

(32) 下水污泥の嫌気性消化における物理化学処理併用プロセス形態の実験的検討
—熱処理を例として—

A study on process configurations incorporating physical-chemical treatment
for anaerobic digestion of sewage sludge – in the case of heat treatment

高島 正信*

Masanobu Takashima

ABSTRACT: This study was conducted to examine the process configurations for anaerobic digestion of sewage sludge, when combined with physical-chemical treatment. Heat treatment was chosen as representative physical-chemical treatment. First, a preliminary batch test was run to investigate the efficacy of heat treatment at 120 °C for 0.5 – 2 hours. Compared to control (no heat treatment), heat treatment showed 2.4 – 3.0 times more methane production from digested sludge. Then, four types of process configurations, namely, control, pre-treatment, post-treatment and intermediate-treatment, were compared in the continuous experiment, incorporating heat treatment at 120 °C for 1 hour. At steady-state, the post-treatment gave the highest methane production, and on the other hand, the intermediate-treatment achieved the highest volatile solids destruction. Therefore, the heat treatment was demonstrated to be best applied after sewage sludge was once digested. The disadvantages of those configurations were the reduction of SRT and impairment of sludge dewaterability. It was confirmed, however, that the impaired dewaterability was overcome by the use of polymer and inorganic coagulants together.

KEY WORDS: Anaerobic digestion, Sewage sludge, Process configuration, Physical-chemical treatment, Heat treatment

1. はじめに

下水污泥の嫌気性消化法は、污泥の減量化・安定化、病原細菌・寄生虫卵の低減という衛生学的な効果および一時的な污泥貯留機能を期待でき、回収された消化ガスは消化槽の加温やガス発電などエネルギー源として役立つので、中～大規模の下水処理場を中心に重要な污泥処理プロセスとして普及している。さらに近年では、下水道普及率の上昇に伴い、処理処分すべき下水污泥量が直線的に増加している状況と、地球環境保全の視点とが相まって、嫌気性消化法の役割があらためて見直されている。なぜなら、消化ガスを利用すれば、その分だけ化石燃料の節減、ひいては二酸化炭素の削減に寄与しうるからである¹⁾。特にここ最近では、生成した消化ガスを余すことなく利用する技術の開発に関心が集まっている。例えば、長岡市²⁾では余剰の消化ガスを都市ガスの原料として供給する施設が既に供用開始されており、また、横浜市³⁾においては消化ガスを原料とする燃料電池の技術が、山形市⁴⁾においては消化ガスの貯蔵・輸送技術が開発されつつある。このように現在では、下水污泥の嫌気性消化槽などメタン発酵施設から出る消化ガスの有効利用は、有力な温暖化防止対策の一つとして認識されるに至っている。

污泥の分解率を高めメタンガス発生量をさらに増大させることができれば、嫌気性消化のメリットを最大限に生かせることになる²⁾。その手段の一つとして、補助的な処理を嫌気性消化に併用する方式は、長年に

*福井工業大学建設工学科 (Dept. of Architect. and Civil Eng., Fukui University of Technology)

わたり研究の対象となってきた。機械破碎、酵素処理、好気性微生物処理、湿式酸化、オゾン処理、薬品（特に酸・アルカリ）処理、熱処理やこれらの組み合わせなどが、主な処理方法として今日までに検討されている⁶⁾。しかしながら、費用対効果が十分でなく、実用化されているのはせいぜい粗い破碎などに限られているのが実状であろう。

従来におけるほぼすべての研究は、物理化学処理などを投入する汚泥に施す前処理のやり方である。筆者^{6), 7)}は以前、膜分離を組み込んだ下水汚泥の嫌気性消化の場合であるが、単なる前処理方式は物理化学処理の持つ効果またはエネルギーを生分解可能なものにまで消費してしまうことから、必ずしも最良の方式でないことを指摘し、後処理方式などの可能性を論じている。また、Goel *et al.*⁸⁾は、汚泥削減化技術として注目されているオゾン処理を嫌気性消化に組み込む場合も後処理方式が優れると報告している。このように、物理化学処理の組み合わせ方または組み合わせる位置、すなわちプロセス形態については、再考すべき時期に来ており、今後のために十分に把握しておく必要がある。

そこで本研究は、下水汚泥の嫌気性消化において、物理化学処理を組み合わせる場合に最も有効なプロセス形態を明らかにすることを目的とした。組み合わせる物理化学処理として、研究実績が多く、比較的簡便に行うことができる熱処理をここでは採用した。具体的には、まず熱処理の効果を回分実験で予め確認した後、無処理、前処理、後処理および中間処理方式という四種類のプロセス形態について、連続実験で脱水性まで含め比較検討した。

2. 実験方法

2.1 熱処理条件の予備検討（回分実験）

下水処理場から採取した嫌気性消化汚泥に対し熱処理を施し、回分式バイアル実験でそのメタンガス生成能を調べた。嫌気性消化済みの汚泥を供試汚泥としたのは、難生物分解性の汚泥成分に対する影響を特に観察するためである。熱処理条件は、温度については175℃付近が最適であるという報告が多いが（例えば、文献9、10、11）、135℃から阻害も観察され始めるため⁹⁾、高圧蒸気減圧器（平山製作所 HA-30D型）による地熱的な120℃とし、処理時間を0.5～2時間で変化した。

バイアル実験の方法は一般的なもので、熱処理汚泥25mL（pH7.0～7.4に調整）を種汚泥の嫌気性消化汚泥25mLと一緒に120mLのバイアル瓶に加え、ヘッドスペースをN₂:CO₂=80:20のガスで置換し、ブチルゴム栓とアルミシールで密閉した後、35℃、50rpmで振とう培養した。一条件当たりバイアル瓶を2本使用し、発生ガスの濃度と量を20日間にわたり測定した。

2.2 プロセス形態の検討（連続実験）

熱処理を組み合わせたプロセス形態の比較検討を連続実験で実施した。検討したのは、図1に描かれているように、1) 熱処理を組み込まない（以後、コントロールと呼ぶ）、2) 下水汚泥に熱処理を組み込む（同、前処理）、3) 消化汚泥の一部に熱処理を組み込み、リアクターに返送する（同、後処理）、および4) 二段嫌気性消化の一段目と二段目の間に熱処理を組み込む（同、中間処理）、の四種類である。流入下水汚泥量ベースのHRT/SRTは、いずれの形態でもトータルすると標準的な20日とした。ただし、後処理では熱処理し再基質化した消化汚泥を流入下水汚泥と同量返送（返送率100%）したことにより実質的なHRT/SRTは10日に減少し、また中間処理の場合も第一槽および第二槽のHRTを等しく割り当てたので、各槽のHRT/SRTは10日となる。

リアクターとしては、有効容量2L（呼称容量3L）ないし有効容量1～1.5L（呼称容量2L）のガラス製三角フラスコに流出入管とガス管を通したゴム栓で密閉したものをを用い、温度35℃、巡回振とう100rpmの培養条件において1日1回基質の投入と汚泥の引抜を行う準連続式で運転した。熱処理には高圧蒸気減圧器と呼称容量100mLのパイレックスガラス製分解びんを用い、後述の理由により、熱処理条件として120℃、1時間

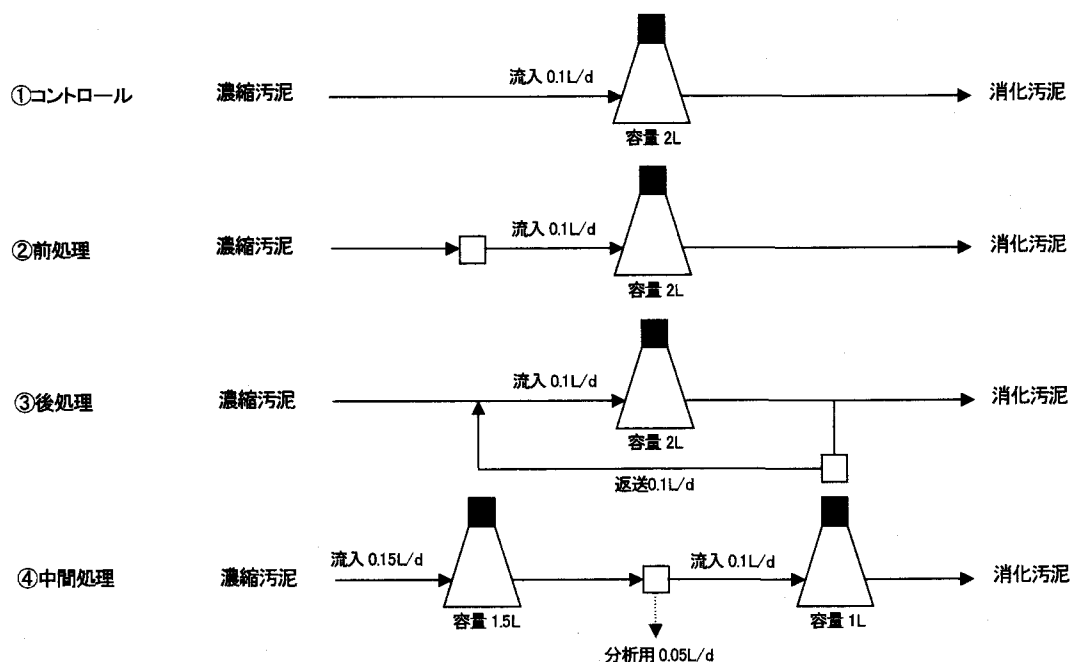


図1. 検討したプロセス形態 (□は物理化学処理を表す。④中間処理の場合のみ、第二槽への投入量を減らすことなしに第一槽の消化汚泥を分析する目的で分析用汚泥を設けてある。)

を採用した。そして、各汚泥およびリアクターについて、TS、VTS、SS、VSS、COD_{Cr}、溶解性COD_{Cr}、揮発性有機酸、pH、ガス発生量とガス成分を毎週測定した。

供試汚泥は、福井市内の合流式下水処理場から採取した濃縮汚泥（混合比率は初沈：余剰≒2.8：1）を、実験室でさらに4%強まで濃縮したものである。全実験期間にわたり均一な性状を保つため-30℃で凍結保存しておき、これを約4Lずつ解凍し二枚羽根の付いた攪拌機で1時間以上微細化してから使用した。また、解凍・微細化後は冷蔵庫に保存したので、投入時の温度ショックを防ぐため、マントルヒーターで30℃以上に暖めてから投入した。種汚泥は、同じ下水処理場の濃縮汚泥でHRT5日または15日で2カ月以上培養してから混合したもので、濃度はTS21.5g/L、VTS12.4g/Lであった。

2.3 分析方法

一般的な分析方法はStandard Methods^{1,2)}に従ったが、そのうちCOD_{Cr}はClosed Reflux Colorimetric Method (5220D)を用いた。溶解性成分の分析は、15,000rpmで15分間高速遠心した後、0.45μmのメンブレンフィルターでろ過したものについて行った。ガス成分と揮発性有機酸の分析には、それぞれガスクロマトグラフ（Shimadzu GC-9A、カラムParapak Q、キャリアガスAr）、液体クロマトグラフ（Shimadzu LC-6A、カラムShim-pack 102H、ポストカラムpH緩衝電気伝導度検出法）を使用した。ガス発生量の測定には、回分実験ではメスシリンダーによる水上置換法、連続実験ではアルミニウム製ガスバックで一週間分のガスを捕集後、その量を容量式ガスメーター（品川計測器製作所W-NK-0.5B）で測る方法を採用した。

消化汚泥の脱水性は、CST（Capillary Suction Time）や比抵抗と相関があるといわれている簡易試験法の半量ろ過時間^{1,2)}（Time to Filter, Standard Methods 2710H）で把握した。その条件は、真空度約50kPa、

サンプル量 100mL (一液法) または 50mL (二液法)、ろ紙 No. 1 である。用いた凝集剤は、一液法ではポリアクリル酸エステル系の強カチオン高分子凝集剤 (ダイヤブロック KP201G)、二液法では塩化鉄 (III) とポリアクリル酸エステル系の両性高分子凝集剤 (ダイヤブロック KD405D) である。高分子凝集剤の添加率きざみ幅は、1%までは0.1%きざみ、それ以上では0.5%きざみとした。また、コロイド当量値の測定は下水試験方法¹³⁾に従い、アルカリ度はpH4.8までの滴定によって求めた。

3. 実験結果および考察

3.1 熱処理条件

この予備検討で基質として用いた嫌気性消化汚泥は、TS20.6g/L、SS20.2g/L、VTS12.4g/L、VSS12.0g/Lであった。熱処理時間ごとの固形物濃度を図2に、20日間のメタンガス発生量 (種汚泥による発生量を別途求め、その分を差し引いて補正したもの) を図3に示す。両図より、熱処理時間 0.5 時間で SS は 16.6g/L まで可溶化され、メタンガスは消化汚泥の 2.4 倍量発生したことがわかる。処理時間が長くなるにつれ効果は漸増し、熱処理 2 時間でメタンガス発生量は消化汚泥の 3.0 倍に達した。一度嫌気性消化された汚泥でも、熱処理を受けるとさらなる分解が進み、供試 VTS = $12.4\text{g/L} \times 0.025\text{L} = 0.31\text{g}$ から 42.3~53.3mL、すなわち 1gVTS 当たり 0.14~0.17L という、かなりの量のメタンガスが回収可能であった。参考に pH を記しておく、消化汚泥の 7.1 が、熱処理のみの後で 8.6~8.7 にまで上昇していた。熱処理によるガス発生量の高まりは、後述するように、この熱処理時のアルカリ性側 pH にも強く関係しているようである。

熱処理の場合、処理温度が高くなるほど、また、処理時間が長くなるほど嫌気性微生物に対する障害が強くなり、溶液に茶褐色が付くという弊害もあるので、次の連続実験では最大に近い効果を示した処理時間 1 時間を採用した。

3.2 プロセス形態

(1) 嫌気性消化性

この連続実験は 91 日間継続し、ほぼ定常状態に達していた 63~91 日間の計五回の分析の平均および標準偏差を表 1 にまとめる。表 1 より、VTS で見た汚泥有機物の分解率、メタンガス発生量および消化汚泥の溶解性 COD_{cr} を取り上げ図 4~6 に示す。

供試下水汚泥の濃度は平均して TS45.3g/L、VTS29.4g/L、VTS/TS 比 64.9%であった。また、コントロールリアクターの VTS 分解率は平均約 35%と、通常得られる 50~60%¹⁴⁾と照らし合わせると低い値にとどまっており、今回用いた下水汚泥は合流式下水道由来のせいか分解性しづらいものとみなされる。プロセス形態ごとに比較すると、コントロール (無処理)、前処理、後処理、中間処理の順に VTS 分解率は改善されており、最高を示した中間処理では約 45%まで上昇した。一方、メタンガス発生量は VTS 分解率と異なる順序となり、後処理が最も多く (平均 0.64L/日)、次いで中間処理 (同 0.62L/日) となり、前処理 (同 0.53L/日) はコントロール (同 0.53L/日) と全く同じにとどまった。

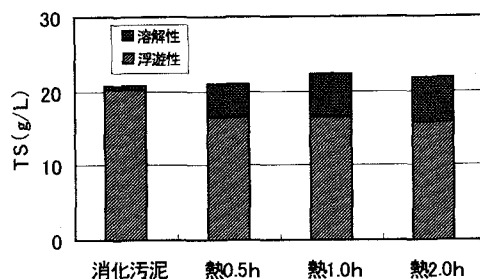


図2. 固形物濃度

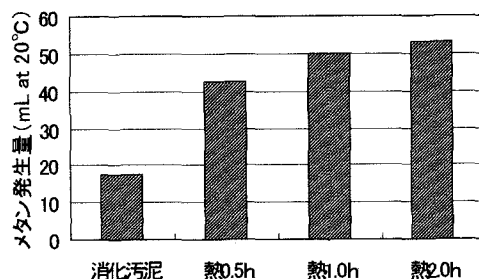


図3. 20日間メタンガス発生量

表1. プロセス形態検討実験の結果まとめ

	消化汚泥				
	コントロール	前処理	後処理	中間処理-第一槽	中間処理-第二槽
TS (g/L)	34.4 ± 0.7	33.8 ± 1.5	33.0 ± 0.8	36.6 ± 1.3	32.9 ± 0.4
VTS (g/L)	19.0 ± 0.4	17.7 ± 0.8	17.1 ± 0.4	20.4 ± 0.7	16.1 ± 0.2
SS (g/L)	33.2 ± 0.4	31.9 ± 1.5	31.4 ± 0.7	34.9 ± 0.6	31.8 ± 0.9
VSS (g/L)	17.9 ± 0.4	17.3 ± 0.9	16.3 ± 0.5	20.1 ± 0.3	15.6 ± 0.4
CODcr (g/L)	31.3 ± 2.5	30.4 ± 2.9	28.9 ± 2.1	34.3 ± 2.0	30.8 ± 2.7
D-CODcr (g/L)	0.34 ± 0.03	0.58 ± 0.03	0.71 ± 0.06	0.39 ± 0.07	1.07 ± 0.03
酢酸 (mg/L)	n.d. ~ 16.9	n.d. ~ 12.9	n.d. ~ 29.8	n.d. ~ 27.1	n.d.
プロピオン酸 (mg/L)	n.d. ~ 5.3	n.d. ~ 5.3	n.d. ~ 17.0	n.d. ~ 23.3	n.d.
pH	7.1 ± 0.1	7.2 ± 0.0	7.3 ± 0.1	7.0 ± 0.1	7.4 ± 0.1
ガス発生量 (L/週 at 20°C)	5.88 ± 0.09	5.94 ± 0.27	6.86 ± 0.14	5.40 ± 0.17	1.86 ± 0.06
CH ₄ (%)	62.9 ± 0.7	62.3 ± 0.6	65.6 ± 1.7	60.7 ± 1.1	56.9 ± 1.1
CO ₂ (%)	33.6 ± 0.4	33.5 ± 0.3	30.7 ± 1.8	33.1 ± 0.3	25.3 ± 1.4
TS 分解率 (%)	24.1 ± 1.3	25.4 ± 4.1	27.0 ± 2.8	19.2 ± 3.8	27.4 ± 2.3
VTS 分解率 (%)	35.3 ± 1.5	39.8 ± 3.6	41.9 ± 1.9	30.6 ± 3.3	45.2 ± 1.6
SS 分解率 (%)	20.0 ± 3.6	23.3 ± 5.7	24.3 ± 3.7	16.0 ± 3.2	23.4 ± 5.1
VSS 分解率 (%)	32.1 ± 3.6	34.4 ± 3.3	38.0 ± 2.6	23.5 ± 2.7	40.7 ± 2.1
CODcr 収支 (%)	98 ± 9	96 ± 8	100 ± 14	101 ± 9	103 ± 17
	無または熱処理汚泥				
	下水汚泥	前熱処理	後熱処理	中間熱処理	
TS (g/L)	45.3 ± 1.0	46.5 ± 4.3	33.3 ± 1.4	36.6 ± 0.8	
VTS (g/L)	29.4 ± 0.7	29.9 ± 2.5	17.4 ± 0.2	20.5 ± 0.4	
SS (g/L)	41.5 ± 1.9	40.8 ± 5.1	28.2 ± 1.3	31.8 ± 1.7	
VSS (g/L)	26.3 ± 1.2	24.8 ± 3.3	13.3 ± 2.3	16.4 ± 1.7	
CODcr (g/L)	46.7 ± 5.5	46.0 ± 7.8	28.5 ± 2.1	31.6 ± 1.4	
D-CODcr (g/L)	4.26 ± 0.66	8.56 ± 0.43	3.92 ± 0.24	5.14 ± 0.56	
酢酸 (mg/L)	597 ± 251	938 ± 268	n.d. ~ 94	89 ± 30	
プロピオン酸 (mg/L)	307 ± 127	608 ± 237	n.d. ~ 10	n.d. ~ 113	
pH	5.4 ± 0.2	5.1 ± 0.1	8.3 ± 0.9	7.5 ± 0.8	

*5 回分析の平均±標準偏差、**n.d. : 検出されず。

後処理と中間処理のプロセス形態では、増殖した嫌気性微生物の分解・再基質化が起こりうる特徴であり、それが VTS 分解率やメタンガス発生量を向上させる理由の一つになっていると考えられる。ただし、上記 3.1 の予備実験で得られたほどメタンガス発生量の改善が見られないのは、本実験ではメタンの大半は流入下水汚泥から発生するので、熱処理によって再基質化される分の寄与が小さくなるからである。

また、次に述べるような熱処理時の pH にも強く影響されていると思われる。下水汚泥の熱処理では、従来から多くの報告があるように（例えば、文献 15）、酸性側では炭水化物が、アルカリ性側では存在量の多いタンパク質が分解しやすく、結果的にアルカリ下で熱処理を受けた方がメタン生成は促進される。表 1 より熱処理の前後で平均 pH の変化を見ると、前処理が処理前 5.4→処理後 5.1、同様に後処理 7.3→8.3、中間処理 7.0→7.5 であり、pH の最も高かった後処理はメタン生成も最大を示した。これに対し、生物分解性の有機物がより多く残存している後処理消化汚泥、中間処理第一槽消化汚泥、無処理下水汚泥になるほど熱処理された後の有機酸生成量が多くなる傾向があり（表 1 の熱処理前後における酢酸およびプロピオン酸の濃度変化を参照）、pH もこれに伴い低下しているようである。筆者は、CODcr などの水質指標には正確に反

映されないこともあるが、酸性側で熱処理を受けるほどメタン生成の前駆物質となる生物分解性有機物が何らかの形で損失（湿式分解や揮散、着色物質への転換など）する割合が高まると推測している。このために熱処理時 pH が酸性側に傾く中間処理、前処理になるほど VTS 分解率に比例したメタンガス発生量につながらなかったと思われる。なお、中間処理の方が後処理より高い VTS 分解率を示したのは、中間処理では流入下水汚泥の全量が熱処理を受けるのに対し、後処理ではその半量が熱処理を受けずに流出することを考えると（残りの半量は 1 回以上の熱処理を受ける）、妥当であると思われる。

一旦嫌気性消化された汚泥に対して物理化学処理を施した報告例はまれであるが、角田ら¹⁶⁾は下水汚泥の分解限界を調べることを目的に、30 日消化の汚泥に 150℃、30 分の熱処理を施し 20 日消化を行っている。その結果、消化汚泥を熱処理した後、再び消化することによって有機物分解がさらに進むが、繰り返しても熱処理には限界があるとともに、有機物分解率に比例したガス発生量が得られなくなると、本研究と類似した現象を報告している。

図 6 に示す消化汚泥の溶解性 COD_{Cr} 濃度は VTS 分解率とほぼ比例し、コントロール、前処理、後処理、中間処理—第二槽の順に高くなっている。これはコロイド状成分や溶液に茶褐色を付ける色度成分が汚泥分解に伴い生成し、嫌気性微生物にとって難分解性であるため残存していることを意味する。

以上のように、嫌気性消化は易生物分解性の物質や揮発性有機酸を消費する結果、熱処理時の pH を上昇させる効果があり、それが下水汚泥中で最も成分割合の高いタンパク質の分解を促すとともにメタン前駆物質の損失を抑え、メタン発生量の増大につながっていると考えられる。よって、熱処理が物理化学処理として用いられた場合、一旦嫌気性消化してから熱処理を施す後処理や中間処理のプロセス形態の方がメタン生成には有利であるといえる。しかし、前述したように、後処理および中間処理方式では実質的な HRT/SRT が短縮されてしまうという運転上の制限もあり、この点でトレードオフの関係が存在することになる。近年実用化が進む、好気性微生物処理における余剰汚泥削減技術は基本的に後処理方式であるが、好気性微生物の場合は増殖速度が速く、元々余裕度が大きいので、SRT の短縮はあまり問題にならないのであろう。

(2) 汚泥脱水性

表 2 は、83 または 90 日目の消化汚泥について調べた、汚泥脱水性に関わる測定結果をまとめている。消化汚泥のアルカリ度は溶解性 COD_{Cr} と同様の傾向を示し、コントロール、前処理、後処理、中間処理の順に高くなっている。汚泥分解に伴う無機および有機の溶解性物質が、VTS 分解率にほぼ比例して蓄積していると考えられる。この結果、汚泥脱水性に直接影響するコロイド当量値もこの順にマイナス側へ大きくなっている。

表 2 に記されている凝集剤添加率は、コントロール並のろ過性が得られたときの値である。これより低い

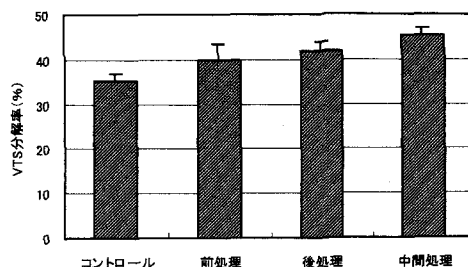


図 4. VTS 分解率

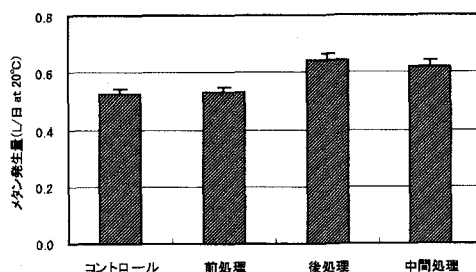


図 5. メタンガス発生量

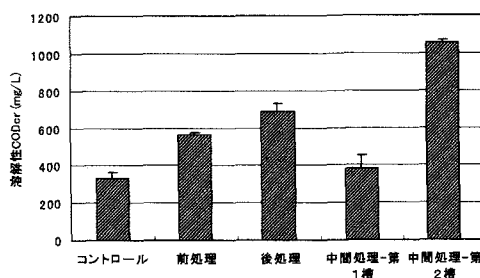


図 6. 消化後の溶解性 COD_{Cr} 濃度

表2. 脱水性試験関連の結果まとめ (83 または 90 日目の消化汚泥)

	コントロール	前処理	後処理		中間処理	
	一液法	一液法	一液法	二液法	一液法	二液法
高分子添加率 (%/TS)*	1.0	2.0	4.0	0.7	6.0	0.7
塩化鉄(III)添加率 (%/TS)	—	—	—	4.0	—	4.0
半量ろ過時間 (秒)	29	11	12	11	210	29
ケーキ含水率 (%)	80.8	76.7	81.3	78.4	84.4	81.8
溶解性COD _{Cr} (mg/L)	370	640	790		1120	
アルカリ度 (mg/L)	3200	3850	3950		4400	
コロイド当量値 (meq/L)	-2400	-2700	-2900		-3250	

*一液法：カチオン系 KP201G、二液法：両性系 KA405D

凝集剤添加率では、実際のところ凝集せず脱水できないにほぼ等しい。高分子凝集剤だけを用いる通常の一液法では、やはりコロイド当量値に比例して高分子が消費されており、TS 重量当たりコントロールの1%に対し、前処理で2%、後処理で4%、中間処理では6%も添加しないとコントロールと似通った脱水性を得ることが不可能であった。

一般に、高分子凝集剤の価格は無機凝集剤の10倍ほどするため、たとえ嫌気性消化性が向上しても脱水に法外な運転費用がかかることになる。実施では、脱水前に汚泥を洗浄することもよくあるが、ここでは極端に高い凝集剤添加率を要求した後処理と中間処理の消化汚泥について二液法を適用してみた。表2に示すように塩化鉄(III)4%のカチオンを補うと、両性高分子0.7%で一液法のコントロールに近い脱水性を確保できることが確かめられた。

嫌気性消化への熱処理導入のさきがけとなった Haug *et al.*⁹⁾ は、脱水性は処理温度が上がるほど改善され、嫌気性消化性の方は馴致が進めば175℃付近が最適となりうると報告している。佐藤ら¹⁰⁾ も同様な結果を得ているが、どちらもTS3%未満の供試汚泥を用いているので、汚泥濃度が高くなれば阻害の影響も大きくなることが予想され、熱処理温度に関して嫌気性消化性と脱水性の間にもう一つトレードオフの関係が存在することになる。

4. まとめ

本研究では、下水汚泥の汚泥分解率とメタン発生量の向上を目指し、嫌気性消化に物理化学処理を組み合わせるプロセス形態について実験的に検討した。今回、物理化学処理として熱処理を適用したところ、次のような成果が得られた。

- ① まず、嫌気性消化済みの下水汚泥に対する熱処理の効果を回分式バイアル実験で予備検討した。熱処理温度120℃、処理時間0.5～2時間において、メタンガス発生量を無処理の2.4～3.0倍に増大させることが可能であった。
- ② ①の結果を参考に熱処理(120℃、1時間)を嫌気性消化に組み合わせ、コントロール(無処理)、前処理、後処理および中間処理という、四種類のプロセス形態をトータルHRT20日、中温35℃の連続実験で比較検討した。その結果、汚泥分解率は中間処理が、メタン発生量は後処理が最も高い値を示した。一旦嫌気性消化してから物理化学処理を施すこれらの方式は、SRTが短縮されるという運転上の制約が伴うものの、下水汚泥の嫌気性消化性を改善できることが明らかとなった。
- ③ 物理化学処理としての熱処理は、嫌気性消化された後に適用されると、処理後pHがアルカリ側に傾き、汚泥分解とメタン発生量の改善に寄与した。逆に、嫌気性消化前など生物分解性物質が多く残っている

ときに適用されると、有機酸の生成と pH の低下が起こり、達成された汚泥分解率ほどメタン生成が得られなくなることが認められた。

- ④ 後処理や中間処理方式は、嫌気性消化性を高める一方で溶解性の蓄積物質を増し、一般的な一液法では 4~6%TS もの高分子凝集剤が要求されるほど汚泥脱水性の悪化を招いた。しかし、塩化鉄などでカチオンを補充する二液法を採用すれば、普通の高分子添加率でコントロールと同様の脱水性が得られ、脱水性の悪化をある程度克服できることが確認された。

謝辞

汚泥脱水に関するアドバイスと高分子凝集剤を提供してくださいました㈱西原環境テクノロジー井上洋一氏に厚く感謝申し上げます。

参考文献

- 1) 野池達也：地球環境時代における下水および汚泥処理、水坤、Vol. 9、p. 6-10、1996。
- 2) 長部恵介：長岡市における消化ガスの精製による都市ガス原料化について、下水道協会誌、Vol. 37、No. 447、p. 13-20、2000。
- 3) 新井徹：汚泥消化ガスを原料とする燃料電池の実用化について、下水道協会誌、Vol. 36、No. 437、p. 24-29、1999。
- 4) 森田弘昭、斎野秀幸、工藤明、新海幸男、川崎達、澤原大道：地球環境の保全を目指して一消化ガスの吸着貯蔵法の開発、第 37 回環境工学フォーラム講演集、p.4-6、2000。
- 5) J. Mata-Alvarez ed.: *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*, IWA Publishing, 2003。
- 6) 高島正信、工藤禎恵、田畑信一：膜分離と物理化学処理の組み合わせによる余剰汚泥の嫌気性消化、第 32 回下水道研究発表会講演集、p. 700-702、1995。
- 7) 高島正信、工藤禎恵、田畑信一：膜分離と後処理の組み合わせによる余剰汚泥の嫌気性消化、土木学会中部支部研究発表会講演概要集、p. 323-324、1996。
- 8) R. Goel, H. Yasui and T. Noike: Closed loop anaerobic digestion using pre/post sludge ozonation and effect of low temperature on process performance, 3rd International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes, Munich, Sep. 18-20, 2002。
- 9) R. T. Haug, D. C. Stuckey, J. M. Gossett and P. L. McCarty: Effect of thermal pretreatment on digestibility and dewaterability of organic sludges, *Journal WPCF*, Vol. 50, p.73-85, 1978。
- 10) 佐藤和明、館山祐清：熱処理汚泥の嫌気性消化に関する検討、第 18 回衛生工学研究討論会、Vol. 18, p. 176-181, 1982。
- 11) 李玉友、野池達也：余剰汚泥の嫌気性消化に及ぼす前熱処理および滞留時間の影響、水質汚濁研究、Vol. 12, p. 112-121, 1989。
- 12) APHA: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th edition, 1998。
- 13) (社) 日本下水道協会：下水試験方法—1997 版—。
- 14) (社) 日本下水道協会：下水道維持管理指針—1991 版—。
- 15) V. Aravinthan, T. Mino, H. Satoh, S. Takizawa and T. Matsuo: Alkaline, acid and thermal solubilization for minimization of waste sludge, *Environmental Engineering Research*, Vol. 35, p. 189-198, 1998。
- 16) 角田明彦、中林昭、濱口利男：下水汚泥の可溶化処理の研究、第 25 回下水道研究発表会講演集、p.475-477、1988。