

図-12 ピーク～下降時標準化データ（厚田浄水場）

説明が出来るデータにはなっていない。例えば濁度上昇時～下降時について説明すると、原水濁度・総ろ過流量・沈殿処理水濁度が下がるとろ過水濁度が上昇する、PAC 注入率が上がるとろ過水濁度が下がるというように、影響が大きい要因の一般的な変動に対して、複数の変数が正負反対の解析となっている。また変数について個々の値が低いケースが多いことからろ過水濁度については信頼性に欠けるため、因子を特定することができなかつた。厚田のようにシンプルな構造で地域特性にあった処理施設であれば沈殿処理水濁度までは特定出来る可能性があると考えられるが、サンプル量が少ないため現段階では断定まではできない。

2) 重回帰分析について

解析により原水濁度と PAC 注入率は相関関係にあり、原水濁度に重点をおいて PAC 注入率等を決定すればほぼ適切な浄水処理を行うことができることがわかつた。また、沈殿処理水濁度についても補正 R^2 が高いため、因子が複数になることにより調整は難しくなるが、原水濁度・総ろ過流量・混和池pHを確認しながら PAC 注入率等を決定すればある程度の信頼性で浄水処理を行うことができると考えられる。ただし、ろ過池濁度については、数値の変動がないため、現状での使用は難しいと考えられる。

2. 原水濁度を削除しない場合の重回帰分析

1 において重回帰分析を行った結果、多重共線性により原水濁度を削除するケースがあつた(最も相関が高い結果となる)。原水濁度を削除したケースを表-1 に示す。

表-1 原水濁度を削除するケース

愛国浄水場	ピーク～下降時、上昇～下降時
相模原浄水場	ピーク～下降時、上昇～下降時
厚田浄水場	—

原水濁度は、浄水処理運用を行う上で重要な指標であることから、原水濁度を削除せずに、その上で多重共線性を考慮した重回帰分析を実施した。その結果を表-2、3 に示す。

表-2、3 より、原水濁度を削除しない場合、他の要因について多重共線性により削除する項目・しない項目について変化があつた。これは、原水濁度を削除する・しないにより、対象となる説明変数が異なり、その結果、目的変数(沈殿処理水)を表現する最適な解も異なつたためと考えられる。

原水濁度の偏回帰係数について、原水濁度を削除しなかつた場合でも小さな値になるケースが多い。また、補正 R^2 については、原水濁度を削除した場合に比べ下がる。

以上から以後の分析については、原水濁度の項目が多重共線性で削除となつたととしても、そのケースにて実施することとした。

3. 共通の説明変数を用いた場合の浄水場間の比較
各浄水場に共通する要因のデータ(共通項目)を用いて、ケース毎に重回帰分析結果の比較を行った。

(1) PAC 注入率

各浄水場の説明変数を用いた PAC 注入率の解析結果を表 4、5 に示す。PAC 注入率については、どのケースにおいても濁水濁度の影響が大きい。また、補正 R^2 は、全項目で実施した場合よりも多少下がる

表-2 原水濁度を削除する・しない場合の比較（愛国浄水場）

愛国浄水場		補R2	原水濁度	取水UV	処理量 (取水量)	原水水温	混和池 (着水井) pH	活性炭 注入率	PAC 注入率	沈殿処理 水濁度	1系中次亜 (塩注入率)
沈殿処理 水濁度	ピーク～ 下降時	0.64		0.41		-0.24		0.33	0.00		
		0.60	0.04			0.00	0.13	0.51			
	上昇～ 下降時	0.64		0.43		-0.27		0.31	0.00		
		0.62	0.00			-0.18	0.04	0.36	0.32		
ろ過水 濁度	ピーク～ 下降時	0.62			0.08	0.34		0.27		0.30	0.00
		0.37	0.04			0.37					0.07
	上昇～ 下降時	0.50			0.00	0.30		0.15		0.34	0.00
		0.14	0.05		0.10		0.14				0.00

※上段：原水濁度を削除するパターン
下段：原水濁度を削除しないパターン

表-3 原水濁度を削除する・しない場合の比較（相模原浄水場）

相模原浄水場		補R2	原水濁度	処理量 (取水量)	原水水温	混和池 (着水井) pH	活性炭 注入率	PAC 注入率	原水 アルカリ度	沈殿処理 水濁度
沈殿処理 水濁度	上昇～下降時 (1BK)	0.50		0.00	-0.51	0.18			0.28	
		0.17	0.00	0.00		0.14			0.10	
	上昇～下降時 (4BK)	0.54		0.00	-0.58				0.32	
		0.45	-0.01		-0.46					
ろ過水 濁度	ピーク～ 下降時 (3BK)	0.77			-0.45	0.49	-0.37	0.00	-0.43	
		0.77	0.00		-0.45	0.49	-0.37		-0.43	
	ピーク～ 下降時 (4BK)	0.72		0.12	-0.76	0.00	0.00	-0.35		-0.25
		0.70	-0.19	0.00	-0.72	0.16				-0.24
	上昇～下降時 (3BK)	0.67		-0.15	-0.42	0.30	-0.43		-0.45	
		0.61	0.00	-0.10	-0.42	0.40			-0.16	
上昇～下降時 (4BK)	0.72		-0.10	-0.60	0.12		-0.32	-0.27		
	0.71	-0.25	-0.10	-0.57	0.11			-0.19		

※上段：原水濁度を削除するパターン
下段：原水濁度を削除しないパターン

ものの 0.8～0.96 と非常に高く、各浄水場共に原水濁度に比例して、PAC 注入を行っていると言える。

(2) 沈殿水濁度

原水ケース毎に、各浄水場の説明変数を用いた凝集処理水濁度の解析結果を表-6, 7 に示す。

①濁度上昇～ピーク時

愛国浄水場及び厚田浄水場は補正 R^2 が高いが、相模原浄水場については高くない。補正 R^2 の高い愛国浄水場及び厚田浄水場のケースで判断すると、原水濁度及び混和池(着水井)pH が共に正の相関となり、原水濁度及び混和池(着水井)pH は濁度上昇～ピーク時において、注視すべき指標の候補になり得る。

②ピーク～濁度下降時

厚田浄水場は補正 R^2 が高いが、相模原浄水場及び相模原浄水場については補正 R^2 が高くない。3浄水場中2浄水場において、原水濁度及び混和池(着水井)pH が共に正の相関となり、ピーク～濁度下降時において、注視すべき指標となる可能性はあるが、補正 R^2 の値及び3浄水場すべてで同様の結果が得られていないことから、指標となり得るかは現時点では判断できない。

③考察

上記①、②より濁度ピーク時の前後において、注視すべき指標として、原水濁度及びpH が候補として挙げられるが、補正 R^2 の値等を考慮すると、現時点では判断できない。

E. 結論

以下に本研究において確認できたこと及びそれに伴う今後の課題を示す。

(1) 本研究で明らかになったこと

- 1) PAC 注入率については、原水濁度に代表される要因との相関が高く、いずれの浄水場においても原水状況の応じた注入を実施している。
- 2) 沈殿処理水濁度は、本事例では原水水質変化に伴い変動しているが、ろ過水濁度については影響を受けていない。これは沈殿処理水濁度をろ過池にて適切に処理しているからである。ろ過水濁度については、クリプトスポリジウム対策から 0.1 以下という低濁度の管理を求められている。一方原水濁度の変化に対してろ過水濁度は変化しにくいことから、前段階である沈殿処理水濁度の制御を行うことが極めて重要となる。
- 3) 濁度上昇～ピーク時、ピーク～濁度下降時においては、沈殿処理水濁度に及ぼす影響が異なる。

濁度上昇～ピーク時に関して、急激に原水濁度が上昇し、PAC の注入とその効果にタイムラグができ、結果的に沈殿処理水濁度の上昇につながると考えられる。

また、ピーク～濁度下降時については、原水濁度の変化が濁度上昇～ピークに比べ小さくことから、原水濁度以外の要因に注意する必要があると考えられる。

4) 重回帰分析の適用について

重回帰分析は予測型の多変量解析であるが、実態としては観測データを記述しているものであ

表-4 濁度上昇～ピーク時における PAC 注入率に関する補正 R² 及び標準回帰係数

	補R ²	原水濁度	処理量 (取水量)	混和池(着水井) p H	P A C 注入率
愛国浄水場	0.79	0.77	-0.09		
相模原浄水場	0.91	0.91	0.00		
厚田浄水場	0.96	0.96	0.00		

表-5 ピーク～濁度下降時における PAC 注入率に関する補正 R² 及び標準回帰係数

	補R ²	原水濁度	処理量 (取水量)	混和池(着水井) p H	P A C 注入率
愛国浄水場	0.82	0.60		0.39	
相模原浄水場	0.92	0.92	0.00		
厚田浄水場	0.64	0.42	-0.59	-0.60	

表-6 濁度上昇～ピーク時における沈殿処理水濁度に関する補正 R² 及び標準回帰係数

	補R ²	原水濁度	処理量 (取水量)	混和池(着水井) p H	P A C 注入率
愛国浄水場	0.77	0.23	-0.56	0.24	0.00
相模原浄水場 1 BK	0.40	0.00	0.40	0.00	0.00
厚田浄水場	0.98	0.84	0.00	0.16	

表-7 ピーク～濁度下降時における沈殿処理水濁度に関する補正 R² 及び標準回帰係数

	補R ²	原水濁度	処理量 (取水量)	混和池(着水井) p H	P A C 注入率
愛国浄水場	0.53			0.24	0.36
相模原浄水場 1 BK	0.45	0.20	0.40		
厚田浄水場	0.93	0.39	-0.45	0.39	

り、因果関係を実証するものではない。このため因果関係が成り立つかどうかは、様々角度から解析結果を検証しなければならない。

事実、今回の解析結果では補正 R² が高いにもかかわらず、因果関係とは矛盾する結果が出ている。使用した浄水処理データを精度よく表現できていたとしても、それを汎用的に活用できるかは別である。

今回の研究においては、重回帰分析を浄水処理データの分布状況の数値化に使用し、それを実際の浄水処理データと照らし合わせることで、浄水処理の実態の把握につなげた。

今後、重回帰分析を使用する際には、以上のような解析の性質を十分理解した上で、それぞれのケースに合った適用を行う必要がある。

(2) 今後の課題

- 1) 沈殿処理水濁度の安定のために、原水濁度急上昇時の PAC の注入とその効果のタイムラグについての検討が必要と考えられる。
- 2) 今回は3浄水場分のデータにより解析を実施したが、より精度を向上させるためにはデータの積み重ねが必要と考えられる。

3) 濁度下降時の範囲の設定

濁度下降時において、下降期間は上昇期間に比べその変動が緩やかで期間が長く、また下降期間内においても、直後は濁度変化が大きく下がるが、その後は緩やかに下がる傾向にある。このため、下降期間の設定によっては、直度の濁度変化の閉める割合が異なる。このため、濁度下降終了時期の設定を変更した場合も今回と同様の結果になるかはわからない。

F. 健康危険情報

G. 研究発表

1) 論文発表

- 古林祐正, 伊藤雅喜, 山田俊郎, 松井佳彦, パイロットプラントを用いた高塩基度 PAC の濁度の除去性及びアルミニウムの残留性に関する評価. 水道協会雑誌, 80:2-11,2011
- Koichi Ohno, Yoshihiko Matsui, Masaki Itoh, Yoshifumi Oguchi, Takuya Kondo, Yosuke Konno, Taku Matsushita, Yasumoto Magara. NF membrane fouling by aluminum and iron coagulant

residuals after coagulation-MF pretreatment. Desalination. 2010, Vol.245, 17-22.

Koji Kageyama, Takeshi Takemoto, Hideki Tadokoro, Masaki Itoh. Development of a model-based control system for membrane filtration process. Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA, 2010, Vol.59, No.6-7, 384-391

Koji Kageyama, Takeshi Takemoto, Hideki Tadokoro, Masaki Itoh. Development of a model-based control system for membrane filtration process. Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA .59(6-7), 84-391, 2010.

2) 学会発表

○Kobayashi Y, Itoh M, Yamada T, Akiba M, Matsui Y. Experimental evaluations of water treatment systems using a pilot-scale plant for adaptations to a sharp increase in raw-water turbidity caused by climate change. In: The 4th IWA-ASPIRE Conference and Exhibition; Oct. 2-6, 2011; Tokyo

Asaka Y, Sona F, Fujiwara M, Itoh M. Development of supporting measures to promote water purification facilities renewal. In: The 4th IWA-ASPIRE Conference and Exhibition; Oct. 2-6, 2011; Tokyo

Fujiwara M, Inada Y, Asaka Y, Takashima W, Itoh M. 4-S Approach for evaluation of advanced water treatment technology. In: IWA World Water

Congress and Exhibition; Sep. 2010; Montréal, Canada

Katsuyama N, Takashima W, Itoh M, Fujiwara M. Developing the selecting method for the optimal water treatment system considering finished and source water quality. Proceedings of the 3rd IWA-ASPIRE Conference and Exhibition; Oct. 18-22, 2009; Taipei; p86-86.

Kageyama T, Takemoto T, Tadokoro H, Itoh M. Development of a model-based control system and an online membrane integrity monitoring system for membrane filtration process. Proceedings of the 8th International Symposium on Water Supply Technology; Jun. 10-12, 2009; Kobe; p.228-239.

H. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含む。)

- 1) 特許取得
- 2) 実用新案登録
- 3) その他

I. 参考文献

分担研究報告書 5

地理情報システム（GIS）を活用した気候変動に対応した
水道原水管理・評価手法の開発
—GISを利用した脆弱性評価手法、リスクマップの作成—

研究分担者 増田 貴則

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）
「気候変動に対応した飲料水管理手法の開発に関する研究」
分担研究報告書

研究課題：地理情報システム（GIS）を活用した気候変動に対応した水道原水管理・評価手法の開発
－GISを利用した脆弱性評価手法，リスクマップの作成－

分担研究者 増田 貴則 鳥取大学大学院 工学研究科准教授

研究要旨

浄水方法や浄水供給区域の水道利用者の空間情報等を組み合わせることで、水道飲料水による病原微生物感染に対する地域の脆弱性を評価するとともに、気候変動時の流量低減・濁水を考慮し、任意の地域の脆弱性をリスクマップとして表示するGIS上の手続きを検討した。浄水方法および浄水供給区域の受益者の年齢構成情報は、利水現況図および国勢調査等より入手し、感染リスク推定のための計算処理ができることを示した。気候変動時の流量低減・濁水情報については、一般に利用可能な情報が見あたらなかった。水系別の気候変動時の流量低減・濁水の予測情報が不十分なため地理的な評価としては十分とはいえないが、論文から得た大まかな地域毎の気候変動時の流況の変化を情報源として扱うことで、気候変動前後の病原微生物濃度や水道水飲料による感染リスクマップを作成できることを示した。

A. 研究目的

水安全計画の策定では、水源から給水栓までの水道システム全体を通して水道事業者がリスク要因を重点的かつ総合的に管理する計画を立てることが求められている（日本水道協会 2008）。そのためには、水源流域のリスク要因についても抽出・把握する必要があるが、その上で水道飲料水のリスクを評価する必要があると思われるが、流域のリスク要因情報が一元的に管理されていない現状では、各水道事業者や飲料水供給施設管理者自らがリスクを主体的に評価することは技術面・費用面で困難と思われる。

他方、気候変動による無降雨期間の長期化が予想され、低水時や濁水時の河川流量の低減が懸念される。河川流量の減少により河川水中に含まれる生活排水や排水処理水の割合が増加し、河川中の病原微生物濃度も上昇することが想定されることから、河川水を水源とした水道水飲用による病原微生物感染リスクも上昇する可能性がある。影響が大きい場合には、適切な発生予防策を講じることが求められると思われるが、気候変動の影響や水道システム、水道受給者の状況は地域によって異なってくることから、俯瞰的にリスクや脆弱性を評価する視点が重要と思われる。

そこで本研究では、水道水源流域におけるリスク要因に関する情報を一元的に効率よく管理する手段として地理情報システム（GIS）を用いることとし、一般に利用可能な統計やデータベース、電話帳、地図データ等のみを情報源として、表流水を水源とする水道を対象に病原微生物による飲料水汚染要因を水源流域別に把握し、表流水の汚染評価や飲料水による感染リスクを地域ごと

に評価する手法を開発することとした。これは、全国どこの水道事業者であっても同様の方法を用いることで迅速に汚染評価やリスク計算ができることを目指したものである。

昨年度までの検討で、一般に利用可能な情報のみで水質汚染リスクを評価する手法を検討し、その過程を通じてそれらの手続きにおける問題点を明らかにした。また、情報の空間精度や集計精度が表流水の水質・流量などの評価結果に与える影響を明らかにしてきた。

本年度は、昨年度までの検討に加えて、浄水方法や浄水供給区域の水道利用者の空間情報を組み合わせることで、水道飲料水による病原微生物感染に対する脆弱性を地域別に評価するための手続き・情報を検討するとともに、気候変動時の流量低減・濁水を考慮し、任意の地域の脆弱性をリスクマップとして表示する手続きを検討することを目的とした。

B. 研究方法

図1に昨年度までに検討したGISを活用したリスク評価手法の手続きの流れを示す。この手続きでは河川を流下する水量・水質を評価することを主目的としており、暴露量や感染リスク評価については、地域独自の情報を与えずに一定の浄水方法（急速ろ過とした）と一定のヒトによる水道水飲料を想定した暴露量・感染リスク評価に留まっていた。本年度は、地域独自の情報を反映した暴露量評価とするために、地域の浄水方法およびその給水区域の空間情報を提供できる情報源を整理し、これに加え地域別の気候変動時の流量低減・濁水を予測するための情報源を整理した。ま

た、ヒトの年齢別構成を考慮して感染リスクを評価する手法として渡部ら(2000)の方法を整理し、その手法の適用に必要な空間情報の情報源について整理した。さらに、これらの方法と情報を鳥取県千代川の流域に適用することで、将来の気候変動時に給水区域別に感染リスクがどのように変化するかを評価した地域脆弱性マップとして表示できることを示した。

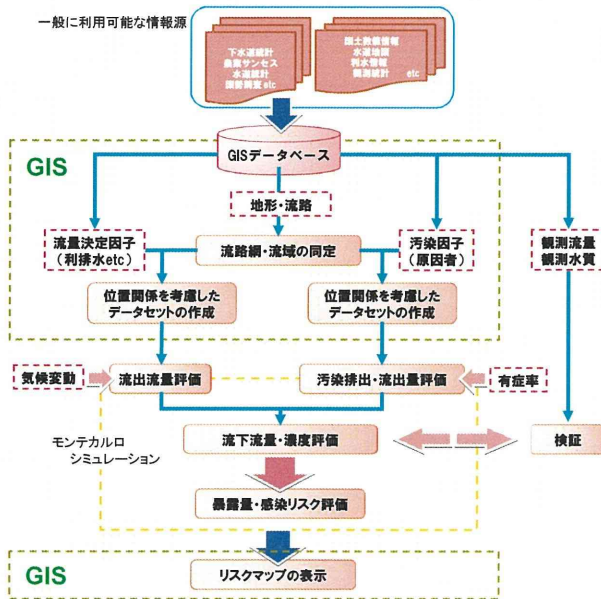


図1 GISを活用したリスク評価手法の手続きの流れ(増田2011)

C. 研究結果及びD. 考察

(1) 浄水方法およびその給水区域情報の整理

浄水方法については、水道統計や全国浄水場ガイドを参照できるが、浄水場の位置については昨年度までに報告したように一般に利用可能な情報源は存在していない。

給水区域については、全国の一級河川流域に限るが、主要水系調査利水現況図数値データ(国土交通省土地・水資源局)よりGISのShape形式で入手・利用することができる。

浄水方法と給水区域の情報が別々の機関で整理されており、マッチングするためのキー情報も整備されていないことから、給水区域別の浄水方法をこれらの一般に利用可能な情報源から判断することは困難であった。各都道府県が整備している水道地図や各事業体の情報を活用し、給水区域ごとに浄水方法や取水地点を整備してから本研究の提案評価システムを利用することが望ましい。

(2) 気候変動に伴う流況変化情報の整理

気候変動の影響が地域の降水量、流況、渇水流量にどのような影響を与えると予測されているのか文献整理を行った。

和田(2006)はCGCM2の結果を境界としてダウンスケリングしたモデルである地域気候モデルMRI-RCM20-ver2.0(気象庁)を用いてA2シナリオの計算により、北海道を除く広い範囲で冬季～春季の降水量が減少すると予測している。予測結果の一例を図2に示す。温暖化の影響によりシベリア大陸からの寒気の吹き出しが弱まり降雪量が減少すると考えられている。国土交通省土地・水資源局(2006, 2007)でも、年降水量が減少傾向にあること(図3)と、100年後(2080～2099年)の春期(3～6月)の地表到達水量が多く(ここでは、一級水系別に予測をしている)において現況(1979～1998年)と比べて減少することが予測されている(図4)。

また、地球温暖化の日本への影響について最新の科学的知見を集めた環境省の地球環境研究総合推進費S-4(環境省2008)によれば、地域気候モデルRCM20と排出シナリオSRES-A2を用いて100年後の水需給バランスを推定した結果、降雨の減少と蒸発量の増加を原因とし、北海道、東北の東岸、九州南部や沖縄で需給が逼迫することが予測されている(図5)。

河川の流況の変化を予測したものとしては、佐藤ら(2009,2010,2011)の研究がある。佐藤ら(2011)では、A1BシナリオにおけるCMIP3の8モデルの出力平均をSVAT(地表面熱収支モデル)に与え、地上到達降雨量、融雪量、蒸発散量を算出し、これらをHydro-BEAM(分布型流出モデル)に与え河川流量を予測し、現況の流況曲線(降順)との比として比較している。その結果を図6に示す。100年後には年最大流量(流況曲線の左端)は平均で20%増加する一方で年最小流量は平均10～40%減少すると予測している。蒸発散量の増加が原因としている。西南地域では渇水リスクが大きくなるが、積雪量が減少し冬期降雨量が増加するため、石狩川や最上川のように低水流量や渇水流量が増加する河川もあると予測している。

以上のように、気候変動時の降水量について予測を行っている研究はいくつかあるが、直接河川流量(流況)の変化についてまで言及しているものはあまり見あたらなかった。現状では、佐藤らの一連の研究に示されるように、いくつかの流域については河川流況の予測が行われていたが、日本全域の河川について将来の流況予測を行い、その結果を利用可能な形で公開しているような情報源を本研究の範囲では見つけることはできなかった。情報利用の可能性の観点からまとめると、流況変化の情報については、GISを活用したリスク評価に用いることができる一般に利用可能な空間情報源は存在しないこととなるが、上記の論文等から得られる地域毎の大まかな情報を流況変化として与えることで気候変動後のリスク評価を行うことは可能と思われる。

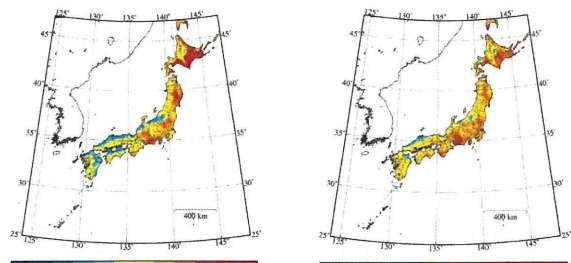


図22 (1) 50年後の冬季降水量の現在に対する比の分布。

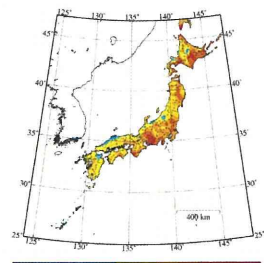


図23 (1) 50年後の春季降水量の現在に対する比の分布。

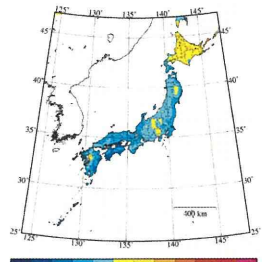


図22 (2) 100年後の冬季降水量の現在に対する比の分布。

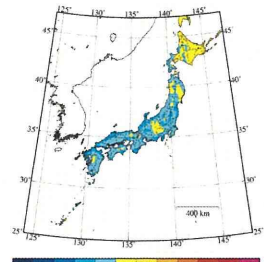
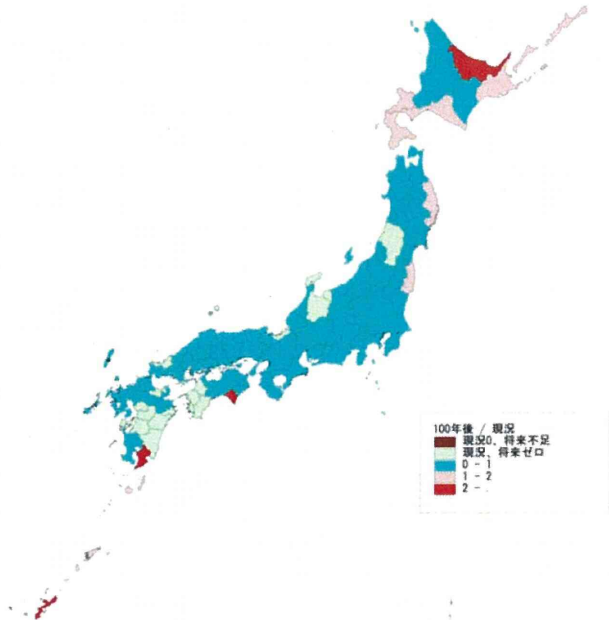


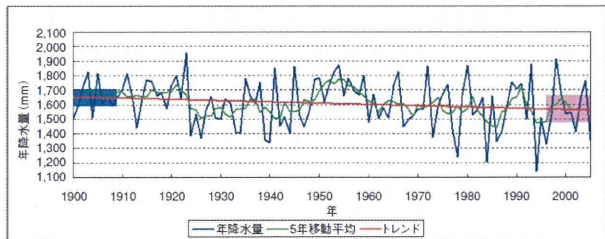
図23 (2) 100年後の春季降水量の現在に対する比の分布。

図2 50年後・100年後の降水量分布 (和田 2006)



100年後 / 現況
 0-1 青
 1-2 緑
 2- 赤

図5 100年後の水需要推定に基づいた渇水指標の現況比 (環境省 2008)



100年前と現在の降水量の比較 (単位: mm/年)

降水量 (トレンド)		変動幅		標準偏差
1900年	約1660mm	期間	下段~上段	112.2
2005年	約1580mm	1900~1909年	-150~+170	
		1996~2005年	-240~+350	184.6

- (注) 1. 気象庁資料に基づいて作成
 2. 全国51地点の算術平均値
 地点名: 旭川 網走 札幌 帯広 根室 寿都 秋田 宮古 山形 石巻 福島 伏木
 長野 宇都宮 福井 高山 松本 前橋 熊谷 水戸 敦賀 岐阜 名古屋
 飯田 甲府 津 浜松 東京 横浜 境 浜田 京都 彦根 下関 呉 神戸
 大阪 和歌山 福岡 大分 長崎 熊本 鹿児島 宮崎 松山 多度津 高知
 徳島 名瀬 石垣島 那覇
 3. トレンドは1900年~2005年のデータに基づく回帰計算による

図3 日本の年降水量の経年変化 (国交省 2006)

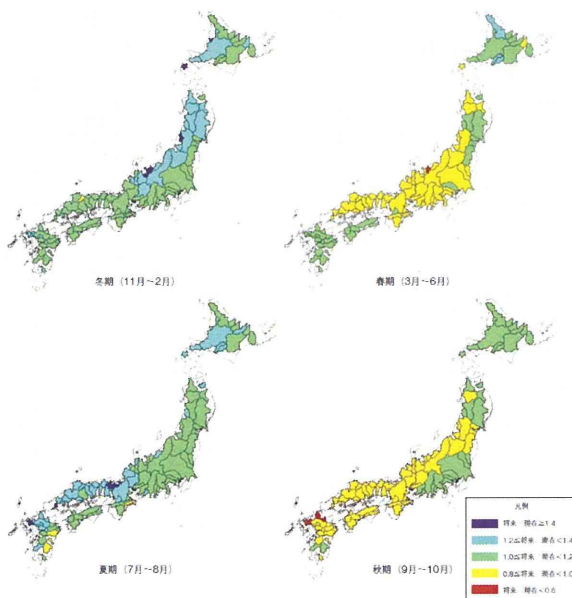


図4 将来の地表到達水量(現況比)(国交省 2007)

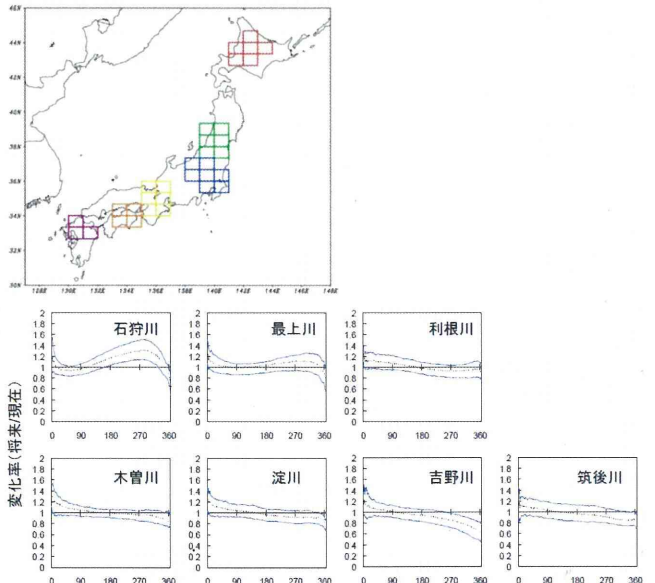


図6 解析対象流域 (上図) と各流域の流況曲線の変化 (下図) (佐藤ら 2011)

(3) 年齢別リスク評価手法とその情報源の整理
 水道水飲料による1日の感染リスクを p とすると、単回および反復暴露後の感染確率 (P^n) は次の式で計算できる (Hass1983).

$$P^n = 1 - (1 - p)^n, \quad n: \text{反復回数}$$

また、流況や流域からの汚染流出量により1日の

感染リスクが一定でなく p_i で表される場合には、
反復暴露後の感染確率は次の式で計算できる。

$$P^n = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - p_i)$$

ここまでは昨年度の報告書で示したとおりである。そこでは用量-反応モデルから求まる p は一定のヒト（一般人）を想定して感染リスクを評価しており、給水区域内の人口構成を考慮したリスク評価を行っているわけではない。厚生労働省は3年毎に患者調査（厚生労働省 2005, 2008）を実施しており、平成 17, 20 年度の調査結果によると、4 歳以下の乳幼児の腸管感染症患者数が他の年齢階層（5 歳区分）に属する患者数の約 2 倍も多いことが示されている。乳幼児に属する人口は他の年齢階層と比較が少ないため、乳幼児の腸管感染症への罹患率は他の年齢階層に比べて高いことを示しており、飲料水による感染リスクについても年齢別の評価が望ましいことを示唆している。そこで、年齢による病原微生物への抵抗力の違いを考慮したリスク評価を行った渡部ら（2000）を参考に、年齢を加味した用量-反応モデルを用いて給水区域内の住民の年齢構成をふまえたリスク評価手法を提案する。

渡部らは年齢階層 A_k における相対感染確率を罹患率の相対値として以下の式で定義している。

$$RP(A_k) = I(A_k) / I^*$$

$I(A_k)$: 年齢階層 A_k の罹患率
 I^* : 日本人全体の罹患率

この相対感染確率を通常の用量-反応モデルで求めた感染確率に乗じることで、当該年齢階層に属する人の感染確率を求めるとしている。

$$P(A_k) = RP(A_k) \times p$$

この考え方を発展させ、ここでは当該年齢階層に属する人が一定ではない感染リスク p_i に n 回暴露されたときの感染確率を以下の式で求めることとする。

$$P^n(A_k) = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - RP(A_k) \times p_i)$$

そのうえで、いま給水区域内の人口を H （人）とし、給水区域内の個人 h の n 回暴露の感染確率を $P_h^n(A_k)$ とすると、この給水区域において n 回暴露された人々において少なくとも一人以上の感染者が発生する確率は以下の式で求めることができる。

$$P_H^n = 1 - \prod_{h=1}^H (1 - P_h^n(A_k))$$

本研究ではこれが年齢・人口構成を加味した給水区域の感染リスクを表していると考え、これをマップ表示したものを給水区域毎の地域の脆弱性を示すものとして扱うこととした。

なお、これらの計算処理を行うために必要な空間情報は、給水区域の年齢階級別人口である。現時点までの年齢階級別人口については、国勢調査の結果から 500m メッシュ単位あるいは町丁字単位で得ることができる。これを GIS によるオーバーレイ処理で按分処理することで給水区域の年齢階級別人口を推定することが可能である。一方、気候変動後を想定すると将来の年齢階級別人口が必要となる。将来の人口推計は、国立社会保障・人口問題研究所によりコーホート法を用いた都道府県別あるいは市町村別の将来人口推計結果が HP 上で公表されている（国立社会保障・人口問題研究所 HP, 『日本の都道府県別将来推計人口』（平成 19 年 5 月推計）について、<http://www.ipss.go.jp/syoushika/tohkei/Mainmenu.asp>）。これらを利用して GIS による按分処理を行うことで将来の給水区域の年齢階級別人口を推定することが可能である。

(4) 浄水供給地域の情報を考慮した気候変動時の感染脆弱性リスクマップの作成

図 7 に鳥取県千代川流域の水道給水区域ごとの浄水方法を示す。また、図 1 に示した感染リスクの評価フローに上述の手法を組み込み、これら地域の空間情報に適用した結果のなかから、現状の人口構成・浄水方法・流況における給水区域ごとの一人当たりの年間感染リスクの評価結果を図 8 に示す。現況ではどの給水区域も年間の感染リスクが 10^{-4} 未満であり、米国環境保護庁（USEPA）による微生物感染リスクの目標基準である一人一年あたり 10^{-4} を下回っているため当該地域に大きな危険はないと言える。他方、同じ浄水方法をとっている区域でも給水区域によって感染リスクが異なっており地域によって危険性が異なることが示されている。これは給水区域の人口年齢構成および取水源における病原微生物濃度の違いを反映した結果である。空間情報を利用することで地域ごとのリスクの違いを評価しマップとして表示することができたと言える。

別の一例として、将来の人口減少下の社会において現状の浄水方法・流況が継続するとして年間の感染リスクを評価し、それらと現状のリスクとの比をとった結果を図 9 に示す。また、将来の気候変動による流況の変化を考慮し、低水・渇水期の流量が現況の 0.8 倍となるとして現況の浄水方法のまま将来の人口構成において年間感染リスクを評価し、現状とのリスクの比をとった結果を

図 10 に示す. その結果, 将来の人口構成の変化 (高齢化と人口減少) を考慮した場合, 現状より感染リスクが小さくなる給水区域がほとんどであるが, 気候変動による低水流量や渇水流量の減少が起きると人口構成の変化は相殺され現況より数倍程度リスクが高くなる給水区域が出てくることが予測された. 高齢化により抵抗力が弱く比較的感染しやすい年齢層の人々が増えるが, 流域全体の人口が減少することで病原微生物が排出される機会が減るために人口構成の変化は感染リスクを減少させる方向に働く. しかし, それ以上に気候変動による流量の減少の影響が大きい地域があることを示しており, 流下する病原微生物濃度の上昇を引き起こす河道区間があることを示している.

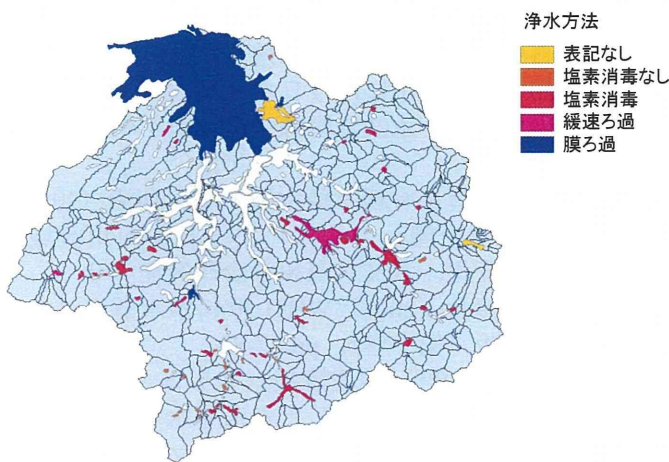


図 7 水道供給区域ごとの浄水方法

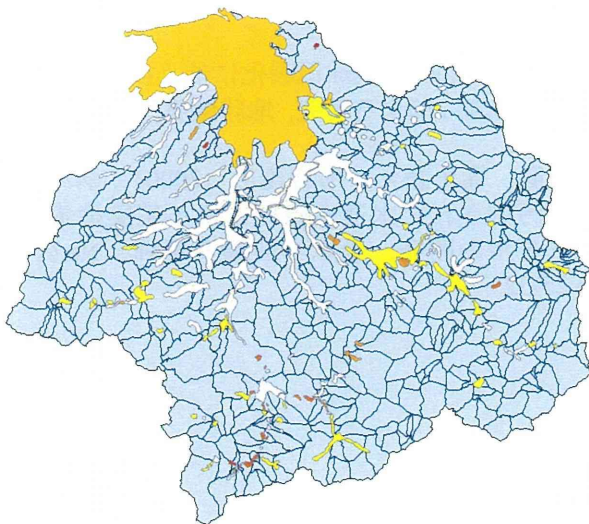


図 8 年間の感染リスク (現状)

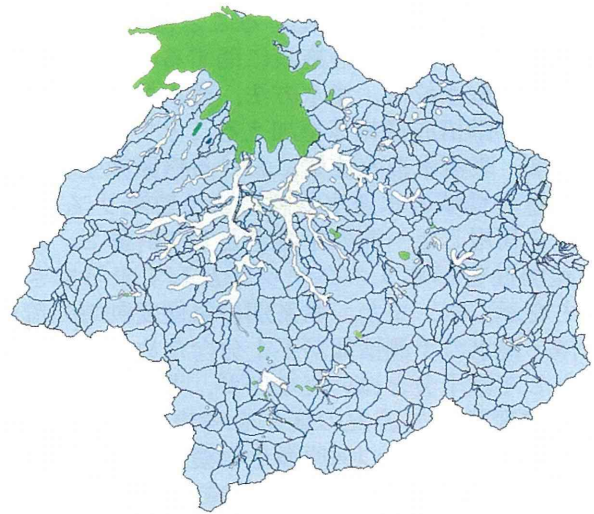


図 9 年間感染リスク (将来人口構成変化時)
— 現況に対する比率 —

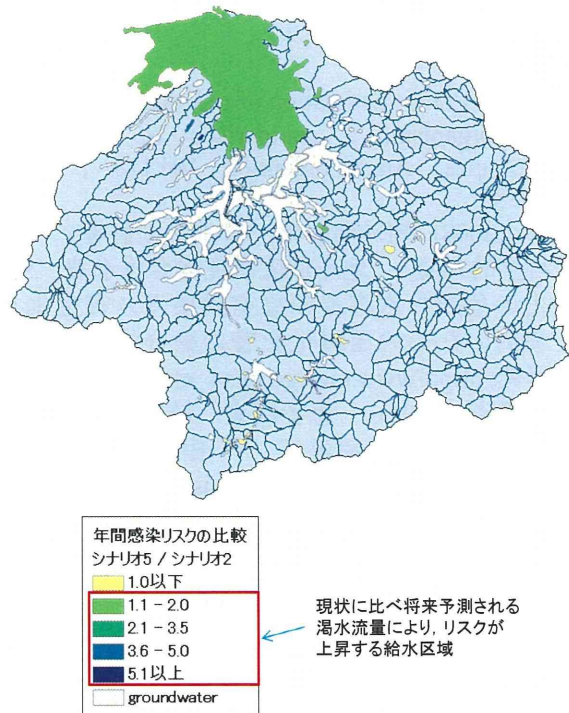


図 10 年間感染リスク
(将来人口構成・気候変動時)
— 現況に対する比率 —

E. 結論

手続きを完全に自動化することはできないが、人口、畜産、汚水処理施設に関する統計情報・地図情報に取水位置、浄水方法、浄水供給区域の受益者の年齢構成情報等を加えることで、任意の河道区間、表流水取水位置における病原微生物濃度や任意の地域の水道水飲料による感染リスクを、GIS を利用した一連の手続きとして計算し、地域の脆弱性を示すリスクマップとして表示できることを示した。また、水系別の気候変動時の流量低減・渇水の予測情報が不十分なため地理的な評価としては十分とはいえないが、大まかな地域別の気候変動時の流況の変化を考慮に加えることで、気候変動前後の病原微生物濃度や水道水飲料による感染リスクマップを作成できることを示した。

F. 健康危険情報

該当なし

G. 研究発表

該当なし

H. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含む。)

該当なし

I. 参考文献

Hass,C.N (1983) Estimation of risk due to low doses of microorganism, a comparison of alternative methodologies, Am.J.Epidemiol, Vol.118 , No.4, pp.573-582

環境省 (2008) 地球温暖化「日本への影響」－最新の科学的知見－, 地球環境研究総合推進費 S-4 温暖化の危険な水準及び温室効果ガス安定化レベル検討のための温暖化影響の総合的評価に関する研究, http://www.nies.go.jp/s4_impact/seika.html

厚生労働省 (2005) : 患者調査 統計表項目名 : 総患者数, 性・年齢階級 × 傷病小分類別, <http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?lid=000001047095>

厚生労働省 (2008) : 患者調査 統計表項目名 :

総患者数, 性・年齢階級 × 傷病小分類別, <http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?lid=000001060228>

国土交通省土地・水資源局 (2006) 第 I 編 渇水に強い地域づくりに向けて, 平成 18 年版日本の水資源

国土交通省土地・水資源局 (2007) 第 I 編 安全で安心な水利用に向けて, 平成 19 年版日本の水資源

佐藤嘉展, 森英祐, 浜口俊雄, 田中賢治, 小尻利治, 中北英一 (2009) 気候変動に対する先行適応のための流域スケールでの洪水および渇水リスク評価, 京都大学防災研究所年報, 第 52 号 B, 573-586.

佐藤嘉展, 道広有理・鈴木靖, 中北英一, 小尻利治 (2010) 気候変動に伴う木曾三川流域の流況予測, 京都大学防災研究所年報, 第 53 号 B, 723-735. 佐藤嘉展, 道広有理・鈴木靖, 中北英一, 小尻利治 (2010) 温暖化に伴う日本主要河川流域の極端水文現象予測, 水文水資源学会 2010 年度研究発表会, 94-95.

佐藤嘉展・道広有理・鈴木靖・小尻利治 (2011) 複数の気候予測シナリオによる日本河川流域の将来流況変化, 水文水資源学会研究発表会

日本水道協会 (2008) WHO 飲料水水質ガイドライン第 3 版 (第 1 巻), pp.47-82

増田貴則 (2011) 地理情報システム (GIS) を活用した気候変動に対応した水道原水管理・評価手法の開発－GIS を利用したリスクマップ作成における空間情報の課題－, 気候変動に対応した飲料水管理手法の開発に関する研究平成 22 年度総括・分担報告書, 秋葉道宏, 厚生労働省科学研究費補助金健康安全・危機管理対策総合研究事業, pp.85-108

和田一範 (2006) 地球温暖化に伴う洪水・渇水リスクの評価に関する研究, 地球環境, Vol.11, No.1, 67-78

渡部徹, 福士謙介, 木村達也 (2000) : 病原微生物に汚染された水道水摂取による感染症集団発生モデルの開発, 土木学会論文集 VII, No.650, pp.25-32

研究成果の刊行物・別刷

「論 文」

パイロットプラントを用いた高塩基度 PAC の濁度の除去性及びアルミニウムの残留性に関する評価

古 林 祐 正

国立保健医療科学院
水道工学部研究生

伊 藤 雅 喜

国立保健医療科学院
水道工学部水道計画室長

山 田 俊 郎

岐阜大学工学部
社会基盤工学科准教授

松 井 佳 彦

北海道大学大学院工学研究科
水代謝システム講座教授

要旨：高塩基度 PAC（塩基度72%）を用いた場合の濁度の除去性とアルミニウムの残留性について、凝集沈澱-砂沝過及び膜沝過プロセスを有するパイロットプラントを用いて、従来型 PAC（塩基度51%）と比較・評価した。高塩基度 PAC は、凝集沈澱プロセスにおける濁度の除去性は従来型 PAC と同等であったが、砂沝過の初期漏出濁度の澄清化が早い傾向がみられた。また、高塩基度 PAC の使用によって、沈澱水中に残留する溶解性アルミニウム濃度が低減されたことで、最終処理水中のアルミニウム濃度が低減された。砂沝過の損失水頭や膜差圧の挙動への影響も限定的であったことから、高塩基度 PAC は残留アルミニウムの低減に有効であることがわかった。

キーワード：ポリ塩化アルミニウム、塩基度、パイロットプラント、残留アルミニウム、濁度

分類項目：凝集剤 (050305)、急速沝過 (050503)、膜沝過 (050508)、処理一般 (120701)

1. はじめに

現在、アルミニウム系凝集剤（硫酸アルミニウム及びポリ塩化アルミニウム：PAC）は、日本の浄水処理における凝集剤使用量の99%以上を占めている¹⁾。なかでも PAC は pH の適応範囲が広いことなどから、全体使用量の約86%を占めている¹⁾。しかしながら、アルミニウム系凝集剤が浄水中に残留した場合、白濁が生じる場合があることに加えて、アルミニウムはアルツハイマー病の原因の疑いがある²⁻⁴⁾ことから、平成21年4月には水質管理目標設定項目にアルミニウム及びその化合物 (0.1mg/L) が追加されるなど、浄水中に残留するアルミニウムの低減化が求められている⁵⁾。その一方で、近年、藻類の繁殖等による原水の高 pH 化や原水の低濁度化などの原水水質状況や、クリプトスポリジウム等耐塩素性病原微生物対策としての沝過水の低濁度管理や低水温期における濁度の除去性などの観点から、多量の凝集剤を注入している場合もある。このような場合には、アルミニウムの水質管理目標値0.1mg/Lを

達成することが困難であるとする事業者もある⁶⁾。このため、代替凝集剤への転換の可能性も含めて、残留アルミニウム濃度0.1mg/Lの達成可能性について検討を行うことが求められている⁵⁾。

代替凝集剤の候補のひとつとして、塩化第二鉄に重合珪酸を導入させたポリシリカ鉄凝集剤 (PSI) が挙げられる。PSIにより形成されたフロックは、アルミニウム系凝集剤より密度が大きく、沈降性に優れており⁷⁾、そのため藻類の除去性が高いことが知られている⁸⁾。また、PSIを用いた際の浄水発生土は水稻の生産性向上に効果がある報告もある⁹⁾。しかし、PSIはPACと同程度の沈澱水濁度を得るためにはより強い攪拌強度が必要となり^{7),10),11)}、GT値等の設定変更が必要となる場合がある。また、国内における使用実績は少ない状況にある¹⁾。

このような背景の中、残留アルミニウムの低減を目的に、塩基度を約70%まで高めた高塩基度 PAC が試作された¹²⁾。これまでのジャーテストレベルにおける検討では、従来型 PAC と同一条件

で、濁度及び色度の除去性は同等以上であり、残留アルミニウム濃度は低い傾向が示されている¹²⁻¹⁵⁾。しかし、後段の砂濾過や膜濾過を含めたシステム全体での検討はされていない。そこで本研究では、高塩基度 PAC の効果を浄水システム全体で評価するため、急速濾過システム（凝集沈澱-砂濾過）及び膜濾過システム（UF 膜）を有するパイロットスケールの実験装置を用いて、比較対象の従来型 PAC と同一条件にて、濁度の除去性やアルミニウムの残留性について検討を行った。

2. 実験方法

2.1 パイロットスケール実験装置の概要と運転条件

実験は、国立保健医療科学院水道工学部内のパイロットスケール浄水実験プラントを用いて実施した。実験プラントの浄水フローを図-1に示し、各プロセスの主な仕様と運転条件を表-1に示す。実験装置の写真を写真-1~2に示す。

実験プラントは同一仕様の2系統から構成され、各々は15m³/日の処理能力を有する。一方の系統には凝集剤として塩基度51%の従来型 PAC を使

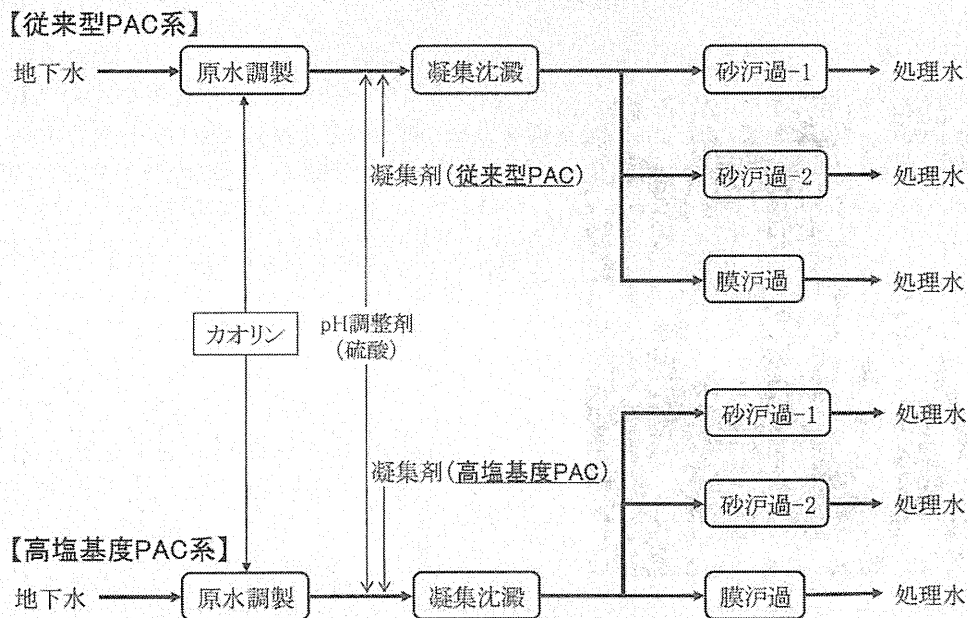


図-1 実験フロー

表-1 実験装置の主な仕様と運転条件

プロセス	主な仕様		主な運転条件
凝集沈澱	凝集混和槽	有効容量：0.055m ³	滞留時間：5.5min、凝集 pH7.0 G 値：450s ⁻¹
	フロック形成槽	有効容量：0.338m ³	滞留時間：33.8min GT 値：24,000
	沈澱槽	上向流傾斜管式 有効容量：0.900m ³	滞留時間：90min
砂濾過	1系統あたり砂濾過塔2塔で運転 砂層厚：60cm、有効径：0.6mm、 均等係数：1.5以下		濾過速度：120m/日 逆洗間隔：24時間（実験①）もしくは 48時間（実験②）
膜濾過	酢酸セルロース製内圧式 UF 膜、 分画分子量：150,000、 膜濾過面積：2.5m ²		膜濾過 Flux：1.8m ³ /m ² /日 運転方式：全量濾過方式 物理洗浄間隔：180分（逆洗1分）

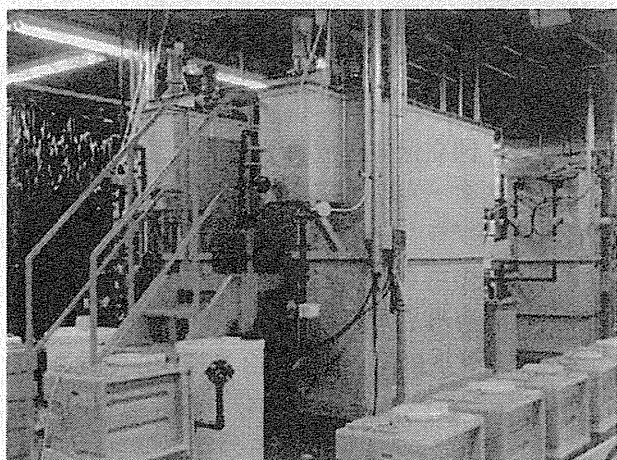


写真-1 国立保健医療科学院
浄水実験プラント凝集沈澱槽

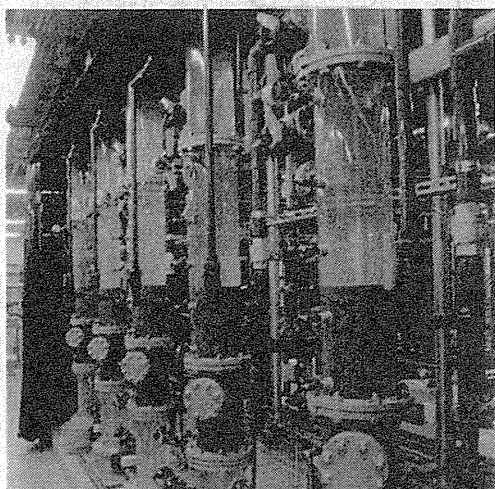


写真-2 国立保健医療科学院
浄水実験プラント砂沓過塔

用し（従来型 PAC 系）、他方の系統には凝集剤として塩基度72%の高塩基度 PAC を使用した（高塩基度 PAC 系）。各々の系統は、原水調製槽と凝集沈澱槽、砂沓過塔、膜沓過設備で構成され、沈澱水は砂沓過塔2塔及び膜沓過設備へ分岐されるフローとなっている。実験原水は、国立保健医療科学院内の深井戸から取水した地下水に、濁度が約20,000度の高濃度カオリン（和光純薬製）水をチュービングポンプで添加し、濁度を調整したものを使用した。凝集剤と pH 調整剤（硫酸）は、原水調製槽から凝集混和槽へ接続する配管内で注入した。凝集剤は、希釈せずに原液をそのまま注入した。

凝集 pH は、予備実験として実施したジャーテストによる上澄水濁度及び残留アルミニウム濃度の結果から適正とされた pH 7 とし、凝集混和槽内の pH 計により pH6.9~pH7.1 でフィードバック自動制御した。

攪拌強度は、予備実験として実施したジャーテストにおいて、攪拌強度を変化させても上澄水濁度に大きな差異が生じなかったことから、凝集剤に従来型 PAC を用いた場合におけるこれまでの運転実績から急速攪拌速度126rpm（G 値450）、緩速攪拌速度8.6rpm（G 値12）と設定した。

凝集沈澱槽での処理水量は10.0L/min とした。各槽の容積から求めた滞留時間は、凝集混和槽は5.5分、フロック形成槽は34分、沈澱槽は90分となった。凝集沈澱処理水（沈澱水）は、ポンプにより後段プロセスである砂沓過プロセス及び膜沓過プロセスへ送水した。

系統毎に2塔運転した砂沓過塔の運転条件は、同一とした。砂沓過速度は一般的な沓過速度である120m/日とし、逆洗間隔は24時間とした。砂沓過の逆洗方法は、空気洗淨（330秒）+気水洗淨（70秒）+水洗淨（400秒）とした。

膜沓過設備は、分画分子量150,000の酢酸セルロース製 UF 膜を用いて、膜沓過 Flux を1.8m³/m²/日の全量沓過方式で運転した。膜の物理洗淨については、179分の沓過継続時間の後、1分の逆洗を行った。逆洗浄時の Flux は8.6 m³/m²/日で、次亜塩素酸ナトリウム等の薬品は添加しなかった。

2.2 実験条件

原水濁度は、5度、30度及び300度と設定した。

凝集剤注入率は、予備実験として実施したジャーテストにおける上澄水濁度の結果及び実験中の沈澱水濁度から勘案して、設定原水濁度が5度及び30度の条件では36mg/L、300度の条件では36mg/Lと72mg/Lとした。急速沓過システム及び膜沓過システムをそれぞれの設定原水濁度で24時間ずつ、合計72時間連続運転した（以下、実験①とする）。設定原水濁度300度の条件においては、凝集剤注入率36mg/Lで6時間運転した後、凝集剤注入率72mg/Lで18時間運転した。

その後、沈澱水中フロックのゼータ電位及び粒径分布の測定、並びに実験結果の再現性の確認を

目的に、再度、実験を行った（以下、実験②とする）。実験②では、設定原水濁度を30度及び300度、凝集剤注入率を36mg/L 及び72mg/L の計4条件で、それぞれの条件における運転時間は実験①より長い48時間とした。実験②では、実験条件を変える前に、凝集混和槽、フロック形成槽、沈澱槽及び砂汚過塔を排水・洗浄することで、前条件の影響を排除した。実験②においては、両系統とも、実験①で使用した膜モジュールから新しい膜モジュールに交換して、実験を行った。

2.3 凝集剤

本研究で使用した従来型 PAC と高塩基度 PAC の成分を表-2に示す。Al₂O₃ 濃度は、どちらの PAC も約10wt%であった。

PAC の塩基度 (%) は、PAC の一般式を [Al₂(OH)_nCl_{6-n}] としたとき、n/6×100 で表される。塩基度が異なると PAC に含まれるアルミニウム形態の存在比が変化し、塩基度が高いほど、モノマー状態のアルミニウム種 (Al_a) の存在比が低く、ポリマー (Al_b) 及びコロイド状態 (Al_c) のアルミニウム種の存在比が多いことが報告されており^{13), 15-18)}、Al_a の含有量が高いほど残留したアルミニウム濃度が高い傾向が示されている^{17), 18)}。

表-2 本研究で使用した凝集剤の主な成分

系 統	凝集剤	塩基度 (wt%)	Al ₂ O ₃ (wt%)	SO ₄ (wt%)
従来型 PAC 系	従来型 PAC	51	10.1	2.8
高塩基度 PAC 系	高塩基度 PAC	72	10.5	2.8

2.4 分析・測定方法

濁度、pH、砂汚過圧力、膜差圧は、プラントに設置した連続計器にて測定した。

原水濁度及び沈澱水濁度は、原水調製槽及び沈澱水貯留槽にそれぞれ設置した表面乱反射式濁度計を用いて、30分毎に系統を切り替えて測定した。表面乱反射式濁度計は、濁度標準溶液（カオリン）を用いて校正した。砂汚過水濁度及び膜汚過水濁度は、レーザー式高感度濁度計（日本電色工業 NP500T）を用いて、30分毎に系統を切り替えて測定した。

pH は、pH センサーを用いて、原水調製槽及び

凝集混和槽で測定した。

砂汚過圧力については、砂汚過一次圧力を砂汚過圧力とし、一次圧力を圧力センサーで測定した。膜差圧については、一次圧力と二次圧力の差とし、それぞれ圧力センサーで測定した。

連続計器による測定値は、データロガーで5分毎に記録した。

アルミニウム濃度、電気伝導率、総アルカリ度、沈澱水中フロックのゼータ電位及び粒径分布は、ポリエチレン瓶を用いて採水した試料を測定した。原水は原水調製槽、沈澱水は沈澱水集水槽から採水し、砂汚過水及び膜汚過水は配管途中のサンプリングコックから採水した。

アルミニウム濃度、マンガン濃度及び鉄濃度は、サンプルに濃度が1%となるように硝酸を添加後、測定した。試料を0.45 μm のメンブレンフィルター (ADVANTEC DISMIC 25AS45AN) で汚過して測定したものを溶解性アルミニウム濃度、溶解性マンガン濃度及び溶解性鉄濃度とし、汚過せずに測定したものを総アルミニウム濃度、総マンガン濃度及び総鉄濃度とした。アルミニウム濃度、マンガン濃度及び鉄濃度は、誘導結合プラズマ質量分析装置 (ICP-MS Agilent 7500Ce) を用いて測定した。

電気伝導率は、電気伝導率計を用いて測定した。総アルカリ度は、自動滴定装置を用いて、pH4.8 までの硫酸消費量から算出した。

沈澱水中フロックのゼータ電位及び粒径分布は、沈澱水をポンプで後段の砂汚過及び膜汚過へ送水していることを考慮して、測定前に激しく攪拌した後に測定した。ゼータ電位は、ゼータ電位・粒度分布測定装置 (ZEEMOM ZC-3000) を用いて測定し、粒径分布はレーザー式高感度濁度計を用いて測定した。

3. 実験結果及び考察

3.1 実験原水水質

設定原水濁度毎の実験原水の主な水質測定結果（平均値）を表-3に示す。

原水濁度は、設定原水濁度5度の時は平均7.9度、設定原水濁度30度の時は平均36度、設定原水濁度300度のときは平均360度であり、設定原水濁度より高かった。系統間の差は1~8%程度だった。

表-3 原水水質測定結果

項目	単位	設定原水濁度		
		5度	30度	300度
pH	(-)	6.9	6.8	6.8
濁度	(度)	7.9	36	360
水温	(℃)	17.5	17.2	17.3
アルカリ度	(mg/L)	91.0	90.8	90.9
電気伝導率	(μ S/cm)	379	379	379
総 Al	(mg/L)	0.035	0.20	1.1
溶解性 Al	(mg/L)	<0.001	<0.001	<0.001
総 Mn	(mg/L)	<0.001	<0.001	<0.001
溶解性 Mn	(mg/L)	<0.001	<0.001	<0.001
総 Fe	(mg/L)	0.003	0.007	0.004
溶解性 Fe	(mg/L)	<0.001	<0.001	<0.001

設定原水濁度が高くなると総アルミニウム濃度や総鉄濃度が上昇した。これは濁質成分のカオリンが原因と考えられた。一方で、アルカリ度及び電気伝導率については、設定原水濁度を変えても大きな変化はなかった。

3.2 濁度の除去性

(1) 凝集沈澱プロセスにおける濁度の除去性

図-2に、条件毎の沈澱水濁度の平均値及び凝集沈澱プロセスにおける濁度除去率を示す。

沈澱水濁度は、設定原水濁度 5度～300度、凝

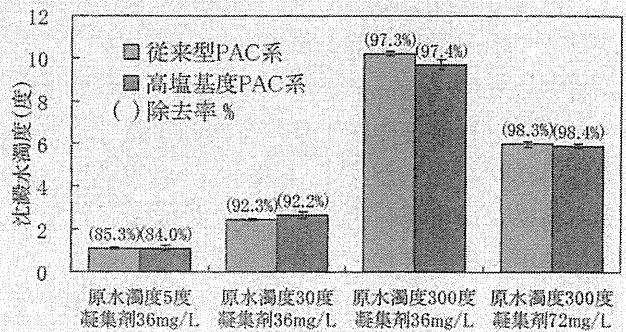


図-2 条件毎の沈澱水濁度平均値と凝集沈澱プロセスにおける濁度除去率 (実験①)

集剤注入率36mg/L～72mg/Lの条件において、沈澱水濁度は約1度～約10度まで変化したが、同条件における高塩基度PAC系と従来型PAC系の沈澱水濁度に見られた差異は小さく、凝集沈澱プロセスにおける濁度除去率は同等となった。また、同一条件で再実験を行った場合においても、図-2に示した結果と同様に、高塩基度PAC系と従来型PAC系の沈澱水濁度に見られた差異は小さかった。

(2) 膜ろ過プロセス及び砂ろ過プロセスにおける濁度の除去性

図-3に、実験①における膜ろ過水及び砂ろ過水濁度の経時変化を示す。砂ろ過水濁度は、各々の系統で2塔分の結果を示した。

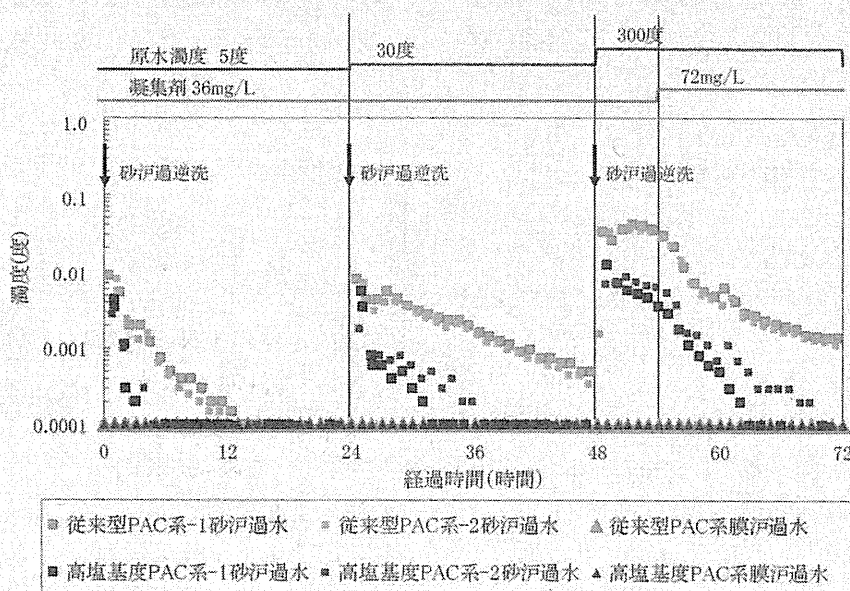


図-3 砂ろ過水濁度の経時変化 (実験①)

膜汚過水濁度については、両系統とも高感度濁度計の検出下限値 (0.0001度) 以下だった。

砂汚過逆洗直後の初期漏出濁度は、系統間に大きな差異は見られなかった。しかし、逆洗後、汚過時間が進むにつれて、高塩基度 PAC 系砂汚過水濁度が従来型 PAC 系砂汚過水濁度より低くなり、高塩基度 PAC 系砂汚過水は、従来型 PAC 系砂汚過水より洗浄後の初期漏出濁度の清澄化が早くなった。同じ系統内において、各々の砂汚過塔間で砂汚過水濁度に差異はほとんどなかったことから、砂汚過塔の違いによる性能の差は小さいと考えられた。また、実験②の4条件においても、同様の傾向が得られた。このことから、系統間で見られた砂汚過水濁度の差異は、各砂汚過塔の性能の違いではなく、砂汚過までの前処理の違いにより生じたものであることが示された。また、高塩基度 PAC 系で見られた初期漏出濁度の清澄化が早い傾向は、原水濁度条件や凝集剤注入率の変更によらず、両系統の沈澱水濁度が同程度であったにもかかわらず、全ての条件で見られた。このことから、凝集剤の性状の違いが濁度以外の因子に影響を与えたことによって、この傾向が生じているものと推測された。

海老江らによると、初期漏出期～清澄期の汚層では、径の大きなフロックから順に抑留が進行し、汚層上部ほど至適凝集領域に近いゼータ電位を持つフロックが優先的に除去され、ゼータ電位が低く、凝集力が弱いフロックほど汚層から流出しや

すい¹⁹⁾としている。このことを考慮すると、高塩基度 PAC 系のフロックは従来型 PAC 系のフロックより粒径が大きく、ゼータ電位は至適凝集領域に近いことが考えられた。このことを検証するために、実験②で、沈澱水中フロックの粒径分布及びゼータ電位の測定を行った。

図-4に、実験②の各運転条件における24時間運転後の沈澱水中フロックの粒径分布を示す。高塩基度 PAC 系のほうが従来型 PAC 系より大きい粒径の粒子が多い分布の傾向が見られ、Wuらのジャーテストによる結果¹⁶⁾と同様の結果となった。前述したように高塩基度 PAC は、ポリマー (Al_p) 及びコロイド状態 (Al_c) のアルミニウム種の存在比が高いことから、架橋しやすいことがフロックの粒径が大きい一因と考えられた。沈澱水中フロックの粒径分布に差異がみられたのに対し、沈澱水中濁度は同程度であったことに対しては、何らかのフロックの性状違いに原因があるものと考えられる。

図-5に、実験②の各運転条件において、概ね8時間に1回採取した沈澱水中フロックのゼータ電位の測定結果を示す。ゼータ電位測定の結果、高塩基度 PAC 系のほうがゼータ電位の絶対値が小さくなり、至適凝集領域に近い傾向がみられた。両者のゼータ電位についてt検定 (有意水準 $\alpha = 0.05$) を行ったところ、凝集剤注入率36mg/Lの条件においては統計的に有意な差が見られた。

石川らは、コロイド滴定により、高塩基度

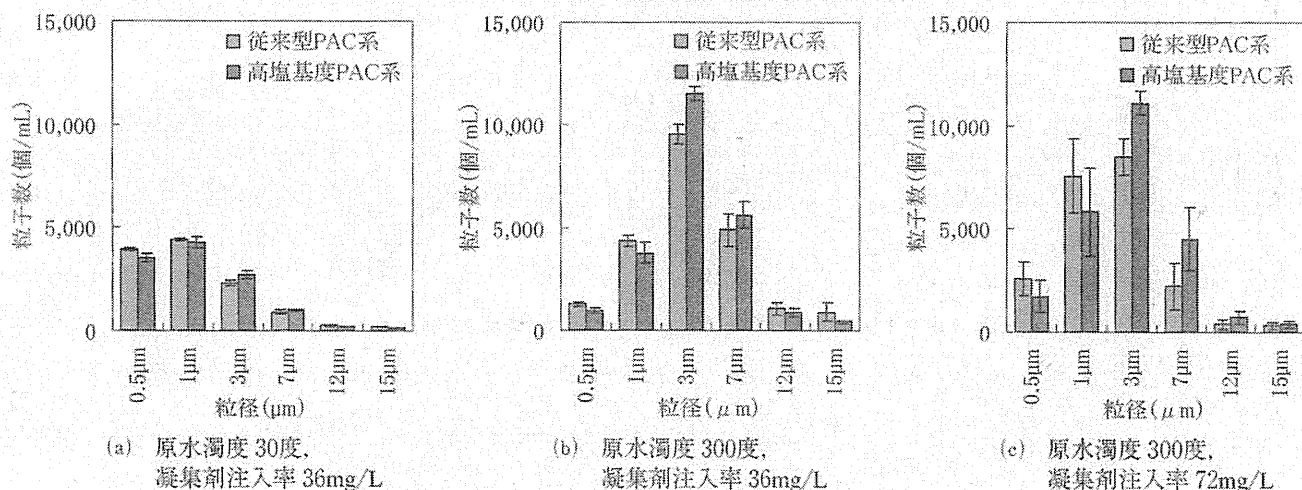


図-4 沈澱水に残留したフロックの粒径分布 (実験②)

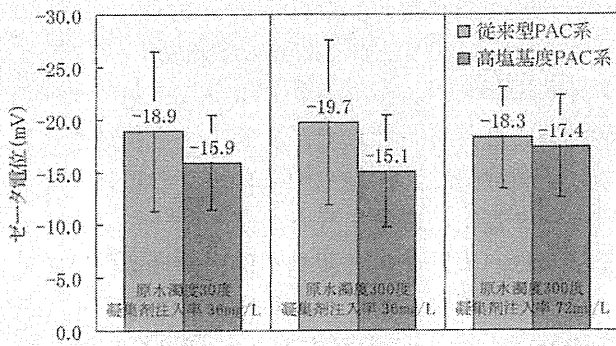


図-5 沈澱水に残留したブロックのゼータ電位 (縦線は標準偏差) (実験②)

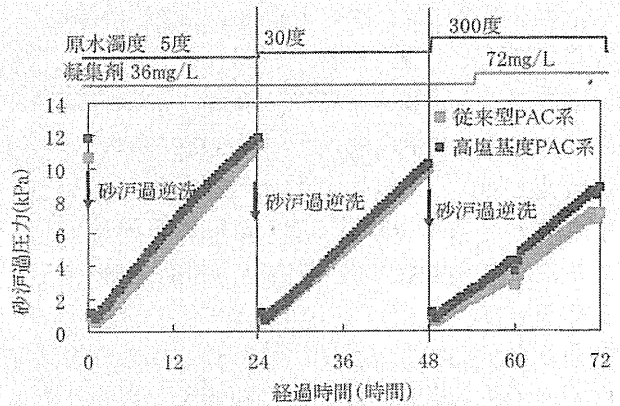


図-6 砂濾過圧力の経時変化 (実験①)

PACの荷電量が従来型PACより多いことを示している²¹⁾。また、Yanらは、塩基度の異なるPACを用いたジャーテストにより、pH7付近では塩基度が高いほどゼータ電位が高く¹⁵⁾、至適凝集領域に近くなることを示している。本研究結果は、これら既往の研究と整合していた。

以上のことから、高塩基度PAC系で砂濾過初期漏出の清澄化が早く、ブロックが捕捉されやすい原因は、高塩基度PACの荷電量が多いことやポリマー及びコロイド状態のアルミニウム種が多いことにより、粒径が大きくゼータ電位が至適凝集領域に近いブロックが形成されたためと考えられた。

近年のクリプトスポリジウム等対策による低濁度管理においては、砂濾過逆洗直後の初期漏出濁度をいかに抑制するかが重要となっており、初期漏出水を捨水するなどの対策が求められている²¹⁾。高塩基度PACは初期漏出の清澄化が早いことから、高塩基度PACの使用により、捨水時間の短縮など、初期漏出濁度対策軽減化の可能性が示唆された。

(3) 砂濾過損失水頭の変化

図-6に、実験①における砂濾過圧力(一次圧力)の経時変化を示す。本実験装置は、砂濾過の二次圧が一定であるため、砂濾過圧力の経時変化は損失水頭の経時変化と同様と考えられる。

従来型PAC系と高塩基度PAC系で比較すると、設定原水濁度300度の条件(凝集剤注入率36mg/L及び72mg/L)では、高塩基度PAC系で砂濾過圧力上昇が大きい傾向が見られたが、原水濁度5度

及び30度の条件(ともに凝集剤注入率36mg/L)では、砂濾過圧力の上昇傾向に大きな差異は見られなかった。実験②の結果では、原水濁度300度の条件(凝集剤注入率36mg/L及び72mg/L)でも、砂濾過圧力の上昇傾向に凝集剤の塩基度の違いによる差異は見られなかったため、高塩基度PACの使用による砂濾過損失水頭上昇への影響は限定的と考えられた。

一方で、原水濁度と凝集剤注入条件で比較すると、凝集剤中のアルミニウム濃度と原水濁度の比(AL/T比)が最も大きい原水濁度5度、凝集剤36mg/Lの条件(AL/T比:0.38)で最も砂濾過圧力の上昇が大きくなり、続いて原水濁度30度、凝集剤36mg/Lの条件(AL/T比:0.06)となり、条件によって差異がみられた。AL/T比の小さい原水濁度300度の条件(凝集剤72mg/Lの場合はAL/T比:0.01)では、それぞれの運転期間が短いため一概に評価できないが、傾きから評価すると他の条件より砂濾過圧力の上昇は小さいものと考えられる。一般的にAL/T比が大きいほど損失水頭は大きくなる²¹⁾が、本実験でもAL/T比が大きいほど砂濾過圧力上昇が大きくなる傾向を示した。

以上のことから、砂濾過圧力については、PACの塩基度の違いよりAL/T比の違いのほうが与える影響が大きかったため、高塩基度PACの使用は、従来型PACと比べても、砂濾過の操作性に大きな影響はないものと考えられた。

(4) 膜差圧の挙動

実験①における実験期間中の膜差圧挙動を図-7

に示す。膜差圧は、膜の一次圧と二次圧の差とし、25℃で補正した。

○ 3 時間に 1 回膜の物理洗浄を実施しているため、設定した 3 時間毎に膜差圧の回復が見られている。従来型 PAC 系と高塩基度 PAC 系を比較すると、示したデータは 3 日間という短期的な挙動では、凝集剤（塩基度）の違いによる明確な差異は見られなかった。

図-7をもとに、3 時間に 1 回行っている物理洗浄の終了から次の物理洗浄の開始までの間に上昇した膜差圧をプロットしたものを図-8に示す。その結果、高塩基度 PAC 系膜差圧のほうが従来型 PAC 系膜差圧より、上昇幅が小さい傾向を示した。実験②では、膜モジュールを新しい膜モジュールに交換して行ったが、同じ傾向を示した。このことから、物理洗浄間で上昇した膜差圧で生じた差異は、膜モジュールの性能の違いによるものではなく、膜汚過までの前処理の違いにより生じた

ものと考えられた。

凝集条件により、膜差圧の挙動や膜のファウリングが影響を受けることが知られており²³⁾、膜汚過原水のアルミニウム濃度²⁴⁾やフロックのゼータ電位²⁵⁾及び粒径分布²⁶⁾が影響する可能性があるとの報告もある。本研究では、膜汚過原水である沈澱水において、高塩基度 PAC 系と従来型 PAC 系でこれらの項目に差異が生じていることから、物理洗浄間で上昇した膜差圧で生じた差異の原因は、沈澱水中フロックにおける、ゼータ電位や粒径分布などの物性の違いや残留アルミニウム濃度が影響しているものと考えられた。詳細については今後の検討課題と考えられる。

加藤らは、34日間にわたる内圧式モノリス型セラミック膜を用いた実験で、高塩基度 PAC と従来型 PAC の膜汚過性を検討し、高塩基度 PAC は膜差圧上昇が抑制されることを示している²⁷⁾。酢酸セルロース膜を用いた本研究の結果や加藤らによる研究結果から考慮すると、高塩基度 PAC の使用による膜汚過性への負の影響はないものと推定されるが、今後は膜の材質や孔径の影響、長期的な膜汚過運転を行った場合のファウリングへの影響などについて、検討する必要があると考えられる。

3.3 アルミニウムの残留性

実験原水中の総アルミニウム濃度は原水濁度と共に上昇したが、溶解性アルミニウム濃度は 0.001mg/L 以下となり、定量下限値以下だった。

図-9に、実験①における従来型 PAC を使用した場合と高塩基度 PAC を使用した場合の沈澱水中総アルミニウム濃度と沈澱水中溶解性アルミニウム濃度の関係を示す。沈澱水中総アルミニウム濃度の分布は、両系統とも 100 μ g/L~500 μ g/L の範囲であった。高塩基度 PAC 系総アルミニウム濃度のほうが低くなる傾向もみられるが概ね同程度の分布を示し、沈澱水濁度と同様の傾向だった。その一方で、沈澱水中溶解性アルミニウム濃度の分布については、従来型 PAC 系沈澱水は 30 μ g/L~70 μ g/L の範囲だったのに対し、高塩基度 PAC 系沈澱水は 10 μ g/L 以下となり、高塩基度 PAC 系のほうが低くなった。

続いて、図-10に従来型 PAC を使用した場合と

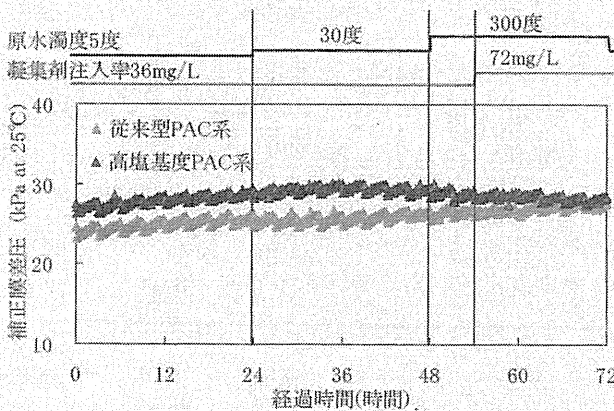


図-7 膜差圧の挙動 (25℃補正) (実験①)

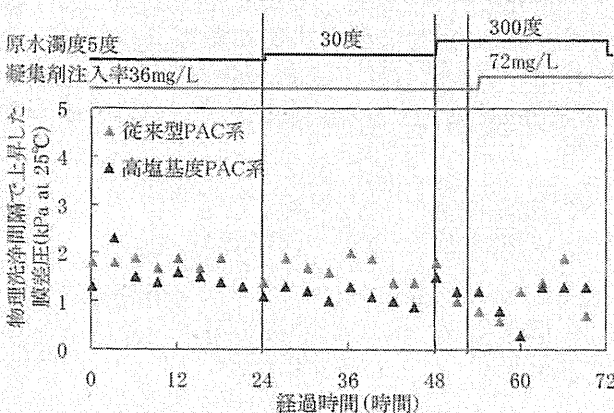


図-8 物理洗浄間隔で上昇した膜差圧 (実験①)