

図4 TPN 計概略図

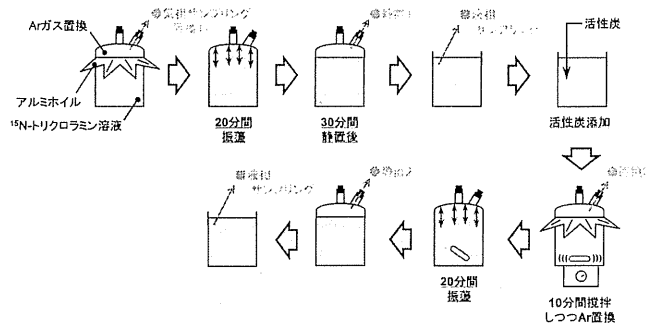


図5 同位体窒素を含むトリクロラミンを用いた活性炭によるトリクロラミンの「還元的分解」確認実験手順

表5 本研究で用いた SPAC の物理化学的性状

	D <sub>50</sub> μm	BET m <sup>2</sup> /g	ミクロ孔 m <sup>2</sup> /g	メソ孔 m <sup>2</sup> /g	ミクロ孔 mL/g	メソ孔 mL/g
木質炭1	0.62	1130	922	116	0.388	0.392
木質炭2	0.47	1111	953	131	0.450	0.252
木質炭3	0.53	1174	918	88	0.405	0.136
木質炭4	0.52	1145	919	138	0.395	0.223
ヤシ殻炭1	0.57	978	824	103	0.302	0.310
ヤシ殻炭2	0.62	1215	1023	79	0.432	0.133
石炭系炭1	0.49	884	637	55	0.281	0.314

	官能基当量, μeq/m <sup>2</sup>		元素含有率, %				ゼータ電位 mV	IEP	pHpzc
	塩基性	酸性	C	N	S	O			
木質炭1	0.66	0.30	81.9	0.20	0.15	8.24	-46	2.8	7.40
木質炭2	0.64	0.17	84.6	0.15	0.11	9.06	-39	3.3	8.69
木質炭3	0.69	0.31	85.3	0.14	0.10	8.90	-42	4.2	8.88
木質炭4	0.62	0.49	83.3	0.22	0.13	8.90	-46	2.9	7.72
ヤシ殻炭1	0.34	0.43	88.1	0.16	0.11	6.10	-42	3.9	6.44
ヤシ殻炭2	0.48	0.36	89.1	0.18	0.06	6.06	-48	3.3	7.28
石炭系炭1	0.41	0.86	79.2	0.38	0.55	11.02	-38	4.2	6.32

IEP: isoelectric point, pHpzc: point of zero charge

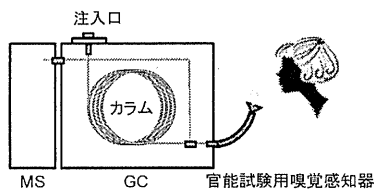


図6 スニффィング GC/MS システムの概略

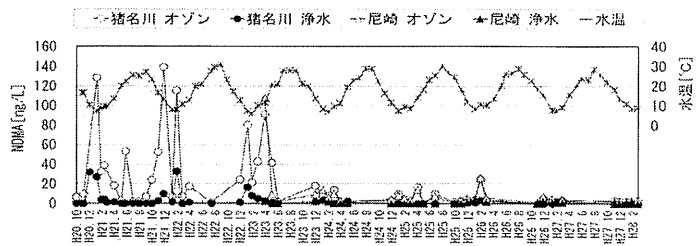


図7 浄水場におけるオゾン処理水及び浄水中の NDMA と水温の変動

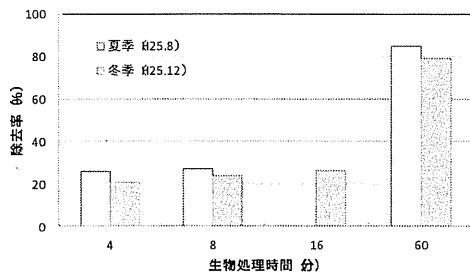


図8 生物処理によるNDMA除去率

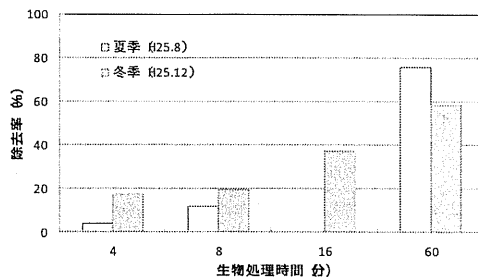


図9 生物処理によるNDMA前駆物質除去率

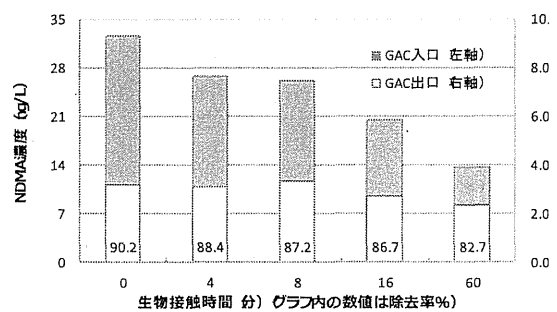
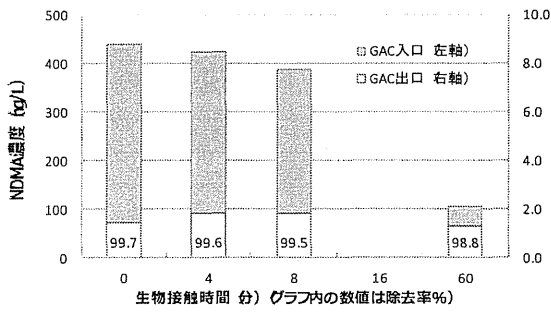


図10 GAC処理によるNDMA除去(夏季)(試料水㊸) 図11 GAC処理によるNDMA除去(冬季)(試料水㊸)

表6 調査対象物質, 目標定量下限値, 定量下限値及び分離モード

対象物質名	目標定量下限値 (µg/L)	定量下限値 (µg/L)	分離モード
PRTR法第1種 指定化学物質	ヘキサメチレンテトラミン	8.9	HILIC
	1,1-ジメチルヒドラジン	20	RPLC
	N,N-ジメチルアニリン	13	RPLC
PRTR法第1種 指定化学物質以外	トリメチルアミン	40	HILIC
	テトラメチルエチレンジアミン	16	RPLC
	N,N-ジメチルエチルアミン	13	HILIC
	ジメチルアミノエタノール	13	HILIC
	1,1-ジメチル Guanidine	13	HILIC

表7 オゾン処理性調査結果

物質名	中オゾン流入水			中オゾン処理水			調査対象物質除去率 (%)	FA-FP低下率 (%)
	物質濃度	FA濃度	FA-FP	物質濃度	FA濃度	FA-FP		
	µM	µM	µM	µM	µM	µM		
HMT	2.2	0.52	7.6	<LOQ	0.51	1.6	100	79
TMA	2.0	<LOQ	2.3	0.15	0.13	0.26	93	89
DMEA	2.0	0.08	1.7	0.54	0.21	0.26	72	84
DMAE	1.6	<LOQ	2.1	<LOQ	0.24	0.41	100	80
DMGu	1.8	0.19	0.95	1.8	0.21	0.87	0	7.6
DMH	1.8	0.12	1.7	<LOQ	0.76	0.26	100	85
DMAN	2.0	<LOQ	1.7	<LOQ	0.35	0.10	100	94
TMED	-	<LOQ	3.6	-	0.17	0.25	-	93

表8 急速砂ろ過処理性調査結果

物質名	砂ろ過流入水			砂ろ過処理水			調査対象物質除去率 (%)	FA-FP低下率 (%)
	物質濃度	FA濃度	FA-FP	物質濃度	FA濃度	FA-FP		
	µM	µM	µM	µM	µM	µM		
HMT	2.5	0.45	7.8	2.5	0.43	7.5	2.1	3.2
TMA	1.9	<LOQ	2.4	1.7	<LOQ	2.2	11	6.4
DMEA	2.0	0.16	1.6	1.8	0.07	1.6	9.3	0
DMAE	1.7	<LOQ	1.8	1.4	<LOQ	1.5	16	18
DMGu	1.7	<LOQ	0.95	1.7	0.08	0.83	3.1	13
DMH	1.9	0.09	1.7	0.32	0.15	0.60	83	65
DMAN	2.1	<LOQ	1.8	1.7	<LOQ	1.5	19	18
TMED	-	<LOQ	3.4	-	<LOQ	3.3	-	4.6

表9 GAC処理性調査結果

物質名	GAC流入水			GAC処理水			調査対象物質除去率 (%)	FA-FP低下率 (%)
	物質濃度	FA濃度	FA-FP	物質濃度	FA濃度	FA-FP		
	µM	µM	µM	µM	µM	µM		
HMT	1.9	0.64	8.0	1.3	0.49	6.5	33	19
TMA	2.2	<LOQ	2.7	1.1	0.07	0.96	52	64
DMEA	2.1	<LOQ	1.8	0.89	<LOQ	0.76	58	57
DMAE	1.7	<LOQ	2.1	<LOQ	<LOQ	0.07	100	97
DMGu	2.0	<LOQ	0.95	0.12	<LOQ	0.08	94	92
DMH	1.9	0.11	2.0	<LOQ	<LOQ	0.07	100	96
DMAN	2.2	<LOQ	2.2	<LOQ	<LOQ	0.13	100	94
TMED	-	<LOQ	3.6	-	<LOQ	<LOQ	-	100

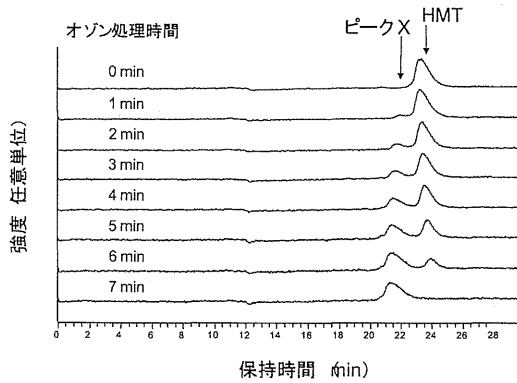


図12 オゾン処理によるHMTのクロマトグラムの変化(HMT初期濃度10 mg/L, TIC(m/z=20-30))

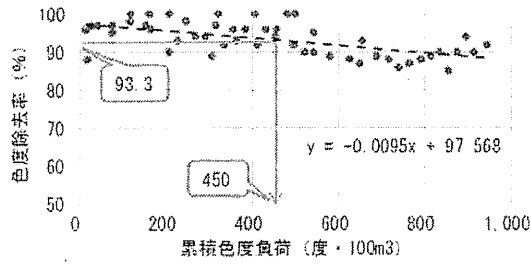


図 13 ろ過水色度推定近似式

表 10 算出結果まとめ

原水ピークカット色度 (計器値) (度)	15
ろ過水色度上限目標 (度)	1.2
必要除去率 (%)	93.3
原水色度累積負荷上限 (度・100m³)	450
色度負荷 (度・100m³/日)	3.6
運用可能日数 (日)	125

表 11 E250 の管理値 (セル長 50 mm)

水温	0~10℃	10~20℃	20~30℃
E250 値	0.083	0.067	0.056

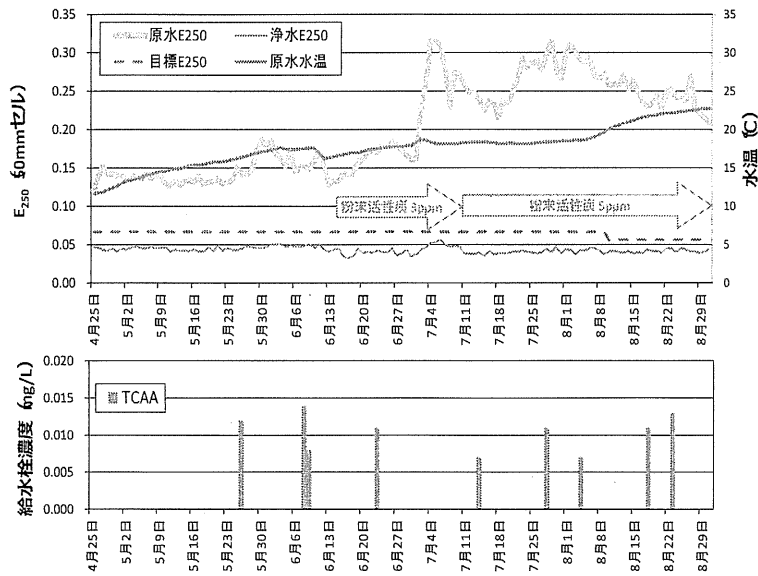


図 14 B 浄水場における水質及び給水栓のトリクロロ酢酸の最大値

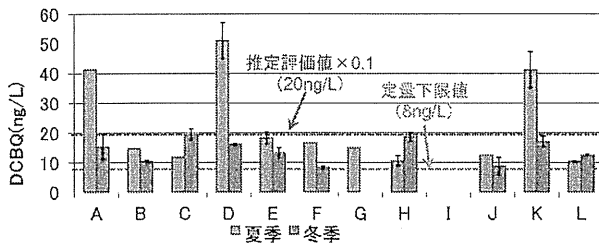


図 15 DCBQ 実態調査の結果

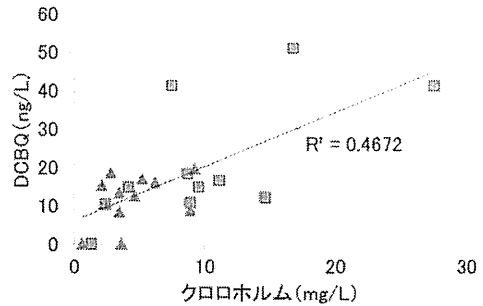


図 16 浄給水栓水における DCBQ とクロロホルムの関係

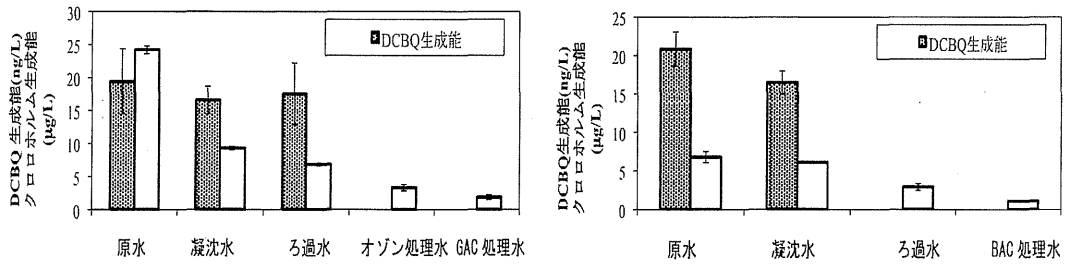


図 17 浄水処理工程の DCBQ 生成能の挙動(左: A 浄水場, B 浄水場)

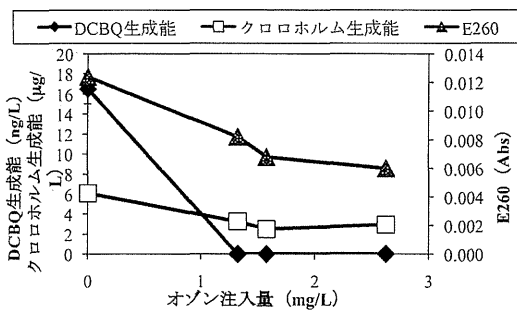
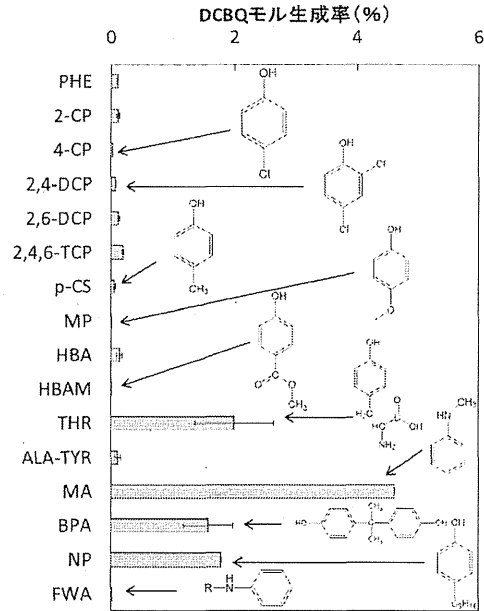


図 18 B 浄水場凝集沈殿処理水におけるオゾン注入量と DCBQ 生成能の関係



※他の物質からは生成しなかった。

図 19 芳香族化合物からの DCBQ モル生成率

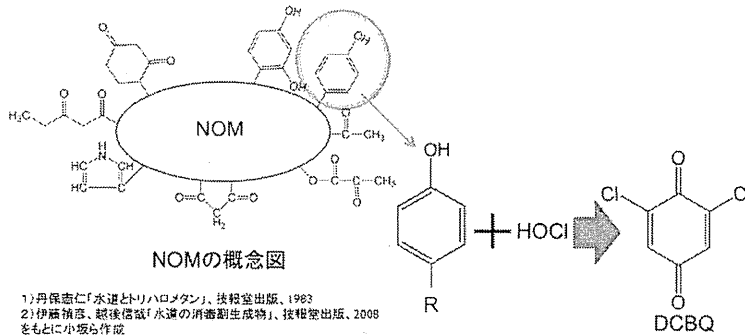


図 20 NOM からの HBQs の生成経路 (推測)

表 12 浄水場原水及び配水池水の DCBQ 濃度

	水源	DCBQ 濃度 (ng/L)
長沢原水	相模川水系	-
長沢配水池水	相模川100%	1.7
生田原水	地下水	0.3
生田配水池水	地下水80%、相模川20%	2.2
鷺沼配水池水	地下水20%、相模川50%、酒匂川30%	1.7
潮見台配水池水	相模川30%、酒匂川70%	0.9
末吉配水池水	相模川40%、酒匂川60%	0.9

表 13 市内給水栓検査地点とその配水池系統

市内給水栓検査地点	配水池系統
A	潮見台
B	長沢、潮見台
C	生田
D	鷺沼
E	末吉
F	潮見台
G	末吉
H	鷺沼
I	長沢
J	鷺沼
K	潮見台

表 14 給水栓水の DCBQ 濃度

検査地点	配水池系統	DCBQ 濃度 (ng/L)
長沢浄水場		1.7
I	長沢	2.1
生田浄水場		2.2
C	生田	2.0
潮見台配水池		0.9
A	潮見台	1.1
B	長沢、潮見台	1.2
F	潮見台	0.7
K	潮見台	1.0
鷺沼配水池		1.7
D	鷺沼	1.5
H	鷺沼	1.0
J	鷺沼	1.4
末吉配水池		0.9
E	末吉	1.3
G	末吉	0.8

表 15 ハロ酢酸生成能調査

測定日		7760 藻	シロコ	トリクロ
		(細胞/ml)	酢酸生成能 (mg/L)	酢酸生成能 (mg/L)
平成 24 年	6/7	0	0.013	0.017
	7/5	0	0.011	0.013
	8/9	0	0.013	0.011
	9/5	0	0.012	0.013
	10/4	0	0.009	0.010
	11/21	0	0.011	0.009
	12/5	0	0.012	0.014
平成 26 年	10/27	34	0.019	0.033
	10/28	26	0.016	0.033
	10/30	16	0.014	0.028
	11/4	6	0.014	0.025
	11/6	7	0.013	0.024

表 16 過去 10 年間の 11 月の給水中トリクロ酢酸濃度

	トリクロ酢酸 (mg/L)	原水7760 藻 (細胞/ml)	粉炭 (ppm)	前塩素 (ppm)
H18	0.003	—	3.0	0.0
H19	0.004	—	0.0	7.0
H20	0.004	—	0.0	4.0
H21	0.004	—	0.0	5.0
H22	<0.002	—	5.0	0.0
H23	0.003	—	5.0	0.0
H24	<0.002	—	3.0	0.0
H25	0.019	98	0.0	10.0
H26	0.003	27	0.0	0.0
H27	0.006~0.008	20~57	0.0	8.0

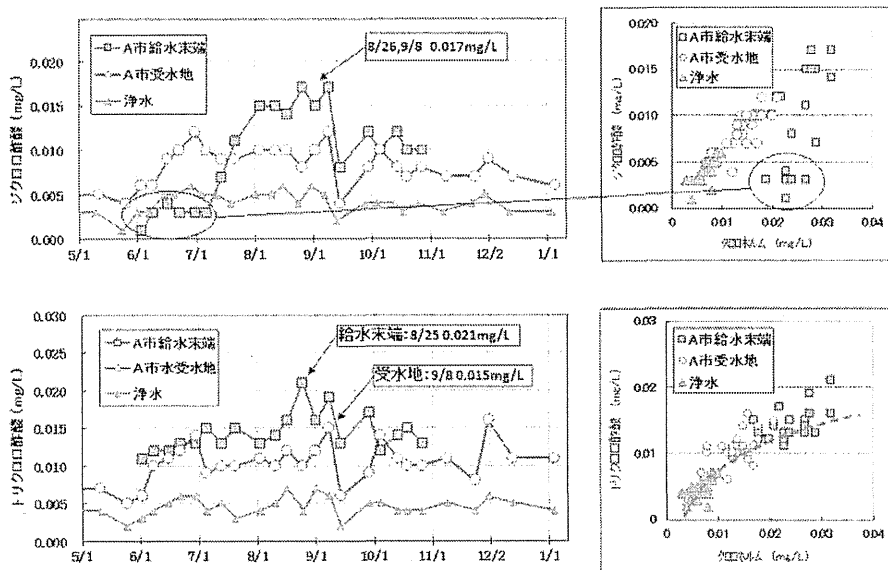


図 21 浄水場浄水等のジクロロ酢酸の推移とクロロホルムとの相関（上段）およびトリクロ酢酸の推移とクロロホルムとの相関（下段）

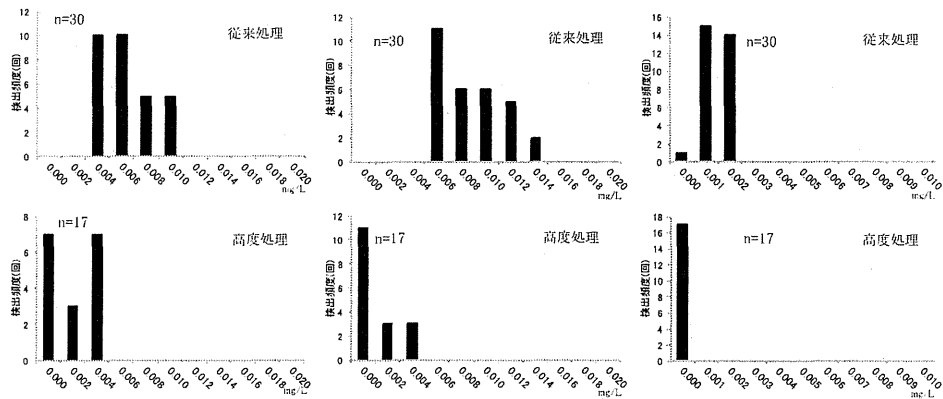


図 22 シクロロ酢酸 (左), トリクロロ酢酸 (中), シクロロアセトニトリル (右) の濃度分布比較

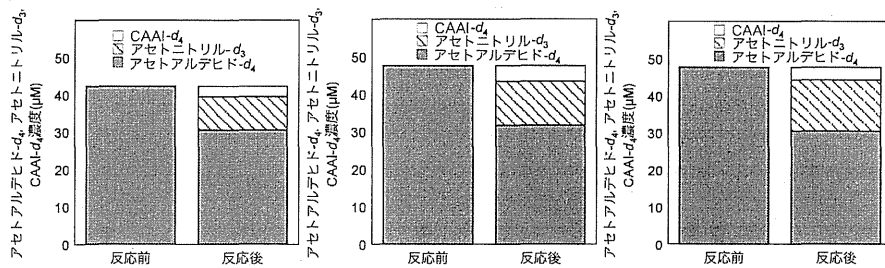


図 23 初期アセトアルデヒド- $d_4$ 濃度と反応後のアセトニトリル- $d_3$ , アセトアルデヒド- $d_4$ 濃度と初期アセトアルデヒド- $d_4$ 濃度から反応後のアセトアルデヒド- $d_4$ , アセトニトリル- $d_3$ 濃度を差し引いて算出した CAAI- $d_3$ 濃度(上左:1回目, 上右:2回目, 下:3回目)

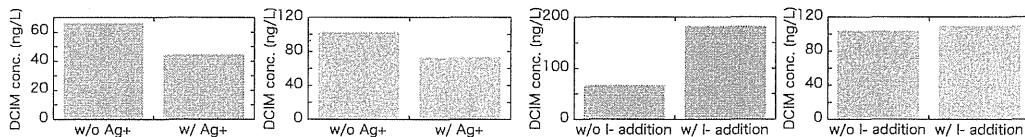


図 24 I-除去のDCIM生成量への影響  
(左: 下水処理水, 右: 琵琶湖水)

図 25 I-添加 (10  $\mu\text{g/L}$ ) のDCIM生成量  
(左: 下水処理水, 右: 琵琶湖水)

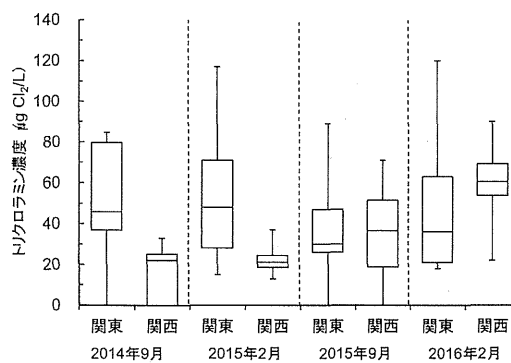


図 26 水道水中のトリクロラミン濃度の夏季, 冬季の分布

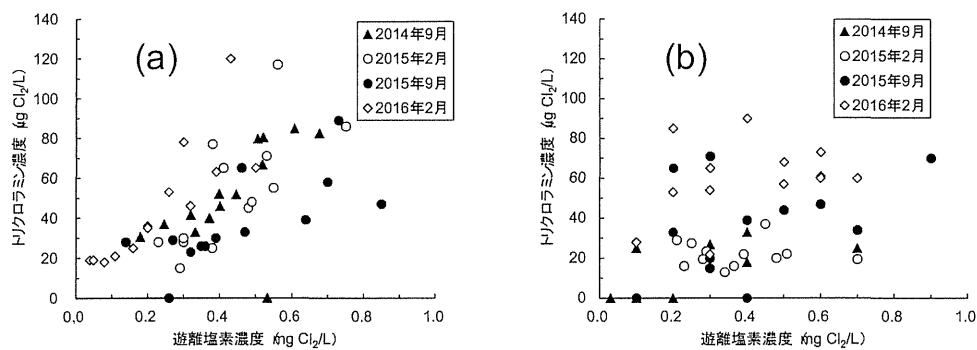


図 27 水道水中のトリクロロミン濃度の夏季、冬季の分布  
(a) 関東地域、(b) 関西地域

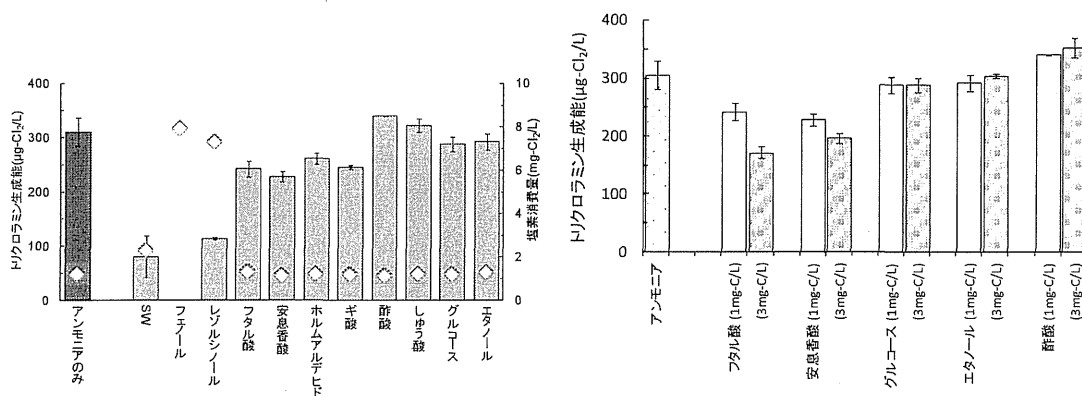


図 28 トリクロロミン生成能に対する共存物質の影響

図 29 トリクロロミン生成能に対する共存物質の影響(共存物質濃度の影響)

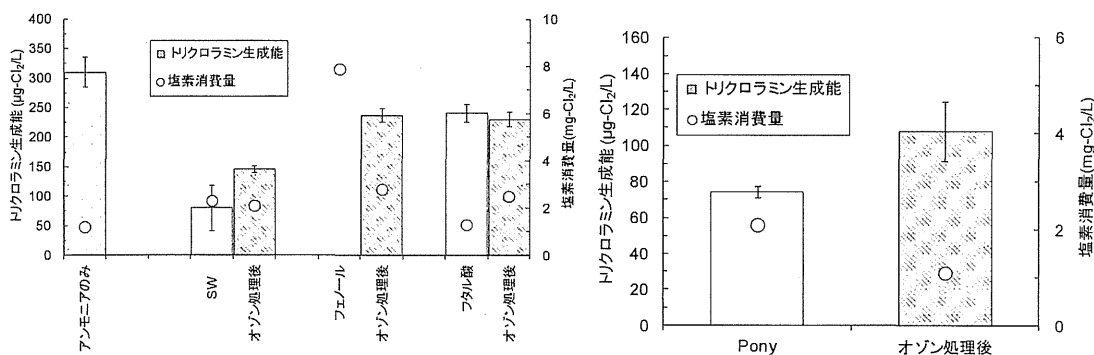


図 30 オゾン処理によるトリクロロミン生成能への影響

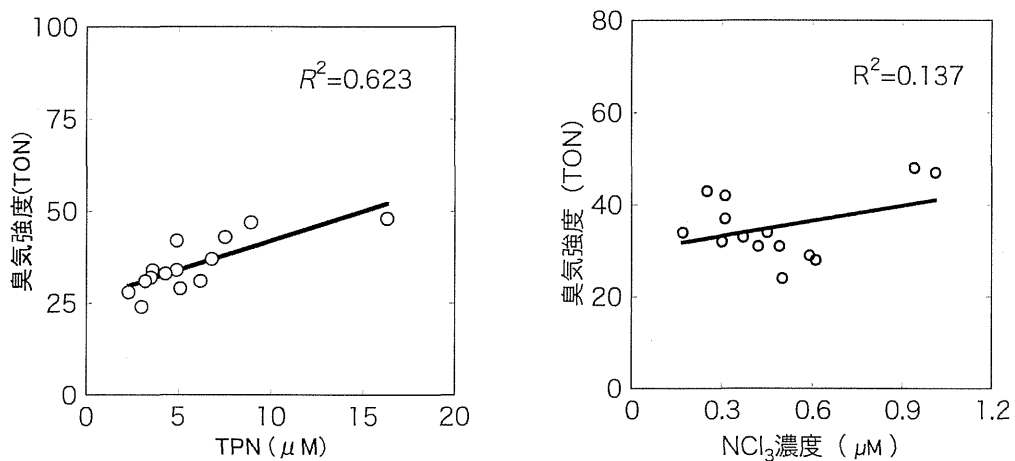


図 31 水道水の臭気強度（カルキ臭を含む）と(左)TPN および(右)トリクロラミン濃度の比較

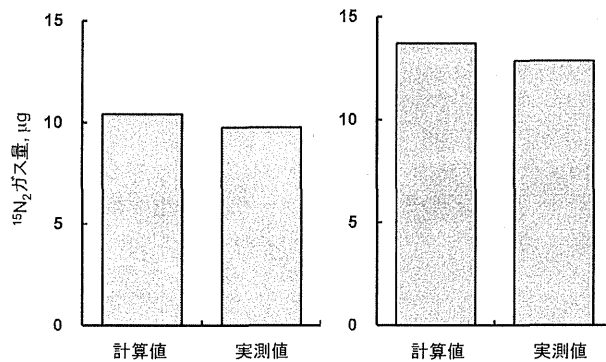


図 32 活性炭処理により生成した同位体窒素ガス量の計算値と実測値の比較

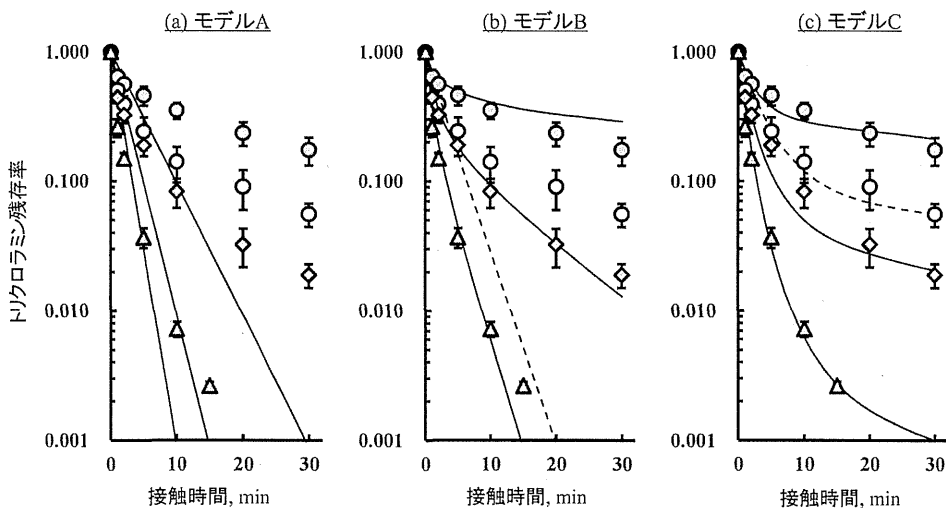


図 33 SPAC（木質炭 1）によるトリクロラミン分解実験と 3 つの拡散-反応モデルによる計算値の比較（プロットが実験値で線がモデルに依る計算。丸：SPAC 1 mg/L 添加，ひし型：SPAC 2 mg/L 添加，三角：SPAC 3 mg/L。灰色：初期トリクロラミン濃度 600~700  $\mu\text{g-Cl}_2/\text{L}$ ，白：初期トリクロラミン濃度 70  $\mu\text{g-Cl}_2/\text{L}$ 。実線：初期トリクロラミン濃度 600~700  $\mu\text{g-Cl}_2/\text{L}$ ，点線：初期トリクロラミン濃度 70  $\mu\text{g-Cl}_2/\text{L}$ 。モデル A：擬 1 次反応のみ，モデル B：擬 1 次反応+2 次反応，モデル C：擬 1 次反応+2 次反応+遊離塩素の影響も考慮）



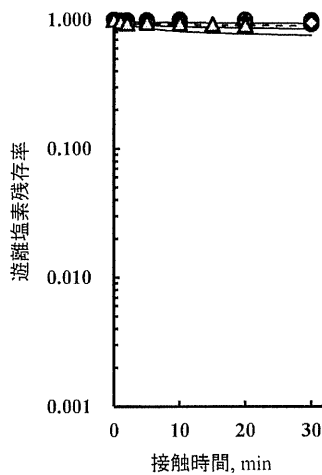


図 34 SPAC (木質炭 1) によるトリクロロミン分解実験における共存遊離塩素残存率の実験値と計算値の比較 (プロットが実験値で線がモデルによる計算。丸: SPAC 1 mg/L 添加, ひし型: SPAC 2 mg/L 添加, 三角: SPAC 3 mg/L。灰色: 初期トリクロロミン濃度 600~700  $\mu\text{g-Cl}_2/\text{L}$ , 白: 初期トリクロロミン濃度 70  $\mu\text{g-Cl}_2/\text{L}$ 。実線: 初期トリクロロミン濃度 600~700  $\mu\text{g-Cl}_2/\text{L}$ , 点線: 初期トリクロロミン濃度 70  $\mu\text{g-Cl}_2/\text{L}$ 。)

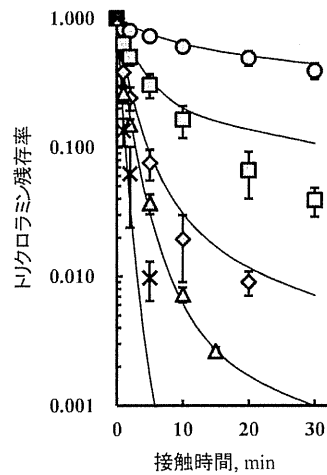


図 35 SPAC (木質炭 1) によるトリクロロミン分解実験におけるトリクロロミン残存率の実験値と計算値の比較 (プロットが実験値で線がモデルによる計算。丸: D50=18.92  $\mu\text{m}$ , 四角: 4.93  $\mu\text{m}$ , ひし型: 1.27  $\mu\text{m}$ , 三角: 0.62  $\mu\text{m}$ , バツ印: 0.18  $\mu\text{m}$ , トリクロロミン初期濃度 600~1000  $\mu\text{g-Cl}_2/\text{L}$ , 初期遊離塩素濃度: 実線: 3.9~4.5  $\text{mg-Cl}_2/\text{L}$ 。)

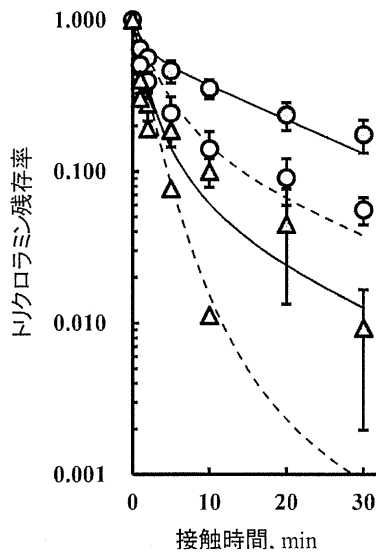


図 36 異なる種類の SPAC によるトリクロロミン分解プロファイルの比較とモデルフィッティングの結果 (プロットが実験値で線がモデル C による計算。丸: 木質炭 1, 三角: ヤシ殻炭 2, 灰色: 高トリクロロミン初期濃度, 白: 低トリクロロミン初期濃度)

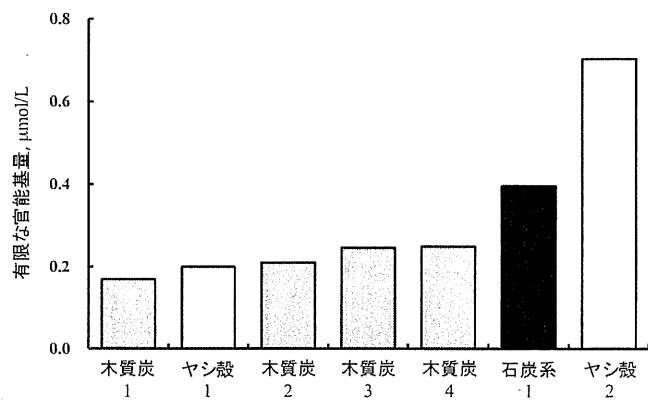


図 37 活性炭間での有限な官能基量の比較 (拡散-反応モデル C による)

表17 有限な官能基量と活性炭の物理化学的パラメータの間の相関

	符号	r <sup>2</sup>
細孔表面積		
BET	+	0.04
ミクロ孔	+	0.03
メソ孔	-	0.34
細孔容積		
ミクロ孔	+	0.02
メソ孔	-	0.29
官能基当量		
塩基	-	0.10
酸	+	0.03
元素含有率		
C	+	0.10
N	+	0.04
S	+	0.00
O	-	0.09
ゼータ電位	-	0.12
IEP	+	0.00
pHpzc	-	0.07

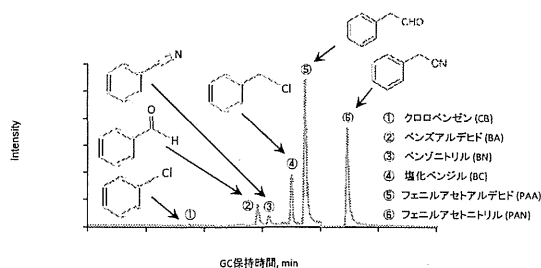


図38 フェニルアラニン塩素処理溶液のP&T-GC/MS TICチャート

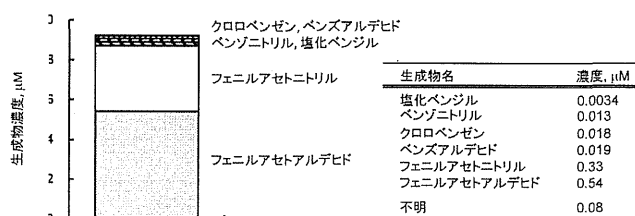


図39 フェニルアラニン塩素処理溶液中の生成物濃度

表18 三点比較法による生成物の臭気閾値

生成物名	本研究で求めた閾値		文献による閾値
	μM	μg/L	
塩化ベンジル	0.025	3.1	12 <sup>5)</sup>
ベンゾニトリル	0.26	27	
クロロベンゼン	0.31	35	50 <sup>5)</sup>
ベンズアルデヒド	0.79	84	350 <sup>7)</sup> , 2000 <sup>6)</sup> , 4600 <sup>3)</sup>
フェニルアセトニトリル	0.027	3.2	30 <sup>2)</sup>
フェニルアセトアルデヒド	0.035	4.2	4 <sup>3)</sup> , 4 <sup>4)</sup> , 1200 <sup>3)</sup>
トリクロロミン			
遊離塩素			50 <sup>1)</sup>

- 1) Piriou, P., Mackey, E. D., Suffet, I. H. and Bruchet, A. (2004) Chlorinous flavor perception in drinking water, *Water Science and Technology*, 49(9), 321-328.
- 2) Freuze, I., Brosillon, S., Laplanche, A., Tozza, D. and Cavard, J. (2005) Effect of chlorination on the formation of odorous disinfection by-products, *Water Research*, 39, 2636-2642.
- 3) Noguero-Pato, R., González-Álvarez, M., González-Barreiro, C., Cancho-Grande, B. and Simal-Gándara, J. (2013) Evolution of the aromatic profile in *Garnacha Tintoreria* grapes during raisining and comparison with that of the naturally sweet wine obtained, *Food Chemistry*, 139, 1052-1061.
- 4) Eduardo, I., Chietera, G., Bassi, D., Rossini, L. and Vecchiotta, A. (2010) Identification of key odor volatile compounds in the essential oil of nine peach accessions, *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 90, 11461-154.
- 5) Noguero-Pato, R., González-Rodríguez, R. M., González-Barreiro, C., Cancho-Grande, B. and Simal-Gándara, J. (2011) Influence of tebuconazole residues on the aroma composition of Mencia red wines, *Food Chemistry*, 124, 1525-1532.
- 6) Amore, J. E. and Hautala, E. (1983) Odor as an aid to chemical safety: odor thresholds compared with threshold limit values and volatilities for 214 industrial chemicals in air and water dilution, *Journal of Applied Toxicology*, 3(6), 272-290.
- 7) Buttery, R. G., Turnbaugh, J. G. and Ling, L. C. (1988) Contribution of volatiles to rice aroma, *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 36, 1006-1009.

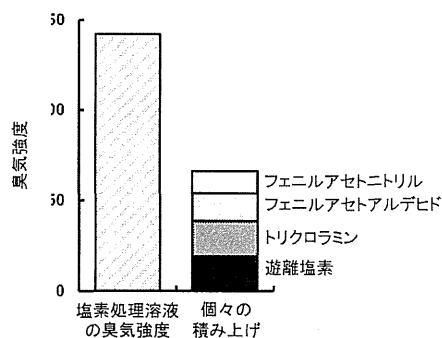


図40 フェニルアラニン塩素処理溶液中の生成物濃度

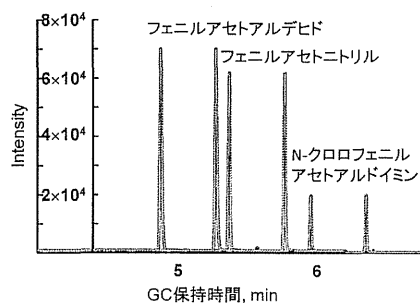


図41 N-クロロフェニルアセトアルドイミン溶液のスニッフィングGC/MS測定結果

表 19 換算結果

試料	TET換算 アミノ化合物 mg/L	TET換算 アンモニア mg/L	アンモニア除く 有機アミノ化合物 mg/L
原水	5.9	3.9	2.0
沈殿水	5.8	4.0	1.8
砂ろ過水	5.7	3.9	1.8
BAC高水温	3.9	2.5	1.4
BAC低水温	5.2	3.7	1.5

表 20 各処理工程ごとの分析結果

項目	原水	沈殿水	砂ろ過水	BAC(高水温)	BAC(低水温)
アンモニア態窒素	12	12	12	7.6	11
有機アミノ化合物	2.0	1.8	1.8	1.4	1.5

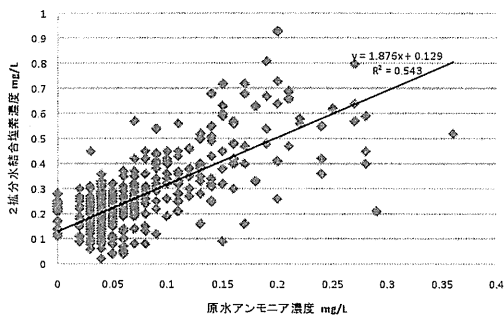


図 42 原水のアンモニア態窒素濃度と着水井(分水井)結合塩素濃度の相関

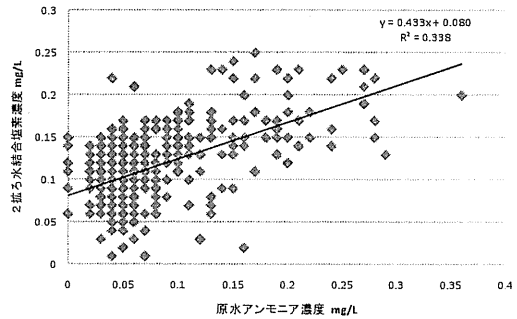


図 43 原水のアンモニア態窒素濃度とろ過水結合塩素濃度の相関

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）

平成 25-27 年度総合研究報告書

水道における水質リスク評価および管理に関する総合研究

－リスク評価管理分科会－

研究代表者	松井 佳彦	北海道大学 大学院工学研究院 教授
研究分担者	広瀬 明彦	国立医薬品食品衛生研究所・安全性予測評価部長
研究分担者	小野 敦	国立医薬品食品衛生研究所・安全性予測評価部 第1室長
研究協力者	平田 睦子	国立医薬品食品衛生研究所・安全性予測評価部・第1室 研究員
研究協力者	山田 隆志	国立医薬品食品衛生研究所・安全性予測評価部 第4室長
研究分担者	浅見 真理	国立保健医療科学院生活環境研究部 上席主任研究官
研究分担者	大野 浩一	国立保健医療科学院生活環境研究部 上席主任研究官
研究協力者	鈴木 俊也	東京都健康安全研究センター・薬事環境科学部 主任研究員
研究協力者	西村 哲治	帝京平成大学・薬学部・薬学科 教授
研究協力者	小林 憲弘	国立医薬品食品衛生研究所・生活衛生化学部 第3室室長
研究協力者	江馬 眞	国立医薬品食品衛生研究所 客員研究員
研究協力者	長谷川 隆一	国立医薬品食品衛生研究所 客員研究員
研究協力者	高橋 美加	国立医薬品食品衛生研究所・安全性予測評価部・第1室 研究員
研究協力者	松本 真理子	国立医薬品食品衛生研究所・安全性予測評価部・第1室 研究員
研究協力者	川村 智子	国立医薬品食品衛生研究所・安全性予測評価部・第1室 研究員
研究協力者	加藤 日奈	国立医薬品食品衛生研究所・安全性予測評価部・第1室 研究員
研究協力者	山口 治子	国立医薬品食品衛生研究所・安全性予測評価部・第1室 研究員
研究協力者	五十嵐智女	国立医薬品食品衛生研究所・安全性予測評価部・第1室 研究員
研究協力者	小林 克己	国立医薬品食品衛生研究所・安全性予測評価部・第1室 研究員
研究協力者	小熊 久美子	東京大学 先端科学技術研究センター 准教授
研究協力者	森田 久男	埼玉県 大久保浄水場 水質部長
研究協力者	野本 雅彦	北千葉広域水道企業団 技術部水質管理室 副主幹
研究協力者	及川 富士雄	北千葉広域水道企業団 技術部水質管理室 主査
研究協力者	高橋 和彦	東京都水道局 浄水部浄水課 水質担当課長
研究協力者	金見 拓	東京都水道局 浄水部浄水課 課長補佐
研究協力者	古林 祐正	阪神水道企業団 技術部 浄水管理課 主査
研究協力者	中町 眞美	阪神水道企業団 技術部 浄水管理事務所 主査
研究協力者	服部 晋也	大阪市水道局 工務部 水質試験所 担当係長
研究協力者	塩見 祐二	大阪市水道局 工務部 柴島浄水場 副場長
研究協力者	北澤 弘美	公益社団法人 日本水道協会 工務部 水質課 次長
研究協力者	町田 高広	公益社団法人 日本水道協会 工務部 水質課
研究協力者	工藤 幸生	公益社団法人 日本水道協会 工務部 水質課 水質専門監
研究協力者	上杉 佳寛	公益社団法人 日本水道協会 工務部 水質課 水質第一係長

## 研究要旨

突発的水質事故等による水質異常時の対応に関する検討を行った。日本における水質異常時の水道の対応について整理した。現行(平成25年度)では、健康影響を考慮して設定された水質基準項目の水質異常時においては、基準値超過が継続すると見込まれ、人の健康を害するおそれがある場合には、取水及び給水の緊急停止を講じることとされている。この中には、ホルムアルデヒドのように長期的な健康影響(慢性毒性)を考慮して設定された項目も含まれる。現行の対応においては、(1)慢性毒性を考慮して設定された項目が基準値を超えた際に「人の健康を害するおそれ」があるかどうかを水道事業者自身が判断することが難しい、(2)摂取制限を行いながら給水継続をすることで給水停止を回避するというような柔軟な対応が取りにくい、という課題があることが示された。

摂取制限を伴う給水継続を仮定した場合の対応について検討した結果、まずは取水停止を行うこととその判断基準を明確にすることが重要であると考えられた。また、取水停止期間が長期化した場合、水供給が停止するおそれがあり市民生活への影響が非常に大きくなる一方で、水質基準を超える水を供給した場合、施設洗浄や水替えが必要となることで影響時間が長くなる可能性もあり、短期間であれば供給停止を選択した方が影響時間は短くなることも考えられた。影響が長期間に及ぶ場合は、生活用水としての取水再開を検討することなどの案が提案された。

ホルムアルデヒド前駆物質による水質事故では、断水の発生により用水供給事業の送水停止の影響が広範囲に及ぶことが示された。また、水質基準の遵守と給水義務の狭間で悩む水道事業者の姿が浮かび上がり、社会活動の維持を見据えた摂取制限の考え方を導入する必要性が示唆された。水質事故に対応するためには、水質監視体制も重要であるが、巡視や水質調査の折に油流出事故以外の水質汚染事故を発見することは困難である。より高感度な理化学的及び生物学的な監視装置を開発し、水質汚染の早期発見を確実にすることも今後の課題である。

海外における水質異常時の対応と広報に関する調査研究について、諸外国の事事故例や標準的対応方法に関する調査、およびWHO飲料水水質ガイドライン文書等文献での調査を行った。公衆衛生の維持及び消火用水確保などの観点から、特に大規模な事業者では給水停止を行うことは少なく、摂取制限や煮沸勧告対応が多いことが示された。また、対応は水道事業者と州などの水道監督機関との協議の上で決定する場合が多く、水道事業者単独で判断をすることは、調査した範囲ではほとんどなかった。さらに、短期間摂取による健康影響については専門家や衛生担当部局などに相談し、水質基準値とは異なる種類の健康勧告値(HA)等の利用を重視している。特に健康・公衆衛生部局との緊密な連携が重要なこと、また、住民への通知・広報対策を重視していること等が示された。健康・公衆衛生部局などとの緊密な連携が重要な点については、東日本大震災時の放射性ヨウ素暫定指針値超過による乳児への摂取制限時の広報に際しても指摘されている。広報例として、米国EPAが作成した公衆通知ハンドブックを翻訳し、水質異常発生時の公衆への周知方法について重要な点を整理することができた。

複数暴露経路を考慮に入れた暴露量評価では、生理学的薬物動態(PBPK)モデルとモンテカルロシミュレーションを用いて、様々な暴露シナリオにおける経口・吸入・経皮の潜在用量を経口暴露換算した総和値の分布を求め、経口暴露による一日耐容摂取量(TDI)との比較を行った。トリハロメタン類(THMs)4種とハロ酢酸類(HAAs)3種の消毒副生成物を対象とした解析では、消毒副生成物の割当率として20%のデフォルト割当率を使用することが妥当であると考えられ、新基準値案を含む現行の水道水質基準値の妥当性を支持するものであった。THMsでは揮発

による室内空気を経由した間接摂取、HAAs では食品を経由した間接摂取が大きな暴露ルートになっていた。トリクロロエチレン(TCE)とテトラクロロエチレン(PCE)についての解析では、PCE については現行基準値の妥当性が確認された。一方、TCE については現行の基準値では過半数以上の人が耐容一日摂取量(TDI)を超える暴露量となる可能性が、本研究で用いた仮定条件において、示唆された。これは吸入や経皮経路では経口経路と同じ潜在用量でも臓器への到達率が高くなり、間接飲水量が多くなるためと考えられた。アメリカやカナダの TCE の基準値は 10 µg/L より低い 5 µg/L であることも含め、今後評価値の見直しのため、今回シミュレーションに用いた仮定に関する精査など、さらなる詳細評価が必要である。

日本人成人の潜在的水道水摂水量(pTWI)について推定を行った。pTWI を構成する要素を相関分析により求めた結果、pTWI は「水道水直接摂取」+「ボトル水」+「ソフトドリンク類」+「水道水間接摂取（スープとご飯中から摂取する水道水）」と定義できた。また、平日と休日の補正、地域・性別・年齢区分に関する人口の偏りについて補正を行った。その結果、補正後 pTWI (L/日) は以下の通りとなった。冬：平均値 1.55, 中央値 1.45, 90%値 2.33, 95%値 2.64。夏：平均値 1.76, 中央値 1.64, 90%値 2.67, 95%値 3.12。これらの値は今後、日本人成人摂水量としての基礎資料となることが期待される。

水道汚染物質の亜急性評価値に関する研究では、米国環境保護庁によって設定された健康に関する勧告値を中心に、その設定方法や根拠を調査した上で、日本の水質基準項目に関して亜急性評価値を算出する方法やその可能性を検討した。次に、日本の水道水質基準項目のうち、19 項目について、食品安全委員会の評価書を基に安全性評価を行い、亜急性評価値 [Subacute Reference Dose; saRfD (mg/kg/day)] の算出を試みた。算出した saRfD を用いて、短期的な水道水質汚染が生じた際に参考とすべき水道水中濃度として、成人と小児を対象とした 2 つの値 [参照値 (mg/L)] を提案することができた。

複合暴露評価に関する研究では、カルバメート系農薬 13 種と有機リン系農薬 22 種について Hazard index 法及び Relative potency factor (RPF)法による評価を行った。米国環境保護庁の複合暴露評価の対象となっているもの以外の農薬については、コリンエステラーゼ阻害作用の用量反応性に関する十分なデータが得られなかった。より信頼性の高い評価を行うためには用量反応性に関してさらなるデータが必要である。

環境汚染物質として知られているパーフルオロカルボン酸 (PFCA) 類のうち、炭素数 12 以上の長鎖 PFCA については、炭素鎖が長い程毒性は弱まることが明らかとなっている。長鎖 PFCA 類の毒性強度の差の要因を明らかにするために、炭素数 12 (PFDoA)、14 (PFTeDA)、16 (PFHxDA) もしくは 18 (PFOcDA) の PFCA を投与したラットの血清中の PFCA 類濃度を測定した。その結果、投与した被験物質の炭素鎖が長ければ長い程、血清中の被験物質濃度は低かったが、同等の毒性影響が認められた投与群間で比較したところ、被験物質の濃度は大きく異なっていた。また、ラットの血清中からは、被験物質以外の多くの PFCA 類が検出された。

## A. 研究目的

水質事故等による水質基準値超過時の対応に関する背景として、2つの大きな水質事故がある。平成 24 (2012) 年 5 月の利根川水

系のホルムアルデヒド前駆物質による水質事故の際には、給水人口 87 万人の区域で給水停止に至ったため、市民生活に大きな影響が生じた。一方、平成 23 (2011) 年 3 月に

発生した東京電力福島第一原子力発電所からの放射性物質の大量放出事故の際には、摂取制限を行い、飲用水、乳児用の水は確保しつつ、給水を継続する措置が講じられた。

水道水は飲用のみならず、家庭では大部分がトイレ、手洗い、調理、洗濯、風呂、洗浄等に使用されている。また、各種産業においては、医療施設で使用されている水道水や空調水、冷却水、消防用水等の都市活動に使用されている。水道水が途絶えることは、市民の安全と社会活動に深刻な影響を及ぼすことになる。給水車等による応急給水でこれらの生活用水をまかなうことは困難であり、断水が市民生活に大きな影響を及ぼす。このことから、水質事故発生時などの非常時に市民の安全と利便性を確保するため、摂取制限による給水継続の対応を行うことに関する検討を行った。

海外における水質異常時の対応について検討する目的で、米国、英国を中心とした欧州、オーストラリアを対象として、水質事故事例とその対応について、および水質異常時の標準対応方法に関する調査を行った。WHO 飲料水水質ガイドラインなどの文献調査も行った。さらに、水質異常時の広報対応についての参考とするため、米国環境保護庁(EPA)が作成した公衆通知ハンドブックの翻訳を行い、広報通知の内容に関する検討を行った。

経口暴露換算の総潜在用量、割当率および間接飲水量の推定においては、生理学的薬物動態(PBPK)モデルを用いて吸入、経皮暴露量を経口暴露時の体内負荷量換算する新しい暴露量分布推定方法の適用について検討を行った。現行の飲料水割当率、水道水質基準値の妥当性を評価し、飲水以外の水道水由来の暴露量から間接飲水量を算出

することを目的とした。

過去の厚生労働科学研究において、摂水量に関するアンケート調査を実施し、生データに基づいて日本人成人の摂水量について速報値を報告してきた。しかしながら、速報値として報告してきた「全液体摂取量」には、清涼飲料水摂取量、アルコール飲料摂取量や牛乳摂取量などが含まれており、水道水摂取における健康リスク評価の面からは十分に検討されたわけではなかった。そこで、本研究では、水道水の摂取と水道水を補完している飲み物を足しあわせたものとして潜在的な水道水摂取量 (pTWI: potential Tap Water Intake) という概念を提案し、その構成要素および pTWI 分布について推定を行った。

水道水の安全性を担保するために、水道汚染物質に関する基準値や目標値が設定されているが、これらの値は、生涯暴露を想定して設定されているものであることから、一時的な基準値超過がヒトの健康にどのような影響を及ぼすか、事故時の汚染物質濃度や推測される暴露期間などを考慮して毒性情報を評価していく必要があるだろう。そこで、本研究では、米国 EPA によって設定された健康に関する勧告値 (Health advisory: HA) を中心に、その設定方法や根拠について調査を行った。次に、日本の水質基準項目 19 項目について食品安全委員会の評価書を基に、亜急性評価値 [Subacute Reference Dose; saRfD (mg/kg/day)] を算出し、短期的な水道水質汚染が生じた際に参考とすべき水道水中濃度 [参照値 (mg/L)] の算出を試みた。

水道水中の農薬に関する複合暴露評価手法を検討するために、農薬類の中で共通の作用として最も良く知られているコリンエステラーゼ (ChE) 阻害作用に焦点を当て、

複合暴露評価を試みた。本研究では、カルバメート系農薬及び有機リン系農薬について Hazard index (HI)法及び Relative potency factor (RPF)法による評価を行った。

パーフルオロカルボン酸 (PFCA)類は、環境中での残留性が高く、ヒト健康への影響が懸念されている。炭素数 12 以上の長鎖 PFCA については、炭素数が長い程毒性は弱まることが明らかとなっている。我々は、これまでに、硫酸水素テトラブチルアンモニウムを用いた液-液抽出法による試料調製と逆相系の LC/MS/MS 法による分離定量を組み合わせた分析法を開発し、パーフルオロオクタデカン酸 (PFOcDA、炭素数 18)を投与したラットの血清中 PFCA 濃度を測定した。本研究では、パーフルオロドデカン酸 (PFDoA、炭素数 12)、パーフルオロテトラデカン酸 (PFTeDA、炭素数 14)及びパーフルオロヘキサデカン酸 (PFHxDA、炭素数 16)を投与したラットの血清中 PFCA 濃度を測定し、長鎖 PFCA 類の毒性強度の違いの要因について考察した。

## B. 研究方法

### 1. 突発的水質事故等による水質異常時の対応と広報に関する調査研究

突発的水質事故発生時などの非常時に市民の安全と公衆衛生を確保するため、摂取制限による給水継続の対応を含めた水質異常時の対応のあり方に関する検討を行った。第一に、水質基準に対する水質異常時の対応について水道法や水道課長通知類などによって、現行(平成 25 年度)の対応に関する整理を行った。次に、給水継続・停止と摂取制限に関する利点と欠点について整理した。また、水質事故時の復旧に係る時間についての検討を行った。

さらに、水道事業者等の協力を得て次の

報告を受け、内容について検討を行った。  
①福島第一原子力発電所事故時における広報の事例報告、②ホルムアルデヒド生成物質の流下事故を受けた用水供給事業者の対応と改善策等についての報告、③クリプトスポリジウムによる水道水汚染時の対応について、広報対応を中心に整理、④「摂取制限等を伴い給水継続を実施」すると仮定したときの対応に関連して、取水停止・再開の判断基準、応急給水方法など摂取制限実施の際の対応、広報、用水供給事業者と構成市(受水団体)との意思疎通に関する課題などについて、⑤突発的水質事故事象に対するマニュアル類の整備と複数マニュアルの関連についてなどの検討を行った。

### 2. 海外における水質異常時の対応と広報に関する調査研究

米国、英国を中心とした欧州全般、オーストラリアにおける突発的な水質事故や水質基準超過時などといった水質異常時および緊急事態における対応について、また事故対応事例についての調査をおこなった。調査はインターネット検索による調査、文献資料の調査、および聞き取り調査によって実施した。

また、WHO 飲料水水質ガイドラインにおける水質異常時や緊急事態対応の考え方について、ガイドライン文書第 4 版を用いて整理した。

さらに、米国 EPA が発行している公衆通知(Public Notification) ハンドブックの一部を翻訳し、水質異常発生時の公衆への周知方法について重要な点を整理した。

### 3. 経口暴露換算の総潜在用量、割当率および間接飲水量の推定

水道水質基準における評価値と水への割当率を合理的に算出する方法を提案するため、対象物質について、1) 経口換算の総暴



露量を PBPK モデルにより推定し、2) モンテカルロシミュレーションにより総暴露量分布を複数経路別に推定した。対象物質の濃度のある値に仮定したときの、経口換算の吸入、経皮、経口経由の潜在用量の総和は、飲水量や食品摂取量、入浴時間の違いなどのシナリオで異なるため、シナリオ作成を乱数発生させたモンテカルロシミュレーションを行い、暴露量の生起確率分布を求めた。暴露分布の95%値に相当する暴露量がTDI(耐容一日摂取量)に一致するような濃度を、トリハロメタン(THMs)4物質とハロ酢酸(HAAs)3物質について算出した。

また、トリクロロエチレン(TCE)とテトラクロロエチレン(PCE)について行った解析においては、総務省統計局の日本の統計2014を用いて20歳以上の日本人の体重分布を作成した。PCEについては、エンドポイントが肝毒性のため、この分布を用いたが、TCEは胎児の心臓異常がエンドポイントのため、20~30歳代の女性を対象に体重分布を作成した。また、呼吸量、体表面積は体重からの変換式を用いて計算した。

さらに、対象物質について、リスク評価に基づいた、水道水質基準における評価値と水への割当率と間接飲水量を推定した。

#### 4. 日本人成人の潜在的な水道水摂取量(pTWI)の推定に関する研究

過去の厚生労働科学研究にて行われた摂水量に関するアンケート調査の結果を再検討し、pTWI分布を推定した。過去の解析において、水道水からの水分の摂水量分布を推定する場合において、十分な検討がなされてきていなかった部分がある。検討すべき部分の中でも主要なものとして、(1) 調理用水のうち水道水由来の摂水量についての検討、(2) 潜在的な水道水摂水量の定義についての検討、(3) アンケート調査のサン

プルの地域、性別、年代などの偏りを補正する方法について、がある。本研究では、これらの内容について検討を行い、pTWIの統計値と分布の推定を行った。

#### 5. 水道汚染物質の急性/亜急性評価値に関する研究

米国EPAのホームページや関連文献等を参考に、急性/亜急性評価値の設定方法等について調査を行った。次に、日本の水質基準項目のうち、19項目について、食品安全委員会の評価書を参考にして、亜急性暴露に関する評価値を算出した。なお、本研究では、亜急性暴露に関する評価値を亜急性参照用量(Subacute RfD: saRfD)と呼ぶこととした。saRfDは、ヒトがおよそ1か月間暴露した場合を想定し、非発がん影響に関しては、90日間暴露試験及び生殖発生毒性試験から無毒性量(NOEL)を求め、不確実係数(UF)を適用してsaRfDを求めた。信頼性の高い90日間暴露試験がない場合は、慢性毒性試験の結果を採用した。UFは、種差10、個人差10の他、NOELが求められない場合などは適宜追加のUFを適用した。遺伝毒性発がん物質については $1 \times 10^{-4}$ 発がんリスクに相当する暴露レベル及び非発がん影響に関するsaRfD相当値を求め、より低い値をsaRfDとした。

最後に、saRfDを用いて、短期的な水道水質汚染が生じた際に参考とすべき水道水中濃度[参照値(mg/L)]の算出を試みた。なお、参照値は、EPAのHAの考え方に習い、割当率を100%とし、それぞれの項目について成人と小児を対象とした2つの値を算出した。成人の体重は50kg、飲水量は2L/kgとし、小児の体重は10kg、飲水量は1L/dayとした。saRfDを算出できなかった項目についても、参照値算出の可能性について検討した。

## 6. 複合暴露評価に関する研究

水質管理目標設定項目の対象農薬のうち、カルバメート系除草剤/殺虫剤及びチオカルバメート系除草剤、計 13 物質と有機リン系殺虫剤、殺菌剤及び除草剤計 22 物質を対象として、主に ChE 阻害作用に関する情報を収集、整理した上で、HI 法及び RPF 法による評価を行った。各物質の暴露量については、平成 23 年度及び平成 24 年度の水道統計データを用いた。

## 7. 長鎖パーフルオロカルボン酸類の毒性発現の違いに関する研究

PFD<sub>o</sub>A、PFTeDA 及び PFH<sub>x</sub>DA の反復投与毒性・生殖発生毒性併合試験で採取した血清サンプル中の PFCA 濃度を測定した上で、これまでに行った PFOcDA を投与したラットの血清中 PFCA 濃度の測定結果も合わせて、長鎖 PFCA 類の毒性強度の違いの要因について考察した。なお、本報告書では、微量の不純物質を含む被験物質と、不純物を含まない各 PFCA の名称を区別するために、被験物質を TS-PFD<sub>o</sub>A、TS-PFTeDA、TS-PFH<sub>x</sub>DA 及び TS-PFOcDA と呼ぶこととした。さらに、TS-PFD<sub>o</sub>A 投与群では直鎖 PFD<sub>o</sub>A のことを、TS-PFTeDA 投与群では直鎖 PFTeDA のことを、TS-PFH<sub>x</sub>DA 投与群では直鎖 PFH<sub>x</sub>DA、TS-PFOcDA 投与群では直鎖 PFOcDA のことをそれぞれ標的 PFCA と呼ぶこととした。

### 標準物質および試薬

PFCA 類：PFD<sub>o</sub>A、PFTeDA、PFH<sub>x</sub>DA および PFOcDA は Exfluor Research Corporation が合成したものを使用した。各 10mg を採り、アセトンで 10mL とし、各溶液の 1mL をメスフラスコに採り、メタノールで 100 倍に希釈した。表 1 に示したその他の PFCA 類 (2mg/L メタノール溶液) はウェリントンラボラトリー社 (PFC-MXA) から購入した。

サロゲート溶液：パーフルオロオクタン酸の 2 重

水素体 (PFOA-13C<sub>2</sub>、ウェリントンラボラトリー製、MPFOA) 10mg を採り、メタノールで 10mL とした。その溶液 1mL をメスフラスコに採り、メタノールで 1000 倍希釈し、1μg/mL の溶液を調製した。

0.5M 硫酸水素テトラブチルアンモニウム

(TBAS) 溶液：TBAS の試薬特級 (和光純薬)

17.0g を採り精製水で 80mL にし、水酸化ナトリウムで pH10 とした後、全量を 100mL とした。

0.25M 炭酸ナトリウム：試薬特級 (和光純薬)

5.3g を採り、精製水で全量を 200mL にした。

メチルターシャリーブチルエーテル (MTBE)：水質試験用 (関東化学)

酢酸アンモニウム：試薬特級 (和光純薬)

精製水：水道水を純水製造装置 Elix UV5 (ミリポア製) で処理した。

メタノール：残留農薬試験用 (和光純薬)

アセトニトリル：高速液体クロマトグラフィー用窒素ガス

### LC/MS/MS の分析条件

本実験に用いた LC/MS/MS の LC 部は Acquity SDS (ウォーターズ製)、MS/MS 部は Xevo-TQMS (ウォーターズ製) であった。LC 部の分析条件はつぎのとおりであった。カラム：BEH C18 (粒径 1.7 μm、2.1 x 50 mm)、移動相：A 液 10mM 酢酸アンモニウム-CH<sub>3</sub>CN (10:90)、B 液 10mM 酢酸アンモニウム。グラジエント分析の条件：A 液 40% で 1 分間保持し、10 分後に A 液 100% になるようにグラジエントをかけ、15 分まで保持し、15.01 分から 20 分まで A 液 40% とした。カラム温度：40°C、試料注入量：5 μL。MS/MS 部の分析条件はつぎのとおりであった。キャピラリー電圧：1.5kV、イオン源温度：120°C、脱溶媒温度：350°C、コーンガス：0.15L/hr、脱溶媒ガス：650L/hr、検出器電圧：650V。その他の分析条件は表 1 に示すとおりであった。

分岐型 PFCA の測定も行った。逆相系 ODS

カラムを用いた場合、それら分岐鎖 PFCA の保持時間は、直鎖 PFCA の保持時間より若干短くなることが知られている。本研究においても、各直鎖 PFCA のすぐ手前に、親イオン>娘イオンが同じ複数のピークが認められた。分岐鎖の標準品は入手できなかったため、直鎖 PFCs のピーク面積に基づき分岐鎖 PFCA を定量した。

#### 試験溶液の調製

血清 200  $\mu$ L を共栓ガラス製スピッツに採り、サロゲート溶液 1  $\mu$ g/mL をマイクロシリンジで 10  $\mu$ L 添加した。ついで、メタノール 400  $\mu$ L を加え、攪はん後 5 分間放置し、除タンパクを行った。TBAS (pH10) 200  $\mu$ L および 0.25M 炭酸ナトリウム 400  $\mu$ L を添加し、攪はん後 2 分間放置し、PFCs と TBAS のイオンペアを形成させた。さらに、MTBE 約 2mL を添加し、ミキサーで 1 分間攪はん後、10 $^{\circ}$ C、3500rpm で 10 分間遠心分離し、MTBE 層を共栓ガラス製スピッツに分取した。再度、MTBE 約 2mL をスピッツに加え、ミキサーで 1 分間攪はん後、10 $^{\circ}$ C、3500rpm で 10 分間遠心分離し、MTBE 層に分取し、先の MTBE 層と合わせた。MTBE 層を窒素気流下で乾固し、メタノール 0.2mL を加え十分に攪はんし、これを試験溶液とした。

反復投与毒性・生殖発生毒性併合試験で投与に使用した被験物質内の PFCA 含量を調べた。被験物質 10mg をアセトン 10mL に溶解したのち、その 1mL を正確にとり、メタノールで 100 倍希釈し、1mg/L 溶液を調製し、LC/MS/MS で測定した。

(倫理面への配慮)

本研究ではラットの血清中濃度の測定法を検討しているが、実験動物に対する動物愛護等を配慮して実施した過去の別研究で採取した試料を用いているので、該当しない。

### C. 研究結果

## 1. 突発的水質事故等による水質異常時の対応と広報に関する調査研究

### 1) 平成 25 年度時点における水質異常時の対応についての整理

水道事業者には、水道法第 15 条第 2 項により、災害その他正当な理由があつてやむを得ない場合等を除き、水道の需要者（利用者）に対する常時給水義務が課せられている。給水の緊急停止については、水道法第 23 条第 1 項に「水道事業者は、その供給する水が人の健康を害するおそれがあることを知つたときは、直ちに給水を停止し、かつ、その水を使用することが危険である旨を関係者に周知させる措置を講じなければならない。」とされている。

水質異常時の対応としては、「水質基準に関する省令の制定及び水道法施行規則の一部改正等並びに水道水質管理における留意事項について」（平成 15 年 10 月 10 日健水発第 1010001 号厚生労働省健康局水道課長通知）により、病原微生物による汚染の可能性を直接的に示す項目やシアン及び水銀については、水質基準を超過したことをもって水質異常時とみて、基準超過が継続することが見込まれ、人の健康を害する恐れがある場合には、直ちに取水及び給水の緊急停止を講じ、かつ、その旨を関係者に周知させる措置を講じることとされているが、ホルムアルデヒドのように長期的な影響を考慮して基準設定がなされている項目については、基準値超過が継続すると見込まれる場合を水質異常時とみて所要の対応を図るべきとされている。

平成 23 年 3 月に発生した東京電力福島第一原子力発電所からの放射性物質の大量放出時には、放射性ヨウ素等が原子力安全委員会の指標等を超過し又は超過するおそれが生じたことから、摂取制限を行いな

ら給水を継続する措置をとった。これは、原子力安全委員会の指標等が放射性物質による長期影響を考慮して設定されており、長期間にわたる摂取量と比較して評価すべきものであること、生活用水としての利用には問題はなく、代替となる飲用水の供給が容易に受けられない状況で、水を飲むことができないことによる健康影響が懸念されたこと等を考慮したものである。

## 2) 給水継続・停止と摂取制限に関する利点・欠点

突発的な水質異常があった場合において、給水継続（摂取制限あり・なし）あるいは給水停止などの対応を行う場合の主な利点と欠点について、表2に整理した。また、水質事故時の復旧にかかる時間について、いくつかの例においてシミュレーションを行ったところ、摂取制限による給水を継続する場合、多くのケースにおいては水質事故検出から、短ければ数日間、長い場合は1ヶ月程度、復旧までに時間がかかると推算された。ただし、給水停止による長期の断水等の事態が起きた際は、復旧にはさらに長い時間がかかる場合がある。

## 3) 水道事業者からの事例報告

①東京都水道局による福島第一原子力発電所事故時における広報については、以下の通りである。平成23年3月23日午前10時すぎ、前日に金町浄水場で採水した浄水から、乳児の飲料に関する暫定指標を超える放射性ヨウ素の検出が確定した。東京都水道局では直ちに検査結果を知事に報告し、協議の結果、指標値を超えた水道水がお客様に届けられるリスクを回避するため、速やかに公表することになった。午後2時頃に東京都水道局浄水部長と福祉保健局技監（医師）による共同記者会見にて、23区及び多摩地区の一部の地域で乳児の飲用摂取

を控える広報を行った。この会見は生中継で行われ、放送直後から多くの問い合わせが入ることとなり、電話対応は混乱を極めた。同時期に原子力発電所事故の深刻な状況が報道され、水道水のほかにも、食品、大気、土壌等の放射能汚染についての問い合わせが殺到していたことから、これらの問い合わせに一括して対応するため、東京都災害対策本部として複数の部局が共同で「原発事故による食品の放射能汚染に関する都民向け臨時相談窓口」を設置した。顧客からの問い合わせ内容で多かった内容としては、自宅の水道水がどこの浄水場から来ているのか、妊婦への健康影響、家庭での除去方法、があった。また、水道局としては、問い合わせ対応用として、水質専門職が福祉保健局と協力して健康影響についてのQ&Aを作成し、お客様センター、営業所に配布し周知した。その後も東京都水道局では、この初めての事態に接し、厚生労働省、東京都福祉保健局、また東京都災害対策本部を所管する東京都総務局など関係各所と緊密に連携を取りながら、対応に当たった。その他、当時の広報の状況についての報告がなされた。

②平成24(2012)年5月のホルムアルデヒド生成物質の流下事故においては、用水供給事業者が取水停止、さらに結果的に送水停止を余儀なくされ、受水団体が断水せざるを得なくなった。当該企業団における流下事故の主な経過を表3、ホルムアルデヒド生成能の時間経過を図1に示す。また、図2にホルムアルデヒド事故において復旧までにかかった時間をまとめた。断水の発生により、水質事故第1報から受水団体が通常の給水に復帰するまでに5日間、新たな原因物質の流出はなく安全性が確認されて粉末活性炭処理を終了するまでの事故対応