HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	活性汚泥法による廃水処理における処理能力の評価
Author(s)	清水, 達雄; 那須, 義和
Citation	北海道大學工學部研究報告, 113, 33-44
Issue Date	1983-02-28
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/41782
Type	departmental bulletin paper
File Information	113_33-44.pdf

Hokkaido University Collection of Scholarly and Academic Papers : HUSCAP

北海道大学工学部研究報告
第113号（昭和58年）

Bulletin of the Faculty of Engineering,
Hokkaido University, No. 113 (1983)

活性汚泥法による廃水処理における処理能力の評価

清水達雄　那須義和

（昭和57年9月30日受理）

Evaluation of Design Criteria and Performance for Activated Sludge Process

Tatsuo SHIMIZU and Yoshikazu NASU

(Received September 30, 1982)

Abstract

The performance of microbial reactor systems such as the activated sludge process was investigated by using aeration tanks with different degrees of fluid mixing under various organic loadings. The experimental results indicated that the partial fluid mixing system with a relatively large Peclet number had some definite advantages with respect to the purification efficiency and sludge settleability in the corresponding complete mixing system for any applied organic loadings. The higher performance of the activated sludge system with partial fluid mixing was shown quantitatively by use of the axial dispersion model in conjunction with the growth kinetics which involved the biosorption and subsequent oxidative biodegradation processes of organic substances.

1．緒　　言

活性汚泥プロセスによる有機汚濁物質処理において，処理性に関連する因子，すなわち放流水の水質，活性汚泥生成量および生成した活性汚泥の沈降性などは，有機物負荷率などの操作条件，活性汚泥の動力学的特性や曝気槽内の混合特性などによって影響を受けることが知られている。したがって活性汚泥法の処理性を評価するためには，活性汚泥の有機物除去機構と増殖特性を明らかにし，それに基づく動力学モデルを構築する必要がある。また曝気槽内の混合特性が活性汚泥の有機物除去や増殖あるいは凝集・沈降性などにどのように影響するかを明らかにすることが必要である。

微生物の有機物代謝と増殖について，Monodモデルが最もよく使用されているが，活性汚泥プロセスのような不均一でかつ懸濁性微生物フロック系への適用に問題があるとして，Busby and Andrews[1]は活性汚泥が三つの成分すなわち貯蔵成分，活性菌体成分および不活性成分から成り立ち，有機物がこれらの成分へ逐次変換されるという活性汚泥の構成成分の変化を考慮した構造モデルを提案し，活性汚泥プロセスの動的挙動の解析を行っている。また2～3の研究者[2)~5)]は有機物の除去速度が活性汚泥の質的変化によって変化するとして，活性度の概念を導入した構造モデルを提案している。

活性汚泥プロセスの処理能力に及ぼす混合特性の影響に関して，拡散モデルの反応項にMonod式や一次反応式などの動力学式を導入した数理モデル式を用いて理論的解析が行われている。[6)~8)]

衛生工学科　水質工学講座

Fan ら[6]は流入廃水濃度が高くなるほど曝気槽内の混合特性の重要性が増大することをまたChen ら[7]は自触反応系でありかつ微生物のリサイクルを伴う活性汚泥プロセスの処理能力は完全混合とピストンフローとの中間的混合特性を示す比較的大きなペクレ数を有する曝気槽を用いると増大することを指摘している。Tucek ら[9]，Toerber ら[10]は処理効率が曝気槽内の混合特性によって影響しないという実験結果を得ているが，Milbury ら[11]，Shimizu ら[12]はピストンフローに近づける程，良好な処理水質が得られることを指摘し，過負荷現象の効果を考慮すると中間的混合状態が最もすぐれていると報告している。さらに多くの研究者は糸状性バルキングを阻止し，沈降性の良い汚泥を得るためには適切な流動状態が存在することを報告している[13)~18)]。

そこで本研究では混合特性の異なる 2 ～ 3 の曝気槽を用いて，種々の有機物負荷率で連続処理実験を行い，活性汚泥の有機物除去機構，増殖特性ならびに活性汚泥の沈降性について明らかにし，これらの結果に基づいた動力学モデル式を提示する。さらに通常の活性汚泥プロセスのように槽内に濃度分布が存在する不均一系では生物吸着とそれに続いて起こる酸化分解反応を考慮した動力学モデル式が適切であることを示し，拡散モデルと連結させた数理モデルを用いて，数値解析を行い，活性汚泥プロセスの処理能力の評価を行った。

2．実験装置および方法

(1)供試活性汚泥と廃水組成　連続処理実験に用いた廃水は表 1 に示すようにペプトンおよび肉エキスを主成分とする人工廃水である。また実験に使用した活性汚泥は札幌市創成川下水処理場より採取した汚泥を表 1 に示す人工廃水で 2 ケ月間馴養したものである。

(2)実験装置と運転条件　連続処理実験に使用した曝気槽は完全混合型曝気槽と完全混合とピストンフローとの中間的混合特性を有する多段塔型曝気槽である。その概略図を図 1 に示す。多段塔型曝気槽は 8 段と 16 段のものを使用し，全操作容量 10 ℓ，高さ 1.4 m，直径 10 cm のアクリル製円筒形反応器で，各段には 3 個の直径 7 mm のホールを有する仕切板を取り付けた。廃水は最上部より流入させ，塔の上段から第 1 段，第 2 段……と命名し，最下段に容積 4 ℓ の円錐形沈殿槽を付設し，汚泥を最上部へ返送し，偶数段に取り付けた散気孔より通気させる方式を採用した。

完全混合型曝気槽は多段塔型と同容量の 10 ℓ とし，4 ℓ の沈殿槽を付設した。廃水の供給，汚泥返送および汚泥の引き抜きは定量ポンプを使用した。いずれの曝気槽を用いる連続処理実験においても，同一操作条件で運転した。(表 2)

(3)トレーサー応答実験　曝気槽の混合特性はパルス入力によるトレーサー応答実験によって求めた。滞留時間を 8.0 hr，通気量 0.3 vvm（実際の連続処理実験で採用した値にほぼ等しい）に設定し，トレーサーとして $NaNO_3$ を投入し，出口の硝酸濃度を測定して，出口滞留時間分布曲線を求めた。硝酸濃度は Hitachi 124 spectrophotometer を用いて 220 nm の吸光度を測定して求めた。パルス応答曲線から分散，σ^2 を求め，(1) 式からペクレ数，uL/D および完全混合槽列モデルで表現できるとしたときの槽列数，j を求めた。[19)]

$$\sigma^2=\frac{1}{j}=2\left(\frac{D}{uL}\right)-2\left(\frac{D}{uL}\right)^2\left(1-e^{-uL/D}\right) \qquad (1)$$

各曝気槽のペクレ数と j 値を表 3 に示す。

(4)分析方法　曝気槽の MLSS 濃度，SVI 値および廃水または処理水の COD_{cr} は Standard methods[20)] に準じて行った。また呼吸速度は溶存酸素計（YSI Model 57 Oxygen Meter）を用いて，溶存酸素の時間的変化を連続的に測定し，その減少曲線から求めた。

表1　人工廃水の組成

ペプトン	6 g	KCl	0.14g
肉エキス	4 g	$CaCl_2$	0.14g
尿　素	1 g	$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0.1 g
NaCl	0.3g	水道水	1 ℓ
Na_2PO_4	1 g	pH	7.0

COD_{Cr} conc.≒10,000mg/ℓ　COD_{Cr} : N : P = 100 : 15.6 : 5.6

表2　運転条件

操作容量	10ℓ
廃水供給速度	17ℓ/day
汚泥返送率	0.25～0.5
平均滞留時間	8.0～9.6 hr
供給廃水の COD_{cr} 濃度	Variable
曝気槽内平均汚泥濃度	3000mg/ℓ
通気量	0.25～0.5vvm
温度	25℃
pH	7.0

表3　曝気槽の混合特性

	分散	ペクレ数	j 値
完全混合型曝気槽	0.98	0.05	1.0
多段塔型曝気槽(8段)	0.54	2.2	1.9
多段塔型曝気槽(16段)	0.36	4.5	2.8

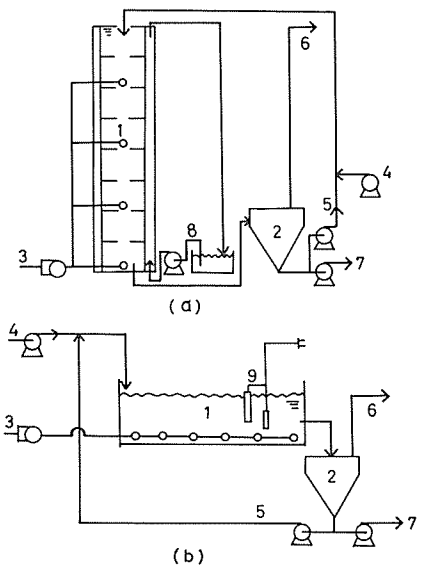

図1　実験装置の概略図　(a)多段塔型曝気槽　(b)完全混合型曝気槽　1．曝気槽　2．沈殿槽　3．通気系　4．廃水供給系　5．返送汚泥　6．処理水排出系　7．余剰汚泥の引き抜き　8．恒温槽　9．ヒーターと温度コントローラ

3．実験結果および考察

3．1　処理能力の評価に用いた数理モデル

活性汚泥法において有機物濃度が高濃度になると，最初に生物吸着による有機物の活性汚泥への急激な移行が起こり，その後に吸着物質が酸化され，一部活性菌体へ変換されることが知られている。このような生物吸着現象を考慮して，活性汚泥の基質除去と増殖に関する動力学モデルが提案されている[1),2),3),5)]。本研究においても活性汚泥による有機物除去反応が有機物の活性汚泥への吸着と吸着有機物の酸化分解反応との継起反応に従っていると考え，真柄[5)]と類似の動力学式を用いて解析した。今吸着速度が溶存有機物質濃度と活性汚泥の総括吸着活性点に比例し，吸着有機物の酸化分解速度が Monod 式に従うと仮定すると，溶存有機物および吸着有機物濃度の変化速度はそれぞれ，

$$\frac{dC_1}{dt} = -k_1 \ (1-\theta)\ C_1 C_3 + \gamma k_3 C_3 \qquad (2)$$

$$\frac{dC_2}{dt} = k_1 \ (1-\theta)\ C_1 C_3 - \frac{k_2 C_2 C_3}{Y_G (K + C_2)} \qquad (3)$$

ここで吸着率 θ を次のように定義する。

$$\theta = \frac{(C_2/C_3)}{(C_2/C_3)_{max}} = \frac{1}{\delta}\frac{C_2}{C_3} \qquad (4)$$

δ は活性汚泥の最大有機物含有率である。(4) 式を (2)，(3) 式へ代入すると

$$\phi_1 = \frac{dC_1}{dt} = -k_1 \left(1 - \frac{1}{\delta}\frac{C_2}{C_3}\right) C_1 C_3 + \gamma k_3 C_3 \tag{5}$$

$$\phi_2 = \frac{dC_2}{dt} = k_1 \left(1 - \frac{1}{\delta}\frac{C_2}{C_3}\right) C_1 C_3 - \frac{k_2 C_2 C_3}{Y_G (K + C_2)} \tag{6}$$

活性微生物濃度および活性汚泥濃度の増加速度はそれぞれ，

$$\phi_3 = \frac{dC_3}{dt} = \frac{k_2 C_2 C_3}{K + C_2} - k_3 C_3 \tag{7}$$

$$\phi_4 = \frac{dC_4}{dt} = a\frac{dC_2}{dt} + \frac{dC_3}{dt} \tag{8}$$

となる。生物反応系のような自触反応系における反応速度は反応槽の混合特性によって影響される。したがって処理能力評価のための数理モデルの作成には曝気槽内の混合特性を考慮する必要がある。槽内の混合特性を表示するモデルとして，拡散モデルを用いて，上述の動力学モデル式を導入すると，定常状態における物質収支式から次の微分方程式が得られる。

$$D\frac{d^2 C_i}{dl^2} - u\frac{dC_i}{dl} + \phi_i = 0 \qquad (i = 1,\ 2,\ 3,\ 4) \tag{9}$$

ここで境界条件（Danckwert's boundary condition）は

$$D\frac{dC_i}{dl} = u\ (C_i - C_i^0) \qquad at\ l = 0 \qquad (i = 1,\ 2,\ 3,\ 4) \tag{10}$$

$$D\frac{dC_i}{dl} = 0 \qquad at\ l = L \qquad (i = 1,\ 2,\ 3,\ 4) \tag{11}$$

数値計算を簡単化するために，$\eta = l/L$，$x_1 = C_1/C_1^0$，$x_2 = C_2/C_1^0$，$x_3 = C_3/Y_G C_1^0$，$x_4 = C_4/Y_G C_1^0$ の無次元量を用いて，無次元化すると（9）式は

$$\frac{1}{P_e}\frac{d^2 x_i}{d\eta^2} - \frac{dx_i}{d\eta} + R\bar{\phi}_i = 0 \tag{12}$$

(10)，(11) 式の境界条件は

$$\frac{1}{P_e}\frac{dx_i}{d\eta} = x_i - x_i^0 \qquad at\ \eta = 0 \qquad (i = 1,\ 2,\ 3,\ 4) \tag{13}$$

$$\frac{1}{P_e}\frac{dx_i}{d\eta} = 0 \qquad at\ \eta = 1 \qquad (i = 1,\ 2,\ 3,\ 4) \tag{14}$$

P_e はペクレ数であり，$P_e = uL/D$，R は Chen ら[7]によって定義された Reaction numberで，

$$R = \frac{k_2 L}{u} \tag{15}$$

また ϕ_i は（5）式から（8）式を無次元化することによって得られ，それぞれ

$$\bar{\phi}_1 = -\frac{k_1'}{K'} x_1 x_3 + \frac{k_1'}{K'\delta'} x_1 x_2 + \gamma' k_3' x_3 \tag{16}$$

$$\bar{\phi}_2 = \frac{k_1'}{K'} x_1 x_3 - \frac{k_1'}{K'\delta'} x_1 x_2 - \frac{x_2 x_3}{K' + x_3} \tag{17}$$

$$\bar{\phi}_3 = \frac{x_2 x_3}{K' + x_2} - k_3' x_3 \tag{18}$$

$$\bar{\phi}_4 = a \cdot \frac{dx_2}{dt} + \frac{dx_3}{dt} \tag{19}$$

(16) ～(19) 式に含まれる定数は無次元定数であり，$k_1' = k_1 Y_G K / k_2$，$k_3' = k_3 / k_2$，$\gamma' = \gamma Y_G$，$\delta' = \delta Y_G$，$K' = K / C_1^0$で与えられる。さらに槽気槽へ流入する有機物，吸着有機物および活性微生物の無次元濃度は$x_1^0 = 1$，$x_2^0 = C_2^0 / C_1^0$，$x_3^0 = C_3^0 / Y_G C_1^0$で与えられる。(12)式を(13)，(14)式で与えられる境界条件のもとで数値解を得るためには，x_1^0，x_2^0およびx_3^0を求める必要がある。曝気槽入口における物質収支から，曝気槽へ流入する有機物濃度は，

$$C_1^0 = C_1^{INF} (1 - \alpha) \tag{20}$$

返送活性菌体濃度がSVI値の関数 $C_1^R = 1/\mathrm{SVI}$ (g/mℓ) で表わせるとすると，

$$C_3^0 = \alpha / \mathrm{SVI}\ (\mathrm{g/m\ell}) = 10^3 \alpha / \mathrm{SVI}\ (\mathrm{kg/m^3}) \tag{21}$$

曝気槽へ返送される吸着有機物濃度C_2^0は非常に小さいと考え，シミュレーションには$C_2^0 = 50$ mg／ℓを用いた。C_1^0, C_2^0, C_3^0が判ればx_1^0, x_2^0, x_3^0を決定することができる。またRは操作因子である容量負荷率，L_Vの値から次式を用いて決定できる。

$$R = \frac{k_2 (1 - \alpha) C_1^{INF}}{L_V} \tag{22}$$

上述した初期条件と境界条件のもとで (12) 式を非線形境界値問題に対するベルマンの擬線形化法によって数値解析を行い，定常状態における曝気槽内の溶存有機物，吸着有機物，活性菌体および活性汚泥の濃度分布を求めた。

3．2　有機物負荷率および混合特性と処理性との関係

供給廃水の有機物濃度を種々変えることによって，有機物負荷率を変化させて，混合特性の異なる2～3の曝気槽を用いて連続処理実験を行い，有機物負荷率および槽内混合特性と有機物除去率，余剰汚泥発生量，汚泥の沈降性などとの関係を検討した。図2は有機物負荷率と放流水のCOD_{cr}濃度との関係をペクレ数をパラメータとして図示したものである。有機物負荷率の増加にしたがって，処理水のCOD_{cr}濃度は高くなるが，ペクレ数の大きな曝気槽の方が処理水COD_{cr}濃度が低くなる傾向を示した。汚泥収率（生成汚泥量／有機物除去量）に関しては多段塔型曝気槽（ペクレ数＝2.2）の方が完全混合型曝気槽（ペクレ数＝0.05）よりも低く，その差は有機物負荷率が増加するに従って増大した。(図3)以上の結果から，曝気槽の混合状態を完全混合とピストンフローの中間的な混合状態にすると，処理効率が高められることおよび余剰汚泥の生成量を少なくできることが明らかになった。活性汚泥の沈降性に関しては，完全混合型曝気槽では汚泥負荷率が1.0 kgCOD_{cr}／kgMLSS·day以上になると，負荷量の増加に伴って，SVI値が急激に増加し，沈降性の悪化が観察されたが，多段塔型曝気槽では，有機物負荷の増大に伴う汚泥滞留時間の減少に起因して，原生動物が反応系外に流出する汚泥負荷率1.5～2.0 kgCOD_{cr}／kgMLSS·day以

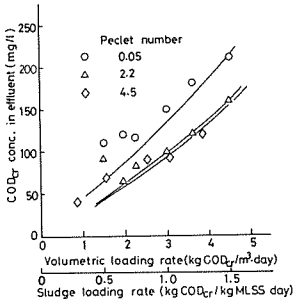

図2　有機物負荷率と処理水のCOD_{cr}濃度との関係

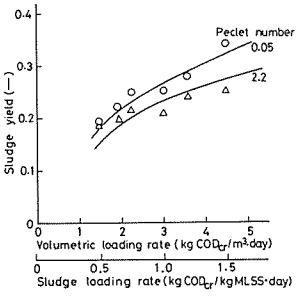

図3　有機物負荷率と汚泥収率との関係

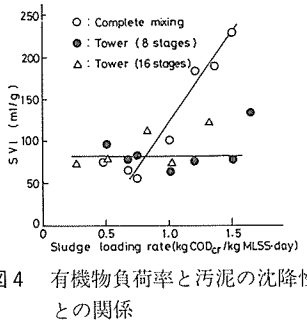

図4　有機物負荷率と汚泥の沈降性との関係

下では SVI 値の顕著な変化は観察されず 100 mℓ／g 前後であった。(図 4) この結果は汚泥の沈降性が槽内の混合状態に強く影響されるという 2 ～ 3 の研究者[13)~18)]の報告と一致した。すなわち完全混合よりも，完全混合とピストンフローの中間的混合状態の曝気槽を用いると，沈降性を悪化させる糸状性細菌 (*Sphaerotilus sp.* など) の増殖を阻止し，沈降性のよい汚泥が生成した。

3．3　有機物濃度および呼吸活性の槽内分布特性

完全混合とピストンフローとの中間的混合特性を有する曝気槽を用いた活性汚泥法の有機物除去機構を明らかにするために，曝気槽内各区画における溶存有機物，MLSS，吸着有機物および浮遊細菌の各濃度と呼吸活性を測定し，その分布特性を検討した。図 5 は段数が 8 段と 16 段の多段塔型曝気槽を用いて，種々の有機物負荷率で，連続処理実験を行い，ほぼ定常状態に達したと考えられた時期での曝気槽内 COD_{cr} 濃度を図示したものである。いずれの段数の曝気槽を用いた場合にも，有機物負荷率が大きくなると，COD_{cr} の濃度勾配は大きくなるという分布を示した。また負荷率が大きくなるほど，COD_{cr} 濃度が一定となる段数が後段に移行するという分布特性を示した。COD_{cr} 濃度分布が一定となり，それ以後の曝気槽区画で減少しない COD_{cr} 成分は生物的に分解不可能な有機物であると考えられた。また槽内の COD_{cr} 濃度分布に起因して，浮遊細菌の濃度分布が観察された。(図 6) すなわち出口付近では溶存 COD_{cr} 濃度が低いため，浮遊細菌の増殖が抑制され，食物連鎖による高次栄養レベルの原生動物の補食作用と有機物濃度が低い場合に顕著に観察される凝集作用が卓越する結果，放流水中の浮遊細菌濃度は極めて低いという結果が得られた。

図 7 は容量負荷率 3.6 $kgCOD_{cr}／m^3 \cdot day$ (汚泥負荷率＝1.2 $kgCOD_{cr}／kgMLSS \cdot day$) で連続処理した場合を例として，溶存 COD_{cr} 濃度分布と呼吸速度分布との比較を行った結果を示している。COD_{cr} 濃度がほぼ一定となった段数以後の曝気槽区画においても，呼吸速度，Q_{O_2} が徐々に低下するという分布特性が得られた。この結果から COD_{cr} 濃度が一定になった後にも呼吸速度の低下が観察されるのは，活性汚泥へ移行した吸着有機物の濃度分布が存在するためであると考えられた。そこでこの考察が妥当であるかを確認するために，リン酸緩衝液中で比較的容易に抽出される吸着有機物含有量と呼吸速度との関係を検討した。(図 8) その結果から，吸着有機物含有量が高くなるに従って，呼吸速度が増加することが明らかになった。

種々の成分の曝気槽内分布に関する実験結果から，完全混合とピストンフローとの中間的混合特性を有する曝気槽では，安定化された活性汚泥 (吸着有機物含有量の低い汚泥) が常に第 1 段へ返送されるため，入口付近の反応槽区画では生物吸着による有機物の活性汚泥への急激な移行が起こり，汚泥が曝気槽各区画を通過する間に汚泥へ移行した有機物が酸化分解されることが明

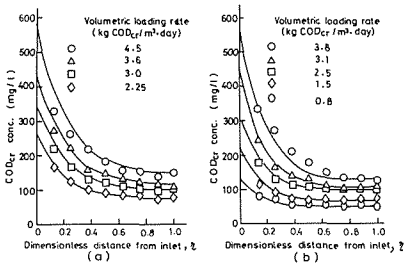

図 5　溶存有機物の槽内濃度分布

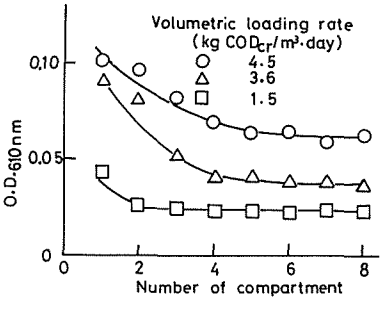

図 6　浮遊性細菌の槽内濃度分布

らかになった。このような有機物濃度勾配が存在する不均一系は，同一反応槽内で対数増殖相で見られる高い有機物除去能力と汚泥の安定化を行わせしめる能力とを持ち合せたシステムであると考えられた。

3．3　動力学パラメータの決定

3．1で提示された数理モデルを用いて実験結果のシミュレーションを行うには，装置特性を表わすペクレ数と活性汚泥の有機物除去および増殖に関する動力学パラメータを決定する必要がある。ペクレ数はトレーサー実験により求められているので，ここでは動力学パラメータの決定について述べる。液相から汚泥への生物吸着による有機物除去反応が1次反応に従うとすると，

$$\sigma=-\frac{1}{C_3}\frac{dC_1}{dt}=k_1 C_1 \qquad (23)$$

ここで吸着速度定数，k_1 は吸着有機物をほとんど含有しない活性汚泥の有機物除去速度定数である。そこで第1槽に比して第2槽の操作容量を大きくして（第1槽容積／第2槽容積＝1／10）第2槽から流出する吸着有機物含有率の低い汚泥を沈殿槽で分離し，第1槽へ供給する2槽連続処理系を用いて，第1槽での有機物除去速度と有機物濃度との関係を求め，k_1 を評価した。図9の直線の傾きから求められる k_1 の値は25m³／kgMLSS・dayであった。

活性汚泥の増殖速度と有機物除去速度との関係は

$$\frac{dC_3}{dt}=Y_G\left(-\frac{dC_1}{dt}\right)-k_3 C_3 \qquad (24)$$

これを変形すると

$$\frac{1}{C_3}\frac{\triangle C_3}{\triangle t}=Y_G\left(-\frac{1}{C_3}\frac{\triangle C_1}{\triangle t}\right)-k_3 \qquad (25)$$

したがって完全混合型曝気槽を用いて連続処理を行った時の定常状態における有機物除去速度と余剰汚泥の引き抜き速度との関係から真の増殖収率，Y_G と自己酸化速度定数，k_3 を決定することができる。図10から，$Y_G=0.28$，$k_3=0.05$ day^{-1} を得た。有機物の活性汚泥による分解速度がMonod式に従うとすると

$$\nu=\frac{1}{C_3}\frac{dC_1}{dt}=\frac{k_3}{Y_G}\frac{C_1}{K+C_1} \qquad (26)$$

完全混合型曝気槽を用いる連続処理系の実験結果から，比有機物分解速度と有機物濃度との関係を求めると，図11の如くなる。$k_2=0.65$ day^{-1}，$K=150$ mg／ℓ の値が得られ，流入 COD_{cr} 成分の7.5～10%が生物分解の困難な成分であることが判った。活性汚泥の最大有機物含有率は吸着有機物を含有しない汚泥（1/15

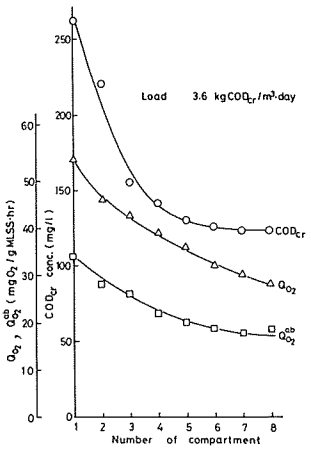

図7　溶存有機物濃度と呼吸速度の槽内分布の比較

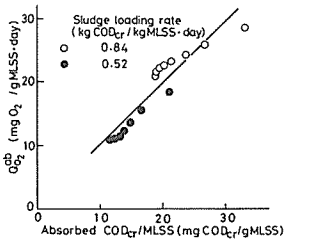

図8　活性汚泥の有機物含有率と呼吸速度との関係

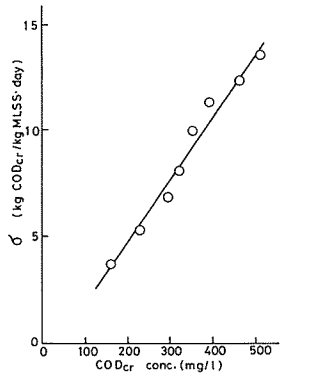

図9　有機物濃度と吸着除去速度との関係

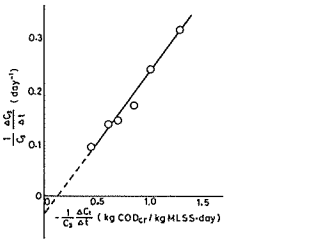

図10　有機物除去速度と増殖速度との関係

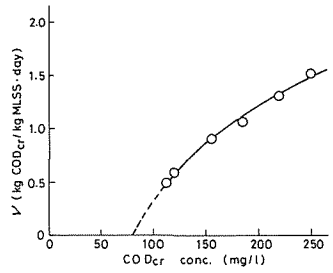

図11 有機物濃度と比酸化分解速度との関係

表4 動力学パラメータ

吸着速度定数	,	k_1	25	m^3/kg MLSS·day
最大比増殖速度	,	k_2	0.65	day^{-1}
自己酸化速度定数	,	k_3	0.05	day^{-1}
飽和定数	,	K	0.15	kg COD_{Cr} /m^3
真の増殖収率	,	Y_G	0.28	———
最大有機物含有率	,	δ	0.53	kg COD_{Cr} /kg Biomass
汚泥の有機物への変換定数,		γ	0.7	kg COD_{Cr} /kg Biomass
吸着有機物の重量換算係数,		a	0.75	kg dry wt./kg COD_{Cr}

Mリン酸緩衝溶液中で12時間曝気して得られた汚泥)を用いて，呼吸阻害剤としてNaN_3を添加して，回分培養を行い，COD_{Cr}濃度変化を追跡して吸着平衡に達したときのCOD_{Cr}濃度から求めた。汚泥の最大有機物含有率，δは0.53 kgCOD_{Cr}／kg Biomassであった。以上の実験結果から得られた活性汚泥の有機物除去および増殖に関する動力学定数を表4に示す。

3．4 数理モデルによるシミュレーションと理論的考察

曝気槽内に有機物濃度分布が存在するような不均一系では，活性汚泥の有機物除去と増殖に関する動力学モデルには生物吸着現象を考慮する必要があることを明らかにした。そこで3．1で提案した数理モデルによって，実験データのシミュレーションを行い，有機物負荷率および混合特性と放流水の有機物濃度，汚泥生成量や汚泥の沈降性などの処理性に関連する因子との関係について検討した結果について述べる。

微生物の増殖に関する動力学モデルとして最もよく用いられているMonod式と混合特性を表示する拡散モデル式とを連結した数理モデルによって，曝気槽内のCOD_{Cr}濃度分布のシミュレーションを行った。(図12) その結果，曝気槽内COD_{Cr}濃度の実測値は計算値と大きく相違しており，動力学モデルとしてMonod式が不適当であることが明らかになった。有機物濃度分布を生じるようなピストンフロー型曝気槽では活性汚泥は高有機物濃度から低有機物濃度まで連続した環境変化を受けており，その結果，活性汚泥の質的変化が生じていると考えられる。したがって汚泥の質的変化を考慮した構造モデルを導入した3．1に提示した数理モデルによって処理能力の評価を行った。

曝気槽内の溶存COD_{Cr}濃度分布のシミュレーションを行った結果，8段および16段のいずれの多段塔型曝気槽に関しても，実測値と計算値とは比較的よく一致した。(図5)そこで活性汚泥の吸着現象を考慮した動力学モデルの妥当性を明確にするため活性汚泥に吸着した有機物の曝気槽内分布に関して実測値と計算値とを比較検討した。リン酸緩衝液中で溶出

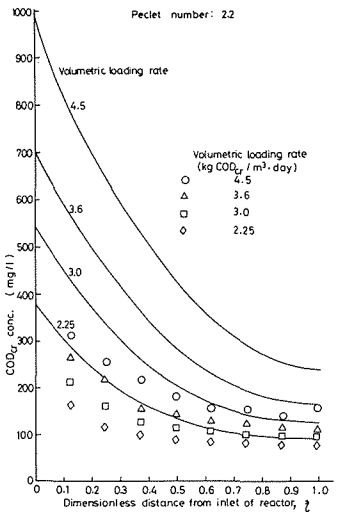

図12 Monodモデルによる有機物濃度分布のシミュレーション

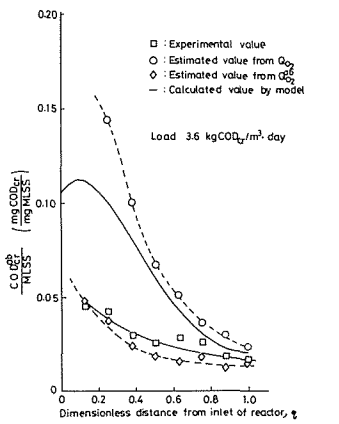

図13 吸着有機物含有量の槽内分布

させた吸着有機物濃度の測定値は計算値に比してかなり低くかった。(図13)溶出法による吸着有機物濃度の測定ではすべての吸着有機物を測定しているとは言い難い。そこで活性汚泥の呼吸速度から吸着有機物の推定を行った。活性汚泥の酸素消費は吸着有機物の酸化と維持代謝の二つの項に分けられる。

$$Q_{O_2}=\beta\nu+Q_{O_2}^{end} \tag{27}$$

ここで最大呼吸速度は

$$Q_{O_2}^{max}=\beta\nu_{max}+Q_{O_2}^{end} \tag{28}$$

さらに吸着有機物の酸化速度がMonod式で表わされるとすると

$$\nu=\frac{\nu_{max}\cdot C_2}{K+C_2} \tag{29}$$

(27), (28), (29) 式から吸着有機物濃度は呼吸速度の関数となる。

$$C_2=\frac{K(Q_{O_2}-Q_{O_2}^{end})}{Q_{O_2}^{max}-Q_{O_2}} \tag{30}$$

実験的に$K=100$ mg／ℓ，$Q_{O_2}^{end}=10$ mg O_2／g MLSS・hr，$Q_{O_2}^{max}=55$ mg O_2／g MLSS・hrが求められた。これらの動力学定数を用いて，混合液中での呼吸速度，Q_{O_2}およびリン酸緩衝液中での呼吸速度，$Q_{O_2}^{ab}$から計算される吸着有機物含有量の予測値の間に真の吸着有機物含有量が存在すると考えられる。数理モデルによる吸着有機物含有率の計算値は上述した値の間にあることおよび生物分解可能な有機物がほとんど存在しない$\eta>0.6$での曝気槽区画ではQ_{O_2}による予測値と数理モデルによる計算値がほとんど一致することから生物吸着を考慮した動力学モデル式が妥当であることが明らかになった。

次に有機物負荷率を種々変化させて連続処理を行った場合の放流水の溶存COD_{cr}濃度と汚泥収率についての実験値を数理モデルによってシミュレーションした結果，実験値と計算値とが比較的よく一致した。(図2，図3)またシミュレーションの結果からペクレ数の小さい範囲ではわずかなペクレ数の増加が水質の改善に大きく影響することおよび有機物負荷が大きくなるほどペクレ数の相違よる影響が大であることが明らかになった。また剰余汚泥発生量に関しても，有機物負荷量が大きくなるとペクレ数の影響が大となり，ペクレ数の大きな曝気槽すなわちピストンフローに近い曝気槽ほど余剰汚泥の発生量が小さくなるという傾向をシミュレートすることができた。

出口における活性汚泥の吸着有機物含有率が汚泥の沈降性に影響することが考えられたので，数理モデルから予測される曝気槽出口における汚泥の吸着有機物含有率とSVI値との関係を求めた。図14に示す如く汚泥の吸着有機物含有率が3％以下ではSVI値は100 mℓ/gであり，沈降性のすぐれた汚泥が生成されるが，3％を越えるとSVI値は急激に増加した。

次に濃度勾配を有する曝気槽を用いる活性汚泥プロセスの処理特性を明らかにするために，数理モデルによる数値解析を行い，溶存有機物，吸着有機物，活性菌体および活性汚泥の各濃度の槽内分布を求めた。(図15)溶存有機物濃度の分布に関しては，ペクレ数が大きいほど濃度分布幅も大きいが，流出口付近でのCOD_{cr}濃度は低くなることから，理論的にはピストンフローに近い曝気槽を用いる活性汚泥プロセスの方が低濃度まで有機物を処理できることが示された。吸着有機物の分布特性に関しては，ペクレ数の大きな曝気槽ほど流入口付近では吸着有機物含有率の高い汚泥が存在するが，この吸着有機物は出口に近づくに従って酸化分解され，流出口では逆に含有率

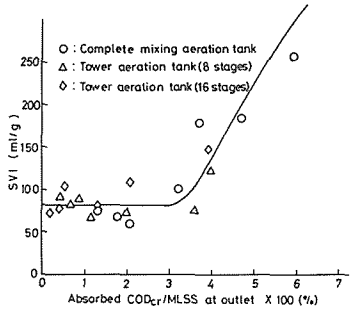

図 14 吸着有機物含有量と汚泥の沈降性との関係

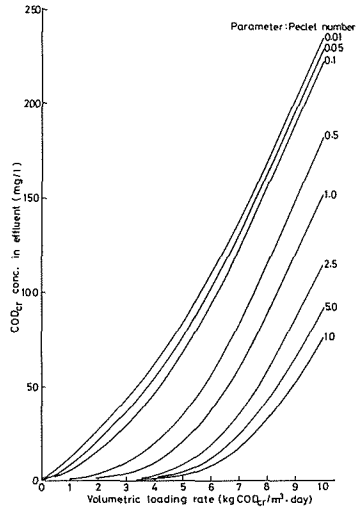

図 16 処理水 COD_{cr} 濃度の計算結果

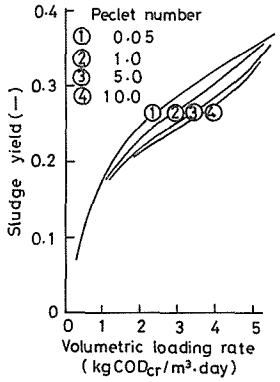

図 18 汚泥収率の計算結果

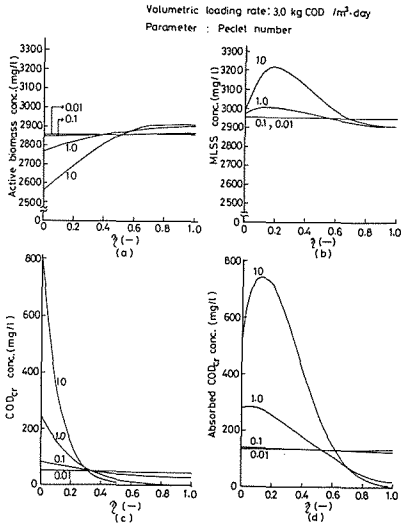

図 15 各成分濃度の槽内分布 (a)活性菌体 (b)MLSS (c)溶存有機物 (d)吸着有機物

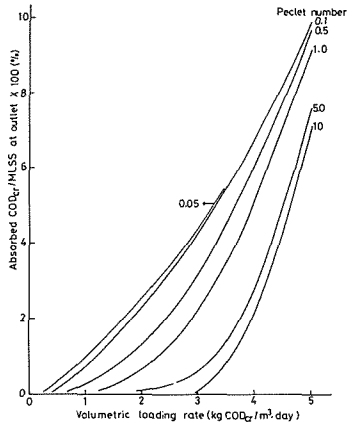

図 17 吸着有機物含有量の計算結果

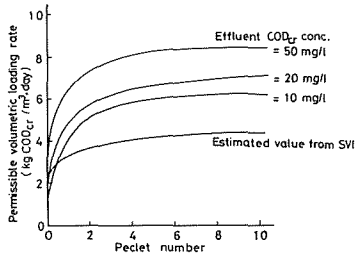

図 19 ペクレ数と限界有機物負荷率との関係

の低い汚泥になることが明らかになった。この計算結果から，完全混合型曝気槽の方がピストンフロー型曝気槽を用いた活性汚泥プロセスよりも余剰汚泥発生量が大となる原因の1つが汚泥の吸着有機物含有率の差によるものであると推察された。出口付近での活性微生物濃度はペクレ数の増加に従って高くなるが，MLSS 濃度は逆に減少するという計算結果が得られた。この結果はペクレ数の大きな曝気槽を用いた活性汚泥プロセスの方が吸着有機物の活性菌体への変換速度および酸化分解速度が大となるため，余剰汚泥発生量が少なくかつ吸着除去活性の高い汚泥を返送しうることを示唆している。

ペクレ数をパラメータに，容量負荷率に対して放流水 COD_{cr} 濃度，出口における吸着有機物含有量および汚泥収率を計算した結果をそれぞれ図16，図17および図18に示す。これらの結果はペクレ数が大きな曝気槽を用いた方が良好な処理水が得られること，有機物除去活性の高い汚泥が返送されることおよび余剰汚泥の発生が軽減されることを示唆している。

図19は放流水の COD_{cr} 濃度をある値に設定した場合に，許容される容量負荷率とペクレ数との関係を図示したものである。例えば放流水の有機物濃度を 20 mg/ℓ まで処理したい場合，ペクレ数 0.1, 0.5 および 2.5 の曝気槽を用いた時，それぞれ 2.25, 4.0 および 6.0 $kgCOD_{cr}/m^3 \cdot day$ を採用して処理することができ，曝気槽の混合特性を完全混合からピストンフローへ近づけることによって容積負荷率を 2.5～3 倍に増加できることが示された。しかし活性汚泥プロセスにおいて，有機物負荷量の上限は汚泥の沈降性によって決定されることが知られている。前述したように返送汚泥の吸着有機物含有率が3％を越えると沈降性が悪化する。そこで図19に示される返送汚泥の吸着有機物含有率を3％以下にするための容積負荷率とペクレ数との関係から，完全混合型曝気槽では容積負荷率の限界が 2.3 $kgCOD_{cr}/m^3$, day であるのに対して，ペクレ数が4以上の曝気槽を用いた場合には 4.0 $kgCOD_{cr}/m^3 \cdot day$ まで増加させることが出来るが，ペクレ数を4以上に増加させても，その効果は大きくないことが考察された。

4．結　　論

本研究は活性汚泥プロセスの管理・操作において重要な因子である処理水の水質，汚泥生成量および汚泥の沈降性への有機物負荷率や曝気槽内混合特性の影響に関して実験的に検討を行うと同時に活性汚泥プロセスの処理能力の評価や設計のための数理モデルの提案を行ったものである。その結果，完全混合型曝気槽よりもペクレ数の大きな曝気槽を用いることによって，処理水の水質，汚泥の沈降性の改善と余剰汚泥発生量の削減を達成できるという結論を得た。

また混合特性を表示する拡散モデル式に生物吸着反応と酸化分解反応とを考慮した動力学モデル式を導入した数理モデル式によって活性汚泥プロセスの処理能力を評価できることが明らかになった。

最後に，本研究の遂行にあたり，工藤憲三氏，佐渡明氏，沼館和宏氏，岡田耕輔氏，横田義昭氏の各氏に多大なる尽力を頂いたことを付記し，感謝いたします。

使 用 記 号

C_1	：溶存有機物濃度 〔mg／ℓ〕	t	：時間 〔hr〕
C_2	：吸着有機物濃度 〔mg／ℓ〕	u	：線速度 〔1／cm・sec〕
C_3	：活性菌体濃度 〔mg／ℓ〕	α	：汚泥返送率 〔−〕
C_4	：活性汚泥濃度 〔mg／ℓ〕	β	：比例定数 〔−〕
D	：拡散係数 〔cm_2／sec〕	γ	：汚泥の有機物変換定数 〔kg COD_{cr}／kg Biomass〕
Q_{O_2}	：呼吸速度 〔mgO_2／g MLSS・hr〕		
SVI	：汚泥容積指標 〔ml／g〕	δ	：最大有機物含有率 〔kg COD_{cr}／kg Biomass〕
K	：飽和定数 〔mg／ℓ〕		
L	：曝気槽の長さ 〔cm〕	η	：無次元距離 〔−〕
R	：反応数 〔−〕	θ	：吸着率 〔−〕
P_e	：ペクレ数 〔−〕	ν	：比有機物分解速度 〔kg COD_{cr}／kg MLSS・day〕
Y_G	：真の増殖収率 〔−〕		
a	：重量換算係数 〔−〕	σ	：比有機物吸着速度 〔kg COD_{cr}／kg MLSS・day〕
k_1	：吸着速度定数 〔m^3／kg MLSS・day〕	添字	
k_2	：最大比増殖速度 〔day^{-1}〕	o	：曝気槽入口
k_3	：自己酸化速度定数 〔day^{-1}〕	INF	：供給廃水
		max	：最大値
l	：曝気槽入口からの距離 〔cm〕		

引 用 文 献

1) Busby, J. B. and Andrews, J. F. : Journal WPCF., **47** (1975), p. 1055
2) Naito, M., Takamatsu, T., Fan, L. T. and Lee, E. S. : Biotech. Bioeng., **11** (1969), p. 731
3) 合田健，宗宮功，津野洋：土木学会論文報告集，213 (1977)，p. 17
4) 加藤善盛：〝活性汚泥の物質移動と代謝機構に関する研究〟北海道大学学位論文 (1975)
5) 真柄泰基：〝維持管理からみた活性汚泥の質的構造に関する研究〟北海道大学学位論文 (1978)
6) Fan, L. T., Chen, K. C., Erickson, L. E. and Naito, M. : Water Research, **4** (1970), p. 271
7) Chen, K. C., Fan, L. T., and Erickson, L. E. : Canadian J. Chem. Eng., **50** (1972) p. 157
8) Vavilin, V. A. and Vasilyev, V. B. : Water Research, **12** (1978), p. 491
9) Tučeck, F. and Chudoba, J. : Water Research, **3** (1969), p. 559
10) Toerber, E. D., Paulson, W. L. and Smith, H. S. : Journal WPCF., **46** (1974), p. 1995
11) Milbury, W. F., Pipes, W. O. and Grieves, R. B. : J. Sanit. Eng. Div. ASCE., **91,** SA3 (1965), p. 45
12) Shimizu, T., Hisatomi, S., Suga, K. and Ichikawa, K. : J. Ferment. Technol., **58** (1980), p. 287
13) Sonoda, Y., Tanaka, S. and Ishida, Y. : J. Ferment. Technol., **51** (1973), p. 813
14) Chudoba, J., Ottovă, V. and Maděra, V. : Water Research, **7** (1973), p. 1163
15) Chudoba, J., Grau, P. and Ottovă, V. : Water Research, **7** (1973), p. 1389
16) Chudoba, J., Blăha, J. and Maděra, V. : Water Research, 8 (1974), p. 231
17) Rensink, J. H. : Journal WPCF., **46** (1974), p. 1888
18) Shimizu, T., Wakimura, K., Tanemura, K. and Ichikawa, K. : J. Ferment. Technol. **58** (1980), p. 275
19) Levenspiel, O. : Chemical Reaction Engineering, (1962), p. 260, Wiley and Sons Inc., New York
20) APHA, AWWA, WPCF : Standard Methods for the examination of Water and Wastewater 14th ed., (1980), p. 90, 127, 490, Amer. Pub. Health Assn., Washington, D. C.
21) 磯田和男，大野豊：Fortran による数値計算ハンドブック (昭和 46)，p. 230，オーム社