浄水システムにおけるプロセス制御*

丹 保 憲 仁

1. 浄水システムの構成

原水中のどのような成分に各種水処理プロセスが対応しうるかを2次元のマトリックスで示すと図1のようになる¹⁾。これらプロセスを組み合わせた浄水システムとして最も普遍的に用いられているのが、図2、図3に示すような凝集・沈殿・濾過・殺菌から成る標準的な急速濾過システムと、普通沈殿・濾過・殺菌から成る緩速濾過システムである²⁾。後者は、濾床表面に生成したゼラチン状の好気性生物膜の作用によって、低濃度の汚染物質に対してであれば、図1に示した処理性評価マトリックスのうち、活性炭吸着・イオン交換等の対象成分以外のほとんどを除くことのできる多様性をもっている。しかしながら、急速濾過の10倍以上もの用地を必要とし、酸素要求量や懸濁質濃度の高い高濃度汚染に対応しにくいことから都市部では段々使われなくなってきた。一方、標準的急速濾過システムは、添加した凝集剤によって、コロイド粒子表面荷電の中和と粒子間の架橋吸着の両者を共に果たしてフロック化し、大型フロックを沈殿で、残余の微フロックを濾過池の砂粒子表面との付着凝集で除く。したがって、このシステムの基本操作は凝集であり、除去可能成分は図1の処理性マトリックスに示すようにコロイド寸法以上の不純物に限られる。下水・雑廃水処理の未整備な流域では生物処理を前置（回転円板・循環槽などの生物膜処理が多い）するか、異臭味問題や生物難分解性のさまざまな微量有機汚染物質による発癌性や環境変異原性の危険回避のため、活性炭吸着を標準的急速濾過システムに加えることの普遍性が急速

に理解されてきた。また、鉄・マンガンなどの易凝析性の金属イオン類の除去は急速濾過システムに古くから加えられている溶解性成分処理である。近年に至って、緩速砂濾過の多様な処理性が再認識されて、急速濾過システムに後置する水道がヨーロッパで増えている³⁾。

ここでは、これら各プロセスのうちで現今の浄水システムの根幹を成している①凝集とフロック形成、②急速砂濾過、③塩素殺菌といった諸プロセスの水質変換操作を制御するための基本的な考え方と指標化について考えてみる。

2. 凝集とフロック形成

浄水場の多くのプロセスがコンピュータによる自動制御の対象となり、大きな進歩が見られるのに、独り主プロセスである凝集のみが、経験式によるプログラム制御の段階を超えていない。適切な操作論理の確立と自動制御化への道が開かれていないのは、プロセスの研究が現象の細部を探ることが多くて混迷していることと、現象を検出する適切なセンサーを欠いていたことによる。

凝集は添加された凝集剤による被凝集粒子の表面の反発荷電の中和と被凝集粒子間の架橋成立による物理化学的集塊現象であるが、浄水操作においては、沈殿と濾過の2段の固液分離操作を経て完結する。わが国では、凝集条件の設定に際し沈殿後水の濁色度をできるだけ低くすることを目標に操作が行われている場合がほとんどである。その場合、沈殿池で速やかに沈降する大型フロックの形成と微フロックのそれらフロックへの吸着が目標とされる。この目的の条件設定法が、ジャーテストであり、適切な金属水酸化物を生ずるpHと、必要な薬品添加率の2変数についての最適条件探索となり、定添加率・変pH試験の繰り返しが正統的なものとなる。粘土系では中性が、色度やその他の有機微コロイドでは弱酸性が通常は適切なpH領域として定められ、実際には、凝集剤の量の多少のみが被凝集成分の濃度に応じて制御される。

この場合、沈殿池での除去は大型のフロック形成を経て始めて有効となる。フロック形成度合は、丹保等の提唱するGCT値（G：フロック形成攪拌強度

Norihito Tambo

昭和32年 北海道大学大学院工学研究
科修士課程修了

34年 北海道大学助教授

44年 同大学教授
工学博士

〔趣味〕 写真 スキー テニス 歴
史書

* Process Control on Water Purification System, 昭和63年
6月13日受理

不純物 寸法 mm μm nm (Å)	化学的 性質	有 機 物		無 機 物		
		生物分解性 BOD E260非発現	生物難分解性 COD _{Cr} -BOD E260発現	有機錯体 大多数は フミン質と	易凝析性	難 変 性
		懸濁性 成分	細菌 有機性土 《生物処理》	《化学凝集処理》		シルト
		コロイド 成分	ウィルス 蛋白類 など	フミン質	《膜分離》	粘土
		溶解性 成分 (Å)	味や臭物質 有機酸 DDT, BHCなど	《活性炭吸着》 フルボ質	《凝析》 Fe ²⁺ , Mn ²⁺ Ca ²⁺ など	《イオン交換》 Na ⁺ , Cl ⁻ NO ₃ ⁻ など

図1 成分の除去性 (Treatability)

図2 急速汙過システム

図3 緩速汙過システム

$[\text{sec}^{-1}] = \sqrt{\varepsilon/\mu}$, ε : エネルギー逸散率 $[\text{W} \cdot \text{m}^{-3}]$, μ : 水の粘性 $[\text{Pa} \cdot \text{s}]$, C : 水中のフロック体積率[無次元], T : 攪拌継続時間 $[\text{sec}]$ で定まってくるので⁴⁾, フロキュレータの滞留時間と注薬後のフロック体積率の大小に応じて生成するフロック寸法が異なってくる。そこで限られたフロック形成時間 T で大きなフロックを作ろうとして、凝集剤量を多く加え、 C を大

きくことになる。アルミニウム塩は弱酸であるから多量に加えると適切な pH 域を外してしまうので、pH 緩衝剤としてのアルカリ度が必要とされる。逆にアルカリ度の高い水には多量のアルミニウムを注入しても最適 pH 域に止どまりうるので、結果として大型のフロックが作れる。そのため、アルカリ度と濁度を変数として大きなフロックを作ろうとする注入量の制御が広く行われることとなる。水道維持管理指針の凝集剤注入率図や多くの水道の計算機に組み込まれている“良い”フロックを作るための論理である⁵⁾。

汙過池での除去では結合用のアルミニウムがあまり必要でないので、表面荷電を中和するに足る凝集剤量でほとんどの場合十分である。また、汚泥処理を考えると、沈殿池での分離速度の増大だけを考えた高アル

ミニウム注入率では汚泥量の増大と脱水性の低下を招く。粘土 1 mg と中性領域で加水分解したアルミニウム 1 mg の体積比はほぼ 1 対 100 であるから、凝集剤添加をどこまで少なくしうかが、汙過の継続時間の長短、汚泥処理の難易に直接的に影響する。

したがって、凝集プロセスの制御に際しては、①被凝集成分の表面電位の中和(ゼータ電位で $\pm 10\text{mV}$ 位)と②沈殿(または汙過)のために必要な寸法を得ることのできる G 値(破壊指標)をフロック強度との関係でおさえ③必要な GCT 値を確保するフロック形成継続時間を考えるとよい。強度の弱いアルミニウムフロックのような場合は、低い G 値の $20\sim 70 [\text{sec}^{-1}]$ を用いる必要があるが、その代わりにアルミニウム水酸化物の体積が大きいので C 値が大きい。また、高分子凝集剤のような体積を増さない凝集剤の場合は C 値が小さくなるので、その高い結合強度を利用し大きな G 値の $200\sim 500 [\text{sec}^{-1}]$ を採用して常識的なフロック形成時間 T のうちで $GCT \approx 1$ の条件を満たすようにすればよい。

上述のような凝集制御の手順のうちで、ゼータ電位は今後共いかなる場合も不可欠な制御入力である。最近、連続型の測定装置が開発されつつあるが、電気泳動や流動方式による、低濃度懸濁系にも用いる、 mV オーダまで計測できる装置の開発が、凝集の自動制御のためにクリアしなければならぬ第 1 関門である。

近年、コンピュータによる画像解析の研究が進み、水中 TV との組み合わせで、10分程度の時間遅れでオンラインのフロック生成状況の判定ができるようになった⁶⁾。しかしながらこの方式のみでは、ジャーテストの延長線上の評価法に止どまり、フィードバックの際の大きな時間遅れと共に凝集剤の添加条件からフロック形成に至るまでの多く条件のどれを制御すればよいかを判断するのが容易でない。また条件探索のための多チャンネル化も容易でない。

一方、凝集剤の添加直後の光学的な簡単な情報から凝集フロック形成の進行を記述しようとする試みが早い時期から行われている⁷⁾。フローセル中の光の吸収・散乱の凝集剤添加後の時間変化のパターンを定式化して、凝集の判定に用いようとするものである。パッチまたはバイパス系の情報を制御の定規に用いようとするものであるが、平均的な光吸収や散乱強度の変化とフロック形成の進行を結ぶための測定感度、評価論理のいずれも未だ一步の感がある。

さらに、近年に至って、流通セル中の平均吸収と検出感度の高い瞬時の粒子個数濃度のゆらぎを計測し、その比を用いて粒子個数濃度を求める方法が種々提案されている⁸⁾。これらの方法によれば、凝集剤の添加直

後の微細な粒子群の状況変化をも短時間で検出することができる。そこで、ゼータ電位の中和条件に、これらの凝集剤添加直後の懸濁系の粒子群寸法変化の情報を加えたものと、フロック形成・沈殿・もしくは汙過の効果の関係を予め求めておけば適切な制御ができるようになろう。用いる水処理システムが決まっていれば、多変量の相関を定式化するなどしてセミブラックボックスの制御も可能であろう。しかしながら、本来的には、凝集剤添加後の初期のフロック群状態の計測からフロック濃度(C 値)、フロック強度(限界 G 値)、衝突合一係数などの情報を読み取り、フロック形成理論(少なくとも GCT 指標の活用)や汙過の理論と結んで、短時間のフィードバックで適切な条件を模索する方向にいくべきであろう。この場合、画像解析によって得られたフロック形成後の粒子径分布の情報は、沈殿水や汙水濁度などを制御目標、検定値とするよりもはるかに制御を確かなものにする多回路のフィードバックグループの構成に資するであろう。

3. 汙 過 池

汙過池の運転は、汙過水濁度が一定限界値(0.5度程度が多い)を超えたとき、損失水頭がある値($2\sim 2.5\text{m}$)に達したとき、あるいは汙過継続時間がある時間($48\sim 82$ 時間程度が多い)に達した時のいずれかを条件として打ち切れ、再生洗浄を行うことが多い。洗浄もシーケンス制御や、サイフォン駆動などで自動化されているがこれらは質制御の思想をほとんど含んでいない。

汙過は積分型の除去プロセスであるから、時間遅れが大きく、情報の重ね合わせが複雑で汙過水の情報をフィードバックして制御を行うことは難しい。したがって、凝集時のフロック性状の情報から、汙過継続時間(濁度漏出時間)や限界損失水頭の到達時間などを予測しなければならない。一般に、濁度に対する凝集剤注入率が高いと上述の限界条件はいずれも不利な側に動いてしまう。直接汙過法であれば、凝集の発現が検出されるぎりぎりの条件(ゼータ電位が中和される条件にはほぼ等しい)付近が最もよい条件となる。しかしながら、懸濁質濃度がある値以上になると、汙過池は負荷を全部負いきれず、沈殿池で過剰負荷をカットする必要がある。フロッキュレータと沈殿池の寸法は定まっているので、与えられたフロッキュレータの GT 値と沈殿池の表面負荷率($QA^{-1} [\text{m} \cdot \text{sec}^{-1}]$, ここで、 Q : 処理流量 $\text{m}^3 \cdot \text{sec}^{-1}$, A : 池の表面積 $[\text{m}^2]$)の下に必要な沈殿池除去率(汙過池への負荷率)を与えるように凝集剤の添加条件を定めねばならない。フロッキュレータの G 値に対応して、沈殿除去に必要な

フロック寸法を維持するに足る凝集剤・補助剤の種類と量を定め、与えられた滞留時間 T のフロッキュレータで十分なフロック成長率 ($GCT = 1$ 程度) に達するようにアルミニウム注入量を増す (C 値を定める)。この場合のアルミニウム注入量は同一懸濁濃度の原水を直接汙過する場合の 2～3 倍程度にもなる。汙過池にとっては凝集剤の過剰注入となり給抑制能力は低下する。

このような、フロッキュレータ、沈殿池、汙過池の挙動までを考えに入れた制御の理論は未だできておらず、浄水システムの最適凝集操作の自動制御が可能になるまでの途はまだ遠い。

4. 活性炭吸着

臭味や微量化学物質の汚染に対処する普遍的なプロセスとして活性炭吸着が広く用いられ始めている。従来は臭味対策として藻類の発生を見る夏期等に限定して粉末活性炭の注入が行われてきたが、微量汚染全般に対処する必要があるに認識されてくるにつれ、通年運転の固定床、流動床処理が漸次普遍化しつつある。連続吸着床の運用では、吸着質の破過計測が運転管理上どうしても必要となる。この場合の指標として紫外部 250～260nm 程度の吸光度を用い、処理水の値が原水の $1/2 \sim 1/3$ になったら再生工程は移すといった運転ができるであろう。その理由は、活性炭吸着プロセスが除去対象主成分としている、臭味物質、殺虫剤・除草剤などの農薬、その他微量の生物難分解性の有害有機石油化学物質は ppb 以下の濃度レベルがほとんどで、しかも吸着性が非常に高いのに反し、自然水中の有機成分量の大半は ppm レベルの濃度のフミン質であるため、吸着床からの有機物成分の破過の時期を決めるのはフミン質の吸着率となるからである。そして、フミン質は紫外部 250～260nm の吸光度でモニタできる。トリハロメタンの前駆物質としてのフミン質の除去が目的であれば紫外部吸光度を指標とする意味はより直裁的である。

5. 塩素殺菌

トリハロメタン問題が理解され始めて以来、遊離塩素処理に替わる殺菌法が求められている。しかしながら今なお、塩素処理は細菌学的な水質衛生確保の主流として多くの国で使用を中止することができずにいる。そこで、塩素化有機化合物の害を最小限にするため、

最小限の残留塩素を給・配水系にできるだけ一様に保持する工夫が必要になってくる。検討の第 1 はアンモニアに代表される初期の塩素消費をどのように的確に把握して、0.1ppm 程度の残留塩素を変動する原水のアンモニア濃度に応じて正確に注入するかということで、ブレイクポイント到達の動力学に基づく注入の制御を考えることになる。第 2 は、滞留時間を大きく異にする管網の中で、変動する流量の下でどのように一定に近い塩素濃度を確保するかという問題である。

6. おわりに

コンピュータによる情報処理と制御が物理システムについて極端にまで発達した今日、汎用的な制御法が直裁的に使えるところには極端なまでに各種制御が入り込み、水処理プロセスのある部分では、過剰制御のきらいさえでている。その反面、本質的な水質管理部分については、本質的な研究がゆっくりとしか進まず、制御の観点からは大きな空白となっている。本論ではその一端を述べ、本質的な部分への適切で信頼しうる制御の導入のために扱わねばならぬいくつかの要件を例としてあげてみた。

文 献

- 1) 丹保憲仁 (1985) 水環境工学における成分の流れと収支の評価, 土木学会論文集, 363号-II, 35-45.
- 2) 丹保憲仁 (1980) 上水道 (新体系土木工学 88), 141-149, 土木学会 (技報堂), 東京.
- 3) 丹保憲仁編 (1983) 水道とトリハロメタン, 16-23, 技報堂, 東京.
- 4) 同上文献 2, 169-175. あるいは, Tambo, N., *et al*: (1979) Physical aspect of flocculation process-I, *Water Research*, 13, 429-439.
- 5) 日本水道協会 (1982) 水道維持管理指針, 71-73.
- 6) 例えば,
一木博幸, 馬場研二 (1987) 画像認識によるフロック監視に関する研究 (I), (II), 水道協会雑誌, 634号, 13-23. および 635号, 48-56.
- 7) 例えば,
中村文雄 (1974) 凝集剤注入量の決定方式に関する研究, 水道協会雑誌, 482号, 2-15.
- 8) 例えば,
Gregory, J., *et al* (1984) A new optical method for flocculation monitoring, *Solid-Liquid Separation*, 172-182, Ellis Horwood, Chichester.
あるいは,
Gregory, J. (1985) Turbidity fluctuation in flowing suspension, *J. Colloid Interface Sci.*, 105(2), 357-371.