

(22) 好気性脱窒現象のモデル化に関する研究

STUDY ON THE PROCESS OF AEROBIC DENITRIFICATION

石川 宗孝*, 中西 弘*, 水船 清司**

Munetaka ISHKAWA*, Hiroshi NAKANISHI*, Kiyoshi MIZUFUNE**

ABSTRACT; The purpose of this report is to reveal the denitrification in a aeration tank, which tries to clarify the relation between the mixing and the reaction kinetics. The authors produced the back flow model apparatus and examined the relation of the mixing to the nitrogen removal. Then, we tried a method of velocity analysis from batch tests. Results of these experiments, it became clear as follows. (1) In the plug flow model tank, the more the mixing increase, the more the removal of total nitrogen increase till some mixing point ($\phi_{max}=0.15$). (2) In the complete mixing tank, it was estimated that the reaction of nitrification and denitrification were acted continuously in the low DO level.

KEYWORDS ;AERATION TANK, NITRIFICATION, DENITRIFICATION, MIXING, KINETICS

1. はじめに

筆者等は好気性脱窒現象を解析するため、単一曝気槽内の窒素の挙動とそれに関連する他の水質特性および槽内の流体の混合特性について種々の基礎的研究を行なっている。本研究は次の三点から成り立っている。(1) 前報⁽¹⁾において行なった好気性脱窒現象を再現できる連続系装置のモデル化を進め、混合特性と窒素の除去の関係について調べた。(2) (1)で馴致した汚泥を用いて回分実験を行ない、窒素の水質変化特性を調べ、現象を動力学式で表現した。(3) (2)で提示した動力学式が連続処理系へ適用できるか検証するために、混合特性式と動力学式を組み合せて計算し、その計算結果と実験データを比較した。

2. 窒素の挙動におよぼす混合特性の影響

好気性脱窒現象の起こる曝気槽内では槽流入部付近は嫌気的な状態に近く、槽流出部付近は好気的な状態である場合が多いといわれている。窒素除去率の高い槽内では流出部に存在している $\text{NO}_x - \text{N}$ が旋回流、循環流等の流れによって流入部へ移動する、いわゆる逆混合を起こし、そこで脱窒作用を受ける可能性が大きい。そのため、この逆混合を定量化する目的で槽列モデル型の装置の各槽の間に定量ポンプを設置し、混合液を各々の前槽にもどすことによって逆混合を生ぜしめ、定量化された混合状態のもとで窒素の挙動を調べたが、(1)その際、定量ポンプの容量が小さく、混合が大きい状態まで実験できなかつたので、本研究では大容量の定量ポンプを使用し、混合が小さい時、すなわち押し出し流れに近い状態から、混合が大きくなり、完全混合流れに近づく状態までの実験を行ない、混合特性と窒素の挙動との関係を調べた。

* 山口大学工学部 Faculty of Eng., Yamaguchi Univ., ** 東京設計事務所 Company of Tokyo Setukei Jimusho.

2.1 実験方法

(A) 実験装置

連続実験装置は図-1に示す様に5槽からなる槽列モデル型の曝気槽（1槽の有効容積2ℓ）と沈澱池（有効容積1ℓ）を製作した。各槽間の流れは自然流下とし、逆混合はチューブポンプを用いて定量にもどしている。従って、槽内の混合特性、水質特性は図-2、表-1に示す様な基礎式で表わすことができる特徴を有している。曝気量は散気球により0.2ℓ/ℓ(容積)/minとした。また、各槽内で死水域を作らない様にスターラーで緩速攪拌を行なっている。

(B) 実験条件

表-2に実験条件を示す。曝気槽の滞留時間は原水（模擬し尿）量Qに対して10日とし、返送汚泥量、希釈水量はそれぞれ3Qおよび4Qとした。各槽間の逆混合流量と原水量の比、すなわち逆混合比hは0～500Qまで変化させた。

(C) 実験方法

混合特性はNaclをトレーサーとしてデルタ応答法により測定した。処理実験では下水処理場返送汚泥を種汚泥として、図-1の各槽へMLSSが約5,000mg/ℓになるように計量投入した。曝気の空気量は0.4～0.5ℓ/minとした。冷水槽の中へ貯留している模擬し尿（表-3）を連続投入し、各実験条件で長期間馴致した。各実験とも馴致したとみられる頃、各槽同時にサンプリングし、混合液と5℃ろ紙ろ液について表-4に示す項目につき分析した。

2.2 実験結果及び考察

(A) 混合特性の測定

分割槽数nを10, 5, 3に、逆混合比hを0～50に変えて、それぞれの条件で混合特性を測定した。

その結果、デルタ応答曲線は表-1に示す計算方法による計算値と実測値が全く一致したため、本装置による方法で混合特性は定量化することができることがわかった。図-3にnが10, 5, 3の場合において、hを0～50に変化させた計算例を示す。基本的には

$$\begin{array}{ccc} \infty & \leftarrow & n \rightarrow 0 \\ \text{押し出し流れ型} & & \text{完全混合型} \\ 0 & \leftarrow & h \rightarrow \infty \end{array}$$

の傾向にある。これから、nとhは混合特性に対して相反関係にあるといえる。そのため、これらを一元的に扱うため図-3に示すように無次元化残留濃度E(φ)=E_{max}に対応するφをφ_{max}とすると

$$\text{完全混合型 } 0 \leftarrow \phi_{\max} \rightarrow 1 \quad \text{押し出し流れ型}$$

となる関係となり、φ_{max}という一変数で表わすことができた。φ_{max}とn, hの関係を図-4に示す。

(B) 処理実験

連続処理実験で得られた各槽内のpH、アルカリ度のデータを図-5に、DO、ORPの分布を図-6、図-7にそれぞれ示す。図-8、図-9には逆混合比を変化させた時のC-COD(炭素系COD=COD-1.14NO₂-N)とKj-N, NO_x-Nの挙動についてそれぞれ示す。pH、アルカリ度については図にも示す様に第1槽目においてはアルカリ側にあり、逆混合比の小さい実験ではアルカリ生成もみられる。第2槽目からは急激な低下が起き、酸性側に移行している。しかし、逆混合比の大きいRun8では槽内が一定となり、pH、アルカリ度とも変化がみられない。DO、ORPについてもpH、アルカリ度と同様な傾向を示し、第1槽目においては嫌気的状態を呈しており、脱窒作用に好条件であるが、Run8においては全槽とも好気的状態を呈している。

次に、C-CODと窒素の挙動をみると、押し出し流れに近い状態で運転されたRun1においては明確なC-CODの濃度分布がみられるが、逆混合比が大きくなるにつれ、C-COD濃度は均一化されている。窒素の挙動も同様な傾向を示し、逆混合比による明確な差が表われた。窒素除去率でみ

ると、図-10に示すようにRun 1～Run 7までは逆混合比が増す程窒素除去率も増えており、逆混合により槽後部で発生したNO_x-Nが槽流入部へ運ばれ脱窒されると推察される。しかし、完全混合状態に近いRun 8では窒素除去率は低下している。この理由としては、大きな逆混合によって曝気槽流入口部も好気状態となり、脱窒作用に必要な条件を維持できなかったことが考えられる。

窒素除去の観点から最適の混合は ϕ_{max} が0.15の場合と推定される。図-4を参照すると、この ϕ_{max} 値は3槽からなる曝気槽では50Q、5槽のそれでは90Q、10槽のそれでは200Qの逆混合流が生じた場合に相応することが知られる。いずれにせよ、好気性脱窒現象を効率的に生ぜしめるためには一定程度の逆混合が必要であるが、あまり逆混合が大きくなると脱窒作用が起りにくく環境になることを実験結果は示している。

3. 反応速度論的解析

好気性脱窒現象は单一槽内で有機物の分解、硝化および脱窒の各作用が並行的に進む複合プロセスであり、しかも、硝化・脱窒作用は連続反応であることを既に確認している。⁽¹⁾本研究においては有機物の除去、硝化作用、脱窒作用を一括的に取り扱うべく、回分実験を行ない、速度論的解析を行なった。

3.1 実験条件

好気性脱窒現象として、单一曝気槽内で並行かつ連続的に生じている有機物（以下C源として表わす）の除去反応、硝化反応および脱窒反応の相互作用を調べるために、表-5に示すように原水の組成を変えて回分実験を行なった。Runs 1-1～1-3は硝化作用に及ぼすC源の影響とC源の除去過程を調べるために行なったものである。Runs 2-1～2-3は硝化作用だけを調べるために、またRuns 3-1～3-3および3-1'、3-1''は脱窒作用とC源濃度の関係を調べるために行なった。なお、硝酸と亜硝酸の比率は連続実験を参考にしてNO₂⁻/NO₃⁻=5として投入している。

3.2 実験方法

実験に用いる汚泥は上述の連続実験Run 3で十分に馴致した流入端の第1槽目の汚泥（汚泥Aで示す）第2槽目の汚泥（汚泥B）、流出端の第5槽目の汚泥（汚泥C）を使用した。図-11に示す実験装置を3個準備し、それぞれの汚泥を水道水で2～3回洗浄後、三角フラスコに投入し表-5に示す同一の原水を各フラスコに加えて曝気した。曝気後、完全に均一になったと判断できる5分後を実験開始時として、適宜採水（5分・30分・1・2・4・6時間）し、分析（COD_{Mn}、Kj-N、NO₂-N、NO₃-N、アルカリ度、pH等）を行なった。なお、曝気量は各実験とも0.4ℓ/minとした。

3.3 実験結果

各Runで得られた反応速度係数と実験開始時の水質状態の関係を図-12～14に示す。図-12はC-CODの除去速度をしたものである。DOが不足状態（Runs 1-1～1-3）において除去速度とNO_x-Oが存在する状態（Runs 3-1～3-3）の除去速度を比較するとNO_x-Nが存在する状態において、C-COD除去速度は高くなり、NO_x-Oが酸素源の役目をしていることがわかる。図-13はKj-Nの除去速度、すなわち硝化速度に及ぼす初発Kj-N濃度の影響をみたものである。同一の初発Kj-N濃度についてみると、C源を添加しなかったRuns 2-1～2-3の硝化速度はC源を添加したRuns 1-1～1-3のそれより大きい。このことから、硝化反応とC源除去反応の間には拮抗関係があると考えられる。図-14は脱窒速度を比較したものであるが、C-CODが大きい程脱窒速度も大きくなっていることがわかる。

3.4 好気性脱窒現象の定式化

以上の実験結果より、好気性脱窒現象を次のような動力学式で表現してみた。

C - COD 除去過程

$$\frac{1}{X} \cdot \frac{dS}{dt} = \frac{-U_S S}{K_S + S} - \alpha \left(\frac{dC_3}{dt} \right)_B = \frac{-U_S S}{K_S + S} - \alpha \frac{U_2 C_2}{K_2 + C_2} \cdot \frac{S}{K_S + S} \quad (1)$$

Kj - N 除去過程

$$\frac{1}{X} \cdot \frac{dC_1}{dt} = - \frac{U_1 C_1}{K_1 + C_1} \left(\frac{S^*}{S} \right)^\xi \quad (2)$$

NOx - N 除去過程

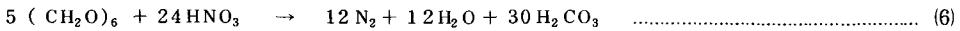
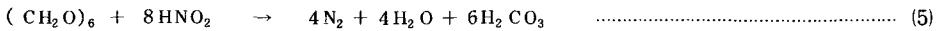
$$\frac{1}{X} \cdot \frac{dC_2}{dt} = \frac{U_1 C_1}{K_1 + C_1} \left(\frac{S^*}{S} \right)^\xi - \frac{U_2 C_2}{K_2 + C_2} \cdot \frac{S}{K_S + S} \quad (3)$$

N₂ - N 生成過程

$$\frac{1}{X} \cdot \frac{dC_3}{dt} = \frac{U_2 C_2}{K_2 + C_2} \cdot \frac{S}{K_S + S} \quad (4)$$

但し、S : C - COD (mg/l), C₁ : Kj - N (mg/l), C₂ : NOx - N (mg/l), C₃ : N₂ - N (mg/l), X : MLSS (mg/l), U_S : C - COD 最大反応速度定数 (1/hr), U₁ : Kj - N 最大反応速度定数 (1/hr), U₂ : 脱窒最大反応速度定数 (1/hr), K_S : C - COD 鮫和定数 (mg/l), K₁ : Kj - N 鮫和定数 (mg/l), K₂ : 脱窒鮫和定数 (mg/l), α : 単位 NOx - N 量当り除去される C - COD 量 (mg C-COD/mg NOx - N), S^{*} : 次元を合わせるために使用した C - COD 値 (mg/l) ξ : 実験比例定数。

以上の動力学式(1)～(4)は次のような考え方から成り立っている。(1)式における右辺の第1項は一般的な C - COD 除去過程を Monod 型で表わしたものであり、そのパラメーターは図-12 の NOx - N がない場合の除去速度を Lineweaver Burk のプロットによって求めた。そして、右辺の第2項は脱窒することにより利用される C - COD 分を加えたものであり、(4)式を加えた。αは次のような仮定から決めた。



(5), (6)式は原水の炭素系有機物を (CH₂O)₆ として仮定し、NO₂ - N, NO₃ - N がそれぞれ存在する時の理論酸素要求量 (ThOD) を求めたものである。(5), (6)式より NO₂ - N, NO₃ - N の脱窒時における ThOD はそれぞれ、N 1 g 当り 1.71 g, 2.85 g となる。これを ThOD ÷ 3 COD として、N 1 g 当りの COD 量を求める 0.5 g, 0.9 g となり、αに 0.5, 0.9 を与えている。

(2)式は硝化作用と C - COD 濃度は反比例的な関係にあるものと考え、定式化したものである。そのパラメーターは U₁, K₁ については硝化作用の最活性と思われる Runs 2-1 ~ 2-3 の汚泥 B の値を基に計算している。また、C 源との関係は(2)式を変形すると

$$\frac{K_1 + C_1}{U_1 C_1} \cdot \frac{1}{X} \cdot \frac{dC_1}{dt} = \left(\frac{S^*}{S} \right)^\xi$$

左辺を B とおくと

$$B = (S^*/S)^\xi \quad \ell_n B = \xi \ell_n S^* - \xi \ell_n S \quad (7)$$

となる。ℓ_nB と ℓ_nS の関係を図示し、この関係から S^{*} と ξ を求めている。

(3)式は好気性脱窒現象の特徴である硝化作用と脱窒作用の連続反応として定式化している。

(4)式は脱窒作用を NOx - N と C - COD の複合式で表わせるとしたるものであり、脱窒作用には C 源が密接に関係することを示した。また、パラメータの算出は次のようにして求めた。すなわち、(4)式より

$$\frac{K_S + S}{S} \frac{1}{X} \left(\frac{dS}{dt} \right) = D = U_2 \frac{C_2}{K_2 + C_2}$$

これより

$$\frac{1}{D} = \frac{K_2}{U_2} \left(\frac{1}{C_2} \right) + \frac{1}{U_2} \quad \dots \dots \dots \quad (8)$$

となる。実験 (Runs 3-1, 3-1', 3-1") で得られた D 値と C_2 の関係を(8)式に従ってプロットすると U_2 と K_2 を得る。

以上の関係からパラメーターの値を求めたものを表-6に示す。

3.5 シミュレーション結果

動力学式の妥当性を検証するために、これらの式を基礎としてシミュレーションされた回分処理過程と実測値（Runs 1-1 ~ Runs 3-3）とを比較した。シミュレーションの計算はマイコン（8社 MZ-80B）を用いて Runge-Kutta 法で行なった。 $\alpha = 0.5$ とした場合と $\alpha = 0.9$ とした場合の二つのケースのシミュレーション結果と実測値の一例を図-15に示す。これより明らかなようにシミュレーションで得られた回分処理過程は実測結果とよく一致しており、このことから前掲の動力学式は好気性脱窒現象として妥当な式であるものと考える。

また、 $\alpha = 0.9$ の場合より、 $\alpha = 0.5$ としたシミュレーション結果が実測値とよりよく一致することは、好気性脱窒現象での脱窒は NO_2 還元が主体であることを示している。すなわち、好気性脱窒現象での窒素のガス化経路 $\text{Kj}-\text{N} \rightarrow \text{NO}_2-\text{N} \rightarrow \text{NO}_3-\text{N} \rightarrow \text{N}_2$ ではなく、 $\text{Kj}-\text{N} \rightarrow \text{NO}_2-\text{N} \rightarrow \text{N}_2$ であり標準の硝化脱窒法のそれに比べて大幅に短縮されているものと考えられる。

以上のような回分実験より次のような結論得られた。(1)好気性脱窒プロセスにおける炭素系有機物の除去、硝化作用、脱窒作用はMonod型式あるいはその修正式で表わせる。(2)C-COD除去過程においては NO_x^- が酸素の代替物となるため、たとえDOが不足しても NO_x^- が存在すれば大きなC-COD除去速度が得られる。(3)硝化過程においてはC-CODの存在は硝化作用を阻害する。(4)脱窒速度はC-COD濃度と NO_x-N 濃度の双方に支配される。(5)脱窒作用は NO_2^--N から N_2 へ直接に脱窒されており、その経路は $\text{Kj}-\text{N} \rightarrow \text{NO}_2-\text{N} \rightarrow \text{N}_2$ となる。

4. 連続処理系に対する動力学式の適用性

回分実験結果から得られた動力学式が連続処理系で得られた結果をも良く説明できるかどうかを確かめるために、連続処理系における混合特性式と動力学式を組み合わせて、連続処理系での好気性脱窒プロセスをシミュレーションし、実験結果と比較した。

4.1 計 算 方 法

单一曝気槽の混合特性は上述したように逆混合型槽列モデルで表わし、各々の槽の各基質($C-COD$, $Kj-N$, $NOx-N$)に関する物質収支式をとると次のような式が成立する。

但し、最終沈澱池内での反応は考慮しないこととする。

第 1 槽

$$\frac{dS_1}{dt} = T \{ (1+p) S_0 + r S n + h S_2 - (1+p+r+h) S_1 \} - \frac{S_1}{K_s + S_1} \cdot (U_s + \alpha \frac{U_c C_{2,1}}{K_c + C_{2,1}}) X_1 \quad \dots \dots \dots \quad (9)$$

$$\frac{dC_{1,1}}{dt} = T \left\{ (1+p) C_{1,0} + r C_{1,n} + h C_{1,2} - (1+p+r+h) C_{1,1} \right\} - \frac{U_1 C_{1,1}}{K_1 + C_{1,1}} \left(\frac{S^*}{S_1} \right)^{\xi} X_1 \quad \dots \dots \dots \quad (10)$$

$$\frac{dC_{2,1}}{dt} = T \left\{ (1+p)C_{2,0} + rC_{2,n} + hC_{2,2} - (1+p+r+h)C_{2,1} \right\} + \left\{ \frac{U_1 C_{1,1}}{K_1 + C_{1,1}} \left(\frac{S}{S_1} \right) - \frac{U_2 C_{2,1}}{K_2 + C_{2,1}} \left(\frac{S_1}{K_1 + S_1} \right) \right\} X_1 \dots \dots \quad (11)$$

第一槽

$$\frac{dS_i}{dt} = T \{ (1+p+r+h) S_{i-1} + h S_{i+1} - (1+p+r+2h) S_i \} - \frac{S_i}{K_s + S_i} (U_s + \alpha \frac{U_2 C_{2,i}}{K_2 + C_{2,i}}) \times i \quad \dots \dots \dots \quad (12)$$

$$\left\{ \frac{dC_{1,i}}{dt} = T \{ (1+p+r+h)C_{1,i-1} - (1+p+r+2h)C_{1,i} \} - \frac{U_1 C_{1,i}}{K_1 + C_{1,i}} \left(\frac{S^*}{S_i} \right)^\xi X_i \quad \dots \dots \dots \quad (13) \right.$$

$$\left. \frac{dC_{2,i}}{dt} = T \{ (1+p+r+h)C_{2,i-1} + h_{2,i+1} - (1+p+r+2h)C_{2,i} \} + \left\{ \frac{U_1 C_{1,i}}{K_1 + C_{1,i}} \left(\frac{S^*}{S_i} \right)^\xi - \frac{U_2 C_{2,i}}{K_2 + C_{2,i}} \cdot \frac{S_i}{K_s + S_i} \right\} X_i \quad \dots \dots \dots \quad (14) \right.$$

第 n 槽

$$\left\{ \frac{dS_n}{dt} = T (1+p+r+h) (S_{n-1} - S_n) - \frac{S_n}{K_s + S_n} (U_s + \alpha \frac{U_2 C_{2,n}}{K_2 + C_{2,n}}) X_n \quad \dots \dots \dots \quad (15) \right.$$

$$\left. \frac{dC_{1,n}}{dt} = T (1+p+r+h) (C_{1,n-1} - C_{1,n}) - \frac{U_1 C_{1,n}}{K_1 + C_{1,n}} \left(\frac{S^*}{S_n} \right)^\xi X_n \quad \dots \dots \dots \quad (16) \right.$$

$$\left. \frac{dC_{2,n}}{dt} = T (1+p+r+h) (C_{2,n-1} - C_{2,n}) + \left\{ \frac{U_1 C_{1,n}}{K_1 + C_{1,n}} \left(\frac{S^*}{S_n} \right)^\xi - \frac{U_2 C_{2,n}}{K_2 + C_{2,n}} \cdot \frac{S_n}{K_s + S_n} \right\} X_n \quad \dots \dots \dots \quad (17) \right.$$

但し、添字 1, 2, i-1, i, i+1, n-1, n は各々第 1, 2 … i … n 槽での値 S_o : 流入 COD (mg/ℓ), $C_{1,o}$: 流入 Kj-N (mg/ℓ), $C_{2,o}$: 流入 NOx-N (mg/ℓ), T : 滞留時間の逆数 (Q/V) (hr^{-1}), 他は図-2, 表-1及び2章の表現と同様である。

表-6 のパラメーター値及び連続実験の操作条件を用いて、式(9)～(17)の定常状態解により、曝気槽内の各水質 (COD, Kj-N, NOx-N) の挙動をシミュレーションした。

計算は Runge-Kutta-Gill 法で計算キザミ幅を 0.05 (hr) として行なった。

4.2 計算結果と考察

計算結果の一例を図-16, 17 に示す。計算は2章で述べた Run 1 ~ Run 8 の実験条件を用いて行なった。COD, Kj-N の挙動は計算結果と実験結果がよく一致した。NOx-N は計算結果が実験結果と比べて立ち上がりが遅く、しかも逆混合比が大きい程、その傾向が顕著である。これは回分実験においては DO が 0 ~ 1 ppm と低 DO 状態を維持したのに対して、連続実験においては第 2 槽目から DO が上昇しており、DO が高い状態では脱窒作用が起りにくくことに起因しているものと考えられる。そのため、脱窒作用には DO の影響を組み入れた式を立てる必要があると考えられる。このような傾向は TN の挙動にもられ、図-17 に示すように逆混合比が大きく、DO も 1 ~ 3 ppm と平均化された状態においても脱窒されている結果となった。次に、初期濃度を同一とし、操作条件のうち逆混合比のみ変えて、逆混合が窒素除去に及ぼす効果を調べたものを図-18 に示す。これにも示されるように逆混合の影響は大きく、逆混合が大きい程窒素除去率も上がることを示している。しかし、実際の連続処理実験においては限界点があり、完全混合型に近い状態では脱窒作用は DO の影響で小さくなっている。逆に、DO が低濃度状態に維持できれば完全混合型においても好気性脱窒作用を受けることを計算結果では示したといえる。

5. おわりに

本研究は好気性脱窒現象を混合特性および水質特性から把握する目的で研究し、次のような結論が得られた。
(1) 単一曝気槽内の混合特性、処理特性を連続実験より求め、ある混合度合 ($\phi_{max} = 0.15$) までは逆混合比が大きい程窒素除去率が上がる事がわかった。
(2) 回分実験より、好気性脱窒現象の水質変化特性を把握し、その変化特性を定式化した。また、その数式モデルによるシミュレーション計算結果が実験結果とよく一致しており、定式化の検証ができた。
(3) 水質変化特性のモデル式と連続系の混合モデル式を基礎として連続処理系における好気性脱窒プロセスのシミュレーション計算を行ない適用性を検討したが、低 DO 状態においては実験結果とある程度の一致をみた。
(4) 以上、モデルのパラメータ値におよぶ検討を加える必要があるが、单一槽内における有機物の酸化、窒素の硝化、脱窒作用という複雑な反応系に対して、提出した動力学モデル式が現実の現象をよく説明していることが検証できた。

表-1 逆混合モデル型の装置の計算方法

	0	i	n	s
流 量 (ℓ/hr)	Q	$(1+p+r+h)Q$	$(1+p+r)Q$	$(1+p)Q$
水質濃度 (mg/ℓ)	C_0	C_i	C_n	C_s
除 去 率 (%)	$(1 - \frac{(1+p)}{C_0}) \times 100$			
混 合 特 性	第 1 槽 $\frac{V}{n} \frac{dc_1}{dt} = Q \{ C_0 + hC_2 - (1+h)C_1 \}$			
	第 i 槽 $\frac{V}{n} \frac{dc_i}{dt} = Q \{ (1+h)C_{i-1} + hC_{i+1} - (1+2h)C_i \}$			
	第 n 槽 $\frac{V}{n} \frac{dc_n}{dt} = Q (1+h) (C_{n-1} - C_n)$			
	初期条件 $C_i = o(0) = 0$ $C_i = o = C^o \frac{V}{Q} \delta(t)$ V : 全槽有効容積(ℓ) n : 槽数 C^o : 曝気槽内平均濃度 $\delta(t)$: ディラックのデルタ関数			
処理特性	第1槽 $\frac{V}{n} \frac{dC_1}{dt} = Q \{ (1+p)C_0 + rC_n + hC_2 - (1+p+r+h)C_1 \} + \frac{V}{n} R_1 X$			
	第i槽 $\frac{V}{n} \frac{dC_i}{dt} = Q \{ (1+p+r+h)C_{i-1} + hC_{i+1} - (1+p+r+2h)C_i \} + \frac{V}{n} R_i X$			
	第n槽 $\frac{V}{n} \frac{dC_n}{dt} = Q (1+p+r+h) (C_{n-1} - C_n) + \frac{V}{n} R_n X$ R : 反応速度 ($\text{mg}/\text{mgSS}/\text{hr}$) X : MLSS (mg/ℓ)			

表-2 実験条件(連続実験)

Item	Run #	1	2	3	4	5	6	7	8
Inflow rate, Q (l/hr)	0.046	0.043	0.041	0.042	0.041	0.043	0.043	0.042	
Return sludge ratio, r*	2.83	2.60	2.28	2.33	2.28	2.76	2.74	2.82	
Dilution ratio, p*	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	
Inner recycle ratio, h*	0	4.8	10.0	19.2	30.2	46.7	98.4	490.0	
Hydraulic detention time, T(hr)**	27.8	30.6	33.5	32.5	33.5	30.0	30.0	30.4	
Substrate concentration of feed, COD (mg/ℓ)	3305	3320	3800	3320	3800	3835	3485	4010	
Kj-N (mg/ℓ)	3565	3332	3407	3332	3407	3128	3102	3440	
MLSS (mg/ℓ)***	6092	4530	4892	6541	6730	6207	6348	5740	

* $r=rQ/Q$, $p=pQ/Q$, $h=hQ/Q$ ** $T=V/(1+p+r)Q$, V: total volume of aeration tanks in series *** Average value of MLSS of the first A. tank from the i-th A. tank

表-6 パラメーターとその値

Parameter	Value
$U_s (\text{hr}^{-1})$	1.0×10^{-2}
$U_1 (\text{hr}^{-1})$	1.0×10^{-2}
$U_2 (\text{hr}^{-1})$	2.4×10^{-2}
$K_s (\text{mg}/\ell)$	40
$K_1 (\text{mg}/\ell)$	140
$K_2 (\text{mg}/\ell)$	20
$\alpha (\text{mg}/\text{mg})$	0.5 or 0.9
$\xi (-)$	0.09
$S^* (\text{mg}/\ell)$	0.001

表-5 各回分実験の原水性状

Parameter*	Run #											
	1-1	1-2	1-3	2-1	2-2	2-3	3-1	3-2	3-3	3-1'	3-1''	4
C-COD**	534	188	0	0	0	0	483	223	0	483	716	912
Kj-N	592	466	411	411	310	48	601	446	343	601	547	576
NOx-N ***	0	0	0	0	0	0	206	210	226	206	679	391
Alkalinity	180	127	105	105	105	102	208	154	146	208	211	258

* Unit (mg/ℓ) ** COD-1.14 NO₂-N *** NO₂-N + NO₃-N

表-3 模擬し尿の成分および性状

成 分	/	測定項目	m/ ℓ
Peptone	5300	BOD ₅	9700
Meat Ex	5400	COD	4050
Urea	1000	TK-N	4169
NH ₄ Cl	2200	アルカリ度	7673
(NH ₄) ₂ CO ₃ · H ₂ O	5600	pH	7.9
NaCl	500	Cl	4170
K ₂ HPO ₄	1400	SS	2400
KH ₂ PO ₄	1100		
CaCl ₂ · 2H ₂ O	1000		
KCl	3200		
H ₃ BO ₃	2600		
MgSO ₄ · 7H ₂ O	1000		

表-4 測定項目と測定方法

測定項目	測定方法
COD Mn	下水道試験法
kj-N	ケルダール法
NO ₂ -N	N-1 ナフチルエチレンジアミンスルファニル酸変法
NO ₃ -N	ブルシン変法
アルカリ度	下水道試験法
SS	"
Cl ⁻	"
pH	ガラス電極法
DO	電極法
ORP	"
水温	水銀温度計

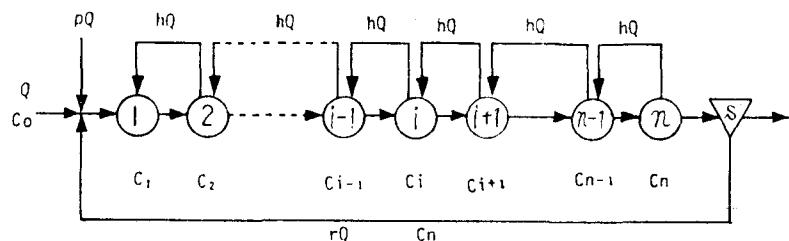
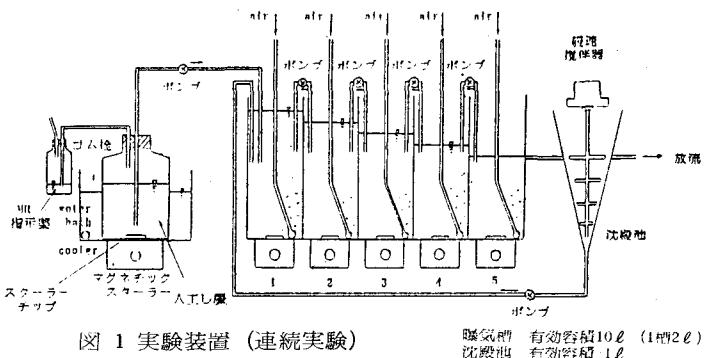


図 2 逆混合モデル装置の
計算解析図

Q : feed inflow rate (l/hr)
 r : Return Sludge ratio $rQ/Q = r$
 p : dilution ratio $pQ/Q = p$
 h : back flow ratio $hQ/Q = h$

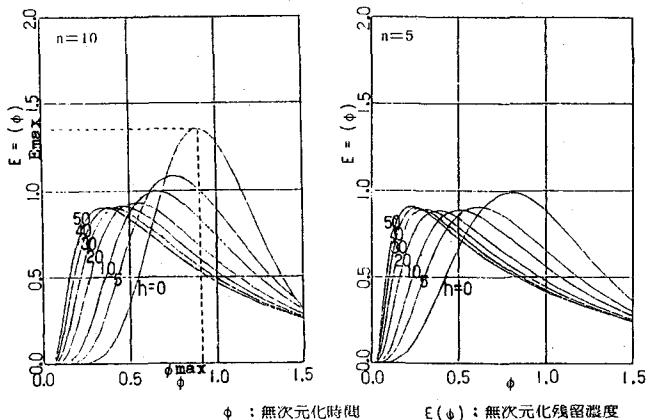


図 3 逆混合を考慮した槽列モデルによるδ応答曲線

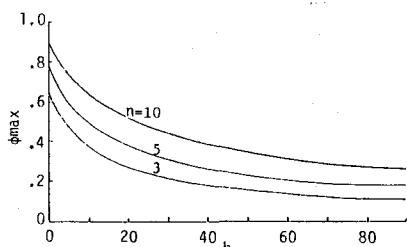


図 4 n, h と ϕ_{\max} の関係

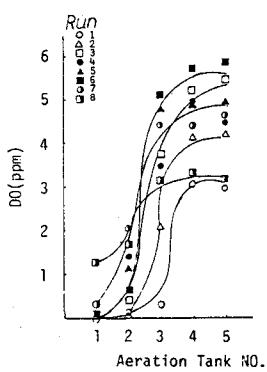


図 6 DOの槽内変化

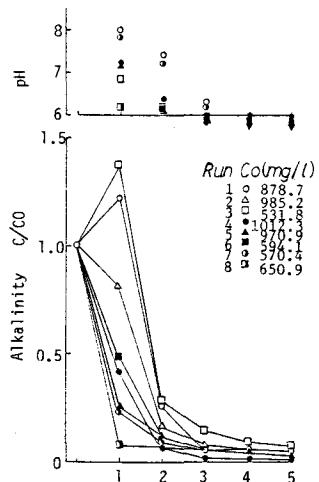


図 5 pHとアルカリ度の
槽内変化

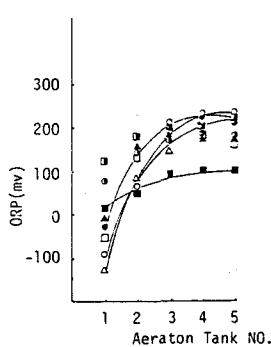


図 7 ORPの槽内変化（計器直読値）

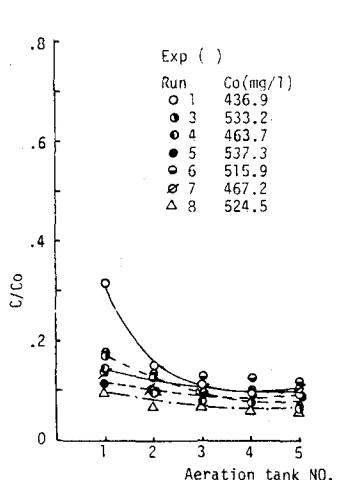


図 8 C-CODの槽内変化
(Exp - (II))

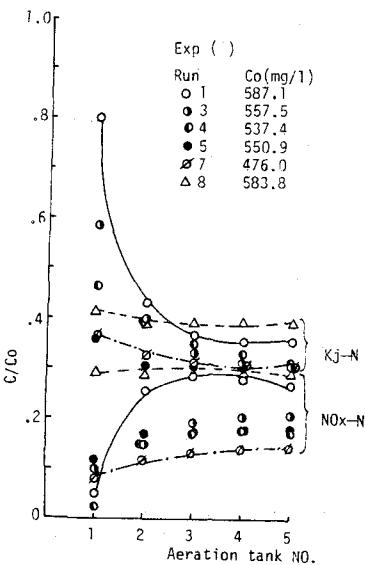


図 9 各種Nの槽内変化
(Exp - (II))

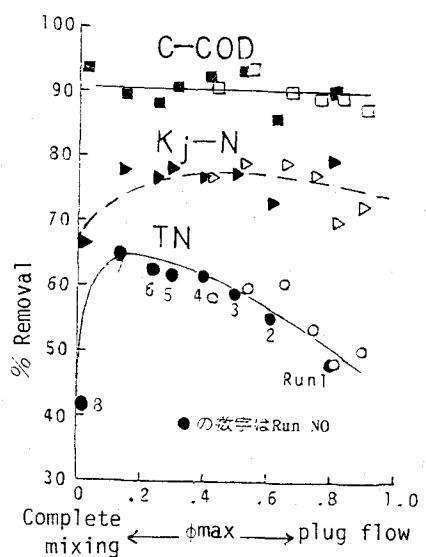


図 10 基質除去速度と ϕ_{max} の関係
EXP-1 10槽による連続実験結果
EXP-2 5槽による

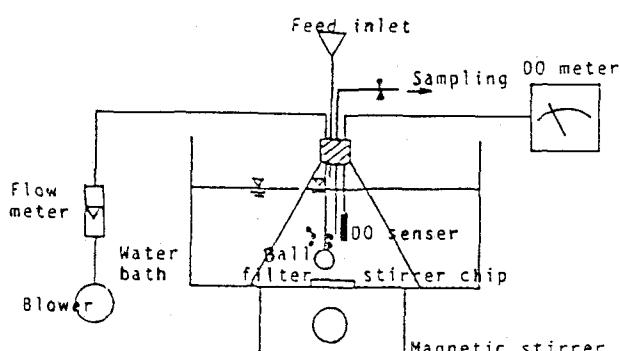


図 11 回分実験装置

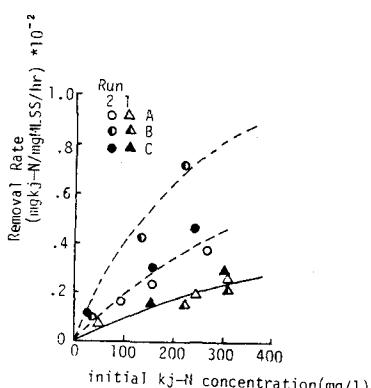


図 13 Kj-N除去速度と
初期Kj-Nの関係

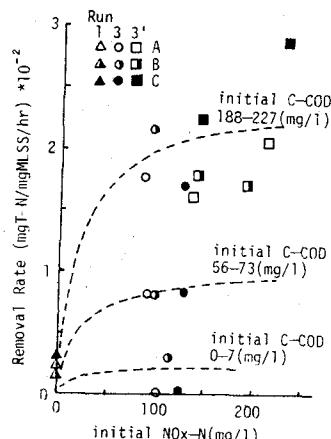


図 14 T, N除去速度と
初期NOx-Nの関係

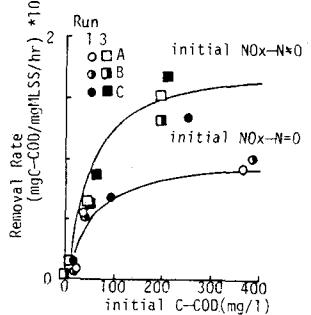


図 12 C-COD除去速度と
初期C-CODの関係

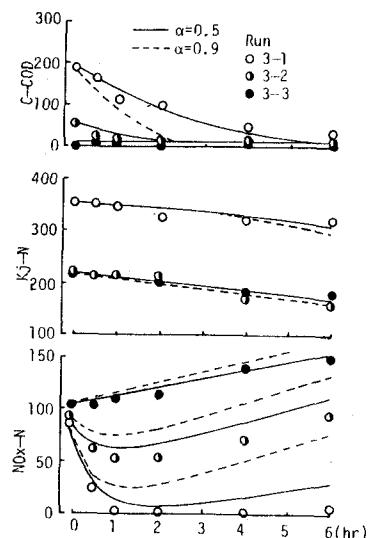


図 15 シミュレーション (回分実験)

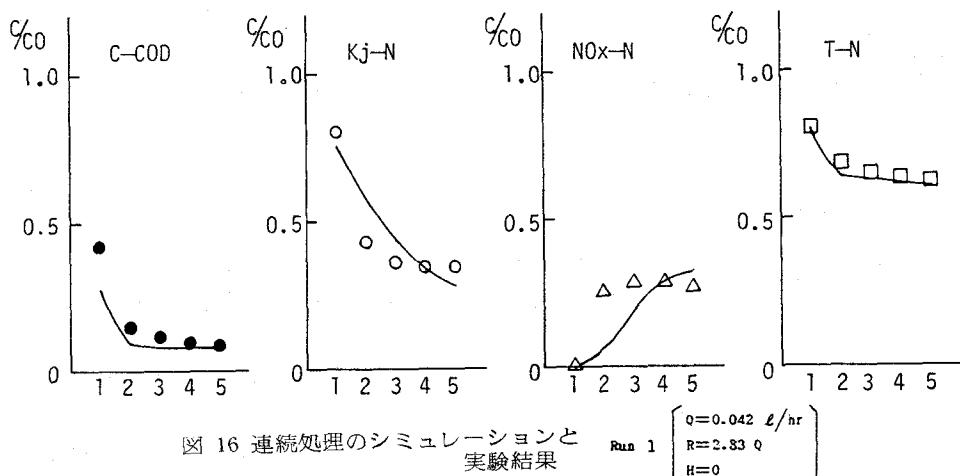


図 16 連続処理のシミュレーションと実験結果

Run 1
 $Q=0.042 \text{ l/hr}$
 $R=2.83 Q$
 $H=0$

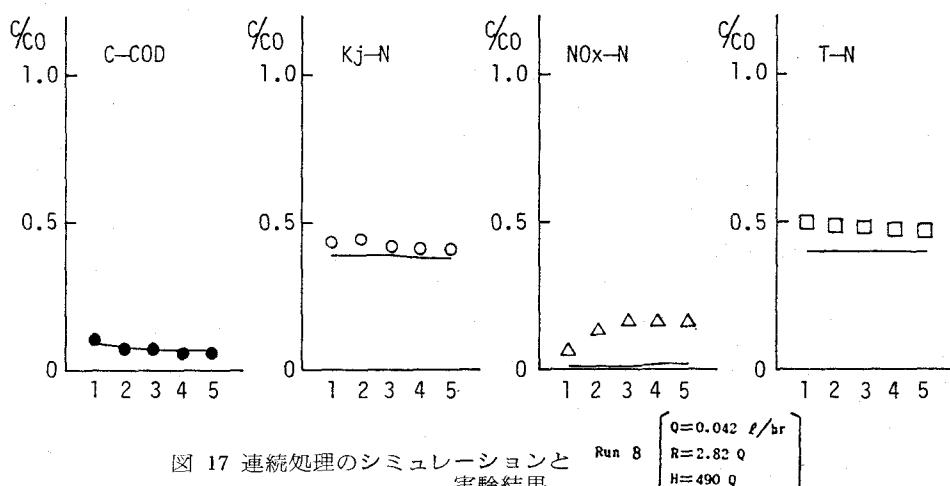
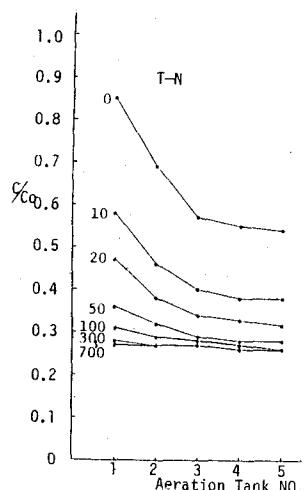


図 17 連続処理のシミュレーションと実験結果

Run 8
 $Q=0.042 \text{ l hr}$
 $R=2.83 Q$
 $H=490 Q$



最後に実験協力された坂本公昭（現山口市役所）、
山田好広（現福岡県庁）、林田直樹、河野靖子、仁田
真澄の各氏に感謝の意を表します。

引用文献

- (1) 石川 等：第18回衛生工学研究討論会論文集（土木学会），P 98～108（1982）

図 18 逆混合がN除去に及ぼす効果
(シミュレーションによる)