

小規模処理場施設に適した メタンガス有効利用支援に関する 共同研究報告書

平成 26 年 6 月

独立行政法人土木研究所
石 川 県
国立大学法人金沢大学
株式会社アクトリー
株式会社石垣
月島機械株式会社
明和工業株式会社・株式会社柿本商会

Copyright © (2014) by P.W.R.I.

All rights reserved. No part of this book may be reproduced by any means, nor transmitted, nor translated into a machine language without the written permission of the Chief Executive of P.W.R.I.

この報告書は、独立行政法人土木研究所理事長の承認を得て刊行したものである。したがって、本報告書の全部又は一部の転載、複製は、独立行政法人土木研究所理事長の文書による承認を得ずしてこれを行ってはならない。

小規模処理場施設に適した メタンガス有効利用支援に関する 研究

独立行政法人土木研究所 材料資源研究グループリサイクルチーム	首席研究員	津森 ジュン
	前首席研究員	内田 勉 ^{※1}
	主任研究員	日高 平
石川県 環境部水環境創造課	課長	中野 哲朗
	担当課長	浅田 耕司
	課長補佐	田中 義之
	専門員	戸苅 丈仁
国立大学法人金沢大学 理工学環境デザイン学類	教授	池本 良子
株式会社アクトリー 技術開発グループ	グループ長補佐	田中 孝二郎
株式会社石垣 環境機械事業部 技術本部	特別顧問	渡部 春樹
	部長	三野 広幸
月島機械株式会社 水環境事業本部 新事業推進部	課長補佐	柳井 敦
	執行役員	福沢 義之
明和工業株式会社	主事	澤原 大道
	代表取締役	北野 滋
	部長	清水 浩之
株式会社柿本商会 事業戦略部	環境事業部長	柿本 一如
株式会社柿本商会 環境事業部		
株式会社柿本商会 環境事業部設計部	部長	木野下 裕茂

※1：現日本下水道事業団関東・北陸総合事務所長

要旨

本報告書は、平成24年度～25年度に土木研究所が、石川県、国立大学法人金沢大学、株式会社アクトリー、株式会社石垣、月島機械株式会社、および明和工業株式会社・株式会社柿本商会との間で実施した共同研究の成果である。本研究では、小規模処理場施設に適したメタンガス有効利用技術開発を目的とし、従来よりも高濃度化した下水汚泥のメタン発酵技術の開発を試みた。石川県をフィールドとした評価を行ったところ、開発技術の事業化の可能性が提示された。

キーワード：下水汚泥，高効率メタン発酵，小規模，エネルギー生産

まえがき

低炭素・循環型社会を構築するために、都市や農村から発生するバイオマスを資源やエネルギーとして、地域で有効活用する技術開発が求められている。また、再生可能エネルギーを使った社会インフラ維持のための具体的環境負荷低減技術の開発や導入が求められている。さらに、新しい技術や社会システムが実現した場合の環境改善性をスタンダードな指標で正しく評価し、技術普及を誘導する必要がある。

下水処理場においては、このような観点から、下水汚泥の嫌気性消化工程で発生するメタンガスの有効利用に期待が高まっている。日本国内の多くの大規模汚泥処理施設では発生したメタンガスが利活用されているものの、小規模処理施設ではメタンガスの利活用が進んでいない。

こうした背景をふまえ、独立行政法人土木研究所では、平成 24 年度より 2 年間にわたり、小規模処理場施設に適したメタンガス有効利用技術の開発を目的として、石川県、国立大学法人金沢大学、株式会社アクトリー、株式会社石垣、月島機械株式会社、明和工業株式会社・株式会社柿本商会と「小規模処理場施設に適したメタンガス有効利用支援に関する研究」を実施した。本報告書はこれらの成果を取りまとめたものである。

目 次

第1章 緒言	
1.1 研究背景	1
1.2 研究目標	1
1.3 研究構成	1
第2章 小規模下水処理場の現状調査	
2.1 全国の小規模下水処理場の現状	3
2.2 石川県内の現状	6
2.3 まとめ	12
第3章 標準活性汚泥法から発生する汚泥の高濃度嫌気性消化	
3.1 はじめに	13
3.2 連続式実験による嫌気性消化特性の調査	14
3.3 地域バイオマスの嫌気性消化	22
3.4 回分式実験による高温消化工程の状態推定手法の検討	23
3.5 消化槽かくはん性能の検討	28
3.6 まとめ	32
第4章 オキシデーションディッチ法から発生する汚泥の高濃度混合嫌気性消化	
4.1 背景・目的	34
4.2 室内実験	35
4.3 OD法実証実験	45
4.4 マイクロ波照射前処理実験	56
4.5 発酵槽攪拌方式の検討	61
4.6 まとめ	64
第5章 中能登町での事業化検討	
5.1 実証フィールドの設定	67
5.2 事業化の検討	69
5.3 まとめ	71
第6章 結言	72

第1章 緒言

1.1 研究背景

低炭素・循環型社会を構築するために、都市や農村から発生するバイオマスを資源やエネルギーとして、地域で有効活用する技術開発が求められている。また、再生可能エネルギーを使った社会インフラ維持のための具体的環境負荷低減技術の開発や導入が求められている。さらに、新しい技術や社会システムが実現した場合の環境改善性をスタンダードな指標で正しく評価し、技術普及を誘導する必要がある。

下水処理場においては、このような観点から、下水汚泥の嫌気性消化工程で発生するメタンガスの有効利用に期待が高まっている。日本国内の多くの大規模汚泥処理施設では発生したメタンガスを利活用されているものの、小規模処理施設ではメタンガスの利活用が進んでいない。そこで本研究では、社会インフラのグリーン化を図るための技術開発の一つとして、小規模処理場に適したメタン利活用新技术を開発するため、高濃度での処理を含めて、メタン利活用の検討を行うものである。

1.2 研究目標

小規模施設では下水汚泥や地域バイオマスの集約処理が有効で、特に下水汚泥の集約を行う際には、処理場間の運搬を効率的に行うために、含水率を低下させ汚泥を高濃度化するのが望ましいと考えられる。そこで本研究では、小規模下水処理施設でのメタンガス利活用状況を調査し、従来よりも高濃度化した下水汚泥の嫌気性消化技術の開発を試み、事業化の可能性を提示することを目標とする。

1.3 研究構成

第1章では、本研究の背景、目標および構成について提示した。

第2章では、全国および石川県での小規模下水処理施設の状況について整理した。

第3章では、標準活性汚泥法から発生する汚泥の高濃度化嫌気性消化について、実験を行うとともに、シミュレーションによる検討も試み、投入汚泥の高濃度化に伴う、メタン生成特性、アンモニア性窒素、粘度などへの影響を調査した。

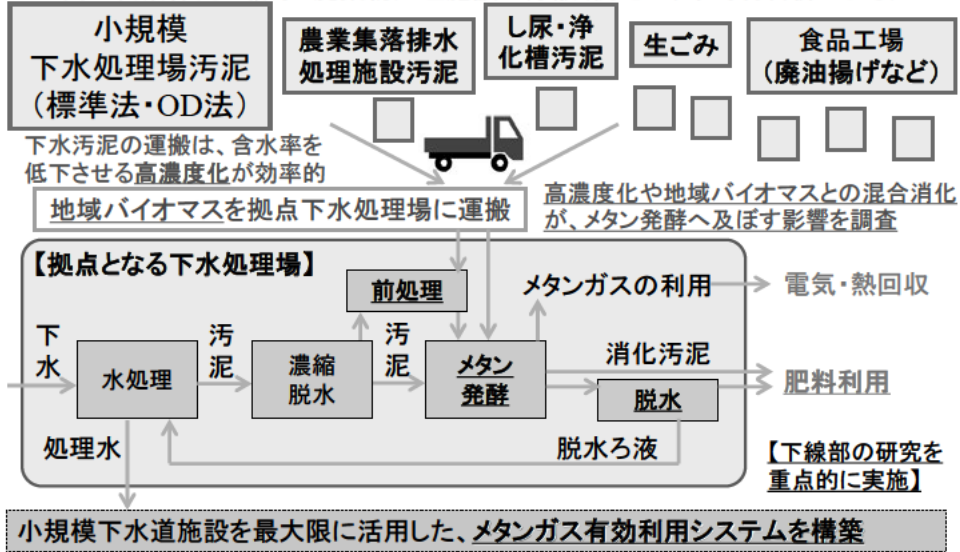
第4章では、オキシゲーションディッチ法から発生する汚泥の高濃度混合嫌気性消化について、室内実験を行うとともに、中能登町に実証実験機を設置し、町内で排出される様々な地域バイオマスとの高濃度混合メタン発酵実験を1年間実施し、消化特性、前処理方法や攪拌方法などについて調査した。

第5章では、中能登町をフィールドとした高濃度混合嫌気性消化について、事業化検討を試みた。

以上の成果を、第6章として取りまとめ、結言とした。

小規模処理場施設に適したメタンガス有効利用支援に関する研究

同一自治体内に排水・廃棄物処理施設が分散(例えば、市町村合併による)



第1章: 背景、目標および構成

第2章: 小規模下水処理施設の状況調査 [全国/石川県]

高濃度化下水汚泥および地域バイオマスのメタン発酵

第3章:

[標準活性汚泥法からの汚泥]

- ・室内基礎実験
- ・肥料分析
- ・シミュレーションによる状態推定手法の検討
- ・攪拌への影響調査

第4章:

[OD法からの汚泥]

- ・室内基礎実験/現場実証実験
- ・脱水性の検討
- ・肥料分析
- ・前処理効果の検証
- ・攪拌への影響調査

第5章: 事業化検討

[石川県中能登町をフィールドとして]

第6章: 結言

第2章 小規模下水処理場での嫌気性消化に関する現状調査

2.1 全国の小規模下水処理場の現状

地球温暖化対策の進展や資源・エネルギー問題の対応に向けて、下水汚泥の嫌気性消化工程で発生するメタンガスの有効利用に期待が高まっている。我が国で発生する下水汚泥中の有機分総量のうち、バイオガスや汚泥燃料としてエネルギー利用されている割合は2割未満であり、より積極的な活用が求められている¹⁾。我が国の下水処理場約2,000カ所のうち、嫌気性消化を行っている処理場数300カ所程度は近年大きな変化がない。

下水道統計（平成22年度版）²⁾より作成した、処理場規模と処理場数の関係を図-2.1.1に、処理場規模と計画処理水量の関係を図-2.1.2に、処理場規模ごとの現状の処理水量および電力使用量の合計を図-2.1.3に示す。処理場規模1,600 m³/d以下の処理場数が約30%を占めるのに対して、計画処理水量は8%程度に過ぎない。処理水量が少ないにもかかわらず、電力消費量が占める割合は高く、小規模施設でのエネルギー回収効率を高めることは有意義であると考えられる。

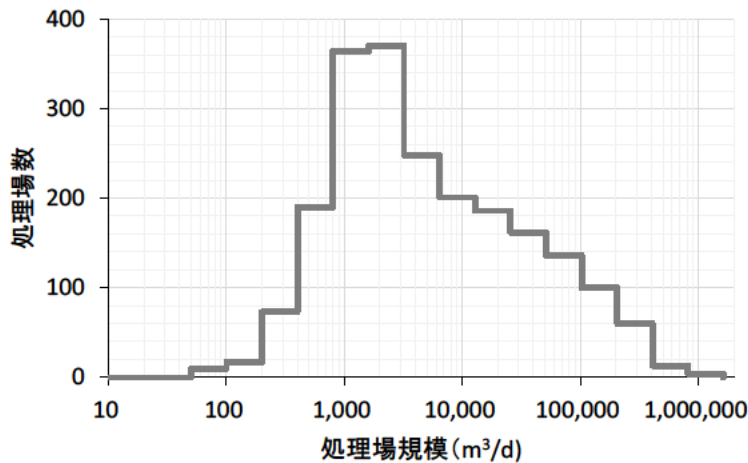


図-2.1.1 処理場規模と処理場数の関係（下水道統計（平成22年度版）²⁾より作成）

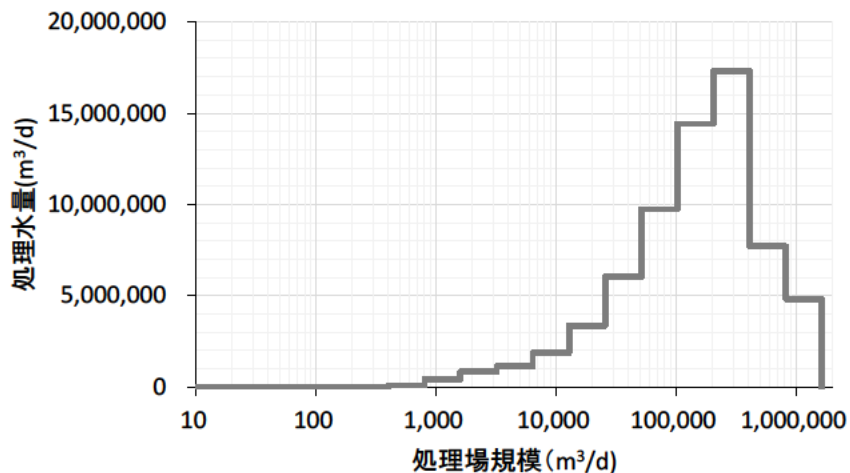


図-2.1.2 処理場規模と計画処理水量の関係（下水道統計（平成22年度版）²⁾より作成）

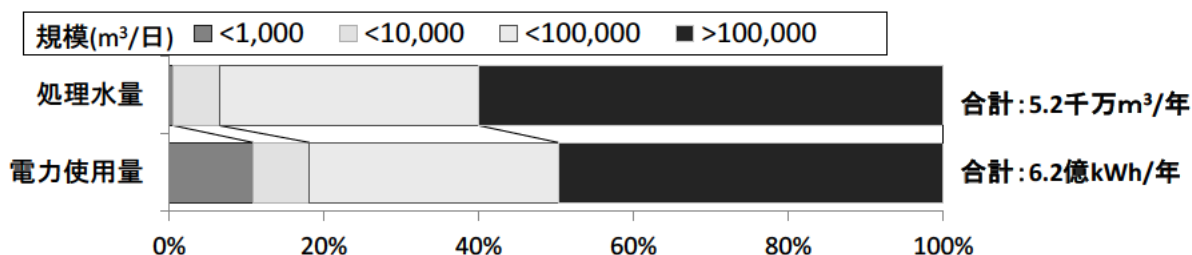


図-2.1.3 処理場規模ごとの現状の処理水量および電力使用量の合計（下水道統計（平成22年度版）²⁾より作成）

下水道資源有効利用調査（平成23年度実績）より、処理場規模（濃縮汚泥発生量）ごとの消化および消化ガス発電の導入実績を表-2.1.1³⁾に示す。処理場規模が500 t-DS/年以上の処理場では、消化導入率が40%を超過しているのに対して、100~500 t-DS/年の規模では16.8%、100 t-DS/年未満の規模では0.6%に留まっている。発電の導入件数も、大規模ほど多い傾向が見られ、小規模施設での採用例は少ない。

表-2.1.1 処理場規模ごとの消化および消化ガス発電の導入実績（平成23年度実績）

処理場規模 (t-DS/年)	処理場小計	消化実施数	消化導入率	消化ガス発電実施数	ガス発電導入率
100 未満	1,017	6	0.6%	0	0.0%
100~500	315	53	16.8%	0	0.0%
500~1000	135	56	41.5%	3	5.4%
1000~5000	254	119	46.9%	21	17.6%
5000 以上	102	43	42.2%	17	39.5%
全体	1,823	277	15.2%	41	14.8%

※集約処理を行っている場合、送り側は処理場数には加算せず、受け側の濃縮汚泥量に加算している。

小規模施設への展開を促進するためには、拠点となる処理場に、周辺の排水処理施設で発生する汚泥を含めて、地域バイオマスを集約することが考えられる。再生可能エネルギーの固定価格買取制度も始まり、下水処理場への消化ガス発電の導入が進みつつある。バイオガス発生量を増加させることで、エネルギー利用効率が向上する。汚泥の運搬については、含水率を減らして体積を減らすことで、輸送を効率的に行うのが望ましい。

下水汚泥の集約処理として、送泥管を用いて、また濃縮汚泥を車両により輸送し、拠点となる下水処理場で嫌気性消化を行っている例が見られる。また、脱水汚泥を車両により処理場外へ搬送し、焼却処理を行っている例や、隣接する清掃工場で下水汚泥および都市ごみの混焼を行っていた例がある。下水脱水汚泥を含む地域バイオマスを集約して、乾式メタン発酵を行う廃棄物処理施設の例もある。しかしながら、汚泥を脱水などにより、嫌気性消化槽への投入濃度よりも高濃度化した汚泥を車両で運搬し、拠点となる下水処理場で嫌気性消化する例は見られない。

バイオソリッドの利活用を検討するにあたっては、広域処理や共同処理など集約処理によることが効率的になる場合があることから、経済性や事業可能性を比較検討することが望ましいとされている⁴⁾。三浦ほか⁵⁾

は、下水汚泥集約処理の評価を試みており、汚泥集約に伴う二酸化炭素排出量は、脱水ケーキのトラック輸送が、生汚泥および濃縮汚泥の管路輸送、ならびに濃縮汚泥のタンクローリー輸送より少ないことを示している。ただし、脱水ケーキのトラック輸送の場合は嫌気性消化で対応できないとしており、下水処理施設としての二酸化炭素排出量は他の集約方法より多いと報告している。生ごみを含む都市廃棄物（MSW）の焼却施設の多くも近い将来更新をせまられる状況にある。酒井・矢野⁹⁾は、MSWの焼却発電が難しいとされる100 t/d以下の規模となる中小都市にとって、MSW中の食品廃棄物の嫌気性消化が有望であることを、ライフサイクルアセスメントにより示している。

2.2 石川県内の現状

2.2.1 県内の汚水処理施設普及状況

石川県では「生活排水処理構想エリアマップ」を昭和61年度に策定し、汚水処理施設の整備を進めてきた。県内の汚水処理人口普及率を表-2.2.1に示す。県内の汚水処理人口普及率は、平成24年度末で91.8%となっており、その内訳は下水道80.8%、集落排水6.2%、およびコミプラ・浄化槽等が4.8%であり、大半を下水道が占めている。

表-2.2.1 石川県内の汚水処理人口普及率（平成24年度末）

市町名	行政人口(H25.3.31)	下水道		集落排水		コミプラ・浄化槽等		合計	
		処理人口	普及率	処理人口	普及率	処理人口	普及率	処理人口	普及率
	(人)	(人)	(%)	(人)	(%)	(人)	(%)	(人)	(%)
金沢市	450,360	438,435	97.4%	4,798	1.1%	4,075	0.9%	447,308	99.3%
七尾市	57,532	20,720	36.0%	12,160	21.1%	8,655	15.0%	41,535	72.2%
小松市	109,062	74,225	68.1%	6,832	6.3%	11,859	10.9%	92,916	85.2%
輪島市	30,123	18,067	60.0%	1,102	3.7%	4,425	14.7%	23,594	78.3%
珠洲市	16,509	6,955	42.1%	867	5.3%	2,729	16.5%	10,551	63.9%
加賀市	71,611	35,130	49.1%	5,169	7.2%	7,408	10.3%	47,707	66.6%
羽咋市	23,311	15,337	65.8%	2,175	9.3%	972	4.2%	18,484	79.3%
かほく市	35,066	29,847	85.1%	4,851	13.8%	221	0.6%	34,919	99.6%
白山市	113,163	102,295	90.4%	8,104	7.2%	1,118	1.0%	111,517	98.5%
能美市	49,559	46,427	93.7%	2,031	4.1%	1,052	2.1%	49,510	99.9%
野々市市	49,771	45,916	92.3%	0	0.0%	35	0.1%	45,951	92.3%
川北町	6,226	0	0.0%	4,252	68.3%	1,974	31.7%	6,226	100.0%
津幡町	37,681	32,087	85.2%	2,188	5.8%	1,828	4.9%	36,103	95.8%
内灘町	27,064	26,949	99.6%	0	0.0%	93	0.3%	27,042	99.9%
志賀町	22,689	9,750	43.0%	6,304	27.8%	3,337	14.7%	19,391	85.5%
宝達志水町	14,462	9,586	66.3%	3,142	21.7%	252	1.7%	12,980	89.8%
中能登町	19,325	16,041	83.0%	2,921	15.1%	162	0.8%	19,124	99.0%
穴水町	9,490	3,511	37.0%	494	5.2%	2,755	29.0%	6,760	71.2%
能登町	20,085	8,744	43.5%	4,241	21.1%	2,921	14.5%	15,906	79.2%
石川県計	1,163,089	940,022	80.8%	71,631	6.2%	55,871	4.8%	1,067,524	91.8%

2.2.2 県内の下水処理場および汚泥発生状況

石川県内には3箇所の流域下水道処理場と55箇所の公共下水道処理場（平成25年3月31日現在）があり、年間の下水汚泥発生量は832,906 t/年（濃縮汚泥、平成24年度）となっている。また、発生した汚泥の有効利用状況（消化ガス利用含む）を表-2.2.2に示す。県全体での有効利用率は51.1%（濃縮汚泥固形物量換算）となっており、その内訳はメタン発酵による消化ガス利用が37.2%、緑農地利用が6.8%、建設資材利用が4.8%、セメント原料としての利用が2.3%となっている。汚泥の減容化とともにエネルギー利用も可能となるメタン発酵による消化ガス利用が最も多い有効利用方法となっている。

2.2.3 県内の下水処理場におけるメタン発酵実施状況

有効利用状況ではメタン発酵による消化ガス利用が大半を占めている結果となっていたが、石川県内に存在する58の下水処理場のうち、下水汚泥の処理過程でメタン発酵を実施しているのは犀川左岸浄化センター（石川県）、翠ヶ丘浄化センター（石川県）、大聖寺川浄化センター（石川県）、城北水質管理センター（金沢市）、臨海水質管理センター（金沢市）、中央浄化センター（小松市）、珠洲市浄化センター（珠洲市）の7処理場のみとなっている。珠洲市浄化センター以外は、実績日最大流入汚水量が7,000t以上の比較的規模の大きな処理場となっている。各処理場における実績日最大流入汚水量（H23年度）とメタン発酵の実施状況を表-2.2.3に示す。

メタン発酵を実施しているのは、比較的規模の大きな処理場であり、発電や熱利用を行って発生したメタンガスの再生可能エネルギーとして利用している。一方、中小規模な下水処理場では、メタン発酵施設の普及が進んでいない。その理由としては、①中小規模の下水処理場ではそもそもの取扱い汚泥量が小さいため、メタン発酵施設を入れても採算性が合わない②中小規模の下水処理場では大部分が水処理方式としてオキシデーションディッチ法（以下OD法）を採用しており、OD法はHRTが24～36時間と長いいため、OD法から発生する汚泥（以下OD汚泥）は生物分解性が低いということがあげられる。

2.2.4 珠洲市浄化センターの事例

石川県珠洲市では、し尿処理場の老朽化をきっかけとして、平成19年度より市内の下水処理場である珠洲市浄化センターにて下水汚泥、し尿、浄化槽汚泥、集落排水汚泥、事業系生ごみの混合メタン発酵を実施している。

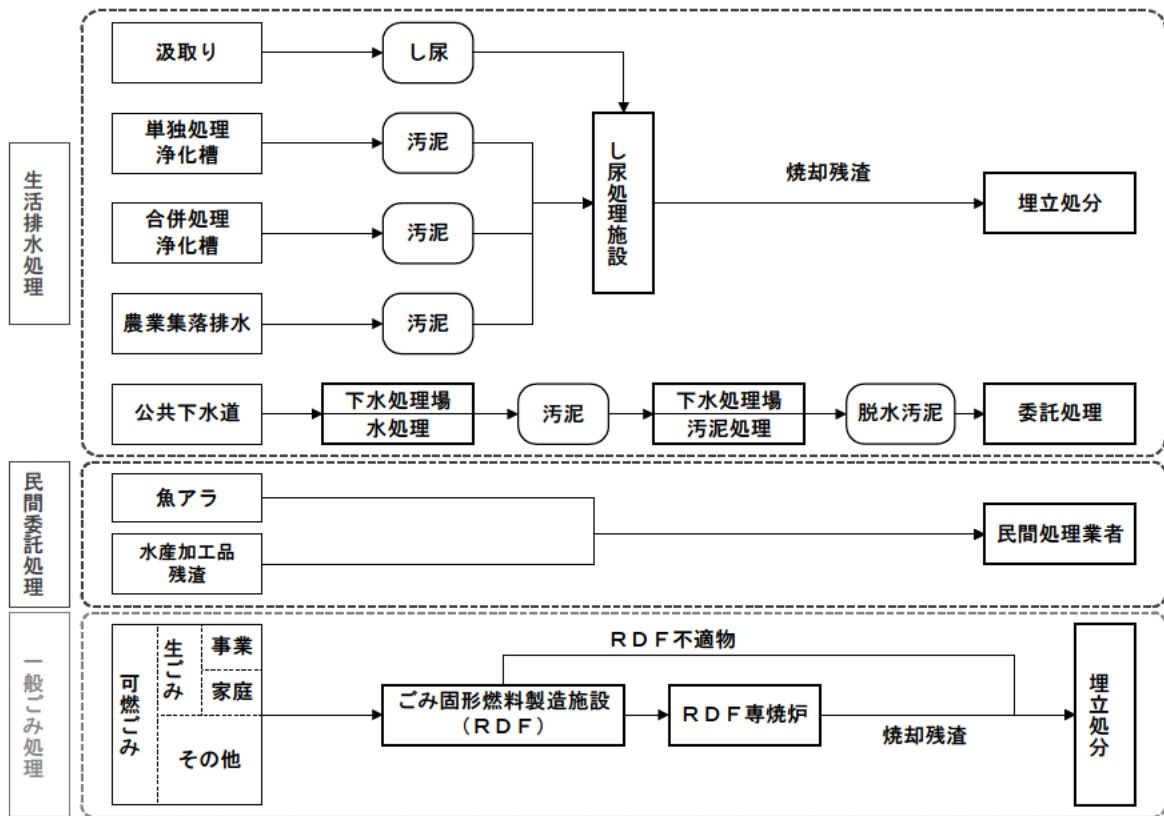
珠洲市内では、混合メタン発酵実施前には、し尿処理場を有し、それぞれに個別に処理を行っていた。し尿処理施設は、乾燥焼却方式であり、し尿処理で発生する汚泥は焼却され、埋立て処分されていた。混合メタン発酵導入前と導入後の処理体系図を図-2.2.1に示す。珠洲市ではし尿処理場の改築更新費用を含めて、混合メタン発酵施設の導入に伴い、年間約43,000千円の費用削減効果を生み出している⁷⁾。

表-2.2.2 石川県内の下水汚泥有効利用状況（平成24年度）

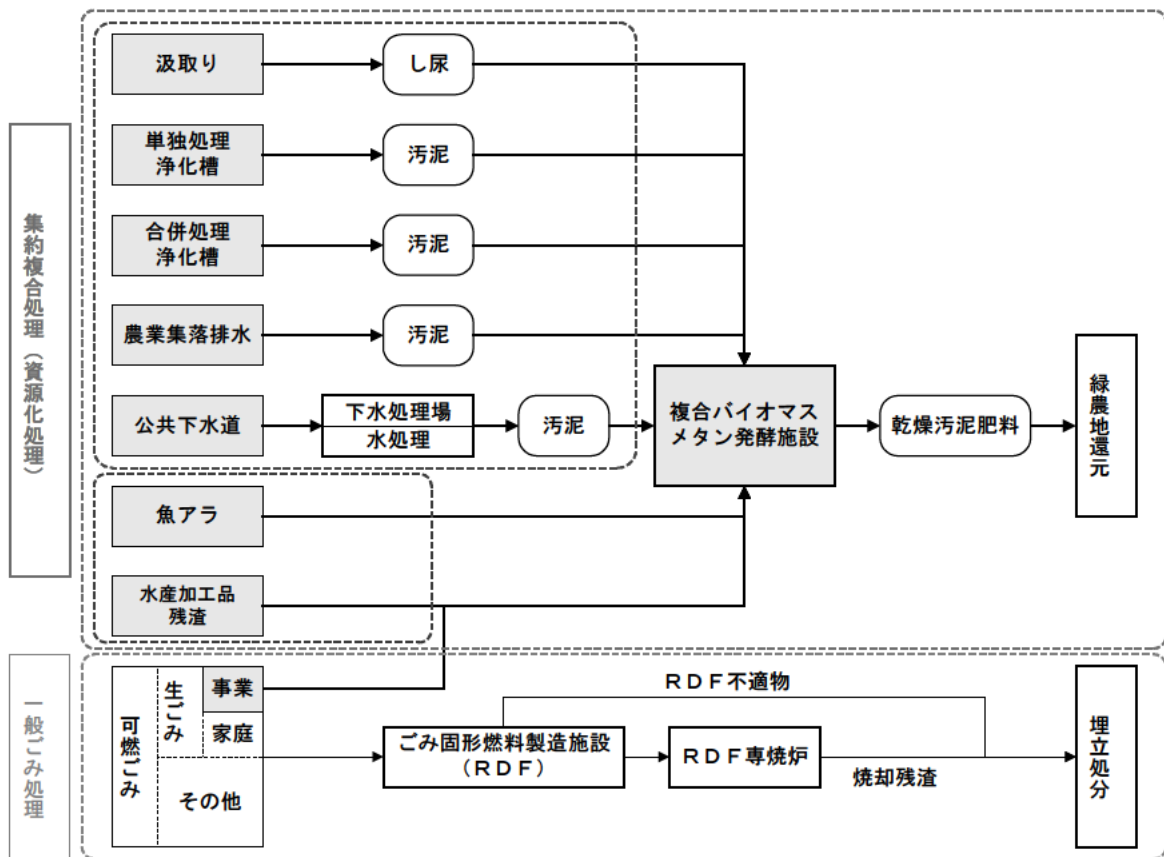
市町名 流域名	処理場名	処理フロー					濃縮汚泥量		消化後 濃縮汚泥量		脱水汚泥量		発生時DS量(濃縮汚泥DS) 有効利用					
		濃縮	消化	脱水	乾燥	焼却	発生量 (m3/年)	発生量 (DS-t/年)	発生量 (DS-t/年)	発生量 (t/年)	埋立処分		有効利用				合計 (DS-t/年)	
											埋立 (DS-t/年)	焼却埋立 (DS-t/年)	消化ガス (DS-t/年)	緑肥地 (DS-t/年)	建設資材 (DS-t/年)	セメント (DS-t/年)		
輪島・珠洲地区																		
珠洲市	珠洲市浄化センター	○	○	○	○	→	8,396.10	114.19	50.31	266.56			56.17	58.02				114.19
	宝立浄化センター	↑					105.25	1.92	0.63	3.32			0.94	0.98			1.92	
輪島市	輪島市浄化センター	○	→	○	→	→	9,373.00	141.00		809.50		8.30		94.30		38.40	141.00	
	門前町水質管理センター	○	→	○	→	→	2,527.00	40.00		232.10		10.00		30.00		40.00		
	郷地浄化センター	○	→	↑	門前水質管理センターにて脱水・搬出													
能登町	能登町水質管理センター	○	→	○	→	→	2,140.50	28.21		195.97		2.81		25.40		28.21		
	志路浄化センター	○	→	↑			176.00	2.29		14.70		0.29		2.00		2.29		
	小木浄化センター	○	→	↑			950.30	11.89		79.36		1.19		10.70		11.89		
	松波浄化センター	○	→	↑			184.00	2.50		15.37		0.25		2.25		2.50		
穴水町	穴水浄化センター	○	→	○	→	→	2,329.00	35.00		229.00		6.00		24.00		5.00	35.00	
ブロック計							26,181.15	377.00	50.94	1,845.88		28.84	57.11	247.65	43.40	377.00		
七尾・鹿島地区																		
七尾市	西部水質管理センター	○	→	○	→	→	9,158.50	155.70		773.10		155.70				155.70		
	中央水質管理センター	○	→	○	→	→	8,858.20	58.50		643.60		58.50				58.50		
	中島浄化センター	○	→	○	○	→	1,888.40	17.00		166.40			17.00		17.00			
	長浦処理場	○	→	↑			41.60	0.40		8.00			0.40		0.40			
	能登島中部処理場	○	→	○	○	→	1,048.00	10.50		69.10			10.50		10.50			
中能登町	田鶴浜浄化センター	○	→	○	○	→	1,389.90	20.80		179.70			20.80		20.80			
	鳥屋南部浄化センター	○	→	○	→	→	3,370.40	52.94		349.90			52.94		52.94			
	鳥屋北部浄化センター				鳥屋南部浄化センターにて脱水・搬出													
	鹿西中部浄化センター	○	→	○	→	→	2,496.00	31.05		270.07			31.05		31.05			
	鹿島中部クリーンセンター	○	→	○	→	→	1,615.00	41.24		204.38			41.24		41.24			
ブロック計							31,283.60	409.28		2,804.79		214.20	195.08		409.28			
羽咋地区																		
羽咋市	羽咋浄化センター	○	→	○			9,475.00	132.65		805.83			132.65		132.65			
	酒井浄化センター	○	→	↑			99.20	3.77		21.13			3.77		3.77			
志賀町	富来浄化センター	○	→	○			2,230.00	33.70		176.23			33.70		33.70			
	西海浄化センター	○	→	↑			2,433.00	36.70					36.70		36.70			
	福浦浄化センター	○	→	↑			390.90	5.90					5.90		5.90			
宝達志水町	中央水処理センター	○	→	○			2,270.00	42.70		259.14			42.70		42.70			
	樋川浄化センター	○	→	○	→	→	5,521.00	12.00		43.34			12.00		12.00			
	志達浄化センター	○	→	○	→	→	1,610.00	21.00		111.74			21.00		21.00			
	今浜浄化センター	○	→	○	→	→							41.00		41.00			
	北川尻浄化センター	○	→	↑			2,255.00	41.00		193.73					41.00			
ブロック計							26,284.10	329.42		1,611.14			329.42		329.42			
河北地区																		
かほく市	北部浄化センター	→	→	○	→	↑	18,605.70	109.57		507.06			109.57		109.57			
	南部浄化センター	○	→	○	→	↑	28,401.40	339.74		1,653.78			339.74		339.74			
津幡町	津幡町浄化センター	○	→	○	→	↑	26,539.00	339.70		1,852.40			339.70		339.70			
内灘町	内灘町浄化センター	○	→	○	→	↑	40,506.30	445.57		2,204.31			445.57		445.57			
ブロック計							114,052.40	1,234.58		6,217.55		1,234.58			1,234.58			
金沢地区																		
県流域	犀川左岸浄化センター	○	○	○	→	→	88,880.00	3,173.62	1,090.92	4,821.14		889.21	2,082.70	201.71	3,173.62			
	城北水質管理センター	○	○	○	→	○	150,301.00	4,456.90	2,006.70	8,936.70		1,520.00	2,450.20	486.70	4,456.90			
	臨海水質管理センター	○	○	○	→	↑	89,046.00	2,359.70	1,085.50	4,993.40		822.20	1,274.20	263.30	2,359.70			
	金沢ファクトリー水質管理ステーション	○	→	↑														
	西部水質管理センター	○	→	○	○	○	121,051.00	3,344.20		10,455.00	146.17	3,198.03			3,344.20			
ブロック計							449,278.00	13,334.42	4,183.12	29,206.24	146.17	6,429.44	5,807.10	951.71	13,334.42			
石川・松任地区																		
白山市	松任中央浄化センター	○	→	○	→	○	31,225.00	749.40		3,234.00			749.40		749.40			
	南部浄化センター	○	→	○	→	↑	8,787.00	114.20		667.40			114.20		114.20			
	西南部浄化センター	○	→	○	→	↑	6,518.80	104.30		566.00			104.30		104.30			
	千代野処理場	○	→	○	→	↑	6,453.40	103.30		610.90			103.30		103.30			
	鶴来浄化センター	→	→	○	→	↑	25,000.80	107.50		589.20			107.50		107.50			
	直海谷終末処理場	○	→	↑			112.00	1.70					1.70		1.70			
	鳥越吉原終末処理場	○	→	↑			168.00	3.40					3.40		3.40			
	鳥越中部終末処理場	○	→	↑			168.00	3.40					3.40		3.40			
	吉野谷中部終末処理場	○	→	↑			42.00	0.80					0.80		0.80			
	吉野谷吉野終末処理場	○	→	↑			204.00	4.10					4.10		4.10			
	一里野終末処理場	○	→	↑			126.00	2.50					2.50		2.50			
白峰処理センター	○	→	↑			320.00	9.60					9.60		9.60				
ブロック計							79,125.00	1,204.20		5,667.50		1,204.20			1,204.20			
南加賀地区																		
県流域	瀬ヶ丘浄化センター	○	○	○	○		39,460.00	1,421.81	627.53	2,304.80		794.28	365.85	261.68	1,421.81			
	大聖寺川浄化センター	○	○	○			15,060.00	482.21	211.03	826.94		271.18	170.89	40.14	482.21			
小松市	中央浄化センター	○	○	○	→	→	41,638.00	874.40	541.00	2,038.54	422.00	452.40		874.40				
加賀市	加賀市浄化センター	○	→	○	→	→	9,053.00	122.00		671.00			34.00	88.00	122.00			
能美市	東部浄化センター	○	→	○	→	→	1,492.50	29.90		145.23			12.89	17.01	29.90			
ブロック計							106,701.50	2,930.32	1,379.56	5,986.51	422.00	1,517.86	583.63	406.83	2,930.32			
公共計							689,505.75	14,741.58	3,684.14	45,386.73	568.17	8,222.05	819.04	750.00	14,741.58			
流域計							143,400.00	5,077.64	1,929.48	7,952.88		889.21	536.74	201.71	301.82	5,077.64		
総合計							832,905.75	19,819.22	5,613.62	53,339.61	568.17	9,111.26	7,382.07	1,355.78	951.71	19,819.22		
											9,679.43							
											有効利用率					51.1%		

表-2.2.3 石川県内の下水汚泥有効利用状況（平成23年度）

番号	市町村等 団体名	処理場名	実績日最大 汚水流入量	メタン発酵実 施施設	7000m ³ 以上	7000m ³ ～ 500m ³	500m ³ 未満
1	犀川左岸流域	犀川左岸浄化センター	45,855	○			
2	加賀沿岸流域	翠ヶ丘浄化センター	29,209	○			
3	加賀沿岸流域	大聖寺川浄化センター	13,994	○			
4	金沢市	城北水質管理センター	114,555	○			
5	金沢市	西部水質管理センター	81,050		○		
6	金沢市	臨海水質管理センター	34,528	○			
7	金沢市	テクノパーク水質管理ステーション				○	
8	金沢市	湯涌水質管理ステーション	517			○	
9	七尾市	西部水質管理センター	5,619			○	
10	七尾市	中央水質管理センター	2,687			○	
11	七尾市	田鶴浜浄化センター	1,063			○	
12	七尾市	中部処理場	679			○	
13	七尾市	中島浄化センター	1,225			○	
14	七尾市	長浦処理場	140				○
15	小松市	小松市中央浄化センター	27,810	○			
16	輪島市	輪島市浄化センター	3,152			○	
17	輪島市	門前水質管理センター	1,498			○	
18	輪島市	郷地浄化センター	171				○
19	珠洲市	珠洲市浄化センター	2,350	○		○	
20	珠洲市	宝立浄化センター	179				○
21	加賀市	加賀市浄化センター	8,601		○		
22	羽咋市	羽咋浄化センター	4,368			○	
23	羽咋市	酒井浄化センター	432				○
24	かほく市	かほく市北部浄化センター	2,084			○	
25	かほく市	かほく市南部浄化センター	9,994		○		
26	白山市	千代野処理場	3,498			○	
27	白山市	松任中央浄化センター	17,672		○		
28	白山市	南部浄化センター	2,563			○	
29	白山市	西南部浄化センター	3,150			○	
30	白山市	鶴来浄化センター	4,075			○	
31	白山市	直海谷終末処理場	318				○
32	白山市	吉原地区終末処理場	805			○	
33	白山市	中部地区終末処理場	982			○	
34	白山市	中部終末処理場	261				○
35	白山市	吉野終末処理場	249				○
36	白山市	一里野終末処理場	325				○
37	白山市	白峰処理センター	472				○
38	能美市	寺井東部浄化センター	2,335			○	
39	津幡町	津幡町浄化センター	9,928		○		
40	内灘町	内灘町浄化センター	9,872		○		
41	志賀町	中央水処理センター	1,353			○	
42	志賀町	西海浄化センター	348				○
43	志賀町	福浦浄化センター	131				○
44	志賀町	富来浄化センター	387				○
45	宝達志水町	今浜浄化センター	1,524			○	
46	宝達志水町	北川尻浄化センター	888			○	
47	宝達志水町	志雄浄化センター	761			○	
48	宝達志水町	種川浄化センター	281				○
49	中能登町	鹿島中部クリーンセンター	1,541			○	
50	中能登町	鹿島中部浄化センター	753			○	
51	中能登町	島屋南部浄化センター	872			○	
52	中能登町	島屋北部浄化センター	718			○	
53	中能登町	鹿島東部クリーンセンター	1,172			○	
54	穴水町	穴水浄化センター	1,739			○	
55	能登町	小木浄化センター	666			○	
56	能登町	恋路浄化センター	174				○
57	能登町	能登町水質浄化センター	1,462			○	
58	能登町	松波浄化センター	100				○
	施設数	58 施設		7 施設	6 施設	31 施設	15 施設



【施設導入前】



【施設導入後】

図-2.2.1 混合メタン発酵導入前と導入後の処理体系

2.2.5 石川県における小規模処理場でのメタン発酵普及促進の取り組み

石川県では、平成22年度より「メタン排出抑制技術検討委員会」を設置し、下水汚泥中に内在する有機分から発生するメタンガスを利活用することにより、二酸化炭素の約21倍の温室効果を持つメタンの大気中への放出を防ぐとともに、再生可能エネルギーの創出を図るという検討を重ねてきた。また、県内の小規模下水処理場では、大半がOD汚泥を濃縮、脱水して場外遠距離運搬および処理処分しており、半島という特殊な地形もあり運搬費と処分費を合わせて1tあたり30,000円近い費用がかかっていたケースもあり、発生汚泥の減容化が課題であった。

こうした状況でメタン発酵処理は、①温室効果ガスの排出抑制②再生可能エネルギーの創出③発生汚泥の減容化による汚泥処理コスト縮減といった3つの効果が合わせて得られることとなり、非常に有用な処理方式であることが委員会においても確認された。

しかし、前述した2つの大きな理由から、小規模下水処理場においてはメタン発酵が普及していない状況であり、これらをクリアするため平成24年度より本共同研究に着手した。本共同研究では下記について検討を行うことで県内の小規模下水処理場へのメタン発酵の普及促進を図ることとした。

(課題①) 中小規模の下水処理場ではそもそもの取扱い汚泥量が小さいため、メタン発酵施設を入れても採算性が合わない。

- ・ 珠洲市の事例にならい、地域で発生する他のバイオマス（し尿、浄化槽汚泥、集落排水汚泥、事業系生ごみ、食品工場残さなど）を混合処理することで、類似処理施設の統廃合、処理の効率化などにより採算性を確保する。
- ・ 各下水処理場で脱水機の設置があるケースが多いため、収集は脱水汚泥で行うこととなり、高濃度状態（含水率90%程度）での発酵槽への投入を検討する。また、高濃度状態での投入とすることで、発酵槽の小型化が可能となり、建設コストの縮減を検討する。

(課題②) 中小規模の下水処理場では大部分が水処理方式としてオキシデーションディッチ法（以下OD法）を採用しており、OD法はHRTが24～36時間と長いため、OD法から発生する汚泥（以下OD汚泥）は生物分解性が低い。

- ・ OD汚泥に対してマイクロ波前処理を実施することで改質し、易分解性有機分を増加させ、生物分解性を高める。

2.2.6 混合バイオマスメタン発酵技術普及促進マニュアル

石川県では、「混合バイオマスメタン発酵技術普及促進マニュアル」（以下マニュアル）を策定した。マニュアルでは、混合メタン発酵を実施する上での経済性評価方法、温室効果ガス排出量削減効果の評価方法、法律・制度の整理などが記載されており、混合メタン発酵を実施しようと考えた際のツールとして利用できるようになっている。

2.3 まとめ

本章では、小規模下水処理場での嫌気性消化に関する現状について、全国および石川県を対象として調査した。得られた知見を以下に示す。

- (1) 全国の状況として、小規模施設では処理水量が少ないにもかかわらず、電力消費量が占める割合は高く、また嫌気性消化や消化ガス発電の導入割合が低い。
 - (2) 石川県の状況として、嫌気性消化を実施しているのは比較的規模の大きな処理場であり、中小規模の下水処理場では、嫌気性消化の普及が進んでいない。
- これらの状況をふまえ、小規模施設でのエネルギー回収効率を高めることが有意義であると考えられた。

参考文献

- 1) 安陪達哉, 下水汚泥資源の平成 23 年度有効利用調査結果, 再生と利用, Vol. 38, No. 142, pp. 86-88, 2014
- 2) 日本下水道協会, 下水道統計(平成 22 年度版)(第 67 号), 2012
- 3) 国土交通省 国土技術政策総合研究所: 地域における資源・エネルギー循環拠点としての下水処理場の技術的ポテンシャルに関する研究, 平成 24 年度下水道関係調査研究年次報告書集, 国総研資料第 773 号, pp. 109-114, 2014
- 4) 国土交通省・日本下水道協会: バイオソリッド利活用基本計画(下水汚泥処理総合計画)策定マニュアル, pp. 14-15, 2004.
- 5) 三浦浩之, 中野加都子, 和田安彦, 村岡治, 藤井亮: 下水汚泥の集約処理とエネルギー回収・活用による環境負荷低減化に関する研究, 土木学会論文集, No. 629/VII-12, pp. 111-121, 1999.
- 6) 酒井伸一, 矢野順也: 食品廃棄物のリデュース・リサイクルによる都市廃棄物処理戦略に関する展望, 廃棄物資源循環学会誌, Vol. 25, No. 1, pp. 55-68, 2014
- 7) 石川県珠洲市、財団法人下水道新技術推進機構: バイオマスメタン発酵に関する性能評価研究、2008.

第3章 標準活性汚泥法から発生する汚泥の高濃度嫌気性消化

3.1 はじめに

下水汚泥処理の集約化を意図した脱水汚泥の嫌気性消化については、1991年度～1996年度に建設省土木研究所汚泥研究室で実験的検討がなされている。中温（30℃恒温室）ではTS 10%程度まで、高濃度化がガス発生に及ぼす影響が少ないことが示されている¹⁾。高温（55℃）ではTS 10%程度でアンモニア性窒素濃度が4,000 mgN/L程度まで増加し、ガス発生量は通常の数%でしかなかったことが示されている²⁾。しかしながら、これらの研究は主として回分式実験や数ヶ月程度の連続式実験に限られており、長期的な連続実験による評価はなされていない。藤島ほか³⁾は、流動性を保つTS 11%まで希釈した脱水汚泥を対象とした中温嫌気性消化が可能であることを報告しているものの、それ以上のTS条件や、粘度については検討されていない。高濃度化に伴うアンモニア阻害への対応としては、アンモニアストリッピングを組み合わせた手法が提案されている⁴⁾。また海外での脱水汚泥の嫌気性消化に関する報告例^{5), 6)}があるものの、VS/TS比、COD_{Cr}/VS比といった基本的な汚泥性状の指標も我が国のものとは異なっている場合が多く、そのまま知見を適用するのは難しい。

機械濃縮機の導入により、混合汚泥をTS 5%程度に濃縮して嫌気性消化することで、消化ガス発生量増加および加温用燃料の削減を実現した現場での事例があり⁷⁾、高濃度化は消化槽運転の効率化にもつながる。現状として我が国の現場での下水汚泥の高濃度消化はTS 5%程度までである⁸⁾。しかしながら近年、これまでは想定されていなかった生ごみなどの下水処理場への受入が、石川県珠洲市などで本格的に実現されており、状況は変わりつつある。国土交通省の下水道革新的技術実証事業（B-DASHプロジェクト）でも、下水汚泥と地域バイオマスの混合消化に関する実証データが集積しつつある^{9), 10)}。小規模施設では、周辺の排水処理施設からの汚泥も、集約処理の対象となり得る。送泥管が難しい小規模施設間では、高濃度化した汚泥の車両による輸送が効率的である。

このような背景のもと、混合汚泥をTS 10%程度まで濃縮した場合の嫌気性消化実験を行うとともに、シミュレーションによる検討も試み、投入汚泥の高濃度化に伴う、メタン生成特性、アンモニア性窒素、粘度などへの影響を調査した。

3.2 連続式実験による嫌気性消化特性の調査

3.2.1 実験方法

(1) 連続式実験

石川県大聖寺川浄化センター(処理場 A)および石川県犀川左岸浄化センター(処理場 B)の試料を用いて、有効容積 3 L の反応器を 4 系列運転した(表-3.2.1)。反応器 1 は中温で、それ以外は高温で運転した。反応器 1、反応器 2 および反応器 3 は、混合汚泥のみを投入した系で、投入基質の採取処理場が異なる。反応器 4 では混合汚泥およびご飯を混合消化した。ご飯は易分解性バイオマスの例として用いたものであり、実際の生ごみにも含まれている。混合汚泥の濃度は TS 3~4%程度であるので、実験室での遠心分離操作により、5~10%程度まで濃縮した。一部の期間では汚泥性状が異なり設定濃度まで濃縮できなかったため、その間は投入汚泥 TS 量が同じになるように投入容積を調整して対応した。基質投入および消化汚泥の引抜操作は平日のみ 1 日 1 回の頻度にて手動で行った。投入基質の性状は表-3.2.2 に示すとおりである。

まず反応器 1 および反応器 2 の運転を開始し、反応器 3 および反応器 4 は 194 日目に新たに運転を開始した。その際の植種汚泥には、処理場 A の消化槽の高温消化汚泥(反応器 2~4)もしくは処理場 B の消化槽の中温消化汚泥(反応器 1)を濃縮して用いた。混合汚泥の濃度は TS 3~4%程度であるので、実験室での遠心分離操作により、5%程度(Run 1)、7.5%程度(Run 2)、もしくは 10%程度(Run 3)まで濃縮した。反応器 3 および反応器 4 の立ち上げ期間(30 日間)は、引き抜き消化汚泥を遠心分離し、上澄み液を除いて投入分の基質と混合してから反応器に返送することで、極力汚泥を流出させないようにした。

表-3.2.1 連続式実験条件

反応器番号	温度	基質	Run 1	Run 2	Run 3a	Run 3b	
反応器1	35℃	処理場Aの混合汚泥	~150 mL/d	50~125 mL/d	94 mL/d	125 mL/d	←投入量
			28~d	84~34 d	45 d	34 d	←HRT
反応器2	55℃	処理場Aの混合汚泥	~100 mL/d	50 mL/d	—	—	←投入量
			42~d	84 d	—	—	←HRT
反応器3	55℃	処理場Bの混合汚泥	—	50 mL/d	—	—	←投入量
			—	84 d	—	—	←HRT
反応器4	55℃	処理場Aの混合汚泥 +ご飯	—	混合汚泥50 mL/d+ご飯5g-wet/d	—	—	←投入量
			—	76 d	—	—	←HRT
経過日数 (日)			0~112	113~425	426~599	600~832	
混合汚泥濃度設定値 (TS)			5%	7.5%	10%		

注1. 基質投入は、平日のみ

注2. 反応器3および反応器4は194日目に運転開始

表-3.2.2 投入基質性状

	VS/TS(-)	C(%-TS)	H(%-TS)	N(%-TS)	CODcr/VS(-)	C/N(-)
処理場Aの 混合汚泥	0.895±0.018	45.5±0.3	6.88±0.05	5.38±1.02	1.44±0.10	8.5
処理場Bの 混合汚泥	0.887±0.006	45.0±0.2	6.76±0.08	4.09±0.30	1.65±0.07	11.0
ご飯	0.985±0.001	43.0±0.4	6.72±0.13	0.42±0.19	1.42±0.11	102

(2) アンモニア阻害の影響調査

高温条件での不安定原因を探るために、Run 2 の期間中に高温条件下で反応器 2 の消化汚泥を用いて下記 3 種類の回分式実験を行った。あわせて中温条件下で反応器 1 の消化汚泥を用いて回分 1 および回分 2 の回分式実験を行った。

- ・回分 1(コントロール系) : 反応器の引き抜き消化汚泥のみ
- ・回分 2(希釈系) : 反応器の引き抜き消化汚泥を、沸騰後冷ました水道水で半分に希釈
- ・回分 3(アンモニアストリッピング系) : 反応器の引き抜き消化汚泥を遠心分離し(3,000 g、15 分)、上澄み液に KOH を添加して pH10 とし、窒素ガスで 10 分間パージし、HCl で pH を戻し、分離汚泥と混合

それぞれ、0.5 L の反応器に 400 mL 投入し、基質として酢酸を 1 mL を添加し、55°C の条件下で、メタンガス生成量の経時変化を測定した。

(3) 分析方法

投入基質や消化汚泥の分析は、基本的に下水試験方法に従って行った。なお、COD_{Cr} の分析は HACH 社の吸光光度計 DR2400 および COD 試薬(HR)を用いた。粘度は粘度計(VISCOTESTER VT-04、リオン社)を、アンモニア性窒素は自動比色分析装置(TRAACS2000、BRAN LUEBBE 社)を用いた。CHN の分析は、元素分析装置 (FALSH EA1112、アムコ社) を用いた。

処理場 A の消化汚泥および反応器 1 の消化汚泥を対象として、肥料としての評価に関する分析を、肥料取締法に基づき行った。反応器 1 からの毎日の引き抜き量は、分析に必要な量と比べて少ないので、経過日数 800 日前後の約 1 ヶ月間で引き抜いた消化汚泥を冷蔵庫(4°C)で保管しまとめて分析した。処理場 A の消化汚泥は、同時期に現場で 1 回採取したものである。基礎性状および有害成分は、昭和 48 年環境庁告示第 14 号に従い分析した。溶出試験は、昭和 48 年環境庁告示第 13 号により行った。

見かけの除去率は、投入濃度と消化汚泥濃度の差を投入濃度で除して算出した。高濃度で水理的滞留時間 (HRT) が長いので、完全混合槽を仮定して理論的に計算される投入基質の反応器内での濃度を用いて算出した。

3.2.2 実験結果および考察

(1) 連続式実験

反応器 1 における TS および VS の経時変化を図-3.2.1 に示す。投入 TS を 10% に設定した 426 日目以降、消化汚泥の TS 濃度は徐々に増加し、750 日目頃以降 5% 程度で安定した。VS 濃度も同様の傾向を示し、TS 濃度の 8 割程度で推移した。見かけの VS 除去率 (図-3.2.2) は、反応器 1 で 60% 程度であり、投入 TS 濃度および負荷率が最大である Run 3b を含めておおむね一定であった。対して、高温で運転した反応器 2 および反応器 3 では 30~45% 程度であった。反応器 4 では、ご飯が完全に分解すると仮定した、下水汚泥分のみの除去率が 50% 程度であった。見かけの COD_{Cr} 除去率について、反応器 1 では、全期間を通じておおむね 50~60% 程度を安定して維持した。これは、投入 TS 濃度 2~4% で運転している一般的な中温消化槽と同程度の除去効率¹⁾であり、投入 TS 濃度を 10% 程度まで増加させても、2.7 kgVS/(m³・d) 程度の負荷率で安定した運転が

可能であった。

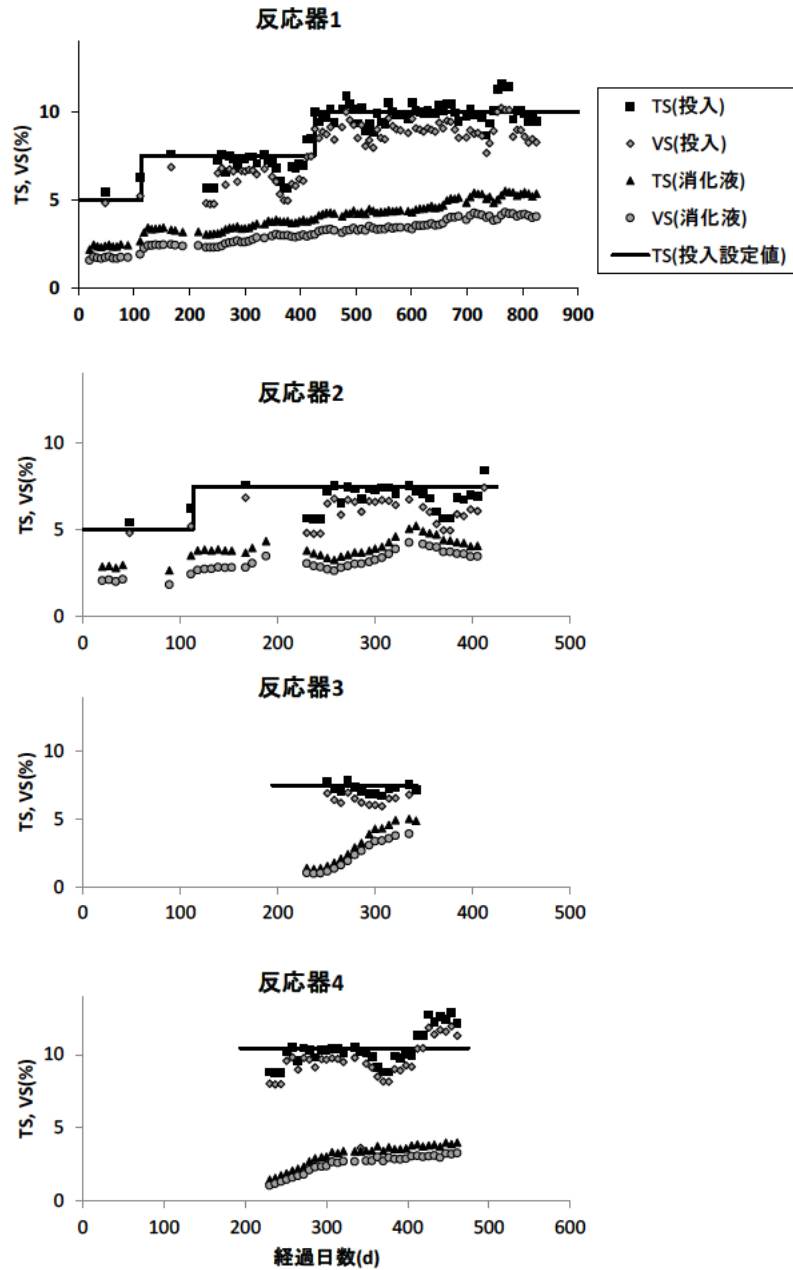


図-3.2.1 TSおよびVSの経時変化

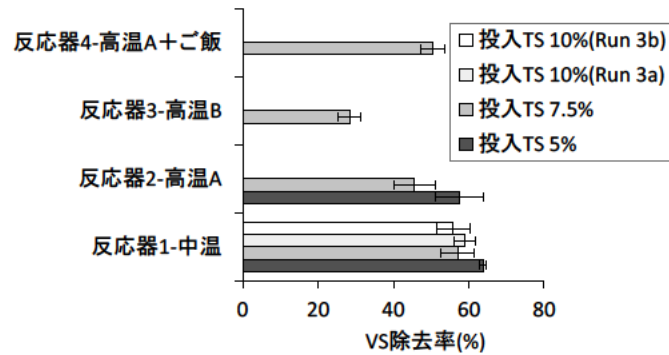


図-3.2.2 連続実験におけるVS除去率

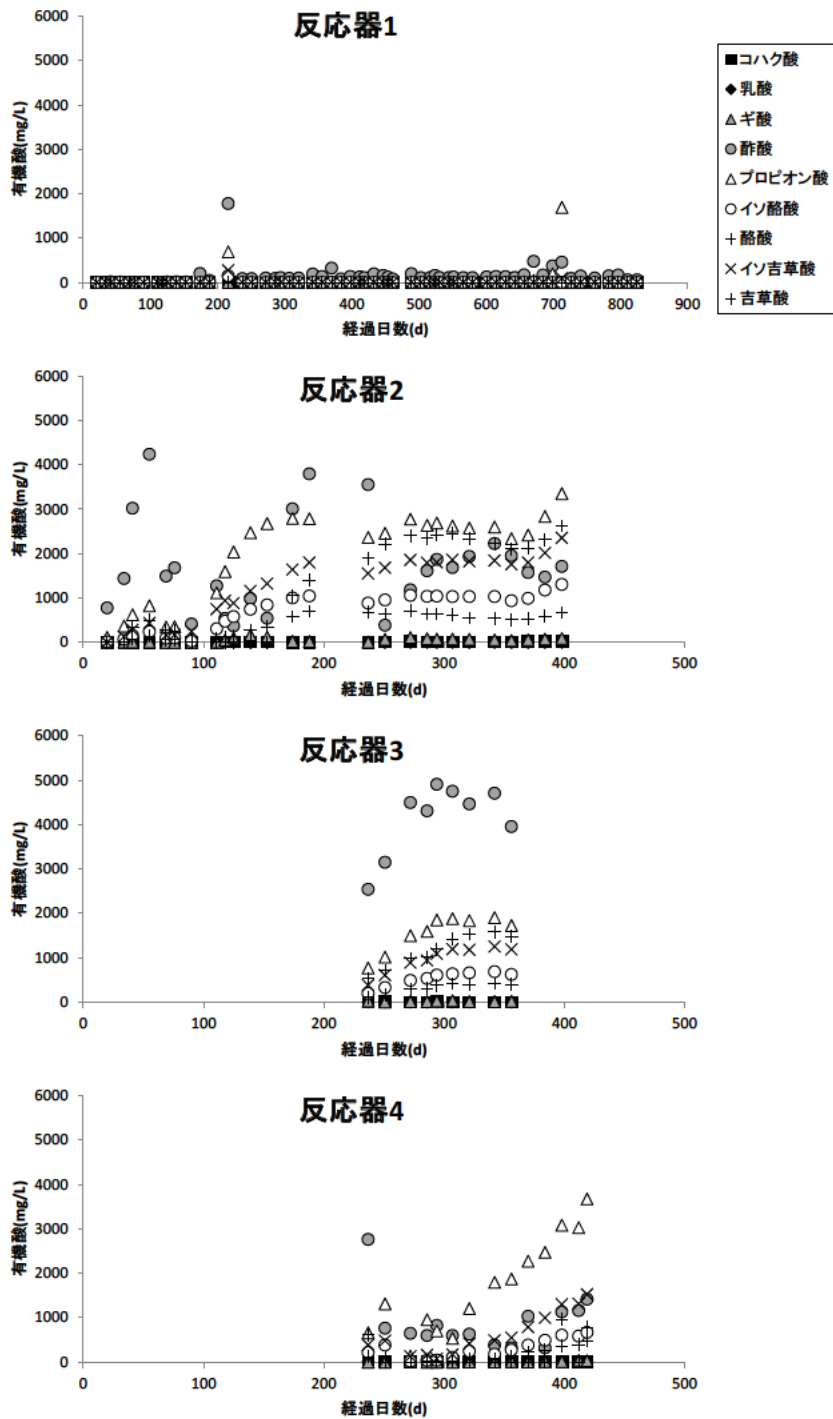


図-3.2.3 有機酸濃度の経時変化

有機酸濃度の経時変化を図-3.2.3 に示す。反応器 1 での有機酸濃度については、新しい装置に移動した直後でやや不安定であった 216 日目および 670~720 日目以外で低濃度であり、最も高濃度で検出された酢酸でもおおむね 200 mg/L 程度以下であった。有機酸が蓄積していないことから、処理の安定性が確認できた。反応器 2 および反応器 3 では、酢酸やプロピオン酸が数千 mg/L 程度蓄積しており、メタン発酵が不安定な状態であった。反応器 4 では、反応器 2 および 3 よりも低濃度であるものの、特にプロピオン酸の

蓄積が数千 mg/L 程度で観察された。

反応器 1 でのアンモニア性窒素濃度(図-3.2.4)は、投入 TS 濃度が 5% の時は 1,000 mgN/L 程度で推移し、投入 TS 濃度 7.5% の場合は 3,000 mgN/L 程度に、投入 TS 濃度 10% の場合は 3,500 mgN/L 程度に達した。ただし、250 日目以降および 650 日目以降では、減少する傾向も見られた。濃縮後の投入 TS 濃度の変化による影響に加えて、季節的な変動による影響も考えられる。中温で運転した反応器 1 では、アンモニアによる阻害影響が見られず、処理が安定していた。高温条件である反応器 2 および反応器 3 では処理が不安定であったことから、アンモニア性窒素濃度がメタン発酵を阻害していた可能性が考えられた。なお pH は、いずれも 7~8 程度であった。

アンモニア性窒素濃度と見かけの COD 除去率の関係を図-3.2.5 に示す。ここでは、処理場 A の汚泥を用いた回分式実験での値を参考にあわせて示している。中温条件である反応器 1 では、アンモニア性窒素濃度 4,000 mgN/L 程度でも COD 除去率 0.5~0.6 をおおむね維持していた。対して高温条件である反応器 2~4 では、アンモニア性窒素濃度が 2,000 mgN/L を越えると、COD 除去率の低下が見られた。

処理場 A の汚泥を単独で消化した反応器 1 および 2 の消化汚泥の TS 濃度とアンモニア性窒素濃度の関係を図-3.2.6 に示す。中温条件と高温条件で大きな差が無く、混合汚泥の消化に伴うアンモニア性窒素の放出傾向は同様であると考えられる。一般的に高温条件下ではアンモニア阻害を受けやすいといわれており、投入基質の高濃度化の際には注意を要する。

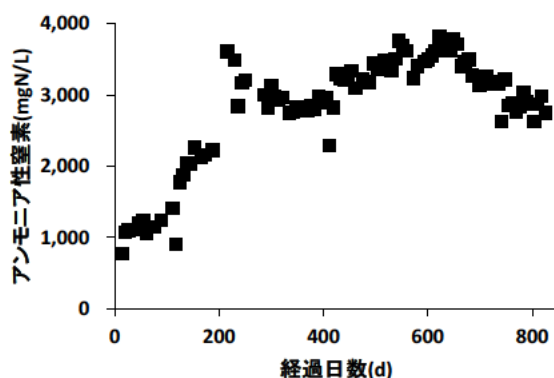


図-3.2.4 反応器 1 におけるアンモニア性窒素濃度

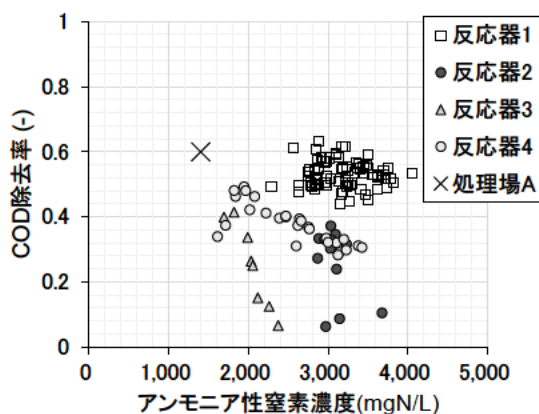


図-3.2.5 アンモニア性窒素濃度と COD 除去率の関係

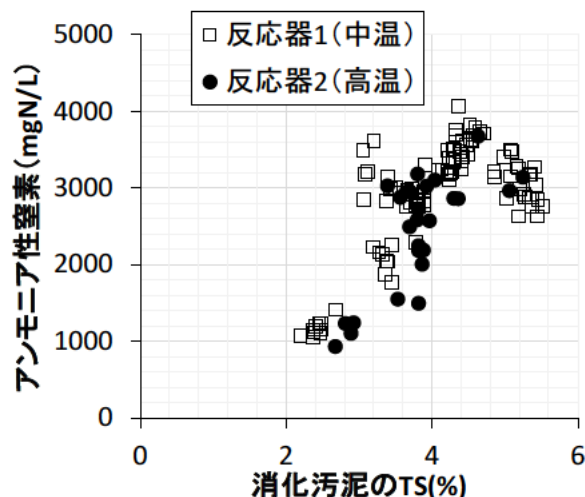


図-3.2.6 消化汚泥の TS 濃度とアンモニア性窒素濃度の関係

ただし、異なる処理場の下水汚泥の場合、窒素の挙動の異なる可能性が指摘されており¹¹⁾、投入TSが同程度でも消化汚泥のアンモニア性窒素濃度が低い例も報告されている¹²⁾。また種々の地域バイオマスを混合消化した場合のアンモニア放出量の知見も示されている¹³⁾。アンモニア性窒素濃度の挙動については特に、現場毎に注意を要するものと考えられる。

反応器 1 および 2 の消化汚泥のTS濃度と粘度の関係を図-3.2.7 に示す。消化汚泥のTS濃度増加に従い、粘度が増加していた。特に中温条件下での粘度が高く、最大で 8.5 dPa・s に達した。粘度の増加は消化槽内の攪拌効率に大きな影響を及ぼし、この点では、高温条件が有利である。なお、下水汚泥および生ごみの混合消化を想定した粘度 5.4 dPa・s での数値流体力学 (CFD) 解析では、攪拌に大きな問題が無いことが報告されている¹⁴⁾。また、処理場Aの嫌気性消化槽での粘度 8.5 dPa・s を想定したCFD解析は、3.5 に示す通りである。

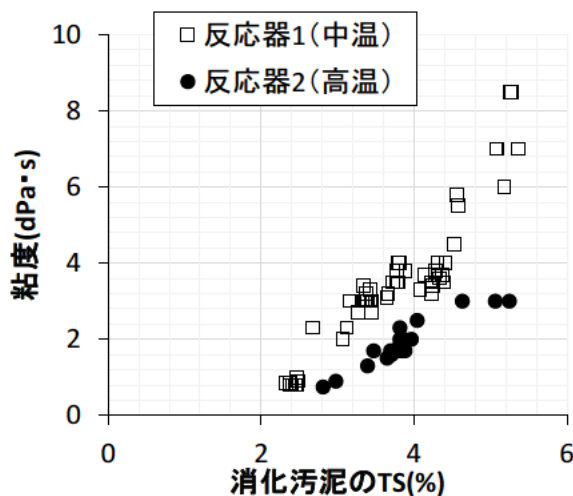


図-3.2.7 消化汚泥の TS 濃度と粘度の関係

肥料としての基礎性状分析結果を表-3.2.3に示す。%wet 単位で表示している項目については、濃縮した影響で高い値が示されている。%dry 単位で表示している項目についてはそれほど大きな差が無かった。特に有機物割合や高位発熱量はほとんど同じであり、濃縮した基質を嫌気性消化した場合でも、基礎的な性状への影響は少ないことが示されている。

肥料としての有害成分分析結果を表-3.2.4に示す。一部の項目では濃縮した基質を嫌気性消化することにより高い値で検出されていた。1、2-ジクロロエタンやシアン化合物など24項目を測定した溶出試験でも、同様の傾向が見られた。混合汚泥の濃縮操作を行う際に、固形性成分が濃縮されるのに対して、溶解性成分は濃縮されないため、各物質の存在状態によって濃縮効率は一定でない。ただし、いずれも基準値未満であり、高濃度化した場合でも、肥料としての活用に特に問題はないことが確認できた。

表-3.2.3 肥料としての基礎性状分析

		反応器1	処理場A
水分	%wet	94.7	98.7
窒素全量	%wet	0.637	0.197
リン酸全量	%wet	0.277	0.155
カリウム全量(加里全量)	%wet	0.025	0.018
カルシウム全量(石灰全量)	%wet	0.103	0.034
亜鉛全量	%wet	0.0044	0.0006
銅全量	%wet	0.0030	0.0007
炭素窒素比	-	7.2	6.8
灰分	%dry	22.4	24.1
pH	-	8.0	8.1
電気伝導率	mS/cm	11.9	6.5
アンモニア性窒素	%wet	0.283	0.108
硝酸性窒素	%wet	0.001未満	0.001未満
マグネシウム全量(苦土全量)	%dry	0.729	1.28
有機物	%dry	77.6	75.9
油分	%dry	0.33	0.12
高位発熱量	KJ/kg	17,900	17,900

表-3.2.4 肥料としての有害成分分析

		反応器1	処理場A	基準値
ヒ素全量	%dry	0.00070	0.00067	0.005
カドミウム全量	%dry	0.00012	0.00013	0.0005
水銀全量	%dry	0.0000992	0.000108	0.0002
ニッケル	%dry	0.0016	0.0005未満	0.03
クロム全量	%dry	0.0146	0.0005未満	0.05
鉛全量	%dry	0.0032	0.0023	0.01

(2) アンモニア阻害の影響調査

回分式実験におけるメタン生成量の結果を図-3.2.8に示す。希釈した実験では、比較しやすいように希釈倍率をかけたメタン生成量を示している。高温条件下での回分1、回分2および回分3の実験開始時におけるアンモニア性窒素濃度は、それぞれ3,320、1,670および2,460 mgN/Lであった。回分3では実験開始直後のメタン生成量が多かった。回分2では、実験開始直後からメタン生成効率が回分1および回分3より高く、80 h以降にはメタン生成量がさらに向上し、回分1および回分3を大きく上回った。これらの結果より、

反応器2でのメタン生成活性が弱かったのは、アンモニアもしくは他の物質の蓄積によりメタン発酵が阻害されていた可能性が考えられた。

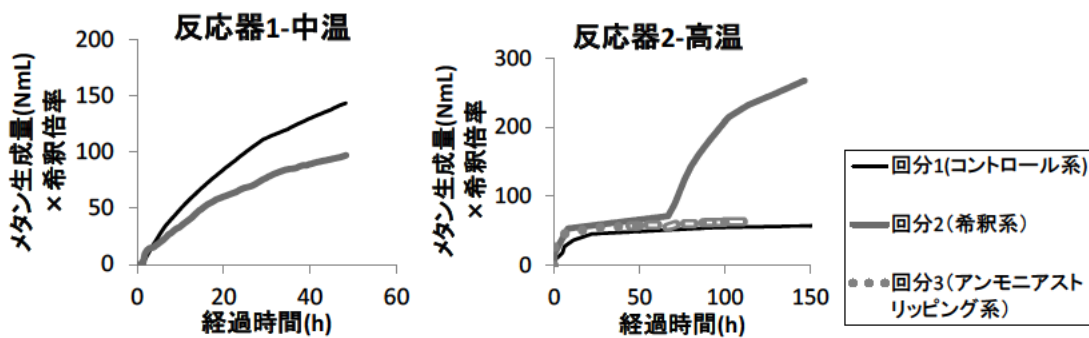


図-3.2.8 回分式実験におけるメタン生成量の経時変化

3.3 地域バイオマスの嫌気性消化

3.3.1 実験方法

嫌気性反応器（容量 0.5 L）に消化汚泥および基質を投入し、高温条件下では 2 週間程度回分式にて嫌気性消化実験を行った。ここでは、処理場 A の消化汚泥を植種汚泥として用いた。地域バイオマスとしては、処理場 A の地域で可能性の考えられた食品廃工場で発生している、おから、豆皮、および和菓子を対象とした。

実験の前後で汚泥や基質の性状を分析すると共に、実験中メタンガス生成量の経時変化を計測した。発生したバイオガスは、強アルカリ溶液を通過させることで二酸化炭素を除去し、メタンガスの生成量として計測した。その他の分析については、前述の連続式実験と同様である。

3.3.2 実験結果および考察

回分式実験による地域バイオマスのメタン転換率測定結果を図-3.3.1 に示す。処理場Aの混合汚泥の転換率は 60%程度であり、他都市での値と同程度¹⁴⁾であることから、実験精度も問題ないと考えられる。地域バイオマス試料については、50~60%程度であった。一般的な生ごみ¹⁵⁾の 80~90%と比しては低いものの、いずれも下水汚泥の転換率とおおむね同等以上であり、下水処理場で受け入れることで、メタンガス回収量増加に寄与することが期待できる。

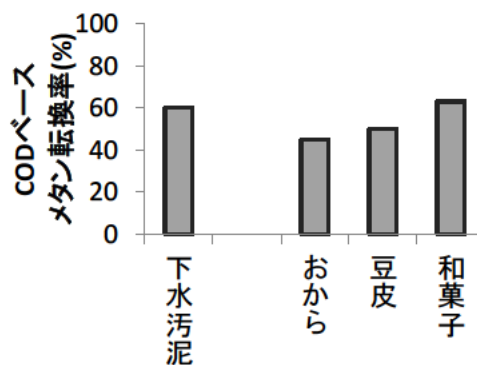


図-3.3.1 回分式実験による地域バイオマスのメタン転換率測定結果

3.4 回分式実験による高温消化工程の状態推定手法の検討

3.4.1 背景と目的

近年、消化設備の高効率運転を目指し、投入汚泥の更なる高濃度化（以下、超高濃度化）や高温消化の採用が提案されている¹⁶⁾が、現状の分離濃縮による高濃度化から投入汚泥をさらに高濃度化させた超高濃度消化の場合、高温消化工程においてアンモニアが原因と考えられる発酵阻害が確認されている¹⁶⁾。一方、消化工程においてアンモニア阻害が発生する運転条件を把握するためには、連続式消化試験を実施する必要があり、確認のために多大な時間と費用を要する状況であった。そこで本節では、超高濃度高温消化におけるアンモニア阻害の回避を目的として、回分式消化試験の結果を用いた連続運転状況の予測¹⁷⁾に関する簡易な手法を考案し、その妥当性を検討した。

3.4.2 実験方法および解析方法

(1) 実験装置

実験装置の概略図を図-3.4.1 に、写真を図-3.4.2 にそれぞれ示す。フラスコ加温用の湯は恒温機を用いて温度を調整した。

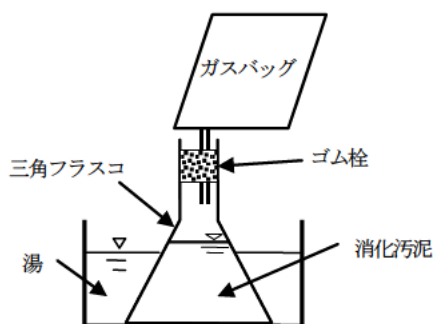


図-3.4.1 実験装置概略図



図-3.4.2 実験装置写真

(2) 供試試料条件

高温消化を採用している処理場Aの消化汚泥、混合生汚泥を採取し、それぞれ前処理を行った後、実験室内の回分式消化実験に供した。実験に供した混合生汚泥の前処理方法および性状を表-3.4.1 に示す。

表-3.4.1 投入汚泥条件

No.	前処理方法	投入量[L]	TS 濃度[%]	VS/TS[%]
1	—	—	—	—
2	前処理なし	0.341	2.63	88.21
3	遠心濃縮 ^{※1}	0.209	4.16	89.64
4	遠心脱水 ^{※2}	0.200	4.45	90.94

※1：遠心分離機使用（無葉注、2000G、15min）

※2：遠心分離機使用（0.65%葉注、2000G、15min）+加水

採取した消化汚泥は、数回の予備的な同種実験（表-3.4.1の有機物負荷が問題ないことを確認）に使用したものを図-3.4.1に示す各フラスコ内で10日間加温して基質を十分に減少させ、全体を混合した後、母液（TS：2.34%、VS/TS：69.55%）とした。採取した混合生汚泥は、表-3.4.1に示す条件毎に前処理を行った。

(3) 実験条件

表-3.4.1に示す前処理後の混合生汚泥を、母液1Lが入ったフラスコ（フラスコ3本/1条件）へ投入し、気相を窒素ガスで置換した後、ゴム栓で密閉した。フラスコ内部温度が55～57℃になるように恒温水槽で加温しながら、一日2回程度のフラスコ振とうにより内部汚泥をかかはんし、実験を15日間継続した。表-3.4.1に示すNo.1を対照系、No.2～4をテスト系として、テスト系から対照系の数値を引いた値を各条件（No.2～4）の実験結果とした。

(4) 分析項目

ガスバッグでの捕集とシリンジでの吸引により、各フラスコからの消化ガス発生量を測定した。汚泥性状分析は下水試験方法に従い、NH₄-Nは0.45μmろ過後、イオンクロマトグラフィー（サーモサイエンティフィック社製ICS-1500）を用いて定量した。

(5) 数値計算手法

連続式高温消化において消化汚泥TS濃度を予測するモデルの概念図を図-3.4.3に示す。

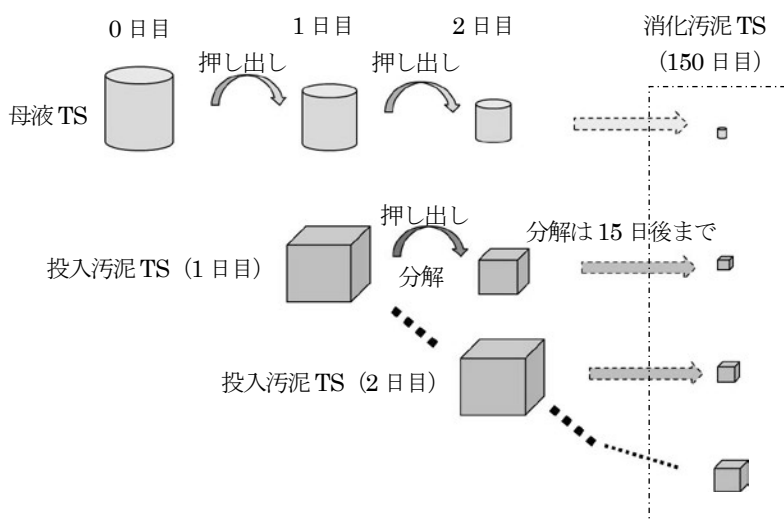


図-3.4.3 連続式状態モデル (TS 基準)

0日目の消化汚泥を母液（生物分解性なし）とし、日毎の投入汚泥を一単位とすると、母液TSは汚泥投入に伴う押し出しにより日毎に減少し、投入汚泥TSは押し出しに加え、生物分解により日毎に減少する。ここでは、生物分解の速度については、回分式消化実験で得られる日毎の消化ガス発生割合（累積：15日目までの投入汚泥由来消化ガス発生量=100%）を「日毎のTS消費度」と見なす。投入汚泥TSのうち投入後15日目までに生物分解されるものを「基質分解ポテンシャル」と定義し、生物分解が投入15日目まで継続

した後は押し出しにより引き続き TS が減少すると想定すると、消化汚泥 TS（今回検討では 150 日後）は母液およびそれまでの投入汚泥に由来する残存 TS の合計となる。ここで、消化槽を完全混合槽と想定すると消化汚泥 TS 濃度は式 3.1 で表され、式 3.1 の右辺大括弧内第一項は基質分解ポテンシャルの減少（押し出し・分解）を、同第二項は生物分解性を有しない TS の減少（押し出し）を意味する。

$$C = \frac{1}{H} \left\{ \sum_{n=1}^{15} \left[\frac{C_0 \cdot P \cdot (1 - S_n)}{\left(\frac{H}{1+H} \right)^n} \right] + \sum_{n=1}^{150} \left[\frac{C_0 \cdot (1 - P)}{\left(\frac{H}{1+H} \right)^n} \right] \right\} \dots \text{(式 3.1)}$$

C : 消化汚泥 TS 濃度 (汚泥投入開始 150 日後) [—]
 C_0 : 投入汚泥 TS 濃度 [—]
 H : 消化日数 [日]
 P : 基質分解ポテンシャルの割合 [—]
 S_n : n 日目の TS 消費度 [—] $S_0=0\%$ 、 $S_{15}=100\%$

また、同様のモデルと実験から得られる「分解 TS あたりの $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成量」を用いることにより消化汚泥 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度（今回検討では 150 日後）が算出される。この場合は、状態モデルにおいて基質分解ポテンシャルの減少（＝押し出し＋分解）と $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成および減少（＝押し出し）を考慮する。

3.4.3 結果および考察

(1) 実験結果

日毎の消化ガス発生割合（累積）を図-3.4.4 に示す。ここで、No.2～No.4 の値は No.1 で発生した消化ガス量を引いたものである。なお、消化ガス発生量が少ないなどの理由で、数日分のガスを一度に測定した部分については各日に均等配分した。

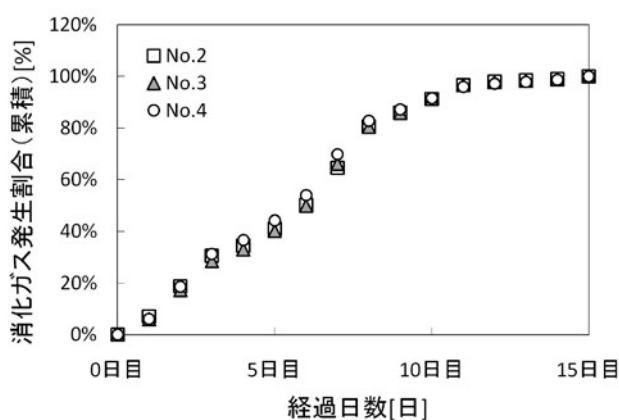


図-3.4.4 回分式消化実験結果

図-3.4.4 に示すように、No.2～No.4 には差がないことから、表-3.4.1 に示す有機物負荷条件下では、投

入汚泥の前処理（遠心濃縮・薬注の有無）は高温消化に影響を与えないといえる。よって、数値計算では No.2～4 の平均値を TS 消費度とする。

一方、実験開始から 15 日後、消化汚泥中の TS 濃度および $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度を測定したところ、母液と投入汚泥の濃度差から、「TS に占める基質分解ポテンシャルの割合 68.2%」、「分解 TS あたりの $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成量 $69.43\text{mg-NH}_4\text{-N/g-分解TS}$ 」が得られた。

(2) 数値計算（妥当性評価）

上記実験結果より得られた「日毎の TS 消費度」および「基質分解ポテンシャルの割合」を固定値、消化日数および投入汚泥 TS 濃度を入力値として消化汚泥 TS 濃度を算出する計算シート（Excel ワークシート）を作成し、処理場 A の運転データから消化汚泥 TS 濃度を算出した。

図-3.4.5 に、処理場 A の運転データと計算結果を示す。日付は上記実験に用いた混合生汚泥の採取日から前後一ヶ月とし、消化日数は日付当日の汚泥投入量と消化槽容量から算出した。

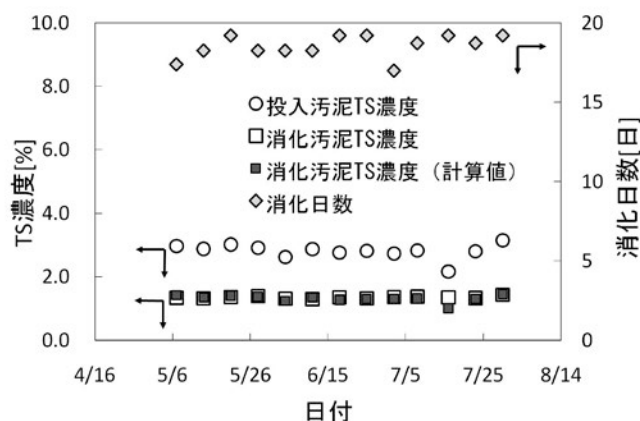


図-3.4.5 運転データと計算結果の比較

図-3.4.5 に示すように消化汚泥 TS 濃度の計算結果は運転データとよく一致しており、唯一、結果が一致しない日付では、特異的、短期的に投入汚泥 TS 濃度が低かったため、計算結果にのみ影響が見られたと考えられる。よって、今回作成の状態モデルは適切であり、回分式消化実験の結果から連続運転状態を予測可能といえる。

(3) 数値計算（状態推算）

上記計算シートを用いて、消化日数をパラメータとし、超高濃度化された投入汚泥の TS 濃度に対する消化汚泥 TS 濃度を算出した試算結果を図-3.4.6 に示す。また、「日毎の TS 消費度」、「基質分解ポテンシャルの割合」、「分解 TS あたりの $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成量」を固定値、消化日数をパラメータとし、投入汚泥 TS 濃度に対する消化汚泥 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度を算出する計算シートを作成した。消化汚泥 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の試算結果を図-3.4.7 に示す。ここで、投入汚泥 TS 濃度の範囲を表-3.2.1 に示す連続式実験の条件に合わせ、5～10%とした。消化日数などの条件は多少異なるものの、連続式実験で得られた結果におおむね一致しており、本モデルの妥当

性を確認している。

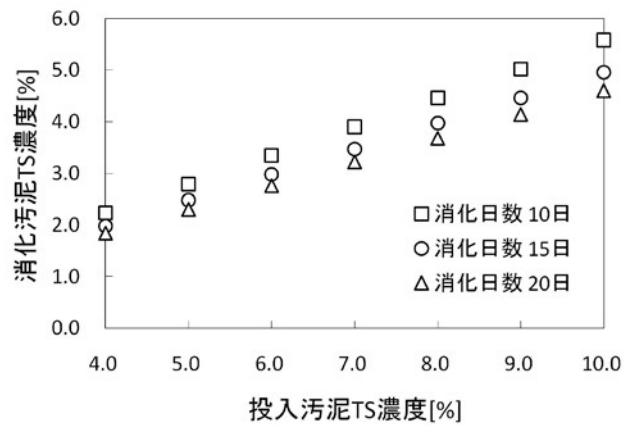


図-3.4.6 試算結果 (消化汚泥 TS 濃度)

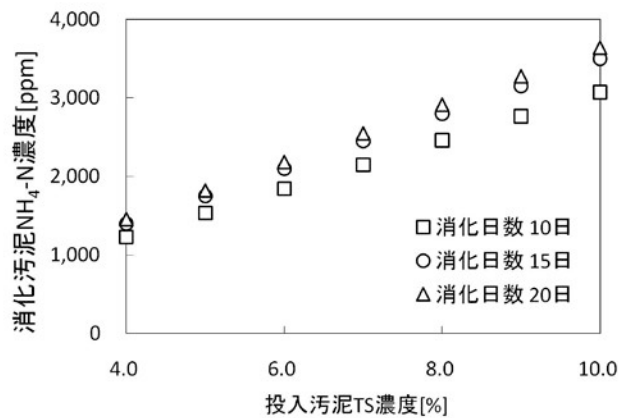


図-3.4.7 試算結果 (消化汚泥 NH4-N 濃度)

図-3.4.6 および図-3.4.7 に示すように、消化汚泥TS濃度および消化汚泥NH₄-N濃度は投入汚泥TS濃度に比例し、かつ、消化日数の影響を受けることが明らかとなった。高温消化において阻害を受けない消化汚泥NH₄-N濃度は2,500ppm以下（中温は5,000ppm以下）¹⁸⁾といわれていることから、図-3.4.7の結果より、例えば消化日数20日以上かつ投入汚泥TS濃度7%以上の運転条件ではアンモニア阻害発生の可能性があるといえる。アンモニア阻害が発生した場合は消化率低下に伴い消化汚泥TS濃度が上昇するため、図-3.4.7において消化汚泥NH₄-N濃度が2,500ppmを超える運転条件については、図-3.4.6 および図-3.4.7 に示す試算結果が連続運転データから乖離すると推察される。

よって、今回手法は消化汚泥TS濃度の下限値および消化汚泥NH₄-N濃度の上限値を予測するものと認識する必要がある。

3.5 消化槽かくはん性能の検討

3.5.1 背景と目的

前節に示したように、投入汚泥の超高濃度化が提案されているが、消化汚泥TS濃度の上昇に伴う消化汚泥粘度の上昇により、消化槽かくはん性能の低下が懸念される¹⁴⁾。下水汚泥と生ごみの混合消化に伴う消化汚泥粘度上昇については、インペラ式かくはん機を用いた消化槽の流動シミュレーションにより、かくはん性能に大きな影響がないことが確認されている¹⁴⁾が、投入汚泥の超高濃度化に伴う粘度上昇についてはかくはん性能に与える影響の知見が十分でない。そこで本節では、投入汚泥の超高濃度化を想定した流動シミュレーションを行い、かくはん性能に大きな影響がないことを確認する。

3.5.2 検討方法

(1) シミュレート条件

消化槽形状と消化槽かくはん機形状をモデル化し、かくはん機の羽根が汚泥を直下に向かって押し退ける際に作り出される消化槽内全体の流れを解析した。解析ソフトとして汎用熱流体解析プログラムFLUENT14.5.7を用いて、非定常状態を逐次計算し、流動速度の変化が無視できる程度まで計算を継続した。

(2) 消化槽の諸元とモデル

表-3.5.1 に消化槽の諸元を、図-3.5.1 に消化槽の形状を図-3.5.2 に消化槽のモデルをそれぞれ示す。

表-3.5.1 諸元

項目	仕様
消化槽容量	730 m ³
かくはん機形式	インペラ式
かくはん機回転数	20 rpm
かくはん機羽根数	上段 2枚 中段 3枚 下段 3枚
消化汚泥密度	1,050 kg/m ³
消化汚泥粘度	8.5 dPa・s

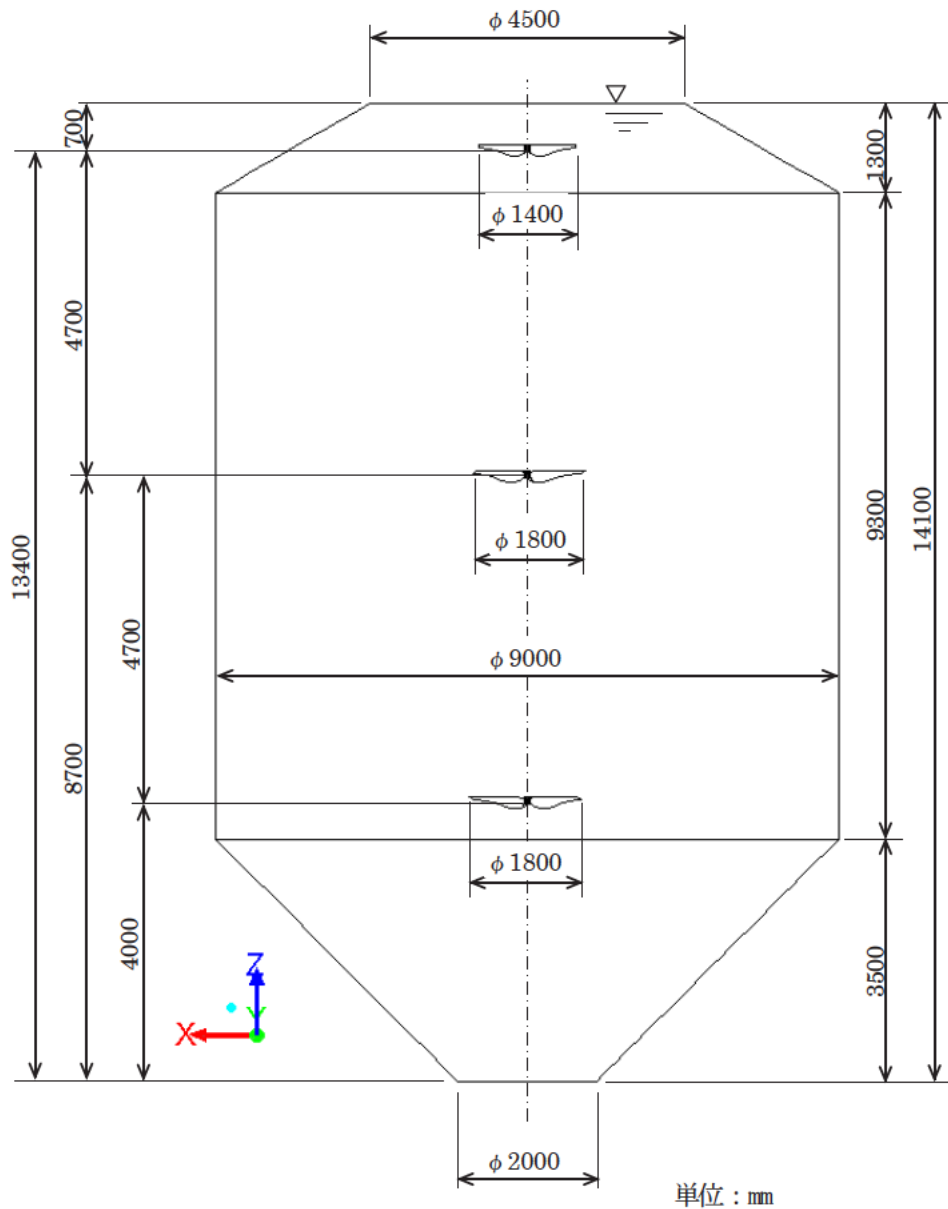


図-3.5.1 消化槽形状

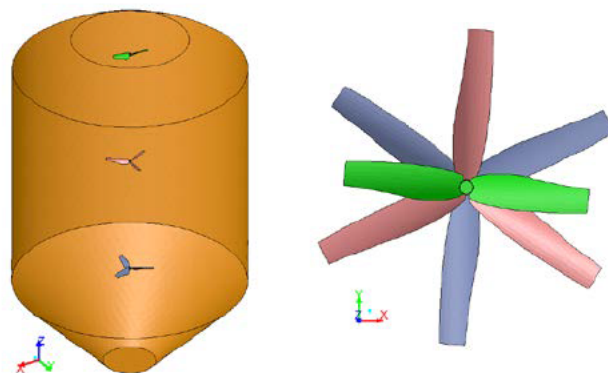


図-3.5.2 消化槽モデル

表-3.5.1 に示す消化汚泥粘度は、3.2 で報告している、処理場 A の混合生汚泥を TS 10% まで濃縮して投入した連続式中温消化実験で得られた最大値を用いた。中温消化と高温消化の消化汚泥粘度を比較すると、同じ消化汚泥 TS 濃度であれば温度の高い高温消化の粘度が低いことが自明であり、かつ、高温消化は前節記述の通りアンモニア阻害によって投入汚泥の超高濃度化が制限されることから、中温消化の最高値は常に高温消化の値を上回ると考えられ、今回シミュレートは安全側といえる。

なお、図-3.5.1 に示す槽形状は上述の処理場 A の消化槽に準じ、かくはん機形状は月島機械（株）製インペラ式かくはん機とした。

また、当該モデルでは、消化槽内壁面の摩擦抵抗を考慮し、かくはん機の軸（シャフト）の存在を無視した。

(3) 出力

解析結果として、汚泥流動速度の分布データ（流速コンター図）を出力すると共に、定常状態（シミュレート終了時）における軸トルクから必要軸動力を算出した。なお、必要軸動力は、

$$(\text{必要軸動力}) [\text{kW}] = (\text{軸トルク}) [\text{N} \cdot \text{m}] \times (\text{回転数}) [\text{rpm}] \div 9,550$$

で算出される。ここで、9,550 は換算係数である。

3.5.3 結果および考察

図-3.5.3 に流速コンター図を示す。

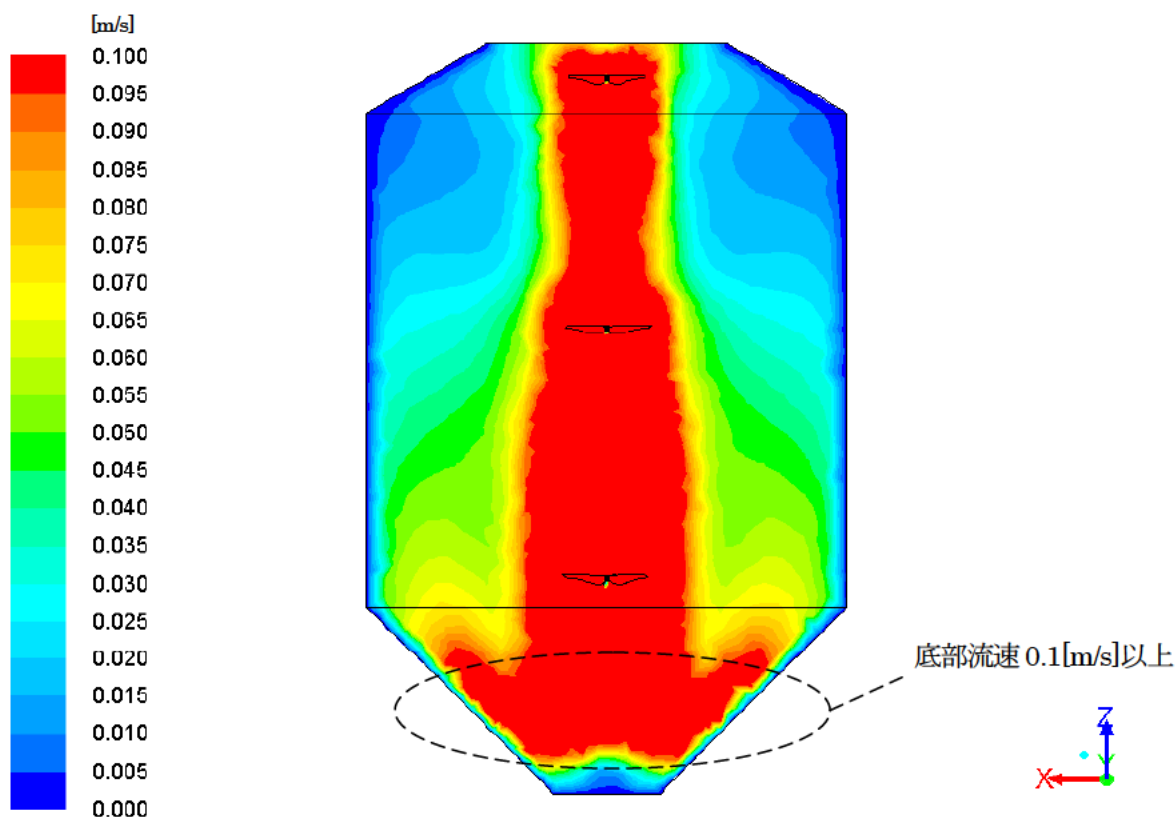


図-3.5.3 流速コンター図

図-3.5.3に示すように、消化槽底部で0.1[m/s]以上の流速が確保されていることから、超高濃度化された条件であっても、インペラ式かくはん機のかくはん能力は問題ないことが明らかとなった。

一方、定常状態の軸トルクが 205.3[N・m]であることから、必要軸動力は 0.43[kW]（選定モータは定格出力 1.5[kW]）となり、選定モータは一般的な高濃度中温消化と同等となった。

3.6 まとめ

本章では、標準活性汚泥法の下水処理場を対象とした、嫌気性消化技術に関する基礎実験を行った。得られた成果は以下の通りである。

- 1) TS 7.5～10%程度の下水混合汚泥を対象とした嫌気性消化の連続式実験を行い、下記の知見が得られた。
 - ・中温条件下では安定した処理が可能であり、2.7 kgVS/(m³・d)程度の負荷率で一般的な濃度の場合と同程度のVS除去率 60%程度が、高濃度化しても示された。
 - ・中温条件下では、アンモニア性窒素濃度 4,000 mgN/L 程度でも COD 除去率 0.5～0.6 をおおむね維持していた。対して高温条件では、アンモニア性窒素濃度が 2,000 mgN/L を越えると、COD 除去率の低下が見られた。
 - ・投入汚泥を高濃度化した場合の消化汚泥について、肥料取締法に基づいた分析を行ったところ、いずれも基準値を満たし、肥料としての活用に問題がないことが示された。
 - ・高温条件下での運転はやや不安定であった。回分式実験によりその原因を調査し、アンモニアなどの阻害物質蓄積による可能性が考えられた。
- 2) 地域バイオマスとして、おから、豆皮、および和菓子について、回分式実験によりメタン転換率を調査して、下記の知見が得られた。
 - ・いずれも下水汚泥の転換率（60%）とおおむね同等以上であり、下水処理場で受け入れることで、メタンガス回収量増加に寄与することが期待できた。
- 3) 回分式実験による高温消化工程の状態推定手法の検討を行った結果、下記の知見が得られた。
 - ・簡便な回分式消化実験から高温消化工程の「日毎のTS消費度」「基質分解ポテンシャルの割合」「分解TSあたりのNH₄-N生成量」を把握することができた。
 - ・消化汚泥 TS の押し出しと生物分解を考慮した連続状態モデルと計算シートを作成し、実際の運転データと算出結果の比較から、モデルおよび計算手法の妥当性が確認された。
 - ・上記計算シートを用いた消化汚泥TS濃度および消化汚泥NH₄-N濃度の試算結果から、超高濃度化させた高温消化工程においてアンモニア阻害発生の可能性がある運転条件を容易に把握することができた。
- 4) 消化槽かくはん性能の検討を行った結果、下記の知見が得られた。
 - ・解析ソフトを用いた流動シミュレーションにより、消化汚泥の粘度が 8.5 dPa・s となる超高濃度消化においても、インペラ式かくはん機の十分なかくはん性能を得られることが確認された。
 - ・流動シミュレーションで得られた軸トルクから必要軸動力を算出し、選定モーターが通常の消化汚泥粘度の場合と変わらないことが確認された。

参考文献

- 1) 建設省土木研究所：下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査，平成4年度下水道関係調査研究年次報告書集，土木研究所資料，第3215号，pp.221-232，1993.
- 2) 建設省土木研究所：中小都市における広域的な汚泥処理システムの開発に関する調査，平成8年度下水道関係調査研究年次報告書集，土木研究所資料，第3528号，pp.229-234，1997.
- 3) 藤島繁樹，宮原高志，水野修，野池達也：脱水汚泥の嫌気性消化に及ぼす固形物濃度の影響，土木学会論文集，No.622/VII-11，pp.73-80，1999.
- 4) Nakashimada, Y., Ohshima, Y., Minami, H., Yabu, H., Namba, Y., Nishio, N.: Ammonia-methane two-stage anaerobic digestion of dehydrated waste-activated sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, Vol.79, pp.1061-1069, 2008.
- 5) Nges, I.A., Liu, J.: Effects of solid retention time on anaerobic digestion of dewatered-sewage sludge in mesophilic and thermophilic conditions. *Renewable Energy*, Vol.35, pp.2200-2206, 2010.
- 6) Duan, N., Dong, B., Wu, B., Dai, X.: High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: Feasibility study. *Bioresource Technology*, Vol.104, pp.150-156, 2012.
- 7) 宮崎好弘：大胆な汚泥処理プロセス変更による汚泥減量化の取り組み，下水道協会誌，Vol.51，No.617，pp.21-24，2014.
- 8) 日本下水道協会：下水道統計（平成23年度版）（第68号），2013.
- 9) 国土交通省 国土技術政策総合研究所：B-DASH プロジェクト No.1 超高効率固液分離技術を用いたエネルギーマネジメントシステム導入ガイドライン（案），国土技術政策総合研究所資料，No.736，2013.
- 10) 国土交通省 国土技術政策総合研究所：B-DASH プロジェクト No.2 バイオガスを活用した効果的な再生可能エネルギー生産システム導入ガイドライン（案），国土技術政策総合研究所資料，No.737，2013.
- 11) 日高 平，内田 勉：下水汚泥の性状および消化特性に関する処理場毎の比較調査：土木学会論文集 G（環境），Vol.68，No.7，III_325-III_332，2012.
- 12) Taira Hidaka, Feng Wang, Taketo Togari, Tsutomu Uchida, Yutaka Suzuki：Comparative performance of mesophilic and thermophilic anaerobic digestion for high-solid sewage sludge, *Bioresource Technology*, 149, pp.177-183, 2013.
- 13) 日高 平，王 峰，内田 勉，鈴木 穰：回分式実験による下水汚泥と有機性廃棄物の嫌気性消化特性調査，土木学会論文集 G（環境），Vol.69，No.7，pp.III_605-III_614，2013.
- 14) 下水道技術開発プロジェクト（SPIRIT21）委員会：LOTUS Project 下水汚泥とバイオマスの同時処理方式によるエネルギー回収技術に係る技術評価書，pp.163-165，2007.
- 15) 洪 鋒，津野 洋，日高 平，千 智勲：1日1回給餌操作での生ごみの高温メタン発酵特性に関する研究，廃棄物学会論文誌別冊，Vol.15，No.5，pp.381-388，2004.
- 16) 日高 平，王 峰，内田 勉，戸苺丈仁：高濃度濃縮下水汚泥と易分解性有機性廃棄物による嫌気性消化の処理特性，第50回下水道研究発表会講演集，pp.238-240，2013.
- 17) 高井 充，怒木 茂：複合バイオマスメタン発酵に関する研究，第43回下水道研究発表会講演集，pp.413-415，2006.
- 18) 野池達也編著：メタン発酵，技報堂出版，pp.123-125，2009.

第4章 オキシデーショondiッチ法から発生する汚泥の高濃度混合嫌気性消化

4.1 背景・目的

下水汚泥は安定的かつ均質的に発生することに加え、固形物の8割程度が有機物であることから、有用なバイオマスとして近年再注目されている。比較的規模の大きな下水処理場では、その処理過程に嫌気性消化を取り入れ、下水汚泥中の有機分をガス化し、再生可能エネルギーとして利用している事例も多いが、小規模な下水処理場では、濃縮、脱水して場外運搬・処分している事例も多く、下水汚泥中の有機分の有効利用が進んでいない。また、こうした小規模な処理場の大半は、水処理方式としてオキシデーショondiッチ(OD)法を採用している。OD法は運転管理が容易で流入負荷や水温の変動に対して安定した処理を行うことが可能な小規模下水処理場に適した水処理方式であるが¹⁾²⁾、水理学的滞留時間(HRT)が24時間~36時間³⁾と長く、発生する汚泥が難分解性であることが特徴としてあげられる。こういった小規模な処理場を抱える地方自治体では、メタン発酵により汚泥を減容化し、汚泥運搬処分費を削減すること、および発生するガスをエネルギー利用することによって、処理場の維持管理費を削減することが強く求められている。全国のメタン発酵設備を設置している下水処理場でのメタン発酵槽への投入汚泥濃度は0.8%~5.8%となっている⁴⁾が、10.0%の高濃度状態で投入し、メタン発酵を行うことにより、施設の小規模化および高効率化が可能となるとともに、他処理場から脱水汚泥で運搬集約し、投入することが可能となるため、小規模下水処理場を近接して数多く抱える自治体にも適用しやすくなると考えられる。また、OD法から発生する汚泥(以下OD汚泥という)は難分解性であるため、地域で発生する他の地域バイオマスと混合消化を行うことにより、ガス発生量の増加が期待できる。

そこで本研究では、管内に5つの小規模下水処理場を抱える石川県鹿島郡中能登町を対象フィールドに設定した。まずOD汚泥および中能登町の代表的な地域バイオマスである廃油揚げ(乾燥タイプと生タイプの2種類)との室内高濃度混合メタン発酵実験を行うことにより、①投入汚泥の高濃度化、②廃油揚げとの混合発酵について検討を行った。そして、中能登町鹿島中部クリーンセンターに実証実験機を設置し、町内で排出される様々な地域バイオマスとの高濃度混合メタン発酵実験を1年間実施し、③多種の地域バイオマスとの混合発酵について、前処理方法や攪拌方法も含めて検討した。

4.2 室内実験

4.2.1 実験方法

(1) 実験に用いた汚泥および地域バイオマスとその組成分析

実験に用いた汚泥は、石川県鹿島郡中能登町の鹿島中部クリーンセンター（処理能力2,700m³/日最大）で採取した脱水OD汚泥、水処理方式として標準活性汚泥法を採用している金沢市城北水質管理センターの混合汚泥および最終沈殿池汚泥である。そして、中能登町で発生する代表的な地域バイオマスである廃油揚げ（生、乾燥の2タイプ）を用いた。これらの汚泥および地域バイオマスの含水率を測定するとともに、乾燥物について、Yanaco CHN Corder MT-5 を用いて元素分析を行った。

(2) 各汚泥および地域バイオマスのメタン発生ポテンシャル測定

以下に示す回分実験により、メタン発生ポテンシャルを測定した。回分実験には容積100mLのプラスチック製シリンジを用い、中温条件(35°C)で実施した。シリンジ内にバイオマスおよび種汚泥を投入し先端に取り付けたゴムチューブをクリップで閉塞することにより嫌気性状態とした。種汚泥としては、金沢市城北水質管理センターの嫌気性消化槽から採取した中温消化汚泥を用いた。実験条件を表-4.2.1に示す。OD汚泥、混合汚泥および最終沈殿池汚泥は無機基質（NaHCO₃ 71mg/l、KCl 74mg/l、CaCl₂ 51mg/l、KH₂PO₄ 91mg/l、MgCl₂・6H₂O 130mg/l、FeCl₃・6H₂O 0.25mg/l）によって希釈し、TSを3.0%に調整した後、10mLを計量し投入した。本研究では脱水汚泥、濃縮汚泥およびその混合汚泥の消化槽への投入を想定しているため、脱水ろ液等に含まれていると推定される無機分を含む基質を用いて希釈を行った。その後、中温消化汚泥20mLを投入して全量30mLとし、35°Cの恒温室内で、約40日間150rpmで振とう培養した。1日ごとのガス発生量をシリンジの目盛を用いて計測するとともに、定期的にガスを採取し、ガス組成を測定した。実験終了後に汚泥を取り出し、pHを測定するとともに、脱離液（0.2μmろ液）中の有機酸濃度、Dissolved organic carbon(DOC)、Dissolved total nitrogen(DTN)、pHを測定した。ブランクとして、消化汚泥のみを投入した系も準備し、ガス発生量を補正した。

表-4.2.1 実験条件（回分式実験）

No.	バイオマス			消化汚泥			温度 °C	
	種類	投入TS %	投入VS % 添加量 mL	投入TS %	投入VS % 添加量 mL			
1	混合汚泥		2.6				35	
2	最終沈殿池汚泥		2.4					
3	OD汚泥	3.0	2.5	10.0	1.5	1.0		30.0
4	油揚げ（乾燥）		2.7					
5	油揚げ（生）		2.8					

(3) 連続混合消化実験

有効容積3Lの嫌気性反応器を2系列準備し、中温条件（35°C）にて連続式実験を行った。種汚泥として

金沢市城北水質管理センターの嫌気性消化槽から採取した消化汚泥を用いた。投入汚泥は鹿島中部クリーンセンターから発生した脱水 OD 汚泥を無機基質によって 3.0%、5.0%、10.0%に希釈して用いた。また、中能登町で発生する代表的な地域バイオマスである、油揚げ（乾燥、生の2タイプ）との混合メタン発酵試験を実施した。廃油揚げは乾燥タイプが年間 72t 程度、生タイプが年間 18t 程度発生しており、実稼働を想定し、これらの発生量をもとに混合比率を固形物量比で OD 汚泥：油揚げが 1:0.45 となるように固定し、投入量を決定した。基質投入および消化汚泥の引抜きは 1 日 1 回の頻度にて固形物滞留時間（SRT）を 25 日となるように手動で実施した。実験条件を表-4.2.2 に示す。また、連続実験の実験機を図-4.2.1 に示す。Run1 では投入基質を脱水 OD 汚泥のみとし、週 5 日 1 回あたり 168ml の投入を行った。0~33 日目（期間 I）には投入基質濃度 3.0%、34 日目~97 日目（期間 II）には 5.0%、98 日目~273 日目（期間 III）には 10.0%および 274 日目~341 日目（期間 IV）には 7.0%として実験を行った。また、Run2 では投入基質を脱水 OD 汚泥と廃油揚げの混合物とし、脱水 OD 汚泥の投入条件は Run1 と同等とし、TS の比率で OD 汚泥：油揚げ=1:0.45 となるように固定し、油揚げの混合投入を実施した。投入油揚げは乾燥タイプと生タイプの 2 種類あり、実発生量に合わせて TS の比率約 7:1 として設定し混合した。油揚げについては、乾燥タイプ、生タイプのいずれも縦横 3mm 程度に切断し、投入した。また、投入固形物濃度が最も高くなる期間 III において、引き抜いた消化汚泥について、簡易脱水装置を用いて脱水性状の確認を実施した。

表-4.2.2 実験条件（連続式実験）

期間 I SRT 25days 33日間	投入基質		
	OD汚泥投入量 (OD汚泥TS:30g/L) L	油揚げ(乾燥) g-dry	油揚げ(生) g-dry
Run 1	0.17	0	0
Run 2		1.96	0.29
期間 II SRT 25days 64日間	投入基質		
	OD汚泥投入量 (OD汚泥TS:50g/L) L	油揚げ(乾燥) g-dry	油揚げ(生) g-dry
Run 1	0.17	0	0
Run 2		3.27	0.48
期間 III SRT 25days 176日間	投入基質		
	OD汚泥投入量 (OD汚泥TS:100g/L) L	油揚げ(乾燥) g-dry	油揚げ(生) g-dry
Run 1	0.17	0	0
Run 2		6.55	0.96
期間 IV SRT 25days 69日間	投入基質		
	OD汚泥投入量 (OD汚泥TS:70g/L) L	油揚げ(乾燥) g-dry	油揚げ(生) g-dry
Run 1	0.17	0	0
Run 2		4.58	0.67



図-4.2.1 連続式実験実験機

(4) 分析方法

発生したガスはガスクロマトグラフ（SHIMADZU 製、GA-8A）を用いて、ガス成分と濃度を測定した。消化汚泥の pH は pH メータ（堀場製作所、卓上型 pH・水質分析計 LAQUAF-71）で測定した。消化汚泥脱離液中の DOC は全有機態炭素計（SHIMADZU 製、TOC-VCPN 型）、有機酸、重炭酸は高速液体クロマトグラフ有機酸分析装置（SHIMADZU 製、SCR-102H 型カラム）、イオン濃度は高速液体クロマトグラフ（SHIMADZU 製、IC-A3 型カラム、IC-C3 型カラム）を用いて測定した。

4.2.2 実験結果および考察

(1) 実験に用いた汚泥、地域バイオマスの組成

実験に用いたバイオマスの組成を表-4.2.3 に示す。OD汚泥は混合汚泥と比較して、炭素含有率に大きな違いがなかったが、窒素含有率が大きく、余剰汚泥と同等であること、および、投入汚泥の高濃度化によるアンモニア性窒素濃度の上昇も確認されている⁵⁾ことから、アンモニア阻害への注意が必要であることが確認された。また、油揚げ中には 30%程度の油分が含まれており、脂肪は有機物 1gあたりのメタン生成ポテンシャルが大きく⁶⁾、油揚げ生タイプおよび油揚げ乾燥タイプの C/N 比は 11.9 および 10.5 であり、OD汚泥の C/N 比 5.6 に比べて大きいため、アンモニア性窒素の蓄積という面から、OD汚泥に比べて有用なバイオマスであることが分かった。しかし、油分の蓄積および油揚げ中の蛋白質の分解に伴うアンモニア性窒素濃度の上昇について、連続的に投入した場合の発酵反応への影響を確認する必要があることが確認された。

表-4.2.3 実験に用いたバイオマスの組成

	OD汚泥	混合汚泥	最終沈殿池汚泥	油揚げ(生)	油揚げ(乾燥)
含水率(%)	84.8	98.1	99.3	44.6	9.3
炭素含有率(%)	44.3	45.1	37.2	65.3	48.5
水素含有率(%)	6.4	6.8	5.9	9.8	6.3
窒素含有率(%)	8.0	5.4	8.0	5.5	4.6
C/N 比	5.6	8.4	4.7	11.9	10.5

(2) 各汚泥、地域バイオマスのメタン生成ポテンシャル

回分実験の結果を表-4.2.4に、ガス発生量の経時変化を図-4.2.2に示す。メタンガスの投入基質 TS1g あたりの発生量は、混合汚泥が 0.27NL/基質 TS-g、最終沈殿池汚泥が 0.11NL/基質 TS-g および OD 汚泥において 0.09NL/基質 TS-g となった。OD 汚泥のメタンガス発生率は混合汚泥に比べ、67%程度低い値となっているが、最終沈殿池汚泥のメタンガス発生率と比べると比較的近い値となった。OD 法は最初沈殿池を用いない処理方式であり、HRT が 24 時間～36 時間と長いため、反応槽内で易分解性の有機分の多くが分解する。したがって、発生する OD 汚泥中の易分解成分が少ないことが、ガス発生率が小さい要因であると考えられる。

一方、油揚げのガス発生量については、乾燥油揚げで 0.52NL/基質 TS-g、生油揚げでは 0.77NL/基質 TS-g となり、乾燥油揚げの約 1.5 倍の発生量となった。いずれも混合汚泥、最終沈殿池汚泥および OD 汚泥と比較して大きな値となった。また、生油揚げにおいては実験 3 日目～18 日目において、ほとんどガスが発生していない時期が見られたが、その後発生量は増加に転じ、最終的には発生量が最も多くなった。これは、生油揚げが油分を多く含んでおり、菌の馴致に時間を要したものと考えられる。

表-4.2.4 実験結果 (回分式実験)

No.	バイオマス種類	バイオマス投入TS %	メタン発生率 NL/基質TS-g	バイオマス炭素分解率 %
1	混合汚泥	3.0	0.27	43
2	最終沈殿池汚泥		0.11	31
3	OD汚泥		0.09	28
4	油揚げ(乾燥)		0.52	88
5	油揚げ(生)		0.77	87

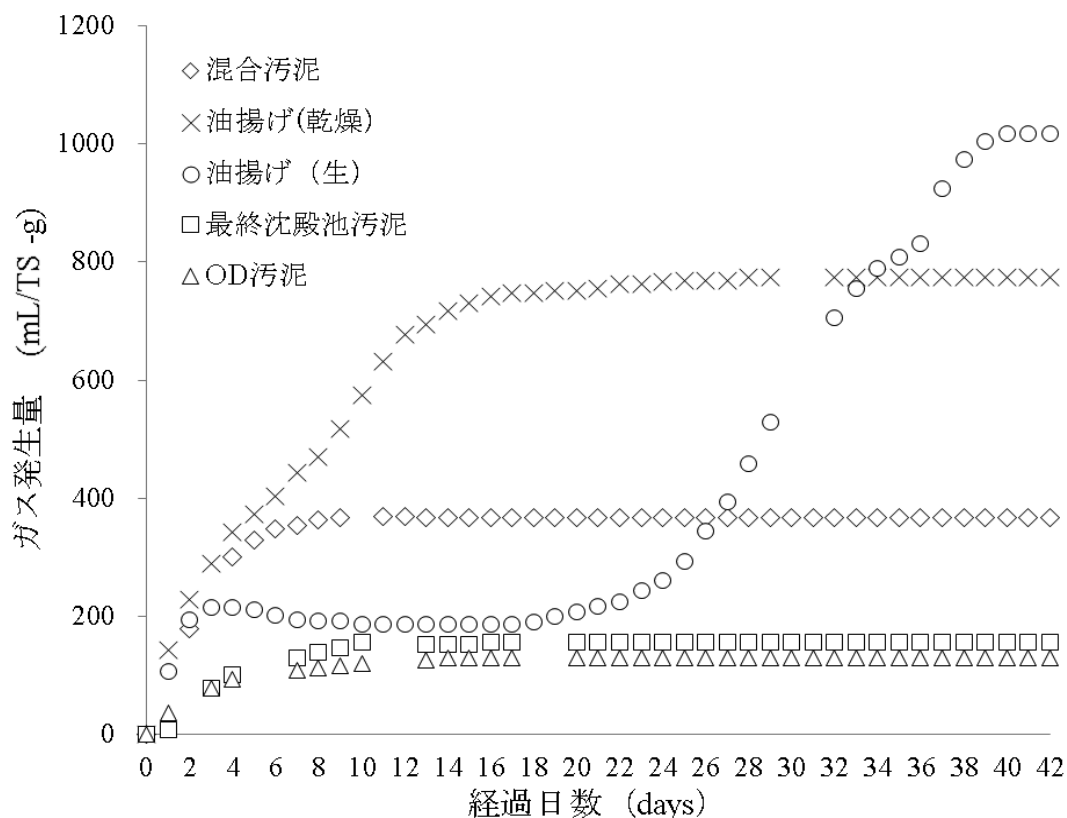


図-4.2.2 ガス発生量の経時変化（回分式実験）

(3) 連続混合消化実験の結果

a) VS 分解率

連続混合消化実験におけるVSベースでの分解率の経時変化を図-4.2.3に示す。各期間におけるVS分解率は、毎日の投入VS量(g)と引抜後の残存VS量(g)の合計を全液量 3,000(g)で除すことにより、消化が全く起こらないと想定した場合の反応器内のVS理論値を毎日算出し、引き抜いた消化汚泥のVS実測値との差を分解量として算出した。ただし、期間Iについては期間日数が短いため算出対象から除外した。Run1（投入基質OD汚泥のみ）については、期間II（投入基質濃度 5.0%）、期間III（投入基質濃度 10.0%）および期間IV（投入基質濃度 7.0%）における、それぞれのVS分解率の平均値は 39.8%、31.1%および 31.1%であった。期間IIIにおいて、投入基質濃度を 10.0%とした直後には、分解率の低下が見られたが、その後回復し、期間IIIでの平均VS分解率は、一般的な余剰汚泥の分解率である 35~40%程度⁷⁾に近い値となった。

Run2（投入基質OD汚泥+油あげ）については、Run1と比べてVS分解率が高い結果となった。期間II（投入基質濃度 7.2%）、期間III（投入基質濃度 14.5%）および期間IV（投入基質濃度 10.1%）におけるVS分解率の平均値は 56.4%、47.5%および 50.0%であった。期間IIIでは分解率の低下が生じるとともにガス発生量の低下していたため、過負荷状態になっていたと考えられる。また、Run2におけるOD汚泥の分解量がRun1と同等と仮定し、油揚げのみの分解率を求めると、期間II、期間IIIおよび期間IVにおける、それぞれのVS分解率の平均値は 79.9%、82.1%および 91.6%であった。いずれの期間も安定して 80%程度~90%程度の分解率を維持しており、メタン発酵反応にとって、優良な基質であることが示された。

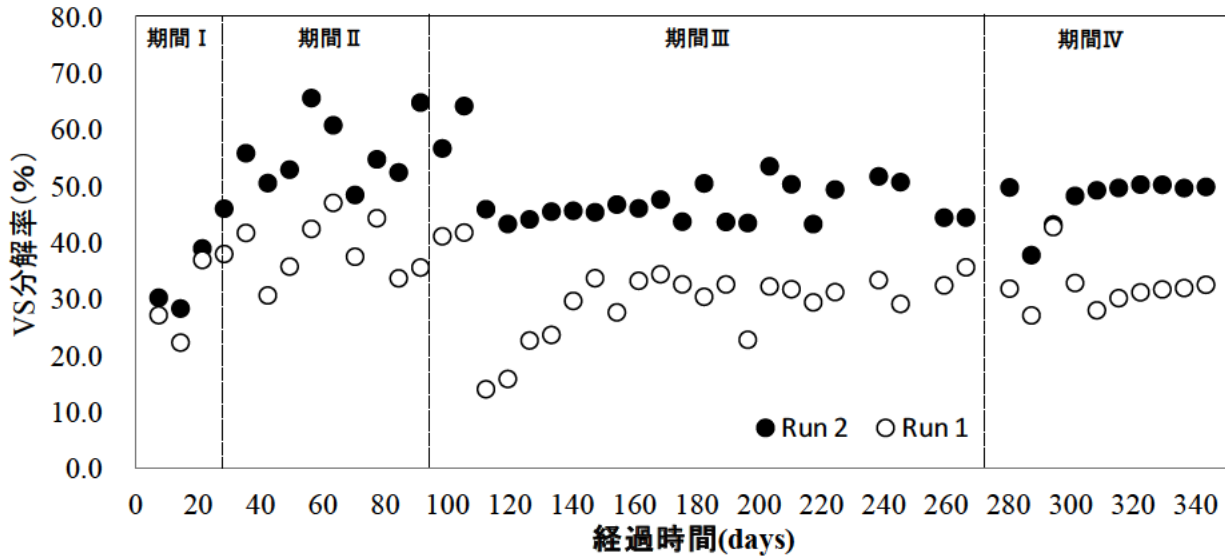


図-4.2.3 VS分解率の経時変化

b) アンモニア性窒素濃度

アンモニア性窒素濃度の経時変化を図-4.2.4 に示す。Run1 における期間 I、期間 II、期間 III および期間 IV での最大値はそれぞれ 781mg/L、1,144mg/L、2,635mg/L および 2,383mg/L であった。投入基質濃度が増加するのに伴って、アンモニア性窒素濃度が増加する結果となった。ただし、投入基質濃度 10.0% であった期間 III においても、一般に中温条件での阻害が発生する濃度と言われている 4,500mg/L⁸⁾ までには達することなく、アンモニアによる発酵阻害は生じなかった。

Run2 における期間 I、期間 II、期間 III および期間 IV での最大値はそれぞれ 1,100mg/L、1,686mg/L、3,804mg/L および 3,594mg/L であった。Run1 と比べ、いずれの期間においても高い値となったが、これは油揚げ中の蛋白質の分解により生じたものと考えられる。また、Run2 においても Run1 と同様に、投入基質濃度が増加するのに伴い、アンモニア性窒素濃度が増加したが、Run1 同様 4,500mg/L までには達しなかったため、アンモニアによる発酵阻害は生じていないと考えられる。

また、投入基質の C/N 比は、Run1 で 5.6 (OD 汚泥のみ)、Run2 で 6.6 (OD 汚泥と廃油揚げの混合) であった。

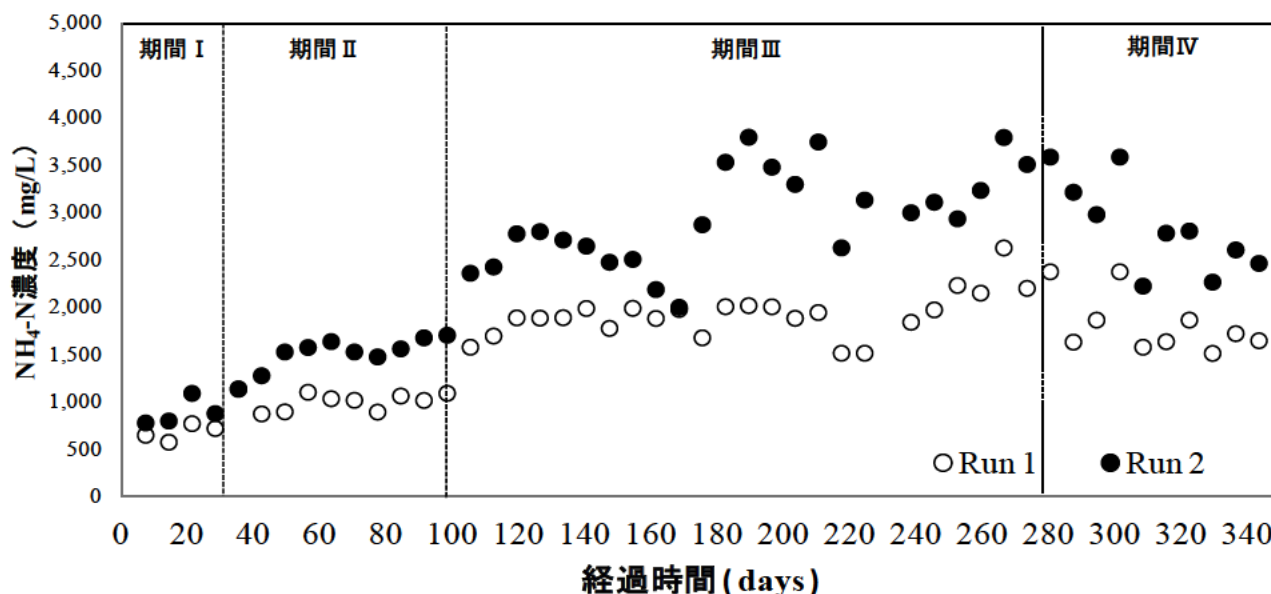


図-4.2.4 アンモニア性窒素濃度の経時変化

c) pH および溶存態有機炭素濃度

pH および溶存態有機炭素濃度の経時変化を図-4.2.5、図-4.2.6 に示す。Run1 の期間 I および期間 II においては DOC の蓄積はほとんど見られなかったが、期間 III において投入基質濃度を 10.0% とした後に徐々に蓄積し、126 日には約 2,800mg-C/L の DOC が検出された。また、検出された DOC のうち、半分近くを酢酸およびプロピオン酸が占めていた。しかし、pH については大幅な低下をすることなく、154 日目以降では有機酸の蓄積は解消された。

Run2 においては、期間 I では DOC の蓄積はほとんど見られなかった。期間 II の 49 日目から 70 日目にかけて酢酸が検出されたが、その後蓄積は解消した。期間 III に入ってから急激に溶存態有機炭素濃度が上昇し、それ以降酢酸およびプロピオン酸の蓄積も見られたが、pH の大幅な低下は見られなかった。負荷を下げた期間 IV では、DOC の蓄積も一定程度減少し、酢酸およびプロピオン酸の蓄積は見られなかった。

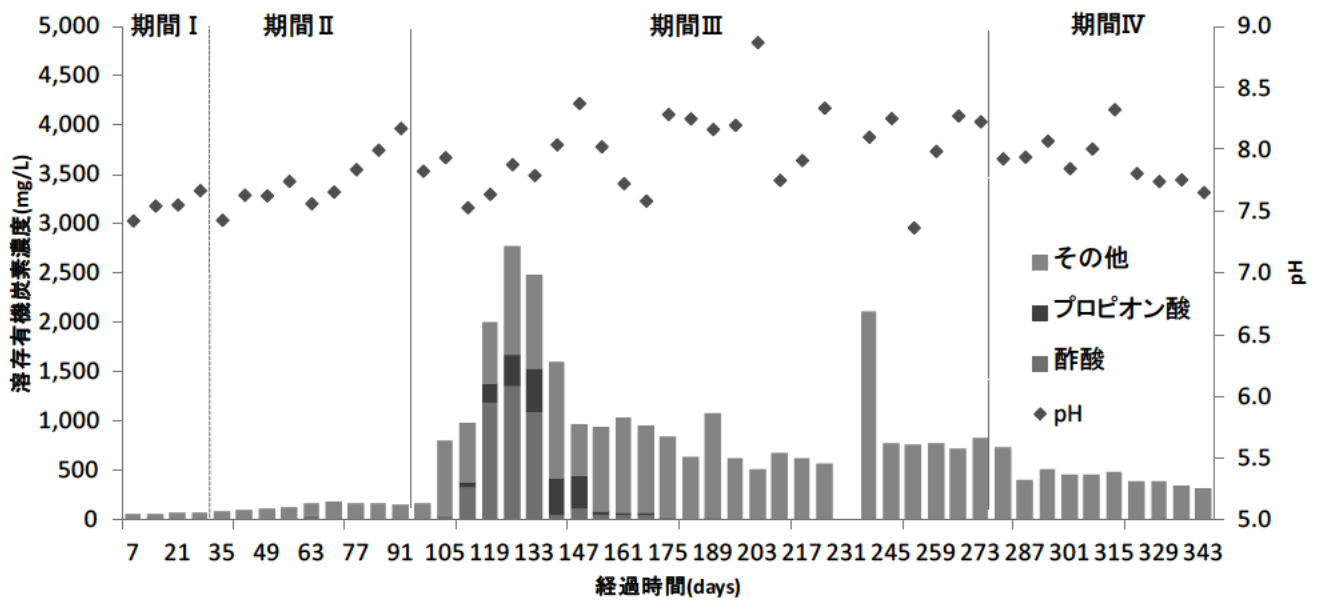


図-4.2.5 溶存有機炭素濃度の経時変化 (RUN1)

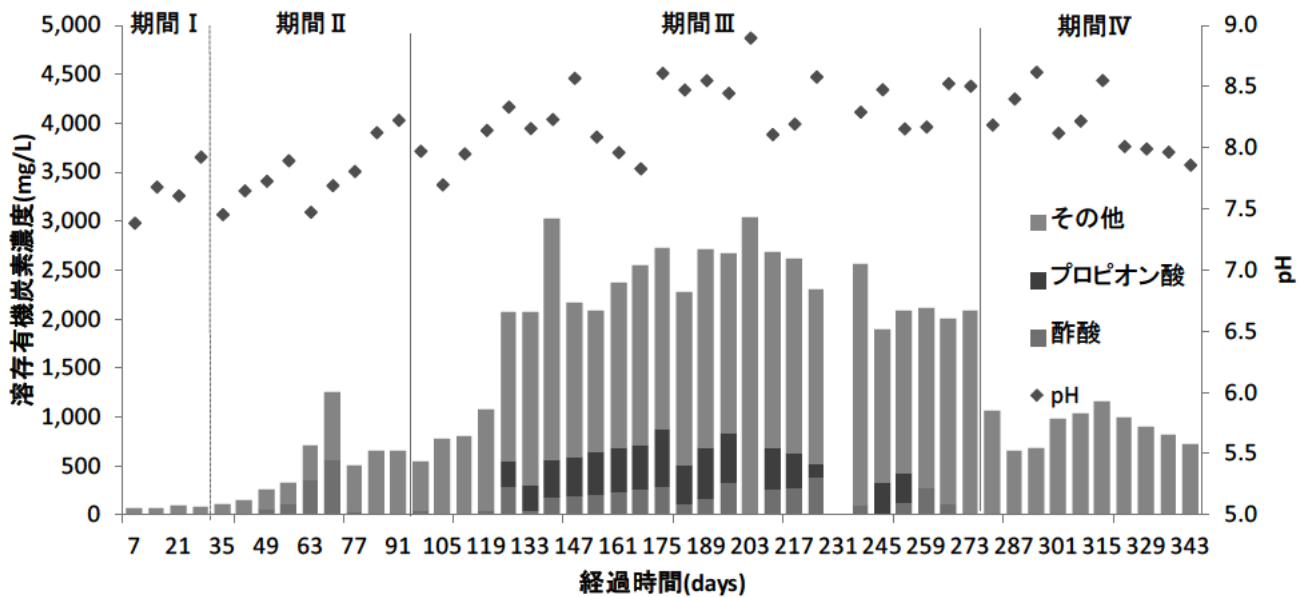


図-4.2.6 溶存有機炭素濃度の経時変化 (RUN2)

d) ガス発生量

累積ガス発生量を図-4.2.7に示す。また、連続実験結果のとりまとめを表-4.2.5に示す。期間Iについては期間日数が短いため算出対象から除外した。Run1の投入OD汚泥TS1gあたりのメタンガス発生量は、期間II、期間IIIおよび期間IVでそれぞれ0.06NL/基質TS-g、0.07NL/基質TS-gおよび0.06NL/基質TS-gとなっており、期間II、IIIおよびIVのいずれの期間においても安定的にガスが発生した。回分式実験におけるOD汚泥TS1gあたりのメタンガス発生量と比べてもほぼ同等の値となった。Run2でのガス発生量からRun1のガス発生量を差し引いて求めた油揚げ投入基質1gあたりのメタンガス発生量は期間II、期間IIIおよび期間IVでそれぞれ0.57NL/基質TS-g、0.38NL/基質TS-gおよび0.51NL/基質TS-gとなっており、期間IIIにおいて大きな低下が見られたが、期間IVでは回復した。回分式実験における油揚げ(生)および油揚げ(乾燥)の投入TS1g

あたりのガス発生量は0.77NL/基質 TS-g および0.52NL/基質 TS-g であり、混合比を考慮した油揚げ TS1g あたりのガス発生量は0.55NL/基質 TS-g となり、連続実験で得られた値と近い値となった。

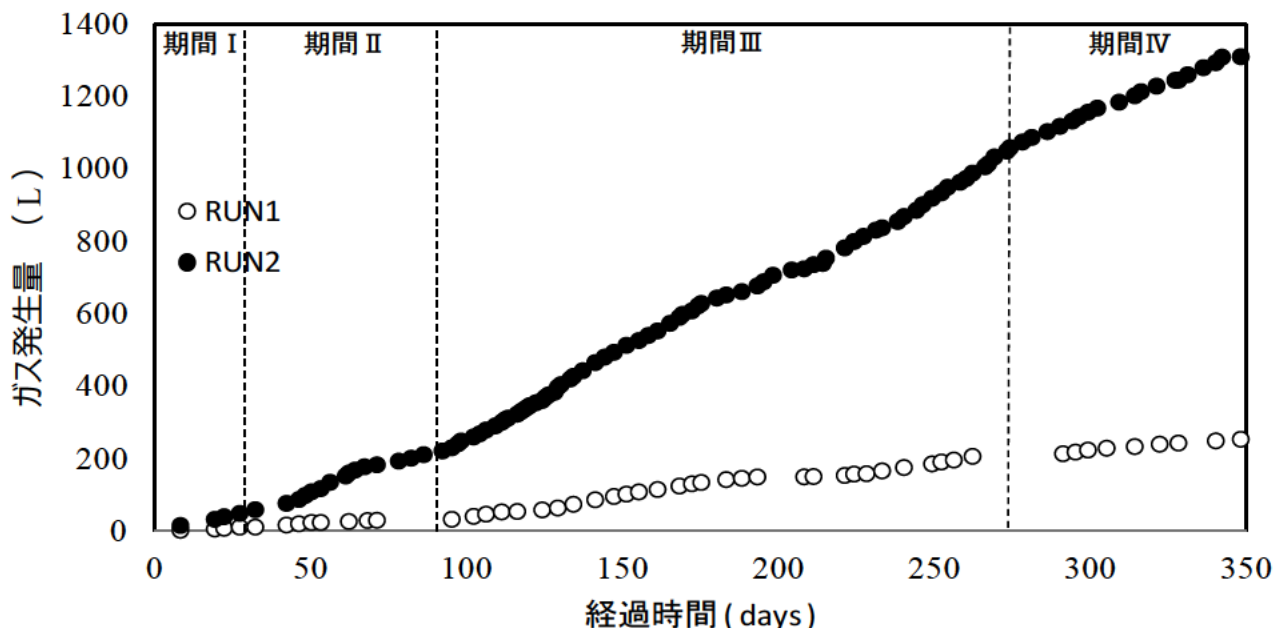


図-4.2.7 累積ガス発生量

表-4.2.5 実験結果のとりまとめ

	Run 1				Run 2			
	期間 I	期間 II	期間 III	期間 IV	期間 I	期間 II	期間 III	期間 IV
投入基質のTS (g/L-投入基質)	30.0	50.0	100.0	70.0	43.4	72.4	144.7	101.3
有機物槽負荷 (kg-VS/m ³ /d)	1.0	1.7	3.4	2.4	1.5	2.5	5.0	3.5
投入基質C/N比	5.6	5.6	5.6	5.6	6.6	6.6	6.6	6.6
OD汚泥1g当たりのメタンガス発生量 (L)	-	0.06	0.07	0.06	-	-	-	-
油揚げ1g当たりのメタンガス発生量 (L)	-	-	-	-	-	0.57	0.38	0.51
平均メタン濃度 (%)	67.9	67.2	64.3	64.8	62.4	63.3	59.9	62.9
平均VS分解率 (%)	-	39.8	31.1	31.1	-	56.4	46.1	50.0

※Run 1の50～53日,71～95日,111～116日,193～224日,262～291日はガス捕集不可

※Run 2の176～188日,198～211日はガス捕集不可

※期間 Iについては期間日数が短いため、ガス発生量およびVS分解率は算出しない

e) 有機物槽負荷の影響

一般的に下水汚泥の中温メタン発酵での適切な有機物槽負荷である2～3kg-VS/m³/d⁴⁾と考えられているが、Run1における有機物槽負荷は期間I、期間II、期間IIIおよび期間IVでそれぞれ1.0kg-VS/m³/d、1.7kg-VS/m³/d、3.4kg-VS/m³/dおよび2.4kg-VS/m³/dであり、期間II、III、IVについて、VS分解率およびガス発生率の結果から、過負荷による発酵阻害は生じずに安定的にガスが発生した。

一方、Run2 における有機物槽負荷は期間Ⅰ、期間Ⅱ、期間Ⅲおよび期間Ⅳでそれぞれ 1.5kg-VS/m³/d、2.5kg-VS/m³/d、5.0kg-VS/m³/dおよび 3.5kg-VS/m³/dであり、期間ⅢではVS分解率、ガス発生量ともに低下が見られ、負荷を下げた期間Ⅳでは回復したことから、過負荷による発酵阻害が生じていたと考えられる。標準生ごみとし尿汚泥の高濃度混合メタン発酵では、有機物槽負荷が 6.7~7.2 kg-VS/m³/dにおいても、過負荷になることなく発酵反応が進行したという報告がある⁹⁾が、本研究のようにOD汚泥を主体とした廃油揚げとの高濃度混合メタン発酵においては、5.0kg-VS/m³/dで過負荷による発酵阻害が生じる結果となった。

ただし、本研究では実証フィールドでの実稼働を想定して実験を実施したため、実発生量元に廃油揚げとOD汚泥の混合比率を固定したが、OD汚泥と廃油揚げの混合比率の変化により、限界有機物負荷に影響が出ることは十分に考えられる。

f) 脱水性状の確認

脱水性状の確認結果を表-4.2.6に示す。OD汚泥単独系および廃油揚げ混合系ともに、液状および粉体のいずれの高分子凝集剤においても含水率 84.2%~85.8%の結果となっており、一般的な消化汚泥に比べると脱水性は低いものの、本実験に使用しているOD脱水汚泥の含水率（85~86%程度）と大きな違いは見られなかった。

表-4.2.6 脱水性状の確認

No.	条件	高分子凝集材		薬注率(%)	含水率(%)
Run1	OD汚泥単独 (投入TS10.0%)	液状	カチオン	3.8	84.2
		粉体	カチオン	3.1	85.1
Run2	廃油揚げ混合 (投入TS14.5%)	液状	カチオン	3.4	84.4
		粉体	カチオン	2.3	85.8

4.3 OD法実証実験

4.3.1 実験方法

(1) 実験に用いた地域バイオマス

本研究では、実証フィールドとして、石川県鹿島郡中能登町（人口 19,325 人）を選定した。町内では、小規模下水処理場から発生する OD 汚泥、接触酸化汚泥のほか、し尿、浄化槽汚泥、学校給食残さなどの事業系厨芥類、および町内の A 豆腐工場から発生する油揚げ乾燥タイプ、油揚げ生タイプ（いずれも規格外廃棄品）と同工場から発生する豆腐排水汚泥の 8 種の地域バイオマスが収集可能である。これらの発生量を表-4.3.1 に示す。

実験には、鹿島中部クリーンセンター（下水処理場）で発生した OD 汚泥、鹿西東部浄化センター（集落排水処理施設）で発生した接触酸化汚泥、町内で発生したし尿および浄化槽汚泥、中能登町学校給食センターで発生した学校給食残さ、A 豆腐工場から発生した油揚げ乾燥タイプ、油揚げ生タイプおよび豆腐排水汚泥の 8 種の地域バイオマスを用いた。これらの汚泥および地域バイオマスの含水率を測定するとともに、乾燥物について、Yanaco CHN Corder MT-5 を用いて元素分析を行った。回分実験および連続実験の種汚泥としては、金沢市城北水質管理センターの中温消化汚泥を用いた。

(2) 各地域バイオマスのメタン発生ポテンシャル測定

回分実験により、各地域バイオマスのメタン発生ポテンシャルを測定した。実験条件を表-4.3.2 に示す。中温条件(35°C)で容積 100mL のプラスチック製シリンジを用いて実験を実施した。シリンジ内に地域バイオマスおよび種汚泥を投入し、先端に取り付けたゴムチューブをクリップで閉塞することにより嫌気性状態とした。投入する地域バイオマスは濃縮、または、無機基質 (NaHCO₃ 71mg/l、KCl 74mg/l、CaCl₂ 51mg/l、KH₂PO₄ 91mg/l、MgCl₂・6H₂O 130mg/l、FeCl₃・6H₂O 0.25mg/l) を用いた希釈を行い、TS を 3.0% に調整した後、10mL を計量し投入した。本研究では脱水汚泥の消化槽への投入を想定しているため、脱水ろ液等に含まれていると推定される無機分を含む基質を用いて希釈を行った。その後、中温消化汚泥 20mL を投入して全量 30mL とし、35°C の恒温室内で、約 40 日間 150rpm で振とう培養した。1 日ごとのガス発生量をシリンジの目盛を用いて計測するとともに、定期的にガスを採取し、ガス組成を測定した。実験終了後に汚泥を取り出し、pH を測定するとともに、脱離液 (0.2μmろ液) 中の有機酸濃度、DOC、DTN、pH を測定した。ブランクとして、消化汚泥のみを投入した系も準備し、ガス発生量を補正した。

表-4.3.1 対象フィールドにおける地域バイオマスの年間発生量

項目		単位	OD 汚泥	油揚げ (乾)	油揚げ (生)	し尿	浄化槽	接触酸化汚泥	事業系厨芥類	豆腐排水汚泥	計	
発生量	年間	重量	t-w	1,256	45	26	602	869	42	48	300	3,188
		濃度	%	17.0%	91.0%	55.0%	1.5%	1.5%	19.6%	21.5%	13.0%	10.9%
		TS	t	214	41	14	9	13	8	10	39	348
	日平均	TS	kg	586	112	38	25	36	22	27	107	846

表-4.3.2 実験条件（回分式実験）

No.	バイオマス			消化汚泥			温度 ℃
	種類	投入TS (%)	投入VS (%)	添加量 mL	投入TS (%)	投入VS (%)	
1	OD汚泥	3.0	2.5	10	1.5	1.0	20
2	し尿		1.3				
3	浄化槽汚泥		2.6				
4	集落排水汚泥		2.3				
5	学校給食残さ		2.9				
6	油揚げ生タイプ		2.7				
7	油揚げ乾燥タイプ		2.8				



図-4.3.1 中能登町鹿島中部クリーンセンターに設置した実験機

(3) 高濃度混合消化連続実験

町内で最も規模の大きな鹿島中部クリーンセンター（処理能力 2,700m³/日最大）に有効容積 1m³の円筒型消化槽を設置し、中温条件（37℃）にて連続式実験を行った（図-4.3.1）。実証実験設備のフローを図-4.3.2に示す。種汚泥として金沢市城北水質管理センターの嫌気性消化槽から採取した消化汚泥を 1m³投入し、2日間攪拌した後、混合基質の投入を開始した。投入基質は脱水OD汚泥、し尿、浄化槽汚泥、接触酸化汚泥、油揚げ生タイプおよび油揚げ乾燥タイプの7種類の地域バイオマスの混合物（混合基質）を用いた。各地域バイオマスについては週に1回収集を行い、実稼働時に毎日の収集、投入が想定される学校給食残さおよび油揚げについては冷蔵庫にて保管した。OD汚泥、接触酸化汚泥、し尿、浄化槽汚泥については、実稼働時に常温保管が想定されるため、本実験においても常温保管とした。また、学校給食残さは排出元において、脱

水されており、そのまま用いたが、油揚げについては、乾燥タイプ、生タイプのいずれも縦横3mm程度に切断し、投入直前にOD汚泥、し尿、浄化槽汚泥、接触酸化汚泥と混合し、消化槽に投入した。本研究は施設の実稼働を想定した実験であるため、混合比率は各地域バイオマスの年間発生量から決定し、各期間で固定して投入を行った。基質投入および消化汚泥の引抜きは1日2回の頻度で、SRTが25日となるように手動で実施した。

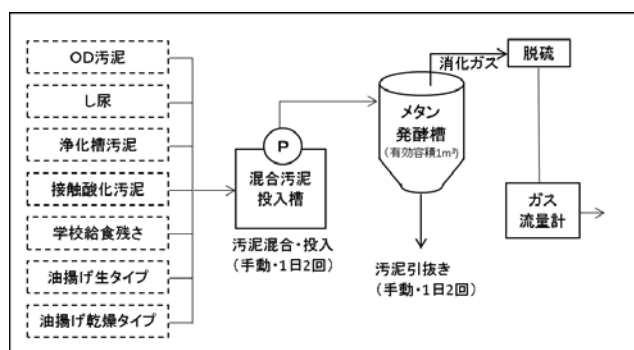


図-4.3.2 中能登町鹿島中部クリーンセンターに設置した実験機

表-4.3.3 実験条件(連続混合消化実験)

	立ち上げ期間				最終混合比 実験期間
	期間Ⅰ 1日目～22日目	期間Ⅱ 23日目～36日目	期間Ⅲ 37日目～59日目	期間Ⅳ 60日目～72日目	期間Ⅴ 73日目～294日目
OD汚泥 (kg/日)	19.2	14.8	13.4	11.0	22.0
接触酸化汚泥 (kg/日)	-	0.3	0.6	0.3	0.7
浄化槽汚泥 (kg/日)	-	4.6	8.4	5.1	10.2
し尿 (kg/日)	-	6.2	11.2	7.5	15.0
生ごみ (kg/日)	-	0.8	1.4	0.4	0.7
油揚げ(生) (kg/日)	-	0.2	0.3	0.2	0.4
油揚げ(乾燥) (kg/日)	-	0.3	0.6	0.4	0.8
豆腐排水汚泥 (kg/日)	-	1.4	2.5	-	-
合計 (kg/日)	19.2	28.5	38.4	24.8	49.8
混合物平均 固形物濃度(%)	8.8	9.2	9.4	8.8	8.8
平均有機物負荷 (kg-VS/m ³ /d)	1.29	1.89	2.29	1.49	2.50

実験条件を表-4.3.3に示す。期間Ⅰ～期間Ⅳは立ち上げ期間であり、投入混合基質の有機物負荷を変化させながら計72日間の投入を行った。期間Ⅰでは投入基質をOD汚泥のみとし、平均有機物負荷1.29kg-VS/m³/dの条件下で14日間の投入を行った。期間Ⅱおよび期間Ⅲでは、それぞれ平均有機物負荷1.89kg-VS/m³/d、

2.29kg-VS/m³/dの条件で14日間および23日間の混合投入を実施した。また、期間ⅡおよびⅢではOD汚泥以外の6種の地域バイオマスに加えて、町内のA豆腐工場から発生する豆腐排水汚泥の混合投入も合わせて実施したが、後述するように、豆腐工場排水汚泥のメタンガス発生ポテンシャルが予想したよりも低く、混合することによるメリットが低いことから、期間Ⅳでは豆腐排水汚泥の投入を中止し、平均有機物負荷1.49kg-VS/m³/dとし、13日間の投入を実施した。期間Ⅴは本実験の最終混合比率であり、平均有機物負荷2.50kg-VS/m³/dの条件で283日間の混合投入を行った。その間、冬季休業時に汚泥のみの投入を行い、その影響を検討した。原則として、週一回、投入混合基質および消化汚泥を採取し、TS、VS、脱離液(0.2μmろ液)中の有機酸濃度、Dissolved organic carbon(DOC)、Dissolved total nitrogen(DTN)を測定した。

(4) 分析方法

発生したガスはガスクロマトグラフ(SHIMADZU製、GA-8A)を用いて、ガス成分と濃度を測定した。消化汚泥のpHはpHメータ(堀場製作所、卓上型pH・水質分析計LAQUA F-71)で測定した。消化汚泥脱離液中のDOCは全有機態炭素計(SHIMADZU製、TOC-VCPN型)、有機酸、重炭酸は高速液体クロマトグラフ有機酸分析装置(SHIMADZU製、SCR-102H型カラム)、イオン濃度は高速液体クロマトグラフ(SHIMADZU製、IC-A3型カラム、IC-C3型カラム)を用いて測定した。

(5) 消化汚泥の脱水性の評価

期間Ⅴにおいて、引き抜いた消化汚泥について、簡易脱水装置を用いて脱水性の確認を行った。300ccの容器に汚泥を100cc供給し、これに凝集剤を注入して攪拌を行うことで凝集フロックを作成し、ろ過性およびケーキ含水率などを調査した。凝集剤の注入は凝集フロックの形成に効果がなくなる前(過剰前)を最適とし、その注入率で凝集フロックを簡易脱水テスターで脱水を行った。

(6) 消化汚泥の肥料適用性試験

期間Ⅴに引き抜いた消化汚泥を用いて、消化汚泥の肥料としての適用性を確認するため、基礎性状試験(炭素、窒素、リン酸、カリウム、C/N比)、有害成分試験(ヒ素、カドミウム、水銀、ニッケル、クロム、鉛)および重金属等の溶出試験を実施した。基礎性状試験および有害成分試験は、昭和48年環境庁告示第14号に従い分析した。溶出試験は、昭和48年環境庁告示第13号により行った。

4.3.2 実験結果

(1) 各地域バイオマスの性状

実験に用いたバイオマスの性状を表-4.3.4に示す。OD汚泥のC/N比は6.3であり、し尿のC/N比6.0¹⁰⁾とほぼ同等の値となった。また、接触酸化汚泥、学校給食残さのC/N比はそれぞれ、14.3、15.5であり、いずれもOD汚泥のC/N比に比べて大きな値であり、同様にOD汚泥よりもC/N比が大きな油揚げ生タイプおよび油揚げ乾燥タイプとともに、OD汚泥との混合消化を実施する上でC/N比改善の効果が見込まれる結果となった。

表-4.3.4 実験に用いたバイオマスの性状

種類	C/N比	TS (%)	VS (%)	VS/TS (%)
OD汚泥	6.3	15.0	12.3	82.0%
し尿	6.0 ¹⁰⁾	0.9	0.4	44.4%
浄化槽汚泥	-	3.1	2.7	87.1%
接触酸化汚泥	14.3	14.0	10.5	75.0%
学校給食残さ	15.5	31.7	31.1	98.1%
油揚げ生タイプ	11.9	55.4	49.8	89.9%
油揚げ乾燥タイプ	10.5	90.7	84.4	93.1%
豆腐排水汚泥	-	13.4	12.4	92.8%

(2) 各汚泥、地域バイオマスのメタン生成ポテンシャル

回分実験の結果を表-4.3.5に示す。投入基質 TS1gあたりのガス発生量は、OD汚泥が0.13L/g-TS、し尿が0.23L/g-TS、浄化槽汚泥が0.29L/g-TS、接触酸化汚泥が0.07L/g-TS、学校給食残さが0.22L/g-TS、油揚げ生タイプが1.00L/g-TS、油揚げ乾燥タイプが0.76L/g-TS および豆腐排水汚泥が0.11L/g-TS となった。接触酸化汚泥と豆腐排水汚泥以外はいずれもOD汚泥のガス発生量を上回る結果となっており、混合処理を行うことでOD汚泥単独で実施する場合に比べ、ガス発生量が増加することが考えられる。

表-4.3.5 回分実験で得られた各地域バイオマスのメタン生成ポテンシャル

No.	種類	投入TS1gあたりの ガス発生量 (L/g-TS)	投入VS1gあたりの ガス発生量 (L/g-VS)
1	OD汚泥	0.13	0.16
2	し尿	0.23	0.54
3	浄化槽汚泥	0.29	0.34
4	接触酸化汚泥	0.07	0.09
5	学校給食残さ	0.22	0.23
6	油揚げ生タイプ	1.00	1.12
7	油揚げ乾燥タイプ	0.76	0.81
8	豆腐排水汚泥	0.11	0.12

(3) 高濃度混合消化連続実験の結果

a) 投入混合汚泥の性状

連続実験の本実験期間における投入混合基質の平均TSは8.8%、平均VSは7.3%、VS/TSは0.84となった。本実験では発生有機物の混合比率を固定して混合投入しており、投入混合基質TSの最小値は7.4%、最大値は10.6%、標準偏差は0.68と、発生地域バイオマスの性状変化によりやや変動したものの、比較的安定した値を示した。

b) VS 分解率

VS ベースでの分解率の経時変化を図-4.3.3 に示す。各期間における VS 分解率は、消化が全く起こらないと想定した場合の反応器内の VS 理論値を毎日算出し、引き抜いた消化汚泥の VS 実測値との差を分解量として算出した。ただし、期間 I ~ V の立上げ期間については期間日数が短いため留意が必要である。期間 V における VS 分解率の平均値は 36.8% であり、安定的に分解が生じていた。4.2 で示したとおり、OD 汚泥単独での連続実験による VS 分解率は、投入 TS10.0% 時において 31.1% であり、より分解性の高い地域バイオマスを混合処理することで、VS 分解率が向上したと考えられる。

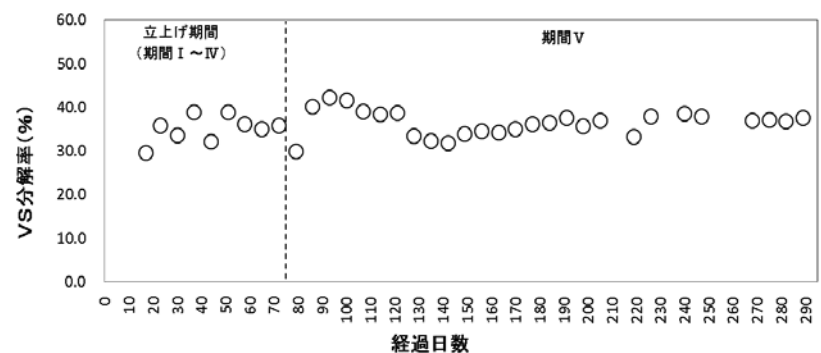


図-4.3.3 VS 分解率の経時変化

c) アンモニア性窒素濃度

アンモニア性窒素濃度の経時変化を図-4.3.4 に示す。期間 V での最大値は 2,285mg/L であった。一般に中温条件での阻害が発生する濃度と言われている 4,500mg/L⁸⁾ までには達することなく、アンモニアによる発酵阻害は生じなかった。また、4.2 で示したとおり、OD 汚泥単独での投入 TS10.0% での室内連続実験では最大値 2,635mg/L であり、OD 汚泥よりも C/N 比の高い他の地域バイオマスとの混合により、アンモニア性窒素濃度が低下したものと考えられる。

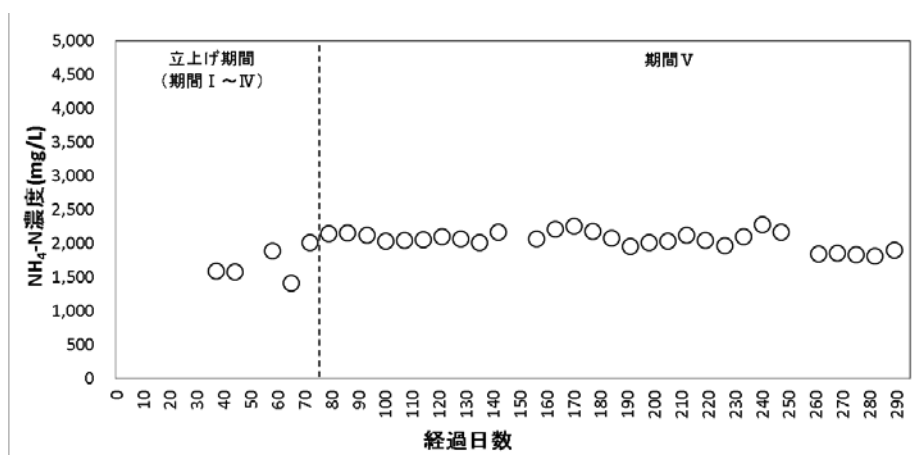


図-4.3.4 アンモニア性窒素濃度の経時変化

d) pH および溶存態有機炭素濃度

pH および溶存態有機炭素濃度の経時変化を図-4.3.5 に示す。期間Ⅲ（立ち上げ期間）と期間Ⅴに一時的な酢酸およびプロピオン酸の蓄積が見られた。いずれも有機物槽負荷を増加させた条件変更直後に蓄積が生じており、期間Ⅲでは酢酸とプロピオン酸合計して最大 4,000mg/L、期間Ⅴでは 2,618mg/L の蓄積が見られた。しかし、pH については大幅な低下をすることなく、86 日目以降では有機酸の蓄積は見られなかった。

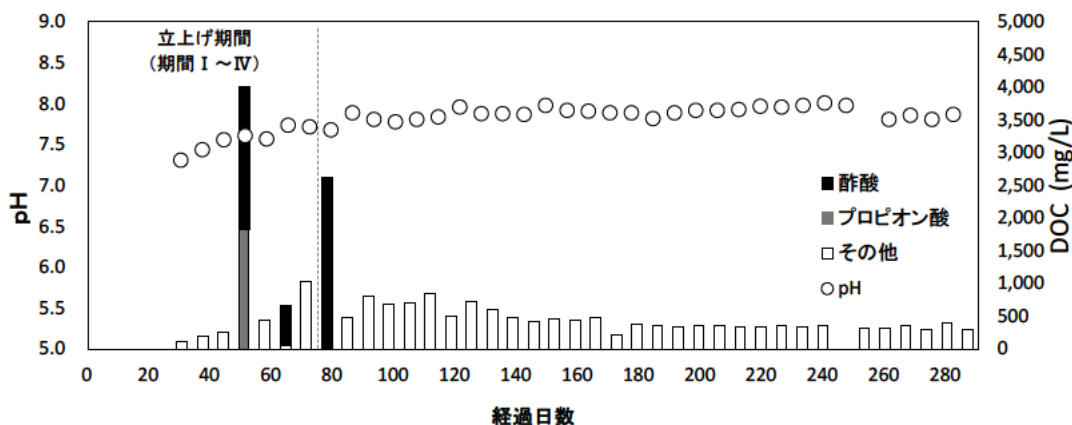


図-4.3.5 pH および溶存態有機炭素濃度の経時変化

e) ガス発生量

累積ガス発生量を図-4.3.6 に示す。また、連続実験結果を表-4.3.6 にまとめて示す。立ち上げ期間については期間日数が短いため算出対象から除外した。

本実験期間（期間Ⅴ）での投入混合基質VS1kgあたりのガス発生量は、 $0.31\text{m}^3/\text{kg-VS}$ となっており、期間を通じて安定的にガスが発生した。また、実験期間中に実稼働を想定し、1週間OD汚泥のみの投入を実施したところ、ガス発生量の低下が見られたが、その後混合投入に戻したところ、すぐにガス発生量は回復した。

回分式実験で得られた各地域バイオマスのVS1kgあたりのガス発生量と、本実験での各地域バイオマスの混合比率を用いて、投入混合基質VS1kgあたりガス発生量を試算すると、 $0.29\text{m}^3/\text{kg-VS}$ となる。これに対して期間Ⅴの混合基質VS1kgあたりのガス発生量の実測値は $0.31\text{m}^3/\text{kg-VS}$ となっており、約7%程度の増加が見られたが、連続式実験については発生する地域バイオマスの性状が日々異なっており、その影響を受けたためと考えられる。

また、一般的に下水汚泥の中温メタン発酵での適切な有機物負荷は $2\sim 3\text{kg-VS}/\text{m}^3/\text{d}$ といわれているが、本実験においては平均有機物負荷が $2.50\text{kg-VS}/\text{m}^3/\text{d}$ であったため、過負荷等の発酵阻害は生じなかった。

標準生ごみと尿汚泥の高濃度混合メタン発酵では、有機物負荷が $6.7\sim 7.2\text{kg-VS}/\text{m}^3/\text{d}$ においても、過負荷になることなく発酵反応が進行したという報告があり⁹⁾、また、4.2 で示したとおり、OD汚泥を主体とした油揚げとの高濃度混合消化においても $3.5\text{kg-VS}/\text{m}^3/\text{d}$ まで安定的に発酵反応が進行したため、本実験においてより有機物負荷を高めた形での運転も可能かとも考えらるが、あくまで実稼働を想定した実験であったため、各地域バイオマスの年間実発生量を元に決定した混合比率の変更は行わなかった。

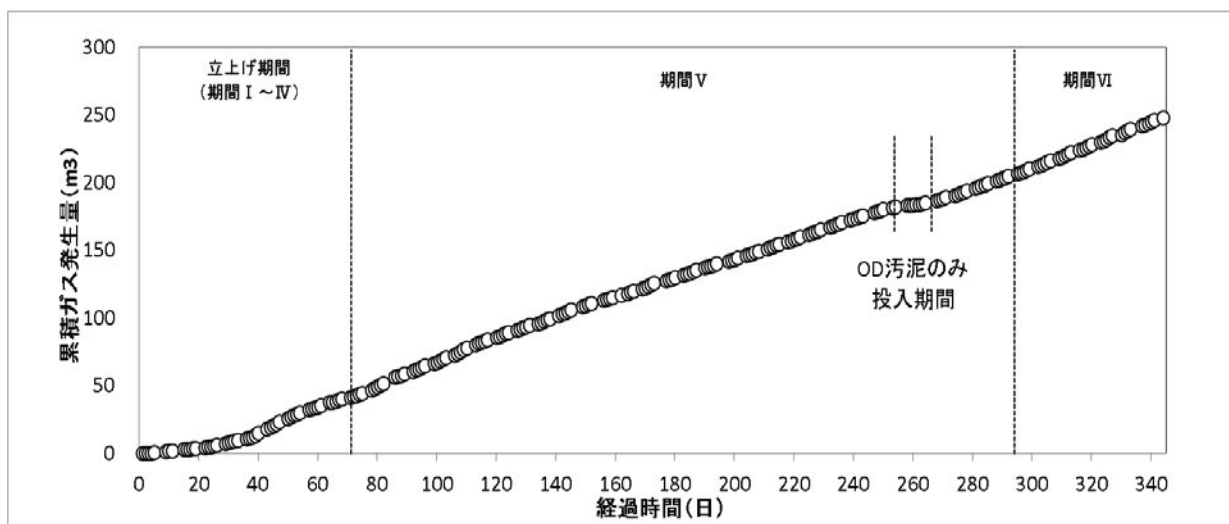


図-4.3.6 累積ガス発生量

表-4.3.6 実験結果のとりまとめ

項目	期間 V
投入基質の平均TS濃度 (%)	8.8
投入基質の平均VS濃度 (%)	7.3
平均有機物負荷 (kg/m ³ /day)	2.50
投入基質TS1gあたりのガス発生量 (L/g-TS)	0.26
投入基質VS1gあたりのガス発生量 (L/g-VS)	0.31
投入基質TS1gあたりのメタンガス発生量 (L/g-TS)	0.17
投入基質VS1gあたりのメタンガス発生量 (L/g-VS)	0.20
平均メタン濃度 (%)	64
平均VS分解率 (%)	37

(4) 消化汚泥の脱水性

消化汚泥の性状分析結果を表-4.3.7に示す。OD汚泥単独での室内連続実験（投入TS10.0%）での消化汚泥と比較すると、脱水性能に最も影響を及ぼす因子の一つである繊維状物100メッシュおよび200メッシュの数値が大きい結果となった。粘度についてもOD汚泥のみの場合と比べて50%の低減が見られた。これはOD汚泥以外の地域バイオマスとの混合の影響を受けていると考えられる。

簡易脱水試験における脱水性状の測定結果を表-4.3.8に示す。脱水試験は、ブロック形成試験により良好な結果を示した凝集剤2種類を用いて試験をおこなった。期間Vの消化汚泥の脱水後の含水率は82.8%～86.4%となった。脱水汚泥の含水率はその後の運搬費や処分費、肥料生産にかかるエネルギー等に大きな影響を与えるが、本実験の結果では、従来のOD脱水汚泥の含水率（85～86%程度）と大きな違いは見られなかった。また、薬注率を上げるとともに含水率が低下する傾向となった。経過時間ごとの発生る液量は、薬

注率が高いほど初期での発生ろ液量が大きい結果となった。

表-4.3.7 実験結果のとりまとめ

条件	室内実験 (OD汚泥のみ) 投入TS 10.0%時	今回実験 期間V
pH	8.2	7.5
M7硬度 mgCaCO ₃ /L	—	2,700
浮遊物質(SS) mg/L	73,500	53,270
蒸発残留物(TS) mg/kg WB	75,600	57,000
強熱減量(VTS) %/TS	74.7	77.4
粗繊維 %/SS	0.5	7.8
粗浮遊物 %/TS	1.9	18.7
アニオン度 m·eq/g-TS	0.2	0.4
粗蛋白質 %/TS	27	32
繊維状物 100メッシュ%/SS	0.7	10.0
繊維状物 200メッシュ%/SS	2.6	25.9
電気伝導率 mS/m	1,056	1519
粘度 Pa·s	19.0	9.5

表-4.3.8 脱水性状の確認結果

凝集剤種類	薬注率 (%/TS)	ろ液量 (mL)			期間V 含水率 (%)
		10s	30s	60s	
カチオンアクリレート系粉体A	0.70	5	10	14	86.4
カチオンアクリレート系粉体B	1.05	12	23	31	85.4
	1.40	28	40	44	84.4
カチオンアクリレート系液体	1.40	28	39	43	84.1
	1.75	47	56	59	83.5
	2.10	60	65	68	82.6

表-4.3.9 有害成分の確認結果

有害成分	含有を許される 最大値 (ppm)	期間V (ppm)
ヒ素	50	3.1
カドミウム	5	2.3
水銀	2	0.3
ニッケル	300	26
クロム	500	11
鉛	100	15

(5) 消化汚泥の肥料適用性

消化汚泥の有害成分含有率の分析結果を表-4.3.9に示す。肥料として使用する際に含有を許される有害成分の最大値は肥料取締法に定められており、本実験で得られた消化汚泥はいずれの物質も最大値を下回る結果となったため、肥料としての適用性に問題がなかった。肥効成分含有率を表-4.3.10に示す。下水汚泥から作成された肥料の平均値¹¹⁾と下水汚泥と他の地域バイオマスの混合消化を実施している珠洲市バイオマスメタン発酵施設の消化汚泥の分析値実績¹²⁾と比較すると、汚泥肥料の平均値に比べて炭素含有率が小さくな

っているがこれは、汚泥肥料の多くは消化過程を経していないため、消化による分解の影響と考えられ、同様にメタン発酵を行っている珠洲市実績の炭素含有率とはほぼ同等の値となっている。窒素含有率については、汚泥肥料平均値、珠洲市実績値よりも大きな値を示しているが、これは窒素含有率の多い油揚げを混合した影響と考えられる。

肥効成分である窒素、リン酸およびカリウムの値はいずれも汚泥肥料平均値に比べると大きなものとなっており、肥料としての有用性が高いことが確認された。

表-4.3.10 有害成分の確認結果

	平均値 ¹¹⁾	珠洲市実績 ¹²⁾	期間V
C/N値	6.5	6.4	3.8
炭素(%)	53.3	40.0	36.4
窒素(%)	4.0	6.4	9.6
リン酸(%)	3.6	6.2	5.8
カリウム(%)	0.31	0.46	0.72

表-4.3.11 有害成分の確認結果

項目	単位	基準値	溶出試験結果
四塩化炭素	mg/L	0.02以下	0.0002未満
1,2-ジクロロエタン	mg/L	0.04以下	0.0004未満
1,1-ジクロロエチレン	mg/L	0.2以下	0.002未満
シス-1,2-ジクロロエチレン	mg/L	0.4以下	0.004未満
1,3-ジクロロプロペン	mg/L	0.02以下	0.0002未満
ジクロロメタン	mg/L	0.2以下	0.002未満
テトラクロロエチレン	mg/L	0.1以下	0.0005未満
1,1,1-トリクロロエタン	mg/L	3以下	0.0005未満
1,1,2-トリクロロエタン	mg/L	0.06以下	0.0006未満
トリクロロエチレン	mg/L	0.3以下	0.002未満
ベンゼン	mg/L	0.1以下	0.001未満
カドミウム又はその化合物	mg/L	0.3以下	0.001未満
六価クロム化合物	mg/L	1.5以下	0.04未満
シアン化合物	mg/L	1以下	0.1未満
アルキル水銀化合物	mg/L	検出されないこと	検出されず
水銀又はその化合物	mg/L	0.005以下	0.0005未満
セレン又はその化合物	mg/L	0.3以下	0.002未満
鉛又はその化合物	mg/L	0.3以下	0.005未満
砒素又はその化合物	mg/L	0.3以下	0.005未満
シマジン	mg/L	0.003以下	0.0003未満
チオベンカルブ	mg/L	0.2以下	0.002未満
チウラム	mg/L	0.006以下	0.006未満
ポリ塩化ビフェニル	mg/L	0.003以下	0.0005未満
有機燐化合物	mg/L	1以下	0.1未満
フッ化物	mg/L	—	0.8
ほう素又はその化合物	mg/L	—	0.2未満

また、溶出試験の結果を表-4.3.11 に示す。いずれの物質の結果も特別管理産業廃棄物の基準を下回る結

果となり、肥料としての適用性に問題がなかった。

4.4 マイクロ波照射前処理実験

4.4.1 実験方法

(1) 回分式実験

マイクロ波による前処理効果を確認するため回分式実験を行った。マイクロ波の照射には、中能登町鹿島中部クリーンセンターに設置した連続式マイクロ波照射装置を用いた。実験条件を表-4.4.1に示す。照射対象量と照射出力を変化させ、614J/g-TS から 7,265J/g-TS までの9条件で実験を実施し、ガス発生量を測定した。

(2) 連続式実験

中能登町鹿島中部クリーンセンターに設置した連続式実験機を用いて、OD 汚泥のみにマイクロ波を400W20分の照射条件で照射し、その後4.3の期間Vと同じ混合比率で他の地域バイオマスと混合し、期間VIとして50日間の投入を行った。また、4.3.1(5)と同様に脱水性を評価した。

表-4.4.1 マイクロ波照射汚泥回分式実験条件

No.	固形物濃度 (%)	照射対象量 (g)	照射出力 (W)	照射時間 (min)	投入エネルギー (J/g-TS)
1-0	17.3	-	-	-	0
1-1	17.3	1,700	600	5.0	614
1-2	17.3	1,700	600	15.0	1,841
1-3	17.3	1,700	800	5.0	818
1-4	17.3	1,700	800	15.0	2,455
2-0	11.7	-	-	-	0
2-1	11.7	850	200	15.0	1,816
2-2	11.7	850	200	30.0	3,632
2-3	11.7	850	400	7.5	1,816
2-4	11.7	850	400	30.0	7,265

4.4.2 実験結果

(1) マイクロ波照射回分式実験

マイクロ波照射回分式実験の結果を表-4.4.2に示す。投入基質TS1gあたりのガス発生量は、照射対象量を1,700gとした1系では、投入基質固形物1gあたりの投入エネルギーを2,455J/g-TSとした1-4において、ガス発生量増加率が最大の1.7倍となった。照射対象量を850gとした2系では投入基質固形物1gあたりの投入エネルギーを7,265J/g-TSとした2-4において、ガス発生量増加率が最大の1.5倍となった。いずれも投入基質固形物1gあたりの投入仕事量が増加するにつれ、ガス発生量が増加する傾向であった。余剰汚泥（TS5%程度）へのマイクロ波照射回分実験での結果ではガス発生量が41~52%増加したという報告¹³⁾があるが、1系ではそれを上回る結果となった。余剰汚泥へのマイクロ波照射においては、照射時の固形物濃度が高いほど

ガス発生量が大きいとの報告¹⁴⁾もあり、本実験におけるマイクロ波照射時のOD汚泥の固形物濃度は17%程度と高かったことが影響したと考えられる。1系でのガス発生量増加率が2系での結果よりも大きな値となっているが、未照射のOD汚泥からのガス発生量が2系の方が大きかったため、実験に用いたOD汚泥の難分解性部分が元々少なかったことが理由として考えられる。

また、No.2-1とNo.2-3では投入基質固形物1gあたりの投入エネルギーをいずれも1,816J/g-TSとして、照射出力および時間を変化させたが、ガス発生量増加率はともに1.2倍と顕著な差は見られなかった。照射出力の変化によるガス発生量への影響は小さいとの報告¹³⁾¹⁵⁾もあり、本実験においても同様の結果となった。

表-4.4.2 マイクロ波照射回分実験結果

No.	照射出力 (W)	照射時間 (min)	投入エネルギー (J/g-TS)	ガス発生量 (mL/g-TS)	ガス発生量増加率
1-0	-	-	0	93	-
1-1	600	5.0	614	113	1.2
1-2	600	15.0	1,841	138	1.5
1-3	800	5.0	818	132	1.4
1-4	800	15.0	2,455	155	1.7
2-0	-	-	0	157	-
2-1	200	15.0	1,816	181	1.2
2-2	200	30.0	3,632	200	1.3
2-3	400	7.5	1,816	183	1.2
2-4	400	30.0	7,265	233	1.5

(2) マイクロ波照射連続式実験

マイクロ波を照射した期間VIにおける投入混合汚泥 VS1gあたりのガス発生量は0.36L/g-VSとなった。マイクロ波を投入する前の直近1か月の投入混合汚泥 VS1gあたりのガス発生量は0.29L/g-VSであったため、OD汚泥以外の地域バイオマスのガス発生量は回分実験の値と同等であり、OD汚泥のみでガス発生量の増加があったと仮定すると、マイクロ波照射によるOD汚泥のガス発生量は約1.7倍であったと考えることができる。

(3) マイクロ波照射が脱水性へ及ぼす影響

脱水性を比較した汚泥の性状分析結果を、表-4.4.3に示す。薬注率を比較すると、マイクロ波有のMアルカリ度が高いため、薬注率が高くなると推測できる。脱水性を比較すると、マイクロ波有の強熱減量(VTS)は低いものの、繊維状物100メッシュおよび200メッシュが低いため、脱水性能は低くなると推測できる。消化特性を比較すると、消化汚泥は消化作用が進むに従って有機物が分解され、強熱減量(VTS)、蒸発残留物

(TS)、繊維状物 100 メッシュおよび 200 メッシュが低くなっていくが、これらの値はマイクロ波有が低いため、マイクロ波有での消化が進行しているものと考えられる。

脱水ろ液の分析結果を、表-4.4.4 に示す。全リン、全窒素、BODは、いずれもマイクロ波有が高い結果であった。

表-4.4.3 汚泥性状分析結果

項目	2013年8月 消化汚泥(μ波無)	2014年3月 消化汚泥(μ波有)	傾向	
			低	高
pH	7.5	7.7	薬注率低	薬注率高
Mアルカリ度 ^{※1} mgCaCO ₃ /L	2,700	3,400	薬注率低	薬注率高
浮遊物質(SS) mg/L	53,200	54,700	-	-
蒸発残留物(TS) mg/kg WB	57,000	58,600	脱水性低	脱水性高
強熱減量(VTS) %/TS	77.4	74.9	脱水性高	脱水性低
粗繊維 %/SS	7.8	1.4	-	-
粗浮遊物 %/TS	18.7	4.3	-	-
アニオン度 ^{※2} m·eq/g-TS	0.4	0.3	薬注率低	薬注率高
粗蛋白質 ^{※3} %/TS	32	29	脱水性高	脱水性低
繊維状物 100 メッシュ%/SS	10.0	1.9	脱水性低	脱水性高
繊維状物 200 メッシュ%/SS	25.9	6.1	脱水性低	脱水性高
電気伝導率 mS/m	1519	1081	-	-
粘度 ^{※4} mPa·s	9,470	3,570	-	-

※1:M アルカリ度→この割合が高いほど汚泥 pH が高く、薬品の反応性が劣化する。

※2:アニオン度→粒子の持つ負電荷を示し、この割合が高いほどカチオン系凝集剤での薬注率が高くなり、脱水性にも悪影響を及ぼす。

※3:粗蛋白質→この割合が高いと内部水が増加し、脱水性が悪くなる。

※4:粘度→2013年8月はローターNo.3、12rpm、常温 21.7℃にて測定。
2014年3月はローターNo.3、30rpm、加温 35℃にて測定。

表-4.4.4 汚泥性状分析結果

項目	2013年8月 脱水ろ液(μ波無)	2014年3月 脱水ろ液(μ波有)
全リン mg/L	23	43
全窒素 mg/L	750	1,800
BOD mg/L	290	360

脱水試験結果を図-4.4.1 および表-4.4.5、表-4.4.6 に示す。

<使用凝集剤種類について>

凝集剤は粉末(汎用品、特殊品)と液状の形態があり、粉末の汎用品についてはイシフロック ICK-3229B、粉末の特殊品についてはイシフロック ICM-4104、液状についてはイシフロック ICD-3832 が最適であったため、これら3種類の凝集剤を用いて簡易脱水試験を行った。なお、マイクロ波無、有において最適凝集剤の種類は変わらなかった。

<最適薬注率について>

最適薬注率の範囲について、粉末のイシフロック ICK-3229B は 0.70%前後と薬注率は低いものの範囲が狭く、同じく粉末のイシフロック ICM-4104 は 1.05%~1.40%とやや範囲が広がった。また液状のイシフロック ICD-3832 は 1.40%~2.10%と薬注率は高いものの、範囲は最も広がった。なお、マイクロ波無、有において最

適薬注率の範囲は変わらなかった。

<脱水性について>

いずれの凝集剤においても、最適薬注率範囲で薬注率を高くするほどろ液量が多く、またケーキ含水率は低くなった。また3種類の凝集剤の中では、薬注率が高いものの、イシフロック ICD-3832 が最も脱水性が高い結果であった。なお、マイクロ波有のケーキ含水率は高くなった。これはマイクロ波有の場合、消化が進行し、脱水性能に好影響を及ぼす繊維状物 100 メッシュ、200 メッシュが減少したためであると考えられる。

<一般的な消化汚泥との比較>

3種類の凝集剤の最適薬注率範囲は 0.70%~2.10%であり、一般的な消化汚泥の薬注率である 1.50%前後と比較すると、やや低いと考えられる。また、3種類の凝集剤を用いた場合のケーキ含水率は 82.6%~86.7%であり、一般的な消化汚泥のケーキ含水率である 81%~83%前後と比較すると、やや高いと考えられる。

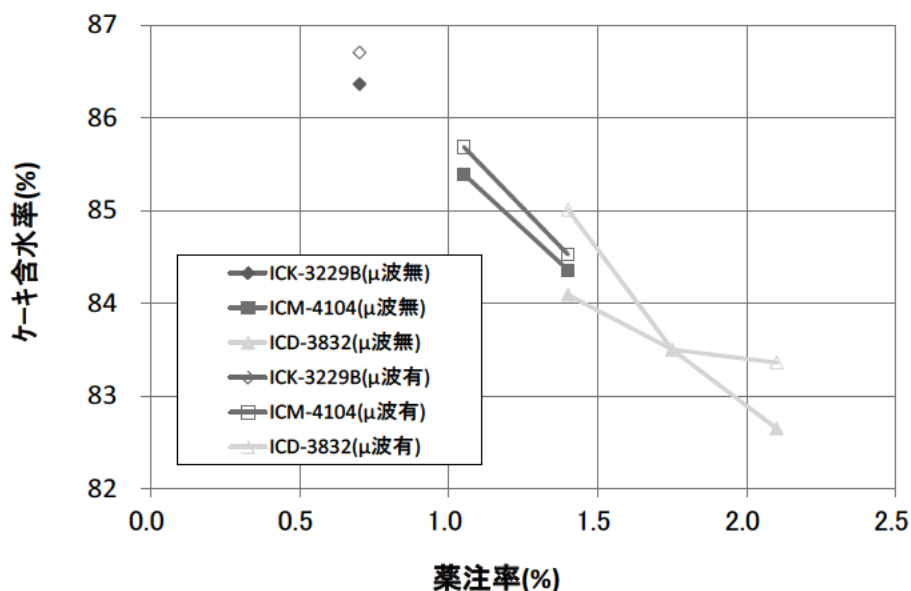


図-4.4.1 凝集剤ごとの薬注率とケーキ含水率の関係

表-4.4.5 脱水試験結果(マイクロ波無)

試験 符号	高分子凝集剤			ろ液量 ml			ケーキ 含水率 % W. B.
	名称	イオン性 成分形態	薬注率 %/TS	10S	30S	60S	
無-RUN-1	イシフロック ICK-3229B	カチオン アクリレート系 粉体	0.70	5	10	14	86.4
無-RUN-2	イシフロック ICM-4104	カチオン アクリレート系 粉体	1.05	12	23	31	85.4
無-RUN-3			1.40	28	40	44	84.4
無-RUN-4	イシフロック ICD-3832	カチオン アクリレート系 液状	1.40	28	39	43	84.1
無-RUN-5			1.75	47	56	59	83.5
無-RUN-6			2.10	60	65	68	82.6

表-4.4.6 脱水試験結果(マイクロ波有)

試験 符号	高分子凝集剤			ろ液量 ml			ケーキ 含水率 % W. B.
	名称	イオン性 成分形態	薬注率 %/TS	10S	30S	60S	
有-RUN-1	イシフロック ICK-3229B	カチオン アクリレート系 粉体	0.70	4	9	13	86.7
有-RUN-2	イシフロック ICM-4104	カチオン アクリレート系 粉体	1.05	11	22	31	85.7
有-RUN-3			1.40	27	39	42	84.5
有-RUN-4	イシフロック ICD-3832	カチオン アクリレート系 液状	1.40	28	38	40	85.0
有-RUN-5			1.75	46	55	57	83.5
有-RUN-6			2.10	60	63	65	83.4

4.5 発酵槽攪拌方法の検討

4.5.1 背景・目的

嫌気性消化槽の混合は、微生物への基質の運搬、pHや温度の均一化、阻害物質の希釈及び死領域や短絡発生の防止のために重要である。嫌気性消化槽の混合特性を特徴付けるために、トレーサー法が伝統的に使われている。トレーサーの濃度変動から、混合均一化時間を求めることや流出曲線から死領域率や短絡率を求めることが可能である。この方法は流れ状態を特徴付けるために価値ある実験的手法であるが、作業が面倒であり、実装置においては様々な運転上の制約のために適用できないことがある。一方、数値流体力学法は実験的な困難さを克服するための有効な手段であり、嫌気性消化槽の混合特性の把握のために応用が進んでいる¹⁶⁾。

本プロジェクトでは、嫌気性消化プロセスの技術的改善として、消化槽内汚泥濃度を高めた。ただし、高濃度化に伴い粘度が増大するので、嫌気性消化プロセスの混合においては、低速度域の増大とそれに伴う均一化に要する時間の増大が課題となる。

そこで本研究では、高濃度嫌気消化法において攪拌機の混合性能を定量的に評価するために、槽内の数値流体力学解析を実施し、その攪拌混合特性を検討した。

4.5.2 解析方法

解析条件を表-4.5.1に、解析構造を図-4.5.1および図-4.5.2に示す。小型装置として4.3のパイロットプラントの条件で解析を行うとともに、大型装置として実機を想定した解析も行った。

表-4.5.1 解析条件

解析に用いたソフト	CFX14.5 (アンシス・ジャパン株式会社)
解析条件	单相流、層流、流体粘度: 9.5 Pa·s、流体密度: 1,000 kg/m ³
解析構造	3D 構造 2 種類、槽本体及び攪拌翼を組み立て図からモデル化。 ① 小型装置: φ1,000 mm、直胴 H 1,100 mm、攪拌羽根 8 枚(2 枚×4 段)、攪拌旋回径 640 mm (図 4.5.1) ② 大型装置: φ6,500 mm、直胴 H8,000 mm、攪拌羽根 12 枚(4 枚×3 段)、攪拌旋回径 1,500 mm (図 4.5.2)
攪拌翼回転速度	① 小型装置: 7 rpm ② 大型装置: 10 rpm

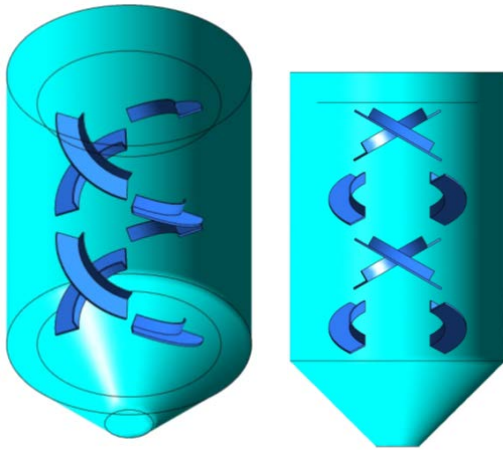


図-4.5.1 解析構造① 小型装置
(左:投影図、右:立面図)

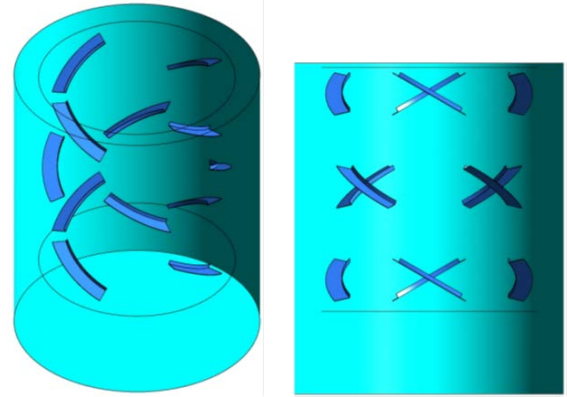


図-4.5.2 解析構造② 大型装置
(左:投影図、右:立面図)

4.5.3 実験結果および考察

各構造での流線の計算結果を図-4.5.3に示す。小型装置、大型装置ともに、攪拌翼の回転により強い水平方向の循環流を形成している。攪拌翼の傾斜によって、垂直方向の流れも生じており、複雑な流れとなっている。この攪拌条件では、大型装置は小型装置に比べて流速が大きい。

各構造の流速分布の計算結果は図-4.5.4に示す。小型装置はコーン部の下端で流速がやや小さく、0.01 m/sec 以下になっている。今回の攪拌の条件では、大型装置は小型装置に比べて、全体的にかなり流速が大きい。また、この攪拌条件では流速の小さな領域（デットスペース）はほとんど存在していない。

小型と大型それぞれのトルク計算を行い、想定動力を概算で算出した結果を表-4.5.2に示す。計算により算出された想定動力はそれほど大きくなかったが、機械的損失、効率、レオロジー特性などを考慮していないので数値は小さめになってしまう。実際、小型装置のベンチ試験では実使用動力が200 W ほどになり、計算数値の約36倍となっている。その倍率をそのまま適用するなら、大型装置の実動力は約8 kW ほどが想定される。しかし、スケールメリット、現時点での攪拌が十分であることを勘案するとその動力は低減可能であり、仮に5.5乃至7.5 kW 程度に収まれば発生ガス量から得られる発電量と消費電力の収支は前者が上回ることになる。

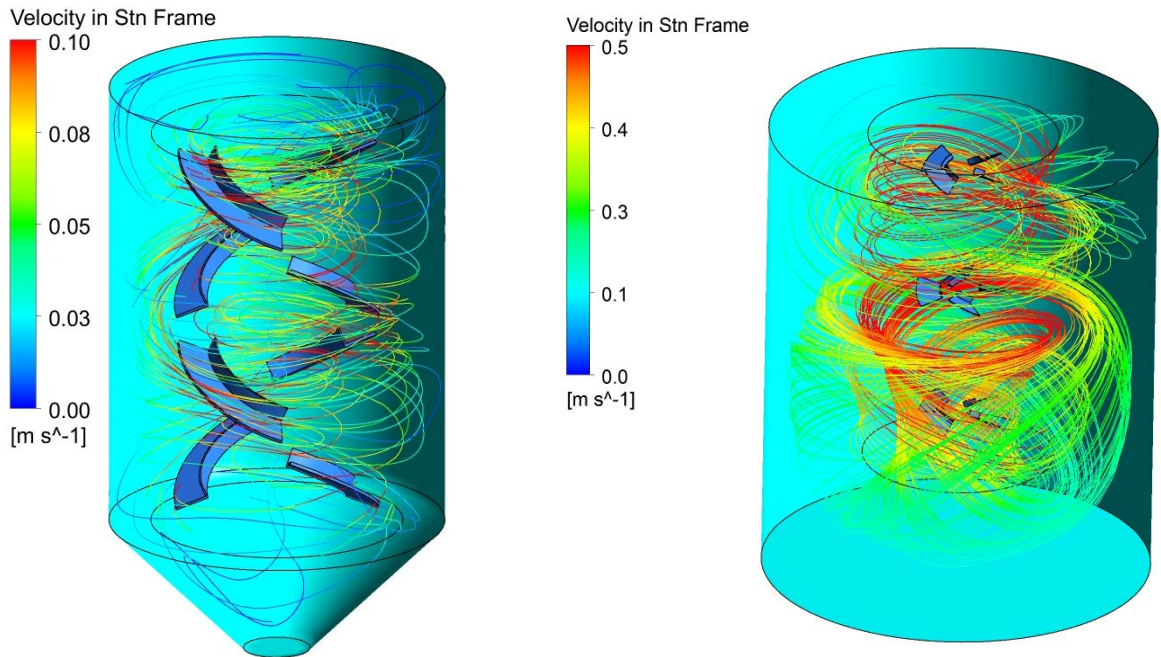


図-4.5.3 解析結果(流線分布)、左: 小型装置、右: 大型装置

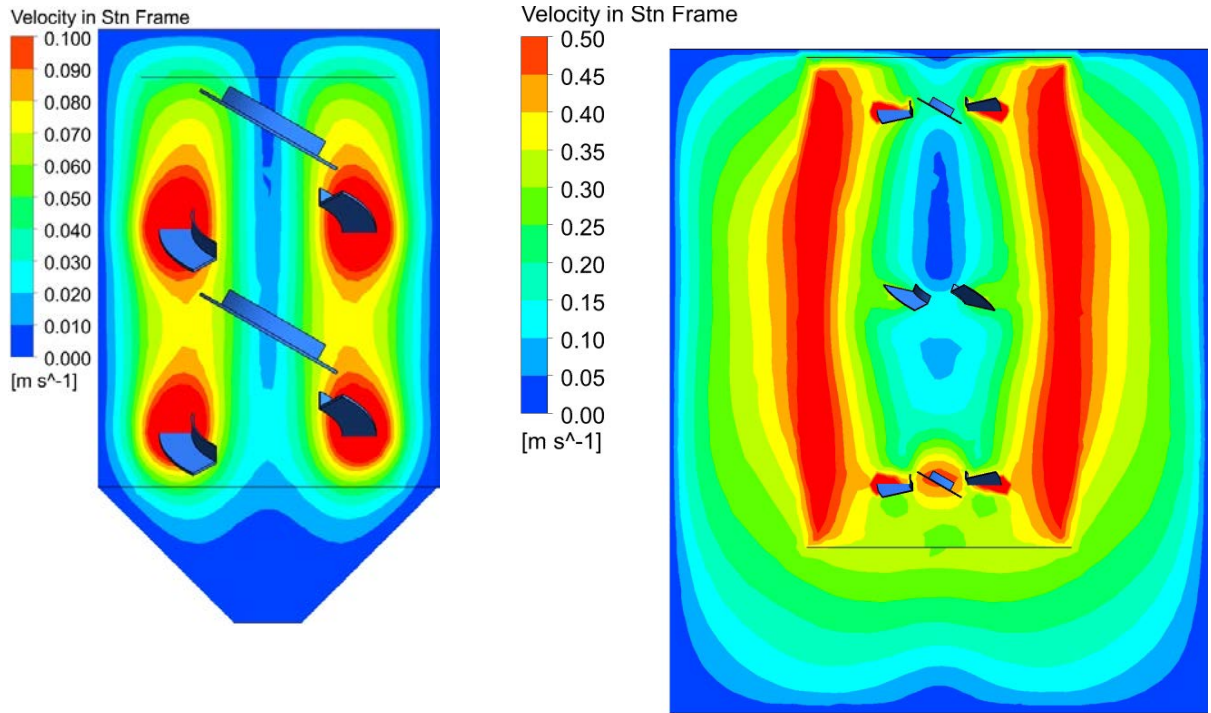


図-4.5.4 解析結果(流線分布)、左: 小型装置、右: 大型装置

表-4.5.2 トルクと動力 (概算結果)

	トルク N·m	動力 W
小型装置	7.5	5.5
大型装置	210	220

※動力 W = トルク N·m × 回転数 rpm ÷ 60 × 2π

4.6 まとめ

(1) 室内実験

小規模下水処理場で数多く採用されている水処理方式であるオキシデーショondiッチ法から発生するOD 脱水汚泥と中能登町で発生する代表的な地域バイオマスである廃油揚げを対象とした連続式高濃度混合嫌気性消化実験を行い、性状、消化特性について確認するとともに高濃度化や混合消化の検討を試みた。以下に得られた成果を記す。

- 1) バイオマスの組成分析の結果から、OD 汚泥の炭素含有率は混合汚泥とほぼ等しいものの、窒素含有率は最終沈殿池汚泥と同等に大きかった。また、油揚げは生タイプの炭素含有率がより大きく、C/N 比は生タイプが 11.9 および乾燥タイプが 10.5 でありいずれも有用なバイオマスであることが分かった。
- 2) 回分式実験の結果から、OD 汚泥からのメタンガス発生率は標準活性汚泥法の混合汚泥と比べて、約 0.3 倍であり、最終沈殿池汚泥とはほぼ同等の値であった。また、油揚げ（生）、油揚げ（乾燥）のガス発生率は混合汚泥よりもそれぞれ約 2 倍および約 3 倍となり、いずれも非常に優良な基質であることが分かった。
- 3) OD汚泥単独での連続消化実験では投入基質濃度 10.0%、有機物槽負荷 3.4kg-VS/m³/dの条件下でも安定的にメタン発酵反応が進行した。
- 4) OD汚泥と油揚げの連続混合消化実験では投入基質濃度 10.1%、有機物槽負荷 3.5kg-VS/m³/dまでは安定的にメタン発酵反応が進行したが、投入基質濃度 14.5%、有機物槽負荷 5.0kg-VS/m³/dの条件下では、溶存態有機炭素の蓄積が見られ、ガス発生量の低下が生じた。
- 5) 消化汚泥の脱水性状を確認したところ、OD 汚泥単独系、廃油揚げ混合系ともに従来の OD 汚泥の脱水性状と大きな違いは見られなかった。

(2) 実証実験

小規模下水処理場で数多く採用されている水処理方式である OD 法から発生する OD 汚泥と町内で発生する 6 種類の地域バイオマス（し尿、浄化槽汚泥、接触酸化汚泥、学校給食残さ、油揚げ生タイプ、油揚げ乾燥タイプ）を対象とした連続式高濃度混合嫌気性消化実験を行い、性状、消化、脱水特性および肥料としての適用性について検討を試みた。以下に得られた成果を記す。

- 1) バイオマスの組成分析の結果から、OD 汚泥とし尿の C/N 比はほぼ等しく、接触酸化汚泥、学校給食残さ、油揚げ生タイプおよび油揚げ乾燥タイプの C/N 比はいずれも OD 汚泥よりも大きく、OD 汚泥と混合することにより混合基質の C/N 比が大きくなるため、C/N 比の改善につながる事が分かった。
- 2) 回分式実験の結果から、接触酸化汚泥のガス発生率、豆腐排水汚泥のガス発生率は、それぞれ OD 汚泥のガス発生率と比べて約 0.5 倍、約 0.8 倍と小さかったが、その他の地域バイオマスについては、OD 汚泥のガス発生率よりも大きな値であり、特に油揚げ生タイプについては、OD 汚泥の約 8 倍と最も大きな値を示した。
- 3) 中能登町での各地域バイオマスの発生量を元に決定した混合比率で高濃度混合連続消化実験を行い、平均投入混合基質固形物濃度 8.8%、平均有機物負荷 2.5kg-VS/m³/dの条件下でも安定的にメタン発酵反応が進行した。また、回分式実験による各地域バイオマスのガス発生量と混合比率を用いて計算した混合基質から

のガス発生量の計算値と、連続消化実験で得られた混合基質からのガス発生量と比較したところ、約7%大きな値となったが、これは発生地域バイオマスの日々の性状変動の影響によるものと考えられる。

- 4) 消化汚泥の脱水性状を確認したところ、従来¹⁾のOD汚泥の脱水性状と大きな違いは見られなかった。
- 5) 消化汚泥は肥料取締法で定められた含有を許される最大値に達する有害成分項目は検出されなかった。また、窒素、リン、カリウムともに下水汚泥単独から作成された肥料の平均値に比べて、大きな値となり、肥料として有用であることが確認された。

(3) マイクロ波照射前処理実験

OD汚泥のマイクロ波照射実験を実施し、前処理効果を調査した。以下に得られた成果を記す。

- 1) 回分式実験を実施した結果、投入汚泥の固形物1gあたりの照射エネルギー量が増加するにしたがって、ガス発生率が増加する傾向となり、ガス発生量の増加率は最大1.7倍であった。また、照射エネルギー量を固定し、照射出力と時間を変化させても大きな違いは見られなかった。
- 2) 高濃度混合連続消化実験において、OD汚泥にマイクロ波を照射した後、他の地域バイオマスと混合し投入を行った結果、混合汚泥からのガス発生量の増加が見られた。各地域バイオマスのガス発生量が回分式実験と同等の値と仮定すると、OD汚泥からのガス発生量増加率は約1.7倍程度との推測が可能であった。脱水性について調査したところ、一般的な消化汚泥のケーキ含水率と比較するとやや高くなるものの大きな影響はないと考えられた。

(4) 発酵槽攪拌方法の検討

高濃度嫌気消化法において攪拌機の混合性能を定量的に評価するために、槽内の数値流体力学解析を実施、その攪拌混合特性を検討した。以下に得られた成果を記す。

- 1) 小型・大型装置ともに、想定した攪拌パターンで十分に混合できることが、シミュレーション結果から分かった。
- 2) 想定される動力も、それほど大きくならないことが分かった。

これらの結果より、設定フィールドにおいて、OD汚泥と地域内で発生する6種の地域バイオマスの高濃度混合消化（年間発生量比率で混合）の実施が可能であり、効率的な再生可能エネルギーの創出、および肥料化による地域バイオマスのバイオマス資源としての地域内循環が可能であることが分かった。本研究で得られた知見は、今後、全国のOD法を採用している小規模な下水処理場で、地域で発生する地域バイオマスとの混合消化の実施を検討する上で適用可能と考えられる。

参考文献

- 1) 高尾健治：オキシレーションディッチ法—苫小牧市勇払処理場，下水道協会誌，Vol.29，No.347，pp.12-18，1992.
- 2) G Tchobanoglous and E. D. Schroeder：Water quality，Addison-Wesley Publishing Company，1985.

- 3) 日本下水道協会：下水道施設計画・設計指針と解説 2009年版（後編），2009.
- 4) 日本下水道協会：下水道統計（平成22年度版），2012.
- 5) 藤島繁樹，宮原高志，水野修，野池達也：脱水汚泥の嫌気性消化に及ぼす固形物濃度の影響，土木学会論文誌，No.622/VII-11，pp.73-80，1999.
- 6) 李玉友：メタン発酵技術の概要とその応用展望，JEFMA，No.53，pp.4-18，2005.
- 7) 全国都市清掃会議：汚泥再生処理センター等施設整備の計画・設計要領，2006改訂版，2007.
- 8) Y. Y. Li, I. B. Ko, T. Noike, K. Funaiishi and H. Sasaki : Comparison of ammonia inhibition between the mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of municipal solid wastes, The Proceedings of 10th World Congress on Anaerobic Digestion, Volume1, pp. 507-514, 2004.
- 9) 奥野芳男，李玉友，佐々木宏，関廣二，上垣内郁夫：生ごみと汚泥の高濃度混合メタン発酵に及ぼす汚泥比率と発酵温度の影響，土木学会論文誌，No.734/VII-27，pp.75-84，2003.
- 10) 李玉友：バイオマス利活用（その3）－メタン発酵技術－，農業土木学会誌，Vol.73.No.8，pp.739-744，2005.
- 11) 渡部春樹，落修一，平山孝浩：全国下水汚泥緑農地利用製品調査報告書、土木研究所資料、第3289号、1994.
- 12) 石川県珠洲市、財団法人下水道新技術推進機構：バイオマスメタン発酵に関する性能評価研究、2009.
- 13) M. Kuglarz, D.Karakashev, I.Angelidaki : Microwave and thermal pretreatment as methods for increasing the biogas potential of secondary sludge from municipal wastewater treatment plants, Bioresource Technology, 134, pp.290-297, 2013.
- 14) B. Tnag., L. Yu, S. Huang, J. Luo, Y. Zhuo : Energy efficiency of pre-treating excess sewage sludge with microwave irradiation, Bioresource Technology, 101, pp.5092-5097, 2010.
- 15) K. Sóllyom, R. B. Mato, S. I. Pérez-Elvia, M. J. Cocero : The influence of the energy absorbed from microwave pretreatment on biogas production from secondary wastewater sludge, Bioresource Technology, 102, pp.10849-10854, 2011.
- 16) 寺嶋光春，小松和也，安井英斉，ラジブゴエル，井上千弘，須藤孝一，李玉友，野池達也：高濃度嫌気性消化槽の混合における均一化時間の検討，土木学会論文誌G，Vol.66，No.3，pp.103-110，2010.

第5章 中能登町での事業化検討

5.1 実証フィールドの設定

5.1.1 中能登町の概要および位置

中能登町は能登半島のほぼ中央部に位置し、邑知地溝帯を中心とする平野部と、その両翼を東側には石動山、西側には眉丈山に連なる丘陵地からなり、国指定史跡の石動山や雨の宮古墳のほか、川田古墳群など数多くの遺跡を残し、能登文化発祥の地としても広く知られた緑豊かな住環境と、懐かしさを感じさせる町並みなど自然と文化遺産に恵まれた町である。

中能登町の下水道事業は平成2年度に着手し、生活環境の改善を図り、快適な生活と良好な環境を保全することを目的に平成5年10月に第1期の供用開始を皮切りに公共下水道5処理区、集落排水処理施設6処理区となっており、平成24年度末の汚水処理普及率は99.0%となっている。

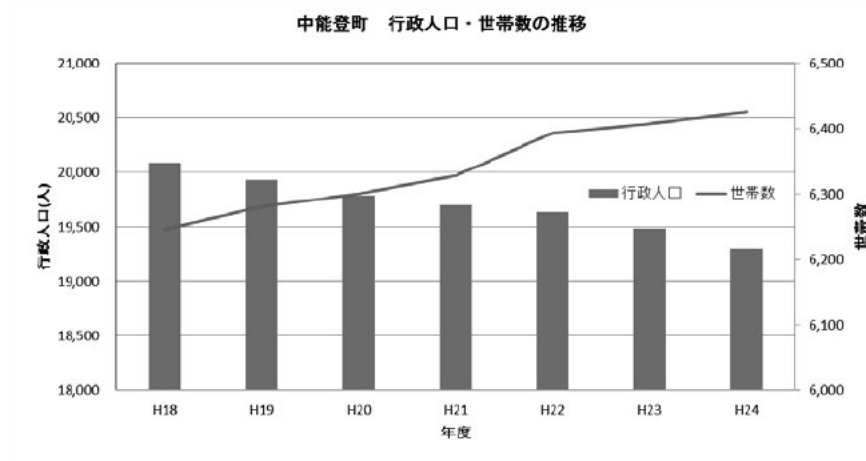
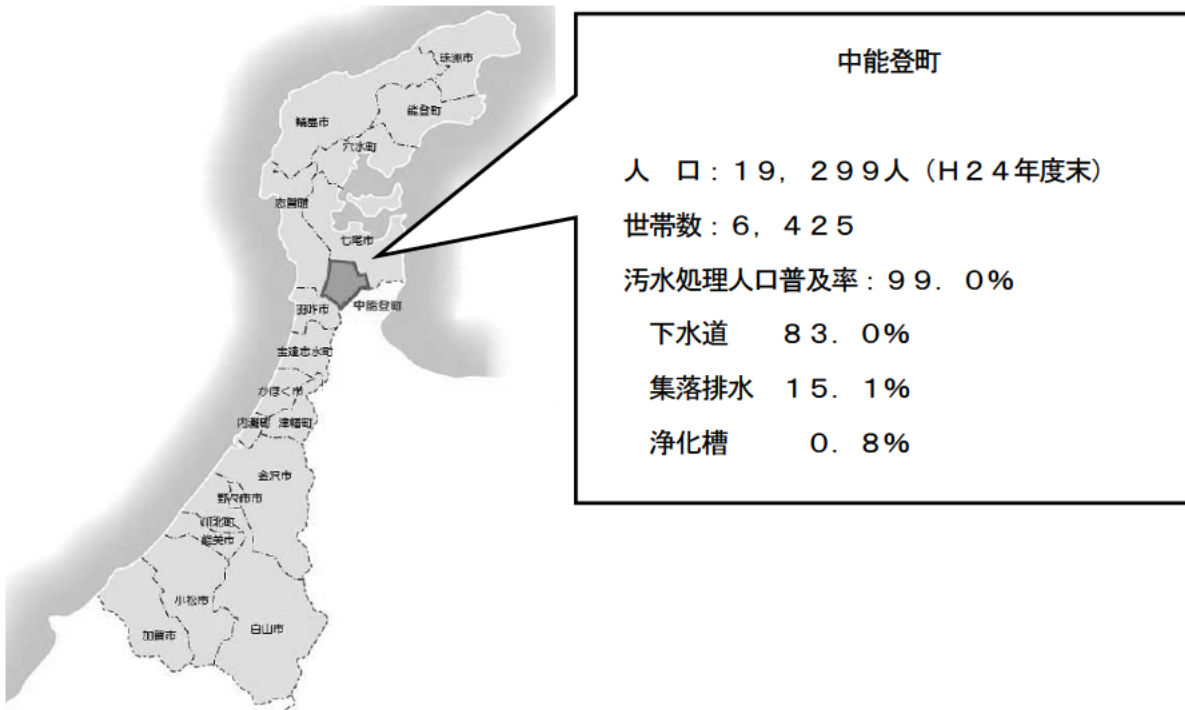


図-5.1.1 中能登町における行政人口および世帯数の推移

5.1.2 中能登町の地域バイオマス処理の現状

①下水処理の状況

町内には5つの下水処理場が存在している。下水汚泥は濃縮、脱水後に長距離運搬して民間の中間処分場に搬入しており、多大な運搬・処理経費がかかっている。

②浄化槽汚泥等処理の状況

町内のし尿・浄化槽汚泥は、H24年度まで七尾市内にある「ななかクリーンセンター」（七尾鹿島広域圏事務組合）において、処理を実施していた。同処理施設は平成8年の供用開始から17年が経過しており、処理施設の老朽化が著しく、改築更新時期となったため、平成25年3月31日に七尾鹿島広域圏事務組合は廃止され、中能登町で処理施設を設置するまでの当面の間は、七尾市に処理委託している。

③農業集落排水処理の現状

町内における農業集落排水処理区は6処理区あり、それぞれ整備が完了している。5処理区の汚泥を鹿西東部処理区に濃縮状態で運搬し、鹿西東部処理区で脱水・肥料化を行っている。

④その他地域バイオマス

町内には食品加工工場（豆腐工場）が存在し、そこから排出される油揚げの規格外品（生タイプ、乾燥タイプ）が発生している。これらは、廃棄物として処理されている。

5.1.3 実証フィールドとしての適用性

町内には5つの公共下水道および6つ（統合後は3つ）の集落排水処理場が近接して存在している。また、し尿浄化槽汚泥については、委託処理を実施している状況である。年間発生地域バイオマス量を表-5.1.1に示す。

これらの現状から、下水道、集落排水、浄化槽汚泥、し尿等と、さらに町内で発生するその他の地域バイオマス（学校給食残渣、事業系一般廃棄物、食品工場残渣）との混合処理による効率化の効果が大きいと想定される。また、処理過程で発生したメタンガスを再生可能エネルギーとして利用するとともに、処理残物を乾燥肥料化する等、地域循環型社会の形成の推進及び、地球温暖化防止に寄与することも可能であると考えられる。

表-5.1.1 中能登町における地域バイオマス発生量（H24年度）

項目		単位	下水脱水汚泥	油揚げ(乾)	油揚げ(生)	し尿	浄化槽	集排脱水汚泥	事業系厨芥類	合計	
発生量	年間	重量	t-w	1,256	45	26	602	869	42	48	2,888
		濃度	%	17.0	91.0	55.0	1.5	1.5	19.6	21.5	10.7
		固形物量	t	214	41	14	9	13	8	10	309
混合比率			69.3%	13.3%	4.5%	2.9%	4.2%	2.6%	3.2%		

5.2 事業化の検討

5.2.1 処理フロー

中能登町における処理フローの設定にあたっては、

- ① 可能な限りメタンガスの回収・有効利用を進め、温室効果ガスの排出量を削減するとともに地域内の資源循環が成立する仕組みとする。
- ② コスト収支の改善を図るため、より付加価値の高い利用形態（固定価格買い取り制度の適用等）優先する。
- ③ 現状の有効利用状況にも配慮する。

中能登町における想定処理フローを図-5.2.1に示す。

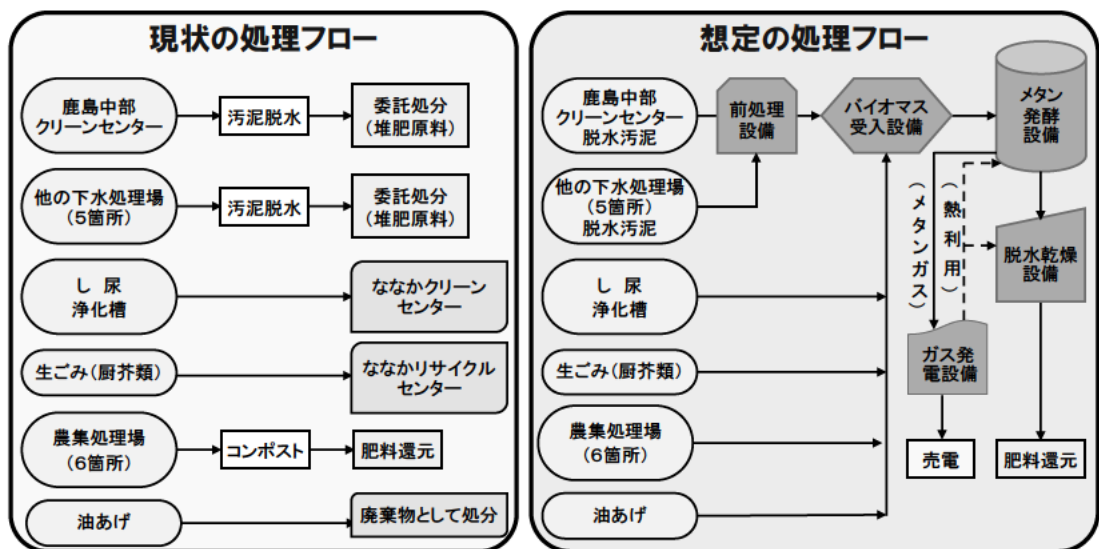


図-5.2.1 中能登町における想定処理フロー

5.2.2 物質収支

下水汚泥 (OD汚泥)、し尿、浄化槽汚泥、集落排水汚泥、事業系生ごみ、油揚げ乾燥タイプおよび油揚げ生タイプの7種の地域バイオマスを対象に混合メタン発酵を実施した場合の物質収支を図-5.2.2 に示す。

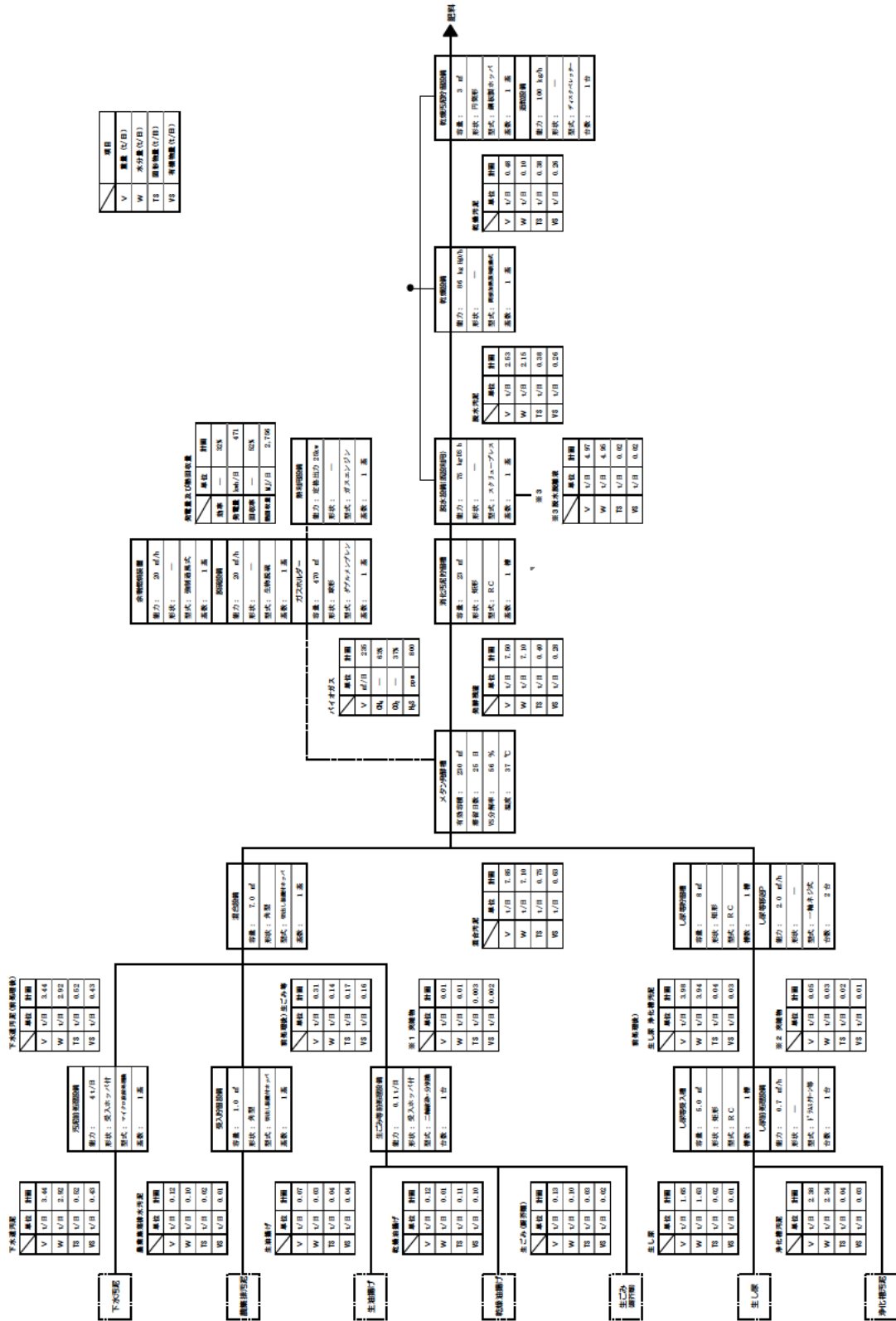


図-5.2.2 物質収支

5.2.3 経済性の評価

高濃度混合メタン発酵を実施した際の経済性の評価を行った。個別処理（し尿処理場を改築更新し、各バイオマスをそれぞれ処理）した場合と、高濃度混合メタン発酵を実施した場合には、年間約32百万円のコスト削減が可能という試算結果となった。

5.2.4 温室効果ガス排出量削減効果の評価

高濃度混合メタン発酵を実施した際の温室効果ガス排出量の削減効果は、個別処理（従来处理）の場合は715.5t/年、集約処理（高濃度混合メタン発酵実施）の場合は509.3t/年となり、年間206t（約30%）の削減が可能という試算結果となった。

5.2.5 エネルギーの評価

メタン発酵に伴うエネルギー収支の試算を実施したところ、回収エネルギー量296,552Mcal/年に対し、消費エネルギー量（投入汚泥の加温に必要な熱量、発酵槽の放散熱損失および配管等の熱損失）は189,058Mcal/年となった（図-5.2.3）。

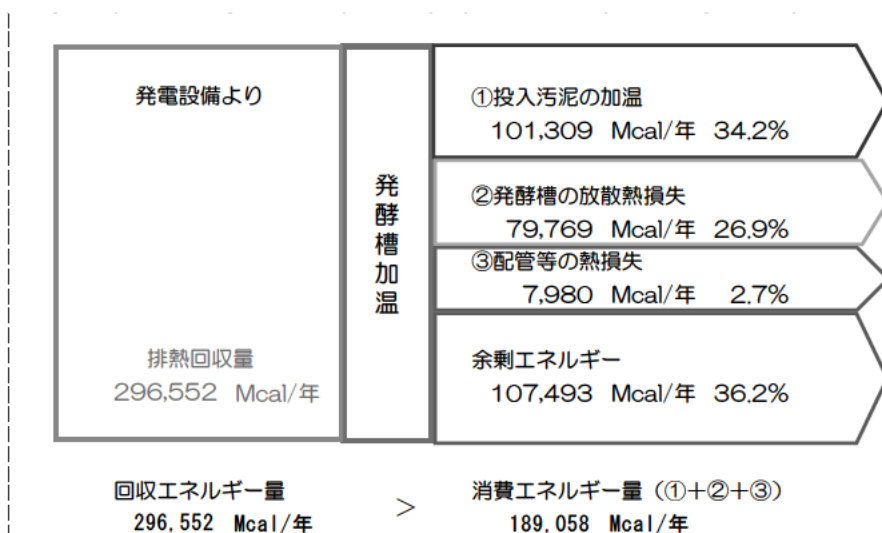


図-5.2.3 エネルギー収支

5.3 まとめ

本章では、中能登町をフィールドとした高濃度混合メタン発酵について事業化検討を試みたところ、年間約32百万円のコスト削減や、30%程度の温室効果ガス排出量削減効果が試算され、事業化の可能性が示された。

第6章 結言

独立行政法人土木研究所では、平成24年度より2年間にわたり、小規模処理場施設に適したメタンガス有効利用技術の開発を目的として、石川県、国立大学法人金沢大学、株式会社アクトリー、株式会社石垣、月島機械株式会社、明和工業株式会社・株式会社柿本商会と「小規模処理場施設に適したメタンガス有効利用支援に関する研究」を実施した。得られた成果を以下にまとめる。

第2章では、小規模下水処理場での嫌気性消化に関する現状について、全国および石川県を対象として調査した。得られた知見を以下に示す。

- (1) 全国の状況として、小規模施設では処理水量が少ないにもかかわらず、電力消費量が占める割合は高く、また嫌気性消化や消化ガス発電の導入割合が低い。
- (2) 石川県の状況として、嫌気性消化を実施しているのは比較的規模の大きな処理場であり、中小規模の下水処理場では、嫌気性消化の普及が進んでいない。

これらの状況をふまえ、小規模施設でのエネルギー回収効率を高めることが有意義であると考えられた。

第3章では、標準活性汚泥法の下水処理場を対象とした、嫌気性消化技術に関する基礎実験を行った。得られた成果は以下の通りである。

- 1) TS 7.5～10%程度の下水混合汚泥を対象とした嫌気性消化の連続式実験を行い、下記の知見が得られた。
 - ・中温条件下では安定した処理が可能であり、 $2.7 \text{ kgVS}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 程度の負荷率で一般的な濃度の場合と同程度のVS除去率60%程度が、高濃度化しても示された。
 - ・中温条件下では、アンモニア性窒素濃度 $4,000 \text{ mgN/L}$ 程度でもCOD除去率0.5～0.6をおおむね維持していた。対して高温条件では、アンモニア性窒素濃度が $2,000 \text{ mgN/L}$ を越えると、COD除去率の低下が見られた。
 - ・投入汚泥を高濃度化した場合の消化汚泥について、肥料取締法に基づいた分析を行ったところ、いずれも基準値を満たし、肥料としての活用に問題がないことが示された。
 - ・高温条件下での運転はやや不安定であった。回分式実験によりその原因を調査し、アンモニアなどの阻害物質蓄積による可能性が考えられた。
- 2) 地域バイオマスとして、おから、豆皮、および和菓子について、回分式実験によりメタン転換率を調査して、下記の知見が得られた。
 - ・いずれも下水汚泥の転換率(60%)とおおむね同等以上であり、下水処理場で受け入れることで、メタンガス回収量増加に寄与することが期待できた。
- 3) 回分式実験による高温消化工程の状態推定手法の検討を行った結果、下記の知見が得られた。
 - ・簡便な回分式消化実験から高温消化工程の「日毎のTS消費度」「基質分解ポテンシャルの割合」「分解TSあたりの $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成量」を把握することができた。
 - ・消化汚泥TSの押し出しと生物分解を考慮した連続状態モデルと計算シートを作成し、実際の運転データと算出結果の比較から、モデルおよび計算手法の妥当性が確認された。

・上記計算シートを用いた消化汚泥TS濃度および消化汚泥NH₄-N濃度の試算結果から、超高濃度化させた高温消化工程においてアンモニア阻害発生の可能性がある運転条件を容易に把握することができた。

4) 消化槽かくはん性能の検討を行った結果、下記の知見が得られた。

- ・解析ソフトを用いた流動シミュレーションにより、消化汚泥の粘度が 8.5 dPa・s となる超高濃度消化においても、インペラ式かくはん機の十分なかくはん性能を得られることが確認された。
- ・流動シミュレーションで得られた軸トルクから必要軸動力を算出し、選定モータが通常の消化汚泥粘度の場合と変わらないことが確認された。

第4章では、オキシデーショondiッチ法の下水処理場を対象とした、嫌気性消化技術に関する基礎実験および実証実験を行った。得られた成果は以下の通りである。

(1) 室内実験

小規模下水処理場で数多く採用されている水処理方式であるオキシデーショondiッチ法から発生するOD 脱水汚泥と中能登町で発生する代表的な地域バイオマスである廃油揚げを対象とした連続式高濃度混合嫌気性消化実験を行い、性状、消化特性について確認するとともに高濃度化や混合消化の検討を試みた。以下に得られた成果を記す。

- 1) バイオマスの組成分析の結果から、OD 汚泥の炭素含有率は最初沈殿池汚泥とほぼ等しいものの、窒素含有率は余剰汚泥と同等に大きかった。また、油揚げは生タイプの炭素含有率がより大きく、C/N 比は生タイプが 11.9 および乾燥タイプが 10.5 でありいずれも有用なバイオマスであることが分かった。
- 2) 回分式実験の結果から、OD 汚泥からのメタンガス発生率は標準活性汚泥法の混合汚泥と比べて、約 0.3 倍であり、最終沈殿池汚泥とはほぼ同等の値であった。また、油揚げ（生）、油揚げ（乾燥）のガス発生率は混合汚泥よりもそれぞれ約2倍および約3倍となり、いずれも非常に優良な基質であることが分かった。
- 3) OD汚泥単独での連続消化実験では投入基質濃度 10.0%、有機物槽負荷 3.4kg-VS/m³/dの条件下でも安定的にメタン発酵反応が進行した。
- 4) OD汚泥と油揚げの連続混合消化実験では投入基質濃度 10.1%、有機物槽負荷 3.5kg-VS/m³/dまでは安定的にメタン発酵反応が進行したが、投入基質濃度 14.5%、有機物槽負荷 5.0kg-VS/m³/dの条件下では、溶存態有機炭素の蓄積が見られ、ガス発生量の低下が生じた。
- 5) 消化汚泥の脱水性状を確認したところ、OD 汚泥単独系、廃油揚げ混合系ともに従来のOD 汚泥の脱水性状と大きな違いは見られなかった。

(2) 実証実験

小規模下水処理場で数多く採用されている水処理方式であるOD法から発生するOD汚泥と町内で発生する6種類の地域バイオマス（し尿、浄化槽汚泥、接触酸化汚泥、学校給食残さ、油揚げ生タイプ、油揚げ乾燥タイプ）を対象とした連続式高濃度混合嫌気性消化実験を行い、性状、消化、脱水特性および肥料としての適用性について検討を試みた。以下に得られた成果を記す。

- 1) バイオマスの組成分析の結果から、OD汚泥とし尿のC/N比はほぼ等しく、接触酸化汚泥、学校給食残さ、油揚げ生タイプおよび油揚げ乾燥タイプのC/N比はいずれもOD汚泥よりも大きく、OD汚泥と混合する

ことにより混合基質の C/N 比が大きくなるため、C/N 比の改善につながる事が分かった。

- 2) 回分式実験の結果から、接触酸化汚泥のガス発生率、豆腐排水汚泥のガス発生率は、それぞれ OD 汚泥のガス発生率と比べて約 0.5 倍、約 0.8 倍と小さかったが、その他の地域バイオマスについては、OD 汚泥のガス発生率よりも大きな値であり、特に油揚げ生タイプについては、OD 汚泥の約 8 倍と最も大きな値を示した。
- 3) 中能登町での各地域バイオマスの発生量を元に決定した混合比率で高濃度混合連続消化実験を行い、平均投入混合基質固形物濃度 8.8%、平均有機物負荷 2.5kg-VS/m³/d の条件下でも安定的にメタン発酵反応が進行した。また、回分式実験による各地域バイオマスのガス発生量と混合比率を用いて計算した混合基質からのガス発生量の計算値と、連続消化実験で得られた混合基質からのガス発生量と比較したところ、約 7% 大きな値となったが、これは発生地域バイオマスの日々の性状変動の影響によるものと考えられる。
- 4) 消化汚泥の脱水性状を確認したところ、従来の OD 汚泥の脱水性状と大きな違いは見られなかった。
- 5) 消化汚泥は肥料取締法で定められた含有を許される最大値に達する有害成分項目は検出されなかった。また、窒素、リン、カリウムともに下水汚泥単独から作成された肥料の平均値に比べて、大きな値となり、肥料として有用であることが確認された。

(3) マイクロ波照射前処理実験

OD 汚泥のマイクロ波照射実験を実施し、前処理効果を調査した。以下に得られた成果を記す。

- 1) 回分式実験を実施した結果、投入汚泥の固形物 1g あたりの照射エネルギー量が増加するにしたがって、ガス発生率が増加する傾向となり、ガス発生量の増加率は最大 1.7 倍であった。また、照射エネルギー量を固定し、照射出力と時間を変化させても大きな違いは見られなかった。
- 2) 高濃度混合連続消化実験において、OD 汚泥にマイクロ波を照射した後、他の地域バイオマスと混合し投入を行った結果、混合汚泥からのガス発生量の増加が見られた。各地域バイオマスのガス発生量が回分式実験と同等の値と仮定すると、OD 汚泥からのガス発生量増加率は約 1.7 倍程度との推測が可能であった。脱水性について調査したところ、一般的な消化汚泥のケーキ含水率と比較するとやや高くなるものの大きな影響はないと考えられた。

(4) 発酵槽攪拌方法の検討

高濃度嫌気消化法において攪拌機の混合性能を定量的に評価するために、槽内の数値流体力学解析を実施、その攪拌混合特性を検討した。以下に得られた成果を記す。

- 1) 小型・大型装置ともに、想定した攪拌パターンで十分に混合できることが、シミュレーション結果から分かった。
- 2) 想定される動力も、それほど大きくならないことが分かった。

これらの結果より、設定フィールドにおいて、OD 汚泥と地域内で発生する 6 種の地域バイオマスの高濃度混合消化（年間発生量比率で混合）の実施が可能であり、効率的な再生可能エネルギーの創出、および肥料化による地域バイオマスのバイオマス資源としての地域内循環が可能であることが分かった。本研究で得られた知見は、今後、全国の OD 法を採用している小規模な下水処理場で、地域バイオマスとの混合消化の実施を検討する上で適用可能と考えられる。

第5章では、中能登町をフィールドとした高濃度混合メタン発酵について事業化検討を試みたところ、年間約3200万円のコスト縮減や、30%程度の温室効果ガス排出量削減効果が試算され、事業化の可能性が示された。

石川県で策定している「混合バイオマスメタン発酵技術普及促進マニュアル」について、平成26年3月に本共同研究により得られた高濃度混合メタン発酵に関する知見を加えた形で改訂を行い、新技術である高濃度混合メタン発酵にも対応可能となった。そして本研究の成果は、石川県メタン排出抑制技術検討委員会とも連携しながら、中能登町での事業化につながった。

本研究は石川県をフィールドとして実施したものの、同様の小規模施設は全国に多数あることから、今後は石川県外に本開発技術が普及展開することが期待できる。そのためには、地域や周辺環境による汚泥性状の違いが、特に高濃度消化特性に及ぼす影響についての知見を集積することが、今後の課題である。

【関連発表】

本研究の成果の一部は、新聞記事や論文などとして発表されている。

<新聞記事>

- 下水汚泥発電を小型化、北國新聞 平成 25 年 9 月 28 日朝刊
- バイオマスメタン発酵施設 中能登町 今年度、基本・詳細設計に、建設工業新聞 平成 26 年 4 月 16 日朝刊
- 小型メタンガス発電 石川モデル 全国に、北國新聞 平成 26 年 6 月 7 日朝刊

<第 3 章>

- 日高平, 内田勉, 浅井圭介, 新井小百合, 岡本誠一郎, 戸苺丈仁 : 下水汚泥と有機性廃棄物の嫌気性消化に関する基礎的検討, 第 49 回下水道研究発表会講演集, pp.145-147, 2012.
- 日高平, 浅井圭介, 内田勉:土木研究所リサイクルチームにおける下水汚泥利用に関する研究, 再生と利用, Vol.36, No.136, pp.18-21, 2012.
- T. Hidaka, F. Wang, T. Togari and T. Uchida : Anaerobic co-digestion of highly-concentrated sewage sludge and organic wastes for small facilities, 13th World Congress on Anaerobic Digestion, Santiago de Compostela, Spain, P0220, 2013.
- 日高平, 王峰, 内田勉, 戸苺丈仁:高濃度濃縮下水汚泥と易分解性有機性廃棄物による嫌気性消化の処理特性, 第 50 回下水道研究発表会講演集, pp.238-240, 2013.
- Taira Hidaka, Feng Wang, Taketo Togari, Tsutomu Uchida, Yutaka Suzuki : Comparative performance of mesophilic and thermophilic anaerobic digestion for high-solid sewage sludge, Bioresource Technology, 149, pp.177-183, 2013.
- 澤原大道ら:高温消化工程の状態推定手法に関する検討, 第 51 回下水道研究発表会講演集, pp.922-924, 2014.
- 日高平ら : 高濃度濃縮下水汚泥の嫌気性消化における中温および高温条件の比較, 第 51 回下水道研究発表会講演集, pp.925-927, 2014.
- Hidaka ら : Anaerobic Digestion of Highly Concentrated Sewage Sludge for Sludge Management in Small Cities, IWA World Water Congress & Exhibition, Lisbon, Portugal, 2014 (発表予定)
- Hidaka ら : Anaerobic Digestion of Sewage Sludge with High Solid Content and Its Utilization as Fertilizer, 9th IWA International Symposium on Waste Management Problems in Agro-Industries, Kochi, Japan, 2014 (発表予定)

<第 4 章>

- 中出貴大, 池本良子, 戸苺丈仁, 西田裕之, 古婷婷, 中木原江利 : OD 汚泥と廃油揚げの中温混合消化, 第 23 回廃棄物資源循環学会研究発表会, B12-4, 2012.

- 池本良子, 戸蒔丈仁, 中木原江利, 本多 了, 中出貴大, 西田裕之:オキシデーショondiッチ汚泥と廃油揚げの高濃度混合消化. 第 47 回日本水環境学会年会講演集, p.63, 2013.
- 戸蒔丈仁, 池本良子, 中木原江利, 本多了, 中出貴大, 西田裕之, 古婷婷:小規模処理場をフィールドとした OD 汚泥高濃度混合消化, 第 50 回下水道研究発表会講演集, pp.940-942, 2013.
- 戸蒔丈仁, 池本良子, 中木原江利, 中出貴大, 古婷婷, 本多了:オキシデーショondiッチ汚泥と廃油揚げを用いた高濃度混合嫌気性消化, 土木学会論文集 G (環境) , 69(7), III_597-603, 2013.
- 池本良子, 戸蒔丈仁, 古婷婷, 中木原江利:OD 汚泥と地域で発生するバイオマスの多種混合高濃度メタン発酵, 第 48 回日本水環境学会年会講演集, p.80, 2014.

<第5章>

- 戸蒔丈仁ら:小規模下水処理場でのメタン活用の取り組みについて, 第 51 回下水道研究発表会講演集, pp.934-936, 2014.

共同研究報告書

Cooperative Research Report of PWRI

No.460 June 2014

編集・発行 ©独立行政法人土木研究所

本資料の転載・複写の問い合わせは

独立行政法人土木研究所 企画部 業務課

〒305-8516 茨城県つくば市南原1-6 電話029-879-6754

