

好気性ろ床を組み込んだ 前凝集・生物膜プロセスの開発

日高 平¹・津野 洋²・宗宮 功³・貫上 佳則⁴・中本 正明⁵

¹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)

²正会員 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)

³正会員 工博 京都大学大学院教授 工学研究科環境工学専攻 (〒606-8501 京都市左京区吉田本町)

⁴正会員 工博 大阪市立大学助教授 工学部環境都市工学科 (〒558-5858 大阪市住吉区杉本3丁目3-138)

⁵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)

都市下水を対象として、好気性ろ床を組み込んだ前凝集・生物膜プロセスの処理特性および設計操作因子の検討を、パイロットプラント規模実験により試みた。水温20°Cを下回る低水温期においても生物反応器の水理学的滞留時間8hで、流出SS濃度は5mg/L以下を、流出のT-ATU-BOD濃度は5mg/L以下を、流出T-N濃度は3mgN/L以下を、そして流出T-P濃度は1mgP/L以下を安定して保つことができた。生物処理の最終部に組み込んだ好気性ろ床は、目的とした残存有機物およびSS成分の除去、ならびにDO濃度の回復の機能を十分に果たした。最終沈殿池を省略することで建設費および処理時間を削減でき、本プロセスは既存の施設を活用した都市下水の高度処理に適用可能であることが示された。

Key Words : pre-coagulation, biofilm, nitrogen removal, aerated filter

1. はじめに

近年都市下水処理において、閉鎖性水域の富栄養化に伴う水環境悪化の防止ならびに処理水や発生した汚泥の資源としての再利用など、より高度な事柄が求められるようになってきた。現在、我が国の下水処理場において多く採用されている活性汚泥法は、窒素およびリンについての除去効率が悪く、放流先水域の富栄養化防止の観点からすると有効な処理プロセスとはいえない。さらに、余剰汚泥の大量発生により廃棄物処理の面からも問題が残る。これらの諸問題を解決するプロセスは種々研究開発されているが、都市部においては新たな施設を設置するための敷地を確保することが難しく、既存の施設を活用したより高度な処理が希求されている。こうした要求に応えるために、

(1)生物処理の前段階で凝集沈殿処理を行うことで後続する生物処理槽への有機物およびリンの負荷を軽減し、生物処理では生物膜反応器を用い効率化を図る高度水処理系

(2)汚泥を有機酸発酵やメタン発酵させ、脱窒のための水素供与体やエネルギーを回収する汚泥処理系を組み合わせた「新下水高度処理システム」が検討されている¹⁾。この処理プロセスにより、標準活性汚泥法と同等の滞留時間で有機物のみならず、効率的な窒素およびリンの除去も可能であることが実験的に示された²⁾。本研究では、水処理プロセスである前凝集・生物膜プロセスにおける最後の仕上げ処理の部分に着目し、再曝気槽での余剰有機物の除去とDO濃度回復、ならびに最終沈殿池でのSS成分の除去を好気性ろ床に統合することを試みた。それにより最終沈殿池が不要となり、処

第1槽 第2槽 第3槽 第4槽

表-1 前凝集沈殿の操作条件³⁾

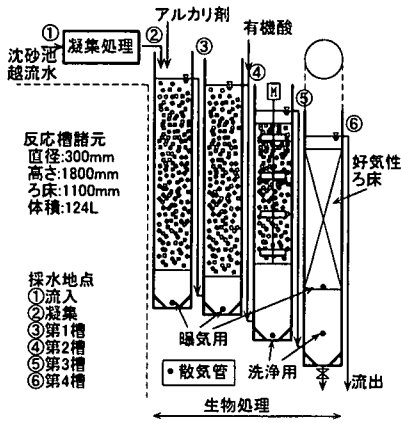


図-1 実験装置

		設定値
FeCl ₃ 添加量		mgFe/L 10
高分子凝集剤添加量		mg/L 0.25
水理的滞留時間 (HRT)	混和槽	min 0.9
	急速攪拌槽	min 4.6
	フロック形成槽1	min 6.6
	フロック形成槽2	min 6.6
G値	混和槽	1/sec 576
	急速攪拌槽	1/sec 195
	フロック形成槽1	1/sec 102
	フロック形成槽2	1/sec 14.5
固液分離装置の水面積負荷率		m ² /day 46
固液分離装置の水理的滞留時間		h 1.3

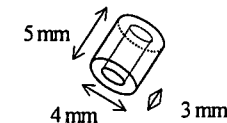


図-2 好気性ろ床のろ材

め的好気槽、第3槽は脱窒のための無酸素槽、ならびに第4槽は余剰有機物の酸化、DO濃度回復およびSS成分除去のための好気性ろ床として運転した。第1槽および第2槽は底部の散気管を通して空気量4~6 m³/(m³・h)で曝気を行った。第1槽~第3槽には微生物付着担体として、15×12×12 mmのポリウレタンフォームを充填率20%で投入した。第3槽には、脱窒により発生する窒素ガスによる担体の浮上防止のため、上部に網を設置した。担体が上部に集中しろ床型となるので、捕捉された固形物の蓄積による流路閉塞の防止および担体からの窒素ガス脱離のため、底部からの空気洗浄を1日に1~6回空気量約24 m³/(m³・h)で1回につき15分間行った。脱窒菌は増殖が速く通性嫌気性であることから、曝気による洗浄でも問題はない。

第4槽の好気性ろ床には、図-2に示されるような中空状のポリプロピレン製のろ材を用い、ろ床厚1100 mmを基本として充填した。ろ材の比重は0.8~0.9である。通水方向を上向流式として浮上性の担体を用いた場合、汚泥引き抜きをろ床下部から行うことにより沈降性のよい汚泥を沈殿回収することができ、ろ過継続時間を長くとることができる。佐竹ほか⁹⁾は下向流に比べて上向流の場合、ろ過継続時間が2~4倍長くなることを示した。

処理を継続するところ材間に捕捉されたSSや増殖した微生物により閉塞が起きるので、洗浄操作が必要である。逆洗においても、上向流式では曝気量を上げてろ材を流動させ、沈降した汚泥をろ床下部から回収することにより、逆洗のための水を別途用意しないでよく⁹⁾¹⁰⁾、その貯留槽などの設備が不要となる点が有利である。そこで通水方向は、上向流とした。散気管は、空気曝気用と空気洗浄用の2本を設置した。空気曝気用

理時間の短縮や敷地の節約につながると考えられる。そこで、都市下水を対象としたパイロットプラント規模の好気性ろ床を組み込んだ前凝集・生物膜プロセスについて、生物膜による窒素除去および好気性ろ床での処理に焦点をあて、処理特性の把握、設計操作因子の実験的検討を試みた。

2. 実験方法

(1) 実験装置

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。その沈砂池越流水を本研究の対象下水とし、それに凝集剤としてFeCl₃およびアニオン系高分子凝集剤を添加し、固液分離装置で処理した後に生物処理を行った。固液分離装置としては、通常の沈殿池の流出側にろ材を充填した高効率固液分離装置を用いた³⁾。この装置により、固液分離の高速化およびSS成分除去率の向上が図れる。前凝集沈殿処理での操作条件を表-1に示す。

生物反応器は、容積0.124 m³(直径300 mm、水深1800 mm)の内筒形の槽4槽を直列でカスケード型に並べた。生物処理槽の第1槽および第2槽は有機物酸化と硝化のた

表-2 実験条件

Run No.		1	2	3	4
日付		'98/1/27~3/18	'98/3/31~6/18	'98/6/19~7/24	'98/7/25~9/10
経過日数	day	1~49	63~142	143~179	180~226
水温	°C	18~19	20~27	26~32	30~33
HRT	h/槽	2	2	2	2
第1槽および第2槽の空気量	m ³ /(m ³ ·h)	5.5	4	1.7~4	4
第3槽の攪拌パドル		無し	無し	有り	有り
第4槽の通水速度(LV)	m/day	21	21	21~62	21
第4槽の空気量	m ³ /(m ³ ·h)	2.4~6.0	0.6	0.6	0.6~1.2
第4槽のS-ATU-BOD容積負荷率	kgBOD/(m ³ ·day)	0.7~1.9	0.0~0.3	0.1~0.8	0.0~0.1
第4槽好気性ろ床ろ床厚	mm	1100	1100	1100	550

表-3 測定項目および測定方法

測定項目	単位	測定方法
水温	°C	ガラス電極計(YSI MODEL 58 DISSOLVED OXYGEN METER)
DO	mg/L	ガラス電極計(YSI MODEL 58 DISSOLVED OXYGEN METER)
pH	-	ガラス電極計(セントラル科学 pH/ORPメーター UC23型)
アルカリ度	mgCaCO ₃ /L	下水試験法(総アルカリ度)
SS	mg/L	下水試験法(ガラス繊維濾紙法)
COD _{Cr}	mg/L	Standard Methods(Closed Reflux, Titrimetric Methods)
BOD	mg/L	下水試験法(DO濃度は、ウインクラー・アジ化ナトリウム変法にて測定)
NH ₄ ⁺ -N	mgN/L	インドフェノール法(SHIMADZU UV-1600)
NO _x ⁻ -N	mgN/L	Cu-Cd還元 N-1-ナフチルエチレンジアミンスルファニル酸法(プランルーベ社製オートアナライザー II)
(T-S)-N	mgN/L	アルカリ性ペルオキシニ硫酸カリウムで分解後、Cu-Cd還元 N-1-ナフチルエチレンジアミンスルファニル酸法(プランルーベ社製オートアナライザー II)
(T-S)-P	mgP/L	酸性ペルオキシニ硫酸カリウムで分解後、モリブデン青法(SHIMADZU UV-1600)

はろ材充填部の下端に、空気洗浄用は第4槽の下部に設置した。洗浄操作は、空気洗浄を空気量約36 m³/(m³·h)で10分間行い、その後下部から排水することで行った。

第3槽および第4槽の空気洗浄や排水はタイマーに接続した電磁弁により制御した。そして、第1槽へは硝化反応で消費されるアルカリ度を補うためのアルカリ剤を、第3槽へは脱窒のための水素供与体として有機酸をそれぞれ注入できるようにポンプなどを設置した。本プロセスでは、貫上ほか²⁾により、硝化のためにアルカリ剤添加の必要性が示されている。

(2) 運転状況

1998年1月27日から、表-2に示す運転条件の下で連続処理運転を行った。処理水量は61.8 L/h(1.44 m³/day)とし、水理学的滞留時間(HRT)は生物処理槽全体で8 h(各槽のHRTは2 h)に設定した。第3槽では空気洗浄をRun 1で1日1回、Run 2および3で1日3~6回行った。また第4槽で連続運転時には、1~2日に1度洗浄操作を行った。第1槽への

アルカリ剤としては、炭酸水素カリウムを反応槽中のアルカリ度が40 mgCaCO₃/L増加するように添加した。本研究は生物処理の検討が目的であり、有機酸発酵が律速とならないように、第3槽へは有機酸として酢酸ナトリウムを注入した。宗宮ほか⁷⁾や金・宗宮⁸⁾の研究結果により、本プロセスで意図している前凝集汚泥からの有機酸発酵による有機物回収は実現可能であると考えられる。注入量は、80~100 mgCOD/Lに相当する量とし、流入C/N比を2以上に維持した。処理水の目標水質は、BOD<5 mg/L、SS<5 mg/L、窒素<5 mgN/L、リン<1 mgP/Lとした。

最初のRun 1では、第3槽の洗浄頻度を少なくすることで第4槽への有機物負荷を増加させ、好気性ろ床における有機物除去能力を確認した。続くRun 2では第3槽の洗浄頻度を増やし、第4槽への有機物負荷の低下にあわせて第4槽の空気量は0.6 m³/(m³·h)に設定して運転した。その後Run 3では、硝化に必要な空気量および好気性ろ床の通水速度(LV)による影響を検討するために、適宜設定

表-4 人工下水の内容

硝化用		脱窒用	
構成物	添加量	構成物	添加量
NH ₄ Cl	77 mg	KNO ₃	180 mg
NaHCO ₃	346 mg	CH ₃ COONa	200 mg
KH ₂ PO ₄	10 mg	NaHCO ₃	5 mg
MgSO ₄ ·7H ₂ O	60 mg	KH ₂ PO ₄	7.5 mg
水	1 L	MgSO ₄ ·7H ₂ O	50 mg
		水	1L

条件を変更した運転を行った。その期間は、第1槽および第2槽での硝化への影響と第4槽でのLVの影響を別々に考察した。最後のRun 4では、好気性ろ床のろ床厚を半分の550 mmとし、その他の条件はRun 2と同一にして運転した。

処理状況を把握するため、週1~2回の頻度で水温、DO、pH、ORP、アルカリ度ならびにSSを現地で測定し、また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、COD_{Cr}、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。測定項目および測定方法を表-3に示す。なお、以下の記述での「T-」および「S-」は全および溶解性の意であり、「流入」は沈砂池越流水を、「凝集」はその流入水を凝集沈殿処理した水で生物処理槽に流入する水(以下、前凝集下水と呼ぶ)を、「第1~4槽」は生物処理槽の各該当槽からの流出水を指す。本研究では最終沈殿池を設けていないので、第4槽の流出水が本プロセスの流出水となる。

第4槽の好気性ろ床においては、ろ材は上部2/3の部分に充填し上向流で運転したので、下部は沈殿池としての機能を有していると考えられる。そこで、洗浄時に沈殿しているSS成分とろ床部に捕捉されているSS成分の量を別々に測定することで、沈殿池としての機能を測定した。

(3) 微生物付着担体の評価

微生物付着担体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37日目(Run 1)、143日目(Run 2)および206日目(Run 4)に、付着生物量および潜在的硝化・脱窒活性の測定を行った。潜在的活性は、DO濃度や基質濃度が律速とならない反応に最適な条件下で得られる最大限の硝化・脱窒活性である。

担体に付着増殖した生物量を測定するために、取り出した担体に対して、超音波による剥離(20kHz, 90wの条件下で30秒以上⁹⁾を3回以上と、0.1N NaOHによる抽出(1 h)¹⁰⁾を2回行った。このようにして担体から得られた微

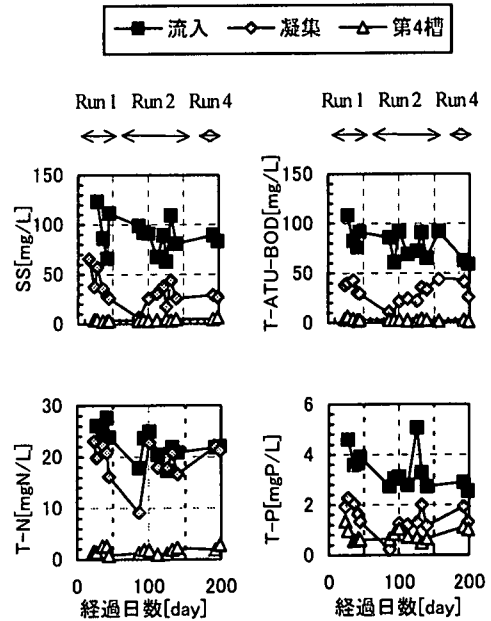


図-3 水質経日変化

表-5 Run 1における平均水質と平均除去率

	流入	凝集	第3槽	第4槽	※	
pH	-	7.5	7.1	7.7	7.8	-
アルカリ度	mgCaCO ₃ /L	144	140	216	220	-
SS	mg/L	97	41.5	22.3	3.5	96.4
T-COD _{Cr}	mg/L	185	82.4	-	34.3	81.5
S-COD _{Cr}	mg/L	71.0	48.4	103	27.7	61.1
T-BOD	mg/L	-	-	-	4.4	-
T-ATU-BOD	mg/L	89.6	36.2	-	3.7	95.8
S-ATU-BOD	mg/L	31.3	18.9	73.1	2.1	93.4
T-N	mgN/L	25.6	20.4	-	1.8	92.9
S-N	mgN/L	19.4	17.5	4.2	1.4	92.6
NH ₄ ⁺ -N	mgN/L	17.2	15.9	0.4	0.0	99.8
NO _x ⁻ -N	mgN/L	0.4	0.0	3.1	1.0	-
T-P	mgP/L	3.9	1.8	-	0.7	82.0
S-P	mgP/L	2.2	0.7	-	0.7	68.8
PO ₄ ³⁻ -P	mgP/L	1.7	0.4	-	0.6	66.0

※除去率[%]=(流入-第4槽)/流入×100

流入・凝集(斜線で表記)は、SSより固形性成分を推定

生物は、マイクロビュレット法¹¹⁾に準拠したタンパク質量として測定し、反応槽内のSS濃度に換算した。

硝化菌・脱窒菌の存在量ならびにその潜在的活性の把握を目的として硝化・脱窒活性の測定を回分式で行った。活性測定は、各槽より微生物付着担体を取り出して1 L ビーカーに充填率10%になるように投入し、表-4に示す組成の人工下水を添加した。その後、硝化の場合はエ

アーポンプで曝気を、脱窒の場合はスターラーによる攪拌を行った。ピーカー内における酸化態窒素濃度の経時変化を測定することで、硝化・脱窒速度を算出した。

3. 実験結果および考察

(1) 処理成績

日常採水での各水質項目の経日変化を図-3に、低水温期であるRun 1における平均水質と平均除去率を表-5に示す。なお、Run 1の期間の流入および凝集におけるT-CODCr、T-ATU-BOD、T-N、T-P濃度は、コンポジットサンプルの溶解性成分濃度に、スポット採水で測定したSS濃度に各成分の含有率を乗ずることで求めた固形性成分濃度を加えた結果である。含有率は、Run 2およびRun 4の測定結果より算出した。凝集沈殿処理により、生物処理槽へ流入するSS成分濃度の時間変動は和らいでおり¹²⁾、処理の概況を把握するのに有効であると考えられる。

アルカリ度は第1槽に40 mgCaCO₃/L添加したことにより、硝化が進行し最も低下する第2槽でも50 mgCaCO₃/L以上を安定して維持した。pHでは6.8以上が保たれ、硝化への影響は生じなかったと考えられる。

処理水のSSについては、連続運転中は好気性ろ床での洗浄操作を1~2日に1度行ったことで、5 mg/L以下に維持された。

T-CODCr成分は、流入する150~200 mg/L程度の内約半分が凝集沈殿処理により除去され、生物処理槽での除去後最終的には20~30 mg/Lの濃度で流出した。BOD成分の除去は主として第1槽で行われ、S-ATU-BOD濃度は平均2.5 mg/L、最大でも4.4 mg/L以下まで減少した。このため、前凝集処理を行うことにより生物処理槽への負荷が軽減され、好気槽にて硝化を進行させることが可能となった。第3槽では脱窒のために酢酸ナトリウムを加えたが、第4槽のT-BOD濃度は4.4 mg/L以下に、S-ATU-BOD濃度は3.0 mg/Lに維持でき、易分解性溶解性有機物の除去は確実に行われたといえる。

窒素については、第2槽におけるアンモニア性窒素濃度が12 mgN/L以下であり、硝化はほぼ完全に行われた。第3槽での脱窒も良好に行われ、最終的な流出T-N濃度は平均2 mgN/L、最大2.8 mgN/Lであり、除去率にして90%程度を安定して維持できた。

リンは前凝集処理によりT-Pで1.5 mgP/L程度まで、またオルトリンは0.4 mgP/L程度まで低下した。その後の生物処理槽での除去を含めると、処理水においてT-P濃度1 mgP/L以下を安定して維持できた。

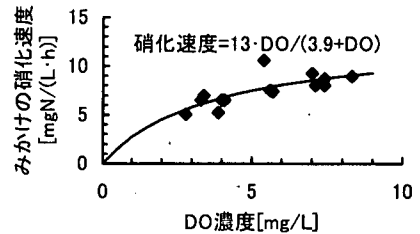


図-4 DO濃度とみかけの硝化速度の関係

(2) 生物膜による窒素除去に関する検討

a) 硝化へのDO濃度の影響

硝化は好気性条件下で進行するので、DO濃度の影響が重要となる。IAWPRC(現IAWQ)は、硝化に関するDO濃度の影響についてMichaelis-Menten型の式で表した際の半飽和定数を0.5~2.0 mg/Lとしている¹³⁾。二重管縦型反応器において浮遊微生物を用いて生物学的窒素除去を試みた藤原ほか¹⁴⁾は、DO濃度が0.5 mg/L以上となる部分の容積が反応槽全容積中に占める割合を硝化に関する指標として用いている。一方、近年では生物膜反応器を用いた硝化の解析も行われてきた。担体を用いた場合、浮遊微生物より高い半飽和定数が示されている例も多い。局ほか¹⁵⁾は、外径4 mm、内径3 mm、および長さ5 mmの中空円筒状のポリプロピレン製担体を用いて、アンモニア性窒素除去速度におけるDO影響の半飽和定数を1.9 mg/Lとした。岡部ほか¹⁶⁾は、球状の親水性ゲルを粒径5 mmで微生物付着担体として用いて、DO濃度の影響について検討した。浮遊微生物の場合はDO濃度1 mg/L以上で硝化速度はほぼ一定であったが、微生物付着担体の場合は、DO濃度が6.8 mg/Lの時に比べて、3 mg/Lの時は60%、1 mg/Lの時は20%程度に低下しており、DO濃度の影響が大きいことを示した。全体としては、DO濃度の硝化への影響の半飽和定数は浮遊微生物型に比して生物膜反応器を用いた場合高くなる傾向がある。これは、生物膜内部へのDO拡散の影響によるもので、生物膜反応器を用いた硝化を行う場合は特に、DO濃度が重要な因子となることが考えられる。

図-4に第2槽でのDO濃度とみかけの硝化速度の関係を示す。みかけの硝化速度は、第1槽と第2槽の酸化態窒素濃度の差をHRTで除することで求めた。硝化がほぼ完全に達成された場合はみかけの硝化速度が小さくなる恐れがあるので、第2槽における残存アンモニア性窒素濃度が0.5 mgN/L以上の場合のみの値を選択し、アンモニア性窒素濃度の影響を除いた。ここで、日常の維持管理に置いて重要となる操作因子としてDO濃度および空気量の影響を検討するために、DO濃度に関する半飽和

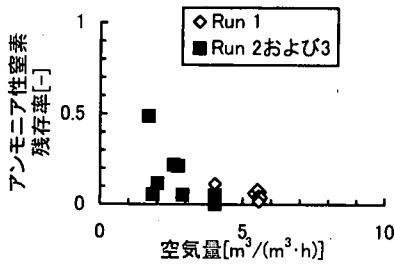


図5 空気量とアンモニア性窒素残存率の関係

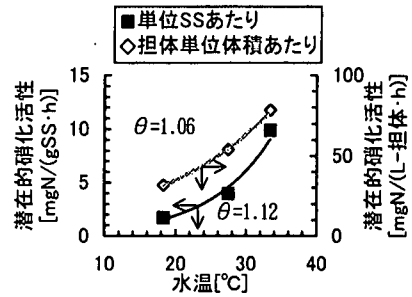


図6 潜在的硝化活性の水温影響

定数の値を求めたところ、39 mg/Lであった。これは他の研究例に比して大きく、DO濃度の影響を受けやすいことを示している。本研究で用いた担体は体積が他の研究例に比して大きいことが高い半飽和定数の原因の一つと考えられる。しかし、反応槽内における担体の分離の観点からこの大きさが適切であり、また目標水質は達成されているので、本研究で用いた担体は実用に値すると考えられる。

b) 硝化と空気量

標準活性汚泥法の実施設における解析を行った北谷・多田¹⁷⁾は、曝気槽内のDO濃度が40 mg/L近辺の低濃度でも酸素供給が行われていれば硝化反応が進むことを示した。そして硝化反応の制御因子はDO濃度よりも送気量で考えた方がより適切な管理が可能であるとしている。外径4 mm、内径3 mm、および長さ5 mmの中空円筒状のポリプロピレン製担体を用いた高橋ほか¹⁸⁾は、処理水量に対する空気倍率とアンモニア性窒素除去率の間に明確な関係を示しており、空気倍率13.5倍程度で30～50%、20倍以上で80%以上の除去率を報告している。

そこで空気量の硝化反応に与える影響の検討を行った。硝化達成の指標としては以下の式に基づくアンモニア性窒素残存率を用いた。

$$\text{アンモニア性窒素残存率}[\%] = N_1/N_2 \quad (1)$$

ここで、 N_1 は第2槽におけるアンモニア性窒素濃度[mgN/L]、 N_2 は前凝集下水におけるアンモニア性窒素濃度[mgN/L]である。空気量とアンモニア性窒素残存率の関係を図-5に示す。これより、空気量が高いほどアンモニア性窒素残存率は低下していることが分かる。低水温期であるRun 1では空気量が $5.5 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ 以上でアンモニア性窒素残存率0.1以下を達成している。Run 2および3では水温が上がりアンモニア性窒素の負荷が低下したことから、空気量が $4 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ 以上でアンモニア性窒素残存率0.1以下を達成した。

好気槽の空気量を $5.5 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ とする場合、生物処理槽における空気倍率(処理水量に対する空気量の割合)は23.5となる。本プラントは曝気水深が1.75 mであり、水深がさらに深い場合必要空気量は少なくなる。 $K_L a$ (総括

酸素移動容量係数)の水深影響については、水深の0.7乗程度に比例して大きくなるとして¹⁹⁾²⁰⁾、曝気水深4 mおよび6 mを想定した場合、必要空気倍率は13および9.9となる。標準活性汚泥法における一般的な値は3～7²¹⁾であるが、これは有機物除去が中心であり、本研究は硝化反応が重要なため単純に比較することができない。そこで理論上反応に必要な酸素量を求めて検討した。ここでは、BOD1 mgの酸化に0.5 mgの酸素が、アンモニア性窒素1 mgを硝化するには4.57 mgの酸素が必要であるとす。標準活性汚泥法における曝気槽流入T-BOD濃度を120 mg/Lとすれば、必要酸素量は60 mg/Lである。一方本プロセスにおいて、前凝集下水のT-BOD濃度を40 mg/L、硝化すべきアンモニア性窒素濃度を20 mgN/Lとすれば、有機物除去および硝化反応のために111.4 mg/Lの酸素が必要である。これは、標準活性汚泥法の場合に比して約1.9倍である。これより、必要空気倍率が標準活性汚泥法の値より高いのは、理論上必要な酸素量が増加しているためであり、担体を用いることで酸素供給の効率は特に悪化しないと考えられる。

c) 潜在的硝化活性

水温と潜在的硝化活性の関係を、図-6に単位SSあたりおよび担体単位体積あたりでそれぞれ示す。温度影響を硝化活性が θ^{T-20} (θ :温度係数[-], T:水温[°C])に比例するとした場合、単位SSあたりで $\theta=1.12$ となり、一般的に示されている値に合致する。一方、担体単位体積あたりの場合 $\theta=1.06$ となり、温度影響は和らいでいる。この場合、水温が10°C異なる際の影響差が1.7倍に相当する。これは、担体を用いるとSRT(固形物滞留時間)を長くとることができ、低水温期でも流入してくる窒素負荷に応じた硝化菌が保持され、見かけの上で温度係数を小さくできることを意味している。水温18°Cにおける硝化活性は1.8 mgN/(gSS·h)であり、浮遊型で硝化を行う場合と同程度である。その際の微生物保持量は反応器体積基準のSS濃度に換算して約3800 mg/Lであった。以上のことより、担体を用いた場合、複雑な操作を必要とせず効率的に硝化菌を保持できることが示

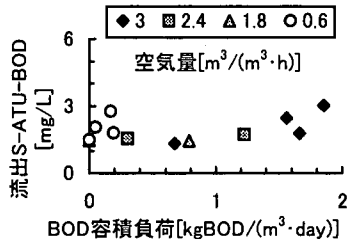


図-7 BOD負荷と有機物除去

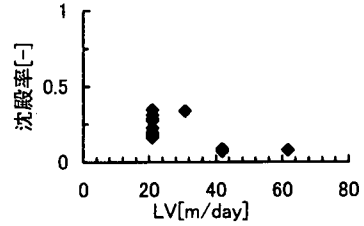


図-9 LVと沈殿率の関係

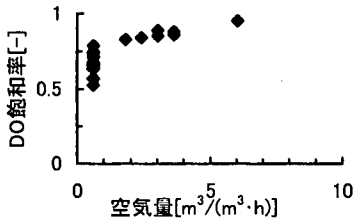


図-8 空気量とDO濃度回復

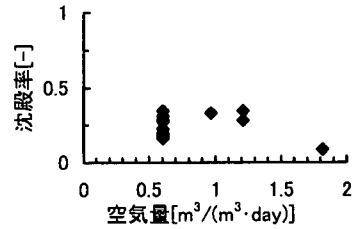


図-10 空気量と沈殿率の関係

された。

d) 脱窒に関する検討

本研究における潜在的脱窒活性は、Run 1, 2および4でそれぞれ50, 102および170 mgN/(L・担体・h)であり、十分に窒素を除去する能力を有していた。そして微生物量は、低水温期のRun 1で反応器体積基準のSS濃度に換算して約3700 mg/L、パドルを設置したRun 4でも約2000 mg/L保持していた。

(3) 好気性ろ床の機能評価

a) ろ材付着生物量

好気性ろ床(第4槽)におけるろ材付着微生物保持量は、SS濃度に換算して反応器体積基準で1500~2000 mg/L程度を安定して維持していた。生物膜反応器として十分な微生物を保持していることになり、一方洗浄操作により、微生物の過剰な溜まり込みは生じていないことが確認された。

b) 有機物負荷への応答

図-7に第4槽へのS-ATU-BOD濃度より算出したBOD容積負荷率と流出S-ATU-BOD濃度の関係を示す。2 kgBOD/(m³·day)程度の負荷に対しても、95%以上が除去されている。この値は標準活性汚泥法における一般的な値である0.3~0.8 kgBOD/(m³·day)²¹⁾よりも高く、好気性ろ床は有機物の効率的な除去に有用であることが示された。これは好気性ろ床は微生物保持が捕捉される分も加えて有効に行えることによると共に、第3槽での添

加残存有機物が易分解性の酢酸ナトリウムであったことにもよるものと考えられる。そして、好気性ろ床の有機物負荷として妥当な値と言われている2-3 kgBOD/(m³·day)²²⁾と同程度である。

c) 空気量とDO濃度の関係

図-8に、ろ床厚1100 mmの際の空気量と流出部におけるDO飽和率の関係を示す。空気量の増加に従いDO飽和率も増加する傾向が表れている。空気量が0.6 m³/(m³·h)の場合でも、DO飽和率は0.5以上、DO濃度にしてほぼ4 mg/L以上を維持しており、本プロセスにおけるDO濃度回復の役割は十分に果たされている。

d) ろ床下部での沈殿効果

SSの沈殿率を、「下部に沈殿したSS量の第4槽への流入SS量に対する割合」と定義し、図-9および図-10に沈殿率の測定結果をLVおよび空気量に応じて示す。空気量が0.6 m³/(m³·h)、LVが21 m/dayの場合、約20~35%のSSが沈殿により除去された。LVが増加するに従い、沈殿率は減少している。空気量については1.2 m³/(m³·h)までなら顕著な影響が見られないが、1.8 m³/(m³·h)の場合9%にまで低下した。

汚泥沈降速度分布の測定結果によると、LVが21 m/day(=1.5 cm/min)の場合、理論上は85%のSS成分が沈降するはずである。実際の沈殿率が低かったのは、ろ床下部の規模が一般的な円形沈殿池と比較して小さく、ろ材充填部の下部に設置した散気管による水流の乱れが沈殿効果に大きな影響を与えていることが考えられ

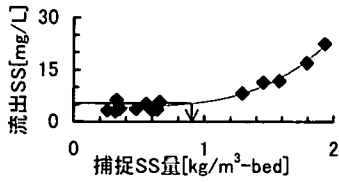


図-11 捕捉SS量と流出SS濃度の関係

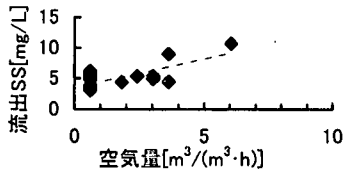


図-12 空気量と流出SS濃度の関係

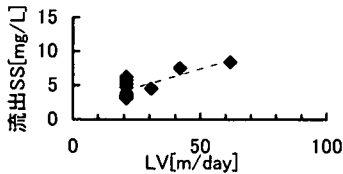


図-13 LVと流出SS濃度の関係

る。しかし、上向流とすることで生じる沈殿効果により、ろ床部への負荷が和らげられ、ろ床の洗浄間隔を長くとれることは明らかに示されている。

e) LVおよび空気量の影響

好気性ろ床の操作因子の検討を行うために、LV 21 m/day、空気量0.6 m³/(m³·h)におけるろ床単位体積あたりの捕捉SS量と流出SS濃度の関係を図-11に示す。捕捉SS量とは、ろ床部に捕捉されたSS量であり、沈殿した分は含まれない。この図に示される範囲で損失水頭は生じず、流出の目標SS濃度を5 mg/Lに設定する場合、洗浄操作は損失水頭ではなく流出SS濃度に応じて行うべきであることが明らかになった。通常の急速ろ過と異なり好気性ろ床は曝気を行っており、本研究で用いたろ材は中空状であったので、損失水頭が生じにくかったものと考えられる。藤田ら²⁾は、浄水における除鉄処理にて、無曝気ろ過池では2日で損失水頭が0.45 mに達したのに対して、曝気ろ過池では3日経過しても0.05 mにも達しなかったことを報告した。その理由は、空気泡が水の通り道をつくるように作用しているからと考えている。処理を継続し捕捉SS量が増加するに従い流出SS濃度が増加しており、流出SS濃度を5 mg/L以下に維持するために、捕捉SS量は0.9 kg/m³-bed以下である必要が示さ

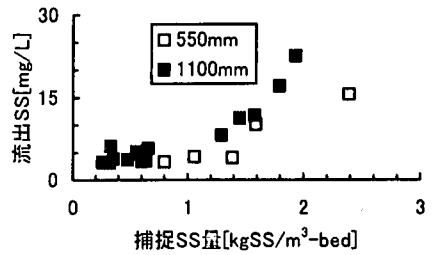


図-14 ろ床厚の影響

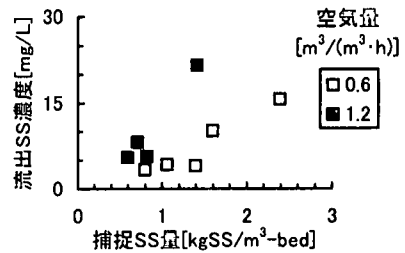


図-15 ろ床厚550 mm時の空気量影響

れている。このような目標水質を維持するために保持可能なSS量を「限界捕捉SS量」と呼ぶことにする。この値は、他の研究で示されている限界捕捉SS量1.5 kg/m³-bed²⁾、0.5 kg/m³-bed²⁾と同程度である。

得られた限界捕捉SS量0.9 kg/m³-bed以下の場合、LV 21 m/dayにおける空気量と流出SS濃度の関係を図-12に、空気量0.6 m³/(m³·h)におけるLVと流出SS濃度の関係を図-13に示す。LV、空気量いずれも増加するに従い流出SS濃度が増加する傾向が読みとれる。LVおよび空気量が増加すると剪断力が強まり、同じ捕捉SS量の場合でも剥離が盛んになり、流出SS濃度の増加につながると考えられる。これらより、限界捕捉SS量0.9 kg/m³-bed以下において流出SS濃度5 mg/L以下を求めるには、LVを31 m/day以下、もしくは空気量を3 m³/(m³·h)以下にすればよいと推察される。

f) ろ床厚の影響

図-14にろ床厚1100 mmと550 mmの場合の捕捉SS量と流出SS濃度の関係を示す。これは、LVを21 m/day、空気量を0.6 m³/(m³·h)として運転した際の結果である。ろ床厚を550 mmにした場合でも、流出SS濃度を5 mg/L以下に維持するための限界捕捉SS量は1100 mmの場合と同程度である。これより、比較的上部でもろ過機能が活用されていることが分かり、これは曝気を行っている好気性ろ床の特徴であると考えられる。

図-15では、ろ床厚550 mm、LV 21 m/dayとした際の空

気量の影響について検討した結果である。ろ床厚1100 mmの場合は空気量を $3 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ に上げてても流出SS濃度への影響が顕著に見られなかった。これに対して、ろ床厚550 mmの場合は、空気量を $0.6 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ から $1.2 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ に上げた際の流出SS濃度の増加が大きく、目標水質である 5 mg/L を超えている。

ろ床厚を550 mmにした場合、空気量が $0.6 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ の時の限界捕捉SS量は1100 mmの場合とほぼ同じであるが、空気量を上げた際の影響を受けやすいことが示された。ろ床厚を小さくする場合は、安定性が悪くなるものと考えられる。

4. 本プロセスの評価

Run 1, Run 2およびRun 4のいずれにおいても良好な処理がなされており、処理水での目標水質を安定して維持することができた。生物処理の最終部に組み込んだ好気性ろ床は、目的とした残存有機物およびSS成分の除去、ならびにDO濃度の回復の機能を十分に果たすことができた。それにより、従来のプロセスに比して最終沈殿池が不要となり、処理時間の短縮につながる。好気性ろ床の洗浄による排水量は処理水量に対して、1日1回の頻度で11%、2日に1回の頻度で5%となり、実用上問題ないと考えられる。

貫上ほか²⁾の実験結果と比較すると、最終沈殿池を省略して彼らと同様の処理が実現可能であった。これは、洗浄による排水を考慮してもHRTにして2 h程度の短縮につながる。これより、生物処理および最終沈殿池の合計HRTは8 hでよいことが示された。よって本プロセスは、既存の施設を活用した都市下水の高度処理に適用可能であると考えられる。

5. 結論

本研究では、パイロットプラントにより、好気性ろ床を組み込んだ前凝集・生物膜反応器を用いた都市下水の高度処理に関する検討を行った。生物反応器では、「好気槽(4 h)→無酸素槽(2 h)→好気性ろ床(2 h)」のフローを基本として、1998年1月27日から連続処理運転した。その結果、生物膜による窒素除去および好気性ろ床での処理について以下のようなことが示された。

(1) 水温 20°C を下回る低水温期においても生物反応器の水理学的滞留時間8 hで有機物、窒素およびリンについて安定した処理を行うことができた。すなわち、流出T-ATU-BOD濃度は 4.4 mg/L 以下を、流出T-N濃度は 2.8

mgN/L 以下を、そして流出T-P濃度で 1 mgP/L 以下を安定して保つことができた。SSについては、好気性ろ床の洗浄操作を1~2日に1度行ったことで、 5 mg/L 以下に維持された。

(2) 硝化速度のDO濃度に関する半飽和定数の値は 3.9 mg/L と比較的高く、水温 20°C を下回る低水温期において、水深 1.8 m の反応器で空気量が $5.5 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ 以上の場合にアンモニア性窒素残存率 0.1 以下を達成した。硝化活性の温度影響を θ^{T-20} (θ :温度係数, T:水温)に比例すると表した場合、単位SSあたりで $\theta=1.12$ 、担体単位体積あたりで $\theta=1.06$ となり、担体を利用することで見かけ上の温度影響が和らいだ。そして脱窒についても、担体の有用性が示された。

(3) 好気性ろ床においては、 $2 \text{ kgBOD}/(\text{m}^3 \cdot \text{day})$ 程度のBOD容積負荷率に対してもBOD成分はほぼ除去され、空気量が $0.6 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ の場合でも流出部のDO飽和率は 0.5 以上を維持した。通水方向を上向流としたことで、空気量が $0.6 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ 、LVが 21 m/day の場合、流入したSS成分のうち約 $20\sim 35\%$ が沈殿し、ろ床部への負荷を和らげた。そして、捕捉SS量 $0.9 \text{ kg}/\text{m}^3\text{-bed}$ 以下において、ほぼ流出SS濃度 5 mg/L 以下が保たれた。しかし、ろ床厚を短くする場合は、安定性が悪くなることが考えられた。

(4) 生物処理の最終部に組み込んだ好気性ろ床は、目的とした残存有機物およびSS成分の除去、ならびにDO濃度の回復の機能を十分に果たした。最終沈殿池を省略することで建設費および処理時間を削減でき、本プロセスは既存の施設を活用した都市下水の高度処理に適用可能であることが示された。

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は謝意を表します。

参考文献

- 1) 宗宮 功, 金 東夏, 立木 祐子: 高度下水処理法の処理効率と経済性の評価, 下水道協会誌, Vol.31, No.372, pp.32-40, 1994.
- 2) 貫上 佳則, 宗宮 功, 津野 洋, 長谷川 明巧: 前凝集沈殿・接触酸化法による窒素除去に関する研究, 第35回下水道研究発表会講演集, pp.594-596, 1998.
- 3) 鍋島 良宏, 神谷 佳宏, 野口 基治: 前凝集と担体添加生物処理による高度処理システム, 第35回下水道研究発表会講演集, pp.591-593, 1998.
- 4) 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.
- 5) 胡 海軍, 西嶋 涉, 正藤 英司, 岡田 光正: 生物ろ過法の浄化機構, 水環境学会誌, Vol.18, No.5, pp.412-418, 1995.
- 6) 片岡 克之: 好気性ろ床の逆洗操作の不要化の検討, 第31回下水道研究発表会講演集, pp.370-372, 1994.
- 7) 宗宮 功, 岡田 昭彦, 金 ジョンオ: 回転平膜を用いた前凝集汚泥からの低級脂肪酸の回収, 下水道協会誌論文集, Vol.35, No.434, pp.131-142, 1998.
- 8) 金 ジョンオ, 宗宮 功: 間欠オゾン処理による有機酸発酵槽の有機物分解およびセラミック膜ろ過特性改善に関する研究, 下水道協会誌論文集, Vol.36, No.437, pp.101-109, 1999.
- 9) 西村 文武, 津野 洋, 宗宮 功: 付着微生物量の測定に関する研究, 環境衛生工学研究, Vol.10, No.3, pp.245-250, 1996.
- 10) 寺山 喜信, 西村 孝: 好気性ろ床を用いた循環式硝化脱窒法の研究, 下水道協会誌論文集, Vol.34, No.419, pp.37-48, 1997.
- 11) 日本生化学会編: 生化学実験講座 1 タンパク質の化学 I 一分離精製一, 東京化学同人, 1976.
- 12) 木下 巖: 前凝集下水を対象とした高度付着微生物反応器の開発研究, 京都大学修士論文, 1998.
- 13) IAWPRC: Science and Technical Reports No.1 Activated Sludge Model No.1, 1987.
- 14) 藤原 拓, 津野 洋, 宗宮 功, 奥野 芳男: 二重管型反応器による下水からの効率的窒素除去法の操作因子に関する研究, 下水道協会誌論文集, Vol.34, No.419, pp.63-75, 1997.
- 15) 局 俊明, 高橋 正宏, 石井 正敏: 担体投入型生物処理システムの設計・制御因子について, 下水道協会誌論文集, Vol.32, No.383, pp.50-63, 1995.
- 16) 岡部 三郎, 阿部 庄治郎, 西村 孝彦: 担体投入型一無酸素一好気法によるりん・窒素同時除去に関する研究, 下水道協会誌論文集, Vol.32, No.393, pp.36-51, 1995.
- 17) 北谷 道則, 多田 実: 実施における硝化速度の解析, 下水道協会誌論文集, Vol.34, No.419, pp.49-61, 1997.
- 18) 高橋 正宏, 石井 正敏, 局 俊明: 担体投入型生物処理システムの処理性能に関する一考察, 下水道協会誌論文集, Vol.31, No.379, pp.49-60, 1994.
- 19) W.WECKENFELDER, JR, D.J.O'CONNOR 原著, 岩井 亘久 訳: 廃水の生物学的処理, pp.102-104, 1965.
- 20) 藤原 拓: 二重管型反応装置の硝化脱窒プロセスへの適用に関する研究, 京都大学博士学位論文, 1999.
- 21) 社団法人日本下水道協会: 下水道施設設計指針と解説—1984年版—, 1985.
- 22) 須藤 隆一編著: 微生物固定化法による排水処理, 産業用水調査会, p.139, 1988.
- 23) 藤田 賢二, 室石 泰弘, カンサカル B.R.: 曝気ろ過池によるアンモニア態窒素の硝化, 水道協会雑誌, Vol.56, No.635, pp.2-15, 1987.
- 24) 府中 裕一: 生物膜ろ過装置による有機性廃液の処理, 用水と排水, Vol.25, No.5, pp.59-67, 1983.
- 25) 田山 和夫, 大嶋 吉雄, 三品 文雄, 室谷 憲男: 好気性ろ床法による雨天時合流下水の高度処理, 下水道協会誌, Vol.30, No.353, pp.64-70, 1993.

(1999. 5. 12 受付)

DEVELOPMENT OF PRE-COAGULATION AND BIOFILM PROCESS WITH AERATED-FILTER

Taira HIDAKA, Hiroshi TSUNO, Isao SOMIYA, Yoshinori KANJO and Masaaki NAKAMOTO

The treatment performance and operational parameters of the process, which was composed of pre-coagulation-sedimentation tanks, biofilm reactors and an aerated filter, were discussed with the pilot plant treating actual municipal sewage. Concentrations of SS, T-ATU-BOD, T-N and T-P in the effluent were kept less than 5 mg/L, 5 mg/L, 3 mgN/L and 1 mgP/L, respectively, under total hydraulic retention time (HRT) of 8 h in the biological process. In the aerated filter, removal of residual organic matter and SS, and restoring DO concentration could be accomplished. The process was proved to be applicable to advanced treatment of municipal sewage without a secondary sedimentation tank.