

多水質項目の物理現象モデルに基づく 水道の高度処理システムの最適設計

早貸外幸¹・真柄泰基²・大井紘³・橋本伊織⁴

¹正会員 工修 (株)日水コン 技術推進部長 水道本部 (〒163-11 東京都新宿区西新宿 6-22-1)

²正会員 工博 国立公衆衛生院 部長 水道工学部 (〒108 東京都港区白金台 4-6-1)

³正会員 工博 国立環境研究所 上席研究官 社会環境システム部 (〒305 つくば市小野川 16-2)

⁴工博 京都大学 教授 工学部 (〒606-01 京都市左京区吉田本町)

水道の浄水水質を安定的に確保するため、オゾン処理等から構成される高度処理に原水調整池及び浄水池を有する水質安定システムについて、トリハロメタン生成能など三水質項目の制約条件を満足し、浄水処理費用を最小ならしめる最適設計を求めた。その設計方程式は物質収支に基づく物理現象モデルについて設定し、その反応速度定数をアレニウスの式とした。この水質安定システムの最適設計問題を淀川下流の原水水質に適用し、最適化計算はコンプレックス法により解き、最適設計問題の妥当性と現実性を検証し、システムの特性を明らかにした。

Key Words : trihalomethane, advanced treatment, Arrhenius' equation, buffer reservoir, material balance, cost optimization, system characteristics

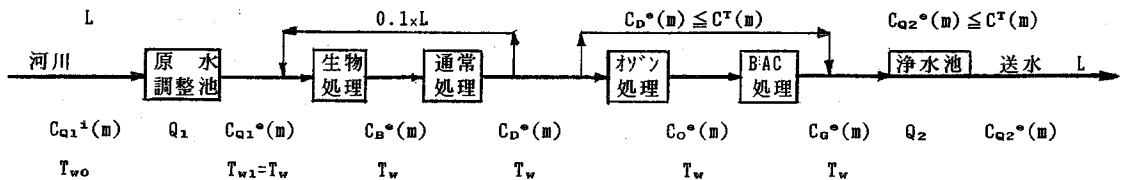
1. はじめに

水道水源の汚濁が進み、水道水においては異臭味被害が毎年大略 1500 万人にも及び、加えて農薬やトリハロメタンも検出される状況となり、水道水質の安全性に対する不安や不信感が、国民の間に広がっている。このため、1992 年 12 月に厚生省は、水道法の水質基準を約 35 年ぶりに改訂した。これを達成するための根本的な対策は、水道水源の水質保全であるとして、政府は水道水源水質保全のための法律を 1994 年 2 月に制定した。一方、1994 年版の環境白書によると、水道水源とされている河川に係わる環境基準の達成率は依然として 75% 程度に留まり、完全な達成にはなお時間を要するものと憂慮される。このように、水質基準を確保するための根本的な対策である水道水源の水質保全対策は緒に就いたばかりである。そのため、水質汚濁が進んでいる河川を水源とする場合は、浄水処理費用の増大を伴うものの、浄水の水質保全を図るために水道事業における方策の一つとして、高度処理の導入を積極的に取り入れる事例が増加しつつある¹⁾。その効果もあって厚生省の調査によると、1994 年の異臭味による被害者数は、わずかではあるが低減の兆しが見えつつある。

このような状況を踏まえ、本報では、高度処理の導入に当たり浄水処理費用を最小にするという意味で、合理的な設計を行うための最適設計問題を取り上げる。その

ため、在来型の沈殿と濾過から構成される通常処理に、生物処理、オゾン処理、及び生物活性炭処理を付加した浄水処理システムをサブシステムとし、これと原水調整池や浄水場に設置されている浄水池から構成されるシステムのモデルを設定した。このシステムにおいて考慮の対象とする水質項目は、異臭味や安全性と関連が深いアンモニア性窒素、トリハロメタン生成能、及びジメチルイソボルネオール²⁾の 3 項目である。この三水質項目について各処理施設ごとに、システムモデルの構成に必要な設計方程式は、物質収支に基づく物理的な現象モデルについて設定した。河川水質(三水質項目に水温を含む)に季節変動があることから、水温の影響を反映するため、この設計方程式に含まれる反応速度定数をアレニウスの式とし、そのパラメータは淀川下流に設置された実証プラントから得られたデータを適用して決定した。これらの設計方程式を用いてシステムモデルを構成し、費用関数式を用いて浄水処理費用を最小にするという観点から目的関数を定めて、最適設計問題を定式化した。

この最適設計問題の妥当性と現実性を検証するために、これを実際に数値計算によって解いた。最適化計算の方法は、非線形の極値問題に適用されるコンプレックス法(非線形の極値問題に対するシンプレックス法を不等号制約条件つき問題に拡張したもの)を用いた。その結果、三水質項目の水道法における水質基準などを送水における目標値としてそれを達成し、かつ総費用(建設



図一 水質安定システムの構成

費と運転費との和)を最小ならしめる最適設計が求められた。さらに、原水調整池や浄水池の容量には、それらに水質の時間的な変動幅を平準化する効果があるので、送水における目標値のレベルによっては、オゾン処理を不要とするシステム特性を有することも判明した。

この種の試みは筆者らが行った前報^{2),3)}以外に少ない。それらに比した本報の独自性は以下のとおりである。

- ① 高度処理にオゾン処理も含めたこと。
- ② 原水調整池と浄水池の双方を同時に最適設計の対象に含めたこと。
- ③ 状態変数は過マンガン酸カリウム消費量のみでなく前述の三水質項目に着目したこと。
- ④ 設計方程式の設定方法は回帰式による統計的手法ではなく、水温の季節変動の影響を考慮し、反応速度定数にアレニウスの式を適用した物質収支による物理的な現象モデルを用いて、現象をより忠実にかつ精度良く反映するものとしたこと。
- ⑤ 本報におけるシステムモデルの定式化は、必要に応じ多成分系への展開が可能であること。
- ⑥ 不等号制約条件付き、非線形最適化問題として定式化し、その具体的な解法を与えたこと。

2. システムモデルの設定

水道水源の汚濁から生じる臭気・異臭水の発生や安全性の問題が、水道にとって大きな課題となっているため、これらの状況に的確に対応できるシステムモデルが必要である。したがって、高度処理を含む浄水処理システムに原水調整池や浄水池の容量による平準化も考慮すると、送水における目標値(以下、「目標水質」という。)をより一層確実に達成し易くなることから、システムモデルは図一に示す構成要素からなるもの(以下、「水質安定システム」という。)とする。河川から取水された水量 L で、処理対象であるアンモニア性窒素、トリハロメタン生成能、及びジメチルイソボルネオール(以下、「着目成分」と呼び、それぞれ「 $\text{NH}_4\text{-N}$ 」、「 THM-FP 」、「 2-MIB 」を表す。)の濃度 $C_{Q1}^i(m)$ 、水温 T_{w0} (絶対温度)の原水は、原水調整池 Q_1 に導入される。その容量により、第3章5節a)で述べる流量と水質の両方を考慮する完全混合モデルに基づき変動する水量 L の水質

の時間変動幅が平準化(以下、「平準化」という。)されて $C_{Q1}^e(m)$ 、 $T_{w1}(=T_w)$ となるが、生物処理施設以降の水質は一定 T_w とする。次に、生物処理施設、通常処理施設の順で処理され、さらに、オゾン処理施設、生物活性炭(粒状活性炭の表面に微生物が付着した状態で、以下、「 BAC 」という。)処理施設を経て浄水池へ送られる。その後、浄水池においてはその容量により、水質が平準化されて $C_{Q2}^e(m)$ となる。

最適化の計算は、第4章1節で述べるとおり半旬(5日間)単位で行っているが、水量 $L(t)$ 、施設 j における任意の着目成分 m の濃度 $C_j(m, t)$ などは、記述が煩雑するため、便宜上第3章の4節まで時間 t を省略し、 L 、 $C_j(m)$ と表記する。また、水質安定システムの構成要素は、第3章で詳述する各施設 j であり、それぞれの記号は原水調整池を Q_1 、生物処理施設を B 、通常処理施設を D 、オゾン処理施設を O 、 BAC 施設を G 、及び浄水池を Q_2 と記す。当該システムの状態変数は、着目成分である三水質項目の濃度であり $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 THM-FP 、及び 2-MIB をそれぞれ $C(N)$ 、 $C(H)$ 、及び $C(M)$ と記す。したがって、状態変数 $\{C_j^i(N), C_j^i(H), C_j^i(M)\}$ を持つ処理水量 L の施設 j への流入水(以下、「被処理水」という。)は、施設 j において水質 $\{C_j^e(N), C_j^e(H), C_j^e(M)\}$ を有する施設 j からの流出水(処理施設内の流動状況が完全混合の場合の処理施設内の水も含め、以下、「処理水」という。)に処理される。 $C^T(m)$ は着目成分 m の目標水質を示し、 Q_1 、 Q_2 は各々の容量により平準化の効果をも有する原水調整池と浄水池の容量をも表わす。

なお、取水から送水までは自然流下を仮定する。また、通常処理の洗浄排水などは着水井へ戻され、そのため生物処理と通常処理の処理水量は10%増加するが、水質への影響は無く、返送ポンプの費用も考慮しないものとする。通常処理後の三水質項目の濃度が全て目標水質を達成している場合は、オゾン処理、及び BAC をバイパスさせる。

3. 設計方程式及び費用関数式

浄水処理費用を最小化ならしめるように水質安定システムの最適設計を行うには、設計変数を独立変数とし各

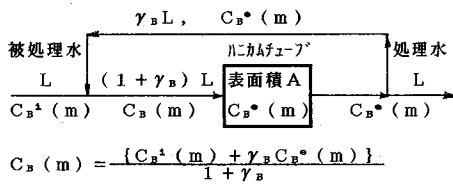


図-2 生物処理

処理施設の入口と出口における状態変数を従属変数とする設計方程式並びに各施設の建設費と運転費からなる当該システムの費用関数式を設定する必要がある。

本章各節で後述のとおり、各処理施設の設計変数はハニカムチューブの表面積、オゾン注入率、及びBACの空塔接触時間であり、それらを順に $\{A, \eta, \tau\}$ と記す。また、通常処理施設は水質安定システムに含まれるが、第2節で述べる理由により最適化の対象としないので設計変数は存在しない。

水質安定システムの設計方程式は、図-1の各処理施設と状態変数ごとに、以下に述べる方法により、物質収支から設定する。その際、設計方程式において、河川水温の季節変動による影響をより忠実に反映するため、反応速度定数はアレニウスの式とする。そのパラメータは、淀川下流の河川水を原水とする実証プラントから得られたデータに基づき決定する。ただし、ここでの設計方程式とそのパラメータは、計画段階における水質安定システムの総費用を最小化ならしめる最適設計を目的とするもので、水質安定システムを構成する各施設について個別の設計などに当たり、一般的にそのまま利用することを意図したものではない。

以下、施設ごとに設計方程式を順次示す。

(1) 生物処理施設

実証プラントは図-2に示すとおり、表面積 A のハニカムチューブが充填されている。水質の季節変動に応じたプラントの挙動を表わす測定データは、プラントの入口 $C_B^i(m)$ と出口 $C_B^e(m)$ について得られている。処理水はその一部がリサイクル率 γ_B により施設の入口へ戻されるので、入口直前の濃度は $C_B(m)$ となる。また、ばっ気により十分攪拌されているので、その流動状況は完全混合と見なす^{4),5)}。反応の場がハニカムチューブ表面に限定されているので、反応速度はその単位表面積当たりとし⁶⁾、反応次数を1次とする^{7),8)}。状態変数の入口濃度 $C_B^i(m)$ 、出口濃度 $C_B^e(m)$ について物質収支をとると、式(1)と(2)で表わされる。

なお、反応速度式は反応速度定数を $K_B(m)$ 、原水の水温(処理に伴う温度変化を無視し、その他の施設においても同じ。)を T_w としてアレニウスの式とする。反

応速度定数のパラメータは、頻度因子、活性化エネルギー、及び気体定数であり、それぞれ $K_{B0}(m)$ 、 $E_B(m)$ 、及び R と記す。

$$L \cdot [C_B^i(m) - C_B^e(m)] = K_B(m) \cdot C_B^e(m) \cdot A \quad (1)$$

$$\text{ただし、} K_B(m) = K_{B0}(m) \cdot \exp\left(\frac{-E_B(m)}{R \cdot T_w}\right) \quad (2)$$

$K_{B0}(m)$ 、 $E_B(m)$ は実証プラントのデータを用いて、次のとおり状態変数ごとに決定する。式(1)に式(2)を代入し、その両辺の対数をとると、式(3)を得る。

実測データ L 、 $C_B^i(m)$ 、 $C_B^e(m)$ 、 T_w を式(3)に適用し、アレニウスプロットを利用して、横軸に $1/T_w$ を、縦軸に式(3)の左辺の値をとって直線回帰により、切片から $K_{B0}(m)$ を、勾配から $E_B(m)/R$ をそれぞれ求める。

$$\begin{aligned} \ln L + \ln [C_B^i(m) - C_B^e(m)] - \ln C_B^e(m) - \ln A \\ = \ln K_{B0}(m) - \left(\frac{E_B(m)}{R}\right) \cdot \left(\frac{1}{T_w}\right) \end{aligned} \quad (3)$$

(2) 通常処理施設

通常処理施設の設計方程式は、処理プロセスのメカニズムにまで立ち入らず、水質の季節変動に配慮しながら実プラントの実績データに基づき、入口濃度 $C_D^i(m)$ と出口濃度 $C_D^e(m)$ との関係を回帰式から求める統計的方法により設定した。その理由は、次のとおりである。

- ① 通常処理は主に懸濁物質を処理対象として、永年の間利用され成熟した技術である。
- ② 高度処理の付加により補完する必要があることから伺えるように、それ単独では微量化学物質などを十分に処理するためのものではない。

したがって、設計方程式は水質の実績データの季節的な分布とバランスに配慮しながら $C_D^i(m)$ と $C_D^e(m)$ との関係から設定する。4タイプ(直線、対数、指数、べき乗)の回帰式のうちから決定係数が一番大きいタイプを選定する方法により、設計方程式は式(4)のとおりべき乗タイプを設定した。回帰式の係数は記述の便宜上、他の処理施設と同様に $K_{D0}(m)$ 、 $E_D(m)/R$ と表記する。

$$C_D^e(m) = K_{D0}(m) \cdot [C_D^i(m)]^{E_D(m)/R} \quad (4)$$

(3) オゾン処理施設

水質データを得た実証プラントの施設は、オゾン吸収槽と反応槽から構成されているが、これらを一つの槽と見なして接触槽と呼ぶ。施設の入口と出口で得られた実測データに基づき、接触槽の数式モデルを同定する。

オゾン化空気は主として吸収槽で被処理水に吸収される。吸収された溶存オゾンは自己分解も伴いながら⁹⁾、着目成分及びその他の全ての被酸化物質と反応する。

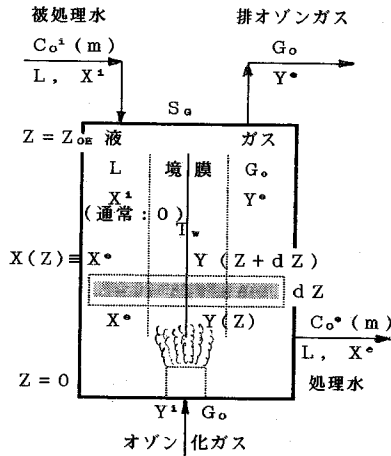


図-3 ガス栓流・液完全混合モデル

a) ガス栓流・液完全混合モデル

図-3に、オゾン処理接触槽のガス栓流・液完全混合モデルの模式図を示す。オゾン化空気は接触槽の底部から、一方、被処理水は接触槽の頂部から、それぞれ一定流量が定常状態で向流により接触槽へ流入する。接触槽におけるオゾン化空気と処理水それぞれの流動状況はオゾン化空気が栓流、処理水が完全混合で、槽内の水温は一樣であると仮定する^{10)~13)}。

b) オゾン移動速度式

二重境膜説に基づき、オゾン化空気はガス本体からガス側境膜を通り、液側境膜を経由して液本体へ移動し吸収されるとする¹⁰⁾。液の境膜におけるオゾンの拡散係数を D_o 、境膜厚さを δ 、総括物質移動係数を K_L とする。さらに、槽内の溶存オゾン濃度を X 、気・液界面におけるオゾン平衡濃度をそれぞれ Y^* 、 X^* とし、槽内の水深 Z におけるガス中オゾン濃度を $Y(Z)$ とする。オゾンが二重境膜を経由してガス側から液側へ移動する単位面積当たりの移動速度 F は、気相における拡散速度が液相より格段に速く気相の境膜が無視でき、 $Y(Z) = Y^*$ であるので、次の関係で表わされる^{10), 11), 14)}。

$$F = (D_o / \delta) \cdot \beta_o \cdot (X^* - X) \\ = K_L \cdot \beta_o \cdot [\alpha_o \cdot Y(Z) - X]$$

ただし、 $X^* = \alpha_o \cdot Y(Z)$ において α_o は、水温に依存する分配係数である¹⁵⁾。オゾンの反応速度定数等に依存する定数 β_o は、通常の浄水処理において 1 とされるので^{10), 11), 14)}、結局、移動速度 F は次式で表わされる。

$$F = K_L \cdot [\alpha_o \cdot Y(Z) - X] \quad (5)$$

c) 設計方程式の導出

ガス相においてガスと液混合相の界面積を a 、接触槽の断面積を S_o として物質収支をとると、ガス本体 G_o から境膜部分へ移行する量の関係は、次式で与えられる。

$$G_o \cdot Y(Z) - G_o \cdot Y(Z + dZ) - F \cdot a \cdot S_o \cdot dZ = 0$$

この式の F に式 (5) を代入して次式を得る。

$$G_o \cdot \frac{dY(Z)}{dZ} + K_L \cdot a \cdot [\alpha_o \cdot Y(Z) - X] \cdot S_o = 0 \quad (6)$$

$p = (K_L \cdot a) \cdot \alpha_o \cdot (S_o / G_o)$ 、 $q = 1 - \exp(-p \cdot Z_{oe})$ とおき、式 (6) を境界条件 $Z = Z_{oe}$ で $X = X^e$ 、 $Y(Z) = Y^e$ 、また、 $Z = 0$ で $X = X^e$ 、 $Y(Z) = Y^i$ により解くと、次式を得る。

$$Y^e = Y^i \cdot \exp(-p \cdot Z_{oe}) + (1 / \alpha_o) \cdot (q \cdot X^e) \quad (7)$$

次に、液相において気泡容積率を h とすると、その値は 1 に比べ十分小さいので、接触槽での物質収支において $(S_o \cdot Z_o) \cdot (1 - h) \approx (S_o \cdot Z_o)$ と見なしても実用的には差支えない¹⁵⁾。溶存オゾンは自己分解のほか、着目成分である三水質項目及びそれに比べ相対的に濃度が高い着目成分以外の全ての被酸化物質との反応により減少するので、着目成分並びにオゾンに関する物質収支は、以下のとおりである。

着目成分については、液が中性付近であれば溶存物質とオゾンとの反応は擬 1 次反応として差支えない^{10), 11), 13), 16)}。反応速度定数はアレニウスの式とし、そのパラメータを $K_o(m)$ とおき、 $C_o(m)$ に関する物質収支をとると次式を得る。

$$L \cdot C_o^i(m) - L \cdot C_o^e(m) \\ - K_o(m) \cdot C_o^e(m) \cdot X^e \cdot S_o \cdot Z_{oe} = 0 \quad (8)$$

$$\text{ただし、} K_o(m) = K_{o0}(m) \cdot \exp\left(\frac{-E_o(m)}{R \cdot T_w}\right)$$

$K_o(m)$ のパラメータは、生物処理のときと同様にして実測データから着目成分ごとに定まる。

一方、オゾンについては、 $C_o(m)$ の濃度がそれ以外の全ての被酸化物質に比べ低いので、着目成分及びそれ以外の全ての被酸化物質とオゾンとの各反応速度の和にオゾンの自己分解を含めて総括的に取り扱い、アレニウスの式を仮定して、

$$J(T_w) = a_o \cdot \exp\left(\frac{-b_o}{T_w}\right) \quad (9)$$

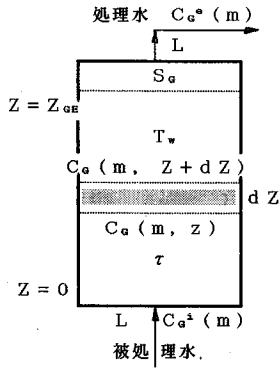
とおくと、オゾンに関する物質収支から次式が成立する。

$$G_o \cdot (Y^i - Y^e) - L \cdot X^e \\ = X^e \cdot S_o \cdot Z_{oe} \cdot J(T_w) \quad (10)$$

式 (10) の Y^e に式 (7) を代入すると、次式を得る。

$$G_o \cdot q \cdot [Y^i - (X^e / \alpha_o)] - L \cdot X^e \\ = X^e \cdot S_o \cdot Z_{oe} \cdot J(T_w) \quad (11)$$

したがって、式 (11) から X^e が Y^i に対応して決定される。それを式 (8) に適用すると、式 (8) が着目成分ごとの設計方程式となる。そのために、式 (11) の $J(T_w)$ に含まれる a_o 、 b_o を決定する必要がある。その手順を示すと、まず、式 (11) から式 (12) が得られる。次に、



図—4 BAC 処理

表—1 設計方程式

	設計方程式	反	應	速	度	定	数
		N	H	M	$K_{Jo}(m)$	$E_a(m)/R$	
生	$C_B^e(m) = C_B^i(m) \div [1 + K_B(m) / \{L/A\}]$	N	H	M	6.2579×10^7	6.1589×10^3	
物	$K_B(m) = K_{Bo}(m) \times \exp\{-E_B(m)/R \cdot T_w\}$	N	H	M	5.5026×10^{26}	1.3647×10^4	
通	$E_B(m)/R$	N	H	M	3.1807×10^{29}	2.4957×10^4	
常	$C_D^e(m) = K_{Do}(m) \times [C_D^i(m)]$	N	H	M	0.53859	1.06122	
オ	$C_O^e(m) = C_O^i(m) \div \{1 + (S_O \cdot Z_{OE}/L) \times K_O(m) \times X^e\}$	N	H	M	0.73202	0.91071	
オ	$K_O(m) = K_{Oo}(m) \times \exp\{-E_O(m)/R \cdot T_w\}$	N	H	M	0.93894	0.93984	
オ	$X^e = q \cdot \eta / \{(S_O \cdot Z_{OE}/L) \cdot J(T_w) + (G_O/L) \cdot (q/\alpha_O) + 1\}$	N	H	M	1.8879×10^{26}	1.7438×10^4	
オ	$q = 1 - \exp(-p \cdot Z_{OE})$, $p = (1.1) \cdot \alpha_O \cdot (60 \cdot S_O / G_O)^{0.18}$	N	H	M	2.6994×10^{27}	1.1107×10^4	
オ	$\alpha_O = (0.604 \cdot T_w) \div \{273 + 17.199 \cdot (T_w - 273)\}$	N	H	M	9.7420×10^{28}	1.1615×10^4	
オ	$J(T_w) = 3.5893 \times 10^{25} \cdot \exp\{-1.61481 \times 10^4 / T_w\}$	N	H	M			
B	$C_G^e(m) = C_G^i(m)$	N	H	M	3.1359×10^{26}	1.7306×10^4	
A	$\div \exp\{K_G(m) \times \lambda \times \tau\}$	N	H	M	1.2346×10^{20}	6.4369×10^3	
C	$K_G(m) = K_{Go}(m) \times \exp\{-E_G(m)/R \cdot T_w\}$	N	H	M	1.9057×10^{22}	1.4522×10^4	
	$\lambda: 1.4(10 > t_w), \lambda: 1.3(20 > t_w > 10), \lambda: 1.2(t_w \geq 20)$						

備考 L:[m³/hr] A:[m²] T_w:[°C] S_O:[m³] Z_{OE}:[m] η:[g/m³] G_O:[m³/hr] τ:[hr]

$$X^e = q \cdot \eta \div [(S_O \cdot Z_{OE}/L) \cdot a_0 \cdot \exp\left(\frac{-b_0}{T_w}\right) + (G_O/L) \cdot (q/\alpha_O) + 1] \quad (12)$$

式(12)を変形して両辺の対数をとると、次式を得る。

$$\ln \left[\frac{\{(q \cdot \eta / X^e) - (G_O/L) \cdot (q/\alpha_O) - 1\}}{(S_O \cdot Z_{OE}/L)} \right] = \ln a_0 - b_0 / T_w \quad (13)$$

ここに、オゾン注入率 $\eta = (G_O \cdot Y^i) / L$ であり、また、 $q = 1 - \exp(-p \cdot Z_{OE})$ の p は、 $K_L \cdot a$ に津野が既存文献の整理から得た関係式 $K_L \cdot a = 1.1(60 \cdot G_O / S_O)^{0.82}$ を用いると¹⁴⁾、 $p = (1.1) \cdot \alpha_O \cdot (S_O / 60 \cdot G_O)^{0.18}$ である。

よって、実測データのアレニウスプロットにより、式(13)の回帰式の切片と勾配から、 $J(T_w)$ の定数 a_0 と b_0 が決定される。

以上のように、式(13)から a_0 、 b_0 が決定され、式(12)から Y^i に応じ X^e が求められると、その X^e を用いて式(8)から、着目成分ごとに設計方程式が定まったことになる。

(4) 粒状活性炭処理施設 (BAC 施設)

粒状活性炭は通水開始後 30 日¹⁷⁾ないし 70 日¹⁸⁾で生物活性炭となり、着目成分の除去は BAC の吸着と微生物の分解反応により定常状態^{19), 20), 21)}で進行するので、本報では、すでに生物活性炭の状態を形成しており、第 4 章 1 節⑤で後述するとおり、1 年間に 1 サイクルとする定常状態の場合を取り扱う。BAC 施設の処理方式は図—4 のように、データを入手した実証プラントと同じである生物活性炭の流動層方式とする。食塩をトレーサとした実験^{22), 23)}や三相流動層²⁴⁾の実験により、流動層を通過する原水は栓流であることが確かめられている。BAC

の静止時の充填高さを Z_{GE} 、流動化による膨張率を λ とすると、流動時の高さは $\lambda \cdot Z_{GE}$ に膨張する。流動層の底面積を S_G とすると、空塔接触時間 τ は $S_G \cdot Z_{GE} / L$ である。実測データは活性炭が生物活性炭をすでに形成している期間であることから、BAC 処理は生物分解処理が卓越しているの、生物処理と同様に 1 次反応とする。反応速度定数はアレニウスの式とし、流動層の高さ Z における微小体積 $S_G \cdot dZ$ について、着目成分に関する物質収支をとると次式が成立する。

$$L \cdot C_G(m, Z) - L \cdot C_G(m, Z + dZ) = K_G(m) \cdot C_G(m, Z) \cdot S_G \cdot dZ \quad (14)$$

$$\text{ただし, } K_G(m) = K_{Go}(m) \cdot \exp\left(\frac{-E_G(m)}{R \cdot T_w}\right)$$

これらを、底部及び頂部それぞれにおける次の境界条件により解くと、式(15)を得る。

$$\text{底部 } Z=0 \text{ において, } C_G(m) = C_G^i(m) \\ \text{頂部 } Z=\lambda \cdot Z_{GE} \text{ において, } C_G(m) = C_G^e(m)$$

$$\ln C_G^i(m) - \ln C_G^e(m) = \frac{K_G(m) \cdot S_G \cdot \lambda \cdot Z_{GE}}{L} = K_G(m) \cdot \lambda \cdot \tau \quad (15)$$

λ の値は活性炭の種類や水温により異なるが、実証プラントでは季節ごとに $\lambda=1.4$ (冬期), $\lambda=1.3$ (春秋期), $\lambda=1.2$ (夏期) である。反応速度定数のパラメータは、生物処理のときと同様に、 $C_G(m)$ ごとに実測データを式(15)に適用し、その切片と勾配から決定される。

以上の検討から得られた各施設の設計方程式は表—1 のとおりである。

なお、2-MIB のように他の 2 物質に比べ、生物分解を受けにくい物質については、活性炭の状態 (GAC または BAC) の捉え方によって、設計方程式が異なるこ

とも予想されるが、上述の手続きによってモデル式を実測データと適合させることが出来たので、最適設計のためのものとしては、生物処理を仮定したモデルで差し支えないと考える。

(5) 原水調整池及び浄水池の特性

原水調整池の中の貯留水量は、常に Q_1 であるとする。

a) 原水調整池

- ① 原水調整池の容量 Q_1 を利用し、貯留水量 Q_1 と変動する取水量 $L(t)$ とにより、河川から取水後の着目成分の濃度 $C_{Q1}^i(t)$ と水温 $T_{w0}(t)$ の時間的な変動の平準化を図る。
- ② 原水調整池が完全混合とすると、着目成分の平準化は次式で規定されるが、最適化計算においては、差分形に変形して計算する。水温についても同様である。

$$\frac{d[C_{Q1}^e(m, t) \cdot Q_1]}{dt} = [C_{Q1}^i(m, t) - C_{Q1}^e(m, t)] \cdot L(t)$$

b) 浄水池

- ① 通例の浄水場に設けられている浄水池の容量 Q_2 も水質を平準化し、目標水質の達成に寄与する。浄水池での平準化も完全混合とする。
- ② 水道統計から、 $100 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{d}$ クラスの用水供給事業の浄水池容量は $0.04 \sim 0.31$ 日分であるので、その容量を $Q_2 = 25 \times 10^3 \text{ m}^3$ とする。

(6) 費用関数式

第4章2節b)で述べるとおり、計算対象とする水質安定システムの規模は、最大送水量 $4500 \text{ m}^3/\text{hr}$ である。その規模について実施設計経験者からの聴取に基づき、各処理施設の設計変数 $\{A, \eta, \tau\}$ の関数として、建設費式及び運転費式を回帰式により設定した結果を表-2に示す。

なお、原水調整池の建設費は既報²⁾と同じである。浄水池は、前節のb)で容量一定としたので建設費も一定である。よって、最適化計算上は便宜的に零とおく。

また、用地は手当済みとしたことから、建設費には含まない。

建設費式と運転費式から年負担額の算出方法は既報^{2),3)}と同じであるが、その要点は以下のとおりである。建設費は国庫補助金(補助率1/3)の残額に起債(5年据置, 30年償還, 年利率7%)を充当し、減価償却(残存価格10%, 30年償還)の仮定を置く。建設費は、原水調整池, 生物処理施設, 通常処理施設, オゾン処理施設, 及びBAC施設をそれぞれ E_{Q1} , E_B , E_D , E_O , 及び E_C として、各施設の建設費の総和 E を年間負担額 ϕ_1 に換算して求める。また、運転費は、生物処理, 通常処理, オゾン処理, 及びBACをそれぞれ M_B , M_D ,

表-2 建設費・運転費関数式

建設費($\times 10^6$ 円)		$L_0 = \max\{L(t)\}$
生物処理	$E_B = 8.3243 \times 10^{-2} \times A^{0.7503}$	
通常処理	$E_D = 1.5915 \times 10^3 + 1.1853 \times L_0$	
オゾン処理	$E_O = 9.165 \times 10^2 + 2.8964 \times 10^2 \times \eta$	
BAC処理	$E_C = 1.5862 \times 10^3 \times \exp(1.9643 \times \tau)$	
原水調整池	$E_{Q1} = 32.06 \times (Q_1/1000)^{0.7711}$	
浄水池(既設)	$E_{Q2} = 0$	
運転費(円/年)		
生物処理	$M_B = 8.359 \times 10^{-5} \times A^{0.7595}$	
通常処理	$M_D = 18.469 \times L_0^{-0.1558}$	
オゾン処理	$M_O = 0.515 + 0.6264 \times \eta$	
BAC処理	$M_C = 0.9799 \times \exp(5.821 \times \tau)$	

M_O , 及び M_C として、これらの総和 M に $L(t)$ を乗じた総額 ϕ_2 である。これらを併せた年間総負担額 $\phi = (\phi_1 + \phi_2)$ を第4章3節で述べる最適化の計算手順により最小化する。

費用関数式から年間負担額への算出の留意点は、既報²⁾と同様に以下のとおりである。

原水調整池及び各処理施設の建設費の総和 E に対する毎年の利息は $(2 \cdot E/3) \cdot (1/15)$ であり、また、毎年の減価償却は $(2 \cdot E/3) \cdot (0.031)$ であるので、両者の和が毎年の負担額 $(2 \cdot E/3) \cdot (0.1)$ となり、 E に対する毎年の負担額 ϕ_1 は、次式で表わされる。

$$\phi_1 = (2/3) \cdot [E_{Q1}(Q_1) + E_B(A) + E_D(L_0) + E_O(\eta) + E_C(\tau)] \cdot (0.1)$$

ただし、 $L_0 = \max\{L(t)\}$

一方、年間運転費 ϕ_2 は、表-2から単位水量当たりで規定されているので、各処理水量(生物処理と通常処理は10%増)を乗じた総和の次式で与えられる。

$$\phi_2 = \sum [(1.1) \cdot \{M_B(A) + M_D(L_0) + \{M_O(\eta) + M_C(\tau)\} \cdot L(t)]$$

ここで、各処理施設の設計変数と浄化能力及び費用との関係並びにこれらのトレードオフの関係について見ると、以下のとおりである。

各処理施設の浄化能力、費用のいずれもが、表-1及び表-2において設計変数の関数として表示されている。それによると、浄化能力の関数は、三水質項目に対し、生物処理とオゾン処理が直線タイプ、BACが指数タイプで表示され、それぞれ処理機能のレベルが異なっている。費用の関数は、生物処理がべき乗タイプ、オゾン処理が直線タイプ、BACが指数タイプで表示された。それぞれ設計変数が大きくなると、三水質項目それぞれの浄化能力が向上するが、費用もまたそれぞれ増加するという意味において、トレードオフの関係にある。三水質項目の目標水質を達成し、総費用を最小化ならしめる最適な設計変数を、次章で述べる最適化計算により求める。

4. 最適設計

第2章で述べた水質安定システムモデルについて、制約条件である送水の三水質項目の目標水質 $C^T(m)$ を満たした上で、総費用 ϕ が最小となる最適システムを求めるため、以下の各節に述べるとおり、計算の前提条件を設定し、計算対象の分類に従い、前章で得られた設計方程式及び費用関数式を用い、本章第3節で述べる計算手順により、最適設計の計算プロセスを構成した。この場合の設計変数と制約条件は、次のとおりである。

設計変数：

- ① 原水調整池の容量 Q_1
- ② 第3章の冒頭で述べたとおり、処理施設ごとにハニカムチューブの表面積 A
オゾン注入率 η
BACの空塔接触時間 τ

制約条件：

- ① 設計変数については、次の3項目である。
ハニカムチューブの面積が負にならないこと。
$$A \geq 0$$

オゾン濃度が負にならないこと。
$$\eta \geq 0$$

活性炭を流動化させるには、 τ の値が一定以上の断面流速が必要であること。また、断面流速が大き過ぎて流動層の活性炭が流出しないこと。
$$S_C \cdot Z_{CE} / \min\{L(t)\} \geq \tau \geq S_C \cdot Z_{CE} / \max\{L(t)\}$$
- ② 状態変数については、 m ごとに送水の水質 $C_{Q_2^e}(m)$ が、それぞれの目標水質 $C^T(m)$ を越えないこと。
$$C^T(m) \geq C_{Q_2^e}(m)$$

(1) 計算の前提条件

- ① 河川の流況は取水制限が無いものとする。
- ② 導水から各施設を経由して送水されるまでは、自然流下とする。
- ⑤ 各処理施設における貯留は無いものとする。また、反応は定常状態で等温反応とし、処理に伴う温度変化は無いものとする。
- ④ 通常処理から排出される洗浄排水などは、着水井に返送されるので、生物処理施設と通常処理施設における処理水量は10%増加するが、それによる水質への影響はないものとする。
なお、返送ポンプの費用は考慮しないものとする。
- ⑤ 計算のピッチ Δt は半旬(5日間)単位とし、一年間(73半旬)を1サイクル(初期： t_i 、終期： t_E)とする。

(2) 計算条件の構成とその分割

水質安定システムの特性を把握するため、原水と浄水の種々の条件下で最適化計算を行う必要があるが、その条件は各条件ごとに水量と水質それぞれについて、以下のとおりである。

a) 原水の条件

- ① 水量：前節の①で述べたとおり、取水制限が無い河川流況とする。
- ② 水質：河川水質の年間変動パターンは、淀川水系下流の濃度が高い1981~1993年の場合を参考とする。各水質の季節変動は、以下のとおりである。
 $\text{NH}_4\text{-N}$ は冬期に高く(最大： 2.31 g/m^3 、最小： 0.07 g/m^3)、2-MIBは冬期に存在せず、夏期に高い(最大： $152 \times 10^{-3} \text{ g/m}^3$ 、最小： 0 g/m^3)、THM-FPの年間変動は前二者に比べ大きくない(最大： $138 \times 10^{-6} \text{ g/m}^3$ 、最小： $30 \times 10^{-6} \text{ g/m}^3$)。水温の変動は大きい(最高： $30.4 \text{ }^\circ\text{C}$ 、最低： $4.3 \text{ }^\circ\text{C}$)。

b) 浄水の条件

- ① 水量：最適化計算の対象とする水質安定システムの規模は日最大送水量 $100 \times 10^3 \text{ m}^3/d$ とする(数個所の用水供給事業の例から、日単位を時間単位へ変換する係数の平均値は1.08であるので時間最大送水量を $\max\{L(t)\} = 4500 \text{ m}^3/\text{hr}$ とする)。送水量の年間変動パターン $L(t)$ は既報²⁾の筑後川水系から取水する用水供給事業の例による(最大： $100 \times 10^3 \text{ m}^3/d$ 、最小： $72 \times 10^3 \text{ m}^3/d$ 、年間総送水量： $29.95 \times 10^6 \text{ m}^3$)。
- ② 水質：着目成分 m ごとの目標水質の濃度は、次のとおりとする。 $C^T(N) = 0.3 \text{ g/m}^3$ (ジクロロミンなどによる異臭味の発生限界値。以下、「 g/m^3 」を省略する。)、 $C^T(H) = 30 \times 10^{-3} \text{ g/m}^3$ (水質基準の健康項目。以下、「 $\times 10^{-3} \text{ g/m}^3$ 」を省略する。)、 $C^T(M) = 10 \times 10^{-6} \text{ g/m}^3$ (水質基準の快適項目。さらに、臭気閾値とされ、より厳しい値である $5 \times 10^{-6} \text{ g/m}^3$ についても検討する。以下、「 $\times 10^{-6} \text{ g/m}^3$ 」を省略する。)

目標水質のうち $C^T(M)$ については、前述のとおり $C^T(M) = 10$ と $C^T(M) = 5$ の2ケースに分類する。また、原水調整池のみの場合とそれに浄水池の平準化効果も考慮する場合の2ケースに分類する。したがって、原水調整池の容量 Q_1 ごとに4ケースについて、前述の第3章で示した設計方程式及び費用関数式を適用して費用最小化の観点から最適化の計算を行う。

(3) 計算手順

本章の第2節各項で述べた水量及び水質に関する入力データを表-1の設計方程式に適用して、図-5の計算

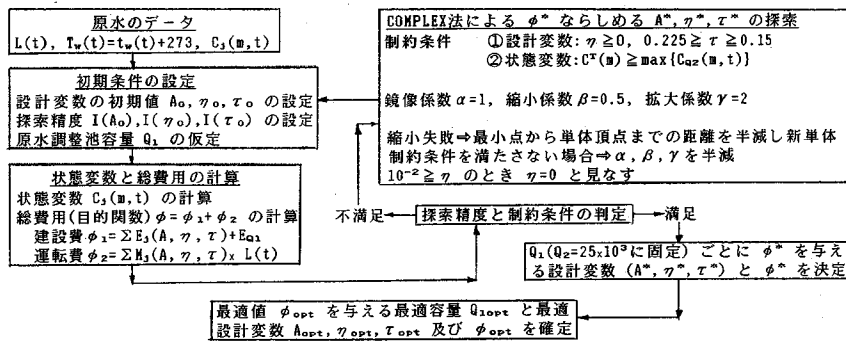


図-5 計算手順フローチャート

手順フローチャートに従い、Boxのコンプレックス法 (Nelder & Meadによる非線形最適化のためのシンプレックス法の制約条件付き)^{25), 26)}を用いる。

最適化計算の方法には、つぎの2方法がある。

- ① 目的関数の勾配を使用する方法。
 - ② 勾配を求めることが困難な場合に目的関数の値だけを用い、勾配を使用しない方法。
- ②の方法としては、コンプレックス法が制約条件付きの場合にも有効であるものとして知られている。

コンプレックス法では、3設計変数 $\{A, \eta, \tau\}$ に原水調整池の容量 Q_1 を加えた4変数でも計算可能であるが、 Q_1 の値をあるピッチで変化させ、ある Q_1 の値に対する $\{A, \eta, \tau\}$ だけの最適化問題として解く。その目的は、第5章で述べるとおり、 Q_1 とその Q_1 の値に対する総費用の最小値 ϕ^* との間の興味深い挙動を観察するために、 Q_1 の値 (計算のピッチを全体的な傾向を見るためには $\Delta Q_1 = 5 \times 10^3$, 極値の近傍では $\Delta Q_1 = 1 \times 10^3$ m^3 とする。) ごとに ϕ^* の値とその時の設計値 $\{A^*, \eta^*, \tau^*\}$ を求めることにある。さらに、その結果から Q_1 の値の変動に対する ϕ^* の最小値 $\phi_{opt} = \min\{\phi^*\}$ となる Q_{1opt} の値並びに最適設計値 $\{A_{opt}, \eta_{opt}, \tau_{opt}\}$ を求めることができる。コンプレックス法を適用する際に、鏡像係数 $\alpha=1$, 縮小係数 $\beta=0.5$, 拡大係数 $\gamma=2$ とし、縮小が不成功の場合は最小点から単体までの距離を半減し新しい単体を作る。また、独立変数である設計変数と従属変数である状態変数における制約条件は、本章の冒頭で示したが、これらを満足しない場合は、 α, β, γ を半減し探索を続ける。

なお、計算過程において、つぎの点について留意する必要がある。

- ① 原水調整池においては、計算期間の初期値 $C_{Q1}^e(m, t_1)$ と最終値 $C_{Q1}^e(m, t_E)$ とが等しくなるように、着目成分ごとに試行錯誤により初期値を設定する。
- ② 浄水池において、原水調整池と同様に試行錯誤に

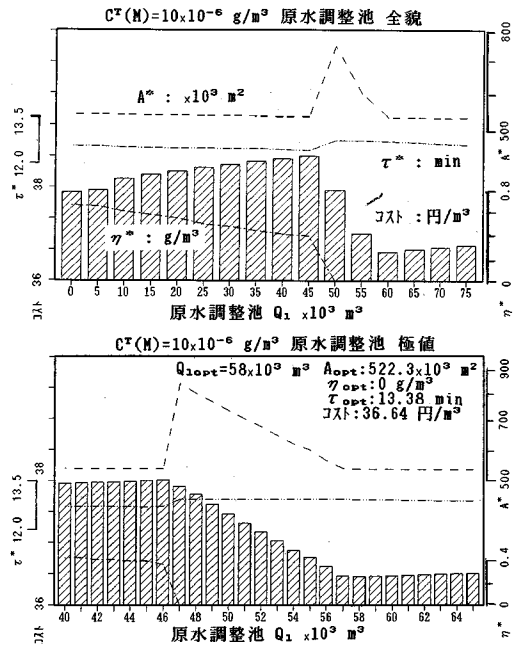
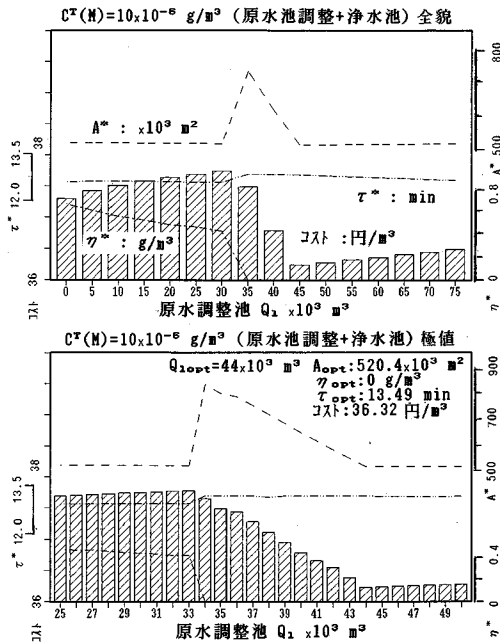


図-6 総費用(コスト)の最小値とその設計変数の値 (原水調整池のみの場合 $C^T(M) = 10 \times 10^{-6} \text{ g/m}^3$)
 上段: 全貌 ($0 \leq Q_1 \leq 75 \times 10^3 \text{ m}^3$)
 下段: 極値近傍 ($40 \leq Q_1 \leq 65 \times 10^3 \text{ m}^3$)

より、初期値 $C_{Q2}^e(m, t_1)$ と最終値 $C_{Q2}^e(m, t_E)$ とが等しくなるように初期値を設定する。

5. 最適設計とその挙動特性

$C^T(M) = 10$ のケースを例として、 Q_1 の値ごとに求めた ϕ^* の値とそれに対応する設計変数 $\{A^*, \eta^*, \tau^*\}$ の値との関係を、原水調整池のみの場合を図-6に、原水調整池及び浄水池を有する場合を図-7に示した。それぞれの上段には Q_1 の値に対する ϕ^* の値と $\{A^*, \eta^*, \tau^*\}$ の値についての全体的な傾向を、下段には極値の近



図一七 総費用(コスト)の最小値とその設計変数の値(原水調整池+浄水池 $C^T(M)=10 \times 10^{-6} \text{ g/m}^3$)
 上段: 全貌 ($0 \leq Q_1 \leq 75 \times 10^3 \text{ m}^3$)
 下段: 極値近傍 ($25 \leq Q_1 \leq 50 \times 10^3 \text{ m}^3$)

傍におけるそれぞれの値の挙動を示す。これらから、設計変数、総費用、及び送水水質について、それぞれ以下のことが分かる。

(1) 原水調整池のみの場合

a) 設計変数

図一六によると、 Q_1 の値の増大に伴い設計変数の値は減少傾向にあるが、 $Q_1=46 \times 10^3 \text{ m}^3$ (以下、「 $\times 10^3 \text{ m}^3$ 」を省略する。) から47へ増大するに伴い、平準化効果によりオゾン処理が不要 ($\eta^*=0$) となる。一方、 A^* の値はオゾン処理が不要となった機能を補完するために、断層的に急上昇し、 τ^* の値も10%増大する。さらに、 Q_1 の値の増大に伴い $\eta^*=0$ の継続状態で、 A^* と τ^* の値は、減少しつつ $\eta^*=0$ となる前の状態へ近づく。

b) 総費用

Q_1 の値の増大に伴い ϕ^* の値は増大するが、 $Q_1=50$ の近傍でオゾン処理を不要とするため、 ϕ^* の値は急減する。さらに、 Q_1 の値の増大に伴い漸次 A^* と τ^* それぞれの値の減少により ϕ^* の値も減少するが、 $Q_1=59$ で増加に転ずるので、 ϕ^* の値は $Q_1=58$ のとき、 $\phi_{\text{opt}} = \min(\phi^*)$ となる。その際、設計変数 $A^*=522.3 \times 10^3 \text{ m}^2$ (以下、「 $\times 10^3 \text{ m}^2$ 」を省略する。), $\eta^*=0$, $\tau^*=0.2246 \text{ hr}$ (=13.38 min. 以下, min 単位のみとし, 「min」を省略する。) において、最適値 $\phi_{\text{opt}} = 1097.22 \times 10^6$

円/yr (単位水量あたりに換算したコスト 36.64 円/m^3 。以下「 $\times 10^6 \text{ 円/yr}$ 」と「 円/m^3 」を省略する。) となる。これは原水調整池が存在しない場合 ($Q_1=0$) に比べ約5.6%安い。この場合、オゾン処理が不要 ($\eta^*=0$) であるので、前項のとおり A^* の値を増大するほか、 τ^* の値も長くする必要はあるが、 τ^* の値は平準化効果により $Q_1=0$ の場合のそれよりも6.5%の延長にすぎない。

c) 送水水質

ある Q_1 の値に対して総費用が最小となる ϕ^* の場合、それに対応する送水の水質 $C_{Q_2}^e(N, t)$, $C_{Q_2}^e(H, t)$, 及び $C_{Q_2}^e(M, t)$ の最高濃度の挙動は、目標水質との対比において、次のとおりである。

$C_{Q_2}^e(N, t)$ の最高値は Q_1 の値の変化に拘らず、目標水質よりもやや小さく、ほぼ0.3に等しい。しかし、 $\eta^*=0$ となる $Q_1=47$ では、 A^* , τ^* の値が急増することにより、他の Q_1 の値の場合に比べ大略40%濃度が低い。 $C_{Q_2}^e(H, t)$ の最高値は、目標水質より大略15%小さく、 $\eta^*=0$ となる場合を除きほとんど変動しない。 $C_{Q_2}^e(M, t)$ の最高値は Q_1 の値の変化に拘らず常に目標水質に等しい。つまり、 $C_{Q_2}^e(M, t)$ の値が、ある Q_1 の値に対する費用を最小ならしめる設計変数の値を、支配していることになる。

(2) 原水調整池及び浄水池を有する場合

図一六に示した前節の場合 (以下、「前者」という。) と図一七に示す本節の場合 (以下、「後者」という。) との主な相違点は、以下のとおりである。

a) 設計変数

ある Q_1 の値での総費用の最小値 ϕ^* とそのときの設計変数の値 (A^* , η^* , τ^*) を Q_1 の値ごとに前者と後者とで比べると、オゾン処理を不要 ($\eta^*=0$) とするに至る Q_1 の値は、後者が前者よりも13小さい $Q_1=34$ である。また、この場合の Q_1 の値は前者のそれよりも小さいので、後者は2%大きい A^* の値を必要とするが τ^* の値は両者ともほぼ同じである。

b) 総費用

後者における総費用の最適値は $\phi_{\text{opt}}=1087.67$ (コスト=36.32) であり、その場合の条件は $Q_1=44$ のとき $A_{\text{opt}}=520.4$, $\eta_{\text{opt}}=0$, 及び $\tau_{\text{opt}}=13.49$ である。これに対して、前者では $Q_1=58$ において、 $\phi_{\text{opt}}=1097.22$, $A_{\text{opt}}=522.3$, $\eta_{\text{opt}}=0$, 及び $\tau_{\text{opt}}=13.38$ であるので、後者は前者に対し ϕ_{opt} , Q_1 , 及び A のいずれの値においても大略 $10 \times 10^6 \text{ 円/yr}$ (=0.9%), $14 \times 10^3 \text{ m}^3$ (=24%), $1.9 \times 10^3 \text{ m}^2$ (=0.4%) 小さい。

なお、後者で総費用の最適値の場合における費用構成割合を示す図一八から、その割合は建設費が約70%、運転費が約30%である。建設・運転費ともに通常処理が

総費用 1087.67×10 ⁶ 円/yr (=36.32 円/m ³)			
建設費 71.15%		運転費 28.85%	
建設費 773.72×10 ⁶ 円/yr			
原水調整池 5.2%	生物 14.1%	通常 59.5%	BAC 21.2%
運転費 313.95×10 ⁶ 円/yr			
原水調整池 0.0%	生物 19.5%	通常 54.4%	BAC 26.1%

図-8 最適設計における費用の構成

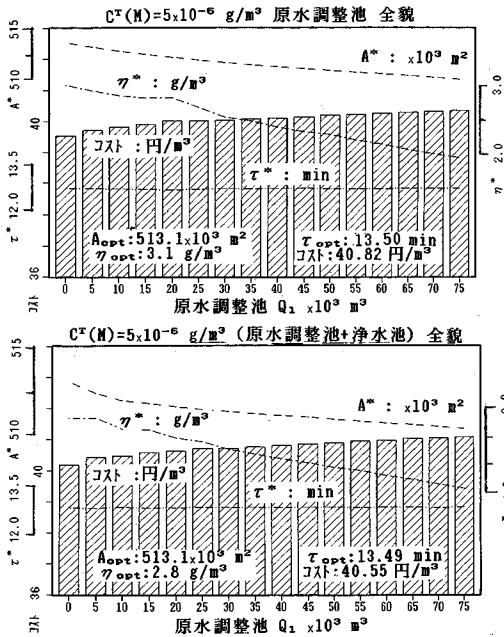


図-9 総費用(コスト)の最小値とその設計変数の値
 上段:(原水調整池のみ $C^T(M)=5 \times 10^{-6} \text{ g/m}^3$)
 下段:(原水調整池+浄水池 $C^T(M)=5 \times 10^{-6} \text{ g/m}^3$)

その半分を占め、残りが高度処理である。

c) 送水水質

ϕ_{opt} において、後者の $C_{Q_2}(N, t)$ の最高値は、前者のそれに比べさらに約 10% 小さい。 $C_{Q_2}(H, t)$ の最高値は Q_1 の値に拘らず約 0.5% ほど前者よりも高い傾向にあるが、制約条件である目標水質を越えることはない。一方、 $C_{Q_2}(M, t)$ の最高値は、両者とも制約条件である目標水質に等しい。このことから、前節 c) で述べたことと同様に $C_{Q_2}(M, t)$ の値が、最適設計変数の値を支配していることになる。

(3) 2-MIB の目標水質を厳しくした場合

前節 c) で記述したとおり、 $C_{Q_2}(M, t)$ の値が最適設計変数の値を支配しているので、制約条件がより厳しい $C^T(M)=5$ についても計算した。その結果を原水調

整池のみの場合を図-9 の上段に、原水調整池及び浄水池を有する場合を同図の下段に示す。これから以下のことがわかる。

オゾン処理を不要 ($\eta^*=0$) とする Q_1 の値は存在しないが、 ϕ^* の値は Q_1 の値に対し単調増加である。このため、 ϕ_{opt} は $Q_1=0$ で達成される。 ϕ_{opt} の値は、 $C^T(M)=10$ の場合に比べ、原水調整池のみの場合、浄水池も有する場合それぞれにおいて、約 10%、約 20% 大きい。設計変数は $C^T(M)=10$ の場合に比べ、 η^* の値はかなり大となるが、 A^* と τ^* それぞれの値はほぼ同じレベルであるので、オゾンが 2-MIB の低減に有効であることを裏づけている。

6. 考 察

総費用などへの原水調整池などによる平準化の効果、設計変数の挙動の関係、送水水質などの観点から水質安定システムの特性について、原水調整池及び浄水池を有する場合を対象に、制約条件が $C^T(M)=10$ を基本に記述する。

(1) 平準化の有無による設計変数などの比較

総費用の最小値、その時の設計変数の値について平準化の有無により、次の 3 ケースに分けて比較した。比較のレベルを揃えるため、本報がこれまで取上げている原問題と異なる次の仮定をおく。即ち、原水調整池の容量を浄水池のそれに等しい $Q_1=Q_2=25$ とする。さらに、前章までは第 3 章 6 節で述べた理由から、原水調整池のみその建設費を算入していたが、その費用は次のケース ③において除く。

- ケース①：原水調整池と浄水池のいずれも存在しないとした場合。
- ケース②：浄水池が有り、原水調整池が無しとした場合。
- ケース③：原水調整池が有り、浄水池が無しとした場合。

a) 設計変数

A^* と τ^* それぞれの値については、各ケースによるその差はほとんどないが、 η^* の値はケース②に比べケース③が著しく小である。即ち、原水調整池が浄水池よりも平準化の効果が高い。

b) 総費用

安価な順にケース③、ケース②、ケース①となり、原水調整池による平準化の費用効果(設計変数に対応した建設費並びに運転費も含め)が明らかである。

(2) オゾン処理が不要となる場合の設計変数の挙動

図-7 の場合、 $Q_1=34$ でオゾン処理が、不要 ($\eta^*=0$)

となる。それに対応する τ^* の値は、オゾン処理機能を補完するため、上限値13.5の近くまで長くなる。したがって、 τ の値の制約条件を満足するため、 A^* の値が大きくなることによりオゾン処理機能が補完される。

(3) オゾン処理を不要とするときより大なる Q_1 の値で最適値となる理由

図一七において、ある Q_1 の値($Q_1=34$)でオゾン処理が不要($\eta^*=0$)となっても、さらに大きい Q_1 の値($Q_1=44$)に至るまで ϕ^* の値が ϕ_{opt} とはならない。その理由は、以下のとおりである。

Q_1 の値の増大に伴う平準化効果の増大により、 A^* の値は、急増前のレベルに逐次戻る。このため、 τ^* の値は制約条件である目標水質を達成するために $Q_1 \leq 44$ まで、その上限値13.5に張り付いたままである。一方、 Q_1 の値の増大に伴う A^* の値の減少による生物処理施設の建設費の減少分 dE_B/dQ_1 は、 Q_1 の建設費の増加分 dE_{Q_1}/dQ_1 の6.5倍である。このため、 Q_1 の値の増大に伴い、生物処理の建設費が減少することと相まって運転費も減少するので、オゾン処理を不要($\eta^*=0$)とする $Q_1=34$ において、総費用は最適値とならずに、 $Q_1=44$ において最適値となるまで ϕ^* の値は減少を続ける。

7. おわりに

水道水からの異臭味の発生、農薬やトリハロメタンなどの検出により、水道水質に対する不信や不安が国民の間に広まっている。抜本的な対策は、水道水源の水質保全であるが、その達成には関係者の協力が不可欠であることから、なお時間を要するものと憂慮される。このため、水道事業者の間では良質な浄水を供給する方策の一つとして、浄水処理に要するコストが増大するもの、高度処理を導入する動きが活発化してきている¹⁾。

このような背景から、高度処理を含む浄水処理システムに原水調整池と浄水池を組合せた水質安定システムを設定した。当該システムにおいて、制約条件である目標水質を達成し、かつコストを最小ならしめる最適設計問題を採り上げた。そのシステムモデルとして異臭味や安全性と関連が深いトリハロメタンなど三水質項目を対象に、水質安定システムを構成する施設ごとに、原水水温の季節変動による影響をアレニウスの反応速度定数で反映しながら、実証プラントから得られたデータを用い、物質収支と速度式に基づく物理的な現象モデルに基づき設計方程式を定式化し、併せて、コスト最小化の最適問題を設定するために、費用関数式を定式化した。

このシステムモデルを淀川下流の河川水質に適用して、この問題の現実性と妥当性を検証した。即ち、コンプレックス法により制約条件である目標水質を達成し、

且つ総費用を最小ならしめる最適設計の計算が可能であり、その解が現実求められ、それが常識的な値であると考えられる。さらに、原水調整池や浄水池の平準化効果を考慮することにより2-MIBの濃度制約条件が比較的ゆるい場合には、原水調整池がある程度大きくなると、オゾン処理を不要とするシステム特性を有することも判明した。

また、本報のシステムモデルの定式化と最適設計問題の設定、及びその数値解法は、着目成分の設計方程式を同定するならば、4成分以上の多成分系にも拡張可能な方法論を与えているものである。本報では河川取水量に制限がない場合を取り扱ったが、この方法は濁水などにより取水制限が実施された場合にも、目標水質と送水量の両方を確保するため、即ち、原水調整池などの流量調整機能を活用することにより、目標とする水量と水質の両方に制約条件がある場合にも、拡張が可能である。

本報で述べた方法論を活用することにより、例えば、以下のことが可能である。

- ① 目標水質のレベルや原水調整池の容量と最小コストとの関係を定量的に把握すること。
- ② それに基づき、高度処理を含む水質安定システムの導入に当たり、需要家の積極的なコンセンサスを得て、当該事業を推進するために説得力のある論理的なメニューを提示すること。

なお、着目成分は、例えば、化学工業においては主成分であり、その濃度は一般的に高い。一方、水道の浄水処理においてはその逆であり、通例その濃度は極めて低い。このため、着目成分のデータの精度を上げ、設計方程式における反応速度定数のパラメータの精度を確保することによる最適化計算全体の精度向上を図る観点から、多くの実験データを集積したデータベースを構築することが、今後に残された課題であろう。

謝辞：貴重なデータをご提供下さった大阪府、大阪市、及び阪神水道企業団をはじめ多くの水道事業の方々、また、種々アドバイスを下さった方々や相談に応じていただいた方々に厚くお礼を申し上げます。

参考文献

- 1) 例えば、早貸外幸、粕谷明博、真柄泰基：水道における高度浄水処理の現状と課題、京都大学環境衛生工学研究会第13回シンポジウム講演論文集、Vol.5, No.3, pp.213-218, 1991.
- 2) 早貸外幸、真柄泰基、乙間末広：水量及び水質の安定供給システムにおけるコスト最小化に関する一考察、水道協会雑誌、No.12, pp.3-11, 1990.
- 3) 早貸外幸、真柄泰基、大井絃、乙間末広：濁水時を含む水道の安定供給システムの特性に関するコスト分析、土木学会論文集、No.491/II-27, pp.89-98, 1994.

- 4) 森田徳義：反応工学要論，3，連続流攪拌槽形反応器，pp. 20-30，楳書店，1987.
- 5) 橋本健治：反応工学，5，反応装置の設計と操作，pp. 81-86，培風館，1991.
- 6) 化学工学協会編：化学工学便覧（改訂5版），3，化学反応速度，p. 185，丸善，1988. 5.
- 7) 浜野守，佐藤壯夫，藤好紘一郎，河相則夫：大阪府における生物処理実験，水道協会雑誌，Vol. 54，No. 9，pp. 12-31，1985.
- 8) 平田彰，保坂幸尚：生物膜法における好気性生物処理特性の評価，水質汚濁研究，Vol. 12，No. 6，pp. 373-379，1989.
- 9) 諸岡成治，池水喜義，加藤康夫：水溶液中のオゾンの自己分解，化学工学論文集，Vol. 4，No. 4，pp. 377-380，1978.
- 10) 津野洋（宗宮功編）：オゾン利用水処理技術，公害対策技術同友会，pp. 123-155，1989.
- 11) 森岡崇行，本山信行，星川寛，岡田光正，茂庭竹生：横流接触池のオゾン吸収モデル，水道協会雑誌，Vol. 60，No. 7，pp. 7-17，1991.
- 12) 森岡崇行，本山信行，星川寛，岡田光正，茂庭竹生：横流式オゾン接触池の滞留時間分布特性，水道協会雑誌，Vol. 60，No. 2，pp. 11-21，1991.
- 13) 中道裕治，皆川欽一，青木優和，浦野紘平：(4-21) 相模川下流水のオゾン処理，第42回全国水道研究発表会講演集，pp. 154-156，1991.
- 14) 津野洋：オゾン処理とオゾンの水への吸収特性，水質汚濁研究，Vol. 13，No. 12，pp. 786-791，1990.
- 15) 田畑則一：上水のオゾン処理における気液接触装置の特性，水道協会雑誌，Vol. 43，No. 11，pp. 16-27，1974.
- 16) 宗宮功，津野洋，田中稔，山口直喜：オゾン処理によるかび臭物質の除去特性に関する研究，水道協会雑誌，Vol. 57，No. 7，pp. 2-9，1998.
- 17) 浦野紘平，渡辺茂樹，岩瀬葉子，藤江幸一：有機ハロゲン前駆物質の分子量と粒状活性炭の固定床吸着性能，水質汚濁研究，Vol. 14，No. 7，pp. 451-459，1991.
- 18) 黒沢義乗，真柄泰基，武藤暢夫：生物活性炭による有機性汚染物質の除去，水質汚濁研究，Vol. 11，No. 9，pp. 590-598，1988.
- 19) 渡辺茂樹，皆川欽一，久澤賢一郎，浦野紘平：(4-25) 相模川下流水の生物活性炭処理の基礎特性，第42回全国水道研究発表会講演集，pp. 166-168，1991.
- 20) 堀内功一，松永直利：(3-28) オゾン処理におけるBAC用活性炭の寿命予測，第39回全国水道研究発表会講演集，pp. 179-181，1988.
- 21) 武蔵昌弘，黒沢義乗，真柄泰基：(4-35) 生物活性炭に関する研究（Ⅱ），第38回全国水道研究発表会講演集，pp. 204-206，1987.
- 22) 千葉県水道局水質問題研究会：原水汚濁等を原因とする水質問題の処理に関する研究報告書，pp. 236-261，1974年3月.
- 23) 熱田誠一，森幸夫：石油系球状微粒炭による流動床処理実験，水道協会雑誌，No. 489，pp. 39-60，1975.
- 24) 平田彰，保坂幸尚，海宝益典，大西秀典：三相流動層によるフェノール廃水処理の生物処理特性，水質汚濁研究，Vol. 11，No. 9，pp. 561-568，1988.
- 25) M.J.Box et al：Non-linear Optimization Techniques, Nomograph No.5, I. C. I., pp. 20-24, 52-54, 1969.
- 26) 化学工学協会編：BASICによる化学工学プログラミング，培風館，pp. 88-92，129-134，261-262，1985.

(1995. 3. 14 受付)

AN OPTIMAL DESIGN OF A HIGHLY UPGRADED WATER SUPPLY SYSTEM ON PHYSICAL PHENOMENA MODEL OF MULTI WATER QUALITY ITEMS

Sotoyuki HAYAKASHI, Yasumoto MAGARA, Ko OI and Iori HASHIMOTO

An optimal design procedure of a water supply system with a raw water reservoir and a clean water basin as well as advanced treatment facilities of an ozonization process and a BAC is proposed. This procedure deals with the requirement of three water quality parameters, i.e. $\text{NH}_4\text{-N}$, THM-FP, and 2-MIB. To minimize the sum of the construction cost and the operation cost of the system, a formulation and a way to solve the optimization problem are given. A design equation with a reaction constant of the Arrhenius' equation is obtained through a model based on physical phenomena taking into account the data derived from a test plant study. An appropriateness of this optimal design procedure is verified through its application to an actual case using the Complex Method of an optimization technique.