

〈論文〉

セラミック膜汚泥濃縮装置による雨天時活性汚泥法の
数理モデルを用いた処理水質評価樋上正晃¹⁾, 中田典秀¹⁾, 古屋勇治²⁾山下尚之¹⁾, 田中宏明¹⁾¹⁾ 京都大学 大学院工学研究科附属流域圏総合環境質研究センター

(〒520-0811 大津市由美浜 1-2 E-mail: nakada.norihide.8w@kyoto-u.ac.jp)

²⁾ メタウォーター(株)

概要

重要影響水域を放流先とする下水処理場では、水道水源としての利用、水生生物への毒性影響を考慮し、雨天時においても $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の除去が必要である。しかし、従来の合流式下水道の改善事業では、有機物や固形物の除去が目的であり、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の除去までは行われていない。そこで、本研究ではこれまでに提案されている標準活性汚泥法、AO法、コンデンサシステムにおける放流水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度を、活性汚泥モデルを用いて推定した。この結果、コンデンサシステムでは3Q処理時でも最大 2.7 mg-N/L と予測され、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 放流量の低減に効果的であることが分かった。

キーワード：合流式下水道越流水、活性汚泥モデル、硝化、セラミック膜

原稿受付 2012.5.14 原稿受理 2012.8.9

EICA: 17(2・3) 90-97

1. はじめに

合流式下水道においては、雨天時の未処理放流や簡易処理放流によって汚濁物が流出することで、放流先での水質汚濁、景観上の問題などが生じている。このため、2005年より中小都市では10年以内、大都市では20年以内に、有機物を中心とした汚濁負荷を削減する対策（合流改善）を行うことが定められている¹⁾。しかし、レジャー利用や水道水源として利用され、また水生生物が生息するような公共用水域（重要影響水域）²⁾が放流先の場合には、病原性微生物（大腸菌、ウイルスなど）のさらなる除去や、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の除去が必要である。下水処理場の放流先水域での著者らの水質調査においては、雨天時には大腸菌が最大 6 CFU/mL 検出された³⁾。また $\text{NH}_4^+\text{-N}$ についても、放流水で最大で 3 mg-N/L 検出された³⁾。しかしながら、重要影響水域に対する対策は十分には行われていない。

このため、著者らの研究グループでは、雨天時におけるいくつかの生物処理、膜を用いた雨天時処理方式について研究を行ってきた。その結果、生物反応槽を模したバッチ実験では、4~5Q（晴天時時間最大汚水量の4~5倍）運転時には循環式硝化脱窒法（以下AO法）より標準活性汚泥法（全面曝気）の方が、MLSS濃度が保たれ、処理水のBOD濃度、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度、大腸菌群濃度がより低くなることが確認された^{4,5)}。さらに、硝化可能な反応槽の数が増えて硝化が進行し、

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度の低下が期待された。しかし、生物反応槽へ流入する水量の増加から、活性汚泥の流出も確認された⁶⁾。そのため、重要影響水域を対象とした $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 除去を目指す雨天時下水処理方法（コンデンサシステム）を提案した^{7,8)}。本法では、晴天時には、窒素除去を行うためにAO法を行う。雨天時には、流入水量が増加しても生物処理を行い $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 除去することを目指し、かつ最終沈殿池での固液分離を補助し、生物反応槽でのMLSS濃度を維持するためセラミック膜によるMLSSの固液分離を行う。処理フローを、Fig. 1に示す。

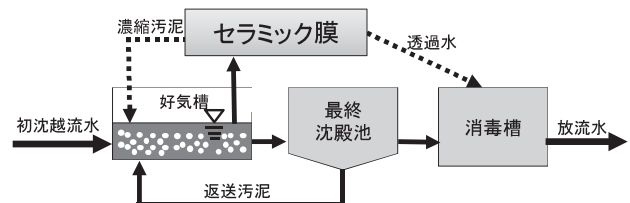


Fig. 1: Activated sludge treatment using ceramic membrane

まず、生物反応槽後段から活性汚泥を取水し、セラミック膜へと流入させる。膜によって膜孔径以下の粒子のみが透過した透過水と、透過しない活性汚泥に分離される。透過水は消毒の上、放流する。膜を透過しなかった汚泥（濃縮汚泥）は生物反応槽前段へと返送される。最終沈殿池からの返送汚泥とセラミック膜か

らの濃縮汚泥によって生物反応槽内の MLSS 濃度の維持が図られる。また、生物反応槽を全面曝気に切り替えることで、反応槽全体で硝化を行うことを目指している。また、膜孔径によっては、大腸菌は透過せず、放流水における病原性微生物対策としても有効であると考えられる。また、1 Q を超えた下水を膜処理することで、最終沈殿池で処理を行うのは最大 1 Q 相当分となり最終沈殿池での固液分離も十分に行われると考えられる。このため、放流水中の有機物除去、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 除去、大腸菌除去も進み、放流水質の改善が見込まれる。また、筆者らが行った活性汚泥の膜による濃縮実験では、透過フラックス 3 m/d 以上で逆洗を行いつつ 6 時間近く継続して運転できることが確認されている⁸⁾。

本論文においては、IWA 活性汚泥モデル^{9,10)}を適用して、既存の処理方法と、コンデンサシステムを用いた場合の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ と有機物 (COD_{Cr}) の放流水中の濃度比較を行った。また、流入流量が晴天時の最大 3 倍程度になった場合の放流水中の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ と有機物 (COD_{Cr}) の濃度、最終沈殿池での沈降性についても評価を行い、雨天時であってもコンデンサシステムを適用した場合には有機物や $\text{NH}_4^+\text{-N}$ について除去可能か検討を行った。

2. 活性汚泥モデルを用いた水質予測

2.1 概要

有機物 (COD_{Cr} 換算) 除去と窒素除去 (硝化, 脱窒) を試算することができる活性汚泥モデル No.1 (ASM1) を用いて、既存の処理方法と、コンデンサシステムを用いた場合の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ と有機物 (COD_{Cr}) の放流水中の濃度比較を行った。

2.2 初沈越流水および反応槽内での濃度設定

本研究では、2005 年 11 月 9 日～11 月 10 日 (晴天時) と 2006 年 12 月 13 日 (雨天時) に観測された、近畿の合流式下水処理場での雨天時の初沈越流水の流量、T-N 濃度、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度、BOD 濃度のデータを利用した^{11,12)} (Fig. 2)。この時の総降雨量は、18 mm であり、およそ 3 時間簡易処理放流が行われた。また、最大の流入水量は 1.4 Q であった。また、ASM では有機物濃度を、 COD_{Cr} を用いて表すため、ここでは BOD の値に 1.8 をかけた値を COD_{Cr} の濃度としている¹³⁾。また、この降雨では明確なファーストフラッシュを確認することができず、溶存成分を中心に希釈効果が観測された。このため、活性汚泥モデルで全窒素に占める溶存性窒素の割合を設定する際には、晴天時と雨天時では同じ割合とした。

各有機物成分の分画は、Table 1 に示した、複数の

処理場で測定された COD_{Cr} 値の平均的な割合から計算した。なお、初沈越流水の構成要素としては、生分解性有機物では易分解性有機物 S_s と遅分解性有機物 X_s が、生物分解しない有機物では溶解性不活性有機物 S_i 、浮遊不活性有機物 X_i 、従属栄養細菌 X_{BH} があげられる。また、本研究で対象とした降雨では、明確なファーストフラッシュが確認されなかったため、初沈越流水での全有機物に占める各有機物成分の濃度割合を晴天時・雨天時ともに一定として濃度予測をおこなった。また、降雨前に晴天時が 30 日継続したと仮定して水質予測を行い、反応槽内の各有機物成分、放流水濃度が平衡状態になったことを確認した。その後、31 日目に降雨があったとして、雨天時の濃度予測を行った。

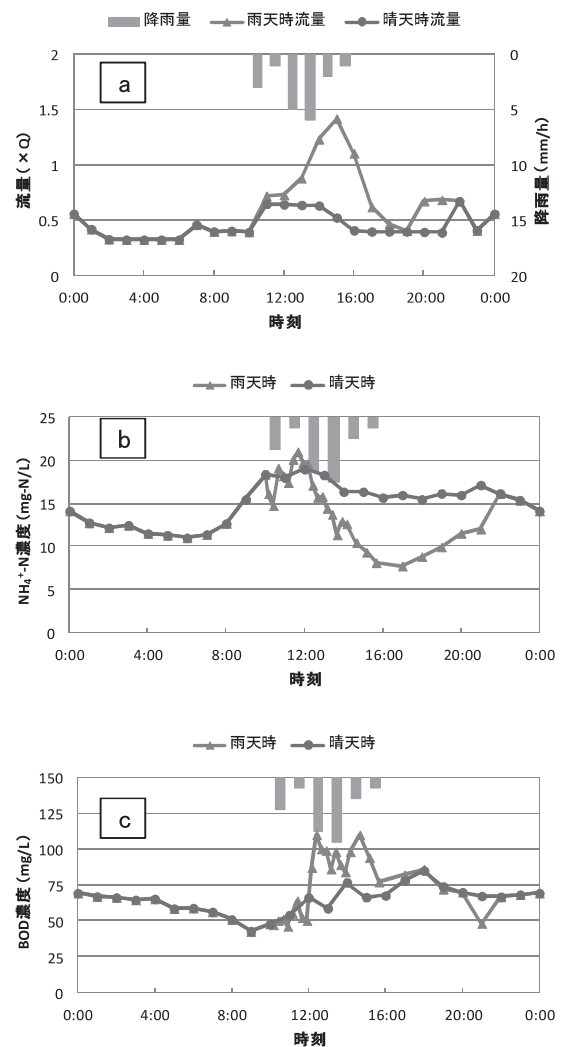


Fig.2: Flow rate (a), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (b) and BOD (c) concentrations in primary effluent in a fine day and a rainy day with precipitation¹¹⁾¹²⁾

Table 1: Composition of individual organic matters⁹⁾¹⁴⁾ (measured as COD_{Cr}) in primary effluents

有機物各成分 (COD _{Cr})	易分解性有機物	溶解性不活性有機物	遅分解性有機物	従属栄養細菌	浮遊不活性有機物
	S _S	S _I	X _S	X _{B,H}	X _I
12箇所の下水処理場での各成分割合の平均値	6%	10%	55%	13%	16%
ASM2の標準値の成分割合	19%	12%	48%	12%	10%

2.3 各処理方法での設計条件

3槽もしくは6槽からなる生物反応槽を想定し、いくつかの運転方式についてモデル化を検討した。流入水量は、過去のバッチ実験で1Qを1m³/dに設定しており⁴⁻⁶⁾、本モデル化においてもそれに合わせて流量設定を行い各運転方式(標準活性汚泥法, AO法, コンデンサシステム)における諸元を決定した(**Table 2**)。なお、標準活性汚泥法の場合には好気槽3槽と最終沈殿池, AO法では嫌気槽3槽と好気槽3槽(合計6槽)と最終沈殿池を使用する。コンデンサシステムにおいては、晴天時はAO法で、雨天時は嫌気槽3槽と好気槽3槽(合計6槽)と最終沈殿池, 膜を使用すると設定した。ASMは生物反応槽のモデルであり、最終沈殿池, および膜処理での流量変動に伴う固液分離の変化には対応していない。ここでは滞留時間分の完全混合槽を仮定し、浮遊有機物はすべて最終沈殿池から越流せず溶存有機物のみ通過できる、つまり100%固液分離が図られると仮定した。最終沈殿池での沈降性については、3.3で水面積負荷の計算を行うことで評価した。生物反応槽内での硝化速度などのパラメータはASM1の初期設定値^{9,16)}を利用した。また、反応槽内の溶存酸素濃度(好気槽内を2mg/L, 嫌気槽内を0mg/Lと設定)、余剰汚泥の引き抜き量を設定するための条件として、**Table 3**のプロセスを追加した。ここで、S₀は溶存酸素量(mg/L), S_{0sat}は飽和溶存酸素量(mg/L)を示す。

Table 2: Design values of individual activated sludge process¹⁵⁾ studied in this paper

運転条件	諸元	単位	生物反応槽			最終沈殿池	膜
			嫌気	好気	合計		
標準活性汚泥法	槽容量	m ³ /槽	-	0.083	0.25	0.125	-
	槽の数	個	-	3	3	1	-
	滞留時間	時間/槽	-	2	6	3	-
循環式硝化脱窒法	槽容量	m ³ /槽	0.083	0.083	0.5	0.25	-
	槽の数	個	3	3	6	1	-
	滞留時間	時間/槽	2	2	12	6	-
コンデンサシステム	槽容量	m ³ /槽	0.083	0.083	0.5	0.25	0.0035
	槽の数	個	3	3	6	1	1
	滞留時間	時間/槽	2	2	12	6	5分

Table 3: Additional process for ASM1

プロセス	硝化細菌	従属栄養細菌	浮遊不活性有機物	溶解性有機性窒素	浮遊性不活性有機物	遅分解性有機物	反応速度式
	X _{B,A}	X _{B,H}	X _I	X _{ND}	X _P	X _S	
余剰汚泥の引き抜き	-X _{B,A}	-X _{B,H}	-X _I	-X _{ND}	-X _P	-X _S	1/SRT
プロセス	溶存酸素		反応速度式				
	S ₀						
好気条件 (DO=2に設定)	1		10000 × (2 - S ₀)				
嫌気条件	1		5 × (S _{0sat} - S ₀)				

2.4 各処理方法での運転条件

運転条件として、標準活性汚泥法, AO法, コンデンサシステムに対して、それぞれ雨天時に1Qを超えても簡易処理放流を行わず全量処理を行う場合、雨天時に1Qを超えた場合には簡易処理放流を行う場合(二次処理水+簡易処理放流水の濃度)の合計5ケースを設定(**Table 4**)し、放流水のCOD_{Cr}, NH₄⁺-Nの算出を行った。なお、コンデンサシステムでは簡易処理放流は行わないので、コンデンサシステムでの雨天時簡易処理放流ありのケースは検討しなかった。標準活性汚泥法では汚泥の返送率を50%に固定した。AO法では、循環率150%, 返送率50%に設定した。コンデンサシステムでは、1Qを超えるまではAO法で(循環率150%, 返送率50%), 1Qを超えた場合にはその超えた流量分の初沈越流水を、膜を用いて固液分離を行うとした。膜での汚泥の濃縮率は1.5倍, 2倍と3倍の3パターンで検討を行った。また、全運転方法とも水温は20℃に、SRTは15日に設定した。

Table 4: Case estimation

運転条件	雨天時簡易処理放流なし	雨天時簡易処理放流あり
	標準活性汚泥法	ケース1
AO法	ケース2	ケース4
コンデンサシステム	ケース5	-

2.5 流量増加に伴う放流水質への影響の検討

最大流量を1.4Qとした実降雨をモデルにした放流水質の検討は、2.2を基にして試算した。ここでは、流入水量が1.4Qよりも増加した場合には処理水質がどの程度変化するか検証するため、初沈越流水の流量条件を設定した。

2006年12月の降雨時には、本研究で対象とした下水処理場では、3時間程度簡易処理放流が行われた^{11,12)}。この際の簡易処理放流時の流入流量を、2Qもしくは3Qの一定の流量で流入したと仮定して(**Fig. 3**)、全てのケースについて試算を行うこととした。また、初沈越流水の各濃度は2.2で設定した値を用いた。

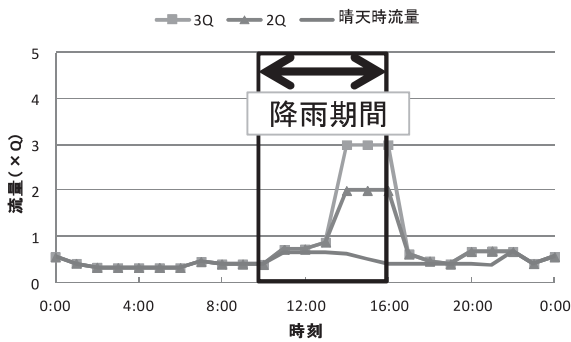


Fig. 3: Estimated flow rate of the final effluent at different scenarios (2Q or 3Q)

3. 結果と考察

3.1 放流水濃度変動

まず、2.2で示した実降雨で予測される放流水濃度の予測結果を示す。

雨天時に流入下水の全量に対し標準活性汚泥法により処理する場合（ケース1）と降雨により急増した流入下水による生物処理への影響を回避するため、標準活性汚泥法で運転し、1Qを超えると簡易処理放流する場合（ケース3）について予測される放流水濃度をFig. 4に示した。

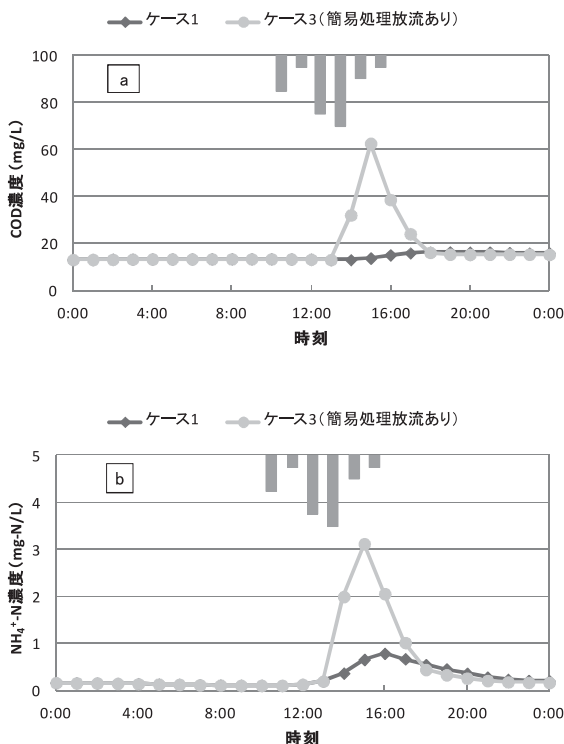


Fig. 4: Estimated concentrations of COD_{Cr} (a) and NH₄⁺-N (b) in the final effluent in Case 1 and Case 3

ケース1では、COD_{Cr}濃度は、最大15 mg/Lまで増加すると算出された。なお、COD_{Cr}については、最終沈殿池での固液分離が100%と仮定した結果であり、

実際にはさらに濃度上昇していると考えられる。また、放流水中のNH₄⁺-N濃度は最大0.79 mg-N/Lまで上昇すると算出された。この原因としては、降雨の増大による滞留時間の短縮が考えられる。

次に、ケース3について考察を行う。今回の雨天時モデルでの流入下水量の想定は最大1.4Q程度であり、最大0.4Qに相当する下水が生物処理されずに放流されたと仮定した。その結果、COD_{Cr}は最大63 mg/Lで流出し、放流先への有機物による水質汚濁が懸念される。また、最大3.1 mg-N/LものNH₄⁺-Nが放流されると推定された。

雨天時であっても流入下水全量をAO法で処理する場合（ケース2）と1Qを超えると簡易処理放流する場合（ケース4）の水質予測結果をFig. 5に示した。

ケース2では、COD_{Cr}については、最大15 mg/Lまで増加すると予測された。ただし、最終沈殿池での固液分離が100%行われたと仮定した結果であり、COD_{Cr}濃度は過小評価されている。また、放流水のNH₄⁺-N濃度は最大1.5 mg-N/Lまで上昇すると予測された。この原因としては、滞留時間の減少、MLSSの希釈などの影響が考えられる。

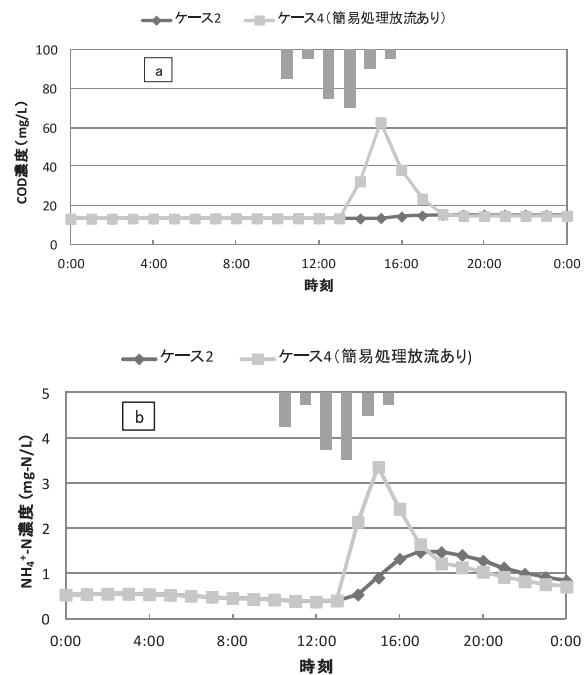


Fig. 5: Estimated concentrations of COD_{Cr} (a) and NH₄⁺-N (b) in the final effluent in Case 2 and Case 4

ケース4では、ケース3同様最大0.4Q相当の初沈越流水については生物処理されずに放流される。その結果、最大63 mg/LのCOD_{Cr}が放流されると試算され、有機物流出による放流先での水質汚濁が懸念される。また、最大3.4 mg-N/LのNH₄⁺-Nが放流されると予想された。

最後に、コンデンサシステム（ケース 5）について検討する。まず、膜で汚泥を 1.5 倍濃縮した場合の結果を示す（Fig. 6）。放流水の COD_{Cr} 濃度は、最大でも 14 mg/L と予測された。1 Q までの下水は最終沈殿池で十分に固液分離が行われること、1 Q を超えた下水については膜透過で 100% 固液分離が行われることがその理由であると考えられる。また、放流水の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度は最大でも 0.72 mg-N/L と予測され、他の下水処理方法と比較して最も低くなると予測された。

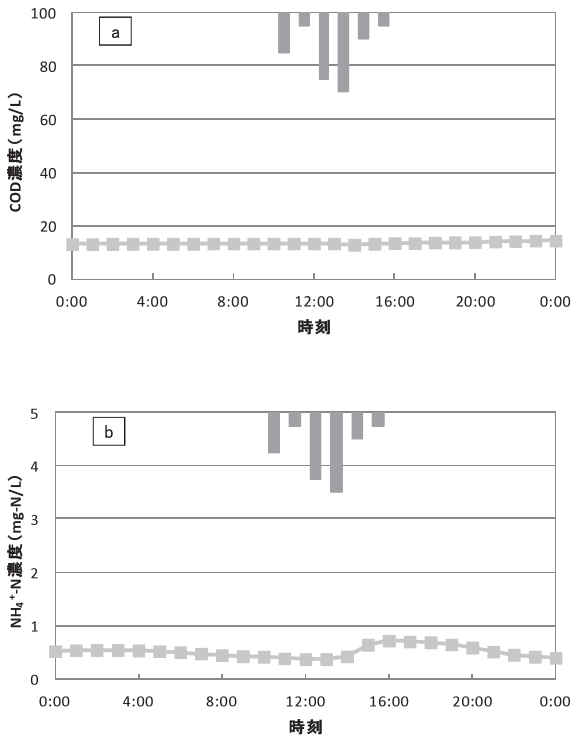


Fig. 6: Estimated concentrations of COD_{Cr} (a) and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (b) in the final effluent in Case 5

次に、汚泥の濃縮倍率を 1.5 倍から、2 倍、3 倍と変更した場合の予測結果を Fig. 7 に示した。放流水中の COD_{Cr} 濃度および $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度は、濃縮倍率が高いほど低くなると計算された。MLSS を返送して生物反応槽内の MLSS 濃度を維持することを目的としているため、膜での濃縮倍率が大きくなるほど膜から生物反応槽へと返送される流量が小さくなる。この結果、濃縮倍率が低い場合よりも高い場合の方が生物反応槽内の実滞留時間が長く生物処理が進むものと考えられる。放流水中の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度は、1.5 倍濃縮運転時では最大 0.72 mg-N/L、2 倍濃縮では 0.65 mg-N/L、3 倍濃縮では 0.62 mg-N/L と計算された。最大流入下水量が 1.4 Q 程度の降雨であったため、1.5 倍濃縮の結果と比較して、2 倍濃縮と 3 倍濃縮の結果では大きな差が見られなかった。なお、濃縮倍率が高い場合には膜ファウリングの進行が早いため、膜の逆洗間隔

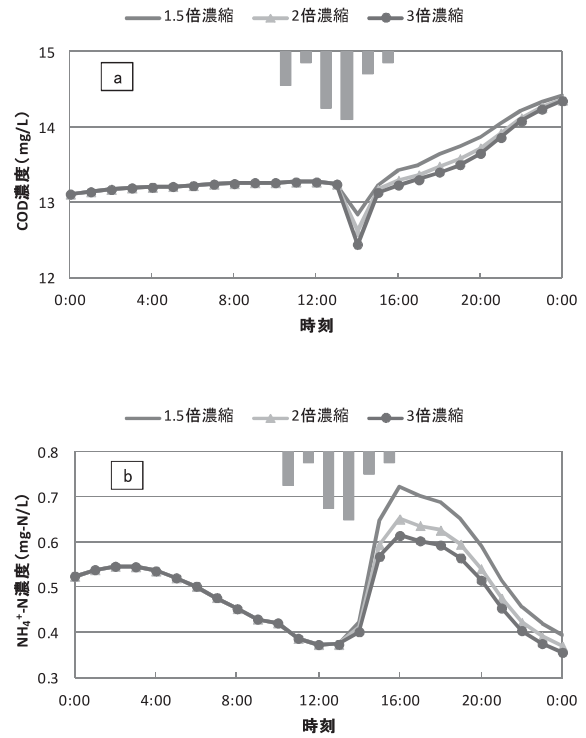


Fig. 7: Estimated concentrations of COD_{Cr} (a) and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (b) in the final effluent at each condensation ratio

を短くする必要がある。

以上の結果を Table 5 にまとめた。まず、 COD_{Cr} について考察する。簡易処理放流（ケース 3, ケース 4）の場合には、最大 63 mg/L で放流され、放流先への汚濁物の流出が懸念される。初沈越流水の全量を生物処理する場合（ケース 1 やケース 2）は、最大 15~16 mg/L での流出が予測された。放流水中の COD_{Cr} 濃度が最も低く見積もられた処理は、コンデンサシステム（ケース 5）で、14 mg/L と予測された。なお、最終沈殿池では雨天時であっても 100% 固液分離されると仮定しており、実際には 1 Q 以上の流量で雨水が流入している場合には汚泥流出が生じる場合もある。最終沈殿池での沈降性については、3.3 で水面積負荷を用いて考察する。

次に、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度について検討する。もっとも放流水中の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度が高くなると見積もられたのは、簡易処理放流時（ケース 3, ケース 4）である。このときは、最大 0.4 Q 相当分が初沈越流水から塩素消毒のみで放流されるので、最大で 3.4 mg-N/L もの $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の流出が予測された。硝化されるケースを検討すると、AO 法（ケース 2）では $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度が最大 1.5 mg-N/L まで上昇すると予測された。流量増加による影響が大きいと考えられる。また、標準活性汚泥法（ケース 1）においても、最大 0.79 mg-N/L の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ が流出すると算出された。一方、放流水中の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度が一番低く推定されたのはコンデンサシ

Table 5: Maximum, average and minimum concentrations of COD_{Cr} and NH₄⁺-N estimated in Effluents at each case

運転条件	水質項目	COD _{Cr}	NH ₄ ⁺ -N
	単位	mg/L	mg-N/L
ケース1	最大	16	0.79
	平均	15	0.34
	最小	13	0.11
ケース2	最大	15	1.5
	平均	14	0.84
	最小	13	0.38
ケース3	最大	63	3.1
	平均	23	0.82
	最小	13	0.11
ケース4	最大	63	3.4
	平均	23	1.2
	最小	13	0.38
ケース5 (1.5倍濃縮)	最大	14	0.72
	平均	14	0.48
	最小	13	0.29
ケース5 (2倍濃縮)	最大	14	0.65
	平均	14	0.45
	最小	13	0.28
ケース5 (3倍濃縮)	最大	14	0.62
	平均	14	0.43
	最小	12	0.28

システム (ケース 5) で、最大でも 0.72 mg-N/L (1.5 倍濃縮) であった。

以上の考察から、コンデンサシステムにおいては、雨天時においても放流水中の有機物 (COD_{Cr}) および NH₄⁺-N 濃度を各々最大 14 mg/L, 0.72 mg-N/L にまで減らすことができることが示された。標準活性汚泥法や AO 法の場合に比べて COD_{Cr} 濃度や NH₄⁺-N 濃度が低く、雨天時処理に適した処理方法であることが示された。

また、コンデンサシステムにおける汚泥濃縮率を 2 倍、3 倍に変更した際の結果を示したが、1.5 倍濃縮では放流水中の NH₄⁺-N 濃度が 0.72 mg-N/L であったのに対して、2 倍濃縮、3 倍濃縮の場合では 0.62 mg-N/L, 0.65 mg-N/L であり、2 倍濃縮と 3 倍濃縮の場合では大きな差は見られなかった。このため、最大 1.4 Q 程度ならば 2 倍濃縮でも十分 NH₄⁺-N を除去可能であると考えられる。また、生物処理による NH₄⁺-N 除去だけでなく、SS や大腸菌も膜を透過しないので、これらも除去が行われる。なお、放流前の消毒の際に、SS や NH₄⁺-N が存在することで、塩素消毒はクロラミン消毒が中心となって消毒効果が低下するという報告⁵⁾もある。このため、SS や NH₄⁺-N を除去されることで消毒効果も改善し、大腸菌だけでなくウイルスなどの除去効率も改善する可能性がある。

3.2 流量増加に伴う放流水質への影響の評価

3.1 では最大流量を 1.4 Q として各処理での水質変動を試算した。ここでは、流入水量が 2 Q, 3 Q に増加した場合の放流水質について検討を行った。試算結果は、Table 6 に示した。

Table 6: Effluent water concentration for 2Q or 3Q primary water

運転条件	流入流量	雨天時2Q		雨天時3Q	
	水質項目	COD _{Cr}	NH ₄ ⁺ -N	COD _{Cr}	NH ₄ ⁺ -N
	単位	mg/L	mg-N/L	mg/L	mg-N/L
ケース1	最大	19	1.9	24	3.5
	平均	16	0.78	18	1.6
	最小	13	0.11	13	0.11
ケース2	最大	17	2.4	20	3.5
	平均	15	1.3	17	2
	最小	13	0.38	13	0.38
ケース3	最大	101	6.5	129	8.6
	平均	41	2.1	58	3.3
	最小	13	0.11	13	0.11
ケース4	最大	101	6.5	129	8.6
	平均	40	2.4	58	3.6
	最小	13	0.38	13	0.38
ケース5 (1.5倍濃縮)	最大	16	1.6	19	2.7
	平均	15	0.9	16	1.6
	最小	13	0.37	13	0.37
ケース5 (2倍濃縮)	最大	15	1.4	19	2.5
	平均	15	0.79	16	1.4
	最小	13	0.37	13	0.37
ケース5 (3倍濃縮)	最大	15	1.3	18	2.4
	平均	13	0.72	16	1.3
	最小	13	0.36	13	0.37

COD_{Cr} 濃度は、簡易処理放流の場合には 2 Q 以上で最大で 100 mg/L を超えることとなり、放流水質の大幅な悪化が示唆された。また、標準活性汚泥法や AO 法で全量処理する場合には、仮に最終沈殿池での沈殿が十分に行われたと仮定すると、3 Q 流入時で最大 20 mg/L 程度となった。1 Q 分まで最終沈殿池で沈殿を行い、1 Q を超過する流量は膜で固液分離を行うコンデンサシステムでは、3 Q 流入時であっても固液分離を行うことができ、最大でも 19 mg/L であった。

NH₄⁺-N 濃度は、簡易処理放流の場合には最大 8.6 mg-N/L で放流されると推定された。流入水全量に対して生物処理を行う場合でも、最大で 3.5 mg-N/L で放流されると予測された。一方、コンデンサシステムの場合には、他の処理方法に比べて最大濃度が低く、最大でも 2.7 mg-N/L (1.5 倍濃縮) と予測された。また、汚泥の濃縮率の違いによる計算結果の差異は確認されなかった。

以上より、各処理の COD_{Cr} 濃度、NH₄⁺-N 濃度いづれについても、雨天時においては流入流量を問わずコンデンサシステムによる処理が、最も放流水中の濃度が低くなると推定された。

3.3 最終沈殿池での沈降性の評価

活性汚泥モデルでは、最終沈殿池では固液分離が

100% 行われると仮定した。しかし実際には、流量が増加するにつれて最終沈殿池での滞留時間が減少し、汚泥の沈降性は低下すると考えられる。ここでは最終沈殿池でのある時刻の水面積負荷の最大値を用いて、最終沈殿池における汚泥の沈降性を評価した。設定した最終沈殿池の有効水深は、標準値内にかつ 1 Q 流入時もしくは簡易処理放流時に水面積負荷が標準値の最大値程度になるように設定した¹⁵⁾。なお、本研究における標準活性汚泥法では、汚泥返送率を 50% と標準値の 20~40%¹⁵⁾ より高く設定したことから、ここでは有効水深は標準値の中の最小値を用いた。本研究で検討を行った各処理における水面積負荷の最大値の計算結果を、Table 7 に示した。雨天時においては、簡易処理放流を行わずに全量処理を行った場合を示している。標準活性汚泥法、AO 法ともに、流量が増加するにつれて水面積負荷が増加した。2 Q 流入時では標準活性汚泥法では 60 m³/m²/日、AO 法では 48 m³/m²/日、3 Q 流入時では各々 91 m³/m²/日、72 m³/m²/日と非常に高く、汚泥の流出が予測される。簡易処理放流での水面積負荷の結果は最大 1 Q 流入時の値であり、水質面では大きな問題があるものの簡易処理放流は最終沈殿池での沈降性を維持するためには有効であると考えられる。コンデンサシステムにおいては、1 Q を超える分の下水については膜処理により固液分離し、透過水は最終沈殿池を通らず消毒槽へ流入するので、AO 法での 1Q 運転時と同等の水面積負荷となった。このため、コンデンサシステムでは、流量が増加しても最終沈殿池での水面積負荷は、膜での汚泥濃縮率に関わらず 1 Q 運転時と同じで 24 m³/m²/日であり、最終沈殿池の沈降性が維持されると考えられる。このため、NH₄⁺-N、COD_{Cr}濃度の試算結果と合わせて、放流先が閉鎖性水域であり、雨天時においても下水処理場での NH₄⁺-N 除去が必要な地域には、コンデンサシステムを用いた下水処理を行うことが適切であると考えられる。

Table 7: Maximum surface loading of every wastewater treatment in final sedimentation tank¹⁵⁾

処理方法	単位	標準活性汚泥法	AO法	コンデンサシステム	
設定した有効水深	m	2.5	4	4	
水面積負荷の最大値	m ³ /m ² ・日	晴天時	20	14	14
		簡易処理	30	24	-
		雨天時	43	34	24
		雨天時2Q	60	48	24
		雨天時3Q	91	72	24
		標準値	20-30	15-25	15-25

4. ま と め

本論文では、複数の処理方法について活性汚泥モデルを用いて放流水濃度を予測し、降雨に伴う硝化脱窒

への影響を算出した。その結果、コンデンサシステムの場合（ケース 5）では、放流水中の NH₄⁺-N 濃度を最も低くすることができる可能性が示唆された。また、COD_{Cr}については、膜処理を併用することで確実に固液分離を行うことができるため、簡易処理放流時に比べて大幅に減少させることができると算出された。また、最終沈殿池での沈降性について雨天時に最大となる水面積負荷を計算し比較した。その結果、コンデンサシステムでは水面積負荷は晴天時の AO 法の場合と変わらず安定しており、他の処理方法で全量処理する場合に比べて沈降は十分に行われると考えられる。このため、下水処理放流水の放流先が重要影響水域であり、富栄養化を防ぎつつ、水生生物への影響低減、レジャー利用や水道水源としての利用を考慮する必要がある場合、雨天時でも硝化を行え、高い病原微生物の除去性能を有するコンデンサシステムが最も適していると考えられる。

なお、濃縮倍率が高いほど反応槽内の滞留時間は長く NH₄⁺-N の除去が進むものの、膜ファウリングの進行により、透過を維持するための消費エネルギーおよびコストの増加が懸念される。今後、膜濃縮条件の更なる最適化が必要である。

参 考 文 献

- 1) 国土交通省都市・地域整備局下水道部：効率的な合流式下水道緊急改善計画策定の手引き（案），pp.2-9-2-15（2008）
- 2) 国土交通省：重要影響水域の基本的考え方，<http://www.mlit.go.jp/crd/city/sewage/info/cso/cso011109/cso336.pdf>，2012年2月5日最終アクセス
- 3) 樋上正晃, Marfiah bint Ab. Wahid, 中田典秀, 山下尚之, 田中宏明：雨天時下水処理水による受水先への水質影響，環境システム計測制御学会誌，Vol. 15, No. 2/3, pp. 117-120（2010）
- 4) 上門卓矢：雨天時下水の活性汚泥処理に関する基礎的研究，京都大学工学部地球工学科特別研究（2007）
- 5) 上門卓矢：合流式下水処理施設における雨天時消毒機能の評価，京都大学大学院工学研究科修士論文（2009）
- 6) 宮崎太郎：合流式の下水処理場における雨天時処理に関する基礎的研究，京都大学大学院工学研究科修士論文（2006）
- 7) 樋上正晃, 中田典秀, 山下尚之, 田中宏明, 古屋勇治：セラミック膜を用いた雨天時処理方法の基礎検討，下水道研究発表会講演集，Vol. 48, pp. 386-388（2011）
- 8) Masaaki Hinoue, Yuji Furuya, Norihide Nakada, Naoyuki Yamashita, Hiroaki Takana: Preliminary Experiment of Combined Sewer Treatment by Ceramic Membrane, The 4th IWA-ASPIRE Conference & Exhibition, pp. 5-6（2011）
- 9) 味埜俊監訳：活性汚泥モデル，国際水学会・生物学的廃水処理の設計および運転を支援するための数学的モデルに関するタスクグループ，環境新聞社（2005）
- 10) 味埜俊監訳：活性汚泥モデリングにおける下水特性評価の方法，オリジナル設計株式会社（2007）
- 11) 上門卓矢, 内田翔, 山下尚之, 田中宏明, 古屋勇治, 田中良春：合流式を併用した処理施設における雨天時実態調査，下水道研究発表会講演集，Vol. 44, pp. 580-582（2007）

- 12) 内田翔：合流式下水処理場における雨天時水質モニタリングに関する研究，京都大学大学院工学研究科修士論文(2008) pp.41-52(2003)
- 13) 海老澤雅美，北村清明：生物学的窒素りん除去運転支援ソフトの開発，東京都下水道局ホームページ，<http://www.gesui.metro.tokyo.jp/gijyutou/gn15/nenpou2003/REPORT04.PDF>，平成24年2月4日最終アクセス。
- 14) 糸川浩紀，橋本敏一，村上孝雄：活性汚泥モデルのための下水中の有機成分の分画測定，環境工学研究論文集，Vol.40，
- 15) 日本下水道協会：下水道施設計画・設計指針と解説2009年版(後編)(2009)
- 16) M. HENZE, C.P. LESLIE GRADY JR, W. GUJER, G.V.R. MARAIS and T. MATSUO: A GENERAL MODEL FOR SINGLE-SLUDGE WASTEWATER TREATMENT SYSTEMS, Water Research, Vol. 21, No. 5, pp. 505-515 (1987)

Estimation of the wastewater effluent concentrations for an activated sludge treatment using ceramic membrane in rain events

Masaaki Hinoue¹⁾, Norihide Nakada¹⁾, Yuji Furuya²⁾, Naoyuki Yamashita¹⁾ and Hiroaki Tanaka¹⁾

¹⁾ Research Center for Environmental Quality Management, Graduate School of Engineering, Kyoto University

²⁾ METAWATER Co. Ltd.

Abstract

It is important to remove $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in wastewater treatment plants for water resource and aquatic organism inhabitant. In Japan, however, goals of the conventional CSO control only focus on reduction of discharge of solid materials like oil ball and organic matter from sewage outfall. Therefore, in our study, we estimated the concentration of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in wastewater treatment plant effluent under different operating conditions in wet and dry weather using activated sludge model. As a result, we found that a wastewater treatment condensing the activated sludge using ceramic membrane was the most effective wastewater treatment to reduce the $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration of effluent in wet weather.

Key words : CSO, ASM1, nitrification, ceramic membrane