

## 排水からの生物学的脱リンに関する研究の現状と課題

The Current Status and Related Issues of Study on Biological Phosphorus Removal from Wastewater

尹 照 熙\*・鈴木 基 之\*

Cho-Hee YOON and Motoyuki SUZUKI

嫌気・好気法による生物学的脱リン法の開発により、排水からの脱リンは大きく進展となった。本報では、この嫌気・好気法を中心に生物学的脱リンの原理・機構および操作因子などがこれまでどのように検討され、明らかにされているのかを整理し、また、その問題点についてまとめてみたものである。

## 1. 結 言

近年、内湾や湖沼などの閉鎖性水域の富栄養化現象は利水上、親水上から深刻な問題となり、抑制対策が強く要求されている。富栄養化の原因の一つは植物プランクトンの栄養塩であるリンが過剰に流入することであり、流入リンを低減することは抑制対策の中で最も効果的なものであろう。また、最近では各国で閉鎖性水域に流入するリン濃度の規制が加えられ<sup>1,2)</sup>、排水中のリン処理技術として高度で安定な処理技術が更に要求されてきた。これまでに開発された主な排水中からの脱リン法の原理と特徴の概略を表1に示す。各脱リン法ともそれぞれの有利な点を持っているが、ここでは、生物学的脱リン法の一つである嫌気・好気法に限って話を進める。

一般に排水からの生物学的脱リン法による脱リン量は次式で示される<sup>17)</sup>。

$$\Delta P = \Delta BOD \cdot Y \cdot P_x \quad (1)$$

ここで $\Delta BOD$ は除去BOD量[kgBOD]、 $Y$ は汚泥転換率[kgMLSS/kgBOD]、 $P_x$ は汚泥中のリン含有率[kgP/kgMLSS]である。従来の活性汚泥法で用いられた $P_x$ は普通0.015~0.025程度<sup>18)</sup>であるので、脱リン能力を向上させるためには、 $\Delta BOD$ と $Y$ を大きくする<sup>30,74,79)</sup>ことが考えられるが、それに伴う高負荷の有機物、発生汚泥の増加などの問題が生じている。このような問題点を改善しながら、脱リン能力を向上しようとするれば、 $\Delta BOD$ と $Y$ をあまり大きくせず $P_x$ を大きくしなければならない。この立場から、1955年にGreenbergら<sup>80)</sup>が条件により活性汚泥は正常の微生物の増殖の必要量を越えるリンを摂取しようと報告して以来、多くの研究者<sup>16,19,52,53,81)</sup>が従来の活性汚泥で $P_x$ の向上を試み、フラグフロー流れを持つプロセスで好気槽のDO濃度を2mg/l以上維持し、最終沈殿槽で好気状態を維持するなどの操作条件をすれば、 $P_x$ が高まるという知見を得た。

一方、Barnardら<sup>20~22)</sup>は生物学的脱窒の研究中に、脱窒槽でリン濃度が増加し曝気槽で過剰のリンが除去されること、また脱窒槽で硝酸態窒素の濃度が高いとリンの放出が低下するという知見を得て、好気槽の前に嫌気槽を設置することを提案し、嫌気・好気法による生物学的脱リン法の開発に至り $P_x$ の大きな向上に結びついたわけである。その後、1970年代後半にこれらを基本にして幾つかの生物学的脱リンプロセスが開発され、商品化されてきた。この脱リン法での汚泥のリン含有率は従来の活性汚泥法での活性汚泥に比べて高く、乾燥重量当たり0.03~0.15<sup>26,69)</sup>程度にもなる。以下ではこの嫌気・好気法を中心に、生物学的脱リンの原理・機構および操作因子などがこれまでどのように検討され、明らかにされているのかを整理し、また、その問題点についてまとめてみる。

## 2. 嫌気・好気法による生物学的脱リンとは

この脱リン法の基本原理は、活性汚泥に対し嫌気・好気状態を繰り返した場合、嫌気状態においてリンを放出し、好気状態において過剰にリンを摂取することにより、高濃度のリンを除去できるというものである。この脱リンの機構については、化学的作用<sup>61,77)</sup>と生物学的代謝による脱リンという二つの仮説があったが、最近では後者に基づいた考え方が主流になっている。つまり、嫌気・好気状態はポリリン酸蓄積微生物(脱リン性微生物)の代謝反応に有利な条件をもたらすという考え方である。このリン蓄積微生物におけるリンの挙動は簡単な概念を図1に示したように、嫌気状態で微生物中の有機物貯蔵に伴うリンの放出と、好気状態で微生物の増殖とポリリン酸を蓄積することである。

**脱リン性微生物：** 活性汚泥を構成する微生物中にはポリリン酸をVolutin顆粒<sup>69,93)</sup>の形で蓄積できる微生物、いわゆる脱リン性微生物が存在する。たとえば、Fuhsら<sup>55)</sup>は高い脱リンが見られるときの活性汚泥を調べた結果、脱リンに関わる微生物はAcinetobacter属のバクテリア

\*東京大学生産技術研究所 第4部

表1 脱リン法の種類と特徴<sup>(4)~(15)</sup>

脱リン法	原理	特徴
化学的脱リン法	凝集沈殿法 $H_2PO_4^- + M(OH)_2 \rightarrow MPO_4 + 2H_2O$ (M:金属塩)	<ul style="list-style-type: none"> <li>脱リンの安定性、運転柔軟性などが良い</li> <li>汚泥発生量が多い</li> <li>処理費が高い</li> <li>正確なpH調節が必要である</li> </ul>
	晶析(接触)法 アパタイトの生成による脱リン法 $10Ca^{2+} + 2OH^- + 6PO_4^{3-} \rightarrow Ca_{10}(OH)_2(PO_4)_6$	<ul style="list-style-type: none"> <li>脱リンの安定性が良い</li> <li>発生汚泥量が少ない</li> <li>リン回収が可能である</li> <li>複雑な前処理や厳密なpH調節が必要である</li> </ul>
生物学的脱リン法	生物化学的同時処理法 曝気槽に凝集剤を添加しリンと有機物を同時に処理する法	<ul style="list-style-type: none"> <li>既存施設の利用が可能で、脱リンの安定性がある</li> <li>生物相の危険性・発生汚泥量が多い</li> </ul>
	嫌気・好気法 嫌気状態でリンを放出し、好気状態で過剰のリンを摂取することを利用した脱リン法	<ul style="list-style-type: none"> <li>既存施設の利用が可能で、コストが安い</li> <li>脱窒も可能で、発生汚泥量が少ない</li> <li>脱リンの不安定性、負荷変動や毒性に弱い</li> </ul>
	フォストリップ法 好気状態で摂取されたリンを嫌気状態で放出させ、上澄液に薬剤添加によって脱リンする法	<ul style="list-style-type: none"> <li>脱リンの安定性がある</li> <li>少量の石灰投入による発生汚泥が少ない(化学的処理と比較)</li> <li>脱リン槽の施設、高度の技術等が必要</li> </ul>
その他	吸着法 リン酸イオンを選択的に吸着する吸着剤を利用して脱リンする法	<ul style="list-style-type: none"> <li>装置が簡単で、操作や制御が容易である</li> <li>脱リン量が少なく、吸着剤の再生が必要である</li> </ul>

であるとし、微生物内に蓄積されているポリリン酸の存在を確認した。これらの微生物は1~1.5μの短く、膨らんだグラム陰性のかん菌であり、嫌気・好気状態での *Acinetobacter* 菌の蓄積量は乾燥重量当たりの10~30wt%程度<sup>89,102)</sup>である。他の研究者<sup>76,95)</sup>も高脱リンの活性汚泥中に *Acinetobacter* の存在を報告し、脱リン性微生物としてこの微生物が注目を浴びている。しかし、*Aeromonas*、*Pseudomonas* のような微生物などにもポリリン酸を蓄積能力の特性を備えるという報告もあり<sup>56,57)</sup>、むしろいくつかの微生物が関与するという考え方が妥当であろう。一方、*Acinetobacter* による脱リンは純粋培養の場合より、*Aeromonas*<sup>101)</sup> や通性嫌気性微生物<sup>103)</sup> のような微生物を添加した場合のほうがさらに高い脱リン能力を持っているという報告もあり、微生物の間には脱リン能力のための重要な相関機能が存在することを示唆している。

**微生物内でのリンの役割：** リンは微生物にとって、エネルギーの転送やリン脂質、核酸などの細胞の構成のために重要な元素の一つである。嫌気・好気状態におけるリンの放出・摂取に関与する脱リン性微生物中のリンは、高エネルギー源のポリリン酸として存在していることが明らかになった<sup>104)</sup>。最近では、<sup>31</sup>P-NMR<sup>32-34)</sup>あるいは微生物中のリン酸を抽出し分析する方法<sup>85,86)</sup>(STS法)を用いて汚泥内のリン酸量を測定することにより、リンの放出・摂取に関係するポリリン酸の働きが更に定量的に明らかになった。リンの放出・摂取に関与するポリリン酸

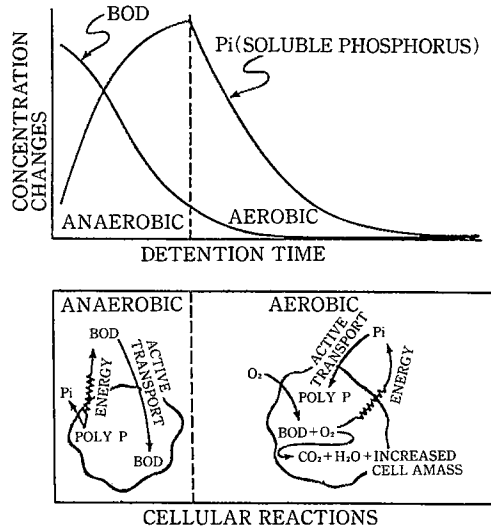


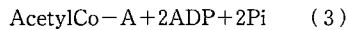
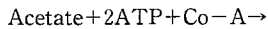
図1 嫌気・好気法における生物代謝機構<sup>63)</sup>

は高分子ポリリン酸(酸不可溶性ポリリン酸)ではなく、主に低分子ポリリン酸(酸可溶性ポリリン酸)であり、このリン酸の働きの重要性が認識されている。したがって、エネルギー源としての低分子のポリリン酸とATPの関係を明らかにしてゆくバイオエネルギー面の研究も生物学的脱リンの機構解明のための一つの進めるべき分野

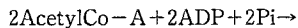
であろう。

リンの放出機構： 脱リン性微生物からリンの放出とは微生物が有機物を摂取して PHB (Poly- $\beta$ -Hydroxybutyrate)<sup>28,67)</sup>やグリコーゲン<sup>27)</sup>等のような物質を蓄える際に、必要なエネルギー源としてポリリン酸を加水分解<sup>67)</sup>することによるリンの放出である。ここでは有機物として酢酸およびグルコースを一例にし<sup>29,64)</sup>、リン放出の生化学反応について述べる。

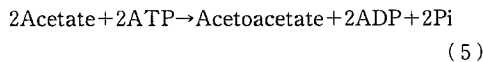
嫌氣的解糖において、酢酸の場合、脱リン性微生物により摂取された酢酸は CoA と 2ATP から AcetylCoA を生成する。ATP は ADP + Pi + 7kcal/mole-P から生成する。



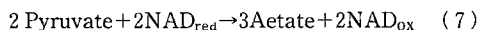
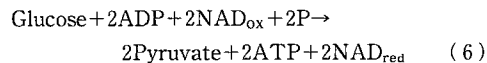
ここで、Pi はリン酸態リンである。そのとき Pi とエネルギーはポリリン酸 (Pi)<sub>n</sub> から Pi を分解して生成する。1 分子の Acetoacetate を蓄積するためには 2 分子の Pi が必要であり、この結果微生物内のリン濃度は増加し、浸透圧が高まって微生物外にリンが放出される。



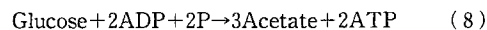
式(3)×2+式(4)によって



しかし、グルコースの場合は脱リン性微生物がグルコースを直接利用できるか否かにより、二つの異なる説がある。まず、グルコースを利用できない場合、通性嫌気性微生物と脱リン性微生物の双方が存在しないと嫌気状態でリンの放出が生じない<sup>59)</sup>。つまり、通性嫌気性微生物が EM (Embden-Meyerhop) 経路によって生産した酢酸を用いて脱リン性微生物が式(5)の酢酸利用経路によってリンを放出する。通性嫌気性微生物の主要な EM 経路はつぎの二つが考えられる。



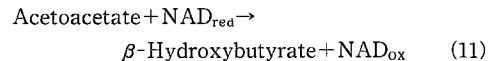
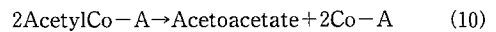
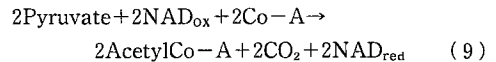
式(6)+式(7)から



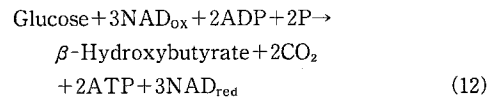
このような経路により発生した酢酸は、*Acinetobactor* のような脱リン性微生物に利用される。なぜなら、この微生物は中間有機物の生産能力がなく、低脂肪酸、酸酸などのような炭素源しか利用できない<sup>59)</sup>からである。

一方、脱リン性微生物がグルコースを炭素源として直接利用できる場合、式(6)から通性嫌気性微生物と脱リン性微生物ともに EM 経路によって Pyruvate を生産するが、それ以降の経路で通性嫌気性微生物と脱リン性微生物の代謝機構は異なっている。通性嫌気性微生物は式

(7)、(8)経路で終わるが、脱リン性微生物はつぎの経路によって PHB を貯蔵できる。



式(6)、(9)、(10)、(11)をまとめると式(12)が得られる。



脱リン性微生物の純粋培養の場合では式(12)で NAD<sub>red</sub> がたまって代謝が非活性化されるが、混合培養の場合では余剰 NAD<sub>red</sub> は式(3)、(4)、(11)にしたがって PHB への変換過程に利用されるために活性化できる。貯蔵された Acetoacetate と PHB の比率は通性嫌気性菌とポリリン蓄積菌比率と利用可能な基質および形態によって変化する。脱リン性微生物の項で述べた混合培養での脱リン能力の向上は、このように通性嫌気性微生物の働きのためであると考えられる。このようなグルコースの利用に関しては通性嫌気性微生物の存在が重要な役割を果たす。そこで、通性嫌気性微生物が優占されないように有機物の負荷の調節が重要な鍵となる。分解しやすい酢酸と通性嫌気性菌による発酵反応から生産された発酵有機物は、ポリリン蓄積微生物により好まれて摂取、貯蔵される。発酵有機物は流入有機物の性状に由来しており、リンの放出量は流入有機物の種類により異なる(表2)。脱リン性微生物が嫌気状態において発酵有機物を蓄積できるということは、これらの微生物は活性汚泥中の他の微生物に比べ競争的に有利であることから、嫌気状態は脱リン性微生物の増加をもたらすのである。

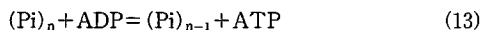
しかし、微生物の回りに有機物が存在しないとき<sup>105)</sup>や化学薬品(たとえば、NaOH、CO<sub>2</sub>ガスなど)が存在するとき<sup>92)</sup>にも微生物からリンの放出が生じるが、これは上で述べた有機物の摂取との関係では説明ができない。この場合は、嫌気性ストレスによる微生物の内性呼吸のために<sup>53,62)</sup>、エネルギー源としてポリリン酸を加水分解することによるリンの放出であるという仮説が導入されている。Comeau ら<sup>92)</sup>は微生物膜内外でのプロトンの平衡関係を導入し、リンの放出について説明している。しかし、この説明でもまだ十分に現象を説明できず、たとえば、低 pH でリン放出が促進されるという<sup>41)</sup>この説明とは正反対の現象が生じるなど、今後の検討が切望されている一面であろう。

リンの摂取機構： 微生物内へ過剰にリンを摂取する機構として、二つの機構<sup>51,54,89)</sup>が提案されている。一つは、微生物増殖に必要な成分のうちの硫黄と窒素を除いた培

表2 嫌気状態における基質摂取とリン放出関係<sup>27,41,90)</sup>

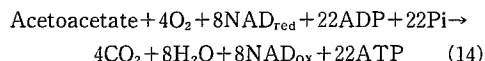
Substrate CODconc. 110mg/ℓ	Phosphorus Release [mg/ℓ]
Formate	28.4
Acetate	58.6
Propionate	54.5
Succinate	31.9
Hydroxybutyrate	5.9
Glucose	5.0
Ribose, Glycerol	0.0
Butyrate	8.2
Malate	18.7
Glutamate	41.8

地において、微生物の増殖が抑制されて微生物内にポリリン酸が蓄積される現象で、いわゆるLuxury uptakeと呼ばれるものと、もう一つは、リンだけを除いた培地において、ポリリン酸の生産を促す酵素であるポリリン酸kinaseが微生物内に増加し、その状態でリンを加えると急激にポリリン酸が微生物内に生成する、いわゆる、飢餓状態でのリン過剰摂取現象であるOverplusと呼ばれるものである。微生物内におけるポリリン酸のサイクルを図2に示す。微生物内に蓄積されたポリリン酸は高エネルギーリン酸結合物であり、酵素による触媒反応で次のように分解される。



Harold<sup>89)</sup>によると、嫌気状態では上式の右辺のATPが分解されてリンが放出され、好気状態では左辺のADPが

リンと結合してATPとなるというフィードバックが考えられる。Marais<sup>29)</sup>らは、好気状態で酢酸を基質に用いた場合、過剰にリンが摂取されることについて次のように説明している。式(5)では1分子のAcetoacetateを生成させるために2Piを放出させている。好気状態ではAcetoacetateは次の式によって22個のATPが生成される。



嫌気状態により11倍のPiが摂取される。この反応は脱リン性微生物の場合であるが、さまざまな微生物が混合されている活性汚泥でもリン放出速度より摂取速度が速いことから、他の微生物においても式(14)による摂取が説明できる可能性がある。なお、嫌気状態で多くの有機物を蓄えることは、好気状態でのリンの摂取能力を向上しうる。逆に、蓄積した有機物が制限される場合、式(14)の反応がうまく進行しないので、好気状態でリン摂取に必要なエネルギー源の有機物<sup>72)</sup>を投入しなければならない。

### 3. 脱リンに影響を及ぼす因子

この節では、実際の脱リンに影響を及ぼすいくつかの重要な因子について検討してみる。

有機物の量：生物学的脱リン機構の項で述べている酢酸や分解しやすい発酵有機物の脱リン性微生物による利用は、脱リン量を推定するのに重要なものでありながら、反応の複雑さと速さのために、生成量も摂取される量も定量できるには至っていない。そのために、多くの研究者が発酵有機物の量の定量化を間接的な方法で試みてい

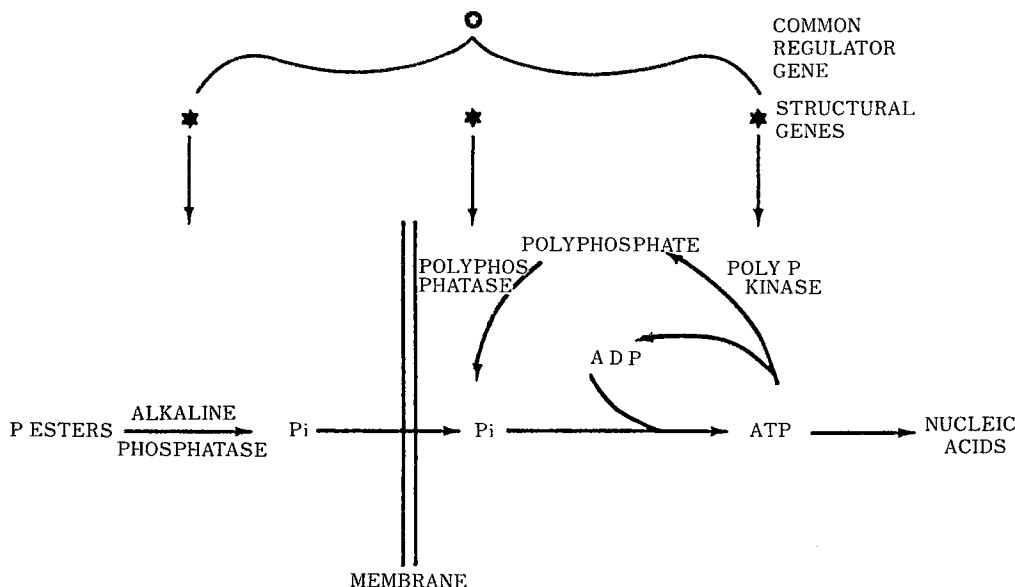


図2 微生物内のポリリン酸サイクル<sup>89)</sup>

る。酸素摂取速度の測定<sup>102)</sup>、嫌気槽で脱窒速度の測定<sup>84)</sup>、排水中の溶解性有機物の濃度測定<sup>106)</sup>などがその例である。その結果、流入排水中に必要とされる最低限の易分解有機物の濃度は25mg/ℓで、また、SBOD/SP比としては少なくとも15以上が望ましいという報告もある<sup>84)</sup>。しかしながら、溶解性BODとSS性BODの嫌気性微生物による発酵量の相対的な割合、全微生物中の脱リン性微生物の割合などの検討はまだ不十分であり、確かな方法が得られていないのが現状であろう。

**嫌気状態でのNO<sub>3</sub>-Nの濃度と酸化還元電位 (ORP) :** 嫌気槽での硝酸態窒素 (NO<sub>3</sub>-N) の流入が脱リン能力を低下させることを指摘したのは第1節で述べたようにBarnard<sup>22)</sup>であった。NO<sub>3</sub>-NはORPの上昇を誘発し、リンの放出を促進させる嫌気度の減少が原因であるとした。NO<sub>3</sub>-Nの臨界濃度は10mg/ℓであり<sup>106)</sup>、それ以上になると、嫌気槽での微生物内へのリンの摂取あるいは放出の速度の急激な低下<sup>56,92)</sup>が観察された。このことは、脱リン性微生物に摂取される有機物が嫌気槽の硝酸の還元により消費され、流入水中の有機物とリンの比が減るためであることが考えられる。十分な有機物濃度の嫌気状態でのリンの放出は硝酸態窒素の量に反比例し、その比は有機物の性状に左右され、2.2~10.2mgCOD/mgNO<sub>3</sub>-Nの範囲で<sup>82)</sup>、平均値は5.3mgCOD/mgNO<sub>3</sub>-Nであった。また、ORP値が正 (+) の場合はリンの放出は見られず負 (-) の場合には絶対値が大きければ大きいほどリンの放出速度が大きくなり<sup>59)</sup>、望ましいORPは-300~-470mV程度であることが知られている<sup>84)</sup>。しかし、ORPを測定し判断する場合には排水の性状を知ることが重要になる。たとえば、H<sub>2</sub>Sのような物質が存在する場合、ORP値は負 (-) となるが、多量の硫酸菌が発生しリンの放出が観察されない場合がある<sup>65)</sup>。したがって、嫌気度の指標は排水の性状や運転条件等によって決めるべきであろう。

**好気状態でのDO濃度 :** 好気状態での微生物へのリンの摂取とDO濃度との間には密接な関係があり<sup>36,97,99)</sup>、脱リン性微生物 (活性汚泥) は酸素消費速度も早いことが指摘されている<sup>52,60)</sup>。しかし、必要以上に酸素が存在すると硝酸菌の増加と共に硝酸化が生じ、リンの摂取量が減少する<sup>30)</sup>。逆にDO濃度が低くなるとリン摂取速度が低下し、糸状性菌の発生による沈降性が悪化することがあり、この面からもDO濃度があまり低くなりすぎるとは好ましくない。G.S. Brarら<sup>79)</sup>によれば好気状態での最適DO濃度は2.0mg/ℓ程度と、またNichollら<sup>76)</sup>は連続好気槽の出口のDO濃度を3.0~4.0mg/ℓにすることが良好な結果を与えると報告している。以上のことから好気槽のDO濃度は2mg/ℓ程度なら十分であると考えられる。

**滞留時間 (HRT) :** 嫌気・好気の滞留時間をどのように設定するかは重要な問題である。嫌気時間の設定は通性

嫌気性微生物による発酵有機物の生成速度、つまり排水中の有機物の性状、そして硝酸の濃度などにより変わると考えられる。たとえば、酢酸のような脱リン性微生物に摂取しやすい有機物がたくさん存在すれば、嫌気時間の設定は理論的に短縮できるだろう。一方、好気期間の設定の場合には、硝酸化の程度、脱リン性微生物などにより決められる。実際の運転でも広い範囲で設定しており、嫌気状態の滞留時間は0.5~4時間の範囲で、好気状態の滞留時間は1~6時間の設定が多い<sup>17,20,48)</sup>。

**SRT :** SRTは汚泥微生物の安定性と余剰汚泥の発生量に関連がある。たとえば、Phoredoxプロセスの場合、硝化と脱窒のためにSRTが長い条件で運転される。この結果、汚泥転換率は低くなるが、これと共に脱リン能力も減少する。したがって、脱リンを最大にするには、必要以上のSRTで運転してはならない。この場合、処理水のリン濃度を低濃度に維持するには高いSBOD/SP比が必要となる。SRTは排水の性状、必要とされる処理水の水準などにより決めなければならないだろう。

**金属イオンの役割 :** 生物学的脱リン過程で、Mg<sup>2+</sup>、K<sup>+</sup>のような金属イオンの放出・摂取はリンと共に観察されている<sup>89,100)</sup>。その挙動について表3にまとめた。

Mg<sup>2+</sup>/P、K<sup>+</sup>/Pのモル比は約0.3であり、脱リンの安定性を維持するためにはそれ以上の量が必要であるだろう。しかし、脱リン性微生物のポリリン顆粒の内にMg、Kイオン等がポリリン酸とどのような生化学的結合をしているのかはまだはっきり解明されていないのが実状である。一方、Feイオン<sup>70,99)</sup>、Caイオンが十分に存在する場合には、脱リンを促進すると知られているが、この場合に増加する脱リン量のほとんどが化学的脱リンによるものであり、その量は全脱リン量の15~20%を占めている<sup>60)</sup>。このようなことは、過剰のリンを摂取している微生物内でCaイオンの濃度変化が生じないこと<sup>35)</sup>、Caイオンとキレート化合物を形成するEDTAの10<sup>-3</sup>モル以上の濃度で存在していてもリンの過剰摂取に影響を与えない<sup>59)</sup>などの報告が裏付けている。したがって、Caイオンが十分に存在する場合、脱リン量の増加は化学的脱リンも同時<sup>31,61,75)</sup>に起こるという考え方が妥当であろう。

**阻害物質 :** 酵母や微生物においてPhosphorylation uncouplerとして知られている2,4-Dinitrophenolの添加により、活性汚泥においてもリンの摂取が生じなくなることが報告されている<sup>52,55,91)</sup>。このことは活性汚泥での脱リンは生物学的代謝により生じるということを裏付けている。Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>濃度0.025molℓ、MgSO<sub>4</sub>濃度2w/v%以上になるとリンの放出に<sup>65)</sup>、CuSO<sub>4</sub>、HgCl<sub>2</sub>、NaN<sub>3</sub>、1%以上のNaCl<sup>39)</sup>、n-酪酸のような有機酸<sup>40)</sup>はリンの摂取に対して阻害効果があることが知られている。しかし、このような物質がどの作用によりリンの放出・摂取を阻害しているのかは、まだ解明されていない。

表3 金属塩とリンの相関関係(モル比)

Cations/P	Reference				
	18	73	92	96	100
K <sup>+</sup> /P	0.28	0.27	0.23	0.27	0.23
Mg <sup>2+</sup> /P	0.32	0.37	0.27	0.26	0.32
Ca <sup>2+</sup> /P	0.00	0.17	0.12	0.00	0.05
Direction of transport	P Uptake	P Uptake	P Uptake	P Release	P Release

その他の因子：その他、pH、反応温度、そして微生物と基質との接触における混合度、つまりかくはん速度<sup>69)</sup>などが重要な因子である。好気状態で微生物のリン摂取はpH8~9.5程度までは影響を受けないが、pH5の酸性の場合にはリンの摂取速度が低下する<sup>69)</sup>。この値は*Acinetobacter*の最大比増殖速度へのpHの影響と同様の傾向である<sup>82)</sup>。したがって、リンの摂取に適当なpHの値は6~8程度であると考えられる。また、反応温度は微生物反応速度を論じるのに重要な因子で、この面で生物学的脱リンについても重要な因子の一つである。

以上、個々の関連因子について整理したが、これらの相互関連はより複雑であろう。

#### 4. 各種の脱リンプロセス

この節では実際に商品化されているいくつかの代表的な生物学的脱リンプロセスを紹介する。

LevinらのPhostripプロセス(図3(a))は、好気状態でリンを過剰摂取した汚泥に嫌気状態において高濃度のリンを放出させ、その上澄液に石灰を加え凝集沈殿によって脱リンを行うプロセスである<sup>15,42)</sup>。嫌気状態でのリン放出槽と凝集沈殿槽が必要であり、薬品を使うこと、精密なpHの調節が要求されることなどの短所を持っている。しかし、嫌気槽に流下する流量は全体の20~30%にしかならないので、通常の化学的処理法の一つである石灰添加法に比べ、必要な石灰量は少量で済み、発生汚泥量も減少できるという利点がある。

BarnardらのPhoredoxプロセス(図3(b))は、嫌気状態で活性汚泥からリンを放出させ、好気状態で放出したリンより過剰のリンを活性汚泥に蓄積させ、余剰汚泥として脱リンするプロセスである。このプロセスでは余剰汚泥の処理およびシステムの安定性が大きな問題を持っており、返送汚泥を嫌気段階の代わりに無酸素段階へ送られるUCTプロセス<sup>68)</sup>などが考案されている。

Spectorら<sup>71)</sup>は活性汚泥法でパルキング防止のために開発したプロセス(図3(c))が脱リンにも有効であると見たし、A/O(Anaerobic/Oxic)プロセスと名づけた。嫌気状態ではDOだけでなくNO<sub>3</sub>-Nも存在しないことが望ましいとしたことはBarnardの指摘と同じである。A/Oプロセスの実排水への利用は<sup>50,63,72)</sup>嫌気槽での脱窒およびリン放出の安定性などにいくつかの問題点を残し、

表4 連続式脱リンプロセスの典型的な運転条件<sup>82)</sup>

Parameters	Phostrip	Phoredox	A/O
BOD Loading (kgTBOD/kgMLVSS·d)	variable	0.1~0.2	0.2~0.7
SRT (day)	variable	10~30	4~8
MLSS (mg/ℓ)	600~500	2000~4000	2000~4000
HRT (h)	1~10	anae : 1~2 anox1 : 2~4 ae 1 : 4~12 anox2 : 2~4 ae 2 : 0.5~1	anae : 0.5~2 ae : 1~3
pH	precipitation 9~9.5	6~8	6~8

note; anae: anaerobic, anox: anoxic, ae: aerobic

同時に脱リンと脱窒を目的にしたA<sub>2</sub>/Oのような修正プロセスも開発されている<sup>25,83)</sup>。

Phoredoxプロセスは、脱リンと脱窒を同時に狙うために硝酸菌の安定性が必要であることから、一般的に低有機物負荷に対して設計されており、SRTが約10~30日程度と長く、HRTも11時間程度である。これに対して、A/Oプロセスは高有機物負荷に対して設計されているために、SRT 5日、HRT約4時間と短く、脱窒はPhoredoxプロセスに比べ、安定性が落ちる<sup>38)</sup>。この三つのプロセスの典型的な運転条件を表4にまとめた。

一方、回分式プロセスは装置構成が簡単であるので設計費や管理費などが安価である点、滞留時間および負荷の変動など運転条件の変更が容易であるなどの点<sup>43~45)</sup>を持ち、中小規模の排水処理場に適する技術として注目されている。特に、嫌気・好気法による回分槽の活性汚泥はパルキングが起こり難くなり沈降性が良くなるという利点があり、多くの研究が行われている<sup>46~49)</sup>。最近では自動制御技術の発達と共に回分式の短所が見直されており、改善された連続式回分槽(SBR)(図4)では運転時間の組み合わせ、排水の投入時間の割合などの外部操作因子の調整が容易となって安定性が高い脱リンプロセスが作成できる可能性がある。この方式は、まず排水投入の後に混合され、リンの放出のための嫌気反応期間、次はリンの摂取のための好気反応期間、そして曝気と混合が止まる沈殿期間を設ける。その後、発生汚泥と処理水の引き抜きをする一連の操作が1サイクルである。

#### 5. 今後の課題と展望

本報では嫌気・好気法による生物学的脱リンに関する研究の現状について考察し、いくつかの問題点を指摘した。この脱リン法は化学的脱リン法に比べ、発生汚泥、経済面などにいくつかの利点があることから、注目を浴びて今後の脱リンプロセスの主流となろう。しかし、こ

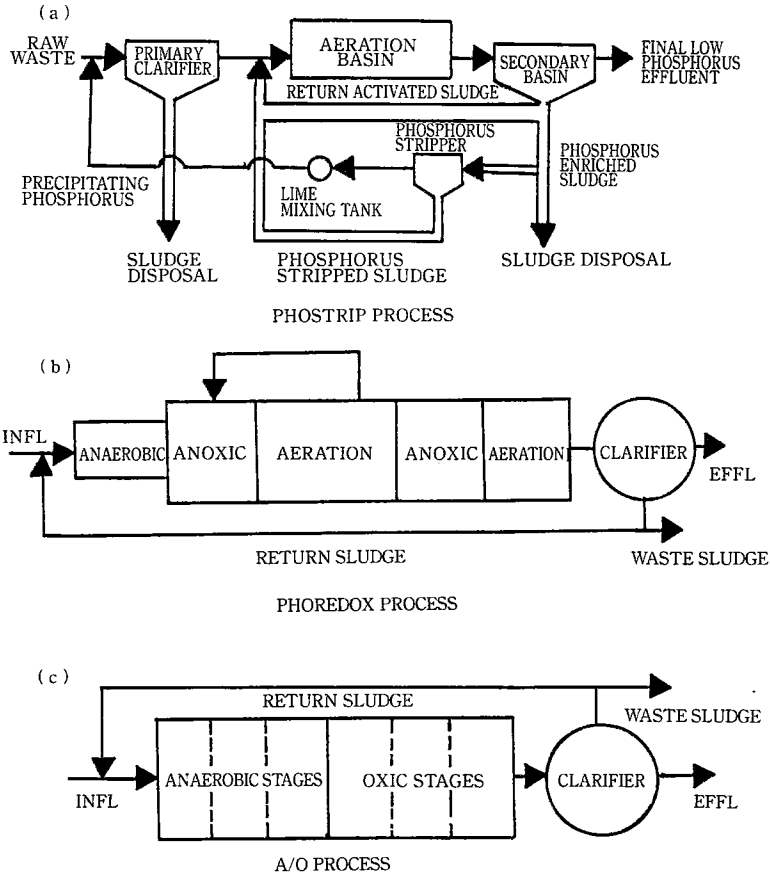


図3 連続槽における生物学的脱リンプロセス<sup>82)</sup>

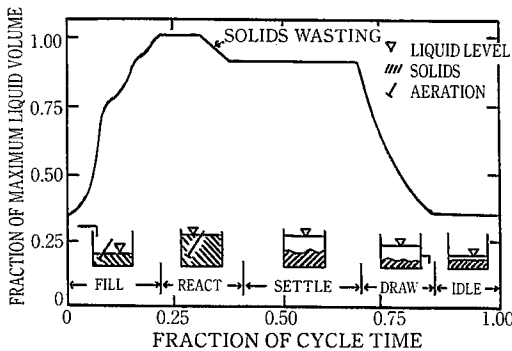


図4 SBRにおける基本的な運転操作 (1サイクル)<sup>87)</sup>

れまでは現象論的、定性的な研究が中心であり、脱リンの原理や反応機構に関する基礎的な研究はあまり見られない。その理由として、この方法が1970年代後半から研究期間をあまりおこななく本格的に実用化され、詳細な速度論的、定量的な検討よりも現場中心の運転操作パラメータを把握する必要性が高まったことが考えられる。

今後より効率的な高度処理で、かつ安定なプロセスを開発するには、運転操作パラメータに関する検討、原理・機構の定性的な検討では対応しきれなくなっている。すなわち、精密な定量的検討は今後不可欠なものであると考えられる。この問題の解決の一つの方向は、生物反応速度論に基づいたより定量的な研究<sup>87,105)</sup>、つまり、微生物内での素反応過程から系全般的な反応過程に至る速度論的な現象を定量的に抑える研究であり、さらには脱リン過程の数値モデル化を含めたシステム工学的な研究であろう<sup>23)</sup>。もう一つの方向としては、生化学的、生理学的な立場から微生物の代謝に関する研究を進めていくべきであろう。なお、今後リン資源の枯渇も予想されるだけに、排水中からリンを除去するだけでなくリンを回収し<sup>24)</sup>再資源化することも現段階の重要な研究課題の一つであろう。

(1989年12月13日受理)

参考文献

- 1) 里見至弘, 用水と廃水, 27(2), 131(1985)
- 2) 根井寿規, 工業用水, 293, 2(1983)

- 3) 浦野敏平, 環境科学研究報告集, B300-R30, 10(1986)
- 4) 稲森悠平, 下水道協会誌, 12(8), 9(1975)
- 5) Isao Joko, *Wat. Sci. Tech.*, 17, 121(1985)
- 6) 平沢 泉ら, 水質汚濁研究, 6(4), 229(1983)
- 7) 住吉盛幸ら, 用水と廃水, 24(10), 1135(1982)
- 8) 村上孝雄, *ibid.*, 24(10), 1111(1982)
- 9) 広岡永治ら, *ibid.*, 24(10), 1141(1982)
- 10) 中村和憲ら, *ibid.*, 28(10), 1010(1986)
- 11) Tetreault, M.J. et al, *Jour. WPCF*, 58, 823(1986)
- 12) Gangoli, N. et al, *Jour. WPCF*, 45, 842(1973)
- 13) Hsu, P.H., *Wat. Res.*, 9, 1155(1975)
- 14) Daniel, S.L. et al, *Environ. Sci. Tech.*, 7, 690(1973)
- 15) Levin, G.V. et al, *Jour. WPCF*, 44, 1940(1972)
- 16) Milbury, W.F. et al, *Jour. WPCF*, 43, 1890(1971)
- 17) 津野 洋, 水質汚濁研究, 7, 600(1984)
- 18) 深瀬哲朗ら, 用水と廃水, 24(10), 1149(1982)
- 19) Shapiro, J. et al, *Jour. WPCF*, 39, 180(1967)
- 20) Barnard, J.L., *Water. S.A.*, 2, 136(1976)
- 21) Barnard, J.L., *Wat. Res.*, 9, 485(1975)
- 22) Barnard, J.L., *Wat. and Wastes Eng.*, 11, 33(1974)
- 23) 尹 照照ら, 水質汚濁研究, (印刷中)
- 24) 鈴木基之ら, 化学工学協会第53年年会, E306(1988)
- 25) Gadhori, J.V., *Chem. Eng.*, Dec. 31(1979)
- 26) 稲森悠平ら, 用水と廃水, 24(10), 1095(1982)
- 27) 深瀬哲朗ら, 水質汚濁研究, 5, 309(1982)
- 28) Nicholls, H.A. et al, *Jour. WPCF*, 51, 557(1979)
- 29) Marais, G. v. R. et al, *Wat. Sci. Tech.*, 15, 15(1983)
- 30) Carberry, J.B. et al; *Jour. WPCF*, 45, 2444(1973)
- 31) Mulbarger, M.C. et al, *Jour. WPCF*, 43, 1617(1971)
- 32) Hill, W.H. et al, *Wat. Res.* 23, 1177(1989)
- 33) Florentz, M. et al, *Appl. Environ. Microbiol.*, 47(3), 519(1984)
- 34) Ohtake, H. et al, *Wat. Res.*, 19, 1587(1985)
- 35) Yall, I. et al, *Appl. Microbiol.*, 20, 145(1970)
- 36) 片山清志ら, 水質汚濁研究, 9, 370(1986)
- 37) Irvine, R.L., *Jour. WPCF*, 51, 235(1979)
- 38) Barth, E.F. et al, *Jour. WPCF*, 53, 1691(1981)
- 39) 太宰宙朗ら, 下水道協会誌, 22(250), 60(1985)
- 40) Hino, H. et al, *J. Ferment. Technol.*, 58, 267(1980)
- 41) Potgieter, D.J. et al, *Wat. Sci. Tech.*, 15, 105(1983)
- 42) Levin, G. V. et al, *Jour. WPCF*, 47, 577(1975)
- 43) Silverstein, J. et al, *Jour. WPCF*, 55, 377(1983)
- 44) Shioya, S. et al, *Wat. Res.*, 13, 873(1979)
- 45) Ketchum, L.H. et al, *Jour. WPCF*, 51, 288(1979)
- 46) 太宰宙朗ら, 下水道協会誌, 19(214), 17(1982)
- 47) Irvine, R.L. et al, *Jour. WPCF*, 55, 484(1983)
- 48) Manning, J.F. et al, *Jour. WPCF*, 57, 817(1985)
- 49) 岡田光正ら, 水質汚濁研究, 18, 729(1985)
- 50) Best, A.G., *Wat. Pollut. Control*, 82(4), 494(1983)
- 51) Harold, F. M., *J. Bacteriol.*, 86, 216(1963)
- 52) Levin, G.V. et al, *Jour. WPCF*, 37, 800(1965)
- 53) Shapiro, J., *Science*, 155(10), 1269(1967)
- 54) Jones, P.H., *Wat. Res.*, 17, 211(1973)
- 55) Fuhs, G.N. et al, *Microbial Ecology*, 2, 119(1975)
- 56) Hascoet, M.C. et al, *Wat. Sci. Tech.*, 17, 23(1985)
- 57) Brodisch, K.E. et al, *ibid.*, 15, 117(1983)
- 58) 村上孝雄ら: 下水道協会誌, 120(230), 68(1983)
- 59) Boughton, W.H. et al, *Appl. Microbiol.*, 22, 571(1971)
- 60) Well, W.L., *Jour. WPCF*, 41, 765(1969)
- 61) Riding, J.T. et al, *Jour. WPCF*, 51, 1040(1979)
- 62) Sekikawa, K. et al, *Jour. WPCF*, 38, 364(1966)
- 63) Deakynne, C.W. et al, *Jour. WPCF*, 56, 867(1984)
- 64) Gaudy, A. et al: *Microbiology for Environmental Scientists and Engineers*, McGraw Hill Co., (1980)
- 65) Randoll, C.W. et al, *Jour. San. Eng. Div. ASCE.*, 196, SA2, 395(1970)
- 66) Lan, J.C. et al, *Wat. Res.*, 17, 1193(1983)
- 67) Osburn, D.W. et al, *Prog. Wat. Tech.*, 10, 261(1977)
- 68) Siebritz, I.P. et al, *Wat. Sci. Tech.*, 15, 127(1983)
- 69) 鈴木基之ら, 化学工学論文集, 16, 376(1990)
- 70) 宗宮 功ら, 下水道協会誌, 20(224), 9(1983)
- 71) Spector, M.L., U.S. Pat. No. 4,056,465, Nov. (1977)
- 72) 菅 健一, 環境科学研究報告書B285-R36-6, 126(1986)
- 73) 尹 照照ら, 第21回水質汚濁研究会講演集, A105(1987)
- 74) Scherrard, J.H. et al, *Wat. Res.*, 6, 1051(1972)
- 75) Arvin, E., *Wat. Sci. Tech.*, 15(3/4), 43(1983)
- 76) Nicholls, H.A., *Wat. Pollut. Control*, 77, 99(1978)
- 77) Timmerman, M.W., *Develop. Industrial Microbiol.*, 20, 285(1979)
- 78) Brar, G.S. et al, *Wat. Res.*, 9, 71(1975)
- 79) Stall, T.R. et al, *Jour. WPCF*, 48, 307(1976)
- 80) Greenberg, A.E., et al, *Sew. Ind. Waste*, 27, 227(1955)
- 81) Vacker, D. et al, *Jour. WPCF*, 39, 750(1967)
- 82) EPA/625/1-87/001(1987)
- 83) Gadhori, J.V.; *Wat. and Wastes Eng.*, 32, 7(1979)
- 84) EPA Workshop Summary Report, Maryland(1982)
- 85) 味埜 俊ら, 下水道協会誌, 20(228), 28(1983)
- 86) 味埜 俊ら, *ibid.*, 20(229), 22(1983)
- 87) Tsuno, H. et al, *Proc. of IAWPRC, Rome*, 99(1987)
- 88) Harold, F.M., *Bacteriological Rev.*, 30, 772(1966)
- 89) Buchan, L., *Water. S.A.*, 7(1), 1(1981)
- 90) 松尾吉高ら, 衛生工学研究論文集, 23, 287(1987)
- 91) 吉田 昭, 蛋白質・核酸・酵素, 4(1), 39(1958)
- 92) Comeau, Y. et al, *Wat. Res.*, 20, 1511(1986)
- 93) Barnard, J.L., *Wat. Sci. Tech.*, 15, 1(1983)
- 94) 松尾友矩, 公害と対策, 19(8), 21(1983)
- 95) Lotter, L.H., *Wat. Sci. Tech.*, 17, 162(1985)
- 96) Miyamoto-Mills, J. et al, *ibid.*, 15, 153(1983)
- 97) Randall, C. et al, *Proc. of IAWPRC, Paris*, 230(1984)
- 98) Rensink, J.H. et al, *ibid.*, 218(1984)
- 99) Spatzierer, G. et al, *ibid.*, 203(1984)
- 100) Arvin, E. et al, *ibid.*, 184(1984)
- 101) Brodisch, K.E.H. et al, *ibid.*, 121(1984)
- 102) Nicholls, H.A. et al, *ibid.*, 105(1984)
- 103) Marais, G.v.R. et al, *Proc. of IAWPRC, Rome*(1987)
- 104) Kuleav, I.S. et al, *Adv. Microbial. Physiol.*, 24, 83(1983)
- 105) Yoon, C.H. et al, *J. Chem. Eng. Japan*(in Press)
- 106) Ekama, G.A. et al, *Wat. Res. Com., Pretoria*(1984)