

(80) 亜臨界水処理を用いた 余剰汚泥の嫌氣的生分解性の向上に関する研究

荒金 光弘¹・今井 剛^{1*}・吉田 健一²・樋口 隆哉¹・関根 雅彦¹・
村上 定瞭³・竹内 正美³

¹ 山口大学大学院 理工学研究科 (〒755-8611 山口県宇部市常盤台 2-16-1)

* E-mail: imai@yamaguchi-u.ac.jp

² 中外炉工業株式会社 (〒541-0046 大阪府大阪市中央区平野町 3 丁目 6 番 1 号)

³ 宇部工業高等専門学校 物質工学科 (〒755-8555 山口県宇部市常盤台 2-14-1)

本研究グループは、余剰汚泥を亜臨界状態にした水の中で可溶化し、この可溶化汚泥をUASB装置に連続投入しても高い処理性能を得ることができなかった課題を克服するために、亜臨界水処理の設定温度を変化させることで、あるいはアルカリおよび酸を添加した亜臨界水処理によって、汚泥の嫌氣的生分解性が向上するか検討した。実験結果から、亜臨界水処理の設定温度の上昇に伴い、汚泥の可溶化を促進させることができるが、逆にメタン回収量が低下した。また、アルカリを添加すると、固形物分解率は上昇するもののメタン回収量には変化がなかった。一方で、酸添加率が0.1～0.5 (g-HCl/g-TS) となるように酸を汚泥に添加し、亜臨界水処理の設定温度を150℃に設定すれば、汚泥の嫌氣的生分解性が向上することがわかった。

Key Words : *subcritical water process, anaerobic treatment, solubilization, methane recovery, excess sludge*

1. はじめに

我が国における産業廃棄物の発生量は年間4億トン以上¹⁾に及んでおり、そのうち下水汚泥が200万トン(乾重ベース)²⁾となっている。下水汚泥の発生量は下水道普及率の向上などによって、さらに増加するものと考えられる。しかし、現在の最終処分場の逼迫状況を考えると、下水汚泥を減量化させること、ならびに下水汚泥を有効利用することが必須となる。

現在、下水汚泥の減量化およびバイオガス化の効率向上を目指した研究開発が積極的に進められている。従来、嫌気性微生物を用いた処理だけでは長時間を要するため、下水汚泥の減量化に限界があることが認識されている。このため、さらなる効率向上を目指す方法として、物理、化学ならびに生物学的手法を用いて下水汚泥を可溶化し³⁾、嫌気性消化効率を向上させることが注目されている。

この嫌気性消化効率を向上させる手法および嫌気性消化時間を短縮させる手法の一つに熱処理が挙げられる。これは下水汚泥を主に構成している微生物

を熱によって死滅させ、さらにその細胞を破壊する方法である。この熱処理を用いた可溶化法については、これまで数多くの研究が行われている^{4)~5)}。しかし、これらの研究で用いた設定温度は200℃以下と低い温度域であった。そこで、本研究グループはこれまでの熱処理の設定温度に比べて、高い温度域で処理ができ、かつ高効率に汚泥を可溶化できる亜臨界水処理に注目した。この亜臨界水処理とは、加水分解効果が優れた亜臨界水⁶⁾を用いて下水汚泥を可溶化し、下水汚泥から液相へと有機物などを溶出させる⁷⁾方法である。また、これまで本研究グループは、効率的にメタン回収できるUASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) 法⁸⁾を用いた嫌気性処理により溶出した有機物を処理させ、下水汚泥の減量化およびバイオガス化の効率向上を目指してきた⁹⁾。しかし、山口県宇部市内の下水処理施設から発生した余剰汚泥(以下、汚泥と表記)を同施設に設置している亜臨界水処理のパイロットスケールプラントを用いて可溶化し、得られた可溶化汚泥をUASB装置に連続投入しても、処理効率が低く、メタンを効率的に回収で

きなかった⁹⁾。処理効率が低かった原因として、汚泥を可溶化できてもその可溶化した汚泥には嫌気性菌が高効率に処理できる基質が少なかったことが考えられる。したがって、汚泥中に存在する有機物をメタンとしてより効率的に回収するには、亜臨界水処理後汚泥の嫌気的生分解性を向上させる必要がある。すなわち、亜臨界水処理後汚泥から溶出する、嫌気性菌にとって処理しやすい基質を液中に多く溶出させ得る亜臨界水処理の運転条件を明確にする必要がある。

汚泥が嫌気性菌にとって高効率に処理できる基質がどの程度溶出したか検討するには、低い設定温度も含めて、亜臨界水処理温度に注目することが重要である。なぜならば、先行論文⁷⁾において設定温度を変化させたことで、汚泥から液相への有機物溶出量が異なることが報告されているからである。加えて、亜臨界水処理時における薬品の添加に注目することも重要である。なぜならば、先行文献¹⁰⁾において薬品を添加したことで、高効率に汚泥を可溶化できた結果が報告されているからである。

そこで、本研究では設定温度を変化させた亜臨界水処理、あるいは薬品（アルカリおよび酸）を添加した亜臨界水処理によって汚泥の嫌気的生分解性が向上できるか検討した。そして、汚泥の嫌気的生分解性を向上させ、メタン回収量を増大させることのできる亜臨界水処理の設定温度とアルカリおよび酸添加量とを検討した。

2. 実験装置および方法

(1) 亜臨界水処理に関する実験装置および方法

本研究で用いた亜臨界水処理装置を図-1に示す。反応容器は容積100mLの高温における耐腐食性が高いインコネルという合金製である。この中に供試汚泥と直径が5mmの攪拌用ステンレス球を2つ入れて密封した。なお、亜臨界水処理装置を安全に操作するため、ならびに反応容器の構造上の都合から反応器の供試汚泥量は60mLとした。なお、残りの気相部分は空気である。密封された反応容器を加熱・保温容器に収納し、その収納容器を振とう器に取り付け、反応終了時まで75rpmで振とうさせた。振とう時に温度制御器を用いて反応容器を所定の温度に達するまで加熱し、設定温度を維持した60分間を亜臨界水処理の反応時間とした。反応終了後、振とう器を停止し、反応容器から得られたものを可溶化汚泥とした。そして、得られた可溶化汚泥を孔径が1 μ mのガラスフィルターで

ろ過したものを可溶化液とした。本研究では、臨界点(374 $^{\circ}$ C, 22MPa)以下、反応圧力が飽和蒸気圧曲線と一致していれば亜臨界水と定義する。そして、本装置では100～250 $^{\circ}$ Cにおいて反応圧力と飽和蒸気圧とがそれぞれ一致した¹¹⁾ことが確認されているため、亜臨界水を用いた処理であるとした。本研究で用いた亜臨界水処理の設定温度は100, 150, 200ならびに250 $^{\circ}$ Cとした。

本研究で用いた固形物分解率は以下の式 (i) で求めた。

$$\text{固形物分解率 (\%)} = (a-b) / a \quad (i)$$

ここで、aは亜臨界水処理前におけるMLSS濃度(mg/L)、bは亜臨界水処理後における可溶化汚泥のMLSS濃度(mg/L)である。

本研究で用いたアルカリ添加率(g-NaOH/g-TS)および酸添加率(g-HCl/g-TS)は以下の式 (ii) で求めた。

$$\text{アルカリおよび酸添加率 (-)} = c/d \quad (ii)$$

ここで、cはNaOHあるいはHCl添加量(g/L)、dは亜臨界水処理前におけるMLSS濃度(g/L)である。

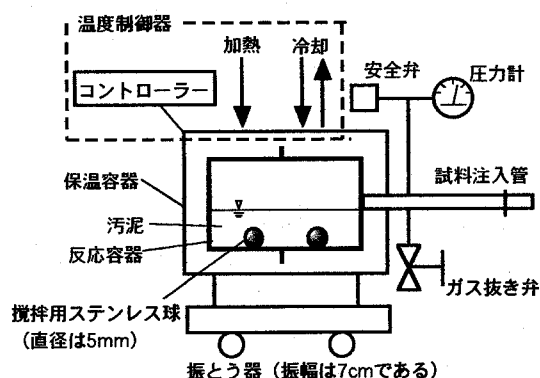


図-1 亜臨界水処理装置の概略

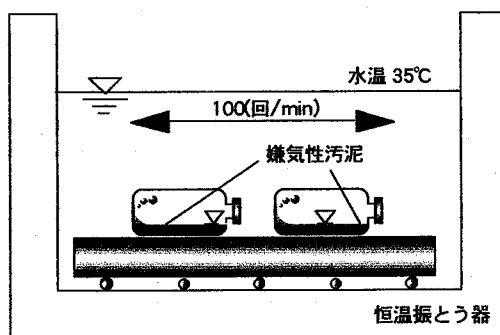


図-2 嫌気性処理装置の概略

(2) 嫌気性処理に関する実験装置および方法

本研究で用いた嫌気性処理装置を図-2に示す。本研究ではバイアルビンを用いた回分実験によって、汚泥の嫌気的生分解性を評価した。可溶化液を基質として、実験開始時のバイアルビン内における基質濃度が2000 (mgCOD_{Cr}/L) 程度、嫌気性汚泥のMLSS濃度が4000～5000 (mg/L) となるように基質と嫌気性汚泥として嫌気性消化汚泥とをバイアルビンに投入した(合計60mL)。また、基質投入時における基質のpHは7.0付近に調節した。その後、気相を窒素ガスで置換し、プチルゴム栓とアルミシールで密閉した後、35℃に設定した恒温振とう器に設置した。実験開始後、経時的なガス発生量の測定ならびに槽内水のサンプリングを行った。

(3) 供試汚泥

本研究で用いた汚泥は、異物が少ないことから、山口県宇部市内の下水処理施設から発生した余剰汚泥を用いた。採取した汚泥はMLSS=12000～13000 (mg/L) となるように汚泥濃度を調節した。また、バイアルビンに投入した嫌気性消化汚泥は、同施設から得られた消化汚泥を用いた。

(4) 分析方法

本研究で行った分析項目は、MLSS、MLVSS、COD_{Cr}、VFAならびにガス組成である。

MLSSおよびMLVSSはStandard Methods¹²⁾、COD_{Cr}は生物工学実験書¹³⁾に準拠して測定した。VFAは、島津ガスクロマトグラフGC-8APFを用いて定量した。ガス組成は、島津ガスクロマトグラフGC-8APTを用いて定量した。

3. 実験結果および考察

(1) 設定温度を変化させた場合の汚泥の嫌気的生分解性の変化

本実験では、異なる設定温度で汚泥を可溶化し、設定温度を変化させることで汚泥から液相への有機物に関する溶出量の変化を確認した。そして、得られた可溶化液は、バイアルビンを用いた回分実験によって、汚泥の嫌気的生分解性を検討した。本実験の運転条件を表-1に示す。本研究で示した有機物濃度とは、亜臨界水処理後の可溶化液のCOD_{Cr}濃度である。

この実験で得られた固形物分解率および可溶化液の有機物濃度を表-1に示す。固形物分解率に関して

は設定温度の上昇にしたがって高くなったことが確認された。これは水のイオン積が250℃付近で最大となり⁶⁾、加水分解反応が進行したためと考えられる。これにより、固形物分解率が増加したことで有機物濃度も増加したことが確認された。しかし、設定温度250℃における有機物濃度は200℃で得られた有機物濃度より低かったことが確認された。これは、亜臨界水処理の設定温度を高くするほど、亜臨界水は気体としての性質が支配的になるため、それによる熱分解が促進され、それに伴い汚泥中の有機物の一部がガス化し、気相に移行したためと考えられる。

なお、本研究では気相部に空気を充填して実験を行ったが、気相部に酸素のみを充填することで汚泥の可溶化が促進することが考えられる。気相部分に充填される気体の種類によって汚泥の可溶化に違いがあるかについては今後の課題である。

表-1 設定温度を変化させて汚泥を可溶化した実験に関する運転条件および実験結果

名称	MLSS濃度 (mg/L)	設定温度 (℃)	固形物分解率 (%)	有機物濃度 (mgCOD _{Cr} /L)
#1	12500	100	15	3600
#2		150	32	5700
#3		200	55	7200
#4		250	65	6900

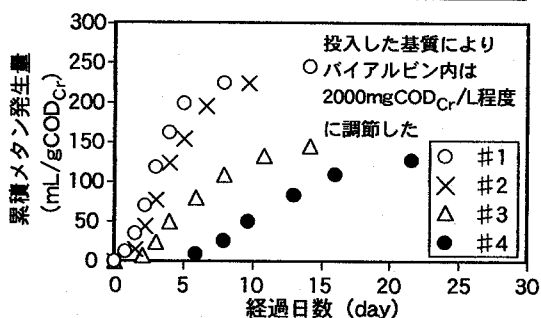


図-3 バイアルビンを用いた回分実験で得られた累積メタン発生量の経日変化(#1～4)

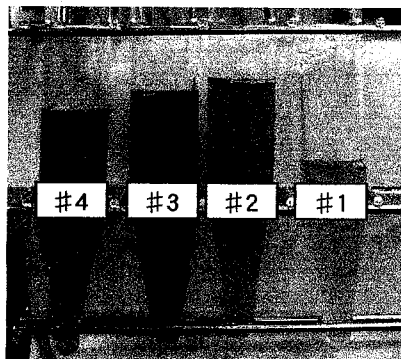


図-4 可溶化液の着色の様子(#1～4)

累積メタン発生量の経日変化を図-3に示す。本研究で用いた累積メタン発生量とは、実験開始から各サンプリングまでに蓄積したメタン発生量を実験開始時のバイアルビン内の COD_{Cr} 量で除したものである。一般には累積メタン発生量が一定に達するまで測定するが、本研究では、それに達する前にメタンの発生が完全に終わったために実験を終了した。したがって、それぞれの終端で一定に達していると考えられる。なお、予備実験において基質を未処理汚泥とした実験を行ったが、10日間での累積メタン発生量は約 $13.2\text{mL/gCOD}_{\text{Cr}}$ であった。

#1および2が他に比べて累積メタン発生量が多く、汚泥の嫌氣的生分解性が向上されたことが確認できた。汚泥の嫌氣的生分解性を向上させるための設定温度は、先行文献⁴⁾においては熱処理を用いた可溶化実験で 170°C であったが、本研究では亜臨界水処理の設定温度 $100\sim 150^{\circ}\text{C}$ であることがわかった。

設定温度が高くなるほど固形物分解率が高くなり、かつ有機物濃度も上昇したにもかかわらず図-3では高い設定温度で得られた可溶化液であるほどメタン回収量が低かったことが確認された。これは高い設定温度で汚泥を可溶化した際に難分解性物質が可溶化液中に生成したものと考えられる。すなわち、この難分解性物質の処理に時間を要したために高効率なメタン回収が行えなかったと推察される。特に、着色の原因となるような難分解性物質(メラノイド)が多く生成したと推測される。難分解性物質の生成による着色は一般にメーラード反応と呼ばれ、還元糖やアミノ酸が反応してメラノイドが生成される。メラノイドは難分解性であり毒性を有するという報告⁹⁾がある。本実験においても、汚泥を可溶化した時に、メラノイドが生成したことが考えられる。実際に設定温度が高くなるにつれて可溶化液は茶褐色に着色していることが確認された(図-4参照)。

以上より、亜臨界水処理の設定温度を変化させることで汚泥から溶出する有機物量が変化することが確認できた。さらに亜臨界水処理の設定温度の上昇に伴い、汚泥の可溶化を促進させることができるが、逆に設定温度が上昇するほど、メタン回収量が低下することがわかった。したがって、汚泥の嫌氣的生分解性は、難分解性物質などが生成されにくい温度域($100\sim 150^{\circ}\text{C}$)で得られたものであれば高いことがわかった。

(2) アルカリを添加した亜臨界水処理で得られた汚泥の嫌氣的生分解性

設定温度を上昇させずに汚泥の固形物分解率を向上させるには、薬品の添加が有効¹⁰⁾と考えられる。そこで本実験では、加水分解反応を促進できるとされるアルカリを汚泥に添加し、その汚泥を可溶化することで有機物が汚泥から液相へどの程度溶出したか確認した。また、得られた可溶化液を用いて、バイアルビンを用いた回分実験を行い、汚泥の嫌氣的生分解性を検討した。本実験の運転条件を表-2に示す。なお、本実験で用いた設定温度は、前節の結果から汚泥の嫌氣的生分解性が向上でき、さらに固形物分解率が高い 150°C とした。

この実験で得られた固形物分解率および可溶化液の有機物濃度を表-2に示す。アルカリを多く添加するほど固形物分解率が高くなったことが確認された。さらに、有機物濃度についてもアルカリを添加したことで、それが増加したことが確認できた。これらのことから汚泥にアルカリを添加して可溶化すると、加水分解反応が促進されたために汚泥から多くの有機物が溶出することがわかった。一方で汚泥にアルカリを添加して可溶化すると、可溶化汚泥をろ過す表-2 アルカリを添加して汚泥を可溶化した実験に関する運転条件および実験結果

名称	MLSS濃度 (mg/L)	設定温度 ($^{\circ}\text{C}$)	アルカリ添加率 (g-NaOH/g-TS)	固形物分解率 (%)	有機物濃度 ($\text{mgCOD}_{\text{Cr}}/\text{L}$)
#5	13700	150	0	35	6500
#6			0.1	38	11400
#7			0.5	61	13000

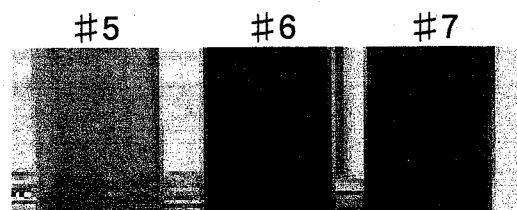


図-5 可溶化液の着色の様子(#5~7)

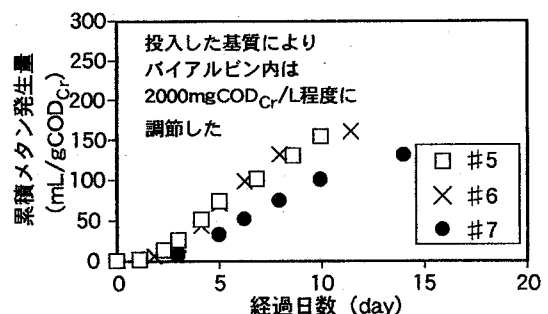


図-6 バイアルビンを用いた回分実験で得られた累積メタン発生量の経日変化(#5~7)

る際にかかなりの時間を要した。さらに、可溶化液の着色は#5と比較して、アルカリを添加した#6および#7がかなり多くなったことが確認された(図-5参照)。これは汚泥を可溶化した際に起こるメーラード反応であり、難分解性物質であるメラノイドが生成したものと考えられる。メーラード反応にはpH依存性があり、液中のpHが高ければ反応が促進される⁵⁾という報告がある。そのため、アルカリを汚泥に添加して可溶化したことで着色が生じたと推測される。

累積メタン発生量の経日変化を図-6に示す。アルカリ添加の有無に関わらず、累積メタン発生量に大きな変化はなく、アルカリの添加によって汚泥の嫌氣的生分解性は向上されなかった。このように汚泥にアルカリを添加したにも関わらず、汚泥の嫌氣的生分解性が向上しなかったのは、前述のように可溶化液の着色が原因と考えられる。すなわち、可溶化液中にメラノイドが生成したことで汚泥の嫌氣的生分解性が向上しなかったものと考えられる。

以上より、汚泥にアルカリを添加することで汚泥から溶出する有機物量が増加したことが確認できた。しかし、メラノイドの生成により汚泥の嫌氣的生分解性は向上しないことがわかった。

(3) 酸を添加した亜臨界水処理で得られた汚泥の嫌氣的生分解性

アルカリを添加した汚泥を可溶化させても、固形物分解率は向上するもののメーラード反応が進行し、汚泥の嫌氣的生分解性は向上しなかった。そこで本実験では、メーラード反応の抑制が期待できる酸を汚泥に添加して、汚泥を可溶化することで有機物が汚泥から液相へどの程度溶出したか検討した。また、得られた可溶化液について、バイアルビンを用いた回分実験によって、汚泥の嫌氣的生分解性を検討した。本実験の運転条件を表-3に示す。なお、酸の添加による反応容器の腐食が考えられるが、本研究で用いた反応容器はインコネル合金製のため、腐食は確認されなかった。そして、本実験で用いた設定温度は前述の(2)と同様に150℃とした。

この実験で得られた固形物分解率および可溶化液の有機物濃度を表-3に示す。酸を多く添加するほど固形物分解率および有機物濃度が高くなった。これは酸を添加したことで、加水分解反応が促進されたためと考えられる。また、酸添加の有無に関わらず可溶化液の着色は確認されなかった(図-7参照)。このことから汚泥に酸を添加して可溶化すると、可溶

化液の着色、すなわち難分解性物質の生成を抑制しながら汚泥から有機物を溶出させ得ることがわかった。

累積メタン発生量の経日変化を図-8に示す。#8に比べて#9および#10が累積メタン発生量が多く、汚泥の嫌氣的生分解性が向上されたことが確認できた。このように汚泥に酸を添加した場合に汚泥の嫌氣的生分解性が向上されたのは、加水分解反応が促進されたことに加えて、可溶化液の着色を抑制できたためと考えられる。しかし、#10においては、その嫌氣的分解に時間を要した。これは酸添加率の増加に伴って、生成した物質が原因で嫌気性菌が失活したものと考えられる。回分実験終了時におけるバイアルビン内のMLSSおよびMLVSS濃度を表-4に示す。酸添加率の増加に伴いMLSS濃度が増加した。これに対してMLVSS濃度はほぼ一定であった。これ

表-3 酸を添加して汚泥を可溶化した実験に関する運転条件および実験結果

名称	MLSS濃度 (mg/L)	設定温度 (℃)	酸添加率 (g-HCl/g-TS)	固形物分解率 (%)	有機物濃度 (mgCOD _{Cr} /L)
#8	12400	150	0	41	5700
#9			0.1	38	6200
#10			0.5	50	8300

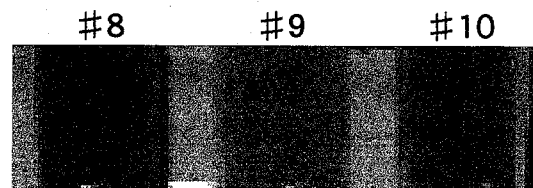


図-7 可溶化液の着色の様子(#8~10)

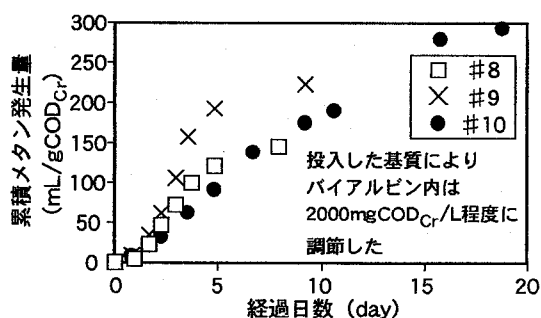


図-8 バイアルビンを用いた回分実験で得られた累積メタン発生量の経日変化(#8~10)

表-4 回分実験終了時におけるバイアルビン内のMLSSおよびMLVSS濃度

名称	MLSS濃度 (mg/L)	MLVSS濃度 (mg/L)
#8	5100	3620
#9	5380	3640
#10	6140	3520

らのことから、酸を添加して汚泥を可溶化した場合に酸添加量が多ければ、汚泥から溶出した Mg^{2+} と可溶化液中にある Cl^- とが反応して塩基性塩（塩の一種）が生成された、もしくは汚泥から溶出した Mg^{2+} および Fe^{2+} などの金属イオンが単核錯体、多核錯体を経て水酸化物となって沈殿したことが推察される。これらの物質が可溶化液中に多く存在していることで、嫌気性菌が失活したために高効率なメタン回収が行えなかったと考えられる。

薬品として酸を添加することで汚泥は高効率に可溶化でき、アルカリに比べて可溶化液の着色を抑制できた（難分解性物質の生成を抑制できた）。したがって、亜臨界水処理時に添加する薬品として酸が有効であることがわかった。また、汚泥の嫌気的生分解性を向上させ得る適正な酸添加率は、 $0.1 \sim 0.5$ (g-HCl/g-TS) の範囲であることがわかった。

以上より、汚泥に酸を添加して亜臨界水処理により可溶化することは、汚泥の嫌気的生分解性の向上に効果的であることがわかった。

5. まとめ

本研究では設定温度を変化させた亜臨界水処理、あるいは薬品（アルカリおよび酸）を添加した亜臨界水処理によって汚泥の嫌気的生分解性が向上できるか検討した。そして、汚泥の嫌気的生分解性を向上させ、メタン回収量を増大できる亜臨界水処理の設定温度とアルカリおよび酸添加量とを検討した。

本研究で得られた主な結果を以下にまとめる。

- (1) 亜臨界水処理の設定温度の上昇に伴い、汚泥の可溶化を促進できることが確認できた。その一方で、汚泥の嫌気的生分解性は設定温度が高くなるほど低下したことがわかった。
- (2) アルカリを添加しても、メタン回収量は増加しなかった。これにより、アルカリを添加した汚泥を可溶化しても汚泥の嫌気的生分解性は向上しないことがわかった。
- (3) 酸を添加した汚泥を可溶化すると可溶化液の着色、すなわち難分解性物質の生成を抑制でき、かつ、メタン回収量が増加したことから、汚泥の嫌気的生分解性の向上に酸の添加が効果的であることがわかった。
- (4) 以上の結果から、汚泥の嫌気的生分解性を向上させ、メタン回収量を増大させるには、酸添加率が $0.1 \sim 0.5$ (g-HCl/g-TS) となるように酸を汚泥に添加

し、亜臨界水処理の設定温度を 150°C にして可溶化すればよいことがわかった。

謝辞：本研究の実施にあたり、宇部工業高等専門学校技術室の渡邊美紀さんに多大な助力をいただきました。ここに記して深く感謝いたします。

参考文献

- 1) 環境省：環境白書，株式会社ぎょうせい，pp.108-116，2006。
- 2) 加藤聖：特集 下水汚泥有効利用の現状と新技術について 解説 下水汚泥有効利用の現状と新技術について，再生と利用，第27巻，第106号，pp.22-28，2004。
- 3) Weemaes M P J, Verstraete W H: Evaluation of current wet sludge disintegration techniques., *J Chem Technol Biotechnol*, Vol.73, No.2, pp.83-92, 1998.
- 4) 李玉友，野池達也：余剰活性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，第12巻，第2号，pp.112-121，1989。
- 5) 高島正信，田中義人：下水汚泥の嫌気性消化における熱酸化処理の効果，環境工学研究論文集，Vol.42，pp.377-383，2005。
- 6) 村上定暲，竹内正美，今井剛：高温高压水を利用した新しい水処理技術，粉体と工業，第34巻，第3号，pp.57-67，2002。
- 7) 荒金光弘，今井剛，村上定暲，竹内正美，浮田正夫，関根雅彦，樋口隆哉：アルカリを添加した亜臨界水処理における余剰汚泥の可溶化に関する研究，土木学会論文集，第62巻，第4号，pp.427-434，2006。
- 8) Lettinga G., Field J., Van Ier J., Zeeman G. and Hulshoff Pol L. W.: Advanced anaerobic wastewater treatment in the near future, *Wat. Sci. Tech.*, Vol.35, No.10, pp5-12, 1997.
- 9) 荒金光弘，今井剛，村上定暲，竹内正美，浮田正夫，関根雅彦，樋口隆哉：連続式亜臨界水処理法およびUASB法の組合せによる下水汚泥からのメタンガス回収に関する実験的研究，環境工学研究論文集，Vol. 42, pp. 415-422, 2005。
- 10) V. アラヴィンタン，味埜俊，佐藤弘泰，滝沢智，松尾友矩：発生汚泥量の減容のためのアルカリ・酸・熱処理における汚泥可溶化，環境工学研究論文集，Vol.35，pp.189-198，1998。
- 11) 荒金光弘，今井剛，村上定暲，竹内正美，浮田正夫，関根雅彦，樋口隆哉：亜臨界水処理およびMAP法を用いた下水汚泥からのリン回収に関する研究，廃棄物学会論文誌，第16巻，第4号，pp.309-317，2005。
- 12) American Public Health Association: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18th Edition. Washington, D. C., 2540D-2540E, 1992.
- 13) 社団法人日本生物工学会：生物工学実験書，培風館，pp.401-402，2002。

(2007. 5. 25 受付)

Improvement on Anaerobic Biodegradation of Excess Sludge by Subcritical Water Process

**Mitsuhiro ARAKANE¹, Tsuyoshi IMAI¹, Kenichi YOSHIDA²,
Takaya HIGUCHI¹, Masahiko SEKINE¹
Sadaaki MURAKAMI³ and Masami TAKEUCHI³**

¹Graduate School of Science and Engineering, Yamaguchi University

²Chugai Ro Corporation, Ltd.

³Dept. of Chemical and Biological Engineering, Ube National College of Technology

Due to the large amount of excess sludge produced from treatment plants, sludge solubilization technology is introduced as excess sludge reducible technology. For solubilization processes, subcritical water process has become the center of attention for higher solubilizing rate characterization and easiness of resources recovery such as methane or phosphate. Beside 50-65% of TOC removal is due to the production of difficult biodegrade matter from subcritical water process. In this study, factor influences on solubilization process (temperature, alkali and acid additions) are carried out. As results, the suitable condition for methane recovery from excess sludge by subcritical water process is treating temperature at 150°C and acid addition rate at 0.1-0.5 (g-HCl/g-TS).