

(21) 生物脱リン法の活性汚泥におけるPHAの挙動

Behavior of PHA in Enhanced Biological Phosphorus Removal Activated Sludge

前島裕樹* 松尾吉高**

Hiroki MAEJIMA and Yoshitaka MATSUO

ABSTRACT ; We examined the behavior of EBPR (enhanced biological phosphorus removal) activated sludge by batch tests, focusing on variation of PHA (polyhydroxyalkanoate) content. The activated sludge used was grown in two laboratory anaerobic aerobic type EBPR models, and high in P/MLSS ratio (8–10%). Firstly, we studied the anaerobic reaction of the activated sludge to addition of (R)3HB (3 hydroxybutyrate), and found that almost no decrease in the sludge carbohydrate content took place during the substrate uptake. The observation was in accord with the Mino model that carbohydrate consumption by anaerobic acetate uptake occurs to supply NADH which is required to reduce acetate to 3HB. Secondly, we studied the effect of pH on the anaerobic reaction to addition of acetate and propionate. In both cases, the amount of carbohydrate consumed and 3HV produced had a tendency to increase with pH decrease. This suggests that the activated sludge contained some population of glycogen accumulating bacteria. Finally, we made quantitative assessments on the aerobic reactions, and found that the rate of phosphorus uptake was in close relation to the PHA content. Sludge with higher PHA contents took up phosphorus more and faster than the sludge with lower PHA contents. The PHA content decreased in a manner of first order reactions.

KEYWORDS ; carbohydrate, enhanced biological phosphorus removal, polyhydroxyalkanoates, R-3HB.

1 はじめに

有機酸を含む排水を処理している生物脱リン法（嫌気好気活性汚泥法）においては、活性汚泥は嫌気槽においてポリリン酸を分解しながら有機酸をポリヒドロキシ脂肪酸（PHA）に転換して細胞内に蓄積し、ついで、好気槽においてこのPHAを酸化し、（おそらく）この酸化の際に得られるエネルギーを利用してポリリン酸を再合成する。このような現象の理解は研究の早期より提案され、生物脱リン現象の数式化を目指しているASM No 2⁽¹⁾においても、このようなPHAの挙動を中心にモデル化が行われている。しかしながら、定量的議論に耐えるほどに正確にPHAを測定した研究は存外に少ない。PHAは、3-ヒドロキシ脂肪酸類（3HA）を脱水縮合して得られる高分子であるが、その構成3HA類には、3HB（3-ヒドロキシ酪酸）、3HV（3-ヒドロキシ吉草酸）、3H2MB（3-ヒドロキシ2-メチル酪酸）、3H2MV（3-ヒドロキシ2-メチル吉草酸）がある。従来の多くの研究では、3HBのみしか測定できない紫外吸光法が用いられていたが、佐藤らは、汚泥全体をメチル化してPHA量の全量を測定する方法を開発し、その測定法を基礎に生物脱リン法で生育された活性汚泥の挙動を研究している⁽²⁾。

* エバラ株式会社薬品事業部
** 中央大学理工学部土木工学科

Ebara Corporation, Engineered Chemical Department
Dept. of Civil Eng., Faculty of Science and Eng., Chuo University

筆者らも生物脱リン法を理解する上での PHA 挙動の把握の重要性を認識し、佐藤らの方法に従って PHA を定量しながら、実験室で培養されたリン含有率の高い活性汚泥が示す嫌気および好気状態での挙動の諸特性を回分実験で調べた。本報では、それらのうち従来の知見との関連が深いと思われる実験結果を報告する

2. 実験材料と実験方法

供試汚泥源でのリン除去状況

実験に用いた汚泥を培養した連続実験装置の概略を図 1 に示す。このような連続実験装置の A、B 二系列を実験室内に設置した。嫌気槽規模は両系列ともに全実験期間を通して 5 L 固定にした。一方、好気槽規模は、A 系列のそれを、4.5 L (A-1)、6.5 L (A-2)、8.5 L (A-3) と順次拡張し、B 系列のそれは、2.3 L (B-1)、1.4 L (B-2)、0.8 L (B-3) と順次縮小していった。流量条件は、いずれの系列とも流入水は 30 L/day とした。合成排水の組成は、表 1 に示された通りであり、有機基質は DOC で 160 mg/L 含み、リン基質は、 H_3PO_4 をリン量で 15.5 mg/L 含む。腐敗と沈殿を防止するために、有機基質液とリン基質液は別々に注入した。また、各 RUN とも返送汚泥 120 L/day (400 %) に、余剰汚泥 0.9 L/day に固定した。

図 2 に、両系列で得られたリン除去成績を時系列的に示す。また、表 2 は各 RUN での運転状態とそれに対応して得られた汚泥濃度、リン含有率などの平均値を示す。これらの図表から理解されるように、A 系列での RUN A-1 を除けば、いずれの RUN においてもほぼ完全なリン除去が得られた。このようにリン除去処理成績からみると好気槽規模の影響は顕著でなかったが、汚泥の化学的組成には若干の相違が観察された。表 3 には、RUN A-3、B-2、B-3 で採取した好気槽汚泥の詳細化学分析結果を示す。蛋白質、炭水化物、DNA、RNA などの含有量には好気槽規模の影響はあまり見られないが、PHA の含有量は好気槽規模が小さくするにつれて高くなる傾向が観察された。汚泥リン含有量にも大きな差はないが、STS 法で分画すると、B 系列

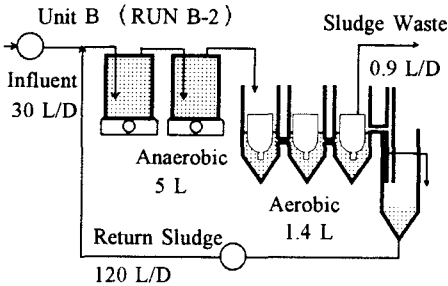


Fig.1. Configuration of EBPR Units

Table 1. Wastewater Fed to EBPR Units

unit mg/L		
CH_3COOH	100	$KHCO_3$ 65
C_2H_5COOH	75	$NaHCO_3$ 100
Peptone	140	$MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 100
Y.Extract	60	$CaCl_2 \cdot 5H_2O$ 25
H_3PO_4 15.5 as P		NaCl 100

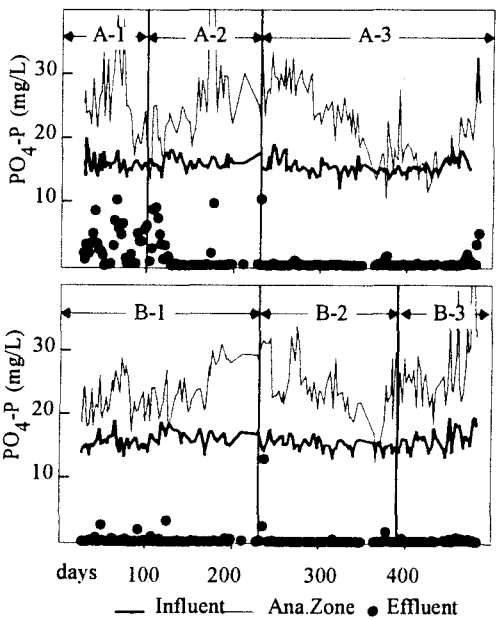


Fig.2. Phosphorus Removal in Unit A and B

の汚泥のリンは冷過塩素酸で抽出できる割合が少なかった。なお、この詳細分析では、蛋白質量はビュレット法でDNA量はジフェニルアミン法で、RNA量はオルシノール法で、炭水化物量はフェノール硫酸法で測定した。

Table 2. Operational Conditions at Each Run

RUN No	Aerobic Vol(L)	Ae-HRT hours	Ae-SRT Days	Temp C	MLSS mg/L	VSS mg/L	P Cont. P/SS %	Ex.Sludge VS mg/L	SVI mL/g
A-1	4.5	3.60	5.4	21.5	5011	3737	7.79	114	193
A-2	6.5	5.20	7.5	21.3	5285	3825	8.66	117	184
A-3	8.5	6.80	9.6	23.1	5011	3597	9.01	116	187
B-1	2.3	1.84	2.7	23.1	6174	4548	8.04	137	159
B-2	1.4	1.12	1.6	21.6	5694	4151	8.29	129	133
B-3	0.8	0.64	0.9	19.6	5885	4237	8.38	137	139

*) Ex. Sludge ; Excess Sludge Production (VS mg per L-treated wastewater)

Table 3. Sludge Components in a Unit Mass of VSS

RUN No	Protein	C-H	DNA	RNA	T-Px	C-Px	H-Px	PHA (3HB 3HV)
			mg/g					(%)
A-3	593	202	43.1	84.9	115.0	90.0	25.0	6.6 37 50
B-2	663	184	51.2	----	129.0	79.0	50.0	13.9 37 52
B-3	603	209	44.8	81.0	117.0	63.5	53.5	40.6 35 51

*) T-Px : total sludge P, C-Px : cold PCA extractable P, H-Px : hot PCA extractable P

回分実験方法

全ての回分実験は、図 3 に示される回分実験装置を用いて行った。嫌気的な有機酸摂取に関する回分実験は、連続運転の好気槽末端から活性汚泥を採取し、この 1 L を反応器に封入した。実験開始にあたっては、N₂ ガスを吹き込むことにより、反応液からの酸素をパージした。また、この時間（約 10 分）に pH を設定値に調整した。ただし、設定 pH が 7.0 より低い場合は、HCl 添加量が過剰にならないように N₂ ガスに代えて N₂ +CO₂ ガスを用いた。基質液を注入した直後に 0 時間混合液試料を採取し、その後、定時間隔で混合液試料を採取し、各物質の挙動を追跡した。好気状態での PHA 減少とリン除去とを調べた回分実験では、嫌気槽末端から活性汚泥を採取し、N₂ ガスにより回分実験装置内をパージした。この状態を10 分程度放置した後、濃厚リン酸溶液を加えると同時に N₂ ガスを空気に切り換え、その後の各物質の挙動を追跡した。

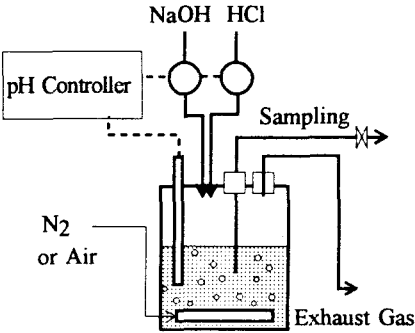


Fig.3. Reactor For Batch Experiments

分析方法

定時ごとに採取した混合液試料の一部をただちにろ紙（東洋ろ紙 5 C）とガラスろ紙（GF/F）で二重ろし、そのろ液を溶解物質分析用試料とした。この試料の陰イオン類（有機酸、PO₄³⁻、NO₃⁻など）の濃度は適宜希釈した後にただちにイオンクロマトグラフ（Dionex 2000 i）を用いて測定した。また、溶解性有機炭素濃度（DOC）はろ液試料を塩酸で酸性化した後に曝気を行うことにより無機炭酸類を除去して Shimazu TOC-500 で測定した。汚泥内の炭水化物量は採取混合液を適宜希釈した後にフェノール硫酸法により測定した。PHA 測定用混合液は、（操作中の反応を停止させるために）予め微量の濃塩酸を添加しておいた試験管にそ

の 5 mL を採り、これを遠心分離してペレット化した。得られたペレットは、4 °C で保存し、実験終了後にこれを他のペレット試料とともに凍結乾燥処理した。乾燥汚泥のメチル化方法は、基本的には佐藤の方法⁽²⁾に従ったが、プロピオン酸を加えた実験の汚泥については、3H2MV 回収量の再現性が最も良い⁽³⁾ 温度 120 °C、5 時間の条件でメチル化を行った。

なお、どの実験においても供試汚泥の汚泥濃度とリン含有量を測定した。MLSS と MLVSS 濃度は磁皿計量法で測定した。また、汚泥中のリンの定量には過硫酸カリウム ($K_2S_2O_8$) により汚泥を熱消化し、その消化液のリン濃度を塩化スズ還元によるモリブデン酸青法で測定する方法を用いた。

3. 実験結果と考察

(R)-3HB の嫌気摂取 (Mino Model の検証)

過去 20 年におよぶ生物脱リン法の原理機構研究にける一つの論争点は、生物脱リン汚泥が嫌気下における酢酸からの PHA 生成に必要な還元力 (NADH) をどのように供給しているかという問題であった。筆者ら⁽⁴⁾ は、TCA 回路周辺の諸有機酸も嫌気下で吸収されることから、コハク酸脱水素酵素の再生方法に問題は残るが、嫌気下においても TCA 回路が作動し、それにより NADH が供給されることを示唆した。その後、Comeau ら⁽⁵⁾ も同様の考えを発表し、一般には、この思考モデルは Comeau Model⁽⁶⁾ と呼ばれている。これに対して、Mino ら⁽⁷⁾ は、酢酸の嫌気摂取過程で汚泥の炭水化物の減少することを観察し、細胞内 glycogen の PHA 転換が酢酸の PHA 化に必要な NADH 供給源になっている可能性を示唆した。一般に、この考えは Mino Model と呼ばれている。

本研究では、Mino Model の妥当性を検証するために、連続運転 (RUN A-3) で培養された汚泥を用いて、ほぼ同一の条件のもとに酢酸および (R)-3HB (註：3HB には R 型と S 型のキラル異性体がある⁽⁸⁾) を添加基質とする二つの回分実験を行ない、それらの基質の嫌気摂取過程における汚泥炭水化物の減少量を比較した。(R)-3HB は、PHA の構成モノマーの一つであり、この物質からの PHA 合成には還元力を必要としないので、もし、Mino Model で主張されているように、汚泥炭水化物の分解が NADH 供給源になっているとすれば、(R)-3HB の嫌気摂取過程では汚泥炭水化物の減少がないはずである。

酢酸を基質とした場合の実験結果を図 4 に、また、(R)-3HB のそれを図 5 に示す。酢酸を基質とした場合には、嫌気過程で DOC が 8 mM (酢酸として 4 mM) 摂取され、グルコース換算で 0.27 mM の汚泥炭水化物が分解された。これに対して、(R)-3HB 摂取については、DOC 10.4 mM (3HB として 2.6 mM) が摂取され、その間に分解された汚泥炭水化物はわずかに 0.05 mM であった。また、合成された PHA の構成成分にも差が見られ、酢酸摂取により合成された PHA に占める 3HB の割合はモル比で 89 % で、残余 11 % のほとんどは 3HV であった。一方、(R)-3HB 摂取で生成された PHA では 3HB が 96 % を占めた。Sato ら⁽⁹⁾ は酢酸や

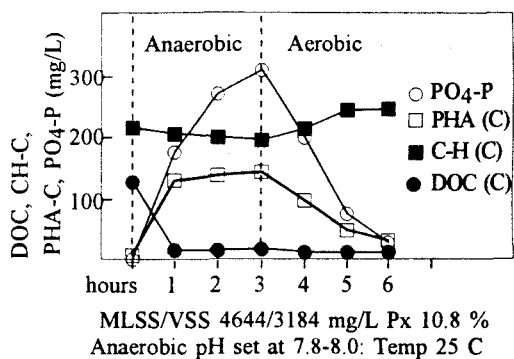


Fig.4. Anaero-Oxic Reaction to Acetate

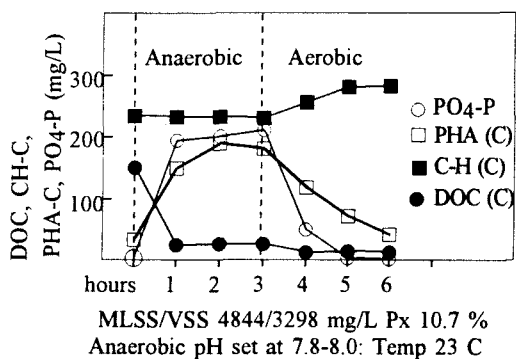


Fig.5. Anaero-Oxic Reaction to R-3HB

(R)-3HB などの propionyl-CoA へ転換されない物質を嫌気摂取基質とした場合における嫌気的な 3HV の生成は NADH を供給するために生ずる解糖の結果であるとしている。本実験では、(R)-3HB 摂取の際に、3HV 生成がほとんど観察されなかったが、このことから (R)-3HB の摂取には解糖を必要としないことが理解される。本実験結果は、リンの放出量が多すぎるなどの点では、Mino Model と合致しない面もあるが、少なくとも、汚泥内炭水化物の分解が NADH を供給するために生ずるとする点では、Mino Model を証明するものと言える。

PHA 組成と pH の関係

Satoh ら⁽⁹⁾は、逆方向の TCA 回路の部分的利用とコハク酸-プロピオン酸経路を利用した糖類からの propionyl-CoA 生成を想定して、有機酸 6 mol 摂取の際に、glycogen モノマー 1 mol の分解と PHA モノマー 4 mol の生成が行われること、その PHA 組成(モル比)は、プロピオン酸の場合が 3HV(+3H2MB) 50 %および 3H2MV 50 %で、酢酸の場合が 3HB 100 %になるとの理論を発表している。

Table 4. Effect of pH on Material Balance by Anaerobic Propionate Uptake

pH	5.2	5.8	6.4	7.0	8.2	8.8
Propionate Taken Up (mol)	6.00	6.00	6.00	6.00	6.00	6.00
Carbohydrate Consumed (mol)	3.25	1.56	1.49	1.44	1.07	1.07
PHA Produced (mol)	4.38	4.95	4.57	4.30	4.26	4.04
Pi Released (mol)	1025	643	638	1062	1733	1606
PHA Composition (mol%)						
3HB	6.0	1.8	1.7	3.5	4.3	3.0
3H2MB	4.3	3.8	3.7	4.1	3.7	5.0
3HV	63.7	57.3	53.1	43.9	45.1	41.9
3H2MV	26.0	37.1	41.5	48.5	46.9	50.1

本研究では、連続運転 (RUN A-3) で培養された汚泥を用いて、嫌気条件下における pH を変えてプロピオン酸摂取の際に生ずる PHA の組成を調べた。設定 pH は 5.2、5.8、6.4、7.0、8.2、8.8 とし、pH 以外の条件は同一条件とし、汚泥性状の差違ができるだけ少ないように全実験を 2 週間以内に行った。結果を表 4 にまとめて示す。また、その一例として、pH 7.0 における回分実験の結果を図 6 に示す。

この実験で得られた結果は、アルカリ側液性の pH 8.8 と pH 8.2 においては Satoh らの理論とほぼ合致している。しかし、pH 7.0 から pH 5.8 の範囲では、pH が低くなるにつれて汚泥炭水化物の分解量が増加していく傾向が見られ、それに対応して PHA の合成量の増加が観察された。さらに、PHA のモノマー構成も pH の低下とともに 3H2MV の割合が減少し、3HV の割合が増加した。この低 pH においては、解糖によって生ずる acetyl-CoA 生成量が増加したことを意味しており、汚泥炭水化物分解量が増加したとの観察結果に対応している。なお、pH 5.2 の実験では、3時間の嫌気過程では基質摂取が終了しなかった。おそらく、そのことが、この pH での結果が全体の傾向とはずれる結果となった原因と思われる。

酢酸については 5.8、6.4、8.2、の三段階の pH について同様の実験を行った。その結果を表 5 にまとめ

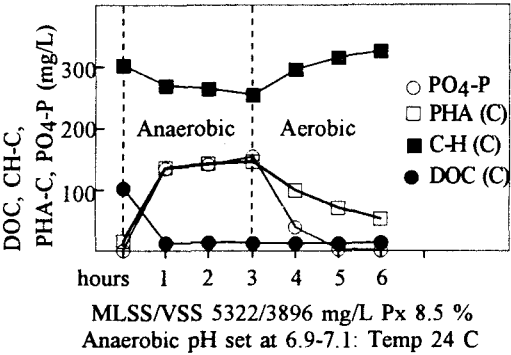


Fig.6. Anaero-Oxic Reaction to Propionate

て示す。この場合についても低い pH になるにつれ汚泥炭水化物の分解量が増加し、解糖によって生成する propionyl-CoA 量が増加するためか、PHA の組成も低 pH ほど 3HV が増加する傾向を示した。

pH により解糖量とそれに伴う PHA の組成が異なる原因としては、リン蓄積菌の生理代謝が pH に影響を受けることも考えられないわけではない。しかし、筆者らは別の研究において、glycogen 分解を還元力生成と ATP 生成の双方の目的に使ういわゆる G 細菌の基質摂取速度はリン蓄積菌に比べてより低い pH で高くなるとの知見を得ている⁽¹⁰⁾。本実験で用いた活性汚泥は、リン含有率が 8~9 % (P/MLSS) と高いが、このような G 細菌の類の非リン蓄積菌を含んでいた可能性は十分にあり得る。もしそうであるとするならば、本実験で示された傾向は、低 pH になるにつれ、相対的に G 細菌のような非リン蓄積菌による基質摂取量が増え、それに対応して汚泥炭水化物の分解量も増加したためとも解釈できる。

Table 5. Effect of pH on Material Balance by Anaerobic Acetate Uptake

pH	5.8	6.4	8.2
Acetate Taken Up (mol)	6.00	6.00	6.00
Carbohydrate Consumed (mol)	1.78	1.29	0.92
PHA Produced (mol)	4.69	3.98	3.72
Pi Released (mol)	7.34	5.75	7.10
PHA Composition (mol%)			
3HB	74.1	80.8	85.4
3H2MB	0.2	0.6	1.0
3HV	25.5	17.7	13.1
3H2MV	0.2	0.9	0.5

リン摂取と PHA 分解

嫌気過程での代謝に関する研究は数多くなされており、生物脱リン法のこの側面の理解はそれなりに深まったが、好気過程での代謝に関する研究は十分に行われているとはいえない。嫌気好気活性汚泥法がリン除去を技術目的とする以上、リン除去に直接かかわる好気過程での機構についても多くの研究を行う必要があると思われる。

本研究では、まず、RUN A-3 と RUN B-2 の運転状態にあった両系列の嫌気槽流出汚泥を用いて回分実験を行い、リン除去速度の比較した。図 7 に示すように、RUN A-3 汚泥は、60 分経過後で嫌気槽から流出した

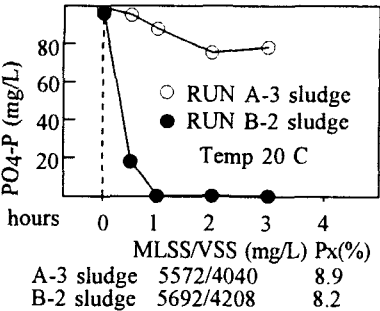
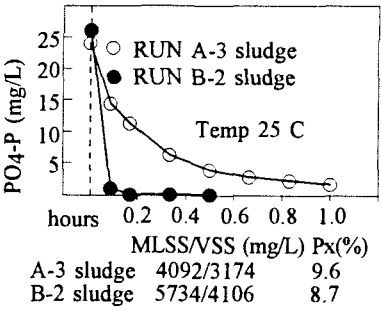


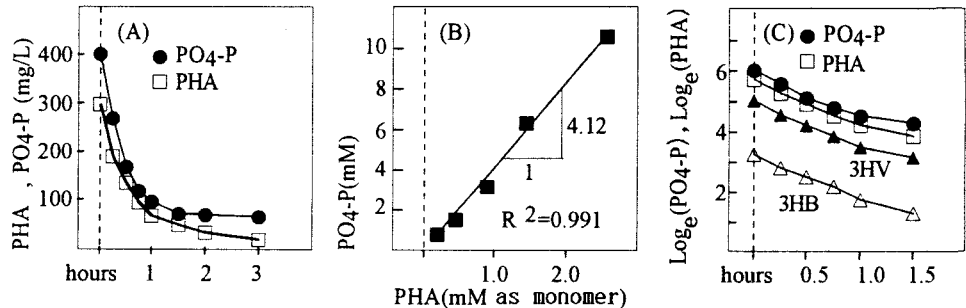
Fig.7. Aerobic Phosphate Uptake (A) Fig.8. Aerobic Phosphate Uptake (B)

リンを全て除去するには至らなかったが、RUN B-2 汚泥では、10 分間の好気反応で全てのリンを除去した。ちなみに、好気槽実質流下時間は、RUN A-3 で 82 分、RUN B-2 で 14 分であり、汚泥のリン除去能力と比較すると、RUN B-2 の方がリン除去に余裕があったことになる。連続運転装置での PHA の挙動を調べた結果では、RUN A-3 の嫌気槽流出汚泥中には PHA が 42.2 mg/L 含まれており、それが好気槽末端で 14.6 mg/L にまで減少していた。また、RUN B-2 については、86.4 mg/L の嫌気槽流出 PHA が好気槽末端で 58.8 mg/L にまで減少していた。すなわち、好気槽での PHA 分解量には両運転状態で差はなかったが、汚泥中の PHA の蓄積量に大きな相違があった。おそらく、その相違がリン除去速度の相違として、反映されていたと思わ

れる。

図 8 に示す実験では、RUN A-3 と RUN B-2 の好気槽から採取した汚泥の各々に 3 mM の KH_2PO_4 を添加して両汚泥の過剰リン摂取能力を比較した。A-3 汚泥は 20.5 mg/L のリンしか摂取できなかったのに対して、B-2 汚泥では加えた 95.8 mg/L のリンの全てが短時間で摂取された。このことより、過剰リン摂取能力も B-2 汚泥が圧倒的に大きかったことがわかる。実験開始時に A-3 汚泥が含んでいた PHA 量は 25.2 mg/L、また、B-2 汚泥のそれは 67.8 mg/L であり、終了時には、それぞれ 12.8 mg/L と 11.0 mg/L まで減少していた。図 7 の実験結果および図 8 の実験結果から、PHA 蓄積量はリン摂取の速度と量の双方に影響することが理解された。

RUN B-2 よりも好気槽規模をさらに縮小した RUN B-3 の汚泥は、常時、PHA 含有量が 200 mg/L 前後に維持されていた。そこで、この汚泥を用いて、好気過程におけるリン摂取と PHA 分解の量的関係の検討を行った。この実験では、嫌気槽流出汚泥に K_2HPO_4 (8 mM) + KH_2PO_4 (4 mM) とともに MgSO_4 (10 mM) を添加して曝気を開始した。結果を図 9 (A) に示す。初期値 400 mg/L のリン濃度は、最終的に 62 mg/L にまで減少したが、その減少は 1.5 時間でほとんど停止した。おそらく、この活性汚泥が持つ飽和リン摂取量に到達したものであると思われる。ちなみに、初期の汚泥リン量を加算して、実験終了時の汚泥含有量を計算すると、174 mg-P/g-VSS となる。一方、PHA は、時間経過とともにその減少速度は減速したが、リン摂取がほとんど停止した 1.5 時間以降もなお減少を続けた。実験開始後 1 時間までのデータを用いて、摂取リン量と分解 PHA 量の相関関係を調べると、図 9(B) に示されるように高い相関 (R 値 0.995) があり、分解 PHA 当たり摂取に摂取されるリン量は 4.1 mol/mol となった。Smolders ら⁽¹¹⁾ は酢酸を摂取させた回分実験から分解 PHB 当たりの摂取リン量を 3.7 mol/mol としている。彼らの実験では PHA ではなく 3HB のみを測定する旧来の測定方法を用いている。酢酸を摂取させた汚泥であるので、およそ、PHB 量の 1.25 倍程度を PHA 量と考えると、彼らの値と本実験で得られた値とはオーダ的には一致する。図 9(C) は 1.5 時間までの PHA のデータを対数グラフで表示したものである。この結果を見ると、1 時間目まで (PHA 濃度で 66 mg/L、あるいはモ



MLSS/VSS 5954/4464 mg/L Px 7.41 % :Aerobic pH set at 7.9-8.1: Temp 24 C

Fig.9. Aerobic Uptake of $\text{PO}_4\text{-P}$ and Degradation of PHA in Sludge

ル表示で 0.68 mM 以上) の範囲では、PHA の分解は次のような一次反応式に従っていたとみなせる。

$$\frac{dX}{dt} = -kX \quad \text{ここで、} X: \text{PHA 濃度もしくは汚泥あたりの PHA 含有率}$$

その速度定数 k を求めると、1.5/h であった。また、図には 3HV 濃度と 3HB 濃度もプロットしてあるが、これらは、PHA 濃度と対数グラフ上で平行的に減少していたことがわかる。このことは、供試活性汚泥が、3HV、3HB および他の構成モノマーを選び好みすることなく分解利用していたことを示唆する。

4. まとめ

生物脱リン法で培養されたリン含有率の高い汚泥を供試汚泥として、PHA の挙動に焦点をあてて幾つかの回分実験を行った。得られた結果をまとめると、次の通りである。

- (1) (R)-3HB を添加基質とした実験では汚泥炭水化物の減少が観察されなかった。このことから、汚泥炭水化物の分解が摂取有機酸の PHA 化に必要な NADH を供給するとする Mino Model は妥当なものであると判断される。
- (2) 弱アルカリ域での嫌氣的有機酸摂取の実験結果は、SatoH らの理論とほぼ一致する結果が得られた。しかし、中性域から弱酸性域では、pH が低くなるにつれて、汚泥炭水化物の分解量が増加し、それに対応して生成 PHA 量も理論値より多くなり、その組成にもずれが観察された。この原因としては、供試汚泥に非リン蓄積菌が含まれていたことが考えられる。
- (3) 好気状態でのリン摂取実験を行ったところ、汚泥の PHA 含有量はリン摂取の速度と摂取限界量の双方に影響を与えることがわかった。また、PHA 分解は一次反応に従って進行し、摂取リン量はその PHA 分解量に比例して進行した。

参考文献

- 1) Gujer,W., Henze,M., Mino,T., Matsuo,T., Wentzel,M.C. and Marais,G.v.R. (1995) The activated sludge model NO.2 : biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.*, 31, 2, 1-11
- 2) 佐藤弘泰, 味埜俊, 松尾友矩 (1993) PHA の測定とその意味, 環境微生物工学研究法 (松井三郎編), 技報堂出版, 71-74
- 3) 前島裕樹, 松尾吉高 (1997) 生物脱リン汚泥の PHA 測定法の検討と応用、第 52 回土木学会年次学術講演概要集 (第 7 部) 346-347
- 4) 松尾吉高、宮 晶子、渡辺 昭 (1984) 嫌気好気法の実験的研究 - 嫌気反応特性の検討、下水道協会誌、21、11-22
- 5) Comeau,Y., Hall, K.J., Hanock, R.E.W., and Oldham, W.K. (1986) Biological model for enhanced biological phosphorus removal. *Wat.Res.*, 23, 1511-1521
- 6) Wentzel, M.C., Loettter, L.H., Ekama, G.A., Loewenthal, R.E., and Marais, G.v.R.(1991) Evaluation of bio-chemical models for biological excess phosphorus removal. *Wat.Sci.Tech.*, 23, (4/6), 555-565
- 7) Mino,T., Arun,V., Tsuzuki,Y. and Mastuo,T. (1987) Effect of phosphorus accumulation on acetate metabolism in the biological phosphorus removal process. *Biological Phosphate Removal from Wastewaters, Advances in Water Pollution Control* (edited by Ramadori R.), Vol. 4, 27-38, Pergamon Press, Oxford
- 8) 棚橋直樹, 土肥義治 (1991) バイオプラスチックの生分解性とそのプロセス, 公害と対策, 27, 659-664
- 9) SatoH,H., Mino,T. and Mastuo,T. (1992) Uptake of organic substrates and accumulation of polyhydroxyalkanoates linked with glycolysis of intracellular carbohydrates under anaerobic condition in the biological excess phosphate removal process. *Wat. Sci. Tech.*, 26, 933-942
- 10) 松尾吉高 (1996) 生物脱リン法のリン除去の安定性に及ぼす pH の影響、第 30 回日本水環境学会年会講演集、7
- 11) Smolders,G.J.F., van Loosdrecht,M.C.M. and Heijnen,J.J. (1995) A metabolic model for the biological phosphorus removal process. *Wat. Sci. Tech.*, 31, 2, 79-93