

6.4 廃棄物系改質バイオマスの農地等への施用による土壌の生産性改善技術に関する研究

研究予算：運営費交付金（一般勘定）

研究期間：平 23～平 27

担当チーム：資源保全チーム

研究担当者：竹内英雄、横濱充宏、小野寺康浩、
中山博敬、桑原淳

【要旨】

本研究では乳牛ふん尿を主体とする廃棄物系改質バイオマスの特徴を明らかにするため、有機物組成等の分析を実施した。また、廃棄物系改質バイオマスを手土壌へ施用した場合の土壌生産性改善効果を検証するため、共同利用型バイオガスプラントから採取した原料液および消化液を7年間連用している圃場の土壌理化学性を調査した。さらに、有機質肥料を散布した試験区において、温室効果ガス揮散量を測定した。地域で発生する有機性廃棄物の有効利用の検討では、バイオガスプラントの副原料としての利用を想定したシミュレーションを行い、エネルギー収支を求めた。

その結果、廃棄物系改質バイオマスのうち、嫌気発酵消化液の全炭素に占める腐植酸の割合が高く腐植化が進行していた。このため、他の廃棄物系改質バイオマスに比べ、土壌団粒形成にともなう土壌生産性改善能力が高いことが示唆された。また、廃棄物系改質バイオマス中の有機物含有量割合は、乾物率との間に有意な正の相関が認められた。土壌理化学性については、散布7年目では表層1層目のマクロ団粒のうち、粗粒有機物画分に炭素が集積していた。温室効果ガス揮散量は、化学肥料区のCO₂フラックスが他の有機質肥料散布区のCO₂フラックスより小さい値を示した。エネルギー収支の検討は、副原料の運搬距離が100kmのケースでは、乳業工場汚泥と廃チーズホエイを利用する場合にエネルギー投入産出比が1未満となり、その他の副原料では1より大きい値を示すことが明らかとなった。

キーワード：バイオマス、家畜ふん尿、有機物、土壌理化学性、温室効果ガス、エネルギー収支

1. はじめに

北海道では大規模な農地を生かして、土地利用型農業が展開されている。特に北海道東部および北部では、冷涼な気候に適した草地型酪農が営まれている。これらの地域では、乳牛が排泄したふん尿を適切に処理した後、有機質肥料として牧草地へ散布利用している。ふん尿処理には、堆肥化処理、好気性発酵処理、嫌気性発酵処理などの手法がある。したがって、処理方法によってそれぞれに特徴を持った肥料ができる（本報告では、これらの有機質肥料を廃棄物系改質バイオマスと呼ぶ）。肥料中の有機物は土壌の排水性や保水性などの物理性を改善する土壌団粒の形成に寄与する。すなわち、これらの廃棄物系改質バイオマスは、作物に吸収される肥料としての効果とともに土壌改良資材としての機能を持つ。また、有機質肥料には空気中の二酸化炭素を起源とする炭素が含まれており、農地へ散布したあとにその炭素が土壌中に貯留されれば、地球温暖化防止へ寄与できる。さらに、嫌気性発酵処理では、地域で発生する有機性廃棄物（水産加工残渣など）を混合

して発酵することができる。

しかし、各種廃棄物系改質バイオマスの農地への還元は、農家の土作りとして定着はしているものの、長期間の施用による土壌構造の改善効果の評価事例は少ない⁵⁾。また、共同利用型バイオガスプラントは、主原料であるふん尿スラリーの発生する農村地帯に立地しており、有機性廃棄物の発生する食品工場などがバイオガスプラントの近傍に立地しているとは限らず、有機性廃棄物運搬に係るエネルギー消費の評価も重要である。

そこで本研究では、乳牛ふん尿を主体とする廃棄物系改質バイオマスについて、それぞれの有機物組成を明らかにし、その特徴を評価する手法を開発する。その上で、これらの廃棄物系改質バイオマスを農地へ継続して施用した場合の土壌構造などの物理性改善効果を比較検証する。また、地域で発生する有機性廃棄物を有効利用できるように、農村ー都市間の廃棄物系改質バイオマスの広域利用モデルを提案する。

2. 方法

2.1 廃棄物系改質バイオマス中の有機物組成等の分析

2.1.1 腐植物質組成および各種肥料成分含量の分析

表1、2に分析に供した廃棄物系改質バイオマスの種類および採取施設を示す。試料は4種類あり、うち2種類は嫌気性発酵施設であるバイオガスプラントにおける発酵前の液体（以下、原料液と表記）および発酵後の液体（以下、消化液と表記）である。また、残りの2種類は、肥培かんがい施設における好気性発酵前の液体（以下、原料液と表記）および好気性発酵後の液体（以下、曝気処理液と表記）である。各試料は、ポリエチレン製広口瓶に約1L採取した後、速やかに分析に供した。

表1 廃棄物系改質バイオマスの種類 (H23)

試料番号	種類	採取施設
①	嫌気発酵前 原料液B	共同利用型バイオガスプラントB
②	嫌気発酵後 消化液B	共同利用型バイオガスプラントB
③	嫌気発酵前 原料液C	共同利用型バイオガスプラントC
④	嫌気発酵後 消化液C	共同利用型バイオガスプラントC
⑤	嫌気発酵後 消化液A	個別型バイオガスプラントA
⑥	好気発酵後 曝気処理液D	肥培かんがい施設D

表2 廃棄物系改質バイオマスの種類 (H25,26)

試料番号	種類	採取施設
⑦	嫌気発酵前 原料液A	個別型バイオガスプラントA
⑧	嫌気発酵後 消化液A	個別型バイオガスプラントA
⑨	嫌気発酵前 原料液B	共同利用型バイオガスプラントB
⑩	嫌気発酵後 消化液B	共同利用型バイオガスプラントB
⑪	嫌気発酵前 原料液C	共同利用型バイオガスプラントC
⑫	嫌気発酵後 消化液C	共同利用型バイオガスプラントC
⑬	好気発酵前 原料液E	肥培かんがい施設E
⑭	好気発酵後 曝気処理液E	肥培かんがい施設E

表3 分析項目および分析方法

分析項目	分析方法
一般性状	
pH(H ₂ O)	ガラス電極法*)
乾物率	105°C通風乾燥
強熱減量	550°C電気炉灼熱*)
肥料成分	
アンモニア態窒素	水蒸気蒸留法
硝酸態窒素	水蒸気蒸留法*)
全窒素	ケルダール分解・水蒸気蒸留法
全リン	比色法(バナドモリブデン酸法)
カルシウム	湿式灰化処理・原子吸光定量
マグネシウム	湿式灰化処理・原子吸光定量
カリウム	湿式灰化処理・原子吸光定量
有機物	
全炭素	チューリン法
腐植酸	アルカリ抽出・酸添加
フルボ酸	アルカリ抽出・酸添加
粒径組成	水中篩別法

*) H23年度のみ分析

表3に分析項目および分析方法を示す。一般性状としてpH(H₂O)、乾物率、強熱減量を、肥料成分

としてアンモニア態窒素、硝酸態窒素、全窒素、全リン、カルシウム、マグネシウム、カリウムを分析した。また、有機物は全炭素、腐植酸、フルボ酸を分析した。さらに、試料中に含まれる固形分の大きさを把握するため、粒径組成を分析した。

2.1.2 易分解性有機物および難分解性有機物含量の分析

表4~6に分析に供した廃棄物系改質バイオマスの種類および採取施設を示す。試料中の有機物量の分析は、家畜ふん堆肥中有機物の評価法として広く用いられている¹⁴⁾ デタージェント分析法¹⁵⁾により、酸性デタージェント繊維(ADFom)を求めた。また、供試試料を600°Cで2時間灰化し、その残りを粗灰分として求めた。易分解性有機物量および難分解性有機物量は、小柳ら¹⁶⁾の評価方法に従い、(1)および(2)式により求めた。なお、ここでの易分解性有機物とは1~3カ月で分解される有機物を意味し、難分解性有機物とは分解に3カ月以上を要する有機物を意味する。

易分解性有機物

$$= \text{分析試料乾物} - \text{ADFom} - \text{粗灰分} \dots (1)$$

$$\text{難分解性有機物} = \text{ADFom} \dots (2)$$

表4 分析に供した廃棄物系改質バイオマスの種類 (H24)

試料番号	種類	採取施設
(1)	嫌気発酵前 原料液A	個別型バイオガスプラントA
(2)	嫌気発酵後 消化液A	個別型バイオガスプラントA
(3)	嫌気発酵後 消化液B	共同利用型バイオガスプラントB
(4)	嫌気発酵後 消化液C	共同利用型バイオガスプラントC
(5)	好気発酵後 曝気処理液D	肥培かんがい施設D
(6)	堆肥	共同利用型バイオガスプラントB

表5 分析に供した廃棄物系改質バイオマスの種類 (H25)

試料番号	種類	採取施設
(7)	嫌気発酵前 原料液A	個別型バイオガスプラントA
(8)	嫌気発酵後 消化液A	個別型バイオガスプラントA
(9)	嫌気発酵前 原料液B	共同利用型バイオガスプラントB
(10)	嫌気発酵後 消化液B	共同利用型バイオガスプラントB
(11)	嫌気発酵前 原料液C	共同利用型バイオガスプラントC
(12)	嫌気発酵後 消化液C	共同利用型バイオガスプラントC
(13)	好気発酵前 原料液E	肥培かんがい施設E
(14)	好気発酵後 曝気処理液E	肥培かんがい施設E
(15)	好気発酵後 曝気処理液F	肥培かんがい施設F
(16)	好気発酵後 曝気処理液G	肥培かんがい施設G
(17)	好気発酵後 曝気処理液H	肥培かんがい施設H
(18)	好気発酵後 曝気処理液I	肥培かんがい施設I
(19)	好気発酵後 曝気処理液J	肥培かんがい施設J

表6 分析に供した廃棄物系改質バイオマスの種類 (H26)

試料番号	種類	採取施設
(20)	嫌気発酵前 原料液A	個別型バイオガスプラントA
(21)	嫌気発酵後 消化液A	個別型バイオガスプラントA
(22)	嫌気発酵前 原料液B	共同利用型バイオガスプラントB
(23)	嫌気発酵後 消化液B	共同利用型バイオガスプラントB
(24)	嫌気発酵前 原料液C	共同利用型バイオガスプラントC
(25)	嫌気発酵後 消化液C	共同利用型バイオガスプラントC
(26)	好気発酵前 原料液E	肥培かんがい施設E
(27)	好気発酵後 曝気処理液E	肥培かんがい施設E
(28)	好気発酵前 原料液F	肥培かんがい施設F
(29)	好気発酵後 曝気処理液F	肥培かんがい施設F
(30)	好気発酵前 原料液G	肥培かんがい施設G
(31)	好気発酵後 曝気処理液G	肥培かんがい施設G
(32)	好気発酵前 原料液J	肥培かんがい施設J
(33)	好気発酵後 曝気処理液J	肥培かんがい施設J
(34)	好気発酵前 原料液L	肥培かんがい施設L
(35)	好気発酵後 曝気処理液L	肥培かんがい施設L

2.2 廃棄物系改質バイオマス施用による土壌生産性の改善

2.2.1 試験区 A 概要

バイオガスプラントである別海町資源循環センター（以下、別海プラントと表記）内の試験圃場に、図1のように試験区Aを設けた。試験区Aには、原料区、消化液区および対照区の3試験区を設置し、1試験区は6m×6mとした。試験区内には1mごとにピンポールを設置し、1試験区から土壌試料と牧草試料をそれぞれ9箇所採取できる設計とした。試験圃場の土壌は、黒色火山性土である。3試験区に散布している廃棄物系改質バイオマスは以下の通りである。なお、散布試験は平成19年度から継続実施している。

【原料区】

別海プラントに搬入された家畜ふん尿を固液分離した原料液を散布した。ただし、固液分離した原料液は粘性が高いため、そのまま散布しても土壌に浸透しにくい。このため、本試験では3倍に希釈して散布した。

【消化液区】

別海プラントの発酵槽から採取した消化液を散布した。平成17年度に実施した消化液の散布試験では、消化液を3倍希釈して施用した区の牧草収量が、消化液の原液を散布した区よりも有意に増加している。そこで本試験では、消化液を3倍に希釈して散布した。

【対照区】

対照区には、硫酸アンモニウム、過リン酸石灰および硫酸カリウムの化学肥料のみを散布した。

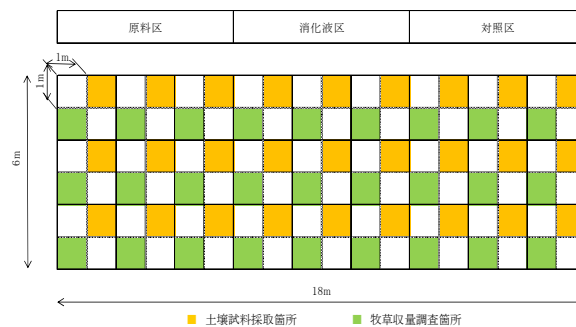


図1 試験区 A 配置図

2.2.2 施肥設計

3試験区に施用した年間の窒素、リン酸、およびカリウムは、北海道施肥ガイド2010²⁾に記載された施肥標準量となるように決定した。この施肥標準量の3分の2を早春に、残る3分の1を1番草刈取後に施用した。原料区および消化液区では、原料液および消化液の施用量を算出した後、不足する肥料成分を化学肥料で補った。原料液および消化液の肥料成分分析は散布直前に実施した。なお、有機質肥料中の肥料成分のすべてが化学肥料と同等に作物に吸収されるわけではないため、それを補正するための基準肥効率²⁾を乗じて、施肥設計を行った。さらに、有機質肥料の品質と散布時期による補正²⁾を行った。施肥量計算の結果、原料液の散布量は、平成19年から26年の8年間の平均で、早春時に3.0L・m²、1番草刈取後に1.3L・m²であり、消化液の散布量は、早春時に3.4L・m²、1番草刈取後に1.6L・m²であった。これにより、年間に必要な肥料成分のうち、窒素およびリン酸で3割程度、カリウムで8割程度を廃棄物系改質バイオマスでまかなえることになる。

2.2.3 試料採取方法と分析項目

土壌試料は、1試験区当たり9箇所から採取した。1箇所あたり、深さ0~5cm（以下、表層1層目と表記）と深さ5~10cm（以下、表層2層目と表記）の2層から攪乱試料と未攪乱試料（50ml採土管）を採取した。土壌試料は、調査年毎に早春の施肥直前（5月上旬）に採取した。採取した土壌試料は表7に示す項目について分析を行った。ただし、平成24年度は土壌調整作業の不具合により欠測となった。また、団粒分析は平成25、26年度に採取した土壌を対象に実施し、9箇所から採取した攪乱試料のうち、5試料を分析に供した。

表7 土壌分析項目と分析手法

分析項目	分析手法
炭素	乾式燃焼法
団粒分析	水中篩別法 ¹¹⁾
C/N比	乾式燃焼法
容積重	炉乾燥法
孔隙分布	遠心法

なお、これらの分析項目は以下の指標とするために選定した。炭素は土壌団粒を形成する上で重要な役割を果たしており、有機物含量の指標として分析した。団粒分析は、有機質肥料の散布により土壌団粒の形成に及ぼす影響を明らかにするために行った。団粒分析の方法は、Aoyama らの方法¹¹⁾に従い、団粒を各サイズ (>1,000 μm 、1,000~250 μm 、250~53 μm 、<53 μm) に分離した。>1,000 μm 、1,000~250 μm および 250~53 μm サイズの団粒については、さらにガラスビーズとともに水中分散させ、>53 μm および <53 μm に分離した。以下、青山らの報告¹²⁾に従い、>53 μm 画分を粗粒有機物画分、<53 μm 画分を有機・無機複合体画分と呼ぶ。さらに、各団粒サイズ、粗粒有機物画分および有機・無機複合体画分の炭素含量を乾式燃焼法により求めた。C/N比は、全炭素含量と全窒素含量の比率であり、窒素欠乏の指標となる。容積重は、単位体積あたりの乾燥土壌の重量であり、土壌の堅密化の指標となる。孔隙分布は土壌孔隙の大きさとその分布割合を知ることができ、ここでは排水性および通気性の指標として粗孔隙量を、保水性の指標として易有効水分孔隙量を求めた。

牧草収量調査は1試験区当たり9箇所で行った。1箇所あたり1m×1mの方型枠を設置し、牧草を地上部5cm程度で刈り取った。収穫後の牧草は、70℃で48時間通風乾燥した後、乾物重を測定した。牧草の刈り取りは、1番草および2番草ともに近傍の酪農家が刈り取り作業に入る直前に行った。1番草が6月下旬、2番草が8月下旬である。ただし、平成22年度は収量調査を実施していない。

後述する団粒分析を除く土壌分析値と牧草収量の結果は、9箇所て採取した試料の平均値である。また、団粒分析は5箇所て採取した試料の平均値である。本報告では、土壌分析および牧草収量は平成26年度までの結果について述べる。

2.3 廃棄物系改質バイオマス施用による温室効果ガス揮散

2.3.1 試験区B概要

別海プラント内の試験圃場に、図2に示した試験区Bを設けた。試験区Bは、横一列を一つのブロックと考え、一つのブロックを10区に分け、種類の異なる肥料を施用した。ブロックは5ブロック設けた。各ブロック内での処理位置は、乱数表を用いて無作為に配置した。平成24年度は第1ブロックと第2ブロックの間で、また、平成25、26年度は第1ブロックから第4ブロックの間で、機器を移設して測定を行った。ブロック内試験区は予備を含めて10区あり、そのうち温室効果ガスを測定している試験区の施肥内容等は表8のとおりである。

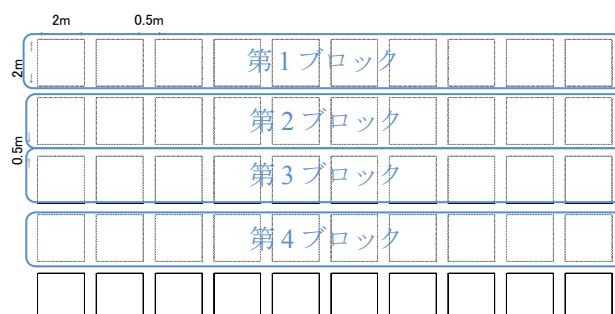


図2 温室効果ガス計測試験区

表8 施肥（処理）内容と測定ガスの種類

試験区名 (施肥内容)	測定ガスの種類		
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
原料液A	○		
消化液A	○		
消化液B	○		
消化液C	○	○	○
曝気処理液DまたはE	○	○	○
化学肥料	○	○	○

2.3.2 施肥設計

各試験区への年間施肥量は、北海道施肥ガイド2010²⁾に記載された施肥標準量になるように決定した。なお、廃棄物系改質バイオマス中の肥料成分のすべてが化学肥料と同等に作物に吸収されるわけではないため、それを補正するための基準肥効率²⁾を乗じて、施肥設計を行った。さらに、廃棄物系改質バイオマスの品質と散布時期による補正²⁾を行った。本試験で使用した廃棄物系改質バイオマスは乳牛ふん尿が主体であり、乳牛ふん尿中にはカリウムが多く含まれている。そのため、廃棄物系改質バイオマス散布量の上限は、一部の試験区を除きカリウムにより決定された。不足する成分は、化学肥料により

補った。施肥設計の結果は表9～11のとおりである。なお、堆肥については散布時期が二番草刈取後のため、早春および一番草刈取後は化学肥料のみを散布した。堆肥散布時には堆肥の肥料成分を分析し、北海道施肥ガイド2010²⁾に記載された施肥標準量になるように化学肥料で調整した。

表9 廃棄物系改質バイオマスおよび化学肥料の散布量(H24)

処理区	散布時期	廃棄物系改質バイオマス 散布量(L/m ²) (堆肥のみ kg/m ²)	化学肥料散布量(g/m ²)		
			硫酸 アンモニウム	過リン酸石灰	硫酸カリ
原料液A	早春	4.3	32.4	15.7	-
	一番草刈取後	2.6	14.4	6.3	-
消化液A	早春	8.3	29.5	18.6	-
	一番草刈取後	3.5	12.4	10.9	-
消化液B	早春	4.5	27.0	17.1	-
	一番草刈取後	2.3	8.9	8.5	-
消化液C	早春	3.7	29.1	18.6	-
	一番草刈取後	1.6	14.5	10.1	-
曝気処理液D	早春	6.6	27.6	12.3	-
	一番草刈取後	3.0	6.4	5.0	-
堆肥	早春	-	30.3	17.7	-
	一番草刈取後	-	30.3	17.7	-
化学肥料	早春	-	2.4	0.2	26.3
	一番草刈取後	-	50.8	30.5	24.0
化学肥料	早春	-	25.4	15.3	12.0
	一番草刈取後	-	25.4	15.3	12.0

表10 廃棄物系改質バイオマスおよび化学肥料の散布量(H25)

処理区	散布時期	廃棄物系改質バイオマス 散布量(L/m ²) (堆肥のみ kg/m ²)	化学肥料散布量(g/m ²)		
			硫酸 アンモニウム	過リン酸石灰	硫酸カリ
原料液A	早春	4.4	26.1	17.1	0.2
	一番草刈取後	1.8	16.0	9.3	0.2
消化液A	早春	6.2	29.0	18.1	0.1
	一番草刈取後	2.3	0.3	11.8	3.1
消化液B	早春	3.6	27.1	19.9	0.4
	一番草刈取後	1.9	12.7	8.3	0.3
消化液C	早春	4.4	17.3	18.4	0.2
	一番草刈取後	2.3	12.3	9.5	0.0
曝気処理液E	早春	8.8	26.5	21.4	0.2
	一番草刈取後	3.2	0.1	11.8	3.4
堆肥	早春	-	18.4	0.2	1.8
	一番草刈取後	-	36.1	25.4	14.7
化学肥料	早春	-	-	-	-
	一番草刈取後	-	50.8	30.5	24.0
化学肥料	早春	-	25.4	15.3	12.0
	一番草刈取後	-	25.4	15.3	12.0

表11 廃棄物系改質バイオマスおよび化学肥料の散布量(H26)

処理区	散布時期	廃棄物系改質バイオマス 散布量(L/m ²) (堆肥のみ kg/m ²)	化学肥料散布量(g/m ²)		
			硫酸 アンモニウム	過リン酸石灰	硫酸カリ
原料液A	早春	6.8	9.7	14.9	0.3
	一番草刈取後	2.7	13.8	7.8	0.0
消化液A	早春	4.1	33.2	14.3	0.3
	一番草刈取後	1.8	18.7	9.1	0.2
消化液B	早春	4.1	30.1	18.7	0.3
	一番草刈取後	2.2	13.7	8.3	0.1
消化液C	早春	3.7	31.8	23.9	0.5
	一番草刈取後	1.7	15.8	9.0	0.5
曝気処理液E	早春	6.8	25.9	22.7	0.3
	一番草刈取後	3.8	14.9	9.6	0.3
堆肥	早春	-	22.6	10.3	0.4
	一番草刈取後	-	19.0	9.3	7.4
化学肥料	早春	-	-	-	-
	一番草刈取後	-	50.8	30.5	24.0
化学肥料	早春	-	25.4	15.3	12.0
	一番草刈取後	-	25.4	15.3	12.0

2.3.3 温室効果ガス測定方法

温室効果ガスの測定はチャンバー法により行った(図3)。チャンバー(内寸30cm×30cm×30cm)は任意の設定時間でふたを自動開閉することができる。二酸化炭素(CO₂)の測定は、赤外線式CO₂分析計(LI-820またはLI-6252)を用い、チャンバーとCO₂分析計間で気体を循環させ、1分ごとの測定値をロガーに記録した。メタン(CH₄)と一酸化二窒素(N₂O)は、①ふたを閉めた直後、②10分後および③20分後の3回、シリンジで気体を約30mlずつ採取し、15mlの真空バイアルビンに圧入した。CH₄およびN₂Oの分析は試料ガス採取後5日以内にガスクロマトグラフィー(CH₄:GC-14B、N₂O:GC-2014)を用いて行った。CO₂測定およびガス採取は午前と午後1回ずつ行い、3日連続で実施した。その後、1～2週間経過後にチャンバーを移設し、同様に測定を行った。施肥直後のみ、1週間連続で測定した。なお、チャンバー移設前には地上部の植物体を除去した。



図3 自動開閉式チャンバー

平成24年の測定期間は、一番草刈取後の7月4日(施肥直後)から11月11日までである。その間、二番草の刈取りが8月下旬に実施された。また、平成25年の測定期間は4月19日から11月17日まで、平成26年度の測定期間は5月4日から11月16日までである。その間、一番草の刈取りが6月下旬に、二番草の刈取りが8月下旬に実施された。

2.4 農家圃場における土壌理化学性調査

2.4.1 調査圃場

廃棄物系改質バイオマスの土壌理化学性改善効果は、2.2で述べたように、試験圃場を設置し、試験を継続している。しかしながら、廃棄物系改質バイオ

マスによる土壌理化学性改善効果の発現には時間がかかる。このため、長期間、廃棄物系改質バイオマスを施用した場合の土壌改善傾向を確認する目的で、試験圃場周辺で廃棄物系改質バイオマスを施用している農家圃場を選定し、施用年数の長い圃場における土壌理化学性を調査した。

調査圃場の概要を表12に示す。調査圃場は北海道別海町に位置し、チモシー主体のマメ科混播牧草地で、採草または放牧利用されている。土壌は黒ボク土である。調査圃場では、家畜ふん尿を原料にした廃棄物系改質バイオマスと化学肥料を施用している。肥料の他に、ホタテ貝殻の粉末を有機質肥料に投入し施用している圃場と生石灰を数年に1回程度、施用している圃場があった。

表12 調査圃場の概要

圃場番号	有機質肥料の種類	施用年数	利用形態	有機質肥料の施用年数の区分
1	曝気処理液	2年	採草	曝気消化液4年以下
2	曝気処理液	2年	採草・放牧	
3	曝気処理液	3年	採草	
4	曝気処理液	10年	採草・放牧	曝気消化液9年以上
5	曝気処理液	12年	採草・放牧	
6	曝気処理液	13年	採草	
7	原料液	9年	採草	原料液9年以上
8	原料液	11年	採草放牧	
9	原料液	14年	採草	

調査圃場に施用している廃棄物系改質バイオマスは、原料液と曝気処理液の2種類を選定した。廃棄物系改質バイオマス施用による土壌理化学性改善効果を明らかにするためには、その施用年数の把握が重要となる。本報告では、直近の草地更新からの経過年数を施用年数とした。施用年数が短い圃場と長い圃場の土壌理化学性を比較するため、施用年数によって4年以下と9年以上に区分し、それぞれの区分ごとに分析値の平均値を求めた。平均値は、その有意性を明らかにするためt検定で統計解析を行った。

2.4.2 土壌調査項目および方法

土壌採取は、2番草刈り取り後で、かつ廃棄物系改質バイオマス施用前の平成25年9月27日から10月15日の間に行った。採取地点は、1圃場あたり3地点とした。土壌試料は表層1層目と表層2層目の2層に分けて採取した。土壌試料の採取数は、各地点の各層で攪乱試料500gと50cc採土管を用いた不攪乱試料1試料である。採取した攪乱試料は風乾後2mmのふるいにかかけ、炭素含量の分析に供した。また、不攪乱試料は、全孔隙量、粗孔隙量、容積重の分析に供した。

牧草地は一度更新すると、その後、数年間は耕起

されない。そのため施用物は、牧草地土壌の表層1層目に集積しやすい¹⁰⁾。したがって、廃棄物系改質バイオマスの施用による土壌理化学性改善効果を明確にするためには、土壌表層1層目の変化を把握することが重要である。そこで筆者らは、表層1層目の分析値から表層2層目の分析値を差し引いた値(以下、層差と表記する)を求める方法を採用した。層差を求めることで、圃場別の差異を分離することができる¹⁸⁾。

2.5 農村-都市間の廃棄物系改質バイオマスの広域利用モデルの提案

2.5.1 エネルギー収支の検討方法

エネルギー収支の検討を行う際には、その検討範囲および期間を明確にする必要がある。本報告でのエネルギー収支の検討範囲を図4に示す。バイオガスプラントでは、バイオガスをCHPで電力および熱へエネルギー変換してプラント内部で消費し、余剰分はプラント外部へ供給することができる。また、不足するエネルギーは外部から投入する必要がある。さらに、発酵原料のふん尿スラリーおよび副原料の食品加工残渣をバイオガスプラントまで運搬するためのエネルギー(F)が必要となる。そこで本報告でのエネルギー収支の検討は、投入化石エネルギー(A)および(F)に対する産出エネルギー(E)の比率をエネルギー投入産出比(E/(A+F))と定義し、これを指標として評価する(式(1))。すなわち、エネルギー投入産出比が1より大きければ、投入する化石エネルギー量より産出するエネルギー量が大きく、新たにエネルギーを産出することを意味する。

$$\text{エネルギー投入産出比} = \frac{\text{産出エネルギー (E)}}{\text{投入化石エネルギー ((A)+(F))}} \dots (1)$$

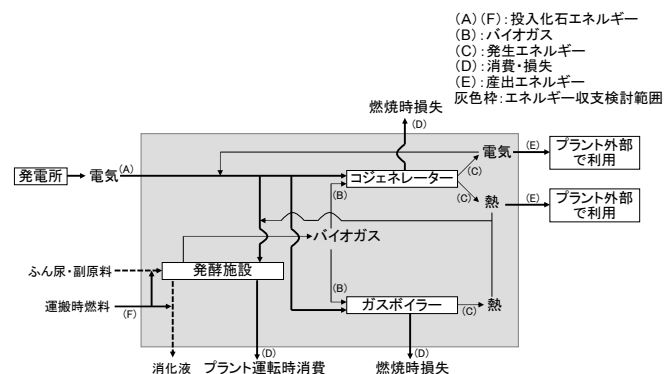


図4 バイオガスプラントにおけるエネルギー収支

2.5.2 解析対象バイオガスプラントの概要

解析の対象とした共同利用型バイオガスプラントは、北海道東部の別海町で稼働中の別海プラントである。図5に別海プラントのシステム構成の概要を示す。別海プラントは、1,500m³の発酵槽を1基有しており、乳牛約1,000頭分のふん尿スラリーを処理することができる。発酵温度は37℃の中温発酵である。また、複数の農家のふん尿スラリーを同じ発酵槽へ投入するため、病原菌などの拡散を防止する目的で、消化液を55℃で7.5時間以上加熱処理する殺菌槽を有している。

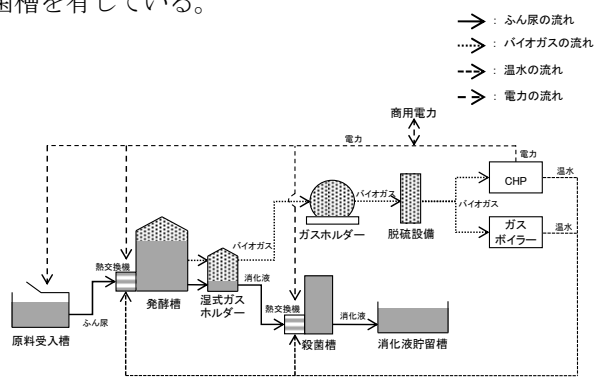


図5 別海プラントのシステム構成

2.5.3 シミュレーションモデルの概要

解析に用いたバイオガスプラント運転シミュレーションモデルは中山ら²⁵⁾が開発したモデルを基本とし、別海プラントのエネルギー収支を検討できるように各種パラメータを変更して使用した²⁶⁾。主な入力条件は表13のとおりである。シミュレーションの計算は時間間隔を1分刻みとした。1分刻みで連続して計算することにより、バイオガスプラントの実際の運転に近い状態でのシミュレーションが可能である²⁶⁾。シミュレーションの期間は、気温の年変化をシミュレーション結果に反映させるため、1年間とした。

シミュレーションモデルの熱供給計算方法は図6のとおりである。なお、CHPの定格出力は、余剰バイオガスが発生しないようにするため、発生するバイオガスをすべて燃焼できる能力に設定した。

表13 主な入力条件

入力条件	入力値
バイオガスのメタン濃度	61.8%
ガスボイラーのエネルギー変換効率	熱:80%
CHPのエネルギー変換効率	電力:30% 熱:51%
発酵温度	37℃
殺菌温度	55℃

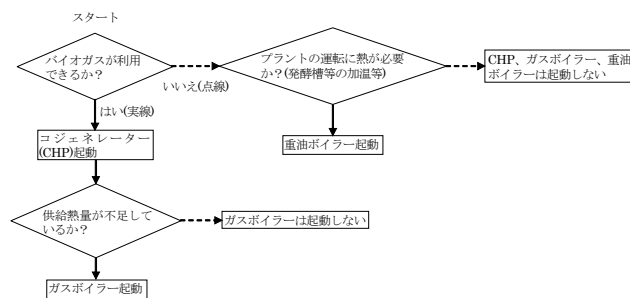


図6 シミュレーションモデルの熱供給計算方法

2.5.4 設定条件

2.5.4.1 ふん尿および副原料のバイオガスプラントへの投入量

表14にシミュレーションケースに設定した副原料の種類、適正投入量およびバイオガス単位発生量を示す。副原料を発酵槽へ一定量以上投入すると発酵障害が起こり、発酵が停止する場合があります。投入限界量を明らかにして投入量を適切に設定する必要があります²¹⁾。表14に示した適正投入量およびバイオガス単位発生量は、室内試験で求めた値をもとに設定した²⁰⁾。なお、廃乳、廃チーズホエイおよび乳業工場汚泥については、室内試験による投入限界量が未検証のため適正投入量が明らかにされておらず、表14に示した割合より多く投入できる可能性があるが、ここでは表14に示した割合を設定条件とした。ふん尿スラリーの投入量は、副原料の投入がなく、ふん尿スラリーのみを発酵原料とする場合で50m³/dとし、副原料を投入する場合は、副原料の投入量と同量のふん尿スラリー投入量を減らし、ふん尿スラリーと副原料を合わせた量が50m³/dとなるように設定した。重さから体積への単位変換に用いる比重は文献値を参考とし、文献値を得られなかったふん尿スラリー、乳業工場汚泥および廃チーズホエイの比重は1.0とした。

表14 副原料の適正投入量およびバイオガス単位発生量

	ふん尿または副原料の 適正投入量(kg/d)	ふん尿または副原料1m ³ 当たりの バイオガス発生量(m ³ /m ³)	比重	参考文献
①ふん尿スラリー	50,000	25	1.0	
②乳業工場汚泥	5,000	22	1.0	
③廃チーズホエイ	5,000	45	1.0	
④廃乳	10,000	107	1.0	※1
⑤廃チーズ	4,000	449	1.1	※2
⑥廃生クリーム	5,000	441	0.99	※1
⑦廃バター	5,000	708	0.97	※3
⑧廃脱脂粉乳	5,000	1,166	1.4	※1

※1:食品科学便覧編集委員会(1978)

※2:(株)島津製作所(2015)

※3:土井豊彦, 神崎幹雄, 渡辺正, 中沼浩, 渋谷美雪, 松本清(1991)

2.5.4.2 副原料の運搬距離とエネルギー消費

過去に別海プラントへ搬入された副原料の発生地は、直線距離で約 100km 圏内に位置している²⁰⁾。また、100km 圏内に位置する乳業工場のうち、別海プラントから最も遠方の乳業工場までの運搬距離は約 90km である。そこで、副原料の運搬距離は最大 100km に設定した。輸送時の燃費は軽油 1L で 1.5km の走行とした。これは、別海プラントで使用しているアームロール車にバキュームタンクを搭載してふん尿スラリーを運搬した際の聞取り値である。また、1 回当たりの運搬量は、アームロール車の最大積載量である 8.1t に設定した²¹⁾。なお、軽油の単位発熱量は 37.7GJ/kl に設定した²³⁾。運搬回数は、年間の副原料投入量を 1 回当たりの運搬量である 8.1t で除して求めた。

2.5.4.3 ふん尿運搬時のエネルギー消費

ふん尿の搬入、搬出、散布時には、運搬車輛の燃料として軽油が消費される。(独)北海道開発土木研究所²¹⁾では、別海プラントにおけるふん尿の搬入、搬出、散布時の年間 CO₂ 排出量を 105,244kg-CO₂ と算出している。そこでふん尿運搬時のエネルギー消費量は CO₂ 排出量を軽油の温室効果ガス排出係数²³⁾である 0.0187tC/GJ (=0.0686tCO₂/GJ) で除して求めた。なお、副原料の使用に伴いふん尿搬入量が少なくなる場合には、ふん尿搬入時の軽油消費量も減少する。そこで、副原料使用時のふん尿搬入時エネルギー消費量は、ふん尿搬入量の減少割合と同じ割合で軽油消費量も減少すると考えて算出した。

3. 結果および考察

3.1 廃棄物系改質バイオマス中の有機物組成等の分析

3.1.1 腐植物質組成および各種肥料成分含量

表 15 に一般性状分析結果を示す。pH (H₂O) についてみると、共同利用型バイオガスプラントで採取した消化液 B および消化液 C は、それぞれ原料液 B および原料液 C と比較して高い値を示した。一般的にバイオガスプラントの消化液は、発酵前の原料液と比較して pH (H₂O) が高くなる³⁾ことが明らかとなっており、今回の分析結果も同様の結果を示した。

乾物率では、消化液 B および消化液 C は原料液 B および原料液 C と比較して小さい値を示した。嫌気

性発酵の過程で有機物が分解されることで乾物率が小さくなると言われており³⁾、今回の分析結果も同様の傾向を示した。また、消化液 A は消化液 B、消化液 C よりさらに小さな値を示した。今回、消化液 A を採取した貯留槽では採取前に十分な攪拌を行うことができなかったため、粗大有機物が貯留槽底部に沈殿したままとなり、採取した消化液の乾物率が小さな値となった可能性がある。また、この貯留槽は搾乳施設からの洗浄水の一部が混入する構造となっており、洗浄水による消化液の希釈の影響が考えられる。曝気処理液 D については、バイオガスプラント原料液と同程度の乾物が含まれていた。強熱減量については乾物率と同様の傾向を示した。

表 15 一般性状分析結果 (H23)

分析項目	単位	原料液B	消化液B	原料液C	消化液C	消化液A	曝気処理液D
pH(H ₂ O)	—	6.62	7.17	6.70	7.56	7.38	7.06
乾物率	%	7.79	4.84	8.26	5.99	2.15	8.03
強熱減量	%	6.47	3.69	6.86	4.46	1.35	6.56

表 16 に肥料成分分析結果を示す。共同利用型バイオガスプラントで採取した原料液 B と消化液 B および原料液 C と消化液 C を比較すると、消化液中のアンモニア態窒素が増加している。バイオガスプラントの消化液中のアンモニア態窒素は、原料液と比較して増加するといわれている³⁾。また、他のプラントでの分析結果⁴⁾でも同様の傾向を示している。全窒素、全リン、カルシウム、マグネシウム、カリウムは、既往の文献では⁴⁾原料液と消化液で変化がないと述べられている。しかしながら今回の分析結果では、原料液と消化液で差がみられた。曝気処理液 D は、他の肥培かんがい施設での分析結果⁵⁾と同様の値であった。

表 16 肥料成分分析結果 (H23)

分析項目	単位	原料液B	消化液B	原料液C	消化液C	消化液A	曝気処理液D
アンモニア態窒素	mg・L ⁻¹	1550	2120	2240	2880	1200	1740
硝酸態窒素	mg・L ⁻¹	ND	ND	ND	ND	ND	ND
全窒素	mg・L ⁻¹	3325	3730	4265	4495	2080	3525
全リン	mg・L ⁻¹	1580	1640	1490	1600	1090	1380
カルシウム	mg・L ⁻¹	2190	2390	1450	1480	1200	1880
マグネシウム	mg・L ⁻¹	758	717	707	763	453	657
カリウム	mg・L ⁻¹	3320	3490	4000	4260	2440	2700

(注)硝酸態窒素のNDは検出限界以下を示す。
硝酸態窒素の検出限界値は5mg・L⁻¹。

表 17 有機物分析結果 (H23)

分析項目	単位	原料液B	消化液B	原料液C	消化液C	消化液A	曝気処理液D
全炭素	g・L ⁻¹	37.4	25.5	41.1	23.6	10.2	38.0
腐植酸	g・L ⁻¹	3.83	4.26	4.11	4.43	1.81	4.88
フルボ酸	g・L ⁻¹	8.18	2.72	9.33	2.13	0.93	6.48
全炭素に占める腐植酸の割合	%	10.2	16.7	10.0	18.8	17.8	12.8

表 17 に H23 年度試料の有機物分析結果を示す。全炭素では、消化液 B および消化液 C は原料液 B および原料液 C より小さい値を示した。嫌気性発酵では、嫌気性細菌による有機物の分解によって乾物含量が減少する³⁾ことが明らかとなっており、今回の結果も同様の傾向を示した。消化液 A も全炭素が少ない。これは、嫌気性発酵による有機物の分解のほかに、希釈による影響も作用していると考えられる。腐植酸については、消化液 B および消化液 C で原料液より増加し、フルボ酸については減少した。これは、発酵過程においてフルボ酸が微生物の分解を受け、その一部が腐植酸に変化したためと考えられる⁶⁾。全炭素に占める腐植酸の割合は、消化液 B および消化液 C では他の廃棄物系改質バイオマスより大きい結果となった。

表 18、19 に H25、26 年度試料の分析結果を示す。全炭素およびフルボ酸は、H23 年度試料の結果と同様に、原料液より消化液または曝気処理液のほうが小さい値を示した。腐植酸は、H23 年度の結果とは異なり、原料液より消化液または曝気処理液のほうが小さい値を示した。これは、H25 年度の消化液および曝気処理液の乾物率が、H23 年度と比べて小さくなっていることが要因と考えられる。そこで、全炭素に占める腐植酸の割合を図 7 に示す。H23 年度と同様に、原料液より消化液または曝気処理液の方が高い値を示した (H26 年度夏採取の B と E を除く)。腐植酸はフルボ酸より腐植化度が高い¹⁾。また腐植化度の高い腐植物質は土壌の理化学性の改善に關与する物質とされている¹⁾。すなわち、土壌へ施用される全炭素が同じ場合には、消化液および曝気処理

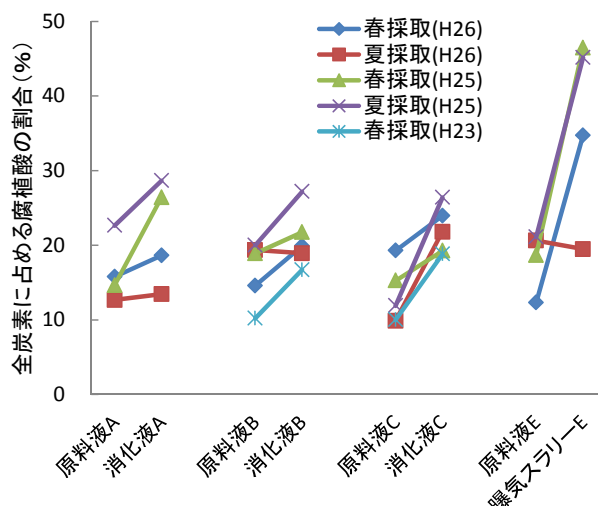


図 7 全炭素に占める腐植酸の割合

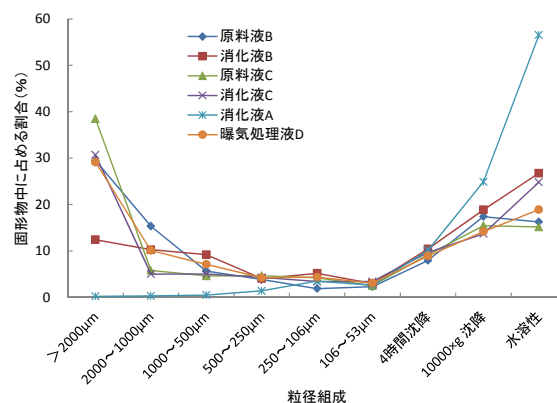


図 8 試料中に含まれる固形物の粒径組成(H23)

液は他の廃棄物系改質バイオマスと比較して、土壌生産性改善効果が高いと考えられる。ただし、前述のように、廃棄物系改質バイオマスの施用量は、肥料成分濃度によって異なるため、今後、実際に施用される腐植酸量を明らかにする必要がある。

図 8 に H23 年度試料中に含まれる固形物の粒径組成を示す。共同利用型バイオガスプラント B から採取した原料液 B と消化液 B では、消化液 B の粗大画分 (500 μm 以上) の割合が小さかった。しかし、共同利用型バイオガスプラント C から採取した原料液 C と消化液 C では、粗大画分に大きな差は認められなかった。

図 9~12 に、H25 年度試料中に含まれる固形物の粒径組成を示す。いずれの消化液および曝気処理液も、原料液と比較して粗大画分の割合が小さかった。消化液の粗大画分の割合は原料液より小さい⁷⁾といわれており、今回の結果はそれと同様であった。これら廃棄物系改質バイオマスを土壌中に散布した場合、粗大な有機物ほど分解に時間を要すると考えら

表 18 有機物分析結果 (H25)

分析項目	採取時期	単位	原料液		消化液		原料液		消化液		曝気処理液E
			A	A	B	B	C	C	E		
全炭素	春	g・L ⁻¹	32.5	9.1	32.3	23.6	42.3	9.9	40.5	3.4	
	夏		23.2	6.0	36.0	18.2	37.7	17.8	32.3	5.6	
腐植酸	春	g・L ⁻¹	4.33	2.18	5.55	4.66	5.86	1.73	6.87	1.44	
	夏		4.78	1.56	6.54	4.50	4.07	4.26	6.20	2.31	
フルボ酸	春	g・L ⁻¹	6.10	1.39	7.69	2.32	7.10	1.47	6.81	0.73	
	夏		5.55	0.92	12.97	2.65	8.85	1.71	5.75	1.02	
乾物率	春	%	6.84	2.57	7.94	4.48	10.01	3.19	9.74	1.14	
	夏		7.89	1.60	9.85	5.13	10.81	4.39	7.72	1.69	

表 19 有機物分析結果 (H26)

分析項目	採取時期	単位	原料液		消化液		原料液		消化液		曝気処理液E
			A	A	B	B	C	C	E		
全炭素	春	g・L ⁻¹	17.5	10.9	31.7	17.7	23.5	11.9	35.4	7.95	
	夏		31.4	16.2	22.0	13.9	44.3	17.1	14.0	11.6	
腐植酸	春	g・L ⁻¹	2.76	2.03	4.62	3.52	4.53	2.85	4.35	2.76	
	夏		3.98	2.18	4.26	2.63	4.38	3.73	2.89	2.26	
フルボ酸	春	g・L ⁻¹	5.75	2.52	5.68	1.60	4.86	1.15	5.51	1.85	
	夏		4.75	2.31	5.49	1.88	6.84	1.81	4.09	2.02	
乾物率	春	%	7.70	2.65	7.50	4.46	7.94	2.63	7.12	0.86	
	夏		8.26	4.14	6.10	5.14	9.98	5.67	3.42	1.27	

6.4 廃棄物系改質バイオマスの農地等への施用による土壌の生産性改善技術に関する研究

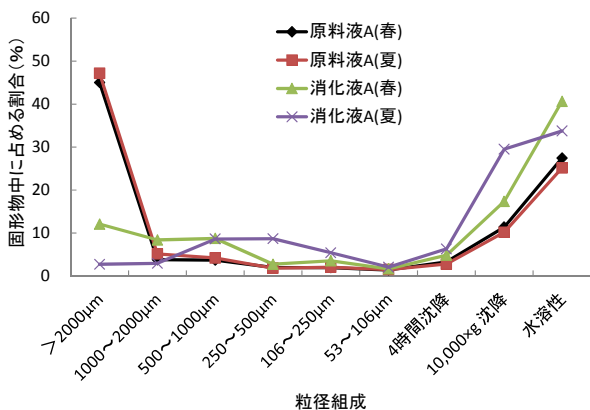


図9 プラント A 試料中の粒径組成(H25)

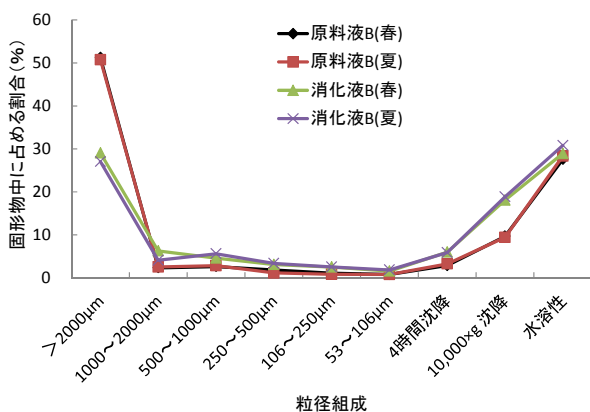


図10 プラント B 試料中の粒径組成(H25)

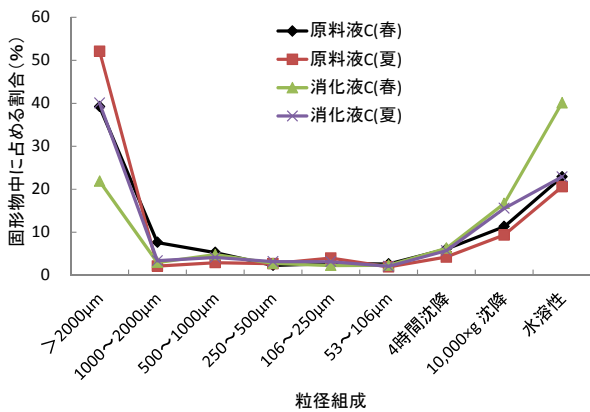


図11 プラント C 試料中の粒径組成(H25)

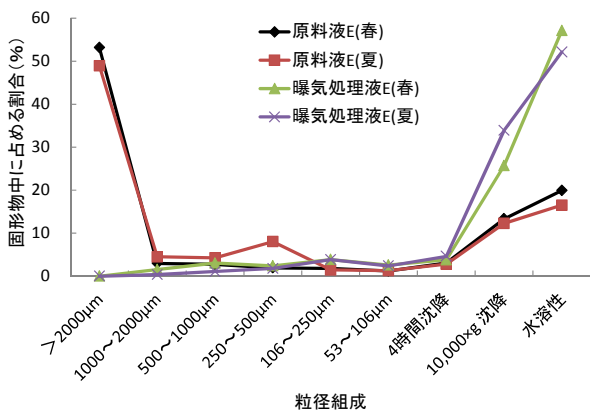


図12 肥培かんがい施設 E 試料中の粒径組成(H25)

れる。すなわち、施用する廃棄物系改質バイオマスの違いによって、土壌中の有機物分解量および有機物貯留量に違いが生じる可能性がある。

3. 1. 2 易分解性有機物および難分解性有機物含量

表 20 に H24 年度の、表 21 に H25 年度の廃棄物系改質バイオマス中の易分解性有機物および難分解性有機物の含有割合を示す。なお、H25 年度の堆肥は、分析用サンプルを採取できなかったため、欠測となった。H24 年度では、両有機物割合が最も多かった資材は堆肥であった。他の廃棄物系改質バイオマスでは、両有機物とも原料液で多く、消化液 A で少なかった。H25 年度は、両有機物とも原料液 A で多く、曝気処理液 E で少なかった。このように同じ施設から採取した試料でも、採取時期が異なると有機物含有割合も大きく異なることが明らかとなった。そこで、図 13 に H26 年度の乾物率と易分解性有機物割合の関係を、図 14 に H26 年度の乾物率と難分解性有機物含有割合の関係を示す。図 13、14 とも、乾物率と有機物含有割合との間に有意な正の相関が認められた。図 13、14 の結果より、簡易に分析が可能な乾物率を求めることで、有機物含有割合を推定できることが明らかとなった。

表20 廃棄物系改質バイオマス中の有機物含有割合(H24)

分析項目	散布時期	単位	原料液A	消化液A	消化液B	消化液C	曝気処理液D	堆肥
易分解性有機物	早春	%	3.09	0.57	1.93	1.70	3.04	-
	一番草刈取後	%	3.44	0.61	1.79	1.75	-	-
	二番草刈取後	%	-	-	-	-	-	5.37
難分解性有機物	早春	%	2.53	0.25	1.66	1.81	1.93	-
	一番草刈取後	%	2.94	0.28	1.39	1.67	-	-
	二番草刈取後	%	-	-	-	-	-	8.73

表21 廃棄物系改質バイオマス中の有機物含有割合(H25)

分析項目	散布時期	単位	原料液A	消化液A	消化液B	消化液C	曝気処理液E
易分解性有機物	早春	%	6.01	2.47	1.89	3.01	0.38
	一番草刈取後	%	3.40	0.97	2.19	1.44	0.67
	二番草刈取後	%	-	-	-	-	-
難分解性有機物	早春	%	7.53	2.21	1.41	4.33	0.42
	一番草刈取後	%	3.56	0.84	1.48	1.95	0.84
	二番草刈取後	%	-	-	-	-	-

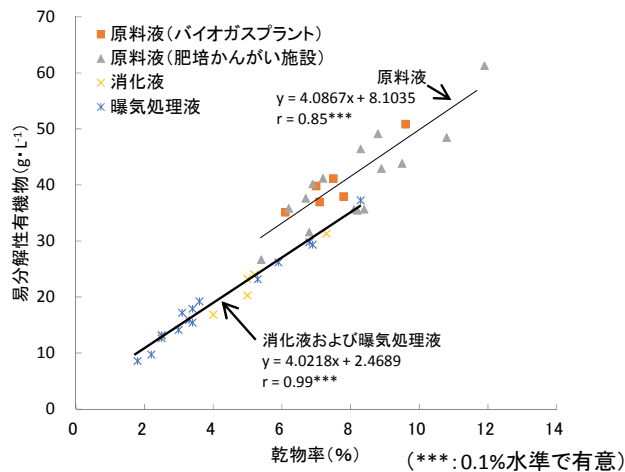


図13 乾物率と易分解性有機物割合との関係(H26)

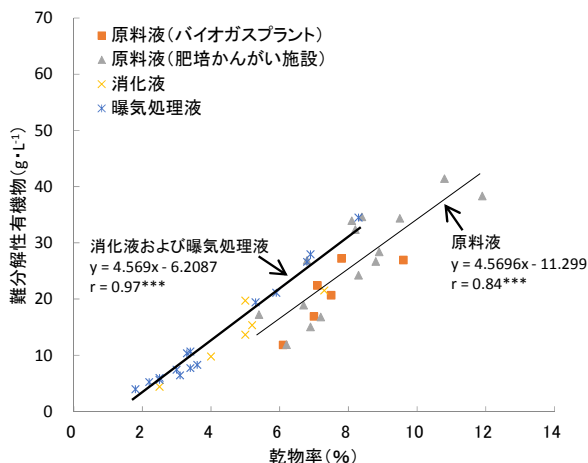


図 14 乾物率と難分解性有機物割合との関係 (H26)

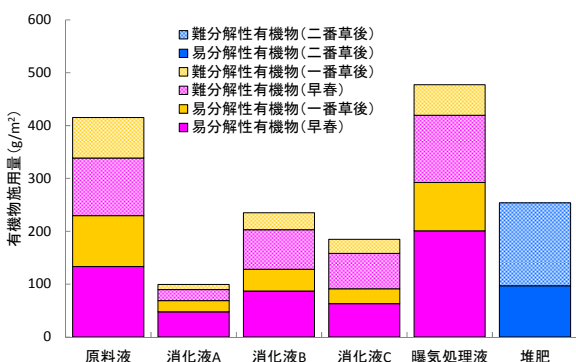


図 15 有機物施用量 (H24)

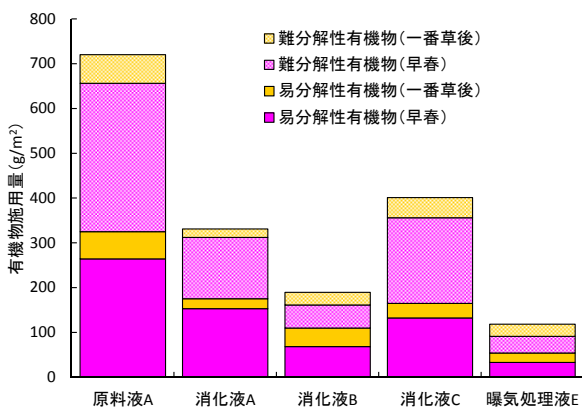


図 16 有機物施用量 (H25)

図 15 に H24 年度各肥料施用時における有機物施用量を示す。なお、曝気処理液については、一番草刈取後散布時の試料の分析ができなかったため、早春散布時の分析結果を用いて算出した。本試験での施肥量は、前述のように廃棄物系改質バイオマス中の肥料成分を基準に決定したため、有機物施用量に違いが生じた。春散布および一番草刈取後散布とも、1～3 ヶ月で分解される易分解性有機物施用量が少なかったのは 3 種類の消化液であった。曝気処理液および原料液の易分解性有機物施用量は、消化液より

多い結果となった。分解に時間のかかる難分解性有機物量は、消化液で少ない傾向を示し、曝気処理液および原料液では消化液より多い結果となった。堆肥では、難分解性有機物が易分解性有機物と比べて多かったが、原料液および曝気処理液の年間合計施用量より少なかった。

図 16 に H25 年度各肥料施用時における有機物施用量を示す。年間の易分解性有機物施用量が最も多かったのは原料液 A であり、次いで消化液、曝気処理液の順に少なくなった。難分解性有機物も同様の傾向を示した。

このように、バイオマス中の有機物含有割合の大小と、実際に圃場に散布される有機物量の多少には、違いが生じることが明らかとなった。これは表 16 に示したように、各廃棄物系改質バイオマスの肥料成分が異なるためである。北海道立農業・畜産試験場では、乳牛ふん尿スラリー中の肥料成分を簡易に推定する方法の 1 つとして、乾物率と電気伝導度 (EC) を測定する方法を示している¹⁷⁾。また、(独)北海道開発土木研究所 (現在、(独)土木研究所寒地土木研究所) では、消化液中の肥料成分を推定する方法として、乾物率と EC と水素イオン濃度 (pH) を測定する方法を示している³⁾。乾物率からは、前述のように有機物含有割合を推定できることが明らかになっており、簡易に分析が可能な乾物率と EC と pH より、圃場に散布される有機物量を推定できる可能性がある。

3.2 廃棄物系改質バイオマスの施用効果

3.2.1 炭素

牧草地の表層 1 層目では、毎年、牧草が枯死脱落することで有機物が集積しやすい⁸⁾。図 17 に試験区 A の表層 1 層目と表層 2 層目の炭素の推移を示す。表層 2 層目の炭素は、3 試験区とも平成 19 年度から変化が少なく、 $0.06\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ でほぼ一定である。表層 1 層目の炭素は、平成 19 年度と比較して平成 26 年度に有意な差が確認されたのは、原料区および消化液区であった。平成 19 年度から 26 年度までの 7 年間に、原料液および消化液の散布により投入された炭素量は、原料区では $1.6\text{kg}/\text{m}^2$ 、消化液区では $1.1\text{kg}/\text{m}^2$ である。これらの一部が表層 1 層目の土壌に貯留されることで、原料区および消化液区において炭素の集積につながった可能性がある。図 18 に試験区 B の表層 1 層目と表層 2 層目の炭素の推移を示す。表層 2 層目の炭素は、試験区 A と同様に $0.06\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$

でほぼ一定である。試験区 B は散布開始から 2 年目であり、堆肥区以外では表層 1 層目の炭素に大きな変化はみられなかった。堆肥区では継続的に増加しているかの検証が必要である。

廃棄物系改質バイオマスの土壌への散布効果は、表層 1 層目の分析値から表層 2 層目の分析値を差し引いた値（以下、層差と表記）を求めることで、明確になる⁹⁾。試験区 A における炭素層差の推移を図 19 に示す。結果、試験区 A では 3 試験区ともに平成 26 年度の炭素層差は平成 19 年度と比較して増加していた。特に表層 1 層目の炭素に顕著な増加がみられた原料区と消化液区においてその傾向が強い。対照区においても炭素層差が増加しているのは、枯死した牧草遺体の集積のためと考えられる。ただし、炭素層差は調査年度によって増減がある。このため、特に表層 1 層目の炭素含量を継続して調査していく必要がある。

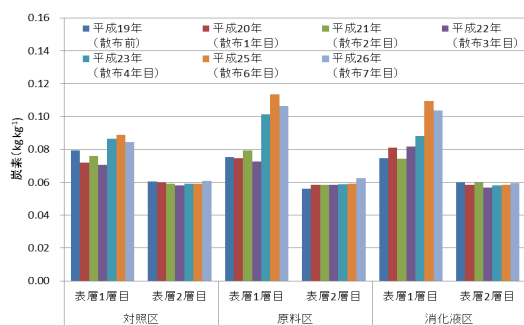


図 17 試験区 A における炭素の推移

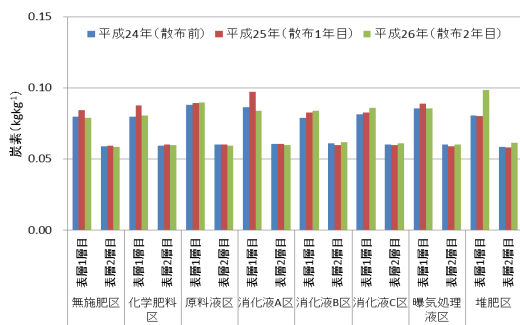


図 18 試験区 B における炭素の推移

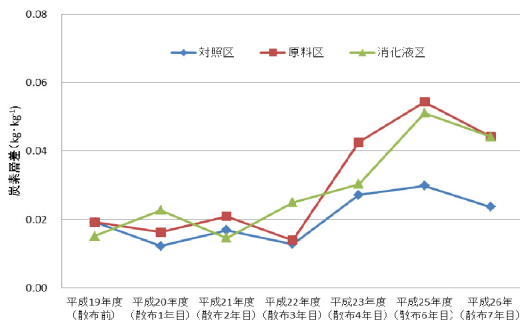


図 19 試験区 A における炭素層差の推移

3. 2. 2 土壌団粒への影響

廃棄物系改質バイオマスの散布が土壌の団粒形成に及ぼす影響を明らかにするため、表層 1 層目を団粒サイズごとに粒径分画を行い、団粒サイズ別重量および炭素分布量を調べた。分析を行った土壌試料は、試験区 A の平成 25 年度（散布 6 年目）および平成 26 年度（散布 7 年目）に採取した試料であり、ここでは表層 1 層目の結果を示す。既往の研究では、堆きゅう肥を 4 年間連用した黒ボク土畑地表層土において、堆きゅう肥の連用により、マクロ団粒 (>250 μm) の割合が増加している¹³⁾。また、未処理液、曝気処理液および消化液といったスラリーを細粒質褐色低地土のポット土壌に施用した研究では、スラリーの施用はマクロ団粒を著しく増加させ、さらにマクロ団粒を粒径分画したところ、特に有機・無機複合体分画 (<53 μm) の割合が増加し、スラリー由来の炭素が多く集積することが明らかとなっている⁵⁾。

各試験区で平成 25 年度に採取した表層 1 層目の団粒サイズ別重量を図 20 に、炭素分布量を図 21 に、平成 26 年度に採取した表層 1 層目の団粒サイズ別重量を図 22 に、炭素分布量を図 23 に示す。両図ともに、各団粒サイズで対照区と比較して有意な差があるかを粗粒有機物画分では大文字の英文字で、有機・無機複合体画分では小文字の英文字で表した。図 20 で対照区と比較して有意差がみられたのは、>1,000 μm 以上の団粒サイズにおける消化液区であった。土壌団粒形成量は、消化液区の >1,000 μm 以上の粗粒有機物画分および有機・無機複合体画分ともに対照区と比較して有意に増大していた。他の団粒サイズや試験区では有意差がみられなかった。平成 26 年度の土壌団粒形成量は、平成 25 年度と同様に消化液区の >1,000 μm 以上の粗粒有機物画分および有機・無機複合体画分ともに有意に増大していた。原料区では、>1,000 μm 以上の粗粒有機物画分で有意な増加がみられた。また、250-1,000 μm の団粒では原料区および消化液区において、粗粒有機物画分で有意な増加がみられた。既往の研究と同様に本研究でも >250 μm 以上のマクロ団粒が増大しており、特に粗粒有機物画分が対照区と比較して増大していた。

炭素分布量は平成 25、26 年度ともにマクロ団粒 (>250 μm) の特に粗粒有機物画分 (>53 μm) に増加していた (図 21、23)。原料区および消化液区では、対照区と比較してこれらの画分に炭素が有意に増加しており、廃棄物系改質バイオマス由来炭素の

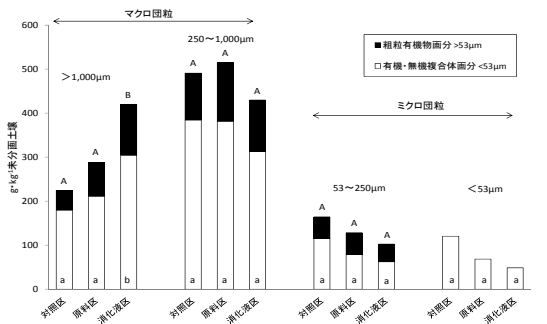


図 20 表層 1 層目の団粒のサイズ別重量分布 (平成 25 年度)

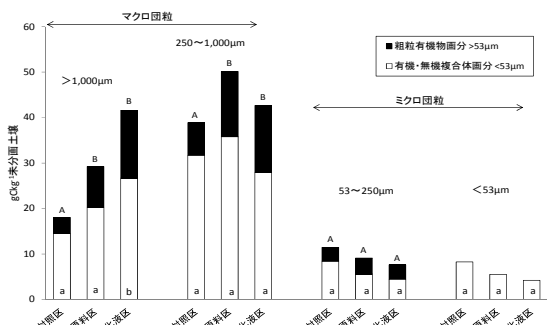


図 21 表層 1 層目の団粒のサイズ別炭素分布 (平成 25 年度)

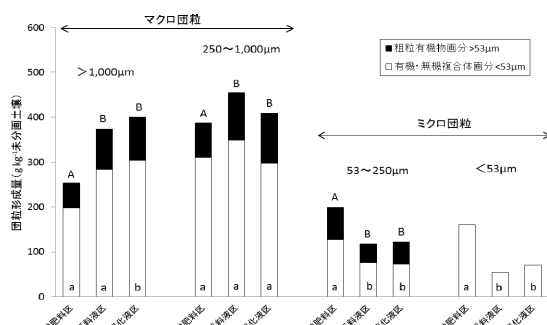


図 22 表層 1 層目の団粒のサイズ別重量分布 (平成 26 年度)

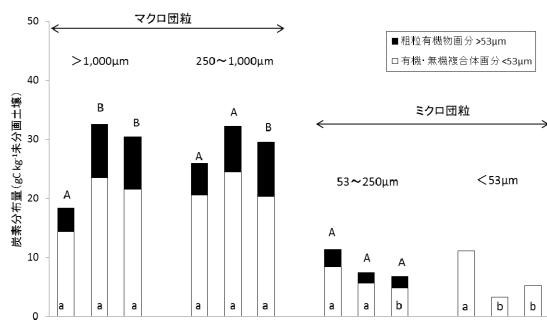


図 23 表層 1 層目の団粒のサイズ別炭素分布 (平成 26 年度)

集積が影響していると推察された。平成 25 年度では消化液区の $>1,000 \mu\text{m}$ 以上の団粒サイズの有機・無機複合体画分でも炭素が増加していた。平成 25 年度の原料区では、マクロ団粒内の炭素の増加が団粒形成量に結びついていなかったが、平成 26 年度では粗粒有機物画分において団粒の形成がみられた。原料液区および消化液区では、廃棄物系改質バイオマス由来の $>1,000 \mu\text{m}$ の粗粒有機物画分の炭素が、マクロ団粒の形成に寄与していると推察された。

3. 2. 3 C/N 比

C/N 比がおよそ 20 以上になると土壌中の無機態窒素が有機化し、牧草に窒素欠乏が生じる可能性がある¹⁰⁾。別海プラントの原料液および消化液の C/N 比は、15~20 程度である。

図 24 に試験区 A の表層 1 層目の C/N 比の推移を示す。各試験区の C/N 比を散布前と平成 26 年度と比較すると対照区で、13.6 から 12.6 に、原料区で 13.5 から 12.1 に、消化液区で 13.1 から 12.6 にそれぞれ減少している。図 17 および図 19 に示したとおり平成 26 年度の表層 1 層目の炭素は散布前と比較して、いずれの試験区とも増加している。それにも関わらず、平成 26 年度の表層 1 層目の C/N 比が散布前と比較して減少しているのは、土壌の窒素が増加しているためである (図 25)。ただし、平成 26 年度では平成 25 年度と比較して表層 1 層目の窒素が減少したことから、各試験区の表層 1 層目の C/N 比は増加した。

試験区 A の各試験区を比較すると、原料区および消化液区の C/N 比は 11~14 程度で推移し、対照区と比較しても同程度である。また試験区 B の表層 1 層目の C/N 比についても散布前と比較して増加はなく、各試験区で差はなかった (図 26)。このことから、異なる廃棄物系改質バイオマスの散布による土壌表層の C/N 比への効果の違いは認められなかった。

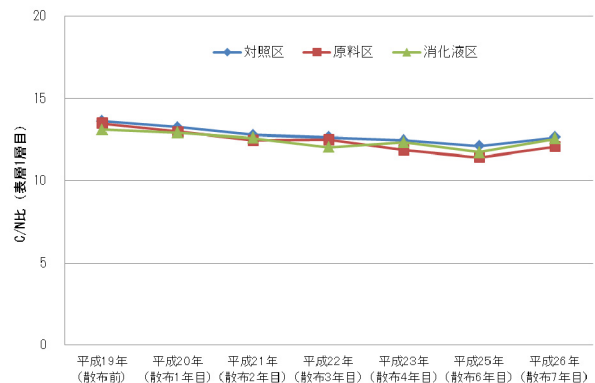


図 24 試験区 A における表層 1 層目の C/N 比の推移

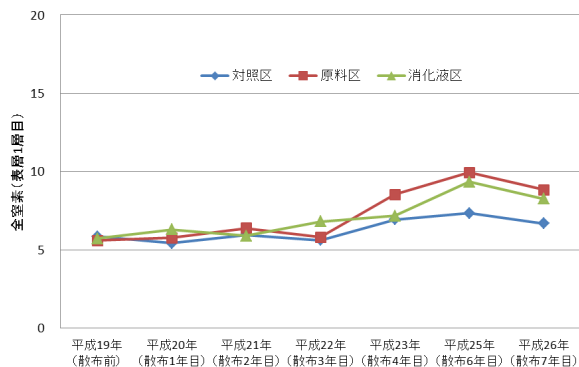


図 25 試験区 A における表層 1 層目の全窒素

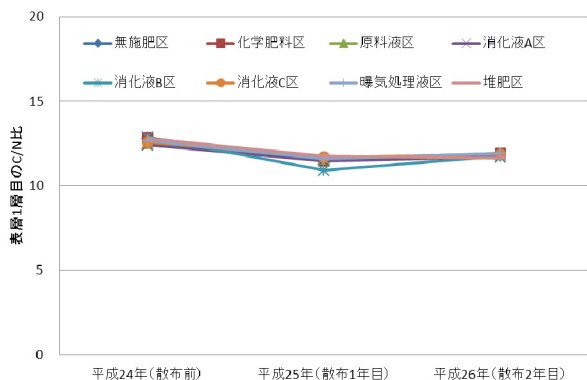


図 26 試験区 B における表層 1 層目の C/N 比の推移

3. 2. 4 容積重

農作業機械の走行により土壌表層が圧縮、堅密化すると容積重は増大し、特に、後述する粗孔隙量が減少する可能性がある。本試験区での農作業機械の走行は、試験区周辺の牧草の刈り取り時のみである。このため、実圃場と比べると土壌表層が圧縮される機会は少ない。

試験区 A の各試験区における容積重の推移を図 27 に、各試験区における容積重層差の推移を図 28 に示す。容積重は、各試験区とも表層 2 層目より表層 1 層目の方が小さい値であったため、層差が負の値となった。各試験区の平成 26 年度の表層 1 層目の容積重に有意な差はなく、廃棄物系改質バイオマス散布による容積重への影響は散布 7 年目までは認められなかった。各試験区の表層 2 層目では、容積重の年度ごとの変化は小さいが、表層 1 層目の容積重は減少傾向を示しており、特に原料区と消化液区では、散布開始前の平成 19 年度と比較すると有意に減少していた。牧草地の経年化に伴う表層 1 層目の堅密化は 3 試験区ともに認められなかった。

試験区 B の各試験区における容積重の推移を図 29 に示した。各試験区の表層 1 層目の容積重は試験区

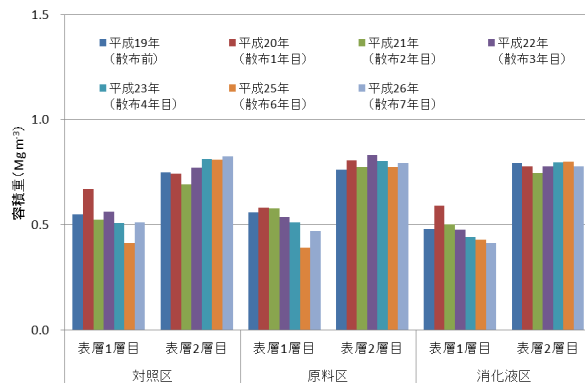


図 27 試験区 A における容積重の推移

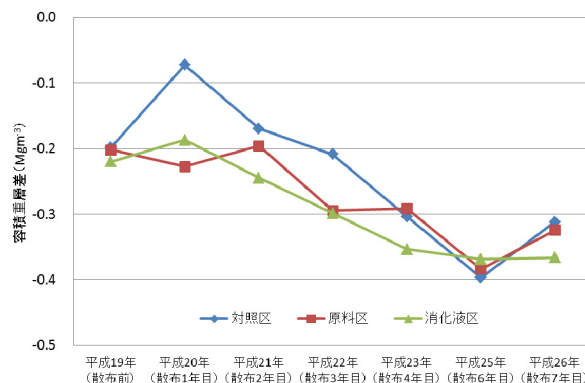


図 28 試験区 A における容積重層差の推移

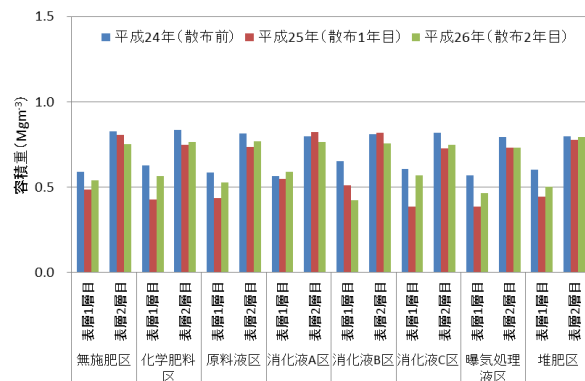


図 29 試験区 B における容積重の推移

A と同様に堅密化はみられなかった。散布 2 年目の段階では、調査年ごとに容積重の値に増減がある状況であり、経年的な変化をみるにはさらなる調査が必要である。

3. 2. 5 孔隙分布

表層 1 層目の粗孔隙量の土壌診断基準は、草地の維持管理時で $0.10\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ 以上である²⁾。試験区 A の表層 1 層目の粗孔隙量は増加する傾向を示しており、平成 19 年度と平成 26 年度を比較すると表層 1 層目の粗孔隙量は、原料区および消化液区で有意に

増加していた（図 30、32）。これは、表層 1 層目における経年的な容積重の減少が影響していると考えられる。各試験区の平成 26 年度の粗孔隙量を比較すると、表層 1 層目、2 層ともに有意な差はなく、廃棄物系改質バイオマス連用の影響は認められなかった。ただし、3 試験区の表層 1 層目の粗孔隙量は平成 19 年度時点で改良目標値内にあり、排水性・通気性は試験開始時から良好な土壌である。表層 2 層目の粗孔隙量は 3 試験区とも改良目標値を下回っており、排水性・通気性がよいとはいえない。

表層 1 層目の易有効水分孔隙量の土壌診断基準は、草地更新時のみに設定されており、それを参考にすると $0.15 \sim 0.20 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ である²⁾。平成 26 年度の表層 1 層目の易有効水分孔隙量は、各試験区ともに $0.15 \sim 0.16 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ であり（図 31）、保水性は確保されている。粗孔隙量と異なるのは、表層 1 層目と表層 2 層目の差が少ない点である（図 33）。

試験区 B の粗孔隙量および易有効水分孔隙量の推移を示す（図 34、35）。試験区 B についても表層 1 層目の粗孔隙量は各試験区とも目標値内であり、排水性・通気性は良好であるといえる。表層 2 層目の粗孔隙量は目標値を下回る試験区が多い。平成 26 年の表層 1 層目の易有効水分孔隙量はおおむね目標値内であり、表層 2 層目と差が少ない点は試験区 A と同様である。

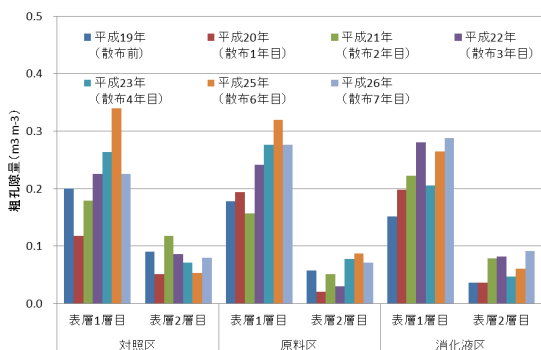


図 30 試験区 A における粗孔隙量の推移

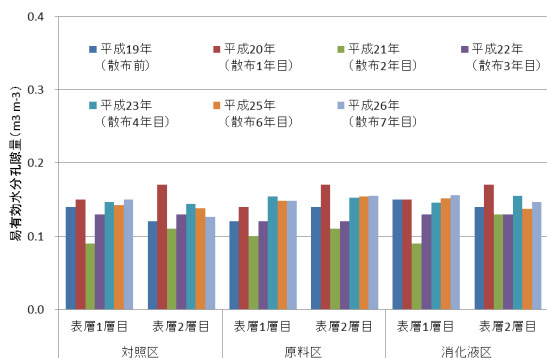


図 31 試験区 A における易有効水分孔隙量の推移

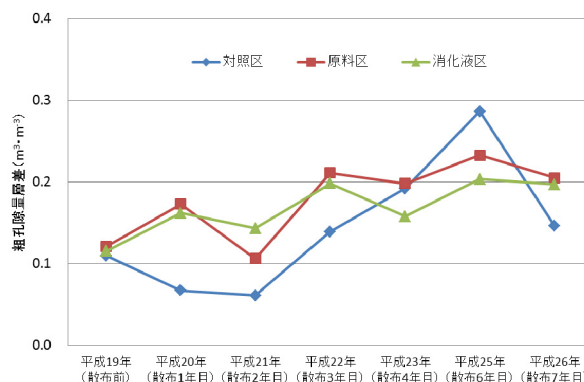


図 32 試験区 A における粗孔隙量層差の推移

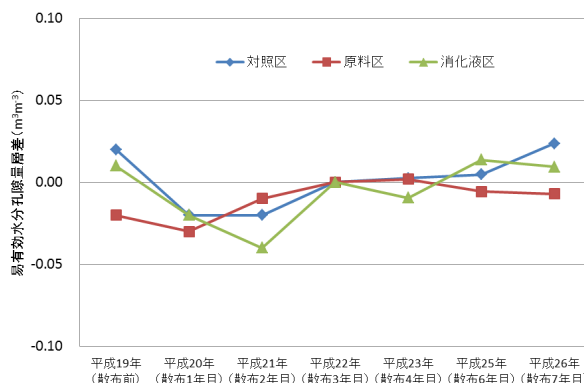


図 33 試験区 A における易有効水分孔隙量層差の推移

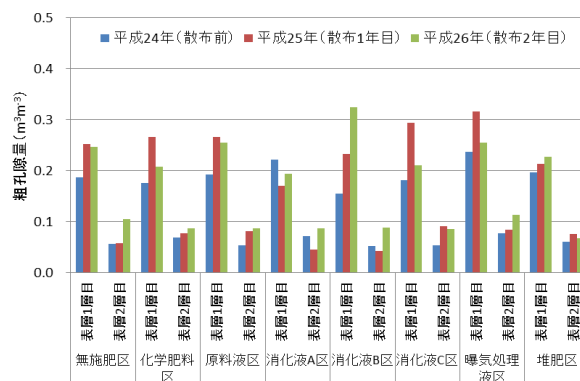


図 34 試験区 B における粗孔隙量の推移

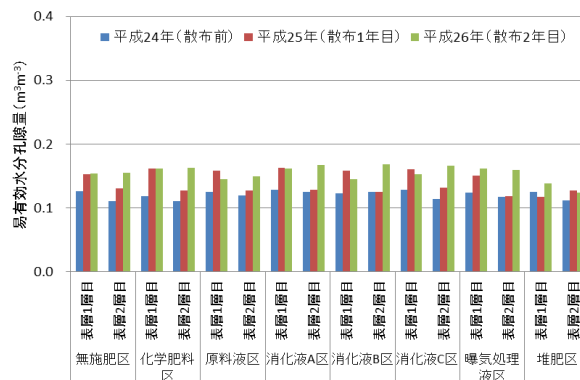


図 35 試験区 B における易有効水分孔隙量の推移

3.2.6 牧草収量への影響

図 36 に試験区 A の乾物重の結果を示す。牧草収量は、その年の気温などの天候に左右されるため、調査年度の異なる収量を単純に比較することは出来ない。このため、同じ年度同士で3試験区の乾物重を比較すると、平成 21 年度まで3試験区とも同程度の収量が得られた。平成 23 年度は、消化液区の 1 番草収量が他の試験区と比べて 5%水準で有意に高く、合計の乾物収量も高い。平成 24 年度、25 年度は、原料区および消化液区の 1 番草の乾物重が対照区と比較して有意に大きく、合計の乾物重も大きかった。平成 26 年度は、原料区では 1 番草の乾物重と合計の乾物重が対照区と比較して高く、消化液区では 1 番草の乾物重が対照区より高かった。すなわち、平成 24 年度以降の原料区及び消化液区では、1 番草の乾物重について対照区より高い傾向が続いている。今後もこの傾向が続くかを注視していきたい。

図 37 に試験区 B の乾物重の結果を示す。無施肥区と比較すると各試験区では高い値を示したが、化学肥料区や異なる廃棄物系改質バイオマス間での差は散布 2 年目ではなかった。

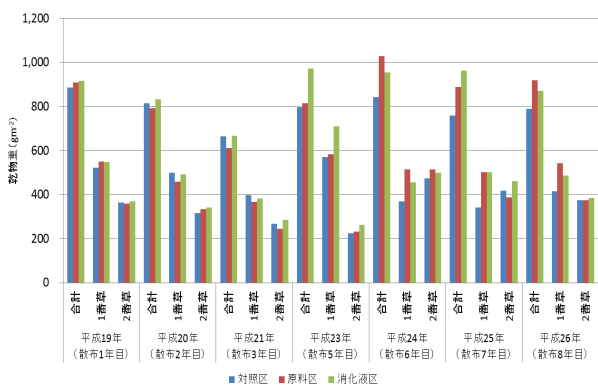


図 36 試験区 A の調査年度ごとの乾物重

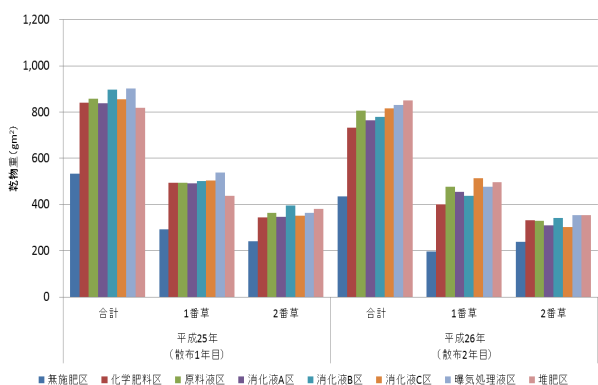


図 37 試験区 B の調査年度ごとの乾物重

3.2.7 廃棄物系改質バイオマスの施用 7 年目までの散布効果

前述のように、散布を開始して 7 年目では、原料区および消化液区において散布開始前と比較して表層 1 層目に炭素が集積していた。土壌団粒形成量は、消化液区の >1,000 μm 以上の粗粒有機物画分および有機・無機複合体画分ともに対照区と比較して有意に増大していた。原料区では、平成 26 年度に >1,000 μm 以上の粗粒有機物画分で有意な増加がみられた。250-1,000 μm の団粒では、平成 26 年度の原料区および消化液区において、粗粒有機物画分の有意な増加がみられた。原料区および消化液区の表層 1 層目の炭素は、マクロ団粒のうち、粗大な画分である粗粒有機物画分に集積していた。C/N 比、容積重、孔隙分布では、散布した廃棄物系改質バイオマスの違いによる効果は判然としなかった。

3.3 廃棄物系改質バイオマス施用による温室効果ガス揮散

3.3.1 二酸化炭素揮散量

図 38 および図 39 に、平成 24 年度の各種廃棄物系改質バイオマス施用区と、対照区である化学肥料区における一番草刈取後施肥直後から二番草刈取前までの二酸化炭素揮散量（以下、 CO_2 フラックスと表記）を示す。いずれの廃棄物系改質バイオマス施用区も、施肥直後に CO_2 フラックスが多い値を示した。これは、液体中に溶け込んでいた CO_2 ガスの揮散に伴うものと考えられる。その後、二番草刈取前までの CO_2 フラックスは、原料液区以外の有機質肥料散布区では化学肥料区よりも高い値で推移した。原料液区は化学肥料区とほぼ同じ値で推移した。図 40

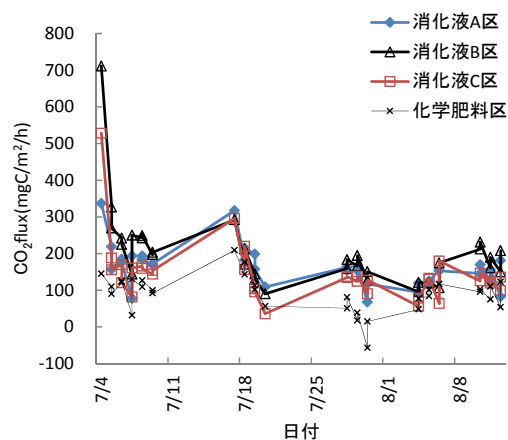


図 38 CO_2 フラックス（消化液区および化学肥料区）（施肥直後～二番草刈取前）（H24 年度）

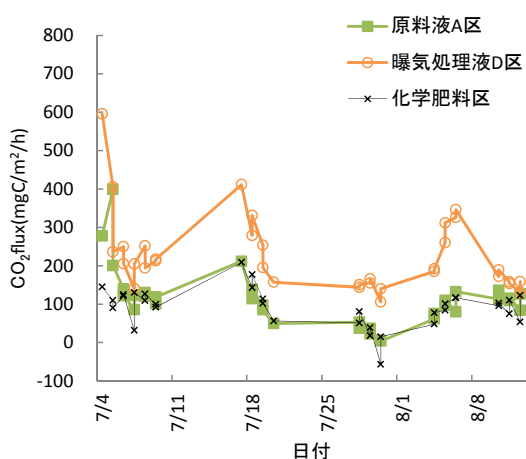


図 39 CO₂フラックス (消化液区以外)
(施肥直後～二番草刈取前) (H24 年度)

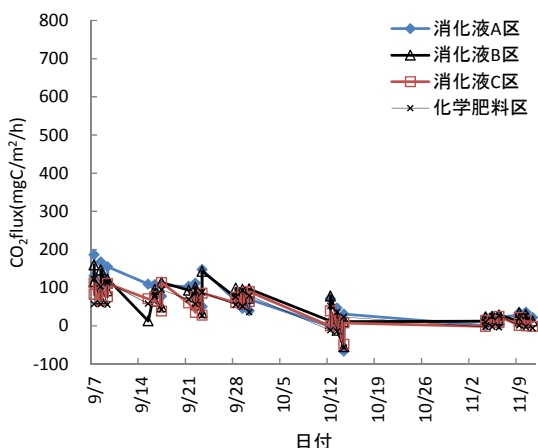


図 40 CO₂フラックス (消化液区および化学肥料区)
(二番草刈取後以降) (H24 年度)

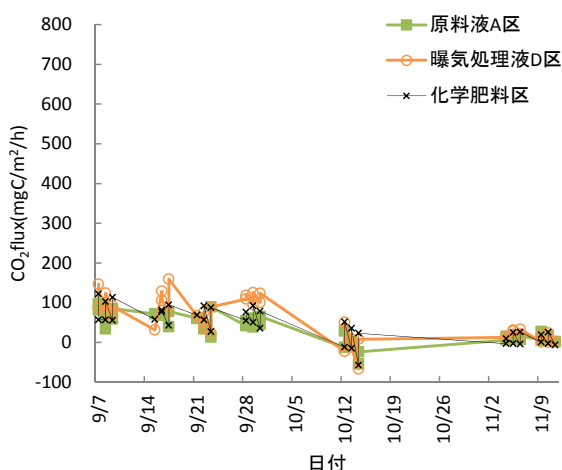


図 41 CO₂フラックス (消化液区以外)
(二番草刈取後以降) (H24 年度)

および図 41 に平成 24 年度の二番草刈取後から初冬までの CO₂ フラックスを示す。いずれの有機質肥料散布区の CO₂ フラックスも化学肥料区のそれと同様の値で推移した。

図 42、43 に平成 25 年度の、図 44、45 に平成 26 年度の各種廃棄物系改質バイオマス施用区と、対照区である化学肥料区における早春から晩秋までの CO₂ フラックスを示す。平成 24 年度と同様にいずれの廃棄物系改質バイオマス施用区も、施肥直後に

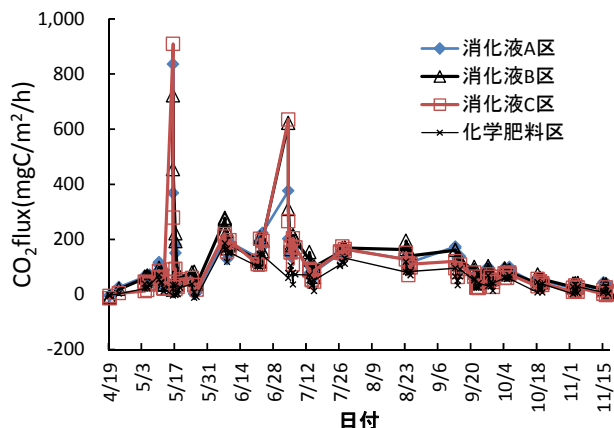


図 42 CO₂フラックス (消化液区および化学肥料区)
(H25 年度)

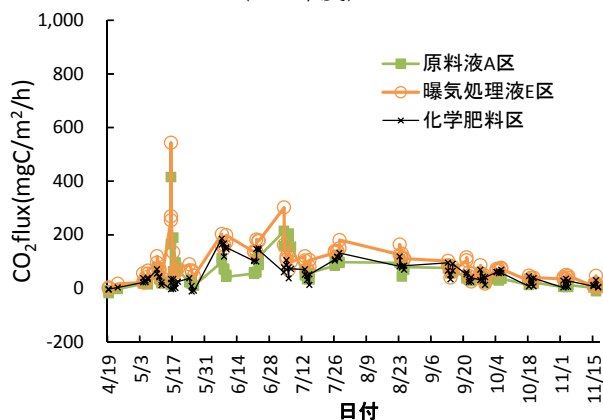


図 43 CO₂フラックス (消化液区以外) (H25 年度)

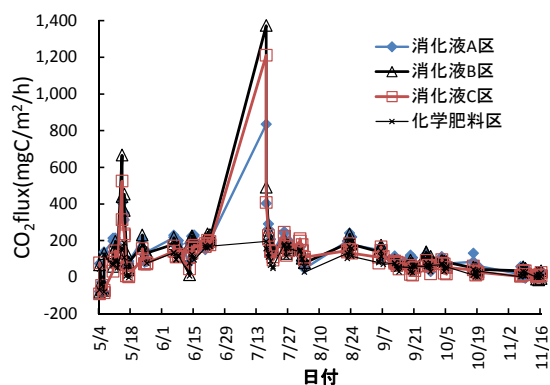


図 44 CO₂フラックス (消化液区および化学肥料区)
(H26 年度)

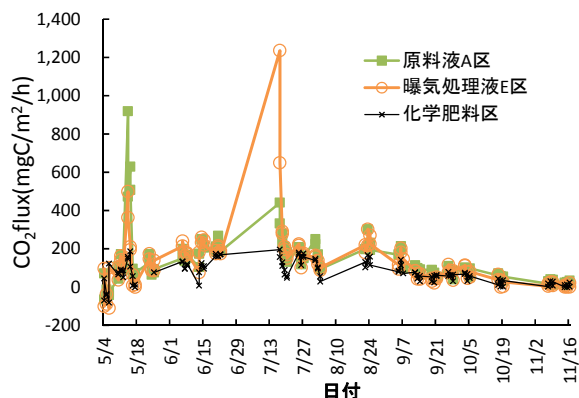


図 45 CO₂フラックス (消化液区以外)
(H26 年度)

表 22 測定期間中のフラックス平均値 (H25 年度)

	CO ₂ フラックス (mgC/m ² /h)	CH ₄ フラックス (μgC/m ² /h)	N ₂ Oフラックス (μgN/m ² /h)
原料液A	61	—	—
消化液A	105	—	—
消化液B	116	—	—
消化液C	93	90	23
曝気処理液E	91	180	20
化学肥料	55	-65	8

表 23 測定期間中のフラックス平均値 (H26 年度)

	CO ₂ フラックス (mgC/m ² /h)	CH ₄ フラックス (μgC/m ² /h)	N ₂ Oフラックス (μgN/m ² /h)
原料液A	138	—	—
消化液A	140	—	—
消化液B	140	—	—
消化液C	109	34	40
曝気処理液E	130	34	31
化学肥料	77	-26	5

CO₂フラックスが多い値を示した。表 22、23 に H25、26 年度測定期間中のフラックス平均値を示す。H25 年度は有機質肥料施用区のうち原料スラリー施用区の値がやや小さいが、化学肥料区と比較すると有機質肥料施用区の前平均値が大きい結果となった。H26 年度は H25 年度と比較してすべての試験区で CO₂ フラックス平均値が大きい値を示した。これは、H26 年度のチャンバー内地温が H25 年度のそれより平均で約 1℃高いことが要因として考えられる。H25 年度および H26 年度の両年とも、有機質肥料施用区では化学肥料区よりも CO₂ フラックスが多い結果となった。

3. 3. 2 メタン揮散量

図 46 に、平成 24 年度の消化液 C 区、曝気処理液 D 区および化学肥料区における、一番草刈取後施肥直後から二番草刈取前までのメタン揮散量 (以下、CH₄フラックスと表記) を示す。施肥直後に曝気スラ

リー区の CH₄フラックスが他の試験区と比較して大きい値を示したが、その後は他の試験区と同様の傾向を示した。図 47 に二番草刈取後から初冬までの CH₄フラックスを示す。3つの試験区とも、一定の傾向は認められなかった。

図 48、49 に、平成 25、26 年度の消化液 C 区、曝気処理液 E 区および化学肥料区における早春から晩秋までの CH₄フラックスを示す。施肥直後に廃棄物系改質バイオマス施用区において、フラックスが大きくなった。

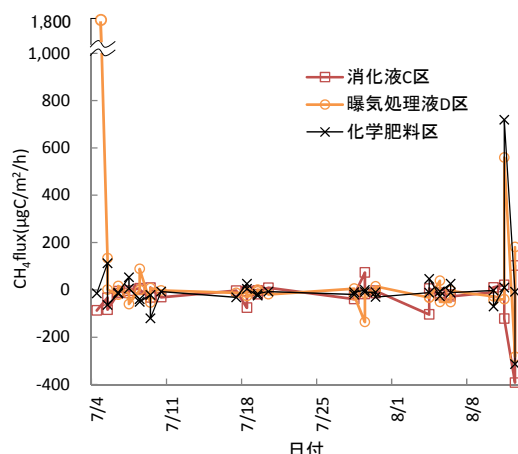


図 46 CH₄フラックス(施肥直後～二番草刈取前)(H24 年度)

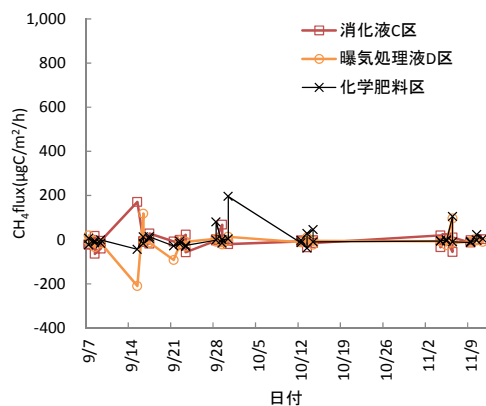


図 47 CH₄フラックス(二番草刈取後以降)(H24 年度)

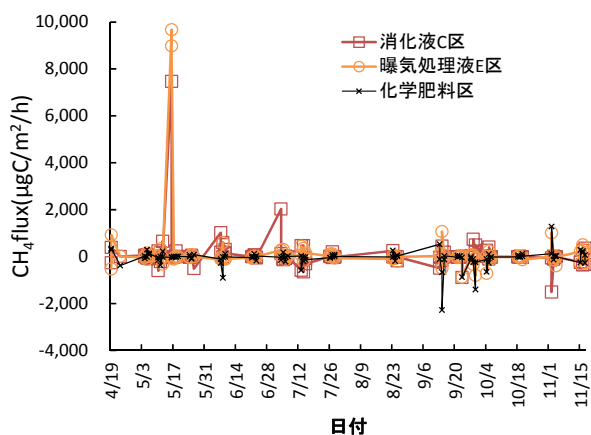


図 48 CH₄フラックス (H25 年度)

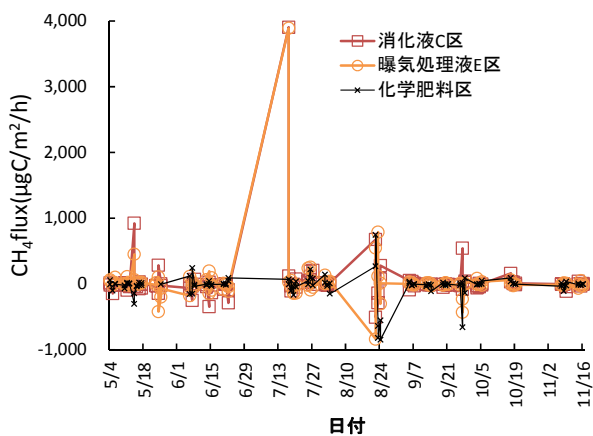


図 49 CH₄フラックス (H26 年度)

3. 3. 3 一酸化二窒素揮散量

図 50 に、平成 24 年度の消化液 C 区、曝気処理液 D 区および化学肥料区における、一番草刈取後施肥直後から二番草刈取前までの一酸化二窒素揮散量（以下、N₂O フラックスと表記）を示す。施肥後 1 週間までの曝気処理液区の N₂O フラックスが化学肥料区と比較して大きい値を示した。また、消化液 C 区の N₂O フラックスは、曝気処理液 D 区よりは小さいものの、化学肥料区と比較してやや大きい値で推移した。図 51 に二番草刈取後から初冬までの N₂O フラックスを示す。3 つの試験区とも、一定の傾向は認められなかった。

図 52、53 に、平成 25、26 年度の消化液 C 区、曝気処理液 E 区および化学肥料区における早春から晩秋までの N₂O フラックスを示す。夏の施肥直後にフラックスが大きくなった。また、施肥時以外にも、突発的なフラックスが観測された。

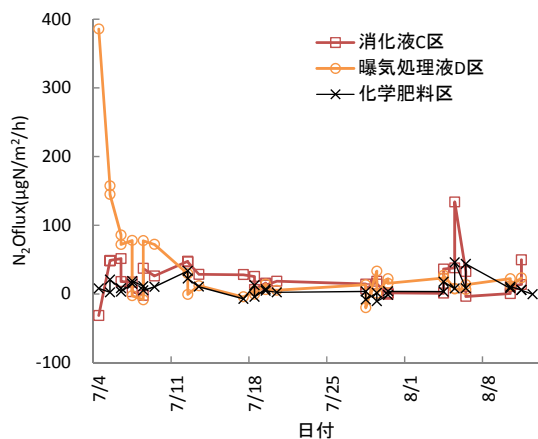


図 50 N₂O フラックス (施肥直後～二番草刈取前) (H24 年度)

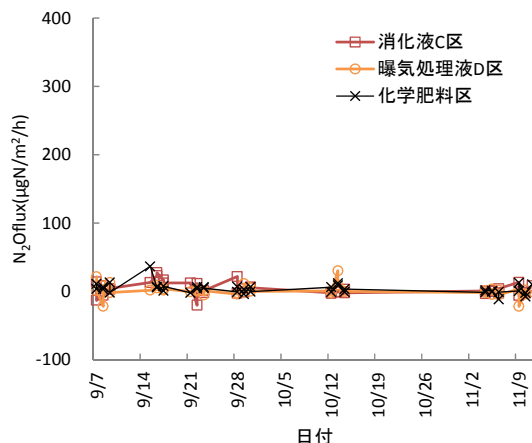


図 51 N₂O フラックス (二番草刈取後以降) (H24 年度)

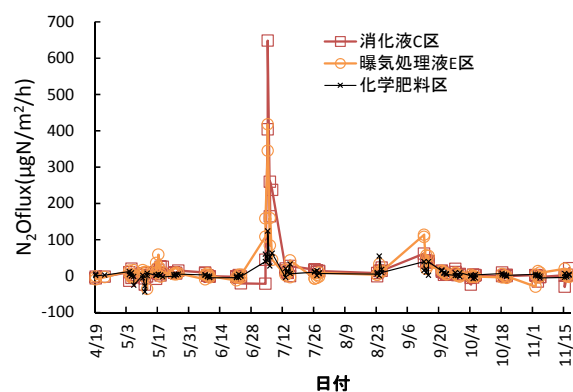


図 52 N₂O フラックス (H25 年度)

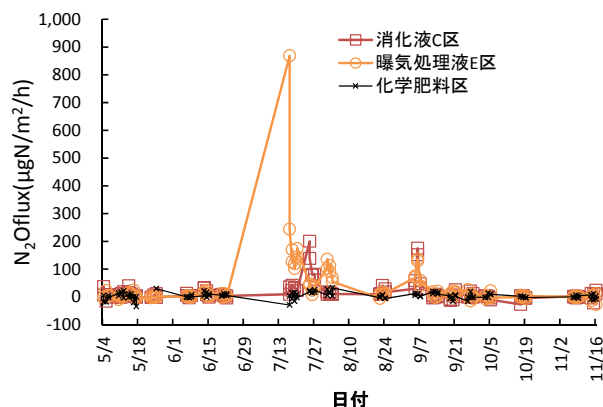


図 53 N₂O フラックス (H26 年度)

3. 4 農家圃場における土壌理化学性調査

3. 4. 1 炭素含量

図 54 に、施用年数と土壌の炭素含量層差の関係を示す。炭素含量は土壌中の有機物量の目安となり、炭素含量が多いほど、有機物が多いことを示す。炭素含量層差は、施用年数が長くなると増加する傾向を示した。

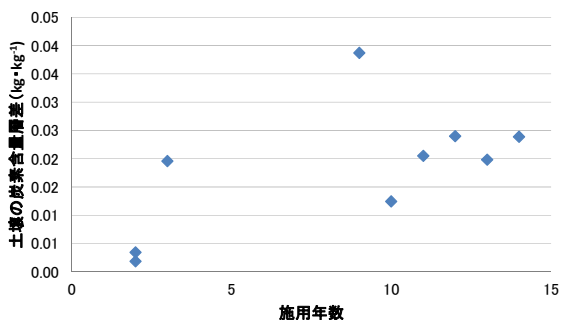


図 54 施用年数と土壌の炭素含量層差の関係

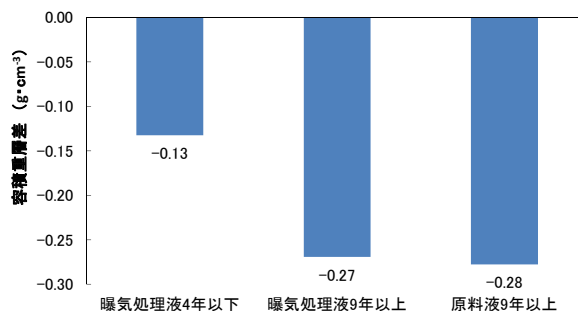


図 56 施用年数別の容積重層差

3. 4. 2 粗孔隙量

図 55 に、施用年数別の粗孔隙量層差を示す。粗孔隙量は、土壌の排水性の指標となり、値が大きいほど排水性がよい土壌であることを示す。曝気処理液または原料液を 9 年以上施用した圃場の粗孔隙量層差は、曝気処理液の施用期間が 4 年以下の圃場の粗孔隙量層差と比較して有意に多かった。

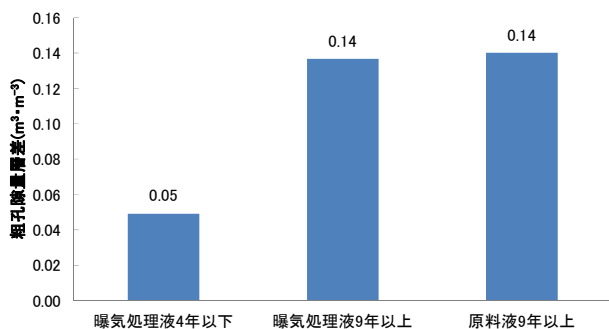


図 55 施用年数別の粗孔隙量層差

3. 4. 3 容積重

図 56 に、施用年数別の容積重層差を示す。容積重は土壌の単位体積あたりの乾燥重量¹⁰⁾で、値が小さいほど、土壌が膨軟化していることを示す。曝気処理液または原料液を 9 年以上施用した圃場の容積重層差は、曝気処理液の施用期間が 4 年以下の圃場の容積重層差と比較して、有意に小さかった。

容積重は、土壌団粒構造の形成による全孔隙量の増加に伴い減少する。土壌中の有機物は土粒子と土粒子を結合させ、土壌団粒構造を形成するための接着剤として働く¹⁰⁾。前述のとおり、施用年数が長くなると表層 1 層目の炭素（有機物）含量が増加する傾向を示しているため、有機物が接着剤として働き、全孔隙量を増加させ、容積重層差が拡大したものと考えられる。

3. 5 農村—都市間の廃棄物系改質バイオマスの広域利用モデルの提案

3. 5. 1 副原料の運搬距離が同じ場合のエネルギー収支

表 24 に副原料の運搬距離が 100km の場合のエネルギー収支を示す。プラント運転時投入化石エネルギー(A)では重油は使用されず、購入電力のみが使用される結果となった。購入電力は、ケース①～③では約 261～355GJ/y であるが、ケース④～⑧では 3～39GJ/y となり、ケース①～③と比較して少ない結果となった。これは、発生するバイオガス(B)の多少に起因する CHP による発電量の違いが影響している。すなわち、ケース②の乳業工場汚泥のバイオガス単位発生量はふん尿スラリーよりも小さいため、ケース①よりもバイオガス発生量が少ない。また、ケース③の廃チーズホエイの単位発生量はふん尿スラリーよりも大きい、年間のバイオガス発生量の増加率は、ケース①のふん尿スラリーのみの場合と比較して約 8%と小さい。一方、ケース④～⑧では、投入する副原料のバイオガス単位発生量が 107～1,166m³/m³と非常に大きいため、年間のバイオガス発生量も多くなり、このことが購入電力量の差に影響している。

発生エネルギー(C)では、電力は上述のとおりケース③とケース④の間で大きく変化した。熱は、CHP の発熱量で不足する時間帯にガスボイラーによる熱供給が行われており、ケース③とケース④の間でガスボイラーによる熱供給が大きく減少している。なお、発生するバイオガスのみで必要熱量が供給されたため、重油ボイラーは使用されなかった。

消費・損失(D)では、バイオガスプラントへ投入する原料の合計量はいずれのケースも 50m³/d と同量のため、原料を保温するために必要な熱量である「プラント運転時消費熱」はすべてのケースで

6.4 廃棄物系改質バイオマスの農地等への施用による土壌の生産性改善技術に関する研究

表 24 副原料の運搬距離が 100km の場合のエネルギー収支

シミュレーションケース	(GJ/y)							
	(エネルギー投入産出比のみ無単位)							
	①乳牛ふん尿のみ	②乳牛ふん尿 + 乳業工場汚泥	③乳牛ふん尿 + 廃チーズホエイ	④乳牛ふん尿 + 廃乳	⑤乳牛ふん尿 + 廃チーズ	⑥乳牛ふん尿 + 廃生クリーム	⑦乳牛ふん尿 + 廃バター	⑧乳牛ふん尿 + 廃脱脂粉乳
プラント運転時投入化石エネルギー(A)	326	355	261	15	39	16	13	3
購入電力	326	355	261	15	39	16	13	3
重油	0	0	0	0	0	0	0	0
バイオガス(B)	10,095	9,980	10,900	16,681	22,534	27,037	38,514	43,004
発生エネルギー(C)	8,149	8,055	8,807	13,511	18,251	21,898	31,195	34,833
電力(CHP)	2,187	2,099	2,617	4,974	6,690	8,084	11,534	12,896
発熱(CHP)	3,719	3,569	4,450	8,457	11,373	13,743	19,607	21,924
発熱(ガスボイラー)	2,243	2,387	1,740	80	188	71	54	13
発熱(重油ボイラー)	0	0	0	0	0	0	0	0
消費・損失(D)	8,702	8,681	8,849	9,925	11,040	11,894	14,075	14,927
燃烧時損失	1,946	1,926	2,093	3,170	4,284	5,138	7,319	8,171
プラント運転時消費電力(購入分)	326	355	261	15	39	16	13	3
プラント運転時消費電力(CHP発電分)	740	710	805	1,050	1,027	1,050	1,053	1,063
プラント運転時消費熱	5,690	5,690	5,690	5,690	5,690	5,690	5,690	5,690
産出エネルギー(E)	1,720	1,654	2,312	6,770	11,532	15,158	24,453	28,081
電力	1,448	1,389	1,812	3,924	5,662	7,034	10,481	11,834
熱	272	265	500	2,846	5,870	8,124	13,972	16,247
運搬時投入化石エネルギー(F)	1,534	2,588	2,588	3,637	2,384	2,588	2,585	2,611
副原料の搬入時燃料消費(片道100km)	0	1,136	1,136	2,267	910	1,136	1,136	1,136
ふん尿の搬入時燃料消費	822	740	740	658	762	740	737	763
ふん尿の搬出時燃料消費	488	488	488	488	488	488	488	488
ふん尿の散布時燃料消費	224	224	224	224	224	224	224	224
(E)-(A)-(F)	-140	-1,289	-537	3,118	9,109	12,554	21,855	25,467
エネルギー投入産出比(E/(A+F))	0.92	0.56	0.81	1.9	4.8	5.8	9.4	11

表 25 副原料の運搬距離が 50km の場合のエネルギー収支

シミュレーションケース	(GJ/y)							
	(エネルギー投入産出比のみ無単位)							
	①乳牛ふん尿のみ	②乳牛ふん尿 + 乳業工場汚泥	③乳牛ふん尿 + 廃チーズホエイ	④乳牛ふん尿 + 廃乳	⑤乳牛ふん尿 + 廃チーズ	⑥乳牛ふん尿 + 廃生クリーム	⑦乳牛ふん尿 + 廃バター	⑧乳牛ふん尿 + 廃脱脂粉乳
運搬時投入化石エネルギー(F)	1,534	2,020	2,020	2,504	1,929	2,020	2,017	2,043
副原料の搬入時燃料消費(片道50km)	0	568	568	1,134	455	568	568	568
ふん尿の搬入時燃料消費	822	740	740	658	762	740	737	763
ふん尿の搬出時燃料消費	488	488	488	488	488	488	488	488
ふん尿の散布時燃料消費	224	224	224	224	224	224	224	224
(E)-(A)-(F)	-140	-721	31	4,251	9,564	13,122	22,423	26,035
エネルギー投入産出比(E/(A+F))	0.92	0.70	1.0	2.7	5.9	7.4	12	14

5, 690GJ/y を示した。また、「プラント運転時消費電力」も購入分と CHP 発電分の合計では約 1, 066GJ/y となり、すべてのケースではほぼ同じ値を示した。

プラント外部へ供給可能な産出エネルギー (E) では、バイオガス発生量が増加するケース④以降で大きく、さらにケース⑤以降では電力よりも熱エネルギーが大きい値を示した。

運搬時投入化石エネルギー (F) では、副原料の搬入距離は片道 100km であり、また、ふん尿の搬入距離は同一農家から運搬するためいずれのケースも搬入距離は同じであるが、それぞれの運搬量が異なるために違いが生じた。これは、副原料の投入量分と同量のふん尿投入量が減少するためである。一方、ふん尿搬出時および散布時は運搬距離および運搬量がいずれのケースも同じであるため、運搬時投入化石エネルギーに違いは生じなかった。

これらの結果から、エネルギー投入産出比 ($E/(A+F)$) を求めると、ケース④～⑧ではエネルギー投入産出比が 1 より大きくなり、投入エネルギーよりも産出エネルギーが大きくなり、新たにエネルギーを産出する結果となった。一方、ケース①～③は 1 未満となり、投入エネルギーよりも産出エネルギーが小さい結果となった。投入エネルギーと産出エネルギーの差の大小を見るため、産出エネルギーからプラント運転時投入化石エネルギーおよび運搬時投入化石エネルギーを引いた値 ($E - (A) - (F)$) を見ると、ケース③で -537GJ/y を示し、副原料の搬入時燃料消費エネルギーの $1, 136\text{GJ/y}$ を小さくできれば、エネルギー収支を改善できることが明らかとなった。

そこで、表 25 に副原料の運搬距離が 50km の場合の運搬時投入化石エネルギーとエネルギー投入産出比を示す。なお、投入する副原料の量は変化しないため、バイオガスプラントの運転に関する (A)～(E) は、運搬距離が 100km の場合の表 24 と同じである。ケース③の廃チーズホエイのエネルギー投入産出比は 1.0 となり、投入エネルギーよりも産出エネルギーが大きくなり、エネルギー収支を改善できることが明らかとなった。

3. 5. 2 運搬距離および運搬量が増えた場合のエネルギー収支

前項で述べたように、廃チーズホエイを副原料として利用するケースでは、副原料の運搬距離を短くすることでエネルギー収支を改善できることが明らか

かとなった。表 24、25 のケースでは、副原料の運搬量は適正投入量を設定値としたが、運搬量を変えた場合には運搬時投入化石エネルギーに変化が生じるため、エネルギー収支も変化する。そこで、運搬距離を 5km 毎に、また運搬量を 500kg/d 毎に変化させた場合のエネルギー収支を検討した。図 57 に廃チーズホエイを副原料として利用する場合で、エネルギー投入産出比が 1 より大きくなる運搬距離と運搬量の関係を示す。適正投入量の 5, 000kg/d を運搬する場合は、運搬距離が片道 52km 以下であれば、エネルギー投入産出比が 1 より大きくなることが明らかとなった。また、運搬距離が短くなれば、運搬量を適正投入量より少なくしてもエネルギー投入産出比が 1 より大きくなることが明らかとなった。なお、廃チーズホエイよりもバイオガス単位発生量が多い廃乳、廃チーズ、廃生クリーム、廃バターおよび廃脱脂粉乳では、運搬距離が片道 100km で投入量が 500kg/d の場合でも、エネルギー投入産出比が 1 より大きい値であったため、運搬距離と運搬量との詳細な検討は行わなかった。また、乳業工場汚泥のケースでは、ふん尿スラリーよりもバイオガス単位発生量が小さいため、運搬距離を短くしてもエネルギー投入産出比を 1 以上に改善することはできない。

このように、投入する副原料の種類によっては、運搬距離と運搬量を変化させることで、エネルギー投入産出比を 1 より大きい値に改善できることが明らかとなった。

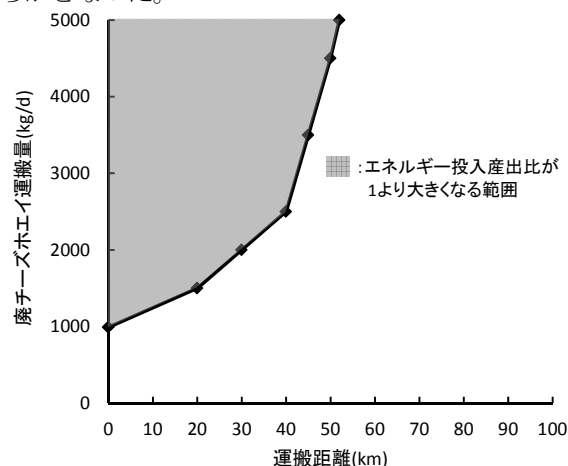


図 57 廃チーズホエイの運搬距離と運搬量との関係

4. まとめ

本研究では乳牛ふん尿を主体とする廃棄物系改質バイオマスについて、その特徴を明らかにするために有機物組成等の分析を実施した。廃棄物系改質バイオマスを土壌へ継続して施用した場合の土壌生産性

改善効果の検証では、共同利用型バイオガスプラントから採取した原料液および消化液と、対照区として化学肥料のみを7年間連用している圃場の土壌理化学性と牧草収量を調査した。あわせて、有機質肥料及び化学肥料を散布した試験区において、温室効果ガス揮散量を測定した。また、地域で発生する有機性廃棄物の有効利用を検討するため、副原料の運搬距離と運搬量を設定条件として付加したシミュレーションを行い、食品加工残渣を副原料として利用する場合のエネルギー収支を求めた。さらに、投入化石エネルギーに対する産出エネルギーの比率をエネルギー投入産出比と定義し、これを指標としてエネルギー収支を評価した。

その結果、廃棄物系改質バイオマスのうち、嫌気発酵消化液の全炭素に占める腐植酸の割合が高く腐植化が進行していた。このため、他の廃棄物系改質バイオマスに比べ、土壌団粒形成にともなう土壌生産性改善能力が高いことが示唆された。また、廃棄物系改質バイオマス中の易分解性および難分解性有機物含有割合は、乾物率との間に有意な正の相関が認められた。既往の研究から、乾物率、電気伝導度(EC)、水素イオン濃度(pH)を用いて肥料成分を推定することが可能となっている。したがって、乾物率、EC、pHを測定することで、圃場に散布される有機物量を推定できる可能性が示唆された。

土壌理化学性については、廃棄物系改質バイオマス施用4年目以降に、表層1層目への炭素の集積が認められた。さらに、散布6年目の土壌団粒分析の結果から、廃棄物系改質バイオマス施用区において、土壌団粒形成量が有意に増大していることが明らかとなった。

温室効果ガス揮散量は、化学肥料区のCO₂フラックスが有機質肥料散布区のCO₂フラックスより小さい値を示した。

副原料の運搬距離と運搬量のシミュレーションの結果は、副原料の運搬距離が100kmのケースでは、乳業工場汚泥と廃チーズホエイを利用する場合にエネルギー投入産出比が1未満となり、その他の副原料を利用する場合では1より大きい値を示すことが明らかとなった。副原料の運搬距離が50kmのケースでは、廃チーズホエイを利用する場合のエネルギー投入産出比が1.0に改善することが明らかとなった。また、副原料の運搬量を変えた場合には運搬時投入化石エネルギーに変化が生じるため、運搬距離と運搬量をそれぞれ変化させた場合のエネル

ギー収支を検討した。その結果、廃チーズホエイを副原料として利用し、適正投入量の5,000kg/dを運搬する場合では、運搬距離が片道52km以下であればエネルギー投入産出比が1より大きくなることが明らかとなった。また、運搬距離が短くなれば、運搬量を適正投入量より少なくしてもエネルギー投入産出比が1より大きくなることが明らかとなった。

参考文献

- 1) 青山正和：土壌団粒、農文協、p.70、2010
- 2) 北海道農政部：北海道施肥ガイド 2010、pp.180-213、2010.
- 3) (独) 北海道開発土木研究所：積雪寒冷地における環境・資源循環プロジェクト最終成果報告書、pp.224-227、2005.
- 4) 松中照夫、成瀬住代、熊井実鈴：乳牛ふん尿のメタン発酵処理に伴う性状変化、土肥誌、pp.297~300、2002.
- 5) 保井聖一、筒井潔、明石憲宗、木村義彰：乳牛ふん尿スラリーの施用が土壌団粒形性および理化学性に及ぼす影響、土肥誌、pp.269~276、2005.
- 6) 保井聖一、筒井潔、明石憲宗、木村義彰：乳牛ふん尿消化液に含まれる有機物の化学的特徴、土肥誌、pp.321~327、2004.
- 7) 保井聖一、筒井潔、明石憲宗、木村義彰：乳牛ふん尿スラリー施用による土壌団粒形性メカニズム、土肥誌、pp.277~284、2005.
- 8) 北海道農協「土づくり」運動推進本部編：草地の土づくり、p7、2007.
- 9) 横濱充宏、今井啓：肥培かんがいと土壌の理化学性におよぼす影響の評価、寒地土木研究所月報 No.655、pp.21-32、2007.
- 10) 松中照夫：土壌学の基礎—生成・機能・肥沃度・環境—pp.202-205、社団法人農山漁村文化協会、1996.
- 11) Aoyama,M., Angers ,D.A. and N 'Dayegamiye,A. : Particulate and mineral-associated organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications, Can, J.Soil Sci, pp.295~302、1999.
- 12) 青山正和、周宝庫、斎藤雅人、山口紀彦：畑地への石灰系下水汚泥コンポストの施用が土壌の化学性と有機物性状に及ぼす影響、土肥誌、pp.749~757、2003.
- 13) 青山正和、谷内豊：きゅう肥連用土壌の粒径画分および団粒サイズ画分の有機物とその無機化、土肥誌、pp.571~580、1992.
- 14) (財) 日本土壌協会：堆肥等有機物分析法(2010年版)、pp.50-52、2010.

6.4 廃棄物系改質バイオマスの農地等への施用による土壌の生産性改善技術に関する研究

- 15) 自給飼料利用研究会編：三訂版 粗飼料の品質評価ガイドブック、pp.12-21. 2009.
- 16) 小柳渉、安藤義昭、棚橋寿彦：有機質資材の分解特性とその指標、土肥誌、pp.407-410. 2007.
- 17) 北海道立農業・畜産試験場家畜ふん尿プロジェクト研究チーム：家畜ふん尿処理・利用の手引き 2004、pp.58-63、2004.
- 18) 横濱充宏、今井啓：肥培かんがいと土壌の理化学性におよぼす影響の評価、寒地土木研究所月報 No.655、21-32、2007.
- 19) 土井豊彦、神崎幹雄、渡辺正、中沼浩、渋谷美雪、松本清：比重と導電率によるバター中の食塩及び水分含量の非破壊、連続、同時測定、日本食品工業学会誌、38(10)、22-27、1991.
- 20) (独)土木研究所 (参照 2015.3.18)：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、(オンライン)、入手先 <<http://www.pwri.go.jp/jpn/seika/project/2010/pdf/pro-16-1.pdf>>
- 21) (独)北海道開発土木研究所：積雪寒冷地における環境・資源循環プロジェクト最終成果報告書、124-134、160-168、2005.
- 22) (株)島津製作所 (参照 2015.3.18)：島津試験 CSC ニュース No.135、(オンライン)、入手先 <<http://www.shimadzu.com/an/powder/support/beginner/qn504200000kera-att/csc135.pdf>>
- 23) 環境省・経済産業省：温室効果ガス排出量算定・報告マニュアル、Ver.3.5、II-26、2014.
- 24) 食品科学便覧編集委員会：食品科学便覧、共立出版株式会社、228-229、1978.
- 25) 中山博敬、中村和正、大深正徳：エネルギー収支からみたメタン発酵施設の効率的運転方法の検討。農業土木学会資源循環研究部会論文集、第1号、25-35、2005.
- 26) 中山博敬、干場信司、石田哲也、横濱充宏、今井俊行、菱沼竜男、森田茂：バイオガスプラントにおけるガス利用方式の違いが運転時のエネルギー収支に及ぼす影響、農業施設、42(3)、109-118、2011.

A STUDY ON TECHNOLOGY TO IMPROVE SOIL PRODUCTIVITY BY APPLYING MODIFIED WASTE BIOMASS TO FARMLAND

Budget : management expenses grant (general account)

Research Period : FY2011 – 2015

Research Team : Rural Resource Conservation Research Team

Author : TAKEUCHI Hideo, YOKOHAMA Mitsuhiko,
ONODERA Yasuhiro, NAKAYAMA Hiroyuki,
KUWABARA Jun

Abstract: In this study, the organic matter composition and other factors were analyzed to clarify the characteristics of modified waste biomass consisting mainly of dairy cattle manure. In addition, toward determining the soil productivity improvement afforded by applying such biomass, the physicochemical properties of soil were studied on farms where material slurry and digested slurry collected from centralized biogas plants were used continuously for seven years. Furthermore, the greenhouse gas emissions were measured in test plots applied with organic manure. To effectively utilize the organic waste generated in the region, we will be simulated on the assumption that the use of organic wastes as auxiliary materials for the biogas plant, to calculate the energy balance. The results indicated that, of the different types of modified waste biomass, anaerobic fermented/digested slurry had a larger proportion of humic acid in total carbon and achieved more significant humification. It was suggested that this type is better able to improve soil productivity associated with soil aggregate formation than are the other types. A significant positive correlation was found between the percentage of organic content in modified waste biomass and dry matter content. In terms of the physicochemical properties of soil, carbon has accumulated in the particulate organic matter fraction in the macroaggregate of the first layer surface in the seventh year of application. With respect to greenhouse gas emissions, CO₂ flux in the plot applied with chemical fertilizer was lower than that in the other plots applied with organic manure. It was clarified that, with a one-way distance of 100 km for transporting the auxiliary material, the energy output/input ratio was less than 1 when sludge from dairy plants or whey from cheese-making was used as the auxiliary material. On the other hand, in the case of using other auxiliary materials, the energy output/input ratio was greater than 1.

Key Words : Biomass, farm animal manure, organic matter, physicochemical properties of soil, greenhouse gas, energy balance