

# 共同型バイオガスプラントを核とした地域バイオマスの循環利用システムの開発に関する研究

秀島好昭<sup>1)</sup>、横濱充宏<sup>2)</sup>、大深正徳<sup>3)</sup>、石田哲也<sup>4)</sup>、桑原淳<sup>5)</sup>、大岸譲<sup>5)</sup>、大久保天<sup>5)</sup>、  
煤孫英雄<sup>6)</sup>、池田晴彦<sup>7)</sup>、細川博明<sup>8)</sup>、主藤祐功<sup>9)</sup>

## DEVELOPMENT OF A LOCAL BIOMASS RECYCLING SYSTEM BASED ON A CENTRALIZED BIOGAS PLANT

HIDESHIMA Yoshiaki, YOKOHAMA Mitsuhiro, OHFUKA Masanori, ISHIDA Tetsuya,  
KUWABARA Jun, OHGISHI Yuzuru, OHKUBO Takashi, SUSUMAGO Hideo,  
IKEDA Haruhiko, HOSOKAWA Hiroaki, SHUDO Yukoh

### 要旨

北海道の北部・東部では、大規模な土地利用型の酪農経営が行われ、その関連産業である乳業工場等が進出し、酪農村が形成されている。この地域からは膨大量の家畜ふん尿が排出され、さらに、乳業工場等からの有機廃製品や生活系からも多くの有機性廃棄物が排出されるが、その処理と有効利用が大きな課題となっている。

この解決策の一つとして、家畜ふん尿を主原料、他の有機性廃棄物を副資材として共同型バイオガスプラントにおいて嫌気発酵処理することにより生成した消化液を肥料として還元利用し、さらに、バイオガスをエネルギーとして利用する技術の開発が求められている。

このことから、グリーン・イノベーションの具現化を目指すシステムのモデル構築を目標に、バイオマスの資源化・エネルギー化技術の開発や効率的搬送手法の解明、さらに、バイオマス起源の生成物を地域で効率的に利用する革新技術の開発を行った。

また、酪農村では既に個別による好気処理や嫌気処理による液肥施用が行われているが、その生産環境改善効果等を共同型嫌気発酵処理技術に関する成果と対照することにより、地域に最良なバイオマスの循環利用方法の提案を行った。

**キーワード：**バイオガスプラント、嫌気発酵、バイオマス、副資材、バイオガス、消化液、  
温室効果ガス、肥培かんがい、土壌理化学性、水素・燃料電池、メタン直接改質、  
有機ハイドライド

**Synopsis:**

The vast land area of northern and eastern Hokkaido makes the region ideal for dairy farming. As a result, dairy processing plants and related commercial activity have developed in the area, and dairy farming has become prevalent. However, the disposal and efficient utilization of the large amounts of animal manure generated in the region, as well as organic waste from dairy processing plants and households, have become a major challenge.

To address this issue, there is a need for technological development to support the utilization of animal manure (as the main material) and other organic waste (as subsidiary materials) for the production of digested matter through anaerobic fermentation at centralized biogas plants with the aim of creating fertilizer for agricultural land and biogas as an energy source. Against this background, the authors developed technologies to convert biomass into resources and energy, investigated an efficient method for biomass transport, and formulated innovative techniques for efficient local use of products made from biomass with the goal of building a system model for the realization of green innovation.

Liquid fertilizer produced aerobically and anaerobically is already used by individual farmers in this dairy farming region. Comparing the effects of improved liquid fertilizer production environments and the results of using the centralized anaerobic fermentation technique enabled the proposal of optimal biomass recycling methods for individual communities.

**Keywords:**

biogas plant, anaerobic fermentation, biomass, subsidiary materials, biogas, digestive juice, greenhouse gases, manure irrigation, physical and chemical properties of soil, hydrogen/fuel batteries, direct methane reformation, organic hydride

- 1) 前寒地農業基盤研究グループ長 (現 株式会社農土コンサル)
- 2) 寒地農業基盤研究グループ資源保全チーム 上席研究員
- 3) 寒地農業基盤研究グループ資源保全チーム 総括主任研究員
- 4) 寒地農業基盤研究グループ資源保全チーム 主任研究員
- 5) 寒地農業基盤研究グループ資源保全チーム 研究員
- 6) 元技術開発調整監付寒地技術推進室道東支所 主任研究員  
(現 国土交通省北海道開発局旭川農業事務所工事課)
- 7) 元技術開発調整監付寒地技術推進室道北支所 主任研究員 (現 植村土建株式会社)
- 8) 技術開発調整監付寒地技術推進室道北支所 主任研究員
- 9) 元特別研究監付主席研究員 (現 株式会社日本製鋼所)

# 共同型バイオガスプラントを核とした地域バイオマスの循環利用システムの開発に関する研究

## 目 次

1. 序論	1
2. バイオマスの肥料化・エネルギー化技術の開発と効率的搬送手法の解明	2
2. 1 研究目的	2
2. 2 研究方法	2
2. 3 研究成果	3
2. 4 まとめ	16
3. 肥培灌漑による生産環境改善効果の解明	17
3. 1 研究目的	17
3. 2 研究方法	17
3. 3 研究成果	18
3. 4 まとめ	26
4. バイオマス起源生成物の地域有効利用技術の開発	27
4. 1 研究目的	27
4. 2 研究方法	27
4. 3 研究成果	27
4. 4 まとめ	32
5. 結論	33

## 1. 序論

地球温暖化対策や再生可能エネルギーの活用は国策の一つであることから、北海道の大規模酪農経営地域を対象に、その地域バイオマスを循環利用することで、再生した生産資材と同時にエネルギーを得る地域モデルの構築とその要素技術を明らかにする研究を行った。

地域資源の主要なバイオマスである乳牛ふん尿を主資材とし、また、地域から排出される廃乳や汚泥を副資材とする嫌気発酵処理後の消化液を農地で循環利用する営農技術を検証するため、消化液の安全性の確保、施用効果の解明、経済的に自立するシステムとするための原料や生成物の効率的な搬送手法・処理技術の解明、さらに、環境・資源面からの社会システムとしての分析と評価を行った。また、バイオマスのエネルギー利用ではバイオガス発酵効率の向上に関する検討に加え、地域で効率的にエネルギー利用する技術開発として、バイオガスを水素に変換し、将来の水素・燃料電池社会へ活用する諸技術を開発し、実証した。さらには、地域で実施されている資源循環の方法と共同型バイオガスプラント(以下、別海プラント)による資源循環利用システムと対照する方法により、嫌気・好気処理、共同・個別処理の選択・組合せによる生産環境改善効果および環境負荷軽減効果等を分析し、地域に最適なバイオマスの循環利用方法の提案を図ることとした。

そこで、本重点プロジェクト研究では、以下の研究を行った。

①バイオマスの肥料化・エネルギー化技術の開発と効率的搬送手法の解明

②肥培灌漑による生産環境改善効果の解明

③バイオマス起源生成物の地域有効利用技術の開発

①の研究では、農地に生産資材として循環利用するために必須な、1) 各種バイオマスの特性・安全性とその消化液の品質解明を行い、発酵効率を向上させるために、2) 各種バイオマス副資材の効率的発酵手法の解明を行い、循環利用する農地の管理に必須な、3) 副資材を用いた消化液の長期連用の各種効果と影響の解明を行い、別海プラントのシステムを維持するための技術開発として、4) スラリー・消化液の物性把握と効率的搬送手法の解明と、5) システムの環境負荷軽減効果の解明を行い、これらの成果を

集約することで、6) バイオマスの肥料化・エネルギー化の技術開発と効率的搬送手法の解明を行った。

②の研究では、地域において既に個別農家で家畜ふん尿の好機処理が行われており、データが蓄積されていることから、7) 個別処理システムの生産環境改善効果の解明、8) 肥培灌漑土壌における環境負荷物質収支の解明を行い、さらに、別海プラントと対照するものとして、9) 個別処理システムによる環境負荷軽減効果の解明を行った。

③の研究では、家畜ふん尿起源のバイオガスを改質利用するため、10) 水素化技術開発と副生成物を混合燃料とする特性解明および水素エネルギーの効率的利用について提案を行った。

## 2. バイオマスの肥料化・エネルギー化技術の開発と効率的搬送手法の解明

### 2.1 研究目的

乳牛ふん尿を主原料とし、他の安全な有機性廃棄物を副資材とし別海プラントで共発酵処理し、その生成物であるバイオガスを再生可能エネルギーとして利用し、消化液を肥料として農地に還元利用する技術の確立を図ることを目的とする。そのためには、各種副資材の基本的性状の把握、副資材がバイオガス発生および消化液の性状に及ぼす影響の評価、消化液の長期施用が土壌理化学性へ及ぼす影響および牧草の収量・品質に及ぼす影響の把握、原料スラリーの発酵適正の評価、原料スラリーや消化液を収集・搬送する経済的な方法の確認を行う。さらに、技術の普及に向けて、別海プラントによる温室効果ガスの削減効果の分析・評価および酸性化物質（アンモニア、イオウ酸化物、窒素酸化物および塩酸）の排出量を明らかにして環境負荷の面からの評価を行う。これら一連の調査や技術開発を研究の目的とする。

### 2.2 研究方法

（独）土木研究所寒地土木研究所が平成23年度まで別海町に保有していた別海プラントの実際の運用時のデータと分析、還元利用している農地での土壌調査、さらに、室内や野外での実験などの一連の調査・研究を行った。各研究目標項目の実施方法は、次のとおりである。

#### 2.2.1 各種バイオマスの特性・安全性とその消化液の品質解明

別海プラントにおいて受け入れた各種副資材や消化液の基本性状の分析<sup>1)</sup>および、圃場では消化液の臭気軽減効果も検証した。有機物構成の分析はH17年度以降に月1回の頻度で実施し、また、有害物質の溶出試験も適宜実施した。

#### 2.2.2 各種バイオマス副資材の効率的発酵手法の解明

プラントの運転とバイオガス発生量の分析、バイオディーゼル製造時に生成する副産物のグリセリンを嫌気発酵の副資材として利用を図る室内試験を行った。

別海プラントは場内に副資材の一時貯留槽を持たないことから、副資材の投入は地域からの排出状況に応じた不定期・不等量の処理であるが、その実態を反映した運営データにより分析・評価を行った。

#### 2.2.3 副資材を用いた消化液の長期連用の各種効果と影響の解明

別海プラントで生成する消化液の施用が草地圃場の土壌理化学性、牧草収量・品質および畑作物の収量に及ぼす影響の調査・分析を行った。

草地土壌の理化学性の調査にあたっては、施用直後に消化液は深さ5 cmまで浸透し、それ以下には浸透しにくい事象や圃場の深さ5~10 cmの土壌は消化液施用に由来しない土壌性状が確認されることから、各分析項目について、深さ0~5 cm(1層目)の分析値から深さ5~10 cm(2層目)の分析値を差し引いた値について、消化液施用圃場と非施用圃場間でt検定による統計的比較検証を危険率5%で行った。

収量・品質の評価は、別海資源循環試験施設および湧別資源循環試験施設の敷地内にある試験圃場において実施した。

#### 2.2.4 スラリー・消化液の物性把握と効率的搬送手法の解明

原料スラリーを効率的に管路で搬送できる固形分量まで希釈した場合の発酵効率および原料スラリーを運搬車で搬送した場合や圧送管路搬送する場合のモデルを実験等により構築し、経営収支の改善等について評価した。

#### 2.2.5 システムの環境負荷軽減効果の解明

別海プラント導入前と導入後の地域バイオマス処理利用システムにおける温室効果ガスの発生量および被害額を算出し、別海プラント導入による温室効果ガスの削減効果を解明するとともに、酸性化物質の削減効果についても解明した。

#### 2.2.6 バイオマスの肥料化・エネルギー化の技術開発と効率的搬送手法の解明

発酵資材の投入方法の制御や廃棄系の地域バイオマスの共同処理による効果の考察を行うことにより、

バイオマスの地域利用としての総合的な技術としての整理を行った。

## 2.3 研究成果

### 2.3.1 各種バイオマスの特性・安全性とその消化液の品質解明

別海プラントの主原料である乳牛スラリーの有機物含量は  $0.054 \text{ kg kg}^{-1}\text{FM}$  であるが、メタン発酵細菌は他の微生物群が原料中の有機物を分解して生成した水素、酢酸およびプロピオン酸からメタンガスを発生させる<sup>2)</sup> ことから、乳牛スラリーより有機物含量の多い副資材の方がバイオガスの発生効果が高い。し尿脱水汚泥、乳業工場汚泥、給食残食、水産加工残滓、廃乳および廃脱脂粉乳は乳牛スラリーより有機物含量が多いことを明らかにできた (図-2.1)。

室内試験でこれらの有機物含量の多い副資材のバイオガス発生効果が高いことが確かめられている<sup>3)</sup>。

また、同様に、灰分が多いことが明らかとなった。発酵処理によりバイオガスとともに生成する消化液の肥料としての活用を考える場合、これらの副資材の灰分が消化液中の各種必須元素の増加をもたらすことが期待できる。

別海プラントにおける投入実績の多い代表的な副資材の有機物構成も調査したが、水産加工残滓と廃脱脂粉乳は蛋白質が多く、大量投入によりアンモニアの発生による発酵障害が発生する可能性が示唆される (表-2.1)。室内試験の実績 (表-2.2) から、水産加工残滓および廃脱脂粉乳は全投入原料中の  $100 \text{ g kg}^{-1}$  程度までが上限であると予測される。

別海プラントでは、バイオガスとともに生成する消化液を肥料として草地圃場に還元しているが、肥料取締法では汚泥を原料として用いる場合、これらについて溶出試験を行い、安全性を確認することが求められている。溶出試験を行った結果、別海プラントで副資材として利用している汚泥類はいずれも有害物質含量が基準上限値をはるかに下回っており、これらの安全性が確かめられた (表-2.3)。

別海プラントでは H17 年度より各種副資材の原料としての積極的使用を開始したが、H20 年度までの調査の結果、それ以前のほぼ乳牛スラリーのみを原料としていた場合に比べ、消化液中有機物の 24.8 % の増加をもたらし、その増加が重要な肥料成分である窒素およびリン酸のそれぞれ、21.4 % および 40.0 % の増加につながっていることを明らかにできた (図

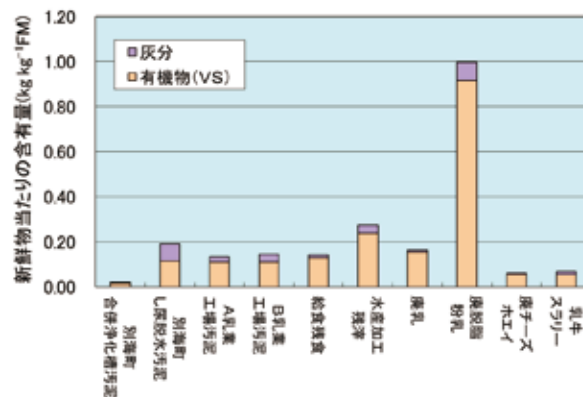


図-2.1 別海プラントにおける副資材中の固形分含量

表-2.1 別海プラントにおける副資材中の栄養成分と水分

副資材名	水分 ( $\text{g kg}^{-1}$ )	蛋白質 ( $\text{g kg}^{-1}$ )	脂質 ( $\text{g kg}^{-1}$ )	炭水化物 ( $\text{g kg}^{-1}$ )	灰分 ( $\text{g kg}^{-1}$ )
水産加工残滓	72.6	14.3	8.9	0.6	3.6
廃脱脂粉乳	2.0	36.5	0.7	52.6	8.2
廃乳	83.7	2.5	9.7	3.4	0.7
廃チーズホエイ	93.7	0.8	0.4	4.6	0.5
乳業工場汚泥	86.8	6.3	0.6	3.9	2.4

表-2.2 室内試験における副資材の有機物含量、ガス発生能力、投入割合実績

資材名	室内試験での適正投入割合 ( $\text{g kg}^{-1}$ )	有機物含量 ( $\text{g kg}^{-1}$ )	単位有機物当たりバイオガス発生量 ( $\text{L kg}^{-1}$ )	単位バイオガス発生量による区分	H18~19での月平均投入割合 ( $\text{g kg}^{-1}$ )
廃バター	100	820	890.0	強効果副資材	1.0
廃チーズ	80	480	850.0		1.0
水産加工残滓	100+	280	488.0		6.0
廃脱脂粉乳	100	980	850.0		7.0
廃生クリーム	100	500	890.0		9.0
廃乳	200+	130	820.0		15.0
し尿脱水汚泥	100+	130	170.0	弱効果副資材	2.0
牛体洗浄水	100+	30	375.0		5.0
廃チーズホエイ	100+	100	450.0		7.0
合併浄化槽汚泥	100+	30	375.0		16.0
乳業工場汚泥	100+	130	170.0		83.0
乳牛スラリー	—	60	375.0		848.0

備考: +は投入限界未検証で適正投入量がより大きい可能性がある。

-2.2)。

消化液のような有機質肥料の場合、これの施用だけでは不足する肥料成分は化学肥料で調整されるが<sup>4)</sup>、消化液中の肥料成分の増加は化学肥料の施用量の節減につながり、副資材の原料としての利用は消化液の品質向上に望ましいことが判明した。一方、副資材の投入は各種重金属類の増加をもたらす危険性も否定できない。分析の結果、副資材の積極的受け入れを開始した後も亜鉛および銅が1割程度消化液中で増加する傾向が認められたが、消化液中のこれらの含有量とその他の重金属の含有量は許される基準上限より低いことが分かった。また、副資材の投入により、鉛、クロムおよびニッケルが明らかに減少していることも明らかになった (図-2.3)。H20 年度に採取した原料スラリーと消化液について、臭気

表-2.3 副資材の溶出試験結果

分析項目	単位	別海町 合併浄化 槽汚泥	別海町 し尿脱水 汚泥	A乳業 工場汚泥	B乳業 工場汚泥	C乳業 工場汚泥	A社水産 加工場 汚泥	B社水産 加工場 汚泥	基準 上限値
アルキル水銀	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
総水銀	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.005
カドミウム	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.300
鉛	mg L <sup>-1</sup>	0.009	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.300
有機リン	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.000
六価クロム	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.500
ヒ素	mg L <sup>-1</sup>	0.075	0.010	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.300
全シアン	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.000
PCB	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.003
トリクロロエチレン	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.300
テトラクロロエチレン	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.100
ジクロロメタン	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.200
四塩化炭素	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.020
1,2-ジクロロエタン	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.040
1,1-ジクロロエチレン	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.200
シス-1,2-ジクロロエチレン	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.400
1,1,1-トリクロロエタン	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	3.000
1,1,2-トリクロロエタン	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.060
1,3-ジクロロプロペン	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.020
チウラム	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.060
シマジン	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.030
チオベンカルブ	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.200
ベンゼン	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.100
セレン	mg L <sup>-1</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.300

備考：N.D.=不検出

強度（臭気を感じなくなるまでに希釈した希釈倍数の値）を測定した結果、原料スラリーが184,000、消化液が49,000であり、消化液の臭気強度が原料スラリーの26.6%にまで低下していることから、発酵処理が消化液の臭気の低下に効果的であることが明らかとなった。

### 2.3.2 各種バイオマス副資材の効率的発酵手法の解明

#### (1) バイオガスの発生効率

別海プラントの運転管理日報から、乳牛スラリーおよび各種副資材の投入量を集計し、各種原料の日別および月別投入量を整理した。また、コンピューターシステムにより自動収集されるバイオガス発生量から、日別および月別バイオガス発生量を集計した。更に、副資材を、室内試験による単位投入量当たりのバイオガス発生量から、乳牛ふん尿との共発酵により、強いバイオガス増産効果を持つグループ

（一般に有機物含量が多く、以下、強効果副資材と呼ぶ）と乳牛ふん尿とほぼ同等のバイオガス発生能力しか持たないグループ（一般に有機物含量が低く、以下、弱効果副資材と呼ぶ）に区分（表-2.2）し、原料投入量、強効果副資材投入量および弱効果副資材投入量がバイオガス発生量におよぼす効果を検証した。

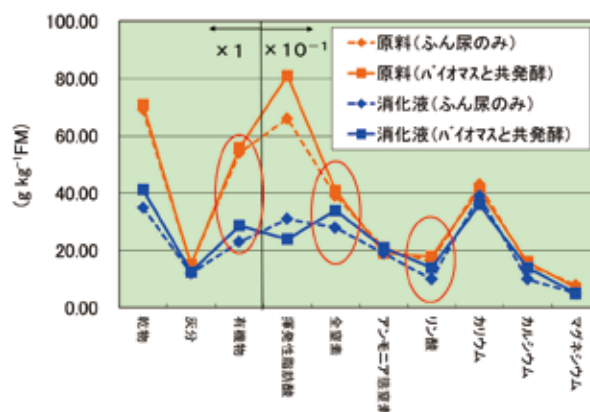


図-2.2 副資材投入による消化液の成分変化

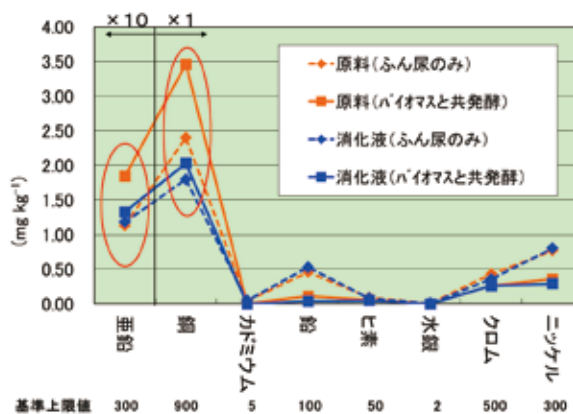


図-2.3 副資材投入による消化液中の重金属含量の変化



H18～19年度の月別原料投入量と月別バイオガス発生量の二次相関係数を求め、t検定で有意性を検証したところ、危険率5%の正の有意な相関があった(図-2.4)。一方、同じく、月別原料投入量と月別の単位原料投入量当たりのバイオガス発生量との相関関係を同様に検証したところ、危険率5%の負の相関があることが明らかとなった(図-2.5)。図-2.4からは、別海プラントでは月別原料投入量が1,200 Mg month<sup>-1</sup>以下になるとバイオガス発生が減少することが分かった。図-2.5からは、副資材の投入量が増えて月別原料投入量が増えると単位原料投入量当たりのバイオガス発生効率が低下する現象が認められた。表-2.3に示すように、別海プラントに投入されている副資材は強効果副資材と弱効果副資材に区別されることから、それぞれの全原料投入量に対する月別投入割合と月別バイオガス発生量および月別単位原料投入量当たりのバイオガス発生量との相関性を解析した。

月別全原料投入量に対する弱効果副資材の月別投入割合に対する、月別バイオガス発生量(図-2.6)および単位投入原料当たりの月別バイオガス発生量(図-2.7)の相関は、それぞれ、t検定で危険率1%および5%の負の有意な相関を示した。

乳牛ふん尿のみを原料とした場合の単位原料投入量当たりのバイオガス発生量は14～26 m<sup>3</sup> Mg<sup>-1</sup>とされていることから<sup>5)</sup>、図-2.7の結果はいずれもこの値を下回っておらず、別海プラントにおいて、弱効果副資材の投入がバイオガス生産に大きな支障をきたしていないことを示している。一方、図-2.7によれば全原料に占める弱効果副資材の投入割合が150 kg Mg<sup>-1</sup>を超えるとバイオガス発生効率の低下が生じていた。

表-2.3に示すように、室内試験では単一の弱効果副資材を100 g kg<sup>-1</sup>の投入割合で共発酵しても、乳牛ふん尿のみの発酵と同程度のバイオガス発生効率を示していることから、本来ならば、各種の弱効果副資材合計で150 kg Mg<sup>-1</sup>程度の投入割合でバイオガス発生効率の低下が生じるとは考えにくい。図-2.8に例示するように(H19年10月～11月)、各種副資材の投入は副資材の発生時期および発生量に応じて、毎日極めて不規則に行われていることから、弱効果副資材の投入割合増加によるバイオガス発生効率の低下は副資材の1日当たりの投入量と投入種が不規則であったためと推察された。

月別全原料投入量に対する強効果副資材の月別投

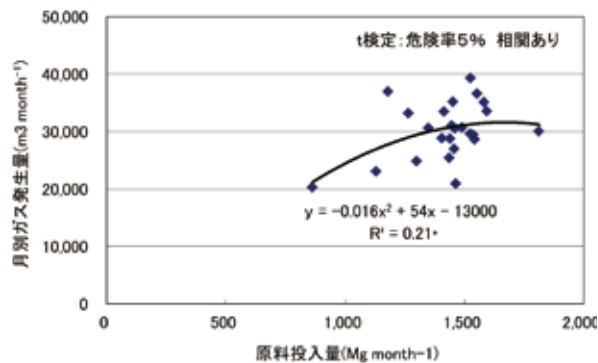


図-2.4 月別原料投入量とバイオガス発生量

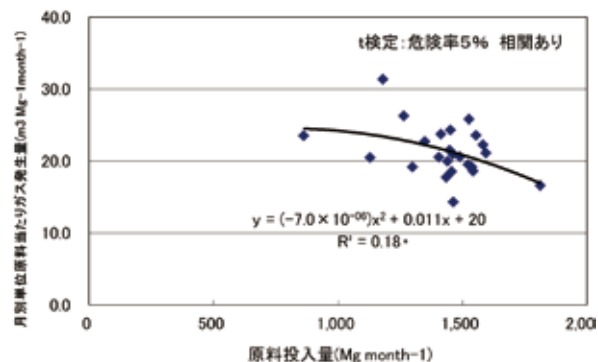


図-2.5 月別原料投入量とバイオガス単位発生量

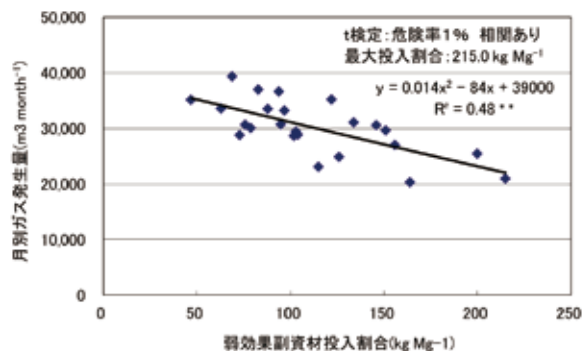


図-2.6 弱効果副資材の月別投入量とガス発生量

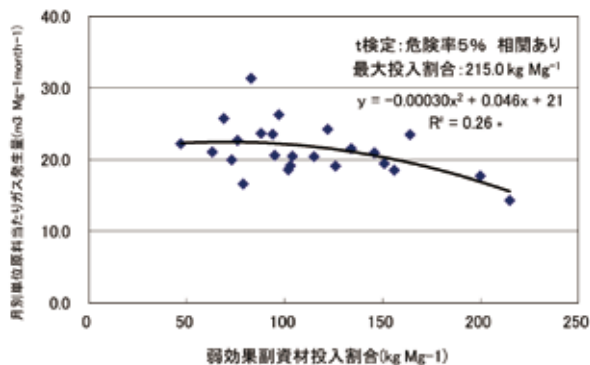


図-2.7 弱効果副資材の月別投入量とバイオガス単位発生量



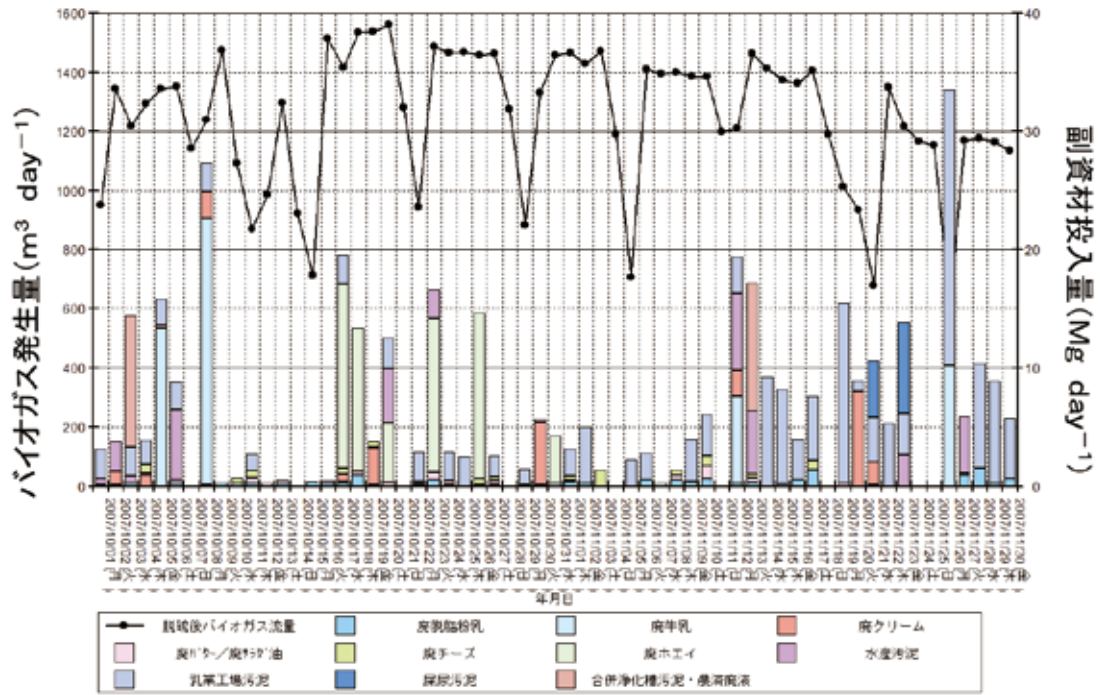


図-2.8 各種副資材の日別投入量とバイオガス発生量の例

入割合に対する月別バイオガス発生量 (図-2.9) および単位投入原料当たりの月別バイオガス発生量 (図-2.10) の相関は、t 検定で前者は危険率 5% の有意な相関を示し、後者は相関が認められなかった。

図-2.9 では、全原料投入量当たりの強効果副資材の投入割合が 50 kg Mg<sup>-1</sup> 前後でバイオガス発生量が最も減少し、それ以上の投入割合で増加する傾向を示した。図-2.10 でも有意な相関はないが同様な傾向を示した。

表-2.2 に示すように、各種の強効果副資材は 80～200 g kg<sup>-1</sup> の投入割合で顕著なバイオガス増産効果を示すものの、別海プラントにおける実際の投入量は 1～15 g kg<sup>-1</sup> と極めて少なく、強効果副資材の投入量が非常に少ないためにこれらの投入がバイオガス増産に結び付いていないといえる。

不定期・不等量の副資材と乳牛スラリーの共発酵処理を行った場合、前出の図-2.8 に示すように、副資材の日当たりの投入量と投入種が不規則となり、メタン発酵原料の質的ばらつきが生じ、バイオガスの発生が不安定になる。従って、副資材の一時貯留槽を設置し、そこで各種副資材を混和しつつ、一定量をプラントの原料受入槽に投入することにより、バイオガス発生効率の向上につながる可能性がある。

また、別海プラントでは日曜日の原料受入は行っていないが、このために、日曜日から月曜日にかけて

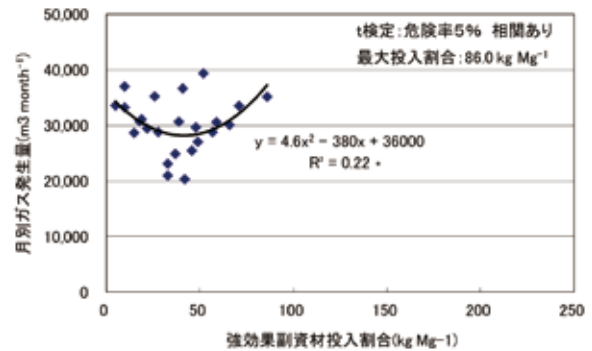


図-2.9 強効果副資材の月別投入量とガス発生量

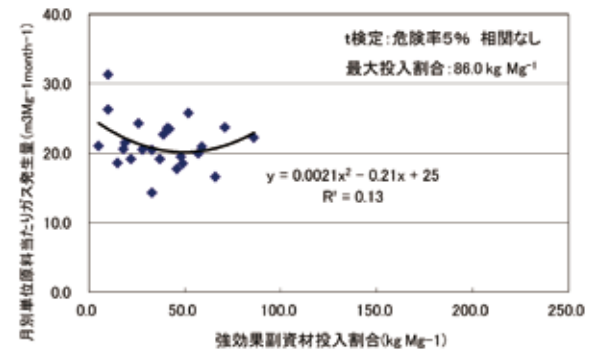


図-2.10 強効果副資材の月別投入量とバイオガス単位発生量

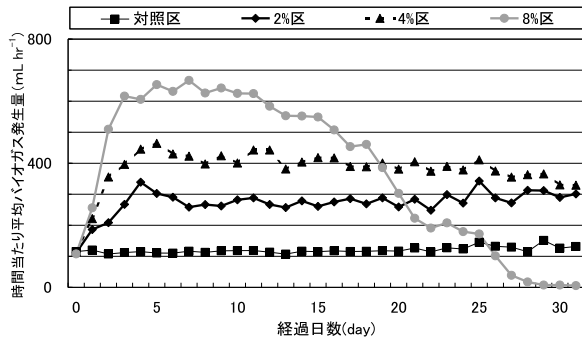


図-2.11 粗製グリセリンの投入割合とバイオガス発生量の関係

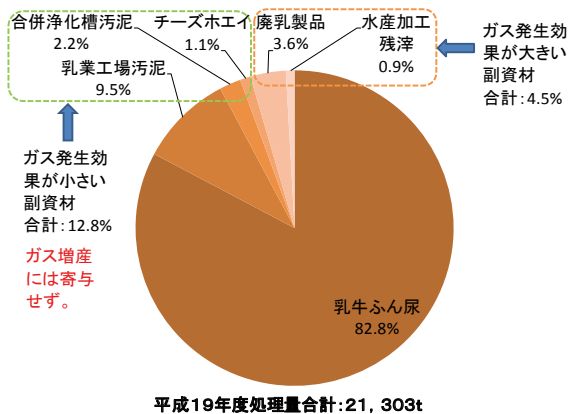


図-2.12 別海プラントでの地域バイオマスの処理量(H19年度)

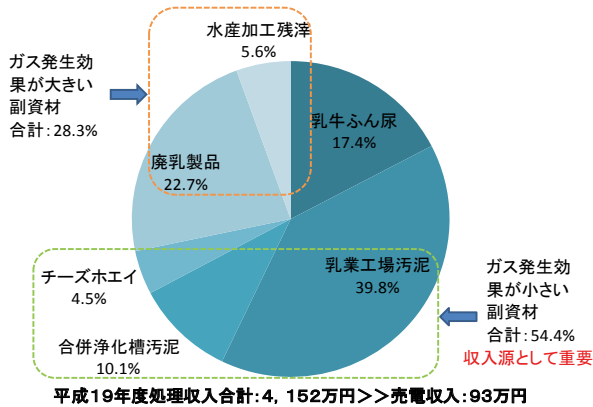


図-2.13 別海プラントでの地域バイオマスの処理費の割合

で顕著なバイオガス発生量の低下がみられることから、バイオガスの安定的生産には毎日の原料の投入が効果的である。

地球温暖化防止や循環型社会形成の観点から軽油の代替燃料として注目されているBDF(バイオディーゼル燃料)の製造工程で副産物として粗製グリセリンが生成する。この副産物のバイオガスプラントにおける循環利用の可能性を検討するため乳牛ふん尿と粗製グリセリンの共発酵の室内試験を行った<sup>6)</sup>。

その結果、図-2.11に示すとおり、8%区(全原料中の粗製グリセリンの投入割合が $80 \text{ g kg}^{-1}$ である試験区)では、15日経過以降バイオガス発生量の低下が認められるが、2%区(同投入割合 $20 \text{ g kg}^{-1}$ )および4%区(同投入割合 $40 \text{ g kg}^{-1}$ )では、対照区よりバイオガス発生量が多い上に、8%区のようなバイオガス発生量の低下が認められなかった。また、4%区は2%区よりバイオガス発生量が多く、乳牛ふん尿のみが原料の場合に比べ、およそ2倍のバイオガスが発生することが明らかとなった。これらのことからBDF製造の副産物である粗製グリセリンはバイオガスプラントのバイオガス増産に効果的な副資材であると評価できる。

### (2)プラントの運営分析

図-2.12に別海プラントにおける平成19年度(2007年度)の乳牛ふん尿とその他地域バイオマスの処理量を例示し、また、図-2.13に同処理料金を示す。処理量を見ると、年間合計が約21,300tで乳牛ふん尿が83%と大部分を占める一方で、バイオガス発生効果の小さい副資材が13%、同効果の大きい副資材が約5%となっている。一方、処理料金は4,000万円強に対して、売電収入は100万円未満である。

このことから、別海プラントにおける地域バイオマス処理収入の重要性が分かる。特に、バイオガス発生効果の小さい副資材の処理収入に占める割合は54%と半分以上を占め、バイオガス発電の売電価格が低い日本において共同利用型バイオガスプラントの経営を安定化させるには、現状ではバイオガス発生効率は低い及安全で処理収入の大きい地域バイオマスを積極的に受け入れることが重要である。

### 2.3.3 副資材を用いた消化液の長期施用の効果と影響の解明

腐植物質の増加は土壌の団粒化を介して保肥力の増加、土壌の膨軟化および孔隙特性の改善に関与するとされている。別海プラントで生成した消化液の非施用圃場では腐植含量は1層目が2層目より平均で $25.6 \text{ g kg}^{-1}$ 多い程度であったが、施用圃場では1層目で2層目より平均で $41.4 \text{ g kg}^{-1}$ 多くなっており、消化液施用により作土層の深さ0~5cmで腐植含量の増加が統計的に有意に生じていた(図-2.14)。

図-2.15に示すように、消化液施用がなされていない圃場の容積重は1層目で2層目に比べて殆ど変わらず、1層目で $0.16 \text{ Mg m}^{-3}$ 程小さい程度であったが、消化液施用圃場では表層での容積重の低下が顕著で

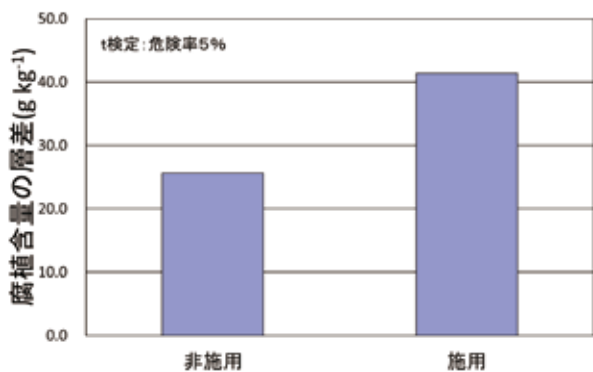


図-2.14 消化液の施用による腐食含量の増加

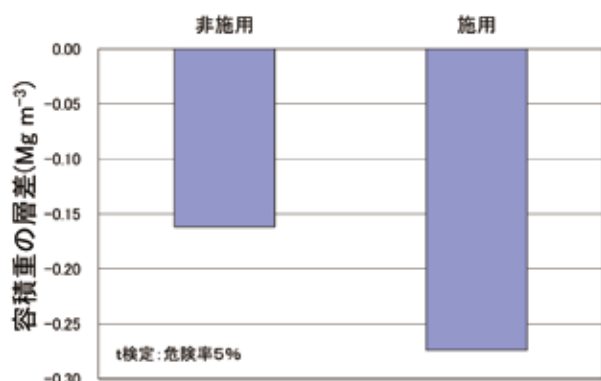


図-2.15 消化液の施用による容積重の低下

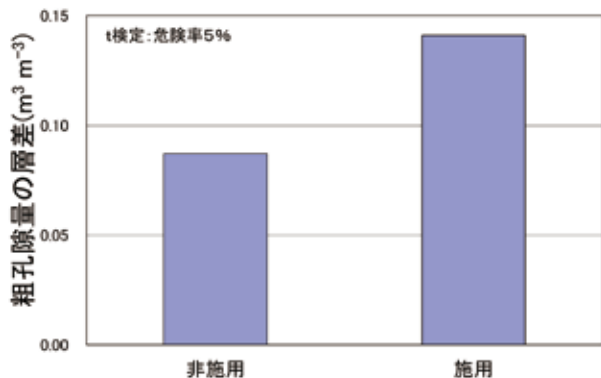


図-2.16 消化液の施用による粗孔隙の増加

深さ1層目の容積重が2層目の容積重に比べて、0.27 Mg m<sup>3</sup>程度小さくなっていった。このように、消化液施用圃場では非施用圃場に比べて表層での容積重の低下、つまり、土壌の膨軟化が顕著に進行していた。

消化液の長期的施用は営農機械の走行による土壌表層の堅密化を防ぐだけでなく、膨軟化をもたらし、牧草の根の伸長にとって良好な土壌環境の形成に役立っているといえる。

粗孔隙は土壌の排水性を改善し、この孔隙が増加すると圃場内の余剰水が迅速に排除され、植物の根に十分な空気を供給することが可能となる。消化液

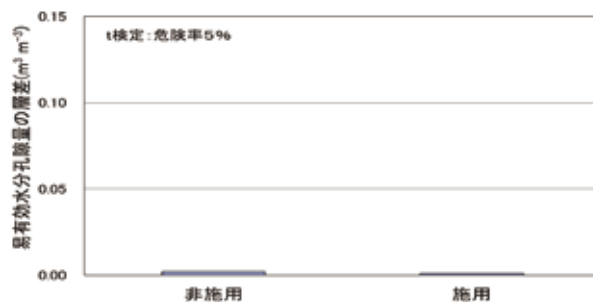


図-2.17 消化液施用による易有効水分孔隙の変化

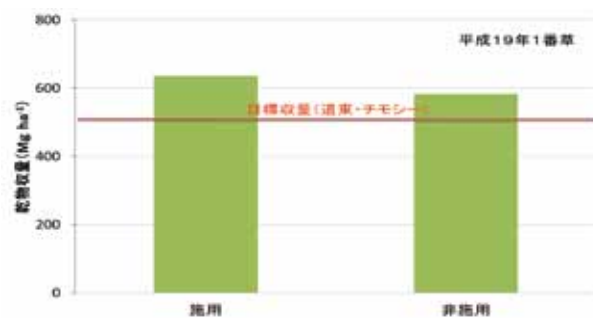


図-2.18 消化液施用・非施用による乾物収量の増加

非施用圃場では1層目が2層目より平均で 0.087 m<sup>3</sup> m<sup>3</sup> 多い程度であったが、施用圃場では1層目で2層目より平均で0.141 m<sup>3</sup> m<sup>3</sup> 多くなっており、消化液施用により作土層の深さ0~5cmで粗孔隙の増加が統計的に有意に生じていた(図-2.16)。消化液の施用が、消化液が浸透する作土層の深さ0~5cmの領域において、土壌の排水性の改善をもたらしていることが分かった。

易有効水分孔隙は植物が利用可能な水分を保持する働きがあり、この孔隙が増加すると土壌の保水性が増大し、干魃害が発生しにくくなる。しかしながら、別海プラントで調査した草地圃場では消化液の施用、非施用に関わらず、1層目と2層目の易有効水分孔隙量はほとんど変わらなかった(図-2.17)。

試験圃場における牧草収量は、H19年度の1番草に関しては消化液区(消化液で不足する肥料分は化学肥料で補給)で対照区(化学肥料による施肥)より有意に収量が多く、乾物で9.0%の収量増(図-2.18)となったが、同年度の2番草およびH20年度の1番草および2番草は消化液区と対照区で有意な収量差が認められなかった。

一方、試験圃場における牧草品質は、H20年度において、1番草(図-2.19)、2番草ともに粗タンパク

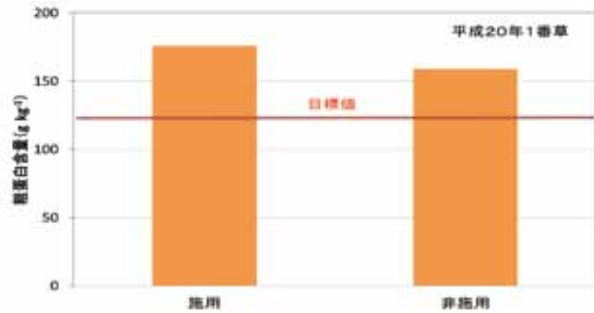


図-2.19 消化液施用・非施用による粗タンパクの増加

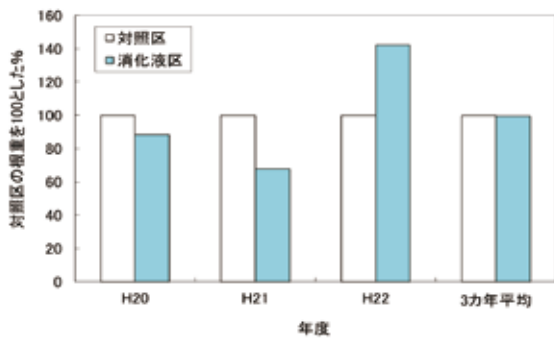


図-2.20 消化液施用による生産収量比較 (テンサイ)

含量が消化液区において対照区よりも有意に多くなった。

図-2.20 に畑作物を対象として実施したテンサイの対照区と消化液区の単位面積当たり収量の比較を例示する<sup>7)</sup>。図-2.20 によれば、収量の3カ年の平均値では対照区と同程度の収量が得られた。その他の秋まきコムギや青刈りトウモロコシでも、対照区と同程度の収量が得られた。

消化液の施用が土壌および牧草の微量元素含量に及ぼす影響は、次のとおりであった。

消化液散布年数と牧草地土壌表層1層目の全亜鉛、全銅含量の関係を図-2.21 に示す。消化液には亜鉛と銅が多く含まれることから土壌への蓄積が懸念されたが、消化液散布圃場と非散布圃場の全亜鉛、全銅含量に明確な差はなかった。また、消化液散布年数に関係なく全亜鉛、全銅含量はほぼ一定であった。

農用地(水田)における亜鉛の暫定的な管理基準値は120mg/kgとされているが、仮にこれと比較しても各圃場の値は基準値未満であり、消化液の散布年数が8年程度であれば亜鉛が牧草地土壌表層に蓄積される様子はなかった。亜鉛や銅、マンガンは牧草の生長に必要な必須微量元素であるため、牧草が吸収可能な形態である可溶性微量元素の基準値が示さ

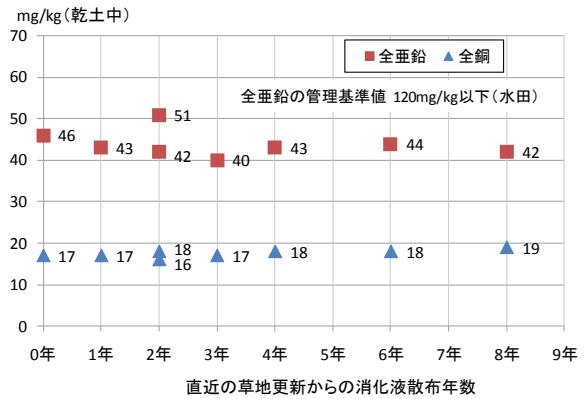


図-2.21 直近の草地更新年からの消化液散布履歴年と土壌表層の全亜鉛、全銅含量

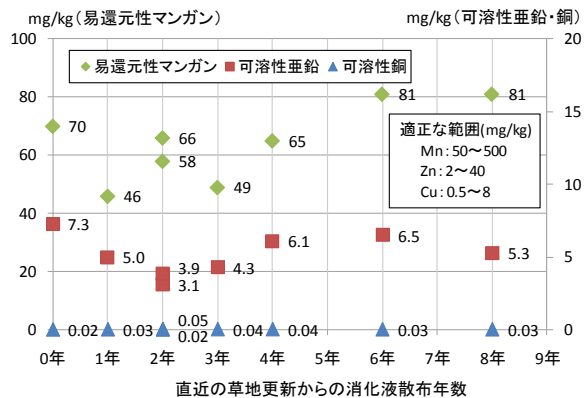


図-2.22 直近の草地更新年からの消化液散布履歴年と土壌表層の可溶性微量含量

れており、土壌中に不足すると欠乏症が、過剰であると生育障害が発生するとされる。図-2.22 に消化液散布年数と土壌の可溶性微量元素含量の関係を示すが、易還元性マンガンと可溶性亜鉛については全ての圃場でほぼ基準値の範囲を維持しているのが分かる。消化液散布年数との間にも一定の傾向は見られず、散布年数の増加に伴い過剰に溶出する様子はなかった。可溶性銅は全ての圃場で基準値を下回った。

東北道の黒色火山性土ではムギ類の銅欠乏発現が報告されているが、調査圃場の黒色火山性土においても可溶性銅が不足していた。

また、牧草の微量元素含量から、生育上適正な含有量が維持されているか判断できる。図-2.23 に消化液を8年間散布した圃場で採取した牧草の成分分析結果を示す。結果では銅含量が低かったが、欠乏しているという状態ではなく、他の微量元素含量についても異常値は確認されず、適正な範囲内であることが分かる。消化液を8年間散布した圃場であっても牧草内の微量元素は蓄積されることはなく、粗飼料としての品質は維持されている。



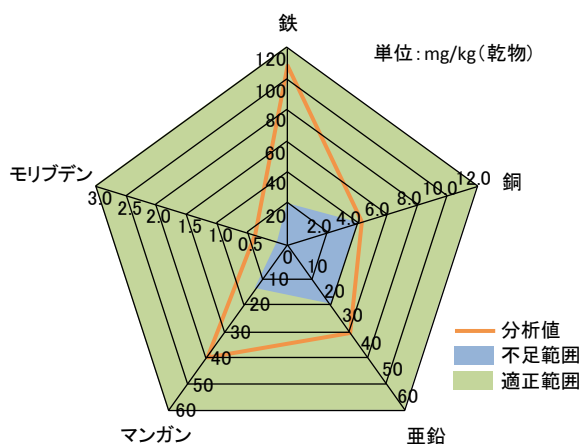


図-2.23 牧草体内中の微量元素含量 (消化液 8 年散布圏場)

### 2.3.4 スラリー・消化液の物性把握と効率的搬送手法の解明

#### (1) スラリーの固形分含量

圧送管路での損失水頭はスラリーの粘度試験結果から推量でき、また、固形分含量が  $40 \sim 50 \text{ g kg}^{-1}$  を超えると損失水頭の増大が顕著になり、乱流状態での輸送が困難といわれている<sup>8)</sup>。原料がほぼ乳牛ふん尿のみに限られた H16 年度以前の原料スラリーの固形分含量は  $69 \text{ g kg}^{-1}$  であり、副資材を積極的に受け入れ始めた H17~18 年度の原料スラリーの固形分含量は  $72 \text{ g kg}^{-1}$  であった。副資材の受け入れにより原料スラリーの固形分含量が増加していることが明らかとなった。これに伴い、消化液の固形分含量も H16 年度以前の  $35 \text{ g kg}^{-1}$  から H17~18 年度の  $39 \text{ g kg}^{-1}$  へと増加していた。

別海プラントでは、副資材は受入量が少量で、発生元の責任でプラント受入槽まで搬送されるため、原料の搬送で問題となるのは大量に発生する乳牛ふん尿の農家からプラントまでの搬送である。H16 年度までの分析結果から、各農家で発生する乳牛スラリーの平均固形分含量は  $69 \text{ g kg}^{-1}$  であった。農家からの乳牛スラリーの搬送を管路輸送(圧送管路による搬送手法)とする場合は、このままの濃度では損失水頭が大きくなり、困難であると推察された。原料スラリーの搬送はバキュームカーで行うか、圧送管路で行う場合は乳牛スラリーを水で 2 倍程度に希釈する必要があると評価された。

一方、消化液はほぼ原料が乳牛ふん尿に限られた H16 年度以前でも、副資材を積極的に受け入れた H17

~18 年度でも、固形分含量は  $40 \text{ g kg}^{-1}$  を下回っており、圧送管路による搬送適性があると評価できた。

希釈した原料スラリーは損失水頭は小さくなるが、発酵障害やその効率が低下する。このことをジャーフェーマンターによる室内試験で確認し、原料連続投入方式による発酵方式では、適正なメタン発酵を行うことが可能な家畜ふん尿の希釈限界濃度は  $\text{TS}=40 \text{ g kg}^{-1}$  程度であると判断する。

#### (2) 搬送モデルの評価

真空式管路システムによる乳牛ふん尿の搬送試験は、延長 546m の管路を実際に組み立てて行った。また、実際の共同利用の状態を分析することにより搬送モデルの作成とその仕様による効果を検討した。

空間モデルは半径 4.5km 以内に分散する 9 戸の農家からある一定量の乳牛ふん尿を無希釈で搬送車によりプラントに搬入し、生成した消化液と堆肥を農家地先およびサテライトタンクまで搬出する場合(以下、運搬車収集方式モデル)と、同じ量の乳牛ふん尿を農家地先で固液分離した後、固分は農家が堆肥化を行い、液分は水で 2、3 倍希釈してから管路でプラントまで圧送し、生成した消化液を農家圃場貯留池まで圧送する場合(以下、圧送管路モデル(2倍希釈)、圧送管路モデル(3倍希釈))のモデルを作成し、それぞれのモデルのエネルギー収支と経営収支を算定した。

図-2.24 に運搬車収集方式モデル、圧送管路モデル(2倍希釈)および圧送管路モデル(3倍希釈)の 1 日当たりのエネルギー収支を示す。なお、エネルギー収支は運搬車収集方式モデルの 1 日当たりのエネルギー供給量(以下、e)を 100%としたときの割合として示した。

運搬車収集方式モデルではプラントにおいて乳牛ふん尿等の搬送を運搬車で行い、堆肥化作業もフロントローダーによりプラントで行っていたため、プラントにおける原料等搬入出・堆肥化に伴う軽油エネルギー消費量割合が e の 27%にのぼっていたが、圧送管路モデルでは運搬車による乳牛ふん尿等の搬送がなくなり、堆肥化作業は農家地先で行うようになるため、プラントにおける原料等搬入出・堆肥化による軽油エネルギー消費がなくなり、農家地先における堆肥化作業に伴う軽油エネルギー消費のみとなり、その割合は e の 8%にまで低下した。また、運搬車収集方式モデルでは発酵槽および殺菌槽の施設容量がプラント化モデルに比べて小さいために、発酵

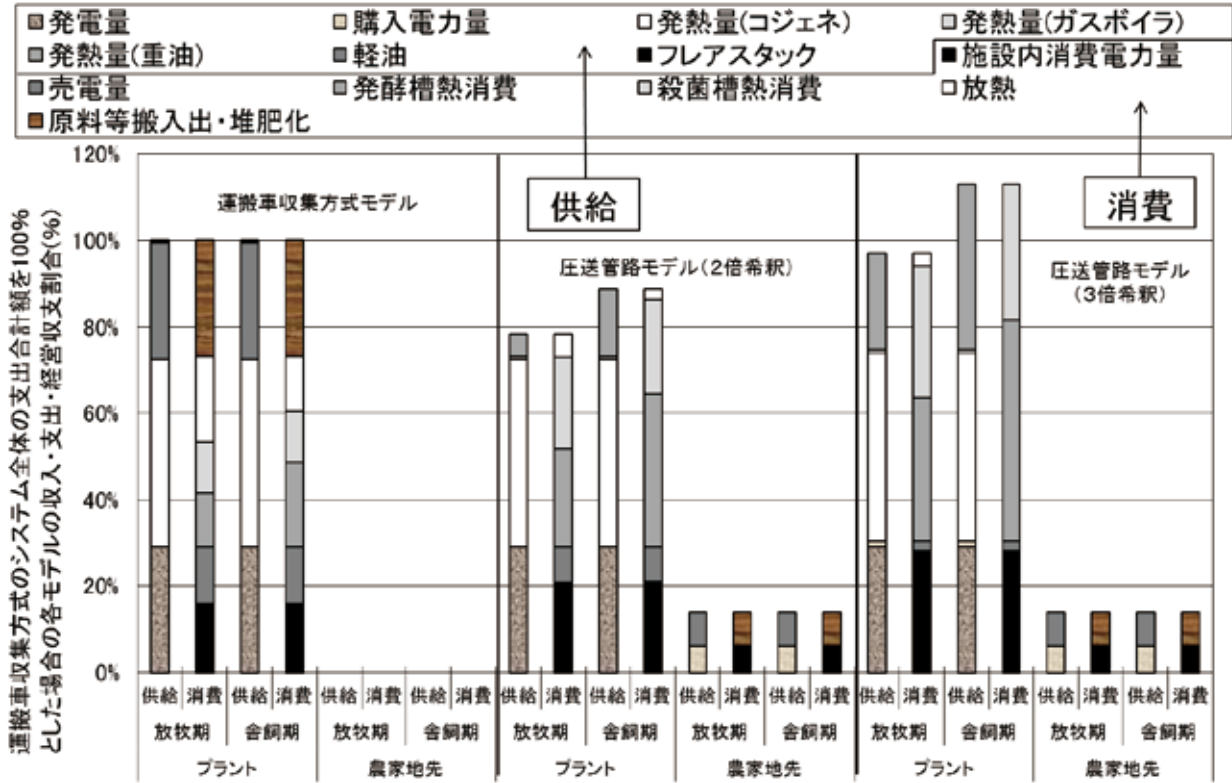


図-2.24 運搬車収集方式モデル、圧送管路モデル(2,3倍希釈)のエネルギー収支

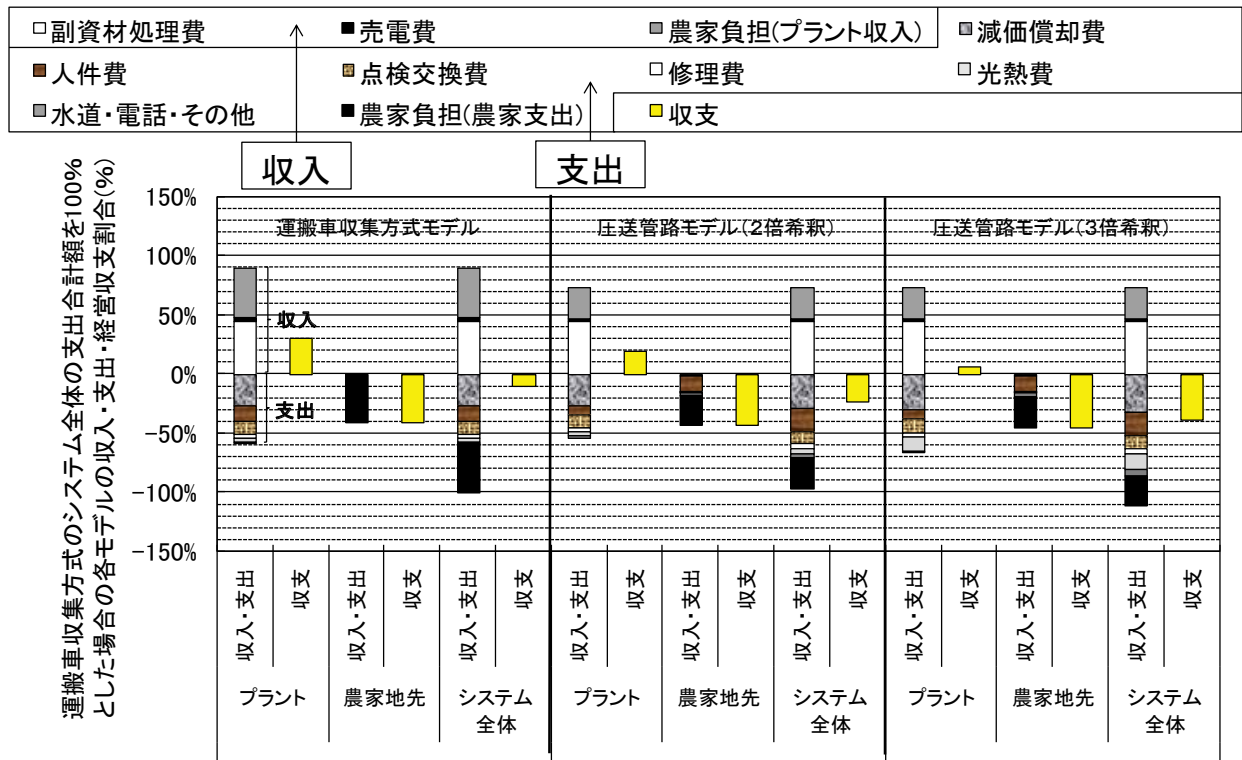


図-2.25 運搬車収集方式モデル、圧送管路モデル(2,3倍希釈)の経営収支

槽および殺菌槽の加温に必要な熱エネルギーの供給をコジェネレーターのみで賄うことが可能であったが、圧送管路モデルでは発酵槽および殺菌槽の施設容量が2、3倍となるために発酵槽および殺菌槽の加温に必要な熱エネルギーが大きくなり、コジェネレーターによる熱供給だけでなく重油ボイラによる熱供給も必要となった。プラントおよび農家地先全体に必要なエネルギー割合は、放牧期と舎飼期の平均で、圧送管路モデル（2倍希釈）でeの98%、圧送管路モデル（3倍希釈）でeの119%であり、乳牛ふん尿を3倍希釈して管路で圧送すると、運搬車収集方式モデルの約2割の必要エネルギー増となった。

図-2.25 に運搬車収集方式モデルのシステム全体の支出合計額（以下、p）を100%とした場合の各モデルの年間の収入・支出・経営収支割合を示す。なお、ここでは購入肥料節減額、労力節減額、減価償却費（乳牛ふん尿処理関係重機等）節減額、直接経費（光熱水費等）節減額を農家便益額<sup>3)</sup>とし、これを農家がプラントへ農家負担額として支払うこととした。

農家負担は運搬車収集方式モデルでpの41%、圧送管路モデルでpの26%であるため、プラントの収入は運搬車収集方式モデルでpの90%、圧送管路モデルでpの73%と圧送管路モデルで少なかった。圧送管路モデルでの農家負担の減少は固液分離作業および堆肥化作業の農家地先での実施により、労力削減額、減価償却費削減額および直接経費削減額等の農家便益額が減少したためである。

一方、プラントの支出は運搬車収集方式モデルでpの59%、圧送管路モデル（2倍希釈）でpの54%、圧送管路モデル（3倍希釈）でpの67%であった。プラントの支出が圧送管路モデル（2倍希釈）で少なかったのは運搬車による原料等搬入出作業が不要で、堆肥化作業が農家に移行したため、プラントでの人件費が少なくなったためである。また、プラントの支出が圧送管路モデル（3倍希釈）で多かったのは図-2.24 で示したとおり、発酵槽等の加温に必要な熱エネルギーを得るために、重油消費量が増えたためである。以上の結果からプラントの収支を計算すると、運搬車収集方式モデルでpの31%のプラス、圧送管路モデル（2倍希釈）でpの20%のプラス、圧送管路モデル（3倍希釈）でpの7%のプラスとなり、プラントによる農家便益額を考慮すれば、乳牛ふん尿を3倍まで希釈してもプラント運営は経済的に成立すると推察された。

また、真空式管路システムの試験により、固形分

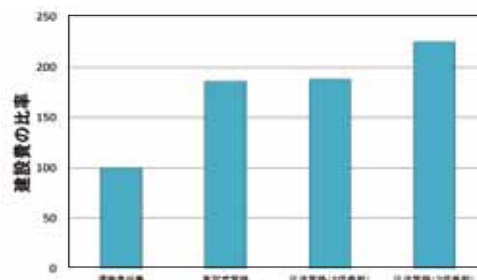


図-2.26 乳牛ふん尿搬送モデルの概算建設費の比較

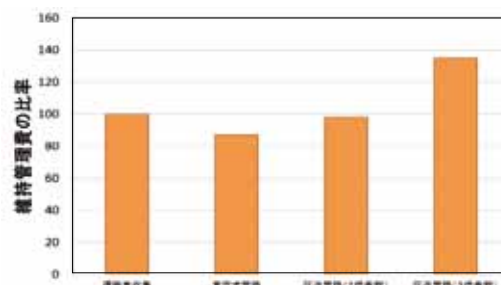


図-2.27 乳牛ふん尿搬送モデルの維持管理費の比較(概算比較)

82 g kg<sup>-1</sup>の圧送管路では搬送困難な乳牛ふん尿も、真空式では支障なく搬送できることが実証され、農家から排出される液状ふん尿を水で希釈せずにプラントへ搬送できることが明らかとなった。そこで真空管路モデルにおいて、乳牛ふん尿を希釈せずに運ぶという条件で各モデルの経済的比較を行った<sup>17)</sup>。

運搬車収集方式モデルの建設費あるいは維持管理費を100としたときの真空式管路モデル、圧送管路モデル（2倍希釈）および同（3倍希釈）の建設費あるいは維持管理費の比率を図-2.26 および図-2.27 に示す。建設費は真空式管路モデルで186、圧送管路モデル（2倍希釈）で188、同（3倍希釈）で225となり、真空式管路モデルで圧送管路モデル（2倍希釈）とほぼ同等のコストとなった。一方、維持管理費では真空式管路モデルで87、圧送管路モデル（2倍希釈）で98、同（3倍希釈）で135となり、真空式管路モデルで安価となった。

### 2.3.5 システムの環境負荷軽減効果の解明

別海プラント導入前後の地域バイオマスの各処理工程と単位当たりの排出量を表-2.4、2.5のように整理し、試算に必要な諸元は表-2.6、2.7とした。

このことから、圃場に散布する種々の形態からの放出を除いて、次のような試算結果を得た。



表-2.4 温室効果ガスの単位当たり発生量の算出根拠<sup>10)~14)</sup>

	メタン	亜酸化窒素	二酸化炭素
堆肥発酵・堆積時	有機物1kg当たり3.3g	全窒素1kg当たり11.8g	重機での切返しによる軽油消費1L当たり2.64kg
液状ふん尿・尿溜め液貯留時	有機物1kg当たり9.2g	全窒素1kg当たり11.8g	カーボンニュートラルのため0.0kgと算定
消化液貯留時	有機物1kg当たり3.1g	全窒素1kg当たり0.2g	カーボンニュートラルのため0.0kgと算定
完成堆肥の圃場施用時	0.0g	全窒素1kg当たり0.94g	カーボンニュートラルのため0.0kgと算定
液状ふん尿・尿溜め液の圃場施用時	0.0g	全窒素1kg当たり2.8g	カーボンニュートラルのため0.0kgと算定
消化液の圃場施用時	0.0g	全窒素1kg当たり2.7g	カーボンニュートラルのため0.0kgと算定
バイオガスプラントでの電力消費時	0.0g	1kWh当たり0.0021g	1kWh当たり425g
農家ーバイオガスプラント間のふん尿類運搬時	0.0g	0.0g	運搬車による軽油消費1L当たり2.64kg
共同型バイオガスプラント受入バイオマスの焼却処理時	1kg当たり0.01175g	1kg当たり0.05394g	カーボンニュートラルのため0.0kgと算定

備考：圃場施用機械の軽油消費に伴う二酸化炭素発生量は考慮していない。

表-2.5 酸性化物質の単位当たり発生量の算出根拠<sup>13)、14)</sup>

	アンモニア	イオウ酸化物	窒素酸化物	塩酸
堆肥発酵・堆積時(重機による切返し作業時に発生する酸性化物質も含む)	全窒素1kg当たり333g	軽油1L当たり35.6g	軽油1L当たり661g	軽油1L当たり47.3g
液状ふん尿・尿溜め液貯留時	全窒素1kg当たり126g	—	—	—
消化液貯留時	全窒素1kg当たり304g	—	—	—
完成堆肥の圃場施用時	注1参照	—	—	—
液状ふん尿の圃場施用時	全窒素1kg当たり191g	—	—	—
尿溜め液の圃場施用時	全窒素1kg当たり96.6g	—	—	—
消化液の圃場施用時	全窒素1kg当たり84.0g	—	—	—
バイオガスプラントでの電力消費時	—	1kWh当たり0.13g	1kWh当たり0.17g	1kWh当たり1.04g
農家ーバイオガスプラント間のふん尿類運搬時	—	軽油1L当たり35.6g	軽油1L当たり661g	軽油1L当たり46.0g
共同型バイオガスプラント受入バイオマスの焼却処理時	—	1kg当たり0.0544g	1kg当たり1.22g	—

備考：圃場施用機械の軽油消費に伴う二酸化炭素発生量は考慮していない。

注1：単位面積当たりの揮散アンモニア量(g/m<sup>2</sup>)=(0.787×単位面積当たりに施用されたアンモニア態窒素量(g/m<sup>2</sup>)+0.076)×0.75×17/14<sup>16)</sup>

表-2.6 乳牛ふん尿・発酵生成物の年間処理量・有機物含量・全窒素含量

	共同利用型バイオガスプラント			従来処理方式		
	別海プラント導入後	別海プラント導入前	別海プラント導入前	別海プラント導入後	別海プラント導入前	別海プラント導入前
	処理利用量 (Mg)	有機物含量 (g kg <sup>-1</sup> )	全窒素含量 (g kg <sup>-1</sup> )	処理利用量 (Mg)	有機物含量 (g kg <sup>-1</sup> )	全窒素含量 (g kg <sup>-1</sup> )
堆肥原料(固形ふん尿)	—	—	—	5,124	160.5	5.0
堆肥原料(分離固分)	3,124	224.5	5.5	—	—	—
完成堆肥	937	216.0	7.7	1,537	154.4	7.0
液状ふん尿(従来方式で圃場施用)	—	—	—	7,678	54.0	3.9
尿溜め液(従来方式で圃場施用)	—	—	—	4,830	28.8	2.1
消化液(共同型バイオガスプラントで圃場施用)	17,970	34.5	4.0	—	—	—

表-2.7 貯留槽の各型式

	共同利用型バイオガスプラント		従来処理方式	
	別海プラント導入後	別海プラント導入前	別海プラント導入前	別海プラント導入前
	プラント	農家地先	農家地先	農家地先
①液状ふん尿貯留槽	密閉型	密閉型	解放型	解放型
②尿溜め液貯留槽	なし	密閉型	密閉型	密閉型
③消化液貯留槽	解放型	なし	なし	なし

表-2.8 温室効果ガス年間発生量の試算

	①共同利用型バイオガスプラント			②従来処理方式			備考
	別海プラント導入後	別海プラント導入前	別海プラント導入前	別海プラント導入後	別海プラント導入前	別海プラント導入前	
	メタン (Mg)	亜酸化窒素 (Mg)	二酸化炭素 (Mg)	メタン (Mg)	亜酸化窒素 (Mg)	二酸化炭素 (Mg)	
堆肥発酵・堆積時	2,3100	0,2030	14,6000	2,7100	0,3020	24,0000	二酸化炭素はフロントローダーによる切返し作業による
液状ふん尿・尿溜め液貯留時	0,0000	0,0000	0,0000	3,8100	0,3530	0,0000	
消化液貯留時	1,9200	0,0144	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	
完成堆肥の圃場施用時	0,0000	0,0068	0,0000	0,0000	0,0101	0,0000	
液状ふん尿・尿溜め液の圃場施用時	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1120	0,0000	
消化液の圃場施用時	0,0000	0,1460	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	
バイオガスプラントでの電力消費時	0,0000	0,0002	44,1000	0,0000	0,0000	0,0000	
農家ーバイオガスプラント間のふん尿類運搬時	0,0000	0,0000	38,6000	0,0000	0,0000	0,0000	
共同型バイオガスプラント受入バイオマスの焼却処理時	0,0000	0,0000	0,0000	0,0345	0,1580	0,0000	地域バイオマスを受け入れない②で計上
合計	4,2300	0,3704	97,3000	6,5545	0,9351	24,0000	
被書額換算値(円/kg)	44,1600	569,2000	1,7140	44,1600	569,2000	1,7140	
被書額小計(円)	186,797	210,831	166,772	289,447	532,259	41,136	
被書額合計(円)	564,400			862,842			

備考：カーボンニュートラルとみなされる二酸化炭素は被害に算入しない。

表-2.9 酸性化物質の発生量と被害額の比較

	①共同利用型バイオガスプラント				②従来処理方式			
	別海プラント導入後				別海プラント導入前			
	アンモニア (Mg)	イオウ酸化物 (Mg)	窒素酸化物 (Mg)	塩酸 (Mg)	アンモニア (Mg)	イオウ酸化物 (Mg)	窒素酸化物 (Mg)	塩酸 (Mg)
堆肥発酵・堆積時(重機切り返しによる酸性化物質発生量も含む)	5.7200	0.1975	3.6667	0.2252	8.5200	0.3250	0.6020	0.4180
液状ふん尿・尿溜め液貯留時	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	3.7600	0.0000	0.0000	0.0000
消化液貯留時	21.8000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
完成堆肥の圃場施用時	0.6820	0.0000	0.0000	0.0000	1.2000	0.0000	0.0000	0.0000
液状ふん尿・尿溜め液の圃場施用時	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	1.8400	0.0000	0.0000	0.0000
消化液の圃場施用時	1.5100	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
バイオガスプラントでの電力消費時	0.0000	0.1350	0.1760	0.1080	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
農家バイオガスプラント間のふん尿類運搬時	0.0000	0.5204	9.6604	0.6724	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
共同型バイオガスプラント受入バイオマスの焼却処理時	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.3584	0.1584	0.0000
合計	29.7120	0.8529	13.5031	1.0056	15.3200	0.6834	0.7604	0.4180
被害額換算値(円/kg)	403.0000	67.3000	60.9000	175.0000	403.0000	67.3000	60.9000	175.0000
被害額小計(円)	11,973,936	57,400	822,339	175,980	6,173,960	45,993	46,308	73,150
被害額合計(円)			13,029,655				6,339,411	

備考：カーボンニュートラルとみなされる二酸化炭素は被害に算入しない。  
備考：圃場施用機械の軽油消費に伴う二酸化炭素発生量は考慮していない。

表-2.8 に別海プラント導入後の共同利用型バイオガスプラントでの地域バイオマス処理利用システム（以下、プラント処理）および別海プラント導入前の従来の地域バイオマス処理利用システム（以下、従来処理）での年間の温室効果ガス発生量と被害額の算定結果を示す。メタン、亜酸化窒素およびカーボンニュートラルでない二酸化炭素の年間排出量は、プラント処理で各々4.23 Mg、0.37 Mg、97.30 Mgであり、従来処理で各々6.55 Mg、0.94 Mg、24.00 Mgであった。これらに各温室効果ガスの被害額換算値を掛け合わせることで、メタン、亜酸化窒素およびカーボンニュートラルでない二酸化炭素の排出に伴う被害額は、プラント処理で各々およそ187,000円、211,000円、167,000円で合計564,000円であり、従来処理で各々およそ289,000円、532,000円、41,000円の合計863,000円であった。このように、プラント処理で従来処理に比べて、被害額にして35%、額にして299,000円の減となった。これは液状ふん尿が消化液に比べて貯留中のメタンおよび亜酸化窒素の揮散量が多く、液状ふん尿を液肥利用している従来処理において、消化液を液肥利用しているプラント処理に比べて、液肥の貯留期間におけるこれら単位量当たりの被害額の大きい温室効果ガスの揮散量が多かったことに主に由来している。地球温暖化の防止には液状ふん尿の嫌気発酵処理による消化液化が重要であることが明らかとなった。

表-2.9 にプラント処理および従来処理での年間酸性化物質の発生量と被害額の算定結果を示す。アンモニア、イオウ酸化物、窒素酸化物および塩酸の年間排出量は、プラント処理で各々29.71Mg、0.85 Mg、13.50Mg、1.01Mgであり、従来処理で15.32Mg、0.68 Mg、0.76Mg、0.42Mgであった。これらの値に各酸性化物質の被害換算値を掛け合わせることで被害

額が算出され、アンモニア、イオウ酸化物、窒素酸化物および塩酸の排出に伴う被害額はプラント処理で各々およそ11,974,000円、57,000円、822,000円および176,000円で合計13,029,000円であり、従来処理で各々およそ6,174,000円、46,000円、46,000円および73,000円で合計6,339,000円であった。このように、酸性化物質発生による被害額はプラント処理で従来処理に比べて、およそ2倍、額にしておよそ6,690,000円の増となった。

このように、プラント処理による温室効果ガスの削減効果より、酸性化物質の増加被害の方が大きな影響となる結果を得た。酸性化物質の排出は消化液貯留時のアンモニアの揮散およびプラントー農家間の家畜ふん尿輸送時の運搬車両からの窒素酸化物の排出量の増加によるところが大きく、今後のバイオガスプラントの設計では、消化液貯留槽の有蓋化や、プラントー農家間の家畜ふん尿の輸送をパイプライン化するなどの対策を示した。

### 2.3.6 バイオマスの肥料化・エネルギー化の技術開発と効率的搬送手法の解明

バイオマスを効率的にエネルギー化するには、各原料をできるだけ同じ割合で同じ量で毎日投入することが望ましい。図-2.28 に各原料を発生者本位に投入した場合と、各原料を毎日同じ割合で同じ量を投入した場合のバイオガス発生量のシミュレーション結果<sup>18)</sup>を示す。図から分かるように、各原料を同じ割合で同じ量投入した場合はバイオガスの発生が一定となり、投入制限を設けず投入を原料発生者本位で行った場合はバイオガスの発生が不規則になることが分かる。バイオガスの安定した発生はコジェネレーターやバイオガスボイラーの安定運転につながり、各施設機械の運転上でも、また、売電にも有利

表-2.10 別海プラントの消化液と別海町のし尿脱水汚泥の肥料含有量

	窒素(g kg <sup>-1</sup> FM)	リン酸(g kg <sup>-1</sup> FM)	カリウム(g kg <sup>-1</sup> FM)
別海プラント消化液	3.4	1.4	3.6
別海町し尿脱水汚泥	4.9	12.8	0.3

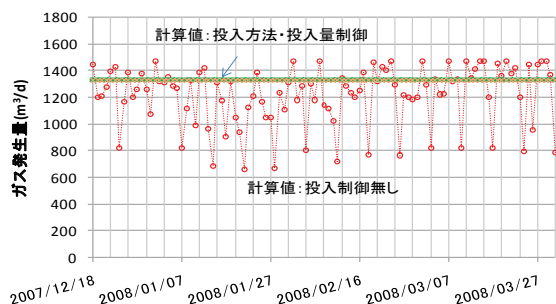


図-2.28 原料投入制御の有無によるバイオガス発生量の様子

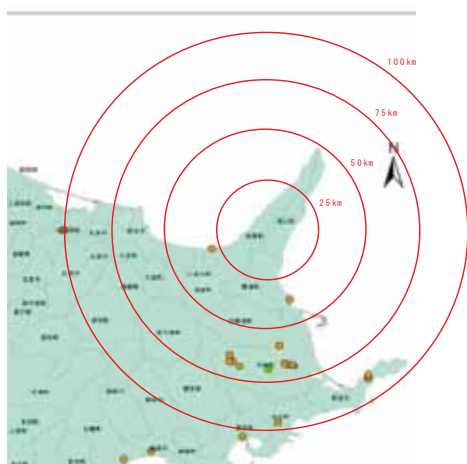


図-2.29 別海プラントで受け入れる地域バイオマスの発生位置

である。主原料の家畜ふん尿の投入量は農家のふん尿発生量とふん尿の性状を考慮した、ふん尿搬入計画の策定により比較的容易に実現できる。一方、副資材の場合は廃乳製品のように不定期に発生し、その発生量の制御が不可能なものが存在するので、均一な性状の副資材の等量投入のためには、副資材専用の一時貯留槽を設け、各副資材を均一に混合して毎日等量を投入する方法が考えられる。

図-2.29 に別海プラントに副資材として搬入される各種バイオマスの発生位置を示す。直線距離でおよそ 100km の釧路市、根室市といった道東地方の中核都市も含む広範な範囲からバイオマスが別海プラントに搬入されており、別海プラントが都市、農村および漁村を含む広範囲の地域における各種バイオ

マスの循環利用の役を担えること、また、道東地方の広範囲から受け入れたバイオマスの処理費によりプラントの経済的自立を可能にするポテンシャルを有していることを示すことができた。

リン酸は窒素およびカリウムと並んで作物にとって極めて重要な肥料成分である。表-2.10 に示すように、乳牛ふん尿のみを原料とするメタン発酵後の消化液は窒素 (3.4 g kg<sup>-1</sup> FM) およびカリウム (3.6 g kg<sup>-1</sup> FM) に比べて、リン酸 (1.4 g kg<sup>-1</sup> FM) が少ないことが分かる。また、表-2.10 のようにし尿脱水汚泥の窒素、リン酸、カリウムの含有量は、窒素が 4.9 g kg<sup>-1</sup> FM、リン酸が 12.8 g kg<sup>-1</sup> FM、カリウムが 0.3 g kg<sup>-1</sup> FM とリン酸が豊富なことが分かる。このことから、農村地域のバイオマスプラントが近隣市町村のし尿脱水汚泥を積極的に受け入れることにより、窒素、リン酸、カリウムの肥料三要素のバランスの取れた液肥の生産が可能であることを示すことができた。事実、別海プラントでは前出の図-2.2 に示すように、し尿脱水汚泥や乳業工場汚泥 (例えばA社: 窒素 11.7 g kg<sup>-1</sup> FM、リン酸 15.4 g kg<sup>-1</sup> FM、カリウム 2.2 g kg<sup>-1</sup> FM) といったリン酸の豊富なバイオマスを受け入れることによって、消化液のリン酸がふん尿のみの場合に比べて 40%増量となっている。

共同型バイオガスプラントで発生するバイオガスのエネルギーとしての活用法として、日本では施設内で必要な電力や熱の自賄いを第一としている。これはバイオガスプラントから発生したバイオガスで発電を行い、売電しても収支がマイナスにしかならないためである。よって、バイオガスの多角的利用を目指して、バイオガスを都市ガス規格 12A 相当に精製し、それを使用する研究を共同研究で行ってきた。その結果、室内暖房、ガスコンロ、農家の大型給湯器、バイオガス自動車、温室暖房、鉄筋の端部圧接、金属の切断等に精製ガスが使用可能になったことが分かった。特に、鉄筋の端部圧接、金属の切断は既往の燃料のアセチレンの価格高騰により、実用化が有望視されている。

## 2.4 まとめ

研究結果を要約すると次のとおりである。

- 1) 共発酵処理した消化液中の肥料成分が増加し、かつ、長期連用による安全性と良好な土壌環境が形成されることを検証できた。
- 2) 原料スラリーを効率的に管路で搬送できる固形分量まで希釈した場合の発酵効率および原料スラリーを運搬車で搬送した場合や圧送管路搬送する場合のモデルを構築し、経営収支やエネルギー収支面から評価し、将来の地域モデルについて提案した。
- 3) さらに、別海プラント導入による環境負荷物質の発生量等の変化を算定・比較し、今後の施設設計における留意点を明らかにした。
- 4) 別海プラントの経営状況を明らかにすることにより、地域のバイオマスの受け入れにおける留意点を明らかにした。バイオガスの地域利用では、都市ガス規格 12A 相当に精製することにより、地域の燃料として多用途に利用できることを実証した。

### 3. 肥培灌漑による生産環境改善効果の解明

#### 3.1 研究目的

家畜ふん尿の個別処理システムによるスラリー散布作業性向上、土壌物理性、牧草収量・品質改善等の生産環境改善効果の解明、肥培灌漑土壌における環境負荷物質(窒素、リン酸、微量元素)収支の解明および環境負荷物質軽減効果の解明を行い、廃棄系バイオマスの利用の促進や肥培灌漑技術の確立を図ることを目的とする。

#### 3.2 研究方法

それぞれの研究目標項目ごとの調査および研究方法は、次のとおりである。

##### 3.2.1 個別処理システムの生産環境改善効果の解明

粘土草地における生産環境改善効果を明らかにするため、曝気スラリー散布の実績のあるA町内の調査圃場(表-3.1)を選定し、肥培灌漑期間の長短に伴う土壌理化学性への影響等を調査・分析する。同様に、火山性土草地における生産環境改善効果を明らかにするために、重粘土や黒色火山性土といった牧草地の違いによる土壌理化学性の改善効果に着目した調査を実施する。また、牧草の微量元素含量と

表-3.1 調査圃場の肥培灌漑履歴

番号	圃場状況		
	利用形態	更新後年数	曝気スラリー散布年数
①	採草地	20年	18年
②	放牧地	2年	18年
③	放牧地	16年	18年
④	採草地	3年	4年
⑤	採草地	15年	7年
⑥	採草地	23年	10年
⑦	採草地	12年	11年
⑧	採草地	6年	12年
⑨	採草地	16年	12年
⑩	採草地	3年	散布なし
⑪	採草地	7年	散布なし
⑫	放牧地	不明	散布なし
⑬	放牧地	不明	散布なし

牧草収支・品質に及ぼす影響を調査する。

表-3.1の圃場において土壌調査と牧草収量調査を実施した。土壌分析項目は、①腐植：乾式燃焼法、②塩基置換容量(CEC)：ショーレンベルガー水蒸気蒸留法、③交換性塩基(Ca、Mg、K)ショーレンベルガー原子吸光度法、④pH(H<sub>2</sub>O)：ガラス電極法、⑤容積重：炉乾燥法、⑥三相比：実容積測定法、⑦孔隙分布：遠心法である。また、牧草収量調査は、13調査圃場の内、9つの採草地(肥培灌漑圃場7圃場、非肥培灌漑圃場2圃場)において1番草(チモシー主体のクローバ混播草地、刈取り時期はチモシーの穂揃期)を対象とした。牧草試料について、新鮮重、乾物重、牧草割合、雑草割合の測定を行い、さらに、

表-3.2 調査圃場の概要

番号	圃場状況		
	土壌分類	利用形態	スラリー散布年数
14	黒色火山性土	採草地	7年
15	黒色火山性土	採草地	15年
16	黒色火山性土	採草地	10年
17	黒色火山性土	採草地	5年
18	黒色火山性土	採草地	5年
19	黒色火山性土	採草地	3年
20	黒色火山性土	採草地	4年

\*上記表内の番号は平成20年度の調査番号(表-3.1)の続きとした。

表-3.3 分析項目と分析方法差

	分析項目	分析手法
土壌微量元素分析	1. 亜鉛	原子吸光度法
	2. 銅	原子吸光度法
	3. マンガン	原子吸光度法
	4. ホウ素	ICP発光分析法
	5. 可溶性亜鉛	原子吸光度法
	6. 可溶性銅	原子吸光度法
	7. 易還元性マンガン	原子吸光度法
	8. 可溶性ホウ素	ICP発光分析法
牧草一般成分分析	1. 粗蛋白質含量	近赤外分光光度法
	2. 可消化養分容量	近赤外分光光度法
	3. カルシウム	蛍光X線分析法
	4. マグネシウム	蛍光X線分析法
	5. カリウム	蛍光X線分析法
	6. 硝酸態窒素	吸光分光光度法
牧草微量元素分析	1. 鉄	原子吸光度法
	2. 亜鉛	原子吸光度法
	3. 銅	原子吸光度法
	4. マンガン	原子吸光度法
	5. モリブデン	原子吸光度法
	6. ホウ素	ICP発光分析法

①粗蛋白質、②可消化養分総量：以上、近赤外分析法、③硝酸態窒素：クロマトグラフ法の成分分析を行った。

### 3.2.2 肥培灌漑土壌における環境負荷物質収支の解明

肥培灌漑圃場の無機態窒素の集積状況の分析やリン酸、さらに、微量元素の動態を分析する。重粘土や黒色火山性土といった牧草地の違いによる土壌理化学性の改善効果に違いについて、新たに表-3.2の調査対象圃場を加えて、調査・分析を行った。土壌理化学性の改善効果に違いが生じる上下2層から土壌試料を採取し、土壌分析を行った。土壌分析項目は、①腐植：乾式燃焼法、②陽イオン交換容量(CEC)：ショーレンベルガー水蒸気蒸留法、③容積重：炉乾燥法、④孔隙分布：遠心法である。

黒色火山性土草地において曝気スラリーの長期連用が土壌、牧草の微量元素含量と牧草収量・品質に及ぼす影響を分析するために、表-3.3の微量元素分析等および牧草の収量や品質を調査した。

### 3.2.3 個別処理システムによる環境負荷軽減効果の解明

別海プラントのバイオガス化処理と対照するため、肥培灌漑施設導入前の従来の乳牛ふん尿処理利用システムと肥培灌漑導入後の乳牛ふん尿処理利用システムにおける温室効果ガス発生量および被害額を算出し、肥培灌漑施設導入による温室効果ガスの削減効果を明らかにする。

## 3.3 研究成果

### 3.3.1 個別処理システムの生産環境改善効果の解明

#### (1) 土壌の化学性への影響

直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と腐植含量層差の関係を図-3.1に示す。牧草地土壌においては年数の経過とともに牧草の根や牧草地上部が枯死脱落することで、土壌表層を中心に有機物が集積していく。そのため、本調査圃場の非肥培灌漑4圃場(散布年数0年にプロットした赤丸、後続の図も同様)においても、表層1層目(定義は前出)に腐植の集積が確認された。一方、肥培灌漑圃場(図中の橙色のプロット、後続の図も同様)では、曝気スラリー散布開始から5~6年目までは非肥培灌漑圃場

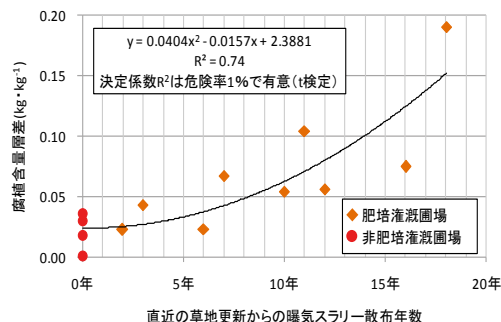


図-3.1 草地更新後からの曝気スラリー散布年数と腐植含量差

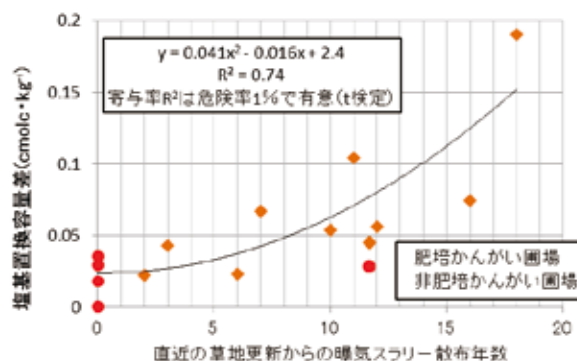


図-3.2 草地更新後からの曝気スラリー散布年数と塩基置換容量差

と比較しても腐植含量層差に大きな差は見られなかった。しかし、その後散布年数の増加に伴い、土壌表層における腐植含量の集積が顕著となった。この近似曲線の決定係数  $R^2$  は 0.74 と極めて大きく、危険率 1% で有意であった。この散布図から判断すると、肥培灌漑による腐植の集積が顕著となるのは曝気スラリー散布開始から 5~6 年が経過した後と分かる。

土壌が持つ保肥力の大小は塩基置換容量の大小で表すことができる<sup>19)</sup>。塩基置換容量が大きければ、土壌は植物の栄養分であるカルシウム (Ca)、マグネシウム (Mg)、カリウム (K) をより多く保持できるようになる。これら塩基はアルカリ性を呈し、下層へ溶脱せずに表層に保持されれば、土壌表層の酸性化防止効果も期待できる。直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と塩基置換容量層差の関係を図-3.2に示す。非肥培灌漑圃場と比較すると、肥培灌漑圃場では曝気スラリー散布開始から5~6年目までは土壌表層における塩基置換容量に明確な増大傾向は見られなかった。しかし、その後2次曲線的に増大しているのが分かる。この近似曲線の決定係数  $R^2$  は危険率 1% で有意であった。以上より、塩基置換容量の増大効果が見られるのは腐植の集積と同じで、



曝気スラリー散布開始から5~6年と推測される。

牧草地土壌の特徴の1つに、表層1層目の酸性化がある。牧草地土壌は硫酸などの生理的酸性肥料を施肥し続けると、表層1層目の酸性化が進行する<sup>20)</sup>。

しかし、牧草は肥料なしでは生育できないため、施肥と酸性化防止策の組み合わせが重要となる<sup>21)</sup>。特に、疑似グライ土の牧草地では土壌表層におけるpHの値が、草地更新の1指標とされている<sup>22)</sup>。肥培灌漑5圃場の土壌表層1層目、2層目におけるpHの値を図-3.3に示すが、曝気スラリー散布年数が7年目のデータ以外では、表層1層目と表層2層目のpHの差は-0.1~0.3程度であり明確な差は認められなかった。また、土壌表層1層目のpHだけに着目すると、直近の草地更新から曝気スラリー散布年数が10年以上を経過した牧草地であっても、pHの値は5.0~5.5と許容値の範囲内を維持していた。このことから、肥培灌漑圃場の表層1層目においては草地更新からの経過年数に伴う急激な酸性化が進行していないことが推測される。

#### (2) 土壌物理性への影響

牧草地土壌では大型機械の走行等により土壌表層が圧縮されると容積重や固相率が增大する。このような土壌物理性の悪化が進行していくと、植物の根の伸長と養分の吸収が円滑に行われなくなるため、土壌化学性の改善効果も小さくなる<sup>23)</sup>。特に、疑似グライ土の牧草地では排水性、通気性が不良で乾燥によって堅密化しやすい<sup>24)</sup>。直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と固相率層差の関係を図-3.4に示すが、肥培灌漑圃場では散布年数の増加とともに固相率が直線的に低下しているのが分かる。この散布図の近似曲線の決定係数 $R^2$ は危険率1%で有意であった。このように、肥培灌漑圃場では固相率の低下(同様に容積重の低下)、つまり土壌の膨軟化が顕著に進行していた。曝気スラリーの長期的散布は土壌表層の堅密化を防ぎ、植物の根の伸長に役立っているといえる。

土壌の排水性・通気性の改善は、土壌の粗孔隙量が増大したかどうかで評価できる。肥培灌漑圃場では曝気スラリーを長期的に散布している圃場ほど、粗孔隙量が増大していた。長期的な曝気スラリーの散布は営農機械の走行による粗孔隙量の減少を防ぐだけでなく、粗孔隙量の増大による排水性・通気性の改善をもたらしている。

易有効水分孔隙量は植物が容易に吸収できる水分の保持にかかわる孔隙であり、作物の水分供給にお

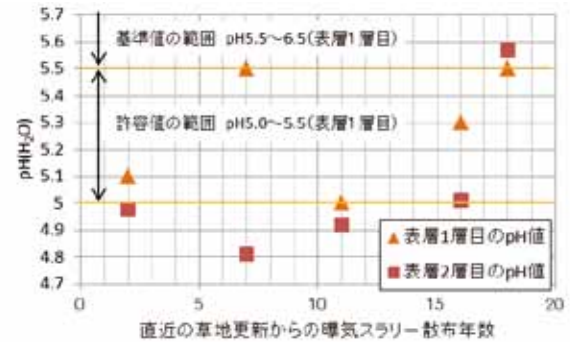


図-3.3 草地更新後からの曝気スラリー散布年数と表層1、2層のpH(H<sub>2</sub>O)

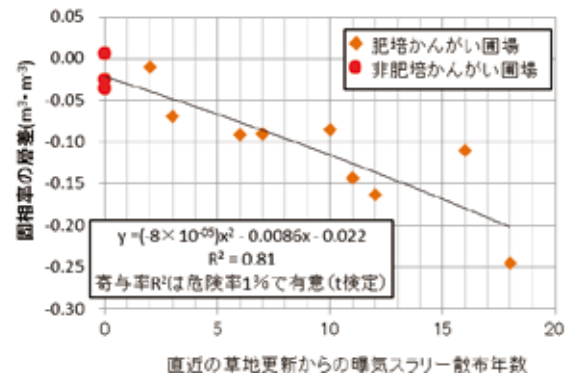


図-3.4 草地更新後からの曝気スラリー散布年数と固相率層差

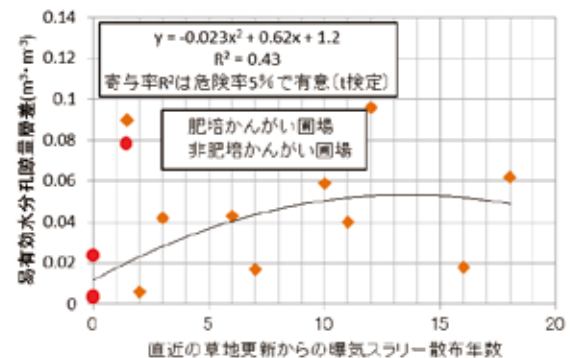


図-3.5 草地更新後からの曝気スラリー散布年数と易有効水分孔隙差

いて、重要な役割を担う。図-3.5に直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と易有効水分孔隙量層差の関係を示す。粗孔隙量の増加ほど明確ではなかったが、肥培灌漑圃場では曝気スラリーの散布年数の増加に伴って、徐々に易有効水分孔隙量が上昇している。この時の近似曲線の決定係数 $R^2$ は危険率5%で有意であった。曝気スラリーの散布は牧草地土壌表層の保水性を増大させる効果があると分かる。

#### (3) 牧草生産量の改善

直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と乾物収量の関係を示す(図-3.6)。なお、乾物収量は雑



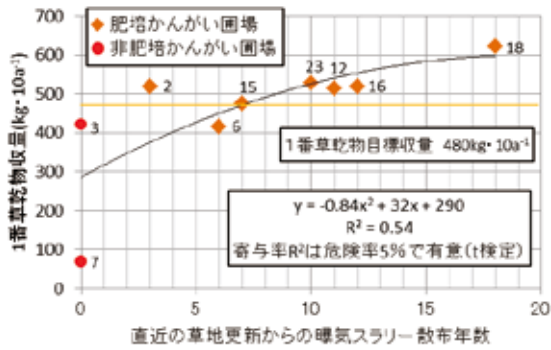


図-3.6 草地更新後からの曝気スラリー散布年数と1番草乾物収量

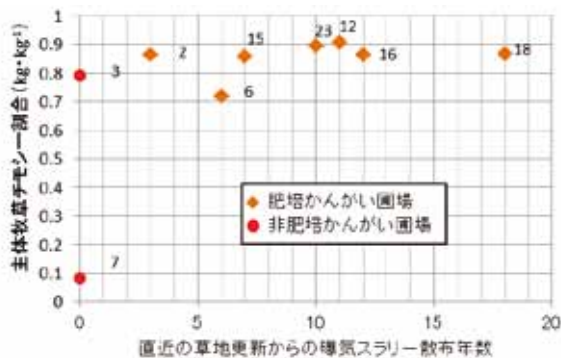


図-3.7 草地更新後からの曝気スラリー散布年数と主体牧草割合の推移

草を取り除いた牧草のみの重量とし、プロット横の数字は直近の草地更新からの年数を示した（後続の図も同様）。さらに、1番草乾物の目標収量はチモシー主体草地の地域別平均乾物収量データにおける道北地方の値 480kg/10a とした<sup>25)</sup>。

牧草収量は多くの場合、草地更新から4~6年目にピークを迎え、その後は牧草個体の消滅と雑草の進入によって低下していく。しかし、肥培灌漑圃場の乾物収量にはそのような傾向が見られず、直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数が増えるに従って、徐々にではあるが増加傾向を示した。その結果、曝気スラリー散布から18年を経過した圃場でも高い収量を維持していた。さらに、直近からの草地更新年数が23年目（曝気スラリー散布年数は10年目）を迎える草地であっても乾物収量は529kg/10aと目標収量以上であった。この近似曲線の決定係数 $R^2$ は危険率5%で有意であった。曝気スラリーの長期散布は、牧草収量の経年的な低下を防ぐだけでなく、目標収量の維持に寄与していることが分かる。

牧草収量は、裸地の割合や雑草の進入に左右され

るため、草地の草種構成割合と密接な関係がある。例えば、収量の多い草地では、主体となるイネ科牧草の割合が十分であって、雑草や裸地の割合が少ない傾向がある。直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と主体イネ科牧草であるチモシーの全生草重（雑草を含む）に対する割合の関係を図-3.7に示す。肥培灌漑圃場では、直近の草地更新から曝気スラリー散布年数が10年以上を経過した牧草地であっても、チモシーの全生草重に対する割合は80%以上が維持されていた。さらに、直近からの草地更新年数が23年を迎える草地でもチモシーの割合は89%であった。肥培灌漑圃場では、直近の草地更新からの年数経過によるイネ科牧草の減少が認められず、長期間にわたってチモシーが維持されていることが分かる。

(4) 牧草の品質への影響

蛋白質は、生物のからだを構成する最も基本的な物質であり、家畜の成長と生産を順調に行うには、蛋白質を過不足なく含んだ牧草飼料を供給することが重要である<sup>26)</sup>。直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と牧草乾物中の粗蛋白質含量の関係を調べたところ、肥培灌漑圃場と非肥培灌漑圃場の粗蛋白質含量に明確な差は確認できなかった。また、肥培灌漑圃場の粗蛋白質含量は曝気スラリーの散布年数に関係なく、ほぼ一定であった。このことから、粗蛋白質含量は曝気スラリーの長期散布による影響を受けていない。

可消化養分総量は、牧草中に含まれる養分の内、乳牛によって消化吸収可能な養分の総量である<sup>27)</sup>。直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と牧草乾物中の可消化養分総量との関係を図-3.8に示すが、肥培灌漑圃場の可消化養分総量は曝気スラリーの散

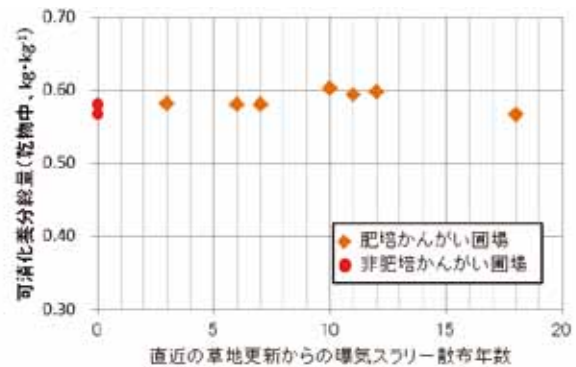


図-3.8 草地更新後からの曝気スラリー散布年数と牧草乾物中の可消化用分総量の推移

布年数に関係なく、ほぼ一定であった。また、曝気スラリー散布から18年目の草地でも牧草乾物中の可消化養分総量は非肥培灌漑圃場と同程度であることが分かる。以上より、可消化養分総量についても、曝気スラリーの長期散布による影響を受けていないことが分かる。

曝気スラリーは窒素成分を含むため、液肥として大量に散布すれば、牧草体内の硝酸態窒素が増加するおそれがある<sup>27)</sup>。牧草乾物中の硝酸態窒素の濃度が乳牛の硝酸中毒を引き起こす限界値とされる $2.0\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ を著しく超える可能性も指摘されている。直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と牧草乾物中の硝酸態窒素の関係を図-3.9に示すが、肥培灌漑圃場、非肥培灌漑圃場に関係なく、牧草乾物中の硝酸態窒素は $0.1\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ であり、限界値とされる $2.0\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ を超えていなかった。このことから、硝酸態窒素は曝気スラリーの長期散布によって増加していないことが分かる。

### 3.3.2 火山性土草地における生産環境改善効果の解明

#### (1) 土壌理化学の改善

腐植含量層差と曝気スラリー散布年数との関係を図-3.10に示すが、重粘性土、黑色火山性土ともに表層1層目に腐植の集積している様子が確認された。

特に重粘性土において、曝気スラリーの散布年数の増加に伴い腐植の集積が顕著となった。重粘性土の回帰直線の有意性はt検定において危険率1%で有意であった。一方、黑色火山性土においては腐植層差と曝気スラリー散布年数との間に明確な相関はなかった。これは、もともと土壤に含まれていた腐植含量の違いによるものと推察された。曝気スラリーの影響が少ないと考えられる表層2層目の腐植含量を重粘性土と黑色火山性土と比較すると、明らかに黑色火山性土の腐植含量の方が多かった(図-3.11)。土壤に $0.1\text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 以上の腐植が含まれると、すこぶる富むと表現されることから、黑色火山性土には十分腐植が含まれているといえる。このため黑色火山性土では表層1層目における腐植の集積が重粘性土ほど明確には現れにくいと推察された。

陽イオン交換容量は腐植含量や粘土含量の多い土壤ほど増大する。このため、腐植に富む黑色火山性土や粘土を含む重粘性土では表層2層目においても陽イオン交換容量(平均値)は高く、 $20\text{ cmolc}\cdot\text{kg}^{-1}$ を超える。また、重粘性土、黑色火山性土ともに曝気

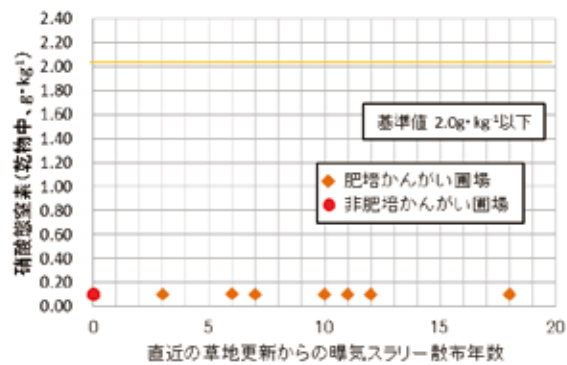


図-3.9 草地更新後からの曝気スラリー散布年数と牧草乾物中の硝酸態窒素の推移

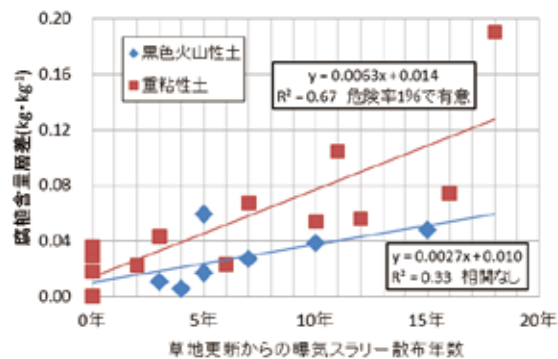


図-3.10 曝気スラリー散布年数と腐植含量層差

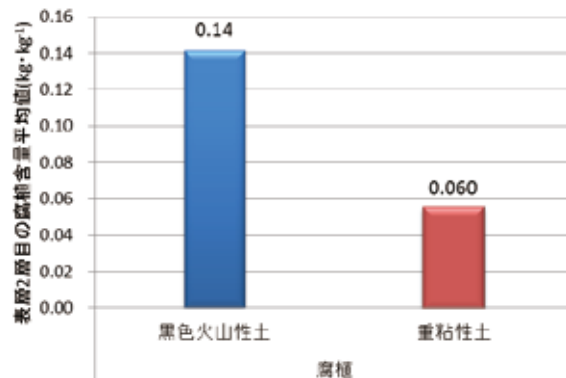


図-3.11 表層2層目(深度5~10cm)の腐植含量平均値

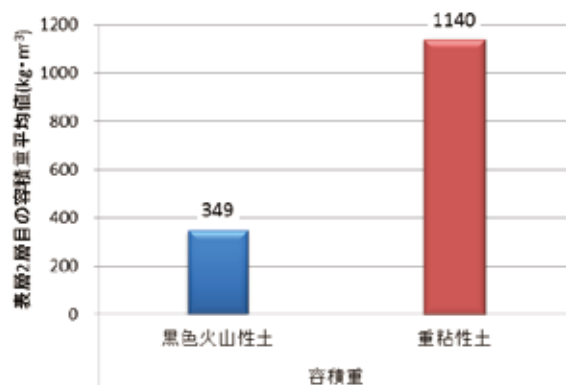


図-3.12 表層2層目の容積重量平均値

スラリーの散布年数の増加に伴い表層 1 層目の陽イオン交換容量が増大していることが確認された。

重粘性土土壌の牧草地ではトラクタなどの走行により土壌表層が堅密化しやすい。黒色火山性土の調査圃場でも、黒色火山性土と重粘性土の表層 2 層目の容積重では明らかな違いが生じていた (図-3.12)。

重粘性土の表層 2 層目の値は  $1,100\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$  を超えているが、黒色火山性土の容積重は  $350\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$  であり、堅密化している様子は見られない。

容積重層差と曝気スラリーとの関係では、重粘性土において曝気スラリーの散布年数の増加に伴い土壌表層の容積重が減少していた (図-3.13)。この回帰の有意性は t 検定において危険率 1% で有意であった。一方、黒色火山性土では表層 1 層目の容積重は変化がなく、土壌表層の堅密化は進行していなかった。また、曝気スラリーの散布年数との間に相関は見られなかった。容積重の減少といった効果は堅密化しやすい重粘性土土壌においてより顕著に現れていた。

曝気スラリー散布年数と易有効水分孔隙量層差の関係を図-3.14 に示すが、重粘性土では易有効水分孔隙量の回帰直線は危険率 5% で有意であった。一方、黒色火山性土では一定の傾向は示されなかった。容積重の増大や孔隙量の減少といった土壌物理性の悪化は、黒色火山性土では問題となりにくく、さらに、表層 (0~5cm) とその下位 2 層 (5~10cm) の層差を指標とした分析方法ではその改善効果も明確には現れにくいと推察される。

(2) 土壌表層の微量元素含量の推移

曝気スラリー散布年数と土壌表層 1 層目における全亜鉛、可溶性亜鉛含量の関係を図-3.15 に示すが、(非肥灌漑圃場の分析値は、散布年数 0 年にプロットした。) 農用地における全亜鉛含量の管理基準値は  $120\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  である<sup>28)</sup>。これと比較すると、曝気スラリーを 15 年間連用した圃場であっても全亜鉛含量は基準値未満であることが分かった。また、作物の生長に必要な可溶性亜鉛含量は畑土壌で  $2\sim 40\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  とされている。可溶性亜鉛含量は曝気スラリー散布年数との間に有意な関係は見られなかったが、散布年数に関係なく基準値の範囲内にあった。曝気スラリーの長期連用によって亜鉛の過剰な蓄積につながることはなかった。

全銅、可溶性銅含量については、ともに曝気スラリー散布年数との間に一定の傾向は見られず、曝気スラリー散布の影響はないといえた。全銅含量の基

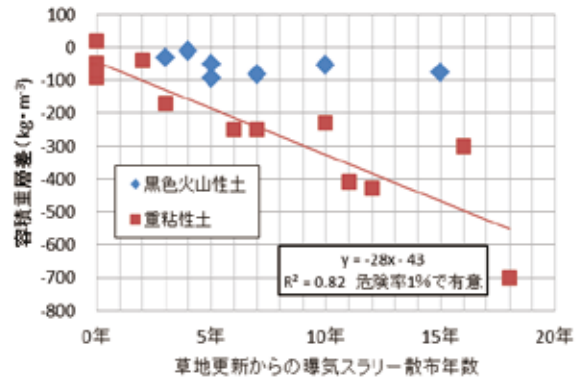


図-3.13 曝気スラリー散布年数と容積重層差

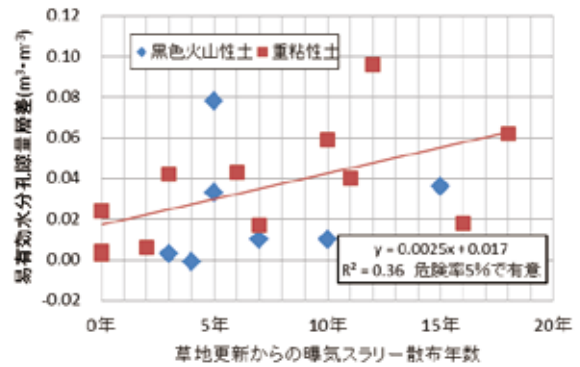


図-3.14 曝気スラリー散布年数と易有効水分孔隙量層差

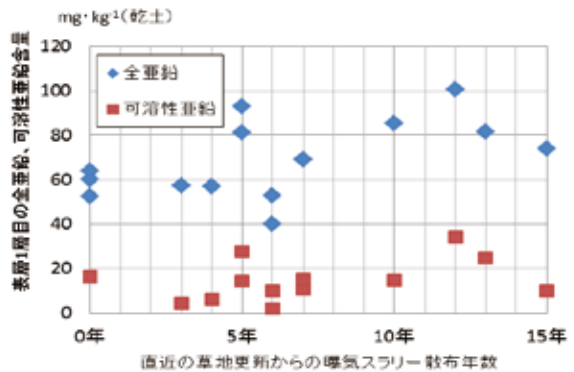


図-3.15 曝気スラリー散布年数と全亜鉛・可溶性亜鉛含量

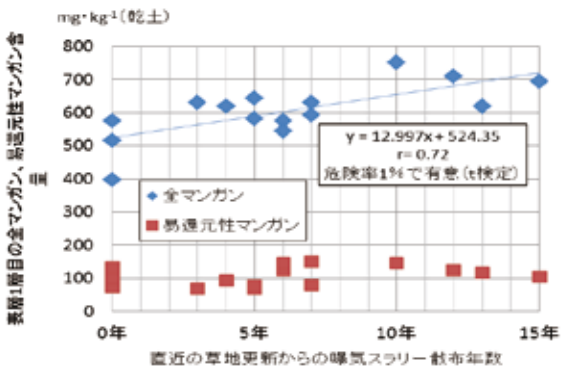


図-3.16 曝気スラリー散布年数と全マンガン・易還元性マンガン含量



準値は定められていないが、一方で、可溶性銅含量は作物の生育上、 $0.3\sim 8\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  必要とされている<sup>29)</sup>。

ほぼ全ての調査圃場で可溶性銅含量が基準値の $0.3\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ を下回っており、不足しているという結果となった。

曝気スラリー散布年数と土壌表層 1 層目における全マンガン、易還元性マンガン含量の関係を図-3.16 に示すが、全マンガン含量は曝気スラリーの散布年数の増加に伴い増加していた。この近似直線の相関係数は t 検定において危険率 1% で有意であった。易還元性マンガンについては曝気スラリー散布年数との間に有意な関係は見られず、全マンガン含量の増加が易還元性マンガン含量の増加にはつながっていなかった。全マンガン含量の基準値は定められていないが、易還元性マンガン含量は作物の生育上、 $50\sim 500\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  必要とされている<sup>29)</sup>。図のように易還元性マンガンはその範囲で推移していることが分かる。

ホウ素と可溶性ホウ素含量については、ともに曝気スラリーの散布年数と一定の傾向が見られず、影響はないといえた。可溶性ホウ素の含量は作物の生育上、 $0.5\sim 1.0\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  必要とされている<sup>29)</sup>。肥培灌漑圃場では、若干不足している圃場はあったが、上限を超える圃場はなく、曝気スラリーの散布によってホウ素が牧草地土壌表層に過剰に蓄積することとはなかった。

### (3) 牧草生産性の改善

黒色火山性土草地の 1 番草を対象に行った乾物収量の平均値は肥培灌漑圃場で  $397\text{kg}/10\text{a}$  であり、非肥培灌漑圃場で  $382\text{kg}/10\text{a}$  であった。両圃場の乾物収量の平均値は t 検定において有意な差がなく、同程度の収量であった。また、直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と 1 番草乾物収量との関係を図-3.17 に示すが、肥培灌漑圃場では牧草収量がピークを迎える草地更新後 3 年目以降においても乾物収量に大きな減少は見られなかった。肥培灌漑圃場では長期間にわたって収量が維持されていた。

また、黒色火山性土の肥培灌漑圃場と非肥培灌漑圃場の牧草の粗蛋白質含量と可消化養分総量に有意な差はなく、曝気スラリー散布の影響は見られなかった (図-3.18)。

## 3.3.3 肥培灌漑土壌における環境負荷物質収支の解明

### (1) 無機態窒素の集積

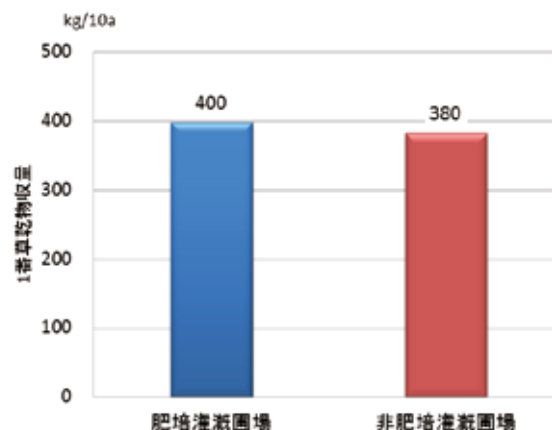


図-3.17 肥培・非肥培灌漑圃場の 1 番草の乾物収量平均値

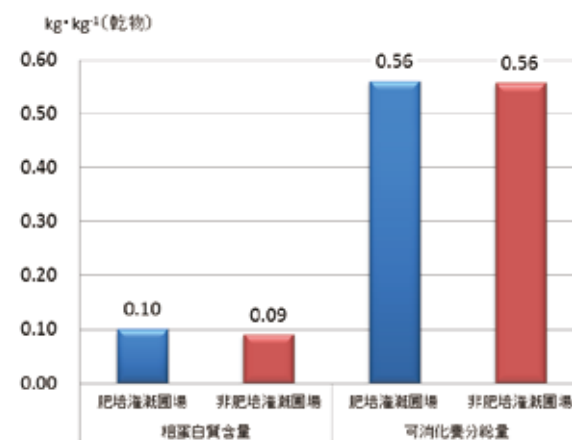


図-3.18 肥培・非肥培灌漑圃場の牧草の粗タンパク含量・可消化養分総量

火山性土、泥炭土からなる 12 圃場の深さ 80cm までの無機態窒素の垂直分布を図-3.19 に示すが、火山性土における厚さ 30cm 程度の作土層下の下層土の無機態窒素含量は肥培灌漑年数を経過しても非肥培灌漑圃場とほとんど変わらず、肥培灌漑により下層土に無機態窒素が集積する傾向は認められなかった。このことから、適正な肥培灌漑では下層への無機態窒素の移動集積は少なく、地下水への負荷などは考えにくい。なお、調査した肥培灌漑圃場の表層において無機態窒素含量に大きな圃場間差が生じているが、これは、調査時期が秋期の曝気スラリー散布時期と重なったため、調査圃場に秋期の曝気スラリー散布前のものと散布後のものが混在したためである。

### (2) 環境負荷物質と微量元素の収支

圃場での環境負荷物質等の収支は次の関係式によって整理するものとし、各項を個別に精査した。

土壌中蓄積量 = (収支計算開始前の元の土壌中蓄積

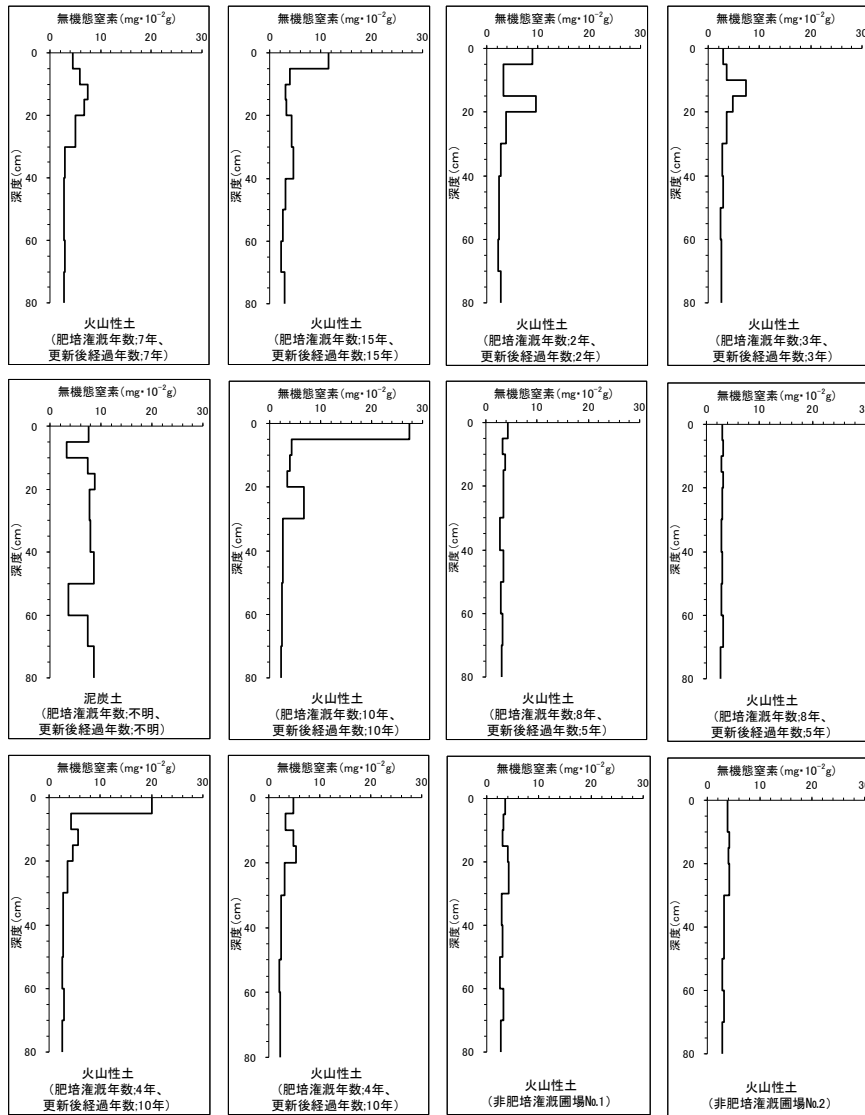


図-3.19 無機態窒素の垂直分布

量)-(作物の吸収量)+(施肥、堆肥、改良資材等からの供給量)+(降雨や灌漑用水からの供給量)+(地表面からの流入量【流出の場合はマイナス】)-(深部への浸透量【たとえば、溶脱等】)-(大気への搬出量【揮散や脱窒等】)+(窒素の場合、微生物による大気中窒素の土壌内固定等の大気からの土壌への供給量)

1) 窒素成分の収支

収支計算の基礎となる単位面積当たりの肥培区的全窒素量は図-3.20に示すが、牧草の地上部や根に含まれる窒素量は土壌に含まれるそれとは比較にならないほど小さいことが分かる。また、降雨や施肥に伴う肥培区土壌への単位面積当たりの全窒素投入量は、調査期間中の合計量を計算するとそれぞれ、 $0.09\text{g/m}^2$ 、 $7.21\text{g/m}^2$ であり、表層0-50cmの土層に含

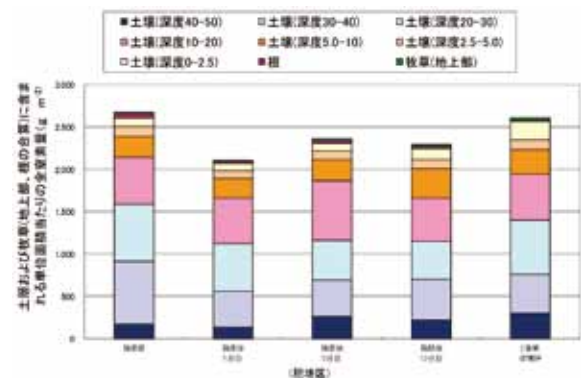


図-3.20 単位面積当たりの全窒素バランス(肥培区)

まれている全窒素量と比較すると 1%にも満たなかった。

2) リン成分の収支

土壤に含まれる全リン量を窒素と同様の方法で整理した。肥培区の土壤中の全リン量は図 3-21 に示すが、窒素と同様に、作物に含まれる量は土壤に含まれる量に対して極めて少ない。また、雨水(期間中では、0.0008 g/m<sup>2</sup>)や肥料(肥料中の全リン成分量は、1.29 g/m<sup>2</sup>)に含まれる量もわずかであった。

3) 微量元素の収支

施肥後の時間経過とともに土壤中や牧草に含まれる全鉄、全マンガン、全亜鉛、全銅、ホウ素、全モリブデン、塩化物イオンを肥培区、非肥培区ごとに整理したが、肥培区と非肥培区間での差は認められなかった。さらに、肥培灌漑による微量元素の土壤や牧草への蓄積を懸念するものはなかった。図-3.22 に土壤中の全銅量の経時変化を、また、図-3.23 に牧草根に含まれている全銅の経時変化を例示する。

3.3.4 個別処理システムによる環境負荷改善効果の解明

肥培灌漑施設の導入前の乳牛ふん尿処理利用システムと肥培灌漑の導入後の乳牛ふん尿処理利用システムにおける温室効果ガス(メタン、亜酸化窒素、二酸化炭素)発生量および被害額を算出し、肥培灌漑施設導入による温室効果ガスの削減効果を検証した。処理工程ごとの単位排出量は既往の文献から選択したほか、共同型(集中型)のバイオガスプラント処理方式のものと同量として算出した。また、処理システムに加わる曝気槽はプラントでは密閉型、農家地先では「なし」とした。

肥培灌漑施設導入後の乳牛ふん尿処理利用システム(肥培灌漑施設処理)および肥培灌漑施設に依らない従来の乳牛ふん尿処理利用システム(以下、従来処理)での年間温室効果ガス発生量と被害額の算定結果を表-3.4 に示す。

メタン、亜酸化窒素およびカーボンニュートラルでない二酸化炭素の年間排出量は肥培灌漑施設処理で各々9.52 Mg、0.969 Mg、80.1 Mgであり、従来処理で各々6.52 Mg、0.777 Mg、24.0 Mgであった。

これらに各温室効果ガスの被害額換算値<sup>30)</sup>を掛け合わせるにより、メタン、亜酸化窒素およびカーボンニュートラルでない二酸化炭素の排出に伴う被害額は、肥培灌漑施設処理で各々およそ420,000円、

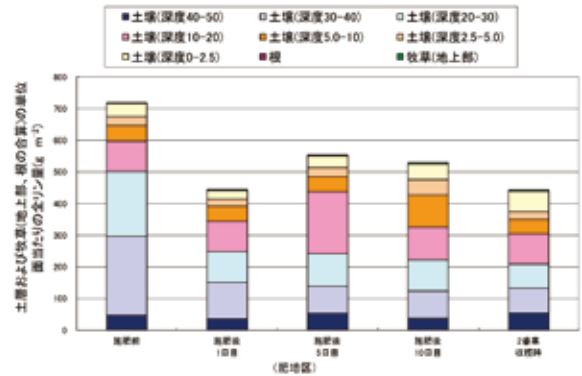


図-3.21 土壤中の全リン量(肥培区)

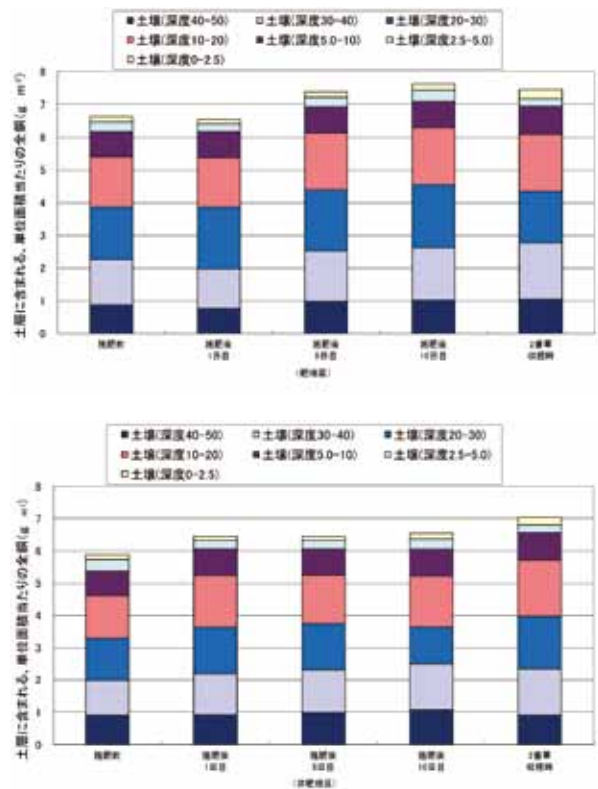


図-3.22 土壤中の全銅バランスの経時変化

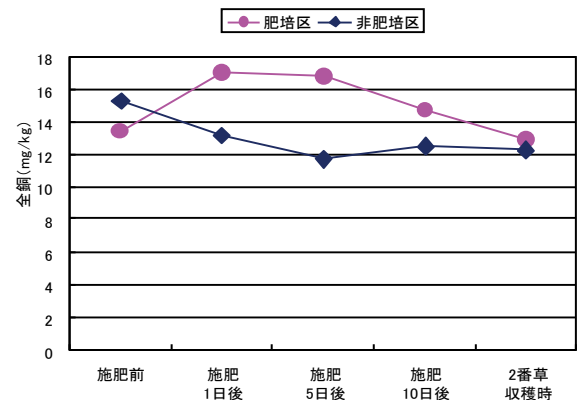


図-3.23 牧草の根に含まれる全銅の経時変化

表-3.4 年間温室効果ガス発生量と被害額の試算

	①肥培灌漑施設			②従来処理方式			備考
	肥培灌漑施設導入後			肥培灌漑施設導入前			
	メタン (Mg)	亜酸化窒素 (Mg)	二酸化炭素 (Mg)	メタン (Mg)	亜酸化窒素 (Mg)	二酸化炭素 (Mg)	
堆肥発酵・堆積時	2.31	0.203	14.6	2.71	0.302	24.0	二酸化炭素はフロントローダーによる切り返し作業による
液状ふん尿・尿溜め液貯留時	0.00	0.000	0.0	3.81	0.353	0.0	
液状ふん尿・尿溜め液の曝気時	0.16	0.000	0.0	0.00	0.000	0.0	
曝気スラリーの貯留時	7.05	0.611	0.0	0.00	0.000	0.0	
完成堆肥の圃場施用時	0.00	0.007	0.0	0.00	0.010	0.0	
液状ふん尿・尿溜め液の圃場施用時	0.00	0.000	0.0	0.00	0.112	0.0	
曝気スラリーの圃場施用時	0.00	0.145	0.0	0.00	0.000	0.0	
肥培灌漑施設での電力消費時	0.00	0.003	65.5	0.00	0.000	0.0	
合計	9.52	0.969	80.1	6.52	0.777	24.0	
被害額換算値(円/kg) <sup>25)</sup>	44.16	569.2	1.714	44.16	569.2	1.714	
被害額小計(円)	420,227	551,501	137,264	287,923	442,325	41,136	
被害額合計(円)		1,108,991			771,385		

備考:カーボンニュートラルとみなされる二酸化炭素は被害に算入しない。

552,000円、137,000円で合計1,110,000円であり、従来処理で各々およそ288,000円、442,000円、41,000円で合計771,000円であった。このように、肥培灌漑施設処理で従来処理に比べて、被害額にして44%、339,000円の増と算定された。これは曝気スラリー貯留中のメタンおよび亜酸化窒素の揮散量が多かったことに主に由来している。温室効果ガスの揮散を防止するためには曝気液貯留槽の有蓋化を図るなどが重要である。

### 3.4 まとめ

肥培灌漑による曝気スラリー散布が土壌理化学性や牧草収量に及ぼす影響について検証した結果、①肥培灌漑圃場では、重粘性土や黒色火山性土ともに、土壌表層において膨軟化や、排水性、肥料の保持能力などの改善が、また、目標値以上の牧草収量の維持が認められ、肥培灌漑による作物生産性の向上効果が確認された。②曝気スラリーの長期連用によって牧草地土壌表層や牧草試料中に亜鉛や銅といった微量元素の過剰な蓄積はなかった。さらに、肥培灌漑圃場では無機態窒素の下層への集積もなく、肥培灌漑による地下水汚染は生じないものと推察された。

肥培灌漑土壌における環境負荷物質収支を検討した結果、③窒素、リンなどの環境負荷物質や微量元素はどの成分においても、土壌中の含有量に対する肥料、雨水、牧草に含まれる量は小さく、土壌中の各成分動態を説明できるほどの量でないことが分かった。④肥培灌漑を従来型の化学肥料を主とした施肥方法と比べた結果、肥培灌漑によって窒素やリン酸などの環境負荷物質等の土壌や作物内への蓄積の促進がないことが分かった。

肥培灌漑施設導入による温室効果ガス削減効果を検証した結果、⑤肥培灌漑施設処理で従来処理に比べて、被害額が大きいと試算された。地球温暖化の防止には曝気液貯留槽の有蓋化を図るなど、曝気スラリーの貯留中における対策の重要性を示唆した。



## 4. バイオマス起源生成物の地域有効利用技術の開発

### 4.1 研究目的

家畜ふん尿等のバイオマスからバイオガスが生成でき、これをクリーンエネルギーとされる水素へ改質できる<sup>31)</sup>。また、改質過程で石油起源同類の副生成物を生産することもできる<sup>32)</sup>。このため、水素の工業生産地から遠隔な地域において、バイオマスから改質し、生産した水素エネルギーや副生成物を有効に活用し、化石エネルギーの代替え効果を生む実証的技術研究を行い、水素電池活用及びマイクログリッドシステム導入による地域計画の策定に向けた提案を行う。

### 4.2 研究方法

バイオガスの触媒改質により水素化し、さらにベンゼン等の化学基礎原料の併産技術を実証し、その生成物の地域利用を検討する。①実証実験データをもとに、乳牛飼養頭数の多い農家の個別バイオガスプラント、乳牛ふん尿等の共同型バイオガスプラントおよび生ゴミバイオガスプラントを想定したバイオガス～水素生成(メタン分離)～燃料電池利用モデルの生産性・経済性および施設整備の具備条件等を精査した。また、②分散型のエネルギーを効率的に利用する方式(マイクログリッド)の提案や環境改善効果の試算を行った。さらに、③併産したベンゼン(バイオベンゼン)の特性を明らかにし、水素添加による有機ハイドライドとして水素運搬に供する技術と燃焼燃料の添加材として利用するなどの応用技術を開発した。

### 4.3 研究成果

#### 4.3.1 バイオガスの水素化利用モデル

北海道では、複数の農家からの乳牛ふん尿と地域の有機性排泄物を共発酵処理するバイオガスプラントや生ゴミの集中処理にバイオガスプラントを導入した比較的規模が大きな施設の建設・稼働実績がある。また、飼養規模の大きな酪農経営体においてもバイオガスプラントを設置しているところがある。

したがって、水素利用のモデル原型としてバイオ

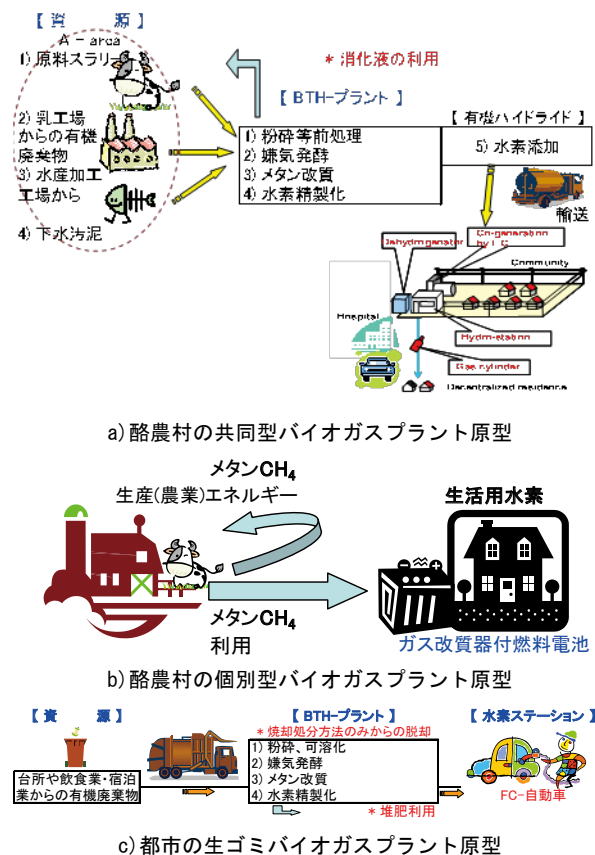


図-4.1 水素化利用モデルの模式

マスの集中処理と利用(共同型バイオガスプラントや都市生ゴミプラント)を行うモデルとオンサイト処理・利用(大規模酪農経営体)のモデルが考えられる(図-4.1)。原料ガスから生成水素等製造する場合のエネルギー収支等の実証実験データ<sup>33)</sup>の概要は表-4.1、2<sup>34) 35)</sup>のとおりである。表-4.1、2は実証試験プラント(バイオガス・水素製造プラント(以下、BTHプラント))によるもので、①バイオガスから精製メタンを生成、②精製メタンを原料(未反応分は燃料)に水素ガスと副生成物(ベンゼン)を併産、③水素を芳香族化合物の母液に添加し、有機ハイドライドに変えて貯蔵・運搬しやすい形態とする技法などを連成したシステムから得られている。

#### (1) バイオガス改質の水素の供給

家畜ふん尿原料のバイオガスプラントに水素製造プラントを併設し、これをバイオガス発電のコジェネレーションやガス燃焼で水素改質を行う一連のシステムを仮想し、水素生産の物質収支・エネルギー収支を試算した。表-4.3にバイオマス処理量と水素の生産量の関係を示した<sup>33)</sup>。改質に伴うエネルギー

表-4.1 ベンゼン生成時の物質収支(400m<sup>3</sup>/dのバイオガス改質)

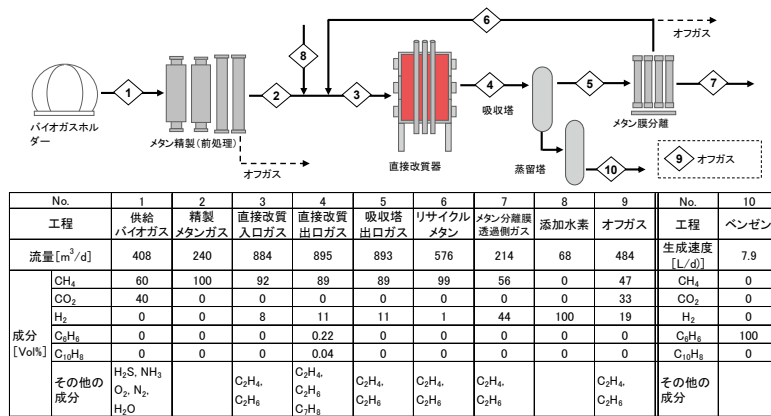


表-4.2 有機ハイドライドの物質収支(二段水素化方式)

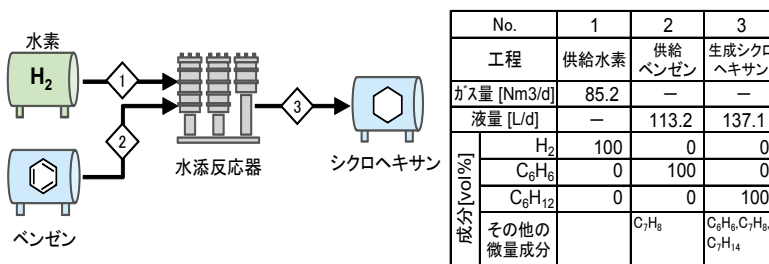
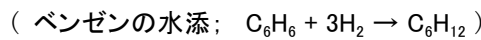


表-4.3 水素等の生産量の試算結果

メタン改質方法	直接改質と水蒸気改質の連成			水蒸気改質		
バイオマス処理量(ふん尿+副資材)・m <sup>3</sup> /日	50	100	150	50	100	150
換算成乳牛概数・頭	(780)	(1,550)	(2,300)	(780)	(1,550)	(2,300)
バイオガス発生量・m <sup>3</sup> /日	2,000	4,000	6,000	2,000	4,000	6,000
水素製造原料となるバイオガス量・m <sup>3</sup> /日	245	625	1,006	277	669	1,061
水素製造量・m <sup>3</sup> /日	180	470	750	410	990	1,570
副生成物のベンゼン・kg/日	13	38	63	—	—	—

\*バイオガスの発生効率(40m<sup>3</sup>-biogas/m<sup>3</sup>-原料スラリー)、バイオガス発電効率28%と仮定

を外部から調達する実験では、バイオガス 1m<sup>3</sup>から水素が 1.1m<sup>3</sup>が生成する。一方、実際のバイオガスプラントでの稼働データ等を組入れ、改質に必要なエネルギーを自賄いと仮定した場合は、直接改質(6CH<sub>4</sub>→ C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>+9H<sub>2</sub>)と水蒸気改質(CH<sub>4</sub>+2H<sub>2</sub>O →CO<sub>2</sub> + 4H<sub>2</sub>)が連成した方式でおよそ日当りバイオガス発生量の 10%容量程度の水素を生産(有機ハイドライド形態)と試算される。また、水蒸気改質方式ではバイオガスの 20%~25%容量の水素を生産(有機ハイドライド形態)できると試算される。水素生産現場から遠隔な地域では水素を生産する一手法として考えられる。

生ゴミ等の生活系廃棄物を処理するバイオガスプラントでは地域モデルの概要や諸元を次のように仮

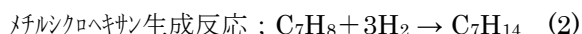
定した。①既に人口数万から十万程度の地域生ゴミ処理・利用を図るバイオガスプラントが稼働していることから、人口十万からの生ゴミ等を資源とする(日発生量: 60t/d)。また、稼働実績からバイオガスプラントでの処理に必要な消費エネルギーが推算できる(50kwh/t-原料)。②生ゴミ等からのバイオガス発生量も実績を参照する(150m<sup>3</sup>/t-原料)。③水素製造プラントでの物質収支・エネルギー収支を参考に水素の生成量を推算する。このような過程における水素への改質原料と消費エネルギーを発生するバイオガスから系内で自己調達するものとする。試算結果は、推定される日当りバイオガス発生量 9,000m<sup>3</sup>/d(エネルギーベースで 193,200MJ/d)から精

製される水素(純度 99.95%以上)が約 3,500m<sup>3</sup>/d(エネルギーベースで 36,300MJ/d)供給できるとの結論を得る。また、バイオガス～水素への変換にあたって、約 6,800m<sup>3</sup>のバイオガスが稼働の際に自己消費(自賄い)される。

生産した水素の需給について人口 30 万規模の H 市を例に検討してみる(図-4.2)。試算された年間の水素供給量約 127 万 m<sup>3</sup>/年は、事例の学校あるいは病院等の燃料電池発電源(第二電源)としての需要を満たし、また、普及当初に予想されている燃料電池自動車への水素供給源として期待できる(図-4.3)<sup>33)</sup>。

(2)有機ヒドライドの製造と特徴

水素を運搬する方法として、液化、高圧ボンベ貯蔵、水素吸蔵合金法および有機ヒドライド法が考えられる。各方法は一長一短があるが、ベンゼンやトルエンといった芳香族炭化水素に(1)式や(2)式の反応により水素を付加するとシクロヘキサンやメチルシクロヘキサンといった有機ヒドライド液体となり貯蔵や運搬に適した形態にすることができる<sup>35)</sup>。



本研究では、直接改質法で併産されるベンゼンの有機ヒドライド化を検証した。







1.人口		294,732 人
2.世帯数		140,957世帯
3.自動車		182,145 台 (159,484 台)
4.学校等		137 校 (106 校)
5.病院等		437 施設 (34 病院)
6.国・地方事業所		79 事業所

図-4.2 H市の概況( )は(普通車+小型車+軽自動車)、(小学校以上)、(病院のみ)

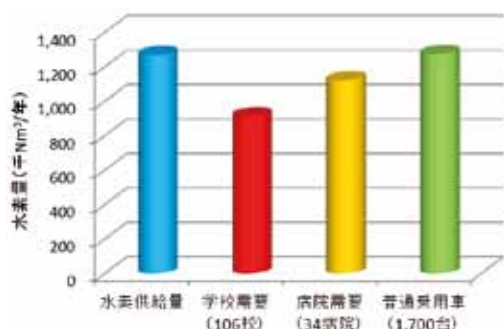


図-4.3 水素需給の試算結果

4.3.2 併産した副生成物(ベンゼン)の特徴と利用

(1)バイオベンゼンの水素化反応装置の開発

バイオガスを起源とするベンゼン(ここではバイオベンゼンと呼ぶ)の水素化において、その転化率を向上し、バイオベンゼンの応用性改善を図るため、従来技術の Wet-dry 多相式反応器と連結して固定床反応器(0.5wt%白金/アルミナ触媒を充填)を設置した 2 段水素化反応装置を開発した<sup>36)</sup>。

(2)水添炭化水素の特徴と利用

ガスクロマトフィー分析によりバイオベンゼンへ生成シクロヘキサン系に含まれる微量不純物の成分量を明らかにした(表-4.4)。大気汚染防止法によりガソリン中のベンゼン含有量が 1vol%以下に規制されているが、開発した 2 段水素化方式によって、ベンゼン投入速度 82.7ml/min(反応水素速度 59.2Nl/min)の条件においても、シクロヘキサン純度は 99.7%に達しており、この濃度ではレギュラーガソリンに制限無く添加できる。

4.3.3 地域における水素エネルギーの効率的利用

再生可能エネルギーはエネルギーとしては大きくはなく、地域で分散して得られるということが特徴である。そのため、分散したエネルギーを上手に効率的に利用する知恵や工夫が求められている。自然エネルギーの発電は安定しない変動電力であり、分散電源を多数導入し通常の負荷に重なると、電力系統全体から見ると電力変動の増大と見なされる。多数系統連系される場合では電力の品質確保が必要となる。その対策として、地域での商用電力の効率化と需要変動に対する安定的な電力網の連系を図るマイクログリッドが提案されている。これは、いくつかの分散型電源と負荷を自営線で結んだローカルな

表-4.4 バイオベンゼンと生成シクロヘキサンの成分

成分名	分析下限値	サンプル		成分名	分析下限値	サンプル	
		ベンゼン	シクロヘキサン			ベンゼン	シクロヘキサン
エタンC2H6	1ppm	<1	130	ベンゼンC6H6	1ppm	96.6%	240
アセトニトリルC2H3N	1ppm	830	<1	シクロヘキサンC6H12	1ppm	<1	96.8%
プロピレンC3H6	1ppm	3	<1	メチルシクロペンタンC6H12	1ppm	<1	15
プロパンC3H8	1ppm	<1	190	トルエンC7H8	1ppm	3.3%	9
プロピオニトリルC3H5N	1ppm	270	<1	ジシクロヘプタンC7H12	1ppm	10	7
n-ブタンC4H10	1ppm	<1	67	メチルシクロヘキサンC7H14	1ppm	3	3.2%
1,3-シクロペンタジエンC5H6	1ppm	30	<1	ナフタレンC10H8	1ppm	150	<1
シクロペンテンC5H8	1ppm	17	<1	デカリンC10H18	1ppm	<1	63
シクロペンタンC5H10	1ppm	1	<1	1-メチルナフタレンC11H10	1ppm	0.1%	<1
1-ペンタンC5H12	1ppm	<1	13	1-メチルデカリンC11H20	1ppm	<1	340
n-ペンタンC5H12	1ppm	<1	74	水分	1ppm	390	22

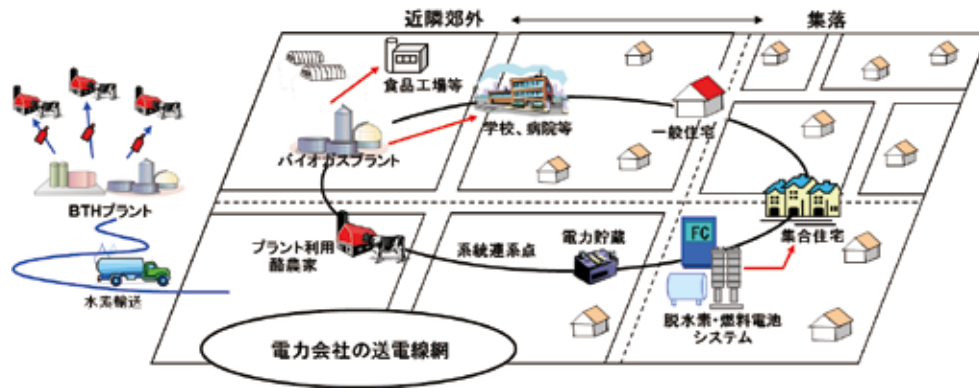


図-4.4 酪農村におけるマイクログリッドの事例

小規模電力系統であり、通常は電力系統と系統連係され、IT技術により分散型電源を制御することで、商用電力系統では安定した一定のベース電力となり、商用電力系統全体に与える影響を回避できる。このとき、燃料電池は負荷追従性が優れており、グリッド化したシステムでの変動電力の負担役割を期待されている。負荷変動と燃料電池の起電特性を実験すると、燃料電池は数秒で定常起動し、待機状態から定格運転までの部分負荷運転が可能である。また、燃料電池は部分負荷でも発電効率は一定で、低下しない優れた特徴をもつ(バイオガスガスエンジンは燃料電池に比べて、負荷変動への追従性は劣り、また、定格での発電が要求される)。図-4.4に示す具体例で、水素・燃料電池とバイオガスエンジンを分散電源とする酪農村におけるマイクログリッドの利点と特徴を考察した<sup>37)</sup>。

エネルギー利用の連系構成は、①BTHプラント(1,560m<sup>3</sup>-H<sub>2</sub>/日のポンペ供給(乳牛2,000頭規模(100頭飼養の酪農家20戸等から成る))からの水素をバイオガスプラント処理加担農家20戸に配送するほか、残りの水素をマイクログリッド内の水素・燃料電池基点に配送する。②マイクログリッドは一般住宅300戸、小学校1校、さらに酪農家10戸から構成するバイオガスプラント(バイオガス発生量2,000m<sup>3</sup>/日)とも連系されている。連系構成における水素(電力等)の需要・負荷構成は表-4.5に示す。グリッド内の農家施設(図-4.5 夏・冬でほぼ同型)、学校(図-4.6<sub>1,2</sub>:延べ床面積4,000m<sup>2</sup>)、住宅(図-4.7)およびバイオガスプラント(平準化した波形)での1日の電力消費波形をもとに電力制御パターンを求めた事例が図-4.8、4.9である。

図-4.8、4.9では、商用電力は夏・冬2つの一定の出力調整で済む。また、分散電源であるバイオガス

表-4.5 水素・電力の需要・負荷の構成

連系システム電・熱		夏期(7月)	冬期(1月)	備考
水素・燃料電池 コジェネレーション	BTHプラントからの水素供給(m <sup>3</sup> /日)	1,360	1,360	
	酪農家20戸の水素供給量(m <sup>3</sup> /日)	480	480	1kW級燃料電池 24kWh/日×20戸
	マイクログリッド(MG) 水素供給量(m <sup>3</sup> /日)	880	880	
	マイクログリッド(MG) 燃料電池発電(kWh/日)	1,055	1,055	40%効率
	マイクログリッド(MG) 燃料電池排熱(MJ/日)	3,800	3,800	40%効率
バイオガス コジェネレーション	バイオガス発生量(m <sup>3</sup> /日)	2,000	2,000	
	発電量(kWh/日)	3,350	3,350	
	排熱量(MJ/日)	21,560	21,560	
商用電力(kWh/日)	1,725	3,055	ベース電力	
二次電池(kWh/日)	96	96	速い負荷変動に対応	
供給側計	電力(kWh/日)	6,130	7,460	
	熱(MJ/日)	25,360	25,360	
マイクログリッド負荷構成		夏期(7月)	冬期(1月)	備考
一般住宅 300戸	電力需要(kWh/日)	3,250	4,280	夏 10.8kWh/日・戸 冬 14.3kWh/日・戸
	熱需要(給湯)(MJ/日)	12,700	17,220	夏 42.3MJ/日・戸 冬 57.4MJ/日・戸
小学校	電力需要(kWh/日)	420	690	
	熱需要(給湯)(MJ/日)	3,260	16,260	給食センター有
酪農家 10戸	電力需要(kWh/日)	1,080	1,110	酪農施設(80頭/戸)と住宅
	熱需要(給湯)(MJ/日)	420	570	住宅
バイオガスプラント	電力需要(kWh/日)	1,380	1,380	適年データ
	熱需要(給湯)(MJ/日)	10,550	10,550	適年データ
需要側計	電力需要(kWh/日)	6,130	7,460	
	熱需要(給湯)(MJ/日)	26,930	44,600	

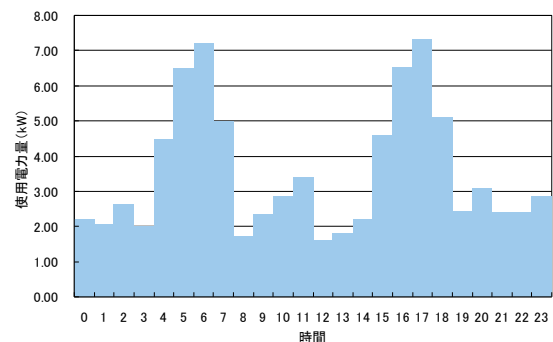


図-4.5 酪農施設(100頭/戸規模)の冬の電力消費パターン



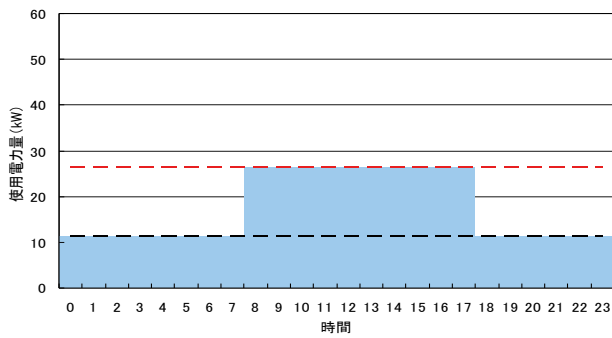


図-4.6-1 学校の電力消費パターン(夏)

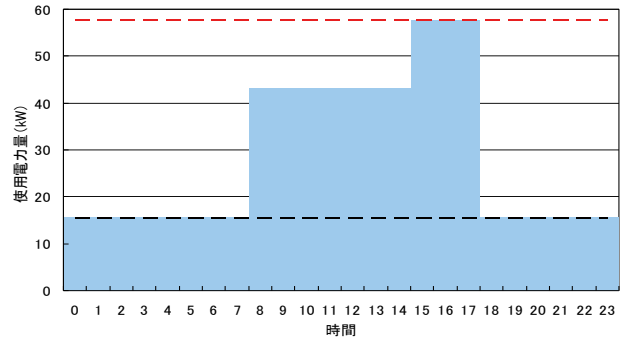


図-4.6-2 学校の電力消費パターン(冬)

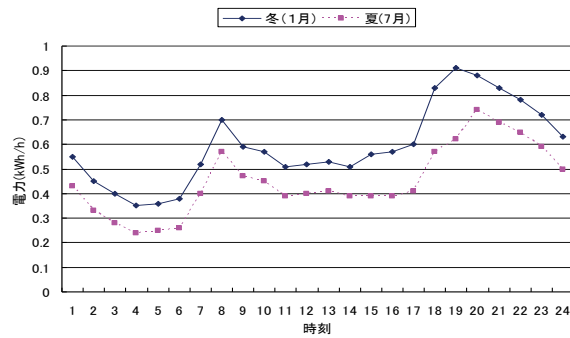


図-4.7 一般住宅の電力消費

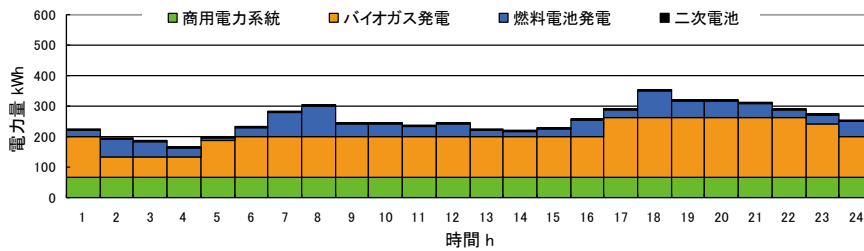


図-4.8 マイクログリッドの電力制御パターン(夏:7月)

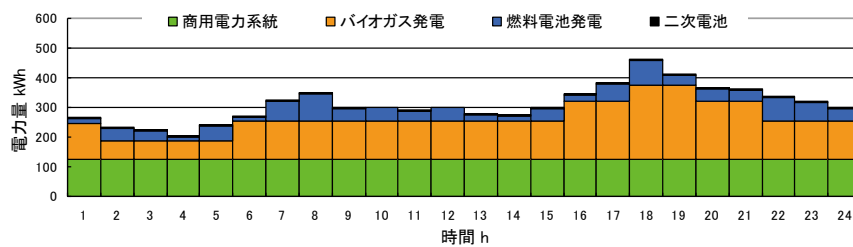


図-4.9 マイクログリッドの電力制御パターン(冬:1月)

発電の出力調整は、幾つかの需要に分けられる時間帯に発電機台数を変えた効率的な運転が可能である(例えば、図-4.8、4.9では65kW級の発電機4台の単独・同時運転)。時間負荷変動の電力は発電の効率性(追従性)が高い水素・燃料電池の分散型電源を活用することでマイクログリッド全体が安定し、さらに、高いエネルギー消費効率が管理できる。また、分散電源の拠点では発生熱量も多く、集中した需要家へ

の供給を組入れることによりグリッド内のエネルギー利用効率は高くなる。

以上の研究成果としての、環境性・経済性の評価および建設・運転の課題に関する温暖化ガス排出抑制量の試算結果、経済性の分析結果及びシステムを構築する際の現行法の規制については、個別の成果報告書<sup>38)</sup>に詳しい。

#### 4.4 まとめ

主たる成果は次のとおりである。

①バイオガスを改質する実験等により、安定して水素とベンゼンを併産できるシステムが成立することが確認できた。さらに各過程・設備の詳細なエネルギーフローや物質収支を明らかにした。

②併産したベンゼンを添加原料とする水素化実験では、Wet-dry 多相式反応器と固定床触媒反応器を連結した二段水素化方式を開発し、水素キャリアとしての高い効率を得た。バイオマス起源のベンゼンを水素貯蔵・運搬として利用するための生産技術の実証およびベンゼンの特性を把握したことから、バイオマスの多様変換と多用途利用の技術範囲を拡大できた。

③バイオガスを改質して水素を製造する実用プラントの能力および水素利用について考察すると、1) 酪農村では、バイオマス原料・消化物の集配(農家の空間分布の広さ)も条件となり、農家 20~30 戸(乳牛頭数 2,000~3,000 頭)が 1 ユニットと考えられ、自立した物質・エネルギー収支状態で約 1,600~2,400m<sup>3</sup>/日の水素生産が可能と試算されるなど、地域において実現化が図れる技術と確認した。2) 都市の生ゴミバイオガスプラントは、既に効率の良いバイオマスの収集法が採られており、ここでの水素化利用への発展は容易であると判断する。人口 10 万人程度の生活系の有機性廃棄物を対象としたバイオガス・水素製造プラントを想定すると、自立した物質・エネルギー収支状態で約 4,000m<sup>3</sup>/日の水素が生産できると試算され、生ゴミプラントは将来の有効な水素生産拠点と位置づけられる。

④バイオガス発電、燃料電池発電等の特徴を明らかにし、地域において商用電力をベースにこれら分散型電源の安全で効率的な連系利用(マイクログリッド)のモデルを提案した。

本研究成果は、バイオマスとりわけバイオガスを改質することで、その用途を変えたり、地域に現存しなかった有益な物質を得る方法を明らかにした。

このことから、都市や酪農村等における水素社会構築を進める一技術として本成果が大きく寄与するものと考えられる。

## 5. 結論

当該プロジェクト研究では、酪農村における地域バイオマス資源の有効活用を図るための研究を行い、農家レベルでの液肥利用としての有効性、安全性が確認でき、また、注目されている再生可能エネルギーとして地域に利用可能なシステムが実証的に提案できたことは大きな成果と考えている。

北海道の酪農村では大規模な土地利用型の畜産経営が行われ、好気処理や嫌気処理による液肥施用が行われているが、これらの施用による腐植物質の集積とこれに伴う土壌の膨軟化、排水性に関わる孔隙の増加などの有効性の確認がなされ、また、長期的な施用においても微量要素の過剰な蓄積は無く安全性が確認された。特に、家畜ふん尿を主原料、他の有機性廃棄物を副資材とした共同利用型嫌気処理による消化液の安全性の確認は、地域資源を低コストで有効活用を図る上では重要な研究成果である。

また、好気処理及び嫌気処理システムの環境面に対する評価を行っており、その改善点を明確にした。

バイオマスの嫌気処理によりメタンが生成されるが、それを原料とした水素製造及びベンゼン等の芳香族化合物の伴産技術を実証し、燃料電池活用およびマイクログリッドシステム導入による地域における再生可能エネルギーの有効性、可能性を示した。

一連の本研究の成果が北海道の酪農村の発展に資することができるものとする。

## 参考文献

- 1) 横濱充宏・石田哲也・山田 章：地域バイオマスを共発酵処理したバイオガスプラントの生成物の特性と曝気スラリーの土壌改善効果、農業農村工学会資源循環研究部会論文集第3号、pp. 73-86、2007
- 2) 重松 亨・湯 岳琴・木田健次：メタン発酵プロセスに関する微生物群集、生物工学会誌、87(12)、pp. 570-596、2009
- 3) (独)北海道開発土木研究所(現(独)土木研究所寒地土木研究所)：積雪寒冷地における環境・資源循環プロジェクト研究最終成果報告書、p476、2005
- 4) 北海道立農業・畜産試験場家畜糞尿プロジェクト研究チーム：家畜糞尿処理利用の手引き 1999、p124、1999
- 5) 北海道バイオガス研究会：バイオガスシステムによる家畜ふん尿の有効活用、p. 20、酪農学園大学エクステンションセンター
- 6) 山田 章・石田哲也・石渡輝夫・大嶋 武：グリセリンを副資材とする室内投入実験、平成19年度農業農村工学会大会講演会講演要旨集、pp. 602-603、2007
- 7) (独)土木研究所寒地土木研究所水利基盤チーム：湧別資源循環試験施設圃場試験結果報告書、pp. 1-16(2010)
- 8) 中村和正・宮崎健次・門間 修：牛ふん尿スラリーの管路輸送に関する基礎的実験、開発土木研究所月報、No. 532、pp. 12-20、1997
- 9) 農林水産省構造改善局：土地改良事業計画設計基準 設計「パイプライン」 基準書・技術書、p. 144、1998
- 10) 社団法人畜産技術協会：畜産における温室効果ガスの発生制御(総集編)、pp. 84-155、2002
- 11) 吉田宗史・干場信司・澤本卓治・猫本健司・小川人士・高崎宏寿・鈴木崇司・森田 茂：実規模消化液貯留槽からの環境負荷ガス測定例、2008年度農業施設学会大会講演要旨集、pp. 7-8、2008
- 12) 農村工学研究所農村総合研究部資源循環システム研究チーム：メタン発酵消化液の施用による土壌からの温室効果ガス発生量、平成19年度農村工学研究所研究成果情報、pp. 9-10、2007



- 13) LCA 日本フォーラム：LCA データベース、<https://lcadb.jemai.or.jp/lca/servlet/Default>
- 14) 南齋規介・森口祐一・東野 進：産業連関表による環境負荷原単位データブック、pp. 22, 34-35、2002
- 15) 伊坪徳宏・稲葉 敦：ライフサイクル環境影響評価手法、pp. 84-121、社団法人産業環境管理協会、2005
- 16) Menzi et al. : Ammonia Emissions Following the Application of Solid Manure to Grassland, Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands, CAB International, pp. 265-274, 1997
- 17) 独立行政法人土木研究所・積水化学北海道株式会社：真空式管路システムによる家畜ふん尿の搬送に関する研究報告書、pp. 17-60、2009
- 18) 秀島好昭・石田哲也・横濱充宏・中山博敬・大深正徳：共同利用型バイオガスプラントにおけるガス発生量の特徴と予測、農業農村工学会北海道支部第 57 回研究発表会講演要旨集、pp. 24-32、2008
- 19) 前田正男、松尾嘉郎：図解土壌の基礎知識、pp. 58-73、社団法人農山漁村文化協会、1996.
- 20) 松中照夫：土壌学の基礎 - 生成・機能・肥沃度・環境 -、pp. 284-289、社団法人農山漁村文化協会、2006.
- 21) 土壌物理研究会編：土壌の物理性と植物生育、p. 210、pp. 270-274、養賢堂、1979.
- 22) 北海道農政部編：北海道施肥ガイド（施肥標準・診断基準・施肥対応）、p228、社団法人北海道農業改良普及協会、2002.
- 23) 財団法人畜産環境整備機構編：家畜ふん尿処理・利用の手引き、p8、1998.
- 24) 北海道農協「土づくり」運動推進本部編：草地の土づくり、pp. 4-6、2007.
- 25) 北海道農業試験研究推進会議編：平成 11 年度研究成果情報（北海道農業）、p199、農林水産省北海道農業試験場、2000.
- 26) 並河澄、大森昭一郎、米倉久雄、吉本正、内海恭三、新井肇：畜産、pp. 30-32、社団法人農山漁村文化協会、1994.
- 27) 農林水産省北海道農業試験所編：北海道の牧草栽培技術 - 基礎編 -、pp. 217-226、農業技術普及協会、1982.
- 28) 環境省法令：農用地における土壌中の重金属等の蓄積防止に係る管理基準について、環水土 149 号、昭和 59 年 11 月 8 日公布.
- 29) 北海道農政部編：北海道施肥ガイド 2010（施肥標準・診断基準・施肥対応）、社団法人北海道農業改良普及協会、pp. 192-216、2010.
- 30) 伊坪徳宏、稲葉敦編著：ライフサイクル環境影響評価手法 LIME-LCA、環境会計、環境効率のための評価手法・データベース、社団法人産業環境管理協会発行、2005
- 31) 秀島好昭、大久保天、主藤祐功：バイオガス改質水素を利用した酪農村の将来像の模索、農業土木学会誌 Vol. 74、No. 7、pp. 27-30、2006
- 32) 大久保天、主藤祐功、秀島好昭：バイオガスからの水素製造及び水素貯蔵技術の実証試験と地域におけるエネルギー利用、寒地技術論文・報告集 vol. 22、pp. 267-272、2006
- 33) 秀島好昭、大久保天、主藤祐功：バイオガス起源生成水素の地域有効利用の開発(その1)-非工業地域の水素生産技術-、第56回農業農村学会北海道支部研究発表会講演要旨集、pp134-139、2007
- 34) 平成18年度重点プロジェクト研究報告書(独)土木研究所：バイオマス起源生成物の地域有効利用技術開発、pp785、2007年9月
- 35) 主藤祐功、大久保天、秀島好昭：積雪寒冷地の酪農村における有機ハイドライドを用いた水素貯蔵・供給実証研究、寒地技術論文・報告集 vol. 21、pp. 841-846、2005
- 36) (独)土木研究所寒地土木研究所：別海エネルギー自立型実証研究施設稼働データ集、2008年3月
- 37) 大久保天、秀島好昭、主藤祐功：起源生成水素の地域有耕利用技術の開発(その2)-システムの社会的効果と経済性の評価-、第56回農業農村工学会北海道支部研究発表会講演要旨集、pp140-145、2007
- 38) (独)土木研究所寒地土木研究所：バイオガス起源生成物の地域有効利用技術の開発-バイオガスの水素・燃料電池利用に向けた研究-研究成果報告書、2008年3月

