

I. 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）
総括研究報告書

地表水を対象とした浄水処理の濁度管理技術を補完する紫外線処理の適用に関する研究

研究代表者 大垣 眞一郎 公益財団法人 水道技術研究センター理事長

研究要旨

我が国の水道水源の多くは地表水であるが、耐塩素性病原微生物の汚染が懸念されている。厚生労働省は、クリプトスポリジウム等対策指針を策定し、その対策を求めているが、特に小規模水道においては、未対応の施設が残っている。また、クリプトスポリジウム等対策の目標であるろ過水濁度0.1度以下を常時維持することに困難を感じている水道事業者も見受けられ、近年、急激な濁度上昇等の増加と相俟って懸念が増している。一方、これまで国内で地表水を対象とした紫外線処理の導入例はなく、関連する研究も少ない。

このような背景から、本研究では、濁度管理を補完する技術としての地表水を対象とした紫外線処理の適用に関し、以下の具体的な検討課題を設定して取り組んでいる。

- (1) 濁度管理等における課題の抽出
- (2) 原水条件及び処理効果の検証
- (3) 紫外線の照射手法及び設計諸元の検討
- (4) 維持管理上の留意事項の検討

なお、本研究の実施予定期間は平成26～28年度で、平成28年度は3か年計画の3年目である。研究体制は大垣眞一郎（水道技術研究センター理事長）を研究代表者とし、学識者及び水道技術研究センター職員を研究分担者とするとともに、水道事業者・民間企業の技術者を研究協力者とした。

平成28年度の研究結果の概要は次のとおりである。

(1) 濁度管理等における課題の抽出については、本研究の1年目及び2年目（平成26年度及び27年度）において実施済みである。

(2) 原水条件及び処理効果の検証

濁質を含む水における紫外線照射の効果を算定する場合には、254 nm 吸光度を用いて平均紫外線量を算定することで可能である（この場合は不活化に有効な散乱紫外線が存在していてもその値は考慮していない）。不活化に有効な散乱紫外線量については、積分球式で測定した吸光度を用いて算定することが可能であった。また、紫外線照射装置の性能評価を行う場合には、できる限り病原微生物と同じ紫外線耐性を持つ微生物を用いて実験を行う必要がある。

(3) 紫外線の照射手法及び設計諸元の検討

濁質による紫外線の吸収・散乱を評価する手法として、吸光度値と積分球式吸光度値から求める散乱分率によって懸濁溶液の可視光散乱特性が評価できることがわかった。可視光の散乱分率とUV光の散乱分率において、両散乱分率には高い相関があるものと考えられた。ただしPSI凝集剤を含有している試料においてはUV光の散乱分率は低下することがわかった。また、X線回折を行った結果、紫外線光の散乱程度が高い物質についてはいずれも石英結晶の存在が認められ、可視光ならびに紫外線光の散乱性を高めていると考えられた。

一方、素材、色、粒径の異なる標準粒子を添加した試料に大腸菌または大腸菌ファージMS2を添加し、紫外線不活化実験を行った結果から、水中に懸濁粒子が存在しても紫外線消毒を阻害しない場合や、粒子による紫外線の散乱で消毒効率が高まる場合のあることが示された。紫外線処理は濁度上昇に対しある程度の頑健性を有しており、浄水処理で想定する濁度変動の範囲では、濁度による紫外線処理性能の低下は無視できる（有意差を検知できない）レベルであると推察された。また、少なくとも現行の地表

水以外への紫外線処理適用要件（濁度 2 度以下、色度 5 度以下、紫外線透過率 75%以上）を満たす限り、原水の由来によらず、濁質による処理効率の有意な低下は生じないと考えられた。総じて、紫外線処理の適否は、原水の由来ではなく、紫外線を照射する段階の水質で判定することが合理的と考えられた。

(4) 維持管理上の留意事項の検討

英国とカナダ国の水道水に由来する過去のクリプトスポリジウムへの集団感染事例を調査した結果、いずれも凝集処理を行うことなく後段の砂ろ過処理に供する場合があります、浄水処理において適切に除去されていなかったことが判明した。また、いずれの場合も水道施設の設計、運転管理、職員の教育等、複層的な問題点が指摘されていた。このような事例から、既存の濁度管理に加えての紫外線処理は、より安全性を高める技術手段と考えられる。

既設の浄水施設に紫外線処理設備を新たに追加する場合の留意点をケーススタディにより抽出した。また、紫外線吸光度の比較的高い地表水を原水とする施設の調査結果によれば、砂ろ過水の紫外線吸光度は、現行の地表水以外への紫外線処理の水質要件の適用範囲内にあることを確認した。

研究分担者氏名

安藤 茂	水道技術研究センター	専務理事
佐々木 史朗	水道技術研究センター	常務理事
富井 正雄	水道技術研究センター	浄水技術部長
島崎 大	国立保健医療科学院	上席主任研究官
神子 直之	立命館大学	教授
大瀧 雅寛	お茶の水女子大学	教授
小熊 久美子	東京大学先端科学技術研究センター	准教授

A. 研究目的

我が国の水道水源の多くは地表水であり、耐塩素性病原微生物の汚染が懸念されている。厚生労働省は、クリプトスポリジウム等対策指針を平成19年に策定し、その対策を求めているが、特に小規模な水道において、対策のとられていない水道施設が残っているという指摘がある(平成28年3月末時点で対策施設を検討中のものは、レベル4の4090施設のうち540施設、レベル3の3361施設のうち1787施設)り。また、クリプトスポリジウム等対策の目標であるろ過水濁度0.1度以下を常時維持することに困難を感じている水道事業者も見受けられ、近年の異常気象等に伴う急激な濁度上昇等の増加と相俟って懸念が増している。一方、これまで国内で地表水を対象とした紫外線処理の導入例はなく、関連する研究も少ないのが現状である。

このような背景から、本研究では、濁度管理を補完する技術としての地表水を対象とした紫外線処理の適用に関し、濁度管理等における課題を明確化し、地表水の原水水質特性が処理に与える影響を評価した上で、紫外線照射方法と処理装置の設計諸元、及び維持管理上の留意事項について具体的な提案を行うことを目指している。

なお、本研究は、平成26年度から平成28年度までの3か年計画で実施した。

B. 研究方法

平成28年度は、原水条件及び処理効果の検証、照射手法及び設計諸元の検討を昨年度に引続いて行い、新たに維持管理上の留意事項を検討し、成果を取りまとめた。

原水条件及び処理効果の検証では、(1) 国内における地表水の濁度成分等の分析及び(2) 地表水の水質特性が紫外線処理の効果に及ぼす影響評価についての検討及び検証を継続した。なお、(1)の国内における地表水の濁度成分等の分析は、次項の照射手法及び設計

諸元の検討の中で一括して実施した。

照射手法及び設計諸元の検討では、(1) 濁度変動に対応する紫外線照射線量と、(2) 紫外線処理設備の照射手法及び設計諸元について、それぞれ検討した。

また平成28年度は、地表水を対象とした紫外線処理設備の運転・維持管理における留意事項を検討した。

次に、それぞれの具体的な研究方法を示す。

1. 原水条件及び処理効果の検証

紫外線照射槽に流入する水には濁質が含まれている可能性があるが、その消毒効果への影響を定量的に明らかにすることを目的とした。また、紫外線照射槽の性能評価において一般的に用いられている生物線量計試験の結果と病原微生物に対する不活化性能の関係を確かめるために、紫外線耐性の異なる微生物を流水式紫外線照射槽に流し、実験的に調べた。

濁度および吸光度を変化させた試料に大腸菌フェージMS2を添加して、紫外線照射前後の生残率により紫外線照射の効果を定量した。懸濁物質による散乱光の影響を明らかにするために、濁度による吸光度と溶存物質による吸光度の和が同じになるように試料を設定した。懸濁物質としては下水処理場の流入下水中の懸濁物質およびカオリンを用いた。溶存物質の吸光度は下水処理場流入水に元来含まれている溶存物質を希釈するかあるいはフェージ定量用液体培地を加えることで調製した。

紫外線光源としては低圧紫外線ランプを用いた。回分式実験においては、試料を内径4.2cm、水深1.7cmのペトリ皿に入れ、石英ガラスで蓋をしてマグネチックスターラーで完全混合の条件で照射を行った。表面照度が約 $1\text{mW}/\text{cm}^2$ になるように照射距離を調整した。流水式実験においては、12W低圧水銀ランプを1灯装備した、ランプスリーブ外径2.0cm、リアクター内径5.5cmのリアクターを用いた。

この実験においては、MS2とφX174の二種の大腸菌ファージを用いた。

試料の254nmにおける吸光度は分光光度計（SHIMADZU UV2600）を用い、必要に応じて積分球を装着した。懸濁態を含んだ試料に対してそのまま測定した吸光度を総吸光度とし、孔径0.45μmのメンブレンフィルターでろ過をした試料の溶存態吸光度の値を総吸光度から減じることで、懸濁物質に起因する懸濁態吸光度を求めた。

2. 照射手法及び設計諸元の検討

2.1 濁度変動に対応する紫外線照射線量の検討

紫外線処理において濁質による負の影響として光透過率の低下があるが、紫外光散乱による正の効果の影響も考慮して評価する必要がある。濁質の光散乱特性を適切に評価する指標として二つの異なる濁度測定法（公定法）の比を用いる濁度比と、通常の吸光度測定値と積分球式吸光度測定値から算定される散乱分率の二つの指標を提案し、人工濁質試料において、それらに高い相関性があることを確認し、かつ可視光の散乱特性と紫外光の散乱特性についても相関があることを示してきた。

以上の結果を踏まえ、平成 28 年度は次の 2 点について検討を行った。

- ① 浄水場原水及び浄水汚泥懸濁液を用いて可視光における濁度比と散乱分率の相関を確認し、さらに可視光と紫外光の散乱分率の相関性を検討する。
- ② 人工濁質、浄水場原水、浄水汚泥試料を用いて、X 線回折分析を行い、光散乱特性との関連性について検討する。

(1) 浄水場原水及び浄水汚泥懸濁液における散乱分率と濁度比の相関

散乱分率は図 1 に示す原理によって算定される。図 1 において通常の吸光度測定値 A_1 は $\log(I_0/I_1)$ である。また積分球式吸光度値 A_2 は

$\log(I_0/(I_1+ I_{sc}))$ である。そこで通常の吸光度測定値と積分球式吸光度測定値から、光散乱によって生じる光透過量の減少割合を示すことができると考え、以下の式(1)のように散乱分率を定義した。

$$\text{散乱分率} = \frac{\text{散乱により透過しない光強度}}{\text{透過しない光強度}} \quad \text{式(1)}$$

図 1 に示される値を用いて表すと以下の式(2)となる。

$$= \frac{I_{sc}}{I_0 - I_1} = \frac{I_0 10^{-A_2} - I_0 10^{-A_1}}{I_0 - I_0 10^{-A_1}} = \frac{10^{-A_2} - 10^{-A_1}}{1 - 10^{-A_1}} \quad \text{式(2)}$$

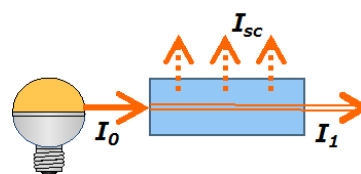


図 1 吸光度測定原理 (I_0 : 入射光強度、 I_1 : 透過光強度、 I_{sc} : 散乱光強度)

分光光度計（島津製作所製、UV-2550）にて 660 nm における吸光度を測定し、通常の吸光度測定値 A_1 とした。660 nm は濁度測定に用いられる可視光波長である。また同分光光度計に積分球式検出器（島津製作所製、ISR-2200）を付加して、660 nm における吸光度を測定し、積分球式吸光度測定値 A_2 とした。それらの測定値を用いて、式(2)により、可視光の散乱分率を求めた。

同様に、254 nm における吸光度を測定し、紫外光の散乱分率を求めた。

懸濁試料の濁度比については、以下の 2 方式にて濁度を測定した。

- ① 透過光測定方式による濁度測定
吸光度計（島津製作所製、UV-2550）を用いて 660 nm の吸光度を測定し、カオリ

ン標準液において検量線を作成することによって測定した。

②透過+90°散乱光方式

濁度系（HACH 社製、100P）を用いて測定した。

濁度比は（②の測定値）／（①の測定値）として求めた。

対象試料には以下の三つの試料を用いた。

i) A 浄水場原水にて 2015 年 12 月に採水した高濁度原水および検証用に 2016 年 2 月に採水した通常濁度の原水

通常濁度の原水においては、凍結乾燥により濁質のみを取り出し、その濁質を Mili-Q 水にて希釈することで 10 倍濃縮の懸濁液を作成した。

ii) C 浄水場汚泥

この浄水汚泥試料には、凝集剤として使用されているポリ塩化アルミニウム(PAC)が含まれている。

iii) D 浄水場浄水原水・浄水汚泥

この浄水汚泥試料には、凝集剤として使用されているポリシリカ鉄(PSI)が含まれている。

上記の試料のうち、C および D の浄水汚泥試料については Mili-Q 水を用いて、透過+90°散乱光方式による濁度値で 50, 70, 80, 100 NTU となるように各段階に希釈した試料を対象とした。

(2) X 線回折による濁質試料の測定

人工濁質としてカオリン（和光純薬製）、活性炭（和光純薬製）カーボンブラック（東海カーボン社製）、ベントナイト（和光純薬製）を使用した。採水試料としては A 浄水場原水、D 浄水場原水、C 浄水場汚泥の各試料を、100℃にて蒸発乾燥させて得られた固化物を対象とした。X 線回折分析は粉末 X 線回折装置(リガク製、Ultima IV)を用いて行った。

2.2 紫外線処理設備の照射手法及び設計諸元の検討

2007 年 3 月に通知された「水道におけるクリプトスポリジウム等対策指針」改訂版²⁾では、水道原水に係るクリプトスポリジウムによる汚染の可能性の程度を四段階に分類し、各レベルに応じた措置を示している。指針において紫外線処理の適用が認められるのは、原水中に指標菌（大腸菌又は嫌気性芽胞菌）が検出され地表水以外を原水とする施設（レベル 3）であり、原水中に指標菌が検出され地表水を原水とする施設（レベル 4）は、クリプトスポリジウム汚染の可能性が最も高いと推定される分類であるにもかかわらず、紫外線処理は推奨されていない。その理由のひとつとして、地表水は地下水に比べて土砂等を多く含み、濁度等の水質変動が大きいとの懸念がある³⁾。しかしながら、紫外線を利用した水処理技術が普及している北米では、原水によらず紫外線処理の適用が認められており、アメリカとカナダで紫外線処理を備えた浄水施設 123 箇所を調査した事例⁴⁾では、地表水（地表水の影響を受ける地下水を含む）を原水とする施設が全体の 76%を占めた。これら北米の施設では、原水水質が極めて良好な特例を除き、地表水を原水とする浄水場ではろ過処理の後に紫外線照射槽を設置しており、豪雨等に伴う原水濁度の急上昇など地表水に特徴的な水質変動は、紫外線照射より上流の処理工程で対応する設計思想が見られる。一方、日本の地表水を水源とする浄水場では、原水および処理工程水の水質変動を紫外線処理の適用可能性という観点から整理した知見は乏しい。

平成 26 年度の地表水を原水とする国内の浄水場 2 施設（いずれも急速ろ過方式）を対象とした調査によれば、原水水質は台風や降雨の後に大きく変動したものの、処理工程水では台風直後を含むすべての試料で水質が安定し、ろ過水では 14 試料すべてが、現行指

針の示す地表水以外に対する紫外線処理適用の水質要件（濁度 2 度以下、色度 5 度以下、253.7 nm 付近の紫外線透過率が 75% を超えること）²⁾ を満たした。これにより、国内の地表水を原水とする浄水場でも、ろ過処理の後段であれば、紫外線処理が有効に機能しうることが報告した⁵⁾。

翻って、地表水を原水とする施設への紫外線処理導入の適否を論じるには、紫外線照射より上流の処理工程で事故が生じるリスクを想定し、それに伴う水質悪化が紫外線消毒効率に及ぼす影響を正しく理解する必要がある。ろ過処理等の機能低下で増加し紫外線処理を阻害しうる物質として、水中の懸濁粒子がある。懸濁粒子は、紫外線の水中への透過を阻害したり、微生物を紫外線から遮蔽したりして、処理効率を低下させる可能性がある^{6, 7, 8)}。

上記の背景を踏まえ、本年度の研究目的を以下の通り設定した。

- i) 濁質粒子の特性（素材、色、粒径）が紫外線処理に及ぼす影響について、実験データの解析と知見の整理
- ii) 3 年間の総括として、装置設計や運転方針など実務に資する情報の発信

実験は以下のとおり実施した。平成 27 年度報告書⁹⁾と一部重複するが、本年度の結論に直接関与する主要な部分について、改めて報告する。

(1) 試料の調整

標準粒子として、カーボンブラック粒子（黒、0.1-0.2 μm 、Aqua-Black-001、東海カーボン）、ポリスチレン粒子（白、0.2 μm または 1.0 μm 、Polybead® Microspheres, Polyscience 社製；黒、0.2 μm または 1.0 μm 、Polybead® Black Dyed Microspheres, Polyscience 社製）の 5 種を選定し、粒子の個数濃度（個/mL）で条件を調整した（表 1）。一部の濃度条件については、濁度等の水質分析のみ実施し、微生物試験で

は採用しなかった。なお、選定した 0.2 μm 、および 1.0 μm の粒径は、平成 26 年度に調査した台風・降雨直後の地表水系浄水場原水の粒径分布のピークに相当する⁵⁾。粒径分布はナノトラック粒度分析計（UPA-EX150、NIKISSO）、粒子濃度は Nano sight（LM10、Malvern）で測定した。

滅菌済みリン酸緩衝液（1/15 mol/L、pH 7.2）に、いずれかの標準粒子を表 1 にしたがって調整した後、微生物（大腸菌 K12 IFO3301 又は大腸菌ファージ MS2）を添加して試験水とした。表 2 に、微生物添加後の試験水水質を示す。表 2 における粒子濃度 0 とは、標準粒子を添加せずに微生物のみを添加した試料の水質を示す。紫外線透過率、濁度、色度はいずれも後述する分析方法により測定した。

表 1 採用した標準粒子の種類と濃度表

素材	色	略称	公称粒径 (μm)	粒子濃度 (個/mL)		
				10 ¹⁰	10 ⁹	10 ⁸
カーボンブラック (親水性)	黒	CB	0.12-0.21	○	○	-
				○	○	-
ポリスチレン	白	W0.2	0.2	○	○	-
	黒	B0.2		△	○	-
	白	W1.0	1.0	-	○	○
	黒	B1.0		-	△	△

（○：微生物試験実施、
△：水質分析実施、微生物試験は実施せず、
-：試験せず）

(2) 紫外線照射

試験水 35mL をボルテックスで 2 分間攪拌し粒子や微生物を均質化したのち、内径 85mm のシャーレに入れて攪拌子で混合しながら回分式で照射した。照射は独立して 3 回実施した。光源として低圧水銀ランプ（GL15、TOSHIBA）を用い、試料表面の紫外線（254nm）線量率を紫外線強度計（UVR-2、TOPCON）

で6回測定し、その平均値を当該試験日の表面線量率とした。実験期間を通じ、表面線量率は概ね0.275mW/cm²であった。Bolton and Linden (2003)¹⁰⁾に従い、表面線量率に、試験水の吸光による深さ方向の減衰、試料表面での反射、シャーレ表面の線量率分布の各ファクターを考慮して試料内平均線量率を算出した。表面線量率と吸光度は、試験日ごとの測定値を使用した。試料内平均線量率に紫外線照射時間を乗じ、試料内に到達した平均紫外線量を算出した。

(3) 分析項目と分析手法

試験水の254 nm吸光度(A₂₅₄[cm⁻¹])は分光光度計(UH5300、日立)で測定し、紫外線透過率に換算した。濁度と色度は積分球式濁色度計(WA6000、日本電色工業)で測定した。大腸菌IFO3301はクロモカルト寒天培地(Merck社)、大腸菌ファージMS2は大腸菌K12A/λ(F+)を宿主とした重層寒天培地で測定し、コロニー形成能(colony forming unit/mL, 以下CFU/mL)またはプラーク形成能(plaque forming unit/mL, 以下PFU/mL)により生残率を算出した。なお、初期濃度について大腸菌は10⁶ CFU/mL、MS2は10⁷ PFU/mLのオーダーとなるよう調整した。

表2 微生物添加後の試験水の水質(平成27年度報告書⁹⁾より)

粒子濃度 (個/mL)	紫外線透過率(%)				濁度(度)				色度(度)				
	10 ¹⁰	10 ⁹	10 ⁸	0	10 ¹⁰	10 ⁹	10 ⁸	0	10 ¹⁰	10 ⁹	10 ⁸	0	
大腸菌	CB	1.3	64.0	-		59.9	5.86	-		1640	164	-	
	W0.2	3.7	64.0	-	94.7	32.5	3.48	-	1.69	82.8	12.7	-	0.00
	B0.2	-	68.6	-		-	3.09	-		-	11.8	-	
	W1.0	-	1.2	26.7		-	1820	183		-	50.4	4.13	
CB	0.4	56.0	-			51.7	1.52	-			1690	169	
MS2	W0.2	4.4	69.2	-	97.0	42.9	0.58	-	0.00	69.6	13.8	-	0.74
	B0.2	-	68.7	-		-	1.01	-		-	16.4	-	
	W1.0	-	0.8	38.3		-	1780	185		-	64.5	7.62	

(- : 不活化試験を実施せず)

表3 地表水を原水とする浄水場の原水の水質変動幅(平成26年度報告書⁵⁾より)

	濁度(度)		色度(度)		紫外線透過率(%)	
	浄水場A	浄水場B	浄水場A	浄水場B	浄水場A	浄水場B
最大値	* 42.10	10.00	* 54.70	25.20	96.2	91.6
75%値	9.08	6.35	17.33	18.67	95.8	88.1
中央値	1.97	3.83	4.83	10.50	95.1	87.1
25%値	1.30	2.35	3.58	9.58	82.7	80.9
最小値	0.70	1.77	3.17	5.50	* 63.1	77.9

(* : 統計的外れ値に相当)

3. 維持管理上の留意事項の検討

3.1 地表水を原水とする浄水場において濁度管理ならびに紫外線処理を適切に行う上での留意点

現行の「水道におけるクリプトスポリジウム等対策指針」では、レベル4施設に対しても「浄水処理の安全性を一層高めるために、ろ過池等の出口の濁度を0.1度以下に維持することが可能なろ過設備と紫外線処理設備を併用することとしてもよい」とされており、適切な濁度管理の下に地表水の紫外線処理を行うことが可能である。むしろ多段階バリアの観点からすれば、耐塩素性病原微生物などによる汚染の恐れが高い原水に対しては、積極的にろ過処理と紫外線処理を併用することが望ましいものである。しかしながら、現在までに国内で地表水に紫外線処理を導入した事例は見受けられない。

ここでは、地表水を対象とした紫外線処理の導入を推進する上での一助とすべく、海外における地表水紫外線処理および濁度管理事例等に関する文献情報を収集し、わが国の地表水を原水とする浄水場において濁度管理ならびに紫外線処理を適切に行う上での留意点について抽出することを目的とした。諸外国における水道水に由来するクリプトスポリジウムへの集団感染事例を収集し、対策として紫外線消毒施設の導入を行った事例¹¹⁾、浄水場における濁度制御・管理が不適切であった事例^{12,13)}を選択、各事例における集団感染発生の経緯や要因を抽出した。さらに、世界保健機関(WHO)が公表した水道の濁度管理に関する技術報告¹⁴⁾を参照し、濁度管理における目標値を抽出した。

3.2 既設の浄水施設に紫外線処理設備を新たに追加する場合の留意点

今後、紫外線処理が地表水に対しても一般的に実施されることを想定すると、紫外線処理設備は既存の浄水処理設備に追加的に導入

される事例が多いと考えられる。そのような場合の留意点を整理しておくことが望ましいと判断し、ケーススタディを実施した。

紫外線処理設備を追加的に導入するケースを具体的に想定し、どのような課題が生じるかを整理した。例題とする事業体の選定では、次のような条件を設定した；

- i) 地表水を急速ろ過または緩速ろ過で処理している施設がある。
- ii) 紫外線処理設備が既に導入され、紫外線処理設備の運用経験がある。

選定したTm市においてヒアリング調査を行い、紫外線処理が現状では導入されていない合計4施設を事例対象とした。

3.3 地表水を処理する既設の砂ろ過水の紫外線吸光度

紫外線吸光度は水質基準の51項目には含まれていない。このため、地表水を水源とする国内4施設の原水及び砂ろ過水(いずれも急速ろ過)の紫外線吸光度について調査を行った。

(倫理面への配慮)

本研究においては、研究対象者の人権擁護を必要とする調査又は人権への不利益を生ずる調査は行わず、また実験動物を用いる実験を実施しないことから、倫理面への問題は生じない。

C. 研究結果

1. 原水条件及び処理効果の検証

図2～図4に、回分式における総吸光度を同じに調製したMS2不活化実験の結果を示す。横軸に用いた平均紫外線量とは、試料の総吸光度に応じて紫外線照度が減衰することを仮定した平均紫外線照度に照射時間を乗じたものであり、散乱光が無いことを仮定した算定方法である。

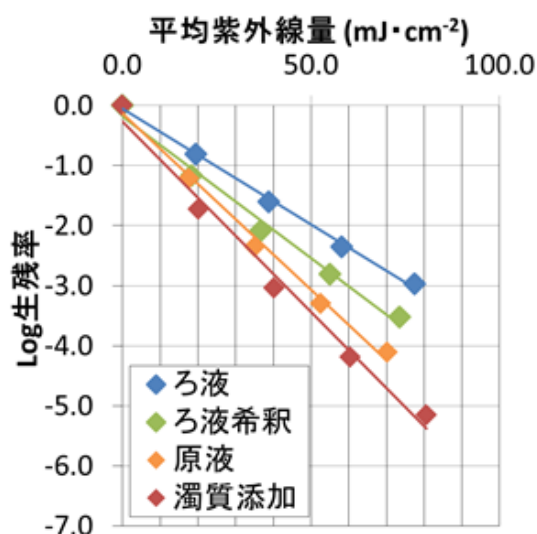


図2 総吸光度1の下水試料におけるMS2不活化実験の結果

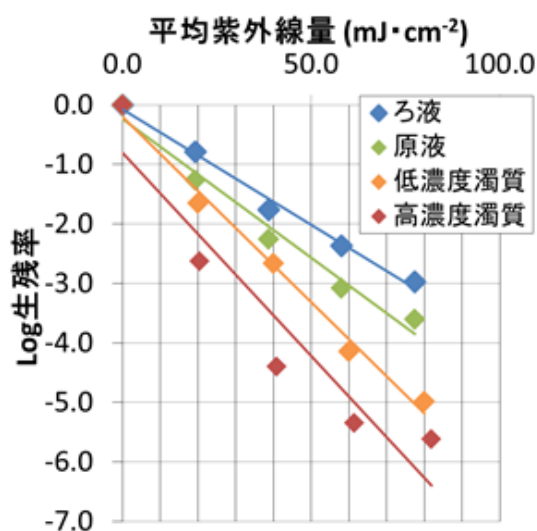


図3 総吸光度2の下水試料におけるMS2不活化実験の結果

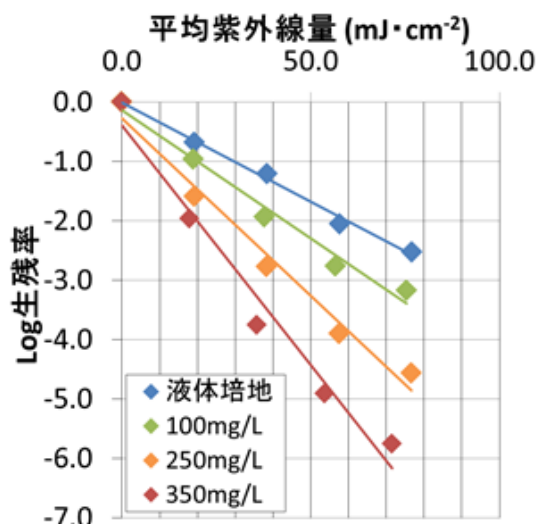


図4 総吸光度1のカオリン添加試料におけるMS2不活化実験の結果

いずれの場合においても、濁質割合および懸濁態吸光度の大きい試料のほうが、不活化速度が大きくなった。

本来は同じ微生物を紫外線によって不活化しているので、同じ平均紫外線量の照射をすることで同じlog不活化になるはずである。ここでは、直進して到達する紫外線量は同じであるにもかかわらず、懸濁態吸光度の大きい方が不活化効果が大きくなっているため、懸濁物質による散乱紫外線による不活化が進行していることが強く示唆される。

そこで、散乱光を評価できる積分球式吸光度計を用いて積分球吸光度を測定した。懸濁態吸光度の大きい試料ほど、積分球吸光度の値は小さくなった。すなわち、試料に入射してから直進せずに散乱する紫外線が顕著であることがわかる。そして、紫外線照度の減衰が積分球吸光度に従う直進光として近似的に表せるのではないかと考え、平均紫外線照度の計算式の吸光度項に積分球吸光度を代入し、照射時間を乗じて積分球式紫外線量を求めた。図2～図4に示したlog生存率の実験結果と積分球式紫外線量の関係を図5に示す。

図2～図4で異なる傾きを持っていたプロットが、ほぼ同じ直線上に乗り、積分球吸光度で算定した吸光度を用いて紫外線量を算定すればその値が log 生残率と線形の関係で表せることがわかった。

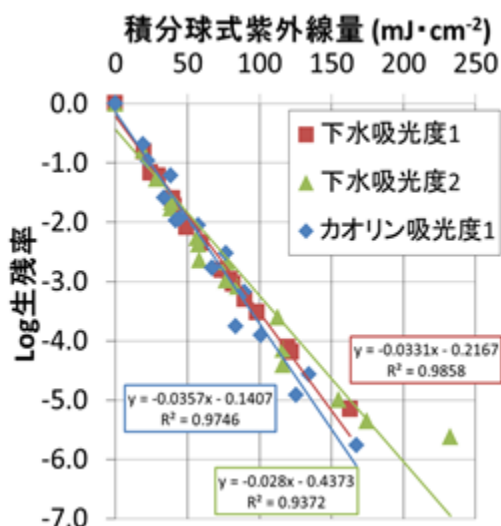


図5 積分球式紫外線量とMS2のlog生残率の関係

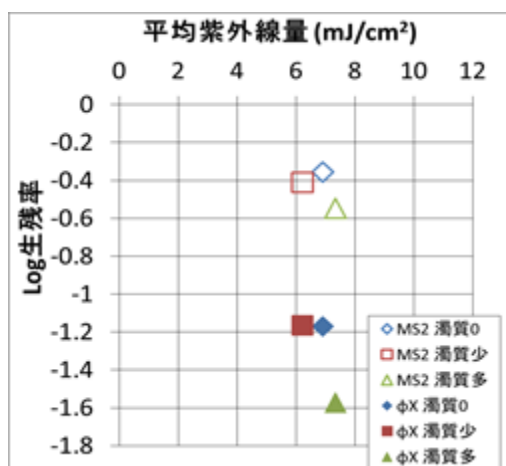


図6 流水式紫外線照射における平均紫外線量とlog生残率の関係

流水式紫外線照射に関しても同様に、図6に示すとおり平均紫外線量で横軸をとった場合には、平均紫外線量とlog生残率の関係は明らかでなかった。

一方、積分球式紫外線量を横軸にした場合には、図7に示すとおり積分球式紫外線量とlog生残率が比例している傾向にあった。

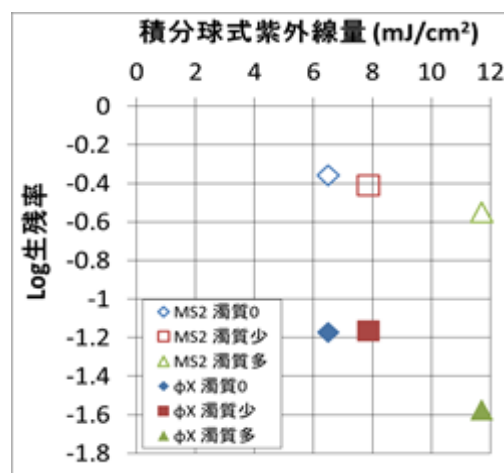


図7 流水式紫外線照射における積分球式紫外線量とlog生残率の関係

図7を、別途実験で求めた各ウイルスの不活化係数を考慮して254nm換算紫外線量を求めて書き直すと図8になった。

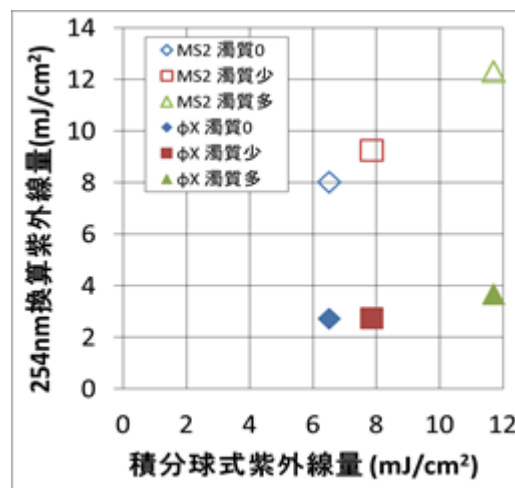


図8 積分球式紫外線量と各ウイルスによって求められた254nm換算紫外線量の関係

この結果より、紫外線耐性の大きいMS2(90%不活化に要する紫外線量 22.47 mJ/cm²)よりも、紫外線耐性の小さいφX174(90%不活化に要する紫外線量 2.336

mJ/cm²) の換算紫外線量 (RED) は小さくなることがわかった。

2. 照射手法及び設計諸元の検討

2.1 濁度変動に対応する紫外線照射線量の検討

(1) 浄水場原水及び浄水汚泥懸濁液における散乱分率と濁度比の相関

図9に対象試料の可視光(660 nm)の散乱分率と濁度比(透過光方式/透過+90°散乱光方式)を測定した結果を示す。図には昨年度の研究成果として得られたカオリン、活性炭、カーボンブラック、ベントナイトの各モデル濁質を50, 70, 80, 100 mg/Lの4段階に調整した懸濁溶液について測定した結果も併せて示した。

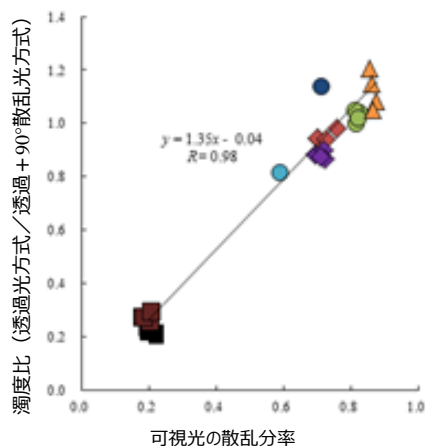


図9 各試料の可視光(660 nm)散乱分率と濁度比

- カオリン, ■ 活性炭, ■ カーボンブラック,
- ▲ ベントナイト, ◆ C 浄水場汚泥,
- ◆ D 浄水場汚泥, ● A 浄水場高濁度原水,
- A 浄水場通常時原水濃縮懸濁液

図10は可視光(660 nm)の散乱分率とUV光(254 nm)の散乱分率との関係について検討した結果を示したものである。

(2) X線回折による濁質試料の測定

図11~図17に各試料のX線回折結果を示した。

UV光の散乱程度が高いカオリン、ベントナイト、C 浄水場汚泥、A 浄水場原水において明確なピークが検出された。これらの試料ではいずれも回折角度が $2\theta=26.4^\circ$ にピークが存在していた。UV光の散乱程度が低い、活性炭、カーボンブラック、D 浄水場汚泥においては明確なピークはみられなかった。

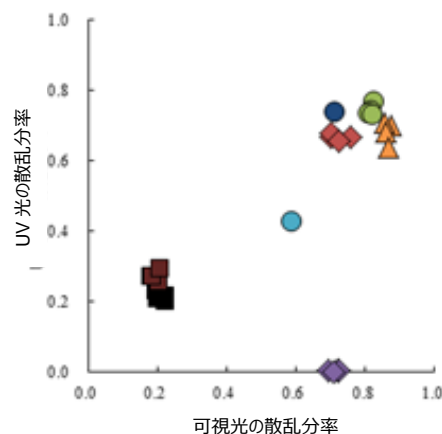


図10 各試料の可視光(660 nm)と紫外光(254 nm)の散乱分率の相関

- カオリン, ■ 活性炭, ■ カーボンブラック,
- ▲ ベントナイト, ◆ C 浄水場汚泥,
- ◆ D 浄水場汚泥, ● A 浄水場高濁度原水,
- A 浄水場通常時原水濃縮懸濁液

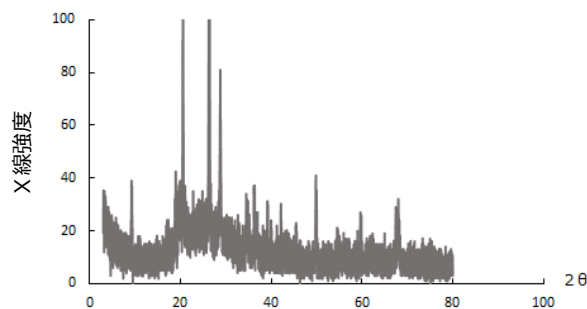


図11 カオリンのX線回折結果

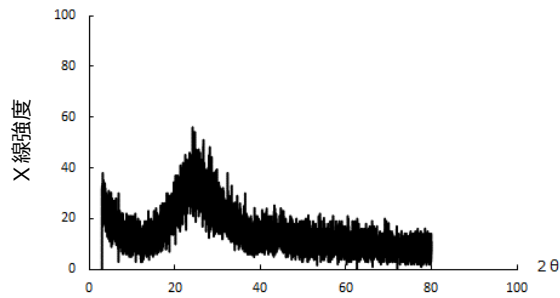


図 12 活性炭の X 線回折結果

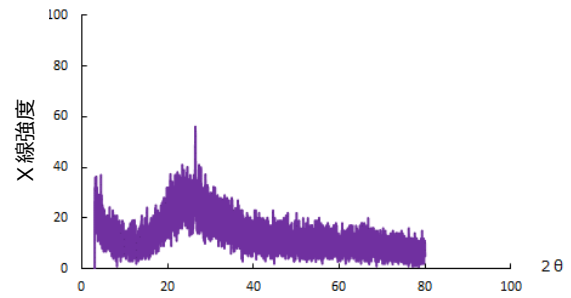


図 16 C 浄水場汚泥の X 線回折結果

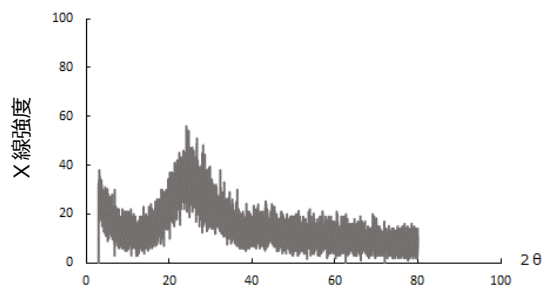


図 13 カーボンブラックの X 線回折結果

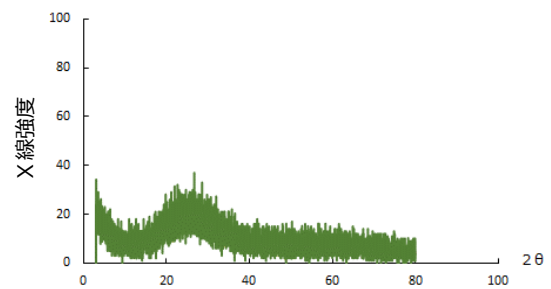


図 17 D 浄水場汚泥の X 線回折結果

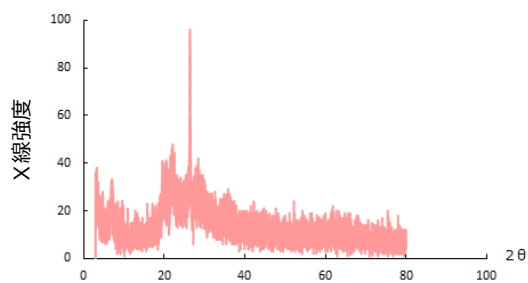


図 14 ベントナイトの X 線回折結果

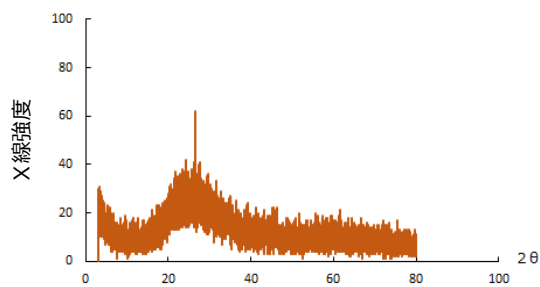


図 15 A 浄水場原水の X 線回折結果

2.2 紫外線処理設備の照射手法及び設計諸元の検討

(1) 試験水水質の特徴

表 2 より、不活化実験に供した試料はいずれも紫外線透過率が 75% を下回っており、紫外線消毒には不利な条件であった。W1.0 の濁度は突出して高く、同一の粒子濃度で比較すると、粒子が大きいと濁度は著しく高くなった。色度は、CB が突出して高く、これは試料外観の印象と整合した。

ここで、地表水を原水とする浄水場 A、B における原水水質の変動幅⁵⁾(9 月 - 3 月の毎月 1 回ずつ測定、n=7) を表 3 に示し、試験水の水質を比較する。

原水水質の変動幅として四分位範囲(25% 値 ~ 75% 値の範囲)と比較すると、本実験の試験水の濁度は、CB、W0.2、B0.2 の 10^9 個/mL は概ね原水水質の四分位範囲に入るが、 10^{10} 個/mL になると高濁度で範囲外に相当した。また、原水色度の変動幅

と比較すると、W0.2、B0.2の 10^9 個/mLとW1.0の 10^8 個/mLは概ね四分位範囲に入るが、それ以外は色度が高く範囲外であった。紫外線透過率の変動幅と比較すると、すべての試験水が原水水質の四分位範囲よりも低い透過率に相当し、すなわち紫外線処理にとって著しく不利な水質条件であることが確認された。

(2) 粒子濃度と紫外線透過率の関係

粒子濃度と紫外線透過率の関係を図18に示す。紫外線透過率は、粒子原液を段階的にリン酸緩衝液で希釈した試料の紫外線(254nm)吸光度を測定し、透過率に換算した。

図18より、 $0.2\mu\text{m}$ の粒子(CB、W0.2、B0.2)は粒子濃度が 10^9 – 10^{10} 個/mLにかけて、 $1.0\mu\text{m}$ の粒子(W1.0、B1.0)は 10^7 – 10^8 個/mLにかけて透過率が急低下する閾値が観察された。

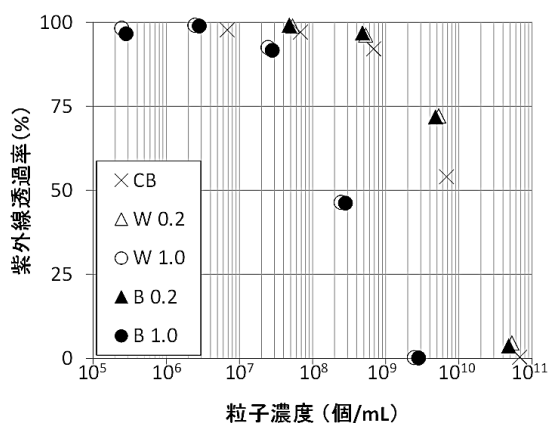


図18 粒子濃度と紫外線透過率の関係

このように、粒径が同じ粒子は紫外線透過率低下の傾向が類似しており、紫外線透過率の低下に支配的な因子は粒子の素材や色よりも粒径であることが示唆された。

(3) 不活化実験

大腸菌とMS2の不活化結果について、同一粒径($0.2\mu\text{m}$)で異なる粒子を添加した場合の結果を図19に、同一粒子(ポリスチレン白)で粒径を変えた場合の結果を図20に、それぞれ示す。粒子条件ごとに紫外線照射を独立して3回実施し、プロットはその平均値、エラーバーは最大値と最小値を意味する。いずれの条件でも、大腸菌は肩のある不活化曲線を示し、MS2は一次反応的に不活化された。

図19より、粒径 $0.2\mu\text{m}$ の 10^9 個/mLでは、不活化傾向に粒子の素材や色による差はみられないが、 10^{10} 個/mLでは粒子によって顕著に差が現れた。すなわち、CBは粒子により不活化効率が低下とテーリングがみられた一方、W0.2は粒子により不活化効率が向上した。これら試料の紫外線透過率や濁度に大差はないが、CBの黒色表面が紫外線を吸収した一方、ポリスチレン粒子はCBに比べて紫外線反射率が高いと推定され、反射や散乱が不活化に寄与した可能性が示唆された。

一方、図20より、同じ白色ポリスチレンで粒径と濃度が異なる場合を比較すると、実験条件の範囲ではW0.2の 10^{10} 個/mL試料が最も不活化効率が高く、概して小さい粒子が高濃度で存在するほど散乱光の寄与が大きい可能性が示唆された。また、 $0.2\mu\text{m}$ 粒子による影響の程度は大腸菌とMS2で同等であったが、 $1.0\mu\text{m}$ 粒子の影響は両者で異なる傾向があり、粒子と微生物の相対的なサイズが影響した可能性が推定された。

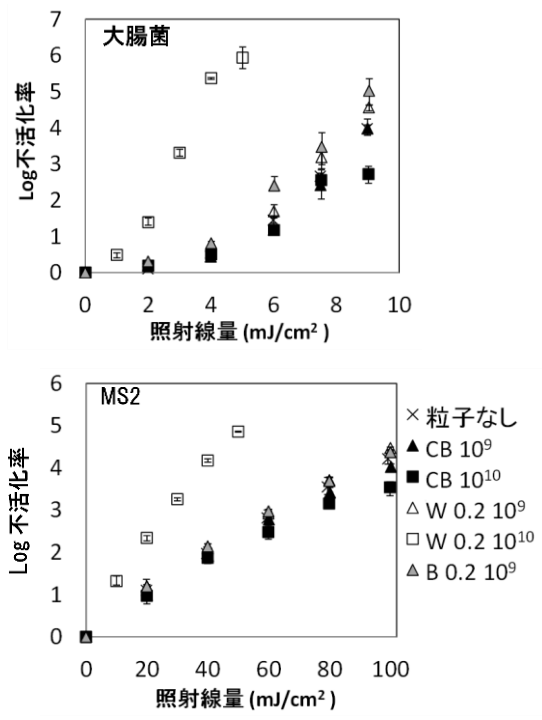


図 19 0.2µm 粒子添加時の不活化

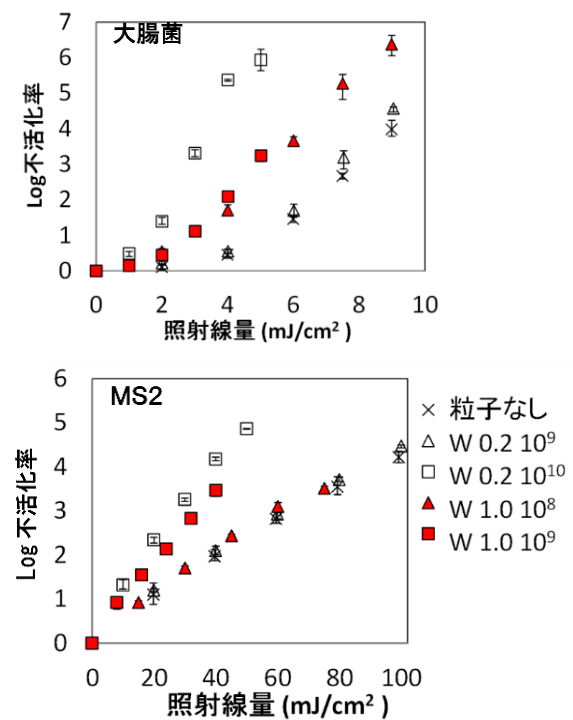


図 20 白色ポリスチレン粒子添加時の不活化

3. 維持管理上の留意事項の検討

3.1 地表水を原水とする浄水場において濁度管理ならびに紫外線処理を適切に行う上での留意点

(1) 水道に由来するクリプトスポリジウム集団感染および紫外線処理施設の導入事例¹¹⁾

英国 Wales 北西地域において、2005 年秋季を中心としてクリプトスポリジウム感染症の患者が集団発生し、うち 218 名は *Cryptosporidium hominis* への感染が確認された。現地の疫学調査により、水道水との関連が示唆された。当該地域の浄水場は、Llyn Cwellyn 貯水池を水源としており、取水口対岸に下水処理場が、また流域に少なくとも 13ヶ所のセプティックタンクが存在していた。Llyn Cwellyn 貯水池自体は清浄な原水水質であるものの、高濁度の発生時には大腸菌や腸球菌が検出されていた。また、原水水質が良好であるため、浄水処理は圧力砂ろ過および塩素消毒のみでよいとされており、凝集剤は未適用であった。

感染症の発生時において、浄水場の機能には特段の障害は認められなかったものの、水道水中からクリプトスポリジウムが検出された。しかしながら、その濃度は最大 0.08 オースト/10L であり、規制値 (1/10 L av./1000 L/24 hrs) 未満であった。

2005 年 11 月 18 日より、現地では免疫不全患者に対する水道水の煮沸勧告を行い、さらに 11 月 29 日より全住民に煮沸勧告を拡大した。当時の規制では、クリプトスポリジウムの物理的な除去によらない対策は認められていなかったが、科学的根拠ならびに短期間での導入が可能な手法として、水道会社に紫外線消毒の導入を勧告した。

紫外線消毒設備の導入が完了した、翌年 1 月 30 日に煮沸勧告が解除された。

(2) 水道に由来するクリプトスポリジウム集団感染と浄水場濁度管理との関連に係る事例^{12,13)}

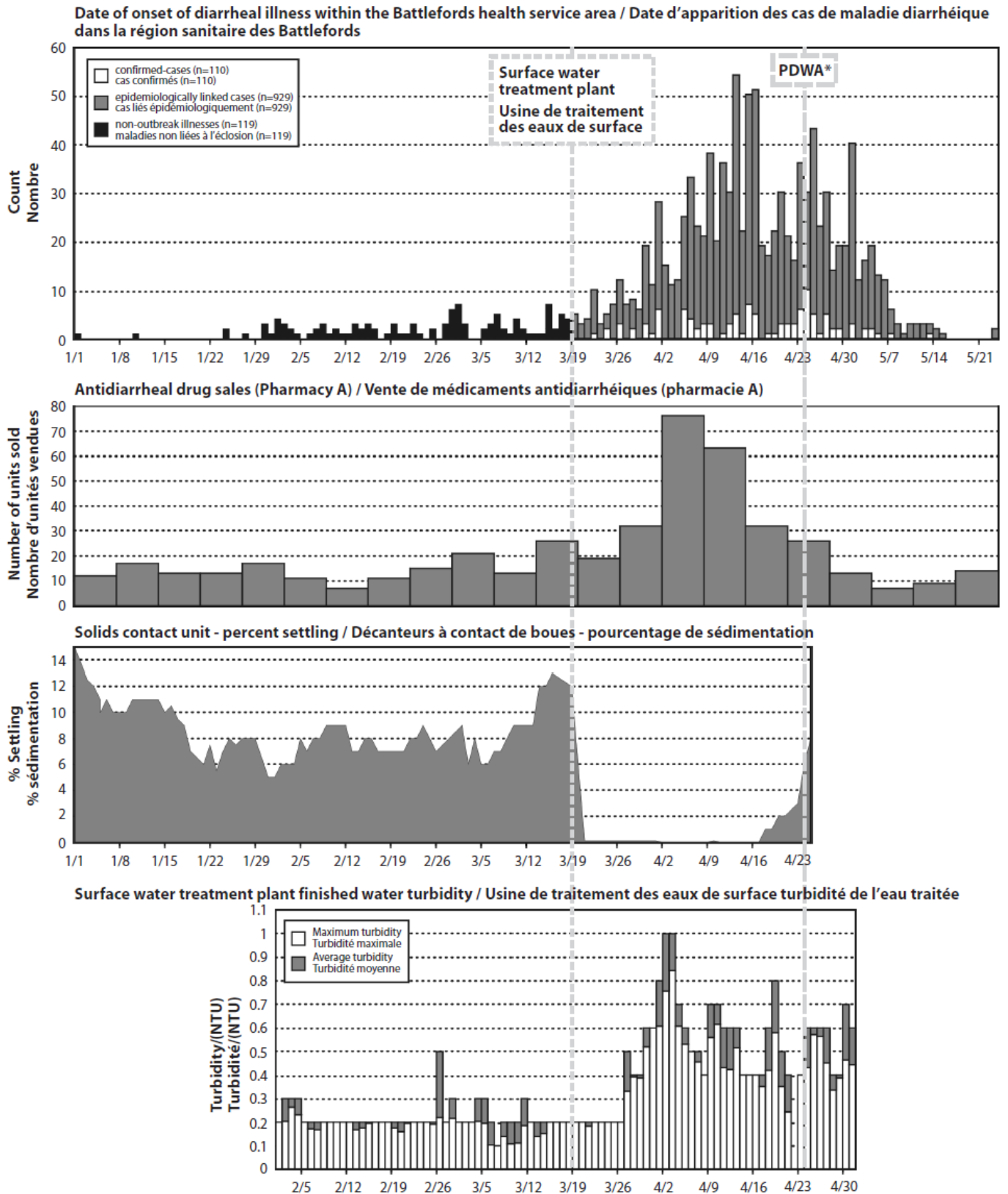
2001 年 3 月下旬から 4 月上旬にかけて、カナダ国 Saskatchewan 州 North Battleford 市 (人口約 14,000) や Battleford 町 (人口約 4,000) を中心に下痢症が集団発生し、患者便から *Cryptosporidium parvum* が検出された。4 月 25 日に州保健部局が同国保健省に対して疫学調査や浄水場調査等の支援を依頼、同日に水道水の予防的 (煮沸) 勧告を発令した。現地調査により下痢症患者 1,907 名が同定され、うち 275 名は *C. parvum* への感染が確定した。当該地域の患者数は 5,800–7,100 名の範囲であると推定された。

なお、医薬品販売数に関する調査により、3 月下旬 – 4 月上旬にかけ、当該地域における市販止瀉薬の販売金額は、前後の時期と比較して 5 倍増に達した。また、多変量解析により当該地域の水道水摂取の機会が増すと感染リスクが増加するとの結果が得られた。

当該地域には Saskatchewan 川地表水を原水とする浄水場、および、同河川流域に点在する井戸の地下水を原水とする浄水場が存在しており、前者の浄水処理は凝集沈殿 – 砂ろ過 – 塩素消毒、後者は塩素消毒 – 砂ろ過 (金属除去) であった。このうち、地表水を水源とする浄水場にて、同年 3 月 20 日以降の高速凝集沈殿池 (SCU: solids contact unit) のメンテナンスに伴う運用停止によって化学凝集が行われない状態となり、砂ろ過前工程水の沈降性が悪化すると共に、浄水の濁度が増加 (0.2→0.5NTU) していることが確認された。当該の浄水場では、残塩濃度ならびに微生物指標は適合しているものの、浄水からクリプトスポリジウムオーストの検出が確認された。次頁の図 21 (文献 12 から引用) に示すように、下痢症患者数の増加、市販止瀉薬の販売量の増加、砂ろ過前工程水の沈降性の減少、浄水の濁度増加の動向は一致していた。

Figure 2: Temporal comparison of disease burden and water quality data

Figure 2 : Comparaison temporelle des données sur le fardeau de la maladie et la qualité de l'eau



* Precautionary drinking water advisory (PDWA)

図 21 カナダ国クリプト集団感染事例における患者数・市販止瀉薬販売量・工程水沈降率・浄水濁度¹²⁾

(3) 水道の濁度管理に関する技術報告

WHO 水・衛生・健康部門は、2017年2月に標記技術報告をウェブサイトにて公開した¹⁴⁾。当報告は水道事業の運転管理者と規制者を対象とし、水道原水や浄水処理過程、浄水における濁度管理の有用性と重要性に関する情報提供を行うことを目的としている。濁度目標値を表4に、また要旨の抄訳を以下に示した。

・濁度自体は公衆衛生上の直接的なリスクを意味するものでないが、水供給システム全体において、病原微生物の存在や危害イベント発生の有効な指標である。

- ・濁度は極めて利便性の高い指標であり、迅速、安価、常時重要な情報を得ることができる。濁度の測定は様々な状況に適用できる。
- ・濁度は簡易、正確かつ迅速に測定でき、水安全計画に定める管理措置上の運転モニタリング等にも広く用いられる。また代替水源の比較や、様々な管理措置の効果を評価する基準として使える。
- ・濁度は飲料水の審美的な指標としても重要である。

表4 WHO 水道システムの濁度管理における目標値および汚染指標¹⁴⁾

場所・処理工程	濁度目標値・汚染指標	備考
水源	原水濁度の急激な変化	・環境イベントや人為活動に由来する汚染 ・地下水取水施設等における汚染の侵入
	長期的な濁度変化	・流域内の変化、調査により是正措置を勧告
水処理	ろ過	
	[直接ろ過・急速ろ過] 各月のろ過水濁度 95%値<0.3NTU かつ、1NTU を超過しない	以下の除去性能に相当 ・ウイルス 1-2log 除去 ・クリプト、ジアルジア 2.5-3log 除去
	[珪藻土ろ過・緩速ろ過] 各月のろ過水濁度 95%値≤1NTU	以下の除去性能に相当 ・ウイルス 1-2log 除去 ・クリプト、ジアルジア 3log 除去
	[膜ろ過(MF・UF)] <0.1NTU	以下の除去性能を達成可能、膜孔径に依存 ・ウイルス 4-7log 除去 ・クリプト、ジアルジア 1-6log 除去
消毒	理想的には<1NTU [大規模・良好な浄水場] 常時<0.5NTU、平均≤0.2NTU [小規模・資源が限られた浄水場] <5NTU	濁度が 1NTU を超える場合、適切な CT 値を確保するために、消毒剤の注入率または接触時間（紫外線消毒の場合は照射線量）を高める必要がある
配水過程・貯留	予期せぬ濁度上昇	・様々な障害やイベントによって生じうる ・速やかな調査と改善措置を講じる必要がある
給水 末端	審美性	理想的には<1NTU 4NTU 以上で目に見える濁りを生じる
	家庭内 貯留	理想的には<1NTU 困難であれば<5NTU

3.2 既設の浄水施設に紫外線処理設備を新たに追加する場合の留意点

各事例の検討結果を表5にまとめて示した。全般的に、紫外線処理を増設する場合には、浄水池の後段への設置となる可能性が高いことがわかった。具体的には、事例1、事例2及び事例4が該当した。事例1では、ろ過処理の直後には十分なスペースがなく、また紫外線処理施設増設に伴う圧力損失が浄水池の水位を低下させてしまう結果、十分なバッファ容量の確保に対して障害となる恐れがあった。事例1の場合の圧損の概算値を表6に示した。事例2では、ろ過池と浄水池とが直結しているため、また事例4においては既設の建屋との位置関係上の制約のため、それぞれろ過池直後で浄水池前段となる位置への設置は不可能と判断した。事例3については、とくに大きな障害はないと考えられた。

これらの事例1、事例2、及び事例4では、紫外線処理の前段で塩素注入が行われており、残留塩素の存在下での紫外線処理となるため、水質の事前確認が必要である。

3.3 地表水を処理する既設の砂ろ過水の紫外線吸光度

全結果は付録3に示したが、一例を図22に示す。いずれの施設においても、ろ過水吸光度の測定値は50mmセル長の値（波長は260nmまたは254nm）であった。地表水以外の紫外線処理における水質要件では、254nmの紫外線吸光度が0.125abs./10mm未満であることとされているが、いずれの施設においてもろ過水の紫外線吸光度は0.125abs./10mm未満であった。

原水中の吸光度が高い施設においては、凝集処理及び活性炭処理によって紫外線吸光度の低減がはかられていた。

表5 紫外線処理装置を追加導入する場合の事例検討結果

事例	浄水場	水源 処理方法, 施設規模概要	検討結果
1	Hh 浄水場	地表水 急速砂ろ過	浄水池のHWLの制約と用地上の制約から、浄水池の後段に設置可能
2	Ik 浄水場	地表水 急速砂ろ過	ろ過池と送水ポンプ井が直接接続のため、その後段で配水池の前段、もしくは配水池直後に設置可能
3	Oy 浄水場	湧水 横流式沈澱+ 緩速ろ過	緩速ろ過池の後段、浄水池の前段に設置可能、水位降下についても問題なし
4	Rd 浄水場	地下水 直接ろ過	浄水池後段に設置可能。場外配水池へ向かう送水管路を用地内で迂回させて設置。

表 6 紫外線処理設備の損失水頭概算値（単位:m）（事例 1, Hh 浄水場）

	配水管口径(mm)	φ800	φ450	φ300	φ200	備考
1	流量	30,700 m ³ /d =0.355m ³ /s	10,000 m ³ /d =0.116 m ³ /s	5,000 m ³ /d =0.058 m ³ /s	2,500 m ³ /d =0.029 m ³ /s	
2	分岐による損失	0.009	0.01	0.012	0.016	
3	曲りによる損失	0.012	0.016	0.012	0.012	2 台
4	弁による損失	0.066	0.082	0.104	0.082	2 台
5	ストレーナーによる損失	1	0.9	1.4	1.4	パケット型 2 台
6	漸縮による損失1	0.003	0.003	0.002	0.005	
		(φ800⇒φ600)	(φ450⇒φ350)	(φ300⇒φ250)	(φ200⇒φ150)	
7	漸縮による損失2	0.005	0.004	0.007	—	
		(φ 600⇒φ 500)	(φ 350⇒φ 300)	(φ 250⇒φ 200)	—	
8	紫外線照射装置による損失	0.95	0.33	0.47	0.2	
		φ 500, 中圧型	φ 300, 中圧型	φ 300, 中圧型	φ 150, 低圧型	
9	漸拡による損失1	0.019	0.05	0.066	0.03	
		(φ 500⇒φ 600)	(φ 300⇒φ 450)	(φ 200⇒φ 300)	(φ 150⇒φ 200)	
10	漸拡による損失2	0.018	—	—	—	
		φ 600⇒φ 800	—	—	—	
11	合流による損失	0.03	0.033	0.041	0.053	
12	配管による損失	0.004	0.001	0.002	0.047	5m 想定
	損失水頭 計	2.116	1.429	2.116	1.845	

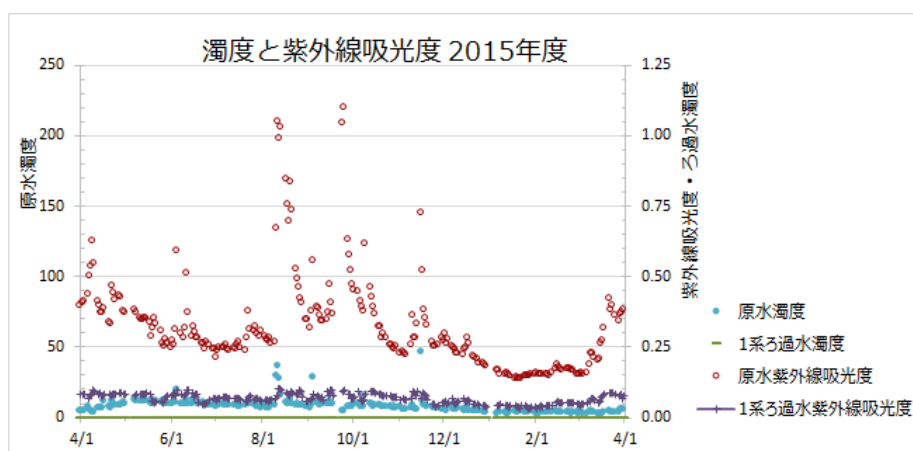


図 22 紫外線吸光度 (Ak 浄水場)

D. 考察

1. 原水条件及び処理効果の検証

濁質を含んだ試料に対する紫外線照射における微生物の不活化効率は、単に濁質が加えられた場合には濁質が無い場合よりも下がる、すなわち同じ消毒効果を得るために照射すべき紫外線量は大きくなる。以上が従来の考え方であり、これは妥当である。しかし、試料内部に到達する紫外線照度を積分球吸光度によって評価することで、回分式においても流水式においても、積分球式紫外線量とlog不活化率が比例していることが明らかとなった。すなわち、総吸光度で算定されるよりも散乱光によって消毒効率が增大し、その程度が定量的に予測可能であるのであれば、運転上の管理項目として考慮することで、消毒効果を損なわないようにできると考えられる。

また、流水式紫外線照射装置の性能評価において、紫外線耐性が既知の微生物を流下させてその生残率から換算紫外線量 (RED) を求めることが行われている。しかし、換算紫外線量は、用いる微生物の紫外線耐性の相違により、同じ紫外線量分布を前提にしたとしても異なる値になることが理論的に示されている。本研究の実験結果においても、異なる微生物を流下させた場合に換算紫外線量の値は異なり、紫外線耐性の大きい微生物の方が換算紫外線量の値が大きくなった。このことは、クリプトスポリジウムのような紫外線耐性の小さい微生物の不活化効果を他の微生物で代替して流下実験をして求めた場合には、換算紫外線量で表される数値は危険側となる可能性がある。そのため、できる限り紫外線照射の対象となる病原微生物と同じ紫外線耐性を持つ微生物を用いて性能評価をすることが望ましいと考えられた。

2. 照射手法及び設計諸元の検討

2.1 濁度変動に対応する紫外線照射線量の検討

(1) 濁質の散乱特性の評価方法について

図9の結果から濁度比と可視光の散乱分率との間に相関が見られることが分かった。従って濁度測定法による濁度値の違いは光散乱程度によるものであることが示唆された。また、濁度比を可視光の散乱分率を表す指標として利用できることが考えられた。

図10の結果から、D浄水場汚泥以外の試料では可視光(660 nm)と紫外光(254 nm)についての相関性が認められた。D浄水場汚泥では可視光の散乱分率は高いもののUV光の散乱分率は極端に低い。これはD浄水場が凝集剤としてPSI(ポリシリカ鉄)を用いていることが原因と考えられた。そこでC浄水場汚泥(凝集剤としてPACを使用)とD浄水場汚泥およびPSIの吸光スペクトルを測定した結果、C浄水場汚泥は紫外光での吸光ピークは見られなかったが、D浄水場汚泥とPSIではいずれも紫外域で大きく吸光していることがわかった。このことからPSIを凝集剤として用いていることが、紫外光の散乱分率の低下の原因であると考えられた。

(2) 濁質のX線回折分析と光散乱特性について

UV光の散乱程度が高い試料において明確なピークが検出された。これらの試料ではいずれも回折角度が $2\theta=26.4^\circ$ にピークが存在していた。

この場合、Braggの法則¹⁵⁾より試料に含まれる結晶中の分子間距離は $d = 0.34 \text{ nm}$ であった。文献^{16), 17)}により、分子間距離が 0.34 nm でピークを持つ物質は石英の結晶と推定された。以上のことから濁質中に石英の結晶を含む場合に、可視光ならびにUV光の散乱性が高くなることがわかった。

2.2 紫外線処理設備の照射手法及び設計諸元の検討

対数直線的に不活化された MS2 について、縦軸を常用対数とする不活化曲線を最小二乗法で直線回帰し、その傾きを不活化速度定数 k [cm^2/mJ] と定義した。各条件下で独立に 3 回ずつ照射を繰り返して k を算出し、その平均値の差を一元配置の分散分析 (Analysis of Variance, ANOVA) に供し、Scheffe テストによる多重比較で有意差を判定した。有意水準は 5% および 1% とした。表 7 に、MS2 の k の平均値 ($n=3$) を左から小さい順に整理し、併せて、粒子添加なしの条件で得られた k に対する p 値を示す。

不活化速度定数 k は、CB では濃度が高いほど小さくなり、白のポリスチレン粒子では濃度が高いほど大きくなった。解析の結果、粒子添加なしの試料の k に比べて、W0.2 の 10^{10} 個/mL と W1.0 の 10^9 個/mL の k は有意に大きく ($p<0.01$)、これらの試料では散乱光が卓越し不活化に寄与したものと推察された。一方、CB の 10^{10} 個/mL では粒子添加なしの試料よりも k が有意に小さく、消毒効率の低下が認められた ($p<0.05$)。

濁質によって不活化速度が有意に低下した試料は、黒色粒子が著しく高濃度で存在する特殊な条件で、濁度 50 度以上の極端な条件に相当し、実務では紫外線処理以前に水質事故 (処理機能の著しい低下) として検出可能なレベルと推察された。すなわち、降雨に伴う原水濁度の急上昇など地表水に特徴的な水質変動は、紫外線照射より上流の処理工程で対応する設計思想が有効と考えられた。一方、CB の 10^9 個/mL、B0.2 の 10^9 個/mL、W0.2 の 10^9 個/mL、W1.0 の 10^8 個/mL の各試料と粒子添加なしの試料とで不活化速度に有意な差は無かった ($p>0.05$)。このうち、大腸菌では不活化効率が上昇した W1.0 の 10^8 個/mL (図 20 参照) を除く 3 試料 (CB の 10^9 個/mL、B0.2 の 10^9 個/mL、W0.2 の 10^9 個/mL) は、濁度 0.6-1.5 度、色

度 13 度以上、紫外線透過率 56-70% と紫外線処理に不利な条件に相当したが、粒子添加なしの試料 (濁度 0.0 度、色度 0.7 度、紫外線透過率 97%) と同等の不活化効率が得られた。よって、少なくとも現行の地表水以外への紫外線処理適用要件 (濁度 2 度以下、色度 5 度以下、透過率 75% 以上) を満たす限り、濁質による処理効率の有意な低下は生じないと考えられた。

本研究により、水中に懸濁粒子が存在しても紫外線消毒を阻害しない場合や、粒子による紫外線散乱で消毒効率が高まる場合のあることが示された。紫外線処理は濁度上昇に対し一定の頑健性を有しており、浄水処理で想定される濁度変動の範囲では、濁度による紫外線処理性能の低下は無視できる (有意差を検知できない) レベルであると推察された。また、少なくとも現行の地表水以外への紫外線処理適用要件 (濁度 2 度以下、色度 5 度以下、紫外線透過率 75% 以上) を満たす限り、原水の由来によらず、濁質による処理効率の有意な低下は生じないと考えられた。紫外線による水の消毒は、紫外線 (光子) が水中を透過して微生物に到達し達成される。この原理を考えれば、紫外線処理の適用は、原水の由来が地表水か地下水かではなく、紫外線を照射する段階の水が一定の水質要件を満たすか否かで判断することが合理的である。ここで満たすべき水質要件は別途議論する余地があるが、少なくとも現行の地表水以外に適用される水質要件を満たす限り、紫外線処理が有効に機能することが確認された。

表7 MS2の不活化速度定数 k と粒子添加なしに対する有意差検定結果

	CB 10 ¹⁰	CB 10 ⁹	粒子なし	B0.2 10 ⁹	W0.2 10 ⁹	W1.0 10 ⁸	W1.0 10 ⁹	W0.2 10 ¹⁰
k (平均) [cm ² /mJ]	0.036	0.040	0.042	0.043	0.044	0.047	0.084	0.097
「粒子なし」との p 値	.020*	.955	-	.999	.970	.125	.000**	.000**

(繰返し回数 $n=3$, * : 5%有意、** : 1%有意)

3. 維持管理上の留意事項の検討

3.1 地表水を原水とする浄水場において濁度管理ならびに紫外線処理を適切に行う上での留意点

(1) 水道に由来するクリプトスポリジウム集団感染および紫外線処理施設の導入事例

文献 11 における英国 Wales の当該の浄水場のうち、圧力砂ろ過は原水中のマンガン除去を主な目的としており、クリプトスポリジウムオーシストの除去はまったく考慮されていなかった。また、原水水質が良好であるため化学凝集は適用できず、仮に適用したとしてもクリプトスポリジウムオーシストの除去性は向上しなかったであろうとの記述があった。水道水源である Llyn Cwellyn 貯水池が低濁度であるため、凝集処理でのフロック形成が困難であるとの認識であったと考えられる。

ろ過処理の運用については、各ろ過池に濁度計を設置して濁度の連続モニタリングを行い、ろ過池の逆洗後にはスロースタートを実施するなど、同国において推奨されるクリプトスポリジウム対策に沿った管理が行われていた。しかしながら、記録によれば再開直後のろ過水濁度は大幅に増加していた。

以上のことから、当該の浄水場における処理プロセスの設計ならびに運転管理は、クリプトスポリジウム等の耐塩素性病原微生物への対処としては、いずれも不適切であったと考えられる。

一方、事後対策ではあるものの、科学的根拠ならびに短期間での導入が可能な手法であることより、紫外線消毒が採用されたことは注目に値する。わが国においても、低濁度原水の濁度管理に苦慮している水道事業者が見受けられており、水源の糞便汚染に対する潜在的リスクが大きいと考えられるため、参考になると思われる。

(2) 水道に由来するクリプトスポリジウム集団感染と浄水場濁度管理との関連に係る事例

文献 12 及び 13 におけるカナダ国 Saskatchewan 州の当該の浄水場では、高速凝集沈澱池を 1 系統しか有しておらず、定期清掃等のメンテナンス時には、高速凝集沈澱池をバイパスした（凝集処理を行わない）直接ろ過処理が実施されていた。さらに、ろ過水等の濁度の常時監視は行っていなかったこと、濁度上昇時等の運転管理条件が明文化されていなかったこと、施設の設計上、ろ過池の逆洗浄後における捨水の実施が不可能であったこと、水道事業者職員の濁度管理およびクリプトスポリジウム等対策に関する認識が欠如していたことなど、当該の浄水場における処理プロセスの設計段階での不備、不適切な日常の運転管理、職員の教育不足など、様々な要因が指摘されていた¹³⁾。

注目すべきは、図 21 に示すように、集団感染の発生状況と、ろ過前水の沈降率、ならびに、浄水中の濁度の推移に明確な関連が見いだせる点である。とりわけ、浄水処理が適切に機能していた時点での浄水中の濁度は 0.2NTU であり比較的安定していたのに対し、浄水処理の不全が生じて以降は 0.5–0.6NTU に上昇し、かつ、0.4–1.0NTU の範囲で大きく変動した。このように、濁度の挙動は浄水処理における凝集沈殿・ろ過プロセスが適切に機能しているか判断する上で重要な管理指標の一つであり、その推移を継続的に監視すべきである。その一方で、濁度の値そのものは、病原微生物の存在状況を必ずしも反映しないため、濁度管理のみに依存した病原微生物リスクの制御には限界がある点には留意する必要があると思われる。

(3) 水道の濁度管理に関する技術文書

WHO がこれまでに公表している飲料水水質ガイドライン¹⁸⁾でも、浄水処理における濁度管理の重要性は指摘されており、当技術文書は、水道事業の実務者に向けて、適切な濁度管理により水道水の微生物リスクを制御できること等を強調する目的でまとめられたものである。過去の水道水を通じた集団感染事例においても、大抵の場合、水道水の濁度上昇を伴うとされており、浄水の濁度を低く保つことは、病原微生物の除去や水道水の安全性を確保する上での指標として実績があるとしている。

ただし、水道水の濁度と特定の地域における胃腸炎の発生状況との間には、明確な相関が見いだされている事例、見いだされない事例ともに報告があり、地域ごとに状況が異なっている。

さらに、表 4 に示されている所定の濁度目標値に対する微生物またはウイルスの除去性能は、いずれも米国およびカナダ国において平常運転時の短期間の試験により得られた値であるため、原水水質の急激な変動や浄水処

理工程の不具合といった異常時には、除去性能は低下しうる点に留意する必要がある。

3.2 既設の浄水施設に紫外線処理設備を新たに追加する場合の留意点

地表水の急速砂ろ過処理では、通常、ろ過の直前までに塩素を注入しているため、ろ過直後に紫外線処理装置を設置した場合、その流入水には残留塩素が存在する。用地上の制約から、浄水池の後段に紫外線処理設備を設置する場合も、その流入水には残留塩素が存在する。

実際の浄水場のろ過水を採水し、実験的に紫外線処理を行った結果の例では、一部の化学物質で水質基準値と比較して極めて低濃度ではあるものの増加が認められたという報告がある¹⁹⁾。また、地表水以外の場合で、既に消毒後に紫外線消毒を行っている国内の実施例もある。したがって、残留塩素存在下の紫外線処理による副生成物が水質管理上問題となるケースが頻出するとは考えにくい。しかし、クリプトスポリジウム等対策指針と同時に公表された事務連絡の中でも指摘があるように²⁰⁾、残留塩素存在下の紫外線処理は、残留塩素濃度が減少し、さらに臭化物イオンが共存する場合には臭素酸生成の可能性がある。したがって、残留塩素存在下の紫外線処理の導入に際しては、水質要件とともに、水質への影響も確認を行う必要がある。

3.3 地表水を処理する既設の砂ろ過水の紫外線吸光度

原水の紫外線吸光度がかなり高い施設においても砂ろ過水の紫外線吸光度は現状の地表水以外に対して実施されている紫外線処理の水質要件を満足していた。砂ろ過までの浄水処理において適切な処理を行えば、紫外線吸光度の高い原水の地表水に対しても現状の地表水以外に対する水質要件は適用可能と考えられる。

4. 濁度管理技術を補完する紫外線処理の適用拡大に向けて

上記の検討結果より、濁質存在下で紫外線処理を行う場合、平均透過率を求めて適切に装置設計を行えば、病原微生物の不活化を適切に行えると考えられる。また、地表水を水源とする浄水処理で濁度管理を補完するため

の紫外線処理を適用しようとした場合、装置設計においては、濁度よりも紫外線透過率（以下、UVT と記載）が重要であることが一連の検証と検討から明らかとなった。

この点について、改めて図 23 を示す。

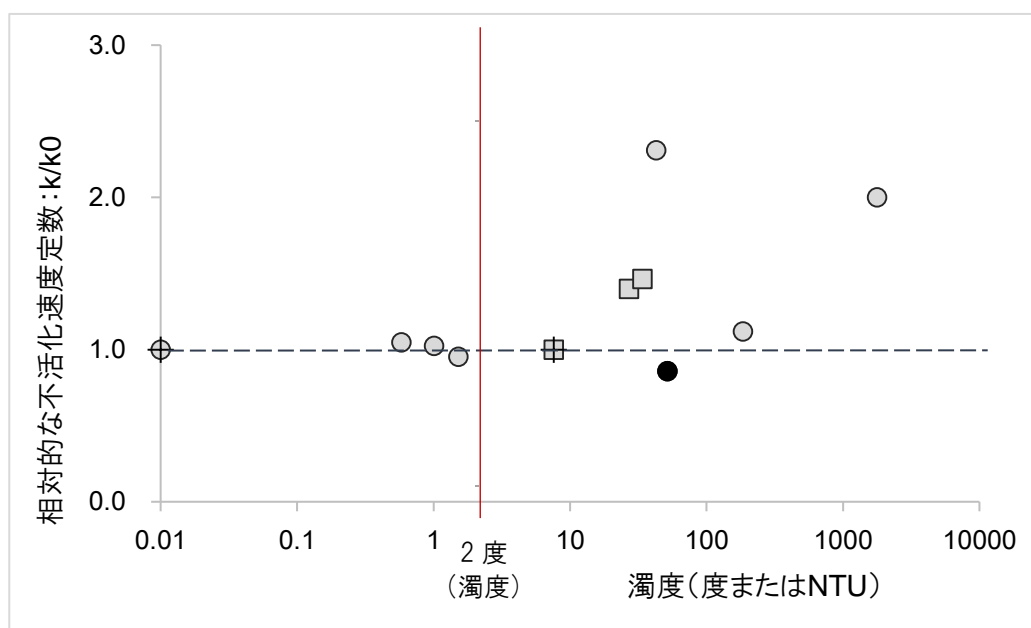


図 23 MS2 を添加した場合の紫外線照射による不活化結果への濁質の影響の有無

- : 図 19 及び図 20 のデータを元にしたデータ系列
粒子径、色、濃度がそれぞれ異なる場合の相対的な速度定数 k/k_0
- ⊕ : 基準、この不活化速度定数 k をこの系列の基準の k_0 として、相対値 k/k_0 を算出
- : 5%の有意差で負側へ離れたケース
- : 文献 21 の最初沈澱池出口水に MS2 を添加して紫外線照射を行ったデータ系列における相対的な速度定数 k/k_0
- ⊕ : 最初沈澱池出口水最小濁度の場合。この k をこの系列の基準の k_0 として、相対値 k/k_0 を算出

図 23 は図 19 と図 20 の MS2 不活化実験結果及び昨年度の報告書²¹⁾の最初沈澱池出口水に MS2 を添加して行った不活化実験結果について、それぞれ不活化速度定数を求め、基準とした値を k_0 として相対的な不活化速度定数 k/k_0 を示したものである。これらの結果は、試料溶液に吸収されず、また試料溶液中の濁質粒子によって遮蔽されずに試料溶液の深部にまで届く平均紫外線量(すなわち試料溶液の紫外線透過率で補正を行った紫外線量) に対する結果であり、紫外線ランプから放射している紫外線のうち試料溶液の表面で受け取る紫外線量とは異なる値である。

図 23 では、濁度が約 10 度以下であれば、相対的な不活化速度は常に約 1 であり、濁度による不活化速度への影響がないことを示している。また濁度が 10 度を超えると散乱の影響を受け、逆に不活化速度が大きくなる場合もあることが示されている。したがって、砂ろ過水濁度が 2 度以下(通常、浄水施設における砂ろ過水濁度の管理目標値は 2 度よりもかなり小さい)である場合、適切に設計を行った紫外線処理装置であれば、ろ過水濁度が 2 度程度まで変動しても影響はほとんどなく、不活化は十分に行える。

地表水の場合には、一般的に地下水よりも原水の水質変動が大きい。しかし、この変動は紫外線処理装置の前処理の砂ろ過で吸収することができる(クリプトスポリジウム等のもう一つの対策手段である膜処理についてはここでは対象外とする)。

砂ろ過後には、通常、濁質を除去するような処理は行われなため、砂ろ過水は微生物関係の項目以外の水道水としての水質基準を満足していると考えられる。したがって、地表水を対象として紫外線処理を行うことを想定した場合、砂ろ過水が紫外線処理装置の流入水であれば、紫外線処理設備の流入水要件は、地表水・地表水以外を問わず同一でよい(濁度 2 度以下、色度 5 度以下、及び紫外線吸光度 0.125 未満 または UVT 75% 超)。

装置設計にあたっては、事前に変動対策として、装置の流入水の UVT を長期実測し、75% 超であることを確認すると同時に紫外線処理装置の設計に反映させることが望ましい。また、とくに地表水においては、紫外線処理の前段までの浄水処理において原水の変動が適切に吸収されていることを確認するために、処理紫外線処理装置への流入水 UVT を常時モニタリングすることが望ましい。

濁度は、紫外線処理を行う場合、その前段までの浄水処理の良否を判断するための指標であり、今後も重要な水質パラメータであり続けるであろう。しかし、D3.1 で指摘されているように、濁度の値そのものは、病原微生物の存在状況を必ずしも反映していない事例も観られる。

今後、地表水を水源とする浄水施設へもクリプトスポリジウム等の対策手段として紫外線処理施設が認められるとするならば、対策の選択肢が一つ増えることになり、現在でも対策が取られていない施設、あるいは対策の取れなかった施設にとっては対策を講じやすくなる可能性がある。

E. 結論

当初計画どおりに各種の調査・実験等を行い、研究を進めた。

1. 原水条件及び処理効果の検証

紫外線照射の効果を減じると考えられていた濁質は、同じ吸光度となる溶存態吸光物質を含んでいる場合よりも不活化効果が向上することから、照射された紫外線を散乱していると考えられた。よって、水の吸光度を測定して不活化効果を算定する場合には安全側の数値となる。また、散乱して不活化に有効である紫外線量については、積分球式吸光度を用いて算定することが可能であり、運転管理上の考慮をすることで適正な紫外線量を照射することが可能であると考えられた。

紫外線耐性が異なる微生物を同じ紫外線照射装置に流下させた場合には、同じ換算紫外線量にならなかった。これは、装置内で照射される紫外線量に分布があることで説明が可能であった。また、紫外線耐性の大きい微生物で性能評価を行うと、それより耐性の小さい病原微生物に対する性能としては危険側になることが実験的に示された。そのため、流水式実験を行って性能評価を行う際には、できる限り病原微生物と同じ紫外線耐性を持つ微生物を用いて実験を行うことが必要である。

2. 照射手法及び設計諸元の検討

2.1 濁度変動に対応する紫外線照射線量の検討

- (1) 吸光度値と積分球式吸光度値から求める散乱分率によって浄水場原水および浄水場汚泥懸濁溶液の可視光散乱特性が評価できることがわかった。それらの濁質およびモデル濁質ともに、可視光の散乱分率と UV 光の散乱分率において強い関係性が見られており、両散乱分率には高い相関があるものと考えられた。ただ

し PSI 凝集剤を含有している試料においては UV 光の散乱分率は低下することがわかった。

- (2) UV 光の散乱程度が高いカオリン、ベントナイト、C 浄水場汚泥、A 浄水場原水において明確なピークが検出された。これらの試料ではいずれも回折角度が $2\theta=26.4^\circ$ にピークが存在しており、濁質中に分子間距離 $d=0.34\text{ nm}$ の石英の結晶を含むと推定された。従って、濁質中に石英結晶を含む場合に、可視光ならびに UV 光の散乱性が高くなると考えられた。

2.2 紫外線処理設備の照射手法及び設計諸元の検討

素材、色、粒径の異なる標準粒子を添加した試料について、濁度、色度、紫外線透過率の変化を分析した。また、当該試料に大腸菌または大腸菌ファージ MS2 を添加し、紫外線不活化実験を行った。その結果、以下の結論を得た。

- (1) 粒子濃度と紫外線透過率の関係について、 $0.2\mu\text{m}$ の粒子は粒子濃度 10^9-10^{10} 個/mL にかけて、 $1.0\mu\text{m}$ の粒子は 10^7-10^8 個/mL にかけて、紫外線透過率が急低下する閾値が観察された。粒径が同じ粒子は紫外線透過率の低下傾向が類似しており、紫外線透過率低下に支配的な因子は粒子の素材や色よりも粒径であることが示された。
- (2) カーボンブラック粒子（粒径 $0.1-0.2\mu\text{m}$ ）を添加すると微生物不活化効率が低下した一方、白色ポリスチレン粒子（粒径 $0.2\mu\text{m}$ ）を添加すると不活化効率が向上した。白色ポリスチレン粒子による紫外線の散乱が不活化に寄与したものと推定された。

(3) 異なる粒子条件におけるMS2の不活化速度定数を比較した結果、濁度0.5 - 1.5度、色度13度以上、紫外線透過率56 - 70%程度と紫外線処理に不利な条件下でも、粒子添加なしの場合と不活化速度に有意差はなかった ($p>0.05$)。一方、濁質で不活化速度が有意に低下した試料は、濁度50度以上に相当し、実務では紫外線処理以前に水質事故(処理機能の著しい低下)として検出可能なレベルと推察された。

以上より、水中に懸濁粒子が存在しても紫外線消毒を阻害しない場合や、粒子による紫外線の散乱で消毒効率が高まる場合のあることが示された。紫外線処理は濁度上昇に対しある程度の頑健性を有しており、ろ過水で想定する濁度変動の範囲では、濁度による紫外線処理性能の低下は無視できる(有意差を検出できない)レベルであると推察された。また、少なくとも現行の地表水以外への紫外線処理適用要件(濁度2度以下、色度5度以下、紫外線透過率75%以上)を満たす限り、適切に設計された紫外線処理装置であれば、原水の由来によらず、濁質による処理効率の有意な低下は生じないと考えられた。総じて、紫外線処理の適否は、原水が地表水であるかどうかではなく、紫外線を照射する段階の水質で判定することが合理的と考えられた。

3. 維持管理上の留意事項の検討

3.1 地表水を原水とする浄水場において濁度管理ならびに紫外線処理を適切に行う上での留意点

諸外国における水道水に由来する過去のクリプトスポリジウムへの集団感染事例を参照したところ、いずれも、凝集処理を行うことなく後段の砂ろ過処理に供する場合があり、クリプトスポリジウム等の病原微生物が、浄水処理の工程において適切に除去されてい

なかったことが判明した。また、いずれの場合も、水道施設の設計、日常の運転管理、職員の教育など複層的な問題点が指摘されていた。

WHOの濁度管理に関する技術文書にもあるように、濁度の挙動は浄水処理における凝集沈殿・ろ過プロセスが適切に機能しているか判断する上で重要な管理指標の一つであり、その推移を継続的に監視すべきである。また、水道原水や給配水における異常を検知する上でも有用な指標である。

一方で、濁度管理のみに依存したクリプトスポリジウム等のリスクの制御には限界がある。この点において、既存の濁度管理技術に加えての紫外線消毒の適用は、有効性が高い技術手法であると考えられる。

3.2 既設の浄水施設に紫外線処理設備を新たに追加する場合の留意点

ケーススタディを実施した事業者では、紫外線処理設備を導入することはいずれも可能であった。しかし、用地上の制約と損失水頭上の制約を理由として、浄水池の後段への設置が多くなる可能性が高いという結果となった。地表水の場合、これは残留塩素の存在下で紫外線処理を実施することになる。その場合は紫外線処理設備の導入前に水質確認が必要である。

3.3 地表水を処理する既設の砂ろ過水の紫外線吸光度

原水の紫外線吸光度が比較的高い施設においても砂ろ過水の紫外線吸光度は現状の地表水以外に対して実施されている紫外線処理の水質要件を満足していた。適切な浄水処理を行えば、紫外線吸光度の高い原水の地表水に対しても現状の地表水以外に対する水質要件は適用可能と考えられた。

参考文献

- 1) 厚生労働省. 平成 28 年度第 1 回水道における微生物問題検討会, 配布資料 1 水道における微生物対策の実施状況について.
http://www.mhlw.go.jp/file/05-Shingikai-10901000-Kenkoukyoku-Soumuka/0000079239_4.pdf
- 2) 厚生労働省. 2007. 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【健康水発第 0330005 号通知】 .
<http://www.mhlw.go.jp/file/06-Seisakujouhou-10900000-Kenkoukyoku/ks-0330005.pdf>.
- 3) 厚生労働省パブリックコメント「水道施設の技術的基準を定める省令」の一部改正等に関する意見募集の結果について. 平成 19 年 4 月.
<http://search.e-gov.go.jp/servlet/Public?ANKENTYPE=3&CLASS-NAME=Pcm1090&KID=495060159&OBJCD=&GROUP>.
- 4) Harold Wright, David Gaithuma, Mark Health, Chris Schulz, Travis Bogan, Alexander Cabaj, Alois Schmalweiser, Marcia Schmelzer and Janet Finegan-Kelly, 2012, UV disinfection knowledge base, Water Research Foundation, Denver, CO. pp.104-106.
- 5) 小熊久美子, 2015. 平成 26 年度厚生労働科学研究費補助金「地表水を対象とした浄水処理の濁度管理技術を補完する紫外線処理の適用に関する研究」(H26-健危-一般-004, 代表: 大垣眞一郎) 平成 26 年度研究分担報告書.
- 6) Örmeci, B. and Linden, K.G. 2002. Comparison of UV and chlorine inactivation of particle and non-particle associated coliform. *Water Science and Technology: Water Supply* 2(5-6), 403-410.
- 7) Christensen, J. and Linden, K.G. 2003. How particles affect UV light in the UV disinfection of unfiltered drinking water. *Journal American Water Works Association* 95(4), 179-189.
- 8) Mamane, H. 2008. Impact of Particles on UV Disinfection of Water and Wastewater Effluents: A Review. *Reviews in Chemical Engineering* 24(2-3), 67-157.
- 9) 小熊久美子, 2016. 平成 27 年度厚生労働科学研究費補助金「地表水を対象とした浄水処理の濁度管理技術を補完する紫外線処理の適用に関する研究」(H26-健危-一般-004, 代表: 大垣眞一郎) 平成 27 年度研究分担報告書.
- 10) Bolton R.J. and Linden K., 2003. Standardization of Methods for Fluence (UV Dose) Determination in Bench-Scale UV Experiments. *Journal of Environmental Engineering* 129:209-215.
- 11) B. W. Mason, R. M. Chalmers, D. Carnicer-Pont and D. P. Casemorel, 2010. A Cryptosporidium hominis outbreak in North-West Wales associated with low oocyst counts in treated drinking water. *J. of Water and Health*, 8(2).
- 12) Stirling, R., Aramini, J., Ellis, A., Lim, G., Meyers, R., Fleury, M. & Werker, D., 2001. Waterborne Cryptosporidiosis Outbreak, North Battleford, Saskatchewan, Spring 2001. *Canada Communicable Disease Report* 27(22), 185-192.
- 13) Robert D. Laing, 2002. Report of the Commission of Inquiry into matter relating to

the safety of the public drinking water in the City of North Battleford, Saskatchewan.

<http://www.justice.gov.sk.ca/nbwater/final/pdfdocs.html>.

- 14) World Health Organisation, 2017. Water quality and health - Review of turbidity information for regulators and water suppliers.
http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/turbidity-technical-brief/en/.
- 15) L.M.Harwood ら, 1999. 有機化合物のスペクトル解析入門, 化学同人.
- 16) 日本粘土学会, 2010. 「粘土科学」誌, 48(4), pp.158-198.
- 17) 須藤俊男, 1974. 粘土鉱物学, 岩波書店.
- 18) World Health Organisation, 2011. Guidelines for drinking-water quality, fourth edition.
http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwq_guidelines/en/.
- 19) 林宗他, 2016. 「表流水系浄水処理を目的とした紫外線照射装置による水道水質への影響調査」平成 28 年度全国会議(水道研究発表会)講演集, pp.272-273.
厚生労働省. 平成 19 年 3 月 30 日事務連絡, 紫外線処理設備について.
<http://www.mhlw.go.jp/file/06-Seisakujouhou-10900000-Kenkoukyoku/shigaisen-shori.pdf>.
- 20) 神子直之, 2016. 平成 27 年度厚生労働科学研究費補助金「地表水を対象とした浄水処理の濁度管理技術を補完する紫外線処理の適用に関する研究」(H26-健危-一般-004, 代表: 大垣眞一郎) 平成 27 年度研究分担報告書.

F. 健康危険情報

特になし

G. 研究発表

1. 論文発表

- 1) 小熊久美子, 小塩美香, Jenyuk Lohwacharin, 滝沢智, 2017. 「水中の懸濁粒子が紫外線消毒効率に及ぼす影響」, 水環境学会誌 Vol. 40, No. 2, pp. 59-65.

2. 学会発表

- 1) Nodoka Kanzaki, Naoyuki Kamiko, 2016. Effect Of Suspended Substances On UV Disinfection During Wastewater Treatment Process. IWA World Water Congress & Exhibition 2016 (Poster Presentation).
- 2) 栗原潮子, 島崎大, 大垣眞一郎ほか, 2016. 「ろ過水濁度管理の実態と課題—濁度管理技術を補完する紫外線処理の適用に向けて—」, 平成 28 年度全国会議(水道研究発表会)講演集, pp.296-297.
- 3) 神前和, 神子直之, 2017. 「積分球式吸光度を用いた紫外線消毒効率に対する懸濁物質の影響評価」, 第 51 回日本水環境学会年会講演集, p.244.

H. 知的財産権の出願・登録状況(予定を含む)

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