

(5) 水熱反応を利用した余剰汚泥削減型活性汚泥法に関する研究

STUDY ON AN ACTIVATED SLUDGE PROCESS WITHOUT EXCESS SLUDGE PRODUCTION USING HYDROTHERMAL REACTION PROCESS

奥田 友章\*, 村上 定暁\*\*, 笠原 伸介\*, 石川 宗孝\*

Tomoaki OKUDA\*, Sadaaki MURAKAMI\*\*, Shinsuke KASAHARA\*, Munetaka ISHIKAWA\*

**ABSTRACT** ; The characteristics of solubilization of the excess sludge by hydrothermal reaction and the biodegradability of hydrothermally treated sludge were investigated and the parameters, which are needed for a simulation, was determined. The amount of reduction of sludge and the water quality of treated water were predicted in the simulation. And the simulation results were compared with the results of the continuous experiment. Consequently, the following results were obtained. (1) In order to determine operation conditions, depolymerization does not have the necessity of taking into consideration and it is good to make solubilization into the index for deciding of operation conditions. (2) Parameters of the hydrothermally treated sludge obtained  $k_2=2.5$  (1/day),  $K_{s2}=1,000$  (mg/L),  $a_2=0.5$  (mg/L),  $b=0.05$  (1/day). (3) It was identified that excess sludge is reducible by an activated sludge process without excess sludge production using hydrothermal reaction process and that the amount of reduction of sludge can be correctly predicted by this research model. (4) It was suggested that the amount of reduction of sludge by this process and the amount of solubilization of the excess sludge by hydrothermal reaction process are equal. (5) The water quality of treated water was indicated almost the same level as that of a conventional activated sludge process.

**KEYWORDS** ; Hydrothermal reaction, excess sludge, solubilization, depolymerization, biodegradation

## 1. はじめに

下水処理施設から排出される汚泥量は下水道の普及に伴い着実に増加している<sup>1)</sup>。この汚泥のほとんどが埋立処分され、近年、埋立地の確保が難しくなり、処分費の高騰が予想される。このような背景から、解決策の一つとして余剰汚泥の発生しない活性汚泥法（以下、余剰汚泥削減型活性汚泥法と略す。）の開発が行われている<sup>2)</sup>。余剰汚泥削減型活性汚泥法は、オゾン<sup>3)</sup>や水熱反応<sup>4)</sup>、超音波<sup>5)</sup>、ウォータージェット<sup>6)</sup>、湿式ビーズミル<sup>7)</sup>等の物理化学的、あるいは好熱細菌<sup>8)</sup>等の生物学的方法で汚泥を再基質化し、その再基質化液を再度生物処理することにより、微生物由来の有機性汚泥を削減する方法である。この中で、水熱反応を利用する方法は、亜臨界域の高温高压水の加水分解反応によって汚泥を可溶化・低分子化して再基質化する方法である。

著者ら<sup>4)</sup>は、装置化や運転エネルギーを考慮して、臨界点以下の水熱反応と生物処理を組み合わせた『水熱反応を利用した余剰汚泥削減型活性汚泥法』（以下、本法と略す。）の開発を行っており、既報<sup>9)</sup>では、水熱反応によって汚泥の約85%が減少すること、さらに、水熱処理された汚泥（以下、水熱処理液とする。）と人工下水の混合液は、微生物を馴致することにより、6時間程度で生物分解されることを明らかにした。

\*大阪工業大学工学部都市デザイン工学科 (Department of Civil Engineering and Urban Design, Faculty of Engineering, Osaka Institute of Technology)

\*\*宇部工業高等専門学校物質工学科 (Department of Chemical and Biological Engineering, Ube National College of Technology)

しかしながら、本法の基本設計を行うためには、本法をモデル化し、操作条件（水熱処理温度・時間、水熱処理量）によって、どの程度汚泥が削減され、処理水質にどのような影響を及ぼすかを予測する必要がある。このためには、各操作因子が汚泥の可溶化や低分子化をどの程度引き起こし、その結果、汚泥の削減効果や処理水質にどのような影響を及ぼすかについて明らかにしなければならない。

本研究では、水熱処理温度と時間によって、汚泥の可溶化、低分子化、ガス化がどの程度進むかおよび水熱処理液の生分解性に及ぼす影響について検討し、シミュレーションモデル化に必要となるパラメータ値を求めた。次に、本法をモデル化し、異なる操作条件でシミュレーションを行い、汚泥削減量および処理水質の予測を試みた。さらに、連続処理実験の結果と比較することにより、モデルの評価を行った。本研究の概要は以下になる。

#### 1) 本法のモデル化

操作条件によって、どの程度汚泥が削減され、処理水質にどのような影響を及ぼすかを予測するために、本法のモデル化を行った。

#### 2) 水熱反応による汚泥処理特性

本法の基本設計に必要となる水熱処理条件（水熱処理温度・時間等）に関する知見を得ることを目的として、処理温度・時間等の操作因子を変化させて人工下水により馴致した活性汚泥を水熱処理し、水熱反応によって、汚泥がどの程度可溶化、低分子化およびガス化されるかを検討した。

#### 3) 水熱処理液の生分解性の把握およびシミュレーションのためのパラメータ値の決定

本法では、水熱処理液を曝気槽へ返送して生物処理を行うことから、水熱処理液がどの程度生物処理されるかを把握するために、水熱処理液によって馴致された汚泥を用い、異なる条件で処理した水熱処理液を回分的に生物処理し、水熱処理液の生分解性について検討した。また、低分子化による水熱処理液の生分解性への影響についても検討した。さらに、シミュレーションモデル化に必要となるパラメータ値を求めた。

#### 4) 本法の汚泥削減効果および処理水質の予測

本法の操作条件を検討するため、1)、2)で得られた結果を用いて、モデルシミュレーションを行い、本法の汚泥削減量および処理水質の予測を試みた。

#### 5) 本法の汚泥削減効果および処理水質

人工下水と水熱処理液を連続的に投入し、運転条件や水熱処理条件の違いが、汚泥の削減効果や処理水質に及ぼす影響について検討した。また、3)で得られた結果と比較し、モデルの評価を行った。

## 2. モデルの概要

### 2.1 概説

ここでは、汚泥の再基質化を定義し、水熱反応を利用した汚泥削減型活性汚泥法の汚泥削減効果と処理水質を予測するためのモデルを構築した。

### 2.2 汚泥の再基質化の定義

図-1 に示すように、水熱反応によって、汚泥（菌体）は死滅化され、懸濁成分、溶解成分、ガス成分とに分れる。ここでは、流入基質（流入原水）と同様に、曝気槽の微生物が吸着、同化、分解可能な状態に汚泥を死滅化し、可溶化、ガス化することを汚泥の再基質化とした。ただし、ガス成分は曝気槽に返送されないで基質として扱わない。また、汚泥が可溶化された割合を可溶化率とし、汚泥が可溶化およびガス化され、減少した割合を汚泥減少率とした。

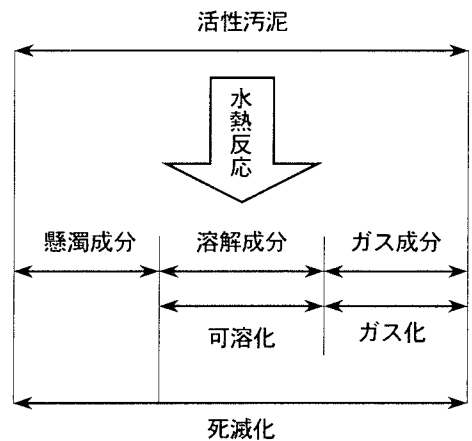


図-1 再基質化の定義

### 2.3 モデル式と定常状態での解析式

図-2 に、モデルの模式図を示す。本モデルでは、可溶化された水熱処理液が、曝気槽の微生物によって分解されると考え、モデルを構築した（水熱処理の際のガス成分は基質として、曝気槽に返送されないので無視した。）。水熱処理液の懸濁成分は、活性を失った死滅菌であり、基質除去には関与しない。

本研究では、以下のような仮定を設けた。

- 1) 基質除去は Monod 式で表現できるものとする。
- 2) 流入原水によって増殖する菌体と水熱処理液によって増殖する菌体は同じ菌体とした。
- 3) 死滅菌体の分解速度は、活性菌体の自己酸化速度と同一とした。
- 4) 連続処理実験の結果、処理水の汚泥濃度はほとんど変化しないことから 10 mg/L の一定とした。

表-1 に、各基質の除去速度、活性菌体の増殖速度および死滅菌体の分解速度式と各基質 ( $S_i$ ,  $S_f$ )、活性菌体 ( $X_a$ ) および死滅菌体 ( $X_d$ ) の物質収支を示す。

ここで、 $V$ : 曝気槽容量 [L],  $Q_0$ : 流入水量 [L/day],  $Q_1$ : 水熱処理量 [L/day],  $Q_i$ : 余剰汚泥量 [L/day],  $S_0$ : 流入原水の TOC 濃度 [mg/L],  $S_i$ : 流入原水の処理水 TOC 濃度 [mg/L],  $S_f$ : 水熱処理液の TOC 濃度 [mg/L],  $S_t$ : 水熱処理液の処理水 TOC 濃度 [mg/L],  $S_t$ : トータルの処理水 TOC 濃度 [mg/L],  $X_a$ : 活性菌体 (活性汚泥) [mg/L],  $X_d$ : 死滅菌体 (死滅汚泥) [mg/L],  $X_t$ : トータルの菌体 (全汚泥) [mg/L],  $k_1$ : 流入原水の除去速度 [1/day],  $K_{s1}$ : 流入原水の飽和定数 [mg/L],  $k_2$ : 水熱処理液の溶解成分

の除去速度 [1/day],  $K_{s2}$ : 水熱処理液の溶解成分の飽和定数 [mg/L],  $k_3$ : 水熱処理液の懸濁成分の分解速度 [1/day],  $a_1$ : 流入原水の汚泥転換率 [kg-MLSS/kg-TOC],  $a_2$ : 水熱処理液の溶解成分の汚泥転換率 [kg-MLSS/kg-TOC],  $b$ : 自己酸化率 [1/day],  $\gamma$ : 汚泥から基質への転換率 [kg-TOC/kg-MLSS],  $\alpha$ : 可溶化率 [kg-TOC/kg-TOC],  $\chi$ : 汚泥減少率 [kg-MLSS/kg-MLSS] である。

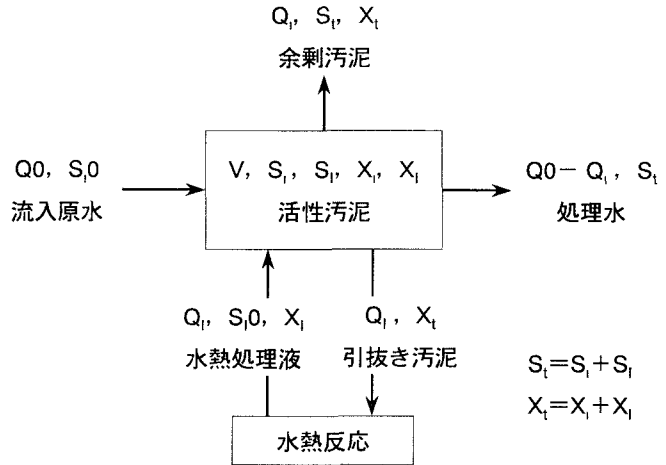


図-2 モデルの模式図

表-1 反応速度および物質収支

| 反応モデル                                                                                                                              |     |      |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|------|
| 基質除去                                                                                                                               |     |      |
| $\left(\frac{dS_i}{dt}\right)_v = -k_1 \times \frac{S_i}{K_{s1} + S_i} \times X_t$                                                 | ... | (1)  |
| $\left(\frac{dS_f}{dt}\right)_v = -k_2 \times \frac{S_f}{K_{s2} + S_f} \times X_t$                                                 | ... | (2)  |
| $\left(\frac{dX_t}{dt}\right)_v = -k_3 \times X_t$                                                                                 | ... | (3)  |
| $\left(\frac{dS_t}{dt}\right)_v = \left(\frac{dS_i}{dt}\right)_v + \left(\frac{dS_f}{dt}\right)_v$                                 | ... | (4)  |
| 汚泥増殖                                                                                                                               |     |      |
| $\left(\frac{dX_t}{dt}\right)_v = \left(a_1 \times \frac{dS_i}{dt} + a_2 \times \frac{dS_f}{dt} - b\right) \times X_t$             | ... | (5)  |
| $\left(\frac{dX_i}{dt}\right)_v = \left(\frac{dX_t}{dt}\right)_v + \left(\frac{dX_d}{dt}\right)_v$                                 | ... | (6)  |
| 物質収支                                                                                                                               |     |      |
| $V \times \frac{dS_i}{dt} = Q_0 \times S_0 - Q_0 \times S_i + V \times \left(\frac{dS_i}{dt}\right)_v$                             | ... | (7)  |
| $V \times \frac{dS_f}{dt} = Q_1 \times \alpha \times \gamma \times X_t - Q_0 \times S_f + V \times \left(\frac{dS_f}{dt}\right)_v$ | ... | (8)  |
| $V \times \frac{dX_t}{dt} = -(Q_i + Q_1) \times X_t + V \times \left(\frac{dX_t}{dt}\right)_v$                                     | ... | (9)  |
| $V \times \frac{dX_i}{dt} = -(Q_i + Q_1) \times X_t + (1 - \chi) \times Q_1 \times X_t + V \times \left(\frac{dX_i}{dt}\right)_v$  | ... | (10) |

### 3. 水熱反応による汚泥処理特性

#### 3.1 概説

ここでは、本法の基本設計に必要となる水熱処理条件（水熱処理温度・時間等）に関する知見を得ることを目的として、処理温度・時間等の操作因子を変化させて人工下水により馴致した活性汚泥を水熱処理し、水熱反応によって、汚泥がどの程度可溶化、低分子化およびガス化されるかを検討した。

#### 3.2 実験方法

##### (1) 水熱反応による汚泥処理実験

汚泥処理に影響する操作因子として、水熱処理温度、処理時間、注入汚泥濃度、反応容器内の試料（汚泥）の充填率等が挙げられる。本実験では、返送汚泥を水熱処理することを想定し、注入汚泥濃度を約 10,000 mg/L の一定とした。また、反応容器内の汚泥の充填率は 50 % とした。

汚泥処理には、オートクレーブ（耐圧硝子工業株製：TEM-V1000N 型）を用いた。反応容器は容積 1 L のステンレス製で、反応の促進と温度分布の均一化を図るために、反応容器内を 300 rpm で攪拌した。ここで、水熱処理温度は、装置の設定温度とし、水熱処理時間は操作中に設定温度が保持された時間とした。また、昇温時間は約 30 min、冷却時間は約 50 min であった。さらに、処理時間 0 min は、設定温度になったと同時に冷却したことを意味する。供試汚泥は、表-2 に示す組成の人工下水を用い、1 日 1 サイクルの Fill and Draw 方式（容量：15 L、BOD-SS 負荷：0.05 kg/（kg・day）、SRT：15 day）で馴致した汚泥である。反応容器に汚泥を 0.5 L 注入し、表-3 に示す条件で水熱処理した。

##### (2) 分析方法

本研究では、水熱処理液を GF/C ろ紙（粒子保持能力 1.2 μm）でろ過し、ろ紙に阻止された物質を懸濁性物質、通過した物質を溶解性物質とした。分析項目およびその方法を以下に示す。

SS は下水試験方法<sup>10)</sup>に準拠して測定した。全有機炭素（TOC）および溶解性有機炭素（DOC）、懸濁性有機炭素（POC）は全有機炭素計（島津製作所、TOC-5000A）を用いて測定した。溶解性有機物の分子量分画は、Sephadex G-25 Fine（排除限界 5,000 Da）を担体とするゲルろ過を用いた。ゲルろ過の諸条件を表-4 に示す。

#### 3.3 実験結果および考察

##### (1) 各水熱処理条件における汚泥減少率

図-3 に、各水熱処理条件における汚泥減少率を示す。まず、処理時間を 60 min と一定とした場合の汚泥

表-2 人工下水の組成

| 模擬し尿                                            |    | 模擬原水                                                                            |     |
|-------------------------------------------------|----|---------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Peptone                                         | 53 | C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub>                                   | 101 |
| Meat Ex                                         | 54 | HOCHOCH(NH <sub>2</sub> )(CH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> COONa・H <sub>2</sub> O | 33  |
| (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> | 47 | CH <sub>3</sub> COONH <sub>4</sub>                                              | 43  |
| NaCl                                            | 5  | 単位 (g/L)<br>模擬し尿：模擬原水＝2：3<br>の割合で混合                                             |     |
| K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>                 | 14 |                                                                                 |     |
| KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>                 | 11 |                                                                                 |     |
| CaCl <sub>2</sub> ・2H <sub>2</sub> O            | 10 |                                                                                 |     |
| KCl                                             | 32 |                                                                                 |     |
| H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>                  | 26 |                                                                                 |     |
| MgSO <sub>4</sub> ・7H <sub>2</sub> O            | 18 |                                                                                 |     |

表-3 汚泥処理実験の実験条件

| 実験   | 処理温度（処理圧力）                                                               | 処理時間          |
|------|--------------------------------------------------------------------------|---------------|
|      | ℃ (MPa)                                                                  | min           |
| I    | 150 (0.39), 160 (0.51), 170 (0.70)<br>180 (0.90), 190 (1.16), 200 (1.43) | 60            |
| II-1 | 160 (0.51)                                                               | 60, 120       |
| II-2 | 180 (0.90)                                                               | 0, 15, 30, 60 |
| II-3 | 200 (1.43)                                                               | 0, 15, 60     |

表-4 ゲルろ過の諸条件

| ゲル担体      | Sephadex G-25 Fine<br>(排除限界 5,000 Da) |
|-----------|---------------------------------------|
| ベッド高      | 90 cm                                 |
| 押し出し液     | 蒸留水                                   |
| 押し出し流量    | 92 mL/hr                              |
| 試料注入量     | 10 mL                                 |
| 1フラクション体積 | 30 mL                                 |

減少率に着目すると、処理温度が高いほど汚泥減少率も高くなる傾向が認められ、150℃において50%程度しか得られなかった汚泥減少率が、200℃では約85%まで上昇した。次に、処理温度が160、180、200℃のそれぞれの汚泥減少率に着目すると、処理時間が長いほど汚泥減少率は高くなる傾向が認められた。また、処理温度が高いほど、短い処理時間で高い汚泥減少率を得ることができた。これらのことから、処理温度・時間の両因子が汚泥減少率に影響し、低い処理温度でも、処理時間を長くすることで高い汚泥減少率が得られることがわかった。

既報<sup>9)</sup>では、水熱処理温度150℃以上において汚泥減少率が約85%の一定になったことを報告したが、本報では、85%の汚泥減少率を得るためには、処理温度が180～200℃程度必要であった。このような相違が生じた要因としては、容器の大きさ（既報：100 mL、本報：1,000 mL）、処理圧力（処理温度150℃のとき、既報：0.6 MPa、本報：0.4 MPa）、攪拌方法（既報：80 rpmで振とう、本報：300 rpmで攪拌）、供試汚泥（下水処理場の返送汚泥、本報：人工下水により馴致された汚泥）の違い等が考えられる。また、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Ba}^{2+}$ 、 $\text{NH}_4^+$ および $\text{HCO}_3^-$ 、 $\text{CO}_3^{2-}$ 等の共存イオンが水熱反応を促進し、汚泥処理操作における処理温度の低下や処理時間の短縮に効果がある<sup>11)</sup>ことが知られており、個々の下水処理施設の汚泥により水熱反応の状況も異なることが予想される。

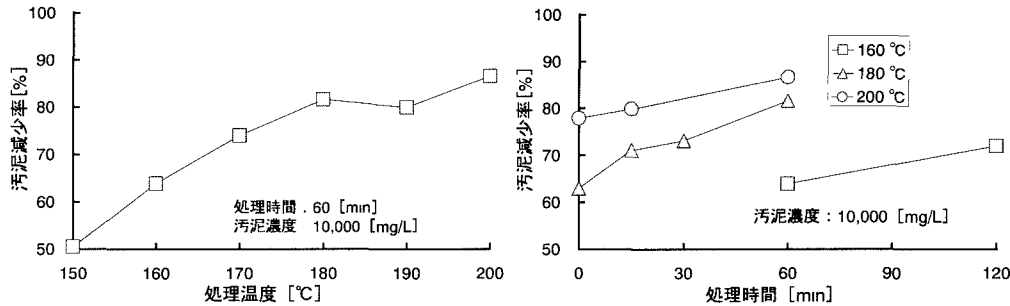


図-3 各水熱処理条件における汚泥減少率

## (2) 各水熱処理条件における TOC 物質収支

図-4 に、各水熱処理条件で水熱処理した後の懸濁成分および溶解成分の各成分についての物質収支を TOC で示す。処理時間 60 min の実験条件での処理温度の影響については、温度上昇とともに懸濁成分が急激に減少し、180℃以上ではほぼ一定となっている。溶解（可溶化）成分は温度上昇とともに増加して180℃で最大（可溶化率75%）に達し、それ以上の温度では減少している。これは、180℃以上でガス化が進行したためと考えられる。処理温度一定の条件での処理時間の影響については、処理温度が低い場合、処理時間

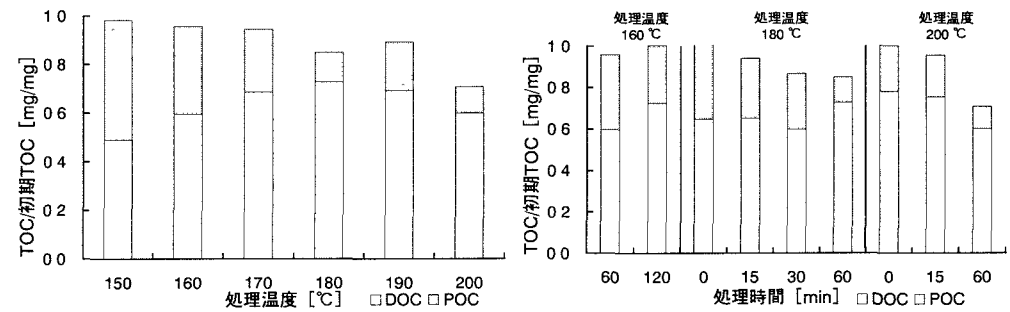


図-4 各水熱処理条件における TOC 物質収支

を長くすると懸濁成分が減少し、溶解（可溶化）成分が増加するが、処理温度が高い場合、処理時間を長くすると懸濁成分だけでなく溶解成分も減少し、ガス化が進行した。これらのことから、処理温度が低い場合、処理時間を長くしても汚泥の可溶化は進行するが、ガス化までは進行せず、ガス化が進行するためには処理温度 180℃以上の条件が必要である。

前報<sup>9)</sup>では、汚泥の水熱反応においては、まず、加水分解反応により汚泥の構成物質が低分子化され溶解し、次に溶解成分のガス化が進行する逐次反応であることを報告したが、本報においてもガス化が起る処理温度に違いがあるものの同様の結果が得られた。

### (3) 各水熱処理条件における水熱処理液の分子量分布の変化

図-5に、水熱処理後の溶解性物質の分子量分布を示す。これによると処理温度が 160, 180, 200℃と高くなるほど、DOC のピークが Frac.No.2, 3, 6 と右側にシフトし、低分子化が促進されている様子が確認された。処理温度が一定の場合、処理時間を長くすると DOC のピークが若干右側にシフトしており、低分子化が促進されている様子が確認されたが、処理時間の違いは、処理温度の違いほど分子量分布に大きな差がなく、処理時間は、処理温度に比べて低分子化への寄与が小さいことが推察される。

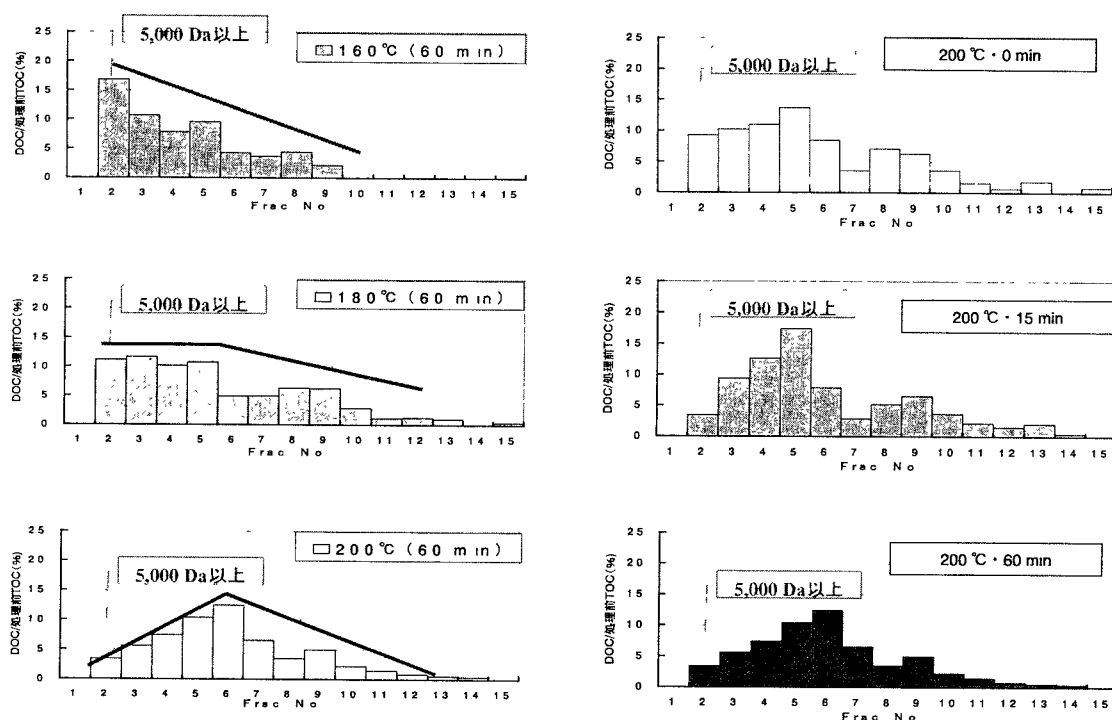


図-5 水熱処理後の溶解性物質の分子量分布

### 3.4 まとめ

汚泥の可溶化は、温度と時間の両因子に影響を受けるが、低分子化は温度の影響を特に強く受けることが明らかとなった。このことから、同じ汚泥減少率であっても、処理温度により、水熱処理液の溶解性物質の質が異なり、水熱処理液の生分解性も異なる可能性が示唆された。

## 4. 水熱処理液の生分解性

### 4.1 概説

本法では、水熱処理液を曝気槽へ返送して生物処理を行うことから、水熱処理液がどの程度生物処理されるかを把握するために、水熱処理液によって馴致された汚泥を用い、異なる条件で処理した水熱処理液を回分的に生物処理し、水熱処理液の生分解性について検討した。また、前章において、同じ汚泥減少率であっても、処理温度により、水熱処理液の溶解性物質の質が異なり、水熱処理液の生分解性も異なる可能性が示唆されたことから、低分子化による水熱処理液の生分解性への影響についても検討した。さらに、シミュレーションモデル化に必要となるパラメータ値を求めた。

### 4.2 実験方法

1 L の三角フラスコに表-5 に示す条件となるように、微生物と基質（表-2 に示す組成の人工下水および各水熱処理温度で処理した水熱処理液をそれぞれ希釈して所定の DOC 濃度としたもの）を合計 500 mL 投入し、所定時間ごとに採水し、DOC と MLSS を測定した。また、ゲルろ過により、実験開始 8 時間後に採水した生物処理後の水熱処理液の分子量分布を測定し、生物処理前後の分子量分布を比較した。実験に供した水熱処理液の水熱処理条件は、処理温度 160, 180, 200 °C とし、処理時間 60 min, 注入汚泥濃度 10,000 mg/L の一定とした。なお、本実験では、pH 調整は特に行わなかった（実験開始時の pH6.0~6.5）。

本研究では、水熱処理液により馴致された微生物を馴致汚泥とし、本実験では連続処理実験における 180 °C・60 min 処理の条件の運転開始から約 100 日後の汚泥を馴致汚泥とした。

分析方法は、3.2.2 と同様である。

### 4.3 実験結果および考察

#### (1) 水熱処理温度が水熱処理液の生分解性に及ぼす影響

図-6 に、基質除去と汚泥増殖の関係を示す（他の水熱処理液もほぼ同様の結果であった。データは掲載せず。）。まず、基質除去に着目すると、基質を人工下水とした場合、2 時間後までに約 80 % が分解され、8 時間後の除去率は約 84 % となった。基質を水熱処理液（180 °C・60 min 処理）とした場合、8 時間後の除去率は約 60 % となり、人工下水に比べ、約 20 % 低い除去率となった。このことから、水熱処理液には、人工下水に比べ、生物分解しにくい成分が含まれていることが考えられる。次に、汚泥増殖に

表-5 水熱処理液の生分解性把握実験の実験条件

| 実験 | 投入基質                                   | 初期DOC濃度 (mg/L) | 汚泥濃度 (mg/L) |
|----|----------------------------------------|----------------|-------------|
| ①  | 人工下水                                   | 260            | 3,700       |
| ②  | 処理温度160 °C・処理時間60 min<br>処理した水熱処理液のろ過液 | 230            | 4,300       |
| ③  | 処理温度180 °C・処理時間60 min<br>処理した水熱処理液のろ過液 | 350            | 3,200       |
| ④  | 処理温度200 °C・処理時間60 min<br>処理した水熱処理液のろ過液 | 220            | 3,600       |

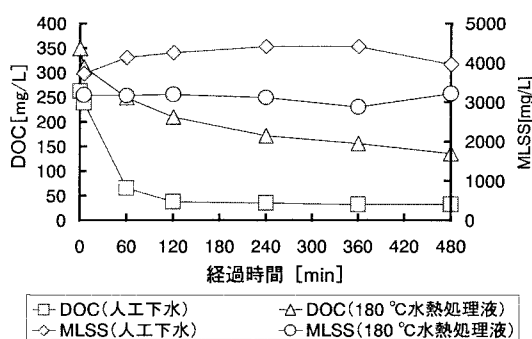


図-6 基質除去と汚泥増殖の関係

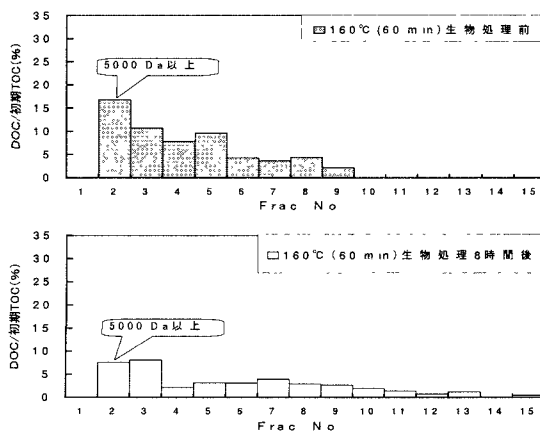


図-7 生物処理前後の分子量分布の変化

着目すると、基質を人工下水とした場合、基質が除去されるとともに、汚泥が増殖していることが確認された。それに対して、基質を水熱処理液（180℃・60min 処理）とした場合、基質が除去されているにも関わらず、汚泥の増殖はほとんどみられなかった。このことから、水熱処理液は、人工下水に比べ、基質から汚泥への転換率が低いことが示唆された。

図-7 に、8 時間生物処理を行った後のゲルろ過による分子量分布の変化を示す（160℃・60min 処理）。生物処理前に、5,000 Da 以上の成分が初期 TOC に対して 17%含まれていたが、8 時間生物処理することで、5,000 Da 以上の成分が初期 TOC に対して 8%に減少した。このことから、5,000 Da 以上の比較的高分子の成分も本実験の生物処理時間内において生分解可能であることがわかった。なお、水熱処理液の分子量分布および個々の分子量レベルとそれらの生分解性との関係については、さらに詳細な検討が必要である。また、汚泥の低分子化に伴って、副産物である難生分解性物質の生成も進行する<sup>12, 13)</sup>ので、この難分解性物質の同定及び水熱処理条件とその生成量の関係も今後の研究課題である。

(2) シミュレーションのためのパラメータ値の決定

回分実験の結果を、基質除去は式 (11) に、汚泥増殖は式 (12) に従う<sup>14)</sup>として、データを整理し、パラメータを算出した。

$$\frac{dS}{dt} = k \times \frac{S}{K_s + S} \times X \cdots (11)$$

$$\frac{dX}{dt} = a \times \left( \frac{dS}{dt} \right) - b \times X \cdots (12)$$

表-6 各基質のパラメータ値

| 微生物        | 投入基質     | k     | Ks   | a   | b     |
|------------|----------|-------|------|-----|-------|
|            |          | 1/day | mg/L | —   | 1/day |
| 馴致汚泥（180℃） | 人工下水     | 4.62  | 735  | 2.0 | 0.05  |
| 馴致汚泥（180℃） | 160℃（ろ過） | 2.85  | 926  | 0.5 | 0.04  |
| 馴致汚泥（180℃） | 180℃（ろ過） | 2.49  | 1278 | 0.4 | 0.05  |
| 馴致汚泥（180℃） | 200℃（ろ過） | 2.45  | 1204 | 0.6 | 0.06  |
| 連続処理実験     | 人工下水     |       |      | 1.9 | 0.05  |

表-6 に、各基質のパラメータ値を示す。この結果から、水熱処理液の基質除去速度は、どの条件でも約 2.5 (1/day) であり、人工下水の約 1/2 となり、生物処理されにくいことが数値的に明らかになった。また、汚泥転換率は約 0.5 (kg-MLSS/kg-TOC) であり、人工下水の約 1/4 となり、汚泥に転換されにくいことも同時に明らかになった。なお、水熱処理温度の上昇に伴い水熱処理液中の基質除去速度が少しずつ低下している。水熱処理温度の上昇に伴い低分子化が進行して汚泥減少率も増加するが、難分解性副産物の生成量も増加する<sup>13)</sup>ことが原因と考えられる。

4.4 まとめ

水熱処理温度 150～200℃での本実験条件下では、水熱処理液の溶解成分の生分解性は低分子化による違いはあまりみられなかった。このことから、本法における水熱処理条件の決定には、汚泥の低分子化まで考慮に入れる必要はなく、可溶化を指標にすれば良いことが示唆された。次に、水熱処理液の基質除去速度は本実験条件下で 2.5 (1/day) 前後となり、人工下水の約 1/2 となった。汚泥転換率は約 0.5 (kg-MLSS/kg-TOC) となり、人工下水の約 1/4 となった。

5. 水熱反応を利用した汚泥削減型活性汚泥法の汚泥削減効果とモデルの評価

5.1 概説

ここでは、4 章で得られた、パラメータを用いてモデルシミュレーションを行い、本法による汚泥の削減量と処理水質を予測した。また、連続処理実験の結果とも比較してモデルの評価を行った。



5.2 シミュレーションの方法と連続処理実験方法

(1) シミュレーションの計算方法

表-7, 8 に, シミュレーションのパラメータ値とシミュレーションの条件を示す. 水熱処理液の溶解成分の除去速度については, 本実験条件では  $k_2=2.5$  と同じ値を用いた. すなわち, 2.5 を中心とする  $k_2$  の変化  $\pm 0.1$  に対する処理水質の変化は  $-(\pm 0.3\text{mg/L})$  であって, 本実験条件での処理水質の最大変化は  $1\text{mg/L}$  以下となった. 反応モデルおよび各成分の物質収支は表-1 に示している. 各 RUN とも○-1 は対照系であり, ○-2 は水熱系であり, 可溶化率を 0.75, 汚泥削減率を 0.8 として計算した. RUN2-3, 2-4 は, 汚泥削減率が低い場合を想定し, 可溶化率を 0.5, 汚泥削減率を 0.5 として計算した. 水熱処理は, 各 RUN の対照系運転時に発生した余剰汚泥量とほぼ等しい量とした. また, 各 RUN とも処理水として,  $10\text{mg/L}$  の SS が流出するとした.

表-7 シミュレーションのパラメータ値

|          |                 |                         |
|----------|-----------------|-------------------------|
| k1       | 1/day           | 4.6                     |
| Ks1      | mg/L            | 700                     |
| k2       | 1/day           | 2.5                     |
| Ks2      | mg/L            | 1000                    |
| k3       | 1/day           | 0.05                    |
| a1       | kg-MLSS/kg-TOC  | 2.0                     |
| a2       | kg-MLSS/kg-TOC  | 0.5                     |
| b        | 1/day           | 0.05                    |
| $\gamma$ | kg-TOC/kg-MLSS  | 0.4                     |
| $\alpha$ | kg-TOC/kg-TOC   | 条件1 : 0.75<br>条件2 : 0.5 |
| $\chi$   | kg-MLSS/kg-MLSS | 条件1 : 0.8<br>条件2 : 0.5  |

表-8 シミュレーションの条件

| 実験     | HRT  | 流入水量  | 曝気槽容量 | 流入TOC濃度 | 水熱処理量 | MLSS  | $\alpha$      | $\chi$          |
|--------|------|-------|-------|---------|-------|-------|---------------|-----------------|
|        | hour | L/day | L     | mg/L    | g/day | mg/L  | kg-TOC/kg-TOC | kg-MLSS/kg-MLSS |
| RUN1-1 | 6    | 48    | 12    | 81      | —     | 3,000 | —             | —               |
| RUN1-2 |      |       |       |         | 4.30  |       | 0.75(条件1)     | 0.8(条件1)        |
| RUN2-1 |      |       |       |         | —     |       | —             | —               |
| RUN2-2 | 8    | 36    |       |         | 3.06  |       | 0.75(条件1)     | 0.8(条件1)        |
| RUN2-3 |      |       |       |         | 3.11  |       | 0.5(条件2)      | 0.5(条件2)        |
| RUN2-4 |      |       |       |         | 5.62  |       | 0.5(条件2)      | 0.5(条件2)        |
| RUN3-1 | 12   | 24    |       |         | —     |       | —             | —               |
| RUN3-2 |      |       |       |         | 1.50  |       | 0.75(条件1)     | 0.8(条件1)        |
| RUN4-1 | 16   | 18    |       |         | —     |       | —             | —               |
| RUN4-2 |      |       |       |         | 0.76  |       | 0.75(条件1)     | 0.8(条件1)        |

(2) 連続処理実験

図-8 に, 実験装置の概略を, 表-9 に, 運転条件の詳細をそれぞれ示す. 投入基質として, 表-2 に示す組成の人工下水を, 流入 BOD 約  $200\text{mg/L}$  となるよう水道水で希釈し, 曝気槽内に供給した. 余剰汚泥を 1 日に 1 回, オートクレーブを用いて水熱処理した. 水熱処理液は, 1 日で全量が送液される流量で曝気槽内に返送した. 各 Run とも○-1 は対照系であり, ○-2 ~5 は水熱系である. MLSS, 処理水 SS, BOD<sub>5</sub>, D-BOD<sub>5</sub>, TOC, DOC を測定した.

分析方法は, 3.2.2 と同様とし, BOD<sub>5</sub> (D-BOD<sub>5</sub>) は下水試験方法に準拠して測定した.

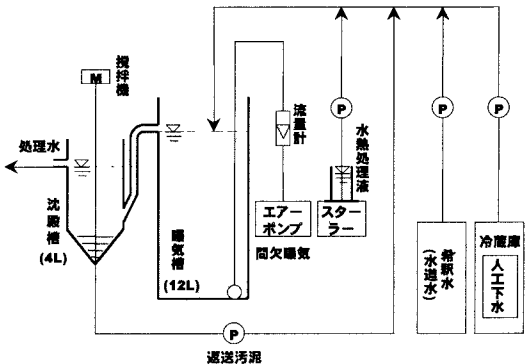


図-8 実験装置の概略図

表-9 連続処理実験の運転条件

| 項目     | 運転日数 | HRT  | BOD容積負荷                   | 流入水量  | 流入BOD濃度 | 流入TOC濃度 | 水熱処理温度 | 水熱処理時間 | 水熱処理量 | MLSS  |
|--------|------|------|---------------------------|-------|---------|---------|--------|--------|-------|-------|
|        | day  | hour | kg/ (m <sup>3</sup> ・day) | L/day | mg/L    | mg/L    | ℃      | min    | g/day | mg/L  |
| Run1-1 | 19   | 6    | 0.8                       | 48    | 177     | 81      | —      | —      | —     | 3,200 |
| Run1-2 | 27   |      |                           |       |         |         | 180    | 60     | 3.2   | 4,200 |
| Run2-1 | 22   |      |                           |       |         |         | —      | —      | —     | 3,000 |
| Run2-2 | 141  | 8    | 0.6                       | 36    | 177     | 81      | 180    | 60     | 2.9   | 3,500 |
| Run2-3 | 22   |      |                           |       |         |         | —      | —      | 2.3   | 3,200 |
| Run2-4 | 13   |      |                           |       |         |         | 150    | 60     | 3.5   | 3,300 |
| Run2-5 | 14   |      |                           |       |         |         |        |        | 5.1   | 3,500 |

### 5.3 汚泥削減効果および処理水質の予測

図-9 に、各条件における1日生成汚泥量の予測値を示す。各 RUN とも、対照系での余剰汚泥量と同量の汚泥を水熱処理することで大幅に汚泥が削減されることが予測された。ここで、水熱反応による汚泥減少量（汚泥減少率×水熱処理量）を算出すると、汚泥削減量とほぼ等しいことが示唆された。また、汚泥減少率が低い場合でも、水熱処理量を増やすことで余剰汚泥を大幅に削減できることが予測された。

表-10 に、各条件における処理水質の予測値を示す。各 RUN とも、水熱処理することで、処理水質が低下しており、特に滞留時間が短くなるほど処理水質の低下が顕著に現れた。また、汚泥減少率が低い場合、曝気槽内の汚泥に死滅菌が占める割合が増加することが確認され、このために、処理水質が低下することが予測された。負荷の高い処理施設に本法を適用した場合、余剰汚泥は大幅に削減できるが、処理水質が低下することが予想される。

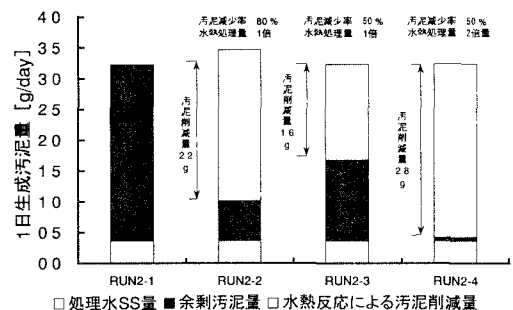
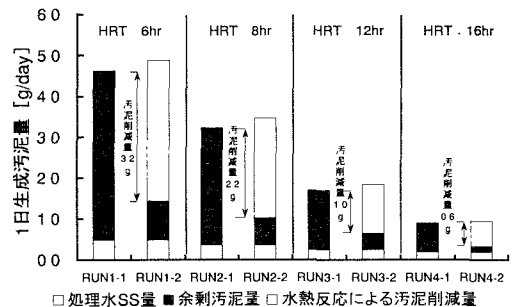


図-9 各条件における1日生成汚泥量の予測値

表-10 各条件における処理水質の予測値

| 実験     | 処理水TOC | 除去率  |
|--------|--------|------|
|        | mg/L   | %    |
| RUN1-1 | 13.6   | 83.2 |
| RUN1-2 | 24.7   | 69.5 |
| RUN2-1 | 10.6   | 86.9 |
| RUN2-2 | 19.2   | 76.3 |
| RUN2-3 | 19.2   | 76.3 |
| RUN2-4 | 27.7   | 65.8 |
| RUN3-1 | 7.4    | 90.9 |
| RUN3-2 | 11.8   | 85.4 |
| RUN4-1 | 5.8    | 92.9 |
| RUN4-2 | 7.9    | 90.3 |

### 5.4 実験結果およびモデルの評価

#### (1) 本法の汚泥削減効果

図-10 に、連続実験での各条件における1日生成汚泥量を示す。汚泥の削減は、汚泥減少率が高いほど、水熱処理量が多いほど、高い削減効果の得られることがわかった。ここで、5.3 と同様に水熱反応による汚泥減少量（汚泥減少率×水熱処理量）を算出すると、本法における汚泥削減量とほぼ等しいことが確認された（HRT6 時間は、対照系と比べ、水熱系の MLSS が高いために汚泥削減量が大きくなったと考えられる。）。このことから、本法の汚泥削減の大部分は、水熱反応プロセスにおける汚泥の可溶化によって達成されていることが示唆された。

#### (2) 処理水質への影響

表-11 に、連続実験での各条件における平均処理

水質を示す。水熱系の処理水質は、対照系に比べ相対的に低かったものの、BOD 除去率は 92 % 以上、TOC 除去率は 84 % 以上といずれも良好で、汚泥の可溶化に伴う処理水質の大幅な低下は確認されなかった。このことから、HRT が比較的短い都市下水処理施設に本法を適用できる可能性が示唆された。なお、細胞殺傷法（オゾン法<sup>3)</sup> など）や細胞破碎法（湿式ビーズミル法<sup>7)</sup> など）などの可溶化率の低い汚泥再基質化法を用いた余剰汚泥削減型活性汚泥法<sup>15)</sup>は、活性汚泥法の操作条件に制限があり<sup>16, 17)</sup>、生活排水については HRT > 約 24 時間および SRT > 約 10 日であり、農業集落排水処理施設などの小規模処理施設には適用できるが、都市下水のような HRT や SRT の短い処理施設には適用できないことが示されている。

シミュレーションでは、処理水質の低下が予測されたが、連続処理実験では、処理水質に大幅な低下がみられなかった。この理由として、回分実験で求めたパラメータ値を用いて連続処理実験のシミュレーションを行っていることの他に、連続処理実験では汚泥再基質化液の返送による水熱処理液に対する活性汚泥の馴致による微生物相の変化が考えられる。一般に、余剰汚泥削減型活性汚泥法においては、長期間の運転により、元の活性汚泥とかなり異なる生物相の出現が指摘されている。生物相の変化については、現在、検討中である。以上の原因などにより、シミュレーションによる予測よりも実際の連続実験において良好な処理水が得られたと推察される。このため、今後モデル式に微生物（菌体）X の変化も取り入れる必要がある。

表－11 各条件における平均処理水質

| 実験     | 処理水SS | 処理水BOD <sub>5</sub> | D-BOD <sub>5</sub> | 除去率  | 処理水TOC | DOC  | 除去率  |
|--------|-------|---------------------|--------------------|------|--------|------|------|
|        | mg/L  | mg/L                | mg/L               | %    | mg/L   | mg/L | %    |
| Run1-1 | 13.3  | 8.1                 | 2.2                | 95.4 | 11.4   | 7.2  | 85.9 |
| Run1-2 | 10.2  | 8.1                 | 0.6                | 95.4 | 11.8   | 9.5  | 85.4 |
| Run2-1 | 9.6   | 6.2                 | 1.5                | 96.5 | 8.3    | 7.1  | 89.7 |
| Run2-2 | 12.3  | 9.3                 | 1.5                | 94.7 | 11.4   | 7.2  | 85.9 |
| Run2-3 | 16.6  | 12.2                | 2.1                | 93.3 | 7.0    | 6.2  | 90.7 |
| Run2-4 | 16.6  | 13.8                | 3.7                | 92.5 | 9.9    | 9.3  | 86.8 |
| Run2-5 | 14.8  | 6.9                 | 3.5                | 96.2 | 12.0   | 11.5 | 84.0 |

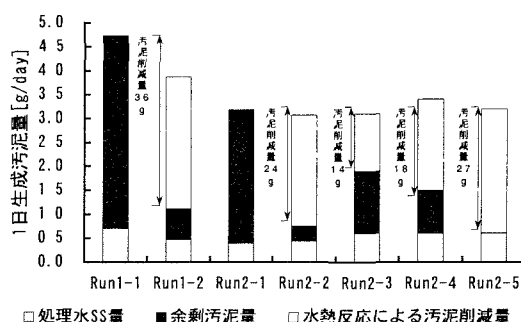
## 5.5 まとめ

本法によって、汚泥が大幅に削減されることが確認され、本モデル式を用いることで、汚泥削減量を予測することが可能であることが確認された。また、連続処理実験の結果、汚泥の可溶化に伴う処理水質の大幅な低下は確認されず、HRT が比較的短い都市下水処理施設に本法を適用できる可能性が示唆された。しかしながら、処理水質に関しては、シミュレーション値と実測値に差がみられ、パラメータ決定条件の差異や微生物 X の変化によるものと示唆された。

## 6. おわりに

本研究で得られた結果を以下にまとめる。

- (1) 汚泥の可溶化は、水熱処理温度と時間の両因子に影響を受け、低分子化は温度の影響を特に強く受け



図－10 各条件における 1 日生成汚泥量

るが、水熱処理液の溶解性物質の生分解性は、水熱処理温度 150～200℃の本実験条件下では、低分子化による違いはほとんどないことが明らかになった。このことから、水熱処理条件を決定するためには、汚泥の低分子化まで考慮に入れる必要はなく、可溶化を指標にすれば良いことが示唆された。

- (2) 水熱処理液の基質除去速度は、本水熱処理条件下では 2.5 (1/day) 前後であり、人工下水の約 1/2 であった。汚泥転換率は約 0.5 (kg-MLSS/kg-TOC) であり、人工下水の約 1/4 であった。
- (3) 本法によって、汚泥が大幅に削減されることが確認された。また、本モデルにより、操作条件による汚泥削減量を容易に予測できることが確認された。
- (4) 本法の汚泥削減の大部分は、水熱反応プロセスにおける汚泥の可溶化によって達成されていることが示唆された。
- (5) シミュレーションでは、処理水質の低下が予測されたが、連続処理実験では、処理水質に大幅な低下がみられなかった。これは、微生物そのものの変化と考えられることから、今後、本法適用にあたっては、微生物の変移も対象としたモデル式の構築を検討する必要がある。

#### 参考文献

- 1) 下水道協会：平成 8 年度版 下水道統計要覧，第 53 号の 3，1998。
- 2) 石川宗孝：余剰汚泥の削減化技術の特徴と今後，環境技術，Vol.28，No.8，pp.523-526，1999。
- 3) 安井英斉，深瀬哲朗，堀好雄，松橋隆治：余剰汚泥を生成しない活性汚泥法の運転例，環境技術，Vol.28，No.8，pp.527-531，1999。
- 4) 村上定瞭，谷口稔，清水英男，竹内正美，石川宗孝，中西弘：水熱反応を用いる汚泥消滅型生物法（水熱・生物法）に関する研究，環境技術，Vol.28，No.8，pp.566-570，1999。
- 5) 甲斐智子，安藤卓也，石川宗孝，笠原伸介，古崎康哲：超音波を用いた余剰汚泥減容化に関する研究，第 36 回 日本水環境学会年会講演集，p.514，2002。
- 6) 中村裕紀，麻生伸二，佐藤一教：ウォータージェットを用いた生成汚泥量低減プロセスの基礎検討，第 38 回 下水道研究発表会講演集，pp.848-850，2001。
- 7) 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。
- 8) 塩田憲明，赤司昭，長谷川進：好熱細菌を利用した余剰汚泥の発生しない活性汚泥法，環境技術，Vol.28，No.8，pp.532-534，1999。
- 9) 奥田友章，古崎康哲，村上定瞭，笠原伸介，石川宗孝：水熱反応を利用した汚泥削減化システムに関する基礎的研究，土木学会論文集，No.692/VII-21，pp.21-30，2001。
- 10) 下水試験法，（社）日本下水道協会編，1997。
- 11) 石川島播磨重工業株式会社：有機性廃棄物の可溶化処理法，特開 2001-009410 号。
- 12) 村上定瞭，竹内正美，今井剛：高温高圧水を利用した新しい水処理技術，粉体と工業，Vol.34，No.3，pp.57-67，2002。
- 13) 佐藤健治，三輪敬一，遠藤岳：水熱可溶化と UASB リアクタによる汚泥低減化技術の開発（1）メタン化の実証とシステム構築，第 36 回日本水環境学会年会講演集，p.519，2002。
- 14) 井出哲夫：水処理工学，技報堂，1976。
- 15) 村上定瞭，竹内正美，石川宗孝：余剰汚泥消滅型活性汚泥法の類型と汚泥・処理水の性状，第 35 回日本水環境学会年会講演集，p.288，2001。
- 16) 北野誠：水熱・嫌気法による資源回収型汚泥削減システム，月刊下水道，Vol.24，No.13，pp.14-16，2001。
- 17) 村上定瞭，竹内正美，石川宗孝：汚泥基質化型活性汚泥法による汚泥削減システムのモデル化と基本設計，第 36 回日本水環境学会年会講演集，p.518，2002。