

## &lt;連載：IWA 活性汚泥モデル&gt;

## 第3回 流入水分画とキャリブレーション

味埜 俊

東京大学大学院 新領域創成科学研究科 環境学専攻\* 教授

TAKASHI MINO

## 1 はじめに

IWA 活性汚泥モデル<sup>1)</sup>(以下,ASM)に関する連載の第3回目として,流入水分画とキャリブレーションを取り上げる。

活性汚泥モデルの特徴の一つとして,モデルに対するインプットである流入水の特性が一意的に定義できないということが挙げられる。特に流入水として都市下水を想定した場合,流入水は多様な物質を含み,時間的にもその水質が変動し,しかもその変動には日間変動・曜日による変動・天候による影響・季節変動などまったく性質の異なるものが混在する。さらに,地域・流域の特性によっても水質は大きく変化する。したがって,活性汚泥モデルにインプットする流入水質をどう記述するかはモデルを用いた予測結果に大きく影響する。活性汚泥モデルにインプットとして流入水質を入力する場合に,実測した水質をモデルの中で定義されている水質を表す変数(COD, N, Pなどの画分)にどう翻訳するか,何を測定しどのようなルールでモデル中の画分の値を決めればよいか問題となる。このような,流入水の水質をモデルで定義された画分で表現することを「流入水分画(Wastewater Characterization)」と言う。

一方,活性汚泥法は生物を用いた処理であり,その生物の特性は場所により季節により変化する可能性がある。それを簡略化して一律に数式化したのがIWAモデルである。実際には,個々の処理場,あるいは時期ごとに活性汚泥内で起こっている現象は異なるので,それを同一のモデルで記述しようとする結果としてモデルで定義した量論定数や速度論定数(以下,パラメータと総称)

の持つ意味が異なってくる可能性がある。そのような理由から,モデルで定義しているパラメータ値の一般性が常に高いわけではなく,ケースごとにそのときの状況を的確に表現しうるパラメータセットを決める必要がある。この個別の処理場・ケースに合わせてパラメータを決定する作業をキャリブレーション・チューニングなどと言っている。以下ではキャリブレーションという言葉を用いることにする。なお,条件の違う場面でどのくらい共通のパラメータを使えるかをここでは「パラメータの一般性」と表現した。IWAタスクグループでは,パラメータの一般性になるべく高くできるような,言い換えればケースごとにキャリブレーションの手間の少ないモデル開発を心がけた。

流入水分画もキャリブレーションも,現在のところ定法があるわけではない。その中で本稿では,IWAタスクグループが提案した考え方と,オランダのSTOWA(オランダ語でFoundation for Applied Water Management Researchに相当,水管理研究財団)において出されているガイドラインを紹介し,今後,日本で流入水分画をマニュアル化する際の論点をまとめる。

## 2 流入水分画

## 2.1 IWAタスクグループの考え方

## (1) 溶解性と固形性成分の分画および呼吸速度について

IWAモデルにおける有機基質を表す2つの画分である易分解性有機物( $S_s$ )と遅分解性有機物( $X_s$ )とは,概念的には溶解性基質と固形性基質を表すものである。しかし,ASM2あるいは2dの中でのモデル上の定義は, $S_s$ は微生物が直接摂取できる有機物, $X_s$ はそのままでは生

\*〒113-8656 東京都文京区本郷7-3-1  
TEL:03-5841-6250 FAX:03-5841-8531  
E-mail:mino@k.u-tokyo.ac.jp

物に利用されず低分子化（加水分解）されることにより  $S_s$  に変換される有機物であり、多数の有機物の混合物である廃水中有機物全体を分解速度の異なる 2 つの画分で代表させていることに相当する。よって、これらを厳密に測定することはできない。そこで、タスクグループは、活性汚泥に廃水を混ぜて実際に汚泥中の生物が有機物の除去をおこなう過程での酸素消費速度（Oxygen Uptake Rate, 以下 OUR と略称）の測定により、 $S_s$  と  $X_s$  を決めることを推奨した<sup>2)</sup>。すなわち、下水と汚泥を混ぜて OUR を測定し、そのプロファイルから  $S_s$  が存在する期間と  $X_s$  の加水分解のみが有機物の供給源となる期間を決めた上で、OUR の積分値として  $S_s$  および  $X_s$  を評価することになる（Fig.1 参照）。

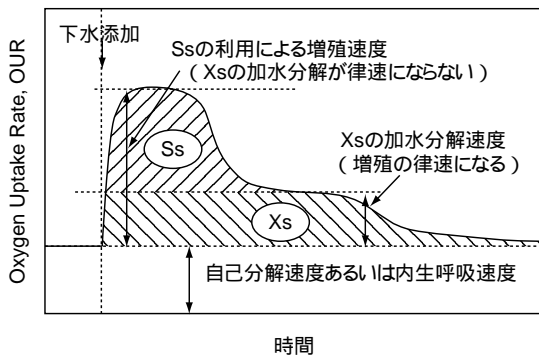


Fig.1 ASM2 に基づく典型的 OUR パターンの解釈と  $S_s$  および  $X_s$  の評価（下水添加時）

しかし現実には、OUR 測定をしてもこのような典型的な OUR プロファイルが得られるとは限らず、OUR のプロファイルから  $S_s$  と  $X_s$  を分けるのは技術的に難しい上に客観性も乏しい場合が多い。

一方、下水ではなく酢酸のように明らかに  $S_s$  に分類されるべき基質を 1 種類だけ汚泥に投与した場合にも、Fig.1 の形に似た 2 段階の呼吸速度変化が観察されることが知られている。これは、基質貯蔵能力を持った微生物が汚泥中に存在するため、溶液中に基質が存在する期間と上澄み中に基質が無くなり貯蔵した基質を利用して増殖する期間が存在し、その両期間における OUR が異なるからである。このような現象は ASM2/2d では説明できない。もしこれを ASM2 で強引に解釈しようとする、酢酸のみが基質の場合であってもその一部は  $X_s$  に分画することになる。なぜなら、酢酸投与時にも 2 つの分解速度が観察されるからである。これに対し ASM3 では、上澄みに  $S_s$  が存在する間は  $S_s$  の貯蔵と増殖が同時に進行し、 $S_s$  が無くなった時点で貯蔵物質の利用が増殖の律速

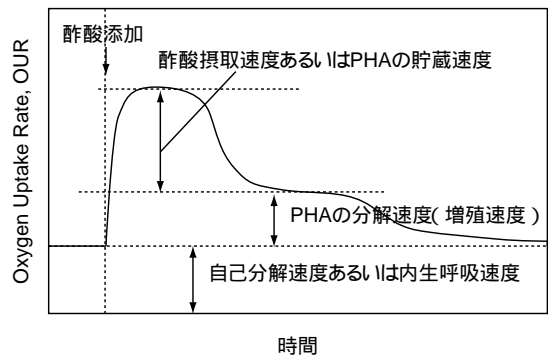


Fig.2 酢酸添加時の典型的 OUR パターンの ASM3 に基づく解釈

段階になる、という構造を仮定しているため、酢酸代謝の OUR パターンを説明することが可能である（Fig.2）。

ところが、逆に ASM3 では、 $S_s$  と  $X_s$  が同時に存在するような系で貯蔵物質利用速度（貯蔵物質を利用した増殖速度）と  $X_s$  の加水分解速度を分離することが難しい。

以上のような状況に対するタスクグループとしての解決策は、基質貯蔵プロセスを組み込んだモデル（つまり ASM3）を用いた上で、 $S_s$  と  $X_s$  は濾過により分ける、というものである。これにより、上に述べたような貯蔵物質と  $X_s$  が OUR プロファイル上で区別できないことに対しては説明の手段ができたことになり、また、 $S_s$  を分析的に直接測定することが可能になる。ASM3 の利用実績は少ないので、このような考え方がどのくらい一般性を持ち、現実の廃水処理プロセスを的確に表現できるかは、今後明らかにしてゆくべき課題である。

なお、以上の議論において、タスクグループは OUR の利用を否定しているわけではまったくない。むしろ、IWA モデルが酸素収支を基本にして作られている以上、OUR のプロファイルをモデルにより説明できることが最終的には必要であると考えている。また、工場排水を対象にした場合などに、いくつかの排水成分に由来するはっきりした OUR プロファイルが見られる場合などは OUR が非常に強力な流入水分画の手段となりうる。

## (2) COD の分画について

COD 成分の分画法についてのタスクグループとしての解説は ASM2 のレポートに詳しい。その概要は以下のとおりである。

- 全体の COD 収支：

Total COD=

$$S_I + S_A + S_F + X_H + X_{PAO} + X_{AUT} + X_S + X_I$$

- 易分解性有機物  $S_s$  は (1) の最初に述べたような OUR の測定から求める。
- 発酵生産物  $S_A$  は揮発性有機酸量を実際に測定して求める。また、 $S_F = S_S - S_A$
- 溶溶性の不活性有機物  $S_I$  は、活性汚泥中で変化を受けずそのまま放流水に出てくる画分なので、放流水中の COD を測定して求める。
- 生物量 ( $X_H, X_{PAO}, X_{AUT}$ ) は無視するか、あるいは  $X_H$  は OUR 測定<sup>3)</sup> から求められる。
- 固形性の不活性有機物  $X_I$  については、ASM2 レポート中に個別の記載はないが ASM1 レポートでは、汚泥の生成量が現実と合うようにフィッティングで求めることを推奨している。
- $X_S$  は T-COD と上記のものの差として求められる。すなわち、  

$$X_S = T-COD - (S_I + S_A + S_F + X_H + X_{PAO} + X_{AUT} + X_I)$$
 あるいは、回分実験の結果にモデルをフィッティングすることで求められる<sup>3)</sup>。

以上の方法は、まだ ASM2/2d の利用実績が少ない時点 (1994 年) で書かれたものであり、現在使うには必ずしも最適な方法とは言えない。しかし、その意義を理解しておくことは実際に流入水分画をする上で有益である。 $S_s$  の評価に OUR を用いることは原理的には正しいが、(1) で述べたように実際には技術的に容易でない場合がある。 $S_A$  を有機酸測定に依存するのは、同じく (1) で述べたように  $S_A$  が貯蔵物質に変換されやすいという理由から、ASM2 の流入水分画としては一般性を持たない (OUR の挙動を説明できない) が、ASM3 のための  $S_A$  決定法としては有効である。 $X_I$  を汚泥発生量とのフィッティングで求めるのは現在でも重要な考え方である。 $X_I$  は活性汚泥中の生物反応とは無関係なので、その値は汚泥発生量のみしか影響しない。したがって、生物反応に関わる部分の流入水分画・キャリブレーションが終わった後で、汚泥発生量を  $X_I$  で合わせるというのは合理的である。しかし、このような方法は、流入水分画とキャリブレーションが相互依存することになるので、普及させる上での方法のわかりやすさという点では望ましくないかもしれない。

### (3) 窒素とリンの分画について

窒素・リンともに溶解性無機態のもの (すなわち、アンモニア性窒素  $S_{NH_4}$ 、硝酸性窒素  $S_{NO_3}$ 、オルトリン酸  $S_{PO_4}$ ) については水質分析による直接測定でもとめれば

よい。なお、 $S_{NO_3}$  は硝酸性窒素と亜硝酸性窒素の合計である。また、有機体の窒素・リンについては、IWA モデルにおいてすべての COD 画分がある割合で窒素・リンを含有していることを仮定しており、COD 画分の形態変化に応じて窒素の場合は  $S_{NH_4}$  が、リンの場合は  $S_{PO_4}$  が、それぞれ出てくるようにモデル化されている。つまり、この各 COD 画分中の窒素・リン含有率を実測すればよいことになる。COD 画分そのものを決めることが難しいので、これを厳密にやろうとするとさらに大変な作業になるが、現実には都市下水を対象とした場合には有機体窒素・リンの全体に占める割合がそれほど多くないので、固形性成分・溶解性成分のそれぞれのケルダール窒素を測定する程度で十分であり、それらの値にあまり神経質なる必要もない。

## 2.2 STOWA の方法

オランダでは 1986 年に ASM1 が公表された後、活性汚泥モデルを実務で利用しようという動きが始まり、その成果として、活性汚泥モデルを実下水処理場に適用する際の流入水分画およびキャリブレーションの方法をまとめたガイドラインが 1996 年・1999 年に STOWA により公表されている<sup>4),5)</sup> (いずれもオランダ語)。現在のところ、流入水分画について、個別の研究者や活性汚泥モデルのソフトウェア開発に関わる企業からの提案はいくつか存在するものの、公式なマニュアルとして流入水分画の全体像を提示するものはこの STOWA のものが唯一なので、本稿でこのガイドラインの内容を紹介する。その全体像は Tab.1 にまとめた。

なお、この表の情報は、上記ガイドラインの中で流入水分画に関わる部分を英語で紹介した文献<sup>6)</sup>、および、ガイドラインの策定に携わったオランダ人技術者、Paul Roeleveld と Joeren Hulsbeek の二人を招聘しておこなったセミナーでの両氏の講演<sup>7)</sup>の内容に基づくものである。

STOWA では対象とするモデルとして ASM1 を使っており、その流入水分画のためのガイドラインの特徴は以下の 2 点に集約できる。まず、「 $S_s$  と  $X_s$  は溶解性かどうかでは分けられない」という IWA モデル本来の意味よりも実務上の便利さを優先して、濾過により「溶解性」と「固形性」の画分を分けていること、そして、もう一つは BOD を経時的に測定するような生分解性試験を用いて生物分解性 COD の量を実測していることである。

最初の点に関しては、IWA 活性汚泥モデルの構造は絶対的なものではなく現象に対する一つの解釈に過ぎないのだから、濾過で X と S を分けると約束してしまった上

Tab.1 STOWA による流入水分画の方法

	ステップ	方法	決定される COD 画分
1	流入水全体の COD 収支と生物量	$COD_{inf,tot} = S_S + X_S + S_I + X_I + X_H + X_{AUT} + X_{PAO}$ ここで流入水中の生物量は無視する $X_H = X_{AUT} = X_{PAO} = 0$ よって, $COD_{inf,tot} = S_S + X_S + S_I + X_I$	$X_H, X_{AUT}, X_{PAO}$
2	濾過による溶解性と固形性 COD の区分	濾過 (0.1 $\mu$ m のメンブランフィルター使用) により, 溶解性 COD ( $COD_{inf,sol}$ ) と固形性 COD ( $COD_{inf,part}$ ) に分ける	—
3	溶解性 COD の分画	$COD_{inf,tot} = S_S + S_I$ $S_I = COD_{eff,sol} \times 0.9$ と仮定 このとき, $S_S = COD_{inf,sol} - S_I$ (ただし, $S_S = S_A + S_F$ )	$S_S, S_I$
4	生物分解性 COD の測定	$BCOD = S_S + X_S$ 対象廃水の生物分解性テストより BCOD (生物分解性 COD) を決定 $\Rightarrow BCOD = BOD_{tot} / (1 - f_{BOD})$ $f_{BOD}$ は BOD テストにおいて生物に利用された有機物のうち不活性化して分解されずに残るものの割合を示す. 0.15 と仮定. $X_S = BCOD - S_S$	$X_S$
5	固形性 COD の分画	$COD_{inf,tot} = X_S + X_I$ なので $X_I = COD_{inf,part} - X_S$	$X_I$

で, それを前提にキャリブレーションをおこない, パラメータの一般性のある程度犠牲にする代わりに流入水分画の手間を省くというのは一つの戦略である. ガイドラインでは濾過に 0.1 $\mu$ m のポアサイズのメンブランフィルターを使うよう指定されており, 0.45 $\mu$ m のものは不適当とされている. この点の根拠は必ずしも明確ではなく, さらに検討が必要である.

2点目の, 生物分解性 COD (つまり  $S_S$  と  $X_S$  の合計値) 測定のための長期 BOD テストの概念図を Fig.3 に示した<sup>7)</sup>.

以下の式により, 対象下水の BOD 経時変化から極限 BOD ( $BOD_{tot}$ ) を求め, さらに生分解性 COD (B-COD) を算定する.

$$BOD_{tot} = BOD_t / (1 - \exp(-k_{BOD} \cdot t))$$

$$B-COD = BOD_{tot} / (1 - f_{BOD})$$

ただし,  $BOD_{tot}$ : 極限 BOD,  $BOD_t$ : 時間  $t$  における BOD,  $k_{BOD}$ : BOD 一次反応速度定数,  $t$ : 時間, B-COD: 生物分解性 COD. もう一つ, ここに  $f_{BOD}$  という値が

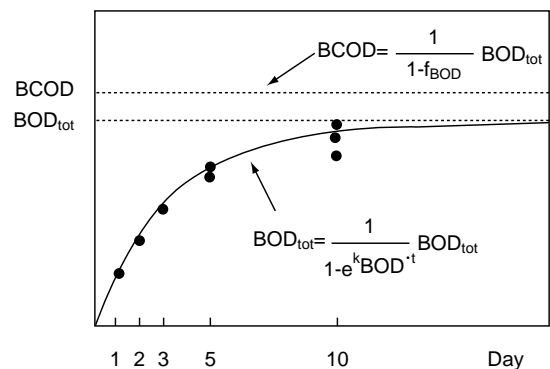


Fig.3 STOWA による BCOD を決めるための生分解性試験<sup>7)</sup>

出てくるが, この値は, BOD テストにおいて生物に利用された有機物のうち不活性化して分解されずに残るものの割合を示すもので, STOWA のガイドラインでは 0.15 と仮定している.  $f_{BOD}$  は, ASM2 において生物が自己分解したときに生成される不活性有機物 ( $X_I$ ) の割合と

して定義されている  $f_x$  に近い意味を持ったパラメータである。このテストを導入したことにより  $X_s$  の決定をキャリブレーションの作業とは独立におこなうことが可能になった。

実際に以上のようなガイドラインに沿った方法で流入水分画をおこなった結果、設計や制御戦略の検討に用いるといった目的に対しては十分実用に耐えることがオランダの経験から明らかになっている。

### 3 キャリブレーション

#### 3.1 キャリブレーションの対象とすべきパラメータの選択

##### (1) パラメータ値の一般性

IWA モデルは、モデルとしての説明力を保ちつつできる限り簡略化するという方針の下にパラメータ数を最小限に抑えて作ったモデルである。それでもたとえば ASM2d には 67 個もの量論係数および速度論定数がリストアップされている。これらをすべて個別に決めなくてはならないとするとあまりにも煩雑で、モデルの実用的な意義は小さい。タスクグループが一般性の高いモデル、すなわち共通のパラメータで多くの異なった状況を説明できるようなモデルの構築を目指した理由は、まさにモデルの一般性の高さが実的にも優れたモデルの要件の一つだと判断したからである。標準的なパラメータ値（いわゆるデフォルト値）として各 IWA モデルのレポート中で挙げた数値にはそれなりの一般性があるとタスクグループは考えている。また、現実にもこれまでこのデフォルト値のみによるシミュレーションでかなりのところまで実際の活性汚泥の挙動を記述できている。

しかしながら、本来重要な現象にもかかわらずモデルの中には取り入れることができずいたり、実際に起こっている現象を数式として記述できるほど情報が無かったりした場合、そのような不具合がいくつかの限られたパラメータ値に集中して現れ、結果としてそのパラメータ値の一般性が著しく低くなってしまうことがある。その典型が、本連載第2回でも触れ、また本稿の呼吸速度の解説のところでも述べた ASM2/2d における「 $X_s$  の  $S_s$  への加水分解プロセス」である。このプロセスには、高分子有機物の低分子化という本来の意味の加水分解、蓄積有機物の細胞内での利用、原生動物などによる高分子化合物の捕食・分解などいくつかの異なった現象が含まれる。したがって、ASM2/2d では、嫌気・無酸

素・好気条件で著しく異なる加水分解速度を与えなくてはならなくなってしまった。このように、パラメータの一般性は個々のパラメータごとに異なるものである。

##### (2) キャリブレーションの対象パラメータ

キャリブレーションに当たっては、一般性の高いパラメータはできる限り変更せず、一般性の低いパラメータに限ってケースごとに評価すべきである。以下では、キャリブレーションの対象とすべきパラメータの選択に関する原則を述べる。ただし、これらはあくまで IWA モデルが本来対象とすべき都市下水処理場に適用する場合の議論であり、それ以外のケースに関しては当てはまるとは限らない。

まず、一般論として量論係数はなるべく変更しないということが言える。マトリクスにより示された量論係数は、理論的な裏付けがあったり、実験の根拠があったり、あるいは多くの実例での実績があったりするものが多く、なるべく変更しないようにする。ただし、例外が存在する。たとえば、リン蓄積微生物にかかわる量論定数の一つで嫌気条件下におけるリンの放出量と  $S_A$  摂取量の比である  $Y_{PO_4}$  の値は、pH や基質の種類により変化することがわかっており<sup>8)</sup>、また IWA モデルでは考慮されていない「グリコーゲン蓄積微生物」<sup>9)</sup> の存在が見かけ上の  $PO_4$  の値に影響することもわかっている。 $Y_{PO_4}$  の値は、処理場ごとに、あるいは同じ処理場でも時期が変わればそのつどキャリブレーションをおこなうのがふつうである。量論係数の中で、収率は有機物がどのくらい汚泥に変わるかを示すものである。収率は基質の種類などの影響で変化する可能性もあるが、通常の都市下水を対象とする処理場の場合にはその変動幅は小さいはずで、収率の値を大きく動かすことによりキャリブレーションをおこなうことは避けるべきである。

一方、反応槽の水理学的特性（プラグフローに近いか完全混合に近い）や基質の種類が異なると優先する微生物の種類や能力が異なると考えられるので、速度論定数のほうは個別のケースに対してキャリブレーションする必要があると言える。ただし、この場合も、デフォルト値からのずれを一定の範囲に固定するなど、特定のパラメータ値のみを大きく変更することは避けるべきである。速度論定数の中で、従属栄養微生物  $X_H$  の増殖に関わるものは比較的一般性が高いが、リン蓄積微生物の有機物代謝に関わるものや ASM3 における基質貯蔵速度  $k_{STO}$  は実測する手法が限られ、これまでもあまりデータの蓄積が無いので、できる限りキャリブレーションをおこな

た方がのぞましいであろう。また、硝化細菌  $X_{AUT}$  の活性は環境条件に影響されやすいことが知られており、その速度定数はキャリブレーションが必要なことが多い。とくに硝化細菌の比増殖速度  $\mu_{AUT}$  の値は大きく変動する場合があるので注意が必要である。

### 3.2 キャリブレーションの具体的方法

具体的にキャリブレーションをおこなう場合には、入手可能な対象処理場運転データ、キャリブレーションのために新たにおこなえる実験や分析、費やせる時間と費用などを総合的に判断した上で、目的に応じた具体的なキャリブレーション方法を決める必要がある。実際には OUR 測定・回分実験・プラント運転データに基づくパラメータフィッティングなどを組み合わせてキャリブレーションをおこなう。

OUR 測定は、適当な比率で汚泥と下水あるいは基質溶液を混合した後、回分反応槽内において一定間隔で曝気と曝気停止を繰り返し、曝気停止期間の溶存酸素減少速度を測定することによりおこなう方法が一般的である。レスポンスの早いポーラログラフ型の溶存酸素計を用いることにより比較的容易に測定でき、また、IWA モデルが酸素収支を基本にしている以上、キャリブレーションのための手法としてもっとも基本になるものなので、これまで多くの研究がなされてきた。しかし、前に述べたとおり、OUR 測定の結果としてえられたプロファイルの解釈が必ずしも容易でなく、理論的に解析できるようなパターンを得られるとは限らないことが問題となる。これまで、従属栄養細菌の増殖収率<sup>10)</sup>、死滅係数<sup>11)</sup>、比増殖速度<sup>3)</sup>、硝化細菌の増殖速度<sup>12)</sup>などの評価に用いられている<sup>13)</sup>。

さまざまな状況(嫌気,好気,基質の有無,異なるF/M比など)を設定して回分実験をおこない、その中で適当な指標を測定することでさまざまなパラメータを評価できる。 $Y_{PO_4}$ 、リン放出速度、PHA貯蔵速度を求めるための嫌気有機物取り込みおよびリン放出実験<sup>14)</sup>、ポリリン酸貯蔵速度を求めるための好気リン摂取実験<sup>14)</sup>などが典型的なものである。

運転データに基づくパラメータフィッティングはいくつかのパラメータを同時に決める場合、あるいは最終的にパラメータ全体としての調整をおこなう際に不可欠の作業である。その信頼性は入手可能なデータの量と質や流入水分画の精度に大きく依存する。流入水水質・水量を入力し、実際の運転データとモデルによる予測結果の差異を見ながら、そのような差が生じた原因を小さくす

るようにモデルのパラメータを変更してゆくことが基本となるので、この作業にはモデルの構造への理解が不可欠である。実測値との差の総和が最小になるようにコンピュータで自動的にいくつかのパラメータをフィッティングさせることができるソフトウェアも市販されているので、そのような自動フィッティングは技術的には難しくはないが、最終的には決定したパラメータが異常な値になっていないかどうかをモデルの利用者が見て判断する必要がある。また、無制限にパラメータの値を変えてしまわないように自動フィッティングの場合のパラメータの許容範囲を指定することも重要である。

### 3.3 STOWA の方法

#### (1) 物質収支チェックの重要性

先に述べた STOWA のガイドライン<sup>4),5)</sup>では具体的なキャリブレーションの手順をプロトコルとしてまとめている<sup>15)</sup>。その中で、リン・窒素・固形分の物質収支を確認することにより、対象とする処理場の流量・容積などの諸元が正しいかどうかを、キャリブレーションをおこなう前にチェックすることを強くすすめている。その手順は以下のとおりである。

- 1) 経全体のリンの物質収支から余剰汚泥量を評価する。

$$P_{in} = P_{eff} + P_{sludge}$$

$$P_{sludge} = Q_{sludge} * G_{sludge} * Px$$

ここに、 $P_{in}$ :流入水中リン量、 $P_{eff}$ :放流水中リン量、 $P_{sludge}$ :余剰汚泥中リン量、 $Q_{sludge}$ :余剰汚泥流量、 $G_{sludge}$ :余剰汚泥濃度、 $Px$ :余剰汚泥リン含有率。流入水量の値が正しければ、余剰汚泥流量  $Q_{sludge}$  以外は正確に測定できるので、この収支式から  $Q_{sludge}$  を評価する。

- 2) 曝気槽固形分収支から返送汚泥流量をチェックする。

$$G_A = ((Q_{rs} * G_{rs}) + (Q_{in} * G_{in})) / (Q_{in} + Q_{rs})$$

ここに、 $G_A$ :反応槽 MLSS、 $Q_{rs}$ :返送汚泥流量、 $G_{rs}$ :返送汚泥 MLSS、 $Q_{in}$ :流入水量、 $G_{in}$ :流入水中の浮遊物質(SS)量。この収支により、返送汚泥流量  $Q_{rs}$  がチェックできる。

- 3) 窒素収支から脱窒量、硝化量を評価する。
- 4) COD 収支(酸素収支)から酸素消費量(OURの値)を予測する。予測した OUR 値をモデルで検証する。

以上の手順により、対象とするプラントの諸元、とくに流量測定に誤りがないかをチェックできる。この操作

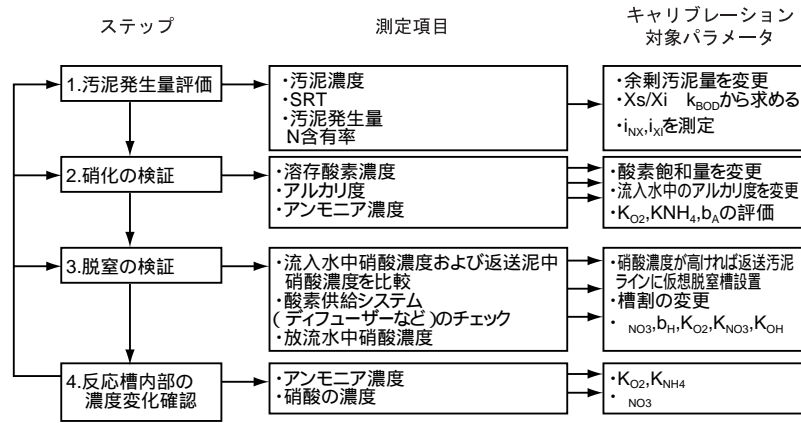


Fig.4 STOWA によるキャリブレーション手順<sup>7)</sup>

をきちんとやっておくことで、あとのキャリブレーションの手間が大幅に減らせるとのことであった<sup>7)</sup>。

## (2) キャリブレーションの手順

STOWA のプロトコルでは、物質収支の確認の後、プラントの水理学的な特性の記述、流入水分画(本稿の2節で述べた手順による)をおこなってから、モデルのキャリブレーションの作業に入る。その手順を Fig.4 に示した<sup>7)</sup>。

## 4 日本における流入水分画・キャリブレーションマニュアル化の方向性

日本で活性汚泥モデルの実務利用をすすめるにあたって、流入水分画およびキャリブレーションのある程度のマニュアル化が必須である。その際、モデルを使う目的により必要なキャリブレーションのレベルや精度も異なってくる。モデルを用いたプロセス制御はモデリングや制御技術の専門家の扱う領域なので、一般的なキャリブレーションマニュアルのようなものは不要と思われる。一方、当面はプロセスの改造計画立案や機能評価のためのツールとして活性汚泥モデル実務利用が始まるであろうから、そのような目的のマニュアル化がまず必要になるであろう。また、現実に、活性汚泥モデルの実力として、リン・窒素除去を対象としたプロセス機能評価や改造計画立案といった目的がもっともふさわしい。

そのような方向性を前提にした場合、日本において問題となるのは、モデルの収支計算の基本となっている  $COD_{Cr}$  を日常の維持管理業務の中では測定していないことである。流入水分画にもキャリブレーションにも運

転データは必須であり、そこでもし  $COD_{Cr}$  の測定値がまったく得られなかったらモデルの利用にとっては致命的である。キャリブレーションに当たっては  $COD_{Cr}$  の測定をある程度はおこなうことが結局は必要になるであろう。その上で、日常測定している浮遊物質量(SS)やBODの測定値から  $COD_{Cr}$  の値を推定する方法を見つけ、そうやって推定した  $COD_{Cr}$  の値をモデルの入力値として使うのがこれまでのデータを生かせるので得策であろう。なお、水質規制のための指標として日本でいまだに  $COD_{Mn}$  を用いていることは疑問であり、 $COD_{Cr}$  による規制に早く切り替えるべきであると筆者は考えている。このことは何も活性汚泥モデルに使えるかどうかという狭い議論ではなく、収支のとれる有機物全量を表せる指標  $COD_{Cr}$  を使うのか、意味の不明確な指標  $COD_{Mn}$  を使い続けるかを水環境管理全体からの問うべき議論である。

日本の下水処理場の多くがリン・窒素指標を含む多数の水質指標について24時間の終日調査を実施しており、またBODなど主要な指標に関しては定時測定をほとんど毎日おこなっている。そのようなデータをできるだけ利用できるようなマニュアル化の方策を考えるべきである。つまり、そのようなデータを使えることを前提に、いくつか鍵となるパラメータをバッチ実験なりOUR測定なりで評価することでキャリブレーションが完成するようなマニュアルが望ましいのではないだろうか。そして、何よりもモデル利用の実例を多く積み重ねる必要があるだろう。その中で、パラメータの一般性やモデルの普遍性がどの程度なのか、どのようなパラメータをローカルな条件に合わせてキャリブレーションしなくてはならないかについての情報が整理されてくるものと考えている。



## 5 おわりに

本稿では、流入水分画とキャリブレーションの全体像を記述しよう心がけたが、その具体的な方法についてはSTOWAの提案している方法以外は紹介する余裕がなかった。いくつか関連の参考文献を挙げておいたので参照されたい。

最初に記したように、流入水分画もキャリブレーションもまだ定まった手順というものがないので、日本で活性汚泥モデルを普及させてゆく場合には、自分たちでマニュアル作りまで考える必要がある。モデルに対して過度の期待をされても限界があるのは事実だが、その限界をわきまえて使えば、使っただけ利点もあるというのが活性汚泥モデルである。早く普及すればそれだけ早く合理的な設計や運転管理の土壌が整ったことになるので、一日も早い流入水分画とキャリブレーションのマニュアル化を期待している。

### [ 参考文献 ]

- 1) Henze, M., Gujer, W., Mino, T. and van Loosdrecht, M.; Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, Scientific and technical report No. 9, London, IWA Publishing (2000).
- 2) Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel M.C. and Marais, G. v. R.; Activated Sludge Model No.2, IAWQ Scientific and Technical Report No. 3, London, IAWQ (1995)
- 3) Kappeler J. and Gujer W.; Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modeling, *Water Science and Technology*, **Vol. 25**, No. 6, 125-139, (1992).
- 4) STOWA, Methods for influent characterization, inventory and guidelines. Report No. 96-08, (1996) (in Dutch).
- 5) STOWA, Influent characterization of raw and pre-treated wastewater, Report No. 99-13, (1999) (in Dutch).
- 6) Roeleveld, P. and van Loosdrecht, M., "Experiences with guidelines for wastewater characterization in The Netherlands", *Water Science and Technology*, **Vol. 45**, No. 6, 77-88, (2002).
- 7) 「活性汚泥モデルの実務利用-オランダの経験」, 活性汚泥モデル研究会 (代表: 味埜俊) におけるセミナー, 2003年2月, 東京.
- 8) Wen-Tso LIU, T. MINO, K. NAKAMURA and T. MATSUO (1997), "Internal Energy-based Competition between Polyphosphate- and Glycogen-Accumulating Bacteria in Biological Phosphorus Removal Reactors - Effect of P/C Feeding Ratio", *Water Research*, **Vol. 31**, No. 6, 1430-1438.
- 9) Wen-Tso LIU, T. MINO, K. NAKAMURA and T. MATSUO (1996), "Glycogen Accumulating Population and its Anaerobic Substrate Uptake in Anaerobic - Aerobic Activated Sludge without Biological Phosphorus Removal", *Water Research*, **Vol. 30**, No. 1, pp75-82.
- 10) Sollfrank, U. and Gujer, W., "Characterization of domestic wastewater for mathematical modeling of activated sludge process", *Water Science and Technology*, **Vol. 23**, No. 4-6, 1057-1066 (1991).
- 11) Spanjers, H. and Vanrolleghem, P., "Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge", *Water Science and Technology*, **Vol. 31**, No. 2, 105-114 (1995).
- 12) Vanrolleghem, P. and Verstraede, W., "Simultaneous biokinetic characterization of heterotrophic and nitrifying populations of activated sludge with on-line respirometric biosensor", *Water Science and Technology*, **Vol. 28**, No. 11-12, 377-387 (1993).
- 13) Vanrolleghem, P., Spanjers, H., Petersen, B., Ginestet, P. and Takacs, I., "Estimating (combinations of) activated sludge model no. 1 parameters and components by respirometry", *Water Science and Technology*, **Vol. 39**, No. 1, 195-214 (1999).
- 14) Rieger, L., Koch, G., Kuhni, M., Gujer, W. and Siegrist, H., "The EAWAG Bio-P Module for Activated Sludge Model No. 3", *Water Research*, **Vol. 35**, No. 16, 3887-3903, (2001).
- 15) Hulsbeek, J. J. W., Kruit, J. Roeleveld, P. and van Loosdrecht, M. C. M., "A practical protocol for dynamic modeling of activated sludge systems", *Water Science and Technology*, **Vol. 45**, No. 6, 127-136 (2002).