

(3) オゾン処理を用いた高効率嫌気性消化のプロセスモデル

A Simple Process Model on the Anaerobic Digestion Treatment of Municipal Sludge with Ozonation

安井 英斉* 小松 和也* ラジブ ゴエル** 大橋 晶良** 原田 秀樹**
Hidenari Yasui, Kazuya Komatsu, Rajeev Goel, Akiyoshi Ohashi, Hideki Harada

ABSTRACT; An anaerobic digestion process with ozonation was studied by conducting pilot-scale experiments for on-site reduction in withdrawal sludge quantities while improving the biogas recovery, using a mixture of primary and secondary municipal sewage sludge. High VSS digestion efficiencies of ca. 80% and corresponding much methane production were achieved at reactor SS concentration of 6.5%. An empirical first-order kinetic model reasonably predicted the VSS degradation rates in the steady state conditions. The model suggested that about 61-70% of VSS fraction in the sludge was biodegradable nature and their specific degradation rate highly depended on the sludge source. The specific degradation rate in the model was 0.243 day^{-1} (primary sludge), 0.101 day^{-1} (excess sludge) and 0.019 day^{-1} (ozonated anaerobically digested sludge). In contrast of highly VSS degradation, solubilization of inorganic compounds was very limited and accordingly high fraction of inorganic solids, mainly acid insoluble inorganics and iron compounds, were found to accumulate in the reactors. The part of heavy inorganic solids could be removed by centrifuging and thus concentrated into the sludge to be withdrawn. The sludge having low VSS/SS ratio gave less moisture content of dewatered sludge cake. A linear relationship was found between VSS/SS ratio and the moisture content.

KEYWORDS; Anaerobic digestion; Dewatering; Pre-treatment; Process model; Ozone

1 はじめに

嫌気性消化プロセスは、下水汚泥の減量・安定化に広く用いられている方法であり、我が国の下水処理施設では、およそ 300 基が稼働している。嫌気性消化プロセスの特長には、(1)メタンエネルギーを汚泥から回収できること、(2)排出汚泥の疫学的安全性を高められること、等がある。下水汚泥は日本政府のバイオマスニッポン総合戦略において有効利用されるべきバイオマスの一つとして位置づけられたため、嫌気性消化プロセスによってメタンエネルギーを回収することは今後ますます期待が高まるであろう。ただし、嫌気性消化プロセスは、下水汚泥の処理でエネルギーを回収できるほぼ唯一の生物処理プロセスであるものの、VSS 成分あたりのメタン転換率は、大抵 50~60%に留まっている¹⁾。この原因は下水汚泥の VSS 成分は生物分解されにくい特質があるため、この律速段階は VSS 成分の加水分解反応にあると指摘されている²⁾。このことから、嫌気性消化に際して、何らかの前処理によって汚泥 VSS 成分の分解を高めようとする考え方がある³⁾。この前処理には、オゾン処理、微生物処理、物理処理、化学処理等、極めて様々な方法が報告されている⁴⁾⁻¹³⁾。この中でも、オゾン処理は、活性汚泥処理プロセスで生成する汚泥の著しい削減に成功していることから、

* 栗田工業株式会社 研究開発本部 (Kurita Water Industries Ltd. R&D Division)

** 長岡技術科学大学 環境システム工学系 (Department of Civil and Environmental Engineering, Nagasaki University of Technology)

嫌気性消化プロセスへの応用も検討されている^{14)・17)}。一方、メタン転換率を向上するには、前処理手段の検討に加えて、プロセスモデルによって消化度合いを表現し、最適な運転条件を求められるようにする必要がある。なぜなら、下水汚泥には最初沈澱汚泥と余剰汚泥の二種類があり、消化反応に関するそれぞれの化学量論や動力学定数は異なることが予想されるからである。また、生物学的に難分解性である消化汚泥の VSS 成分はオゾン処理によって再び消化されるようになるから、この化学量論と動力学定数も把握しておく必要がある。

オゾン処理を併用した嫌気性消化プロセスでは、VSS 成分の消化は槽内汚泥濃度の一次反応で近似できることが合成排水を用いたラボスケールの実験で明らかにされている¹⁷⁾。そこで、実際の下水汚泥を用いて消化反応を実験的に把握し、嫌気性消化のプロセスモデルを作成することにした。これは、汚泥組成や運転条件が異なる様々な嫌気性消化施設へプロセスを適用した場合にも消化性能を精度良く予測できるようにすることを最終目標としたものであり、その第一歩として、新潟県長岡市の嫌気性消化施設を研究対象に選び、当施設のプロセスモデルの構築を試みた。ここでは、最初沈澱汚泥・余剰汚泥の投入量や割合を変えた連続試験によって汚泥有機物の消化率を測定するとともに汚泥無機物の可溶化割合や消化汚泥の脱水性等を調べ、運転条件が消化性能に与える影響を検討した。

2 実験方法

2.1 試験装置

嫌気性消化槽の容積が 1.1 m³ のパイロット規模の試験装置 4 基と 2L 規模のラボスケール試験装置 2 基を新潟県長岡市の長岡中央浄化センターに設置し、2001 年 7 月から 2003 年 5 月に渡って様々な条件で連続実験をおこなった¹⁸⁾。当センターの下水処理施設から最初沈澱汚泥と余剰汚泥を平日の朝に採取し、破砕ポンプ(コマツゼノア(株)製 KD-50MS)によって大きい固形物を数 mm 程度に微細化した後、その日の内に消化槽へ回分的に供給した。試験装置の模式図を図 1 に示した。いずれの槽にも水温を 35℃ に維持するようヒーターを槽の内部に設置し、気密式のプロペラで槽を緩速撹拌した。

嫌気性消化槽の運転では、(1)通常の嫌気性消化プロセスと同程度の HRT でおこなうケモスタットの処理(以下、従来プロセスと記す)、(2)嫌気性消化槽の後段に遠心濃縮機(巴工業(株)製 TBD004)を設置し、固液分離後の濃縮汚泥を嫌気性消化槽へ返送した処理(以下、高濃度消化プロセスと記す)、(3)高濃度消化処理に加えて、引き抜いた消化汚泥の一部をオゾン処理して再び槽内に返送する処理(以下、オゾン処理プロセスと記す)、の三種類をおこなった。高濃度消化プロセスは、活性汚泥プロセスのアナロジーであり、遠心濃縮の固液分離と濃縮汚泥の返送によって槽内汚泥濃度を高め、消化率を向上させることを意図した。一方のオゾン処理プロセスは、高濃度消化に加えて消化汚泥をオゾン処理することによって、下水汚泥の消化率を更に向上するものである^{19)・20)}。

遠心濃縮は、0.2–0.4%濃度に調整した両性高分子凝集剤(栗田工業(株)製 CP937)を汚泥乾燥重量あたり 0.5–1%の割合で添加し、遠心強度 2,100 G、差速 3–15 min⁻¹、ダム 3P の条件で操作した。遠心濃縮機に供給する汚泥の量は 200–500 L/hr に設定した。消化汚泥のオゾン処理には、80 mg/Nm³ のオゾンガス濃度が得られる小型オゾン発生器(クロリンエンジニアス(株)製 KN-113)を用い、消化汚泥 TVS 重量あたり 3%相当のオゾンを連続的に吸収反応させた。高濃度消化プロセスとオゾン処理プロセスの運転では、槽内の汚泥濃度を 5.5–6.5%に保つように、消化汚泥の引き抜き・排出を週に一回から月に一回の頻度で実施した。

これら排出消化汚泥を採取して小規模の試験装置で回分的な脱水試験をおこない、脱水ケーキの含水率を測定した。これにはベルトプレス用の栗田工業(株)製高分子凝集剤 CP604 を汚泥乾燥重量あたり 1%の割合で加え、直径 10 cm の濾布上で面圧 0.1 Mpa の条件で 7 分間圧搾して脱水ケーキを得た。この条件で脱水

すると、長岡中央浄化センターから採取した消化汚泥は、実際の汚泥脱水設備の処理と同程度の含水率を示した。

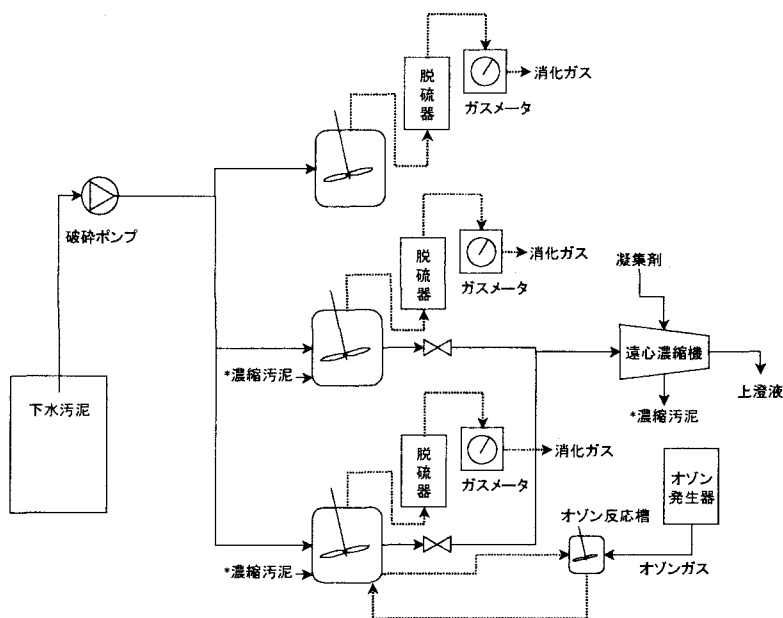


図 1 試験装置の模式図

2.2 供試汚泥と運転条件

試験に用いた下水汚泥の組成とパイロット規模試験装置の運転条件を表 1 と表 2 にそれぞれまとめた。長岡中央浄化センターの下水処理は、標準活性汚泥法が採用されており、汚泥負荷は $0.24 - 0.32 \text{ kgBOD}_5/\text{kgSS}/\text{day}$ 、SRT は約 6-7 day で運転されている。長岡中央浄化センターに流入する下水には地下水や工場排水に由来する鉄化合物が多く含まれるため、汚泥の無機成分の約 1/6 は鉄で占められる。

表 1 下水汚泥の組成 (平均値)

最初沈澱汚泥		余剰汚泥	最初沈澱汚泥		余剰汚泥
TS 濃度	32,100	44,500	P	331	1,350
(mg/L)	(15,100, 68,000, 210)	(31,600, 56,600, 184)	(mg-P/L)	(156, 472, 25)	(1,050, 1,860, 25)
TVS 濃度	25,000	33,200	Ca	344	659
(mg/L)	(10,400, 40,400, 210)	(24,600, 41,200, 184)	(mg-Ca/L)	(214, 504, 25)	(532, 796, 25)
TVS/TS 比	0.78	0.75	Al	360	530
(-)	(0.59, 0.88, 210)	(0.61, 0.83, 184)	(mg-Al/L)	(163, 687, 25)	(362, 632, 25)
酸不溶解成分	3,330	2,920	Mg	116	303
(mg/L)	(1,560, 8,820, 25)	(2,160, 4,040, 25)	(mg-Mg/L)	(50, 204, 25)	(234, 437, 25)
Fe	1,020	1,950	Mn	12	167
(mg-Fe/L)	(290, 2,110, 25)	(1,050, 4,160, 25)	(mg-Mn/L)	(Trace, 58, 25)	(53, 561, 25)

*括弧内の数値は、左から順に最小値、最大値、データ数を示す。

連続試験では、最初沈澱汚泥と余剰汚泥の混合比率を様々に変えるとともに、TVS 負荷を段階的に変えた運転をおこなった。このことで VSS 成分の消化率を測定し、下に述べるプロセスモデルを用いて化学量論と動力学定数を算出した。

表 2 パイロット試験装置の運転条件

	従来プロセス				高濃度消化プロセス	
	Run 1	Run 2	Run 3	Run 4	Run 5	Run 6
投入下水汚泥 (kgTVS/m ³ /day)	0.85	1.7	0.98	0.82	0.89	1.0
最初沈澱汚泥：余剰汚泥(VSS 基準)	29:71	27:73	27:73	62:38	61:39	39:71
汚泥収支の測定開始日	‘01/8/30	‘01/11/19	‘02/1/10	‘02/7/1	‘02/7/1	‘02/8/9
終了日	‘01/12/28	‘01/12/24	‘02/3/4	‘02/11/4	‘02/11/4	‘02/12/3

	オゾン処理プロセス				
	Run 7	Run 8	Run 9	Run 10	Run 11
投入下水汚泥 (kgTVS/m ³ /day)	0.75	0.94	1.0	0.80	0.72
最初沈澱汚泥：余剰汚泥(VSS 基準)	29:71	30:70	36:64	29:71	61:39
汚泥収支の測定開始日	‘01/8/30	‘04/9/9	‘02/1/30	‘02/1/24	‘02/7/1
終了日	‘01/12/27	‘04/12/27	‘02/4/11	‘02/3/21	‘02/11/7
オゾン処理汚泥量(1/day)	67	41	19	107	23

2.3 VSS 成分の消化プロセスモデル

嫌気性消化プロセスにおける汚泥消化の模式図を図 2 に示した。これをもとに汚泥 VSS 成分の嫌気性消化プロセスモデルを以下に説明する。

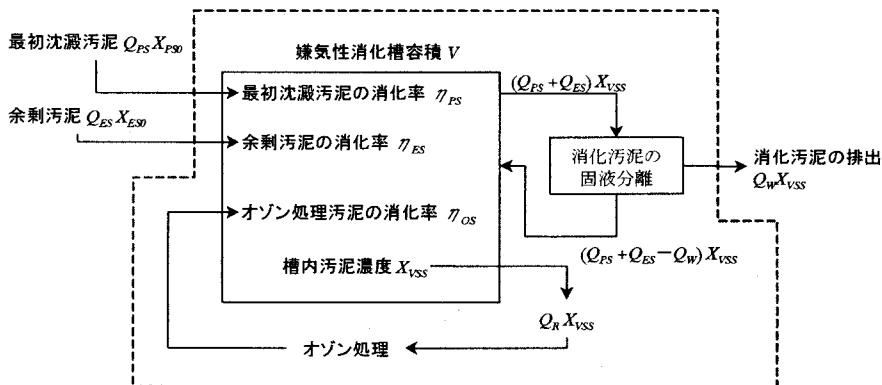


図 2 嫌気性消化槽における汚泥 VSS 成分の消化
(図中の点線はシステム境界を表す)

嫌気性消化槽へ投入される汚泥には最初沈澱汚泥、余剰汚泥、オゾン処理汚泥の三種類があり、それぞれ化学量論と動力学定数は異なると仮定する。また、汚泥 VSS 成分には、プロセス内で生物分解される成分と殆ど消化されない不活性な成分の二種類があると考え。このうち、不活性な成分は、オゾン処理によって一定割合が生物分解性の成分に転換すると仮定する。生物分解可能な成分の消化反応は、Goel *et al.* (2002) によって槽内 VSS 濃度の一次反応で近似できることが判っている¹⁷⁾。このため、投入した下水汚泥の VSS 消化率 $\eta_{VSS}(-)$ 、消化槽の VSS 濃度 $X_{VSS}(\text{kg/m}^3)$ 、最初沈澱汚泥 VSS 成分の消化率 $\eta_{PS}(-)$ 、余剰汚泥 VSS 成分の消

化率 $\eta_{ES}(-)$ およびオゾン処理汚泥 VSS 成分の消化率 $\eta_{OS}(-)$ は、それぞれ Eq. 1–Eq. 5 のように表すことができる。

$$\eta_{VSS} = \left(\frac{Q_{PS} X_{PS0} + Q_{ES} X_{ES0}}{V} \right)^{-1} \cdot \frac{Q_W}{V} \cdot X_{VSS} \quad \text{Eq. 1}$$

$$X_{VSS} = \frac{(1 - \eta_{PS})}{\eta_{OS} \cdot \frac{Q_R}{V} + \frac{Q_W}{V}} \cdot \frac{Q_{PS}}{V} \cdot X_{PS0} + \frac{(1 - \eta_{ES})}{\eta_{OS} \cdot \frac{Q_R}{V} + \frac{Q_W}{V}} \cdot \frac{Q_{ES}}{V} \cdot X_{ES0} \quad \text{Eq. 2}$$

$$\eta_{PS} = \eta_{\max-PS} \cdot \frac{1}{1 + k_{PS} \left(\frac{Q_R}{V} + \frac{Q_W}{V} \right)^{-1}} \quad \text{Eq. 3}$$

$$\eta_{ES} = \eta_{\max-ES} \cdot \frac{1}{1 + k_{ES} \left(\frac{Q_R}{V} + \frac{Q_W}{V} \right)^{-1}} \quad \text{Eq. 4}$$

$$\eta_{OS} = \eta_{\max-OS} \cdot \frac{1}{1 + k_{OS} \left(\frac{Q_R}{V} + \frac{Q_W}{V} \right)^{-1}} \quad \text{Eq. 5}$$

ここで、 k_{PS} ：最初沈澱汚泥 VSS 成分の比消化速度(day^{-1})、 k_{ES} ：余剰汚泥 VSS 成分の比消化速度(day^{-1})、 k_{OS} ：オゾン処理した消化汚泥 VSS 成分の比消化速度(day^{-1})、 Q_{PS} ：最初沈澱汚泥の投入量(m^3/day)、 Q_{ES} ：余剰汚泥の投入量(m^3/day)、 Q_R ：オゾン処理する汚泥の流量(m^3/day)、 Q_W ：消化汚泥の引き抜き流量(m^3/day)、 V ：嫌気性消化槽容積(m^3)、 X_{PS0} ：投入の最初沈澱汚泥 VSS 濃度(kg/m^3)、 X_{ES0} ：投入の余剰汚泥 VSS 濃度(kg/m^3)、 X_{VSS} ：消化汚泥 VSS 濃度(kg/m^3)、 η_{VSS} ：投入下水汚泥（最初沈澱汚泥と余剰汚泥の混合物）の VSS 消化率(-)、 η_{PS} ：最初沈澱汚泥 VSS 成分の消化率(-)、 η_{ES} ：余剰汚泥 VSS 成分の消化率(-)、 η_{OS} ：オゾン処理した消化汚泥 VSS 成分の消化率(-)、 $\eta_{\max-PS}$ ：最初沈澱汚泥 VSS 成分の最大消化率(-)、 $\eta_{\max-ES}$ ：余剰汚泥 VSS 成分の最大消化率(-)、 $\eta_{\max-OS}$ ：オゾン処理した消化汚泥 VSS 成分の最大消化率(-)

3 実験結果と考察

3.1 汚泥 VSS 成分の分解

表 3 パイロット試験装置の運転結果（その 1）

		従来プロセス				高濃度消化プロセス	
		Run 1	Run 2	Run 3	Run 4	Run 5	Run 6
汚泥収支の測定開始日		'01/8/30	'01/11/19	'02/1/10	'02/7/1	'02/7/1	'02/8/9
終了日		'01/12/28	'01/12/24	'02/3/4	'02/11/4	'02/11/4	'02/12/3
下水汚泥投入量 (kg VSS)	(A)	61.2	90.3	78.2	62.7	60.0	62.7
槽内汚泥量の増減 (kgVSS)	(B)	-0.440	+7.90	-2.30	-0.220	+3.14	+0.02
引き抜き消化汚泥 (kgVSS)	(C)	29.9	36.6	55.9	27.2	13.5	22.6
遠心分離による流出 (kgVSS)	(D)	Nil	Nil	Nil	Nil	4.98	3.28
消化汚泥量 (kgVSS)	$E=A-(B+C+D)$	31.7	45.8	24.6	35.7	38.4	36.8
VSS 消化率 (%)	$F=(1-E/A) \times 100$	51.9%	50.7%	31.5%	57.0%	64.0	58.7

連続運転の開始から一定時間が経過して、槽内の汚泥濃度がほぼ定常となった期間における汚泥収支を表 3 と表 4 にまとめた。ここでは、(A)定常状態中に装置へ投入した下水汚泥の VSS 量、(B)測定期間の直前直後における槽内保有 VSS 量の変化、(C)測定期間中に槽から引き抜いた消化汚泥の VSS 量、(D)遠心分離によって上澄液として流出した VSS 量、をそれぞれ集計し、(E)消化された VSS 量と(F)VSS 成分の消化率をそれぞれ Eq. 6 と Eq. 7 のように表した。

$$E = A - (B + C + D) \quad \text{Eq. 6}$$

$$F = \left(1 - \frac{E}{A}\right) \times 100 \quad \text{Eq. 7}$$

表 4 パイロット試験装置の運転結果 (その 2)

	オゾン処理プロセス				
	Run 7	Run 8	Run 9	Run 10	Run 11
汚泥収支の測定開始日	'01/8/30	'01/9/9	'02/1/30	'02/1/24	'02/7/1
終了日	'01/12/27	'01/12/27	'02/4/11	'02/3/21	'02/11/7
下水汚泥投入量 (kg VSS) (A)	60.5	54.5	38.4	30.2	61.5
槽内汚泥量の増減 (kgVSS) (B)	+0.620	+2.99	-1.07	+5.26	-1.54
引き抜き消化汚泥 (kgVSS) (C)	4.37	6.13	11.9	7.75	7.11
遠心分離による流出 (kgVSS) (D)	6.55	6.42	2.32	3.19	7.43
消化汚泥量 (kgVSS) $E=A-(B+C+D)$	49.0	39.0	25.3	14.0	48.5
VSS 消化率 (%) $F=(1-E/A) \times 100$	80.9%	71.5%	65.9%	46.4%	78.9%

VSS 消化率は、従来プロセスで約 32–57%、高濃度消化プロセスで約 59–64%、オゾン処理プロセスで約 46%–80%の値がそれぞれ得られた。いずれの実験でもメタンガスの発生量は VSS の消化と対応しており、分解した汚泥 COD_{Cr}成分に対しておおよそ 0.35 L/g-COD のメタンが得られた。遠心濃縮操作による上澄液の SS 濃度は、高濃度消化プロセス、オゾン処理プロセスとも 1,200–1,400 mg/L に留まり、投入汚泥の 98%以上の SS を濃縮汚泥として回収できた。80.9%の VSS 消化率が得られた際の遠心濃縮上澄液の溶解性 COD_{Cr}濃度は約 1,700 mg/L であり、長岡中央浄化センターの通常の消化率(60%)の場合よりも約 500 mg/L 高かったが、VSS 成分の収支の検討ではほとんど無視できる範囲であった。

3.2 汚泥無機成分の可溶化

表 5 上澄液の無機成分

		高濃度消化プロセス	オゾン処理プロセス
VSS 消化率		58.7%	80.9%
酸不溶解成分	(mg/L)	290	330
アンモニア態 N	(mg-N/L)	1,180	1,660
Fe	(mg-Fe/L)	33(1.0)	38(1.0)
P	(mg-P/L)	108(75)	142(81)
Ca	(mg-Ca/L)	59(27)	74(26)
Al	(mg-Al/L)	<1.0 (検出限界以下)	<1.0 (検出限界以下)
Mg	(mg-Mg/L)	26(5.0)	23(3.0)
Mn	(mg-Mn/L)	3.0(<1.0)	4.0(<1.0)

*括弧の数値は 0.45μm のメンブレンフィルターで上澄液を濾過した後の濃度を示す。

遠心濃縮操作の上澄液に含まれる無機成分を表 5 に示した。窒素とリンを除いて、上澄液として流出する無機成分は、投入污泥に含まれる量に対して極めて僅かであった。このことから、長岡中央浄化センターでは窒素とリン以外の無機物の可溶化反応はプロセスモデルで無視可能であり、主に VSS 成分に着目して下水污泥固形物の消化を表せばよいことがわかった。

3.3 消化污泥脱水ケーキの含水率

消化污泥の VSS/SS 比と脱水ケーキ含水率の関係を図 3 に図示した。消化污泥の VSS/SS 比は、VSS 消化率の高い運転ほど低くなり、特に高濃度消化プロセスとオゾン処理プロセスでは 0.50 以下に低下した。遠心濃縮操作で凝集剤を添加しないで運転したところ、上澄液の SS 濃度が著しく上昇するとともに濃縮污泥の無機物含有割合が 7% 程度高くなった。これは、遠心力によって、消化污泥無機 SS 成分の中で比重の高い物質が濃縮污泥側に移行したためと考えられる。

本試験の範囲では VSS/SS 比が低い消化污泥ほど含水率が低下する傾向があり、処理プロセスの種類によらず、VSS/SS 比と脱水ケーキ含水率に直線的な関係が見られた。両者が直線的な関係を持つことは既往の報告と一致しているが、傾きと切片は異なっていた²¹⁾。これらが異なる理由は明らかでないが、脱水ケーキの含水率は、污泥性状のみならず污泥脱水機の種類・運転条件（圧力や滞留時間など）の影響を受けることはよく知られた事実である。従って、消化污泥の VSS/SS 比と脱水ケーキ含水率の関係を一般化し、脱水ケーキ発生量を精度良く表すには、脱水機の機種や運転条件などを考慮した検討が今後必要になると考えられる。

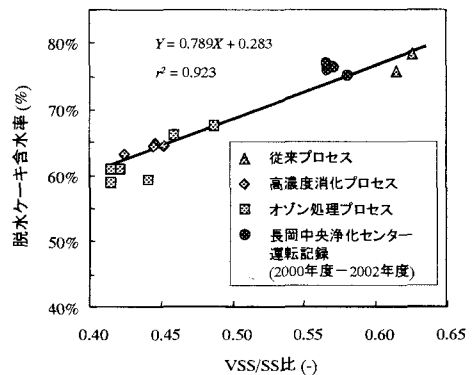


図 3 消化污泥 VSS/SS 比と脱水ケーキ含水率の関係

3.4 污泥 VSS 成分の分解に関する動力学・化学量論とプロセスモデル

Eq. 1 には、(1)最初沈澱污泥 VSS 成分の比消化速度(k_{PS})、(2)余剰污泥 VSS 成分の比消化速度(k_{ES})、(3)オゾン処理した消化污泥 VSS 成分の比消化速度(k_{OS})、(4)最初沈澱污泥 VSS 成分の最大消化率(η_{max-PS})、(5)余剰污泥 VSS 成分の最大消化率(η_{max-ES})、(6)オゾン処理した消化污泥 VSS 成分の最大消化率(η_{max-OS})、の 6 つの定数がある。各プロセスの運転で得られた VSS 消化率とその時の運転条件をもとに、非線形最小二乗法によって求めた各定数の値を表 6 にまとめた。

表 6 污泥 VSS 成分の分解に関する嫌気性消化プロセスモデルの定数		
	VSS 成分の最大消化率 (-)	VSS 成分の比消化速度定数 (day ⁻¹)
最初沈澱污泥	$\eta_{max-PS} = 0.702$	$k_{PS} = 0.243$
余剰污泥	$\eta_{max-ES} = 0.615$	$k_{ES} = 0.101$
オゾン処理消化污泥	$\eta_{max-OS} = 0.612$	$k_{OS} = 0.019$

最初沈澱污泥の最大消化率は余剰污泥の値よりも約 9% 高く、比消化速度定数は 2 倍以上であった。このことは、最初沈澱污泥の方が消化されやすいとする従来の知見と一致する。一方、オゾン処理消化污泥の最

大消化率は余剰汚泥よりもわずかに低い値に留まるものの、比消化速度定数は著しく低く、最初沈澱汚泥の 1/10 以下であった。このことから、消化汚泥はオゾン処理によって消化可能な成分に変化するものの、オゾン処理された消化汚泥の分解速度は最初沈澱汚泥や余剰汚泥と比べて極めて緩慢と言える。この点は、オゾン処理消化汚泥を回分的に試験しても、精度良く最大の消化率を求めるには極めて長い測定時間が必要であることを意味する。

表 7 投入汚泥 VSS 成分消化率の実測値と計算値の比較

最初沈澱汚泥：余剰汚泥	System SRT* (day)	投入汚泥 VSS 成分の消化率 η_{VSS}		最初沈澱汚泥 VSS 成分の消化率 η_{PS}	余剰汚泥 VSS 成分の消化率 η_{ES}	記事
		実測値	計算値	(計算値)	(計算値)	
27:73	8	0.31	0.33	0.13	0.20	本試験 Run 3
27:73	19	0.51	0.45	0.16	0.29	同上 Run 2
29:71	36	0.52	0.53	0.18	0.35	同上 Run 1
29:71	64	0.59	0.57	0.19	0.38	同上 Run 5
61:39	100	0.64	0.63	0.41	0.22	同上 Run 6
62:38	32	0.57	0.56	0.39	0.17	同上 Run 4
長岡中央浄化センター						
66:38	45	0.68	0.60	0.42	0.18	1 系 (2002 年度)
69:31	56	0.57	0.61	0.45	0.16	2 系 (2002 年度)
73:27	37	0.53	0.59	0.46	0.13	1 系 (2001 年度)
61:39	54	0.59	0.60	0.40	0.20	2 系 (2001 年度)
合成排水汚泥						
0:100	10	0.30	0.31	0.00	0.31	Goel <i>et al.</i> (2002) ¹⁷⁾
0:100	20	0.40	0.41	0.00	0.41	同上
0:100	50	0.50	0.51	0.00	0.51	同上
0:100	100	0.55	0.56	0.00	0.56	同上

*System SRT (day) = $(Q_0/V + Q_w/V)^{-1}$

最初沈澱汚泥と余剰汚泥のみを消化した従来プロセスと高濃度消化プロセスにおいて、実測の VSS 消化率とプロセスモデルによる計算値を表 7 にまとめた。ここでは、長岡中央浄化センターの 2001 年度と 2002 年度の運転年報からそれぞれの消化率と Goel *et al.* (2002) によっておこなわれた合成排水汚泥の VSS 成分消化率を併せて示した¹⁷⁾。

次に、これら実測の VSS 消化率とプロセスモデルによる計算値を比較した結果を図 4 に示す（左から順に a. 最初沈澱汚泥：余剰汚泥の比が 0.61~0.73 : 0.39~0.27 の投入汚泥に最初沈澱汚泥の割合が多い条件、b. 最初沈澱汚泥：余剰汚泥の比が 0.27~0.29 : 0.73~0.71 の投入汚泥に最初沈澱汚泥の割合が少ない条件、c. 余剰汚泥のみの条件、d. 実測の VSS 消化率と計算値の比較）。Eq. 1 のプロセスモデルによる計算結果は実際の消化率とよく整合しており、長岡中央浄化センターの嫌気性消化槽の負荷や投入される最初沈澱汚泥・余剰汚泥の割合が多少変化しても、VSS 成分の消化率を精度良く予測できると考えられる。また、長岡中央浄化センターの余剰汚泥の化学量論・動力学定数を用いたプロセスモデルは、Goel *et al.* (2002) が用いた合成排水の汚泥の消化度合いもよく表現していた。

オゾン処理プロセスについて、消化の化学量論と動力学定数を上と同様な方法で求めた結果を表 8 と図 5 にまとめた。これらの結果をもとに、各連続試験における消化槽内 VSS 濃度の実測値と Eq. 2 による計算値

を図 6 に比較した。汚泥濃度が 30 g/L 以上の高濃度の条件では、計算値は実測値と最大で約 5 g/L の乖離を示したものの、異なる運転条件であっても計算値は実測値とおおむね整合しており、VSS 成分の分解に関するプロセスモデルは一定の精度で槽内 VSS 濃度を予想することができた。

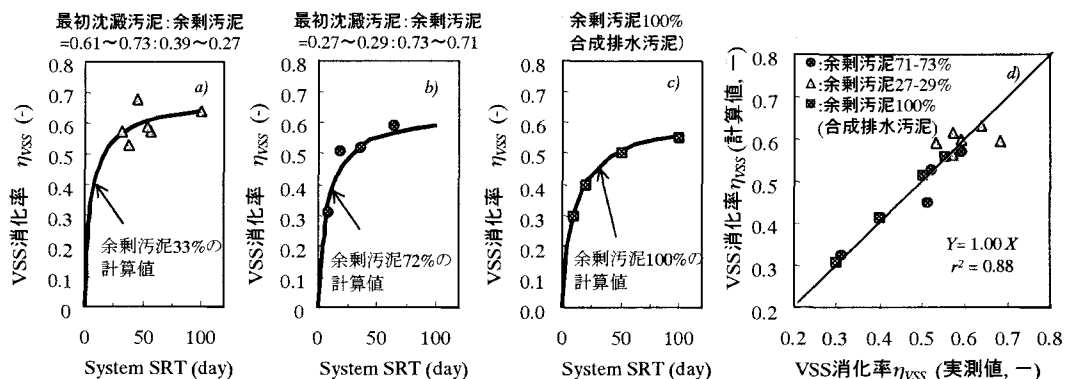


図 4 最初沈澱汚泥と余剰汚泥の割合が異なる混合汚泥の消化の予測

- a. 最初沈澱汚泥：余剰汚泥の比が 0.61～0.73：0.39～0.27 の投入汚泥に最初沈澱汚泥の割合が多い条件
b. 最初沈澱汚泥：余剰汚泥の比が 0.27～0.29：0.73～0.71 の投入汚泥に最初沈澱汚泥の割合が少ない条件
c. 余剰汚泥のみの条件
d. 実測の VSS 消化率と計算値の比較

$$*\text{System SRT (day)} = (Q_R/V + Q_W/V)^{-1}$$

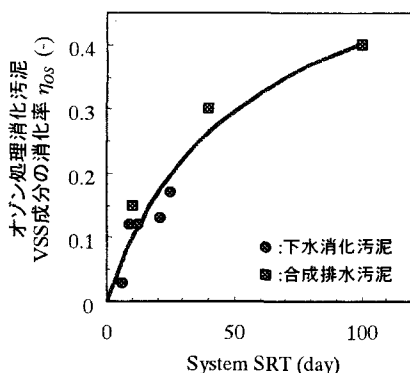


図 5 オゾン処理消化汚泥の消化の予測

$$*\text{System SRT (day)} = (Q_R/V + Q_W/V)^{-1}$$

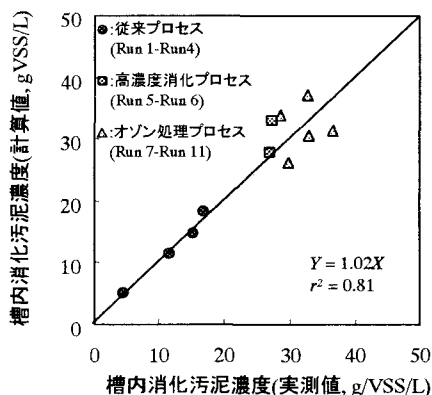


図 6 槽内汚泥 VSS 濃度の予測精度

表 8 オゾン処理消化汚泥 VSS 成分消化率の実測値と計算値の比較

System SRT* (day)	オゾン処理消化汚泥の VSS 消化率 η_{OS}		記事	System SRT* (day)	オゾン処理消化汚泥の VSS 消化率 η_{OS}		記事
	実測値	計算値			実測値	計算値	
6	0.03	0.06	本試験 Run 10	10	0.15	0.10	Goel et al. (2002) ¹⁷⁾
9	0.12	0.09	同上 Run 7	40	0.30	0.27	同上
12	0.12	0.12	同上 Run 8	100	0.40	0.40	同上
21	0.13	0.18	同上 Run 9				
25	0.17	0.20	同上 Run 11				

$$*\text{System SRT (day)} = (Q_R/V + Q_W/V)^{-1}$$

4 結論

長岡中央浄化センターの最初沈澱汚泥と余剰汚泥を用いてパイロット規模の連続実験をおこない、消化プロセスモデルの作成を検討した。この実験で得られた知見は以下のようである。

- 1) 下水汚泥中の無機成分は窒素・リンを除き、消化の過程で極めて僅かしか可溶化されなかったため、汚泥の分解を表すには無機物の可溶化反応を無視することが可能であった。
- 2) VSS 成分の消化度合いは、最初沈澱汚泥、余剰汚泥とオゾン処理消化汚泥それぞれの最大消化率と比消化速度定数で構成した一次反応モデルによって精度良く表現できた。このモデルは、実測の VSS 消化率と整合しており、長岡中央浄化センターの嫌気性消化槽の負荷や投入される最初沈澱汚泥・余剰汚泥の割合やオゾン処理条件が多少変化しても、VSS 成分の消化率と槽内の汚泥 VSS 濃度を予測できると考えられた。
- 3) VSS/SS 比が低い消化汚泥ほど脱水ケーキの含水率が低下する傾向があり、これらの間には直線的な関係が見られた。汚泥の脱水性を示すこの直線の傾きと切片は、汚泥性状以外に汚泥脱水機の種類・運転条件等の影響を受けることが考えられるため、消化汚泥の VSS/SS 比と脱水ケーキ含水率の関係を一般化し、精度良く脱水ケーキの発生量を予測するためには、脱水機の機種や運転条件等を考慮した検討を今後進める必要がある。

謝辞

本研究は長岡技術科学大学技術開発センタープロジェクトの一環としておこなわれた。長年に渡って試験場所を提供いただいた長岡市の厚意と研究の実施に協力いただいた長岡中央浄化センターの皆様 に記して謝意を表す。

参考文献

- 1 平成 13 年度下水道統計 (2002), “28 汚泥消化”, 日本下水道協会
- 2 Eastman, J. A. and Ferguson, J. F. (1981). “Solubilization of Particulate Organic Carbon during the Acid Phase of Anaerobic Digestion”. *JWPCF*, Vol.53, p. 352
- 3 Haug R. T. Stucky D. C., Gossett J. M. and McCarty P. L. (1978) “Effect of Thermal Treatment on Digestibility and Dewaterability of Organic Sludges”, *JWPCF*, Vol.50, pp.73-85
- 4 Kopp J., Muller J., Dichtl N. and Schwedes J. (1997) “Anaerobic Digestion and Dewatering Characteristics of Mechanically Disintegrated Excess Sludge”, *Water Science Technology*, Vol. 36, No. 11, pp. 129-136
- 5 Choi H. B., Hwang K. Y. and Shin E. B. (1997) “Effects on Anaerobic Digestion of Sewage sludge Pretreatment”, *Water Science Technology*, Vol. 35, No. 10, pp. 207-211
- 6 Dohanyos M., Zabranska J. and Jenicek P. (1997) “Enhancement of Sludge Anaerobic Digestion by using of a Special Thickening Centrifuge”, *Water Science Technology*, Vol. 36, No. 11, pp. 145-153
- 7 Tiehm A., Nickel K. and Neis U. (1997) “The Use of Ultrasound to Accelerate the Anaerobic Digestion of Sewage Sludge”, *Water Science and Technology*, Vol. 36, No. 11, pp. 121-128
- 8 Low E. W. and Chase H. A. (1999) “The Effect of Maintenance Energy on Biomass Production during Wastewater Treatment”, *Water Research*, Vol. 33, No. 3, pp. 847-853
- 9 Mayhew M. and Stephenson T. (1998) “Biomass Yield Reduction: Is Biochemical Manipulation Possible without Affecting Activated Sludge Process Efficiency?”, *Water Science Technology*, Vol. 38, No. 8-9, pp. 137-144

- 10 Ratsak, C. H., Kooi, B. W. and Van Vereveld, H. W. (1994) "Biomass Reduction and Mineralization Increase due to Ciliate *Tetrahymena pyriformis* Grazing on the Bacterium *Pseudomonas fluorescens*". *Water Science Technology*, Vol. 29, No.7, pp.119-128
- 11 Rensink J. H. and Rulkens W. H. (1997) "Using Metazoa to Reduce Sludge Production", *Water Science Technology*, Vol. 36, No. 11, pp. 171-179
- 12 Strand S. E., Harem G. N. and Stensel H. D. (1999) "Activated Sludge Yield Reduction Using Chemical Uncouplers". *Water Environment Research*, Vol. 71, No.4, 455-458
- 13 Stuckey D. C. and McCarty P. L. (1984) "The Effect of Thermal Pretreatment on the Anaerobic Biodegradability and Toxicity of Waste Activated Sludge", *Water Research*, Vol. 18, No.11, pp.1343-1353
- 14 Yasui, H. and Shibata M. (1994) "An innovative Approach to Reduce Excess Sludge Production in the Activated Sludge Process". *Water Science Technology*, Vol. 30, No. 9, pp.11-20
- 15 Yasui H., Nakamura K., Sakuma S., Iwasaki M. and Sakai Y. (1996) "A Full-scale Operation of a Novel Activated Sludge Process without Excess Sludge Production". *Water Science Technology*, Vol. 34, No. 3-4, pp. 395-404
- 16 Weemaes M., Grootaerd H., Simoons F. and Verstraete (2000) "Anaerobic Digestion of Ozonized Biosolids", *Water Research*, No. 8, pp. 2330-2336
- 17 Goel R., Yasui H, Noike T. (2002) "Closed Loop Anaerobic Digestion Using Pre/post Sludge Ozonation and Effect of Low Temperature on Process Performance", Conference Proceedings, *Anaerobic Digestion of Solid Wastes 2002 conference*, Munich, 18-20 Sep 2002
- 18 Goel, R; Komatsu K., Yasui H., and Harada T. (2003) "Process performance and change in sludge characteristics during anaerobic digestion f sewage sludge with ozonation", *Proceeding of the IWA specialist conference, Biosolids 2003 Wastewater sludge as resource*, 23-25/June 2003, Trondheim, Norway
- 19 Goel R., Tokutomi T., Yasui H. and Noike T. (2003) "Optimal process configuration for anaerobic digestion with ozonation" *Water Science Technology*, Vol. 48, No. 4, pp. 85-96
- 20 Goel, R, Tokutomi T. and Yasui H. (2003) "Anaerobic digestion of excess activated sludge with ozone pre-treatment" *Water Science Technology*, Vol. 47, No. 12, pp. 207-214
- 21 東京都下水道サービス株式会社 (1994/3) "消化未洗浄汚泥の脱水に関する調査報告書", p.16