

(31) 最初沈殿池汚泥酸発酵プロセスを組み込んだ栄養塩除去プロセスのモデル化に関する研究

Integrated model of nutrient removal process including primary sludge fermentation process

和田真澄*, 小針昌則**, 伊東崇*, 船水尚行***

Masumi WADA*, Masanori KOBARI*, Takashi ITOU*, and Naoyuki FUNAMIZU***

ABSTRACT ; It is well known that nutrient removal performance depends on the concentration of readily biodegradable organic matter in the influent. Installing primary sludge fermentation process is one of the candidates to supply such a biodegradable organic matter to biological reactors. The mathematical model was developed for describing primary sludge fermentation process, in the form that the model could be integrated with the Activated Sludge Model. The validity of the model was confirmed with data from lab-scale batch experiments with primary sludge from municipal wastewater treatment plant. In order to demonstrate the application of the model, primary sludge fermentation process combined with nutrient removal process model, steady and unsteady simulations were performed. The steady state analysis showed the procedure for setting required fermented sludge volume and SRT. The unsteady state simulation showed that installing primary sludge fermentation process improves the stability of phosphorous removal in rain event.

KEYWORDS ; nutrient removal ; primary sludge fermentation process ; mathematical model.

1 はじめに

生物学的栄養塩除去プロセスにおいて、生物反応槽に流入する有機酸や分解速度の速い有機物の存在が栄養塩除去効率を左右することが知られている¹⁾。特に、雨天時に流入下水中の有機酸等の濃度が低下し、下水中栄養塩と有機物のバランスが崩れた場合におけるリン除去性能の低下が報告されている^{2),3)}。栄養塩除去効率の向上、ならびに安定化を図るために有機物添加が行われており、この有機物を下水処理場内で確保する一つの方策として最初沈殿池汚泥を酸発酵する方法がとりあげられてきている^{4),5)}。また、最初沈殿池汚泥酸発酵液を窒素除去プロセスに適用する有効性が報告されている⁶⁾。

最初沈殿池汚泥酸発酵槽を組み込んだ栄養塩除去プロセスについて、その設計や運転管理方策の検討方法のひとつに、数学モデルを用いたシミュレーションがあげられる。特に、雨天時のような非定常状態に関する検討には数学モデルが有効である。この数学モデルとして、酸発酵槽を組み込んだ栄養塩除去プロセス全体を記述する統合モデルを構築することが必要となる。栄養塩除去プロセスについては、IWAの活性汚泥モデル(Activated Sludge Model, 以下、ASM と表記)⁷⁾が下水処理プラントの処理性能の検討に用いられており、下水処理システムの設計や運転管理方策の検討の有力なツールとなることが示されている⁸⁾。酸発酵槽については、その挙動を再現する数学モデルをASMと容易に結合できる形で開発する必要がある。

* ㈱西原環境衛生研究所 (Nishihara Environ. Sani. Res. Corp. Ltd.)

** ㈱西原環境衛生研究所 (Nishihara Environ. Sani. Res. Corp. Ltd.), (現 日揮㈱ (JGC Corporation))

*** 北海道大学工学研究科都市環境工学専攻環境衛生工学講座 (Department of Environmental Engineering, Hokkaido University)

そこで本研究は、酸発酵プロセスの数学モデルの構築と回分実験によるモデルの検証を目的とした。既往の酸発酵モデル⁹⁾と比較すると、本研究で構築するモデルの特徴はASMと結合可能な形とした点である。酸発酵プロセスと栄養塩除去プロセスモデルを統合した数学モデルを構築し、定常解析による酸発酵汚泥の必要量と水処理運転操作の解析、ならびに、雨天時のリン除去特性に与える酸発酵槽設置効果の非定常解析を例にとり、本統合モデルの適用方法についての検討を行った。

2 酸発酵プロセスモデルの構築

2.1 酸発酵プロセスモデルの定式化

酸発酵プロセスのモデル化にあたり、ASM No.2で使用されている状態変数をそのまま用いることを試みた。これは、ASM との整合性を重視し、最終的には統合モデルを構築するためである。本モデルで用いた状態変数を表-1に示す。モデル化では、ASM で用いられている反応系を参考にして、図-1のように酸発酵プロセスを簡略化した。すなわち、ここでは次の2つの反応により酸発酵プロセスのモデル化を試みた：(1)加水分解：遅い速度で分解する有機物 X_S を他栄養細菌 X_H が加水分解、(2)酸生成：加水分解により生じた易分解性有機物 S_F を他栄養細菌 X_H が発酵産物 S_A に変換。また、他栄養細菌 X_H は増殖および死滅するとし、かつ、他栄養細菌 X_H のうち酸生成を行う菌の割合を η_{SA} と定義した。また、本モデルでは、最初沈殿池汚泥を対象とすることから、次の4つの項目を前提条件とした：(1)リン蓄積菌・硝化菌は存在しない、(2)溶存酸素および硝酸態窒素は存在しない、(3)アルカリ度は十分に存在する、(4)水酸化態金属と金属態リンは存在しない。また、図-1に示した反応について、表-2のような化学量論係数と反応速度式の表現をASMを参考に定めた。

表-1 酸発酵プロセスモデルで使用する状態変数

記 号	単 位	説 明	記 号	単 位	説 明
S_A	mgCOD/L	発酵産物としての有機物	X_I	mgCOD/L	難生物分解性固形性有機物
S_F	mgCOD/L	易分解性有機物	X_H	mgCOD/L	他栄養細菌
S_I	mgCOD/L	難生物分解性溶解性有機物	S_{NH}	mgN/L	アンモニア態窒素
X_S	mgCOD/L	遅い速度で分解する有機物	S_{PO4}	mgP/L	溶存態無機リン

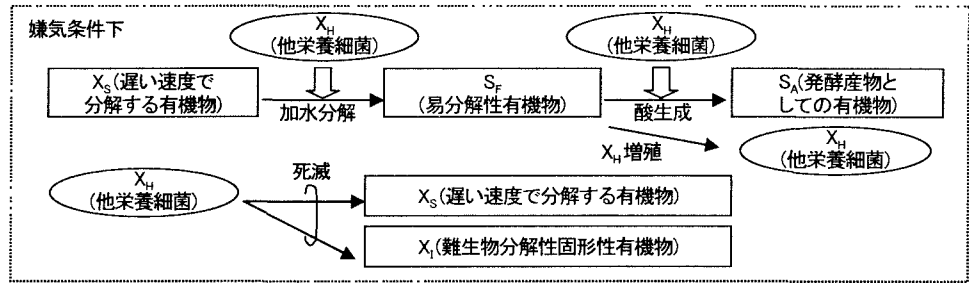


図-1 酸発酵プロセスモデルの構造

表-2 酸発酵プロセスモデル

J	プロセス	状態変数(i)								反応速度式
		S_F	S_A	S_{NH}	S_{PO4}	S_I	X_S	X_H	X_I	
1	加水分解	$1-f_{SI}$	0	ν_{1NH}^*	ν_{1PO4}^*	f_{SI}	-1	0	0	$K_h \eta_{fe} \frac{X_S/X_H}{K_X + X_S/X_H} X_H$
2	酸生成+増殖	$-1/Y_H$	$1/Y_H - 1$	ν_{2NH}^*	ν_{2PO4}^*	0	0	1	0	$\eta_{SA} q_{fe} \cdot \frac{S_F}{K_{fe} + S_F} X_H$
3	死滅	0	0	ν_{3NH}^*	ν_{3PO4}^*	0	$1-f_{XI}$	-1	f_{XI}	$b_H \cdot X_H$

* ν_{ij} は反応の化学量論係数を表す。詳細については文献7)を参照のこと。

2. 2 感度解析によるパラメータ解析

本研究で開発した酸発酵プロセスモデルには表-3に示すように20のパラメータが存在し、そのすべてについて実験より検討することは適当ではないため、パラメータの感度解析により、計算結果に大きく影響するパラメータの抽出を行った。感度解析では、表-3中の標準値に対して1.2倍、1.0倍、0.8倍に各パラメータ値を変化させ、所定の初期値から出発して24時間後の状態を計算した。計算結果に与えるパラメータ値の感度を評価する指標として、次の α 値を定義し、検討を行った。

$$\alpha = \left| \frac{X_{i,1.2} - X_{i,0.8}}{X_{i,1.0}} \right| \dots\dots(1)$$

ここに、 $X_{i,1.2}$:パラメータ値を1. 2倍とした場合の計算値、 $X_{i,0.8}$:パラメータ値を0. 8倍とした場合の計算値、 $X_{i,1.0}$:パラメータ値を1. 0倍とした場合の計算値

感度解析結果を表-4に示す。表より、パラメータ値の影響を最も大きくうけるのは S_p の計算結果であり、影響の大きなパラメータは順に η_{SA} , q_{fe} , Y_H , K_h , η_{fe} であることがわかる。これらのパラメータのうち、 η_{SA} と q_{fe} , K_h と η_{fe} は同一の反応速度式にかかるパラメータであることから、反応速度式ごとに一つのパラメータ値を選択することとし、本研究では、 η_{SA} , η_{fe} ならびに Y_H の値を次項で述べる回分実験結果をもとに決定した。

表ー3 酸発酵プロセスモデル中のパラメータ

記号	20℃標準値 ⁷⁾	単位	記号	20℃標準値 ⁷⁾	単位
f_{SI}	0.00	gCOD/gCOD	i_{NSI}	0.01	gN/gCOD
Y_H	0.63	gCOD/gCOD	i_{NSF}	0.03	gN/gCOD
f_{XI}	0.10	gCOD/gCOD	i_{NXI}	0.03	gN/gCOD
K_h	3.00	day ⁻¹	i_{NXS}	0.04	gN/gCOD
η_{fe}	0.50	—	i_{NEM}	0.07	gN/gCOD
K_X	0.10	gCOD/gCOD	i_{PSI}	0.00	gP/gCOD
q_{fe}	3.00	gCOD/gCOD/day	i_{PSF}	0.01	gP/gCOD
b_H	0.40	day ⁻¹	i_{PXI}	0.01	gP/gCOD
K_{fe}	20.0	gCOD/m ³	i_{PXS}	0.01	gP/gCOD
η_{SA}	0.60	—	i_{PEM}	0.02	gP/gCOD

表ー4 感度解析後の α 値

	S_F	S_A	S_{NH4}	S_{PO4}	S_I	X_I	X_S	X_H
f_{SI}								
Y_H	0.87	0.46	0.58	0.18			0.03	0.38
f_{XI}								
K_h	0.85	0.35	0.02	0.03			0.12	0.31
η_{fe}	0.85	0.35	0.02	0.03			0.12	0.31
K_X	0.02	0.01						
q_{fe}	1.17	0.09					0.02	0.06
b_H	0.01	0.06	0.09	0.03			0.04	0.15
K_{fe}	0.40	0.02						0.02
η_{SA}	1.17	0.09					0.02	0.06
i_{NSI}								
i_{NSF}			0.07					
i_{NXI}			0.01					
i_{NXS}			0.35					
i_{NEM}			0.40					
i_{PSI}								
i_{PSF}				0.03				
i_{PXI}								
i_{PXS}				0.09				
i_{PEM}				0.12				

* $\alpha < 0.01$ は空白で示した。

2. 3 回分実験による酸発酵プロセスモデルの有効性の検討

(1) 実験装置および方法

モデル中のパラメータを決定すること、ならびにモデルの有効性を確認することを目的に、実処理場の最初沈殿池汚泥を用いて回分実験を行った。本実験で使用した酸発酵実験装置を図-2に示す。反応槽は有効容量 10L の密閉系であり、撹拌は140rpm で行い、温度は20℃とした。また、サンプリング時に窒素パージを行い、溶存酸素が存在しない状態を確保した。供試汚泥は合流式都市下水処理場より採取した最初沈殿池汚泥とした。この最初沈殿池には余剰汚泥の返送は行われておらず、本モデルの前提条件通り、最初沈殿池汚泥中のリン蓄積菌および硝化菌は無視可能であると仮定できる。

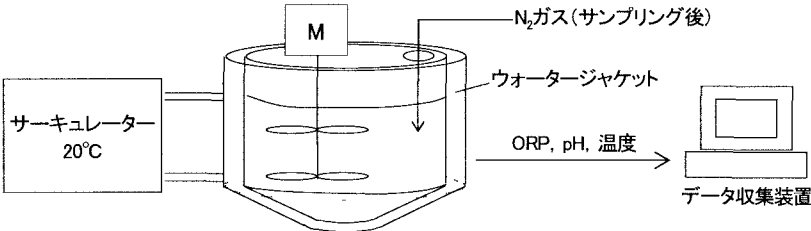


図-2 酸発酵実験装置

実験では供試汚泥を24時間酸発酵させ、状態変数の経時変化を測定した。汚泥の有機物の分類方法を表-5に示す。有機物の分類はGujerら¹⁰⁾によって提案された酸素消費速度測定による方法を採用した。ただし他栄養細菌量の推定はNitrogen Uptake Rate 試験⁸⁾を採用した。またMoser-Engelerら¹¹⁾が最初沈殿池汚泥の酸発酵産物において溶解性 COD の84%を $C_2 \sim C_5$ の短鎖脂肪酸が占め、かつこれらはリン蓄積菌の PHA 源として有効であると報告していることから、 S_A は $C_2 \sim C_5$ の短鎖脂肪酸、すなわち酢酸、プロピオン酸、iso-酪酸、n-酪酸、iso-吉草酸、n-吉草酸の COD 換算合計値とした。また、表-6に示す項目についても経時変化を測定した。なお、メタン発酵菌の最小世代時間は35℃、約3日であり¹¹⁾、本回分実験条件(20℃、24時間)においてはメタン発酵が進まないと判断した。回分実験はRUN1～RUN3の3回実施し、RUN1はパラメータの決定を行う目的で、RUN2、3はモデルの妥当性を評価する目的で実施した。最初沈殿池汚泥引き抜き汚泥ポンプの作動時間の前半に RUN2用汚泥を採取、RUN3は後半に採取することにより汚泥濃度の異なる試料を得た。RUN2の汚泥は相対的に汚泥濃度が高く、逆にRUN3に用いた汚泥は汚泥濃度が低くなっている。

計算値は定式化した酸発酵プロセスモデルを汎用数値計算ソフト(MATLAB/SIMULINK)で記述し、初期条件を与え数値積分することにより求めた。

表-5 有機物の分類方法⁸⁾

分類	方法
S_A	ガスクロマトグラフ法
S_F	OUR(Oxygen Uptake Rate)試験
S_I	エアレーション試験
X_S	OUR(Oxygen Uptake Rate)試験
X_H	NUR(Nitrogen Uptake Rate)試験
X_I	$COD_{total} - (S_A + S_F + S_I + X_S + X_H)$

表-6 分析項目および方法

項目	測定方法
COD _{Cr}	JIS K0102 20 滴定法 準拠*
D-COD _{Cr}	JIS K0102 20 滴定法
T-P	中和滴定法およびイオンクロマトグラフ法
Tk-N	ICP 発光分光分析法
PO ₄ -P	HACH DR/2000 (PhosVer3アスコルビン法)
NH ₄ -N	HACH DR/2000 (ネスラー法)
NO ₃ -N	イオンクロマトグラフ法
アルカリ度	下水試験方法2.2.15.1
MLSS	下水試験方法2.3.6.1
MLVSS	下水試験方法2.3.7

*前処理として汚泥の破碎を実施した COD 濃度が高い場合はニクロム酸カリウム溶液・硫酸鉄(Ⅱ)アンモニウム溶液は JIS 記載値の10倍濃度溶液を使用した

(2) モデルのパラメータ決定

図-3に RUN1の実測値と計算値の比較結果を示す。実測値をよく再現するパラメータ値を試行錯誤的に求めた結果、 $Y_H=0.3$ 、 $\eta_{le}=0.7$ 、 $\eta_{SA}=0.2$ という値を得た。図-3の結果より、本モデルによる計算値は実測値を概ね再現しているといえよう。なお、この計算では実測値を再現するために S_{NH_4} の初期値を実測値より小さく設定した。

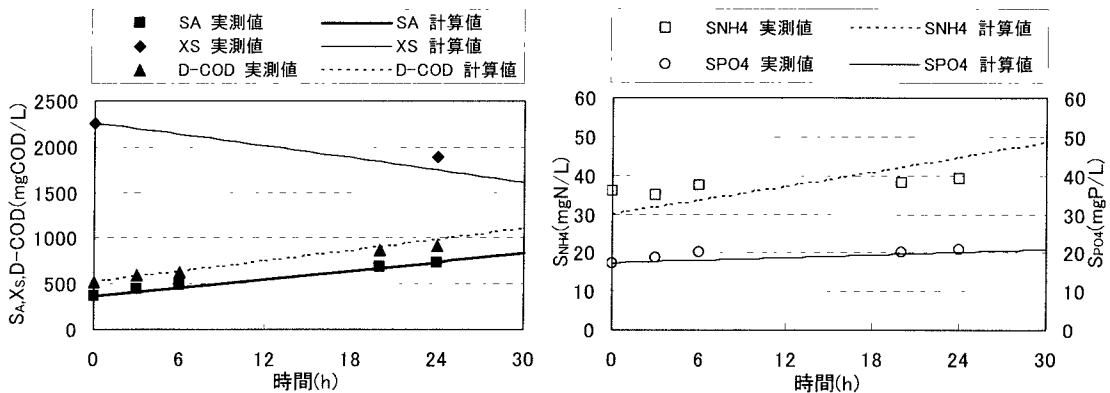


図-3 RUN1の実測値と計算値の比較

(3) モデルの妥当性の検討

RUN1の実験結果を用いて設定したパラメータ値および本モデルの妥当性を検討するために汚泥濃度を変えて回分実験を行った。RUN2の汚泥濃度は $\text{COD}_{\text{total}}=17000\text{mg/L}$ 、RUN3では $\text{COD}_{\text{total}}=3400\text{mg/L}$ であった。RUN2, RUN3の実測値と計算値の比較結果を図-4, 図-5に示す。この計算では、RUN1の結果を再現したパラメータ値をそのまま用いている。図の結果より、RUN2, RUN3とも計算値は実測値を概ね表現しているといえよう。なお、これらの計算では実測値を再現するために S_A の初期値(図-4)、D-CODの初期値(図-5)として実測値とは若干異なる値を用いている。

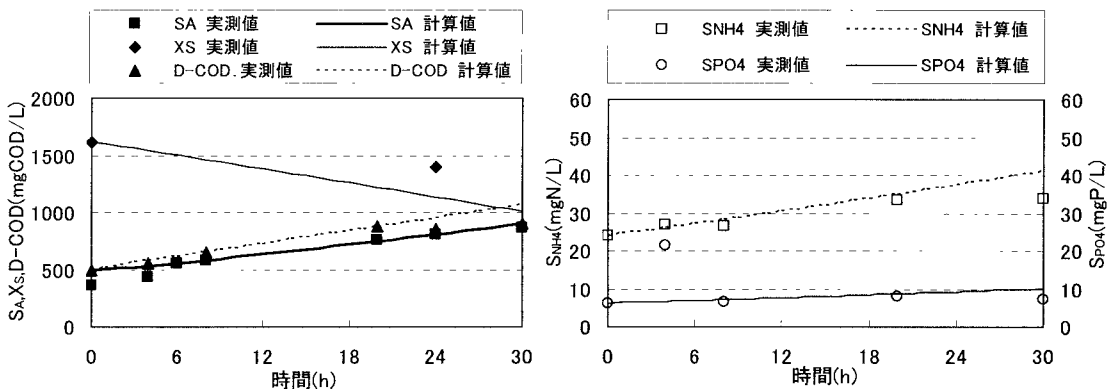


図-4 RUN2の実測値と計算値の比較

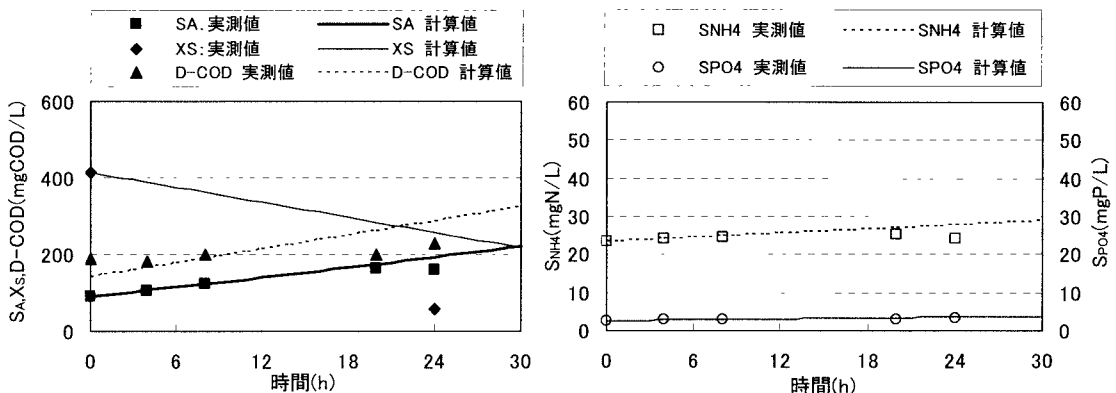


図-5 RUN3の実測値と計算値の比較

3 酸発酵プロセスモデルを組み込んだ栄養塩除去システムモデルによる検討

3. 1 酸発酵を組み込んだ統合モデルの構築

汎用数値計算ソフトウェア(MATLAB/SIMULINK)を用いると、システムを構成するプロセス要素個々のモデルを Graphical User Interface(以下、GUI と表記)により容易に結合して統合モデルを構築することができる。本研究においても、酸発酵槽のモデルと生物反応槽のモデルを GUI により結合できるものを開発した。なお、ASM については市販の汎用ソフト(SIMBA 4. 0)を利用した。

この統合モデルの利用の可能性を検討するために、AO プロセスに本統合モデルを適用し、定常解析による酸発酵汚泥の投入量と水処理工程の SRT の関係の検討、ならびに、雨天時のリン除去特性の非定常解析を実施した。

3. 2 酸発酵プロセスを有する AO プロセスの運転条件の検討

(1) 計算条件

AO プロセスの計算に用いた設定条件を表-7に示す。反応槽容積は流入下水量基準の水理学的滞留時間で8時間とし、嫌気槽と好気槽を1:3に分割したものを対象とした。余剰汚泥は所定の SRT となるよう PI 制御により引抜を行うものとした。好気槽の溶存酸素濃度は $2\text{mgO}_2/\text{L}$ となるように設定した。水温は 20°C とした。反応槽に流入する最初沈殿池流出水の有機物組成は、合流式都市下水処理場の最初沈殿池流出水の実測値を参考に表-8のように設定した。生物反応モデルには ASM2d を使用し、嫌気槽および好気槽はそれぞれ等容積の完全混合槽3槽として取扱い、最終沈殿池モデルは生物反応を考慮しない10層レイヤーモデルを使用した。

酸発酵槽は完全混合槽1槽として取扱い、汚泥の固液分離等は行わないこととした。これは酸発酵槽として汚泥貯留槽や最初沈殿池の転用を想定しているためである。酸発酵槽に流入する最初沈殿池汚泥は、合流式都市下水処理場の実測値を用いて、量は最初沈殿池流出水量の1%、濃度は $\text{COD}_{\text{total}}=8000\text{g}/\text{m}^3$ と設定した。

表-7 計算条件

反応槽流入最初沈殿池流出水量	10000 m^3/day	酸発酵槽流入最初沈殿池汚泥量	100 m^3/day
嫌気槽 総容積	833 m^3	酸発酵槽 総容積	100 m^3
水理学的滞留時間*	2 h	水理学的滞留時間	24 h
好気槽 総容積	2499 m^3		
水理学的滞留時間*	6 h		
汚泥返送比*	40 %		
最終沈殿池 有効水深	4 m		
水面積負荷*	20 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$		

* : 反応槽流入最初沈殿池流出水量基準

表-8 設定した最初沈殿池流出水、最初沈殿池汚泥の性状

状態変数	最初沈殿池流出水	最初沈殿池汚泥	単位
S_F (易分解性有機物)	15	100	gCOD/m^3
S_A (発酵産物としての有機物)	15	200	gCOD/m^3
X_S (遅い速度で分解する有機物)	85	1140	gCOD/m^3
X_H (他栄養細菌)	25	230	gCOD/m^3
S_I (難生物分解性溶解性有機物)	30	140	gCOD/m^3
X_I (難生物分解性固形性有機物)	30	6190	gCOD/m^3
S_{NH_4} (アンモニア態窒素)	20	19	gN/m^3
S_{NO_3} (硝酸態・亜硝酸態窒素合計)	0	0	gN/m^3
S_{PO_4} (溶存態無機リン)	2.3	6.1	gP/m^3
S_{ALK} (アルカリ度)	1.4	2.0	$\text{mol HCO}_3^-/\text{m}^3$

酸発酵プロセスの計算に用いた設定条件を前出の表-7に示す。酸発酵槽の滞留時間は24時間とした。酸発酵槽に流入する最初沈殿池汚泥の性状は、前述の回分実験に用いた最初沈殿池汚泥の平均組成を $\text{COD}_{\text{total}}=8000\text{g}/\text{m}^3$ に換算した値(表-8)を用いた。

処理水リン濃度の評価は、通常、固形物由来のリンを含んだ T-P により行われる。しかし、既往のモデルでは実測の最終沈殿池流出水中浮遊物質濃度を再現することができなかったため、本研究では処理水の評価を $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度のみで行うこととした。同様に、処理水窒素濃度の評価についても $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の合計値のみで行った。

(2) 計算結果

ここでは、運転操作方法の例として SRT と酸発酵汚泥投入量を取り上げた。まず、SRT と処理水リン濃度の関係の計算結果を図-6に示す。図中の酸発酵汚泥投入の100%量は最初沈殿池で生成する汚泥(最初沈殿池流出水の1%量と本研究では仮定)を全量酸発酵し生物反応槽に投入することを意味している。図の結果より、処理水リン濃度が最小値をとる SRT は、酸発酵汚泥投入なしの場合は約10日、酸発酵汚泥投入の場合は約8日となっている。両者の SRT 値に大差ないことから、酸発酵汚泥の投入にとまう SRT の大きな変更の必要はないと判断される。

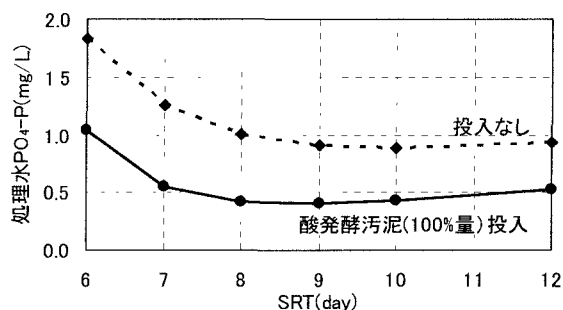


図-6 SRT と処理水リン濃度の関係

酸発酵汚泥の投入により、リン除去効率を向上させる一方で、酸発酵汚泥に含まれる窒素成分、有機物成分により、生物反応槽への窒素負荷および有機物負荷の増加が予想される。そこで、SRT9日の運転条件の場合について、酸発酵汚泥投入量と処理水リン濃度、窒素濃度の関係の検討を行った。なお、ここでは酸発酵汚泥投入量を、最初沈殿池汚泥発生量に対する割合で表現する。

酸発酵汚泥投入量と処理水リン・窒素濃度の関係を図-7に示す。酸発酵汚泥投入量の増加とともに処理水リン濃度は減少し、処理水窒素濃度は投入量の影響は見られずほぼ一定という結果となった。一方、余剰汚泥発生量は酸発酵汚泥投入量とはほぼ比例して増加する結果となった(図-8)。酸発酵汚泥投入に伴う有機物負荷増加の影響は、酸発酵汚泥中溶解性易分解性有機物の汚泥の利用に伴う余剰汚泥の増加に加えて、溶解性難生物分解有機物(S_d)の増加に伴う処理水溶解性 COD_{cr} の増加も懸念される。しかし、先に示した最初沈殿池汚泥の酸発酵実験においては溶解性難生物分解有機物(S_d)の増加が観察されなかったことから、今回は処理水溶解性 COD_{cr} の増加の可能性は少ないと判断した。

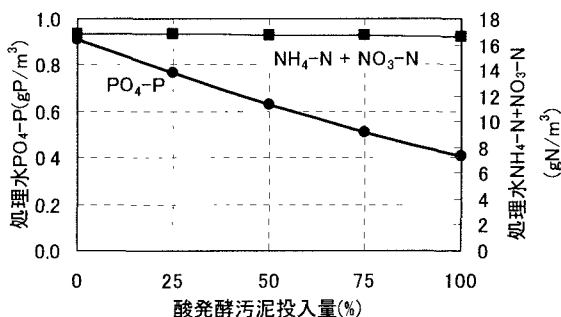


図-7 酸発酵汚泥投入量と処理水 P・N 濃度の関係

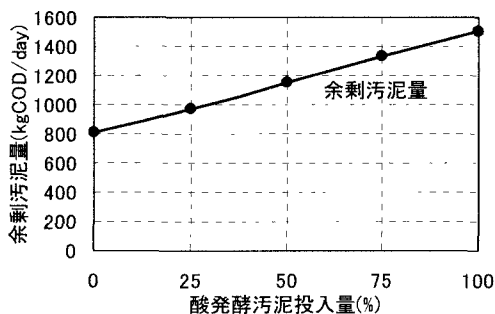


図-8 酸発酵汚泥投入量と余剰汚泥発生量の関係

3. 3 雨天時における酸発酵槽設置効果に関する検討

まとまった降雨時には流入下水中の酢酸、プロピオン酸濃度がほぼゼロまで低下し、降雨後には流入水中リン濃度は比較的短時間で晴天時の濃度にまで増加回復しているのに対し、酢酸、プロピオン酸濃度の増加が遅れるという時間差により、降雨後のリン除去の悪化が起こることが佐久間らにより報告されている¹²⁾。ここでは、この雨天時のリン除去性能の悪化が最初沈殿池汚泥を用いた酸発酵槽により低減可能か検討を行った。

(1) 計算方法

水処理工程および酸発酵プロセスの設定は前項(表-7, 8)と同様とした。ただし、雨天時とその後の流入下水質は佐久間らの流入下水中酢酸、プロピオン酸およびリン濃度実測データ¹²⁾をもとに図-9のように設定した。すなわち図中0～1日が降雨中であり、流量を通常流量の2倍、有機酸(S_A)濃度をゼロ、他の水質項目を晴天時の1/2とした。その後1日～3日の2日間にわたって降雨の影響が残っており、流量および有機酸(S_A)以外の成分は晴天時のレベルに戻るが、有機酸(S_A)のみ濃度がゼロのままとした。3日以降は流量、すべての水質項目の濃度とも、晴天時の状態に復帰するとした。

このような流入下水質ならびに水量の変動下における処理水リン濃度を、酸発酵汚泥を100%量投入する場合および酸発酵汚泥の投入を行わない場合について非定常計算を行った。

(2) 計算結果

酸発酵汚泥を投入した場合、および投入しない場合における処理水リン濃度の計算結果を図-10に示す。処理水リン濃度は降雨開始直後のピークと3日のピークの二つのピークを示している。このリン濃度の挙動は、佐久間らの報告¹²⁾を再現するものであった。発酵汚泥を投入する場合としない場合を比較すると、降雨直後のリン濃度の増加量は、ほぼ同程度あった。3日にみられるピークについては、酸発酵汚泥を投入した場合の方が濃度増加量が低減される結果となっている。このことから、酸発酵汚泥の投入により、リン除去の安定性が向上することがわかる。

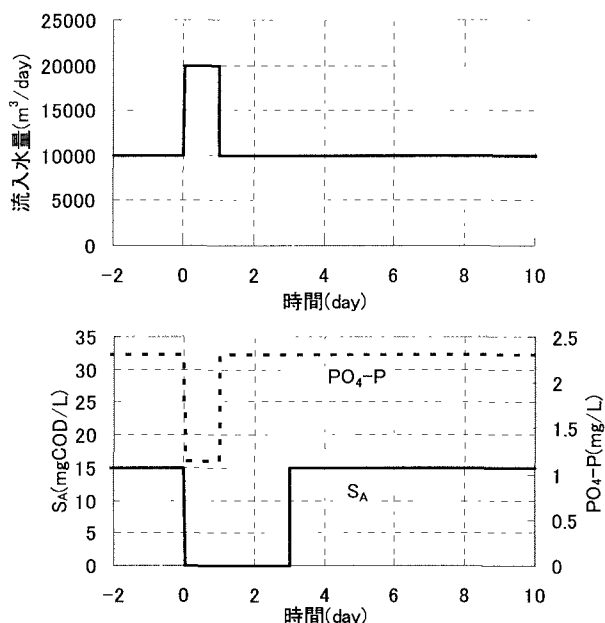


図-9 雨天時を想定した流入条件

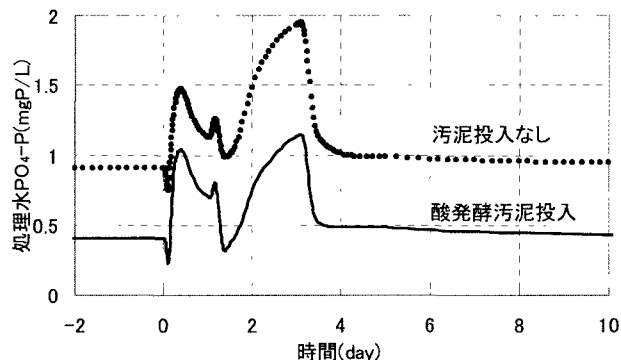


図-10 雨天時の処理水リン濃度

4 結論

酸発酵プロセスを含めた栄養塩除去システム全体の挙動を再現する数学モデルを用いたシミュレーションを行うために必要な、最初沈殿池污泥の酸発酵プロセスのモデル化を行った。以下に要点をまとめる：

- (1) 酸発酵プロセスを活性汚泥モデルと容易に統合できる形でモデル化を行った。
- (2) 回分実験により、酸発酵プロセスモデルのパラメータを決定し、モデルの妥当性を確認した。
- (3) 酸発酵プロセスモデルと活性汚泥モデルを統合した、栄養塩除去システムモデルを用いた定常解析により、酸発酵污泥投入量と水処理工程の運転条件の関係の検討方法を示した。
- (4) 同様に本統合モデルの非定常解析により、雨天時のリン除去性能の低下を再現し、かつ、酸発酵槽設置により、リン除去性能の安定性が向上することを示した。

参考文献

- 1) Moser-Engeler R. , Udert K. M. , Wild D. , and Siegrist H. : Products from primary sludge fermentation and their suitability for nutrient removal, Water Quality International, 252-259 (1998)
- 2) 曾根啓一, 佐久間真理子, 渡部健一, 武田茂樹, 沢井賢司: 生物学的窒素・リン同時除去の高効率化技術の開発, 下水道研究発表会講演集, 38, 460-462 (2001)
- 3) 石田宏一, 渡部健一, 石井英俊: 砂町水処理センターの窒素・リン除去, 平成 11 年度東京都下水道局技術調査年報, 227-232 (2000)
- 4) Funamizu N. , Yamamoto S. , Kitagawa Y. , and Takakuwa T. : Simulation of the operational conditions of the full-scale municipal wastewater treatment plant to improve the performance of nutrient removal, Wat. Sci. Tech. , 36(12), 9-18 (1997)
- 5) Wild D. , Siegrist H. : The simulation of nutrient fluxes in wastewater treatment plants with EBPR, Wat. Res. , 33(7) , 1652-1662 (1999)
- 6) 岡田昭彦, 宗宮功, 宮田純: 下水汚泥発酵ろ液の脱窒反応水素供与体としての利用に関する研究, 下水道研究発表会, 34, 569-571 (1997)
- 7) IWA task group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment : Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, Scientific and Technical Report No 9
- 8) 船水尚行, 工藤亜佐子, 高桑哲男: ステップ流入式多段硝化脱窒プロセスの段数効果に関する研究, 下水道協会誌, 35(434), 119-130 (1998)
- 9) 金東夏, 宗宮功: 膜分離を用いた有機酸発酵に関する研究, 下水道協会誌論文集, 32(393), 52-63 (1995)
- 10) Kappeler J. and Gujer W. : Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling, Wat. Sci. Tech. , 25(6) 125-139 (1992)
- 11) Pavlostathis S.G., Giraldo-Gomez E. : Kinetics of anaerobic treatment : a critical review, Crit. Rev. Environ. Control, 21, 411-490 (1991)
- 12) 佐久間真理子, 北村清明, 北奥清行, 吉田俊雄: 合流式下水処理場のリン除去に及ぼす流入有機酸濃度の影響, 下水道研究発表会講演集, 39, 644-646 (2002)