

酪農地帯における無加水メタン発酵施設の
設計に関する研究

平成 30 年
(2018)

帯広畜産大学大学院畜産学研究科
博士後期課程 畜産衛生学専攻
竹内 良曜

酪農地帯における無加水メタン発酵施設の設計に関する研究

目 次

第 1 章 家畜ふん尿を主原料とするメタン発酵施設

第 1 節 序文	1
第 2 節 家畜ふん尿と副資材の混合メタン発酵	7
第 3 節 メタン発酵消化液の肥料効果	9
第 4 節 メタン発酵消化液の機能性	12
第 5 節 メタン発酵による病原微生物ならびに薬剤耐性菌の消長	14
第 6 節 システム評価と研究課題	16
第 7 節 研究目的と本論文の構成	17

第 2 章 地域共同バイオマスの混合メタン発酵

第 1 節 緒言	18
第 2 節 材料と実験方法	21
1. 調査地域の概要	21
2. 材料	21
3. 実験方法	23
3.1 回分式試験	23
3.2 連続投入嫌気性発酵試験	25
3.3 分析	26
3.4 計算	26
第 3 節 結果と考察	27

1. 有機性廃棄物の特性	27
2. 有機性廃棄物を材料とした嫌気性発酵	29
3. 有機性廃棄物の混合嫌気性発酵	32
4. 異なる材料を用いた混合メタン発酵の成果比較	35
5. 結論	37
第4節 本章のまとめ	38

第3章 消化液返送による乳牛ふん尿無加水高温メタン発酵

第1節 緒言	39
第2節 材料および方法	41
1. 実験材料	41
2. 実験装置	41
3. 実験方法	41
第3節 測定項目	44
1. バイオガス生成量	44
2. メタン濃度	44
3. 固形物濃度	44
4. 揮発性脂肪酸濃度	44
5. アンモニア性窒素濃	45
第4節 結果および考察	46
1. バイオガス生成量と固形物負荷の関係	46
2. 消化液の pH, 揮発性脂肪酸濃度, アンモニア性窒素濃度	50
第5節 本章のまとめ	54

第4章 高固形分ふん尿による無加水メタン発酵施設の基本設計	
第1節 原料	55
第2節 基本設計	58
1. 発酵槽	58
2. 消化液に関わる条件の提示	59
3. 殺菌槽	59
4. リサイクル敷料製造施設設備	60
5. 消化液貯留槽	61
6. 発生バイオガスの除湿, 脱硫等	62
7. バイオガス貯留設備	63
第2節 技術提案仕様書	64
第3節 本章のまとめ	65
第5章 総括	66
SUMMARY	68
参考文献	69
謝辞	82

第 1 章 家畜ふん尿を主原料とするメタン発酵施設

第 1 節 序文

家畜ふん尿を対象としたメタン発酵処理施設は、1997 年(平成 9 年)に採択された京都議定書以降、建設が開始され、1998 年(平成 10 年)の家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律の施行後(2004 年(平成 16 年)11 月 1 日に本格施行,農林水産省ホームページ),建設数が増加している。特に北海道では“バイオガспラント”の名称で普及が進んでいる。道内の畜産系メタン発酵施設設置数の推移を図 1.1 に示す。

2004 年(平成 16 年)には建設数が 11 基に達した。しかし、当時の施設は建設後に凍結や配管内での閉塞などのトラブルが多発したことや電気事業者による新エネルギー等の利用に関する特別措置法(RPS 法)の売電単価が安価であったことも影響して、2008 年(平成 20 年)から 2010 年(平成 22 年)にかけての建設は無かった。そのような中、東日本大震災による深刻なエネルギー危機を契機として 2012 年(平成 24 年)7 月の固定価格買取制度(FIT)が開始されて以降、発電設備を備えたメタン発酵処理施設の着工件数は増加している。北海道では 1995 年(平成 7 年)から 2017 年(平成 29 年)までに 107 基の施設が建設され、そのうち 17 基が停止または撤去されているが、これらの多くは実験事業等で導入され事業が終了したものである。

設置数
(基)

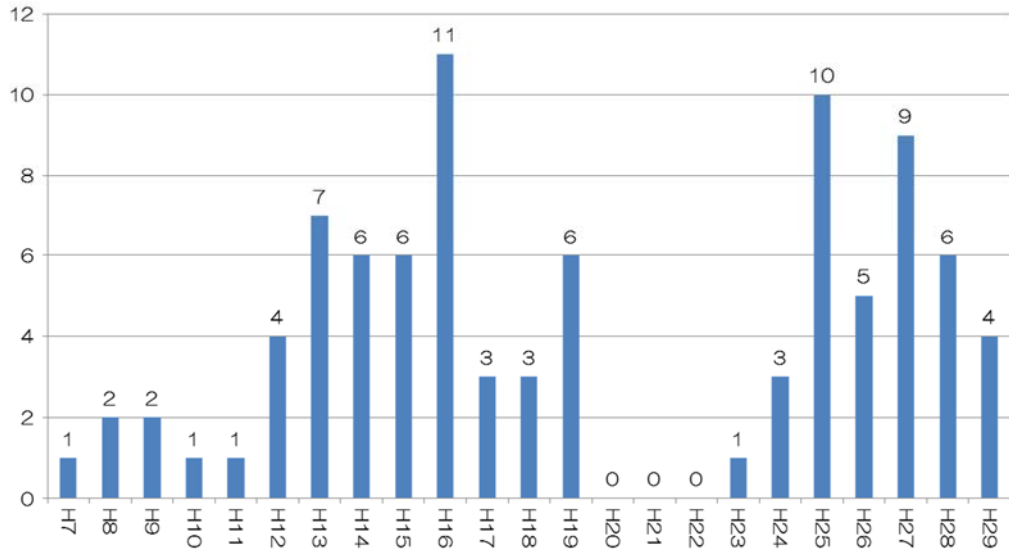


図 1.1 北海道内の畜産系メタン発酵施設の設置数

図 1.2 に北海道内の原料別メタン発酵処理施設の分布を示す。建設された施設のほとんどが酪農用で養豚用は 8 基である。振興局別の分布は、十勝総合振興局の 31 基（うち撤去・停止 7 基）が最も多く全体の 36.0 %を占めている。次いでオホーツク総合振興局 12 基（うち撤去・停止 3 基），根室振興局 10 基（うち撤去・停止 2 基）で酪農地帯に多い。

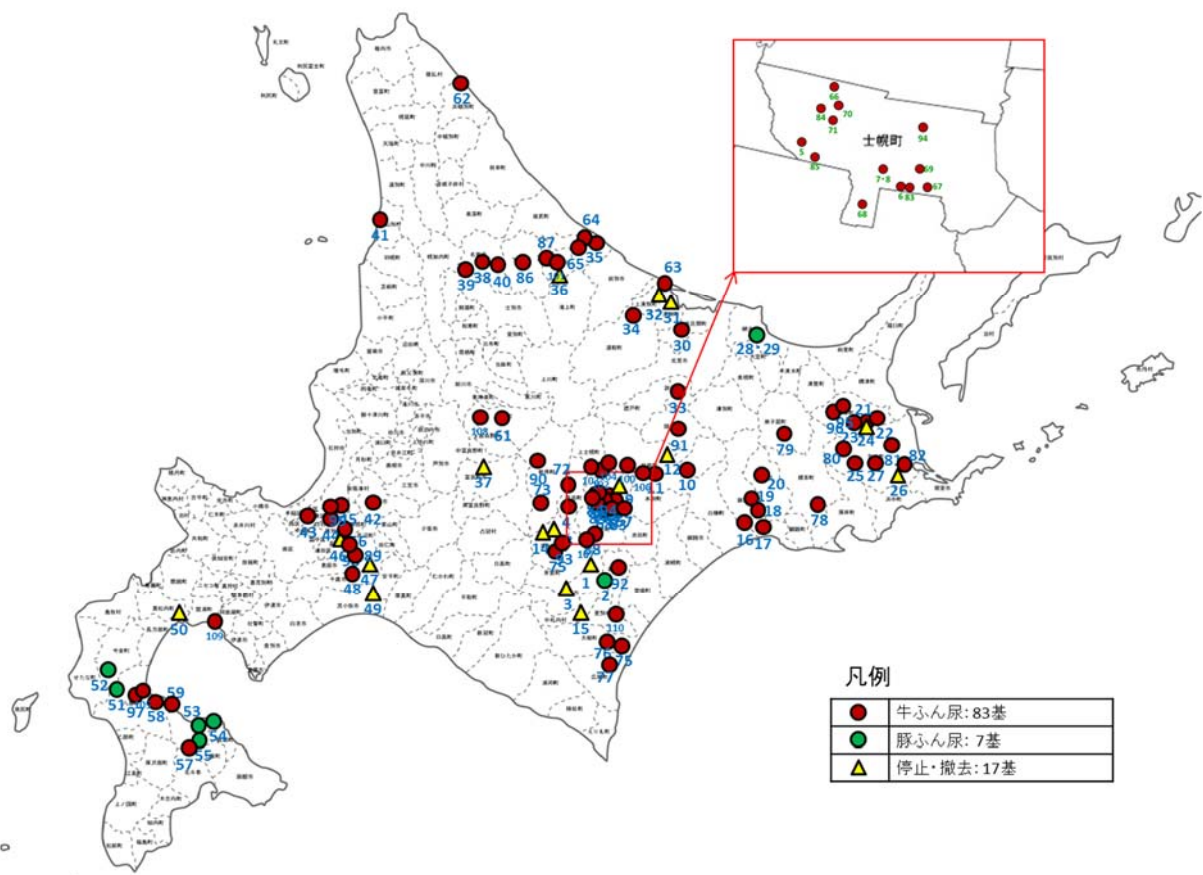


図 1.2 北海道内の原料別メタン発酵施設分布（牛ふん尿，豚ふん尿）

北海道内の酪農用メタン発酵処理施設の規模(乳牛経産牛換算)を図 1.3 に示す。施設の規模は 200～299 頭が最も多く 17 基 (23.6 %)，次いで 100～199 頭が 15 基 (20.8 %) であるが，近年は集中型・個別型ともに大規模施設が増加傾向にある。100 頭未満 (15.3 %) の小規模施設で実用機は 1 基(釧路総合振興局)，多くは公設試験場，大学，農業高校などの研究・実証施設である。

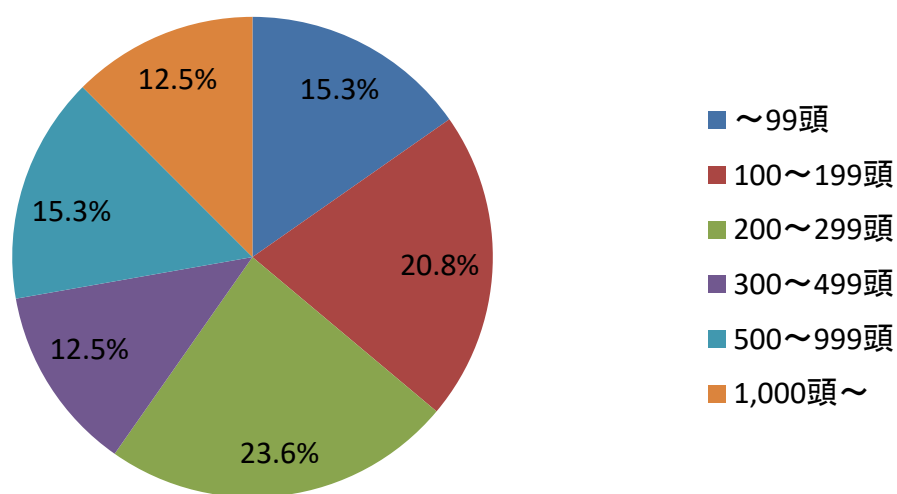


図 1.3 酪農用メタン発酵処理施設の規模 (乳牛経産牛換算)

図 1.4 に北海道内のメタン発酵施設による 1 日当たりの乳牛ふん尿処理量の年度別の推移を示す。2015 年（平成 27 年）からの集中型施設の建設の増加に伴い、ふん尿処理量は施設の大規模化に比例し急増している。

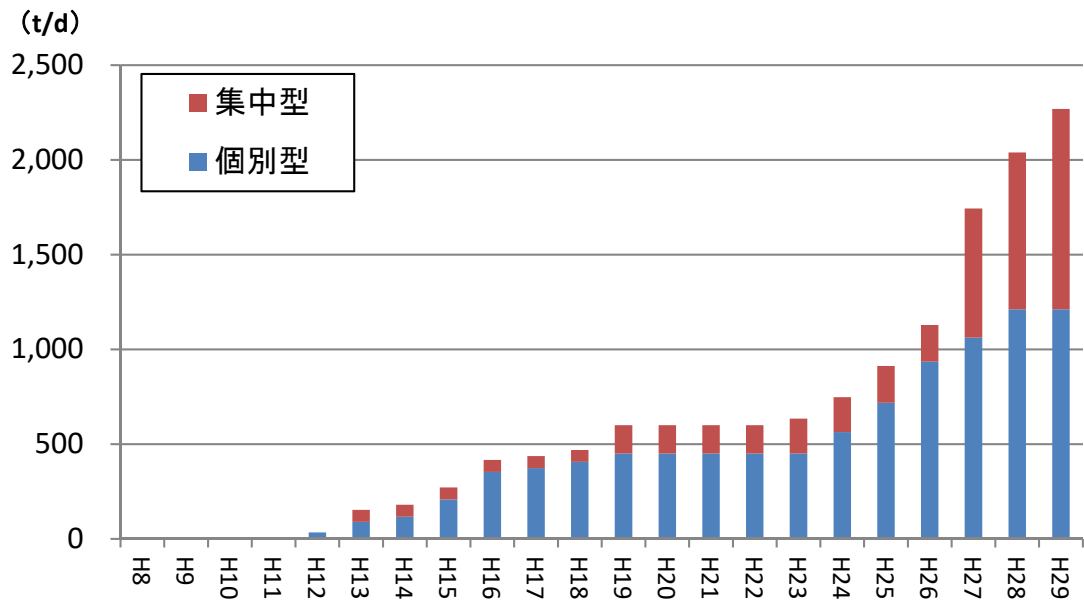


図 1.4 北海道内のメタン発酵施設による 1 日当たりの乳牛ふん尿処理量

図 1.5 に北海道内の酪農用メタン発酵施設の発電出力の推移を示す。FIT 制度導入以前は、バイオガスの脱硫技術や発電施設の完成度が低く、メンテナンス体制が整備されていなかったこと、電気の買取価格が安価だったことで経済性が低かったため発電施設の導入は進まなかった。FIT 制度の導入を契機に北海道内のメタン発酵処理施設による発電出力は増え、特に大規模集中型施設による発電施設の大型化が急増し、2016 年度(平成 28 年)の発電出力は 8202kW となり、FIT 制度導入前の 2011 年(平成 23 年)の発電出力 1692kW の 4.85 倍に増加している。

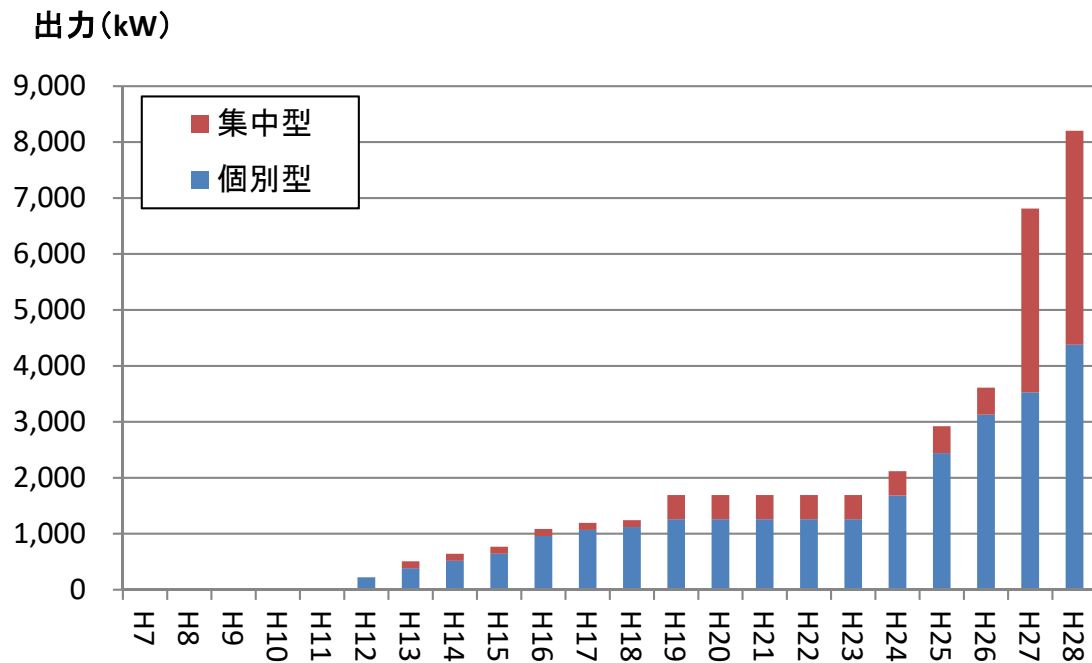


図 1.5 北海道内の酪農用メタン発酵施設による発電出力

近年の家畜ふん尿原料のメタン発酵処理施設に関する研究は混合発酵, 脱硫, システム評価など多岐に渡るが, とりわけメタン発酵消化液の液肥としての有効利用に関する研究が注目を集めている。

本章では, 乳牛ふん尿と副資材の混合発酵, メタン発酵消化液の農地還元に関する施肥効果, 安全性, 生物農薬, 生育促進などの機能性, さらに集中型プラントの原料輸送の効率など L C A によるシステム評価の研究動向について概説する。

第 2 節 家畜ふん尿と副資材の混合メタン発酵

発酵技術については家畜ふん尿と様々な有機物との混合発酵に焦点が当てられている。家畜ふん尿との混合発酵は、単体では発酵が困難な有機性廃棄物の分解を可能にしメタン生成を増大させる。副資材の混合は炭素の供給のみならずメタン発酵で重要な pH, C/N 比, 塩類濃度の改善に働きメタン収量を増加させると考えられる (野池, 2009)。

我が国においては乳牛ふん尿と食品加工廃棄物との混合発酵 (Yamashiro ら, 2013), ビートトップとの混合発酵 (Ohuchi ら, 2015) などが報告されている。表 1.1 に乳牛ふん尿と副資材との混合発酵によるメタン収量に関する報告を示す。熱処理したヤナギは有機物量で 40 %, トウモロコシ茎は湿量基準で 20 % の混合が可能であり乳牛ふん尿はセルロース系副資材の大量混合が可能である (Estevez ら, 2014; Yue ら, 2013)。食品加工廃棄物との混合発酵は様々な材料についての報告があり, 菜種油絞り粕や廃食油など油脂系廃棄物との混合はメタン収量を増大させる (Zhang ら, 2013; Jabłoński ら, 2015)。トウモロコシサイレージなどエネルギー作物との混合発酵はドイツを中心に広く行われており, フトイや堤防雑草などのバイオマスも副資材として用いられている (Alvarez・Lidén, 2008; Andriamanohiarisoamanana ら, 2017)。製糖工程で排出される糖蜜も混合資材として広く使われている (Sarker・Møller, 2014)。複数の家畜ふん尿の混合は一般的であるが, ラマふん尿など様々な家畜ふん尿との混合メタン発酵も報告されている (Sarker・Møller, 2014)。バイオディーゼルの副生グリセリンは炭素量が多いためメタン収量は増大するが, 混合割合が高いと C/N 比が崩れ発酵不良となることが実施での実証試験で示されている (Andriamanohiarisoamanana ら, 2016)。

表 1.1 乳牛糞尿 (CM) と副資材との混合発酵によるメタン収量

副資材	発酵槽 容積	副資材割合	有機物負荷	発酵		文献
				温度 (° C)	メタン収量	
熱処理したヤナギ	6 L	40% (VS basis)	2.6 kgVS/m ³ ·d	37	0.185 m ³ /kgVS	Estevez ら, 2014
トウモロコシ茎 (CS)	10 L	20% CS (w/w)	-	35	0.333 m ³ /kgTS*	Yue ら, 2013
食品廃棄物	1L	60%	10 kg-VS _{FW} /m ³ ·d	35	0.317 m ³ /kgVS	Zhang ら, 2013
フトイ	2 L	50% (VS basis)	-	25	-	Alvarez · Lidén, 2008
菜種オイルケーキ	25 L	80 g/L (w/w)	3.18 kgVS /m ³ ·d	37	0.210 m ³ /kgVS*	Jabłoński ら, 2015
糖蜜	5 L	31% - 47% (v/v)	2.58 kgVS /m ³ ·d	35	0.232 m ³ /kgVS	Sarker · Møller, 2014
糖蜜	5 L	50%-70% (v/v)	2.68 kgVS /m ³ ·d	50	0.313 m ³ /kgVS	Sarker · Møller, 2014
牧草サイレージ	5 L	30%	2 kgVS/m ³ ·d	35	0.268 m ³ /kgVS	Lehtomäki ら, 2007
ラマ糞尿 (LM)	2L	7.7% LM + 18.2% CM	2 kgVS/m ³ ·d	25	0.078 m ³ /kgVS	Alvarez · Lidén, 2009
廃グリセリン	10 L	6% (w/w)	5.19 kgVS/m ³ ·d	55	0.650 m ³ /kgVS·d	加藤ら, 2010
廃グリセリン	60 m ³	4.2% (w/w)	2.45 kgVS/m ³ ·d	55	0.323 m ³ /kgVS	Andriaman ohiarisoam anana ら, 2016

第3節 メタン発酵消化液の肥料効果

メタン発酵消化液を液肥として耕地に使用した場合の農作物の収穫量に与える効果を検討した事例に関しては、オーチャードグラス (Tani ら, 2006) やトウモロコシ (Loria ら, 2007) などの飼料用作物に対する試験, 露地キャベツに対する施用 (徳田ら, 2010) やキャベツ栽培における長期的な連用試験 (澤本ら, 2011) など多くの報告がある。これらの報告はいずれも農作物の収穫量に関しては化学肥料と同等で, メタン発酵消化液を施用した場合の土壌の窒素形態や栽培跡地の土壌の性質は化学肥料と差はないという結果である。一方, メタン発酵消化液の施用が農作物の収穫量を増加させるという報告もあり, 堀間・濱戸 (2009) はオーチャードグラスの乾物収量への効果は化学肥料と同等もしくはそれ以上であり, 飼料用トウモロコシ乾物収量に与える影響は1年目では化学肥料と同等であるが, 2年目, 3年目の連用により収量が増加すると報告している。また, 梅津ら (2003) は, メタン発酵消化液を秋蒔き小麦に施肥した実験を行った結果, 消化液では化学肥料に比べて 1m^2 当たりの穂数は多くなるが, 1穂当たりの粒数は少なくなり, 有意差は認められなかったと報告している。

これらの結果は主に家畜排せつ物をメタン発酵処理すると有機態の栄養素が無機化し, 化学肥料と同等の植物の成長促進効果が期待されることによる (Dahlberg ら, 1988 ; Gutser ら, 2005 ; Liedl ら, 2006)。メタン発酵消化液にはアンモニア態窒素が多く含まれるが, アンモニア態窒素は地表面付近での酸化や土壌中の硝化細菌の硝化作用によって硝酸態窒素へ変換され, すみやかに植物に吸収されると考えられる。そのため, メタン発酵消化液と硫酸アンモニウムを比較した場合には, 作物への窒素吸収量に差は認められない (渡部ら,

2011)。

栽培試験では、土壌の化学成分や作物の窒素吸収量等に主眼が置かれており、メタン発酵消化液の発酵原料や発酵方法が記述されていない報告も多く見受けられるが、いずれも一様に化学肥料と同等あるいはそれ以上の効果が認められている。上記以外で、発酵原料が記述されている報告の一部を表 1.2 にまとめた。

表 1.2 メタン発酵消化液の作物への施肥効果

生育作物	施肥	発酵原料	施用量	収穫量	文献
飼料イネ	メタン発酵 消化液	乳牛ふん尿	60 g-N m ⁻²	1.8 - 2.2 kg m ⁻²	須永 ら, 2009
	化学肥料	—	30 g-N m ⁻²	2.2 kg m ⁻²	
水稻 (コ シヒカ リ)	メタン発酵 消化液	乳牛ふん尿 および生ご み	40 kg-N ha ⁻¹	5.07 - 5.42 Mg ha ⁻¹	上岡・ 亀和 田, 2011
	化学肥料	—	40 kg-N ha ⁻¹	5.10 - 5.56 Mg ha ⁻¹	
	無施肥	—	—	2.41 - 2.59 Mg ha ⁻¹	
トマト	メタン発酵 消化液	乳牛ふん 尿, 豚ふ ん, 鶏ふん および生ご みの混合	3.25 g-N kg ⁻¹ (土壌)	552 - 851 g 株 ⁻¹	宮田・ 池田, 2006
	化学肥料	—	3.25 g-N kg ⁻¹ (土壌)	597 - 866 g 株 ⁻¹	
コマツナ	メタン発酵 消化液	牛ふんおよ び野菜屑	3.9 L m ⁻² (12 g-N m ⁻²) 7.8 L m ⁻² (24 g-N m ⁻²) 15.6 L m ⁻² (48 g-N m ⁻²)	1,300 g m ⁻² 1,900 g m ⁻² 1,800 g m ⁻²	藤川・ 中村, 2010
	化学肥料	—	24 g-N m ⁻²	800 g m ⁻²	

コムギ	メタン発酵	牛ふん	5 t (23 kg-N) ha ⁻¹	3.80 t ha ⁻¹	Islam ら, 2013	
	消化液		+			
			化学肥料	74 kg-N ha ⁻¹		
				1		
	化学肥料	—	112 kg-N ha ⁻¹	3.51 t ha ⁻¹		
	無施肥	—	—	3.31 t ha ⁻¹		
ゴマ	メタン発酵	牛ふん	5 t (23 kg-N) ha ⁻¹	1.31 t ha ⁻¹		
	消化液		+			
			化学肥料	27 kg-N ha ⁻¹		
				1		
	化学肥料	—	73 kg-N ha ⁻¹	1.21 t ha ⁻¹		
	無施肥	—	—	1.01 t ha ⁻¹		
アマン稲	メタン発酵	牛ふん	5 t (23 kg-N) ha ⁻¹	5.05 t ha ⁻¹		
	消化液		+化学肥料	38 kg-N		
				ha ⁻¹		
			化学肥料	84 kg-N ha ⁻¹		4.81 t ha ⁻¹
	無施肥	—	—	4.26 t ha ⁻¹		
飼料トウ モロコシ	メタン発酵	牛ふん	10 t ha ⁻¹	45.00 t ha ⁻¹	Rahma nら, 2008	
	消化液		(56.0 kg-N ha ⁻¹)			
			12 t ha ⁻¹	44.00 t ha ⁻¹		
			(67.2 kg-N ha ⁻¹)			
			14 t ha ⁻¹	42.67 t ha ⁻¹		
		(78.4 kg-N ha ⁻¹)				
	無施肥	—	—	34.67 t ha ⁻¹		

第4節 メタン発酵消化液の機能性

メタン発酵には偏性嫌気性菌や嫌気性菌等の様々な微生物が関与し、PCR-DGGE 法によってメタン発酵処理後の消化液に含まれる微生物の遺伝子解析を行うと、*Clostridium*, *Staphylococcus*, *Bacillus* (有機物の微細化, 加水分解に関与), *Pseudomonas*, *Streptococcus*, *Aminobacterium* (揮発性脂肪酸生成に関与), *Acetobacter*, *Syntrophomonas* (酢酸生成に関与), *Methanobacterium*, *Methanococcus*, *Methanosarcina* (メタン生成に関与) 等が検出される (野池, 2009)。

近年, 根圏微生物の中から植物に寄生する植物病原菌の増殖を抑制する *Bacillus* 属菌や *Pseudomonas* 属菌などが分離されており, このような根圏微生物による病害抑制作用が注目されている。

Bacillus 属菌や近縁菌に関する近年の研究報告は植物成長促進や病原菌増殖の抑制に関するものが多くを占める。これまでに, *Bacillus* 属菌の病害抑制因子 (*biocontrol agents*) として *BACT-D* (*B. subtilis*) などが同定されている (Utkhede・Koch, 1999)。

また, *Bacillus* 属菌は植物の成長ホルモンを産生して植物の成長を促進することが知られており, この成長促進効果が植物の病害耐性を促進する結果にもなると考えられている。*Bacillus* 製剤は化学農薬とほぼ同程度の効果があり, 岡本ら (2001) による実証実験では, 化学農薬の一部を有機肥料やバチルス製剤に切り替えることによって, 病気の防除に使われる農薬の費用が削減できることも示されている。

さらに, *Pseudomonas* 属菌, 特に蛍光性 *Pseudomonas* (*fluorescent pseudomonads*) が植物病原菌の増殖を抑制するメカニズムについては

fluorescent pseudomonads が植物の成長を促進することを見出した研究にまでさかのぼることができる (Kloepper ら, 1988)。1997 年には村上らが, 土壌細菌 (根粒菌) から分離培養した *Pseudomonas fluorescens* の *Rhizoctonia solani* によるベントグラス葉腐病の抑制を報告し, その効果は化学農薬の *isoprothiolane-flutolanil* と同等であったとしている。Fluorescent pseudomonads の根圏環境における植物病原菌の増殖抑制についてはこれまでに多くの研究がされており, 出版物や総説も見受けられる (Haas・Défago, 2005; Gohel ら, 2006; Ramadan ら, 2016)。

このような事実からもメタン発酵消化液中の *Bacillus* 属菌や *Pseudomonas* 属菌が植物病原菌の増殖抑制に関与する可能性が考えられる。折立ら (2011) は, メタン発酵消化液の長期的な連用が土壌微生物の菌叢の変化に与える影響は少ないとしている。しかし, メタン発酵前後での *Pseudomonas* 属菌 (または fluorescent pseudomonads) の量的変化を検討した研究は殆どなく, 最近になり Cao ら (2013) は病原菌のコントロール機序を解析する目的で, 豚と乳牛ふんを中温嫌気発酵 (37° C) した消化液の *Phytophthora capsici* (フハイカビ科に属する植物病原菌で, コショウ根腐病の原因菌) の増殖に対する抑制効果を検討している。彼らの報告によると, *P. capsici* に対する増殖抑制は豚ふん, 乳牛ふんに比べて発酵後の消化液で高く, 発酵消化液をフィルター滅菌した液分でもその効果が認められるという。さらに, 乳牛ふん中の fluorescent pseudomonads と *Bacillus* 属菌の量はそれぞれ 2754.2 ± 5.25 CFU/mL, 144544.0 ± 3.98 CFU/mL 存在し, 中温メタン発酵後にはいずれも減少するかあまり変化がないとしている。このことから, メタン発酵消化液の植物病原菌抑制効果は主に消化液中のアンモニアや有機酸, 腐植酸あるいはフェノール化

合物による作用であると結論付けている。

第5節 メタン発酵による病原微生物ならびに薬剤耐性菌の消長

農畜産環境における病原微生物ならびに薬剤耐性菌による汚染実態を把握することは急務である。農林水産省が示した「家畜衛生分野における薬剤耐性モニタリング体制 [JVARM (ジェーバーム) : *Japanese Veterinary Antimicrobial Resistance Monitoring System*]

では、細菌検査法として臨床検査標準委員会 (CLSI) の標準法 (Baron ら, 2002) が推奨されている。この調査では指標菌・食品媒介性病原細菌分離株 (大腸菌, 腸球菌, サルモネラ, カンピロバクター) ならびに野外流行株 (*Pasteurella multocida*, *Actinobacillus pleuropneumoniae*, *Actinobacillus pyogenes*, 黄色ブドウ球菌, レンサ球菌, クレブジラ菌など) における薬剤耐性を調査している。

完熟堆肥を製造する過程では 60 °C 以上になるため、ほとんどの病原菌や雑草種子等是不活化するが、熱に耐性を持つ *Bacillus* 属菌や *Streptomyces thermovulgaris* など一部の放線菌は残存する (Insam・De Bertoldi, 2007)。一方、メタン発酵の場合でも同様に病原菌は不活化されるが、堆肥化と異なる点は、メタン発酵処理での発酵温度は微生物の活動による自家熱ではなく外部から与えられる点である。メタン発酵の至適温度には二峰性があり、37 °C 前後 (中温) と 55 °C 度前後 (高温) がメタン発酵の至適温度である。畜産業から排出される家畜排せつ物のメタン発酵処理は、中温または高温で処理を行うものが一般的である。最近では、家畜排せつ物に含まれる病原菌の不活化を目的として 70 °C, 1 時間の高温殺菌処理が行なわれる場合がある (野池, 2009)。メタン発酵では温度によって不活化される病原菌の割合が異なり、高温ほど多

くの菌が死滅するが、死滅の要因は温度だけではなく嫌気状態や pH、有機酸量にも依存している。

岩崎らがこれまでに CLSI 標準法に準じた選択分離寒天培地を用いた塗抹培養法により、メタン発酵消化液に含まれる大腸菌 (*Escherichia coli*) および大腸菌群 (*Coliform bacteria*) の細菌数を測定した結果、乳牛糞尿に含まれるこれらの細菌数はメタン発酵処理後の消化液では有意に減少しており、メタン発酵による殺菌効果が示された。このとき、メタン発酵の処理温度の違いによる殺菌効果を比較すると、中温発酵 (37 °C) では大腸菌、大腸菌群ともに一部が残存したが、高温発酵 (55 °C) では検出限界以下にまで減少した (Iwasaki ら, 2011)。さらに、腸球菌 (*Enterococcus spp.*)、サルモネラ (*Salmonella spp.*)、カンピロバクター (*Campylobacter spp.*) についても同様の検討を行い、メタン発酵処理による不活化が認められた (データは未公開)。また、植物病原菌であるバーティシリウム菌、メロンつる割れ病菌に対してもメタン発酵処理による不活化が認められている (瀧本ら, 2006)。

薬剤耐性菌については、酪農業で使用頻度の高いセファゾリン (乳房炎治療に用いられる抗生物質) に対する耐性菌の検討において、中温、高温いずれの処理でも顕著な減少が認められている (Beneragama ら, 2013; 井原ら, 2015)。このように、病原微生物や薬剤耐性菌は高温発酵ほど減少し、高温処理でも拮抗性 *Bacillus* 属菌の不活化は抑えられる。このようにメタン発酵消化液は病原微生物や薬剤耐性菌が不活性化しており、メタン発酵消化液を固液分離した固分は乳牛の敷料として用いられている。

メタン発酵処理施設では、前述のように家畜屠体や食品加工残渣などの有機性廃棄物 (副資材) を同時に投入する混合メタン発酵が増えている。この点に

関し、International Energy Agency (IEA, 本部仏パリ) では、病原微生物や薬剤耐性菌による農畜産環境の汚染対策方針として、投入可能な副資材を3つのカテゴリーに分類している (Lukehurst ら, 2010)。

第6節 システム評価

メタン発酵処理施設は個別型と集中型に大別されるが、LCA の手法を用いた評価がそれぞれについて行われ、消化液の液肥利用の重要性が報告されている (Ishikawa ら, 2006)。酪農場のメタン発酵処理施設による環境負荷低減について施設が産出するエネルギー量は、営農に必要なすべてを十分に賄えることを示し、さらに乳牛1頭当たりのCO₂削減量が報告されている (Marañón ら, 2011)。これらの評価は小規模メタン発酵施設についても行われており環境修復効果、化石燃料代替効果、化学肥料の削減効果について報告されている (Mezzullo ら, 2013)。また、複数の農場規模のメタン発酵施設の物質収支ならびにエネルギー収支と温室効果ガスの削減ならびに富栄養化など環境負荷について報告されている (Van Steppen ら, 2016)。

従来の還元圃場を持つ地域での畜産用メタン発酵処理施設は効率的なメタン回収ならびに発電効率の向上と消化液の有効利用が追及されている。また、還元圃場を持たない地域を対象としたメタン発酵処理施設として電気分解機能を付随した窒素分解型メタン発酵処理施設の開発が行われている (Ihara ら, 2006; 2008; 井原・梅津, 2008)。また、発生したメタンを改質して水素を製造し燃料電池で利用する実証事業が開始されているが、梅津らは水素発酵とメタン発酵の組み合わせによるエネルギー回収システムの構築を模索している (Lateef ら, 2012)。

第 7 節 研究目的と本論文の構成

湿式メタン発酵は含水率の高いバイオマスが投入原料として用いられる。繋ぎ飼い式牛舎から排出される乳牛糞尿は、敷料の混入によって固形物(TS)濃度が高いことから、湿式メタン発酵の投入原料とするためには大量の希釈水が必要となる。

本研究は、用水を用いず固形分濃度の高い乳牛ふん尿と含水率の高い地域共同バイオマスとの混合メタン発酵ならびに消化液返送による無加水メタン発酵の構築を目指した点に新規性がある。さらに施設設計指針を明らかにして実験結果から実移設の基本設計を行うことを目的とした。

第 1 章では、家畜ふん尿原料のメタン発酵処理施設に関する研究動向について、乳牛ふん尿と副資材の混合発酵、メタン発酵消化液の農地還元に関する施肥効果などの評価、酪農場のメタン発酵処理施設による環境負荷低減の効果についてとりまとめた。

第 2 章では、北海道内の酪農地帯で集中型バイオガスプラントを建設することを目的として、異なる有機廃棄物を材料とする混合嫌気性発酵試験を行い、無加水混合発酵で生産されるガス量、発酵プロセスの安定性について検証した。

第 3 章では、乳牛糞尿の希釈処理に消化液を使用する無加水メタン発酵の有効性の確認を目的として、発酵槽内の水分調整に希釈水の代わりに消化液を返送する無加水湿式メタン発酵試験の結果について述べた。

第 4 章では、北海道興部町における高固形分ふん尿による無加水メタン発酵施設の建設を目的として、施設を利用する酪農家 6 戸の乳牛ふん尿と飼養敷料の重量の積算、成分分析を行い、メタン発酵施設建設に必要な基本設計、性能発注仕様の作成を行った。

第2章 地域共同バイオマスの混合メタン発酵

第1節 緒言

大気汚染と地球温暖化の原因の一部は有機廃棄物の不適切な管理という一般的な認識の高まりにより、地方自治体は廃棄物管理に取り組むための堅実で環境にやさしい技術を検討が求められている。化石燃料を使用しない、温室効果ガスを削減できる、2つの効果により、嫌気性発酵は有機廃棄物の管理に最適な技術と考えられている。

しかしながら、複数農家のふん尿を材料とする集中型バイオガスプラントの運転は、環境性、経済性、および社会インフラへの影響に関連する様々な課題がある(He G, Bluemling B, Mol APJ, Zhang L, Lu Y, 2013)。さらに、バイオガス生産の観点から嫌気性発酵槽の性能を高める技術革新が求めている。

梅津ら(2011)は、北海道の乳牛ふん尿を材料とする集中型バイオガスプラントからの供給材料1 m³当りのバイオガス生成量の平均は20-27 m³と報告しているのに対し、Angelidaki と Ellegaard (2003)は、バイオガスプラントの経済的実現可能性において、供給材料1 m³当り30 m³以上のバイオガス生産能力が必要である言及している。そのため、乳牛ふん尿に有機廃棄物(農工業廃棄物)を加える混合嫌気性発酵は、集中型バイオガスプラントの経済的利益と環境影響を改善するための改善策になる。集中型バイオガスプラントは、有機廃棄物を収集エリア中心部の共同プラントに輸送するシステムである。それは地方自治体の有機廃棄物の管理や小規模農家のグループにとって適しているシステムである(Pukšec Tら, 2012)(Yabe N, 2013)

集中型バイオガスプラントと比較して分散型バイオガスプラントの優位な点は、嫌気性発酵に必要な有機廃棄物の収集効率が低い。居住地域と家畜排せつ物処理（エネルギー生産）の分離によって環境性が高い点にある。エネルギー効率と環境効率と高く、モニタリングが容易であり、社会的効果を改善できる家畜排せつ物管理のための優れた技術である (Flotats X ら, 2009)。しかしながら、輸送距離と CO₂ 管理の報告はあるが (Pukšec T ら, 2012), 異なる有機廃棄物間の相乗作用に関する研究報告は少ない。

集中型バイオガスプラントは、地方自治体が抱える有機廃棄物処理における多様な課題の解決に適していると考えられている。例えば、低および高 TS の材料の混合物は、発酵プロセス中の希釈水使用を減少させることができる。すでに、嫌気性発酵消化液による希釈はバイオガスシステムの希釈水の消費を最小限にし、同時にメタン菌を活性化しバイオガス生成を強化するために使用されている (Shahriari H, ら 2012) (Ladu JLC ら, 2014)。同様に、異なる微量元素または必須元素を含む材料の混合は、プロセス効率を向上させるだけでなく、鉄や亜鉛のような微量金属がメタン生成子細菌への毒性を阻害する (Chen JL ら, 2014) (Liu Y, Wang Q ら, 2015)。

窒素含有量の高い材料と炭素含有量の高い材料の混合嫌気性発酵もまた、C/N 比を最適範囲に調整する方法である (Nurliyana MY ら, 2015)。バイオガスが発電に使用される場合、バイオガスの性状の均一性、連続的供給が要求されるため、バイオガス材料として容易に、適度に分解される混合材料は有益である。

乳牛排せつ物の不適切な管理は温室効果ガスの排出だけでなく、ヒトの健康に有害なガスをもたらしている (Andriamanohiarisoamanana FJ ら, 2015) (Andriamanohiarisoamanana FJ ら, 2016)。乳牛排せつ物とその他多くの有

機廃棄物の嫌気性発酵は文献で議論されている(加藤ら, 2010)(Atandi E ら, 2012)(山城ら, 2013)

しかしながら,乳牛排せつ物の嫌気性発酵についてのほとんどの研究は主な材料として乳牛排せつ物と,混合材料としてその他の有機廃棄物の2つの材料の組み合わせに注目されていた。材料収集範囲が広域である集中型バイオガスプラントを想定している異なるタイプの有機廃棄物の嫌気性発酵に関する文献は限られており,さらなる研究が必要である。したがって,本章の主な目的は,北海道の酪農地帯で利用できる異なる有機廃棄物の混合嫌気性発酵をについて検討した。

第 2 節 材料と実験方法

1. 調査地域の概要

本実験で使用した材料は北海道の酪農地域(43° N, 144° E)から採取した。本地域の面積は 739.25 km², 人口は 6410 人。調査地域では様々な有機性廃棄物が発生しているが, 3500 頭の乳牛から排せつされるふん尿が大半を占めている。この地域の集中型バイオガスプラントの実現可能性を調査するために, 異なる有機性廃棄物のサンプルを収集し, 回分式試験とベンチ試験によるメタン発酵試験を実施した。

2. 材料

有機性廃棄物は 家畜ふん尿(排せつ物および敷き藁), 産業廃棄物(混合飼料の廃棄飼料および乳業工場汚泥)および有機性廃棄物(下水汚泥)で構成される。

調査地域の有機性廃棄物の平均発生量 210t/日 (表 2.1)のうち 90%を家畜ふん尿が占めていた(図 2.1)。各有機性廃棄物を収集, 乳牛排せつ物を処理している中温条件下で操業しているバイオガス発酵槽から新鮮な種菌を入手し, 帯広畜産大学で発酵試験を実施した。

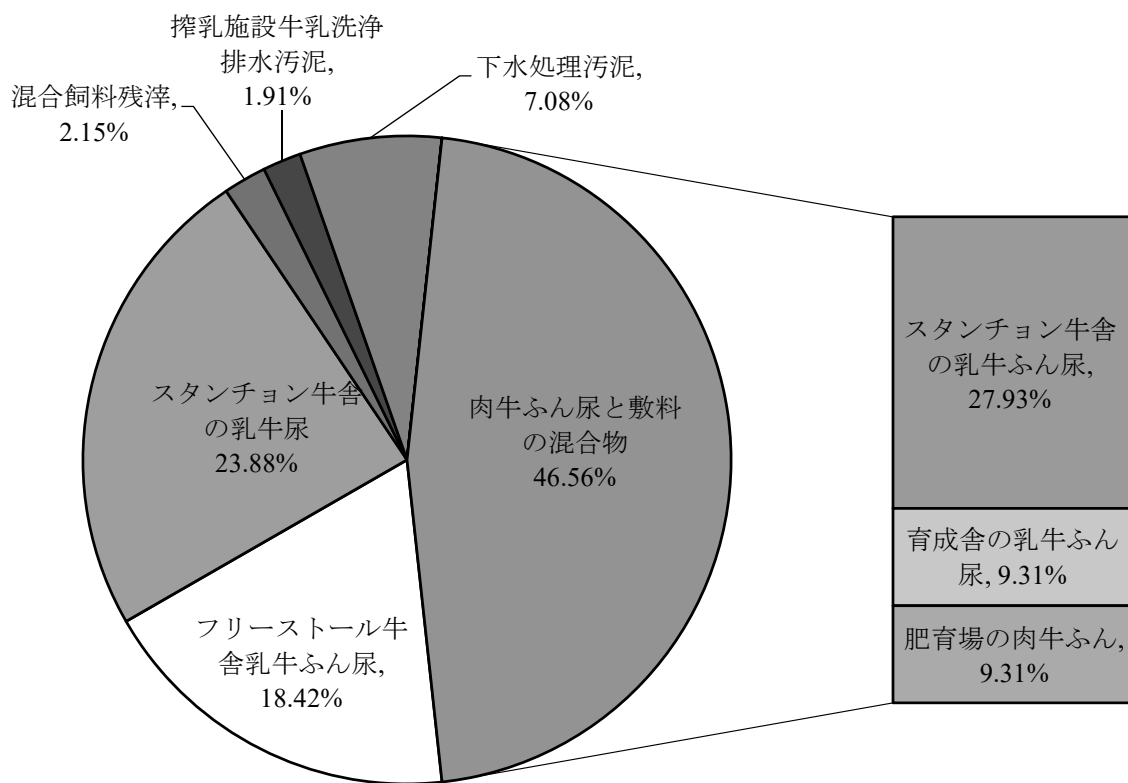


図 2.1 調査地域の有機廃棄物排出量の割合(重量割合)

3. 実験方法

各有機性廃棄物のメタン収量を測定するため、混合した有機性廃棄物の嫌気性発酵を回分式条件下で行い、続いて連続投入式発酵槽で材料混合物の嫌気性発酵を行った。

3.1 回分式試験

この実験の目的は、各材料のメタン収率および加水分解速度定数を決定することである。3種類の材料を表 2.1 に示す。牛ふん尿と敷き藁の混合物、スタンション牛舎からの尿およびフリーストール牛舎からのスラリー、そして下水汚泥、乳業工場汚泥および混合飼料の廃棄飼料を含むその他の有機性廃棄物を、有効容積 500mL から 700mL の 1L のポリプロピレン製の回分式嫌気性発酵槽で試験を行った。

表 2.1 調査地域の酪農系有機廃棄物発生量

種類	発生量 (t/d)
スタンション牛舎の乳牛ふん	58.4
スタンション牛舎の乳牛尿	49.9
フリーストール牛舎の乳牛ふん	38.5
育成舎の乳牛ふん	19.5
肥育場の肉牛ふん	19.5
下水処理汚泥	14.8
混合飼料残滓	4.5
搾乳施設牛乳洗浄排水汚泥	4.0
合計	210.0

家畜ふん尿と敷料の混合物, スリーストール牛舎からのスラリー, 廃棄混合飼料の材料を 300mL と, 400mL の種菌を混合し回分式嫌気性発酵槽に供給した。

汚泥は TS が高く難分解性特性 (Serrano A ら, 2016) のため生分解性は低いことから, 汚泥添加量 50g を蒸留水 100mL で希釈し, 400mL の種菌と混合した。

スタンション牛舎からの尿 200mL は 300g の種菌と混合し, 回分式嫌気性発酵槽に供給した。種菌中のバイオガス残留物を検査するため, 嫌気性発酵槽に 700mL の種菌を供給したブランク試験を実施した。

各嫌気性発酵槽は 2L の Tedlar®ガスサンプリングバッグに接続して, 中温 (38°C) のウォーターバス中で 32 日間維持した。嫌気性発酵槽内の平均化を図るため毎日手動で攪拌を行った。本論文中で報告されたメタンガスとバイオガス生成量は, 嫌気性発酵槽試験の結果からブランク試験の結果を差し引いたものである。バイオガス計測と分析は初めの 22 日間で 2~4 日ごと, その後, 試験終了まで 10 日間隔で行った。

バイオガスの体積はマルチエアステーション MAS-1 (As One Corp., Japan) と湿式ガスメーター W-NK-1B (Sinagawa Corp., Japan) を用いて他 (Andriamanohiarisoamanana FJ ら, 2016) で述べられているように測定した。

材料サンプルは嫌気性発酵プロセスの前後で採取し, TS, VS, VFA について分析した。試験結果の正確さを保証するため, 各処理を 3 回繰り返した。

3.2 連続投入嫌気性発酵試験

連続投入嫌気性発酵試験は、有効容積 10L のステンレス製の嫌気性発酵槽を用いて実施した。2つの嫌気性発酵槽は同じ操作条件下で操作された。

調査地域における集中型プラントに投入する有機性廃棄物と同じ混合割合で、材料の調整を行った。混合後の材料 TS は 17.4%であった。

嫌気性発酵槽を 38°C に保温されたウォーターバス中に設置、水力学的保持時間を 30 日間に保つため材料 300g を毎日供給した。有機物負荷率は $3.1 \text{ kgVS/m}^3/\text{d}$ であった。嫌気性発酵槽への材料投入は、2 時間ごとに 5 分間自動的に実施した。

バイオガスの体積は上述したものと同一方法を用いて毎日測定した。バイオガス分析は GC を使って一日おきに実施した。嫌氣的嫌気性発酵プロセスの安定性を調べるために、廃液の pH を測定した。加えて廃液の TS, VS と VFA も測定した。

3.3 分析

ガス組成(メタン, 二酸化炭素, 水素, 窒素)は熱伝導度検出器(ステンレスカラムおよび Porapak Q 充填)を備えた GC-14A(Shimadzu, Japan)を用いて測定した。インジェクターポートの動作温度, カラムと検出器はそれぞれ 220°C, 150°C, 220°Cとした。アルゴンはキャリアガス流速 50mL/minであった。TS と VS は標準的な方法に従って測定された。pH は堀場 D-55 pH メーターを使用して測定された。

嫌気性発酵前後のサンプル個々の VFA(ギ酸, 酢酸, プロピオン酸, 酪酸)は Shim-Pack SCR-102H カラムを用いた HPLC(Shimadzu LC-10AD)で分析を行った。木村ら(1994)は分析手順を詳細に述べている。

3.4 計算

回分式試験の結果から, 修正 Gomertz 方程式(Eq. 1)を用いて, 効率的なメタン菌の活動期とメタン収率を計算した。

$$M(t) = M \cdot \exp \left\{ -\exp \left[\frac{R_{max} \cdot e}{M_0} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (1)$$

$M(t)$ は時刻 t における累積メタン収率 ($\text{m}^3/\text{kgVS}_{added}$), e は $\exp(1) = 2.71828$, R_{max} は最大メタン生成速度 ($\text{m}^3/\text{kgVS}_{added}/\text{d}$), M はメタン収率 ($\text{m}^3/\text{kgVS}_{added}$), λ は活動期間(d)である。

この式のパラメーター (M , R_{max} and λ) は Microsoft® Office Excel 2010 のソルバ関数を用いて最小二乗法で推定した (Andriamanohiarisoamanana FJ ら, 2016)。

第3節 結果と考察

1. 有機性廃棄物の特性

表 2.2 に本実験で使用した有機性廃棄物の特性を示す。材料はそれらの TS, VS と生分解性に基づいて特徴づけられた。下水汚泥の TS は 86.56%と最も高く、続いて乳業工場汚泥 72.49%であるのに対して、スタンション牛舎の尿の TS は 1.68%で最も低かった高 TS と低 TS の有機性廃棄物の混合は、嫌気性発酵処理における希釈水の消費を最小限に抑えるために有効であり、この調査結果は酪農地域における混合嫌気性発酵システムをより持続可能にすることができる (Shahriari H ら, 2012)。混合飼料の廃棄飼料の VS は 92%と最も高く、乳牛排せつ物がそれに続いた、一方、乳業工場から得られた汚泥は最も低い VS 12%であった。

表 2.2 有機廃棄物の性状

有機廃棄物	TS	VS	VS/TS	生分解性
肉牛ふん尿と敷料の混合物	14.87	12.56	0.84	
フリーストール牛舎の乳牛スラリーふん尿	11.34	9.26	0.82	易生分解性
混合飼料残滓	23.46	21.49	0.92	
スタンション牛舎の乳牛尿	1.68	1.07	0.64	
下水処理汚泥	86.56	51.80	0.60	難生分解性
搾乳施設牛乳洗浄排水汚泥	72.49	8.83	0.12	

有機物はメタン細菌によりメタンに変換されうる成分であるので、高 VS および低 VS 含有量材料の混合は嫌気性発酵プロセスにとって有益である。VS および TS 比が 0.7 より大きい有機性廃棄物は易生分解性、0.7 より小さければ難生分解性に分類される (Andriamanohiarisoamanana FJ ら, 2016)。易分解性および難分解性材料の組み合わせはメタン生産を向上させる。例えば、排せつ物や混合飼料の廃棄飼料のような易分解性材料はメタン生産のための炭素源を供給し、一方で生分解が困難な材料例えば汚泥や尿はミネラルと窒素源を供給する。

2. 有機性廃棄物を材料とした嫌気性発酵

回分式試験の累積メタン生成量と水力学的解析曲線を図 2.2 に示す。

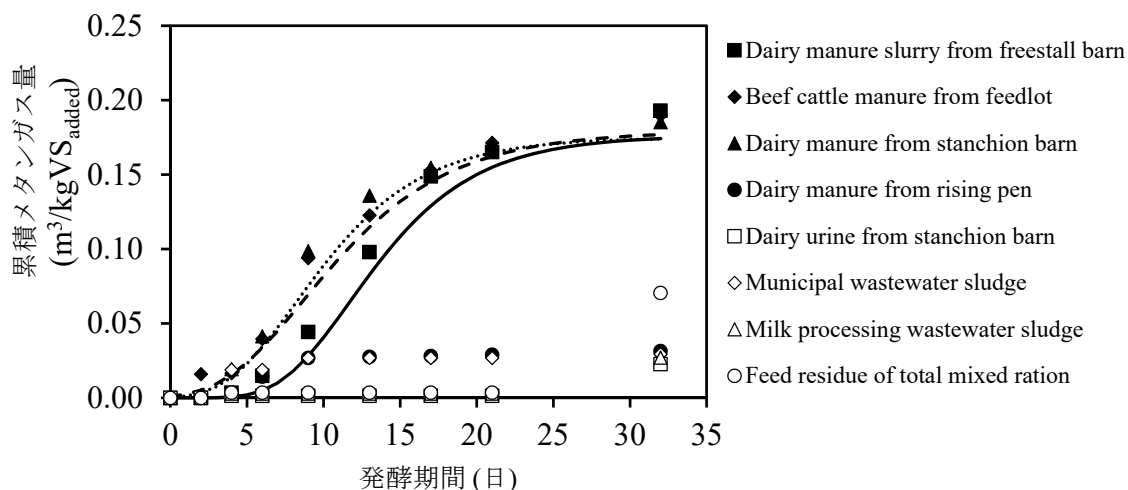


図 2.2 累積メタンガス量と水力学的解析曲線

メタン収率に関して、本研究で使用された材料は、高いメタン収率の有機性廃棄物と、低いメタン収率の有機性廃棄物の 2 つのカテゴリーに分けられる。乳牛排せつ物から高いメタン収率が得られた一方で、汚泥および混合飼料の廃棄飼料は低いメタン収率であった。フリーストール牛舎からのスラリーは最も高いメタン収率 $0.193 \text{ m}^3/\text{kgVS}$ であり、続いて、肥育場からの肉牛排せつ物が $0.185 \text{ m}^3/\text{kgVS}$ 、スタンション牛舎からの乳牛排せつ物が $0.190 \text{ m}^3/\text{kgVS}$ であり、文献に報告されたものと同等の結果となった (Miranda ND ら, 2016), (Huang X ら, 2016)。

対照的に、汚泥と混合飼料の廃棄飼料および尿から得られたメタン収率は期待されたものよりもはるかに低い数値となった。メタン収率の向上のために前処理または他の材料との混合発酵がしばしば適用される。Serrano A ら (2016) と Montañés Alonso R ら (2016) が、回分式試験において汚泥は前処理されず

に単体で発酵処理したため、メタン収率は低い結果となった。スラリーおよび肉牛肥育場の排せつ物および乳牛のスタンション牛舎の排せつ物から生じたメタン収率の動力学解析は、これらの 3 つの材料からの累積メタン生成量のみが典型的な S 型カーブを有するため、修正 Gompertz モデル (Eq. 1) を使用して行われた (図 2.2) 動力学解析のパラメーターを表 2.3 に示す。結果は、測定値が相関係数約 0.98 の回帰モデルによく適合していることを示した。メタンガスを生産するまでの期間 (λ) は材料の生分解性および利用率の重要な指標である。

表 2.3 Gompertz model 解析に用いた動体力学のパラメータ

有機廃棄物	R^2	λ (day)	R_m ($m^3/kgVS$)	M ($m^3/kgVS$)
フリーストール牛舎の乳牛スラリーふん尿	0.979	7.212	0.008	0.176
スタンション牛舎の乳牛ふん尿	0.985	3.664	0.009	0.175
肥育場の肉牛ふん	0.982	3.407	0.008	0.179

表 2.3 に示すように、スタンション牛舎からの排せつ物および肉牛肥育場からの排せつ物は類似の λ (3.4 および 3.7 日間) を記録したが、スラリーでは約 2 倍 (7.2 日間) となった。これは、混合メタン発酵の連続供給システムにおけるバイオガス生産の不均一性を解消できる興味深い結果となった。最大メタン生成速度に関して、肉牛の肥育場からの排せつ物でより高い R_m が確認され、 R_m はスラリーおよびスタンション牛舎からの排せつ物からも同様の数値が確認された。最大のメタン収量 M は 3 つの材料について顕著な相違は確認できなかった。回分式試験のプロセス安定性は pH および揮発性脂肪酸に基づいて評価された。図 2.3 に初期 pH と最終 pH の値を示す。初期 pH は 7.24~7.85, 最終 pH は 7.76~8.16 であり、嫌気性発酵に適した範囲内であった。試験の最後に残っ

た揮発性脂肪酸が観察されなかったことは特筆すべきことである。これは汚泥および混合飼料の残飼料からのメタン収量が低いことが細菌の不均衡によるものではなく、加水分解細菌および酸生成菌のような、微生物活性のための揮発性有機酸の不足の結果である可能性を示す。

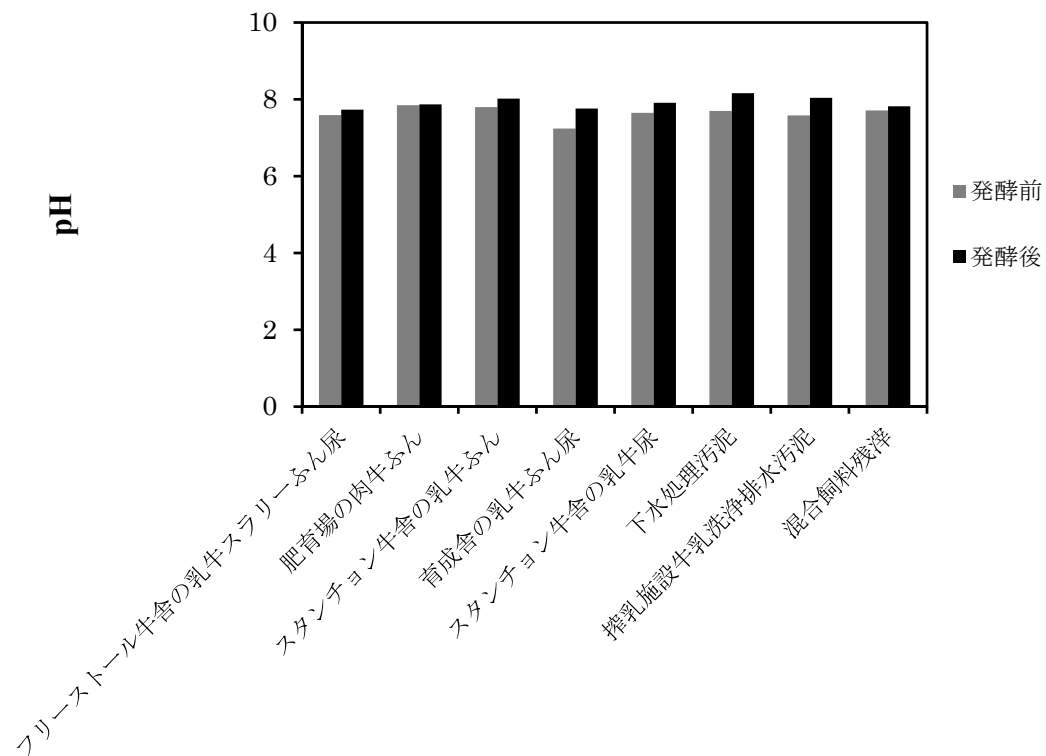


図 2.3 発酵試験開始終了時の発酵槽内 pH

3. 有機性廃棄物の混合嫌気性発酵

前述の通り有機性廃棄物は単体ではメタン生産に効果的な結果を示さなかったにもかかわらず、異なる有機性廃棄物の混合発酵はメタン収量を向上させた。表 2.4 に混合材料の重量, TS, VS に関する割合を示す。混合物の TS は 17.4% であった。TS の増加は家畜排せつ物と敷料の混合物および下水汚泥に起因した。スタンション牛舎の尿は材料の 24% である (図 2.1), 全 TS および全 VS の割合はそれぞれわずか 2.29% および 2.12% であった。尿は希釈水の使用量を制限することができ、混合発酵プロセスの高効率性、プロセスの持続可能性を保証した (Roati, Fiore S ら, 2012)。

表 2.4 メタン発酵試験の材料投入量(発酵槽容積 10 L)

材料	1日あたりの投入量 (g)	固形分割合		有機物割合	
		重量 (g)	割合 (%)	重量 (g)	割合 (%)
肉牛ふん尿と敷料の混合物	139.66	20.76	39.69	17.54	48.24
スタンション牛舎の乳牛尿	71.63	1.20	2.29	0.77	2.12
スタンション牛舎の乳牛ふん	55.14	6.25	11.95	5.11	14.05
混合飼料残滓	6.59	1.54	2.94	1.42	3.91
下水処理汚泥	21.28	18.42	35.22	11.02	30.31
搾乳施設牛乳洗浄排水汚泥	5.69	4.13	7.90	0.50	1.38
計	300	52.30	100	36.36	100

連続実験中のバイオガス生産量およびメタン収量を表 2.5 に示す。

平均メタン濃度は 55%~65%であり、これは農場や集中型バイオガスプラントからのメタン濃度範囲であった(梅津ら, 2011)(青木ら, 2006)。

バイオガス生産量の平均は $0.590 \text{ m}^3/\text{kgVS}_{\text{added}}$ であったが、メタン収量は $0.354 \text{ m}^3/\text{kgVS}_{\text{added}}$ であり、回分式試験で確認されたものよりも高い数値であった。異なる municipal 有機性廃棄物の混合発酵中のメタン生産能力の増加は材料間の相乗作用を示した。混合嫌気性発酵中の材料間の相乗作用は、(1)より良好な反応速度および微生物活性の増大をもたらす水分含量の向上による、および(2)鉄, 亜鉛そしてニッケルのような必須微量元素の増加により証明することができる。本研究において、たんぱく質および必須微量元素を含む乳牛排せつ物の供給は、メタン収量の向上につながった。さらに、スタンション牛舎からの尿の補給は、混合物の水分および窒素含有量の両方を増加させる結果となり、メタン収量を増加させた。異なる有機性廃棄物の嫌気性発酵中の消化能力およびバイオガス生産能力を算出し、表 2.5 に示した。

表 2.5 混合有機廃棄物を材料とした連続投入式嫌気性発酵槽による発酵試験の
 運転指標と発酵性能

指標	単位	数値	標準偏差
試験指標			
固形分割合	%	17.43	0.08
有機物割合	%	11.96	0.05
水力的発酵期間	日	30	-
有機物負荷	kgVS/m ³ 発酵槽/日	3.09	-
発酵指標			
バイオガス発生量	m ³ /kgVS 供給量	0.59	0.01
メタン濃度	%	60	5.50
メタンガス発生量	m ³ /kgVS 供給量	0.35	0.01
発酵槽能力	m ³ バイオガス/m ³ 発酵槽/d	1.18	0.02
バイオガス生産能力	m ³ バイオガス/m ³ 材料	39.26	0.68

嫌気性発酵槽の体積 1 m³当りの平均バイオガス生産量は 1.18 m³であり、積雪寒冷地 (Hokkaido, Japan) の農家の集中型バイオガスプラントで記録されたバイオガス生産能力 (梅津ら, 2011) と比較して、本研究の結果は 67% の増加であった。梅津ら (2011) の研究で報告された集中型バイオガスプラントの材料は周辺農家の乳牛排せつ物の性状と、バイオガス生産量はプラント性能に起因している可能性がある。本実験におけるバイオガス生産能力の増加は、乳牛排せつ物と他の有機性廃棄物の混合発酵における相乗効果と考える。本実験におけるバイオガス生産量は、バイオガスプラントの経済的実行可能性のために必要とされた供給材料 1 m³ 当り 30 m³ よりも高い数値となった (Angelidaki I ら, 2003)。このことから、集中型バイオガスプラントは、異なる有機性廃棄物の混合発酵により経済的に実行可能で環境性に優れていると評価できる。本実験では滞留期

間は 30 日間維持され、プロセスの安定性を保つことができた。発酵槽から材料が流出した直後に、その pH を測定した。pH の平均値は 7.5~8.5 であり、嫌氣的嫌気性発酵プロセスに適した範囲にあった（梅津ら, 2000）。

4. 異なる材料を用いた混合メタン発酵の成果比較

実験的なパラメータ, および異なる材料を用いた混合メタン発酵の文献値を表 2.6 に示す。これらの値は, 他の文献(梅津ら, 2000) (Estevez MM ら, 2014) と同様であった。乳牛ふん尿, コーン茎葉, 食品廃棄物を材料とした中温嫌気性発酵試験におけるメタンガス生成可能性は, 文献(梅津ら, 2000) (Estevez MM ら, 2014) と同様の数値を示した。しかし, 乳牛ふん尿, 蒸気加工したヤナギ, C5 糖蜜, アブラナ搾りかすを材料とした混合嫌気性発酵では, (Estevez MM ら, 2014) (Jabłoński SJ ら, 2015) (Sarker S ら, 2014) の文献よりも高い数値を示した。集中型バイオガスプラントを想定とした乳牛ふん尿と様々な有機廃棄物を材料とした混合嫌気性発酵におけるメタンガス生産向上と発酵プロセスの安定性に寄与することが示された。集中型バイオガスプラントでは, 材料輸送の効率を高めることで, 環境的利益と経済的利益が得られることが明らかとなった。

表 2.6 乳牛ふん尿と有機廃棄物を材料とした中温連続投入方式メタン発酵槽によるメタンガス生産量

発酵材料	発酵槽	発酵槽	発酵	有機物負荷	有機物あたり	文献
		容積 (L)	温度 (° C)		のガス生産量 (m ³ /kgVS)	
肉牛ふん尿と ヤナギ	攪拌式連続 発酵槽	6	37	2.6 kgVS/m ³ ·d	0.185	Estevez ら,2014
乳牛ふん尿と コーン茎葉	連続 投入	10	35	-	0.333	Yue ら,2013
肉牛ふん尿と 残滓	セミ 連続投入	1	35	10 kg-VS _{FW} /m ³ ·d	0.317	Zhang ら,2013
肉牛ふん尿と rape oilcake	連続 投入	25	37	3.18 kgVS /m ³ ·d	0.210	Jabłoński ら,2015
肉牛ふん尿と モラセス	セミ 連続投入	5	35	140 g/d	0.232	Sarker ら,2014
肉牛ふん尿と 牧草サイレージ	攪拌式 連続発酵槽	5	35	2 kgVS/m ³ ·d	0.268	Lehtomäki ら,2007
肉牛ふん尿と 工場廃棄物	攪拌式準連 続発酵槽	10	37	2.1 kgVS/m ³ ·d	0.354	本稿

5. 結論

北海道の酪農地帯における集中型バイオガスプラントでの有機廃棄物の混合嫌気性発酵の可能性について考察した。地域内の有機廃棄物の多様性は、集中型バイオガスプラントの確実性と収益性を増大させるために重要なファクターである。

回分式試験でのメタンガス発生量は、乳牛糞尿の投入量に比例し、汚泥の投入量に反比例する結果となった。しかし、調査地区において想定される実際の有機廃棄物と乳牛糞尿の混合割合での連続投入発酵試験では、ほぼ 2 倍のガス量となった。発酵プロセスは安定し、発酵阻害の傾向は確認できなかった。集中型バイオガスプラントの経済性は、メタンガスの材料となる有機廃棄物の組成、プラントまでの材料輸送距離に関係することが明らかとなった。

第4節 本章のまとめ

北海道内の酪農地帯で集中型バイオガスプラントを建設することを目的として、異なる有機廃棄物を材料とする混合嫌気性発酵試験を行った。調査地域における材料の発生量は日量 210 t で、90%は畜舎から排出された乳牛ふん尿、10%は畜舎の汚水である。VS/TS 率の高い廃棄物は生分解が容易であり、低いものは困難であることから、中温発酵による回分式発酵試験と連続投入式発酵試験を実施し、メタンガス生成量の確認を行った。乳牛ふん尿からは VS 1kg あたり 0.19 m³ のメタンガスが得られ、他の有機廃棄物と比較して高い結果となった。乳牛ふん尿の加水分解期間は 7.2 日であり、肉牛の 3.4 日と比べて長時間を要することがわかった。連続投入試験の発酵期間を長くすることで、バイオガス生成量は、回分式試験の約 2 倍の VS 1kg あたり 0.35 m³ まで増大した。バイオガス生産量平均値は、材料 1 m³ あたり 39.26 m³ であった。これは、集中型バイオガスプラントの高い経済性を証明するものである。

第 3 章 消化液返送による乳牛ふん尿無加水高温メタン発酵

第 1 節 緒言

湿式メタン発酵は、下水汚泥や家畜糞尿といった TS 濃度が 10 %未満の含水率の高いバイオマスを投入原料とした嫌気性発酵プロセスである。日本国内では、これらのバイオマスを対象としたバイオガスプラントが各地で稼働している。

我が国における 100 頭未満の中小規模の酪農では、畜舎は繋ぎ飼い式牛舎が多く、糞尿はバークリーナーで舎外へ搬出されることが一般的である。この方法では、糞尿溝に敷料が混入しやすいことから、回収された糞尿は高い TS 濃度を示すことが多い。高い TS 濃度を示す有機系廃棄物の例として、厨芥類や家庭生ごみなどの食品廃棄物は 1 週間の平均 TS 濃度が約 26 %であり (Zhang et al., 2007), 脱水下水汚泥の TS 濃度は 20.4 % (Dai et al., 2012) と報告されている。高い TS 濃度の投入原料とする湿式メタン発酵では、TS 濃度を 10 %以下に調整するために、前処理段階で大量の希釈水を利用することが多い。この手法は、乳牛糞尿に限らず生ごみを投入原料としたバイオガス化施設でも適用されている (谷川ら, 2008)。しかし、北海道などの酪農地域では、農家の経営規模拡大と施設の老朽化から用水不足が生じており、十分な量の水の確保が難しいという課題がある (別海町, 2013)。また、希釈水を大量に投入すると、発酵残渣である消化液の処理量も増加するため、液肥利用が困難な地域では処理対策が大きな問題となる (亀岡ら, 1988)。

本章では、これらの解決策として、前処理に使う希釈水の代わりに消化液を使用する無加水湿式メタン発酵について検討した。乳牛糞尿は、嫌気性発酵中

にアンモニアを生成しやすいタンパク質や尿素を含む (Gallet and Winter, 1997)。さらに、消化液の返送は、消化液に含まれるアンモニアによって、発酵槽内の pH が上昇し阻害を引き起こし、高温発酵はアンモニア濃度が低くても阻害効果が表れやすい特徴がある。皮革産業からの廃棄物を利用した嫌気性発酵では、pH が 8.5 より高いと遊離アンモニアの濃度が 2473 mg/L に上昇し、バイオガス生成量は 47 mL/d と低い値を示したという報告がある (Shanmuga and Horan, 2009)。また、高濃度アンモニア条件下の嫌気性発酵槽に対する高温の影響について、アンモニア負荷が高い場合、55 °C 以下では、バイオガス生成量が増加し、アンモニア阻害が低減すると報告している (Angelidaki and Ahring, 1994)。本研究では、連続式高温メタン発酵において、投入前の乳牛糞尿の希釈処理に消化液のみを使用した無加水区と、消化液と水を使用した加水区を設け、希釈条件がメタン生成量に与える影響を評価するとともに、高負荷運転の可能性について実験的に検証した。

第 2 節 材料および方法

1. 実験材料

発酵槽への投入試料は、乳牛糞尿と消化液のろ液を混合したものを使用した。乳牛糞尿は帯広畜産大学畜産フィールド科学センターの畜舎内で週に 1 度採取した。また、乳牛が排泄される尿の混入によるアンモニア性窒素の影響を調べるために尿素を用いた。ろ液は発酵槽から排出された消化液を目合い 20 mm のフルイでろ過したものを使用した。

2. 実験装置

実験は有効容積 10 L のステンレス製の連続式発酵槽を使用した。発酵槽はポリプロピレン製の恒温水槽に入れ、サーモヒータを用いて約 55 °C に加温した。発生したバイオガスは水酸化第二鉄を充填した脱硫塔を用いて脱硫した後、湿式ガスメータを用いて発生したバイオガス量を測定した(加藤ら, 2010)。

3. 実験方法

実験は 3 つの発酵槽を用いて、異なる運転条件(run A, run B および run C)で行った。投入試料は、乳牛糞尿と消化液ろ液の TS 濃度を週に 1 回測定し、設定した濃度になるよう調整した。調整時に十分な量の消化液が得られなかった場合、水道水で代用した。試料の投入は毎日行った。図 3.1 に各発酵槽の試料投入量の内訳と TS 負荷を示す。run A では乳牛糞尿の希釈に消化液ろ液と水を用いて TS 濃度を 10 % に調整した(加水区)。run B では消化液ろ液のみを用いて TS 濃度を 10 % にした(無加水区)。run C では消化液ろ液のみを用いて TS 濃

度を 8 %に調整した(無加水区)。従って、消化液の返送率は run A が最も小さく、続いて run B, run C の順に高くなった。表 3.1 に発酵槽および各 phase の消化液返送率と実験条件を示した。消化液返送率と材料(乳牛糞尿)率は、湿润質量あたりの調整後投入試料量と、含まれている消化液ろ液量、乳牛糞量を基に算出した。消化液返送率 P と、材料率 Q は、次式より求めた。

$$P=M/W \times 100$$

$$Q=S/W \times 100$$

ここで、投入試料量を W(g)、返送する消化液量を M(g)、使用した材料量を S(g)とした。投入試料のアンモニア性窒素濃度を上昇させるため、第 19 週目から乳牛糞尿 1 kg に対し、水 10 mL に尿素 5 g を溶かした尿素水を添加した。その後、phase4 からは試料投入量が増加したことから、アンモニア性窒素濃度を一定に保つ目的で乳牛糞尿 1 kg に対し、水 10mL に尿素 5 g を溶かした尿素水を添加した。TS 負荷は 4.2 g/L/d から 7.0 g/L/d の間で、phase ごとに負荷を上げた。本実験の滞留日数は、一般的な高温発酵の範囲とし、既報を参考にした(Andriamanohiarisoamanana et al., 2016)。

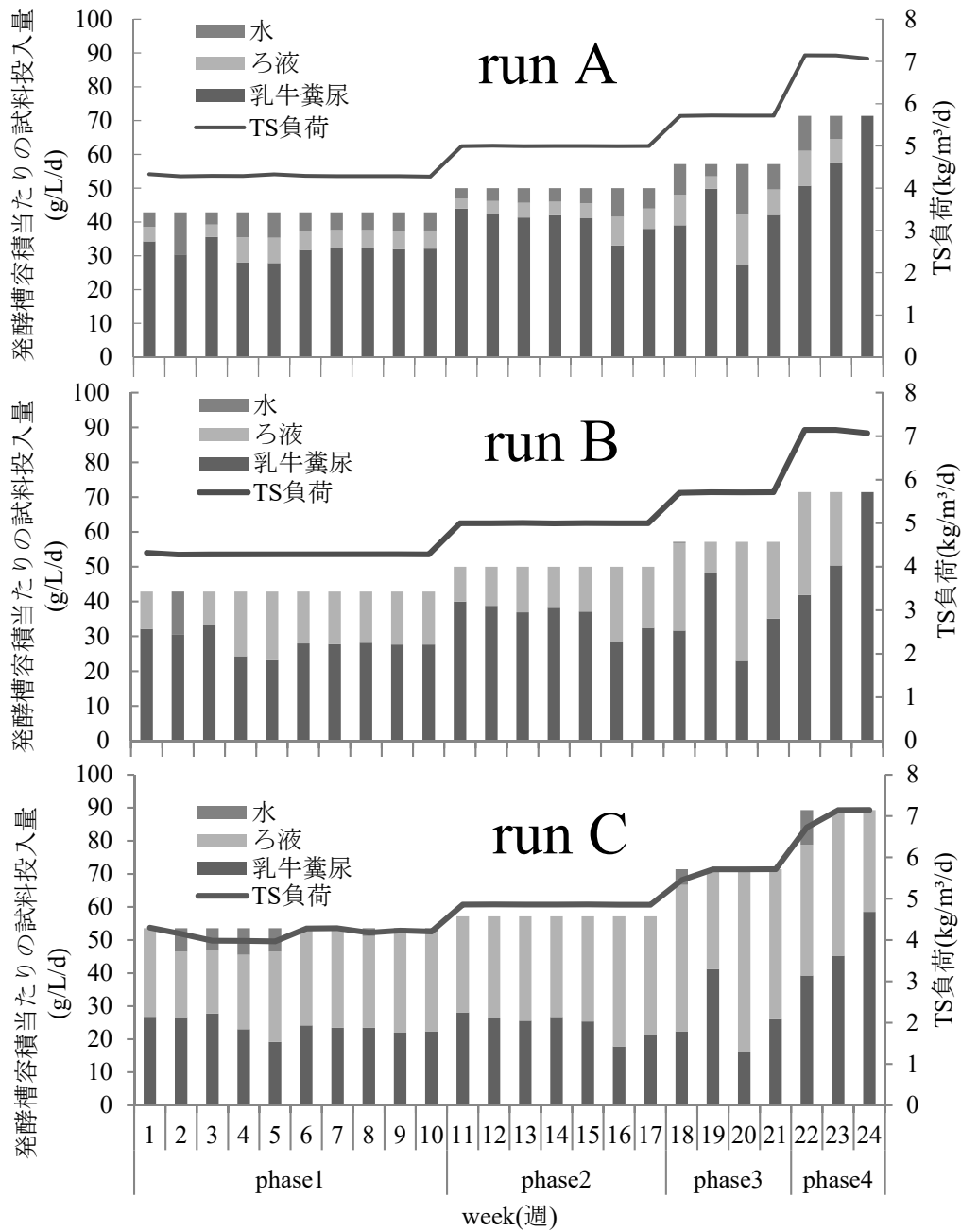


図 3.1 発酵槽容積当たりの試料投入量の内訳と固形物 (TS) 負荷

第 3 節 測定項目

1. バイオガス生成量

脱硫塔を通過したバイオガスは、湿式ガス流量計(品川計測器製作所, W-NK-1B)を用いて、毎日定時に計測した。バイオガス生成量は 1 週間毎の平均で示した。

2. メタン濃度

バイオガスはガスバックに毎週サンプリングし、メタン濃度をガスクロマトグラフ(島津製作所, GC-14A)で測定した。ピークの積分値からメタン濃度を算出した。

3. 固形物濃度

乳牛糞尿および消化液を磁皿に採取し質量を測定した。乾燥機(YAMATO, DX600)で 105 ° C, 24 時間乾燥させ、乾燥後に再び質量を計測し、固形物濃度を求めた。

4. 揮発性脂肪酸濃度

サンプリングした消化液の揮発性脂肪酸(Volatile Fatty Acid, VFA)は、高速液体クロマトグラフ(島津製作所製 LC-10AD)を用いて計測した。カラムには shim-pack SCR-102H を使用し、オーブン温度は 45 °C とした。移動相は 5 M p-トルエンスルホン酸とし、流量を 0.8 mL/min に設定した。緩衝相は 5 M p-トルエンスルホン酸水溶液, 20 mM Bis-Tris と 100 μM エチレンジアミン四酢酸

の混合液とし、流量を 0.8 mL/min に設定した。サンプルの前処理は、試料 3.0 g にタングステン酸 6 mL と 1/3 M 硫酸 6 mL を加え、5 分間のホモジナイズ処理 (10000 rpm) をした後、20 分間の遠心分離 (10000 rpm) を行った。上澄み液をメンブランフィルタでろ過した後、高速液体クロマトグラフで分析を行った。

5. アンモニア性窒素濃度

サンプリングした消化液のアンモニア性窒素濃度の測定は、吸光光度計 (HACH, DR3900) を用いてネスラー法による分析を行った。

第 4 節 結果および考察

1. バイオガス生成量と固形物負荷の関係

図 3.2 に発酵槽容量当りのガス生成量と TS 負荷の関係を示す。TS 負荷が増加すると全ての発酵槽でバイオガス生成量は増加した。また、各 run 毎の比較では、返送率が高くなるに従いバイオガス生成量は減少した。尿素の添加を行った第 19 週目から一時的にガス生成量は減少したが、その後再び増加した。

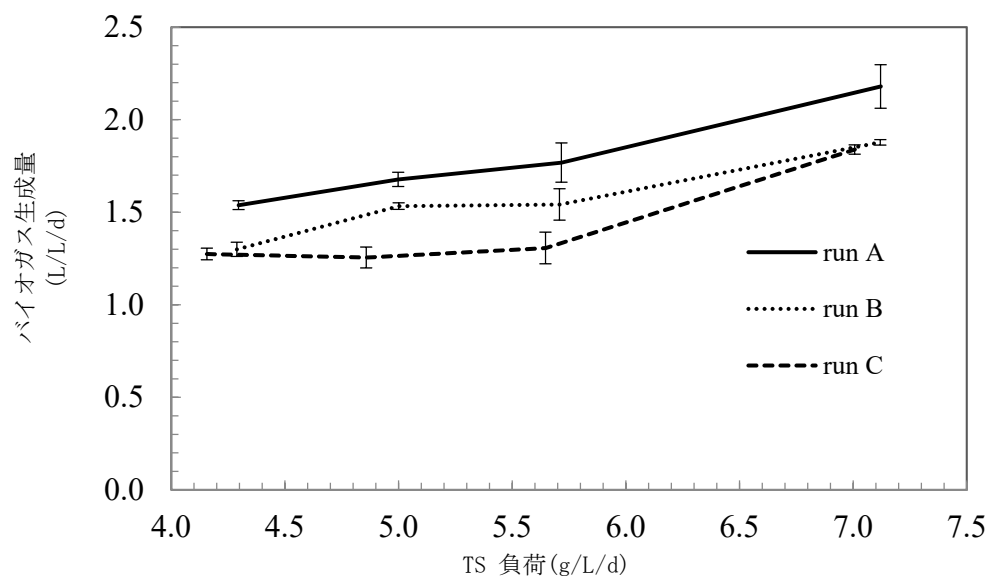


図 3.2 発酵槽容量当りのバイオガス生成量と固形物負荷(エラーバーは標準誤差)

図 3.3 はメタン濃度と TS 負荷の関係を示す。TS 負荷を増加させても発酵阻害は観察されず，全発酵槽でメタン濃度は 60 %以上を維持し，安定してメタンが生成した。異なる返送率においてもメタン濃度はほぼ同一であった。実験期間中のバイオガス中のメタン濃度は，既報とほぼ同様であった(加藤ら，2010)。

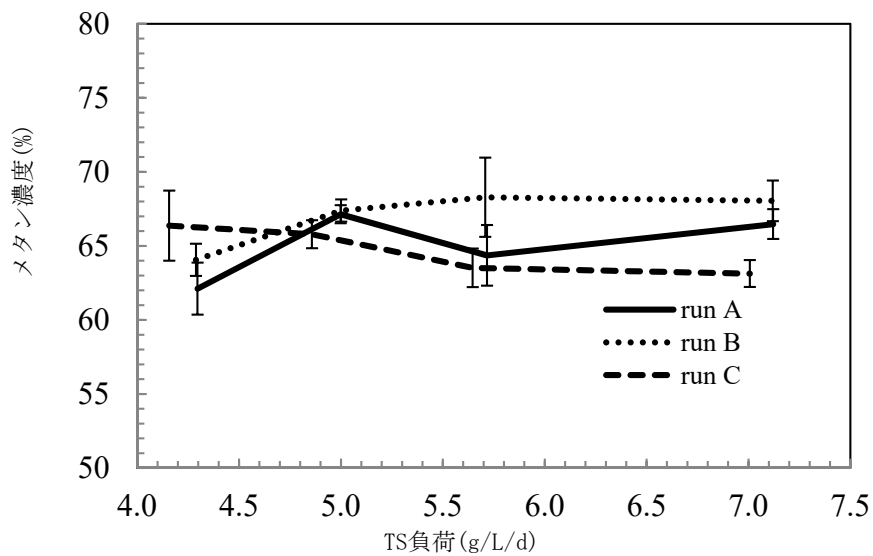


図 3.3 メタン濃度と固形物負荷(エラーバーは標準誤差)

図 3.4 に TS 負荷と TS 当りのバイオガス生成量を示す。TS 負荷が増加すると TS 当たりのガス生成量は減少し、run 毎に返送率が高いほどバイオガス生成量は減少した。

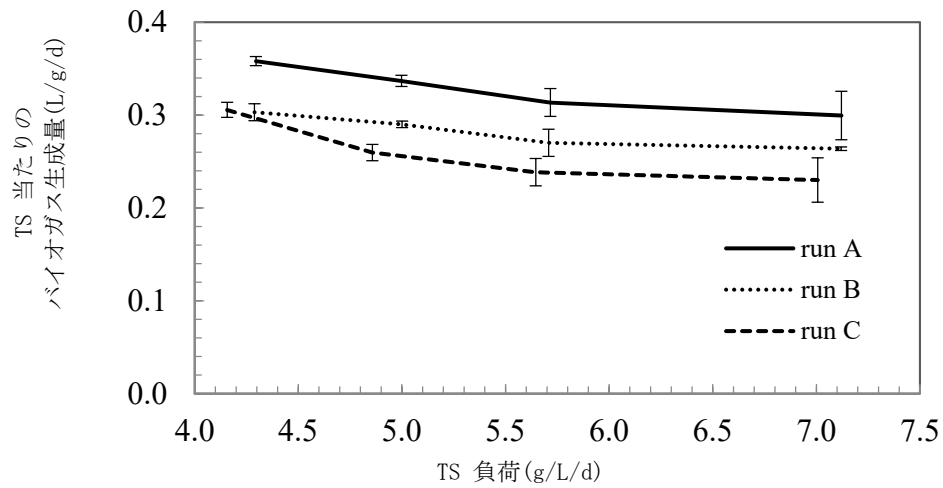


図 3.4 固形物当りのバイオガス生成量と固形物負荷 (エラーバーは標準誤差)

図 3.5 に乳牛糞尿 TS 負荷と TS 当りのバイオガス生成量の関係を示す。本実験では run 毎に比較すると、返送率が高くなるほど乳牛糞尿の TS 負荷が低くなる。乳牛糞尿の投入量が増加すると TS 当りのバイオガス生成量は減少し、run 毎に返送率が高いほど乳牛糞尿からのバイオガス生成量は多くなり、乳牛糞尿当たりのバイオガス生成量は既報に匹敵する値であった(加藤ら, 2010; Umetsu et al., 2002)。このことから、乳牛糞尿からの TS 当りのバイオガス生成量には消化液返送の影響は少なく、異なる返送率におけるバイオガス生成量の差は乳牛糞尿の割合の影響であることが示された。

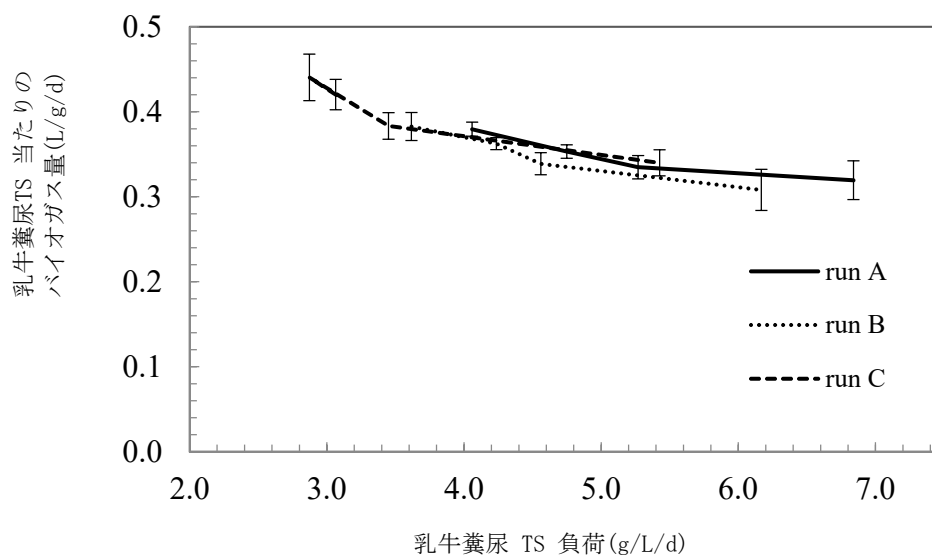


図 3.5 乳牛糞尿固形物負荷と乳牛糞尿固形物当たりのバイオガス生成量(エラーバーは標準誤差)

2. 消化液の pH, 揮発性脂肪酸濃度, アンモニア性窒素濃度

メタン発酵において、pH は微生物の成長およびアンモニアの組成に影響を及ぼす。アンモニアは、水中でアンモニウムイオン (NH_4^+) と遊離アンモニア (NH_3) の双方で存在するが、 NH_3 は毒性が強い。そのため、pH が高いほど NH_3 の比率が高くなり、アンモニアの毒性が増すことになる (Borja et al., 1996)。また、アンモニアによる発酵プロセスの不安定化は、発酵後期に VFA の蓄積をもたらし、pH の低下とそれによる NH_3 濃度の低下を引き起こす (Chen et al., 2008)。図 3.6 に試料 TS 負荷と消化液の pH を示す。TS 負荷が増加しても pH の値に大きな変動はなく、全ての発酵槽で pH7.5~8.0 の範囲であり、この値は Umetsu et al.(2002) が報告している値とほぼ一致した。

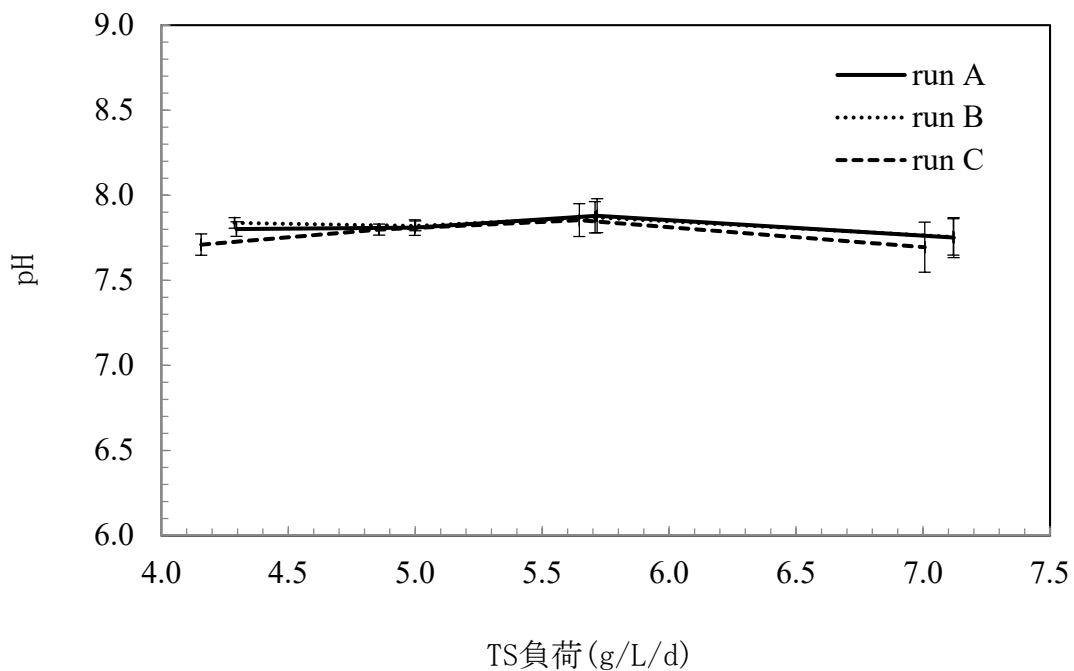


図 3.6 消化液の pH と固形物負荷 (エラーバーは標準誤差)

VFA は投入した有機物の分解過程において生成され、最終的に酢酸になりメタン生成の基質になる。発酵槽への過剰な有機物負荷の増大は、VFA が蓄積するとともに pH が低下し、メタン生成量減少の原因になる。豚糞に発酵槽内の堆積物や UASB(Up-flow anaerobic sludge blanket)リアクタの沈殿物を加えた連続式高温嫌気性発酵において、VFA 濃度が 11500 mg/L に達した後にメタン生成量が著しく減少し、発酵阻害が起きたことが報告されている (Hansen et al., 1998)。図 3.7 に試料 TS 負荷と消化液の VFA 濃度の関係を示す。

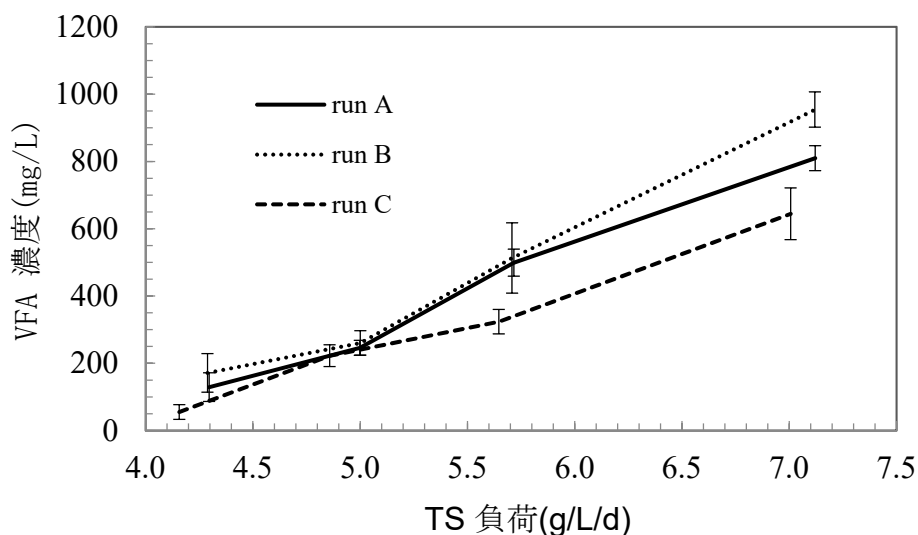


図 3.7 消化液の VFA 濃度と固形物負荷 (エラーバーは標準誤差)

TS 負荷が増加するほど VFA 濃度も上昇したが、全発酵槽で 1000 mg/L 以下の値を示し、pH やガス生成に影響を及ぼす濃度には達しなかった。また、run 毎に返送率が高いほど、VFA 濃度は低下する傾向が見られた。これは返送した消化液ろ液によって VFA が希釈され、返送率が高いほど発酵槽内の VFA 濃度が低くなったためと考えられる。また、投入試料の TS(%) が同じ run A と run B で

は、run A の VFA 濃度が run B より低く、これは run A が加水により希釈されたためと考えられる。

本実験の投入試料は消化液返送によりアンモニア濃度が高くなり、発酵阻害が起きることが懸念され、高アンモニア濃度の牛糞は、高温発酵(50 °C)の運転が困難との報告がある(Zeeman et al., 1985)。また、乳牛糞尿に様々な濃度の NH_4Cl を添加した高温発酵では、 NH_4Cl の濃度を上げると、メタンガス生成量が減少すると報告している(Angelidaki and Ahring, 1993)。さらに、Wang et al.(2016)も、牛豚の混合糞と食品工場からの有機性廃棄物の混合発酵において、アンモニア濃度の上昇とともにメタンガス生成量の減少が起きたことを報告している。図 3.8 に TS 負荷と消化液のアンモニア性窒素濃度の関係を示す。

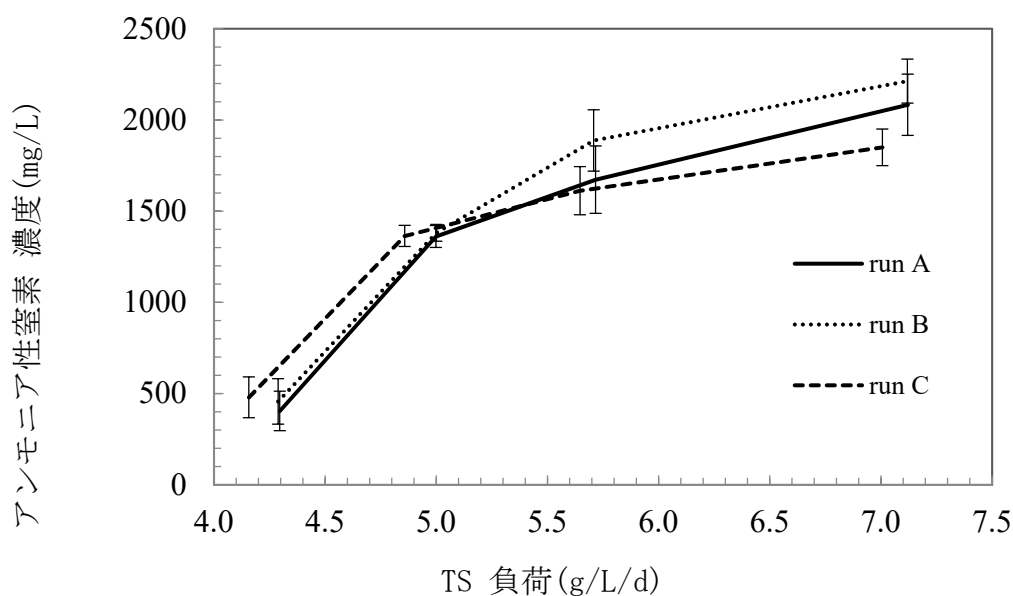


図 3.8 消化液のアンモニア性窒素濃度と固形物負荷(エラーバーは標準誤差)

TS 負荷を増加させるとアンモニア性窒素濃度は上昇した。また、run 毎の返送率の違いによるアンモニア性窒素濃度の差は見られなかった。尿素を添加しアンモニア性窒素濃度を上昇させ、約 2000 mg/L の高濃度の状態でも、メタン生成量に対する大きな影響は観察されなかった。乳牛糞尿の高温嫌気性発酵におけるアンモニア阻害からの回復を評価するため、発酵初期に NH_4Cl を添加する実験では、 NH_4Cl を加えると pH7.6 で NH_3 が 1200 mg/L に上昇し、メタンガス生成が急激に減少したが、その後 10 日ほどで NH_3 が減少し、メタンガス生成も回復するという報告がある (Nielsen and Angelidaki, 2008)。また、藤島ら (2003) は、デンプンとペプトンを基質とし NH_4Cl の添加量と滞留時間を変化させた連続発酵で、アンモニア濃度が高いほど、滞留時間の減少に比例して炭水化物の除去率が大幅に低下したと報告している。一方で、徐々にアンモニア濃度を上昇させることで、微生物がアンモニアに適応し、初期阻害濃度以上の濃度でも生存率を保持することができるという報告がある (Chen et al., 2008)。以上のことから、本実験において安定したメタン生成量が得られた理由として、滞留時間を十分に確保したため、アンモニアへの順化が起こり、アンモニア阻害を回避し、発酵が維持されたと考えられる。また、TS 負荷を上げても、VFA 濃度とアンモニア性窒素濃度が共に上昇したため、pH の値もほぼ一定に維持され、阻害が抑制されたと考えられる。

第 5 節 本章のまとめ

本章では、希釈水の代わりに消化液を返送する無加水湿式メタン発酵を検討した。消化液ろ液を用いて TS 濃度を調整した乳牛糞尿を投入材料として、発酵温度 55 °C の連続メタン発酵試験を行った。得られた結果は、乳牛糞尿の希釈処理に消化液を使用する無加水メタン発酵の有効性を示すものである。

一般的な乳牛糞尿を投入材料とした消化液返送による無加水湿式メタン発酵試験を実施した。TS 負荷 5.7~7.0 kgTS/m³/d の条件下で、発酵槽容量当たりのバイオガス量は 1.2~2.3 L/L/d、メタン濃度は 60 % 以上であった。消化液返送による有機酸の蓄積やアンモニア性窒素による発酵の阻害は観察されなかった。尿素を加えアンモニア性窒素濃度を増加させても、ガス量は一次的な減少後直ちに回復した。以上の結果より、乳牛糞尿の希釈処理に消化液を用いる無加水メタン発酵は、高温発酵においても有効であることが明らかとなった。

第4章 高固形分ふん尿による無加水メタン発酵施設の基本設計

第1節 原料

北海道興部町における敷料が混入した高固形分の乳牛ふん尿によるメタン発酵施設の基本設計に係る要件として原料の取りまとめを行った。寒冷地酪農用メタンガス生産施設の設計(梅津, 1992)は過去に行われているが, 高固形分ふん尿を原料とした無加水による設計は例が無い。

メタン発酵施設に原料を供給する農場は6戸で, 1日あたりの原料処理量の合計は36.15tである。原料の種類および重量を表4.1に示す。農場ごとのふん尿発生量は1日あたり3.40t~11.70tで, 使用している敷料は麦稈, 牧草, オガクズである。

表4.1 原料の種類および量—参考値

農場	畜種	ふん尿 t/日	敷料		合計 t/日
			麦稈・牧草 t/日	オガクズ t/日	
①	乳牛	4.80	0.00	0.00	4.80
②	乳牛	4.70	0.16	0.00	4.86
③	乳牛	11.70	0.09	0.25	12.04
④	乳牛	5.50	0.65	0.00	6.15
⑤	乳牛	4.90	0.00	0.00	4.90
⑥	乳牛	3.40	0.00	0.00	3.40
合計/平均		35.00	0.90	0.25	36.15

メタン発酵施設に原料を供給する農場は6戸の原料を試料として、成分分析を行った。

農場ごとの原料の固形分濃度は9.65%~13.52%で、平均では11.37%であった。pHは7.23~7.98,平均では7.59、全窒素は0.30%~0.39%,平均では0.34%,全有機炭素は2.21%~5.31%とばらつきがあるが、これは農場ごとの敷料混入量に関係するものである。原料の成分分析結果を表4.2に示す。

表 4.2 原料の成分分析結果

農場	水分率 %	固形分 %	pH	全窒素 %	全有機炭素 %
①	89.16	10.84	7.58	0.39	3.26
②	89.89	10.11	7.98	0.31	2.95
③	90.35	9.65	7.42	0.30	2.21
④	86.50	13.50	7.91	0.36	5.31
⑤	86.48	13.52	7.39	0.32	2.37
⑥	89.41	10.59	7.23	0.34	2.79
合計/平均	88.63	11.37	7.59	0.34	3.15

集中型のメタン発酵施設では原料の輸送が問題となるが、Berglund・Börjesson(2006)は原料の輸送距離について乳牛ふん尿と屠場残さについて原料の性状、含水率も考慮した考察が行われている。Höhnら(2014)は、フィンランドにおける49基のメタン発酵処理施設を対象として施設の位置決定とGISシステムの利用について報告している。さらに、Pierieら(2015)はエネルギー作物を原料としたメタン発酵処理施設の輸送距離について報告している。原料の輸送は、高固形分ふん尿は脱着式コンテナ車両、スラリー状ふん尿はバキュームカーで行う。

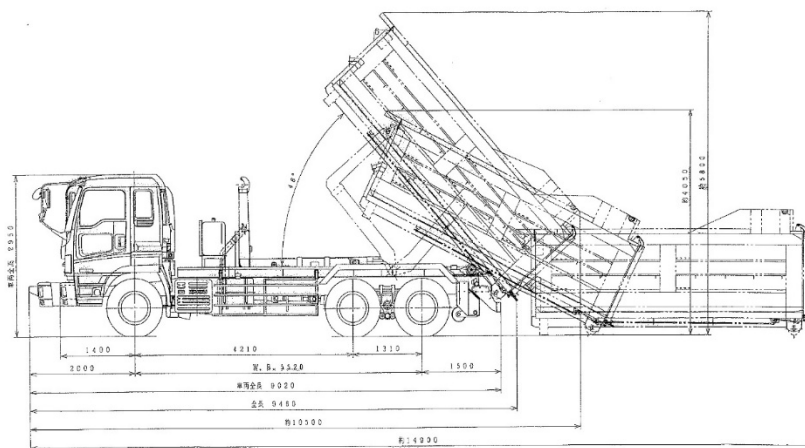


図 4.1 脱着式コンテナトラック



図 4.2 脱着式コンテナトラック

第 2 節 基本設計

1. 発酵槽

発酵槽の設計案件に係る要件として、メタン発酵方法、原料の性状及び分析値、温度管理の取りまとめを行った。

北海道内で普及しているメタン発酵施設の発酵温度は大きく分類して、中温発酵と高温発酵の 2 種類が存在するが、それぞれにメリット、デメリットが存在し、各バイオガスプラントメーカーで採用している発酵方法も異なるため、発酵温度を指定するとプラントメーカーの選択肢が限定されることから、基本設計にて特定のメタン発酵方法は設定しなかった。

本施設は、安定した稼働が優先され、良質な消化液やバイオガスの生産が求められる施設のため、安定稼働に必要な発酵槽の保温・加温装置の設置を設定した。バイオガス発生量、メタンガス濃度は、各方式、施設等により異なるため、請負者が提案書に示す値を保証とすることとした。ただし、バイオガス発生量は原料有機物（VS）あたりの値を提示すること、発生したバイオガスに含まれるメタンガス濃度は 50%以上とすること、脱硫対策を講じ、脱硫目標値を示すことを条件とした。



図 4.3 興部町北興地区バイオガスプラント全景

2. 消化液に関わる条件の提示

メタン発酵処理後の消化液は、希釈処理を行わない状態で、投入有機物分解率 35%以上、プロピオン酸/酢酸比（P/A 比）1.4 以下、酢酸 800mg/L 以下、を条件とした。

3. 殺菌槽

消化液の殺菌槽の設計案件に係る要件として、衛生処理方法、衛生効果の提示について、取りまとめを行った。

消化液の衛生処理方法に関しては、国内に基準が存在しないため、デンマークで採用されている 70℃・1 時間で加熱処理した際と同等以上の効果が得られるよう処理を行う。

衛生効果に関しては、バイオガスプラントメーカーが提示する他施設での実測値から判断する。

4. リサイクル敷料製造施設設備

消化液中の固形分を固液分離機により取り出して生産するリサイクル敷料の製造施設設備に係る要件として、固液分離方法、リサイクル敷料製造量の取りまとめを行った。

固液分離方法は、メタン発酵後の消化液の固液分離を行うこと、またリサイクル敷料製造量は日量 2.5t 以上製造可能なシステムを設置することを条件とした。



図 4.4 リサイクル敷料製造施設設備

5. 消化液貯留槽

消化液貯留槽の設計提案に係る要件として、容量、輸送車輛及び散布機械への積載方法について取りまとめを行った。

消化液貯留槽は効率的な散布と散布が行えない冬期間の貯留を考慮し、バイオガスプラント敷地内に1基、バイオガスプラント敷地外に2基、それぞれ2,000 m³の容量を備えることを条件とした。また車輛への積載方法は、プラント敷地内の消化液貯留槽は固定式電気組み上げポンプ、プラント敷地外の消化液貯留槽はPT0式汲み上げポンプの設置を条件とし、補給能力を5 m³/分以上とした。



図 4.5 消化液貯留槽(敷地内)



図 4.6 消化液貯留槽(敷地外)

6. 発生バイオガスの除湿, 脱硫等

発生バイオガスの除湿, 脱硫等の設計案件に係る要件として, 方法, 効果, その他必要な項目について取りまとめを行った。

バイオガスに含まれる水分は, 配管・利用機器の故障を引き起こすため, また硫化水素は主に燃焼機器の故障の原因となるため, 除湿設備および脱硫対策を講じることを条件とした。



図 4.7 脱硫施設

7. バイオガス貯留設備

バイオガス貯留設備の設計案件に係る要件として、ガス生産量、利用計画、安定性・安全性について取りまとめを行った。

ガス生産量に関しては、各発酵方式により異なるので、仕様書内での指定は行っていない。利用計画に関しては別事業で発電を行うため、ガス販売を行うこと、また冬期間の積雪等に備えた安定性・安全性を備えた施設とすることを条件とした。



図 4.8 バイオガス貯留設備

第2節 技術提案仕様書

北海道興部町における高固形分ふん尿による無加水メタン発酵施設の基本設計条件から技術提案仕様書の作成を行った。技術提案仕様書を表4.3に示す。

表4.3 技術提案仕様書

	項目	単位	数値・内容
処理能力	原料	t/日	37.89
	希釈水	t/日	0.00
	処理方式	—	嫌気性発酵
施設	受入槽容量	t/日	189.45
	消化液衛生処理	—	70℃-1時間で加熱と同等
	消化液貯留槽	—	2,000m ³ ×1基(プラント敷地内,半地下,固定式電気汲み上げポンプ付き)
		—	2,000m ³ ×2基(プラント敷地外,半地下,PTO式汲み上げポンプ付き)
	消化液貯留槽耐震設計	—	土地改良事業設計指針ファームポンド及び土地改良施設耐震設計の手引きに準拠
	消化液補給能力	m ³ /分	5
	バイオガス除湿設備	—	設置
	脱硫設備	—	設置
	非常用バックアップボイラー	—	化石燃料ボイラー
	再生敷料生産	t/日	2.5
電気・計装設備	—	全自動運転,警報通知システム	
性能保証	有機物分解率	%	35
	プロピオン酸/酢酸比	%	1.4%以下
	酢酸濃度	mg/L	800mg/L以下
	メタン濃度	%	50%以上

第3節 本章のまとめ

北海道興部町における高固形分ふん尿による無加水メタン発酵施設の建設に必要な項目を取りまとめて基本設計を行い、性能発注仕様の作成を行った。

2017年から本格稼働を開始した興部町北興地区バイオガスプラントは、敷料に麦稈、牧草、おが粉を使用する6戸の酪農家から発生する1日あたり約38tの高固形分原料を収集して、メタン発酵処理する集中型プラントである。隣接するバイオガス発電所にバイオガスを販売、利用農家負担金、再生敷料の販売収益と合わせて運営を行う家畜ふん尿処理施設として利用されている。(裕, 2018)

2018年1月時点において本格稼働から10ヶ月間連続で単月収支は黒字計上を維持しており、1年間を通じての収支14,145千円の黒字計上の見込である。

平成29年度興部北興バイオガスプラント収支状況を表4.4に示す。

表4.4 平成29年度 興部北興バイオガスプラント収支状況(単位：千円)

	収入			計	支出	収支
	バイオガス	リサイクル敷料	利用負担金		管理委託料	
4月	2,584	120	491	3,195	3,000	195
5月	2,680	81	526	3,287	0	3,287
6月	2,502	92	535	3,129	3,000	129
7月	2,501	83	517	3,101	0	3,101
8月	2,448	86	552	3,086	3,000	86
9月	2,404	114	521	3,039	0	3,039
10月	2,433	96	492	3,021	3,000	21
11月	2,509	93	499	3,101	0	3,101
12月	2,568	91	490	3,149	3,000	149
1月	2,490	90	506	3,086	0	3,086
2月(見込)	2,312	87	472	2,871	8,100	-5,229
3月(見込)	2,560	97	523	3,180	0	3,180
合計	29,991	1,130	6,124	37,245	23,100	14,145

第5章 総括

家畜ふん尿を対象としたメタン発酵処理施設は、1997年(平成9年)に採択された京都議定書以降、建設が開始され進み、1998年(平成10年)の家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律の施行後、建設数が増加している。特に東日本大震災による深刻なエネルギー危機を契機として2012年7月の固定価格買取制度(FIT)が開始されて以降、発電設備を備えたメタン発酵処理施設の着工件数は増加している。北海道では1995年から2017年までに107基の施設が建設されている(そのうち17基が停止または撤去されている)。2017年時点では、発生する乳牛ふん尿のうち4.7%がメタン発酵処理施設で処理されている。

本研究では、固形分濃度の高い乳牛ふん尿と含水率の高い地域共同バイオマスとの混合メタン発酵ならびに消化液返送による無加水メタン発酵の有効性を明らかにすることとともに実施の基本設計を行うことを目的とした。

第1章では、家畜ふん尿原料のメタン発酵処理施設の研究動向について消化液の液肥利用の有効性、メタン発酵処理施設のエネルギー算出による環境負荷低減の効果が、個別型と集中型の両施設で確認された。広域的に複数の農家が参加する集中型のメタン発酵施設では、原料の輸送コスト、原料の性状、含水率が施設運営の経済性に大きな影響を及ぼす。

第2章では、混合発酵で生産されるガス量、発酵プロセスの安定性について検証するため、異なる有機廃棄物を材料とする混合嫌気性発酵試験を実施した。

地域内の有機廃棄物は、集中型バイオガスプラントの確実性と収益性を増大させるための重要なファクターである。

調査地区において想定される有機廃棄物と乳牛糞尿の混合割合を用いた連続

投入方式での発酵試験では、発酵阻害の傾向は確認されず発酵プロセスは安定した結果となった。

第3章では、一般的な乳牛糞尿を投入材料とした消化液返送による無加水湿式高温メタン発酵試験を実施した。消化液返送による有機酸の蓄積やアンモニア性窒素による発酵の阻害は観察されなかった。尿素を加えアンモニア性窒素濃度を増加させても、ガス量は一次的な減少後直ちに回復した。試験結果より、乳牛糞尿の希釈処理に消化液を用いる無加水メタン発酵は、高温発酵においても有効であることが明らかとなった。

第4章では、北海道興部町における高固形分ふん尿による無加水メタン発酵施設の建設を目的として、施設を利用する酪農家6戸の乳牛ふん尿と飼養敷料の重量の積算、成分分析を行い、メタン発酵施設建設に必要な基本設計、性能発注仕様についてとりまとめた。さらにこれらの仕様をもとにプラントが建設された。

本プラントは本格稼働を2017年4月から開始し10ヶ月間、運営収支面で黒字計上を継続しており、厳冬期を含む1年間の安定稼働が確実な状況である。高固形分ふん尿による無加水メタン発酵施設の有効性が実証され、本研究は積雪寒冷酪農地帯における大規模集中型施設の設計、建設、稼働について実証し、新たな家畜ふん尿処理の確立に貢献することができた。

SUMMARY

In this feasibility study, the anaerobic co-digestion of different organic wastes obtained from a dairy farming area in Hokkaido prefecture, Japan was investigated with the objective of building a centralized biogas plant. The daily organic wastes generated from the study area were 210 t/d, comprised of 90% barn wastes and 10% wastewater sludge and feed residue of total mixed ration. The wastes can be categorized into high VS/TS ratio which is easily biodegradable and low VS/TS ratio which is hardly biodegradable. The methane yield of each substrate was investigated in a batch experiment followed by a continuous experiment at mesophilic temperature. Compared to other organic wastes, higher methane production potential were obtained from dairy manures with the highest yield, resulting in 0.19 m³/kgVS, from dairy manure slurry. Moreover, a longer hydrolysis rate constant (7.2 d) was observed with dairy manure slurry rather than beef cattle manure (3.4 d). Due to the mixture of substrates in the continuous experiment, the methane yield increased significantly (0.35 m³/kgVS), reaching almost double of that observed during batch experiments. The average biogas production performance was 39.26 m³ per m³ of added substrate. In this study, The use of digested slurry recirculation in a wet anaerobic digestion without water dilution was also examined. The TS of dairy manure was adjusted using filtrated digested slurry. The obtained results show that the use of digested slurry to replace water in wet anaerobic digestion of dairy manure was effective. These illustrate the potential economic viability of the prospective centralized biogas plant.

参考文献

- Alvarez, R., Lidén, G. (2008): Anaerobic co-digestion of aquatic flora and quinoa with manures from Bolivian Altiplano, *Waste Manag.* 28 (10), 1933-1940.
- Alvarez, R., Lidén, G. (2009): Low temperature anaerobic digestion of mixtures of llama, cow and sheep manure for improved methane production, *Biomass Bioenergy* 33 (3), 527-533.
- Andriamanohiarisoamanana, F.J., Matsunami, N., Yamashiro, T., Iwasaki, M., Ihara, I., Umetsu, K. (2017): High-solids anaerobic mono-digestion of riverbank grass under thermophilic conditions, *J. Environ. Sci.* 52, 29-38.
- Andriamanohiarisoamanana FJ, Sakamoto Y, Yamashiro T, Yasui S, Iwasaki M, Ihara I, Nishida T, Umetsu K (2016): The seasonal effects of manure management and feeding strategies on hydrogen sulphide emissions from stored dairy manure. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 1-8.
- Andriamanohiarisoamanana FJ, Sakamoto Y, Yamashiro T, Yasui S, Iwasaki M, Ihara I, Tsuji O, Umetsu K (2015): Effects of handling parameters on hydrogen sulfide emission from stored dairy manure. *J. Environ. Manage.* 154: 110–116.
- Andriamanohiarisoamanana, F.J., Yamashiro, T., Ihara, I., Iwasaki, M., Nishida, T., Umetsu, K. (2016): Farm-scale thermophilic co-digestion of dairy manure with a biodiesel byproduct in cold regions, *Energy Convers. Manag.* 128, 273-280.
- Angelidaki, I., Ahring, B. K., (1993): Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: the effect of ammonia. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 38, 560-564.
- Angelidaki, I., Ahring, B. K., (1994): Anaerobic thermophilic digestion of manure at

- different ammonia loads: effect of temperature. *Water Research*, 28, 727–731.
- Angelidaki I, Ellegaard L (2003): Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants: status and future trends. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 109(1–3): 95–105.
- Aoki K, Umetsu K, Nishizaki K, Takahashi J, Kishimoto T, Tani M, Hamamoto O, Misaki T (2006): Thermophilic biogas plant for dairy manure treatment as combined power and heat system in cold regions. *Int. Congr. Ser.* 1293: 238–241.
- Atandi E, Rahman S (2012): Prospect of anaerobic co-digestion of dairy manure: a review. *Environ. Technol. Rev.* 1(1): 127–135.
- Baron, E.J., Cox, M., Heyliger, M., Miller, J. M., Ruoff, K.L., Weinstein, M.P., York, M.K. (2002): *Abbreviated Identification of Bacteria and Yeast: Approved Guideline.* NCCLS.
- Beneragama, N., Moriya, Y., Yamashiro, T., Iwasaki, M., Lateef, S.A., Ying, C., Umetsu, K. (2013): The survival of cefazolin resistant bacteria in mesophilic co-digestion of dairy manure and waste milk, *Waste Manag. Res.*, 0734242X13477717.
- Berglund, M., Börjesson, P., (2006): Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production, *Biomass Bioenergy* 30 (3), 254-66.
- Borja, R., Sanchez, E., Weiland, P., (1996): Influence of ammonia concentration on thermophilic anaerobic digestion of cattle manure in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Process Biochemistry*, 31(5), 477-483.
- 別海町, (2013): 別海町バイオマス産業都市構想.

http://www.maff.go.jp/j/shokusan/biomass/pdf/03-1_betukai.pdf. Accessed Dec. 13, 2016.

Cao, Y., Chang, Z., Wang, J., Ma, Y., Fu, G. (2013): The fate of antagonistic microorganisms and antimicrobial substances during anaerobic digestion of pig and dairy manure, *Bioresour. Technol.* 136, 664-671.

Chen JL, Ortiz R, Steele TWJ, Stuckey DC (2014): Toxicants inhibiting anaerobic digestion: a review. *Biotechnol. Adv.* 32(8): 1523–34.

Chen, Y., Cheng, J. J., Creamer, K. S., (2008): Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, 99, 4044-4064.

Dahlberg, S.P., Lindley, J.A., Giles, J.F. (1988): Effect of anaerobic digestion on nutrient availability from dairy manure, *Transactions of the ASAE* 31 (4), 1211-1216.

Dai, X., Duan, N., Dong, B., (2012): High-solids anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in comparison with mono digestions: Stability and performance. *Waste Management*, 33, 308-316.

Estevez, M.M., Sapci, Z., Linjordet, R., Schnürer, A., Morken, J. (2014): Semi-continuous anaerobic co-digestion of cow manure and steam-exploded *Salix* with recirculation of liquid digestate, *J. Environ. Manage.* 136, 9-15.

Flotats X, Bonmatí A, Fernández B, Magrí A (2009): Manure treatment technologies: On-farm versus centralized strategies. NE Spain as case study. *Bioresour. Technol.* 100(22): 5519–5526.

藤川智紀, 中村真人 (2010): 乳牛ふん由来のメタン発酵消化液の施用方法がコマツナの収量と亜酸化窒素発生量に与える影響, *日本土壤肥料学雑誌*,

81 (3), 240-247.

藤島繁樹, 宮原高志, 小野寺寿治, 野池達也, (2003): 高アンモニア濃度条件下での嫌気性消化における酸生成細菌の有機物資化性. 土木学会論文集, 727, 31-38.

Gallert, C., Winter, J., (1997): Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic wastes: effect of ammonia on glucose degradation and methane production. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 48, 405-410.

Gohel, V., Singh, A., Vimal, M., Ashwini, P., Chhatpar, H.S. (2006): Review- Bioprospecting and antifungal potential of chitinolytic microorganisms, *Afr. J. of Biotechnol.* 5 (2), 54-72.

Gutser, R., Ebertseder, T., Weber, A., Schraml, M., Schmidhalter, U. (2005): Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land, *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168, 439-446.

Haas, D., Défago, G. (2005): Biological control of soil-borne pathogens by fluorescent pseudomonads, *Nature Rev. Microbiol.* 3 (4), 307-319.

Hansen, K. H., Angelidaki, I., Ahring, B. K., (1998): Improving thermophilic anaerobic digestion of swine manure. *Water Research*, 33(8), 1805-1810.

碓 一寿, 2018. バイオガスで興す地域づくりセミナー(主催 一般社団法人北海道再生エネルギー振興機構)講演資料「わが町が目指すバイオマス産業都市～エネルギーの地産地消を目指して～」

He G, Bluemling B, Mol APJ, Zhang L, Lu Y (2013): Comparing centralized and decentralized bio-energy systems in rural China. *Energy Policy* 63:34-43.

Höhn, J., Lehtonen, E., Rasi, S., Rintala, J. (2014): A geographical information system

- (GIS) based methodology for determination of potential biomasses and sites for biogas plants in Southern Finland, *Appl. Energy* 113, 1-10.
- 堀間久己, 濱戸もえぎ (2009): バイオガスプラント由来消化液の飼料作物における利用効果, *東北農業研究*, 62, 93-94.
- Huang X, Yun S, Zhu J, Du T, Zhang C, Li X (2016): Bioresource Technology
Mesophilic anaerobic co-digestion of aloe peel waste with dairy manure in the batch digester : Focusing on mixing ratios and digestate stability. *Bioresour. Technol.* 218: 62–68.
- Ihara, I., Umetsu, K., Kanamura, K., Watanabe, T. (2006): Electrochemical oxidation of the effluent from anaerobic digestion of dairy manure, *Bioresour. Technol.* 97 (12), 1360-1364.
- Ihara, I., Toyoda, K., Watanabe, T., Umetsu K. (2008): Nitrogen and energy balances of a combined anaerobic digestion and electrochemical oxidation process for dairy manure management, *Anim. Prod. Sci.* 48 (2), 208-212.
- 井原一高, 梅津一孝 (2008): メタン発酵消化液の電解酸化処理, バイオガスの最新技術, pp. 179-185, シーエムシー出版.
- 井原一高, 菅祐子, 豊田浄彦, 岩崎匡洋, 梅津一孝 (2015): 乳牛糞尿資源の循環利用のための中温メタン発酵による動物用抗菌剤耐性菌の低減, *農業農村工学会資源循環研究部会論文集*, 10, 37-42.
- Insam, H., De Bertoldi, M. (2007): Microbiology of the composting process, *Waste Management Series* 8, 25-48.
- Ishikawa, S., Hoshiya, S., Hinata, T., Hishinuma, T., Morita, S. (2006): Evaluation of a biogas plant from life cycle assessment (LCA), *International Congress*

Series 1293, 230-33.

Islam, M.A., Begum, Mst.A., Jahangir, M.M. (2013): Effect of integrated approach of plant nutrients on yield and yield attributes of different crops in wheat-sesame-T. Aman cropping pattern, *Int. J. Agril. Res. Innov. & Tech.* 3 (2), 66-71.

Iwasaki, M., Yamashiro, T., Beneragama, N., Nishida, T., Kida, K., Ihara, I., Takahashi, J., Umetsu, K. (2011): The effect of temperature on survival of pathogenic bacteria in biogas plants, *Animal Sci.* 82 (5), 707-712.

Jabłoński, S.J., Biernacki, P., Steinigeweg, S., Lukaszewicz, M. (2015): Continuous mesophilic anaerobic digestion of manure and rape oilcake - Experimental and modelling study, *Waste Manag.* 35, 105-10.

亀岡俊則，因野要一，崎元道男，(1988): メタン発酵システムによる豚舎汚水処理. *日本畜産学会報*, 59(8), 675-681.

上岡啓之，亀和田國彦 (2011): 水稲コシヒカリに対するメタン発酵消化液の基肥利用，*日本土壤肥料学雑誌*，82 (1)，31-40.

Kato S, Yamashiro T, Lateef SA, Iwasaki M, Umetsu K (2010): Co-digestion of cow manure and crude glycerin. *J. Soc. Agric. Struct. Jpn* 41(3): 118–123.

Kimura Y, Umetsu K, Takahata H (1994): The effect of temperature on continuously expanding AD (III) - Characteristics of anaerobic digested dairy slurry for CED . *J. Japanese Grassl. Sci.* 40: 165–170.

Klopper, J.W., Lifshitz, R., Schroth, M.N. (1988): *Pseudomonas* inoculants to benefit plant production, *ISI ATLAS SCI: Anim. Plant Sci.* 1 (1), 60-64.

Ladu JLC, Lü X (2014): Effects of hydraulic retention time, temperature, and effluent recycling on efficiency of anaerobic filter in treating rural domestic

- wastewater. *Water Sci. Eng.* 7(2): 168–182.
- Lateef, S.A., Beneragama, N., Yamashiro, T., Iwasaki, M., Ying, C., Umetsu, K. (2012): Biohydrogen production from co-digestion of cow manure and waste milk under thermophilic temperature, *Bioresour. Tehnol.* 110, 251-257.
- Lehtomäki, A., Huttunen, S., Rintala, J.A. (2007): Laboratory investigations on co-digestion of energy crops and crop residues with cow manure for methane production: Effect of crop to manure ratio, *Resour. Conserv. Recycl.* 51 (3), 591–609. doi:10.1016/j.resconrec.2006.11.004.
- Liedl, B.E., Bombardiere, J., Chatfield, J.M. (2006): Fertilizer potential of liquid and solid effluent from thermophilic anaerobic digestion of poultry waste, *Water Sci. Technol.* 53 (8), 69-79.
- Liu Y, Wang Q, Zhang Y, Ni B-J (2015): Zero valent iron significantly enhances methane production from waste activated sludge by improving biochemical methane potential rather than hydrolysis rate. *Sci. Rep.* 5: 8263.
- Loria, E.R., Sawyer, J.E., Barker, D.W., Lundvall, J.P., Lorimor, J.C. (2007): Use of anaerobically digested swine manure as a nitrogen source in corn production, *Agron. J.* 99 (4), 1119-1129.
- Lukehurst, C.T., Frost, P., Al Seadi, T. (2010): Utilisation of digestate from biogas plants as biofertiliser, *IEA bioenergy*, 1-36.
- Marañón, E., Salter, A.M., Castrillón, L., Heaven, S., Fernández-Nava, Y. (2011): Reducing the environmental impact of methane emissions from dairy farms by anaerobic digestion of cattle waste, *Waste Manag.* 31 (8), 1745-51.
- Mezzullo, W.G., McManus, M.C., Hammond, G.P. (2013): Life cycle assessment of a

- small-scale anaerobic digestion plant from cattle waste, *Appl. Energy* 102, 657-664.
- Miranda ND, Granell R, Tuomisto HL, McCulloch MD (2016): Meta-analysis of methane yields from anaerobic digestion of dairy cattle manure. *Biomass and Bioenergy* 86: 65–75.
- 宮田尚稔, 池田英男 (2006) : メタン発酵消化液が養液土耕におけるトマトの生育と果実収量に及ぼす影響, *日本土壌肥料学雑誌*, 77 (6), 619-626.
- Montañés Alonso R, Solera del Río R, Pérez García M (2016): Thermophilic and mesophilic temperature phase anaerobic co-digestion (TPAcD) compared with single-stage co-digestion of sewage sludge and sugar beet pulp lixiviation. *Biomass and Bioenergy* 93: 107–115.
- 村上浩二, 神前健, 岡田憲三, 松本聰, 小柳津広志 (1997) : Biological control of *Rhizoctonia solani* AG2-2 IIIB on creeping bentgrass using an antifungal *Pseudomonas fluorescens* HP72 and its monitoring in fields, *日本植物病理学会報*, 63 (6), 437-444.
- Nielsen, H. B., Angelidaki, I., (2008): Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. *Bioresource Technology*, 99, 7995–8001.
- 野池達也編著 (2009) : メタン発酵, 技報堂出版, 217-232.
- Nurliyana MY, H'ng PS, Rasmina H, Kalsom MSU, Chin KL, Lee SH, Lum WC, Khoo GD (2015): Effect of C/N ratio in methane productivity and biodegradability during facultative co-digestion of palm oil mill effluent and empty fruit bunch. *Ind. Crops Prod.* 76: 409–415.

- Ohuchi, Y., Ying, C., Lateef, S.A., Ihara, I., Iwasaki, M., Inoue, R., and Umetsu, K. (2015): Anaerobic co-digestion of sugar beet tops silage and dairy cow manure under thermophilic condition, *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 17 (3), 540-546.
- 岡本昌広, 北畠昌子, 深山陽子, 深澤智恵子, 吉田誠, 渡邊清二, 奥村一, 浅田真一, 小林正伸, 小清水正美, 阿久津四良, 植草秀敏, 北宜裕, 佐々木皓二 (2001): 施設トマトにおける環境保全型栽培の実証, 神奈川県農業総合研究所研究報告, 142, 17-35.
- 折立文子, 中村真人, 山岡賢, 柚山義人 (2011): メタン発酵消化液の長期的な連用が土壌微生物に与える影響, 農業農村工学会大会講演会講演要旨集, 650-651.
- Pierie, F., Van Someren, C.E.J., Benders, R.M.J., Bekkering, J., van Gemert, W.T., Moll, H.C. (2015): Environmental and energy system analysis of bio-methane production pathways: a comparison between feedstocks and process optimizations, *Appl. Energy* 160, 456-466.
- Pukšec T, Duić N (2012): Economic viability and geographic distribution of centralized biogas plants: Case study Croatia. *Clean Technol. Environ. Policy* 14(3): 427-433.
- Rahman, S.M.E., Islam, M.A., Rahman, M.M., Oh, D.H. (2008): Effect of cattle slurry on growth, biomass yield and chemical composition of maize fodder, *Asian-Aust. J. Anim. Sci.*, 21 (11), 1592-1598.
- Ramadan, E.M., AbdelHafez, A.A., Hassan, E.A., Saber, F.M. (2016): Plant growth promoting rhizobacteria and their potential for biocontrol of phytopathogens, *Afr. J. Microbiol. Res.* 10 (15), 486-504.

- Raven RPJM, Gregersen KH (2007): Biogas plants in Denmark: successes and setbacks. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 11(1): 116–132.
- Roati, Fiore S, Ruffino B, Marchese F, Novarino D, Zanetti MC (2012): Preliminary Evaluation of the Potential Biogas Production of Food-Processing Industrial Wastes. *Am. J. Environ. Sci.* 8(3): 291–296.
- Sarker, S., Møller, H.B. (2014): Regulating feeding and increasing methane yield from co-digestion of molasses and cattle manure, *Energy Convers. Manag.* 84, 7-12.
- Serrano A, Siles JA, Martín MA, Chica AF, Estévez-Pastor FS, Toro-Baptista E (2016): Improvement of anaerobic digestion of sewage sludge through microwave pre-treatment. *J. Environ. Manage.* 177: 231–239.
- Shahriari H, Warith M, Hamoda M, Kennedy KJ (2012): Effect of leachate recirculation on mesophilic anaerobic digestion of food waste. *Waste Manag.* 32(3): 400–403.
- Shanmugam, P., Horan, N. J., (2009): Optimising the biogas production from leather fleshing waste by co-digestion with MSW. *Bioresource Technology*, 100, 4117-4120.
- Standard Methods, Standard methods for examination of water and wastewater (21st ed.). American Public Health Association/American Water Works/ Water Environment Federation. 2005.
- 須永薫子, 吉村季織, 侯紅, Khim Thawda Win, 田中治夫, 吉川美穂, 渡邊裕純, 本林隆, 加藤誠, 西村拓, 豊田剛己, 細見正明 (2009) : 飼料イネ栽培へのメタン発酵消化液の多量投入が土壌, 水質, 大気環境に及ぼす影響, *日本土壌肥料学雑誌*, 80 (6), 596-605.

- 瀧本淳徳, 小池正徳, 高橋潤一, 梅津一孝 (2006): メタン発酵処理がパーティシリウム菌, メロンつる割れ病菌の生存に及ぼす影響, 農業施設, 37(3), 133-138.
- 澤本卓治, 青木理有, 松中照夫 (2011): 消化液・堆肥・化学肥料の長期連用草地における土壌物理化学性, 酪農学園大学紀要 自然科学編, 36, 1-15.
- Tani, M., Sakamoto, N., Kishimoto, T., Umetsu, K. (2006): Utilization of anaerobically digested dairy slurry combined with other wastes following application to agricultural land, International Congress Series 1293, 331-334, Elsevier.
- 谷川 昇, 古市 徹, 石井一英, 西上耕平, (2008): 生ごみバイオガス化施設におけるメタン回収量, 環境保全性, 経済性の検討. 廃棄物学会論文誌, 19, 182-190.
- 徳田進一, 田中康男, 東尾久雄, 村上健二, 相津証子, 浦上敦子, 園久美由紀 (2010): キャベツの露地栽培におけるメタン発酵消化液の効果的な施用方法, 日本土壌肥料学雑誌, 81 (2), 105-111.
- Umetsu, K., Kondo, R., Tani, M., Hayashi, T., (2002): Fertilizer value of anaerobically co-digested dairy manure and food processing wastes. Greenhouse Gases and Animal Agriculture, 331-342.
- Umetsu K, Takahata H, Takeuchi Y (2000): Farm scale anaerobic digester of dairy manure slurry in a cold region. Soc. Agric. Struct. Japan 31: 179-185.
- Umetsu K, Ying C, Kikuchi S, Iwasaki M, Takeuchi Y, Oi M, Shiroishi K, Uematsu T, Yasui S (2011): Integration of centralized biogas plant in cold-snowy region in Japan. Biotechnol. Anim. Husb. 27(3): 405-414.

- 梅津一孝,1992.寒冷地酪農用メタンガス生産施設の設計に関する研究,博士学位論文,北海道大学
- 梅津一孝, 山縣真人, 岸本正, 谷昌幸, 林峰之, 三崎卓也 (2003): 乳牛ふん尿と有機性廃棄物による混合メタン発酵消化液の秋蒔き小麦 (ホクシン) への施用, 農作業研究, 38 (4), 199-205.
- Utkhede, R.S., Koch, C.A. (1999): Rhizobacterial growth and yield promotion of cucumber plants inoculated with *Pythium aphanidermatum*, Can. J. Plant Pathol. 21 (3), 265-271.
- Van Stappen, F., Mathot, M., Decruyenaere, V., Loriers, A., Delcour, A., Planchon, V., Goffart J.P., Stilmant, D. (2016): Consequential environmental life cycle assessment of a farm-scale biogas plant, J. Environ. Manage. 175, 20-32.
- Wang, H., Zhang, Y., Angelidaki, I., (2016): Ammonia inhibition on hydrogen enriched anaerobic digestion of manure under mesophilic and thermophilic conditions. Water Research, 105, 314-319.
- 渡部慧子, 中村公人, 柳讚錫, 飯田訓久, 川島茂人 (2011): メタン発酵消化液の水田への異なる施用方法が水田土壌中の窒素動態およびイネの生育に及ぼす影響, 農業農村工学会論文集, 79 (4), 265-274.
- Yabe N (2013): Environmental and economic evaluations of centralized biogas plants running on cow manure in Hokkaido, Japan. Biomass and Bioenergy 49: 143–151.
- Yamashiro T, Lateef SA, Ying C, Beneragama N, Lukic M, Iwasaki M, Ihara I, Nishida T, Umetsu K (2013): Anaerobic co-digestion of dairy cow manure and high concentrated food processing waste. J. Mater. Cycles Waste Manag. 15(4):

539–547.

Yue, Z., Chen, R., Yang, F., MacLellan, J., Marsh, T., Liu, Y., Liao, W. (2013): Effects of dairy manure and corn stover co-digestion on anaerobic microbes and corresponding digestion performance, *Bioresour. Technol.* 128, 65-71.

Zeeman, G., Wiegant, W. M., Koster-Treffers, M. E., Lettinga, G., (1985): The influence of the total ammonia concentration on the thermophilic digestion of cow manure. *Agricultural Wastes*, 14, 19–35.

Zhang C, Xiao G, Peng L, Su H, Tan T (2013): The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. *Bioresour. Technol.* 129: 170–176.

Zhang, R., El-Mashad, H. M., Hartman, K., Wang, H., Liu, G., Choate, C., Gamble, P., (2007): Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 98, 929-935.

Zhu J, Zheng Y, Xu F, Li Y (2014): Solid-state anaerobic co-digestion of hay and soybean processing waste for biogas production. *Bioresour. Technol.* 154: 240–247.

謝 辞

本研究を進めるにあたり、指導教官として終始ご指導、ご鞭撻を賜った梅津一孝教授に謹んで感謝の意を表します。また、研究遂行上大変有益なご助言をいただいた帯広畜産大学浦島匡教授、西田武弘准教授、耕野拓一准教授、福田健二准教授の各氏に深く感謝を申し上げます。

また、現地調査や聞き取り調査にご協力頂いた既存バイオガス施設等の関係者の皆様、実験に当たり試料の収集や調整、実験施設の作成、データの収集や取り纏めにご尽力いただいた梅津研究室の皆様、特に第1章に関して岩崎匡洋氏、第2章に関して **Fetra J. Andriamanohiarisoamanana** 氏、第3章に関して才川彩氏に、心から御礼申し上げます。

社会人としての仕事をしながらの研究で、職場の皆様(バイオマスリサーチ株式会社)にも様々な点で迷惑をかけたものと思います、記して感謝申し上げます。

最後に、学ぶ機会を受け入れてくれ、どんな時も心の支えになってくれた妻と二人の息子に、心から感謝いたします。