

## 〈ノート〉

## 浄水場における遊離残留塩素の紫外線分解に関する一考察

毛 受 卓<sup>1)</sup>, 黒 川 太<sup>1)</sup>, 鷹 箸 幸 夫<sup>1)</sup>松 本 隼<sup>1)</sup>, 横 山 雄<sup>2)</sup><sup>1)</sup> 東芝インフラシステムズ(株) インフラシステム技術開発センター  
(〒183-8511 東京都府中市東芝1番地 E-mail: takashi.menju@toshiba.co.jp)<sup>2)</sup> 東芝インフラシステムズ(株) 社会システム事業部  
(〒212-8585 神奈川県川崎市幸区堀川町72-34 E-mail: suguru.yokoyama@toshiba.co.jp)

## 概 要

浄水場における塩素注入システムの自動化・最適化に向け、浄水プロセスにおける残留塩素の消費・分解を予測するためのモデル構築を進めている。遊離残留塩素は、多くの浄水場で用いられている開放型フロック形成池や沈澱池において、日中の紫外線により分解される。そこで、紫外線量を考慮した遊離残留塩素の分解モデルを立案・構築し、晴天時の浄水場内におけるB領域(280-315 nm)紫外線照射量と浄水プロセスにおける遊離残留塩素濃度の測定を行った。その結果、分解に寄与する紫外線量は、水の紫外線透過率だけではなく、少なくとも濁質および凝集フロックにも影響されることが判明した。

キーワード：浄水処理, 塩素処理, 遊離残留塩素, 分解, 紫外線

原稿受付 2020.6.19 原稿受理 2020.9.11

EICA: 25(2・3) 99-104

## 1. はじめに

浄水場における塩素の注入は、細菌の消毒の他、鉄やマンガンなど金属類の酸化や有機物、アンモニアの分解、藻類の凝集性向上、配水中の衛生確保などを目的に、原水水質や季節などに応じて前段(前塩素)、中段(中塩素)、後段(後塩素)において適宜行われている。各段における塩素注入率は、運転員が原水水質や季節などから過去の知見などに基づいて消費量を見込み、各残留塩素濃度測定ポイントでの濃度が運転管理値以下にならないよう、安全率を考慮して注入率を決定していることが多い。そこで、著者らは塩素注入量の最適化に向け、原水水質や環境条件などによって変動する必要塩素量を把握する取り組みを行っている。

注入された塩素は、分解対象である原水中の各成分などとの反応で消費されていくが、フロック形成池や沈澱池、ろ過池などが開放型の槽である場合には、残留した塩素が日射に含まれる紫外線などによっても分解されることが知られている。そのため、日中に分解される塩素を見越して塩素注入率を高めに設定する日射補正などが導入されているケースもある。紫外線で分解された塩素は消毒や酸化に利用されずに消失するため、紫外線で分解される塩素を減らすことが全体の塩素剤注入量の低減につながると考えられる。

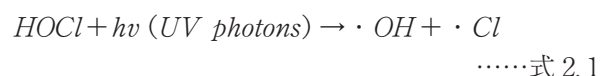
紫外線による残留塩素分解を把握することで、より適切な塩素注入率の設定を検討できると考え、紫外線遊離残留塩素分解モデルを立案し、浄水場内における遊離残留塩素濃度の実測値と紫外線照射量から算出したモデル演算値の比較、およびモデルの修正、再評価を行った。今回の検討で、多少ではあるが得られた知見を報告する。

## 2. 紫外線による遊離残留塩素分解モデル

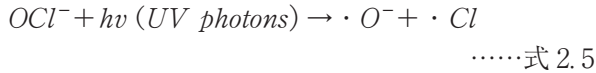
## 2.1 次亜塩素酸の紫外線吸収による分解反応モデル式

遊離残留塩素である次亜塩素酸の紫外線の吸収による分解が以下の反応式<sup>1)</sup>で起こるものとし、また反応に関する量子効率が次亜塩素酸に対し濃度依存性を示さず、光分解速度が紫外線照射量に対する一次反応として表わされると仮定して、紫外線照射時間t後の次亜塩素酸濃度を算出した。

〈HOCl分解に関する反応式〉



〈OCl<sup>-</sup>分解に関する反応式〉



次亜塩素酸 (HClO, ClO<sup>-</sup>) の光分解一次反応式から

$$\ln(C_F/C_0) = \Sigma(-k_\lambda \cdot F_\lambda) \quad \dots\dots \text{式 2.8}$$

$$\ln(C_F) = \ln(C_0) - \Sigma(k_\lambda \cdot F_\lambda) \quad \dots\dots \text{式 2.9}$$

C<sub>F</sub>: 照射 t 時間後の次亜塩素酸濃度 (mg/L), C<sub>0</sub>: 紫外線照射前の次亜塩素酸濃度 (mg/L), k<sub>λ</sub>: 各波長の一次反応速度定数 (m<sup>2</sup>/J), F<sub>λ</sub>: 各波長の紫外線照射量 (J/m<sup>2</sup>)

## 2.2 各波長の一次反応速度定数 k<sub>λ</sub> の算出

式 2.9 の各波長の一次反応速度定数 k<sub>λ</sub> は、量子効率 φ とモル吸収係数 ε<sub>λ</sub> の関数で、以下の式で表わされる。

$$k_\lambda = \Phi \cdot \epsilon_\lambda \cdot \ln(10) / (10U_\lambda) \quad \dots\dots \text{式 2.10}$$

式 2.10 中の U<sub>λ</sub> は、各波長における光量子のエネルギー (J/einstein) である。量子効率 φ は、次亜塩素酸濃度が 70 (mgCl/L) 以下ではほぼ 1.0 と見なせる<sup>1)</sup> ことから、浄水場で注入する低濃度範囲では、非解離・解離とも 1.0 として計算に用いた。

また、各波長における次亜塩素酸の紫外線モル吸収係数 ε<sub>λ</sub> は、Feng らの報告例<sup>1)</sup> によると遊離塩素の非解離態とイオン態で異なるとされており、pH と水温から式 2.11, 式 2.12, 式 2.13 に基づいて各形態の濃度を求め<sup>2)</sup>, Feng らが報告している非解離態とイオン態の各波長の吸収係数を参照して分解量を計算し合算した。

$$K_a = [H^+][OCl^-] / [HOCl] \quad \dots\dots \text{式 2.11}$$

$$\frac{[HOCl]}{[HOCl] + [OCl^-]} = \frac{1}{1 + 10^{pH - pK_a}} \quad \dots\dots \text{式 2.12}$$

$$pK_a = 3000/T - 10.0686 + 0.0253T \quad \dots\dots \text{式 2.13}$$

K<sub>a</sub>: 次亜塩素酸解離定数, T: 水温 (K)

非解離態とイオン態で分解量に差がある場合は非解離とイオンの平衡が移行していくと考えられるが、今回は、分解によって生ずる平衡移動効果については考慮していない。

各波長の光子エネルギー E (1 光子あたり) は、式 2.14 で表わされ、U<sub>λ</sub> はモル量当たりのエネルギーに相当するため、式 2.14 にアボガドロ数を乗じた式 2.15 で表わされる。

$$E = h \cdot \nu \quad \dots\dots \text{式 2.14}$$

$$U_\lambda = E \cdot N_A = h \cdot \nu \cdot N_A = h \cdot \frac{c}{\lambda} \cdot N_A \quad \dots\dots \text{式 2.15}$$

h: プランク定数 (J · s), ν: 振動数 (1/s), N<sub>A</sub>: アボガドロ数 (1/mol), c: 光速 (m/s)

## 2.3 各波長の紫外線照射量 F<sub>λ</sub> の算出

傾斜板等構造物が入っていない開放型横流式槽内を滞留する水を対象として、滞留時間内における紫外線強度と滞留時間から、紫外線照射量を算出した。また、紫外線は水面で反射すると考えられるが、波打つ海面と静水面で反射が異なるという報告<sup>3)</sup> もあり、今回は水面の状態に関する計測等を行なわなかったため、紫外線の全量が水中に進むものとした。

水中では水分子による吸収が起こるため、水深に応じて減衰率を考慮する必要がある。ランベルト・ベールの法則により、水深 z での紫外線強度 I<sub>z</sub> は水面での紫外線強度 I<sub>0</sub> と式 2.16 の関係を持つ<sup>4)</sup>。

$$I_z = I_0 \exp(-c_\lambda z) \quad \dots\dots \text{式 2.16}$$

I<sub>z</sub>: 水深 z での紫外線強度 (mW/m<sup>2</sup>), I<sub>0</sub>: 水面紫外線強度 (mW/m<sup>2</sup>), c<sub>λ</sub>: 各波長における光吸収係数 (-), z: 水深 (m)

式 2.16 の光吸収係数は、280~320 nm までは Quichenden & Irvin<sup>5)</sup> の報告を、320~400 nm は Buiteveld ら<sup>6)</sup> の報告を基に、J.R. Bolton の推奨値 (2013 年 4 月私信) を参考に数値を設定した。

単位面積を持つ水深 3.5 m の水柱の中を紫外線が通過していくとして、各波長の紫外線が式 2.16 の関係で水深に対して変化していくため、水柱の各水深で受ける紫外線強度比 I<sub>z</sub>/I<sub>0</sub> を積分して平均化したものを各波長の紫外線透過率として、水面紫外線強度と紫外線透過率の積を水柱全体の受ける紫外線強度とした。実際の計算では、紫外放射計の測定結果を分単位で保存したため、60 秒間その紫外線強度が水柱表面に届いたものとして、この値と紫外線透過率との積から各波長の紫外線照射量 F<sub>λ</sub> を算出した。

## 3. 方 法

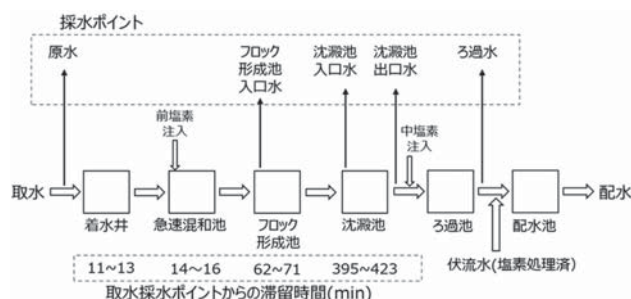
### 3.1 浄水場内における紫外線照射量の測定

浄水プロセスにおける対象水中の次亜塩素酸の分解に寄与する紫外線は、地表に届く太陽光由来の紫外線であり、波長から A 領域 (UV-A: 波長 315~400 nm), B 領域 (UV-B: 波長 280~315 nm), C 領域 (UV-C: 波長 100~280 nm) に分けられるが、地球に到達した紫外線は大気を進む間に成層圏のオゾンによる吸収や空気分子, エアロゾルによる散乱などを受けてしだいに減衰し、地上には UV-C は届かない<sup>7)</sup>。このため、次亜塩素酸の吸収スペクトル分布の内、日射による分解に関する検討が必要な波長は UV-A と UV-B の 280~400 nm の領域と考えられる。紫外線

モル吸収係数 $\epsilon_{\lambda}$ から遊離の次亜塩素酸の主な吸収波長領域がUV-B領域であることから、B領域紫外放射計として英弘精機(株)製MS-212Wを選定し、長野市犀川浄水場の制御盤室の屋上に設置し測定した。紫外放射計MS-212WはUV-Bの強度( $W/m^2$ )の和を測定する仕様であり、測定結果を各波長に分解する必要があるため、太陽光スペクトルが太陽の高度や雲による遮蔽があった場合に各波長とも同じ比率で増減すると仮定し、太陽電池評価に国際標準として採用されている基準太陽光スペクトルデータASTM G173-03<sup>8)</sup>のAM1.5GのUV-B領域の強度の和と紫外放射計のUV-B測定結果の比率を標準太陽光スペクトルデータの280~400nmの各波長に積算して、日射分解に参与するA~B領域にわたる全領域の波長強度を得た。太陽高度による波長特性の変化は、波長ごとの強度を測定できていないため考慮していない。また、紫外放射計MS-212WはUV-B波長領域での測定感度が波長ごとに異なるため、スペクトル変換の際に感度補正を行った。

### 3.2 遊離残留塩素濃度の測定

遊離残留塩素濃度の測定は、簡易DPD法により行った。DPD法残留塩素測定器として水道機工(株)製CRP-1000を選定して用いた。**Fig. 1**は、長野市犀川浄水場の浄水プロセスの概略フローであるが、採水は浄水プロセスの原水からろ過池出口までの各ポイントでほぼ1時間間隔に行い、採水直後に残留塩素濃度の測定を行った。

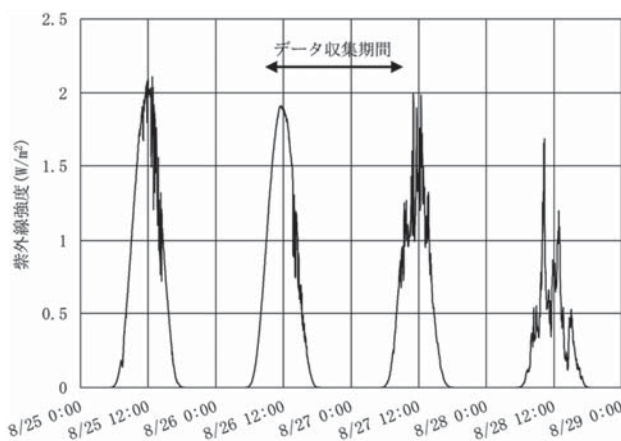


**Fig. 1** Flow sheet, sampling points and hydraulic retention times

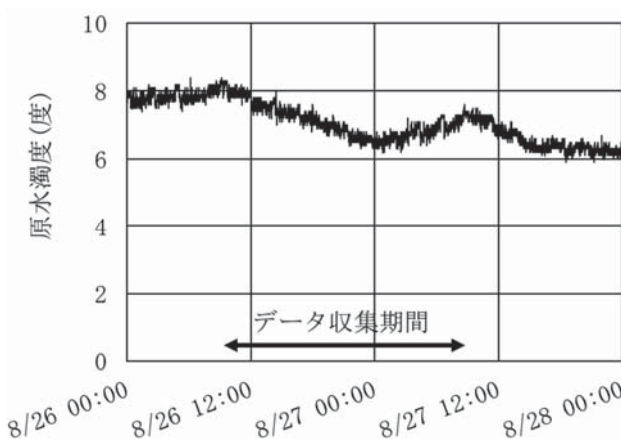
## 4. 結果

### 4.1 UV-B 紫外線強度の測定結果

紫外線が強い夏季の晴天時で、原水水質の安定している2019/8/26から8/27にデータを収集した。**Fig. 2**は、データ収集期間前後のUV-B紫外線強度測定結果である。グラフに細かく下向きのピークが見られるところは、雲が日射を遮って紫外線強度が下がっていることを示している。評価を開始した8/26は下向きのピークも少なく、快晴の時間帯が多かったことが判



**Fig. 2** UV-B Irradiance measured at water purification plant



**Fig. 3** Raw water turbidity measured at water purification plant

る。**Fig. 3**は、原水水質の一例として原水濁度のオンライン計測値を示したものであるが、6~8度で安定していたため、データ収集期間の原水の水質は概ね安定していたと考えられる。

### 4.2 遊離残留塩素濃度の測定結果

**Fig. 4**は、取水時刻と各ポイントでの遊離残留塩素濃度の測定結果である。原水が取水された後、着水井から急速混和池、フロック形成池、沈澱池、ろ過池まで各池および管渠の容積と取水量に応じて滞留しながらプラグフローで流れていくと仮定して、取水時刻から滞留時間後の採水分析結果をピックアップして、遊離残留塩素濃度の変化を比較した。日射のある時間帯のデータとして、前塩素注入から沈澱池出口まで日射の強い時間帯から日没に向けてデータを取得したため、紫外線の影響を受けるフロック形成池入口から沈澱池出口までにおける減少幅が時間の経過とともに小さくなっていることが確認できた。**Fig. 5**は参考として日没後に取水した原水のデータを示したものである。夜間は、安全性を考慮して屋外となるフロック形成池入口の採水は行わなかった。各ポイントの遊離残留塩素濃度が取水時間に関わらずほぼ一致しており、水質が安定している定常時の夜間では、主として原水中の成

分により残留塩素の消費が起こっていると考えられる。

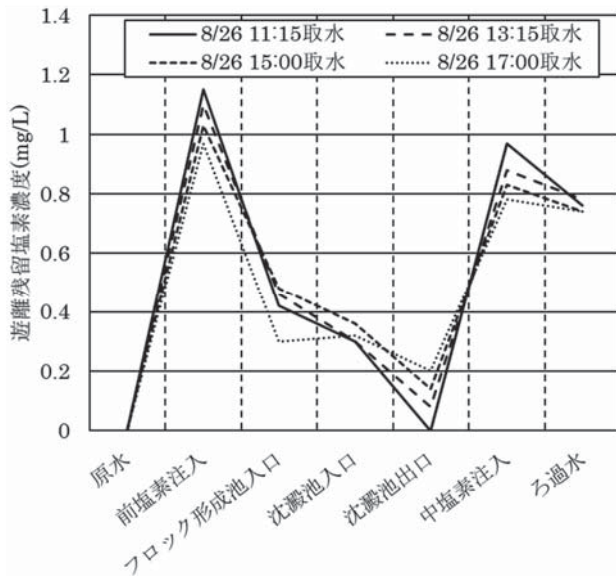


Fig. 4 Free residual chlorine concentration measured in water purification process

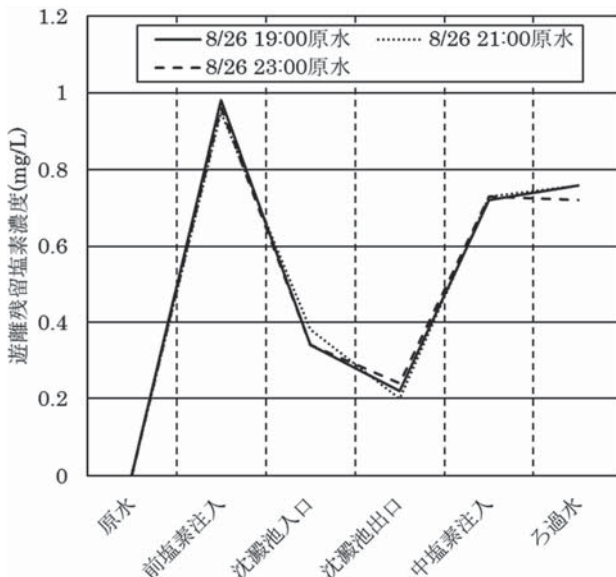


Fig. 5 Free residual chlorine concentration measured in water purification process during night

前塩素注入と沈澱池入口の差（減少）は平均で 0.61 mg/L, 沈澱池入口と出口の差は平均で 0.13 mg/L であった。Fig. 4 の 13:00 取水のフロック形成池と沈澱池入口や、Fig. 5 の 19:00 および 21:00 取水の中塩素注入とろ過水における残留塩素濃度の数値に関して、現象としては減少傾向にあるはずが上昇している点については、機械的混合を行う槽ではないため槽内の残留塩素に多少の分布を生じ、その影響を受けたのではないかと考えているが、詳しい分析はできていない。

#### 4.3 立案モデルによる演算結果と実測値との比較

Table 1 は、フロック形成池および沈澱池における

Table 1 Comparative results of actual measurements and models

	フロック形成池		沈澱池	
	実測値 (mg/L)	モデル値 (mg/L)	実測値 (mg/L)	モデル値 (mg/L)
11:15 原水	0.12	0.34	0.30	0.29
13:15 原水	0.16	0.30	0.22	0.19
15:00 原水	0.12	0.16	0.22	0.03
17:00 原水	0	0	0.12	0

遊離残留塩素の分解濃度の実測値とモデル値を比較したものである。実測値は、各池の入出の遊離残留塩素の濃度差である。また、モデル値は、各池の滞留時間内の UV-B 測定値から換算した紫外線照射量に基づいて、遊離残留塩素の分解濃度を演算した結果である。フロック形成池における実測値とモデル値を比較すると、モデル値は実測値に対して日射の強い正午付近の取水ほど大きい数値になっている。実測値は原水中の成分との反応などによる減少も含めた値であることが想定され、モデル値は実測値に対して大きく上回っていると考えられる。また、沈澱池における実測値とモデル値を比較すると、日中（11:15, 13:15）に原水を採水したデータではやや一致しているが、実測値はフロック形成池と同様に原水中の未反応成分などとの反応による減少を含めた値であることが想定され、その減少分が Fig. 5 に示した夜間における減少（平均 0.13 mg/L）とほぼ同値と考えられることから、フロック形成池と同様に沈澱池においてもモデルでは日射の強い時間帯で紫外線分解量を過剰に演算していると考えられた。一方、沈澱池においては 15:00, 17:00 に採水した原水のモデル値が日没に向けて実測値に対して下回り、差が大きくなっていく傾向が見られた。

## 5. 考 察

### 5.1 フロックによる紫外線吸収

フロック形成池では、微細なフロックが形成されて徐々に大きくなっていくが、フロキュレーターで攪拌されフロックが浮遊している状態にあるため、紫外線の水の中への透過が妨げられていることが考えられた<sup>9)</sup>。そこで、フロックによる紫外線透過率の低減について実験により確認した。カオリンを模擬懸濁物質とした模擬水に凝集剤 PACl を添加し、280~400 nm の範囲における光路長 50 mm 吸光度を吸光光度計で測定した。吸光光度計には、島津製作所 UV-1700 を用いた。PACl の注入は Table 2 に示したように、ほぼカオリン濃度に応じて添加しているが、カオリン濃度 1

Table 2 PACl dosage for kaolin suspensions

カオリン濃度 (mg/L)	1	5	10	20
PACl 注入率 (mg/L)	2.5	2.5	5	10

mg/L の条件ではフロックの核となる濁質成分が少なくフロックの形成が難しかったため、PACl の注入率はカオリン濃度 5 mg/L と同じ条件とした。280~400 nm の範囲における吸光度の測定結果は、波長に対する変動が少なくほぼ一定の吸光度となり、カオリン濃度 1 mg/L では PACl の注入率がやや過剰となっているにも関わらず、280~400 nm の平均吸光度は決定係数が 0.9998 となる高い線形相関を示した。この結果から、定常時のような懸濁物質濃度が低い場合、紫外線の吸収は懸濁物質の濃度に依存し PACl による吸収の影響は非常に少ないと考えられた。そこで、犀川浄水場で原水濁度の上昇が発生した際に採水した PACl を添加していない原水に対する吸光度を測定した結果、光路長 50 mm の紫外線平均透過率は式 2.17 で表すことができ、カオリン模擬水凝集水の場合と同様に決定係数が 0.9478 と高い相関を示すことが確認された。

$$T_{50} = 100 - 2.8525 \times T_b \quad \dots\dots \text{式 2.17}$$

$T_{50}$ : 光路長 50 mm 紫外線平均透過率(%),  $T_b$ : 濁度(度)

定常時のような低濃度では PACl による紫外線吸光は小さいと考えられ、また河川水の濁度と紫外線吸光度は高い相関が確認できたため、変化する原水濁度に応じて紫外線吸光度を推定できると考えられる。

## 5.2 修正モデルによる演算結果の評価

ランベルト・ベールの法則から吸光度は光路長に比例するため、光路長 50 mm における吸光度をもとに各濁度における水面から水深 3.5 m までの吸光度に対する紫外線透過率を求めた。水深が大きくなるほど透過率は低下していくため、その透過率に基づいて紫外線照射量を算出してフロック形成池における遊離残留塩素の分解量を再計算した結果が **Table 3** である。分解量を過剰に演算していた **Table 1** の修正前に比べると、修正後のモデル値は実測値より小さくなり、改善された結果となった。

以上の結果より、浄水プロセスにおける遊離残留塩素濃度の消費モデルでは、紫外線分解に関してフロックによる紫外線吸収の影響をモデルに組み込むことが必要であると考えられることが判った。原水濁度やフロック濃度から紫外線透過率を推定するモデルを付加

することで、原水水質の変動に応じた紫外線遊離残留塩素分解量を演算できるようになると考えられる。沈澱池におけるモデル演算に関しては、沈澱池入口付近のフロックが沈降していく領域での紫外線吸収効果を把握していくとともに、また日没に向けて実測値とモデル値が乖離していく現象については、今後も調査などを行い解明していく。

## 6. ま と め

浄水場の塩素注入システムの自動化・最適化に向けた残留塩素の消費・分解を予測するモデルの検討の一環として、紫外線による遊離残留塩素の分解量を演算するモデルを立案し、浄水場内における紫外線照射量と浄水プロセスにおける遊離残留塩素濃度の測定結果などよりモデルの評価を行った。原水の採水時刻と取水量、浄水プロセスの各槽容積から求めた滞留時間経過後の時刻における採水分析結果を比較して、遊離残留塩素濃度の減少量を算出し、これと開放型槽滞留中の紫外線強度の積算により演算した紫外線遊離残留塩素分解量を比較したが、紫外線による分解量が高めに算出される結果となった。そこで、原水中に含まれる濁質やフロックによる紫外線吸収を考慮することで、モデル値は実測値に近い値になることを確認した。一方、今回のモデルでは、雲が日射を遮った場合の紫外線の減衰を波長に関わらず一律としたことや、紫外線の照射角度の時間変化、遊離残留塩素の消費に伴う非解離態とイオン態の平衡移動などは考慮しておらず、また日射を受ける時間が長い沈澱池において、モデル値が日没に向けて大きく減少していき実測値から乖離していくなど、反映や解明できていない現象があることが判っている。モデルの修正や現象の解明などを進め、演算精度を上げていく検討を、今後も進めていく。

## 謝 辞

本研究は JWRC 研究課題公表による実証研究 (A-IDEA) のテーマ③：情報技術の活用による水道事業の基盤強化に資する研究かつ実フィールドでの実証を必要とする研究として、「AI を活用した最適化技術 (塩素注入の最適化) の開発」を題目として応募し採択された。データの収集にご協力頂いた長野市上下水道局犀川浄水場様に、この場をお借りして御礼申し上げます。

## 参 考 文 献

- 1) Y. Feng, D. W. Smith and J. R. Bolton: Photolysis of aqueous free chlorine species (HOCl and OCl) with 254 nm ultraviolet light, Journal of Environmental Engineering Science, Vol. 6,

**Table 3** Comparative results of actual measurements and modified models

	原水濁度 (度)	実測値 (mg/L)	モデル値 (mg/L)
11:15 原水	7.9	0.12	0.03
13:15 原水	7.6	0.16	0.02
15:00 原水	7.4	0.12	0.01
17:00 原水	7.1	0	0

- No. 3, pp. 277-284 (2007)
- 2) J. C. Morris : The Acid Ionization Constant of HOCl from 5 to 35°, Journal of Physical Chemistry, Vol. 70, pp. 3798-3805 (1966)
  - 3) 川西利昌, 飯田昌平 : 海面紫外反射に関する基礎研究, 日本建築学会環境系論文集, No. 573, pp. 111-115 (2003)
  - 4) 市川真人, 西岡明久 : 中, 遠赤外放射に対する水の吸収率と浸透深さの分光特性, 照明学会誌, Vol. 72, No. 2, pp. 102-108 (1988)
  - 5) T. I. Quickenden and J. A. Irvin : The ultraviolet absorption spectrum of liquid water, Journal of Chemical Physics, Vol. 72, pp. 4416-4428 (1980)
  - 6) H. Buiteveld, J. M. H. Hakvoort and M. Donze : The optical properties of pure water, SPIE Proceedings on Ocean Optics XII, 2258, pp. 174-183 (1994)
  - 7) 環境省環境保健部環境安全課 : 紫外線環境保健マニュアル (2015)
  - 8) Standard Solar Spectra, ASTM G-173-03, ISO9845-1 (1992)
  - 9) 小熊久美子, 小塩美香, J. Lohwacharin, 滝沢智 : 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 (2017)

## Consideration About the Amount of Decomposition of Free Residual Chlorine by Ultraviolet Rays in the Water Purification Plant

Takashi Menju<sup>1)†</sup>, Futoshi Kurokawa<sup>1)</sup>, Yukio Takanohashi<sup>1)</sup>, Jun Matsumoto<sup>1)</sup> and Suguru Yokoyama<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Infrastructure Systems Research and Development Center, Toshiba Infrastructure Systems & Solutions Corporation

<sup>2)</sup> Social Systems Div., Toshiba Infrastructure Systems & Solutions Corporation

† Correspondence should be addressed to Takashi Menju :

(Infrastructure Systems Research and Development Center, Toshiba Infrastructure Systems & Solutions Corporation

E-mail : takashi.menju@toshiba.co.jp)

### Abstract

Model construction for predicting consumption and disassembly of residual chlorine in a water purifying process is advanced towards automation and optimization of the chlorine dosing system in a water purification plant. Free residual chlorine is decomposed by ultraviolet rays in the daytime in open-type flocculation tanks and sedimentation tanks used in many water purification plants. Therefore, the model which calculates the amount of decomposition of free residual chlorine from the amount of ultraviolet radiation was designed. It was found that the calculation results of the decomposition model over-estimated the amount of decomposition, based on the results of measuring the amount of ultraviolet radiation and the concentration of free residual chlorine in the water treatment process on a sunny day. Since it was assumed that micro flocs were floating in the flocculation pond and absorbing ultraviolet rays, the effect of the absorption was confirmed by laboratory experiments. The accuracy of the model could be improved by taking into account the absorption of ultraviolet rays by flocks.

**Key words :** water purification process, free residual chlorine, hypochlorous acid, decomposition, ultraviolet radiation