

(28) 物理化学的手法による有機成分分画の 活性汚泥モデルシミュレーションへの適用

工藤 和正¹・阿部 善成²・伊藤 司²・渡邊 智秀^{2*}

¹オリジナル設計株式会社 技術開発室 (〒162-0814東京都新宿区新小川町1-1)

²群馬大学大学院 社会環境デザイン工学専攻 (〒376-8515群馬県桐生市天神町1-5-1)

* E-mail: watanabe@ce.gunma-u.ac.jp

IWAの活性汚泥モデル (ASM) を利用する際に必須となる流入下水の有機成分分画に対し、国内の実下水処理施設においてこれまでほとんどデータの集積がなかった生物学的検定を利用しない手法の適用可能性をOUR法やSTOWA法による分画値やそれらのモデリングへの影響と比較検討した。本法による分画では、生物学的検定で易分解性有機物を推定するOUR法に比べ、STOWA法と同様にその値が大きくなる傾向があった。また、余剰汚泥量の実測データによっては浮遊不活性有機物 X_i の割合は大きく推定される場合があることが示唆された。これによる実処理施設での年間を通じて収集したデータからASM2dによるモデル化を試み、窒素およびリンの挙動を含んだプロセスモデルの構築が可能であることが認められた。

Key Words : Activated sludge model, ASM2d, COD fraction, wastewater characterization

1. はじめに

活性汚泥法による下水処理は、下水の構成成分や活性汚泥によるそれらの利用の機構が極めて複雑で未知の部分がいまだ多数あるものの、積み上げられた知見に基づいて生物反応をいくつかに大別し、それらの反応速度論に立脚した数理モデル化とそれによる数値計算が可能となるに至っている¹⁾。国際水協会 (IWA) のタスクグループが取りまとめて公表してきた活性汚泥モデル (ASMs) は^{2,3)}、代表的な数理モデルである。それを利用した活性汚泥プロセスに関するシミュレーション技術は研究用のツールとしてはもとより、下水処理の高度化および低コスト化に対する要請が強くなる中で、処理方式の選定や施設の改造や増設等の設計や運転条件変更等の運転管理支援のためのツールとして実務での利用に期待が高まっている⁴⁾。欧米ではすでに実務への利用も本格化しつつあり、近年、国内でも急速にその取り組みが進もうとしてきている。

実下水処理施設で活性汚泥モデルシミュレーションを利用するためには、施設固有の特徴を反映した反応速度定数や化学量論係数の調整を含むプロセスモデルの構築が必須である⁵⁾。また、流入下水の構成成分をモデルで

定義されている成分に分画する必要がある。ASMs では、生物分解性の相違を有機成分分類の指標としているので、流入下水の酸素利用速度 (OUR) を測定し、それをASMs の定義に沿って解釈して分画することが一般的な手法となっており、そのための具体的な手順や簡易化手法がこれまでに数多く提案されてきた⁹⁻¹⁰⁾。一方、オランダ応用水研究財団 (STOWA) は、実務レベルでの利用しやすさを考慮して BOD 試験とろ過を組み合わせた分画手法についての指針をまとめており、その利用に関わるデータや経験の集積がなされている^{11,12)}。さらに最近では、上記の2つの方法を組み合わせて、互いの利点を融合する分画方法も提案されている^{13,14,15)}。これに対して、生物学的検定を用いず、ろ過等の物理化学的な操作のみで有機成分の分類をする検討も行われている。溶解性や固形性といった相違が生物分解性の容易さと必ずしも一致するわけではないことが指摘されてきている一方で¹⁶⁾、凝集沈殿とろ過を組み合わせて得た下水のCODがOURから算出された易分解CODと非常によい一致を示すという報告もされている¹⁷⁾。十分な検討と議論が必要な側面を有しているものの、生物学的検定法を利用しないこのような方法は、迅速かつ精度のよい分析が可能であることが大きな利点であり、代表例として近

年、Water Environment Research Foundation (WERF) の報告書において ASMs に必要な下水中の有機成分量の推定方法が述べられている¹⁸⁾。

国内においては、下水処理施設へのASMの実務利用に向けたデータの収集や利用のための手順の整備が近年急速に進展してきているが^{15), 19), 20)}、下水の有機成分分画にこれまで用いられてきたのは、OURを利用した方法（以下、OUR法）とSTOWAの指針に従った方法（以下、STOWA法）がほとんどであり、物理化学的分離操作だけで分画をする方法の利用可能性やそれを判断するためのデータの蓄積はほとんどなされているとはいえない。そこで、本研究では、生物学的検定を利用しない下水の有機成分分画として、WERFの報告書に示された方法を利用し（以下、WERF法）、実処理施設において採取した試料に対して、従来から用いられている生物学的検定試験を利用する分画方法とその特性を比較検討した。また、約1年半にわたりASMsへ利用するための水質分析を実施し、対象施設に適するモデルの構築の可能性を検討した。なお、STOWAの指針に従った方法では、生物検定試験の条件が分画値や反応速度定数に及ぼす影響についての検討も加えた。

2. 実験

(1) 対象処理系列の概要

本研究で対象とした実下水処理施設の処理系列の概略を図-1に示す。当該処理系列における流入下水量は、4000から5300m³/dの範囲であった。また、平均して流入下水量の約33%に相当する返送汚泥が第1槽へ返送されていた。反応タンクの全容積は約1700m³であるが、阻流壁で容積比が約1:1.5:1.5:2.25となるように4槽に分割されていた。さらに、第2槽と第4槽は全面曝気方式で通気がなされており、これらは、流下方向へ嫌気-好気-無酸素-好気槽として運転されていた。なお、調査期間の大部分は、最初沈殿池流出水の全量が第1槽から流入していたが、主として冬期には、処理施設の都合で第1槽と第3槽へ流量比が $Q_1:Q_2=4:1$ となるようにステップ流入運転がなされていた。

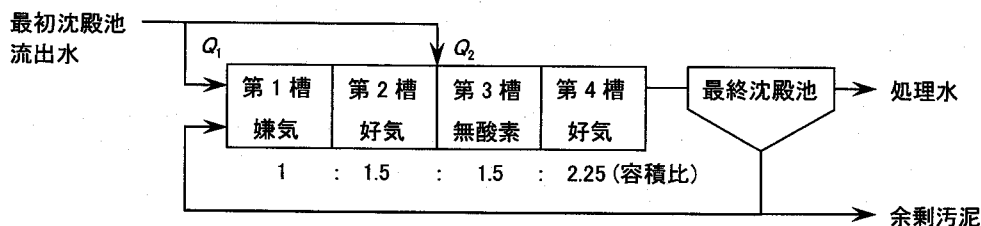


図-1 対象処理系列の概略

(2) 分画方法

表-1に比較検討した有機成分分画方法の概要を示す。OUR法は、糸川らの手法に準じて分画を行った^{9), 19)}。遅分解性有機物 X_S は、ASM2dのプロセスで加水分解、従属栄養生物の増殖および自己分解以外を除外した簡易モデルを用い、その計算値がOURの実測値を再現するように推定した。なお、その際に従属栄養生物の増殖収率 Y_H と最大比増殖速度 μ_H には、デフォルト値を用いた。

STOWA法は、ガイドラインに準じて実施した¹¹⁾。発酵性易分解性有機物 S_p および溶解性不活性有機物 S_i の算出に関わる溶解成分の測定について、孔径0.1μmのメンブレンフィルタによるろ過または水酸化亜鉛の形成を利用した凝集沈殿の利用可能性が述べられているが、本研究では後者を利用した。また、 X_S の算出のために実施したBOD試験では、BOD₅の測定も兼ねることを念頭において、試験開始日とそれ以降10日間のうちの奇数日目に測定し、その値に基づいて究極BOD (UBOD) を推算した。

WERF法は、報告書に記された方法に準じた¹⁸⁾。 X_S および浮遊不活性有機物 X_i は、大別して下記の①および②の2つの方法の利用が可能であり、両方を実施して比較した。

- ① 定常状態を仮定したモデルでの施設の実SRTを入力値とした数値計算において得られる反応タンク

表-1 分画方法

	OUR法	STOWA法	WERF法
X_H	OURから算出	ゼロとみなす	
S_i	SCOD _{eff} (0.45)	ffCOD _{eff} ×0.9	ffCOD _{eff}
S_A	FIDガスクロによるVFA測定		
S_F	OURから算出	ffCOD _{inf} -(S_i + S_A)	ffCOD _{inf} -(S_i + S_A)
X_S	OUR再現の数値計算	BCOD-(S_A + S_F)	TCOD _{inf} -(S_i + S_A + S_F + X_i)
X_i	TCOD _{inf} -(X_H + S_i + S_A + S_F + X_S)	TCOD _{inf} -(S_i + S_A + S_F + X_S)	槽内VSSの実測値に合わせる数値計算

TCOD: 総COD

BCOD: 究極BODを基に計算されたCOD($f_{xi}=0.15$)

ffCOD: 凝集沈殿後のろ液(0.45μmフィルタ)のCOD

SCOD(0.45): ろ液(0.45μmフィルタ)のCOD

内のMLVSS濃度が実測値と等しくなるように流入下水の X_i と X_s を推定する(表1に記した方法)。

- ② 流入下水の各分画値とCBODの関係について提案されている理論式を利用し¹⁸⁾、CBODの計算値が測定値と等しくなる X_s を推定し、他の分画成分との和を総COD (TCOD) から減じて X_i も算出する。

(3) 実験方法

a) 定期採水試験

調査開始以前に対象処理施設の運転管理データを用いて、時間当たり有機物負荷の日平均値となる時刻を予め推測し、本調査での採水時刻とした。2005年6月～2006年12月の調査期間を通じて、1または2回/週の頻度で最初沈殿池流出水および処理水をスポットサンプルとして採水した。主として季節による変動や下記の通日採水試験日における水質データの特異性の有無を確認するために、COD、CBOD₅、TN、形態別窒素、TP、りん酸態りんならびに固形物濃度等を測定した。なお、水温とDOは現地で測定した。また、必要に応じて、有機物分画方法の比較をするためにこのスポット採水試料を利用した。

b) 通日採水試験

調査期間に合計7回実施し、そのうち1回は、流入下水の有機物分画方法の検討に主眼をおいて採水試料の分析等を行った。最初沈殿池流出水、各反応タンク内の混合液、最終沈殿池流出水および返送汚泥を4時間毎に24時間にわたって採取した後、当日の流入下水の流量比となるように混合したコンポジット試料をそれぞれ調整して、水質分析等に供した。なお、水温ならびに反応タンク内のDOは現地で経時的に測定し、水質分析項目は、定期試験と同様な項目とした。

c) OUR試験

前述したとおり、表-2に示した異なる操作条件を設定して試験した^{9) 19)}。容器には、容積約300cm³のフラン瓶を用いた。初めにフラン瓶内のDOをほぼ飽和状態にして試験を開始し、途中で系へ通気等により酸素を供給することなくDOセンサの測定値を連続的にデータロガーへ0.02Hzの周期で収集した。

d) BOD試験

BOD試験は、硝化細菌による硝化作用の抑制剤である

アリルチオ尿素(ATU)を添加し、CBODとして測定した。基本的な操作手順は下水試験方法に準拠した²⁰⁾。なお、STOWA法による X_s 推定のためのBOD試験では、希釈率の異なる試料を準備し、CBOD₅測定も兼ねて試験開始から0、1、3、5、7及び9日に残留DOの測定を行った。

(4) 分析方法

揮発性脂肪酸(VFA)は、FID付きガスクロマトグラフィー(島津製作所, GC-8A)を用いて測定した。CODは、二クロム酸カリウムを酸化剤とした比色法の測定キットを用いた(Hach社製, DR-2010)²²⁾。アンモニア性窒素は、ネスラー法で測定した。硝酸性窒素および亜硝酸性窒素は、イオンクロマトグラフィー(横河アナリティカル, IP-7000)を用い、その他の項目は、下水試験方法に準拠した²¹⁾。凝集沈殿ろ過は、0.6M硫酸亜鉛溶液を試料水へ、10mg/Lとなるように添加した後、6M水酸化ナトリウム溶液をスポイトで4～5滴加えてアルカリ性にするこで凝集沈殿させた。さらにその上澄みを孔径0.45μmのメンブレンフィルタでろ過した。

3. モデル化の概要

調査対象施設では、有機物と窒素を主たる除去の対象とした処理がされているが、水質調査で各槽のりん濃度に差が見受けられたことや生物学的なりん除去による窒素除去への影響も考慮すること等を念頭において、生物反応モデルにはASM2dを用いた。

本研究での計算の主たる対象範囲は、反応タンクとし、最初沈殿池流出水を流入下水と捉え、最終沈殿池は、効率100%の固液分離器であると仮定した。また、反応タンク内の混合液の流動状態は、物理的に隔てられている4槽がそれぞれ完全混合槽とみなせるものとした。

運転データのうち、余剰汚泥の引き抜き量は、施設運転の都合上、変動が小さいとはいえないため、計算対象となる通日採水試験日の直前2週間における余剰汚泥の総量から日平均量を算出して数値計算に利用した。

4. 結果および考察

(1) 対象施設の有機成分流入負荷の状況

図-2に本調査期間にスポット採水した最初沈殿池流出水の濃度と日平均流量から算出した有機物負荷の経日変化を示す。総COD(TCOD)負荷は、全体的にばらつきが小さいとはいえないが、冬期から春期にかけて、徐々に高くなる傾向があった。また、CBOD₅ならびにfCOD

表-2 OURの測定条件

条件	最初沈殿池 流出水	植種汚泥 ^{※1}	酢酸 ^{※2}	ATU ^{※3}
1	○			○
2	○		○	○
3	○	○	○	○

※1: 植種汚泥は十分に空曝気した返送汚泥

※2: 所定量の酢酸を添加

※3: ATUの終濃度は8mg/L

についても、同様な変動の傾向を示していると考えられた。すなわち、当該施設の最初沈殿池流出水は、懸濁態、溶解性および生物分解性によらずほぼ同様な負荷の変動傾向を有していると推察された。図-3に流入下水のTCODとCBOD₅の関係を示す。流入TCODとCBOD₅の間には、比較的高い相関関係が認められ、そのTCOD/CBOD₅比は約1.9であると推定された。地理的分布、排除方式、施設規模によらず、統計的に最初沈殿池流出水のTCOD/BOD₅比の平均値が約2.0であることが報告されている¹⁹⁾。このことに基づくと、対象施設のTCOD/CBOD₅比は、平均的な数値であるといえる。つまり、流入水のTCODに含まれる生分解性有機物の割合から判断すると下水としてはごく一般的であり、さらに、調査期間を通じてその割合に大きな変化は無かったと考えられた。

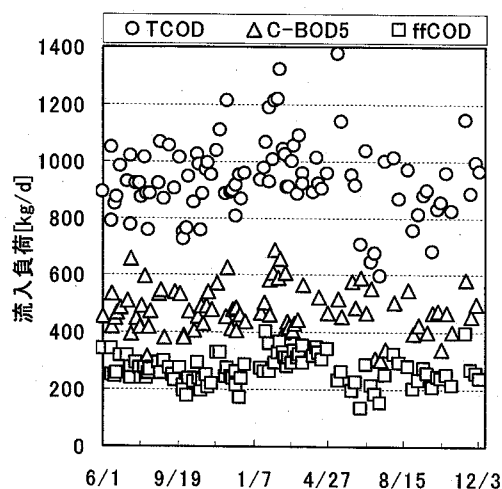


図-2 流入水の有機物負荷の経日変化

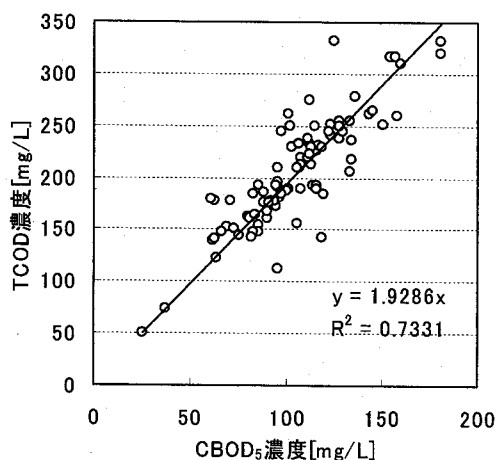
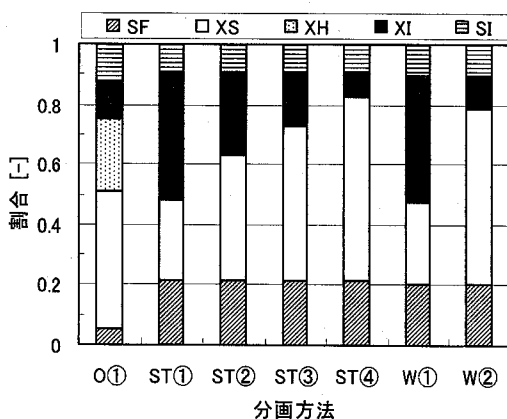


図-3 流入下水のTCODとCBOD₅の関係

(2) 分画方法による分画値への影響

通日採水試験の際に調整した同一のコンポジット試料を対象にして異なる分画方法を利用したときのTCODに対する各分画成分の割合を図-4に示す。この試料中の揮発性有機酸は常に検出限界以下であったため、分画手法によらずS_Aはゼロとした。なお、対象施設の最初沈殿池流出水は、調査期間全体にわたりほとんど揮発性有機酸が検出されることはなかった。STOWA法のようにろ液のCOD測定値をS_FやS_S (S_AとS_Fの和に相当) の推定に利用する分画手法では、一般にOUR法に比べて大きな値で与えられることが指摘されている^{9, 19, 23)}。同様な傾向が本実験においても確認された。表-1に示したようにWERF法は、S_FとS_Aの推定方法がSTOWA法と同様であり、さらに、S_Iに対してもSTOWA法と大差がないため、結果的にS_Fの推定値は、両者がほぼ同等となる。そのため、WERF法が有するOUR法との間でのS_SまたはS_Fに対する大小の関係は、STOWA法の場合と同様であった。

X_Iの算出方法が異なる2つのWERF法を比較すると、W②はW①に比較してX_Sの割合が大きく、これに付随して、X_Iが小さく推定される傾向が見受けられた。流入下水のTCOD/CBOD₅が1.9から2.0の範囲にあると流入下水中のX_Iは10~20%程度となることが多いと報告されている¹⁸⁾。本研究の流入下水ではその値が1.92であったので(図-3参照)、上記に基づくとX_Iは最大でも20%程度であることが推定されるがそれよりもW①では大きな値となった。この採水試験の実測データのうち、ほとんどの水質項目や反応タンク内のMLVSS濃度は前後の定期採水試験結果と大差がなかった。一方、余剰汚泥量は、通



O①: 表-1に示したOUR法

ST①~④: STOWA法でBOD試験の試料希釈率が75倍(ST

①)、10倍(ST②)、125倍(ST③)、15倍(ST④)

W①: WERF法で2②の①に示した方法

W②: WERF法で2②の②に示した方法

図-4 各成分の分画方法による相違

日採水試験における余剰汚泥のコンポジット試料のVSS濃度の測定値と3章で説明した容積基準余剰汚泥量の日平均値の積として算出した。これらに加え、W①の X_1 の推定に反応タンクの固形物濃度が直接関与することを勘案して類推すると、上記のような結果となった原因として、余剰汚泥のVSS濃度の測定値または容積基準の日平均引き抜き量のいずれかが当日の実態とは異なる数値となっていた可能性を否定できない。逆に、計算に利用する余剰汚泥量のデータが X_1 の推定に強く影響を及ぼす可能性があるとして推察された。そのため、正確さの高い余剰汚泥量のデータ取得方法を検討していくことも状況に応じて必要であると考えられた。

W②は、流入下水のCBODを X_8 の計算に利用するため、厳密には、生物学的検定の結果を反映させて分画をしていることになる。 X_8 や X_1 の割合がSTOWA法を用いたST③やST④と同様な結果となっているのは、その現れであるといえる。この方法では、5日間CBODの測定値が利用可能であるので¹⁸⁾、STOWA法のガイドラインに従う場合に比べて約半分の期間で結果を得られることになる。今後、国内の下水に対する多くのデータを収集し比較検討をした上で議論をする必要があるものの、両者がここで示した結果のようにほぼ同様の分画データを与えるのであれば、W②の方が有効な方法となり得ると考えられる。なお、図中のST①からST④を比較すると、CBOD試験での試料の希釈率を変化させることで、得られる分画値に大きな影響があることが認められるが、その詳細は次節で扱う。

(3) STOWA法における測定条件の影響

表-3にBOD試験における試料の希釈条件、5日間でのDO消費率（初期DO存在量に対する5日間のDO消費量の百分率）およびBCODの計算値を示す。希釈率の増大に伴い、5日間DO消費量が低下するのは当然のことであるが、BCODの推定値が順に大きくなった。下水試験方法²¹⁾の5日間BOD試験では、5日後のDO消費量が40～70%の範囲にある測定データが推奨されている。STOWA法での実施期間は約10日間であるが、測定系内の残留DOの状況を表す指標としてこれを用いると、ST③～ST⑤の3試料は、概ねその条件を満たしていることになる。しかし、BCODに大きな差が生じた。さらに、この試料の総CODの測定値は174mg/Lであり、ST⑤のように高希釈率

表-3 STOWA法におけるBCOD測定条件と結果

試料名	ST①	ST②	ST③	ST④	ST⑤
希釈率[倍]	7.5	10	12.5	15	20
5日間のDO消費率[%]	95.1	91.3	78.9	62.4	47.5
BCOD[mg/L]	84	110	127	144	193

の試料では、主として生物分解性成分を表すBCODが総CODを超えてしまい X_8 の計算が不可能となることもある。逆にST①やST②のように試料の低希釈率条件では、5日まではすでにDOの残留が非常に少なくなっており、これに対応して低BCODを与えることとなる。すなわち、STOWA法で X_8 の算出の前提としているUBOD、ひいてはBCODの推算において、1次反応の仮定が当てはまりにくい状況下でのDOの測定値が反応速度定数の決定に大きく影響を与えてしまっていることがBCOD値の相違が生じる主要な原因のひとつであると考えられる。

普遍的に適切な測定条件を見出すことは、試料水の有機成分組成や測定そのもののばらつきの影響も受けているため容易ではないと推察されるものの、さらに検討をしていく必要があると考えられる。

(4) 分画値が数値計算に及ぼす影響

異なる方法で得られた分画値が数値計算に与える影響を評価するために、①モデル内の反応速度定数と化学量論係数はすべてデフォルト値を用いる、②計算対象となる通日採水試験日の直前2週間における総量から算出した日平均量を余剰汚泥の引き抜き量の初期値とする、③反応タンクの第4槽でのMLVSS濃度の数値計算値が実測値と等しくなるように余剰汚泥の引き抜き量だけを調整する、④定常状態において、水質および各種流量が日平均値となっている、という前提の下で数値計算を行った。

各分画方法による余剰汚泥量の相違の例を図-5に示す。図中で「実測」とは、通日採水試験日の余剰汚泥濃度と上記②のように算出した余剰汚泥引き抜き量の運転データの積として計算した値を表す。図からわかるように、反応タンク内のMLVSS濃度の計算値を実測値と同等にしたときに得られた数値計算上必要となる余剰汚泥量は、分画方法ごとに異なっており、その影響があるといえる。この大小関係に対し、分画方法ごとの X_1 と X_8 の割合（図-4参照）との関連に着目すると、 X_1 の割合の増大に

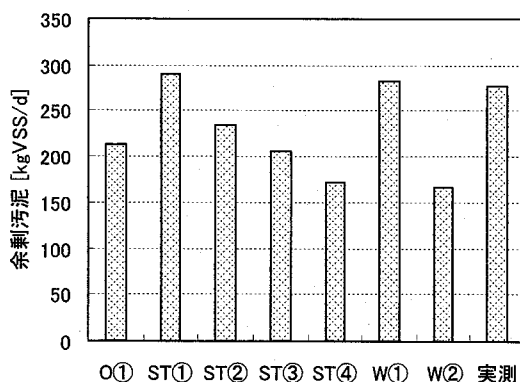


図-5 余剰汚泥量を指標とした流入水分画の相違の影響

に伴い、余剰汚泥量が大きくなっていた。 X_i は、非生物分解性の固形性有機物であるため、流入水中にその割合が増大すると最終沈殿池で固液分離されて返送汚泥として反応タンク内へ戻るため、系内で蓄積することになる。すなわち、反応タンクのMLVSS濃度に強く影響することになる。このような相互の関係は、他の報告¹⁸⁾でも指摘されている。また、O①に含まれる $X_{H,i}$ には自己分解等の作用が働くものの、固形物という観点での挙動は X_i と概ね同様であり、これもMLVSS濃度に強く作用していると推察される。なお、W①の余剰汚泥量が実余剰汚泥量とほぼ等しくなっているのは、W①における X_i の推定の仕方そのものによるものである（2章(2)の①参照）。

図に示した結果の範囲では、余剰汚泥量の計算値に最大で約40%の相違が認められた。しかし、この計算は限定された条件下での例であるため、種々のパラメータを複合的に調整していく実際のモデル構築においては、分画値の影響は種々のパラメータ値へ分散していくことになる。そうではあっても、実務において余剰汚泥量は重要な事項であるため、その推定に少なからず分画値の相違が影響を及ぼす可能性があることに留意する必要があるといえる。

図-5からさらに計算を進めて、処理水の実測水質データと数値計算値ができるだけ一致するようにパラメータフィッティングを行った際の値の相違をひとつの指標として分画値が与える影響を評価した。数値計算は、①処理水の形態別窒素濃度およびりん酸態りんを対象とする、②パラメータとして硝化細菌の最大比増殖速度 μ_{AUT} 、無酸素条件下での X_S の加水分解速度減少係数 $\eta_{NO3,S}$ 、嫌気性条件下での X_S の加水分解速度減少係数 η_{fe} をこの優先順位で調整する、③定常状態において、水質および各種流量が日平均値となっている、という前提の下で行っ

た。なお、②で掲げたパラメータは、文献^{19), 20)}を参考にして、アンモニア性窒素、硝酸性窒素およびりん酸態りんの数値計算結果に対して比較的感度が高いといわれているパラメータ群の中から本条件下においても感度が高いことおよびひとつの水質項目に対してなるべく調整対象が少なくなるようにするという方向性で結果的に選定された。また、パラメータ変更の優先順位は、文献¹⁹⁾を参考に μ_{AUT} 、 $\eta_{NO3,S}$ 、 η_{fe} とした。

得られたパラメータ値を分画方法別に図-6に示した。なお、図-5に示した余剰汚泥量も併記してある。変更した各パラメータは、 μ_{AUT} で約30%、 $\eta_{NO3,S}$ で約40%および η_{fe} で約80%の相違があった。この中で、 μ_{AUT} は余剰汚泥量の増減と傾向が一致していた。これは、余剰汚泥量の増大は、系内のSRTが短縮することを表し、所定の硝化を計算上進行させるには増殖速度を大きくすることが必要になるためであると考えられた。一方、 X_S の加水分解により供給される S_A 量の大小で脱窒の進行が影響を受けるため、 X_S が小さい条件ほど、 $\eta_{NO3,S}$ を増大させる必要があった。流入水中のVFAは検出限界以下であったため、りん蓄積微生物が摂取可能な有機物は、 S_F の発酵により生成される S_A 量に依存している。従って、りん酸態りんに対しては、 S_F および S_F へ加水分解する X_S が小さく推定された分画方法ほど合理的な範囲で η_{fe} を大きな値へ変更する必要があった。以上のように、パラメータ値に対して分画値の相違は数値計算上の処理水質がほぼ同じでも影響を与えていることが示唆された。なお、図には示さないが、図-6に示したパラメータ値を利用した場合、分画方法の相違によらず数値計算値は、処理水質のみならず、各槽における水質も概ね実測値を再現できていた。

(5) 分画値の取得の容易さ

図-7に異なる採水日のスポットサンプルを対象とした3種類の分画操作による分画値取得率の例を示す。こ

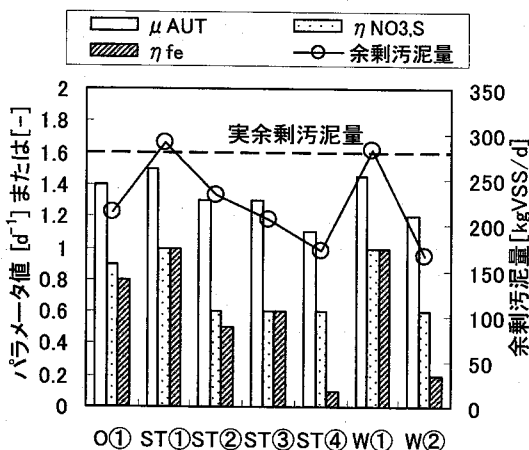


図6 パラメータ値への分画方法の影響

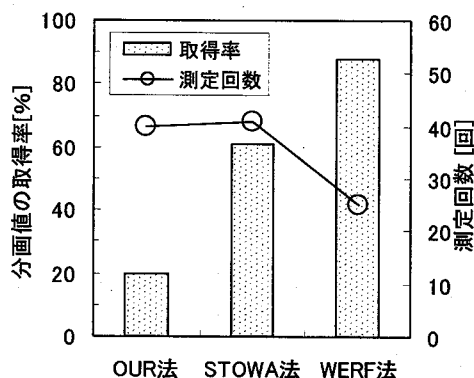


図7 異なる分画法による分画値取得率の例

での取得率とは、得られた数値の良否ではなく、計算困難に陥ることなく分画値を推定することができた割合を表している。測定者自身の未熟さや条件設定のための事前準備の状況等、条件が必ずしも一律であるとはいえないため、単純な比較をすることには注意が必要であるが、WERF法に比較して、OUR法やSTOWA法では、全成分を分画できた割合は多いとはいえなかった。本研究では、測定開始時点で系内に保有されているDOの範囲でOUR測定を実施する最もシンプルな測定系であったのでデータのばらつきが大きくなる傾向が強いことや十分な予備試験を基にして条件設定をすることが容易でないため、明確なOURの変化を取得できない場合が多くなった。また、STOWA法では、前節で述べたとおり、希釈率の異なる試料をたくさん用意し並行して試験を実施すれば数値の良否はともかく、分画値を得ることはできるので取得率はより向上すると思われる。しかし、その数をごく少数に制限すると低下した。特に、高希釈条件で試験した場合、BCODの計算値がTCODを上回り、 X_s および X_i を推定できないことがあった。これらは、仮に実施者に熟練がない場合や十分な事前の準備がなくても、WERF法では、比較的容易にデータを取得できることを示唆していると考えられた。

(6) 年間を通したモデル構築への適用性

2.②の①に示したWERF法を利用し年間を通じて収集した流入下水の分画データに基づいて施設の季節変動への対応を含めたプロセスモデル構築の可能性を検討した。その際、処理水の形態別窒素およびりん酸態りんの計算値が通日採水試験日ごとではなく、全体にわたりでるだけ合うようにパラメータの値を調整した。

表-4に調整したパラメータを示す。一般にアンモニア性窒素、硝酸性窒素およびりん酸態りんの挙動に対して

高い感度を持つ代表的なパラメータは μ_{AUT} 、 η_{NO_3H} および Y_{PO_4} であることが知られている。しかし、ここで検討した系では、これらの調整のみで十分に計算値と実測値を一致させることが困難であった。そこで、文献を参考にして^{19), 24)}、比較的感度が高いと考えられるパラメータ群の中で本条件下でも感度が比較的高いこと、デフォルト値から大きく値が異なることおよびなるべく変更を要するパラメータ数が少なくなることを基本的な方向性として選定した。結果的にアンモニア性窒素に対して μ_{AUT} ならびに溶存酸素に対する飽和阻害定数 K_{O_2A} 、無酸素条件下での硝酸性窒素に対して η_{NO_3S} を表-4のように変更した。なお、 η_{NO_3S} は間接的にりん酸態りんにも影響を及ぼした。

図-8および図-9に夏期と冬期の通日採水試験日を例として、各槽における水質の実測値と計算値の比較を示す。いずれの場合も処理水のアンモニア性窒素および硝酸性窒素の計算値は、実測値と1mg/Lの差の範囲内で良好に再現できることが認められた。このとき、反応タンク内における水質の変化の状況も季節によらず、概ねその挙動を表現できていると判断できるものの、第2槽における形態別窒素に関しては、実測値と計算値に1.5~3mg/Lの比較的大きな差異が見られた。計算値がアンモニア性窒素では実測値より低く、また、硝酸性窒素では高濃度になる強い傾向がみられることから、この槽のDOの実測値が、ひとつの完全混合槽であると仮定したときに持つべき代表性を有していたとはいえなかった可能性がある。なお、りん酸態りん濃度に関しては、季節によらず、

表-4 調整したパラメータ

	デフォルト値	変更値
μ_{AUT}	1.0	1.4
K_{O_2A}	0.5	0.3
η_{NO_3S}	0.6	0.5

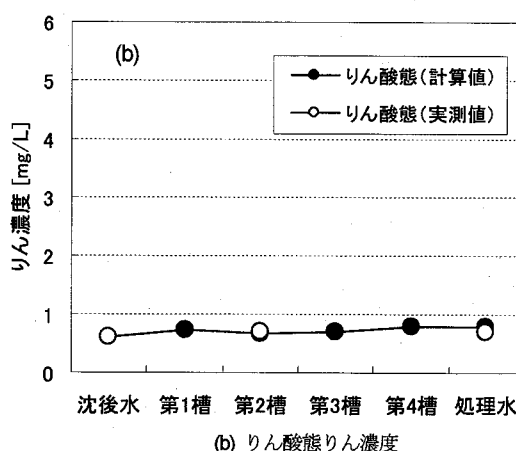
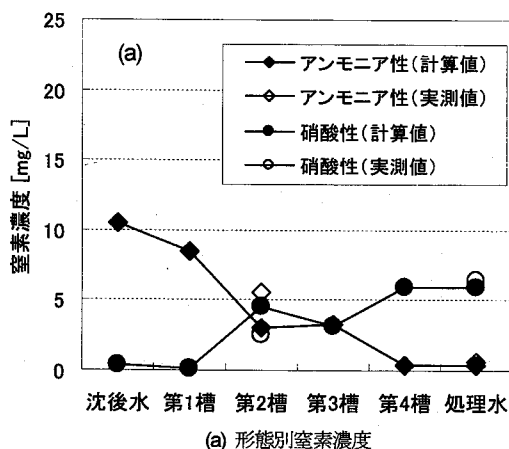


図-8 夏期の通日採水試験における各槽での水質

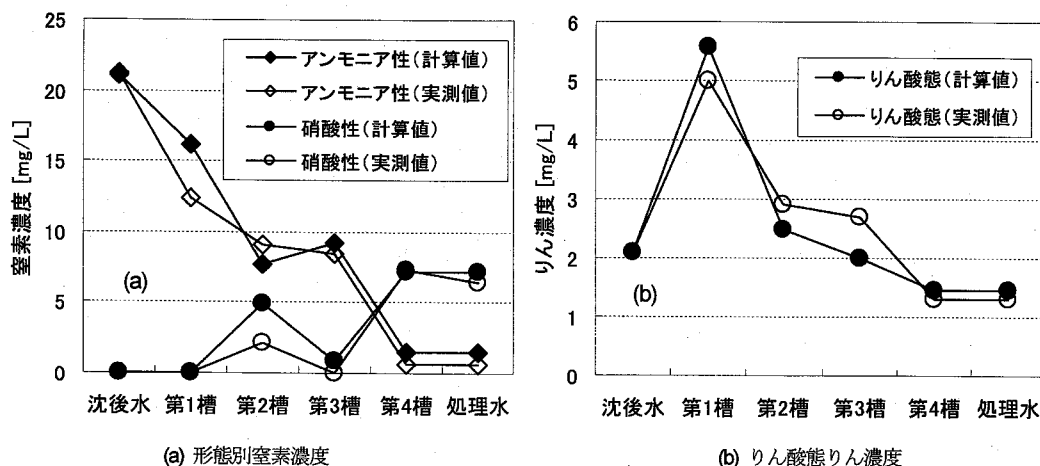


図9 冬の通日採水試験における各槽での水質

処理水のみならず反応タンク内の挙動を概ね表現できていると判断された。

4.まとめ

国内の実下水処理施設に対して、これまでほとんど適用がされていない生物学的検定試験を利用しないWERF法による流入下水の分画値のASMへの適用性に関し、OUR法やSTOWA法と比較してその特性を検討するとともに、実下水処理施設のモデル構築を試みて、次の結果が得られた。

- 同一の試料に対して得られた分画値の比較から、生物学的検定方法を利用するOUR法やSTOWA法に比べて、 X_i の分画値の総CODに占める割合が大きくなる可能性が示唆された。この原因のひとつとして、余剰汚泥量の実測データの影響が懸念された。またOUR法に比べて、STOWA法と同様に、 S_g （または S_A と S_F の和）が大きくなる傾向があった。分画方法に依存した分画値の相違がシミュレーション結果や諸係数値に少なからぬ影響を与える可能性が示された。
- 国内のごく一般的な水質性状を有する下水処理施設に対して、WERF法による流入水分画データを収集してASMを利用したモデリングを行ったところ、処理水の水質に加えて反応タンク内の平均的濃度変化もほぼ再現できるプロセスモデルの構築が可能であることが認められ、その適用可能性が示された。
- 生物学的検定試験を利用する分画方法に比べて未熟練な実施者でも分画データの取得性が高くなることが示唆された。

- STOWA法でのBOD試験では、 BOD_5 測定のための5日後のDO残存率の条件が満たされているような条件設定がなされていた場合にも、初期の試料の希釈倍率が結果的に X_S および X_i の推定結果に影響を与えることがわかった。そのため、適切な条件の設定についてさらに検討の余地があると考えられた。

謝辞：本研究を実施するにあたり、(財)群馬県下水道公社 齋藤譲氏ならびに砂金岳氏には多大な協力と配慮をして頂いたことを記し深く感謝いたします。

参考文献

- Gujer W.: Activated sludge modelling: past, present and future, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 53, No. 3, 111-119 (2006)
- Henze M, Gujer W, Mino T. and van Loosdrecht M.C.M.: Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, IWA Publishing (2000).
- 味埜俊 (監訳) : 活性汚泥モデルASM1, ASM2, ASM2d, ASM3, 環境新聞社 (2005)
- 鈴木謙, 中沢均 : 活性汚泥プロセスモデルの実施設適用に向けての国レベルでの検討状況, 水環境学会誌, Vol. 23, No. 5, 255-259 (2000)
- Kappeler J. and Gujer W.: Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic condition and characterization of wastewater for activated sludge modeling, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 25, No. 6, 125-139 (1992)
- Wentzel M. C. Mbewe A, Lakay M. T. and Ekama G. A.: Batch test characterization of the carbonaceous materials in municipal wastewaters, *Water S4*, Vol. 25, No. 3, 327-335 (1999)
- Mathieu S. and Etienne P.: Estimation of wastewater biodegradable COD fractions by combining respirometric experiments in various S_0/X_0 ratios, *Wat. Res.*, Vol. 34, No. 4, 1233-1246 (2000)
- Guisasola A, Sin G, Baeza J.A, Carrera J. and Vanrolleghem P.A.:

Limitations of ASM1 and ASM3: a comparison based on batch oxygen uptake rate profiles from different full-scale wastewater treatment plants, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 52, No. 10-11, 69-77 (2005)

9) 糸川浩紀, 橋本敏一, 村上孝雄: 活性汚泥モデルのための下水中の有機成分の分画測定, 環境工学研究論文集, Vol. 40, 41-51 (2003)

10) Xu, S. and Hasselblad S.: A simple biological method to estimate the readily biodegradable organic matter in wastewater, *Wat. Res.*, Vol. 30, No. 4, 1023-1025 (1996)

11) Roelleveld P.J. and van Loosdrecht M.C.M.: Experience with guidelines for wastewater characterization in The Netherlands, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 45, No. 6, 77-87 (2002)

12) Sin G., Stijn, Van Hulle W.H., De Pauw D.J.W., Ann van Griensven and Vanrolleghem P.A.: A critical comparison of systematic calibration protocols for activated sludge models: A SWOT analysis, *Wat. Res.*, Vol. 39, 2459-2474 (2005)

13) Choi E.H., Klapwijk B., Mels A. and Brouwer H.: Evaluation of wastewater characterization methods, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 52, No. 10-11, 61-68 (2006)

14) 桑名恵美子, 高橋幸治, 塚田純哉: 活性汚泥モデルの有機物分画方法に関する検討 (その2), 第41回下水道研究発表会講演集, 110-112 (2004)

15) 糸川浩紀, 村上孝雄: 実下水処理場における流入水有機成分の変動実態およびそれが活性汚泥モデルシミュレーションに与える影響, 環境工学研究論文集, Vol. 41, 547-557 (2004)

16) Ginestet P., Maisonnier A. and Sperandio M.: Wastewater COD characterization: biodegradability of physico-chemical fractions, *Wat. Sci. Tech.*,

Vol. 45, No. 6, 89-97 (2002)

17) Mamais D., Jenkins D. and Pitt P.: A rapid physical-chemical method for the determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater, *Wat. Res.*, Vol. 27, No. 1, 195-197 (1993)

18) Melcer H., Dold P.L., Janes R.M., Bye C.M., Takacs I., Stensel H.D., Wilson A.W. Sun P. and Bury S.: Methods for wastewater characterization in activated sludge modeling: Treatment processes and systems, Water Environment Research Foundation (2003)

19) 日本下水道事業団: 活性汚泥モデルの実務利用の技術評価に関する報告書, (財) 下水道業務管理センター(2006)

20) 矢口淳一, 小針昌則: IWA活性汚泥モデルにおける八戸高専生活排水のパラメータ評価と成分分画, 環境工学研究論文集, Vol. 39, 9-20 (2002)

21) 社団法人日本下水道協会: 下水試験方法 (1997年度版) (1997)

22) American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation: Standard methods for the examination of water and wastewater (20th ed.) (1998)

23) 桑名恵美子, 高橋幸治, 野田慎治: 活性汚泥モデルの有機物分画方法に関する検討 (その1), 第41回下水道研究発表会講演集, 107-109 (2004)

24) 出口達也, 沢井賢司, 佐久間博司, 糸川浩紀, 村上孝雄, 後藤浩之, 豊岡和宏, 大石亮: 低DO条件の下水処理施設におけるASM2dのキャリブレーション, 第41回下水道研究発表会講演集, 119-121 (2004)

(2007.5.25 受付)

Applicability of wastewater characterization by a physical-chemical method for activated sludge modelling

Kazumasa KUDO¹, Yoshinari ABE², Tsukasa ITO² and Tomohide WATANABE²

¹Original Engineering Consultants Co., Ltd.

²Dept. of Civil and Environmental Engineering, Gunma University

There are very few data on wastewater characterization by physical-chemical method to apply Activated Sludge Model (ASM) released by IWA for the wastewater treatment plants in Japan. This study collected the data on wastewater characterization by a physical-chemical method based on the report published by Water Environment Research Foundation (WERF protocol) in a municipal wastewater treatment plant. In addition, COD fractions by three different protocols (typical method using oxygen uptake rate (OUR), guideline in the Netherlands and the WERF protocol) were compared and influence of them on parameter values in ASM2d was discussed. The COD fraction of readily biodegradable organic matter characterized by the WERF protocol was almost same as that determined by guideline in the Netherlands and tended to be greater than that by OUR curve. The COD fraction of inert particulate organic matter (X_i) tended to depend on the measured value of amount of waste sludge in the wastewater characterization by the WERF protocol. It was suggested that the activated sludge modeling considering the seasonal variation of COD, nitrogen and phosphorus removals was possible by utilizing ASM2d and wastewater characterization data determined without doing bioassay such as OUR and BOD test.