

(5) 活性汚泥モデルのための下水中の有機成分の分画測定

Characterization of Municipal Wastewater Organic Components
for Activated Sludge Process Modelling

糸川 浩紀*, 橋本 敏一*, 村上 孝雄*

Hiroki ITOKAWA*, Toshikazu HASHIMOTO*, Takao MURAKAMI*

ABSTRACT; Activated Sludge Model (ASM) published by IWA requires influent organic matter being characterized into specific components such as “readily biodegradable (S_s)”, “inert soluble (S_i)”, “slowly biodegradable (X_s)”, “heterotrophic organisms (X_H)” and “inert particulate (X_i)”, which are not used in practical wastewater treatment plant design and operation in Japan. In this study, the influent of 16 municipal wastewater treatment plants was characterized by measuring oxygen uptake rate (OUR) of the mixture of the influent and activated sludge collected from each plant. The influent S_s , X_s , and X_H components ranged 0-43, 63-444, and 11-41 mgCOD/L, respectively, showing significant fluctuation among the plants, especially for S_s and X_s . On the other hand, the influent characteristics in one plant showed relatively small change during 8 months measurement. S_s showed a good correlation with influent VFA, suggesting that S_s could be estimated by VFA measurement. It was also shown that filtrate by 0.10 μ m membrane filter could contain significant amount of “slowly biodegradable” component. OUR measurement for a short period (“hour” order) can lead underestimation of X_s when dealing with the influent containing a large amount of particle matter (like raw wastewater). X_s estimation from ultimate BOD determination might be an alternative in practical application of ASM.

KEYWORDS; Wastewater characterization, Activated sludge model, Oxygen uptake rate.

1. はじめに

わが国の下水処理プロセスの設計手法¹⁾は、与えられた流入水量・水質に対して、既存施設の実績やパイロットプラント実験の結果などの「過去の経験」に基づき、処理水質の目標値を満足するような反応槽・最終沈殿池・散気装置などの仕様設定を行うもので、そこでは、対象施設の運転状況や処理水質を真に予測している訳ではない。したがって、安全率を見込んだ諸元設定とならざるを得ず、また、安全率をどこでどの程度見込むのか、といった問題に合理的に答えることができない。さらに、流入水量や水質が変動する条件での処理水質・処理コストの予測や、流入条件・運転条件が設計で見込んだ範囲を外れた場合の予測などに対しては、対応が非常に困難である。また、現行の手法では、プロセス内での有機物の収支・挙動を予測するのが困難なので、脱窒や生物学的りん除去など有機物の供給条件が重要となるプロセスに対しては、解析の幅が非常に小さくなる。このような問題は、建設・処理コストを切り詰めながら、窒素・りんをはじめとする処理水質の高度化を図らなければならない近年の状況では、ますます顕著になってくる。

活性汚泥モデルは、活性汚泥プロセス中で進行する各種生物学的反応を数式として表現したもので、これを用いたシミュレーションにより、流入条件、施設条件、運転条件などを与えることで、処理水質、汚泥発生量、必要酸素量などをある程度定量的に予測できる。したがって、上述の現状の設計手法における課題の多くに対応可能なツールであり、海外では、設計や維持管理などの実務の場での利用例が報告されるようになってきている^{2)~6)}。わが国の下水処理分野での実務利用例は少ないが、今後の設計・維持管理を合理化し最適化するツールとして、期待が高まっている^{7),8)}。

* 日本下水道事業団技術開発部 (Research & Technology Development Division, Japan Sewage Works Agency)

活性汚泥モデルとしては、国際水協会 (IWA) が公表している一連の Activated Sludge Model (ASM)⁹⁾ が代表的で、わが国においても同モデルの利用が中心になると考えられる。同モデルでは、有機物の内訳を細かく分類しているが、これは、流入した有機物について、プロセス内での物理的な挙動 (浮遊性、溶解性) および微生物による分解様式 (易分解性、加水分解性、非分解性、など) に基づいて分類したもので、流入水の総有機物 (COD_{Cr}) 濃度が同一であっても、各成分の含有割合が異なれば、窒素・りん除去、汚泥発生量、必要酸

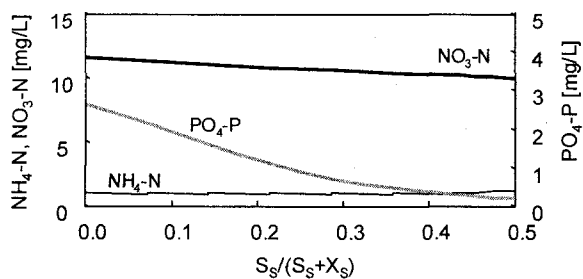


図1 標準活性汚泥法施設 (AO運転)¹⁰⁾ を対象としたシミュレーションにおける流入水の $S_g/(S_g+X_g)$ 比が処理水質に与える影響 (HRT: 14h, SRT: 12d, 水温: 16°C, 流入水総 COD_{Cr} : 205 mg/L, 流入水 S_g+X_g : 140 mg/L, 使用モデル: ASM2d)

素量などに係るシミュレーション結果が異なってくる。例として、嫌気-好気運転を行っている標準活性汚泥法の実施設¹⁰⁾を対象にした ASM2d による定常シミュレーションにおいて、流入水中の生分解可能な有機物 (易分解性有機物 (S_g) と加水分解される有機物 (X_g) の和) 濃度を一定として、その内訳 ($S_g/(S_g+X_g)$ 比) を意図的に変化させたときの処理水の NH_4-N 、 NO_3-N 、 PO_4-P の計算結果を図1に示した。 NH_4-N については大きな影響は見られないが、従属栄養細菌が大きく関与する NO_3-N および PO_4-P については、 S_g と X_g の存在割合が計算結果に大きく影響している。したがって、シミュレーションにおいて流入水質を設定する際には、各有機成分についてもある程度対象施設の実情に即した水質を用いる必要があると言える。しかし、これらの指標が実務の場で利用されることは稀であり、また、わが国の下水を対象とした測定例も非常に少ないため、同モデルを実務的に利用する際の大きな障害となっている。

流入水中の各有機成分を推定する (これを有機成分の「分画」とよぶ) 方法としては、対象とする流入水とそれを処理している活性汚泥とを用いて酸素利用速度 (OUR) を測定し、その時間変化曲線 (レスピログラム) を解析する方法が一般的である^{11)~13)}。ただし、本測定操作は下水処理の実務の場での馴染みが薄く、また、測定条件の設定やデータの解析に際して活性汚泥モデルの構造やパラメータ値に関する知識・経験が要求されることから、現状では、下水処理場における通常の水質分析体制に組み込むことは困難である。したがって、活性汚泥モデルが実務の場で積極的に利用されるようになるためには、実務者が利用しやすい有機成分の推定方法が必要である。例えば、オランダの STOWA (the Dutch Foundation for Applied Water Research) は、OUR 測定を用いない簡易な推定法として、ろ紙による物理的な分画と BOD 測定とを組み合わせた方法を提案している¹⁴⁾。また、BOD 測定を応用した方法は、Makinia と Wells¹⁵⁾ によっても試みられている。

このような観点から、本研究では、各種規模の下水処理場の反応槽流入水について、各有機成分含有量を実験的に推定し、活性汚泥モデルでの利用を想定したわが国の下水の特性を把握することを目的とした。併せて、各成分の簡易な推定法を見出すための情報を得ることも意図した。

2. 研究方法

(1) 対象処理場および試料採取

関東地方の下水処理場 16 箇所を対象とした (表1)。ここでは、各種規模の処理場が網羅されるよう選定を行っており、現有処理能力として $1,000 \sim 910,000 \text{ m}^3/\text{d}$ の処理場が含まれている。

各施設において、流入水、処理水 (最終沈殿池越流水)、返送汚泥を採取し、流入水中の有機成分分画のための実験操作に供した。流入水としては基本的に反応槽流入水を対象とし、最初沈殿池を有しない施設 A～D では処理場流入水 (生下水)、その他の施設では最初沈殿池越流水 (沈後水) を採取した (施設 F のみ生下

水も採取)。調査は平成 15 年 1～3 月に実施し、基本的に 8:30～9:00 にスポット試料を採取した。ただし、施設 O については、各成分の長期的な変動傾向を調べるため、平成 14 年 9 月～平成 15 年 5 月の期間、月 1 回程度の頻度で採水を行った。

(2) OUR 測定装置および条件

OUR の測定には、図 2 に示した回分式の装置を用いた。測定容器は内容積約 1.1 L のガラス瓶で、側面に設けた開口から DO 電極を挿入し、容器内部の DO 濃度の変化を連続的に測定するものである。測定中は、酸素の供給が反応の制限因子とならないよう、DO が設定下限値 (3 mg/L) を下回ると、上限値 (6 mg/L) に達するまで自動的にエアポンプにより空気を供給した。ただし、測定開始時にのみ、DO を速やかに上昇させるため、酸素ガスによる曝気を行なった。容器上部は空気供給時の混合液の流出を避けるために漏斗状になっており、容器は密閉されていないが、大気からの酸素の溶解は無視しうる程度であることを事前に確認した。測定容器は恒温水槽へ浸漬させ、一定水温 (20±1℃) で測定した。DO 計の出力は 0.5 s ピッチでパソコンへ取り込み、これを 10 s ごとに平均したものを記録値とした。OUR を算出する際には、1～2 min 間の平均的な DO 減少速度を算出した。

各試料について、表 2 に示した 4～5 条件で OUR を測定した。分画推定の基本となるのは流入水と返送汚泥を混合した Run ①であるが、使用した返送汚泥由来の有機成分の寄与を補正するために、イオン交換水と返送汚泥を混合した Run ②を実施した。Run ③は、 S_s および X_s の推定において使用する従属栄養細菌の増殖収率 (Y_H) を推定するために、Run ①の条件に既知量 (20 mgCOD/L) の酢酸ナトリウム溶液を添加したものである。また、Run ④は流入水中の従属栄養細菌 (X_H) 量を推定するための測定条件である。さらに、試料によっては、流入水を 0.45 μ m のメンブランフィルターで加圧ろ過したろ液について、Run ①と同様の条件で測定を行った (Run ⑤)。Run ①～③、⑤における流入水と返送汚泥の混合比は、10 : 1 (容量比) で一定とした。OUR 測定に基づく分画

表1 対象施設の概要

名称	現有処理能力 [m ³ /d]	排除方式	処理方式	初沈有無
A	1,400	分流	OD法	無し
B	1,000	分流	OD法	無し
C	1,750	分流	OD法	無し
D	3,150	分流	OD法	無し
E	8,250	分流	標準法	あり
F	26,060	分流	標準法	あり
G	21,200	分流	標準法	あり
H	29,200	分流(一部合流)	標準法	あり
I	39,400	分流	標準法	あり
J	39,600	分流(一部合流)	標準法	あり
K	78,000	合流(一部分流)	標準法	あり
L	195,000	分流(一部合流)	標準法	あり
M	520,000	分流	標準法/A2O 法	あり
N	705,000	合流	標準法	あり
O	790,000	分流(一部合流)	標準法	あり
P	910,000	合流	標準法	あり

表2 OUR の測定条件

	流入水	イオン交換水	返送汚泥	酢酸 ^{※2} ナトリウム	ATU
Run ①	○		○		○
Run ②		○	○		○
Run ③	○		○	○	○
Run ④	○			△ ^{※3}	○
Run ⑤ ^{※1}	○ ^{※4}		○		○

※1 一部の施設について実施。

※2 流入水の濃度換算で 20 mgCOD/L 程度添加。

※3 流入水の S_s が低濃度の場合にのみ添加。

※4 流入水のろ液(0.45 μ m メンブランフィルターによる)を使用。

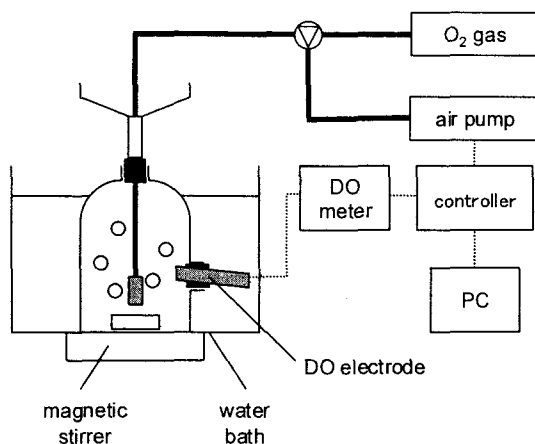


図2 OUR 測定装置の概略

の精度は本混合比に大きく影響されるので¹²⁾、試料ごとに最適化した混合比で測定することが理想的であるが、本研究では実験工程上それが困難であったため、施設Fおよび施設Oを対象とした事前の検討¹⁶⁾で見出した混合比を一律で使用した。返送汚泥については、吸着・貯蔵された有機物を消費させるために、測定前に1~2 h程度の空曝気を施した後でOUR測定に供した。また、全ての条件において、硝化を抑制するために、測定開始時にアリチオ尿素(ATU)を8 mgATU/Lの割合で添加した。測定終了時の混合液の $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ を適宜測定したが、本添加条件で、硝化の進行が認められることは無かった。

(3) 水質分析

水質分析項目を表3にまとめた。各成分の推定において必須となるのは、流入水および処理水の COD_{Cr} であり、その他の項目は、各種比較・解析で使用した。流入水の BOD_1 、 BOD_2 、 BOD_5 、 BOD_7 の測定は、 X_S 成分の推定について、STOWAが提案している究極 BOD (BOD_u)を用いた方法¹⁴⁾との比較を行なうため、測定条件は通常の BOD_5 と同一である。

分析は、基本的に「下水試験方法」¹⁷⁾に準拠して行なったが、流入水の $\text{S-COD}_{\text{Cr},0.10}$ (0.10 μm のメンブランフィルターによるろ液の COD_{Cr})については、Hach社の試薬入りバイアルを用いた簡易法により測定した。その際には、同一の流入水の $\text{S-COD}_{\text{Cr},0.45}$ (0.45 μm のメンブランフィルターによるろ液の COD_{Cr})用の試料を用いてクロスチェックを行ない、両方法による測定値が同程度であることを確認した。有機酸は、イオンクロマトグラフにより、蟻酸、酢酸、プロピオン酸、酪酸を測定した。

(4) 各成分の推定方法

OUR測定結果および水質分析結果から、以下のとおり各有機成分を推定した。なお、ここに示した分画法は、ASM2/2dでの使用を想定したものである。

・易分解性有機物 (S_S) : OUR測定Run①で得られたレスピログラムから、 S_S の消費によると見なされる酸素量を算出し(図3の面積「OU①」に相当)、同化分を収率 Y_H で補正して S_S を算出した¹¹⁾。その際、並行して実施したRun②において、使用した返送汚泥に S_S が残存していると認められた場合には、それによる酸素消費量をRun①の結果から差引いて算出に用いた¹⁶⁾。ただし、本推定法では使用する Y_H の値が推定結果に大きく影響するため、本研究では、Run①に対して既知量の酢酸ナトリウムを添加したRun③の測定結果を使用して、 Y_H を推定することを試みた。すなわち、Run①とRun③それぞれにおける S_S 推定結果の差が添加した酢酸量に等しいとして、 Y_H を算出した。本量論係数は、利用される有機物の種類によって異なることが知られているので^{18), 19)}、厳密には、上記の方法は S_S の主成分が酢酸である場合にしか使用できないが、本研究で対象とした流入水全般の特徴として、ASM2で例示されている Y_H 値(0.63⁹⁾)を使用すると S_S の推定結果が有機酸の分析値を大幅に下回ることが多く、また、有機酸の主たる成分が酢酸であったことから、上の方法を用いたものである。Dircksら¹⁹⁾は、 S_S 推定に当って Y_H の文献値をそのまま使用すべきではなく、対象とする活性汚泥を用いて実測すべきであ

表3 水質分析項目

試料	分析項目
流入水	COD_{Cr} , $\text{S-COD}_{\text{Cr},0.45}$ ^{※1} , $\text{S-COD}_{\text{Cr},0.10}$ ^{※2} , $\text{BOD}_{1,2,5,7}$, COD_{Mn} , TOC , VFA
処理水	$\text{S-COD}_{\text{Cr},0.45}$ ^{※1} , $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$
返送汚泥	MLSS , MLVSS
OUR測定後の混合液	$\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$

※1 0.45 μm のメンブランフィルターによるろ液の COD_{Cr} 。

※2 0.10 μm のメンブランフィルターによるろ液の COD_{Cr} 。

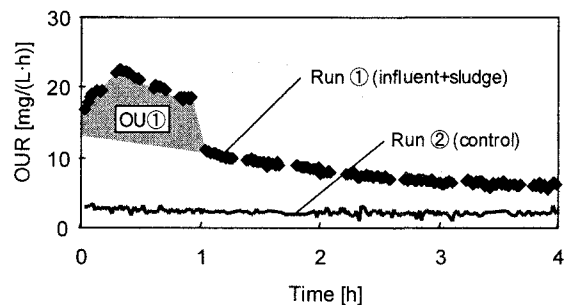


図3 S_S の算出に用いたレスピログラムの例(施設M)

ることを主張している。また、 S_S を推定する際に既知量の酢酸を添加して Y_H を推定する方法は、Almeida と Butler²⁰⁾によっても試みられている。

・有機酸 (S_A) : 有機酸各成分の測定値の総和をとって S_A とした。

・発酵される有機物 (S_F) : S_S および S_A 推定値の差を S_F とした。

・溶解性の非分解性有機物 (S_I) : 各処理場の処理水の $S\text{-COD}_{Cr, 0.45}$ 測定結果を S_I とした。本方法では、厳密には「非分解性の」有機物を推定していることにはならないが、ある程度のSRTが確保されている下水処理場では本成分が総 COD_{Cr} に占める割合は小さいため、本簡易法を用いた。なお、処理水に $\text{NO}_2\text{-N}$ が存在する場合にはその寄与分を補正した。

・加水分解される有機物 (X_S) : 有機物の消費に係る簡易なモデルを作成し、OUR測定Run①、③のレスピログラムを再現できるような X_S 濃度をフィッティングにより求めた。使用したモデルの構造は表4に示したとおりで、ASM2の有機物消費に係る部分に対して、(a)発酵プロセスを省略、(b)従属栄養細菌の死滅(lysis)は内生呼吸として記述(X_S の再生成を考慮しない)、(c)速度式において有機基質以外の制限因子(DO、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、アルカリ度など)を全て省略、という簡略化を施したものである。フィッティングの基本的な手順は以下のとおりで、レスピログラム上で S_S 消費が顕著な区間、 S_S が枯渇しつつある区間、加水分解が卓越する区間の各々について、OURの実測値とモデルによる予測値の偏差平方和が最小となるように動力学定数および X_S を変更した。

- ①OURが低下する区間(図4のphase II)の傾きを再現できるよう、増殖プロセスにおける S_S に係る半飽和定数(K_S)を変更する(図4のcalib.①曲線)。
- ② S_S の消費が進行していると見なされる区間(図4のphase I)のOURレベルおよび同区間の終点を再現できるよう、初期の従属栄養細菌(X_H)濃度およびその増殖速度(μ_H)を変更する(図4のcalib.②曲線)。
- ③OUR低下後(図4のphase III)のレスピログラムを再現できるよう、 X_S を変更する。必要に応じて、加水分解速度(k_h)および加水分解プロセスにおける半飽和定数(K_X)を変更した複数の条件で実施する(図4のcalib.③曲線)。
- ④必要に応じて①～③を繰り返す。

また、上の推定と並行して、流入水の $\text{BOD}_{1,2,5,7}$ の測定結果を用いて、STOWAが提案している BOD_u 測定に基づく方法¹⁴⁾による X_S の推定も行なった。本推定法では、①有機物の消費が有機物濃度に対して1次反応で進むと仮定したモデルから BOD_u を推定する、②非分解性有機物として残留した分を補正して生分解可能な有機物を算出する、③ S_S 濃度を差引く、という流れで X_S 成分が算出される。

・従属栄養細菌(X_H) : 流入水のみを用いたOUR測定(Run④)の結果から、測定開始時のOURを外挿

表4 X_S の推定に用いた簡易モデルの構造

	成分				反応速度式
	S_{O_2}	S_S	X_S	X_H	
加水分解		1	-1		$k_h \cdot \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \cdot X_H$
X_H の増殖	$-(1 - Y_H) / Y_H$	$-1 / Y_H$		1	$\mu_H \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot X_H$
内生呼吸	$-(1 - f_d)$			-1	$b_H \cdot X_H$

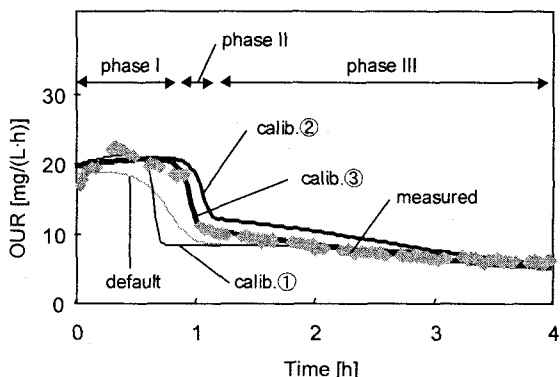


図4 X_S 推定のためのフィッティング例(施設M Run①)

- default : ASM2dのデフォルト値を使用。
calib① : K_S を変更(4→0.7 mg/L)
calib② : μ_H および X_H を変更
(μ_H : 6→3 d⁻¹, X_H : 260→480 mg/L)
calib③ : k_h , K_X , X_S を変更
(K_S : 3→4 d⁻¹, K_X : 0.1→0.2 mg/L, X_S : 120→99 mg/L)

し、これを再現できるような X_H 濃度として算出した¹¹⁾。ただし、本方法では測定初期に S_S があ
る程度存在する(増殖プロセスの制限因子となら
ない)ことが前提となるので、流入水の S_S が極
端に低濃度である場合には、酢酸ナトリウム (20
mgCOD/L) を添加した条件で OUR を測定した。

・固形性の非分解性有機物 (X_I) : 総 COD_{Cr} から
他成分の推定値を差引いて X_I とした。

3. 結果と考察

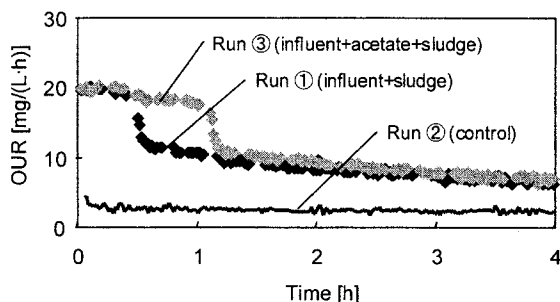
(1) S_S 成分の推定

OUR 測定結果として、流入水中の S_S が高濃度
であった例(施設O)と低濃度であった例(施設
N)を図5に示した。施設Oでは、初期に OUR
の高い区間が明確に現れており、また、酢酸ナ
トリウムを添加した Run ③ではその継続時間が長
くなっていることから、本区間が S_S の消費を反
映していると判断できる。一方、施設Nでは、
Run ①においてこのような挙動が見られない一
方で、Run ③では OUR の高い区間が現れてお
り、流入水中に S_S 成分がほとんど存在していな
かったことが解る。

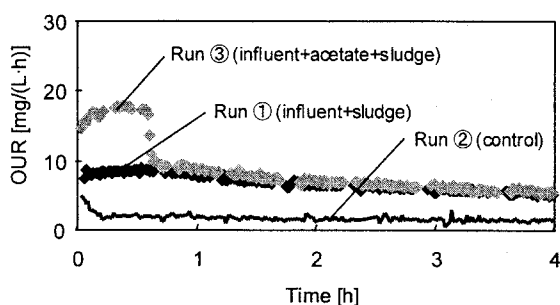
各処理場の OUR 測定 Run ①と③の比較から Y_H を推定したところ、0.69~0.84 の範囲となり(平均 0.77)、
ASM2 で例示されている値 (0.63⁹⁾) よりも大きい傾向にあった。この要因は特定できていないが、可能性
の一つとして、ASM3 で導入された基質貯蔵の影響が想定される。本研究の推定法では、Run ①、③のレ
スピログラム上で OUR 値が急激に低下した時点を S_S 消費の終点と見なし、 S_S 消費に係る酸素消費量を算出
しているが(図3参照)、ASM3 で記述されているように S_S 消費の第1段階として貯蔵が進行するとすれば、
貯蔵が卓越している区間の酸素消費量を用いたことになる可能性が高い。Dricks ら¹⁹⁾は、活性汚泥に単一の
有機基質を与えた OUR 測定において、 S_S 消費の終点の取り方によって Y_H の推定値が大きく異なることを見
出しており、その要因として貯蔵と増殖とで収率が異なる点を指摘している。実際、ASM3 では、 Y_{STO} 値
の例として 0.85⁹⁾が提示されている。また、Karahán-Gül ら²⁰⁾は酢酸を単一基質として与えた OUR 測定に
基づく Y_{STO} の推定値として 0.78 を見出しているが、これは本研究において推定された Y_H の平均値と同程度
である。なお、レスピログラムにおいて、貯蔵後の増殖までを含めたプロセスに伴う酸素消費量を把握する
ことができれば、より小さい Y_H 値が得られると思われるが、 X_S の加水分解による S_S の供給が同時に進行す
る条件では、このような酸素消費量を明確に把握することは困難である。

上記の Y_H を用いた S_S の推定結果は 0~43 mg/L の範囲(平均 9 mg/L)で、処理場間でのばらつきが大き
かった(図6)。生下水を採取した処理場では、施設Cで 17 mg/L と比較的高かった点を除けば、0~4 mg/L
と非常に低濃度であった。一方、沈後水を採取した処理場では、規模の大きい施設で S_S 濃度が高いことが多
かったものの、例外もあり、処理場規模と S_S 濃度との関係は明白ではなかった。総 COD_{Cr} に対する存在比
についても、0~16% (平均 4%) とばらつきが大きかったが、同比が 10%を超えた処理場は2ヶ所のみで、
多くの処理場では5%以下であった。

S_S 成分の内訳を見ると、 S_A が大半を占めており、実際、流入水の有機酸濃度と S_S 濃度は良好な相関関係



(a) 流入水 S_S 濃度が高いケース(施設O)



(b) 流入水 S_S 濃度が低いケース(施設N)

図5 OUR 測定結果の例(Run ①~③)

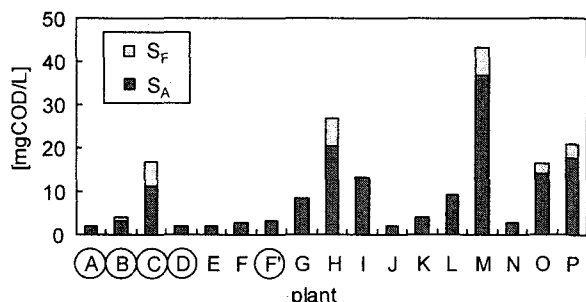


図6 S_5 成分の推定結果
(施設名の丸囲いは生下水を対象としたことを示す。)

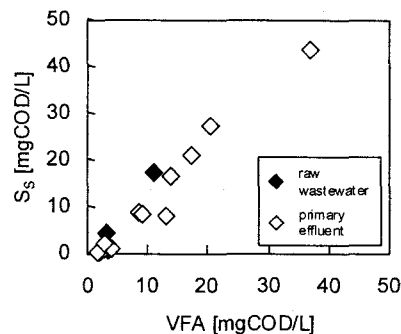


図7 流入水有機酸と S_5 の関係

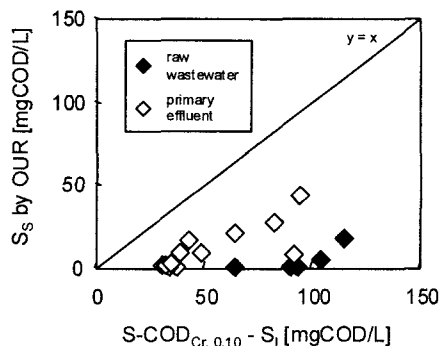


図8 STOWA 法¹⁴⁾による S_5 推定値と
OURによる S_5 推定値の比較

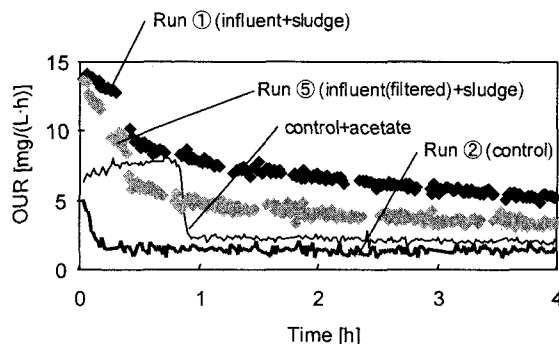


図9 流入水ろ液を用いた OUR 測定結果 (Run ⑤) の例 (施設 I)

を示した (図 7)。本結果は、流入水の有機酸を測定することで S_5 を簡易に推定できる可能性を示唆するものである。

一方、STOWA は流入水の $S\text{-COD}_{Cr,0.10}$ 測定値から S_1 推定値を差引いたものを S_5 と見なす簡易法を提案しているが¹⁴⁾、本研究において OUR 測定結果から推定した S_5 濃度は、STOWA 法による推定値よりも明らかに小さく、また両者間のばらつきも大きかった (図 8)。この傾向は生下水を対象とした処理場において顕著で、施設 C を除く 4 処理場については、STOWA 法による推定値が 65~105 mg/L であったのに対して、OUR 測定 Run ①において S_5 の消費によると見なされる挙動がほとんど見られなかった。本結果は、0.10 μm のメンブランフィルターを通過する有機物中に相当量の加水分解性成分が含まれることを示唆している。実際、OUR 測定 Run ①実施後の混合液を 0.10 μm のメンブランフィルターによりろ過して COD_{Cr} を測定すると、レスピログラム上では S_5 成分の消費が完了しているにも関わらず、 S_1 成分推定値よりも 10~20 mg/L 程度高濃度の COD_{Cr} が残留していた。ここで、流入水のろ液 (0.45 μm のメンブランフィルターによる) と返送汚泥とを混合して OUR を測定した Run ⑤の結果を見ると (図 9)、Run ①と比較して OUR レベルが全体的に下方へシフトしており、ろ過により X_5 成分が大幅に除かれたことが解るが、本条件においても依然として「加水分解を受ける」と見なされる成分は残留していると思われ、本結果からフィッティングにより X_5 成分 ($X_{S, \text{filtered}}$) を推定すると、20~81 mg/L となった。本成分を加えてモデル上の「溶解性」成分 ($S_5 + S_1 + X_{S, \text{filtered}}$) を算出すると、ろ紙により分画した溶解性成分 ($S\text{-COD}_{Cr,0.45}$) と概ね同程度となる (図 10)。なお、ここで推定された $X_{S, \text{filtered}}$ は、 $S\text{-COD}_{Cr,0.45}$ と $S\text{-COD}_{Cr,0.10}$ の差 (6~45 mg/L) よりも明らかに大きく、 $X_{S, \text{filtered}}$ の一部は 0.10 μm のメンブランフィルターも通過すると考えてよい。また、酢酸溶液に返送汚泥を添加した条件での OUR 測定を併せて実施したところ、OUR レベルが Run ⑤よりも明らかに小さかったこ

とから(図9)、Run ⑤のレスピログラムを解釈する際に「加水分解を反映している」と見なした部分は、ASM3で記述されているような「貯蔵基質を利用した増殖」では説明できない。以上の結果より、STOWAが提案している S_S 推定法は過大評価となる可能性があると言え、流入水の S_S 濃度が予測結果に大きく影響するようなシミュレーション条件では、同法を検証無しに使用することは危険である。なお、OUR測定による S_S 推定値が溶解性 COD_{Cr} よりも著しく低濃度となる傾向は、Spérandioら²²⁾によっても見出されている。

(2) X_S 成分の推定

OUR測定結果に基づいて流入水の X_S 濃度を推定したところ(図11)、沈後水について63~149 mg/L(平均103 mg/L)、生下水について90~171 mg/L(平均130 mg/L)となり、生下水の方がやや高濃度であったものの、両者の差は総 COD_{Cr} の差に比べると小さかった。

ここで、 BOD_u 測定結果を利用した X_S 推定値を見ると(図11)、沈後水についてはOUR法に基づく結果と同程度であるが、生下水については BOD_u 法による推定値の方が明らかに高くなった(263~444 mg/L; 平均338 mg/L)。Ginestetら²³⁾は、数時間程度のOUR測定結果から推定できる X_S 成分

は比較的加水分解速度の大きなもののみであり、実際の処理プロセスにおいて利用される X_S 成分の多くが X_I 成分と見なされてしまう可能性を報告している。本研究におけるOUR法に基づく X_S 成分推定値についても、生下水のように固形性有機物を多量に含む試料に対しては過小評価である可能性が高く、 BOD_u 法による推定値がこれを大きく上回った点も本可能性を支持している。実際、OUR法に基づく X_S 推定値を採用した場合、施設A~Dの X_I が259~453 mg/Lと著しく高く推定される。このような下水が常時流入する処理プロセスを想定した場合、定常状態では X_I 由来のものだけでも194~340 gDS/m³の余剰汚泥が発生することになり(処理水量当り; X_I から固形物への換算係数 i_{TSSX_I} として0.75 gDS/gCOD⁹⁾を使用)、わが国のOD法施設における余剰汚泥発生量が100~200 gDS/m³程度²⁴⁾であることを考えると、本 X_I 推定値は過大と言える。このように、生下水試料に対しては、本研究で実施したOUR法による X_S の推定値が過小と思われるため X_S の推定値として BOD_u 法に基づく結果を採用することとした。なお、同法による推定結果は、厳密には流入水中の X_H 成分の一部を含んでいることになるが、後で示すように X_H の推定値は BOD_u 法による X_S 推定値よりも1オーダー程度小さかったため、ここでは無視することとした。 BOD_u 法の妥当性については、今後、実際のプロセスシミュレーションも併用して、妥当な X_S および X_I を与えることができるかどうかを確認する必要があるが、(a)多くの下水処理場において日常的に行なわれている BOD_5 測定と同様の操作で推定が可能である、(b) BOD_u 算出で使用する一次反応定数が把握されていれば BOD_5 測定値からの推定も可能である、など、実務的な利点が多い方法である。

(3) X_H 成分の推定

各流入水の X_H 成分の推定結果を図12に示した。生下水について31~39 mg/L(平均34 mg/L)、沈後水

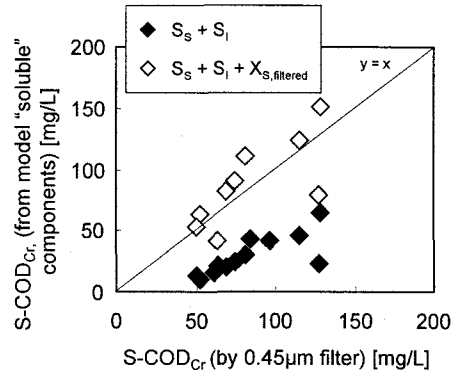


図10 ろ過による溶解性 COD_{Cr} とモデル上の「溶解性」成分の比較

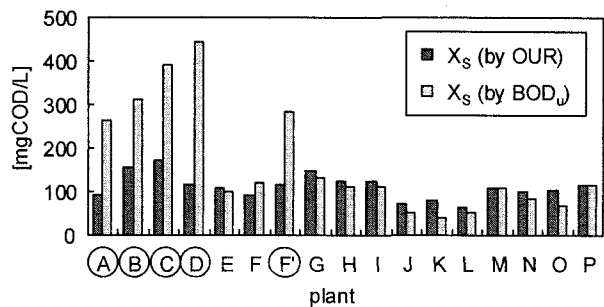


図11 OUR法および BOD_u 法による X_S 成分の推定結果
(施設名の丸囲いは生下水を対象としたことを示す。)

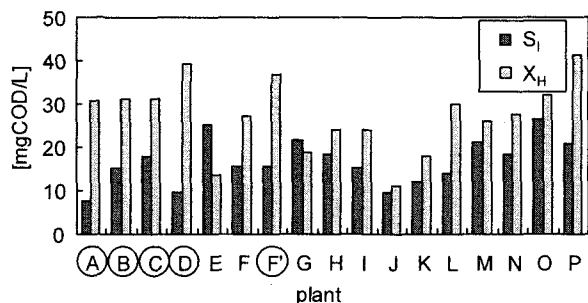


図12 S_i , X_H 成分の推定結果
(施設名の丸囲いは生下水を対象としたことを示す。)

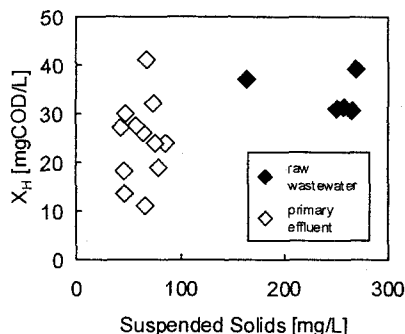


図13 流入水浮遊物質(SS)と X_H の関係

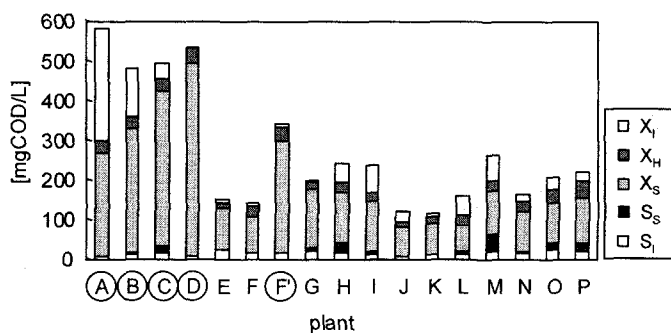
について 11~41 mg/L (平均 24 mg/L) となり、 S_S や X_S 成分と比較すると処理場間の違いは小さかった。

流入水の浮遊物質 (SS) と X_H 推定値との関係を図 13 に示したが、両者の関係は必ずしも明白ではなく、特に生下水については、SS が高濃度であるにもかかわらず X_H は沈後水と比べてやや高い程度に留まった。本傾向は、同一施設において最初沈殿池の前後で採水を行なった施設 F についても変わらず、最初沈殿池における X_H の除去率が小さいことを示唆している。実際、Ginestet ら²³⁾は、物理的な分画と ASM の分画とを比較した検討において、 X_H の 35~80% 程度が「沈降しない画分」に存在していることを見出している。

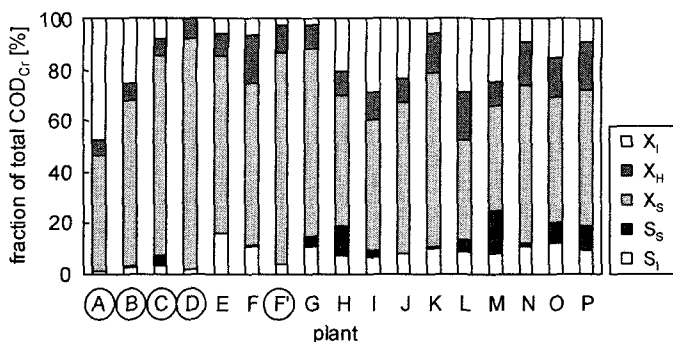
(4) 分画結果のまとめ

各施設の流入水有機成分分画結果を図 14 および表 5 にまとめた。本研究で対象とした 16 下水処理場の反応槽流入水の有機成分としては、 X_S が最大の割合を占め、総 COD_{Cr} に対して、生下水で 45~90% (平均 72%)、沈後水で 39~74% (平均 57%) であった。また、もう一つの生分解可能な成分である S_S は相対的に低濃度で、一部の処理場を除き、総 COD_{Cr} に占める割合は 10% 以下であった。

これらを文献値と比較すると (表 6)、沈後水については、本研究の結果は、ASM2 で例示されている値⁹⁾や他の文献値と比較して、 S_S 成分が低い傾向があるものの、平均的には著しい違いはない。この傾向は、生下水について他の文献値と比較した場合にも同様である。ただし、既に指摘したとおり、各成分の濃度およ



(a) 濃度



(b) 総 COD_{Cr} に対する存在割合

図14 各施設分画結果のまとめ
(施設名の丸囲いは生下水を対象としたことを示す。)

表5 流入水有機成分分析結果のまとめ

施設名		[mg/L]							fraction [%]					
		COD _{Cr}	S-COD _{Cr} (0.45μm)	S-COD _{Cr} (0.10μm)	S _s	S _i	X _s	X _H	X _i	S _s	S _i	X _s	X _H	X _i
A		582	132	98	0	8	263	31	280	0	1	45	5	48
B		483	157	120	4	15	311	31	122	1	3	64	6	25
C		496	163	133	17	18	391	31	39	3	4	79	6	8
D		495	149	104	0	10	444	39	1	0	2	90	8	0
E		154	75	63	0	25	107	13	8	0	16	69	9	6
F		144	62	47	1	16	92	27	9	0	11	82	19	6
F'		343	106	81	0	16	283	37	8	0	5	34	11	2
G		202	81	71	8	21	149	19	4	4	11	74	9	2
H		243	115	102	27	18	125	24	49	11	8	51	10	20
I		240	127	107	8	15	124	24	70	3	6	51	10	29
J		122	53	44	0	10	73	11	28	0	8	60	9	23
K		117	51	45	1	12	79	18	6	1	10	68	16	6
L		162	64	54	8	14	63	30	47	5	9	39	18	29
M		264	129	116	43	21	109	26	65	16	8	41	10	24
N		164	69	54	2	18	101	27	15	1	11	62	17	9
O		209	85	70	16	27	103	32	32	8	13	49	15	15
P		220	97	86	21	21	116	41	22	9	10	53	19	10
生 下 水	Ave.	480	141	107	4	13	338	34	90	1	3	72	7	17
	Max.	582	163	133	17	18	444	39	280	3	5	90	11	48
	Min.	343	106	81	0	8	263	31	1	0	1	45	5	0
	S.D.	86	23	20	7	4	77	4	117	2	1	18	2	20
沈 後 水	Ave.	187	84	72	11	18	103	24	30	5	10	57	13	15
	Max.	264	129	116	43	27	149	41	70	16	16	74	19	29
	Min.	117	51	44	0	10	63	11	4	0	6	39	9	2
	S.D.	50	27	26	13	5	24	8	23	5	3	11	4	10

* 生下水試料については、BOD₅法によるX_s推定値を採用。

表6 流入水有機成分分析結果の比較

対象		COD _{Cr} [mg/L]	fraction [%]					文献
			S _s	S _i	X _s	X _H	X _I	
沈 後 水	本研究※1	117~264 (187)	0~16 (5)	6~16 (10)	39~74 (57)	9~19 (13)	2~29 (15)	
	ASM2 "typical"	260	19	12	48	12	10	9)
	下水処理場※2 (日本; 1箇所)	133 / 186	5 / 5	9 / 4	54 / 72	11 / 3	20 / 16	25)
	下水処理場 (スイス; 1箇所)	320	14	9	47	22	8	26)
	下水処理場※1 (スイス; 3箇所)	250~430 (335)	7~11 (9)	10~20 (14)	53~60 (56)	7~15 (12)	8~10 (9)	11)
生 下 水	本研究※1	343~582 (480)	0~3 (1)	1~5 (3)	45~90 (72)	5~11 (7)	0~48 (17)	
	下水処理場※1 (日本; 3箇所)	256~430 (338)	3~8 (5)	3~6 (4)	73~76 (75)	9~13 (12)	2~3 (3)	27)
	下水処理場 (トルコ; 1箇所)	590	9	※3	80	-	11	28)
	下水処理場※1 (フランス; 7箇所)	484~965 (663)	0~13 (5)	※3	24~49 (38)	6~17 (10)	30~63※4 (47)	23)

※1 上段: 範囲、下段括弧内: 平均。

※2 採水日が異なる2回の測定値。

※3 X_Iに含まれる。

※4 加水分解速度の小さなX_s成分を含む可能性が高い。

び存在割合は処理場で大きく異なるため、シミュレーションを実施する際には、対象施設の実情に合った水質を設定する必要があると言える。また、各成分と処理場の規模や排除方式との間には明白な関係が見られず、処理場施設条件に基づく流入水有機成分の「類型化」や、わが国の流入下水の「標準値」を見出すような試みは困難と思われる。

(5) 各成分の長期的な変動

施設Oの反応槽流入水（沈後水）について、平成14年9月～平成15年5月の期間、各有機成分を測定した結果を図15に示した。総COD_{Cr}に対する各成分の存在割合は、S_S成分を除いて比較的安定しており、S_I：8～13%、X_S：46～57%、X_H：12～19%の範囲であった。一方、S_S成分については6～17%の範囲で、特に降雪があった12月10日の試料において極端に低濃度となったのが特徴的であった。

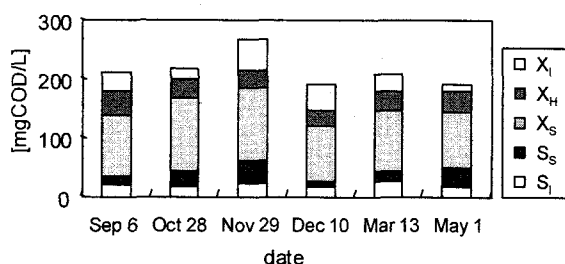


図15 施設Oにおける流入水有機成分の長期変動

4. まとめ

本研究では、各種規模の下水処理場16箇所の反応槽流入水を対象に、活性汚泥モデルでの利用を想定した有機成分の分画測定を実施した。主たる結果は以下のとおりである。

- (1) 流入水の有機成分の内訳は対象施設によって大きく異なり、標準値や類型化などの試みは困難と思われた。総COD_{Cr}に対する各成分の存在比をASM2の報告書で例示されているものと比較すると、S_S成分が低濃度であるのが特徴的であったが、他の成分については、平均的には同程度であった。
- (2) S_S成分については、その大半をS_A成分が占め、有機酸の測定値とS_S推定値との間には良好な相関関係が見られた。一方、ろ過により物理的に分画した溶解性COD_{Cr}については、孔径0.10 μmのメンブランフィルターを用いた場合でも加水分解される成分を含むことが示唆された。ろ過による分画結果からS_Sを推定する場合には、事前の十分な検証が必要である。
- (3) X_S成分については、生下水を対象とした場合、OUR測定に基づく推定値が著しい過小評価であると推察されたため、BOD_u測定に基づく推定結果を採用した。一方で、沈後水試料については両手法による推定値が同程度となった。BOD_u測定に基づく方法は、X_S成分の簡易な推定法として有効である可能性がある。
- (4) X_H成分は、他の成分と比較すると比較的処理場間のばらつきが小さかった。
- (5) 同一施設において流入水中の各有機成分の長期的な推移を追ったところ、S_Sを除く各成分の存在比は、処理場間のばらつきに比べると安定していた。

本結果より、活性汚泥モデルを用いたシミュレーションを実施する場合、流入水有機物の内訳として、特にS_SおよびX_S成分については、対象施設において実測したものを使用すべきであると言える。その場合、流入水の有機酸を測定することでS_S成分を、また、BOD_uを測定することでX_S成分を推定できる可能性がある。今後同様のデータを収集していく必要がある。また、X_SやX_I成分については、実際のプロセスシミュレーションにおいてキャリブレーションの対象とすることもありうるので²⁹⁾、モデルのキャリブレーションと併せた検証も必要である。なお、前述のとおり、本論文で示した結果は全て午前8:30～9:00に採取したスポット試料に基づいたものであり、必ずしも1日の平均的な水質を反映しているとは限らない。各成分の時間変動状況などについても、今後のデータの蓄積が必要である。

謝辞 採水に際してご協力を頂きました下水処理場関係者各位に感謝いたします。

参考文献

- 1) (社)日本下水道協会編：下水道施設計画・設計指針と解説 ―2001年版―。
- 2) Rivas,A., Ayesa,E., Galarza,A. and Salterain,A.: Application of mathematical tools to improve the design and operation of activated sludge plants. Case study: the new WWTP of Galindo-Bilbao Part I: Optimum design. *Wat.Sci.Tech.*, Vol.43, No.7, pp.157-165, 2001.
- 3) Ayesa,E., Garralon,G., Rivas,A., Suescun,J., Larrea,L. and Plaza,F.: New simulators for the optimum management and operation of wastewater treatment plant. *Wat.Sci.Tech.*, Vol.44, No.2-3, pp.1-8, 2001.
- 4) Carrette,R., Bixio,D., Thoeve,C. and Ockier,P.: Full-scale application of the IAWQ ASM No.2d model. *Wat.Sci.Tech.*, Vol.44, No.2-3, pp.17-24, 2001.
- 5) Salem,S., Berends,D., Heijnen,J.J. and van Loosdrecht,M.C.M.: Model-based evaluation of a new upgrading concept for N-removal. *Wat.Sci.Tech.*, Vol.45, No.6, pp.169-176, 2002.
- 6) Hvala,N., Vrecko,D., Burica,O., Strazar,M. and Levstek,M.: Simulation study supporting wastewater treatment plant upgrading. *Wat.Sci.Tech.*, Vol.46, No.4-5, pp.325-332, 2002.
- 7) 味埜俊：活性汚泥プロセスモデルの実際と新しい動き。水環境学会誌, Vol.23, pp.250-254, 2000.
- 8) 鈴木穰, 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, pp.255-259, 2000.
- 9) Henze,M., Gujer,W., Mino,T. and van Loosdrecht,M.: Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. Scientific and Technical Report No 9, IWA Publishing, 2000.
- 10) 出口達也, 沢井賢司, 佐久間博司, 糸川浩紀, 橋本敏一, 村上孝雄, 後藤浩之：実務利用を想定した活性汚泥モデルの入力データに関する検討。第40回下水道研究発表会講演集, pp.186-188, 2003.
- 11) Kappeler,J. and Gujer,W.: Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling. *Wat.Sci.Tech.*, Vol.25, No.6, pp.125-139, 1992.
- 12) Vanrolleghem,P.A., Spanjers,H., Petersen,B., Ginestet,P. and Takacs,I.: Estimating (combinations of) activated sludge model No.1 parameters and components by respirometry. *Wat.Sci.Tech.*, Vol.39, No.1, pp.195-214, 1999.
- 13) Mathieu,S. and Etienne,P.: Estimation of wastewater biodegradable COD fractions by combining respirometric experiments in various SO/XO ratios. *Wat.Res.*, Vol.34, pp.1233-1246, 2000.
- 14) Rooelvelde,P.J. and van Loosdrecht,M.C.M.: Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Wat.Sci.Tech.*, Vol.45, No.6, pp.77-87, 2002.
- 15) Makinia,J. and Wells,S.A.: A general model of the activated sludge reactor with dispersive flow- I. Model development and parameter estimation. *Wat.Res.*, Vol.34, pp.3987-3996, 2000.
- 16) 糸川浩紀, 橋本敏一, 中沢均：活性汚泥モデルのための流入水有機成分分画方法に関する基礎的検討。第39回下水道研究発表会講演集, pp.221-223, 2002.
- 17) (社)日本下水道協会編：下水試験方法 ―1997年版―。
- 18) Majone,M., Dircks,K. and Beun,J.J.: Aerobic storage under dynamic conditions in activated sludge processes. The state of the art. *Wat.Sci.Tech.*, Vol.39, No.1, pp.61-73, 1999.
- 19) Dircks,K., Pind,P.F., Mosbæk,H. and Henze,M.: Yield determination by respirometry- The possible influence of storage under aerobic conditions in activated sludge. *Water SA*, Vol.25, pp.69-74, 2000.
- 20) Almeida,M.D.C. and Butler,D.: In-sewer wastewater characterization and model parameter determination using respirometry. *Wat.Environ.Res.*, Vol.74, pp.295-305, 2002.
- 21) Karahan-Gül,Ö., Artan,N., Orhon,D., Henze,M. and van Loosdrecht,M.C.M.: Respirometric assessment fo storage yield for different substrate., *Wat.Sci.Tech.*, Vol.46, No.1-2, pp.345-352, 2002.
- 22) Spérandio,M., Urbain,V., Ginestet,P., Audic,M.J. and Paul,E.: Application of COD fractionation by a new combined technique: comparison of various wastewater and sources of variability. *Wat.Sci.Tech.*, Vol.43, No.1, pp.181-190, 2001.
- 23) Ginestet,P., Maisonnier,A. and Spérandio,M.: Wastewater COD characterization: biodegradability of physico-chemical fractions. *Wat.Sci.Tech.*, Vol.45, No.6, pp.89-97, 2002.
- 24) 堺好雄, 三宅晴男, 若山正憲：オキシデーションディッチ法の現状と課題 ―処理実績―。下水道協会誌, Vol.38, No.465, pp.111-119, 2001.
- 25) 成田裕樹, 船水尚行, 高桑哲男：汚泥処理返流水の栄養塩除去への効果的な利用方策に関する研究。環境工学研究論文集, Vol.39, pp.267-278.
- 26) Sollfrank,U. and Gujer,W.: Characterisation of domestic wastewater for mathematical modelling of the activated sludge process. *Wat.Sci.Tech.*, Vol.23, pp.1057-1066, 1991.
- 27) 周藤孝雄, 宮田純, 大橋一聡, 糸川浩紀, 橋本敏一, 村上孝雄：オキシデーションディッチ法施設の設計支援を想定したプロセスモデルの構築。第39回下水道研究発表会講演集, pp.189-191, 2002.
- 28) Orhon,D., Çokgör,E.U. and Sözen,S.: Experimental basis for the hydrolysis of slowly biodegradable substrate in different wastewaters. *Wat.Sci.Tech.*, Vol.39, No.1, pp.87-95, 1999.
- 29) Hulsbeek,J.J.W., Kruit,J., Rooelvelde,P.J. and van Loosdrecht,M.C.M.: A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems. *Wat.Sci.Tech.*, Vol.45, No.6, pp.127-136, 2002.