

(2) IWA活性汚泥モデルによる八戸高専生活排水のパラメーター評価と成分分画

Calibration of the Activated Sludge Models for Hachinohe Technical College Wastewater

矢口 淳一* 小針昌則**

Junichi YAGUCHI* and Masanori KOBARI**

ABSTRACT; It is necessary to estimate kinetic parameters and distinguish between several wastewater components in terms of the Activated Sludge Models (ASM). To determine these parameters and components of Hachinohe Technical College wastewater, the oxygen uptake rates were measured in two batch experiments at high and low F/M ratio (initial ratio between wastewater and biomass). The calibration of the ASM No.1 simplified by Kappeler and Gujer and the ASM No.3 with the batch experiments estimated the kinetic parameters of heterotrophic organisms and the initial concentrations in COD biodegradable fractions. These calculations showed that the concentration of a hydrolysable fraction, $X_{s,0}$ was adversely proportional to hydrolysis rate coefficient, k_h of the simplified ASM No.1 and two conditions at different F/M ratio resulted in a great change only in k_h and saturation coefficient, K_s of the both ASM models. The concentration of $X_{s,0}$ measured in around 40% of total COD in the both models was low compared with European municipal wastewater.

Keywords ; Activated Sludge Models, kinetic parameter, wastewater component, oxygen uptake rate, F/M ratio

1 はじめに

活性汚泥による下水や工場排水の処理施設の設計、運転管理はいままで設計指針や経験に基づいて行われ、生物反応を記述した数学モデルが実際に適用されることは多くなかった。しかし、近年有機物と同時に窒素やリンを除去する高度処理施設の導入に伴って活性汚泥処理プロセスが複雑化、高度化し、プロセス内の現象を評価、予測できる数学モデルの利用に関する期待が高まっている¹⁾。国際水環境学会 (IAWQ, 現 IWA) が提案した活性汚泥モデル Activated Sludge Model No.1~No.3 (ASM-1~3)²⁾ は、ヨーロッパを中心にその実務的利用が図られ成果が示されている。しかし我が国での適用事例は非常に少なく、実施設での適用可能性に関する検討は限られている。

IWA 活性汚泥モデルは、流入排水の成分を数種類のタイプに分類することが基本になっており、分類の手法として物理的分画方法ではなく、活性汚泥の呼吸速度、すなわち酸素利用速度 (Oxygen Uptake Rate, OUR) を利用したバイオアッセイが主に使われている。酸素利用速度を利用した活性汚泥モデルの排水の分類とパラメーター評価は、簡易で迅速に結果が得られる回分実験で広く為されており³⁾、実験開始時の有機物濃度と微生物体濃度の比 (F/M 比= S_0/X_0) が回分実験で最も重要な因子であることが指摘されている^{4) 5) 6)}。低 F/M 比の条件では十分に微生物菌体が存在するため、反応は短時間で終了し、菌体増殖は無視できる。一方高 F/M 比では反応はゆっくり進むので各成分の分解過程が観察しやすいが、菌体が増殖するため反応はより

*八戸工業高等専門学校 建設環境工学科 (Hachinohe National College of Technology, Department of Civil and Environmental Engineering) ** (株)西原環境衛生研究所 研究開発部 (Nishihara Environ. Sanit. Res. Corp. Ltd., R&D division) (現 日揮 (株) 産業プロジェクト本部 ビジネスソリューション部) (JGC Corporation, Industrial Project Division)

複雑になる。また高 F/M 比の実験では有機物除去に関するすべての排水成分濃度が決定できるが、低 F/M 比の実験では排水中の微生物濃度は実験操作上求まらない。

そこで、本研究では流入排水に返送汚泥を添加した場合と流入排水のみの 2 つの実験系をセットし、有機物除去に関する活性汚泥モデルを八戸高専生活排水に適用してパラメーター評価と排水成分分画を試み、2 つの実験系を比較して排水の特徴を解析した。現在提案されている IWA 活性汚泥モデルには、細菌細胞中への有機物蓄積を考慮した ASM-3 と考慮しない ASM-1, 2 がある。本研究では、両方のモデルを実験結果に適用してパラメーター評価と成分分画を行い、八戸高専生活排水処理施設に活性汚泥モデルを適用するための基本的データを得た。

2 実験材料および方法

2.1 解析方法

(1) IWA 活性汚泥モデル

IWA 活性汚泥モデル ASM-1 及び ASM-2 では有機物除去に関する部分は同一であり、COD_{Cr} を基準として排水は主に易分解性有機物 (S_s)、難生物分解性溶解性有機物 (S_I)、加水分解可能な浮遊性有機物 (X_s)、難生物分解性浮遊性有機物 (X_I)、従属栄養細菌 (X_H) の 5 種類に分類される。本研究では、Kappeler and Gujer⁵⁾ によって排水成分分画のために簡易化された ASM-1 と、1999 年に提案された ASM-3²⁾ の従属栄養細菌の挙動を表現する部分を用いて流入排水の分画を行った。表-1 と表-2 にそれぞれのモデルのマトリックス表示を示した。ASM-1 及び ASM-2 では死滅した菌体は難生物分解性浮遊性有機物 (X_I) と加水分解可能な浮遊性有機物 (X_s) になり、一部が基質として再度利用されるのに対し²⁾、Kappeler and Gujer⁵⁾ は X_I として残存する以外は内生呼吸によって酸化分解されるとした。(また加水分解反応は一次反応式で表した。) ASM-3 は彼らの考えを取り入れており、さらに多くの研究者によって指摘された微生物菌体内への有機物蓄積プロセスを導入した。ASM-3 では易分解性有機物 S_s は、先ず微生物体内に蓄積されその後菌体に同化されると仮定し、蓄積有機物 (X_{STO}) を状態変数に追加した²⁾。

また表-1, 2 に示した従属栄養細菌の増殖プロセスでは、対象とした生活排水中のアンモニア濃度とアルカリ度はそれぞれの飽和定数より非常に高いので、それらによる増殖制限はないものとした。

(2) 酸素利用速度解析による排水成分の分画

活性汚泥モデルでは、排水成分のうち生物分解可能な成分である S_s と X_s 及び従属栄養細菌濃度 (X_H) は酸

表-1 簡易活性汚泥モデル ASM-1⁵⁾

プロセス	成分					反応速度式
	溶存酸素 S_{O_2}	易分解性 有機物 S_s	従属栄養 細菌 X_H	加水分解可 能な浮遊性 有機物 X_s	難生物分 解性浮遊 性有機物 X_I	
従属栄養細菌の増殖	$-(1-Y_H)/Y_H$	$-1/Y_H$	1			$\mu_{max}[S_s/(K_s+S_s)][S_{O_2}/(K_{O_2}+S_{O_2})]X_H$
内生呼吸	$-(1-f_p)$		-1		f_p	$b_H X_H [S_{O_2}/(K_{O_2}+S_{O_2})]$
加水分解		1		-1		$k_h X_s$
(単位)	mgO ₂ /L	mgCOD/L	mgCOD/L	mgCOD/L	mgCOD/L	
	Y_H ; 従属栄養細菌の増殖収率 (mgCOD/mgCOD) f_p ; 内生呼吸による不活性有機物生成割合(-)				k_h ; 加水分解速度定数(1/day) μ_{max} ; 従属栄養細菌の最大比増殖速度(1/day) b_H ; 内生呼吸速度定数(1/day) K_s ; 従属栄養細菌の基質飽和定数(mgCOD/L) K_{O_2} ; 従属栄養細菌の酸素飽和定数(mgO ₂ /L)	

表-2 活性汚泥モデル ASM-3 の従属栄養細菌の挙動を表現する部分²⁾

プロセス	成分						反応速度式
	溶存酸素 S_{O_2}	易分解性 有機物 S_s	蓄積され た有機物 X_{STO}	従属栄養 細菌 X_H	加水分解 可能な浮 遊性有機 物 X_s	難生物分 解性浮遊 性有機物 X_i	
従属栄養細菌 の蓄積	$Y_{STO}-1$	-1	Y_{STO}				$k_{STO} [S_s / (K_s + S_s)] [S_{O_2} / (K_{O_2} + S_{O_2})] X_H$
従属栄養細菌 の増殖	$-(1 - Y_H) / Y_H$		$-1 / Y_H$	1			$\mu_{max} (X_{STO} / X_H) / [K_{STO} + (X_{STO} / X_H)] [S_{O_2} / (K_{O_2} + S_{O_2})] X_H$
内生呼吸	$-(1 - f_i)$			-1		f_i	$b_h [S_{O_2} / (K_{O_2} + S_{O_2})] X_H$
蓄積物の呼吸	-1		-1				$b_{STO} [S_{O_2} / (K_{O_2} + S_{O_2})] X_{STO}$
加水分解		1			-1		$k_h (X_s / X_H) / [K_x + (X_s / X_H)] X_H$
(単位)	mgO ₂ /L	mgCOD/L	mgCOD/L	mgCOD/L	mgCOD/L	mgCOD/L	
	Y _{STO} ; 蓄積生成物の収率(mgCOD/mgCOD) Y _H ; 従属栄養細菌の増殖収率 (mgCOD/mgCOD) f _i ; 内生呼吸による不活性有機物生成割合 (-)				k _{STO} ; 蓄積定数(1/day) k _h ; 加水分解速度定数(1/day) μ _{max} ; 従属栄養細菌の最大比増殖速度(1/day) K _x ; 加水分解飽和定数(mgCOD/mgCOD) K _{STO} ; 蓄積有機物の飽和定数(mgCOD/mgCOD) K _s ; 従属栄養細菌の基質飽和定数(mgCOD/L) K _{O₂} ; 従属栄養細菌の酸素飽和定数(mgO ₂ /L) b _h ; 内生呼吸速度定数(1/day) b _{STO} ; 蓄積生成物の呼吸速度定数(1/day)		

素利用速度の経時変化の解析から求めることができる。一方難生物分解性の有機物 S_i と X_i は、物理化学的手法で別途求める必要がある。表-1, 2 から知られるように、酸素利用速度はすべての生物分解可能な排水成分濃度に影響され、また酸素利用速度を積分して得られる酸素消費量は分解された成分量の和である。従って酸素利用速度の変化は、動力学特性すなわちパラメーター評価に関する情報をもたらすのに対し、酸素消費量から排水中の各成分濃度を決定できる。そこで酸素利用速度の経時変化を測定する回分実験では、動力学的特性と排水成分濃度を決定しやすいように、生物分解可能な各成分の分解速度を区別できるよう実験条件を調整しなければならない。この時最も重要なのが実験開始時の F/M 比、排水(汚泥)濃度及び D0 である。適正な F/M 比、排水(汚泥)濃度及び D0 は、排水中の生物分解可能な成分濃度によって異なるので排水毎に求める必要がある。また解析の結果得られた排水中の各成分濃度の総計は、排水全体の酸素要求量と一致しなければならないので、排水の COD_{cr} 濃度を測定しておく必要がある。

ASM-1 においては、汚泥添加系の酸素利用速度経時変化⁷⁾ 並びに汚泥無添加系の酸素利用速度経時変化⁸⁾ からパラメーターと排水成分濃度が理論上決定できることが示されている。ASM-3 についてはまだほとんど解析されていないが、酸素利用速度の経時変化から推定したパラメーター値と排水成分濃度を利用して実施設の処理水濃度の変動をシュミレーションした結果、実測値と予測値がよく一致することが示されており⁹⁾、十分活性汚泥モデルの使用目的に適用と考えられる。

2.2 実験

(1) **実験装置** 酸素利用速度測定実験は、反応容積約 1 L の三角フラスコを使用して D0 センサー(YSI model 58, YSI Japan)を挿入した後密閉し、フラスコ下部のスターラーによって反応液の混合・攪拌を行った。D0 センサーはデジタル記録計(DAQSTATION DX106, YOKOGAWA)に接続され、データ収集された。実験装置は、20℃の恒温槽内に設置された。

(2) **実験材料** 実験には八戸高専生活排水処理施設(330m³/日, HRT24 時間)から採水した曝気槽流入水および返送汚泥を使用した。サンプリングは2001年12月6日、12月13日、12月20日の3回実施した。

(3) 実験方法 曝気槽流入水に返送汚泥を添加した場合と曝気槽流入水のみの場合の2系列実験を行った。返送汚泥を添加した系では、流入水 200mL に予め 30 分以上 20℃の恒温槽内で曝気して作成した酸素過飽和水 860mL と返送汚泥 100mL を三角フラスコに投入し、DO センサーで密閉後スターラーで攪拌し DO の経時変化を測定した。また流入水のみでは流入水 300mL に酸素過飽和水を混合して実験した。実験開始時の DO 濃度は両系列とも 6 mg/L 以上となった。F/M 比は、汚泥添加系では 0.086~0.119gCOD/gSS、汚泥無添加系では 1.81~2.32gCOD/gSS である。尚、両系列とも ATU (1-アリル-2-チオ尿素) を 2 mg/L の濃度になるように添加した。

DO センサーからの DO 出力値は変動が多く、直接数値微分して酸素利用速度を求めることは適当ではない。そこで、酸素利用速度は 10 秒間隔で収集した DO の経時変化に単純移動平均法を適用することによって算出した¹⁰⁾。

3 実験結果および考察

3. 1 活性汚泥モデル ASM-1

(1) 返送汚泥添加系

1) 既往研究パラメーター値による成分分画 図-1 に返送汚泥を添加した 12 月 13 日の実験系の酸素利用速度経時変化を示した。F/M 比が低い返送汚泥添加系では、反応初期では排水中の易分解性有機物 S_s が従属栄養細菌によって迅速に分解されるため酸素利用速度は大きい、 S_s の消費に伴って急激に低下し、 S_s がほぼ消費されると酸素利用速度は加水分解可能な浮遊性有機物 X_s の分解によって生じた成分によって支配される。そこで図-1 の斜線部で示した反応初期の酸素利用量を計算することによって流入排水中の $S_{s,0}$ を推定することができる⁵⁾。加水分解可能な浮遊性有機物 X_s は、表-1 の簡易型 ASM-1 を利用して図-1 の酸素利用速度及び DO の経時変化を最もよく再現する反応開始時の $X_{s,0}$ 値をシミュレーションすることによって推定される。また反応開始時の従属栄養細菌濃度 $X_{H,0}$ は初期酸素利用速度から求めた。パラメーターには、表-3 に示した ASM-2 の標準値を使用した²⁾。(但し加水分解速度定数 $k_h = 5.0$ (1/day) (=0.208 (1/hr) とした⁵⁾。)

八戸高専生活排水を用いた実験では、酸素利用速度及び DO の経時変化に最も適合する $X_{s,0}$ の値はかなり大きくなり、流入水 CODcr の 7~8 割を占め、排水の分類ができなかった。これは用いたパラメーター値が八戸高専生活排水に適さないためと考えられ、図-1 の酸素利用速度曲線よりパラメーター値の推定を行った。

2) 推定したパラメーター値による成分分画 本研究で用いた簡易型 ASM-1 で使用される各パラメーターの感度は、Wanner ら¹¹⁾ によって解析されており、増殖収率 Y_H が最も感度が高く、また最大比増殖速度 μ_{max} と加水分解速度定数 k_h もシミュレーションに対する影響が大きいことが知られている。本論では、最も影響の大きい Y_H と f_p は化学量論的に決定される定数なので ASM-2 標準値を変更せずそのまま使用し、他のパラメーターについて実験結果に最も適合する値を検討した。図-1 には、返送汚泥添加系の酸素利用速度経時変化から、ASM パラメーターを推定する方法の概要を示した。排水中の S_s は図1 の t_1 までにほぼ消費され、酸素利用速度は加水分解可能な浮遊性有機物 X_s の分解反応によって支配される。さらに酸素の

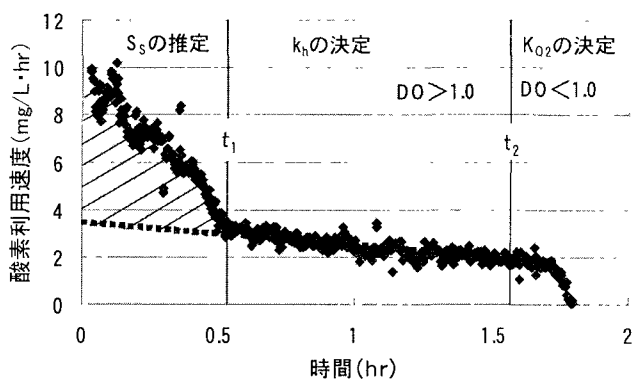


図-1 返送汚泥添加系における酸素利用速度経時変化(12/13)

消費が進んでDOが1.0 (mg/L) 以下になると酸素利用速度は急激に低下する。そこでDO=1.0 (mg/L) となる時間を $t=t_2$ とすると、($t_1 < t < t_2$) の領域の酸素利用速度の解析から加水分解速度定数 k_h 、($t_2 < t$) の領域から酸素飽和定数 K_{O_2} がそれぞれ求まる³⁾ 5)。

$X_{S,0}$ を推定する際に行ったシミュレーション結果から、酸素利用速度及びDOの実測値とシミュレーションによる予測値の残差の2乗和は、それぞれ(1)、

(2)式で表される。 k_h と $X_{S,0}$ を変化させた時、12月13日の流入排水による酸素利用速度の残差2乗和E(OUR)は図-2のように変化した。

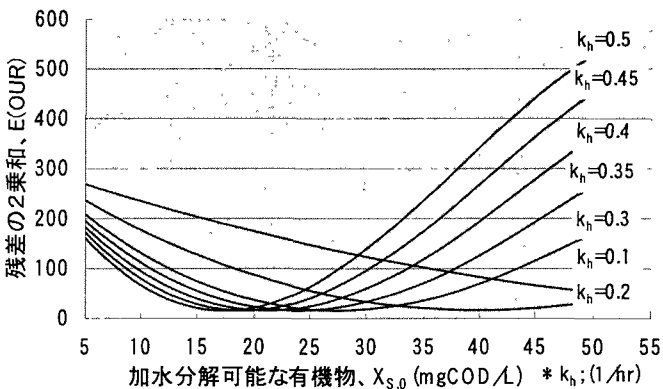


図-2 k_h と $X_{S,0}$ による酸素利用速度残差2乗和の変化(12/13)

$$E(OUR) = \sum_i (OUR_{i,m} - OUR_{i,p})^2 \quad (m: \text{実験値}, p: \text{予測値}) \quad \dots (1)$$

$$E(DO) = \sum_i (DO_{i,m} - DO_{i,p})^2 \quad (m: \text{実験値}, p: \text{予測値}) \quad \dots (2)$$

残差の2乗和E(OUR)とE(DO)を最小とする k_h と $X_{S,0}$ をプロットしてみると、図-3に示したように k_h と $X_{S,0}$ は明らかに反比例していることが分かる。そのため k_h を決定しないと $X_{S,0}$ は一義的に定まらない。 k_h と $X_{S,0}$ の反比例の関係は、Wanner¹¹⁾も気づいていたようである。 k_h は図-1の($t_1 < t < t_2$)の領域における時間と酸素利用速度の自然対数の関係から求まる³⁾。DOによる酸素利用速度減少分の補正を行うと、 k_h は0.20~0.46 (1/hr)の範囲にあり、本研究では $k_h=8$ (1/day) (=0.33 (1/hr))を採用した。また基質飽和定数 K_S は、 S_S が減少していく領域($0 < t < t_1$, 図-1参照)における酸素利用速度の経時変化を主に支配しているので、シミュレーションによる予測値と実測値をグラフ上で比較検討し、酸素利用速度とDOの経時変化に最もよく適合する2.0 (mgCOD/L)を採用した。

最大比増殖速度 μ_{max} と内生呼吸速度定数 b_h は、後述するように返送汚泥無添加系の実験データから求まる⁵⁾。しかしNovak¹²⁾が実証したように、F/M比が大きい返送汚泥無添加系では排水中の増殖速度が大きい細菌群が優先的に増殖するため、本来の活性汚泥のパラメーター値より大きくなってしまい、こ

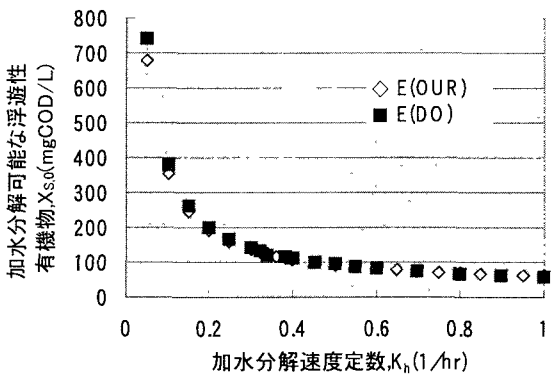


図-3 k_h と $X_{S,0}$ の関係(12/13)

表-3 簡易型ASM-1で推定したパラメーター値

パラメーター	ASM-2 標準値 ²⁾	本研究	
		汚泥添加系	汚泥無添加系
μ_{max} (1/day)	6	6	7.5
b_h (1/day)	0.4	0.4	
K_{O_2} (mgO ₂ /L)	0.2	0.2	
k_h (1/day)	5 ⁵⁾	8	2.5
K_S (mgCOD/L)	4	2	0.1
Y_H (mgCOD/mgCOD)	0.63	0.63	
f_p (-)	0.1	0.1	

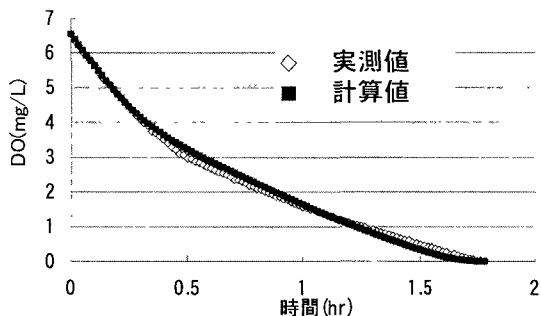
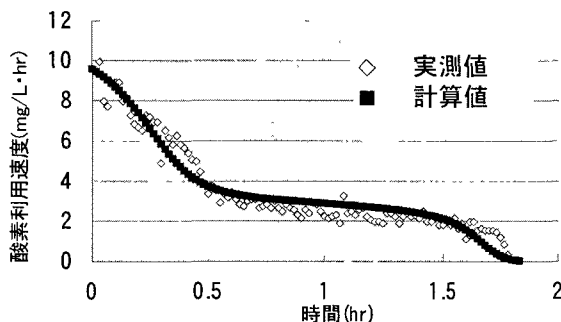


図-4 酸素利用速度のシミュレーション結果(汚泥添加系, 12/13) 図-5 DOのシミュレーション結果(汚泥添加系, 12/13)

ここでは $\mu_{\max}$ と b_h は標準値をそのまま用いることにした。酸素飽和定数 K_{O_2} は、酸素利用速度が0に近づいた領域($t > t_2$, 図-1参照)でその影響がでてくるので、本実験ではDOが1.0以下の場合の酸素利用速度を使って K_{O_2} を評価した。DOと酸素利用速度の関係はMonod曲線で表わされ、シミュレーションによる予測値と実測値を比較して最もよく適合する K_{O_2} を求めた。 K_{O_2} は0.10~0.30 (mgO₂/L)の範囲で求められ、平均すると0.20 (mgO₂/L)となるので標準値の0.2 (mgO₂/L)を本研究では採用した。表-3に返送汚泥添加系の解析に用いたパラメーター値を示した。 k_h と K_S 以外はASM-2の標準値を使用した。

これらのパラメーター値を使って、酸素利用速度とDOの経時変化に最もよく適合する $X_{S,0}$ の値を表-1に示したASM-1のシミュレーションによって推定した。12月13日の酸素利用速度とDOのシミュレーション結果を図-4と5に示した。図-4, 5からも知られるように、酸素利用速度とDOの経時変化は3つの排水サンプルともシミュレーション結果とよく一致した。

(2) 返送汚泥無添加系

汚泥無添加系における酸素利用速度の経時変化(12月13日)は、図-6のように表された。この系では十分な易分解性有機物 S_0 と溶存酸素のもとで排水中の従属栄養細菌は増殖し、酸素利用速度も基質制限を受けるまで増加する。その後、 S_0 がほぼ消費されると汚泥添加系と同様に变化し、酸素利用速度は酸素制限を受けるまで加水分解可能な浮遊性有機物 X_0 の分解によって生じた S_0 によって支配される。

流入排水中の $X_{S,0}$ をシミュレーションによって求めたところ、汚泥添加系で使ったパラメーター値では図-6に示した酸素利用速度の経時変化を再現することはできなかった。Sperandio and Etienne⁸⁾は、F/M比の異なる系では異なるパラメーター値を使用すべきであると注意している。これはNovakら¹²⁾による指摘のように、返送汚泥無添加系では排水中の増殖速度が大きい細菌群が優先的に増殖し、それらの細菌群を代表するパラメーター値になってしまうためと考えられる。

さらに加水分解速度定数 k_h は反応系の従属栄養細菌濃度によって大きく異なることが指摘されている⁵⁾。汚泥無添加系では従属栄養細菌濃度 $X_{h,i}$ が非常に低いので、添加系の k_h よりかなり小さくなると予測され、汚泥添加系と同様にしてDOによる酸素利用速度減少分を補正して k_h を求めると、 $k_h = 0.024 \sim 0.247$ (1/hr)の範囲になり、ここでは $k_h = 2$ (1/day) (=0.104 (1/hr))とした。これは、菌体濃度が非常に低い場合の文献値 $k_h = 1.5$ (1/day)⁵⁾に近かった。また基質飽和定数 K_S は、易分解性有機

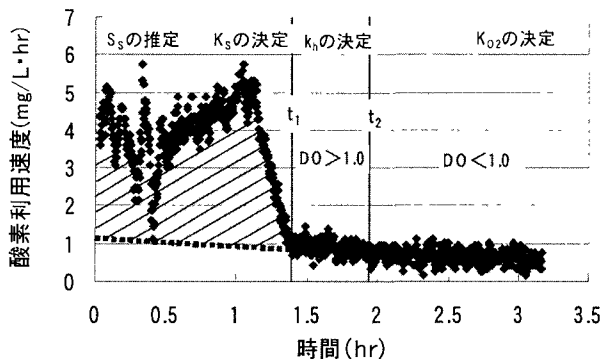


図-6 汚泥無添加系における酸素利用速度経時変化(12/13)

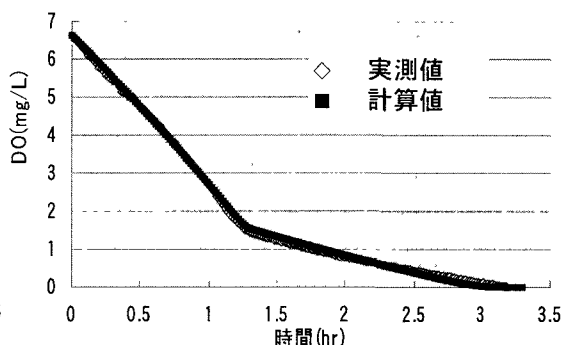
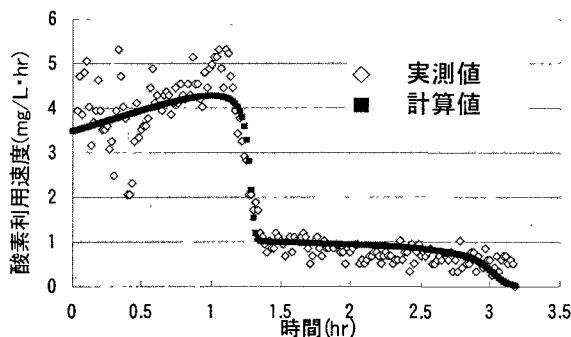


図-7 酸素利用速度のシミュレーション結果(汚泥無添加系, 12/13) 図-8 DOのシミュレーション結果(汚泥無添加系, 12/13)

物濃度 S_s によって酸素利用速度が制限を受け急激に低下する領域のカーブフィッティングから推定でき、 $K_s=0.1$ (mgCOD/L) の時図-6の酸素利用速度曲線に最も適合した。F/M 比が非常に大きい返送汚泥無添加系では、酸素利用速度測定中菌体が増殖する。増殖した菌体の $\mu_{\max}$ と b_h は、図-6で反応初期に酸素利用速度が増加している領域の時間と酸素利用速度の関係から求められ⁵⁾、 $\mu_{\max}$ は標準値より 25%大きくなった。表-3に返送汚泥無添加系の解析に用いたパラメーター値を示した。

流入排水成分のうち、 $S_{s,0}$ は汚泥添加系と同様図-6に示した斜線部の面積から求めることができ、また初期酸素利用速度の経時変化から従属栄養細菌濃度 $X_{H,0}$ が求まる⁵⁾。これらの成分濃度と変更したパラメーター値を用いて表-1に示したASM-1を適用させ、 $X_{s,0}$ を推定した。12月13日の排水サンプルで得られた成分濃度を初期値に使用して行った酸素利用速度とDOのシミュレーション結果を図-7と図-8に示した。酸素利用速度とDOの経時変化は、シミュレーション結果とよく一致していた。

3.2 活性汚泥モデルASM-3

(1) パラメーターの感度解析

1999年に発表された活性汚泥モデルASM-3は、多くの研究者から提案されていた汚泥中の有機物蓄積を考慮してASM-1を改良したもので、その適用可能性やキャリブレーションに関する研究はまだほとんど為されていない。そこで、八戸高専生活排水にASM-3を適用する前に有機物除去モデルで使用されているパラメーターの感度解析を数値計算で行った。ASM-3で発表されている模擬排水

表-4 感度解析に用いた模擬排水成分濃度

状態変数	汚泥添加系	汚泥無添加系
DO (mgO ₂ /L)	6.0	8.0
S_s (mgCOD/L)	10	15
X_s (mgCOD/L)	20	30
X_{sto} (mgCOD/L)	0	0
X_H (mgCOD/L)	300	15

組成²⁾を参考にして表-4に示した実験排水を作成し、パラメーター値には表-5に示したASM-3のデフォルト値²⁾を用いた。表-4に示した初期DOと排水成分濃度の初期値から酸素利用速度とDOの経時変化を数値計算し、それぞれのパラメーター値が±20%変化した場合の酸素利用速度とDOの経時変化をデフォルト値を用いた場合と比較し、(3)式と(4)式に示した ε_1 、 ε_2 で評価した。時間の刻み幅は60秒とした。

$$\varepsilon_1 = \sum_i \left(\{OUR_i (\text{デフォルト値} \times 1.2) - OUR_i (\text{デフォルト値})\}^2 + \{OUR_i (\text{デフォルト値} \times 0.8) - OUR_i (\text{デフォルト値})\}^2 \right) \dots (3)$$

$$\varepsilon_2 = \sum_i \left(\{DO_i (\text{デフォルト値} \times 1.2) - DO_i (\text{デフォルト値})\}^2 + \{DO_i (\text{デフォルト値} \times 0.8) - DO_i (\text{デフォルト値})\}^2 \right) \dots (4)$$

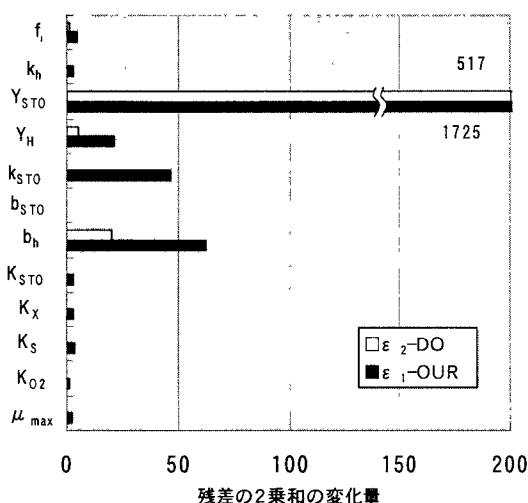


図-9 ASM-3の感度解析結果（汚泥添加系）

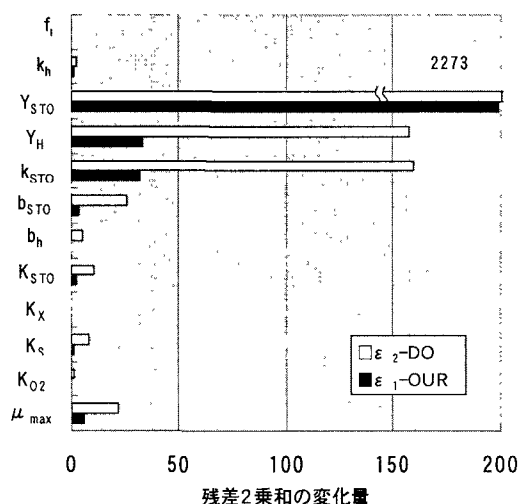


図-10 ASM-3の感度解析結果（汚泥無添加系）

図-9と10に汚泥添加系と汚泥無添加系で行った感度解析の結果を示した。両方の系列ともに蓄積有機物の生成収率 Y_{STO} の感受性が著しく高いことが知られる。さらに両系とも蓄積定数 k_{STO} と従属栄養細菌の増殖収率 Y_H の感度も他のパラメーターに比べて高くなっている。また汚泥添加系では b_h 、無添加系では b_{STO} と μ_{max} も酸素利用速度あるいはDOの変化に比較的大きく影響することが分かった。

(2) 汚泥添加系

ASM-3でも排水中の易分解性有機物 $S_{s,0}$ は、酸素利用速度を用いたバイオアッセイで評価すべきであると指摘されており、Koch ら⁹⁾ は酸素利用速度曲線に対するカーブフィッティングから推定した。ASM-3を提案したIWAタスクグループは、ASM-1と同様図-1の斜線部面積から算出することを推奨しており²⁾、ここではタスクグループの提案に従って $S_{s,0}$ を評価した。実験開始時には菌体内への有機物の蓄積はないものとし ($X_{STO,0}=0$ mgCOD/L)、また $X_{H,0}$ は初期酸素利用速度から求めた。

ASM-3のパラメーター値については、まだIWAタスクグループによるデフォルト値²⁾ があるだけでほとんど研究されていない。パラメーターの中で、 K_S と k_h はモデルの類似性からASM-1と同じ値が適用される ($K_S=1.0$ ので)。他のパラメーター値については、Koch ら⁹⁾ の研究と同様3つのサンプルの酸素利用速度とDOの経時変化に最もよく適合するパラメーター値をカーブフィッティングによって推定した。ASM-3で最も影響の大きいパラメーター Y_{STO} は、デフォルト値 ($Y_{STO}=0.85$) では本研究の酸素利用速度経時変化に適合できず、0.75の時に最もよく適合した。増殖収率 Y_H も0.75と評価されたので、除去有機物当たりの真の増殖収率 $Y_{true, O_2} = Y_{STO} \cdot Y_H = 0.75 \cdot 0.75 = 0.563$ (mg X_H /mg S_S) となり、デフォルト値より約5%高く評価された。またASM-2では $Y_H=0.63$ なので約10%低くなった。従属栄養細菌細胞中への S_S の蓄積に関してはパラメーター評価がまだほとんど為されていないが、蓄積有機物の飽和定数 K_{STO} のデフォルト値 ($K_{STO}=1.0$ mg X_{STO} /mg X_H) はかなり大きく、表-2に示した従属栄養細菌の増殖プロセス速度式中の状態変数 (X_{STO}/X_H) は汚泥添加系と汚泥無添加系共に飽和定数より常にかかなり小さく考えられる。ここではKoch ら⁹⁾ と同様 $K_{STO}=0.1$ (mg X_{STO} /mg X_H) と評価された。表-5に八戸高専生活排水に最もよく適合したパラメーター値を示した。これらの値はASM-3のデフォルト値よりもKoch ら⁹⁾ がキャリブレーションした値に近かった。算出した状態変数 $S_{s,0}$ 、 $X_{H,0}$ 、 $X_{STO,0}$ と表-5のパラメーター値を使用して、酸素利用速度とDOの経時変化に最もよく適合する $X_{S,0}$ の値をASM-3のシミュレーションによって推定した。図-11に示した12月6日のシミュレーション結果より、汚泥添加系

では酸素利用速度の変化は有機物蓄積項による寄与が大きいことが知られる。得られた排水成分の比率と（１）式と（２）式でそれぞれ計算される酸素利用速度及び DO の残差 2 乗和を表-6 にまとめた。3 つの排水サンプルとも組成割合に大きな変動はなく、 $X_{S,0}$ が流入 COD の約 43% を占め、 $S_{S,0}$ は約 17% であった。

（３）汚泥無添加系

返送汚泥無添加系でも $S_{S,0}$ は図-6 の斜線部の面積より推定した。他の状態変数初期値 $X_{STO,0}$ 、 $X_{H,0}$ も汚泥添加系と同様にして求めた。汚泥無添加系のパラメーターのうち、 K_S と k_h は ASM-1 と同じ値が適用できた。また他のパラメーター値は表-5 に示したように汚泥添加系と同一の値を適用することができた。これらの状態変数と表-5 のパラメーター値を使用して酸素利用速度と DO の経時変化に最もよく適合する $X_{S,0}$ の値をシミュレーションによって推定し、図-12 に 12 月 6 日の計算結果を示した。しかし 12 月 20 日の実験のみ、これらの手法によって求めた状態変数やパラメーター値では酸素利用速度と DO の経時変化はシミュレーション結果

と適合しなかった。表-6 に得られた排水成分の比率を示した。12 月 13 日の流入排水では $S_{S,0}$ が 23.2% と評価され、その分 $X_{S,0}$ の割合が小さくなった。返送汚泥無添加系では、Novak ら¹²⁾ が実証したように排水中の増殖速度が大きい細菌群が優先的に増殖し、有機物蓄積能の小さい細菌群が優占する場合も考えられる。そのため ASM-3 に適合しないケースもでてくる可能性がある。

3.3 流入排水の分画

（１）実験系及びモデルの比較

表-6 に示したように、F/M 比の大きい汚泥無添加系と F/M 比の小さい汚泥添加系で求めた流入排水成分の比率を比較すると、ASM-3 を汚泥無添加系に適用した場合を除いて排水成分割合に大きな変動は見られなかった。ASM-1 及び ASM-3 とともにパラメーターのうち K_S と k_h のみ汚泥添加系と無添加系で変更し、他のパラメーターは両実験系とも同一の値を使用している。従って F/M 比に大きく影響されるのは基質飽和定数 K_S と加水分解速度定数 k_h で、他のパラメーター値は F/M 比にあまり影響されないと考えられる。 K_S と k_h のみ実験系に適合した値を選べば、F/M 比に係わらずほぼ一定の排水成分濃度を求めることができた。しかし ASM-3 を

表-5 ASM-3 で推定したパラメーター値

parameter	ASM-3 default値 ²⁾	本研究	
		汚泥添加系	汚泥無添加系
$\mu_{max}(1/day)$	2.0	3.0	
$K_{O_2}(gO_2/m^3)$	0.2	0.2	
$K_S(gCOD/m^3)$	2.0	2.0	0.1
$K_X(gX_S/X_H \cdot m^3)$	1.0	1.0	
$K_{STO}(gX_{STO}/gX_H)$	1.0	0.1	
$b_h(1/day)$	0.2	0.25	
$b_{sto}(1/day)$	0.2	0.25	
$k_{sto}(gX_{STO}/gX_H \cdot hr)$	5.0	13	
$Y_H(gCOD/gCOD)$	0.63	0.75	
$Y_{STO}(gCOD/gCOD)$	0.85	0.75	
$k_h(1/day)$	3.0	8	2.5
$f(gCOD/gCOD)$	0.2	0.2	

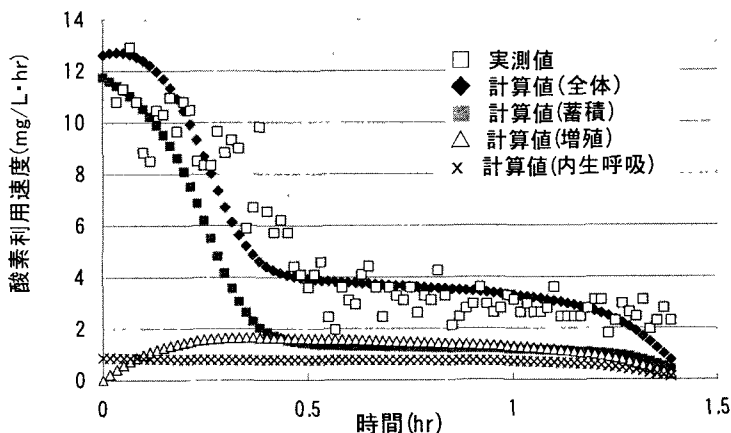
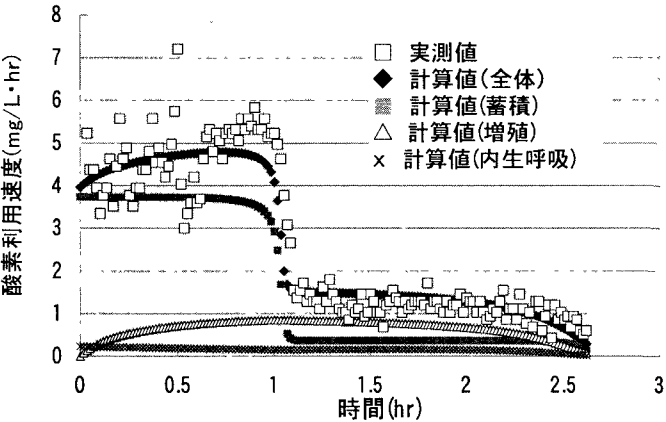


図-11 酸素利用速度の ASM-3 シミュレーション結果 (汚泥無添加系, 12/6)

適用した場合、汚泥無添加系では $X_{S,0}$ が大きく変化する可能性がある。解析に用いたASM-1とASM-3を比較すると、ほとんどの実験で(1)式と(2)式に示した酸素利用速度とDOの残差2乗和はASM-1の方が小さく、本実験ではASM-3よりASM-1の適合度が高いことが知られる。またASM-3のモデルでは $S_{S,0}$, $X_{H,0}$ が大きく算出される傾向にあった。ASM-3では有機物の蓄積を考慮するため $S_{S,0}$ の値はより実際の排水組成に近づくよう調整されている²⁾。



本研究では、ASM-1及びASM-3とも 図-12 酸素利用速度のASM-3シミュレーション結果(汚泥無添加系, 12/6)に採水日の異なる3つの排水、汚泥サンプルについて2つの条件で実験を行いすべての実験を統一的に評価した。少なくとも3つのサンプルについてはASM-1及びASM-3とも同一のパラメーター値で評価でき、またF/M比の異なる2つの実験系についても K_s と k_h 以外同一のパラメーター値で評価できた。得られた排水成分割合も大きな変動は見られず、パラメーター値や排水成分割合の不確実性を減少させることができたと考えられる。

(2) 八戸高専生活排水の分画

排水中の難分解性溶解成分 $S_{I,0}$ は、流入水を0.45 μ mメンブランフィルターでろ過したろ過水と返送汚泥を混合し、約1日間曝気(20℃)した後の残存溶解性CODcrを測定して求めた。得られた $S_{I,0}$ を表-6に示した。一方難分解性の浮遊成分 $X_{I,0}$ は、流入水CODcr濃度から得られた $S_{S,0}$, $S_{I,0}$, $X_{H,0}$, $X_{S,0}$ の和を差し引いて求める。表-6にまとめたように八戸高専生活排水の組成割合は、簡易型ASM-1モデルによると $S_{S,0}$;約10%、 $S_{I,0}$;約5%、 $X_{S,0}$;約40%、 $X_{H,0}$;約25%、 $X_{I,0}$;約20%となった。またASM-3モデルでは $S_{S,0}$ と $X_{H,0}$ が大きく評価され、汚泥添加系の $X_{S,0}$ の値を用いると、 $S_{S,0}$;約15%、 $S_{I,0}$;約5%、 $X_{S,0}$;約40%、 $X_{H,0}$;約35%、 $X_{I,0}$;約5%と計算された。これらの値をスイスと南アフリカの下水データ^{5) 6) 9) 13)}と比較すると、対象排水はASM-1、ASM-3モデルとも $X_{S,0}$ の比率が低く、 $X_{H,0}$ の比率が高くなっている。これは、曝気槽の前に設置されている流量調整槽で、ある程度有機物の分解が進んでいるためかもしれない。

表-6 簡易型ASM-1とASM-3による八戸高専生活排水の分画結果

適用 モデル	サンプリ ング日	COD (mg/L)	$S_{I,0}$ (%)	$X_{STO,0}$ (%)	汚泥添加系(%COD)		残差2乗和		汚泥無添加系(%COD)			残差2乗和	
					$X_{S,0}$	$S_{S,0}$	E(OUR)	E(DO)	$X_{S,0}$	$S_{S,0}$	$X_{H,0}$	E(OUR)	E(DO)
ASM-1	12/6	320	4.1		40.7	12.0	96.15	0.73	36.9	11.1	26.0	39.90	0.60
	12/13	250	9.0		44.4	11.4	35.29	1.61	30.9	15.7	28.2	41.38	1.10
	12/20	320	6.1		39.8	9.9	44.88	1.24	45.3	9.8	18.4	20.97	1.30
	平均		6.4		41.6	11.1			37.7	12.2	24.2		
ASM-3	12/6	320	4.1	0.0	39.7	17.8	149.33	1.15	33.4	16.4	34.5	52.11	0.84
	12/13	250	9.0	0.0	46.6	16.9	46.38	1.55	7.7	23.2	37.4	57.17	1.68
	12/20	320	6.1	0.0	43.3	14.7	75.43	1.75	(*)	[14.5]	[29.2]		
	平均		6.4	0.0	43.2	16.5			20.6	18.0	33.7		

(*) : OURとDOの経時変化に適合する $X_{S,0}$ は推定できなかった。

本研究で得られた活性汚泥モデルのパラメーターと排水成分割合を使用して、八戸高専生活排水処理施設の処理性能を評価、予測するためには、処理施設の水理学的特性と汚泥の沈降特性を評価し、モデルに加えるなければならない。今後の研究ではこれらの評価を行い、生活排水処理施設の処理性能を評価できるモデルを完成し、得られたパラメーター値と排水成分割合の妥当性をさらに検証するつもりである。

4 まとめ

流入排水に返送汚泥を添加した系と流入排水のみの F/M 比の異なる 2 つの実験系を用い、有機物除去に関する活性汚泥モデル ASM-1 と ASM-3 を八戸高専生活排水に適用してパラメーター評価と排水分画を試み、2 つの実験系を比較して排水の特徴を解析した。本研究で得られた結論は以下の通りである。

- (1) Kappeler and Gujer によって排水成分の分画のために簡易化された ASM-1 では、加水分解速度定数 k_b と加水分解可能な浮遊性有機物の初期濃度 $X_{s,0}$ は反比例し、 $X_{s,0}$ を求めるためには k_b を決定する必要がある。
- (2) ASM-3 の感度解析を行ったところ、返送汚泥添加系、無添加系ともに蓄積有機物の生成収率 Y_{STO} が酸素利用速度と DO の変化に著しく影響し、さらに両系とも蓄積定数 k_{s10} と増殖収率 Y_H の感度も他のパラメーターに比べて高いことが示された。
- (3) F/M 比が異なる返送汚泥添加系と汚泥無添加系では、簡易型 ASM-1 及び ASM-3 のパラメーターのうち基質飽和定数 K_s と加水分解速度定数 k_b のみそれぞれの実験系に最適な値に変更すれば、他のパラメーターは両系とも同一の値を使用して酸素利用速度と DO の経時変化を記述できた。
- (4) 八戸高専生活排水の組成割合は、簡易型 ASM-1 モデルによると $S_{s,0}$; 約 10%、 $S_{i,0}$; 約 5%、 $X_{s,0}$; 約 40%、 $X_{H,0}$; 約 25%、 $X_{I,0}$; 約 20% となった。また ASM-3 モデルでは汚泥添加系の $X_{s,0}$ の値を用いると、 $S_{s,0}$; 約 15%、 $S_{i,0}$; 約 5%、 $X_{s,0}$; 約 40%、 $X_{H,0}$; 約 35%、 $X_{I,0}$; 約 5% と評価された。加水分解可能な浮遊性有機物 $X_{s,0}$ の割合は両モデルとも約 40% で、一般下水より低かった。

[謝辞] 本研究を進めるにあたり、八戸高専建設環境工学科の大久保幸倫、大羽澤圭佑、野田優作の諸君に協力いただいた。記して深く感謝の意を表わす。

参考文献

- 1) 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, No. 5, p250-254 (2000)
- 2) Henze M., Gujer W., Mino T. and van Loosdrecht M.: Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, Scientific and Technical Report No.9 (2000)
- 3) Vanrolleghem P.A., Spanjers H., Petersen B., Ginestet P. and Takacs I.: Estimating (combination of) Activated Sludge Model No.1 parameters and components by respirometry, Wat.Sci.Tech., Vol. 39, No.1, p195-214 (1999)
- 4) Chudoba P., Capdeville B. and Chudoba J.: Explanation of biological meaning of the S_0/X_0 ratio in batch cultivation, Wat.Sci.Tech., Vol. 26, p743-751 (1992)
- 5) Kappeler J. and Gujer W.: Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modeling, Wat.Sci.Tech., Vol. 25, No. 6, p125-139 (1992)
- 6) Spanjers H. and Vanrolleghem P.A.: Respirometry as a tool for rapid characterization of

- wastewater and activated sludge, Wat.Sci.Tech.,Vol.31, No.2, p105-114 (1995)
- 7) Dochain D., Vanrolleghem P.A. and Van Daele M. : Structural identifiability of biokinetic models of activated sludge respiration, Wat. Res., Vol.29, No.11, p2571-2578 (1995)
 - 8) Sperandio M. and Etienne P. : Estimation of wastewater biodegradable COD fractions by combinations respirometric experiments in various S_0/X_0 ratios, Wat.Res.,Vol.34, No.4,p1233-1246 (2000)
 - 9) Koch M.,Kuhn M.,Gujer W. and Siegrist H. : Calibration and validation of activated sludge model No.3 for Swiss municipal wastewater, Wat.Res.,Vol.34, No.14, p3580-3590 (2000)
 - 10) 馬場俊雄:「エクセル」による実験データの微分、積分, 九州大学応用力学研究所報, 第 85 号, p55-62 (1999)
 - 11) Wanner O.,Kappeler J. and Gujer W. : Calibration of an activated sludge model based on human expertise and on a mathematical optimization technique-A comparison,Wat.Sci.Tech.,Vol.25, No.6, p141-148 (1992)
 - 12) Novak L. ,Larrea L. and Wanner J. : Estimation of maximum specific growth rate of heterotrophic and autotrophic biomass : a combined technique of mathematical modeling and batch cultivations , Wat.Sci.Tech.,Vol.30, No.11, p171-180 (1994)
 - 13) Henze M. : Characterization of wastewaters for modeling of activated sludge processes, Wat. Sci. Tech., Vol.25, No.6, p1-15 (1992)