

# 前凝集・生物膜ろ過反応器による 下水の高度処理

日高 平<sup>1</sup>・津野 洋<sup>2</sup>・岸本 直之<sup>3</sup>・中本 正明<sup>4</sup>

<sup>1</sup>学生会員 修(工) 京都大学大学院博士後期課程 工学研究科附属環境質制御研究センター  
(〒520-0811 大津市由美浜1-2)

<sup>2</sup>フェロー会員 工博 京都大学大学院教授 工学研究科附属環境質制御研究センター  
(〒520-0811 大津市由美浜1-2)

<sup>3</sup>正会員 博(工) 京都大学大学院講師 工学研究科環境工学専攻  
(〒606-8501 京都市左京区吉田本町)

<sup>4</sup>大阪府土木部 副理事兼下水道課長 (〒540-8570 大阪市中央区大手前2丁目)

本研究では、地域の水循環システムを支えるためのコンパクトで維持管理の容易な処理システムとして、前凝集・生物膜ろ過システムの開発を試みた。実下水を用いたパイロットプラントの約1年間におよぶ連続運転の結果、ろ床部の水理学的滞留時間2.0 hで、SS濃度は3 mg/L程度、T-ATU-BOD濃度は10 mg/L以下、リン濃度は0.2 mgP/L程度の処理水が安定して得られた。有機物不足により脱窒は不完全とはなるが、処理水の窒素濃度は13 mgN/L程度に維持され、また凝集剤無添加時には10 mgN/L以下を達成した。低水温期でも、0.5 kgN/(m<sup>3</sup>・d)程度の潜在的脱窒速度、および0.3 kgN/(m<sup>3</sup>・d)程度の潜在的硝化速度が得られ、安定した脱窒・硝化能力が示された。逆洗を含めた自動運転により、維持管理の面からもその有用性が示された。

**Key Words :** *bio-filtration, pre-coagulation, nitrogen removal, phosphorus removal, advanced treatment*

## 1. はじめに

健康で文化的な生活が確保され、福祉が将来にわたって増進され、持続的発展がなされるためには、豊かな環境の保全と環境資源の持続性が重要である。水資源は重要な環境要素であるとともに、必須の環境資源であり、水量、水質および存在場所の保全・創造がなされなければならない。このため、適切な水のストックとフローシステムを有した地域の健全な水循環システムの保全と創造が重要となる。下水道は、広範な流域をカバーし水輸送システムを有しており、地域の安定した水資源の可能性を有していることから、地域の健全な水循環の核となるシステムへの変貌が模索されるべきである<sup>1)</sup>。そのためには、地域の水循環システム上の拠点として、中継ポンプ場など任意の場所で下水の高度処理施設を設置し下水を再利用することが有用である。この場合、大規模な終末処理場とは異なり常駐の管理者の確保は難しく、維持管理が容易で安定した処理が求めら

れる。この施設において、沈殿池やろ床の逆洗排水から発生する汚泥の処理は、既存の下水道を利用して輸送し終末処理場で処分するという役割分担が可能であり、必要な量の再利用可能な水を得ることに主眼を置けばよく、従来の終末処理場向けの高度処理とは異なる設計思想の高度処理システムが必要不可欠である。

これらの要求を踏まえて、本研究では、前凝集・生物膜ろ過システムの開発を試みた。前凝集処理は、後段の生物処理への負荷を低減させるとともに、リンを効率的に除去しうる<sup>2), 3), 4), 5)</sup>。生物処理に適用する生物膜ろ過反応器は、ろ過といった物理的效果とろ材表面に付着増殖した微生物群による生物反応とを同時に活用することが可能である。そのため、最終沈殿池は不要である<sup>3)</sup>。水温が20°C以下の条件下でも、0.3~0.7 kgN/(m<sup>3</sup>・d)程度の硝化速度<sup>6), 7), 8)</sup>、および1 kgN/(m<sup>3</sup>・d)以上の脱窒速度が報告されており<sup>9), 10)</sup>、省スペース型の反応器となる。

本研究では、有機物に加えて窒素をも効率的に除

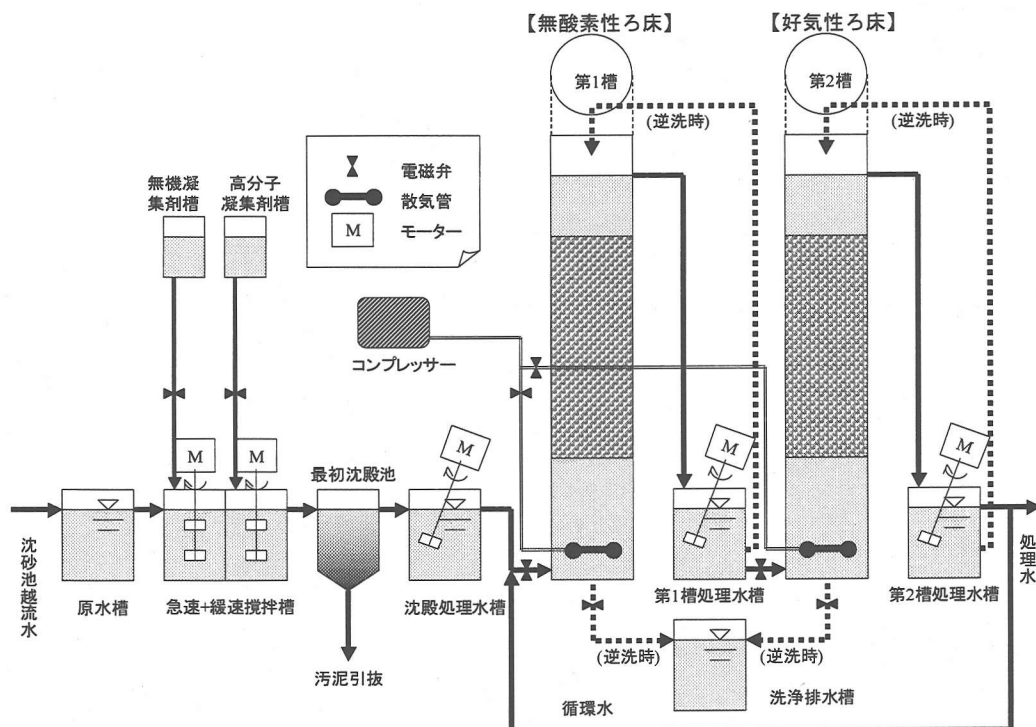


図-1 実験装置

去するために、無酸素性ろ床および好気性ろ床を組み合わせ、後段に好気性ろ床を配した循環法とした。前段での無酸素性ろ床の活用は、固形物の除去にも有効であり、後段の好気性ろ床への固形物の負荷を和らげることで、好気性ろ床での硝化促進につながる。

生物膜ろ過反応器による下水の高度処理の研究例は多く見られるものの、処理特性の把握が中心で、処理機構の分析例は少ない。また、本研究ではSS負荷の低減や硝化反応の促進、そしてリン除去の観点から、前凝集沈殿処理と生物反応器を組み合わせており、この組み合わせの研究例は我が国でほとんど見られない。

本研究では、前凝集・生物膜ろ過システムの反応器をパイロットプラント規模で製作し、実下水による連続処理実験を行った。そして、本システムの処理特性の把握、設計操作因子の検討、および処理機構の解明を試みた。なお、大腸菌などの指標については、本システムの後段での塩素処理などもあわせて考慮すべきであり、本研究での目標水質は、下水の高度処理として求められる栄養塩除去を考慮してSS ≤ 10 mg/L, BOD ≤ 10 mg/L, 窒素 ≤ 15 mgN/L, およびリン ≤ 0.5 mgP/Lとした。

## 2. 実験方法

### (1) 実験装置

生物膜ろ過反応器の通水方向やろ材については、種々の組み合わせが提示されている。その中で反応器の下部を沈殿池とし、ろ床部の中間に散気管を設置することで、「沈殿池-無酸素槽-好気槽」を1つの反応器にまとめ、装置のコンパクト化を図ることが可能であることから、本研究では上向流式を採用した。ろ材は、洗浄の簡易さを考慮して、浮上性のろ材を用いた。

図-1に示されるフローの実験装置を、合流式下水道である大阪府の寝屋川北部流域下水道の鴻池処理場に設置した。鴻池処理場の沈砂池越流水を本研究の対象下水とし、最初沈殿池で処理した後に生物処理を行った。最初沈殿池の前段には、前凝集沈殿処理のために、凝集剤添加装置、急速攪拌槽および緩速攪拌槽を設置した。生物膜ろ過反応器は、第1槽および第2槽の2槽より構成し、各槽は円筒形で直径50 cm、高さ3.8 mとした。これは、壁面の影響を考慮せずに、逆洗などの操作を含めて、実規模装置と同様の運転を検討するのに十分な規模である。そして、各槽にそれぞれに浮上ろ材を投入した。ろ床厚は、一般的に2~4 mが採用されることが多く、本研究で

は縦に積み重ねる可能性も考慮して、2 mとした。ろ材として、比重0.16で球形の発泡ポリスチレン製のものを用い、その有効径を、第1槽のものは6 mm、第2槽のものは4 mmとした。空隙率は0.4程度であった。槽上部には、ろ材の流出を防止すると共に、均一な集水を保持するため、集水装置としてウェッジワイヤースクリーンを設置した。運転時の曝気および空気洗浄を行うために、各槽の底部に散気管を設け、コンプレッサーから曝気を行えるようにした。

生物膜ろ過反応器の場合、運転を継続するとろ床部にSS成分が捕捉され、損失水頭が増加するので、逆洗操作が必要である。ろ床の逆洗操作は、空気洗浄、処理水洗浄、排水の過程を組み合わせ設定した。脱窒に関わる微生物はほとんどが通性嫌気性であり、通常運転時には曝気を行わない第1槽でも、曝気による洗浄を行って問題がない。これらの操作は全て、シーケンサーや電磁弁などを活用しながら自動制御で行った。洗浄操作は、損失水頭が設定値を超過した場合、もしくは洗浄後の処理継続時間が設定値を超過した場合に開始するように自動制御を組み込んだ。

## (2) 運転条件

運転条件を表-1に示す。本研究では、運転期間をRun1からRun4までの4つに分けた。運転期間中の水温の経日変化は図-2に示すとおりであり、冬期には15℃程度が維持される。逆洗は、第1槽で損失水頭が2 mを超過した場合、第2槽で処理継続時間が4.3~7.7 dの間での設定値に達した場合に行った。

運転の開始のために、0日目(1999年12月4日)に活性汚泥を各槽の処理水槽に400 Lずつ投入し、微生物がろ材上に付着するように第1槽と第2槽の間で循環運転を3日間行った。そして、3日目より、実下水の流入を開始した。最初は流量を目標の30%に抑え、微生物の増殖を促進するために第1槽でも曝気を行った。その後、硝化の様子を測定しながら徐々に流量を上げた。17日目以降は第1槽の曝気を止め、Run1と同一の設定の運転を行い、処理の安定化を図った。これらの操作を行い、最初の37日間を馴致期間とした。

Run1およびRun4は、前凝集沈殿処理を組み込んだ運転であり、凝集沈殿条件は表-2に示すとおりである。Run2およびRun3では、凝集剤無添加の場合の処理性能を把握するために、凝集剤の添加を停止し最初沈殿処理のみとした。ろ床部の水理学的滞留時間(HRT)は、Run1およびRun2で3.0 h、Run3およびRun4で2.0 hとして、2段階のHRTを検討した。循環率は、前凝集処理を行った際の水質<sup>2), 3), 4), 5)</sup>より、1~2程

表-1 運転条件

		Run1	Run2	Run3	Run4
経過日数	d	37-63	72-124	125-200	219-363
凝集剤添加		有	無	無	有
最初沈殿処理流量	L/min	10			
沈殿池水面積負荷	m/d	29			
沈殿池HRT	h	1			
原水ベース流量	第1槽 L/min	4.5	7.0		
	第2槽 L/min	4.2	6.2		
原水ベースHRT(ろ床部)	第1槽 h	1.5	0.9		
	第2槽 h	1.6	1.0		
	合計 h	3.0	2.0		
原水ベースHRT(反応器)	第1槽 h	2.8	1.8		
	第2槽 h	3.0	2.0		
	合計 h	5.7	3.8		
循環率	-	2			
LV(循環水を含めて)	第1槽 m/d	90	154		
	第2槽 m/d	92	137		
第1槽逆洗条件		損失水頭が2 mに達した時			
第2槽逆洗間隔	d	7.7	6.9	4.3	5.5
第2槽曝気量	m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> ・min)	0.15 (経過日数179-293の間は、0.30)			

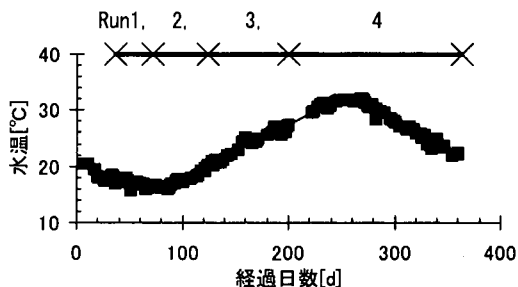


図-2 水温の経日変化

表-2 凝集沈殿条件

			設定値
流量		L/min	10
急速攪拌槽	HRT	min	5
緩速攪拌槽		min	5
急速攪拌槽	G値	1/sec	298
緩速攪拌槽		1/sec	80
FeCl <sub>3</sub> 添加量		mgFe/L	10
高分子凝集剤添加量		mg/L	0.25

度が最適と考えられる。そこで本研究では、より高い窒素除去効率を期待して、2とした。その際の通水速度(LV)は循環水を含めて、第1槽で90および154 m/d、第2槽で77および137 m/dである。

処理状況を把握するため、週1～2回の頻度で水温、DO、およびORPを現地で午前9時～午前10時の間に測定した。あわせてオートサンプラーによる24時間コンポジット採水を行い、pH、アルカリ度、SS、COD<sub>Cr</sub>、BOD、各態窒素ならびに各態リンについて水質分析を行った。さらに、ろ床の最終沈殿池としての性能を評価するために、標準活性汚泥法の最終沈殿池越流水について、SSの測定を実施した。測定は、下水試験方法およびStandard Method(USEPA)に従って行った<sup>3)</sup>。なお、以下の記述で「T-」および「S-」はそれぞれ「全」および「溶解性」の意味であり、「流入」は沈砂池越流水を、「沈殿」は流入水が凝集沈殿処理もしくは最初沈殿池を経た水で生物処理槽に流入する水を、「第1槽」および「第2槽」は生物処理槽の各該当槽からの流出水を指す。本システムでは最終沈殿池を設けていないので、第2槽の流出水が処理水となる。

### (3) ろ材の評価

生物膜反応器としての評価を行うために、各Runの処理が安定したと考えられる55日目(Run 1)、108日目(Run 2)、191日目(Run 3)および290日目(Run 4)に、ろ床中の微生物の潜在的硝化活性および潜在的脱窒活性、ならびに付着生物量の測定を行った。潜在的活性は、DO濃度や基質濃度が至適な条件下で得られる最大限の硝化・脱窒活性である。

活性測定時には、まずろ床の逆洗を行い、ろ材(ろ材付着微生物活性を測定)および逆洗排水(ろ材捕捉微生物活性を測定)をそれぞれ採取した。ろ材については網によりビーカー内に固定し、逆洗排水についてはそのままビーカーに採取し、人工下水を添加した<sup>3)</sup>。その後、硝化活性についてはエアポンプで曝気を、脱窒活性についてはスターラーによる攪拌を行い、酸化態窒素濃度の経時変化を測定することで、活性を算出した。

ろ床内に付着増殖した生物量を測定するために、取り出したろ材に対して、0.1N NaOHによる抽出(1h)<sup>11)</sup>を振盪させながら4回行った。得られた微生物は、COD<sub>Cr</sub>として測定した。なお、新品のろ材を用いて同様の抽出操作を行ったところ、COD<sub>Cr</sub>は検出されなかった。

## 3. 実験結果および考察

### (1) 処理成績

DO濃度は、第1槽および第2槽でそれぞれ0および6～9 mg/L程度が維持され、脱窒および硝化に適した

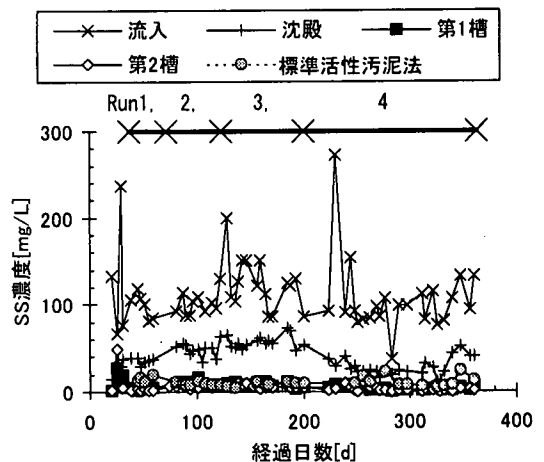


図-3 SS濃度の経日変化

条件を保った。Run1およびRun4のpHは、第1槽で6.8～7.0程度であり、凝集剤添加および硝化の効果により第2槽で6.2程度まで低下した。同時にアルカリ度は10 mgCaCO<sub>3</sub>/L程度まで低下した。一方Run2およびRun3でpHは第1槽で7.0～7.3程度であり、第2槽で6.7程度であった。凝集剤添加時にはpHの低下が著しかったものの、後述のとおり全てのRunで硝化は問題なく進行していたので、アルカリ剤の添加は不要であった。

SS濃度についての経日変化を図-3に示す。100 mg/L程度で流入し、生物膜ろ過を通過後は、前凝集を行った場合で3 mg/L程度まで、前凝集を行わなかった場合で7 mg/L程度まで除去された。一方標準活性汚泥法の最終沈殿池越流水は5～25 mg/L程度の範囲であった。生物膜ろ過反応器は、SS成分除去という観点で最終沈殿池よりも効率的な成績が得られたので、最終沈殿池としての機能を十分に有し、また安定した処理を行えることが示された。

COD<sub>Cr</sub>濃度についての経日変化を図-4に示す。200 mg/L程度で流入し、生物膜ろ過を通過後は、前凝集を行った場合で20 mg/L程度まで除去された。しかし、前凝集を行わなかった場合は、処理水でも40 mg/L程度残存した。COD<sub>Cr</sub>についての物質収支を図-5に示す。凝集剤無添加のRun3では最初沈殿池での除去率が31%であった。Run4では、前凝集沈殿処理での除去率が52%まで増加し、溶解性成分も一部除去された。その結果、処理水ではいずれも固形性成分はSSとして除去されたものの、溶解性成分の残存分に差が見られた。ただし、無機化率は凝集剤無添加時が7%高く、汚泥として排出される割合は凝集剤添加時に65%から78%まで増加した。BOD濃度についての経日変化

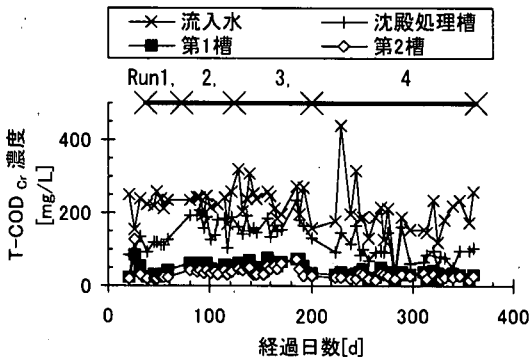


図-4 COD<sub>cr</sub>濃度の経日変化

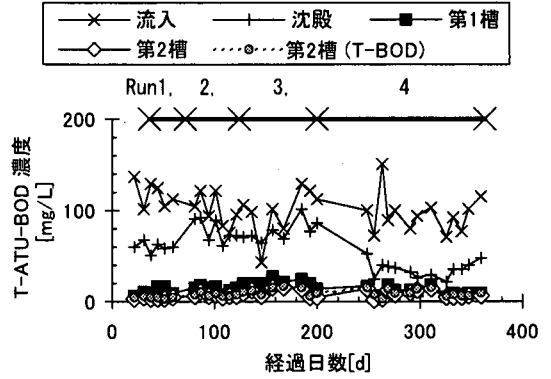
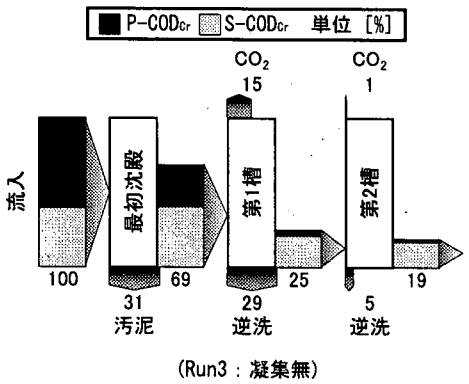
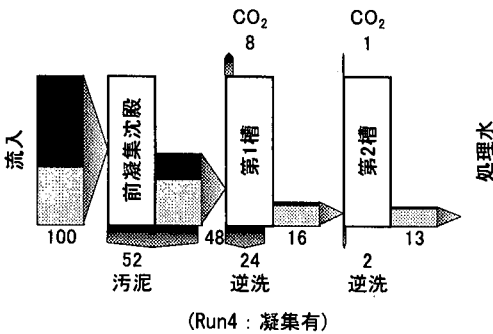


図-6 BOD濃度の経日変化



(Run3 : 凝集無)



(Run4 : 凝集有)

図-5 COD<sub>cr</sub>の物質収支

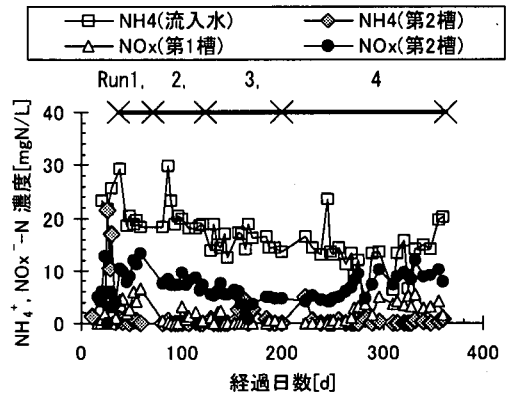
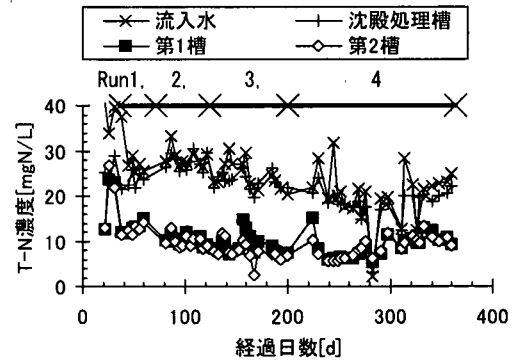


図-7 窒素濃度の経日変化

を図-6に示す。基本的にATU添加で測定し、処理水のみ、ATU無添加の場合も合わせて測定した。100 mg/L程度で流入後、凝集剤を添加しHRTを長く設定したRun1では最終的に5 mg/L以下まで除去された。その他のRunでの処理水は7~10 mg/L程度であり、目標水質を満足し安定した有機物除去性能が示された。生物膜反応器の場合、他栄養性細菌と自栄養性細菌の競合が生じること<sup>3), 4), 5)</sup>、後述の通り硝化反応は問題なく進行していたことから、本反応器において除去される有機物は除去されていたものと考えられ

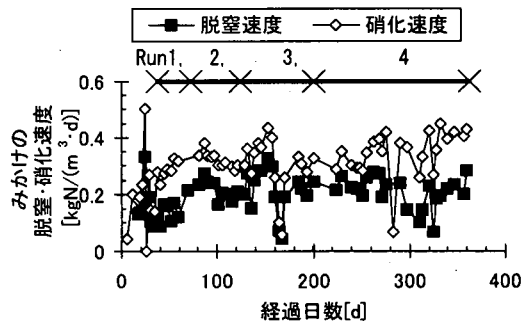
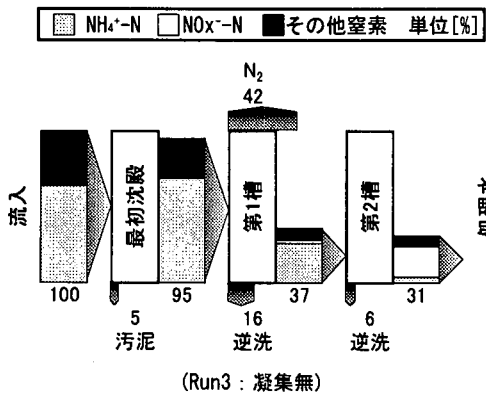
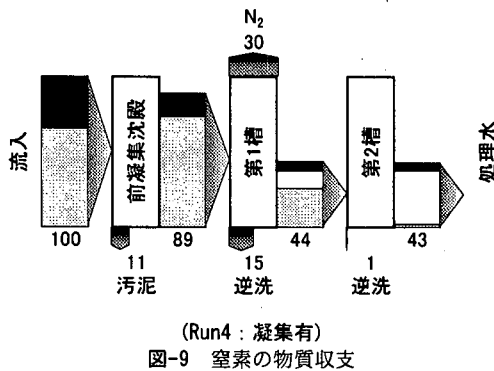


図-8 みかけの脱窒・硝化速度の経日変化



(Run3 : 凝集無)



(Run4 : 凝集有)  
図-9 窒素の物質収支

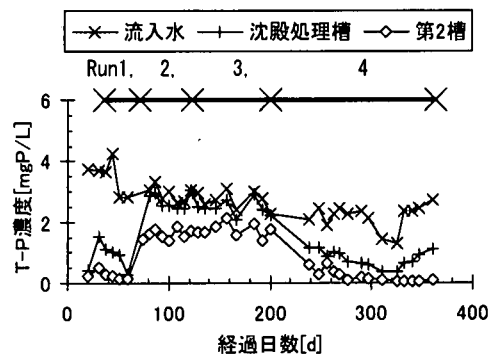
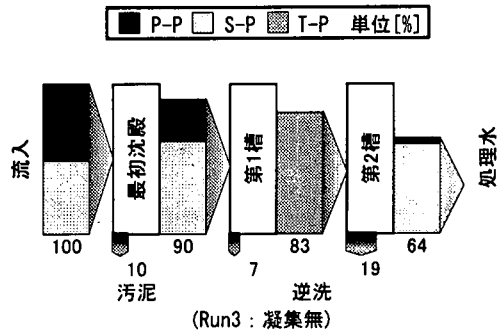
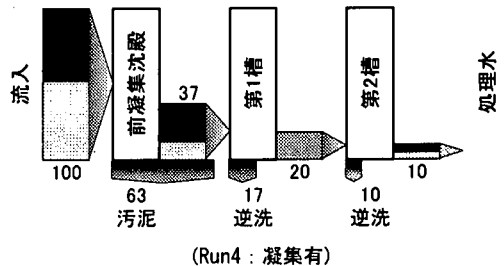


図-10 リンの経日変化



(Run3 : 凝集無)



(Run4 : 凝集有)

図-11 リンの物質収支

る。故に、COD<sub>Cr</sub>およびBODの分析結果より、一部の有機物成分は難分解性であり、凝集剤による除去やある程度長いHRTによる処理が必要であることが分かる。Run3およびRun4では好気処理のHRTをわずか1.0 hとしたために、BODとしては検出される成分の一部は十分には除去されなかったものと考えられる。

各態窒素濃度についての経日変化を図-7に示す。第2槽のアンモニア性窒素濃度は全期間を通じてほとんど検出されず、硝化反応は安定してなされていた。なお、経過日数160日目あたりではアンモニア性窒素濃度がやや増加したので、曝気量を増加したところ、硝化成績はすぐに回復した。一方脱窒については、凝集剤を添加した場合、脱窒に必要な有機物が不足気味となり、第1槽の酸化態窒素濃度が4 mgN/L程度残存し処理水のT-N濃度は13 mgN/L程度であった。凝集剤無添加時の脱窒は良好で、酸化態窒素はほぼ1 mgN/L以下となり、処理水のT-N濃度は10 mgN/L以下であった。各槽での酸化態窒素の増減より算出したみかけの脱窒および硝化速度の経日変化を図-8に示す。負荷に応じて変動しているものの、反応器としては0.2~0.3 kgN/(m<sup>3</sup>・d)程度の脱窒速度および0.3~0.4 kgN/(m<sup>3</sup>・d)程度の硝化速度が得られており、安定した処理能力が示された。窒素についての

物質収支を図-9に示す。全窒素の平均除去率は、凝集剤を添加しなかったRun3で69%、凝集剤を添加したRun4で57%であった。生物処理槽におけるS-N除去率は、それぞれ64%および49%であり、循環率が2であることを考慮すると、Run4での脱窒は有機物不足のため不完全である。最初沈殿処理もしくは前凝集沈殿処理での除去率に大きな差はなく、生物学的脱窒量の差が、最終的な除去率の差につながった。

リン濃度についての経日変化を図-10に示す。凝集剤を添加したRun1およびRun4では、最終的に0.2 mgP/L程度まで安定して除去された。ただし、凝集沈殿処理後で生物処理槽流入時でも、0.5~1 mgP/L程度は維持されていたので、生物処理に必要なリンは確保されていた。リンについての物質収支を図-11に示

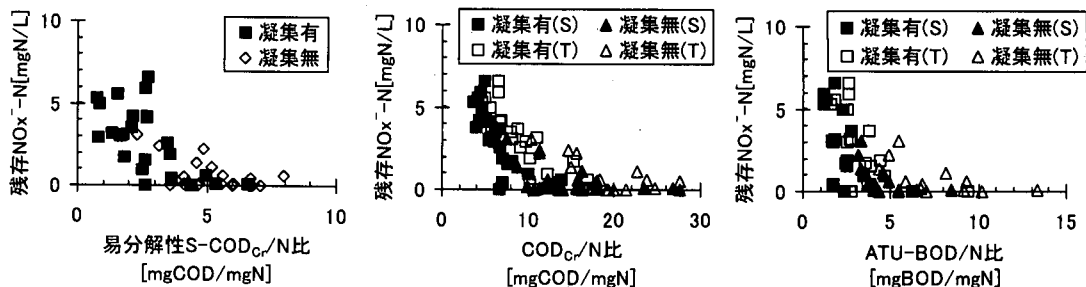


図-12 第1槽の流入有機物/NOx-N比と残存NOx-Nの関係

す。凝集剤無添加のRun3では固形性成分の除去のみが行われ最終的な除去率は36%であった。凝集剤添加のRun4では溶解性成分がほぼ除去され、最終的には90%が除去された。

凝集剤を添加した運転では、有機物不足のために脱窒がやや不良となったものの、その他の水質項目については安定した処理が行われた。一方凝集剤を添加しない運転では、リン除去が不十分なものの、その他の水質項目では目標水質を満足する処理水が得られた。ろ床部のHRTがわずか2.0 hとした場合でも、安定した運転が継続し、前凝集・生物膜ろ過システムは、コンパクトな処理システムとして有効であると考えられる。

## (2) 脱窒の有機物源

窒素除去率の差異は、有機物量の影響が大きいものと考えられる。そこで、第1槽の流入段階での有機物/窒素比について検討した。

第1槽の流入有機物/NOx-N比と残存NOx-Nの関係を図-12に示す。ここで示した「易分解性S-COD濃度」は、S-COD<sub>cr</sub>濃度から、処理水のS-COD<sub>cr</sub>濃度を引いたものであり、本システムで生物学的に除去しうる易分解性成分の指標として用いた。脱窒を完了させるためには、易分解性S-COD/N比が5以上必要であることが分かる。DO消費や菌体合成に必要な分も加えた必要量として、Tsunoura<sup>4)</sup>は酢酸ナトリウムを用いた実験で4.5~5.0 mgCOD/mgN、Koch・Siegrist<sup>12)</sup>はメタノールを用いた実験で4.0~4.5 mgメタノール/mgN (5.7~6.4 mgCOD/mgNに相当；メタノールのCOD<sub>cr</sub>分解率を95%とした<sup>13)</sup>)の値を実験的に提示しており、これらと同程度の値である。一方、S-COD<sub>cr</sub>/N比では12以上、T-COD<sub>cr</sub>/N比では18以上に維持する必要があるが示されている。同様にS-ATU-BOD/N比では4以上、T-ATU-BOD/N比では6以上に維持する必要があるが示されている。運転管理上の指標としてはこれら値の適用が可能であると考えられる。加えて、これらの図では、凝集剤添

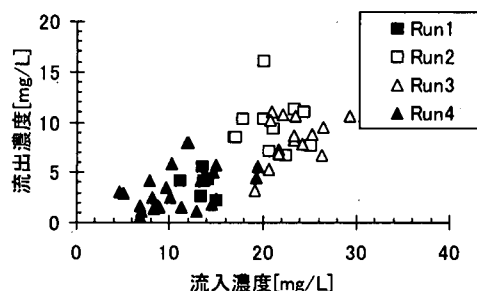


図-13 第1槽の流入SS濃度と流出SS濃度の関係

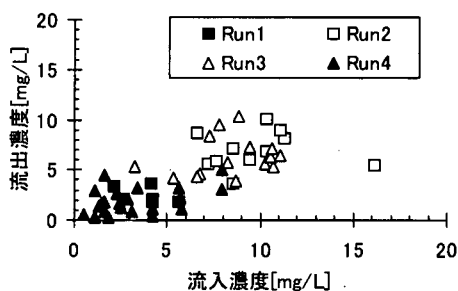


図-14 第2槽の流入SS濃度と流出SS濃度の関係

加時に有機物源が不足しやすいことが示されている。

## (3) LVおよびろ床厚とSS除去の関係

本研究ではLVを第1槽で90および154 m/d、第2槽で77および137 m/dに設定した運転を行った。第1槽および第2槽の流入SS濃度と流出SS濃度の関係を図-13および図-14にそれぞれ示す。いずれの槽でも、凝集剤添加時には流入濃度が低く、それに応じて流出濃度も低かった。除去率で考えると、凝集剤添加の有無、LVの違いによる差異はほとんど見られず、各槽の流入SS濃度と流出SS濃度から算出した見かけの除去率は第1槽で63%、第2槽で34%であった。

ろ床厚については、同様の浮上ろ材を用いた生物膜反応器の好気槽で、2 mと4 mを比較した本間ら<sup>14)</sup>が、SS除去成績や硝化速度はほぼ同じで、4 mの場合酸素利用効率が約2倍になったことを報告している。

以上の考察より、ろ床厚を十分に採れば、ろ材に依りて除去率が定まるものと推察される。SS除去の観点からは、本研究で設定したLVの範囲内の場合、ろ床厚を2 m以上とすれば、除去されるSS成分は十分に除去され、目標水質を達成できると考えられる。本研究での除去率を仮定すると、凝集(最初)沈殿池流出水のSS濃度を51 mg/L以下にすれば、処理水のSS濃度の5 mg/L以下を達成できる。

#### (4) 逆洗について

第1槽の逆洗は損失水頭が2 mに達した際に行い、その間隔は平均して、Run1, 2, 3, 4でそれぞれ3.2, 5.0, 3.6, 1.2 dであり、第1槽および第2槽の逆洗排水量を合計すると、処理水量に対して、Run1, 2, 3, 4でそれぞれ11, 9, 9, 16%であった。本システムの場合、逆洗排水は下水道へ放流し、終末処理場で処理することを想定している。必要な量の処理水量が得られれば、この程度の逆洗による排水量は大きな問題とならないであろう。

いずれの槽でも、約1年間を通じて逆洗は自動運転にて確実に制御することができ、損失水頭は回復した。これより本システムの重要な目標である、「容易な維持管理」が可能であることが示された。

#### (5) ORPについて

脱窒反応が進行する第1槽での残存 $\text{NO}_x\text{-N}$ とORPの関係を図-15に示す。これよりORPが-120 mV以下になるとほぼ脱窒が完了していることが分かる。硝化については、残存 $\text{NH}_4\text{-N}$ とORPの関係を図-16に示す。硝化が完了するとORPは+120 mV以上になっており、残存 $\text{NH}_4\text{-N}$ が多いほどORPは低かった。生物学的窒素除去処理におけるORP制御の重要性が指摘されており<sup>15)</sup>、脱窒および硝化にORP管理は処理の状況を把握し適切な制御を行うのに有効であると考えられる。

#### (6) ろ材の評価

第1槽における脱窒活性および生物量の測定結果を図-17および図-18にそれぞれ示す。測定時の水温とパイロットプラント内の水温を測定し、得られた速度をパイロットプラント内の速度に換算して示した。その際の温度係数は1.07とした。そして、生物量については $\text{COD}_c$ 濃度をパイロットプラント内の濃度に換算して示した。脱窒活性はろ材付着微生物の活性が $0.1 \text{ kgN}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 程度、ろ材捕捉微生物の活性が

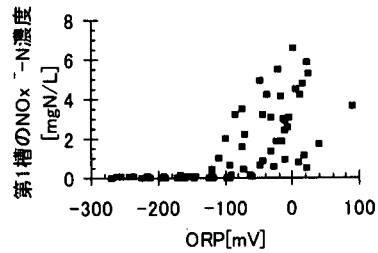


図-15 脱窒とORPの関係

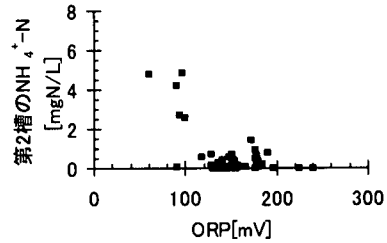


図-16 硝化とORPの関係

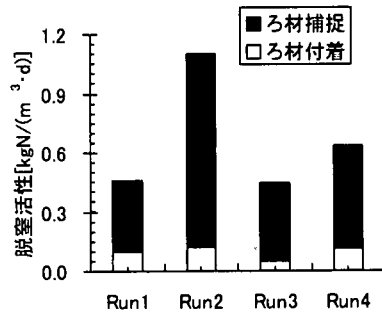


図-17 第1槽における潜在的脱窒活性

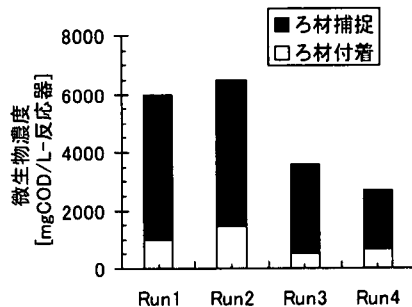


図-18 第1槽における生物量

$0.4 \text{ kgN}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 以上であった。脱窒に寄与する微生物は、洗浄で流出する割合が多いものの、一部は反応器内に残存し、流入下水中にも他栄養性細菌は存在



するので、脱窒成績への影響は特に見られなかった。ろ材捕捉微生物濃度は逆洗後の経過時間が異なるので幅が広く2000~5000 mgCOD/L-反応器 であり、標準活性汚泥法と比較して、多量の微生物を保持していた。捕捉微生物量あたりの脱窒速度は3~11 mgN/(gSS・h)である。これは、凝集沈殿・浮遊微生物処理法による都市下水処理で得られた脱窒速度と同程度であり<sup>2)</sup>、捕捉微生物は十分な脱窒能力を発揮していることが明らかである。損失水頭が極端に増加しない範囲でも十分に微生物を保持することができ、その点が効率的な脱窒速度につながっているものと考えられる。凝集剤添加時に脱窒が不完全であった原因は、保持微生物量が少ない点にある訳でないことも確認された。有機物などの条件が整えば更なる脱窒能力を発揮しようと考えられる。

第2槽における硝化活性および生物量の測定結果を同様にして図-19および図-20にそれぞれ示す。硝化についての温度係数は、1.1とした。低水温期のRun1でも、ろ材付着微生物で0.3 kgN/(m<sup>3</sup>・d)程度の硝化活性が得られた。実際の負荷も0.3 kgN/(m<sup>3</sup>・d)程度で運転されており、負荷に応じた微生物が保持されていたことが分かる。その後水温の上昇に従い、硝化活性は低下し、前述の見かけの硝化速度よりも低い値を示していた。活性測定時にろ材を反応器上部より採取しており、その部分は硝化が完了してアンモニア性窒素の負荷が低かったことによるものと考えられる。一方、捕捉微生物の硝化活性はほとんど検出されなかった。第2槽でのろ材捕捉微生物濃度は、2000~3000 mgCOD/L-反応器 であったが、それらは前槽からの残存有機物除去に関わる他栄養性細菌であり、増殖速度の遅い硝化細菌は主としてろ材表面に付着増殖しているものと考えられる。硝化細菌はろ材に付着保持されており、逆洗でも排出されず、本システムは硝化反応器として適切であることが示された。

#### 4. 結論

本研究では、パイロットプラントにより、前凝集・生物膜ろ過システムを用いた都市下水の高度処理に関する検討を行った。1999年12月から約1年間連続処理運転した。その結果、本システムの処理特性およびその処理機構について以下のようなことが示された。

(1) 前凝集を行った場合、ろ床部の水理学的滞留時間2.0 hで、SS濃度は3 mg/L程度まで、T-COD<sub>Cr</sub>濃度は20 mg/L程度まで、リン濃度は0.2 mgP/L程度まで除

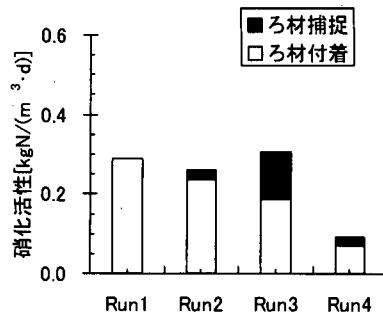


図-19 第2槽における潜在的硝化活性

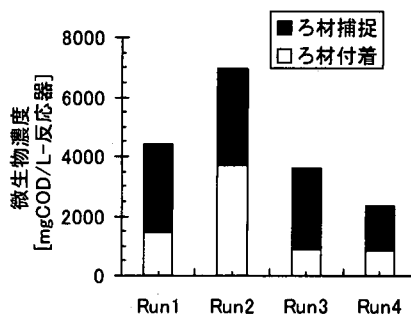


図-20 第2槽における生物量

去されたものの、有機物不足で脱窒が不完全で処理水の窒素濃度は13 mgN/L程度であった。前凝集を行わなかった場合、処理水のSS濃度は7 mg/L程度まで、T-COD<sub>Cr</sub>濃度は40 mg/L程度まで増加したものの、脱窒は完了し窒素濃度は10 mgN/L以下を達成した。なお全期間を通じて、硝化反応は安定してなされていた。

(2) 脱窒を完了させるためには、無酸素槽への流入時に、易分解性S-COD/N比が5以上、S-COD<sub>Cr</sub>/N比では12以上、T-COD<sub>Cr</sub>/N比では18以上に維持する必要があると示された。

(3) 各槽におけるSSの除去率は、凝集剤添加の有無、LVの違いによる差異はほとんど見られなかった。

(4) 自動運転により、安定した逆洗を約1年間行え、逆洗排水量は、処理水量に対して9~16%であった。

(5) ORPが-120 mV以下で脱窒の完了が、+120 mV以上で硝化の完了が示された。

(6) 潜在的脱窒活性は、ろ材付着微生物の活性が0.1 kgN/(m<sup>3</sup>・d)程度、ろ材捕捉微生物の活性が0.4 kgN/(m<sup>3</sup>・d)以上で、捕捉部生物量が大部分を占めていた。潜在的硝化活性は、低水温期でもろ材付着微生物で

0.3 kgN/(m<sup>3</sup>·d)程度が得られた。生物量はいずれの槽も2000~5000 mgCOD/L-反応器以上保持していた。

以上より、前凝集・生物膜ろ過システムは、地域の水循環システムを支えるためのコンパクトで維持管理の容易な処理システムとして有用であり、SS≤10 mg/L, BOD≤10 mg/L, 窒素≤15 mgN/L, およびリン≤0.5 mgP/Lの処理水が安定して得られることが示された。そして、脱窒のための有機物源を添加することで、窒素除去率のさらなる向上が図れるものと考えられる。

謝辞：最後に、本研究は大阪府下水道技術研究会のもとで行ったものであり、本研究を遂行するに当たり御協力いただきました(財)大阪府下水道技術センターならびに大阪府寝屋川北部広域下水道組合の皆様に謝意を表します。

#### 参考文献

- 1) 津野 洋：親水用水としての下水の再利用，環境技術，Vol.29, No.9, pp.691-695, 2000.
- 2) 宗宮 功，津野 洋，貫上 佳則，長谷川 明巧，木下 巖，日高 平：前凝集沈殿・浮遊微生物処理法による都市下水の高度処理に関する研究，下水道協会誌論文集，Vol.36, No.436, pp.87-97, 1999.
- 3) 日高 平，津野 洋，宗宮 功，貫上 佳則，中本 正明：好気性ろ床を組み込んだ前凝集・生物膜プロセスの開発，土木学会論文集，No.643/VII-14, pp.71-80, 2000.
- 4) Tsuno, H., Somiya, I., Kanjo, Y. and Hidaka, T.: Advanced treatment of sewage by pre-coagulation and biofilm process, *Wat. Sci. Tech.*, Vol.43, No.1, pp.327-334, 2001.
- 5) 貫上 佳則，宗宮 功，津野 洋，加賀山 守，木下 巖，今城 宗久，日高 平：前凝集沈殿・付着微生物処理法による都市下水の高度処理に関する研究，下水道協会誌論文集，Vol.37, No.454, pp.131-145, 2000.
- 6) 田中 倫明，渡辺 敦，横内 正治：生物ろ過法を用いた省スペース型窒素・リン除去システムの検討，第33回下水道研究発表会講演集，pp.609-611, 1996.
- 7) 米山 豊，本間 康弘，黄 龍雨，田中 俊博，石井 英俊，上野 孝司，野口 廣：汚泥集約処理における返流水処理システムの開発(近隣の処理場に返流する場合)，環境工学研究論文集，Vol.35, pp.339-349, 1998.
- 8) 上野 孝司，本間 康弘，徳野 光宏：返流水処理における浮上ろ材を用いた生物膜処理法の充填層高の検討，第36回下水道研究発表会講演集，pp.827-829, 1999.
- 9) Rogalla, F. and Bourbigot, M. M.: New developments in complete nitrogen removal with biological aerated filters, *Wat. Sci. Tech.*, Vol.22, No.1/2, pp.273-280, 1990.
- 10) 無津呂 雄二，田尻 英樹，鈴木 辰彦：嫌気性ろ床による窒素除去実験，第35回下水道研究発表会講演集，pp.654-656, 1998.
- 11) 佐竹 純一郎，松田 晃，川崎 健二：生物ろ床法における上向流および下向流方式の排水処理特性の比較，下水道協会誌論文集，Vol.33, No.407, pp.80-92, 1996.
- 12) Koch, G. and Siegrist, H.: Denitrification with methanol in tertiary filtration, *Wat. Res.*, Vol.31, No.12, pp.3029-3038, 1997.
- 13) 京都大学水環境工学研究室：環境生物・化学実験実験指導書，p.56, 1996.
- 14) 本間 康弘，田中 俊博，北村 輝明，米山 豊，上野 孝司，野口 廣：汚泥集約処理における返流水処理システムの開発，環境衛生工学研究，Vol.14, No.3, pp.158-163, 2000.
- 15) 日高 平，西村 文武，津野 洋：硝化槽流入水のORP制御に関する研究，第37回下水道研究発表会講演集，pp.443-445, 2000.

(2001. 1. 29 受付)

## ADVANCED TREATMENT OF SEWAGE WITH PRE-COAGULATION AND BIO-FILTRATION REACTOR

Taira HIDAKA, Hiroshi TSUNO, Naoyuki KISHIMOTO and Masaaki NAKAMOTO

A pre-coagulation and bio-filtration system for water reuse applications is discussed with a pilot plant treating actual municipal sewage for one year. Although denitrification is not accomplished perfectly when pre-coagulation is applied due to lack of organics, concentrations of SS, T-ATU-BOD, T-N and T-P in the effluent are less than 3 mg/L, 10 mg/L, 13 mgN/L and 0.2 mgP/L, respectively, under total hydraulic retention time of 2.0 h in the bio-filter part. Without adding coagulants, T-N concentrations in the effluent of less than 10 mgN/L are achieved. The potential denitrification rate of 0.5 kgN/(m<sup>3</sup>·d) and nitrification rate of 0.3 kgN/(m<sup>3</sup>·d) are obtained even in the cold season. Backwashing is operated automatically. Therefore this process is proved to be applicable with easy maintenance.