

(18) 活性汚泥による窒素化合物の代謝機構に関する研究

京都大学工学部 正会員 ○ 河村清史
京都大学工学部 正会員 宗宮 功
日立製作所 正会員 上野正雄

1. はじめに

下・廃水処理において、生物学的硝化脱窒法にもとづいた窒素除去に多くの努力がついやされ、研究が進められつつある。しかしながら、多くは処理効率の把握を中心としており、不可避免的に生じている有機物質共存下での窒素の動的挙動や硝化細菌量の評価が十分であるとはいえない。

本論文は窒素の形態変化を通じて、現象のモデル化とその数式表示を行ない、硝化菌量の評価ならびに有機物質が混在している場での硝化作用の評価を行なったものである。

2. 実験目的ならびに実験方法

2-1 実験目的

好気性下の活性汚泥系での窒素の形態変化をアンモニア性窒素 (NH_4^+-N) を中心として描くと図-1に示すようになる。通常の下水中の有機物組成は非常に複雑であるが、ここでは有機物質として非窒素含有有機物のグルコースと窒素含有有機物のグルタミン酸ソーダをとりあげる。

図-1の各経路における窒素の挙動を定量的に把握するため、表-1に示すような条件下で、実験Ⅰ～Ⅲを行なった。実験Ⅰは NH_4^+-N

の硝化過程を、実験Ⅱは他栄養性細菌の窒素摂取を、また、実験Ⅲは脱アミノ化現象をみることに主眼をおいている。さらに、これらの複合された系として実験Ⅳを実施した。

2-2 実験方法

いずれの実験においても、ポリバケツを曝気槽とみなして回分式で行なった。あらかじめ準備した活性汚泥を所定濃度になるよう投入し、濃厚液として準備した基質を加え、曝気し、完全に均一となったと判断した30秒～1分後を実験開始時とし、適宜採水・分析した。 NH_4^+-N は NH_4Cl として供給した。

実験条件を表-1にまとめたが、いずれも、アルカリ度補強のための NaHCO_3

と、pHを中性か弱アルカリ性に緩衝するための Na_2HPO_4 、 NaH_2PO_4 を適量加えた。ただし、実験Ⅰについては NO_2^--N の挙動も理解しやすいように pH 8前後を目標とした。また、分析方法を表-3にまとめる。

3. 実験結果と考察

3-1 実験Ⅰ (硝化反応に係わる実験)

実験結果を図-2に示す。投入 NH_4^+-N 濃度は Run 2, 3, 4 で各々 25, 50, 100 mg/ℓ としたが、初期に約 20

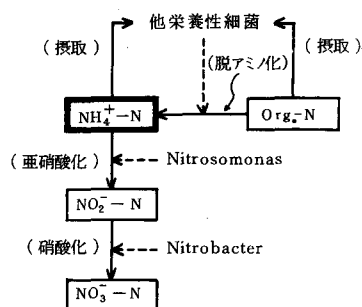


図-1 活性汚泥による窒素の形態変化

表-1 実験条件

	Run No.	NH_4^+-N mg/ℓ	グルコース mg/ℓ	グルタミン酸 Na mg/ℓ	アルカリ度 mg/ℓ	MLSS mg/ℓ	水温 ℃	pH
Ⅰ	1	0	—	—	—	4280	24	8.06→7.80
	2	25	—	—	—	4090	5	8.20→7.75
	3	50	—	—	—	4090	27	8.02→7.90
	4	100	—	—	—	4090	—	8.16→8.40
Ⅱ	1	2.9	0	—	—	2225	23	測定
	2	53.7	0	—	—	2225	5	定
	3	53.7	700	—	—	2150	25	せず
	4	52.0	1020	—	—	2100	—	ず
Ⅲ	1	0	—	0	662	1665	30	測定
	2	49.4	—	0	690	1785	前後	定
	3	0.6	—	660	751	1805	後	せず
Ⅳ	1	15.2	0	0	683	1600	17	7.79→7.89
	2	16.3	0	600	687	1400	前	7.66→8.08
	3	16.2	300	600	747	1600	後	7.60→8.29

・実験Ⅰの NH_4^+-N は投入濃度の計算値

・グルタミン酸 Na は無水物換算値

・実験Ⅰは O 市終末処理場返送汚泥、実験Ⅱ、Ⅲは表-2の人工下水培養汚泥、実験Ⅳは両種汚泥の等量混合物

%に相当するものが吸着除去されている。その後はゆるやかな除去とそれにつづくより速い除去がみとめられる。初期吸着分の挙動をみるため、各 Run の $\text{NO}_2^- - \text{N}$ と $\text{NO}_3^- - \text{N}$ の和から Run 1 の無機態窒素増加量で評価した活性汚泥の自己分解過程の脱アミノ化にもとづく変化量を引いて得た濃度と液相の $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ の減少濃度を Run 3 を例として対比すると図-3 のようになる。みかけ上吸着 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ の変化がなく、液相の $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ の濃度が相当小さくなった時点で、吸着された $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ が硝化されているようである。

3-2 実験Ⅱ (グルコースを投与した場合の実験)
実験Ⅱの結果を図-4に示す。グルコースが良好に除去されるとともに、グルコースを投与した Run 3, 4 の $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 減少が顕著である。

初期投入 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 濃度と Run 1 の $\text{NO}_3^- - \text{N}$ の和から、各時点での $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ と $\text{NO}_3^- - \text{N}$ の和を引いたものを汚泥中に摂取された窒素量と考え、この変化とグルコースの除去過程を示すと Run 3 を例として図-5をえる。汚泥中の窒素増加が細胞合成に依存すると考えるとグルコース除去に対して細胞合成が時間的にずれ、その結果窒素摂取がグルコース除去に並行していないと考えられる。

3-3 実験Ⅲ (グルタミン酸 Na を投入した場合の実験)
実験結果を図-6に示す。Run 3 で炭素源と窒素源としてグルタミン酸 Na を投入しているが、アミノ酸性窒素の速い除去とそれと並行して生じる $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ の増加が特徴的で、脱アミノ化現象が明確である。このとき、アルカリ度が急増しているが、グルタミン酸 Na の摂取過程で Na^+ が H^+ と置換され、グルタミン酸として摂取されていると考えられる。Run 3 では $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ が十分存在するにもかかわらず Run 2 に比し $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 生成速度が小さいが、これはいまのべた現象に伴って pH 緩衝能力以上の pH 上昇があり、硝化菌に障害があったものと思われる。

4. モデルの同定

表-2 人工下水組成

試 薬	量
グルコース	1000 mg/ℓ
酢酸アンモニウム	430 mg/ℓ
グルタミン酸ソーダ	329 mg/ℓ
A, B, C, D 液	0.25 ml/ℓ

BOD $\cong$ 1000 mg/ℓ

表-3 分析方法

項 目	方 法
MLSS	蒸発皿法、フィルター法
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	ネスラー法
$\text{NO}_2^- - \text{N}$	α -ナフチルアミンスルファニル酸法 N-(1-ナフチル)エチレンジアミンスルファニル酸法
$\text{NO}_3^- - \text{N}$	フェノールビスルフォン酸法
炭水化物	アンスロン法
アミノ酸	ニンヒドリン法
アルカリ度	総アルカリ度
pH	pH メーター

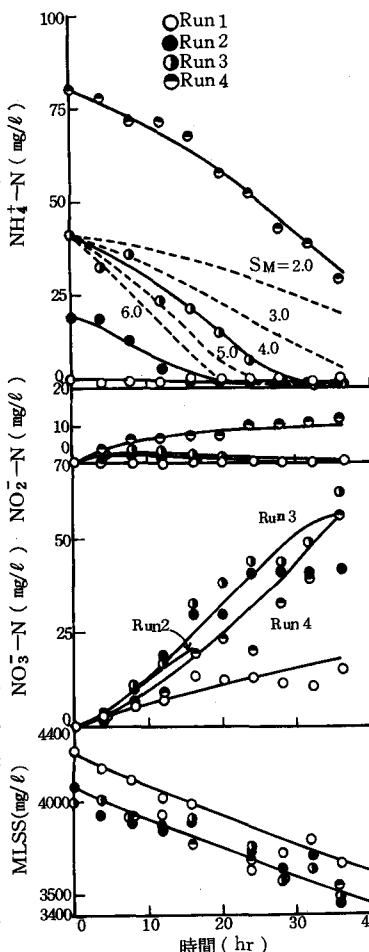


図-2 実験Ⅰの結果とシミュレーション

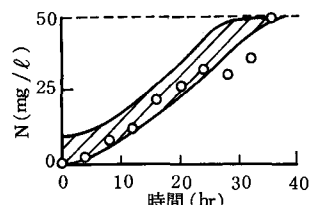


図-3 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ の収支

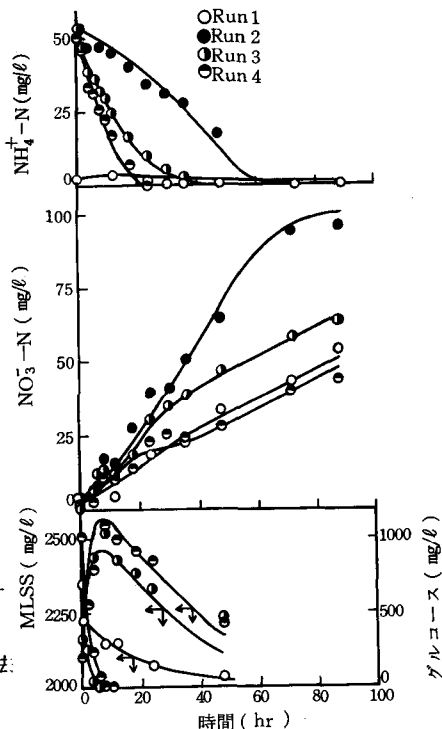


図-4 実験Ⅱの結果とシミュレーション

実験データをもとに $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の挙動を中心にした各種水質の挙動の定式化とパラメータの推定を試みる。

4-1 硝化に伴う $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の減少過程

1) 定式化

実験 I で $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の瞬間的な吸着があるが、これはみかけ上液相の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ が減ずるまで保持されていた。この他の実験では、この吸着は顕著ではなかった。ここでは、液相部分のみをとりあげる。硝化菌を *Nitrosomonas* と *Nitrobacter* で代表し、これらが Monod 式に従って増加するものとし式 (1)(2) で示す。

また、両細菌の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ あるいは $\text{NO}_2^-\text{-N}$ に対する収率係数を Y_M , Y_B (mg VSS/mg N) とすると $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ の変化は式 (3)~(5) となる。

$$dS_M/dt = \mu_M \cdot \{L_1/(L_1 + X_M)\} \cdot S_M - k_{3M} \cdot S_M \quad (1)$$

$$dS_B/dt = \mu_B \cdot \{L_2/(L_2 + X_B)\} \cdot S_B - k_{3B} \cdot S_B \quad (2)$$

$$dL_1/dt = -(\mu_M/Y_M) \cdot \{L_1/(L_1 + X_M)\} \cdot S_M \quad (3)$$

$$dL_2/dt = (\mu_M/Y_M) \cdot \{L_1/(L_1 + X_M)\} \cdot S_M - (\mu_B/Y_B) \cdot \{L_2/(L_2 + X_B)\} \cdot S_B \quad (4)$$

$$dL_3/dt = (\mu_B/Y_B) \cdot \{L_2/(L_2 + X_B)\} \cdot S_B \quad (5)$$

ここで、 S_M , S_B = *Nitrosomonas* 濃度, *Nitrobacter* 濃度 (mg/l), μ_M , μ_B = *Nitrosomonas*, *Nitrobacter* の最大比増殖速度定数 (1/hr), k_{3M} , k_{3B} = *Nitrosomonas*, *Nitrobacter* の自己分解速度定数 (1/hr), X_M , X_B = *Nitrosomonas*, *Nitrobacter* の飽和定数 (mg/l), L_1 = $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度 (mg/l), L_2 = $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 濃度 (mg/l), L_3 = $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度 (mg/l) である。

活性汚泥の自己分解に伴う脱アミノ化による $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の増加は、活性汚泥の減少を一次反応と仮定して式 (6) で示す。

$$dL_1/dt = \alpha \cdot k_3 \cdot S \quad (6)$$

ここで、 S = 活性汚泥濃度 (mg/l), k_3 = 活性汚泥の自己分解速度定数 (1/hr), α = 単位活性汚泥量減少に伴う $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 生成量である。

II) パラメータの決定

イ) S_M , S_B …… これらを直接計測するのは手間がかかり困難であり、シミュレーションにより容易に評価しようとするのが、本論文の目的の 1 つである。シミュレーションを通じて試行錯誤的に定める。

ロ) k_{3M} , k_{3B} …… 確かなデータはないが、Poduska¹⁾ がシミュレーションに用いた $k_{3M} = k_{3B} = 0.005$ (1/hr) を与える。

ハ) μ_M , μ_B …… 水温, DO, pH に大きく依存しているが、主として温度効果を考慮し、Jenkins²⁾ の提示した次式を用いる。

$$\mu_M = 0.18 e^{0.116(T-15)} \quad (1/\text{day}) \quad (7)$$

$$\mu_B = 0.79 e^{0.069(T-15)} \quad (1/\text{day}) \quad (8)$$

ニ) X_M , X_B …… これらも環境条件の影響を受けるが、表-4 に示した値を参考にする。

ホ) Y_M , Y_B …… Dowling³⁾ によると表-5 が示され、Painter⁴⁾ の文献調査によって、 $Y_M = 0.04 \sim 0.13$ (mg VSS grown/mg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removed), $Y_B = 0.02 \sim 0.07$ (mg VSS grown/mg $\text{NO}_2^-\text{-N}$ removed) が示されている。ここでは $Y_M = 0.06$, $Y_B = 0.02$ を採用する。

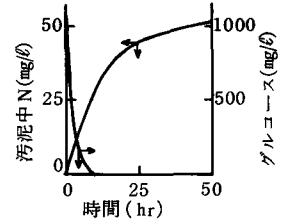


図-5 N の蓄積とグルコース除去

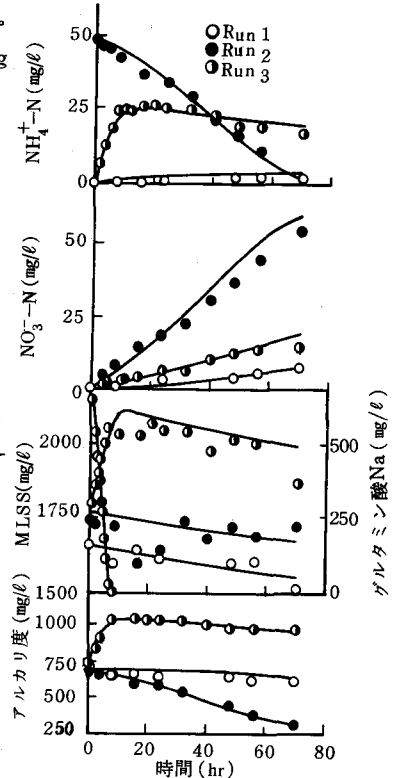


図-6 実験 III の結果とシミュレーション

表-4 X_M , X_B の値 (mg/l)

		水温 (°C)					
		15	20	25	28	30	32
X_M				0.37			
		2.8	3.6	3.4			
		0.5~1.0	0.5~1.0			10	
				3.5			
			1.0				
			0.5				
X_B				0.25			
		0.7	1.1	0.7			
					5		
						6	
				5			8.4
			0.07				

。文献 2) より引用

4-2 細胞合成に伴う NH_4^+-N の減少過程

i) 定式化

グルコース除去に対して窒素のとり込みが遅れていることから、除去グルコースの一定割合のものが基質摂取にかかわるエネルギー獲得に利用され、のこりが蓄積物として汚泥内に貯えられ、増殖に利用されると考え、この過程で NH_4^+-N を摂取すると考える。グルコースの除去については実測データの傾向から一次反応を仮定し、蓄積物の減少についても図-7で示す傾向から一次反応を仮定する。

グルコース除去に対して式(9)、蓄積物の変化に対して式(10)、細胞合成に対して式(11)、窒素とりこみによる NH_4^+-N の減少に対して式(12)を仮定する。

$$dC_{11}/dt = -k_{11} \cdot C_{11} \cdot S \quad (9)$$

$$dC_{12}/dt = k_{11} \cdot C_{11} \cdot S - \beta \cdot k_{11} \cdot C_{11} \cdot S - k_{12} \cdot C_{12} \cdot S \quad (10)$$

$$dS/dt = \delta \cdot k_{12} \cdot C_{12} \cdot S \quad (11)$$

$$dL_1/dt = -r \cdot \delta \cdot k_{12} \cdot C_{12} \cdot S \quad (12)$$

ここで、 C_{11} =グルコース濃度 (mg/ℓ), C_{12} =蓄積物濃度 (mg/ℓ), S =MLSSで代用した生物濃度 (mg/ℓ), k_{11} =グルコース除去速度定数 (1/mg SS/ℓ・hr), k_{12} =蓄積物減少速度定数 (1/mg SS

/ℓ・hr), β =除去グルコースのうちエネルギー生成に利用される割合, δ =単位蓄積物あたりの生物生成量, r =生物の窒素含量である。

ii) パラメータ決定

S は本来、生物量を与えたり、活性度を考慮したりすべき性質のものであるが、MLSSの初期値を用いて諸係数の決定を行なう。

イ) k_{11} …… 実験Ⅱ Run 3, 4より平均で 2.12×10^{-4} 1/mg SS/ℓ・hrを得た。

ロ) k_{12} …… k_{12} の決定には C_{12} の変化を知る必要がある。汚泥中の窒素の増加は生物増殖によるものとし、生物組成を $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ 、生物の無機物含量を5%と仮定すると、窒素増加量 ΔN に対して生物増加量は $\Delta N \times \frac{113}{14} \times \frac{1}{0.95}$ となる。各 Run の MLSS から対照とした Run 1 の MLSS を引いて求めた MLSS の増加量から上記生物増加量を引いた差を C_{12} として図示すると図-7となる。外部基質の影響の小さい領域の変化から 4.50×10^{-5} (1/mg SS/ℓ・hr)を得た。

ハ) δ …… 図-7のピーク後の蓄積物減少量と MLSS の増加量の関係、図-8より $\delta = 0.8$ を得た。

ニ) β …… 液中のグルコース存在下で除去グルコース量から生物合成用グルコース量と蓄積物量とを引いたものをエネルギー獲得用グルコース量とし、除去量との関係、図-9より $\beta = 0.43$ を得た。

ホ) r …… k_{12} の決定に際した仮定より $r = 0.118$ となる。

4-3 含窒素有機化合物の脱アミノ化に伴う NH_4^+-N の増加過程

i) 定式化

基質摂取により炭素と窒素が同時にとりこまれるが、4-2と同様な計算で求めた生物増加量と実測 MLSS の増加量に大差ないことから蓄積物の存在は考えない。グルタミン酸 Na の除去を0次反応で近似し、脱アミノ化の割合を ξ で示すと、グルタミン酸 Na 除去、 NH_4^+-N 増加、生物量の増加は式(13)~(15)で示される。

$$dC_{21}/dt = -k_{21} \cdot S \quad (13)$$

$$dL_1/dt = \xi \cdot k_{21} \cdot S \quad (14)$$

$$dS/dt = 0.867 \cdot \{(1.0 - 12.11 \cdot \xi)/0.95\} \cdot k_{21} \cdot S \quad (15)$$

表-5 Y_M, Y_B の値 (mg VSS/mg N)

Y_M	0.06	Bass-Becking, Parks (1927)
	0.13	Nelson (1931)
Y_B	0.06	Skinner, Walker (1961)
	0.02	Lees, Simpson (1957)
	0.02	Boon, Laudelout (1962)

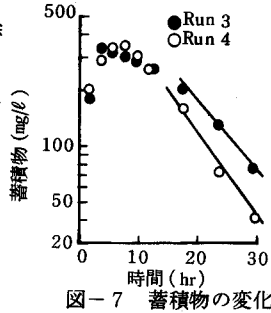


図-7 蓄積物の変化

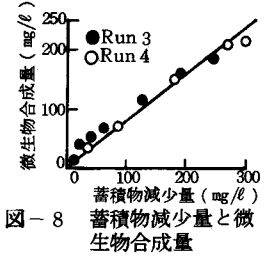


図-8 蓄積物減少量と微生物合成量

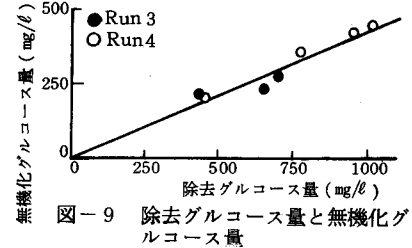


図-9 除去グルコース量と無機化グルコース量

ここで、 C_{21} = グルタミン酸 Na 濃度 (mg/l), k_{21} = グルタミン酸 Na の除去速度定数 (1/hr) である。また、0.867 は (グルタミン酸 / グルタミン酸 Na) であり、12, 11 は (グルタミン酸 Na / 窒素) である。

ii) パラメータ決定

図-6の実測データより、 $k_{21} = 5.07 \times 10^{-3}$ 1/hr, $\xi = 0.036$ を得た。

4-4 アルカリ度の変化過程

i) 定式化

アルカリ度の変化過程はいくつかあるが、消費過程として、① $\text{NH}_4^+ - \text{N} \rightarrow \text{NO}_2^- - \text{N}$ の変化過程での N 1mg/l あたり 7.14 mg/l の消費、② $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ の有機化に伴う過程での N 1mg/l あたり 3.57 mg/l の消費を考え、生成過程として、① 脱アミノ化過程での N 1mg/l あたり 3.57 mg/l の生成、② グルタミン酸 Na のグルタミン酸への変化過程に対して N 1mg/l あたり 3.57 mg/l の生成を考える。これらを定式化すれば、式 (16) となる。

$$\begin{aligned} dA/dt = & -d_1 \cdot (\mu_M/Y_M) \cdot \{L_1/(L_1 + X_M)\} \cdot S_M \\ & - d_2 \cdot r \cdot \delta \cdot k_{12} \cdot C_{12} \cdot S + 0.0826 \cdot d_3 \cdot k_{21} \cdot S \\ & + d_4 \cdot \xi \cdot k_{21} \cdot S + d_4 \cdot \alpha \cdot k_3 \cdot S \end{aligned} \tag{16}$$

ここで、A = アルカリ度、 d_1, d_2, d_3, d_4 = 換算係数である。また、0.0826 は (窒素 / グルタミン酸 Na) を示す。

ii) パラメータ決定

すでに示したように、 $d_1 = 7.14, d_2 = 3.57, d_3 = 3.57, d_4 = 3.57$ となる。

5. モデルによる検討

5-1 実験のシミュレーション

モデルの妥当性を検討するため、シミュレーションを試みる。活性汚泥の自己分解過程にかかわる諸係数は各実験の Run 1 のデータをもとに定めたが、硝化菌に係る諸係数は主として温度効果から表-6に示す如き値とした。このうち S_M, S_B については $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ のみを投与した Run の無機態窒素の挙動より定めた。図-2に1例を示すように、 S_M の与え方によって $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ の減少傾向が著しく異なり S_M の影響は大きく、シミュレーション結果からかなりの確からしさで S_M 値を評価しうる。これに対して S_B については $\text{NO}_2^- - \text{N}, \text{NO}_3^- - \text{N}$ への影響が小さくシミュレーション結果からの推定には確実性が乏しく、時間経過に対する S_B/S_M の保存を条件に $S_B = Y_B/Y_M$ として定めた。

実験 I ~ III について RKG 法を用いて計算した結果を図-2, 4, 6 の実線で示す。ただし、実験 I Run 4 では $\mu_M = 0.0220$ (1/hr), $\mu_B = 0.0350$ (1/hr) としており、高 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ の阻害を推測させる。また、実験 III Run 3 についてはすでにのべた pH 阻害を考えるべきと思うが μ_M, μ_B とも表-6の1/2が妥当であった。

以上の2~3の点についてパラメータに変更を必要としたが、提出モデルで現象をおおむね表現でき、モデルの妥当性が確認できた。

ついで、各経路に対して与えたモデル式の重ねあわせの可否の検討のため、実験 IV のシミュレーションを試みた。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ と S の変化に対して式 (17)(18) を与え、その他についてはすでに示した式群を用いた。

$$dL_1/dt = -(\mu_M/Y_M) \cdot \{L_1/(L_1 + X_M)\} \cdot S_M - r \cdot \delta \cdot k_{12} \cdot C_{12} \cdot S + \xi \cdot k_{21} \cdot S \tag{17}$$

$$dS/dt = \delta \cdot k_{12} \cdot C_{12} \cdot S + 0.867 \cdot \{(1.0 - 12.11 \cdot \xi)/0.95\} \cdot k_{21} \cdot S - k_3 \cdot S \tag{18}$$

計算結果を図-10に実測データとともに示したが、アルカリ度や $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ の特異な挙動をも十分説明する結果を得ることができ、各経路の重ねあわせでより複雑な系の水質変化を把握しえた。

表-6 硝化菌に関する諸係数

	μ_M	μ_B	X_M	X_B	S_M	S_B
	1/hr		mg/l		mg/l	
I	0.0254	0.0679	3.5	6.0	4.0	1.33
II	0.0213	0.0613	3.5	6.0	3.0	1.0
III	0.0427	0.0927	20.0	6.0	1.2	0.4
IV	0.0095	0.0378	3.0	1.0	10.0	3.33

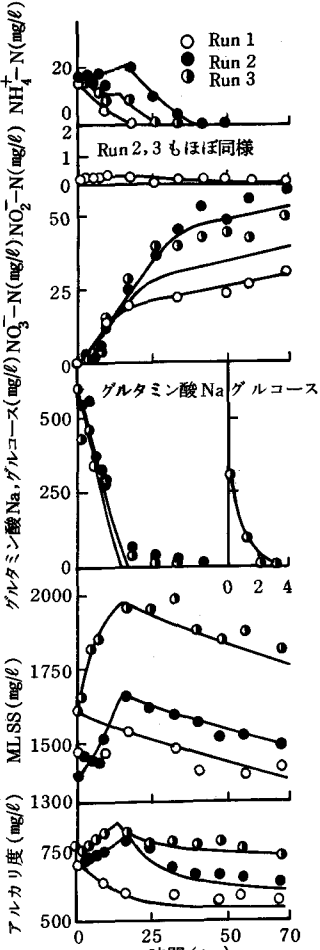


図-10 実験 IV の結果とシミュレーション

5-2 シミュレーションによる2~3の検討

モデル式を用いて、硝化菌と硝化作用について2~3の検討をする。

1) 硝化における S_M 、温度の効果

硝化に対する硝化菌濃度と温度の効果を見るため、実験1の条件下で、式(7)、(8)、表-4を参考にした μ_M 、 μ_B 、 X_M 、 X_B の温度効果を考えて水質変化をシミュレーションした。この結果から例として当初 20 mg/l の NH_4^+-N が 2 mg/l になる時間を推定し、温度をパラメータとして S_M とこの時間の関係をもとめたものが図-11の実線である。10時間で2 mg/l にするには15℃では30℃の3.5倍の S_M を必要とする等の温度効果が著しい。また、 S_M 濃度の小さい方が温度の影響が大である。

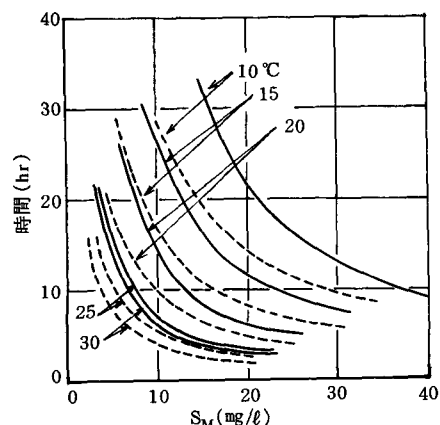


図-11 硝化におよぼす S_M 、温度の効果

これに対して、式(3)で L_1 について初期値を与え、 S_M を一定すなわち $\mu \cdot S_M$ 一定として、同様の条件で、 S_M と時間との関係を求めると図-11の点線のようになり、とくに低温側での必要時間を過少評価することになる。

ii) 有機基質共存下の硝化

実験Ⅳの条件下で、 $S_M = 24.0 \text{ mg/l}$ 、 $S_B = 8.0 \text{ mg/l}$ として硝化におよぼす有機基質の影響をみたものが図-12 a) b) である。a) はグルコース濃度を变化させ、b) はグルコースは100 mg/l で一定としてグルタミン酸 Na 濃度を变化させた。a) では NH_4^+-N が他栄養性細菌に摂取されるため、グルコース濃度増加に従って NH_4^+-N の減少速度は大きい、 NO_3^--N 生成については、生成量は異なるものの初期生成速度はほぼ等しい。b) では脱アミノ化による NH_4^+-N の生成があって有機物の存在が NH_4^+-N 減少を鈍化するが、a) と同様に初期の NO_3^--N 生成速度はほぼ等しい。 NO_3^--N 生成量は当然だがグルタミン酸 Na 濃度の高い方が大きい。

以上の例からもわかるように、硝化に及ぼす有機物の影響は NH_4^+-N 減少速度と生成 NO_3^--N 量に著しいが、 NO_3^--N 生成速度には小さい。また、有機物組成が NH_4^+-N 減少に与える影響が大きい。

6. おわりに

活性汚泥における硝化過程を明確に把握する目的で、基礎実験を行ない窒素の挙動に関するモデル化を試みた。提示したモデル式により実験データのシミュレーションを試みたが、有機基質の減少、MLSSの増減、 NH_4^+-N の減少、 NO_3^--N の増加、アルカリ度変化等々の各水質間の相互関係をかなり忠実に再現表示した。この結果、酸素律速とならない条件下で、①硝化反応は他栄養性細菌による窒素利用と競合的に進行していると、②グルコースを炭素源とする場合、他栄養性細菌による窒素取込みはグルコース除去に対して時間おくれがあること、③グルタミン酸 Na を炭素源とする場合、窒素摂取に時間おくれはないが、脱アミノ化によって NH_4^+-N が放出され NO_3^--N 生成量を増加させること、④計測困難な硝化菌量、とくにアンモニア酸化細菌量を無機態窒素の変化のシミュレーションより容易に把握すること、⑤亜硝酸酸化細菌はシミュレーションによる推定に確実性はないが S_B/S_M を Y_B/Y_M とすることによって一応評価しうる、等が明らかとなった。さらに、数値計算によって⑥アンモニア酸化細菌濃度と水温が硝化に及ぼす影響をしらべ、図-11をうるとともに、 $\mu \cdot S_M$ を一定とした場合は硝化能力をかなり過大評価すること、⑦実験データからもわかることであるが、有機基質は NH_4^+-N 減少プロフィールや NO_3^--N 生成量に大きく影響するが、 NO_3^--N 初期生成速度にはほとんど影響しないことを示した。最後に、実験協力者の粕谷明博、上村泰の両氏に謝意を表わすとともに、一部が'52年度科研費(奨励研究(A) No. 275297)の補助によること、計算は京大計算機センターFACOM M-200によったことを付記する。<参考文献>1) R.A. Poduska et al., JWPCF Vol. 47, No. 11 (1975), 2) U.S. EPA, "Process Design Manual for Nitrogen Control" (1975), 3) A.L. Dowling et al., J. Inst. Sew. Purif. (1964), 4) H.A. Painter, Water Research, Vol. 4, No. 6 (1970).

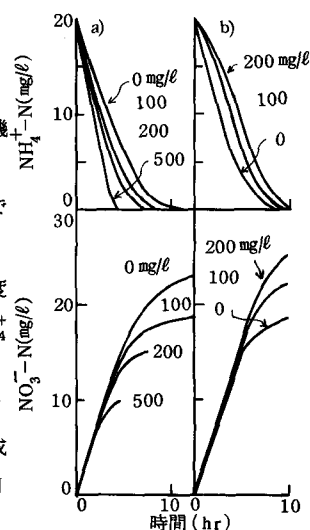


図-12 硝化に及ぼす有機物質の影響