溶解性と同量程度検出された。ジェオスミンは、下水流入水から一次処理である最初沈殿池までは 10～26ng/l 程度と A0 法、A20 法が同様な傾向を示した。しかし、二次処理である生物処理では処理の違いによる傾向が現れ、A0 法においては溶解性で 43～88ng/l、全量で 250～320ng/l 検出されたのに対し、A20 法では、10ng/l 以下と低濃度

であった。最終沈殿池出口水においても、生物処理と同様の傾向を示し A0 法が約 50ng/l に対し A20 法では 5ng/l と低い値であった。以上より処理方法の違いにより A0 法に比べ A20 法はかび臭物質を産出する生物が発生しにくいことがわかった。

今回、下水処理場から放流されているかび臭物質は 2-MIB が 6～64ng/l、ジェオスミンが 23～52ng/l であり、取水口上流に下水処理場がある場合、かび臭物質に注意が必要と考えられる。

##### b) 河川浄化施設

流域下水処理場放流水の浄化施設（礫間接触酸化法）における処理前後のかび臭物質について調査した。なおこの施設は、河川維持用水および工業用水の安定取水を図る目的で設置されている。調査は平成 17 年 6 月～11 月に毎月 1 回（計 6 回）行った。測定方法は上記に準じた。

流入水のかび臭は検出率 80%で 2-MIB が < 2～16ng/l、ジェオスミンが < 2～15ng/l 検出された。礫間接触酸化処理後もほぼ同量検出されており、当該施設でのかび臭除去効果は少ないと推測される。

#### 5. 2 高度浄水処理における低オゾン注入率でのかび臭物質除去性の事例

かび臭物質の除去率は実証プラント実験の結果から、かび臭物質濃度、オゾン注入率 (D)、オゾン接触時間 (T) に依存し、 $D * T$  値が 20 での除去率が 2-MIB で 80%、ジェオスミンで 90%程度であり、かび臭は完全に除去できることが期待できた。しかし、平成 16 年の水道水質基準改定で、オゾン処理における副生成物である臭素酸イオンが新たに基準項目として指定されることになり、さまざまな調査を行った結果、オゾン注入率を削減させることにより、臭素酸イオンを低減化する対策を採用した。このため、高度浄水処理導入時の  $D * T$  値が 15-20 程度であったものが、現在では  $D * T$  値は 6-10 程度になっている。オゾンでのかび臭物質除去率は、 $D * T$  値が 20 未満では除去率が急激に低下することがわかっているため、高濃度でかび臭が発生した場合には除去率に注意する必要がある。平成 17 年夏に

琵琶湖で比較的高濃度のかび臭が発生した。原水で最高 240ng/L のジェオスミン, 9ng/L の 2-メチルイソボルネオールが流入したが, 完全に除去できている。ただし, 今回は沈澱-ろ過で良く除去されており, オゾン処理前の濃度はジェオスミン 23ng/L, 2-メチルイソボルネオール 5ng/L であった。

## 6. 水道用資機材から溶出する臭気物質の閾値に関する調査

### (1) 溶剤毎の臭気の閾値

おおよその閾値のオーダーを決めるため, 検査員 4 名による調査を行った。その結果トルエンが著しく閾値が低く (0.05mg/l), メチルエチルケトン, シクロヘキサノン, テトラヒドロフラン, アセトンの 4 物質 (5~20mg/l) とは 2 桁の相違があった。

### (2) 接着剤の溶剤組成による臭気試験

実際の接着剤の成分組成から, A~C の 3 種類の試料を調整して臭気試験を行った。試料 A はメチルエチルケトン 45mg/l, シクロヘキサノン 20mg/l, アセトン 20mg/l, 試料 B はメチルエチルケトン 35mg/l, シクロヘキサノン 15mg/l, アセトン 20mg/l, トルエン 15mg/l, 試料 C はメチルエチルケトン 50mg/l, シクロヘキサノン 20mg/l, テトラヒドロフラン 25mg/l とした。トルエンを含む試料 B の閾値が最も低く (希釈倍率 400 倍), その希釈倍率でのトルエン濃度は 0.04mg/l であり, 単成分での閾値とほぼ一致する結果となった。

### (3) 遊離残留塩素及び加温による影響

閾値の低かったトルエン及びシクロヘキサノンについて, ①遊離残留塩素の有無による影響, ②試料水の温度による影響について検査員 8 名による検討を行った。トルエンは揮散しやすいためか, かなり個人差の大きい結果となった。加温することにより臭気を強く感じられるようになっているが, 臭気が無くなるのも速く, 測定する順番によって判定が大きく異なった。また, 遊離残留塩素の影響はトルエン及びシクロヘキサノン両方で, あまり差異はなかった。

## 7. 生物活性炭処理における細菌群集構造の特性評価

細菌群集の 16S rRNA 遺伝子については,

すべての浄水場の原水・活性炭試料から増幅産物を得ることができた。

浄水場 B の原水, 活性炭試料について, 16S rRNA 遺伝子のクローンライブラリーを構築した。原水では藍藻類 *Cyanobacteria* に近縁なクローンが優占していたのに対して, 活性炭試料では,  $\beta$ -*Proteobacteria*, *Acidobacteria*, *Planctomycetes* などに近縁なクローンが優占しており, 原水と活性炭試料では, 細菌群集構造が大きく異なることが示唆された。

16S rRNA 遺伝子を T-RFLP 法で分析し, そのパターンを主成分分析で比較した。その結果, 原水と活性炭表面上の細菌群集構造には差異があることが示された。原水中の細菌群集構造は浄水場によってばらつきがあるものの, 活性炭上の細菌群集構造のパターンは浄水場間で類似していることが示唆された。

今後は, 細菌が活性炭に定着する過程や, 細菌群集の機能的特徴についても解析を進める予定である。

## 8. 水中微生物, ピコプランクトンの実態と対策

### 8. 1 水中における線虫の試験方法

自然沈澱法とろ過法 (PTFE (四フッ化エチレン樹脂) フィルターろ過法) による線虫試験方法の比較検討を行った。

試料水量は, 計数値が得られる水量として浄水は 6L, 原水は 3.5L とした。

自然沈澱法は, 1L と 2L のメスシリンダーを 2 本ずつ使用して浄水を自然沈澱させた。24 時間静置後, 上澄みを除去し 3 回メスシリンダーを蒸留水で洗浄して, 50ml 遠沈管へ試料を移した。20 分遠心分離させた後, 上澄みを除去し 15ml 遠沈管 2 本へ移し, 再び 20 分遠心分離させた。上澄みを除去し合計 5ml の濃縮試料を 6 回に分けて枠付スライドグラスで検鏡した。原水の場合は, 500ml のメスシリンダーを 7 本使用して原水を自然沈澱させた。24 時間静置後, 上澄みを除去しメスシリンダーを蒸留水で洗浄して, 各メスシリンダーの濃縮原水を 50ml 遠沈管へ移した。20 分遠心分離させた後, 上澄みを除去し全量を 3ml 程度とし, 各遠沈管の濃縮試料は 3~4 回に分けて枠付ス

ライドグラスで検鏡した。したがって、検鏡は合計 23 回の作業となった。

ろ過法は、PTFE フィルターにろ過した後、ライドグラスにフィルターを置き、カバーガラスをかけて検鏡した。

所要時間を比較すると、自然沈澱法では、所要時間の大部分を占める濃縮操作の 24 時間以上の静置及び遠心濃縮を行うため、濃縮操作が簡便なる過法に比べ長時間を要する。また、検鏡に要する時間に大きな差はないが、検鏡回数の違いにより自然沈澱法はろ過法に比べて 3.5~4 倍の時間を要している。試料水の濁質の影響を受け濃縮操作及び検鏡回数が多くなるため、原水の所要時間が多くなる。

#### 8. 2 線虫（不快生物）の A 浄水場における挙動及び給水栓水中の実態調査

浄水処理工程の各工程における原水に対する線虫の除去率は、沈殿処理で 17.3% 及びろ過処理で 58.8% (ろ過処理のみ 50.2%) であり、浄水への漏出率は 38.0% であった。

原水の線虫については、湖沼系原水より河川系原水で多く、12 月、3 月より 6 月、9 月に多い傾向であった。湖沼系原水は年間を通して同じ検出状況であった。

浄水の線虫については、河川系原水を処理する浄水場で多く、季節的には 6 月、9 月の平均値 (7.6/L) は 12 月、3 月の平均値 (2.2/L) に対して 3.5 倍検出されており、夏期に漏出のリスクが高く、湖沼系の浄水は、原水と同様に年間を通して同じ検出状況であった。また、浄水の線虫の生死判定結果は、63% の高い生存率であり、そのうち、河川系浄水の生存率で 70%、湖沼系浄水の生存率で 57% であった。

給水栓水の代表的な調査地点 (39 箇所) から検出した線虫の平均値 (個体数/L) は、河川系 1 の O 地点で 2.3/L 及び河川系 2 の T 地点で 3.9/L、湖沼系 1 の Y 地点で 1.4/L 及び湖沼系 2 の S 地点で 2.1/L であった。

給水栓水中の線虫は、浄水場浄水の線虫 (平均値 3.6/L) に対して 66.7% (平均値 2.4/L) 減少している。その内訳を見ると、河川系の平均値 (3.1/L) については、浄水場浄水の線虫の平均値 (5.85/L) に対して

50% 程度であった。しかし、湖沼系の平均値 (1.75/L) は、浄水場浄水の線虫の平均値 (1.25/L) に対して減少しておらず、逆に増加していた。

また、代表的な給水栓水から検出した線虫の生存率は、0%~17%~50% あった。河川系の生存率は 12% で、湖沼系の生存率は 23% で高かった。

船舶給水地点 (11 箇所) で検出した線虫の平均値 (個体数/L) については、河川系の K 埠頭は 5.9/L と河川系の浄水場浄水に対して同程度の検出であった。湖沼系の平均値 (個体数/L) は、Y 埠頭で 6.9/L と湖沼系の浄水場浄水に対して 5.5 倍検出されたが、その他の湖沼系の平均値は 0.3~2.0/L で湖沼系の浄水場浄水に対して 0.24~1.6 倍の検出であった。

#### 8. 3 線虫（不快生物）の B 浄水場における挙動及び給水栓水中の実態調査

急速ろ過法式の浄水処理工程における線虫の挙動は、沈澱処理で 20% 除去され、ろ過処理で 50% 除去 (沈澱・ろ過処理で 60% 除去) され、浄水処理後の漏出は 40% と考えられた。測定回数 44 回において、平均個体数は 2.2 個体/l、最大 13.3 個体/l、最小 0.2 個体/l であった。

#### 8. 3 その他の不快生物の検出実態

藻類などのほかに貧毛類、ミズムシも定期的に監視している事例があるが、浄水への漏出が無かった。漏出対策としては、浄水 (1 mg/L 塩素水) で逆流洗浄する、粒状活性炭槽下部集水装置を塩素浸漬するなどの対策が有効である

#### 8. 4 ピコプランクトンの実態と対応

平成 17 年度の琵琶湖瀬田川でのピコプランクトン数の最高値は 370,000 細胞/mL で平成 16 年度の最高値 (340,000 細胞/mL) とほぼ同様であった。

平成 17 年 4 月~11 月までの A 池取水塔前表面水のピコプランクトンは、5 月まで 1,000cells/ml 前後で推移していたが、6 月に 67,000cells/ml と増加した。その後、7 月上旬には 2,400cells/ml まで減少した。7 月下旬になると貯水池に *Microcystis* によるアオコが発生したため硫酸銅を散布 (水

深 5m層までの水量に対し、0.25mg/l の濃度で貯水池全面に散布)した結果、再度増加し、450,000cells/ml に達した。原水のピコプランクトン数も貯水池と同様の変動を示し、貯水池で最大値を記録した日には130,000cells/ml となった。

ピコプランクトンは表層部に多く、表層から水深 5.5m に分布し、水温躍層部の水深 7.9m では表層の細胞数の 4.5%、水深 10.4m では 0.5% に減少していた。

貯水池でのピコプランクトンの増殖により、浄水場原水のピコプランクトン数も増加し、それに伴うろ過水の濁度が上昇した。浄水場の濁度管理目標値 0.1 度には至らなかったが、通常処理時のろ過水濁度 0.01 度と比較すれば高い値であった。この日以後、PAC 注入量をそれまでの 17mg/l から 30~33mg/l に増量し対処したが、ろ過水の濁度は高い状態が続いた。沈澱処理水のピコプランクトンは 6,300~20,000cells/ml で推移し、沈澱池での除去率は 82~94% で平均除去率は 89% であった。

ピコプランクトンについては前塩素処理が効果的であると報告されている。前塩素処理終了時の原水のピコプランクトン数は開始時の 130,000 cells/ml から 60,000 cells/ml に減少していた。それにもかかわらず中間塩素処理にした直後にろ過水濁度が上昇したことは、前塩素処理がピコプランクトンに対し有効であると判断できた。

#### 9. 浄水処理システムにおける同化性有機炭素の生成および除去の評価

原水の AOC 濃度は 95 μg/L であった。AOC の成分の割合は AOC-P17 成分が 81 μg/L で、およそ 85% を占めていた。AOC 濃度は凝集・沈殿処理により減少して、その濃度は約 66 μg/L であった。中塩素後の AOC 濃度は凝集・沈殿処理後の AOC 濃度とほぼ同じであった。その後、急速ろ過池では AOC 濃度が沈殿処理後の AOC より増加していることが分かった。後塩素処理における AOC 濃度はろ過池の AOC 濃度とほぼ同じであった。

全体的に各処理工程における AOC+AOCFP 濃度は AOC 濃度より 17~24 μg/L 増加してい

ることが分かった。原水の AOC 濃度は 95 μg/L であったが、AOC+AOCFP 濃度は 112 μg/L で、AOCFP として 17 μg/L が存在していたことが分かった。凝集・沈殿処理水の場合、AOC+AOCFP 濃度は 88 μg/L で、原水の AOC+AOCFP 濃度よりは減少したが、凝集・沈殿処理水の AOC 濃度よりは増加していることが分かった。中塩素処理水の AOC+AOCFP 濃度は凝集・沈殿処理水の濃度とほぼ同じであった。

急速ろ過処理水の AOC+AOCFP 濃度は凝集・沈殿処理水の AOC+AOCFP 濃度より増加し、103 μg/L であった。

急速ろ過処理水の AOC+AOCFP 濃度は凝集・沈殿処理水の AOC+AOCFP 濃度より増加し、103 μg/L であった。このような濃度変化は AOC 濃度の変化と一致する傾向であった。AOC 濃度の増加は AOC 前駆物質の中塩素処理による AOC 化として説明できるが、AOC+AOCFP は AOC 前駆物質も含めて測定しているため、AOC 前駆物質の AOC 化では増加しない。AOC+AOCFP の増加はそれ以外の新たな AOC 成分の増加が起こったことを意味する。ろ過池に抑留していた懸濁性有機物質が塩素によって酸化・分解および脱着して流出し、その溶存有機物質中の AOC 前駆物質が、AOC 成分に変化して AOC+AOCFP 濃度の増加をもたらしたことが考えられた。

#### 10. 消毒工程におけるピコプランクトン由来 AOC の生成

貯水池原水を沈殿濃縮液（ピコ植物プランクトン濃度が高い）と上澄み液（ピコ植物プランクトン濃度が低い）に分別した結果、ピコ植物プランクトンを完全に沈殿分離することはできないが、沈殿濃縮液と上澄み液ではピコ植物プランクトン濃度は 16 倍異なり、一方で細菌数はほとんど変わらない 2 液を得ることができた。それぞれの液を塩素処理し、AOC を測定した。溶存として持ち込んだ AOC は沈殿濃縮液と上澄み液でそれぞれ 77 μg/l と 69 μg/l となった。塩素を添加した時の AOC の値にこの溶存由来の AOC を引いた値がピコプランクトン（植物+細菌）由来の AOC となる。沈殿濃縮液と上澄み液の残留塩素濃度がほぼ一致した



とき(沈殿濃縮液については塩素添加量 2.0, 上澄み液については 1.0) のピコプランクトン(植物+細菌)由来の AOC はそれぞれ 141 $\mu\text{g/l}$  (218-77) と 33 $\mu\text{g/l}$  (102-69) であった。この差 (AOC108 $\mu\text{g/l}$ ) は、両液の細菌濃度が等しいことからピコ植物プランクトンの違いによって生じたと考えられ、両液のピコ植物プランクトン数の差は  $1.41 \times 10^5$  cells/ml であることから、ピコ植物プランクトン由来の AOC 原単位を計算すると  $0.77 \times 10^{-6}$   $\mu\text{g/cell}$  となった。

一方、沈殿濃縮液のピコ植物プランクトン数は  $1.5 \times 10^5$  cells/ml であり、原単位からピコ植物プランクトン由来の AOC 生成は、116 $\mu\text{g/l}$  となり、細菌由来の AOC 生成は 25 $\mu\text{g/l}$  となる。上澄み液のピコ植物プランクトン数は  $9.3 \times 10^3$  cells/ml であり、原単位からピコ植物プランクトン由来の AOC 生成は、7 $\mu\text{g/l}$  となり、細菌由来の AOC 生成は 26 $\mu\text{g/l}$  となる。沈殿濃縮液のデータを用い、細菌由来の AOC 生成は 25 $\mu\text{g/l}$ 、細菌数  $9.3 \times 10^5$  cells/ml の値を用いて細菌由来の AOC 原単位を計算すると  $0.27 \times 10^{-7}$   $\mu\text{g/cell}$  となった。

以上のように、ピコ植物プランクトン 1 細胞当たり AOC 生成原単位は、細菌 1 細胞当たり AOC 生成原単位より 1 オーダー以上大きな値となった。ピコ植物プランクトンのサイズは、琵琶湖で単離された 4 種では、 $2.2 \times 1.1 \mu\text{m}$ 、 $2.7 \times 1.4 \mu\text{m}$ 、 $2.0 \times 0.9 \mu\text{m}$ 、 $0.9 \times 0.8 \mu\text{m}$  であり、細菌サイズと比べて大きいことが考えられる。

#### 1.1. 同化性有機炭素の調査

残留塩素、濁度、pH、全有機炭素、一般細菌は全ての試料で水質基準項目の範囲内であった。しかしながら、電気伝導率は  $300 \mu\text{s/cm}$  を超える事業体もあり、溶存物質が多く含まれている試料が見受けられた。従属栄養細菌は 22 試料中 5 試料で検出されていたが、その菌数は 2CFU/ml 以下であった。また、以上の項目で浄水場出口水と給配水との明確な違いは見受けられなかった。

AOC 成分と考えられる有機酸のぎ酸と酢酸は全ての試料で検出されなかったが、

しゅう酸は検出される場合が多かった。一般細菌増殖能は検出されない場合が多かったのに比べ、従属栄養細菌増殖能と AOC は検出される場合が多かった。検出された試料では、浄水場出口水より給配水の値が高い場合が多く、細菌の増殖ポテンシャルは高まる傾向を示していた。

試料を希釈して有機炭素濃度を変えた試料については、AOC 濃度が多いほど細菌増殖能も多くなっていた。その中で AOC が低い場合は、従属栄養細菌増殖能、一般細菌増殖能は共にほとんど検出されなくなっていた。その検出されなくなる AOC 濃度を求めると、従属栄養細菌増殖能の場合は AOC 0.011mg-C/L、一般細菌増殖能の場合は 0.022mg-C/L であった。これは、AOC は 0.01mg-C/L 以下ならば再増殖しない報告<sup>1)</sup>と同様の結果であった。

一般細菌と従属栄養細菌は残留塩素が検出されなくなると検出され、それ以降は時間の経過に伴って増殖していた。このことは、遊離塩素を 0.1mg/L 保持するとした水質基準の妥当性を再確認した結果であった。

#### D. 考察

##### 1. 全有機炭素 (TOC) の実態と精度・定量下限に関する検討

昨年度と本年度の浄水における TOC の平均値はそれぞれ 0.64mg/l と 0.68mg/l、中央値は 0.55mg/l と 0.64mg/l であった。また、最大値はそれぞれ 1.90mg/l と 2.26mg/l、90%タイル値は 1.00mg/l と 0.97mg/l で、2mg/l を超えた浄水は平成 16 年度は 0 試料、平成 17 年度は 670 浄水中 3 試料(2.00, 2.00, 2.26mg/l)のみであった。TOC を本格的に導入して以来の浄水における TOC は、2mg/l を越えることはほとんどないと考えられた。

これに対して、TOC と KMnO<sub>4</sub> 消費量との関連性は原水と浄水を合わせた R(2) の関係は 0.522 (平成 16 年度)、0.722 (平成 17 年度) と高い相関性は認められたが、浄水のみでは R(2) が 0.298 (平成 16 年度) と 0.136 (平成 17 年度) と全く相関性は認められなかった。

一方、浄水における TOC を収集する中で、

中央値あるいは平均値が0.5~0.6mg/l前後であったのに対して、最小値はいずれの年度でも0.20mg/lであった。このように、最小値が両年度を合わせて約1000データの中でも0.20mg/lを超過しないことから、0.2mg/lの値が実際の測定上の定量下限値である可能性が高いことが示唆された。全国でのTOCの中央値あるいは平均値が0.5~0.6mg/lであり、定量下限値を0.2mg/lとした場合、両者間は極めて近接した値となることから、今までに測定されたTOCデータについて検証し、検査方法に確実性を強化しておく必要があると考えられた。このような状況から、当一般有機物分科会および日本水道協会水質試験方法等調査専門委員会の水道事業体の協力を得て、TOC検査における定量下限、安定性、個々の機器の管理状況などを把握した。

## 2. 塩化ビニルの実態調査

測定した試料水の塩化ビニルの検出状況は、全てにおいて設定した定量下限値未満であった。塩化ビニルの前駆物質であるテトラクロロエチレンおよびトリクロロエチレンの検出状況は、平成17年度の緊急用地下水源（1回/年×3カ所）および各浄水場原水（1回/3ヶ月×5カ所）の調査においてもすべて0.001mg/l未満であった。この結果より、水道原水がテトラクロロエチレンおよびトリクロロエチレンに汚染されていないことから、塩化ビニルの環境中における生成も微量であると推測され、全地点で不検出となったものと考えられた。

## 3. PFOSおよびPFOAの分析方法の検討と実態調査測定

PFOSおよびPFOAが検出された浄水の源となっている各井戸の混合割合と検出濃度から、PFOS、PFOA濃度を推計すると、0.026、0.010μg/lとなり、浄水の濃度（0.025、0.010μg/l）とほぼ一致していた。

PFOSは基準値等が設定されていない。そこで、環境省が設定した暫定無毒性量（NOAEL、0.025mg/kg/d）を使用して評価値を試算したところ、0.625μg/Lとなった。検出された浄水のPFOS濃度は、評価値の4%に相当した。

（評価値=0.025/100×50/2×10%=0.000625mg/L=0.625μg/l

不確実係数100、体重50kg、1日2L、浄水の寄与率10%）

## 4. 多環芳香族炭化水素類の塩素処理における挙動

BaPは、塩素接触後1時間目には初期濃度の9%となり、時間とともに減少した。24時間後には初期濃度の1%未満となった。この結果は、BaPが塩素に対して反応性が高く、塩素を注入される浄水処理過程を経た水道水中ではBaP原体はほとんど検出されないことを示唆している。塩素置換体は、一塩素置換体および二塩素置換体が生成することを確認した。一塩素置換体は、塩素添加後1時間目に検出されて4時間目まで減少し、24時間目までほぼ同程度の量が検出され、生成物として一塩素置換体の存在が高いことが推測された。二塩素置換体は、1時間目に検出され、24時間目まで時間に依存して増加した。現時点では塩素置換体の標準物質が入手できないため、定量的な考察はできないが、BaPは速やかに一塩素置換体を形成し、二塩素置換体に移行していくと推測される。この傾向は、その他5種の多環芳香族炭化水素類についても認められた。これらの結果から、今後、塩素置換体の健康に対する影響を検討することが重要であると考えられる。

## 5. 水道水源および排水処理施設放流水中の臭気物質

下水処理場放流水からは、濃度の高低はあるが、2-MIB、ジェオスミンが検出され環境水におけるカビ臭に影響していることが明らかとなった。従って、水道原水の取水口上流に下水処理場がある場合、かび臭物質に注意が必要と考えられる。

生活排水処理施設からの放流量は、通常であれば河川流量と比べてはるかに少ないため、この程度のカビ臭物質濃度であれば、全ての施設から常時排出されていたとしても、全く問題がないレベルに希釈されると考えられる。ただし、他都市からは、生活排水処理施設からさらに1オーダー高いレベルのカビ臭物質が排出されている実

態の報告があることから、渇水による河川流量減少に伴う相対的な放流水の比率上昇等が想定される場合には、このことに留意する必要があるものと考えられる。なお、排出されるカビ臭物質は、各施設とも同じ種類（ジェオスミンもしくは 2-MIB）が長期間続く傾向が見られた。このことから、生活排水処理施設の微生物の中に存在する優占する菌株が緩慢に移り変わることにより、菌株によって異なるカビ臭物質産生特性が結果に反映しているものと推察された。

かび臭物質の除去率は実証プラント実験の結果から、かび臭物質濃度、オゾン注入率(D)、オゾン接触時間(T)に依存し、 $D \times T$  値が 20 での除去率が 2-MIB で 80%、ジェオスミンで 90%程度であり、かび臭は完全に除去できることが期待できた。しかし、臭素酸イオンの低減化のため、オゾン注入率を削減させるため、 $D \times T$  値を 6-10 程度としている。しかし、オゾンでのかび臭物質除去率は、 $D \times T$  値が 20 未満では除去率が急激に低下することがわかっているため、高濃度でかび臭が発生した場合には除去率に注意する必要があることが明らかとなった。

2-MIB は、一次処理である最初沈殿池までは処理方法にかかわらず検出されなかった。二次処理である生物処理では、A0 法の AT 出口水において最高 200ng/l という高濃度の 2-MIB が検出されたが、A20 法の処理過程である無酸素槽および好気槽からは 2~18ng/l と低濃度であった。最終沈殿池出口水では A0 法、A20 法共に生物処理の溶解性と同量程度検出された。ジェオスミンは、下水流入水から一次処理である最初沈殿池までは 10~26ng/l 程度と A0 法、A20 法が同様な傾向を示した。しかし、二次処理である生物処理では処理の違いによる傾向が現れ、A0 法においては溶解性で 43~88ng/l、全量で 250~320ng/l 検出されたのに対し、A20 法では、10ng/l 以下と低濃度であった。最終沈殿池出口水においても、生物処理と同様な傾向を示し A0 法が約 50ng/l に対し A20 法では 5ng/l と低い値であった。以上より嫌気好気活性汚泥法 (A0

法) に比べ嫌気無酸素好気活性汚泥法 (A20 法) はかび臭物質を産出する生物が発生しにくいことがわかった。

#### 6. 水道用資機材から溶出する臭気物質の閾値に関する調査

複数の物質を混合して臭気閾値を検討した結果、トルエンを含む試料の閾値が最も低く (希釈倍率 400 倍)、その希釈倍率でのトルエン濃度は 0.04mg/l であり、単成分での閾値とほぼ一致する結果となった。トルエンの閾値が極端に低いことより、トルエンの閾値に大きく影響をうけたと考えられる。複数の物質が混在した場合、閾値が最も低い物質の閾値に影響を受けやすいことが示唆された。

閾値の低かったトルエン及びシクロヘキサノンについて、検討を行った。トルエンは揮散しやすいためか、かなり個人差の大きい結果となった。加温することにより臭気を強く感じられるようになっているが、臭気が無くなるのも速く、測定する順番によって判定が大きく異なると思われる。

#### 7. 生物活性炭処理における細菌群集構造の特性評価

原水では藍藻類 *Cyanobacteria* に近縁なクローンが優占していたのに対して、活性炭試料では、*β-Proteobacteria*, *Acidobacteria*, *Planctomycetes* などに近縁なクローンが優占しており、原水と活性炭試料では、細菌群集構造が大きく異なることが示唆された。原水中の細菌群集構造は浄水場によってばらつきがあるものの、活性炭上の細菌群集構造のパターンは浄水場間で類似していることが示唆された。この結果は、原水の水質が地域により大きく異なっていることを反映しその地域の生態系に依存していることを示している。一方、浄水では浄水処理工程で原水に含まれている多種多様な物質が除去・分解・生成を経て、地域による差異が少なくなった、一定の細菌叢を形成するのに好条件となる物質群 (消毒副生成物) に収斂していることが示唆される。

#### 8. 水中微生物、ピコプランクトンの実態と対策

浄水の試験結果を比較すると、自然沈澱法はろ過法に対しての 1 割程度と大きな差

があった。一方、原水の試験結果では、大きな差はなかった。ろ過法では、0.2~1mmサイズの線虫が63個体見られたのに対し、自然沈澱法では、8個体のうち6個体が0.5mm以上の比較的大型タイプであった。これは、自然沈澱法では小型タイプが沈澱や遠心分離の過程で濃縮されずに失われていることによるものと思われる。一方、試料水が原水の場合の線虫数は、自然沈澱法とろ過法との差は大きくなかった。これは、原水試料では濁質とともに線虫が沈澱されやすく、自然沈澱法の濃縮による損失は浄水に比較するとかなり小さいと思われる。フィルターろ過法は大容量試料水の試験ができるため、検出頻度が少ないろ過水や浄水では非常に有効である。

試験操作の所要時間では、試料水が浄水の場合は、自然沈澱法(26.3時間)はろ過法(0.43時間)の61倍の所要時間であり、原水の場合は、自然沈澱法(30.5時間)はろ過法(1.9時間)の16倍であった。ろ過法は、自然沈澱法に比べて所要時間を大幅に短縮でき、さらに、ろ過法は操作が簡便である。浄水の場合は、特に有効である。

線虫の生死判定では、線虫の運動性を生死の判定に用いているろ過法は、自然沈澱法に比べて確実性に優れている。

線虫等の不快生物の漏出を最小限に抑えるためには、浄水場では、前塩素処理、適切な凝集剤等の注入や早めのろ過池洗浄など適切な運転管理が必要である。河川系原水を処理する浄水場では、浄水への漏出リスクが高く、特に夏期の漏出リスクが高いので注意が必要である。一方、不快生物は、耐塩素性が強いいため完全に不活化させることは難しいとされている。今回の線虫の調査結果では、浄水中の生存率が63%と高い生存率であり、また、浄水処理工程における生存率は25%しか減少していないことから、耐塩素性の強いことが実証された。

浄水場浄水の線虫は、送配水・給水施設を経由する間に沈澱などによる減少が考えられる。しかし、湖沼系給水栓水の結果では増加の傾向が見られた。そのときの線虫の生存率を見ると、湖沼系給水栓水は河川

系給水栓より高かった。また、生存率50%の検出事例があった。これらの事例から、湖沼系浄水は生物由来の有機物が河川系浄水に比べて多く、送配水・給水施設内でこれらを栄養源とする線虫の繁殖が考えられる。滞水することが多い船舶給水栓では、浄水場浄水に対して5.5倍の検出例が見られた。

これは、線虫がろ過池から漏出、配水池・貯水槽内面や配水管内部での増殖により、給水栓水から検出されることを裏付ける結果となった。

配水池等の池底に残った泥土などの中に耐塩素性の細菌が繁殖し、更にそれを餌にする原生動物や線虫が繁殖し、肉眼でも認められる大きさの塊が幾つも発生した事例がある。そのため、不快生物は、漏出または何らかの原因で混入した給配水施設内で繁殖する可能性は大いにある。別の見方をすれば、給配水施設や給水栓水における不快生物の存在は、これらが混入していると考えられ、そのため、その区域での水質に何らかの問題がある可能性を示唆するものである。例えば、残留塩素の低下や水道水の停滞、あるいは新設管布設時の洗浄不足による水質の悪化など、不快生物は給配水施設の水質管理の指標として使うことができると考える。一般的に、配水系の微生物学的水質を把握するためには、従属栄養細菌や同化可能有機炭素が知られている。不快生物の定量は、簡単な装置・操作で短時間に行えることから、これらの指標に加え、配水系の水質管理に役立つものと考えられる。

ピコプランクトンについては前塩素処理が効果的であると報告されている。前塩素処理終了時の原水のピコプランクトン数は開始時の130,000 cells/mlから60,000 cells/mlに減少していた。それにもかかわらず中間塩素処理にした直後にろ過水濁度が上昇したことは、前塩素処理がピコプランクトンに対し有効であると判断できた。ピコプランクトンは硫酸銅散布後急激に増加し、散布後には散布前の約200倍近く増殖した貯水池ではピコプランクトンは0~5