

脱水汚泥の嫌気性消化に及ぼす固形物濃度の影響

藤島繁樹¹・宮原高志²・水野修³・野池達也⁴

¹工修 東北大学大学院生 工学研究科 (〒980-8579 仙台市青葉区荒巻字青葉06)

²正会員 工博 東北大学講師 大学院工学研究科 (〒980-8579 仙台市青葉区荒巻字青葉06)

³正会員 工博 東北大学助手 大学院工学研究科 (〒980-8579 仙台市青葉区荒巻字青葉06)

⁴フェロー会員 工博 東北大学教授 大学院工学研究科 (〒980-8579 仙台市青葉区荒巻字青葉06)

嫌気性消化に及ぼす固形物濃度の影響を明らかにするため、脱水汚泥を基質として用い、連続実験を行った。実験条件は中温 35℃、滞留時間 14 日とし、脱水汚泥の固形物濃度(TS)は 3.0%、5.4%、7.1%、8.9%、11.0% の 5 段階に変化させた。汚泥成分の分解で最も投入汚泥濃度の影響を受けた成分は、炭水化物であり、3.0% の条件での除去率が 71.1% であるのに対し、11.0% の場合では 27.8% と大幅に減少した。炭水化物の除去率が低下したことにより、投入汚泥濃度 8.9% 以上の条件で、投入 VSS 当たりのメタン生成量は減少したが、TS11.0% の場合においても 290 (mL/g-投入 VSS) のメタン生成が維持された。

Key Words: anaerobic digestion, dewatered sludge, total solids concentration

1. 研究の背景

下水道の整備に伴い、処理下水水量の総量は年間 100 億トンを超え、発生する汚泥の量は、平成 5 年の年間発生量で約 3 億 m³ に達している¹⁾。このように、増加し続ける下水汚泥の処理は、下水道事業において大きな課題となっており、今後は、汚泥の減量化や効率的な処理が必要とされている。

現在の汚泥処理方式は、濃縮、消化、脱水、焼却等多数の単位プロセスを組み合わせ成り立っており、この単位プロセスの組み合わせは処理場により様々である。現在、最も多くの処理場が採用している汚泥処理方式は、濃縮-脱水方式で全処理場の 33.3% を占めており、次いで濃縮-消化-脱水方式が 22.2% の処理場で採用されている²⁾。

しかしながら、これら主要な処理方式には、問題点も含まれている。まず、濃縮-脱水方式の場合は、その処理において消化過程を経ず、汚泥の安定化、エネルギーの回収が不十分であり、埋立地でのメタン発生等の環境問題を引き起こしている。また、都市域における処分地の確保が困難になってきており、処理過程での下水汚泥の減量化も必要である。濃縮-消化-脱水方式の場合は、有機物の微生物分解により汚泥の減量化、安定化が可能で、メタンとし

てのエネルギー回収もできる処理方式であるが、嫌気性微生物による反応であるため進行が遅いという問題点がある。また、今後の下水汚泥量の増加に伴う消化槽拡大のために、広大な用地が必要になることも予想される。

このように、これら主要な処理方式にはそれぞれに問題点があり、今後、増加し続ける下水汚泥の処理が不安視されている。汚泥の集約処理は、これらの問題点を克服する方法の一つである。この方法は、既存及び新設の濃縮-脱水方式処理場で、固体状にした脱水汚泥を消化施設を持つ処理場に輸送し、必要な水分を加え、嫌気性消化を行うものである。この方法では、消化施設を持たない処理場から排出される未消化脱水汚泥の安定化、減量化が可能であり、現在問題となっている埋立地でのメタンガス発生防止にもつながる。さらに、この処理方法の利点としては、通常の消化では固形物濃度 3% 程度の汚泥を投入している所を、脱水処理を行い、高濃度化後投入するため、より効率的なメタンガスの回収及び消化汚泥の減量化が可能となり、消化施設用地の縮小につながる点が挙げられる。

しかしながら、脱水汚泥のような高濃度汚泥の消化では、反応槽内の汚泥の性状により攪拌方法が異なることや酸生成の際に生じるアンモニア態窒素の

蓄積による消化反応への阻害等の問題があり、現在まで実用化には至っていない。

本研究では、完全混合反応槽を用い、汚泥が流動性を保つ固形物濃度 11% までの熱処理等の前処理を行わない脱水汚泥を基質とした場合の物質分解におよぼす固形物濃度の影響について検討を行った。

2. 実験方法

(1) 実験装置および操作方法

本実験に用いた実験装置の概略図を図-1 に示す。反応槽は機械攪拌により槽内を混合する完全混合型反応槽を用い、汚泥の投入はタイムコントロールシステムにより 1 日 4 回、50mL ずつローラーチューブポンプを用いて半連続的に行った。反応槽はアクリル樹脂製の二重構造で、槽内を 35℃ に保つため、槽の周りに温水を循環させている。容量は 4.5L、有効容積は 2.8L である。実験条件は汚泥滞留時間 (SRT) を 14 日に設定し、投入する脱水汚泥濃度を 3.0%、5.4%、7.1%、8.9%、11.0% の 5 段階に変化させた。投入する脱水汚泥濃度は、急激な負荷による反応の停止を防ぐため、最初は反応槽全てで 5.4% とし、その後、良好なメタン生成量、COD 除去率等を維持できた時点で、反応槽 1 基を残し、投入脱水ケーキの濃度を 7.1% にあげた。このように脱水汚泥の濃度をあげていき、最終的にはそれぞれの投入基質濃度での連続培養を行った。投入汚泥濃度 3.0% の場合は 5.4% の実験終了後に投入汚泥濃度を低下させ実験を行った。また、反応槽内容物の引き抜きは、サンプリングポートから 1 日 2 回、100mL ずつ手動で行った。

(2) 基質と種汚泥

本実験に用いた脱水汚泥は、川崎市の汚泥処理センターより、約 2 ヶ月に 1 度冷却状態で送付されたものを用いた。送付された脱水汚泥の固形物濃度は 27.3% であり、これに目的の固形物濃度となるように水道水を加え、ミキサーを用いて破碎、混合し、基質として用いた。また、基質投入ポンプが詰まるのを防ぐため、混合後、4mm メッシュの金網でこし、髪の毛、紙、小石等を取り除いた。基質の調整は 3 日に 1 度行い、基質投入タンクへの補充は 1 日 1 回 200 mL ずつとした。含水率調整後の汚泥及び調整前の脱水汚泥は変質を防ぐため 4℃ の大型冷蔵庫に保存し、基質投入タンクも図のように冷却装置を用いて周りを約 3℃ に維持した。表-1 に、投入汚泥濃度 5.4% の

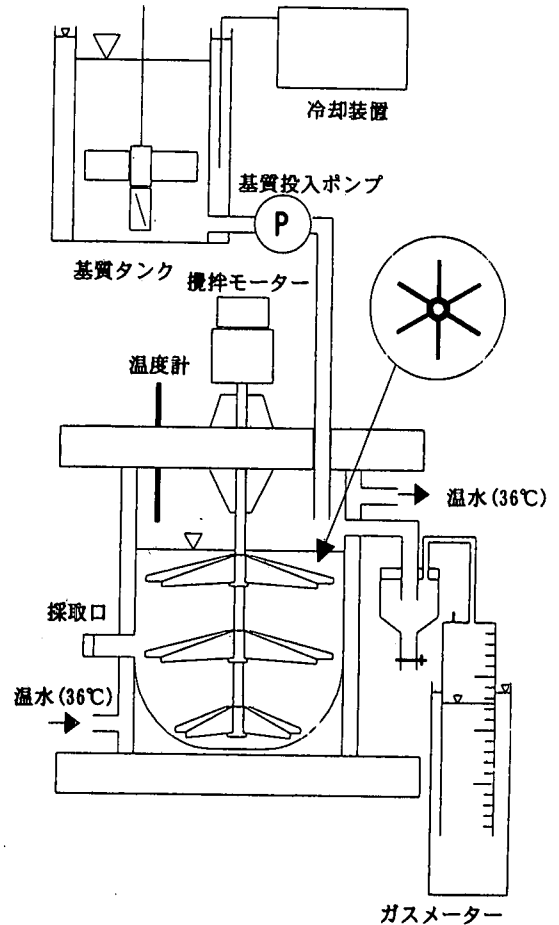


図-1 反応槽概略図

場合の実験で用いた濃度調整後の脱水汚泥の性状を示した。これらの結果は、4mm メッシュの金網でこした後の汚泥について測定を行ったものである。

種汚泥には、山形市下水道部浄化センターの汚泥消化槽より採取した中温消化汚泥を用いた。

(3) 分析項目及び方法

本実験における分析項目及び方法を表-2 に示した。連続実験開始からガス生成量、ガス組成は 1 日おきに測定し、COD_{Cr}、アンモニア態窒素、VFA、TS、VS、pH は週に 1 回分析した。その他の分析項目については定常状態の間、10 日間以上にわたって 3 回から 5 回分析を行った。本実験における定常状態は、培養の期間が 45 日以上 (SRT14 日の 3 倍以上)、かつ、その時点でのガス生成量の変化が ± 5% 以内の状態とした。

表-1 脱水汚泥の性状(TS5.4%の場合)

分析項目	平均値	範囲
pH	5.82	5.74-5.82
TS(%)	5.35	5.22-5.51
VS(%)	4.10	4.00-4.22
SS(g/L)	51.7	50.6-52.7
VSS(g/L)	39.4	38.4-40.1
全COD(g/L)	67.0	66.0-68.2
溶解性COD(g/L)	8.43	8.31-8.50
全タンパク質(g/L)	16.1	15.4-16.5
溶解性タンパク質(g/L)	1.28	1.26-1.30
全炭水化物(g/L)	14.6	13.8-15.3
溶解性炭水化物(g/L)	0.52	0.42-0.59
全脂質(g/L)	8.08	7.55-8.64
アンモニア態窒素(mg/L)	352	338-371

	VFA	範囲
酢酸(mg/L)	873	831-909
プロピオン酸(mg/L)	551	490-638
n-酪酸(mg/L)	358	354-368
iso-酪酸(mg/L)	73	64-81
n-吉草酸(mg/L)	89	69-103
iso-吉草酸(mg/L)	107	103-117

表-2 分析項目及び方法

分析項目	分析方法
ガス生成量	ガスメーター
ガス組成	TCD- ガスクロマトグラフ法
揮発性脂肪酸	FID- ガスクロマトグラフ法
pH	ガラス電極法
COD濃度	Standard methods ³⁾
TS、VS	下水試験方法 ⁴⁾
SS、VSS	下水試験方法 ⁴⁾
炭水化物	フェノール-硫酸法 ⁵⁾
タンパク質	Lowry法 ⁶⁾
脂質	Bligh-Dyer法 ⁷⁾
アンモニア態窒素	イオンクロマトグラフ法

ガス組成の分析には、検出器に熱伝導度検出器(TCD)、カラムに活性炭が充填された1.5mのステンレス製のもの、キャリアーガスにヘリウム(圧力0.75kg/cm²)を用い、検出器温度を100℃、カラム温度を70℃として用いた。VFAの分析には、検出器に水素炎イオン化検出器(FID)、カラムにGreensorbが充填された2.0mのもの、キャリアーガスにヘリウム(圧力1.5kg/cm²)を用い、検出器温度を190℃、カラム温度を140℃として用いた。アンモニア態窒素の分析には、検出器に電気伝導度検出器、カラムにShimpack

IC-C3, キャリヤーにシュウ酸(2.5mM)を用い、オーブン温度を40℃、流量を1.0(mL/min)として用いた。

3. 実験結果および考察

(1) ガス生成状況

表-3にガス生成速度、ガス生成量およびガス組成に及ぼす投入汚泥濃度の影響を示した。メタン生成速度はすべての条件において、投入汚泥濃度の上昇に従い増加しており、3.0%の条件で450(mL/L/day)、5.4%で880(mL/L/day)、7.1%で1240(mL/L/day)、8.9%で1420(mL/L/day)、11.0%で1700(mL/L/day)となっていた。また、メタン生成量は投入汚泥濃度3.0%、5.4%、7.1%、8.9%、11.0%でそれぞれ280、310、330、300、290(mL/g-投入VSS)となっておりTS7.1%の条件で、最大メタン生成量を示し、それ以上の条件では減少していた。

気相部のメタン濃度については、全ての投入汚泥濃度条件で65%程度と安定していた。

Kiyoharaら⁸⁾が行った高濃度汚泥(TS5%)の中温消化の結果によると、ガス生成量は、SRT10日の条件で445(mL/g-投入VS)、SRT20日の条件で483(mL/g-投入VS)、メタン濃度はどちらも65%程度となっており、本研究の結果はこれとほぼ一致していた。

また、小林⁹⁾は汚泥濃度が2-11%の脱水汚泥を基質とした高温消化の回分実験を行い、汚泥濃度が5-7.5%で最大のガス発生量を得たと報告している。小林は、このように5-7.5%で極大値をとる原因をメタンガス発生に及ぼす汚泥濃度の影響には、正の要因と負の要因の両方があるためと述べている。そして、正の要因については可溶化酵素濃度の増大による可溶化速度の増大を、また、負の要因についてはアンモニア濃度の増大によるメタン生成細菌の活性の低下をあげている。本研究の実験結果でもメタン生成量はTS7.1%の条件で、最大を示し、それ以上の条件では減少していた。しかし、TS11.0%の条件でもTS3%の場合以上のメタン生成量を得ていたことからアンモニア態窒素の蓄積による阻害のような負の影響は小さかったと考えられる。

(2) 有機物の分解

図-2はCOD、TS、VSの除去率に及ぼす投入汚泥濃度の影響を示したものである。各除去率は、投入汚泥濃度3.0%の条件でTSの除去率が38.8%、VSで45.6%と最も高い値を示した。その条件以外ではTSの除去率が20-30%、VSが30-40%と安定していたが、投入汚泥濃度の増大に伴い除去率は減少していた。これらの

表-3 ガス生成, ガス組成に及ぼす投入汚泥濃度の影響

TS (%)	3.0	5.4	7.1	8.9	11.0
ガス生成速度 (mL/L/day)	679	1343	1908	2190	2596
メタン生成速度 (mL/L/day)	450	880	1240	1420	1700
ガス生成量 (mL/g-投入 VSS)	426	477	513	466	451
メタン生成量 (mL/g-投入 VSS)	280	310	330	300	290
メタン含有割合 (%)	66.3	65.1	64.8	65.6	65.3

表-4 連続実験の結果

分析項目	投入汚泥濃度 (%)				
	3.0	5.4	7.1	8.9	11.0
pH	7.38	7.50	7.68	7.84	8.13
TS (%)	1.85	3.93	5.04	6.65	8.35
VS (%)	1.23	2.50	3.26	4.44	5.69
SS (g/L)	17.3	36.8	44.8	56.2	75.4
VSS (g/L)	11.6	22.8	28.3	37.3	49.2
全 COD (g/L)	19.8	37.5	50.5	66.7	84.5
溶解性 COD (g/L)	0.44	1.36	3.40	7.54	10.6
全タンパク質 (g/L)	5.94	11.2	14.8	18.0	19.1
溶解性タンパク質 (g/L)	0.11	0.27	0.95	1.68	2.19
全炭水化物 (g/L)	2.38	5.18	6.50	14.4	21.5
溶解性炭水化物 (g/L)	0.035	0.10	0.28	0.67	0.89
全脂質 (g/L)	1.79	3.36	4.49	5.33	7.74
アンモニア態窒素濃度 (mg/L)	710	1370	1820	2480	3100
酢酸 (mg/L)	72	214	103	253	232
プロピオン酸 (mg/L)	41	63	51	260	858

結果は, Kiyoharaら⁹⁾が行った高濃度汚泥 (TS5%) の中温消化での TS, VS の除去率 27.6%, 37.7% とほぼ一致している。また, Liら¹⁰⁾の高濃度汚泥を用いた中温卵形消化槽の調査結果によれば, TS, VS の除去率はそれぞれ 44.2%, 56.6% と, 本研究の結果より高い値が報告されているが, これは, 滞留時間や基質の採取時期の違いが原因と考えられる。COD の除去率についても TS, VS の除去率と同様に全ての投入汚泥濃度条件で 38-47% の除去率を維持していたが, 投入汚泥濃度の増大により, 減少する傾向を示していた。

蔵ら¹¹⁾によると加水分解細菌や酸生成細菌におよぼすアンモニア態窒素濃度の影響は, メタン生成細菌の場合に比べ小さいが, 低アンモニア態窒素濃度の酸生成相の方が有機物の分解率や加水分解速度は大きくなるとしている。よって, 本実験のように投入汚泥濃度の増大により, COD 等の除去率が減少した原因としては, アンモニア態窒素の蓄積による阻害が考えられる。また, このほかの原因としては, 汚泥濃度の増大による反応槽内の粘性およびフロックの粒径の増加があげられる。処理対象物がチップなどのように比較的大きく硬い粒状のものであると,

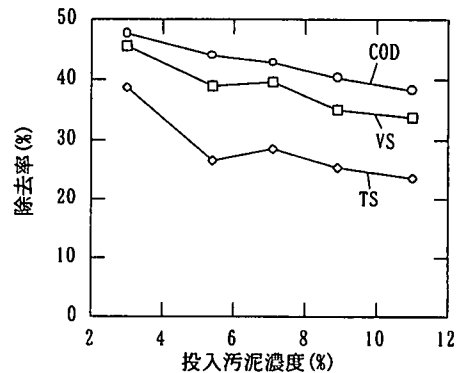


図-2 COD, TS, VS の除去率におよぼす投入汚泥濃度 (TS) の影響

微生物がその内部に入り有機物を分解するわけにいかず, 微生物との接触が悪くなり効率が低下するといわれている¹²⁾。本研究において, 反応槽内は機械攪拌により均一に保たれていたが, 目視による観測によると, 投入汚泥濃度が高い場合には, 分解されず残

存する固形分のフロックが大きくなっていた。このことから、微生物が分泌する可溶性酵素との接触効率が悪くなり有機物の分解率や加水分解速度が低下したと考えられる。

反応槽中の溶解性 COD 濃度については、表-4より全ての条件で基質中の溶解性 COD 濃度より低い値が維持されており、固形成分の加水分解により生成された溶解性物質は、速やかにメタンへ分解されたと考えられる。

(3) 汚泥の主成分の分解挙動

表-4に各反応槽内の汚泥の性状を示した。炭水化物は、投入汚泥濃度 8.9%以上の条件において、反応槽内の蓄積量が大幅に増加した。これは基質濃度の増大による炭水化物濃度の増加の割合を大きく上回るものであった。一方、溶解性炭水化物の濃度は、基質中の濃度よりも低い値が維持されていた。

全タンパク質の濃度は、投入汚泥濃度の増大に従い増加しているが、TS8.9%以降、増加率は減少しており、TS8.9%の条件で18.0(g/L)のタンパク質が蓄積しているのに対し、11.0%の条件では19.1(g/L)の蓄積しかなかった。溶解性タンパク質濃度は、炭水化物の場合と同様、投入汚泥濃度に関わらず、基質中の濃度よりも低い値が維持されていた。これらのことから、脱水汚泥中の固形有機物の可溶化速度は、酸生成速度よりも小さいことがわかる。

図-3に汚泥の主成分である炭水化物、タンパク質、脂質の分解率に及ぼす投入汚泥濃度の影響を示した。この図より、まず、炭水化物の分解に関しては、投入汚泥濃度 8.9%以降、大幅な低下が見られ、汚泥濃度 8.9%の条件で40.6%、汚泥濃度 11.0%の条件では、27.8%の除去率しか得られなかった。その他の条件では、64.4から71.1%と高い除去率で安定していた。タンパク質の分解は汚泥濃度 3.0%から 8.9%の条件で30.7-34.8%の除去率を得たが、汚泥濃度 11.0%の条件では、除去率42.0%であった。脂質の分解に関しては、全ての条件において除去率50-60%と安定していた。李と野池¹³⁾の余剰汚泥を用いた中温嫌気性消化実験によると SRT20 日の条件では、炭水化物、タンパク質、脂質の除去率はそれぞれ84.9%、53.5%、63.0%と本研究に比べ高い値を示していたが、成分間の除去率の順位は、本研究における投入汚泥濃度 3.0%の場合のものと同じであった。

同じ投入汚泥濃度条件における炭水化物、タンパク質、脂質の分解率を比較すると、TS3.0%、5.4%、7.1%の条件においては、除去率は炭水化物>脂質>タンパク質の順で大きくなっているのに対し、TS8.9%の条件では脂質>炭水化物>タンパク質の順で、TS11.0%の

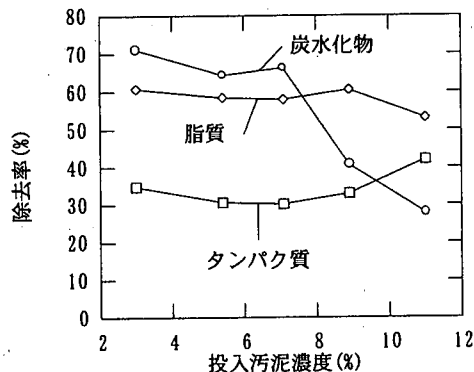


図-3 各有機物成分の分解率におよぼす投入汚泥濃度 (TS) の影響

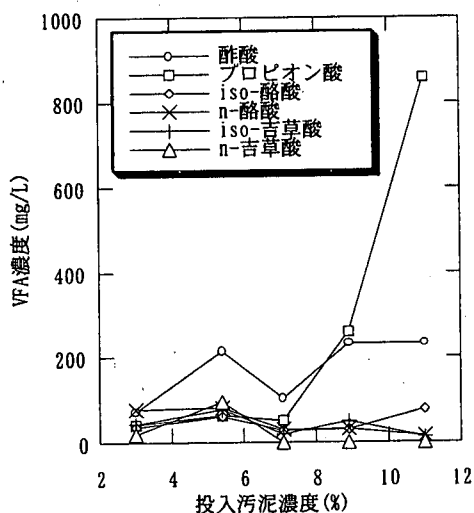


図-4 揮発性脂肪酸 (VFA) 濃度におよぼす投入汚泥濃度 (TS) の影響

条件では脂質>タンパク質>炭水化物の順で大きくなっていた。このように、炭水化物の除去率が大きく減少していることから、8.9%以上の条件で、炭水化物を基質とする加水分解細菌の活性が低下したことは明らかである。そして、この原因としては、炭水化物を基質とする加水分解細菌が、脂質やタンパク質を基質とするものに比べ、投入汚泥濃度上昇に伴う影響、即ち、アンモニア態窒素の蓄積や pH 上昇の影響を受けやすかったことが考えられる。また、基質中の炭水化物の主成分であるセルロースを可溶化する細菌が分泌するセルラーゼが、タンパク質加水分解酵素により失活する¹²⁾ことも原因として考えられる。

(4) 揮発性有機酸

図-4は揮発性脂肪酸(VFA)濃度に及ぼす投入汚泥濃度の影響を示したものである。これによると、酢酸は全ての投入汚泥濃度条件において250(mg/L)以下であった。プロピオン酸濃度は、汚泥濃度の増大に伴い増大していき、TS 8.9%の条件で260(mg/L)、11.0%の条件では860(mg/L)蓄積していた。また、酢酸、プロピオン酸以外のVFAは、全ての投入汚泥濃度条件において50mg/L以下となっており、ほとんど蓄積していなかった。このように、酸生成段階からの代謝産物であるVFA濃度が低い値で維持されていることから、メタン生成速度が酸生成速度を上回ったことおよびメタン生成段階がアンモニアの蓄積等の阻害を受けず、順調に進んでいたと考えられる。また、これと(2)、(3)の結果から本研究のメタン発酵プロセスにおける律速段階は加水分解段階であったと考えられる。

(5) pHの変化およびアンモニア態窒素の蓄積

図-5にpHおよびアンモニア濃度に及ぼす投入汚泥濃度の影響を示した。pHは、投入汚泥濃度3.0%、5.4%、7.1%の条件で、それぞれ7.38、7.50、7.68となっており、メタン生成が順調に進むpH⁽⁴⁾であった。TS8.9%、11.0%の条件では、後で述べるように、アンモニア態窒素の蓄積が顕著であり、pHもそれぞれ7.84、8.13と高い値を示していた。このように高pH条件において、メタン発酵プロセスはアンモニア態窒素による阻害、特に、遊離アンモニアによる影響を受けるとされている。

反応槽内のアンモニア濃度は、投入汚泥濃度の上昇に従い、増加し続けた。このようにアンモニア濃度が増加し続けた原因としては、アンモニア態窒素を生成するタンパク質の分解が、高い投入汚泥濃度条件においても維持されたことがあげられ、TS8.9%の条件で2480(mg/L)、TS11.0%で3100(mg/L)と高いアンモニア態窒素の蓄積が見られた。

McCarlyら⁽⁵⁾は、アンモニア態窒素の濃度が200-1500(mg/L)であればメタン生成はほとんど影響を受けないが、アンモニア態窒素の濃度が1500-3000(mg/L)でpHが7.4以上になると阻害を受け始め、3000(mg/L)ではpHがどういふ値であれ阻害を受け、メタン生成は停止するとしている。また、遊離アンモニア態窒素濃度に関しては、150(mg/L)以上になるとメタン生成に阻害を及ぼすと報告している。本実験におけるアンモニア態窒素はTS8.9%の条件で2480(mg/L)、TS11.0%で3100(mg/L)、遊離アンモニア態窒素濃度はそれぞれ190、420(mg/L)だったことから、TS8.9%の条件で阻害を受け始め、11.0%の条件ではメタン生成が停止することが予想される。しかしながら、本

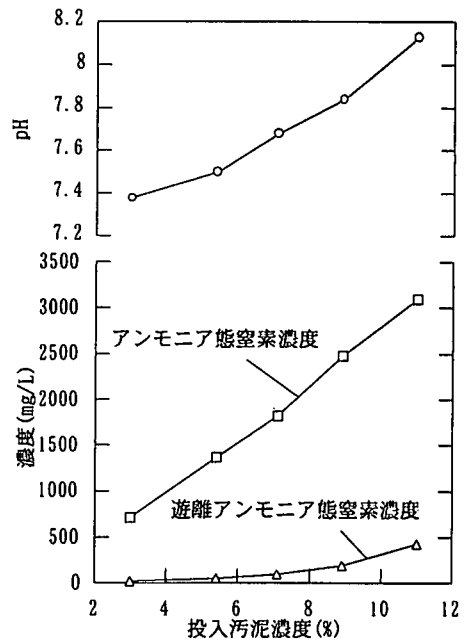


図-5 pHおよびアンモニア濃度に及ぼす投入汚泥濃度(TS)の影響

実験では、投入汚泥濃度8.9%以降の条件においてメタン生成量は減少傾向を示したが、それぞれの条件でのメタン生成量はTS3%の場合より高く安定していた。また、どちらの条件においてもVFAの蓄積がほとんど見られなかったことからメタン生成が順調に進んでいたことが推察される。

Velsen⁽⁶⁾はアンモニア態窒素濃度2420(mg/L)の条件で汚泥を培養すれば、細菌は、高アンモニア濃度条件に馴化し濃度が3000(mg/L)になってもメタンの生成は可能であるとしている。また、蔽ら⁽⁷⁾はし尿を基質とした実験においてpHが8.25の条件で遊離アンモニア態窒素が600(mg/L)以上に達しているにも関わらず、良好な加水分解および酸生成を得たと報告している。本実験では、前述したように、低い汚泥濃度からスタートアップを始め、安定した後、順次濃度を上げていく馴養方法をとった。このような馴養方法をとったことにより、1000-2000(mg/L)のアンモニア態窒素濃度での馴養期間中に、アンモニアの毒性に対し耐性がついたため3100(mg/L)という高アンモニア濃度条件においても、メタン生成細菌や酸生成細菌の活性は維持されたと考えられる。

(6) COD 物質収支

嫌気性消化における物質分解の内訳を把握するた

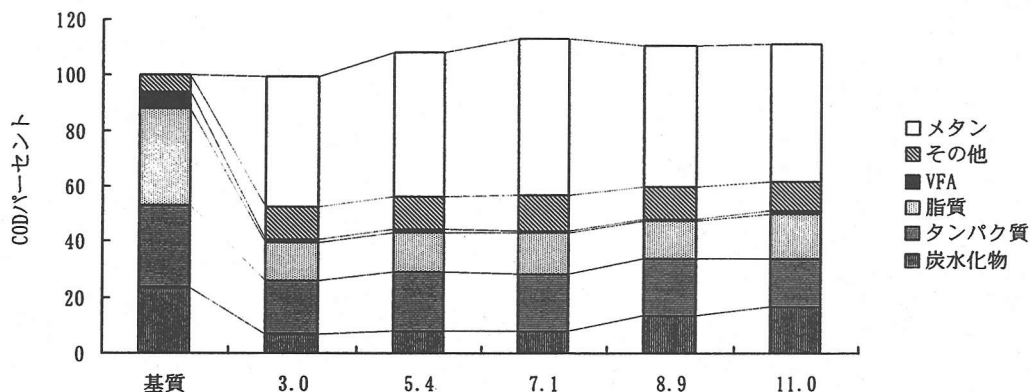


図-6 各投入汚泥濃度条件の反応槽内におけるCOD物質収支

め, COD換算による物質収支の算出を行い, その結果を図-6に示した. COD換算に用いた換算係数は表-5に示すとおりである.

この図より, 全ての投入汚泥条件において, 44-50%のメタンガスの変換率が維持されており, TS7.1%の条件ではCODの50%程度がメタンに変換されていた. VFAについては, 基質中に6.5%含まれていたのに対し, 反応槽内には全ての投入汚泥条件で1%前後しか残存していなかった. このことからメタン生成細菌の活性が投入汚泥濃度を11%まで上げた環境においても維持されていたことがわかる.

投入汚泥濃度7.1%以下の場合, 汚泥の主成分で反応槽中の割合が最も低かったのは炭水化物だった. このことから, 炭水化物の分解が優先的に行われていることがわかる. しかし, 投入汚泥濃度8.9%以上の条件においては, 炭水化物の割合が上がっていた. これらの条件については, メタンガスへの変換率が低下している以外, 他の物質の割合には変化がなかった. このことから, 8.9%, 11.0%の条件でのメタン生成量減少の原因が炭水化物分解率の低下にあると考えられる.

(7) 工学的意義

先に述べたように, 現在稼働中の汚泥処理場の多くは, 消化槽を設置しておらず, これらの処理場に新たな消化施設を設置するのは, コストや用地の点から, 現実的な方法とはいえない. そこで, 本研究では, 汚泥の集約処理を提案し, この処理方法の実現可能性を検討した. 具体的には小規模の処理場から排出される汚泥を, 消化施設をもつ大規模処理場に集め処分することについてである. 現在, 消化の対象とされている汚泥の固形物濃度は2-3%であるが, 汚

表-5 物質収支に用いたCOD換算係数¹²⁾

Parameter	Conversion factor
炭水化物	1.067mg-COD/mg-glucose
タンパク質	1.240mg-COD/mg-protein
脂質	2.880mg-COD/mg-lipid
酢酸	1.066mg-COD/mg-acetic acid
プロピオン酸	1.512mg-COD/mg-propionic acid
酪酸	1.816mg-COD/mg-butyric acid
吉草酸	2.037mg-COD/mg-valeric acid
メタン	2.857mg-COD/mL-CH ₄

泥の集約処理を行う場合は, この本来の消化対象汚泥に小規模処理場からの脱水汚泥を加え, より高濃度での汚泥消化を行うことが必要となる. 本研究から, 固形物濃度11%までの汚泥消化は熱処理等の前処理なしに可能であることがわかった. これは, 単純計算によると, 消化施設をもつ大規模処理場一カ所に対し, 数カ所の小規模処理場からの脱水汚泥(TS25%程度)を受け入れることで, 従来の2-3倍の下水汚泥量の消化処理が可能であることを示している. よって, 本研究で提案した汚泥の集約処理は十分に実現可能な処理プロセスといえる.

4. 結論

本実験で得られた知見を以下にまとめる.

- (1) 最も効率的な汚泥消化が可能な投入汚泥濃度はTS7.1%の場合であるが, TS11.0%の場合においても290(mL/g-投入VSS)のメタン生成が維持されていた.

- (2) 投入汚泥濃度 8.9%以上の条件で、メタン生成量が 10%程度減少したのは、これらの条件において炭水化物の加水分解率が低下したことに起因している。
- (3) Total-COD, TS, VS の除去率は、汚泥濃度の上昇に伴い減少していたが、それぞれ 38-47%, 20-30%, 30-40%の除去率を維持していた。
- (4) 汚泥の主成分の分解で最も投入汚泥濃度の影響を受けたのが、炭水化物の分解であり、3.0%の条件での除去率が 71.1%であるのに対し、11.0%の条件では 27.8%と大幅に減少していた。
- (5) 各投入汚泥濃度条件での溶解性炭水化物、タンパク質およびVFAは、基質の濃度より低い値を維持していたことから、固形成分の加水分解により生成された溶解性物質は速やかにVFA等へ分解され、VFAからのメタン生成も速やかに行われたことがわかる。よって、本実験の汚泥消化における律速段階は加水分解と考えられる。

謝辞：本研究に用いた種汚泥並びに脱水汚泥は山形市下水道部浄化センター並びに川崎市建設局より提供して頂いた。また、本研究費の一部はNKK(株)並びに科学技術振興事業団のCREST(戦略的基礎研究推進事業)による補助を受けた。記して謝意を表す。

参考文献

- 1) 佐藤和明：汚泥の処理と再資源化・再利用、汚泥の処理・リサイクルの現状と技術開発の動向、エヌ・ティー・エス、1996。
- 2) 山口登：汚泥処理施設計画・設計のポイント、下水道協会誌、Vol. 33, No. 396, pp. 29-35, 1996。
- 3) American Public Health Association.: Standard methods for the examination of water and wastewater, Washington, D. C., 18thed, American public health association, 5-14 - 5-16, 1992。
- 4) 日本下水道協会：下水試験方法、日本下水道協会, pp. 306-309, 1984。
- 5) 福井作蔵：還元糖の定量法(第2版)、学術出版センター, pp. 50-52, 1990。
- 6) 岩永貞昭：タンパク質の科学 I (生化学実験講座 1), 日本生化学会編, 東京化学同人, pp. 45, 1976。
- 7) 山川民夫：脂質の化学(生化学実験講座 3), 日本生物学会編, 東京化学同人, pp. 13, 1976。
- 8) Yuukou Kiyohara, Takashi Miyahara, Osamu Mizuno, Tatsuya Noike and Koichi Ono: COMPARISON OF THERMOPHILIC AND MESOPHILIC ANAEROBIC DIGESTION PROCESSES IN CHARACTERISTICS OF SUBSTRATE DEGRADATION AND BACTERIAL ACTIVITIES, WEF/EWPCA/CIWEM SPECIALITY CONFERENCES CAMBRIDGE, 1998。
- 9) 小林義雄：脱水汚泥のメタン発酵について, PPM-2, pp. 34-41, 1994。
- 10) Li, Y. Y., Noike, T., Katsumata, K. and Koubayasi, H.: Performance analysis of the fullscale egg-shaped digester in treating sewage sludge of high concentration, Water Science & Technology, 33, pp. 139-146, 1996。
- 11) 巖泰奎, 佐藤和明, 野池達也, 松本順一郎：し尿の嫌気性消化における酸生成相に及ぼす pH の影響, 水質汚濁研究, 第 9 巻第 1 号, pp. 30-37, 1986。
- 12) 本多淳裕：廃棄物のメタン発酵—理論と実用化技術, サイエンティスト社, 1980
- 13) 李玉友, 野池達也：嫌気性消化の酸生成相における余剰活性汚泥の分解特性, 水質汚濁研究, 第 10 巻第 12 号, pp. 729-740, 1987。
- 14) 井手哲夫：水処理工学—理論と応用, 技報堂出版, pp. 347-365, 1979。
- 15) McCarty, P. L. and McKinney, R. E. : Salt toxicity in anaerobic digestion, J. Water Poll. Control Fed., 33, pp. 399-415, 1961。
- 16) A. F. M. van Velsen: Adaptation of Methanogenic Sludge to High Ammonia-nitrogen Concentrations, Water Research., Vol. 13, pp. 995-999, 1979。

(1998. 7. 22 受付)

EFFECT OF SOLID CONTENT ON ANAEROBIC DIGESTION OF DEWATERED SLUDGE

Shigeki FUJISHIMA, Takashi MIYAHARA, Osamu MIZUNO and Tatsuya NOIKE

The effect of solid content on anaerobic digestion of dewatered sewage sludge under mesophilic (35°C) conditions were investigated using continuous digester. The experiments were carried out by changing the moisture content of dewatered sludge. The COD, TS and VS removal efficiencies were changed from 47.7% to 38.3%, 38.8% to 23.6% and 45.6% to 33.8% respectively, as the solid content increased from 3% to 11%. When the solid content of sludge fed to digester was higher than 8.9%, the carbohydrate removal efficiencies and methane production rates were decreased.