

令和7年度水道水及び原水における化学物質等の実
態を踏まえた水質管理の向上に資する
調査検討業務

研究代表者 浅見 真理
(国立研究開発法人 国立環境研究所)

令和8(2026)年3月

目次

I. 成果の概要 -----	2
参加者一覧、成果の概要、会議の開催状況他	
II. 分担報告	
1. ウイルス等に関する調査検討 -----	15
三浦尚之、片山浩之、白崎伸隆	
2. 細菌に関する調査検討 -----	31
浅田安廣、春日郁朗	
3. 化学物質・農薬に関する調査検討 -----	50
小坂浩司、松下拓、浅見真理	
4. 消毒副生成物に関する調査検討 -----	66
越後信哉、小坂浩司、伊藤禎彦	
5. リスク評価に関する調査検討 -----	84
広瀬明彦	
6. 水質管理に関する調査検討 -----	112
浅見真理、山田俊郎、小坂浩司	

環境省請負業務「令和7年度水道水及び原水における化学物質等の実態を踏まえた
水質管理の向上に資する調査検討業務」

1. 参加者一覧

研究代表者	浅見真理	国立環境研究所 環境リスク・健康領域
ウイルス等に関する調査検討		
研究分担者	三浦尚之	国立環境研究所 環境リスク・健康領域
	白崎伸隆	北海道大学 大学院工学研究院
	片山浩之	東京大学 大学院工学系研究科
研究協力者	君島 匠	埼玉県企業局 水質管理センター
	阿部敏弘	千葉県企業局 水質センター
	金子史恵	東京都水道局 水質センター
	久野草太郎	東京都水道局 水質センター
	井澤琢磨	京都市上下水道局 技術監理室水質管理センター
	小田琢也	神戸市水道局 水質試験所
	松下 拓	北海道大学 大学院工学研究院
	Liu Miaomiao	東京大学 大学院工学系研究科
	佐野大輔	東北大学 大学院工学研究科
	白川大樹	国立環境研究所 環境リスク・健康領域
アドバイザー	松井佳彦	北海道大学 大学院工学研究院
細菌に関する調査検討		
研究分担者	浅田安廣	京都大学 大学院工学研究科
	春日郁朗	東京大学 大学院工学系研究科
研究協力者	増田貴則	国土技術政策総合研究所 上下水道研究部
	島崎 大	国土技術政策総合研究所 上下水道研究部
	門屋俊祐	国土技術政策総合研究所 上下水道研究部
	大河内由美子	麻布大学 生命環境科学部
	中西智宏	京都大学 大学院工学研究科
	枝川亜希子	大阪健康安全基盤研究所 衛生化学部
	瀧野博之	阪神水道企業団
	泉 太河	和歌山市企業局

化学物質・農薬に関する調査検討

研究分担者	小坂浩司	国立環境研究所 環境リスク・健康領域
	松下 拓	北海道大学 大学院工学研究院
研究協力者	相澤貴子	関東学院大学 工学総合研究所
	鎌田素之	関東学院大学 理工学部理工学科
	上條宏滋	八戸圏域水道企業団 浄水課水質管理グループ
	寺嶋 誠	仙台市水道局 浄水部水質管理課
	岡崎悠佳	茨城県企業局 水質管理センター
	田中美奈子	千葉県企業局 水質センター
	蟹澤有真	東京都水道局 多摩水道改革推進本部
	金子 透	神奈川県内広域水道企業団 浄水部広域水質管理センター
	松原冬彦	新潟市水道局 技術部水質管理課
	吉村誠司	大阪市水道局 工務部水質管理研究センター
	中島祐輔	神戸市水道局 水質試験所
	大森惇平	神戸市水道局 水質試験所
	谷本隆俊	広島市水道局 技術部水質管理課
	佐藤卓郎	福岡県南広域水道企業団 施設部浄水管理課 水質センター
	平良知之	沖縄県企業局 水質管理事務所
	佐藤 学	神奈川県衛生研究所 理化学部 生活化学・放射能グループ
	宮本雅史	国立環境研究所 環境リスク・健康領域
	成田健太郎	株式会社NJS 東京総合事務所
研究代表者	浅見真理	国立環境研究所 環境リスク・健康領域
アドバイザー	松井佳彦	北海道大学 大学院工学研究院

消毒副生成物に関する調査検討

研究分担者	越後信哉	京都大学大学院地球環境学堂
	小坂浩司	国立環境研究所 環境リスク・健康領域
	伊藤禎彦	京都大学大学院工学研究科
研究協力者	松下 拓	北海道大学
	國谷宏輔	茨城県企業局
	朝倉 俊	北千葉広域水道企業団
	石田直洋	東京都水道局
	中村暁彦	京都市上下水道局
	牟田島健司	奈良県水道局
	吉村誠司	大阪市水道局
	河原一樹	大阪広域水道企業団
	打上恭平	阪神水道企業団
	小牧裕佳子	大阪公立大学
	仲門拓磨	沖縄県企業局
	古屋直樹	福岡市水道局

リスク評価に関する調査検討

研究分担者	広瀬明彦	一般財団法人化学物質評価研究機構
研究協力者	福島麻子	一般財団法人化学物質評価研究機構
	赤堀有美	一般財団法人化学物質評価研究機構
	林 多恵	一般財団法人化学物質評価研究機構
	松本真理子	国立医薬品食品衛生研究所

水質管理に関する調査検討

研究代表者	浅見真理	国立環境研究所 環境リスク・健康領域
研究分担者	山田俊郎	北海学園大学 工学部
	小坂浩司	国立環境研究所 環境リスク・健康領域
研究協力者	山口岳夫	水道技術経営パートナーズ株式会社
	酒井宏治	東京都立大学
	野澤 泰	神奈川県企業庁企業局水道部浄水課
オブザーバー	今城 麗	水道技術経営パートナーズ株式会社
アドバイザー	松井佳彦	北海道大学大学院 工学研究院

2. 成果の概要

1) ウイルス等に関する調査検討

本研究では、国内 23 ヶ所の浄水場から原水、ろ過水、浄水試料を収集し、指標ウイルスとしてトウガラシ微斑ウイルス (PMMoV)、病原ウイルスとしてノロウイルス、サポウイルス、ロタウイルス A の実態を調査することにより、PMMoV の検査方法の有用性と管理目標値について検討した。原水試料を対象に PMMoV とロタウイルス A の定量方法としてリアルタイム PCR 法とドロップレットデジタル PCR 法を比較した結果、測定濃度は概ね一致していた。また、ドロップレットデジタル PCR 法によって測定された PMMoV とロタウイルス A 濃度の定量的関係性は、これまでにリアルタイム PCR 法によって評価した結果と同様であり、PMMoV の方が概ね高い傾向が示された。これらの結果から、これまでに実施したリスク評価の前提条件である原水における PMMoV とロタウイルス A の濃度範囲および定量的関係性は、それぞれ妥当であることがわかった。

また、これまでに考案した検査方法を収集したろ過水および浄水試料に適用した結果、PMMoV は、それぞれ、2025 年 10 月採水試料は 35% および 22%、2026 年 1 月採水試料は 61% および 35% で検出され、濃度は最大で 2.8 log copies/L だった。この結果より、これまでに提案したろ過水における PMMoV の管理目標値「 10^4 copies/L のオーダー以下」は、水道事業者において達成可能であると考えられた。また、水道事業者の研究協力者によっても本検査方法を用いることにより水源流域の河川水、原水、浄水処理工程水の PMMoV が実測され、水源のふん便汚染の実態と浄水処理によるウイルスの除去性が把握されたことから、本検査方法が有用であることが示された。

河川の増水時の水質変動において、微生物リスクがどのように影響を受けているかを定量的に把握することを目的として、濁度に加え、大腸菌の迅速測定による水質変動把握を実現するため、 β -glucuronidase (GUS) 活性を測定する手法の妥当性を検討した。塩素消毒の影響を受けている試料では、酵素活性は維持しつつも大腸菌は不活化してしまっているものと考えられ、GUS 活性測定の有用性については改めて評価する必要がある。

ウイルスの感染リスクに係る安全性を保證する水質・運転パラメータを検討するために、孔径の異なる膜を用いたウイルスの分画ろ過、更には、膜ろ過により予めウイルス同士の凝集塊を除去したウイルス溶液を用いた大容量の塩素処理実験を実施することにより、凝集塊の存在がコクサッキーウイルスの塩素処理におけるテーリング現象の要因と成り得るかを検討した。また、塩素消毒耐性が高いとされる A 型肝炎ウイルス、並びに塩素消毒耐性に関する知見が得られていないパレコウイルスについて、塩素処理における不活化特性を評価すると共に、凝集塊の存在の有無を確認することにより、テーリング現象が生じる可能性を議論した。その結果、培養・精製したコクサッキーウイルス溶液中に確認された凝集塊を孔径 0.05 μm の膜でろ過した場合、膜ろ過を実施しない場合及び孔径 0.10 μm の膜でろ

過した場合に比べて塩素処理におけるコクサッキーウイルスの不活化率が増加し、テーリング現象は生じなかった。従って、実験原水中の 0.05–0.10 μm 程度の大きさの凝集塊がコクサッキーウイルスの不活化に影響することが確認された。これらの結果から、凝集塊の存在がテーリング現象の要因であることが示唆された。コクサッキーウイルス、A 型肝炎ウイルス、パレコウイルスの塩素処理における不活化特性を評価した結果、パレコウイルスの塩素消毒耐性は、塩素消毒耐性が高いとされるコクサッキーウイルス及び A 型肝炎ウイルスと同程度、あるいはやや高いことが示唆された。また、A 型肝炎ウイルス及びパレコウイルスは、実験原水において凝集塊を形成した状態で存在していることが確認されたことから、コクサッキーウイルスの場合と同様に、塩素処理においてテーリング現象が生じる可能性が示唆された。

以上の結果から、PMMoV とロタウイルス A の原水における定量的関係性、浄水処理におけるウイルスの処理性、およびロタウイルス A の定量的微生物リスク評価に基づき、安全性を保証できる水質・運転パラメータの管理目標値の基本的な考え方を整理した。

2) 細菌に関する調査検討

水道システムの細菌汚染問題、特にレジオネラ汚染とその指標性の検討として取り上げられた従属栄養細菌に関する調査を行った。高度浄水プロセスを対象として、1つの浄水場について各処理工程での従属栄養細菌数と CDDP 処理による viability PCR によるレジオネラ属菌遺伝子濃度の調査を行った。その結果、従属栄養細菌数とレジオネラ属菌遺伝子濃度の挙動の傾向は非常に似ていたが、中間塩素処理での挙動の傾向は異なることが明らかとなった。また、活性炭処理水で上昇した細菌類は、その後の急速砂ろ過処理で十分に制御できることが確認できた。さらに、従属栄養細菌数とレジオネラ属菌遺伝子濃度の関係性を評価した結果、正の相関が確認された。次に、全国の浄水場におけるレジオネラ属菌の種構成に関する調査を実施した結果、*Legionella feeleyi* に近縁の *Amplicon Sequence Variant* (ASV) が最も検出率が高く、その他にも病原種で *L. pneumophila* を含む多様な種に近縁の ASV が確認された。以上の結果を踏まえ、従属栄養細菌数が指標として有用である可能性を示した一方で、健康リスク評価に基づく目標値については、レジオネラ属菌のリスク評価に関連する情報を精査する必要があることを指摘した。

続いて、生物活性炭(BAC)におけるレジオネラおよび抗酸菌の存在状況の評価について浄水場で使用している活性炭と処理水を対象として調査を行った。*Legionella* 属の 23S-5S rRNA 遺伝子コピー数は、すべての浄水場のオゾン処理水で定量下限値未満であった一方で、BAC 処理水中のコピー数は増加しており、BAC 池において *Legionella* 属の増殖が起きていることが推察された。*Mycobacterium* 属の 16S rRNA 遺伝子コピー数は、オゾン処理水中のコピー数の方が BAC 処理水中のコピー数よりも高く、非結核性抗酸菌(NTM)が BAC 池で顕著な増殖をしている可能性は低いと考えられた。また、活性炭中の細菌叢解析では、*Legionellaceae* 科と *Mycobacteriaceae* 科を比較すると、*Legionellaceae* 科の存在割合の方が

高い傾向を示した。

最後に紫外線処理を対象として、浄水処理プロセスにおけるマルチバリア機能の評価を試みた。文献調査の結果から細菌や原虫は 10 mJ/cm² 未満でも 3 log 以上の不活化率が得られる一方で、ウイルスが 3 log 不活化されるためには 10 mJ/cm² の紫外線強度では不十分であった。しかし、これらのウイルスは塩素への感受性が高いため、濁度や塩素濃度の管理を徹底することで耐塩素性微生物及びウイルスに対するマルチバリア機能を十分確保することが可能と考えられた。

3) 化学物質・農薬に関する調査検討

令和 6 農薬年度の農薬製剤出荷量は約 20.2 万 t で昨年より約 7.3%減少していた。登録農薬原体数は令和 8 年 1 月現在 574 種類であった。登録農薬製剤数は令和 6 年 9 月現在、殺虫剤が 1001 種、殺菌剤が 849 種、殺虫殺菌剤が 328 種、除草剤が 1514 種、それ以外が 315 種、合計は 4007 種であり、いずれの農薬製剤も昨年同様これまでと比べて大きく減少していた。令和 6 年度の調査では、原水では 73 種、浄水では 18 種の農薬およびそれらの分解物が検出された。検出された農薬を使用用途は除草剤が原水で 42 種、浄水では 10 種と最も多かった。対象リスト農薬掲載農薬が原水では 48 種、浄水では 12 種であり、いずれも検出された農薬の半数以上を占めた。個別農薬評価値が最も高かった農薬は、原水ではテフリトリオンが 0.55、浄水ではイプフェンカルバゾンの 0.07 であった。検出指標値の最大値は、原水では 0.69、浄水では 0.13 であった。迅速小型カラム試験 (RSSCT) を用いて粒状活性炭処理での PFOA 除去と有機物量の関係調査を行い、特に紫外部吸光度と破過の進行に強い相関が見られることを確認した。ただし、有機物を多く含む試料では、活性炭粒径と PFAS 除去の関係が有機物量の少ない場合と異なるため、RSSCT を用いた実施の処理の推定には注意が必要であると考えられた。メソミルの塩素処理にともなうコリンエステラーゼ (ChE) 活性阻害性の変動を調べたところ、直接毒性を誘発するメソミルスルホキシド (構造確定) と、メソミルスルホキシドの 2 酸素付加体 (構造未確定) が生成されることが分かった。一方、間接毒性を誘発する物質は生成されなかった。これら 2 つの分解生成物は、実処理を想定した低濃度塩素処理実験 (初期メソミル濃度 30 μg/L、初期塩素濃度 1 mg-Cl₂/L) でも生成され、48 時間後まで残存した。以上より、メソミルに加え、少なくとも、構造が確定されたメソミルスルホキシドを合算して管理した方がよいと提言された。トリケトン系除草剤の毒性評価のため、4-ヒドロキシフェニルピルビン酸ジオキシゲナーゼ (4-HPPD) 活性阻害性を評価する試験系を構築し、フェンキノトリオンの塩素処理に伴う毒性変動を調べた。その結果、塩素処理に伴い、フェンキノトリオンのほぼ全量が 8-chloro-4-(4-methoxyphenyl)-3-oxo-3,4-dihydroquinoxaline-2-carboxylic acid (CMDCA) に変換されたが、CMDCA の毒性はフェンキノトリオンの毒性の 4000 分の 1 程度であることが分かった。さらに、フェンキノトリオン塩素処理サンプルの毒性は、残存するフェンキノトリオンのみで概ね説明でき、CMDCA を含む他の分解物は寄与しないと判断された。以上より、フェンキノトリオンが対象リストに掲載される際には、フェンキノトリオンのみ

を測定対象として差し支えなく、CMDCA を含む分解生成物は対象とする必要がないと提言された。全国を 10 地域に分類し、各地域で測定を推奨する農薬類として地域別リストを作成し、各地域の測定推奨農薬として 0~69 農薬類を選定した。また、対象農薬類への格上げ、対象農薬類からの格下げが推奨される農薬類を選定した結果、2024 年度時点でリストアップされていた対象農薬類 115 種類に対して格上げ対象に 11 農薬、格下げ対象に 10 農薬類が選択された。

4) 消毒副生成物に関する調査検討

臭素化ハロ酢酸を中心とした未規制の消毒副生成物の生成実態およびその制御、これらのより簡便な監視・管理システムに関する基礎的検討、およびカルキ臭の寄与物質の分析法と生成実態に関して調査を行った。

まず、臭素化ハロ酢酸については、臭化物イオンや有機炭素 (TOC) が高濃度の「極端な原水条件」における生成特性と制御手法を検討した。全国 14 浄水場の調査では、2 臭素化・3 臭素化ハロ酢酸の濃度は、原水の臭化物イオン濃度が 200 $\mu\text{g/L}$ 以上の地点で高くなる傾向が確認された。浄水処理による制御については、生成能試験の条件の妥当性を確認した上で、臭化物イオンが約 100 $\mu\text{g/L}$ 以下、TOC が 1.5 mg C/L 以下の条件であれば、未処理でも目標値案以下に抑制されることを示した。これを超える高濃度条件でも、凝集沈殿処理や粉末活性炭処理を適切に併用することで、目標値案の範囲内に制御可能であることが示された。また、前塩素処理については、残留塩素が残らない程度の低濃度添加であれば、ハロ酢酸生成能への影響は限定的であると考えられた。

次に、水道統計を用いた管理手法の効率化に関する検討では、2022 年度の統計解析によれば、地下水を水源とする浄水場の約 80%以上で、消毒副生成物の濃度が基準値の 10%以下に収まっていた。さらに、原水 TOC と総トリハロメタン濃度の上限値の間には「 $y=0.1x$ 」という関係が認められ、原水 TOC をモニタリングすることで、個別物質の頻繁な測定を省略しつつ監視・管理を行える可能性を示した。

快適性に関わる消毒副生成物問題であるカルキ臭については、アミン類の塩素処理で生成される N、N-ジクロロ-N-メチルアミン (DCMA) に着目し、新たな定量法を構築して実態調査が行われた。北海道内の浄水場等で 1~3 $\mu\text{g/L}$ 程度の DCMA が検出され、広範な水道水に存在する可能性が示された。

5) リスク評価に関する調査検討

水道水の基準値や目標値等の健康影響評価値の改訂においては、国内のばく露情報に加えて国際的に関心の高い水質汚染物質等の安全性評価情報の収集を継続的に行う必要がある。本調査では、水道水質管理の高度化を目的として、国内外における化学物質の毒性評価およびリスク評価に関する最新動向を整理し、水質基準や要検討項目の評価値の見直しに資する情報を収集するものである。水道水質の安全確保には、国内のばく露情報に加え、国際機関が提示する評価手法や最新知見を把握することが不可欠であり、本年度は特にニ

ッケルおよび有機スズ化合物、さらに国際的関心が高い PFAS を対象として調査を行った。

ニッケルについては、国内評価（1998 年の厚労省の水質管理専門委員会および 2012 年の食品安全委員会）と WHO 飲料水ガイドライン第 4 版追補での評価の比較を実施した。国内では、1998 年にはラット 2 年間混餌投与試験に基づく暫定評価値として 0.01 mg/L を導出していた。その後、2012 年の評価では、より感受性の高いヒトデータ（空腹時の全身性接触皮膚炎(SCD)）に基づき TDI として 4 μg/kg/day が評価されたが、割り当て率の設定は行わず国際的により低い基準である 0.02 mg/L を採用した。WHO は、2006 年の第 3 版の追補で SCD 影響の影響を根拠にして評価された 12 μg/kg/day の短期ばく露の LOAEL に対して不確実係数は適用せず、20%割り当て率を適用して評価値：70 μg/L を設定した。その後、2022 年のガイドライン第 4 版追補では、生殖発生毒性を根拠に慢性ばく露の評価値として 80 μg/L を導出した。しかし、この値は 2006 年の評価値よりわずかに高いだけであることとリスクアセスメントにおける不正確さも考慮して、この差は評価値を緩和することが正当化される程ではないと判断され、結果的な評価値としては 70 μg/L が維持された。

有機スズ化合物については、国内ではトリブチルスズオキシド (TBTO) に基づく暫定値 0.6 μg/L のみが設定されており、その他化合物の評価は IPCS の評価を引用したものであった。WHO 飲料水ガイドライン第 4 版の追補では、近年の知見と EFSA の評価を踏まえ、トリブチルスズ、ジブチルスズ、トリフェニルスズ、ジオクチルスズを包括的に評価し、免疫毒性に基づく 4 化合物のグループ評価値 0.001–0.15 μg/L を示したが、通常の飲料水ばく露レベルは健康懸念は低いとして正式なガイドライン値として設定していない。

PFAS の最新の評価動向としては、WHO が 2023 年末から開始した包括的リスク評価プロジェクトの動向を整理した。Phase 1 では 77 種類の摂取 PFAS と 66PFAS に関する健康影響データを統合し、18 の優先 PFAS および 6 つの主要健康影響カテゴリーを抽出した。Phase 2 で予定されている健康に基づくガイダンス値 (HBV) の導出に向けて PFAS に対する体系的証拠収集・評価手法と混合物リスク評価手法の検討がおこなわれた。混合物評価の検討では、PFAS 群に共通する毒性傾向から「用量加算」原則を基本とし、RPF（相対毒性係数）などの成分ベース手法が最適とされている。

6) 水質管理に関する調査検討

水質検査をより一層効率化する方策の検討のため、まず始めに水質検査の回数減、省略の実態を把握することを目的として、水道統計水質編の浄水（給水栓水等）の水質検査結果データを用いて水質情報及び検査回数等の解析を行った。

平成 29 年度から令和 4 年度の 6 年間を解析対象期間とし、対象期間中全年度に登録があり、休止中の年度がない浄水場として 7,796 か所を対象とした。検査回数が 1 回以上規定回数未満を回数減、検査回数 0 回を省略として解析した結果、対象浄水場の 94～95%が 1 項目以上回数減または省略を実施していることが確認された。対象期間中、回数減の割合が最も高いのは陰イオン界面活性剤の 70.6%であり、6 年間を通じ 3 項目が 66%以上、24 項

目が50%以上であった。

回数減、省略の実施状況には水質項目の分類ごとにある程度似た傾向がみられ、令和4年度では有機物が62.6%と最も高く、無機（その他）、無機（金属）、性状（その他）、性状（かび臭）が57%台で続いた一方で、硝酸・亜硝酸は40.1%と比較的低い割合であった。回数減対象項目の回数減浄水場数には3年毎のサイクルがみられ、3年に1回の回数減もしくは概ね3年に1回実施する省略の影響が考えられた。六価クロムの水質基準が強化された年度に回数減浄水場数に大幅な減少がみられたことから、水質基準強化が検査体制へ影響を及ぼしたと考えられた。原水を地表水、地下水、湧水、湧水以外に分類したところ、原水の分類により、各水質項目の回数減、省略の割合に異なる傾向がみられ、水質検査簡略化の検討に原水の分類を要因の一つとして考慮することの有用性が示唆された。

濃度条件を満たしていても回数減、省略を実施していない浄水場が一定割合存在し、水質検査簡略化の可能性の余地があることが示唆されたが、水質検査の回数減、省略は、濃度条件と合わせ、原水並びに水源及びその周辺の状況等を勘案し、適切に実施されることが重要である。現在回数減、省略を実施している事業体においても、適切な実施であるかの確認と、条件を勘案したうえで水質検査簡略化の余地があるかを検討することが望まれる。

同一浄水場であっても、浄水場コードが変更される事例が確認された。国土交通省は水道事業の広域化を推進しており、今後も浄水場コードの変更が多く発生すると推察されるため、水道統計を用いて同一浄水場を抽出する際に浄水場コードの変更を念頭に入れる必要がある。

北海道の簡易水道事業の水質検査計画書を元にした調査の結果、道内の簡易水道設置市町村のうち、95%の市町村で検査回数の減少が、28%の市町村で検査項目の省略（3年に1回の回数減も含む）が行われていることが確認された。検査の回数減の割合が最も高い項目は、ナトリウム及びその化合物、次いで陰イオン界面活性剤、水銀及びその化合物、セレン及びその化合物、四塩化炭素、ジクロロメタン等であり、16項目が65%以上、23項目が50%以上であった。北海道の上水道施設の実態と比較すると、簡易水道施設における検査回数の省略の割合は若干低いか同程度であり、簡易水道施設においても上水道施設と同程度に検査の省略や回数減が実施されている実態が確認された。一方、簡易水道における検査の省略あるいは回数減の傾向は、原水の種類による違いや地域的な特徴は認められなかった。

3. 会議実施状況

1) 全体会議

第 1 回全体会議

日時：令和 7 年 7 月 7 日(月) 15:30～18:00

場所：オンライン

第 2 回全体会議

日時：令和 8 年 1 月 7 日(水) 13:30～17:30

場所：日本水道協会 7 階会議室（オンライン併用）

東京都千代田区九段南 4-8-9

2) 分科会会議

第 1 回ウイルス分科会会議第 1 部

日時：令和 7 年 8 月 1 日（金） 15:00～17:00

場所：オンライン

第 1 回ウイルス分科会会議第 2 部

日時：令和 7 年 8 月 6 日（水） 10:00～12:00

場所：オンライン

第 2 回ウイルス分科会会議

日時：令和 7 年 12 月 24 日（水） 13:00～15:00

場所：東京大学工学部 14 号館 802 会議室

東京都文京区本郷 7-3-1

第 1 回細菌分科会会議

日時：令和 7 年 7 月 7 日(火)11:00～12:00

場所：オンライン

第 2 回細菌分科会会議

日時：令和 7 年 12 月 24 日(水)9:00～10:00

場所：オンライン

第 1 回化学物質・農薬分科会会議

日時：令和 7 年 7 月 7 日（月） 9：30～12：00

場所：日本水道協会 7 階会議室（オンライン併用）

東京都千代田区九段南 4-8-9

第 1 回 RSSCT 研究会会議（化学物質・農薬分科会）

日時：令和 7 年 7 月 7 日（月） 13：00～15：00

場所：日本水道協会 7 階会議室（オンライン併用）

東京都千代田区九段南 4-8-9

第 2 回化学物質・農薬分科会会議

日時：令和 7 年 12 月 12 日（木）13：00～17：00

場所：北海道大学東京オフィス 大会議室（オンライン併用）

東京都千代田区丸の内 1 丁目 7-12 サピアタワー10 階

第 2 回 RSSCT 研究会会議（化学物質・農薬分科会）

日時：令和 8 年 1 月 7 日（水）10：00～12：00

場所：日本水道協会 7 階会議室（オンライン併用）

東京都千代田区九段南 4-8-9

第 1 回消毒副生成物分科会会議

日時：令和 7 年 7 月 7 日(金)9:30～11:30

場所：オンライン

第 2 回消毒副生成物分科会会議

日時：令和 7 年 12 月 16 日(火)13:30～17:00

場所：京都大学吉田キャンパス総合研究 14 号館 2 階 三才学林会議室
（オンライン併用）

第 1 回リスク評価分科会会議

日時：令和 7 年 12 月 8 日(月)11:00～12:00

場所：オンライン

第 2 回リスク評価分科会会議

日時：令和 8 年 1 月 7 日(水)17:00～17:30

場所：日本水道協会

東京都千代田区九段南 4-8-9

第 1 回水質管理分科会会議

日時：令和 7 年 8 月 5 日(火)16:30～17:30

場所：オンライン

第 2 回水質管理分科会会議

日時：令和 7 年 12 月 10 日(水)9:00～11:00

場所：オンライン

4. 情報収集（学会等への出席）

No.	会議等日時	会議等名称	出席者	概要等
1	2025/7/29-31	第62回下水道研究発表会，大阪市，大阪府	国土技術政策 総合研究所 門屋俊祐	下水中由来微生物汚染に関する最新情報収集
2	2025/8/7	地下水適正管理協議会技術セミナー，オンライン	国立環境研究所 浅見真理	地下水の状況、化学物質に関する最新知見の情報収集
3	2025/10/8-10	PFAS - Challenges and scientific perspectives in human health risk assessment (PFASのヒトの健康リスク評価における課題と科学的展望) ドイツ連邦リスク評価研究所主催 国際会議)，ベルリン，ドイツ	一般財団法人化学物質評価研究機構 広瀬明彦	PFASのリスク評価の最新情報収集
4	2025/10/15-18	IUTOX 17th International Congress of Toxicology (国際毒性学連盟 第17回国際毒性学会)，北京，中国	一般財団法人化学物質評価研究機構 広瀬明彦	化学物質(PFASを含む)のリスク評価の最新の情報収集
5	2025/10/28	竹原市の水道施設への視察，竹原市，広島県	国土技術政策 総合研究所 増田貴則	水道水の微生物安全性の確保に関する最新情報収集
6	2025/10/28-31	令和7年度水道研究発表会，広島市，広島県	国立環境研究所 三浦尚之	ウイルスに関する研究成果発表および最新知見の情報収集
7	2025/10/28-31	令和7年度水道研究発表会，広島市，広島県	東京大学 片山浩之	ウイルスに関する最新知見の情報収集
8	2025/10/28-31	令和7年度水道研究発表会，広島市，広島県	国立環境研究所 浅見真理	水質管理に関する最新知見の情報収集
9	2025/10/28-31	令和7年度水道研究発表会，広島市，広島県	国立環境研究所 小坂浩司	化学物質に関する最新知見の情報収集
10	2025/10/29-31	令和7年度水道研究発表会，広島市，広島県	国土技術政策 総合研究所 増田貴則	水道水、特に細菌に対する微生物安全性の確保に関する最新情報収集
11	2025/10/29-31	令和7年度水道研究発表会，広島市，広島県	京都大学 浅田安廣	水道水、特に細菌に対する微生物安全性の確保に関する最新情報収集
12	2025/10/29-31	令和7年度水道研究発表会，広島市，広島県	京都大学 中西智宏	水道水、特に細菌に対する微生物安全性の確保に関する最新情報収集
13	2025/11/21-22	第62回全国衛生化学技術協議会年会，堺市，大阪府	神奈川県衛生研究所理化学部 佐藤学（化学物質・農薬分科会研究協力者）	農薬等に関する研究成果の発表および情報収集

14	2025/11/9~11	アメリカ水道協会Water Quality Technology Conference, シアトル, 米国	北海道大学 松井佳彦	PFASに関する情報収集
15	2025/11/16-19	American College of Toxicology 46th Annual Meeting (米国毒性学協会第46回年会), フェニックス, 米国	一般財団法人化学物質評価研究機構 広瀬明彦	リスク評価手法の最新の情報収集
16	2025/12/2-5	第62回環境工学研究フォーラム, 宮崎市, 宮崎県	京都大学 伊藤禎彦	消毒副生成物に関する情報収集
17	2025/12/3-5	第62回環境工学研究フォーラム, 宮崎市, 宮崎県	国立環境研究所 三浦尚之	ウイルスに関する研究成果発表および最新知見の情報収集
18	2025/12/11	第27回日本内分泌攪乱物質学会研究発表会, つくば市, 茨城県	北海道大学 松下拓	農薬の毒性等に関する情報収集
19	2026/1/26-28	土木学会 環境工学委員会 臨床環境技術小委員会・環境技術思想小委員会	京都大学 伊藤禎彦	消毒副生成物に関する情報収集 (霞ヶ浦浄水場, 日本原料株式会社高萩工場)
20	2026/3/9-11	第60回日本水環境学会年会, 八王子市, 東京都	国立環境研究所 三浦尚之	ウイルスに関する研究成果発表および最新知見の情報収集
21	2026/3/21	第96回日本衛生学会学術総会, オンライン	国立環境研究所 浅見真理	化学物質に関する最新知見の情報収集

環境省請負業務

「令和7年度水道水及び原水における化学物質等の実態を踏まえた
水質管理の向上に資する調査検討業務」

ウイルス等に関する調査検討

研究分担者	三浦尚之	国立環境研究所 環境リスク・健康領域
	白崎伸隆	北海道大学 大学院工学研究院
	片山浩之	東京大学 大学院工学系研究科
研究協力者	君島 匠	埼玉県企業局 水質管理センター
	阿部敏弘	千葉県企業局 水質センター
	金子史恵	東京都水道局 水質センター
	久野草太郎	東京都水道局 水質センター
	井澤琢磨	京都市上下水道局 技術監理室水質管理センター
	小田琢也	神戸市水道局 水質試験所
	松下 拓	北海道大学 大学院工学研究院
	Liu Miaomiao	東京大学 大学院工学系研究科
アドバイザー	佐野大輔	東北大学 大学院工学研究科
	白川大樹	国立環境研究所 環境リスク・健康領域
	松井佳彦	北海道大学 大学院工学研究院

要旨

本研究では、国内23ヶ所の浄水場から原水、ろ過水、浄水試料を収集し、指標ウイルスとしてトウガラシ微斑ウイルス (PMMoV)、病原ウイルスとしてノロウイルス、サポウイルス、ロタウイルス A の実態を調査することにより、PMMoV の検査方法の有用性と管理目標値について検討した。原水試料を対象にPMMoV とロタウイルス A の定量方法としてリアルタイム PCR 法とドロップレットデジタル PCR 法を比較した結果、測定濃度は概ね一致していた。また、ドロップレットデジタル PCR 法によって測定されたPMMoV とロタウイルス A 濃度の定量的関係性は、これまでにリアルタイム PCR 法によって評価した結果と同様であり、PMMoV の方が概ね高い傾向が示された。これらの結果から、これまでに実施したリスク評価の前提条件である原水におけるPMMoV とロタウイルス A の濃度範囲および定量的関係性は、それぞれ妥当であることがわかった。

また、これまでに考案した検査方法を収集したろ過水および浄水試料に適用した結果、PMMoV は、それぞれ、2025年10月採水試料は35%および22%、2026年1月採水試料は61%および35%で検出され、濃度は最大で2.8 log copies/L だった。この結果より、これまでに提案したろ過水におけるPMMoV の管理目標値「 10^4 copies/L のオーダー以下」は、水道事業体において達成可能であると考えられた。また、水道事業体の研究協力者によっても本検査方法を用いることにより水源流域の河川水、原水、浄水処理工程水のPMMoV が実測され、水源のふん便汚染の実態と浄水処理によるウイルスの除去性が把握されたことから、本検査方法が有用であることが示された。

河川の増水時の水質変動において、微生物リスクがどのように影響を受けているかを定量的

に把握することを目的として、濁度に加え、大腸菌の迅速測定による水質変動把握を実現するため、 β -glucuronidase (GUS)活性を測定する手法の妥当性を検討した。塩素消毒の影響を受けている試料では、酵素活性は維持しつつも大腸菌は不活化してしまっているものと考えられ、GUS 活性測定の有用性については改めて評価する必要がある。

ウイルスの感染リスクに係る安全性を保証する水質・運転パラメータを検討するために、孔径の異なる膜を用いたウイルスの分画ろ過、更には、膜ろ過により予めウイルス同士の凝集塊を除去したウイルス溶液を用いた大容量の塩素処理実験を実施することにより、凝集塊の存在がコクサッキーウイルスの塩素処理におけるテーリング現象の要因と成り得るかを検討した。また、塩素消毒耐性が高いとされる A 型肝炎ウイルス、並びに塩素消毒耐性に関する知見が得られていないパレコウイルスについて、塩素処理における不活化特性を評価すると共に、凝集塊の存在の有無を確認することにより、テーリング現象が生じる可能性を議論した。その結果、培養・精製したコクサッキーウイルス溶液中に確認された凝集塊を孔径 0.05 μm の膜でろ過した場合、膜ろ過を実施しない場合及び孔径 0.10 μm の膜でろ過した場合に比べて塩素処理におけるコクサッキーウイルスの不活化率が増加し、テーリング現象は生じなかった。従って、実験原水中の 0.05–0.10 μm 程度の大きさの凝集塊がコクサッキーウイルスの不活化に影響することが確認された。これらの結果から、凝集塊の存在がテーリング現象の要因であることが示唆された。コクサッキーウイルス、A 型肝炎ウイルス、パレコウイルスの塩素処理における不活化特性を評価した結果、パレコウイルスの塩素消毒耐性は、塩素消毒耐性が高いとされるコクサッキーウイルス及び A 型肝炎ウイルスと同程度、あるいはやや高いことが示唆された。また、A 型肝炎ウイルス及びパレコウイルスは、実験原水において凝集塊を形成した状態で存在していることが確認されたことから、コクサッキーウイルスの場合と同様に、塩素処理においてテーリング現象が生じる可能性が示唆された。

以上の結果から、PMMoV とロタウイルス A の原水における定量的関係性、浄水処理におけるウイルスの処理性、およびロタウイルス A の定量的微生物リスク評価に基づき、安全性を保証できる水質・運転パラメータの管理目標値の基本的な考え方を整理した。

A. 研究目的

わが国の水道システムにおいて病原微生物のリスクは、水質基準項目である一般細菌と大腸菌の二つの代替指標、水道法に基づく衛生上の措置である塩素消毒 [給水栓水における遊離残留塩素 0.1 mg/L (結合残留塩素の場合は 0.4 mg/L) 以上の保持]、および「水道におけるクリプトスポリジウム等対策指針」によって管理されているが、ウイルスのリスクについては言及されていないのが現状である。一方欧米では、飲料水に関する規則やガイドライン等でウイルスについて言及し、リスク管理が始まっている¹⁾。

欧州連合 (EU) の飲料水に関する指令²⁾および規則³⁾では、原水の体表面吸着大腸菌ファージを監視することとし、原水において 100 mL 当たり 50 PFU を超える濃度で検出される場合には、浄水処理プロセスにおいて大腸菌ファージを測定することで log 除去効率を求め、病原ウイルス漏出のリスクが十分に抑えられているか評価することとしている。米国やカナダでは、ウイルスについて最低 4 log (99.99%) の除去・不活化を達成できる処理システムを求めている^{4,5)}。WHO 飲料水水質ガイドライン第 4 版では、ウイルスの消毒および物理的除去プロセスの効果指標として、大腸菌ファージ、*Bacteroides fragilis* ファージ、腸管系ウイルスが挙げられている⁶⁾。しかしながら、水道水からファージが検出されないことは、腸管系ウイルスや原虫が存在しないことを裏づけるものではないとされている⁶⁾。すなわち、コクサッキーウイルス B5 のようにファージよりも塩素消毒耐性が高いヒト腸管系ウイルスが存在するため、ファージを指標とすることは、水道水の安全性を保証するには不十分であると言える。わが国の水道システムでは、前塩素処理や中間塩素処理が行われる場合も多いことから、実情に合った適切な指

標を用いてウイルスの除去を監視し、リスクを管理する必要がある。

日本の水道原水中の水系感染症ウイルス濃度 (10^{5-6} 個/L 程度)⁷⁻¹⁰と上述した WHO が示す飲料水中のウイルス許容濃度 (10^5 個/L)⁶を考慮した場合、浄水処理により 10–11 log のウイルス低減が必要な場合が想定される。これまでに報告してきたトウガラシ微斑ウイルス (PMMoV) を対象とした実浄水場におけるウイルスの処理性評価においては、凝集沈澱–砂ろ過処理、凝集–MF 膜ろ過処理において期待されるウイルスの低減率は 1–3 log 程度 (平均 2 log 程度) であることから¹¹、10–11 log のウイルス低減に照らせば、8–9 log 程度を後段の塩素消毒に依存しているものと考えられる。

以下に、それぞれのタスクにおける具体的な研究目的を示す。

A1. 実態調査に基づく指標ウイルス検査方法の有用性および管理目標値の検討

これまでに実施された環境省請負業務および厚生労働科学研究費補助金のウイルス分科会では、PMMoV を浄水処理プロセスにおけるウイルス除去の監視に活用することを検討してきており、定量的微生物リスク評価にもとづき、ろ過水における PMMoV の管理目標値として 10^4 copies/L のオーダー以下を提案した¹⁾。また、水道事業体においても実施可能であり、水試料に 10^3 copies/L のオーダーで含まれる PMMoV を測定可能な検査方法を考案した¹²⁾。令和 5 年度および 6 年度には、水道分野で初めて複数の機関においてリアルタイム PCR 法を用いた検査方法による PMMoV の測定濃度を比較したが、機関によって測定濃度のばらつきがおおよそ 1 log の範囲内であることがわかった^{12,13)}。

今年度は、国内 23 ヶ所の浄水場から原水、ろ過水、浄水試料を収集し、リアルタイム PCR 法を用いて原水における PMMoV、ノロウイルス GII (NoV GII)、サポウイルス (SaV)、ロタウイルス A (RVA) の濃度を測定し実態を調査した。また、新規遺伝子定量技術であるドロップレットデジタル PCR 法を用いて PMMoV と RVA の濃度を測定し、リアルタイム PCR 法による測定値と比較を行い、リスク評価の前提条件となる原水におけるウイルス濃度を検証した。さらに、これまでに考案した検査方法を収集したろ過水および浄水試料に適用することで、検査方法の有用性を評価するとともに管理目標値を検討した。

A2. 水系感染リスク管理の向上に向けた水道原水の微生物濃度変動の評価

上述したように、水道水の微生物学的安全性は、水道水質基準において大腸菌が検出されないことと規定されているが、大腸菌の不在だけでは水中のウイルス、原虫類に対する安全性は不十分であることが知られている⁶⁾。また、一般的に我が国では水中ウイルス濃度は原虫類より高く、水系感染リスクは相対的に大きい。

定量的微生物リスク評価では、モンテカルロ法により微生物濃度を確率密度に応じてランダムに設定して 1 日ごとのリスクを繰り返し計算し、合計して年間感染確率を算出している。年間感染確率は、多くの場合、極端に微生物濃度の高い日によってほとんどを占められていることが分かっており¹⁴⁾、水系感染においては異常事態におけるリスク管理が重要であると考えられる。そこで、本研究では河川の増水時の水質変動において、微生物リスクがどのように影響を受けているかを定量的に把握することを目的とする。

A3. 塩素消毒におけるウイルスの処理性調査及びテーリング現象要因の検討

塩素消毒におけるウイルスの処理性については、室内添加実験を通して広く評価されているものの、いずれもウイルス定量前にウイルス濃縮を実施していないことから、定量下限値が高く、結果として、4–5 log 程度の不活化の評価に留まっている。このような状況を踏まえ、これまでに、9 log 以上の不活化の評価が可能なウイルス濃縮法を組み合わせた大容量の塩素処理実験系を構築し、水系感染症ウイルスの中で塩素消毒耐性が高いとされるコクサッキーウイルス

B5 型¹⁵⁻¹⁷⁾を対象に実験系を適用することにより、リン酸バッファー (pH 7.0) を用いた場合、更には、凝集沈澱-砂ろ過処理を実施している浄水場において採水した前/中間塩素添加の無い砂ろ過水 (実浄水場において塩素消毒が実施される水, pH 7.0) においても、40 mg-Cl₂·min/L 程度の CT 値 (C: 遊離塩素濃度 × T: 接触時間) で 9 log の不活化が達成できることを報告している。また、いずれの水を用いた場合においても、CT 値の増加と共にコクサッキーウイルスの不活化速度が低下する現象、すなわち、テーリング現象が生じることを報告している。ウイルスの感染リスクに係る安全性を保証する水質・運転パラメータを検討するためには、テーリング現象の要因を明らかにする必要がある。

今年度は、昨年度に引き続き、消毒処理におけるテーリング現象の要因の一つとされているウイルス同士の凝集塊¹⁸⁾に着目し、孔径の異なる膜を用いたウイルスの分画ろ過、更には、膜ろ過により予め凝集塊を除去したウイルス溶液を用いた大容量の塩素処理実験を実施することにより、凝集塊の存在がコクサッキーウイルスの塩素処理におけるテーリング現象の要因と成り得るかを検討した。また、コクサッキーウイルスに加えて、塩素消毒耐性が高いとされている A 型肝炎ウイルス、並びに塩素消毒耐性に関する知見が得られていないパレコウイルスについて、塩素処理における不活化特性を評価すると共に、凝集塊の存在の有無を確認することにより、テーリング現象が生じる可能性を議論した。

B. 研究方法

B1. 実態調査に基づく指標ウイルス検査方法の有用性および管理目標値の検討

B1.1. 原水の実態調査とリアルタイム PCR 法とデジタル PCR 法によるウイルス測定濃度の比較

2025 年 10 月および 2026 年 1 月に、国内の主要な水系をカバーするように選定した 23 ヶ所の浄水場の協力のもと、原水試料を収集した (地表水, N=46)。原水試料 0.7~1 L にプロセスコントロールとしてマウスノロウイルス (MNV) を添加した後に、陰電荷膜法によってウイルスを濃縮し、10 mL のウイルス濃縮液を作製した¹⁹⁾。ウイルス濃縮液 1 mL から NucliSENS 核酸抽出試薬 (Biomérieux) と KingFisher Duo Prime (Thermo Fisher Scientific) を用いてウイルス RNA を抽出し、100 μL の RNA 試料を得た。既往のプライマー・プローブ²⁰⁻²⁸⁾および RNA UltraSens One-Step Quantitative RT-PCR System (Thermo Fisher Scientific) を用いたリアルタイム RT-PCR 法により MNV 濃度を測定し、MNV の回収率が 1%以上の場合に PMMoV, NoV GII, SaV, RVA 濃度を測定した。また、ドロップレットデジタル PCR 法による測定のためには、RNA 試料から iScript Advanced cDNA Synthesis Kit for RT-qPCR (Bio-Rad) を用いて逆転写反応を行い、QX600 ddPCR システム (Bio-Rad) を用いて PMMoV, RVA 濃度を定量した。なお、逆転写反応や PCR における阻害影響を把握するために、RNA 試料を 10 倍希釈した試料も同時に測定した。

B1.2. ろ過水・浄水試料への適用による PMMoV 検査方法の有用性評価

2025 年 10 月および 2026 年 1 月に、上述した 23 ヶ所の浄水場 (A~W) において、原水試料に合わせてろ過水および浄水試料を採水した。水試料 1 L にプロセスコントロールとして MNV を添加した後に、陰電荷膜法によってウイルスを濃縮し、10 mL のウイルス濃縮液を作製した²⁹⁾。ウイルス濃縮液 10 mL から Wizard Enviro Total Nucleic Acid Kit (Promega) のプロトコールにしたがって核酸を抽出し、40 μL の RNA 試料を得た。既往のプライマー・プローブおよび RNA UltraSens One-Step Quantitative RT-PCR System (Thermo Fisher Scientific) を用いたリアルタイム RT-PCR 法により MNV 濃度を測定し、MNV の回収率が 1%以上の場合に PMMoV 濃度を測定した。なお、原水試料と同様に、RNA 試料を 10 倍希釈した試料も同時に測定し、逆転写反応や PCR における阻害影響に注意した。

B2. 水系感染リスク管理の向上に向けた水道原水の微生物濃度変動の評価

水質変動については、迅速に測定可能な水質パラメータとして濁度が広く用いられている。本研究では、濁度に加え、Coliminder (VWM Solutions, Vienna)を用いて大腸菌の迅速測定を実施した。本手法は、 β -glucuronidase (GUS)活性を測定することにより、リアルタイムに近い水中の大腸菌測定を実現したものである^{30,31)}。

Coliminder の測定精度を調べるため、東京近郊に位置する浄水場において、浄水原水を採取し、Coliminder による GUS 活性測定結果と培養法による測定結果の比較を行った。培養法としては、100 mL を計測するために MColiBlue 法を用い、青紫のコロニーを大腸菌としてカウントした。

B3. 塩素消毒におけるウイルスの処理性調査及びテーリング現象要因の検討

B3.1. 使用したウイルスの培養及び定量

本研究で実施した塩素消毒の室内添加実験においては、WHO 飲料水水質ガイドライン第4版⁶⁾に挙げられている飲料水を介して伝播する9種の水系感染症ウイルスの内、塩素消毒耐性が高いとされるコクサッキーウイルス B5 型 Faulkner 株 (1 本鎖 RNA ウイルス, 直径: 22–30 nm) 及び A 型肝炎ウイルス IB 型 HM175/18f 株 (1 本鎖 RNA ウイルス, 直径: 22–30 nm) を使用した。また、塩素消毒耐性に関する知見が得られていないパレコウイルス株 1 型 Harris 株 (1 本鎖 RNA ウイルス, 直径: 22–30 nm) についても対象とし、実験に使用した。コクサッキーウイルス、A 型肝炎ウイルス、パレコウイルスは、それぞれの宿主細胞である BGM 細胞、FRhK-4 細胞、HCT-8 細胞を用いて培養した。

感染性を有するウイルス濃度の測定は、それぞれのウイルスの宿主細胞を用いたブラック形成法にて行った。また、それぞれのウイルスに特異的なプライマー及びプローブを用いたリアルタイム定量 PCR 法による測定についても実施した。

B3.2. 分画ろ過による培養・精製したウイルス溶液中及び実験原水中の凝集塊の存在確認

培養・精製したウイルス溶液中、あるいは実験原水中におけるウイルス同士の凝集塊の存在の有無を確認するため、孔径の異なる膜を用いたウイルスの分画ろ過を実施した。

コクサッキーウイルスについては、培養・精製したコクサッキーウイルス溶液を攪拌式セルに設置したセルロース混合エステル製の膜 (孔径: 0.22, 0.1, 0.05, 0.025 μm) にてろ過した。この後、原水及びろ過後の試料のウイルス濃度をブラック形成法及びリアルタイム定量 PCR 法にて測定することにより、ウイルス溶液中の凝集塊の存在の有無を確認した。一方、A 型肝炎ウイルス及びパレコウイルスについては、昨年度報告したコクサッキーウイルスの場合と同様に、約 5 $^{\circ}\text{C}$ に調整した pH 7.0 の 0.01 M リン酸バッファーに、培養・精製した A 型肝炎ウイルスを 10^3 PFU/mL 程度、あるいはパレコウイルスを 10^5 PFU/mL 程度になるように添加したものを実験原水とし、三角フラスコに 300 mL 添加した。攪拌子を用いて 300 rpm にて 24 時間攪拌 (冷蔵庫内にて約 5 $^{\circ}\text{C}$ を維持) した後、フィルターホルダーに設置したセルロース混合エステル製の膜 (孔径: 0.22, 0.1, 0.05, 0.025 μm) にてろ過した。この後、原水及びろ過後の試料のウイルス濃度をブラック形成法及びリアルタイム定量 PCR 法にて測定することにより、実験原水における凝集塊の存在の有無を確認した。

B3.3. 膜ろ過したコクサッキーウイルス溶液を用いた塩素処理実験

凝集塊の存在がウイルスの塩素処理性に与える影響を評価するため、膜ろ過により予め凝集塊を除去したウイルス溶液を用いた大容量の塩素処理実験を実施した。

培養・精製したコクサッキーウイルスをセルロース混合エステル製の膜 (孔径: 0.10, 0.05 μm)

にてろ過した後、約 5 °C に調整した pH 7.0 の 0.01 M リン酸バッファーに 10^{4-5} PFU/mL 程度になるように添加したものを実験原水とし、角型タンクに 70 L 添加した。ここに、初期塩素濃度が 0.9 mg-Cl₂/L 程度になるように次亜塩素酸ナトリウムを添加し、直ちに 2 台の攪拌機（攪拌翼）を用いてそれぞれ 200 rpm にて攪拌した（塩素処理終了時まで攪拌を継続すると共に、タンクの側面及び底面を保冷材で覆うことにより低水温条件を維持した）。塩素添加前の原水及び塩素添加後の塩素処理水を経時的に採水し、チオ硫酸ナトリウムにより残留塩素を中和した後、塩素処理水（中和後）については、必要に応じて再生セルロース製のタンジェンタルフローUF膜（分画分子量: 1,000 kDa）を用いて 70 mL まで濃縮し、それぞれの試料の感染性を有するコクサッキーウイルス濃度をブラック形成法にて測定することにより、膜ろ過により予め凝集塊を除去した状態での塩素処理におけるコクサッキーウイルスの不活化率（Log 不活化率（Log[N₀/N]；N₀: 原水の感染性を有するコクサッキーウイルス濃度、N: 処理後の感染性を有するコクサッキーウイルス濃度）を算出した。

B3.4. A 型肝炎ウイルス及びパレコウイルスの塩素処理実験

塩素消毒における A 型肝炎ウイルス及びパレコウイルスの不活化率を評価するため、塩素処理実験を実施した。

約 5 °C に調整した pH 7.0 の 0.01 M リン酸バッファーに、培養・精製した A 型肝炎ウイルスを 10^2 PFU/mL 程度、あるいはパレコウイルスを 10^4 PFU/mL 程度になるように添加したものを実験原水とし、三角フラスコに 300 mL 添加した。ここに、初期塩素濃度が 0.2 mg-Cl₂/L 程度あるいは 0.9 mg-Cl₂/L 程度になるように次亜塩素酸ナトリウムを添加し、攪拌子を用いて 300 rpm にて攪拌した（塩素処理終了時まで攪拌を継続すると共に、低温恒温水循環水槽を用いることにより低水温条件を維持した）。塩素添加前の原水及び塩素添加後の塩素処理水を経時的に採水し、チオ硫酸ナトリウムにより残留塩素を中和した後、それぞれの試料の感染性を有する A 型肝炎ウイルス濃度あるいはパレコウイルス濃度をブラック形成法にて測定することにより、塩素処理における A 型肝炎ウイルス及びパレコウイルスの不活化率（Log 不活化率（Log[N₀/N]；N₀: 原水の感染性を有する A 型肝炎ウイルス濃度あるいはパレコウイルス濃度、N: 処理後の感染性を有する A 型肝炎ウイルス濃度あるいはパレコウイルス濃度）を算出した。

C. 結果及び考察

C1. 実態調査に基づく指標ウイルス検査方法の有用性および管理目標値の検討

C1.1. 原水における NoV GII と SaV の実態

胃腸炎の非流行期である 2025 年 10 月に採水された原水試料において、NoV GII は、3 試料（13%）から 3.1–4.2 log copies/L の濃度で検出された。SaV は、すべての試料で不検出だった。胃腸炎の流行期である 2026 年 1 月に採水された原水試料では、NoV GII は、およそ半数の試料（48%）から 2.8–4.6 log copies/L の濃度で検出された。NoV GII の検出率および濃度の範囲は、これまでの実態調査結果¹⁰⁾と同様の傾向だった。SaV は、2 試料（8.7%）からそれぞれ、3.4、4.0 log copies/L の濃度で検出された。都市排水を含む河川から取水している浄水場の原水では、下水処理水で観測されるウイルス濃度³²⁾と同程度の濃度で検出される場合があった。

C1.2. リアルタイム PCR 法とデジタル PCR 法によるウイルス測定濃度の比較

2025 年 10 月採水の試料では、PMMoV は、リアルタイム PCR 法によって 74% の試料から、ドロップレットデジタル PCR 法によって 78% の試料から検出された（図-1A）。測定濃度は、リアルタイム PCR 法で 2.5–5.3 log copies/L、ドロップレットデジタル PCR 法で 3.0–5.4 log copies/L だった。濃度が定量下限値付近の 2–3 log copies/L の試料では、いずれかの方法で陽性となる場合も見られたが（浄水場 A, B, M, Q, R）、二つの方法で陽性となった試料では、浄水場 G と T を

除いて測定濃度が概ね一致していた。浄水場 G と T では、RNA 試料の 10 倍希釈液がドロップレットデジタル PCR 法でのみ陽性だったため、測定濃度が 1 オーダー程度異なる結果となった。

RVA は、リアルタイム PCR 法で 43%の試料から、ドロップレットデジタル PCR 法で 52%の試料から検出された (図-1B)。測定濃度は、リアルタイム PCR 法で 3.0–5.2 log copies/L、ドロップレットデジタル PCR 法で 2.7–4.4 log copies/L であり、PMMoV と同様に、二つの方法で陽性となった試料では概ね一致していた。リアルタイム PCR 法の方が 1 オーダー高く測定された浄水場 G の試料は、RNA 試料の 10 倍希釈液がリアルタイム PCR 法でのみ陽性だった。

2026 年 1 月採水の試料においても同様の傾向であり、PMMoV と RVA はリアルタイム PCR 法とドロップレットデジタル PCR 法の測定濃度が概ね一致することが確認された。

ドロップレットデジタル PCR 法による測定濃度にもとづき、原水試料における PMMoV と RVA の定量的関係性を調べたところ、一部の地点で同程度の場合があるものの、PMMoV 濃度の方が RVA 濃度よりも概ね高い傾向となった (図-2, N = 46)。PMMoV と RVA の濃度が同程度の地点や、PMMoV が不検出で RVA が検出された地点の特徴としては、主にヒトよりもウシやブタなどの動物のふん便による汚染があると考えられた¹⁰⁾。

以上のように、酵素反応阻害影響によって測定濃度に 1 オーダーの差が観測される試料が一部で見られたものの、リアルタイム PCR 法とドロップレットデジタル PCR 法では測定濃度が概ね一致していた。したがって、これまでウイルス分科会で明らかにした指標ウイルス (PMMoV) と病原ウイルス (RVA) の定量的関係性^{9,10)}および RVA の定量的微生物リスク評価に基づく管理目標値案は妥当であったと考えられた。

C1.3. ろ過水・浄水試料への適用による PMMoV 検査方法の有用性評価

これまでに提案した PMMoV の検査方法¹³⁾を国内 23 ヶ所の浄水場 (A~W) から収集したろ過水および浄水試料に適用し、実態を調査するとともに、検査方法の有用性を評価した。2025 年 10 月採水のろ過水および浄水試料からの MNV 回収率の範囲は、それぞれ 6.5–30%、11–98% であり、試料によってばらつきは大きかったものの、回収率が 1%を下回る試料はなかった。2026 年 1 月採水の試料でも同様に、ろ過水および浄水試料の MNV 回収率は試料によって異なり、その範囲は、それぞれ 1.3–135%、7.0–83%だった。

図-3 には、それぞれの浄水場におけるろ過水および浄水試料の PMMoV 濃度を原水試料とともに示した。ろ過水および浄水試料における PMMoV の検出率は、2025 年 10 月採水試料は 35% および 22%、2026 年 1 月採水試料は 61%および 35%であり、冬季の試料の方が高かった。これは、冬季の方が水道原水中の PMMoV 濃度が高いこと¹⁰⁾、また、水温が低い方が急速ろ過による除去性が低いことが原因として考えられた。定量下限値が原水試料はおおよそ 2 log copies/L であるのに対して、ろ過水および浄水試料はおおよそ 1 log copies/L であるため、原水で不検出であってもろ過水または浄水から検出される場合が 4 浄水場で見られた (2025 年 10 月の浄水場 A, B, R, 2026 年 1 月採水の浄水場 M)。

ろ過水試料の PMMoV 濃度は、2025 年 10 月採水の試料で 0.7–1.2 log copies/L、2026 年 1 月採水の試料で 0.9–2.3 log copies/L だった。原水においておおよそ 5 log copies/L の濃度で検出される浄水場においても、おおよそ 3 log (99.9%) 以上除去されていることが確認された。浄水試料でも観測される濃度はろ過水試料と同程度であり、2025 年 10 月採水の試料で 0.7–1.7 log copies/L、2026 年 1 月採水の試料で 1.0–2.8 log copies/L だった。以上の結果から、ろ過水における PMMoV の管理目標値「 10^4 copies/L のオーダー以下」は、国内の水道事業者において達成可能であると考えられた。

また、これまでに原水やろ過水の PMMoV 検査方法として提案した陰電荷膜法を用いたウイルス濃縮方法と Wizard Enviro Total Nucleic Acid Kit (Promega) を用いた核酸抽出精製方法は、

水道事業者の研究協力者においても水源流域の河川水や原水、浄水処理工程水試料に適用され、PMMoV が実測された (D. 研究発表, 2. 学会発表の 14) および 15)). 以上の結果とこれまでに実施された水道事業者の研究協力者による適用の実績から³³⁻³⁵⁾, PMMoV の検査方法は有用であることが示された。

C2. 水系感染リスク管理の向上に向けた水道原水の微生物濃度変動の評価

結果を図-4 に示す。培養法による計測数と、GUS 活性がともに低いため、酵素活性値が十分に上昇していないことがわかる。最大の値を示している試料 (2025 年 12 月 15 日) について、GUS 活性および培養法による値はともに高いが、この濃度域における十分な感度は得られていないものと考えられる。

昨年度は、雨天時簡易放流の影響を受けている試料について、酵素活性の向上が見られていた¹³⁾。今後は水道原水となる地表水を対象として、雨天の影響を受けている試料などを収集して大腸菌の測定を実施するとともに、同時に採水して培養法による大腸菌測定、ウイルス濃度の測定などを実施し、リスク評価につながる知見を得る予定である。

C3. 塩素消毒におけるウイルスの処理性調査及びテーリング現象要因の検討

C3.1. 培養・精製したコクサッキーウイルス溶液中の凝集塊の存在実態

ウイルスの塩素処理性に影響すると考えられるウイルス同士の凝集塊について、孔径の異なる膜を用いたウイルスの分画ろ過を実施することにより、培養・精製したコクサッキーウイルス溶液における存在の有無を確認した。

膜ろ過によるコクサッキーウイルス濃度の変化を図-5 に示す。コクサッキーウイルスの直径は約 25 nm (約 0.025 μm) であることから、凝集塊を形成せずに単分散した状態で水中に存在する場合、いずれの膜も通過するため、膜孔径毎のろ過水中のウイルス濃度の差異は見られないものと考えられる。これに対し、ウイルス溶液においては、PCR 法及びブラック形成法のいずれの定量法にて評価した場合においても、孔径が小さくなることに伴い、ウイルス濃度が減少した。従って、培養・精製したコクサッキーウイルス溶液においては、コクサッキーウイルスは、0.025–0.22 μm の大きさの凝集塊を形成した状態で存在していることが示唆された。

C3.2. 凝集塊の存在がウイルスの塩素処理性に与える影響

培養・精製したコクサッキーウイルス溶液中に確認された凝集塊の存在がコクサッキーウイルスの塩素処理性に与える影響を評価するため、膜ろ過により予め凝集塊を除去したウイルス溶液を用いた大容量の塩素処理実験を実施した。

膜ろ過したウイルス溶液を添加した実験原水を用いた塩素処理におけるコクサッキーウイルスの不活化率を図-6 に示す。膜ろ過を実施しない場合においては、8–9 $\text{mg}\cdot\text{Cl}_2\cdot\text{min}/\text{L}$ の CT 値で 6.5 log のコクサッキーウイルスの不活化率となったのに対し、孔径 0.10 μm の膜でろ過した場合においては、同程度の CT 値で 7.7 log の不活化率となり、膜ろ過を実施しない場合に比べて不活化率が増加した。また、孔径 0.05 μm の膜でろ過した場合においては、8–9 $\text{mg}\cdot\text{Cl}_2\cdot\text{min}/\text{L}$ の CT 値で 8.0 log 以上、あるいは 8.3 log 以上の不活化率となり、膜ろ過を実施しない場合及び孔径 0.10 μm の膜でろ過した場合に比べて不活化率が増加した。また、CT 値の増加と共に不活化率が直線的に増加すると仮定した場合 (図-6 の点線) と同程度の除去率となり、テーリング現象は生じなかった。従って、実験原水中の 0.05–0.10 μm 程度の大きさの凝集塊がコクサッキーウイルスの不活化に影響することが確認された。これらの結果から、凝集塊の存在がテーリング現象の要因であることが示唆された。

C3.3. 塩素処理における A 型肝炎ウイルス及びパレコウイルスの不活化特性

塩素消毒耐性が高いとされるコクサッキーウイルス及び A 型肝炎ウイルスに加えて、塩素消毒耐性に関する知見が得られていないパレコウイルスについて、ブラック形成法を適用することにより、塩素処理における不活化特性を評価した。

塩素処理におけるコクサッキーウイルス、A 型肝炎ウイルス、パレコウイルスの不活化率を図-7 に示す。コクサッキーウイルス及び A 型肝炎ウイルスについては、CT 値約 1 mg-Cl₂·min/L において 1-1.5 log, CT 値約 2 mg-Cl₂·min/L において 2 log 程度の不活化率が確認された。一方、パレコウイルスについては、CT 値約 1 mg-Cl₂·min/L において 0.5-1 log, CT 値約 2 mg-Cl₂·min/L において 2 log 程度の不活化率が確認された。従って、パレコウイルスの塩素消毒耐性は、塩素消毒耐性が高いとされるコクサッキーウイルス及び A 型肝炎ウイルスと同程度、あるいはやや高いことが示唆された。米国環境保護庁 (USEPA) は、水温 5 °C におけるウイルスの 2 log 不活化に必要な CT 値を 4 mg-Cl₂·min/L としており³⁶⁾、上述したように、水温 5 °C におけるコクサッキーウイルス、A 型肝炎ウイルス、パレコウイルスの 2 log 不活化に必要な CT 値は 2 mg-Cl₂·min/L 程度であったことから、USEPA が示す CT 値 4 mg-Cl₂·min/L により、コクサッキーウイルス、A 型肝炎ウイルス、パレコウイルスの 2 log 不活化は達成されると判断された。

昨年度報告したように、コクサッキーウイルスは、実験原水中において凝集塊を形成した状態で存在していることが確認された。また、前述したように、凝集塊の存在がテーリング現象の要因であることが示唆された。これらの結果から、A 型肝炎ウイルス及びパレコウイルスについても、実験原水中における凝集塊の存在の有無を確認した。

膜ろ過によるコクサッキーウイルス、A 型肝炎ウイルス、パレコウイルス濃度の変化を図-4 に示す。いずれのウイルスも直径は約 25 nm (約 0.025 µm) であることから、凝集塊を形成せずに単分散した状態で水中に存在する場合、いずれの膜も通過するため、膜孔径毎のろ過水中のウイルス濃度の差異は見られないものと考えられる。これに対し、実験原水においては、PCR 法及びブラック形成法のいずれの定量法にて評価した場合においても、孔径が小さくなることに伴い、ウイルス濃度が減少した。従って、A 型肝炎ウイルス及びパレコウイルスは、コクサッキーウイルスと同様に、実験原水において凝集塊を形成した状態で存在していることが確認されたことから、塩素処理においてテーリング現象が生じる可能性が示唆された。

C3.4. ウイルスの感染リスクに係る安全性を保証する水質・運転パラメータ

上述したように、ウイルスの凝集塊の存在が不活化におけるテーリング現象要因の一つであることが示唆され、凝集塊を除去した条件では不活化率が増加することがわかった。仮に砂ろ過水中に感染性を有したウイルスが凝集塊を形成し 10⁴ 個/L のオーダーで残存する場合を想定すると、RVA の定量的微生物リスク評価に基づく飲料水中のウイルス許容濃度 (10⁻⁵ 個/L)⁶⁾ を実現するためには、塩素消毒耐性が高いコクサッキーウイルスについて 9 log の不活化が達成できる CT 値として 40 mg-Cl₂·min/L 程度が必要である。これまでのリスク評価においては、安全側に考慮して、リアルタイム PCR 法を用いて測定された原水におけるウイルス遺伝子濃度は、すべて感染性を有するウイルス粒子に由来するものと仮定してきた。今後は、原水の感染性ウイルスと砂ろ過水中のウイルス存在形態について、知見を得る必要がある。

D. 研究発表

1. 論文発表

該当なし

2. 学会発表

- 1) Miura, T., Shirakawa, D., Kadoya, S., Tojo, M., Masuda, T. (2025). Occurrence of pepper mild

mottle virus in raw and treated waters in full-scale drinking water treatment plants in Japan. 22nd International Symposium on Health-Related Water Microbiology (WaterMicro 25), Abstract 3C-5, Amersfoort, The Netherlands, 15–20 June 2025.

- 2) 福士萌笑, 白崎伸隆, 松下拓, 松井佳彦 (2026). 塩素処理における病原ウイルスの高不活化率の評価およびテーリング現象の要因検討. 第 60 回日本水環境学会年会, 八王子市, 2026/3/9–11.
- 3) 山口耕平, 白崎伸隆, 松下拓 (2026). 病原ウイルスのオゾン処理耐性の把握とトウガラシ微斑ウイルスを指標とした実浄水場におけるオゾン処理強度の推定. 第 60 回日本水環境学会年会, 八王子市, 2026/3/9–11.
- 4) 岩澤賢生, 白崎伸隆, 松下拓 (2026). 高感度に定量可能な革新的ウイルス様粒子の創製: ヒトノロウイルスの浄水処理性評価への適用. 第 60 回日本水環境学会年会, 八王子市, 2026/3/9–11.
- 5) 佐々木有那, 白崎伸隆, 松下拓, 李天成 (2026). E 型肝炎ウイルスの塩素処理性評価: 細胞増殖系を活用した感染力評価手法の構築と適用. 第 60 回日本水環境学会年会, 八王子市, 2026/3/9–11.
- 6) 三浦尚之, 白川大樹, 東城まゆみ, 浅見真理. (2026). ドロップレットデジタル PCR 法を用いた全国の水道水源におけるウイルスの実態調査. 第 60 回日本水環境学会年会, 八王子市, 2026/3/9–11.
- 7) 白川大樹, 三浦尚之, 東城まゆみ, 増田貴則, 浅見真理. (2026). 急速ろ過方式を採用する浄水施設における原水・ろ過水中のウイルス存在形態の調査. 第 60 回日本水環境学会年会, 八王子市, 2026/3/9–11.
- 8) 白崎伸隆, 白川大樹, 松村拓哉, 松下拓, 松井佳彦 (2025). 急速砂ろ過方式から膜ろ過方式への浄水施設更新前後におけるウイルス除去性能の比較. 第 62 回環境工学研究フォーラム, 宮崎市, 2025/12/3–5.
- 9) 山口耕平, 白崎伸隆, 松下拓 (2025). 感染力評価手法と Viability-PCR 法の併用によるオゾン処理における病原ウイルスの不活化特性の把握. 第 62 回環境工学研究フォーラム, 宮崎市, 2025/12/3–5.
- 10) 三浦尚之, 白川大樹, 門屋俊祐, 東城まゆみ, 増田貴則. 全国の浄水場における胃腸炎ウイルスの実態とトウガラシ微斑ウイルスの除去性. 第 62 回環境工学研究フォーラム, 同講演集 N15, 宮崎市, 2025/12/3–5.
- 11) 大久保明生, 白崎伸隆, 松下拓 (2025). ノロウイルスの高効率除去に向けたアルミニウム系凝集剤の開発. 第 32 回衛生工学シンポジウム, 札幌市, 2025/11/20–21.
- 12) 末永大樹, 白崎伸隆, 松下拓 (2025). ウイルス外殻タンパク質の変性がウイルスの凝集沈澱処理性に与える影響. 第 32 回衛生工学シンポジウム, 札幌市, 2025/11/20–21.
- 13) 中川直樹, 白崎伸隆, 松下拓 (2025). 感染価評価手法と viability PCR を組み合わせたヒトパレコウイルスの塩素処理性の評価. 第 32 回衛生工学シンポジウム, 札幌市, 2025/11/20–21.
- 14) 齊藤巧介, 萱沼康夫, 舘野泉, 三浦尚之. 神奈川県営水道の水源における PMMoV 及び指標細菌の挙動. 令和 7 年度水道研究発表会, 同講演集 p.214-215, 広島市, 2025/10/29–31.
- 15) 松井美友, 森雅士, 野口暁生, 藤原俊一郎, 三浦尚之. 京都市の水道におけるトウガラシ微斑ウイルスの実態調査. 令和 7 年度水道研究発表会, 同講演集 p.842-843, 広島市, 2025/10/29–31.
- 16) 白川大樹, 東城まゆみ, 白崎伸隆, 増田貴則, 三浦尚之. 水道水源におけるノロウイルス及びサポウイルスの汚染実態—存在形態と遺伝子型—. 令和 7 年度水道研究発表会, 同講演集 p.844-845, 広島市, 2025/10/29–31.

E. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含む.)

1. 特許取得

該当なし

2. 実用新案登録

該当なし

3. その他

該当なし

F. 参考文献

- 1) 三浦尚之. (2023). 水道におけるウイルスのリスク管理の国際動向と水源流域, 浄水処理, 排水処理プロセスにおける PMMoV 遺伝子マーカーの実態. 厚生労働省令和5年度第1回水道における微生物問題検討会, 資料3.
- 2) EU. (2020). Directive 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast). Annex II, Monitoring, Part A, General objectives and monitoring programs for water intended for human consumption.
- 3) EU. (2023). The European Union (Drinking Water) Regulations 2023.
- 4) US EPA. (2020). Surface water treatment rule turbidity guidance manual. EPA 815-R-20-004, June 2020.
- 5) Health Canada. (2019). Guidelines for Canadian drinking water quality. Guideline technical document. Enteric viruses.
- 6) WHO. (2022). Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- 7) Haramoto, E., Kitajima, M., Kishida, N., Katayama, H., Asami, M. and Akiba, M. (2012). Occurrence of viruses and protozoa in drinking water sources of Japan and their relationship to indicator microorganisms. *Food and Environmental Virology* 4(3): 93-101.
- 8) Miura, T., Gima, A. and Akiba, M. (2019). Detection of norovirus and rotavirus present in suspended and dissolved forms in drinking water sources. *Food and Environmental Virology* 11(1): 9-19.
- 9) Canh, V.D., Torii, S., Furumai, H. and Katayama, H. (2021). Application of capsid integrity (RT-)qPCR to assessing occurrence of intact viruses in surface water and tap water in Japan. *Water Research* 189: 116674.
- 10) Miura, T., Kadoya, S., Miura, Y., Takino, H., Akiba, M., Sano, D. and Masuda, T. (2024). Pepper mild mottle virus intended for use as a process indicator for drinking water treatment: present forms and quantitative relations to norovirus and rotavirus in surface water. *Water Research* 257: 121713.
- 11) Shirakawa, D., Shirasaki, N., Matsushita, T., Matsui, Y., Yamashita, R., Matsumura, T. and Koriki, S. (2022). Evaluation of reduction efficiencies of pepper mild mottle virus and human enteric viruses in full-scale drinking water treatment plants employing coagulation-sedimentation-rapid sand filtration or coagulation-microfiltration. *Water Research* 213: 118160.
- 12) 片山浩之, 白崎伸隆, 増田貴則, 三浦尚之, 小田琢也, 齊藤巧介, 佐藤啓貴, 田中宏憲, 藤原俊一郎, 鳥居将太郎, Vu Duc Canh, Miaomiao Liu, 佐野大輔, 門屋俊祐, 三浦耀平. (2024). 指標ウイルスを用いたリスク管理方法の検討, 厚生労働科学研究費補助金 (健康安全・危機管理対策総合研究事業)「水道水及び原水における化学物質等の実態を踏まえた水質管理の向上に資する研究」令和5年度分担研究報告書.
- 13) 松井佳彦, 片山浩之, 白崎伸隆, 増田貴則, 三浦尚之, 小田琢也, 齊藤巧介, 佐藤啓貴, 水野俊彦, 藤原俊一郎, 松下拓, Liu Miaomiao, 鳥居将太郎, 佐野大輔, 門屋俊祐, 白川大樹. (2025). ウイルスに関する調査検討, 環境省受託調査研究「令和6年度水道水及び原水における化学物質等の実態を踏まえた水質管理の向上に資する調査検討業務」.

- 14) 真砂佳史, 大垣眞一郎, 片山浩之, 橋本温, 平田強. (2000). 相模川流域の水供給におけるクリプトスポリジウム起因のリスク評価, 土木学会第 55 回年次学術講演会, VII-78.
- 15) Sobsey, M.D., Fuji, T. and Shields, P.A. (1988). Inactivation of hepatitis A virus and model viruses in water by free chlorine and monochloramine. *Water Science and Technology* 20(11-12): 385-391.
- 16) Cromeans, T.L., Kahler, A.M. and Hill, V.R. (2010). Inactivation of adenoviruses, enteroviruses, and murine norovirus in water by free chlorine and monochloramine. *Applied and Environmental Microbiology* 76(4): 1028-1033.
- 17) U.S. Environmental Protection Agency. (2016). Six-Year Review 3 Technical Support Document for Microbial Contaminant Regulations, EPA 810-R-16-0210, Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- 18) Gerba, C.P. and Betancourt, W.Q. (2017). Viral aggregation: impact on virus behavior in the environment. *Environmental Science and Technology* 51(13): 7318-7325.
- 19) Katayama H, Shimasaki A, Ohgaki S. (2002). Development of a virus concentration method and its application to detection of enterovirus and norwalk virus from coastal seawater. *Appl Environ Microbiol.* 68(3), 1033-1039.
- 20) Kitajima M, Oka T, Takagi H, Tohya Y, Katayama H, Takeda N, Katayama K. (2010). Development and application of a broadly reactive real-time reverse transcription-PCR assay for detection of murine noroviruses. *J Virol Methods.* 169(2), 269-273.
- 21) Haramoto E, Kitajima M, Kishida N, Konno Y, Katayama H, Asami M, Akiba M. (2013). Occurrence of pepper mild mottle virus in drinking water sources in Japan. *Appl Environ Microbiol.* 79(23), 7413-7418.
- 22) Zhang T, Breitbart M, Lee WH, Rum JQ, Wei CL, Soh SW, Hibberd ML, Liu ET, Rohwer F, Ruan Y. (2006). RNA viral community in human feces: prevalence of plant pathogenic viruses. *PLoS Biol.* 4, e3.
- 23) Loisy F, Atmar RL, Guillon P, Le Cann P, Pommepuy M, Le Guyader FS. (2005). Real-time RT-PCR for norovirus screening in shellfish. *J Virol Methods.* 123(1), 1-7.
- 24) Kageyama T, Kojima S, Shinohara M, Uchida K, Fukushi S, Hoshino FB, Takeda N, Katayama K. (2003). Broadly reactive and highly sensitive assay for Norwalk-like viruses based on real-time quantitative reverse transcription-PCR. *J Clin Microbiol.* 41(4), 1548-1557.
- 25) Oka T, Katayama K, Hansman GS, Kageyama T, Ogawa S, Wu FT, White PA, Takeda N. (2006). Detection of human sapovirus by real-time reverse transcription-polymerase chain reaction. *J Med Virol.* 78(10), 1347-1353.
- 26) Pang XL, Lee B, Boroumand N, Leblanc B, Preiksaitis JK, Yu Ip CC. (2004). Increased detection of rotavirus using a real time reverse transcription-polymerase chain reaction (RT-PCR) assay in stool specimens from children with diarrhea. *J Med Virol.* 72(3), 496-501.
- 27) Pang X, Cao M, Zhang M, Lee B. (2011). Increased sensitivity for various rotavirus genotypes in stool specimens by amending three mismatched nucleotides in the forward primer of a real-time RT-PCR assay. *J Virol Methods.* 172(1-2), 85-87.
- 28) Miura T, Schaeffer J, Le Saux JC, Le Mehaute P, Le Guyader FS. (2018). Virus type-specific removal in a full-scale membrane bioreactor treatment process. *Food Environ Virol.* 10(2), 176-186.
- 29) 瀧野博之, 三浦尚之, 小坂浩司, 秋葉道宏. (2022). 遺伝子・化学物質マーカーの測定に基づく琵琶湖・淀川水系のふん便汚染評価, *水環境学会誌* 45(5), 193-205.
- 30) Burnet, J. B., Dinh, Q. T., Imbeault, S., Servais, P., Dorner, S., & Prévost, M. (2019). Autonomous online measurement of B-D-glucuronidase activity in surface water: is it suitable for rapid *E. coli* monitoring? *Water Research*, 152. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.060>
- 31) Burnet, J. B., Habash, M., Hachad, M., Khanafer, Z., Prévost, M., Servais, P., Sylvestre, E., & Dorner, S. (2021). Automated targeted sampling of waterborne pathogens and microbial source tracking markers using near-real time monitoring of microbiological water quality. *Water (Switzerland)*, 13(15). <https://doi.org/10.3390/w13152069>
- 32) Kitajima M, Haramoto E, Phanuwan C, Katayama H, Furumai H. (2012). Molecular detection

and genotyping of human noroviruses in influent and effluent water at a wastewater treatment plant in Japan. *J Appl Microbiol.* 112(3), 605-613.

33) 君島匠, 稲邊穂乃香, 宇津木紀昭, 寺中郁夫, 森田久男, 三浦尚之. (2024). 水試料からの直接核酸抽出法を用いた水源流域における PMMoV の実態調査. 令和 6 年度水道研究発表会, 同講演集, 248-249.

34) 佐藤啓貴, 宇津木紀昭, 小嶋隼, 森田久男, 三浦尚之. (2024). 浄水処理工程におけるウイルス除去指標としての PMMoV の実態調査. 令和 6 年度水道研究発表会, 同講演集, 372-373.

35) 安河内巧, 田中宏憲, 平山賢二郎, 山田恵子, 金敷毅, 三浦尚之. (2024). 千葉県営水道におけるトウガラシ微斑ウイルスのモニタリング及び浄水処理工程の挙動. 令和 6 年度水道研究発表会, 同講演集, 796-797.

36) U.S. Environmental Protection Agency. (1991). *Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection Requirements for Public Water Systems Using Surface Water Sources*, Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

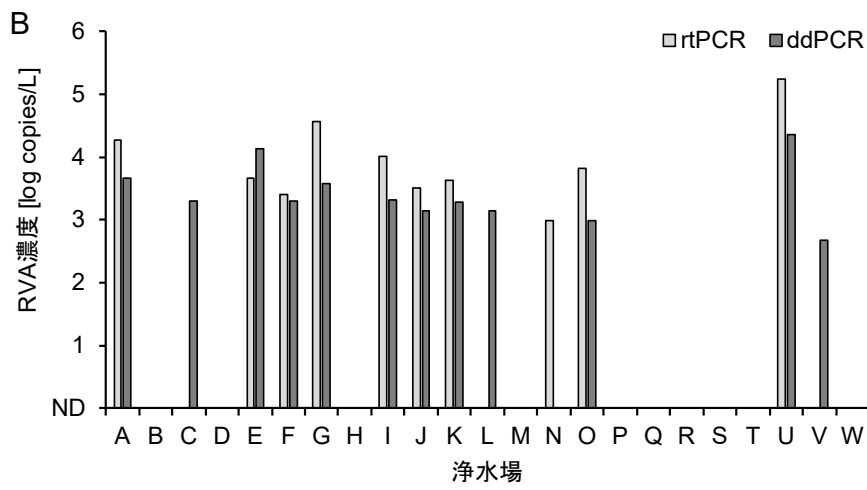
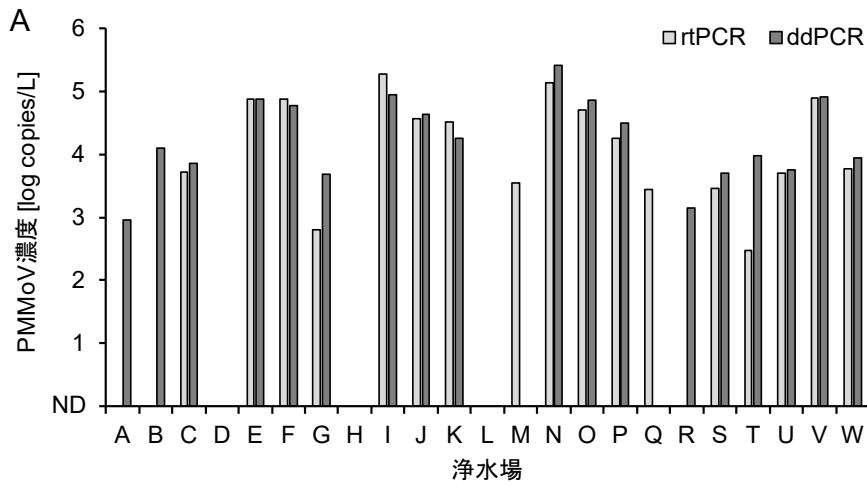


図-1. リアルタイム PCR 法 (rtPCR) とドロップレットデジタル PCR 法 (ddPCR) によるウイルス測定濃度の比較 (2025 年 10 月採水試料). A: PMMoV, B: RVA.

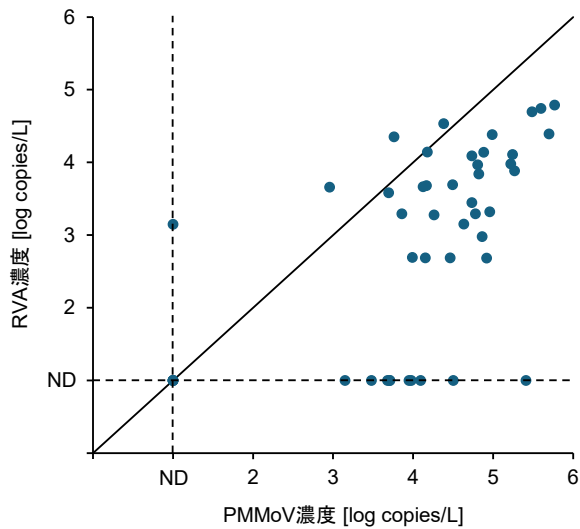
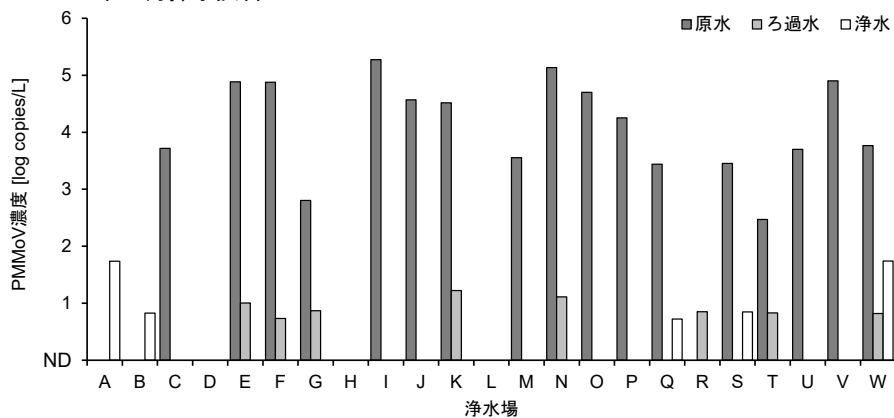


図-2. 原水試料における PMMoV と RVA の定量的関係. ドロップレットデジタル PCR 法による測定濃度をプロットした.

A. 2025年10月採水試料



B. 2026年1月採水試料

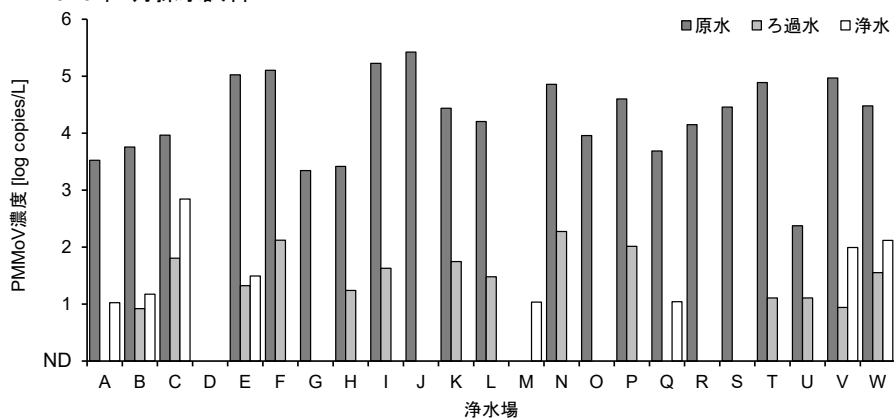


図-3. 国内 23 ヶ所の浄水場の原水，ろ過水，浄水試料における PMMoV 濃度．定量下限値は，原水がおおよそ 2 log copies/L，ろ過水および浄水がおおよそ 1 log copies/L.

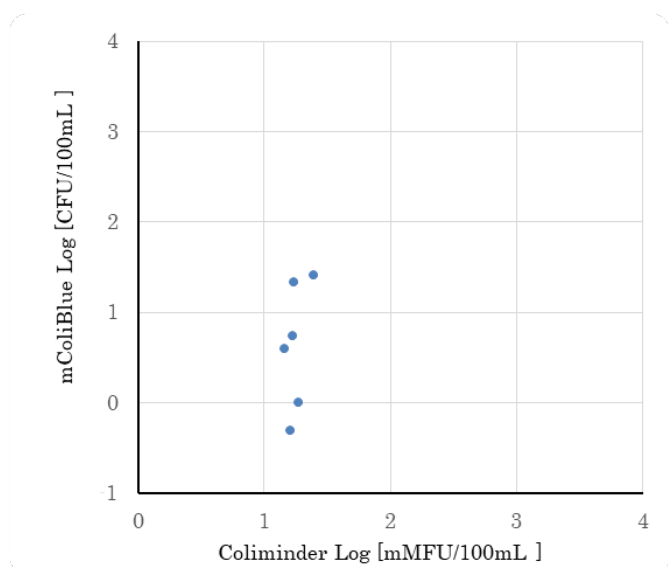


図-4. GUS-B 活性と培養法 *E. coli* の相関

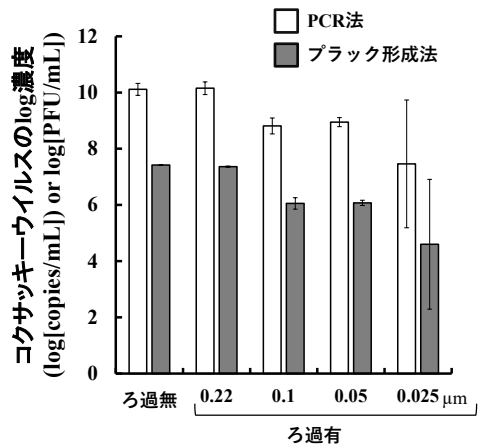


図-5. 膜ろ過によるコクサッキーウイルス濃度の変化 (培養・精製ウイルス溶液)

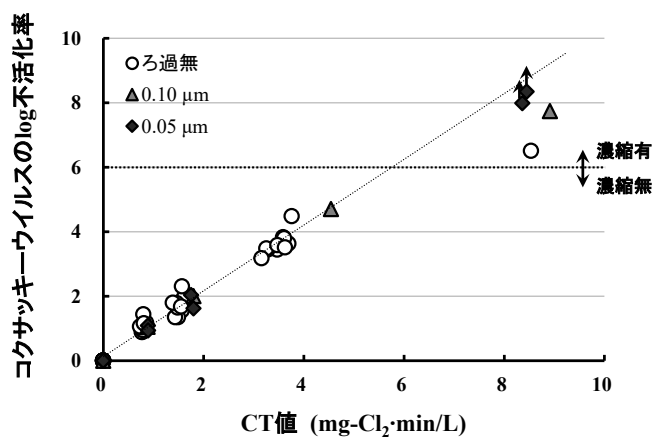


図-6. 膜ろ過による凝集塊の除去が塩素処理におけるコクサッキーウイルスの不活化に与える影響

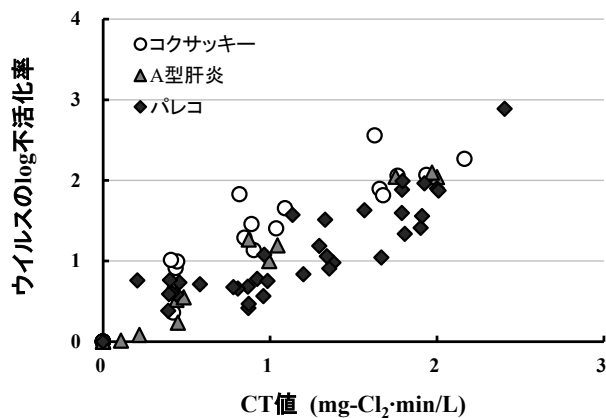


図-7. 塩素処理におけるウイルスの不活化特性

環境省請負業務

「令和7年度水道水及び原水における化学物質等の実態を踏まえた
水質管理の向上に資する調査検討業務」

細菌に関する調査検討

研究分担者	浅田安廣	京都大学 大学院工学研究科
	春日郁朗	東京大学 大学院工学系研究科
研究協力者	増田貴則	国土技術政策総合研究所 上下水道研究部
	島崎 大	国土技術政策総合研究所 上下水道研究部
	門屋俊祐	国土技術政策総合研究所 上下水道研究部
	大河内由美子	麻布大学 生命環境科学部
	中西智宏	京都大学 大学院工学研究科
	枝川亜希子	大阪健康安全基盤研究所 衛生化学部
	瀧野博之	阪神水道企業団
	泉 太河	和歌山市企業局

要旨

水道システムの細菌汚染問題、特にレジオネラ汚染とその指標性の検討として取り上げられた従属栄養細菌に関する調査を行った。高度浄水プロセスを対象として、1つの浄水場について各処理工程での従属栄養細菌数とCDDP処理によるviability PCRによるレジオネラ属菌遺伝子濃度の調査を行った。その結果、従属栄養細菌数とレジオネラ属菌遺伝子濃度の挙動の傾向は非常に似ていたが、中間塩素処理での挙動の傾向は異なることが明らかとなった。また、活性炭処理水で上昇した細菌類は、その後の急速砂ろ過処理で十分に制御できることが確認できた。さらに、従属栄養細菌数とレジオネラ属菌遺伝子濃度の関係性を評価した結果、正の相関が確認された。次に、全国の浄水場におけるレジオネラ属菌の種構成に関する調査を実施した結果、*Legionella feeleii*に近縁のAmplicon Sequence Variant (ASV)が最も検出率が高く、その他にも病原種で*L. pneumophila*を含む多様な種に近縁のASVが確認された。以上の結果を踏まえ、従属栄養細菌数が指標として有用である可能性を示した一方で、健康リスク評価に基づく目標値については、レジオネラ属菌のリスク評価に関連する情報を精査する必要があることを指摘した。

続いて、生物活性炭(BAC)におけるレジオネラおよび抗酸菌の存在状況の評価について浄水場で使用している活性炭と処理水を対象として調査を行った。*Legionella*属の23S-5S rRNA遺伝子コピー数は、すべての浄水場のオゾン処理水で定量下限値未満であった一方で、BAC処理水中のコピー数は増加しており、BAC池において*Legionella*属の増殖が起きていることが推察された。*Mycobacterium*属の16S rRNA遺伝子コピー数は、オゾン処理水中のコピー数の方がBAC処理水中のコピー数よりも高く、非結核性抗酸菌(NTM)がBAC池で顕著な増殖をしている可能性は低いと考えられた。また、活性炭中の細菌叢解析では、*Legionellaceae*科と*Mycobacteriaceae*科を比較すると、*Legionellaceae*科の存在割合の方が高い傾向を示した。

最後に紫外線処理を対象として、浄水処理プロセスにおけるマルチバリア機能の評価を試みた。文献調査の結果から細菌や原虫は10 mJ/cm²未満でも3 log以上の不活化率が得られる一方で、ウイルスが3 log不活化されるためには10 mJ/cm²の紫外線強度では不十分であった。しかし、これらのウイルスは塩素への感受性が高いため、濁度や塩素濃度の管理を徹底することで耐塩素性微生物及びウイルスに対するマルチバリア機能を十分確保することが可能と考えられた。

A. 研究目的

水道水の微生物学的安全性の持続的な確保を目指すため、水道水源ならびに水道システムでの微生物汚染問題、特に細菌による汚染に着目し、関連する文献調査ならびに実態調査を行った。以下に研究課題ごとの具体的な研究の目的・概要を示す。

1. レジオネラ汚染に対する従属栄養細菌の指標性と目標値設定に関する検討

水道水の微生物学的安全性の持続的な確保を目指すため、水道原水から末端給水までの水道システム内での微生物の挙動を把握することは、非常に重要と言える。多くの病原微生物は水道システム内で「維持」あるいは「消失」という過程を経るが、一部は「増殖」という過程が加わることがある。その代表的な病原微生物としてレジオネラ属菌が挙げられ、生存環境状況次第では水道システムの中で「増殖」する可能性があることから、微生物学的安全性を確保する上で監視が必要な病原細菌となる。しかし、実際に他の水質項目と同様に浄水場で定期的に水質試験を行う上では、レジオネラ属菌測定は前処理を含み非常に難しいことから、レジオネラ汚染の指標となる微生物汚染指標が必要となる。

微生物汚染指標の候補としては、従属栄養細菌が挙げられる。従属栄養細菌は、水道水の清浄度の指標であり、水質管理目標設定項目として基準値が「1 mL の検水で形成される集落数が2,000 以下（暫定）」と設定されている。目標値は、平成 17 年度に実施された実態調査の結果¹⁾に基づき、一般細菌数と従属栄養細菌数の関係性評価を実施し、目標値を暫定値として設定した²⁾。本目標値(暫定値)は、情報や知見の蓄積に基づき再検討する必要があることから、全国 21 浄水場での原水、ろ過水、浄水を対象とした一般細菌数と従属栄養細菌数の関係性評価を試みた。その結果、正の相関が確認され、新たな目標値案が算出されている³⁾。一方で、従属栄養細菌数と病原微生物との関係性については十分な議論ができていない状況である。

微生物学的安全性を確保する上で監視が必要な病原細菌の一つとしてレジオネラ属菌が挙げられるが、海外の文献調査の結果では、従属栄養細菌数とレジオネラ汚染の関係については双方の意見が確認され、結論が出ていない状況である⁴⁾。また、これまでレジオネラ属菌に対する従属栄養細菌の指標性について調査を継続しており、令和 5 年度には、全国 21 浄水場の原水、ろ過水、浄水(各 84 試料)に対するレジオネラ属菌遺伝子と従属栄養細菌数の測定を試みている。その結果、レジオネラ遺伝子の検出率は原水で 100%(84 試料/84 試料)、ろ過水で 82.1%(69 試料/84 試料)、浄水で 56.0%(47 試料/84 試料)となり、レジオネラ陽性となった浄水試料においては従属栄養細菌数とレジオネラ属菌遺伝子数に弱い正の相関が確認された。これより、従属栄養細菌数がレジオネラに対して一定の指標性をもつ可能性が示されている⁵⁾。しかし、この調査は定量 PCR による遺伝子量評価を実施していることから、レジオネラ属菌の生死に関わらず PCR によりその存在を検出していることが課題として挙げられる。

また、定量 PCR は高感度な定量ができる一方で、複雑な環境サンプルを対象にする場合には特異性が下がる可能性がある。そのため、別途シーケンス解析によって塩基配列を確認し、レジオネラ由来の遺伝子の存在を確かめておくことが課題として挙げられる。しかし、この調査ではレジオネラ属菌全体の遺伝子量が定量されているものの、浄水処理過程でのレジオネラ属菌の種構成、特に *Legionella pneumophila* をはじめとする病原種の存在の有無については知見が限られている。このように、現時点では取り上げた課題に対して十分な検証が行われていないのが現状である。

以上の背景に基づき、水道水の微生物学的安全性の持続的な確保を目指すため、水道システムの微生物汚染問題としてレジオネラ属菌に着目し、下記の 2 点の課題について検証した。

- ・ Viability PCR を用いたレジオネラ属菌の水道システムでの挙動調査
- ・ 全国浄水場で検出されているレジオネラ属菌の種構成の把握

Viability PCR では膜損傷が生じていない菌体を検出可能であり、生菌に近い状態の菌体の遺伝子量を把握可能となる。そこで、高度浄水処理プロセスを導入している浄水場にて、工程水中のレジオネラ属菌に対して viability PCR を適用し、従属栄養細菌との挙動比較を実施した。また、レジオネラ属菌の菌種の把握では、16SrRNA 遺伝子領域を対象として、シーケンス解析を用いて配列情報を取得することで試料中に含まれているレジオネラ属菌の種を特定することができる。そこで、全国調査で得られた DNA サンプルを用いてレジオネラ属に特異的な 16S rRNA 遺伝子を標的としたアンプリコンシーケンシングを実施し、定量 PCR によるレジオネラ検出結果の信頼性を検証するとともにレジオネラ種構成を調査した。

最後に、得られた情報に基づき、再増殖が可能な病原細菌汚染に対する従属栄養細菌の指標性とその目標値設定について検討した。

2. 生物活性炭におけるレジオネラおよび抗酸菌の存在状況の評価

生物活性炭（BAC）は高度浄水処理の一つとして活用されているが、活性炭に付着微生物の中に、水道システム内で再増殖する重要な病原細菌であるレジオネラや非結核性抗酸菌（Nontuberculous mycobacteria: NTM）が定着し、リスク因子となりうることも懸念されている。微生物学的安全性を確保するためには BAC での微生物管理が重要となるが、現状、BAC についての微生物学的な評価は行われておらず、病原性を有するレジオネラや NTM に関する知見の収集、これらの存在状況と従属栄養細菌数との関係などについての評価が必要である。

こうした観点から、BAC を導入している国内の浄水場を対象として、BAC、オゾン処理水（BAC 流入水）、BAC 処理水におけるレジオネラ、NTM の存在状況と微生物群集構造に関する基礎的な知見の収集を目的として調査を実施した。

3. 水中の健康関連微生物の制御に向けた紫外線処理のマルチバリア機能性評価

近年、気候変動に伴う水道原水水質の急変動、人口減少や熟練技術者の退職による浄水場職員の減少など、安定した水道水の供給にかかる負荷が年々増加している。特に、高濁度原水などの水質の急変動が頻発すると、浄水処理にかかる負荷の増大と浄水場職員の疲弊を招き、従来の浄水処理技術および運転管理方法により給水栓水の安全性を維持していくことが困難となる可能性がある。

我が国では、ろ過処理出口水の濁度をもとに耐塩素性病原微生物にかかるリスクが管理されており、浄水処理プロセスにおける塩素消毒および給配水管内における残留塩素が病原微生物に対する最終障壁として存在している。しかしながら、一部の日和見感染原因菌は給配水管内で再増殖することが報告されており^{6,7)}、塩素に対する感受性は微生物の種類によって様々である。水中における主要な日和見感染病原菌の一つであるレジオネラ属菌に関しては、低濃度の塩素に長時間曝露することで塩素耐性を示したとの先行研究が報告されている⁸⁾。

水質の急変動は、浄水処理から給水栓までの塩素濃度の維持管理に対しても今後多大なる影響を及ぼすことが考えられる。安全な水道水の安定供給を将来にわたり継続するための一つの対策として、複数の消毒処理の実施、つまり微生物制御に対する“マルチバリア”の整備が挙げられる。本研究では、微生物への高い不活化効果が期待される紫外線処理を対象として、浄水処理プロセスにおけるマルチバリア機能の評価を試みた。その第一段階として、既報の学術論文から紫外線処理による種々の微生物（細菌、原虫、ウイルス）の不活化データの収集・整理を行なった。

B. 研究方法

1. レジオネラ汚染に対する従属栄養細菌の指標性と目標値設定に関する検討

1. 1. 高度浄水処理プロセス内でのレジオネラ属菌の挙動

本調査では、国内の A 浄水場を対象とした。両浄水場の処理フローは原水、着水、凝集沈澱、オゾン、粒状活性炭、中間塩素、急速ろ過から成る。2025 年 10 月から各工程水を計 4 回採水した（着水は 10 月に 1 回のみ）。レジオネラ属菌遺伝子量の測定では、原水、着水は 200 mL、それ以外の試料水は 1,000 mL を孔径 0.2 μm のポリエーテルスルホン（PES）膜（47 mm、ミリポア社製）を用いて吸引ろ過した。

次に、膜損傷の有無を評価可能な *cis*-Diammineplatinum (II) Dichloride (CDDP) 処理を行った。ろ紙に対して CDDP 溶液を滴下した後、ろ紙上の残液を取り除いた。そして、ろ紙をシャーレに移して、36°C で 1 時間インキュベートを行った。最後に、ファンネル上で滅菌済蒸留水で 500 mL ろ過を実施し、洗浄を行った。得られたろ紙は DNA 抽出まで -20°C で保管した。DNA 抽出は、DNeasy PowerWater Kit (QIAGEN) を用いて実施し、PCR 実施まで -80°C で保管した。得られた DNA は CycleavePCR™ *Legionella* (16S rRNA) Detection Kit (Takara) と Thermal Cycler Dice® Real Time System III (Takara) でレジオネラ属遺伝子数を測定した。遺伝子量については、Cq 値 40 を定量値算出に用いる下限値とし、Cq 値 40 以下の試料について算出した。

従属栄養細菌数は各工程水 1 mL を R2A 寒天培地(ダイゴ)で 20 \pm 1°C、7 日間培養して計測した。なお、原水、沈澱処理水、活性炭処理水は滅菌 PBS で段階希釈を行い、希釈水 1 mL を同様に培養した。

1. 2. 全国の浄水場におけるレジオネラ属菌の種構成に関する調査

令和 4~5 年度に全国 21 浄水場の原水、ろ過水、浄水(各 84 試料)から抽出された DNA 試料のうち、レジオネラ遺伝子が検出された浄水試料 (47 試料)⁹⁾を分析対象とした。また、その浄水試料と同日・同浄水場で採水された原水・ろ過水試料も対象とした。ただし、以降の 1st PCR で浄水・ろ過水の両方が増幅されなかった場合には、それらと同日・同浄水場で採取された原水試料は分析対象外とした。

対象 DNA 試料に対して、レジオネラ属に特異的な 16S rRNA 遺伝子を増幅させるための 1st PCR を実施した。プライマーは Lgsp17F/Lgsp28R^{10, 11)}を用い、KAPA HiFi HotStart ReadyMix (KAPA BIOSYSTEMS) 12.5 μL 、各プライマー 0.2 μM 、抽出 DNA 5 μL を含む計 25 μL で反応液を調製した。95°C 5 分の初期変性ののち、98°C 20 秒、68°C 20 秒、72°C 20 秒からなる増幅反応を 30 または 35 サイクル繰り返した。増幅産物を電気泳動・精製後、Nextera XT index kit v2 (イルミナ社)を用いて 2nd PCR を行い DNA ライブラリを調製したあと、イルミナ社 Miseq によって解読長 300 bp のペアエンドシーケンシングを実施した（一般財団法人 阪大微生物病研究会に依頼）。

配列データは解析ソフト QIIME2¹²⁾にインポートし、Amplicon Sequence Variant (ASV)配列の推定を行った。ASV 配列を 16S rRNA 遺伝子配列データベース SILVA 138 に照合して分類群を推定し、*Legionella* 属と推定された ASV 配列を抽出した。さらに、この ASV 配列をレジオネラ参照株の配列にアラインメントし、参照株に対して類似性 99%以上を示す ASV 配列を探索した。

2. 生物活性炭におけるレジオネラ及び NTM の存在状況の評価

国内 5 か所の浄水場から BAC、BAC 流入水（オゾン処理水）、BAC 処理水を 2025 年 11 月～12 月に採取した（表 1）。BAC については、ビーズ破砕法（SPINEasy DNA Pro kit for Soil, MP Biomedicals）により DNA を抽出した。水試料については、従属栄養細菌数（R2A 寒天培地）の測定に加えて、SYBR Green I により水試料を染色した後にフローサイトメトリー（BD Accuri C6, BD）で全菌数を測定した。また、孔径 0.2 μm のポリカーボネートフィルターでろ過して水中

の細菌を回収し、フィルターから BAC と同様に DNA を抽出した。

水試料から抽出した DNA を鋳型として、全原核生物の 16S rRNA 遺伝子、*Legionella* 属の 23S-5S rRNA 遺伝子、病原性を有する *L. pneumophilla* の *mip* 遺伝子、*Mycobacterium* 属の 16S rRNA 遺伝子、病原性を有する *M. avium* の 16S rRNA 遺伝子を定量 PCR (QuantStudio 3 Real-Time PCR System, Thermo Fisher Scientific) によって定量した¹³⁾。また、BAC 試料から抽出した DNA を鋳型として、原核生物の 16S rRNA 遺伝子 V4 領域を標的としたアンプリコンシーケンシングを行った¹³⁾。

表 1 採取した試料

浄水場	採取日	原水	BAC 試料(使用期間)	水試料
A	2025/11/19	河川水	BAC-A (3年4ヶ月)	オゾン処理水、BAC 処理水
B	2025/12/9	河川水	BAC-B (3年)	オゾン処理水、BAC 処理水
C	2025/11/25	ダム水	BAC-C 1-1 (3年)	オゾン処理水、BAC 処理水 (集合水)
			BAC-C 1-4 (2年11ヶ月)	
			BAC-C 2-3 (2年11ヶ月)	
D	2025/11/26	河川水	BAC-D (2年2ヶ月)	オゾン処理水、BAC 処理水
E	2025/12/15	湖沼水	BAC-E (1年1ヶ月)	オゾン処理水、BAC 処理水
F	2025/11/4	河川水	BAC-F (5年)	-

3. 水中の健康関連微生物の制御に向けた紫外線処理のマルチバリア機能性評価

紫外線処理による水中の病原微生物の不活化効果ならびに紫外線処理条件に関連するデータを収集するため、システマティックレビューの方法に基づき文献調査を行なった。

検索エンジンである Google Scholar に以下のキーワードを組み合わせて入力し (“ultraviolet” + “inactivation” + “微生物名”)、年毎のヒット件数を使用したキーワードとともに記録した：

“ultraviolet”, “inactivation”, “legionella”, “*Escherichia coli*”, “*mycobacterium*”, “*cryptosporidium*”, “*giardia*”, “*norovirus*”, “*rotavirus*”, “*adenovirus*”, “*poliovirus*”, “*coxsackievirus*”, “*enterovirus*”

調査対象とした主たる病原微生物は、細菌についてはレジオネラ属菌、大腸菌、非結核性抗酸菌とした。原虫についてはクリプトスポリジウムおよびジアルジアの2種とした。ウイルスに関してはノロウイルスやロタウイルスを含む計6種以上を調査対象とした。

本文献調査の目的に則した文献を効率的に抽出するための「適格基準」として、(i) 学位論文・報告書・学会要旨を除く、(ii) 2000年—2025年に刊行された文献、(iii) 紫外線による不活化率データが明記されていること、(iv) 紫外線照射量(積算光量)が明記されていること、を設定した。収集した一部の文献から紫外線照射量 [mJ/cm^2] と対数不活化率 ($-\text{Log}_{10}$ (接触時間 t における微生物濃度 / 初期微生物濃度)) の情報を抽出し、その微生物種毎の関係性を可視化した。

C. 結果及び考察

1. レジオネラ汚染に対する従属栄養細菌の指標性に関する検討

1. 1. 高度浄水処理プロセス内でのレジオネラ属菌の挙動

図1より、A 浄水場でのレジオネラ属菌遺伝子量（単位： \log_{10} copies/L）は、原水 3.1~4.1、沈澱処理水 2.1~3.1 \log_{10} copies/L と 1 \log_{10} 程度の減少が確認された。オゾン処理水では検出率が 75%で、濃度範囲は不検出を除くと 1.1~1.6 \log_{10} copies/L と大きく低減していることがわかる。その一方で、膜損傷をしていないレジオネラ属菌の菌株がオゾン処理を通過していることも明らかとなった。その後、活性炭処理水では 1.8~3.2 \log_{10} copies/L と濃度が増加し、viability PCR での調査においても活性炭による再増殖が認められた。その後、中間塩素処理では 1.5~2.1 \log_{10} copies/L まで低下したが、その低下レベルは 0.2~0.9 \log_{10} と 1 \log_{10} にも満たないレベルであった。一方、中間塩素処理に続くろ過処理では濃度と検出率が大幅に低下した。そして、浄水では検出率はろ過処理と同じ結果となったが、濃度は若干低下する傾向が確認された。

従属栄養細菌数の挙動については、傾向自体は本調査でのレジオネラ属菌遺伝子量と同様であった。しかし、活性炭処理水に対する中間塩素処理水の低下率は、従属栄養細菌で 1.8~3.1 \log_{10} に対し、レジオネラ属菌遺伝子量は 1 \log_{10} 未満にとどまった。令和6年度に実施した浄水場の工程水調査の中間塩素処理の効果では、死菌の DNA の検出も含む定量 PCR の結果で、従属栄養細菌で約 3 \log_{10} 程度、レジオネラ属菌遺伝子量で約 2 \log_{10} 程度の結果であった⁵⁾。本調査では、viability PCR を適用していることから膜損傷をしていない菌体の動きを確認できていると言えるため、令和6年度の調査と違いが生じていると考えられる。そして本調査では、塩素処理の影響で細菌の細胞膜が損傷し、viability PCR では検出できなくなることで、通常定量 PCR よりも検出する遺伝子量が大きく減少すると予想された。しかしながら、実際に得られた結果は予想と逆の結果となった。つまり、中間塩素処理ではレジオネラ属菌の菌体はほとんど膜損傷を起こしていない可能性が考えられる。レジオネラ属菌は、通常、バイオフィーム内で増殖している。活性炭処理水中の従属栄養細菌数が増加していることから、活性炭処理で活性炭に従属栄養細菌等によるバイオフィームが形成されており、そのバイオフィームが中間塩素処理に流出している可能性がある。そして、その中にはレジオネラ属菌が存在しており、塩素による影響がバイオフィームにより低減している可能性が考えられる。しかしながら、ろ過処理水では濃度と検出率が十分に低下していることから、活性炭処理後には物理的処理による細菌類の除去が必要であることが示された。

続いて、従属栄養細菌数と viability PCR によるレジオネラ属菌遺伝子量の関係について評価を行った。その結果を図2に示す。ここでは、不検出であった試料を除いて、回帰分析を実施した結果、正の相関が確認された。さらに決定係数は $R^2=0.70$ と相関関係が確認された。関係式は下記の通りである。

$$Y=0.55X+1.68 \quad \dots\dots\dots (式1)$$

なお、Yはレジオネラ属菌遺伝子濃度(\log_{10} copies/L)、Xは従属栄養細菌数 (\log_{10} CFU/mL) である。全国調査の従属栄養細菌数とレジオネラ属菌遺伝子量の関係について評価した際には、相関係数 R が 0.41 となり、弱い正の相関が確認されている⁵⁾。本調査では、viability PCR の結果であること、そして一つの浄水場での関係性評価となることから、特に相関係数について大きな違いが生じた可能性が挙げられる。その中には、浄水場ごとに処理システムが異なること、レジオネラ属菌の種が異なることなど様々な要因があると考えられる。一方、本調査においても中間塩素処理での低減能が、従属栄養細菌とレジオネラ属菌で異なる傾向を示していることから、従属栄養細菌数からレジオネラ属菌遺伝子量を推定する場合は注意が必要であり、処理システム内での挙動をしっかりと把握することがまず重要な点として挙げられると言える。

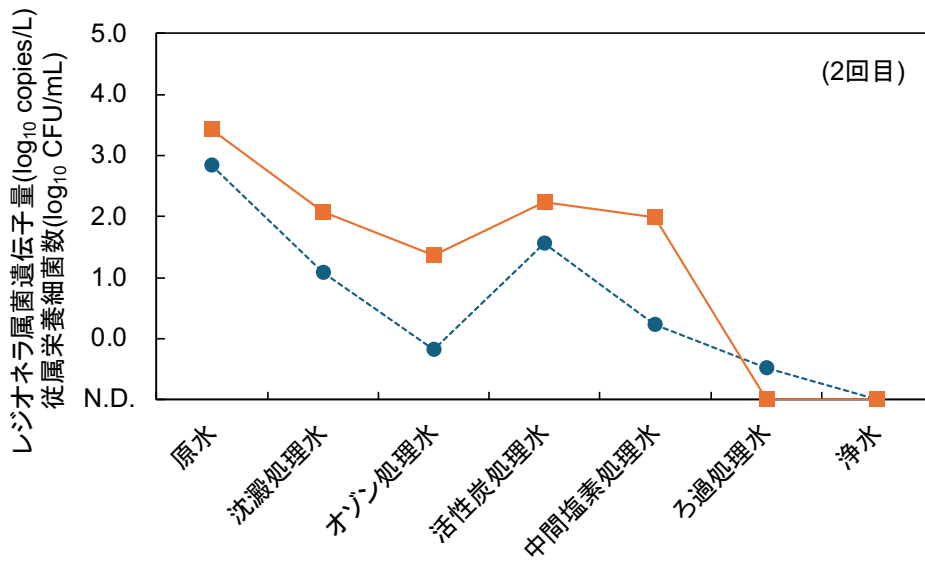
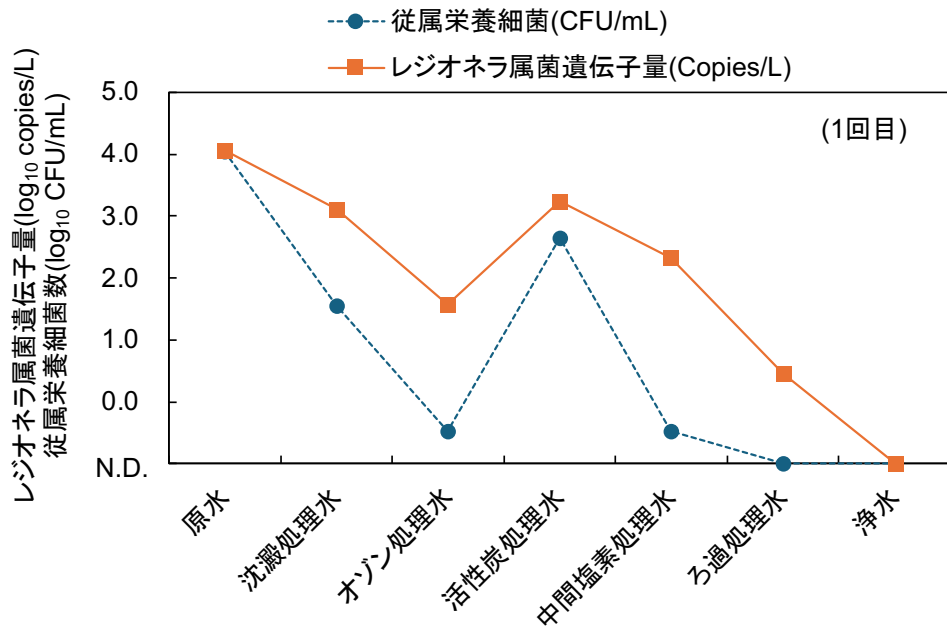


図1 A 浄水場の浄水プロセス中のレジオネラ属菌遺伝子量、従属栄養細菌数の挙動 (1回目、2回目)

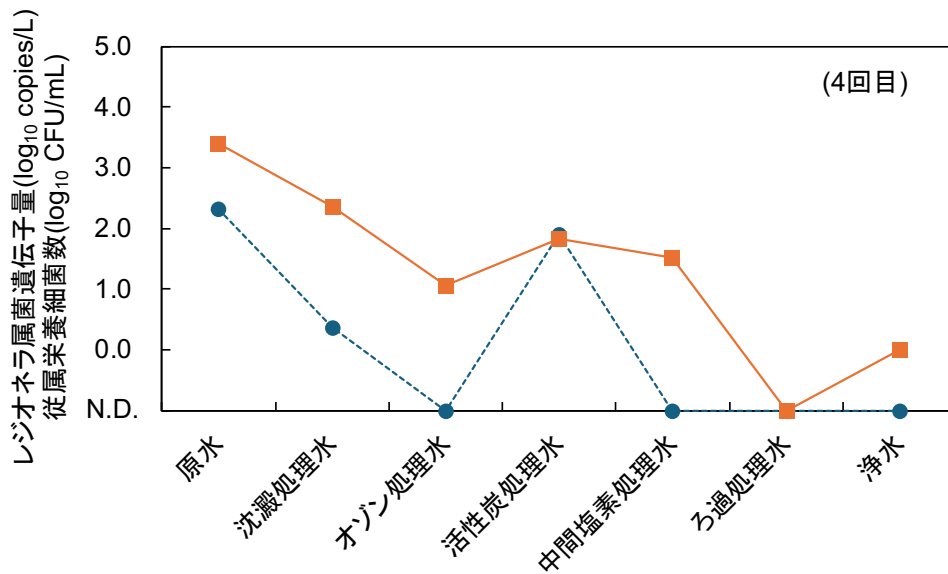
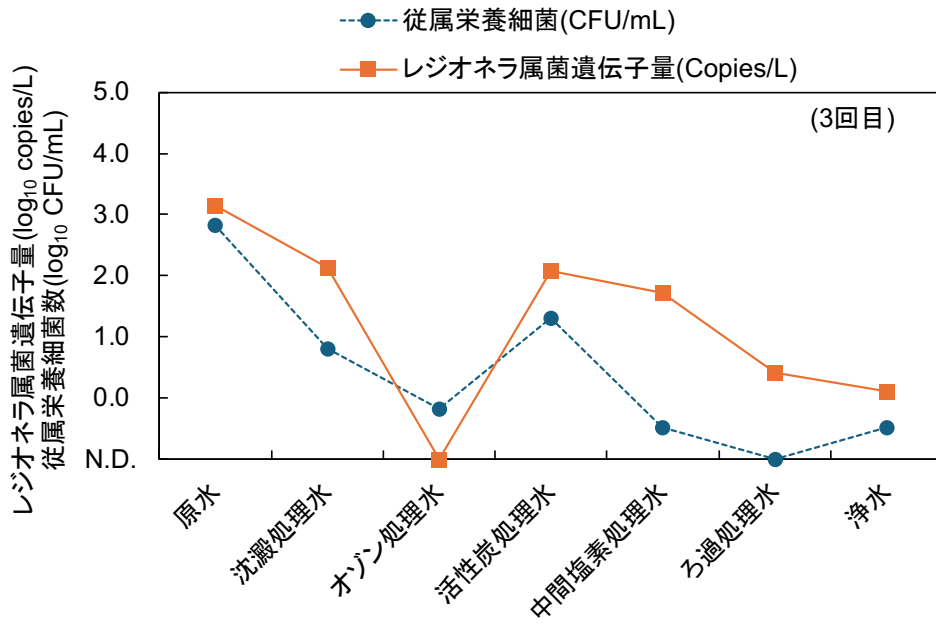


図1 A 浄水場の浄水プロセス中のレジオネラ属菌遺伝子量、従属栄養細菌数の挙動 (続き) (3回目、4回目)

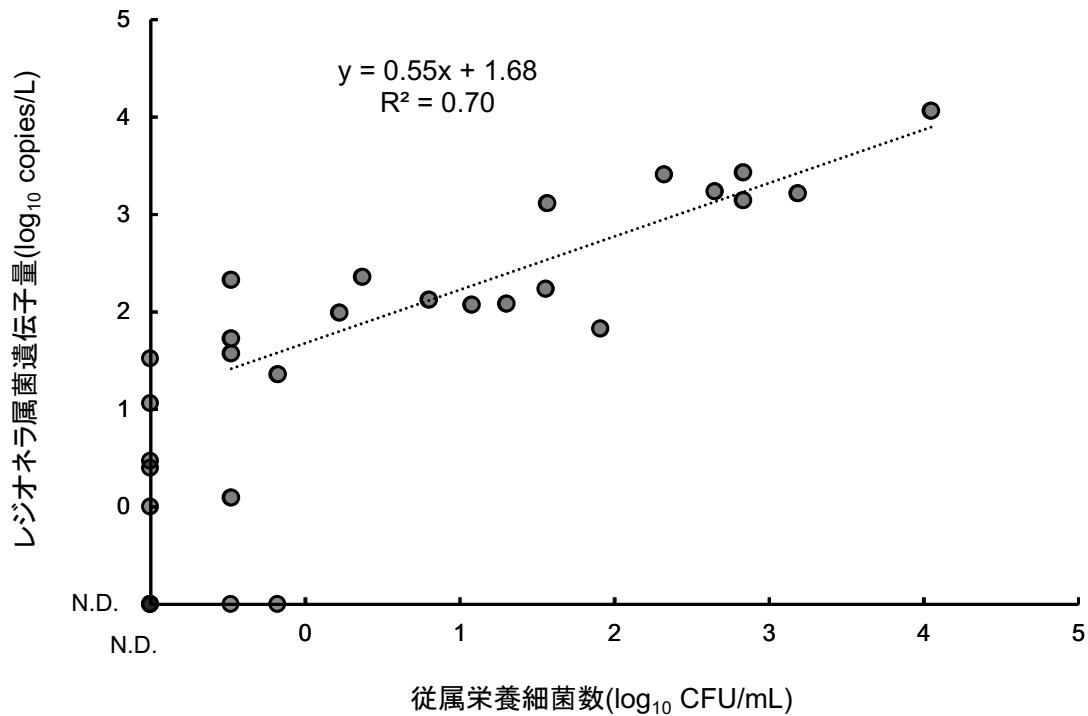


図2 A 浄水場の浄水プロセス中のレジオネラ属菌遺伝子量と従属栄養細菌数の関係

1.2. 全国の浄水場におけるレジオネラ属菌の種構成に関する調査

はじめに、ライブラリ調製 (1st PCR) における 16S rRNA 遺伝子の増幅状況を図3に示す。横軸には過去に CycleavePCR™ *Legionella* (16S rRNA) Detection Kit によって定量されたレジオネラ属菌の 16S rRNA 遺伝子濃度を示している。遺伝子濃度が約 4 log copies/L 以上の試料では増幅できたものの、それ未満の場合には増幅が失敗する場合があった。今回の Lgsp17F/28R プライマー対を用いた PCR では増幅長が 421 bp と長く、当該キットに比べて増幅効率が低いため低濃度試料の増幅ができなかったものと考えられる。

増幅が確認できた浄水 16 試料、ろ過水 32 試料、原水 34 試料に対してアンプリコンシーケンス解析を進めたところ、浄水 1 試料を除く全ての試料でレジオネラ属と推定される ASV 配列が検出された (浄水 1 試料からは *Methylococcaceae* 科が誤検出されていた)。これより、今回増幅できた試料に限られるものの、先行調査で定量された試料には実際にレジオネラ由来の 16S rRNA が存在していることが確認できた。上記のタカラバイオ社キットの特異性は既報¹⁴⁾でも確認されているため、先行調査において他の微生物が誤検出されている可能性は低いものと考えられた。

表2にレジオネラ属と推定された ASV の数をまとめる。レジオネラ様 ASV の数は原水、ろ過水、浄水の順で大きく、浄水処理過程が進むにつれて多様性が低下し、特定の ASV が選別されている様子が見られた。既報でも塩素消毒や前オゾン処理で特定のレジオネラ様 ASV が増加することが報告されており¹⁵⁾、種や株の違いによって消毒等への耐性が異なることが原因として考えられる。

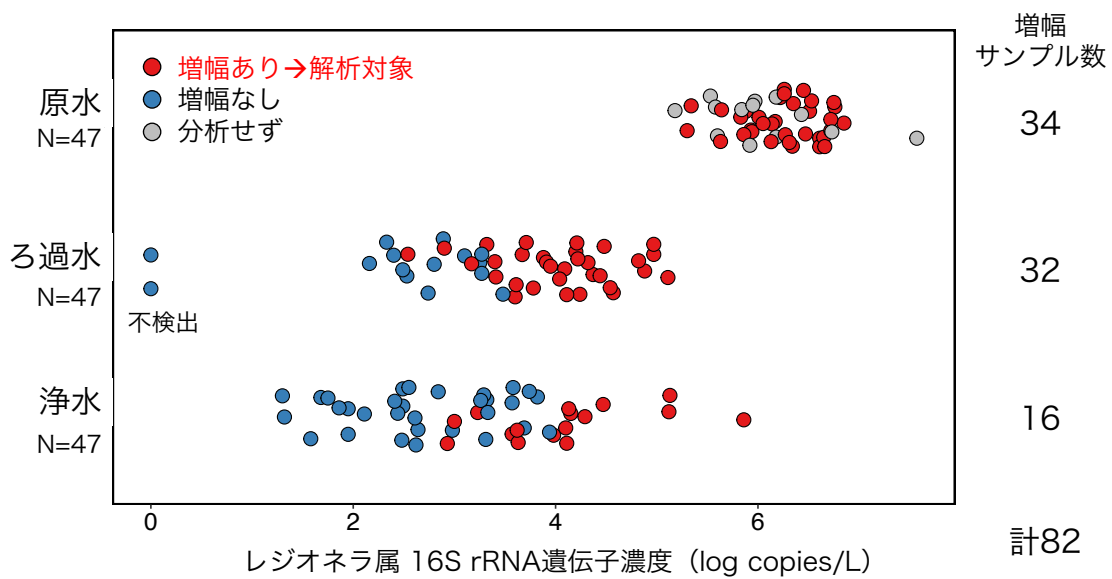


図3 Lgsp17F/28R プライマーによるレジオネラ 16S rRNA 遺伝子の増幅状況

表2 レジオネラ属と推定された ASV 数

サンプル種別	最小	平均	最大
原水 (n=34)	37	126	346
ろ過水 (n=32)	6	38	199
浄水 (n=15)	4	30	83

次に、既知の参照株に対して 99%以上の類似性を示した ASV の検出状況を図 4 にまとめる。なお、検出率が高いほど濃い赤色となるように描画している。*L. feeleii* に近縁の ASV が原水 22 試料、ろ過水 6 試料、浄水 8 試料から検出されており、最も検出率が高かった。次いで *L. jeonii* や *L. massiliensis* 様の ASV も浄水から比較的検出されやすかった。一方、主要な病原種として知られる *L. pneumophila* 様の ASV は原水で 3 試料、ろ過水で 1 試料、浄水で 1 試料の検出にとどまり、レジオネラ全体に占める割合も小さかった。今回の遺伝子解析では死菌由来の DNA も検出されている可能性があることも踏まえれば、対象の浄水場では健康リスクを引き起こすような状況ではないことが推察された。

近縁種が検出された / アンプリコンシーケンシング解析に
 サンプル数(分子) / 供したサンプル数(分母)

(ND: 不検出)

L.bozemanae	1/34	5/34	ND	7/34	1/34	22/34	20/34	7/34	2/34	2/34	1/34	1/34	1/34	3/34	8/34	ND	1/34	ND	2/34	2/34	1/34	3/34	4/34	7/34
L.drancourtii	1/32	ND	1/32	1/32	ND	6/32	8/32	1/32	ND	3/32	ND	ND	ND	1/32	ND	ND	ND	1/32	1/32	ND	ND	ND	ND	ND
L.drozanski	ND	ND	ND	ND	ND	8/15	2/15	ND	ND	3/15	ND	ND	ND	1/15	ND	1/15	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L.dumoffii																								
L.erythra																								
L.feeleii																								
L.jeonii																								
L.longbeachae																								
L.lytica																								
L.massiliensis																								
L.norrlandica																								
L.oakridgensis																								
L.pittsburghensis																								
L.pneumophila																								
L.quateirensis																								
L.rowbothamii																								
L.rubrilucens																								
L.sainthelensi																								
L.santicrucis																								
L.saoudiensis																								
L.shakespearei																								
L.steelei																								
L.taurinensis																								
L.worsleiensis																								

原水
 ろ過水
 浄水

図 4 既知種に対して近縁 (類似性 99%以上) な ASV が検出された試料数

以降から、1.1の成果も踏まえ、再増殖が可能な病原細菌汚染に対する従属栄養細菌の指標性とその目標値設定について検討する。

まず、レジオネラ汚染に対する従属栄養細菌の指標性について、一つの浄水場ではあるが、挙動についてはレジオネラ属菌遺伝子と従属栄養細菌は類似していることが確認された(図1)。一方で、中間塩素処理についてはその傾向が異なることも確認されている。多様な細菌種を含む従属栄養細菌では、塩素への耐性やその存在状況も含め、種ごとに大きく異なる点が挙げられる。しかし、レジオネラ属菌遺伝子量では、あくまでもレジオネラ属菌のみを対象としていることから、細菌種の中のごく僅かの部分と言える。そのため、化学酸化処理においては、損傷や不活化効果は細菌種や存在状況の影響も大きいことから、必ずしも多様な種を含む従属栄養細菌とレジオネラ属菌とでは傾向が一致しない可能性も考えられる。しかしながら、凝集沈殿や砂ろ過処理といった物理的処理の挙動は類似していることから、その部分において従属栄養細菌自体はレジオネラ汚染に対する挙動把握の指標となる可能性が示された。

続いて、レジオネラ属菌遺伝子量と従属栄養細菌数の関係性について着目する。調査の結果から、不検出試料を除いた場合にレジオネラ属菌遺伝子量と従属栄養細菌数に正の相関関係が確認されている(図2)。中間塩素処理での傾向の違いに対して注意が必要であるが、ある一定の正の相関関係が確認されたことから、レジオネラ汚染の挙動や処理効果を把握する上では従属栄養細菌の把握は重要であると言える。以上を踏まえ、従属栄養細菌は簡便に測定できる点を含めると再増殖による病原微生物の汚染に対する有用な指標の一つとなると考えられる。しかしながら、あくまでも一つの浄水場での短期間での評価であることから、今後、調査の範囲や頻度を多くして、より精度高く評価を進めていく必要がある。

次にレジオネラ属菌による感染リスクの観点から、従属栄養細菌数の目標値推算を試みる。Hamiltonらは、*L. pneumophila* に対して水系感染によるリスク評価を実施しており、シャワーを利用した場合に年間感染確率 10^{-4} の目標値に対応する *L. pneumophila* 濃度を 1.4×10^3 CFU/L と評価している¹⁶⁾。本調査で用いた qPCR のキットの説明書には、1 CFU 相当の 16SrRNA 遺伝子量は 23 copies に相当すると記載されている¹⁷⁾。そこで、すべてのレジオネラ属菌が *L. pneumophila* であると仮定して、これらの数値と式1に基づいて *L. pneumophila* の年間感染確率 10^{-4} に対応する従属栄養細菌数を算出した。その結果、約 1.4×10^5 CFU/mL と推算された。この濃度はバイオフィルムを十分に形成している濃度であり、このような生育環境であれば、*L. pneumophila* は十分に増殖可能と言える。しかしながら、あくまでも1つのシナリオで設定した目標値に基づいていることから、目標値の設定次第では関係式から求められる従属栄養細菌数は大きく変動すると予想される。

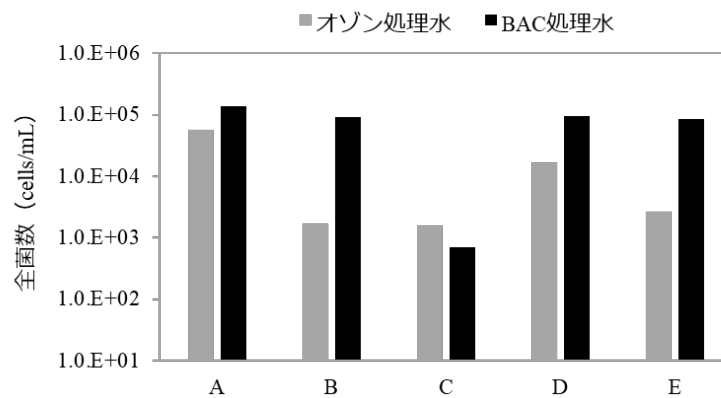
今回の推算において重要な点としてはレジオネラ自体が全て *L. pneumophila* と判断して良いのかという点と目標値の設定が挙げられる。レジオネラ属菌の種構成については多様なレジオネラ属の種が確認されたことから、*L. pneumophila* のリスク評価に基づく目標値については種ごとに人への感染能力が異なるため、従属栄養細菌数の目標値推算には適用できない可能性が高い。

また、目標値の設定においてはレジオネラ汚染のリスク評価の実施方法の設定が重要な要因となる。Hamiltonらは、レジオネラ菌の定量的微生物リスク評価(QMRA)に関するレビューを公表しており、その中でも10件の研究がまとめられている¹⁸⁾。また、最新の研究ではシャワー、蛇口、トイレからのエアロゾルの曝露によるレジオネラのリスクについてQMRAに基づき評価している¹⁶⁾。これらの情報から、まず日本においてQMRAによるレジオネラのリスク評価を行い、目標値を設定するために曝露経路の設定、曝露量の推定、感染モデルの設定、感染—発症割合の推定、疫学情報の収集など、多くのパラメータの設定について日本独自のパラメータの設定が必要不可欠と言える。これらはレジオネラ属菌のみでなく、他の病原微生物に対しても共通している部分であり、日本において健康リスク評価に基づく水質管理を行うためには必要不可欠な情報と言える。

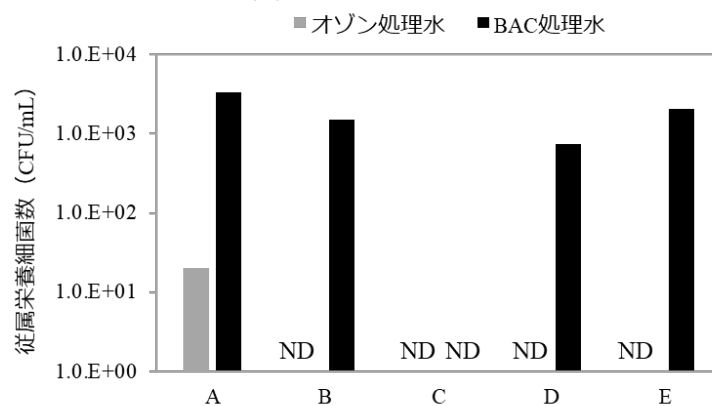
2. 生物活性炭におけるレジオネラ及び NTM の存在状況の評価

2. 1. オゾン処理水、BAC 処理水中の細菌指標の比較

図 5 に、オゾン処理水、BAC 処理水中の全菌数、従属栄養細菌数の測定結果を示す。オゾン処理水中の全菌数は、 $1.6 \times 10^3 \sim 5.6 \times 10^4$ cells/mL と浄水場によって大きく変動していたが、BAC 処理水中の全菌数は、浄水場 C を除く試料で $8.5 \times 10^4 \sim 1.4 \times 10^5$ cells/mL と増加しており、BAC 池内で微生物増殖が起きていることが確認された。オゾン処理水、BAC 処理水ともに他の BAC 池よりも極端に低かった浄水場 C では、BAC 池の前にオゾン処理が 2 段階で導入されており、更に急速砂ろ過も BAC 池の前に設置されているという特徴があり、こうしたことが全菌数の値に影響していることが推察された。一方、従属栄養細菌数については、オゾン処理水中の値は、浄水場 A のオゾン処理水を除き、すべて定量下限値未満であった。オゾン処理によって生菌の不活化が起きていることが推察される。一方、BAC 処理水からは浄水場 C の試料を除く、 $7.3 \times 10^2 \sim 3.3 \times 10^3$ CFU/mL の従属栄養細菌数が観測され、全菌数の結果と一致していた。従属栄養細菌数と全菌数との比率 (CFU=cell と仮定) は 0.78~2.4%であった。オゾン処理水、BAC 処理水の両方から全菌数が検出されなかった浄水場 C の BAC 池については、従属栄養細菌についても検出されなかった。



(a) 水試料中の全菌数



(b) 水試料中の従属栄養細菌数

図 5 オゾン処理水、BAC 処理水中の全菌数と従属栄養細菌

図6に、オゾン処理水、BAC処理水を対象として、原核生物の16S rRNA遺伝子、*Legionella*属の23S-5S rRNA遺伝子、*L. pneumophila*の*mip*遺伝子、*Mycobacterium*属(NTM)の16S rRNA遺伝子のコピー数を定量PCRで測定した結果を示す。原核生物の16S rRNA遺伝子コピー数は、すべての試料でオゾン処理水中の値よりもBAC処理水中の値の方が高く、全菌数の傾向と類似していた。浄水場CのBAC池については、BAC処理水中の16S rRNA遺伝子コピー数がオゾン処理水中の値とよりも微増していたが、その値は他のBAC処理水よりも著しく低く、浄水場CのBAC池の生物活性は低いことが推察された。

*Legionella*属の23S-5S rRNA遺伝子コピー数は、すべての浄水場のオゾン処理水で定量下限値未満であった。一方、浄水場Cを除いて、BAC処理水中のコピー数は増加($3.6 \times 10^1 \sim 5.4 \times 10^1$ copies/mL)しており、BAC池において*Legionella*属の増殖が起きていることが推察された。しかし、その値は原核生物の16S rRNA遺伝子コピー数の0.014~0.042%に過ぎない。また、病原性を有する、*L. pneumophila*の*mip*遺伝子は浄水場EのBACろ過水以外からは検出されなかった。*Mycobacterium*属の16S rRNA遺伝子コピー数は、浄水場Cを除き、オゾン処理水中のコピー数($5.5 \times 10^0 \sim 9.3 \times 10^1$ copies/mL)の方がBAC処理水中のコピー数($5.4 \times 10^0 \sim 3.0 \times 10^1$ copies/mL)よりも高く、*Legionella*属とは逆の傾向を示した。このことから、浄水場CのBACを除き、NTMがBAC池で顕著な増殖をしている可能性は低いと考えられた。なお、病原性を有する*M. avium*の16S rRNA遺伝子のコピーはすべての試料で定量下限値未満であった。

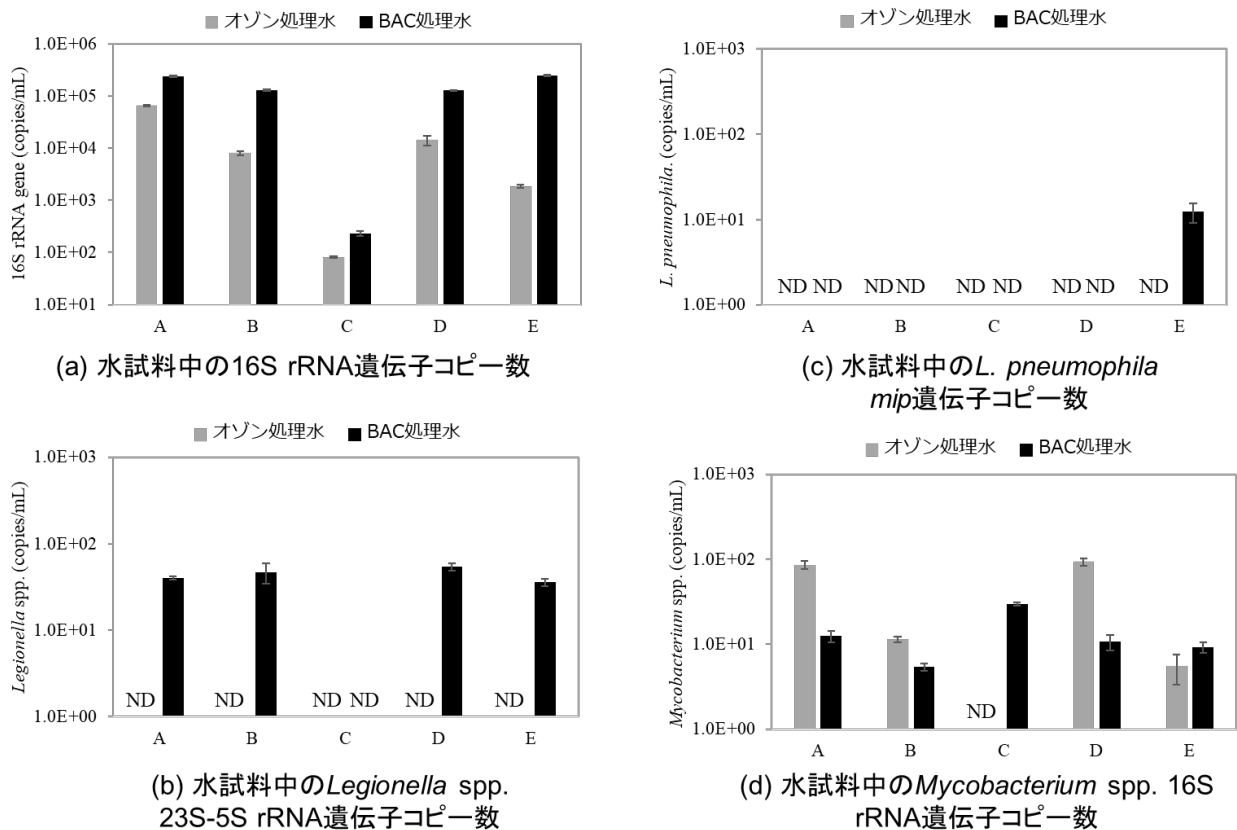


図6 オゾン処理水、BAC処理水中の遺伝子コピー数 (a) 原核生物の16S rRNA 遺伝子、(b) *Legionella* 属の23S-5S rRNA 遺伝子、(c) *L. pneumophila* の*mip* 遺伝子、(d) *Mycobacterium* 属の16S rRNA 遺伝子

2.2. BAC 付着微生物群集構造の特性とレジオネラ及びNTMの定着状況

BAC に付着する微生物群集を 16S rRNA 遺伝子 V4 領域を対象としたアンプリコンシーケンシングで解析した。図 7 に、存在割合上位 20 位の細菌の値をヒートマップで示すと共に、クラスター解析で群集構造の類似性を評価した結果を示す。浄水場 E の活性炭 (BAC-E) については、十分な量の DNA を抽出することができず、解析することができなかった。群集構造全体の類似性を比較すると、浄水場 C の BAC-C 1-1, 1-4 が他の BAC の組成と大きく異なっていた。同じ浄水場 C から採取した別の BAC 池 (BAC-C 2-3) は他の浄水場の BAC の微生物群集構造と同じクラスターに属していた。浄水場 C のこれらの 3 つの BAC 池は使用期間もほぼ同じであり、どのような要因でこのような差異が生じたのかは不明である。しかし、水試料の解析からも示された通り、浄水場 C の BAC 池の生物活性が他よりも低いことも関連していると考えられる。上位 20 位の構成を見ても、BAC-C 1-1, BAC-C 1-4 では系統不明の細菌が特異的に優占していたのに対して、他の浄水場では Proteobacteria 門、Ellin6075 科、Betaproteobacteria 綱などに属する細菌の優占が共通して見られた。

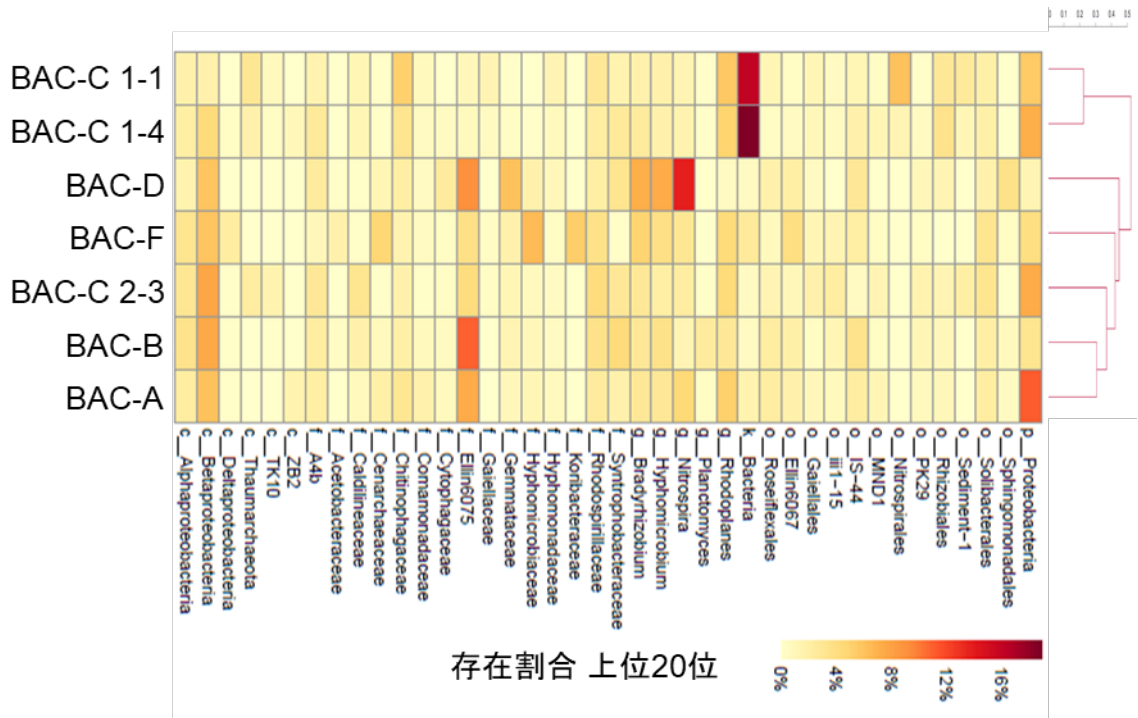


図 7 BAC に付着する微生物の群集構造解析 (16S rRNA 遺伝子 V4 領域)

16S rRNA 遺伝子 V4 領域を対象とした解析では配列長が十分でないため、属・種レベルの解析は困難であった。そこで、*Legionella* 属、*Mycobacterium* 属が属する Legionellaceae 科、Mycobacteriaceae 科の存在割合を計算し、図 8 に示した。Legionellaceae 科は、BAC-C 1-1 以外から検出され、その割合は 0.010~0.072% と極めて低かった。一方、Mycobacteriaceae 科は BAC-A のみから検出された (0.024%)。Legionellaceae 科と Mycobacteriaceae 科を比較すると、Legionellaceae 科の存在割合の方が高い傾向を示したが、これはオゾン処理水と BAC 処理水の *Legionella* 属と *Mycobacterium* 属の定量結果とも整合していた。

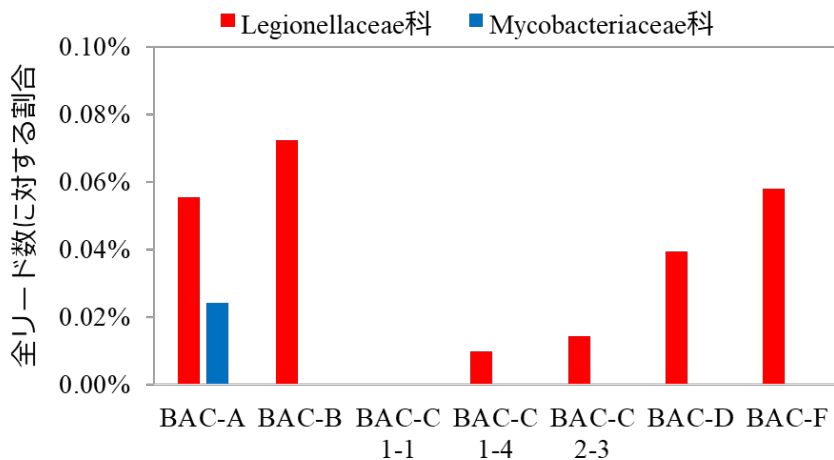


図 8 BAC 付着微生物群集に占める Legionellaceae 科、Mycobacteriaceae 科の存在割合

3. 水中の健康関連微生物の制御に向けた紫外線処理のマルチバリア機能性評価

2000 年から 2025 年の期間において Google Scholar 上に登録された学術論文数は（大腸菌以外はレビュー論文も含む）、いずれの微生物も増加傾向にあったが（図 9）、これは紫外発光ダイオード（UV-LED）の開発・普及や SARS-CoV-2 の世界的な流行による紫外線消毒の注目等によると考えられる。また、この SARS-CoV-2 の流行拡大により、2020 年から 2024 年にかけてウイルスに関する学術論文数が増加しているが、SARS-CoV-2 の紫外線消毒にかかる文献も含まれている可能性がある。大腸菌や原虫に関しては大規模な感染事例が限られており、紫外線耐性が低いことから、近年の文献数の推移がやや横ばいとなっていると考えられる。文献数が最も顕著に増加したのは抗酸菌であり、非結核性抗酸菌による呼吸器系疾患が世界的に増加していることが要因の一つとして考えられる。レジオネラ属菌の紫外線消毒に関する文献数は、2020 年を境に大腸菌と逆転していることから、レジオネラ属菌の制御は国内外を問わず喫緊の課題であると考えられる。

調査した文献の中から微生物の紫外線不活化率がまとめられたレビュー論文を対象として分析を行い、紫外線強度と対数不活化率の微生物毎の暫定的な関係性を図 10 及び表 3 に示した¹⁹⁾。なお、簡単のため誤差分布が正規分布に従うと仮定し、最小二乗法により回帰係数を求めた（表 3）。我が国の「水道におけるクリプトスポリジウム等対策指針」においては、10 mJ/cm²以上の紫外線量を確保可能な紫外線処理設備の導入を推奨しているが²⁰⁾、本文献調査の結果から細菌や原虫は 10 mJ/cm²未満においても 3 log 以上の不活化率（99.9%）が得られることが確かめられた。一方、ウイルスが 3 log 不活化されるためには 10 mJ/cm²の紫外線強度では不十分であり、特にアデノウイルスは紫外線に対して高い耐性を示した。これらのウイルスは塩素への感受性が高いため、濁度や塩素濃度の管理を徹底することで耐塩素性微生物及びウイルスに対するマルチバリア機能を十分確保することが可能と考えられる。

大腸菌に関する分析結果からは、同じ種でも分離元が異なると不活化プロファイルにも差異が生じる可能性が示された（図 10b）。したがって、消毒条件や微生物株によって得られる不活化率が異なることから、今後は文献の精査を進め、より多くのデータを確保した上で紫外線強度と不活化率の関係性ならびに水質条件の影響を厳密に評価する必要がある。

表 3 紫外線強度と各種微生物の不活化率の回帰分析

	微生物	回帰係数	切片
細菌	レジオネラ属菌	0.68	-0.07
	大腸菌	0.10	2.74
原虫	クリプトスポリジウム	0.37	0.81
	ジアルジア	0.32	1.94
ウイルス	ノロウイルス	0.19	-0.94
	ロタウイルス	0.10	0.42
	アデノウイルス	0.02	0.76

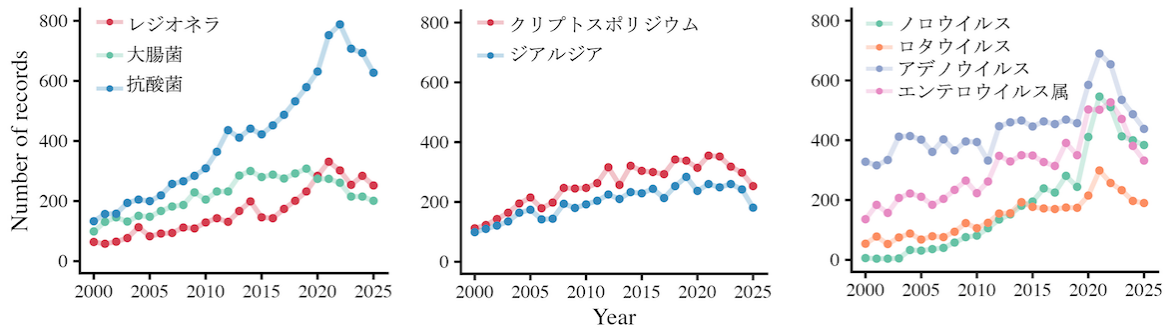


図 9 各種病原微生物の紫外線不活化に関する学術論文数の推移（2000～2025年）

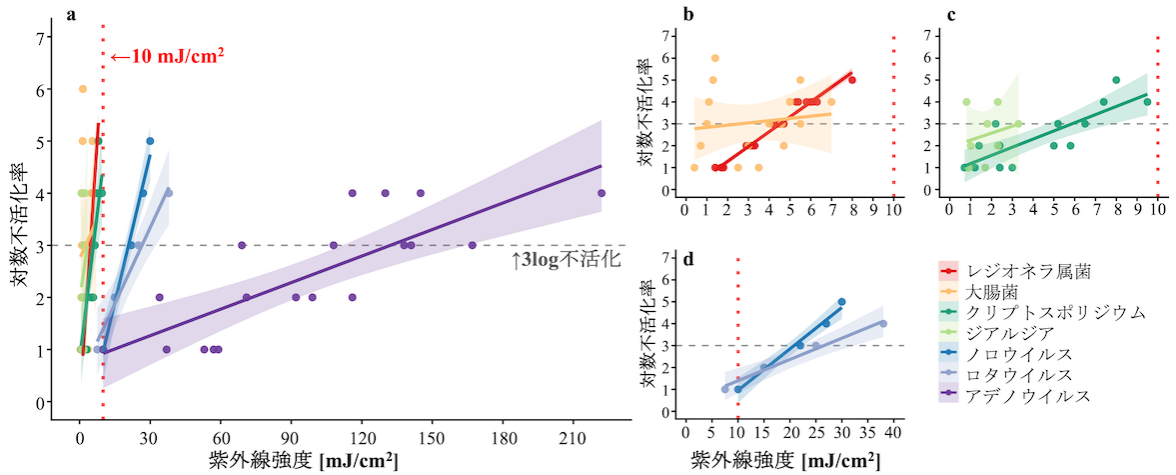


図 10 各種病原微生物の対数不活化率と紫外線強度の関係性(a: 全ての微生物, b: 細菌, c: 原虫, d: ノロウイルス及びロタウイルス)

D. 研究発表

1. 論文発表

該当なし

2. 学会発表

- 1) 瀧野博之, 浅田安廣, 前田暢子, 増田貴則, 高度浄水処理プロセスにおけるレジオネラ属菌の実態調査 .日本オゾン協会第 34 回年次研究講演会, 東京都, 2025.6.26-27
- 2) 大森圭, 瀧野博之, 浅田安廣, 水道水質試験における従属栄養細菌の培養条件に関する基礎調査. 令和 7 年度日本水道協会全国会議, 広島市, 2025.10.29-31.
- 3) 瀧野博之, 高度浄水処理プロセスにおける再増殖可能な細菌群の挙動 .日本オゾン協会第 42 回オゾン技術に関する講習会・見学会, 大阪府, 2025.11.20-21.

H. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含む.)

1. 特許取得

該当なし

2. 実用新案登録

該当なし

3. その他

該当なし

I. 参考文献

- 1) 日本水道協会. 水質試験方法等調査専門委員会微生物・生物部会. 平成 17 年度夏季の従属栄養細菌の実態調査結果. 水道協会雑誌, 75(4), 139-141, 2006.
- 2) 眞柄泰基, 遠藤卓郎, 宮川徹也, 泉山信司. 従属栄養細菌の検出濃度の評価. 厚生労働科学研究費補助金健康科学総合研究事業「最近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」平成 17 年度研究報告書, 217-223, 2006.
- 3) 増田貴則, 島崎大, 泉山信司, 浅田安廣, 大河内由美子, 中西智宏, 鎌田智子, 北沢和, 古川紗耶香, 安原雄作, 橋本温, 黒木俊郎, 井上亘, 武藤千恵子, 梅津萌子, 瀧野博之, 小久保敦啓, 小澤克行, 「微生物(細菌・寄生虫)に関する研究」, 厚生労働科学研究費補助金(健康安全・危機管理対策総合研究事業)「水道水及び原水における化学物質等の実態を踏まえた水質管理の向上に資する研究(研究代表者、松井佳彦)」, 令和 4 年度分担研究報告書, 29-42, 2023.
- 4) 秋葉道宏, 浅田安廣, 大河内由美子, 中西智宏, 「微生物(細菌)に関する研究」, 厚生労働科学研究費補助金(健康安全・危機管理対策総合研究事業)「化学物質等の検出状況を踏まえた水道水質管理のための総合研究(研究代表者、松井佳彦)」, 令和元年度分担研究報告書, 27-34, 2020.
- 5) 浅田安廣, 泉山信司, 増田貴則, 島崎大, 大河内由美子, 中西智宏, 瀧野博之, 鎌田智子, 北沢和, 安原雄作, 橋本温, 柳下真由子, 黒木俊郎, 井上亘, 武藤千恵子, 梅津萌子, 小久保敦啓, 小澤克行, 「微生物(細菌・寄生虫)に関する研究」, 環境省委託調査研究「令和 6 年度水道水及び原水における化学物質等の実態を踏まえた水質管理の向上に資する調査検討業務(研究代表者: 松井佳彦)」, 研究報告書, 25-42, 2025.
- 6) Nakanishi, T., Hirose, M., Asada, Y., Itoh, S. Legionella community dynamics in a drinking water distribution system: Impact of residual chlorine depletion. *Sci. Tot. Environ.*, 956, 177302, 2025.

- 7) Yu, W., Yang, J., Cai, X., Xia, S., Wang, H. Unraveling the dynamics and growth potential of non-tuberculous mycobacteria along water transportation in chloraminated secondary water supply systems. *Environ. Pollut*, 385, 126812, 2025.
- 8) Yuan, X., Zheng, Y. Repeat prolonged chlorination at low dose induces chlorine tolerance in *Legionella pneumophila* via viable but non-culturable state. *Environ. Health*, 4, 219-300, 2026. doi: 10.1021/envhealth.5c00360.
- 9) 浅田安廣, 増田貴則, 島崎大, 泉山信司, 大河内由美子, 中西智宏, 瀧野博之, 鎌田智子, 北沢和, 古川紗耶香, 安原雄作, 橋本温, 黒木俊郎, 井上亘, 武藤千恵子, 梅津萌子, 小久保敦啓, 小澤克行, 「微生物(細菌・寄生虫)に関する研究」, 厚生労働科学研究費補助金(健康安全・危機管理対策総合研究事業)「水道水及び原水における化学物質等の実態を踏まえた水質管理の向上に資する研究(研究代表者、松井佳彦)」, 令和5年度分担研究報告書, 27-40, 2024.
- 10) Kahlisch L, Henne K, Draheim J, Brettar I, Höfle MG. (2010) High-resolution in situ genotyping of *Legionella pneumophila* populations in drinking water by multiple-locus variable-number tandem-repeat analysis using environmental DNA. *Appl Environ Microbiol*. 76(18), 6186–95.
- 11) Pereira, R.P.A., Peplies, J., Brettar, I., and Höfle, M.G. (2017) Development of a genus-specific next generation sequencing approach for sensitive and quantitative determination of the *Legionella* microbiome in freshwater systems. *BMC Microbiology* 17(79).
- 12) Bolyen, E., Rideout, J.R., Dillon, M.R., Bokulich, N.A., Abnet, C.C., Al-Ghalith, G.A., et al. (2019) Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. *Nat Biotechnol*. 37: 852–857.
- 13) Rahmatika, I., Kurisu, F., Furumai, H., Kasuga, I. Dynamics of the Microbial Community and Opportunistic Pathogens after Water Stagnation in the Premise Plumbing of a Building. *Microbes and Environments* 37, ME21065, 2022.
- 14) 鳥谷竜哉, 荒井桂子, 磯部順子, 緒方喜久代, 八木田健司, 泉山信司, 矢崎知子, 金谷潤一, 吉崎美和 「液体培養(Liquid Culture)EMA-qPCR法を用いたレジオネラ生菌迅速検査法の検討」, 厚生労働科学研究費補助金(健康安全・危機管理対策総合研究事業)「公衆浴場等におけるレジオネラ属菌対策を含めた総合的衛生管理手法に関する研究(研究代表者 倉文明)」, 平成24年度 分担研究報告書.
- 15) Zhao, B., Liu, R., Li, Y., Xu, H., Li, X., Gu, J., Zhang X., Wang Y., Wang Y. Changes of putative pathogenic species within the water bacterial community in large-scale drinking water treatment and distribution systems. *Water Research* 249, 120947, 2024.
- 16) Hamilton, K. A., Hamilton, M. T., Johnson, W., Jjemba, P., Bukhari, Z., LeChevallier, M., Hass, C. N., Gurian, P. L. Risk-based critical concentrations of *Legionella pneumophila* for indoor residential water uses. *Environmental science & technology* 53(8), 4528-4541, 2019.
- 17) タカラバイオ株式会社. CycleavePCR™ *Legionella* (16S rRNA) Detection Kit 説明書, https://catalog.takara-bio.co.jp/PDFS/cy240_cy240s_j.pdf (2026年2月25日時点).
- 18) Hamilton, K. A., Hass, C. N. Critical review of mathematical approaches for quantitative microbial risk assessment (QMRA) of *Legionella* in engineered water systems: research gaps and a new framework. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2, 599-613, 2016.
- 19) Masjoudi, M., Mohseni, M., Bolton, J.R. Sensitivity of Bacteria, Protozoa, Viruses, and other microorganisms to ultraviolet radiation. *J. Res. Natl. Inst. Stand. Technol.*, 126, 126021, 2021.
- 20) 厚生労働省医薬・生活衛生局水道課長, 「水道水中のクリプトスポリジウム等対策の実施について」の一部改正について(薬生水発0529第1号、令和元年5月29日)。

環境省請負業務

「令和7年度水道水及び原水における化学物質等の実態を踏まえた
水質管理の向上に資する調査検討業務」

化学物質・農薬に関する調査検討

研究分担者	小坂浩司	国立環境研究所 環境リスク・健康領域
	松下 拓	北海道大学 大学院工学研究院
研究協力者	相澤貴子	関東学院大学 工学総合研究所
	鎌田素之	関東学院大学 理工学部理工学科
	上條宏滋	八戸圏域水道企業団 浄水課水質管理グループ
	寺嶋 誠	仙台市水道局 浄水部水質管理課
	岡崎悠佳	茨城県企業局 水質管理センター
	田中美奈子	千葉県企業局 水質センター
	蟹澤有真	東京都水道局 多摩水道改革推進本部
	金子 透	神奈川県内広域水道企業団 浄水部広域水質管理センター
	松原冬彦	新潟市水道局 技術部水質管理課
	吉村誠司	大阪市水道局 工務部水質管理研究センター
	中島祐輔	神戸市水道局 水質試験所
	大森惇平	神戸市水道局 水質試験所
	谷本隆俊	広島市水道局 技術部水質管理課
	佐藤卓郎	福岡県南広域水道企業団 施設部浄水管理課 水質センター
	平良知之	沖縄県企業局 水質管理事務所
	佐藤 学	神奈川県衛生研究所 理化学部 生活化学・放射能グループ
	宮本雅史	国立環境研究所 環境リスク・健康領域
	成田健太郎	株式会社NJS 東京総合事務所
研究代表者	浅見真理	国立環境研究所 環境リスク・健康領域
アドバイザー	松井佳彦	北海道大学 大学院工学研究院

要旨

令和6農薬年度の農薬製剤出荷量は約20.2万tで昨年より約7.3%減少していた。登録農薬原体数は令和8年1月現在574種類であった。登録農薬製剤数は令和6年9月現在、殺虫剤が1001種、殺菌剤が849種、殺虫殺菌剤が328種、除草剤が1514種、それ以外が315種、合計は4007種であり、いずれの農薬製剤も昨年同様これまでと比べて大きく減少していた。令和6年度の調査では、原水では73種、浄水では18種の農薬およびそれらの分解物が検出された。検出された農薬を使用用途は除草剤が原水で42種、浄水では10種と最も多かった。対象リスト農薬掲載農薬が原水では48種、浄水では12種であり、いずれも検出された農薬の半数以上を占めた。個別農薬評価値が最も高かった農薬は、原水ではテフリルトリオンが0.55、浄水ではイプフェンカルバゾンの0.07であった。検出指標値の最大値は、原水では0.69、浄水では0.13であった。迅速小型カラム試験(RSSCT)を用いて粒状活性炭処理でのPFOA除去と有機物量の関係調査を行い、特に紫外部吸光度と破過の進行に強い相関が見られることを確認した。

ただし、有機物を多く含む試料では、活性炭粒径と PFAS 除去の関係が有機物量の少ない場合と異なるため、RSSCT を用いた実施設の処理の推定には注意が必要であると考えられた。メソミルの塩素処理にともなうコリンエステラーゼ (ChE) 活性阻害性の変動を調べたところ、直接毒性を誘発するメソミルスルホキシド (構造確定) と、メソミルスルホキシドの 2 酸素付加体 (構造未確定) が生成されることが分かった。一方、間接毒性を誘発する物質は生成されなかった。これら 2 つの分解生成物は、実処理を想定した低濃度塩素処理実験 (初期メソミル濃度 30 $\mu\text{g/L}$ 、初期塩素濃度 1 $\text{mg-Cl}_2/\text{L}$) でも生成され、48 時間後まで残存した。以上より、メソミルに加え、少なくとも、構造が確定されたメソミルスルホキシドを合算して管理した方がよいと提言された。トリケトン系除草剤の毒性評価のため、4-ヒドロキシフェニルピルビン酸ジオキシゲナーゼ (4-HPPD) 活性阻害性を評価する試験系を構築し、フェンキノトリオンの塩素処理に伴う毒性変動を調べた。その結果、塩素処理に伴い、フェンキノトリオンのほぼ全量が 8-chloro-4-(4-methoxyphenyl)-3-oxo-3,4-dihydroquinoxaline-2-carboxylic acid (CMDCA) に変換されたが、CMDCA の毒性はフェンキノトリオンの毒性の 4000 分の 1 程度であることが分かった。さらに、フェンキノトリオン塩素処理サンプルの毒性は、残存するフェンキノトリオンのみで概ね説明でき、CMDCA を含む他の分解物は寄与しないと判断された。以上より、フェンキノトリオンが対象リストに掲載される際には、フェンキノトリオンのみを測定対象として差し支えなく、CMDCA を含む分解生成物は対象とする必要がないと提言された。全国を 10 地域に分類し、各地域で測定を推奨する農薬類として地域別リストを作成し、各地域の測定推奨農薬として 0~69 農薬類を選定した。また、対象農薬類への格上げ、対象農薬類からの格下げが推奨される農薬類を選定した結果、2024 年度時点でリストアップされていた対象農薬類 115 種類に対して格上げ対象に 11 農薬、格下げ対象に 10 農薬類が選択された。

A. 研究目的

水道水源で使用される化学物質・農薬の状況を把握し、水道の水質管理の向上に資するため、実態調査を実施し、検出傾向の解析を行った。特に水源となる流域に開放的に使用される化学物質として量が多い農薬について重点的に解析した。

近年の使用量の増加している農薬について、実態調査に関する検討、実態調査、浄水処理性に関する検討を行った。また、有機フッ素化合物を対象に、粒状活性炭 (GAC) 処理について検討した。農薬類と酸化処理生成物について、ChE 活性阻害性、4-ヒドロキシフェニルピルビン酸ジオキシゲナーゼ (4-HPPD) 活性阻害性を検討した。さらに、対象農薬リスト掲載農薬類への格上げ、対象農薬リスト掲載農薬類からの格下げが推奨される農薬類について、優先順位を付けて更新リストを作成した。

B. 研究方法

1) 農薬の出荷量に関する調査 (関東学院大学)

農薬要覧 2025¹⁾に記載のある農薬製剤別出荷量情報と (独) 農林水産消費安全技術センター (FAMIC) が提供している農薬登録情報²⁾の農薬製剤別農薬原体含有率情報から、各都道府県での農薬原体出荷量の算出を行った。農林水産省が提供している農薬登録情報³⁾と FAMIC が提供して失効農薬情報から新規登録された農薬と農薬登録が失効した農薬についても取りまとめ、出荷量や登録原体数の現状を把握した。

2) 全国水道事業体の農薬類調査結果のまとめ (関東学院大学、水道事業体)

分科会参加事業体の全国 11 水道事業体による農薬類の測定結果を取りまとめた。

3) 各水道事業体における農薬類、有機フッ素化合物の実態調査 (八戸圏域水道企業団、仙台市水道局、茨城県企業局、千葉県企業局、東京都水道局、神奈川県内広域水道企業団、新潟市水道局、大阪市水道局、神戸市水道局、広島市水道局、福岡県南広域水道企業団、沖縄県企業局)

研究班参加事業体において、浄水場や水源での農薬類、有機フッ素化合物の実態調査を行った。

4) 迅速小型カラム試験を用いた有機フッ素化合物の粒状活性炭による除去性調査（国立環境研究所）

(1) 迅速小型カラム試験による GAC の PFOA 除去性と有機物量の関係調査

GAC には石炭系 GAC1 を用い、試料には、地下水系原水（地下水系 A、B、C）、湖沼系沈殿処理水（湖沼系 A）、湖沼系ろ過水（湖沼系 B）、河川系オゾン処理水（河川系 A）、地下水系 A にスワニー川 NOM（自然由来有機物）を 254 nm の UV (UV254, cm^{-1}) が 0.013 程度となるように添加したもの（NOM 添加試料 A）、溶存有機炭素（DOC, mg/L ）が 1.0 および 3.0 程度となるように添加した 2 種（NOM 添加試料 B、C）を用いた。なお、湖沼系 A は PFOA 濃度が 1 ng/L 未満のため、PFOA 含有環境水を 1% 添加したものを試料とした。各試料はガラス繊維ろ紙でろ過して用いた。ろ過した試料について、DOC、有機物量の指標となる UV254、PFAS 吸着に関して阻害要因となる報告⁴⁾があるフミン質領域の蛍光分析⁵⁾ (Ex 250-260 / Em 380-480 nm) の測定を行った。カラムをポンプと及びフラクションコレクターと接続、通水し、一定時間ごとに採取したものを LC-MS/MS 法により測定した。

(2) 浄水場粒状活性炭池の実態調査と実施設に合わせた迅速小型カラム試験

実施設における GAC の PFOA 除去性を調査する目的で、湖沼系 B 試料を処理する A 浄水場の単一 GAC 池について、GAC 交換後の 2025 年 8 月から 2025 年 11 月まで、原水を凝集沈殿ろ過処理した流入水および流出水を採取した。9 種の PFAS (PFOA、PFOS、PFHxS、PFBA、PFPeA、PFHxA、PFHpA、PFNA、PFBS) を対象とし、定量下限値は 1 ng/L であった。破過曲線は、CD (Constant diffusivity) 式（実施設と迅速小型カラム試験 (RSSCT) の粒径比の 2 乗と、活性炭層との接触時間が比例、式 (1) で $x=0$)^{6,7)} で条件設定した RSSCT (流速 3.6 mL/min 、GAC2 使用、その他は上記と同様に操作) との比較検討を行った。加えて、RSSCT の流速を 1.7 と 0.8 mL/min ($x=0.5$) に落とした条件でも試験を行った。

$$\frac{t_1}{t_2} \propto \left(\frac{d_1}{d_2} \right)^{2-x} \quad \text{式 (1)}$$

6) 農薬の酸化処理に伴い生成される毒性を誘発する物質の推定（北海道大学）

メソミルについての検討

(1) バッチ式塩素処理実験

100 mM のリン酸バッファー (pH 7.0) にメソミル標準品を 6.7 mM になるように溶解し、これを 8 つの容器に等量分注した。ここに、次亜塩素酸ナトリウムをモル比 0~7 ($\text{mol-Cl}_2/\text{mol-メソミル}$) で添加し、マグネティックスターラーにて攪拌しつつ、20 $^{\circ}\text{C}$ 暗所にて 24 時間塩素処理を行った。塩素処理後の試料中の（いずれの試料からも残塩は検出されなかったため、クエンチ剤は添加しなかった）メソミルを LC-MS にて定量するとともに、ChE 活性阻害試験に供して毒性評価を行った。

(2) ChE 活性阻害試験

本研究では、質量分析ベースの ChE 活性阻害試験⁸⁾により試料の毒性を評価した。その際、試料をそのまま ChE 活性阻害試験に供する試験系（直接毒性を評価）に加え、試料に代謝処理を施した後に ChE 活性阻害試験に供する試験系（間接毒性を評価）⁹⁾ も行い、代謝あり／なしの条件下で毒性を評価した。

フェンキノトリオンについての検討

(1) バッチ式塩素処理実験

50 mM のリン酸バッファー (pH 7.0) にフェンキノトリオン標準品を 120 μM になるように溶解し、これを 7 つの容器に等量分注した。ここに、次亜塩素酸ナトリウムをモル比 0~6 ($\text{mol-Cl}_2/\text{mol-フェンキノトリオン}$) で添加し、マグネティックスターラーにて攪拌しつつ、常温暗所にて 24 時間塩素処理を行った。塩素処理後の試料中の (いずれの試料からも残塩は検出されなかったため、クエンチ剤は添加しなかった) フェンキノトリオン濃度を LC-MS にて定量するとともに、4-HPPD 活性阻害試験に供して毒性評価を行った。

(2) 4-HPPD 活性阻害試験

4-HPPD は、4-ヒドロキシフェニルピルビン酸 (4-HPPA) をホモゲンチジン酸へと変換する反応を触媒する酵素であり、この反応には補酵素として Fe^{2+} と、還元状態を保つための還元剤 (本研究ではアスコルビン酸ナトリウム) が必要である¹⁰⁾。

サンプル 130 μL に、補酵素混合液 (硫酸鉄 (II)・七水和物 最終濃度 1 mM、アスコルビン酸ナトリウム 最終濃度 10 mM) 5 μL を混合し、ここに酵素として 4-HPPD 水溶液 5 μL (最終濃度 200 μunit) を、基質として 4-HPPA 水溶液 5 μL (最終濃度 100 μM) を加え、25 $^{\circ}\text{C}$ で 30 分間インキュベートした。その後、4 $^{\circ}\text{C}$ に急冷して 5 分間保持し、さらにメタノールと 1:1 で混合することにより、酵素反応を停止させ、生成物であるホモゲンチジン酸濃度を LC/MS にて定量した。サンプルの代わりにリン酸バッファーを用いた試料をコントロールとし、コントロールにおけるホモゲンチジン酸の生成量に対する、サンプルにおける生成量の比から 4-HPPD 活性を算定し、この値を 1 から差し引くことで、サンプルの 4-HPPD 活性阻害性を算出した。

7) 機械学習モデルを用いた農薬類の検出可能性の推定 (株式会社 NJS、北海道大学)

農薬類の測定データや出荷量、分解・吸着特性などに関する公表データと表流水中の農薬の検出可能性を推定する機械学習モデル¹¹⁾を用いて、農薬類の地域別 (全国を 10 地域に分割) の検出可能性を推定し、各地域で検出の可能性が高い農薬類を、測定を推奨する農薬類として、地域別のリストを作成した。検出・不検出のデータは、水道統計¹²⁾および化学物質・農薬分科会の実態調査データ (以下、分科会データ) (2016~2024 年度) から取得した。

対象農薬類への格上げ、対象農薬類からの格下げが推奨される農薬類について、優先順位を付けて更新リストを作成した。対象年度は 2024 年度とした。格上げの検討対象は、要検討農薬類、その他農薬類および追加農薬類の 280 農薬とし、格下げ対象は 2024 年度時点の対象農薬類の 115 農薬とした。なお、本検討では対象農薬類以外への分類変更については検討対象外とし、あくまで対象農薬類の更新を目的とする。また、対象農薬類の設定にあたっては、モデルによる検出可能性の評価のみでなく、検出実績や目標値の設定有無、検査方法の有無など、その他の要因も考慮する必要があるが、本検討ではモデルの評価によって推奨される格上げ・格下げの提案を行うことに焦点をあてた。

格上げは、2021~2024 年度の 4 年間において、いずれかの地域でモデルによる検出可能性が高い農薬類、格下げは 2021~2024 年度の 4 年間を通じてすべての地域でモデルによる検出可能性が低い農薬類とした。格上げ基準では、検出と予測した農薬が実際に検出されることを重視し、適合率を指標として用いた。適合率が 100%および 80%となる基準をそれぞれ第 1 格上げ基準、第 2 格上げ基準とした。一方、格下げ基準では、実際に検出された農薬が格下げ対象に含まれないことを重視し、再現率を指標として用いた。再現率が 100%および 90%となる基準をそれぞれ第 1 格下げ基準、第 2 格下げ基準とした。

C. 結果および考察

1) 農薬の出荷量に関する調査 (関東学院大学)

図 1 に、平成元年以降の用途別農薬製剤出荷量と登録農薬原体数の推移を示す。令和 6 農薬年度 (令和 5 年 10 月~令和 6 年 9 月) における農薬製剤の出荷量は約 20.2 万 t であり、前年

度と比較して約7.3%減少していた。用途別の出荷量は、殺虫剤5.3万t、殺菌剤3.4万t、殺虫殺菌剤1.4万t、除草剤8.9万tであった。20年前の平成16農薬年度と比較すると、殺虫剤54%、殺菌剤55%、殺虫殺菌剤48%、除草剤127%、全体では69%となっており、除草剤を除いて農薬出荷量は約半減していた。さらに10年前の平成26農薬年度と比較した場合でも、殺虫剤68%、殺菌剤78%、殺虫殺菌剤71%、除草剤115%、全体で83%となっており、同様の傾向が確認された。令和8年1月現在の登録農薬原体数は574種であった。

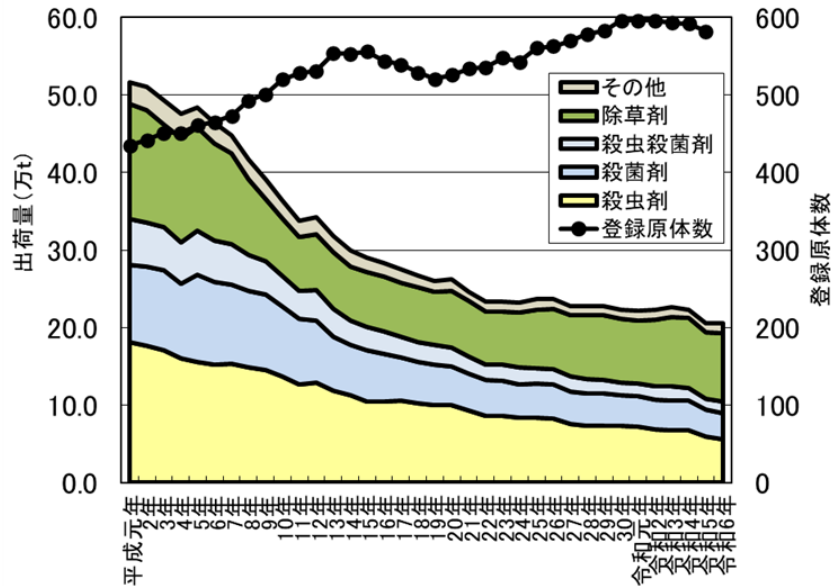


図1 農薬製剤出荷量と登録原体数の推移

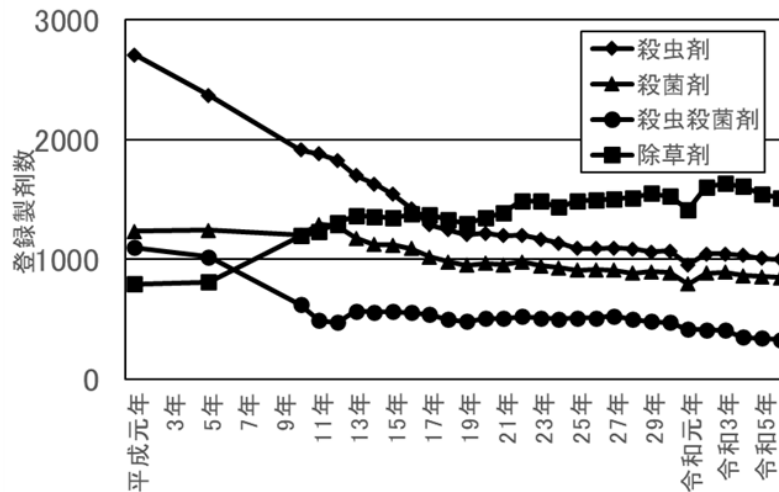


図2 用途別登録農薬製剤数の推移

図2に、平成元年以降の用途別農薬製剤出荷量と登録農薬原体数の推移を示す。また、登録農薬製剤数は令和6年9月現在、殺虫剤が1001種、殺菌剤が849種、殺虫殺菌剤が328種、除草剤が1514種、それ以外が315種、合計4007種であり、いずれの農薬製剤も昨年同様これまでと比べて大きく減少していた。令和6農薬年度に登録された農薬は124件で、殺虫剤15件、

殺菌剤 26 件、殺虫殺菌剤 6 件、除草剤 77 件であった。平成 4 年以降に 29 種類の農薬原体の登録が失効していることが確認された。

近年、殺虫剤ではシアントラニリプロールおよびスルホキサフロル、殺菌剤ではイソチアニル、トルプロカルブ、フルオピラム、インピルフルキサム、除草剤ではフェノキサスルホン、フルフェナセット、ヘキサジノン、シクロピリモレート、フェンキノトリオンにおいて出荷量の増加が認められ、特にフェンキノトリオンの増加が顕著であった。新規登録農薬について出荷量と ADI の比を比較したところ、フェンキノトリオンはイプフェンカルバゾンと同程度の値を示した。フェンキノトリオンはテフリルトリオンと同様の作用機序を有する水稲用除草剤であり、塩素処理により分解される可能性がある。そのため、浄水処理過程における分解挙動や生成物の挙動も含めた評価が必要であると考えられた。

2) 全国水道事業体の農薬類調査結果のまとめ（関東学院大学、水道事業体）

令和 6 年度の調査では、原水では 73 種、浄水では 18 種の農薬およびそれらの分解物が検出された。検出された農薬を使用用途は除草剤が原水で 42 種、浄水では 10 種と最も多かった。対象リスト農薬掲載農薬（以下対象農薬）が原水では 48 種、浄水では 12 種であり、いずれも検出された農薬の半数以上を占めた。調査結果の概要を表 1 に示す。検出濃度が最も高かった農薬は、原水ではベンタゾンが 3.10 $\mu\text{g/L}$ 、浄水ではプロモブチドが 0.63 $\mu\text{g/L}$ であり、個別農薬評価値が最も高かった農薬は、原水ではテフリルトリオンが 0.55、浄水ではイプフェンカルバゾンの 0.13 であった。検出指標値（ Σ 値）の最大値は、原水では 0.69、浄水では 0.04 であった。

表 1 令和 7 年度の研究班による農薬類実態調査結果の概要

		河川水	原水	浄水
検出農薬数		35	73	18
用途	除草剤	26	42	10
	殺虫剤	4	13	2
	殺菌剤	3	14	3
	分解物	2	4	3
分類	対象	26	48	12
	要検討	0	3	0
	その他	1	5	1
	除外	2	4	1
最大検出濃度 ($\mu\text{g/L}$)		ベンタゾン 2.50	ベンタゾン 3.10	プロモブチド 0.63
最大個別農薬評価値		テフリルトリオン 0.80	テフリルトリオン 0.55	イプフェンカルバゾン 0.07
最大検出指標値		0.88	0.69	0.13

Σ 値の最大値は、これまでの実態調査と比較して低い水準であった。これは、 Σ 値への寄与が大きかったテフリルトリオンが高濃度で検出されなくなったことが主な要因と考えられた。一方で、フェンキノトリオンも比較的高い濃度および高い検出頻度で検出されていることから、 Σ 値に寄与する主要農薬の検出実態に変化が生じていることが示唆された。近年、モリネート、DMTP、メフェナセット、CYAP など、これまで広く使用されてきた農薬の登録が抹消されている。一方で、フェンキノトリオン、メタゾスルフロン、プロピリスルフロンなどの除草剤や、クロラントラニリプロール、シアントラニリプロールなどのジアミド系殺虫剤といった新規農薬の使用が増加しており、主要な使用農薬の構成が変化してきている。フェンキノトリオンは調査事業体が限られているものの、出荷開始から 6 年目であるにもかかわらず、過去に対象農薬に追加されたテフリルトリオンやイプフェンカルバゾンと同程度、あるいはそれ以上の濃度で検

出されていることが確認された。このように、従来使用されてきた農薬原体の登録が失効する一方で、短期間に出荷量が急増する農薬原体も存在することから、新規に登録される農薬原体や、それらを含む製剤の使用量の変化にも着目しつつ、適切なモニタリング対象農薬を選定し、水道水源における農薬類の実態を把握していく必要があると考えられた。

3) 各水道事業体における農薬類、有機フッ素化合物の実態調査（八戸圏域水道企業団、仙台市水道局、茨城県企業局、千葉県企業局、東京都水道局、神奈川県内広域水道企業団、新潟市水道局、大阪市水道局、神戸市水道局、広島市水道局、福岡県南広域水道企業団、沖縄県企業局）

八戸圏域水道企業団では、白山浄水場の馬淵川原水および新井田川原水、白山浄水場浄水を調査対象として、農薬類の調査を16回行った。調査対象農薬類は67種であった。原水では馬淵川のΣ値の最高値は0.13で、令和3年度以前と比べるとやや高くなる傾向が続いていた。新井田川では0.06であり、昨年と同等の結果となった。いずれの地点でもイプフェンカルバゾンとテフリルトリオンの個別評価値が高かった。浄水のΣ値の最高値は0.006と十分に低く、調査期間を通じて目標値の1/100未満であった。有機フッ素化合物について、PFOS、PFOA、PFHxSの3項目を2回調査した結果、全ての試料から検出されなかった。

仙台市水道局では、対象農薬リスト掲載農薬類で測定可能である114項目（酸化物、代謝物を含む、ジチオカルバメート系農薬を除く）、および新規農薬のフェンキノトリオンについて調査した。調査対象項目のうち11項目で検出が認められた。目標値の100分の1以上となった農薬は、テフリルトリオンであった。検出された農薬類についてΣ値を求めたところ、最も高かったのは6月の茂庭浄水場原水の0.059で、主にテフリルトリオンの寄与に因るものであった。今年度初めて測定対象としたフェンキノトリオンは、同じトリケトン系HPPD阻害剤のテフリルトリオンの濃度よりも若干高かった。PFOS、PFOA、PFHxSについて、仙台市内8浄水場の原水および浄配水において年2回測定を行い、すべて1ng/L未満であった。仙台市内の給水栓水計26箇所についても、各1回の調査を行ったが、すべて1ng/L未満であった。

茨城県企業局では、10浄水場を対象に53項目について調査した。浄水で目標値の1/100を超えて検出された項目はなく、検出指標値はすべて0.01未満であった。取水原水については、全ての調査地点で農薬の検出があり、1地点あたりの検出項目数は河川系で最大11項目、湖沼系で最大6項目であり、検出頻度が比較的高い項目は、カルボフラン、テフリルトリオン、プロモブチドであった。各地点における、調査期間を通じた最大検出指標値はテフリルトリオンであった。フェンキノトリオン、フェンキノトリオン代謝物C、テフリルトリオンの3項目について、霞ヶ浦湖内14地点における検出状況を調査した。フェンキノトリオン、テフリルトリオンともに、6～7月に最大濃度を示し、その後、徐々に濃度が低下する傾向が見られた。フェンキノトリオン代謝物Cは、調査期間を通して検出されなかった。PFOS、PFOA、PFHxSについて、10浄水場の浄水及び取水原水の調査を行ったところ、浄水、原水ともに、PFOS、PFOAの暫定目標値を超える検出はなかった。PFHxSは、原水で爪木取水場、鱈川取水ポンプ井において検出されたが、浄水ではすべての浄水場で検出されなかった。

千葉県企業局では、農薬類128項目について実態調査を行ったほか、フェンキノトリオン、代謝物Cについて個別調査を行った。テフリルトリオンが利根川水系の原水で最も高頻度で検出されており、次いで、ピラクロニルが利根川水系、養老川水系で、高頻度で検出された。令和6年度には検出されなかったEPN、シアナジンが、評価値0.01以上で検出された。令和6年度に検出されたイプフェンカルバゾンは、令和7年度はいずれの原水からも検出されなかった。浄水については、今年度、個別農薬評価値0.01以上となる農薬類は検出されなかった。各浄水場の浄水におけるPFOS、PFOA濃度は、全て暫定目標値を下回っていた。また、給水場の浄水におけるPFOS、PFOA濃度は、浄水場の浄水と比較して大きな違いは無く、送水、受水の過程での

著しい濃度変化等は見られなかった。

東京都水道局では、利根川・荒川水系、多摩川水系、相模川水系の 8 浄水場の原水、浄水について、78 種の農薬類の調査を行った。農薬が検出されたのは、江戸川水系、荒川水系の原水のみであり、多摩川水系、相模川水系の原水は不検出であった。また、浄水においては、全ての水系で農薬は不検出であった。検出された農薬のうち、目標値に対する検出濃度が 1%を超えて検出されたのはイプフェンカルバゾン、テフリルトリオン、ピラクロニルで、この値が最も高かったのはテフリルトリオンであった。PFOS、PFOA、PFHxS について、区部の浄水場 10 か所の浄水、原水、区部の 47 給水栓水について調査を行った。PFOS および PFOA の合算値は、表流水系の浄水場では、いずれも 5 ng/L 未満であった。一方、伏流水系の砧浄水場、砧下浄水所では、原水で 22~36 ng/L が検出された。PFHxS の場合、表流水系の浄水場では、すべて定量下限値未満であった。一方、伏流水系の砧浄水場、砧下浄水所では、原水で 6~8 ng/L が検出された。

神奈川県内広域水道企業団では、水源、原水、浄水について、145 種の農薬類を測定した。原水で検出されたのは 14 項目で、濃度が最も高かったものはブロモブチド (1.3 µg/L) であった。また、最大個別農薬指標値が特に高かったものはテフリルトリオン (0.275)、イプフェンカルバゾン (0.105) であった。浄水ではブロモブチドのみ検出された (最大個別農薬指標値 0.002)。湖沼・河川で検出されたのは 26 項目で、濃度が最も高かったものはブロモブチド (2.2 µg/L) であった。また、最大個別農薬指標値が特に高かったものはテフリルトリオン (0.375)、カルボフラン (0.267)、ダイアジノン (0.167)、イプフェンカルバゾン (0.160) であった。原水、浄水、給水地点について、PFOS、PFOA、PFHxS を測定したところ、全ての試料から検出されなかった。

新潟市水道局では、6 浄水場と水源河川を対象に、対象農薬リストの 27 種の農薬類、および 13 種の調査対象の農薬類について調査を行った。中ノ口川・西川水系では、原水、浄水でそれぞれ 6、2 種の農薬類 (酸化物を含む) が検出された。阿賀野川水系では、原水、浄水でそれぞれ 6、2 種の農薬類 (酸化物を含む) が検出された。調査対象農薬類のうち、フェンキノトリオンはテフリルトリオンと同様の検出傾向を示した。原水での最大検出濃度 0.75 µg/L、浄水では不検出で、塩素処理後は分解物として代謝物 C が検出された。シアントラニリプロールは他の除草剤と同様の検出傾向を示した。原水での最大検出濃度は 0.02 µg/L、浄水では不検出であった。

大阪市水道局では、淀川本川 8 地点、淀川支川 5 地点、柴島浄水場、庭窪浄水場、豊野浄水場の各原水と浄水について、115 種の農薬類と酸化物等を測定した。原水、水源調査において目標値の 1%を超過して検出した農薬は、4 物質であった。テフリルトリオンは、最大で目標値の 18.5% (7 月) で検出された。浄水で目標値の 1%を超過して検出した農薬はなかった。有機フッ素化合物は 13 水源、3 浄水場の原水と浄水で、19 種について調査した。水源調査では、12 種の有機フッ素化合物が検出され、一部の地点で PFOA は 50 ng/L 以上であった (最大 59 ng/L)。浄水からは 10 種の有機フッ素化合物が検出され、最高値は PFOA の 13 ng/L であった。

神戸市水道局では、水源 10 地点、千刈浄水場の原水、浄水の計 12 地点を対象に、114 種の農薬類を測定した。検出された箇所数が多い順に述べると、除草剤のテフリルトリオンは 11 地点で検出され、個別最大指標値 (目標値に対する検出濃度の比の最大値) は 0.36 であった。同じ除草剤のイプフェンカルバゾンは 7 地点で検出され、個別最大指標値は 0.12 であった。除草剤のピラクロニルは 6 地点で検出され、個別最大指標値は 0.05 であった。除草剤のブタクロールは 2 地点で検出され、個別最大指標値は 0.06 であった。除草剤のカフェンストロールとカルボフランは 1 地点で検出され、個別最大指標値はそれぞれ 0.02、0.13 であった。浄水から検出された農薬類はなかった。PFOS、PFOA を対象に、水源で 6 地点、浄水場原水で 2 地点、浄水で 8 地点の調査を行った。PFOS および PFOA の報告下限値 (5 ng/L) 以上で検出されたのは、水源

では4地点（最大9 ng/L）、原水では2地点（最大6 ng/L）、浄水では5地点（最大15 ng/L）であった。

広島市水道局では、全ての浄水場の原水、浄水について102種の農薬類の調査を実施した。原水または浄水で、イプフェンカルバゾン・テフリトリオンが検出された。イプフェンカルバゾンでは、原水における検出最大濃度は高陽浄水場原水の0.06 µg/L（個別評価値0.03）、浄水では高陽浄水場浄水の0.07 µg/L（個別評価値0.04）であった。テフリトリオンは原水から検出され、高陽浄水場原水の0.23 µg/L（個別評価値0.12）が最大となった。有機フッ素化合物については、7浄水場の原水、浄水および水源等8地点において調査を行った。PFOSおよびPFOAの合計値は、全ての浄水場の原水、浄水で5 ng/L未満であった。

福岡県南広域水道企業団では、105種の農薬について測定した。原水では、ベノミル、ベンタゾン、クロラントラニリプロール、メタゾスルフロン、プロモブチドの検出率が高かった。検出濃度は、プロモブチド（1.863 µg/L）が特に高く検出された。検出指標値（検出値と目標値の比の総和）の最高値は除草剤の影響により、7/8の0.091で、平均では0.015であった。浄水において最も検出率が高かった農薬は、ベンタゾンで、次に高かった農薬は、プロモブチドであった。検出指標値の最高値は除草剤であるプロモブチドの影響により、6/30の0.0049であり、平均では0.0011であった。

沖縄県企業局では、北谷浄水場と各水源においてPFOSおよびPFOA合計値、PFHxS濃度の調査を行った。また、比謝川の支流である大工廻川でのPFOS濃度が特に高いため、比謝川取水ポンプ場以外の地点でも調査した。北谷浄水場では、中部河川からの取水を抑制し北部地域のダムからの取水を主とする水運用を長期的に実施できたが、渇水や工事の影響により、中部河川を取水している時期がある。北谷浄水場浄水でのPFOSおよびPFOA合計値の最大値は13 ng/Lとなった。比謝川では、取水ポンプ場で平均101 ng/L、支流大工廻川で平均203 ng/L、大工廻川流入前の地点1で平均19 ng/Lとなった。長田川では平均6 ng/Lであった。

4) 迅速小型カラム試験を用いた有機フッ素化合物の粒状活性炭による除去性調査（国立環境研究所）

(1) GACのPFOA除去性と有機物量の関係

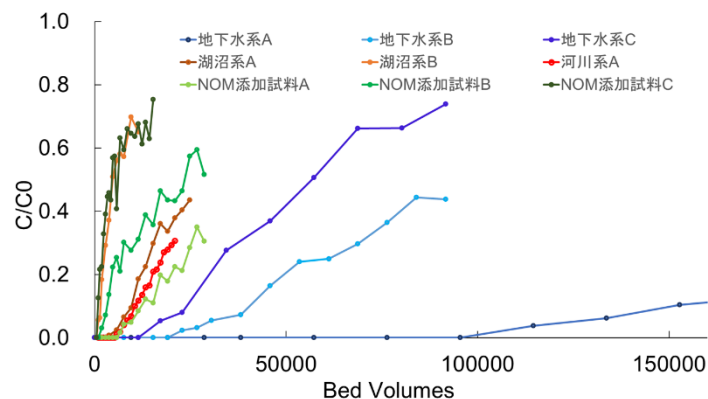


図3 同一RSSCT条件での各試料のPFOA破過曲線

各試料のDOC、UV、EEM強度、PFOAのRSSCT結果について図3に示す。有機物に関する測定値（DOC、UV、EEM強度）は表流水で高く地下水で低い傾向が見られ、これらの値が高いほどPFOAの漏出（破過）が見られてくるBVが小さい傾向が見られた。ただし、10%破過BVが1万前後であった湖沼系A、河川系A、NOM添加試料AについてDOCと破過の関係を見ると、破過の早い順に湖沼系A（0.5 mg/L）、河川系A（1.1 mg/L）、NOM添加試料A（0.7 mg/L）となり、DOCと破過

の早さは必ずしも一致しなかった。一方、UV と EEM の値を見ると、先述の 3 試料で同程度の値が測定された。各試料の 10%破過 BV と DOC、UV254、EEM を対数軸で相関を見たところ、ピアソンの相関係数 r が、 -0.967 、 -0.988 、 -0.968 となり UV254 との相関が最も強く、30%破過 BV でも同様の傾向であった。

(2) 浄水場粒状活性炭池の PFAS 除去性と迅速小型カラム試験との比較

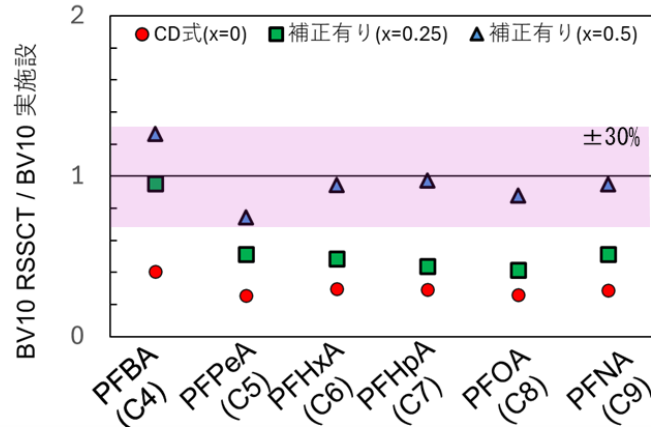


図4 RSSCT と A 浄水場 GAC 池の 10%破過 BV の比較

A 浄水場単一の GAC 池における PFAS 除去性について見たところ、GAC 池流入水からは 7 種のカルボン酸類 PFAS (PFCA : PFBA、PFPeA、PFHxA、PFHpA、PFOA、PFNA、PFDA)、3 種のスルホン酸類 PFAS (PFSA : PFBS、PFHxS、PFOS) が検出された。これらのうち流入水中での検出濃度が $1 \sim 2$ ng/L と低濃度であった PFDA、PFBS の 2 物質は評価から除いた。炭素鎖が長いほど破過が遅く、PFOA について見ると、通水 1 か月 (2,900 BV) で 1%未満の僅かな破過が確認され、10%破過 BV は 5,800 であった。

実施設に CD 式で条件を合わせた RSSCT を行った結果 PFOA10%破過 BV は 1,500 であり、実施設と比較して早い結果となった。その他の PFCA についても実施設に対する RSSCT の 10%破過 BV を比較すると、図 4 の赤丸で示す通りおよそ 0.4 倍以下であった。過去報告¹²⁾では、TOC が 1 mg/L 前後である河川系オゾン処理水 (河川系 A) を処理する B 浄水場の実態調査と RSSCT の比較を行い、PFPeA が約 1.2 倍、PFHxA が約 1.1 倍、PFHpA が 1.0 倍と一定の相関が見られたが、本調査では異なる結果となった。条件式の補正に関する報告⁷⁾を参考に条件式を粒径比の 1.5 乗と変更 ($x=0.5$ 、流速 : 0.8 mL/min) した場合、実施設に対する RSSCT の 10%破過 BV は 0.7~1.3 倍となった (図 4 青三角)。これらの結果の理由の一つとして、湖沼系 B の含む有機物量が多く、有機物による活性炭細孔の閉塞等が起こることで PFAS の吸着可能な領域が減り、活性炭による PFAS 除去に必要な接触時間が変化した可能性が推察された⁴⁾。

6) 農薬の酸化処理に伴い生成される毒性を誘発する物質の推定 (北海道大学)

(1) メソミルについての検討

①代謝を考慮しない毒性 (直接毒性)

塩素との反応によりメソミル濃度は低下し、塩素添加比 4 以上で完全に消失した。これらの塩素処理サンプルの毒性を調べたところ、塩素添加比 4 までは、塩素添加比の増加に伴い毒性が減少したが、塩素添加比が 5 を超えると、増加することが分かった。一方、メソミル原体は直接毒性を誘発した。

塩素処理サンプル中に残存するメソミルが誘発するであろう直接毒性を、塩素処理サンプル

中のメソミル濃度と用量-反応曲線から算出し、塩素処理サンプルが誘発した直接毒性と比較したところ、塩素添加比 3 以上で、塩素処理サンプルが誘発した直接毒性が、残存メソミルから誘発される直接毒性を大きく上回った。

直接毒性を誘発する分解生成物を特定するため、塩素添加比 4 のサンプルを LC を用いて分画し、得られた画分の直接毒性を ChE 活性阻害試験により調べたところ、画分 12 と 15 が直接毒性を誘発することが分かった。LC/MS 分析の結果、画分 12 にて 2 つのピーク（ピーク A、B）が、画分 15 にて 1 つのピーク（ピーク C）が検出された。

精密質量分析の結果、ピーク A として検出された物質の分子式は $C_5H_{10}O_3N_2S$ であることが分かり、これはメソミルスルホキシドの分子式と一致した。メソミルスルホキシドの標準品を外注により合成を行い、得られた標準品を LC/MS/MS 分析したところ、ピーク A はメソミルスルホキシド由来で、塩素処理でのメソミルからの変換率は最大で 69%であった。

メソミルスルホキシド標準品に対して ChE 活性阻害試験を行ったところ、用量依存的な直接毒性が誘発された。そこで、画分 12 にて誘発された直接毒性が、メソミルスルホキシドで説明できるか否かを調べるため、画分中のメソミルスルホキシド濃度と用量-反応曲線から、画分中に存在するメソミルスルホキシドが誘発するであろう直接毒性を算出したところ、いずれの塩素処理サンプルでも、これらの値は画分 12 が誘発した直接毒性と一致した ($p > 0.05$) (図 5)。

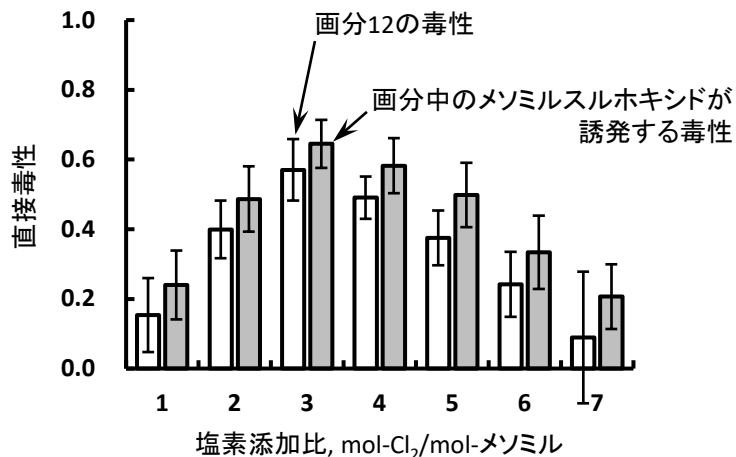


図 5 画分 12 の毒性と画分中のメソミルスルホキシドが誘発する毒性の比較

一方、精密質量分析の結果、画分 15 にてピーク C として検出された物質の分子式は、 $C_5H_{10}O_5N_2S$ であることが分かり、これはメソミル分子に 3 つの O 原子が付加したものであると考えられた。ピーク C の MS/MS スペクトルを、3 種のフラグメント解析ツール (MetFrag, CFM-ID, MS-Finder) により解析した結果、メソミルスルホキシドの 2 酸素付加体の可能性が最も高いと推定した。また、画分 15 が誘発した直接毒性をピーク C の面積値に対してプロットしたところ、毒性が面積値に応じて用量依存的に増加したことより、ピーク C として検出された、メソミルスルホキシドの 2 酸素付加体が、画分 15 の毒性を誘発した可能性が高いと推察された。

②代謝を考慮した毒性（間接毒性）

塩素処理に伴い、メソミル水溶液の間接毒性は減少し、塩素添加比 3 以上で消失した。標準品を用いてメソミルとメソミルスルホキシドの間接毒性を調べた結果、塩素処理サンプルに含まれる濃度域では、メソミルスルホキシドは間接毒性を誘発しないことが分かった。一方、塩素添加比 2 以下の塩素処理サンプルが誘発した間接毒性は、サンプル中に含まれるメソミルで説明できた ($p > 0.05$)。すなわち、メソミルの塩素処理サンプルで誘発された間接毒性は、塩

素処理後に残存したメソミルのみ由来するものであり、メソミルスルホキシドを含む他の分解生成物は、間接毒性に寄与しないことが示された。

③低濃度塩素処理実験

初期メソミル濃度を目標値である 30 $\mu\text{g/L}$ とし、ここに塩素を 1 $\text{mg-Cl}_2/\text{L}$ になるように添加して塩素処理実験を行ったところ、高濃度での実験と同様にメソミルスルホキシドが生成されることが分かった。また、反応 1 時間で、添加したメソミルのほぼ全量がメソミルスルホキシドに変換され、48 時間後でもメソミルスルホキシドは残存することが分かった。さらに、25 時間以上の反応により、メソミルスルホキシドの 2 酸素付加体も生成され、48 時間後も残存することが分かった。すなわち、水道原水中にメソミルが存在していれば、実浄水場での塩素処理でも、メソミルスルホキシドやその 2 酸素付加体が生成され、配水過程でも安定して存在し続ける可能性が示唆された。

以上の結果、メソミルの塩素処理によりメソミルスルホキシドが生成され、塩素共存下で 48 時間後まで存在すること、メソミルスルホキシドが、メソミル塩素処理試料が誘発する ChE 活性阻害性に寄与することより、メソミル原体に加え、メソミルスルホキシドも定量して合算し、管理することが妥当であると評価された。

(2) フェンキノトリオンについての検討

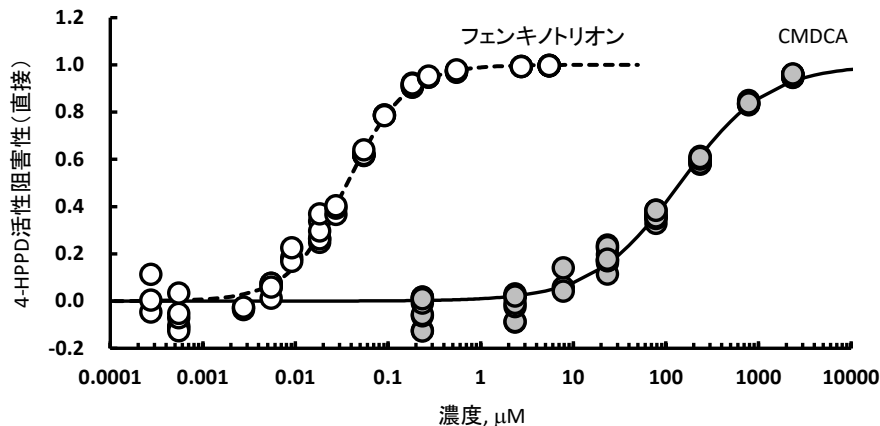


図 6 フェンキノトリオンと CMDCA の 4-HPPD 活性阻害性 (直接毒性) の比較

フェンキノトリオンは、塩素との反応により速やかに分解され、塩素添加比 2 以上で消失した。また、分解に伴い、フェンキノトリオンのシクロヘキサンジオン部が水酸基に置換された 8-chloro-4-(4-methoxyphenyl)-3-oxo-3,4-dihydroquinoxaline-2-carboxylic acid (CMDCA) が生成されることが分かった。なお、この物質は、フェンキノトリオンの農薬評価書において、動物体内運命試験にて検出された「代謝物 C」と同一である。また、塩素添加比 3 以上で、初期添加フェンキノトリオンのほぼ全量が CMDCA に変換された一方、塩素添加比 1~2 では、フェンキノトリオンと CMDCA の相対濃度之和が 1 を下回り、CMDCA 以外の分解物の生成が示唆された。

4-HPPD 活性阻害試験により、標準品を用いてフェンキノトリオンと CMDCA の毒性を調べたところ、いずれの物質も毒性を誘発することが示されたが (図 6)、CMDCA の毒性 (半数阻害濃度 $\text{IC}_{50}=140 \mu\text{M}$) は、フェンキノトリオンの毒性 ($\text{IC}_{50}=0.036 \mu\text{M}$) の概ね 4000 分の 1 程度であることが分かった。

そこで、塩素処理サンプルの毒性を 4-HPPD 活性阻害試験により調べたところ、塩素添加比 0 のサンプルで観察された毒性は、塩素との反応により低減し、塩素添加比 2 以上で消失するこ

とが分かった。また、各サンプル中のフェンキノトリオン濃度と用量－反応曲線から、サンプル中に含まれるフェンキノトリオンから誘発される毒性を算出したところ、観察された毒性と概ね一致した。すなわち、CMDCA を含む分解生成物は、塩素処理サンプルが誘発した毒性に寄与しないと判断された。このことは、各サンプル中の CMDCA 濃度と用量－反応曲線から考えても、妥当な結果であると考えられた。

以上より、フェンキノトリオンが対象リストに掲載される際には、フェンキノトリオンのみを測定対象とし、CMDCA を含む分解生成物は対象とする必要がないと提言された。

7) 機械学習モデルを用いた農薬類の検出可能性の推定

表 2 地域別の測定推奨農薬数のまとめ

優先度	北海道	東北	関東	北陸	東海	近畿	中国	四国	九州	沖縄
A 対象	1	8	12	3	1	6	2	0	8	0
要検討	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
その他	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
追加	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0
小計	1	8	13	3	1	7	2	0	9	0
B 対象	2	13	16	5	6	11	4	2	17	0
要検討	0	3	3	1	0	0	0	0	2	0
その他	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
追加	0	4	9	1	1	1	1	0	5	0
小計	2	21	29	7	7	12	5	2	24	0
C 対象	2	9	15	2	3	11	6	0	13	0
要検討	0	1	0	0	1	2	0	0	1	0
その他	0	3	0	0	0	1	1	0	0	0
追加	1	9	12	0	0	8	2	0	10	0
小計	3	22	27	2	4	22	9	0	24	0
合計	6	51	69	12	12	41	16	2	57	0

注) 地域内の出荷量がゼロ、かつ、原体のみ測定の項目は除く

機械学習モデルでは検出可能性として 0～1 の間の予測確率値が出力される。この数値が大きいほど、検出可能性が高いとみなせることから、検出される可能性が高く、測定が推奨される農薬の選定には、この予測確率値を用いることとした。原水中に存在する農薬の見逃しを防ぐためには再現率を高めればよいが、再現率を高めるように閾値を調整することで擬陽性が増加する。擬陽性が増加することで、測定したとしても検出されない確度が低い農薬が多くなる。そのため、測定したら検出される確度が高いものを推奨する必要があると考え、適合率を用いて地域別に推奨する農薬を選定することとした。

高い適合率となるように予測確率値の閾値を設定した場合、地域によっては推奨すべき農薬がまったく選定されないことがある。そこで目標とする適合率を 80%、60%、50% の 3 段階に定めてランク分けし、検出可能性が高い順にランク A、ランク B およびランク C と称する。

2024 年度の農薬出荷量を用いて推定した地域別の測定推奨農薬の数量を表 2 に示す。各地域の測定推奨農薬数は関東が最大の 69 農薬であり、次いで九州が 57 農薬であった。唯一、沖縄は適合率 50%以上の範囲に該当する農薬がなく、測定推奨農薬がゼロとなった。2024 年度時点の農薬リストに含まれていない「追加農薬」のうち、フェンキノトリオン（3：関東、近畿、九州）が優先度 A と判定され、シアントラニリプロール、メソトリオン、アバメクチン、メタゾスルフロン、オキサジアゾン、ジアフェンチウロン、ピリフタリド、シアナミド、イミシアホス、ペンシルフェン、フェンキノトリオンの 10 農薬が優先度 B と判定された。

格上げの対象として選定された農薬を表 3 に示す。第 1 格上げ基準で選択された農薬はなかったが、第 2 格上げ基準では 11 農薬が選択された。このうち、フラメトピル、オキサジアゾ

ン、メソトリオンおよびフェンキノトリオンは分科会における実態調査において検出されており、今後の実態調査における検出状況によっては格上げの議論の対象になると考えられる。また、実態調査で検出された農薬はいずれも水田用農薬であるため、エチプロール、エンドタール、ランコトリオンナトリウム塩は優先的に実態調査を行うことが推奨される。

次に、格下げの対象として選定された農薬を表4に示す。第1格下げ基準で選択された農薬はゼロであった。第2格下げ基準では10農薬が選択された。いずれの農薬も登録は失効していないものの、出荷量が少ない状況にある。原水における実際の検出状況については、1,3-ジクロロプロペン、クロロタロニル、トリフルラリン、ピラゾリネート、ペンシクロンが1または2つの水道事業体で検出されており、水道統計データの誤記入の可能性を含め、実態を評価したうえで、格下げすべきかを判断する必要があると考えられた。

表3 格上げ対象農薬

整理番号	原体名	用途	主な 使用先	ADI (mg/kg/day)	評価値 (µg/L)	登録年	格上げ基準（「-」は対象外）				分科会 検出
							2021	2022	2023	2024	
要-004	エチプロール	殺虫剤	水田	0.005	10	2005	第2	第2	-	第2	
要-005	クロロピクリン	殺虫剤	畑地	0.001	3	1948	第2	第2	第2	第2	
他-014	エンドタール	除草剤	水田	0.0025	6.3	1995	第2	第2	第2	-	
他-069	フラメトビル	殺菌剤	水田	0.007	20	1996	第2	第2	第2	-	○(20年)
追-030	オキサジアゾン	除草剤	水田	0.0036	9	2003	第2	第2	第2	第2	○
追-119	トブラメゾン	除草剤	畑地	0.003	7.5	2013	第2	第2	第2	第2	
追-148	イミシアホス	殺虫剤	畑地	0.0005	1.3	2010	第2	第2	第2	第2	
追-150	メソトリオン	除草剤	水田	0.003	7.5	2010	第2	第2	第2	第2	○
追-152	アバメクチン	殺虫剤	畑地	0.0006	1.5	2013	第2	第2	第2	第2	
追-177	フェンキノトリオン	除草剤	水田	0.0016	4	2018	第2	第2	第2	第2	○
追-186	ランコトリオンナトリウム塩	除草剤	水田	0.001	2.5	2019	第2	第2	第2	第2	

表4 格下げ対象農薬

選択 基準	整理番号	原体名	用途	ADI (mg/kg/day)	評価値 (µg/L)	登録年	失効年	地表水における検出実績	
								統計(21-23年)	分科会(21-24年)
第2	対-001	1,3-ジクロロプロペン (D-D)	土壌燻蒸	0.02	50	1950	未失効	22年(名張市)	無
第2	対-032	キャブタン	殺菌剤	0.125	300	1953	未失効	無	無
第2	対-039	クロロタロニル (TPN)	殺菌剤	0.018	50	1965	未失効	23年(松島町)	無
第2	対-052	ジメトエート	殺虫剤	0.002	50	1961	未失効	無	無
第2	対-060	チオファネートメチル	殺菌剤	0.08	300	1971	未失効	無	無
第2	対-067	トリフルラリン	除草剤	0.024	60	1966	未失効	23年(阪神水道)	無
第2	対-073	ピラゾリネート (ピラゾレート)	除草剤	0.002	20	1979	未失効	21,22年(五所川原市, 諫早市)	無
第2	対-097	ペンシクロン	殺菌剤	0.053	100	1985	未失効	22年(諫早市)	無
第2	対-101	ペンディメタリン	除草剤	0.043	300	1981	未失効	無	無
第2	対-106	馬拉チオン (マラソン)	殺虫剤	0.02	700	1953	未失効	無	無

D. 研究発表

1. 論文発表

- 1) Matsushita, T., Hirata, S., Shirasaki, N., Matsui, Y. Methomyl, a carbamate insecticide, forms oxygenated transformation products that inhibit acetylcholinesterase upon chlorination, Water Research, 285, 124068, 2025.
- 2) Kosaka, K., Nakazawa, Y., Yoshida, N., Asami, M. Investigating the sources of perfluorobutanesulfonic acid in a watershed of Chugoku region in Japan. Water Supply, 25, 1530-1538, 2025.

2. 学会発表

- 1) 郷義基, 松下拓, 白崎伸隆, 松井佳彦. オゾン・塩素処理に伴う有機リン系農薬のコリンエ

- ステラーゼ活性阻害性の変動と毒性原因物質の推定, 第 60 回日本水環境学会年会, 2026.
- 2) 小崎華怜, 松下拓, 白崎伸隆. 塩素処理に伴うトリケトン系除草剤の毒性変動: 4-HPPD 活性阻害試験の適用, 第 60 回日本水環境学会年会, 2026.
- 3) 宮本雅史, 吉田伸江, 小坂浩司, 浅見真理, 増田貴則. 浄水場における実態調査と迅速小型カラム試験 (RSSCT) による粒状活性炭の PFAS 除去性調査. 令和 7 年度全国会議 (水道研究発表会) 講演集, 262-263, 2025.
- 4) 小坂浩司, 宮本雅史, 吉田伸江, 浅見真理, 増田貴則. 粒状活性炭処理による PFAS 除去を目的とした迅速小型カラム試験の手順の検討. 環境衛生工学研究, 38, 54-56, 2025.

E. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含む.)

1. 特許取得

該当なし

2. 実用新案登録

該当なし

3. その他

該当なし

F. 参考文献

- 1) (一社) 日本植物防疫協会. 農薬要覧 2025. 2025.
- 2) 農林水産消費安全技術センター (FAMIC). 農薬登録情報.
<http://www.acis.famic.go.jp/ddata/index.htm>
- 3) 農林水産省. 農業資材審議会農薬分科会審議資料.
<https://www.maff.go.jp/j/council/sizai/index.html>
- 4) Mulugeta, T. G., Ersan, M. S., Garcia-Segura, S., Ersan, G. Predicting full-scale performance of adsorbents for per- and polyfluoroalkyl substances adsorption: The role of rapid small-scale column tests. *Sci. of the Total Environ.*, 974, 178944, 2025.
- 5) Chen, W., Westerhoff, P., Leenheer, J. A., Booksh, K.. Fluorescence excitation-emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter. *Environ. Sci. Technol.*, 37, 5701-5710, 2003.
- 6) ASTM International. Standard Practice for the Prediction of Contaminant Adsorption On GAC In Aqueous Systems Using Rapid Small-Scale Column Tests (ASTM D6586-03), 2021.
- 7) Hopkins, Z. R., Knappe, D. R. U. Predicting per- and polyfluoroalkyl substances removal in pilot-scale granular activated carbon adsorbents from rapid small-scale column tests. *AWWA Water Sci.*, 6, e1369, 2024.
- 8) Matsushita, T., Fujita, Y., Omori, K., Huang, Y., Matsui, Y., Shirasaki, N. Effect of chlorination on anti-acetylcholinesterase activity of organophosphorus insecticide solutions and contributions of the parent insecticides and their oxons to the activity. *Chemosphere*, 261, 127743, 2020.
- 9) Matsushita, T., Kikkawa, Y., Omori, K., Matsui, Y., Shirasaki, N. A metabolism-coupled cell-independent acetylcholin-esterase activity assay for evaluation of the effects of chlorination on diazinon toxicity, *Chemical Research in Toxicology*. 34, 2070-2078, 2021.
- 10) Ndikuryayo, F., Moosavi, B., Yang, W. C. and Yang, G. F. 4-Hydroxyphenylpyruvate

dioxygenase inhibitors: from chemical biology to agrochemicals. *Agricultural and Food Chemistry*, 65, 8523-8537, 2017.

11) Narita, K., Matsui, Y., Matsushita, T., Shirasaki, N. Screening priority pesticides for drinking water quality regulation and monitoring by machine learning: Analysis of factors affecting detectability. *Journal of Environmental Management*, 326, 116738, 2023.

12) (公社)日本水道協会. 水道統計(水質編)平成21~令和5年度. 東京, 2011~2025.

13) 宮本雅史, 吉田伸江, 小坂浩司, 浅見真理, 増田貴則. 浄水場における実態調査と迅速小型カラム試験(RSSCT)による粒状活性炭のPFAS除去性調査. 令和7年度全国会議(水道研究発表会)講演集, 262-263, 2025.

環境省請負業務

「令和7年度水道水及び原水における化学物質等の実態を踏まえた
水質管理の向上に資する調査検討業務」

消毒副生成物に関する調査検討

研究分担者	越後信哉	京都大学大学院地球環境学堂
	小坂浩司	国立環境研究所環境リスク・健康領域
	伊藤禎彦	京都大学大学院工学研究科
研究協力者	松下 拓	北海道大学
	國谷宏輔	茨城県企業局
	朝倉 俊	北千葉広域水道企業団
	石田直洋	東京都水道局
	中村暁彦	京都市上下水道局
	牟田島健司	奈良県水道局
	吉村誠司	大阪市水道局
	河原一樹	大阪広域水道企業団
	打上恭平	阪神水道企業団
	小牧裕佳子	大阪公立大学
	仲門拓磨	沖縄県企業局
	古屋直樹	福岡市水道局

要旨

臭素化ハロ酢酸を中心とした未規制の消毒副生成物の生成実態およびその制御，これらのより簡便な監視・管理システムに関する基礎的検討，およびカルキ臭の寄与物質の分析法と生成実態に関して調査を行った。

まず，臭素化ハロ酢酸については，臭化物イオンや有機炭素（TOC）が高濃度の「極端な原水条件」における生成特性と制御手法を検討した。全国14浄水場の調査では，2臭素化・3臭素化ハロ酢酸の濃度は，原水の臭化物イオン濃度が200 µg/L以上の地点で高くなる傾向が確認された。浄水処理による制御については，生成能試験の条件の妥当性を確認した上で，臭化物イオンが約100 µg/L以下，TOCが1.5 mg C/L以下の条件であれば，未処理でも目標値案以下に抑制されることを示した。これを超える高濃度条件でも，凝集沈殿処理や粉末活性炭処理を適切に併用することで，目標値案の範囲内に制御可能であることが示された。また，前塩素処理については，残留塩素が残らない程度の低濃度添加であれば，ハロ酢酸生成能への影響は限定的であると考えられた。

次に，水道統計を用いた管理手法の効率化に関する検討では，2022年度の統計解析によれば，地下水を水源とする浄水場の約80%以上で，消毒副生成物の濃度が基準値の10%以下に収まっていた。さらに，原水TOCと総トリハロメタン濃度の上限値の間には「 $y=0.1x$ 」という関係が認められ，原水TOCをモニタリングすることで，個別物質の頻繁な測定を省略しつつ監視・管理を行える可能性を示した。

快適性に関わる消毒副生成物問題であるカルキ臭については，アミン類の塩素処理で生成される*N,N*-ジクロロ-*N*-メチルアミン（DCMA）に着目し，新たな定量法を構築して実態調査が行われた。北海道内の浄水場等で1~3 µg/L程度のDCMAが検出され，広範な水道水に存在する可能性が示された。

A. 研究目的

消毒副生成物に関する課題として、臭素化ハロ酢酸を中心とした未規制消毒副生成物を取り上げ、高濃度の TOC や臭化物イオンを含む極端な条件下での生成特性を把握し、通常処理では対応困難な水質条件を整理する。また、実測データや生成能試験に基づき、基準項目が未規制項目の指標として有効か検証するほか、消毒副生成物濃度が十分に低い原水条件を特定し、将来的な検査省略スキームの可能性を検討する。さらに、カルキ臭などの快適性に関わる物質の評価方法や注意点を整理し、水道事業者が現場で活用しやすい管理手法の提案を目指す。以下に研究課題ごとの具体的な研究の目的・概要を示す。

1. 臭素化ハロ酢酸の生成特性と制御およびその前駆体の存在実態

1.1 臭化物イオン濃度が高い原水を含む浄水場でのハロ酢酸の生成特性

臭化物イオン (Br^-) は、塩素処理による臭素化消毒副生成物の前駆物質である。臭素化消毒副生成物は、 Br^- の存在下で塩素処理を行うと次亜臭素酸となり、水中の溶存有機物と反応して生成する。近年、一部の臭素化ハロ酢酸類 (HAAs) に目標値案が提案される等、臭素化消毒副生成物への関心が高まっている。これまで、水道での臭素化体を含め消毒副生成物の調査を行ってきたが、原水の Br^- 濃度が数百 $\mu\text{g/L}$ 以上と高濃度での検討は限定的である。そこで、本研究では、原水の Br^- 濃度が高い浄水場を含む全国の浄水場を対象に、HAA の存在状況や処理性等について調査した。

1.2 極端な原水条件での臭素化ハロ酢酸の生成特性とその制御

Br^- 濃度と DOC が異なる複数の水道原水の塩素処理後のハロ酢酸生成能(HAAFP)の比較をし、それぞれの試料の浄水処理単位操作後の HAAFP の変化を調査した。また、その結果を踏まえ、 Br^- 濃度、DOC の違いによる含臭素 HAAFP(Br-HAAFP)への生成特性を把握し、含臭素ハロ酢酸(Br-HAA)の制御可能性を検討した。

1.3 水道での消毒副生成物の存在状況の検査回数から見た評価

2026 年度から、PFOS および PFOA の水質基準項目への格上げにより、検査費用の負担について懸念がされている。現在、消毒副生成物は検査の省略や回数減の対象ではないが、対象となる項目の回数減の指標である基準値に対する割合を評価した場合、どの程度の浄水場が条件を満たすのか等の情報は不明である。今後の水質検査のあり方を考える場合、これらの情報は有用であると推察される。このことを踏まえ、水道統計を用いた消毒副生成物の基準値に対する存在状況の評価や検査回数等について解析した。

1.4 原水 TOC と給水栓消毒副生成物の関係

消毒副生成物の前駆体の大まかな指標である原水 TOC が十分に低い場合は、処理フローにかかわらず、塩素処理による副生成物は十分に低濃度に維持できると期待され、原水 TOC のモニタリングが、消毒副生成物の監視・管理に利用できる可能性もある。そこで、その可能性を探る基礎的検討として、水道統計を用いて原水 TOC と給水栓における総トリハロメタンメタン濃度の関係について検討した。

2. カルキ臭に関する検討

2.1 アミン類の塩素処理に伴い生成されるカルキ臭寄与物質の推定

メチルアミン (CH_3NH_2) と遊離塩素との反応により生成される *N,N*-ジクロロ-*N*-メチルアミ

ン (DCMA) (CH_3NCl_2) は、カルキ臭を発する可能性が示唆されている (松井, 2022)。本年度は、固相抽出-GC/MS による DCMA 定量法を構築し、それを用いて、水道水中の DCMA の定量を試みた。

B. 研究方法

1. 臭素化ハロ酢酸等未規制消毒副生成物の実態と制御およびその管理に関する検討

1.1 臭化物イオン濃度が高い原水を含む浄水場でのハロ酢酸の生成特性

2023 年 7 月および 2024 年 1 月、地表水を原水とする急速ろ過方式の全国 14 浄水場の原水と給水栓水を採取した。2023 年 7 月と 2024 年 1 月、地表水を原水とする別の全国 13 浄水場について、原水を採取した。

原水の Br^- 濃度が高かった浄水場のうち、5 浄水場の原水について、ジャーテスターによる凝集沈殿処理の実験を行った。凝集沈殿処理による HAA 前駆物質の除去性は、上水試験方法を参考に生成能 (FP) 試験で評価した。

1.2 極端な原水条件での臭素化ハロ酢酸の生成特性とその制御

本研究では、2024 年から 2025 年にかけて採取した琵琶湖水および 9 箇所の浄水場の原水、計 12 試料を使用した。これら試料の採水時期、溶存有機炭素量 (DOC)、および臭化物イオン (Br^-) 濃度を表 1 に示す。

表 1 対象試料の水質

名称	採水時期	Br^- 濃度 ($\mu\text{g/L}$)	DOC (mg C/L)
琵琶湖水	2024 年 11 月	21	1.5
	2025 年 7 月	25	1.7
A 原水	2024 年 9 月	320	2.0
	2025 年 10 月	250	1.8
C 原水	2024 年 9 月	130	4.6
N 原水	2025 年 10 月	76	0.29
T 原水	2025 年 11 月	120	0.52
W 原水	2025 年 11 月	50	0.92
O 原水	2025 年 10 月	61	0.98
G 原水	2025 年 10 月	61	1.6
S 原水	2025 年 10 月	230	2.3
R 原水	2025 年 11 月	170	4.1

まず、2024 年 9 月～11 月に採取した琵琶湖湖南湖水 (以下、琵琶湖水)、A 浄水場原水 (以下、A 原水)、C 浄水場原水 (以下、C 原水) の 3 種の試料を用い、塩素処理後の残留遊離塩素濃度が複数段階になるよう塩素注入率を調製し、ハロ酢酸 (HAAs) の生成特性を把握した。A 原水は Br^- 濃度が $320 \mu\text{g/L}$ と高く、C 原水は DOC が 4.6 mg/L と高濃度である。これらの環境水はガラス繊維ろ紙 (GF/F, Cytiva) でろ過した後、塩素処理実験に供した。塩素処理は、24 時間後の残留遊離塩素濃度が $0.5, 1, 1.5, 2, 2.5, 3, 3.5, 4 \text{ mg Cl}_2/\text{L}$ となるように塩素を注入し、約 24 時間後にアスコルビン酸ナトリウムを添加して反応を停止させた。HAAs 濃度の測定には、LC-MS/MS (4000QTRAP, Sciex) を用いた。

次に、前塩素処理が浄水処理後の HAA_s 生成に及ぼす影響を評価するため、前塩素処理後に凝集沈殿処理または粉末活性炭（粉炭）処理と凝集沈殿処理の連続処理を行った。処理後水はフィルターカートリッジによりろ過し、HAA 生成能（HAAFP）試験に供した。用いた試料は琵琶湖水、A、C、S、R の各浄水場原水である。なお、琵琶湖水には Br⁻ 濃度が 200 および 500 μg/L 増加するよう臭化カリウムを添加した。前塩素注入率および各処理操作の条件は表 2 に整理した。琵琶湖水および R 原水（5.7 mg Cl₂/L）の前塩素添加率は、近隣の浄水場の運用条件に基づき設定した。A および C 原水については、A 浄水場が全塩素注入率（前塩素および後塩素の合計値）の約半分を前塩素として注入している実績に基づき、前述の実験で得られた 24 時間の消費塩素量の半分を前塩素注入率として採用した。S および R 原水（3.5 mg Cl₂/L）については、未処理水に塩素添加後 3 時間において残留塩素濃度が 0～0.5 mg Cl₂/L とする濃度に設定した。凝集剤（ポリ塩化アルミニウム）添加後、ジャーテスターにより急速攪拌（150 rpm, 5 分）、連続して緩速攪拌（40 rpm, 30 分）を行い、30 分以上静置した。粉炭処理は、粉炭添加後にジャーテスターを用いて 50 rpm で 1 時間、室温で接触させた。HAAFP 試験は、24 時間後の残留遊離塩素が 1～2 mg Cl₂/L となるように塩素を注入し、約 24 時間後にアスコルビン酸ナトリウムで反応を停止させた。

表 2 前塩素注入率と処理操作条件

試料	前塩素注入率 (mgCl ₂ /L)	処理操作
琵琶湖水 (Br ⁻ : 200, 500 μg/L 添加)	0.45	凝沈 10 粉炭 50 凝沈 10
A 原水	1.5	凝沈 10 凝沈 30 粉炭 10 凝沈 10 粉炭 10 凝沈 30
C 原水	3.0	凝沈 10 粉炭 50 凝沈 10
	2.0	凝沈 50 粉炭 50 凝沈 50
S 原水	2.5	凝沈 10
R 原水	3.5, 5.7	凝沈 10

※処理操作の数値は添加率（粉炭: mg/L, 凝沈: mgAl₂O₃/L）

最後に、2025 年 7 月から 10 月に採取した 8 カ所の原水および琵琶湖水の HAAFP と処理性評価を行った。すべての試料に対して原水の HAAFP 試験を実施した。原水のブロモクロロ酢酸（BCAA）およびブロモジクロロ酢酸（BDCAA）FP が目標値案 10 μg/L を上回った試料（O、G、A、S、R 原水）に対して、ポリ塩化アルミニウム注入率 10 mg Al₂O₃/L で凝集沈殿処理を行った。さらに、S 原水および R 原水は、粉炭注入率 50 mg/L での処理後に、凝集沈殿処理（16.5、10 mg Al₂O₃/L）も実施した。処理後水はろ過した後 HAAFP 試験に供した。試料水質と処理性評価の結果を踏まえ、制御可能な原水 Br⁻ および DOC の濃度範囲の推定を行った。

1.3 水道での消毒副生成物の存在状況の検査回数から見た評価

2022 年度の水道統計から、給水栓の消毒副生成物の最高値と基準値との割合を解析した。また、消毒副生成物の検査回数について評価した。トリハロメタン（THM）とトリクロロ酢酸

(TCAA) については、2017～2022 年度についての最高値と基準値の割合の解析も行った。

1.4 原水 TOC と給水栓消毒副生成物の関係

2022 年度の水道統計から、原水 TOC と給水栓の総トリハロメタン濃度の関係について検討した。水源タイプごとに分類し、減衰 TOC あたりの総トリハロメタンの上限値について、議論を行った。

2. カルキ臭に関する検討

2.1 アミン類の塩素処理に伴い生成されるカルキ臭寄与物質の推定

(a) 塩素処理実験

DCMA は標準品が市販されていないため、メチルアミンと次亜塩素酸ナトリウムを用い、実験室にて生成する必要がある。まず、メチルアミン標準品を 0.5 mM になるように 50 mM のリン酸バッファー (pH 7.0) に溶解した。ここに次亜塩素酸ナトリウムをモル添加比 ($\text{Cl}_2\text{-mol}/\text{メチルアミン}\text{-mol}$) 0.5～4 で添加し、30 分間攪拌しつつ反応させた。反応後、適宜希釈して DPD 比色法によりジクロラミン濃度を定量するとともに、ヘッドスペース-GC/MS により DCMA ($m/z=98$) の面積値を測定し、内部標準物質として 1,1,2-trichloroethane d3 体 (0.4 mg/L, $m/z=100$) を用いて面積比を算定した。

(b) 水道水中の DCMA の定量

北海道大学内にある研究室の実験室水道水と、北海道内 A 浄水場浄水を採水し、DCMA を以下の通り定量した。試料 1 L を固相抽出カートリッジ (Oasis HLB Plus Short) に 5 mL/min で通水し、試料中の DCMA をカートリッジに吸着させた。これを 2 mL の MtBE により回収した。無水硫酸ナトリウムによる脱水後、内部標準物質として 1,1,2-trichloroethane d3 体を 0.2 mg/L になるように添加し、GC/MS にて定量した。

C. 結果及び考察

1.1 臭化物イオン濃度が高い原水を含む浄水場でのハロ酢酸の生成特性

図 1 に、原水の Br⁻、TOC 濃度と給水栓水の 1 臭素化 HAA 濃度 (ブロモクロロ酢酸 (BCAA) あるいはブロモジクロロ酢酸 (BDCAA)) の関係を示す。TOC 濃度は、HAA 前駆物質濃度の指標として用いた。BCAA、BDCAA のいずれかの濃度が 5 µg/L を超過した試料は、原水の Br⁻ または TOC 濃度が必ずしも高くなく、Br⁻濃度が高くても 1 臭素化 HAA 濃度が低い場合もあった。これは、原水の Br⁻濃度が高いと、2, 3 臭素化 HAA になる場合があること、また前駆物質の浄水プロセスでの除去等、1 臭素化 HAA 濃度は、複数の因子の影響を受けているためと考えられた。2 臭素化 (ジブロモ酢酸 (DBAA)、ジブロモクロロ酢酸 (DBCAA))、3 臭素化 HAA (トリブロモ酢酸 (TBAA)) について見ると、DBAA または DBCAA 濃度が 5 µg/L 超であった試料、または TBAA が検出された試料は 5 つあったが、いずれも原水の Br⁻濃度は 200 µg/L 以上であった (図 2)。

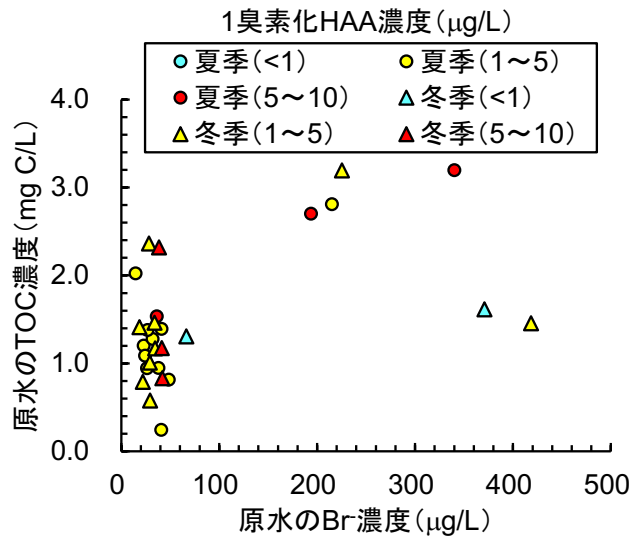


図1 原水の Br^- , TOC 濃度と給水栓水の1臭素化HAA濃度の関係(凡例の数値が<1: BCAA, BDCAA 濃度のいずれも<1 $\mu\text{g/L}$, 1~5: BCAA または BDCAA 濃度が1~5 $\mu\text{g/L}$, 5~10: BCAA または BDCAA 濃度が5~10 $\mu\text{g/L}$)

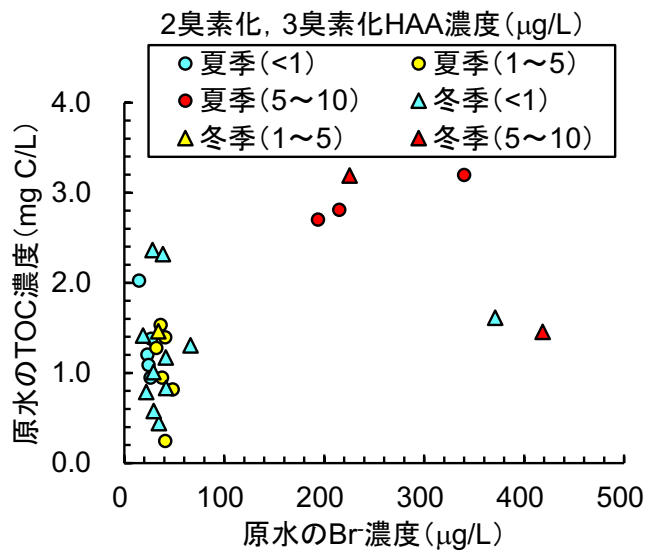


図2 原水の Br^- , TOC 濃度と給水栓水の2臭素化, 3臭素化HAA濃度の関係(凡例の数値が<1: 3物質濃度とも<1 $\mu\text{g/L}$, 1~5: DBAA または DBCAA 濃度が1~5 $\mu\text{g/L}$, 5~10: DBAA または DBCAA 濃度が5~10 $\mu\text{g/L}$ あるいは TBAA が検出)

図3に、原水の Br^- , TOC 濃度と1臭素化HAA-FPの関係を示す。BCAA-FPは6試料が10 $\mu\text{g/L}$ を超過し、BDCAA-FPは12試料が10 $\mu\text{g/L}$ を超過した。いずれも値が大きかったのは、概して Br^- 濃度または TOC 濃度が高い場合であった。これは、給水栓水の結果と異なる傾向だったが、FPは浄水プロセスの影響を受けないためと考えられた。2臭素化, 3臭素化HAA-FPでは、 Br^- 濃度の影響が一層顕著であった(図4)。

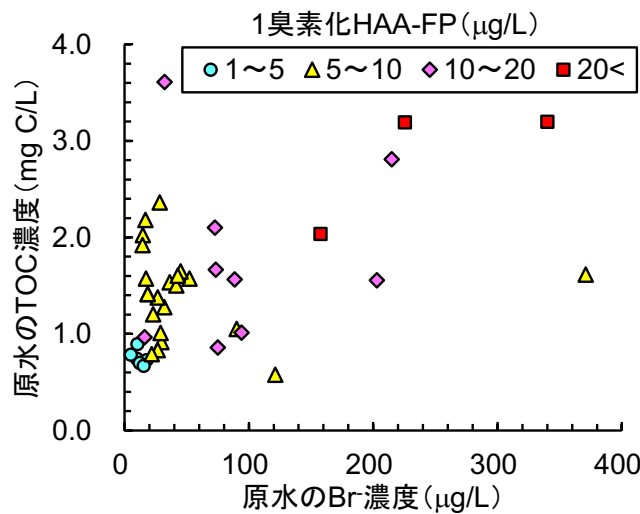


図 3 原水の Br^- , TOC 濃度と 1 臭素化 HAA-FP の関係 (凡例の数値が 1~5 : BCAA-FP または BDCAA-FP が 1~5 $\mu\text{g/L}$, 5~10 : BCAA-FP または BDCAA-FP が 5~10 $\mu\text{g/L}$, 10~20 : BCAA-FP または BDCAA-FP が 10~20 $\mu\text{g/L}$, 20 < : BCAA-FP, BDCAA-FP のいずれかが > 20 $\mu\text{g/L}$)

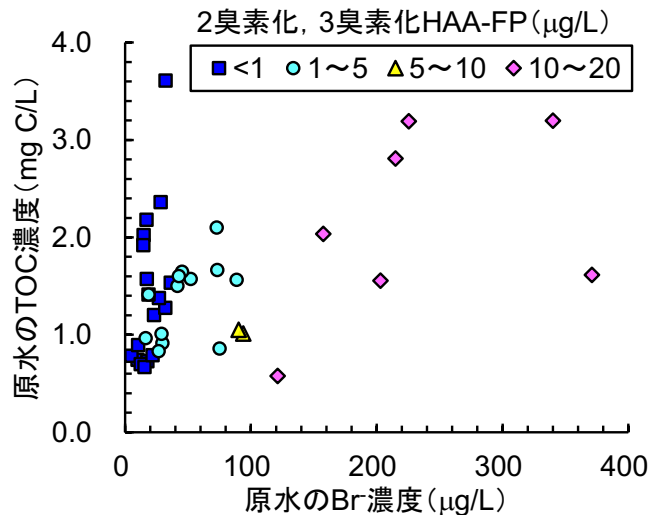


図 4 原水の Br^- , TOC 濃度と 2 臭素化, 3 臭素化 HAA-FP の関係 (凡例の数値が < 1 : 3 物質の FP が < 1 $\mu\text{g/L}$, 1~5 : DBAA-FP または DBCAA-FP が 1~5 $\mu\text{g/L}$, 5~10 : DBAA-FP または DBCAA-FP が 5~10 $\mu\text{g/L}$, 10~20 : DBAA-FP または DBCAA-FP が 10~20 $\mu\text{g/L}$ あるいは TBAA-FP が検出)

原水の Br^- 濃度が高かった 5 浄水場について、凝集沈殿処理による HAA の FP 除去率を評価した。その結果、HAA の FP 除去率は 17~50%、モノハロ酢酸 (MHAA)、ジハロ酢酸 (DHAA)、トリハロ酢酸 (THAA) の FP 除去率は、それぞれ 13~36%、17~47%、17~53%であった。図 5, 6 に、原水の Br^-/TOC と凝集沈殿処理による各 DHAA と THAA の FP 除去率の関係を示す。HAA の各成分の FP 除去率は、HAA の FP 除去率の大小が影響すると考えられたため、除去率が一定の範囲 (35~50%) の結果について評価した。また、DBAA, DBCAA, TBAA は、処理前の FP が 0 であった結果は除外した。

DHAA と THAA のいずれも、塩素化、1 臭素化、2 臭素化、3 臭素化 HAA の順に凝集沈殿処理による FP 除去率は高かった。また、ジクロロ酢酸 (DCAA) を除き、原水の Br-/TOC が大きい方が、各成分の FP 除去率が高い傾向にあった。これらの傾向は、これまで述べてきた結果と一致しており、処理後は前駆物質濃度が低下し、臭素化 HAA が生成しやすくなったためと考えられた。特に、2 臭素化、3 臭素化 HAA の場合、Br-濃度が 100 $\mu\text{g/L}$ 程度までの範囲では、FP の除去効果は期待できないことが示された。

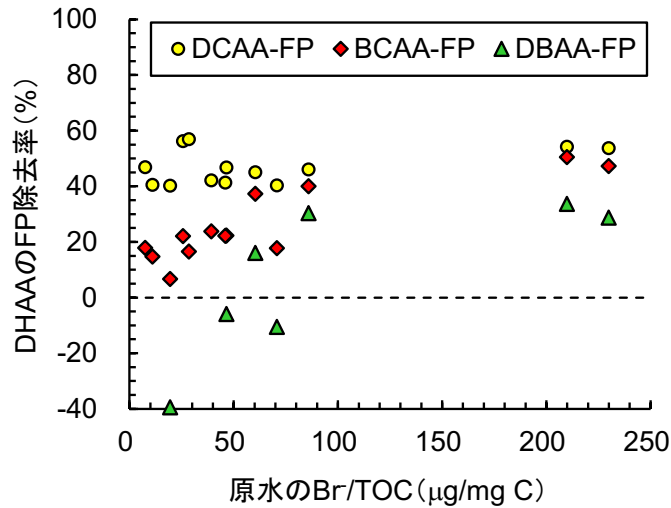


図 5 原水の Br-/TOC と凝集沈殿処理による DHAA の FP 除去率の関係

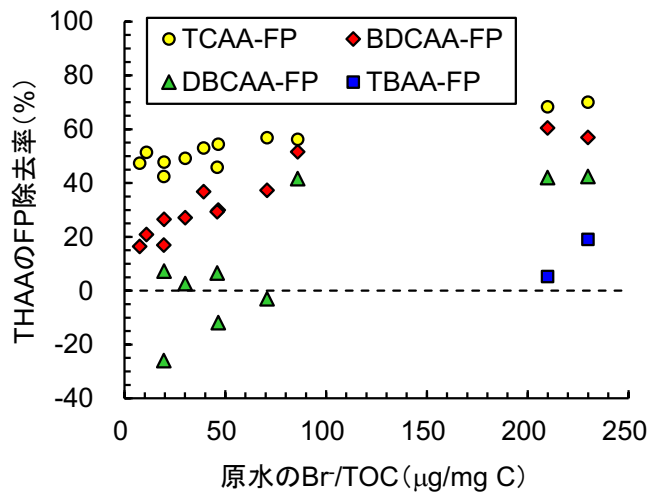


図 6 原水の Br-/TOC と凝集沈殿処理による THAA の FP 除去率の関係

1.2 極端な原水条件での臭素化ハロ酢酸の生成特性とその制御

クロロ酢酸はすべてのサンプルで定量下限値 (3 $\mu\text{g/L}$) 未満であり、ブロモ酢酸は一部のサンプルのみ定量下限値 (1 $\mu\text{g/L}$) を上回ったが、検出濃度は定量下限値付近の低濃度のみであったため、ジハロ酢酸 (DHAA) FP およびトリハロ酢酸 (THAA) FP の結果のみを示す。

図 7 および 8 に、塩素処理後の残留遊離塩素濃度を複数段階に変化させた場合の DHAA および THAA の生成量を示す。DBAA およびトリブロモ酢酸 (TBAA) は琵琶湖水および C 原水からは検出されなかった。またジブロモクロロ酢酸 (DBCAA) も琵琶湖水からは検出されなかった。残留遊離塩素濃度の違いによって HAAFP に多少の増減傾向は認められるものの、最大でも 3 割程度の変動であり、極端な変化は見られなかった。塩素を含まない種の HAAs (DBAA および TBAA) のみが残留塩素濃度の上昇に従い減少傾向を示した一方で、その他の種について

ては概ね一定、あるいはわずかな増加傾向を示した。このことから、FP 試験における 24 時間後の残留塩素濃度を 1~2 mg/L の間とした本実験の設定は、生成特性を把握する上で妥当な条件であると判断した。

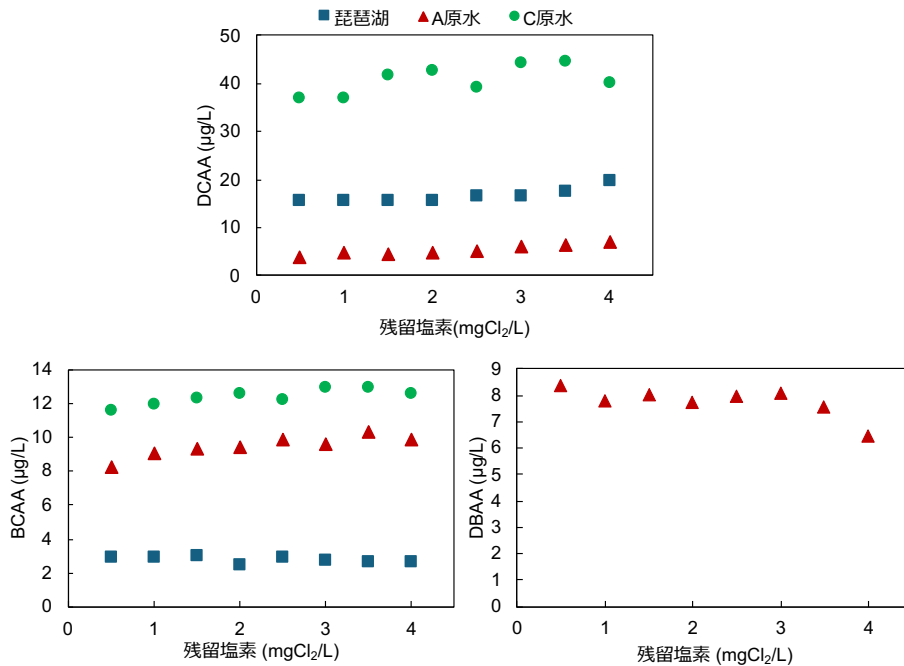


図 7 残留塩素別 DHAAs 生成量の変化

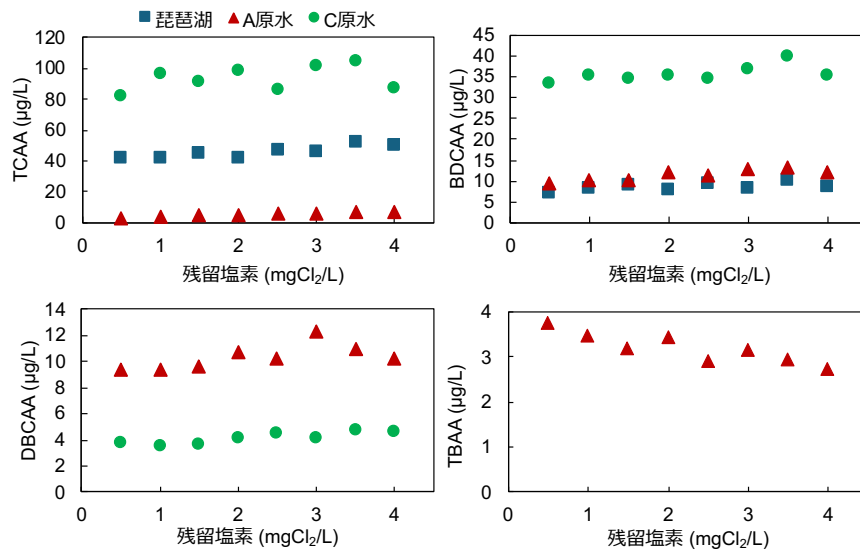


図 8 残留塩素別 THAAs 生成量の変化

図 9 に、前塩素処理の有無による琵琶湖水の浄水処理後の HAAFP を示す。前塩素処理は、本来凝集や粉炭で除去可能な HAA 前駆体を、除去工程の前に HAA へと変換してしまう懸念があり、HAAFP の低減効果を損なう可能性が考えられていた。しかし、琵琶湖水の DOC (1.5 mg C/L 程度) であれば、前塩素処理下でも含臭素 HAA の生成は十分に制御可能 (目標値案未満) であることが示された。一方で、前塩素処理の有無にかかわらず、前塩素処理を施した際の HAAFP が高くなる傾向も認められた。この傾向は臭素含有率の高い HAA ほど顕著であり、か

つ Br 濃度が高いほどより強く現れることが確認された。

図 10 に、A および C 原水の結果を示す。A 原水は Br 濃度が 320 $\mu\text{g/L}$ と高く、C 原水は DOC が 4.6 mg C/L と高濃度である。両試料とも同様の HAA 生成挙動を示し、粉炭添加の有無にかかわらず、琵琶湖水で見られたような前塩素処理による大幅な HAAFP の増加は認められなかった。これは、各原水に含まれる前駆体の組成により前塩素処理の影響が異なることを示唆している。

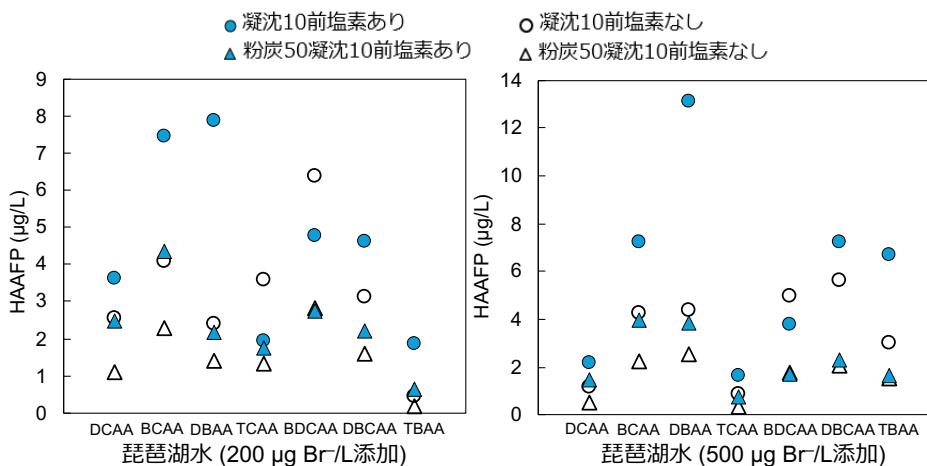


図 9 前塩素処理の有無による琵琶湖水の処理前後における HAAFP の比較

図 11 に、S および R 原水の結果を示す。両試料とも Br 濃度がそれぞれ 230, 170 $\mu\text{g/L}$ と高く、DOC は 2.3, 4.1 と琵琶湖水よりも高い値である。R 原水においては、5.7 mg/L の前塩素添加によって HAAFP が前塩素なしと比べ増加した。一方、3 時間後の残留遊離塩素濃度 (0.5 mg/L 以下) を基準とした前塩素条件では、S および K 原水のいずれにおいても大きな変化は見られなかった。以上のことから、残留塩素が残らない程度の低濃度添加であれば、HAAFP に与える影響は限定的であることが示唆された。

2024 年から 2025 年にかけて採取した 12 試料のうち、特に 2025 年に採取した 9 試料 (N, T, W, O, G, A, S, R 原水および琵琶湖水) について、HAAFP の評価と処理性の検討を行った。

まず、DOC が 1 mg/L 以下の試料 (N, T, W, O 原水) においては、未処理の状態でも、BCAAFP および BDCAAFP (O 原水の BDCAAFP を除く) は目標値案を下回った。また、臭素化度が 1 以下の HAAFP については、概ね DOC の大小に従う傾向が認められた。一方、DOC が 1 mg/L 以上の試料 (G, A, S, R 原水および琵琶湖水) では、琵琶湖水を除く 4 地点の原水において、BCAAFP および BDCAAFP のいずれか、あるいは両方が目標値案を上回る結果となった。

これら目標値案を上回った 4 原水 (G, A, S, R 原水) に対しては、10 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$ の凝集剤を添加する凝集沈殿処理を実施した。その結果、原水の DOC が高い試料ほど、処理後の BCAA および BDCAAFP も高く残存する傾向が見られた。特に S 原水および R 原水は、凝集沈殿処理後も目標値案を十分に上回っていたため、さらに粉炭処理を併用した検討を行った (図 12)。R 原水の BDCAAFP は目標値案 (1 $\mu\text{g/L}$) を僅かに上回ったものの、粉炭処理を組み合わせることで概ね目標値案の範囲内に制御可能であることが確認された。

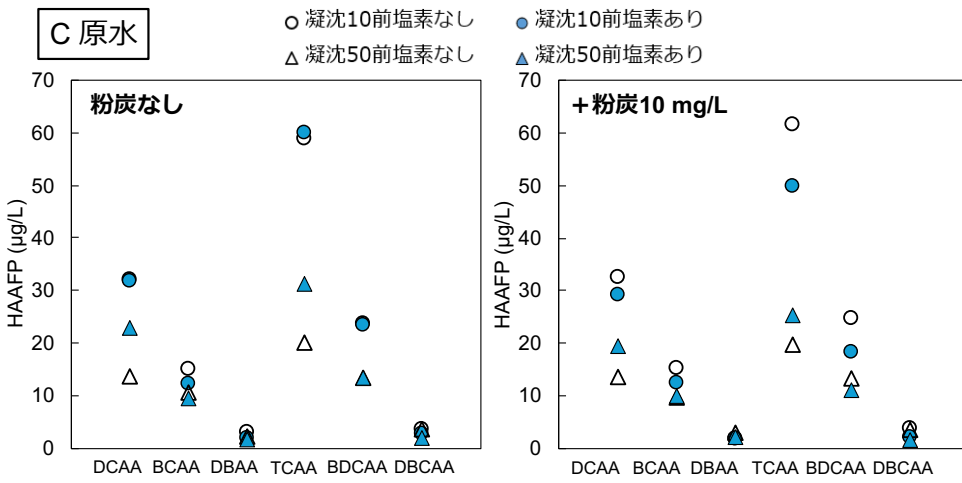
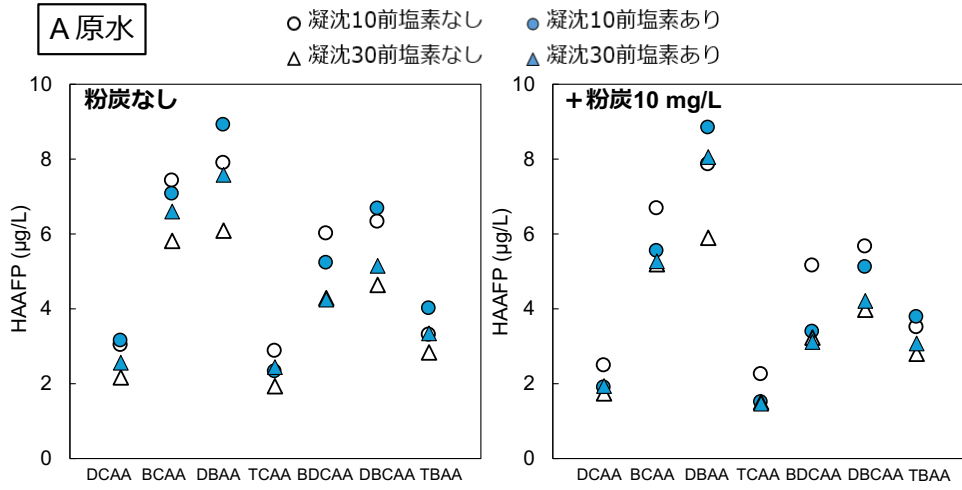


図 10 前塩素処理の有無による A および C 原水の処理前後における HAAFP の比較

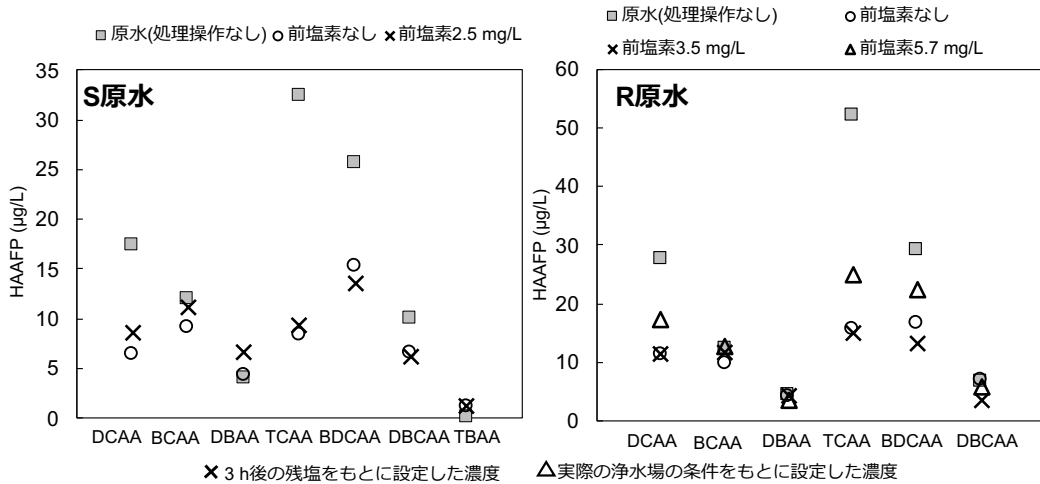


図 11 前塩素処理の有無による S および R 原水の処理前後における HAAFP の比較

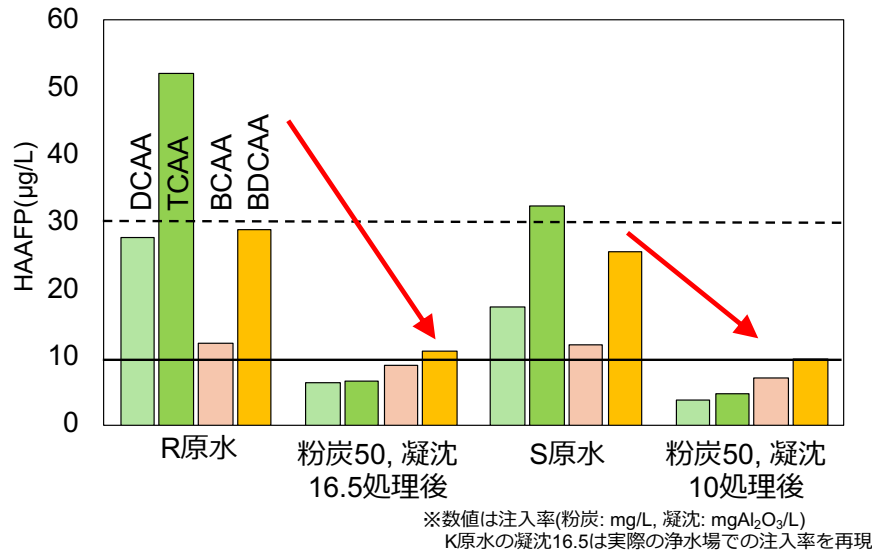


図 12 S および R 原水の処理前後における HAAFP の比較

上述の結果を踏まえ、BCAAFP および BDCAAFP を目標値案以下に制御可能な原水 DOC および Br⁻濃度の範囲を図 13 に示す。Br⁻濃度がおよそ 100 µg/L 以下、DOC が 1.5 mg C/L 以下の条件においては、未処理でも臭素化 HAAs は目標値案以下となることが判明した。また、DOC が 2 mg C/L 程度、あるいは Br⁻濃度が 200 µg/L 以下の範囲であれば、凝集沈殿処理により一定の制御が可能となり、これらの数値を上回る高濃度条件においても、粉炭の併用によって目標値以下に抑制できることが示された。本研究で用いた試料の中で、最も DOC が高い C 原水や R 原水、および Br⁻濃度が高い A 原水においても、粉炭および凝集沈殿処理の併用で制御可能であることが確認された。この結果は、実際の水道システムにおいても BCAA および BDCAA の生成を十分に制御できる可能性を示唆している。一方で、Br⁻濃度よりも DOC が高い原水ほど、目標値案以下への制御がより困難になる傾向もあわせて示唆された。

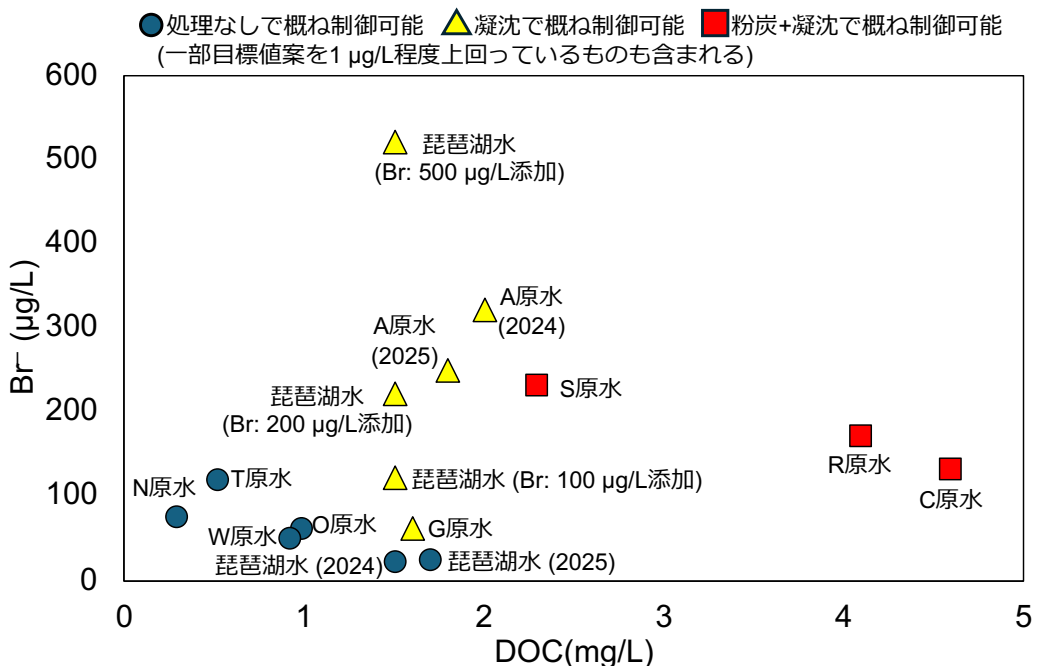


図 13 臭素系ハロ酢酸の制御可能な原水 DOC および Br⁻濃度範囲

1.3 水道での消毒副生成物の存在状況の検査回数から見た評価

図 14 に、2022 年度における給水栓水の消毒副生成物の最高値と基準値の比が 10%以下であった浄水場の水源別の割合を示す。消毒副生成物は、THM、クロロホルム (CF)、ブロモジクロロメタン (BDCM)、ジブロモクロロメタン (DBCM)、ブロモホルム (BF)、モノクロロ酢酸 (MCAA)、DCAA、TCAA の 8 種である。

全体について見ると、THM、CF、DCBM が 57~64%、TCAA と DCAA が 68~75%、残りの 3 種は 97%以上であった。原水が地下水の浄水場について見ると、いずれの消毒副生成物も約 80%以上の浄水場が基準値の 10%以下であった。水質検査のあり方を考える場合、原水の種類を考慮することが望ましいと考えられた。

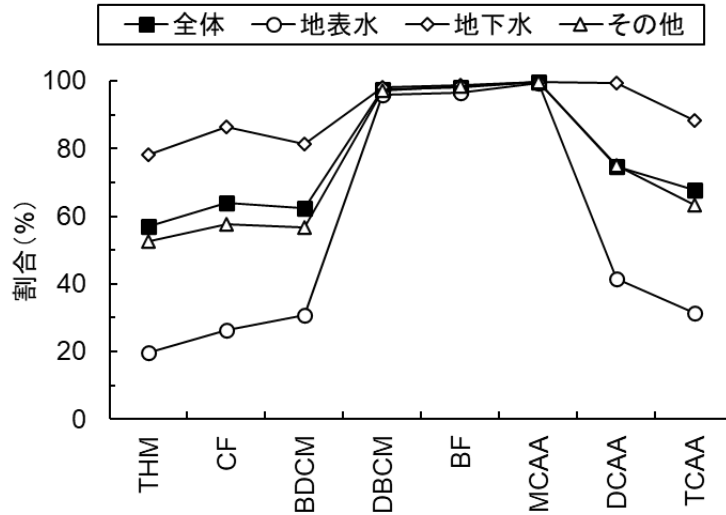


図 14 2022 年度における給水栓水の消毒副生成物の最高値と基準値の比が 10%以下であった浄水場の水源別の割合

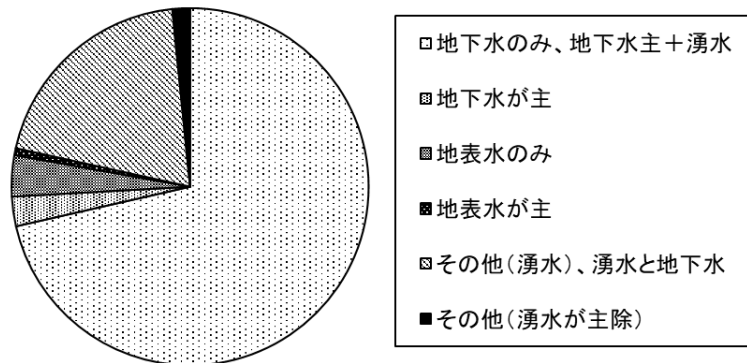


図 15 2017~2022 年度の給水栓の THM の最高値が常に基準値の 10%以下であった浄水場の原水の種類別の割合

2017~2022 年度の 6 年間、給水栓の THM が常に基準値の 10%以下であった浄水場について、原水の種類で分類した (図 15)。該当する浄水場は 3700 件で、その多くは地下水のみと地下水が主でその他 (湧水) の浄水場、その他 (湧水) のみとその他 (湧水) が主で地下水の浄水場であった。今後、該当する浄水場の原水の水質等との関係についての検討を行う予定である。

図 16 に、THM と TCAA の各浄水場システムの給水栓水での検査回数の分布を示す。これらの水質検査は 3 ヶ月に 1 回以上、すなわち年 4 回以上であるが、約 90%の浄水場の検査回数が 4 回

であった。水質検査を行っていたところでは、12回（1ヶ月に1回と推定）が次に多かった。0回のところは約4%であったが、休止の浄水場もあるため確認が必要となると考えられた。

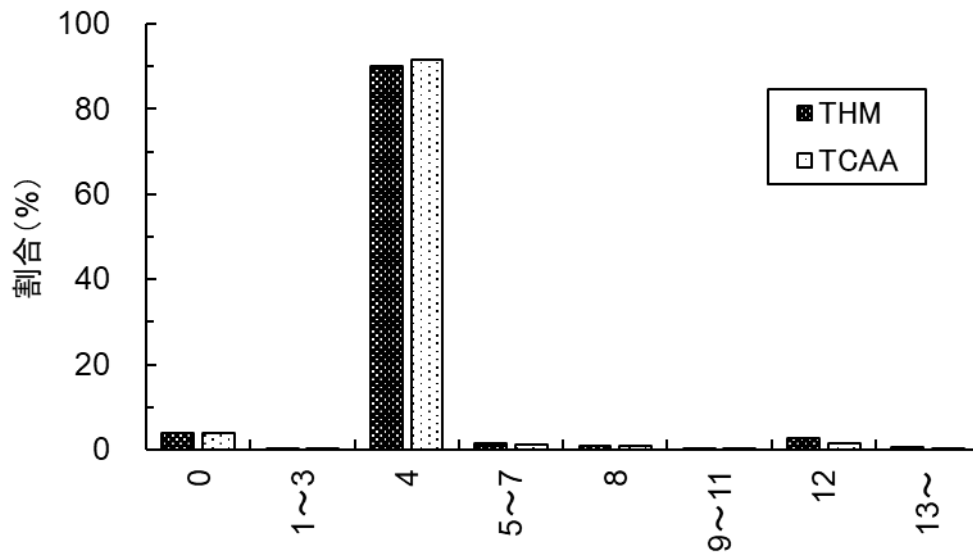


図 16 2022 年度における給水栓での THM と TCAA の検査回数 (0 回には休止中を含む)

1.4 原水 TOC と給水栓消毒副生成物の関係

図 17 に、水道統計に記載の全国の水道事業体における原水 TOC（年間平均値）と給水栓総トリハロメタン濃度（年間平均値）の関係を水源種別にプロットしたものを示す。図の作成にあたり、複数種の水源を用いているデータは除外している。図中の点線は、 $y=0.1x$ の直線（ y は総トリハロメタン濃度、 x は原水 TOC 濃度）である。どの水源についても、ごく少数の例外を除いて、各 TOC におけるトリハロメタンの上限値は概ねこの直線上かそれ以下となっていることがわかる。湖沼水やダムが水源の場合は、上限値がこの直線よりもかなり低い、それ以外では上限が概ね $y=0.1x$ に対応していた。

このことは、総トリハロメタン/原水 TOC 比の最大値がどの水源であっても 0.1 以下であることを意味する。したがって、例えば、TOC が基準値の 1/10 である 0.3 mg/L 未満であれば、総トリハロメタンは、0.03 mg/L（注：基準値は 0.1 mg/L）未満になり、基準値よりも低い濃度レベルであるとトリハロメタンの測定なしに推定できる。

上記の結果は、消毒副生成物の頻繁な測定・監視なしに、原水 TOC をモニタリングすることで、消毒副生成物の上限を推定し、TOC が十分に低い場合には、消毒副生成物も十分に低いと推定でき、個別物質の測定をせずに、消毒副生成物の監視・管理の可能性を示すものである。

ただし、測定を省略した消毒副生成物の監視・管理には、まだ課題も多い。今回の結果は総トリハロメタンに関するものであり、他の副生成物についても検討する必要がある。また、今回は水源ごとに分析を行ったが、処理フローごとに有機物の除去率が異なり、総トリハロメタン/原水 TOC 比の上限値が処理フローごとに異なることが容易に推測される。今後はこのような処理フローとの関連性を検討する必要もある。

このように多くの課題が残されてはいるものの、原水 TOC に基づいた消毒副生成物の監視・管理の可能性を示した点は、重要な成果であり、今後精緻化を進めたい。

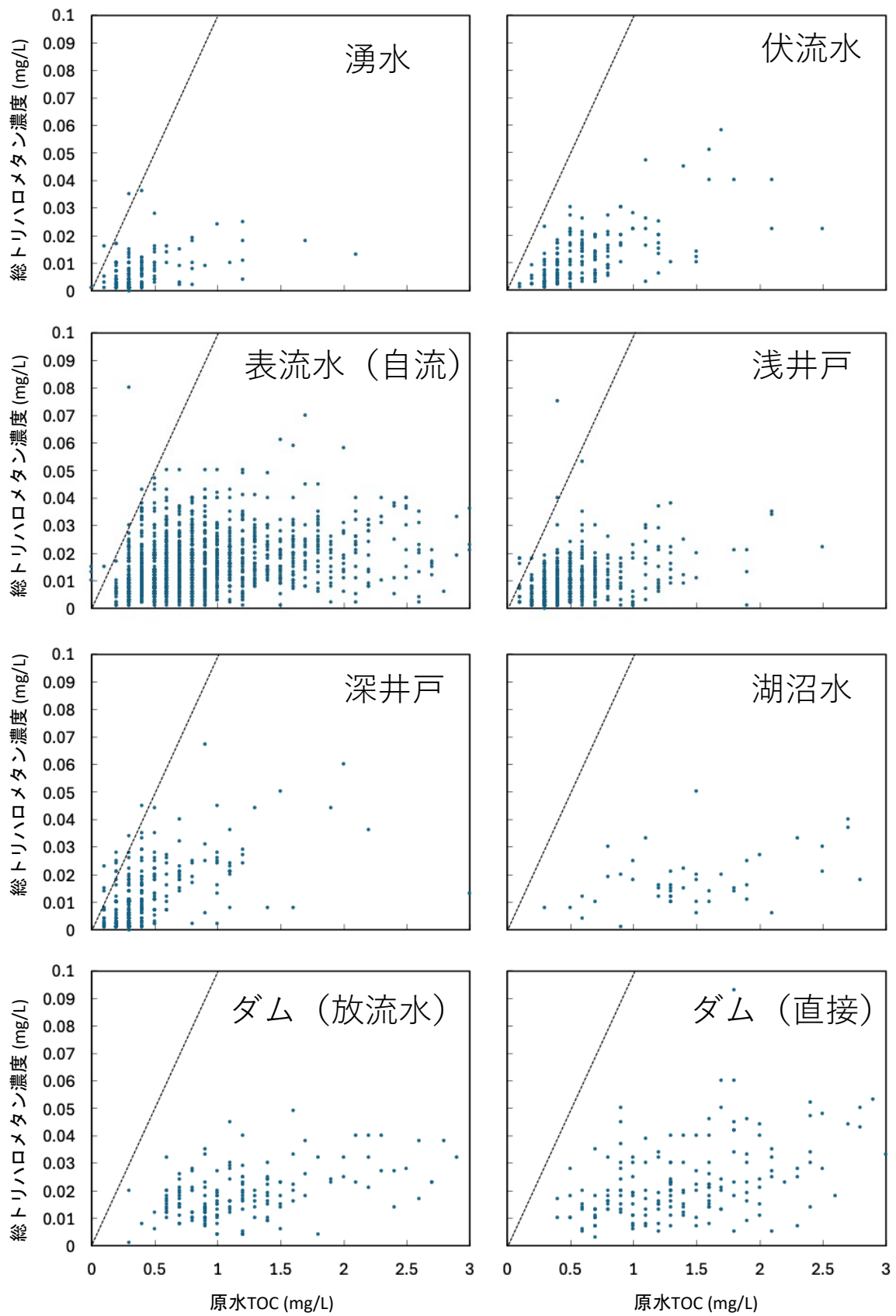


図 17 原水 TOC と給水栓における総トリハロメタン濃度の関係 (図中の点線は $y=0.1x$ に対応する)

2. カルキ臭に関する検討

2.1 アミン類の塩素処理に伴い生成されるカルキ臭寄与物質の推定

1. GC/MS による DCMA の定量

DPD 比色法で、DCMA はジクロラミンとして定量されると報告されている (Li and Blatchley, 2007; Tachikawa et al., 2009)。一方、図 18 に示すとおり、DPD 比色法で定量されたジクロラミン濃度と、ヘッドスペース GC/MS における DCMA の面積比との間には、直線性が観察された。すなわち、GC/MS により、DCMA が定量可能であることが示唆された。

2. 水道水中の DCMA 濃度

まず、異なる濃度の DCMA 水溶液を作製し、固相抽出により試料中の DCMA を抽出した。これを少量の MtBE で溶出することにより濃縮し、GC/MS にて定量を行った。このようにして得られた検量線を図 19 に示す。実験を行った 5~160 nM の範囲内で直線性が確認され、固相抽出-GC/MS 法により、この範囲内で水中の DCMA を定量可能であることが示された。また、回収率は $62 \pm 17\%$ であった。

そこで、本研究室の実験室水道水と、北海道内 A 浄水場浄水における DCMA の定量を試みた。実験室水道水を 3 回、A 浄水場浄水を 7 回採水し、測定したが、いずれの試料からも DCMA が検出された (図 20)。DCMA は、千葉県企業局が管理する栗山浄水場の給水栓水からの検出事例がある (松井, 2025)。また、中国の環境水をラボにて塩素処理したところ、DCMA が検出されたとの報告もある (E et al., 2019)。これらより、DCMA は広範な水道水中に存在する可能性が示唆された。

また、本研究で検出された DCMA は、北海道大学内水道水では 5~7 nM (= 0.5~0.7 $\mu\text{g/L}$) 程度であり、これは栗山浄水場給水栓水で報告されている 0.5 $\mu\text{g/L}$ (松井, 2025) と同程度であった。これに対し、A 浄水場浄水中では 10~30 nM (= 1~3 $\mu\text{g/L}$) 程度と、高い濃度であった。今後、DCMA の臭気閾値を実験的に調べ、浄水カルキ臭への寄与の程度を明らかにする必要がある。

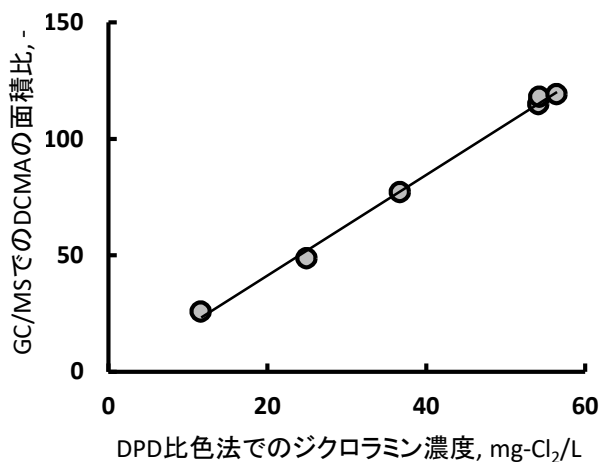


図 18 DPD 比色法でのジクロラミン濃度とヘッドスペース GC/MS での DCMA 面積比の関係

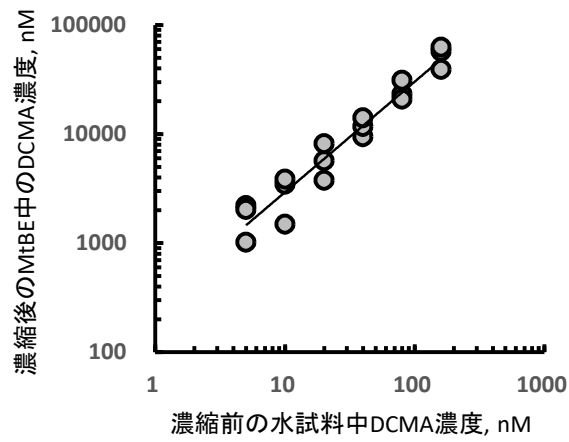


図 19 固相抽出—GC/MS 法による DCMA の検量線

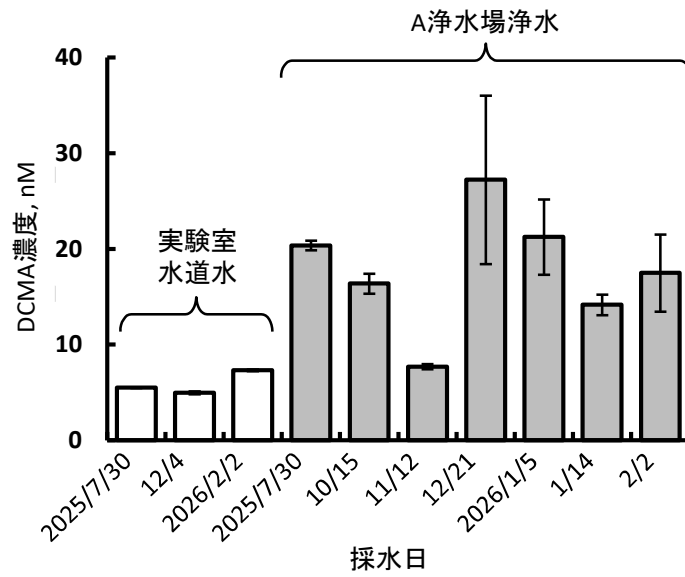


図 20 水道水中の DCMA 濃度

D. 研究発表

1. 論文発表

- 1) 小坂浩司, 川上陽介, 吉田伸江, 小島邦恵, 東城まゆみ, 越後信哉, 増田貴則. 臭化物イオンが高い原水を含む全国の浄水場の臭素化ハロ酢酸やその生成能の実態と低減. 土木学会論文集特集号 (環境工学), 81 (25), 25-25041, 2025.
- 2) Kosaka K., Yoshida N., Kojima K., Tojo M., Kawakami Y., Echigo S., Masuda T. Prediction of brominated disinfection byproducts in chlorinated drinking water in Japan using data on trihalomethanes and chlorinated disinfection byproducts. *Science of the Total Environment*, 975, 179309, 2025.
- 3) 友井幹太, 多田悠人, 小坂浩司, 越後信哉. 極端な原水水質に対する粉末活性炭処理と凝集沈殿処理による含臭素ハロ酢酸の制御. 土木学会論文集特集号 (環境工学), 81 (25), 25-25041, 2025.

2. 学会発表

該当なし

H. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含む.)

1. 特許取得

該当なし

2. 実用新案登録

該当なし

3. その他

該当なし

I. 参考文献

- E, Y., Yang, Q., Guo, Y., Lian, L. and Blatchley III, E. R. (2019) CH_3NCl_2 formation from chlorination of carbamate insecticides, *Environmental Science & Technology*, **53**, 13098–13106.
- Li, J. and Blatchley, E. R. (2007) Volatile disinfection byproduct formation resulting from chlorination of organic-nitrogen precursors in swimming pools, *Environmental Science & Technology*, **41**, 6732–6739.
- Tachikawa, M., Amano, K., Nishiyama, K., Urano, A., Kato, K. and Yamanaka, K. (2009) Methylamine dichloramine may play a role in the process of colorectal disease through architectural and oxidative changes in crypts in mice, *Life Science*, **84**, 923–928.
- 松井佳彦 (2022) 厚生労働科学研究費補助金 (健康安全・危機管理対策総合研究事業) 「水道における水質リスク評価および管理に関する総合研究」令和3年度研究報告書.
- 松井佳彦 (2025) 環境省委託研究調査「令和6年度水道水及び原水における化学物質等の実態を踏まえた水質管理の向上に資する調査検討業務」詳細報告書.

環境省請負業務

「令和 7 年度水道水及び原水における化学物質等の実態を踏まえた
水質管理の向上に資する調査検討業務」

リスク評価に関する調査検討

研究分担者	広瀬明彦	一般財団法人化学物質評価研究機構
研究協力者	福島麻子	一般財団法人化学物質評価研究機構
	赤堀有美	一般財団法人化学物質評価研究機構
	林 多恵	一般財団法人化学物質評価研究機構
	松本真理子	国立医薬品食品衛生研究所

要旨

水道水の基準値や目標値等の健康影響評価値の改訂においては、国内のばく露情報に加えて国際的に関心の高い水質汚染物質等の安全性評価情報の収集を継続的に行う必要がある。本調査では、水道水質管理の高度化を目的として、国内外における化学物質の毒性評価およびリスク評価に関する最新動向を整理し、水質基準や要検討項目の評価値の見直しに資する情報を収集するものである。水道水質の安全確保には、国内のばく露情報に加え、国際機関が提示する評価手法や最新知見を把握することが不可欠であり、本年度は特にニッケルおよび有機スズ化合物、さらに国際的関心が高い PFAS を対象として調査を行った。

ニッケルについては、国内評価(1998年の厚労省の水質管理専門委員会および2012年の食品安全委員会)とWHO飲料水ガイドライン第4版追補での評価の比較を実施した。国内では、1998年にはラット2年間混餌投与試験に基づく暫定評価値として0.01 mg/Lを導出していた。その後、2012年の評価では、より感受性の高いヒトデータ(空腹時の全身性接触皮膚炎(SCD))に基づきTDIとして4µg/kg/dayが評価されたが、割り当て率の設定は行わず国際的により低い基準である0.02 mg/Lを採用した。WHOは、2006年の第3版の追補でSCD影響の影響を根拠にして評価された12 µg/kg/dayの短期ばく露のLOAELに対して不確実係数は適用せず、20%割り当て率を適用して評価値:70 µg/Lを設定した。その後、2022年のガイドライン第4版追補では、生殖発生毒性を根拠に慢性ばく露の評価値として80 µg/Lを導出した。しかし、この値は2006年の評価値よりわずかに高いだけであることとリスクアセスメントにおける不正確さも考慮して、この差は評価値を緩和することが正当化される程ではないと判断され、結果的な評価値としては70µg/Lが維持された。

有機スズ化合物については、国内ではトリブチルスズオキシド(TBTO)に基づく暫定値0.6 µg/Lのみが設定されており、その他化合物の評価はIPCSの評価を引用したものであった。WHO飲料水ガイドライン第4版の追補では、近年の知見とEFSAの評価を踏まえ、トリブチルスズ、ジブチルスズ、トリフェニルスズ、ジオクチルスズを包括的に評価し、免疫毒性に基づく4化合物のグループ評価値0.001–0.15 µg/Lを示したが、通常の飲料水ばく露レベルは健康懸念は低いとして正式なガイドライン値として設定していない。

PFAS の最新の評価動向としては、WHO が 2023 年末から開始した包括的リスク評価プロジェクトの動向を整理した。Phase 1 では 77 種類の摂取 PFAS と 66PFAS に関する健康影響データを統合し、18 の優先 PFAS および 6 つの主要健康影響カテゴリーを抽出した。Phase 2 で予定されている健康に基づくガイダンス値 (HBV) の導出に向けて PFAS に対する体系的証拠収集・評価手法と混合物リスク評価手法の検討がおこなわれた。混合物評価の検討では、PFAS 群に共通する毒性傾向から「用量加算」原則を基本とし、RPF (相対毒性係数) などの成分ベース手法が最適とされている。

A. 研究目的

水道水の水質管理を定量的に行うために必要な水質基準や要検討項目の目標値等について、最新の知見を用い水質基準の逐次改正の検討が行われているが、基準値の改訂や候補の選定のためには、国内のばく露情報にくわえて国際的に関心の高い水質汚染物質等の安全性評価情報の収集を継続的に行う必要がある。

本研究調査では、水道水及び原水における化学物質等の実態を踏まえた水質管理の向上に資する調査検討業務におけるリスク評価に関する調査として、国際的な評価機関等と国内とで異なるリスク評価となっている物質の毒性情報の収集・整理すると共に、関係する学会等へ参加し、化学物質の評価手法の情報収集を行うことを目的とした。令和 7 年度は、管理目標で目標値が設定されているニッケルと要検討項目で暫定値が設定されている有機スズ化合物に関して、国内の評価値と WHO 飲料水ガイドライン第 4 版の追補で新たに評価値設定された健康影響評価値との違いやリスク評価に関する近年の国際動向について情報収集を目的とした。

B. 研究方法

ニッケルに関しては、要監視項目の目標値の基となっている食品安全委員会の評価と WHO の飲料水ガイドライン第 4 版追補で設定された際のニッケルの毒性評価や健康影響評価値の設定方法に関する比較を行った。有機スズ化合物に関しては、国内評価値の 2003 年の改訂時には、トリブチルスズオキシドについての毒性評価を基にして暫定値として評価値が設定されたのみで、その他の有機スズ化合物の評価値は設定されておらず、WHO の飲料水ガイドラインも改訂前はジアルキル有機スズに対する評価しか行われていなかった。その後 EFSA が有機スズ化合物として総括的に評価を行った結果を基に、WHO の飲料水ガイドライン第 4 版の追補でスズ化合物のグループ TDI として健康影響評価値を設定している。本調査では、各有機スズ化合物の毒性評価についての概要とグループ TDI の設定法について情報整理を行った。また、最近のリスク評価と国際的に関心の高い PFAS の評価に関する最近の国際動向を収集する目的で、WHO が現在取り組んでいる PFAS 評価の専門家グループの最新の評価情報として、PFAS の最新評価に関する EFSA が 11 月にオンラインで開催したシンポジウムで紹介された WHO の PFAS イニシアティブ活動とそれに関連するオランダ国立公衆衛生研究所の活動について最新動向を収集した。

C. 結果及び考察

C-1) ニッケルの毒性評価及び健康影響評価値

国内においては 2003 年の水質基準改正時に管理目標設定項目のニッケルについての評価値が設定されており、1998 年の専門委員会の評価を継続して暫定的な TDI である 0.005 mg/kg/day から、評価値 0.01 mg/L を算出していた。

その後、食品安全委員会におけるニッケルの評価では、TDI として 4 µg/kg/day が設定されたが、食事からの摂取量が高いこともあり寄与率を算定せず、国際的に最も低い評価値として 0.02 mg/L を評価値として設定した。一方、WHO 飲料水ガイドライン第 4 版追補で再評価が試みられたが、結果として 0.07 mg/L を継続した。

我が国の毒性評価と評価値の設定

2003 年の水質基準改正時の評価では、1998 年の厚労省の生活環境審議会水道部会・水質管理専門委員会の水道水質に関する基準の見直しにおける評価を採用し、ラットを用いた 2 年間混餌投与 (Ambrose ら, 1976) による試験における臓器重量の変化に基づく NOAEL 5 mg/kg/day から暫定的な TDI を算定している。この評価では、いくつかの二世世代繁殖試験における LOAEL (1.3 mg/kg/day, Smith ら, 1993) や NOAEL (7 mg/kg/day, RTI (1988, Velazquez ら, 1994 より引用)) の評価も行われていたが、試験条件の適切性からその採用が見送られている。NOAEL 5 mg/kg/day に対する不確実係数としては、種差および個体差各 10 の積 100 に、1 年以降の高死亡率に対する追加係数 10 を適用して 1,000 として、暫定的な TDI 5 µg/kg/day を評価値として設定した。この TDI に対して、1 日水摂取量 2 L、体重 50 kg、割り当て率 10% を適用して、暫定目標として 0.01 mg/L が設定されていた。

その後、2012 年の食品安全委員会における評価において、以下の毒性評価に基づいて確定値としての TDI が設定された。

<慢性影響>

ラットにおける硫酸ニッケル六水和物水溶液の 104 週間強制経口投与試験 (OECD TG 451 試験) (Rush RE ら, 2005; Heim KE ら, 2007 による引用) において、用量依存的な体重増加抑制および生存率の減少が認められており、最も感受性の高い影響に対応する NOAEL として 2.2 mg/kg/day を特定した。不確実係数 100 (種差、個体差各 10) を適用すると、TDI は 22 µg/kg/day と算出した。

<生殖発生毒性>

実験動物における生殖毒性に関して低用量からの影響の懸念の関心が高く、数多くの多世代試験を含む生殖発生毒性試験が行われてきていたが、ラットにおける硫酸ニッケル六水和物の二世世代生殖・発生毒性試験 (OECD TG416 試験) では、最高用量 (2.2 mg/kg/day) で、生殖器官、生殖行動、出生児の成長・発達、着床後/周産期死亡率などの有意な影響が認められず、信頼性の高い NOAEL として 2.2 mg/kg/day が設定された。この NOAEL に不確実係数 100 (種差、個体差各 10) を適用すると、TDI は慢性影響と同様に 22 µg/kg/day と算出できる。食品安全委員会ではこれより低い用量で影響の報告されているラット二世世代生殖・発生毒性試験やラット三世世代生殖・発生毒性試験も認識しているが、妊娠出産後 1 日目のみの一腹当たりの死亡児数の増加、ニッケル以外の金属が影響した可能性のある同腹児数のわずかな減少であることから、ニッケルによる次世代への影響とは判定しな

った。

<ヒト(ニッケルアレルギー保持者)への影響>

ニッケルアレルギー皮膚炎患者などニッケルに高感受性のヒトが比較的高濃度のニッケルを含む水や食品を摂取すると全身性の皮膚症状(湿疹や発赤等)が発症することが知られており、多くの臨床試験が報告されている。食品安全委員会では、ニッケルに高感受性の空腹状態の患者(ニッケル皮膚炎)に対して、ニッケル(⁶¹Ni) 12 µg/kg を単回飲水投与し、手の湿疹の悪化や丘疹の拡大を調べた試験(Nielsenら 1992)における手の湿疹の悪化が 20 名中 9 名、斑点状丘疹の拡大が 20 名中 3 名にみられたことに基いた LOAEL 12 µg/kg をもつとも感受性の高い指標として設定した。この値は、動物実験の慢性影響や生殖発生毒性に基づく TDI よりも低用量であるため、この値を TDI 設定の POD として判定した。通常であれば、LOAEL を用いたことやヒトの個人差を考慮すれば～100 程度の不確実係数が適用される可能性があるが、空腹時の胃における飲料水経由のニッケルの吸収率は食物から場合よりも 10～40 倍高いこと、感受性の高いヒトへのばく露であることから、LOAEL を用いたことに関する不確実係数 3 のみを適用して、TDI を 4 µg/kg/day と設定した。

<水質の評価値の設定>

食品安全委員会の TDI の通知を受けて、厚生労働省ではそれまでの暫定的な TDI (5µg/kg/day) を確定値として TDI を 4µg/kg/day とすることにしたが、食品経路によるニッケル摂取量が TDI を上回っていることから、常法に従って飲料水の評価値を定める寄与率を設定することは困難であることや、諸外国の水質基準値又はガイドライン値で最も低い値が 0.02 mg/L であることから、ニッケルの評価値としては 0.02 mg/L を設定した。

WHO 飲料水ガイドラインの毒性評価と評価値の設定

WHO のガイドラインでは、1993 年の第 2 版において、我が国の 1998 年の水質管理専門委員の評価でも使用されたラットの 2 年間混餌投与(Ambrose ら, 1976)による試験における NOAEL 5 mg/kg/day を基に算出しており、データ不足による不確実係数 10 を適用し、総不確実係数 1000 を適用して TDI 5 µg/kg/day を導出している。当時の割り当て率は 10% を適用しており、体重として 60 kg を用いた結果、評価値としては 0.02 mg/L が設定された。この評価値は、2004 年のガイドライン第 3 版の初版まで追認されていたが、2006 年の第 3 版追補で、ニッケルに高感受性のヒトに対する影響を根拠にして 70 µg/L に変更した。

この第 3 版追補では、より信頼性の高いラット二世世代試験(SLI, 2000; EU, 2004)において、胎児の周産期致死率の影響を根拠として NOAEL 2.2 mg/kg/day が評価されており、不確実係数 100 を適用して、TDI として 22 µg/kg/day が導出された。この TDI を用いると、WHO のデフォルトの割り当て率が 20% となったことから、全身毒性としての評価値は 130 µg/L と算出されていた。一方で、第 3 版追補では、この全身毒性の評価値ではニッケルに感作された個人を十分に保護できない可能性があるとも判断され、最も感受性の高いニッケルに高感受性のヒトに対する空腹時の患者を対象とした誘発試験(Nielsen ら, 1999)で確立された 12 µg/kg/day の LOAEL を POD として用いた評価も行われた。この研究では、ニッケルは、飲料水および/または吸収を著しく低下させる胃内の食物の存在下で、通常可能なレベルよりもはるかに高いレベルで単回投与された。この LOAEL

は、感受性の高いヒト集団に基づいているため、追加の不確実係数は適用されず、60 kg の体重に対して総摂取量の 20% を飲料水に割り当てて、ガイドライン (GV) 値は 70 µg/L (四捨五入) となった。この評価値は、2011 年の第 4 版の初版でも維持されたが、その後もニッケルの評価の改訂作業は継続され、2021 年にはニッケルの最新の背景評価文書において、慢性ばく露に対する評価値として 80 µg/L が導出された。しかし、根拠となったエンドポイントは異なるが、値としてはそれまでの 70 µg/L とほぼ変わらないこともあり、GV としては 70 µg/L が維持され、ニッケルに高感受性のヒトに対しても保護的であるとされた。以下に、最新の WHO 評価として 80 µg/L を導出するために鍵となった慢性毒性、生殖発生毒性およびヒトのアレルギー影響に関する毒性評価の概要を示す。

<短期ばく露試験>

酢酸ニッケルを 0、100、500、1000 mg/kg 食餌濃度 (EFSA (2015) のレビューによると、0、4.5、11.2、22.4 mg/kg/day のニッケル投与量に相当) で雄の離乳ラットにばく露した 6 週間の混餌試験において、体重増加、血漿ヘモグロビン、アルカリホスファターゼが測定された。高用量動物ではアルカリホスファターゼ活性が対照群と比較して有意に低下したが、中用量動物では体重増加とアルカリホスファターゼ活性のみが対照群と比較して有意に低下した (Whanger, 1973)。NOAEL は 12 mg/kg/day であった。硫酸ニッケル六水和物 (NiSO₄・6H₂O) を 0、44.7、111.75、223.5 mg/L (飲水濃度) (0、4.5、11.2、22.4 mg/kg/day のニッケル投与量に相当) で Sprague-Dawley ラットに飲水投与した 13 週間の試験において、毒性の臨床的徴候は観察されなかった。最終的な平均体重は、最高用量群で対照群と比較して減少した以外は、影響を受けなかった。T 細胞および B 細胞は低用量で誘導されたが、最高用量では抑制された。調査したどの組織にも、肉眼的にも顕微鏡的にも変化は見られなかった (Obone ら, 1999)。

EFSA の評価 (EFSA, 2015; EFSA, 2020) で示されたデータによると、経口投与後の短期反復投与毒性試験で観察された主な影響は、体重減少、臓器重量 (肝臓と腎臓) の変化、肝臓と腎臓の病理組織学的変化であった。

<慢性毒性>

NiSO₄・6H₂O を 10、30、50 mg/kg/day の用量 (0、2.2、6.7、11.2 mg/kg/day のニッケル用量に相当) で F344 ラットに 2 年間経口投与した試験では、統計的に有意な用量に関連した死亡率の増加傾向がみられたが、試験著者らによると、試験溶液の誤嚥が原因である可能性としている。また、雄雌ともに体重の減少は中用量群と高用量群で統計学的有意であった。臨床徴候、血液学および臨床化学的エンドポイント、尿検査パラメータ、肉眼的病理学および病理組織学的観察については、投与に関連した影響は見られなかった。高用量レベルで観察された体重減少に基づき、ニッケルの NOAEL を 2.2 mg/kg/day としている (Heim ら, 2007)。

NiSO₄・6H₂O をニッケル濃度 0、100、1000、2500 mg/kg 食餌濃度 (0、5、50、125 mg/kg/day に相当) でラットに 2 年間ばく露した試験において、体重は 1000 および 2500 mg/kg 食餌で有意に減少し、最高用量では 30% 以上減少した。生存率は全体的に非常に悪く (生存率は 62~72%)、特に雄の対照群と 2500 mg/kg 食餌では顕著であった。臓器重量の変化から NOAEL は 5 mg/kg/day とみなすことができるが、生存率が低いことを主な理由として、上述したようにこの試験データの評価の利用は限定的である (Ambrose ら, 1976; IPCS, 2009)。

NiSO₄·6H₂O を 0、100、1000、2500 mg/kg の食餌濃度(0、2.5、25、62.5 mg/kg/day に相当)でイヌに 2 年間ばく露したところ(Ambrose ら, 1976; IPCS, 2009)、2500 mg/kg 食群で体重増加の減少、腎臓および肝臓重量の増加、肺の組織学的変化が観察され、NOAEL は 25 mg/kg/day とされたが、高用量の投与開始 3 日間の嘔吐により嗜好性の低下の懸念があり、観察された結果に影響した可能性がある。

<生殖発生毒性>

塩化ニッケルを 0、50、250、500 mg/L(ニッケルとして 0、7、31、52 mg/kg/day 相当)の飲水濃度で、繁殖前 90 日から投与したラットの二世世代生殖試験において、P0 世代では、500 mg/L 用量レベルでの母体体重および肝臓重量の変化とともに、用量に関連した生仔サイズおよび仔体重の減少がみられ、新生児死亡率が増加した。F1 世代では、250 および 500 mg/L の用量レベルにおいて、3~7 週齢で用量に関連した死亡がみられた。F1 の交配においても、500 mg/L 群では用量に関連した生仔数の減少がみられ、生仔数あたりの死亡率が増加した。本試験におけるニッケルの NOAEL は 7 mg/kg/day であった。しかし、本試験はばく露群では摂餌量と摂水量が低く、嗜好性の問題が示唆された(Velazquez & Poirier, 1994; ATSDR, 2005)。

塩化ニッケルとして 0、10、50 または 250 mg/L の飲水濃度(ニッケルとして 0、1.3、6.8、31.6 mg/kg/day 相当)に、交配前の 11 週間、妊娠期(G1 および G2)および泌乳期(L1 および L2)の 2 期にわたりラットに投与した試験(Smith ら, 1993)で、中用量群および高用量群では、G1 期間中に母親の体重増加が減少した。児動物の出生体重には影響はなく、体重増加は中用量群の母動物から生まれた雄の児動物でのみ減少した。1 産仔あたりの死亡仔の割合は、L1 では高用量で、L2 では低用量と高用量で有意に増加し、L2 では中用量での増加が統計的有意差に近づいた。著者らは、1.3 mg/kg/day を LOAEL と結論づけたが、これは連続する母動物間の反応のばらつきを考慮すると保守的であった。

ニッケルの二世世代生殖毒性試験において用量設定試験が実施された(SLI, 2000a; EU, 2008)。NiSO₄·6H₂O のラット二世世代生殖試験における範囲調査と確定試験は、飲料水中のニッケルの嗜好性の問題や食品中のニッケルの生体内利用率の問題があるため、ばく露経路として経口投与で実施された。レンジファインディング試験は 2 部構成とした。第一部は、少数の動物を用い、NiSO₄·6H₂O のばく露量を 0、5、15、25、50、75、150 mg/kg/day とした。致死は 150 mg/kg/day で観察された。範囲探索試験の第 2 部(一世代生殖毒性試験)では、NiSO₄·6H₂O を 0、10、20、30、50、75 mg/kg/day の用量でばく露した。これらの用量では、親の生存、成長、交尾行動、交尾、受胎能、着床、妊娠期間に影響を与えなかった。しかし、30~75 mg/kg/day のばく露で子ラットの着床後/周産期致死率は統計的に有意な増加を示した。一世代試験の結果に基づき、NiSO₄·6H₂O のばく露量を 1、2.5、5.0、10 mg/kg/day とし、これらの用量レベルは、着床後/周産期致死エンドポイントについて測定可能な NOAEL が確実に得られるように選択された。その結果、二世世代試験では、10 mg/kg/day 群の着床後/周産期致死の頻度増加に基づいて、NOAEL は親動物と児動物において 5 mg/kg/day(ニッケルとして 1.1 mg/kg/day 相当)であるとされた(SLI, 2000b; EU, 2008)。

NiSO₄ として 250、500、1000 mg/kg 食餌濃度(12.5、25、50 mg/kg/day 相当)を投与したラッ

トの三世代試験では、全ての投与群で第一世代の死産率が高いことが観察された。すべての世代で 1000 mg/kg 群の離乳児で体重が減少した。ニッケルの投与量が増加に依存して生存児数および 1 産児あたりの離乳児数が徐々に減少したが、統計分析は公表されていない。離乳期の体重減少は、1000 mg/kg 群で明確であった。催奇形性はどの世代のどの用量群でも観察されなかった。第三世代では離乳時に組織学的病変は観察されなかった (Ambrose et al., 1976)。

<免疫学的影響(ヒト)>

アレルギー性接触皮膚炎 (IV 型過敏症) は、一般人口におけるニッケルの最も一般的な影響である (Hostynek, 2006)。米国では、1994～1996 年の調査期間中、ニッケルアレルギー性接触皮膚炎の発症率は 14.3% であり、10 年前の発症率 10% から増加傾向にある (Silverberg ら, 2002)。同様の数値は、EU、アジア、米国でも報告されている (Schnuch ら, 2002)。ニッケルへの職業ばく露は、罹患者の血清が血清アルブミン抱合体に対する特異的 IgE 抗体を示す I 型アレルギー反応を介して、アレルギー喘息を引き起こす可能性がある (Kusaka, 1993)。

皮膚や吸入によるニッケルへのばく露は、ニッケル感作を引き起こす可能性がある。ニッケル感作の増加は、特にコスチュームジュエリーやベルトのバックルなど、環境中のニッケルへのばく露が増加したためと推測されている (Silverberg ら, 2002)。アジア人を対象とした疫学調査では、ニッケル接触アレルギーは、ニッケルへの職業ばく露、魚介類や缶詰食品の摂取と関連していることが明らかになった (Boonchai ら, 2014)。この現象は、全身性接触皮膚炎 (SCD) または血行性接触皮膚炎と呼ばれている (Christensen & Möller, 1975; Kaaber ら, 1978; Cronin ら, 1980; Veien ら, 1983; Hindsén ら, 2001; Erdmann & Werfel, 2006; Jensen ら, 2006; Gangemi ら, 2009)。

ニッケルに過敏な女性に、NiSO₄ として 0.5～5.6 mg のニッケルをラクトースカプセルに入れて経口投与した後、全身性の皮膚炎が誘発されたことが報告されている (Veien, 1989)。ニッケルの最高用量 (5.6 mg) では、被験者の大多数に陽性反応が見られたが、0.5 mg では、再惹起を伴う反応は数人しか見られなかった。ニッケル 0.4 mg または 2.5 mg の経口投与に対する反応は、二重盲検試験でプラセボを投与した被験者の反応を上回ることにはなかった (Jordan & King, 1979; Gawkrödger ら, 1986)。

ニッケルを低含有または高含有した食事の影響に関する報告はいくつかあるが、主に食事欠乏試験で決定的な結果が得られていないため、食品中の天然由来のニッケルが、ニッケルに敏感な患者の手湿疹を悪化させるかどうかはわかっていない (Veien & Menné, 1990)。単盲検試験で、12 人のニッケル過敏症の女性に高ニッケルの補食を与えた試験 (Nielsen ら, 1990) では、チャレンジ後 0～11 日目に手湿疹が悪化した。しかし、一部の被験者では、湿疹の重症度 (手のひらの小水疱の数) は、チャレンジ期間前の 14 日目または 21 日目とチャレンジ期間の開始日の間で著しく変化した。Nielsen ら (1999) の研究では、20 人の絶食した女性ボランティアの 2 つのグループに、飲料水に溶かしたニッケルを 12 µg/kg の用量で摂取させたところ、ニッケル感作者 20 人中 9 人で湿疹症状が報告された。12 µg/kg の用量は、1 mg のニッケル (17 µg/kg) によって、ニッケル感受性の患者 10 人中 2 人であった (Hindsén ら, 2001)。12 µg/kg の用量は、ニッケル含有量を減らし 48 時間絶食させた場合の急性最低観察副作用レベル (LOAEL) と考えられた。累積的な LOAEL はもっと低い可能性があるが、絶食していない人では食品中のニッケルイオンの吸収は低下するため、

LOAEL は、おそらくもっと高くなると考えられた。

ニッケル感受性の高い人に全身性接触皮膚炎を引き起こす可能性のあるニッケルの閾値線量を可能な限り推定するため、ニッケルばく露に関する研究のメタアナリシスが実施された (Jensen ら, 2006)。EFSA の CONTAM パネル (EFSA, 2015) は、このメタアナリシスを、ニッケルの急性ばく露に対する健康影響評価値を導き出す根拠として受け入れることの難しさを指摘した。著者らは、明確な内部用量反応関係を示したいいくつかの研究を除外し、内部用量反応関係を評価できない研究 (例えば、チャレンジで 1 つのばく露レベルしか使用されなかった場合) を含めていた。

EFSA CONTAM パネル (EFSA, 2015) は、Jensen ら (2006) がレビューした 17 の研究を検討し、このうち、Jensen ら (2003) による研究では、ニッケルの用量が 1 人当たり 0、0.3、1、4 mg の場合、それぞれ 1/10、4/10、4/10、7/10 人に反応が見られ、最低用量での影響が示された。この研究では、患者は 12 時間の絶食期間の後、朝に単回ボラスとしてラクトースカプセル中の $\text{NiSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ にばく露された。EFSA CONTAM パネルは、本試験で試験された最低用量である 0.3 mg/人 の LOAEL を特定した。この LOAEL は、体重 70 kg を想定した場合、4.3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ に相当する (EFSA, 2020)。

<健康影響の要約>

飲料水中のニッケルばく露による健康被害と潜在的なリスクを評価する際には、ニッケルイオンの毒性を反映する水溶性ニッケル塩に関するデータのみを考慮することが適切である。ヒトにおいて、ニッケルの経口ばく露は、消化器系、血液系、神経系、免疫系への影響と関連していた。急性ばく露後に最も多く報告されたのは、胃腸症状と神経症状であった。実験動物では、可溶性ニッケル塩の経口摂取により、腎毒性、肝毒性、代謝への影響など、様々な悪影響が見られた。ニッケルは胎盤関門を通過し、発育中の胚や胎児に影響を及ぼす可能性があり、ニッケル塩を妊娠中に投与した妊ラットでは、出生前および周産期の死亡率が増加した。EFSA は、ニッケルの慢性経口ばく露のリスク評価において、生殖発生毒性を重要な影響と位置づけた (EFSA, 2020)。特に最近のヒトを対象とした研究では、ニッケルへのばく露と生殖・発育に関する有害な結果との関連も示唆されている (EFSA, 2020)。生殖および発育への影響に関する最も信頼性の高い情報は、 $\text{NiSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ を用いたラットの一世代試験の用量設定試験 (SLI, 2000a) と、それに続く二世代試験 (SLI, 2000b) で確認され、慢性影響に関連する高感度エンドポイントとして特定された (EFSA, 2020)。一方、皮膚や吸入によるニッケルへのばく露は、ニッケル感作を引き起こし、ニッケル感作者では皮膚に湿疹状の SCD を引き起こす可能性がある。このようなニッケルに急性経口ばく露した後の SCD を分析したいいくつかの研究は、急性の用量反応分析に適していると判断され、ヒトのボランティアにおける SCD に関連する用量反応評価には Jensen ら (2003) の研究が選定された。

<健康影響評価値の設定>

ニッケルの慢性経口ばく露のリスク評価において重要な影響は生殖発生毒性である。EFSA (2020) は、ラットの生殖発生毒性試験の用量設定試験の 1 世代研究およびその後の 2 世代研究 (SLI, 2000a; 2000b) のデータに基づき、BMD ガイダンス (EFSA, 2017) に従って

BMDL₁₀ を 1.3 mg/kg/day と算出した。ヒトの慢性生殖影響または発育影響に関する研究では定量的なデータが不十分であるため、ラットを用いた十分に実施された二世世代試験の研究は、健康に基づく値を導出するための重要な研究である。BMDL₁₀ 1.3 mg/kg/day に不確実係数 100（種差 10、個体差 10）を適用し、耐容 1 日摂取量は 13 µg/kg/kg/day と算定された。1 日総摂取量に対する飲料水摂取量の寄与は小さい（欧州連合の全人口における平均食事ばく露量に対する飲料水の寄与はかなり低い）。しかし、ニッケルの吸収は飲料水からの方が食物からの吸収よりも大きい（飲料水経由のばく露で平均 25~27% が吸収され、食物経由のばく露では平均 0.7~2.5% である（EFSA, 2020））。したがって、慢性全身毒性の健康影響評価値としては既定の配分係数である 20% を適用し、80 µg/L を導出した。

一方、急性毒性に関しては、水を通してニッケルにばく露した後、ニッケル感受性の高いヒトに誘発される SCD が最も敏感で重要な影響である。ほとんどの研究はサンプルサイズが小さく、ニッケル感受性のある患者が 0.3~5 mg のニッケルを経口ばく露するケースコントロール研究またはボランティア研究であった。これらのヒトを対象とした研究は、低用量ばく露後の用量に関連した反応を支持しており、EFSA CONTAM パネルは、ベンチマーク用量モデリングにおいてこれら 2 つの研究のデータセットを組み合わせた。しかし、BMDL-BMDU 間隔が大きいこと、BMDL₁₀ 0.0124 mg/day が研究デザインの用量範囲を大きく外れていることから不確実性が大きく、評価値設定には採用せず、Jensen ら（2003）の研究から LOAEL 4.3 µg/kg が POD として選択された。EFSA は、ヒトの急性摂取量の平均上限値をこの LOAEL と比較した MOE 値は 0.3~2.3 の範囲となり、例えばニッケル感作されている者がニッケルを多く含む特定の食品を摂取した場合、SCD が引き起こされる可能性などのため、健康上の懸念が示された。しかし、ニッケルの慢性健康濃度（80 µg/L）を含む飲料水を絶食状態で摂取するシナリオを考慮すると、コップ 1 杯の水道水（約 200 mL）からの急性ばく露量は 0.26 µg/kg であり、LOAEL との MOE は約 16 となる。Jensen ら（2003）の研究は絶食条件下で高濃度のニッケルを含むボースばく露であることを考慮すると、この急性シナリオにおける健康への懸念は低いと考えられる。したがって、WHO の飲料水ガイドラインでは慢性健康基準値（80 µg/L）のニッケルを含む飲料水を毎日摂取しても、急性または長期の健康への重大な懸念は生じないと判断した。最終的には、この最新の健康影響評価値（80 µg/L）が以前の評価値（70 µg/L）よりわずかに高いだけであること、およびリスクアセスメントにおける不確実性も考慮すると、この差は GV を緩和することを正当化するほどではないと判断し、評価値（GV）は 70 µg/L のまま維持された。

C-2) 有機スズ化合物の毒性評価及び健康影響評価値

我が国の毒性評価と評価値の設定

我が国の毒性評価と評価値の設定

有機スズ化合物は、1998 年の厚労省の生活環境審議会水道部会・水質管理専門委員会の水道水質に関する基準の見直しにおいて、要検討項目に指定され暫定目標値が設定されている。これは、ラットに TBTO を 17 ヶ月間、餌に混ぜて与えた実験で IgE 抗体値の低下などが認められたことに基

づき NOAEL は 0.025 mg/kg/day であった(Vos ら, 1990)ことに基づき、不確実係数 100 を適用して算出された TDI 0.25 µg/kg/day から算定されている。この評価は、IPCS における国際化学物質簡潔評価文書(CICAD: Concise International Chemical Assessment Document)の TBTO の評価(IPCS, 1999)を引用している。平均体重 50 kg に対して割り当て率 10% を適用し、TBTO の評価値は 0.6 µg/L と設定された。その他の有機スズ化合物については、評価値を算定し得るほどの知見が集積されておらず、今後知見が収集された段階で検討するのが適当であるとされている。また、TBTO は内分泌かく乱作用が疑われており、その影響評価は国際的にも評価法が確立しておらず TBTO の評価値は暫定的なものとされている。水道水質要検討項目の暫定目標値としては、TBTO の評価値が使用されている。水道水質関係ではこれ以外の評価に関する情報の報告はないが、環境省の化学物質の環境リスク初期評価の第 23 巻(2024)までに TBTO を含め 5 種類の有機スズ化合物(トリフェニルスズ化合物、ジオクチルスズ化合物、モノブチルスズ化合物、ジブチルスズ化合物、ジメチルスズ化合物)の NOAEL(または LOAEL)について評価されている。

WHO 飲料水ガイドラインの毒性評価と評価値の設定

1993 年版ガイドラインで、ジアルキルスズ化合物が評価されたが、個々のジアルキルスズ化合物に対する指針値を提案するには利用可能なデータが不十分であると結論づけられた。この評価は 2004 年発行の第 3 版ガイドライン、および 2011 年発行の第 4 版ガイドラインまで維持されたが、2013 年からの第 4 版の第 1 追補および第 2 補遺に関する専門家協議において審議され、2020 年に公表されたガイドラインの背景文書において、より広範な有機スズ化合物が評価され、正式なガイドライン値としては導出されなかったが、地域的な懸念が生じた場合の指針として、トリブチルスズ、ジブチルスズ、トリフェニルスズ、ジオクチルスズ(各化合物の検出値の合計に適用)に対して、健康影響評価値として 0.001–0.15 µg/L が設定された。この健康に基づく値は、トリブチルスズ酸化物にばく露したラットを用いた慢性免疫毒性試験データに基づき、これらの有機スズ化合物が免疫毒性に関して類似の作用機序と毒性を有することを考慮して設定された。この値は、通常の飲料水経由のばく露において健康上の懸念レベルを大幅に下回ると考えられるため、これらの化合物に対する正式なガイドライン値は設定されなかった。モノメチルスズ、ジメチルスズ、ジメチルスズジクロリドについては、ポリ塩化ビニルおよび塩素化ポリ塩化ビニル配管の安定剤として使用される結果、通常飲料水中に存在する可能性はあるものの、配管等の製品の仕様により管理が行われているため、評価値は設定されなかった。その他の有機スズ化合物については、十分な毒性データが不足しているため、ガイドライン値または健康基準値は設定されなかった。トリブチルスズ、ジブチルスズ、トリフェニルスズ、ジオクチルスズに対する健康基準値を含む本評価は、2022 年発行の第 4 版ガイドライン(第 1・第 2 補遺を含む)に組み込まれた。以下に、ガイドラインで評価された各有機スズ化合物の健康影響評価値等の設定に関わる毒性評価の概要を示す。

<四置換化合物>

• TeBT(テトラブチルスズ)

短期ばく露毒性:TeBT(純度 96.52%)は、0、100、300、2000 mg/kg(食餌中濃度)でラットを用いた反復投与および生殖発生毒性併合スクリーニング試験(OECD TG 422)が実施された。300 mg/kg(食餌中濃度)(16~24 mg/kg/day 相当)で脾臓重量の減少および胸腺リンパ球の減少が観察され

た。2000 mg/kg(食餌中濃度)(100~118 mg/kg/day 相当)で、体重および食物消費量の減少、雄の脾臓重量および両性の胸腺重量の減少、血小板数の増加およびプロトロンビン時間の減少、 γ -グルタミルトランスフェラーゼ、コレステロールおよびリン脂質の増加、リンパ節の血液、胸腺リンパ球減少が観察された。NOAEL は 100 mg/kg(食餌中濃度)(5~8 mg/kg/day 相当)、LOAEL は 300 mg/kg/day であった(Waalkens-Berendsen, 2004a)。

遺伝毒性:TeBT は、*in vivo* マウス小核試験において陰性であった(OECD, 2009e)。

生殖・発生毒性:TeBT のラットを用いた OECD TG 422 試験の生殖発生毒性評価項目では、高用量(2000 mg/kg(食餌中濃度)群(100~118 mg/kg/day 相当))で、出生児数の減少、出生児死亡率の増加、出生児体重の減少、着床後欠損の増加などが観察された。TeBT の母体および生殖発生毒性に関する NOAEL は 300 mg/kg(食餌中濃度)(16~24 mg/kg/day 相当)であった(Waalkens-Berendsen, 2004a)。妊娠 13~16 日にばく露したラットの発生毒性試験では、TeBT は 1 日あたり 229 mg/kg/day 以上で奇形(口蓋裂など)をもたらしたが、この結果は 1833 mg/kg/day で有意であった(Ema ら, 1996)。

免疫毒性:TeBT および TeOT(テトラオクチルスズ)のラット反復投与および生殖発生毒性併合スクリーニング試験(OECD TG 422)において、リンパ球減少を伴う胸腺重量の減少が約 300 mg/kg/day 以上の用量で観察された(Waalkens-Berendsen, 2004a, b)。

・ TeOT(テトラオクチルスズ)

短期ばく露毒性:TeOT(純度 90.8%)は、ラット反復投与および生殖発生毒性併合スクリーニング試験(OECD TG 422)が、0、500、1500、7500 mg/kg(食餌中濃度)で実施された。7500 mg/kg 群で観察された胸腺重量減少、胸腺リンパ球減少、マクロファージ蓄積に基づき、NOAEL は 1500 mg/kg(食餌中濃度)(86~99 mg/kg/day(雄)、80~141 mg/kg/day(雌)に相当)であった(Waalkens-Berendsen, 2004b)。

生殖・発生毒性:ラットを用いた OECD TG 422 試験の生殖発生毒性試験において、TeOT の最高用量 7500 mg/kg(食餌中濃度)でも、受胎能または生殖能力および発育への悪影響は観察されなかった。TeOT の生殖発生毒性に関する NOAEL は 7500 mg/kg(食餌中濃度)(445~480 mg/kg/day(雄)、426~624 mg/kg/day(雌)に相当)であった(Waalkens-Berendsen, 2004b)。

免疫毒性:TeBT および TeOT ばく露後のリンパ球減少を伴う胸腺重量の減少は、ラット反復投与および生殖発生毒性併合スクリーニング試験(OECD TG 422)において、約 300 mg/kg/day 以上の用量で観察された(Waalkens-Berendsen, 2004a, b)。

・ TePT(テトラフェニルスズ)

短期ばく露毒性:TePT(純度 97.9%)は、0、4、20、100、500 mg/kg/day(食餌中濃度)の用量でラットの反復投与および生殖発生毒性併合スクリーニング試験(OECD TG 422)が行われた。いずれの用量においても有害な影響は認められず、亜慢性毒性の NOAEL は 500 mg/kg/day であった(MHLW, 2008)。

遺伝毒性:TePT は、代謝活性化の有無にかかわらず、サルモネラ・チフスムリウムおよび大腸菌の複数株を用いた標準的な Ames 試験および、ほ乳類の培養細胞(CHL/IU 細胞)を用いた標準的な *in vitro* 染色体異常試験で陰性であった(MHLW, 2008)。

生殖・発生毒性: TePT のラットを用いた反復投与および生殖発生毒性併合スクリーニング試験 (OECD TG 422) (0、4、20、100、500 mg/kg/day (食餌中濃度)) の生殖発生毒性項目では、受胎能、生殖能力、発育への悪影響は観察されなかった。

免疫毒性: 反復投与および生殖発生毒性併合スクリーニング試験 (OECD TG 422) において、TePT の最高用量 (500 mg/kg/day 相当) では、リンパ球減少を伴う胸腺重量の減少等の免疫系への影響は観察されなかった (MHLW, 2008)。

<三置換化合物>

・ TMT (トリメチルスズ)、TET (トリエチルスズ)

遺伝毒性: 塩化トリメチルスズは *in vitro* でヒト末梢リンパ球に異数性を誘発した (Jensen, Andersen & Ronne, 1991)。

神経毒性: TMT と TET は神経毒性があることは知られているが、標的器官は異なる。TET は主にミエリン鞘を標的とし、中枢神経系、特に脳の白質全体に間質性水腫を引き起こす。TMT も中枢神経系に深刻なダメージを与えるが、その影響は水腫ではなく神経細胞の壊死である (Krinke, 2000a, b)。

・ TBT (トリブチルスズ)

短期ばく露毒性: TBTO を 0、5、25 mg/kg (食餌中濃度) (0、0.8、2.9 mg/kg/day 相当) でラットに 1 ヶ月間混餌投与した試験では、リンパ節出血が 5 mg/kg (食餌中濃度) 以上で観察され、LOAEL は 0.8 mg/kg/day であった (Bressa ら, 1991)。

長期毒性・発がん性: TBTO を 0、5、25、50 mg/kg (食餌中濃度) (0、0.75、3.75、7.5 mg/kg/day 相当) でマウスに 18 ヶ月間慢性投与した試験では、すべての投与動物で生存率が低下したが、腫瘍発生率は増加しなかった (Daly, 1992)。水酸化トリブチルスズ (TPTOH) を 0、5、20、80 mg/kg (食餌中濃度) で投与したマウスの 80 週間試験で、20 および 80 mg/kg (食餌中濃度) 群の雌で、また 80 mg/kg (食餌中濃度) 群の雄で体重が減少した。IgM 濃度の低下はすべての用量で認められた。最高用量 (21.76 mg/kg/day 相当) 群では、雌雄ともに肝細胞腺腫の発生率および雌の肝細胞がんの発生率が増加した。雌の体重の減少に基づき、NOAEL は 5 mg/kg (食餌中濃度) (1 mg/kg/day 相当) であった (Tennekes ら, 1989a)。TBTO を 0、0.5、5、50 mg/kg (食餌中濃度) (0、0.025、0.25、2.5 mg/kg/day 相当) で投与したラットの 2 年間慢性毒性および発がん性試験において、高用量で試験終了間際の死亡率の増加と体重の減少が認められ、内分泌系、血液学、免疫グロブリンレベルに変動的かつ時に一過性の影響が見られた。雌雄ともに低用量および高用量で良性下垂体腫瘍の発生率の増加が観察されたが、その他の内分泌関連腫瘍 (副腎髄質の褐色細胞腫および副甲状腺腺腫) は高用量でのみ認められた。血小板数および IgM 値の増加に基づき、NOAEL は 0.5 mg/kg (食餌中濃度) (0.025 mg/kg/day 相当) であった (Wester ら, 1988, 1990)。

遺伝毒性: TBTO は *in vitro* および *in vivo* での変異原性を示さない (Davis ら, 1987; Yamada & Sasaki, 1993)。塩化トリブチルスズ (TBTC) は、Ames 試験 (Krul, 2003a) および SOS クロモテスト (Hamasaki ら) で、代謝活性化なしで TA100 株のみのプレインキュベーションアッセイ (Hamasaki ら, 1993) および代謝活性化なしで実施した rec アッセイ (Hamasaki ら, 1992) で陽性であった。*In vivo* の小核アッセイでは、統計的に有意な小核の増加が認められたが、生物学

的関連性はないと評価された(de Vogel, 2003a)。

生殖・発生毒性:TBTO を 0、0.5、5.0、50 mg/kg(食餌中濃度)(0、0.02、0.29、2.95 mg/kg/day(雄 F0)、0、0.03、0.34、3.43 mg/kg/day(雌 F0)に相当)で投与したラット二世世代生殖試験において、胸腺重量の減少に基づく一般毒性の NOAEL は 0.29 mg/kg/day であった。哺乳期間中の児動物の体重増加に基づく生殖発生毒性の NOAEL は 0.34 mg/kg/day であった(Schroeder, 1990)。ラットに TBTO を 0、5、9、18 mg/kg/day の用量で GD 6-19 に経口投与した発生毒性試験において、体重増加の減少に基づく母体毒性の LOAEL は 5 mg/kg/day であった。また、軸索骨格の小異常、特に非対称胸骨、初発肋骨および第 14 肋骨対の全投与群における発生率の増加に基づいて、発生毒性の LOAEL は 5 mg/kg/day であった(Schroeder, 1981)。

TBTO を経口投与したラットの別の発生毒性試験(0、2.5、5.0、10、12、16 mg/kg/day で妊娠 6-20 日に投与)では、産児数、児の生存率、児の体重、児の脳組織重量、運動活性、開膈時期の遅延に基づき、発生毒性の NOAEL は 5.0 mg/kg/day であった(Crofton ら, 1989)。TBTO を 0、1.2、3.5、5.8、11.7、23.4、35.0 mg/kg/day で 妊娠 6-15 日に経口投与したマウス発生毒性試験では、NOAEL は 5.8 mg/kg/day であった。

TBTC を 0、5、25、125 mg/kg(食餌中濃度)で投与したラット二世世代生殖試験において、すべての用量で雄の児の精巣重量が用量に関連して減少し、雌の児の肛門生殖距離(AGD)が増加した。LOAEL は 5 mg/kg(食餌中濃度)(0.25 mg/kg/day 相当)であった(Ogata ら, 2001; Omura ら, 2001)。

TBTC を 0、0.025、0.25、2.5 mg/kg/day でラットに妊娠 8 日から離乳まで投与し、さらに児動物に生後 30、60、90 日まで母動物と同用量の TBTC を毎日経口投与したところ、すべての用量の TBTC が児ラットの成長プロファイルのパラメータに有意な影響を及ぼし、雄では飼料要求率が低下した。高用量では、雄の児の血清サイロキシン濃度の低下が明らかであり、甲状腺が TBTC 毒性の標的であることを示した。上位 2 用量群では肝臓重量の有意な減少が見られたが、病理組織学的病変は観察されなかった。脾臓と胸腺の重量減少は最高用量で観察された。母動物の NOAEL は 0.25 mg/kg/day であった(Cooke ら, 2004)。

ラットの妊娠 7-15 日に投与した発生毒性試験の母動物の NOAEL は 5 mg/kg/day (Itami ら, 1990)、別の試験で妊娠 0-7 日に投与した場合の NOAEL は 8 mg/kg/day であった(Harazono, Ema & Ogawa, 1996)。妊娠 13-15 日に投与した試験では口蓋裂の発生率の増加により、発生毒性の LOAEL は 25 mg/kg/day であった(Ema ら, 1995)。妊娠 7-15 日に投与した試験では、骨化した胸骨の数(変異)の減少に基づき発生影響に関する LOAEL は 5 mg/kg/day (Itami ら, 1990)。また、妊娠 0-19 日に投与した試験では、雄の平均 AGD の増加により LOAEL は 0.25 mg/kg/day (Adeeko ら, 2003)。

免疫毒性:TBTO および TPT の免疫毒性は、上述の様々な毒性試験における胸腺萎縮および関連する所見から明らかである(Til, Feron & de Groot, 1970; Krajnc ら, 1984; Young, 1986; Schroeder, 1990)。TBTO を 0、20、80 mg/kg(食餌中濃度)(0、1、4 mg/kg/day 相当)でラットに最長 6 週間摂取させた試験では、脾臓細胞において遅延型過敏反応、抗体反応、*Trichinella spiralis* 感染に対する抵抗性、フィトヘマグルチニンおよびコンカナバリン A に対する生存率および

分裂促進反応の抑制を示した。NOAEL は設定されなかった (Vos ら, 1984a; Vos, Krajnc & Wester, 1985)。TBTO を 0、0.5、5、50 mg/kg (食餌中濃度) (0、0.025、0.25、2.5 mg/kg/day 相当) で雄ラットに 4~6 ヶ月および 15~17 ヶ月 ばく露した試験では、*Trichinella spiralis* 感染に対する抵抗性は 0.25 mg/kg/day で明らかであった。両期間で影響に大きな違いはなかった。NOAEL は 0.025 mg/kg/day であった (Vos ら, 1990)。Cooke ら (2004) の上記の発生毒性試験 (TBTC を 0、0.025、0.25、2.5 mg/kg/day で投与) において、ばく露後の免疫機能を詳細に調べた結果、2.5 mg/kg/day でナチュラルキラー細胞数が増加し、すべての用量でナチュラルキラー細胞活性が非線形用量反応的に増加した。低用量および高用量では IgM レベルが増加し、中用量および高用量で IgG レベルが増加した。中用量および高用量で CD4(+)8(+) (未熟) T リンパ球の平均割合が増加した。リステリア菌感染後 2 日目のコロニー形成菌数の平均がすべての用量レベルで増加し、中用量では 3 日目のみ増加した。低用量および中用量ではオキサゾロンに対する遅延型過敏症反応が増加し、生後 90 日目の雄児動物の高用量で遅延型過敏症反応が減少した。機能的免疫反応 (リステリア菌に対する宿主防御反応) に基づき NOAEL は 0.025 mg/kg/day であった (Tryphonas ら, 2004)。

• TPT (トリフェニルスズ)

短期ばく露毒性: TPTOH を 0、4、20、100 mg/kg (食餌中濃度) で投与したマウスの 3 ヶ月間試験では、血液学および生化学的パラメータの変化 (赤血球数およびヘモグロビン値の減少、血小板数の増加、免疫グロブリン G (IgG)、免疫グロブリン A および IgM (雌のみ) の減少) に基づき、NOAEL は 20 mg/kg (食餌中濃度) (3.44~4.12 mg/kg/day 相当) であった (Suter & Horst, 1986a)。TPTOH を 0、4、20、100 mg/kg (食餌中濃度) で投与したラットの 13 週間試験では、アラニンアミノトランスフェラーゼ、アスパラギン酸アミノトランスフェラーゼ、アルカリホスファターゼが 100 mg/kg (食餌中濃度) で増加した。雌では中用量群と高用量群で白血球が減少したが、欧州委員会調整グループ (EFSA, 2004) では、20 mg/kg (食餌中濃度) で見られた影響は毒性学的関連性があるとはみなされていない。NOAEL は 20 mg/kg (食餌中濃度) (1.56~1.72 mg/kg/day 相当) であった (Suter & Horst, 1986b)。

TPTOH を 0、2、6、18 mg/kg (食餌中濃度) でイヌに 1 年間投与した試験では、最高用量でも血液学・生化学的パラメータへの影響は観察されなかった。NOAEL は 18 mg/kg (食餌中濃度) (0.593 mg/kg/day 相当) であった (Sachose ら, 1987)。

長期毒性・発がん性: TPTOH を 0、0.5、1、2、5、10 mg/kg (食餌中濃度) (0、0.025、0.05、0.1、0.25、0.5 mg/kg/day 相当) でラットへ投与した 2 年間慢性試験では、脾臓重量の減少、白血球数の減少、胸腺重量の減少など、免疫系にわずかな変化が観察されたが、腫瘍の発生率の増加は認められなかった。免疫系への影響に基づき、NOAEL は 2 mg/kg (食餌中濃度) (0.1 mg/kg/day 相当) であった。TPTOH を 0、5、20、80 mg/kg (食餌中濃度) (0、0.4、1.6、3.2 mg/kg/day 相当) でラットに投与した別の 2 年間慢性試験では、用量に関連した死亡が雄で認められた。IgG 濃度の低下がすべての投与群で報告され、IgM は 2 つの高用量で上昇した。20 および 80 mg/kg (食餌中濃度) 群の雌における下垂体腺腫の発生率の増加、および最高用量群の雄におけるライディッヒ細胞腫瘍の発生率の増加は、関連する非腫瘍性病変 (過形成など) を伴っていた。最低用量で雌の死亡率の

上昇、血清免疫グロブリンレベルの低下が認められたため、NOAEL は設定できなかった (Tennekes ら, 1989b)。

遺伝毒性:トリフェニルスズオキシド(TPTO)は、遺伝子突然変異 (Richold, Jones & Fleming, 1981; Milone & Hirsch, 1985a; Jung & Weigand, 1986)、遺伝子転換 (Milone & Hirsch, 1985b)、不定期 DNA 合成 (Cifone & Myhr, 1985)において、*in vitro* 試験として遺伝毒性を示さなかった。TPTO はマウスリンパ腫 TK アッセイでは弱い *in vitro* の芽球形成因子であり (DenBoer & Hoorn, 1985)、培養ヒトリンパ球では染色体異常を誘発した (Kirkland, 1985; Nunziata & Consonni, 1988)。TPTC は *in vitro* でヒト末梢リンパ球に異数性を誘発した (Jensen, Andersen & Ronne, 1991)。TPTC の染色体異常誘発能は、*in vivo* では明確に示されていない (Chao ら, 1999)。

生殖・発生毒性:TPTOH を妊娠 6~18 日にウサギへ経口投与した発生毒性試験では、体重増加の減少に基づき、母体毒性の NOAEL は 0.1 mg/kg/day であり、胎児体重の減少に基づく胎児毒性の NOAEL は 0.3 mg/kg/day であった (Rodwell, 1987)。TPTOH を妊娠 6~15 日にラットへ経口投与した試験で、体重増加および飼料消費量の減少に基づき母体毒性の NOAEL は 1.0 mg/kg/day であり、再吸収の増加および胎児体重の減少に基づき、胎児毒性の NOAEL は 2.8 mg/kg/day であった (Rodwell, 1985)。TPTOH をラットに投与した 2 世代試験では、親動物に毒性を示さないばく露量で、児動物のサイズ、体重増加率、生存率、脾臓と胸腺の重量の減少に基づき、NOAEL は 0.4 mg/kg/day であった (Young, 1986)。

免疫毒性:TBTO および TPT の免疫毒性は、上述の様々な毒性試験における胸腺萎縮および関連する下流の病変から明らかである (Til, Feron & de Groot, 1970; Krajnc ら, 1984; Young, 1986; Schroeder, 1990)。TPT を用いた免疫毒性試験がラット、マウス、モルモットで実施されている。TPTOH を 0、5、25、100 mg/kg (食餌中濃度) (0、0.25、1.25、5 mg/kg/day 相当) で雄ラットに 3 週間摂取させたところ、血中リンパ球および好酸球は 0.25 mg/kg/day で有意に減少した。胸腺重量、遅延型過敏症および脾臓細胞のマイトジェン反応は、1.25 mg/kg/day で減少した。LOAEL は 0.25 mg/kg/day であった (Vos ら, 1983, 1984b)。塩化トリフェニルスズ(TPTC)を 0、15、50、150 mg/kg (食餌中濃度) (0、0.75、2.5、7.5 mg/kg/day 相当) で雄ラットに 2 週間投与した試験で、すべての用量で胸腺重量が減少し、用量依存的に脾臓重量が減少した (Snoeij ら, 1985)。TPTOH を 0、1、5、25、50、125 mg/kg (食餌中濃度) (0、0.15、0.75、3.75、7.5、18.75 mg/kg/day 相当) でマウスに 28 日間投与した試験では、高用量で脾臓と胸腺の重量減少、白血球数、脾臓の B 細胞、胸腺の T 細胞、免疫グロブリンの減少など、免疫毒性のさまざまな徴候が見られた。NOAEL は 0.75 mg/kg/day であった (McCormick & Thomas, 1990)。TPTA (15 mg/kg (食餌中濃度) (1.5 mg/kg/day 相当)) をモルモットの食餌に投与した試験で、47 日目および 77 日目に検査した雌の胸腺重量と脾臓およびリンパ節の形質細胞数が減少した。投与 104 日後の破傷風トキソイドに対する免疫学的反応では、抗体数の低下と膝窩腺の抗トキソイド産生細胞の減少が認められた (Verschuuren ら, 1970)。

<二置換化合物>

- DMT (ジメチルスズ)

遺伝毒性:塩化ジメチルスズ(DMTC)は、Ames 試験、ヒポキサンチン・グアニン・ホスホリボシルトランスフェラーゼ(HGPRT)アッセイ、SOS クロモテスト(Morton International, Inc., 1990a, b, c; Hamasaki ら, 1992)、*in vitro* ヒト末梢リンパ球(Jensen ら, 1991)では変異原性を示さなかった。染色体異常のアッセイでは陽性(活性化あり)、陰性(活性化なし)であり(Morton International, Inc., 1990d)、サルモネラ菌 TA100 を用いた改良型細菌逆変異アッセイでは活性化なしで陽性、活性化なしの *rec* アッセイでは陽性であった(Hamasaki ら, 1992, 1993)。DMTC は *in vivo* マウス小核アッセイと予定外の DNA 合成バイオアッセイでは陰性であった(Morton International, Inc., 1991; SRI International, 1993)。

生殖・発生毒性:妊娠ラットに DMTC を 0、5、10、15、20 mg/kg/day のいずれかで GD 7-17 に経口投与した。母体および胎児への影響に関する LOAEL は 15 mg/kg/day(体重増加率の低下、ダムの胸腺重量の減少、胎児の体重減少)であった(Noda, 2001)。同報告書の第 2 実験では、ラットに DMTC を 1 日あたり 20 または 40 mg/kg 体重で GD 7-9、10-12、13-15、16-17 に投与した。口蓋裂はいずれの用量レベルでも、いずれのばく露期間後も認められなかった。骨格変異、頸椎肋骨および/または第一頸椎椎弓の分裂を有する胎児数は、GD 7-9 または 13-15 に投与した 40 mg/kg/day 群で有意に増加した(Noda, 2001)。

免疫毒性:ラットに DMT を 1 日 5 mg/kg 体重で 10 日間投与したが、胸腺に萎縮作用は見られなかった(Arakawa & Wada, 1993)。DMT を用いた同様の研究でも、リンパ系器官への影響は認められなかった(Seinen ら, 1977a)。

神経毒性:DMT への発達ばく露後の神経毒性を評価するため、0、3、15、74 mg/L(Sn として 0、1.6、8.1、40 mg/L)の濃度の飲水で、雌ラットに交配前 2 週間から妊娠・授乳期までばく露した試験と、妊娠 6 日から授乳期までばく露した試験の結果から、15 ppm(1~3 mg/kg/day 相当)で空間学習に再現性のある影響を及ぼすことが示された。アポトーシスの発現、脳重量、神経病理学的病変の発生における変化も、DMT の潜在的な神経毒性を示していた(Ehman ら, 2007)。

・DBT (ジブチルスズ)

短期ばく露毒性:DBTC を 0、10、20、40、80 mg/kg(食餌中濃度)(0、0.5、1、2、4 mg/kg/day 相当)で 90 日間ラットに与えたところ、最高用量で飼料摂取量の減少、成長抑制、軽度貧血が認められ、胸腺への影響は調査されなかったが、NOAEL は 2 mg/kg/day となった(Gaunt ら, 1968)。長期毒性・発がん性:DBT ジエタノエートを 0、66.5、133 mg/kg(食餌中濃度)(0、3.33、6.65 mg/kg/day 相当)でラットに、0、76、152 mg/kg(食餌中濃度)(0、9.9、19.8 mg/kg/day 相当)でマウスにそれぞれ 78 週間投与した試験で、ラットでは有意な腫瘍発生増加は認められなかった。雄マウスでは肝細胞腺腫と癌の両方が認められたが、雌マウスでは肝細胞腺腫の有意な増加は認められなかった(NCI, 1979)。

遺伝毒性:DBTC と DBTO は標準的な Ames アッセイでは陰性であった(Schering AG, 1979a; Krul, 2002a)。DBT の酵母を用いた研究も陰性であった(Summer, Klein & Griem, 2003)。DBTC は、チャイニーズハムスター胎児肺細胞(Schering AG, 1989a)およびヒト末梢リンパ球(Jensen ら, 1991)を用いた HGPRT アッセイでは陰性であった。対照的に、DBTC はチャイニーズハムスター卵巣細胞を用いた HGPRT アッセイ(Li, Dahl & Hill, 1982)、修正 Ames 試験

(Hamasaki ら, 1993)、染色体異常試験(Schering AG, 1990)、SOS chromotest および rec assay(Hamasaki ら, 1992;Sato ら, 1992)で陽性であった。これらの結果は、DBT 化合物が *in vitro* で潜在的にクラスト形成能を有することを示している。DBTC は *in vivo* マウス小核アッセイで陽性と陰性の両方の結果を示した(Atochem NA, 1991b;Schering AG, 1991)。

生殖・発生毒性:DBTC を 0、3.8、7.6、15.2 mg/kg/day でラットに妊娠 0～3 日に経口投与した結果、7.6 mg/kg/day 以上で、雌ラットの体重増加の減少、着床不全および着床前胚損失の増加が認められた(Ema & Harazono, 2000)。擬似妊娠ラットに DBTC を投与したところ、プロゲステロン濃度の低下が着床不全の原因と考えられた(Harazono & Ema, 2003)。DBTC を 0、2.5、5.0、7.5、10.0 mg/kg/day でラットに妊娠 7～15 日に経口投与した結果、母体毒性(体重増加の減少および飼料消費の減少)は 7.5 mg/kg/day 以上で観察された。5.0 mg/kg/day 以上で、顎裂、顎舌骨、下顎の欠損、肋骨の癒合、脊椎の奇形などの奇形を有する胎児の発生率の増加が認められた。母体毒性に関する NOAEL は 5.0 mg/kg/day、発生毒性の NOAEL は 2.5 mg/kg/day であった(Ema, Itami & Kawasaki, 1991)。対照的に、Farr ら(2001)は、DBTC を 10.0 mg/kg/day で妊娠 6～15 日に経口投与した結果、飼料消費量、体重増加、胸腺重量の減少を含む母体毒性を観察したが、奇形を有する胎児の発生率に有意な増加は認められなかった。

DBTC を妊娠 6～17 日または 7～15 日に投与した場合は、母体毒性および着床前損失の増加が観察されたが、着床後損失は観察されず、影響は母体ばく露時の妊娠ステージによって異なる。DBTC を妊娠 7 または 8 日に投与した場合には発達への影響が見られたが、妊娠 0～3 日、4～7 日、13～15 日、6 日または 9 日に投与した場合には見られなかった(Noda ら, 1992a)。

DBTC を 0、5、30、200 mg/kg(食餌中濃度)で投与したラットの生殖発生毒性スクリーニング試験において、一般毒性に関する NOAEL は 5 mg/kg(食餌中濃度)(0.3 mg/kg/day(雄)、0.4 mg/kg/day(雌)に相当)であった。生殖毒性に関する NOAEL は 1.7～2.4 mg/kg/day(出生児体重、1 腹あたりの出生児数、出生指数、母体生存数および分娩母体数の減少、着床後損失、発育不良児数、児動物の死亡率、死産数、分娩しなかった妊娠母体数の増加に基づく)であった(Waalkens-Berendsen, 2003)。

妊娠ラットに DBTA を 0、1.7、5.0 または 15 mg/kg/day で GD 0-19 に経口投与したところ、15 mg/kg/day で、母動物の胸腺重量が減少し、下顎形成不全、扁平上顎、片顎上顎などの奇形を有する胎児の発生率が増加した(Noda ら, 1988)。

免疫毒性:DBT と DOT を用いた短期または長期および生殖発生研究(例えば Hennighausen & Lange, 1979, 1980;Penninks & Seinen, 1982;Miller & Scott, 1985;Noda ら, 1989; Waalkens-Berendsen, 2003;Appel & Waalkens-Berendsen, 2004c;Kishi ら, 2006)では、胸腺萎縮、リンパ球枯渇、動脈周囲リンパ球鞘の脾臓枯渇が観察された。DBTC を 50 または 150 mg/kg(食餌中濃度)(2.5 または 7.5 mg/kg/day に相当)でラットに投与すると免疫抑制が見られ、そのリンパ系への影響は発生期の投与でより顕著であった。この試験における DBTC の LOAEL は 2.5 mg/kg/day であった。DBTC を 2.5 mg/kg/day、7.5 mg/kg/day で食餌ばく露したマウスおよびモルモットでは、免疫機能の変化は観察されなかった(Seinen ら, 1977b)。

神経毒性:DBTC(0、2.5、5 mg/kg/day、週 3 日)をラットに妊娠 6 日から離乳まで経口投与し、

発達神経毒性を評価した(Jenkins, Ehman & Barone, 2004)。ばく露群の児動物において、DNA断片化と TUNEL 染色によって測定されたアポトーシス細胞死の発生率が生後 38 日の大脳新皮質と海馬で増加したが、測定された他の時期では増加しなかった。

・DOT (ジオクチルスズ)

短期ばく露毒性:DOTC を 75 mg/kg(食餌中濃度)(約 3.8 mg/kg/day 相当)の飼料をラットに 8 週間または 12 週間給与した試験では、胸腺重量と免疫能の両方の低下が観察された(Miller & Scott, 1985)。

遺伝毒性:DOTC は Ames 試験、不定期 DNA 合成試験、HGPRT 試験で陰性であった(Schering AG, 1978;1989b, c;Westendorf, Marquardt & Marquardt, 1986)。DOTC とジオクチルスズオキシド(DOTO)は小核試験で陰性であり(Krul, 2003b;de Vogel, 2004)、DOTC は生体内で実施した姉妹染色分体交換試験(Ciba-Geigy, 1983b)と共有結合 DNA 結合試験(Ciba-Geigy, 1988a)で陰性であった。

生殖・発生毒性:ラットを PND 10 から PND 21 まで DOTC に経口ばく露した試験(0, 0.15, 0.3, 0.5, 1.0, 1.5, 3.0, 5.0 mg/kg/day 相当)および離乳後(0, 3, 6, 10, 20, 30, 60, 100 mg/kg 飼料)、解剖までの間、F1 体重の用量依存的減少、絶対および相対肝臓重量の用量依存的増加、絶対および相対胸腺重量の用量依存的減少、胸腺細胞数および相対胸腺細胞数の減少、ならびに絶対および相対脾臓重量および脾臓細胞数の用量依存的減少が認められた。

免疫毒性:DBT と DOT を用いた短期または長期および生殖発生研究(例えば Hennighausen & Lange, 1979, 1980;Penninks & Seinen, 1982;Miller & Scott, 1985;Noda ら, 1989;Waalkens-Berendsen, 2003;Appel & Waalkens-Berendsen, 2004c;Kishi ら, 2006)では、胸腺萎縮、リンパ球枯渇、動脈周囲リンパ球鞘の脾臓枯渇が観察された。年齢をマッチさせた非配偶雌を、同じ期間に DOTC を 0, 3, 10, 30 mg/kg の飼料(1 日あたり 0, 0.19, 0.62, 1.61 mg/kg/day 相当)にばく露した場合、これらの影響は観察されなかった(Menke ら, 2012)。

<二置換化合物と一置換化合物の混合物>

短期ばく露毒性:90 日間の飲料水試験では、ラットに DMTC と 塩化モノメチルスズ(MMTC)の混合物(90%:10%)を 0, 25, 75 または 200 mg/L(雄は 0, 1.6, 5.2 または 15.5 mg/kg/day、雌は 0, 2.2, 6.7 または 19.4 mg/kg/day)の濃度で投与した(ClinTrials BioResearch Ltd, 1997)。ラットを用いた別の 90 日間食餌試験では、DMTC と MMTC の混合物(63.5%:33.5%)を食餌濃度 0, 1, 6, 15 または 200 mg/kg(雄で 0, 0.06, 0.39, 0.98 または 16.8 mg/kg/day、雌で 0, 0.07, 0.41, 1.02 または 17.3 mg/kg/day)で用いた(TNO, 1999)。いずれの試験でも、重要なエンドポイントは神経毒性であり、震えと痙攣が用量に関連して観察された。病理組織学的評価(食餌試験)では、小脳の神経細胞死と脳病変が確認された。NOAEL は摂食試験で 0.98 mg/kg/day、LOAEL は飲料水試験で 1.6~2.2 mg/kg/day であった。

MMTC と DMTC の混合物(82.85%:9.29%)を 0, 30, 150 または 750 mg/kg(食餌中濃度)(MMTC 投与量は雄で 0, 1.9, 9.8 または 49.7 mg/kg/day、雌で 0, 2.1, 10.2, 53.6 mg/kg/day 相当)で摂取させたラットの 90 日間反復投与試験では、血液学的、臨床化学的、尿分析、臓器分析

の変化から、NOAEL は 150 mg/kg(食餌中濃度)(1 日あたり約 10 mg/kg/day 相当)であった(Appel & Waalkens-Berendsen, 2004a)。2 回目の 90 日間試験では、MMTC と DMTC (78%:22%)を 0、20、100、500 mg/kg(食餌中濃度)(雄は 0、1.0、5、26 mg/kg/day、雌は 0、3.6、16、73 mg/kg/day)でラットに投与した結果、雌の腎臓相対重量のわずかな増加と膀胱のわずかな上皮過形成に基づいて、LOAEL は 20 mg/kg/day(食餌中濃度)であった(TNO, 1978)。両試験とも、特に腎臓と胸腺において同様の臓器重量変化が報告されている(OECD, 2008a)。

MBTC と DBTC 混合物(99.72%:0.21%)を 0、300、1500、7500 mg/kg(MBTC としての食餌中濃度)で投与したラットの 90 日間反復投与試験では、血液学、臨床化学、肝臓重量の変化に基づき MBTC の NOAEL は 1500 mg/kg(食餌中濃度)(雄で 96 mg/kg/day、雌で 101 mg/kg/day)であった(Appel & Waalkens-Berendsen, 2004b)。

DOTC と MOTC の混合物(94.09%:2.25%)を 0、10、100、300 mg/kg(食餌中濃度)(DOTC の投与量として 0、0.7、7、19~20 mg/kg/day 相当)でラットを用いた 90 日間反復食餌投与試験では、雌における単球と胸腺の重量の減少に基づき、LOAEL は 10 mg/kg(食餌中濃度)(0.7 mg/kg/day 相当)であった(Appel & Waalkens-Berendsen, 2004c)。

MOTC と DOTC の混合物(85.50%:11.07%)を 0、10、100、500 mg/kg(食餌中濃度)でラットに投与した 90 日間の反復投与摂食試験(MOTC 投与量は雄で 0、0.6、6.4 または 31.5 mg/kg/day、雌で 0、0.7、6.8 または 32.9 mg/kg/day)では、31.5 mg/kg/day におけるアルカリホスファターゼの増加、肝臓および胸腺重量の減少、軽度から重度の胸腺リンパ球減少に基づき、MOTC の NOAEL は 6.4 mg/kg/day であった(Appel & Waalkens-Berendsen, 2004d)。MOTC と DOTC (94%:6%)の 2 回目の 90 日間反復投与食餌摂食試験は、MOTC の食餌濃度 0、30、100、300、1000 mg/kg(食餌中濃度)(0、1.5、5、15、50 mg/kg/day 相当)が用いられ、最低用量における雌の胸腺重量減少に基づき、LOAEL は 1.5 mg/kg/day であった(Rohm & Haas, 1976)。

長期毒性・発がん性:MOTC と DOTC の 2:1 混合物(66%:33%)を 0、5、15、50、150 mg/kg(食餌中濃度)(雄は 0、0.24、0.69、2.2、5.5 mg/kg/day、雌は 0、0.26、0.74、2.3、6.0 mg/kg/day)で投与したラットを用いた 2 年間試験では、胸腺の原発性腫瘍(特に胸腺リンパ腫)の発生率が有意に増加した。悪性リンパ腫の発生率は、雄は 50 mg/kg(食餌中濃度)(4/60 雄)、150 mg/kg(食餌中濃度)(4/60 雄)で増加し、雌は 150 mg/kg(食餌中濃度)群で増加した。血液学的変化は、105 週目における 50 および 150 mg/kg(食餌中濃度)群の雌の白血球数の増加に限られていた。胸腺重量は、雄では 50 mg/kg(食餌中濃度)群以上、雌では 150 mg/kg(食餌中濃度)群で増加した(Ciba-Geigy 社, 1986 年)。

生殖・発生毒性:MBTC と DBTC の混合物(99.72%:0.21%)を用いたラット 90 日間経口試験(生殖毒性および発生毒性を評価するためのサテライト群)では、4 群(0、300、1500、7500 mg/kg(食餌中濃度))の雌ラットを、13 週間の本試験で処理した雄と交配させた。雌は交配の 2 週間前から交配・妊娠を経て生後 4 日まで処理飼料を摂取した。MBTC の母体毒性、受胎能、発育への影響に関する NOAEL は、雄で 521 mg/kg bw、雌で 433~685 mg/kg bw であった(Appel & Waalkens-Berendsen, 2004b)。

ジオクチルスズジイソチオグリコレート(DOTTG)とモノオクチルスズトリイソクチルチオグリコレート(MOTTG)の混合物(80%:20%)を0、20、60、200 mg/kg(食餌中濃度)(0、1.9、5.4、17.1 mg/kg/day 相当)でラット2世代生殖毒性試験を行った結果は、胸腺への影響に基づき、NOAELは20 mg/kg(食餌中濃度)(混合物1.9 mg/kg/day、DOTTGとして1.5 mg/kg/day 相当)であった(Mitterer, 1997)。ウサギを用いた同様の試験(妊娠6~18日投与)では、DOTTGおよびMOTTGを0、1、10、100 mg/kg/day投与した結果、10 mg/kg/dayで胎児発育にわずかな影響がみられ、100 mg/kg/dayで有意な胚毒性および胚致死がみられた。MOTTGとDOTTGの混合物(67%:33%)を0、20、60、120 mg/kg/dayで妊娠6~15日のラットに経口投与した結果、投与に関連した発達への影響は見られなかった(Ciba-Geigy Ltd, 1983c)。

免疫毒性:MOT:DOTの混合物を3ヵ月間与えたいくつかの研究では、胸腺重量の有意な減少が観察された(Rohm & Haas, 1976;TNO, 1976;Ciba-Geigy Ltd, 1981)。この影響が混合物の一置換成分によるものか二置換成分によるものかは明らかでない。

神経毒性:上記の短期毒性試験で、DMTCとMMTCの混合物(90%:10%および63.5%:33.5%)の2回の反復経口投与試験において、一貫した神経毒性結果(行動学および病理組織学的変化)が認められた。

<一置換化合物>

・MMT(モノメチルスズ)

遺伝毒性:MMTCは、代謝活性化の有無にかかわらず、標準的なAmes試験では変異原性を示さず、SOSクロモテストとrecアッセイでも陰性であった(Hamasakiら, 1992, 1993;Krul, 2002b)。MMTCは*in vivo*小核アッセイでは弱陽性であった(de Vogel, 2003b)。その他の*in vivo*試験(予定外のDNA合成、宿主媒介試験/マウスリンパ腫細胞、姉妹染色分体交換、共有結合DNA結合試験)は陰性であった(総説はSummer, Klein & Griem, 2003)。

生殖・発生毒性:MMTCを0、30、150または750 mg/kg(食餌中濃度)(0、1.5、7.5、37.5 mg/kg/day)でラットに8週間投与した生殖発生毒性スクリーニング試験では、最高用量における母体の体重減少、および着床後損失と死亡率の増加、生存率指数と生存児数の減少に基づきNOAELは7.5 mg/kg/dayであった(Appel & Waalkens-Berendsen, 2004c)。

免疫毒性:Arakawa & Wada(1993)は、ラットにMMTを1日5 mg/kg/dayで10日間投与したが、胸腺に萎縮の影響はなかったと報告している。MOTを用いた同様の研究では、リンパ系器官への影響は認められなかった(Seinenら, 1977a)。

神経毒性:TMTとTETはよく知られた強力な神経毒であるが、標的器官は異なる。TETは主にミエリン鞘を標的とし、中枢神経系、特に脳の白質全体に間質性水腫を引き起こす。TMTも中枢神経系に深刻な神経細胞の壊死を示す(Krinke, 2000a, b)。

MMTCを12、40、120 mg/Lの飲料水として雌ラットに与えたところ、11日目の児ラットの学習能力の消失が有意に増加した。120 mg/Lでは、児ラットの学習獲得時間も有意に増加した。21日目には、12 mg/Lと120 mg/Lでは対照群より脱出時間が長かったが、40 mg/Lではそうではなかった(Noland, Taylor & Bull, 1982)。

MMT(純度97%)を0、10、50、245 mg/L(Snとして0、5、25または120 mg/L)の濃度で、ラ

ットに交配前 2 週間から妊娠・授乳期まで(実験 1)、または 0 または 500 mg/L(Sn として 245 mg/L)の濃度で、GD 6 から授乳期まで(実験 2)、飲水投与した。神経行動学的評価(ランウェイテスト、運動活動馴化、モリス水迷路[成体]など)を児動物で行ったが投与に関連した影響はほとんど認められなかった。500 mg/L(56~94 mg/kg/day)では、水分摂取量の減少と脳重量の減少傾向が認められたが、成長指標、発育、認知機能、アポトーシスへの影響は認められなかった。

成体として評価した MMT ばく露児の脳における神経病理学的病変(大脳皮質の局所領域における神経細胞の空胞化)の発生率は、1 回の投与につき 1~3 匹のラットを用いて最小であった。ミエリンと脳重量は影響を受けなかった。著者らは、MMT の周産期ばく露は重大な神経行動学的あるいは認知学的欠損をもたらさない、と結論づけた。成体子孫に観察された軽度の神経病理学的病変の生物学的意義は不明である(Moser ら, 2006)。

・MBT (モノブチルスズ)

遺伝毒性:MBTC は標準的な Ames 試験(Krul, 2002c)、染色体異常試験(Ciba-Geigy, 1988b)、哺乳類細胞遺伝子突然変異アッセイ(Ciba-Geigy, 1988c)および rec アッセイ(Hamasaki ら, 1992)で陰性であった。MBTC とモノブチルスズオキシドは SOS 誘導剤として陽性であり(Hamasaki ら, 1992)、サルモネラ菌 *Typhimurium* TA100 株では代謝活性化なしに遺伝子変異を誘発した(Hamasaki ら, 1993)。MBTC は *in vivo* マウス小核アッセイでは陰性であった(Atochem NA, 1991a)。

生殖・発生毒性:MBTC を 0、50、100、200、400 mg/kg/day で、ラットに妊娠 7~17 日に経口投与した試験では、母体毒性および胸腺萎縮は報告されず、妊娠 20 日で発生毒性は認められなかった(Noda ら, 1992b)。MBTC(0、1000、1500、2000 mg/kg)をラットの妊娠 7 および 8 日に経口投与した試験では、1500 および 2000 mg/kg で母体死亡が有意に増加し、1000 および 1500 mg/kg で母動物の体重増加が有意に減少した。しかし、胎児に奇形は認められなかった(Ema ら, 1995)。MBTC を 0、56、226、903 mg/kg/day でラットに妊娠 0~3 日または妊娠 4~7 日に経口投与した試験では、母体体重増加の減少、飼料消費量の減少および児体重の減少は 903 mg/kg/day で認められたが、56 および 226 mg/kg/day では認められなかった(Ema & Harazono, 2001)。

・MOT (モノオクチルスズ)

遺伝毒性:MOTC は Ames 試験(Litton Bionetics Inc., 1979; Schering AG, 1979b)、HGPRT アッセイ(Schering AG, 1989d)および *in vivo* マウス小核試験(Schering AG, 1989e)で陰性であった。

免疫毒性:Arakawa & Wada(1993)は、ラットに MMT を 1 日 5 mg/kg bw で 10 日間投与したが、胸腺に萎縮の影響はなかったと報告している。MOT を用いた同様の研究では、リンパ系器官への影響は認められなかった(Seinen ら, 1977a)。

<作用メカニズム>

免疫毒性は、二置換および三置換有機スズ化合物にとって重要なエンドポイントである。DBT、DOT、TBT、TPT は胸腺萎縮を引き起こすことが知られている。TBT は DBT よりも胸腺の相対重

量を減少させる作用が約 40% 低いという知見は、TBT の活性が低いか、TBT そのものではなく代謝産物である DBT によって胸腺萎縮が誘導されることで説明できるかもしれない (Snoei, Penninks & Seinen, 1988)。側鎖の長さは免疫毒性を決定する上で重要である。DMT は胸腺重量を減少させず、ジエチルスズは胸腺重量をわずかに減少させただけであったが、ジドデシルスズとジオクタデシルスズは胸腺重量の減少に効果がなかった (Seinen ら, 1977a; Snoei, Penninks & Seinen, 1987)。TBT と TPT はともにラット (Krajnc ら, 1984; Vos ら, 1984b; Snoei ら, 1985)、マウス (Boyer, 1989; Nishida ら, 1990) およびモルモット (Verschuuren ら, 1966, 1970) において著しい免疫毒性を示すが、トリヘキシルスズとトリオクチルスズ同族体は免疫毒性は限定的か全く示さない。有機スズの *in vitro* 細胞毒性と *in vivo* 免疫毒性はよく相関している (Brüschweiler ら, 1995)。免疫抑制作用は、主に免疫担当細胞におけるプログラムされた細胞死の誘導によるものと思われる (Raffray & Cohen, 1993)。有機スズ投与後の胸腺におけるマクロファージクリアランス活性の増加 (De Waal ら, 1993; Kempston ら, 1993; Raffray & Cohen, 1998) が、リンパ系臓器の重量の減少が胸腺、および脾臓とリンパ節の胸腺依存性領域におけるリンパ球の枯渇と関連していることを示す組織学的研究によって支持されている (Seinen & Willems, 1976; Penninks ら, 1985)。DOT に関する *in vitro* の研究はまれであるが、*in vivo* の研究では、他の有機スズ化合物と同様または同等の作用が示唆されている (Miller ら, 1986; Smialowicz, 2002)。

また、TBT や TPT を含む有機スズ化合物は、ペルオキシソーム増殖剤活性化受容体 (PPAR) と レチノイド X 受容体 (RXR) の両方に結合し、活性化することが示されている (Kanayama ら, 2005; Nakanishi ら, 2005; Grün ら, 2006; Hiromori ら, 2009; Le Maire ら, 2009; Yanik ら, 2011)。出生前の TBT ばく露は、PPAR γ の活性化を介してマウスの脂肪沈着サイズを増大させ (Grün ら, 2006)、*in vitro* と *in vivo* の両方で、多能性間葉系間質幹細胞の運命を再プログラムした (Kirchner ら, 2010; Chamorro-García ら, 2013)。これらの研究は、有機スズ化合物が共通の生理学的分子メカニズムとして核内受容体を活性化し、内分泌かく乱作用の可能性を示唆した。しかし、現在のところ、これらの受容体の活性化が内分泌かく乱作用に関連するという直接的な証拠はない。有害作用の分子メカニズムに関するさらなる調査が望まれる。

<健康影響評価値の算出と評価値の設定>

TBTO の免疫パラメータに関する NOAEL は 0.025 mg/kg/day であることが、2 件の慢性試験で確認された (Wester ら, 1988, 1990; Vos ら, 1990)。TPTOH の免疫毒性に関する LOAEL は TBTO と同程度である。DBT の慢性ばく露による影響は不明であるが、短期間の実験では TBT による胸腺萎縮がその代謝物である DBT によって媒介されることが実証されており、このことは DBT が少なくとも TBT と同程度の毒性を持つことを示唆している。さらに、比較毒性試験において、DBT と DOT は最も強力なジアルキルスズ化合物であり、用量に関連した胸腺萎縮を同程度引き起こした。TBT、DBT、TPT、DOT は、げっ歯類において、胸腺、脾臓、末梢リンパ組織におけるリンパ球減少、免疫グロブリン濃度の低下、白血球減少を伴う胸腺萎縮を引き起こす。一般的に胸腺に影響を与える有機スズ化合物は、おそらく免疫系におけるアポトーシス機構を活性化する作用が予想されると考えられ、想定される類似の作用様式に基づき、4 種の有機スズ化合物の効果は相加的と考えら

れる。そのため、これらの化合物 TBT、TPT、DBT および DOT には、グループ TDI を設定することができる。TeBT と TeOT の短期ばく露では、リンパ球減少を伴う胸腺重量の減少も報告されているが、これら 4 置換化合物の LOAEL は、3 置換および 2 置換化合物よりも 2 桁高い。したがって、四置換化合物は TDI 群に含めなかった。

ラットを用いた慢性免疫毒性試験 (Wester ら 1988, 1990; Vos ら 1990) に基づいた最低 NOAEL である 0.025 mg/kg bw/day に、種間差と種内変動性を考慮した 100 の不確実性係数を適用し、0.25 µg/kg/day (Sn として 0.1 µg/kg/day) の TDI が設定された。このグループ TDI である 0.25 µg/kg bw/day の 20% を飲料水に割り当て、体重 60 kg の人が 1 日に 2 L の飲料水を摂取すると仮定すると、TBT、TPT、DBT および DOT 濃度の合計について 1.5 µg/L の健康基準値 (HBGV) を導き出すことができる。TBTO の分子量に基づく、このグループ HBGV は Sn として 0.6 µg/L に相当する。これらの有機スズ化合物の摂取量は非常に少ないと考えられ、通常は 1 日あたり数百ナノグラム以下であるため、この有機スズ化合物群に対する正式なガイドライン値を設定する必要はない。これは、これらの有機スズ化合物を国レベルの水質基準に組み込むことは通常不要であることを意味するが、地域的な懸念がある場合を想定し、加盟国に HBGV を提供している。

MMT、DMT、DMTC については、体系的な実験データを用いた長期的な研究が不足しているため、信頼できる TDI 値は導き出すことができなかった。DMTC と MMT の混合物を用いた 90 日間の反復投与試験では、MMT と DMT の確定的な影響が約 1 mg/kg/day で観察されたことより、推定される TDI は TBTO の免疫毒性 TDI の 10 倍以上となる可能性がある。これらの有機スズは、PVC や CPVC の配管などの安定剤として使用されているため飲料水に含まれる可能性があるが、通常は製品規格によって管理されているため、これらの有機スズのガイドライン値を設定する必要はない。その他の有機スズ (TMT、TeBT、MOT、TeOT、MPT、DPT、TePT など) については、現在の知見では HBV 値やガイドライン値を設定するには不十分であった。

C-3) PFAS 評価の最新動向

WHO は 2023 年末に PFAS の包括的評価を開始し、Phase 1 (2024–2025) ではランドスケープ・レビューと方法論の整備、Phase 2 (2025–2027) では優先 PFAS と優先健康影響に対する本格的なリスク評価および HBGV 導出を計画している。Phase 1 では、Phase 2 で評価する PFAS の優先順位付けが目的で、PFAS の発生 (occurrence) と摂取量、健康影響の証拠の概要を提供した (Part 1)。また、特定された主要な摂取 PFAS に関する体系的な証拠収集と主要な健康影響の証拠の評価のためのリスク評価方法論も提案された (Part 2)。

Part 1 の概要: ランドスケープ・レビューの方法論には、体系的に収集された環境発生とヒトのバイオモニタリングデータベースを特定し、発生に関するより大きな結合データベースとして統合し、摂取される PFAS の特定と優先順位付けのために分析した。PFAS は、主にヒトおよび環境媒体中での発生に基づいて「摂取」されると考えた。同様に、体系的に収集した健康影響データベースから PFAS の健康影響を特定し、優先順位を付けるために分析できる大規模なデータベースとして統合した。ランドスケープ・レビューの結果、統合された 49 のデータベースソースから 77 の摂取 PFAS が特定された。健康影響情報の 48 のデータベースソースに基づいて主要な健康影響カテゴリーに 66 の

PFAS が含まれていた。第 1 PFAS 技術諮問グループ (TAG-PFAS1) は、77 種類の経口摂取 PFAS と 18 の健康影響カテゴリーを特定し、最終的に、アルゴリズムに基づき 18 PFAS と 6 つの健康影響カテゴリー (心血管代謝、肝臓、免疫、発達、生殖、がん) を Phase 2 の評価対象として選定した。18 の対象 PFAS には、perfluorooctanesulfonic acid (PFOS), perfluoroundecanoic acid (PFUnDA), perfluoroheptanoic acid (PFHpA), perfluorooctanoic acid (PFOA), perfluoroheptanesulfonic acid (PFHpS), perfluorobutanoic acid (PFBA), perfluorotridecanoic acid (PFTrDA), perfluorohexanoic acid (PFHxA), perfluorotetradecanoic acid (PFTeDA), perfluorobutanesulfonic acid (PFBS), perfluorohexanesulfonic acid (PFHxS), perfluoropentanoic acid (PFPeA/PFPA), perfluorododecanoic acid (PFDoA), perfluorononanoic acid (PFNA), perfluorodecanoic acid (PFDA), perfluorodecanesulfonic acid (PFDS), hexafluoropropylene oxide dimer acid (HFPO-DA), and trifluoroacetic acid (TFA) が含まれる。

Part 2 の概要: この Part では、オランダの国立公衆衛生環境研究所 (RIVM) が WHO の依頼を受け、Part 1 で特定された主要な摂取 PFAS の系統的証拠収集および主要な健康影響の証拠評価のためのプロトコルと、混合物のリスク評価を含む、健康に基づく値の決定の方法論を開発した。系統的証拠収集および評価のためのプロトコルでは、HBV (Health-Based Value) の導出を支援する SECE (Systematic Evidence Collection and Evaluation) のプロセスと報告要件を示した。対象はヒト、実験動物、*in vitro*・*in silico* を含む一次研究で、1950～2025 年の英語文献を対象とする。文献検索は PubMed、Embase、Scopus に加え、規制当局の報告書などのグレー文献も対象とする。選定後、各研究の RoB (リスク・オブ・バイアス) を独立した専門家が評価し、必要に応じて第三者が仲裁する。データ抽出には OHAT のテンプレートを用い、ヒト・動物・*in vitro* それぞれに必要な項目が整理されている。データ量の多さに対応するため、US EPA HAWC 等の既存データベース活用、低バイアス研究の優先抽出、健康影響別のミニレビュー等の負荷軽減策も提示された。本プロトコルは混合物リスク評価と一体で活用されるべきとされる。

混合物のリスク評価法としては、PFAS 混合物 = 複数 PFAS が同時に存在し毒性に寄与し得る集合と広く定義。グルーピングは ①物性等のトップダウン法、②出現情報に基づくボトムアップ法、③毒性・MOA・AOP によるボトムアップ法、④ハイブリッド法の 4 つに整理し、出現情報で候補群を広く捉え、毒性情報で精緻化する段階的ハイブリッドが最適とされた。既存の *in vitro* / 魚類 / 哺乳類データの再点検では、実務上重要なばく露レベルでは用量加算が妥当とされ、反応加算・顕著な相互作用 (相乗・拮抗) を支持する強固な根拠は乏しい。したがって、科学的・実務的前提として「PFAS 混合 = 用量加算仮定」を基本線とした。

混合物リスク評価手法は、①全混合物アプローチ (实在混合物・十分類似混合物) と、②成分ベースアプローチ (RPF: 相対毒性係数、TEF: 毒性等価係数、HI: ハザード指数、TOSHI: 標的臓器特異的ハザード指数、M-BMD: 混合物ベンチマークドーズ) に大別される。PFAS は種類が多く環境中の比率も変動しやすいため、前方互換性と柔軟性から成分ベース手法が有利で、とりわけ RPF / TOSHI は PFCA/PFSA 群で適用しやすい。一方、データの乏しい PFAS には HQ の加算 (HI) や QSAR / リードアクロス等での補完が必要となる。経口評価では、外因量 (摂取) と内因量 (血中濃

度)の整合、長半減期の定常状態の考慮、PBK モデルによる逆推定、QIVIVE による *in vitro* 外挿、疫学データの共暴露相関への対応が重要で、条件を満たせない場合はより保守的な HI 等の使用を検討する。結論的には、「成分ベース × 用量加算」を中心とし、RPF・TOSHI・HI・M・BMD を状況に応じて併用する柔軟戦略が最適とされる。

次のステップ: Phase 2 の目的は、TAG-PFAS2 が Phase 1 で優先順位付けされた最大 18 PFAS について、6 つの健康影響カテゴリーに対する体系的な証拠収集と評価を実施することである。混合物リスク評価のためのグループ化を選択し、個々の PFAS または PFAS 混合物に対するリスク評価手法を特定し、HBV の範囲を提案する。JECFA および GDWQ 専門家グループによる PFAS 評価の開始に向けた準備は 2027 年に始まる予定である。WHO の飲料水に関する最終ガイドライン値は、実用的な側面が考慮される見込みである。

D. 研究発表

1. 論文発表

広瀬明彦、PFAS ばく露による健康リスク評価の最近の動向、地下水学会誌、第 68 巻(1)、65-73 (2026)

2. 学会発表

広瀬明彦、PFAS(有機フッ素化合物)による健康影響とは、日本環境変異原ゲノム学会公開シンポジウム、川崎、2025/09/12

H. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含む。)

1. 特許取得: 該当なし
2. 実用新案登録: 該当なし
3. その他: 該当なし

I. 参考文献

(ニッケルと有機スズ化合物の評価値導出に直接関わらない毒性試験結果の情報は、WHO 飲料水ガイドライン第 4 版追補(2022)における各物質の背景文章で引用されている文献を参照のこと。)

Ambrose AM, Larson PS, Borzelleca JF, Hennigar GR Jr. (1976): Long term toxicologic assessment of nickel in rats and dogs. *Journal of food science and technology*, ;13:181-187.

Bil W, Hartmann J, Bakker M, Bokkers B, (2025): Mixture risk assessment approaches to evaluate oral exposure to PFAS: Outputs and recommendations of an expert workshop, *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 162, 105907,

IARC International Agency for Research on Cancer(2011): Nickel and nickel compounds. Lyon, (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 100C, A Review of Human Carcinogens: Arsenic, Metals, Fibres, and Dusts.).

IPCS. (1999) Concise International Chemical Assessment Document 14 Tributyltin oxide.

- Geneva: World Health Organization.
- Jensen CS, Menné T, Lisby S, Kristainsen J, Veien NK (2003). Experimental systemic contact dermatitis from nickel: a dose-response study. *Contact Dermatitis*. 49:124–32.
- Nielsen GD, Soderberg U, Jorgensen PJ, Templeton DM, Rasmussen SN, Andersen KE et al.(1999): Absorption and retention of nickel from drinking water in relation to food intake and nickel sensitivity. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 154(1): 67-75.
- RIVM (2025): Mixture risk assessment approaches to evaluate oral exposure to PFAS, RIVM letter report 2025-0078 W. Bil et al.
- RIVM (2025): Protocol for Systematic Evidence Collection and Evaluation supporting health-based guidance value derivation for PFAS, RIVM letter report 2025-0087 E.A. McVey et al.
- RTI, Research Triangle Institute (1988): Two-generation reproduction and fertility study of nickel chloride administered to CD rats in the drinking water: Fertility and reproductive performance of the F1 generation. Final study report (III of III). Research Triangle Park, NC: Office of Solid Waste Management, U.S. Environmental Protection Agency.
- SLI (Springborn Laboratories, Inc.) (2000a). A one-generation reproduction range-finding study in rats with nickel sulfate hexahydrate. Prepared by SLI, Spencerville, Ohio, for Nickel Producers Environmental Research Association, Durham, North Carolina (Study No. 3472.3).
- SLI (Springborn Laboratories, Inc.) (2000b). An oral (gavage) two-generation reproduction toxicity study in Sprague–Dawley rats with nickel sulphate hexahydrate. Prepared by SLI, Spencerville, Ohio, for Nickel Producers Environmental Research Association, Durham, North Carolina (Study No. 3472.2).
- Smith MK, George EL, Stober JA, Feng HA, Kimmel GL(1993): Perinatal toxicity associated with nickel chloride exposure. *Environmental research*, 61:200-211
- Velazquez SF, Poirer KA(1994): Problematic risk assessments for drinking water contaminants: selenium, aldicarb, and nickel. In: Wang RGM, ed. *Water contamination and health. Integration of exposure assessment, toxicology, and risk assessment*. New York, NY, Dekker, pp. 467-495 (Environmental Science and Pollution Control Series, Vol. 9)
- Virunya Bhat (2025) WHO initiatives to evaluate PFAS (Phase 1) , Workshop on latest advancements of PFASs risk assessment (Presentation at EFSA (online)). November 2025.
- Vos JG, De Klerk A, Krajnc EI, Van Loveren V, Rozing J.(1990) Immunotoxicity of bis(tri-n-butyltin) oxide in the rat: effects on thymus-dependent immunity and on nonspecific resistance following long-term exposure in young versus aged rats. *Toxicol Appl*

Pharmacol, 105: 144-155.

WHO (2005): World Health Organization. Nickel in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. WHO/SDE/WSH/05.08/55.

WHO (2011) :World Health Organization. Guidelines for Drinking Water Quality, Fourth edition.

WHO (2022), Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda.

IPCS (International Programme on Chemical Safety) (1991). Environmental Health Criteria 108. Nickel.

Wester PW, Krajnc EI, van Leeuwen FX, Loeber JG, van der Heijden CA, Vaessen HA, et al. (1990). Chronic toxicity and carcinogenicity of bis(tri-n-butyltin) oxide (TBTO) in the rat. Food Chem Toxicol. 28:179–96.

Wester PW, Krajnc EI, van Leeuwen FXR, Loeber JG, van der Heijden CA, Vaessen HAMG, et al. (1988). Two year feeding study in rats with bis(tri-n-butyltin)oxide (TBTO). Bilthoven: National Institute of Public Health and Environmental Hygiene (Report No. 658112 003).

J. 分科会開催状況、学会参加状況

1) 分科会開催状況

第1回リスク評価分科会会議

日時：令和7年12月8日(月)11:00-12:00

場所：オンライン

第2回リスク評価分科会会議

日時：令和8年1月7日(水)17:00-17:30

場所：水道協会

2) 情報収集（学会等への出席）

No.	会議等日時	会議等名称	出席者	概要等
2	2025/10/8-10	PFAS - Challenges and scientific perspectives in human health risk assessment (PFASのヒトの健康リスク評価における課題と科学的展望) ドイツ連邦リスク評価研究所主催 国際会議 (ベルリン、ドイツ)	一般財団法人化学物質評価研究機構 広瀬明彦	PFASのリスク評価の最新情報収集のため https://www.bfr-akademie.de/english/archive/2025/pfas2025.html

3	2025/10/15-18	IUTOX 17th International Congress of Toxicology (国際毒性学連盟 第17回国際毒性学会 (北京、中国))	一般財団法人化学物質評価研究機構 広瀬明彦	化学物質 (PFASを含む) のリスク評価の最新の情報収集のため https://www.ict2025.com/
4	2025/11/16-19	American College of Toxicology 46th Annual Meeting (米国毒性学協会第46回年会) (フェニックス、米国)	一般財団法人化学物質評価研究機構 広瀬明彦	リスク評価手法の最新の情報収集のため https://www.actox.org/am/am2025/

環境省請負業務

「令和7年度水道水及び原水における化学物質等の実態を踏まえた
水質管理の向上に資する調査検討業務」

水質管理に関する調査検討

研究代表者	浅見真理	国立環境研究所 環境リスク・健康領域
研究分担者	山田俊郎	北海学園大学 工学部
	小坂浩司	国立環境研究所 環境リスク・健康領域
研究協力者	山口岳夫	水道技術経営パートナーズ株式会社
	酒井宏治	東京都立大学
	野澤 泰	神奈川県企業庁企業局水道部浄水課
オブザーバー	今城 麗	水道技術経営パートナーズ株式会社
アドバイザー	松井佳彦	北海道大学大学院 工学研究院

要旨

水質検査をより一層効率化する方策の検討のため、まず始めに水質検査の回数減、省略の実態を把握することを目的として、水道統計水質編の浄水（給水栓水等）の水質検査結果データを用いて水質情報及び検査回数等の解析を行った。

平成29年度から令和4年度の6年間を解析対象期間とし、対象期間中全年度に登録があり、休止中の年度がない浄水場として7,796か所を対象とした。検査回数が1回以上規定回数未滿を回数減、検査回数0回を省略として解析した結果、対象浄水場の94～95%が1項目以上回数減または省略を実施していることが確認された。対象期間中、回数減の割合が最も高いのは陰イオン界面活性剤の70.6%であり、6年間を通じ3項目が66%以上、24項目が50%以上であった。

回数減、省略の実施状況には水質項目の分類ごとにある程度似た傾向がみられ、令和4年度では有機物が62.6%と最も高く、無機（その他）、無機（金属）、性状（その他）、性状（かび臭）が57%台で続いた一方で、硝酸・亜硝酸は40.1%と比較的低い割合であった。回数減対象項目の回数減浄水場数には3年毎のサイクルがみられ、3年に1回の回数減もしくは概ね3年に1回実施する省略の影響が考えられた。六価クロムの水質基準が強化された年度に回数減浄水場数に大幅な減少がみられたことから、水質基準強化が検査体制へ影響を及ぼしたと考えられた。原水を地表水、地下水、湧水、湧水以外に分類したところ、原水の分類により、各水質項目の回数減、省略の割合に異なる傾向がみられ、水質検査簡略化の検討に原水の分類を要因の一つとして考慮することの有用性が示唆された。

濃度条件を満たしていても回数減、省略を実施していない浄水場が一定割合存在し、水質検査簡略化の可能性の余地があることが示唆されたが、水質検査の回数減、省略は、濃度条件と合わせ、原水並びに水源及びその周辺の状況等を勘案し、適切に実施されることが重要である。現在回数減、省略を実施している事業体においても、適切な実施であるかの確認と、条件を勘案したうえで水質検査簡略化の余地があるかを検討することが望まれる。

同一浄水場であっても、浄水場コードが変更される事例が確認された。国土交通省は水道事業の広域化を推進しており、今後も浄水場コードの変更が多く発生すると推察されるため、水道統計を用いて同一浄水場を抽出する際に浄水場コードの変更を念頭に入れる必要がある。

北海道の簡易水道事業の水質検査計画書を元にした調査の結果、道内の簡易水道設置市町村のうち、95%の市町村で検査回数の減少が、28%の市町村で検査項目の省略（3年に1回の回数減も含む）が行われていることが確認された。検査の回数減の割合が最も高い項目は、ナトリウム及びその化合物、次いで陰イオン界面活性剤、水銀及びその化合物、セレン及びその化合物、四塩化炭素、ジクロロメタン等であり、16項目が65%以上、23項目が50%以上であった。北海道の上水道施設の実態と比較すると、簡易水道施設における検査回数の省略の割合は若干低いか同程度であり、簡易水道施設においても上水道施設と同程度に検査の省略や回数減が実施されている実態が確認された。一方、簡易水道における検査の省略あるいは回数減の傾向は、原水の種類による違いや地域的な特徴は認められなかった。

A. 研究背景・目的

水質検査は水道水の安全性を保証する手段であり、水質基準項目の水質検査は水道事業者等の義務であり、その検査回数は規定されている。一方、水質検査費用は、特に小規模な水道事業者等にとっては負担が大きく、令和8年度からPFOS及びPFOAが水質基準項目に追加されることでさらなる負担増となることが懸念される。

水質検査は、平成15年9月の省令改正により、過去の検査結果や水源状況に応じて検査の回数減、省略が可能となっており、基本的項目のうち一般細菌と大腸菌を除く7項目については、連続的に計測及び記録がなされている場合には1か月に1回以上から概ね3か月に1回以上に回数減することが可能となっている¹⁾。水道事業者等は、事業年度の開始前に水質検査計画を策定すること、水質検査の回数の回数減や省略を行う場合、水質検査計画にその理由とともに記載することが定められている。このため水質検査計画を見ることで、水道事業者等の浄水場で検査の回数減や省略を行っているかは把握することはできるが、これまで全国の浄水場のうち、どの程度が検査の回数減や省略を行っているかについて、実態は明らかとなっていない。水質検査計画の策定とそれに基づく水質検査は、水道事業者等が自ら行うものであり、検査の回数減や省略は推奨されているわけではないが、その情報は検査の効率化も含めた今後の水質検査のあり方を検討する上で有用であると考えられる。本研究では、水道統計²⁾を用いて水質情報及び検査回数等に関する解析を行い、全国の浄水場

の水質検査の回数減、省略の実施状況の実態を把握することを目的とする。

また、簡易水道の検査回数の実態については簡易水道統計といった全国規模での情報が公開されていないため、自治体ウェブサイト等で公開されている水質検査計画書を収集・整理し、本研究においては、国内簡易水道事業の8%程度を占める北海道内の簡易水道事業を対象として解析を行い、北海道における水質検査実施の実態を把握するとともに、その検査実態の原水の種類との関連や地域性の有無について明らかにすることを目的とした。

B. 研究方法

1. 解析対象浄水場

本研究で対象とする浄水場は、水道統計に記載の上水道事業及び水道用水供給事業の浄水場とした。平成26年から令和4年度の6年間の水道統計水質編の浄水（給水栓水等）の水質検査結果データを用いて、対象期間の全ての年度に存在している浄水場を抽出した。浄水場の同一判断には、都道府県CD、整理番号、浄水場等CD、枝番の4桁のコードを用いた。対象浄水場数の確保及び水質検査結果の実績確認期間の確保の双方の条件を満たす対象期間を決定した後、当該期間中に休止中の年が1年以上ある浄水場を除いて対象浄水場とした。

2. 水質検査の回数減、省略の解析、検査回数の評価

回数減・省略の判断フローは図1に示す通りである。回数減対象項目（必須項目以外）は、濃度条件に限れば、過去3年間の水質検査結果が基準の1/5以下を満たせば1年に1回以上、1/10以下を満たせば3年に1回以上に回数減が可能である。省略が可能な項目は、過去に基準値の1/2を超えたことがなく、かつ原水・水源等が条件を満たせば省略可能であり、概ね3年に1回程度実施することとされている。

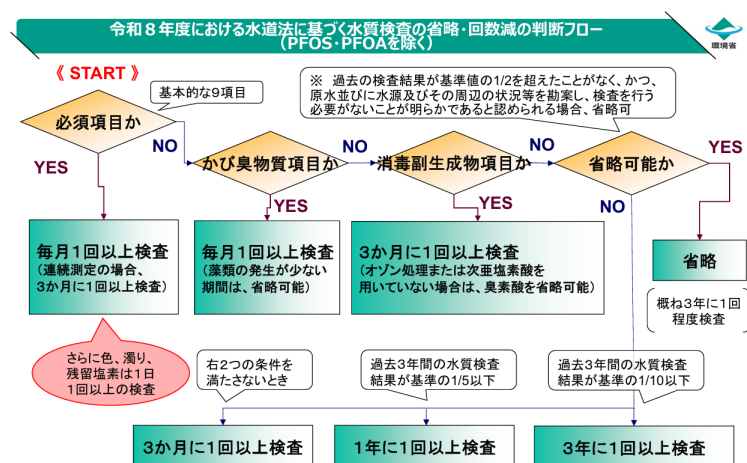


図1 水質検査の省略・回数減の判断フロー（令和8年度、環境省）³⁾

全ての解析対象浄水場の、各年度の51項目の各水質検査項目の検査回数のデータを用い

て、表 1 に示す通り、検査回数 1 回以上規定回数未満を回数減、検査回数 0 回を省略と定義して実施数を調査した。水道法に基づく運用においても同様の用語が用いられていることから、解釈上の混乱を生じる可能性があることに注意を要する。回数減には、概ね 3 年に 1 回以上実施の省略が、省略には概ね 3 年に 1 回以上の回数減である場合が含まれるが、本検討では当該分類を考慮しないこととした。水質計器を用いて告示法でない方法で、定期検査の地点で連続的に測定していることにより回数減となっている場合も想定されるが、解析においては考慮していない。また、51 の水質項目を物質の特徴及び回数減・省略の可否により表 2 のように分類し、分類ごとの傾向を調査した。

表 1 回数減、省略の本検討における定義

実施形態	本検討における定義	備考
回数減	検査回数が規定回数未満であるが、年1回以上あること	「回数減」の他に、概ね3年に1回以上実施として、「省略」されているものも含まれる可能性がある
省略	検査回数が年1回未満(0回)であること	「省略」(3年に1回程度)の他に、概ね3年に1回以上に「回数減」されている可能性がある。

表 2 水質項目の分類(その1:健康項目)^{1), 4)}

区分	本検討の分類	No.	水質基準項目	規定回数 (回/年)	回数減	省略
健康項目	①基本的項目	1	一般細菌	12	不可	不可
		2	大腸菌 ^{*1}	12	不可	不可
	②無機(金属)	3	カドミウム及びその化合物	4	注1	注2
		4	水銀及びその化合物	4	注1	注2
		5	セレン及びその化合物	4	注1	注2
		6	鉛及びその化合物	4	注1	注3
		7	ヒ素及びその化合物	4	注1	注2
		8	六価クロム化合物	4	注1	注3
	④シアン、硝酸態窒素、亜硝酸態窒素	9	亜硝酸態窒素	4	注1	不可
		10	シアン化物イオン及び塩化シアン	4	不可	不可
		11	硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素	4	注1	不可
	③無機(その他)	12	フッ素及びその化合物	4	注1	注2
		13	ホウ素及びその化合物	4	注1	注2
	⑤有機物	14	四塩化炭素	4	注1	注4
		15	1,4-ジオキサン	4	注1	注4
		16	シス-及びトランス-1,2-ジクロロエチレン	4	注1	注4
		17	ジクロロメタン	4	注1	注4
		18	テトラクロロエチレン	4	注1	注4
		19	トリクロロエチレン	4	注1	注4
		20	ベンゼン	4	注1	注4
	⑥消毒副生成物	21	塩素酸	4	不可	不可
		22	クロロ酢酸	4	不可	不可
		23	クロロホルム	4	不可	不可
		24	ジクロロ酢酸	4	不可	不可
		25	ジブロモクロロメタン	4	不可	不可
		26	臭素酸	4	不可	注2
		27	総トリハロメタン	4	不可	不可
		28	トリクロロ酢酸	4	不可	不可
		29	ブロモジクロロメタン	4	不可	不可
		30	プロモホルム	4	不可	不可
		31	ホルムアルデヒド	4	不可	不可
性状項目	⑧性状(その他)	32	亜鉛及びその化合物	4	注1	注3
		33	アルミニウム及びその化合物	4	注1	注3
		34	鉄及びその化合物	4	注1	注3
		35	銅及びその化合物	4	注1	注3
		36	ナトリウム及びその化合物	4	注1	注2
		37	マンガン及びその化合物	4	注1	注2
	①基本的項目	38	塩化物イオン	12	不可 ^{*2}	不可
	⑧性状(その他)	39	カルシウム、マグネシウム等(硬度)	4	注1	注2
		40	蒸発残留物	4	注1	注2

	41	陰イオン界面活性剤	4	注1	注2
⑦性状(かび臭)	42	ジェオスミン	12	不可	注5
	43	2-メチルイソボルネオール	12	不可	注5
⑧性状(その他)	44	非イオン界面活性剤	4	注1	注2
	45	フェノール類	4	注1	注2
①基本的項目	46	有機物(全有機炭素(TOC)の量)	12	不可 ^{※2}	不可
	47	pH 値	12	不可 ^{※2}	不可
	48	味	12	不可 ^{※2}	不可
	49	臭気	12	不可 ^{※2}	不可
	50	色度	12	不可 ^{※2}	不可
	51	濁度	12	不可 ^{※2}	不可

※1 大腸菌は定量検査と定性検査のうち回答のある定性検査の検査回数を集計した。

※2 自動連続測定・記録をしている場合、概ね3月に1回以上とすることが可。

注1 水源に水又は汚染物質を排出する施設の設置の状況等から、原水の水質が大きく変わるおそれが少ないと認められる場合(過去3年間に水源の種別、取水地点又は浄水方法を変更した場合を除く。)であって、過去3年間における検査結果が、基準値の5分の1以下であるときは、概ね1年に1回以上と、過去3年間における当該事項についての検査結果が、基準値の10分の1以下であるときは、概ね3年に1回以上とすることができる。

注2 過去の検査結果が基準値の2分の1を超えたことがなく、かつ、原水並びに水源及びその周辺の状況等を勘案し、検査を行う必要がないことが明らかであると認められる場合、省略可。
(臭素酸のみ、浄水処理にオゾン処理、消毒に次亜塩素酸を用いる場合不可。)

注3 過去の検査結果が基準値の2分の1を超えたことがなく、かつ、原水並びに水源及びその周辺の状況並びに薬品等及び資機材等の使用状況を勘案し、検査を行う必要がないことが明らかであると認められる場合、省略可。

注4 過去の検査結果が基準値の2分の1を超えたことがなく、かつ、原水並びに水源及びその周辺の状況(地下水を水源とする場合は、近傍の地域における地下水の状況を含む。)を勘案し、検査を行う必要がないことが明らかであると認められる場合、省略可。

注5 過去の検査結果が基準値の2分の1を超えたことがなく、かつ、原水並びに水源及びその周辺の状況(湖沼等の停滞水源を水源とする場合は、当該基準項目を産出する藻類の発生状況を含む。)を勘案し、検査を行う必要がないことが明らかであると認められる場合、省略可。

2.1 各浄水場の回数減項目数、省略項目数

各浄水場が、回数減した水質項目、省略した水質項目の数を計数し、回数減の項目数、省略項目数の分布を調べた。

2.2 水質項目ごとの回数減、省略した浄水場数及びその年度ごとの変化

各水質項目について、回数減した浄水場数、省略した浄水場数を計数し、平成29年度から令和4年度までの数の変化を調べた。

2.3 水質項目ごとの検査回数の分布

各水質項目の検査回数について、1回(年に1回)、4回(年に3回)、12回(月に1回)と、それ以外の回数(0回、2~3回、5~7回、8回、9~11回、13回以上)の割合を調べた。

2.4 回数減、省略の条件と実施件数及び割合

令和4年度に回数減の条件を満たしているかどうかを、令和元年度から令和3年度までの3年間の各年度検査結果最高値で評価した。また、令和4年度に省略の条件を満たしているかどうかを、平成29年度から令和3年度までの5年間の各年度検査結果最高値で評価した。51の水質項目について、条件を満たす浄水場の、回数減、省略の実施数及び割合を

調べた。また、令和4年度に回数減、省略を実施した浄水場が、回数減、省略の条件を満たしていたかどうかを過年度の検査結果最高値により評価した。

3. 原水の種類による評価

3.1 原水の種類

原水の種類を、水道統計の総論における分類と同様に地表水、地下水、その他（湧水）、その他（湧水以外）の4つに分類し⁵⁾、登録されている原水の種類が多い順に2種類までの原水の組合せを用いて、原水の種類を行った。1種類のみもしくは全て同じ分類（A）の場合は「Aのみ」と表記し、二種類以上（A、B）の場合は多い順から二種類を「A+B」と表記した。原水の種類を表3に示す。

表3 原水の種類

原水の種類	分類(本検討)
ダム直接	地表水
ダム放流	地表水
湖沼水	地表水
表流水(自流)	地表水
伏流水	地下水
浅井戸水	地下水
深井戸水	地下水
湧水	その他(湧水)
原水受水	その他(湧水以外)
浄水受水	その他(湧水以外)
海水	その他(湧水以外)
その他	その他(湧水以外)

3.2 原水の種類ごとの回数減、省略の実施状況

浄水場数の全体に占める原水の各分類の割合を調べた。次に、原水の種類ごとに、令和4年度の51の水質項目の回数減、省略の実施数を計数し、実施割合に原水の種類による違いがみられるかを調査した。また、回数減、省略の実施割合の高い水質項目を分類ごとに比較し、原水による違いについて考察した。

4. 簡易水道事業施設の実態把握および解析

国内のおよそ8%を占める北海道の簡易水道事業の施設を対象として実態把握を調査する。本研究においては、北海道内179市町村のうち、簡易水道事業を有する全ての自治体（120市町村）を対象とし、各自治体のホームページで公開されている最新の水質検査計画書を収集した。ホームページ上で公開されていない場合は、直接関係部署に問い合わせ入手した。

得られた水質検査計画書から各施設の水質検査の回数減や省略に関する年間検査回数等の情報を抽出し、整理した。各施設の原水の種類等の情報は、全国簡易水道協議会の『全国

簡易水道統計』から入手した。公開されている各事業者の「水質検査計画書」において、「3年に1回」という検査頻度に対し「回数減」とするか「省略」とするか、扱いが事業者間で統一されていなかったため、本研究においては、「3年に1回」という検査頻度は「検査項目の省略」として分類して整理を行った。また、法令で定められた回数通りに検査を実施している項目の割合を「法定回数での検査実施率 (%)」と定義し、指標として用いた。

C. 結果および考察

1. 解析対象浄水場の決定

登録浄水場数は平成26年度の6,345か所から令和4年度には9,714か所に増加している。平成29年度に1,766か所、令和2年度に559か所が前年度から増加しており、厚生労働省が設定した簡易水道統合の期限が影響していると推察された。

水質検査結果による条件の解析のため解析対象期間は長い方が望ましい一方で、解析対象期間全ての年度に存在する浄水場数は期間を長くするに伴い少なくなる。浄水場数の確保と条件解析のための期間確保を両立する期間として、対象期間は平成29年度～令和4年度の6年間とした。この6年間に1年以上休止中であった浄水場を除外したところ、解析対象は7,796か所となった。図2に各年度の登録浄水場数、対象期間の設定に対し全年度に存在する浄水場数、決定した解析対象浄水場数を示す。

なお、香川県では平成29年に県内全ての事業者が広域連携した香川県広域水道企業団が設置され、平成30年度より県内の全浄水場のコードが変更された。同一コードによる抽出方法では香川県の対象浄水場が0か所となるため、浄水場及び水源の名称から同一と判断可能な浄水場を抽出し対象浄水場に加えた。香川県以外においても市町村合併等によると考えられる一部の浄水場コードの変更が確認されたが、各都道府県内に1か所以上の対象浄水場を確保できていることから、これらは対象外とした。

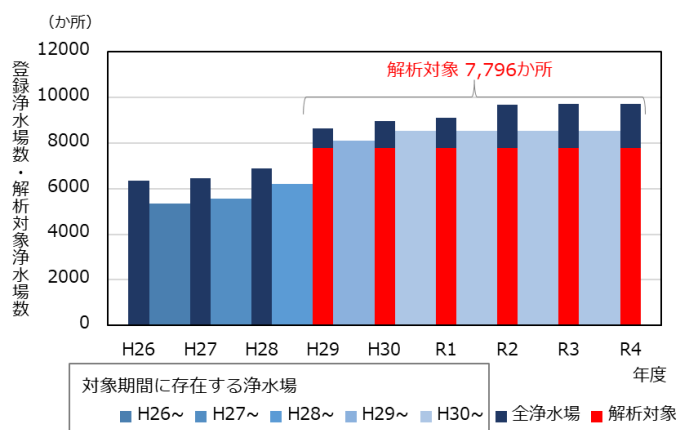


図2 浄水場数の推移

2. 水質検査の回数減、省略の解析、検査回数の評価

2.1 各浄水場の回数減項目数、省略項目数

平成 29 年度から令和 4 年度の各年度に回数減及び省略した項目数ごとの浄水場数の分布を図 3 及び図 4 に示す。1 項目以上回数減した浄水場の割合は 90.7~92.0%、1 項目以上省略した浄水場の割合は、8.9~11.4%、1 項目以上回数減または省略した浄水場の割合は 93.8~94.6%であり、9 割以上の浄水場が、何らかの水質検査の簡略化を実施していることが確認された。

回数減項目数は 2 項目が最も多く、次に多いのは 28 項目であった。省略項目数は 2 項目が最も多く、次に多いのは平成 29 年度~令和元年度は 28 項目、令和 2 年度以降は 27 項目であった。2 項目の内訳は、回数減、省略ともに主にジェオスミン、2-メチルイソボルネオールの組合せであった。回数減、省略項目数ごとの浄水場数は、年度により若干の差がみられたが、全体の傾向に大きな違いはみられなかった。

なお、省略可能項目数は 28 項目であるにもかかわらず 29 項目及び 30 項目を省略した浄水場が存在していた。この理由は明らかではないが、その一つとして、回数減対象の亜硝酸態窒素、硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素について、3 年に 1 回の回数減を実施しており検査回数 0 回の年度の浄水場が含まれることが考えられた。

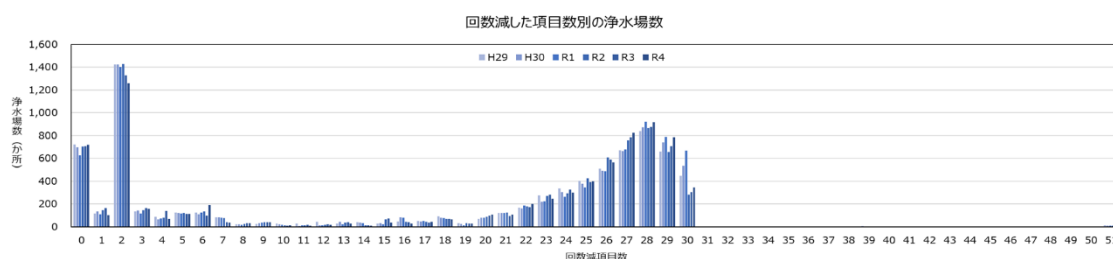


図 3 各年度における回数減した項目数ごとの浄水場数

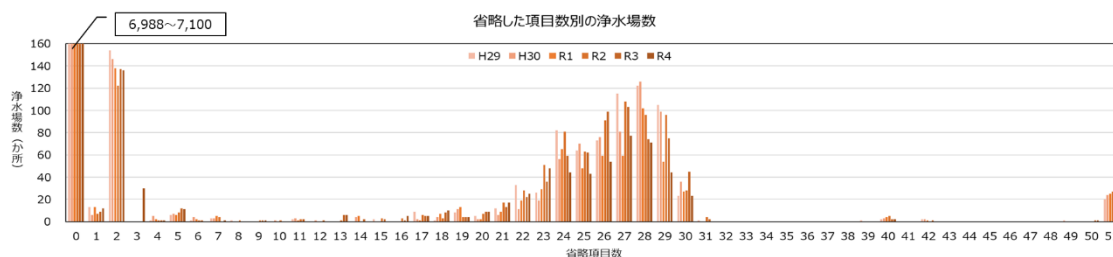


図 4 各年度における省略した項目数ごとの浄水場数

2.2 水質項目ごとの回数減、省略した浄水場の数及び割合

平成 29 年度から令和 4 年度の各年度の、水質項目ごとの回数減及び省略した浄水場の割合を図 5、図 6 に示す。

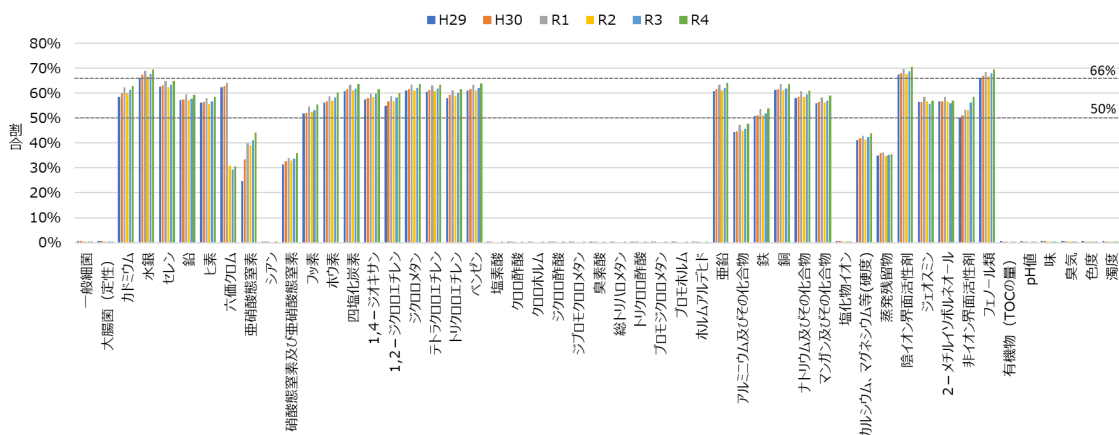


図5 各年度における水質項目ごとの回数減した浄水場の割合

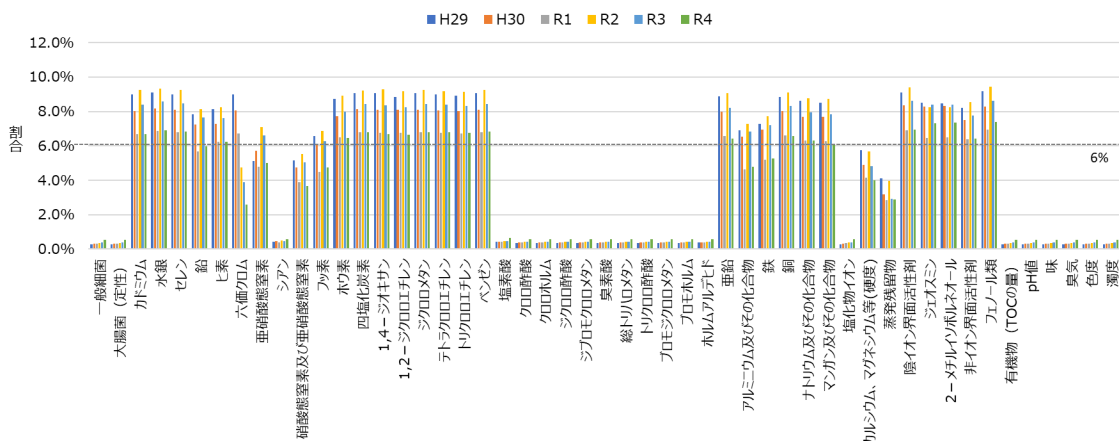


図6 各年度における水質項目ごとの省略した浄水場の割合

51 の水質項目のうち、6 年間で回数減の割合が最も高かったのは、陰イオン界面活性剤（令和元年度、70.6%）であった。水銀、陰イオン界面活性剤、フェノール類は、対象期間 6 年間を通じて 66%以上の浄水場で回数減されていた。これらの項目を含めた 24 項目は対象期間 6 年間で 50%以上の浄水場で回数減されていた。回数減対象で回数減の割合が低い項目は、亜硝酸態窒素（期間最大 44%）、硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素（同 36%）、アルミニウム（同 48%）、カルシウム・マグネシウム等（同 44%）、蒸発残留物（同 36%）であり、六価クロムは令和 2 年度以降、前年度までの 60%台から 30%台に急減していた。

51 の水質項目のうち、省略の割合が高かったのは、陰イオン界面活性剤（令和元年度、9.4%）及びフェノール類（令和元年度、9.4%）であった。これらを含め 21 項目が対象期間 6 年間を通じて 6%以上であった。省略可で省略の割合が低い年度のある項目は、六価クロム（期間最低 2.6%）、フッ素（同 4.5%）、アルミニウム（同 4.6%）、カルシウム・マグネシウム等（同 4.0%）、蒸発残留物（同 2.8%）であった。

令和4年度の水質項目分類ごとの回数減及び省略の割合の平均値を表4に示す。回数減、省略の可否により割合が大きく影響を受けているが、回数減対象項目の中で、有機物は比較的高く、硝酸・亜硝酸は比較的低い結果となった。省略については、性状（かび臭）が最も高い結果となった。省略不可の硝酸・亜硝酸が4.3%であった理由の一つとして、3年に1回の回数減が含まれることが考えられた。

表4 水質項目の分類による回数減、省略の割合

分類	①基本的項目	②無機(金属)	③無機(その他)	④シアン	④硝酸・亜硝酸	⑤有機物	⑥消毒副生成物	⑦性状(かび臭)	⑧性状(その他)
回数減対象可否	不可	可	可	不可	可	可	不可	不可※	可
令和4年度の割合	0.4%	57.6%	57.9%	0.4%	40.1%	62.6%	0.4%	57.0%	57.1%
省略可否	不可	可	可	不可	不可	可	不可	可	可
令和4年度の割合	0.6%	5.9%	5.6%	0.6%	4.3%	6.8%	0.6%	7.3%	5.7%

※藻類の発生が少なく検査の必要がない期間は可能

図7に回数減対象の水質項目を回数減した浄水場数、省略した浄水場数の例を示す。回数減対象の項目では、回数減の割合及び省略の割合の変化に3年のサイクルがみられ、回数減の割合が高い年には省略の割合が低くなる傾向があった。回数減の頻度に「3年に1回以上」の規定があること、また省略の場合「概ね3年に1回程度検査する」とされていることが理由と考えられる。

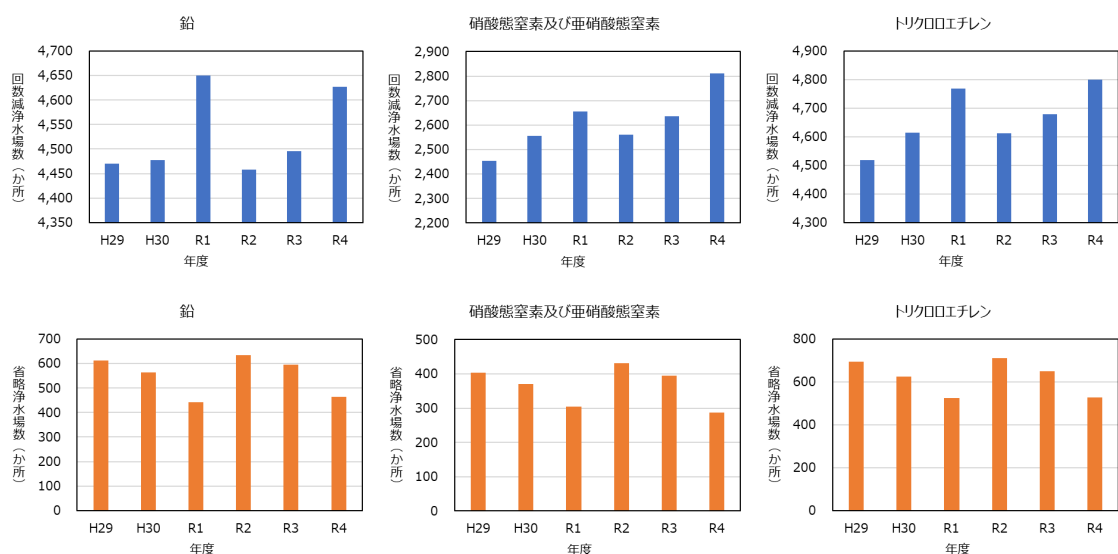


図7 回数減対象の水質項目を回数減した浄水場数及び省略した浄水場数の例

回数減と省略の浄水場数の合計は大きな変動がない項目が多い中、六価クロムは令和2年度に大きく減少、亜硝酸態窒素、非イオン界面活性剤は回数減の浄水場数が増加傾向を示した。図8に六価クロムの回数減及び省略浄水場数の変化を、図9に亜硝酸態窒素の回数減及び省略浄水場数の変化を示す。

六価クロムを回数減した浄水場は、令和2年度に急減し、令和3年度、令和4年度は横ばいであった。この理由の一つとして、令和2年4月に六価クロムの水道水質基準が0.05 mg/Lから0.02 mg/Lに強化されたことで、改正前の検査結果を新基準に照らして再評価すると回数減の条件を満たせなくなった浄水場が増加したことが挙げられた。また、改正前の検査方法の定量下限値の設定が、改正基準値の1/10である0.002 mg/Lを満たしていなかった浄水場では、回数減の判断ができなかったことも理由として考えられた。令和3年度、令和4年度は、基準改正後に回数減の判断に要する3年間が経過していないため、改正前の検査結果と合わせて回数減の判断がされていると推察される。省略浄水場数は平成29年度から一貫して減少傾向であり、省略の条件を満たせない浄水場の増加とともに、安全性重視の運用が拡大していると推察される。

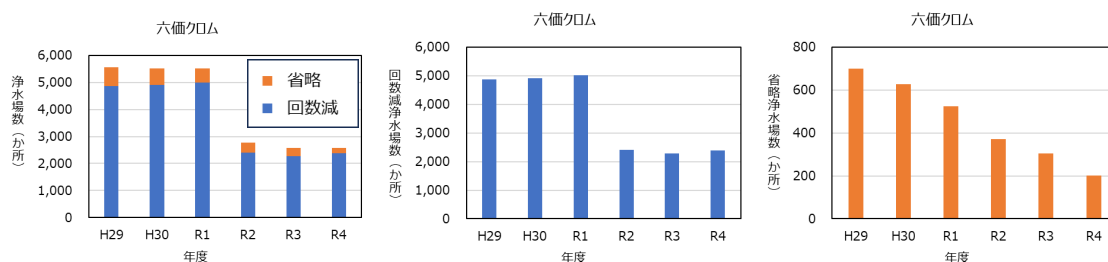


図8 六価クロムを回数減及び省略した浄水場数(左:回数減・省略合計、中:回数減、右:省略)

亜硝酸態窒素は、平成26年度に水質基準化され、平成29年度に過去3年のデータで回数減の条件の判断が可能となった。亜硝酸態窒素の濃度は全国的に安定して低いことから、コスト削減や効率化の観点から回数減を選択する傾向が強まっている可能性がある。

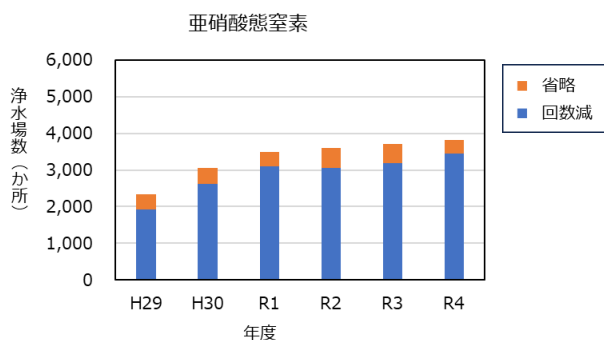


図9 亜硝酸態窒素を回数減・省略した浄水場数

回数減不可、省略不可の項目でも、わずかではあるが回数減、省略している浄水場があり、令和2年度以降増加傾向を示した。図10に回数減不可、省略不可の水質項目を回数減した浄水場数及び省略した浄水場数の例を示す。

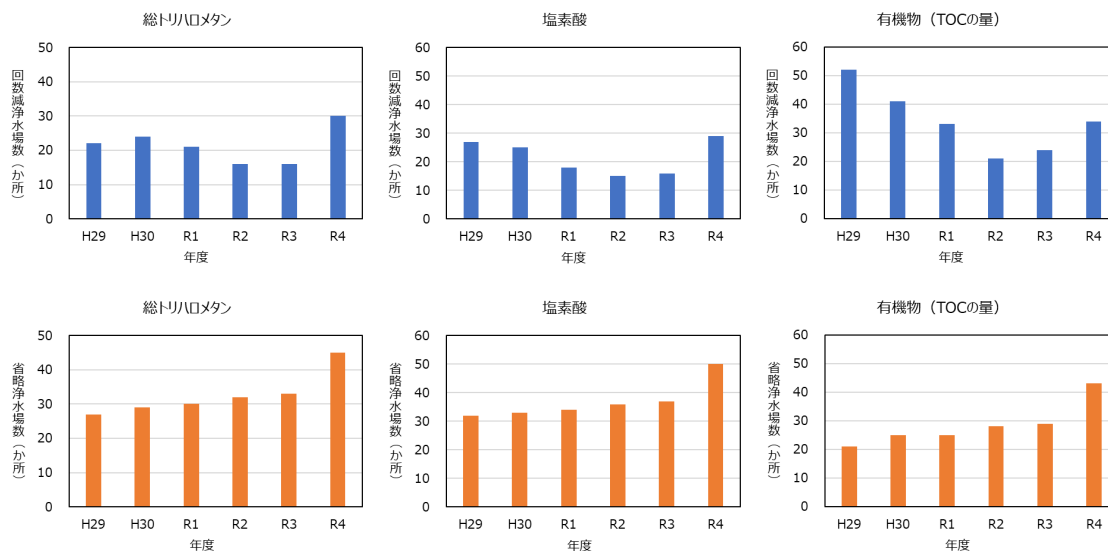


図10 回数減不可、省略不可の水質項目を回数減した浄水場数及び省略した浄水場数の例

令和4年度に省略不可の水質項目を省略していた浄水場の内訳を調べた結果、51項目全ての検査を実施していない浄水場が42か所あることがわかった。このうち25か所は登録されている1日平均浄水量が0 m³/日、3か所は当該箇所が空欄であった。その他の浄水場は、1日平均浄水量は登録されているが水質検査の記載が無かった。その中には、複数年度にわたり51項目全ての検査を実施していない浄水場が存在した。また、ある年度に51項目を省略し、その後水質検査を再開している浄水場が存在することも確認された。これらのことから、休止中の登録がない場合でも、統廃合・更新等何らかの事情による一時的な運転休止の可能性があり、そのような浄水場が増加傾向であるのではないかと推察される。

2.3 水質項目ごとの検査回数の分布

水質項目ごとの年間の検査回数は1回、4回、12回の割合が大きく、それ以外の回数は非常に少ないことが確認された。水質検査の規定回数は3月に1回以上あるいは1月に1回以上であり、回数減の場合は1年に1回以上か3年に1回以上と規定されていることを反映している。ジェオスミン、2-メチルイソボルネオールは2~3回、5~7回も約7%確認され、回数にばらつきがみられた。藻類の発生が少なく、検査の必要がない期間は回数減する運用が行われており、浄水場によりその期間が異なることが理由の一つと考えられる。

水質項目の分類では、有機物、消毒副生成物、基本的項目、性状(かび臭)は、分類ごと

に回数分布の傾向が類似する傾向がみられた。特徴的な水質項目として、塩素酸は消毒副生成物の中で 12 回の比率が比較的高いこと、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素、フッ素、鉄、マンガン、カルシウム及びマグネシウム（硬度）は規定回数以上の 12 回の割合が比較的高いことが挙げられる。図 11 に令和 4 年度の検査回数分布の例を示す。

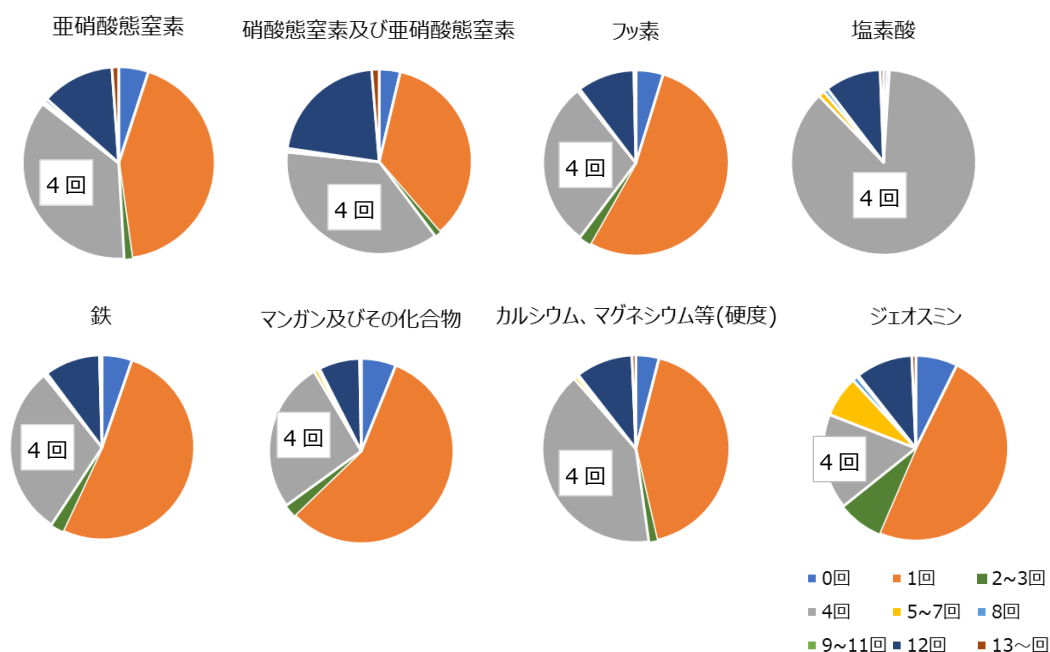


図 11 令和 4 年度の検査回数分布の例(枠内は年間規定回数)

2.4 回数減、省略の条件と実施件数及び割合

令和 4 年度の pH、味、臭気を除く 48 の水質項目について、回数減及び省略の条件による評価を行った。

令和 4 年度に、過去 3 年間の検査結果に基づき 3 年に 1 回以上の回数減の濃度条件を満たす浄水場割合は、5.7~99.6% (平均 77.8%) であり、この中で回数減・省略した割合は 29.8~92.0% (平均 65.8%) であった。同様に 1 年に 1 回以上の回数減の濃度条件を満たす浄水場の割合は 0.0~39.4% (平均 7.1%) であり、この中で回数減・省略した割合は 0~100% (平均 43.4%) であった。令和 4 年度に、過去 5 年間の検査結果に基づき省略の濃度条件を満たす割合は 90.1~100% (平均 98.4%) であり、この中で回数減・省略した割合は 33.1~90.0% (平均 66.8%) であった。例として鉛の結果を図 12 及び図 13 に示す。

水質検査の回数減や省略について、1 年に 1 回以上の条件を満たす浄水場より、3 年に 1 回以上の条件を満たす浄水場の方が、実際に回数減・省略を実施している割合は高い結果となったが、回数減、省略ともに、条件を満たしていても回数減、省略を実施していない浄水場が一定割合存在することが確認された。これは、全体的に見ると水質検査の簡略化について、その余地があることを示唆している。ただし、検査回数の設定は検査計画や水質管理の

基本であり、条件を満たしているところは、回数減や省略をすることが推奨されているわけではなく、検査の継続性、データの蓄積等も含めて総合的に判断される内容である。なお、回数減、省略の判断には、濃度条件だけでなく、原水並びに水源及びその周辺の状況等を勘案する必要がある。一部の浄水場では、これらの条件を満たさなかったことで、回数減や省略を行わなかった可能性も考えられた。

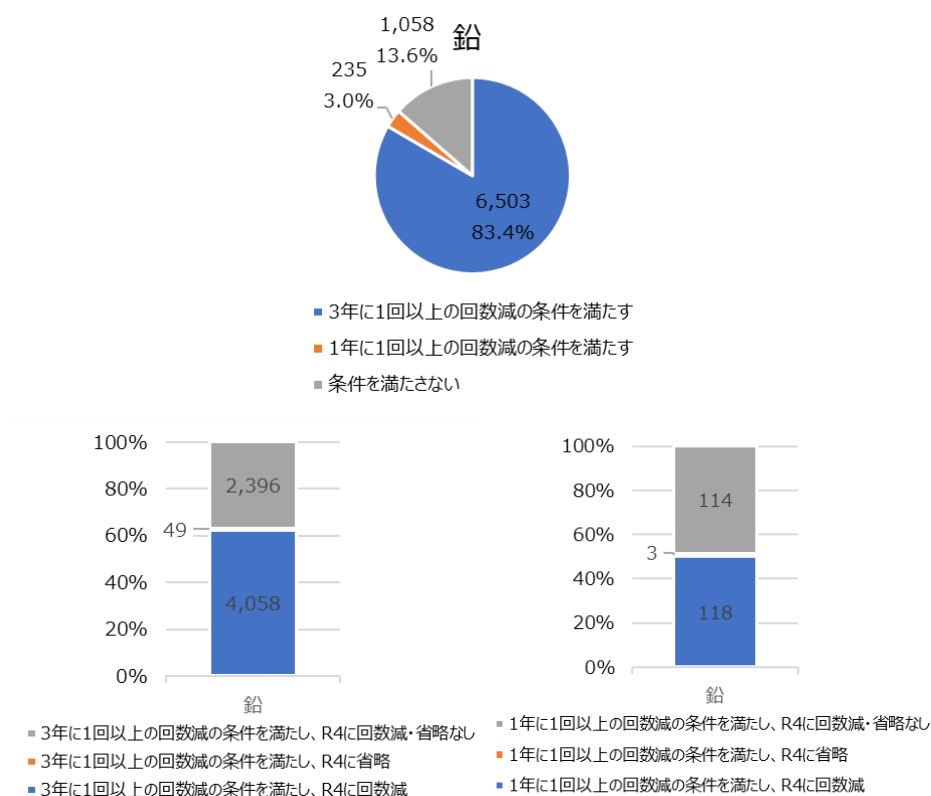


図 12 回数減の条件を満たす浄水場の割合と回数減・省略の実施状況(令和4年度、鉛)

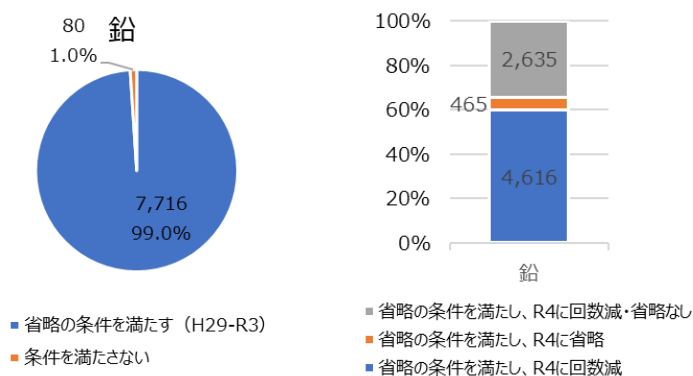


図 13 省略の条件を満たす浄水場の割合と回数減・省略の実施状況(令和4年度、鉛)

令和4年度に回数減、省略を実施した浄水場が、それぞれ回数減、省略の条件を満たしていたかどうかを過去の検査結果から調査した結果の例として、鉛の結果を図14に示す。

回数減した（規程の検査回数よりも少ない頻度で検査を実施）浄水場の中で、回数減の条件を満たしていない浄水場が存在することが確認された。これは、回数減よりも濃度条件の緩い省略の条件を満たしていて、3年に1回程度の検査を実施している可能性がある。検査回数減と省略の濃度条件に齟齬があることが課題と思われる。

鉛では確認されなかったが、いくつかの項目で、検査を省略した浄水場の中にも、少数ではあったが条件を満たさない浄水場が存在していた。これらの浄水場の中には、51項目全ての検査を実施しておらず、一時的な休止の可能性がある浄水場や、複数の項目について6年間の検査記録が1回しかない浄水場などが存在しており、水質検査の違反かどうかを評価するには、その浄水場の他の項目の検査状況を合わせて確認する必要があると考えられる。

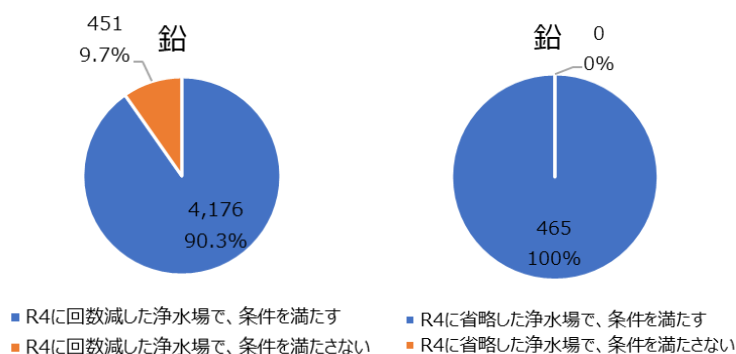


図14 回数減・省略を実施した浄水場のうち、条件を満たす浄水場の割合（令和4年度、鉛）

3. 原水の種類による評価

3.1 原水の種類別の割合

原水の種類を、水道統計に登録されている多い方から2種類の組合せで分類した結果、「地下水のみ」が47.2%と訳半数を占め、次いで「地表水のみ」、「その他（湧水）のみ」、「その他（湧水以外）のみ」の順に割合が高く、原水が単一分類である浄水場の割合が高いことが確認された。原水の種類ごとの浄水場の割合を図15に示す。

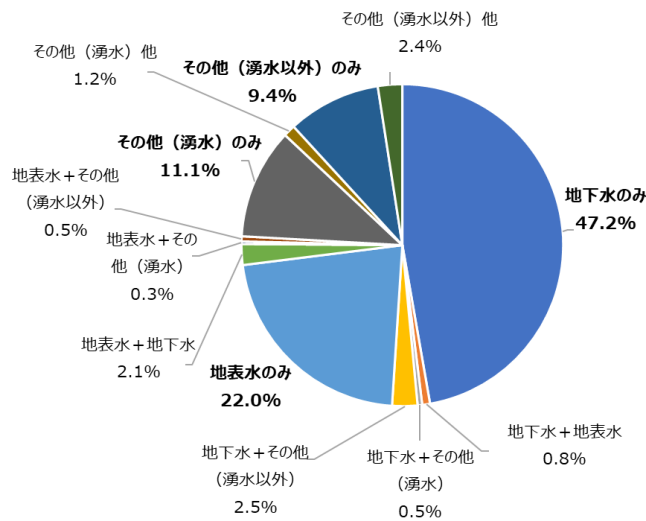


図 15 原水の分類ごとの浄水場の割合

3.2 原水の分類ごとの回数減、省略の実施状況

令和4年度に各水質項目を回数減及び省略した浄水場を、原水の分類別に抽出し、浄水場数を割合に換算して比較した。図16に省略した浄水場の割合を、図17に回数減した浄水場の割合を示す。

回数減した浄水場の割合は、「その他(湧水)のみ」、「地下水のみ」が割合の高い方から上位2位を占め、「その他(湧水以外)のみ」、「地表水のみ」、その他複数原水が全体の平均より低い水質項目が多くみられた。ただし、「地下水のみ」と「地表水のみ」の順位が逆転するもの(硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素、カルシウム・マグネシウム等(硬度)、蒸発残留物)、「その他(湧水以外)」が2番目に高くなるもの(ヒ素)など、原水の分類によって、回数減の傾向が異なることが確認された。

省略した浄水場の割合は、「その他(湧水)のみ」、「地下水のみ」の浄水場の順に割合が高く、「その他(湧水以外)のみ」、その他複数原水の割合が低い項目が多くみられた。ただし、「地下水のみ」と「地表水のみ」の順位が逆転するもの(ヒ素、カルシウム・マグネシウム(硬度)、蒸発残留物)など、原水の分類によって、省略の傾向が異なることが確認された。

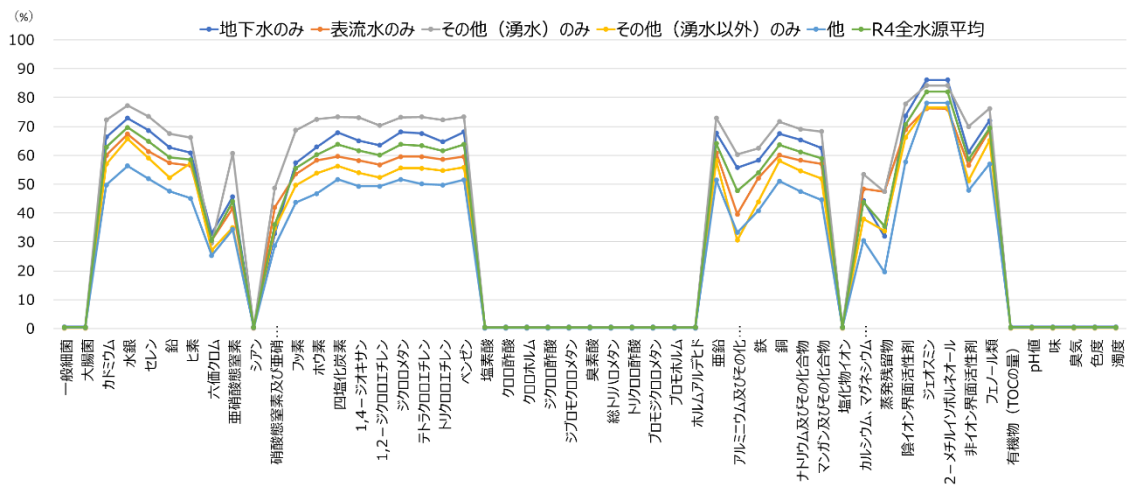


図 16 原水の分類別の令和 4 年度に回数減した浄水場の割合

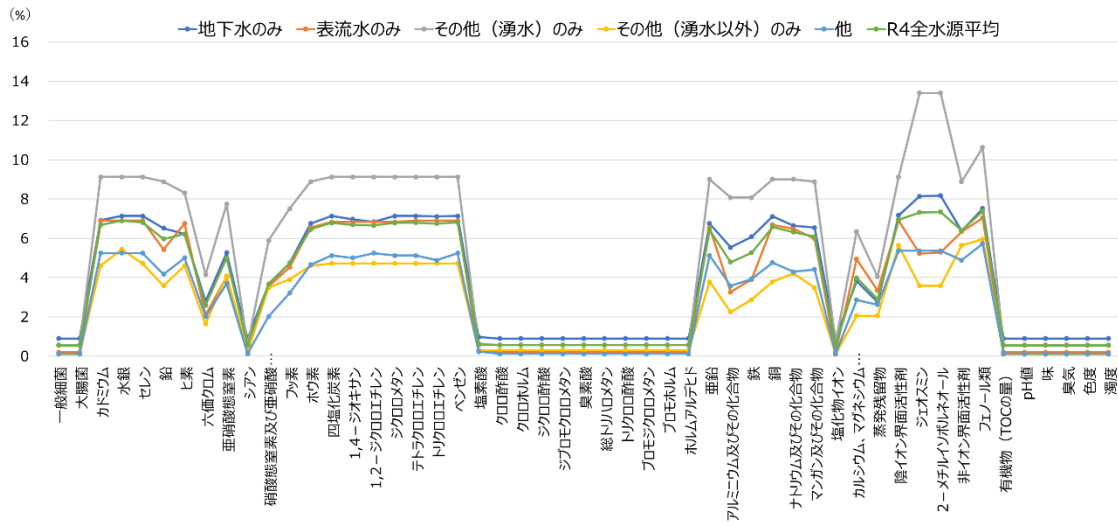


図 17 原水の分類別の令和 4 年度に省略した浄水場の割合

原水の分類ごとに、回数減されている項目及び省略されている項目の順位を調べた結果を表 5、表 6 に示す。回数減されている項目の上位 5 番目までは、全ての原水の分類において、ジェオスミン、2-メチルイソボルネオール、陰イオン界面活性剤、フェノール類、水銀であり、順位にもほとんど違いはみられなかった。省略されている項目の順位では、同率の項目が多く同じ項目数での整理はできなかったが、「地表水のみ」、「その他（湧水以外）のみ」ではジェオスミン、2-メチルイソボルネオールが上位に入っていないといった違いがみられた。

表 5 原水の分類別の令和 4 年度に回数減した割合の高い項目

地下水のみ		表流水のみ		その他(湧水)のみ	
回数減順位	水質項目	回数減順位	水質項目	回数減順位	水質項目
2	ジェオスミン	1	ジェオスミン	2	ジェオスミン
	2-メチルイソボルネオール	2	2-メチルイソボルネオール		2-メチルイソボルネオール
3	陰イオン界面活性剤	3	陰イオン界面活性剤	3	陰イオン界面活性剤
4	水銀	4	フェノール類	4	水銀
5	フェノール類	5	水銀	5	フェノール類

その他(湧水以外)のみ		その他(複数水源)		全体	
回数減順位	水質項目	回数減順位	水質項目	回数減順位	水質項目
2	ジェオスミン	2	ジェオスミン	1	ジェオスミン
	2-メチルイソボルネオール		2-メチルイソボルネオール		2-メチルイソボルネオール
3	陰イオン界面活性剤	3	陰イオン界面活性剤	3	陰イオン界面活性剤
4	水銀	4	フェノール類	4	水銀
5	フェノール類	5	水銀	5	フェノール類

表 6 原水の種類別の令和 4 年度に省略した割合の高い項目

地下水のみ		表流水のみ		その他(湧水)のみ	
省略数順位	水質項目	省略数順位	水質項目	省略数順位	水質項目
1	2-メチルイソボルネオール	1	フェノール類	2	ジェオスミン
2	ジェオスミン		カドミウム		2-メチルイソボルネオール
3	フェノール類		水銀	3	フェノール類
4	陰イオン界面活性剤		セレン		カドミウム
8	水銀	5	テトラクロロエチレン	9	水銀
	セレン		トリクロロエチレン		セレン
	四塩化炭素		ベンゼン		四塩化炭素
	ジクロロメタン		陰イオン界面活性剤		1,4-ジオキサン
	テトラクロロエチレン				1,2-ジクロロエチレン
ベンゼン		ジクロロメタン			
			テトラクロロエチレン		
			トリクロロエチレン		
			ベンゼン		
			陰イオン界面活性剤		
その他(湧水以外)のみ		その他(複数水源)		全体	
省略数順位	水質項目	省略数順位	水質項目	省略数順位	水質項目
1	フェノール類	1	フェノール類	1	フェノール類
3	陰イオン界面活性剤	3	陰イオン界面活性剤	2	2-メチルイソボルネオール
	非イオン界面活性剤		ジェオスミン	3	ジェオスミン
4	水銀	7	2-メチルイソボルネオール	4	陰イオン界面活性剤
9	セレン		カドミウム	5	水銀
	四塩化炭素		水銀	7	セレン
	1,4-ジオキサン		セレン		1,2-ジクロロエチレン
	1,2-ジクロロエチレン		1,2-ジクロロエチレン		ベンゼン
	ジクロロメタン				
	テトラクロロエチレン				
トリクロロエチレン					
ベンゼン					

4. 北海道の簡易水道施設における水質検査の回数減・省略の実態

4.1 北海道の簡易水道における水質検査の回数減、省略の実態把握

95%の施設で検査回数の減少が、28%の施設で検査の省略が行われていることが分かった。検査の省略や回数減が認められている26項目のうち、重金属類や揮発性有機化合物などの化学物質項目については、多くの事業者で「年1回」への回数減少や「3年に1回」への省略が選択されていた。一方、法定回数通りに検査される傾向が強い項目は「蒸発残留物」「アルミニウム及びその化合物」「カルシウム・マグネシウム等（硬度）」といった基礎的な性状指標であった。（図18、表7）

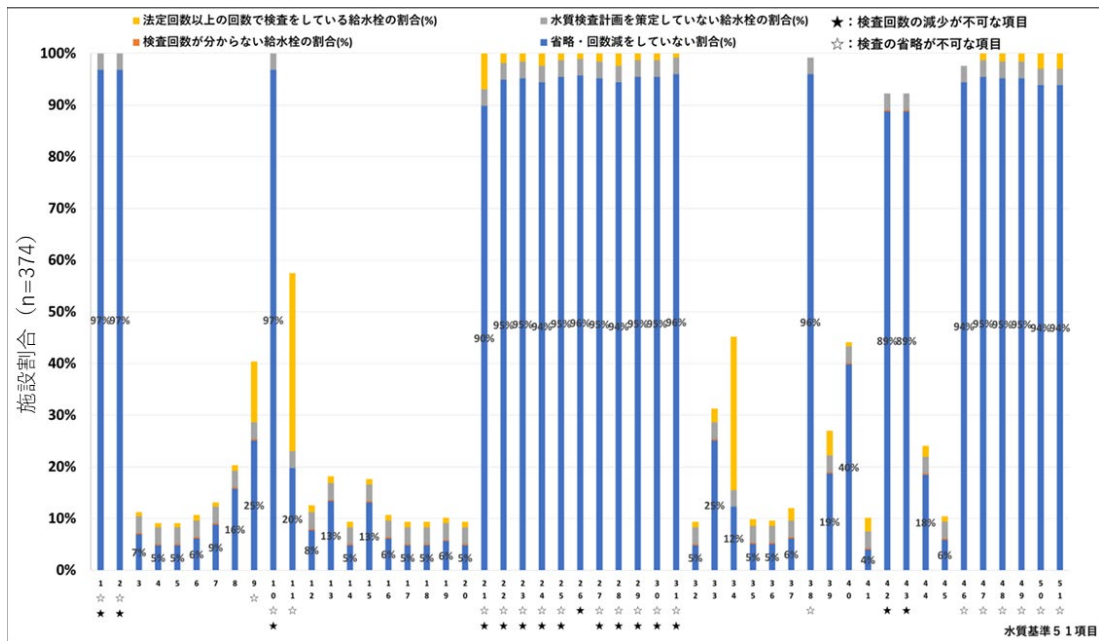


図18 法定回数で検査が実施されている項目

表7 法定回数で検査が実施されている項目

項目名	施設数 n (n/374)
蒸発残留物	150
アルミニウム及びその化合物	95
カルシウム、マグネシウム等（硬度）	71
非イオン界面活性剤	70
六価クロム化合物	60
ホウ素及びその化合物	51
1,4-ジオキサン	50
鉄及びその化合物	47
ヒ素及びその化合物	34
フッ素及びその化合物	30
カドミウム及びその化合物	27
鉛及びその化合物	24
シス-1,2-ジクロロエチレン及びトランス-1,2-ジクロロエチレン	24
マンガン及びその化合物	24
フェノール類	23
トリクロロエチレン	22
銅及びその化合物	20
ナトリウム及びその化合物	20
水銀及びその化合物	19
セレン及びその化合物	19
四塩化炭素	19
ジクロロメタン	19
テトラクロロエチレン	19
ベンゼン	19
亜鉛及びその化合物	19
陰イオン界面活性剤	16

図 19 は、北海道内の上水道および簡易水道における水質検査の回数減の状況を示したものである。簡易水道施設での検査回数減とする項目は、上水道施設において検査の回数減とする項目とほぼ同じであり、回数減を実施している施設の割合は上水道にくらべて若干低い程度で、簡易水道施設においても検査の効率化が行われていると考えられた。

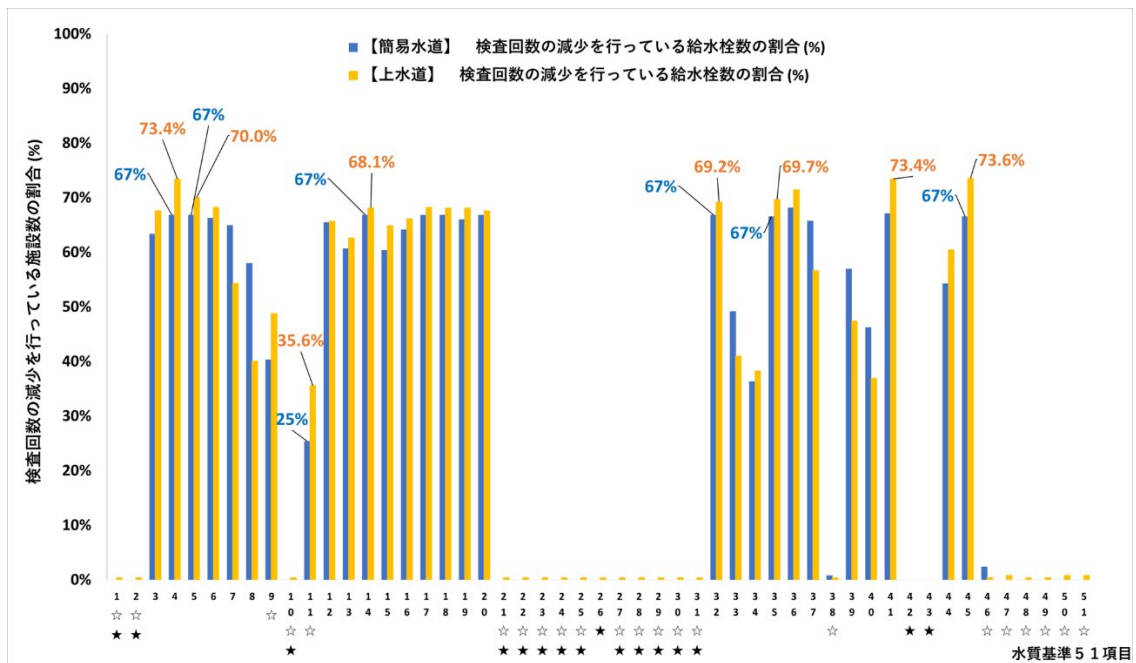


図 19 法定回数で検査が実施されている項目

4.2 水質検査の回数減および省略と、原水の種類との関連および地域性の有無

原水の分類（表流水、地下水等）別に法定回数での検査実施率を検討した結果を図 20 に示す。原水の種類による実施率の中央値に大きな差は認められず、北海道の簡易水道施設における検査実施状況においては、原水の種類による影響は見られなかった。また、法定回数での検査実施率を地理情報システムを用いて可視化したところ（図 21）、上川地方において類似した実施率の集積は見られたものの、全体としてはばらつきがみられ、明確な地域的傾向は見出せなかった。各自治体で、検査の運用方針や慣習に依存していることが考えられる。

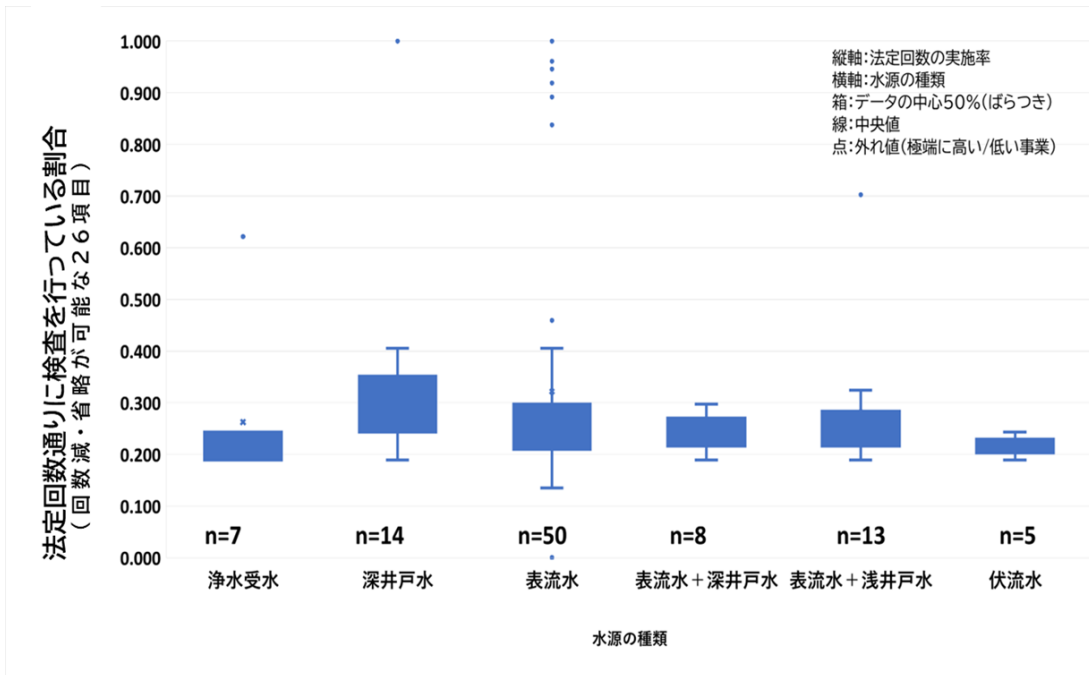


図 20 水源の種類と、水質検査の実施状況

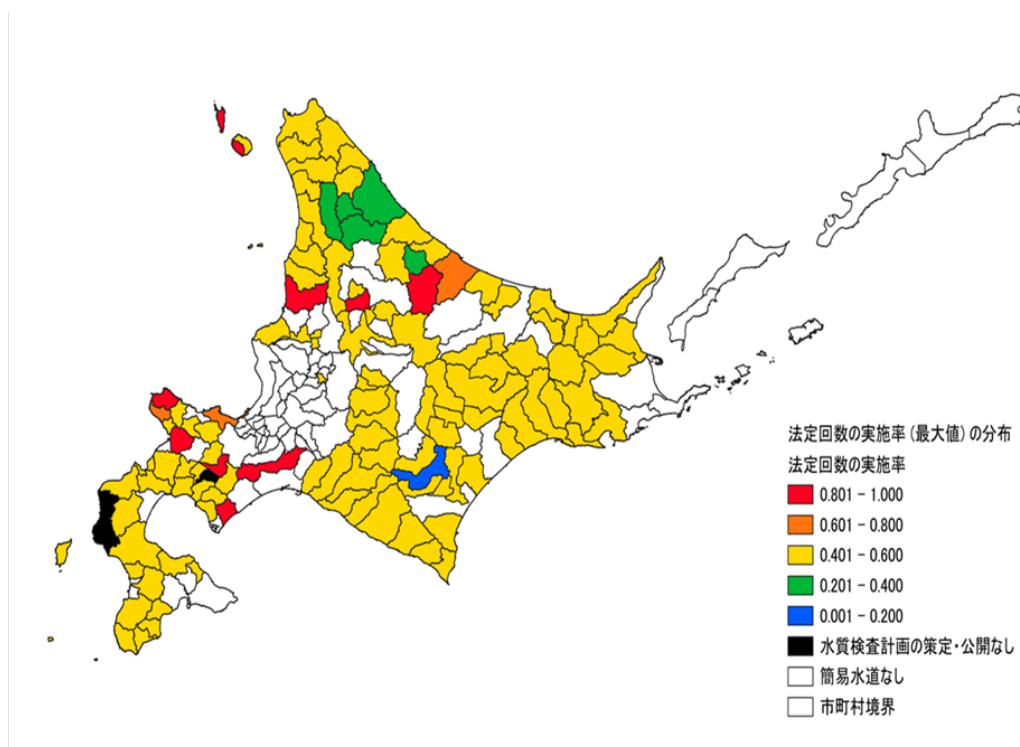


図 21 北海道の簡易水道施設における法定回数検査実施率の分布

D. まとめ

水質統計水質編の浄水（給水栓水等）のデータを用いて、平成 29 年度から令和 4 年度の各浄水場の水質検査について、浄水場ごと、水質項目ごとの回数減、省略の状況を分析するとともに、令和 4 年度の検査回数の分布、回数減、省略の条件による評価、原水の分類ごとの回数減、省略の状況を分析した。

その結果、対象浄水場の 9 割以上が、1 項目以上の水質検査について、回数減または省略を実施していることが明らかとなった。また、6 年間を通じ 66%以上の浄水場が回数減している検査項目は 3 項目、50%以上の浄水場が回数減している検査項目は 24 項目（上記 3 項目を含む）であった。各浄水場の水質検査の回数減、省略の実施状況には水質項目の分類ごとの傾向があり、回数減、省略の対象項目の中でも割合には違いがみられることがわかった。

ただし、水道統計の検査回数では、3 年に 1 回の回数減か、概ね 3 年に 1 回実施している省略かの区別は、過年度の検査結果等を踏まえて推察可能であるかもしれないが、正確な把握は困難である。また、事業者の水質検査計画でも、検査頻度が 3 年に 1 回の場合、根拠として回数減か省略かを明記していない事例がみられる。これらの正確な区別が求められる場合には、水道事業者等への聞き取り等を行うことが必要であると考えられた。

令和 2 年度の六価クロムの回数減浄水場数の大幅な減少から、水質基準強化が検査体制へ影響を及ぼすことが示された。また、原水の分類により回数減、省略の傾向が異なる項目があることが確認され、水質検査簡略化の検討には、原水の分類を要因の一つとして考慮することの有用性が示唆された。

過年度の水質検査結果が回数減、省略の濃度条件を満たしていても回数減、省略を実施していない浄水場が一定割合存在し、水質検査簡略化の余地があることが示唆されたが、水質検査の回数減、省略は、濃度条件と合わせ、原水並びに水源及びその周辺の状況等を勘案し、適切に実施されることが重要である。現在回数減、省略を実施している事業者においても、適切な回数減、省略であるかの確認と、条件を勘案したうえで水質検査簡略化の余地がある場合には、必要に応じた適切な実施が望まれる。

水道統計に用いられている浄水場ごとの 4 桁のコードについては、市町村合併や広域連携が行われた水道事業者では、運用のしやすさの観点から、コード変更が行われているものと推察される。浄水場コードが変更されると、水道統計の過去のデータとの照合は困難となるが、国土交通省が水道事業の広域化を推進している状況から、今後も浄水場コードの変更が多く発生すると推察されるため、今後の解析の際にはコードの変更の可能性を念頭に置き、抽出方法を工夫する必要がある。

北海道の簡易水道事業を対象とした水質検査の回数減、省略の実態について調査した結果、道内の簡易水道設置市町村の 95%の市町村で検査回数の減少、28%の市町村で検査項目の省略が行われていた。ナトリウム及びその化合物、陰イオン界面活性剤のほか、水銀及びその化合物などの重金属や、四塩化炭素、ジクロロメタン等有機物で検査回数減の割合が高く、16 項目が 65%以上の施設で、23 項目が 50%以上の施設で検査の回数減が確認できた。

道内の上水道と比較すると、簡易水道施設における検査回数減の割合は若干低いか同程度であり、簡易水道施設においても上水道施設と同じく検査の効率化が行われていると考えられた。一方、簡易水道における検査の省略あるいは回数減の傾向は、原水の種類による違いや地域的な特徴は認められなかった。

なお、本検討においては、検査回数に関して独自に「回数減」及び「省略」を定義して解析を実施した。一方、水道法に基づく運用においても同様の用語が用いられていることから、解釈上の混乱を生じる可能性がある。誤解を生じさせない整理方法や用語の見直しについて検討することを今後の課題とする。

I. 参考文献

- 1) 1) 厚生労働省健康局水道課長通知。 水質基準に関する省令の制定及び水道法施行規則の一部改正等並びに水道水質管理における留意事項について（平成 15 年 10 月 10 日健水発第 1010001 号）（最終改正 令和 8 年 1 月 28 日環水大管発第 2601285～2601288 号）。別添 1 新水質基準項目等の検査における、給水栓以外での採取の可否、検査の回数、検査の省略の可否。 ※令和 8 年 4 月 1 日から施行
https://www.env.go.jp/water/water_supply/hourei/suidouhou/index.html
- 2) (公社)日本水道協会. 水道統計(水質編)平成 26～令和 4 年度. 東京, 2016～2024.
- 3) 水質基準に関する省令改正の概要について(令和 7 年 8 月 8 日)(環境省)
- 4) 水質基準の見直しにおける検討概要(環境省)
- 5) (公社)日本水道協会. 水道統計(総論)令和 4 年度. 東京, 2024.

参考資料

参考-表 1 浄水場数

単位:か所

年度	H26	H27	H28	H29	H30	R1	R2	R3	R4
登録	6,345	6,458	6,879	8,645	8,957	9,113	9,672	9,717	9,714
当該年度からR4まで全年度に存在	5,335	5,554	6,203	8,087	8,544				
1年度以上休止中				849					
解析対象				7,796	7,796	7,796	7,796	7,796	7,796

参考-表 2 回数減した項目数ごとの浄水場数

項目数(項目)	年度別回数減浄水場数(か所)					
	H29	H30	R1	R2	R3	R4
0	722	695	626	702	706	717
1	115	135	109	146	165	100
2	1,423	1,424	1,400	1,427	1,328	1,257
3	135	141	117	147	163	156
4	88	64	73	81	138	70
5	125	121	117	118	113	112
6	125	109	122	133	98	191
7	83	82	79	76	38	34
8	20	21	16	24	31	33
9	25	30	35	39	39	38
10	26	21	18	14	11	12
11	26	5	12	13	15	9
12	43	13	12	17	20	15
13	27	44	22	37	38	26
14	39	34	30	13	12	10
15	28	33	21	66	72	36
16	46	84	79	42	38	28
17	51	46	49	41	36	41
18	89	78	75	70	68	64
19	33	25	14	31	28	28
20	68	81	78	88	97	106
21	120	120	118	122	93	106
22	168	161	185	178	171	200
23	275	218	221	270	282	246
24	336	304	262	292	326	300
25	402	376	344	423	393	398
26	509	489	486	607	588	563
27	670	665	677	758	785	824
28	838	872	919	865	875	918
29	661	741	788	657	707	784
30	446	534	666	282	305	344
31	1	1	1	0	0	1
32	1	0	0	0	1	0
33	2	3	2	0	0	1
34	0	0	1	0	0	1
35	1	1	1	1	0	0
36	0	2	1	0	0	0
37	0	1	1	0	1	0

38	3	2	0	2	0	0
39	5	0	0	0	0	0
40	1	2	0	0	1	2
41	0	1	2	1	3	3
42	3	3	3	2	0	0
43	1	0	0	0	0	0
44	0	0	0	0	0	0
45	0	0	3	0	0	1
46	0	0	0	0	0	0
47	1	0	1	0	0	0
48	1	1	0	0	1	1
49	1	0	1	1	1	2
50	0	2	0	1	0	1
51	13	11	9	9	9	17
浄水場数合計	7,796	7,796	7,796	7,796	7,796	7,796
1項目以上回数減	7,074	7,101	7,170	7,094	7,090	7,079
1項目以上回数減(%)	90.7	91.1	92.0	91.0	90.9	90.8

参考-表3 省略した項目数ごとの浄水場数

項目数(項目)	年度別省略浄水場数(か所)					
	H29	H30	R1	R2	R3	R4
0	6,908	6,988	7,100	6,926	6,973	7,074
1	13	6	13	7	9	12
2	154	146	138	122	137	136
3	0	0	0	0	0	30
4	1	5	2	1	1	1
5	6	7	6	8	12	11
6	1	4	2	1	1	0
7	3	3	5	4	0	1
8	1	0	0	1	0	0
9	0	0	0	1	1	1
10	0	1	0	1	0	0
11	2	3	1	2	2	0
12	0	1	0	0	1	0
13	0	0	0	1	6	6
14	0	4	5	0	2	0
15	2	0	0	3	2	0
16	0	0	0	3	1	5
17	9	2	1	6	5	5
18	1	4	7	3	8	10
19	8	11	13	4	4	4
20	5	2	2	7	9	9
21	12	6	9	17	13	17
22	33	11	19	28	22	25
23	26	19	29	51	36	48
24	82	56	65	81	59	44
25	64	70	48	63	62	43
26	73	76	59	91	99	54
27	115	81	59	108	103	77
28	122	126	102	96	74	71
29	105	99	54	96	75	44

30	23	36	27	28	45	23
31	1	0	0	4	2	0
32	0	0	0	0	0	0
33	0	0	0	0	0	0
34	0	0	0	0	0	0
35	0	0	0	0	0	0
36	0	0	0	0	0	0
37	0	0	0	0	0	0
38	0	0	0	0	0	0
39	1	0	0	0	0	0
40	2	3	4	5	2	2
41	0	0	0	0	0	0
42	2	2	1	0	1	0
43	0	0	0	0	0	0
44	0	0	0	0	0	0
45	0	0	0	0	0	0
46	0	0	0	0	0	0
47	0	0	0	0	0	0
48	0	0	0	0	0	0
49	1	0	0	0	0	0
50	0	0	0	0	1	1
51	20	24	25	27	28	42
浄水場数合計	7,796	7,796	7,796	7,796	7,796	7,796
1項目以上省略	888	808	696	870	823	722
1項目以上省略(%)	11.4	10.4	8.9	11.2	10.6	9.3

参考-表4 1項目以上回数減または省略した浄水場数

年度	H29	H30	R1	R2	R3	R4
1項目以上回数減または省略した浄水場数(か所)	7,371	7,371	7,368	7,372	7,333	7,311
1項目以上回数減または省略した浄水場の割合(%)	94.5	94.5	94.5	94.6	94.1	93.8

参考-表5 水質項目ごとの回数減した浄水場の割合

単位:%

No.	水質基準項目	年度						期間最大	期間最小
		H29	H30	R1	R2	R3	R4		
1	一般細菌	0.6	0.5	0.4	0.3	0.3	0.4	0.6	0.3
2	大腸菌	0.6	0.5	0.4	0.3	0.3	0.4	0.6	0.3
3	カドミウム及びその化合物	58.6	60.1	62.5	60.2	61.4	62.9	62.9	58.6
4	水銀及びその化合物	66.3	67.4	69.2	66.8	67.7	69.7	69.7	66.3
5	セレン及びその化合物	62.6	63.1	65.0	62.5	63.4	64.8	65.0	62.5
6	鉛及びその化合物	57.3	57.4	59.6	57.2	57.7	59.4	59.6	57.2
7	ヒ素及びその化合物	56.2	56.4	58.1	55.8	56.7	58.5	58.5	55.8
8	六価クロム化合物	62.4	62.8	64.1	30.8	29.2	30.6	64.1	29.2
9	亜硝酸態窒素	24.8	33.5	39.9	39.2	41.0	44.1	44.1	24.8
10	シアン化物イオン及び塩化シアン	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.4	0.4	0.2
11	硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素	31.5	32.8	34.1	32.9	33.8	36.1	36.1	31.5

12	フッ素及びその化合物	51.8	52.2	54.6	52.3	53.2	55.5	55.5	51.8
13	ホウ素及びその化合物	56.3	56.8	58.8	56.9	58.2	60.2	60.2	56.3
14	四塩化炭素	61.0	61.6	63.4	61.0	62.0	63.8	63.8	61.0
15	1,4-ジオキサン	57.4	58.1	59.9	58.4	59.8	61.6	61.6	57.4
16	シス-及びトランス-1,2-ジクロロエチレン	55.0	56.6	58.9	56.8	58.3	60.1	60.1	55.0
17	ジクロロメタン	61.0	61.6	63.4	61.0	62.0	63.8	63.8	61.0
18	テトラクロロエチレン	60.7	61.3	63.0	60.7	61.8	63.4	63.4	60.7
19	トリクロロエチレン	58.0	59.2	61.2	59.2	60.0	61.6	61.6	58.0
20	ベンゼン	61.0	61.7	63.4	61.1	62.1	63.8	63.8	61.0
21	★塩素酸	0.3	0.3	0.2	0.2	0.2	0.4	0.4	0.2
22	★クロロ酢酸	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.4	0.4	0.2
23	★クロロホルム	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.4	0.4	0.2
24	★ジクロロ酢酸	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.4	0.4	0.2
25	★ジブロモクロロメタン	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.4	0.4	0.2
26	★臭素酸	0.3	0.4	0.3	0.2	0.2	0.4	0.4	0.2
27	★総トリハロメタン	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.4	0.4	0.2
28	★トリクロロ酢酸	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.4	0.4	0.2
29	★ブロモジクロロメタン	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.4	0.4	0.2
30	★ブロモホルム	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.4	0.4	0.2
31	★ホルムアルデヒド	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.4	0.4	0.2
32	亜鉛及びその化合物	60.8	61.6	63.5	61.1	62.1	64.1	64.1	60.8
33	アルミニウム及びその化合物	44.5	44.7	47.4	45.0	45.7	47.7	47.7	44.5
34	鉄及びその化合物	50.9	51.2	53.8	51.0	52.0	54.0	54.0	50.9
35	銅及びその化合物	61.3	61.6	63.7	61.1	61.8	63.7	63.7	61.1
36	ナトリウム及びその化合物	58.1	58.6	60.8	58.4	59.6	61.2	61.2	58.1
37	マンガン及びその化合物	55.9	56.4	58.4	56.2	57.1	58.9	58.9	55.9
38	塩化物イオン	0.7	0.6	0.4	0.3	0.3	0.4	0.7	0.3
39	カルシウム、マグネシウム等(硬度)	41.0	41.9	42.9	41.4	42.4	43.8	43.8	41.0
40	蒸発残留物	35.1	35.9	36.2	34.7	35.2	35.4	36.2	34.7
41	陰イオン界面活性剤	67.4	67.9	69.8	67.8	68.8	70.6	70.6	67.4
42	ジェオスミン	56.5	56.6	58.5	56.7	55.8	56.9	58.5	55.8
43	2-メチルイソボルネオール	56.7	56.7	58.5	56.8	55.9	57.0	58.5	55.9
44	非イオン界面活性剤	50.5	51.1	53.5	53.1	56.2	58.6	58.6	50.5
45	フェノール類	66.1	66.9	68.6	66.8	67.9	69.4	69.4	66.1
46	有機物(全有機炭素(TOC)の量)	0.7	0.5	0.4	0.3	0.3	0.4	0.7	0.3
47	pH 値	0.6	0.5	0.4	0.3	0.3	0.4	0.6	0.3
48	味	0.6	0.6	0.4	0.3	0.3	0.4	0.6	0.3
49	臭気	0.6	0.5	0.4	0.3	0.3	0.4	0.6	0.3
50	色度	0.6	0.5	0.4	0.3	0.3	0.5	0.6	0.3
51	濁度	0.6	0.5	0.4	0.3	0.3	0.5	0.6	0.3

参考-表 6 水質項目ごとの省略した浄水場の割合

No.	水質基準項目	年度						期間 最大	期間 最小
		H29	H30	R1	R2	R3	R4		
1	一般細菌	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	0.6	0.6	0.3
2	大腸菌	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	0.6	0.6	0.3
3	カドミウム及びその化合物	9.0	8.0	6.7	9.2	8.4	6.7	9.2	6.7
4	水銀及びその化合物	9.1	8.2	6.9	9.3	8.6	6.9	9.3	6.9
5	セレン及びその化合物	9.0	8.1	6.8	9.2	8.5	6.8	9.2	6.8
6	鉛及びその化合物	7.8	7.2	5.7	8.1	7.6	6.0	8.1	5.7

単位:%

7	ヒ素及びその化合物	8.1	7.3	6.2	8.3	7.6	6.2	8.3	6.2
8	六価クロム化合物	9.0	8.0	6.7	4.8	3.9	2.6	9.0	2.6
9	亜硝酸態窒素	5.1	5.7	4.8	7.1	6.6	5.0	7.1	4.8
10	シアン化物イオン及び塩化シアン	0.4	0.4	0.4	0.5	0.5	0.6	0.6	0.4
11	硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素	5.2	4.7	3.9	5.5	5.1	3.7	5.5	3.7
12	フッ素及びその化合物	6.6	6.1	4.5	6.9	6.3	4.7	6.9	4.5
13	ホウ素及びその化合物	8.7	7.7	6.5	8.9	8.0	6.5	8.9	6.5
14	四塩化炭素	9.0	8.1	6.8	9.2	8.4	6.8	9.2	6.8
15	1,4-ジオキサン	9.1	8.1	6.7	9.3	8.4	6.7	9.3	6.7
16	シス-及びトランス-1,2-ジクロロエチレン	8.8	8.1	6.7	9.2	8.2	6.7	9.2	6.7
17	ジクロロメタン	9.0	8.1	6.8	9.2	8.4	6.8	9.2	6.8
18	テトラクロロエチレン	9.0	8.1	6.8	9.2	8.4	6.8	9.2	6.8
19	トリクロロエチレン	8.9	8.0	6.7	9.1	8.3	6.8	9.1	6.7
20	ベンゼン	9.0	8.1	6.8	9.2	8.4	6.8	9.2	6.8
21	★塩素酸	0.4	0.4	0.4	0.5	0.5	0.6	0.6	0.4
22	★クロロ酢酸	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.6	0.3
23	★クロロホルム	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.6	0.3
24	★ジクロロ酢酸	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.6	0.3
25	★ジブロモクロロメタン	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.6	0.3
26	★臭素酸	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.6	0.3
27	★総トリハロメタン	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.6	0.3
28	★トリクロロ酢酸	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.6	0.3
29	★ブロモジクロロメタン	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.6	0.3
30	★ブロモホルム	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.6	0.3
31	★ホルムアルデヒド	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.6	0.4
32	亜鉛及びその化合物	8.9	8.0	6.6	9.1	8.2	6.4	9.1	6.4
33	アルミニウム及びその化合物	6.9	6.5	4.6	7.3	6.8	4.8	7.3	4.6
34	鉄及びその化合物	7.3	6.9	5.2	7.7	7.2	5.3	7.7	5.2
35	銅及びその化合物	8.8	8.0	6.6	9.1	8.3	6.6	9.1	6.6
36	ナトリウム及びその化合物	8.6	7.7	6.3	8.8	7.9	6.3	8.8	6.3
37	マンガン及びその化合物	8.5	7.7	6.3	8.7	7.8	6.1	8.7	6.1
38	塩化物イオン	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4	0.6	0.6	0.3
39	カルシウム、マグネシウム等(硬度)	5.8	4.9	4.1	5.7	4.8	4.0	5.8	4.0
40	蒸発残留物	4.1	3.2	2.8	4.0	2.9	2.9	4.1	2.8
41	陰イオン界面活性剤	9.1	8.3	6.9	9.4	8.6	7.0	9.4	6.9
42	ジェオスミン	8.5	8.3	6.5	8.2	8.4	7.3	8.5	6.5
43	2-メチルイソボルネオール	8.5	8.3	6.5	8.2	8.4	7.3	8.5	6.5
44	非イオン界面活性剤	8.2	7.5	6.4	8.5	7.8	6.4	8.5	6.4
45	フェノール類	9.2	8.3	7.0	9.4	8.6	7.4	9.4	7.0
46	有機物(全有機炭素(TOC)の量)	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4	0.6	0.6	0.3
47	pH 値	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	0.6	0.6	0.3
48	味	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4	0.6	0.6	0.3
49	臭気	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	0.6	0.6	0.3
50	色度	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	0.6	0.6	0.3
51	濁度	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	0.6	0.6	0.3

参考-表 7 令和 4 年度の水質項目ごとの検査回数の分布

単位:%

No.	水質基準項目	検査回数(回)								
		0	1	2-3	4	5-7	8	9-11	12	13-
1	★一般細菌	0.6	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	96.1	2.9
2	★大腸菌	0.6	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	96.2	2.8
3	カドミウム及びその化合物	6.7	60.5	2.4	27.3	0.3	0.1	0.0	2.5	0.2
4	水銀及びその化合物	6.9	65.6	4.1	22.1	0.3	0.1	0.0	0.8	0.1
5	セレン及びその化合物	6.8	61.8	3.1	25.3	0.3	0.2	0.0	2.4	0.1
6	鉛及びその化合物	6.0	56.3	3.0	31.5	0.3	0.1	0.0	2.6	0.2
7	ヒ素及びその化合物	6.2	56.1	2.5	31.3	0.4	0.2	0.0	3.1	0.2
8	六価クロム化合物	2.6	28.5	2.1	63.1	0.4	0.5	0.0	2.6	0.3
9	亜硝酸態窒素	5.0	42.8	1.3	36.4	0.5	0.6	0.0	12.3	1.1
10	★シアン化物イオン及び塩化シアン	0.6	0.2	0.2	96.3	0.6	0.7	0.0	1.1	0.3
11	硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素	3.7	35.0	1.1	36.9	0.4	0.2	0.1	21.4	1.3
12	フッ素及びその化合物	4.7	53.5	2.1	28.9	0.3	0.2	0.1	10.0	0.3
13	ホウ素及びその化合物	6.5	57.5	2.7	30.0	0.4	0.2	0.0	2.5	0.2
14	四塩化炭素	6.8	61.2	2.6	26.9	0.5	0.1	0.0	1.7	0.2
15	1,4-ジオキササン	6.7	58.9	2.7	29.3	0.6	0.2	0.0	1.4	0.2
16	シス-及びトランス-1,2-ジクロロエチレン	6.7	58.1	2.0	30.6	0.5	0.1	0.0	1.7	0.2
17	ジクロロメタン	6.8	61.2	2.5	26.9	0.5	0.1	0.0	1.7	0.2
18	テトラクロロエチレン	6.8	60.9	2.5	27.0	0.5	0.1	0.0	2.0	0.2
19	トリクロロエチレン	6.8	59.4	2.1	28.8	0.5	0.1	0.0	2.0	0.2
20	ベンゼン	6.8	61.3	2.6	26.8	0.5	0.1	0.0	1.7	0.2
21	★塩素酸	0.6	0.2	0.2	86.7	1.1	0.7	0.1	9.8	0.6
22	★クロロ酢酸	0.6	0.2	0.2	94.9	1.1	0.9	0.2	1.6	0.3
23	★クロロホルム	0.6	0.2	0.2	92.7	1.6	0.8	0.0	3.4	0.5
24	★ジクロロ酢酸	0.6	0.2	0.2	94.6	1.2	0.9	0.2	1.8	0.3
25	★ジブromokロロメタン	0.6	0.2	0.2	92.8	1.5	0.8	0.0	3.3	0.5
26	★臭素酸	0.6	0.2	0.2	95.3	0.8	0.7	0.0	1.9	0.3
27	★総トリハロメタン	0.6	0.2	0.2	92.7	1.6	0.8	0.0	3.4	0.5
28	★トリクロロ酢酸	0.6	0.2	0.2	94.5	1.3	0.9	0.2	1.8	0.3
29	★ブromोजクロロメタン	0.6	0.2	0.2	92.7	1.6	0.8	0.0	3.4	0.5
30	★ブromホルム	0.6	0.2	0.2	92.8	1.6	0.8	0.0	3.3	0.5
31	★ホルムアルデヒド	0.6	0.2	0.2	96.1	0.7	0.7	0.0	1.1	0.3
32	亜鉛及びその化合物	6.4	61.3	2.9	26.0	0.3	0.1	0.0	2.8	0.1
33	アルミニウム及びその化合物	4.8	45.8	2.0	41.3	0.8	0.3	0.0	4.7	0.3
34	鉄及びその化合物	5.3	51.7	2.3	30.0	0.3	0.3	0.0	9.7	0.5
35	銅及びその化合物	6.6	60.8	2.9	26.2	0.3	0.1	0.0	2.9	0.1
36	ナトリウム及びその化合物	6.3	58.6	2.7	26.6	0.3	0.1	0.0	5.1	0.3
37	マンガン及びその化合物	6.1	56.7	2.2	26.5	0.7	0.3	0.1	7.2	0.3
38	★塩化物イオン	0.6	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	96.3	2.7
39	カルシウム、マグネシウム等(硬度)	4.0	42.4	1.4	40.7	0.6	0.3	0.0	9.8	0.7
40	蒸発残留物	2.9	34.0	1.4	56.1	0.9	0.6	0.0	3.6	0.5
41	陰イオン界面活性剤	7.0	66.6	4.1	21.4	0.3	0.1	0.0	0.5	0.1
42	☆ジェオスミン	7.3	49.1	7.8	16.6	7.2	0.9	0.3	9.9	0.7
43	☆2-メチルイソボルネオール	7.3	49.2	7.8	16.5	7.2	0.9	0.3	9.9	0.7
44	非イオン界面活性剤	6.4	55.6	3.0	33.6	0.5	0.2	0.0	0.5	0.2
45	フェノール類	7.4	65.3	4.1	22.2	0.3	0.1	0.0	0.4	0.1
46	★有機物(全有機炭素(TOC)の量)	0.6	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	96.3	2.7
47	★pH値	0.6	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	95.4	3.6

48	★味	0.6	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	95.2	3.8
49	★臭気	0.6	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	95.2	3.8
50	★色度	0.6	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	94.2	4.7
51	★濁度	0.6	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	94.0	5.0

★回数減不可、☆回数減不可(藻類の発生が少なく検査の必要がない期間は可能)

参考-表 8 令和 4 年度に回数減の条件を満たす浄水場と回数減・省略の実施状況

単位:か所

No.	水質基準項目	R4に回数減の条件を満たすか		R4に回数減の条件を満たし、回数減・省略したか				R4に回数減した浄水場が条件を満たしたか	
		3年に1回以上の回数減の条件を満たす	1年に1回以上の回数減の条件を満たす	3年に1回以上の回数減の条件を満たし、R4に回数減	3年に1回以上の回数減の条件を満たし、R4に省略	1年に1回以上の回数減の条件を満たし、R4に回数減	1年に1回以上の回数減の条件を満たし、R4に省略	R4に回数減した浄水場で、条件を満たす	R4に回数減した浄水場で、条件を満たさない
1	★一般細菌	7,400	167	33	12	0	1	33	1
2	★大腸菌	7,765	0	33	15	0	0	33	1
3	カドミウム及びその化合物	6,859	0	4,446	54	0	0	4,446	455
4	水銀及びその化合物	6,822	0	4,960	54	0	0	4,960	472
5	セレン及びその化合物	6,843	6	4,598	54	3	0	4,601	453
6	鉛及びその化合物	6,503	235	4,058	49	118	3	4,176	451
7	ヒ素及びその化合物	6,102	407	3,881	46	231	2	4,112	451
8	六価クロム化合物	6,544	14	1,929	18	7	0	1,936	446
9	亜硝酸態窒素	6,920	114	3,051	55	10	0	3,061	377
10	★シアン化物イオン及び塩化シアン	7,701	36	27	14	0	0	27	4
11	硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素	4,712	1,359	2,161	11	333	6	2,494	318
12	フッ素及びその化合物	4,568	1,856	3,069	37	841	13	3,910	417
13	ホウ素及びその化合物	6,685	106	4,210	55	32	0	4,242	454
14	四塩化炭素	6,836	7	4,507	55	1	0	4,508	465
15	1,4-ジオキサン	6,853	1	4,344	55	0	0	4,344	459
16	シス-及びトランス-1,2-ジクロロエチレン	6,859	2	4,231	55	0	0	4,231	455
17	ジクロロメタン	6,851	0	4,518	55	0	0	4,518	455
18	テトラクロロエチレン	6,845	5	4,487	55	2	0	4,489	451
19	トリクロロエチレン	6,833	17	4,342	55	9	0	4,351	449
20	ベンゼン	6,851	3	4,519	56	3	0	4,522	453
21	★塩素酸	2,851	2,443	10	1	8	3	18	11
22	★クロロ酢酸	7,680	56	27	14	0	0	27	3
23	★クロロホルム	4,648	929	22	5	3	3	25	5
24	★ジクロロ酢酸	5,329	1,157	24	6	2	3	26	4
25	★ジブロモクロロメタン	7,382	276	26	13	1	0	27	3
26	★臭素酸	7,467	144	24	14	2	0	26	4
27	★総トリハロメタン	4,068	1,268	17	5	6	1	23	7
28	★トリクロロ酢酸	4,894	751	22	7	2	1	24	6
29	★ブロモジクロロメタン	4,498	1,312	21	5	4	2	25	5
30	★ブロモホルム	7,572	145	26	14	0	0	26	4
31	★ホルムアルデヒド	7,578	160	26	14	1	0	27	3
32	亜鉛及びその化合物	6,836	27	4,515	50	23	0	4,538	461

33	アルミニウム及びその化合物	4,985	966	2,959	41	299	5	3,258	464
34	鉄及びその化合物	6,379	348	3,672	48	98	1	3,770	436
35	銅及びその化合物	6,828	25	4,493	52	17	0	4,510	455
36	ナトリウム及びその化合物	6,180	602	4,000	52	315	2	4,315	457
37	マンガン及びその化合物	6,685	138	4,071	47	59	0	4,130	464
38	★塩化物イオン	6,423	1,014	27	15	5	2	32	2
39	カルシウム、マグネシウム等(硬度)	1,935	3,069	1,339	12	1,601	9	2,940	476
40	蒸発残留物	448	2,769	387	5	1,765	7	2,152	610
41	陰イオン界面活性剤	6,835	0	5,048	53	0	0	5,048	458
42	☆ジェオスミン	6,020	485	5,463	75	328	1	5,791	605
43	☆2-メチルイソボルネオール	6,414	272	5,759	77	164	6	5,923	471
44	非イオン界面活性剤	6,386	63	3,907	53	29	1	3,936	633
45	フェノール類	6,820	1	4,944	86	0	0	4,944	469
46	★有機物(全有機炭素(TOC)の量)	2,948	1,999	18	2	10	2	28	6
47	★pH値	-	-	-	-	-	-	-	-
48	★味	-	-	-	-	-	-	-	-
49	★臭気	-	-	-	-	-	-	-	-
50	★色度	4,971	1,529	19	2	8	6	27	9
51	★濁度	6,853	440	29	14	4	0	33	3

★回数減不可、☆回数減不可(藻類の発生が少なく検査の必要がない期間は可能)

参考-表 9 令和4年度に省略の条件を満たす浄水場と回数減・省略の実施状況

単位:か所

No.	水質基準項目	R4に省略の条件を満たすか	R4に省略の条件を満たし、回数減・省略したか		R4に省略した浄水場が条件を満たしたか	
		省略の条件を満たす(H29-R3)	省略の条件を満たし、R4に回数減	省略の条件を満たし、R4に省略	R4に省略した浄水場で、条件を満たす	R4に省略した浄水場で、条件を満たさない
1	★一般細菌	7,680	34	43	43	0
2	★大腸菌	7,793	34	43	43	0
3	カドミウム及びその化合物	7,796	4,901	522	522	0
4	水銀及びその化合物	7,768	5,409	536	536	2
5	セレン及びその化合物	7,795	5,053	531	531	0
6	鉛及びその化合物	7,716	4,616	465	465	0
7	ヒ素及びその化合物	7,685	4,553	485	485	0
8	六価クロム化合物	7,793	2,381	202	202	0
9	亜硝酸態窒素	7,789	3,436	390	390	0
10	★シアン化物イオン及び塩化シアン	7,794	31	45	45	0
11	硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素	7,588	2,809	286	286	1
12	フッ素及びその化合物	7,673	4,320	370	370	0
13	ホウ素及びその化合物	7,758	4,693	504	504	0
14	四塩化炭素	7,780	4,957	529	529	0
15	1,4-ジオキサン	7,794	4,803	521	521	1
16	シス-及びトランス-1,2-ジクロロエチレン	7,795	4,686	518	518	1
17	ジクロロメタン	7,795	4,972	529	529	0
18	テトラクロロエチレン	7,796	4,940	530	530	0
19	トリクロロエチレン	7,787	4,797	527	527	0
20	ベンゼン	7,795	4,974	531	531	0

21	★塩素酸	7,186	27	47	47	3
22	★クロロ酢酸	7,782	30	45	45	0
23	★クロロホルム	7,268	30	45	45	0
24	★ジクロロ酢酸	7,525	30	45	45	0
25	★ジブロモクロロメタン	7,765	30	45	45	0
26	★臭素酸	7,758	29	45	45	0
27	★総トリハロメタン	7,364	30	45	45	0
28	★トリクロロ酢酸	7,024	29	45	45	0
29	★ブロモジクロロメタン	7,453	30	45	45	0
30	★ブロモホルム	7,792	30	45	45	0
31	★ホルムアルデヒド	7,792	30	45	45	0
32	亜鉛及びその化合物	7,791	4,996	501	501	0
33	アルミニウム及びその化合物	7,477	3,703	373	373	0
34	鉄及びその化合物	7,699	4,198	409	409	2
35	銅及びその化合物	7,790	4,964	513	513	0
36	ナトリウム及びその化合物	7,787	4,770	493	493	0
37	マンガン及びその化合物	7,752	4,583	471	471	4
38	★塩化物イオン	7,768	33	45	45	0
39	カルシウム、マグネシウム等(硬度)	7,697	3,411	310	310	1
40	蒸発残留物	7,469	2,746	224	224	2
41	陰イオン界面活性剤	7,789	5,500	541	541	1
42	☆ジェオスミン	7,653	6,317	570	570	1
43	☆2-メチルイソボルネオール	7,729	6,361	571	571	2
44	非イオン界面活性剤	7,787	4,565	499	499	0
45	フェノール類	7,773	5,393	575	575	1
46	★有機物(全有機炭素(TOC)の量)	7,511	34	42	42	1
47	★pH値	-	-	-	-	-
48	★味	-	-	-	-	-
49	★臭気	-	-	-	-	-
50	★色度	7,343	32	38	38	5
51	★濁度	7,617	35	43	43	0

★回数減不可、☆回数減不可(藻類の発生が少なく検査の必要がない期間は可能)

参考-表 10 原水の分類による浄水場数の割合

原水の分類	浄水場数(か所)	割合(%)
地下水のみ	3,683	47.2
地下水+地表水	61	0.8
地下水+その他(湧水)	36	0.5
地下水+その他(湧水以外)	198	2.5
地表水のみ	1,715	22.0
地表水+地下水	163	2.1
地表水+その他(湧水)	20	0.3
地表水+その他(湧水以外)	40	0.5
その他(湧水)のみ	866	11.1
その他(湧水)他	93	1.2
その他(湧水以外)のみ	730	9.4
その他(湧水以外)他	191	2.4
評価対象浄水場数計	7,796	100

参考-表 11 原水の種類別の令和 4 年度に回数減した浄水場数と割合

No.	項目	地下水のみ		地表水のみ		その他(湧水)のみ		その他(湧水以外)のみ		他		全水源	
		か所	%	か所	%	か所	%	か所	%	か所	%	か所	%
1	一般細菌	24	0.7	2	0.1	4	0.5	1	0.1	3	0.4	34	0.4
2	大腸菌	24	0.7	2	0.1	4	0.5	1	0.1	3	0.4	34	0.4
3	カドミウム	2,442	66.3	983	57.3	626	72.3	441	60.4	409	51.0	4,901	62.9
4	水銀	2,684	72.9	1,106	64.5	669	77.3	514	70.4	459	57.2	5,432	69.7
5	セレン	2,528	68.6	1,004	58.5	636	73.4	461	63.2	425	53.0	5,054	64.8
6	鉛	2,310	62.7	924	53.9	585	67.6	416	57.0	392	48.9	4,627	59.4
7	ヒ素	2,243	60.9	928	54.1	573	66.2	452	61.9	367	45.8	4,563	58.5
8	六価クロム	1,212	32.9	500	29.2	256	29.6	208	28.5	206	25.7	2,382	30.6
9	亜硝酸態窒素	1,685	45.8	670	39.1	526	60.7	271	37.1	286	35.7	3,438	44.1
10	シアン	21	0.6	1	0.1	4	0.5	3	0.4	2	0.2	31	0.4
11	硝酸態窒素及び 亜硝酸態窒素	1,210	32.9	671	39.1	422	48.7	271	37.1	238	29.7	2,812	36.1
12	フッ素	2,114	57.4	865	50.4	595	68.7	396	54.2	357	44.5	4,327	55.5
13	ホウ素	2,316	62.9	950	55.4	628	72.5	416	57.0	386	48.1	4,696	60.2
14	四塩化炭素	2,501	67.9	973	56.7	635	73.3	440	60.3	424	52.9	4,973	63.8
15	1,4-ジオキサン	2,396	65.1	948	55.3	633	73.1	420	57.5	406	50.6	4,803	61.6
16	1,2-ジクロロエチ レン	2,340	63.5	928	54.1	609	70.3	403	55.2	406	50.6	4,686	60.1
17	ジクロロメタン	2,509	68.1	972	56.7	634	73.2	434	59.5	424	52.9	4,973	63.8
18	テトラクロロエチ レン	2,489	67.6	972	56.7	635	73.3	433	59.3	411	51.2	4,940	63.4
19	トリクロロエチレン	2,383	64.7	958	55.9	626	72.3	425	58.2	408	50.9	4,800	61.6
20	ベンゼン	2,509	68.1	972	56.7	635	73.3	436	59.7	423	52.7	4,975	63.8
21	塩素酸	20	0.5	1	0.1	4	0.5	3	0.4	1	0.1	29	0.4
22	クロロ酢酸	21	0.6	1	0.1	4	0.5	3	0.4	1	0.1	30	0.4
23	クロロホルム	21	0.6	1	0.1	4	0.5	3	0.4	1	0.1	30	0.4
24	ジクロロ酢酸	21	0.6	1	0.1	4	0.5	3	0.4	1	0.1	30	0.4
25	ジブロモクロロメ タン	21	0.6	1	0.1	4	0.5	3	0.4	1	0.1	30	0.4
26	臭素酸	21	0.6	1	0.1	4	0.5	3	0.4	1	0.1	30	0.4
27	総トリハロメタン	21	0.6	1	0.1	4	0.5	3	0.4	1	0.1	30	0.4
28	トリクロロ酢酸	21	0.6	1	0.1	4	0.5	3	0.4	1	0.1	30	0.4
29	ブロモジクロロメ タン	21	0.6	1	0.1	4	0.5	3	0.4	1	0.1	30	0.4
30	ブロモホルム	21	0.6	1	0.1	4	0.5	3	0.4	1	0.1	30	0.4
31	ホルムアルデヒド	21	0.6	1	0.1	4	0.5	3	0.4	1	0.1	30	0.4
32	亜鉛	2,496	67.8	997	58.1	632	73.0	453	62.1	421	52.5	4,999	64.1
33	アルミニウム及び その化合物	2,054	55.8	618	36.0	522	60.3	252	34.5	276	34.4	3,722	47.7
34	鉄	2,147	58.3	828	48.3	541	62.5	351	48.1	339	42.3	4,206	54.0
35	銅	2,488	67.6	983	57.3	621	71.7	454	62.2	419	52.2	4,965	63.7
36	ナトリウム及びそ の化合物	2,408	65.4	948	55.3	598	69.1	428	58.6	390	48.6	4,772	61.2
37	マンガン及びその 化合物	2,304	62.6	923	53.8	591	68.2	407	55.8	369	46.0	4,594	58.9
38	塩化物イオン	24	0.7	2	0.1	4	0.5	1	0.1	3	0.4	34	0.4
39	カルシウム、マグ ネシウム等(硬度)	1,632	44.3	785	45.8	463	53.5	284	38.9	252	31.4	3,416	43.8

40	蒸発残留物	1,177	32.0	756	44.1	411	47.5	257	35.2	161	20.1	2,762	35.4
41	陰イオン界面活性剤	2,715	73.7	1,131	65.9	674	77.8	515	70.5	471	58.7	5,506	70.6
42	ジェオスミン	3,173	86.2	1,255	73.2	729	84.2	606	83.0	633	78.9	6,396	82.0
43	2-メチルイソボルネオール	3,173	86.2	1,253	73.1	729	84.2	606	83.0	633	78.9	6,394	82.0
44	非イオン界面活性剤	2,251	61.1	931	54.3	606	70.0	389	53.3	392	48.9	4,569	58.6
45	フェノール類	2,655	72.1	1,126	65.7	660	76.2	507	69.5	465	58.0	5,413	69.4
46	有機物(TOCの量)	24	0.7	2	0.1	4	0.5	1	0.1	3	0.4	34	0.4
47	pH値	24	0.7	3	0.2	4	0.5	1	0.1	3	0.4	35	0.4
48	味	24	0.7	2	0.1	4	0.5	1	0.1	3	0.4	34	0.4
49	臭気	24	0.7	2	0.1	4	0.5	1	0.1	3	0.4	34	0.4
50	色度	24	0.7	4	0.2	4	0.5	1	0.1	3	0.4	36	0.5
51	濁度	24	0.7	4	0.2	4	0.5	1	0.1	3	0.4	36	0.5

参考-表 12 原水の種類別の令和4年度に省略した浄水場の割合

No.	項目	地下水のみ		地表水のみ		その他(湧水)のみ		その他(湧水以外)のみ		他		全水源	
		か所	%	か所	%	か所	%	か所	%	か所	%	か所	%
1	一般細菌	33	0.9	3	0.2	5	0.6	1	0.1	1	0.1	43	0.6
2	大腸菌	33	0.9	3	0.2	5	0.6	1	0.1	1	0.1	43	0.6
3	カドミウム	255	6.9	116	6.8	79	9.1	31	4.2	41	5.1	522	6.7
4	水銀	263	7.1	116	6.8	79	9.1	39	5.3	41	5.1	538	6.9
5	セレン	263	7.1	116	6.8	79	9.1	32	4.4	41	5.1	531	6.8
6	鉛	240	6.5	91	5.3	77	8.9	22	3.0	35	4.4	465	6.0
7	ヒ素	229	6.2	114	6.6	72	8.3	31	4.2	39	4.9	485	6.2
8	六価クロム	103	2.8	33	1.9	36	4.2	12	1.6	18	2.2	202	2.6
9	亜硝酸態窒素	194	5.3	73	4.3	67	7.7	27	3.7	29	3.6	390	5.0
10	シアン	33	0.9	3	0.2	5	0.6	3	0.4	1	0.1	45	0.6
11	硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素	134	3.6	62	3.6	51	5.9	22	3.0	18	2.2	287	3.7
12	フッ素	175	4.8	76	4.4	65	7.5	26	3.6	28	3.5	370	4.7
13	ホウ素	249	6.8	111	6.5	77	8.9	31	4.2	36	4.5	504	6.5
14	四塩化炭素	263	7.1	115	6.7	79	9.1	32	4.4	40	5.0	529	6.8
15	1,4-ジオキサン	257	7.0	115	6.7	79	9.1	32	4.4	39	4.9	522	6.7
16	1,2-ジクロロエチレン	252	6.8	115	6.7	79	9.1	32	4.4	41	5.1	519	6.7
17	ジクロロメタン	263	7.1	115	6.7	79	9.1	32	4.4	40	5.0	529	6.8
18	テトラクロロエチレン	263	7.1	116	6.8	79	9.1	32	4.4	40	5.0	530	6.8
19	トリクロロエチレン	262	7.1	116	6.8	79	9.1	32	4.4	38	4.7	527	6.8
20	ベンゼン	263	7.1	116	6.8	79	9.1	32	4.4	41	5.1	531	6.8
21	塩素酸	36	1.0	4	0.2	5	0.6	3	0.4	2	0.2	50	0.6
22	クロロ酢酸	33	0.9	3	0.2	5	0.6	3	0.4	1	0.1	45	0.6
23	クロロホルム	33	0.9	3	0.2	5	0.6	3	0.4	1	0.1	45	0.6
24	ジクロロ酢酸	33	0.9	3	0.2	5	0.6	3	0.4	1	0.1	45	0.6
25	ジブromクロロメタン	33	0.9	3	0.2	5	0.6	3	0.4	1	0.1	45	0.6
26	臭素酸	33	0.9	3	0.2	5	0.6	3	0.4	1	0.1	45	0.6
27	総トリハロメタン	33	0.9	3	0.2	5	0.6	3	0.4	1	0.1	45	0.6

28	トリクロロ酢酸	33	0.9	3	0.2	5	0.6	3	0.4	1	0.1	45	0.6
29	ブロモジクロロメタン	33	0.9	3	0.2	5	0.6	3	0.4	1	0.1	45	0.6
30	ブロモホルム	33	0.9	3	0.2	5	0.6	3	0.4	1	0.1	45	0.6
31	ホルムアルデヒド	33	0.9	3	0.2	5	0.6	3	0.4	1	0.1	45	0.6
32	亜鉛	249	6.8	109	6.4	78	9.0	24	3.3	41	5.1	501	6.4
33	アルミニウム及びその化合物	204	5.5	54	3.1	70	8.1	14	1.9	31	3.9	373	4.8
34	鉄	224	6.1	66	3.8	70	8.1	17	2.3	34	4.2	411	5.3
35	銅	262	7.1	109	6.4	78	9.0	24	3.3	40	5.0	513	6.6
36	ナトリウム及びその化合物	245	6.7	104	6.1	78	9.0	29	4.0	37	4.6	493	6.3
37	マンガン及びその化合物	241	6.5	95	5.5	77	8.9	24	3.3	38	4.7	475	6.1
38	塩化物イオン	34	0.9	3	0.2	6	0.7	1	0.1	1	0.1	45	0.6
39	カルシウム、マグネシウム等(硬度)	141	3.8	79	4.6	55	6.4	12	1.6	24	3.0	311	4.0
40	蒸発残留物	101	2.7	53	3.1	35	4.0	15	2.1	22	2.7	226	2.9
41	陰イオン界面活性剤	264	7.2	116	6.8	79	9.1	41	5.6	42	5.2	542	7.0
42	ジェオスミン	300	8.1	85	5.0	116	13.4	25	3.4	45	5.6	571	7.3
43	2-メチルイソボルネオール	301	8.2	86	5.0	116	13.4	25	3.4	45	5.6	573	7.3
44	非イオン界面活性剤	235	6.4	108	6.3	77	8.9	41	5.6	38	4.7	499	6.4
45	フェノール類	277	7.5	120	7.0	92	10.6	42	5.8	45	5.6	576	7.4
46	有機物(TOCの量)	33	0.9	3	0.2	5	0.6	1	0.1	1	0.1	43	0.6
47	pH値	33	0.9	3	0.2	5	0.6	1	0.1	1	0.1	43	0.6
48	味	33	0.9	3	0.2	5	0.6	1	0.1	1	0.1	43	0.6
49	臭気	33	0.9	3	0.2	5	0.6	1	0.1	1	0.1	43	0.6
50	色度	33	0.9	3	0.2	5	0.6	1	0.1	1	0.1	43	0.6
51	濁度	33	0.9	3	0.2	5	0.6	1	0.1	1	0.1	43	0.6