

(20) 凝集沈殿・付着微生物処理法のモデル化と処理特性に関する研究

Modeling and evaluation of treatment performance in pre-precipitation and biofilm process

津野 洋*、宗宮 功*、西村文武*、楠田浩雅**、渡辺尚之***

Hiroshi TSUNO*, Isao SOMIYA*, Fumitake NISHIMURA*, Hiromasa KUSUDA**, Naoyuki WATANABE***

ABSTRACT: Mathematical models are developed to evaluate treatment performance in a pre-precipitation and biofilm process which is operated for phosphorus removal and nitrification as well as BOD removal. The biofilm process is a fluidized medium reactor with polyurethane foam. Treatment performance is also evaluated by fractionation method, in which pollutants are separated by particle size with filters (pore size; 105, 1.0 and 0.1 micro-meter). A distribution matrix model is developed to show the change in distribution pattern and concentration of each particle size through precipitation and sedimentation. A mathematical model developed for biofilm reactor, which can simulate the competition between autotrophic and heterotrophic bacteria with respect to attached surface of the medium, is demonstrated to predict the treatment performance (BOD removal and nitrification) by comparing the simulated results with experimental results. With these models, the pre-precipitation and biofilm process is evaluated with respect to hydraulic retention time and recovery of organic sludge by comparing with primary sedimentation and biofilm process. As a result, it is shown to shorten the hydraulic retention time and increase the organic recovery effectively.

KEYWORDS: Model, Pre-precipitation, Biofilm, Sewage treatment, Nutrient removal

1. はじめに

標準活性汚泥法の最初沈殿池における固液分離では、微細な懸濁性成分やコロイド成分は後段の生物処理工程への負荷となっている。また、硝化を完了させようとすると、硝化菌保持のための長いSRTの設定、すなわち高MLSS濃度や長い水理学的滞留時間が必要である。これは、曝気槽が長大となり、曝気によるエネルギーコストも上がることを意味する。この標準活性汚泥法に代わる処理法として省エネルギー、省スペースで、また高度処理レベルの処理水を得る処理法として凝集沈殿・付着微生物処理法が提唱されている¹⁾。この方法では沈砂池流出水に対して凝集沈殿処理を行い、その上澄水について付着微生物反応槽による生物処理を行い、最終沈殿池を経てから消毒・放流するものである。この処理法では、前凝集沈殿処理により下水中の懸濁性成分の除去効率を増加させることにより、生物処理工程への有機物負荷を下げることができ、そこでの水理学的滞留時間の短縮や曝気電力の削減が可能になる。また、生物処理工程では付着微生物反応器を用いることにより、汚泥返送が必要でなく、かつ長いSRTを取ることができ効果的に硝化菌を増殖させて硝化を完了させることができる。さらに、凝集沈殿汚泥について酸発酵を行うと、そこで得られた有機酸を生物反応槽の末端の嫌気槽に脱窒のための炭素源として投入することもできる。

本研究では、以上の凝集沈殿処理・付着微生物処理法について数値モデルを構築し、実下水について連続処理実験を行ってモデルの検証を行い、かつそのモデルを用いてその処理法の評価を試みた。

* 京都大学工学部衛生工学科 (Department of Environmental and Sanitary Engineering, Kyoto Univ.)

** 川崎重工業(株) 明石技術研究所 (Kawasaki Heavy Industry Co., Ltd.)

*** 京都市下水道局 (Bureau of Sewage Works of Kyoto City)

2. 数値モデルの構築

2. 1 凝集沈殿処理工程のモデル化

本研究で用いた処理法は有機物除去、硝化およびリン除去を目的としたものである。沈砂池流出水を対象水とし、塩化第二鉄を用いて凝集沈殿処理を行ない、ポリウレタンフォームを微生物付着担体とした好気性4槽完全混合槽列反応槽での生物処理を行ない、最後に通常の沈殿処理を行うものとした。凝集沈殿処理工程では粒子径の大きい有機物の除去およびリン除去を目的とし、生物処理工程では残留有機物除去および硝化を目的とし、最終沈殿処理工程で固液分離を図るものである。

凝集沈殿処理工程のモデル化では、対象水に対するジャーテストから実験的に得られた除去率を用いて生物反応槽流入水質を表現した。すなわち、水中の成分を粒子径105、1.0、および0.10 μmを境界にして4分画し、それぞれの分画にある一定の除去率を与えて（凝集）沈殿処理の除去効果を算出することとした。分画は105 μmにおいてはふるいをを用い、1.0、および0.10 μmにおいてはメンブランフィルターを用いて行った。この4分画によって表現されるものは、粒子径の大きい分画レベルから順に、①自然沈降可能な成分、②自然沈降しないSS成分、③コロイド成分、④コロイド粒子以下の粒子径の成分である。また凝集沈殿処理後では、⑤この処理で除去された成分も考慮に加える必要がある。例えば、凝集沈殿処理原水の④の成分が、凝集により粒子径を大きくし、凝集沈殿処理上澄水において、一部はそのまま④の成分であり、一部は③の成分となり、一部は②の成分となり、また一部は①の成分となり、場合によっては一部は⑤の成分となる。これらの配分する割合を便宜上、「配分率」と定義した。「配分率」は本質的には除去率と同じ意味である。これを用いると凝集沈殿後の上澄み液の各分画濃度ベクトル $y(t[y_5, y_1, y_2, y_3, y_4])$ は除去前の液の各分画濃度ベクトル $x(t[x_1, x_2, x_3, x_4])$ を用いて次式で示される。ベクトル要素の添字1～5は各々上述の画分定義の①～⑤に相当する。：

$$y = Ax \tag{1}$$

ここで、Aは5行4列の配分率行列であり、凝集沈殿処理原水の濃度の影響を受けず一定であると仮定する。またこの考えは、最初沈殿処理および最終沈殿処理にもあてはめることとし、配分率行列は各（凝集）沈殿処理工程において各々別個に計算して求めた。モデル化で使用する配分率行列は、凝集沈殿処理の場合、沈砂池流出水にるジャーテスト（急速撹拌；130rpm、G値137sec⁻¹、2.5分間、緩速撹拌；30rpm、G値15sec⁻¹、10分間および30分間静止沈殿）の4分画結果から以下のように算出し、最初沈殿処理および最終沈殿処理の場合、それぞれ沈砂池流出水および付着微生物反応器流出水の30分静置後の上澄水について同様に算出した。これはAの要素を a_{ij} として、 $\sum_{j=1}^4 a_{ij} = 1$ およびより大きい

Table 1 Distribution matrix

COAGULATION - PRECIPITATION PROCESS									
ATU - BODs					P				
1.000	1.000	1.000	0.000		1.000	1.000	1.000	0.034	
0.000	0.000	0.000	0.148		0.000	0.000	0.000	0.041	
0.000	0.000	0.000	0.074		0.000	0.000	0.000	0.782	
0.000	0.000	0.000	0.074		0.000	0.000	0.000	0.075	
0.000	0.000	0.000	0.704		0.000	0.000	0.000	0.068	
PRIMARY SEDIMENTATION PROCESS									
ATU - BODs					P				
1.000	0.861	0.000	0.000		1.000	0.413	0.000	0.000	
0.000	0.139	0.280	0.000		0.000	0.270	0.000	0.000	
0.000	0.000	0.400	0.000		0.000	0.213	0.616	0.000	
0.000	0.000	0.320	0.037		0.000	0.000	0.384	0.063	
0.000	0.000	0.000	0.963		0.000	0.000	0.000	0.937	
SECONDARY SEDIMENTATION PROCESS									
ATU - BODs					P				
1.000	0.317	0.000	0.000		1.000	0.413	0.000	0.000	
0.000	0.575	0.000	0.000		0.000	0.270	0.000	0.000	
0.000	0.108	0.618	0.000		0.000	0.317	0.616	0.000	
0.000	0.000	0.382	0.122		0.000	0.000	0.384	0.063	
0.000	0.000	0.000	0.878		0.000	0.000	0.000	0.937	

分画粒子の方向に移行するという条件下でポピュレーションバランスモデル解法²⁾により算出した。得られた配分率行列Aを表1に示す。この表は前凝集沈殿での凝集剤は塩化第二鉄とし、その注入率はFe/SS質量比10%の一定とした場合である。またモデルでは投入Fe量に比例してアルカリ度が減少するようにもした。

2. 2 付着微生物処理工程のモデル化

図1に生物処理工程のモデル概念図

を示す。また、状態変数を表2に、設計・操作因子を表3に示す。本研究では微生物付着担体としてポリウレタンフォームを用いたが、このモデルでは他栄養性細菌および自栄養性細菌のそれぞれについて付着性と浮遊性の両者が増殖し、かつそれぞれ両者の間で剥離および再付着が行われると仮定した。付着性の微生物量は担体の表面積に支配されるものとして担体表面積あたりの量で、そして浮遊性の微生物量は反応器容積に支配されるものとして反応器容積あたりの量で表示する。また、細菌死滅後は一部が自己分解されて炭酸ガスおよびアンモニア性窒素になり、残りが易分解性固形性有機物または難分解性固形性有機物となる。易分解性固形性有機物は他栄養性細菌によって可溶化されて易分解性溶解性有機物および難分解性溶解性有機物となり、易

分解性溶解性有機物は他栄養性細菌によって摂取され、一部は分解されて炭酸ガスとアンモニア性窒素となり、一部は生物体に固定される。また、自栄養性細菌は硝化することにより増殖するとした。なお、ポリウレタンフォーム表面上で細菌がある一定の値(X_c)を超えて増殖すると、混雑効果によってその増殖反応は制限され、さらにある値(X_{Max})になると増殖反応がゼロとなると考えてVerhulst-Pearl型の式³⁾を与え、またこの増殖抑制による基質摂取の抑制を回避するために担体表面上で細菌がある一定の値(X_c)を超えて増殖すると剥離速度が増大し、ある一定の値(X_{Max})になると最大になるとした。これらの反応速度式を表4に示す。各状態変数の時間的・場所的変化を示すには物質収支式が必要となる。これは流入と流出の項に加えて図1に示される各状態変数まわりの経路の変換速度式(表4)を用いたその状態変数の変動式の項で示される。物質収支式の例を表5に、また諸係数一覧を表6に示した。なお、有機物はCOD_{Cr}基準で、そして窒素関係はN基準で収支をとった。

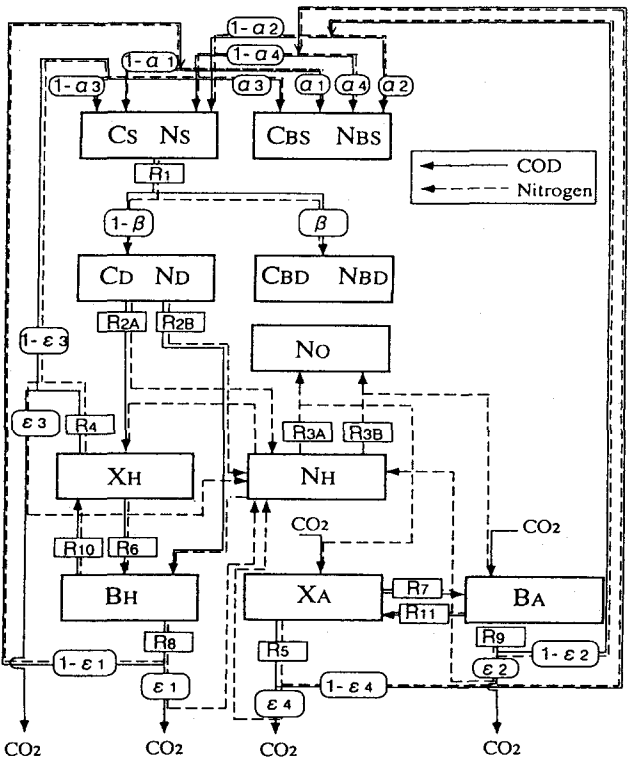


Fig. 1 State variables and transformation paths incorporated in model

Table 2 State variables

symbol	state variable	dimension
XH	attached heterotrophic bacteria	mgCOD/cm ²
XA	attached autotrophic bacteria	mgCOD/cm ²
BH	suspended heterotrophic bacteria	mgCOD/L
BA	suspended autotrophic bacteria	mgCOD/L
CBS	non-biodegradable particulate organics	mgCOD/L
NBS	nitrogen content in CBS	mgN/L
Cs	biodegradable particulate organics	mgCOD/L
Ns	nitrogen content in Cs	mgN/L
CBD	non-biodegradable soluble organics	mgCOD/L
NBD	nitrogen content in CBD	mgN/L
CD	biodegradable soluble organics	mgCOD/L
ND	nitrogen content in CD	mgN/L
NH	ammonium nitrogen	mgN/L
No	nitrite and nitrate nitrogen	mgN/L
AL	alkalinity	mgCaCO ₃ /L

Table 3 Design and operational parameters

parameters	symbol	value	dimension
water temperature	T	15-25	°C
volume of each cell	V	160	L
flowrate into coagulation tank	Qc	120	L/h
flowrate into bioreactor	Qb	107	L/h
total surface area of medium in each cell	M(1)	747 × I=3~6	cm ²

3. パイロットプラント連続処理実験

3. 1 凝集剤注入率の決定

本研究では、過去の研究から有機物除去および硝化についてポリウレタンフォーム付着微生物反応器の有効性が確かめられていること⁴⁾、また凝集沈殿処理では後段の付着微生物処理工程での残留有機物除去のためのリン、および硝化のためのアルカリ度が不足になりやすいこと、本実験で使用する都市下水（京都市鳥羽処理場）のアン

Table 4 Transformation paths and rate equations

path	transformation rate equation	(dimension)
1-A	$R_{1A} = k_1 \cdot \frac{C_s}{K_s + C_s} \cdot \theta_1^{T-20} \cdot X_H \cdot K_{ON}$	(mgCOD/cm ² ·h)
1-B	$R_{1B} = k_1 \cdot \frac{C_s}{K_{CS} + C_s} \cdot \theta_1^{T-20} \cdot B_H$	(mgCOD/L·h)
2-A	$R_{2A} = k_2 \cdot \frac{C_D}{K_D + C_D} \cdot \frac{N_H}{K_{NH} + N_H} \cdot \theta_1^{T-20} \cdot X_H \cdot K_{ON}$	(mgCOD/cm ² ·h)
2-B	$R_{2B} = k_2 \cdot \frac{C_D}{K_D + C_D} \cdot \frac{N_H}{K_{NH} + N_H} \cdot \theta_1^{T-20} \cdot B_H$	(mgCOD/L·h)
3-A	$R_{3A} = k_3 \cdot \frac{N_H}{K_{NA} + N_H} \cdot \theta_2^{T-20} \cdot X_A \cdot K_{ON} \cdot F_{PH}$	(mgNH ₄ ⁺ -N/cm ² ·h)
3-B	$R_{3B} = k_3 \cdot \frac{N_H}{K_{NA} + N_H} \cdot \theta_2^{T-20} \cdot B_A \cdot F_{PH}$	(mgNH ₄ ⁺ -N/L·h)
4	$R_4 = k_4 \cdot \theta_1^{T-20} \cdot X_H$	(mgCOD/cm ² ·h)
5	$R_5 = k_5 \cdot \theta_1^{T-20} \cdot X_A$	(mgCOD/cm ² ·h)
6	$R_6 = k_6 \cdot \theta_1^{T-20} \cdot X_H \cdot F_H$	(mgCOD/cm ² ·h)
7	$R_7 = k_7 \cdot \theta_1^{T-20} \cdot X_A \cdot F_H$	(mgCOD/cm ² ·h)
8	$R_8 = k_8 \cdot \theta_1^{T-20} \cdot B_H$	(mgCOD/L·h)
9	$R_9 = k_9 \cdot \theta_1^{T-20} \cdot B_A$	(mgCOD/L·h)
10	$R_{10} = k_{10} \cdot \theta_1^{T-20} \cdot B_H$	(mgCOD/L·h)
11	$R_{11} = k_{11} \cdot \theta_1^{T-20} \cdot B_A$	(mgCOD/L·h)
12	$pH = 6 + 4 \cdot \frac{AL}{K_{AL} + AL}$ pH>7.2のとき、 $F_{PH}=1$ pH≤7.2のとき、 $F_{PH}=1-0.833 \cdot (7.2-pH)$	(-)
13	$K_{ON}=1$ $X_H + X_A > X_C$ のとき $K_{ON} = 1 - \frac{X_H + X_A - X_C}{X_{MAX} - X_C}$	(-)
14	$F_H=1$ $X_H + X_A > X_C$ のとき $F_H = 1 + A \cdot \frac{X_H + X_A - X_C}{X_{MAX} - X_C}$	(-)

- | | |
|-------------------------------------|----------------------------------|
| 1-A ; dissolution of Cs by XH | 1-B ; dissolution of Cs by BH |
| 2-A ; ingestion of CD by XH | 2-B ; ingestion of CD by BH |
| 3-A ; nitrification by XA | 3-B ; nitrification by BA |
| 4 ; self-degradation of XH | 5 ; self-degradation of XA |
| 6 ; detachment of XH from medium | 7 ; detachment of XA from medium |
| 8 ; self-degradation of BH | 9 ; self-degradation of BA |
| 10 ; attachment of BH to medium | 11 ; attachment of BA to medium |
| 12 ; pH and its effect on XA and BA | 13 ; crowded effect on growth |
| 14 ; crowded effect on detachment | |

Table 5 Example of material balance equations

biodegradable soluble organics	C _D (mgCOD/L)
$V \frac{dC_D(t)}{dt} = Q\{C_D(t-1) - C_D(t)\} + M\{(1-\beta)R_{1A} - R_{2A}\} + V\{(1-\beta)R_{1B} - R_{2B}\}$	
ammonium nitrogen	NH (mgN/L)
$V \frac{dN_H(t)}{dt} = Q\{N_H(t-1) - N_H(t)\} + M\{R_{2A}(N_D/C_D - Y_1Y_1) - R_{3A} + \epsilon_3R_4Y_1 + \epsilon_4R_5Y_1\} + V\{R_{2B}(N_D/C_D - Y_1Y_1) - R_{3B} + \epsilon_1R_8Y_1 + \epsilon_2R_9Y_1\}$	
oxidized (nitrite and nitrate) nitrogen	No (mgN/L)
$V \frac{dN_O(t)}{dt} = Q\{N_O(t-1) - N_O(t)\} + M(1 - Y_2)R_{3A} + V(1 - Y_2)R_{3B}$	
attached autotrophic bacteria	X _A (mgCOD/cm ²)
$M \frac{dX_A(t)}{dt} = M\{R_{3A}Y_2 / Y_1 - R_5 - R_7\} + VR_{11}$	
suspended autotrophic bacteria	B _A (mgCOD/L)
$V \frac{dB_A(t)}{dt} = Q\{B_A(t-1) - B_A(t)\} + MR_7 + V(R_{3B}Y_2 / Y_1 - R_9 - R_{11})$	

Table 6 Constants and coefficients 5,6)

symbol	dimension	definition	value selected
k ₁	mgCOD/mgCOD/h	--rate constant-- maximum dissolution of C _s	0.07
k ₂	mgCOD/mgCOD/h	maximum ingestion of C _D	0.0675
k ₃	mgNH ₄ ⁺ -N/mgCOD/h	maximum nitrification	0.165
k ₄	1/h	self-degradation of X _H	0.005
k ₅	1/h	self-degradation of X _A	0.0015
k ₆	1/h	detachment of X _H	0.007
k ₇	1/h	detachment of X _A	0.007
k ₈	1/h	self-degradation of B _H	0.005
k ₉	1/h	self-degradation of B _A	0.0015
k ₁₀	1/h	attachment of B _H	0.075
k ₁₁	1/h	attachment of B _A	0.126
K _{CS}	mgCOD/L	--half-saturation constant-- dissolution of C _s	360
K _{CD}	mgCOD/L	ingestion of C _D	30
K _{NH}	mgNH ₄ ⁺ -N/L	ingestion of C _D	0.01
K _{NA}	mgNH ₄ ⁺ -N/L	nitrification	1.0
K _{AL}	mgCaCO ₃ /L	relation of Alkalinity to pH	50
θ ₁	-	--temperature effect-- heterotrophic bacteria	1.04
θ ₂	-	autotrophic bacteria	1.1
Y ₁	-	--yield-- heterotrophic bacteria	0.5
Y ₂	-	autotrophic bacteria	0.181
α ₁	-	--ratio of C _{BS} in C _{BS} and C _S produced through self-degradation-- BH	0.5
α ₂	-	BA	0.5
α ₃	-	X _H	0.5
α ₄	-	X _A	0.5
β	-	ratio of C _{BD} produced through dissolution of C _S	0.01
ε ₁	-	--ratio of C _{BS} and C _S produced through self-degradation-- BH	0.7
ε ₂	-	BA	0.7
ε ₃	-	X _H	0.7
ε ₄	-	X _A	0.7
Y ₁	mgN/mgCOD	content of N in bacteria	0.0875
Y ₃	mgCaCO ₃ /mgN	alkalinity produced through degradation of C _D	3.57
Y ₄	mgCaCO ₃ /mgN	alkalinity consumed through nitrification	7.14
X _C	mgCOD/cm ²	bacteria density when crowded effect exerts	1.34
X _{MAX}	mgCOD/cm ²	maximum bacteria density	2.51
A	-	detachment constant	10

モニア性窒素濃度は7~12mgN/Lであることから、凝集剤注入率の決定は以下の考え方で行った。すなわち、凝集沈殿処理上澄水中のアルカリ度が約90mgCaCO₃/L以上となるようにする、凝集沈殿処理上澄水中のリンを1mgT-P/L程度とする、ならびにアルカリ度およびリンの条件を満たす範囲内で、最大の有機物除去効果を得る。凝集剤としては塩化第二鉄を用い、沈砂池流出水および最初沈殿池流出水に対してジャーテストを行い、凝集剤注入率はFe/SS重量比で10%と決定した。図2に沈砂池流出水およびその凝集沈殿処理後水、ならびに最初沈殿池流出水およびその凝集沈殿処理後の水の各々の4分画の結果を示す。ATU-BOD₅については、沈砂池流出水の凝集沈殿処理後の4分画各成分の濃度は、粒子径105 μ m以上、1~105 μ m、0.1~1 μ m、0.1 μ m以下の順に7.2mg/L、3.6mg/L、4.8mg/L、25.4mg/Lであり、最初沈殿池流出水の凝集沈殿処理後のそれは、8.0mg/L、17.6mg/L、4.0mg/L、26.4mg/Lであった。T-Pについては沈砂池流出水の凝集沈殿処理後の4分画各成分の濃度は、同様に0.02mg/L、0.57mg/L、0.05mg/L、0.29mg/Lであり、最初沈殿池流出水の凝集沈殿処理後では0.04mg/L、0.77mg/L、0.11mg/L、0.11mg/Lであった。同じくPO₄³⁻-Pに関しては、沈砂池流出水の凝集沈殿処理後の4分画各成分の濃度は、0.00mg/L、0.34mg/L、0.02mg/L、0.02mg/Lとなり、最初沈殿池流出水の凝集沈殿処理後では0.00mg/L、0.53mg/L、0.05mg/L、0.07mg/Lとなった。これより沈砂池流出水および最初沈殿池流出水に対して凝集沈殿処理した後の処理水ではほとんど差異がないことが分かる。したがって本研究では、諸事情によりパイロットプラント連続処理実験の凝集沈殿処理工程の流入水として最初沈殿池流出水を用いて行った。

3. 2 パイロットプラント実験

本研究で用いた実験装置は主に、流入水受水槽、急速攪拌槽、2槽直列の緩速攪拌槽、沈殿槽、第2受水槽および生物反応槽からなり、京都市鳥羽処理場の最初沈殿池流出水を流入水とし、定量ポンプによりこの順に流下せしめた。凝集槽は円筒形であり全てパドル式攪拌である。攪拌条件は、急速攪拌槽ではG値136[sec⁻¹]で4分、第1緩速攪拌槽ではG値37.7[sec⁻¹]で8分、第2緩速攪拌槽ではG値21.3[sec⁻¹]で8分とした。沈殿槽は円筒形で水理学的滞留時間は2.1時間である。生物反応槽は完全混合槽列で4つの槽に分割され、各槽は断面積0.40m $\times$ 0.40mおよび深さ1.0mの容積0.16m³である。各槽の連結は、各槽の水面および底部に交互に設けられた矩形の穴(10cm $\times$ 10cm)によってなされる。この連結の穴には、5mmメッシュのステンレス網が張られており、各槽毎に担体を保持しうようになっている。生物反応槽の第4槽からの流出水は、最終沈殿処理を行った後に放流されるべきだが、本実験では実験の都合上、直接放流とした。生物反応槽の各槽では、底部に設置された散気板を通して曝気を行い、好気状態を保つとともに槽内の液がよく混合し担体が巡回流動しうようにしている。この結果、全実験期間中の各反応槽内の溶存酸素濃度は6mg/L以上に保持されることとなった。生物反応槽の微生物付着担体として、1.5 $\times$ 1.2 $\times$ 1.2cmの直方体(体積2.16cm³、表面積10.1cm²)で3.59cell/mm²のポリウレタンフォームを用い各槽に体積充填率が10%となるように充填し、処理実験を平成5年9月か

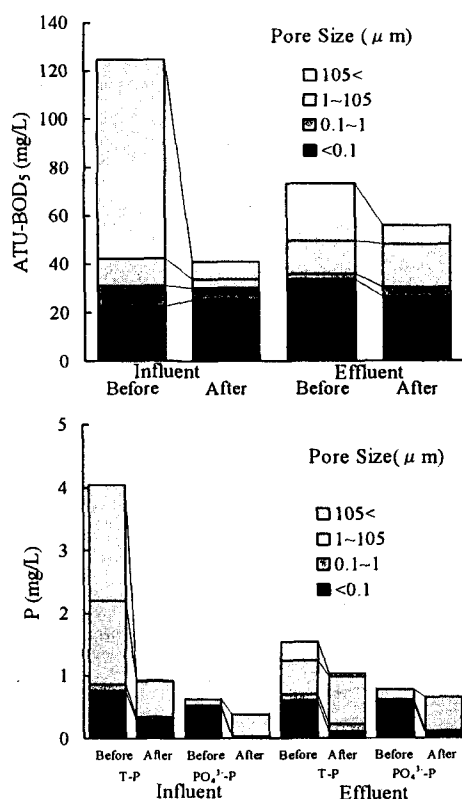


Fig.2 Fractionation of BOD and phosphorus in influent and effluent of primary sedimentation tank before and after coagulation - precipitation

ら開始し125日間行った。この期間、週1回の頻度で定量ポンプにて24時間コンポジットサンプルとして流入水、各槽流出水（各槽内水）を採水し、pH、SS、T-ATU-BOD₅、S-ATU-BOD₅、T-N、S-N、NH₄⁺-N、NO_x⁻-N、T-P、S-Pを測定した。なお、生物反応槽の全水理学的滞留時間は6時間としたが、トレーサ実験（図3）により、実際の流動状態は2.33槽直列であることが示された。

3. 3 パイロットプラント連続処理実験の結果

パイロットプラント連続処理実験中の全期間を通じてpHは凝集沈殿によって若干低下したが、凝集沈殿処理上澄水で約7.3以上であり、後段の生物反応槽の硝化菌に対して直接影響を与えるものではなかった。アルカリ度は凝集沈殿処理上澄水で約90mgCaCO₃/L以上あり、最初に設定した水質条件を満たしていることが確認された。T-ATU-BOD₅は凝集沈殿処理によって15～35mgBOD/Lとなった。また、S-ATU-BOD₅のうちコロイド成分が一部除去された。また、T-Pは経日変化の変動が少なく凝集沈殿で1mgP/L程度まで除去され、S-Pも経日変化の変動が少なく、安定して0.4mgP/Lまで除去された。凝集沈殿処理実験の運転中の処理効果をATU-BOD₅およびリンに関する4分画で示したものを図4に示すが、凝集沈殿によって粒子径0.1～1μmのコロイド成分で若干の除去が見られ、特にリンでは粒子径0.1μm以下で除去効果が著しい。ただ、粒子径1～105μmの成分は凝集によって増大しているものの、沈殿除去はされていないが、この成分は凝集沈殿除去可能な範囲である。

パイロットプラント連続処理実験の運転中の生物処理工程での水温は、経過日数50日目までは23～20℃であり、その後低下し115日目には18℃になった。pHは第4槽でも7.3を切ることはほとんどなく、硝化に対する影響はなかったと判断される。T-ATU-BOD₅は生物反応槽で若干除去され、第4槽で流入水の値に応じて10～40mgBOD/Lの間で変動した。S-ATU-BOD₅はその除去の大部分が第1槽で行われ5～15mgBOD/Lまで低下し、第2槽から第4槽ではほとんど行われなことが示された。アンモニア性窒素は経過日数50日目までは第3槽まででほとんど除去され、NO_x⁻-Nはこれに応じて50日目までは第3槽で8～10mgN/Lと高かった。これより50日目までは硝化は第3槽までにほぼ完了し、そのうち1～4割が第1槽で、残りが第3槽で行われ、第2槽および第4槽ではほとんど行われなかった。これは前述のトレーサ実験結果で示されることと一致する。経過50日目までで処理が安定した後の生物処理工程での流れ方向の処理特性の平均を図5にプロット点で示す。

最終沈殿処理工程での処理効果はビーカでの30分静置による回分式実験で得たものであるが、ここでのSSの除去

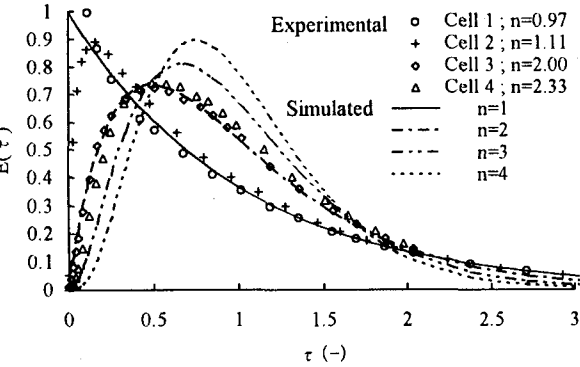


Fig.3 Tracer experiment (δ Response)
n : theoretical tank number

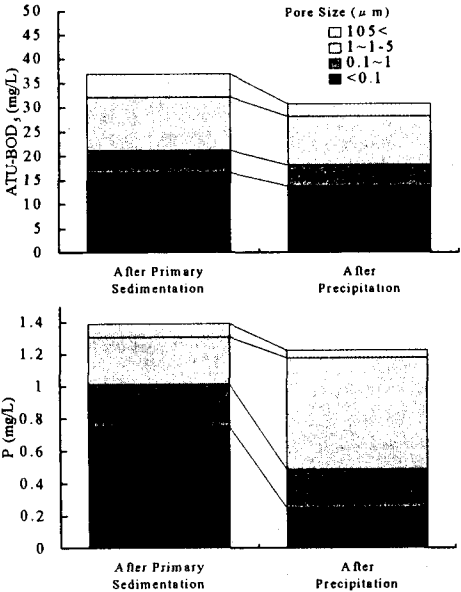


Fig.4 Fractionation of BOD and phosphorus
in influent and effluent of coagulation - precipitation tank

効果は高く、SSの除去の9割以上がここで生じた。これは、生物反応槽で生物が増殖し、沈殿不可能であった粒子に質変化を起こし、沈降可能としたと考えられる。以上より、「処理系」全体としては、最終沈殿処理工程流出水でSS 10mgSS/L以下、T-ATU-BOD₅ 10mgBOD/L以下、T-P 1mgP/L以下を十分に満たすことができる。

4. 数値モデルの実行

4. 1 モデルの検証

凝集沈殿処理工程、最初沈殿処理工程および最終沈殿処理工程のモデルは、回分式実験で経験的に得られた配分率を用いて表現したが、生物処理工程のモデルはパイロットプラント連続処理実験結果から検証されなければならない。ここで、パイロットプラントでの流れ状態はトレーサ実験より2槽完全混合槽列であることが示されたので、この検証時のみモデルもそのようにし、モデルの第1槽の値を実測値の第1槽および第2槽にあて、モデルの第2槽の値を実測値の第3槽および第4槽にあてた。実測値の生物反応槽流入水の値を生物反応槽のモデルの初期値として入力し、定常状態が得られるまで計算を行った。この結果を図5に曲線で示す。この図は、横軸に位置、つまり生物反応槽流入水、第1槽、第2槽、第3槽および第4槽をとり、縦軸に各水質項目をとった。そして、各位置での計算値を線で結び、その上に実測値を点で記した。有機物の水質項目として易分解性T-COD_{Cr}および易分解性S-COD_{Cr}をとり、窒素としてT-N、S-N、INORG-N(NH₄⁺-NとNO_x⁻-Nの和)およびNO_x⁻-Nをとった。実測値の易分解性T-COD_{Cr} (T-BODより換算)は計算値に比べてやや除去が悪く、易分解性S-COD_{Cr} (実測値はS-BODより換算)ではほぼ一致した。T-N、S-Nはおおよそ一致しており、NO_x⁻-Nは実測値と測定値が完全に一致した。本研究で用いた各係数の値は、化学量論的に得られる値、及び一般に知られている値であり、本研究のモデルで示される除去特性の傾向及び数値はパイロットプラントの実験により確認されたと判断される。

4. 2 凝集沈殿・付着微生物処理法の評価

モデルの実行では、沈砂池流出水コンポジットサンプルの実測値を処理対象水の値とした。さらに生物処理の前処理として、直接凝集沈殿処理か最初沈殿処理かを選択することで、それぞれの固有の配分率を選択して沈殿処理され、続いて付着微生物反応器で生物処理され、さらに最終沈殿処理されるものとした。この数値実験結果として、図6に凝集沈殿処理した場合の有機物(難分解性有機物をも含めた有機物濃度により評価するためCOD_{Cr}で表示)および窒素の除去変化を、図7に最初沈殿処理した場合の有機物および窒素の除去変化を示す。なお、水温は20℃とした。まず、易分解性溶解性有機物について考察する。生物反応槽流入水で凝集沈殿処理の場合でそれは25mgCOD/L、最初沈殿処理の場合で35mgCOD/Lとなった。このとき、凝集沈殿処理の場合は第2槽までに5mgCOD/Lとなり、最初沈殿処理の場合は第3槽までに5mgCOD/Lになった。つまり1槽当たりHRTが1.5時間なので、最初沈殿処理を凝集沈殿処理に変えることで、有機物除去に必要な生物反応槽のHRTが1.5時間短縮されることになる。

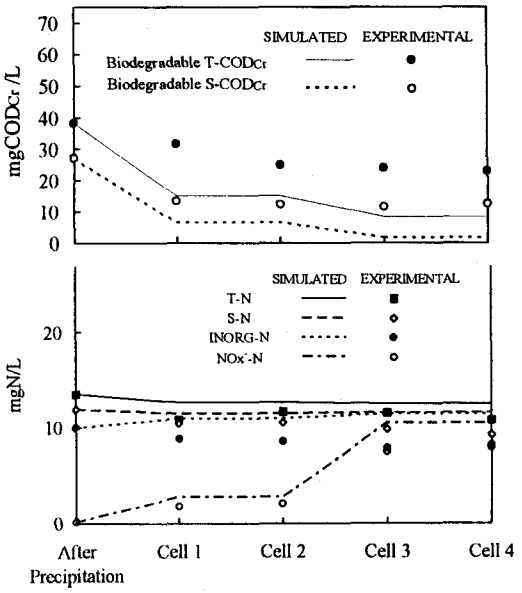


Fig.5 Comparison between simulated and experimental results

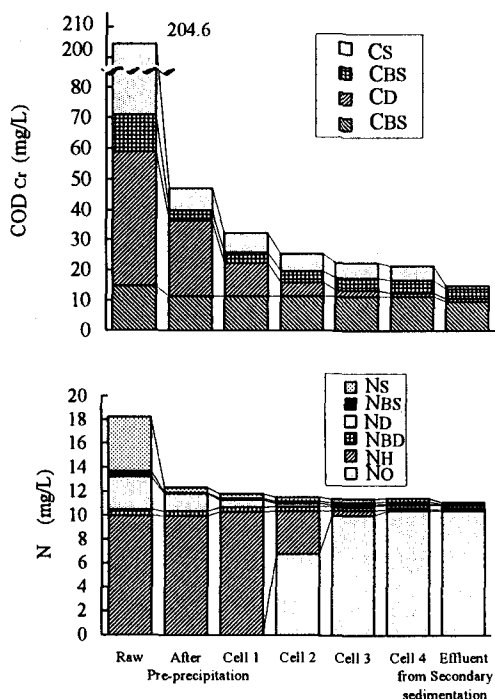


Fig.6 Treatment characteristics through the pre-precipitation and biofilm process(simulated)

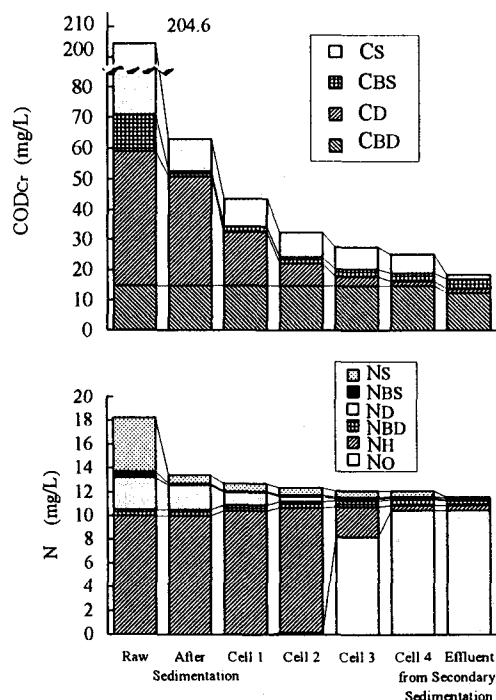


Fig.7 Treatment characteristics through the primary sedimentation and biofilm process(simulated)

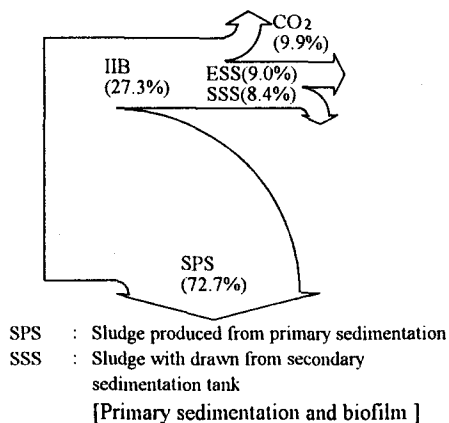
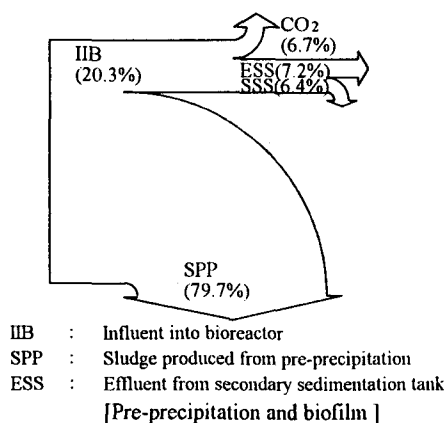


Fig.8 Mass balance of COD

つぎにアンモニア性窒素について考察する。生物反応槽流入水で両方の処理の場合で10mgN/Lである。凝集沈殿処理した場合で第2槽で6.5mgN/Lの硝化が行われ、第3槽で硝化は完了した。しかし、最初沈殿処理した場合には第2槽でほとんど硝化は行われず、第3槽で8mgN/L硝化が行われ、第4槽で硝化は完了した。すなわち、有機物の場合と同様で、最初沈殿処理を凝集沈殿処理に変えることで、有機物除去および硝化に必要な生物反応槽のHRTが1.5時間短縮されることになる。

以上の「処理系」で、各沈殿処理流入水中の有機物(COD_{Cr})が各処理工程を経てどのような挙動をとるかを算出した。凝集沈殿処理をした場合の有機物の挙動を図8の左側に、最初沈殿処理をした場合の有機物の挙動を右側に示す。左側の図によると、流入した有機物のうち、79.7%が凝集沈殿処理汚泥となり、生物処理されて炭酸ガスとなるのは6.7%であった。対して右側の図によると、流入した有機物のうち、72.7%が最初沈殿汚泥となり、9.9%が生物処理されて炭酸ガスとなった。つまり、最初沈殿処理の代わりに凝集沈殿処理を行うことにより、汚泥として回収される有機物量が約1割増加することが示された。よって、嫌気性消化処理工程でメタンガスなどの有価物をより多く回収できる可能性が示された。なお、本実験の対象水の場合、最初沈殿処理の成績がよく、かつ凝集沈殿処理しにくいようであり、他の処理場の対象水によっては凝集沈殿処理の効果がより大きく評価される可能性がある。

5. おわりに

本研究では、有機物除去、硝化およびリン除去を目的として、沈砂池流出水を塩化第二鉄で凝集沈殿処理を行ない、ポリウレタンフォームを微生物付着担体として好気性生物処理を行う処理法（凝集沈殿・付着微生物処理法）の数理モデルを構築し、実下水について連続処理実験を行ってモデルの検証を行い、かつそのモデルを用いてその処理法の評価を試みた。本研究で得られた主な成果は以下のとおりである。

- 1)凝集沈殿および沈殿工程では、BODおよびリンに関する粒子径4分画の分布の変化と各分画濃度で評価したが、その処理効果を表記し得る配分率行列モデルを提示した。
- 2)有機物除去および硝化を表記し得る付着微生物反応モデルを提示した。このモデルでは、他栄養性及び自栄養性の付着微生物と浮遊微生物とが状態変数に含まれ、付着担体上での混雑効果による競合と剥離過程も組み込まれている。このモデルは実下水によるパイロットプラント実験結果により適用性が検証された。
- 3)このモデルを用いて、凝集沈殿・付着微生物処理法と最初沈殿池・付着微生物処理法とを、本研究の対象下水処理場の下水について比較した。この結果、前者では後者に比し1/4程度生物反応槽の容積を減らすことができること、また前者では後者に比し約1割以上の有機物を生汚泥として回収できることが示された。なお、本実験の対象水の場合、最初沈殿処理の成績がよく、かつ凝集沈殿処理しにくいようであり、他の処理場の対象水によっては凝集沈殿処理の効果がより大きく評価される可能性がある。

参考文献

- 1)宗宮功、小野芳朗、天谷尚：都市下水の高度生物・化学処理
第28回下水道研究発表会講演集 pp.109-111 (1991)
- 2)合田健、内藤正明、徳田正：Population Balance Model によるオゾン処理プロセスの定式化
水処理技術 Vol.1 No.11 pp.1-7 (1974)
- 3)R. Pearl and L.J. Reed, Proc. Natl. Acad. Sci. (Wash.) Vol. 6 p275 (1920)
- 4)津野洋、宗宮功、渡辺尚之、松本信行：ポリウレタンフォーム付着微生物反応器による都市下水のBOD除去及び硝化に関する研究 下水道協会論文集 Vol.30 No.357 pp.41-50 (1993)
- 5)IAWPRC: Activated sludge model No.1: Scientific and technical reports No.1 (1986)
- 6)U.S.EPA: Process design manual for nitrogen control. (1975)