回分式活性汚泥法における脱リン特性

岡 田 光 正* 上 野 泰 功*
林 奇 剛* 村 上 昭 彦*

Population Dynamics of Bacteria for Phosphorus Removal in Sequencing Batch Reactor (SBR) Activated Sludge Processes

Mitsumasa OKADA*, Yasunori UENO*,
Chi-Kang LIN* and Akihiko MURAKAMI*

* Department of Chemical Engineering, Tokyo University and Technology, 2-24-16, Nakamachi, Koganei-shi, Tokyo 184 Japan

Abstract

Laboratory-scale sequencing batch reactor (SBR) activated sludge processes were operated using synthetic wastewater to clarify the effects of solids retention time (SRT) and organic substrates on the accumulation of bio-P-bacteria.

The accumulation of bio-P-bacteria could be enhanced by large fluctuation in concentration of organic substances in the reactor by filling in a short period of time under anaerobic condition. However, the accumulation could not be enhanced in the reactor operated with SRT less than 25 d. The specific growth rate (μ) of bio-P-bacteria were estimated to range from 0.033 d^{-1} to 0.035 d^{-1} in the SBR activated sludge processes fed with glucose and polypeptone (GP). Therefore, large solids retention time (SRT) would be necessary for the accumulation of bio-P-bacteria. Volatile fatty acids (VFA), such as sodium acetate (A), enhanced *in-situ* specific growth rate of bio-P-bacteria and seemed to be effective than other organic substrates (ex: GP) for the accumulation of bio-P-bacteria in activated sludge ecosystem.

Key words: phosphorus removal, bio-P-bacteria, specific growth rate, solids retention time, volatile fatty acids

1. はじめに

湖沼や内湾等の閉鎖性水域の人為的富栄養化を防止するため、排水からのリンの除去が求められている。リンの除去法には、凝集剤添加や晶析等の化学的な方法と嫌気反応と好気反応を組み合わせた生物学的な方法とがある。しかし、化学的な方法はランニングコスト、汚泥生成量の増加等の問題があるため、生物学的脱リン法が注目され、運転方法やリン除去機構に関する検討が行われてきた。

る検討が行われてきた。

運転方法に関しては、

- (1) 流入水の有機物濃度は、BODとして少なくとも50 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であること^{1),2)},
- (2) 嫌気槽ではDOが検出されないことが望ましく、好気槽ではおおむね2 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上あれば十分であること^{3),4)},
- (3) 安定なリンの過剰摂取にはpH 7~8が望ましいこと^{5),6)},等の多くの報告がある。

* 東京農工大学工学部物質生物工学科 〒184 東京都小金井市中町2-24-16

また、リン除去機構に関しても、

- (1) 嫌気反応において、脱リンを行う活性汚泥微生物群が菌体内のポリリン酸を分解しながら ATP 生産を行い、この ATP を利用することによって、細胞外有機物を PHB, グリコーゲンとして貯蔵する^{7),8)},
 - (2) 嫌気反応でのリン放出は、ATP 利用の際の $\text{ATP} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{ADP} + \text{H}_3\text{PO}_4$ の加水分解に伴って起こる、
 - (3) このように有機物を細胞内に貯蔵した脱リンを行う活性汚泥微生物群は、好気反応において呼吸代謝を行い、貯蔵した有機物を酸化して ATP を生産し、この時 $\text{ADP} + \text{H}_3\text{PO}_4 \rightarrow \text{ATP} + \text{H}_2\text{O}$ のようにリンを取り込む、
 - (4) 嫌気反応での有機物摂取に対しては脱リンを行う活性汚泥微生物群が有利となるため、嫌気反応を設けることにより脱リンを行う活性汚泥微生物群が優占となる、
- 等の報告がされてきた¹⁰⁾。

同時に、生物学的脱リンを担う微生物相に関する検討も行われ、Fuhs 他⁹⁾の報告以来、生物学的脱リン施設に *Acinetobacter* 属が多く存在していることが指摘されている⁷⁾。しかし、その生理学的特性に関する検討から、

- (1) *Acinetobacter calcoaceticus* は、嫌気条件下で酢酸の摂取を行わない⁹⁾,
 - (2) *Acinetobacter* 属は沈降性が悪く、系から wash-out する¹⁰⁾,
- ことが明らかとなっている。この事実は、脱リンを行う活性汚泥微生物群の知見と矛盾するものである。また、*Acinetobacter* 属やその他の細菌の純粋培養による研究では、嫌気反応でのリンの放出と有機物摂取、その後の好気反応でのリンの過剰摂取現象は十分に説明されていない¹¹⁾。

そこで、本研究では、*Acinetobacter* 属のような単一

の細菌に着目することを避け、活性汚泥中の脱リン能力を持つ微生物群集全体（以後脱リン微生物と総称する）を評価する必要があると考えた。そして、回分式活性汚泥法を用いて、その排水流入方法、嫌気時間、SRT（汚泥滞留時間）等の運転方法やグルコース+ポリペプトンの他に酢酸ナトリウム等の基質が活性汚泥の脱リン能力の獲得、すなわち脱リンを行う微生物群集の集積にどのように影響するかに検討を加えた。

2. 実験方法

2.1 処理特性

2.1.1 人工排水

本研究に用いた人工排水の栄養塩類組成を **Table 1** に示す。炭素源としてはグルコース+ポリペプトン（1:1）を用いたが、A-2 の RUN（運転サイクルは L-2 と同じ）では酢酸ナトリウムを用いた（ $\text{TOC} = 320\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ）。リンは最大脱リン能力を明らかにするためにやや過剰（ $\text{PO}_4\text{-P} = 15\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ）に加えた。実験に使用する際には、まず **Table 1** の栄養塩類と炭素源（ $\text{TOC} = 320\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ）の 5 倍濃度に相当する人工排水濃縮原液を調整（ $\text{pH} = 7.0 \pm 0.2$ ）し、その腐敗を防ぐためにオートクレーブ滅菌（ 120°C , 15分間）した。これを水道水によって 5 倍に希釈しながら活性汚泥装置に供給した。

2.1.2 実験装置および操作

本研究に用いた回分式活性汚泥装置は、透明塩ビ製の角型反応槽（有効容量 5 l）である。嫌気時間中は緩速攪拌（120r.p.m.）、好気時間中はディフューザーを用いた曝気により混合した。人工排水の供給、嫌気・好気時間の制御、処理水の放流、汚泥の引き抜き等はシーケンスコントローラ（富士電気 FUJILOG- μP ）で行った。人工排水は小型電磁弁（高砂ピンチバルブ

Table 1 Composition of the synthetic wastewater

Reagent	Concentration [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]
K_2HPO_4	21.75
KH_2PO_4	8.5
$\text{NaHPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$	1.7
NH_4Cl	44.6
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	2.25
NaHCO_3	800
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.025
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	272.5
K_2HPO_4	22.5

Fig. 1 Operation schedule

PK3-05)の開閉によって供給し、供給時間はシーケンスコントローラで調整した¹²⁾。装置全体は $20 \pm 1^\circ\text{C}$ の恒温室に設置した。

ここで検討した基質および運転方法を Fig. 1 に示す。排水の流入開始から上澄水の放流終了までを1サイクルとし、1サイクル24時間で繰り返した。汚泥の滞留時間(SRT)は25日および汚泥を引き抜かない場合とした。排水は各サイクルの初期に供給し、供給時間は2時間または8時間とした。嫌気時間もサイクル初期に2時間もしくは8時間とした。排水の供給は嫌気時間中に行い、好気時間終了後30分間汚泥を沈降させ、上澄水を放流した(10分間)。なお、全実験を通じBOD 負荷は $0.36\text{kg-BOD}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ とした。したがって5 lの反応槽に対し、1サイクル当り2.5 lの排水を供給し、処理後同じ量を放流した。

2.1.3 植 種

L-1～3, S-1～3のRUNではS下水処理場の返送汚泥をグルコース+ポリペプトンを炭素源とする人工排水で2週間培養した。前培養は1サイクル24時間、全好気のFill-and-draw方式で行った後、いずれの反応槽にも初期のMLSS濃度が $5,000\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となるように投入した。またA-2およびGP-2では同じ返送汚泥を前培養なしに初期のMLSS濃度が $3,000\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となるように投入した。

2.2 脱リン活性の測定

すでに述べたように、活性汚泥中の脱リン能力を微生物群(以後脱リン微生物とよぶ)は、単一種である保証がない¹⁴⁾。このためその菌数を直接測定することは試みず、運転方法に関する検討では脱リン微生物量を脱リン活性、すなわち嫌気時間における単位汚泥量当りのリン放出量、もしくは好気時間におけるリン取り込み量により評価することを試みた。その方法は下記の通りである。

2.2.1 汚泥の前処理

回分反応の沈殿時間直前に活性汚泥混合液を採取し、残存する有機物、リン等の影響を排除するため、2,000r.p.m.で2分間、2回遠心分離によって洗浄した。洗浄液としては炭素源を除いた人工排水を用いた。

2.2.2 操 作

洗浄した活性汚泥を炭素源を除いた人工排水でMLSSとして $2,000\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ に調整した。これを約30分間曝気した後、500ml三角フラスコに入れ、窒素ガス($2\text{kg}\cdot\text{cm}^{-2}$)で5分間程度置換してフラスコ内の溶存酸素濃度を $0.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下にした。これに、人工排水に用いた炭素源と同一のグルコース+ポリペプトンまたは酢酸ナトリウムを $\text{TOC}=500\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となるように添加し、密封後、緩速攪拌(120r.p.m.)で6時間嫌

気培養した。6時間後、リン($\text{PO}_4\text{-P}$)を $20\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 添加し、小型エアープンプにより曝気しながら8時間好気培養した。この間適宜に活性汚泥混合液をサンプリングし、その滲液(グラスファイバー滲紙, Whatman GF/Cで滲過)のリン酸態リン濃度を測定した。嫌気状態におけるリン放出活性は0～6時間の単位MLSS当りのリン放出量($\text{mg-P}\cdot\text{mg}^{-1}\text{-MLSS}$)とし、好気状態におけるリン取り込み活性は6～14時間の単位MLSSあたりのリン取り込み量($\text{mg-P}\cdot\text{mg}^{-1}\text{-MLSS}$)とした。

2.3 分析方法

処理水のDOCはグラスファイバー滲紙(Whatman GF/C)で滲過後全有機炭素分析計(島津制作所 TOC-500型)で、またリン酸態リンはモリブデン青法で測定した¹⁵⁾。MLSSの測定は下水試験方法に従った¹⁶⁾。

3. 実験結果と考察

3.1 活性汚泥装置の脱リン性能

Fig. 2に運転開始20日目以降の処理水中のリン酸態リン濃度の経時的変化を示す。嫌気時間が8時間、供給時間が2時間で汚泥引き抜きを行わないL-2は、約60日目以降処理水中のリン濃度が低下し、いわゆる生物学的脱リンが認められた。また嫌気時間、汚泥引き抜きは同様であるが、供給時間が8時間と長いL-3においてやや遅れて約80日目以降処理水中のリン濃度が低下した。しかし、SRTが25日であるS-1においては100日以上経過しても、処理水中のリン濃度の低下が認められなかった。また、SRTが25日であるS-2, S-3, ならびに汚泥引き抜きは行わないが嫌気時間を2時間と短くしたL-1においても(図示せず)S-1と同様に処理水中のリン濃度は低下しなかった。これはリンの放出に必要な時間が2時間では不十

Fig. 2 Decrease in ortho-phosphate concentration in effluents

分であったことによると思われる (Fig. 4 参照, 後述)¹⁷⁾。したがって, 生物学的脱リン能力を持つ活性汚泥を得るには, 汚泥の滞留時間を長く, また十分な嫌気時間をとることが必要であると考えられる。

Fig. 3 に S-1 および L-2 における MLSS の経時的变化を示す。SRT が 25 日である S-1 では MLSS が初期の $5,000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から徐々に低下し, $2,000 \sim 3,000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ で安定した。SRT が 25 日である S-2, S-3 も同様であった (図示せず)。しかし, L-2 では汚泥を引き抜かないために MLSS が次第に増加し, 約 $6,000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ と高い値で安定した。L-1, L-3 も同様であった (図示せず)。すなわち, 汚泥引き抜きを行わない L の系列では, SRT が 25 日である S の系列と比較して MLSS が約 2~3 倍となった。

Fig. 4 は L-1, L-2, L-3 の 14 週間 (約 100 日) 目に測定したリン酸態リン濃度の 1 サイクルにおける経時变化を示す。嫌気時間が 2 時間であり, リン濃度が低下しなかった L-1 は, 14 週間経過しても嫌気時間におけるリン放出と好気時間におけるリン取り込みは見られなかった。しかし, 嫌気時間が 8 時間であ

る L-2, L-3 は, 嫌気時間におけるリン放出と好気時間における過剰摂取が認められた。したがって, 処理水中のリン濃度の低下は生物学的脱リンによるものと推定された。

3.2 脱リン活性と脱リン微生物の集積

Fig. 5 に嫌気時間での活性汚泥のリン放出活性と好気時間でのリン取り込み活性の関係を示す。図から明らかなように, 両者がほぼ比例関係にあったため, 以降嫌気時間におけるリン放出活性によって脱リン活性を評価した。

Fig. 6 に脱リン活性の経時变化を示す。生物学的脱リンが認められた L-2, L-3 は, 50 日以降脱リン活性が上昇した。しかし, 生物学的脱リンが認められなかった S-1 においては, 100 日以上経過しても脱リン活性が上昇しなかった。これらの事実より, L-2, L-3 における処理水中のリン濃度の低下は, 十分な嫌気時間を取ることににより (S-1 との比較), また SRT を長く保つことによって (S-2, S-3 との比較), 活性汚泥の脱リン活性が増加したためといえよう。

Fig. 3 MLSS concentrations as affected by solids retention time

Fig. 4 Profiles of ortho-phosphate concentrations in a cycle of operation

Fig. 5 Relationship between phosphorus release and phosphorus uptake activities in RUN L-2

Fig. 6 Increase in phosphorus release activities

これまでの研究において、*Acinetobacter* 属の最大比増殖速度は数多く報告¹³⁾されている。しかし、最大比増殖速度は実際の活性汚泥よりはるかに高い基質濃度で得られている。またすでに述べたように *Acinetobacter* 属が活性汚泥の脱リン能力の大部分を担っている保証はない。したがって、その最大比増殖速度から脱リン微生物の集積過程を論ずることは困難である。ここでは、脱リン活性が脱リン微生物量に比例すると仮定し、Fig. 6 の結果をもとに脱リン微生物の比増殖速度 μ_p を以下の方法で推定した。

まず、 v_p を脱リン活性 ($\text{mg-P} \cdot \text{mg}^{-1} \text{MLSS}$)、 X を総微生物濃度 (MLSS) ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)、 X_p を脱リン微生物濃度 ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)、 a を単位脱リン微生物が放出し得るリン量 ($\text{mgP} \cdot \text{mg}^{-1} X_p$) とすると、脱リン微生物活性は次式で定義される。

$$v_p = a \cdot \frac{X_p}{X} \quad (1)$$

また、脱リン微生物の比増殖速度 (d^{-1}) を μ_p 、微生物全体 (MLSS) の比増殖速度を μ_x 、放流に伴う装置内活性汚泥の比流出速度 (d^{-1}) を b とすると次式が成立する。

$$\frac{1}{X_p} \cdot \frac{dX_p}{dt} = \mu_p - b \quad (2)$$

$$\frac{1}{X} \cdot \frac{dX}{dt} = \mu_x - b \quad (3)$$

(1)式で a を一定と仮定すると脱リン活性の増加速度は次式で表わされる。

$$\frac{dv_p}{dt} = \frac{a}{X} \cdot \frac{dX_p}{dt} - \frac{v_p}{X} \cdot \frac{dX}{dt} \quad (4)$$

(2), (3), (4)式より次式が得られる。

$$\frac{dv_p}{dt} = (\mu_p - \mu_x) \cdot v_p \quad (5)$$

よって、 $t=0$ の時の v_p を v_{p0} とおくと(6)式が得られる。

$$\ln v_p = (\mu_p - \mu_x)t + \ln v_{p0} \quad (6)$$

Fig. 7 $\ln \mu_p$ vs time

(6)式をともに、時間 t に対して v_p をプロットした結果を Fig. 7 に示す。Fig. 7 の傾きより L-2, L-3 の系の $\mu_p - \mu_x$ は20日目から60日目の間で 0.028d^{-1} と求められた。また MLSS の経時の変化より μ_x を求めると L-2, L-3 それぞれ $0.005, 0.007 \text{d}^{-1}$ と求められた。よって L-2, L-3 の系の脱リン微生物の比増殖速度 μ_p はそれぞれ $0.033, 0.035 \text{d}^{-1}$ と推定された。

この値は *Acinetobacter* 属の報告された最大比増殖速度と比較するとかなり小さい値である¹³⁾。しかし、ケモスタット連続培養での $\mu_{\max}$ が 4.8d^{-1} (20°C , $\text{pH}=8.2$) である *Acinetobacter* 属が、嫌気・好気を繰り返したケモスタット連続培養によると $\mu_{\max}$ が 0.84d^{-1} (20°C , $\text{pH}=8.2 \sim 8.5$, 嫌気槽内 $\text{COD}=500 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$, 好気槽内 $\text{COD}=360 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) に低下するとの報告がある¹⁸⁾。本研究においては温度、pH は、同様な条件である。しかし、Fig. 8 に示すように DOC 濃度が最大でも約 $80 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ と低いこと、また脱窒、硝化反応 (図示せず) も十分に行うべく、嫌気と好気反応時間を比較的長く確保していることにより、脱リン微生物の比増殖速度 μ がかなり小さくなったものと考えられる。

なお、この値より比増殖速度 μ の逆数である SRT を求めると約32日であった。このため、SRT を25日として運転した S の系列では脱リン微生物が wash-out し、脱リンが起こらなかったものと考えられる。一方、汚泥引き抜きを行わなかった L-2, L-3 では脱リン微生物が集積したものと考えられる。

3.3 基質濃度および種類の影響

Fig. 8 に L-2, L-3 の1サイクルでの DOC の経時の変化を示す。供給時間が2時間である L-2 は、供給時間が8時間である L-3 と比較して、短時間で炭素源が供給されるため、DOC の濃度変動が大きいことがわかる。また、Fig. 7 より L-3 の脱リン微生物の増殖が L-2 のそれより早く飽和状態となっていること

Fig. 8 Profiles DOC concentrations in a cycle of operation

Fig. 9 Increase in phosphorus release activity

から、有機物濃度変動が大きい方が活性汚泥微生物生態系内において脱リン微生物が優占となりやすいものと推定された。

Fig. 9 は運転サイクルは L-2 と同様であるが、基質として酢酸ナトリウムを用いた場合 (A-2) とグルコース+ポリペプトンを用いた場合 (GP-2) の脱リン活性の経時変化を示す。A-2 は GP-2 に比較して活性がすみやかに上昇した。これより、時間 t に対して μ_p をプロットした結果を Fig. 10 に示す。

Fig. 10 の初期の傾きより A-2 の $\mu_p - \mu_x$ は 0.043 d^{-1} となった。ここで、脱リン微生物活性が上昇した初期40日間において A-2 の MLSS は約 $3,000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から約 $2,000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ に低下した (図示せず)。これは運転開始初期において沈降性が不安定であったためである。その MLSS の経時変化から μ_x を求めることは困難であったものの、 μ_x が 0 以下となることは考えにくい。よって A 系の脱リン微生物の比増殖速度 μ_p は 0.043 d^{-1} 以上と考えられる。この値はグルコース+ポリペプトンを炭素源として求めた値 ($0.033 \sim 0.035 \text{ d}^{-1}$) より大きく、脱リン能力を持つ活性汚泥微生物群を集積するためには、炭素源として酢酸ナトリウムがグルコース+ポリペプトンより有効であると推定された。

4. おわりに

回分式活性汚泥法を用いて、活性汚泥の脱リン活性の向上と脱リン微生物の集積速度、ならびにそれに及ぼす排水流入方法、嫌気時間、SRT (汚泥の滞留時間) 等の運転方法の影響について検討した。活性汚泥中における脱リン微生物の比増殖速度は、十分な嫌気時間をとっても $0.033 \sim 0.035 \text{ d}^{-1}$ (炭素源がグルコース+ポリペプトン) と低いため、汚泥の滞留時間を長く保つことが必要であった。また炭素源として酢酸ナトリウムがグルコース+ポリペプトンより有効であった。

(原稿受理 1990年9月25日)

Fig. 10 Profiles of a growth curve

引用文献

- 1) 深瀬哲朗, 柴田雅秀, 宮地有正 (1982) 生物学的リン除去法の下水への適応, 用水と廃水, 24, 1149-1156.
- 2) Kulaev, I.S. (1975) Biochemistry of inorganic polyphosphates, *Rev. Physiol. Biochem. Pharmacol.*, 73, 131-138.
- 3) Barnard, J.L. (1975) Biological phosphorus removal in the activated sludge process. review and proposals, Paper presented at the Johannesburg Branch of the Institute of W. P.C., July, 17.
- 4) 佐々木正一, 明賀春樹 (1982) Anaerobic-Oxic システムによる生物学的脱リン法, 用水と廃水, 24, 1157-1161.
- 5) Brogton, W.H. (1971) Metabolic factors affecting enhanced phosphorus uptake by activated sludge, *Appl. Microbiol.*, 22, 571-578.
- 6) 住吉盛幸, 森直道, 大竹康友 (1982) 嫌気・好気による生物学的脱リン, 用水と廃水, 24, 1135-1140.
- 7) Fuhs, G.V. and Chen, M. (1975) Microbial basis of phosphate removal in the activated sludge process for the treatment of wastewater, *Microbial Ecol.*, 2, 119-138.
- 8) 深瀬哲朗, 柴田雅秀, 宮地有正 (1982) 生物学的リン除去法の機構に関する基礎的研究, 水質汚濁研究, 22, 309-317.
- 9) Ohtake, H., Takahashi, K., Tsuzuki Y. and Toda k. (1985) Uptake and release of phosphate by a pure culture of *Acinetobacter calcoaceticus*, *Water Res.*, 19, 1587-1594.
- 10) Mino, T., Tsuzuki, Y. and Matsuo, T. (1986) Pure Culture Operation of Anaerobic Aerobic Process for Biological Phosphorus Removal, 3rd German-Japanese Work-shop on Wastewater and Sludge Treatment, 34pp.
- 11) Cloete, T.E. and Steyn, P.L. (1988) The role of *Acinetobacter* as a phosphorus removing agent in activated sludge, *Water Res.*, 22, 971-976.
- 12) 岡田光正, 須藤隆一, 寺蘭克博 (1985) 回分式活性汚泥法による窒素, リン, 及び有機物の同時除去に関する研究, 水質汚濁研究, 8, 729-736.
- 13) Oliver, J.H. and Chang, C.H. (1987) Kinetics of growth and phosphate uptake in pure culture studies of *Acinetobacter* species, *Biotechnol. Bioeng.*, 29, 819-831.
- 14) 竹内準一他 (1988) 実施における嫌気-好気運転下の活性汚泥細菌群の動態, 用水と廃水, 30, 650-660.
- 15) U.S. EPA (1976) Method for Chemical Analysis of Water

- and Wastes, EPA-625/6-74-003a, 168-172.
- 16) 日本下水道協会, 下水試験方法 (1984).
- 17) 岡田光正, 村上昭彦, 寺蘭克博, 須藤隆一 (1987) 回分式活性汚泥法による高濃度排水の窒素, リン, 有機物の同時除去, 水質汚濁研究, 10, 741-748.
- 18) Tandoi, V., Beccari, M., Ramadori, R. and Annicchiarico, L.S. (1987) *Acinetobacter* sp. growth in alternate anaerobic-aerobic conditions. "Biological Phosphate Removal From Wastewaters" (Ed. R. Ramadori), 305-308. Pergamon.

回分式活性汚泥法における脱リン特性

岡田 光正* 上野 泰功* 林 奇剛* 村上 昭彦*

* 東京農工大学工学部物質生物工学科

〈水質汚濁研究 Vol.14 No.1(1991) pp.47～53〉

回分式活性汚泥法を用い、その排水流入方法、嫌気時間、汚泥滞留時間(SRT)等の運転方法やグルコース+ポリペプトンの他に酢酸ナトリウム等の基質が活性汚泥の脱リン能力の獲得、脱リン活性の向上、すなわち、脱リンを行う微生物群集にどのように影響するかを検討をした。

活性汚泥中における脱リン微生物の比増殖速度は、十分な嫌気時間をとっても $0.033\sim 0.035\text{d}^{-1}$ (炭素源がグルコース+ポリペプトン)と低いため、汚泥の滞留時間を長く保つことが必要であった。排水の供給時間が短い方がよいことから、有機酸濃度変動が大きい方が活性汚泥微生物生態系内において脱リン微生物が優占となりやすいと推定された。脱リン能力を持つ活性汚泥微生物群を集積するためには、炭素源として酢酸ナトリウムがグルコース+ポリペプトンより有効であった。

廃棄アルコール飲料の微量成分添加高温嫌気性処理

笠倉 忠夫* 川瀬 三雄* 木田 建次**

* 日本ガイシ株式会社エンジニアリング事業本部 ** 熊本大学工学部応用化学科

〈水質汚濁研究 Vol.14 No.1(1991) pp.54～60〉

従来、固定床式嫌気性処理分野では高温処理はほとんど取り上げられてこなかったが、筆者らは高濃度溶解性基質を含む廃水の処理にこの技術を適用し、高い処理性能の得られることを実証してきた。今回、アルコール飲料を原水($107\text{kgCOD}\cdot\text{m}^{-3}$)とする廃水処理に、微量成分(Fe, Ni, Co)を添加し多孔性セラミックスを担体とする固定床式嫌気性処理装置による高温処理を適用することによって、今までにない高い性能($r_s=60\text{kgCOD}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ で $\alpha>0.97$)が得られることを実験的に見出した。

これらの処理において、生物量の変化を考慮しない場合の総括反応速度の基質依存性はいずれも従来のMonodタイプではなく、シグモイド性をもMoserタイプであり、とくに今回の実験結果は強いシグモイド性を示した。処理条件と処理結果の相関など解明しなければならない課題は残ったが、反応機作を含め嫌気性処理研究に示唆を与える結果が得られたものと考えている。