

黒部川の水質とトリハロメタン (II)

— トリハロメタン生成能と水質との関連 —

中西 成子 中山 和好 日野 隆信 成富 武治
小室 芳洵 菊池 幸子 吉田 豊

Relationship between the Water Quality and Trihalomethanes
in Kurobe River (II)

—Effect of the Water Quality on Trihalomethane Formation
Potential (THMFP) —

Shigeko NAKANISHI, Kazuyoshi NAKAYAMA, Tokanobu HINO,
Takeharu NARITOMI, Yoshinobu KOMURO, Sachiko KIKUCHI
and Yutaka YOSHIDA

Summary

River water and wastewater were collected at 11 stations of Kurobe River from February 1983 to May 1984 to study the effect of water quality on THMFP.

The major results were as follows.

- (1) THM corresponding to 0.1-0.2% carbon of TOC in river water yield after reaction of chlorine for 24 hours.
- (2) The concentration of THM precursor were evaluated by UV absorbance at 260nm.
- (3) The increase of brom ion in river water had a positive effects on THMFP.
- (4) The soluble organics in river water were fractionated by gel chromatography on Sephadex G-25.

I はじめに

水道水中のトリハロメタン (THMと略す) は、原水中の有機物と処理過程で加えられる塩素とが反応して生成するものであるが、米国で水道水中の微量有機物と発癌性との関連が論議されて以来¹⁾、水道水中のTHMの抑制が重要な課題となっている。日本では1981年に水道水中の総THM濃度 (クロロホルム、ブromoジクロロメタン、ジブromoクロロメタン、ブromoホルムの合計濃度) として、年間平均値で0.10mg/l以下という制御目標値が定められている。

原水中の有機物がTHMや、その他特定することができない多種類の有機ハロゲン反応生成物の前駆物質となるのであるから、水質汚濁の進行している表流水を原水とする水道ではこのTHM問題は深刻である。千葉県においては、急激な工業化とそれに伴う人口増加のため水需要が増大し、水道水源として表流水に依存する割合が年々増

えている。県内には利根川を除いて大きな河川はなく、流域面積、流量ともに小さく平坦な地形も加わって有機汚濁を受けやすい小河川が水源として利用されている。一方増大する水需要を支えている利根川も最下流部での取水であり、すでに繰り返し利用されてきた河川水中の安定有機物濃度は高いものと思われる。そのうえ小河川を使つての導水、ダムや湖沼での貯留等の過程で更に有機汚濁が進行する恐れがある。

筆者等は、これらの状況をよく反映する黒部川をモデルとして選び、THM生成に係わる要因を明らかにすることを目的とした調査を行ってきた。水質の測定結果は資料²⁾として、黒部川の流入汚濁負荷量、水利用状況、水質の特徴等は河川解析³⁾として報告した。本稿は、黒部川の水質とTHM生成との関連を検討したものである。

II 方法

1. 採水地点
河川解析³⁾参照
2. 調査時期

千葉衛生研究所

(1984年9月29日受理)

1983年の各季節毎に4回実施した調査結果を基にして、データが不足したものについては、1984年の調査結果も併せて検討した。採水は1983年2月16日、5月19日、8月24日、11月28日、1984年2月22日、5月23日に行った。

3. 試料

各調査毎に、河川水9検体と、し尿処理場および場の放流水2検体の計11検体を採水し、これに孔径0.45μmメンブランフィルターで濾過した濾過水11検体を加えて計22検体を1回の調査試料水とする。

4. 測定方法

1) 総THM生成能⁴⁾

試料水に、20°Cで24時間暗所に静置後、遊離残留塩素が1~2mg/ℓの範囲で残留するように塩素を添加し、直ちにpHを7.0±0.2に調整する。24時間経過後生成したTHMの濃度を測定する。

2) 最終THM生成能

試料水に塩素50mg/ℓを添加し、直ちにpHを7.0±0.2に調整する。20°Cの暗所に168時間静置後生成したTHMの濃度を測定する。

3) 他の項目については資料²⁾を参照

III 結果と考察

1. 最終THM生成能の意義

黒部川の水を原水とする水道水を7日間、20°Cで暗所に静置し、生成するTHMと遊離残留塩素の濃度を経日測定した結果を図1に示した。図2は黒部川と栗山川の水を原水とする水道水の総THM生成能を、温度条件だけ変えて測定した結果である。いずれの測定値も、水道水の20°Cにおける総THM生成能に対する比で表わしている。図1では48時間後には水道水中のTHM濃度が総THM生成能をこえ、その後増加カーブはゆるやかになるが、

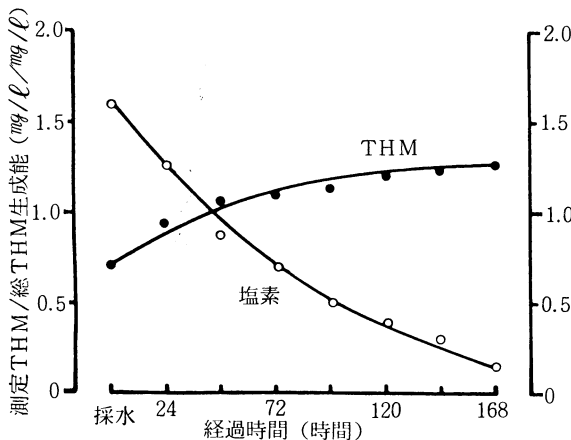


図-1 水道水の7日間経日THM測定

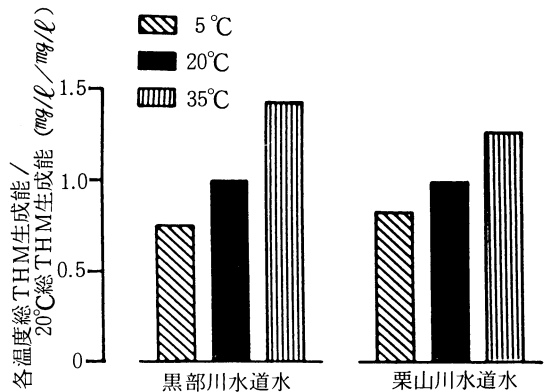


図-2 温度条件によるTHM生成能の変化

168時間後遊離残留塩素が0.2mg/ℓ以下になっても増加は続いている。また、図3は温度が高くなる程THM生成能も高くなることを示している。

以上の結果から、自然水中にはTHMの生成速度が遅い前駆物質がかなり含まれているものと考えられるので、最終THM生成能の測定を行い図3に示した。最終THM生成能は、総THM生成能のほぼ2倍に相当する。

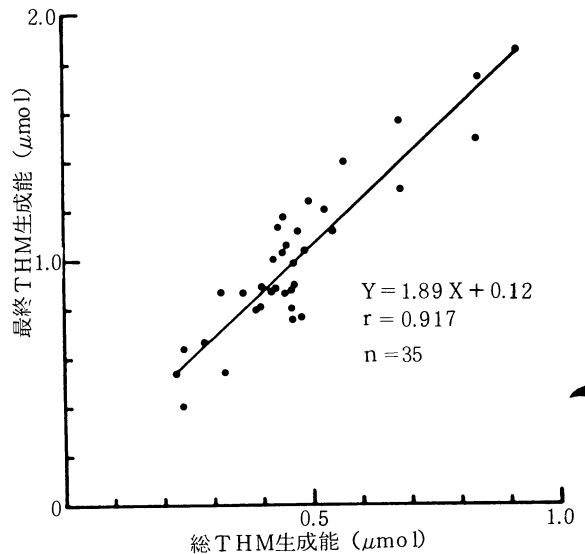


図-3 河川水(0.45μ濾過)の総THM生成能と最終THM生成能の関係

2. 溶解性有機物とTHM生成能

現在表流水を原水とする浄水場では、前塩素・凝集沈澱・急速濾過というのが標準的な処理法となっているが、この処理法は懸濁物質の除去が第一義的であって溶解性物質の除去については余り期待できない。そこで水道水中のTHM前駆物質として問題とされるのは主に溶解性有機物質である。

溶解性有機物量の指標となる水質検査項目として、TOC, COD(Mn100°C), KMnO₄消費量, 220mμ, 260mμ,

370 mμの各紫外部吸光度（E₂₂₀, E₂₆₀, E₃₇₀と略す）を測定した。TOCは有機物中の炭素量を測定しているため、トータルな有機物量の収支を知るためには不可欠なものであるが、懸濁成分のTOCの測定は困難である。溶解性有機物と懸濁性有機物との比較を可能とするため、CODとKMnO₄消費量の測定も併せて行った。Rook⁵⁾が、THMと色度との相関から自然水中のフミン質をTHM前駆物質として、その化学構造からハロホルム反応によりTHMが生成していることを指摘して以来、有機物質の化学構造とTHM生成との関連については多くの研究がなされてきた⁶⁾。紫外部吸収に係わる化学構造を持つ有機物は、THM生成量が高いとされている。

1) 河川水

表1にと場と屎処理場の放流水を除く、0.45 μmメンブランフィルター濾過（0.45 μ濾過と略す）河川水の12水質検査項目間の相関係数を、表2に各項目の最大、最

小、平均値と標準偏差値を示した。THM生成能の測定では、生成THMの構成比が異ると、等モルのTHMが生成しても各々の分子量の違いからTHMの重量濃度は違ってくる。そこでTHM生成能の測定値はすべて、μmol濃度に換算し、他の項目については原データのまま計算を行った。

総THM生成能、最終THM生成能、TOC、COD、KMnO₄消費量、E₂₆₀についてはいづれの間にも $r = 0.89 \sim 0.98$ の正の相関関係があった。また、河川水の色度を測定するE₃₇₀もこれらの項目と比較的良好相関（ $r > 0.77$ ）を示した。E₂₂₀はNO₃-Nとのみ強い相関（ $r = 0.97$ ）を示し、有機物濃度の指標とはならない。E₂₆₀には紫外部吸収を示す無機成分（NO₃⁻, NO₂⁻等）の影響は認められなかった。総THM生成能測定の際に消費された塩素量は、NH₄-Nと $r = 0.96$ の相関を示し、NH₄-N測定値の変動係数69.1%と併

表1 河川水（0.45 μ濾過）の水質検査項目間の相関係数

(n = 35)

	X 1	X 2	X 3	X 4	X 5	X 6	X 7	X 8	X 9	X 10	X 11	X 12	
総THM生成能(μmol)	X 1	1.00											
Cl ₂ 消費量(mg/l)	X 2	0.43	1.00										
最終THM生成能(μmol)	X 3	0.92	0.44	1.00									
KMnO ₄ 消費量(mg/l)	X 4	0.89	0.28	0.90	1.00								
COD(Mn) (")	X 5	0.93	0.38	0.91	0.96	1.00							
TOC (")	X 6	0.95	0.49	0.90	0.91	0.97	1.00						
E ₂₂₀ ※	X 7	-0.16	0.39	-0.18	-0.32	-0.24	-0.12	1.00					
E ₂₆₀ ※	X 8	0.91	0.31	0.93	0.98	0.97	0.92	-0.32	1.00				
E ₃₇₀ ※	X 9	0.77	0.18	0.86	0.93	0.87	0.79	-0.36	0.94	1.00			
NH ₄ -N (mg/l)	X 10	0.22	0.96	0.21	0.02	0.15	0.27	0.45	0.06	0.07	1.00		
NO ₃ -N (")	X 11	-0.33	0.28	-0.34	-0.49	-0.42	-0.31	0.97	-0.49	-0.50	0.39	1.00	
Fe (")	X 12	0.75	0.17	0.73	0.83	0.81	0.76	-0.35	0.83	0.80	0.03	-0.50	1.00

※蒸留水を対照とし1 cmセルで測定

表2. 河川水（0.45 μ濾過）の水質

(n = 35)

	最大値	最小値	平均値	標準偏差	変動係数(%)
総THM生成能 (μmol)	0.920	0.226	0.471	0.160	33.9
Cl ₂ 消費量 (mg/l)	31.0	3.3	13.6	6.07	44.8
最終THM生成能 (μmol)	1.863	0.407	1.012	0.329	32.5
KMnO ₄ 消費量 (mg/l)	30.5	5.8	14.5	5.90	40.6
COD(Mn) (")	12.8	2.3	5.6	2.40	42.6
TOC (")	9.8	1.8	4.0	1.68	42.2
E ₂₂₀	1.885	0.356	0.626	0.304	48.5
E ₂₆₀	0.214	0.028	0.090	0.043	47.3
E ₃₇₀	0.037	0.004	0.017	0.008	48.2
NH ₄ -N (mg/l)	2.83	0.09	0.94	0.65	69.1
NO ₃ -N (")	6.65	0.22	1.62	1.33	82.2
Fe (")	0.09	0.01	0.03	0.02	65.5

せると黒部川においては、塩素消費量はTHM生成量の指標とはならない。

他の成分の中では、溶存鉄が総THM生成能、最終THM生成能、TOC、COD、KMnO₄消費量、E₂₆₀、E₃₇₀とかなりの相関 ($r > 0.66$) を示した。

TOCと総THM生成能との関係を図4に示した。図4から河川水中の有機炭素のおよそ0.1~0.2%の炭素に相当するTHMが反応時間24時間で生成していること

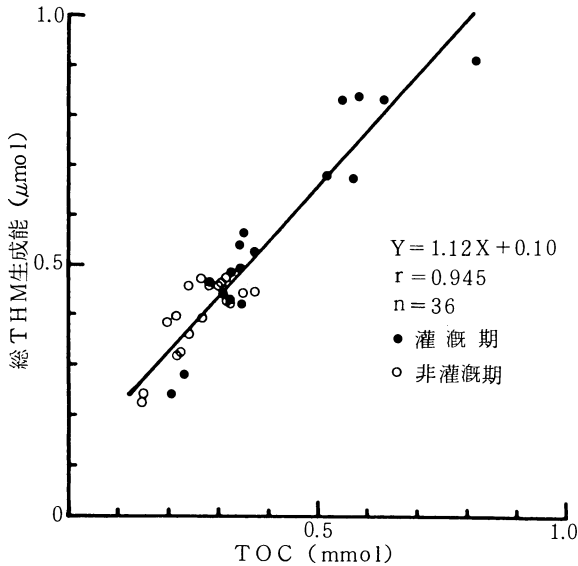


図-4 河川水 (0.45μ 戸過)のTOCと総THM生成能の関係

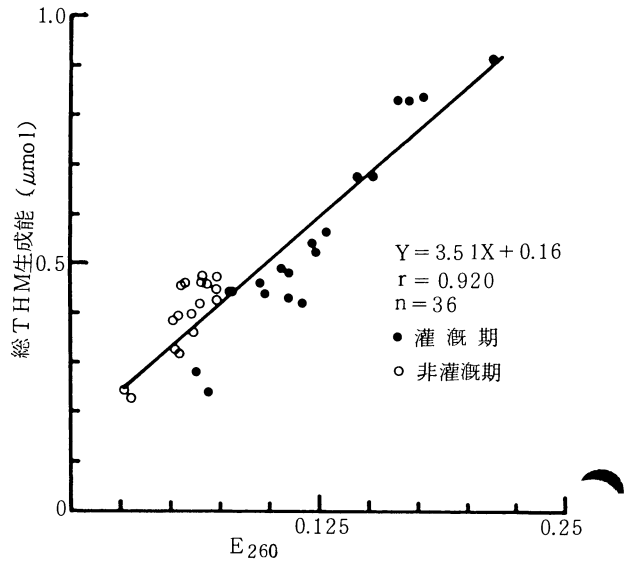


図-5 河川水(0.45μ 戸過)のE₂₆₀と総THM生成能の関係

がわかる。図5に示したE₂₆₀と総THM生成能の関係から、非灌漑期の河川水のE₂₆₀の値は、灌漑期に比べて低いのが、E₂₆₀当りのTHM生成率 (THM/E₂₆₀の平均=6.77) は、灌漑期のTHM生成率 (THM/E₂₆₀の平均=4.49) より高いことがわかる。TOC当りの生成率には、このような顕著な差は認められなかった。

別報³⁾で報告されたように、黒部川の水質は各採水地点、各季節で大きく変動するが、THM生成能の値は、

表 3. 河川水の溶解性有機物濃度とTHM生成能との関係

Y	X	回 帰 式	r
総THM生成能 (μg/l) (n=36)	E ₂₆₀	Y = 45.12 X + 3.14	0.85
	TOC (mg/l)	Y = 12.36 X + 2.295	0.90
	COD (")	Y = 8.15 X + 2.593	0.87
	KMnO ₄ 消費量 (")	Y = 3.21 X + 2.553	0.83
最終THM生成能 (μg/l) (n=35)	E ₂₆₀	Y = 89.86 X + 5.55	0.91
	TOC (mg/l)	Y = 22.66 X + 4.618	0.90
	COD (")	Y = 15.71 X + 4.774	0.89
	KMnO ₄ 消費量 (")	Y = 6.24 X + 4.585	0.87

表 4. と場・し尿処理場放流水のTHM生成率

試 料	THM/TOC (μmol/mmol)	THM(μmol)/E ₂₆₀	E ₂₆₀ /TOC (mmol)
と場放流水	0.79	6.19	0.13
	0.95	5.87	0.16
	1.20	6.74	0.18
	0.58	5.29	0.11
	0.56	6.82	0.08
し尿処理場放流水	1.79	6.51	0.28
	1.68	4.62	0.36
	1.75	5.19	0.34
	1.34	5.60	0.24
	1.28	5.24	0.24
河川水 (n=36) 平均±標準偏差	1.46 ± 0.20	5.63 ± 1.35	0.27 ± 0.05

溶解性有機物の濃度より十分推測できるので、表3に重量濃度での相関係数と回帰式を示し、THM生成能の採水地点や季節ごとの記述は省略する。回帰式より最終THM生成能が $0.10\text{mg}/\ell$ 以下となる限界の水質を算出すると、 $\text{TOC} = 2.4\text{mg}/\ell$ 、 $E_{260} = 0.050$ 、 $\text{COD} = 3.3\text{mg}/\ell$ 、 KMnO_4 消費量 $=8.7\text{mg}/\ell$ となる。

2) と場およびし尿処理場放流水

黒部川に直接流入し、汚濁負荷源となっているNo.2のと場放流水、No.5のし尿処理場放流水の溶解性有機物濃度とTHM生成能との関係を、河川水と比較して検討した。

表4に両放流水と河川水のTOC、 E_{260} 当りのTHM生成率を示した。 E_{260} 当りの生成率は、河川水においては変動係数が24%と大きい、両放流水、河川水ともほぼ同一レベルにある。TOC当りの生成率は、と場放流水

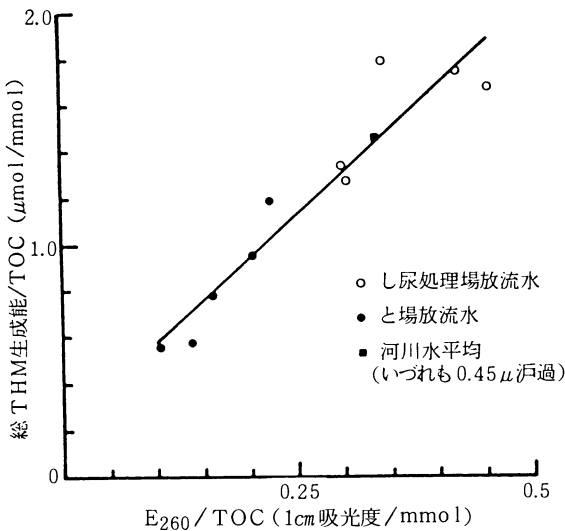


図-6 し尿処理場・と場放流水および河川水のTHM生成率

表5. 臭素イオン添加実験における総THM生成能測定結果

Br^- (mg/l)	CHCl_3 ($\mu\text{g}/\ell$)	CHBrCl_2 ($\mu\text{g}/\ell$)	CHBr_2Cl ($\mu\text{g}/\ell$)	CHBr_3 ($\mu\text{g}/\ell$)	THM ($\mu\text{g}/\ell$)	THM (μmol)
0.09	19.3	23.6	15.9	0.0	58.8	0.382
0.19	14.6	24.8	26.6	4.3	70.3	0.418
0.39	11.4	25.3	40.9	13.2	90.8	0.498
0.59	10.3	25.0	46.0	23.4	104.7	0.552
0.79	9.4	22.5	45.5	28.8	106.2	0.548
1.09	7.9	18.0	49.7	56.6	132.2	0.638
2.09	5.9	9.8	38.4	95.9	150.0	0.673
5.09	2.8	4.4	20.2	140.6	168.0	0.703

試料 河川水 (0.45 μ 透過)
 $\text{TOC} : 3.2\text{mg}/\ell$, $E_{260} : 0.084$, $\text{Br}^- : 0.09\text{mg}/\ell$

が河川水とし尿処理場放流水の $1/2 \sim 1/3$ と低い値を示した。図6にTHM/TOCと E_{260}/TOC の関係を示したが、丹保等⁷⁾が指摘したように、TOC中に占める E_{260} に吸収を示す有機物の割合が高い程、TOC当りのTH

M生成率が高いという結果が得られた。

以上の結果から、水質検査項目のなかでは E_{260} の測定値がTHM前駆物質量を最も良く反映し、河川水のTHM生成率はし尿処理場放流水と同じレベルにあることが明らかになった。

3. 臭素イオンのTHM生成能に与える影響

河川水の総THM生成能の測定で生成したTHM中に占める含臭素THM (CHBrCl_2 , CHBr_2Cl , CHBr_3 の合計量)の割合は、モル比で約35~90%と変動が大きい。含臭素THMは水中に存在する臭素イオンが塩素に酸化されて臭素となり、これが有機物と反応して生成する⁵⁾。陸水中の臭素イオンのレベルは数10~数100 $\mu\text{g}/\ell$ であるが、海中には65 mg/kg 含まれており、海水の混入がある陸水中では生成THM中に占める含臭素THMが増大し、塩素と臭素の原子量の違いからTHMの重量濃度が高くなることが知られている。

1) 河川水への臭素イオンの添加実験

河川水のTHM生成能に及ぼす臭素イオン濃度の影響を知るために、河川水に臭素イオンを添加し、総THM生成能の測定を行った。実験に用いた河川水(1984年2月採水, No.10)の水質は $\text{TOC} = 3.2\text{mg}/\ell$ 、 $E_{260} = 0.084$ 、臭素イオン $=0.09\text{mg}/\ell$ であり、臭素イオンは $0.10 \sim 5.0\text{mg}/\ell$ の範囲で添加した。表5に実験結果を示したが、臭素イオン濃度の増加につれ、含臭素THMの割合が増え、THM濃度は重量濃度でもモル濃度でも増加している。

添加実験における臭素イオン濃度と総THM生成能との関係は、 $[\text{THM}, \mu\text{mol}] = 0.203 \log[\text{Br}^-, \mu\text{mol}] + 0.365$ となり、生成THM濃度はlog変換した臭素イオン

濃度と一次の比例関係で増加している。

2) 河川水の臭素イオン濃度とTHM生成率

黒部川においては、10倍程度 ($0.05 \sim 0.5\text{mg}/\ell$)の臭素イオン濃度の変動は十分にあり得るので、添加実験の

結果から臭素イオン濃度もTHM生成能の反応因子となりうる。添加実験と異なり河川水では前駆物質、塩素、臭素イオンの各濃度は相互に変動しており、臭素イオンの影響を定量的に把握するのは難しく、その関係は殆んど知られていない。1983年の調査で臭素イオン濃度を測定できたのは、2月の調査のみであったので、1984年の2月、5月の測定結果を併せて河川水の試料数を27とし、河川水のTHM生成能に与える臭素イオン濃度の影響を検討した。

E₂₆₀を前駆物質濃度の指標とし、前駆物質濃度の異なる河川水間の臭素イオン濃度の変動をBr⁻μmol/E₂₆₀で表わすこととした。河川水のE₂₆₀当りの総THM生成能(μmol)とBr⁻/E₂₆₀との関係を、表5の添加実験の結果とともに、図7に示した。THM/E₂₆₀とBr⁻/E₂₆₀の間には、片対数の相関関係が認められたので、黒部川における臭素イオン濃度の増加は、単位前駆物質質量当

りのTHM生成量を増加させていることが明らかになった。一方臭素イオンの増加だけでなく、前駆物質質量の減少によってもTHM生成率は高くなることになる。活性炭吸着処理などで、河川水中の有機物量を減らした場合、臭素イオン濃度は変わらないので、前駆物質質量当りのTHM生成率は高くなり、前駆物質の除去率に比べてTHM生成能の除去率が悪くなることが予想される。

4. 水質の特徴とTHM

1) 海水の流入

1983年2月採水の河川水の塩素イオンと臭素イオンの濃度の間には相関($r=0.97, n=9$)が認められ、下流から上流に向けて両イオン濃度が漸次減少することから、黒部川水門から海水が流入していることがわかる。また11月採水の河川水の臭素イオン濃度は未測定であるが、THM中に占める含臭素THMの割合が高く、塩素イオン濃度と含臭素THMの割合に比例関係があることから、やはり水門から海水が流入していることは明らかである。一方1983年5月、8月採水の河川水は、No.1を除くと含臭素THMの割合がモル比で40~50%レベルにあることから、調査時には海水の流入はなかったと判断できる。以上の結果から、図5にみられる灌漑期と非灌漑期のE₂₆₀当りのTHM生成率の違いは、臭素イオンの影響によるものと考えられる。

海水の流入は非灌漑期だけでなく、河川が渇水状態になればいつでも起こりうるが、非灌漑期は黒部川の水量が少なく水位も低いいため海水の流入を受け易く、前駆物質濃度も相対的に低いことから、THM生成に与える臭素イオンの影響が大きくなる。また、非灌漑期には河口より26km地点にあたるNo.8の阿玉川閘門、更に上流の31km地点で利根川とつながる小堀川の下流部にあたるNo.9でも、海水の影響が認められた。この時期の利根川は、かなり上流部まで海水が遡上しているものと思われる。

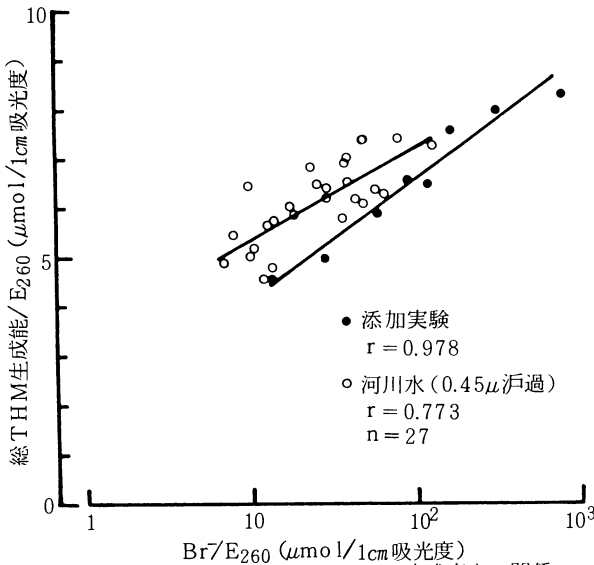


図-7 臭素イオン濃度とTHM生成率との関係

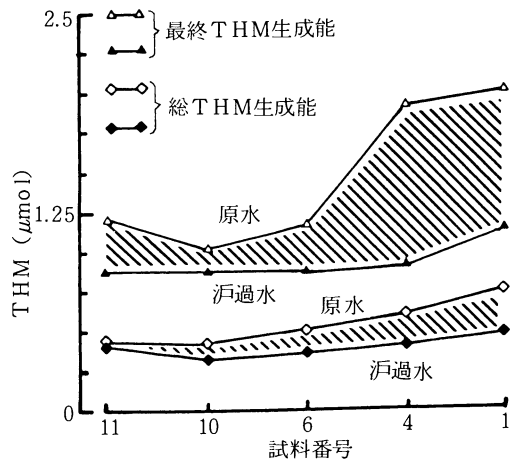
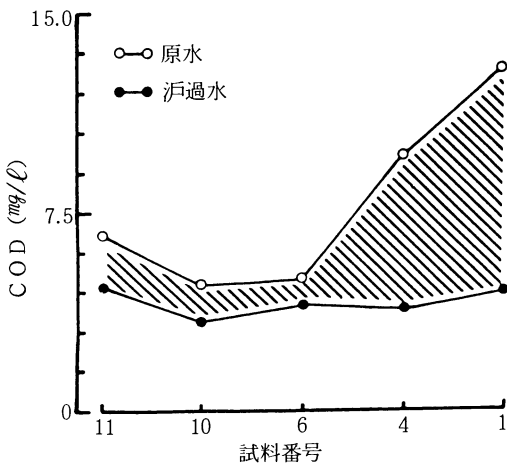


図-8 黒部川(1983.2調査)のCODおよびTHM生成能測定結果

2) 藻類の発生

河川や湖沼に生息する藻類も自然由来のTHM前駆物質となる。藻類の代謝産物や細胞分解産物は溶解性有機物質として高いTHM生成能を持ち、また藻類自体もTHM前駆物質となることが知られている⁸⁾

黒部川では、1983年2月の調査時にNo.6の黒部大橋より下流部で藻類の発生と考えられる水質の変動が観測された。図8に原水および汙過水のCOD測定結果と、総THM生成能および最終THM生成能の測定結果を示した。図中の斜線部分が、河川水の懸濁成分のCOD、総THM生成能、最終THM生成能にあたる。

No.6黒部大橋以降の懸濁性CODの著しい増加傾向に比べ、溶解性CODは殆んど変化しておらず、TOC、E₂₆₀についても同様の結果であった。溶解性総THM生成能のゆるやかな上昇傾向は臭素イオン濃度の影響によるものと考えられる。また藻類が主体と思われるNo.

4, No.1の懸濁成分の総THM生成能は低く、懸濁性CODのTHM生成率は溶解性CODの生成率のほぼ1/3程度であった。添加塩素濃度が高く、反応時間の長い懸濁性最終THM生成のCOD当りの生成率が、総THM生成能のそれに比べ3~5倍に増加することから、懸濁成分からTHMが生成するには前駆物質の塩素化、反応中間体の加水分解というTHM生成反応に先立って、かなりの酸化反応を必要とするものと思われる。⁶⁾

3) 灌漑期における溶解性有機物

灌漑期の溶解性有機物濃度が高いことはすでに述べた³⁾が、1983年5月の調査では黒部川下流部に流入する各河川 (No.3, No.7, No.9, No.11) の有機物濃度は非常に高く、その約80%が溶解性有機物であった。この多量の溶解性有機物の流入は、水田由来のものであることが推測されるので、No.11の河川水の分子量分布をゲルクロマトグラフィーにより検討した。展開用試料はNo.11の0.45μ

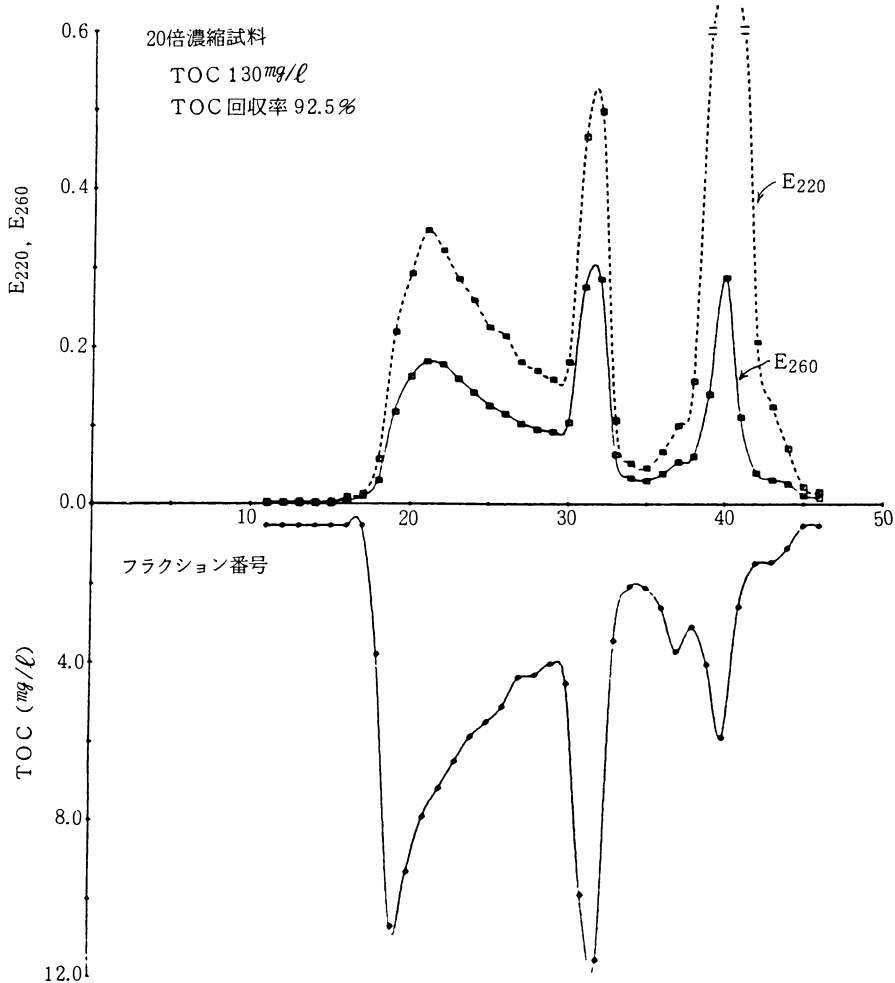


図-9 黒部川上流部河川水 (No.11 1983.5調査) のゲルクロマトグラム

汙過水を、ロータリーエバポレータで20倍に減圧濃縮して調製し、下記の条件で分画を行った。

分画条件 ゲル：セファデックスG-25、カラム：2.6×100cm（ベッド容積478ml）、展開液：石英二段蒸留水、展開速度：60ml/時間、試料展開量：10ml、分画分量：1フラクション10ml

分画の結果、フラクション番号19, 32, 40に3つのピークを有するゲルクロマトグラムが得られ、各溶出ピークのパラメータとなるKav値を溶出順に算出すると、0.00, 0.45, 0.73であった。図9にゲルクロマトグラムを示した。見かけ分子量の大きいピーク（溶出順序が早いピーク）から各ピークを第1, 第2, 第3画群とすると、第1画群の占めるTOC量は全TOC量の57%, E₂₆₀は全E₂₆₀値の48%にあたり、水道原水として取水されている他の河川や湖沼水のゲルクロマトグラム⁹⁾に比べると、第1画群の占める割合、特にE₂₆₀の割合が大きく、みかけ分子量の大きい、安定なフミン質様物質と考えられる。

IV まとめ

黒部川およびその支川の河川水と、黒部川に放流していると場およびし尿処理場の放流水の総THM生成能、最終THM生成能を測定し、水質とTHM生成との関連を検討した。

1) 河川水中のTOCの約0.1~0.2%の炭素に相当するTHMが、塩素との接触時間24時間で生成した。

2) 河川水の溶解性THM前駆物質には、反応速度の遅いものがかかなり含まれており、反応時間168時間のTHM生成能は24時間のTHM生成能のほぼ2倍の値を示した。

3) 溶解性有機物の構成が異なると思われる河川水と、と場およびし尿処理場放流水のTOC、E₂₆₀当りのTHM生成率を比較した結果、E₂₆₀の値がTHM前駆物質量を最も良く反映し、河川水とし尿処理場放流水のTHM生成率が同レベルにあることが明らかになった。

4) 臭素イオン濃度がTHM生成に与える影響を検討したところ、河川水間の臭素イオンの変動は、Br⁻/E₂₆₀で表わすことができ、E₂₆₀当りの臭素イオン濃度の増加は、E₂₆₀当りのTHM生成率を片対数関係で増加させることが明らかになった。

5) 非灌漑期の河川水は、海水の流入を受け易く、前駆物質濃度も低いので臭素イオン濃度の影響が大きく、E₂₆₀当りのTHM生成率（平均で6.77）は、灌漑期のTHM生成率（平均で4.49）より高かった。

6) 1983年2月の黒部川下流部では、藻類の発生と考えられる水質の変動が観測されたが、懸濁性有機物の急激な増加に比べ、溶解性有機物濃度の増加傾向は認められなかった。また藻体が主体と思われる懸濁成分からのTHM生成には前駆物質の塩素化、反応中間体の加水分解というTHM生成反応に先立って、かなりの酸化反応が必要と思われる。

7) 1983年5月の調査では、黒部川下流部に流入する利根川を除く各河川の溶解性有機物の濃度は、TOCの平均で7.8mg/l、E₂₆₀の平均で0.18と非常に高かった。ゲルクロマトグラフィーにより分子量分布を検討した結果、第1画群がTOC、E₂₆₀とも全体の約50%を占める、みかけ分子量の大きい、安定なフミン質様有機物であることが明らかになった。

文献

- 1) Shy, C. M. and Struba, R. J. (1980): Epidemiologic evidence for human cancer risk associated with organics in drinking water, Water Chlorination, Jolley, R. L., et al., ed., Ann Arbor Science, Vol. 3, 1029-1042
- 2) 吉田豊, 菊池幸子, 小室芳洵, 成富武治, 中西成子, 日野隆信, 中山和好 (1983): 一河川における水質とトリハロメタン (I), 千葉衛研報告, Vol. 7, 63-68
- 3) 中山和好, 日野隆信, 中西成子, 成富武治, 小室芳洵, 菊池幸子, 吉田豊 (1984): 黒部川の水質とトリハロメタン (I) —河川解析—, 千葉衛研報告, Vol. 8, 19-28
- 4) 日本水道協会 (1981): 技術資料「トリハロメタンに関する対策について」
- 5) Rook, J. J. (1974): Formation of haloforms during chlorination of natural waters, Water Treatment Examination, Vol. 23, Part 2, 234-243
- 6) 富田基郎, 真鍋仁, 本間喜久子, 浜田昭 (1982): モデル化合物を用いたトリハロメタン生成反応機構の解析, 衛生化学, Vol. 28, 21-27
- 7) 丹保憲仁, 提行雄 (1981): トリハロメタン生成能に関する研究 (I) —有機成分の紫外外部吸収とトリハロメタン生成能—, 水道協会雑誌, No. 574, 21-32
- 8) 福島博, 相沢貴子, 真柄泰基 (1983): 藻類増殖過程で生成されるトリハロメタン前駆物質の評価, 水質汚濁研究, Vol. 6, 175-182
- 9) 丹保憲仁, 亀井翼 (1975): マトリックスによる都市代謝の水質研究—都市用・排水系の再評価のための研究 (II) —, 水道協会雑誌, No. 502, 2-24