

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）
総合研究報告書

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だ。

- (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、本研究は平成26～28年度に実施した。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、水道事業体・民間企業の技術者を研究協力者とした。

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

ろ過水濁度が上昇しやすい場面は、高濁度時、ピコプランクトン流入時、及び洗浄時であった。適切な処理設備が未整備であるか、あるいは浄水処理の状況判断と対応を的確に行える技量をもつ人材不足の状況がうかがえた。対策指針に沿った設備改造を行うのは、とくに小規模事業体において容易でない状況であるように見受けられた。財政的な制約とともに、処理設備導入当時には想定されていなかったクリプトスポリジウム等対策のための運用が求められ、改造が構造上不可能な施設も散見され、対応の先送りは、将来に向けての懸念である。紫外線処理を導入した施設においては、概ね初期の目的を期待どおりに達していた。

(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であると考えられた。

(4) 維持管理上の留意事項の検討

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を調査し、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。

(5) 海外事例調査

上記 4 課題を検討する中で、海外事例調査を実施した。欧米 5 カ国における紫外線処理装置の技術仕様や、適用可能な原水水質等の規制に関する文献を収集し、クリプトスポリジウム等対策指針と比較したところ、紫外線処理の適用条件として地表水および地下水の区分は見られなかったこと、濁度についての規定はわが国よりも緩やかであること、紫外線照射量として所定の生物線量計に基づく RED 値、あるいは、浄水場の原水および運転条件に応じて設定されていること等の相違点が見られた。また、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。さらに、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。

既存の濁度管理に加えて、クリプトスポリジウム等対策としての紫外線処理を適切に導入することにより、水道水の安全性はより高くなることがあらためて明らかとなった。

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た。

なお、本研究は、平成26年度から平成28年度までの3か年で実施した。

B. 研究方法

本研究は、濁度管理等における課題の抽出、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、及び、維持管理上の留意事項を検討し、成果を取りまとめた。

濁度管理等における課題の抽出では、地表水の浄水処理における濁度管理等の実態把握及び課題をヒアリング等により抽出した。また、地表水以外を対象とした紫外線処理設備の維持管理の実態について、ヒアリング等を実施した。

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行った。なお、(1)の国内地表水の濁度成分等の分析の一部分は、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。

維持管理上の留意事項では、紫外線処理を導入すると仮定した場合の留意事項を具体的な事例で検討した。

また、本研究では海外事例の調査を上記の課題の中で実施したが、本報告書においては独立した項目として記載した。

それぞれの具体的な研究方法を次に示す。

1. 濁度管理等における課題の抽出

地表水を対象とした濁度管理等の実態調査、及び地表水以外を対象とした紫外線処理設備の維持管理の実態把握及び課題の抽出を行った。いずれの調査においても、調査先の選択基準は、水道統計等を基に、地域、施設規模、水源、水質、処理方法等とした。両調査とも、まず調査先へ調査票を送り、事前に調査票に記入・返却後、ヒアリング調査と調査対象の一部施設について現地調査を行った。

2. 原水条件及び処理効果の検証

2.1 国内における地表水の濁度成分等の分析

地表水を原水とする浄水場への紫外線処理導入の可能性を検討するため、鍵となる水質項目の抽出とその変動幅の整理を行った。都市河川を水源とする浄水場2か所において、原水、凝集沈澱水(砂ろ過前)、浄水の3試料を採水し、水質を分析した。分析項目として、紫外線処理への影響が大きいとされる濁度、色度、及び紫外線透過率の変動幅を調査した。

(1) 試料採取

都市河川を水源とする浄水場 A、B の 2 施設において、原水、凝集沈澱水（砂ろ過前）、浄水の 3 試料を 2014 年 9 月から 2015 年 3 月の 7 ヶ月間、毎月 1 回の頻度で計 7 回採水し、水質分析に供した。浄水場 A、B とも取水位置における水源河川は A 類型に指定されている。また、両浄水場とも前塩素処理を実施し、その残留塩素が砂ろ過池出口でも検出されていることから、凝集沈澱砂ろ過水（後塩素添加前）と浄水の水質的な違いは実質的に残留塩素濃度の差のみと考えられた。そこで本研究では、凝集沈澱砂ろ過水と同等の水質を示す試料として採取の容易な浄水を対象試料とした。

濁度、色度、紫外線透過率、粒径分布、大腸菌（群）、鉄及びマンガンの測定には、採水試料そのままを供した。溶存有機炭素（Dissolved Organic Carbon, DOC）、三次元励起蛍光マトリックス（Excitation Emission Matrix, EEM）の測定には、採水直後にオンサイトで膜ろ過除菌（孔径 0.45 μm 精密ろ過膜、PTFE 製）した試料を供した。試料はそれぞれ滅菌済みプラスチックボトルに満水を保って封入し、4 $^{\circ}\text{C}$ に保冷して実験室に輸送し、分析した。

(2) 分析項目と方法

濁度及び色度は透過光測定法を原理とするデジタル濁色度計を用い、濁度は 870 nm 透過率、色度は 390 nm 透過率として定量した。すなわち、単位は濁度、色度とも[度]である。紫外線透過率は、分光光度計による 254 nm 吸光度 ($A_{254}[\text{cm}^{-1}]$) を用いて以下の計算式(1) に従い算出した。

$$254\text{nm透過率}[\%] = 10^{-A_{254}} \times 100 \quad \text{式(1)}$$

溶存有機炭素は全有機炭素計で定量した。溶存有機物組成は励起蛍光マトリックスから推定することとし、蛍光分光光度計を用いて励起波長 220-450 nm、蛍光波長 230-600 nm に

おいて測定した。微粒子の粒径分布は、動的光散乱式ナノトラック粒度分析計（公称定量範囲 0.8 nm - 6.54 μm ）により測定した。

鉄及びマンガンの分析には、ポータブル吸光光度計を用いた。原水中の大腸菌（群）濃度は、クロモカルト寒天培地を用い、37 $^{\circ}\text{C}$ で一晩培養後に形成した青いコロニーを大腸菌、赤いコロニーと青いコロニーの和を大腸菌群として試験水 1mL 当たりのコロニー数（Colony forming unit, CFU）を算定した。

2.2 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

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て検討を行った。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性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。

(1) 濁質存在下での紫外線照射の効果

下水処理場の最初沈澱池出口水を孔径 8 μm のメンブレンフィルターでろ過し、さらに孔径 5 μm のメンブレンフィルターでろ過することで、濁度を調整した 3 種類の試料を得た。それぞれの濁度及び 254 nm 吸光度を測定した後、大腸菌フェージ MS2 を添加した。この試料を満たし石英ガラス板で封をした水深 1.7cm のペトリ皿の上部より 254 nm の紫外線を照射し、照射した紫外線量と MS2 生残率の関係を調べた。

また、下水処理場の最初沈澱池出口水を孔径 5 μm のメンブレンフィルターでろ過して濁度を減じた大腸菌を含む試料を調整した。ろ過前後の濁度及び 254 nm 吸光度を測定後、MS2 の場合と同じ方法で 254 nm の紫外線を照射し、照射した紫外線量と大腸菌生残率の関係を調べた。

(2) 総吸光度がほぼ同一である場合の濁質存在下での紫外線照射の効果

濁度および吸光度を変化させた試料に対し大腸菌ファージMS2を添加し、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ァ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 mW/cm²になるように照射距離を調整した。

試料の254 nmにおける吸光度は分光光度計（島津製作所 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。

(3) 流水式紫外線照射槽の性能評価

塩化ビニルで覆って出力を低下させた低圧紫外線ランプを装備した一灯式紫外線照射槽（内径12cm、照射容積400mL）を用い、大腸菌ファージMS2とφX174を同時に流下させ、理論的滞留時間と両ファージ生残率の関係を調べた。

また、上記(2) 総吸光度がほぼ同一である場合の濁質存在下での紫外線照射の効果と同じ手順で調整した試料の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。吸光度の測定方法は(2)と同じである。

3. 照射手法及び設計諸元の検討

3.1 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た²⁾。

以上の結果を踏まえ、次の2点について検討を行った。

- i) 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。
- ii) 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(2)のように散乱分率を定義した。

$$\text{散乱分率} = \frac{\text{散乱により透過しない光強度}}{\text{透過しない光強度}} \quad \text{式(2)}$$

図1に示される値を用いて表すと以下の式(3)となる。

$$= \frac{I_{sc}}{I_0 - I_1} = \frac{I_0 10^{-A_2} - I_0 10^{-A_1}}{I_0 - I_0 10^{-A_1}} = \frac{10^{-A_2} - 10^{-A_1}}{1 - 10^{-A_1}} \quad \text{式(3)}$$

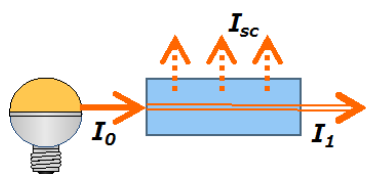


図1 吸光度測定原理 (I_0 : 入射光強度、 I_1 : 透過光強度、 I_{sc} : 散乱光強度)

分光光度計(島津製作所、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(3)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

濁度計(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)、活性炭(和光純薬)カーボンブラック(東海カーボン社)、ベントナイト(和光純薬)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°C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、Ultima IV)を用いて行った。

3.2 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³⁾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もっと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⁴⁾。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⁵⁾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。

本研究では、平成26年度に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)を対象に、原水および処理工程水(凝集沈澱水およびろ過水)における水質の変動幅を調査した⁶⁾。その結果、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、凝集沈澱水では14試料中13試料、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、253.7nm付近の紫外線透過率が75%を超えること)³⁾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を報告した⁶⁾。

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^{7,8,9)}。

上記の背景を踏まえ、研究目的は以下のとおり設定した。

- 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¹⁰⁾。

(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⁶⁾。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。

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	○	○	-
	白	W0.2	0.2	○	○	-
ポリ スチレン	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)

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。

(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 $0.275\text{mW}/\text{cm}^2$ であった。Bolton and Linden (2003)¹¹⁾ 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 254nm 吸光度 ($A_{254}[\text{cm}^{-1}]$) 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 10^6 CFU/mL、MS2 は 10^7 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¹⁰⁾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	-	0.00
	W0.2	3.7	64.0	-	94.7	32.5	3.48	-	1.69	82.8	12.7	-	
	B0.2	-	68.6	-		-	3.09	-		-	11.8	-	
	W1.0	-	1.2	26.7		-	1820	183		-	50.4	4.13	
MS2	CB	0.4	56.0	-		51.7	1.52	-		1690	169	-	0.74
	W0.2	4.4	69.2	-	97.0	42.9	0.58	-	0.00	69.6	13.8	-	
	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⁹⁾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)

4. 維持管理上の留意事項の検討

4.1 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

紫外線処理が地表水に対しても、今後一般的に実施されることを想定したとき、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であろうと考えた。追加的に紫外線処理を導入する場合の留意点を整理する目的で、ケーススタディを実施した。

例題とする事業体の選定条件としては、以下を設定した；

- i) 地表水を砂ろ過(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、その運用経験がある。

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。

4.2 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。このため原水と砂ろ過水の紫外線吸光度を把握するため、紫外線吸光度を測定している 4 施設(いずれも急速ろ過処理)において調査を行った。

5. 地表水紫外線処理および濁度管理に関する海外文献調査

欧米各国における紫外線処理装置の技術仕様や、適用可能な原水水質等の規制に関する文献^{3, 12-16)}を収集し、わが国の「水道におけるクリプトスポリジウム等対策指針」と比較した。また、海外の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¹⁷⁾を選択、集団感染発生の経緯や要因、その後の対策を抽出した。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文書¹⁸⁾を参照し、濁度管理における目標値を抽出した。

(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. 濁度管理等における課題の抽出

濁度管理についての調査件数を表 4、紫外線処理設備についての調査件数を表 5 に示した。

表 4 濁度管理の地域別調査数と施設規模

地域	事業体数	施設数	施設規模*		
			大	中	小
北海道	2	5		2	3
東北	2	3	2	1	
関東	3	10	7	2	1
中部	3	6	5	1	
近畿	2	14		1	13
中国	2	6	2	3	1
四国	2	10		3	7
九州	2	12	1	3	8
合計	18	66	17	16	33

* 施設規模の分類; 大: 50,000m³/日以上、
中: 5,000~50,000m³/日、
小: 5,000m³/日未満

※水源水質、施設特性が異なる系列はそれぞれ独立した施設として計上。

表 5 紫外線処理設備の地域別調査数と施設規模

地域	事業体数	施設数	施設規模*		
			大	中	小
北海道					
東北	2	16		1	15
関東	3	3	1	2	
中部	2	3	2	1	
近畿	2	6		1	5
中国	2	2		2	
四国	2	7		1	6
九州	3	11		6	5
合計	16	48	3	14	31

* 施設規模の分類; 大: 50,000m³/日以上、
中: 5,000~50,000m³/日、
小: 5,000m³/日未満

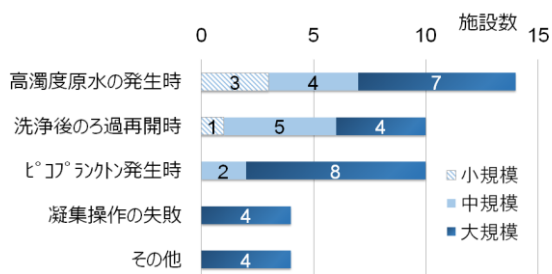
※凝集沈澱砂ろ過+紫外線の 2 施設を含む。

1.1 地表水の浄水処理における濁度管理等の実態把握及び課題の抽出

調査で明らかとなった点を示す。

(1) 急速ろ過においてろ過水濁度が上昇しやすい原因

調査対象となった急速ろ過池方式の浄水施設は全35施設(17事業体)で、ろ過水濁度が上昇しやすい原因として最も多かった回答は、『原水高濁度時』、つぎに多かったのが、『ろ過池洗浄後のろ過再開時』と『ピコプランクTONの発生』(同数)だった。原水濁度が急上昇する際に、凝集の失敗あるいは薬品注入管理のミスを生じやすいという趣旨の意見もあった。浄水場規模によらず、およそ半数の施設で高濁度原水の発生がみられ、また中・大規模浄水場ではピコプランクTONが発生していたが、一方でろ過水濁度が『上昇しない』という回答も7施設(6事業体)であった。



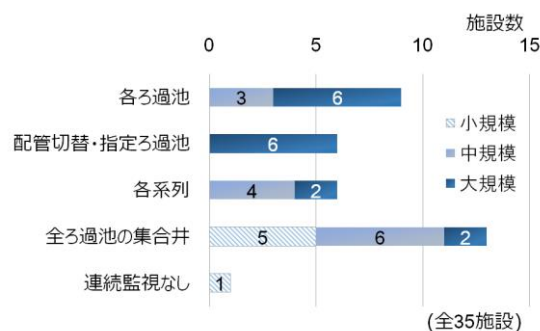
(複数選択回答, 全35施設, ろ過水濁度の上昇局面なし: 7施設)

図2 急速ろ過でろ過水濁度が上昇しやすい原因

調査対象35施設のうち34施設では、全ろ過池の集合水(浄水池出口に至る過程での測定を含む)を測定対象とする場合も含め、ろ過水濁度の連続監視を行っていた。1施設のみ『週に1回の点検の際に測定』とのことであった。また、ろ過池ごとに濁度計を設置している浄水場は中・大規模浄水場に限られた。

全ろ過池への濁度計整備については、サンプリング配管の切り替えによりろ過池ごとの濁度監視を行っている施設と合わせると、今回の調査においては約4割の浄水施設でろ

過池ごとの濁度監視が可能であるという結果となった。一方、ろ過池ごとの濁度監視が不可能な20施設(調査対象の約6割)のうち、6施設で系列ごとの監視が可能であったが、13施設の監視点は全ろ過池の集合水(浄水池出口に至る過程での測定を含む)のみであった。



(全35施設)

図3 急速ろ過施設におけるろ過水濁度の監視点

ろ過池ごとの濁度監視を実施しない理由としては、人員不足が課題となっている状況下で維持管理の負担(サンプリング配管の洗浄、校正、クロスチェック)が大きい濁度計の台数を増やすことは考えられない、あるいはろ過水濁度がほとんど上昇しない、という回答があった。また回答にはなかったものの、整備費用の負担が大きいことも、ろ過池ごとの濁度計整備が進みにくい背景要因であると推察される。

(3) ろ過水濁度の低減化方法

実施済みの方法として最も多かったのは洗浄スローダウン(19施設;調査対象の54%)であり、次いで、捨水(16施設;調査対象の46%)、ろ過スロースタート(15施設;調査対象の43%)であった。捨水時間は事業体やその浄水施設によって様々であり、5分から40分程度までの時間に設定されていた。

二段凝集を導入している浄水施設は、大規模浄水場の5施設(調査対象の14%)のみだった。その中には、一部浄水場で導入した洗浄スローダウンとろ過スロースタートの効

果は低いと判断し、効果が高いことを確認した二段凝集を導入していくというところもあった。

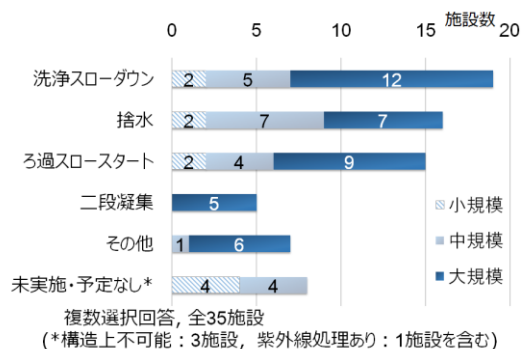


図4 急速ろ過施設におけるろ過水濁度低減化方法

ろ過水濁度の低減化方法を実施しておらず整備予定もないと回答した 8 施設について、実施しない理由は、①構造上、改造ができない、②現状のろ過水濁度が低いため必要がない、③常時低濁度であり、紫外線処理施設が導入されているため必要がない、という回答だった。一部の施設では、設計時の前提条件よりも高水準の管理が要求されているという現状がうかがえる。

(4) ろ過水濁度の管理目標値と目標値超過時の対応

ろ過水濁度の管理目標値として最も多かったのは、13 浄水施設(6 事業体)の 0.05 度であり、次いで、10 浄水施設(7 事業体)の対策指針で求められる 0.1 度であった。一方で、対策指針値の 1/10 である 0.01 度に設定する浄水施設もあった。なお、複数の浄水場を管理する事業体においては、管理目標値を統一している場合が多い。

水源が表流水以外(伏流水、浅井戸)の場合、ろ過水濁度の管理目標値を 0.1 度に設定する浄水場が多く、特に定めていない施設もあった。

ろ過水濁度が管理目標値を超過した場合の対応で最も多かったのは、『ろ過池洗浄』の 20 浄水施設(11 事業体)、次いで、『ろ過速度の調

整』の 12 浄水施設(5 事業体)であった。

『処理強化等』と回答した 11 施設(5 事業体)について、具体的には次の回答があった。

- i) 凝集剤による凝集強化(凝集剤の注入率見直し)
- ii) 他水源による希釈
- iii) 原因物質の特定と薬品注入

また、施設の規模別にみると以下の特徴があった。

- i) 浄水施設規模によらずおよそ半数の施設でろ過池洗浄を実施していた。
- ii) ろ過速度の調整及びろ過水排水を実施している施設は中・大規模浄水施設のみであった。

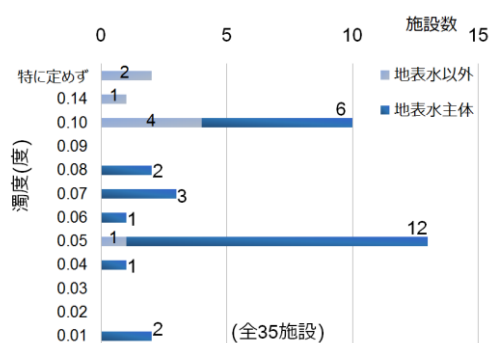


図5 急速ろ過施設のろ過水濁度 管理目標値

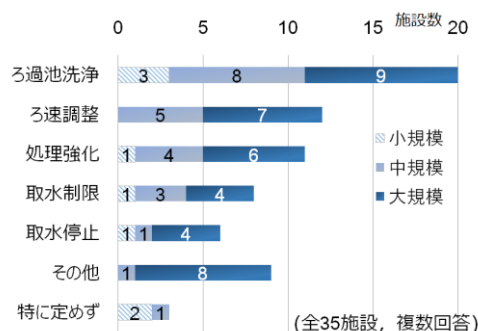


図6 急速ろ過施設でろ過水濁度の管理目標値超過時の対応方法

(5) 緩速ろ過における濁度管理

調査対象となった緩速ろ過池方式の浄水施設は全 26 施設(8 事業体)である。緩速ろ過

の場合、十分に養生された後のろ過水濁度は安定するが、ろ過水濁度が上昇する場合は、ろ過速度の低下、あるいは取水停止が講じられている。

ろ過池ごとに濁度計を設置し、ろ過水濁度を連続監視している浄水場は、大規模事業体のみであった。その事業体では、緩速ろ過水には塩素が含まれておらず濁度計内部が汚れやすいため、自動洗浄設備も濁度計ごとに設けている。また、サンプリング配管は人手による洗浄をしており、その作業が負担になっているとのことだった。その他の事業体はろ過池ごとにろ過水濁度を監視していない。主な理由として、①濁度計の設置やその管理が財政的に厳しい、②廃止予定の浄水場である、ということが挙げられた。

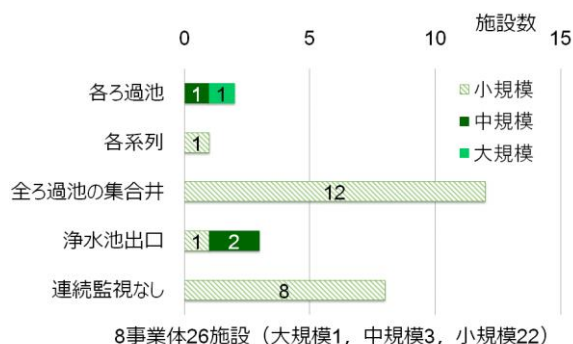


図7 緩速ろ過施設におけるろ過水濁度の監視点

1.2 地表水以外を対象とした紫外線処理設備の維持管理等の実態把握及び課題の抽出

調査は16事業体、48施設について実施した。全体としてみれば、初期コストが比較的安価であり、中には、故障・トラブルが予想外に少ないという意見も見受けられ、概ね問題なく稼働していた。

(1) 結露

幾つかの施設で結露が課題として挙げられた。比較的軽微なものから、床が水浸しとなるほどのケースまで状況は様々である。機種によってはスリーブ内に乾燥剤を入れて対策

としていた。解決には、空調機の導入が最善策と思われるが、換気扇、家庭用除湿剤あるいは除湿機で何とかなっているというところもあった。後付けで空調を設置した例も複数あったが、電気代が高いと感じている事業体もある。導入コストと電気代を考え空調機は設置せず、ドライエアを使用しているところもあった。どの程度の結露になるのかが簡単には予測できず、対策をとらずに想定外だったと感じているところが多いように見受けられた。

(2) 日常点検

目視等による現場の点検頻度は毎日から月に1回までのばらつきがあったが、遠隔監視が行われており、警報等は随時確認され対応がとられている。今回の調査では、全体の2/3の施設で、取水停止等の対策をとる濁度管理値を1.8度～2度としており、それ以外は0.5度～1度だった。

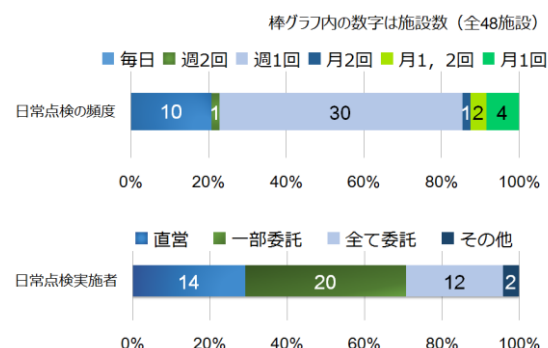


図8 紫外線処理施設における維持管理の頻度と実施者

(3) 定期保守点検

点検頻度は年数回～6年に1回まで様々だが、1事業体を除き、なんらかの形で委託点検を実施していた。年に数回実施しているところは、装置の清掃、ストレーナの目詰まり清掃等の依頼も含まれている。約半数の施設は1年に1回以上の頻度だったが、一方で、ランプ交換を含め、可能な限り直営で行う、

あるいは4年～6年に1回、メーカーに点検あるいは部品交換の依頼を予定しているとする事業者が4か所あった。

(4) 消毒剤の注入が紫外線処理装置の前段にあるケース

調査した中の7施設が該当した。紫外線処理による残留塩素の減少の程度は、2施設から回答があり、常に10%以下(絶対値で0.01～0.04mg/L程度)と、0.05mg/L程度であった。いずれも配水への著しい影響はなく、それ以外の水質への影響については特に述べられていないため、ないものと思われた。

(5) ランプの寿命、交換時期、ストック

ランプ寿命の延命化をはかるため、装置を常用・予備という使用法ではなく、原則常時2台運転にして、ランプを常時点灯としているところがあった。配水ポンプが止まってもランプは点灯のままにする施設も多いが、常時点灯で待機時間が長引くと、その結果、水温上昇の警報が発報される可能性もある。その警報が出ないように工夫をしている施設もあった。延命化を図ることで、ランプ交換は毎年ではなく、2年に1度を想定しているとする施設もあった。

また、ランプは推奨点灯時間を経過しても紫外線強度が十分ならば、使い続けるケースが多い一方で、点灯時間、照射量、強度は把握していても、交換時期の見極めに苦慮している施設もあった。実際にランプを交換する場合には、装置の調整が必要となるため、直営で交換している施設もあるが、製造メーカーへ依頼しているところもかなりある。ランプの交換は、ランプ切れになる前に行う必要があるが、交換依頼から実施までには時間を要する一方で費用の問題もあり、判断が難しいとのことであった。

ランプが高額で納品に時間がかかるという複数の意見、ランプの使用日限(保存期間)はあまり長くないので、予備品で保存しておく

と未使用でも3年程度で寿命となるのが課題という意見、さらに、ランプ、安定器などは外国製部品が多いので、故障時の原因究明に時間がかかることが課題とする意見もあった。

(6) 色度の増加による照射量の減少

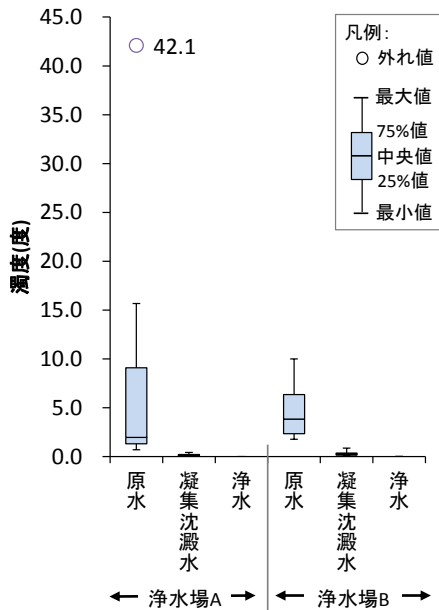
紫外線照射量が減少して装置が停止した事例が2か所であり、どちらの場合も直後の現場における簡易分析の結果から、紫外線処理装置流入水の色度の増加が原因と推測された。現在運用中の紫外線処理装置は、水質が比較的安定している地表水以外の水に適用されており、透過率を連続的に測定する連続計器を備えていた施設は今回の調査対象ではなかった。

2. 原水条件及び処理効果の検証

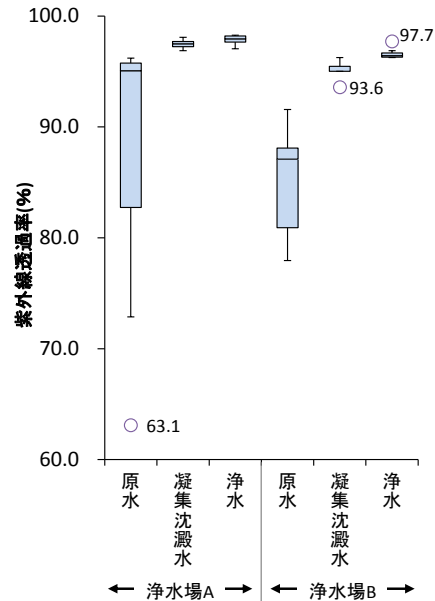
2.1 国内における地表水の濁度成分等の分析

(1) 濁度と色度

原水の水質変動が大きく、特に台風と降雨の影響があった10月と3月に濁度・色度も著しく高い値を示したため、試料ごとの平均値と標準偏差を用いた評価は不適切と判断し、データの分布型に依存しない記述統計量として、最大値・中央値・最小値に注目した。測定値の変動範囲を図9及び図10に示す。なお、図9、図10における外れ値とは、四分位区間(全測定値の25%値から75%値までの範囲、すなわち図中の箱の示す範囲)の1.5倍を75%値に加算、又は25%値から減算した値を超過する値又は下回る値として統計学的に定義される。この結果、浄水場Aにおける台風直後の10月原水試料の濁度と色度、及び浄水場Bの12月の凝集沈澱水の色度は外れ値に該当し、特異的な水質と判定された。いずれの浄水場でも、原水の濁度及び色度は大きく変動したものの、凝集沈澱水、

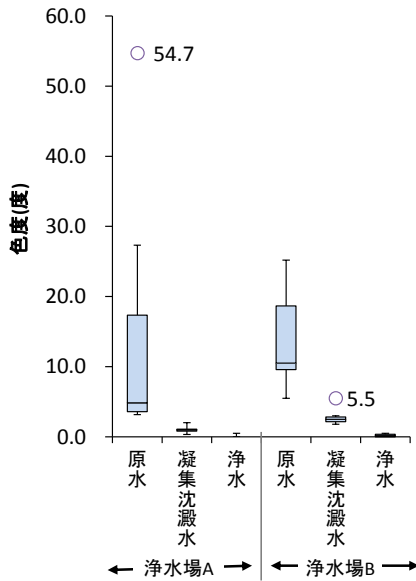


浄水と処理工程を経るごとに変動幅が減少し、次第に水質が安定した。



(n=7、数値は外れ値、凡例は図9に同じ)

図 11 紫外線透過率の変動



(試料ごとのデータ数 n=7、数値は外れ値)

図 9 濁度の変動

(n=7、数値は外れ値、凡例は図9に同じ)

図 10 色度の変動

色度が外れ値 (5.5 度) となった浄水場 B の 12 月の凝集沈澱水を除く凝集沈澱水、及び全ての浄水が、紫外線適用が認められる濁度、色度の要件を満足した。なお、色度が外れ値となった凝集沈澱水については、同日の原水色度が他試料に比べてやや高い傾向にあったものの突出した特徴はなく、色度が平時に比べて高かった理由は不明である。同日に採水した浄水色度は 0.5 度であり、紫外線処理適用の観点からは十分に低い値であった。

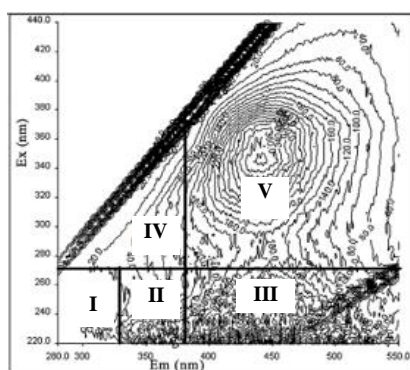
(2) 紫外線透過率

紫外線透過率の変動範囲を図 11 に示した。濁度・色度と同様、原水における変動は大きく特に台風直後の 10 月や降雨後の 3 月の試料で著しく低い透過率を示した。一方、凝集沈澱水および浄水はすべての試料において透過率 93.6% 以上を保ち、安定して良好な水質を維持した。紫外線適用可能な水質要件の観点では、すべての試料で紫外線透過率 75% 以上を満足し、濁度 2 度、色度 5 度の指針値に比べて、紫外線透過率

75%以上は比較的達成しやすい項目であることが示唆された。

(3) 溶存有機炭素と溶存有機物組成

溶存有機炭素 (DOC) 濃度の経月変化は、いずれの浄水場でも台風直後の 10 月に高い値を示した。例えば浄水場 B では、10 月の原水 DOC は 3.3mg/L 程度だった。浄水処理に伴い低減したが、濁度や色度に比べて低減率は一般的に小さく、B 浄水場の 10 月の浄水 DOC は約 3mg/L だった。



I:チロシン関連物質、II:トリプトシン関連物質、
III:フルボ酸様物質、IV:溶存微生物産生物質、
V:フミン酸様物質

図 12 溶存物質の EEM 出現領域

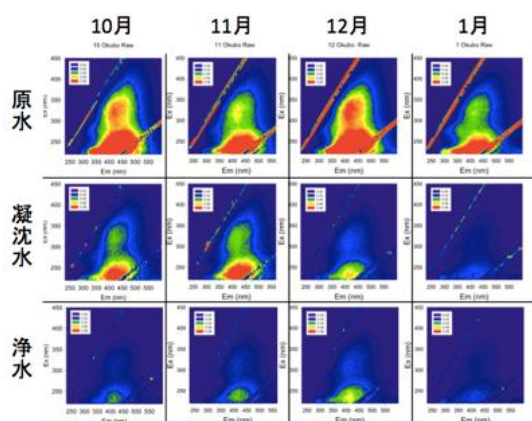


図 13 浄水場 B における EEM 変化

溶存有機物の質的特性を把握するため、励起蛍光マトリクス (EEM) 測定を行った。EEM の領域ごとの成分は概ね図 12 に従うことが知られている。結果の一例として、図 13 に浄水場 B の 10 月から 1 月の EEM 分析結果を示す。なお、図 13 の凡例は任意単位 (arbitrary unit, au) であるが、すべての試料についてスケールを固定しており、強度の相対的な大小について試料間の相互比較が可能である。

浄水場 B の原水では、フルボ酸様物質、トリプトファン関連物質、フミン酸様物質が卓越していたが、10 月、11 月にはろ過処理によって、12 月、1 月には凝集沈澱処理によって、溶存有機物の多くが除去されたことが分かった。採水月によって浄水工程における除去のタイミングに違いがあったことについて、詳細は不明であるが、凝集沈澱処理での除去率の違いが影響したことから、粒子表面に吸着していた有機物の挙動が関与していた可能性が推察される。

DOC と EEM を比較すると、DOC 濃度は同等でも EEM 強度が著しく異なる試料が確認された。例えば、11 月と 12 月の凝集沈澱水の DOC は同等であったが、EEM 強度は 11 月で大きかった。また、月別の浄水を比較すると、10 月の DOC は他月に比べて高かったが、10 月の EEM 強度はむしろ他月よりも低かった。すなわち、EEM 測定により、浄水場の処理工程に伴う溶存有機物の質の変化を視覚的に捉えることができた。溶存有機物組成による紫外線処理性への影響は今後の検討課題であるが、EEM 測定がその有用な分析方法となりうることが示された。

(4) 粒径分布

およそ 0.8nm~6.54μm の粒径をもつ微粒子の粒径分布測定を試みたが、凝集沈澱水及び浄水では試料中の粒子総数が少なく、検出に至らなかった。また、原水試料でも測定対象範囲の粒径に該当する粒子の存在量は少

なく、粒径の経月推移を明確に捉えることは困難であった。

一般に、粒子による紫外線処理への影響を検討した先行研究の多くは粒径数 μm から数十 μm の粒子について調査しており、ナノスケール微粒子による紫外線処理性への影響は不明な点が多い。ナノスケール粒子は、微生物を光子から保護し紫外線処理効率を低下させる「遮蔽効果 (shielding effects)」は小さいと推察されるが、紫外線の散乱や反射、微生物の凝集性への影響などを介して間接的に紫外線処理効率に影響する可能性がある。よって、ナノスケール粒子の粒径分布による紫外線処理性への影響について本研究で調査する余地はあるが、前述の結果から、自然河川水中に含まれるナノスケール粒子は存在量が少なく、それらを用いた微生物不活化実験は困難であることが判明した。今後の研究では、自然河川中の微粒子成分の濃縮、モデル微粒子の添加など、実験設計上の工夫が必要と考えられた。

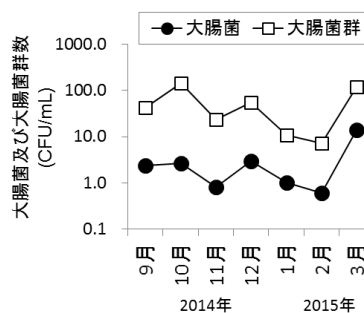
(5) その他の水質項目

原水中の大腸菌及び大腸菌群数を図 14 に示す。いずれの浄水場でもすべての原水試料で大腸菌陽性であり、クリプトスポリジウム等対策指針の定義するレベル 4 (原水中に指標菌を検出し地表水を原水とする施設、現行指針ではろ過池出口濁度を 0.1 度以下に維持することが求められる) に該当することが確認された。大腸菌及び大腸菌群濃度は、特に台風直後の 10 月や降雨直後の 3 月の試料で高くなる傾向がみられた。

鉄及びマンガンについて、いずれの浄水場でも台風直後に採水した 10 月の原水試料で紫外線適用において好ましいとされる推奨値 (鉄 0.1mg/L、マンガン 0.05mg/L) を超過したものの、凝集沈澱水、浄水の全試料で推奨値を下回り、定量下限値 (鉄 0.03mg/L、マンガン 0.02mg/L) と同等又はそれ以下で安定的に推移した。

硬度は、浄水場 A の原水試料で最大値 63mg/L、浄水場 B の原水試料で最大値 86mg/L であり、台風や降雨の後でもほぼ一定の値を示した。また、浄水処理工程を経ても原水とほぼ同じ値を示し、紫外線適用における推奨値 140 mg/L を常に下回った。

[浄水場 A]



[浄水場 B]

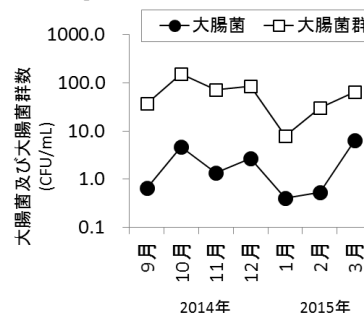


図 14 浄水場 A、B 原水中の大腸菌及び大腸菌群数

2.2 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

(1) 濁質存在下での紫外線照射の効果

大腸菌ファージ MS2 を添加した最初沈澱池出口水における紫外線照射実験の結果を図 15 及び図 16 に示した。図 15 は照射時間と MS2 濃度との関係を、図 16 は平均紫外線量 (254 nm 吸光度を用いて水深方向の平均紫外線照度を算出し、照射時間を乗じた紫外線量) と log 生残率の関係を示している。

図 15 より、同じ濃度まで不活化するのに必要な照射時間は、濁度が小さい試料ほど少

なくなっていることがわかる。濁度が大きい試料ほど 254 nm 吸光度が大きく、水深方向での紫外線照度の減衰が大きいためであると考えられる。しかし、図 16 では、濁度が 34.0 NTU と 27.1 NTU の結果には差が見られなくなり、濁度が一番小さい 7.6 NTU の試料においては不活化速度が小さくなった。濁度が大きい場合に生じた散乱光による不活化が示唆された。

最初沈澱池出口水のろ過前後での大腸菌の 254nm 紫外線による不活化実験の結果を図 17 及び図 18 に示した。

図 17 より、照射時間当たりの不活化速度はろ過後（8.57 NTU）の試料の方がろ過前（33.2 NTU）よりも大きかった。濁質による遮蔽で水深方向の紫外線の減衰が原因と考えられる。一方、図 18 に示すように横軸を平均紫外線量として整理すると、ろ過前後で大腸菌の不活化効率に大きな差が見られなかった。すなわち、ここで用いた濁質の異なる試料水への紫外線照射による不活化速度の差は、濁度による遮蔽効果のみであり、それを 254 nm 吸光度で把握することが可能であることが明らかになった。

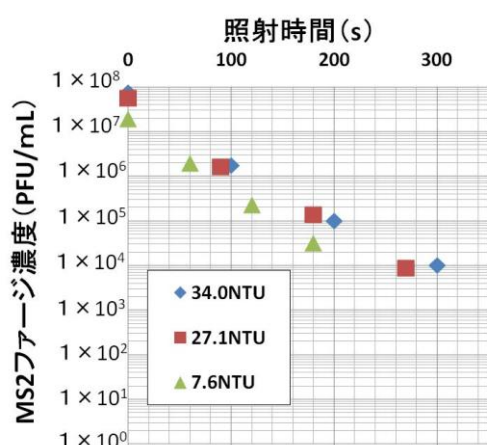


図 15 大腸菌ファージ MS2 を添加した最初沈澱池出口水における照射時間とファージ濃度の関係

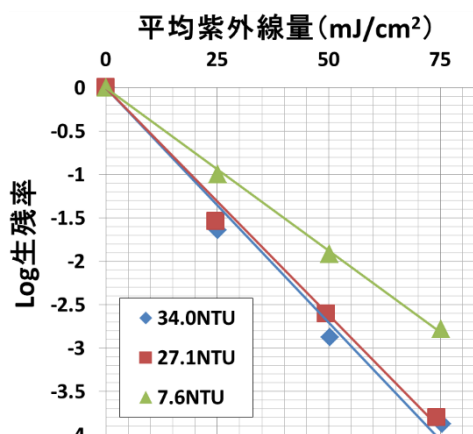


図 16 大腸菌ファージ MS2 を添加した最初沈澱池出口水における平均紫外線量と log 生残率の関係

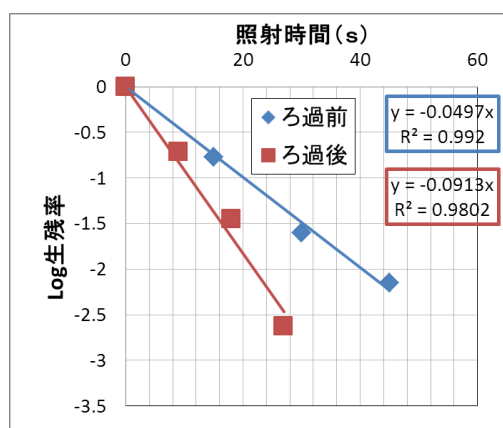


図 17 ろ過前後の最初沈澱池出口水に対する紫外線による大腸菌不活化過程における照射時間と log 生残率の関係

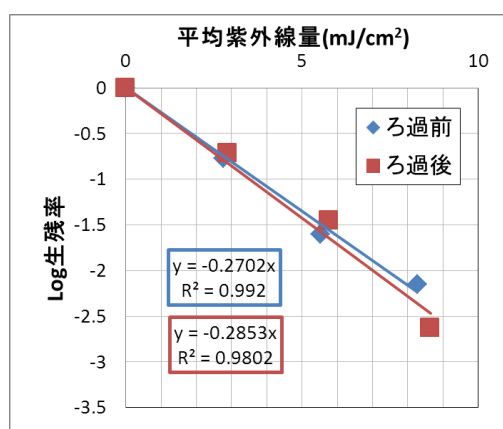


図 18 ろ過前後の最初沈澱池出口水に対する紫外線による大腸菌不活化過程における平均紫外線量と log 生残率の関係

(2) 総吸光度がほぼ同一である場合の濁質存在下での紫外線照射の効果

図19～図21に、総吸光度を同じにした回分式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。

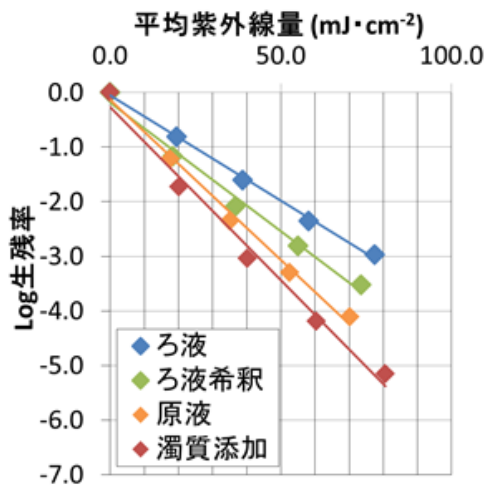


図 19 総吸光度 1 の下水試料における MS2 不活化実験の結果

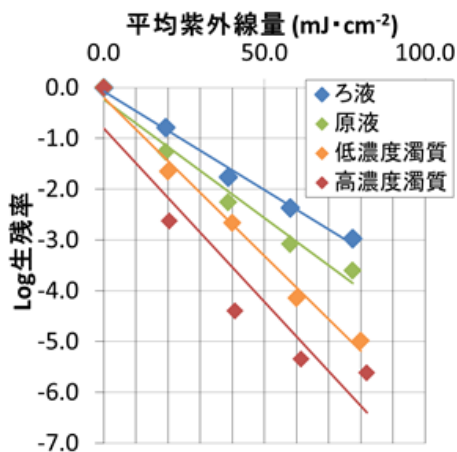


図 20 総吸光度 2 の下水試料における MS2 不活化実験の結果

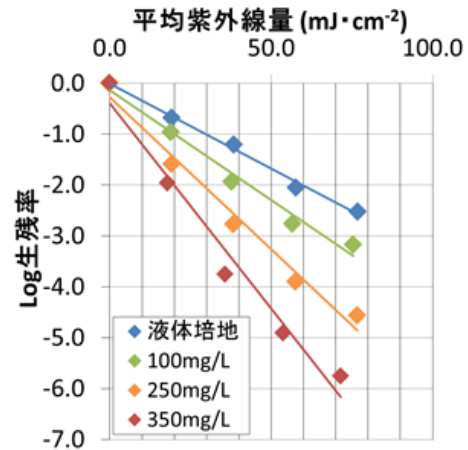


図 21 総吸光度 1 のカオリン添加試料における MS2 不活化実験の結果

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に、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 19～図 21 に示した log 生残率の実験結果と積分球式紫外線量の関係を図 22 に示す。

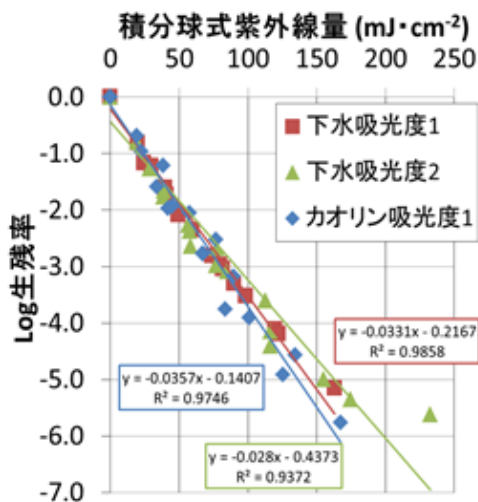


図 22 積分球式紫外線量と MS2 の log 生残率の関係

図 19～図 21 で異なる傾きを持っていたプロットが、図 22 では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。

(3) 流水式紫外線照射槽の性能評価

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調整した場合の流水式紫外線照射を示す。

図 23 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 24 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 24 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 25 になった。

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。

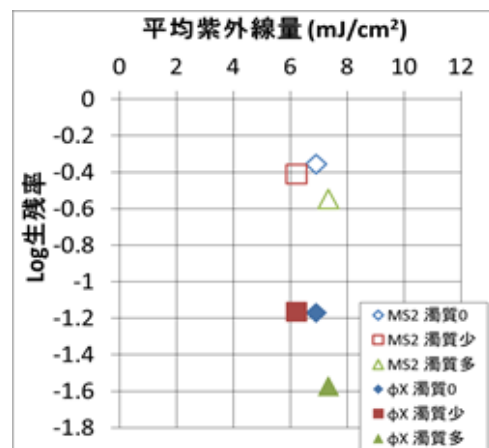


図 23 流水式紫外線照射における平均紫外線量と log 生残率の関係

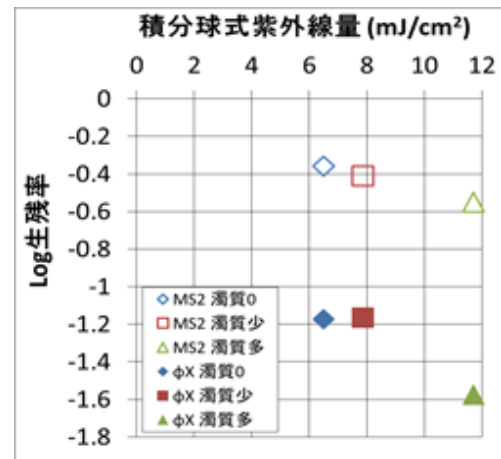


図 24 流水式紫外線照射における積分球式紫外線量と log 生残率の関係

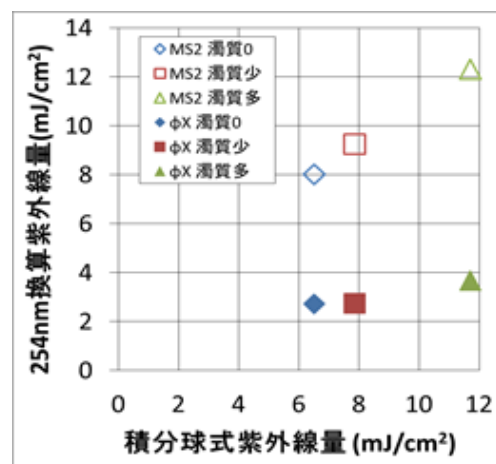


図 25 積分球式紫外線量と各ウイルスによって求められた 254 nm 換算紫外線量の関係

3. 照射手法及び設計諸元の検討

3.1 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 26 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 27 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 28～図 34 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。

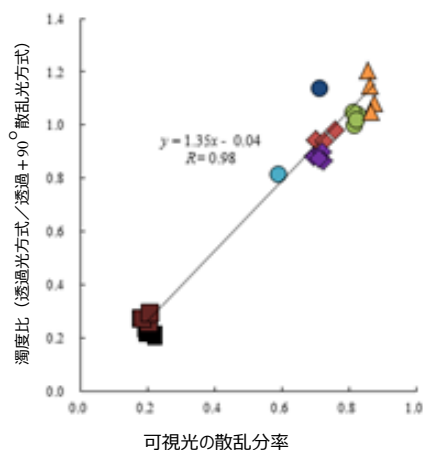


図 26 試料の可視光(660 nm)散乱分率と濁度比

- 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

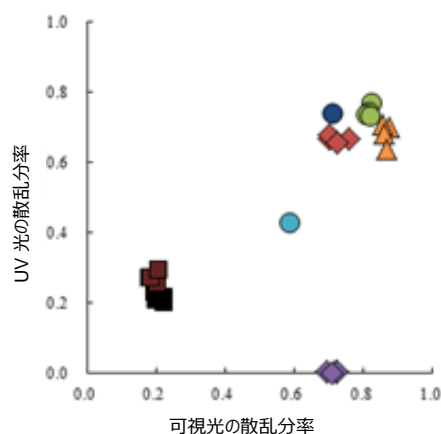


図 27 各試料の可視光(660 nm)と紫外光(254 nm)の散乱分率の相関

- 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

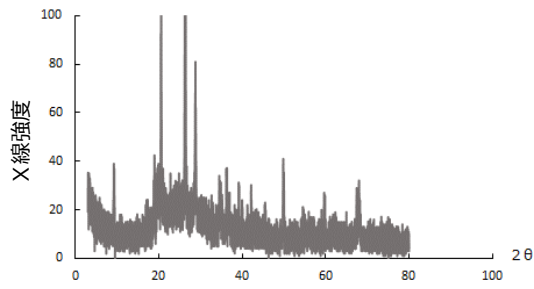


図 28 カオリンの X 線回折結果

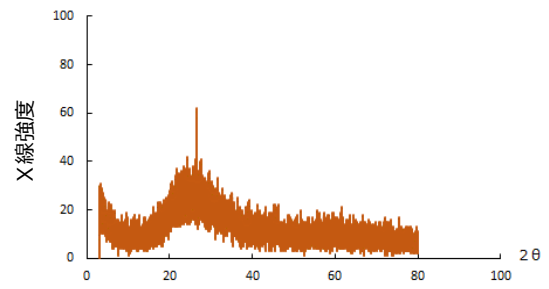


図 32 A 浄水場原水の X 線回折結果

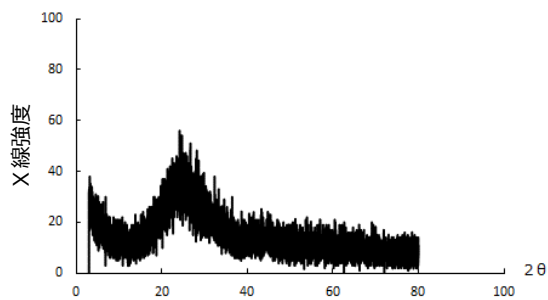


図 29 活性炭の X 線回折結果

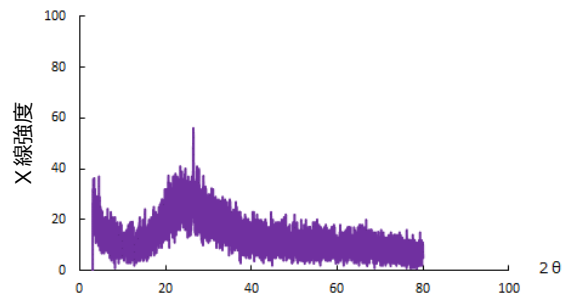


図 33 C 浄水場汚泥の X 線回折結果

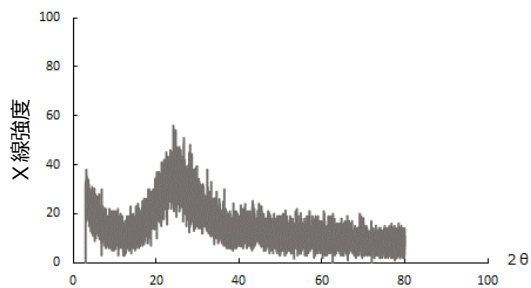


図 30 カーボンブラックの X 線回折結果

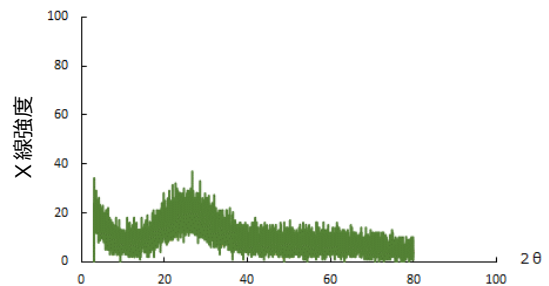


図 34 D 浄水場汚泥の X 線回折結果

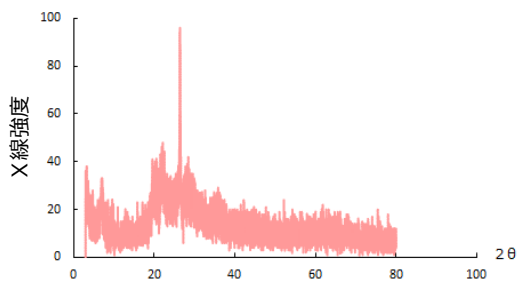


図 31 ベントナイトの X 線回折結果

3.2 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ど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⁹⁾(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35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。

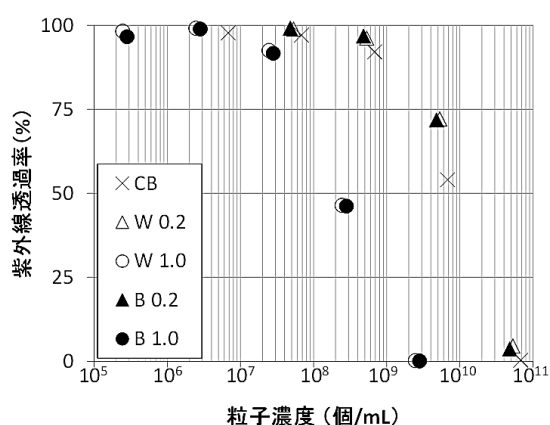


図35 粒子濃度と紫外線透過率の関係

図35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。

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36、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37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36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37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。

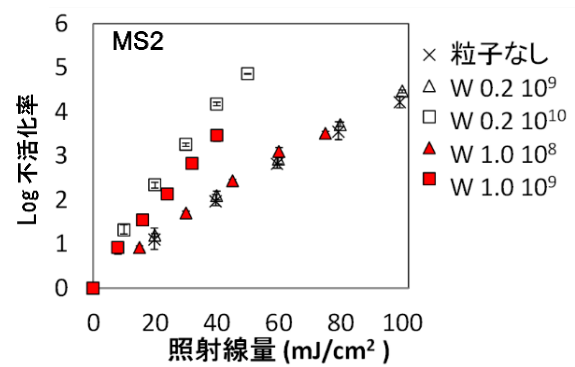
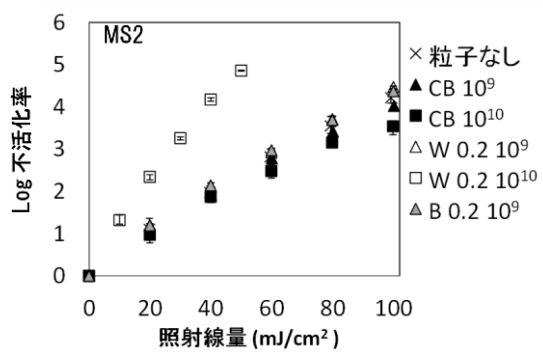
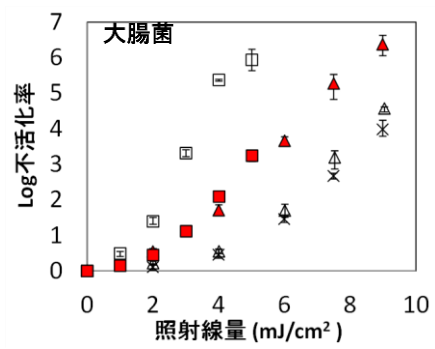
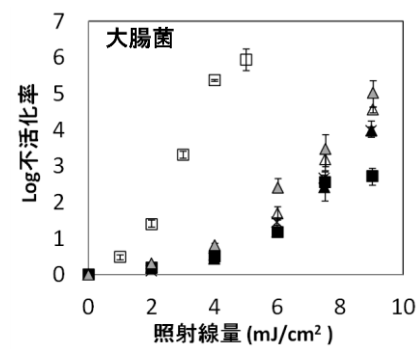


図 36 0.2 μ m 粒子添加時の不活化

図 37 白色ポリスチレン粒子添加時の不活化

4. 維持管理上の留意事項の検討

4.1 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6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。

表6 紫外線処理装置を追加導入する場合についての事例検討結果

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。

事例1の場合の圧損の概算値を表7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、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。

4.2 地表水を処理する既設の砂ろ過水の紫外線吸光度

全結果は別報に示したが¹⁹⁾、一例を図38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。

原水の吸光度が高い多くの施設においては、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 7 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	バケツト型 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	

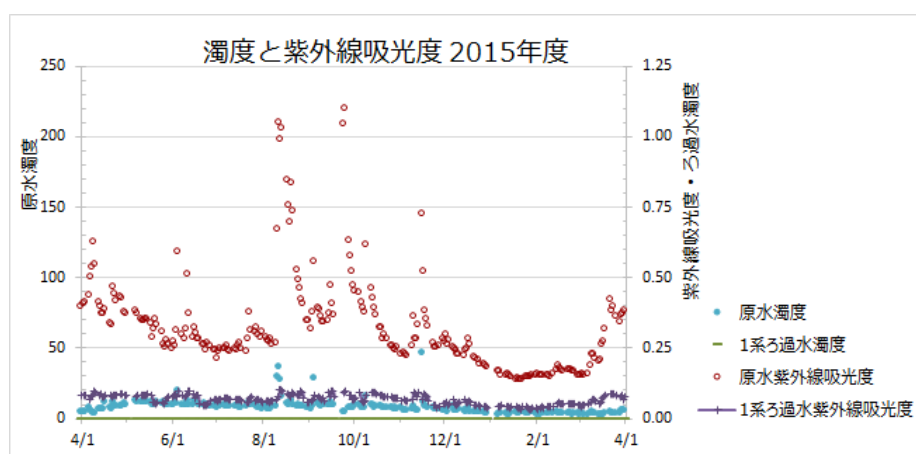


図 38 紫外線吸光度 (Ak 浄水場)

5. 地表水紫外線処理および濁度管理に関する海外文献調査

(1) 海外における地表水紫外線処理の適用条件

日本、米国、ドイツ、オーストリア、英国、フランスの6カ国における文献を参照し、各国の要件を表8に取りまとめた。

(2) 海外の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と対策

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。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、同年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、科学的根拠および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。

(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。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。要旨の抄訳を以下に、濁度目標値を表9にそれぞれ示す。

- i) 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。
- ii) 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。
- iii) 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。
- iv) 濁度は飲料水の審美的な指標としても重要である。

表 8 各国における紫外線処理に係る紫外線照射量および原水水質の要件

	日本		米国	オーストリア	ドイツ	英国	フランス
原水種別	地下水	地表水	-	-	-	-	-
濁度	≦2度	≦0.1度	≦5NTU	-	≦0.3FNU	≦1NTU	≦0.5FNU
紫外線照射量	≧10mJ/cm ² [水量の95%に 対して]	≧12mJ/cm ² [クリプト等 3log 不活化] ≧183mJ/cm ² [ウイルス 4log 不活化]	≧40mJ/cm ² [枯草菌孢子 RED 値]	≧ 40mJ/cm ² [枯草菌孢子 RED 値]	(米国に 同じ)	≧40mJ/cm ² [RED 値]	
紫外線透過率	>75%	-	-	≧70.8%	-	≧80%	
色度	≦5度	-	-	-	-	-	
硬度	≦140mg/L	-	-	-	-	-	
鉄	≦0.1mg/L	-	-	≦0.05mg/L	-	≦0.05mg/L	
マンガン	≦0.05mg/L	-	-	≦0.02mg/L	-	≦0.02mg/L	

表9 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⁸⁾

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	<ul style="list-style-type: none"> ・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	<ul style="list-style-type: none"> ・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 <ul style="list-style-type: none"> ・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 <ul style="list-style-type: none"> ・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 <ul style="list-style-type: none"> ・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	<ul style="list-style-type: none"> ・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	濁度が 1NTU を超える場合、消毒剤の注入率または接触時間を高める必要がある

D. 考察

1. 濁度管理等における課題の抽出

1.1 地表水の浄水処理における濁度管理等の実態把握及び課題の抽出

濁度が上昇しやすいのは、高濁度時における凝集剤の注入管理、ピコプランクトンの流入時、及び洗浄時であった。適切な処理設備が整備されていないか、あるいは浄水処理の状況判断と対応を的確に行える技量をもつ人材不足の状況がうかがえる。クリプトスポリジウム等対策指針に沿った設備改造については、とくに小規模事業体において厳しい状況であるように見受けられた。財政的な制約とともに、処理設備の導入当時には想定されていなかった運用が求められ、改造が構造上不可能な施設も散見されるが、対応の先送りは、将来に向けての懸念である。

1.2 地表水以外を対象とした紫外線処理設備の維持管理等の実態把握及び課題の抽出

本調査中に、クリプトスポリジウム等対策指針の直後に、耐塩素性病原生物対策の方針を紫外線処理に変更した事業体、あるいは同一事業体内の紫外線を含む異なる対策処理方法と比較検討した結果として、以降の整備は紫外線処理を選択した事業体が数件あった。その後、特に大きな問題はなく、稼動を継続している。

2. 原水条件及び処理効果の検証

2.1 国内における地表水の濁度成分等の分析

総じて、原水水質は変動が大きく、特に台風や降雨の後に特異的な水質が観察されることが多かった。一方、凝集沈澱水、浄水と処理が進むに従い水質変動の幅が小さくなり、台風や降雨の直後を含めて安定して良好な水質を維持した。現行の指針が示した紫外線

処理適用の水質要件（濁度2度以下、色度5度以下、紫外線透過率75%以上）と比較すると、凝集沈澱水では色度5.5度を示した1試料を除く13試料が水質要件を満たし（適合率約93%）、浄水では台風直後を含む14試料すべてが水質要件を満たした（適合率100%）。

紫外線透過率とその他水質項目（濁度、色度、DOC、鉄、マンガン）との関連について、ピアソンの積率相関係数 r を算出した（表10）。いずれの浄水場でも、また、原水、凝集沈澱水とも、紫外線透過率と相関が最も高いのは色度であった。一方、濁度は、原水試料では紫外線透過率と高い相関を示したものの、凝集沈澱水では相関は低かった。また、浄水試料では特定の水質項目間に強い相関は見られなかったが、これはいずれの項目も浄水処理に伴い値が低下し、水質が均質化したためと推察された。

表10 紫外線透過率との相関係数
(試料ごとのデータ数 n=7)

	浄水場A			浄水場B		
	原水	凝沈水	浄水	原水	凝沈水	浄水
濁度	0.96	0.48	n.a.	0.96	-0.58	0.27
色度	0.99	0.78	0.18	0.98	0.68	0.50
鉄	0.95	0.64	n.a.	0.69	-0.02	0.16
マンガ	-0.25	0.15	0.01	0.77	0.44	0.14
DOC	0.57	0.32	0.25	0.64	0.41	0.23

n.a.: 算出不可能（全測定値が0のため）

紫外線透過率とDOCの相関は必ずしも高くなかったが、既述の通り、DOCは同等でも有機物組成の異なる場合があった。浄水場原水中に卓越していたフルボ酸様物質、トリプトファン関連物質、フミン酸様物質のうち、特にフミン質は紫外線吸収率が高いことが知られており、溶存有機物の質（組成）と紫外線透過率の関係について詳細な検討が望まれる。

粒径と紫外線処理性の関係について、粒径の小さいほうが紫外線処理を阻害したとする研究、大きいほうが阻害したとする研究、紫外線照射量によって粒径の影響が異なるとする研究が混在する。本研究では、台風や降雨の後に粒径の大きい粒子が増加する傾向を確認したことを踏まえ、降雨等に伴う粒径の変化が紫外線処理性に及ぼす影響について検討する余地がある。

2.2 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

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、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増大し、その程度が定量的に予測可能なのであれば、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) を求めることが一般的に行われている。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。できる限りの、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。

3. 照射手法及び設計諸元の検討

3.1 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 26 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 27 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 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に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²⁰⁾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^{21, 22)}により、分子間距離が0.34nm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。

3.2 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11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37参照)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 11 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**

(繰り返し回数 $n=3$, * : 5%有意、** : 1%有意)

4. 維持管理上の留意事項の検討

4.1 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²³⁾。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²⁴⁾、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。

4.2 既設の地表水を処理する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。色度あるいは異臭味の除去のために活性炭注入等の処理が行われていた。砂ろ過までの浄水処理において適切な処理が行われていれば、紫外線吸光度の高い原水の地表水に対しても現状の水質要件は適用可能と考えられた。

5. 地表水紫外線処理および濁度管理に関する海外文献調査

(1) 海外における地表水紫外線処理の適用条件

調査対象とした5カ国においては、わが国とは異なり、紫外線処理の適用条件として地表水および地下水の区分は見られなかった。濁度についての規定は、紫外線処理に特化して定められている場合(ドイツ、フランス)、あるいは、紫外線に限らず消毒処理前の要件として定められている場合(英国、米国)があり、前者のほうが厳しい要件であった。最も厳しい濁度条件は、わが国の0.1度以下を除けば、ドイツの0.3FNU(0.33~0.36度)であった。

紫外線照射量について、最低照射量を定めているのはオーストリア、ドイツ、フランス

の3カ国であり、いずれも40mJ/cm²以上であった。ただし、各国とも所定の指標微生物を生物線量計として用いたRED値として規定されており、オーストリアおよびドイツは枯草菌胞子を用いることを明示している（フランスは不明）。RED値は当該の指標微生物の紫外線に対する感受性に依存し、微生物種によって異なる値をとることが知られているため、このようにRED算定の根拠となる指標微生物を明示することが望ましいと言える。また、米国においては各水道施設の原水水質モニタリングならびに現行の浄水処理の運転管理状況に応じてクリプトスポリジウム等の除去能力や不活化能力を決定することとしており、一律の紫外線照射量は規定していない。このことは、紫外線処理設備の処理能力が適正となる（過大な処理能力とはならない）利点はあるものの、各水道施設における原水および処理工程の適切かつ定期的なモニタリングが大前提であると言えよう。

紫外線透過率について規定している国は、ドイツおよびフランスの2カ国であった。フランスは透過率が80%以上であることを求めており、これはわが国の「75%を超えること」よりも厳しい値であった。また、他の水質項目のうち、ランプスリーブ表面への付着による紫外線照射量低下を防ぐ観点から、ドイツおよびフランスの2カ国において鉄およびマンガンの上限濃度が定められており、各国とも鉄0.05mg/L以下、マンガン0.02mg/L以下であった。各値は、いずれもわが国の半分以下と厳しい値であった。なお、硬度や色度の規定は見受けられなかったものの、硬度については、紫外線照射量やランプスリーブへの付着といった面から留意すべきとの記載が複数の国において見られた。

(2) 海外の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と対策

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。

(3) 水道の濁度管理に関する技術報告

WHOがこれまでに公表している飲料水水質ガイドライン²⁵⁾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 8 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であろう。

6. 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速度への影響はないことが明らかとなった。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 39 を示す。

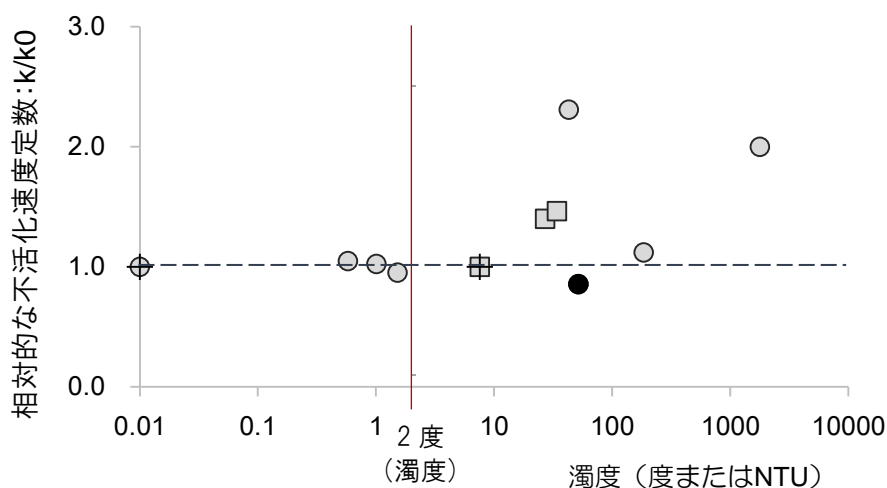


図 39 MS2 を添加した場合の紫外線照射による不活化結果への濁質の影響の有無

- : 図 36 及び図 37 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
- : 図 16 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 39 は図 36 と図 37 の MS2 不活化実験結果及び図 16 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場合の平均紫外線量)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 39 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 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質要件は、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 または紫外線透過率 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紫外線透過率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には、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、D 3.1 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、事業者にとっては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

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、既存の濁度管理に加えて、クリプトスポリジウム等対策としての紫外線処理を適切に導入することにより、水道水の安全性はより高くなることがあらためて明らかとなった。

個別の成果を以下に示す。

1. 濁度管理等における課題の抽出

1.1 地表水の浄水処理における濁度管理等の実態把握及び課題の抽出

ろ過水濁度が上昇しやすい場面は、高濁度時における凝集剤の注入管理、ピコプランクトン流入時、及びろ過池洗浄時であった。適切な処理設備が整備されていないか、あるいは浄水処理の状況判断と対応を的確に行える技量をもつ人材不足の状況がうかがえる。クリプトスポリジウム等対策指針に沿った設備改造については、とくに小規模事業者において厳しい状況であるように見受けられた。財政的な制約とともに、処理設備の導入当時には想定されていなかった運用が求められ、改造が構造上不可能な施設も散見されるが、対応の先送りは、将来に向けての懸念である。

紫外線処理においては、施設ごとに小さな課題が全くない訳ではないが、概ね初期の目的を期待どおりに達していた。

2. 原水条件及び処理効果の検証

2.1 国内における地表水の濁度成分等の分析

地表水を原水とする浄水場二か所において、原水、凝集沈澱水（砂ろ過前）、浄水を採水し、水質を分析した結果、以下の結論を得た。

- (1) 原水試料の濁度、色度、紫外線透過率はいずれも変動が大きく、特に台風や降雨直後の試料で水質変動幅が大きかった。

- (2) 凝集沈澱水、浄水では台風直後を含むすべての試料で水質が安定し、変動幅は凝集沈澱水、浄水の順に次第に小さくなった。
- (3) 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と比較すると、凝集沈澱水では色度 5.5 度を示した 1 試料を除く 13 試料が水質要件を満たし、適合率は約 93%であった。また、浄水では台風直後を含む 14 試料すべてが水質要件を満たした。

以上より、地表水を原水とする浄水場において、紫外線設備を凝集沈澱ろ過後に設置すれば、突発的な水質変動を考慮しても紫外線処理が有効である可能性が示唆された。

2.2 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

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、できるだけ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

と考えられた。

3. 照射手法及び設計諸元の検討

3.1 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良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 凝集剤が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。

3.2 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、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

4.1 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り、地表水の場合は、残留塩素の存在下で紫外線処理を実施することが多くなることが明らかとなった。このような場合は、紫外線処理設備を導入する前に、水質確認が必要である。

4.2 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。

5. 地表水紫外線処理および濁度管理に関する海外文献調査

欧米 5 カ国における紫外線処理装置の技術仕様や、適用可能な原水水質等の規制に関する文献を収集し、わが国の「水道におけるクリプトスポリジウム等対策指針」と比較したところ、紫外線処理の適用条件として地表水および地下水の区分は見られなかったこと、濁度についての規定はわが国よりも緩やかであること、紫外線照射量として所定の生物線量計に基づく RED 値、あるいは、浄水場の原水および運転条件に応じて設定されていること、紫外線透過率や紫外線照射効率の低下を防ぐ観点から、鉄、マンガン、硬度等の水質要件に留意することといった相違点が見られた。

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ます、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。

参考文献

- 1) 厚生労働省. 2017. 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) 大瀧雅寛, 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: 大垣真一郎) 平成 27 年度研究分担報告書.
- 3) 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>.
- 4) 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&OB-JCD=&GROUP>.
- 5) 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.
 - 6) 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.
 - 7) 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.
 - 8) 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.
 - 9) 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.
 - 10) 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.
 - 11) 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.
 - 12) 米国環境保護庁, 2006. Ultraviolet disinfection guidance manual for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule.
 - 13) オーストリア規格協会, 2001. ÖNORM M5873-1: Plants for the disinfection of water using ultraviolet radiation -Requirements and testing - Part 1: Low pressure mercury lamp plants.
 - 14) ドイツガス水道協会, 2006. DVGW Standard W 294-2: UV Devices for the Disinfection for Drinking Water Supply.
 - 15) 英国水道水検査官事務所, 2010. Guidance on the use of Ultraviolet (UV) irradiation for The Disinfection of Public Water Supplies.
 - 16) フランス共和国官報, 2012. 公衆衛生法 R.1321-50 条 (I および II) を適用した人用飲料水の処理に用いられる紫外線ランプを備えるリアクターの販売及び使用条件に関する 2012 年 10 月 9 日のアレテ.
 - 17) 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).
 - 18) 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/.

- 19) 大垣眞一郎, 2017. 平成 28 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 28 年度総括研究報告書.
- 20) L.M.Harwood ら, 1999. 有機化合物のスペクトル解析入門, 化学同人.
- 21) 日本粘土学会, 2010. 「粘土科学」誌, 48(4), pp.158-198.
- 22) 須藤俊男, 1974. 粘土鉱物学, 岩波書店.
- 23) 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.
- 24) 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>.
- 25) World Health Organisation, 2011. Guidelines for drinking-water quality, fourth edition.
http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwq_guidelines/en/.

F. 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) Mika Koshio, Kumiko Oguma and Satoshi Takizawa, November 26-28, 2014. “Effects of turbid and dissolved matters in surface water on UV treatment”. The 11th International Symposium on Southeast Asian Water Environment. Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand.
- 2) 石田晃啓, 神子直之, 小川敬士, 2015 年 3 月. 「濁質を含む水に対する紫外線消毒の適用性」. 第 49 回日本水環境学会年会講演集 p.476.
- 3) Kumiko Oguma, 2015.7. Small water systems in Japan: current status and technical challenges for the future. The 10th International Symposium on Water Supply Technologies (第 10 回水道技術国際シンポジウム, 神戸).
- 4) Akihiro Ishida and Naoyuki Kamiko, 2015.12. Inactivation and photoreactivation of E.coli in secondary treated wastewater by various UV light sources. The International Chemical Congress of Pacific Basin Societies 2015.
- 5) Nodoka Kanzaki and Naoyuki Kamiko, 2016.2. Ultraviolet resistance of indigenous coliphages and their DNA found in wastewater. IUVA 2016 World Congress & Exhibition.

- 6) 島崎大、田中美奈子、石新一憲、知念光、鐘井豊、白坂威出矢、飯島卓、伊藤雅喜, 2015 年 10 月. 「高濁度原水の処理不良時における二段凝集処理による濁度およびクリプトスポリジウムの除去効果ならびに感染リスク評価」. 平成 27 年度全国会議（水道研究発表会）講演集 pp.622-623.
- 7) 中村栄希、神子直之, 2016 年 3 月. 「流水式紫外線装置における微生物を用いた性能評価に関する検討」. 第 50 回日本水環境学会年会講演集 P.364.
- 8) 石田晃啓、神子直之, 2016 年 3 月. 「指標細菌の不活化速度に対する紫外線波長ごとの濁質による影響の把握」. 第 50 回日本水環境学会年会講演集 P.401.
- 9) 木下由紀子、大瀧雅寛、島崎大, 2016 年 3 月. 「濁質の光散乱特性を考慮した UV 消毒への影響評価」. 第 50 回日本水環境学会年会講演集 p.362.
- 10) 小塩美香、小熊久美子、Jenyuk Lohwacharin、滝沢智, 2016 年 3 月. 「懸濁粒子の特性が紫外線の微生物不活化効果に及ぼす影響」. 第 50 回日本水環境学会年会講演集 p.363.
- 11) Nodoka Kanzaki, Naoyuki Kamiko, 2016. Effect Of Suspended Substances On UV Disinfection During Wastewater Treatment Process. IWA World Water Congress & Exhibition 2016 (Poster Presentation).
- 12) 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.
- 13) 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.

G. 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