

# ライフサイクル的思考による家畜ふん尿処理・利用システムの 環境影響評価

菱 沼 竜 男<sup>1)</sup>

## Evaluation of Environmental Impact on Livestock Manure Treatment and Utilization System from Life Cycle Approach

Tatsuo HISHINUMA<sup>1)</sup>  
(Accepted 15 July 2008)

目次	3.2.3 化石エネルギーの有効還元距離 ……32
第1章 序論 ……20	3.3 検討事例 ……33
1.1 背景 ……20	3.3.1 個別農家における堆肥利用での化石 エネルギーの有効還元距離の試算 ……33
1.2 目的 ……24	3.3.2 共同型堆肥化施設における化石エネ ルギーの有効還元距離の試算 ……35
1.3 論文構成 ……25	3.4 考察 ……36
第2章 個別型メタン発酵施設のエネルギー的 評価 ……25	3.5 まとめ ……36
2.1 目的 ……25	第4章 LCA手法による肥育豚ふん尿処理施設 の環境影響評価 ……37
2.2 方法 ……26	4.1 目的 ……37
2.2.1 評価対象としたメタン発酵施設 ……26	4.2 方法 ……37
2.2.2 エネルギーの評価方法 ……26	4.2.1 LCA手法の概要 ……37
2.2.3 算出方法 ……27	4.2.2 調査対象, 機能単位およびシステム 境界の設定 ……37
2.2.4 個別型メタン発酵施設の想定と評価 ……27	4.2.3 インベントリデータの整備 ……39
2.3 結果 ……28	4.3 結果 ……43
2.3.1 酪農学園大学バイオガスプラントの 評価 ……28	4.3.1 処理施設のインベントリ分析結果 ……43
2.3.2 個別型メタン発酵施設の評価 ……29	4.3.2 処理施設・システムの環境影響評価 ……45
2.4 考察 ……30	4.4 考察 ……46
2.5 まとめ ……30	4.5 まとめ ……47
第3章 堆肥の化石エネルギーの有効還元距離の 提案 ……30	第5章 LCA手法による家畜ふん尿散布方式の 環境影響評価 ……47
3.1 目的 ……30	5.1 目的 ……47
3.2 化石エネルギーの有効還元距離の提案 ……31	5.2 方法 ……47
3.2.1 堆肥の農地還元までに消費される エネルギー ……31	5.2.1 機能単位とシステム境界 ……47
3.2.2 堆肥の肥料成分と等価量の化学肥料 の利用に伴う消費エネルギー ……31	5.2.2 プロセス関連データの整備 ……49
	5.3 結果 ……52

<sup>1)</sup> 酪農学園大学大学院酪農学研究科研究生 江別市文京台緑町 582-1  
Rakuno Gakuen University, Ebetsu, Hokkaido 069-8501, Japan  
(独立行政法人産業技術総合研究所安全科学研究部門) つくば市小野川 16-1  
National Institute of Advanced Industry Science and Technology, Research Institute of Safty and Sustanability, Tsukuba,  
Ibaraki 305-8569, Japan  
本稿は, 酪農学園大学審査博士論文である。

5.3.1	ライフサイクルインベントリ分析	52
5.3.2	ライフサイクルの環境影響	53
5.4	考察	54
5.5	まとめ	54
第6章	総合考察	54
6.1	これまでの成果とシステム検討の課題	54
6.1.1	これまでの成果の整理	54
6.1.2	ふん尿処理・利用システムの検討	55
6.2	方法	55
6.2.1	システム案の検討方法	55
6.2.2	調査対象	55
6.2.3	調査範囲と機能単位の設定	56
6.2.4	調査対象項目	56
6.2.5	解析手法と収集データ	56
6.3	結果	58
6.3.1	シナリオ別の施設選択	58
6.3.2	シナリオ別の温室効果ガス排出量の比較	60
6.3.3	シナリオ別のコスト比較	61
6.4	考察	61
6.5	まとめ	63
6.5.1	LCA手法を用いた地域的なふん尿処理・利用システムの検討事例	63
6.5.2	ふん尿処理・利用システムの検討とLCA手法の利用の意義	63
謝辞		64
引用文献		64
要約		68

## 第1章 序 論

本論文の目的は「ライフサイクル的思考による家畜ふん尿処理・利用システムの環境影響評価」と題し、畜産におけるふん尿の処理・利用が環境に与える影響をライフサイクル的な思考により定量的に把握し、環境面からみた今後のふん尿処理・利用システムについて考察した。

畜産におけるふん尿処理の環境対策は、野積みや素掘り貯留などの不適切な管理に伴う環境影響の解消のため、適正な管理を行うふん尿処理施設の整備、運用が進められている。また、品質の安定した堆肥の製造、広域流通などを進めてふん尿の有効利用を計られている。これらの対策は、確かにふん尿処理に伴う環境負荷物質（以下、環境負荷）の排出を低減する方向で技術、システムが構築されている。しかし、それらの技術やシステムは、燃料や施設、消費資材という形の化石燃料に支えられた対策であ

り、極端な表現をすると、化石燃料の消費に伴う環境負荷をふん尿処理に伴う環境負荷の代わりとして排出していると捉えることができる。

また、昨今の人間活動の結果として生じる環境負荷は、公害といった地域環境への影響だけでなく、地球温暖化のような地球規模で影響を与える問題として認識されている。例えば、自動車の利用に伴って排出される窒素酸化物や浮遊粒子状物質などは、大気汚染の原因となり都市近郊の住環境への健康被害の恐れがある。また、排気ガスに含まれる二酸化炭素は、温室効果ガスの1つであり地球温暖化に影響している。このように、近年の環境問題は、1つの排出源から複数の環境影響が引き起こされていることが特徴であり、その対応策の検討には、排出された環境負荷の影響を長期的、総合的に捉えることが必要だと考えられる。

ふん尿処理の環境対策では、これまでに悪臭防止、栄養塩類の流出防止、ふん尿の利用が主要な問題と認識され、適正なふん尿管理施設の整備、堆肥の地域的利用などの対策がとられてきた。しかし、総合的な視点でふん尿処理・利用に伴う環境影響を捉えた場合には、これらの対策が環境影響を低減していないばかりか、より環境影響を与える結果になっていることが危惧される。ふん尿処理の環境対策を環境保全的にするためには、長期的かつ総合的な視点から対策に伴う環境影響を定量的に把握して、導入する技術、システムの良し悪しを判断していくことが必要だと考えられる。

工業分野では、長期的・総合的な環境影響の評価手法として、ライフサイクルアセスメント（以下、LCA: Life Cycle Assessment）が用いられ、製品の使用段階において排出される環境負荷だけでなく、製品の製造段階において排出する環境負荷や、一定の耐用年数を経て廃棄される時に排出される環境負荷も含めた評価が行われるようになっている。

本論文では、LCAの考え方をふん尿処理・利用システムに適用して、施設およびシステムでの処理に伴う環境負荷の排出量だけでなく、関連施設の建設や堆肥の輸送、ふん尿資材の散布などに伴う環境負荷排出量の総合的な把握と整理を行い、より環境負荷の少ないふん尿処理・利用システムの構築のための考え方や代替案の提供に資することを目標とした。

### 1.1 背景

#### (1) ふん尿処理の環境問題とその対策

わが国の畜産業は、高度経済成長に伴う畜産物消

費の拡大や農工間で生じてきた所得格差の是正などに対応するために、昭和36年に制定された農業基本法の下で畜産の専門化、規模拡大の方向で発展した。しかし、飼料生産と家畜飼養を切り離れた形で規模拡大が進められたため、排出される家畜ふん尿を経営内の畑に還元することができず、畜舎近傍でのふん尿の野積み、素掘り溜池での貯留などの管理が出現した。また、ふん尿処理にかかる設備投資や労働が、畜産経営での直接的な生産拡大や所得向上につながらないことも、簡易的な対応として野積みや素掘り溜池での貯留として管理された理由だと考えられる[67]。このようなふん尿管理は、近隣への悪臭問題、河川、湖沼での富栄養化および地下への流出による硝酸態窒素、クリプトスポリジウムによる水質汚染などの環境影響の一因として問題視された。

このような家畜ふん尿処理に伴う環境問題への対策として、平成11年に「家畜排せつ物の管理と適正化及び利用の促進に関する法律」(以下、家畜排せつ物法)が施行された。家畜排せつ物法は、ふん尿の野積みや素掘り溜池への貯留など地域環境に対して影響を与えていた管理方式を解消し、ふん尿からの栄養塩類の流出を防止できる適正な管理施設を整備することをねらいとして施行された。また、同時に「肥料取締法」の改正および「持続性の高い農業生産方式の導入に関する法律」(以下、持続農業法)が施行され、堆肥を積極的に農地で利用し、畜産農家側から排出されるふん尿を耕種農家で利用する耕畜連携の取組みが進められている。

すなわち、これらの対策では、ふん尿の栄養塩類の流失を防ぐ適正な管理施設の設置とともに、堆肥などのふん尿資材が畜産農家側で滞ってしまうことを解消して耕種農家で利用するという方向で、環境負荷の少ないふん尿処理・利用システムの構築を推進していると考えられる。

## (2) ふん尿処理・利用における環境負荷物質と排出源

しかし、環境問題という視点からふん尿処理・利用システムの環境対策を捉えた場合には、ふん尿由来の栄養塩類の流出を防止する対策のみでは不十分であると考えられる。

家畜ふん尿には、給与飼料のうちの未消化分の有機物、代謝機能によって排出された窒素、リン、カリウムなどの無機物が含まれている。ふん尿処理では、これらの物質を含むふん尿の好氣的または嫌氣的な処理を行うために、その分解過程においてメタン(以下、 $\text{CH}_4$ )、アンモニア(以下、 $\text{NH}_3$ )および

亜酸化窒素(以下、 $\text{N}_2\text{O}$ )などのガスが排出される。また、リンとカリウムなどは揮発性であり揮散しないが、堆肥化処理に伴う流出[18]や浄化処理に伴う河川放流時の排出があると考えられる。また、できあがった堆肥、液肥の利用過程では、散布作業に伴って堆肥、液肥に含まれる $\text{NH}_3$ が揮散する。すなわち、ふん尿処理・利用では、ふん尿中に含まれる有機物や窒素化合物、リン化合物などが処理または利用される過程において気体として排出されたり排水中へ溶出したりすることで、複合的な環境影響を引き起こされていると考えられる。

さらに、ふん尿処理・利用に伴う環境負荷としては、二酸化炭素(以下、 $\text{CO}_2$ )や窒素酸化物(以下、 $\text{NO}_x$ )、硫黄酸化物(以下、 $\text{SO}_x$ )などが排出されている。そして、主としてこれらの環境負荷は、ふん尿処理・利用の過程で消費される燃料に由来するだけでなく、処理施設の建設や機器、資材の製造段階においても排出されている。したがって、投入される軽油やガソリンなどの化石燃料消費量についても環境負荷の排出源と捉えることができる。

すなわち、ふん尿処理・利用に伴う環境負荷は、排出される複数の環境負荷を把握することが必要であり、またふん尿由来の環境負荷と処理・利用に用いる施設、機器の導入や消費資材の製造、および作業で消費される燃料などに由来する環境負荷を総合的に考慮することが必要だと考えられる。

## (3) ふん尿処理・利用に伴う環境負荷に関する既存研究

ふん尿の処理過程における環境負荷排出については、窒素分の $\text{NH}_3$ 揮散量を中心として、これまでに様々な報告がなされている。前田ら[32, 33]は、家畜ふんの堆肥化処理における $\text{NH}_3$ 揮散量について、堆肥化資材のC/N比および通風量との関係、畜種の違いの影響を報告している。また、木庭ら[29]は、豚尿および乳牛スラリー分離液の間欠曝気処理に伴う臭気を測定しており、 $\text{NH}_3$ および硫化水素の濃度を報告している。長田[51]は、豚のふん尿について、堆肥化処理および浄化処理過程からの $\text{NH}_3$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ および $\text{CH}_4$ の排出量を実験室規模で測定し報告している。Kuroda *et al*[31]も同様に、豚ふんの通気式堆肥化処理について $\text{NH}_3$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ および硫化水素などを実験室規模で測定し、排出量を報告している。また、長田は、搾乳牛ふん尿の対象とした堆積型の堆肥化処理について、農家の堆積規模に近い堆肥化方式で同様の検討を行っている[52]。Sommer *et al*は、コンクリート製の乳牛スラリー貯留槽

からの $\text{CH}_4$ と $\text{N}_2\text{O}$ の揮散量について、麦わらなどで貯留槽の表面を覆った場合の効果を検討している[64]。同様に、豚のふん尿ピットの汚水を用いて、Portejoie et al は、異なる資材によるカバーの $\text{NH}_3$ 揮散の低減効果を報告している[54]。また、敷きわらを含んだ乳牛ふん尿の堆積型の堆肥化処理において、切返しの有無や防水シートの有無などによる $\text{NH}_3$ 、 $\text{CH}_4$ および $\text{N}_2\text{O}$ の揮散量の報告がある[65]。東城らは、メタン発酵処理施設について投入原料の収集過程、処理過程における二酸化炭素（以下、 $\text{CO}_2$ ）、 $\text{CH}_4$ 、 $\text{NH}_3$ などのガス排出量を測定し、消化液の固液分離後の脱水ケーキからの排出が多いことを指摘している[75]。また、Umetsu et al は、メタン発酵後の消化液の貯留時について、実験室規模よりもやや大きめの規模の密閉型の貯留槽を用いて $\text{CH}_4$ 排出量の測定し、低温条件下での排出量の変化を報告している[77]。宮田らは、貯留中の消化液からの $\text{NH}_3$ 揮散量を実験室規模で測定して、消化液のpH管理で $\text{NH}_3$ 揮散を低減できると報告している[38]。

また、ふん尿の利用過程における環境負荷排出については、ふん尿資材の散布に伴う $\text{NH}_3$ 揮散量を中心として様々な報告がある。松村らは、実験室規模で家畜尿の施用方式と温度の関係から $\text{NH}_3$ および $\text{N}_2\text{O}$ の揮散量の違いを報告している[36]。横濱らは、無処理、好気処理、嫌気処理をした乳牛ふん尿スラリーについて、土壌散布した場合の $\text{NH}_3$ 揮散量の違いを報告している[81]。また、乳牛スラリー散布時の $\text{NH}_3$ 揮散の抑制方法は、スラリーのpH低下(斎藤ら[57]、松中ら[35])、スラリーへの加水希釈(佐藤ら[58])が有効であると報告している。乳牛スラリー散布における $\text{NH}_3$ 揮散と環境条件については、外気温との関係、土壌の水分条件との関係が報告されている(千徳ら[62]、森ら[40]、松中ら[34])。散布方式については、空中散布やバンドスプレッド方式、インジェクション方式などの施用方法の $\text{NH}_3$ 揮散量(Rodhe et al[55]、Smith et al(2000)[63]、横濱ら[82])、 $\text{CH}_4$ 、硫黄系ガスの排出量(美保ら[37])、臭気抑制効果など(住田[68])が報告しており、 $\text{NH}_3$ 揮散の抑制にはインジェクション方式が有効であることが示されている。

一方で、Safly(1982)は、ふん尿処理、利用に伴う化石エネルギー消費量を報告している[56]。猫本ら[43]や上田[76]は、ふん尿処理に投入された化石エネルギーをシステム評価指標の1つとして利用できることを報告している。また、積らは、ふん尿処理作業とは異なるが、農用トラクタからの排気ガ

スに伴う環境負荷および環境影響に着目して、圃場での耕うん作業からの排ガス量を報告している[60, 61]。

このように、ふん尿処理および利用過程では、これまでに $\text{NH}_3$ を中心とした調査が主として行われており、地球温暖化を引き起こす $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ などの環境負荷の排出に関する調査が進められてきたことがわかる。また、ふん尿処理作業の化石燃料消費量、圃場作業でのトラクタの排ガスが環境影響把握という視点から評価されてきた。しかしながら、これまでの研究では、それぞれの過程での環境負荷が個々に調査されており、ふん尿の処理および利用を1つのシステムとして評価してはいない。また、複数の環境負荷を調査対象としているものの、ふん尿由来の環境負荷を対象としていることが多く、化石燃料由来の環境負荷を同時に評価してはいない。

#### (4) ライフサイクル的思考からの評価の必要性

過去の環境問題は、水俣病やイタイイタイ病などのように特定物質によって急性的に引き起こされた公害であった。公害問題の対応策は、排出される環境負荷を出口部分で適切に対応する対策が効果的であった。これに対して、現在の環境問題は、同一の排出源から複数の環境負荷が排出され、異なる環境影響の原因となっている。また、ある環境負荷の削減対策が別の環境負荷を排出させ、また異なる環境影響を引き起こす可能性がある。

例えば、ガソリンエンジン自動車(以下、ガソリン自動車)では、走行時に排出される窒素酸化物や浮遊粒子状物質が大気汚染の原因となり、都市近郊の住環境に健康被害を及ぼすことが危惧されている。また、ガソリン燃焼に伴って排出される二酸化炭素は、地球温暖化に影響することになる。また、電気自動車は、走行に伴う環境負荷排出がなく、直接的に大気汚染を引き起こすことはないと考えられる。しかし、電力は発電所から供給されることから、温室効果ガスや大気汚染物質などが走行時に排出しない代わりに、発電所で間接的に排出されている可能性がある。また、電気自動車では、ガソリン自動車に必要な内燃機関の代わりにモータ、燃料タンクの代わりに蓄電池が必要となるなど自動車を構成する機器類が異なり、その製造に伴う環境負荷も異なってくる。このように、ガソリン自動車と電気自動車では、移動手段として同様の機能を提供することができるが、その環境影響は異なる場所(発電所)で異なる影響領域の問題を引き起こすことが考えられる(足立ら[1])。したがって、現在の環境問題の

対策としては、複数の環境影響を把握するとともに、直接的に排出される環境負荷だけでなく間接的に排出される環境負荷を包括的に把握して、より効果的な環境負荷低減策を検討することが求められている。

これに対して、工業分野では、製品から排出される環境負荷を定量的に評価する手法としてLCAが注目されている。LCAは、製品やサービスについて、資源採掘から利用、廃棄に至るまでの関連技術および関連物質の連鎖を一貫して捉えて、資源消費量や環境負荷排出量などの環境負荷を定量的に把握し、潜在的な環境影響を評価する手法である（足立ら[1]、本藤[16]）。これによって、製品や技術の「ライフサイクル」における「潜在的」な環境負荷を「横断的」に評価することができ、環境影響が他のプロセスや他の影響領域に移転することを見逃すことなく、潜在的な環境影響を削減するための対策に必要な情報を提供することができる（本藤[16]、大村[50]、UNEP[79]）。特に、LCAの特徴の1つである調査対象の生産、流通、使用、廃棄およびリサイクルといった連鎖を考慮する点が、ライフサイクル思考とされている（本藤[16]）。LCAだけでなく、ライフサイクル的思考に基づいたシステム評価を行うことで、対策を必要とするプロセスが、全体的なシステムの一部としてどのような意味を持つのかを解りやすくできると考える（UNEP[79]）。

#### (5) LCAによるふん尿処理・利用システムの評価事例

ふん尿処理・利用システムへのLCAの適用はこれまでもいくつか報告されている。ふん尿処理段階での環境負荷排出量の定量的な把握に対するLCA適用例としては、和木らは、豚舎排水の浄化処理について、運用段階での消費資材と排水中の環境負荷排出量の評価を行っている[80]。また、泉澤らは、スクープ式の堆肥化処理施設を対象に収集、堆肥化処理および臭気処理、流通のプロセスについてインベントリ分析を行い、堆肥の製造経費の算出も行っている[24]。菱沼らは、肥育豚ふん尿を対象とした各種処理施設について、導入段階と運用段階の環境負荷排出量の定量化と環境影響評価を行っている[9]。

ふん尿処理および利用段階に対するLCAの適用例としては、日向が、メタン発酵施設と従来型のふん尿処理について、運用段階（処理プロセスと堆肥や消化液などの利用プロセス）を対象とした温室効果ガス排出量の比較を行い、従来型に比べてメタン

発酵施設での温室効果ガス排出量が低減したことを報告している[5]。Hishinuma *et al* や菱沼らは、メタン発酵施設と従来型の処理方式について、特に消化液の散布方式に注目した温室効果ガスおよび酸性化ガス排出量について評価を行っている[10, 11]。また、羽賀らは、肥育牛のふん尿堆肥化処理について、堆積方式と通気発酵方式で排出されるふん尿由来のガスの比較を行い、堆肥化の効率のよい通気発酵方式で酸性化と富栄養化の影響が大きくなることを示した[3]。

田中らは、今後予想される処理施設の導入について施設設計、コストおよび環境負荷の情報の必要性から、養豚を対象とした污水处理施設と堆肥化施設の施設設計とコストおよび施設の運用段階の環境負荷排出量を計算できるプログラムを作成した[72]。

また、ライフサイクル的な視点からのふん尿処理・利用システムに関する評価事例もいくつかの報告がされている。菱沼らやIshikawa *et al* は、メタン発酵施設の導入および運用段階でのエネルギー収支について報告している[7, 21]。梅津らは、メタン発酵施設の建設費およびランニングコストについて施設規模との関係を報告し、同時に運用段階におけるエネルギー評価とCO<sub>2</sub>削減効果について評価を行っている[78]。また、菱沼らは、堆肥化処理から利用について、運用段階のエネルギー収支の計算から輸送距離に関する報告を行っている[8]。

このように、ライフサイクル的な視点からふん尿処理・利用システムに関する環境負荷の定量的な評価および環境影響評価は、少しずつではあるが行われ始めている。

#### (6) ライフサイクル的な評価から環境負荷の少ないふん尿処理・利用システムの検討

ふん尿処理・利用システムは、個人の畜産農家や営農集団、関係組合、市町村などが、農家の経営環境、経済性、作業負担、設置面積などの各種要因を総合的に判断してそれぞれの課題に対応できるように構築される。これに対して、(財)畜産環境整備機構は、堆肥化処理施設や污水处理施設の経済性、作業負担および処理性能などの施設選択に関する判断材料の提供を行っている[87, 88]。

同様に、環境負荷の少ないふん尿処理・利用システムを構築していくためには、システム検討のための判断材料として、ふん尿処理に用いる施設やシステムの違いと排出される環境負荷の関係、環境影響の特徴をライフサイクル的な視点から把握し、整理しておく必要がある。また、ふん尿の利用方法では、

構築連携による堆肥の広域利用が重要となっている。家畜ふん尿の広域利用を環境負荷の低減対策と位置付けるためには、ふん尿処理・利用システムの中で広域利用に伴う輸送作業の環境負荷がどのような影響となるかをライフサイクル的な視点から明らかにしておく必要があるだろう。

このように、環境負荷の少ないふん尿処理・利用システムを構築していくには、ライフサイクル的思考をふん尿処理・利用システムの環境影響評価に適用することが必要であると考えられる。

## 1.2 目的

本論文は、以上のような問題意識の下で、ふん尿処理施設、ふん尿処理・利用システムの環境負荷排出量および環境影響についてライフサイクル思考を適用した評価を行い、環境負荷の少ない家畜ふん尿処理・利用システムの検討に対して知見を得ることを目的とした。また、本評価では、調査対象とするシステムを包括的に捉える必要があることから、具体的な施設、システムを調査対象とした環境負荷排出量を行うのではなく、既存研究により報告されてきた施設利用事例や施設設計計画、環境負荷排出量などから調査対象のモデルを作成し、そこから排出される環境負荷の定量的な評価を行った。

評価事例としては、ライフサイクル的思考による家畜ふん尿処理・利用システムの評価として、エネルギー収支の評価と LCA 手法による環境影響評価

を行った。これらの評価結果より、施設やシステム利用の条件やふん尿利用の環境的な意義などを考察した。また、具体的な地域を対象としたふん尿処理・利用システムの検討事例を通して、より環境負荷の少ない家畜ふん尿処理・利用システムの構築のための提言を整理した (Fig. 1-1)。

### (1) エネルギー評価におけるライフサイクル的検討事例

エネルギー評価におけるライフサイクル的思考の適用例では、環境負荷として投入される化石エネルギーを対象とした。ここでは、特にふん尿処理・利用システムにおけるエネルギー収支のみを取り上げ、ふん尿に由来する環境負荷を除くことでふん尿処理・利用に投入されるエネルギー資材の意義や環境保全に対する有効性について2つの評価を行った。

#### 1) 個別型メタン発酵施設のエネルギー的評価

近年、バイオマス有効利用に対する代替エネルギー生産への期待から、メタン発酵施設での家畜ふん尿処理が注目されている。メタン発酵施設を利用することの利点として、可燃性ガスであるメタンを含んだバイオガスの産出、およびこれを利用した発電、熱利用が挙げられている。そこで、酪農学園大学バイオガスプラントから個別農家用のメタン発酵施設のモデルを想定し、メタン発酵施設のライフサ

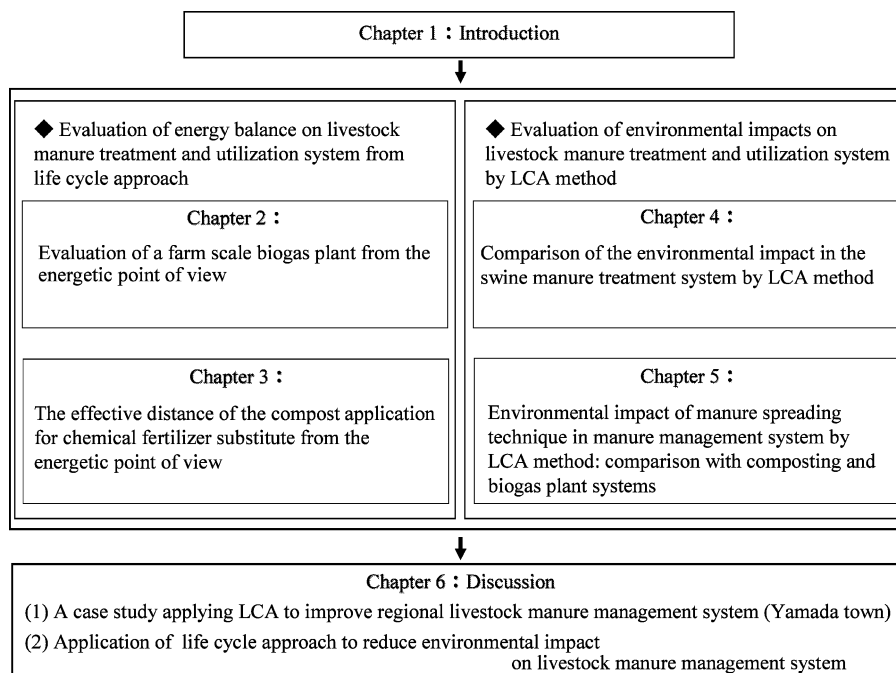


Fig. 1-1 The framework of this study

イクル的なエネルギー生産性について評価した。

## 2) 化石エネルギーの有効還元距離の提案

ふん尿の利用では、耕畜連携の推進とともに広域的な輸送を行うことが進められている。しかし、広域的な利用では、輸送距離の増加とともに輸送に伴って排出される環境負荷が増加すると考えられる。そこで、堆肥の農地還元の有効性を評価するために、堆肥化処理、輸送、散布作業に投入された化石エネルギーと堆肥の肥料価値をライフサイクル的に評価した。特に、堆肥の化学肥料との代替性とふん尿処理・利用のエネルギー的な有効性の指標として、化石エネルギーの有効還元距離を提示した。

## (2) LCA 手法による環境影響の検討事例

LCA 手法による環境影響の評価事例では、施設建設、運用（ランニング）を評価範囲として、ふん尿に由来する環境負荷と施設建設や消費資材に由来する環境負荷を総合的に把握し、処理技術や散布技術別の環境影響の特徴を把握した。

### 1) LCA 手法による肥育豚ふん尿処理施設の環境影響評価

ふん尿処理技術には、堆肥化処理、液肥化処理、浄化処理、メタン発酵処理などの様々な処理施設がある。これらの処理施設に利用に伴う環境負荷排出量と環境影響を把握するために、肥育豚ふん尿を処理対象とした各種処理施設のモデルを作成して、施設の導入段階および運用段階（処理段階）について LCA を用いて評価を行った。

### 2) LCA 手法による家畜ふん尿散布方式の環境影響評価

ふん尿処理・利用システムでは、処理段階だけでなく利用段階での環境負荷も改善していく必要がある。特にスラリー状のふん尿資材の散布では、NH<sub>3</sub>揮散防止の観点から散布方式についての検討が進められている。そこで、ふん尿処理・利用方式として堆肥化処理を基本とした慣行型とメタン発酵施設を利用した方式のモデルを作成して LCA を用いた評価を行った。特に、堆肥や液肥、消化液の散布方式の違いによる環境影響の特徴を把握した。

## 1.3 論文構成

本論文は7章から構成される（Fig.1-1）。第1章では、本研究を取り組むにいたった背景と目的を述べる。第2章から第5章までは、「個別型メタン発酵

施設のエネルギー的評価」、**「堆肥の化石エネルギーの有効還元距離の提案」**、「LCA 手法による肥育豚ふん尿処理施設の環境影響評価」および「LCA 手法による家畜ふん尿散布方式の環境影響評価」について事例検討を行い、本論文の主幹部分を構成する。第6章では、総合考察として第2章から第5章までの評価結果を受けて、環境負荷の少ない家畜ふん尿処理・利用システムの検討事例として千葉県旧山田町を対象とした事例評価を行い、今後のふん尿処理・利用システムの検討に対する考察を行う。要約では、一連の章の内容および本研究の全体的な成果を整理した。

## 第2章 個別型メタン発酵施設のエネルギー的評価

### 2.1 目的

家畜ふん尿処理に伴う環境影響が問題視される中、メタン発酵処理を利用した家畜ふん尿処理施設が北海道を中心として導入、運転されている。メタン発酵施設は、処理過程において可燃性ガスのメタン（以下、CH<sub>4</sub>）が発生することから、化石燃料の代替としてバイオマスによるエネルギー生産が期待されている。また、メタン発酵施設によるふん尿処理は、その特性として処理過程において臭気が外部に漏れることがなく、処理後のふん尿（以下、消化液）は生ふん尿が持つ悪臭の改善がされた液肥として用いることができるなど、地域への環境影響の少ない施設と考えられている。これらのことから、メタン発酵施設は、代替エネルギー生産およびふん尿処理の面で環境影響の少ないふん尿処理システムの構築に寄与できると期待が持たれている（松田[12]）。

メタン発酵施設は、嫌気条件下でメタン発酵が行われる性質から、堆肥化処理などに比べてふん尿処理に伴う環境負荷の排出が少ないと推測できる。しかし、代替エネルギーの生産については、メタン発酵施設で生産されたエネルギーが総合的に余剰となっているのかを定量的に判断する必要がある。例えば、稲葉ら[19]や天野[2]は太陽光発電システム、風力発電システムにおいて建設、製造および発電に投入されるエネルギーと発電電力からエネルギー評価を行い、そのエネルギー生産性について検討している。

メタン発酵施設についても、施設の導入および運用では資材生産、建設作業、施設運転に化石エネルギーが消費されており、それに伴う環境負荷が排出されている。したがって、代替エネルギー生産性を明確にすることは、エネルギー収支の点からメタン発酵施設が環境保全的であるかを判断することにつ

なると考えられる。

そこで、本章では、メタン発酵施設の代替エネルギーの生産性について、施設の建設および運転を含めたライフサイクル的な視点から評価を行う。これらの結果から、メタン発酵施設の代替エネルギー生産性を明らかにし、その成立要件について考察した。

## 2.2 方法

### 2.2.1 評価対象としたメタン発酵施設

調査対象は、酪農学園大学に2000年に設置されたメタン発酵施設（通称：バイオガスプラント）を対象とした。酪農学園大学バイオガスプラントの配置図をFig. 2-1に、主要部詳細をTable 2-1に示した。酪農学園大学バイオガスプラントの主要部は、原料受入貯留室、発酵タンク・ポンプ室、ガスホルダー室、発電・ボイラー室および実験室、事務制御室からなっている。また、消化液貯留用のスラリータンクが併設されている。

調査対象とする酪農学園大学バイオガスプラントの運転条件は、設計上の通常運転の条件(Table 2-2)に準ずるとした。すなわち、1日あたりの原料投入

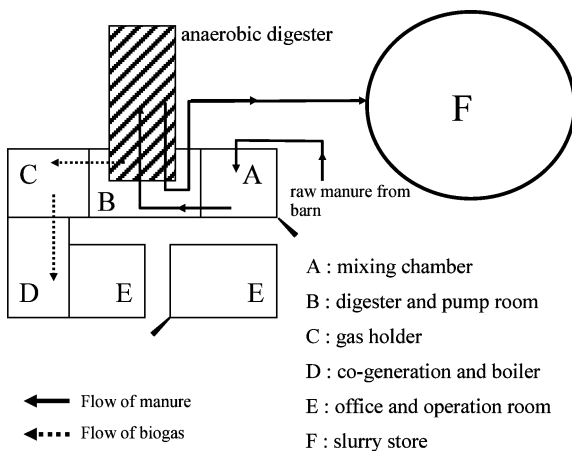


Fig. 2-1 Schematic of Rakuno Gakuen Biogas Plant.

Table 2-1 Major equipments at Rakuno Gakuen Biogas Plant.

Major equipments	
Mixing chamber	Raw manure mixing pit 30 m <sup>3</sup> Food waste mixing container Waste oil mixing container Odor removal chamber
Digester and pump room	Anaerobic digester 250 m <sup>3</sup> Raw manure input pump Digested slurry output pump
Gas holder	Gas holder 15 m <sup>3</sup> Desulfurizer
Co-generation and boiler	Gas generator 30 kW Dual fuel generator 30 kW Boiler 20 kW Hot water storage tank Cooling equipment
Office and operation	Operator control panel Manual control panel
Slurry store	Slurry store 2,100 m <sup>3</sup>

量は10 m<sup>3</sup>、発酵温度は35-37℃、原料の発酵槽内における滞留日数は25日間とした。また、バイオガス発生量については、バイオガスプラントの先進国であるデンマークの視察報告(富田[73])から、ふん尿1 m<sup>3</sup>当り20 m<sup>3</sup>と仮定した。バイオガス利用は、ガスエンジン発電機を用いた熱電併給とした。Table 2-3にガスエンジン発電機の発電効率および利用可能熱生産効率を示した。

### 2.2.2 エネルギー的評価方法

メタン発酵施設をエネルギーという視点で考えるとき、そこに投入されるエネルギーには、メタン発酵の主要因である栄養分としてふん尿の有機物がもつエネルギーと、施設の建設から運転に関して、メタン発酵処理を効率よく行わせるための補助的要因としての化石燃料由来のエネルギーに大別される。

Table 2-2 Setting values of normal operation at Rakuno Gakuen Biogas Plant.

Setting items	Values	Remarks
Input material	dairy raw manure <sup>1)</sup>	
Scale	10 m <sup>3</sup> /day	Water content 90% <sup>2)</sup>
Digester temperature	35~37℃	mesophilic
Retaining period	25 days	
Biogas yield	20 m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>	per 1 m <sup>3</sup> raw manure
Methane content	60%	
methane	36 MJ/m <sup>3</sup>	

1) It was set the amount of manure per cow at the cow weight 600-700 kg, annual lactation performance 7,600 kg.

2) It added water for moisture adjusting of input manure.



特に、メタン発酵によって発生するバイオガスは、ふん尿中の有機物をもつエネルギーである。しかし、今回の評価で取り扱う投入エネルギーは、施設を総合的なエネルギー収支の視点から評価することを目的としたため、バイオガス生成における栄養分としてふん尿がもつエネルギーではなく、施設建設、運転およびメンテナンスに要した化石エネルギーを対象とした。

メタン発酵施設から産出されるエネルギーは、バイオガスとして発生されたエネルギーを電気や熱に変換し、利用が可能なエネルギーを対象とした。また、メタン発酵処理は、原料ふん尿中の肥料成分が処理の前後で消失しないことから、消化液は肥料として利用価値が高い。デンマークでは、消化液を肥料として利用することで化学肥料の使用量を節減できたという報告もある (J.B. Holm-Nielsen *et al* [25])。このことより、消化液の利用によって、消化液中の肥料成分と等量の化学肥料の生産に要する化石エネルギー (以下、消化液の化学肥料等価エネルギー) が節減できると考えた。

これらメタン発酵施設における投入化石エネルギーと産出エネルギーを比較して、両エネルギーが釣り合うまでの運転年数 (以下、エネルギーペイバックタイム (EPT)) を求めた。エネルギーペイバックタイムは(1)式から算出した。

$$Ye = Ei / [(Ea + Ef) - (Er + Em)] \quad \dots(1) \text{式}$$

Ye : エネルギーペイバックタイム

Ei : 初期投資エネルギー

Er : 運転エネルギー

Em : メンテナンスエネルギー

Ea : 利用可能エネルギー

Ef : 消化液の化学肥料等価エネルギー

### 2.2.3 算出方法

メタン発酵施設で投入される化石エネルギーは、建設エネルギー (以下、初期投資エネルギー)、運転エネルギーおよびメンテナンスエネルギーとした。

初期投資エネルギーは、施設建設に投入された化石エネルギーとし、建築資材や設備機器の生産に要した化石エネルギーと建設作業に用いられた重機や機器類の消費電力量、消費燃料量から求めた。運転エネルギーは、メタン発酵施設の設計上の運転条件で1年間運転する際に、消費される電灯、動力の電力量として算出した。また、メンテナンスエネルギーは、施設を1年間運転させた場合に、設備機器の保守点検に用いられる化石エネルギーとした。ただし、

Table 2-3 Efficiency of co-generation.

Items	Values
Generating efficiency(A)	25%
Heat efficiency(B)	summer 30%
	winter 15%
Energy utilization efficiency(A+B)	summer 55%
	winter 40%

Table 2-4 Nitrogen, phosphate and potassium contents at raw manure<sup>1)</sup>. [%]

	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Raw feces <sup>2)</sup>	2.19	1.78	1.76
Urine <sup>3)</sup>	0.81	0.043	1.18

1) These values was set from Chikusankankyoudaijiten (1995).

2) dry matter %

3) raw matter %

本評価でのメンテナンスエネルギーは、メンテナンスに関する経験や資料が十分に得られていないことから、運転エネルギーと同量の化石エネルギーと仮定した。

メタン発酵施設での産出エネルギーは、発生したバイオガスのエネルギーを変換した電気と熱 (以下、利用可能エネルギー) と消化液の化学肥料等価エネルギーとした。利用可能エネルギーは、メタン発酵施設の設計上の運転条件により1年間運転させた場合に産出されたバイオガスを、ガスエンジン発電機の燃料として消費した際に発生する利用可能エネルギーである。利用可能エネルギーは、発生バイオガス中のエネルギーとガスエンジン発電機の生産効率 (Table 2-3) から求めた。消化液の化学肥料等価エネルギーは、排出された消化液の肥料成分量と等価量の化学肥料を生産するのに要されるエネルギーとした。消化液の化学肥料等価エネルギーは、原料ふん尿中の肥料成分含有量 (Table 2-4) と液状きゅう肥の肥効率から消化液中の肥料成分量を求め、化学肥料の生産エネルギー原単位 (大久保[49]) を用いて算出した。原料ふん尿中の肥料成分含有量は、畜産環境対策大事典[47]から求めた。消化液の肥効率は、報告例が少ないことから、北海道農業と土壌肥料1999[44]より無処理の乳牛液状きゅう肥の値と同等とみなして、窒素30%、リン酸40%、カリ80%と設定した。

### 2.2.4 個別型メタン発酵施設の想定と評価

酪農学園大学バイオガスプラントは、研究施設として設計されているために、その評価結果を個別型メタン発酵施設に適用することはできない。そこで、

酪農学園大学バイオガスプラントの評価から、新たに個別型メタン発酵施設を想定し、評価対象とした。

個別型メタン発酵施設の想定は、基本的な施設、設備は酪農学園大学バイオガスプラントと同様とし、上屋である建物を簡素化した。また、設備機器は、必要性の重要度から簡素化や設備の有無を検討した。想定した個別型メタン発酵施設に対しても、酪農学園大学バイオガスプラントと同様の評価を行った。

## 2.3 結果

### 2.3.1 酪農学園大学バイオガスプラントの評価

#### (1) 投入化石エネルギー

Table 2-5に酪農学園大学バイオガスプラントの初期投資エネルギーの内訳を示した。初期投資エネルギーは7,788 GJと推計できた。初期投資エネルギーのうち、管理棟の建設に要した化石エネルギーが全体の69%を占め、プラント建設に要した化石エネルギーは27%であった (Fig. 2-2)。初期投資エネルギーの割合が、本来のふん尿処理施設としては無関係な管理棟建設で大きくなったことは、酪農学園大学バイオガスプラントが試験研究用施設であり、実験室や見学者に配慮したスペースや設備などが付設されているためであると考えられた。

酪農学園大学バイオガスプラントの運転における動力としての消費電力量は158 GJ/年であった。また、電灯としての消費電力量は99 GJ/年であった。

Table 2-5 Initial input energy (energy for construction) at Rakuno Gakuen Biogas Plant.

	Input energy[GJ]	Ratio[%]
Office and operation room	5,410	69
Biogas plant	2,070	27
Slurry store	308	4
total	7,788	100

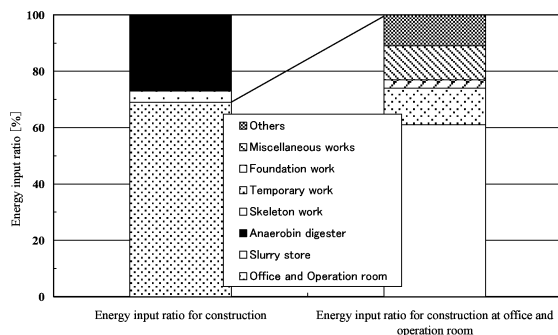


Fig. 2-2 Energy input ratio of construction work at Rakuno Gakuen Biogas Plant.

また、メンテナンスエネルギーは、運転時の消費電力量である運転エネルギーと同量の257 GJ/年と推計した。

#### (2) 産出エネルギー

酪農学園大学バイオガスプラントの1年間の運転で、 $\text{CH}_4$ として産出されたエネルギーのうち340 GJ (94,520 kWh)が電力として産出され、306 GJが利用可能な熱として産出された。したがって、1年間で酪農学園大学バイオガスプラントから発生される利用可能エネルギーは646 GJと推計できた。

1年間の運転で排出される消化液の量は原料投入量と同量の3,650 tであり、含まれる肥料分量は全窒素4.5 t、リン酸2.7 t、カリ13.3 tと推計できた。消化液の化学肥料等価エネルギーは401 GJであり、窒素肥料277 GJ/年、リン酸肥料35 GJ/年、カリ肥料89 GJ/年と推計した。

#### (3) エネルギー的償還年数

Fig. 2-3に、酪農学園大学バイオガスプラントの投入化石エネルギーと産出エネルギーおよび運転年数の関係を示した。酪農学園大学バイオガスプラントへの投入化石エネルギーと電気および熱として産出された利用可能エネルギーを比較すると、エネルギーペイバックタイムは約59年であった。また、電気および熱として産出された利用可能エネルギーに加えて、消化液の化学肥料等価エネルギーも考慮した場合には、約15年に短縮された。したがって、酪農学園大学バイオガスプラントにおける代替エネルギー生産性は、消化液を肥料としての有効利用したる化学肥料節減効果に大きな影響を受けると考えら

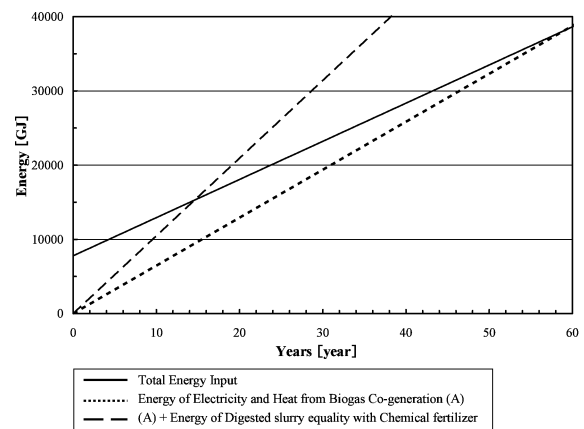


Fig. 2-3 Change of energy input output characteristics with time at Rakuno Gakuen Biogas Plant.

れた。

2.3.2 個別型メタン発酵施設の評価

(1) 個別型メタン発酵施設の想定

酪農学園大学バイオガスプラントでは、ふん尿処理とは直接的な関係のない管理棟建設部分に大きなエネルギーが投入されていた (Fig. 2-2)。したがって、個別型メタン発酵施設では、管理棟をできるだけ簡易な建物とすることで初期投資エネルギーを削減でき、結果的にエネルギーペイバックタイムの短縮につながると考えられた。Fig. 2-4に、想定した個別型メタン発酵施設の概略を示した。特に、上屋が必要な建物を制御・発電室とガスホルダー室の2つとし、制御・発電室は木造2×4工法住宅で20 m<sup>2</sup>、ガスホルダー室は木造軸組工法の建物で60.5 m<sup>2</sup>の建物と想定した。建設に要した化石エネルギーは、家庭生活のライフサイクルエネルギー[71]の木造2×4工法住宅および木造軸組工法住宅に準じた。Table 2-6に、個別型メタン発酵施設における設備機器の一覧を示した。酪農学園大学バイオガスプラ

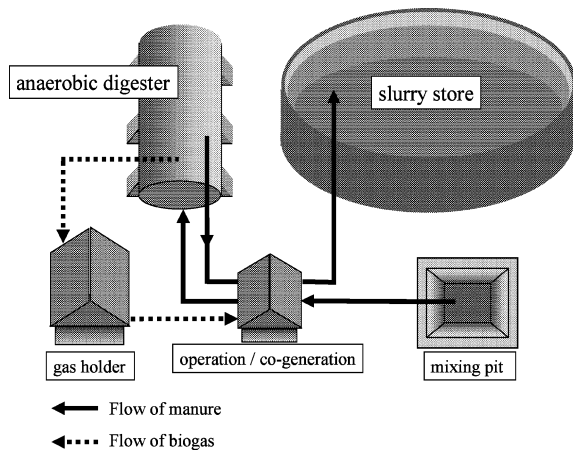


Fig. 2-4 Schematic of Biogas Plant on farm.

Table 2-6 Major equipments at Biogas Plant on farm.

Major equipments	
Existing pit	Raw manure mixing pit 30 m <sup>3</sup>
Digester	Anaerobic digester 250 m <sup>3</sup>
Gas holder	Gas bag Desulfurizer
Operation and cogeneration	Gas generator 30 kW Hot water storage tank Raw manure input pump Digested slurry output pump Operator control panel Manual control panel
Slurry store	Slurry store 2,100 m <sup>3</sup>

ントと大きく異なる点は、原料の投入と消化液の排出用のポンプを各1台ずつの計2台とし、ガスホルダーにはポリエステル製50 m<sup>3</sup>のガスバッグを想定した部分である。また、バイオガス利用機器はガスエンジン発電機のみとし、配管資材、設備資材は酪農学園大学バイオガスプラントで使用された量の1/2の量とした。これらの想定に関しては、酪農学園大学バイオガスプラントの建設業者から実用の可能性を確認した。

(2) 投入化石エネルギー

初期投資エネルギーは2,534 GJと推計できた (Table 2-7)。管理棟の建設に要した化石エネルギーは、全体の12%を占め、プラント建設に要した化石エネルギーは、76%であった。個別型メタン発酵施設は、酪農学園大学バイオガスプラントに比べて管理棟をできるだけ簡易なものとし、プラントの機器設備も必要最低限に近い想定としたことで、初期投資エネルギーの割合はプラント本体の建設に要した部分が大きな割合を占める結果であった。

個別型メタン発酵施設の運転に要した電力量は153 GJ/年であった。特に、電灯の消費電力量は、酪農学園大学バイオガスプラントの電灯による消費電力量の1/4と仮定して推計した。また、メンテナンスエネルギーは、運転エネルギーと同量の153 GJ/年と推計した。

(3) 産出エネルギー

産出エネルギーは、基本設備や運転条件が酪農学園大学バイオガスプラントと同じであることから、酪農学園大学バイオガスプラントにおける産出エネルギーと同量とした。

(4) エネルギー的償還年数

Fig. 2-5に個別型メタン発酵施設の投入化石エネルギーと産出エネルギーおよび運転年数の関係を示した。個別型メタン発酵施設への投入化石エネルギーと電気および熱として産出された利用可能エネルギーを比較すると、エネルギーペイバックタイム

Table 2-7 Initial input energy (energy for construction) at Biogas Plant on farm.

	Input energy[GJ]	Ratio[%]
Office and operation room	308	12
Biogas plant	1,918	76
Slurry store	308	12
total	2,534	100

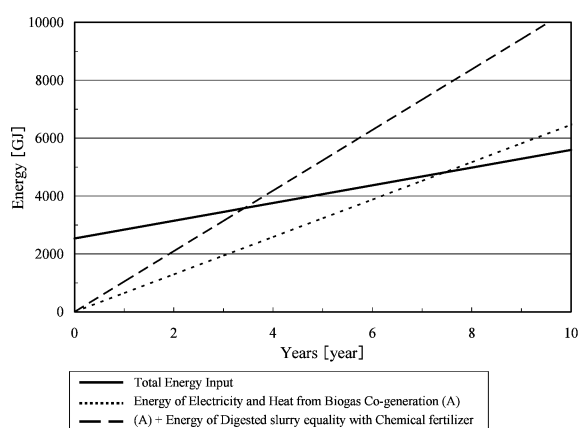


Fig. 2-5 Change of energy input output characteristics with time at Biogas Plant on farm.

は7.5年であった。また、消化液の化学肥料等価エネルギーを考慮した場合のエネルギーペイバックタイムは3.4年であった。個別型メタン発酵施設では、酪農学園大学バイオガスプラントに比べて初期投資エネルギーが著しく小さくなったことで、エネルギーペイバックタイムが大幅に短縮された。また、消化液の肥料としての有効利用によって、さらに短時間で投入化石エネルギーの産出エネルギーによる償還が実現することが示された。

#### 2.4 考察

個別型メタン発酵施設の建設に要したエネルギーは、産出したバイオガスの利用だけでも10年未満の運転で回収できる結果が示された。ただし、その場合は消化液の取扱いに課題が残る。消化液を液肥として利用することができない場合には、浄化処理を行って河川放流することが考えられる。しかし、消化液の浄化処理を行うためにさらに大きなエネルギーが消費され発電したエネルギーの余剰分が少なくなる（淡路ら[17], Muroyama *et al*[41]）。この場合は、エネルギーペイバックタイムがさらに長期化して、メタン発酵施設の利用に伴う代替エネルギー生産性が期待できないと考えられる。

したがって、個別型メタン発酵施設の利用が代替エネルギー生産的となるためには、消化液を肥料として利用する農地を確保することが重要だと考えられた。すなわち、個別型メタン発酵施設は、消化液を農地で有効に利用するためのふん尿処理施設として位置付けることができる。十分な農地を確保することが、個別型メタン発酵施設を有効に利用する条件だと考える。

現状では、メタン発酵施設の利用が、北海道や東

北地方などの採草地や飼料畑の面積が確保できる地域に限定しており、都府県では水田を利用先として消化液の液肥としての利用が検討されている（淡路ら[17]）ことから、消化液の利用先確保の重要性を表しているだろう。

今後、どのようにしてメタン発酵施設を地域の農業システムに位置付けていくかを検討していくことは、ふん尿処理の環境対策および耕畜連携に伴うふん尿の有効利用の点で重要であると考えられる。一方で、メタン発酵施設のライフサイクル的な評価としては、エネルギー収支だけでなく総合的な環境負荷排出量を見極めておくことも必要である。

#### 2.5 まとめ

本章では、酪農学園大学バイオガスプラントを基に個別型メタン発酵施設を想定し、その代替エネルギー生産性を把握するために、施設建設から運転におけるエネルギー収支の把握およびエネルギーペイバックタイムの算出を行った。個別型メタン発酵施設のエネルギー収支は、発生するバイオガスの利用による熱電併給からの余剰エネルギーのみでも、エネルギーが回収できる結果となった。ただし、この場合は消化液の処理が課題であり、浄化処理を行って消費エネルギーを増加させるよりも、積極的に消化液を液肥として利用していく方向でメタン発酵施設の利用を考える必要性が示された。以上のことから、個別型メタン発酵施設を代替エネルギー生産的に利用するためには、消化液を液肥として有効利用できる農地を確保することが条件となることがわかった。

### 第3章 堆肥の化石エネルギー的有効還元距離の提案

#### 3.1 目的

家畜ふん尿は、窒素、リン酸、カリ（以下、肥料成分）などの栄養成分や有機物を含むことから作物への養分供給や土壌の化学性や物理性、生物性を改善する効果があり、肥料や土壌改良材として有効利用が可能な資材と考えることができる。ただし、家畜ふん尿を利用するためには、堆肥化処理や輸送作業などに化石燃料が消費され、これに伴う環境負荷が排出される。Saflyは、畜産経営で消費される化石エネルギーの11.4%がふん尿の処理や利用によると報告しており[56]、その影響は小さくない。特に、地域的な堆肥利用の必要性が求められる中で、堆肥の有効利用と輸送距離の関係については、総合的なエネルギー消費の点から検討しておく必要がある。

そこで本章では、堆肥の農地還元的环境保全性を総合的なエネルギー収支から評価することを目的とした。特に、評価指標として、化石エネルギーの有効還元距離を提案し、事例として、酪農家の堆肥化処理・利用システムを想定した評価を行い、化石エネルギーの有効還元距離の評価指標としての有効性を検討した。

### 3.2 化石エネルギーの有効還元距離の提案

堆肥の農地還元を総合的なエネルギー収支から評価するには、ふん尿の堆肥化から農地還元までに消費されるエネルギーと、還元された堆肥の価値をエネルギー換算して比較する必要がある。ここでは、堆肥利用の有効性のうち肥料成分の供給能に着目し、肥料成分が堆肥施用と等価量の化学肥料の利用に伴う消費エネルギーを比較対象とした。

#### 3.2.1 堆肥の農地還元までに消費されるエネルギー ( $E_m$ )

堆肥の農地還元で総合的に消費されるエネルギーは、ふん尿処理を行う施設建設・製造などに消費されるエネルギー ( $I_m$ )、堆肥化処理に消費されるエネルギー ( $C_m$ )、堆肥の散布作業で消費されるエネルギー ( $S_m$ ) および堆肥の輸送に消費されるエネルギー ( $T_m \times X$ ) を対象として、①式で算出した。

$$E_m = (I_m + C_m + S_m) + T_m \times X \quad \dots \text{①式}$$

$E_m$  : 堆肥の農地還元までに消費されるエネルギー [J]

$I_m$  : 堆肥化施設の建設・製造エネルギー [J]

$C_m$  : 堆肥化処理エネルギー [J]

$S_m$  : 堆肥の散布エネルギー [J]

$T_m$  : 堆肥の輸送に係る消費エネルギー係数 [J/km]

$X$  : 輸送距離 [km]

#### (1) 堆肥化施設の建設・製造エネルギー ( $I_m$ )

堆肥化処理を行うには、堆肥舎、開放型堆肥化施設、ハウス乾燥施設などの施設が必要である。これら関連施設の導入に伴うエネルギー消費量として、堆肥化施設の建設・製造エネルギーは、堆肥化施設の設備、機器類の製造に消費されたエネルギーと建設作業で消費されたエネルギーおよび施設の保守点検に消費されたエネルギーから算出すると設定した。

#### (2) 堆肥化処理エネルギー ( $C_m$ )

堆肥化処理は、ふん尿中の易分解性有機物をエネルギー源として、その分解や水分の蒸発が進められるが、外部からのエネルギーを全く必要とせずに堆肥化を行うことはできない。例えば、ふん尿の水分調整や堆積、切返しなどの作業は、軽油やガソリンなどの燃料を利用した重機が用いられている。また、処理方式によっては、攪拌作業や通気を行うために電力を利用している。そこで、堆肥化処理エネルギーは、ふん尿の堆肥化処理の過程で消費された軽油、ガソリンなどの化石燃料と電力などのエネルギーとした。

#### (3) 堆肥の散布エネルギー ( $S_m$ )

堆肥を農地に散布する場合には、けん引式または自走式の堆肥散布機が利用され、軽油やガソリンなどの燃料を消費することによって作業が行われる。そこで、堆肥の散布エネルギーは、農地における堆肥の散布作業で消費された化石燃料のエネルギーとした。

#### (4) 堆肥の輸送に係る消費エネルギー係数 ( $T_m$ )

堆肥を農地で利用する場合には、堆肥生産の場所から散布先の農地まで堆肥を輸送する必要がある。この輸送作業には、トラックやダンプまたはトラクタけん引式の堆肥散布機などの輸送車両が用いられ、軽油やガソリンなどの燃料が消費される。ただし、輸送作業に伴う燃料消費量は、輸送距離に影響されることから、堆肥の輸送エネルギーは輸送距離を変数とした堆肥の輸送に係る消費エネルギー係数との積で算出するとした。

#### 3.2.2 堆肥の肥料成分と等価量の化学肥料の利用に伴う消費エネルギー ( $E_c$ )

比較対象とした、堆肥の肥料成分と等価量の化学肥料の利用に伴う消費エネルギーは、施用堆肥から供給された肥料成分量に案分した化学肥料製造施設の建設などに消費されるエネルギー ( $I_c$ )、化学肥料の生産に消費されるエネルギー ( $P_c$ )、化学肥料の散布作業で消費されるエネルギー ( $S_c$ ) および化学肥料の輸送に消費されるエネルギー ( $T_c \times X$ ) を対象として、②式で算出した。

$$E_c = (I_c + P_c + S_c) + T_c \times X \quad \dots \text{②式}$$

$E_c$  : 堆肥の肥料成分と等価量の化学肥料の利用に伴う消費エネルギー [J]

$I_c$  : 化学肥料製造施設の建設エネルギー [J]

$P_c$  : 堆肥の化学肥料等価エネルギー (化学肥料の生産エネルギー) [J]

$S_c$  : 化学肥料の散布エネルギー [J]

$T_c$  : 化学肥料の輸送に係る消費エネルギー係数 [J/km]

$X$  : 輸送距離 [km]

#### (1) 化学肥料製造施設の建設エネルギー ( $I_c$ )

化学肥料の製造には、製造を行う施設、設備などが必要となり、これらの導入に伴うエネルギー消費量として、施設の建設・製造エネルギーを計上する必要がある。そこで、施設の設備類の製造に消費されたエネルギーと建設作業で消費されたエネルギーおよび施設の保守点検に消費されたエネルギーを対象として化学肥料製造施設の建設エネルギーとした。ただし、評価基準をそろえるために、基準となる堆肥中の肥料成分量に案分した建設エネルギーを求める必要がある。

#### (2) 堆肥の化学肥料等価エネルギー (化学肥料の生産エネルギー) ( $P_c$ )

堆肥を農地に還元する目的は、作物への肥料成分の供給および土壌の物理性や化学性、生物性を改善することである。特に、堆肥から供給された肥料成分はその供給量だけ化学肥料使用量を削減できる点で、堆肥の農地還元は環境保全的であると考えられる。そこで、堆肥の肥料成分の供給能に着目し、堆肥の化学肥料代替効果をエネルギーから捉えた堆肥の化学肥料等価エネルギーを考案した。堆肥の化学肥料等価エネルギーは、堆肥に含まれる肥料成分量と等価量の化学肥料の生産に投入される化石燃料由来のエネルギー (化学肥料の生産エネルギー) であり、堆肥の化学肥料代替効果をエネルギーに換算している。

#### (3) 化学肥料の散布エネルギー ( $S_c$ )

圃場畑での化学肥料散布には、トラクタ駆動式の散布機を利用され、軽油やガソリンなどの燃料を消費される。そこで、化学肥料の散布エネルギーは、農地における化学肥料の散布作業で消費された化石燃料のエネルギーとした。

#### (4) 化学肥料の輸送に係る消費エネルギー係数 ( $T_c$ )

化学肥料を利用する場合には、化学肥料の生産工場から販売店まで、販売店から畜産農家まで、また農家から散布先の農地までの輸送作業が必要であ

る。これらの輸送に消費されるエネルギーは、堆肥の輸送エネルギーの算出方法と同様に、輸送距離を変数とした化学肥料の輸送に係る消費エネルギー係数との積で算出するとした。

#### 3.2.3 化石エネルギー的有効還元距離

堆肥の化石エネルギー的有効還元距離は、①式によって算出される堆肥の農地還元投入されるエネルギー ( $E_m$ ) と、②式の堆肥の肥料成分と等価量の化学肥料の農地利用に投入されるエネルギー ( $E_c$ ) が等しくなったときに求められる輸送距離とした (Fig. 3-1)。化石エネルギー的有効還元距離は、化学肥料の代替資材として堆肥を利用することが、エネルギー収支の点から有効であるための輸送距離の限界を示すことができる。したがって、化石エネルギー的有効還元距離の範囲内で農地への堆肥の還元が行われたとき、そこで消費されたエネルギーは堆肥の化学肥料代替効果という点において必要以上の環境負荷を排出しておらず、環境保全的であると考えられる。

Fig. 3-1において、直線および破線の切片 (輸送距離が0 kmの時の投入化石エネルギー) は、堆肥化施設の建設エネルギーおよび堆肥化処理や堆肥散布に要したエネルギー、または堆肥と等価量の化学肥料の製造工場の建設エネルギーおよび化学肥料の生産、散布に要したエネルギーを示している。また、傾きは、堆肥や化学肥料の輸送に投入されるエネルギーの大きさを示している。

例えば、輸送距離が0 kmの時の堆肥に関するエネルギーが、化学肥料に関するエネルギーを上回っている場合は、輸送の有無にかかわらず、堆肥の肥料成分にエネルギー収支からのみ有効性はな

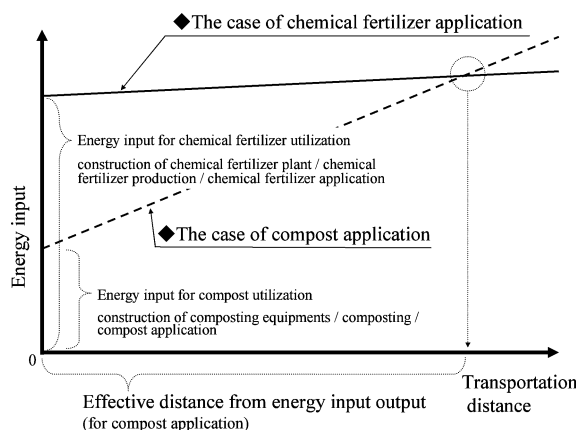


Fig. 3-1 Schematic of effective distance from energy input output.

く、環境保全的ではないと判断できる。特に、堆肥化処理では、省力化、自動化により多くの電力が消費されていると考えられ、技術によっては堆肥の化石エネルギー的な有効性が、堆肥化処理によって失われていることが考えられる。また、輸送車両の燃料消費率を考慮することで、輸送距離の増加に伴うエネルギーの変化を示すことができ、輸送車両の違いによる検討ができる。したがって、化石エネルギーの有効還元距離は、化学肥料代替効果を考えた場合の堆肥の農地還元までの限界輸送距離に関するエネルギー収支からの環境負荷の評価指標として利用できると考える。

### 3.3 検討事例

#### 3.3.1 個別農家における堆肥利用での化石エネルギーの有効還元距離の試算

化石エネルギーの有効還元距離の検討事例として、上田が行った酪農家における投入化石エネルギー現地調査[76]を参考に、酪農家での堆肥化処理・利用作業のモデル化を行った。また、評価基準は、1年間のふん尿処理・利用作業と設定し、堆肥舎での切返し作業による堆肥化処理で、堆肥を農地に還元する一連の作業での化石エネルギーの有効還元距離を検討した。

また、検討事例では、堆肥化施設の建設・製造エネルギー(I<sub>m</sub>)および化学肥料製造施設の建設エネルギー(I<sub>c</sub>)は、調査対象としたエネルギー項目から除いた。これは、堆肥化処理施設および化学肥料製造施設の建設段階のエネルギー消費に関する知見が不足していることが理由である。

#### (1) 方法

酪農家は、搾乳牛100頭、育成牛20頭を飼養していると仮定し、1年間で排泄されるふん尿を2,168 t

Table 3-1 Amount of annual manure output at the dairy farm.

	Feces [Mg/year]	Urine [Mg/year]	Total [Mg/year]	Moisture [%]
Milking cow <sup>1)</sup>	1,017	305	1,322	86
Milking cow <sup>2)</sup>	488	190	678	84
Calves (350 kg)	117	51	168	78
Total	1,622	546	2,168	88

- 1) The milking cow which has lactational performance as 10,000 kg per year.
- 2) The milking cow which has lactational performance as 7,600 kg per year.

と設定した(Table 3-1)。畜舎から堆肥舎へのふん尿搬入、堆肥の切返し、輸送車両への積載に使用する重機の燃料消費量は、1年間で3,260 Lとした(Table 3-2)。また、堆肥舎では Table 3-2 に示した条件で堆肥化が行われると仮定し、堆肥生産量は堆肥化施設設計マニュアル[70]から算出した。堆肥の肥料成分含有量は、堆肥の乾物量に、原田によるオガクズ入り堆肥の無機成分の乾物割合(窒素1.9%、リン酸2.3%、カリ2.6%)[86]を乗じて求めた。

堆肥の輸送および散布作業は、けん引式マニユアスプレッダを用いると仮定した。けん引式マニユアスプレッダでの作業は、トラクタ(95 PS)が、定格回転数で輸送、散布作業を行うと仮定し、定格回転数時の燃料消費率と機関への負荷量から、各作業の燃料消費量を求めた。また、各作業は、北海道立根釧農業試験場で行われた試験結果[14]を参考に、Table 3-3 に示した条件下で行われると設定し、燃料消費量の算出には、Safly[56]の式を用いた。

輸送(往路)時の機関への負荷量：堆肥積載時

$$P_t = (S_t/367) [(M_t \times C_t) + ((M_s + M_m) \times C_s)]$$

散布時の機関への負荷量

$$P_t = (S_t/367) [(M_t \times C_t) + ((M_s + M_m/2) \times C_s)] + P_{TOP_s}$$

Table 3-2 Consumption of diesel fuel at the farmstead composting system.

Process	Machinery	Diesel oil consumption <sup>1)</sup>	Condition of composting <sup>2)</sup>
Collecting	Loader	1,440 L	
Turning of composting mixture	Power shovell	1,680 L	Turning frequency: >1 time per month Composting period: 150-180 days Bulking agent: sawdust Dry matter decomposition rate: 30% (manure) Dry matter decomposition rate: 9% (sawdust)
Loading	Power shovell	140 L	
Total		3,260 L	

1) Ueda (1995)

2) It was set from Taihikashisetusekkei manual (2000).

Table 3-3 Setting values of composted manure transportation and application.

Machinery	Items	Condition
Tractor <sup>1),2)</sup>	Weight	3,514 kg
	Power	69.9 kW (95PS)
	Fuel consumption (rated power)	262.0 g/kW-h
Mnure spreader <sup>2)</sup>	Weight	2,254 kg
	Link type	tractive
	Volume	3.9 m <sup>3</sup>
Working condition	Weight of loading compost <sup>2)</sup>	5,500 kg
	Transport speed (go and return) <sup>2)</sup>	3.0 km/h
	Rolling resistance coefficient (transport) <sup>3)</sup>	0.07 (hard and dry field)
	Application (spreading) speed <sup>2)</sup>	2.0 km/h
	Rolling resistance coefficient (application) <sup>3)</sup>	0.1 (grass land after harvesting)
	Required PTO power (application) <sup>2)</sup>	14.7 kW (20 PS)

1) It was the data from the National Agriculture and Food Research Organization.

2) It was the data from the Kosen nogyo shikenjo Hokkaido (1985).

3) Tanaka (1994)

輸送（復路）時の機関への負荷量：空車時

$$P_t = (S_t/367) [(M_t \times C_t) + (M_s \times C_s)]$$

$P_t$  : けん引所要動力 [kW]

$S_t$  : 速度 [km/h]

$M_t$  : トラクタ重量 [kg]

$C_t$  : トラクタのタイヤの転がり抵抗係数

$M_s$  : マニユアスプレッダの重量 [kg]

$M_m$  : 積載した堆肥の重量 [kg]

$C_s$  : マニユアスプレッダのタイヤの転がり抵抗係数

367 : 単位換算係数

$PTOP_s$  : 散布時の PTO 軸所要動力 [kW]

堆肥の肥料成分量の化学肥料換算は、堆肥の肥料成分量に代替率(窒素 30%, リン酸 60%, カリ 90%)を考慮し、化学肥料量(単肥)に換算した。換算した化学肥料資材は、窒素は硫酸アンモニア、リン酸は過リン酸石灰、カリは塩化加里とし、肥料成分量は各化学肥料資材の公定規格(成分含有率)を参考にした。

化学肥料の輸送車両にはトラックを仮定した。化学肥料の散布作業は、Table 3-4 に示す積載量 400 L のブロードキャストを用いると設定した。化学肥料散布の燃料消費量は、当該機器を用いた場合の作業効率と燃料消費率(岡村[48])から算出した。また、畜舎から農地までのトラクタ移動時の燃料消費量は、堆肥輸送と同様に Saflly[56] の式から求めた。ただし、トラクタの移動時の負荷量はトラクタの自重のみを計上した。

農地は、堆肥を全量散布できる面積があると仮定

Table 3-4 Condition of application (spreading) of chemical fertilizer.

Items	Condition
Vlume	400 L
Wide	5.00 m
Speed	5.50 km/h
Theoretical field capacity	2.75 ha/h
Field efficiency	55%
Capacity	1.51 ha/h
Fuel consumption rate	5.5 L/h

1) Okamura (1991)

Table 3-5 Energy input of materials.

	Energy inputs	
Diesel oil <sup>1)</sup>	38.5 MJ/L	
Electricity <sup>1)</sup>	9.4 MJ/kWh	
Chemical fertilize <sup>2)</sup>	N	61.6 MJ/kg
	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	12.6 MJ/kg
	K <sub>2</sub> O	6.7 MJ/kg
Transportation (road) <sup>1)</sup>	3.0 MJ/(Mg · km)	

1) Shigenkyoukai (1994)

2) Okubo (1991)

し、草地・飼料畑における牛ふん尿堆肥の施用量 3.5 t/10 a[47] を利用して逆算した。

燃料資材のエネルギー原単位および化学肥料の生産エネルギー原単位を Table 3-5 に示した。

## (2) 結果

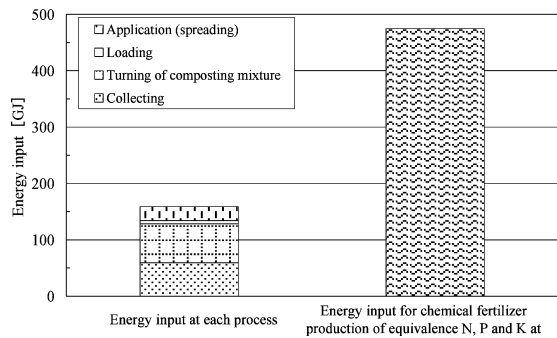
堆肥舎での堆肥生産量は 2,268 t、堆肥利用に必要な農地面積は 64.8 ha であった。堆肥の化学肥料等価エネルギーは 475 GJ となった (Table 3-6)。また、



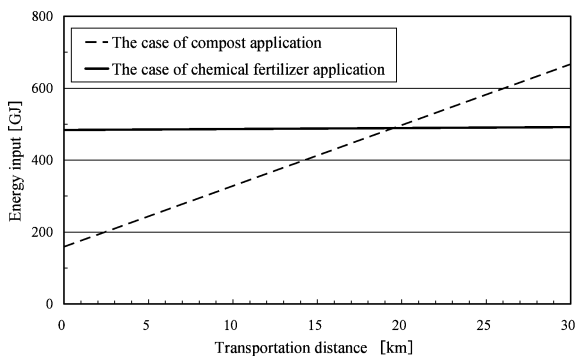
**Table 3-6** Amount of N, P and K at the compost and energy input of chemical fertilizer equivalence for compost.

Items	Contents <sup>1)</sup>	Amount of chemical fertilizer equivalence	Energy input of chemical fertilizer equivalence
N	4.0 t	19.4 Mg <sup>2)</sup>	245 GJ
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	9.6 t	34.3 Mg <sup>3)</sup>	121 GJ
K <sub>2</sub> O	16.3 t	32.6 Mg <sup>4)</sup>	109 GJ
Total	29.9 t	86.3 Mg	475 GJ

- 1) Contents of N, P, K which considered substitution rate for chemical fertilizer.
- 2) It was converted to sulphate of ammonia at N content equivalence. (N content: 20.5%)
- 3) It was converted to superphosphate of lime at P content equivalence. (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> content: 28%)
- 4) It was converted to chloride of potash at K content equivalence. (K content: 50%)



**Fig. 3-2** Energy input at the farmstead composting system and energy input of chemical fertilizer equivalence for compost.



**Fig. 3-3** Comparison of energy input with compost application and chemical fertilizer application.

堆肥の農地還元までの作業（輸送作業を除く）に投入された化石エネルギーは 159 GJ となり、堆肥の化学肥料等価エネルギーを下回った (Fig. 3-2)。また、堆肥利用の場合と化学肥料利用の場合のエネルギー収支は、輸送距離が 19.6 km で等しくなった (Fig.

3-3)。したがって、設定した酪農家の堆肥化処理・利用システムでは、化石エネルギーの有効還元距離は約 20 km であった。堆肥の農地還元が約 20 km 以内で行われる場合には、堆肥中の肥料成分は化学肥料施用と比較してエネルギー収支の点で有効であり、環境保全的に堆肥の農地還元が行われると考えられる。

### 3.3.2 共同型堆肥化施設における化石エネルギーの有効還元距離の試算

共同堆肥化施設の化石エネルギーの有効還元距離の検討事例として、北海道 K 町および R 町を対象として計画された共同堆肥化施設について検討した。評価基準は、酪農家による共同堆肥化施設の 1 年間の利用と設定した。

調査対象とした共同堆肥化施設は、K 町および R 町の畜産農家 44 戸から排出されるふん尿を集中的に堆肥化し、近隣の飼料畑および耕種農家の圃場での堆肥利用を目指したものである。施設構成は、一次処理としてのスクープ方式の開放型堆肥化施設と二次処理として堆肥舎が計画されていた。

#### (1) 方法

共同堆肥化施設のモデル化および消費エネルギーの推計は、設計会社から提供された地域資源循環管理事業 S 地区設計 2 業務・技術提案書を利用した。特に消費エネルギーは、施設運用計画のコスト試算データから電力、化石燃料およびその他の資材の消費量を算出し、エネルギー原単位を乗じて推計した。また、生産される堆肥量および堆肥中の肥料成分は堆肥舎の検討事例と同様の方法で推計した。ただし、堆肥の生産量は、堆肥化施設設計マニュアル[70]から開放型堆肥化施設での計算方法を利用して求めた。

施設を利用する酪農家は、都府県の酪農規模を想定し搾乳牛 30 頭を飼養していると仮定し、1 年間で排出されるふん尿量を 1,081 t と設定した。

これらの設定条件の下で、共同堆肥化施設利用でのエネルギー収支比較および化石エネルギーの有効還元距離の算出を試みた。

#### (2) 結果

設定した酪農家が搬入したふん尿 1,081 t は、共同堆肥化施設で堆肥化処理が行われ 496 t の堆肥が生産されると推計できた。これに伴う、共同堆肥化施設でのエネルギー消費量および堆肥の化学肥料等価エネルギーを比較した (Fig. 3-4)。共同堆肥化施

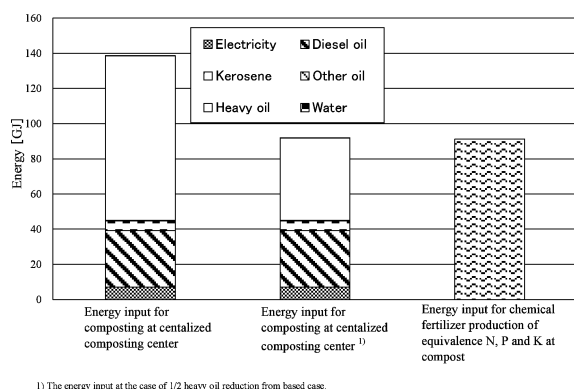


Fig. 3-4 Energy input at the centralized composting system and energy input of chemical fertilizer equivalence for compost.

設での堆肥化処理では、生産された堆肥の化学肥料等価エネルギーが91 GJであったのに対して、堆肥化処理での消費エネルギーは138 GJであった。すなわち、調査対象とした共同堆肥化施設では、堆肥化処理におけるエネルギー収支において既に堆肥のエネルギー的な有効性が失われていることがわかった。

堆肥化処理で消費されたエネルギーの内訳からは、重油および軽油の消費に伴うエネルギー消費が大きかった。軽油は、二次処理および施設への搬入、搬出などでの重機利用に伴って消費されたと考えられた。堆肥化処理での軽油消費に伴う消費エネルギーを、搾乳牛1頭あたりで比較した場合、共同堆肥化施設で1.07 GJ、堆肥舎の検討事例で1.14 GJでありおよそ同程度の軽油が消費されていると考えられた。重油は、堆肥化処理での通気の加温や施設駆動部分の凍結防止策としての消費が考えられた。すなわち、寒冷地域である北海道の特徴が、施設運用計画に反映されていたことが原因と考えられた。

そこで、仮に重油消費量が半分になった場合の消費エネルギー量を試算した。結果として、消費エネルギーは92 GJと試算され、消費エネルギーが約34%低減した (Fig. 3-4)。しかし、この場合でも堆肥のエネルギー的な有効性が表れなかった。

### 3.4 考察

ふん尿処理に伴う処理、輸送および散布段階のエネルギー消費量と堆肥の肥料成分供給能と等価の化学肥料生産エネルギーの把握から、ふん尿処理・利用のエネルギー収支からの環境安全性を判断する指標として化石エネルギーの有効還元距離を定義し

た。

個別農家での化石エネルギーの有効還元距離の試算例では、堆肥化処理で消費されたエネルギーは、堆肥の化学肥料等価エネルギーよりも少ないことから、その肥料成分に関する環境安全性が確認できた。また、化石エネルギーの有効還元距離は約20 kmと示され、堆肥利用がこの距離の範囲内で行われている場合には、エネルギー収支の点でそのシステムは環境保全的であると考えられる。十分な飼料畑をもたない畜産農家がふん尿の利用先を確保するためには、利用先の範囲を拡大して散布農地を確保する必要がある。しかし、利用範囲の拡大はすなわち輸送距離の増加であり、輸送に消費されるエネルギーが堆肥の有効性（肥料成分供給能）を失わせる可能性が示された。

また、畜産農家のふん尿処理・利用方策としては、大型の堆肥化施設で集約的に行う例が挙げられる。この場合は、効率的に堆肥化処理を行うために、各種作業が機械化、自動化されており、堆肥化作業での消費エネルギーが大きくなることが考えられる。共同堆肥化施設の試算例では、化石エネルギーの有効還元距離の算出には至らず、堆肥化処理の時点で消費されたエネルギーが堆肥の化学肥料等価エネルギーを上回る結果であった。すなわち、共同堆肥化施設を個別でのふん尿処理が困難な畜産農家に対して利用していくことは、ふん尿に伴う環境負荷削減の点では必要だと考えられる。しかし、エネルギー収支の点からは、堆肥化処理の段階で堆肥の有効性を失わせており、結果として環境保全的ではないシステムとなりうることが指摘できる。

これらの事例検討より、ふん尿処理方法や堆肥利用範囲の拡大は、ふん尿処理の環境負荷を低減するための対策として進められているが、エネルギー収支の点では環境負荷がより排出されている場合があると考えられる。

ただし、環境負荷排出の点では、堆肥化に伴うふん尿由来の環境負荷の排出量なども含めた評価を行い、環境負荷の面からの消費エネルギーの位置付けを整理する必要があると考える。

### 3.5 まとめ

本章では、ふん尿処理・利用におけるエネルギー収支からの環境影響評価として、堆肥化処理から農地還元までの作業と、堆肥と等価量の肥料成分量の化学肥料の農地利用までの作業における消費エネルギーを比較した。また、堆肥の農地還元による化学肥料代替効果について、エネルギー収支からの環境

保全性の評価指標となる化石エネルギーの有効還元距離を提案した。

検討事例として、個別酪農家の堆肥化処理・利用システムについて試算を行い、堆肥化で消費されたエネルギーや堆肥の化学肥料等価エネルギーなどを算出した。これらのエネルギー収支から、堆肥の農地還元が化石エネルギー的に環境保全的になるための輸送距離の限界を示した。また、共同堆肥化施設を利用した場合には、堆肥化処理で消費されるエネルギーが堆肥の化学肥料等価エネルギーよりも大きくなる結果となり、堆肥化処理の段階で堆肥の肥料価値のエネルギー的な有効性が失われることが示された。これらの検討によって、処理システムによるエネルギー収支の違いを示すことができ、個別および共同処理におけるエネルギー消費の問題点が指摘できたことは、化石エネルギーの有効還元距離の評価指標としての有効性を確認できたと考えられる。

#### 第4章 LCA手法による肥育豚ふん尿処理施設の環境影響評価

##### 4.1 目的

環境負荷の少ないふん尿処理・利用システムを考える場合は、新しい施設の導入や集約的な処理施設へ移行などが考えられるが、このような解決策についても新たな環境負荷を引き起こさずに総合的に環境負荷を低減することが重要である。第2章では、個別型メタン発酵施設の導入および運用段階のエネルギー収支を推計し、投入された化石燃料由来のエネルギーが長期的な視点から環境負荷とならないためには消化液の有効利用が必要であることを示した。ただし、環境負荷排出量の低減には、ふん尿に由来した負荷およびシステムの利用に伴って消費される化石燃料由来の環境負荷を総合的に考慮する必要がある。

近年では、製品などの環境負荷や環境影響の評価手法として、対象製品での資源の採取、製造から使用、廃棄に至るまでのライフサイクル全般を捉えたライフサイクルアセスメント（以下、LCA）が注目されている。環境面から製品製造システムの改善点の抽出や製品の環境性能を把握するための評価手法として利用されている。環境負荷の少ないふん尿処理・利用システムを考えるには、ふん尿処理施設の評価に対してLCAを適用して施設の環境影響の特性を整理しておく必要があると考えられる。

そこで本章では、ふん尿処理施設に対してLCAを適用し、処理施設ごとの環境影響の特徴を明らかにすることを目的として、代表的なふん尿処理施設

のモデルを作成しライフサイクルインベントリ（以下、LCI：life cycle inventory）分析と環境影響評価を行った。

##### 4.2 方法

###### 4.2.1 LCA手法の概要

LCAは、国際規格化(ISO 14040)されており、Fig. 4-1のように「目的及び調査範囲の設定」、「インベントリ分析」、「影響評価」および「結果の解釈」という4つの要素で構成されている[84]。

「目的及び調査範囲の設定」は、調査対象を決定し、調査の目的や結果の用途を明確にし、調査対象のライフサイクルに関連するどこまでの工程を調査するのかを定める段階である。また、調査に必要な環境負荷項目や環境影響、計上する資源や排出物質とその収集範囲を定める。「インベントリ分析」は、調査対象における資源や資材、排出物質の入出力を定量的に把握する段階であり、そのための調査対象のモデル化、データ収集と設定した調査範囲における資源消費量や排出物量の算定を行う。「影響評価」は、「インベントリ分析」で定量化された排出物質が、どの影響領域に対してどの程度の影響を及ぼすかを定量化する段階である。「結果の解釈」は、調査対象での環境面の重要事項を特定し、その意義を明らかにしたり、改善点を抽出したりする段階である。ここでは、設定した目的と調査範囲と整合性をもってインベントリ分析や影響評価から得た知見の整理が行われる。

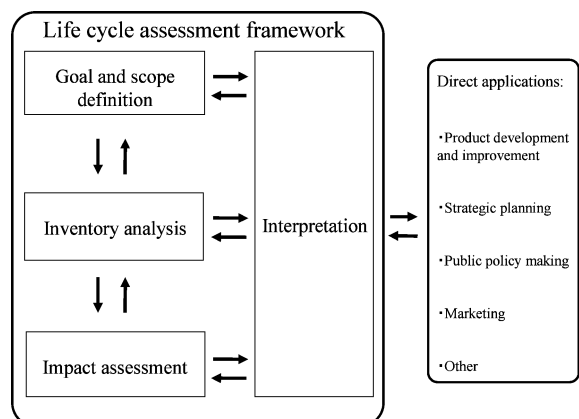


Fig. 4-1 Phase of an LCA  
(from International Standard, ISO14040)

#### 4.2.2 調査対象,機能単位およびシステム境界の設定

##### (1) 調査対象

家畜のふん尿処理施設は、対象となる畜種によって利用される施設の種類は異なるが、およそ堆肥化処理や液肥化処理、浄化処理などが一般的である。ここでは、一般的なふん尿処理施設の評価を行うことから、様々な処理施設が利用される豚（肥育豚）のふん尿を処理対象物とした。肥育豚のふん尿は、原田による排出係数[86]を参考に排泄量、窒素含有量および有機物含有量を設定した。

調査対象としたふん尿処理施設は、堆肥化処理施設として通気式堆肥舎(以下、堆肥舎)、ハウス乾燥処理施設(以下、ハウス)、開放型堆肥化処理施設(以下、開放型)および密閉縦型堆肥化施設(以下、密閉型)の4施設とした。尿処理施設は、液肥化処理施設(以下、液肥化)と浄化処理施設として複合ラグーン方式の回分式活性汚泥処理施設(以下、浄化回分)、連続式活性汚泥処理施設(以下、浄化連続)およびオキシデーションデッチ法の回分式活性汚泥処理施設(以下、浄化OD)の3施設を対象とした。また、ふん尿処理施設としては、メタン発酵施設(以下、メタン発酵)を対象とした。

また、ふん尿処理システムとして施設比較を行うために、堆肥舎と液肥化、ハウスと浄化連続、密閉型と浄化ODの施設の組み合わせを設定した。

##### (2) 調査範囲と機能単位の設定

調査範囲は、施設のライフサイクルを施設の導入段階と運用段階とし、運用段階では施設にふん尿が投入されてから排出されるまでとした(Fig. 4-2)。また、運用段階で消費される電力や燃料、その他の

各種資材に関しては、製造段階の環境負荷として考慮した。

また、メタン発酵では、産出バイオガスのガスエンジン発電機での利用によって電力と熱が生産される。これらのうち、電力は生産電力の一部(施設内で消費された電力を除く)が系統電力を代替できると考えて、等価電力分の系統電力供給に伴う間接的な環境負荷を差し引いた。また、生産された熱についても同様に、生産熱量の一部分(施設内で消費された熱量を除く)が、熱源として消費される化石燃料を代替できる。しかし、メタン発酵施設の利用事例調査では、熱の十分な利用例がなかった(市川ら[17])ことから、生産した熱の化石燃料代替効果は調査範囲外とした。

評価の基準とする機能単位は「処理対象物の年間単位処理量」と設定した。特に、導入段階の環境負荷は、施設導入費から減価償却費と修繕費(減価償却費の10%)を求め、この費用と環境負荷原単位から施設導入における年間の環境負荷排出量が算出できる。その年間の環境負荷量を年間処理量で除して、施設導入段階における、処理対象物の年間単位処理量あたりの環境負荷量として整理した。運用段階の環境負荷は、1年間に消費される燃料や各種資材などの物質収支、これに伴って排出される直接、間接的な環境負荷量を把握し、これらを年間処理量で除して処理対象物の年間単位処理量あたりの環境負荷量を整理した。

##### (3) 調査対象とした環境負荷物質と環境影響

調査対象とする環境負荷物質は、ふん尿に由来する環境負荷とふん尿処理施設の導入、処理および散布での消費資材に由来する環境負荷を把握するために、二酸化炭素(以下、 $\text{CO}_2$ )、メタン(以下、 $\text{CH}_4$ )、亜酸化窒素(以下、 $\text{N}_2\text{O}$ )、窒素酸化物(以下、 $\text{NO}_x$ )、硫黄酸化物(以下、 $\text{SO}_x$ )、生物学的酸素要求量(以下、BOD)、全窒素(以下、T-N)および全リン(以下、T-P)とした。ただし、ふん尿由来の $\text{CO}_2$ は、採食したトウモロコシや乾草など植物由来の $\text{CO}_2$ であり、カーボンニュートラルの考え方から環境負荷に計上しなかった。また、環境影響評価では、LCI分析で定量化された環境負荷物質に対して、地球温暖化、酸性化、富栄養化の影響領域に対する特性化評価を行った。各影響領域に対する特性化係数には、地球温暖化について $\text{GWP}_{100}$ (地球温暖化ポテンシャル係数の100年値)の係数[20]を利用し、酸性化と富栄養化では伊坪ら[22]の日本版被害算定型影響評価手法の推奨値を用いた(Table 4-1)。

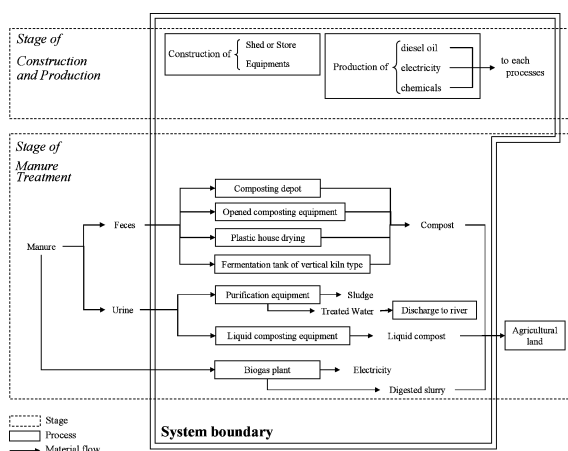


Fig. 4-2 Schematic of process flow and system boundary.

Table 4-1 Impact factors for environmental impact assessment.

	Global Warming (GWP <sub>100</sub> ) [kg-CO <sub>2</sub> eq]	Acidification (DAP) [kg-SO <sub>2</sub> eq]	Eutrophication (EPMC) [kg-PO <sub>4</sub> eq]
CO <sub>2</sub>	1	—	—
CH <sub>4</sub>	23	—	—
N <sub>2</sub> O	296	—	—
NO <sub>x</sub>	—	0.72	—
SO <sub>x</sub>	—	1.00	—
NH <sub>3</sub>	—	5.99	—
T-N	—	—	0.26
T-P	—	—	3.06
COD <sup>1)</sup>	—	—	0.0015

1) BOD factor was used instead of COD factor at eutrophication.

#### 4.2.3 インベントリデータの整備

収集データは、施設設計値や施設利用事例、関連した環境負荷排出量の試験報告などを参考にした。したがって、データ元の一貫性は確保できなかったが、代表的なふん尿処理施設を巨視的に捕らえて環境影響を把握する点では施設の特徴を反映できると考えた (Table 4-2)。

施設の導入段階の環境負荷は、南齋らによる産業連関表による環境負荷原単位データブック (以下、3EID) [42] の原単位を用いた。運用段階で消費した系統電力や軽油、関連資材の直接、間接的な環境負荷量は、東北電力[74]、LCA ソフトウェア (JEMAI-LCApro, 2005 産業環境管理協会) のデータベース、畜産環境対策技術評価検討委員会などの原単位 [72] を用いた。また、ふん尿処理時に排出されるふん尿由来の CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O の原単位は、環境省 [26] や北海道開発土木研究所 [15] の値を利用した。ふん尿処理に伴う NH<sub>4</sub> 排出 (揮散) 原単位は、前田ら [33]、橋本 [4] および木庭 [29] の報告を参考にして、堆肥化処理、液肥化処理のそれぞれについて仮定した。

また、生産された堆肥や液肥、消化液に含まれる窒素 (以下、N) は、ふん尿中の含有量から処理段階で N<sub>2</sub>O や NH<sub>3</sub> として消失した N 量を差し引いた量と水分調整材中の N 量の合計とした。リン (以下、P) およびカリウム (以下、K) 量は、ふん尿処理に伴う減少はないと仮定して、ふん尿や水分調整材中の各含有量から算出した。

##### (1) 堆肥化処理施設の設定

堆肥化処理施設の施設設定を Table 4-3 に示す。

###### 1) 堆肥舎

堆肥舎のデータは、肥育豚 1,650 頭規模の施設利

用事例 (本多 [86]) から収集した。施設構成は、混合槽、発酵槽、貯蔵槽とし、発酵槽床面に通気装置を付設した。堆肥化処理は、オガクズで水分調整し、ショベルローダで切返しを行うとした。堆肥舎およびショベルローダの導入費用は、肉用牛の堆積堆肥化事例 (八木 [86]) を参考に設定した。建屋の導入単価は 25,000 円/m<sup>2</sup> を用いた。また、通気装置の施行単価は、業者ヒアリングから 10,000 円/m<sup>2</sup>、通気装置の価格を 25,000 円/0.75 kWh として設備機器の費用を求めた。

ショベルローダの燃料消費量は、肉用牛の堆肥化事例 (八木 [86]) から算出した。電力消費量は、モータ負荷率を 0.7 として機器仕様と運転時間から求めた。

##### 2) ハウス乾燥処理施設

ハウスは、堆肥舎と同規模で (本多 [86]) の事例報告を参考に設定した。施設構成は、混合槽、堆肥舎 (1 次処理) とハウス (2 次処理) 及び貯蔵庫とした。ハウスでの攪拌作業は、堆積高 0.2 m の攪拌槽で攪拌装置が 1 日 4 回行うとした。水分調整材は戻し堆肥を利用し、処理段階での戻し堆肥の分解率は考慮しないとした。また、堆肥舎床面には通気装置を付設した。ハウスの攪拌装置は、走行モータが 0.75 kW、攪拌モータが 3.7 kW とした。堆肥舎及びショベルローダ、貯蔵庫の導入費は、1) 堆肥舎の単価を用いた。ハウスの導入費は、斉藤 [86] の乳牛事例の費用を参考にした。ショベルローダの燃料消費量は、堆肥舎の燃料消費量を発酵槽面積で案分し、処理期間を考慮して算出した。電力消費量は、モータ負荷率を 0.7 として機器仕様と運転時間から求めた。

##### 3) 開放型堆肥化処理施設

開放型は、堆肥舎と同規模で本多 [86]、堆肥化施設設計マニュアル [70] を参考に設定した。施設構成は、混合槽、開放型 (1 次処理)、堆肥舎 (2 次処理) 及び貯蔵庫とした。水分調整材はオガクズを利用し、開放型での攪拌作業は堆積高 1.0 m の攪拌槽でロータリ式攪拌装置が 1 日 1 回の攪拌作業を行うとした。また、堆肥舎床面には通気装置を付設した。

開放型の施設導入費は、処理規模によって幅があることから、処理頭数と導入費用の 1 次回帰式から求めた。回帰式は、肥育豚で 4,200-14,700 頭規模の施設 (7 施設) の建屋 (①式) と設備機器 (②式) に分けて作成した。

Table 4-2 The environmental loads coefficients.

	Items	Stage/Process	Output coefficient	Unit
CO <sub>2</sub>	Non-residential construction (non-wooden)	construction(shed)	3.02	t/million-yen
	Agricultural machinery	construction (equipments)	3.74	t/million-yen
	Metal containers, fabricated plate and sheet metal	construction (biogas plant)	4.91	t/million-yen
	Pumps and compressors	construction (biogas plant)	4.13	t/million-yen
	Generators	construction (biogas plant)	3.75	t/million-yen
	electricity	generation	0.43	kg/kWh
	diesel oil	refinery	0.0967	kg/L
		combustion	2.64	kg/L
	flocculant	production	6.53	kg/kg
	antiseptic	production	0.32	kg/kg
CH <sub>4</sub>	electricity	generation	0.00001	kg/kWh
	diesel oil	refinery	0.000013	kg/L
	feces	compost with aeration	0.00025	kgCH <sub>4</sub> /kg-organic matter
		solar drying	0.013	kgCH <sub>4</sub> /kg-organic matter
	urine	liquid compost with aeration	0.00025	kgCH <sub>4</sub> /kg-organic matter
		purification	0.00	kgCH <sub>4</sub> /kg-organic matter
		storage	0.0092	kgCH <sub>4</sub> /kg-organic matter
	digested slurry	storage	0.0000413	kgCH <sub>4</sub> /kg-digested slurry
N <sub>2</sub> O	electricity	generation	0.000001	kg/kWh
	diesel oil	refinery	0.000049	kg/L
	feces	compost with aeration	0.0075	kgN <sub>2</sub> O-N/kgT-N
		solar drying	0.004	kgN <sub>2</sub> O-N/kgT-N
	urine	liquid compost with aeration	0.067	kgN <sub>2</sub> O-N/kgT-N
		purification	0.12	kgN <sub>2</sub> O-N/kgT-N
		storage	0.0075	kgN <sub>2</sub> O-N/kgT-N
digested slurry	storage	0.0075	kgN <sub>2</sub> O-N/kgT-N	
NH <sub>3</sub>	feces	compost with aeration	0.19	kg/T-N
	urine <sup>1)</sup>	liquid compost with aeration	0.10	kgNH <sub>3</sub> -N/kgT-N
	digested slurry <sup>2)</sup>	storage	0.05	kgNH <sub>3</sub> -N/kgT-N
NO <sub>x</sub>	Non-residential construction (non-wooden)	construction (shed)	6.01	kg/million-yen
	Agricultural machinery	construction (equipments)	5.07	kg/million-yen
	Metal containers, fabricated plate and sheet metal	construction (biogas plant)	0.0067	kg/million-yen
	Pumps and compressors	construction (biogas plant)	0.0052	kg/million-yen
	Generators	construction (biogas plant)	0.0052	kg/million-yen
	electricity	generation	0.00038	kg/kWh
	diesel oil	refinery	0.00015	kg/L
		combustion	0.069	kg/L
	electricity (co-generation) <sup>3)</sup>	co-generation (biogas plant)	0.0023	kg/kWh
	SO <sub>x</sub>	Non-residential construction (non-wooden)	construction (shed)	2.21
Agricultural machinery		construction (equipments)	3.18	kg/million-yen
Metal containers, fabricated plate and sheet metal		construction (biogas plant)	0.0035	kg/million-yen
Pumps and compressors		construction (biogas plant)	0.0036	kg/million-yen
Generators		construction (biogas plant)	0.0032	kg/million-yen
electricity		generation	0.00026	kg/kWh
diesel oil		refinery	0.00036	kg/L
		combustion	0.0021	kg/L
electricity (co-generation) <sup>4)</sup>	co-generation	0.00045	kg/kWh	

1) NH<sub>3</sub> emission was assumed as 10% of T-N.

2) NH<sub>3</sub> emission was assumed as 5% of T-N.

3) It calculated NO<sub>x</sub> emission from Natural gas combustion.

4) It calculated SO<sub>x</sub> emission by exhaust H<sub>2</sub>S contents assumed 200 ppm.

$$Y_1 = 989.5 \times X_1 + 6598469.0 \quad (R^2 = 0.81) \quad \dots \textcircled{1} \text{式}$$

$$Y_2 = 2389.4 \times X_1 + 2366823.7 \quad (R^2 = 0.99) \quad \dots \textcircled{2} \text{式}$$

Y<sub>1</sub> : 建屋の導入費 [円]

Y<sub>2</sub> : 設備機器の導入費 [円]

X<sub>1</sub> : 処理頭数 [頭]

電力消費量は、処理頭数と電力消費量の1次回帰式(③式)から求めた。これらの利用データは、畜産環境整備機構の資料[88]や施工業者(2社)へのヒアリングデータとした。また、その他の施設や機器の導入費や燃料消費量等は、ハウスと同様の方法で算出した。

Table 4-3 Condition of period, initial cost and useful life at composting systems.

Equipments	Scale [t/day]	Treatment priod/decomposition rate			Initial cost [1000yen]	Useful life [years]
		first stage	second stage	storage		
Composting depot with aeration	3.3	6 weeks	—	90 days	shed	18,158
		(40%)	—	—	equipments	250
					shovel loader <sup>1)</sup>	2,300
Opened composting equipment	3.3	20 days	3 weeks <sup>2)</sup>	90 days	shed	15,861
		(34%)	(6%)	—	equipments	8,733
					shovel loader <sup>1)</sup>	2,300
Plastic house drying	3.3	3 weeks <sup>2)</sup>	30 days	90 days	shed	12,409
		(24%)	(16%)	—	equipments	2,078
					shovel loader <sup>1)</sup>	2,300
Fermentation tank of vertical kiln type	4.0	16 days	—	90 days	shed	2,183
		(30%)	—	—	equipments	26,846
					shovel loader <sup>1)</sup>	2,300

1) It was set as secondhand shovel loader. (the cost assumed 2/3 of new shovel loader)

2) Composting at depot.

$$Y_3 = (-2.86 \times 10^{-7}) \times X_3 + 0.0061 \quad (R^2 = 0.79) \quad \dots \textcircled{3} \text{式}$$

Y<sub>3</sub> : 単位処理量当りの電力消費量 [kWh]

X<sub>3</sub> : 処理頭数 [頭]

力購入単価を 15 円/kWh として求めた。ショベルローダによる軽油消費量は、切返しが伴う施設より少ないと考えられるが運搬回数は多くなると考え、比較的消費量の多い開放型と同等と仮定した。

4) 密閉縦型堆肥化処理施設

密閉型は、堆肥化施設設計マニュアル[70]を参考に施設を設定した。施設構成は、密閉型と貯蔵庫とし、運搬作業用のショベルローダを考慮した。密閉型の導入費は、施設規模を考慮して発酵槽の有効容積と導入費用の1次回帰式(④式)より肥育豚2,000頭の処理規模の施設として求めた。1次回帰式は、畜産環境整備機構の資料[88]や施工業者(2社)へのヒアリングから、肥育豚が1,000-5,000頭規模の施設(16施設)として求めた。また、運用段階における電力消費量も同様に、発酵槽の有効容積と月電力費用の1次回帰式(⑤式)(2社, 15施設)から電

$$Y_4 = 450017.3 \times X_4 + 7268374.2 \quad (R^2 = 0.96) \quad \dots \textcircled{4} \text{式}$$

Y<sub>4</sub> : 設備機器の導入費 [円]

X<sub>4</sub> : 有効容積 [m<sup>3</sup>]

$$Y_5 = 1911.0 \times X_5 + 22618.3 \quad (R^2 = 0.92) \quad \dots \textcircled{5} \text{式}$$

Y<sub>5</sub> : 月電力費用 [円]

X<sub>5</sub> : 有効容積 [m<sup>3</sup>]

(2) 液肥化・浄化処理施設の設定

液肥化・浄化処理施設の施設設定を Table 4-4 に示す。

Table 4-4 Condition of period, initial cost and useful life at liquid composting and purification systems.

Equipments	Scale [t/day]	Retention period		Purification rate[%]			Initial cost [1000yen]	Usefull life [years]
		aeration	storage	BOD	T-N	T-P		
Liquid composting equipment	5.9	20 days	6 months	—	—	—	store	16,669
							equipments	3,417
Purification (batch)	7.8	24 days	—	98	85	80	store	14,900
							equipments	18,900
Purification (continuous)	7.8	4 days	—	98	85	80	store	20,500
							equipments	23,500
Purification (oxidation ditch)	7.8	4 days	—	95	81	44	store	22,550
							equipments	8,108

## 1) 液肥化処理施設

液肥化は、藤田による乳牛での液肥化処理施設の利用事例[86]から肥育豚1,500頭規模の施設として導入費、設備機器を設定した。施設は、曝気槽と貯留槽からなり、曝気槽には曝気ポンプ、消泡機、排出ポンプ、貯留槽には攪拌機、排出ポンプが付設されるとした。電力消費量は、モータ仕様と運転時間、モータ負荷率0.7を考慮して算出した。

## 2) 浄化処理施設

浄化処理施設は、宮崎県畜産会による肥育豚2,000頭規模の施設設計調査データ[39]から回分式、連続式、OD法の3施設から設定した。T-N、T-Pの除去率は、畜産環境整備機構[87]で紹介された類似施設を参考に設定した。浄化処理施設の電力消費

量や薬剤消費量は、月管理費用から電力単価15円/kWh、凝集剤単価1,000円/kg、消毒剤単価600円/kgとして算出した。

## (3) メタン発酵処理施設の設定

メタン発酵処理施設の施設設定をTable 4-5に示す。メタン発酵の設定は、岩手県による設計値[23]を参考とした。ただし、導入費は、メタン発酵施設と浄化施設分が一括で計上され高くなっていた。導入費は、別海町共同バイオガスプラント[15]を参考に、導入費用を各施設の費用割合で案分した。物質収支は、設計値のメタン発酵施設のみを計上した。施設構成は、日処理量23tの発酵槽(中温発酵)、ガスエンジン発電機及び消化液を6ヵ月間貯留できる貯留槽とした。ふん尿からのバイオガス発生量は、

Table 4-5 Condition of period, initial cost and useful life at biogas plant.

Equipment	Scale [t/day]	Temperature	Retention period		Initial cost [1000yen]	Useful life [years]	
			digester	storage			
Biogas plant	23.0	mesophilic	25 days	6 months	shed	435,313	22
					tanks	99,260	15
					co-generation equipment	77,036	15
					pump	108,391	15
					slurry store	37,767	20
					equipments at slurry store	6,840	5

Table 4-6 Life cycle inventory of composting systems.

			Composting depot with aeration	Opened composting equipment	Plastic house drying	Fermentation tank of vertical kiln type		
Construction	emissions	CO <sub>2</sub>	[kg]	4.64 × 10 <sup>-3</sup>	1.01 × 10 <sup>-2</sup>	6.27 × 10 <sup>-3</sup>	1.17 × 10 <sup>-2</sup>	
		NO <sub>x</sub>	[kg]	7.88 × 10 <sup>-6</sup>	1.51 × 10 <sup>-5</sup>	1.03 × 10 <sup>-6</sup>	1.60 × 10 <sup>-5</sup>	
		SO <sub>x</sub>	[kg]	3.64 × 10 <sup>-6</sup>	8.34 × 10 <sup>-6</sup>	4.98 × 10 <sup>-6</sup>	9.89 × 10 <sup>-6</sup>	
Treatment	input	feces <sup>1)</sup>	[kg]	1.00	1.00	1.00	1.00	
		sawdust	[kg]	0.25 <sup>2)</sup>	0.25 <sup>2)</sup>	0.40 <sup>3)</sup>	0.00	
	materials	output	compost	[kg]	0.75	0.57	0.25	0.25
			water content	[%]	(55)	(44)	(40)	(30)
		N	[DM%]	(1.3)	(1.3)	(1.2)	(1.9)	
		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	[DM%]	(2.4)	(2.5)	(2.5)	(4.1)	
		K <sub>2</sub> O	[DM%]	(1.4)	(1.5)	(1.1)	(1.7)	
energy	electricity	[kWh]	2.65 × 10 <sup>-2</sup>	1.41 × 10 <sup>-2</sup>	9.49 × 10 <sup>-3</sup>	5.94 × 10 <sup>-2</sup>		
consumption	diesel oil	[L]	2.19 × 10 <sup>-3</sup>	3.79 × 10 <sup>-4</sup>	6.59 × 10 <sup>-4</sup>	3.79 × 10 <sup>-4</sup>		
emissions	CO <sub>2</sub>	[kg]	1.73 × 10 <sup>-2</sup>	7.02 × 10 <sup>-3</sup>	5.84 × 10 <sup>-3</sup>	2.63 × 10 <sup>-2</sup>		
	CH <sub>4</sub>	[kg]	5.09 × 10 <sup>-5</sup>	5.07 × 10 <sup>-5</sup>	1.63 × 10 <sup>-5</sup>	5.12 × 10 <sup>-5</sup>		
	N <sub>2</sub> O	[kg]	4.67 × 10 <sup>-5</sup>	4.66 × 10 <sup>-5</sup>	3.79 × 10 <sup>-5</sup>	4.67 × 10 <sup>-5</sup>		
	NH <sub>3</sub>	[kg]	7.61 × 10 <sup>-4</sup>	7.61 × 10 <sup>-4</sup>	7.61 × 10 <sup>-4</sup>	7.61 × 10 <sup>-4</sup>		
	NO <sub>x</sub>	[kg]	1.62 × 10 <sup>-4</sup>	3.16 × 10 <sup>-5</sup>	4.93 × 10 <sup>-5</sup>	4.88 × 10 <sup>-5</sup>		
	SO <sub>x</sub>	[kg]	1.22 × 10 <sup>-5</sup>	4.58 × 10 <sup>-6</sup>	4.06 × 10 <sup>-6</sup>	1.64 × 10 <sup>-5</sup>		

1) Water content 75% at feces.

2) Water content 25% at sawdust.

3) Water content 40% at compost for moist adjusting.



日本有機資源協会[45]を参考に 40 m<sup>3</sup>/t とし、メタンガス濃度を 65% とした。また、バイオガスは、硫化水素濃度が 200 ppm まで脱硫されてからガスエンジン発電機で利用されるとした。発電機の発電効率は 23%、熱効率は 40% とした。

### 4.3 結果

#### 4.3.1 処理施設のインベントリ分析結果

##### (1) 堆肥化処理施設

堆肥化処理施設のインベントリを Table 4-6 に示す。各処理コストは、堆肥舎で 16,980 円/t、ハウスで 13,364 円/t、開放型で 22,686 円/t、密閉型で 26,778 円/t となり、畜産環境整備機構[88]による堆肥化処理事例の年間処理原料当りの導入コストと同程度であった。

運用段階では、堆肥舎で電力や軽油の消費量が、開放型やハウスに比べて多くなった。小山らの乳牛ふん尿を対象とした事例報告[53]では、投入原料 1 kg 当りの平均電力消費量を 0.027 kWh、平均軽油消費量を 0.0041 L と推計していた。電力消費量は、

今回の堆肥舎と近い値であったが、軽油消費量では約半分と少なかった。そこで、堆肥舎の軽油消費量の感度解析を環境影響評価で行った。

開放型の電力消費量は、泉澤らが日処理量 10 t のスクープ式堆肥化施設で堆肥 1 t 当りの電力消費量を 0.016 kWh としている[24]。今回の開放型での堆肥 1 t 当りの電力消費量は、0.011 kWh (2 次処理分を除く) となり、およそ同程度の結果であった。また、堆肥化処理での NH<sub>3</sub> 排出量は、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O よりも大きいと報告されている(長田[51])。今回の試算でも CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O よりも NH<sub>3</sub> の排出量が大きくなった。NH<sub>3</sub> 排出原単位は、豚ふんを対象とした前田ら[33]の報告の平均値を用いたが、参考とした NH<sub>3</sub> 排出量にはふん中 N の 8.4-32.4% と幅があった。そこで、NH<sub>3</sub> の排出量に関する感度解析を行いその環境影響を検証した。

また、堆肥の成分含有率は乾物当りで N が 1.2-1.9%、P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> が 2.4-4.1%、K<sub>2</sub>O が 1.1-1.7% であり、平均的な豚ふん堆肥と比較すると少なかった。

Table 4-7 Life cycle inventory of liquid composting and purification systems.

			Liquid composting equipment	Purification (batch)	Purification (continuous)	Purification (oxidation ditch)	
Construction	emissions	CO <sub>2</sub>	[kg]	2.29 × 10 <sup>-3</sup>	4.41 × 10 <sup>-3</sup>	5.59 × 10 <sup>-3</sup>	2.76 × 10 <sup>-3</sup>
		NO <sub>x</sub>	[kg]	3.83 × 10 <sup>-6</sup>	6.48 × 10 <sup>-6</sup>	8.27 × 10 <sup>-6</sup>	4.52 × 10 <sup>-6</sup>
		SO <sub>x</sub>	[kg]	1.81 × 10 <sup>-6</sup>	3.65 × 10 <sup>-6</sup>	4.62 × 10 <sup>-6</sup>	2.20 × 10 <sup>-6</sup>
Treatment	input	urine	[kg]	1.00	1.00	1.00	1.00
		drainage	[kg]	—	2.83	2.83	2.83
		water	[kg]	—	0.00	0.81	1.49
		Coagulant	[kg]	—	1.28 × 10 <sup>-4</sup>	2.88 × 10 <sup>-4</sup>	—
		Antiseptic	[kg]	—	6.95 × 10 <sup>-5</sup>	1.57 × 10 <sup>-4</sup>	9.40 × 10 <sup>-5</sup>
	output	treated water	[kg]	1.00 <sup>1)</sup>	3.79	3.76	3.82
		solids	[kg]	—	1.63 × 10 <sup>-2</sup>	9.59 × 10 <sup>-3</sup>	7.98 × 10 <sup>-3</sup>
		sludge	[kg]	—	3.83 × 10 <sup>-5</sup>	6.96 × 10 <sup>-5</sup>	1.12 × 10 <sup>-5</sup>
		N	[%]	(0.41)	—	—	—
		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	[%]	(0.13)	—	—	—
	K <sub>2</sub> O	[%]	(0.05)	—	—	—	
energy consumption	electricity	[kWh]	2.97 × 10 <sup>-3</sup>	3.69 × 10 <sup>-2</sup>	4.05 × 10 <sup>-2</sup>	2.87 × 10 <sup>-2</sup>	
emissions	CO <sub>2</sub>	[kg]	1.26 × 10 <sup>-3</sup>	1.65 × 10 <sup>-2</sup>	1.91 × 10 <sup>-2</sup>	1.22 × 10 <sup>-2</sup>	
	CH <sub>4</sub>	[kg]	3.26 × 10 <sup>-5</sup>	3.69 × 10 <sup>-7</sup>	4.05 × 10 <sup>-7</sup>	2.87 × 10 <sup>-7</sup>	
	N <sub>2</sub> O	[kg]	7.80 × 10 <sup>-4</sup>	1.29 × 10 <sup>-3</sup>	1.29 × 10 <sup>-3</sup>	1.29 × 10 <sup>-3</sup>	
	NH <sub>3</sub>	[kg]	8.28 × 10 <sup>-4</sup>	—	—	—	
	NO <sub>x</sub>	[kg]	1.13 × 10 <sup>-6</sup>	1.40 × 10 <sup>-5</sup>	1.54 × 10 <sup>-5</sup>	1.09 × 10 <sup>-5</sup>	
	SO <sub>x</sub>	[kg]	7.73 × 10 <sup>-7</sup>	9.59 × 10 <sup>-6</sup>	1.05 × 10 <sup>-5</sup>	7.47 × 10 <sup>-6</sup>	
discharge for aqueous	BOD	[kg]	—	2.24 × 10 <sup>-4</sup>	1.35 × 10 <sup>-4</sup>	2.18 × 10 <sup>-4</sup>	
	T-N	[kg]	—	1.09 × 10 <sup>-3</sup>	6.02 × 10 <sup>-4</sup>	5.55 × 10 <sup>-4</sup>	
	T-P	[kg]	—	1.24 × 10 <sup>-4</sup>	6.82 × 10 <sup>-5</sup>	1.40 × 10 <sup>-4</sup>	

1) Liquid compost

## (2) 液肥化・浄化処理施設

液肥化・浄化処理施設のインベントリを Table 4-7 に示す。各処理施設インベントリの肥育豚1頭当りの処理コストは、液肥化で1,001円、浄化処理で1,131-2,169円となり、畜産環境整備機構[87]で示されていた出荷豚1頭当りの処理コストと同程度であった。

運用段階では、液肥化と浄化で電力消費量に4-11倍の差があり、浄化処理で電力が多く消費されることが示された。また、尿処理では、尿由来のN<sub>2</sub>O排出量が多いことが特徴的だった。長田は、浄化処理で連続曝気よりも間欠曝気でN<sub>2</sub>O排出量は少ないと報告している[51]。しかし、今回はN<sub>2</sub>O排出係数を一律で乗じており、浄化方式の違いによるN<sub>2</sub>O排出量の差は考慮できなかった。また、液肥化で排出されたNH<sub>3</sub>は、 $8.28 \times 10^{-4}$  kgであった。ただし、曝気処理で発生するNH<sub>3</sub>は、曝気強度や温度等の条件で異なることが考えられる。液肥の成分含有量は、須藤ら[66]の豚尿液肥中の成分量と同程度であった。

## (3) メタン発酵処理施設

メタン発酵のインベントリを Table 4-8 に示す。メタン発酵の日処理量当たりの減価償却費は1,800千円/(t・年)であった。メタン発酵処理施設の日処理量当たりの減価償却費は、規模によって異なるが300-1,400千円/(t・年)となっている(畜産環境整備機構[87])。したがって、メタン発酵の導入段階の環境負荷は、インベントリとして算出した値の3/4から1/2程度になると考えられた。

運用段階では、施設の電力消費量よりもガスエンジン発電機からの生産電力量が大きく、余剰電力により系統電力に伴う環境負荷を削減できた。また、環境負荷量は、メタン発酵プロセスで計上されず、消化液貯留槽でCH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O、NH<sub>3</sub>排出が計上された。これは、密閉系の構造を持つメタン発酵施設の特徴が示されたと考えられた。

Table 4-8 Life cycle inventory of biogas plant.

		Biogas plant				
Construction	emissions	CO <sub>2</sub>	[kg]	$1.80 \times 10^{-2}$		
		NO <sub>x</sub>	[kg]	$2.92 \times 10^{-5}$		
		SO <sub>x</sub>	[kg]	$1.40 \times 10^{-5}$		
Treatment	materials	input	manure	[kg]	1.00	
		output	methane	[Nm <sup>3</sup> ]	$2.60 \times 10^{-2}$	
			digested slurry	[kg]	1.00	
			N	[%]	(0.58)	
			P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	[%]	(0.34)	
			K <sub>2</sub> O	[%]	(0.21)	
		energy consumption	electricity <sup>1)</sup>	[kWh]	$(1.79 \times 10^{-2})$	
			heat <sup>1)</sup>	[MJ]	$(1.27 \times 10^{-1})$	
		energy produce	co-generation	electricity	[kWh]	$5.14 \times 10^{-2}$
				heat	[MJ]	$3.22 \times 10^{-1}$
	emissions	CO <sub>2</sub>	[kg]	0.00		
		CH <sub>4</sub>	[kg]	$4.13 \times 10^{-5}$		
		N <sub>2</sub> O	[kg]	$6.84 \times 10^{-5}$		
		NH <sub>3</sub>	[kg]	$3.52 \times 10^{-4}$		
		NO <sub>x</sub>	[kg]	$1.20 \times 10^{-4}$		
		SO <sub>x</sub>	[kg]	$2.32 \times 10^{-5}$		
	reduction effects	electricity <sup>2)</sup>	CO <sub>2</sub>	[kg]	$-1.43 \times 10^{-2}$	
			CH <sub>4</sub>	[kg]	$-3.36 \times 10^{-7}$	
			N <sub>2</sub> O	[kg]	$-3.36 \times 10^{-8}$	
			NO <sub>x</sub>	[kg]	$-1.28 \times 10^{-5}$	
			SO <sub>x</sub>	[kg]	$-8.72 \times 10^{-5}$	

1) It was produced from co-generation.

2) Excess electricity from co-generation.

4.3.2 処理施設・システムの環境影響評価

(1) 堆肥化処理施設の環境影響

地球温暖化の影響は、全体の32-49%がふん由来のCH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>Oの原因で、施設導入やエネルギー消費の影響が大きかった(Fig. 4-3)。施設別の特徴では、堆肥舎で軽油由来の直接的な影響が大きく、密閉型で電力由来の間接的な影響が大きいことが示された。酸性化の影響は、ふん由来のNH<sub>3</sub>が支配的で施設導入、エネルギー消費の影響は小さかった(Fig. 4-4)。密閉型は、処理期間を短縮するためにエネルギー消費が大きく環境影響も大きくなり、他の施設は、処理期間は長いがエネルギー消費が少なく環境影響は相対的に小さくなったと考えられる。しかし、堆肥舎の軽油消費量が2倍、NH<sub>3</sub>排出がふんNの30%となった場合の影響は、地球温暖化が16%、酸性化が59%増加する結果となった。これより、過度な切返しは燃料消費量を増加させ、地球温暖化の

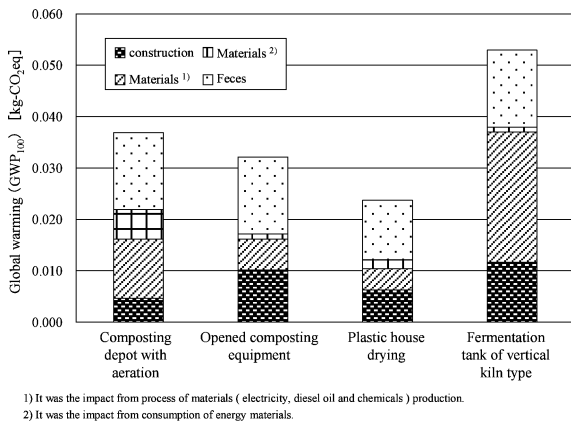


Fig. 4-3 Comparison of global warming impact at composting systems per 1 kg feces.

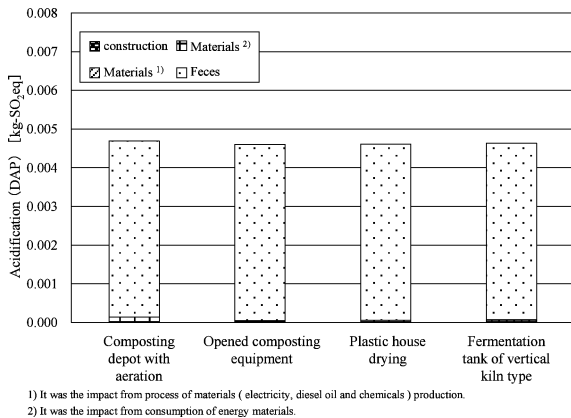


Fig. 4-4 Comparison of Acidification impact at composting systems per 1 kg feces.

影響が大きくなり、切返しに伴うNH<sub>3</sub>排出量が増加することで酸性化の影響が大きくなる可能性があると考えられる。

(2) 液肥化・浄化処理施設の環境影響

尿の単位処理量当たりの地球温暖化の影響は、堆肥化処理の10倍程度と大きく、尿由来のN<sub>2</sub>Oが95-98%と大きく影響した(Fig. 4-5)。また、施設間の比較では、浄化処理に比べて液肥化で40%程度低くなった。酸性化の影響は、処理に伴ってNH<sub>3</sub>が揮散する液肥化で大きく、単位処理量当たりでは堆肥化と同程度の影響量であった(Fig. 4-6)。富栄養化の影響は、排水を伴う浄化処理で大きく、施設の処理能力によって1.6-1.8倍の差が生じた(Fig. 4-7)。これより、尿処理ではN<sub>2</sub>Oによる地球温暖化の影響が大きく、特に液肥化で酸性化への影響、浄化処理で富栄養化への影響が大きいという特徴が示された。

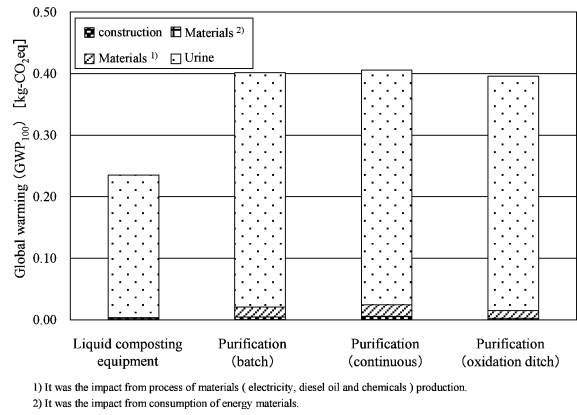


Fig. 4-5 Comparison of global warming impact at liquid composting and purification systems per 1 kg urine.

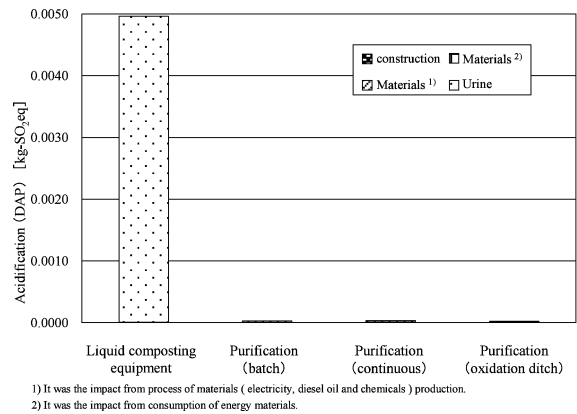


Fig. 4-6 Comparison of Acidification impact at liquid composting and purification systems per 1 kg urine.

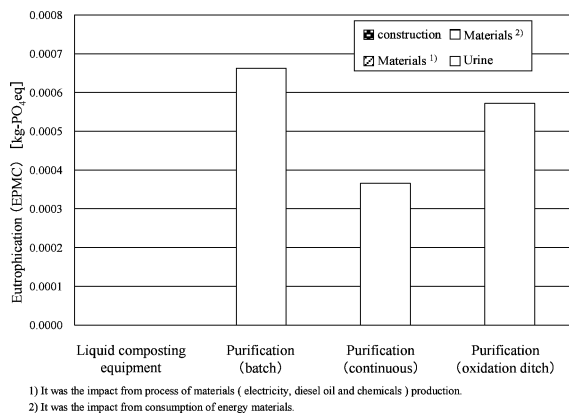


Fig. 4-7 Comparison of Eutrophication impact at liquid composting and purification systems per 1 kg urine.

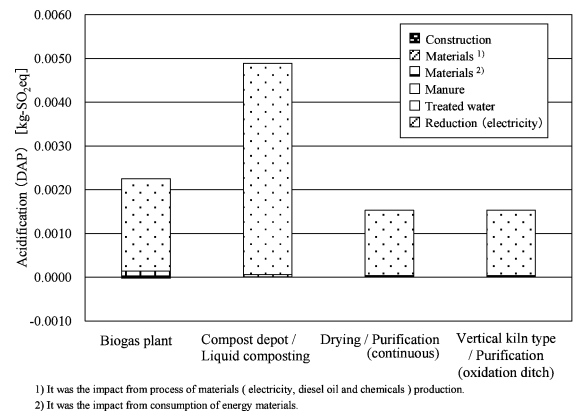


Fig. 4-9 Comparison of acidification impact at manure treatment systems per 1 kg manure.

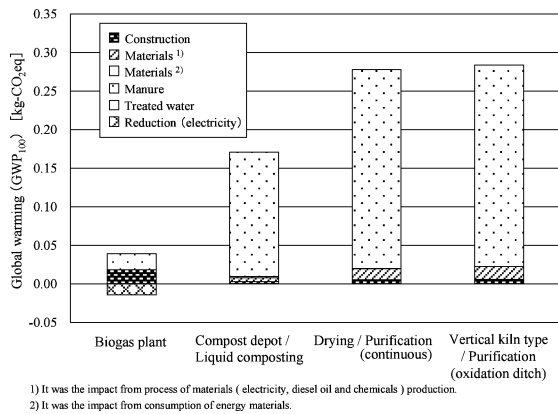


Fig. 4-8 Comparison of global warming impact at manure treatment systems per 1 kg manure.

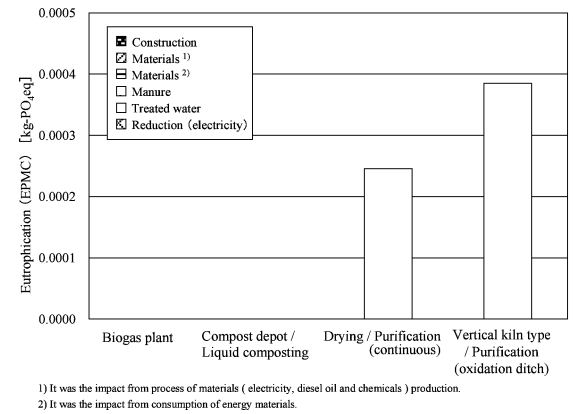


Fig. 4-10 Comparison of Eutrophication impact at manure treatment systems per 1 kg manure.

(3) ふん尿処理システムの環境影響

設定したふん尿処理システムの環境影響の特性化結果を Fig. 4-8, Fig. 4-9 および Fig. 4-10 に示す。堆肥化と液肥化や浄化処理を組合せたシステムは、導入段階の環境影響は比較的小さく、運用段階の電力や軽油などの資材由来の環境影響は小さく、ふん尿由来の環境影響が大きかった。特に、液肥化との組合せでは、ふん尿中 N からの NH<sub>3</sub> 排出量が多く、酸性化の影響が大きくなった。また、浄化処理との組合せでは、尿中 N からの N<sub>2</sub>O 排出による地球温暖化の影響が大きくなった。また、浄化処理では排水に伴う富栄養化の影響があった。

メタン発酵では地球温暖化の影響が小さいことが特徴的であり、運用段階の環境影響が小さかったのは、施設の密閉構造によってふん尿由来の環境負荷の排出が抑えられていたためと考えられた。酸性化の影響は比較的大きな影響であり、消化液貯留槽からの NH<sub>3</sub> 排出の影響が 94% を占めた。ただし、東城

らは、開放された原料受入槽からの環境負荷の排出があると指摘しており [75]、これらの影響は無視できないかもしれない。また、メタン発酵では、ガス発電に伴う環境影響の削減効果が計上され、地球温暖化の影響を 36% 削減した。

4.4 考察

ふん尿処理施設をライフサイクル的に把握した場合の環境影響は、ふん尿に由来する環境負荷の寄与が支配的であり、施設の導入および運用での化石燃料由来の影響は小さかった。したがって、環境影響からふん尿処理施設を捉えた場合には、ふん尿由来の環境影響をどれだけ低減できるかが、評価結果を判断する場合の主要な視点になると考えられる。

環境影響の視点から考えた場合では、メタン発酵は、密閉構造という施設構造上の特徴から他の処理システムと比較して環境影響が小さく、環境保全的な施設であると考えられた。また、システム別の特徴は、浄化処理を利用した場合で地球温暖化と富栄

養化への影響が大きく、液肥化処理を利用する場合には酸性化の影響が大きくなる傾向を把握することができた。

ふん尿処理施設設置のねらいは、ふん尿の有効利用、除去など農家によって様々であり、そのねらいに沿った施設が利用されることになる。したがって、ふん尿処理技術の評価結果のみで、その農家、その地域での環境影響を低減するようなふん尿処理・利用システムを検討するには至らない。また、今回の評価では、ふん尿の利用段階を除いており、堆肥および液肥利用段階の環境影響が考慮されていない。

したがって、今後の検討として処理施設の導入、運用段階と堆肥、液肥等の利用段階を含めた評価を行い、家畜飼養頭数や農地面積、輸送距離等の条件から、総合的に環境影響を低減するようなふん尿処理・利用システムの検討が必要となる。

#### 4.5 まとめ

本章は、ふん尿処理施設の環境影響の定量的な比較から施設特徴の把握を目的として、施設設計値や施設利用事例、排出される環境負荷物質の報告事例などから施設モデルを作成し、施設の導入、運用段階について LCI 分析を行った。また、各環境負荷物質を地球温暖化、酸性化および富栄養化の影響領域の環境影響に対して特性化を行った。堆肥化処理施設の環境影響の特徴は、ふんに由来する影響だけでなく、エネルギー消費に伴う直接、間接的な影響も大きいことが示された。また、尿処理施設の特徴は、施設に係わらず一般的に  $N_2O$  による地球温暖化の影響が大きく、液肥化で  $NH_3$  による酸性化、浄化処理で排水による富栄養化の影響が大きいことであった。また、メタン発酵は密閉構造のために、他のシステムに比較して環境影響が小さいことが示された。

これにより、ふん尿処理システムの利用に関してライフサイクルで排出される環境負荷を総合的に捉えることができ、その環境影響の特徴をシステム毎に定量化することができた。

### 第5章 LCA手法による家畜ふん尿散布方式の環境影響評価

#### 5.1 目的

北海道を中心としてメタン発酵処理を利用したバイオガスプラント（以下、メタン発酵施設）が導入されている。メタン発酵施設は、第4章で示されたような密閉系の処理方式による処理段階の環境負荷物質の排出抑制効果があることや、第2章で示されたように消化液を肥料として農地で利用することで

代替エネルギー生産性が確保されることになり、ふん尿処理施設として総合的に環境面で優れた可能性を持っていることがわかる。

しかし、これまでの評価では、消化液の散布段階についての総合的な環境影響は定量化されていない。メタン発酵処理では、堆肥化処理のように発酵に伴う減量化が起らないので、消化液散布時の燃料消費量は多くなると考えられる。また、消化液の散布では、アンモニア性窒素を多く含むために、堆肥や曝気処理された液肥よりも散布に伴うアンモニア（以下、 $NH_3$ ）排出量が多くなることが危惧される。したがって、消化液の散布段階を含めたメタン発酵施設利用のライフサイクル的な環境影響を評価し、メタン発酵施設の環境面における有効性を総合的に判断する必要がある。

そこで本章では、メタン発酵施設の利用について消化液の散布方式の違いを考慮した環境影響の特徴把握および異なる処理施設を利用した場合との比較を目的として、ライフサイクルアセスメント手法（以下、LCA）による環境影響評価を行った。

#### 5.2 方法

##### 5.2.1 機能単位とシステム境界

###### (1) 評価対象

評価対象は、乳牛を100頭（成牛換算頭数）飼養している酪農家のふん尿処理・利用システムとし、生産された堆肥や液肥は全て自家農地に還元できる設定とした。ふん尿処理・利用方式は、メタン発酵施設、慣行的な処理施設であるふん尿混合の堆肥化方式である堆肥舎および固液分離方式の処理として堆肥舎と液肥化施設の組合せの3つのシナリオを設定した（Fig. 5-1）。

また、散布車両にはトラクタけん引式の散布車両を想定し、堆肥散布にマニュアルスプレッダ（以下、MS）、液肥散布には車両後部より空中に吐き出す形で散布するスプラッシュプレート方式（以下、SP）のスラリースプレッダを用いるとした。さらに、消化液散布では散布方式の違いに伴う環境影響を把握するためにSPだけでなく、地表面近くまで伸びた複数のホースから表面散布を行うバンドスプレッド方式（以下、BS）と土中施用を行う浅層型スラリーインジェクション方式（以下、SI）のスラリータンクを想定した。

###### (2) 調査範囲と機能単位の設定

調査範囲は、排泄されたふん尿が処理され農地に散布されるまでのプロセスとした（Fig. 5-1）。特に、

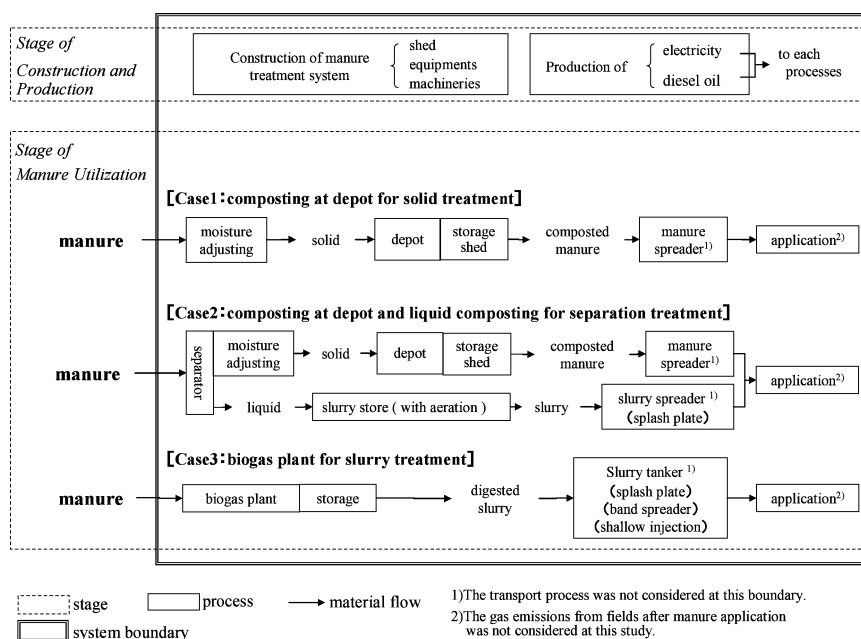


Fig. 5-1 Schematic process flow and system boundary of three cases scenario.

本研究では処理と散布に伴う環境影響の比較に注目したため、輸送距離の影響を受ける輸送プロセスは調査範囲から除いた。各処理施設や処理に用いられる重機、散布車両のライフサイクルは、導入段階と運用段階を調査範囲に含めた。ただし、散布作業に用いられるトラクタは、飼料生産作業や運搬作業など汎用的に用いられ、本研究で対象とした散布作業に関するトラクタの導入段階の環境影響は小さいと考えられるので、トラクタの導入段階は考慮しなかった。また、消費される電力や軽油の製造段階は調査範囲に含めた (Fig. 5-1)。

メタン発酵施設では、バイオガスを利用したガス発電によって電力や熱量を生産できる。これらの一部は、メタン発酵施設内の消費量を除いて施設外での設備で利用が可能であり、系統電力や熱源となる燃料を代替することができる。すなわち、施設で余剰となった電力や熱量は、その等価量分の系統電力供給や燃料製造・燃焼などの直接、間接的な環境負荷量を差し引くことができると考えられる。しかし、本研究ではふん尿処理・利用方式を調査対象と設定し、そこから排出される環境影響の比較を目的としたことから、余剰となった生産電力や生産熱量の利用段階を調査範囲に含めず、その代替効果 (環境負荷の削減量) を計上しなかった。

機能単位は、設定した酪農家において1年間で排出されるふん尿が処理され農地に散布されるとした。

### (3) 調査対象とした環境負荷物質と環境影響

環境負荷項目は、ふん尿に由来する環境影響だけでなく施設導入と処理、散布に伴って消費される化石燃料に由来する環境影響を比較するためにメタン (以下、 $\text{CH}_4$ )、亜酸化窒素 (以下、 $\text{N}_2\text{O}$ )、 $\text{NH}_3$ 、二酸化炭素 (以下、 $\text{CO}_2$ )、窒素酸化物 (以下、 $\text{NO}_x$ )、硫黄酸化物 (以下、 $\text{SO}_x$ ) を対象とした。ただし、導入段階では収集データの制約から  $\text{CO}_2$ 、 $\text{NO}_x$  および  $\text{SO}_x$  のみを計上した。施設導入段階の温室効果ガスは、2004年度における日本の温室効果ガス排出量 [27] (1,355百万t) の94.9%が  $\text{CO}_2$  起因であり、製造業・建設業がその約29%と最も多い割合を占めたことを考えると  $\text{CO}_2$  のみの計上で評価が可能であると考えた。また、神成らは、1994年度における  $\text{NH}_3$  排出量 (520,000t) の内、最も多い61%が家畜排泄物由来と報告しており [28]、その他の排出源と寄与率から考えると、施設導入段階の酸性化ガスは  $\text{NO}_x$  と  $\text{SO}_x$  のみの計上で十分であると判断した。散布段階では、 $\text{NH}_3$  だけでなく散布後の土壌から  $\text{CH}_4$  や  $\text{N}_2\text{O}$  が排出されるが、堆肥と液肥の散布でこれらの排出係数が得られなかったことや、尿、消化液散布時の  $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$  排出量に散布方式の違いによる明確な差が無い [36, 37] ことなどから、散布後の  $\text{CH}_4$  と  $\text{N}_2\text{O}$  は計上しなかった。また、ふん尿由来の  $\text{CO}_2$  はカーボンニュートラルの考え方から環境負荷として計上しなかった。

環境影響評価では、ライフサイクルインベントリ (以下、LCI) 分析で定量化された各シナリオでの環

境負荷物質量（以下、環境負荷量）を地球温暖化と酸性化の環境影響領域について特性化を行った。地球温暖化の影響は、GWP<sub>100</sub>の係数[20]を用いてCO<sub>2</sub>に換算して評価し、酸性化の影響（Acidification Potential）は日本版被害算定型影響評価手法[22]の推奨値であるDAP（Deposition-oriented Acidification Potential：沈着面からの酸性化ポテンシャル）の係数を用いてSO<sub>2</sub>に換算して評価した（第4章のTable 4-1参照）。

### 5.2.2 プロセス関連データの整備

ふん尿処理・利用のプロセスモデルは、施設の設計値や利用事例、処理や散布に伴って排出される環境負荷量の試験報告などのデータから作成した。したがって、収集データは、データ元の一貫性は確保されていないが、環境影響を比較するための施設特徴を反映できると考えた。

#### (1) 収集データ

処理施設や重機の導入段階の環境負荷量は、導入費から減価償却費と修繕費（減価償却費の10%と仮定）を求め、その合計費用と環境負荷排出係数から施設の1年間当りの環境負荷量として算出した。導入段階の環境負荷排出係数は、南齋らによる原単位（以下、3 EID）を用いた（Table 5-1）[42]。堆肥舎、液肥化施設では、建屋建設の環境負荷量に非住宅建築（非木造）の原単位を、ショベルローダと散布車両には農業機械の原単位を利用した。また、メタン発酵施設の設備機器は、発酵槽やポンプ、ガスエンジン等があるため、導入費用を建屋、タンク類、ポンプ類、エネルギー利用設備類に費用案分して求めた。環境負荷排出原単位は、3 EIDよりタンク類には「金属製容器及び製缶板金製品」、ポンプ類には「ポンプ及び圧縮機」、エネルギー設備類には「原動機」の分類の原単位を用いた。

施設での処理や堆肥、液肥の散布等の運用段階で消費した系統電力や軽油、関連資材の直接、間接的な環境負荷量は、LCAソフトウェア（JEMAI-LCApro）の原単位を利用した（Table 5-1）。また、処理時に排出されるふん尿由来のCH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>Oの原単位は、環境省[26]や北海道開発土木研究所の値[15]を利用した（Table 5-2）。処理時のふん尿中Nに由来するNH<sub>3</sub>排出原単位は、堆肥化処理で前田ら[32, 33]、液肥化処理および消化液の貯留は橋本[4]や木庭[29]の報告を参考に仮定した（Table 5-1）。散布時のNH<sub>3</sub>排出原単位は、K.A. Smith *et al* [63]が報告した肉牛、乳牛スラリー散布方式別のNH<sub>3</sub>

損失率（施用NH<sub>4</sub>-N当りのNH<sub>3</sub>損失係数）を用いた（Table 5-1）。なお、MSによる堆肥散布時のNH<sub>3</sub>排出量は関係するデータが得られなかったため、空中散布という点で散布方式が類似するSPによるスラリー散布時のNH<sub>3</sub>損失率を利用した。

生産された堆肥や液肥、消化液中のN成分量は、ふん尿中の含有量から処理段階でN<sub>2</sub>O、NH<sub>3</sub>またはN<sub>2</sub>などの形で減少するN成分量を差し引いた量と水分調整材中のN量の合計として推計した。また、堆肥、液肥および消化液に含まれる全N中のNH<sub>4</sub>-N成分含有率は前田ら[33]、横濱ら[82]の報告を参考に堆肥で3.3%、液肥で50%および消化液で70%と設定した。

#### (2) ふん尿排出プロセスの設定

乳牛のふん尿排泄量は、ふんを50 kg/日、尿を15 kg/日と仮定し、窒素含有量や有機物含有量を設定した[70, 83]。

#### (3) ふん尿処理プロセスの設定

堆肥舎の施設および利用条件は、本多[86]、八木[86]の豚および肉牛ふん尿の堆肥舎利用事例から乳牛ふん尿の性状に換算して設定した（Table 5-2）。施設は、混合槽と発酵槽、保管庫で構成され発酵槽床面に通気装置が付設されるとした。建設費は、床面積あたりの単価を25,000円/m<sup>2</sup>、通気装置はヒアリング調査から単価を25,000円/0.75 kWh、施行単価10,000円/m<sup>2</sup>として算出した（Table 5-2）。切返しは、中古ショベルローダを用いて15-20日間隔で行われる設定とした。燃料消費量および電力消費量は、八木[86]の事例と通気装置の運転時間と設備仕様から算出した。

液肥化施設の施設および利用条件は、藤田[86]の乳牛スラリー処理施設の利用事例を参考に設定した（Table 5-2）。施設は曝気槽と貯留槽で構成され、曝気槽に曝気ポンプと消泡機、排水ポンプ、貯留槽に攪拌機と排出ポンプが付設するとした。各種設備の電力消費量は運転時間と設備機器の仕様から算出した。

メタン発酵施設の施設費用および利用条件は、市川らの個別農家のバイオガспラントの調査[17]から設定した。施設は、発酵槽、ガス利用関連設備（ガスホルダ、ガスエンジン発電機）および開放型の貯留槽で構成されるとした。メタン発酵施設は導入事例が少なく、堆肥舎のようにコストガイドラインは示されておらず、適正な建設費用の設定が困難であった。そこで、市川らの調査[17]から日処理量と

Table 5-1 The environmental loads coefficients.

	Items	Stage/Process	Output coefficient	Unit
CO <sub>2</sub>	Non-residential construction (non-wooden)	construction (shed)	3.02	t/million-yen
	Agricultural machinery	construction (equipments)	3.74	t/million-yen
	Metal containers, fabricated plate and sheet metal	construction (biogas plant)	4.91	t/million-yen
	Pumps and compressors	construction (biogas plant)	4.13	t/million-yen
	Generators	construction (biogas plant)	3.75	t/million-yen
	electricity	generation	0.41	kg/kWh
	diesel oil	refinery combustion	0.105	kg/L
			2.63	kg/L
CH <sub>4</sub>	electricity	generation	0.000009	kg/kWh
	diesel oil	refinery	0.000078	kg/L
	feces	compost with aeration	0.00025	kgCH <sub>4</sub> /kg-organic matter
	urine	liquid compost with aeration storage	0.00025	kgCH <sub>4</sub> /kg-organic matter
			0.0092	kgCH <sub>4</sub> /kg-organic matter
digested slurry	storage	0.000041	kgCH <sub>4</sub> /kg-digested slurry	
N <sub>2</sub> O	electricity	generation	0.000019	kg/kWh
	diesel oil	refinery	0.000045	kg/L
	feces	compost with aeration	0.0075	kgN <sub>2</sub> O-N/kgT-N
	urine	liquid compost with aeration storage	0.067	kgN <sub>2</sub> O-N/kgT-N
			0.0075	kgN <sub>2</sub> O-N/kgT-N
digested slurry	storage	0.0075	kgN <sub>2</sub> O-N/kgT-N	
NH <sub>3</sub>	feces	compost with aeration	0.19	kg/T-N
	urine <sup>1)</sup>	liquid compost with aeration	0.10	kgNH <sub>3</sub> -N/kgT-N
	digested slurry <sup>2)</sup>	storage	0.05	kgNH <sub>3</sub> -N/kgT-N
NO <sub>x</sub>	Non-residential construction (non-wooden)	construction (shed)	6.01	kg/million-yen
	Agricultural machinery	construction (equipments)	5.07	kg/million-yen
	Metal containers, fabricated plate and sheet metal	construction (biogas plant)	0.0067	kg/million-yen
	Pumps and compressors	construction (biogas plant)	0.0052	kg/million-yen
	Generators	construction (biogas plant)	0.0052	kg/million-yen
	electricity	generation	0.00016	kg/kWh
	diesel oil	refinery combustion	0.000087	kg/L
			0.0076	kg/L
	electricity (co-generation) <sup>3)</sup>	co-generation	0.0023	kg/kWh
SO <sub>x</sub>	Non-residential construction (non-wooden)	construction (shed)	2.21	kg/million-yen
	Agricultural machinery	construction (equipments)	3.18	kg/million-yen
	Metal containers, fabricated plate and sheet metal	construction (biogas plant)	0.0035	kg/million-yen
	Pumps and compressors	construction (biogas plant)	0.0036	kg/million-yen
	Generators	construction (biogas plant)	0.0032	kg/million-yen
	electricity	generation	0.000061	kg/kWh
	diesel oil	refinery combustion	0.000093	kg/L
			0.000057	kg/L
electricity (co-generation) <sup>4)</sup>	co-generation	0.00045	kg/kWh	

1) NH<sub>3</sub> emission was assumed as 10% of T-N.2) NH<sub>3</sub> emission was assumed as 5% of T-N.3) It calculated NO<sub>x</sub> emission from Natural gas combustion.4) It calculated SO<sub>x</sub> emission by exhaust H<sub>2</sub>S contents assumed 200ppm.



**Table 5-2** Condition of equipments, initial cost and useful life at treatment process on each scenario.

Scenario	Equipments	Initial cost [1000 yen]	Useful life [year]		
manure composting	composting depot with aeration	area(1,430 m <sup>2</sup> ) composting (6 weeks), atorage (90 days) aeration (0.75 kW × 1,1.5 kW × 4,24 h/day)	shed 54,046 equipments 547 shovel loader 2,300	20 5 4	
	separator	roller press (2.2 kW × 1,3.5 h/day)	equipments 2,280	5	
	solid-liquid separation	composting depot with aeration	area (257 m <sup>2</sup> ) composting (6 weeks), atorage (90 days) aeration (0.75 kW × 2,24 h/day)	shed 9,860 equipments 119 shovel loader 2,300	20 5 4
solid composting + liquid composting		aeration store (118 m <sup>3</sup> ), retention period (20 days) aeration pump (3.75 kW × 1,4 h/day)	store (total) 14,085	20	
		liquid composting equipments	other equipments (0.75 kW × 2,4 h/day) discharge pump (1.55 kW × 1,2 h × 36 times/year) store (1,050 m <sup>3</sup> ), retention period (6 months) mixing pump (3.75 kW × 1,6 h × 3 days × 2 times/year) discharge pump (5.5 kW × 1,10 min × 200 times/year)	equipments (total) 2,887	5
	slurry biogas plant	biogas plant	digester (20-30 days) store (6 months) gas holder gas generator (25-30 kW)	shed 4,795 tanks 56,366 co-generation equipment 21,109 pump 14,547 slurry store 16,869	20 15 15 8 15

日単位処理量当りの建設費用から回帰式 (①式) を作成し、これを用いて設定した農家規模のメタン発酵施設の建設費用を算出した。建設費用の各設備への案分は、菱沼による個別農家用バイオガスプラントの費用割合[6]を用いて行った (Table 5-2)。施設の運用に伴う消費電力量は、市川ら[17]の調査からデータが得られた4施設の平均値を用いた。また、熱消費量、産出電力量および産出熱量は、詳細なデータが得られた酪農学園大学の施設利用事例の値を用いた。産出されたバイオガスの硫化水素濃度は、200 ppm まで脱硫されてガスエンジン発電機で利用される設定とした。

$$y = (-1166611)x + 25947188 \quad \dots \text{①式}$$

(n = 8, R<sup>2</sup> = 0.73)

y : 日単位処理量当りの建設費用 [円/(t/日)]  
x : 日処理量 [t]

(4) 散布プロセスの設定

各シナリオで利用される散布車両の設定条件を Table 5-3 に示す。堆肥散布には、積載容量 5 m<sup>3</sup> のマニュアルスプレッダを利用する設定とした。導入費用は、農機具メーカーの資料から同規模の車両価格とした。散布時の燃料消費量は、75 PS トラクタで作業するとして定格出力時の燃料消費率 252.0 g/kWh [59] から1回の散布作業時間を10分と仮定して推計した。

液肥散布には、タンク容量 5,000 L のスラリースプレッダを利用するとし、農機具メーカーの資料から同規模の車両価格を導入費用に用いた。散布時の燃

**Table 5-3** Condition of equipments, initial cost and useful life at application process on each scenario.

Application system	Capacity	Working width[m]	Speeds [m/s]	Initial cost [1000 yen]	Useful life [years]	Remarks	
compost manure spreade(MS)	5 m <sup>3</sup>	3.1	0.56	2,138	5		
liquid compost slurry spreader with splash plate(SP)	5,000 L	6.0	1.40	2,773	5		
	slurry tank with splash plate(SP)	14,500 L	17.5	1.27	7,140	5	amount of application: 2.7 t/10 a capacity: 1.6 ha/h
digested slurry	slurry tank with band spread(BS)	15,000 L	16.0	2.10	10,710	5	discharge tube: 48 tubes amount of application: 2.0 t/10 a capacity: 3.7 ha/h
	slurry tank with shallow injection (SI)	14,000 L	5.0	1.95	10,710	5	discharge pipe: 28 pipes, depht: 3 cm amount of application: 2.3 t/10 a capacity: 1.2 ha/h

料消費量は、同規模の尿散布機の燃料消費率9.0 L/h[13] を用いて1回の散布作業時間を10分と仮定して推計した。

消化液散布には、異なる散布方式のスラリータンカを用いるとした。散布車両の導入費は、農機具メーカーの資料からタンク容量14,000 Lのスラリースプレッドの費用を推計し7,140千円と設定した。また、BSとSIの散布装置の費用は利用事例が少なくデータが得られなかった。そこで、散布車両費用の50%をBSおよびSIの設備費用として仮定し3,570千円を計上した。設定した価格は、作業目的は異なるがフレーム構造、ディスクおよび注入爪などと形状が相似した、ディスクハロー(作業幅250-300 cm、ディスク24 in×24枚程度)の価格帯33)と同程度であった。散布時の燃料消費量は、高橋ら[30]

が行った異なる散布方式(SP, BSおよびSI)の作業能率などのデータ(Table 5-3)と酪農学園大学付属農場で消化液散布作業に用いたトラクタ(100 PS)の定格出力時の燃料消費率より推計した燃料消費率(12.7 L/h)から求めた。

### 5.3 結果

#### 5.3.1 ライフサイクルインベントリ分析

設定した酪農家のふん尿処理・利用に伴って排出される環境負荷量を、関連するプロセスインベントリ毎に計上し、シナリオ別に整理して段階別、排出源別のLCIを作成した(Table 5-4)。ふん尿処理では、メタン発酵施設は建設費用が高いことから、他のシナリオに比べて導入段階の環境負荷量が多かった。堆肥舎や液肥化施設の処理段階では、消費され

Table 5-4 Life cycle inventory at each scenario.

Stage/Process			Items	Unit	Scenario						
					Case 1 (composting)	Case 2 (separation)	Case 3 (biogas plant)				
manure treatment	Construction (equipments)		CO <sub>2</sub>	[kg]	10,618.2	9,629.4	36,160.9				
			NO <sub>x</sub>	[kg]	19.5	15.3	49.5				
			SO <sub>x</sub>	[kg]	8.1	7.8	29.2				
	Treatment	energy		CO <sub>2</sub>	[kg]	51,848.3	12,981.0	0.0			
			resources		CH <sub>4</sub>	[kg]	1.3	0.3	0.0		
					N <sub>2</sub> O	[kg]	1.9	0.5	0.0		
					NO <sub>x</sub>	[kg]	17.7	5.0	0.0		
					SO <sub>x</sub>	[kg]	6.6	1.8	0.0		
		manure		CH <sub>4</sub>	[kg]	625.2	1360.9	0.5			
				N <sub>2</sub> O	[kg]	899.7	1912.6	145.1			
			NH <sub>3</sub>	[kg]	1591.5	1515.6	747.1				
			NO <sub>x</sub>	[kg]	0.0	0.0	212.9				
			SO <sub>x</sub>	[kg]	0.0	0.0	41.2				
	manure application	Construction		CO <sub>2</sub>	[kg]	MS <sup>1)</sup> 1,584.2	MS+SP <sup>2)</sup> 3,639.3	SP <sup>3)</sup> 5,291.3	BS <sup>4)</sup> 5,291.3	SI <sup>5)</sup> 5,291.3	
			NO <sub>x</sub>	[kg]	2.1	4.9	7.2	7.2	7.2		
			SO <sub>x</sub>	[kg]	1.3	3.1	4.5	4.5	4.5		
Application		energy		CO <sub>2</sub>	[kg]	1,668.6	1,825.1	1,926.1	1,124.4	3,014.7	
			resources		CH <sub>4</sub>	[kg]	0.05	0.05	0.06	0.03	0.09
					N <sub>2</sub> O	[kg]	0.03	0.03	0.03	0.02	0.05
					NO <sub>x</sub>	[kg]	0.52	0.57	0.60	0.35	0.94
					SO <sub>x</sub>	[kg]	0.09	0.10	0.11	0.06	0.17
		manure		NH <sub>3</sub>	[kg]	87.2	1543.3	3255.6	1997.2	1388.3	

1) It used 5 m<sup>3</sup> manure spreader with 75 PS tractor.

2) It used 5 m<sup>3</sup> manure spreader and 5,000 L slurry spreader (splash plate) with 75 PS tractor.

3) It used 14,000 L slurry tanker (splash plate) with 100 PS tractor.

4) It used 14,000 L slurry tanker (band spread) with 100 PS tractor.

5) It used 14,000 L slurry tanker (shallow injection) with 100 PS tractor.

る電力や軽油に由来する環境負荷が計上された。一方で、メタン発酵施設の処理段階は、バイオガスの利用による熱電併給によって外部から投入されるエネルギー資材が不要となり、燃料由来の負荷は計上されなかった。特に、生産された電力および熱が、施設での消費量を上回り、施設外部で利用可能な余剰分が生じていた。また、バイオガス利用時のガスエンジン発電機の運転に伴う排気ガスとして、ふん尿由来の環境負荷(NO<sub>x</sub>とSO<sub>x</sub>)が計上された。NH<sub>3</sub>は、処理段階では堆肥舎や液肥化施設を利用したシナリオで比較的多く排出され、散布段階ではメタン発酵施設のシナリオで排出量が多い結果であった。この処理・利用システムの違いとNH<sub>3</sub>排出段階の違いは、堆肥化処理では処理段階の課題となるのに対して、スラリー処理では散布段階の課題となることを定量的に示した。

ふん尿利用では、メタン発酵施設のシナリオで散布車両の導入負荷が他のシナリオに比べて多かった。また、消化液の散布時のNH<sub>3</sub>排出量は、空中散布を行うSPで多く、土壌注入を行うSIで少ない結果であった。散布方式の違いによるNH<sub>3</sub>排出量は、スラリーや消化液散布における揮散量測定から表面散布よりも土壌注入でNH<sub>3</sub>揮散が少ないことが報告されており[36, 37, 69, 82]、今回のLCI分析結果でも同様であった。一方で、SIで他の散布方式よりもCO<sub>2</sub>の排出量が多くなったのは、散布幅が狭く作業効率が低いために燃料消費量が多くなったと考えられた。住田らは、浅層型インジェクションでの散布作業について作業速度(0.8-1.8 m/s)よりも注入深さ(4-10 cm)の増加に伴ってけん引抵抗が大きくなったと報告している[69]。今回の設定では注入深さは一定としたが、作業能率だけでなく注入深さの増加を考えた場合には、SIを用いた散布の燃料消費量はさらに増加すると考えられた。

5.3.2 ライフサイクルの環境影響

各シナリオの地球温暖化の影響に関する特性化の結果を Fig. 5-2 に示す。各シナリオの温室効果ガス排出量は、堆肥化方式で346 t-CO<sub>2</sub>eq/年、固液分離方式で625 t-CO<sub>2</sub>eq/年、メタン発酵施設で86-90 t-CO<sub>2</sub>eq/年と推計された。堆肥舎や液肥化施設を利用したシナリオでは、処理段階で排出したふん尿由来のCH<sub>4</sub>(4-5%)とN<sub>2</sub>O(77-81%)の寄与が大きかった。一方、メタン発酵施設シナリオでは、導入段階の影響が大きいものの、運用段階の温室効果ガス排出量が少ないことから、堆肥化方式と比較して75%、固液分離方式と比較して85%少なかった。

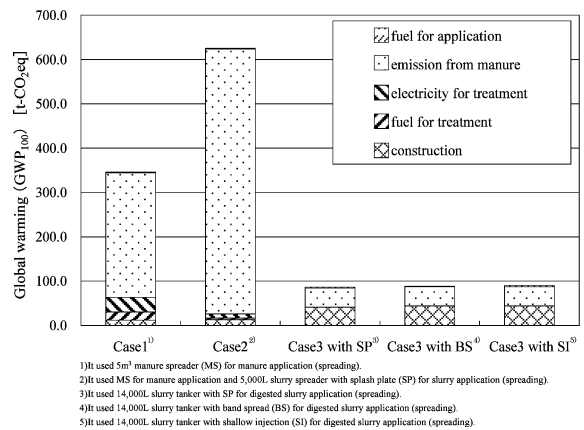


Fig. 5-2 Global warming impact at each scenario.

堆肥や液肥、消化液の散布段階の燃料消費による環境負荷の影響は、各シナリオにおいて0.5-3.5%と小さかった。特に、メタン発酵施設での消化液散布は、SPに比較してBSやSIでは散布装置の追加による導入負荷の増加や燃料消費量の増加に伴ってCO<sub>2</sub>排出量が増えたが、全体的な温室効果ガス排出量は1.0%程度の増加でと小さい影響であった。別海町の共同型バイオガスプラントに関する施設利用前後の温室効果ガスを推計したLCA事例[5]では、メタン発酵施設を利用した場合は堆肥化、スラリーおよび尿の貯留の場合と比較して、7割程度の地球温暖化の影響が削減されると試算されていた。評価結果の傾向は、評価対象や評価範囲が異なるため、単純比較はできないが、およそ同様の傾向を示した。これらのことより、メタン発酵施設を利用したふん尿処理・利用方式は、消化液散布段階の散布車両の導入や消費燃料に伴う環境負荷の増加を考慮しても、堆肥舎や液肥化施設を利用した場合に対して地球温暖化の影響を低減すると考えられた。

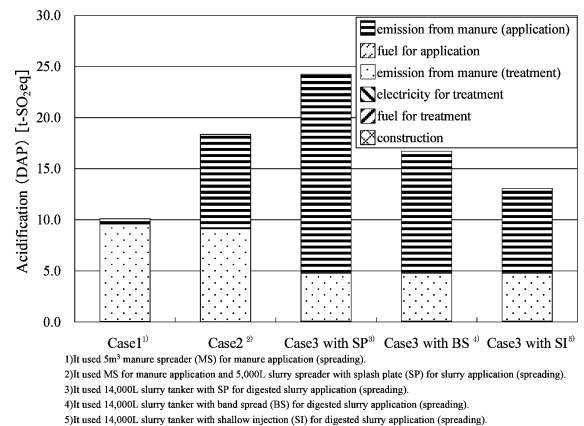


Fig. 5-3 Acidification impact at each scenario.

各シナリオの酸性化の影響に関する特性化の結果を Fig. 5-3 に示す。各シナリオの酸性化ガス排出量は、堆肥化方式で 10 t-SO<sub>2</sub>eq/年、固液分離方式で 18 t-SO<sub>2</sub>eq/年、メタン発酵施設で 13-24 t-SO<sub>2</sub>eq/年と推計した。酸性化ガス排出量は、全てのシナリオで、処理段階と散布段階において排出されたふん尿由来の NH<sub>3</sub> の寄与が支配的 (98-99%) であり、施設導入や消費燃料由来の NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub> の影響は僅かであった。特に、段階別の影響量は、堆肥化方式では処理段階で排出される NH<sub>3</sub> が全体の 94% を占めた。一方で、メタン発酵施設の処理段階では、開放設備である消化液貯留槽から NH<sub>3</sub> が排出したが他のシナリオの 1/2 程度であった。

しかし、消化液散布段階で NH<sub>3</sub> 排出量が多く、散布方式の違いを考慮してもライフサイクル全体では他のシナリオとおよそ同程度の排出量であった。ただし、消化液の散布段階の酸性化ガス排出量は、SP を利用した場合で大きく、BS や SI の散布装置の利用によって 39-57% 低下した。これらの結果から、メタン発酵施設を利用したふん尿処理・利用方式では、他の施設を用いた方式と同程度の酸性化の影響があり、酸性化ガスの排出量を抑えるには BS や SI の散布装置を利用して NH<sub>3</sub> 排出を低減することが重要であると考えられた。

#### 5.4 考察

メタン発酵施設の環境影響は、堆肥化や液肥化処理などの慣行的な処理方式と比較して、温室効果ガス排出量は低く、酸性化ガス排出量は同程度であることが示された。

特に、メタン発酵施設の地球温暖化に対する影響は、液肥利用に伴う散布段階の燃料消費量の増加にかかわらず低くかった。また、酸性化の影響は、堆肥化処理および液肥化処理で処理に伴う NH<sub>3</sub> の揮散が顕著であったのに対して、メタン発酵施設では消化液散布段階で NH<sub>3</sub> の排出が多いという特徴があった。これは、消化液が、液肥などに比較してアンモニア態 N の含有量が多いために横濱ら [82]、農地に施用し際に NH<sub>3</sub> 揮散がより多くなってしまふことが原因と考えられた。

つまり、メタン発酵施設では、慣行的な処理方式と比較して、処理段階では N<sub>2</sub>O および NH<sub>3</sub> としての N 排出を抑制して温室効果ガス、酸性化ガスの排出を低減しているが、散布段階ではアンモニア態 N として残存した N が NH<sub>3</sub> として排出され酸性化への影響を大きくしていると考えられた。すなわち、メタン発酵施設の利用では、ふん尿由来の N に伴う

環境影響として、地球温暖化と酸性化の間で環境影響の移行 (トレードオフ) が生じ、また、処理段階と散布段階の間で酸性化の影響が移行していると考えられた。

ただし、散布時の NH<sub>3</sub> 揮散対策としては、散布方式として BS や SI を利用することが有効であった。また、散布方式の変更に伴う燃料消費量増加の地球温暖化への影響は非常に小さかった。したがって、メタン発酵施設では、消化液散布に BS, SI を利用することが地球温暖化、酸性化への影響の低減に有効であると考えられた。

#### 5.5 まとめ

本章では、LCA 手法を用いて堆肥舎、液肥化施設およびメタン発酵施設を用いたふん尿処理・利用方式の環境影響と比較した。特に、ふん尿処理・利用方式のライフサイクル的な評価を行うために、堆肥や液肥の散布方式の違いを考慮して環境影響評価を行った。

結果として、メタン発酵施設の利用は、慣行的な施設の利用に比べて地球温暖化の影響を低減したが、酸性化の影響はおよそ同程度であった。酸性化ガス排出量の大部分を占めた NH<sub>3</sub> は、堆肥化方式では処理段階で排出量が多く、メタン発酵施設では散布段階で排出量が多いという特徴があった。また、メタン発酵施設では、BS や SI による消化液散布が散布段階の酸性化ガス排出量を低減することや、BS や SI の装置導入および消費燃料の増加に伴う温室効果ガス排出量の増加が僅かであったことが示された。これらの結果から、メタン発酵施設利用では、消化液散布に BS, SI を利用することが、ライフサイクル的な地球温暖化および酸性化の影響の低減に有効であると考えられた。

## 第6章 総合考察

### 6.1 これまでの成果とシステム検討の課題

#### 6.1.1 これまでの成果の整理

本論文では、これからのふん尿処理・利用システム構築の方向性として、総合的な環境負荷を低減していくことが必要であるという問題意識から、ふん尿処理施設、ふん尿処理・利用システムの環境負荷排出量および環境影響についてライフサイクル的な視点から評価を行った。

第2章および第3章では、ライフサイクル的なエネルギー収支に着目して、メタン発酵施設、堆肥の農地利用における輸送作業の評価を行った。第2章では、近年注目されているメタン発酵施設の建設段

階と運用段階についてエネルギー収支の把握から代替エネルギーの生産性を評価することで、施設のエネルギー的な環境保全性を検討した。メタン発酵施設は、ライフサイクル的なエネルギー収支の点で代替エネルギー生産的であることが示されたが、条件として排出された消化液を肥料として有効に利用する必要があることがわかった。第3章では、堆肥利用時の輸送作業に関するライフサイクル的な評価として、ふん尿の堆肥化処理、堆肥の輸送、堆肥の散布に要した化石エネルギーと堆肥の化学肥料等価エネルギーを比較し、堆肥の利用における環境保全性の指標として化石エネルギーの有効還元距離を提案した。また、指標の適用事例から、環境負荷の低減や環境保全のための堆肥化処理および堆肥利用が、処理や輸送で消費されるエネルギーによって、新たな環境負荷を引き起こす場合があると指摘できた。

また、第4章、第5章では、ふん尿処理施設およびふん尿処理・利用システムのライフサイクル的な環境影響の把握を目的として、LCA手法を用いた環境影響評価を行った。これらの結果から、慣行的な堆肥化処理、液肥化処理施設よりもメタン発酵施設でのふん尿処理・利用を行うことで、地球温暖化の影響を低く抑えることが示された(第4章)。また、メタン発酵施設を利用する場合には、消化液の利用時にNH<sub>3</sub>揮散を低減するバンドスプレッド方式やインジェクション方式を利用することで、酸性化の影響を低く抑える必要があることがわかった(第5章)。

#### 6.1.2 ふん尿処理・利用システムの検討

ふん尿処理に伴う環境問題の緩和のためには、営農主体である畜産農家や営農集団のふん尿処理施設に対する自助努力だけでなく、関連組合や市町村が総合的に環境負荷の少ないシステムをどのように構築していくのかを検討することが求められる。特に、地域の農業の発展を支援する関連組合および地域の農政を担う市町村には、地域の営農条件を総合的に勘案してより環境負荷の少ないふん尿処理・利用システムを検討していく責務があると考えられる。

ただし、ふん尿処理施設に伴う環境影響は施設によって特徴が異なることが、これまでの評価結果から明らかになっている。また、地域の家畜飼養頭数や分布、農地面積や分布、作付作物などの特徴も様々である。加えて、施設利用での費用面の制約も同時に考慮しなくてはならない。このように家畜ふん尿処理・利用システムの環境負荷低減に向けては、施設の環境影響の特徴、利用先となる地域農業の特徴

および費用などを総合的に考慮して、システムを検討していくことが課題である。

そこで本章では、具体的な地域のふん尿処理・利用システムに対してLCAおよびコスト評価を適用し、より環境負荷の少ないふん尿処理・利用システム案の事例検討を行った。

## 6.2 方法

### 6.2.1 システム案の検討方法

環境負荷の少ないふん尿処理・利用システムを検討するためには、現状での環境負荷排出量に対して、代替案の環境負荷排出量を定量的に比較できることが必要だと考える。また、環境負荷排出量と同時に、費用面の比較を行うことが求められる。

そこで、システム案の検討には、次のような方法で評価を進めること考えた。まず、対象地域での現状のふん尿処理・利用システムについてLCAを適用した評価とコスト評価を行い、現状での環境負荷排出量および費用を把握して現状における課題を抽出する。次に、代替案を考えるための複数のシナリオを作成し、各シナリオの環境負荷排出量および費用を把握する。最後に、これらの複数のシナリオと現状での環境負荷排出量と費用を比較して、より環境負荷の少ないふん尿処理・利用システムを実現の可能性を考慮しながら具体的なシステムを検討する。

また、地域を対象としたふん尿処理・利用システムの検討では、より環境負荷排出量の少ない技術の選択、ふん尿処理施設の立地場所の選定およびふん尿または堆肥や液肥の輸送経路の選択が課題となる。したがって評価では、シナリオに応じた処理技術が選択でき、ふん尿の収集や堆肥、液肥の配送などの輸送を考慮した適切な施設の立地場所を示すことが必要となる。そこで、システム検討に対して最適化計算を行うことで、施設選択、立地場所選定および輸送経路の把握を行うことができると考えた。

ふん尿処理・利用システムの検討に対してLCAを適用し、コスト評価および最適化計算による施設選択、立地場所選定および輸送経路選定を行うことで、現状の課題に対応した対策を複数のシナリオの下で検討することができ、より実行可能性の高い代替案を検討することができると考えた。

### 6.2.2 調査対象

千葉県は、資源循環型社会の推進の一環として、「バイオマス立県千葉」を目指したバイオマスを利用した先進的な街づくりとしてバイオマスタウンの構

築を進めている。香取郡旧山田町（2006年3月に旧佐原市、旧小見川町および栗源町と合併して、現在は香取市）は、千葉県北東部における農林水産系のバイオスタウン構築事例として、バイオマスとしての家畜ふん尿の有効利用システムが検討されており、乳牛飼養頭数の多い農家でメタン発酵施設がふん尿処理施設として設置されている。このような背景から、千葉県旧山田町の肉牛と乳牛のふん尿処理・利用システムを評価対象とし、処理技術の選択肢としてメタン発酵施設を含めた検討を行った。

### 6.2.3 調査範囲と機能単位の設定

調査範囲は、各処理施設の導入段階、運用段階を考慮し、ふん尿が処理されて農地に還元されるまでの一連のプロセスとした（Fig. 6-1）。特に、乳牛を対象としたふん尿処理施設の違いを検討するとして、堆肥化施設5種、尿処理施設2種とメタン発酵施設の処理技術の選択肢を用意した（Fig. 6-1）。また、消費される電力や燃料、薬剤は、その製造および使用段階を調査範囲に含めた。また、機能単位は、旧山田町で飼養されている肉牛および乳牛から1年間で排せつされたふん尿を処理・利用することと設定した。

### 6.2.4 調査対象項目

調査対象とする環境影響は、近年の地球規模での環境問題として注目されている地球温暖化への影響とした。調査対象とした環境負荷は、ふん尿処理お

よび利用に伴って消費された化石燃料および家畜ふん尿に由来して排出される二酸化炭素（以下、 $\text{CO}_2$ ）、メタン（以下、 $\text{CH}_4$ ）および亜酸化窒素（以下、 $\text{N}_2\text{O}$ ）とした。また、これらの温室効果ガス（以下、GHG）について温暖化ポテンシャル係数（ $\text{GWP}_{100}$ ）[20]を用いた特性化評価を行った。ただし、ふん尿由来の $\text{CO}_2$ はカーボンニュートラルの考え方から計上しなかった。また、堆肥や液肥などの散布段階では、散布作業で消費した燃料由来の環境負荷のみを計上し、土壌からの $\text{CH}_4$ や $\text{N}_2\text{O}$ の排出は調査範囲外とした。

また、ふん尿処理・利用に要した費用を調査項目とした。費用としては、ふん尿処理施設の導入費、運用費とふん尿の輸送、散布における運用費を計上した。また、人件費は調査範囲外とした。したがって、コスト評価はライフサイクル的な費用の把握ではない。

### 6.2.5 解析手法と収集データ

#### (1) 解析手法と評価シナリオの設定

解析は、シナリオ評価によるふん尿処理・利用システムの検討を行うとした。解析には、線形計画法や整数計画法、混合整数計画法を用いた最適化計算を行うことができ、技術選択や輸送経路選択、施設配置問題の解析が可能な解析ソフトであるRCACAO（独立行政法人産業技術総合研究所ライフサイクルアセスメントセンターで開発された解析ソフト）を用いた。RCACAOを利用することで、各種

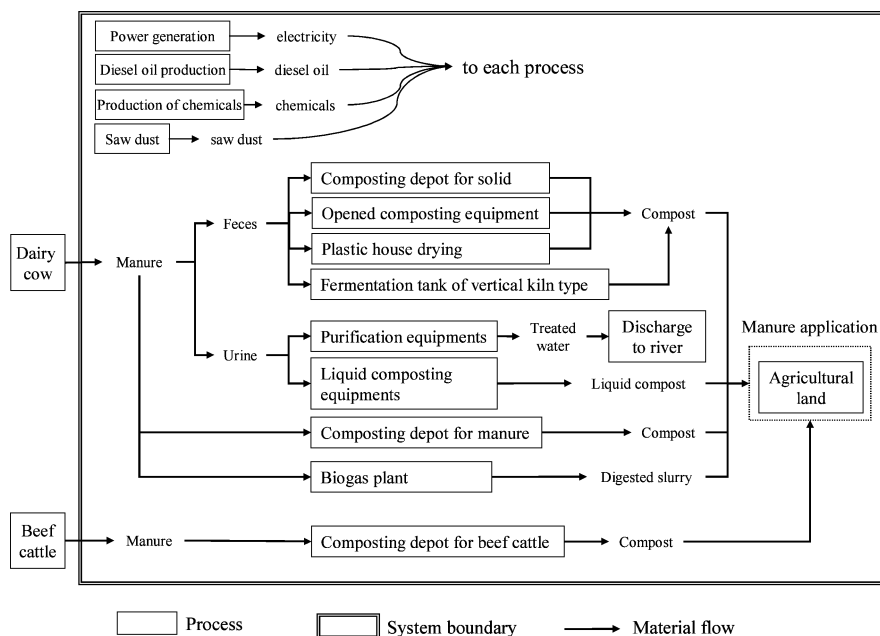


Fig. 6-1 Process flow model and system boundary for evaluation of manure treatment and application systems.

制約条件下で設定条件に応じた最適化シミュレーションを行うことができる。すなわち、整備したふん尿処理・利用システムの評価モデル（プロセスモデル）に、家畜飼養頭数や農地面積などの地域条件を解析における制約条件として利用し、総合的なGHG排出量やコストの最小化などを目的としてシミュレーションを行うことができる。したがって、RCACAOを利用することで、旧山田町の地域的な条件を反映させながら、設定したシナリオに基づくふん尿処理・利用システム案を検討することができる。

評価対象としたシナリオは、現状システム（仮定）（以下、現状シナリオ）、システム全体における費用を最小化した場合（シナリオ1）、システム全体でのGHG排出量を最小化した場合（シナリオ2）およびメタン発酵処理施設を利用しながらシステム全体の費用を最小化した場合（シナリオ3）を設定した。

現状シナリオのふん尿処理施設は、ヒアリング調査などで明らかにした既存施設の処理技術と立地場所を部分的に反映させ、不明な部分については仮定をして推計した。特に、堆肥化施設にはふんを対象とした堆肥舎を用いると仮定し、尿処理技術は浄化処理施設を利用すると仮定した。シナリオ1は、費用削減を優先事項とした場合の施設選定とGHG排出量が明らかになる。シナリオ2では、GHG排出量の抑制を最優先した場合の施設選定と費用を示すことができる。シナリオ3では、ふん尿処理でのGHG排出量が少ないメタン発酵施設の利用について、地域での立地場所と費用を示すことができる。特に、シナリオ3では、旧山田町の酪農規模は10-50頭規模の農家が約80%[85]であることから、個別型メタン発酵処理施設ではなく、日処理量23tの共同型メタン発酵処理施設（以下、共同メタン施設）1基を利用すると仮定した。

これらのシナリオ設定により、現状シナリオに対して費用節減を優先させた場合、GHG排出量の削減を優先させた場合、およびメタン発酵施設を利用した場合の3つの代替案について、利用技術の組合せや施設立地場所およびシステム全体でのGHG排出量と費用を総合的に比較することができる。

## (2) 評価モデル（プロセスモデル）の設定

評価に用いたプロセスモデルをFig. 6-1に示す。プロセスモデルは、特に乳牛ふん尿処理施設を検討するために代表的な8施設のふん尿処理施設のプロセスを設定した。シナリオ評価では、各シナリオの条件に応じた処理プロセスが選択され、シナリオ別

のふん尿処理・利用システムを検討することができる。ただし、輸送および散布プロセスでの車両は、堆肥でダンプトラック、液肥でローリ車を用いると設定した。これらは、プロセスインベントリとして各プロセスの物質収支データ、環境負荷排出量データを整備した。

乳牛および肉牛のプロセスには、機能単位であるふん尿排せつ量のデータを整備した。また、農地プロセスには、ふん尿資材の散布量を制限するために窒素需要量を基準とした施肥可能量のデータを整備した。これら飼養頭数や農地の窒素需要などは、地域環境データとして旧山田町の特徴を反映したデータ整備を行った。

## (3) プロセスインベントリの整備

ふん尿処理プロセスおよび輸送、散布車両のプロセスは、第4章および第5章と同様の方法でデータ整備を行った。すなわち、ふん尿処理施設のインベントリは、関連施設の設計値や利用事例などを参考にデータを収集し、単位量のふん尿処理を基準として導入段階及び運用段階のデータを整備した。導入段階の環境負荷量は、導入費（建設費と設備機器費など）[87, 88]から算出した減価償却費に、南齋らによる産業連関表による環境負荷原単位データブック[42]の環境負荷原単位を乗じて整理した。運用段階では、各処理施設、散布車両の電力や燃料、資材などの消費量を施設調査事例[86, 17]や試験報告[33]などを参考に整理し、各環境負荷原単位[15, 26]を乗じて環境負荷量を求めた。

また、施設の導入費用に関するデータは、1年当たり費用として減価償却費を用いた。また、運用段階で消費される各種資材の購入費は、資材消費量と資材単価[86]から算出した。

## (4) 地域環境データの整備

旧山田町の地域環境データは、家畜飼養頭数や農地面積、作付作物など数値データおよび位置データを統計資料[85]から収集した。また、道路網データは、平成14年度千葉県デジタル道路データ（日本デジタル道路データ協会）を利用した。収集したデータは、GIS（Geographic Information System：地理情報システム）を用いて、3次メッシュ（1km×1km）単位のデータとして整備した（Fig. 6-2）。これによって、旧山田町における乳牛および肉牛のふん尿、農地における窒素需要量などが位置データを持った形式で整理できた。また、既存の道路網データから、各メッシュ間の最短距離をデータとして整

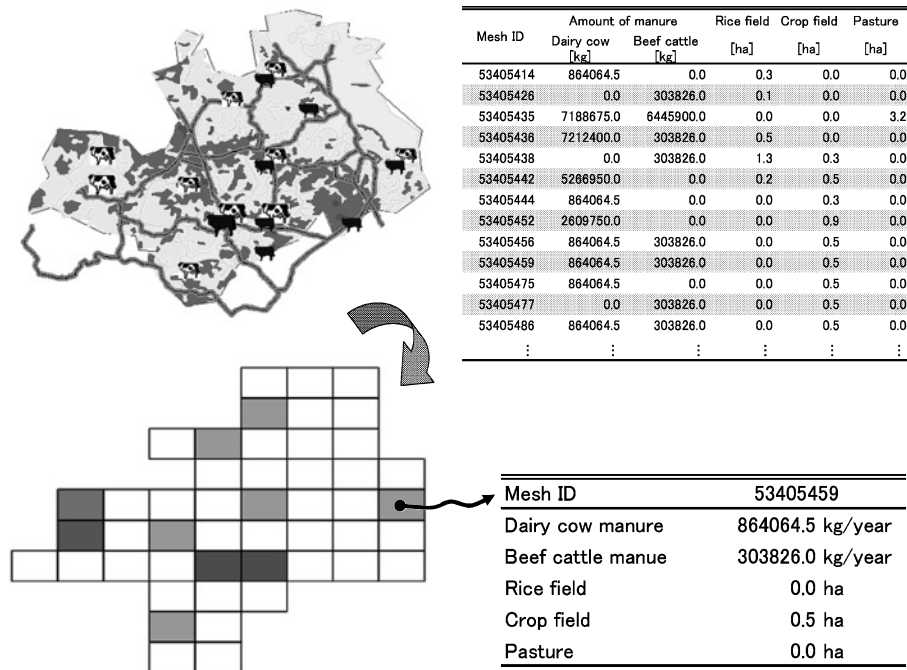


Fig. 6-2 Setting the regional environmental data at former Yamada town to GIS data.

理した。

### 6.3 結果

#### 6.3.1 シナリオ別の施設選択

地域環境データの整理から、乳牛が10箇所のメッシュ（計1158頭）、肉牛が8箇所のメッシュ（計1,174頭）で飼養され、排せつされるふん尿量は年間で約35,000tと推計した。

#### (1) 現状シナリオにおけるふん尿処理・利用システム

現状シナリオでは、密閉縦型堆肥化施設、開放型堆肥化施設が実際に利用されている地区のメッシュで選択された（Fig. 6-3）。また、その他のメッシュでは、ふんを対象とした堆肥舎が利用され、尿処理施設には設定したとおり浄化処理施設が選択された。したがって、作成したプロセスモデルは、評価における設定条件を十分に反映していると判断できた。

ふん尿の農地利用のプロセスでは、飼養頭数の多いメッシュにおいて隣接するメッシュまで輸送を行い堆肥の散布を行っており、旧山田町では部分的な地区において窒素が過剰となることがわかった。

#### (2) シナリオ1におけるふん尿処理・利用システム

シナリオ1は、ふん尿処理・利用に要する総合的

な費用が最小となるようにシミュレーションを行った。結果として、ふん尿処理施設にハウス乾燥施設と液肥化施設が選択された（Fig. 6-4）。ハウス乾燥施設は、天日利用方式の施設で燃料消費が少ないことや、戻し堆肥を水分調整材として利用するためにオガクズなどの副資材購入を必要としないために、総合的な費用は安い施設であったと考えられる。また、シナリオ1では、部分的に尿汚水を集約処理することで液肥化施設の立地数を少なくし、尿処理における導入費用を抑えるシステムが選択された。

また、ふん尿の農地利用のプロセスでは、肉牛堆肥を隣接するメッシュの農地で散布する結果となった。

#### (3) シナリオ2におけるふん尿処理・利用システム

シナリオ2では、ふん尿処理・利用に伴って排出される総合的なGHG量が最小となるようにシミュレーションを行った。結果として、処理施設にはふん尿混合処理の堆肥舎が選択され、個別処理を基本としながら部分的に集約的に施設を用いるシステムとなった（Fig. 6-5）。

ふん尿処理・利用システムからのライフサイクル的なGHG排出量は、ふん尿混合物を水分調整して堆肥化処理を行うシステムで、ふんと尿を分離して処理した場合よりも低いことが明らかとなっている（第5章）。したがって、シナリオ2では、GHG排出



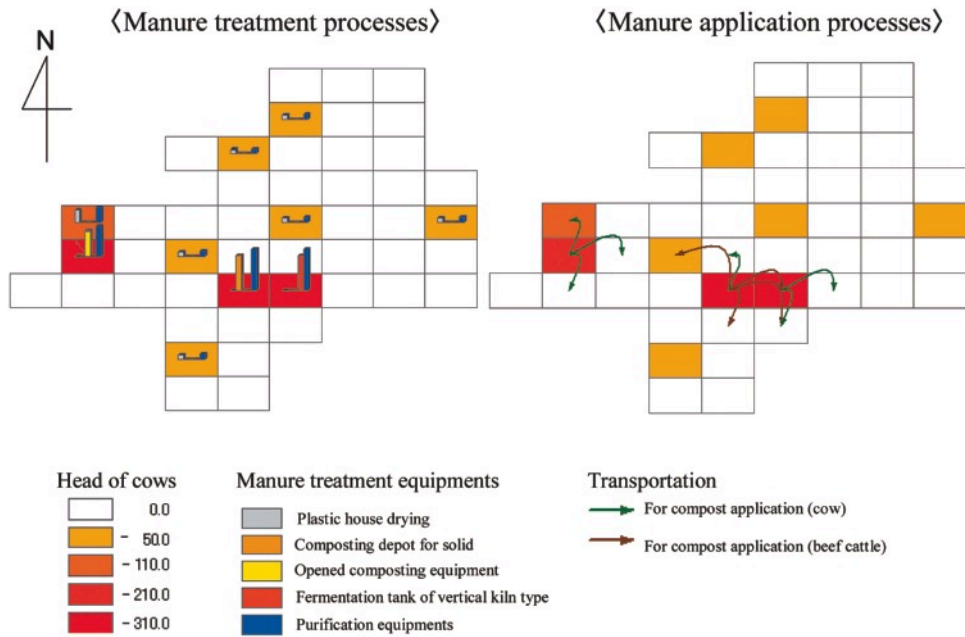


Fig. 6-3 Manure treatment system and compost distribution for manure application at current scenario.

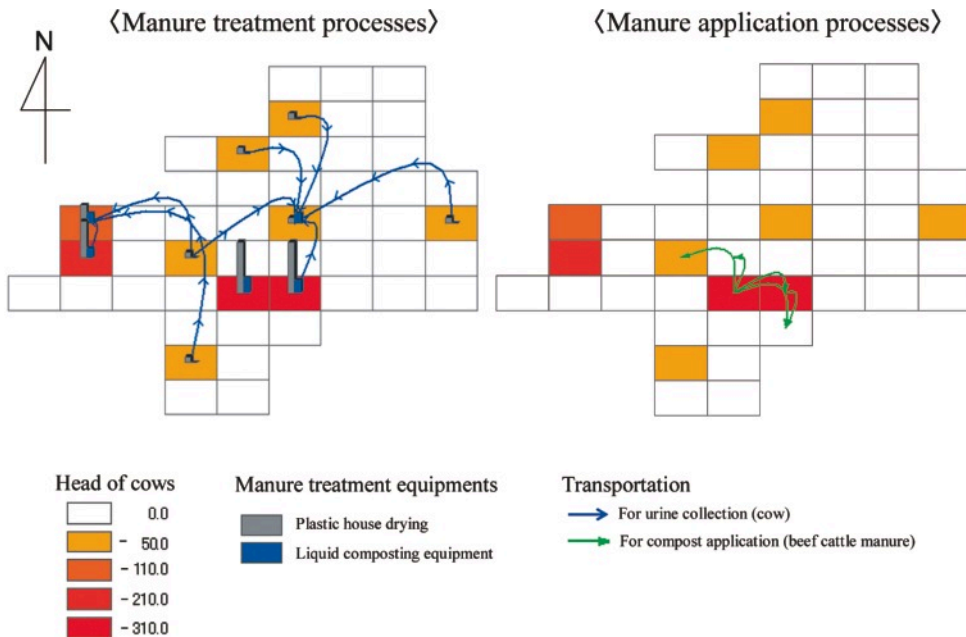


Fig. 6-4 Manure treatment system and solid or liquid compost distribution for manure application at scenario 1.

量の少ない技術として、ふん尿混合処理の堆肥舎が選択されたと考える。そして、部分的に集約的な処理を行うシステムが選択されたのは、施設の立地数を少なくして導入段階で排出されるGHGを低減するためだと考えられた。

また、ふん尿の農地利用のプロセスでは、部分的に窒素が過剰となるメッシュがあり、隣接メッシュの農地に配送が行われる結果であった。

(4) シナリオ3におけるふん尿処理・利用システム

シナリオ3では、共同メタン施設を1基利用すると共に、システム全体の費用が最小となるようにシミュレーションを行った。また、シナリオ3では、共同メタン施設の立地場所の選定も含んだ評価であった。結果として、共同メタン施設は、町の西方の比較的乳牛飼養数の多いメッシュに立地した(Fig. 6-6)。

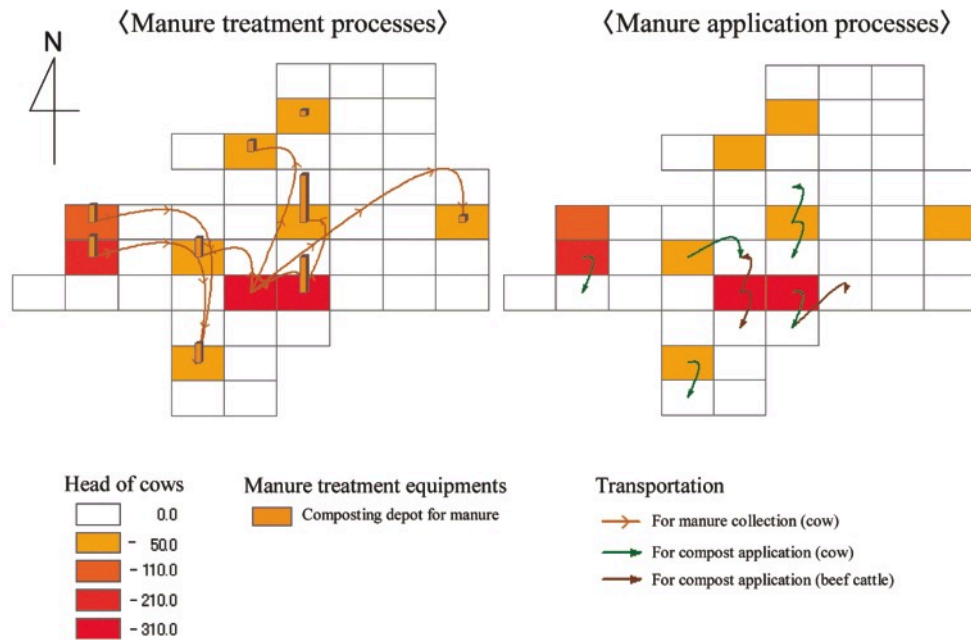


Fig. 6-5 Manure treatment system and compost distribution for manure application at scenario 2.

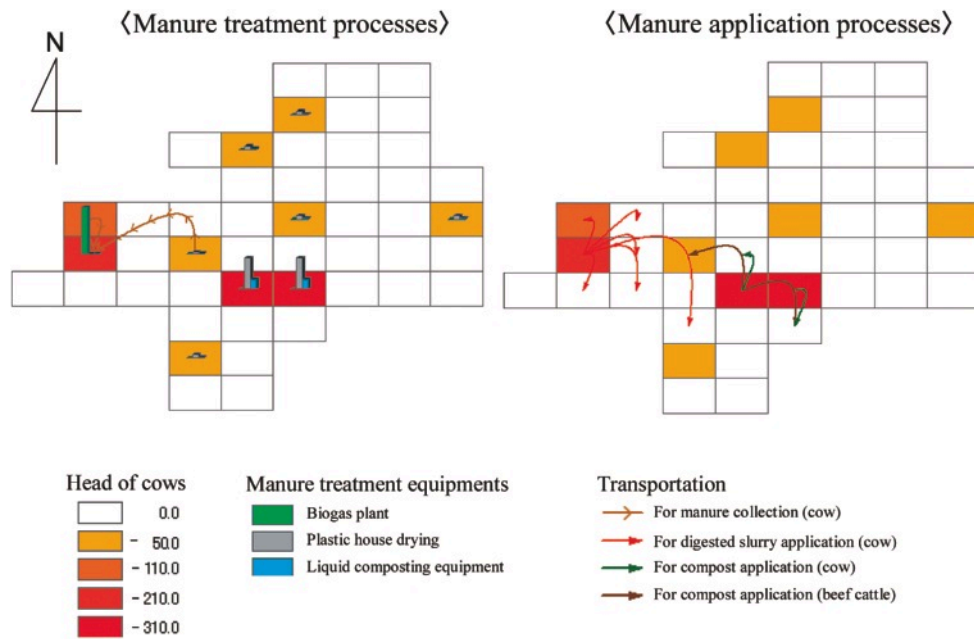


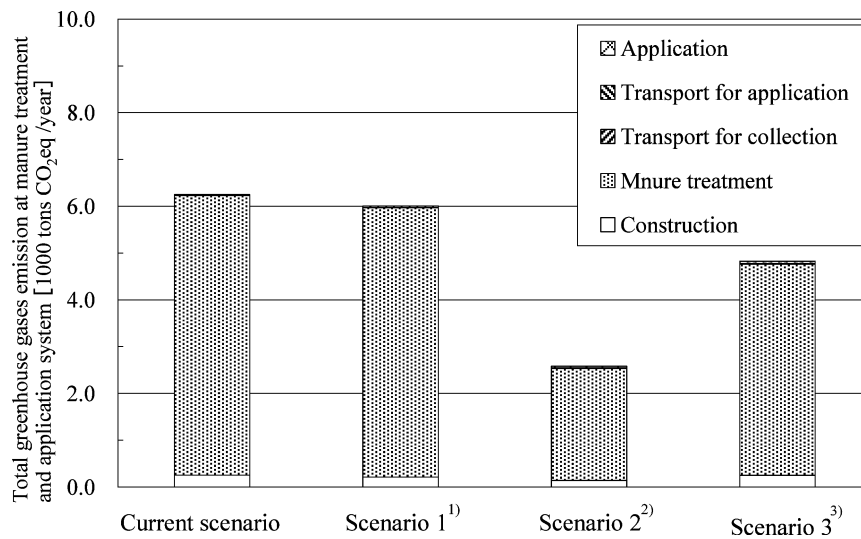
Fig. 6-6 Manure treatment system and compost or digested slurry distribution for manure application at scenario 3.

ここで、共同メタン施設の立地箇所としては、町の中央部の乳牛飼養の多い地区が選択されなかったのは、近隣農地の窒素需給バランスと消化液の輸送費用の関係が影響したと考えられた。この近辺には肉牛飼養農家もあるために、供給される窒素が過剰となる。特に、消化液の利用では液肥の輸送となり、輸送費用の増加が予測できる。そこで、共同メタン施設の立地場所としては、原料ふん尿の収集および

消化液の散布までの輸送距離を短くすることで輸送費用を低減するために、町の中央部ではなく西側の酪農地区が選択されたと考えられた。

### 6.3.2 シナリオ別の温室効果ガス排出量の比較

Fig. 6-7にシナリオ別のライフサイクルでのGHG排出量を示す。現状シナリオのGHG排出量は、6,250 t-CO<sub>2</sub>eqと推計され、ふん尿中の窒素に由



- 1)The scenario for minimization total cost at manure treatment and application system. (Plastic house drying + Liquid composting equipment)  
 2)The scenario for minimization total GHGs emission at manure treatment and utilization system. (Composting depot for manure)  
 3)The scenario for using a centralized biogas plant and minimization total cost. (biogas plant + Plastic house drying + Liquid composting equipment)

Fig. 6-7 Comparison of comprehensive greenhouse gases emission at all scenarios.

来した N<sub>2</sub>O の影響が 88% を占めた。特に、浄化処理に伴う尿中窒素由来の N<sub>2</sub>O が全体の 65% を占めており、大きな排出源であった。シナリオ 1 の GHG 排出量は 6,000 t-CO<sub>2</sub>eq であり、現状シナリオと比較して 3% 少ない結果であった。特に、液肥化処理に伴って排出する N<sub>2</sub>O の影響が全体の 63% を占めた。シナリオ 2 の GHG 排出量は、2,600 t-CO<sub>2</sub>eq であり、現状シナリオよりも 61% 減少する結果であった。シナリオ 2 で選択された堆肥舎（ふん尿混合物の堆肥化処理）では、現状シナリオやシナリオ 1 で N<sub>2</sub>O 排出源となった尿処理を行わないために GHG 排出量を低くすることができたと考えられた。また、シナリオ 3 では 4,800 t-CO<sub>2</sub>eq の GHG 排出量と推計され、現状シナリオよりも 22% 少ない結果であった。

また、シナリオ 1、シナリオ 2 およびシナリオ 3 でみられた集約処理に伴う輸送によって排出された GHG は、全体の 0.1-0.5% であり輸送作業の影響は小さいことがわかった。また、今回想定した共同メタン施設の導入効果は、シナリオ 2 とシナリオ 3 の比較から約 1,200 t-CO<sub>2</sub>eq の GHG 排出量の削減となることがわかった。

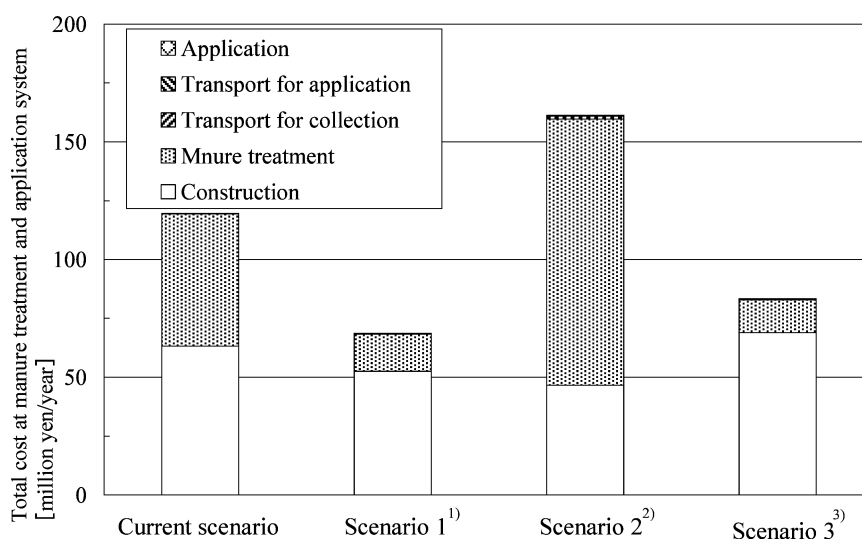
### 6.3.3 シナリオ別のコストの比較

Fig. 6-8 に、シナリオ別の費用を示す。現状シナリオでは、年間の費用が 120,000 千円と試算され、施設導入費が 52.9%、運用費 46.9%、散布費 0.2% を占めた。シナリオ 1 では、年間費用が 69,000 千円で

あり、現状シナリオに比べて 43% 減少した。特に、シナリオ 1 で利用されたハウス乾燥施設では、生産した堆肥を戻し堆肥として水分調整用の資材として用いており、オガクズなどの水分調整資材を購入しないために全体的な費用を低く抑えていた。シナリオ 2 での年間費用は 161,000 千円であった。シナリオ 2 では、現状シナリオに比べて施設導入費用が 26% 減少したが、オガクズや燃料の購入費用が 2 倍強の増加となり、全体的な費用は 35% 増加した。特に、シナリオ 2 では、含水率の高いふん尿混合物を堆肥化するために水分調整資材であるオガクズを大量に確保する必要がある。全体的な費用の 57% がオガクズ購入費用であったことから、水分調整のためのコストが課題となることが明らかであった。シナリオ 3 の年間費用は 83,000 千円であった。シナリオ 3 では、現状シナリオに比べて施設導入費用が 9% 増加するものの運用費が 75% 減少し、結果として、全体的な費用は現状シナリオに比較して 30% 減少した。また、シナリオ 1 との比較から、共同メタン施設の導入費用は年間約 15,000 千円となることがわかった。ただし、メタン発酵施設では、バイオガスの利用から運用に必要とするエネルギーの供給が可能なることから、共同型メタン施設の導入によって運用費用は増加しなかった。

### 6.4 考察

現状シナリオの評価結果より、旧山田町の乳牛ふん尿処理・利用システムの環境影響は、尿処理に伴っ



- 1)The scenario for minimization total cost at manure treatment and application system. (Plastic house drying + Liquid composting equipment)  
 2)The scenario for minimization total GHGs emission at manure treatment and utilization system. (Composting depot for manure)  
 3)The scenario for using a centralized biogas plant and minimization total cost. (biogas plant + Plastic house drying + Liquid composting equipment)

Fig. 6-8 Comparison of total cost at all scenarios.

て排出される  $N_2O$  の低減が課題であることが示された。したがって、対策案としては、尿処理方式の変更、ふん尿混合物の堆肥化処理、メタン発酵施設の利用などが考えられる。

尿処理施設の変更した場合として、シナリオ1で検討したシステムでは液肥化処理施設が利用されている。しかし、液肥化処理施設を利用した場合でも尿処理過程で  $N_2O$  の排出量が多く、GHG 排出量の削減策としての効果は低いことがわかる (Table 6-1)。また、シナリオ1では、費用当たりの GHG 排出量の削減効果は  $3.5 \text{ kg-CO}_2\text{eq/千円}$  であった。

シナリオ2は、GHG 排出量を総合的な低減を優先させた施設構成であり、ふん尿混合物の堆肥化を行う堆肥舎が利用されている。この場合は、GHG 排出量が現状シナリオに比べて年間で  $3,700 \text{ t-CO}_2\text{eq}$  の削減が期待できる。個々の農家や営農集団で対応する改善策として、ふん尿混合の堆肥化処理を進めていくことは GHG 排出量の削減に有効であると考えられる (Table 6-1)。しかし、ふん尿の水分調整に用い

Table 6-1 Comparing the effect of environmental impact and total cost at each scenario with current system.

	GHG emissions [t-CO <sub>2</sub> eq/year]	Cost [1,000 yen/year]
Scenario 1	-240	-50,900
Scenario 2	-3,670	41,700
Scenario 3	-1,430	-36,200

るオガクズ購入に費用がかかり、現状システムに比べて全体の費用が  $42,000$  千円増加することになる (Table 6-1)。また、シナリオ2の費用当たりの GHG 排出量の削減効果は  $22.7 \text{ kg-CO}_2\text{eq/千円}$  であった。

シナリオ1およびシナリオ2の評価では、本評価で用意した処理技術の組合せの中で全体的な費用が最小となる場合とライフサイクル的な GHG 排出量が最小となる場合の施設選択が行われている。したがって、旧山田町の乳牛を対象とした GHG 排出量の少ないふん尿処理システムを検討するにあたっては、少なくともシナリオ1で推計された年間  $69,000$  千円程度の費用が必要であり、シナリオ2で推計された年間  $3,800 \text{ t-CO}_2\text{eq}$  程度の削減量が上限となると考えられた。すなわち、これらの評価結果は、システム検討における費用や環境負荷削減量の目安として利用できると考えた。

シナリオ3では、メタン発酵施設の利用と費用低減を優先した場合の評価を行った。システム全体での費用当たりの GHG 排出量の削減効果は  $17.1 \text{ kg-CO}_2\text{eq/千円}$  であった。また、シナリオ1の評価結果との比較から、共同メタン施設の利用は、施設導入や消化液の輸送、散布費用も含めて年間で約  $15,000$  千円の費用が増加し、GHG 排出量は年間で約  $1,200 \text{ t-CO}_2\text{eq}$  の削減が期待できた。特に、共同メタン施設を利用することの費用当たりの GHG 排出量削減効果は  $80.1 \text{ kg-CO}_2\text{eq/千円}$  であり、他のシナリオに比較して GHG 排出量削減に対する費用対効

果が高いことがわかった。

これらの結果より、旧山田町の乳牛ふん尿処理・利用システムでは、個別的にふん尿混合物を対象とした堆肥化処理を推進し、一方で共同メタン施設の導入を検討していくことがGHG排出量の削減に寄与する代替案だと提言できる。また、共同メタン施設の立地場所としては、消化液が比較的近隣の農地で利用できる旧山田町の西地区の酪農家を対象とすることが提案できる。ただし、費用負担の配分に関する課題が残る。これらの施設は、ふん尿処理という性格から、畜産農家や営農集団による費用負担が基本だと考える。しかし、ふん尿処理・利用システムの再構築が、地球温暖化防止策として位置づけられることから、地域的な環境施策としての意義を持つと考えることもできる。すなわち、関連組合や市町村が、農家や営農集団の費用負担に対してどのように係わっていくかを考えることが今後の課題である。

## 6.5 まとめ

### 6.5.1 LCA手法を用いた地域的なふん尿処理・利用システムの検討事例

本章では、地域的なふん尿処理・利用システムの代替案を検討するためにLCAおよびコスト評価を千葉県旧山田町の乳牛ふん尿処理・利用システムに適用した。評価では、代表的な施設を利用したふん尿処理・利用システムのプロセスモデルを作成し、現状評価とともにシナリオ分析を行った。特に、評価モデルでは、家畜飼養分布や農地の分布、道路距離などの地域性を反映させるためにGISを用いたデータ整理を行い、量的なデータとともに位置データを整備した。また、シナリオ分析では、最適化計算ソフトを用いてシナリオ別のふん尿処理・利用システムの施設構成を検討し、温室効果ガス排出量およびコストの定量化を行った。

LCAを適用した結果として、各シナリオのふん尿処理・利用システムにおける施設導入、運用ならびに輸送、散布に伴うGHG排出量を定量的に把握することができた。これによって、現状システムのライフサイクルを通じた課題抽出を行うことができ、さらに技術別、システム別の対策案検討までを行うことができた。また、環境影響評価に加えてコスト評価を組み合わせることで、対策案の費用対効果を把握し、より効果的な対策案の検討に資することが可能であった。また、最適化計算ソフトを利用したことで、シナリオ別の施設選択および施設の立地場所選定を行うとともにふん尿収集や堆肥、液肥など

の利用先を考慮した評価を行うことができた。これによって、地域の家畜飼養分布や農地利用の現状を反映した対策案を検討することができた。

これらの評価から、旧山田町の西地区の酪農家を対象として共同利用型メタン発酵施設の導入することが、GHG排出量の削減に対して費用対効果の高い代替案であることが示された。また、個別農家を対象とした対策案としては、ふん尿混合物を対象とする堆肥舎の利用が有効であると示された。また、今後の課題として、農家、関連組合および市町村の間で対策費用の負担配分の検討が必要である。

### 6.5.2 ふん尿処理・利用システムの検討とLCA手法の利用の意義

本論文では、家畜ふん尿の処理・利用システムを施設利用、ふん尿利用および処理・利用技術の面で切り取って、環境負荷および環境影響をライフサイクル的な思考により総合的・長期的な評価を行った。

第2章では、個別型メタン発酵施設の利用方法についてライフサイクル的なエネルギー収支を評価し、メタン発酵施設が代替エネルギー生産性を確保し環境保全的な施設であるためには、消化液を散布する農地の確保が条件であることを明らかにした。第3章では、堆肥の農地還元における一連の作業に着目したライフサイクル的なエネルギー収支を評価し、堆肥の輸送距離のエネルギー的な制約と考えられる化石エネルギーの有効還元距離という指標の提案をした。第4章では、複数の異なるふん尿処理施設にLCA手法を適用して、施設の導入段階および運用段階(処理段階)の環境影響の特徴を整理した。特に、ふん尿由来の環境負荷と消費資材および化石燃料由来の環境負荷を分けて把握することができた。また、第5章では、堆肥や液肥および消化液の散布方式の違いを考慮して、堆肥化処理を基本とした慣行システムとメタン発酵施設を利用したシステムの環境影響についてLCA手法を適用して評価した。結果として、メタン発酵施設の利用では、地球温暖化の影響と酸性化の影響の間で環境影響の移転が生じること、また酸性化の影響が処理時と散布時のプロセス間で移転することがわかった。これによって、メタン発酵施設の利用では、アンモニア揮散の少ない消化液の散布方法を選択することが、総合的な環境保全の点で重要であることがわかった。

これらの検討から、家畜ふん尿処理に関連して排出される環境負荷は、処理時や散布時など複数の排出源があり、かつふん尿由来だけでなく消費資材および化石燃料に起因した環境負荷が排出されること

がわかる。また、引き起こされる環境影響は、単一の影響ではなく複数の環境影響領域に及び、発生源の間で移転が生じるとともに、影響領域間での移転も生じることが明らかとなった。つまり、ふん尿処理・利用における環境問題は、複数の課題が相互に関連していると考えられる。

現在、畜産環境対策としては、より環境負荷の少ないふん尿処理・利用システムを構築することが畜産農家および畜産行政に求められている。これまでも、関連法の整備や処理技術開発などが行われており、家畜排せつ物法に基づく適正管理施設の整備がほぼ完了する[46]などの成果が挙げられている。しかし、複合的に生じているふん尿処理の環境問題は、一律の技術で解決できるものではなく、システムを総合的に把握して長期的な影響までを見据えた対策を検討していくことが必要であると考えられる。

本章では、千葉県旧山田町の乳牛ふん尿処理・利用システムを例として、LCA手法を用いた地域的なふん尿処理・利用システムの提案を行った。特に、旧山田町の乳牛飼養分布や農地分布を考慮して、複数の代替システム案の環境影響および費用の比較を行うことで、費用耐効果を含めた代替案を提案することができた。すなわち、LCAが、技術の環境影響評価から地域システムの環境影響評価および代替案の検討に利用できることが示されたと考える。

本研究から、家畜ふん尿処理・利用における環境問題は、排出源、環境負荷物質が相互に関係しながら複数の環境影響を引き起こしていることが明らかとなり、ライフサイクル的思考から環境対策を検討する必要性が示された。また、LCAを援用することで地域システムの環境影響評価および代替案の検討に利用できることが示された。これらのことから、今後の環境対策の検討には、ライフサイクル的思考から課題、対策案を総合的・長期的に検討し、システム全体の中での対策の効果を把握しながら、より環境負荷の少ないふん尿処理・利用システムを構築することが可能になると考える。

## 謝 辞

本研究に携わるきっかけを与えていただき、本論文の作成にあたり長年にわたるご指導をいただいた酪農学園大学大学院酪農学研究科干場信司教授には心より感謝をする次第である。先生と出会い、畜産研究に対する思いを身近で感じられたことで、本研究を継続的に取り組むことができ、論文としてまとめることができた。

また、副査の任を引き受けていただき、本論文の

全体構成および細部にわたって適切なお助言をいただいた酪農学園大学大学院酪農学研究科森田茂教授、北海道大学大学院農学研究科松田從三教授には深く感謝をする次第である。

北海道立北見農業試験場の玉木哲夫氏には、ふん尿の農地散布に関する燃料消費量の算出方法について懇切丁寧な御指導いただいた。ここに謹んで感謝の意を表す。

独立行政法人産業技術総合研究所ライフサイクルアセスメント研究センターの稲葉敦センター長、同研究センター地域環境研究チームの玄地裕チーム長には、平成17年度から19年度にわたり、本論文の取りまとめの機会と有益な御指導、御助言をいただいた。ここに深甚なる感謝の意を表す。また、ライフサイクルアセスメント適用に関する考え方や分析に関しては、地域環境研究チーム員の志水章夫氏(現株式会社エー・アイ・イー研究社)、栗島英明氏(現芝浦工業大学)、楊翠芬氏、井原智彦氏、瀬戸山春輝(東急建設株式会社)、池田正基氏からの熱心な指導と議論によって本研究をより有意義にすることができた。

酪農学園大学家畜管理・行動学研究室では、加藤博美氏(現独立行政法人農業・食品産業技術総合研究機構中央農業総合研究センター)、猫本健司氏(現酪農学園大学大学院客員准教授)、杉田慎二氏(現北海道壮瞥高等学校)に、本研究の遂行に対して多大なるご協力をいただいた。ここに謹んで感謝申し上げます。また、家畜ふん尿処理に関する研究を共に進めていただいた神谷行彦氏、石垣昇氏、中屋真知子氏、田中一馬氏、安達永補氏、柿野千秋氏をはじめとする学部生、短大生との交流によって研究生生活を有意義にできた。ここに謹んで御礼申し上げます。酪農学園大学家畜管理学・行動学研究室にて、関連する事務全般、資料収集について御協力をいただいた半田清子氏、大学院生の高橋励起氏、鈴木崇司氏、吉田宗史氏に感謝する次第である。

最後に、研究活動を継続することに対して御理解をいただき、本論文の完成を真に切望し、精神的、経済的な御支援をいただいた妻の雅代には、言葉に余る感謝の意を表す。

2008年1月

## 引用文献

1. 足立芳寛, 松野泰成, 醍醐市朗, 瀧口博明, 2004. 環境システム工学. 初版. 87-89. 東京大学出版会, 東京.
2. 天野耕二, 海老原美里, 2001. 風力発電システ

- ムの導入と運用にともなう環境負荷量のライフサイクル評価, 第29回環境システム研究論文発表会講演集: 89-94.
3. 羽賀清典, 和木美代子, 2002. 肥育牛のふん尿堆肥化におけるエミッションのLCA, 農業におけるライフサイクルアセスメント, 農業環境研究叢書第12号, 116-125, 農林水産省農業環境技術研究所, 養賢堂, 東京.
  4. 橋本淳一, 高宮信章, 竹矢俊一, 石渡輝夫, 1999. 家畜ふん尿由来の窒素収支と課題, 開発土木研究所月報, 550: 41-51.
  5. 日向貴久, 2004. 酪農経営のふん尿処理を対象としたLCA——バイオガスシステムの温室効果ガスインベントリ分析と比較——, 2004年度日本農業経済学会論文集: 337-341.
  6. 菱沼竜男, 2001. エネルギー収支と経済性によるバイオガスプラントの評価, 酪農学園大学修士論文.
  7. 菱沼竜男, 干場信司, 森田茂, 塚田芳久, 天野徹, 2002. 個別農家用バイオガスプラントのエネルギー的評価, 農業施設, 33(1): 45-52.
  8. 菱沼竜男, 干場信司, 加藤博美, 森田茂, 池口厚男, 2006. 化学肥料代替効果からみた堆肥の農地還元に関する化石エネルギーの有効還元距離の提案, 農業施設, 37(3): 39-46.
  9. 菱沼竜男, 井原智彦, 志水章夫, 楊翠芬, 玄地裕, 2007. LCA手法を用いた肥育豚糞尿処理システムの環境影響の比較, 農業施設, 38(1): 43-56.
  10. Hishinuma T, Kurishima H, Yang C, Genchi Y, 2008. Using a life cycle assessment method to determine the environmental impacts of manure utilisation: biogas plant and composting systems. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 48: 89-92.
  11. 菱沼竜男, 栗島英明, 楊翠芬, 玄地裕, 2008. LCA手法を用いたメタン発酵施設によるふん尿処理・利用方式の環境影響の評価——堆肥化・液肥化処理との比較——, 日本家畜管理学会誌, 44(1): [掲載予定]
  12. 北海道バイオガス研究会監修, 2002. バイオガスシステムによる家畜ふん尿の有効活用, 酪農ジャーナル臨時増刊号, 酪農学園大学エクステンションセンター, 北海道.
  13. 北海道, 2004. 北海道における特定高性能農業機械の導入に関する計画, 北海道農政部, [http://www.pref.hokkaido.lg.jp/ns/shs/ (2007.5.11)]
  14. 北海道立根釧農業試験場酪農施設科, 1985. 昭和60年度(1985)酪農施設機械試験成績書, 52-56, 北海道立根釧農業試験場酪農施設科.
  15. 北海道開発土木研究所, 2005. 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, 独立行政法人北海道開発土木研究所, [http://hozen.ceri.go.jp/project/ (2006.05.31)]
  16. 本藤祐樹, 2005. LCA再考——ライフサイクル思考の新たな挑戦に向けて——, 日本LCA学会誌, 1(1): 75-78.
  17. 市川治, 中原准一, 干場信司監修, 2006. 酪農バイオガスシステムの社会的・経済的評価, 酪農ジャーナル臨時増刊号, 酪農学園大学エクステンションセンター, 北海道.
  18. 生雲晴久, 2003. 家畜ふん堆肥による化学肥料代替可能割合の都道府県別試算——2000年度農業センサスデータ——, 農業技術, 58(10): 37-42.
  19. 稲葉敦, 島谷哲, 田畑総一, 河村真一, 渋谷尚, 岩瀬嘉男, 加藤和彦, 角本輝充, 小島紀徳, 山田興一, 小宮山宏, 1993. 太陽光発電システムのエネルギー評価, 化学工学論文集, 19(5): 809-817.
  20. IPCC, 2001. *Climate Change 2001 The Scientific Basis*, Intergovernmental Panel on Climate Change. [http://www.grida.no/climate/ipcc\_tar/wg1/index.htm, (2006.06.12)]
  21. Ishikawa S, Hoshiba S, Hinata T, Hishinuma T and Morita S, 2006. Evaluation of a biogas plant from life cycle assessment. *International Congress Series*, 1293: 2330-233.
  22. 伊坪徳宏, 稲葉敦, 2005. 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, 東京.
  23. 岩手県, 2003. 資源循環型モデル施設整備に係る基礎調査業務報告書, 岩手県.
  24. 泉澤啓, 佐藤好克, 斎藤善則, 高橋正弘, 2002. 畜産系堆肥化施設のLCAによる評価について, 宮城県保健環境センター年報, 20: 98-102.
  25. J.B. Holm-Nielsen, N. Halberg and S. Huntingford, 1993. Joint biogas plant, *Agricultural advantages-circulation of N, P and K*. 1. The Danish Energy Agency, Denmark.
  26. 神成陽容, 馬場剛, 速水洋一, 2001. 日本におけるアンモニア排出の推計, 大気環境学会誌,

- 36(1) : 29-38.
27. 環境省地球環境局地球温暖化対策課, 2002. 平成 14 年度温室効果ガス排出量算定方法検討会農業分科会報告書. 環境省. [[http://www.env.go.jp/earth/ondanka/santeiho/kento/h1408/\(2005.06.01\)](http://www.env.go.jp/earth/ondanka/santeiho/kento/h1408/(2005.06.01))]
  28. 環境省地球環境局地球温暖化対策課監修, 2006. 日本国温室効果ガスインベントリ報告書 2006 年 8 月. 独立行政法人国立環境研究所. [<http://www.gio.nies.go.jp/aboutghg/nir/nir-j.html> (2007.5.11)]
  29. 木庭研二, 酒見武典, 1997. 間欠曝気が豚尿および乳用牛スラリー分離液の水質と臭気に及ぼす影響. 九州農業研究, 59 : 111.
  30. 根釧農業試験場, 2005. 共同利用型バイオガスプラントにおける家畜ふん尿の搬入・搬出および散布法. 平成 16 年度北海道農業試験会議資料.
  31. Kuroda K, Osada T, Yonaga M, Kanematu A, Nitta T, Mouri S and Kojima T, 1996. Emissions of Malodorous compounds and Greenhouse Gases from Composting Swine feces. *Bioresource Technology*, 56: 265-271.
  32. 前田武己, 松田従三, 1998. 家畜糞の堆肥化におけるアンモニア揮散(第 1 報) — アンモニア揮散の要因の検討 —. 農業機械学会誌, 60(6) : 63-70.
  33. 前田武己, 松田従三, 近江谷和彦, 2001. 家畜糞の堆肥化におけるアンモニア揮散 (第 2 報) — 畜糞の違いが揮散に及ぼす影響 —. 農業機械学会誌, 63(1) : 41-47.
  34. 松中照夫, 高倉弘一, 佐藤創一, 2000. 乳牛液状きゅう肥からのアンモニア揮散と土壤水分環境の有意な関係. 土壤肥料学会講演要旨集, 46 : 154.
  35. 松中照夫, 千徳あす香, 小澤恵梨, 2001. 草地表面に施与された pH の異なる乳牛液状きゅう肥からのアンモニア揮散. 土壤肥料学会講演要旨集, 47 : 167.
  36. 松村昭治, 1988. 畑土壌への家畜尿施用にともなう窒素揮散. 日本土壤肥料学会誌, 59(6) : 568-572.
  37. 美保雄一郎, 東城清秀, 渡辺兼吾, 2004. バイオガスプラント消化液の栽培利用と環境負荷. 農業機械学会誌, 66(3) : 77-83.
  38. 宮田尚稔, 池田英男, 2006. 貯蔵中のメタン発酵消化液からのアンモニウムの消失. 日本土壤肥料学会誌, 77(5) : 577-581.
  39. 宮崎県畜産会, 2001. 尿污水处理情報. 社団法人宮崎県畜産会. [<http://miyazaki.lin.go.jp/osui/index.html> (2005.06.01)]
  40. 森政博, 松中照夫, 2001. 施用時期の異なる乳牛液状きゅう肥からのアンモニア揮散. 土壤肥料学会講演要旨集, 47 : 300.
  41. Muroyama K, Nakagawa Y, Miyake Y, Koyama H, Hayashi J and Sakamoto Y, 2006. Life Cycle Inventory Assessment of a Wet-Biomass Waste Treatment Plant. *Proceedings of The Seventh International Conference on EcoBalance*: 653-656.
  42. 南齋規介, 森口祐一, 東野達, 2002. 産業連関表による環境負荷原単位データブック (3 EID) — LCA のインベントリデータとして —. 独立行政法人国立環境研究所地球環境研究センター.
  43. 猫本健司, 干場信司, 河上博美, 森田茂, 池口厚男, 2003. 異なる糞尿処理方式をもつ北海道の酪農生産システムの経営的収益性・投入化石エネルギーおよび窒素負荷からみた総合的評価. 農業施設, 34(2) : 55-61.
  44. 日本土壤肥料学会北海道支部編, 1999. 北海道農業と土壤肥料 1999. 265-274. 北農会. 北海道.
  45. 日本有機資源協会, 2003. バイオガスシステムの現状と課題. 初版. 79. 社団法人日本有機資源協会. 東京.
  46. 農林水産省生産局畜産部, 2007. 畜産環境をめぐる情勢. [[http://www.maff.go.jp/kankyoo/\(2007.12.20\)](http://www.maff.go.jp/kankyoo/(2007.12.20))]
  47. 農山漁村文化協会編, 1995. 畜産環境対策大事典. 5-10. 農山漁村文化協会. 東京.
  48. 岡村俊民, 1991. 農業機械化の基礎. 352-379. 北海道大学図書刊行会. 北海道.
  49. 大久保忠且, 1991. 畜産におけるエネルギー効率. 畜産の研究, 45(6) : 59-68.
  50. 大村道明, 2002. 農業地域 LCA の手法 — 評価の前提と枠組み —. 東北大学農業経済研究報告, 34 : 35-50.
  51. 長田隆, 2002. 豚のふん尿処理に伴う環境負荷ガスの発生. 畜産草地研究所研究報告, 2 : 15-62.
  52. 長田隆, 前田高揮, 森岡理紀, 2006. 細川弘史, 家畜ふんの堆積型堆肥化過程からの環境負荷ガス発生. 第 17 回廃棄物学会研究発表会講演論文集 : 400-402.



53. 小山太, 福田憲和, 2004. 通気装置を設置した簡易堆肥化施設. 財団法人畜産環境整備機構. [http://leio.lin.go.jp/shk/shk\_2004/fukuoka\_nougyou.html (2006.05.31)]
54. Portejoie, S., Martinez, J., Guiziou, F. and Coste, C. M., 2003. Effect of covering pig slurry stores on the ammonia emission processes. *Bioresource Technology*, 87: 199-207.
55. Rodhe, L., Etana, A., 2005. Performance of Slurry Injection compared with Band Spreading on Three Swedish Soils with Ley. *Biosystems Engineering*, 92 (1): 107-118.
56. Safly, L. M. Jr., 1982. Energy data for manure handling equipment. *Transactions of the ASAE*, 25: 850-858.
57. 斎藤元也, 木村武, 倉島健次, 1989. 圃場還元液状きゅう肥からのアンモニア揮散量の推定と酸添加による揮散の低減法. 草地試験場研究報告, 41: 1-9.
58. 佐藤創一, 千徳あす香, 松中照夫, 2000. 乳牛液状きゅう肥の希釈によるアンモニア揮散の減少. 土壤肥料学会講演要旨集, 46: 266.
59. 生物系特定産業技術研究推進機構, 2002. 農用トラクター(乗用型)検査成績表(中セキT0774). 独立行政法人農業・食品産業技術総合研究機構 生物系特定産業技術研究支援センター. [http://brain.naro.affrc.go.jp/iam/Test/iam\_tstkmn.htm (2007.5.11)]
60. 積栄, 落合良治, 高橋弘行, 古山隆司, 日吉健二, 2003. 農用トラクタの実作業における排出ガスの実態に関する研究(第1報)——圃場作業の再現運転による排出ガス質量の推定——. 農業機械学会誌, 65(6): 120-126.
61. 積栄, 落合良治, 高橋弘行, 古山隆司, 日吉健二, 遠藤準, 2003. 農用トラクタの実作業における排出ガスの実態に関する研究(第2報)——作業方法による排出ガスの低減法の検討——. 農業機械学会誌, 65(6): 127-133.
62. 千徳あす香, 松中照夫, 2001. 異なる温度条件下における乳牛液状きゅう肥からのアンモニア揮散. 土壤肥料学会講演要旨集, 47: 300.
63. Smith, K.A., Jackson, D.R., Misselbrook, T. H., Pain, B.F. and Johnson, R.A., 2000. Reduction of Ammonia Emission by Slurry Application Techniques. *J. agric. Engng Res*, 77(3): 277-287.
64. Sommer, S.G., Petersen, S.O. and Soggard, H. T., 2000. Greenhouse Gas Emission from Stored Livestock Slurry. *Journal of Environmental Quality*, 29(3): 744-751.
65. Sommer, S.G., 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *European Journal of Agronomy*, 14: 123-133.
66. 須藤和久, 福田博文, 2002. 牛・豚尿液肥の水田水口施用による稲発酵粗飼料用イネの生産特性. 独立行政法人 農業・食品産業技術総合研究機構. [http://www.naro.affrc.go.jp/top/seika/2002/kanto/kan266.html (2005.08.12)]
67. 末國富雄, 2003. 畜産を取りまく環境規制——農業環境3法と環境規制法との接点——. 畜産の研究, 57(1): 3-8.
68. 住田憲俊, 2003. 家畜ふん尿の浅層施用技術による臭気抑制効果. 畜産技術, 575: 7-11.
69. 住田憲俊, 澤村篤, 2007. 浅層型スラリーインジェクタによる環境負荷低減技術. 農林水産バイオリサイクル研究——畜産エコチーム——研究成果, 440: 156-161.
70. 社団法人中央畜産会, 2000. 堆肥化施設設計マニュアル. 第二版. 社団法人中央畜産会. 東京.
71. 社団法人資源協会編, 1994. 家庭生活のライフサイクルエネルギー. 第1版. 69-200. あんほるめ. 東京.
72. 畜産環境対策技術評価手法検討委員会, 2005. 環境負荷と運転費用の観点からの畜産環境対策施設評価プログラムの開発——養豚編——.
73. 富田昌雄, 2001. 家畜糞尿を原料としたエネルギー生産の普及条件～デンマークおよびスウェーデンにおける経験から～. 農業と経済, 3月号: 91-97.
74. 東北電力株式会社, 2003. 東北電力 環境行動レポート2003. [http://www.tohoku-epco.co.jp/enviro/index.html (2006.06.12)]
75. 東城清秀, 加藤仁, 渡辺兼五, 服部隆行, 中川悦光, 2004. 家畜排泄物の収集・処理過程における環境負荷ガスの放散. 農業施設, 35(3): 181-188.
76. 上田和夫, 1995. エネルギーからみた酪農生産システムの評価. 1995年度酪農学園大学家畜管理理学研究室卒業論文集: 62-94.
77. Umetsu K, Kimura Y, Takahashi J, Kishimoto T, Kojima T and Young B, 2005. Methane emission from stored dairy manure

- slurry and slurry after digestion by methane digester. *Animal Science Journal*, 76: 73-76.
78. 梅津一孝, 長谷川晋, 菊池貞雄, 竹内良暉, 2005. バイオガスシステムの経済的・工学的評価分析 — 費用・エネルギー・環境負荷の評価 —. *農業経営研究*, 43(1): 188-193.
79. UNEP, 2004. ライフサイクル・アプローチは、なぜ必要?. 第1版. United Nations Environment Programme. United Nations Publication. [<http://lcinitiative.unep.fr/> (2008.01.10)]
80. 和木美代子, 田中康男, 長田隆, 1998. 畜産廃棄物処理技術のLCA評価方法の検討. 第3回エコバランス国際会議講演要旨集: 601-604.
81. 横濱充宏, 橋本淳一, 石田哲也, 石渡輝夫, 2001. 乳牛スラリーおよびその発酵消化液の散布に伴う窒素動態. *北海道開発土木研究所月報*, 579: 4-9.
82. 横濱充宏, 中川靖起, 2005. 乳牛スラリー原液およびその発酵液の圃場散布に伴う窒素動態におよぼす散布条件の影響. *北海道開発土木研究所月報*, 627: 29-41.
83. 有機質資源化推進会議, 1997. 有機廃棄物資源化大事典. 第1版. 335. 社団法人農山漁村文化協会. 東京.
84. 財団法人日本規格協会, 1997. 環境マネジメント — ライフサイクルアセスメント — 原則及び枠組み. 財団法人日本規格協会. 東京.
85. 財団法人農林統計協会, 2000. 2000年農業集落カード. CD-rom.
86. 財団法人畜産環境整備機構, 1998. 家畜ふん尿処理・利用の手引き. 財団法人畜産環境整備機構. 東京.
87. 財団法人畜産環境整備機構, 2004. 家畜ふん尿処理施設・機械選定ガイドブック — 汚水処理編 —. 財団法人畜産環境整備機構. [[http://www.chikusan-kankyo.jp/\(2008.01.10\)](http://www.chikusan-kankyo.jp/(2008.01.10))]
88. 財団法人畜産環境整備機構, 2005. 家畜ふん尿処理施設・機械選定ガイドブック — 堆肥化処理施設編 —. 財団法人畜産環境整備機構. [[http://www.chikusan-kankyo.jp/\(2008.01.10\)](http://www.chikusan-kankyo.jp/(2008.01.10))]

## 要 約

本論文の目的は、家畜ふん尿の処理・利用システムが環境に与える影響をライフサイクル的な思考により総合的・長期的に評価することである。

これまでの、ふん尿処理に伴う環境負荷は、家畜

排せつ物法がふん尿の野積み、素掘りため池への貯留を禁止していることからわかるように、特に水系への環境負荷物質の流出が重要視されていた。しかしながら、畜産に対する環境苦情では悪臭の割合が大きいことや、処理に伴う温室効果ガスの排出は地球規模での環境問題を引き起こす原因物質となっていることなど、ふん尿処理に伴って排出される環境負荷物質および環境影響は様々であることがわかる。また、環境負荷は、家畜ふん尿だけでなく処理施設の建設や運用で消費される資材、化石燃料などからも排出されている。さらに、消費される資材や化石燃料は、それらを製造する段階でも環境負荷は排出されている。このように考えると、ふん尿処理の環境対策は、処理施設やシステムについて総合的な環境負荷排出量の視点から評価を行い、どのような施設をどのように利用することで総合的に環境負荷を少なくすることができるのかを検討する必要がある。

一方で、工業分野ではライフサイクルアセスメント(以下、LCA)が注目されており、工業製品、サービスなどについて資源採掘から利用、廃棄に至るまでの関連技術および関連物質の連鎖を一貫して捉えた資源消費量や環境負荷排出量などの環境負荷、潜在的な環境影響が評価されている。また、LCAだけでなく、調査対象の生産、流通、使用、廃棄およびリサイクルなどを考慮したライフサイクル的な思考からのシステム評価を行うことが、長期的・総合的に環境負荷を低減する対策の検討に利用されてきている。

本論文では、ふん尿処理施設やシステムの環境問題に対して、ライフサイクル的思考を用いた評価を行い、ふん尿処理・利用に伴う環境負荷の低減に向けた意見を整理した。特に、ふん尿処理・利用におけるライフサイクル的なエネルギー収支の評価として、①個別型メタン発酵施設のエネルギー的評価、②堆肥の化石エネルギーの有効還元距離の提案、を行い、メタン発酵施設の有効性や堆肥化処理、堆肥利用のための輸送作業のエネルギー的な環境保全性を評価した。また、LCA手法による環境影響評価として、③LCA手法による肥育豚ふん尿を対象とした処理施設の環境影響評価、④LCA手法による家畜ふん尿散布方式の環境影響評価、を行った。また、これらの評価に加えて、千葉県旧山田町の乳牛ふん尿を対象としてライフサイクル的な環境負荷とコスト評価を行い、代替案としてのふん尿処理・利用システムの検討を行った。

## 各章の要旨

### 第1章 序論

第1章では、本論文を構成する各研究に関する背景として、ふん尿処理に伴う環境問題と関連法の整理およびふん尿処理・利用における環境負荷排出源の多様化について言及した上で、環境負荷の定量化に関する既存研究とライフサイクル的な捉え方の必要性について述べ、最後に本研究の目的と位置付けを整理した。

### 第2章 個別型メタン発酵施設のエネルギー的評価

本章では、酪農学園大学に設置されたバイオガスプラントおよびそこから想定した個別型メタン発酵施設の2つの施設に対して、施設の建設と運転で投入、産出したエネルギーを比較した。また、施設建設に要したエネルギーと運転において産出したエネルギーからエネルギーペイバックタイムの算出を行った。

特に、個別型メタン発酵施設のエネルギーペイバックタイムは、発生したバイオガスを利用した熱電併給による余剰エネルギーのみで回収する場合は、10年未満であった。また、生産した消化液の化学肥料等価エネルギーを考慮した場合のエネルギーペイバックタイムは、約3年に短縮された。仮に、消化液の浄化処理を行う場合では、消費する化石エネルギーが増加しエネルギーペイバックタイムが長くなると考えられる。したがって、消化液を積極的に液肥として利用していく方向性がメタン発酵施設を利用する条件になると考えられた。すなわち、メタン発酵施設の運転だけでなく建設段階を考慮した時の環境保全性、エネルギー生産性を確保するためには、消化液を有効利用できる農地を確保することが重要であることがわかった。

### 第3章 堆肥の化石エネルギー的有効還元距離の提案

本章では、代表的なふん尿処理・利用方式である堆肥化処理について、処理段階から散布段階までの作業に要した化石エネルギーと、生産された堆肥の化学肥料等価エネルギーを比較し、これらの比較から、堆肥の農地還元に対する環境保全性の評価指標として、化石エネルギー的有効還元距離を提案した。

検討事例として、個別酪農家の堆肥化処理・利用システムおよび共同型堆肥化施設を利用した場合について試算を行った。堆肥舎を利用した個別農家規

模のシステムでは、化石エネルギー的有効還元距離が約20 kmであった。したがって、堆肥を散布する農地がこの距離の範囲内で確保できるならば、エネルギー収支の点でそのシステムは環境保全的であると考えられた。

また、共同堆肥化施設を利用した場合では、処理段階で消費される化石エネルギーが堆肥の化学肥料等価エネルギーよりも大きくなる結果となり、処理段階だけで堆肥の化学肥料等価エネルギーを失うことが示された。この検討から、処理システムの違いと消費エネルギーの違いが示され、化石エネルギー的有効還元距離の評価指標としての有効性を確認できたと考えた。

### 第4章 LCA手法による肥育豚ふん尿処理施設の環境影響評価

本章では、LCA手法を利用して、肥育豚ふん尿を対象としたふん尿処理施設の導入および運用に伴う環境負荷排出量を把握し、環境影響評価を行うことで施設の環境影響の特徴を把握した。各種施設および処理特性に関するデータは、施設設計値や施設利用事例などの文献値および環境負荷物質の排出量に関する報告事例などから収集した。収集データから、評価のためのプロセスモデルを作成して、施設の導入および運用段階についてLCI分析を行い、地球温暖化、酸性化および富栄養化の影響領域に対する特性化を行った。

高度な堆肥化処理施設の環境影響は、ふんだけでなく消費燃料に伴う直接、間接的な影響が大きいことが示された。また、尿処理施設の特徴は、処理段階における $N_2O$ の排出量が多く、地球温暖化への影響が大きかった。特に、液肥化処理では $NH_3$ の排出によって酸性化の影響が大きく、浄化処理では排水に含まれるT-N、T-Pによる富栄養化の影響が大きかった。また、メタン発酵処理施設は、施設構造が密閉式であるために環境影響が小さいことが示された。これらの評価により、ふん尿処理施設に伴って排出される環境負荷を総合的に把握することができ、引き起こされる環境影響が施設の違いによって異なることが定量的に示された。

### 第5章 LCA手法による家畜ふん尿散布方式の環境影響評価

本章では、ふん尿処理施設の中でも環境負荷排出量が低いことが示されたメタン発酵処理施設について、施設の導入とふん尿処理および利用段階を対象としたLCAを行った。特に、堆肥舎や液肥化施設な

どを用いた慣行的な処理・利用システムと比較することで、メタン発酵施設を利用したふん尿処理・利用システムの環境影響特性について整理した。調査対象は、乳牛を100頭飼養する酪農家のふん尿処理および農地での利用までとし、畜舎と農地間の輸送は調査範囲外とした。調査対象とした環境負荷物質はCO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O、NH<sub>3</sub>、NO<sub>x</sub>、SO<sub>x</sub>であり、地球温暖化および酸性化の影響領域に対する環境影響の特性を明らかにした。

結果として、メタン発酵施設の利用は、慣行的な施設の利用に比べて地球温暖化の影響を低減した。しかし、酸性化の影響は慣行的なシステムと同程度であった。特に、NH<sub>3</sub>の排出量は、慣行的なシステムでは処理段階の排出量が多く、メタン発酵施設では散布段階で排出量が多いという特徴があった。特に、メタン発酵施設では、密閉式の施設構造のため処理段階で環境負荷排出量が少ない。一方で、処理段階で排出されたために消化液中にはNH<sub>4</sub>-Nが多く、結果的に散布段階でのNH<sub>3</sub>排出量が多くなった。すなわち、メタン発酵施設利用では、処理段階と散布段階においてプロセス間の環境影響の移転が起こったと推察された。また、環境影響において、地球温暖化と酸性化の間で影響の移転があったと考えられた。ただし、消化液の散布に伴うNH<sub>3</sub>排出量は、バンドスプレッド方式やインジェクション方式を利用することで低減できることが示され、この散布方式の違いによる散布時の燃料消費の増加は僅かであった。したがって、メタン発酵施設を利用する場合には、消化液散布方式としてバンドスプレッド方式、インジェクション方式を利用することが地球温暖化および酸性化の影響を低減できると考えた。

## 第6章 総合考察

### (1) 千葉県旧山田町の乳牛ふん尿処理・利用システムの評価

本章では、具体的な地域を対象として、より環境負荷の少ないふん尿処理・利用システムの検討に対してLCAとコスト評価を適用し、代替案の作成にLCAがどのように支援できるかを検討した。評価では、千葉県旧山田町の乳牛ふん尿処理・利用システムとして、現状のふん尿処理・利用システムと複数のシナリオから考えられたシステム案について温室効果ガス(GHG)排出量および費用を比較して具体的な代替案の検討を行った。評価に用いたモデルには、ふん尿発生分布や農地分布、道路距離などの地域の特徴を反映するために、地理情報システム(GIS)を用いて位置情報を持ったデータを整備し

た。また、シナリオに応じたシステムの立案には、線形計画法および整数計画法を利用した施設選択や立地場所選定、輸送経路選択が可能な計算ソフトであるRCACAOを用いた。

結果として、現状システムおよび各シナリオのふん尿処理・利用システムにおける施設導入、運用ならびに輸送、散布に伴うGHG排出量を把握することができた。また、コスト評価では、各シナリオのふん尿処理・利用システムの施設導入費と輸送や散布などの運用費を計上することができた。システムの立案として、シナリオ別の施設選択および施設の立地場所選定を行い、集約的処理でのふん尿の収集元や堆肥、液肥の利用先などを検討することができた。例えば、全体的な費用を最小化するシステムを求めようとした場合は、利用施設としてハウス乾燥施設と液肥化施設を選択し、個別的に処理を行う方式が最適と判断された。この場合、現状シナリオに対してGHG排出の削減量は240 t-CO<sub>2</sub>eq/年と少ないが、全体のコストは51,000千円/年の削減となることがわかった。また、各シナリオで費用当たりのGHG排出量の削減割合を比較したところ、共同型メタン発酵施設のGHG排出量の削減効果が80.1 kg-CO<sub>2</sub>eq/千円となり、GHG排出削減策の費用対効果が高いことが示された。結果として、旧山田町の西地区の酪農家を対象に共同利用型メタン発酵施設を導入することが、GHG排出量を削減する効果的な代替案であることが示された。また、個別的な対応としては、ふん尿混合物を処理する堆肥舎の利用を進めることも効果的であった。

ただし、対策に伴う費用負担は大きいことが示された。費用負担の配分については、農家負担を基本としながらも地域産業からの環境負荷低減という社会的な側面から、関連組合や市町村がどのように負担するのかを考慮することが課題である。

### (2) ふん尿処理・利用システムの検討とLCA手法の利用の意義

畜産環境対策として、より環境負荷の少ないふん尿処理・利用システムを構築することが畜産農家または地域の畜産行政に求められている。特に、家畜ふん尿処理・利用に伴って排出される環境負荷物質は、家畜管理や処理施設、農地での施用など複数のプロセスが排出源となるだけでなく、これらのプロセス間でのトレードオフが生じる。また、引き起こされる環境影響は、単一の影響ではなく複数の環境影響領域に及び、影響領域間のトレードオフが生じることが考えられる。畜産農家や地域の畜産行政に

求められているのは、このような複雑な構造をもつ家畜ふん尿処理・利用システムからの環境負荷の排出に対する排出抑制策である。また、環境対策に投入される費用規模は大きいことから、その費用対効果には細心の注意を払うことが求められる。

つまり、畜産環境対策とは、単にふん尿処理施設を導入することではなく、個々のまたは地域のふん尿処理・利用システムを構成するプロセスを一通り把握して、総合的に捉えた環境負荷をどの程度削減することができるのか、そのための費用がどれぐらい必要とされるのかを具体的に考えていくことに他ならない。そして、その点においてライフサイクル的な思考をふん尿処理・利用システムの検討に対して適用していくことは必要不可欠であると考えられる。

例えば、第2章や第3章のように、対策に投入される化石エネルギーの様子を把握したいのであれば、ライフサイクル的にエネルギー資材の投入量、

産出量、代替効果等を評価することができる。また、第4章や第5章で行った評価のように、排出する環境負荷および環境影響を、ふん尿由来と消費資材および化石燃料由来のように排出源別に把握することや、プロセスを限定しながら把握していくという形でLCAを利用することができる。また、第6章のように、地域のふん尿処理・利用システムの課題整理と代替案の検討にLCAおよびコスト評価を適用して、総合的に環境影響および費用の比較が可能となり、対策費用と環境負荷削減量の関係を検討して具体的な代替案の作成に資することができる。

したがって、このようなライフサイクル的な思考からの環境影響評価を行い、環境負荷排出量とコストを定量的に把握し比較することで、総合的に環境負荷の少ないふん尿処理・利用システムの検討を行うことが可能になると考える。

## Summary

### 1. Introduction

The purpose of this paper is to evaluate the environmental impact at a livestock manure treatment and utilization (management) system from life cycle approach.

Livestock manure management includes environmental problems such as odour from manure, nutrients effusion from manure treatment or lack of treatment equipments, and greenhouse gases (GHG) emissions from manure management. Some technologies have been developed for preventing environmental emissions such as automatic composting system, multistage purification system and methane fermentation system. However, these technologies include some environmental impacts (ex. GHG emission from energy consumption, eutrophication impact from effluent) for reducing environmental problems at manure management. Therefore, the evaluation was required that will be able to assess whole systems of manure management with various emissions to reduce environmental impacts at total system.

The life cycle assessment (LCA) method has been applying to assess environmental aspects on products or service for product development or improvement. LCA assesses the environmental aspects and potential impacts throughout a life cycle of products (i.e. cradle-to-grave) from raw material acquisition through production, use and disposal.

The work of this paper is to evaluate energy balance and environmental impacts at a livestock manure treatment and utilization system from life cycle approach. Chapter 2 evaluated energy balance at the manure management system using farm scale biogas plant from life cycle approach. Chapter 3 evaluated energy balance at the manure management system using composting system from life cycle approach. Chapter 4 assessed environmental impacts at various manure treatment system on swine manure using LCA method. Chapter 5 assessed environmental impacts focused at manure spreading technique of manure management system on dairy farm using LCA. Chapter 6: as discussion of these studies, tried applying LCA method to evaluate environmental impacts at regional manure management system, and suggested some substitute systems for reducing environmental impacts from life cycle approach.

### 2. Evaluation of a farm scale biogas plant from the energetic point of view

The biogas plant is considered as a facility for livestock manure treatment and electric power generation because it can treat manure under anaerobic digester and generate electricity and heat from biogas.

However, previous study had little attention to the energy productivity at biogas plant from life cycle approach.

The purpose of this study was to evaluate energy balance at the biogas plant system from life cycle approach. The object of evaluation was a biogas plant at the Rakuno Gakuen University (RGU) and farm scale biogas plant. The farm scale biogas plant model was assumed from the system of the RGU biogas plant.

The energy input-output of biogas plant system was evaluated from comparing fossil energy inputs (i.e. construction, operation and maintenance) to available energy outputs (i.e. generated electricity and heat from biogas and the energy value of digested slurry). The energy pay back period was calculated from energy inputs and outputs for feasibility of biogas plant.

The energy pay back period at the case without digested slurry utilization was calculated 59 and 7 years at the RGU and a farm scale biogas plant respectively. The energy pay back period at the case of considering digested slurry utilization effect was 15 and 3 years at the RGU and a farm scale biogas plant respectively.

The evaluation of energy balance at biogas plant from life cycle approach indicated that the utilization of digested slurry as fertilizer is the indispensable element for practical feasibility at the biogas plant.

### 3. The effective distance of the compost application for chemical fertilizer substitute from the energetic point of view

The manure utilization has a problem at the nitrogen balance at excessive manure application to land. This nitrogen unbalance was caused by livestock farming which was developing intensively without land for manure application. Therefore, it required transportation for applying composted manure (compost) with adequate nitrogen to land. However, it is clear that the long transportation to manure application increases fuel consumption, and it has potential of environmental impacts from fuel consumption more than effectiveness of manure application.

The purpose of this study was to evaluate energy balance of manure utilization from life cycle approach. It compared energy consumption of the manure utilization (i.e. composting, transportation and spreading) to the chemical fertilizer utilization (i.e. production, transportation and spreading) based on applying nutrients equivalent (supplying N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> and K<sub>2</sub>O for the land equally). The effective distance from energy balance was applied as an indicator to evaluate effectiveness of manure utilization with transportation.

The evaluated manure utilization system was compost depot at farm scale composting utilization system (compost depot) and centralized composting system (automatic composting equipment) for case study. The effective distance from energy balance was 20 km at farm scale composting utilization system. It indicated that the manure utilization with less than 20 km transportation was effective from energy balance at the farm scale composting utilization system. On the other hand, the effective distance from energy balance failed to apply the centralized composting system, because it required energy more than manure utilization effectiveness of energy balance at the process of manure treatment.

Therefore, this study indicated the limitation of the transport distance of the compost utilization from energy balance. And it revealed the availability of effective distance from energy balance for evaluation of compost utilization from life cycle approach.

### 4. Comparison of the environmental impact in the swine manure treatment system by LCA method

The purpose of this study was to reveal the environmental impacts on livestock manure treatment systems at pig-fattening. It was evaluated by life cycle inventory analysis and impact assessment.

The composting system had impacts of global warming and acidification. It was assessed that the global warming impact from composting system were influenced by gas emissions from energy consumption as much as CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O from treated manure. The liquid composting system and purification system had impacts of global warming more than manure composting system. It was caused by N<sub>2</sub>O from N of liquid

contents. Especially, it revealed that  $\text{NH}_3$  emission has impacted acidification at the liquid composting system and drainage has impacted eutrophication at the purification system. The impact of global warming from methane fermentation was the lowest in these treatment systems. It was about 20 % of other systems at global warming impact, because the effect of closed system with anaerobic fermentation. But, it had impact of acidification by  $\text{NH}_3$  emissions from opened storage tank for digested slurry.

Therefore, this study revealed the characteristics of environmental impacts of each system by the comparison of environmental impact with LCI analysis, and it indicated that manure treatment system included environmental impacts for variant impact category.

#### 5. Environmental impact of manure spreading technique in manure management system by LCA method: comparison with composting and biogas plant systems

The purpose of this study was to evaluate the environmental impacts of manure utilization system at biogas plant compared to composting system (composting depot) and separating system (solid composting at depot and liquid composting at slurry store), using the life cycle assessment method. Especially, the evaluation focused on environmental aspects at the manure application (manure spreading) system.

The global warming potential (GWP) was estimated 346t- $\text{CO}_2\text{eq}$  at composting system, 625t- $\text{CO}_2\text{eq}$  at separating system and 86 - 90t- $\text{CO}_2\text{eq}$  at biogas plant. It showed that the biogas plant was relatively low GWP for manure utilization system regardless of types of manure application. The acidification potential (AP) was estimated 10t- $\text{SO}_2\text{eq}$  at composting system, 18t- $\text{SO}_2\text{eq}$  at the separating system, 13-24t- $\text{SO}_2\text{eq}$  at biogas plant, and the emission which gave the largest impact was  $\text{NH}_3$  (98-99%) at all systems. Especially, the large part of  $\text{NH}_3$  emission from the biogas plant was caused at digested slurry application process. It considered that biogas plant includes trade-off between manure treatment and utilization process, and between global warming and acidification impacts. However, the AP impact was decreasing with the digested slurry application at band spreading attachment or shallow injection attachment compared with the case of splash plate attachment.

These results led to the conclusion that the biogas plant prevents global warming gas emissions, and the digested slurry application with band spreading attachment or shallow injection attachment was a necessary condition for decreasing AP impact ( $\text{NH}_3$  emission) for the biogas plant utilization.

#### 6. Discussion

##### 6.1 A case study applying LCA to improve regional livestock manure management system (Yamada town)

The purpose of this study was to consider regional livestock manure management system with low environmental impacts by LCA method and total cost quantification.

The object at this evaluation focused on manure management system at dairy farm in Yamada town, Chiba prefecture. The evaluation applied scenario analysis to compare the global warming potential and total cost at present system and some scenarios, and to consider the alternatives. The process model which applied evaluation included the regional environmental data (i.e. amount and distribution of cow manure, nitrogen required, road distance) on geographic information system (GIS). It used RCACAO for scenario analysis to calculate selection technologies, system location and route of manure transportation. It was software for optimization using linear programming and integer programming.

It calculated global warming impact and total cost at present system and some scenarios respectively. The evaluation made planning of manure treatment and utilization system with detail of equipments, location and the range of manure collection and utilization. For example, the system was using drying plastic house and liquid composting equipment individually at the scenario minimizing total cost. It decreased greenhouse gases (GHG) 240 t- $\text{CO}_2\text{eq}/\text{year}$  and 51 million yen/year compared with present system. It revealed that the system using biogas plant maintained high cost-effectiveness (80 kg- $\text{CO}_2\text{eq}/\text{yen}$ ) for

decreasing GHG emission. As the results, it suggested the manure management system using centralized biogas plant for dairy farm located west side in Yamada town was effective alternative system for reducing GHG emission.

## 6.2 Application of life cycle approach to reduce environmental impact on livestock manure management system

The environmental impact from manure management was caused by several processes, and included trade-off into processes and impacts. It is difficult for farmer and agricultural administration to make action for preventing environmental impacts, because these environmental impacts include complicated environmental aspects. Furthermore, it takes high cost for constructing manure management equipments.

The construction of manure management system with low environmental impacts is to consider potentials of decreasing environmental impacts comprehensively and cost effectiveness. The life cycle approach is a necessary method to support the consideration of understanding environmental impacts from manure management system, because it can indicate the environmental aspects quantitatively and comprehensively. For example, it can reveal feasibility from energy balance on technique or equipments or system for improving environmental impacts, as the life cycle approach at chapter 2 and 3. The study chapter 4 and 5 could indicate environmental impacts quantitatively on each process or each material by LCA. Furthermore, chapter 6 the case study of applying LCA and total cost evaluation to regional livestock manure management system could support for considering alternative system with quantitative reduction of environmental impacts and cost effectiveness.

From these studies, this paper could reveal the availability and importance of applying life cycle approach for improving manure management system with low environmental impacts.