

(2) 超音波を用いた余剰汚泥削減メカニズムに関する研究

Reduction Mechanism of the Excess Sludge via Ultrasonic Wave Process for Sewage Treatment Plant.

見手倉幸雄^{*,**}、古崎康哲^{**}、奥田友章^{***}、甲斐智子^{****}、笠原伸介^{**}、石川宗孝^{**}

Yukio MITEKURA^{*,**}, Yasunori KOSAKI^{**}, Tomoaki OKUDA^{***}, Satoko KAI^{****},

Shinsuke KASAHARA^{**}, Munetaka ISHIKAWA^{**}

ABSTRACT ; In this work, reduction mechanism of ultrasonicated excess activated sludge from sedimentation tank of wastewater treatment plant was experimentally investigated and studied by the simulation analysis. A part of the return sludge was sent to the ultrasonic reactor and the solubilized sludge was biodegraded in the aeration tank. The maximal excess sludge reduction ratio achieved was about 80% or more on these experiments. Consequently, compared with the kinetics modeling and simulations, the following results were obtained. 1) Reduction of the excess activated sludge via ultrasonication was regarded that these were affected by sludge flocs minimization in size of 50 to 371 μ m less. 2) It was considered that the relational factors of these reductions of the excess activated sludge were concerning by conversion ratio of bacterial cell to substrate, gross yield coefficient, autolysins and growth speed of bacteria. 3) And these were acceded by reaction formula via Monod expression. 4) Parameters of ultrasonically treated sludge were obtained as $k=0.03$ $1/\text{day}$, $K_s=250\text{mg}/\ell\text{-SS}$, $a_1=1.8\text{kg-SS}/\text{kg-TOC}$, $a_2=0.4$ $\text{kg-SS}/\text{kg-SS}$, $a_3=0.6$ $\text{kg-SS}/\text{kg-SS}$, $b=0.02$ $1/\text{day}$. 5) Reduction process of the excess activated sludge via ultrasonication was able to be represented by the kinetics model including interval of time.

KEY WORDS ; Kinetics Modeling and Simulations, Excess Sludge, Ultrasonic Wave, Biodegradation

1. はじめに

下水道事業の進展に伴いこれらの施設から発生する汚泥処理処分がますます重要な社会問題となっている。すなわち、汚泥などの廃棄物は資源循環として、マテリアルサイクル、サーマルサイクルなどのリサイクル枠の拡大はもちろんのこと効率的な発生抑制をベースに利用の拡大方策を考えていくことが重要であると思われる。このようなことから解決策の一つとして、余剰汚泥の削減技術についてさまざまな方向から模索されるようになって来た。これまでの汚泥削減研究は、大きくは2方向である。1つには生物学的方法として汚泥転換率減¹⁾、添加剤²³⁾、自己酸化率増⁴⁾などその特性を利用したものがある。また一つには化学的、物理的に可溶化、低分子化して再基質化させた汚泥を生物処理槽へ返送、生分解により減容化する方法であり、基質化プロセスとしてはオゾン⁵⁾、好熱細菌⁶⁾、水熱酸化法⁷⁾、およびビーズミル⁸⁾、高速回転ディスク⁹⁾、超音波^{10,11)}などがある。

筆者ら^{10,11)}は、維持管理の簡素化や運転エネルギー省力化の視点から超音波照射処理と生物処理を組み合わせた超音波による余剰汚泥削減システム(以下「本法」という。)に関する研究開発を進めている。既報¹¹⁾では、曝気

*兵庫県農林水産部総務課 (General Affairs Division, Agricultural, Forestry & Fisheries Dept. Hyogo Gov.)

** 大阪工業大学都市デザイン工学科(Dep. of Civil Engineering and Urban Design, Faculty of Engineering, Osaka Institute of Technology)

*** (株) 松下環境空調エンジニアリング(Mastushita Environmental Air Conditioning Eng. Co. Ltd.)

**** (株) コス(COS Co. Ltd.)

槽内での滞留時間が 24 時間以上、BOD 容積負荷が $0.2\text{kg}/\text{m}^3$ 以下であれば超音波処理によって、発生汚泥量の 80%~85%が削減できること、また汚泥削減に伴う処理水の悪化が見られないこと、さらにLCA面から見るとエネルギー使用量、CO₂ 排出量について約 40%の削減が可能と考えられることを明らかにした。本法の基本設計を行うには、本法をモデル化し、モデルを用いたシミュレーション解析を行い、操作条件(超音波処理時間、照射強度、処理量)による生成汚泥量変化を予測し、最適超音波照射条件、操作条件を見出すことが必要である。このため、運転操作因子が超音波照射による生分解性について時間の経過とともにどのように影響するのかを明らかにしなければならない。本研究では、TOC・BOD 容積負荷、超音波処理汚泥濃度変化による生分解特性からシミュレーションモデル化に必要なパラメーター値を求めた。次に、室内連続実験での異なる操作条件におけるシミュレーションを行い、超音波処理時間、処理強度、曝気槽濃度、滞留時間(HRT)、超音波処理量と反応槽全汚泥量との割合(再基質比)によって超音波処理汚泥の生分解性がどのように変わるかを検討し、汚泥削減量への影響を見た。さらに、得られたパラメーターを適用して現地プラントにおいてシミュレーションを行った。本研究の概要は以下のとおりである。

1) 本法のモデル化

超音波での余剰活性汚泥削減は、そのほとんどを菌体の破碎によるもので可溶化までには至らず懸濁体で異化、同化により生物分解、減容化するものである。懸濁成分と溶解成分の混合体における汚泥削減手法確立を目指して設計パラメーターを検討し本法のモデル化を行った。

2) 超音波処理の生分解性およびシミュレーションのためのパラメーター値の決定

本法は、超音波処理により余剰活性汚泥を再基質化して曝気槽に返送して生分解するものであり、超音波処理した余剰汚泥がどの程度生物分解されるかを把握するために室内実験を行った。超音波処理時間、処理強度を変えけるとともに、TOC容積負荷を変えて検討した。さらに、再基質量を変え分解速度を検討しシミュレーションモデル化に必要なパラメーター値を求めた。

3) モデルシミュレーションによる超音波処理量、再基質比の検討

本法の運転条件を検討するためモデルシミュレーションによる超音波処理量、再基質比の検討を加えた。

4) 現場実施での汚泥削減効果およびモデルシミュレーション

小規模下水処理場において超音波処理装置を導入し、室内実験で得られた知見をもとにモデルシミュレーションを行い、結果を比較しモデルの評価を行った。

2. モデルの概要

2. 1 定義

曝気槽に流入した基質は、曝気槽内の微生物などによって異化、一部は同化され汚泥になる。汚泥を構成する細菌類などの微生物は複雑な構造をなしており通常の生物機能による代謝分解は困難¹²⁾である。汚泥を物理的、生化学的に改質して生物機能による代謝分解可能な物質にすること、すなわち余剰活性汚泥への超音波照射により流入基質のように曝気槽内の微生物が吸着、同化などにより分解可能な状態に基質化することを「再基質(化)」と定義した。これまでの実験結果¹¹⁾から余剰活性汚泥の超音波処理によりほとんどの汚泥フロックは微細化されることが知見として得られている。このことから、超音波処理汚泥は、超音波照射によって破碎あるいは可溶化され微生物により分解可能となった再基質成分(X_d)と、十分な破碎を受けてなく微生物により分解できない未基質成分(X_a)に分かれると考えた。また、再基質成分(X_d)は懸濁成分のうち超音波照射により

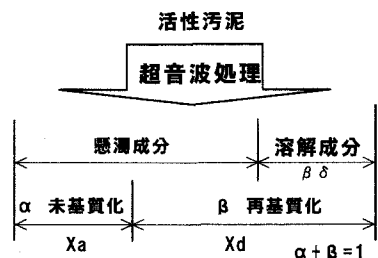


図-1 再基質化の定義

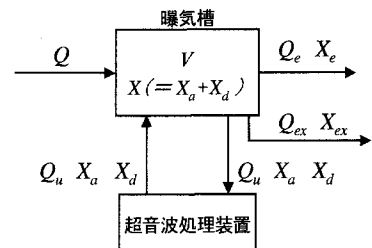


図-2 モデル模式図

微細化された成分と可溶化した溶解成分との混合体で構成され则认为図-1のように定義した。

2.2 モデルと解析式

図-2に本モデルの模式図を示す。本モデルでは、超音波処理された活性汚泥は末基質成分(Xa)と再基質成分(Xd)になって曝気槽に返送され、曝気槽内の微生物によって生分解されると考えモデルを構築した。

本研究では以下の仮定を設けた。1)基質除去は Monod 式で表現できる。2)流入原水によって増殖する菌体と、超音波処理による再基質化によって増殖する菌体は同じである。3)超音波処理された活性汚泥の曝気槽内での変化は、末基質成分(Xa)と再基質成分(Xd)の和による。4)各基質の分解は各基質によって生成した汚泥によってそれぞれ同じように分解できる。5)日当り流入基質分解量は一定とし、汚泥転換率、自己酸化率は変化しない。6)超音波処理による活性汚泥の温度上昇はほとんど認められずガス化は無いと考えた。

表-1に超音波処理活性汚泥の生分解反応モデルとして、活性汚泥増殖、再基質成分の分解と、末基質成分(Xa)および再基質成分(Xd)の物質収支を示す。

ここで、V:曝気槽容積(ℓ)、Q₀:流入水量(ℓ/day)、Q_e:処理水量(ℓ/day)、Q_{ex}:余剰活性汚泥引抜量(ℓ/day)、Q_u:超音波処理汚泥流量(ℓ/day)、X:曝気槽汚泥濃度(mg/ℓ)(X=X_a+X_d)、X_a:末基質汚泥濃度(mg/ℓ)、X_d:再基質汚泥濃度(mg/ℓ)、X_e:処理水汚泥濃度(mg/ℓ)、X_{ex}:余剰活性汚泥濃度(mg/ℓ)、k:再基質汚泥分解速度(1/day)、K_s:再基質汚泥飽和定数(mg/ℓ)、a₁:流入基質汚泥転換率(g-SS/g-TOC)、a₂:再基質懸濁成分汚泥転換率(g-SS/g-SS)、a₃:再基質溶解成分汚泥転換率(g-SS/g-SS)、b:汚泥の自己酸化率(1/day)、S_{r1}:流入基質日分解量(g/day)、S_{r2}:再基質懸濁成分日分解量(g/day)、S_{r3}:再基質溶解成分日分解量(g/day)、α:末基質化率、β:再基質化率、δ:再基質化成分に対する可溶化率である。

表-1 反応モデル及び汚泥収支

反応モデル
活性汚泥増殖
$\left(\frac{dX_a}{dt}\right)_V \cdot V = (a_1 \cdot S_{r1} + a_2 \cdot S_{r2} + a_3 \cdot S_{r3}) \cdot 1000 - b \cdot V \cdot X_a$
再基質成分分解
$\left(\frac{dX_d}{dt}\right)_V = -k \left[\frac{X_d}{K_s + X_d} \right] X_a$
全体
$\left(\frac{dX}{dt}\right) = \left(\frac{dX_a}{dt}\right) + \left(\frac{dX_d}{dt}\right)$
汚泥収支
末基質成分収支
$V \cdot \left(\frac{dX_a}{dt}\right) = \left(\frac{dX_a}{dt}\right)_V \cdot V - \frac{X_a}{X} \cdot (Q_e \cdot X_e + Q_{ex} \cdot X_{ex}) - \beta \cdot Q_u \cdot X_a$
再基質成分収支
$V \cdot \left(\frac{dX_d}{dt}\right) = \left(\frac{dX_d}{dt}\right)_V \cdot V - \frac{X_d}{X} \cdot (Q_e \cdot X_e + Q_{ex} \cdot X_{ex}) + \beta \cdot Q_u \cdot X_a - \beta \delta \cdot Q_u \cdot X$
全体収支
$V \cdot \left(\frac{dX}{dt}\right) = \left(\frac{dX_a}{dt}\right)_V \cdot V + \left(\frac{dX_d}{dt}\right)_V \cdot V - Q_e \cdot X_e - Q_{ex} \cdot X_{ex} - \beta \delta \cdot Q_u \cdot X$

3 超音波処理による活性汚泥生分解特性

3.1 実験方法及び装置、分析方法

3.1.1 実験方法、実験条件

図-3に示す室内連続実験の装置を用いて、余剰汚泥の超音波処理により再基質化し異なる実験条件で運転しシミュレーションモデル化に必要な基質分解速度、飽和定数、汚泥転換率、自己酸化率などのパラメーター値を求めた。実験条件を表-2に示す。曝気槽は有効容量17ℓで、沈殿槽は緩速攪拌装置を有し有効容量10ℓである。曝気槽内温度はヒーターにより調節した。原水は、肉エキス、ペプトン、グルコースを主成分とする人

工下水を使用し、曝気槽への流入 BOD 濃度が 200mg/L となるように希釈しながら 24 時間連続投入した。超音波処理は、10000mg/l に濃縮した活性汚泥 100ml をトールピーカーに入れ、振動子を直接汚泥中に挿入して超音波照射した。超音波処理した余剰汚泥は、ポンプにより 24 時間で設定負荷量となるよう調節しながら投入した。超音波照射装置((株)日本精機製作所 U-150)の出力条件は 90W~150W である。なお、余剰汚泥は、沈殿槽底部から一定量を定期的に引抜き、処理水質、曝気槽内 MLSS 濃度、引抜き汚泥量、超音波処理量などについて定常状態を RUN ごとに 30 日程度維持した。また、余剰汚泥削減率は次式によった。

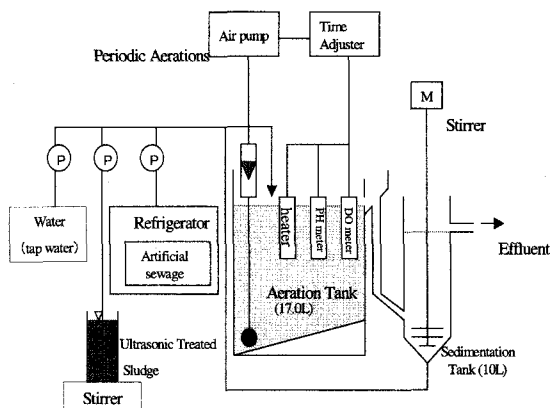


図-3 室内実験装置

$$\text{余剰汚泥削減率 (\%)} = (1 - \text{超音波処理系生成汚泥量(g/day)} / \text{対照系生成汚泥量(g/day)}) \times 100 \quad \cdots(1)$$

$$\text{生成汚泥量 (g/day)} = \text{処理水 SS(g/day)} + \text{余剰汚泥量(g/day)} \quad \cdots(2)$$

表-2 実験条件

実験	HRT (BOD 容積負荷)	流入水量	流入 TOC 濃度	MLSS	超音波処理条件	超音波 処理量	再基質化率 β	可溶化率 $\delta \beta$
	hr, (kg/m ³ /day)	ℓ/day	mg/ℓ	mg/ℓ	w/mℓ・min	g/day	—	—
1-1	24 (0.2)	17	80	4300	—	—	—	—
1-2				4000	1.5w/mℓ・5min	1.92	0.60	0.06
1-3				4000	1.5w/mℓ・20min	2.09	0.95	0.25
1-4				3600	1.5w/mℓ・5min	4.48	0.60	0.06
2-3				4300	1.2w/mℓ・5min	1.88	0.40	0.04
2-4				3900	0.9w/mℓ・5min	1.71	0.30	0.01
3-1	12	34		3200	—	—	—	—
3-2	(0.4)			3200	1.5w/mℓ・5min	5.71	0.60	0.06
4-1	16	25.5		4400	—	—	—	—
4-2	(0.3)			4600	1.5w/mℓ・5min	3.24	0.60	0.06

3. 1. 2 分析方法

本研究における余剰汚泥、超音波照射処理汚泥のフロック粒径の測定は、ステンレス製ふるい、ナイロン製ふるいにより久保らの試験方法¹³⁾に準じて行った。TOC、DOC の分析は全有機炭素計((株)島津製作所 TOC-5000A) によった。また、その他の水質項目として MLSS、SS、TOC、DOC、BOD₅、T-N、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、T-P に関しては下水試験方法によった。

3. 2 実験結果および考察

3. 2. 1 超音波処理条件における余剰汚泥削減率及び処理水質

既報¹⁰⁾では、再基質化余剰汚泥の生分解について、確実な余剰汚泥削減効果の期待できる HRT の条件は

24hr 以上であること、また、照射強度が高いほど、BOD容積負荷が低いほど削減率が高くなったことを示した。表-3 に各種実験条件での実験結果として処理水質、余剰汚泥削減率を示す。図-6 に削減量を示す。図-6 において、各 RUN での○-1 は対照系を示し、○-2~4 は超音波照射系を示す。対照系生成汚泥に対する超音波処理量は、RUN1-2 では 1.7 倍量とした。RUN1-3 では 1.8 倍とした。再基質量が増えるに従って削減量は増加した。しかし、RUN1-4 において再基質量を余剰汚泥の 3.9 倍とした結果、削減率は低下した。このことから、投入再基質量が一定値を超えると削減率が低下することが示唆された。

表-3 各 RUN の処理水質

水質項目	単位	RUN1				RUN2		RUN3		RUN4	
		RUN1-1	RUN1-2	RUN1-3	RUN1-4	RUN2-3	RUN2-4	RUN3-1	RUN3-2	RUN4-1	RUN4-2
SS	mg/l	11	8.3	10	5	15	9	12	2.1	5.1	9.1
BOD		8.9	10	3.7	2.5	3.5	1.5	15	3.7	3.0	3.5
D-BOD		3.8	1.9	2.8	0.8	2.7	1.2	3.5	3.0	2.2	1.8
TOC		7.4	6.2	8.8	4.3	8.8	5.1	13	6.8	6.9	8.6
DOC		6.5	5.4	6.4	3.9	6.7	3.3	6.1	6.2	6.1	8.0
D-BOD 除去率	%	98	99	98	99	98	99	98	98	99	99
DOC 除去率		92	93	99	94	99	100	94	92	92	90
汚泥削減率		-	80.9	83.5	58.8	23.5	14.8	-	25.4	-	62.6

3. 2. 2 パラメーター値の検討

1) 基質分解速度 k 、飽和定数 K_s 、汚泥転換率 a_1, a_2, a_3 、自己酸化率 b

本法では、汚泥増殖は式(3)、基質除去は式(4)に従う¹⁴⁾としてデータ値を整理してパラメーター値を求めた。図-4 に再基質濃度と再基質汚泥分解速度の関係を示す。再基質汚泥分解速度 k 、再基質汚泥飽和定数 K_s は、未基質汚泥濃度および再基質濃度から定まるパラメーターで、定常状態における各実験結果から曝気槽内の再基質濃度と分解速度から Lineweaver-Burk Plot により求め表-4 に示した。ここに、再基質濃度は超音波処理し曝気槽に投入した再基質余剰汚泥量を濃度で表した。再基質汚泥分解速度は、曝気槽内汚泥量に対する再基質生成汚泥減少量を日当たりの分解速度として表したものである。また、再基質生成汚泥減少量は、対照系での生成汚泥量と超音波照射系での生成汚泥量の差として求めたものである。さらに、汚泥増殖に関するパラメーター a_1, b は、除去 TOC(BOD)量、混合液中の活性汚泥量から定まる定数であり対照系における BOD 容積負荷を変えた室内連続実験から求めた。また、再基質溶解成分汚泥転換率 a_3 について奥田ら⁷⁾は、水熱処理液の汚泥転換率を実験で求め 0.6 kg-SS/kg-SS としている。このことから、超音波処理による再基質溶解成分汚泥転換率は、再基質処理方法によらず同等と考え $a_3=0.6 \text{ kg-SS/kg-SS}$ とした。また、再基質懸濁成分汚泥転換率 a_2 は、連続実験結果からキャリブレーションにより求め $a_2=0.4 \text{ kg-SS/kg-SS}$ とした。

$$\frac{dX}{dt} = a \left(\frac{dS}{dt} \right) - bX \quad \cdots(3)$$

$$\left(\frac{dS}{dt} \right)_v = k \left(\frac{S}{K_s + S} \right) X \quad \cdots(4)$$

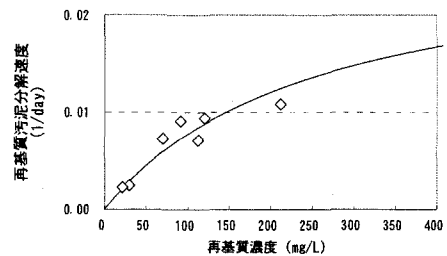


図-4 基質濃度-再基質汚泥分解速度

2)再基質化率 β 、可溶化率 $\beta\delta$

超音波処理汚泥の溶解成分は、 $1.2\mu\text{m}$ ガラス繊維ろ紙 (GF/C) を通過する成分とした。SS 可溶化率と溶出 DOC/TOC 率を比較したところ大きな差はなく TOC で評価し可溶化率($\beta\delta = \text{溶出 DOC/TOC}$)とした。再基質化率 β については、超音波照射による活性汚泥の粒径分布、Rr の測定、菌体の電顕写真によった。活性汚泥フロックは、三谷ら¹⁵⁾によれば、極めて壊れやすい、異なるいくつかの微細コロニーで形成されており、このフロック測定値はフロックサイズで $70\sim 1000\mu\text{m}$ であること、あるいは、田辺ら¹⁶⁾によれば $100\sim 200\mu\text{m}$ であることが報告されている。また、フロックを構成する微細コロニーに関しては、超音波照射により $2.5\sim 50\mu\text{m}$ ¹⁷⁾¹⁸⁾ となること、さらにこれらの微細コロニーは微生物や細胞外ポリマーで満たされたユニットで構成されることが報告されている。本研究での活性汚泥の粒径分布の測定結果を図-5 に示す。超音波照射前の余剰汚泥は、ほとんどが $125\mu\text{m}$ であった。超音波を照射することによって大きくは $125\sim 20\mu\text{m}$, $20\sim 1.2\mu\text{m}$, $1.2\mu\text{m}$ 以下の成分に区分された。超音波処理汚泥の粒径分布試験結果をみると $50\sim 37\mu\text{m}$ 以下成分が超音波処理強度ごとに大きく変わっていることが見られ、 $50\sim 37\mu\text{m}$ 以下成分は $0.9\text{W/mL}\cdot 5\text{min}$ では 30%を占め、 $1.5\text{W/mL}\cdot 5\text{min}$ では 60%、 $1.5\text{W/mL}\cdot 20\text{min}$ では 95%となった。また、電子顕微鏡写真の観察結果から超音波の照射により微細化された活性汚泥フロックの大部分は $50\sim 37\mu\text{m}$ 以下を占めることが見られた。このことから再基質化成分を $50\sim 37\mu\text{m}$ 未満の成分とし再基質化率を表-2 に示した。

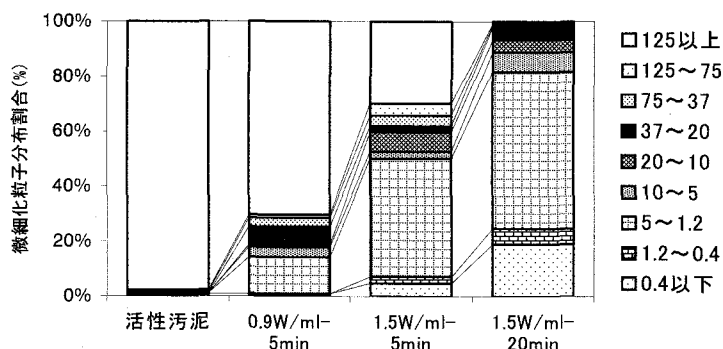


表-4 パラメーター値(室内)

k	1/day	0.03
Ks	mg/l-SS	250
a ₁	kg-SS/kg-TOC	1.8
a ₂	kg-SS/kg-SS	0.4
a ₃	kg-SS/kg-SS	0.6
b	1/day	0.02

図-5 超音波照射による活性汚泥の粒径分布

4 超音波による余剰活性汚泥削減効果とモデル評価

4. 1 室内連続実験のシミュレーション

4. 1. 1 各条件における生成汚泥量の解析値との比較

表-1、表-2 および表-4 に示した反応モデル、汚泥収支式、パラメーターにより本法によるモデルシミュレーションを行った。汚泥削減量の解析値と実験値とを対比した結果を図-6 に示す。HRT24hr の場合、対照系日生成汚泥量に対する超音波処理量は、RUN1-2 での 1.7 倍量 ($\beta=0.6$, $\delta\beta=0.06$)、RUN1-3 での 1.8 倍 ($\beta=0.95$, $\delta\beta=0.25$) では解析値と実験値はよくあった。RUN1-4 での 3.9 倍量 ($\beta=0.6$, $\delta\beta=0.06$) では実験値での削減量に対して解析値がわずかに下回った。超音波照射強度を低くした場合でも RT24hr では解析値との差はほとんどなかった。しかし、HRT16hr (RUN4-2) では解析値が実験値を下回り、HRT12hr (RUN3-2) のシミュレーションでは削減効果がほとんどみられなかった。HRT を短くし、BOD 容積負荷を大きくした場合シミュレーション結果との差が大きくなっていく傾向が見られた。これらの原因として、超音波処理した再基質の分解速度が遅く十分な生分解がなされず、反応槽内での生物相の変化、再基質化汚泥の再活性化など他の要因が考えられ今後の検討が必要であると思われる。

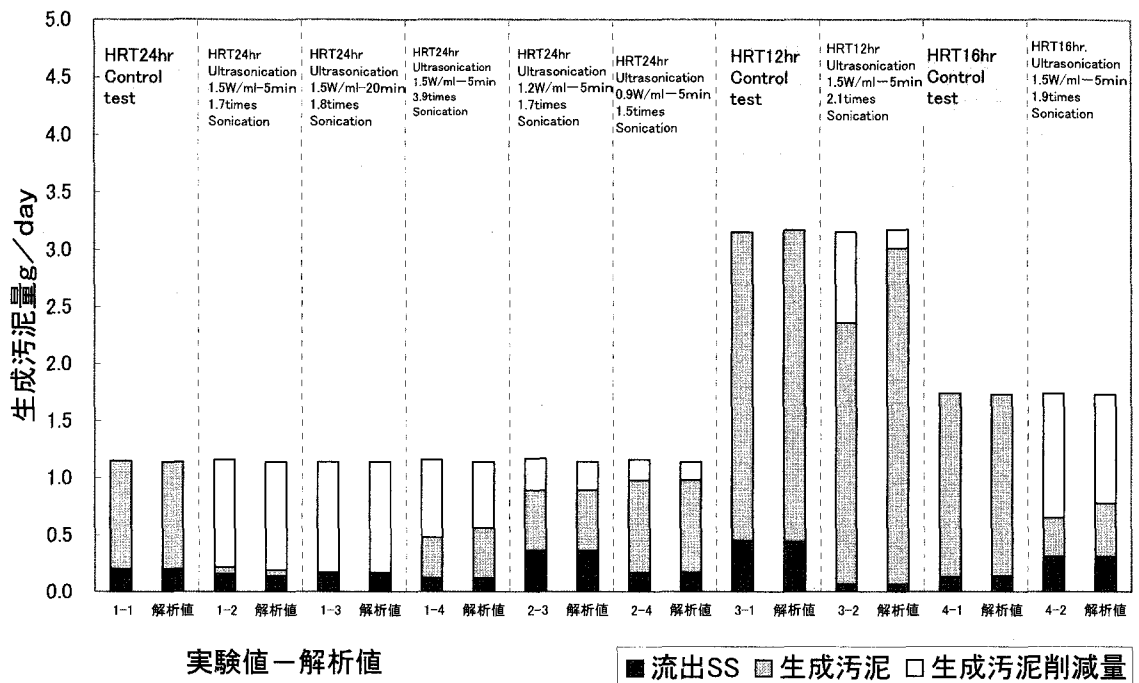


図-6 各条件における日生成汚泥量の解析値との比較

4. 1. 2 超音波処理量と削減率からの評価

図-7 に前節で検証したモデルおよびパラメータ値に基づき超音波処理量、処理強度を変えた場合のシミュレーション結果を示した。反応槽 MLSS 濃度は 4000mg/l とした。生成汚泥削減率の解析結果を実線、点線、一点鎖線、実験値を◇○△で示す。削減率は対照系での日生成汚泥量との比率で式(1)による。1.5W/m²・5min での超音波処理条件では、対照系日生成汚泥量(1.14g/day)の約 2~3 倍量処理の場合削減率 85%でピークになり、その後処理量の増加とともに低下した。同様に、超音波処理条件 1.2W/m²・5min では、対照系日生成汚泥量の約 5 倍量処理で削減率 60%となり 1.5W/m²・5min 条件に比べると緩やかに低下した。超音波処理条件 0.9W/m²・5min では、約 6 倍量処理で削減率 50%となり前記条件に比べてさらに緩やかに低下した。このことから、超音波照射強度を高くすることによって削減率は高くなるが、再基質成分の分解速度が遅く処理量の増加によって削減率は低下し 80%以上の余剰汚泥削減率を得る再基質量の条件範囲は処理強度 1.5w/ml・5min で、対照系日生成汚泥量 2~3 倍量前後にあることがわかった。

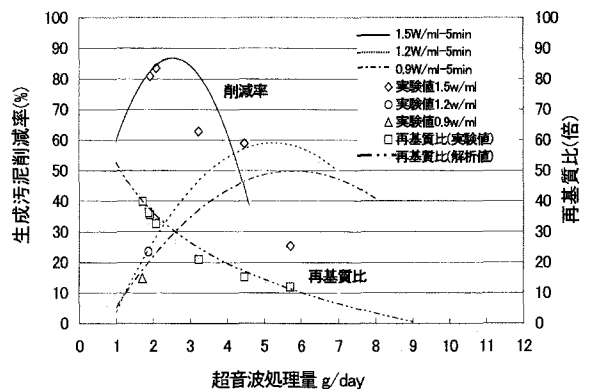


図-7 超音波処理量 - 再基質比、生成汚泥削減率 (解析値)

4. 1. 3 再基質比と生成汚泥削減率からの評価

図-7 下部に超音波処理量と再基質比を示す。再基質比は、式(5)に示すように超音波処理量に対する反応槽内全汚泥量の比と定義した。再基質比の解析値を二点鎖線、実験値を□で示した。余剰汚泥の削減は、基本的には再基質分解、汚泥増殖によるものであり反応タンク内の菌体量により生分解量が決まると考えられ超音波処理量に対する槽内菌体量との比を再基質比とした。また、超音波処理による再基質成分の分解速度は、表-4 に示すように 0.031/day であり、流入基質の分解速度が 2~101/day¹⁹⁾であるのに比べて極めて低く再基質の分解には再基質比が影響すると考えられる。図-7 に示すように、超音波照射量 1.5W/ml・5min の場合、再基質量を増加すると削減率は増加するが再基質比は次第に減少する。超音波処理前の再基質比は 60 倍前後であったものが、再基質化量の増加により再基質比は 30 倍での削減率をピークに以後削減率は低下していくことが解析値、実験値から見られる。超音波による余剰汚泥削減で高い削減率を維持する場合は、再基質量を増加させることによって再基質比は 30 倍以下にならないことが必要と考えられる。

$$\text{再基質比(倍)} = \frac{\text{全汚泥量}}{\text{超音波処理量}} \dots\dots (5)$$

4. 1. 4 再基質化率と削減率からの評価

図-8 は再基質量と生成汚泥削減率の関係を示したものである。図-3 に示す実験装置により、超音波照射強度を 1.5W/ml、1.2W/ml、0.9W/ml、照射時間を 5 分間、再基質量を 0~3g/day と変化させ、曝気槽内 MLSS 濃度を 4000mg/L としてシミュレーションした結果である。実験値、解析値を示した記号は前節と同様である。再基質量は超音波処理量に再基質化率 β を乗じたものである。再基質量を増加することによって削減率は増加し、1.5w/ml・5min では再基質量 1.5g/day で最大削減率 85% となった。また、さらに再基質量を増加すると削減率は低下した。図-3 に示す室内実験装置では、MLSS 濃度が 4000mg/l であれば、曝気槽単位量に対する最適再基質量は 0.088g/l・day であると考えられる。

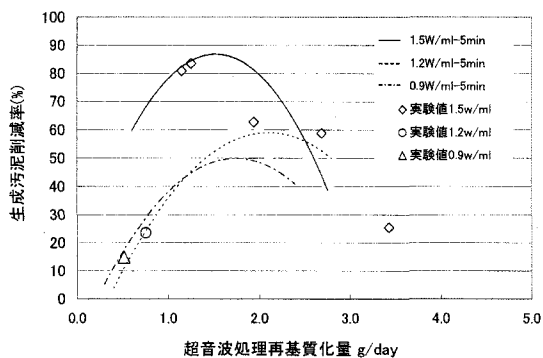


図-8 再基質化量 — 生成汚泥削減率(解析値)

4. 2 現場実験プラントのシミュレーションによるモデル評価

4. 2. 1 現場実験プラントの概要

現場実験プラントは、2 槽式連続流入間欠曝気方式でありフロー概要を図-9、超音波処理装置を図-10、実験条件を表-5、日生成汚泥量を表-6、設計緒元を表-7、処理水質を表-8 に示す。日平均流入汚水量は、195m³/day、余剰汚泥発生量は対照系において 11.2kg-Ds /day である。超音波照射は、1.2kW・26kHz とし超音波処理時間はタイマー制御により調節できる。対照系 MLSS を 5000mg/l、超音波照射系の MLSS 濃度を 6600mg/l とし超音波処理量は対照系での日生成余剰汚泥量に対する 2 倍量(22.4kg/day)、3 倍量(33.5kg/day)とし現場実験との比較を行った。なお、反応水槽内 MLSS 濃度は、定常状態を維持し、汚泥収支は前記式(1)(2)によった。本実験期間中の処理水質を表-8 に示すが処理水質への影響はみられなかった。

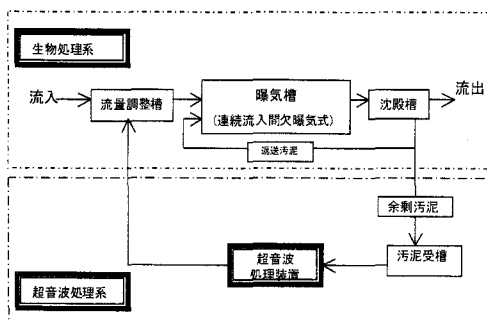


図-9 現場実験プラントフロー

表-5 実験条件

項目	単位	条件値
流入 BOD	mg/l	130
" TOC	"	60
" COD	"	60
" T-N	"	45
" T-P	"	5.0
MLSS(対照系)	"	5000
" (照射系)	"	6600

表-6 生成汚泥量

項目	単位	対照系	超音波処理系
対 余剰汚泥量	kg/day	9.2	0.9
照 流出SS量		2.1	1.3
系 生成汚泥量		11.2	2.2

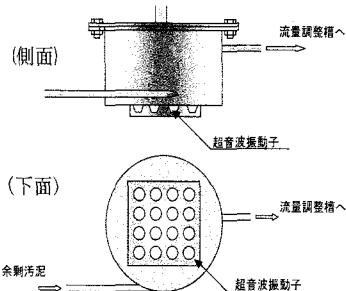


図-10 超音波処理装置

表-7 超音波処理装置設計諸元

項目	単位	設計値
超音波槽容積	L	154
超音波周波数	kHz	26
超音波出力	W	600~1200

表-8 処理水質

項目	単位	対照系	超音波処理系
SS	mg/l	11.0	7.0
TOC		11.0	9.0
BOD		5.0	4.0
COD		7.0	8.0
T-N		4.0	6.0
NH ₄ -N		0	3.0
NO ₂ -N		0.1	0.0
NO ₃ -N		1.4	0.4
TP		1.8	1.8
BOD/COD		0.7	0.5
透視度	cm	94.0	96.0

4. 2. 2 長期運転のシミュレーションによるモデル評価

室内実験で得られたパラメーター、動力学式により、現場プラントにおける定常状態での収支計算に基づき汚泥削減についてシミュレーションを行った。シミュレーションに必要なパラメーターの決定は、一般的な範囲としての汚泥転換率 a を $0.5 \sim 0.8$ 、自己酸化率 b を $0.01 \sim 0.07^{14)}$ と考え、対照系での収支結果、室内実験で得られたパラメーターに基づいて試算により a_1 、 b を求め表-9 とした。 k 、 K_s 、 a_2 、 a_3 、 β 、 δ 、 β は、室内実験と同様に扱った。得られたパラメーターにより、超音波照射系での 83 日間の実運転結果とシミュレーションとの対比を図-11 に示す。また、シミュレーション結果と実験値との差は、運転操作によるものと考えられ全体的に本モデルの解析値と整合した。

表-9 パラメーター値(現場)

k	l/day	0.03
Ks	mg/l-SS	250
a ₁	kg-SS/kg-SS	0.8
a ₂	kg-SS/kg-SS	0.4
a ₃	kg-SS/kg-SS	0.6
b	l/day	0.01
β	—	0.7
δ β	—	0.01

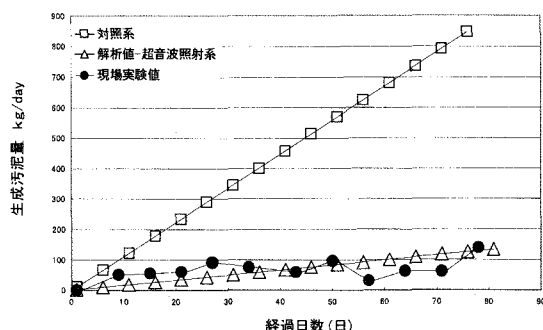


図-11 現場プラントにおけるシミュレーション結果

4. 2. 3 超音波処理量と削減率による評価

現場プラントにおいて再基質量を変化させた場合の生成污泥削減率、再基質比の変化を見たのが図-12 である。解析値を実線、点線、現場実験値を◇△で示した。シミュレーションでは、超音波処理量を 10kg/day～40kg/day(日当り余剰活性污泥生成量 11.2kg/day に対して 1 倍量～4 倍量)まで変化させた。室内実験での結果同様に超音波処理量を増加させることによって削減率も増加し、3 倍量(33.5kg/day)でピークとなり、以後低下した。また、再基質比も室内実験同様に 30 倍以下となることにより削減率は低減する傾向を示した。最大削減率は現場実験値 85.5%に対してシミュレーション値は近似した結果となった。曝気槽単位当たり再基質量は、0.075g/l·day で削減率が最大となった。室内実験値にほぼ近似した。

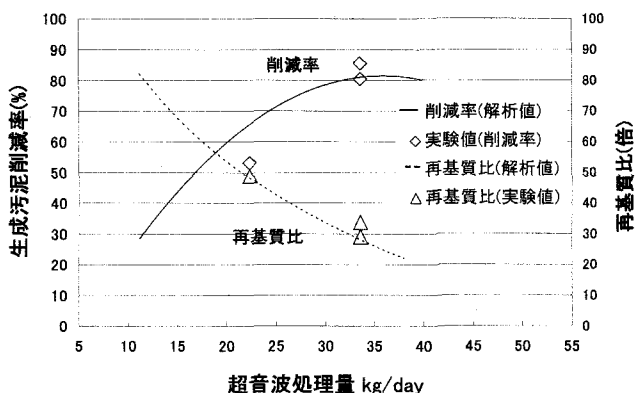


図-12 超音波処理量-生成污泥削減率、再基質比
(現場プラント解析値)

5 まとめ

本研究の結論を以下に示す。

- (1)超音波照射処理による余剰污泥削減法について、未基質成分 (Xa) 再基質成分(Xd)で構成したモデルにより室内実験、現場実験に基づく収支結果を表現することが出来た。
- (2)超音波による污泥削減には、超音波照射により可溶化した成分と超音波照射により影響を受けた 50～37 μm 以下の再基質成分が関係していると考えられる。超音波照射による可溶化率は低いものであることから、本法による余剰活性污泥削減は、可溶化よりもむしろフロックの破碎により達成されることがシミュレーション結果から示唆される。
- (3) 室内実験、現場実験ともに再基質量の増加によって余剰污泥削減量は増加する。しかし、投入再基質量が一定値を越えると削減量が低下し必要な超音波処理量、再基質比が存在することがわかった。すなわち、超音波処理污泥の生分解性が低く、超音波処理量を増加させることによって再基質比を 30 倍以下にしないことが必要である。また、再基質量は、室内実験では 0.088g/l·day、現場実験では 0.075g/l·day と近似した結果となった。

謝辞

本研究に際しては、新エネルギー産業技術総合開発機構(NEDO)の補助金により共同研究開発を行ったものである。(株)松下環境空調エンジニアリング、(株)メイケンの方々から多大なご協力をいただきました。ここに謝意を表します。

参考文献

- 1) 浜谷芳則, 内田敏文: 腐植土を用いた産業排水処理の研究, 環境技術, Vol.23, No.7, pp.411-412(1994)
- 2) V.Aravinthan, 味埜俊, 佐藤弘泰, 滝沢智, 松尾友矩: Alkaline, Acid and Thermal Solubilization for Minimization of Waste Sludge, 環境工学研究論文集, Vol.35, pp.189-198(1998)
- 3) 古崎康哲, 田代榮一, 石川宗孝: サポニン添加によるし尿処理施設での余剰汚泥削減効果, 環境技術, Vol.28, No.8, pp.539-542(1999)
- 4) 二瓶正彦: 多段型接触ろ床法による余剰汚泥の発生がない水処理の事例, 環境技術, Vol.28, No.8, pp.543-546(1999)
- 5) H.Yasui, M.Shibata: An Innovative Approach to Reduce Excess Sludge Production in the Activated Sludge Process, Water Science Technology, Vol.30, No.9, pp.11-20(1994)
- 6) 桂健治, 三浦雅彦, 長谷川進: 好熱性微生物を利用した余剰汚泥が発生しない活性污泥プロセス, 水環境学会誌, Vol.21, No.6, pp.360-366(1998)
- 7) 奥田友章, 村上定瞭, 笠原伸介, 石川宗孝: 水熱反応を利用した余剰汚泥削減型活性污泥法に関する研究, 環境工学研究論文集, Vol.39, pp.43-54(2002)
- 8) 名和慶東: ミル破碎工程を含む汚泥減容化の研究, 環境技術, Vol.28, No.8, pp.562-565(1999)
- 9) 今井剛, 浮田正夫, 深川勝之, 河村友喜, 関根雅彦, 樋口隆哉: 高速回転ディスクによる余剰汚泥の高効率可溶化処理に関する研究, 環境工学研究論文集, Vol.38, pp.131-139(2001)
- 10) 榊原隆司, 見手倉幸雄, 古崎康哲, 中村豊, 笠原伸介, 石川宗孝: 超音波を用いた余剰汚泥減量化について, 水処理技術, Vol.43, No.6, pp.299-303(2002)
- 11) 見手倉幸雄, 古崎康哲, 榊原隆司, 安藤卓也, 笠原伸介, 石川宗孝: 超音波を用いた余剰汚泥削減システムに関する研究, 環境工学研究論文集, Vol.39, pp.31-41(2002)
- 12) Rees, A.R. and Sternberg, M.J.E.: FROM CELLS ATOMS-An illustrated introduction to molecular biology-, Blackwell Scientific Publications, (1984)
- 13) 久保利晃, 中島典之, 山本和夫: 膜分離活性污泥の細胞内成分分析および種々の活性污泥との比較, 環境工学研究論文集, Vol.36, pp.295-302(1999)
- 14) 井出哲夫: 水処理工学, 技報堂, pp.215-228(1976)
- 15) 三谷知世, 海野肇, 明島高司: 活性污泥フロクの構造モデル, 水質汚濁研究, Vol.6, No.2, pp.69-75, (1983)
- 16) 田辺幾之助, 木佐木博, 原田元弘, 川路博志: 海水活性污泥の微生物相、とくにフロクの構造性について、鹿大農学術報告、第32号、pp.87-94, (1982)
- 17) F.Zartrian, C.Mustin, J.Y.Bottero, G.Villemin, F.Thomas, L.Ailleres, M.Champenois, P.Grulois and J.Manem, : Spatial Arrangement of the Components of Activated Sludge Flocs. Water Science & Technology, Vol.30, No.11, pp.243-250(1994)
- 18) Da-hong Li and Jerzy J. Ganczarczyk : Structure of activated sludge flocs., Biotechnology and Bioengineering, Vol.35, No.1, pp.57-65, (1990)
- 19) 下水道施設計画・設計指針と解説後編: (社)日本下水道協会, pp.26-47(2001)