

(55) 密閉型DHSリアクターによる リン含有水の高濃度化回収

小寺 博也^{1*}・幡本 将史¹・金田一 智規¹・尾崎 則篤¹・大橋 晶良¹

¹広島大学大学院工学研究科社会環境システム専攻(〒739-8527広島県東広島市鏡山1-4-1)

* E-mail: m080487@hiroshima-u.ac.jp

密閉型のDHS(downflow hanging sponge)リアクターを用い、装置内の環境雰囲気は好気と嫌気に繰り返すことで、スポンジ担体にポリリン酸蓄積細菌(PAOs)を集積させ、低濃度リン含有排水からリンを除去し、高濃度リン含有液として回収できるかどうか実験調査した。汚泥全体のFISH法による全体の全細菌に対するPAOsの存在割合は41.4%であり、高濃度集積することができた。その結果、回収液リン濃度は $158 \text{ mgP} \cdot \text{L}^{-1}$ に達した。スポンジ内部の汚泥は*Accumulibacter*が24.6%を占めていたが、好気と嫌気の終了時における汚泥リン含有量に差はなく、リンの摂取・放出には寄与していなかった。一方、スポンジ表面部汚泥は $7.0 \text{ mgP} \cdot \text{gVS}^{-1}$ の差があり、本実験装置は理論的には $515 \text{ mgP} \cdot \text{L}^{-1}$ の液を回収できるポテンシャルを有していた。

Key Words : downflow hanging sponge (DHS) reactor, Poly-phosphate accumulating organisms (PAOs), phosphorus recovery, wastewater treatment

1. はじめに

リンは水域の富栄養化の原因物質の1つであり、我が国においては閉鎖性海域の水質改善を目的に、第5次水質総量規制より規制の対象となり、適切な負荷削減対策の実施が求められている。また、リンは富栄養化を引き起こす厄介者というだけでなく、現代社会にとって必須な資源でもある。リンは将来的に枯渇する事が懸念されており¹⁾、リンを100%輸入に頼っている我が国においては、リン資源の回収・再利用が緊急の課題となっている。そこで、下水中に含まれるリンが資源として注目を浴び、資源として回収しようという研究^{2) 3)}が盛んに行われている。

下水中からのリン除去法としては物理化学的方法と生物学的な方法がある⁴⁾。このうち、物理化学的方法の代表的な晶析脱リン法は、下水の前処理やリン除去に用いる薬剤のコスト問題等から日本ではほとんど普及していない。一方の生物学的リン除去法は、嫌気条件下においてリンを吐き出し、その後の好気条件下において吐き出した以上のリンを摂取する、という性質をもつポリリン酸蓄積細菌(以下PAOs)を利用したものである。その運転方法は嫌気条件と好気条件を繰り返すように汚泥の返送を行うものであり、リンを高濃度に蓄積した汚泥を

引き抜く事で、水系よりリンを除去する。したがって、従来の生物学的リン除去プロセスは必然的に余剰汚泥の発生を伴う。排水処理においては汚泥の処分コストが最も厄介な問題であるため、余剰汚泥の排出が少ない処理プロセスが求められており、様々な余剰汚泥削減プロセスが研究・開発されている。したがって、富栄養化対策および資源回収の観点から、このような汚泥の発生の少ないプロセスにおいても低コストリン回収技術の創出が求められている。

このため、汚泥の引き抜きに依らない密閉型のDHS(downflow hanging sponge)リアクターを用いたリン回収方法が考案されている⁵⁾。これは、気相部とスポンジ部からなるDHSリアクターの気相部を好気・嫌気に制御する事でリン回収を行う単一リアクターによるサイドストリーム型の方法である。すなわち、好気時にリン含有下水処理水を通水しPAOsにリン摂取させ、リンが除去された処理水を排出する。嫌気時には有機物を含む排水を流し、PAOsに蓄積したリンを放出させ、リンを高濃度を含む処理水として回収する方法である。なお嫌気時に流入する有機物を含む排水(有機性排水)には初沈汚泥の酸生成液を想定している。この密閉型DHSリアクターによるリン回収の特長は、微生物を高密度に保持できるためコンパクトであり、エアレーションの動力エ

エネルギーが不要なことである。しかしながら、既報の研究⁶⁾では、リン回収液の濃度は $35 \text{ mgP} \cdot \text{L}^{-1}$ に止まり、リンの高濃度化には成功しておらず、回収率も37%と低い性能である。この研究では、気相部を窒素ガスで満たすことで嫌気状態にしているが、この方法では嫌気状態と好気状態のスムーズな切り換えができず、これがリンの高濃度化ができなかった原因の一つではないかと推測される。

そこで、我々は嫌気時には密閉型DHSリアクター内を有機性排水と嫌気処理水の混合液で満たすことで嫌気状態にし、また、嫌気処理水を循環させることでリンの高濃度化ができるのではないかと考えた。本研究では、この手法によりリアクター内の環境雰囲気気を好気と嫌気に繰り返すことで、スポンジ担体にPAOsが集積され、低濃度リン含有排水のリン除去と共に、高濃度リン含有液として回収できるかどうか連続実験より調査した。また、スポンジ担体の保持汚泥の微生物群集を解析して、リン高濃度化の能力について検討した。

2. 実験方法

(1) 実験方法及び運転条件

実験には、ガラス製カラム（全長600 mm、内径48 mm、容積800 mL）の中に微生物保持担体として2 cm 辺のスポンジ15個（全容積120 mL）を直列に吊るしたDHSリアクターを用いた。スポンジ担体には標準活性汚泥法の返送汚泥を植種し、20℃で運転を行った。リアクターは嫌気条件と好気条件を交互に制御し、好気条件8時間、嫌気条件4時間の1サイクル12時間で130日間運転を行った（図1）。運転の詳細は次の通りである。

①好気時：リアクター上部から気相中に吊したスポンジ担体に都市下水処理水を模擬したリン含有排水（リン濃度 $5 \text{ mgP} \cdot \text{L}^{-1}$ 、pH 7.8 ± 0.1 ）をHRT10分（スポンジ体積当たり、流量 $12 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ ）で7時間57分散水し、同時に空気を $96 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ の流量で上部よりリアクター内へ送風した。供給した排水と空気はポンプで常時下部から排出し、リアクター内に排水が溜まらないようにした（図1のP1, P2ポンプが稼働）。

②嫌気開始：好気流入及び排出ポンプを止め、嫌気処理水と有機性排水の混合液800 mLをリアクター内に満たす事で、リアクター内を嫌気状態にした。有機性排水は初沈汚泥の酸生成液の使用を想定して、有機物の組成は酢酸ナトリウムとプロピオン酸ナトリウムとし、そのCOD比は1:1とした。またリン濃度はリン含有排水と同じ $5 \text{ mgP} \cdot \text{L}^{-1}$ にした（表1）。また、嫌気開始時には、嫌気処理水貯留タンクから有機性排水と同量の嫌気処理水を回収することで、循環している嫌気処理水の水量は一定になるようにした。なお、混合液の有機性排水と嫌気処理水の比はphase 1（0～86日）は1:9、phase 2（87～130日）は1:19で運転した（P3, P4, P5が稼働）。

表1 人工排水組成

リン含有排水($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) (a)	有機性排水($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) (b)
KH_2PO_4 22($5 \text{ mgP} \cdot \text{L}^{-1}$)	22($5 \text{ mgP} \cdot \text{L}^{-1}$)
NH_4Cl 153($40 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$)	153($40 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$)
NaHCO_3 400	0
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 14	14
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 90	90
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.045	0.045
H_3BO_3 0.045	0.045
$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 0.024	0.024
KI 0.054	0.054
$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.036	0.036
$\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.018	0.018
$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.036	0.036
$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.045	0.045
EDTA·2Na 3	3
phase1 (0～86日目)	
CH_3COONa 0	500～2000 $\text{mgCOD} \cdot \text{L}^{-1}$
$\text{C}_2\text{H}_5\text{COONa}$ 0	500～2000 $\text{mgCOD} \cdot \text{L}^{-1}$
phase2 (87～130日目)	
CH_3COONa 0	3000 $\text{mgCOD} \cdot \text{L}^{-1}$
$\text{C}_2\text{H}_5\text{COONa}$ 0	3000 $\text{mgCOD} \cdot \text{L}^{-1}$

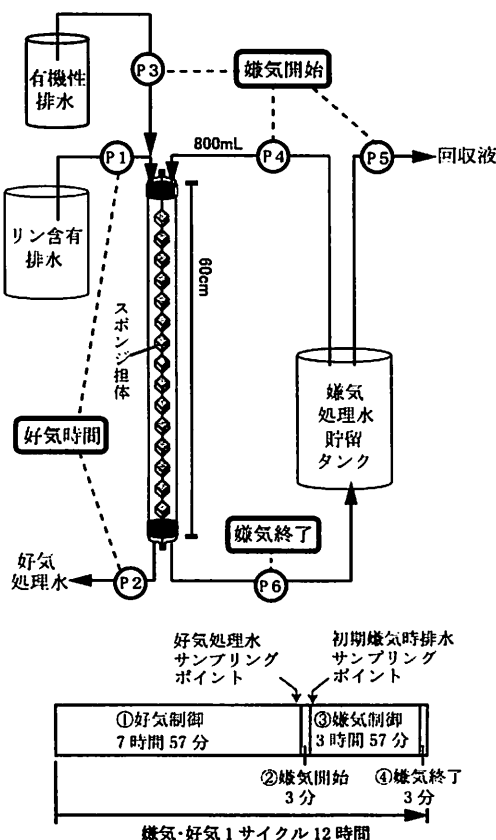


図1 リアクター概要図及び制御方法

表 2 本実験で使用したプローブの一覧

Target group	Probe	Sequence 5'-3'	FA(%)	Reference
All bacteria (EUB338 mix)	EUB338	GCTGCCTCCCGTAGGAGT	0-50	Amann et al.(1995) ⁷⁾
	EUB338-II	GCAGCCACCCGTAGGTGT	0-50	Daims et al.(1999) ⁸⁾
	EUB338-III	GCTGCCACCCGTAGGTGT	0-50	Daims et al.(1999) ⁸⁾
Accumulibacter (PAO mix probe)	PAO462	CCGTCATCTACWCAGGGTATTAAC	35	Crocetti et al.(2000) ⁹⁾
	PAO651	CCCTCTGCCAAACTCCAG	35	Crocetti et al.(2000) ⁹⁾
	PAO846	GTTAGCTACGGCACTAAAAGG	35	Crocetti et al.(2000) ⁹⁾
Competibacter (GAO(γ) mix probe)	GAOQ431	TCCCCGCCTAAAGGGCTT	35	Crocetti et al.(2002) ¹⁰⁾
	GAOQ989	TTCCCCGGATGTCAAGGC	35	Crocetti et al.(2002) ¹⁰⁾
Defluviicoccus-related (GAO(α) mix probe)	TFO_DF218	GAAGCCTTTGCCCTCAG	25-35	Wong et al. (2004) ¹¹⁾
	TFO_DF618	GCCTCACTTGTCTAACCG	25-35	Wong et al. (2004) ¹¹⁾
	TFO_DF862	AGCTAAGCTCCCCGACAT	35	Wong et al. (2004) ¹¹⁾

③嫌気時:リアクターが有機性排水で満たされた状態で3時間57分維持した(稼働ポンプ無)。

④嫌気終了:リアクター内を満たしてあるリンを放出させた水(嫌気処理水)を貯留タンクへ移動させた後、再び①の好気時の運転に戻る(P6が稼働)。

(2) 水質及びリン含有量の調査

溶存態リン酸、COD_{Cr}(以降CODと記す)濃度、全リンは水質分析器DR-4000 (HACH社製)を用いて測定した。リアクターのリン除去速度は好気開始直後をピークに徐々に低下していくと予想される。そこで好気終了直前の最もリン除去速度の低下している時(図1)に好気処理水のサンプリングを行い、リン除去率を算出した。嫌気時におけるリアクター内の排水のCOD濃度は嫌気開始直後に測定した(図1)。回収液の陽イオン(K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺)はイオンクロマトグラフ(HPLC10Avp: SHIMADZU社製)を用いて測定した。

汚泥のサンプリングは運転128日目の嫌気終了時と好気終了時にそれぞれスポンジ1個から行った。汚泥はスポンジ担体表面に約3 mmの厚さで全体を覆うように成長していた。そこで、スポンジ形状に沿ってスポンジ表面に付着・形成している生物膜をそぎ落として、それを表面部汚泥、またスポンジ内部から絞り出し回収した汚泥を内部汚泥とした。採取した汚泥はVS、全リン及びFISH解析に用いた。

(3) 汚泥サンプルの固定

FISH法のための前処理として運転128日目のリアクターから汚泥サンプルを採取し、4%パラホルムアルデヒド溶液で固定(4℃, 24時間)した。固定したサンプルは、リン酸バッファーで洗浄(3分間×2回)し、50%エタノール溶液に浸透させ-20℃で保存した。サンプルをマウントしたスライドはエタノール脱水し(50% 4 min → 80% 2 min → 95% 1 min → 50% 3 min → 80% 2 minの順)FISH法に供するまで、-20℃で保存した。

(4) オリゴヌクレオチドプローブ及びFISH法

FISH法はAmann⁶⁾らの方法に準拠した。使用した蛍光オリゴヌクレオチドプローブを表2に示す。プローブは fluorescein isothiocyanate (FITC) , tetramethylrhodamine 5-isothiocyanate (TRITC) で標識されたものを用いた。ハイブリダイゼーションは46℃で3時間行い、その後48℃で20分間洗浄を行った。ハイブリダイゼーションしたサンプルは、共焦点レーザー顕微鏡 (LSM510, Zeiss)を用いて観察した。各細菌群の存在割合は12視野の最大値と最小値を除いた蛍光面積の平均値 (n=10)とした。

3. 実験結果及び考察

(1) 回収液のCOD濃度

嫌気終了時にリアクター内の有機物が適切に処理され、回収液の有機物が過剰に残存しないように運転することが好ましい。しかし、リアクターの有機物処理能力が不明であるため、phase 1において有機性排水のCOD濃度を段階的に変化させて運転を行った。先ず有機性排水を1000 mgCOD・L⁻¹(0~10日目)で運転を開始したところ、図2に示すように回収液のCOD濃度は10日目に20 mgCOD・L⁻¹以下まで減少した。そこで有機性排水の有機物濃度を2000 mgCOD・L⁻¹(11~25日目)に上昇させたが、24日目には回収液のCOD濃度

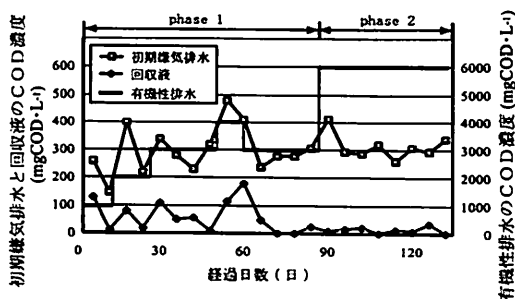


図 2 嫌気時排水と回収液の COD 濃度推移

は再び20 mgCOD・L⁻¹以下になったので、さらに3000 mgCOD・L⁻¹(26～50日目)に増加させた。しかし48日目に50 mgCOD・L⁻¹を割ったため、4000 mgCOD・L⁻¹(51～60日目)に変更したところ、回収液のCOD濃度は180 mgCOD・L⁻¹程度残存するようになった。従って、この有機性排水濃度 4000 mgCOD・L⁻¹では、過剰な有機物負荷と考えられたため、61日目に3000 mgCOD・L⁻¹(61～86日目)に戻して運転を続けた。この時の有機物負荷量(スポンジ体積当たり)は、4.0 gCOD・L⁻¹・d⁻¹に相当し、COD除去率は93.2%であった。

phase 1(0～86日目)では嫌気流入水として有機性排水と嫌気処理水の混合比を1:9とした。回収液の水量(=有機性排水の水量)を少なくすると理論的に回収液中のリン濃度は高くなる。そこで、リンの高濃度化を目的としてphase 2(87日以降)では、嫌気時に流入する有機性排水と嫌気処理水の混合比を1:19に変更した。同時に有機性排水の濃度をphase 1の2倍の6000 mgCOD・L⁻¹に変更した。すなわち、スポンジ容積当たりのCOD負荷量はphase 1(60～86日)、phase 2(87～130日)共に4.0 gCOD・L⁻¹・d⁻¹になる。60日以降の嫌気時におけるスポンジ容積当たりの平均COD除去速度は約3.9 gCOD・L⁻¹・d⁻¹で安定していた。したがって、60日以降ではphase 1からphase 2へと実験条件を変更したにも係らず、同様のCOD除去が行われていた。

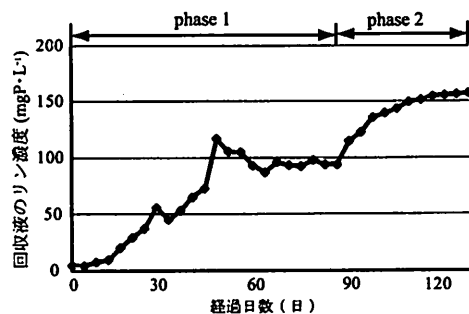


図3 回収液のリン濃度推移

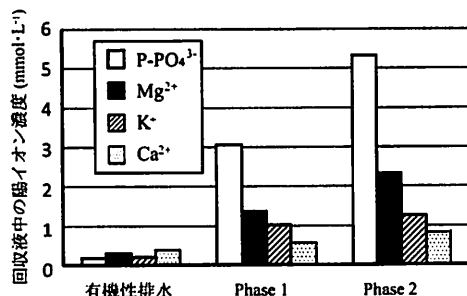


図4 回収液中の陽イオン濃度

(2) 回収液のリン濃度

回収液のリン濃度の推移を図3に示す。phase 1では0～50日の間、運転日数の経過と共に回収液のリン濃度が上昇した。この期間にはバイオマスの増加も観察され、スポンジのPAOsの密度が増加したため回収できるリンもそれに従って増えたと考えられる。有機性排水を4000 mgCOD・L⁻¹から3000 mgCOD・L⁻¹へ変更した後、回収液のリン濃度は96 mgP・L⁻¹で安定するようになった。運転条件を変更したphase 2では、徐々に回収液のリン濃度は高くなり、126日目には158 mgP・L⁻¹(好気流入リン濃度の31.6倍)に達した。この濃度はMAP法等のリン回収法に適用可能な濃度であり、既往の研究⁵⁾の約4.5倍の結果である。ただし、回収されるリンの量が常に一定であるならば、回収液量が半分になると、回収液リン濃度は2倍になる。しかし、実際の運転ではphase 2(158 mgP・L⁻¹)の回収リン濃度はphase 1(96 mgP・L⁻¹)の1.65倍であった。

phase 1(80日目)、phase 2(128日目)における回収液に含まれる陽イオン(K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺)濃度を図4に示す。どの陽イオンも有機性排水の濃度より高い値になった。PAOsはポリリン酸と同時に陽イオンも蓄積するため¹²⁾、回収液の陽イオン濃度も高くなったと考えられる。本回収法ではある程度のMg²⁺をリンと同時に回収する事が出来るため、回収液はよりMAP法に適したリン含有水であるといえる。

(3) 好気処理水のリン濃度

気終了時リン除去率(リン含有排水濃度-好気処理水濃度)/リン含有排水濃度×100%の推移を図5に示す。好気処理水のリン濃度は、1サイクルの時間でも刻一刻と変化しており、図5のリン除去率は好気終了30分前に測定した好気処理水リン濃度を用いて算出したもので、瞬間の値である。このため、実際のリン除去率よりも過小評価になっている。リン除去率は運転の経過と共に徐々に大きくなり、35%付近で安定するようになるまでに約70日間を要した。リン負荷が高いために低いリン除去率となっているが、このことは好気時にリンが枯渇しな

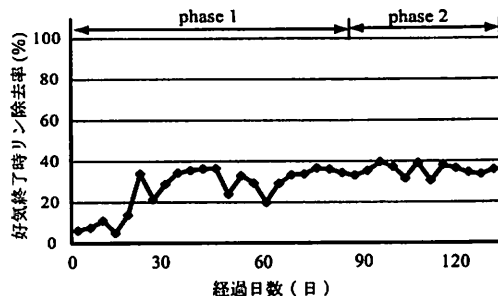


図5 好気終了時リン除去率の推移

いで、リン律速になっていない条件で運転されたことを意味している。128日目における好気処理水の時間推移を図6に示す。好気時においては好気開始から最初の25分間は、 $5 \text{ mgP} \cdot \text{L}^{-1}$ より高いリン濃度の好気処理水が排出されていた。これは嫌気から好気への移行時に嫌気処理水をスポンジが保持しているためである。その結果、回収されるリンの濃度が高くなるほど、好気開始時に排出されるリンの量が増えてしまうため、現状では回収液のリン濃度と回収量はトレードオフの関係になっている事が示された。

回収リン濃度を高めるためには、スポンジが保持している嫌気処理水を回収する必要がある。128日目に回収されたリンは好気時に流入するすべてのリン量の22%である。好気開始から10分間の好気処理水を排出せず回収した場合、リアクターの回収率は38%まで向上する。この38%のリンが全て回収液でできたとすると、回収液のリン濃度は $274 \text{ mgP} \cdot \text{L}^{-1}$ になると推定される。

スポンジが保持する嫌気処理水を回収する手法としてDHSリアクターがプラグフローである事を利用した手法が考えられる。リン含有排水の散水によって、スポンジが保持していた嫌気処理水を排出させ回収する。好気時から嫌気時へ移行する場合には回収したスポンジが保持していた嫌気処理水と等量の嫌気処理水を散水し、スポンジの保持している好気処理水を排出させる。この工程を行う事でスポンジが保持する嫌気処理水を、循環させる嫌気処理水の水量を一定に保ちつつ回収出来ると考えられる。

なお、好気処理水のCODとSSを86日目および128日目に測定したが、嫌気から好気に切り替えた直後に多少CODが検出される程度であり、好気処理水のCODおよびSS成分は嫌気処理水に比較して極微量であった。

(3) 汚泥のリン含有量及びリンの収支

128日目における汚泥のリン含有量及び汚泥量を図7に示す。好気時において、好気処理水のリンは枯渇しておらず、リアクター下部のスポンジでもリンは常に十分に供給されている条件で実験を行っている。このため、リアクター内の汚泥量は目視観察では均一であり、微生物群集もリアクターの流れ方向での分布はないと考えられ、吊してある15個のスポンジの下部2個から汚泥を採取した。スポンジ表面部では、スポンジ内部に比べ汚泥のリン含有量が高く、嫌気時と好気時におけるリン含有量は嫌気終了時と好気終了時で $7.01 \text{ mgP} \cdot \text{gVSS}^{-1}$ の差が生じていた。リアクター内全保持汚泥の嫌気と好気終了時のリン含有量の差は 20.61 mg となる。これは好気流入リン量の約71%で、これが全て回収液として回収された場合、phase 2における回収リン濃度は $515 \text{ mgP} \cdot \text{L}^{-1}$ になる。

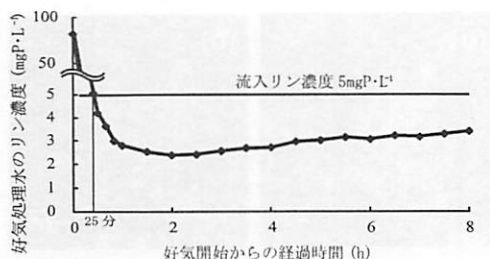


図6 128日目の好気処理水のリン濃度推移

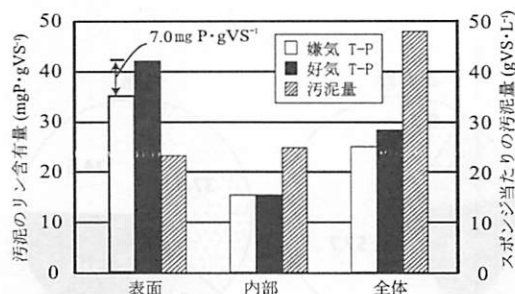


図7 嫌気時、好気時におけるスポンジ表面部、内部の汚泥量及びリン含有量

L^{-1} になる。一方、スポンジ内部の汚泥は嫌気終了時と好気終了時においてリン含有量に全く差が現れず、リン回収に関わっていなかった事が示された。

128日間におけるリン収支は、リアクターへのリン流入量 7.458 gP (リン含有排水 7.372 gP (98.8%), 有機性排水 0.086 gP (1.2%)) の内、回収液へ 1.347 gP (18.1%), 好気処理水へ 6.111 gP (81.9%) のリンがそれぞれ流出し、リアクター内汚泥へ 0.162 gP (2.2%) が蓄積されていた。本研究はリン除去性能には着目しておらず、リンの高濃度化を目的とし、好気時のリン負荷を高くして実験を行っている。そのため流入したリンの大半は好気処理水に移動した結果となっている。リアクター内汚泥にまわったリン量は回収液として回収されたリン量の約1割であり、汚泥としてリンが除去されるというよりも、密閉型DHSリアクターによりリン除去量の約9割が高濃度リン含有液として回収されることが分かった。

(5) 汚泥の菌叢解析結果

FISH法によって観察された細菌の画像を図8に、その結果から得られた細菌群の存在割合を図9に示す。スポンジ表面部では*Accumulibacter*-related PAOsが全細菌のうち58%を占めていた。一方、スポンジの内部汚泥のPAOsの存在割合は24.6%とスポンジ表面部汚泥の約半分であった(図9)。この原因として酸素がスポンジ表面のバイオマスで消費されスポンジ内部への酸素供給が律速している事が原因として考えられる¹³⁾。

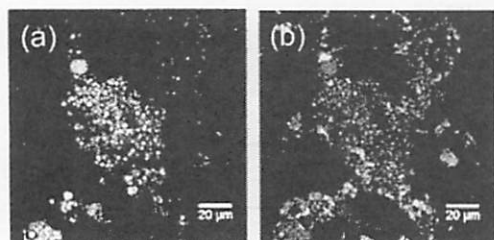


図8 PAO mix probe (図a)、EUB338 mix probe (図b)を用いたスポンジ表面部汚泥のFISH画像

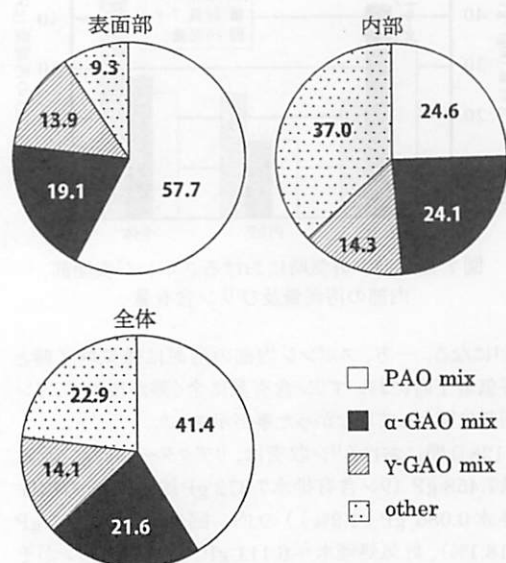


図9 汚泥中に存在する各微生物群の存在割合 (図中の各数値はEUB338 mixの蛍光面積に占める各プローブの蛍光面積の10視野の平均値を示している)

本リアクターではグリコーゲン蓄積細菌(GAOs)である*Competibacter*や*Defluviococcus*-relatedがスポンジ表面部及び内部に確認された。*Defluviococcus*-relatedの割合の方が多いのは有機性排水の組成にプロピオン酸を使用しているためと考えられる¹⁴⁾。GAOsは一定の割合でスポンジに存在しており、PAOsと基質競合をしていると推定されるが、図9より本装置はPAOsがGAOsより多い割合で存在できるリアクターである事が示された。

スポンジ内部の汚泥がスポンジ表面部の汚泥と同じ活性をもった場合、リアクター当たりの回収性能は約2倍、PAOsの存在割合は1.4倍になる。従って今後は空気供給に優れたスポンジ形状を検討していく必要がある。また、スポンジ表面積/スポンジ体積を大きくす

る事でスポンジ担体当たりの活性は高くなり、リアクター全体のリン回収性能はより向上すると考えられる。

以上の事から、DHSリアクターを用いたリン回収は高いポテンシャルを持っており、最適化を行う事で、今回以上の高濃度リン含有水が得られると考えられる。

4. まとめ

本研究ではDHSリアクターを用いて低濃度リン含有水(5 mgP・L⁻¹)を158 mgP・L⁻¹(31.6倍)に濃縮し、回収する事ができた。すなわち、生物膜を用いた汚泥回収に依らない、濃縮液としてのリン回収が実現可能である事が示された。また、本リアクターはスポンジ表面部においてPAOsの優占度が高く、PAOsを高密度に保持できる事が確認された。本研究ではリン回収の最適な運転法について検討しておらず、(1)リン回収率の向上、(2)スポンジ内部のPAOsの活性が今後の課題として挙げられる。

(1)においては、適切なHRTで運転を行い好気処理水のリンを少なくする事、スポンジが保持する嫌気処理水の回収、(2)においては生物保持担体への酸素供給量が重要な要素であると考えられる。また、本運転方法におけるPAOsの活性を高めるのに必要なパラメータとして嫌気・好気時間の長さが挙げられ、最適化する事でより良好な回収が実現すると考えられる。

謝辞：

本研究の一部はNEDO「微生物群のデザイン化による高効率型バイオ処理技術開発」の助成を受けて実施した。また、広島大学ライフサイエンス分析室の共焦点レーザー顕微鏡を利用し行った。ここに記して感謝の意を表す。

参考文献

- 1) Abelson, P.H.: A potential phosphate crisis. *Science*, vol. 283, pp. 2015, 1999.
- 2) 黒田章夫, 滝口昇, 加藤純一, 大竹久夫: リン資源枯渇の危機予測とそれに対応したリン有効利用技術開発. 環境バイオテクノロジー学会誌, Vol. 4, No. 2, pp. 87-94, 2005.
- 3) 田中俊博, 島村和彰: リン回収工程を有する下・廃水処理技術. 環境バイオテクノロジー学会誌, Vol. 4, No. 2, pp. 101-108, 2005.
- 4) de-Bashan, L.E., Bashan, Y.: Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997–2003). *Water Research* vol. 38, pp. 4222–4246, 2004.

- 5) 高橋統気, 石原茂樹, 大橋晶良, 原田秀樹.: 初沈汚泥の酸生成溶液を有機源とした下水からのサイドストリーム型リン回収. 水環境学会年会講演集, pp.442, 2007.
- 6) Amann, R., In situ identification of micro-organisms by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes, p. 1-15. In A. D. L. Akkeman, J. D. van Elsas, and F. J. de Bruijn (ed.). *Molecular microbial ecology manual*. Kluwer Academic publishers, Dordrecht, The Netherlands, 1995.
- 7) Amann, R., B. J. Olson, S. W. Chisholm, R. Devereux, and D. A. Stahl.: Combination of 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes with flow cytometry for analyzing mixed microbial populations. *Applied and Environmental microbiology*, Vol. 56, pp. 1919-1925, 1990.
- 8) Daims, H., A. Bruhl, R. Amann, K. H. Schleifer, and M. Wagner.: The domain -specific probe EUB338 is insufficient for the detection of all Bacteria: development and evaluation of a more comprehensive probe set. *Systematic and Applied Microbiology*, Vol. 22, pp. 450-459, 2001.
- 9) Crocetti, G.R., P. Hugenholtz, P. L. Bond, A. Schuler, J. Keller, D. Jenkins, L. L. Blackall.: Identification of polyphosphate accumulating organisms and design of 16S rRNA-Directed Probes for Their Detection and Quantitation. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 66, pp. 1175-1182, 2000.
- 10) Crocetti, G. R., J.F. Banfield, J. Keller, P.L. Bond, L.L. Blackall.: Glycogen-accumulating organisms in laboratory-scale and full-scale wastewater treatment processes. *Microbiology*, Vol. 148, pp. 3353-3364, 2002.
- 11) Wong, M. T., W. T. Liu.: Identification and occurrence of tetrad-forming Alphaproteobacteria in anaerobic-aerobic activated sludge processes. *Microbiology*, vol. 150, pp. 3741-3748, 2004.
- 12) D. Mulkerrinsa, A.D.W. Dobson, E. Collieran.: Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters, *Environment International*, vol. 30 249- 259, 2004.
- 13) Araki, N., A. Ohashi, I. Machdar.: Behaviors of nitrifiers in a novel biofilm reactor employing hanging sponge-cubes as attachment site, *Water Science and technology*, Vol. 39, pp. 23-31, 1999.
- 14) Dai, Y., Z. Yuan, Z. Wang, A. Oehmen.: Anaerobic metabolism of *Deftuviococcus vanus* related glycogen accumulating organisms (GAOs) with acetate and propionate as carbon sources *Water research*, vol. 41, pp. 1885-1896, 2007.

(2009. 5. 22受付)

Phosphorus recovery as highly concentrated phosphorus solution with closed DHS reactor

Hiroya KODERA¹, Masashi HATAMOTO¹, Tomonori KINDAICHI¹,
Noriatsu OZAKI¹ and Akiyoshi OHASHI¹

¹Dept. of Civil and Environmental Engineering, Hiroshima University

Phosphorus recovery as highly concentrated phosphorus solution from wastewaters containing low concentration of phosphorus by using a closed downflow hanging sponge (DHS) reactor was evaluated. Poly-phosphate accumulating organisms (PAOs) were enriched in sponge carriers of closed DHS reactor by alternating anaerobic and aerobic conditions. Quantitative FISH analysis revealed that *Accumulibacter* species enriched in the reactor accounted for 41.1% of total bacterial cells. As a result, phosphorus concentration of recovered solution was reached 158 mg-P·L⁻¹. Despite the 24.6% of total bacterial cells were *Accumulibacter* species in sludge at inside of sponge, sludge had same phosphorus concentrations at the end of anaerobic and aerobic conditions, thus the sludge at inside of sponge did not contribute to phosphorus uptake and release. Whereas, phosphorus concentrations of sludge on the surface of sponge carrier had 7.0 mg-P·VS⁻¹ difference at the end of anaerobic and aerobic conditions. Based on the results, the closed DHS reactor had a potential to recover a concentrated phosphorus solution of 515 mg-P·L⁻¹.