(論 文)

トリハロメタン生成特性からみた水質評価(第2報)

— し尿処理水 —

Trihalomethane Formation Potential and It's Significance
for Water Treatment Process Evaluation; A Case Study
for Treated Water of Human Excreta.

相 沢 貴 子*, 眞 柄 泰 基*

Takako AIZAWA Yasumoto MAGARA

Abstract

Treated effluent water from processing system of human excreta is shown to have different THM-producing characteristics and treatment characteristics from those of natural humic coloured water.

The major features of the treated effluent are as follows:

(1) The fractionated components which are classified by gel chromatographic technique show different THM formation potentials from each other.

(2) The THM formation potentials of water after treatment by coagulation, activated carbon adsorption, ozonation and biological treatment processes changed.

Therefore, the classification of organic substances by their molecular weights and the measurement of THM formation potential of each classified component are important for the selection of treatment processes.

1. 緒 言

水中の有機物と塩素とが反応して生成するトリハロメタン(以下、THMと略す)は、人の健康に対して潜在的な危険性を有している。^{1) 2) 3)}飲料水中のTHM濃度を低下するには、THM前駆物質となる有機物を凝集沈殿^{4) 5) 6)}ろ過、活性炭吸着⁷⁾オゾン酸化処理⁷⁾で除去する方法、塩素剤注入量と塩素処理の位置を変更する方法⁸⁾塩素剤に代わる代替消毒剤^{10) 11)}や酸化剤¹²⁾を使用する方法、生成したTHMを除去する方法^{13) 14)}等がある。これらの方法を導入するには、処理対象とする原水の水質特性を十分に把握し、その水質特性に応じた処理方法を選択することが望まれる。

著者らは発生源の異なる水を対象に、標準的な条件で塩素処理を行ったときのTHM生成能とゲルクロマトグラフィー特性から含有する有機物の性質とTHM生成特性の関係を求め、さらに、それらの特性と各種水処理単位プロセスの処理特性との関連性を明らかにすることにより、THM低減化の処理技術選択のための基本的な実験手法と評価法の確立を計りたいと考えている。

第1報¹⁵⁾では、自然界由来のフミン質を含む泥炭地浸出水を対象に検討を行った。本報では人間活動に由来したフミン質を含む水として、し尿処理水を選び、前報と同様に原水と各種水処理単位プロセスの処理水についてTHM生成能とゲルクロマトグラフィー特性からTHM生成特性と除去特性について検討し、泥炭地浸出水との比較を行うこととした。

さらに、し尿の生物脱窒実験プラントの各処理工程で有機物量とTHM生成能がどのように変動するかについて調べることにした。

2. 実 験

2.1 試 料

二段活性汚泥法処理施設の処理水を採取し、これを0.45 μm のメンブレンフィルターで濾過し、不溶解性成分を除去した濾液を試料として用いた。

2.2 試料水の塩素処理とTHMの測定

試料水の全有機炭素濃度(以下、TOCと略す)が約5 mg/lになるように希釈調整し、これに塩素水を20℃

* 国立公衆衛生院衛生工学部 〒108 東京都港区白金台4-6-1 Department of Sanitary Engineering, The Institute of Public Health, 4-6-1, Shiroganedai, Minato-ku, Tokyo,

で所要反応時間後に遊離塩素が十分に残存するように加えたのち、0.1 N, NaOHまたは、 H_2SO_4 を用いてpHを調整し、びんに満水にしたのち密栓して静置する。所要反応時間経過後、試料水中に生成したTHMは前報¹⁵⁾に示したヘッドスペース法により測定した。

なお、pH 7.0、温度 20℃、反応時間 24 時間後に生成した単位 TOC 当たりの THM 濃度を THM 生成能とした。

2.3 ゲルクロマトグラフィー条件

実験には分取試料を多量に要するので、セファデックス G-25 のカラムは前報¹⁵⁾の 4 倍量の径 5.2 cm、長さ 1 m (ベツト容積 1910 ml) のものを使用した。溶出液は再蒸留水を用い、溶出速度 240 ml/時、流出液は 40 ml づつ分取し、各フラクションごとに、TOC、紫外部吸光度 (220 nm および 260 nm)、および色度を測定し、ゲルクロマトグラムを作製した。

2.4 凝集沈殿ろ過処理

凝集剤として硫酸アルミニウム [$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$] を用い、注入率および凝集 pH を変化させるジャーテストを行った。攪拌条件は急速攪拌 100 rpm、5 分、緩速攪拌 35 rpm、25 分であり、30 分間静置後の上澄水を 0.45 nm のメンブレンフィルターでろ過し、ろ液を処理水とした。

2.5 活性炭吸着処理

石炭系活性炭であるピツパバーグ CAL-F 400 を種の濃度になるように試料水に添加し、急速攪拌下で 1 時間接触させたのち、これを 0.45 nm のメンブレンフィルターでろ過し、ろ液を処理水とした。

2.6 オゾン酸化処理

試料水にオゾンを含む酸素を吹き込み、吹き込み開始後、適当時間経過ごとに反応容器内の試料水を採取し、処理水を得た。なお、オゾン消費量は通気オゾン量と排気オゾン量の差から求めた。

2.7 し尿の生物脱窒実験プラントにおける有機物量と THM の測定

生し尿を生物脱窒処理を行い、さらに、その処理水を pH 7.0、硫酸アルミニウム注入率 100 mg/l の条件で凝集沈殿処理を行い、各処理工程ごとに試料を採取した。採取した試料の 0.45 nm のメンブレンフィルターでろ過したろ液と未ろ液を TOC 5 mg/l となるように希釈し、塩素注入量 30 mg/l、pH 7.0、反応時間 24 時間の条件で塩素処理を行い、THM を測定した。また、有機物濃度は TOC を測定した。

2.8 その他の項目の試験方法

前報¹⁵⁾と同様に上水試験方法と Standard Methods により測定した。

3. 結果および考察

3.1 し尿処理水の THM 生成特性

し尿処理場の二段活性汚泥法処理水を採用し、0.45 nm のメンブレンフィルターでろ過し、ろ液を以下の実験に用いたが、その水質を Table 1 に示す。TOC、COD E 220、色度の値は泥炭地浸出水とほぼ等しいが、E 260 の値は泥炭地浸出水の約半分である。また、無機態窒素の形態は、し尿処理水中では NH_4-N 、 NO_2-N として存在しているが、泥炭地浸出水では NO_3-N のみが存在していた。

Table 1 Water quality characterization of effluents from human excreta treatment system by two stage activated sludges

pH	7.78	NH_4-N (mg/l)	43.6
TOC (mg/l)	39	NO_2-N (mg/l)	9.8
COD (mg/l)	48	NO_3-N (mg/l)	0
E 220	2.23	Cl^- (mg/l)	460
E 260	0.61	M-Al (mg/l)	450
Color (mg/l)	106		
E 260 / TOC	0.016	E 220 / TOC	0.057
Color / TOC	2.27	E 220 / Color	0.021
E 260 / Color	0.0058		

試料水を直接に塩素処理を行うと泥炭地浸出水と同様に多量の THM を生成したので測定誤差を少なくするために希釈を要した。

試料水を精製水で種々の希釈率になるように希釈し、これらに 24 時間塩素と反応させても遊離塩素が残留するように塩素水を加え、有機物濃度と 24 時間後の THM 生成量との関係を求めたところ、Fig. 1 に示す結果を得た。すなわち、TOC 濃度が 0~10 mg/l の範囲では、有機物濃度と THM 生成量は一次の関係がある。また、直線の勾配として示される単位 TOC 当たりの THM 生成量

Fig. 1 Relationship between THM produced and TOC

は、 0.32 nM/mg であり、前報¹⁵⁾で得た泥炭地浸出水の 0.40 nM/mg の 80 % の THM 生成能を有している。この差は両試料中に存在する有機物の種類の差によるものと考えられるが、その詳細な検討は今後の課題としたい。

20℃で恒温にした供試水に塩素を段階的に添加し、反応 pH を 7.0 に調整したのち、塩素と 24 時間反応させた各試料について、THM 生成量、残留塩素、色度、E₂₆₀ を測定した結果を Fig. 2 に示す。供試水中には $\text{NH}_4\text{-N}$ 、約 7 mg/l 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、約 2 mg/l 等が存在するので、

Fig. 2 Effect of chlorine on THM produced, color, residual chlorine and E₂₆₀ of human excreta

塩素添加量が約 80 mg/l の位置にブレイクポイントを認めた。また、残留塩素が完全に結合型として存在する状態では、THM の生成は認められないが、ブレイクポイントに到達する前にも、遊離塩素が極くわずかでも存在すれば、THM は生成する。さらに、ブレイクポイントを過ぎて、遊離塩素濃度が高くなるに従い、THM は急速に増加するが、遊離塩素がある一定濃度以上の条件では、THM 生成量は緩慢に増加する傾向を示す。

色度は泥炭地浸出水では塩素注入量に比例して徐々に減少したが、し尿処理水ではブレイクポイントに達するまでは急激に減少し、その後は徐々に減少することから二つの反応が起っていることが示唆された。

泥炭地浸出水では色度の減少と THM 生成量との間に一次の関係が認められたが、し尿処理水ではブレイクポイント以前の色度の減少は、THM 生成との間に深い関係が認められない。このことより、THM 前駆物質を水中の色度成分であると一義的に断定することは出来ないことになる。

pH 7.0、水温 20℃の条件で、供試水に塩素水を段階的に添加し、THM 生成量、塩素消費量、除去色度を測定した。Fig. 3 は塩素消費量と THM 生成量の関係を示す。Fig. 3 はブレイクポイント前では消費塩素量

Fig. 3 Relationship between THM produced and consumed chlorine

Fig. 4 Relationship between THM produced and color removed

Fig. 5 THM producing velocity

が多くても THM 生成量は少なく、ブレイクポイントが過ぎて、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 等の還元性物質が存在しなくなると、わずかな塩素消費でも THM は急激に増加することを示している。

Fig. 4 は除去色度と THM 生成量の関係を示す。Fig. 4 では THM 生成量と除去色度の間に正の相関関係が認められるが、試料中の色度成分には塩素で酸化されて色度が減少しても THM を生成しない成分と、減少した結果 THM を生成する成分とが存在することを示

している。すなわち、前者は Fig. 2 に示す塩素添加量の増加に伴いブレイクポイントに達するまでに急激に減少する色度成分に対応し、後者はブレイクポイントを過ぎて徐々に減少する色度成分に対応している。

以上、Fig. 2, Fig. 3, Fig. 4 の結果より、塩素と $\text{NH}_4\text{-N}$ や THM を生成しない成分との反応速度と THM を生成する色度成分の反応速度を比べると、前者の方がはるかに速いという結論になる。

供試水に塩素添加量 600 mg/l となるように塩素水を添加し、反応 pH が 4, 7, 10 の三条件のもとで生成する THM の時間変化を求めた結果を Fig. 5 に示す。この結果、各 pH 条件における THM 生成量と反応時間との間には、次式で示される関係が成立することが明らかとなった。

$$\text{pH } 10, [\text{THM}] = 4.62 [t]^{0.220} \dots\dots\dots (1)$$

$$\text{pH } 7, [\text{THM}] = 2.47 [t]^{0.218} \dots\dots\dots (2)$$

$$\text{pH } 4, [\text{THM}] = 1.74 [t]^{0.206} \dots\dots\dots (3)$$

THM : 塩素添加濃度 600 mg/l における THM 生成量 (μM)

t : 反応時間 (日)

すなわち、THM 生成反応は反応時間に拘らず、反応 pH が高いほど THM 生成量が多く、直線の勾配として示される反応速度は pH に関係しないことを示しており、泥炭地浸出水と同様の結果が得られた。

3.2 ゲルクロマトグラフィーによる分画成分の THM 生成特性

試料水を減圧濃縮法により常温で 20 倍濃縮し、その 50 ml をセファデックス G-25 ゲルを用いて溶出し、流出液の TOC, E₂₂₀, E₂₆₀, 色度を測定して得たゲルクロマトグラムを Fig. 6 に示す。し尿処理中の溶解性有機物は

Fig. 6 Gel-chromatograms of raw water and treated waters by coagulation, activated carbon adsorption and ozonation (Gel : G-25, Concentrated Ratio : 20)

Table 2 Characteristics of fractionated components by gel chromatography

Fraction		G-1	G-2	G-3
TOC	Content (mg)	13.0	4.8	12.1
	Distribution (%)	43.5	16.0	40.5
E ₂₂₀	Content (mg)	0.47	1.09	2.26
	Distribution (%)	12.3	28.5	59.2
E ₂₆₀	Content (mg)	0.23	0.09	0.32
	Distribution (%)	36.0	14.4	49.5
Color	Content (mg)	43.2	11.8	47.9
	Distribution (%)	42.0	11.4	49.5
E ₂₆₀ / TOC		0.018	0.019	0.027
Color / TOC		3.31	2.43	3.95
E ₂₂₀ / TOC		0.036	0.227	0.187
E ₂₆₀ / Color		0.0053	0.0078	0.0067
E ₂₂₀ / Color		0.011	0.092	0.047

泥炭地浸出水と同様に、三つの成分から構成されている。フラクション番号14～27, 28～34, 35～48の流出液をそれぞれ合一して、画群Ⅰ, 画群Ⅱ, 画群Ⅲとした。このフラクション番号は、K_d値で0～0.34, 0.37～0.56, 0.59～1.00に相当する。

なお、ゲルクロマトグラフィー操作におけるTOCの回収率はいずれも90%以上であり、K_d値が1以上の成分については検討を行わないこととした。

分取した各画群の有機成分溶出量と、それが全体に占める割合を存在率としてTable 2に示す。この結果、TOCは画群Ⅰが43.5%, 画群Ⅱが16.0%, 画群Ⅲが40.5%であり、セファデックスゲルに対して親和性の低い高分子量の有機物と、親和性の高い低分子量の有機物の割合がほぼ等しい。また、E₂₆₀、色度もTOCとほぼ等しい存在率を示す。しかし、E₂₆₀/TOC、色度/TOC等の値は各画群で異なり、含有する有機物の性質が異なることを示している。

各画群のTOCを5mg/ℓに調整し、塩素添加量30mg/ℓ、反応pH7.0の条件で塩素処理を行い、反応時間の経過に従い、THM生成能、残留塩素を測定した。

その結果、同一塩素処理条件でも各画群によりTHM生成能が異なり、各画群のTHM生成能と反応時間との間には次式で示される関係が成立することが明らかとなった。

$$\text{画群Ⅰ} \quad [\text{THM}_p] = 0.183[t]^{0.183} \dots\dots\dots (4)$$

$$\text{画群Ⅱ} \quad [\text{THM}_p] = 0.189[t]^{0.230} \dots\dots\dots (5)$$

$$\text{画群Ⅲ} \quad [\text{THM}_p] = 0.201[t]^{0.249} \dots\dots\dots (6)$$

THM_p: 塩素添加量30mg/ℓにおけるTHM生成能 (μM/mg), t: 反応時間(日)

すなわち、画群Ⅰ<Ⅱ<Ⅲと分子量の小さい画群ほどTHM生成能が高く、反応速度も低分子画群ほど大きいことを示している。

Fig. 7は各画群の塩素消費量の経時変化を示す。

Fig. 7は各画群とも反応時間が約1時間までの塩素消費反応が急速に進行し、その後の塩素消費反応は緩慢に進行することを示しており、前者はTHM生成反応に寄与する塩素量以外に無機性還元物質が消費する塩素量も含まれるものと考えられる。後者の塩素消費反応はTHM生成反応と同様に、低分子画群の塩素消費量が多く、反応速度も大きいことを示しており、両者の間には次式で示される関係が成立する。

$$\text{画群Ⅰ} \quad [C/Co] = 0.769[t]^{-0.065} \dots\dots\dots (7)$$

$$\text{画群Ⅱ} \quad [C/Co] = 0.628[t]^{-0.052} \dots\dots\dots (8)$$

$$\text{画群Ⅲ} \quad [C/Co] = 0.335[t]^{-0.117} \dots\dots\dots (9)$$

Co: 初期塩素濃度, 30mg/ℓ, C: 残留塩素濃度 (mg/ℓ)

t: 塩素反応時間(日)

以上の結果は泥炭地浸出水の場合と逆の傾向を示しており、同一条件で分画した各画群でも含有する有機物の性質でTHM生成能も生成速度も異なることから、今後は含有有機物についての検討を行う必要があると考える。

Fig. 7 Chlorine consuming velocity of fractionated components

(Co: Initial Cl₂ 30mg/ℓ, C: Residual Cl₂)

3.3 水処理単位プロセスのTHM生成能除去特性

し尿処理水を試料として、凝集沈殿ろ過、活性炭吸着および、オゾン酸化の各種水処理単位プロセスについて種々の条件で処理を行い、処理水のゲルクロマトグラム、残留有機物濃度およびTHM生成能により除去特性を検討することとした。

凝集剤注入率を変化させて、pH7の条件で凝集沈殿処理した処理水の有機物とTHM生成量の変化をFig. 8に示す。Fig. 8は凝集剤注入率が400mg/ℓで有機物除去率がほぼ平衡となり、凝集処理による除去可能な有機物の存在比は約50%であり、この状態におけるTHMの

Fig. 8 Effect of Alum dosage (pH 7.0)

Fig. 9 Coagulation map and THM formation potential of treated waters

限界除去率は約40%であることを示している。

つぎに、凝集剤注入率が400 mg/lで一定とし、凝集pHを3から9の7段階に変化させて凝集処理を行い、処理水の残存有機物濃度とTHM生成能を測定し、その結果を凝集マップとしてFig. 9に示す。し尿処理水は泥炭地浸出水と同様にアルミニウムの荷電中和能力が最大のpH 5付近で最大有機物除去率が得られる。最適凝集条件の有機物除去率は、し尿処理水のE220, TOC, 色度が約50%であり、泥炭地浸出水のそれは約70%と試料水による差異が認められたが、E260の除去率は約70%, THM生成除去率は約80%で両者とも一致する値を得た。

Fig. 8 および Fig. 9 より、凝集処理によるTHM生成抑制効果は凝集剤注入率によることより凝集pHを適正化の方が効果的であると結論できる。

凝集pH 4.9の処理水を20倍に濃縮して得たゲルクロマトグラムをFig. 6に示す。原水のゲルクロマトグラムと対比すると明らかに、凝集処理では主に高分子量の画群, I, IIの有機物除去率が高く、低分子量画群IIIの有機物除去率が低い。し尿処理水の画群IIIの全体に占める割合は約40%であり、泥炭地浸出水の約10%と比べ、その割合が多い。したがって、し尿処理水の凝集処理による有機物除去効果は十分でないものと考えられる。しかしながら、凝集処理によるE260の除去率は高く、これに伴いTHM生成除去率も高い結果が得られたことより、THM前駆物質はE260を発現する有機物群と関連があり、その性質は被吸着性が強いと推察される。

水温20℃の条件で活性炭注入率を変化させて吸着実験を行い、処理水の有機物量とTHM生成能を測定し、その結果を吸着等温線としてFig. 10に示す。泥炭地浸出

Fig. 10 Adsorption isotherms of human excreta treated water

Fig. 11 Effect of ozonation

水と同様に、し尿処理水でもE260とTHM生成能の直線の勾配はほぼ同じ値を示し、両者の被吸着能がほぼ一定であることが示唆された。しかし、E220、色度の直線の勾配は泥炭地浸出水とは異なり、E220、色度を発現する物質が異なるために、被吸着能の差として現われたものと考えられる。また、Fig. 6に示す活性炭吸着処理水のゲルクロマトグラムより泥炭地浸出水のそれと同様に画群による選択的な除去特性は見られず、ほぼ一様に吸着が行われることが明らかとなった。

し尿処理水に対するオゾン酸化処理の効果をオゾン消費量とTHM生成能および有機物残存量の関係としてFig. 11に示す。オゾン酸化によるTOCの減少量は僅かであるにもかかわらず、二重結合をもつ有機物の指標であるE260、色度の減少は著しいことから、オゾンが反応性に富んだ有機物の二重結合部位を酸化、開裂する効果が高いことが考えられた。また、これに伴い、THM生成能も抑制されることが明らかとなった。E220はオゾン消費量が40 mg/ℓまでは減少する傾向を示すが、オゾン消費量がそれ以上になると増加し、多量のオゾン注入により含有成分の一部がE220を発現する成分に変化していることが推察された。この試料中の成分は多量に含まれるNH₄-N、NO₂-Nがオゾン酸化を受け、NO₃-N、NO₂-Nに変化し、E220を増加したと考えられる。

原水のTHM生成能を50%抑制するのに要する単位TOC当たりのオゾン消費量は、泥炭地浸出水が7.2 mg

/mg、し尿処理水が0.7 mg/mgであり、70%を抑制するには泥炭地浸出水が11.1 mg/mg、し尿処理水が1.7 mg/mgと、オゾン処理によるTHM生成抑制効果は、し尿処理水の方が高いことが明らかとなった。

オゾン消費量が17 mg/ℓのオゾン処理水のゲルクロマトグラムをFig. 6に示す。オゾン酸化により各画群のE260、色度は著しく減少するが、TOCは原水に対する除去率が90%で、有機物総量としてはほとんど変化しないが、高分子量画群Iが画群IIに転換し、画群IIIもより低分子化する傾向を示し、有機物の性状が変化すると考えられる。さらに、オゾン注入量を多くした試料のゲルクロマトグラムでは、各画群の有機物はさらに減少し、低分子化の傾向もさらに著しくなることが明らかとなった。

し尿処理水の各画群のTHM生成能に対するオゾン処理効果を検討した結果、高分子量画群ほど処理効果が大

Fig. 12 Treatment processes of human excreta with biological denitrification

Table 3 Results of TOC, THM produced and THM formation potential from the biological denitrification processes

		TOC (mg/ℓ)	THM (μM)	THM Formation Potential (μM/mg)
Sample-1	Dissolved Matter	2100	141	0.067
	Indissolved Matter	2900	232	0.080
	Total	5000	372	0.074
Sample-2	Dissolved Matter	81	20.2	0.250
	Indissolved Matter	23	4.1	0.179
	Total	104	24.3	0.234
Sample-3	Dissolved Matter	62	17.6	0.284
	Indissolved Matter	2	0.50	0.252
	Total	64	18.1	0.283
Sample-4	Dissolved Matter	44	11.0	0.250
	Indissolved Matter	3	0.84	0.280
	Total	47	11.8	0.252

さく、オゾン消費量が約40 mg/ℓで各画群とも限界除去率80%で平衡に達することが明らかとなった。

3.4 し尿の生物脱窒実験プラントにおける有機物およびTHM生成能の除去特性

し尿生物脱窒実験プラントの処理フローと試料採取地点をFig. 12に示す。Table 3には各試料の溶解性有機物および、不溶解性有機物濃度、THM生成量、THM生成能の結果を示す。生し尿ではTOC濃度、THM生成量が非常に高いが、生物脱窒処理水では約3倍に希釈されているものの、有機物が良く除去されており、とくに不溶解性有機物の除去効果が著しい。また、これに伴いTHM生成量も減少するが、THM生成能は著しく増加しており、活性汚泥によりし尿中のTHM生成能の高い物質が十分に除去しきれないか、藻類等がTHM前駆物質を生成することも^{16) 17)}あり、活性汚泥生物についてもTHM生成能を上昇する役割を果しているものと考えられる。この傾向は接触酸化処理水ではさらに増長される。凝集沈殿処理水ではTHM生成量の約35%が減少するが、THM生成能除去率は10%程度しか得られず、し尿中のTHM生成能の高い物質は、pH7付近の凝集条件では除去効果が低いことが明らかとなった。

4. お わ り に

公共用水域への有機物排出源のうち、人間活動に伴う排出源としてし尿処理水を選び、THM生成特性からみた水質評価を行った。

その結果、し尿処理水の単位TOC当たりのTHM生成量は0.32 μM/mgであり、前報で報告した泥炭地浸出水の0.40 μM/mgとほぼ同等のTHM生成能を有することが明らかとなった。したがって、し尿処理水はTHM前駆物質発生源として検討の対象とすべきであるという結論が得られた。

し尿処理水をゲルクロマトグラフィーで分画した結果分子量の大きい画群Iと分子量の小さい画群IIIが全体の約40%づつ存在した。反応時間が24時間後のTHM生成能は画群Iが0.18 μM/mg、画群IIIが0.28 μM/mgで、分子量の小さい画群ほどTHM生成能が高く、反応速度も大きく、塩素消費反応もこれと同様の傾向を示した。

し尿処理水を凝集沈殿・過、活性炭吸着、オゾン酸化により処理し、処理水のTHM生成能と残存有機物濃度を検討した結果、処理方式により試料水中の有機物除去特性が異なり、これに伴いTHM生成抑制効果にも違いがあることが明らかとなった。

また、し尿の生物脱窒実験プラントにおける有機物除去性とTHM生成特性を検討した結果、活性汚泥による生物処理では、し尿中のTHM前駆物質を大幅に減少することが可能であるが、THM生成能の高い物質が十分

に除去しきれないか、あるいはTHM生成能の高い物質が活性汚泥生物により生成されることが推察された。

なお、本研究は土木学会衛生工学委員会水質管理に関する研究小委員会で実施した厚生省委託・国立機関公害防止等試験研究費「公共用水域における有機塩素化合物の発生メカニズムとその除去に関する研究」の一部である。また、本論文の一部は第15回水質汚濁研究会年次学術講演会で発表した。

(原稿受理：昭和57年2月9日)

— 引用 文 献 —

- 1) EPA (1979), National interim primary drinking water regulation; Control of trihalomethanes in drinking water, Federal Register, 44, 231,
- 2) 佐谷戸安好, 安藤正典, 中室克彦, (1979), 変異原と毒性, 7, 65 - 87,
- 3) Wilkins III, J. R., Reiches, N. A., Kruse, C. W., (1979) Organic chemical contaminants in drinking water and Cancer, Am. J. Epidemiol., 110, 4, 420 - 448,
- 4) Babcock, D. B., Singer, P. C., (1979) Chlorination and coagulation of humic acid and fulvic acid, Jour. AWWA, 71, 3, 149 - 152,
- 5) Young, J. S., Singer, P. C., (1979) Chloroform formation in public water supplies; A case study, Jour. AWWA, 72, 2, 87 - 95,
- 6) Oliver, B. O., Lawrence, J., (1979) Haloforms in drinking water; A study of precursor and precursor removal, Jour. AWWA, 71, 3, 161 - 163,
- 7) Barnetts, R. H., Trussel, A. P., (1978) Controlling organics; The Casitas municipal water district experience, Jour. AWWA, 70, 11, 660 - 664,
- 8) Blanck, C. A., (1979) Trihalomethane reduction in operating water treatment plants, Jour. AWWA, 71, 9, 525 - 528,
- 9) Harms, L. L., Looyenga, (1977) Chlorination adjustment to reduce chloroform formation, Jour. AWWA, 69, 5, 258 - 263,
- 10) Vogt, C., Regli, S., (1981) Controlling trihalomethanes while attaining disinfection, Jour. AWWA, 73, 1, 33 - 40,
- 11) Monscvitz, J. T., Rexing, D. J., (1981) A pilot study of chlorine dioxide use to reduce total trihalomethanes, Jour. AWWA, 73, 1, 94 - 96,
- 12) Singer, P. C., Borchardt, J. H., et al (1980)

- The effects of permanganate pretreatment on trihalomethane formation in drinking water, Jour. AWWA, 72, 10, 573 - 578,
- 13) 真柄泰基, 相沢貴子, 国包章一, (1979)
粉末活性炭吸着による水中の低沸点有機塩素化合物の除去, 第30回全国水道研究発表会講演集, 527 - 529,
- 14) 梶野勝司, 芦谷和芳, 大谷晴康, (1980)
水中微量有機物の粒状活性炭による除去, 第31回全国水道研究発表会講演集, 505 - 507,
- 15) 相沢貴子, 真柄泰基, (1980) トリハロメタン生成特性からみた水質評価; 天然有機着色水, 水質汚濁研究, 3, 4, 39 - 46,
- 16) Hoehn, R. C., Barnes, D. B., Thompson, B. C., et, al (1980) Algae as sources of trihalomethane precursors, Jour. AWWA, 72, 6, 344 - 350,
- 17) 福島博, 真柄泰基, 相沢貴子 (1981), 藻類によるトリハロメタン前駆物質の生成, 第15回日本水質汚濁研究会年次学術講演会講演集, 106 - 108,

「水質汚濁研究」 ご購読のご案内

本誌は、水質関連分野における科学者の提携・協調を図り、水質汚濁研究に関する分野の学術の向上に寄与するための学術誌で、現在、年6回の頻度で発行されています。

本誌は、原則として年間予約購読をたてまえとしていますので、ご購入ご希望のさいには年間購読料(7,200円、(別に送料420円))を添えて、右記の発売所にお申し込みください。ご送金には現金書留あるいは郵便振替口座をご利用ください。また、本誌は書店経由にても入手することができます。その場合には、右記の発売所が取引を行っている下記の書籍取次店が取次ぎますので、その旨を書店に申付けてご入手ください。

(取次店: 東京出版販売(株), 日本出版販売(株), 髙大阪屋, 髙中央社, 栗田出版販売(株), 全国官報販売協同組合)

なお、本誌は日本水質汚濁研究協会の会員には、会員特典の一環として配付されます(年会費: 国内個人会員6,000円)。入会ご希望の方は下記の日本水質汚濁研究会あてご連絡ください。

(入会申込み先)

〒162 東京都新宿区市ヶ谷砂土原町1-1 (保健会館別館)
社団法人 日本水質汚濁研究協会
☎(03)268-0793

(発 売 所)

〒107 東京都港区赤坂 9-1-244 (秀和赤坂ビル)
公害対策技術同友会
郵便振替口座 東京 0-17635 番 ☎(03)404-5714 (代)