

(20) オキシデーションディッチ法における基質除去動力学と
槽内流動・混合とに関する基礎的研究

STUDY ON THE KINETICS OF SUBSTRATE REMOVAL
AND MODELING OF FLOW PATTERN
IN AN OXIDATION DITCH

寺島 泰*, 尾崎 博明*

Yutaka TERASHIMA*, Hiroaki OZAKI*

ABSTRACT; The modeling of the simultaneous removal of organic substances and nitrogen compounds in oxidation ditch (OD) process and experiments with a laboratory scale apparatus were performed to obtain information 1) on the performance of water quality in a ditch and 2) on the effects of operating conditions on substrates removal. The change of water quality represented by the parameters such as BOD, Kj-N, NOx-N, DO, alkalinity, and so on, in the ditch, was analyzed by combining both the kinetic model of Monod-type expression including the effect of other substances and the tank-in-series model describing the mixing in a ditch. As a result, the removal ratio of BOD and Kj-N was expected to increase with the hydraulic retention time (HRT). As for T-N, optimum HRT was found in both of the results of experiment and calculation, probably because the removal of T-N was closely related to the distribution of DO level.

In addition, the mixing model in a ditch, consisting of a virtually two phase flow with different flow velocity, was proposed to develop a model applicable to an actual OD process.

KEYWORDS; Oxidation ditch, Kinetic model, Sewage treatment, Tank-in-series model, Two phase flow

1. 諸言

中小規模用の下水処理法として、最近オキシデーションディッチ法（以下 OD 法と記す）が注目を集めている。その理由である本法の最も重要な特徴としては、(1)循環流量が多く、またその希釈効果により流入水量、水質の変動に強い、(2)ディッチ内に広範囲な DO 分布が存在し、有機物と窒素の同時除去が可能である、の 2 点があげられる。現在 OD 法に関する研究は、より効率的な DO 供給が得られ、かつ一定以上のディッチ内流速を確保しうる曝気装置の開発を中心に積極的に進められている。一方、本法では単一槽内で有機物除去と硝化・脱窒が同時に進行し、これらの現象に DO、アルカリ度等の因子が複雑に関与するためその除去機構は非常に複雑なものとなっており、そのモデル化については一部で検討が始められた段階である。寺島、石川¹⁾はすでに OD 法における BOD と窒素の除去に関する基礎的モデルとして、槽内流動を完全混合槽列モデルで近似し、これに基質除去動力学式を組合わせたモデルを提示しているが、本研究ではこれに若干の改良を加えた修正モデルを提示するとともに、モデル装置を用いた実験により、とくに滞留時間やアルカリ度などによる影響を中心に槽内における基質、DO 等の挙動を調べてこれら因子間の関連を明らかにし、本モデルの妥当性について検討を行った。また、ディッチが深いために深さ方向にも DO や流速の分布があるような OD にも適用可能なモデルとして二層流混合モデル²⁾を提示し、前期のモデルと同様に基質除去力学モデ

* 京都大学工学部衛生工学教室 Dept. of Environmental and Sanitary Engineering, Kyoto Univ.

ル式をあわせて、槽内流動と基質除去についてシミュレーションによる検討を試みた。

2. ディッチ内の流動・混合と基質除去のモデル化

2.1 ディッチ内流動・混合の定式化と物質収支

OD法では循環流量が多量であることから、循環流自体が押し出し流れであっても、ディッチ内混合は見かけ上完全混合状態に近いと考えられる。本研究では、Fig.1に示すようにディッチを n 槽の完全混合槽に分割し、槽間の逆混合 hQ (h : 逆混合比, Q , 流入水流量)と循環流 IQ (I : 循環比)および汚泥返送 rQ (r , 汚泥返送率)を加えた流下方向の槽列モデルで槽内混合を近似した。ここで原水は第1槽に流入し、沈殿池(S)より流出するとした。このモデルで循環流量を増加させていくと、

ディッチ内混合は徐々に完全混合状態に近くなり、 $I \geq 50$ にとれば槽内はほぼ完全混合状態となることが計算により確認されている¹⁾。沈殿池での反応は無視し、この混合モデルに反応項を加えてFig.1の各槽間において物質収支をとると、Table 1に示す各式が得られる。ここで C_i は i 槽の濃度であることを示し、各槽の番号は流入側から1, 2, ..., n としている。なお槽内の逆混合は実OD装置において通常みられるものであるが、本研究ではまず逆混合がない場合について以下の検討を行った。

2.2 基質除去動力学モデルとその定式化

(A) モデルの概要と仮定

ディッチ内における有機物と窒素の同時除去反応に関与する水質項目は、BOD(S), Org-N(Co), $\text{NH}_3\text{-N}$ (C_1), $\text{NO}_x\text{-N}$ (C_2), N_2 (液体換算, C_3), DO, 活性汚泥濃度(X), アルカリ度(A)の8項目とし、これらの水質項目間にFig.2に示すような関係を考えた。すなわち、BODはその酸化と脱窒反応に伴って除去され、窒素の挙動は汚泥の合成と分解による $\text{NH}_3\text{-N}$ の固定・放出, org-Nからの $\text{NH}_3\text{-N}$ の生成と $\text{NH}_3\text{-N}$ の酸化, および $\text{NO}_x\text{-N}$ からの脱窒により表わされるとした。また、汚泥の収支はBODと窒素の除去反応に伴う合成と自己分解で表わした。アルカリ度は窒素の除去と汚泥の合成・分解に伴い消費、生成されるものとした。なおFig.2中のDOの表示は、その経路においてDOの消費があることを示している。本モデルと既報のモデル¹⁾の異なる点は、新たに org-N の項を加えたこと、および汚泥の合成と分解の $\text{NH}_3\text{-N}$ とアルカリ度の消長への寄与³⁾を考慮したことである。また両モデルにおいて、硝化速度の制限因子の1つとしてpHで

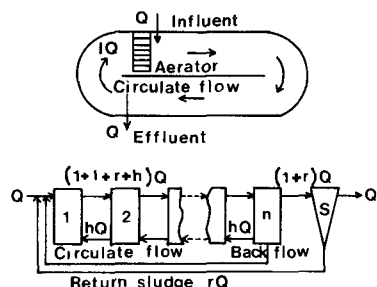


Fig.1 Schematic of Oxidation ditch and tank-in-series model

Table 1 Mass balance in tank-in-series model

Mixing & Kinetic Model	The first tank	
	$\frac{V}{n} \frac{dC_1}{dt} = Q(C_0 + (1+r)C_n + hC_2 - (1+h+1+r)C_1) + \frac{V}{n} R_1 X$	(1)
	The i th tank	
	$\frac{V}{n} \frac{dC_i}{dt} = Q((1+h+1+r)C_{i-1} + hC_{i+1} - (1+2h+1+r)C_i) + \frac{V}{n} R_i X$	(2)
	The n th tank	
	$\frac{V}{n} \frac{dC_n}{dt} = Q(1+h+1+r)(C_{n-1} - C_n) + \frac{V}{n} R_n X$	(3)
	R Reaction rate (hr ⁻¹)	
	X MLSS (mg/l)	
	initial conditions t=0, C ₁ =0	
	C=C ⁰ V/Qδ(t)	
	V Tank volume	
	n : Tank number	
	C ⁰ Mean concentration in the tank	
	δ(t) Dirac's δ function	

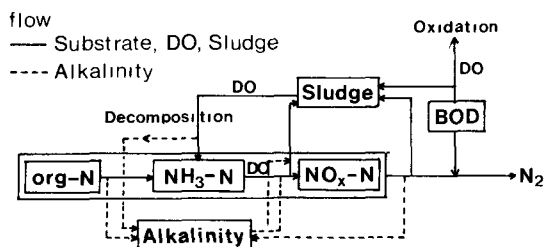


Fig.2 Relationship among parameters of water quality

はなくアルカリ度を採用している理由は、すでに硝化速度がアルカリ度の減少とともに減少することが一般的に知られていること、および pH とアルカリ度の換算が容易ではなく、pH 表示では物質収支が直接にはとれないことによっている。なお定式化にあたって本モデルのおもな仮定をまとめるとつぎのようになる。

- ①微生物は全体として 1 種の生物集合体として取扱える。
- ② $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ はまとめて $\text{NO}_x\text{-N}$ として取扱う。
- ③基質除去動力学式は基本的には Monod 型の複合式で表わせる。

(B) 動力学モデルの定式化

(1) BOD 除去速度

$$\frac{1}{X} \cdot \frac{dS}{dt} = \frac{1}{X} \left(\frac{dS}{dt} \right)_B - \alpha \cdot \frac{1}{X} \left(\frac{dC_3}{dt} \right)_B \quad \dots \dots \dots (4)$$

$$\frac{1}{X} \left(\frac{dS}{dt} \right)_B = - \frac{U_s \cdot S}{K_s + S} \cdot \frac{DO}{K_o + DO} \quad \dots \dots \dots (5)$$

ここで、S、BOD 濃度 ($\text{mg} \cdot \text{BOD} / \ell$)、 α 、脱窒時に消費される BOD の換算係数 ($\text{mg} \cdot \text{BOD} / \text{mg} \cdot \text{N}$)、X、活性汚泥濃度 ($\text{mg} \cdot \text{X} / \ell$)、 U_s 、BOD 最大反応速度定数 ($\text{mg} \cdot \text{BOD} / \text{mg} \cdot \text{X} / \text{hr}$)、 K_s 、BOD 飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{BOD} / \ell$)、DO、溶存酸素濃度 ($\text{mg} \cdot \text{DO} / \ell$)、 K_o 、DO 飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{DO} / \ell$)、 $\left(\frac{dC_3}{dt} \right)_B$ 、脱窒速度 (後述する (10) 式参照) ($\text{mg} \cdot \text{N} / \ell / \text{hr}$)、である。(4) 式の右辺第 1 項は BOD 酸化に与える DO の影響を (5) 式のように Monod 型で表わしたものであり、第 2 項は脱窒により除去される BOD 分である。

(2) 有機態窒素の分解と $\text{NH}_3\text{-N}$ の消長速度

有機態窒素の分解速度 ; $\frac{1}{X} \frac{dC_{or}}{dt} = - K_{or} \cdot C_{or} \quad \dots \dots \dots (6)$

$\text{NH}_3\text{-N}$ の消長速度 , $\frac{1}{X} \cdot \frac{dC_1}{dt} = \frac{1}{X} \cdot \left(\frac{dC_1}{dt} \right)_B + H \cdot d + \frac{J}{X} \left\{ a \cdot \left(\frac{dS}{dt} \right)_B + b \left(\frac{dC_1}{dt} \right)_B - c \left(\frac{dC_3}{dt} \right)_B \right\} - \frac{1}{X} \left(\frac{dC_{or}}{dt} \right) \quad \dots \dots \dots (7)$

$$\frac{1}{X} \left(\frac{dC_1}{dt} \right)_B = - \frac{U_1 \cdot C_1}{K_1 + C_1} \cdot \frac{DO}{K_{on} + D_o} \cdot \frac{A}{K_a + A} \quad \dots \dots \dots (8)$$

ここで、 C_{or} 、 org-N 濃度 ($\text{mg} \cdot \text{N} / \ell$)、 K_{or} 、有機態窒素分解定数 ($1 / \text{mg} \cdot \text{X} / \text{hr}$)、 C_1 、 NH_3N 濃度 (mg / ℓ)、 U_1 、硝化最大反応速度定数 ($\text{mg} \cdot \text{N} / \text{mg} \cdot \text{X} / \text{hr}$)、 K_1 、硝化飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{N} / \ell$)、A、アルカリ度 ($\text{mg} \cdot \text{A} / \ell$)、 K_a 、アルカリ度飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{A} / \ell$)、H、汚泥の自己酸化にともない生成する $\text{NH}_3\text{-N}$ への転換率 ($\text{mg} \cdot \text{N} / \text{mg} \cdot \text{X}$)、d、汚泥の自己酸化率 (hr^{-1})、a、除去 BOD の汚泥転換率 ($\text{mg} \cdot \text{X} / \text{mg} \cdot \text{BOD}$)、J、汚泥合成にともなう $\text{NH}_3\text{-N}$ の消費率 ($\text{mg} \cdot \text{N} / \text{mg} \cdot \text{X}$)、 $\left(\frac{dC_1}{dt} \right)_B$ 、硝化速度 ($\text{mg} \cdot \text{N} / \ell / \text{hr}$)、 K_{on} 、硝化における DO 飽和濃度 ($\text{mg} \cdot \text{DO} / \ell$)、 b 、硝化による汚泥転換率 ($\text{mg} \cdot \text{X} / \text{mg} \cdot \text{N}$)、c、脱窒による汚泥転換率 ($\text{mg} \cdot \text{X} / \text{mg} \cdot \text{N}$) である。

有機態窒素は (6) 式で示すように 1 次反応に従って分解し⁴⁾、 $\text{NH}_3\text{-N}$ が生成するとした。(7) 式右辺の第 4 項はこの反応による $\text{NH}_3\text{-N}$ の生成を示す。(7) 式で示す $\text{NH}_3\text{-N}$ の消長速度はこの第 4 項のほか、第 1 項の硝化速度、第 2 項の汚泥分解による放出・第 3 項の汚泥合成による固定、などの各項の和で表わした。なお硝化速度は、 $\text{NH}_3\text{-N}$ と DO 濃度のほかアルカリ度によっても影響をうけ、アルカリ度が $150 \text{mg} / \ell$ 以下ではその濃度の減少とともに硝化速度も減少するという結果¹⁾が得られていることから、(8) 式のように $\text{NH}_3\text{-N}$ 、DO、アルカリ度の各濃度の Monod 型の積の形で表わした。

(3) $\text{NO}_x\text{-N}$ の消長と脱窒速度

$\text{NO}_x\text{-N}$ の消長速度 ; $\frac{1}{X} \cdot \frac{dC_2}{dt} = - \frac{1}{X} \left(\frac{dC_1}{dt} \right)_B - \frac{1}{X} \left(\frac{dC_3}{dt} \right)_B \quad \dots \dots \dots (9)$

$$N_2 \text{生成 (脱窒速度)}; \frac{1}{X} \cdot \left(\frac{dC_3}{dt} \right)_B = \frac{U_2 \cdot C_2}{K_2 + C_2} \cdot \frac{S}{K_{sn} + S} \left(1 - \frac{DO}{K_o + DO} \right) \quad (10)$$

ここで、 C_2 ; NO_x-N 濃度 ($mg \cdot N/\ell$) , U_2 ; 脱窒最大反応速度定数 ($mg \cdot N/mg \cdot X/hr$) , K_2 ; 脱窒反応における NO_x-N の飽和定数 ($mg \cdot N/\ell$) , C_3 , 窒素濃度 (液体換算) ($mg \cdot N/\ell$) , K_{sn} ; 脱窒反応における BOD 飽和定数 ($mg \cdot BOD/\ell$) , K_{od} , 脱窒反応における DO 飽和定数 ($mg \cdot DO/\ell$) , である。

(9) 式は NO_x-N の消長を硝化、脱窒の連続反応で示したもので、右辺第 1 項は硝化速度、第 2 項は脱窒速度を表わしている。脱窒速度は有機物、 NO_x-N 、DO の各濃度に影響される。とくに DO については (10) 式のように不飽和度の形で与えた。

(4) 汚泥増殖

$$\frac{dX}{dt} = -a \left(\frac{dS}{dt} \right)_B - b \left(\frac{dC_1}{dt} \right)_B + c \cdot \left(\frac{dC_3}{dt} \right)_B - d \cdot X \quad (11)$$

上式はその右辺第 1 項より BOD 酸化、硝化、脱窒の各作用による汚泥の生成を表わし、第 4 項は汚泥の自己酸化による消失分である。なお脱窒による汚泥の生成は除去された BOD 量に依存し、汚泥転換率は BOD 酸化の場合と同じであるとして、計算に際しては $-a \left(\frac{dS}{dt} \right)_B + c \left(\frac{dC_3}{dt} \right)_B = -a \left(\frac{dS}{dt} \right)$ とした。

(5) DO 収支

$$\frac{dDO}{dt} = a' \left(\frac{dS}{dt} \right)_B + b' \left(\frac{dC_1}{dt} \right)_B - d' \cdot X + K_L a \cdot (DO_s - DO) \quad (12)$$

ここで、 a' ; BOD 除去に必要な酸素利用率 ($mg \cdot DO/mg \cdot BOD$) , b' , 硝化に必要な酸素利用率 ($mg \cdot DO/mg \cdot N$) , d' ; 汚泥の自己酸化に必要な酸素利用率 ($mg \cdot DO/mg \cdot X/hr$) , $K_L a$; 総括酸素移動容量係数 (hr^{-1}) , DO_s , 液中の酸素飽和濃度 ($mg \cdot DO/\ell$) , である。

(12) 式の右辺第 1 項から第 3 項までは、それぞれ BOD 酸化、硝化、汚泥の自己酸化による酸素消費を表わしており、第 4 項の曝気による供給分は、完全混合槽列のうち曝気を行う槽にのみ加えることになる。

(6) アルカリ度の消費と生成

$$\begin{aligned} \frac{dA}{dt} = e \cdot \left(\frac{dC_1}{dt} \right)_B + f \left(\frac{dC_3}{dt} \right)_B - g \left(\frac{dC_{or}}{dt} \right) + k \left[H \cdot d \cdot X + J \left\{ a \left(\frac{dS}{dt} \right)_B \right. \right. \\ \left. \left. + b \left(\frac{dC_1}{dt} \right)_B - c \left(\frac{dC_3}{dt} \right)_B \right\} \right] \quad (13) \end{aligned}$$

ここで、 e , 硝化に必要なアルカリ度の換算係数 ($mg \cdot A/mg \cdot N$) , f , 脱窒により生成するアルカリ度の換算係数 ($mg \cdot A/mg \cdot N$) , g ; $org-N$ の脱アミノ化にともない生成するアルカリ度の換算係数 ($mg \cdot A/mg \cdot N$) , k ; 汚泥の分解・合成にともなう NH_3-N の生成・消費におけるアルカリ度の換算係数 ($mg \cdot A/mg \cdot N$) , である。

上式右辺第 1 項よりそれぞれ、硝化によるアルカリ度の消費と脱窒による生成、 $org-N$ の脱アミノ化にともなう生成、汚泥の分解・合成にともなう生成と消費を表わしている。

2.3 シミュレーション方法

Table 2 Kinetic and stoichmetric coefficients

上記の (4)(6)(7)

(9)(11) ~ (13) の各
式を Table 1 の (1) ~
(3) 式に代入し、必要
な実験条件を与えな
がら各槽内における
DO 等各水質項目の
定常状態の解をルン

symbol	value	reference	symbol	value	reference
U_s ($mgBOD/mgX/hr$)	0.2	5) 6)	c (mgX/mgN)	—	
U_1 ($mgN/mgX/hr$)	0.03	5)	d (hr^{-1})	0.002	9) etc
U_2 ($mgN/mgX/hr$)	0.02	5) 7)	a' ($mgDO/mgBOD$)	0.34	9) etc
ks, kns ($mgBOD/\ell$)	100	6)	b' ($mgDO/mgN$)	4.57	
K_1 (mgN/ℓ)	0.5	8)	d' ($mgDO/mgX/hr$)	0.0008	9) etc
K_2 (mgN/ℓ)	0.1	7)	DO_s ($mgDO/\ell$)	8.0	
K_o, Kon (mgN/ℓ)	0.5	assumption	e (mgA/mgN)	7.14	
K_a (mgA/ℓ)	100	1)	f (mgA/mgN)	3.57	
Kor ($1/mgX/hr$)	0.000958	4)	g, k (mgA/mgN)	3.57	
α ($mgBOD/mgN$)	1.14 ~ 1.90		H (mgN/mgX)	0.1	
a ($mgX/mgBOD$)	0.70	9) etc	J (mgN/mgX)	0.1	
b (mgX/mgN)	0.17	9) etc			

ゲ・クッタ・バーナー法によりもとめた。(4)～(13)式中の各動力学定数、係数の値は、OD法の特性を勘案しながら活性汚泥法における文献値を参考にして設定したほか、化学量論的にもとまる値あるいは仮定値を用いた。これらの値をTable 2に示す。

3 実験装置と方法

OD法は槽内全体としては完全混合状態を示し、かつ流下方向に好気性から嫌気性までの広いDO分布がある点に特徴がある。こういった特徴を十分に再現する装置として、本研究ではFig.3に示すような装置を製作し実験的な検討を行った¹⁰⁾。本装置は、原水タンク、反応槽（容積2ℓの混合槽が6槽直列に連結、流入端から第1槽、第2槽 第6槽とする。）および沈殿槽から構成され、混合液は各槽間の隔壁を自然流下で移動し、第6槽から第1槽へは定量ポンプにより返送される。各槽の混合液はマグネチック・スターラーによりおだやかに攪拌した。沈殿槽中の汚泥は定量ポンプにより第1槽に返送した。なお前槽への混合液の返送は行わなかった。曝気は直径15mmの有孔ガラス球を用いて所定の K_La 値が得られるよう第1槽のみで行った。実験は、上記装置を恒温室内（21℃一定）に設置して行い、同装置に十分順養した汚泥を投入して空曝気後Table 3の人工下水を所定濃度に希釈して第1槽に連続的に流入させた。このようにして約1週間同一の条件下で連続処理を行い、流出水のTOC値と反応槽内の汚泥濃度が一定となった時点で各槽の混合液をサンプリングし、東洋ろ紙No 5Cでろ過したろ液を分析に供した。なお各水質項目の測定は、 NH_3-N はオートアナライザー法（アルカリフェノール）、 NO_2-N 、 NO_3-N はイオンクロマトグラフィー法、 K_j-N はケルダール法、DOは電極法により行い、他は下水試験法に従った。各実験における流入水の水質は表-3の水質の項目で示したものとほぼ同じであるが、滞留時間（HRT）= 24hrのアルカリ度のみ人工下水作成上の誤りから60.0mg/ℓとなり、他の実験のそれと比較して低い値を示した。循環比その他の実験条件をTable 4に示す。

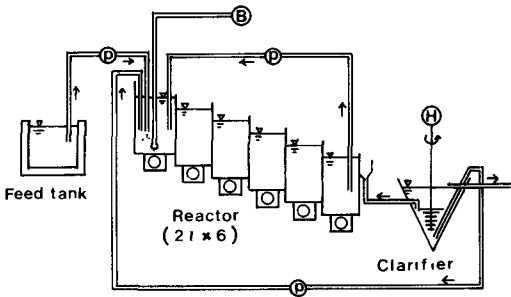


Fig.3 Schematic of experimental apparatus

Table 3 Composition of synthetic sewage and quality of feed

Composition		Water quality	
A)	(mg/ℓ)	A)+B)+C)	
	Pepton	150	
	Meat extract	100	
	Urea	25	BOD (mg/ℓ)
	NaCl	7.5	175.5
	KCl	3.5	COD(Cr)
	$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	4.6	176.6
	$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	5.1	K_j-N
B)			39.2
	$Na_2HPO_4 \cdot 12H_2O$	63	NO_2-N
			0.0
C)			NO_3-N
	$NaHCO_3$	70.6	2.8
	Na_2CO_3	44.5	T-N
			42.0
			PO_4-P
			6.6
			Alkalinity
			149.2

Table 4 Design or experimental conditions

Parameter		Value
MLSS	(X)	2700~3300 mg/ℓ
Hydraulic retention time	(HRT)	12~36 hr
Circulation flow ratio	(I)	50
Return sludge ratio	(r)	0.2~1.0
Overall oxygen transfer rate	(K_La)	1.8 hr ⁻¹

4 実験結果とシミュレーション

4.1 流下方向への水質変化

滞留時間を変化させた場合の水質の流下方向の槽内挙動をDO、BOD、T-Nを例にとりFig 4, 5, 6に示す。実線はシミュレーション結果である。Fig 4より、実験より得られた槽内DOは流下方向に減少するとともに、滞留時間が長くなるにつれてとくに前半の槽のDO濃度が高くなっており、こういった傾向はシミュレーション結果ともおおむね合致するものであった。DO以外の各水質項目の各槽の値はほぼ同じであり、混合液の流動が6槽全体でほぼ完全混合に近いと考えられ、これはトレーサー実験の結果とも一致した。本

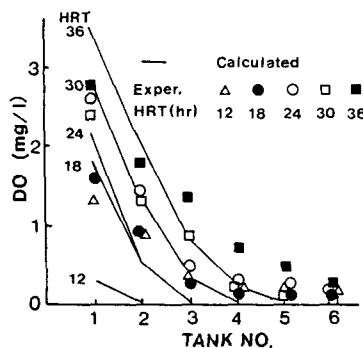


Fig.4 DO level in each tank

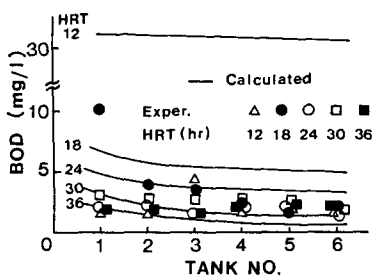


Fig.5 BOD concentration in each tank

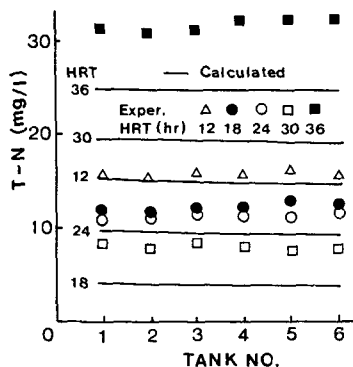


Fig.6 T-N concentration in each tank

研究で用いた実験装置はOD法における実際のディッチとは構造上異なるものであるが、上記の結果から、ディッチ内DOの流下方向への減少傾向およびディッチ全体の混合特性からみて、本装置は実OD槽内の現象を十分に現出しているものと考えられる。ただし槽内DO濃度の実験値についてはその分布が滞留時間と必ずしも対応していないほか、値についてはシミュレーション値とかなり異なるものもみられる。この理由としては実験における $K_L a$ 設定の不備やシミュレーションにおけるパラメータ値に文献値を用いていることなどがあげられるが、DOがとくに水質変化に与える影響が大きいことを考慮すると、このDOにおける差がFig.5,6の結果をはじめ実験結果とシミュレーション結果の相違の原因の一つと考えられた。なお K_j-N は滞留時間にかかわらず 5 mg/l 以下まで除去されたため NO_x と T-N はほぼ同様の挙動を示した。BODは滞留時間にかかわらず98%以上除去されたが、硝化のほかFig.6のT-Nの結果から脱窒も同時に進行することが確認され、これには内性呼吸による脱窒も関与していることが考えられる。

4.2 滞留時間と水質

槽内水質の滞留時間依存性を第6槽(DOについては第1槽と第6槽)を例にとりFig.7, 8, 9に示す。なお前述したように、滞留時間24hrのときのアルカリ度は他の実験のそれより低く硝化への影響が考えられるため、図中の K_j-N , T-N, アルカリ度の各濃度は()をつけて示した。Fig.7中のSim-1とは用いた実験条件でのシミュレーション結果であり、またSim-2とは、各槽のDO濃度の実験値を与えてシミュレーションした結果である。BODと K_j-N についてはFig.7のSim-1のように滞留時間の増加すなわち槽内DOの増加とともに漸減することが予想される。実験結果では両者とも滞留時間にかかわらず低濃度値を示しているが、これはFig.4に示したようにDO濃度の実験値がシミュレーション値よりも全体的に高く、とくに $\text{HRT} = 12 \text{ hr}$ の場合、Fig.9からも明らかにそういった傾向が強くみられることと関連していると考えられる。したがって、Fig.7のSim-2のように実験で得られた各槽におけるDO濃度を用いてシミュレーションしてみると、実験値とシミュレーション値は比較的合致してくる。以上のことから、槽内のDO制御およびDOシミュレーショ

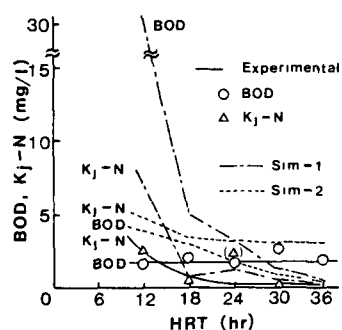


Fig.7 Effects of HRT on removal of BOD and K_j-N

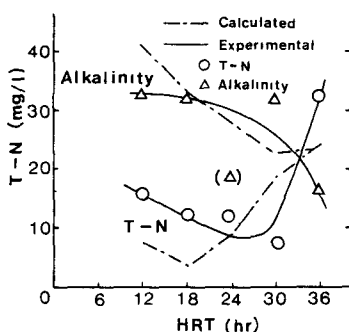


Fig.8 Effects of HRT on removal of T-N and alkalinity in a ditch

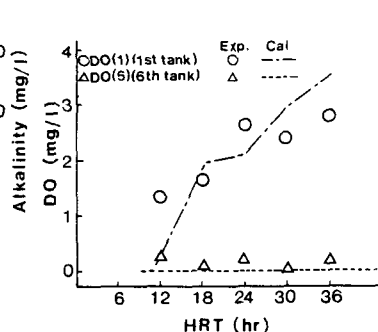


Fig.9 Effects of HRT on DO level

ンを十分に行えれば、他の水質予測も精度高く行える可能性があり、OD法における水質予測には槽全体のDO濃度の把握がまず重要であるといえる。なお処理水中の $org-N$ は低く、 K_1-N は NH_3-N とほぼ同様の挙動を示した。Fig.8 は $T-N$ 、アルカリ度の滞留時間依存性を示したものである。図示していない NO_x-N については、実験値は $T-N$ のそれとほぼ同様の傾向を示し、シミュレーション値は $HRT=24hr$ 以下では $1mg/l$ 以下、それ以上の HRT では急激に増加した。 $T-N$ のシミュレーション値は $HRT=18hr$ 前後で最小値をとっており、一方、実験値については、 $HRT=24hr$ の場合アルカリ度不足により硝化が進まず $T-N$ 値が大きくなったため、最小値をとる位置が不明確であるものの、凹型曲線を描く傾向はシミュレーション結果と同様である。このような傾向をとる理由は、滞留時間が短いときは槽内の好気状態にある部分が少なくなり硝化が進みにくくなるために K_1-N が残存し、逆に滞留時間が長くなると、Fig.4, 9 から明らかなようにとくに槽列の前半部においてより DO 濃度が高くなり、また後半部における DO 濃度の低下が鈍るために脱窒が生じにくくなり NO_x-N が残存するためである。以上のことから、 $T-N$ 除去には DO 濃度との関連から滞留時間、汚濁物質の容積負荷等に関しこれらが相互に関連する最適条件が存在すると考えられる。なお、 $HRT=30hr$ のときの $T-N$ の実験値が予想以上に低い理由は、Fig.4 に示したように Tank No. 4～6 の DO レベルが低く脱窒反応が容易に進んだためと考えられ、したがってアルカリ度もシミュレーション値より高くなっている。

4.3 DOの影響

4.2 では槽内水質のうちとくに窒素の挙動が滞留時間による影響を強くうけることを示した。Fig.10 に槽内 DO 分布が異なる場合の NO_x-N の処理例を示す。 K_1-N 、BOD は両者とも約 98～99% 除去されていた。したがって、Run 1 では流入 $T-N$ ($42mg/l$) のうち 74% が除去されたことになるのに対し、Run 2 では約 40% の除去にとどまった。なお両者の滞留時間は 18hr であり、 K_La を変化した DO を除いて他の運転条件は同一に設定した。流入条件は Run 2 のアルカリ度が若干低かったが、処理水中のアルカリ度は $50mg/l$ 強あった。

DO 濃度は、とくに槽

列の後半部において

Run 1 ではほぼ 0.1 と 0 に近いのに対し、Run 2 では $0.4mg/l$ 前後あり、この差が NO_x-N の除去に大きく関連していると考えられる。

Fig.11 に、第 4～6 槽の DO の平均値と NO_x-N

$-N$ 、 $T-N$ との関係を示す。この図は項目 4

2 における実験結果等より得られたものである。図よりこれらの因子間には相関係数 0.99 以上の直線関係が

みられ、ディッチの前半部に DO が十分存在している時は、窒素除去がディッチ後半部の DO レベルによって決定されることを示している。たとえば、本実験での流入 $T-N$ 濃度は約 $42mg/l$ であるので、80% の $T-N$ 除去率を得るためには、少なくとも第 4～6 槽の DO の平均値が $0.16mg/l$ 程度であることが必要となる。

4.4 アルカリ度の影響

硝化に対するアルカリ度の影響を明らかにするために処理水のアルカリ度と K_1-N あるいは NO_2-N との関係について検討した。結果を Fig. 12 に示す。これらは滞留時間 24hr で得られた結果であり、流入アルカリ度がそれぞれ異なるほか、アルカリ度が最も低くなっている実験において他より DO 濃度が全体的に高かった以外はほぼ同条件であり、またいずれの実験でも DO 供給は十分であった。この結果では、 K_1-N はアルカリ度にかかわらず十分除去されているのに対し、 NO_2-N についてはアルカリ度が低いほどその硝酸化に影

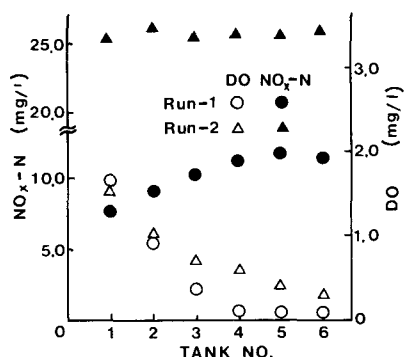


Fig.10 Effects of DO distribution on NO_x-N removal

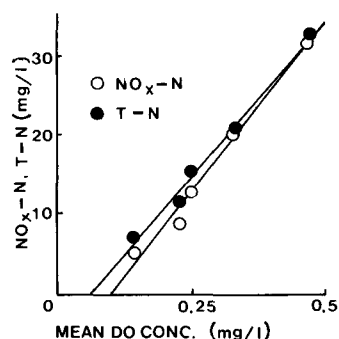


Fig.11 Relationship between mean concentration of DO (4th to 6th tank) and, NO_x-N or $T-N$ in effluent

響がみられ、その影響を強くうけはじめめる濃度は約 40 mg/l であった。 K_j-N がよく除去された理由については十分明らかではないが、ここでは K_j-N の多くが org-N であり、その分解によるアルカリ度の供給が関連していることも考えられる。また一連の実験で得られたアルカリ度と pH の関係を Fig. 13 に示す。この図より NO_2-N の酸化に影響をうけはじめたアルカリ度の濃度

約 40 mg/l は約 pH 6.7 に相当する。通常、硝化菌の最適 pH は 7.0 以上にあるとされており、Downing¹¹⁾ らにより得られた次式の pH と硝化菌の比増殖速度 (μ) の関係をそのまま用い

$$\mu = \mu_{\max} \{1 - 0.833 (7.2 - \text{pH})\} \quad (14)$$

ると pH 6.7 における最大硝化速度に対する割合は約 60 % になる。しかしながら、本実験では上述のように亜硝酸菌についてはこの pH 以下でも十分に活性が保たれており、逆に、一般的には亜硝酸菌よりも低い最適 pH 域を有すると言われている硝酸菌に影響がみられている。このような傾向は必ずしも予想と合致するものではないが、広い DO 域を有する槽内における現象であることも考慮して、今後操作因子の硝化反応への影響についてさらに検討していきたい。

5. 二槽流混合モデルによる槽内水質のシミュレーション

OD 法は有機物除去のみでなく窒素除去にも有効であり、前章までの検討により、流下方向への広い槽内 DO 分布がその大きな要因であることがある程度まで定量的に裏づけられた。したがって、通常の OD 法において窒素を効率的に除去するためには、ある程度以上のディッチ長さの確保と DO 供給の制御が重要であると考えられる。前記のモデルではディッチ内は見かけ上は完全混合状態にあると考え、上下方向の速度分布等はないとした。しかしながら、実装置の中にはとくに下層における流速あるいは DO 分布が上層よりも小さいものも見うけられ、また一方ではこのことをむしろ利用して、ディッチを深くすることによりその面積を小さくするとともに、あえて下層部において低 DO 域をつくりだすことにより、さらに脱窒作用を促進する手法も考えられる。ここでは、より効率的な窒素除去とディッチの深槽化をめざすとともに、実際のディッチ内の複雑な流動・混合にも対応しうるモデルを開発するための基礎として、前記モデル (Fig.1) の槽列をさらに上下に分割し、深さ方向にも DO 流動分布が存在する二槽流混合モデルを用いた検討を行った。

二層流混合モデルの概略図を Fig. 14 に示す。このモデルでは横方向の槽列をさらに上下に分割している。モデルの基本的な考え方は以下の通りである。

①流入水は第 1 上部槽に流入し、最終上部槽よ

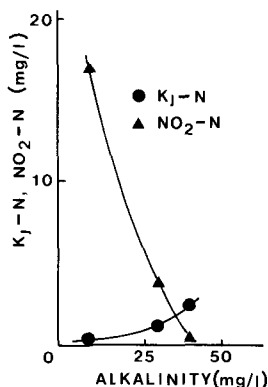


Fig. 12 Relationship between alkalinity and K_j-N , NO_2-N

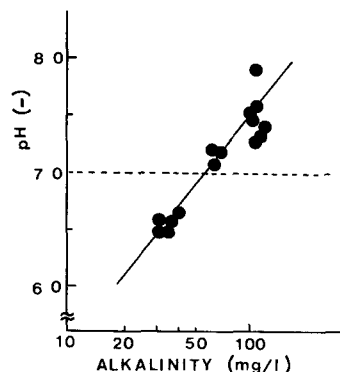
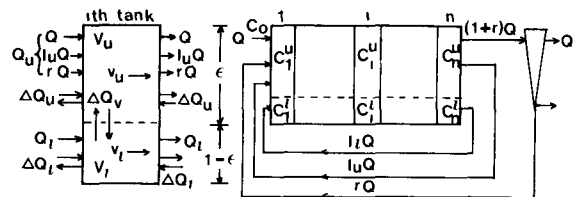


Fig. 13 Relationship between pH and alkalinity



- | | |
|--|---|
| Q , flow rate | I_u , circulation flow ratio in upper part of a ditch |
| Q_u , flow rate in upper part of a ditch | I_l , circulation flow ratio in lower part of a ditch |
| Q_i , flow rate in lower part of a ditch | r , return sludge ratio |
| V_u , volume of each upper tank | ϵ , volume ratio of upper part of a ditch |
| V_l , volume of each lower tank | ΔQ_u , mixing rate in horizontal direction (upper tank) |
| V_u , flow velocity in upper part of a ditch | ΔQ_l , mixing rate in horizontal direction (lower tank) |
| C_0 , water quality of inflow | ΔQ_v , mixing rate in vertical direction |
| C_u^i , water quality in i th upper tank | |
| C_l^i , water quality in i th lower tank | |

Fig. 14 Mixing model of two phase flow in tanks in series

り流出する。(なお横方向の槽列数は5とした。)

- ②上部槽における深さ方向の流速分布は一様とし、下部槽のそれは放物型曲線で近似する。($v_\ell / v_u = 0.67$)
- ③下槽と上槽は上下混合による水交換が行われる。混合量 (ΔQ_v) は上・下部槽の流速差に比例する。隣接する槽間の水平混合量 (上部槽, ΔQ_u , 下部槽, ΔQ_ℓ) は流速に比例する。
- ④曝気は第1上部槽のみで行われる。Fig. 14の各槽間において物質収支をとることにより、Table 5に示すような二層流混合モデルによる槽内物質収支式が得られる。ここで各設計・操作因子間には以下に示すような関係がある。

Table 5 Mass balance equations in a vertical two phase flow

1st upper tank: $V_u \cdot dC_1^u/dt = Q(C_0 + (I_u + r)C_n^u - (1 + I_u + r)C_1^u) + \Delta Q_u(C_n^u - 2C_1^u + C_2^u) - \Delta Q_v(C_1^u - C_1^\ell) + V_u R_1 X$	(15)
1st lower tank: $V_\ell \cdot dC_1^\ell/dt = I_\ell Q(C_n^\ell - C_1^\ell) + \Delta Q_v(C_n^\ell - 2C_1^\ell + C_2^\ell) + \Delta Q_u(C_1^u - C_1^\ell) + V_\ell R_1 X$	(16)
i-th upper tank: $V_u \cdot dC_i^u/dt = (1 + I_u + r)Q(C_{i-1}^u - C_i^u) + \Delta Q_u(C_{i-1}^u - 2C_i^u + C_{i+1}^u) - \Delta Q_v(C_i^u - C_i^\ell) + V_u R_i X$	(17)
i-th lower tank: $V_\ell \cdot dC_i^\ell/dt = Q_\ell(C_{i-1}^\ell - C_i^\ell) + \Delta Q_\ell(C_{i-1}^\ell - 2C_i^\ell + C_{i+1}^\ell) + \Delta Q_v(C_i^u - C_i^\ell) + V_\ell R_i X$	(18)
n-th upper tank: $V_u \cdot dC_n^u/dt = (1 + I_u + r)Q(C_{n-1}^u - C_n^u) + \Delta Q_u(C_{n-1}^u - 2C_n^u + C_1^u) - \Delta Q_v(C_n^u - C_n^\ell) + V_u R_n X$	(19)
n-th lower tank: $V_\ell \cdot dC_n^\ell/dt = Q_\ell(C_{n-1}^\ell - C_n^\ell) + \Delta Q_\ell(C_{n-1}^\ell - 2C_n^\ell + C_1^\ell) + \Delta Q_v(C_n^u - C_n^\ell) + V_\ell R_n X$	(20)

R: Reaction rate (hr^{-1}) X: MLSS (mg/ℓ)

$$Q_u = (1 + I_u + r) Q, \quad Q_\ell = I_\ell Q \text{ より } Q_\ell / Q_u = P(1 - \varepsilon) \varepsilon, \quad (P = v_\ell / v_u) \quad \dots \quad (21)$$

$$v_u = \frac{Q_u}{\varepsilon \cdot A} = \frac{(1 + I_u + r)}{\varepsilon} \cdot \frac{Q}{A} \quad (22) \quad \text{同様に } v_\ell = \frac{I_\ell}{1 - \varepsilon} \cdot \frac{Q}{A} \quad (23) \quad (A: \text{横断面積}) \quad I_u \text{ と } I_\ell \text{ の関係は } P,$$

ε, r, I (全循環比) を与えることにより (21) 式と $I = I_u + I_\ell$ の関係よりもとまる。また $\Delta Q_u, \Delta Q_\ell, \Delta Q_v$ は (21) ~ (23) 式よりつぎのように表わされる。

$$\Delta Q_u = r_u v_u \varepsilon A = r_u (1 + r + I_u) Q = r_u Q_u \quad \dots \quad (24)$$

$$\Delta Q_\ell = r_\ell v_\ell (1 - \varepsilon) A = r_\ell I_\ell Q = r_\ell Q_\ell \quad \dots \quad (25)$$

$$\Delta Q_v = r_v' (v_u - v_\ell) = r_v' \left(Q_u - \frac{\varepsilon}{1 - \varepsilon} Q_\ell \right) \quad (26) \quad (r_u, r_\ell, r_v, r_v'; \text{比例定数})$$

なお、Fig. 14 において槽を上下に分割しないで同様の式をたてると 21 で示した流動モデルとなる。

シミュレーションに当って、基質除去動力学式は、汚泥分解・合成による $\text{NH}_3\text{-N}$ とアルカリ度の出入りを考慮しなかった点を除き、2.2 (A) におけるそれらと同様とし、式中の定数および係数も Table 2 と同じものを用いた。また、流入水質と設計条件は Table 6 のように定めた。なお、ディッチは流下方向に 5 分割し、それぞれの上下に 2 分割した。また $\Delta Q_u = \Delta Q_\ell = 0, \varepsilon = 0.5$ とした。シミュレーション例として、滞留時間と第 5 上部、下部槽の水質との関係を、BOD, $\text{NH}_4\text{-N}$, T-N, DO (1) (第 1 上部槽の DO) を例にとり Fig. 15 に示す。第 5 上、下部槽とも水質の滞留時間依存性の傾向には差はみられず、また値についても第 5 下部槽の BOD 値が上部槽のそれより少し低いが全体として

Table 6 Influent quality and design conditions

は大差はない。T-N は 24 ~ 30 hr で最小値をとり、この傾向は Fig. 8 の場合と同様であった。DO 濃度の槽内分布については、第 1 上部槽では滞留時間に応じて 0.1 ~ 0.8 mg/ℓ 程度の DO が存在したが、第 2 上部槽以降は 0 に近く、下部槽では全体的に 0.01 mg/ℓ 以下であった。

Parameter	Value	Parameter	Value
BOD ₅	S ₀ 200 mg/ℓ	Inflow rate (Q)	1 $\text{Q m}^3/\text{hr}$
NH ₄ ⁺	C ₁ 50 mg/ℓ	OD volume (V)	6 $\text{Q} \sim 36 \text{ Q m}^3$
NO ₃ ⁻	C ₂ 0 mg/ℓ	IQ	100 $\text{Q m}^3/\text{hr}$
N ₂	C ₃ 0 mg/ℓ	rQ	1 $\text{Q m}^3/\text{hr}$
SS	A ₀ 200 mg/ℓ	MLSS (X)	3000 mg/ℓ
DO	X ₀ 0 mg/ℓ	K _L a	0.5 ~ 2.5 (hr^{-1})
	DO ₀ 0.01 mg/ℓ		

また各種のパラメータのうち、(26)式で示した上下槽混合量 (ΔQ_v) の比例定数 r_v は処理水質に大きく影響し、 $r_v > 0.5$ (ここでは $\Delta Q_v > 10 Q$ に相当) の範囲で r_v 値が大きいくほど水質の悪化が著しくなる結果を得た²⁾。これは r_v の増加とともに上下の混合がよくなるため第1上部槽等のDOが $r_v < 0.5$ の場合より低下し、酸化反応が進みにくくなるためと考えられる。2章で記述したモデル(ここでは単層流モデルとよぶ)と、この二層流モデルを2,3の曝気条件下で比較した例をTable 7に示す。図中の K_{La} 値は曝気している槽における値を示している。したがって、二層流モデルでの $K_{La} = 10.0$ 、単層流モデルでの $K_{La} = 5.0$ は、ディッチ全体では各々 $K_{La} = 1.0$ に相当する。モデル間の比較は曝気の様子が異なるため単純には行えないが、これらの結果より二層流モデルでは適度の上下混合があれば、 $K_{La} = 10$ (槽全体では $K_{La} = 1$ に相当) の例のように K_{La} を低くおさえてもBOD除去能はそれほど低下せず、単層流の場合よりは高い窒素除去能を期待しうる可能性がある。これはディッチの一部における比較的高いDO濃度の部分と、ディッチ後半部や下部槽における低DO域がうまく組合わされて基質除去に作用したためと考えられる。

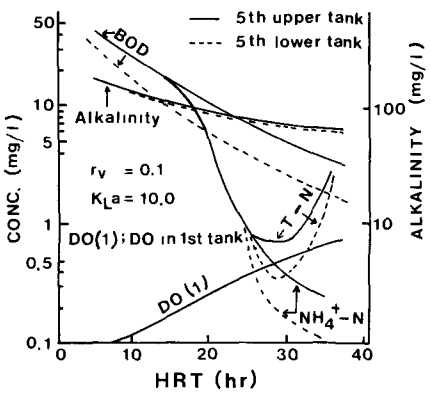


Fig.15 Effects of HRT on water quality

Table 7 Comparison of water quality between two phase and uniform flow (5th (upper) tank)

flow	K_{La}	BOD	K_j-N	NO_x-N	DO(1)	Alkalinity
two phase	10	6.5	0.92	0.34	0.36	76.4
	15	5.2	0.27	0.72	0.91	73.5
uniform	5.0	19.5	14.1	0.01	0.08	113.8
	7.5	3.4	0.01	1.6	0.67	73.1
	10	2.4	0.01	11.1	1.33	39.4

DO(1), DO in 1st tank, HRT=24 hr, $r_v=0.1$ (mg/l)

6. 結 言

- OD法に関するモデル化・シミュレーションとモデル装置による実験とにより以下のような知見が得られた。
- (1)ディッチ内の流動・混合特性は循環流を加えた完全混合槽列モデルによりうまく近似できる。
 - (2)完全混合槽列モデルと基質除去に関するMonod型の複合動力学式を組合わせたシミュレーションにより、流下方向に減少するDOの槽内分布や水質因子間の関連を含めて、実OD装置の運転結果と矛盾しない結果が得られた。実験結果とは、値は異なるものの傾向的には一致した。
 - (3)槽内水質は滞留時間による影響を強くうけ、とくにT-Nについては最適の滞留時間が存在する。
 - (4) NO_x-N の除去は曝気部から離れたディッチ後半部の低DO域におけるDOの平均値と高い相関がある。
 - (5)アルカリ度については、約40 mg/l以下の範囲でその濃度の減少とともに NO_2-N の濃度が高くなり、pH低下との関連から NO_2-N の硝化が影響をうけた。
 - (6)ディッチの深さ方向にも流速・DO分布が存在する場合のモデルとして二層流混合モデルを提示し、シミュレーションの結果、酸素供給を多少低くおさえても、単層流の場合と比較してBOD除去能はそれほど低下せず、窒素除去能が高まる可能性があることが判明した。

今後の課題としては、実験におけるより正確なDO制御や動力学定数等の実験による決定があげられるほか、有機性基質を易分解性物質(溶解性)と粒子状物質に分けた場合のそれらの挙動の解明とモデル化に関する問題があり、現在すでに検討を開始している。

終りにのぞみ、実験や計算に労を煩わせた、伊藤秀美(本学卒業生、現(株)エー・アンド・ディ)、若林和幸(現本学大学院生)の両氏に深謝致します。

【記 号】

A ; アルカリ度 ($\text{mg} \cdot \text{A} / \ell$)あるいは槽断面積 (m^2)	C_o ; 流入水質 (mg / ℓ)
C_i ; 第 i 槽水質 (mg / ℓ)	C_i^ℓ , 第 i 下部槽水質 (mg / ℓ)
C_i^u ; 第 i 上部槽水質 (mg / ℓ)	C_{or} ; 有機態窒素 (org-N) 濃度 ($\text{mg} \cdot \text{N} / \ell$)
C_1 ; $\text{NH}_3\text{-N}$ 濃度 ($\text{mg} \cdot \text{N} / \ell$)	C_2 , $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度 ($\text{mg} \cdot \text{N} / \ell$)
C_3 ; N_2 濃度 (液体換算, $\text{mg} \cdot \text{N} / \ell$)	DO ; 溶存酸素濃度 ($\text{mg} \cdot \text{DO} / \ell$)
$\text{DO}_{(i)}$; 第 i 槽溶存酸素濃度 ($\text{mg} \cdot \text{DO} / \ell$)	D_{os} ; 溶存酸素飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{DO} / \ell$)
H , 汚泥自己酸化にともない生成する $\text{NH}_3\text{-N}$ への転換率 ($\text{mg} \cdot \text{N} / \text{mg} \cdot X$)	I , 循環比 (—)
I_ℓ , 下部槽循環流量比 (—)	I_u ; 上部槽循環流量比 (—)
J ; 汚泥合成にともなう $\text{NH}_3\text{-N}$ の消費率 ($\text{mg} \cdot \text{N} / \text{mg} \cdot X$)	K_1 ; 硝化飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{N} / \ell$)
K_2 ; $\text{NO}_x\text{-N}$ 飽和定数 ($\text{mg} - \text{N} / \ell$)	K_a , アルカリ度飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{A} / \ell$)
K_{La} , 総括酸素移動容量係数 ($1 / \text{hr}$)	K_o , DO 飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{DO} / \ell$)
K_{od} , 脱窒反応における DO 飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{DO} / \ell$)	K_{on} , 硝化反応における DO 飽和濃度 ($\text{mg} \cdot \text{DO} / \ell$)
K_{or} ; 有機態窒素分解定数 ($1 / \text{mg} \cdot X / \text{hr}$)	K_s ; BOD 飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{BOD} / \ell$)
K_{sn} ; 脱窒反応における飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{BOD} / \ell$)	P ; 上, 下部槽流速比 ($= v_\ell / v_u$) (—)
Q , 流入水量 (m^3 / hr)	Q_ℓ , 下部槽流量 (m^3 / hr)
Q_u ; 上部槽流量 (m^3 / hr)	ΔQ_ℓ , 下部槽水平混合量 (m^3 / hr)
ΔQ_u , 上部槽水平混合量 (m^3 / hr)	ΔQ_v ; 垂直混合量 (m^3 / hr)
R_i ; 第 i 槽反応速度 ($1 / \text{hr}$)	S ; BOD 濃度 ($\text{mg} \cdot \text{BOD} / \ell$)
U_1 ; 硝化最大反応速度定数 ($\text{mg} \cdot \text{N} / \text{mg} \cdot X / \text{hr}$)	U_2 ; 脱窒最大反応速度定数 ($\text{mg} \cdot \text{N} / \text{mg} \cdot X / \text{hr}$)
U_s , BOD 最大反応速度定数 ($\text{mg} \cdot \text{BOD} / \text{mg} \cdot X / \text{hr}$)	V , ディッチ体積 (m^3)
V_ℓ , 各下部槽体積 (m^3)	V_u ; 各上部槽体積 (m^3)
X , 活性汚泥濃度 ($\text{mg} \cdot X / \ell$)	b , 硝化による汚泥転換率 ($\text{mg} \cdot X / \text{mg} \cdot \text{N}$)
a ; 除去 BOD の汚泥転換率 ($\text{mg} \cdot X / \text{mg} \cdot \text{BOD}$)	d , 汚泥の自己酸化率 (hr^{-1})
c , 脱窒による汚泥転換率 ($\text{mg} \cdot X / \text{mg} \cdot \text{N}$)	b' , 硝化に必要な酸素利用率 ($\text{mg} \cdot \text{DO} / \text{mg} \cdot \text{N}$)
a' , BOD 除去に必要な酸素利用率 ($\text{mg} \cdot \text{DO} / \text{mg} \cdot \text{BOD}$)	e , 硝化に必要なアルカリ度の換算係数 ($\text{mg} \cdot \text{A} / \text{mg} \cdot \text{N}$)
d' ; 汚泥の自己酸化に必要な酸素利用率 ($\text{mg} \cdot \text{DO} / \text{mg} \cdot X / \text{hr}$)	g , org-N の脱アミノ化にともない生成するアルカリ度の換算係数 ($\text{mg} \cdot \text{A} / \text{mg} \cdot \text{N}$)
f ; 脱窒により生成するアルカリ度の換算係数 ($\text{mg} \cdot \text{A} / \text{mg} \cdot \text{N}$)	
h ; 逆混合比 (—)	

n ; 槽列数 (—)	k , 汚泥の分解・合成にともなう $\text{NH}_3\text{-N}$ の生成・消費におけるアルカリ度の換算係数 ($\text{mg} \cdot \text{A} / \text{mg} \cdot \text{N}$)
r ; 汚泥返送率 (—)	
r_u, r_ℓ, r_v ; (24) (25) (26) 式における比例定数 (—)	
v_ℓ , 下部槽流速 (m/hr)	v_u ; 上部槽流速 (m/hr)
α ; 脱窒時に消費される BOD の換算係数 ($\text{mg} \cdot \text{BOD} / \text{mg} \cdot \text{N}$)	ε ; 上部槽体積占有率 (—)
μ , 比増殖係数 ($1 / \text{hr}$)	$\mu_{\max}$; 最大比増殖速度 ($1 / \text{hr}$)

【参考文献】

- 1) Y. Terashima and M. Ishikawa; Wat. Sci. Tech. **17**, Amsterdam, 291 (1984).
- 2) 寺島, 尾崎, 第22回下水道研究発表講演集, 175 (1985).
- 3) N. S. Seearce et al.; J. WPCF, **52** (2), 99 (1980).
- 4) P. L. Dold et al.; Prog. Wat. Tech. **12**, Toronto, 47 (1980).
- 5) 石川, 中西, 衛生工学研究論文集, **19**, 196 (1983).
- 6) J. H. Sherrard, J. WPCF, **49** (9), 1968 (1977).
- 7) S. Moor et al.; Water research, **5** (7), 445 (1971).
- 8) K. J. Williamson et al., Biotechnology and Bioengineering, **17** (6), 915 (1975).
- 9) 井出哲夫編, 水処理工学, 技報堂 (1976).
- 10) 寺島ら; 京大環境衛生工学研究会第7回シンポジウム講演論文集, 243 (1985).
- 11) A. L. Downing et al., J. Prog. Inst. Sew. Purif., **64** (2), 130 (1964)