〈論 文〉

生物学的脱リン過程の二相生物モデルによるシミュレーション

尹 照 熙* 鈴木 基 之*

Simulation by Using Model of Two Species of Biomass on Biological Phosphorus Removal Processes

Cho-Hee YOON* and Motoyuki SUZUKI*

* Institute of Industrial Science, University of Tokyo, Roppongi 7-22-1, Minato-ku, Tokyo 106 Japan

Abstract

A simulation model for changes of phosphorus and organic carbon concentration in a cycle period on biological phosphorus removal is developed in this study.

We propose a model based on a simple combination of two species of biomass, based on its phosphorus content. Changes of phosphorus and organic carbon concentrations under anaerobic/aerobic condition are simulated and estimated for the effects of organic carbon loading, the ratio of phosphorus accumulating biomass to total biomass, biomass concentration and the maximum specific growth rate.

Phosphorus release/uptake in the biomass during a cycle period could basically be attained by controlling of organic carbon concentration and the ratio of phosphorus accumulating biomass to total biomass.

The prediction of profiles of phosphorus and organic carbon concentrations in the reactor gives fair agreement with the experiment results.

Key words: simulation model, phosphorus release/uptake, two species of biomass, anaerobic/aerobic condition

1. 結 言

生物学的脱リンプロセスでは、現在一般的に嫌気・好気状態の繰り返しによる脱リンプロセスが主流となっている。しかしながら、この脱リンプロセスは実際の操作上では負荷変動に対して不安定であることが指摘されており、そのために多くの研究者が生物学的脱リンの機構解明を研究の対象としてきた¹⁻³⁾。その過程で、微生物中のポリリン酸の役割の重要性が認識されて以来、NMR法⁴⁾、STS法⁵⁾などを用いた微生物内のリン挙動の分析が行われている。これらに基づいてArunら⁶⁾やKomeauら⁷⁾はADP/ATP、NAD/NAD、

NAD/NADH およびプロトン移動力 (proton motive force; pmf) の概念を導入した生化学的な反応モデルの提案を試みた。しかし、これらのモデルは微生物中のリンおよび有機質の挙動についての定性的、かつ素反応的な解明であり、また実際の定量的な測定には誤差がつきまとうことなどの難点もあり、実際のシステムにこの考え方を応用することは難しい。このような実際との対応が難しいモデルを用いる検討よりも、システム全体でのリンおよび有機物の変化の現象が推定でき、現象に最も影響を与える因子が何であるかを説明できるモデルが実際には必要となろう。これまでのところ、槽内のリン濃度の変化の推定に関する研究

* 東京大学生産技術研究所 〒106 東京都港区六本木 7-22-1

はそれほど多くないが、その中の代表的な研究として、Tsuno ら⁸⁾は槽内の有機物成分を考慮した速度式を導き、リンおよび有機物の挙動について検討している。しかし、彼らの研究では微生物体内の有機物の各成分の反応経路を定量的に検討することが困難であることが問題とある。

そこで、本研究は以上の様な問題点を解決し、システム全体でのリンの放出・摂取および有機物の変化の現象を推定することを目的として、現象の簡単なモデル化を行い、環境変化に伴うリンの放出・摂取の現象についての解析を行い、実験値と比較検討した。

2. 槽内のリンおよび有機物の挙動特性

2.1 モデルの概念

嫌気・好気法による生物学的脱リンサイクルにおいては、嫌気状態で槽内の有機物の減少に伴う液中のリンの増加が生じ、好気状態で微生物によるリンの過剰摂取現象が生じる。これまでの報告例では、この挙動は活性汚泥（微生物）によって一見まちまちの挙動をとっているように見えたが、ここでは槽内の微生物を二つに大別して、リンを効率よく蓄積しうる微生物（以下脱リン性微生物（略字 *p*）と呼ぶ）と、その能力を有しない微生物（以下非脱リン性微生物（略字 *n*））の二相で構成されるとし、脱リン性微生物の全微生物中の存在割合 (*f*) は各段階における全微生物のリンの含有率 (P_x) と一義的に対応すると仮定した。

脱リン性微生物の代謝経路としては、嫌気状態でのリンの放出および有機物の摂取・蓄積と、好気状態でのリンの摂取および有機物の摂取、また蓄積有機物の分解などが重要であり、それらに伴う増殖および死滅を考慮する必要がある。また、非脱リン性微生物の代謝経路については、嫌気状態での有機物の摂取・蓄積・分解と、好気状態でのリンの摂取および有機物の摂取、蓄積有機物の分解などが重要であり、それに伴って増殖および死滅が生じる。

この両者の競合関係によってリン、有機物の液中濃度変化が記述される。システム内の二相微生物についての嫌気・好気状態での主な代謝経路のモデルの概念図を Fig. 1 に示した。

Fig. 1 の左側に示したように、嫌気状態における脱リン性微生物のリンの放出は、有機物の摂取と生命体の内生的な維持のためのエネルギー源としてポリリン酸⁹⁾の加水分解による放出である。その時、有機物が摂取され、glycogen¹⁰⁾、PHB⁷⁾ ような有機物として微生物体内に貯蔵される。好気状態では Fig. 1 の右側に示したようにリンを摂取し、摂取したリンは微生物体内にポリリン酸として蓄積され、一部は増殖に利用される。

その際に、嫌気状態で貯蔵した有機物が利用される。

一方、非脱リン性微生物の場合、嫌気状態で有機物を摂取して体内に蓄積し、生命体の内生的な維持のためのエネルギー源としてそれを利用する。リンの摂取は好気状態の増殖に伴うもののみである。

以上の現象について簡単な基礎式を立てるために、次のような仮定をもうける。

- 1) 槽内は完全混合槽であり、繰り返しサイクルは動的定常状態にある。
- 2) リンの放出には脱リン性微生物のみが関与する。
- 3) 脱リン性微生物の最大可能リン含有率は $0.15 \text{ kgP} \cdot \text{kgMLSS}^{-1}$ とする。
- 4) 微生物は好気状態で増殖する。
- 5) 好気状態での微生物の増殖制限基質は、体内の蓄積有機物と液中のリンである。

2.2 リンの挙動特性の定式化

2.2.1 嫌気状態でのリンの放出速度

嫌気状態における回分式反応槽での単位体積当りのリンの物質収支式として次式が得られる。

$$dP/dt = -d(X \cdot P_x)/dt \quad (1)$$

ここで、微生物からのリン放出については脱リン性微生物のみが関与し、全微生物の濃度（脱リン性微生物 + 非脱リン性微生物： $X = X_p + X_n$ ）および P_{x_n} を一定とすると、式(1)は次式に書ける。

$$dP/dt = -X_p \cdot dP_{x_n}/dt \quad (2)$$

ただし、 P は液中のリンの濃度、 X は全微生物の濃度、 P_x は全微生物の単位重量当りの平均含有率、 X_p は脱リン性微生物の濃度、 X_n は非脱リン性微生物の濃度、

Fig. 1 Illustration of model concept in two species biomass under cyclic anaerobic/aerobic condition.

P_{Xp} は脱リン性微生物の単位重量当りのリンの含有率, P_{Xn} は非脱リン性微生物の単位重量当りのリンの含有率である。

脱リン性微生物からのリンの放出速度は, 有機物の摂取に伴う放出速度と生命体の内生的な維持によるリンの放出速度の和であると考ええる。

$$dP_{Xp}/dt = (dP_{Xp}/dt)_1 + (dP_{Xp}/dt)_2 \quad (3)$$

有機物の摂取に伴うリンの放出速度は, 微生物中のリンの含有率に 1 次で比例すると考えられ⁸⁾, 式(3)の右辺の第 1 項は次式で表される。

$$(dP_{Xp}/dt)_1 = -K_{rs} \cdot P_{Xp} \quad (4)$$

ここで, リンの放出速度定数 (K_{rs}) は摂取可能な有機物濃度 ($S - S_a$) (ただし, S は全有機物の濃度, S_a は嫌気状態で微生物が摂取不可能な有機物の濃度) の関数であり, Monod 型の次式が得られる¹¹⁾。

$$K_{rs} = K_{rsm} \cdot (S - S_a) / \{K_s + (S - S_a)\} \quad (5)$$

ただし, K_{rsm} は ($S - S_a$) の制限がない場合のリンの放出速度定数である。

また, 生命体の内生的な維持によるリンの放出速度は, 放出可能なリンの含有率に基づき Monod 型に従うと仮定し, 式(3)の右辺の第 2 項は次式で表される。

$$(dP_{Xp}/dt)_2 = -K_{re} \cdot (P_{Xp} - P_{ep}) / \{K_{pX} + (P_{Xp} - P_{ep})\} \quad (6)$$

ただし, K_{re} はリンの放出速度定数であり, K_{pX} は飽和定数である。 P_{ep} は微生物の必須リン含有率であり, 本研究では P_{ep} の値として $0.02 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ を設定する¹²⁾。

式(2)に式(3)~(6)を代入し, 初期条件を与えて解を求めると, 嫌気状態における槽内および微生物でのリンの挙動が推定できる。

嫌気状態の初期の脱リン性微生物のリンの含有率を P_{Xpm} , 槽内のリンの濃度を P_0 とすると初期条件として

$$t=0, P_{Xp}=P_{Xpm}, P=P_0 \quad (7)$$

が与えられる。

2.2.2 好気状態でのリンの摂取速度

好気状態においては微生物の増殖が生じるため, 回分式反応槽で単位体積液当りのリンの物質収支式としては次式が得られる。

$$-dP/dt = d(X \cdot P_x)_p/dt + d(X \cdot P_x)_n/dt \quad (8)$$

式(8)の右辺の第 1 項は脱リン性微生物によるリンの変化速度の項であり, 第 2 項は非脱リン性微生物によるリンの変化速度の項である。すなわち, 槽内のリン濃度の減少速度は, 脱リン性微生物による体内へのリンの蓄積および増殖に伴うリンの摂取速度と, 非脱リン性微生物の増殖に伴うリンの摂取速度の和である。これらの事実に基づき, 式(8)は次式に書き改められる。

$$-dP/dt = X_p \cdot dP_{Xp}/dt + P_{Xp} \cdot dX_p/dt + P_{Xn} \cdot dX_n/dt \quad (9)$$

ここで, P_{Xn} は非脱リン性微生物のリンの含有率であり, 脱リン性微生物の必須リン含有率 (P_{ep}) と同様の値であると考えることとする。

脱リン性微生物におけるリンの過剰摂取速度の推進力は体内に最大で含有できるリン量とその時に体内に含有しているリン量の差であると仮定し, 式(9)の右辺の第 1 項と dP_{Xp}/dt を次式で表す^{8), 13)}。

$$dP_{Xp}/dt = K_u \cdot (P_{Xpm} - P_{Xp}) \quad (10)$$

ここで, K_u は脱リン性微生物によるリンの摂取速度定数である。 P_{Xpm} は脱リン性微生物の最大のリン含有率であり, その値として $0.15 \text{ kgP} \cdot \text{kgMLSS}^{-1}$ とする¹¹⁾。 K_u は体内に蓄積している有機物濃度の関数であり, 蓄積した有機物濃度 (S_{Xp}) に対し次式の Monod 型で表現できると仮定する。

$$K_u = K_{um} \cdot S_{Xp} / (K_{SX} + S_{Xp}) \quad (11)$$

ただし, K_{um} は S_{Xp} が制限しない時のリンの摂取速度定数であり, S_{Xp} は脱リン性微生物の体内に蓄積した有機物の量, K_{SX} は飽和定数である。

一方, 式(9)の様に微生物の増殖に伴うリンの摂取速度は, 脱リン性微生物と非脱リン性微生物の増殖速度の和に比例する。ここで, 脱リン性微生物の増殖速度式は一般的に次の 1 次式で表現できる。

$$dX_p/dt = (\mu_p - b_p) \cdot X_p \quad (12)$$

ただし, μ_p は脱リン性微生物の比増殖速度定数であり, b_p は脱リン性微生物の死滅速度定数である。 μ_p は蓄積有機物および液中のリンの濃度の関数とし, 一般的に次式の Monod 型で表す。

$$\mu_p = \mu_{pm} \cdot \{S_{Xp} / (K_{SX} + S_{Xp})\} \cdot \{P / (K_p + P)\} \quad (13)$$

ただし, μ_{pm} は脱リン性微生物の最大の比増殖速度定数である。 P は液中のリンの濃度であり, K_p は液中のリン濃度の飽和定数である。

一方, 非脱リン性微生物の増殖式も脱リン性微生物と同様に表現すると,

$$dX_n/dt = (\mu_n - b_n) \cdot X_n \quad (14)$$

ただし,

$$\mu_n = \mu_{nm} \cdot \{S_{Xn} / (K_{SX} + S_{Xn})\} \cdot \{P / (K_p + P)\} \quad (15)$$

ここで, μ_n は非脱リン性微生物の比増殖速度定数であり, b_n は非脱リン性微生物の死滅速度定数である。 S_{Xn} は非脱リン性微生物の体内に蓄積した有機物の量, μ_{nm} は脱リン性微生物の最大の比増殖速度定数である。

式(9)に式(10)~(15)を代入し, 解を求めると好気状態における槽内および微生物体内でのリンの挙動が推定できる。

以上に述べたリンに関する基礎式を **Table 1** にまとめた。**Table 1** の左辺は嫌気状態, 右辺は好気状態における系でのリンの物質収支式および速度式である。

Table 1 Basic equations for phosphorus during a cycle period.

Anaerobic Condition			Aerobic Condition
mass balance			
P		$dP/dt = -X_p \cdot dP_{X_p}/dt$	$-dP/dt = X_p \cdot dP_{X_p}/dt + P_{X_p} \cdot dX_p/dt + P_{X_n} \cdot dX_n/dt$
kinetic reaction			
P	p	$dP_{X_p}/dt = (dP_{X_p}/dt)_1 + (dP_{X_p}/dt)_2$ $= -K_{r_{pm}} \cdot (S - S_a) / (K_s + (S - S_a)) \cdot P_{X_p}$ $-K_{r_{pe}} \cdot (P_{X_p} - P_{ep}) / (K_{pX} + (P_{X_p} - P_{ep}))$	$dP_{X_p}/dt = K_{um} \cdot (S_{X_p} / (K_{sx} + S_{X_p})) \cdot (P_{X_{pm}} - P_{X_p})$
	n		
X	p		$dX_p/dt = (\mu_p - b_p) \cdot X_p$ $\mu_p = \mu_{mp} \cdot (S_{X_p} / (K_{sx} + S_{X_p})) \cdot (P / (K_p + P))$
	n		$dX_n/dt = (\mu_n - b_n) \cdot X_n$ $\mu_n = \mu_{mn} \cdot (S_{X_n} / (K_{sx} + S_{X_n})) \cdot (P / (K_p + P))$

p:phosphorus accumulating biomass

n:phosphorus non-accumulating biomass

2.3 有機物の挙動特性の定式化

2.3.1 嫌気状態での有機物の摂取、分解速度

嫌気状態における槽内の有機物は全微生物によって摂取され、体内に蓄積、分解される。槽内での有機物の物質収支式は次式で表現できる。

$$-dS/dt = \{X_p \cdot dS_{X_p}/dt + X_n \cdot dS_{X_n}/dt\} / \alpha \quad (16)$$

ただし、 α は摂取された有機物の微生物体内への転換係数である。

槽内の有機物の減少速度は共存する脱リン性微生物と非脱リン性微生物による摂取速度の和であり、その際の有機物の摂取速度は摂取可能な有機物の濃度に1次で比例すると仮定し、次式で表す。

$$-dS/dt = -\{k_1 \cdot (S - S_a) \cdot X_p + k_2 \cdot (S - S_a) \cdot X_n\} \quad (17)$$

ここで、 k_1 は脱リン性微生物による有機物の摂取速度定数、 k_2 は非脱リン性微生物による有機物の摂取速度定数である。

一方、摂取された有機物は脱リン性微生物と非脱リン性微生物の体内に蓄積、分解される。前節で述べたように、脱リン性微生物が生命体の内生的な維持のためにリン酸を利用するのに対して、非脱リン性微生物は蓄積した有機物を利用している。これを考慮した微生物体内への有機物の蓄積速度は、微生物量が不変とすると次式となる。

$$dS_X/dt = dS_{X_p}/dt + dS_{X_n}/dt \quad (18)$$

$$dS_{X_p}/dt = \alpha \cdot k_1 \cdot (S - S_a) \quad (19)$$

$$dS_{X_n}/dt = \alpha \cdot k_2 \cdot (S - S_a) - k_3 \cdot S_{X_n} \quad (20)$$

ただし、 S_X は単位重量当りの微生物体内に蓄積された有機物量、 k_3 は非脱リン性微生物の内生的な生命維持による蓄積有機物の分解速度定数である。

式(16)と式(18)に式(19)～(20)を代入し、初期条件を与えて解を求めると、嫌気状態の槽内および微生物体内の有機物の濃度変化が推定できる。

ここで初期条件は、対象とした系の実験条件に対応して与えられる。すなわち、有機物の濃度の初期条件は

$$t=0, S=S_0, S_X=S_{X_0} \quad (21)$$

与えられる。

ここで、 S_0 は基質溶液を投入した直後の液中の有機物の濃度である。 S_{X_0} は1サイクルの間に、好気状態で分解された後に体内に残存している有機物の量と、微生物による吸着が生じた後に体内に蓄積された有機物の量の和である。ただし、 S_0 は微生物による吸着が生じた後の有機物の平衡濃度で、この平衡関係は Freundlich 式によって表現できる¹¹⁾。

$$q_0 = k \cdot (S_0)^{1/n} \quad (22)$$

また、 S_{X_0} と q_0 との関係は次式のように与えられる。

$$S_{X_0} = S_{X_r} + \alpha \cdot q_0 \quad (23)$$

ただし、 q_0 は微生物の単位重量当りの有機物の吸着量、 k, n は Freundlich 定数であり、その値としてそれぞれ 4.5×10^{-3} および 1.35 とする¹¹⁾。 S_{X_r} は1サイクルの間に好気状態で分解された後に体内に残存している有機物の量である。

微生物体内に蓄積された有機物が好気状態で分解され、 $S_{X_r} \ll \alpha \cdot q_0$ の場合は、 S_{X_r} を無視すると、式(23)は次の式(24)で近似できる。

$$S_{X_0} = \alpha \cdot q_0 \quad (24)$$

2.3.2 好気状態での有機物の摂取、分解速度

好気状態での微生物による槽内からの有機物の摂取速度と微生物体内での有機物の分解速度は、脱リン性

Table 2 Constants used for the simulation.

constant	value	unit	ref.
K_{rs_m}	0.15	h^{-1}	(11)
K_{re}	1.1×10^{-3}	h^{-1}	(13)
K_s	50×10^{-3}	$kg \cdot m^{-3}$	(11)
K_{px}	14×10^{-3}	$kg \cdot kg^{-1}$	(13)
k_1	2.0×10^{-4}	$m^3 \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$	(11)
k_2	6.9×10^{-4}	$m^3 \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$	(11)
k	4.5×10^{-3}	$[-]$	(11)
n	1.35	$[-]$	(11)
α	0.45	$[-]$	(16)
K_{u_m}	0.02	h^{-1}	(13)
K_{sx}	1.5×10^{-3}	$kg \cdot kg^{-1}$	assumed
K_p	4×10^{-4}	$kg \cdot m^{-3}$	(15)
μ_m	0.04	h^{-1}	(18)
b	3.2×10^{-3}	h^{-1}	(14)
k_4	10×10^{-4}	$m^3 \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$	(12)
k_5	0.55	h^{-1}	(16)

微生物も非脱リン性微生物も同一であると仮定し、次式を用いた。

$$dS/dt = -k_4 \cdot (S - S_e) \cdot X \quad (25)$$

$$dS_x/dt = \alpha \cdot k_4 \cdot (S - S_e) - k_5 \cdot S_x \quad (26)$$

ただし、 k_4 は好気状態での微生物による槽内からの有機物の摂取速度定数、 k_5 は微生物体内に蓄積された有機物の分解速度定数、 S_e は生分解しにくい有機物の濃度である。

式(26)において、微生物体内に蓄積された有機物の分解速度は、好気状態で有機物が蓄積される速度とリンの過剰摂取および増殖に伴って蓄積有機物を分解する速度の差である。式(25)と(26)に対して解を求めると、好気状態での反応槽内および微生物内の有機物の挙動について推定できる。

以上の連立方程式の解を求めると、嫌気・好気状態におけるリンおよび有機物の濃度変化の推定ができる。

3. パラメータの決定

本モデルにおいて使用したパラメータの値を Table 2 に示した。各パラメータについては、その多くのものは著者らの既報告^(11,13)の実験から求めた値と文献値^(12,14~16,18)を利用して計算を行った。パラメータの値は温度293Kでの値である。リンの放出および摂取速度は微生物体内のリンの含有率に基づいて得られたものである。また、嫌気状態における脱リン性微生物による有機物の摂取速度は、全微生物中のリン含有率が $0.15kgP \cdot kgMLSS^{-1}$ でリンの放出が生じるときに、摂取された有機物の濃度の変化から決定したものである。非脱リン性微生物による有機物の摂取速度は、全微生物中のリン含有率が $0.02kgP \cdot kgMLSS^{-1}$ でリン

Fig. 2 Effect of f on changes of phosphorus (P) and organic carbon (S) concentrations.

の放出が生じないときに、摂取された有機物の濃度の変化から決定したものである。一方、嫌気状態での速度定数の中で、非脱リン性微生物の生命体の内生的な維持のために蓄積された有機物の分解速度は、蓄積速度に比べて無視できる程度小さいと仮定し、 $k_3=0$ を用いて計算を行った。また、好気状態で蓄積された有機物の分解速度定数(k_5)の値は Bordacs は⁽¹⁶⁾による実験結果で求めた値を用いて計算を行った。また、 K_{sx} の値は実測値とよく一致している値を繰り返し計算により決定した。最大の比増殖速度定数(μ_m)および死滅速度定数(b)は脱リン性微生物も非脱リン性微生物も同じ値を用いて計算を行った。

4. 結果と考察

本モデルを用いて動的定常状態における嫌気・好気繰り返しの1サイクル(8時間)の間に、脱リン性微生物の全微生物中の存在の割合(f)、有機物の濃度、微生物の濃度、比増殖速度などの変化によって、槽内と微生物体内のリンおよび有機物の挙動がどのような影響を受けるかについて検討を加えた。ここでの動的定常状態とは、サイクルを繰り返し循環するときに、1サイクルの間の微生物内のリンおよび有機物が変化することによって槽内のリン濃度の増加および減少が一定に繰り返す状態を意味する。

4.1 脱リン性微生物の存在の割合(f)の影響

槽内のリンおよび有機物の濃度と脱リン性微生物内のリン含有率の変化に及ぼすfの影響について推算した結果を Fig. 2 に示す。初期条件として、全微生物の濃度(X)= $6.5kg \cdot m^{-3}$ 、リンの濃度(P)= $0.036kg \cdot m^{-3}$ 、そして有機物の濃度(S)= $0.17kgTOC \cdot m^{-3}$ の値を用いて推算した。1サイクルの間の嫌気・好気状態における槽内のリン濃度はfの変化と共に大きく変化している。この推算では、初期のリン濃度、 $P_0=0.036$

Fig. 3 Effect of influent organic substrate (S_0) on changes of phosphorus and organic substrate concentrations.

$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ では $f = 0.65$ 以上で微生物によって槽内からリンが完全に摂取されている。 f が大きくなるとともに、微生物からのリン放出・摂取速度が速くなっていく。この現象は嫌気状態で脱リン性微生物の有機物の蓄積に伴うリン放出が大きく生じ、その結果、好気状態で脱リン性微生物による過剰リンの摂取と増殖量が多くなり、それに伴い槽内のリン濃度の減少速度が速くなるためである。逆に、 f が小さくなるほど、嫌気・好気状態で槽内のリン濃度の変化は少なくなっている。この場合には、嫌気状態で有機物の利用が非脱リン性微生物の方が脱リン性微生物に比べて多くなり、脱リン性微生物のリン放出反応よりも非脱リン性微生物の生化学反応が進んでいるためであると考えられる。従って、この脱リンプロセス系で f の値は重要な因子であり、特に、嫌気状態で槽内に微生物により摂取可能な有機物が存在している間は、リンの放出について f が主たる影響を与える因子であることが解った。

4.2 有機物および微生物の濃度の影響

Fig. 3 は 1 サイクルの間のリンの挙動に及ぼす初期有機物の濃度の影響について計算した結果である。本計算では $f = 0.77$, $P_0 = 0.036 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ で一定とし、有機物の濃度を $0 \sim 0.17 \text{ kg TOC} \cdot \text{m}^{-3}$ の範囲で変化させて推算を行った。リンの濃度変化は槽内の有機物の存在によって影響を受ける。嫌気状態でリンの放出速度は、初期段階における有機物の濃度に大きく影響を受けることがわかる。たとえば、初期のリン濃度が $P_0 = 0.036 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ の場合、1 サイクルの間にそれを除去するには最小限の有機物濃度として $0.12 \text{ kg TOC} \cdot \text{m}^{-3}$ が必要であることを表している。

一方、槽内に有機物が存在しない場合にも、嫌気状態で槽内のリン濃度は増加しているが、これは本モデルで提案した脱リン性微生物の内生的な維持のための

Fig. 4 Effect of biomass concentration on changes of phosphorus and organic substrate concentrations.

Fig. 5 Effect of μ_m on change of phosphorus and organic substrate concentration.

放出したリンであり、さらに好気状態で槽内のリン濃度の増加は微生物の自己分解により生じているものであると考えられる。

Fig. 4 は、初期の有機物濃度、リン濃度および f を一定として、槽内のリン濃度および有機物濃度の変化におよぼす全微生物の濃度の影響についてシミュレーションした結果の一例である。全微生物の濃度が高くなっても、嫌気状態で槽内のリン濃度の変化には影響をあまり与えていない。すなわち、槽内の全微生物濃度は、脱リン性微生物の全微生物体中の存在の割合 (f) や有機物の濃度のような因子に比べて槽内のリンの濃度変化にさほど大きく影響を与えていないことを示唆している。この現象は Fukase¹⁷⁾ らの実験結果と一致している。これは、微生物当りの有機物の負荷の差により生じるものであると判断される。従って、槽内のリン濃度変化については、全微生物濃度よりも f と嫌気状態で有機物濃度がより重要な影響因子であることが解った。

Fig. 6 Comparison of experimental and simulation results.

4.3 微生物の最大の比増殖速度(μ_m)の影響

Fig. 5 はリンの挙動に及ぼす μ_m の影響について計算した結果である。初期条件として、全微生物の濃度 (X_0) = 6.5 kg MLSS $\cdot$ m $^{-3}$, リンの濃度 (P_0) = 0.036 kg P $\cdot$ m $^{-3}$, そして有機物の濃度 (S_0) = 0.17 kg TOC $\cdot$ m $^{-3}$ の値を用いて推算した。また、ここで利用した μ_m の値は脱リン性微生物と非脱リン性微生物ともに同一の値であると仮定し、0.015 ~ 0.06 h $^{-1}$ の範囲で計算を行った。

好気状態におけるリンの摂取は、 μ_m に大きく影響を受けていることがわかる。従って、脱リン性微生物の μ_m を大きくすることは脱リンにおいての重要な課題の一つである。本計算において、 μ_m の値が 0.04 h $^{-1}$ 以上である場合、増加した微生物の濃度 (ΔX) は約 0.4 kg MLSS $\cdot$ m $^{-3}$ となり、この値を基にして増殖収率 (Y) を計算すると 4.0 ~ 4.5 kg MLSS $\cdot$ kg S $^{-1}$ になる。しかしながら、実際の増殖収率は 3.0 ~ 3.5 kg MLSS $\cdot$ kg S $^{-1}$ 程度であり、この値を基にして計算すると増加した微生物の濃度は 0.3 kg MLSS $\cdot$ m $^{-3}$ となる。この計算値と実測値との差の原因としては、式(26)の k_5 と μ_m の関係が完全にリンクされていないからであると考えられる。つまり、最大の比増殖速度(μ_m)の増加とともに微生物体内に蓄積された有機物の分解速度定数(k_5)も増加すべきであるが、本計算では k_5 の値を一定としたからである。この面については、実験を通じた定量的な検討が要求されている。

一方、前節でのリン濃度の変化計算における μ_m の値は Wentzel¹⁸⁾ らの文献値、0.04 h $^{-1}$ の値を引用した。

4.4 モデル妥当性の検討

前述したモデルの妥当性を確認するために、動的定常状態での計算値と実験値とを比較した結果を Fig. 6 に示した。図の中で、実線は計算値、記号 (○, △, □) は実験値を示す。槽内のリン濃度、有機物濃度の

変化はいずれも計算値と実験値がほぼ一致している。しかしながら、好気状態での計算値は実測値より若干低い値を示しているが、この原因としては、本モデルにおいて、嫌気状態で非脱リン性微生物による蓄積有機物の分解を無視しているためであると考えられる。この点については非脱リン性微生物による分解速度を考慮したモデル化が今後の課題である。しかしながら、以上のように槽内のリン濃度と有機物濃度の変化に関して、好気状態で計算値と実験値とに多少相違があるもののほぼ良好な一致が見られ、本モデルは妥当なものであると考えられる。

5. 結 論

本研究では、嫌気・好気法による生物学的脱リン過程に関して簡単なモデル化を行い、システム全体でのリンおよび有機物の濃度の変化を推定した。本モデルでは、活性汚泥中は微生物体内のリン含有率を基にして脱リン性と非脱リン性微生物の二相から構成されているものとし、1 サイクルの間のリンおよび有機物の濃度の変化の特性について検討を加えた。1 サイクルの間にリンの濃度の変化に及ぼす因子を検討した結果、槽内での脱リン性微生物の存在の割合、嫌気状態の初期段階における有機物の濃度がリンの挙動に大きく影響を与えることが解った。さらに、実験結果と比較検討した結果、本モデルによりほぼ正確にその濃度変化の特性を表し得ることが確認された。

しかし、本モデルの今後の課題として、非脱リン性微生物体内の有機物の蓄積と分解に対しても正確に適用しうるモデルの提案が挙げられる。

(原稿受理 1990年4月20日)

記 号

- b : 微生物の死滅速度定数, h $^{-1}$
- f : 全微生物中の脱リン性微生物の存在割合, -
- k : Freundlich 定数, -
- $k_{1,2,4}$: 有機物の摂取速度定数, m $^3 \cdot$ kg $^{-1} \cdot$ h $^{-1}$
- $k_{3,5}$: 蓄積有機物の分解速度定数, h $^{-1}$
- K_{rs} : リンの放出速度定数, h $^{-1}$
- K_{re} : リンの放出速度定数, h $^{-1}$
- K_u : リンの摂取速度定数, h $^{-1}$
- K_{px} : リン含有率の飽和定数, kg $\cdot$ kg $^{-1}$
- K_p : リン濃度の飽和定数, kg $\cdot$ m $^{-3}$
- K_s : 有機物濃度の飽和定数, kg $\cdot$ m $^{-3}$
- K_{sx} : 蓄積有機物濃度の飽和定数, kg $\cdot$ m $^{-3}$
- n : Freundlich 定数, -
- P : リンの濃度, kg $\cdot$ m $^{-3}$
- P_x : 微生物の単位重量当りリンの含有率, kg $\cdot$ kg $^{-1}$
- P_e : 微生物の単位重量当り必須リンの含有率, kg $\cdot$ kg $^{-1}$
- q_0 : 微生物の単位重量当りの有機物の吸着量, kg $\cdot$ kg $^{-1}$

S	: 全有機物の濃度, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$
S_a	: 嫌気状態で摂取不可能な有機物濃度, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$
S_e	: 生分解し難い有機物濃度, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$
S_x	: 微生物の単位重量当りの蓄積有機物量, $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$
X	: 微生物の濃度, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$
Y	: 微生物の増殖収率, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$
μ	: 微生物の比増殖速度, h^{-1}
α	: 有機物の転換係数, —
〈添字〉	
m	: 最大
o	: 初期
out	: 出口
r	: 残存
n	: 非脱リン性微生物
p	: 脱リン性微生物

引用文献

- 1) Brah, G.S. and Tollefson, E.L. (1975) The luxury uptake phenomenon for removal of phosphates from municipal wastewater, *Water Research*, **9**, 71-77.
- 2) Nicholl, H.A. and Osborn, D.W. (1979) Bacterial stress: Prerequisite for biological removal of phosphorus, *J. Water Pollution Control Federation*, **51**, 557-569.
- 3) Lotter, L.H. and Dubery, I.A. (1987) Metabolic control in polyphosphates-accumulating bacteria and its role in enhanced biological phosphate removal, Proc. of an IAWPRC, Italy, pp7-14.
- 4) Florentz, M., Granger, P. and Hartemann, P. (1984) Use of ^{31}P nuclear magnetic resonance spectroscopy and electron microscopy to study phosphorus metabolism of microorganisms from wastewater, *Applied and Environmental Microbiology*, **47**, 519-525.
- 5) Mino, T., Kawakami, T. and Matsuo, T. (1984) Location of phosphorus in activated sludge and function of intracellular polyphosphates in biological phosphorus removal process, *Water Science and Technology*, **23**, 93-106.
- 6) Arun, V., Mino, T. and Matsuo, T. (1988) Biological of mechanism of acetate uptake mediated by carbohydrate consumption in excess phosphorus removal systems, *Water Research*, **22**, 565-570.
- 7) Comeau, Y., Hall, K.J., Hancock, R.E.W. and Olham, W.J. (1986) Biochemical model for enhanced biological phosphorus removal, *Water Research*, **20**, 1511-1521.
- 8) Tsuno, H., Somiya, I. and Matsumoto, M. (1987) A Kinetic model for biological phosphorus removal incorporating intracellular organics and phosphorus pools, Proc. of an IAWPRC, Italy, pp99-110.
- 9) Harold, F.M. (1966) Inorganic polyphosphates in biology: structure, metabolism, and function, *Bacteriol. Review*, **30**, 772-795.
- 10) Tracy, K.D. and Flammino, A. (1987) Biochemistry and energetics of biological phosphorus removal, Proc. of an IAWPRC, Italy, 6615-26.
- 11) 鈴木基之, 尹熙熙 (1990) 生物学的脱リンにおける嫌気状態で微生物中のリンおよび有機物の挙動, 化学工学論文集, **16**, 376-383.
- 12) Grady, C.P.L. and H.C. Lim: "Biological Wastewater Treatment", Dekker, New York and Basel (1980).
- 13) Yoon, C.H. and Suzuki, M., Kinetics of biological phosphorus behavior in sequential batch reactor under anaerobic/aerobic conditions, *J. Chemical Engineering, Japan*, (in press).
- 14) Benfield, L. and Molz, F. (1984) A Model for the activated sludge process which considers wastewaters characteristics, floc behavior, and microbial population, *Biotechnology and Bioengineering*, **26**, 352-361.
- 15) Wu, Y.C. and Okrutny, M.S. (1982) The role of phosphorus in activated sludge, *Water Pollution Control*, **81**, 558-565.
- 16) Bordacs, K. and S.C. Chiesa (1989) Carbon flow patterns in enhanced biological phosphorus accumulating activated sludge cultures, *Water Science and Technology*, **21**, 387.
- 17) Fukase, T., Shibata, M. and Miyajji, Y. (1984) The role of an anaerobic stage on biological phosphorus removal, *Water Science and Technology*, **17**, 69-80.
- 18) Wentzel, M.C., Dold, P.L., Loewenthal, R. E., Ekama, G.A. and Marais, G.v.R. (1987) Experimental towards establishing the kinetics of biological phosphorus removal, Proc. of an IAWPRC, Italy, pp79-97.

論 文 要 旨

不織布担体の好気性微生物付着機構に関する研究

油科 嘉則* 長谷川 潤*

* 千代田化工建設株式会社研究開発センター

〈水質汚濁研究 Vol. 13 No. 7 (1990) pp. 431~440〉

生物膜法による排水処理において微生物担体として合成樹脂、セラミック、砂などが従来より用いられてきた。反応槽中の微生物濃度は生物処理性能に関与するため微生物担体はその比表面積を増加させることに重点が置かれてきた。微小粒状担体を用いた流動床法はその一例である。合成樹脂不織布は糸表面への微生物付着および繊維が織りなす立体空間での微生物の増殖により高効率な微生物担体と考えられる。しかしながら、好気性担体としての不織布の応用に関する報告は少ない。そこで不織布の初期戸過テスト、槽内での初期微生物付着テストおよび微生物増殖テストを実施し、不織布への好気性微生物付着機構を明らかにするために実験的検討を行った。その結果、付着微生物濃度に関して比表面積よりはむしろ不織布の目開き間隔に至適範囲が存在することが判った。また浮遊微生物と付着微生物の組成の差異が動力学定数に影響を与えた。

生物学的脱リン過程の二相生物モデルによるシミュレーション

尹 照熙* 鈴木 基之*

* 東京大学生産技術研究所

〈水質汚濁研究 Vol. 13 No. 7 (1990) pp. 441~448〉

嫌気・好気繰り返し法による生物学的脱リンにおける1サイクル中のリンおよび有機物の濃度変化を記述するために、汚泥がその脱リン特性に基づき、脱リン性微生物と非脱リン性微生物の二相から構成するものとし、有機物の濃度影響を考慮したモデルを提案した。

1サイクルの間のリンの放出、摂取挙動は脱リン性微生物、嫌気状態での投入有機物などに大きく影響される。また、槽内の有機物は嫌気状態で微生物によりほぼ摂取されている。実験による濃度変化の測定結果は、簡単なモデルにより、ほぼ正確に表し得ることが確認された。