

博士論文

未利用バイオマスの有効利用のための
最適条件の確立と環境影響評価

Establishment of the optimum conditions and environmental
assessment for utilization of the unused biomass

平成 30 年度

熊本県立大学

大学院環境共生学研究科

山野 浩二

Koji Yamano

Graduate School of Environmental and Symbiotic Science

Prefectural University of Kumamoto

目次

第1章 緒論および研究目的.....	1
1. 緒論	1
1-1 研究の背景	1
1-2 本研究の目的	2
第2章 高熱性細菌を用いたバイオディーゼル排水の処理.....	3
1. 研究背景	3
2. 研究目的	4
3. 実験方法	5
3-1 可溶化菌液	5
3-2 グリセリン溶液の可溶化処理	5
3-3 実排水の可溶化処理	5
3-4 pH測定.....	5
3-5 COD _{Mn} 測定.....	6
3-6 TOC測定.....	6
4. 結果及び考察	7
4-1 結果	7
4-1-1 バイオディーゼル燃料排水エマルジョン分解でのCOD変化.....	7
4-1-2 固定炭素源培地による培養結果.....	7
4-1-3 16SrRNA 遺伝子解析結果.....	8
4-1-4 回分式排水処理実験でのCOD変化.....	8
4-1-5 グリセリン溶液の可溶化処理.....	10
4-1-6 グリセリン溶液の二段階式可溶化分解.....	13
4-1-7 実排水の可溶化分解	14
4-1-8 二段階式可溶化処理のTOC測定.....	15
4-1-9 OD660測定.....	16
4-1-10 排水処理残留成分	16
4-1-11 ガスクロマトグラム質量分析.....	17
4-2 考察	18
4-2-1 可溶化処理による比較	18
4-2-2 バイオディーゼル燃料排水エマルジョン分解.....	19
4-2-3 バイオディーゼル燃料排水処理.....	19
4-2-4 バイオディーゼル燃料排水処理残留成分.....	21
第3章 アンモニアストリッピング法による鶏糞からのアンモニア除去.....	22
1. 研究背景	22
2. 研究目的	22
3. 技術概要	23
3-1 アンモニアストリッピング法	23

3-2	メタン発酵	24
3-3	可溶化	25
3-4	本研究グループの可溶化技術	25
3-5	鶏糞の現状	27
3-6	農山漁村再生可能エネルギー法	27
4	試験及び調査方法	28
4-1	可溶化試験	28
4-2	鶏糞組成分析	28
4-2-1	ケルダール法	29
4-2-2	タンパク質窒素定量換算法	30
4-2-3	酸分解法	30
4-2-4	灰分（直接灰化法）	31
4-2-5	常圧加熱乾燥法	32
4-3	アンモニア除去試験	32
4-4	連続式メタン発酵試験	34
4-5	バイオマス賦存量および利用可能量調査	35
4-5-1	バイオマスの物性および化学特性	35
4-5-2	含水率測定	36
4-5-4	示差熱分析	37
4-5-5	有機物量測定	37
5	結果および考察	39
5-1	可溶化試験結果	39
5-2	鶏糞組成分析結果	40
5-3	アンモニア除去試験	40
5-4	連続式メタン発酵試験結果	41
5-5	バイオマス賦存量および利用可能量調査結果	43
5-5-1	含水率測定結果	43
5-5-2	熱量測定結果	44
5-5-3	示差熱分析結果	44
5-5-4	有機物分析結果	45
5-6	南伊勢町バイオマス事業における事業性評価	46
5-6-1	バイオガス発生量および発電電力量試算	46
5-6-2	収支計算	47
5-6-3	各シナリオの活用可能量による発電量の試算結果	48
5-6-4	各シナリオの事業性評価	49
5-7	考察	53
第4章	バイオマス利活用施設のLCA評価	55
1	研究背景	55
2	研究目的	56

3. 技術概要	57
3-1 下水道革新的技術実証事業 (B-DASH プロジェクト)	57
3-2 消化ガス	57
4. ライフサイクルアセスメント (LCA) の概要.....	59
4-1 LCA の一般手順.....	59
4-2 LCA の目的と範囲の設定.....	60
4-3 インベントリ分析	61
4-4 影響評価	61
4-5 結果の解釈	65
5. 実証試験	65
5-1 実証試験の概要	65
5-2 PSA 装置.....	66
5-2-1 PSA 法の原理.....	66
5-2-2 新規 PSA (1 塔式 PSA 装置) の概要.....	67
5-3 各処理場の運転状況について	69
5-3-1 益城町の運転状況	69
5-3-2 大津町の運転状況	70
5-3-3 山鹿市の運転状況	71
5-4 評価範囲の設定と評価方法	72
5-4-1 評価範囲の設定	72
5-4-2 評価方法	76
5-5 ガス組成分析	76
5-5-1 対象ガス	76
5-5-2 分析条件	77
6. 結果と考察	78
6-1 インベントリ分析	78
6-2 特性化結果	80
6-3 LIME2 による影響評価.....	82
6-3-1 人間健康	82
6-3-2 社会資産	83
6-3-3 一時生産	84
6-3-4 生物多様性	85
6-4 統合化	86
6-5 ガス組成分析	89
6-6 考察	91
第5章 総括	93
引用文献	95
謝辞	100

第1章 緒論および研究目的

1. 緒論

1-1 研究の背景

地球温暖化および資源循環は、緊急に対策を要する地球環境問題の1つである。地球温暖化対策は、気候変動に関する政府間パネル(Intergovernmental Panel on Climate Change)において、1990年に第1次評価報告書(First Assessment Report 1990)¹⁾により「人間活動に伴う排出によって、温室効果ガス(二酸化炭素、メタン、フロン、一酸化二窒素)の大気中の濃度は確実に増加(産業革命前と比べ、二酸化炭素換算で50%増加)しており、このため、地球上の温室効果が増大している。」と報告された。この科学的結果により地球温暖化対策に向けた国際的な枠組みとして、1994年に国連気候変動枠組条約が発効され、2015年同条約に基づく国連気候変動枠組条約締約国会議(Conference of the Parties)において、新たな法的枠組みとして「パリ協定」²⁾が採択された。日本国では日本の約束草案(2020年以降の新たな温室効果ガス排出削減目標)³⁾で「温室効果ガスを2030年度に2013年度比26%削減する」目標を掲げた。日本の約束草案の目標達成は、日本国の温室効果ガス排出量の9割を占めるエネルギー起源二酸化炭素の排出量削減が重要であり、化石由来燃料の使用低減が最も有効な施策であると考えられる。しかし、経済発展および2011年に発生した東日本大震災による福島第1原子力発電所事故に伴い、原子力発電の減少および天然ガス等の火力発電増加での電力供給変化等により、太陽光発電などの再生可能エネルギーが増加傾向にあるものの、日本国の一次エネルギー国内供給構成において化石由来燃料の依存度の割合は、非化石由来燃料と比較すると増加傾向にある⁴⁾。

今後、地球温暖化対策および資源循環の構築に向け、化石由来燃料の依存度の割合低減を図り、再生可能エネルギーの割合を高めることが必要である。「再生可能な、生物由来の有機性資源で化石資源を除いたもの」であるバイオマスを活用したエネルギー使用は、燃焼させた際に放出される二酸化炭素が化石資源を燃焼させて出る二酸化炭素と異なり、生物の成長過程で光合成により大気中から吸収した二酸化炭素であるため、バイオマスは大気中で新たに二酸化炭素を増加させない「カーボンニュートラル」な資源であり、有効な地球温暖化およびエネルギー対策である。しかし、廃棄物の効率的な処理および有意的な利活用については、非効率な処理およびバイオマスの効果的な利活用など、環境への負荷低減が十分に図られていない部分もあり、技術的改善の余地があると考えられる。

1-2 本研究の目的

本研究では、地球温暖化対策および資源循環の観点から、その利用促進が求められている廃棄物系バイオマス（家畜排泄物および食品廃棄物）を利活用し、適正な処理およびエネルギーに転換するうえで、技術的・経済的に可能な範囲で環境負荷の低減並びに地域エネルギーによる地域経済循環の必要性を最大限考慮し、各地域・各資源に応じた適切な規模循環させるために3つの課題を取り上げ、解決のための方策を示すことを目的とした。

第2章では、バイオディーゼル燃料は製造時に、原料油脂の10~20%程度のグリセリンやメタノール、石鹼成分および未変換の脂肪酸などの不純物を含む原料となる食用植物油脂の80%量の排水が発生する。この排水の処理を1つ目の課題として取り上げ、処理方法を確立するために、3種類の可溶化菌（MU3, MU10, MU11）が持つ有機物分解能力の評価等、最適な処理方法について検討した。

第3章では、比較的発生量が多いことにより、バイオマス資源として期待されている鶏糞については、燃焼利用およびメタン発酵利用どちらでも利用可能であるが、それぞれの利用方法で課題がある。特にメタン発酵利用では、鶏糞に含まれるアンモニアがメタン発酵を阻害するため、その除去が課題となっている。このアンモニアの除去を課題として取り上げ、メタン発酵利用のための最適条件の確立と事業性について評価することを目的とした。

第4章では、消化ガスプラントから発生する余剰ガスの発生量が少ないため、単独の処理場での発電への利用は難しい状況にある中小規模の下水処理場については、複数の処理場から回収して集約利用することにより、発電利用が経済的に成り立つ。しかし、精製されるバイオガスの組成がメタン約60%、二酸化炭素40%であるため、運搬する際には二酸化炭素を除去したほうが効率的であると考えられる。その方法として、消化ガスの精製方法であるPSA（Pressure Swing Adsorption：圧力変動吸着）法によるメタンの純度の向上が考えられているが、精製せずそのままの状態に運搬する方法と比較して、精製した方法では施設が大規模になるため、環境影響を評価すると、同等もしくは多少の環境負荷大となることが示されていた。そこで、一般的な2塔式PSAから小規模な施設規となる1塔式PSAに切り替えることで、環境負荷およびコスト低減が可能となるかについて、LCAおよび事業性評価することを目的とした。

第2章 高熱性細菌を用いたバイオディーゼル排水の処理

1. 研究背景

地球規模での温暖化現象が非常に大きな問題となっているなか、対策の一つとしてバイオマス資源(動植物に由来する有機物質源で化石資源を除く)の活用が挙げられる。バイオマス由来のエネルギーに Bio Diesel Fuel (以下、BDF) という植物油脂や廃油から作られるバイオ燃料がある。BDF は非化石由来のエネルギー源であり、我が国では、大豆油、菜種油などの食用植物油脂が調理のために多量に使用されており、使用済みとなった食用植物油脂は、これまで焼却処分されていたが、近年、処分費の高騰や温暖化対策および資源循環の観点から廃植物油脂の有効利用が図られ、その方法としてバイオディーゼル燃料の製造がある⁵⁾⁶⁾。

BDF を燃焼して発生した二酸化炭素は、植物の光合成によって固定化されるので、大気中の二酸化炭素の増加に寄与しないカーボンニュートラル⁷⁾とされる。そのため、バイオディーゼル燃料の研究開発が世界各国で進められており、ドイツでは 100%バイオディーゼル燃料に対応した自動車などが製造されている。日本の取り組みとしては、従来の軽油に5%のバイオディーゼル燃料を混合し燃料として使用する B5 が開始され、2030 年にその割合を20%とすることを目標としている。よって、バイオディーゼル燃料を大量生産する体制の構築が急務とされる。このことより BDF の普及や利用が促進されている。

現在、日本で主流となっている BDF 製造方法であるアルカリ触媒法を図 2-1、合成反応式を図 2-2 に示す。アルカリ触媒法による BDF 製造工程は、廃植物油脂にメタノールなどの第一級アルコールと水酸化カリウムまたは水酸化ナトリウムなどのアルカリを添加して、アルキルエステル化反応させ製造されるが、原料油脂の 10~20%程度のグリセリンが副生成物として発生する。また、メタノール、石鹼成分および未変換の脂肪酸などの不純物も含むので、これらを取り除くために BDF の洗浄が必要であり、この洗浄に伴って発生する BDF の洗浄水には、原料となる食用植物油脂の 80%量の排水(以下、BDF 排水)が発生する。この BDF 排水の化学的酸素要求量 (Chemical Oxygen Demand 以下 COD) は、環境省が定めた排水基準の値⁸⁾をはるかに超過しており、公共用水域への放流による環境への負担は大きく直接放流はできない⁹⁾。このように排水基準を大きく上回るような有機性汚濁排水は、排水基準を満たすように活性汚泥などによって生物学的に処理される。しかし、BDF 排水は一般的に油分が多く含まれており、このような排水は活性汚泥法や合併浄化槽での分解は困難であるとされている¹⁰⁾¹¹⁾。そのため、オイルトラップなどの方法で油脂を取り除いてから活性汚泥などで処理される¹²⁾が、これらの方法では分離工程での油分蓄積による装置の維持管理の問題、油分を吸着したオイルトラップを処分する過程で発生するコストや焼却燃料の問題、オイルトラップのみですべての油分が吸着されずに排水基準を上回る油分が

流出する問題など多くの問題があげられる¹³⁾。よって、油分を考慮した有機性汚濁排水の処理が必要であり、これは BDF 排水についても同様である。

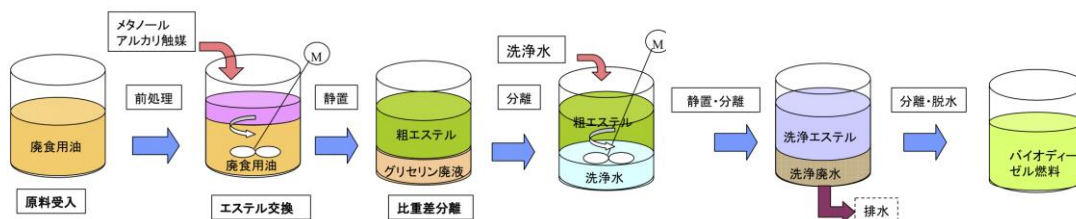


図 2-1 アルカリ触媒法による B D F 製造工程（農林水産省）

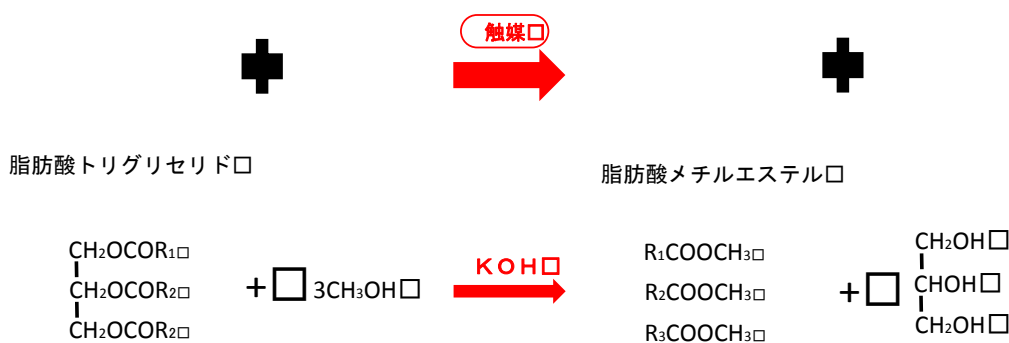


図 2-2 アルカリ触媒法の合成反応式

また、BDF 排水を製造する際には必ず 10%のグリセリンが副産物として生成するので、BDF 排水にもグリセリンは含まれている。ここで生成しているグリセリンには、触媒や未変換の脂肪酸などが混入しており、有効な用途がないため産業廃棄物としての処分に困っている¹⁴⁾現状がある。

2. 研究目的

グリセリンを可溶化菌、活性汚泥により分解することができれば、BDF を製造した時点で生成されたグリセリンを分解することが可能であるため、可溶化菌と活性汚泥を用いて、排水中の有機物の一種であるグリセリンの分解を試みた。更に、その時点で分解できれば BDF 排水の量を減少させることができ、環境への負荷も減少させることが期待できる。

本研究では、本研究グループが所有する脂質等を含む下水汚泥の可溶化能力が確認されている 3 種類の可溶化菌（大分県の別府温泉で単離した MU3 : Anoxybacillus 属、長崎県の雲仙温泉で単離した MU10 : Thermoactinomyces 属および MU11 : Geobacillus 属もしくは

Bacillus 属) を用いて、BDF 排水処理中の有機性汚濁成分を効率的に分解できる可能性が高いことから、その可溶化菌によるバイオディーゼル燃料排水処理手法について検討し、あわせて可溶化菌のバイオディーゼル燃料排水中有機性汚濁成分の能力について、活性汚泥と比較し、活性汚泥に含まれるバイオディーゼル燃料排水有機物分解能力を持つ菌を単離、解析することで処理対象としたバイオディーゼル燃料排水の有機物を特異的に分解できる菌を同定し、可溶化菌を最大限に利用できる処理方法の比較検討することを目的とした。また、処理対象としたバイオディーゼル燃料排水の組成分析を行い、バイオディーゼル燃料排水の有機物分解挙動について解析を行い、可溶化菌の有機物分解能力を最大限に利用できる排水処理手法、並びに前処理としてバイオディーゼル燃料排水の油分によるエマルジョンを加水分解反応により分解することで、バイオディーゼル燃料排水に含まれる有機性汚濁成分がどのように減少するかについて検討した。

3. 実験方法

3-1 可溶化菌液

滅菌した ISP 液体培地に、ISP 寒天培地から採取した可溶化菌 MU11 を 1 ループ植え、約 48 時間、50℃に設定した恒温槽で培養した。

3-2 グリセリン溶液の可溶化処理

水 1.5L に対しグリセリンを 3g 加え、模擬排水を作製した。ここに 48 時間培養した MU11 の菌液 50 mL、あるいは活性汚泥 50 g およびその両方を添加し、エアレーション装置で継続的に酸素を送るのと同時に攪拌させながら、またウォーターバスで温度を一定に保った上で、所定の時間反応させた。この時、MU11 と活性汚泥を両方添加したものをハイブリッドとした。反応中、一定時間ごとに何度かサンプリングを行った。サンプリングした溶液を遠心分離機で遠心 (3000rpm, 5min) した。上清を取り出し、これを分析した。

3-3 実排水の可溶化処理

糖分やでんぷん質を含む工場排水 500mL に、培養した MU11 の菌液、活性汚泥を所定の量加え、エアレーション装置で継続的に酸素を送るのと同時に攪拌させながら、またウォーターバスで温度を一定に保った上で、所定の時間反応させた。反応中、一定時間ごとに何度かサンプリングを行った。サンプリングした溶液を遠心分離機で遠心 (3000rpm, 5min) した。上清を取り出し、これを分析した。

3-4 pH 測定

遠心分離後の試料を、pH メーターを用いて pH 測定した。

3-5 COD_{Mn} 測定

COD とは Chemical Oxygen Demand の頭文字で化学的酸素要求量のことであり、有機物汚染の指標としてよく用いられる。水中の還元性有機物を一定の酸化条件で反応させ、それに要する酸化剤の量を当量酸素量(mg/L)に換算し表現したもののことである。COD が高いほど有機物汚染が多いことがわかる。グリセリン溶液を可溶化処理することによる COD の経時変化を観察するため、COD 測定を以下の手順で行った。

試料を全量 100mL になるように希釈し、硫酸 (1+2) を 10mL 加えてよく攪拌した。ここに硫酸鉄を小さじ 1/2 杯加え、良く攪拌した。次に 5mmol/L の過マンガン酸カリウム溶液を 10mL 加え、良く攪拌し直ちに沸騰湯浴に入れ、30 分間加熱した。沸騰湯浴から取り出し、12.5mmol/L のしゅう酸ナトリウム溶液を 10mL 加えて振り混ぜ良く反応させた。発色がなくなったことを確認したら、5mmol/L の過マンガン酸カリウム溶液で滴定を行った。また、滴定値を以下の式へ代入し、COD_{Mn} の値 (mg/L) を計算した。

$$\text{COD}_{\text{Mn}} = (a-b) \times f \times (1000/V) \times 0.2$$

a: 滴定に要した 5mmol/L 過マンガン酸カリウム溶液 (mL)

b: 水を用いた試験の滴定に要した 5mmol/L 過マンガン酸カリウム溶液 (mL)

f: 5mmol/L 過マンガン酸カリウム溶液のファクター

v: 試料 (mL)

0.2: 5mmol/L 過マンガン酸カリウム溶液 1mL の酸素相当量 (mg)

3-6 TOC 測定

TOC とは Total Organic Carbon の頭文字で全有機炭素のことであり、水中に含まれる有機物の量を示し、有機汚濁指標として用いられる。COD と比べ、試料中の共存物質からの干渉に強く、有機物量を正確に測定できる。試料に含まれる有機物を酸化分解すると発生する二酸化炭素が発生する。発生する二酸化炭素量は酸化分解された試料中に含まれる炭素量に比例するので発生した二酸化炭素の量を測定することで試料中の有機物の総量を定量することができる。TOC が高いと、水中に有機物が多く含まれていることがわかる。COD 測定では、COD 変化による水中の有機物量の変化まで測定することができないが TOC を行うことで有機物の総量まで測定できると期待し測定を行った。

フタル酸カリウムを純水に溶解し試料を調製し、検量線を 10mg/L、100mg/L、1,000mg/L で作製した。その後、遠心分離後の上清のサンプルの TOC を測定した。

4. 結果及び考察

4-1 結果

4-1-1 バイオディーゼル燃料排水エマルジョン分解での COD 変化

アルカリ触媒法バイオディーゼル燃料の製造工程で発生する洗浄排水は、反応触媒として使用されている水酸化カリウムが溶解しているため強い塩基性を示す。また、反応生成物である脂肪酸メチルエステルやグリセロールを多く含むため、エマルジョンが形成され、このエマルジョンの効率的な分離方法について検討が行われてきた。塩基性のバイオディーゼル燃料排水に対して酸を加えることにより、加水分解反応が促進されエマルジョンが分解されると考えた。この際の pH 変化と COD_{Mn} 変化の関係を図 2-3 へ示した。洗浄工程で発生するこのバイオディーゼル燃料排水の COD_{Mn} は約 80,000mg/L となっており、非常に高い負荷の有機性汚濁成分が含まれていることが示された。酸を加え pH を酸性条件にするとバイオディーゼル燃料排水の COD_{Mn} が減少した。pH=約 1.0 の時には COD_{Mn} が 15,000 mg/L 程度となりバイオディーゼル燃料排水と比較した場合、80%程度 COD_{Mn} を低下させることができた。なお、酸添加前のバイオディーゼル燃料排水を酸性条件にすることで、塩基性バイオディーゼル燃料排水のエマルジョンが分解され、透明度の高い水層と油層に分離する様子が確認された。以降の実験では酸を加えてエマルジョンを分解したバイオディーゼル燃料排水を対象として実験を行った。

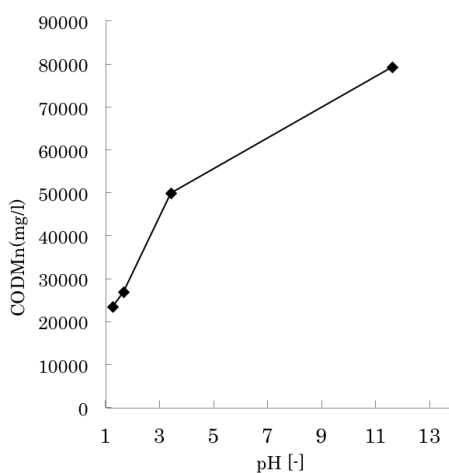


図 2-3 pH 変化における COD_{Mn} 変化

4-1-2 固定炭素源培地による培養結果

バイオディーゼル燃料合成反応を示した図 2-2 (アルカリ触媒法の合成反応式) より、バイオディーゼル燃料排水に含まれる有機物が脂肪酸メチルエステル、脂肪酸、グリセロールなどであることから、無機塩培地に炭素源としてこれらの有機物を一種類ずつ加えるこ

とで、その有機物を分解、栄養源として利用し増殖することができるか調べた。それぞれの炭素源を加えた培地による可溶化菌、活性汚泥に含まれる菌の生育可否を表 2-1 に示した。脂肪酸メチルエステルとしてラウリン酸メチルを加えた培地では可溶化菌 3 種類と活性汚泥では菌の生育が見られなかった。同様に、脂肪酸としてオリーブオイルを加えた培地では可溶化菌 3 種類と活性汚泥では菌の生育が見られなかった。また、グリセロールを加えた培地において、可溶化菌では MU11 のみで菌の増殖が見られ、活性汚泥においても何らかの菌の増殖が確認された。このことから、MU11 はグリセロールのみを炭素源として増殖できることが示された。また、活性汚泥中にグリセロールを炭素源として増殖できる菌が含まれていることが示された。また、活性汚泥で増殖した菌を特定するためグリセロールを含む固定炭素源培地を用いて集積培養を行った。その結果、含グリセロール培地での増殖優先種として MU11 と同様のグリセロール分解能を持つ単一の菌が分離された。

表 2-1 固定炭素源での生育可否

試料	脂肪酸メチルエステル	脂肪酸	グリセリン
活性汚泥	-	-	○
MU3	-	-	-
MU10	-	-	-
MU11	-	-	○

4-1-3 16SrRNA 遺伝子解析結果

可溶化菌 MU11 は、*Bacillus licheniformis* であることが確認された。また、活性汚泥より単離されたグリセロール分解能力を持つ細菌については、MU11 と同様の 16SrRNA 遺伝子配列を持ち、*Bacillus licheniformis* であるとわかった。このことから *Bacillus licheniformis* には、グリセロール分解能を持つ株がいくつか存在しているということが示された。

4-1-4 回分式排水処理実験での COD 変化

活性汚泥は一般的に排水処理施設において利用されている微生物の集合体であり、バイオディーゼル燃料排水に応用される例が報告されている¹¹⁾。4-1-1 で示した通りに酸を添加してエマルジョンを分解したバイオディーゼル燃料排水に活性汚泥を加えて回分式排水処理実験を行い、各時間での COD_{Mn} を測定した。また、活性汚泥と同量の可溶化菌培養液で同様の実験を行い、可溶化菌のバイオディーゼル燃料排水中に含まれる有機物分解能力を活性汚泥と比較した。

表 2-2 へ示した実験条件 1 による排水処理実験での COD_{Mn} 残存率経時変化を図 2-4 へ示した。活性汚泥による排水処理の 24 時間経過後の COD_{Mn} 平均残存率は約 69%、48 時間経過後の COD_{Mn} 残存率は約 30%であった。MU11 による排水処理の 24 時間経過後の COD_{Mn} 平均残存率は約 89%、48 時間経過後の COD_{Mn} 残存率は約 62%であった。図 2-4 より、活性汚泥と

MU11 の両方でバイオディーゼル燃料排水中の COD_{Mn} の残存率が減少していることが確認された。なお、MU3, MU10 でも同様の実験を行ったが時間経過による COD_{Mn} 残存率の減少は確認されなかった (data is not shown)。これらの実験結果から活性汚泥と MU11 は室温条件 (25°C) においてバイオディーゼル燃料排水に含まれる有機物を分解し、COD_{Mn} を減少させることが分かった。

表 2-2 回分式排水処理実験条件

実験	排水全量(L)	排水処理開始時 COD _{Mn} (Mg/L)	排水pH	温度(°C)	排水量(L)に対する 添加物全量(g)の割合(%)	添加物	備考
1	1.0	約300	7.0	25	5.0	MU11, Activatedsludge	
2	1.0	約1000	7.0	50	6.0	Activatedsludge	48hのみN=1
3	1.0	約1000	7.0	50	6.0	MU11	OD ₆₆₀
4	1.0	約1000	7.0	50	6.0	Hybrid	
5	1.5	約300	7.0	50	5.0	MU11, Activatedsludge	

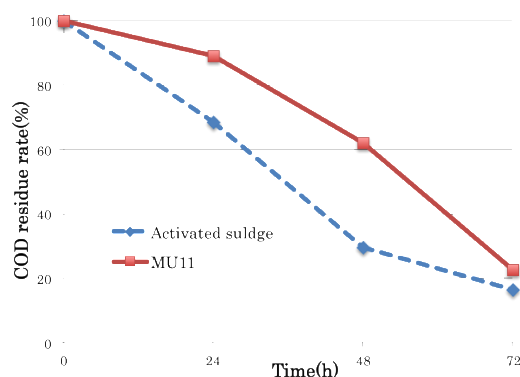


図 2-4 室温条件での活性汚泥と MU11 による排水処理中の COD_{Mn} 経時変化

次にバイオディーゼル燃料排水が高温で発生するケースがあることや、可溶化菌が好熱生細菌であることから活性汚泥と MU11 によるバイオディーゼル燃料排水処理実を加温条件で行った。それらの予備実験における COD_{Mn} 測定で有機物分解能力が増加したことが示されたため、加温条件におけるバイオディーゼル燃料排水処理実験を実施した。表 2-2 へ示した実験条件 2 の排水処理実験での COD_{Mn} 残存率経時変化を図 2-5, 6 へ示した。図 2-5 は活性汚泥によるバイオディーゼル燃料排水回分式排水処理実験での COD_{Mn} 残存率経時変化であり、error bar=±標準偏差とその一次関数による近似直線である。24 時間経過後の COD_{Mn} 平均残存率は約 66%、48 時間経過後の COD_{Mn} 残存率は約 26%であり時間が経過するとともに COD_{Mn} 残存率の減少が見られ、有機物分解されていることが確認された。同様に図 2-6 は MU11 による結果である。24 時間経過後の COD_{Mn} 平均残存率は約 62%、48 時間経過後の COD_{Mn} 平均残

存率は約 24%であった。図 2-6 より、活性汚泥で回分式排水処理実験を行った際（図 2-4）と同様に、時間経過とともに COD_{Mn} 残存率の低下が確認された。

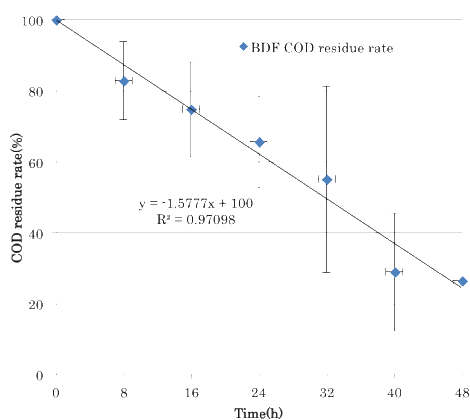


図 2-5 活性汚泥による排水処理中の COD_{Mn} 残存率経時変化

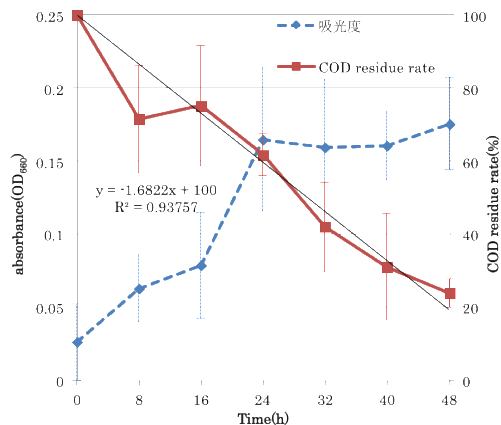


図 2-6 MU11 による排水処理中の COD_{Mn} 残存率経時変化と吸光度経時変化

4-1-5 グリセリン溶液の可溶化処理

水 1,500mL に対してグリセリン 3g を加えた模擬排水を何も加えないコントロール、活性汚泥 50g のみ加えたもの、MU11 の菌液 50mL と活性汚泥 50g の両方を加えたハイブリッドの 3 つのサンプルを 40°C で 48 時間後まで反応させた時の COD_{Mn} と pH の結果を、図 2-7～12 に示した。

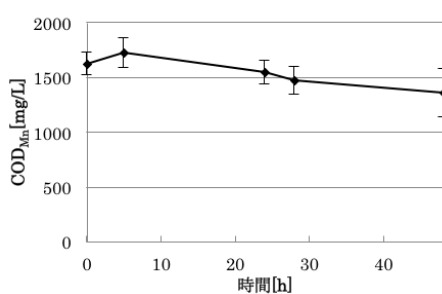


図 2-7 コントロールの 40°C における COD_{Mn} の経時変化 (n=3, error bar=±α)

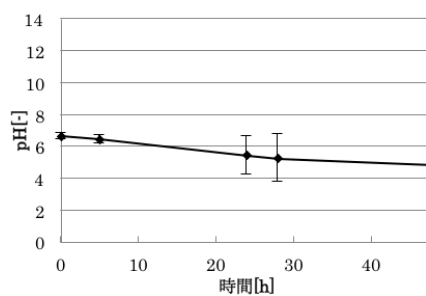


図 2-8 コントロールの 40°C における pH の経時変化 (n=3, error bar=±α)

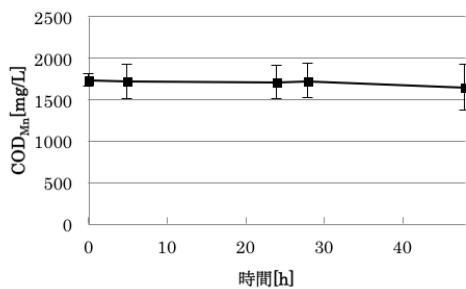


図 2-9 活性汚泥のみの 40°Cにおける COD_{Mn} の経時変化 (n=3, error bar=± α)

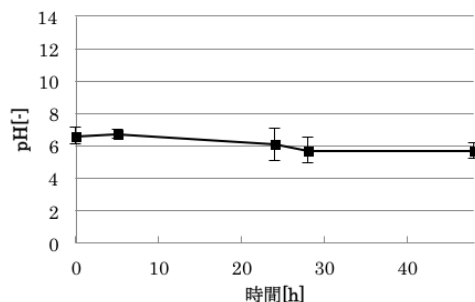


図 2-10 活性汚泥のみの 40°Cにおける pH の経時変化 (n=3, error bar=± α)

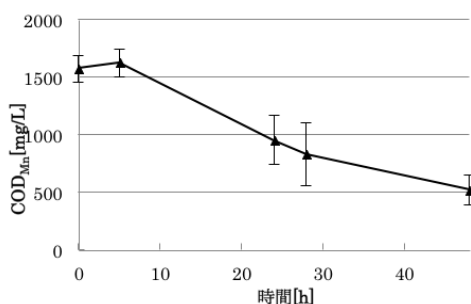


図 2-11 ハイブリッドの 40°Cにおける COD_{Mn} の経時変化 (n=3, error bar=± α)

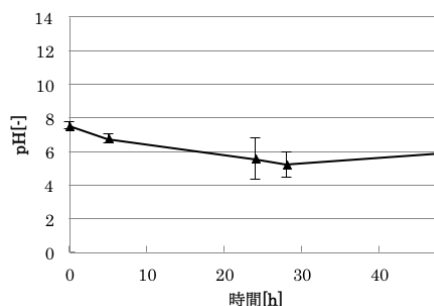


図 2-12 ハイブリッドの 40°Cにおける pH の経時変化 (n=3, error bar=± α)

図 2-7、2-11 よりそれぞれの COD_{Mn} 値が、時間が経過すると減少していることが分かる。0 時間の時と比べ、48 時間後のコントロール、ハイブリッドの COD_{Mn} は 16.1%、67.1%減少していた。図 2-9 より、活性汚泥のみの COD_{Mn} は 48 時間経過後 4.87%の減少で、0 時間の時からあまり変化が見られないことが分かる。また、図 2-8、2-10、2-12 より、pH は 48 時間経過後にはそれぞれ 1.81、0.90、1.65 減少していることが分かった。次にウォーターバスで温めない時に COD_{Mn} の除去率がよい結果が得られることにより、エネルギーを消費することなく処理できると効果的であると考え、温度を一定の室温 (30°C) の条件下で再び実験を行った。その結果を、図 2-13~18 に示した。

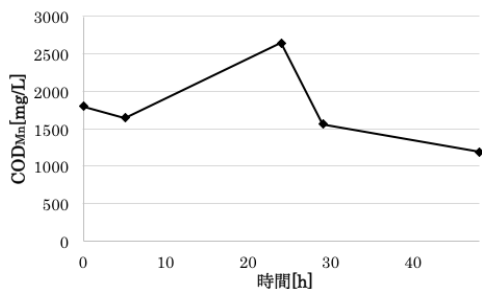


図 2-13 コントロールの 30°Cにおける COD_{Mn} の経時変化

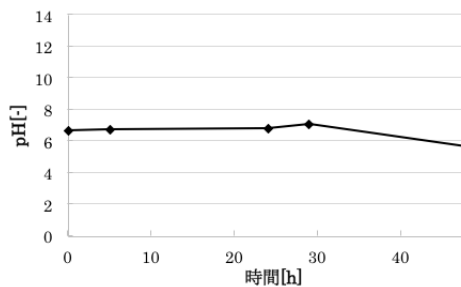


図 2-14 コントロールの 30°Cにおける pH の経時変化

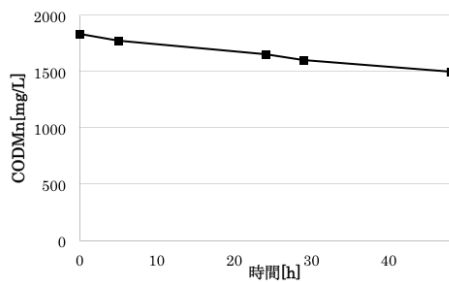


図 2-15 活性汚泥のみの 30°Cにおける COD_{Mn} の経時変化

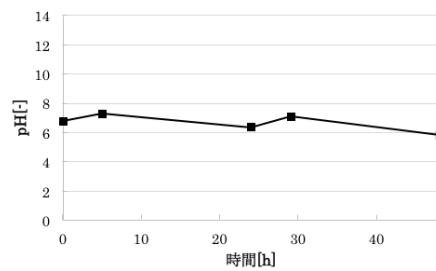


図 2-16 活性汚泥のみの 30°Cにおける pH の経時変化

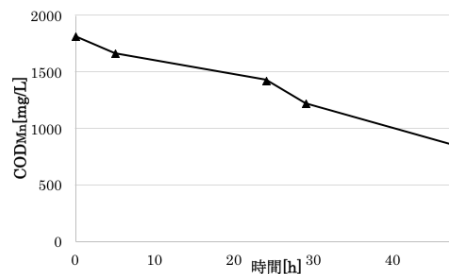


図 2-17 ハイブリッドの 30°Cにおける COD_{Mn} の経時変化

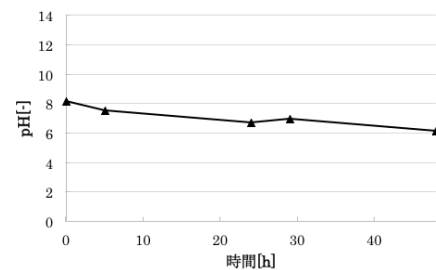


図 2-18 ハイブリッドの 30°Cにおける pH の経時変化

図 2-13、2-15、2-17 より COD_{Mn} 値は、時間が経過すると 30°C に時でも減少することが分かった。この時の COD_{Mn} 値減少率は、それぞれ 33.6%、18.1%、53.5%であった。40°C の時と比べると、コントロールと活性汚泥のみの時は COD 除去率が 30°C の時の方が高かった。しかし、ハイブリッドは、30°C の時よりも 40°C の時の方が、COD 除去率が高かった。よって、今後の実験は 40°C で温度設定していくこととした。

上記に示した 30°C と 40°C で行った可溶化処理の COD_{Mn} と pH の測定結果の比較を図 2-19、2-20 に示した。図 2-19 より、コントロール、活性汚泥のみ、ハイブリッドの 3 種類各サンプルでの COD_{Mn} の値を比較したところ、ハイブリッドの時最も値が小さくなった。これは、30°C の時並びに 40°C の時でもいえる。このことより、MU11 と活性汚泥の両方で処理することにより処理能力が高まったことがいえる。30°C の時の 48 時間後の COD_{Mn} 値は 842.5 (mg/L) であったのに対して、40°C の時の 48 時間後の COD_{Mn} 値は 519.4 (mg/L) であったため、40°C の方が、COD_{Mn} が下がるという結果が得られた。これは、昨年度の先行研究より MU11 のグリセリンの分解に最適な温度が 40°C であること¹⁵⁾¹⁶⁾、下水処理場の曝気槽での活性汚泥の活動最適温度は 40°C 付近であることより、40°C で排水処理を行う方がよいと考えた。また、30°C と 40°C の双方でハイブリッドの時に最も COD_{Mn} 値が減少していたこと、40°C の時に MU11 菌液のみで可溶化処理した際の COD_{Mn} 除去率は 41% であり¹⁷⁾、活性汚泥のみの時の COD_{Mn} 除去率

は 4.87%であったのに対し、ハイブリッドの COD_{Mn} 除去率は 67.1%であったことより、MU11 と活性汚泥の間には、相乗効果が期待できるのではないかと考えた。この相乗効果は同時的か段階的に働くのか調べるために、グリセリン溶液の 2 段階式可溶化分解を行った。

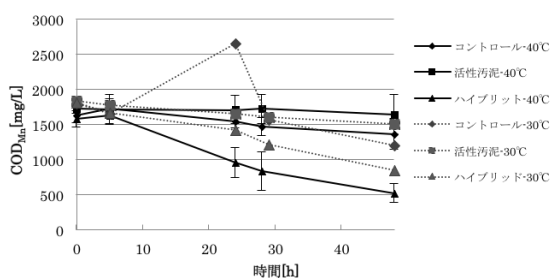


図 2-19 各サンプルの 30°C と 40°C に おける COD_{Mn} の経時変化

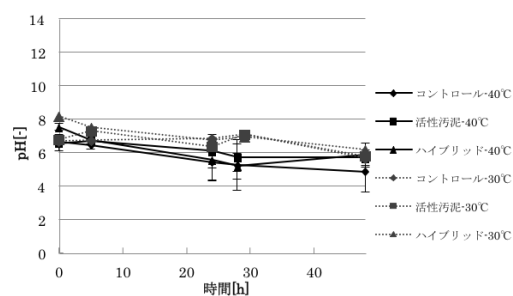


図 2-20 各サンプルの 30°C と 40°C に おける pH の経時変化

4-1-6 グリセリン溶液の二段階式可溶化分解

水 1,500mL に対してグリセリン 3g を加えた模擬排水を、①0~24 時間の間は活性汚泥 50g のみで可溶化処理を行い、24 時間経過後に MU11 の菌液 50mL を加えたもの、②0~24 時間の間は MU11 の菌液 50mL のみで可溶化処理を行い、24 時間経過後に活性汚泥 50g を加えたものの 2 つのサンプルを 40°C で 48 時間後まで反応させた時の COD_{Mn} と pH の結果を、図 2-21 ~24 に示した。24 時間経過後に、MU11 の菌液もしくは活性汚泥を加える前、加えた後の数値を示した。

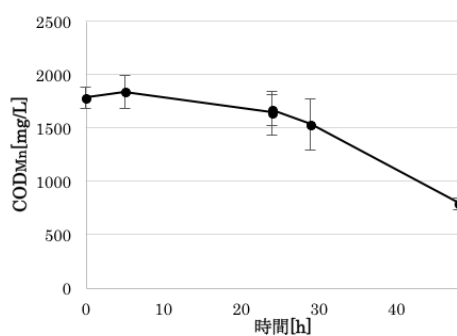


図 2-21 活性汚泥で可溶化処理後に MU11 菌液で可溶化処理した際の COD_{Mn} の経時変化 (n=2, error bar=±α)

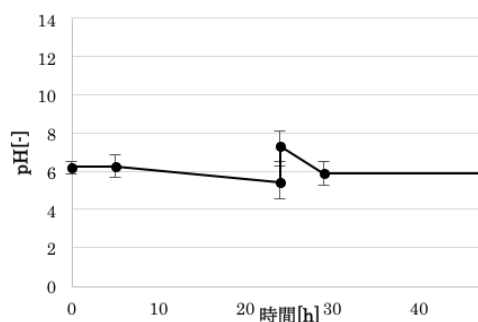


図 2-22 活性汚泥で可溶化処理後に MU11 菌液で可溶化処理した際の pH の経時変化 (n=2, error bar=±α)

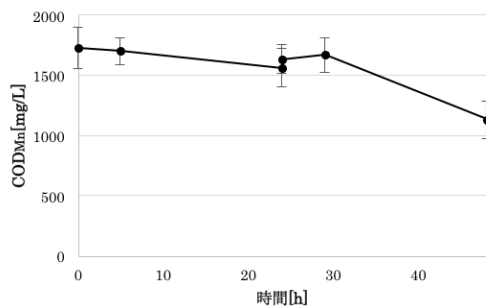


図 2-23 MU11 菌液で可溶化処理後に活性汚泥で可溶化処理した際の COD_{Mn} の経時変化 (n=2, error bar=±α)

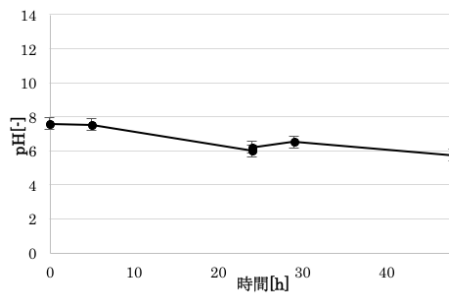


図 2-24 MU11 菌液で可溶化処理後に活性汚泥で可溶化処理した際の pH の経時変化 (n=2, error bar=±α)

図 2-21 より、COD_{Mn} 値は活性汚泥のみで可溶化処理を行っている時より、MU11 菌液を加え活性汚泥と MU11 で可溶化処理した方が COD は減少したことが分かった。また、COD_{Mn} 値は MU11 のみで可溶化処理を行っている時より、活性汚泥を加え活性汚泥と MU11 で可溶化処理した方が COD_{Mn} は減少したことが分かった。条件①の COD_{Mn} 除去率は 48 時間後に 55.7%、条件②の COD_{Mn} 除去率は 48 時間後に 34.3%であった。これは、図 2-11 のハイブリッドの時の除去率 67.1%と比べると劣っていることが分かる。このことより、活性汚泥と MU11 の相乗効果は同時的に働くことが分かった。

4-1-7 実排水の可溶化分解

実排水 500mL に、活性汚泥のみ 18g 加えたものと活性汚泥 18g と MU11 菌液 17ml の両方を加えたハイブリッドの 2つのサンプルを 40°C で 48 時間後まで反応させた時の COD_{Mn} と pH の結果を、図 2-25～29 に示した。

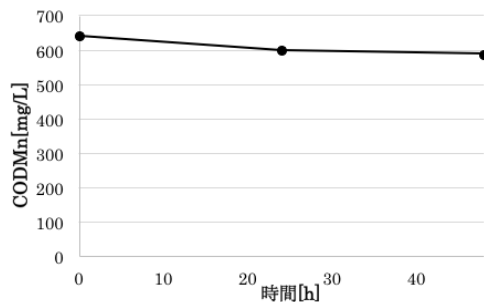


図 2-25 活性汚泥のみの 40°C における COD_{Mn} の経時変化

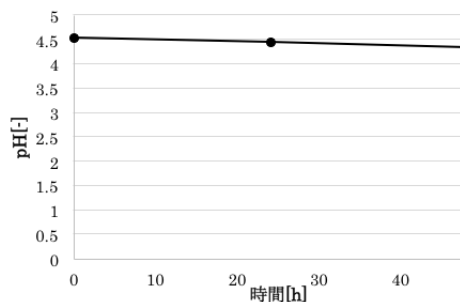


図 2-26 活性汚泥のみの 40°C における pH の経時変化

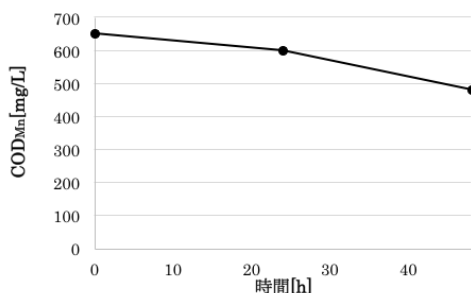


図 2-27 ハイブリッドの 40°Cにおける COD_{Mn} の経時変化

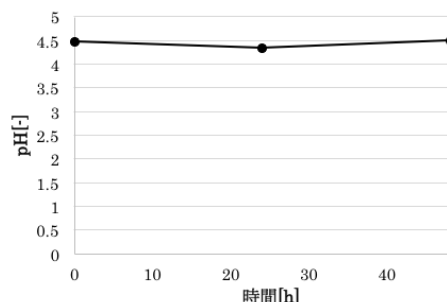


図 2-28 ハイブリッドの 40°Cにおける pH の経時変化

図 2-25、27 よりそれぞれ COD_{Mn} が減少していることが分かる。図 2-25 より活性汚泥のみで可溶化処理した際の COD_{Mn} 除去率は 8.14%であり、図 2-27 よりハイブリッドで可溶化処理した際の COD_{Mn} 除去率は、26.1%であった。よって、実排水においてもハイブリッドで可溶化処理した方が、COD_{Mn} 除去率が高いことが分かった。図 2-26、28 より pH は 4.5 付近を示しほぼ変化がなく安定していた。

4-1-8 二段階式可溶化処理の TOC 測定

「4-1-6 グリセリンの二段式可溶化処理」で採取した遠心分離後の上清サンプルを、検量線を作製後の TOC を測定した。4-1-6 でも記したが、24 時間経過後に活性汚泥もしくは MU11 菌液を加えたので、24 時間経過時のデータは 2 点ある。可溶化処理した際の TOC の経時変化を図 2-25、26 に示した。図 2-25 より、条件①の時の TOC は、48 時間後には 39.3%減少していることが分かった。また、図 2-26 より条件②の時に TOC は 48 時間後に 55.9%減少していることが確認された。

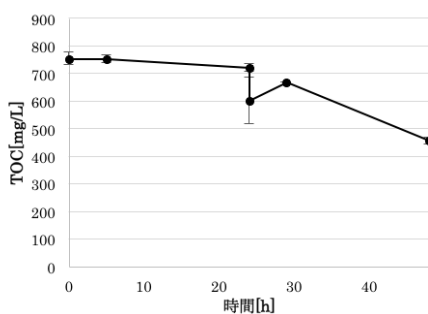


図 2-25 MU11 菌液で可溶化処理後に活性汚泥で可溶化処理した際の TOC の経時変化 (n=2, error bar = ± α)

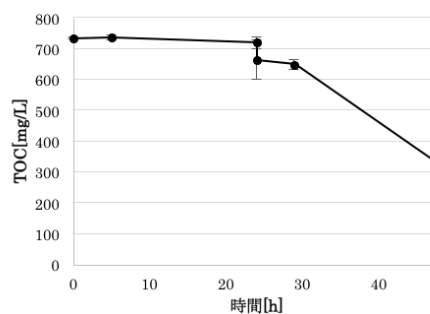


図 2-26 活性汚泥で可溶化処理後に MU11 菌液で可溶化処理した際の TOC の経時変化 (n=2, error bar = ± α)

4-1-9 OD660 測定

バイオディーゼル燃料排水処理実験中での MU11 の挙動を調べるために、各時間における吸光度 (OD660) を測定した。濁度を測定する際に、吸光度の波長 660nm は真正細菌の生菌数を調べる簡便な手法として広く利用されている¹⁸⁾。MU11 によるバイオディーゼル燃料排水回分式排水処理実験での COD_{Mn} 残存率を主軸、吸光度経時変化を第 2 軸とし、error bar=±標準偏差を図 2-27 示した。図 2-27 に示した結果より、時間経過とともに吸光度が増加していることが示された。吸光度経時変化と、第 2 軸に表した COD_{Mn} 残存率経時変化との相関関係が示された。COD_{Mn} 残存率が低下するとともに、菌の数を示す吸光度が増加していることから、MU11 はバイオディーゼル燃料排水処理実験においてバイオディーゼル燃料排水に含まれる炭素源を主成分とする有機物を分解、利用し増殖していることが示された。

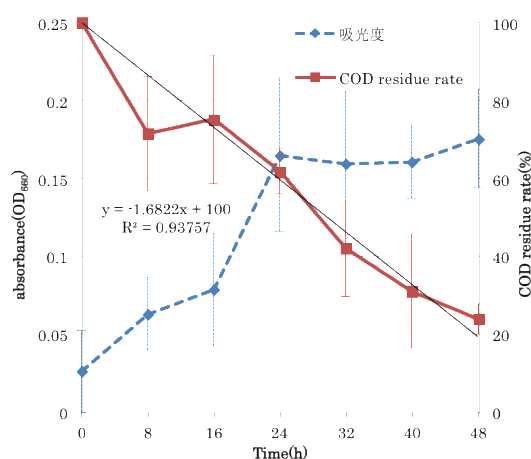


図 2-27 MU11 による排水処理中の COD_{Mn} 残存率経時変化と吸光度経時変化

4-1-10 排水処理残留成分

Hybrid 条件による排水処理中の COD_{Mn} 残存率経時変化を図 2-28 に示した。24 時間経過後の COD_{Mn} 平均残存率は約 40%、48 時間経過後の COD_{Mn} 残存率は約 17%であった。活性汚泥および MU11 で回分式排水処理実験を行った際と同様に、時間経過とともに COD_{Mn} 残存率が減少していることが示された。Hybrid 条件では 24 時間経過後の平均 COD_{Mn} 残存率と 48 時間経過後の平均 COD_{Mn} 残存率が、活性汚泥のみを用いた条件と MU11 のみを用いた条件と比較し低いことが示された。これらのバイオディーゼル燃料排水処理実験において、活性汚泥のみ、MU11 のみでの COD_{Mn} 残存率について、同一の経過時間で比較検討するために、それぞれの時間における COD_{Mn} 残存率の有意差検定 (t 検定: $p < 0.05$) を行った。その結果、すべての条件において有意差なしの結果となり、今回の条件で MU11 は活性汚泥と比較し同等のバイオディーゼル燃料排水有機物分解能力があるとわかった。また、これらのバイオディーゼル燃料排水処理実験においてそれぞれの実験条件での COD_{Mn} 残存率のばらつきを同一の経過時間で比較検討するために、それぞれの時間における COD_{Mn} 残存率を用いて F 検定 ($p < 0.05$)

を行った。その結果全ての条件における COD_{Mn} 残存率のばらつきに有意差なしの結果となった。それぞれの条件における COD_{Mn} 減少速度を比較するため近似直線として利用した一次関数の傾きを比較した結果、1.967 (Hybrid) > 1.6822 (MU11) > 1.577 (活性汚泥) という結果となった。

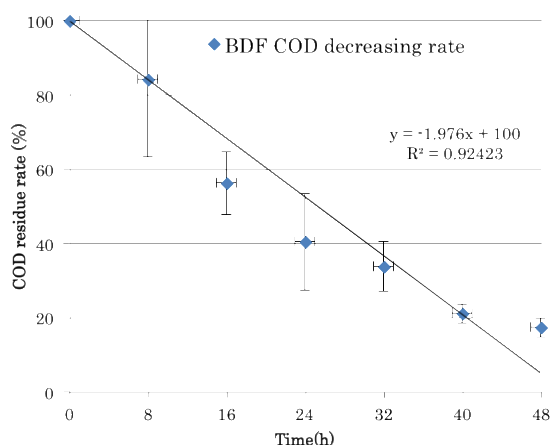


図 2-28 Hybrid 条件による排水処理中の COD_{Mn} 残存率経時変化

4-1-11 ガスクロマトグラム質量分析

エマルジョン分解前後でのバイオディーゼル燃料排水の分子挙動を調べるため、ヘキサン抽出を行い、GS/MS による分析を行った。エマルジョン分解前のバイオディーゼル燃料排水の GC/MS による分析結果を図 2-29 に示した。その結果、図 2-29 中 1-6 の通りに炭素鎖の異なる脂肪酸メチルエステルや脂肪酸が検出された。また、エマルジョン分解後のバイオディーゼル燃料排水の GC/MS による分析結果を図 2-30 に示した。その結果、図 9 中 1-2 の通りに脂肪酸が検出された。このことからエマルジョン分解前と比較し、炭素鎖の短い脂肪酸が検出されていることがわかった。一方で脂肪酸メチルエステルは検出されなかった。

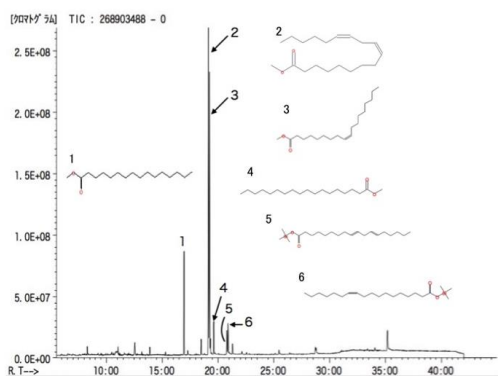


図 2-29 解乳化前 BDF 排水 GC/MS スペクトル

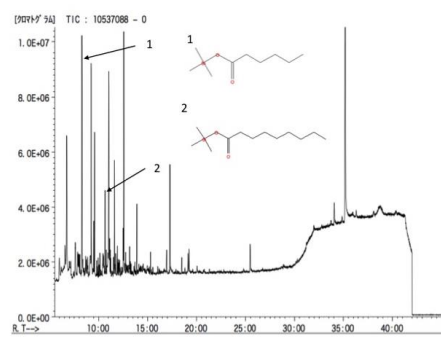


図 2-30 解乳化後 BDF 排水 GC/MS スペクトル

次にバイオディーゼル燃料排水処理実験で残留していると考えられる有機物を特定するため、排水処理実験前後のバイオディーゼル燃料排水に対しヘキサン抽出を行いGS/MSによる分析を行った。その結果、排水処理実験前後で同じ種類の脂肪酸が検出された (data is not shown)。そのため排水処理実験で脂肪酸が分解された挙動は確認されなかった。

4-2 考察

4-2-1 可溶化処理による比較

図 2-16 より 40℃と 30℃の条件下で可溶化処理を行った時、pH は下がる傾向にあることが分かったが、pH のばらつきは大きかった。コントロール、活性汚泥のみ、ハイブリッドどのサンプルにおいても、pH は弱酸性に変化することが示された。pH が下がることより、グリセリン溶液は何らかの弱酸性を示す物質に分解されたと考えられた。結果「4-1-5 グリセリン溶液の可溶化処理」から、コントロールのサンプルでも pH が下がっていたことより、活性汚泥や MU11 菌液の影響以外でも分解される要因があったと考えられる。これは、攪拌のために実施していたエアレーションによって、酸化分解が行われたと考えた。参考文献によると、グリセリンは酸化分解されると、ケトンやアルデヒドやカルボン酸になるが、その選択的酸化は困難であり、酸化分解により何が生成するのかは、毎回定まっていない⁵⁾。ケトンとアルデヒドが生成されたときには、pH は変化せずカルボン酸が生成した時には pH が下がるため、pH の変化にばらつきが出てしまったと考えた。

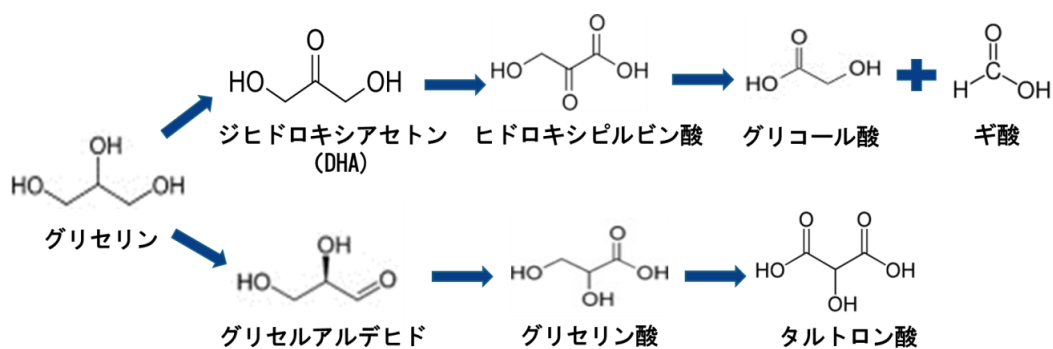


図 2-27 グリセリンからの酸化生成物

一方 COD_{Mn} の変化は 30℃と 40℃の温度条件では、40℃のハイブリッドの時最も減少していた。ハイブリッドにおける COD_{Mn} 除去率は 67.1%であり、かなり高いグリセリン溶液の可溶化処理能力があると考えられる。先ほど述べたように、グリセリンはエアレーションによって酸化分解されている。図 2-16 より、コントロールにおける COD_{Mn} 減少率は 16%なのに対し、ハイブリッドにおける COD_{Mn} 減少率は 67.1%であった。このことからハイブリッドの時の方がグリセリン溶液の可溶化能力については、コントロールの時に比べ 4 倍ほど高いことが分かる。よって、ハイブリッドの条件ではエアレーションによる酸化分解に加えて、

活性汚泥と MU11 菌液によるグリセリンの直接分解もおこなわれていると考えられた。COD_m が減少したことより、グリセリンが何らかの無機物に分解されたか、または変化した物質が揮発性を持ちグリセリン溶液中に存在しなくなったか、このどちらかだと考えた。pH が弱酸性に変化したため、参考文献よりグリセリンが分解され弱酸性を示す有機酸に分解されたと考えた⁷⁾。よって、揮発性のある有機酸に分解された可能性が高いと示唆された。

4-2-2 バイオディーゼル燃料排水エマルジョン分解

本研究において、バイオディーゼル燃料排水へ酸を加えることで COD_m の値を減少させられるということが示された。その際、バイオディーゼル燃料排水中でどのような反応が起き、COD_m が減少しているのか考察する。まず、エマルジョン分解前バイオディーゼル燃料排水では、水層と油層に分離していなかったため、脂肪酸メチルエステルは水中でエマルジョンを形成しながら分散していると考えられる。また、バイオディーゼル燃料排水エマルジョン分解前の GC/MS 分析結果より、エマルジョン分解前のバイオディーゼル燃料排水には、炭素鎖が 16-18 の脂肪酸メチルエステルが含まれているとわかった。一方、エマルジョン分解後の GC/MS 分析結果から脂肪酸メチルエステルが検出されず、炭素鎖の短い脂肪酸が検出された。これらのことからバイオディーゼル燃料排水へ塩酸を加えることで酸性条件となり酸触媒として働き、エマルジョンの外側親水性部位であるエステル基の加水分解が促進され、バイオディーゼル燃料排水中の脂肪酸メチルエステルが脂肪酸へ分解されることが考えられた。また、その脂肪酸の中でも炭素鎖が長い脂肪酸は水に溶けにくいいため油層へ集まることで水層と分離し、炭素鎖の短い脂肪酸が主に水層に残りそれらが GC/MS で検出されていると考えられた。このような機構でバイオディーゼル燃料排水のエマルジョン分解後では水中の COD_m が減少していると予想される。なお、エマルジョン分解後で水中に残存している有機成分は水に溶けやすい成分であると予想され、それはバイオディーゼル燃料合成反応による副産物であるグリセロールなどの極性分子であると考えられた。

4-2-3 バイオディーゼル燃料排水処理

本研究において、処理対象であるエマルジョン分解後のバイオディーゼル燃料排水には、グリセロールが多く含まれているということが推定された。そして活性汚泥と MU11 はバイオディーゼル燃料排水に含まれる有機物分解能力があると示され、さらに活性汚泥には MU11 と同種である *Bacillus licheniformis* が含まれていることが示された。また、*Bacillus licheniformis* は 4-1-8 で述べた通りグリセロールのみの炭素源で増殖可能なことから、グリセロールを分解し増殖する能力があると示された。これらの結果を総合的に判断すると、エマルジョン分解後バイオディーゼル燃料排水で主な有機汚濁の原因となっている物質はグリセロールであり、そのグリセロールを *Bacillus licheniformis* が分解していると判断できる。

Bacillus 属は通性好気性桿菌であり、多くの *Bacillus* 属は多糖類や核酸、および脂質な

どの複雑な重合体を破壊する加水分解酵素を細胞外に産生し、これらの分解物をエネルギー源として利用できることが知られている¹⁹⁾。今回単離された種である *Bacillus licheniformis* は、*Bacillus licheniformis* 由来のアルカリプロテアーゼの産生が初めて報告されて以来、現在に至るまで洗剤用酵素として幅広く研究開発が進み、実用化されてきた²⁰⁾²¹⁾²²⁾。その他にも、D-アミノ酸の分解やアミラーゼの産生、有機物のコンポスト化に応用されている例などが報告されており、工業的に有用な分解酵素を数多く保有することが予想される²³⁾²⁴⁾。また *Bacillus licheniformis* の生育条件の最適温度は一般的に 50°C とされているが、それ以上の高温条件でも生育することや芽胞形成能により油脂中での耐熱性を持つことなどが報告されている²⁵⁾²⁶⁾。本研究で *Bacillus licheniformis* はグリセロールを分解し、増殖することが示された。これまでに *Bacillus licheniformis* のグリセロール分解について報告されている例はなく、さらに実際に発生した排水の排水処理に用いた例は報告されていない。脂質を含む排水の処理では、脂質は一般的にリパーゼなどの酵素により脂肪酸とグリセロールに分解されるが、この反応は可逆的であり時間経過で逆反応を起こすため、グリセロールをさらに分解する必要がある。つまり脂質を含む排水に対してはグリセロールと脂肪酸をそれぞれ分解できる菌を用いることで脂質を分解できると考えられる。これまでにグリセロールを分解する酵母が報告されている。²⁷⁾ また、原核生物においては嫌気性微生物による発酵でグリセロール分解されることや *Tetracoccus soyae* において好氣的にグリセロール分解されることが報告されている²⁸⁾。微生物によりグリセリンが好氣的代謝経路である TCA 回路で酸化され CO₂ となることが報告されていることから *Bacillus licheniformis* が、それと同様の反応を伴いグリセロールを分解しているということが考えられる²⁹⁾³⁰⁾。また脂質を含む排水が高温域で排出されるケースもあるということとを考慮し、実際の脂質を含む排水の処理に対し、高温域で生育可能であるグリセロール分解能を持った *Bacillus licheniformis* は非常に有用であると考えられる。

本研究で Hybrid 条件では活性汚泥および MU11 と比較し、有機物分解速度が速くなり、複数回処理を行った際の COD_{Mn} 残存率のばらつきが低減されることから、安定した排水処理が行えるということが示唆された。活性汚泥は微生物の増殖に伴い、生物膜や活性汚泥フロックを形成することで水中の有機物を吸着することが知られている³¹⁾。このため活性汚泥の物理的吸着力がバイオディーゼル燃料排水の残留有機成分を吸着して除去することで、MU11 のみを排水処理実験に用いた際と比較し、有機物分解速度の速い排水処理実験が行われたと考えられる³²⁾。一方で活性汚泥のみを用いた条件では、排水処理実験開始時の *Bacillus licheniformis* の生菌数が少なく、それらの増殖に時間がかかるため Hybrid 条件と比較し有機物分解速度が遅いと考えられる。また、Hybrid 条件での COD_{Mn} 残存率のばらつきが減少していることについては、活性汚泥に含まれる原生動物などの原核生物と比較し、高位の生物種が関係していると考えられる。MU11 のみを用いた条件での排水処理実験では、増殖阻止を起こすほど菌数が増加した場合にそれに伴い細菌の代謝経路も停止するため、有機物の分解が行われなくなると考えられる。しかし、Hybrid 条件では活性汚泥に含まれ

る原生生物などが MU11 を栄養源として利用した場合、菌は見かけ上増殖を停止するものの新たな菌が増殖しているという状態となる。そのためバイオディーゼル燃料排水に含まれるグリセロールを利用し MU11 が増殖するため、有機物の分解が継続して行われるのだと考えられる。活性汚泥にもグリセロールを分解する *Bacillus licheniformis* が含まれているため、活性汚泥のみの条件で排水処理実験を行い、その活性汚泥を再度別のバイオディーゼル燃料排水処理実験に用いた場合同様の状態となることが予想される。

4-2-4 バイオディーゼル燃料排水処理残留成分

図 2-28 に示した結果より、約 20%の COD_m が残存しており、処理対象バイオディーゼル燃料排水には活性汚泥と MU11 で分解不可能な有機物が含まれていることが示唆された。本研究で排水処理前後の GC/MS で脂肪酸のピークが検出され、排水処理前後でその挙動に変化はなかったこと、活性汚泥中に脂肪酸を分解できる菌が含まれていなかったこと、並びに MU11 には脂肪酸分解能力がないことなどがわかった。これらのことからバイオディーゼル燃料排水処理で分解できずに残留している有機物は、脂肪酸の可能性が高いと考えられる。脂肪酸は長鎖炭化水素のカルボン酸であるため、微量ではあるが水に溶ける。エマルジョン分解で油層に回収されず、水層に脂肪酸が微量溶けることで、排水処理実験においても活性汚泥と MU11 で分解することができず、排水処理実験後で COD_m を増加させる原因となっていると考えられる。図 2-28 へ示した結果より、活性汚泥を用いた条件で MU11 を用いた条件と比較し 24 時間後に大きく COD_m 残存率が低下していることから、活性汚泥は脂肪酸を物理的吸着により除去でき、このことから活性汚泥は水溶性の高いグリセロールに比べ、難溶性である脂肪酸が物理的吸着していると考えられる。

第3章 アンモニアストリッピング法による鶏糞からのアンモニア

除去

1. 研究背景

現在、地球環境を守るため、地球温暖化の防止や循環社会の形成などの環境問題の対策が必要となっている。実際に、1997年に京都議定書が採択され、二酸化炭素削減に向けて世界的な動きが本格化しており、2014年度における日本の温室効果ガスの総排出量は、13億6500万トンとなっている。その対応策として、再生可能な生物由来の有機性資源である、バイオマスを利用してエネルギーを生産する技術が着目されている。近年、風力、太陽光およびバイオマスなどの再生可能エネルギーの導入が世界的に進められている。再生可能エネルギーとしてバイオマスを活用し、エネルギーを取り出す技術の1つとしてメタン発酵技術がある。メタン発酵技術とは、嫌気条件下においてメタン発酵微生物の代謝作用により、家畜排泄物や食品廃棄物などの有機物（バイオマス）から再生可能エネルギーであるメタン（ CH_4 ）を回収する技術であり、バイオガス技術とも呼ばれている。メタン発酵技術は、畜ふん尿からバイオガスを生成し、発電等を行うことにより熱や電気として再生することができるため、大幅な温室効果ガスの発生量を削減でき、地球温暖化防止に大きく貢献できる。さらに発生したエネルギーを有効活用にすることのより、石油などの蓄積資源の消費削減ができるため、地球環境および資源の保全に貢献可能であり、環境負荷の少ない資源循環型の技術として、事業化に向けた取り組みもあり、世界的に注目されてきている。メタン発酵は家畜排泄物や食品廃棄物などの水分の多いバイオマスも原料として利用できるため、適用範囲が広い。そのため、農林水産省がとりまとめたバイオマス事業化戦略では、重点的に活用する実用化技術の一つとして位置づけられている。

2. 研究目的

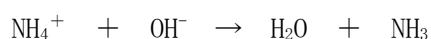
2009年に「バイオマス活用促進法」が制定され、多くの地域においてバイオマスの利活用が計画されている³³⁾。しかし、計画したエネルギーを得ることができないために、計画が頓挫する地域が発生している³⁴⁾。そこで本研究では、三重県度会郡南伊勢町との共同調査を行い、より詳細なバイオマス調査を実施し、利用可能なバイオマス量を調べ、それらのバイオマスの物性・化学特性といったバイオマスの基礎的データの収集を行った。南伊勢町では廃棄物系バイオマスが多く賦存しており、「農山漁村再生可能エネルギー法」に基づいたバイオマス利活用計画を進めており、メタン発酵によるエネルギー利用が期待され

ている。しかしながら、メタン発酵にバイオマスを利用する場合、メタン発酵プロセスに投入するバイオマスの性状、含存物によって処理方法を検討する必要がある。そこで本研究では、バイオマスの利用可能量を調査し、利用できるバイオマスの物性を調べるとともに、利用に伴って考えられる課題を解決し、最終的にバイオマスの利用可能量を基に、メタン発酵利用の事業性評価を行った。なお、可溶化の際発生するアンモニアの除去技術としては、アンモニアストリッピング法を採用することとした。

3. 技術概要

3-1 アンモニアストリッピング法

窒素 (T-N) を除去する方法で望ましいものとして、アンモニアストリッピング法がある。アンモニアストリッピング法とは、そもそもメタン発酵の原料として家畜糞尿を用いて、消化液を液肥として利用する場合に、原料中の窒素成分をアンモニアとして気散させることが重要な要件となるが、その手段として有効な手法の1つとして考えられているものであり、液体中のアンモニウムイオン (NH_4^+) と水酸化物イオン (OH^-) を反応させ、水 (H_2O) とアンモニアガス (NH_3) を生成させる現象である。その関係を式で表したものを以下に示す。



アンモニアストリッピング法のメリットとして、メタン発酵技術でのアンモニアの負荷を低減させ、消化液を液肥として利用するときの窒素成分の制御を行うことができる。

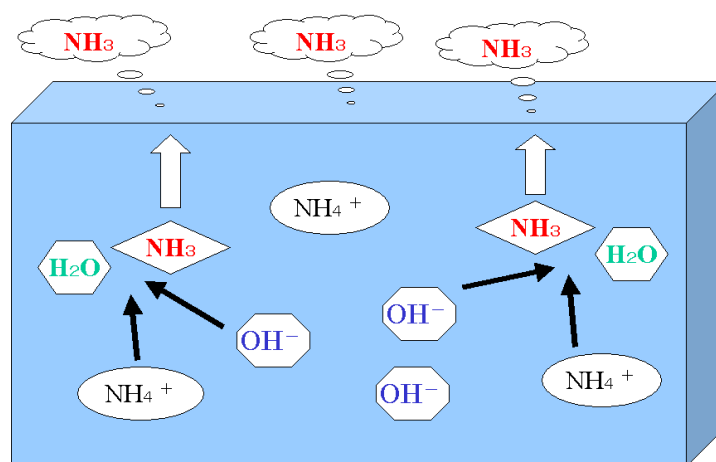


図 3-1 アンモニアストリッピング法の関係図

水中のアンモニア性窒素は、アンモニアイオンと遊離アンモニアが平衡を保って存在しているが、pHが高くなるに従って遊離アンモニアの比率が高くなり、水温も高いほど除去率は高くなる。一方、除去率に影響を及ぼさない因子としては、アンモニア態窒素の濃度であり、一般的に濃度と除去率に相関はない。また、アンモニア性窒素の除去率に影響を与える因子としてpHや水温などがあげられ、特に水温が70℃を超えるとアンモニアが揮発しやすくなる。

3-2 メタン発酵³⁵⁾³⁶⁾³⁷⁾

メタン発酵はバイオマスを利用したカーボンニュートラルなエネルギーを産みだし、二酸化炭素の排出を抑える有効な手段の1つである。メタン発酵は①可溶化・加水分解過程、②酸生成過程、③メタン生成過程の3つのプロセスに分かれている(図3-2)。本研究における「可溶化」とは、微生物の働きによる有機物の低分子化、有機酸への変換のみではなく、各種の物理、化学的方法固形物粒子を細かくすることである。

メタン発酵初期段階では、加水分解細菌と呼ばれる微生物群がセルロースなどの多糖類を単糖に、タンパク質をアミノ酸に、脂質を脂肪酸やグリセロールへと分解する。次に、単糖やアミノ酸は酸生成微生物によって酢酸やプロピオン酸などの有機酸や水素へ分解される。メタン発酵の最終段階では、メタン生成細菌により酢酸などの有機酸からメタン(60%)と二酸化炭素(40%)が生成する。

メタン生成反応には、①酢酸資化性メタン生成古細菌による反応、②酢酸酸化細菌と水素資化性メタン生成古細菌による熱力学的共生反応の2種類の経路がある。メタンの約70%は酢酸から生成し、他の大部分のメタンは二酸化炭素が水素に還元されて生成する。

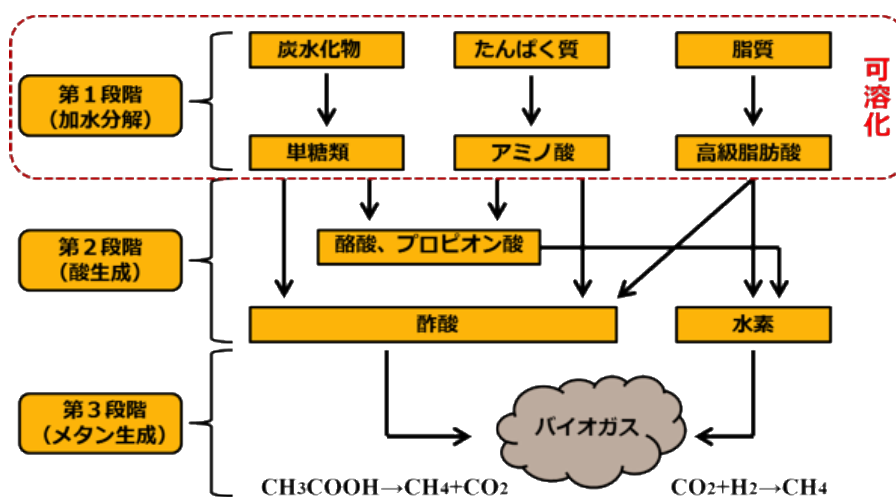


図3-2 メタン発酵プロセス

3-3 可溶化

可溶化とは、高分子有機物を低分子化させ、水に溶けた状態（溶解性有機物）にすることである（図 3-3）。

メタン生成細菌が利用できる物質は水素、ギ酸、酢酸およびメチル化合物（メチルアミン類、メタノール、メチルメルカプラン等）と限られている。原料の可溶化を行わなかった場合、このような低分子有機物の利用量が少ないため、メタン発酵の収量が増加しない。そのため、メタン発酵の収量向上のためには、可溶化は不可欠である。表 3-1 に可溶化の方法についてまとめた。

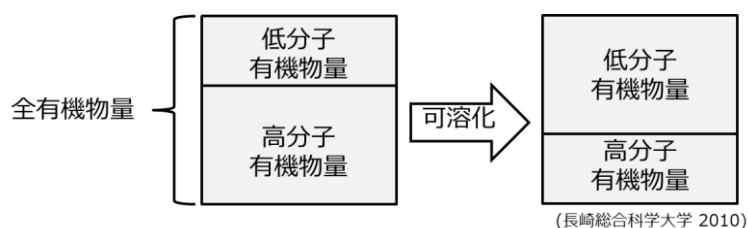


図 3-3 可溶化の概念

表 3-1 主な可溶化方法のメリットおよびデメリット

可溶化方法	分解率 (%)	メリット	デメリット
高压粉碎	85	高効率・省エネ	装置が複雑
超音波	100	完全分解が可能	エネルギー消費量大
熱分解	55	簡単な装置構成	装置腐食対策が必要
酸・アルカリ処理	30	簡単な装置構成	中和が必要
熱・酸・アルカリ処理	15~60	簡単な装置構成	中和が必要
オゾン処理	60	簡単な装置構成	高価な設備費
生物学的処理	5~50	簡単な装置構成・低コスト	低い分解率

3-4 本研究グループの可溶化技術³⁸⁾

従来のメタン発酵技術は、原料の固形物濃度を高くすることにより多くのメタンガスを回収することができるが、高濃度のアンモニアが発生し、メタン発酵の阻害要因となっている。この問題については原料を希釈することにより解決するが、希釈を行うことによって、①残渣である消化液量の増加、②発酵期間が長期化（24日～30日）、③可溶化率が低下および④発酵槽の容量が大型化などのデメリットが生じる。そのため、事業性が悪くなりメタン発酵技術が普及しない状況となっており、これらの問題の解決がメタン発酵普及のカギとなる。そこで、本研究グループは可溶化技術に着目し、従来のメタン発酵は1つの槽で行っていた可溶化に対して、メタン発酵槽の前段に可溶化槽を設け（図 3-4）、可溶

化槽でバイオマス中の高分子有機物をある程度低分子化し、その可溶化液をメタン発酵槽へ送り込む方式とした。さらに、本方式は投入物に含まれる病原体や雑草の種子の不活性化が可能であり、消化液を肥料として用いた場合の安全性も高めることができる。また、可溶化槽に高分子有機物を分解する好熱性細菌を添加することにより、高温処理よりもさらに高い可溶化率を出すことが可能であり³⁸⁾、好気性状態により可溶化させることができるので、アンモニアをストリッピングにより除去することが可能である。

本研究では、好熱性細菌として大分県別府温泉の土壌から採取した微生物 *Anoxybacillus* sp. MU3 (以下、MU3 株) を使用した (図 3-5)。MU3 株の特徴として産生する酵素は優れた熱耐性を示し、広い pH 範囲で高いタンパク質分解能を有しており、酵素の活性条件は pH 5 ~10、至適 pH は 6 付近である。そのため、高温可溶化に対する耐性を持ち、十分な可溶化効果が期待でき、菌の増殖の最適条件は pH7.5~8.0、最適温度は 60°C であるため、下水汚泥、豚糞において可溶化が促進される。

以上のことにより、有機物の高効率可溶化や時間短縮などのメリットが増え、メタン発酵施設・施設規模の大幅縮小が可能となり、鶏糞等のアンモニアを高濃度に含む原料も利用可能となる。

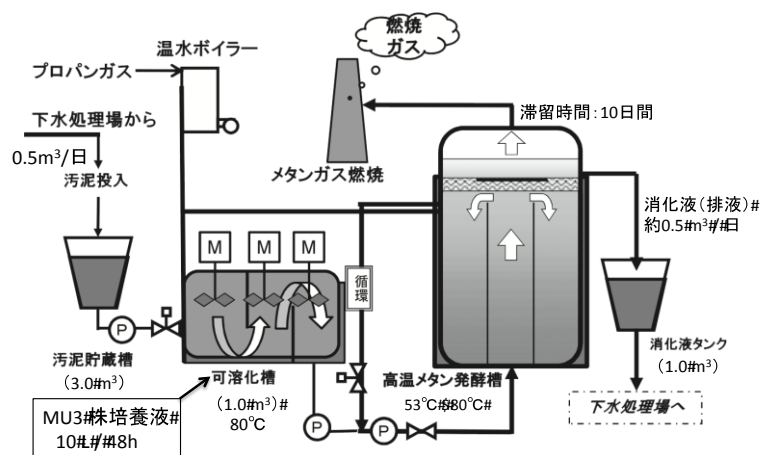


図 3-4 高温可溶化技術を利用したメタン発酵施設の概要 (中道ら、2012)

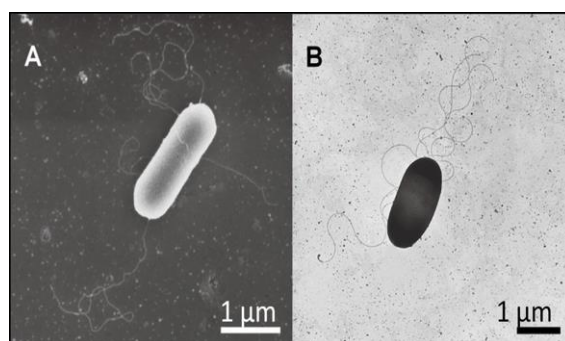


図 3-5 (A) 電子顕微鏡による MU3 株
(B) 酢酸ウラニルにより染色された MU3 株

3-5 鶏糞の現状^{39) 40) 41)}

日本には、ブロイラー用雛が約 6.8 億羽、採卵用雛が約 1 億羽おり、年間のブロイラー、採卵鶏をあわせた鶏糞発生は約 1266 万トンと言われている。この値は、日本に賦存している全家畜糞尿の約 15%、バイオマス資源の約 4%に相当する値であり、鶏糞は代表的なは器物系バイオマスの 1 つとなっている。鶏糞は堆肥化や焼却発電に用いられるが、堆肥時の悪臭や焼却前に乾燥させる必要があるためコストがかかる。

鶏糞は豚糞尿や牛糞尿と比較して微生物分解性有機物を多く含み、未分解有機物が多く含まれている。家畜排せつ物の C/N 比を比較すると、牛糞尿が 15~20、豚糞が 10~15、鶏糞が 6~10 といわれ、鶏糞は他の家畜排せつ物よりも低い。また、他の家畜糞尿に比べて鶏糞は窒素分を多く含むため、メタン発酵の際に阻害物質とされているアンモニアが発生しやすく、希釈を行い TS（蒸発残留物）濃度を下げて用いられていたが、この方法を用いることにより排水が増加し、希釈することによりエネルギー回収効率も低下するといった問題が生じていた。そのため、鶏糞はメタン発酵には不向きであるとされ、あまり利用されてこなかった。

3-6 農山漁村再生可能エネルギー法⁴²⁾

2013 年 11 月 15 日に農林漁業の健全な発展と調和のとれた再生可能エネルギー電気の発電の促進に関する法律（農山漁村再生可能エネルギー法）が成立し、同年 11 月 22 日に公布され、2014 年 5 月 1 日に施行された。本法律は、農山漁村における再生可能エネルギー発電設備の整備について、農林漁業上の土地利用等との調整を適正に行うとともに、地域の農林漁業の健全な発展に資する取組を併せて行うこととすることにより、農林漁業の健全な発展と調和のとれた再生可能エネルギー発電を促進し、農山漁村の活性化を図るものである。

2012 年 7 月から再生可能エネルギー固定価格買取制度⁴³⁾が開始されたことにより、再生可能エネルギーの利用が急増した。再生可能エネルギーの利用は、エネルギーに対する支出が地域に還元されることにより地域の所得向上につながる。しかし、農山漁村において再生可能エネルギー発電設備の無計画な整備により、農林漁業の健全な発展に必要な農林地等が失われる事象も見られることから、支障をきたすことが無いように農林地などの利用調整を適切に行い、合わせて再生可能エネルギー発電の導入と併せて地域の農林漁業の健全な発展に対する取り組みを促進する必要がある。本法律の目標である、再生可能エネルギーを活用した農林漁業の発展を図る取組を推進するための枠組みの構築等を進めつつ、今後 5 年間に約 100 地区で地域のバイオマスを活用するなど産業化とエネルギー導入を推進することが重要である。

4. 試験及び調査方法

4-1 可溶化試験

鶏糞を遠心分離機によって固液分離し、その上清の有機物量を鶏糞の溶解性有機物量として測定する。鶏糞の全有機物量と溶解性有機物量の差を鶏糞の固形物有機物量として、各時間の溶解性有機物量を測定し、次式を用いて可溶化率を算定する。

$$\text{可溶化率} = \frac{\text{各時間の溶解性有機物量の増分}}{\text{試験開始時の全有機物量} - \text{試験開始時の溶解性有機物量}} \times 100$$

本研究では、今まで豚糞尿および下水汚泥に対して高い可溶化効果を持つ MU3 株を鶏糞の高温可溶化処理に利用し、鶏糞における可溶化効果を確認するために鶏糞を用いた高温可溶化試験を行った。なお、今回用いたサンプルは馬場飼料株式会社より提供を受けた鶏糞を使用した。サンプルの希釈倍率を全体の 10% となるように決定し、1 L 三角フラスコに試料 100 g に対して超純水を 900 ml 加えて、試料を超純水で固形物濃度 10% に調整した。液体培地で培養していた MU3 株を全量の 2% (20 ml) 添加し、比較対象として準備した MU3 株を加えていないサンプルを、80℃ に保った恒温水槽に入れ、マグネティックスターラーを用いて攪拌を行った。さらに、エアープンプによるばっ気を行いながら、0、6、12、24、48、72、96 および 120 h にサンプリングを行い、サンプリング時に pH の測定をあわせて行った。全有機物量測定用として、鶏糞をすりつぶしたものを、高温可溶化試験と同様の希釈倍率で希釈し、CODcr 法により全有機物量を測定し、求めたデータから、可溶化率の算定を行った。

4-2 鶏糞組成分析

高温可溶化処理を行うことによって、鶏糞内の成分がどのように変化するのかを調査するため、外部検査による鶏糞の組成分析を行った。本研究では、鶏糞、可溶化処理を行った鶏糞およびメタン発酵槽内のサンプルの計 3 種類について、全窒素量、たんぱく質、炭水化物、脂質、灰分、熱量および水分の 7 項目を分析項目とした。分析方法は、全窒素についてはケルダール法で行い、たんぱく質は全窒素に係数をかけて算出し、炭水化物については当該食品の質量から、タンパク質^{注1)}、脂質、灰分^{注2)} および水分量を除いて算出した^{注3) 注4)}。また、脂質は酸分解法、灰分は直接灰化法および水分は常圧加熱乾燥法で実施

した。

注1) タンパク質以外の窒素成分を豊富に含む食品（例えば白子のように核酸を豊富に含む食品、大豆レシチン含有食品のように含窒素脂質であるレシチンを豊富に含む食品）にあつては、窒素定量換算法を適用して得られたタンパク質量は実際量より過大である点に留意すべきである。

注2) 大豆レシチン含有食品等含リン脂質であるレシチンを豊富に含む食品にあつては、リンが脂質と灰分の両方に重複して測りこまれる点に留意すべきである。

注3) エネルギーとして利用されない成分（抹茶に含まれるタンニンおよびカフェイン、ココアに含まれるテオブロミン、チョコレートおよびココアに含まれるポリフェノール、錠剤・カプセル等のサプリメントに含まれる水溶性ビタミン等）が炭水化物として算出され、その寄与が無視できない場合、これらの成分を別途に測定し、差し引いたものを炭水化物とすることもある。なお、タンニン、カフェイン、テオブロミンおよびポリフェノールの分析は「日本食品標準成分分析マニュアル」に記載された方法に準拠する。

注4) 差し引きの結果、数値が負の値となる場合は、炭水化物含量を0としても差し支えない。

4-2-1 ケルダール法

①測定方法

試料の適量（W g）をケルダール分解フラスコに精密に量り、分解促進剤注5) 5 gを加え、次いで濃硫酸 15 mLを加え、穏やかに降り混ぜた後、弱火で加熱する。分解が始まると、液は黒化し泡立つ注6)。黒色粘稠液になったら加熱を強める。反応が進むと、亜硫酸ガスと炭酸ガスを発生しながら液は徐々に黒褐色から褐色になり、最後に青色ないし青緑色で澄明な液になる注7)。さらに、1～2時間強熱を続けて分解を完了させる。

冷却後、分解液に脱イオン水約 120 mLを加え、沸騰石数個または粒状亜鉛を少量加えてから、静かに 30 w/v%水酸化ナトリウム溶液 70 mLを加えて、蒸留装置に連結させる。蒸留液の留出口がホウ酸溶液の液面より下にあるように装着した後、加熱蒸留し、液量が 120 mLになったら留出口を液面から離し、さらに 150 mLまで蒸留する。

蒸留液に混合指示薬を数滴加え、0.05 mol/L 硫酸標準溶液で滴定する。青色、青緑色を経て汚無色から桃色になったところを終点とする（V1 mL）。別に空試験として試料の代わりにショ糖を試料と同量採取し、前記同様に操作して分解、蒸留、次いで滴定する（V0L mL）。

②計算方法

$$\text{試料の窒素含量 (g/100 g)} = (0.0014 \times (V_1 - V_0) \times f) / W \times 100$$

f : 0.05 mol/L 硫酸標準溶液のファクター

$$\text{試料中のたんぱく質含有量 (g/100 g)} = \text{試料中の窒素含量 (g/100 g)} \times \text{窒素・タンパク質換算係数}$$

4-2-2 タンパク質窒素定量換算法

食品中のタンパク質の定量では、全窒素を定量し、それに一定の係数（表 3-2）を乗じて得たタンパク質量とする。

表 3-2 窒素・タンパク質換算係数

食品名	換算係数
アーモンド	5.18
アマランサス、ナッツ類（アーモンド、ブラジルナッツ、らっかせいを除く。） 種実類（あさ、えごま、かぼちゃ、けし、ごま、すいか、はす、ひし、ひまわり）	5.30
ブラジルナッツ、らっかせい	5.46
ふかひれ、ゼラチン、腱（うし）、豚足、軟骨（ぶた、にわとり）	5.55
小麦粉、フランスパン、うどん・そうめん類、中華めん類、マカロニ・スパゲティ類、ふ類、小麦たんぱく、ぎょうざの皮、しゅうまいの皮	5.70
だいず、だいず製品（豆腐竹輪を除く。）、えだまめ、だいずもやし、しょうゆ類、みそ類	5.71
小麦（はいが）	5.80
オートミール、大麦、小麦（玄穀、全粒粉）、ライ麦	5.83
こめ、こめ製品（赤飯を除く。）、	5.95
乳、乳製品、バター類、マーガリン類	6.38

4-2-3 酸分解法

組織に結合または抱合されている脂質（複合脂質）を相対的に多く含む食品で、例えば穀類、パン、マカロニ類、いもおよびでんぷん類、脂質含量の少ない種実類、豆類、野菜類、卵類、きのこ類、藻類、調理加工食品等に適用される。

①測定方法

試料の適量（乾物として1～2 g以下）を50 mL容のビーカーに精密に量り（W g）、エタノール2 mLを加えて、ガラス棒でよく混和する。乾燥試料の時は塩酸（25→36）、多水分試料のときは濃塩酸10 mLを加えて十分に混和し、時計皿で覆って70～80℃の電気恒温水槽上で30～40分間時々かき混ぜながら加温する。放冷後、内容物をマジョニア管またはレーリッヒ管に移し、ビーカーとガラス棒をエタノール10 mlで洗い、

さらにエーテル 25 mL で洗浄し、洗液は先の抽出管に集める。栓をして軽く振り混和した後、栓をゆっくり回してエーテルのガスを抜き、再び栓をして 30 秒間激しく振り混ぜる。石油エーテル 25 mL を加え、同様にして 30 秒間激しく振り混ぜ、上層が透明になるまで静置した後、脱脂綿を詰めた漏斗でろ過する。ろ液はあらかじめ 100～105℃ の電気定温乾燥器を用いて 1 時間乾燥後デシケーター中で 1 時間放冷し、恒量 (W0 g) にしたフラスコに集める。管内の水層に再びエーテルと石油エーテル各 20 mL ずつの混液を加え、この操作をもう一度繰り返した後、抽出管の先端、栓および漏斗の先端をエーテル・石油エーテルの等量混液で十分に洗いこれも集める。混液を捕集したフラスコをロータリーエバポレーターに連結し、70～80℃ の溶媒留出用電気恒温水槽中で加温して溶媒を留去し、混液がわずかになったら電気恒温水槽で残りの混液を十分に留去する。フラスコの外側をガーゼで拭き、100～105℃ の電気定温乾燥器中で 1 時間乾燥後、デシケーターに移し、1 時間放冷して秤量する。乾燥、放冷、秤量の操作を繰り返し、恒量 (W1 g) を求める。

② 計算方法

$$\text{試料中の脂質含量 (g/100 g)} = (W1 - W0) / W \times 100$$

4-2-4 灰分 (直接灰化法)

適用される食品は 550～600℃ で試料を灰化したとき、恒量の得られる全食品に適用される。乾燥試料はそのまま、そのほかの試料は適当な前処理を行い、灰化しやすい状態にして適用する。

① 測定方法

あらかじめ恒量にした灰化容器 (W0 g) に適量の試料を精密に量り (W1 g)、必要な前処理を行った後、550～600℃ の温度に達した電気炉に入れ、白色またはこれに近い色になるまで灰化する。灰化後、灰化容器を取出し、温度が 200℃ 近くになるまで放冷する。デシケーターに移して室温に戻った後秤量し、同じ操作 (灰化、放冷、秤量) を恒量 (W2 g) になるまで繰り返す。

灰化した際に、炭塊の残存が認められる場合は灰に水を加えて溶かし、未灰化物を露出させた後水浴上で蒸発乾固する。水浴上または 100℃ 程度のホットプレート上で十分に乾燥後、再び 550～600℃ で灰化を行い、恒量になるまで数回この操作を繰り返す。また、残存する炭塊の量に応じ、7～9 cm のろ紙注 2) を用いて、傾斜法にてろ過し、50 mL 容ビーカー中にろ液を集め、再び灰化容器に少量の熱水を加えて同様にろ過する。残渣をろ紙ごと灰化容器に移し、用いた漏斗を洗ってろ液に合わせる。灰化容器は乾

燥後、再び 550～600℃で灰化を行い、炭塊が残るようならこの操作をもう一度行う。灰化、放冷後、先のろ液を灰化容器に移し少量の水でビーカーを洗ってこれも移し、水浴上または 100℃程度のホットプレート上で蒸発乾固後、再び 550～600℃で灰化し、恒量を求める。

②計算方法

$$\text{試料中の灰分含量 (g/100 g)} = (W2 - W0) / (W1 - W0) \times 100$$

4-2-5 常圧加熱乾燥法

常圧加熱乾燥法は操作が容易であるため、多くの食品に適用される。一般に 100～135℃の範囲の一定の加熱温度および乾燥時間が適用される。

①測定方法

所定の温度に調節した定温乾燥器に秤量皿を入れ、1～2 時間加熱後デシケーターに移し、放冷して室温に達したら、直ちに秤量する。再び加熱、放冷、秤量の操作を繰り返す。恒量 (W0 g) を求め、適量の試料 (通常 2～3 g) を素早く精密に量り、平らに広げふたをして秤量 (W1 g) する。定温乾燥器が所定の温度に達してから、定められた時間放冷後、乾燥器中で素早く容器にふたをし、デシケーターに移し放冷する。室温に達したら直ちに秤量する (W2 g)。恒量が得られるまでこの操作を繰り返す。

②計算方法

$$\text{試料中の水分含量 (g/100 g)} = (W1 - W2) / (W1 - W0) \times 100$$

4-3 アンモニア除去試験

高温可溶化処理によるアンモニアの除去効果を確かめるため、アンモニア除去試験を行った。アンモニア除去試験では、高温可溶化試験と同様に鶏糞を加温、ばっ気および攪拌を行い、揮発したガス中および鶏糞サンプル中のアンモニア濃度について紫外線吸光光度法を用いて算出した全窒素量から求めた。

測定方法

a) サンプルング

- i) 鶏糞を高温可溶化試験同様に固形物濃度 10%に調整し、MU3 株を液量の 2%投入した後、80℃に設定した恒温水槽に入れ、マグネティックスターラーを用いて攪拌し、エアープンプによるばっ気を行う。
- ii) 比較対象として、固形物濃度 10%に調整した鶏糞に MU3 株を加え、攪拌のみを

行ったものを準備する。

iii) 発生したガスはあらかじめインピンジャー中に 25 mol / L に調整した硫酸 10 ml を入れ、発生したガスを硫酸 (25 mol / L) に通してアンモニアを捕集する。

iv) 0, 0.5, 1, 2, 3, 6, 12 h に発生したガスを捕集したインピンジャー中の 10 ml の硫酸 (25 mol / L) をサンプリングした。サンプリング後に新たに 10 ml の硫酸 (25 mol / L) をインピンジャー中に補充し、次のサンプリングに備える。また、同時に 1L のサンプルも 10 mL ずつサンプリングする。

v) サンプリング時に pH を測定する。

vi) 最後に、ガスを捕集した 10 ml の硫酸 (25 mol / L) とサンプリングした試料を前処理し、揮発したアンモニア量を T-N (全窒素：紫外線吸光光度法) 測定より測定した窒素濃度から全窒素量を算出した。また、全窒素量からアンモニア量に換算し、アンモニア量を算定した。

b) T-N (全窒素：紫外線吸光光度法) 測定

i) ペルオキシ二硫酸カリウムの調整

水酸化ナトリウム 4 g を超純水に完全に溶かした後、ペルオキシ二硫酸カリウム 3 g を加え超純水で 100 mL にメスアップし、水酸化ナトリウム-ペルオキシ二硫酸カリウムの水溶液を作成した。

ii) 試料の前処理

GS-25 フィルターを用いて試料を濾過し、50ml 中に全窒素量が 2ppm 以下になるように調整した試料を 200ml メジュームビンに入れる。それぞれのメジュームビンにペルオキシ二硫酸カリウム溶液 10 mL を加え混合する。高圧蒸気滅菌機 121°C で 30 分間の条件で熱分解させ、熱分解終了後、常温になるまで放冷する。

iii) 標準試料の作成

硝酸イオン標準液を室温に戻し、段階的に超純水で希釈し 0、1、5 および 10 ppm となるよう調製する。

iv) 測定

紫外可視分光光度計の吸光光度計の波長を 220nm に設定して 15 分かけて安定させた後、熱分解した試料の上澄み 10 mL を 30ml 試験管に分注し、塩酸(1+16) 4 mL を加えた。空試験用の試料も同様の操作を行う。調製した硝酸イオン標準液を各 10mL ずつ 30ml 試験管に分注し、塩酸(1+500) 4 mL を加える (空試験も同様に処理を行う)。石英セルをエタノールが入った洗浄容器から取り出し、エタノールを十分揮発させた後、超純水で洗浄を行う。紫外可視分光光度計の波長を 220 nm に設定し安定するまで放置し、処理した標準液、空試

験試料および試料を石英セルに入れ、検量線作成の後、試料の吸光光度の測定を行い、試料中の硝酸イオン量を求める。

$$T-N(\text{mg/L})=a/P*h$$

a:吸光光度計による測定値

P:希釈試料中の試料の占める割合

h:窒素の質量数/硝酸イオンの質量数(0.226)

4-4 連続式メタン発酵試験

高温可溶化処理を行った鶏糞を用いて、連続式メタン発酵試験を行った。本研究では、ガス発生量およびガス組成分析を行い、実際にメタン発酵を行った場合において、他のバイオマス同様にメタン発酵を実施できるか実証を行った。

メタン発酵槽の初期条件は、発酵温度を 55℃になるように設定し、発酵槽内は攪拌を行った (130 rpm)。卓上型培養装置中に、鶏糞と消化液が 1:1 の割合になるように計 1.5 L 投入し、1 か月馴養した。次に、可溶化処理を行った鶏糞を毎日 150 mL ずつ投入し、1 か月間馴養を行い、本研究グループが採用しているメタン発酵プラントと同条件 (55℃、HRT (滞留時間) 10 日) となるように可溶化処理を行った鶏糞を投入した。研究中は毎日温度、pH、ORP、ガス発生量の測定を行った。ガス組成分析は GC-TCD (Agilent7820A) を用いて表 3-3 の分析条件により、酸素、窒素、水素、二酸化炭素およびメタンの 5 種類について実施した。なお、硫化水素およびアンモニアはガステック検知管を用いて分析した。

表 3-3 ガス組成分析条件

	Select Permanent Gases CO ₂
使用カラム	(CP7429, 内径: 0.32 mm, 長さ 30 m, 膜厚: 0.1 μm)
キャリアガス	ヘリウム (水素の場合はアルゴン) 圧力: 100 kPa
注入方法	スプリット法
注入口温度	35℃
カラム温度	35℃
オープン温度	35℃
検出器温度	300℃
注入量	20 μL

4-5 バイオマス賦存量および利用可能量調査

バイオマス利用を中心とした産業を創出し、農林漁業の活性化を目指している三重県度会郡南伊勢町⁴⁴⁾を研究対象地として、より詳細なバイオマス利用に向けた事業性評価を行った。

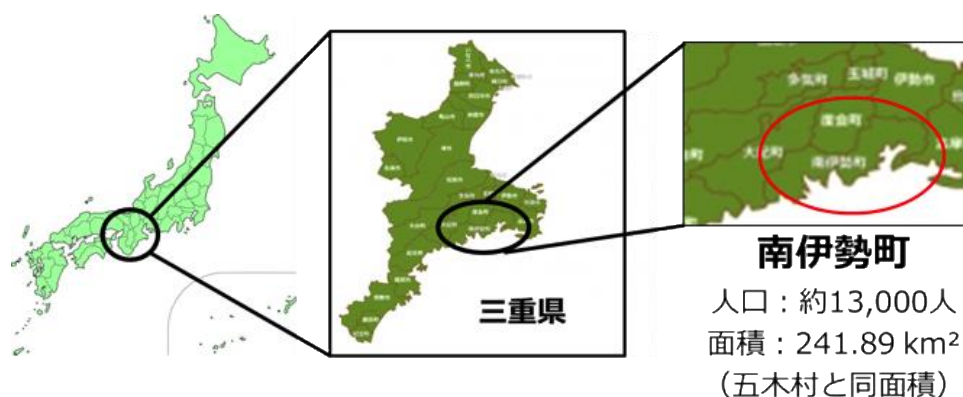


図 3-6 三重県南伊勢町の所在地

南伊勢町は三重県の東部に位置し（図 3-6）、人口 13000 人、同面積は 241.89 km²である。農林水産業といった 1 次産業が盛んであり、特に漁業が主要な産業となっている。遠洋漁業の基地となる港を多数抱えるほか、五ヶ所湾内でのアコヤガイやハマチの養殖も盛んである。山間部ではみかんの栽培も行われており、地元では「五ヶ所みかん」の名で販売されている。そのため、鶏糞を代表とする家畜糞尿や水産加工場残さなどの廃棄物系バイオマスが多数排出されている。

バイオマス賦存量および利用可能量調査は、文献資料および聞き取り調査により南伊勢町に賦存しているバイオマス量の調査を行った。本研究では、より詳細な事業性評価を行うため、賦存量のデータを発生量、利用可能量（最大値）および利用可能量（現状値）の 3 種類に分け、それぞれの量に基づいたデータ分けを行った。活用可能量の最大値および最少（現状）値の違いは、廃棄物系資源の水産加工物残渣および食品加工残渣、未利用資源の雑草および落葉、活用未確定資源の生ゴミおよびし尿を原料として用いるか否かの違いであり、約 10 t のバイオマスの投入量の違いとなる。

4-5-1 バイオマスの物性および化学特性

本研究では、南伊勢町に賦存している現在利用可能なバイオマスを対象にバイオマスの物性および化学特性に関する研究を行った。サンプルの詳細を表 3-4、5 に示す。

表 3-4 今回調査を行ったバイオマス

サンプル名	下水汚泥	水産加工場 残渣	生ごみ	豚糞	鶏糞
利用可能量 (kg/日)	2,604 (現状値)	208 (最大値)	2,131 (最大値)	2,338 (現状値)	13,247 (現状値)

表 3-5 下水汚泥のサンプルの種類

サンプルの種類	下水汚泥①	下水汚泥②	下水汚泥③	下水汚泥④
処理場名	東徳原処理場	船越処理場	田曾浦処理場	宿浦処理場
サンプルの種類	下水汚泥⑤	下水汚泥⑥	下水汚泥⑦	
処理場名	神前浦処理場	五ヶ所処理場	奈屋浦処理場	

4-5-2 含水率測定⁴⁵⁾

含水率とは、物質に含まれる水分の割合を示したものであり、今回は重量基準により算出し、水分の重量を水分と固形分の重量の和で除したものを百分率 (%) により表した。

測定方法は、シャーレおよび乾燥前のサンプルの重量を測定し、サンプルを定温乾燥機に入れ、24 時間乾燥させる。乾燥後、シャーレおよび乾燥後のサンプル重量を測定し、乾燥前後の重量から下式を用いて含水率を測定する。

$$\text{含水率} = (\text{乾燥前サンプル重量} - \text{乾燥後サンプル重量}) / \text{乾燥前サンプル重量} \times 100$$

6-5-3 熱量測定

測定方法は、サンプルを入れる皿、雁皮紙、サンプルを皿に入れた全体の重さを測定し、皿に雁皮紙を敷き、サンプルを入れたものに、ニッケル線を取り付ける。サンプルの入った容器内を純酸素で満たし、水道水を 2.1 L 入れた内筒にセットする。熱量計に条件を入力した後、内筒を熱量計に入れ、外側を水道水で満たし、攪拌することで温度を均一にする。内外の水温差を無くすために、水道水、冷水を入れ、サンプルを 10 分 40 秒間燃焼させ、30 秒毎の熱量を測定した結果から、サンプルの熱量(MJ/g)を算出する。

4-5-4 示差熱分析

示差熱分析は、試料の温度を一定のプログラムに従って変化させながら、その試料の質量を温度の関数として測定する方法と定義され、試料を加熱または冷却した時に、試料の質量変化を連続的に測定する方法であり、脱水・分解・酸化・還元などの化学変化、昇華・蒸発・吸脱着など質量変化を伴う物理変化の検出に利用され、変化の前後の重量差（減量率）を求めることができる。また、試料を加熱または冷却した際に起こる物理変化や化学変化に伴って試料内で発生する熱変化を基準物質(Reference)との温度差として検出する手法。基準物質（アルミナ）との温度差は、試料ホルダー感熱板に溶接された熱電対により検出され、分解、酸化、還元、脱水昇華、蒸発、吸着、脱着、転移、融解、凝固、結晶硬化、ガラス転移などの挙動が検出される。

測定方法

サンプルはミルミキサーを用いて粉末状にし、示差熱天秤の 2 つのさじに、基準物質であるアルミナとサンプルをセットする。空気雰囲気のもと、毎分 20℃上昇させ、850℃まで上昇させ、測定したデータをもとにグラフを作成する。

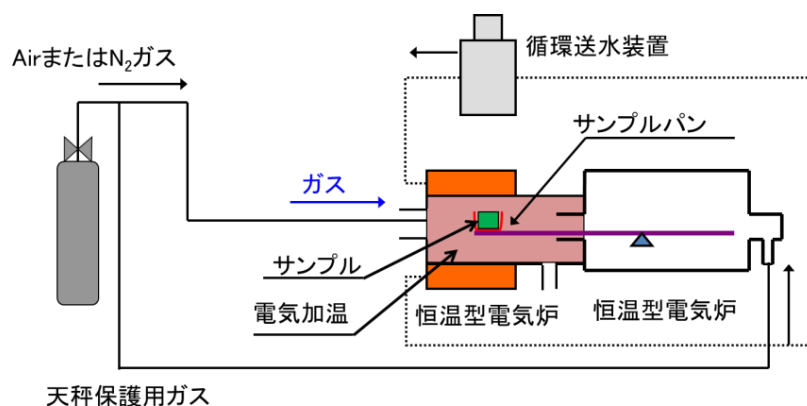


図 3-7 差動型示差熱天秤装置図⁴⁶⁾

4-5-5 有機物量測定

本試験では、化学的酸素要求量（以下、COD）を用いた。COD は試料に対して強力な酸化剤を反応させることによって、被酸化性物質の量を求めるもので主に有機物量の指標として扱われている。JIS k8005 に規定する容量分析用標準物質のニクロム酸カリウムを、あらかじめメノウ乳鉢で砕き、150℃で約 1 時間加熱し、デシケーター中で加熱する。K₂Cr₂O₇

100%に対して、その0.246を1mgの桁まで測り取り、メスフラスコ200mLに溶かす。この溶液20mLを三角フラスコにとり、水を加えて100mLとし、硫酸30mLを加える。冷却後、指示薬として1,10-フェナントリン鉄(II)溶液2、3滴を加えて、25mmol/L硫酸アンモニウム鉄(II)溶液で滴定し、溶液の色が青緑色から赤褐色に変わった点を終点とする。次式によって25mmol/L硫酸アンモニウム鉄(II)溶液のファクター(f)を算出した。

$$f = a \times \frac{b}{100} \times \frac{20}{200} \times 1 \times \frac{x}{0.001226}$$

a : ニクロム酸カリウムの量(g)

b : ニクロム酸カリウムの純度(99.5%)

x : 滴定に要した25mol/L硫酸アンモニウム鉄(II)溶液(mL)

0.001226 : 25mol/L硫酸アンモニウム鉄(II)溶液1mLのニクロム酸カリウム相当量(g)

また、試料の適量をあらかじめ硫酸水銀(II)0.4gを入れた丸底フラスコにとり、超純水を加えて20mLとし、よく振り混ぜ(ブランク、サンプルともに同様の操作を行う)、ニクロム酸カリウム溶液(1/240mol/L)10mLを加え、注意してよく振り混ぜながら硫酸銀-硫酸溶液を30mLを加えた。還流装置を付けて2時間加熱し、冷却後、超純水約10mLで還流装置を洗浄して洗液をフラスコに流し入れ、150mLまで超純水を加え薄めた。指示薬として1,10-フェナントリン鉄(II)溶液を2、3滴加え、過剰のニクロム酸を25mol/L硫酸アンモニウム鉄(II)溶液により、溶液の色が青緑色から赤褐色に変化するまで滴定した。次式によってCOD_{Cr}(mg/g)を算出した。

$$\text{COD}_{\text{Cr}} = (b-a) \times f \times 1000/V \times 0.2$$

COD_{Cr} : ニクロム酸カリウムによる酸素消費量(mg/g)

a : 滴定に要した25mol/L硫酸アンモニウム鉄(II)溶液(mL)

b : ブランク(超純水)を用いた場合の滴定に要した

f : 25mol/L硫酸アンモニウム鉄(II)溶液(mL)

V : 試料(mL) 0.2 : 25mol/L硫酸アンモニウム鉄(II)溶液1mLの酸素要求量(mg)

5. 結果および考察

5-1 可溶化試験結果

可溶化率の経時変化を図 3-8 に示した。高温可溶化処理を行うことにより、可溶化率の増大が見られた。未処理鶏糞の最大可溶化率が約 10% であるのに対して、高温可溶化処理を行ったものは約 17% と 6% 向上し、さらに、MU3 株を投入することによりさらに可溶化率が向上した。MU3 株を投入した鶏糞の最大可溶化率は約 28% と未処理鶏糞に比べ 18% の向上、MU3 株を投入していない高温可溶化処理鶏糞に比べ 11% の向上が見られた。実際にプラントに高温可溶化処理を用いる場合、48 時間以降の可溶化率の伸びが鈍化しているため、コストや効率の面から考え、48 時間の処理が妥当であると推定できた。

また、可溶化サンプル内の pH の経時変化を図 3-9 に示した。pH が高温可溶化処理によって低下しが、アンモニアストリッピングにより鶏糞内のアンモニア態窒素が減少し、低下していると考えられる。アンモニア態窒素の測定結果については後述のアンモニア除去試験結果の項において詳しく述べる。良好に運転されているメタン発酵の pH は 6.5~8.2 であり、高温可溶化処理鶏糞を投入した場合に pH の低下が懸念される。可溶化処理鶏糞は菌投入関係なく最小 6.1 まで低下した。pH によるメタン発酵槽内の影響についてはメタン発酵試験の項で詳しく述べる。

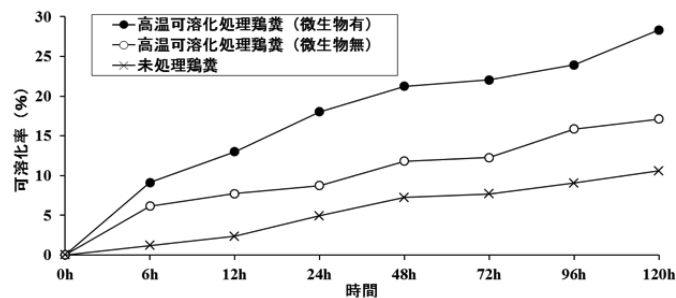


図 3-8 可溶化率の経時変化

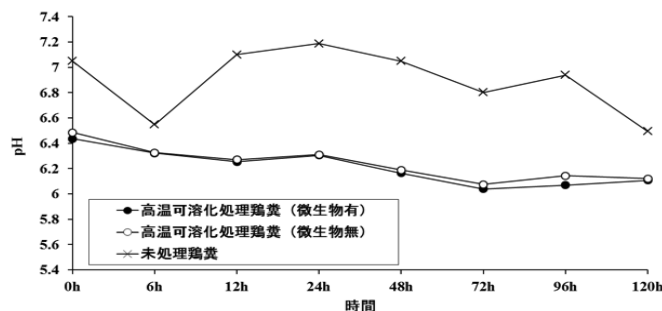


図 3-9 可溶化サンプル内の pH の経時変化

5-2 鶏糞組成分析結果

鶏糞の組成分析結果を表 3-6 に示した。鶏糞はタンパク質の組成が高いことが分かった。高温可溶化処理前後の鶏糞を比較した場合、全体的に数値の向上が見られた。要因として可溶化によって、未分解の有機物が分解したことが挙げられる。さらに、鶏糞サンプルの種類は同じであるが、同一のものではないため、成分が変わってしまった可能性も考えられる。また、メタン発酵槽内の成分を見た場合、タンパク質、脂質、灰分ともに増加が見られた。要因としてメタン発酵槽内には消化液を投入したため、消化液を中の成分が増加に寄与したとみられる。一方、炭水化物においては、減少していることから、炭水化物から単糖、酢酸の分解によるメタン生成によりメタンガスが生成していることが確認できた。

表 3-6 鶏糞組成分析結果

試料名	水分	タンパク質	脂質	灰分	炭水化物	熱量	全窒素
□	g/100g	g/100g	g/100g	g/100g	g/100g	kcal/100g	mg/100g
鶏糞 (未処理)	97.7	1.5	0.1 未満	0.5	0.3	8	240
可溶化済鶏糞	97.2	1.6	0.1 未満	0.5	0.6	10	256
メタン発酵槽	96.7	2.1	0.2	1	0.1 未満	10	336

5-3 アンモニア除去試験

高温可溶化処理によって揮発したガス中のアンモニアを図 3-10 に示した。高温可溶化処理によってガス中のアンモニア濃度が増加していることから、高温可溶化処理によるアンモニアストリッピングの効果が確認できた。

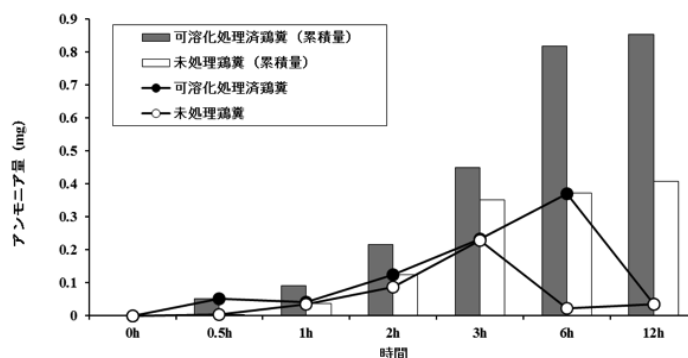


図 3-10 ガス中のアンモニア濃度 (累積量および経時変化)

未処理鶏糞の自然の揮発によるアンモニア量の累積量が約 0.41 mg/L であったのに対して、高温可溶化処理鶏糞の揮発したガス中のアンモニア量の蓄積量が 0.85 mg/L と 2 倍以上の除去効果があった。鶏糞サンプル中の窒素濃度の経時変化を図 3-11 に示した。可溶化処理の有無に関係なく窒素濃度が 3,000 ppm を上回る結果となった。先行研究³⁹⁾によると、鶏糞のアンモニア性窒素によるメタン発酵阻害は高温発酵の場合、4,000 mg/L から阻害を受けはじめ、6,000 mg/L 以上になると、メタン生成量が急激に低下する。中温発酵の場合、1,4000 mg/L から急激なメタン生成量の低下が生じる。そのため、今回の結果では、高温発酵、中温発酵関係なく、可溶化処理鶏糞を用いた場合のアンモニア阻害は生じにくいと考えられるが、今回測定した窒素は全窒素であるため、今後、アンモニア態窒素の測定を行い、詳細な情報を得る必要があると考えられる。

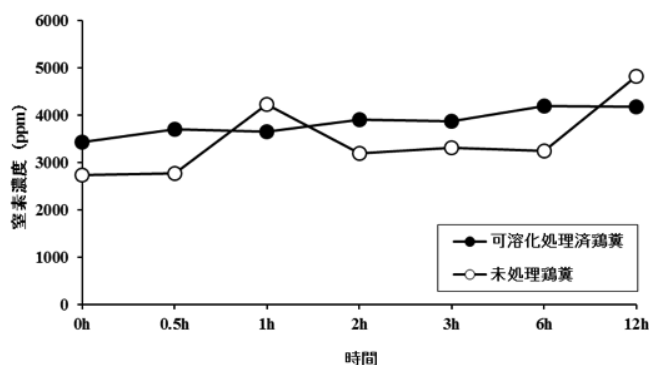


図 3-11 鶏糞内の窒素濃度の経時変化

5-4 連続式メタン発酵試験結果

連続式メタン発酵試験の pH の経時変化を図 3-12 に、ORP の経時変化を図 3-13 に示した。メタン発酵槽内の pH は 7.4~7.8 の間で推移していたことが確認できた。高温可溶化処理によって、鶏糞の pH が 6.1~6.4 に低下していたため、投入によるメタン発酵槽内の pH の低下が懸念されたが影響は見られず、良好な運転を行っているメタン発酵槽内の pH は 6.5~8.2 であるため、今回の試験においてメタン発酵は良好な運転が行われていたと推定できる。また、ORP は -460~-410 mV の間で推移しており、嫌気状態の目安が -150 mV 以下であるため、嫌気性条件での運転が行われていたことが確認でき、メタン生成菌は嫌気性条件で生息するため、メタン生成菌の住みやすい環境であったことがうかがえる。

バイオガス発生量の経時変化を図 3-14 に示した。メタン発酵槽内の pH は 7.4~7.8 を推移していたことが確認できたが、メタン発酵の最適 pH は 6.8~7.6 とされているため、最

適の pH であったことからバイオガスの発生量が多かったことが推定される。先行研究の結果から、未処理鶏糞をメタン発酵に用いた場合 350 mL/g-VS、脱アンモニア鶏糞を用いた場合 410 mL/g-VS のバイオガス発生量があることが明らかになっている。本研究では、平均 553 mL/g-VS のバイオガス発生量があったことから、高温可溶化処理によってアンモニアが取り除かれただけではなく、MU3 株により溶解性有機物量が増大し、バイオガスの更なる増量が見込めることが確認できた。また、メタン発酵によるガス発生量として、下水汚泥は 400~600 mL/g-VS、豚糞尿は 450 mL/g-VS、牛糞尿は 250 mL/g-VS であることから、一般的にメタン発酵に用いられている原料と比較しても遜色のない結果となった。

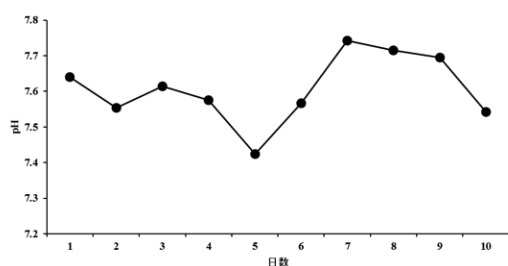


図 3-12 メタン発酵槽内の pH

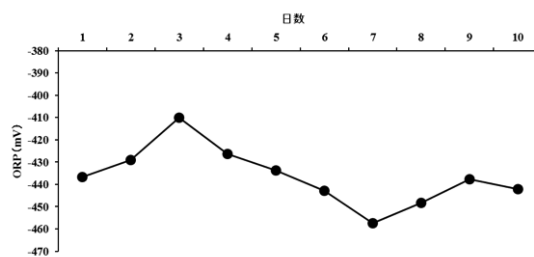


図 3-13 メタン発酵槽内の
ORP (酸化還元電位) の経時変化

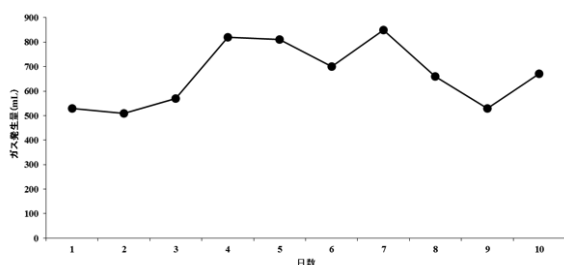


図 3-14 バイオガス発生量の経時変化

バイオガス組成結果を表 3-7 に示した。GC-TCD によるガス分析の結果、56% のメタンガスの含有が確認された。メタン発酵の際に得られるメタンガス量としては 60% 程度が一般的であるが、その値を下回ってしまった。要因としては、1 日 1 回のメタン発酵槽への原料投入の際に空気よりも軽いメタンガスが発酵槽外に蒸散してしまったことが考えられるため、完全に密封した状態のメタン発酵試験を行い、より詳細なガス分析を行う必要がある。

表 3-7 バイオガスの組成 (%)

	メタン	二酸化炭素	窒素	合計
鶏糞	56.0	42.0	2.0	100

5-5 バイオマス賦存量および利用可能量調査結果

南伊勢町バイオマス賦存量および利用可能量の調査結果を表 3-8 に示した。南伊勢町において、特に多いバイオマスは下水汚泥並びに鶏糞、豚糞および牛糞等の家畜糞尿などの廃棄物系バイオマスであった。活用可能料の最大値と最小値に値の開きがあるものは、利用できる状態ではあるが、収集等の問題で利用できない等の事例があるためである。

表 3-8 南伊勢町バイオマス賦存量および利用可能量調査結果

種別	発生量 (t)	活用可能量 (t)		備考	
		最大値	最少 (現状) 値		
廃棄物系資源	下水汚泥 (脱水ケーキ)	868	2,604	2,604	上下水道課資料より (脱水重量約3倍)
	水産加工物残渣	224	208	0	資源調査回答より (アミノ酸肥料、魚粉等)
	食品加工残渣	108	82	0	資源調査回答より (アミノ酸肥料等)
	小計	1,200	2,894	2,604	
家畜糞尿	鶏糞	20,411	10,247	8,247	資源調査回答より (8t~10t提供可能)
	豚糞	2,750	2,338	2,338	資源調査回答より
	牛糞	1,000	800	800	資源調査回答より
	小計	24,161	13,385	11,385	
未利用系資源	雑草、落葉	150	150	0	資源調査回答より (利用可能時期、熱量の検討)
活用未確定資源	生ごみ	2,131	2,131	0	環境生活課資料より (分別方法の検討)
	し尿	17,449	5,000	0	環境生活課資料より (鳥羽志勢広域連合との調整)
	稲わら	2,449	—	0	耕作面積より (利用可能時期、熱量の検討)
	籾殻	570	—	0	耕作面積より (利用可能時期、熱量の検討)
	みかん剪定枝	1,635	—	0	耕作面積より (利用可能時期、熱量の検討)
	小計	24,234	7,131	0	
町外家畜排泄物	鶏糞 (多気町)	—	5,000	5,000	ヒアリング調査より
合計	49,745	28,560	18,989		

5-5-1 含水率測定結果

南伊勢町バイオマス含水率結果を表 3-9 に示した。下水汚泥の含水率が高く、平均して約 85% であり、鶏糞の含水率は 55.62% とサンプル全体の中において低い数字となった。文献等の調査によると、採卵鶏の場合であると、30% という値になるため、燃焼発電に用いているケースも存在するが、今回は 50% を超えているので燃焼には不適である。さらに、全体的にサンプルの含水率が高いことから、含水率を下げた燃料として利用を行う場合、乾燥のためにエネルギー等のコストが必要であるため、高含水率の原料を利用できるメタン発酵が適当である。

表 3-9 南伊勢町バイオマス含水率結果 (湿重量ベース)

サンプル名	含水率 (%)	サンプル名	含水率 (%)
生ごみ	76.60	下水汚泥 (奈屋浦)	85.02
水産加工場残さ	71.97	下水汚泥 (船越)	85.63
鶏糞	55.62	下水汚泥 (田曾浦)	85.43
豚糞	73.07	下水汚泥 (神前浦)	85.16
下水汚泥 (穂原東)	83.90	下水汚泥 (五ヶ所)	84.88
下水汚泥 (宿浦)	84.43		

5-5-2 熱量測定結果

南伊勢町バイオマス熱量測定結果を表 3-10 に示した。水産加工場残さの熱量が一番高いことが示唆された。これは、乾燥後も残っていた油分によって熱量が高くなったことによると考えられる。比較対象としてスギペレットの熱量は 1.92×10^{-2} MJ/g であるため、水産加工場残さと生ごみは、スギペレットよりも高い熱量を得ることができ、豚糞もほぼ同等の熱量を得ることが確認できた。しかし、実際の原料は含水率が高いため、スギペレットと同等の熱量を得ることは困難であると考えられるが、発電機の廃熱を利用することで水分を除去することが可能であるため、メタン発酵利用に加えてバイオマスの燃料利用も考えられる。

表 3-10 各サンプルの熱量測定結果

試料名	熱量 ($\times 10^{-2}$ MJ/g)	試料名	熱量 ($\times 10^{-2}$ MJ/g)
生ごみ	2.27	下水汚泥 (奈屋浦)	1.72
水産加工場残さ	3.47	下水汚泥 (船越)	1.78
鶏糞	1.39	下水汚泥 (田曾浦)	1.80
豚糞	1.88	下水汚泥 (神前浦)	1.81
下水汚泥 (穂原東)	1.63	下水汚泥 (五ヶ所)	1.83
下水汚泥 (宿浦)	1.67	スギペレット	1.92
		(比較対象)	

5-5-3 示差熱分析結果

南伊勢町の各サンプルの示差熱分析結果を図 3-15 および図 3-16 に示した。TG 分析結果では、鶏糞を除くすべてのサンプルで 200°C 付近から重量減少し 500°C から 600°C の間で重量減少が終息している。しかし、鶏糞に関しては 700°C 付近で 2 度目の重量減少が確認された。これは難燃成分が多く含まれ散るため、他のサンプルよりも高い温度で燃焼する性質があると考えられる。しかしながら、燃料として用いられている杉ペレットと比較すると、杉ペレットは、最終的に灰分が残らないが、鶏糞は半分近くが燃え残りとして発生してい

る。燃料利用を考えた場合は、燃え残りが生じることにより、こまめなメンテナンスが必要となり、また、燃え残り成分による燃焼室の損傷を引き起こす可能性が考えられる。

DTA 分析結果では、実験開始から発熱反応を示し、生ごみと鶏糞は何度かの温度帯に分けて発熱反応があるため、ガス化・燃焼が行われていると考えられる。下水汚泥はすべてのサンプルで 450℃あたりから発熱反応を示しているの、この温度帯で難燃成分が燃焼していると考えられる。しかしながら、DTA においても今回のサンプルと杉ペレットと比較した場合、発熱のピークを迎えるためには杉ペレットより高い温度が必要となり、熱エネルギーを得るためには杉ペレットよりも効率が悪くなる。これらの結果から、南伊勢町で発生するバイオマス資源は、燃料として用いるよりも高含水率のバイオマスを利用できるメタン発酵を用いた方が効率よくエネルギー変換できると示唆された。

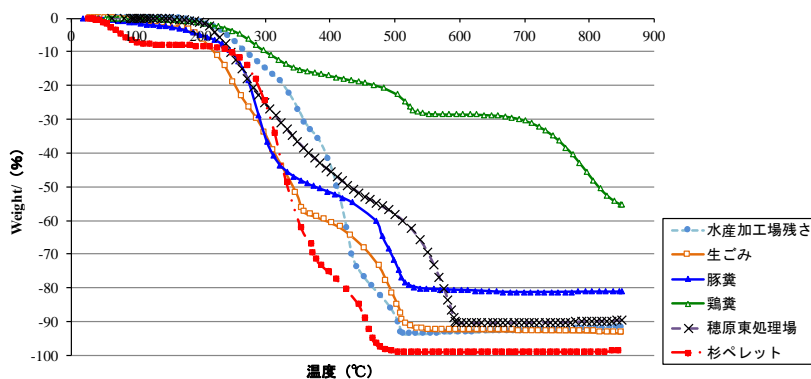


図 3-15 TG 分析結果

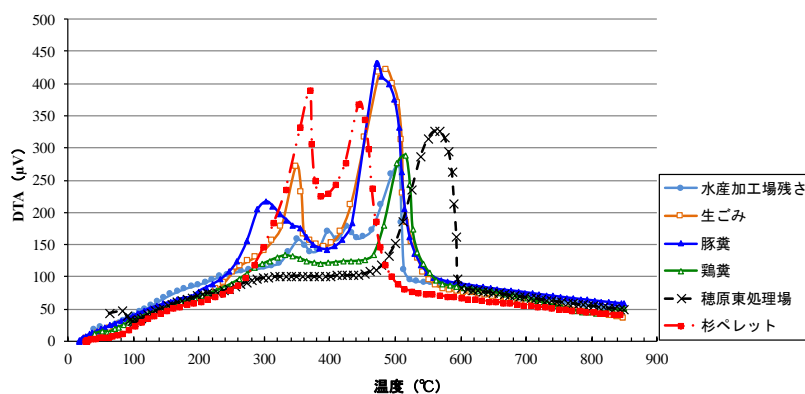


図 3-16 DTA 分析結果

5-5-4 有機物分析結果

化学的酸素消費量 (COD) 分析結果を図 3-17 および表 3-11 に示した。COD を測定することによって、その値を基にメタンガスの発生量を推定した。全体的に下水汚泥の COD は一番低い値となり、最も高い値を示したものは水産加工場残さで熱量も最も高かったことか

ら、有機物量が多いという事が示された。次に生ごみおよび鶏糞が高く、豚糞の熱量は高かったが、そのCODは鶏糞よりも低い値を示した。三重県南伊勢町に賦存しているバイオマスをもetan発酵利用する場合、利用可能量として一番多い鶏糞はCOD量が高いことから、metan発酵に用いた場合、高いガス発生量が見込める。鶏糞は66~110 m³/tのメタンガスが発生する⁴²⁾。これは、他の利用可能なバイオマス(豚糞(32~48 m³/t)、牛糞(10~30 m³/t))に比べても2倍以上の値であり、本研究グループの有するmetan発酵における高温可溶化処理技術を用いることにより、さらなるメタンガスの収率向上が期待できる。

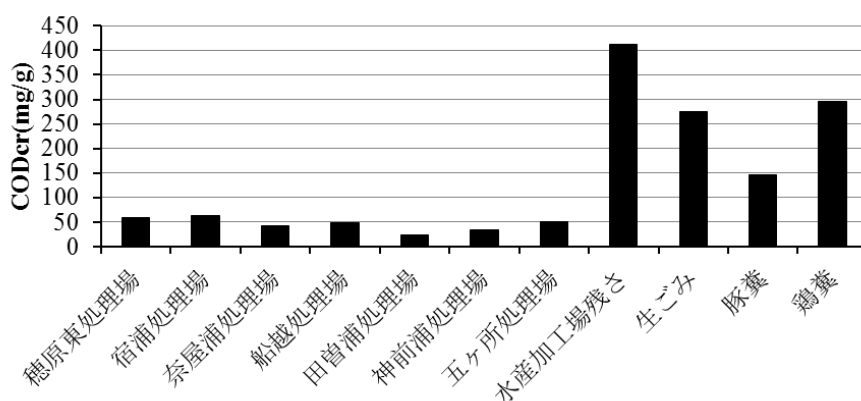


図 3-17 各種サンプルの COD 分析結果 (乾燥重量)

表 3-11 各種サンプルの COD 分析結果 (乾燥重量)

サンプル	CODcr 値(mg/g)	サンプル	CODcr 値(mg/g)
生ごみ	274.64	下水汚泥 (奈屋浦)	43.19
水産加工場残さ	411.96	下水汚泥 (船越)	47.95
鶏糞	295.96	下水汚泥 (田曾浦)	23.97
豚糞	146.12	下水汚泥 (神前浦)	33.29
下水汚泥 (穂原東)	59.14	下水汚泥 (五ヶ所)	51.81
下水汚泥 (宿浦)	62.53		

5-6 南伊勢町バイオマス事業における事業性評価

5-6-1 バイオガス発生量および発電電力量試算

バイオマス賦存量調査の結果をもとに、実際にエネルギーとして利用できる資源量の把握を行い、発生量、活用可能量の最大値および最少(現状)値の違いによる、発電規模並びに排熱の利用可能量について、バイオガス発生量および発電電力量の試算を行った。発電規模の決定は、活用可能量の最大値をシナリオ-1、最少(現状)値をシナリオ-2として

算出した。排熱の利用可能量については、発電量の33%が排熱として排出されるので、発電量から熱量を算出して重油換算した。発電電力量については、次式により算出した。

$$\text{発電電力量(kWh/年)} = \text{メタンガス発生量(m}^3\text{/年)} \times \text{メタン低位発熱量}(0.003718\text{GJ/m}^3\text{/年)} \\ \times \text{ボイラー効率}(33\%) \div 0.0036 \text{(単位換算:GJ} \rightarrow \text{kWh)}$$

5-6-2 収支計算

メタン発酵プラントの事業費を算出するため、国内の既存メタン発酵プラントの規模と事業費を調査し、結果をまとめたものを表3-12に示した。また、表3-12から算出した事業費単価の分布を図3-18に示した。

表3-12 国内メタン発酵プラントの規模・事業費

設置場所	事業費 (千円)	計画処理量 (t/日)	事業単価 (千円/t)	プラントタイプ
別海	1,000,000	50.0	20,000	糞尿単独
J A別海	53,000	11.0	4,818	糞尿単独
町村牧場	130,000	14.0	9,286	糞尿単独
苫小牧	90,000	21.0	4,286	糞尿単独
西興部	120,000	9.4	12,766	糞尿単独
野辺	77,000	3.4	22,515	糞尿・厨芥混合
葛巻	224,700	14.0	16,050	糞尿・厨芥混合
藤沢	447,048	60.0	7,451	糞尿単独
前橋	100,000	2.6	38,462	糞尿単独
前橋	100,000	3.6	27,778	糞尿単独
上九一色	536,199	38.0	14,111	糞尿単独
天城	150,360	3.4	44,354	混合
日野	101,000	5.0	20,200	糞尿単独
八木	1,700,000	86.0	19,767	糞尿・厨芥混合
美咲	49,976	3.0	16,659	糞尿・厨芥混合
三原	150,000	30.0	5,000	糞尿単独
山鹿	980,000	79.1	12,389	糞尿・厨芥混合
大分	1,000,000	74.0	13,514	糞尿・厨芥混合
都城	135,345	12.0	11,279	糞尿単独

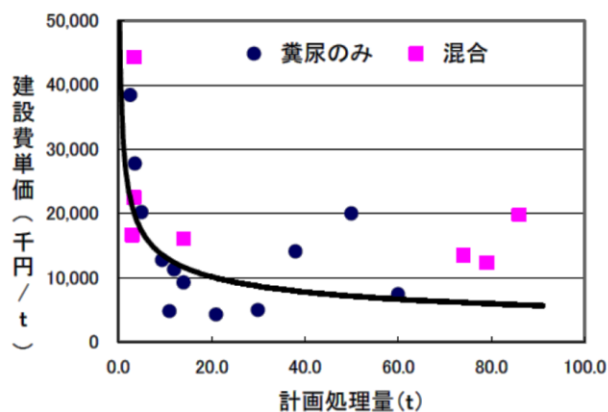


図3-18 計画処理量と建設費単価の分布

規模あたりの事業費単価には大きな開きがあるが、施設規模が大きいほど建設費単価が下がる傾向がある。図 3-17 の結果から、計画処理量が 20t 以上となると、事業費単価は 1,000 万円/t 程度となることが示されたことから、今回の見積もりの検討にあたっては、メタン発酵施設建設費を 1,000 万円/t、可溶化槽および発電施設建設費を 500 万円/t、合計 1,500 万円/t として、建設費を算出することとした。

5-6-3 各シナリオの活用可能量による発電量の試算結果

①シナリオ-1

南伊勢町の活用可能量の最大値を基にしたバイオガス発生量および発電電力量を表 3-13 に示した。活用可能量の最大値をメタン発酵に利用すると年間の発電量が約 1.7GWh/年となり、200kWh 規模の発電施設が設置されることとなる。また、排熱利用については、51,194L の重油換算の排熱の利用が期待できる。

表 3-13 活用可能量（最大値）を基にしたバイオガス発生量および発電電力量

バイオマス	活用可能量 (kg/日)	活用可能量 (t/年)	バイオガス発生量 (m ³ /年)	メタンガス量 (m ³ /年)	発電電力量 (kWh/年)
下水汚泥	2,604	950	85,541	55,602	189,501
水産加工物残渣	208	76	13,666	8,199	27,945
食品加工残渣	82	30	2,918	1,751	5,967
鶏糞	15,247	5,565	333,909	200,346	682,811
豚糞	2,338	853	51,202	33,281	113,429
牛糞	800	292	8,760	5,256	17,913
雑草・落葉	150	55	12,319	7,391	25,191
生ゴミ	2,131	778	140,007	84,004	286,300
し尿	5,000	1,825	164,250	98,550	335,875
合計	28,560	10,424	812,572	494,380	1,684,931

②シナリオ-2

南伊勢町の活用可能量の最少（現状）値を基にしたバイオガス発生量および発電電力量表 3-14 に示した。活用可能量の最少（現状）値をメタン発酵に利用すると年間の発電量が約 1.0GWh/年となり、125kWh 規模の発電施設が設置されることとなる。また、排熱利用については、32,280L の重油換算の排熱の利用が期待できる

表 3-14 活用可能量（最小値）を基にしたバイオガス発生量および発電電力量

バイオマス	投入量	投入量	バイオガス発生	メタンガス量	発電電力量
	(kg/日)	(t/年)	量 (m ³ /年)	(m ³ /年)	(kWh/年)
下水汚泥	2,604	950	85,541	55,602	189,501
水産加工物残渣	0	0	0	0	0
食品加工残渣	0	0	0	0	0
鶏糞	13,247	4,835	362,637	217,582	741,556
豚糞	2,338	853	51,202	33,281	113,429
牛糞	800	292	8,760	5,256	17,913
雑草・落葉	0	0	0	0	0
合計	18,989	6,931	508,140	311,721	1,062,398

5-6-4 各シナリオの事業性評価

6-9-3 各シナリオの活用可能量による発電量の試算結果をもとに、事業性の評価を行った。収入費目および単価は表 3-15 に示した費目に対する単価、支出費目および単価は表 3-16 に示した費目に対する単価を使用し試算した。

売電収入は、FIT 制度で設定されているメタン発酵により製造されたバイオガスを用いた買取単価の 39 円/kWh とした。生ごみ、下水汚泥およびし尿の処理費は 10,000 円/t、液肥の売却費は 2,500 円として事業収支を算出した。

支出については、メタン発酵プラントの建設コストを 15,000/t 年、減価償却期間を 10 年とし、施設の維持管理費は 20t 規模のプラントの実績値、原料収集費はバキューム車およびトラック車両を購入することとし、減価償却期間を 10 年とした。また、管理要員および原料収集要員として 3 名を雇い上げることとし、家畜糞尿の買い取り料は 500 円/t とした。

表 3-15 収入費目および単価

費目	単価
売電収入	39円/kWh
生ごみ等処理費	100円/t
液肥売却	2,500円/t

表 3-16 支出費目および単価

費目	単価 (千円)	備考
建設コスト	発酵プラント 15,000 減価償却(プラント) 10年	1tあたり単価 10年
維持管理費	消費電力量 1,500 脱硫剤 270 加温用燃料費 1,500 装置維持管理費 2,925 管理用人件費 4,500	20t実績 20t実績 20t実績 20t実績 1人
原料収集費	運搬車両 15,000 減価償却費(運搬車両) 1,500 人件費 4,500	バキューム、トラック 10年 1人
買い取り料	500	糞尿1t当たり単価

①シナリオ-1

活用可能量最大値(30t/日)の原料投入によるバイオマス発電事業の収支計算を表3-17に示した。また、原料量に基づいた収支計算(収入の部)を表3-18に、原料量に基づいた収支計算(支出の部)を表3-19に示した。

表 3-17 バイオマス発電事業の収支計算表 (30t/日の原料投入)

バイオマス	賦存量 (kg/日)	バイオガス発生 量 (m ³ /年)	メタンガス量 (m ³ /年)	発電電力量 (kWh/年)	売電収入 (円)
下水汚泥	2,604	85,541	55,602	189,501	7,390,522
水産加工物残 渣	208	13,666	8,199	27,945	1,089,847
食品加工残渣	82	2,918	1,751	5,967	232,728
鶏糞	15,247	333,909	200,346	682,811	26,629,634
豚糞	2,338	51,202	33,281	113,429	4,423,718
牛糞	800	8,760	5,256	17,913	698,620
雑草・落葉	150	12,319	7,391	25,191	982,434
生ゴミ	2,131	140,007	84,004	286,300	11,165,688
し尿	5,000	164,250	98,550	335,875	13,099,118
合計	28,560	812,572	494,380	1,684,931	65,712,309

表 3-18 原料量に基づいた収支計算表（収入の部）（30t/日の原料投入）

費目	数量	金額（円）	備考
売電収入	1,684,931	65,712,309	39 円/kWh
下水汚泥、生ごみ等処理費	3,659	36,591,250	10,000 円/t
液肥売却	9,382	23,454,900	2,500 円/t
合計		125,758,459	

表 3-19 原料量に基づいた収支計算表（支出の部）（30t/日の原料投入）

費目	金額（円）	備考
建設コスト 減価償却費（プラント）	45,000,000	建設費 450,000 千円/10 年
維持管理費 消費電力量	2,250,000	1,500,000(20t の場合)
脱硫剤	405,000	270,000(20t の場合)
装置維持管理費	4,387,500	2,925,000(20t の場合)
管理用人件費	9,000,000	4,500,000/人×2 人
原料収集費 減価償却費（運搬車両）	1,500,000	バキューム、トラック 15,000 千円/10 年
人件費	9,000,000	4,500,000/人×2 人
畜ふん買い取り料	3,355,263	500 円/t
合計	74,897,763	

南伊勢町から発生するバイオマスの活用可能量の最大値である、30t/日を利用することによる減価償却期間および期間終了（10 年）後の収支を表 3-20 に示した。減価償却期間（10 年）の収支は、最も厳しい条件である「畜糞買取あり」で「液肥売却なし」の場合において、2,740 万円/年黒字収支であり十分に事業性があることが示された。

表 3-20 減価償却期間および期間終了（10 年）後の収支（30t/日の原料投入）

	畜糞買取あり		畜糞買取なし	
	液肥売却あり	液肥売却なし	液肥売却あり	液肥売却なし
減価償却中（10 年）	53,912,196	27,405,796	57,267,459	30,761,059
減価償却終了（10 年）以降	100,412,196	73,905,796	103,767,459	77,261,059

②シナリオ-2

活用可能量の最少（現状）値（20t/日）の原料投入によるバイオマス発電事業の収支計算を表 3-21 に示した。また、原料量に基づいた収支計算（収入の部）を表 3-22 に、原料量に基づいた収支計算（支出の部）を表 3-23 に示した。

南伊勢町から発生するバイオマスの活用可能量の最少（現状）値である、20t/日を利用することによる減価償却期間および期間終了（10年）後の収支を表 3-24 に示した。減価償却期間（10年）の収支は、最も厳しい条件である「畜糞買取あり」で「液肥売却なし」の場合には、175万円/年程度の赤字収支となる結果となったが、減価償却終了（10年）行くについては約2,975万円/年の黒字収支となり、十分に事業性があることが示された。

表 3-21 バイオマス発電事業の収支計算表（20t/日の原料投入）

バイオマス	賦存量 (kg/日)	バイオガス発生 量 (m ³ /年)	メタンガス量 (m ³ /年)	発電電力量 (kWh/年)	売電収入 (円)
下水汚泥	2,604	85,541	55,602	189,501	7,390,522
水産加工物残 渣	0	0	0	0	0
食品加工残渣	0	0	0	0	0
鶏糞	13,247	362,637	217,582	741,556	28,920,670
豚糞	2,338	51,202	33,281	113,429	4,423,718
牛糞	800	8,760	5,256	17,913	698,620
雑草・落葉	0	0	0	0	0
合計	18,989	508,140	311,721	1,062,398	41,433,530

表 3-22 原料量に基づいた収支計算表（収入の部）（20t/日の原料投入）

費目	数量	金額（円）	備考
売電収入	1,062,398	41,433,530	39円/kWh
下水汚泥、生ごみ等処理費	950	9,504,600	10,000円/t
液肥売却	6,238	15,594,716	2,500円/t
合計		66,532,846	

表 3-23 原料量に基づいた収支計算表（支出の部）（20t/日の原料投入）

費目		金額（円）	備考
建設コスト	減価償却費（プラント）	30,000,000	建設費 450,000 千円/10 年
維持管理費	消費電力量	1,500,000	1,500,000(20t の場合)
	脱硫剤	270,000	270,000(20t の場合)
	装置維持管理費	2,925,000	2,925,000(20t の場合)
	管理用人件費	6,750,000	4,500,000/人×1.5 人
原料収集費	減価償却費（運搬車両）	1,500,000	バキューム、トラック 15,000 千円/10 年
	人件費	6,750,000	4,500,000/人×1.5 人
畜ふん買い取り料		2,990,263	500 円/t
合計		52,685,263	

表 3-24 減価償却期間および期間終了（10 年）後の収支（20t/日の原料投入）

	畜糞買取あり		畜糞買取なし	
	液肥売却あり	液肥売却なし	液肥売却あり	液肥売却なし
減価償却中（10 年）	13,847,583	-1,747,133	16,837,846	1,243,130
減価償却終了（10 年）以降	45,347,583	29,752,867	48,337,846	32,743,130

5-7 考察

南伊勢町に賦存する廃棄物系バイオマスの有効利用のための事業性評価および鶏糞のメタン発酵利用に関する研究において、南伊勢町におけるバイオマス賦存量および利用可能量調査の結果、含水率が高い廃棄物系バイオマス、特に鶏糞の賦存量および利用可能量が多いことが示された。また、バイオマスの熱量・示差熱測定の結果、南伊勢町に賦存しているバイオマスの熱量は、木質バイオマスと比較して遜色ない数値となったが、燃え残りが多く、燃烧に必要な温度が高いことが示された。有機物量測定の結果は、最も多く賦存している鶏糞の有機物量が高く含水率も高いことから、メタン発酵利用に関する研究が可能であることが確認された。ただし、鶏糞は窒素分を多く含むため、アンモニアが発生しやすくメタン発酵を阻害しやすいが、本研究グループの有する高温可溶化技術によりアンモニアを除去することにより、メタン発酵に必要な溶解性有機物の増加させることが可能であることが示された。

高温可溶化処理を行った鶏糞を用いたメタン発酵試験の結果は、553 mL/g-VS と未処理鶏糞（350 mL/g-VS）および脱アンモニア処理鶏糞（410 mL/g-VS）と比較してバイオガスの生成量増加が確認され、ガス組成分析の結果はメタンの含有が 56%であり、60%程度の一

一般的なバイオマス由来のバイオガスと比較して遜色ない結果となった。また、南伊勢町におけるメタン発酵施設の事業性評価の結果、当該町から発生するバイオマスの活用可能量の最大値である 30t/日を利用による事業性は、最も厳しい条件設定である「畜糞買取あり」かつ「液肥売却なし」の条件で、減価償却費中の当初 10 年間に於いて年間 2,700 万円を超える黒字となり、十分に事業性があることが確認された。

以上、本研究結果から、南伊勢町におけるバイオマスの利用可能量を基礎としたメタン発酵利用の事業性評価は、賦存量で重量ベース約 80%を占める鶏糞の高温可溶化処理によるメタン発酵が有効であるため、事業の可能性が十分あることを確認した。また、農林水産業といった 1 次産業が盛んな地域である南伊勢町の研究結果により、バイオマスの組成および構成に多少の違いがあると推測されるが、本研究の結果は他の自治体においても事業化に貢献できると考える。

第4章 バイオマス利活用施設のLCA評価

1. 研究背景

現在、わが国には約 2,150 箇所の下水処理場があり、年間約 220 万 t-ds/年の下水汚泥が発生している⁴⁷⁾。発生する下水汚泥は処理場ごとに様々な方法で処理されているが、濃縮や脱水により減容化された汚泥の 78%はセメント原料化等の建設資材利用やコンポスト化等の緑農地利用されている。また、近年汚泥の有機分解などによって発生するメタンを主とした消化ガスのエネルギー利用が注目されている。嫌気性消化処理は、下水汚泥を減容化するだけでなく、メタンを高濃度で含有するバイオガスを同時に発生させる。発生したバイオガスは再生可能エネルギーとして利用可能であるため、その用途は焼却や消化槽加温の補助燃料やバイオガス発電の燃料等の利用をはじめ、近年では、天然ガス自動車の燃料や都市ガス原料等の処理場外での利用もされている⁴⁸⁾。その中でも特に 2009 年に開始された再生可能エネルギーの固定価格買取制度 (Feed-in Tariff : FIT) の導入とともに、バイオガス発電が普及しつつある。

現在、汚泥の嫌気性消化を行っている処理場は日本国内で約 280 箇所であり、この数字は過去 20 年間ほとんど増えていない。下水道統計⁴⁸⁾によると、嫌気性消化を行う 274 箇所の下水処理場から発生する消化ガスは 3 億 1,390 万 m³/年とされており、そのうち有効利用の割合は、消化槽の加温に 8,790 万 m³/年 (28.0%)、焼却炉補助燃料に 4,330 万 m³/年 (13.8%)、消化ガス発電に 6,000 万 m³/年 (19.1%)、その他有効利用 2,920 万 m³/年 (9.3%) となっている。つまり、全発生量のうち 2 億 2,040 万 m³/年 (70.2%) の消化ガスが利用されており、残り 9,350 万 m³/年 (29.8%) の消化ガスはすべて焼却処分されていることになる。約 30%もの消化ガスが有効利用されずに焼却されている現状は、処理場の規模が関係している。図 4-1 に消化ガスの発生量別の有効利用割合を示した⁴⁸⁾。消化ガスの発生量が 500 万 m³/年以上の大規模の処理場だと有効利用割合が 80%を超えるのに対し、50 万 m³/年以下の小規模の処理場になるとその割合は 50%程度まで落ちている。このようにガス発生量の少ない処理場では、消化槽の加温以外の有効利用があまり進んでいないため、全体の余剰ガス量が増加している。つまり、余剰ガスの有効利用促進については、この小規模処理場を対象とした有効利用技術の導入が最も効果的だと考えられる。

しかし、発生ガス量の少ない処理場においては、仮にバイオガス発電を行ったとしても単独の消化槽では採算性に乏しいため、発電機の導入が困難である。そのため、技術導入

にはその少ないガス量のカバーが必要不可欠である。

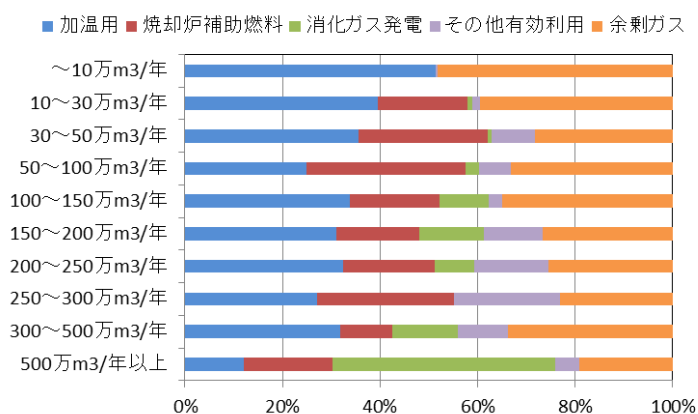


図 4-1. 下水処理場規模別の消化ガス利用割合⁴⁸⁾

2. 研究目的

我々の研究グループは、複数の小規模処理場の余剰ガスを1箇所に集めて集約化することが有効であると考え、集約したガスを発電に利用する技術を提案した。ガスの集約にはトラックによる輸送が必要になるが、本技術ではPSA (Pressure Swing Adsorption: 圧力変動吸着) 法を用いてガスを精製することで輸送効率の向上を試みた。消化ガスの組成は、メタン (約60%)、二酸化炭素 (約40%)、および微量の窒素等である。各供給処理場にメタンの高濃度に精製する装置を併設すれば、燃料ガスにならない二酸化炭素を輸送せずに済むため、供給処理場と集約処理場間の輸送効率を大幅に高めることが期待できる⁴⁹⁾。また、PSA装置はその性質上吸着塔が2塔になっているものが一般的であるが、本技術では2塔式のPSA装置よりも低コストかつコンパクトである1塔式のPSA装置を導入し、コストの削減を図った。

本研究は国土交通省が実施しているB-DASHプロジェクト(下水道革新的技術実証事業)に採択されたものであり、実際に熊本県の2箇所の下水処理場から発生した余剰ガスを1箇所に集約して発電する実証試験を行った。しかし、このようなシステムの新規導入は、装置の製造や使用に伴うエネルギー消費等による環境負荷が発生するが、本実証試験のような消化ガスの精製・輸送システムを対象とした環境影響の評価を行った報告は非常に少ない。また、PSA装置を用いた場合と精製をしていない場合の環境負荷を比較した場合、両

者の負荷量に大きな差はないが、消化ガスをコージェネレーションシステムに利用した場合、発熱量の差によって精製ガスの方が環境負荷の削減効果が高いことが報告されている⁴⁹⁾。これは本実証試験においても同様の効果が期待できると考えられる。そこで、本研究では3箇所の下水処理施設に設置した実証試験プラントを対象とし、ライフサイクルアセスメント(LCA)によってシステム全体の環境負荷を推定と、精製前後のガスの組成分析によるメタン濃度と発熱量の算出を行った。そして、1塔式のPSAと既存の2塔式PSA装置および精製なしの3シナリオを想定し、1塔式PSA装置を導入した際に環境負荷と発熱量から環境面において優位性があるかを検討する比較評価を行った。

3. 技術概要

3-1 下水道革新的技術実証事業(B-DASHプロジェクト)

B-DASHプロジェクト(Breakthrough by Dynamic Approach in Sewage High Technology Project)とは、国土交通省が新技術の研究開発及び実用化を加速させることにより、下水道事業におけるコスト縮減や再生可能エネルギー創出等を実現し、併せて、本邦企業による水ビジネスの海外展開の支援を目的とした実証事業の総称である⁵⁰⁾。

事業の実施にあたっては、国土交通省(本省)にて有識者の審議を経て実証事業を採択し、国土技術政策総合研究所からの委託研究として、民間企業が必要に応じて地方公共団体や大学等と連携しながら実証研究を実施する。その成果を踏まえ、国土技術政策総合研究所において革新的技術の一般化を図り、普及展開に活用するため技術ごとに技術導入ガイドラインを策定し、民間企業のノウハウや資金を活用しつつ全国展開を目指すのがプロジェクトの一般的な流れである。プロジェクトの実施による効果として、水ビジネスの国際展開支援、ライフサイクルコスト(LCC)の大幅縮減、省エネ・創エネ化の3つが挙げられる⁵⁰⁾。

3-2 消化ガス

下水汚泥を嫌気性消化により処理した場合、表4-1に示すような組成のガスが得られる⁵¹⁾。嫌気性消化とは、酸素の存在しない条件下で行われる有機物の生物分解のことである。図4-2に嫌気性消化のプロセスを示した。汚泥中の有機物は、嫌気性細菌の働きにより、酸性発酵期、酸性減退期、およびアルカリ発酵期を経て分解される。その過程でセルロー

ス等の高分子有機物が酢酸などの揮発性有機酸と低級アルコール類に加水分解され、最終的にメタン生成菌の働きによりメタンや二酸化炭素といった最終生産物が消化ガスとして発生する⁵⁾。消化ガスは図4-1のようにボイラの加温や焼却補助燃料など様々な用途があるが、利用するためには硫化水素やシロキサンといった有害成分を除去する必要がある⁵²⁾。消化ガスの組成において、硫化水素は毒性が強く、金属の腐食の原因となり、シロキサンは燃焼機器に堆積することで燃焼系統の問題などを引き起こす。また、二酸化炭素も不活性物質のため、消化ガスの低位発熱量を低くする原因となり、都市ガス燃料や天然ガス自動車燃料などに利用する場合は、二酸化炭素も分離してメタンを高濃度に濃縮する必要がある⁵³⁾。

表 4-1 消化ガスの組成

成分	Vol%
メタン	60-65
二酸化炭素	30-35
窒素	1-2
酸素	1 以下
一酸化炭素	3 以下
水素	1 以下
硫化水素	100-600 ppm
アンモニア	<1 ppm
メチルメルカプタン	<30 ppm
ジメチルサルファイド	<10 ppm
硫黄酸化物	<5 ppm

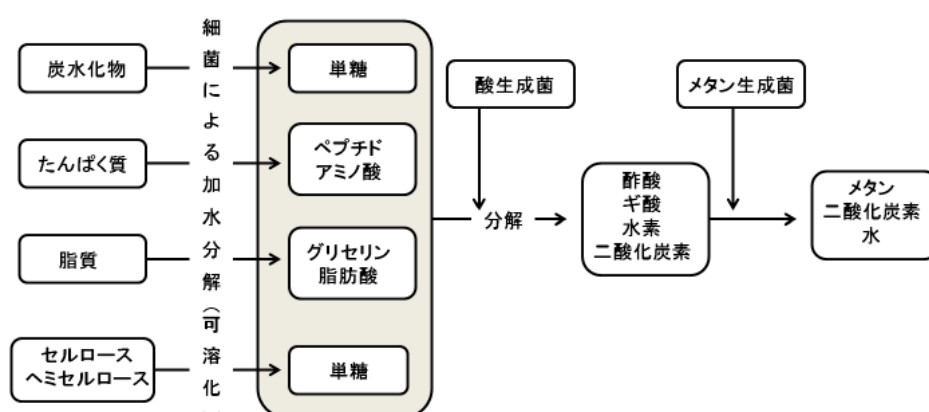


図 4-2. 嫌気性消化プロセス

4. ライフサイクルアセスメント (LCA) の概要

4-1 LCA の一般手順

近年、製品製造の環境影響評価に対して適用が試みられているライフサイクルアセスメント (Life Cycle Assessment :以下、LCA) が注目されている。LCA の概念を図 4-3 に示した。LCA は、対象とする製品やサービスを生み出す資源の採掘から素材製造、生産だけでなく、製品の使用・廃棄段階まで、ライフサイクル全体いわゆる、ゆりかごから墓場まで (資源採掘→輸入→素材製造→部品製造→組立て→使用→廃棄) を考慮し、資源消費量や排出物量を計量するとともに、その環境への影響を評価する手法である⁵⁴⁾。特に、空間スケールや時間スケールの異なる環境問題の取り扱いや、計画・設計時における環境的コストの最良化に関する検討などを行う際に有効であると考えられている。

LCA の実施手順と利用上の要件は国際標準規格 ISO 14040 と ISO14044 において規定されている⁵⁴⁾。規定されている LCA の構成段階を図 4-4 に示した。本規格によれば、①目的と範囲の設定、②インベントリ分析 (LCI : Life Cycle Inventory)、③影響評価 (LCIA : Life Cycle Impact Assessment)、④結果の解釈の 4 段階から構成されているものとしている。まず、目的と範囲の設定では、LCA の目的を明確にし、目的に応じた検討対象範囲の設定を行う。次にインベントリ分析では、検討対象物質をライフサイクル内で詳細に分析し、ライフサイクルのインプットおよびアウトプット表の作成が最終成果となる。さらに、影響評価 (環境影響分析および評価) では、インプット・アウトプット解析をもとにして環境負荷の状況や環境影響を解析し、評価を行う。最後に結果の解釈では、評価の結果と解析当初に設定した改善目標とを比較し、システムの改良および改善について検討が行われる。なお、必要に応じて、その結果が各段階にフィードバックされることになる。

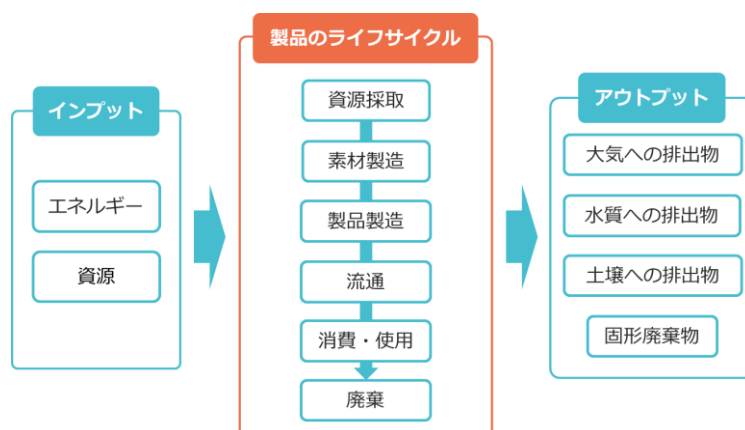


図 4-3. LCA の概念

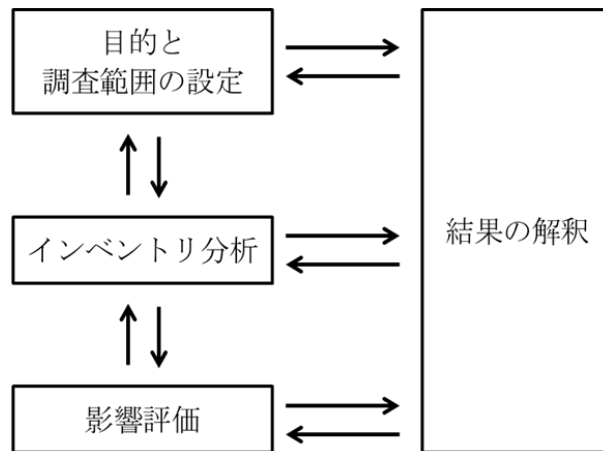


図 4-4. ISO14040 に規定される LCA の構成段階⁵⁴⁾

4-2 LCA の目的と範囲の設定

このフェーズでは、まず、LCA を実施する目的を明確にする。具体的には、①調査を実施する理由、②結果の使い方、③結果を報告する相手の 3 項目を決定する。次に、その目的に従って調査の範囲、調査項目を明確にする。具体的には、調査対象に関する設定、調査手法に関する設定、データに関する設定の 3 項目を決定する⁵⁵⁾。これにより、対象とする製品やサービス、調査する環境領域（環境問題）、結果の公開方法が決定されることから、LCA の方向性が決定されるフェーズとして位置づけられている。

調査対象に関して重要となるのは対象製品の「機能」、「機能単位」、「基準フロー」の設定である⁵⁴⁾。機能とは、製品システムがもつ機能を特定したものである。本実証試験に用いる PSA 装置で考えるのならば、この装置の機能はバイオガスを精製することになる。この機能の容量を示す単位を「機能単位」と呼び、PSA 装置であればバイオガス 10 m³を精製することがそれに相当する。基準フローとは機能単位に必要な製品システムの量のことであり、前述の機能単位で考えた場合、バイオガス 10 m³を精製するのに必要な PSA 装置の重量ということになる。

次に、調査手法の設定では、影響評価の実施の有無、実施時に採用する影響評価手法を決定する。開発国により評価手法が異なり、日本では JEPIX や LIME2 といった手法が開発されている。JEPIX (Japan Environmental Policy Priorities Index) とは、従来の LCA で難しかった環境領域間の比較という課題を解決するために、科学技術振興事業団 (JST) と環境経営学会が共同で開発した評価手法である。JEPIX では、製造工程などにおける大気汚

染や水質汚染の環境影響を、「エコポイント」という単一指標に統合化し評価する。このため、さまざまな環境影響を同じ基準で測ることが可能となる。統合化の重み付けには 400 以上の環境汚染物質の環境影響が対象となっている。具体的には、大気汚染、水質汚染、有害化学物質、土壌汚染、騒音などさまざまな環境影響をもとに、計算式によりエコポイントを算出する。この単一評価システムはスイス環境庁のエコポイント手法を応用したもので、日本の環境省が算定、公表する国内的数値を基礎としている⁵⁶⁾。

最後に、データに関する設定で重要となるのが、「システム境界」の設定である。このシステム境界の決定はスコーピングとも呼ばれ、LCA で対象とするプロセス全体を含む自然界との境界を定める⁵⁵⁾。ライフサイクル全体の全物質の入出力のデータ収集は不可能であり、プロセスを遡りすぎることによって評価の焦点がずれるおそれがある。そのため対象プロセスの評価する境界を定め、精度を高めることが非常に重要である。

4-3 インベントリ分析

インベントリ分析は、LCA 実施の目的に合致するように設定されたシステム境界全体での資源消費量や排出物量を算定するフェーズである⁵⁷⁾。

インベントリ分析を実施する際のデータは大きく「フォアグラウンドデータ」と「バックグラウンドデータ」の 2 種に分類される。フォアグラウンドデータとは LCA 実施者が直接収集・測定可能な素材やエネルギーの使用量や製品の生産量などのデータであり、調査対象の製品やサービスに直接的に関与するデータのことを指す。これに対し、製品に使用される素材の製造や、使用段階で消費される電気を発電するときの排出物量などのデータは LCA 実施者にとって他社製品であることが多く、データの収集が非常に困難である。実際には、部品や素材の納品企業へのヒアリングや、文献および他の LCA の実施例、ならびに市販のソフトウェアに搭載されたデータベースの引用などで収集されることが多い。こういった実施者が直接関わることのできない、調査対象の製品やサービスに間接的に関与するデータのことをバックグラウンドデータと呼ぶ⁵⁴⁾。

インベントリ分析では対象とする製品またはサービスにかかわる膨大なデータを扱うため、計算用のソフトウェアが必要である。日本でも LCA 用のソフトウェアがいくつか市販されており、表 2 の LIME2 などはソフトウェアに標準搭載されており、LCI の結果からその後の評価まで行うことが可能である。

4-4 影響評価

影響評価は、インベントリ分析で得られた結果を影響領域に分類し、項目ごとに環境への影響量を評価するフェーズである。LCA の国際標準規格では、影響評価 (LCIA) は、「特性化」までが必須要素とされ、多様な環境影響を 1 つにまとめる「重み付け」を含む特性化から後の評価、「被害評価」と「統合化」は、任意要素とされている⁵⁴⁾。各ステップにお

いて各国で様々な手法が開発されており、それぞれの特徴を理解し、目的にあった手法の取捨選択をしていく必要がある。各国の環境影響評価手法をまとめたものを表 4-2 に示した。本項では、本研究でも使用している日本版被害算定型環境影響評価手法 (LIME 2 : Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling 2) で定められる 3 ステップについて解説する。

表 4-2 各国の環境影響評価手法⁵⁸⁾

手法名	開発国	開発／更新時期	評価対象		
			特性化	被害評価	統合化
CML	オランダ	2002 更新	○		
EDIP	デンマーク	2003 更新	○		
TRACI	米国	2003	○		
Eco-scarcity	スイス	2007 更新			○
JEPIX	日本	2010 更新			○
Eco-indicator95	オランダ	1995			○
Eco-indicator99	オランダ	2000		○	○
EPS	スウェーデン	2000 更新		○	○
Impact2002	スイス	2002	○	○	
ExternE	欧州	2005 更新			○
LIME2	日本	2008 更新	○	○	○

特性化とはインベントリデータを関連する環境領域に振り分け、分類化された環境領域の環境影響量の評価を行うステップである。特性化では、排出物量と、その物質が影響領域に対して与える強度を基準物質との比で相対的に評価した特性化係数を掛けあわせ、カテゴリーインディケータとして表す。たとえば地球温暖化では二酸化炭素を基準物質として、温室効果ガスの熱放射の力を大気中での存在時間を考慮して表した地球温暖化係数 (GWP) が用いられる。したがって、地球温暖化によって引き起こされる実際の被害を表すものではなく、地球温暖化という現象を引き起こす物質の影響力を示している。このように、LCA における被害評価では、特性化係数として現象を引き起こす可能性を表現する数値を用いることが多い。一般に環境への影響を考察する場合には、環境に影響を与える物質が排出される場所を特定し、排出による環境中の濃度の増大を測定し、それが植物や人間に暴露する量をはかり、実際の被害を検討する。しかし、LCA では、この経路のうちで最も初期の排出時において、排出される物質の特性だけを用いて、被害の可能性を評価していることになる⁵⁴⁾。

LIME2 で定められている特性化係数を表 4-3 に示した。被害評価は自然科学的知見を利用し、環境負荷の発生にともなってエンドポイント (最終的被害) が受ける被害量を評価するステップである。特性化は、実際に被害を起こす要因である潜在的な影響を対象とする

ことが多く、健康影響や自然生態系への被害量を実際に求めたものではない。したがって、地球温暖化とオゾン層破壊の特性化結果を比較しようにも異なる要因を比較することになるため、合理的な比較は非常に困難である。環境影響を通じて、どの程度の健康損失が発生し、どの程度生物多様性が損なわれるかというように、実際に影響を受ける対象を明確化した上で、被害量を共通の単位で表現できれば、異なる環境問題に起因した被害量を合理的に比較することができる⁵⁴⁾。この明確化されたエンドポイントは評価手法によって異なるが、LIME2においては「人間健康」、「社会資産」「一次生産」「生物多様性」の4項目をエンドポイントとしている。

人間健康は障害調整生存年数（DALY）で示され、早死による生命損失年数と障害による相当損失年数の和によって求められる⁵⁸⁾。

社会資産は通貨単位：円（YEN）で示され、人間社会の継続維持に必要な有価物で、化石燃料、鉱物資源、森林資源、水産資源および農業資源への影響が構成要素とされる¹¹⁾。

生物多様性は有害物質の暴露や生態系の物理的変化に伴う生物種の絶滅リスク、絶滅種数増分期待値（EINES）で示される⁵⁸⁾。

一次生産は植物が光合成により待機中の二酸化炭素を固定して生産する有機物の量である純一次生産力（NPP）で示される⁵⁸⁾。これは植物が待機中の二酸化炭素を有機物として固定化する速度と考えることもでき、一単位地区（陸上、水上および海上）における植物バイオマスまたは炭素の増加量として捉えることができる。したがって、この被害量が大いことは、食料生産において被害を受けることを意味する。

表 4-3. 特性化係数リスト⁵⁸⁾

影響領域	推奨する特性化係数	評価結果の単位	特性化手法が評価する内容
オゾン層破壊	ODP	CFC-11 eq.kg	オゾン層破壊能力
地球温暖化	GWP	CO ₂ eq.kg	赤外線放射強制力
酸性化	DAP	SO ₂ eq.kg	沈着を考慮したプロトン量
都市域大気汚染	UAF	SO ₂ eq.kg	日本各地域の気象条件を反映
光化学オキシダント	OCEF	C ₂ H ₄ eq.kg	日本各地域の気象条件を反映
有害化学物質	HTPcancer	C ₆ H ₆ air eq.kg	発ガン性物質のハザード化
	HTPchronic disease	C ₆ H ₆ air eq.kg	慢性疾患のハザード化
生態毒性	AETP	C ₆ H ₆ water eq.kg	水生生物への有害性
	TETP	C ₆ H ₆ soil eq.kg	陸生生物への有害性
富栄養化	EPMC	PO ₄ ³⁻ eq.kg	溶存酸素消費量
室内空気質汚染	IAF	HCHO eq.kg	予想摂取量と1日許容摂取量
土地利用	LOF	1/m ₂ /yr	土地の占有面積と占有期間
	LTF	1/m ₂	土地改変面積
資源消費（鉱物資源、化石燃料、生物資源）	消費エネルギー	MJ	発熱量
	1/R	1/kg	可採埋蔵量の逆数
廃棄物	WPF	m ³ /kg	処分場に占める容積
騒音	NPF	J/(台・km)	音源のエネルギー

4つのエンドポイントの対象となっている環境領域を表4-4に示した。一部重要な影響を及ぼすと考えられているにもかかわらず、評価が困難なため対象となっていない環境領域が存在するが、このようにこの分野は発展途上段階であり、LCAの任意要素とされている原因にもなっている。

表4-4. LIME2における保護対象リスト⁵⁸⁾

	人間健康	社会資産	生物多様性	一次生産
	DALY	Yen	EINES	NPP
オゾン層破壊	皮膚がん	農業生産		陸域生態系
	白内障	木材生産		水域生態系
地球温暖化	熱ストレス/寒冷ストレス、マラリア、デング熱、災害被害、栄養失調、飢餓	農業生産		
		エネルギー消費		
		土地消失		
酸性化	都市域大気汚染において評価	木材生産		陸域生態系
		漁業生産		
都市域大気汚染	呼吸器疾患 (12態様)			
光化学オキシダント	呼吸器疾患 (6態様)	農業生産		陸域生態系
		木材生産		
遊戯化学物質	発ガン (8部位)、慢性疾患		生態毒性において評価	
生態毒性	有害化学物質において評価		陸域生態系	
			水域生態系	
富栄養化		漁業生産		
室内空気質汚染	※シックハウス症候群			
土地利用			陸域生態系	陸域生態系
資源消費 (飲水資源、化石燃料、生物資源)		ユーザーコスト	陸域生態系	陸域生態系
廃棄物	有害な廃棄物は有害化学物質、生態毒性において評価	※ユーザーコスト	陸域生態系	陸域生態系
騒音	※睡眠障害、※会話障害			

※無地の部分は被害量を評価している領域、薄い網掛けの部分は被害量が呪文小さいと推測される領域、濃い網掛けの部分は重要であると推測されるが現時点で被害量を評価することが困難である領域を指す。項目名の前に※印が付加されているものはLIME2において新規に追加されたもので、**太字**で書かれている項目はLIME2において改変されたもの、*斜体*で書かれている項目はLIME1を引用したものを指す。

統合化も異なる影響領域間の比較を容易に行うために各影響領域への重み付けを行い、単一指標化するステップである⁵⁷⁾。LIME2では保護対象 (人間健康や生物多様性) ごとに重み付け係数を設定し、「円」を単一指標として表す。これは環境影響に対する経済評価、いわゆる外部費用の算定に用いられる。LIME2による統合化は、コンジョイント分析によって各保護対象に対する被害量を支払い意志額に基づいた経済価値化しており、それは市場では取引されないコスト (外部費用) であることから、市場で取引される内部費用と区別されている。

4-5 結果の解釈

インベントリ分析やライフサイクル影響評価から得られた結果に関する考察を行うフェーズであり、主に得られた結果をもとに理解しやすい形にまとめ、重要な環境問題の特定を行う。特に、重要なプロセスや仮定を中心にして、LCA に利用したデータの信頼性などを検証して、必要であれば再調査を行い、精度の向上を図る。また、実施された LCA の多くは、実測されたデータではない推定や引用によるデータが用いられる。国際標準規格では、使用するデータの完全性や代表性などの質の評価が必要とされているが、それを結果に反映させる具体的方法は示されておらず、LCA を行った論文でもここまでの評価をしているものは非常に少ない。感度分析や不確実性分析などの研究は LCA 手法でも遅れている領域であり、この分野の研究の進展が望まれている⁵⁴⁾。

5. 実証試験

5-1 実証試験の概要

実証試験の概要を図 4-5 に示す。熊本県上益城郡益城町（以下、益城町）と熊本県山鹿市（以下、山鹿市）の下水処理場を供給処理場とし、PSA 装置によって精製したガスを吸蔵容器に圧縮充填し、トラックで集約処理場である熊本県菊池郡大津町（以下、大津町）の下水処理場へ輸送する。同様に集約処理場でもガス精製を行い、クッションタンクに集約した精製ガスをバイオガス用発電機で発電する。実証試験段階のため、発電によって得られた電力は集約処理場に建設する新規設備の運転のみに用いる。

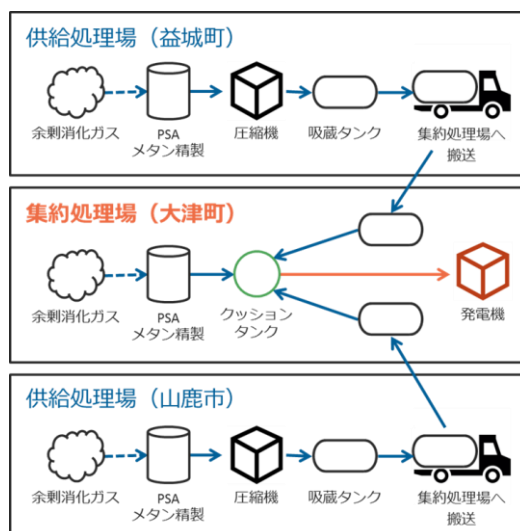


図 4-5 実証試験の概要フロー

図 4-6～9 は実際に設置されたプラントの一部を示した。図 4-6 は吸蔵容器、図 4-7 は輸送トラック、図 4-8 は圧縮充填装置、図 4-9 は実証プラントの外観である。



図 4-6 吸蔵容器の外観



図 4-7 輸送トラック（8 トン規模）の外観



図 4-8 圧縮充填装置の外観（益城町）



図 4-9 実証プラントの外観（益城町）

5-2 PSA 装置

5-2-1 PSA 法の原理

PSA (Pressure Swing Adsorption) 法の原理を図 4-10 に示す。これは吸着されるガスの分圧に応じて吸着容量（単位吸着剤量あたりに吸着するガス量）が異なるのでその圧力を上下させることによって吸着しやすいガスを除去したり吸着しにくいガスを濃縮させたりすることができる。A ガスが B ガスに対して吸着剤への吸着容量がより大きい特性を利用して圧力変動を行わせることによって A ガスの方が B ガスより多く吸着除去され、非吸着ガスとして B ガスが濃縮されている⁵⁹⁾。

工業的には吸着剤を固定層として充填した吸着層に分離したい数種類の混合ガスを加圧して導入させ、吸着速度が速いか、もしくは吸着しやすいガスから優先的に吸着させることによって分離し、その後圧力を降下させることによって吸着したガス（吸着ガス）を脱

着させて製品ガスとしたり、あるいは吸着しなかったガス（非吸着ガス）を製品ガスとして吸着槽の外部へ取り出すことによって取得したりするのである。通常、吸着層の出入り口側からそれぞれのガスが分離濃縮された形で取り出される⁵⁹⁾。

下水処理場から発生する下水汚泥を嫌気性消化させことにより、表 4-1 で示した組成のガスが得られる。これを PSA 法により吸着と脱着再生の工程を繰り返しながらメタンの精製を行うことにより、メタンを 90%以上の濃度で取り出すことができる。吸着剤には活性炭や MSC (Molecular Sieving Carbon) がよく用いられる。メタンと二酸化炭素間の吸着原理については、二酸化炭素の吸着剤への平衡吸着量がメタンに対し約 2 倍多いため、この吸着容量差を利用して二酸化炭素を選択的に吸着し、分離を行っている。

吸着塔が 2 塔になっている 2 塔式のものが一般的 PSA 装置を図 4-11 に示した。2 塔式 PSA 装置は、片方の吸着塔が吸着しつつ、もう片方は脱着再生を行うことができるため、吸着と脱着再生をスムーズに行うことができるのが特徴的である。しかし、吸着・放出・再生を繰り返して運転するため、それに対応する数多くの配管や弁類必要であり、その分設備スペースが大きくなり、設備コストや設備メンテナンスコストが増大する⁶⁰⁾というデメリットがある。

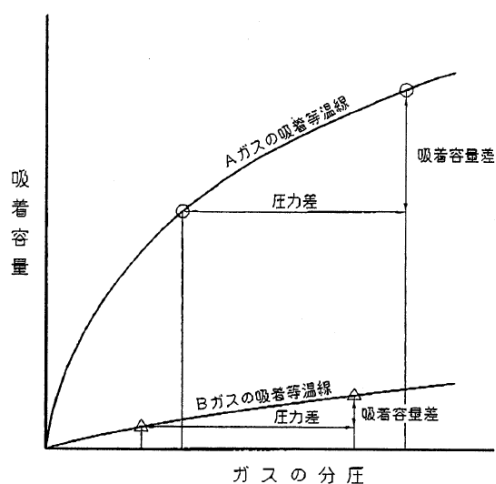


図 4-10 PSA 法の原理⁵⁹⁾

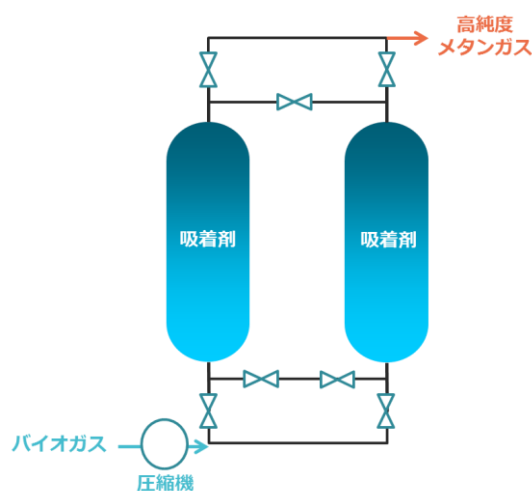


図 4-11 2 塔式 PSA 装置の簡略図⁶⁰⁾

5-2-2 新規 PSA (1 塔式 PSA 装置) の概要

今回導入された 1 塔式の PSA 装置を図 4-12 に示した。PSA 装置は図 4-11 のような 2 塔式のもので一般的であるが、同時にコスト等の問題も生じる。そこで開発されたのが、吸着塔が 1 つになった 1 塔式の PSA 装置である。1 塔になったメリットとしては、①制御の簡略

化、②低コスト、③設置スペースの縮小の3つが挙げられる。2塔式と大きく異なる点は、2塔で行っていた吸着、脱着再生を1塔で行うことである。原理としては、図4-13、4-14に示したように、ゼオライト等の複数の吸着剤を充填し、圧縮したバイオガスを通すことで、メタンのみを選択的に回収する⁶¹⁾。そのため2塔式とは脱着のタイミングが異なっている。また、2塔式では片方が吸着、もう片方が脱着再生するが、精製速度が倍になるというわけではなく、同規模のPSA装置の場合、両者の精製速度は変わらないように設計されている。同様に精製効率に関しても両者は遜色なく、90%程度までメタン濃度を高め、燃焼機器のトラブルの原因となるシロキサンは0.02 ppm程度まで除去することが可能である。2塔式に比べると、吸着塔のサイズは大きくなるが、吸着剤の量は2塔式よりも少なく、スペースを圧迫するようなことはないとされている。



図 4-12 1 塔式 PSA 装置の外観 (大津)



図 4-13 吸着塔の内部⁶²⁾

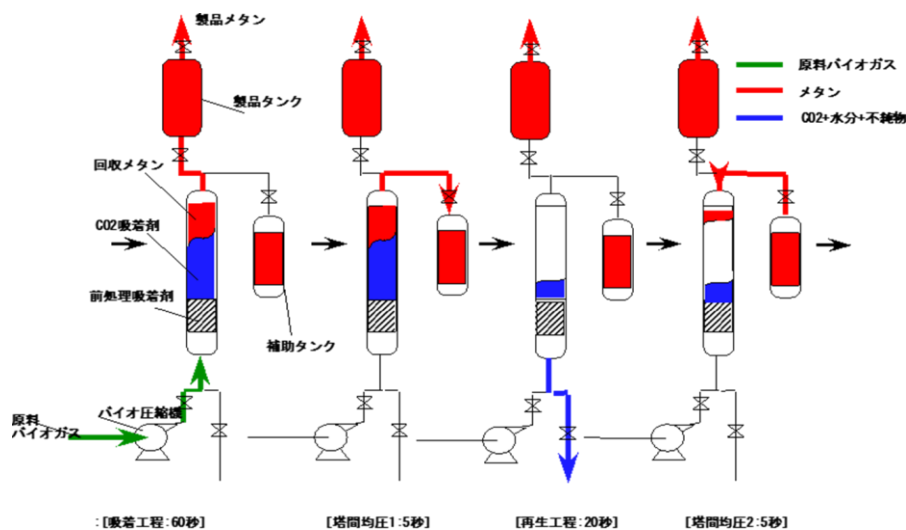


図 4-14 1 塔式 PSA バイオガス精製装置フローシートと操作シーケンス⁶²⁾

5-3 各処理場の運転状況について

5-3-1 益城町の運転状況

益城町の処理場である益城町浄化センターから発生している、月ごとのガス発生量および運転状況をまとめたものを表 4-5 に示した。3 箇所の処理場の内、最もガス発生量が大きく、日中はボイラの加温のために消化ガスが利用されている。ただし、表 4-6 に示した実証試験時のマテリアルバランスのように PSA 装置にすべての余剰ガスを供給できるわけではなく、PSA へは 15 Nm³/h 程度が供給される。また、ボイラの稼働時には PSA 装置は稼働せず、余剰ガスは余剰ガス燃焼装置で燃焼されている。ボイラと PSA 装置の同時稼働は、処理場自体の安定稼働を妨げるおそれがあるため、夜間のみメタン発酵槽から発生した消化ガスの一部を PSA 装置へ供給する。高濃度の二酸化炭素を含むオフガスの排出が懸念されるが、これはガスホルダーに返送することで対処している。

表 4-5 益城町のガス発生量と運転状況 (2014)

益 城 町													
		4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月
ガス発生量	m ³ N/日	940	936	888	905	826	806	818	808	844	949	980	948
汚泥投入量	m ³ /日	46	38	38	44	45	46	46	45	43	41	38	46
汚泥投入濃度	%	3.5	3.7	3.7	3.5	3.5	4.2	3.6	3.9	3.9	3.9	4.1	3.8
消化率	%	60	58	55	53	54	47	60	62	61	60	62	62
消化汚泥温度	°C	年平均35°C											
ボイラ運転状況	—	運転時間 月曜～土曜 9:00～16:00											
加温方法	—	ボイラー温水による熱交換											
消化槽基数	—	消化槽 2基 (1,200m ³)											
攪拌方法	—	機械攪拌											
HRT(消化日数)	日	48日～50日											

表 4-6 益城町のマテリアルバランス (実証試験時)⁶¹⁾

流体名	1		2		3		4		5	
	消化ガス		PSA供給ガス		ボイラ利用ガス		精製ガス		PSAオフガス	
	m ³ N/hr	%	m ³ N/hr	%	m ³ N/hr	%	m ³ N/hr	%	m ³ N/hr	%
Total	28.6	100	15	100	40	100	9	100	6	100
メタン	17.2	60	9	60	20-24	50-60	8.1	90	0.9	15
CO ₂	11.4	40	6	40	16-20	40-50	0.9	10	5.1	85
シロキサン	50ppm		50ppm		50~65ppm		~0.02ppm		125ppm	

5-3-2 大津町の運転状況

大津町の処理場である大津町浄化センターから発生している、月ごとのガス発生量および運転状況をまとめたものを表 4-7 に示した。ガス発生量は益城町と山鹿市の中間程度であり、益城町と異なりボイラの稼働がなく、嫌気性消化により発生する消化ガスはすべて、余剰ガス燃焼装置にて焼却処分されている。したがって、実証試験時は PSA 装置を 24 時間連続運転し発電を行う。また、実証プラントは供給処理場と違い、ガスの輸送がないため圧縮充填装置がなく、PSA 装置と集約するクッションタンクおよび発電機のみ設置されている。しかし、こちらも益城町と同様に実証試験時の PSA 装置への供給量は表 4-8 のマテリアルバランスに示した通り、全余剰ガス量よりも少なく設定されている。稼働時のオフガスは益城町と同様にガスホルダーへ返送される。

表 4-7 大津町のガス発生量と運転状況 (2013)

大 津 町													
		4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月
ガス発生量	m ³ N/日	200	211	306	287	394	428	429	444	372	350	356	365
汚泥投入量	m ³ /日	97	72	84	117	118	112	116	104	100	104	104	102
汚泥投入濃度	%	1.8	1.7	1.5	1.2	1.2	1.3	1.3	1.9	1.9	0.9	2.0	1.6
消化率	%	40	34	41	40	50	61	56	59	48	48	44	41
消化汚泥温度	°C	20	21	24	26	27	27	26	24	21	18	18	18
ボイラ運転状況	—	運転なし											
加温方法	—	加温なし											
消化槽基数	—	一次発酵槽(1,400m ³)、二次発酵槽(700m ³)											
攪拌方法	—	ガス攪拌											
HRT(消化日数)	日	約21日											

表 4-8 大津町のマテリアルバランス (実証試験時) ⁶¹⁾

	1		2		3		4		5	
流体名	消化ガス		PSA供給ガス		精製ガス		PSAオフガス		余剰ガス(流量は平均値)	
	m ³ N/hr	%	m ³ N/hr	%	m ³ N/hr	%	m ³ N/hr	%	m ³ N/hr	%
Total	10.8	100	4.5	100	2.7	100	1.8	100	8.1	100
メタン	6.5	60	2.7	60	2.4	90	0.3	16	4.1	50-60
CO ₂	4.3	40	1.8	40	0.3	10	1.5	84	4.0	40-50
シロキサン	50ppm		50ppm		~0.02ppm		125ppm		50~67ppm	

5-3-3 山鹿市の運転状況

山鹿市の処理場である山鹿浄化センターから発生している、月ごとのガス発生量および運転状況をまとめたものを表 4-9 に示した。他の処理場に比べるとガス発生量が少ないが、ボイラの加温にも消化ガスが利用されている。ボイラは常時運転しているため、余剰ガス量が安定せず、本実証試験の連続運転が現状厳しいものとなっている。そのため、実証試験時は PSA 装置に供給できる量のガスが、ガスホルダーに貯まり次第稼働するような不定期運転の形を取らざるをえない状況となっている。同じ供給処理場である益城町とプラントの構造はほぼ同じだが、PSA 装置と圧縮充填装置の間に 15 m³ のガスバックが設置されている。年間の運転回数は他の処理場と比べると非常に少なくなるが、稼働時の PSA に供給されるガス量は他の処理場よりも多くなると予想される。PSA 稼働時に発生するオフガスは他と同様にガスホルダーに返送される。

表 4-9 山鹿市のガス発生量と運転状況 (2014) ⁶¹⁾

山 鹿 市														
		4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月	
ガス発生量	m ³ N/日	153	138	142	148	162	153	146	143	111	130	136	139	
汚泥投入量	m ³ /日	生	9	8	12	18	10	8	8	7	10	7	8	10
		余剰	24	23	23	24	23	22	21	23	24	25	24	28
汚泥投入濃度	%	生	2.7	2.9	2.8	3.8	3.3	2.0	2.5	3.1	2.3	4.3	2.3	2.0
		余剰	4.2	4.5	4.2	4.1	4.3	4.5	4.5	4.2	4.2	4.4	4.1	4.2
消化率	%	生	42.0	41.0	27.0	14.0	36.0	44.0	52.0	49.0	58.0	49.0	52.0	42.0
		余剰	31.0	27.0	20.0	21.0	32.0	37.0	40.0	40.0	44.0	34.0	33.0	30.0
消化汚泥温度	°C	A槽・・・29.0		C槽・・・28.5										
ボイラ運転状況	—	386h/年		31h/月	7.5h/週(月～金) 9:00～16:30									
加温方法、 攪拌方法	—	ボイラ—蒸気による加熱 A槽(636 m ³)・・・ガス攪拌 B槽(636 m ³)・・・ガス攪拌 (H26は改築更新のため運転停止) C槽(2,120 m ³)・・・ガス攪拌												
HRT(消化日数)	日	生:57～141日、余剰:37～54日												

5-4 評価範囲の設定と評価方法

5-4-1 評価範囲の設定

機能単位を10年間でPSA装置に供給されるガスの精製と設定して、評価を行った。本研究は、各処理場のPSA装置への余剰ガスの投入から、精製、集約までを評価範囲とし、実証試験に焦点を当てるため、消化ガス発生までのプロセスは評価範囲外とした。本研究の評価範囲のフローを図4-15に示した。実証試験のプロセスは素材製造段階、装置稼働段階、輸送段階に分け環境影響を評価した。1塔式PSA装置の比較対象として、同程度の処理量で使用されていた2塔式PSA装置のデータを文献より収集し、1塔式に置き換えて比較評価した。また、PSA装置を導入せずに圧縮し大津町に集約した場合の比較も行った。

基本的に毎日稼働するものと設定するが、山鹿市に関してのみ余剰ガスの発生が不安定なため、月に1回吸蔵容器が満タンになる程度の量を仮定して、益城町と同様の稼働時間を設定した。また、余剰ガス量や既存設備の安定稼働のために処理場によって実証運転時間を考慮し、各処理場の余剰ガス量と運転時間を実証試験と同様の条件で設定した。精製ガス量は、PSA装置に供給された余剰ガス量の60%とし、残りはオフガスとして、既存設備のガスホルダーに返送するものとした。したがって、オフガスの大気排出による環境負荷は本研究では考慮しなかった。

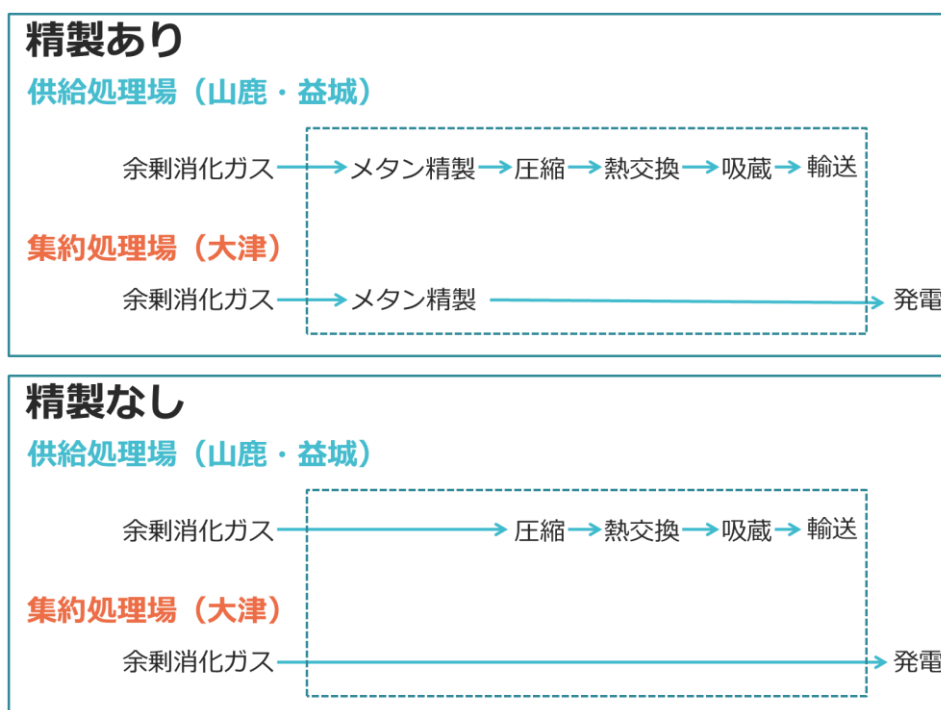


図 4-15 評価範囲（点線：システム境界、実線：物質の流れ）

輸送には8トントラックを使用し、燃費は4.5 km/L⁶³⁾とした。輸送距離はGoogle マップを用いて益城町から大津町間を17.0 km、山鹿市から大津町間を31 kmと設定した。吸蔵容器のガス容量はおよそ200 kgであり、精製ガスの量によっては1回の輸送ですべて運べる容量であるが、実証試験時は一日で発生するガスを2回に分けて輸送を行うため、精製するシナリオの1日あたりの輸送回数は2回とした。ただし、ガス精製をしない場合、輸送ガス量が倍近く増加するため、それに伴い輸送回数も増加することが考えられるため、精製しない場合の輸送回数は精製した場合の2倍の回数を要すると仮定した。ガス量の増加に伴う対策に吸蔵容器の追加も考えられるが、本研究では考慮しなかった。また、評価には輸送のみを考慮し、トラックの製造は評価範囲外とした。これらの条件を元に、各処理場の設備運転や輸送等の設定値を表10にまとめた。また、本件で使用したデータの収集は、プロジェクトに関与している企業へのヒアリングや、文献等で行った。データの収集が困難なバックグラウンドデータについては、産業環境管理協会が提供しているLCA支援ソフトウェア「MiLCA」内のデータベースから得た⁶⁴⁾。初期設定データを表4-10に本研究で使用したインプットデータを表4-11～14に示した。

表 4-10 初期設定データ

項目	単位	益城	山鹿	大津
供給ガス量	Nm ³ /h	15	30	4.5
精製ガス量	Nm ³ /h	9	18	2.7
プラント稼働時間	h	15	15	24
年間稼働日数	日/年	365	12	365
輸送距離(片道)	km	17	31	-
輸送回数(精製あり)	回/日	2	2	-
輸送課数(精製なし)	回/日	4	4	-
プラント電力需要(1塔式)	kWh/day	280.5	256.5	70.8
プラント電力需要(2塔式)	kWh/day	359.3	324.8	180

表 4-11 設備の材料・素材名・重量

種別		材質	重量□(kg)
吸蔵容器 (2基)	本体	SUS304	3700
	吸着剤	活性炭	2500
益城町圧縮機	架台	SS400	120
	本体	SUS304	680
	コンテナ	鉄など	1500
山鹿市圧縮機	架台	SS400	120
	本体	SUS304	680
	コンテナ	鉄など	1500
益城町熱交換器	架台	SS400	130
	本体	SUS304	320
山鹿市熱交換器	架台	SS400	230
	本体	SUS304	170
益城町 PSAメタン精製装置	コンテナ	鉄	2500
	架台	SS400	1270
	PSA・配管	SUS304	730
	その他	SUS304	1600
	吸着剤	ゼオライト	100
山鹿市 PSAメタン精製装置	コンテナ	鉄	1500
	架台	SS400	480
	PSA・配管	SUS304	360
	その他	SUS304	1100
	吸着剤	ゼオライト	60
大津町 PSAメタン精製装置	コンテナ	鉄	1500
	架台	SS400	485
	PSA・配管	SUS304	330
	その他	SUS304	1120
	吸着剤	ゼオライト	65

※本研究では PSA 装置の重量は PSA・配管のみ考慮した。

表 4-12 各処理場の電力消費量

項目		単位	値
ガス精製処理量	益城町	Nm ³ /h	15.0
	山鹿市	Nm ³ /h	30.0
	大津町	Nm ³ /h	4.5
発電機定格出力		kW	30.0
発電機定格ガス消費量		Nm ³ /h	13.1
PSA定格電力消費量	益城町	kW	2.25
	山鹿市	kW	2.95
	大津町	kW	2.95
圧縮機定格電力消費量	益城町	kW	11.95
	山鹿市	kW	11.95
熱交換器定格電力消費量	益城町	kW	4.5
	山鹿市	kW	2.2
PSAメタン回収率		%	90.0

表 4-13 設備の材料・素材名・重量 (2塔式 PSA 装置)

種別	材質	重量□(kg)
PSA装置	本体	SUS304 1,350
	吸着剤	活性炭 300

表 4-14 電力消費量 (2塔式 PSA 装置)

項目	単位	値
ガス精製処理量	Nm ³ /h	15.0
PSA定格電力消費量	k W	7.5
PSAメタン回収率	%	90.0

5-4-2 評価方法

上記の評価範囲を対象として、(社)産業環境管理協会が有償で提供しているソフトウェア「MiLCA」を使用しライフサイクルインベントリ(LCI)分析を行った。また、LCI分析では、投入資源と排出物の一覧表が得られるが、項目が非常に多く、発生量が少ない項目も多いため、排出量が多いと予想される二酸化炭素をはじめとする大気関連環境負荷物質9項目(二酸化炭素、ばいじん、炭化水素、非メタン炭化水素、硫黄酸化物、二酸化硫黄、窒素酸化物、一酸化二窒素、メタン)について発生量を比較した⁶⁵⁾。また、同ソフトウェアを利用して、日本版被害算定型環境影響評価手法(LIME2:Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling 2)によるライフサイクルインパクトアセスメント(LCIA:Life Cycle Impact Assessment)を行った。

LCIAでは、特性化、被害評価、統合化の3ステップで各シナリオを評価した。特性化では、被害評価における影響領域として、13項目(地球温暖化、酸性化、都市域大気汚染、人間毒性(発がん性、慢性疾患)、生態毒性(水性、陸生)、光化学オキシダント、富栄養化、資源消費、水資源消費、エネルギー消費、廃棄物)の被害量を求めた。被害評価ではLIME2が定めている4つの保護対象、「人間健康」、「社会資産」、「生物多様性」、および「一次生産」に与える被害量をシナリオ間で比較した。最後に被害評価結果を統合化し、経済指標である「円」で単一指標化し、システム全体の外部費用を比較し、本実証試験の環境面における優位性を検討した。

5-5 ガス組成分析

益城町と大津町の実証プラントから得られる精製前後のバイオガスの組成をGC-TCDを用いて分析し、発熱量の算出を行った。

5-5-1 対象ガス

各プラントに設置されたガス採取用のノズルから、図4-16に示したようにアルミニウムバッグにサンプリングし、GC-TCDを用いて分析を行った。サンプリングは益城町と大津町は可能であったが、山鹿市のみ現段階ではPSA装置の調整ができていなかったため、2箇所のみサンプリングを行った。また、ガスのサンプリングおよび分析には、以下の器具を用いた。

- ・GLSciences ガスタイトシリンジ1700シリーズRNタイプ交換針型(容量:50 μ L)
- ・GLSciences アルミニウムバッグ(10L)(型式:CEK)

- ・GLSciences プッシュ缶タイプ標準ガス (メタン)
- ・GLSciences プッシュ缶タイプ標準ガス (二酸化炭素)
- ・GLSciences プッシュ缶タイプ標準ガス (酸素)
- ・GLSciences プッシュ缶タイプ標準ガス (窒素)
- ・GLSciences プッシュ缶タイプ標準ガス (水素)
- ・GLSciences プッシュ缶タイプ標準ガス (ヘリウム)
- ・Agilent GC(7820A)、検出器：TCD
- ・Agilent Select Permanent Gases/CO2 (CP7429 内径:0.32 mm, 長さ:30 m, 膜厚:0.1 μm)
- ・Agilent 不活性処理済みフューズドシリカチューブ (内径:0.53mm, 長さ:5m)
- ・ROCKER 真空ポンプ(ROCKER300)



図 4-16 大津プラント内サンプリング箇所 (左：精製前、右：精製後)

5-5-2 分析条件

ガスの分析条件は、以下のとおりである⁶⁶⁾。

- ・使用装置：GC (7820A)
- ・カラム：Select Permanent Gases/CO2 (内径：0.32 mm, 長さ 30 m, 膜厚：0.1 μm)
- ・カラム温度：35°C (10 min)
- ・キャリアガス：ヘリウム (水素のみアルゴン)、圧力：100 kPa
- ・注入口：スプリット法 (50 ml/min)
- ・注入口温度：35°C
- ・検出器：TCD
- ・検出器温度：300°C
- ・サンプル量：20 μL

6. 結果と考察

6-1 インベントリ分析

既往研究より、今回のような PSA を用いた場合、環境影響評価は地球温暖化への影響が大きいと報告されている⁴⁹⁾⁶⁷⁾。また、PSA 装置を利用することで輸送効率の向上が見込めるため、精製なしの場合輸送による影響が大きくなると考えられることから、インベントリ結果より、地球温暖化およびトラックの排ガスに寄与するような大気関連環境負荷物質 9 項目をリストアップした。

その結果、全シナリオを通して、二酸化炭素の排出量が大部分を占めていた。各処理場の排出量で比較した場合、全ての処理場において 2 塔式の PSA を用いたシナリオの排出量が全体的に高く、1 塔式 PSA の比較では 1 塔式の方が排出量を抑えられていることが明らかになった。また、益城町と山鹿市の比較では、精製なしのシナリオの二酸化炭素排出量に大きな差が示された。これは山鹿市の PSA 稼働回数が益城町に比べると非常に少ないため、電力消費量の差がないことが要因であると考えられる。特に今回用いた 2 塔式 PSA の電力消費量は、1 塔式の 2 倍以上であったため、電力消費量の影響が大きくなり、毎日稼働している益城町では二酸化炭素排出量においてこのような差が生じた。全処理場の排出量を合計したものを表 4-15~17 および図 4-17~19 に示し、全処理場の排出量を合計したものを表 4-18 および図 4-20 に示した。基本的な排出量関係については合計前と変わらず、2 塔式が最も排出量が多かった。しかし、精製なしの排出量を他シナリオと比較すると、大津町の PSA 装置の製造・稼働を加味しているにも関わらず、排出量の差があまりなく、排ガス中に含まれるような NOx や炭化水素は全シナリオで最も高い値が示された。このことから、輸送回数の増加に伴う影響は非常に大きいことが明らかになった。

表 4-15 益城町インベントリ分析結果

(大気関連環境負荷物質)

	益城 1 塔式	益城 2 塔式	益城精製なし
CO ₂	7.35. E+05	8.88. E+05	1.44. E+03
ばいじん	6.65. E+00	7.57. E+00	5.78. E+00
炭化水素	2.03. E+01	2.20. E+01	3.22. E+01
NMHC	2.44. E+01	3.12. E+01	2.15. E+01
SOx	7.48. E+01	9.32. E+01	7.49. E+01
SO ₂	1.69. E+01	1.87. E+01	1.58. E+01
NOx	8.62. E+02	9.23. E+02	1.46. E+03
N ₂ O	6.37. E+01	7.75. E+01	6.37. E+01
CH ₄	3.97. E+02	4.53. E+02	5.57. E+02

表 4-16 山鹿市インベントリ分析結果

(大気関連環境負荷物質)

	山鹿 1 塔式	山鹿 2 塔式	山鹿精製なし
CO ₂	6.61. E+04	2.15. E+05	2.10. E+05
ばいじん	4.58. E+00	5.81. E+00	4.66. E+00
炭化水素	3.54. E+00	5.22. E+00	5.58. E+00
NMHC	1.28. E+00	7.80. E+00	7.36. E+00
SOx	4.08. E+00	2.18. E+01	2.12. E+01
SO ₂	1.24. E+01	1.50. E+01	1.22. E+01
NOx	7.62. E+01	1.36. E+02	1.66. E+02
N ₂ O	1.82. E+01	3.16. E+01	2.93. E+01
CH ₄	3.53. E+01	8.98. E+01	9.50. E+01

表 4-17 大津町インベントリ分析結果 (大気関連環境負荷物質) 表 4-18 全処理場合計インベントリ分析結果 (大気関連環境負荷物質)

	大津1塔式	大津2塔式	大津精製なし
CO ₂	1.36.E+05	3.48.E+05	0.00.E+00
ばいじん	7.51.E-01	2.21.E+00	0.00.E+00
炭化水素	1.29.E+00	3.58.E+00	0.00.E+00
NMHC	6.06.E+00	1.54.E+01	0.00.E+00
SOx	1.65.E+01	4.21.E+01	0.00.E+00
SO ₂	1.52.E+00	4.48.E+00	0.00.E+00
NOx	4.52.E-10	1.38.E+02	0.00.E+00
N ₂ O	1.07.E+01	2.90.E+01	0.00.E+00
CH ₄	4.98.E+01	1.28.E+02	0.00.E+00

	精製あり(1塔式)	精製あり(2塔式)	精製なし
CO ₂	9.37.E+05	1.45.E+06	2.11.E+05
ばいじん	1.20.E+01	1.56.E+01	1.04.E+01
炭化水素	2.51.E+01	3.08.E+01	3.78.E+01
NMHC	3.17.E+01	5.44.E+01	2.88.E+01
SOx	9.54.E+01	1.57.E+02	9.61.E+01
SO ₂	3.09.E+01	3.82.E+01	2.81.E+01
NOx	9.38.E+02	1.20.E+03	1.62.E+03
N ₂ O	9.27.E+01	1.38.E+02	9.29.E+01
CH ₄	4.82.E+02	6.71.E+02	6.52.E+02

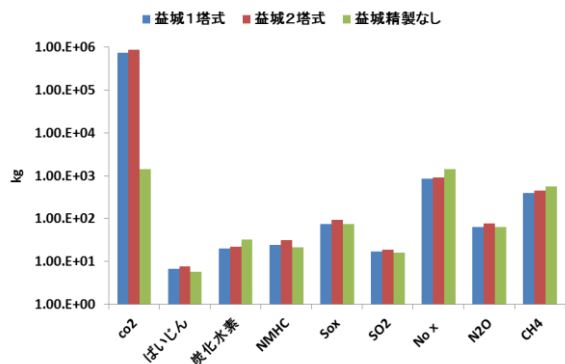


図 4-17 益城町インベントリ分析結果 (大気関連環境負荷物質)

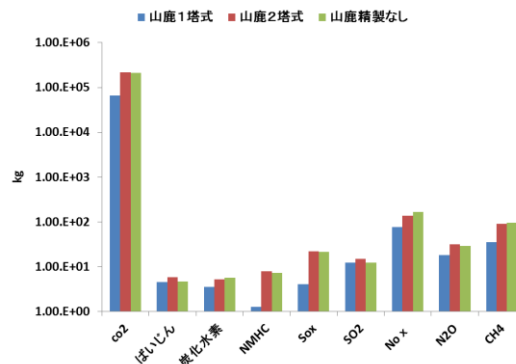


図 4-18 山鹿市インベントリ分析結果 (大気関連環境負荷物質)

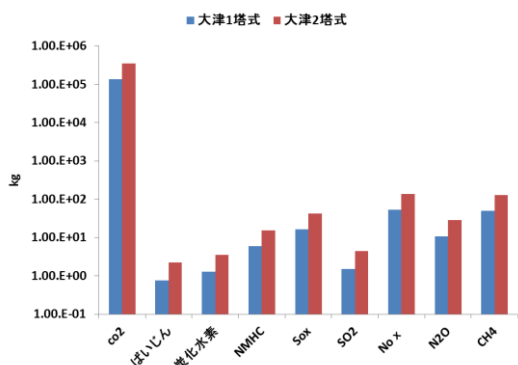


図 4-19 益城町インベントリ分析結果 (大気関連環境負荷物質)

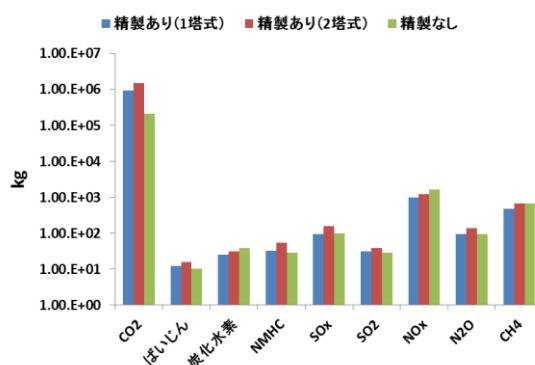


図 4-20 山鹿市インベントリ分析結果 (大気関連環境負荷物質)

6-2 特性化結果

各シナリオの特性化結果を表 4-19～21 に示した。特性化の結果、二酸化炭素が大きく寄与する地球温暖化への影響が非常に大きいことが明らかになった。地球温暖化への影響は 2 塔式>1 塔式>精製なしの順で大きくなり、この他にもエネルギーや資源の消費に大きな影響を与えていた。すべての影響領域において 1 塔式 PSA は、2 塔式 PSA と比較して環境負荷を削減できていることが明らかになった。精製しないシナリオと 1 塔式および 2 塔式のシナリオの比較では、PSA 装置の製造・稼働がないにもかかわらず、他シナリオの被害量とそこまで大きな差は生じなかった。特に NOx が大きく起因する酸性化は、2 塔式の被害量を上回っていた。特性化結果においても輸送が環境に与える影響の大きさが改めて確認された。

表 4-19 1 塔式 PSA シナリオ特性化結果

特性化モデル	単位	全体	素材製造	輸送	稼働
地球温暖化	kg-CO2e	9.84E+05	1.01E+05	1.79E+05	7.04E+05
資源消費	kg-Sb基準	6.26E+01	5.70E+01	7.74E-01	4.85E+00
酸性化	kg-SO2e	8.49E+02	9.03E+01	4.81E+02	2.78E+02
廃棄物	m3	9.26E+01	9.13E+01	2.04E-02	1.27E+00
光化学オキシダント	kg-エチレン等価量	1.35E+01	4.79E-01	1.37E-04	1.30E+01
富栄養化	kg-リン酸塩等価量	4.79E+01	4.78E+01	7.81E-07	1.41E-01
人間毒性(発癌性)	kg-ベンゼン等価量 (大気排出)	4.02E+01	3.51E+01	3.67E-05	5.15E+00
人間毒性(慢性疾患)	kg-ベンゼン等価量 (大気排出)	2.45E+00	1.71E+00	5.33E-06	7.42E-01
生態毒性(水生)	kg-ベンゼン等価量 (水域排出)	2.42E+04	7.51E+03	1.21E-01	1.67E+04
生態毒性(陸生)	kg-ベンゼン等価量 (土壌排出)	1.60E+05	1.49E+05	8.36E-02	1.17E+04
(エネルギー消費)	MJ	1.45E+07	1.42E+06	2.47E+06	1.06E+07
都市域大気汚染	kg-SO2e	2.55E+02	4.38E+01	9.14E+01	1.20E+02
水資源消費	kg	1.86E+06	1.77E+06	5.23E+04	3.78E+04

表 4-20 2 塔式 PSA シナリオ特性化結果

特性化モデル	単位	全体	素材製造	輸送	稼働
地球温暖化	kg-CO2e	1.37E+06	1.18E+05	1.79E+05	1.08E+06
資源消費	kg-Sb基準	7.81E+01	6.99E+01	7.74E-01	7.41E+00
酸性化	kg-SO2e	1.01E+03	1.06E+02	4.81E+02	4.25E+02
廃棄物	m3	8.99E+01	8.80E+01	2.04E-02	1.94E+00
光化学オキシダント	kg-エチレン等価量	2.04E+01	5.81E-01	1.37E-04	1.98E+01
富栄養化	kg-リン酸塩等価量	5.97E+01	5.95E+01	7.81E-07	2.15E-01
人間毒性(発癌性)	kg-ベンゼン等価量 (大気排出)	5.15E+01	4.36E+01	3.67E-05	7.87E+00
人間毒性(慢性疾患)	kg-ベンゼン等価量 (大気排出)	3.26E+00	2.13E+00	5.33E-06	1.14E+00
生態毒性(水生)	kg-ベンゼン等価量 (水域排出)	3.49E+04	9.33E+03	1.21E-01	2.56E+04
生態毒性(陸生)	kg-ベンゼン等価量 (土壌排出)	2.03E+05	1.85E+05	8.36E-02	1.79E+04
(エネルギー消費)	MJ	2.04E+07	1.66E+06	2.47E+06	1.62E+07
都市域大気汚染	kg-SO2e	3.25E+02	5.08E+01	9.14E+01	1.83E+02
水資源消費	kg	2.17E+06	2.06E+06	5.23E+04	5.78E+04

表 4-21 精製なしシナリオ特性化結果

特性化モデル	単位	全体	素材製造	輸送	稼働
地球温暖化	kg-CO2e	1.37E+06	1.18E+05	1.79E+05	1.08E+06
資源消費	kg-Sb基準	7.81E+01	6.99E+01	7.74E-01	7.41E+00
酸性化	kg-SO2e	1.01E+03	1.06E+02	4.81E+02	4.25E+02
廃棄物	m3	8.99E+01	8.80E+01	2.04E-02	1.94E+00
光化学オキシダント	kg-エチレン等価量	2.04E+01	5.81E-01	1.37E-04	1.98E+01
富栄養化	kg-リン酸塩等価量	5.97E+01	5.95E+01	7.81E-07	2.15E-01
人間毒性(発癌性)	kg-ベンゼン等価量 (大気排出)	5.15E+01	4.36E+01	3.67E-05	7.87E+00
人間毒性(慢性疾患)	kg-ベンゼン等価量 (大気排出)	3.26E+00	2.13E+00	5.33E-06	1.14E+00
生態毒性(水生)	kg-ベンゼン等価量 (水域排出)	3.49E+04	9.33E+03	1.21E-01	2.56E+04
生態毒性(陸生)	kg-ベンゼン等価量 (土壌排出)	2.03E+05	1.85E+05	8.36E-02	1.79E+04
(エネルギー消費)	MJ	2.04E+07	1.66E+06	2.47E+06	1.62E+07
都市域大気汚染	kg-SO2e	3.25E+02	5.08E+01	9.14E+01	1.83E+02
水資源消費	kg	2.17E+06	2.06E+06	5.23E+04	5.78E+04

6-3 LIME2 による影響評価

6-3-1 人間健康

「人間健康」に対する被害量を障害調整生存年数（DALY）で表 4-22 および図 4-21 に示した。「人間健康」は早死による生命損失年数に障害による相当損失年数を加えたものである⁵⁸⁾。「人間健康」に対する被害量は、2 塔式 PSA 装置のシナリオが最も大きかった。他の 2 シナリオと比べると、稼働段階、特に PSA 装置の運転にかかる負荷が大きかった。また、精製なしのシナリオは輸送回数の増加が被害量に大きく寄与したため、1 塔式 PSA 装置の被害量が最も小さい結果となり、人間健康は地球温暖化や酸性化、光化学オキシダント、都市域大気汚染などが影響を与えるとされている。したがって稼働に伴う電力消費と輸送に伴う排ガスの影響が大きく、素材製造での差は見られなかった。

表 4-22 「人間健康」に対する被害量（単位：DALY）

段階	精製あり（1塔式）	精製あり（2塔式）	精製なし
素材製造	2.15E-02	2.53E-02	1.96E-02
輸送	4.40E-02	4.40E-02	8.80E-02
稼働	1.10E-01	1.68E-01	7.75E-02
合計	1.75E-01	2.37E-01	1.85E-01

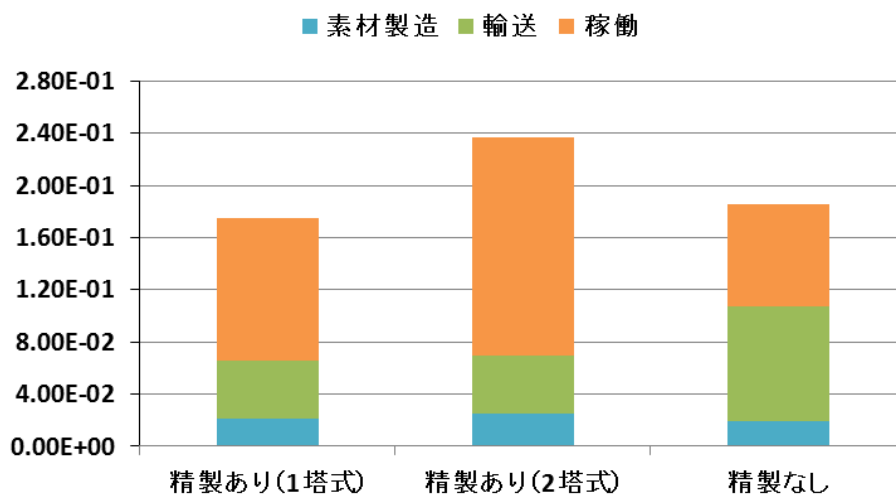


図 4-21 「人間健康」に対する被害量（単位：DALY）

6-3-2 社会資産

「社会資産」に対する被害量を障害調整生存年数（YEN）で表 4-23 および図 4-22 に示した。「社会資産」は化石燃料や鉱物資源等の被害量を金額換算したものである⁵⁸⁾。「社会資産」に対する被害量は他の被害指標の中でも突出しており、人間健康と同様で 1 塔式 PSA のシナリオが最も被害量が小さかった。社会資産では地球温暖化や酸性化、光化学オキシダントや富栄養化、資源消費などが影響するとされている。人間健康と違い、資源消費の影響から素材製造段階の影響が目立った結果となった。ただし素材製造はシナリオ間であまり差がなく、稼働段階の差が目立つような人間健康と同様の傾向を示した。

表 4-23 「社会資産」に対する被害量（単位：YEN）

社会資産	精製あり（1塔式）	精製あり（2塔式）	精製なし
素材製造	4.71E+05	5.77E+05	4.15E+05
輸送	2.79E+05	2.79E+05	5.58E+05
稼働	5.50E+05	8.40E+05	3.88E+05
合計	1.30E+06	1.70E+06	1.36E+06

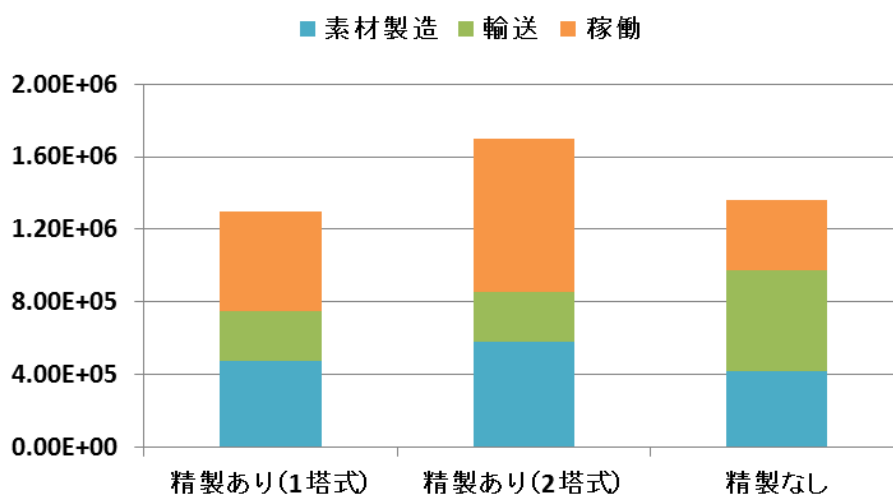


図 4-22 「社会資産」に対する被害量（単位：YEN）

6-3-3 一時生産

「一時生産」に対する被害量を障害調整生存年数（NPP）で表 4-24 および図 4-23 に示した。「一時生産」は環境負荷により変化する陸上植物、海洋プランクトンの純生産量（乾燥重量）を示したものである⁵⁸⁾。人間健康や社会資産と異なり、精製しないシナリオが最も低い結果となった。一次生産は酸性化や光化学オキシダント、資源消費や廃棄物などが影響を与えるとされている。人間健康や社会資産に比べ、輸送段階の占める割合が少なく、シナリオ間で差が見られなかった。一次生産において輸送回数の増加は、一次生産に対してもあまり寄与していないことが示唆された。これは地球温暖化の有無が、影響しているものと考えられる。一次生産の地球温暖化への影響は重要であると推測されているが、現時点では被害量を評価することが困難な領域とされているため、今後、地球温暖化の評価方法が確立されることにより、1 塔式と精製なしの被害量は逆転することも考えられる。

表 4-24 「一次生産」に対する被害量（単位：NPP）

一次生産	精製あり（1塔式）	精製あり（2塔式）	精製なし
素材製造	6.10E+02	7.38E+02	5.37E+02
輸送	1.60E+02	1.60E+02	3.20E+02
稼働	1.56E+03	2.39E+03	1.10E+03
合計	2.33E+03	3.28E+03	1.96E+03

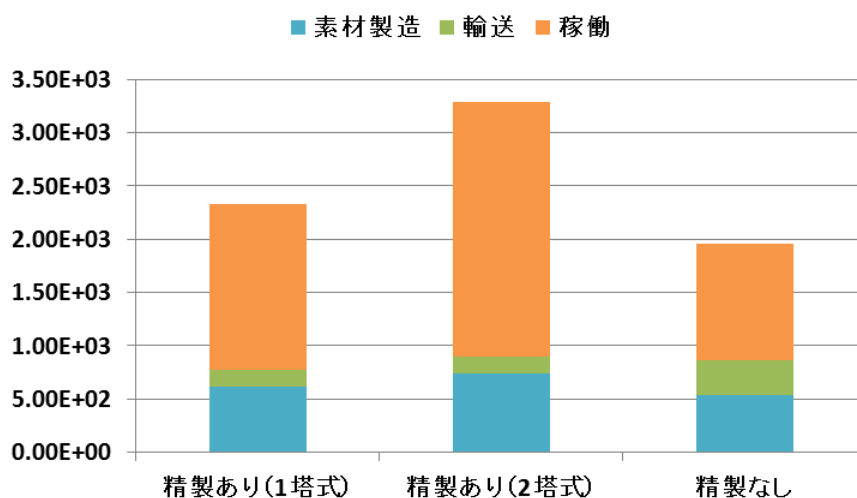


図 4-24 「一次生産」に対する被害量（単位：NPP）

6-3-4 生物多様性

「生物多様性」に対する被害量を障害調整生存年数（EINES）で表 4-25 および図 4-24 に示した。「生物多様性」は環境負荷により発生する絶滅リスクの上昇から得られる絶滅種数増分の期待値を示したものである⁵⁸⁾。生物多様性は生態毒性や資源消費、廃棄物などが影響するとされている。生物多様性の被害量は、一次生産と同様に精製しないシナリオが最も低い結果となった。他の被害指標に比べ、素材製造の被害量が支配的であり、輸送にかかる負荷が極めて低く、他の保護対象と違い稼働段階の影響に大きな差が見られた。一方、生物多様性の被害評価では、素材製造段階の負荷量がよく見える形で評価された。

表 4-25 「生物多様性」に対する被害量（単位：EINES）

生物多様性	精製あり（1塔式）	精製あり（2塔式）	精製なし
素材製造	7.45E-08	9.27E-08	6.46E-08
輸送	1.28E-13	1.28E-13	2.57E-13
稼働	1.58E-08	2.41E-08	1.11E-08
合計	9.03E-08	1.17E-07	7.58E-08

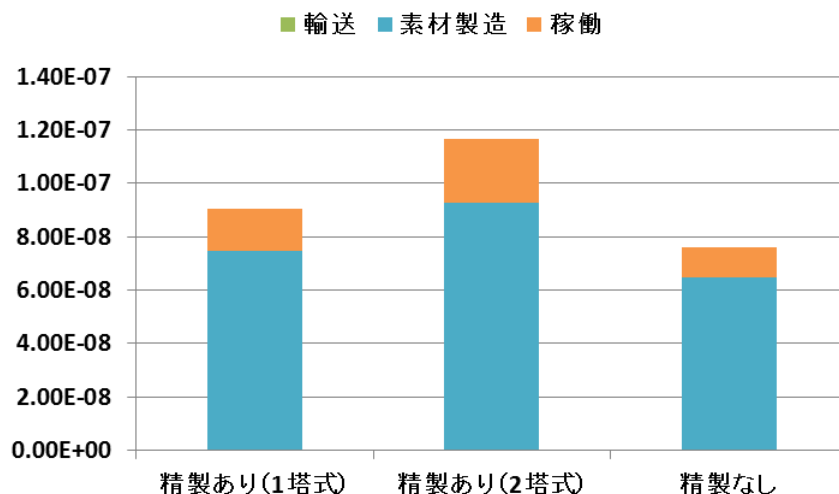


図 4-24 「生物多様性」に対する被害量（単位：EINES）

6-4 統合化

人間健康等 4 つの被害評価結果について、重み付けを通じて経済指標である円で単一指標化する統合化の結果を表 4-26~28 に示した。統合化は 4 つの保護対象に対する被害量を経済価値化することで、外部費用の算定を行うと共に、各々の環境影響同士の比較が可能になる。統合化の結果、1 塔式と精製なしの結果については、ほぼ同程度の被害量を示したが、2 塔式 > 1 塔式 > 精製なしの順で環境負荷が高い結果となった。また、すべてのシナリオにおいて地球温暖化への影響が最も高かった。2 塔式と 1 塔式を比較した場合、1 塔式にすることで約 25%、環境影響への削減が可能であることが示された。

保護対象が全体を占める割合を図 4-25、段階ごとの統合化結果を図 4-26 および影響領域ごとの統合化結果を図 4-27 にそれぞれ示した。図 4-25 ではすべてのシナリオにおいて、人間健康が全体の約 50%を占めており、一次生産の割合が最も低い結果となった。図 4-26 では稼働段階や輸送段階の影響差が大きかったため、素材製造段階の差は認められなかったことから、PSA 装置の有無や大きさは、システム全体が与える影響に大きく寄与しないことが明らかになった。図 4-27 の影響領域の内訳より地球温暖化の影響が大きく、また都市域大気汚染と資源消費の影響が大きくなっていった。これは稼働段階の影響が大きかったことから、このような結果が示されたと考えられる。

表 4-26 1 塔式 PSA シナリオの統合化結果（単位：YEN）

影響領域	素材製造	輸送	稼働	影響領域合計
地球温暖化	2.36E+05	4.20E+05	1.64E+06	2.30E+06
光化学オキシダント	3.33E+02	9.51E-02	9.01E+03	9.35E+03
資源消費	3.98E+05	1.55E+05	4.02E+05	9.55E+05
酸性化	1.15E+04	6.41E+04	3.59E+04	1.12E+05
廃棄物	1.05E+05	2.29E+00	1.87E+04	1.24E+05
オゾン層破壊	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
富栄養化	1.51E+04	2.49E-04	4.50E+01	1.52E+04
生態毒性（大気）	6.29E+05	1.53E+00	2.03E+05	8.32E+05
生態毒性（水圏）	4.14E+05	6.81E-03	1.26E+03	4.15E+05
都市域大気汚染	8.61E+04	2.94E+05	2.31E+05	6.11E+05
人間毒性（大気）	1.71E+04	1.17E-01	1.63E+04	3.34E+04
人間毒性（水圏）	1.65E+04	2.72E-04	5.04E+01	1.66E+04
全領域合計	1.93E+06	9.32E+05	2.56E+06	5.42E+06

表 4-27 2 塔式 PSA シナリオの統合化結果 (単位: YEN)

影響領域	素材製造	輸送	稼働	影響領域合計
地球温暖化	2.76E+05	4.20E+05	2.51E+06	3.20E+06
光化学オキシダント	4.03E+02	9.51E-02	1.38E+04	1.42E+04
資源消費	4.89E+05	1.55E+05	6.14E+05	1.26E+06
酸性化	1.35E+04	6.41E+04	5.49E+04	1.33E+05
廃棄物	1.29E+05	2.29E+00	2.86E+04	1.58E+05
オゾン層破壊	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
富栄養化	1.88E+04	2.49E-04	2.14E+03	2.10E+04
生態毒性 (大気)	7.83E+05	1.53E+00	3.06E+05	1.09E+06
生態毒性 (水圏)	5.16E+05	6.81E-03	4.25E+03	5.20E+05
都市域大気汚染	9.98E+04	2.94E+05	3.48E+05	7.42E+05
人間毒性 (大気)	2.13E+04	1.17E-01	2.46E+04	4.59E+04
人間毒性 (水圏)	2.06E+04	2.72E-04	7.62E+01	2.06E+04
全領域合計	2.37E+06	9.32E+05	3.91E+06	7.20E+06

表 4-28 精製なしシナリオの統合化結果 (単位: YEN)

影響領域	素材製造	輸送	稼働	影響領域合計
地球温暖化	2.19E+05	8.39E+05	1.16E+06	2.22E+06
光化学オキシダント	2.92E+02	1.90E-01	6.37E+03	6.66E+03
資源消費	3.49E+05	3.10E+05	2.84E+05	9.43E+05
酸性化	1.06E+04	1.28E+05	2.54E+04	1.64E+05
廃棄物	9.14E+04	4.58E+00	1.32E+04	1.05E+05
オゾン層破壊	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
富栄養化	1.31E+04	4.98E-04	3.16E+01	1.31E+04
生態毒性 (大気)	5.45E+05	3.05E+00	1.42E+05	6.88E+05
生態毒性 (水圏)	3.59E+05	1.36E-02	8.86E+02	3.60E+05
都市域大気汚染	7.72E+04	5.87E+05	1.62E+05	8.26E+05
人間毒性 (大気)	1.48E+04	2.33E-01	1.14E+04	2.63E+04
人間毒性 (水圏)	1.43E+04	5.45E-04	3.54E+01	1.44E+04
全領域合計	1.69E+06	1.86E+06	1.81E+06	5.36E+06

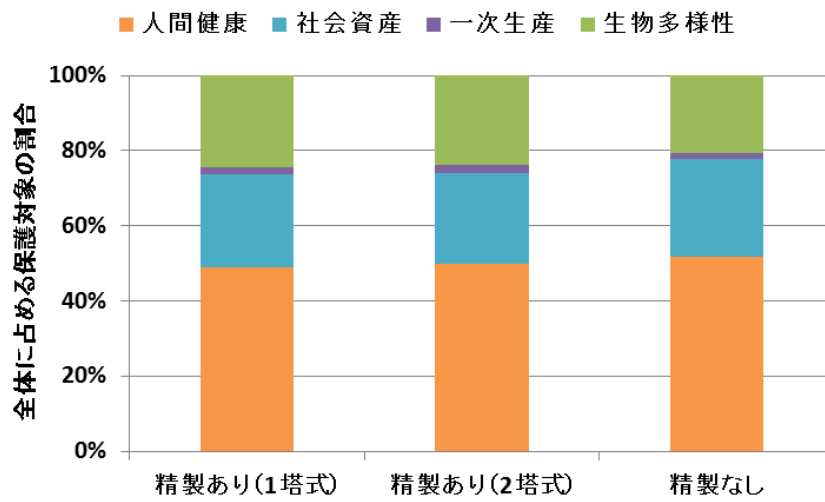


図 4-25 統合化ー全体に占める保護対象の割合

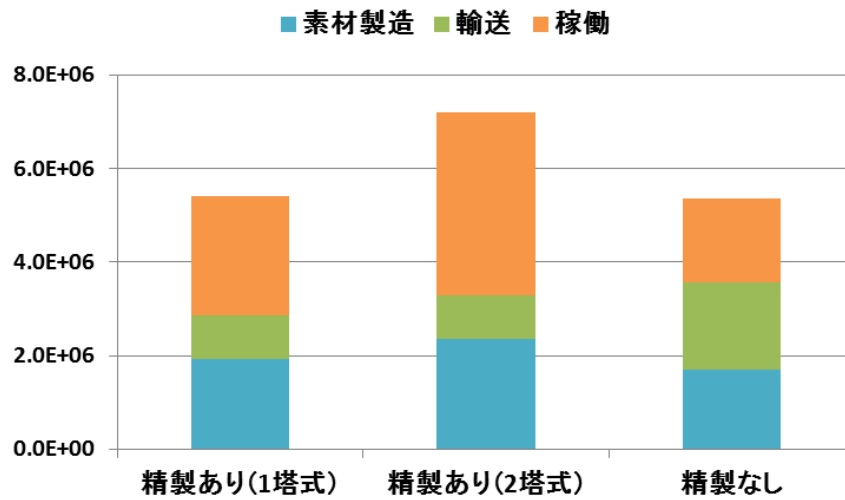


図 4-26 統合化ー段階別の比較

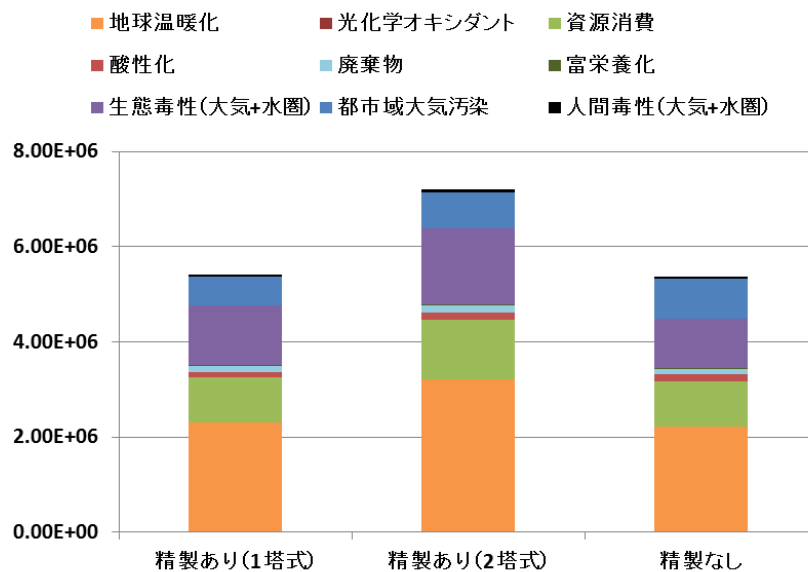


図 4-27 統合化—影響領域ごとの比較

6-5 ガス組成分析

ガス組成の分析結果を表 4-29、30 および図 4-28、29 に示した。精製前のガスは一般的な消化ガスのメタン濃度よりも低い結果となったが、精製後の結果は益城町、大津市共に 90%を超えていた。メタンの低位発熱量は $8,600 \text{ kcal/m}^3$ (49)³⁶⁸⁾ ²⁰⁾ とされているが、精製前後の熱量は大津町の場合は、精製前が $4,386 \text{ kcal/m}^3$ 、精製後が $7,912 \text{ kcal/m}^3$ となった。また、益城町の場合は精製前が $4,902 \text{ kcal/m}^3$ 、精製後が $8,256 \text{ kcal/m}^3$ となった。都市ガス (13A) の低位発熱量は $9,800 \text{ kcal/m}^3$ (49)³⁶⁸⁾ ²⁰⁾ とされており、都市ガスの熱量には及ばないものの、PSA の精製効率は非常に高いことが示された。

本研究では 1 塔式 PSA を用いた場合と精製をしなかった場合の比較では、環境負荷に大きな差は見られなかった。ガス発電による電力の代替に係る環境負荷の削減効果は、評価範囲に含まれず本実証試験のケースにおいても、精製ガスの利用により未精製ガスの削減効果を上回り、環境面で優位性が生じる可能性が十分に考えられる。今回の実証試験で使ったバイオガス用発電機のような低発熱量において、利用できる装置では精製による効果は少ないが、発電まで考慮した場合精製した方が、アドバンテージがあることは既存研究 (49)³⁶⁷⁾ ¹⁹⁾ から明確であり、何よりも高純度化により用途の幅を広げることができるため、消化ガスの精製によりさらなる環境負荷の削減が期待できると考えられる。

表 4-29 益城町ガス組成分析結果 (%) (n=5)

	メタン	二酸化炭素	酸素	窒素	水素
精製前	57	38.6	N. D.	5	N. D.
精製後	96.4	1.7	N. D.	2.7	N. D.

表 4-30 大津町ガス組成分析結果 (%) (n=5)

	メタン	二酸化炭素	酸素	窒素	水素
精製前	51.3	47	N. D.	1.6	N. D.
精製後	91.9	4.3	N. D.	2.1	N. D.

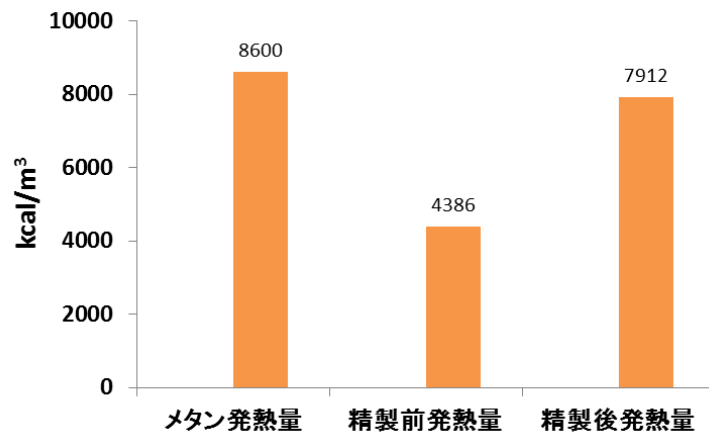


図 4-28 大津町ガス精製前後の熱量比較

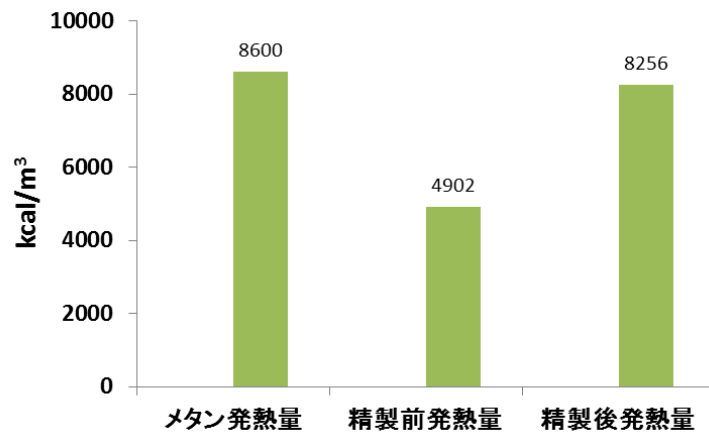


図 4-29 益城町ガス精製前後の熱量比較

6-6 考察

本研究では下水処理場から発生する余剰消化ガスの有効利用のための新技術の導入が環境に与える影響を評価し、既存設備との比較を行った。

筆者らが行った実証試験の条件での 1 塔式 PSA 装置に関する環境影響評価は、精製しないものとはほぼ同程度の影響であり、2 塔式の PSA よりも約 25%の環境負荷を抑えることができた。人間健康に対する被害量が特に大きく、これに伴い地球温暖化の影響が最も大きいことは、1 塔式と 2 塔式では装置稼働時の電力消費量が大きく違ったことが直接の要因だということが示唆される。プロセス全体では、統合化結果において稼働段階の影響が大きく、それに伴い地球温暖化への影響が最も大きかった。また、被害評価および統合化結果に基づき、素材製造段階においてシナリオ間に大きな差は見られなかったことから、PSA 装置の規模はシステム全体への影響として、寄与度が比較的低いことが明らかになった。

さらに、ガス組成分析の結果から、精製を行うことによりメタン濃度を 90%以上に精製できることが明らかになった。本研究ではガス発電に係る電力の代替による環境負荷の削減効果が評価範囲に含まれていないにも関わらず、本実証試験のケースにおいては精製ガスの利用により未精製ガスの削減効果を上回ったことから、環境面での優位性が図られる可能性が十分に考えられる。また、本実証試験で使用したバイオガス用発電機のような低発熱量でも利用できる装置では、精製による効果は比較的少ないが、高濃度化により用途の幅を広げることが可能であるため、消化ガスの精製によりさらなる環境負荷の削減が期待できると考えられる。なお、精製なしのシナリオにおいては、本研究では輸送回数の増加しか考慮していないため、実際の輸送ガス量が 2 倍程度増加した場合、1 台の輸送車で全てのガスを輸送するのではなく、吸蔵容器を新たに追加することも考えられることから、ガスを精製しない場合でも環境負荷が増加する可能性が考えられる。

以上、本研究結果から、益城町と山鹿市の下水処理場を供給処理場とし、PSA 装置によって精製したガスを吸蔵容器に圧縮充填し、トラックで集約処理場である大津町の下水処理場へ輸送して同様に集約処理場でもガス精製を行い、集約した精製ガスをバイオガス用発電機で発電する LCA 評価は、1 塔式の PSA の採用は従来の PSA 装置よりも環境負荷を抑えることができ、消化ガスの精製そのものの環境面において優位性が示唆された。養鶏業が盛んな周辺地域の連携が必要となるが、単独での実施と比較して事業の可能性が十分あることが示唆された。今後、バイオマス変換施設のような特殊な設備機器については、新たなインベントリデータの構築・蓄積が必要であり⁶⁹⁾⁷⁰⁾、プラント建設予定地の微地形を考慮に入れて気象条件を検討することが重要であるため⁷¹⁾、特に地方においては人口減少に係る下

水処理量の低下、および効率化のもと処理場統合等想定される現状において、輸送効率を考慮したバイオガス供給に係る下水処理場の供給範囲の検討が重要であると考えられる。また、本研究の評価方法は、市町村等におけるバイオマス利活用など関連施策の立案・評価の際に活用できるものであると考えられる。

第5章 総括

本研究では、地球温暖化対策および資源循環の観点から、その利用促進が求められている廃棄物系バイオマス（家畜排泄物および食品廃棄物）を利活用し、適正な処理およびエネルギーに転換するうえで、技術的・経済的に可能な範囲で環境負荷の低減並びに地域エネルギーによる地域経済循環の必要性を最大限考慮し、各地域・各資源に応じた適切な規模循環させるため課題として、高熱性細菌を用いたバイオディーゼル排水の処理、アンモニアストリッピング法による鶏糞からのアンモニア除去およびバイオマス利活用施設のLCA評価を取り上げ、解決のための方策を示すことを実施した。

第2章では、製造時において原料油脂の10～20%程度のグリセリンやメタノール、石鹸成分および未変換の脂肪酸などの不純物を含み、原料となる食用植物油脂の80%量の排水が発生するバイオディーゼル燃料排水について、その排水には水溶成分と油分が含まれエマルジョン化しており、このエマルジョンの分解には酸の添加が有効であり、COD_mの値を減少させられるということを示した。また、エマルジョン分解後、バイオディーゼル燃料排水で主な有機汚濁の原因となっている物質はグリセロールであり、そのグリセロールを添加したMU11株 (*Bacillus licheniformis*) が分解していると判断された。さらに、活性汚泥とMU11株を混合したHybrid条件では、その他の条件と比べてCOD_mの減少速度が速いことが示された。

第3章では、含有されているアンモニアがメタン発酵を阻害するため、その除去が課題となっている鶏糞のメタン発酵利用において、80℃の高温条件で、温泉地から単離したMU3株 (*Anoxybacillus sp.*) を添加し24時間可溶化させることで、90%以上のアンモニアが除去およびメタン発酵の阻害を引き起こすアンモニアの濃度 (2,500mg/L) 以下にすることができ、鶏糞単独でもメタン発酵可能であることを示した。また、メタン発酵により発生するバイオガスは150 m³/tと試算され、このバイオガス発生量を用いてバイオガス発電事業について事業性評価を行った結果、事業性が高いことを示した。

第4章では、中小規模の下水処理場の消化ガスプラントから発生する余剰ガスについて、複数処理場からの集約利用による経済的な発電利用を実施するうえで、そのバイオガスの組成がメタン約60%、二酸化炭素40%であるため、運搬する際に二酸化炭素を除去したほうが効率的であると考えられることから、二酸化炭素除去の方法として消化ガスの精製方法であるPSA法を使用してメタン純度を高めた場合、小規模な施設規となる1塔式PSA装置に関する環境影響評価は、バイオガスを精製しない場合とほぼ同程度の影響であり、一般的な2塔式のPSAと比較して約25%環境負荷の抑制が可能であることを示した。また、精製を行うことによりメタン濃度を90%以上に精製できることを示した結果、ガス発電に

係る電力の代替による環境負荷の削減効果について評価範囲は含まず、精製ガス利用により未精製ガスの削減効果が図られたため、環境面での優位性が示唆された。

比較的地域に広域で薄く賦存するバイオマスの利活用は、各地域・各資源に応じた適切な規模での循環および各バイオマスの最適なベストミックスによる選択の模索が重要であると考えられる。効率的かつ環境への負荷が低減でき、地球温暖化対策にも寄与するバイオマスの利活用は、今後、日本国が策定したバイオマス活用推進基本計画⁷²⁾のもと拡大傾向になると予想される。本研究は、エネルギー利用に係るバイオマスの利活用の実用性が示唆された。今後の展開として、より効果的なバイオマスの利活用を図るうえでは、素材としてのプラスチック及び化成品原料としてのアミノ酸等のマテリアル利用、並びに既存の肥飼料等利用など、エネルギー利用に絡めた総合的なバイオマスの利活用が重要であり、各地域におけるバイオマスの利活用の具現化に向け、経済性が確保されたシステムの構築に係る研究の重要性が増すと考える。

引用文献

- 1) Intergovernmental Panel on Climate Change (1990) First Assessment Report 1990
- 2) Conference of the Parties (2015) Adoption of the Paris Agreement
- 3) 環境省地球温暖化対策推進本部 (2015) 日本の約束草案,
https://www.env.go.jp/earth/ondanka/ghg/mat01_indc.pdf
- 4) 経済産業省資源エネルギー庁 (2014) 日本のエネルギー, 2-5
- 5) Fukuda, H., Kondo, A., & Noda, H (2001) , Biodiesel fuel production by transesterification of oils. *Journal of bioscience and bioengineering*, 92 (5) , 405-416.
- 6) Knothe, G. (2005) , Dependence of biodiesel fuel properties on the structure of fatty acid alkyl esters. *Fuel processing technology*, 86 (10) , 1059-1070.
- 7) Gössling, S. (2009) Carbon neutral destinations: A conceptual analysis. *Journal of Sustainable Tourism*, 17 (1) , 17-37.
- 8) 環境省, 一律排水基準, <http://www.env.go.jp/water/impure/haisui.html>
- 9) 加藤進, 吉村英基, 吉岡理, 巽正志, 岩崎誠二, 広瀬和久 (2007) , 三重県における日間生産量 100 L クラスの バイオディーゼル燃料 製造施設の現状と課題, 三重保環研年報, 第9号 (通巻第 52 号) , 27- 32.
- 10) Suehara, K. I., Kawamoto, Y., Fujii, E., Kohda, J., Nakano, Y., & Yano, T. (2005) , Biological treatment of wastewater discharged from biodiesel fuel production plant with alkali-catalyzed transesterification, *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 100 (4) , 437-442.
- 11) 加藤明徳, 奥田慎一 (1997) , リパーゼ産生菌を用いた油脂含有排水の処理, 環境技術, vol. 26 No3, 31-35.
- 12) Satyawali, Y., & Balakrishnan, M. (2008) , Wastewater treatment in molasses-based alcohol distilleries for COD and color removal: a review. *Journal of Environmental Management*, 86 (3) , 481-497.
- 13) 杉森大助 (2011) , 油脂含有排水の微生物処理技術, *Bulletin of the Society of Sea Water Science, Japan*, 65, 272-279.
- 14) 日本下水道事業団 (2015) , 下水汚泥と食品廃棄物混合処理の現状と課題について,
http://www.maff.go.jp/j/council/seisaku/syokusan/recycle/h25_03/pdf/doc6.pdf
- 15) Veith, B., Herzberg, C., Steckel, S., Feesche, J. O. R., Maurer, K. H., Ehrenreich, P., & Ehrenreich, A. (2004) . The complete genome sequence of *Bacillus licheniformis* DSM13, an organism with great industrial potential. *Journal of molecular microbiology and biotechnology*, 7 (4) , 204-211.

- 16) Rey, M. W., Ramaiya, P., Nelson, B. A., Brody-Karpin, S. D., Zaretsky, E. J., Tang, M., & Olsen, P. B. (2004). Complete genome sequence of the industrial bacterium *Bacillus licheniformis* and comparisons with closely related *Bacillus* species. *Genome biology*, 5 (10), 1.
- 17) Gössling, S. (2009). Carbon neutral destinations: A conceptual analysis. *Journal of Sustainable Tourism*, 17 (1), 17-37.
- 18) 小西正朗, 堀内淳一 (2015), 細胞の増殖を捉える—計測法から比速度算出まで—, 生物工程, vol. 93No3, 149-152.
- 19) Stülke, J., & Hillen, W. (2000). Regulation of carbon catabolism in *Bacillus* species. *Annual Reviews in Microbiology*, 54 (1), 849-880
- 20) Lin, X., Lee, C. G., Casale, E. S., & Shih, J. C. (1992). Purification and characterization of a keratinase from a feather-degrading *Bacillus licheniformis* strain. *Applied and Environmental Microbiology*, 58 (10), 3271-3275
- 21) Moews, P. C., Knox, J. R., Dideberg, O., Charlier, P., & Frère, J. M. (1990), β -Lactamase of *Bacillus licheniformis* 749/C at 2 Å resolution. *Proteins: Structure, Function, and Bioinformatics*, 7 (2), 156-171
- 22) Archana, A., & Satyanarayana, T. (1997), Xylanase production by thermophilic *Bacillus licheniformis* A99 in solid-state fermentation. *Enzyme and Microbial Technology*, 21 (1), 12-17
- 23) Veith, B., Herzberg, C., Steckel, S., Feesche, J. O. R., Maurer, K. H., Ehrenreich, P., & Ehrenreich, A. (2004), The complete genome sequence of *Bacillus licheniformis* DSM13, an organism with great industrial potential. *Journal of molecular microbiology and biotechnology*, 7 (4), 204-211.
- 24) Rey, M. W., Ramaiya, P., Nelson, B. A., Brody-Karpin, S. D., Zaretsky, E. J., Tang, M., & Olsen, P. B. (2004), Complete genome sequence of the industrial bacterium *Bacillus licheniformis* and comparisons with closely related *Bacillus* species. *Genome biology*, 5 (10), 1
- 25) Ferrero, M. A., Castro, G. R., Abate, C. M., Baigori, M. D., & Sineriz, F. (1996), Thermostable alkaline proteases of *Bacillus licheniformis* MIR 29: isolation, production and characterization. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 45 (3), 327-332
- 26) Khyami-Horani, H. (1996). Thermotolerant strain of *Bacillus licheniformis* producing lipase. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 12 (4), 399-401
- 27) PHOSPHOLIPIDS, O. Y. (1966). Phospholipids of yeast. *Biochim. Biophys. Acta*, 116, 489-499.

- 28) 柏木麻衣, 倉橋健介, 野村俊之, 徳本勇人. (2013) . 半回分培養によるグリセリンの嫌気発酵分解・資源化. 環境技術, 42 (2) , 94-100.
- 29) 大塚謙一, 増田博 (1957) , 微生物によるグリセリン代謝機構に関する研究, 日本農芸化学会誌, 31 (3) , 176-182.
- 30) 大塚謙一, 増田博 (1957) , 微生物によるグリセリン代謝機構に関する研究. 日本農芸化学会誌, 31 (3) , 176-182
- 31) 深谷宗吉, 中村玄正, 笹川武, 野田一博 (1976) , 活性汚泥法および各種生物膜処理法の総合比較, 環境技術, Vol. 5 No. 9, 57-67.
- 32) Guellil, A., Thomas, F., Block, J. C., Bersillon, J. L., & Ginestet, P, (2001) . Transfer of organic matter between wastewater and activated sludge flocs. Water Research, 35 (1) , 143-150.
- 33) 農林水産省 (2002), バイオマスの活用の推進,
http://www.maff.go.jp/j/shokusan/biomass/b_kihonho/index.html
- 34) 九州大学大学院芸術工学研究院 (2013) , 平成 24 年度環境研究総合推進費補助金研究事業総合研究報告書 地域におけるバイオマス利活用の事業、経済性分析シナリオの研究
- 35) 野池達也 (2009) メタン発酵. 技報堂出版, 東京, 283p
- 36) 坪田潤, 角新支朗, 津野洋 (2008) , コーヒー滓を主体とした食品工場残渣の無希釈メタン発酵—超高温可溶化/アンモニアストリッピング技術の導入効果—, 廃棄物学会論文誌, Vol. 19, No. 1, 51-60
- 37) 坪田潤, 局俊明, 菅原正孝, 濱崎竜英, 津野洋 (2007) , 生ごみの生物学的超高温可溶化とそのメタン発酵への利用, 廃棄物学会論文誌, Vol. 18, No. 4, 240-249
- 38) 中道隆広, 中島琢自, 甲斐穂高, 竹本直道, 松尾英樹, 小林淳, 高橋洋子, 大場和彦, 石橋康弘 (2012), 高温可溶化技術を利用したメタン発酵システムの開発, 環境と安全 3(1), 13-20
- 39) 北候俊昌, 牛啓桂, 喬瑋, 李玉友 (2013) , 高濃度鶏糞のメタン発酵におけるアンモニア阻害と発酵温度の影響, 土木学会論文集 G (環境) , Vol. 69, No. 7, III_615-III_621
- 40) 遠崎孝義 (1999) , 家畜糞尿処理・利用の手引き, 一般財団法人畜産環境整備機構
- 41) 河田弘, 白井喬二 (1984), 木質廃材堆肥に関する研究第 4 報パーク及びパーク堆肥の有機物組成, 林試研報, Bull. For. & For. Prod. Res. Inst. , No. 332, 115-124
- 42) 農林水産省 (2013), 農山漁村再生可能エネルギー法,
<http://www.maff.go.jp/j/shokusan/renewable/energy/houritu.html>
- 43) 資源エネルギー庁 (2015) , 再生可能エネルギー固定価格買取制度,
http://www.enecho.meti.go.jp/category/saving_and_new/saiene/kaitori/
- 44) 南伊勢町 (2016) 三重県南伊勢町ホームページ, <http://www.town.minamiise.mie.jp>
- 45) 今井伸治ら (2013) , バイオマス活用ハンドブック, 一般社団法人日本有機資源協会, 東京, 273pp

- 46) 中道隆広, 村上信明, 大場和彦, 下高敏彰, 泉哲也, 甲斐穂高, 石橋康弘 (2013), バイオマス資源の熱挙動における重量解析, 2013年環境科学会要旨集
- 47) 下水汚泥と食品廃棄物混合処理の現状と課題について, 日本下水道事業団
http://www.maff.go.jp/j/council/seisaku/syokusan/recycle/h25_03/pdf/doc6.pdf
- 48) 石田貴, 落修一, 佐藤博司, 松村洋史 (2009), メタン発酵による消化ガス有効活用に関する共同研究, 下水道新技術研究所年報 (2005), 35-40
- 49) 大村道明, 竹内良曜, 松井克則, 菊池貞雄, 個別農家用バイオガスプラントからの余剰ガスの輸送・貯蔵に関する予備的考察, 農業施設, 35巻, 4号, 211-220
- 50) 国土交通省国土技術政策総合研究所, 下水処理場をエネルギー拠点に一下水道革新的技術実証事業 (B-DASH),
http://www.nilim.go.jp/lab/bbg/kouenkai/kouenkai2012/pdf/121204_1.pdf,
- 51) 公益社団法人日本冷凍空調学会, ライフサイクルアセスメント,
<http://www.jsrae.or.jp/annai/yougo/193.html>
- 52) 稲葉敦 (2005), LCAの実務, 産業環境管理協会
- 53) 足立貴義, 関哲也, 水野全 (2004), バイオガスからのメタン分離技術の開発, 太陽日酸技報, No. 23
- 54) 稲葉敦 (2007), LCA概論, 産業環境管理協会, p11-22
- 55) 藤倉まなみ (2009), 環境保全計画論第12回「ライフサイクルアセスメント」
http://gc.sfc.keio.ac.jp/class/2008_25326/slides/12/index_25.html
- 56) 宮崎修行, 熊谷敏 (2013), 環境政策優先度指数: 日本版 (JEPIX) の批判的検討による、理論的に精緻な「新JEPIX」の創造, 食生活科学・文化及び環境に関する研究助成研究紀要, 221-228
- 57) 公益社団法人日本冷凍空調学会, ライフサイクルアセスメント
<http://www.jsrae.or.jp/annai/yougo/193.html>
- 58) 伊坪徳宏, 稲葉敦編 (2012), LIME2—意思決定を支援する環境影響評価手法, 社団法人産業環境管理協会
- 59) 春名一生 (2000), 圧力変動吸着法 (PSA法) によるガス分離技術, J. Vac. Soc. Jpn. (真空), Vol/45. No. 12, 1088-1093
- 60) 中野健次, 平野正 (2003), バイオガスからのメタンガスの分離回収方法, 東京ガスケミカル株式会社
- 61) JNCエンジニアリング株式会社, 下水道革新的技術実証事業第2回A検討会資料「メタン精製装置と吸蔵容器を用いた集約に関する技術実証研究」
- 62) 増田清敬 (2006), 我が国の農業分野におけるLCA研究の動向, 北海道大学農経論叢, Vol. 62, 99-115
- 63) 国土交通省, 平成26年自動車燃費一覧,
http://www.mlit.go.jp/jidosha/jidosha_fr10_000019.html

- 64) 社団法人産業環境管理協会 (2009) , ライフサイクルアセスメント実施支援ソフトウェア MiLCA,
- 65) 甲斐穂高, 中道隆広, 有菌真澄, 竹本直道, 蒲原新一, 石橋康弘 (2012) , 浄化槽汚泥を対象とした超高温可溶化, メタン発酵処理システムの環境影響評価, Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 8, No. 4, 370-383
- 66) VARIAN, APPLICATION NOTE, Application 2050 GC, Permanent gases and CO2
- 67) 渋谷洋, 姫野修司, 小松俊哉 (2013) , 下水汚泥と稲わらの混合嫌気性消化がエネルギー消費および温室効果ガス排出に及ぼす影響, Journal of Japan Society of Energy and Resources, Vol. 34, No. 4, 10-17
- 68) 浜松ヒートテック株式会社, ガス気体の性質, ヒートテック技術資料 No. 24
http://www.heat-tech.co.jp/business/dm/HHT_DM_No.24.pdf,
- 69) 清水夏樹, 柚山義人, 中村真人, 山岡賢 (2012) , バイオマス利活用システムのライフサイクルを対象としたエネルギー収支の評価, 農工研技報 第 212 号, 97-126
- 70) 清水夏樹, 柚山義人, 中村真人, 山岡賢 (2012) , バイオマス利活用システムのライフサイクルを対象とした経済性の評価, 農工研技報 第 212 号, 53-96
- 71) 中村真人, 柚山義人, 山岡賢, 折立文子, 藤川智紀, 清水夏樹, 安倍邦夫, 相原秀基 (2009) , メタン発酵プラントのトラブル記録と長期運転データの解析, 農工研技報, 第 210 号, 11-36
- 72) 農林水産省 (2009) , バイオマス活用推進基本計画,
<http://www.maff.go.jp/j/press/shokusan/bioi/160916.html>

謝辞

本研究の遂行及び論文作成に関して、ご指導およびご助言を賜りました熊本県立大学環境共生学部環境資源学科資源循環化学研究室の石橋康弘教授、薬師寺佑佳助手に深く感謝申し上げます。

本研究の副指導教員として、ご指導およびご鞭撻を賜りました熊本県立大学環境共生学部食健康科学科有菌幸司教授、環境資源学科張代洲教授並びに小林淳准教授に心より感謝申し上げます。

本研究の実施に際し、ご協力いただきました三重県度会郡南伊勢町並びに熊本県上益城郡益城町、熊本県山鹿市及び熊本県菊池郡大津町の関係者の皆様、また、本研究の遂行及び本論文の作成にあたり、常に温かく協力してくれました、熊本県立大学大学院環境共生学研究科、熊本県立大学環境共生学部の皆様、そして本研究に携わったすべての方々に心より深く感謝致します。