

わが国の酪農および肉用牛生産技術に対する環境影響評価

瀬戸口 暁

2023

# わが国の酪農および肉用牛生産技術に対する環境影響評価

京都大学大学院農学研究科応用生物学専攻

畜産資源学分野 瀬戸口暁

本研究では、酪農および肉用牛生産の四つの技術に対して、LCAの手法を用いて環境影響評価を行うことを目的とした。第2章では熊本県阿蘇地域における寒地型牧草による褐毛和種周年放牧肥育生産に対する環境影響評価を実施し、舎飼肥育と比べて放牧肥育での日増体量が減少することで、多くの環境影響が増加する結果となった。第3章では、沖縄県石垣地域における熱帯イネ科牧草による褐毛和種周年放牧肥育生産を評価し、前章の結果と比較した。その結果、放牧地管理由来の施肥により地球温暖化および酸性化への影響が前章の放牧肥育よりも増加した。第4章では、アマニ油脂肪酸カルシウムを添加した交雑種去勢牛の肥育生産の温室効果ガス排出量の評価を実施し、総売上あたりの温室効果ガス排出量が減少する傾向が見られた。第5章では、バイオガスプラント消化液から生産される再生敷料を利用した酪農生産の温室効果ガス排出量を評価した。その結果、バイオガスプラントを経たふん尿処理からのメタン排出量が低減されることで、スラリー処理よりも温室効果ガス排出量を削減できることが示された。また売電収入と敷料費の削減により、経済性の向上も見込まれた。

キーワード：LCA、環境影響評価、放牧肥育、アマニ油脂肪酸Ca、バイオガスプラント、再生敷料

目次	
要旨	i
目次	ii
表のリスト	v
図のリスト	vi
第1章 序論	1
1.1. ライフサイクルアセスメントの概要	1
1.2. 養牛生産における環境影響評価	2
第2章 阿蘇地域における褐毛和種去勢牛周年放牧肥育に関する環境影響評価	6
2.1. 緒言	6
2.2. 材料および方法	7
2.2.1. 生産システムの概要	7
2.2.2. LCAの目的および調査範囲の設定	10
2.2.3. インベントリデータ	11
2.2.4. 炭素隔離の効果	14
2.2.5. 経済性評価	14
2.2.6. 統計解析	15
2.3. 結果	15
2.3.1. 各生産システムの環境影響評価	15
2.3.2. 炭素隔離の効果	17
2.3.3. 生産費と売上価格との関係	17
2.4. 考察	19
2.4.1. 機能単位の検討	19
2.4.2. 放牧肥育生産システムにおける環境影響	19
2.4.3. 放牧肥育生産システムにおける経済性	20
2.4.4. 環境影響と経済性	21

第 3 章 亜熱帯地域における褐毛和種去勢牛周年放牧肥育に関する環境影響評価 .....	23
3.1. 緒言 .....	23
3.2. 材料および方法 .....	24
3.2.1. 生産システムの概要 .....	24
3.2.2. LCA の目的および調査範囲の設定 .....	26
3.2.3. インベントリデータ .....	27
3.3. 結果および考察 .....	30
3.3.1. 本生産システムにおける LCA の結果 .....	30
3.3.2. アロケーションによる寄与の違い .....	30
3.3.3. わが国の肥育生産システム間の比較 .....	32
3.3.4. 放牧生産の環境影響評価 .....	33
第 4 章 交雑種去勢牛肥育生産データに基づくアマニ油脂肪酸カルシウム添加による温室効果ガス排出量の評価 .....	35
4.1. 緒言 .....	35
4.2. 材料および方法 .....	36
4.2.1. 肥育生産システムの概要 .....	36
4.2.2. LCA の目的および調査範囲の設定 .....	38
4.2.3. インベントリデータ .....	39
4.2.4. 統計解析 .....	40
4.3. 結果および考察 .....	40
4.3.1. 肥育成績 .....	40
4.3.2. LCA 分析 .....	41
4.3.3. LS の効果に対する考察 .....	44
第 5 章 バイオガスプラントと再生敷料を利用した酪農生産に関する温室効果ガス排出量の評価 .....	45
5.1. 緒言 .....	45

5.2. 方法 .....	46
5.2.1. 本研究の生産システムの詳細 .....	46
5.2.1.1. 乳牛生産.....	48
5.2.1.2. ふん尿処理 .....	52
5.2.1.3. 自給飼料作物への施肥 .....	55
5.2.2. ライフサイクルインベントリ .....	57
5.2.3. 環境影響評価 .....	59
5.3. 結果 .....	61
5.3.1. 酪農システム .....	61
5.3.2. ふん尿処理における窒素フロー.....	64
5.3.3. バイオガスプラントおよび再生敷料の利用に対する経済性評価	66
5.4. 考察 .....	66
5.4.1. バイオガスプラントと再生敷料の利用に関する環境影響.....	66
5.4.2. バイオガスプラントと再生敷料の利用に関する経済性 .....	68
5.5. 結論 .....	71
第6章 総括.....	72
謝辞 .....	74
参考文献 .....	75
業績リスト .....	89

## 表のリスト

表 2.1. LCA 分析に用いた肥育試験結果.....	9
表 2.2. 本研究で使用した飼料の化学組成.....	9
表 2.3. 環境負荷物質の排出原単位.....	11
表 2.4. 各生産システムにおける環境影響量.....	16
表 2.5. 各生産システムにおける生産費内訳(千円/頭).....	18
表 2.6. 各生産システムにおける枝肉成績.....	18
表 3.1. LCA 分析に用いた肥育試験結果.....	25
表 3.2. 本研究で用いた飼料の化学成分組成(%).....	25
表 3.3. 環境負荷物質の排出原単位.....	29
表 3.4. 生産段階ごとの増体重 1 kg あたりの環境影響量.....	31
表 3.5. 副産物飼料のアロケーション法別のシステム全体の環境影響量.....	31
表 4.1. LCA 分析に用いた肥育試験概要.....	37
表 4.2. 本研究で想定した濃厚飼料の配合割合および飼料成分.....	37
表 4.3. 本試験の肥育成績.....	42
表 4.4. LCA 分析による温室効果ガス排出量.....	42
表 5.1. 本研究の乳牛の生産パラメータ.....	49
表 5.2. 本研究で想定された飼料の組成と化学成分.....	51
表 5.3. 酪農システムに関連する排出係数および揮散割合.....	54
表 5.4. 自給コーンサイレージ生産への肥料の施肥量(kg/tonne-収量).....	56
表 5.5. 本研究で用いた価格データ.....	60
表 5.6. 本研究の酪農システムの GHG 排出量の詳細(g-CO <sub>2</sub> eq/kg-FPCM).....	63
表 5.7. 搾乳牛 250 頭の酪農システムにおけるふん尿処理に関する年間費.....	70

## 図のリスト

図1.1. 帰属的LCA(左)と帰結的LCA(右)による酪農生産の評価結果.....	3
図2.1. 本研究のシステム境界.....	10
図2.2. 各生産システムにおける炭素隔離量の影響.....	17
図2.3. 年間の利益と各環境影響量との関係.....	22
図3.1. 本研究のLCA分析のシステム境界.....	26
図3.2. 放牧肥育生産と慣行肥育生産の環境影響評価の比較.....	32
図4.1. 本研究のシステム境界.....	38
図4.2. 総売上と増体量1 kgあたりの温室効果ガス排出量との関係.....	43
図5.1. 本研究の酪農システムの概要.....	47
図5.2. 本研究の酪農システムの牛群構造の概要.....	49
図5.3. 慣行のスラリー処理(スラリーシナリオ)およびバイオガスプラント (バイオガスシナリオ)における搾乳牛からのふん尿処理モデルの概 要.....	53
図5.4. 各シナリオにおける酪農システムのGHG排出量(g-CO <sub>2</sub> eq/kg-FPCM)....	62
図5.5. スラリーシナリオ(a)およびバイオガスシナリオ(b)における搾乳牛250 頭の酪農システムにおける年間の窒素フロー.....	65

## 第1章 序論

近年、地球環境保全への取り組みが各種産業において重要視されており、特に温室効果ガス(GHG)排出抑制の技術への関心が高まっている。農業分野においては、牛などの反芻家畜はふん尿由来の環境負荷物質に加え、反芻胃から発生するメタン排出による環境影響が大きいことが知られており、養牛生産からの環境負荷の低減が強く求められている(気候変動に関する政府間パネル(IPCC) 2006; Hristov *et al.* 2011)。このような背景の下、養牛生産における環境負荷低減技術の開発とともにそれを評価する手法が発展してきた。本章では、代表的な環境影響評価の手法であるライフサイクルアセスメント(LCA)について概説し、これまでの養牛生産における環境影響評価について論じる。

### 1.1. ライフサイクルアセスメントの概要

現在、製品の環境影響を評価する手法としてLCAによる手法が一般的に用いられている。LCAとは「製品を構成する原料の採取から材料入手、製品製造、使用、廃棄、リサイクルに至るすべてのライフサイクルステージを範囲として、対象製品が及ぼす環境負荷や環境影響を定量的に評価する」手法である(伊坪と稲葉 2005)。製品の一連のライフサイクルを考慮することで、ライフサイクル全体の中でその製品がもたらす環境への影響が大きいホットスポットを特定することが可能となる。このようなライフサイクル思考を取り入れた研究としては、1969年に米コカ・コーラ社がミッドウェスト研究所に委託して実施したりターナブル瓶などの飲料容器に対する評価が最初の研究であると言われている(Hunt *et al.* 1996)。当時の環境への関心は廃棄物の量をいかに減らすかということが中心であり、初期の研究ではエネルギーや環境負荷物質については未だ考慮されていなかった。1970年代になると、急速な経済成長によって生じうる資源枯渇や環境問題に警鐘を鳴らしたローマクラブの成長の限界(Meadows *et al.* 1972)の出版をはじめとして、二度のオイルショックや深刻化していた酸性雨などの環境問題によってエネルギー問題や環境負荷物質排出へ大きく関心が移ることとなった。



LCAの枠組みとしては、1980年代後半に環境毒性学及び環境化学に関する国際学会(SETAC)がLCAを研究テーマとして採択し、1989年にLCAのワークショップを開催するなど定期的なLCA研究の議論が開始された(産業環境管理協会2005)。1990年代からは枠組み構築の議論が活発化し、例えば、Heijungs (1992)やLindfors *et al.* (1995)によってLCAの方法論や環境負荷物質を環境問題への影響量に換算するための特性化係数が提案されている。それと同時に様々な国や分野においても公正な評価を行うための手法の規格化の整備が進められ、1997年に国際標準化機構(ISO)によってLCAの最初の国際規格としてISO 14040が発行された。国際規格の発行当初、LCAの各プロセスはISO 14040~14043—日本語に翻訳された日本産業規格(JIS)ではJIS Q 14040~14043—において規定されていた。現在では再編集されたISO 14040:2006 (JIS Q 14040:2010)およびISO 14044:2006 (JIS Q 14044:2010)によって、それぞれ「原則及び枠組み」および「要求事項及び指針」が規定されている。

ISOの定義ではLCAにおける調査は大きく四つの段階がある。第一の段階は「目的及び調査範囲の設定の段階」であり、システム境界や調査対象の定義を含む調査範囲やその調査の目的が示される。このとき、調査目的の製品の性質や特性を決定するための単位として機能単位が示され、その調査における環境影響量の単位が定義される。第二の段階は「インベントリ分析の段階」であり、調査対象のシステムに関連する入出力データの収集分析が行われる。またこの段階において副産物を扱う際によく用いられる手法としてアロケーションがあり、環境負荷物質が重量や経済的価値の比率に基づいて主産物と副産物に割り当てられる。第三の段階は「影響評価の段階」であり、インベントリ分析の結果が示され、その環境影響の重要性をよく理解するための追加情報が提供される。最終段階は「解釈の段階」であり、インベントリ分析および影響評価の結果が要約され、目的や調査範囲の設定に従って提言や意志決定のための根拠として議論がされる。以上の手順によってLCAによる環境影響評価が実施される。

## 1.2. 養牛生産における環境影響評価

LCAの評価手法が開発された当初は工業製品に対する評価が中心であったも

のの、畜産に関するLCAの報告は2000年ごろから増え始め(Cederberg and Mattsson 2000; Haas *et al.* 2001)、2000年代半ばから急速に増加するとともに数多くのLCAのアプローチが試みられた。例えば、Thomassen *et al.* (2008)はAttributional LCA(帰属的LCA)とConsequential LCA(帰結的LCA)の二つの異なる方法論をオランダの平均的な酪農システムの評価に応用した(図1.1)。畜産における環境影響評価を実施する際には「ゆりかごからファームゲート」つまり畜産物が農場から出荷されるまでが調査範囲としてよく用いられ、Thomassen *et al.* (2008)でも同様にファームゲートまでの評価が行われた。一つ目の帰属的LCAの方法論では、脂肪タンパク補正乳量(FPCM)1 kgを生産するための現状のシステムにおける環境影響が算出された。副産物に対しては重量アロケーションと経済アロケーションのそれぞれの環境影響を示しており、反芻胃メタンを含む農場からのGHG排出量はアロケーション方法によってあまり変化しないが、コーングルテンミールのような経済的価値の高い副産物飼料は経済的アロケーションではGHG排出量が大きく算出されている。二つ目の帰結的LCAの方法論では、現状の生産に対してFPCMをさらに1 kg増産した時に関連する変化による環境影響が算出された。例えば乳生産増加のために大豆粕の生産が増加すると、大豆油の生産増加に繋がり、これが代替品のパーム油の生産を減少させる。さらに飼料として利用しているパーム核油粕の生産減少となり、これを補うために春小麦などの飼料作物が必要になるといった波及的な影響を評価して

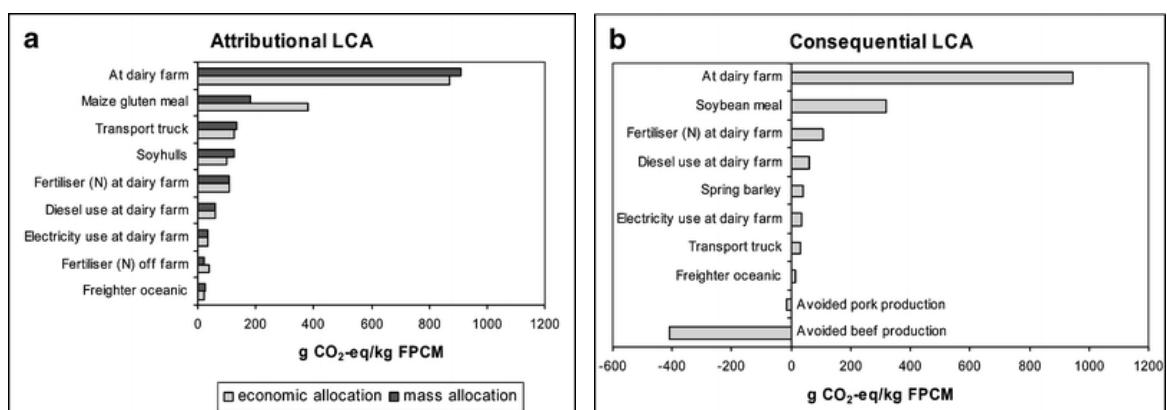


図 1.1. 帰属的 LCA(左)と帰結的 LCA(右)による酪農生産の評価結果 (Thomassen *et al.* (2008)より引用)

いる。副産物に対してもこのような波及的な影響を考慮することで算出し、例えば乳生産増加のために増えた牛肉によって、代替となる外国産の牛肉や豚肉が削減されるとして評価を行っている。帰結的LCAはその波及的な影響の設定が評価結果に大きく反映されるため、Thomassen *et al.* (2008)も述べているように不確実性が大きいことが欠点として挙げられる。

養牛生産における環境影響が大きいプロセスとしては反芻胃発酵、ふん尿処理、飼料生産が挙げられ、それぞれのプロセスからの環境負荷物質排出を低減する技術開発が進められている。例えば、不飽和度の高い脂肪酸塩の飼料添加は反芻胃メタンを低減する効果が報告されており(Martin *et al.* 2010)、肥育牛へのアマニ油脂肪酸カルシウム給与が環境影響を低減させる技術として期待されている。また、家畜ふん尿を嫌氣的に発酵させることで発生するメタンガスを発電に利用するバイオガスプラントは処理後のふん尿からの環境負荷物質排出を低減でき、さらに発電によりふん尿を再生可能エネルギー資源として利用できる技術として知られている(Burg *et al.* 2018)。環境影響の大きい輸入濃厚飼料の消費量の削減も環境影響の削減につながることから、牧草を主体に肥育を行う放牧肥育生産は環境影響を低減させる可能性がある。しかしながら、これらの生産技術における環境影響の低減効果を調査するためには飼料生産からふん尿処理までの一連のプロセスを評価する必要があり、上に挙げた生産技術における環境影響を全体的に評価した報告は未だ数が少ない。

環境影響評価に用いる飼料や生産物などのデータは農場で手に入る情報をベースとする一方で、排せつ物の情報はIPCCのデフォルト値のような文献値を用いる研究は多い。しかしながら、飼料の種類や個体の成長によって排せつ物の成分値は大きく変わる可能性がある。これに対し、栄養学的なモデルを利用することで飼料と畜体の情報から排せつ物の成分を導くことができ、例えばHirooka (2010)は飼料の消化性や消化管内微生物の窒素利用などをモデル化することで、肉用牛と乳用牛について窒素排出量のシミュレーションを行っている。栄養学的なモデルは環境影響評価の研究にも応用されており、Ogino *et al.* (2004)は肉用牛からの窒素排せつ量の計算に飼料成分と体重を変数とする予測式を利用しており、Oishi *et al.* (2013)は肉用牛の成長をモデル化した上で窒素

の摂取量から体蓄積量を差し引くことで窒素排せつ量を算出している。このように、栄養学的なモデルによって算出されるデータを実際の農場におけるデータと組み合わせることで環境影響評価を行うことができる。

以上のことから本研究では、酪農および肉用牛生産の生産技術に対して、農場のデータとシミュレーションモデルを組み合わせることで帰属的LCAの手法による環境影響評価を実施することを目的とした。第2章では寒地型牧草を用いた熊本県阿蘇地域における褐毛和種去勢牛の周年放牧肥育生産に対する環境影響評価を実施した。続く第3章では熱帯イネ科牧草を用いた沖縄県石垣地域における褐毛和種去勢牛の周年放牧肥育生産に対する環境影響評価を実施し、第2章の寒地型牧草による放牧肥育の結果との比較を行った。第4章では反芻胃メタン排出の低減効果が期待されているアマニ油脂肪酸カルシウムを用いた交雑種去勢牛肥育生産からのGHG排出量の評価を実施した。第5章ではバイオガスプラントから生じる再生敷料と呼ばれる資材を利用した酪農生産からのGHG排出量を評価した。

## 第2章 阿蘇地域における褐毛和種去勢牛周年放牧肥育に関する環境影響評価

### 2.1. 緒言

近年、地球規模の環境問題に世界的な関心が寄せられ、農業分野においても環境影響の低減が求められている。農業由来の環境影響の中で畜産の寄与は大きく、反芻家畜由来のメタン(CH<sub>4</sub>)産生やふん尿由来の亜酸化窒素(N<sub>2</sub>O)、アンモニア(NH<sub>3</sub>)および窒素酸化物(NO<sub>x</sub>)の発生が環境負荷物質の主な排出源としてあげられる。特に反芻由来のCH<sub>4</sub>排出量は大きく、国内のCH<sub>4</sub>排出量の32%を占める(温室効果ガスインベントリオフィス(GIO) 2014)。また、畜産に関連する環境負荷物質の排出は反芻やふん尿などの家畜由来のものだけでなく、飼料の生産や輸送などの間接的な排出も知られている。そのため、家畜生産からの環境影響を総合的に評価するためには、飼料生産や飼料輸送、堆肥化過程などを含めた生産システム全体での環境影響評価を実施する必要がある。ライフサイクルアセスメント(LCA)はある製品の生産が環境に与える影響を総合的に評価する手法であり、近年畜産業の環境影響評価にも適用されている(Veysset *et al.* 2014; Audsley and Wilkinson 2014)。国内においてもLCAを用いた畜産業の環境影響評価は、肉豚生産(梁ら 2007)や乳生産(築城ら 2009)、肉牛生産(Ogino *et al.* 2004, 2007; 西田ら 2013)を対象に盛んに行われている。

わが国の慣行の肉牛生産は高栄養な濃厚飼料を長期間多給することで脂肪交雑の多い高品質な牛肉を生産することを目的としているが、日本の家畜生産の濃厚飼料の自給率は12%と低く(農林水産省 2015a)、輸入飼料への依存が強いことやフードマイレージが高いことなどの問題を抱えている。また、慣行の肉牛生産は畜舎で集約的な生産を行うため、集積した排泄物からの環境問題も発生している(農林水産省 2015b)。このような飼料生産基盤を欠いた畜産の生産構造に対しては多くの問題が指摘されており、日本の畜産において自給飼料の増産が必要であるということは古くから認識されていた(桜井 1958; 坂本 1969)。しかし、新たに飼料の生産基盤を確立するためには農業機械の購入などの初期投資や農地、労働力の確保が必要となり、就労者の高齢化や経営不振が続く畜産農家が新たに自給飼料生産を始めるには大きな抵抗がある(荒木 2000)。この

ような状況の中、自給飼料生産を行いつつコスト低減および省力化を図ることのできる手段として放牧による肥育生産が注目されている。熊本県阿蘇地域のカルデラ周辺には広大な草原が広がっており、この地域では古くから「あか牛」と呼ばれる熊本系褐毛和種の放牧生産が盛んに行われてきた。褐毛和種は黒毛和種ほど脂肪交雑が多くないものの、放牧適性に富み、さらに放牧条件下でも補助飼料を給与することにより高い増体が期待できる(中村ら 2012)。また消費者の健康志向が高まっていることから赤身牛肉の需要が増えている(日本食肉消費総合センター 2014)。それと同時に、飼料自給率の向上や休耕田の有効活用を目的に国内産の飼料用米の利用が期待されており、飼料用米を肥育牛に給与させる試みも検討されている(農業・食品産業技術総合研究機構 2013)。

肉牛生産に対する環境影響評価の研究はこれまで生産性と環境影響のみを取り上げるものが多かったが、近年では、農業経営としての持続可能性を鑑み、経済性評価も取り入れる研究が増えてきている(Veysset *et al.* 2010, 2014; Oishi *et al.* 2013; 加藤ら 2014)。また、放牧生産の環境影響評価に対して、放牧地土壌中に蓄積される炭素を家畜生産由来の温室効果ガス排出量から相殺する炭素隔離を評価に取り入れた試みも見られる(Pelletier *et al.* 2010; Beauchemin *et al.* 2010)。国内の肉牛生産に関する環境影響評価は黒毛和種の舎飼肥育生産に対するものが主であり、褐毛和種および放牧肥育生産に対する環境影響評価は未だ報告されていない。そこで本研究では、褐毛和種の周年放牧肥育生産と慣行の舎飼肥育生産の環境影響をLCAにより定量的に評価し、両生産システムの環境影響量と経済性を比較すること、さらに土壌の炭素隔離量の変化が両生産システムに対する評価結果に及ぼす影響を検討することを目的とした。

## 2.2. 材料および方法

### 2.2.1. 生産システムの概要

各生産システムにおける供試牛および飼料給与量のデータを表2.1に示す。本研究では、褐毛和種の放牧肥育および慣行肥育の代表的な生産システムとして熊本県農業研究センター草地畜産研究所で行われた肥育試験データを使用した。本試験は2011年10月から2013年11月の間に行われ、褐毛和種去勢肥育牛13頭が

放牧区3区(G区、GR-1区、GR-2区)と慣行の舎飼区(H区)に割りつけられた。本研究では、これらの4試験区をそれぞれ4生産システムと見なして環境影響を比較検討した。G区、GR-1区およびGR-2区では、オーチャードグラス、トールフェスク、ペレニアルライグラスを播種した人工草地へ1頭あたり0.4 haの放牧圧で放牧し、補助飼料として全期間で配合飼料が給与され、冬季には乾草が給与された。GR-1区およびGR-2区では配合飼料の30%を飼料用米に代替して給与された。H区では粗飼料として肥育開始4ヶ月間は乾草が、それ以降は国内産稲わらが給与された。配合飼料および飼料用米は成長段階に合わせてG区、GR-1区およびGR-2区においては1日あたり体重の0.4~1.5%、H区においては1日あたり体重の1.2~1.6%が給与された。乾草は熊本県農業研究センター草地畜産研究所で生産したものであり、G区およびGR-1区には1日あたり約10 kg、GR-2区およびH区には1日あたり約5 kgが給与された。放牧中における採食量の計測が困難であるため、本研究では代謝エネルギー(ME)要求量を推定し、濃厚飼料および粗飼料によるME給与量を要求量から差し引くことで放牧牛の牧草からのME摂取量を推定した。ME要求量の算出には供試牛の体重測定データを非線形最小二乗法によりゴンペルツ曲線

$$y = Ae^{-Be^{-kt}} \quad (2.1)$$

にあてはめ、得られた体重と1日あたり増体量から日本飼養標準に基づいてME要求量を算出した(農業・食品産業技術総合研究機構 2009)。なお式(2.1)において、 $y$ は生体重、 $t$ は日齢、 $A$ 、 $B$ および $k$ はパラメータを表す。また、本研究では、放牧区の維持エネルギー要求量は舎飼の場合よりも20%増加するものと仮定した(農業・食品産業技術総合研究機構 2009)。その結果、牧草の乾物率を20%とすると、G区、GR-1区、GR-2区における1日あたり平均牧草採食量は乾物量でそれぞれ、5.6、6.0、4.6 kgと推定され、人工草地で放牧された褐毛和種去勢牛の刈り取り差法による1日の牧草採食量(乾物量4.3~9.1 kg)(中村ら 2013)と比較して、本研究の牧草採食量の推定は妥当であると考えられた。

本試験で給与された各飼料の化学成分組成を表2.2に示す。配合飼料原料、飼料用米および稲わらの成分含量は日本標準飼料成分表(農業・食品産業技術総合研究機構 2010)より算出した。牧草と乾草の各成分含量は、熊本県農業研究セ

ンター草地畜産研究所による試験地における植生調査の分析データの年平均値を用いた。配合飼料の構成は、トウモロコシ(36.8%)、大麦(29%)、大豆(7%)、小麦(5%)、フスマ(15.5%)、大豆粕(6%)、アルファルファ(0.2%)、炭酸カルシウム(0.4%)、食塩(0.1%)であった(括弧内の数字は現物%)。

表2.1. LCA分析に用いた肥育試験結果

項目	舎飼区		放牧区	
	H	G	GR-1	GR-2
頭数	3	3	4	3
試験開始日	2012/7/23	2011/10/27	2012/4/16	2012/6/16
肥育開始時月齢	10.3±0.3	10.3±0.7	10.0±0.9	10.7±0.8
肥育終了時月齢	26.0±0.3	27.1±1.3	27.0±0.7	27.3±1.8
肥育期間(日)	477±0	510±50	517±45	507±36
肥育開始時体重(kg)	275±64	344±41	334±38	307±28
肥育終了時体重(kg)	711±57	730±63	742±52	687±38
平均日増体量(kg/日)	0.91±0.03	0.76±0.11	0.79±0.09	0.75±0.04
飼料平均給与量 <sup>a)</sup>				
配合飼料(kg/日)	7.0	4.7	3.1	3.4
飼料用米(kg/日)	-	-	1.4	1.7
乾草(kg/日)	4.3 <sup>b)</sup>	9.3	9.7	4.9
稲わら(kg/日)	2.0 <sup>b)</sup>	-	-	-
牧草(kg/日) <sup>c)</sup>	-	28.0	29.9	23.0
放牧地面積(ha/頭)	-	0.4	0.4	0.4

H:舎飼区, G:放牧区, GR-1およびGR-2:飼料用米給与放牧区

<sup>a)</sup>各飼料給与期間の平均給与量, <sup>b)</sup>舎飼区において乾草を肥育開始4ヶ月まで給与、それ以降は稲わらを給与, <sup>c)</sup>ME要求量より算出した推定量(乾草給与期間を除く)

表2.2. 本研究で使用した飼料の化学組成

化学組成	配合飼料 <sup>a)</sup>	飼料用米 <sup>a)</sup>	稲わら <sup>a)</sup>	乾草 <sup>b)</sup>	牧草 <sup>b)</sup>
DM(%)	86.7	85.2	87.8	85.0	19.6
CP(DM%)	16.4	8.8	5.4	14.2	15.6
TDN(DM%)	87.4	94.9	42.9	54.1	57.2
P(DM%)	0.50	0.37	0.14	0.45 <sup>c)</sup>	0.32 <sup>c)</sup>

DM:乾物量, CP:粗タンパク質, TDN:可消化養分総量

<sup>a)</sup>日本標準飼料成分表(農業・食品産業技術総合研究機構 2010)より, <sup>b)</sup>熊本県農業研究センター草地畜産研究所分析結果より, <sup>c)</sup>日本標準飼料成分表(農業・食品産業技術総合研究機構 2010) オーチャードグラス(再生草・出穂前)より



## 2.2.2. LCAの目的および調査範囲の設定

本研究におけるLCAの目的は、褐毛和種の周年放牧肥育生産および舎飼肥育生産における環境影響を定量化し、各環境影響項目への寄与の違いについて比較することである。機能単位は平均日増体量1 kgとした。肥育生産のLCA分析では機能単位としては、出荷牛1頭や生産重量を用いることが多いが(Ogino *et al.* 2004; Veyssset *et al.* 2014)、本研究では肥育期間や増体量の違いも考慮できるように、加藤ら(2014)にならい、肥育生産システムで生じた環境影響量を肥育全期間における平均日増体量で除することで求めた。LCA分析の対象となるシステム境界を図2.1に示す。本研究では、素牛導入から出荷するまでの環境影響を評価し、システム境界内において飼料生産、飼料輸送、飼養管理、ふん尿処理および家畜の各生産段階を設定した。設備や機械に対しては、それらの使用により発生する環境影響のみを考慮し、設備や機械の製造による環境影響は含めなかった。

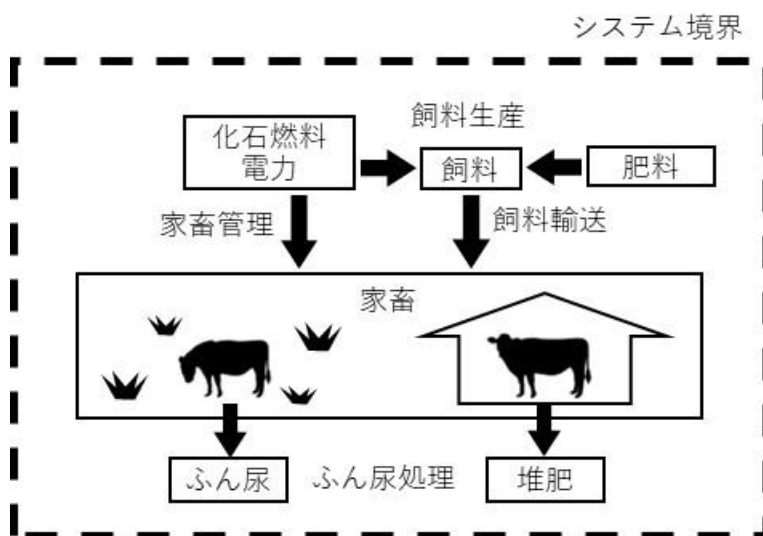


図2.1. 本研究のシステム境界

### 2.2.3. インベントリデータ

インベントリ分析に用いた環境負荷物質排出係数を表2.3に示す。本研究では環境負荷物質として二酸化炭素(CO<sub>2</sub>)、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O、二酸化硫黄(SO<sub>2</sub>)、NO<sub>x</sub>、NH<sub>3</sub>、硝酸(NO<sub>3</sub>)およびリン(P)を取り上げ、エネルギー消費量とともに各生産段階における環境負荷物質排出量を算出した。化石燃料消費による環境負荷物質排出量は、単位あたりの発熱量(資源エネルギー庁 2015)および排出原単位(産業環境管理協会2000; PRé Consultants 2008)に化石燃料消費量を乗じることで推定した。

表 2.3. 環境負荷物質の排出原単位

環境負荷物質	生産段階	排出係数	出典
CH <sub>4</sub>	飼料生産	16.31 g/m <sup>2</sup> /year	GIO (2014)
	家畜	本文中に記載	Shibata <i>et al.</i> (1993)
	ふん尿処理	0.13% <sup>a)</sup> , 0.095% <sup>b)</sup> (CH <sub>4</sub> -C)	GIO (2014)
NH <sub>3</sub>	飼料生産	本文中に記載	Bouwman <i>et al.</i> (2002)
	ふん尿処理	10.0% (NH <sub>3</sub> -N)	農業環境技術研究所(2000)
	飼養管理	6.39% (NH <sub>3</sub> -N)	Groot Koerkamp <i>et al.</i> (1998)
N <sub>2</sub> O	飼料生産	0.62% <sup>c)</sup> , 0.31% <sup>d)</sup> (N <sub>2</sub> O-N)	GIO (2014)
	ふん尿処理	1.6% <sup>a)</sup> , 0.485% <sup>b)</sup> (N <sub>2</sub> O-N)	GIO (2014)
NO <sub>3</sub>	ふん尿処理	0.3% (NO <sub>3</sub> -N)	IPCC (2006)
P	ふん尿処理	本文中に記載	小財と村上 (1992); Nemecek and Kägi (2007)
その他排出 ガスおよびエ ネルギー消費	飼料生産	本文中に記載	Pimentel (1980); 産業環境管 理協会(2000); IPCC (2006); PRé Consultants (2008)
	飼料輸送	本文中に記載	産業環境管理協会(2000); PRé Consultants (2008)
	飼養管理	本文中に記載	農林水産技術情報協会(1997); 産業環境管理協会(2000)

<sup>a)</sup>舎飼における堆積発酵による堆肥化からの排出, <sup>b)</sup>放牧におけるふん尿からの排出, <sup>c)</sup>畑からの排出, <sup>d)</sup>水田からの排出

飼料生産による環境影響に関して、各飼料の単位生産量あたりで投入される化石燃料や電力などのエネルギー投入量を求め、エネルギー投入量にエネルギーあたりの環境負荷物質排出量を乗じ、飼料生産あたりの環境負荷物質排出量を求めた。配合飼料の飼料生産においては、原料生産の環境負荷物質排出量に対して、飼料組成に応じた加重平均を行い、配合飼料1 kgにおける環境負荷物質排出量を求めた。配合飼料の原料の生産に関してはOgino *et al.* (2004, 2007)の報告を参考にアメリカでの生産を想定した生産投入量のデータを使用し、飼料用米および稲わらの生産に関しては、Ogino *et al.* (2008)を参考に国内での生産を想定した。牧草および乾草の生産に関しては、草地更新として、種子40 kg/ha、化学肥料300 kg/ha、尿素肥料40 kg/ha、熔リン410 kg/ha、炭酸苦土石灰2,000 kg/ha、堆肥7,000 kg/haおよび除草剤13.6 kg/haを投入として設定した。また草地更新の翌年から、隔年で熔リン410 kg/ha、炭酸苦土石灰2,000 kg/ha、加えて牧草生産には尿素肥料年間70 kg/ha、乾草生産には化学肥料および尿素肥料それぞれ年間300、250 kg/haを追加投入量とした。さらに、農業機械によるイタリアンライグラス生産の軽油消費量のデータ(農業環境技術研究所 2009)を参考に、草地更新に42.7 L/ha、その後の管理に年間5.0 L/ha、乾草生産に77.3 L/haを生産に対する軽油投入量とした。草地更新は7年に一度行われることを想定し、乾草の年間収量は8.0 t/haとした。燃料や電力以外の化学肥料や殺虫剤などの投入資材の排出原単位は、各種化石燃料消費によって生産された資材であると考え、国内の一次エネルギー消費量のデータ(資源エネルギー庁 2014)に基づいた各種化石燃料の消費として計上した。配合飼料の原料の生産に関しては、アメリカの一次エネルギー消費量のデータ(資源エネルギー庁 2014)に基づいて投入資材の排出原単位を算出した。本研究ではTsutsumi *et al.* (2014)の報告を参考に、副産物となる飼料の生産による環境負荷物質排出量は、主産物と副産物の価格の比による経済的アロケーションにより分配した。価格の比について、もみと稲わらは10:1の割合(小林と柚山 2006)、小麦胚乳と小麦ふすまは270:28の割合(Tsuiki *et al.* 2009)、大豆油と大豆粕は79:21(Dalgaard *et al.* 2008)の値を用いた。化学肥料および堆肥による土壌からのNH<sub>3</sub>の揮散量は、畑地での窒素投入量の14、26%、水田での窒素投入量の20、17%とした(Bouwman *et al.* 2002)。また、

畑地および水田での窒素投入量に表2.3で示した係数を乗じてN<sub>2</sub>O揮散量を求め、さらに残存する窒素量に表2.3で示した排出係数を乗じNO<sub>3</sub>の流出量を推定した。石灰施用によるCO<sub>2</sub>発生を考慮に入れ、施用した石灰重量の12%がCO<sub>2</sub>として放出されるものとした(気候変動に関する政府間パネル(IPCC) 2006)。本研究では土壌からのPの流出を環境影響評価に取り入れるため、Nemecek and Kägi (2007)の算出方法に基づき、Pの溶脱、表面流出、侵食について算出を行った。侵食によるPの算出において、作物生産における年間土壌侵食量を17 t/ha (Pimentel *et al.* 1995)、採草地および放牧地の年間土壌侵食量を9 t/ha (小財と村上 1992)と仮定した。飼料輸送に関して、海上の輸送距離としてニューオーリンズから鹿児島までの海上距離を17,779 km (AXSMarine 2014)、鹿児島から本試験所の陸上の輸送距離を200 kmとした。国内産飼料である飼料用米と稲わらは熊本県内での生産を想定し、輸送距離を25 kmとした。PRé Consultants (2008)の各輸送手段における積載重量および輸送距離あたりの燃料消費量から飼料輸送における排出原単位を算出した。肥育牛の反芻胃発酵からのCH<sub>4</sub>発生量(L/日)は、Shibata *et al.* (1993)による乾物摂取量(DMI(kg/日))を用いた以下の推定式により算出した。

$$CH_4\text{発生量} = -17.766 + 42.793 \times DMI - 0.849 \times DMI^2 \quad (2.2)$$

飼養管理では、畜舎施設および機械による化石燃料の使用量には、農林水産技術情報協会(1997)より、一般的な肥育生産における使用量のデータを用いた。また畜舎内のふん尿からのNH<sub>3</sub>発生を考慮に入れた(Groot Koerkamp *et al.* 1998)。ふん尿処理では、ふん尿の堆肥化ならびに草地への散布による環境影響を評価した。舎飼肥育における堆肥化に対しては、国内の肉用牛生産の85.6%が行っている堆積発酵(農林水産省 2011)を想定した。粗タンパク質の摂取量と蓄積量(農業・食品産業技術総合研究機構 2009)の差分よりふん尿中窒素含量を求め、放牧および堆積発酵における各排出係数を乗じることで、放牧地および堆肥化過程のふん尿からのCH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>OおよびNH<sub>3</sub>の発生量を推定した。ただし、舎飼の場合では、畜舎内でのNH<sub>3</sub>の揮散により失われた窒素量を差し引いた窒素残存量に排出係数を乗じることで求めた。草地への散布に関して、舎飼肥育より生じた堆肥は1頭あたり0.4 haの草地に散布すると仮定し、堆肥の散布ならびに放

牧牛のふん尿からのNO<sub>3</sub>およびPの流出量を算出した。NO<sub>3</sub>の流出量の計算に用いた窒素含量には発酵過程のN<sub>2</sub>OおよびNH<sub>3</sub>の発生で失われた窒素量をふん尿中窒素含量から差し引いた値を用い、Pについては摂取量と蓄積量の差分よりふん尿中含量を求め、飼料生産からのNO<sub>3</sub>およびPの流出と同様の計算を行った。Pの蓄積量は日増体量の0.8%として算出した(ARC 1980)。

以上のインベントリ分析により推定した環境負荷物質排出量に対し、各環境負荷物質の環境への影響に則した重み付けをするために評価係数を乗じ、地球温暖化、酸性化および富栄養化の各環境影響項目へ与える影響の大きさを評価した。地球温暖化ポテンシャルについては、評価係数をCO<sub>2</sub>=1、CH<sub>4</sub>=25、N<sub>2</sub>O=298 (IPCC 2006)としてCO<sub>2</sub>等量で表した。酸性化ポテンシャルについては、評価係数をSO<sub>2</sub>=1、NO<sub>x</sub>=0.7、NH<sub>3</sub>=1.88 (Heijungs *et al.* 1992)としてSO<sub>2</sub>等量で表し、富栄養化ポテンシャルについては、評価係数をNO<sub>x</sub>=0.13、NH<sub>3</sub>=0.33、NO<sub>3</sub>=0.10、P=3.06 (Heijungs *et al.* 1992)としてPO<sub>4</sub>等量で表した。さらに、他の環境影響項目としてエネルギー消費を評価に用いた。

#### 2.2.4. 炭素隔離の効果

前述の放牧生産システムでは、放牧地に吸収される炭素量と放牧地から放出される炭素量が釣り合っているとし、炭素隔離は起こらないものと想定した。しかし、アメリカの平均的な放牧地において0.1～0.3 t-C/ha/年の炭素隔離量 (Schuman *et al.* 2002)が、日本のシバ型放牧地において0.017～0.22 t-C/ha/年の炭素隔離量 (Dhital *et al.* 2010)があると報告されており、放牧地においてCO<sub>2</sub>が吸収される可能性が示唆される。そのため、放牧地の炭素隔離量を生産より排出された温室効果ガス排出量から差し引くことで、放牧生産システムの実質的な地球温暖化への影響量を評価することができると考えられる。本研究では、炭素隔離量を0.02、0.1、0.2、0.3 t-C/ha/年の4段階に設定し、実質的な地球温暖化への影響量への炭素隔離の影響を検討した。

#### 2.2.5. 経済性評価

経済性の評価のために、肥育期間1年あたりの肥育牛の出荷による収益と肥

育生産に必要な生産費を算出した。肥育牛の枝肉売上価格は、枝肉重量に枝肉単価を乗じることで算出をした。生産費の算出には、飼料費、放牧地管理費、素牛費のデータについては熊本県農業研究センター草地畜産研究所のデータを用いた。農機具および施設の修繕費、減価償却費のデータについては農業経営指標(熊本県 2011)の褐毛和種肥育のデータを用い、動力光熱費、敷料費、衛生費など、それ以外のデータについては農林水産省(2013)の去勢若齢肥育牛の生産費データを参照した。なお、労働費や出荷手数料は生産費に含めなかった。

#### 2.2.6. 統計解析

枝肉成績、枝肉単価、年間生産費、年間枝肉売上価格、環境影響量および生産段階ごとの環境影響量に対し、以下の(2.3)式の数学モデルを用いてSAS(1998)のGLMプロシジャにより最小二乗分散分析を行った。

$$T_{ij} = \mu + T_i + e_{ij} \quad (2.3)$$

ここで、 $T_{ij}$ :変数、 $\mu$ :全平均、 $T_i$ : $i$ 番目の肥育生産(放牧区3区および舎飼区1区)の効果、 $e_{ij}$ :誤差である。最小二乗平均値間の差の検定には、TukeyとKramerの多重比較法(Kramer 1956)を用いた。

### 2.3. 結果

#### 2.3.1. 各生産システムの環境影響評価

各生産システムの平均日増体量1 kgあたりの環境影響量を表2.4に示す。地球温暖化、酸性化、富栄養化への影響においてG区がH区より有意に大きかった( $P<0.05$ )。飼料生産は、エネルギー消費、地球温暖化、酸性化および富栄養化への影響に対し、それぞれ平均で74、29、50、54%を占め、いずれの環境影響項目においても寄与が大きかった。飼料生産の環境影響において、全ての環境影響項目でG区とH区に有意差が見られた( $P<0.05$ )。飼料輸送由来の環境影響において、エネルギー消費への寄与が平均で25%と大きく、いずれの環境影響項目においてもH区がGR-1区およびGR-2区より有意に大きい結果となった( $P<0.05$ )。飼養管理由来の環境影響量は、H区における酸性化への影響の24%を占め、その他の項目にはほとんど寄与しなかった。ふん尿処理由来の環境影響において、

酸性化および富栄養化への影響に対し、それぞれ平均で43、45%と大きな割合を占め、酸性化への影響ではH区に比べ他の区が有意に大きく(P<0.05)、富栄養化への影響ではG区およびGR-1区が有意に大きかった(P<0.05)。ふん尿処理由来の地球温暖化への影響量は他の区に比べH区が大きく(P<0.05)、堆肥化によるN<sub>2</sub>Oの排出によるものであった。家畜由来の影響量は地球温暖化への影響に対し平均で56%を占め、その全ては反芻胃発酵によるCH<sub>4</sub>発生によるものであり、G区およびGR-1区がH区より有意に大きい結果となった(P<0.05)。なお本研究では、富栄養化への影響評価に対しNO<sub>3</sub>およびPを負荷物質として評価に取り入れたが、それらの富栄養化への影響に占める割合は平均でそれぞれ42、39%であり、NO<sub>3</sub>およびPの富栄養化への寄与が大きいことが明らかとなった。

表2.4. 各生産システムにおける環境影響量

環境影響項目	生産段階	H	G	GR-1	GR-2
エネルギー消費 (GJ)	飼料生産	12.70 <sup>b</sup>	22.63 <sup>a</sup>	16.81 <sup>ab</sup>	15.51 <sup>ab</sup>
	飼料輸送	7.21 <sup>a</sup>	6.37 <sup>ab</sup>	4.02 <sup>c</sup>	4.64 <sup>bc</sup>
	飼養管理	0.57	0.00	0.00	0.00
	ふん尿処理	0.00	0.00	0.00	0.00
	家畜	0.00	0.00	0.00	0.00
	計	20.48	28.99	20.83	20.15
地球温暖化 (kg-CO <sub>2</sub> eq)	飼料生産	1,092 <sup>b</sup>	2,527 <sup>a</sup>	2,087 <sup>a</sup>	1,919 <sup>ab</sup>
	飼料輸送	544 <sup>a</sup>	480 <sup>ab</sup>	303 <sup>c</sup>	350 <sup>bc</sup>
	飼養管理	34	0	0	0
	ふん尿処理	667 <sup>a</sup>	446 <sup>b</sup>	399 <sup>b</sup>	329 <sup>b</sup>
	家畜	2,600 <sup>b</sup>	4,167 <sup>a</sup>	3,950 <sup>a</sup>	3,530 <sup>ab</sup>
	計	4,937 <sup>b</sup>	7,621 <sup>a</sup>	6,740 <sup>ab</sup>	6,128 <sup>ab</sup>
酸性化 (kg-SO <sub>2</sub> eq)	飼料生産	22.16 <sup>b</sup>	48.90 <sup>a</sup>	37.62 <sup>ab</sup>	32.69 <sup>ab</sup>
	飼料輸送	0.99 <sup>a</sup>	0.87 <sup>ab</sup>	0.55 <sup>c</sup>	0.63 <sup>bc</sup>
	飼養管理	13.22	0.00	0.00	0.00
	ふん尿処理	19.32 <sup>b</sup>	39.15 <sup>a</sup>	34.88 <sup>a</sup>	29.28 <sup>a</sup>
	家畜	0.00	0.00	0.00	0.00
	計	55.69 <sup>b</sup>	88.92 <sup>a</sup>	73.05 <sup>ab</sup>	62.60 <sup>ab</sup>
富栄養化 (kg-PO <sub>4</sub> eq)	飼料生産	29.12 <sup>b</sup>	46.75 <sup>a</sup>	33.21 <sup>ab</sup>	29.48 <sup>b</sup>
	飼料輸送	0.14 <sup>a</sup>	0.12 <sup>ab</sup>	0.08 <sup>c</sup>	0.09 <sup>bc</sup>
	飼養管理	2.32	0.00	0.00	0.00
	ふん尿処理	19.57 <sup>b</sup>	35.54 <sup>a</sup>	32.32 <sup>a</sup>	28.56 <sup>ab</sup>
	家畜	0.00	0.00	0.00	0.00
	計	51.15 <sup>b</sup>	82.42 <sup>a</sup>	65.60 <sup>ab</sup>	58.13 <sup>ab</sup>

同行異符号間で有意差あり(P<0.05)

H:舎飼区, G:放牧区, GR-1およびGR-2:飼料用米給与放牧区

### 2.3.2. 炭素隔離の効果

炭素隔離量を0.02、0.1、0.2、0.3 t-C/ha/年に変化させた際の実質的な年間温室効果ガス排出量を図2.2に示す。本研究の放牧肥育生産システムは全て放牧地0.4 ha/頭での放牧を想定しており、年間炭素隔離量が0.1 t-C/ha/年増加すると年147 kgのCO<sub>2</sub>が相殺され、放牧生産システムの実質的な地球温暖化への影響はおよそ4.0%減少することが示された。

### 2.3.3. 生産費と売上価格との関係

生産費の内訳を表2.5に示す。肥育期間1年あたりの生産費の平均は、H区、G区、GR-1区、GR-2区でそれぞれ452,120、435,633、409,865、419,547円となり、生産システム間に有意差は見られなかった。次に枝肉成績を表6に示す。H区と比べ、牛脂肪交雑基準(BMS)ナンバーおよびBMS等級においてG区およびGR-2区が有意に低く(P<0.05)、BFSナンバーにおいて他の区が有意に高かった(P<0.05)。枝肉重量においてシステム間に有意差は見られなかったが、G区とGR-1区がH区に対し枝肉単価が有意に低い結果となった(P<0.05)。肥育期間1年あたりの枝肉売上価格はH区、G区、GR-1区、GR-2区でそれぞれ495,602、282,490、337,582、363,725円となり、H区とG区の間には有意差が見られた(P<0.05)。

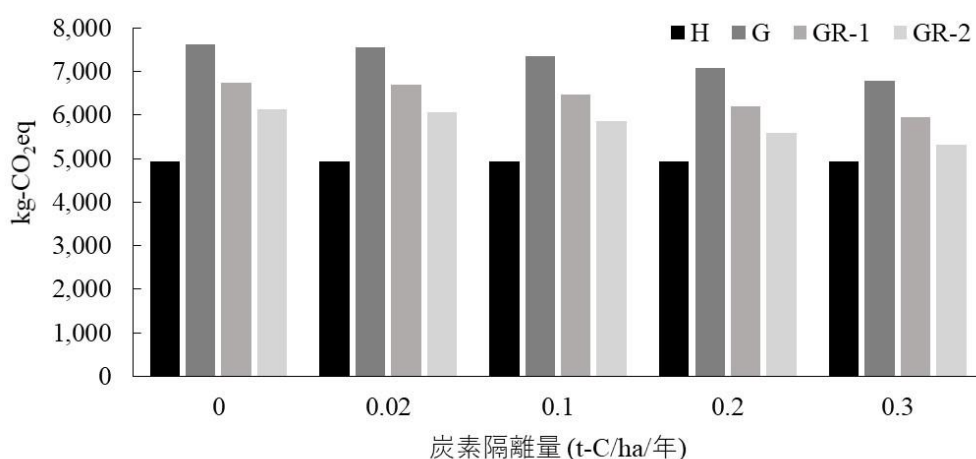


図2.2. 各生産システムにおける炭素隔離量の影響  
H:舎飼区, G:放牧区, GR-1およびGR-2:飼料用米給与放牧区



表2.5. 各生産システムにおける生産費内訳(千円/頭)

項目	H	G	GR-1	GR-2
配合飼料	196.0	142.4	93.1	102.9
飼料用米	-	-	29.2	34.0
乾草	6.2	28.3	20.0	9.5
稲わら	16.8	-	-	-
放牧地				
牧草種費	-	4.8	4.9	4.8
肥料費	-	24.5	24.8	24.3
除草剤費	-	5.8	5.9	5.8
牧柵資材費	-	25.9	25.9	25.9
素牛費	315.1	315.1	315.1	315.1
敷料費	13.8	-	-	-
設備・機具				
修繕費	7.5	6.0	6.0	6.0
減価償却費	16.9	32.0	32.0	32.0
動力光熱費	10.8	10.8	10.8	10.8
衛生費	7.7	10.3	10.3	10.3
計	590.9	605.9	577.9	581.3

H:舎飼区, G:放牧区, GR-1およびGR-2:飼料用米給与放牧区

表2.6. 各生産システムにおける枝肉成績

項目	H	G	GR-1	GR-2
BMSナンバー	3.3 <sup>a</sup>	2.0 <sup>b</sup>	2.5 <sup>ab</sup>	2.0 <sup>b</sup>
BMS等級	3.0 <sup>a</sup>	2.0 <sup>b</sup>	2.5 <sup>ab</sup>	2.0 <sup>b</sup>
BFSナンバー	3.0 <sup>b</sup>	5.7 <sup>a</sup>	6.3 <sup>a</sup>	6.0 <sup>a</sup>
BFS等級	4.0 <sup>a</sup>	3.0 <sup>ab</sup>	2.5 <sup>b</sup>	2.7 <sup>b</sup>
枝肉重量(kg)	433	430	434	415
枝肉単価(円/kg)	1,493 <sup>a</sup>	883 <sup>b</sup>	1,088 <sup>b</sup>	1,217 <sup>ab</sup>

同行異符号間で有意差あり(P<0.05)

H:舎飼区, G:放牧区, GR-1およびGR-2:飼料用米給与放牧区,  
BMS:牛脂肪交雑基準, BFS:牛脂肪色基準

## 2.4. 考察

### 2.4.1. 機能単位の検討

本研究では、放牧肥育と舎飼肥育における生産量の違いだけでなく肥育期間や増体の違いも考慮に入れるために平均日増体量を機能単位としたが、LCAによる環境影響量は機能単位によって大きく結果が変わりうる。例えば、機能単位を出荷牛1頭として本結果の地球温暖化への影響量を示すと、H区、G区、GR-1区、GR-2区でそれぞれ4,510、5,717、5,273、4,592 kg-CO<sub>2</sub>eqとなり、G区およびGR-1区がH区に対して有意に大きく(P<0.05)、H区とGR-2区に有意な差が見られない結果となる。また、機能単位を増体量1 kgとした場合、H区、G区、GR-1区、GR-2区でそれぞれ10.35、14.84、13.02、12.09 kg-CO<sub>2</sub>eqとなり、同様にG区およびGR-1区がH区に対して有意に大きく(P<0.05)、H区とGR-2区には有意差が見られない結果となる。一般的な食肉生産として評価する場合には生産重量が機能単位としてよく用いられ、水や土壌などの土地の自然資源の保全が課題となる場合には農地面積が機能単位として用いられることもある(Veysset *et al.* 2014)が、LCAの評価目的に沿った適切な機能単位を設定することが重要であると考えられる。

### 2.4.2. 放牧肥育生産システムにおける環境影響

本試験の放牧肥育生産システムであるG区と慣行肥育生産システムであるH区の肥育期間を通じた配合飼料給与量はそれぞれ2,414、3,323 kgであり、DMIは5,531、3,966 kg、粗タンパク質摂取量は850、570 kgであった。放牧による維持エネルギー要求量の増加に加え、粗飼料が多給されることによってDMIおよび粗タンパク質摂取量が比較的多くなったと考えられる。その結果、DMIに依存する家畜由来のCH<sub>4</sub>排出量および粗タンパク質摂取量に依存するふん尿処理由来のNH<sub>3</sub>、NO<sub>3</sub>排出量がH区に比べG区で有意に高い結果となった(P<0.05)。また、本試験における放牧地への化学肥料由来のエネルギー投入量は比較的多く、牧草生産による環境影響量が大きかったため、G区はH区と比べ配合飼料給与量が約30%少ないにもかかわらず、飼料生産における地球温暖化への影響は有意に大きくなった(P<0.05)。そのため、環境負荷低減型の放牧生産を実現するため

には、堆肥を通じた物質循環を考慮に入れた放牧地管理を行う必要があることが示された。

また反芻由来のCH<sub>4</sub>排出低減は重要な課題であるが、期待される低減技術の一つとして反芻動物への油脂の給与が挙げられる(Czerkawski *et al.* 1966)。例えば加藤ら(2014)は、肉用牛へのアマニ油脂肪酸カルシウム給与が地球温暖化への影響を19%低減させる可能性があることを報告しており、放牧肥育と油脂の給与を組み合わせることで、DMIの多い放牧牛からのCH<sub>4</sub>排出を効果的に抑制できることが期待される。

炭素隔離を考慮することで、本研究では最大で13%のCO<sub>2</sub>排出が実質的に削減されることが明らかとなった。本研究においては炭素隔離量を変動させることで炭素隔離の影響を検討したが、炭素隔離をLCAに導入する際には様々な要因を検討することが重要である。草地が耕起されることで土壤中の炭素を逆に放出するという報告もあり(Soussana and Lüscher 2007)、Veysset *et al.* (2014)は草地の更新サイクルを考慮に入れて炭素隔離量をLCAに取り入れている。またFreibauer *et al.* (2004)は、土地利用変化から20~100年経過した土地では土壤炭素は平衡状態に達すると報告している。農業生産から排出される地球温暖化への影響を評価する多くの研究では、土壤炭素の動きは平衡状態にあり土壤への炭素の隔離は実質的に起こらないとしているが、炭素隔離は温室効果ガス排出量の相殺に大きな影響力を持つため、草地利用による生産に対する環境影響評価に炭素隔離は考慮すべき項目である(Pelletier *et al.* 2010)。一方で、土壤炭素隔離量は気温や降水量といった気候、草地の更新頻度および耕起などの土壤条件に強く影響を受けることから、炭素隔離量の正確な推定には未だ多くの課題が残されている。

#### 2.4.3. 放牧肥育生産システムにおける経済性

放牧生産を行う目的の一つに生産費低減が挙げられる。確かに、放牧生産は配合飼料の給与量を削減するため飼料費を抑えることが可能であるが、本研究では放牧地管理のための費用が大きく、生産システム間に年間生産費の差は見られなかった。本試験の放牧地は自然草地ではなく更新を必要とする人工草地

であり、放牧のための電気牧柵の他に耕起、施肥および播種のための資材および機材の使用による放牧地管理費が大きいことが原因であると考えられる。また、本試験では素牛を外部から購入すると仮定しており、素牛費が生産費の中でもおよそ50%を占めている。そのため、放牧による低コスト生産を実現するには、放牧を利用した繁殖肥育一貫生産により素牛費を削減することが求められると考えられた。枝肉売上に関して、システム間で枝肉重量には有意差は見られなかったが、枝肉単価にはG区とH区の間に有意差が見られた( $P < 0.05$ )。岡本ら(2007)は、枝肉単価に最も影響を与えている枝肉特性はBMSナンバーであり、その次にBFS等級またはバラ厚であると報告している。一般的な濃厚飼料主体の肥育システムは脂肪交雑の向上を目的としており、本試験のH区においても高いBMSナンバーが見られた。一方、放牧牛の枝肉単価が低くなる原因として脂肪の黄色化が知られている。放牧を行うと生草由来の $\beta$ -カロテンの蓄積により牛肉中の脂肪が黄色化する(中村ら 2013)。そのため、BFS等級に有意な影響は見られなかったものの、放牧肥育システムは脂肪の黄色化によりBFSナンバーの低下を招いたと考えられる。以上のことから、放牧肥育生産システムから得られる枝肉単価は慣行肥育と比較して安価となることが示唆された。

#### 2.4.4. 環境影響と経済性

肥育期間1年あたりの利益(枝肉売上-生産費)と環境影響量との関係を図2.3に示す。近年の素牛価格の高騰により、G区、GR-1区、GR-2区において利益が負の値を示したと考えられる。G区をH区と比較すると、利益についてG区が大きく劣り、環境影響についてG区は同等ないしはそれ以上であった。しかしながら、飼料用米給与区は利益についてG区とH区の中間に位置し、環境影響についてH区と同等であったため、飼料用米の配合飼料代替利用により、経済性、環境影響の両方に改善が見られた。配合飼料給与量の削減は、生産費の削減や環境影響の改善だけでなく、近年大きな変動を見せる配合飼料の価格変動による影響を弱め、飼料自給率の向上ならびに経営の安定化に繋がると考えられる。そのため、飼料の自給生産および低コスト化が期待されている放牧肥育をより効果的に実施するためには、放牧肥育単体で行うよりも、配合飼料給与量が削

減できる飼料用米給与を放牧肥育と組み合わせることが経済的にも環境的にも望ましいと考えられる。

本研究では、褐毛和種放牧生産における肥育生産の環境影響のみを取り上げたが、肉用牛生産全体における放牧の経済性および環境影響を評価する上では繁殖生産ならびに繁殖肥育一貫生産に対する評価も行う必要がある。また、エネルギー消費、地球温暖化、酸性化および富栄養化のみに対して環境影響を評価しており、本研究では生物多様性や景観保全などの観点に対する環境影響が考慮されていない。わが国における放牧生産に対する環境影響評価の研究は未だ報告が少なく、さらなる研究が期待される。

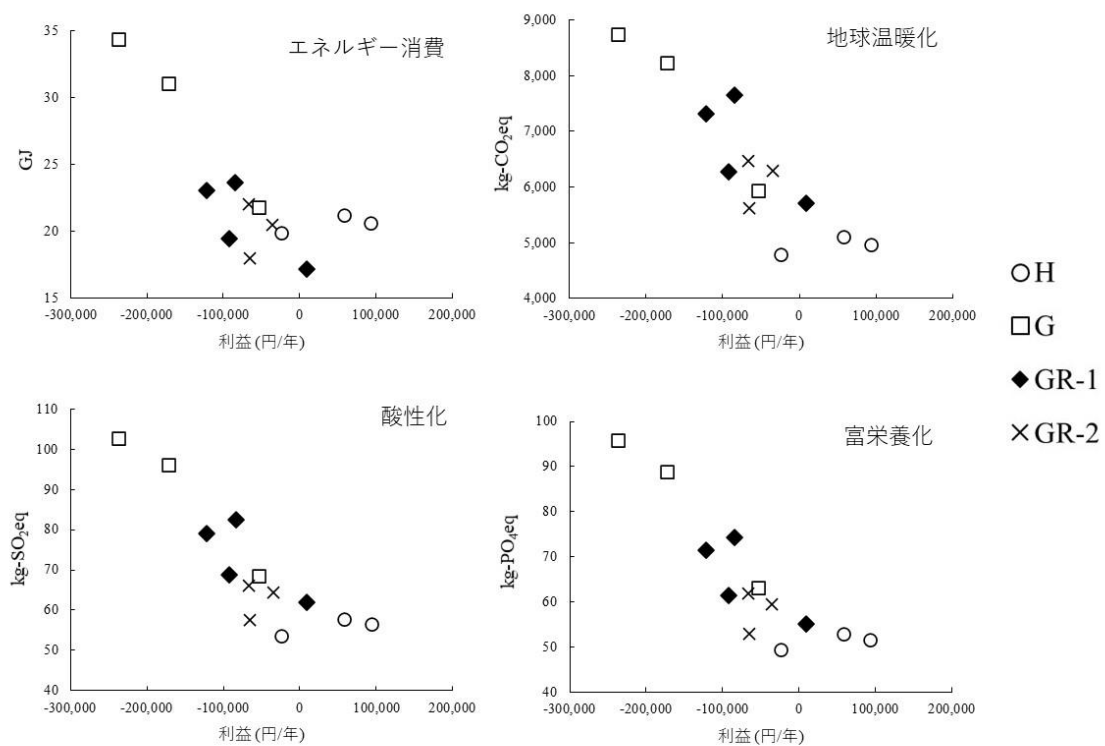


図2.3. 年間の利益と各環境影響量との関係  
H:舎飼区, G:放牧区, GR-1およびGR-2:飼料用米給与放牧区

### 第3章 亜熱帯地域における褐毛和種去勢牛周年放牧肥育に関する環境影響評価

#### 3.1. 緒言

わが国の慣行の肥育牛生産は輸入飼料への依存が大きく、飼料自給率の改善が課題として挙げられている(農林水産省 2016)。また、畜産業従事者の減少と高齢化に伴い、畜産業における労働力の省力化が望まれている。これらの背景から、九州沖縄地方を中心として周年放牧肥育生産が検討されており、放牧時の増体の良い熊本系褐毛和種を用いた試験が実施されている(中村ら 2012, 2013)。沖縄県石垣地域は亜熱帯性気候に分類され(亀谷 2006)、熱帯イネ科牧草主体の草地を用いた生産性の高い集約輪換放牧が今まで検証されてきた(川本 2004, 2008)。しかし、高い生産性を維持するためには年間300 kg-N/ha以上の施肥が必要であり(川本 2008)、この大量の施肥による環境影響が懸念される。また、慣行の舎飼肥育生産と比べ、放牧牛は運動によってエネルギー要求量が増加することで飼料摂取量が増加し(農業・食品産業技術総合研究機構 2009)、反芻胃発酵によるメタン(CH<sub>4</sub>)やふん尿からの窒素の排出量が増加する傾向にある。放牧生産を行うことで輸入飼料への依存軽減が期待される一方で、上述の環境問題が懸念されるため、この新しい放牧肥育生産の導入を検討するにあたり、環境影響評価を行う必要がある。

ライフサイクルアセスメント(LCA)とは、製品のライフサイクルにわたって、製品の使用する資源やエネルギーと、製品が排出する環境負荷を定量的に推定・評価する手法である(産業環境管理協会 1998)。わが国においては、Ogino *et al.* (2004)によって日本の慣行の肉牛生産に対してLCAを用いた環境影響評価が行われて以降、乳生産(築城ら 2009)や肉豚生産(梁ら 2007)など畜産業の環境影響評価が盛んに行われている。放牧肥育生産については、前章の熊本県阿蘇地域(高標高寒冷地域)における環境影響評価が実施されているものの、わが国の放牧肥育の報告例は他になく、また、気候帯の異なる地域における放牧肥育生産システムからの環境負荷は大きく異なることが予想される。そこで本研究では、沖縄県石垣地域における周年放牧肥育生産に対して、LCAを用いた環境影響評価を行うことを目的とした。

## 3.2. 材料および方法

### 3.2.1. 生産システムの概要

本研究の周年放牧肥育生産システムにおける供試牛および飼料給与量のデータを表3.1に示す。本研究では、沖縄県石垣島で実施された褐毛和種放牧肥育試験のデータを使用した。本試験は2014年6月から2015年11月の間に行われ、褐毛和種去勢肥育牛3頭が供試された。放牧草地は、ジャイアントスターグラス (*Cynodon nlemfuensis* Vanderyst)主体の人工草地であり、冬季にイタリアンライグラス (*Lolium multiflorum* Lam.)が追播された。各0.22 haの3牧区を2週間毎に移動する輪換放牧を行い、補助飼料として碎米、ビール粕、脂肪酸カルシウムを現物比 10:10:1で構成した完全混合飼料(TMR)が給与された。牧草採食量については、放牧の前後で刈取りを行う刈取り法により推定された。体重はおよそ2週間に1度測定され、これを非線形最小二乗法によりゴンペルツ曲線にあてはめ、1日ごとの体重を得た。

本試験で給与された飼料の化学成分組成を表3.2に示す。TMRの原料である碎米、ビール粕、脂肪酸カルシウムの成分含量は日本標準飼料成分表(農業・食品産業技術総合研究機構 2010)より引用した。牧草の粗タンパク質含量(CP)、可消化養分総量(TDN)については測定値から算出を行い、リン含量については Kabaija and Smith (1988)よりジャイアントスターグラスの平均的な値を用いた。

表3.1. LCA分析に用いた肥育試験結果

項目	データ
頭数	3
試験開始日	2014/6/10
肥育開始時月齢	10.9±0.3
肥育終了時月齢	27.5±0.3
肥育日数	505
肥育開始時体重(kg)	308±39
肥育終了時体重(kg)	627±43
平均日増体量(kg/日)	0.63±0.07
飼料平均給与量	
TMR(kg/日)	3.74
牧草(kg/日)	35.04

TMR:完全混合飼料

表3.2. 本研究で用いた飼料の化学成分組成(%)

飼料	DM	CP <sup>a)</sup>	TDN <sup>a)</sup>	P <sup>a)</sup>
TMR	58.7	11.1	95.6	0.40
牧草	30.0	10.6	58.2	0.15

DM:乾物, CP:粗タンパク質, TDN:可消化養分総量, P:リン

<sup>a)</sup>乾物中含量



### 3.2.2. LCAの目的および調査範囲の設定

本研究におけるLCAの目的は、亜熱帯地域における放牧肥育生産システムの環境影響を定量化することである。機能単位は肥育終了時と肥育開始時の体重の差である増体重1 kgとした。LCA分析の対象となるシステム境界を図3.1に示す。本研究では、素牛の導入から出荷までの環境影響を評価し、システム境界内において飼料生産、飼料輸送、放牧地管理、ふん尿処理および反芻胃発酵の各生産段階を設定した。設備や機械に対しては、使用により発生する環境影響のみを考慮し、それらの製造による環境影響は含めなかった。

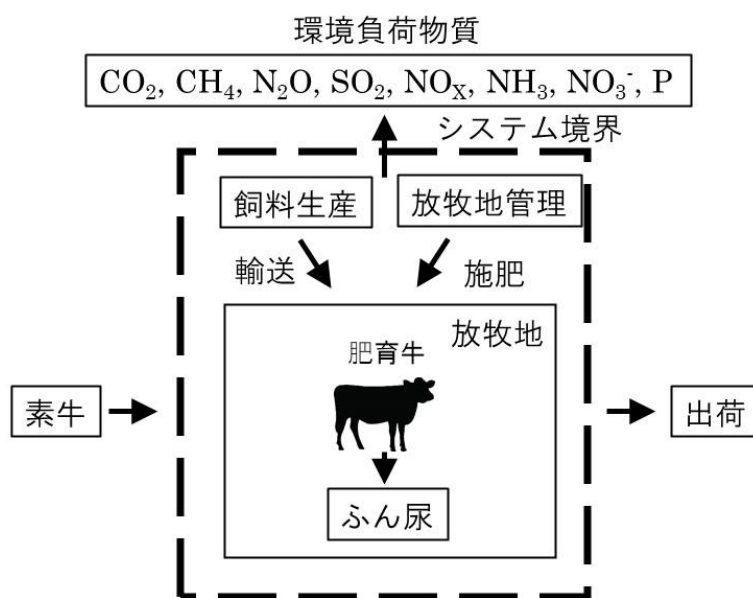


図3.1. 本研究のLCA分析のシステム境界

### 3.2.3. インベントリデータ

本研究では環境負荷物質として、二酸化炭素(CO<sub>2</sub>)、CH<sub>4</sub>、亜酸化窒素(N<sub>2</sub>O)、二酸化硫黄(SO<sub>2</sub>)、窒素酸化物(NO<sub>x</sub>)、アンモニア(NH<sub>3</sub>)、硝酸(NO<sub>3</sub>)およびリン(P)を取り上げ、エネルギー消費量とともに各生産段階における環境負荷物質排出量を算出した。化石燃料消費による環境負荷物質排出量は、単位あたりの発熱量(資源エネルギー庁 2015)および排出原単位(産業環境管理協会 2000, PRé Consultants 2008)に化石燃料消費量を乗じることで推定した。

飼料生産による環境影響に関して、各飼料の単位生産量あたりで投入される化石燃料や電力などのエネルギー投入量を求め、エネルギー投入量にエネルギーあたりの環境負荷物質排出量を乗じ、飼料生産による環境負荷物質を算出した。TMRの原料の生産においては、原料生産の環境負荷物質排出量に対してTMRの飼料組成に則して加重平均を行い、TMRの環境負荷物質排出量を求めた。また、本研究では補助飼料に関して副産物飼料の給与量が多く、その環境影響の扱い方によって環境影響が大きく変動することが予測される。そこで、副産物飼料である碎米およびビール粕については、

- (i)主産物との経済アロケーションにより考量する場合(デフォルト)、
- (ii)主産物との重量アロケーションにより考慮する場合、
- (iii)廃棄物として環境負荷を考えない場合

の3通りの環境影響の算出方法を検討した。副産物を扱う場合、主産物を製造した際の環境負荷を副産物にも分配する必要がある(ISO 1998)。経済アロケーションでは経済的価値によって、また重量アロケーションでは重量比によって環境負荷を主産物と副産物に分配する。碎米およびビール粕は、国内の米およびビール生産からの副産物とし、価格データ(総務省統計局 2014-2015)と主産物と副産物の生産重量比のデータ(橋爪ら 2005; 室山ら 2001)をアロケーションに用いた。経済アロケーションおよび重量アロケーションに関しては、碎米は米生産全体の0.5%および5.1%、ビール粕はビール生産全体の1.0%および10.6%を生産による環境負荷として分配した。米生産の資源投入量については農業環境技術研究所(2000)の報告を参照し、ビール生産の資源投入量については室山ら(2001)の報告を参照した。また、ビールの原料の生産についてはPimentel

(1980)および産業環境管理協会(1998)の報告を参照した。脂肪酸カルシウムの生産については、加藤ら(2014)の報告より環境負荷物質排出量を算出した。米およびビール原料の生産に関して、水田からのCH<sub>4</sub>発生量は年間16.31 g/m<sup>2</sup>(温室効果ガスインベントリオフィス(GIO) 2014)とし、化学肥料および堆肥による土壌からのNH<sub>3</sub>の揮散量は、畑地での窒素投入量の14%、26%、水田での窒素投入量の20%、17%とした(Bouwman *et al.* 2002)。また、畑地および水田での窒素投入量に表3.3で示した係数を乗じてN<sub>2</sub>O揮散量を求め、残存窒素量に排出係数を乗じNO<sub>3</sub>の流出量とした。また石灰施肥によるCO<sub>2</sub>発生を考慮に入れ、施用した石灰重量の12%がCO<sub>2</sub>として放出されるものとした(気候変動に関する政府間パネル(IPCC) 2006)。Pの溶脱、表面流出、浸食については、Nemecek and Kägi (2007)の算出方法に基づき算出を行った。Pの浸食量の算出に関して、年間土壌侵食量を作物生産においては17 t/ha、放牧地においては6 t/haと仮定した(Pimentel *et al.* 1995)。

飼料輸送に関して、TMRの原料であるビール粕、碎米、脂肪酸カルシウムは博多から石垣までの海上輸送を想定し、その距離を1,319 km (AXSMarine 2016)とした。PRé Consultants (2008)の各輸送手段における積載重量および輸送距離あたりの燃料消費量から飼料輸送における排出原単位を算出した。牧草地の管理に関して、放牧地を二週間おきに移動するごとに放牧地に1牧区あたりN 10.8 kg、P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 6.0 kg、K<sub>2</sub>O 8.4 kgの施肥が行われており、冬季には3牧区に対し計20 kgの種子が追播された。これらの資源投入量を基に、放牧地管理に伴う環境負荷物質排出量を飼料生産と同様の方法で算出した。ふん尿処理では、ふん尿中有機物含量および窒素含量と放牧地における排出係数からCH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>OおよびNH<sub>3</sub>の揮散量を算出した。ふん尿中有機物含量は飼料中の非消化性養分含量より求め、ふん尿中窒素含量は粗タンパク質の摂取量と蓄積量(農業・食品産業技術総合研究機構 2009)の差分より求めた。また、放牧地へのNO<sub>3</sub>およびPの流出を算出した。NO<sub>3</sub>の算出にはN<sub>2</sub>OおよびNH<sub>3</sub>の揮散量を差し引いたふん尿中窒素含量を用い、Pの算出においては摂取量と蓄積量の差分によりふん尿中含量を用いて、飼料生産と同様の計算を行った。Pの蓄積量は日増体量の0.8%として算出し

た(ARC 1980)。肥育牛の反芻胃発酵からのCH<sub>4</sub>発生量(L/日)は、Shibata *et al.* (1993)による以下の乾物摂取量(DMI(kg/日))を用いた推定式により算出した。

$$CH_4\text{発生量(L/日)} = -17.766 + 42.793 \times DMI - 0.849 \times DMI^2 \quad (3.1)$$

以上のインベントリ分析により推定した環境負荷物質排出量に対し、各環境影響物質の環境への影響に則した重み付けをするために以下の評価係数を乗じ、地球温暖化、酸性化および富栄養化の各環境影響項目へ与える影響の大きさを評価した。地球温暖化ポテンシャルについては、評価係数をCO<sub>2</sub>=1、CH<sub>4</sub>=25、N<sub>2</sub>O=298 (IPCC 2006)としてCO<sub>2</sub>等量で表した。酸性化ポテンシャルについては、評価係数をSO<sub>2</sub>=1、NO<sub>x</sub>=0.7、NH<sub>3</sub>=1.88 (Heijungs *et al.* 1992)としてSO<sub>2</sub>等量で表し、富栄養化ポテンシャルについては、評価係数をNO<sub>x</sub>=0.13、NH<sub>3</sub>=0.33、NO<sub>3</sub>=0.10、P=3.06 (Heijungs *et al.* 1992)としてPO<sub>4</sub>等量で表した。さらに、他の環境影響項目としてエネルギー消費量を評価に用いた。

表3.3. 環境負荷物質の排出原単位

環境負荷物質	生産段階	排出係数	出典
CH <sub>4</sub>	飼料生産	16.31 g/m <sup>2</sup> /year	GIO (2014)
	家畜	本文中に記載	Shibata <i>et al.</i> (1993)
	ふん尿処理	0.095% (CH <sub>4</sub> -C)	GIO (2014)
NH <sub>3</sub>	飼料生産	本文中に記載	Bouwman <i>et al.</i> (2002)
	ふん尿処理	10.0% (NH <sub>3</sub> -N)	農業環境技術研究所(2000)
N <sub>2</sub> O	飼料生産	0.62% <sup>a)</sup> , 0.31% <sup>b)</sup> (N <sub>2</sub> O-N)	GIO (2014)
	ふん尿処理	0.485% (N <sub>2</sub> O-N)	GIO (2014)
NO <sub>3</sub>	飼料生産	0.3% (NO <sub>3</sub> -N)	IPCC (2006)
P	ふん尿処理	本文中に記載	Pimentel <i>et al.</i> (1995) Nemecek and Kägi (2007)
その他排出ガス および エネルギー消費	飼料生産	本文中に記載	Pimentel (1980), 産業環境管理協会(2000), IPCC (2006), PRé Consultants (2008)
	飼料輸送	本文中に記載	産業環境管理協会(2000), PRé Consultants (2008)

<sup>a)</sup>畑からの排出, <sup>b)</sup>水田からの排出

### 3.3. 結果および考察

#### 3.3.1. 本生産システムにおけるLCAの結果

LCAの結果で得られた環境影響量を表3.4に示す。本研究の生産システムによる増体重1 kgあたりのエネルギー消費、地球温暖化、酸性化および富栄養化への影響は、それぞれ、34.39 MJ、15,124 g-CO<sub>2</sub>eq、211.55 g-SO<sub>2</sub>eq、130.93 g-PO<sub>4</sub>eqであった。エネルギー消費、酸性化および富栄養化への影響において、放牧地管理の影響が最も大きく、その寄与はそれぞれ全体の90%、64%、54%を占めた。地球温暖化への影響においては、消化管発酵由来の環境影響が最も大きく全体の70%を占め、その次に放牧地管理の環境影響が全体の22%を占めた。

#### 3.3.2. アロケーションによる寄与の違い

副産物飼料の環境影響の扱い方として、経済アロケーションに加え、重量アロケーション、廃棄物として負荷を考えない場合の3通りのLCAの結果を表3.5に示す。本研究では経済アロケーションに比べ、重量アロケーションの場合ではエネルギー消費、地球温暖化、酸性化、富栄養化への環境影響量がそれぞれ、37%、12%、6%、9%増加した。また、経済アロケーションと副産物の環境影響を考慮しない場合とで結果はほとんど変わらなかった。TMR 1 kgあたりの環境影響は重量アロケーションが経済アロケーションの6倍近く環境影響が大きく算出され、アロケーションの違いにより全体の結果、特に本研究ではエネルギー消費に大きな違いが生じたと考えられる。

多くの場合、副産物は主産物よりも価格が低いため、重量アロケーションに比べ、経済アロケーションでは副産物に環境負荷がより少なく分配されることになる。たとえば、O'Brien *et al.* (2012)は副産物飼料の環境影響に経済アロケーションおよび重量アロケーションを用い、酪農生産の環境影響評価を行っている。その結果、経済アロケーションと比べ、重量アロケーションによる舎飼生産の環境影響は5%から20%増加したと報告されている。実際、LCAにおけるアロケーションの選択は結果に大きな影響を持つため、アロケーションの問題については積極的な議論が行われている(Luo *et al.* 2009; Brankatschk and Finkbeiner 2014)。

表3.4. 生産段階ごとの増体重1 kgあたりの環境影響量

生産段階	エネルギー消費 (MJ)	地球温暖化 (g-CO <sub>2</sub> eq)	酸性化 (g-SO <sub>2</sub> eq)	富栄養化 (g-PO <sub>4</sub> eq)
飼料生産	2.64	269	1.61	1.30
飼料輸送	0.78	59	0.11	0.02
放牧地管理	30.97	3,295	135.93	70.29
ふん尿処理	0.00	905	73.90	59.32
消化管発酵	0.00	10,595	0.00	0.00
計	34.39	15,124	211.55	130.93

表3.5. 副産物飼料のアロケーション法別のシステム全体の環境影響量  
(増体重1 kgあたり)

環境影響項目	経済		重量 アロケーション	廃棄物
	アロケーション	アロケーション		
エネルギー消費(MJ)	34.39	46.95	33.07	
地球温暖化(g-CO <sub>2</sub> eq)	15,124	16,924	14,922	
酸性化(g-SO <sub>2</sub> eq)	211.55	224.75	210.06	
富栄養化(g-PO <sub>4</sub> eq)	130.93	142.30	129.72	

経済アロケーション:主産物と副産物の経済価値により環境影響を分配,重量アロケーション:主産物と副産物の重量比により環境影響を分配,廃棄物:副産物を廃棄物としてみなし、副産物の環境影響をゼロとして計算

### 3.3.3. わが国の肥育生産システム間の比較

前章の熊本県阿蘇地域における褐毛和種周年放牧肥育生産(阿蘇放牧肥育)および国内の慣行舎飼肥育生産(Ogino *et al.* 2004)の環境影響評価の結果を増体重1 kgあたりに変換し、本研究の結果と比較した(図3.2)。阿蘇放牧肥育における結果に関しては、エネルギー消費、地球温暖化、酸性化および富栄養化への環境影響量は、それぞれ56.37 MJ、14,842 g-CO<sub>2</sub>eq、173.10 g-SO<sub>2</sub>eq、160.41 g-PO<sub>4</sub>eqであった。これらの結果を本研究の結果と比較すると、地球温暖化および酸性化への影響において本研究の環境影響量が上回り、他の環境影響項目では下回る結果となった。本研究の生産システムと阿蘇放牧肥育の生産システムとの大きな違いとしては、第一に補助飼料の違いが挙げられる。阿蘇放牧肥育の生産システムが輸入濃厚飼料を多く用いているのに対し、本研究の生産システムで

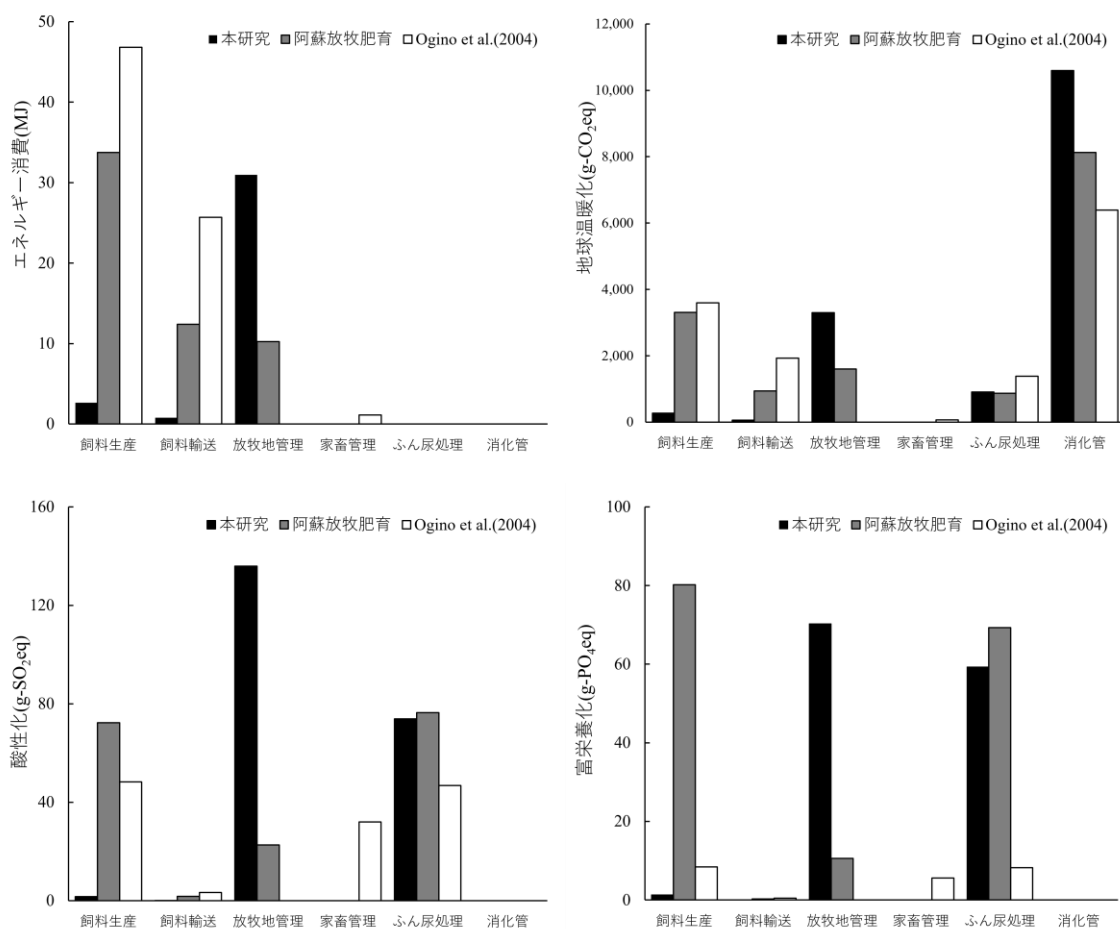


図3.2. 放牧肥育生産と慣行肥育生産の環境影響評価の比較

は補助飼料のほとんどが副産物飼料によって賄われている。また放牧地管理の違いも大きく、年間施肥量が本研究の生産システムの方が多く、このことが本研究において放牧地管理由来の環境影響が大きくなった原因となっている。一方、本研究の結果を国内の一般的な肉牛生産の環境影響評価を行ったOgino *et al.* (2004)の結果と比較すると、Ogino *et al.* (2004)はエネルギー消費における飼料生産と飼料輸送の環境影響が大きいものの、全体的な環境影響は低くなっている。放牧家畜は舎飼時に比べて採食時間や歩行距離の増加によりエネルギー消費量が増加することが知られている。農業・食品産業技術総合研究機構(2009)は、放牧牛の維持エネルギー要求量は舎飼時と比べ15~30%の増加が見込まれるとしている。そのため放牧肥育生産においては慣行の舎飼肥育生産よりも飼料摂取量が増加し、それに伴って排出される消化管発酵のCH<sub>4</sub>やふん尿処理のNH<sub>3</sub>などの環境負荷物質が増加する傾向にある。また、富栄養化への影響において、Ogino *et al.* (2004)の環境影響が低い結果となっているが、これはOgino *et al.* (2004)の実施した環境影響評価に、NO<sub>3</sub>やPが含まれていないことが原因として挙げられる。

#### 3.3.4. 放牧生産の環境影響評価

国内における耕作放棄地の放牧繁殖生産による環境影響評価を実施したTsutsumi *et al.* (2014)は、放牧生産における地球温暖化への影響量が舎飼生産よりも少なかったと報告している。しかし、放牧であっても輸入飼料への依存が高い農家は舎飼生産と比べて環境影響の改善があまり見られず、放牧単体では環境影響の大きな削減にはならないのではないかと考察している。一方、肥育生産に関してはより多くのエネルギーを摂取する必要があるため、粗飼料が主体となる放牧肥育は飼料摂取量の増加により環境影響が増大する傾向があることを本研究は示唆している。Peters *et al.* (2010)は、濃厚飼料または粗飼料中心の肥育生産を比較して、増体の違いのため枝肉重量あたりでは地球温暖化への影響量は粗飼料中心の肥育生産の方が大きくなるということを示している。また、Pelletier *et al.* (2010)は環境影響項目に加えエネルギー効率を生産性の指標



に用いることで、放牧生産の投入エネルギーに対する生産量の低さを示している。

本研究では、亜熱帯地域における周年放牧肥育生産の環境影響評価を実施した。その結果、エネルギー消費、酸性化、富栄養化に対しては放牧地管理による環境影響が、地球温暖化に対しては消化管発酵由来の環境影響が大きな寄与を示すことが明らかとなった。また、熊本県阿蘇地域での周年放牧肥育生産および慣行の舎飼肥育生産の環境影響評価との比較を行った結果、本研究の高い草地生産性を維持するための多量な施肥が、環境負荷を強めている可能性が示唆され、また、放牧による肥育生産システムは粗飼料由来の乾物摂取量の増大により、慣行の舎飼肥育生産より環境影響量が大きくなる可能性が示唆された。さらに、副産物飼料に関するアロケーションの方法の比較を行った結果、経済アロケーションと廃棄物とみなした場合とで結果はほとんど変わらなかった一方、重量アロケーションを用いることで飼料生産の環境負荷が経済アロケーションと比べおよそ6倍大きく算出されることが示された。

本研究ではLCAの手法に基づいて環境影響を評価した。しかしながら、放牧生産の副次的な効果として、人間が直接利用できない草資源の有効利用や阿蘇草原のような景観の保全、消費者側での放牧牛肉に対する付加価値など、本研究では評価することができないメリットが多くある。本研究はLCA法による環境影響という一面的な評価であり、今後放牧生産を評価するにあたっては、これらの放牧生産のメリットを十分に考慮する方法を検討する必要があると考えられる。

## 第4章 交雑種去勢牛肥育生産データに基づくアマニ油脂肪酸カルシウム添加による温室効果ガス排出量の評価

### 4.1. 緒言

近年、環境問題への関心が世界的に高まっており、農業分野においても環境負荷の低減が求められている。温室効果ガスインベントリオフィス(GIO)(2019)によると、2017年度の国内の農業から排出された温室効果ガス(GHG)は3,320万トンであり、そのうち反芻家畜からのメタン(CH<sub>4</sub>)排出は22%と大きな割合を占める。反芻胃からのCH<sub>4</sub>排出は温室効果としての問題の他に、与えた飼料のエネルギーロスにも繋がることから、反芻胃からのCH<sub>4</sub>排出を削減しようとする試みは積極的に行われている。そのなかでも期待される技術の一つとして反芻動物への油脂の給与が挙げられる(Czerkawski *et al.* 1966)。特に、乾物摂取量(DMI)に対する1%の添加につき4.8%のCH<sub>4</sub>低減効果が報告されているアマニ油脂肪酸塩(Martin *et al.* 2010)は、その低減効果の高さから大きな関心が集められており、国内においてもアマニ油脂肪酸塩による反芻胃発酵からのCH<sub>4</sub>低減は一定の効果が認められている(柴ら 2003)。

ライフサイクルアセスメント(LCA)は、原料採取から廃棄までといった製品のライフサイクルを通して、使用する資源や排出する環境負荷を定量的に評価する手法であり(産業環境管理協会 1998)、国内においても畜産分野の環境影響を評価するためにLCAの手法が多く用いられている(Ogino *et al.* 2004, 2008; 築城ら 2009; Oishi *et al.* 2013)。肥育牛の後期飼料にアマニ油脂肪酸カルシウム(LS)を添加した生産に対する環境影響評価としては、シミュレーションを用いて肉用牛肥育生産の評価を行った加藤ら(2011)や、ホルスタイン種雌牛に黒毛和種雄牛の精液を人工授精した交雑種(F<sub>1</sub>)未経産雌牛52頭の試験データを用いて評価を行った加藤ら(2014)の報告があるものの、LS添加に対する環境影響評価は未だ数が少ない。そこで本研究は、一年を通して出荷されたF<sub>1</sub>去勢牛316頭に対し、LSを給与した生産現場のデータを用いて環境影響評価を実施し、LSの給与が肥育成績およびGHG排出量に与える効果を評価することを目的とした。

## 4.2. 材料および方法

### 4.2.1. 肥育生産システムの概要

本研究では、LSを用いた肥育試験を継続的に行っている民間の肥育農場において2017年の1月から12月に出荷されたF<sub>1</sub>去勢肥育牛を対象に、環境影響量を個体ごとに算出し、LS給与による肥育成績および環境影響の評価を行った。対象農場における肥育試験の概要は表4.1に示すとおりである。出荷された肥育牛318頭のうち、出荷月齢が目標の28ヶ月齢から極端に短い24ヶ月齢未満の2頭を除いた、LS無添加の対照区203頭およびLSを添加した区(LS区)113頭を分析の対象とした。本研究の肥育農場の飼料給与体系として、肥育期間は5~6ヶ月おきに濃厚飼料が前期、後期、仕上げ期と切り替えられ、肥育期間を通じて稲わらが、肥育前期には輸入乾草が給餌された。また、両区はLSの添加を除いて同じ給与体系で飼養がされ、LS区では出荷前4ヶ月からLSが1日200 g 飼料に添加された。

本研究のLCA分析において想定した濃厚飼料の配合割合および成分含量を表4.2に示す。濃厚飼料および粗飼料中の成分含量は日本標準飼料成分表(農業・食品産業技術総合研究機構 2010)を用い、輸入乾草としてはイタリアンライグラスを想定した。本研究では導入時から出荷時まで直線的に体重が増加するとの仮定のもと、増体に利用される粗タンパク質量を日本飼養標準・肉用牛(農業・食品産業技術総合研究機構 2009)より算出した。

表4.1. LCA分析に用いた肥育試験概要

項目	対照区	LS区
頭数	203	113
導入時日齢	249±19	250±17
出荷時日齢	850±23	853±21
肥育日数	601±16	604±12
導入時体重(kg)	301±27	310±28
出荷時体重(kg)	866±56	866±66
増体量(kg)	565±62	556±67
飼料給与量(kg/日)		
濃厚飼料	9.35±0.18	9.37±0.16
粗飼料	1.99±0.03	1.99±0.02

平均値±標準偏差

LS区:出荷前4ヶ月間にアマニ油脂肪酸カルシウムを1日200 g 飼料に添加

表4.2. 本研究で想定した濃厚飼料の配合割合および飼料成分

項目	前期	後期	仕上げ期
配合割合(%)			
ふすま	25.0	20.6	24.2
ビール粕	11.9	0.0	0.0
ホミニーフード	0.0	11.4	6.8
とうもろこし	26.6	31.0	31.0
大麦	17.5	31.0	31.0
なたね油かす	10.0	0.0	0.0
大豆油かす	0.0	2.0	2.0
アルファルファミール	3.5	1.0	0.0
糖蜜	3.5	1.0	3.0
炭酸カルシウム	1.0	1.0	1.0
食塩	1.0	1.0	1.0
成分含量			
乾物量(%)	87.4	87.1	86.8
粗タンパク質(乾物%)	15.0	11.0	11.0
可消化養分総量(乾物%)	68.0	72.0	72.0

#### 4.2.2. LCAの目的および調査範囲の設定

本研究におけるLCAの目的は、F<sub>1</sub>去勢肥育牛へのLSの飼料への添加によるGHG排出量を定量化し、添加の有無による違いを比較することである。機能単位としては、肥育期間全体の増体量1 kgおよび枝肉・内臓・皮を含めた総売上千円あたりのGHG排出量を算出した。LCA分析の対象となるシステム境界を図4.1に示す。本研究では、素牛の導入から出荷までを対象とし、システム境界内において飼料生産、飼料輸送、飼養管理、堆肥化および家畜の生産段階を設定した。設備や機械に対しては使用により発生するGHG排出量のみとし、それらの建設や製造によるGHG排出量は含めなかった。

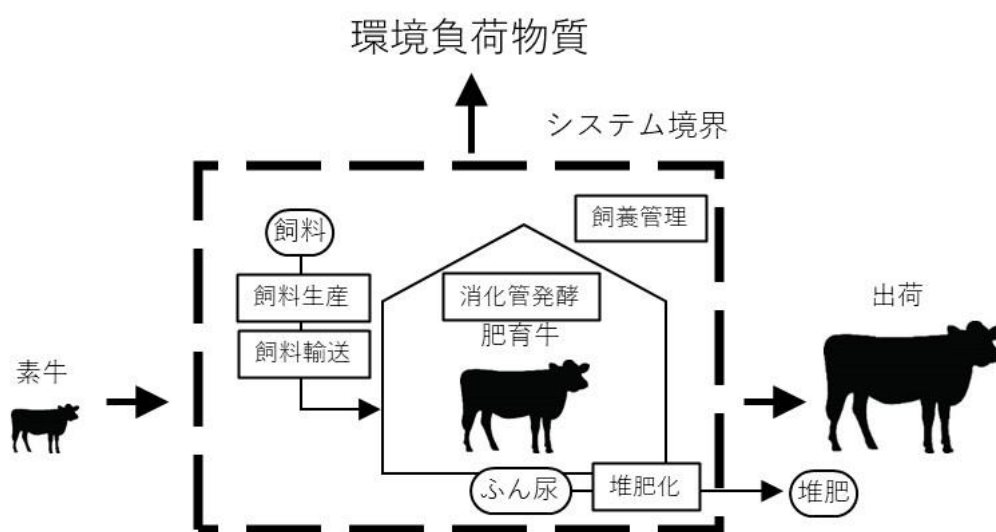


図4.1. 本研究のシステム境界

#### 4.2.3. インベントリデータ

本研究では、地球温暖化への影響を対象として、環境負荷物質として二酸化炭素(CO<sub>2</sub>)、CH<sub>4</sub>および一酸化二窒素(N<sub>2</sub>O)の各生産段階からの排出量を算出した。化石燃料などの資源消費による環境負荷物質量は、産業環境管理協会(2000)およびPRé Consultants (2008)の排出源単位を用いて算出した。

飼料生産による環境影響については、各飼料原料の消費量に飼料原料の重量あたりの環境負荷物質排出量を乗じることで算出した。LS、なたね油かす、ビール粕および糖蜜製造については加藤ら(2014)のインベントリデータを引用した。稲わらの生産は国内、それ以外の飼料原料はアメリカでの生産を想定した生産によるインベントリデータを利用した。副産物に関しては重量アロケーションを行い、環境影響を主産物と副産物に分配した。飼料輸送に関して、国内および海外での陸上輸送距離を200 km、アメリカからの海上輸送距離を17,775 kmと仮定し、PRé Consultants (2008)の各輸送手段における積載重量および輸送距離あたりの燃料消費量から飼料輸送における排出原単位を算出した。飼養管理では、家畜の飼養に関わる畜舎や農業機械などによる資源消費による環境負荷物質排出量を算出した。Ogino *et al.* (2004)を参考に、一般的な肥育生産における畜舎施設および機械による化石燃料の使用量のデータを用いた。堆肥化では、家畜ふん尿の堆肥化過程で排出される環境負荷物質排出量を算出した。ふん尿中の有機物および窒素含量を、給与した飼料中の成分量と畜体に蓄積される成分量(農業・食品産業技術総合研究機構 2009)の差分から求め、堆積発酵によるCH<sub>4</sub>およびN<sub>2</sub>Oの排出係数(GIO 2019)を乗じることで環境負荷物質排出量を算出した。家畜の反芻胃発酵によるCH<sub>4</sub>発生量(L/日)は、Shibata *et al.* (1993)による以下の乾物摂取量(DMI)(kg/日)を用いた推定式を用いて算出した。

$$CH_4\text{発生量} = -17.766 + 42.793 \times DMI - 0.849 \times DMI^2 \quad (4.1)$$

また、LS添加による反芻胃発酵からのCH<sub>4</sub>低減効果を想定し、Martin *et al.* (2010)の報告に基づき、飼料乾物重量あたり1.0%のLS添加につき4.8%を(4.1)式のCH<sub>4</sub>発生量から差し引くことで算出した。

以上のインベントリ分析により推定した環境負荷物質排出量に対し、各環境負荷物質の地球温暖化への影響に則した重み付けをするために評価係数を乗じ、

地球温暖化へ与える影響の大きさを評価した。評価係数にはCO<sub>2</sub>=1、CH<sub>4</sub>=25、N<sub>2</sub>O=298 (気候変動に関する政府間パネル(IPCC) 2007)を用いることで、GHG排出量をCO<sub>2</sub>等量で表した。

#### 4.2.4. 統計解析

肥育成績および生産段階ごとのGHG排出量に対して、出荷月および肥育日数の違いを考慮した以下の(4.2)式の数学モデルを用いてSAS(2008)のGLMプロシジャにより最小二乗分散分析を行った。

$$Y_{ijk} = \mu + Treat_i + Month_j + (Treat \times Month)_{ij} + b(Day)_{ijk} + e_{ijk} \quad (4.2)$$

ここで、 $Y_{ijk}$ :変数、 $\mu$ :全平均、 $Treat_i$ :LS添加の効果(処理区またはLS区)、 $Month_j$ :出荷月の効果(1~12)、 $(Treat \times Month)_{ij}$ :LS添加と出荷月の交互作用、 $(Day)_{ijk}$ :肥育日数の共変量、 $b$ は肥育日数の偏回帰係数、 $e_{ijk}$ :誤差である。また最小二乗平均値間の差の検定には、TukeyとKramerの多重比較法(Kramer 1956)を用いた。

### 4.3. 結果および考察

#### 4.3.1. 肥育成績

本研究の肥育成績について表4.3に示す。試験区の効果について、日増体量や肉質項目の等級などに差は見られなかったものの、枝肉単価がLS区において有意に増加する結果となった( $P < 0.05$ )。常石ら(2003)は褐毛和種去勢牛にLSの添加を行い、胸最長筋の多価不飽和脂肪酸が増加し、 $n-6/n-3$ 比が低下したことを報告している。本研究では、枝肉成績の数値にはLSによる変化は見られなかったが、格付の数値として現れない脂肪の質の変化が枝肉単価の増加として現れた可能性が考えられる。他の効果に対する結果としては、日増体量、枝肉歩留、脂肪の光沢と質、枝肉単価、枝肉売上、内蔵・皮売上、総売上および肥育期間あたりの総売上に対して出荷月の主効果が有意となり( $p < 0.05$ )、日増体量、脂肪の光沢と質および枝肉単価に対してLS添加と出荷月の交互作用が有意であった( $p < 0.05$ )。

#### 4.3.2. LCA分析

LCA分析の結果を表4.4に示す。生産段階別のGHG排出量の寄与率を計算すると、家畜が45%と最も大きく、次に飼料生産が31%を占める結果となった。増体量1 kgあたりのGHG排出量は、対照区とLS区で有意な差は見られず、両区で同等と考えられた。一方、総売上あたりのGHG排出量は、家畜からの排出量が有意に減少し( $P<0.05$ )、全体の排出量はLS区で減少する傾向が見られた( $P=0.09$ )。これは本研究で仮定しているLSの反芻胃発酵による $CH_4$ 低減効果に枝肉単価の増加が加味されたことによるものであり、LS区において出荷前4ヶ月から乾物摂取量のおよそ2.1%のLSが添加されることで、添加した期間の反芻胃発酵による $CH_4$ はおよそ10%低減された。また、他の効果に対する分析結果としては、増体量1 kgあたりのGHG排出量については全ての項目に対して出荷月の主効果とLS添加と出荷月の交互作用が有意であり( $p<0.05$ )、総売上あたりのGHG排出量では全ての項目に対して出荷月の主効果が有意であった( $p<0.05$ )。

総売上と増体量1 kgあたりのGHG排出量の関係について図4.2に示す。全体の傾向として、総売上が大きいほど増体量1 kgあたりのGHG排出量は少なくなった。Veysset *et al.* (2014)は増体量と増体量あたりのGHG排出量との間に強い負の相関があったことを示している。本研究では枝肉単価と総売上に強い正の相関( $r=0.84$ )が見られただけでなく、枝肉重量に直接的に関わる増体量と総売上との間にも正の相関( $r=0.41$ )が見られたことから、総売上が大きいほど増体量1 kgあたりのGHG排出量が少なくなる傾向が見られたと考えられる。また、GHG排出量も肥育期間あたりの総売上も個体によって非常にばらつきが大きいことが明らかとなった。Veysset *et al.* (2014)やWang *et al.* (2019)は、同じ地域内の複数農家を調査し、農家によって環境影響量が大きく異なることを示している。本研究の結果は、同じ農場の中でも個体によるばらつきが非常に大きいことを示しており、家畜生産の評価にはこのような不確実性を考慮に入れる必要性を示唆している。



表4.3. 本試験の肥育成績

項目	対照区	LS区
日増体量(kg/日)	0.931±0.007	0.919±0.009
枝肉重量(kg)	546.5±3.45	543.9±4.22
枝肉歩留(%)	63.26±0.21	62.96±0.252
等級		
脂肪交雑	3.111±0.041	3.066±0.050
肉の光沢	3.131±0.045	3.131±0.055
肉の締まり及びきめ	2.982±0.047	2.961±0.057
脂肪の光沢と質	4.140±0.027	4.175±0.033
枝肉単価(円/kg)	1,339±10.82 <sup>b</sup>	1,377±13.21 <sup>a</sup>
枝肉売上(千円)	732.6±8.05	750.3±9.83
内臓・皮売上(千円)	18.7±0.16	18.7±0.20
総売上(千円)	751.4±8.06	769.0±9.84
肥育期間あたりの 総売上(円/日)	1,248±13.41	1,278±16.37

最小二乗平均値±標準誤差

<sup>a,b</sup>:同行異符号間で有意差あり(P<0.05)

LS区:出荷前4ヶ月間にアマニ油脂肪酸カルシウムを1日200g 飼料に添加

表4.4. LCA分析による温室効果ガス排出量

生産段階	対照区	LS区
g-CO <sub>2</sub> eq/増体量1kg		
飼料生産	4,144±33.31	4,221±40.67
飼料輸送	1,740±14.01	1,775±17.10
飼養管理	71±0.57	73±0.70
堆肥化	1,351±10.86	1,374±13.26
家畜	6,141±48.95	6,131±59.76
合計	13,448±107.70	13,574±131.48
g-CO <sub>2</sub> eq/総売上千円		
飼料生産	3,132±38.97	3,055±47.58
飼料輸送	1,315±16.38	1,285±19.99
飼養管理	54±0.67	53±0.82
堆肥化	1,021±12.71	994±15.51
家畜	4,641±57.43 <sup>a</sup>	4,437±70.11 <sup>b</sup>
合計	10,164±126.15 <sup>A</sup>	9,824±154.00 <sup>B</sup>

最小二乗平均値±標準誤差

<sup>a,b</sup>:同行異符号間で有意差あり(P<0.05)

<sup>A,B</sup>:同行異符号間で傾向あり(P<0.10)

LS区:出荷前4ヶ月間にアマニ油脂肪酸カルシウムを1日200g 飼料に添加

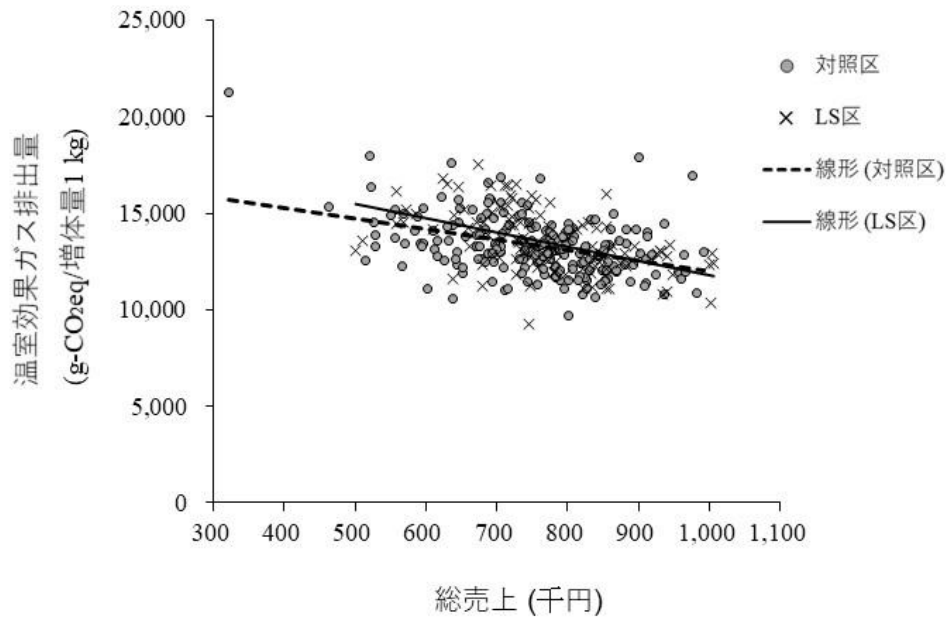


図4.2. 総売上と増体量1 kgあたりの温室効果ガス排出量との関係  
 LS区:出荷前4ヶ月間にアマニ油脂肪酸カルシウムを1日200 g 飼料に添加  
 (対照区: $y = -5.4766x + 17444$  ( $R^2=0.154$ ), LS区: $y = -7.3528x + 19174$  ( $R^2=0.238$ ),  
 $x$ :総売上[千円],  $y$ :温室効果ガス排出量[g-CO<sub>2</sub>eq/増体量1 kg])

#### 4.3.3. LSの効果に対する考察

加藤ら(2014)は、F<sub>1</sub>未經産雌牛に対してアマニ油脂肪酸カルシウム(LS)を給与した試験データを用いて環境影響評価を実施し、LSの給与によって地球温暖化への影響が12～25%削減されたと報告している。この試験では出荷前8ヶ月からLSを210～240 g/日添加しており、これは本研究の試験のおよそ倍以上の添加期間となる。LSの添加による環境影響量の低減は反芻胃発酵のCH<sub>4</sub>低減のみでなく、高エネルギーの油脂を添加することによる飼料給与量の削減ならびに増体成績の向上が大きく関与している。加藤ら(2014)の環境影響評価においては、LSのCH<sub>4</sub>低減効果を仮定しない場合でも環境影響量が低減されると報告されており、本研究の試験設計では増体成績に影響を与えるには添加期間が短かった可能性がある。

また添加油脂の価格は一般的な飼料と比べて高価であるため、コストと環境負荷低減のトレードオフが生じる可能性がある。LSの価格を430円/kg(加藤ら2014)と仮定した場合、本研究の試験に基づくLS添加による飼料費の増加は総売上の1.1～2.2%にあたり、平均で10,637円であった。本研究で有意差は認められていないが総売上はLS区で17,576円増加していることから、LS添加による飼料費の増加は売上の増加によりカバーできる可能性がある。しかしながら、枝肉単価に影響を与えた枝肉形質の変化や増体向上に有効なLS添加の量・期間など、LSの飼料への添加による効果は未だ不明な点が多く、今後さらなる研究が必要である。

以上より、F<sub>1</sub>去勢肥育牛に出荷前4ヶ月よりLSを200 g/日添加した結果、増体成績の向上は見られなかったが枝肉単価は有意に増加した(P<0.05)。増体量1 kgあたりのGHG排出量は対照区と同等であり、総売上あたりのGHG排出量は減少する傾向となった(P=0.09)。先行研究と比較すると本研究のLSの添加期間は短いことから、LSの添加開始を早めることで増体成績の向上およびそれに伴うGHG排出量の低減が示される可能性がある。

## 第5章 バイオガスプラントと再生敷料を利用した酪農生産に関する 温室効果ガス排出量の評価

### 5.1. 緒言

近年、気候変動が世界的に問題視されており、あらゆる産業においても気候変動緩和技術の開発が求められている。国連気候変動枠組条約第21回締約国会議(COP21)においてパリ協定に署名が行われ、「世界的な平均気温上昇を産業革命以前に比べて2°Cより十分低く保つとともに、1.5°Cに抑える努力を追求する」ことが多くの国と地域で目標として示された(国連気候変動枠組条約(UNFCCC) 2015)。Gerber *et al.* (2013)は人間活動による温室効果ガス(GHG)排出量の14.5%が畜産部門から生じていることを示し、Springmann *et al.* (2018)は、GHG排出に対して対応策を取らない場合に、主に畜産物の増加によって食料生産システムからのGHG排出量が2010年から2050年にかけて87%増加する可能性を示している。そのため、家畜生産システムにおける気候変動緩和技術の導入は気候変動の対策として重要な役割を担っている。

廃棄物処理の分野で期待されている気候変動緩和技術の一つとしてバイオガスプラントが挙げられる。ふん尿をバイオガスプラントで処理した際に発生するメタン(CH<sub>4</sub>)を回収し、再生可能エネルギー資源として利用することでGHG排出量を削減できることが知られている(Holm-Nielsen *et al.* 2009; Burg *et al.* 2018)。バイオガスプラントから生じる消化液は、生のスラリーと比べて散布時の亜酸化窒素(N<sub>2</sub>O)の排出量が少なく(Amon *et al.* 2006; Chantigny *et al.* 2007)、家畜ふん尿の臭気や病原体の低減、雑草種子の発芽抑制(Yiridoe *et al.* 2009; Massé *et al.* 2011)といった利点が知られている。さらに、消化液は施肥効果の高い有機肥料として広く用いられるが、脱水と堆積発酵を行うことで消化液の固形分を牛舎の敷料(以降、再生敷料と呼ぶ)として再利用することができる(Kimura *et al.* 2020)。乳牛のふん固形分を敷料利用する試みは1970年代から報告がされている(Leach *et al.* 2015)。Okamoto *et al.* (2018)は、バイオガスプラントから得られる再生敷料は堆積発酵の過程で乳房炎の原因となる病原体数が顕著に減少することで乳房炎発生リスクが非常に低いことを報告しており、適切

な方法で作られた再生敷料は衛生的に利用できることを示している。

ライフサイクルアセスメント(LCA)は、原料の採取から輸送、製品の使用、廃棄を含む製品に関連するプロセスから生じる環境影響を評価する標準的な手法であり(ISO 2006)、LCAの手法を用いた畜産システムの環境影響評価は数多く報告されている(Ogino *et al.* 2008; Pelletier 2008; Veysset *et al.* 2010; Oishi *et al.* 2013; Turner *et al.* 2022)。また、畜産における環境影響の低減技術の評価もされており、例えば、肥育豚への低タンパク飼料給与(Ogino *et al.* 2013; Garcia-Launay *et al.* 2014)やふん尿処理過程での添加物利用(Cao *et al.* 2019)に対する評価が挙げられる。バイオガスプラントに対する環境影響評価については、プラント自体の環境影響評価は報告されているが(Esteves *et al.* 2019)、バイオガスプラントから得られる再生敷料を評価した研究は未だ報告されていない。そのため本研究では、バイオガスプラントと再生敷料を利用した酪農生産全体のシステムモデルを構築し、この代替システムのライフサイクルGHG排出量をスラリー貯留とわら敷料を使った慣行システムと比較して評価することを目的とした。

## 5.2. 方法

### 5.2.1. 本研究の生産システムの詳細

LCAの第一段階は、分析の目的、調査範囲およびシステム境界を定義することである。本研究のLCA分析の目的はバイオガスプラントおよび再生敷料を含む酪農システム全体のGHG排出量を評価することである。LCAの方法論には帰属的アプローチを用い、設計した酪農システムのゆりかごからファームゲートまでの環境影響評価を実施した。バイオガスプラントと再生敷料の利用の影響を評価するために、ふん尿処理方法について後述する2通りのシナリオ(スラリーシナリオとバイオガスシナリオ)を設定した。本研究で分析した生産システムの概要を図5.1に示す。北海道の搾乳牛250頭規模の酪農家をモデル農家として生産システムを設計した。システム境界には農場生産の上流から生産物が出荷されるまでの全ての酪農システムを含めた。なお、本研究の酪農システムの生産物は乳、余剰子牛、廃用牛およびバイオガスプラントで発電される電力であ

る。生産段階として、飼料生産(自給飼料および購入飼料)、飼料輸送、飼養管理、ふん尿処理および反芻胃発酵からの環境影響を評価した。生産システムの上流の資源として、購入飼料および購入敷料の生産に必要な資源消費からの排出を考慮した。乳牛の排泄物はふん尿処理の後に有機肥料として自給飼料作物へ施肥することを想定した。ふん尿に由来するGHG排出量は乳牛生産、ふん尿処理および自給飼料作物への有機肥料施肥の三つのセクションを通じたマテリアルフローに基づいて算出した。これらのセクションについて以下に詳細を示す。

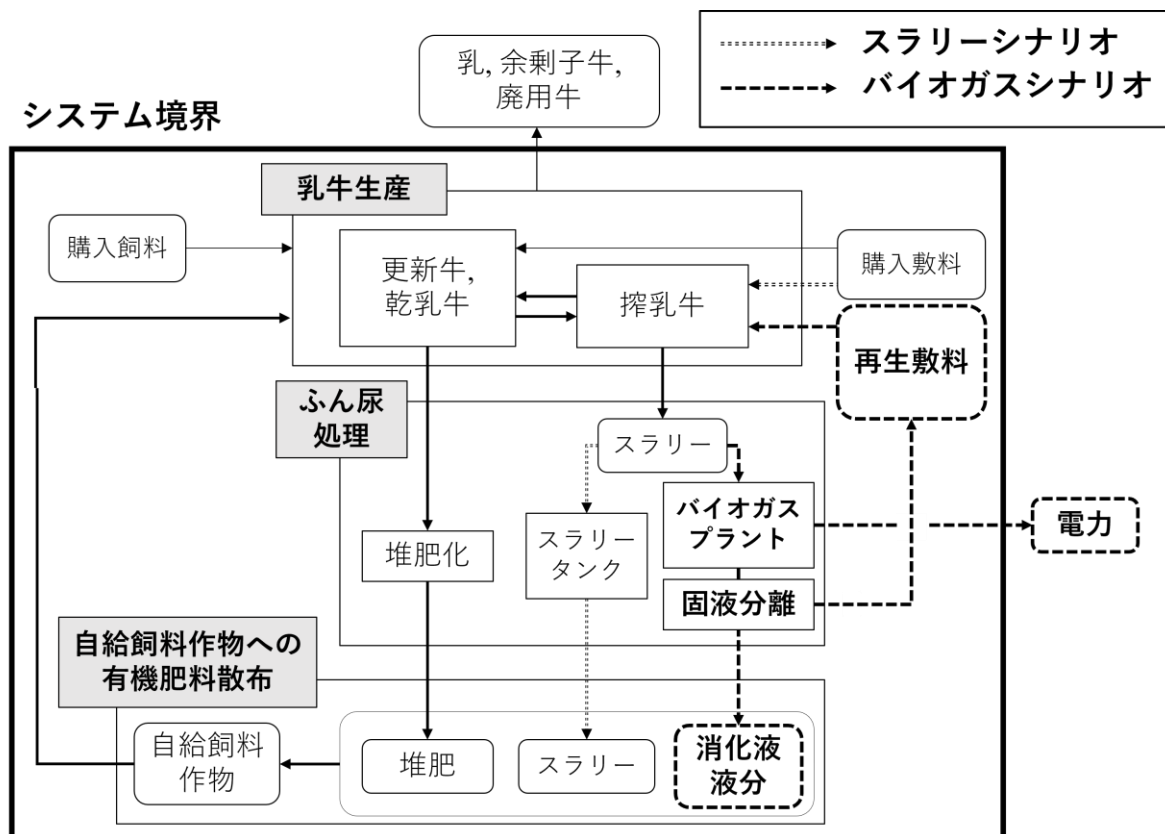


図5.1. 本研究の酪農システムの概要

細線は一方向のフロー、太線は循環するフローを示し、細い点線はスラリーシナリオ時、太い破線はバイオガスシナリオ時のフローを示す

#### 5.2.1.1. 乳牛生産

乳牛生産システムでは図5.2に示した乳牛の牛群構造を考慮し、飼料や生産物などの乳牛生産システムの入出力は牛群単位で評価した。更新牛となる子牛を除いた子牛と廃用牛は全てシステム外に出荷するものとした。本研究における乳牛の生産パラメータを表5.1に示す。乳牛は27ヶ月齢で初産を迎えるものとし、分娩間隔は425日間とした。泌乳期が終了する毎に19.6%の淘汰率で最大6産まで分娩を繰り返すものとした。乳牛の成長に関わるパラメータは、生時体重43 kg、成熟体重700 kgとし、日本飼養標準・乳牛(農業・食品産業技術総合研究機構 2017)を基に、乳牛の体重は離乳期までは日齢の三次曲線、それ以降はRichards曲線(Richards 1959)に従うものとして、以下の式によって計算した。

51日齢未満の場合、

$$W = 43.17 + 0.05105d + 0.01388d^2 - 7.666 \times 10^{-5}d^3 \quad (5.1)$$

51日齢以降の場合、

$$W = 700 \times (1 - 0.95e^{-0.00188d})^{1.144} \quad (5.2)$$

ここで、 $W$ は生体重(kg)、 $d$ は日齢を表している。泌乳期中の乳量の変化はWoodの泌乳曲線(Wood 1967)に従うものとし、年間乳量は農家へのインタビューより9,967 kg/頭、その他のパラメータはChoumei *et al.* (2006)の国内の泌乳曲線に関する調査に基づいて泌乳曲線を決定した。泌乳開始から $t$ 週目の乳量は以下の式で算出した。

$$MY = At^{0.147} \exp(-0.028t) \quad (5.3)$$

ここで、 $MY$ は1日の乳量(kg/日)、 $A$ はWoodのパラメータである。このパラメータ $A$ は、泌乳期間中の総乳量( $TM$ , kg)を用いて以下の式により導出した。

$$A = TM / \sum_t^{280} t^{0.147} \exp(-0.028t) \quad (5.4)$$

乳牛の飼料摂取量は日本飼養標準・乳牛(農業・食品産業技術総合研究機構 2017)を基に、乾物摂取量(DMI)および可消化養分総量(TDN)の要求量を満たすように算出した。

表5.1. 本研究の乳牛の生産パラメータ

変数名	値
出生体重	43 kg
成熟体重	700 kg
年間乳量	9,967 kg
泌乳曲線のパラメータ	
<i>B</i>	0.147
<i>C</i>	0.028
乳脂肪率	3.92%
乳蛋白質率	3.25%
妊娠期間	280日
離乳日齢	45日齢
初回種付日齢	486日齢
淘汰率	19.60%
最大産次数	6産

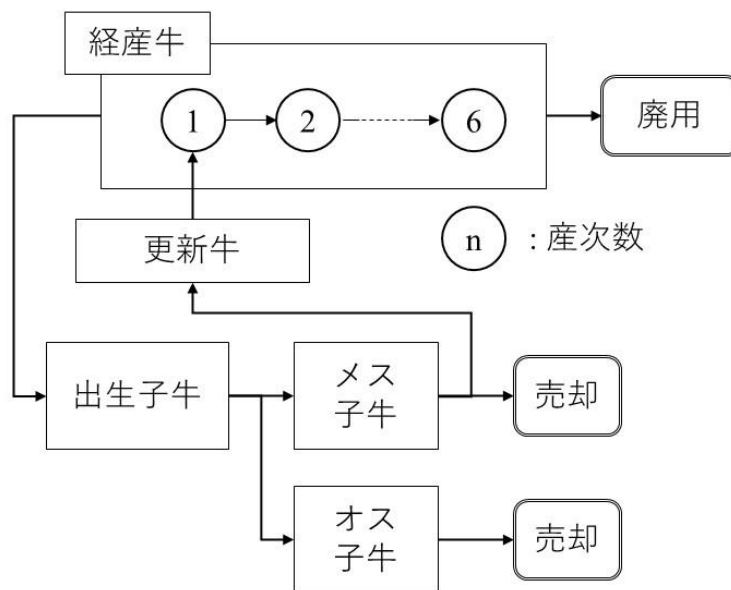


図5.2. 本研究の酪農システムの牛群構造の概要



本研究で想定した乳牛の飼料組成を表5.2に示す。飼料中の成分含量は日本標準飼料成分表(農業・食品産業技術総合研究機構 2010)の値を用いた。搾乳牛の慣行飼料の粗タンパク質(CP)含量は乾物あたり17%と設定した。Lee *et al.* (2012)はアミノ酸を添加した低タンパク飼料の給与によって乳牛からの排泄窒素の低減およびそれに伴うGHG排出の低減がされると報告している。そのため本研究では追加的な分析として、CP含量を減らしルーメンバイパスアミノ酸を添加した飼料(低タンパク飼料)の給与シナリオを設定した。低タンパク飼料のCP含量は14%とし、さらに制限アミノ酸を補うためにルーメンバイパスメチオニン(RPMet)の添加を想定した。Lee *et al.* (2015)がCP含量13.7%の条件下でもルーメンバイパスアミノ酸添加により乳量も乳質も変化しなかったことを報告していることから、本研究の慣行飼料シナリオと低タンパク飼料シナリオとで乳量や乳蛋白率などの生産性は変わらないものとし、下部消化管で吸収されるメチオニンの量をNRC(2001)を基に算出し両飼料間で等しくなるようにRPMetを添加した。RPMetのメチオニン含量は85%、バイパス率は80%、消化率は90%とした(Evonik Industries AG 2021)。RPMetの生産に関わるGHG排出量は、ルーメンバイパスのための保護剤の生産の排出原単位が結晶メチオニンの生産による排出原単位と同じと仮定して、Ogino *et al.* (2013)が報告した結晶アミノ酸の排出原単位5.35 kg-CO<sub>2</sub>eq/kgをRPMetの排出源単位として用いた。

表 5.2. 本研究で想定された飼料の組成と化学成分

項目	子牛	未経産牛	乾乳牛	搾乳牛	
				慣行飼料	低タンパク飼料
組成(%)					
チモシーヘイ	9.1	57.3	40.2		
チモシーサイレージ				19.2	19.2
コーンサイレージ		26.1	28.5	34.8	34.8
小麦わら		2.1	20.4		
エンバク		5.2	1.5		
アルファルファ ヘイキューブ	27.3			11.5	12.1
トウモロコシ	41.8			14.8	18.7
加糖加熱処理大豆粕	5.5	4.2	5.8	4.2	1.9
大豆粕	16.4			4.0	1.8
ビートパルプ				7.4	7.4
ペレット		4.7	2.9	3.9	3.9
炭酸カルシウム		0.5	0.7	0.1	0.1
食塩				0.1	0.1
化学組成					
DM (%)	87.5	70.7	69.2	55.1	55.0
CP (%DM)	16.9	12.0	11.7	17.0	14.0
TDN (%DM)	67.7	64.5	60.6	75.5	75.5
RUP (g/kg)	-	-	-	25.2	21.1
EAA (%CP)	-	-	-	38.4	36.6
Met (%EAA)	-	-	-	3.9	4.1

DM:乾物, CP:粗タンパク, TDN:可消化養分総量, RUP:ルーメン非分解性タンパク, EAA:必須脂肪酸, Met:メチオニン

#### 5.2.1.2. ふん尿処理

搾乳牛が排泄したふん尿処理方法について、慣行のスラリー貯留による処理(スラリーシナリオ)とバイオガスプラントによる処理(バイオガスシナリオ)の二つのシナリオを設定した。ふん尿処理過程の概要を図5.3に示す。スラリーシナリオでは、畜舎でわら敷料と混合されたふん尿を開放式のスラリータンクに平均140日間貯留し、自給飼料作物の土壌へ散布することを想定した。バイオガスシナリオでは、畜舎で再生敷料と混合されたふん尿はプラント内の発酵槽へ送られ、平均30日間の嫌気性発酵によってバイオガスが回収され発電に利用される。その後、消化液をスクリーブレスによって固形分と液分に固液分離し、固形分は9日間の堆積発酵を経て再生敷料として再利用し、液分は開放式タンクに平均140日間貯留した後、消化液液分として自給飼料作物に散布することを想定した。両シナリオにおいて、未經産牛や乾乳牛のふん尿については畜舎でわら敷料と混合された後に堆積発酵によって堆肥化されることを想定した。ふん尿処理のセクションでは、 $\text{CH}_4$ 、直接的 $\text{N}_2\text{O}$ および揮散した $\text{NH}_3$ と $\text{NO}_x$ からの間接的 $\text{N}_2\text{O}$ の排出を有機物と窒素の損失として考慮した。これらの排出係数を表5.3に示す。また、排せつ物管理において施設からの汚水の流亡はないものとして(温室効果ガスインベントリオフィス(GIO) 2020)、このセクションにおける窒素の溶脱および流出とそれに関連する間接的な $\text{N}_2\text{O}$ の排出は考慮しなかった。

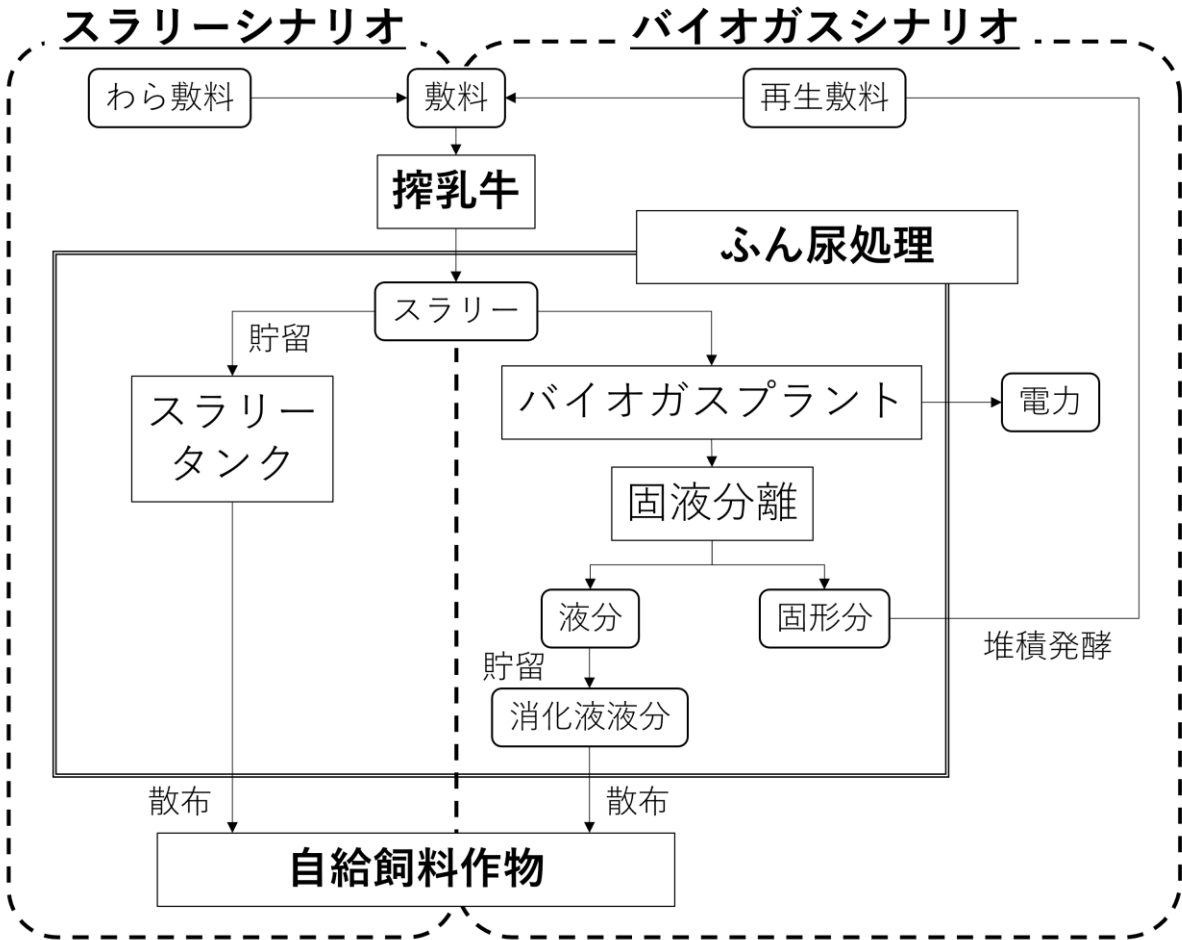


図 5.3. 慣行のスラリー処理(スラリーシナリオ)およびバイオガスプラント(バイオガスシナリオ)における搾乳牛からのふん尿処理モデルの概要

表 5.3. 酪農システムに関連する排出係数および揮散割合

排出源	排出係数	出典
排出係数		
飼料生産		
N <sub>2</sub> O (kg-N <sub>2</sub> O-N/kg-N)	0.62% <sup>2),3)</sup>	GIO (2020)
ふん尿処理		
CH <sub>4</sub> (kg/kg-OM)	2.36% <sup>4)</sup> , 3.03% <sup>5)</sup> , 3.80% <sup>6)</sup>	GIO (2020)
N <sub>2</sub> O (kg-N <sub>2</sub> O-N/kg-N)	0.02% <sup>4)</sup> , 0.15% <sup>5)</sup> , 2.40% <sup>6)</sup>	GIO (2020)
間接排出		
N <sub>2</sub> O (kg-N <sub>2</sub> O-N/kg-NH <sub>3</sub> -N+ NO <sub>x</sub> -N volatilized) <sup>1)</sup>	1.0%	IPCC (2006)
飼料生産		
N <sub>2</sub> O (kg-N <sub>2</sub> O-N/kg-N leaching and run-off)	0.75%	IPCC (2006)
揮散割合		
飼料生産		
NH <sub>3</sub> (kg-NH <sub>3</sub> -N+NO <sub>x</sub> -N /kg-N) <sup>1)</sup>	10% <sup>2)</sup> , 20% <sup>3)</sup>	IPCC (2006)
飼養管理		
NH <sub>3</sub> (kg-NH <sub>3</sub> -N+NO <sub>x</sub> -N /kg-N) <sup>1)</sup>	10.3% <sup>7)</sup> , 4.5% <sup>8)</sup>	GIO (2020)
ふん尿処理		
NH <sub>3</sub> (kg-NH <sub>3</sub> -N+NO <sub>x</sub> -N /kg-N) <sup>1)</sup>	10.8% <sup>4),5)</sup> , 13.7% <sup>6)</sup>	GIO (2020)

<sup>1)</sup> 亜酸化窒素の間接排出の計算のための排出源, <sup>2)</sup> 化学肥料, <sup>3)</sup> 有機肥料, <sup>4)</sup> スラリー貯留, <sup>5)</sup> 消化液液分貯留, <sup>6)</sup> 堆肥化および再生敷料生産, <sup>7)</sup> 搾乳牛, <sup>8)</sup> 未經産および乾乳牛

### 5.2.1.3. 自給飼料作物への施肥

農場内で生産される自給飼料作物としてチモシーとトウモロコシサイレージを想定した。ふん尿処理で生産された有機肥料を自給飼料作物に施肥し、窒素およびリンの不足分を化学肥料施肥で補った。ふん尿処理のシナリオの違いとして、スラリーシナリオではスラリーを、バイオガスシナリオでは消化液液分を自給飼料作物へ施肥した。表5.4にコーンサイレージ生産への施肥量を示す。チモシーヘイ、チモシーサイレージに関して、チモシーヘイには29.8 kg-N/kg、4.0 kg-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/kgのスラリーまたは消化液液分を、チモシーサイレージには10.4 kg-N/kg、1.4 kg-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/kgのスラリーまたは消化液液分を施肥した。コーンサイレージ生産に対しては、チモシーへの施肥量を差し引いたスラリーまたは消化液液分の全量を堆肥とともに施肥した。肥料の施肥量は、慣行的な窒素およびリンの施肥量と等しくなるように肥効を考慮して調整した。そのため、シナリオ間で作物の収量に違いはないものとし、チモシーヘイ、チモシーサイレージ、コーンサイレージの収量はそれぞれ14、60、60 tonne/haとした。施肥に必要な量より過剰に生産されたスラリーも散布されると仮定して環境影響を評価した。自給飼料作物の生産に関わるインベントリはモデル農家へのインタビューに基づいて作成した。肥効を考慮するために、窒素およびリンの相対的な肥効率は化学肥料、堆肥、有機肥料(スラリーおよび消化液)の順に100%、20%、40%であるとした(北海道農政部 2020)。自給飼料作物への施肥のセクションにおいて、施肥による直接的N<sub>2</sub>Oの排出とNH<sub>3</sub>およびNO<sub>x</sub>の揮散から生じる間接的N<sub>2</sub>Oの排出を窒素の損失として考慮した。加えて、施肥した窒素の30%が溶脱および流出するとして(GIO 2020)、溶脱および流出した窒素からの間接的N<sub>2</sub>Oの排出も評価した。これらの排出係数および揮散割合を表5.3に示す。

表5.4. 自給コーンサイレージ生産への肥料の施肥量(kg/tonne-収量)

シナリオ	化学肥料		堆肥		スラリー/ 消化液液分*	
	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
スラリーシナリオ						
慣行飼料	0.0	1.8	5.0	2.0	10.0	1.3
低タンパク飼料	2.0	1.8	5.0	2.0	5.1	1.3
バイオガスシナリオ						
慣行飼料	0.5	2.0	5.0	2.0	8.6	1.2
低タンパク飼料	3.3	2.0	5.0	2.0	1.7	1.2

チモシーヘイ、チモシーサイレージに関して、チモシーヘイには29.8 kg-N/kg、4.0 kg-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/kgのスラリーまたは消化液液分を、チモシーサイレージには10.4 kg-N/kg、1.4 kg-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/kgのスラリーまたは消化液液分を施肥した。チモシーヘイ、チモシーサイレージ、コーンサイレージの収量はそれぞれ、14, 60, 60 t/haとした。

スラリーシナリオ:スラリー貯留によるふん尿処理, バイオガスシナリオ:再生敷料を生産するバイオガスプラントによるふん尿処理, \*:スラリーシナリオではスラリー、バイオガスシナリオでは消化液液分の投入量

### 5.2.2. ライフサイクルインベントリ

LCAの第二段階は酪農生産システムのシステム境界内の活動に関連した全ての投入資源や排出のインベントリを作成することである。飼料生産および輸送による排出原単位はOgino *et al.* (2012)によって報告された方法論に基づいて計算した。飼料およびわら敷料の生産による排出量は投入資材と関連する排出物質から算出し、輸送による排出源単位は飼料原料の日本への主な輸出国に対して輸出品の割合と輸送距離によって算出した。自給飼料作物については前述した方法によって施肥量を決定した。反芻胃発酵によるCH<sub>4</sub>排出についてはShibata *et al.* (1993)が報告した以下のDMI(kg/日)の二次式によって推定した。

$$CH_4 (L/day) = -17.766 + 42.793 \times DMI - 0.849 \times DMI^2. \quad (5.5)$$

なお子牛からの反芻胃発酵によるCH<sub>4</sub>排出は、関根ら(1986)が報告した以下の週齢の関数によって算出した。

$$CH_4 (g/day) = 3.4 \times (\text{weeks of age}) - 1.2. \quad (5.6)$$

ふん尿中の窒素含量はCP摂取量から成長、妊娠および泌乳に必要なタンパク質を差し引くことで、ふん尿中の有機物含量はDMIから粗灰分および消化される成分含量を差し引くことで算出した。ふん尿処理からの排出量については、環境省の日本国温室効果ガスインベントリ報告書(GIO 2020)の排出係数をふん尿中の有機物および窒素含量に乗じて算出した。バイオガスシナリオではバイオガス発電、再生敷料生産、消化液液分の貯留を考慮した。バイオガスプラントにおいて発電される電力量は以下の式を用いて算出した。

$$\text{Electricity (kWh)} = \frac{OM_{\text{excrete}}/1000 \times 393 \times 0.60 \times 39.8 \times 0.25}{3.6} \quad (5.7)$$

ここで、 $OM_{\text{excrete}}$ はふん尿中の有機物含量(kg)を表し、対面での農家へのインタビューを基に有機物からのバイオガス収量は393 m<sup>3</sup>/t-OMとした。バイオガス中のCH<sub>4</sub>濃度および発電効率はそれぞれ60%および0.25 MJ/MJ-CH<sub>4</sub>とし(新エネルギー・産業技術総合開発機構(NEDO) 2015)、CH<sub>4</sub>および電力の熱量は39.8 MJ/m<sup>3</sup>および3.6 MJ/kWhとした。バイオガスプラントで発電された電力は日本の慣行的な発電による電力の代替資源と考えることができる。そのため、バイオガスプラントで発電された電力量の分だけ日本の慣行の電力生産によるGHG排出



量が削減されるとして酪農システムのGHG排出量からオフセットすることで評価に含めた。バイオガスプラントにおいて処理された消化液を固液分離する過程において、消化液中の窒素および有機物成分が固形分へ残留する割合をそれぞれ41.7%、25.1%とした。固形分は堆積発酵することで再生敷料となり、液分は消化液液分として貯留され自給飼料作物へ散布される。そのため、乳牛が排泄したふん尿中の固形成分の一部は再生敷料として継続的に循環され、徐々に分解されて消化液液分へ移行することになる。再生敷料の生産からのGHG排出量は消化液中の窒素または有機物含量に固形分への残留割合および堆肥化過程に用いる排出係数を乗算することで求めた。再生敷料および消化液液分中の窒素および有機物含量は以下の式で算出した。

$$OM_{RBM} = OM_{solid} \times (1 - ef_{solid_{CH_4}}) \quad (5.8)$$

$$OM_{applied} = OM_{liquid} \times (1 - ef_{liquid_{CH_4}}) + OM_{RBM} \quad (5.9)$$

$$N_{RBM} = N_{solid} \times (1 - ef_{solid_{N_2O-N}} - vr_{solid_{NH_3-N+NO_x-N}}) \quad (5.10)$$

$$N_{applied} = N_{liquid} \times (1 - ef_{liquid_{N_2O-N}} - vr_{liquid_{NH_3-N+NO_x-N}}) + N_{RBM} \quad (5.11)$$

ここで、 $OM_{RBM}$ は再生敷料中の有機物量(kg)、 $OM_{applied}$ は自給飼料作物へ散布される消化液分中の有機物量(kg)、 $OM_{solid}$ および $OM_{liquid}$ は固液分離した固形分および液分中の有機物量(kg)、 $ef_{solid_{CH_4}}$ および $ef_{liquid_{CH_4}}$ は固形分および液分の $CH_4$ の排出係数(kg- $CH_4$ /kg-OM)、 $N_{RBM}$ および $N_{applied}$ は再生敷料および消化液液分の窒素量(kg)、 $N_{solid}$ および $N_{liquid}$ は固液分離した固形分および液分中の窒素量(kg)、 $ef_{solid_{N_2O-N}}$ および $ef_{liquid_{N_2O-N}}$ は固形分および液分の $N_2O$ の排出係数(kg- $N_2O-N$ /kg-N)、 $vr_{solid_{NH_3-N+NO_x-N}}$ および $vr_{liquid_{NH_3-N+NO_x-N}}$ は固形分および液分のアンモニア( $NH_3$ )の揮散割合(kg- $NH_3-N+NO_x-N$ /kg-N)である。これらの排出係数および揮散割合は表5.3に示す。畜舎およびふん尿処理施設のエネルギー消費による環境負荷は、施設の燃料および電力の使用量から算出した(産業環境管理協会 2000; 菱沼ら 2002)。搾乳牛はマニユアスクレイパーのあるフリーストール牛舎で飼養され、1,160 m<sup>3</sup>の発酵槽と5,400 m<sup>3</sup>の貯留槽を持つバイオガスプラントで29 m<sup>3</sup>/日のスラリーが処理されると想定した。

Pirlo *et al.* (2014)やUddin *et al.* (2021)が報告しているように、家畜の呼吸、排せつ物から排出されるCO<sub>2</sub>は作物生産の炭素固定によってオフセットされる

として考慮しなかった。同様に、メタン発電の燃焼によって発生するCO<sub>2</sub>はカーボンニュートラルとしてみなした(Paolini *et al.* 2018)。また、牛舎、フロントローダー、バイオガスプラント、スラリータンクなどの設備や機械に対してはそれらの使用により発生する環境影響のみを考慮し、これらの製造による環境影響は考慮しなかった。

### 5.2.3. 環境影響評価

酪農システムの気候変動への環境影響量については、気候変動に関する政府間パネル(IPCC)(2006)で報告されている地球温暖化ポテンシャルの100年値であるCO<sub>2</sub>: 1、CH<sub>4</sub>: 25、N<sub>2</sub>O: 298を評価係数としてCO<sub>2</sub>等量で表した。機能単位は脂肪タンパク補正乳量(FPCM)1 kgとした。FPCMの生産量(kg)は、乳脂肪率3.92%、乳蛋白質率3.25%として、次の式によって算出した(IDF 2010)。

$$FPCM = (\text{泌乳量 (kg)}) \times (0.1226 \times 3.92 + 0.0776 \times 3.25 + 0.2534) \quad (5.12)$$

乳や子牛、廃用牛といった複数の生産物が酪農システムから生じるため、システム全体のGHG排出量を以下の生物学的アロケーション(IDF 2010)によって乳生産へ割り当てた。

$$(\text{乳生産への配分割合}) = 1 - 6.04 \times M_{\text{meat}} / M_{\text{milk}} \quad (5.13)$$

ここで、 $M_{\text{meat}}$ は販売した全ての家畜の生体重、 $M_{\text{milk}}$ は販売したFPCMの総量である。余剰子牛および廃用牛の生体重の合計は、それぞれ6,396、52,500 kg/年であり、販売したFPCMは2,650,000 kg/年であった。そのため、全体のGHG排出量のうち、86.6%が乳生産に配分されたことになる。参考として経済的アロケーションによる配分割合を計算すると、乳価を100円/kg、オス子牛、メス子牛、廃用牛の1頭あたりの価格をそれぞれ128,000、289,660、169,695円とした時に配分割合は87.6%となる。本研究では生物学的アロケーションと経済的アロケーションの結果の差はほとんどないと言えるため、生物学的アロケーションのみを用いてGHG排出量を評価した。

### 5.2.4. バイオガスプラントの経済性のデータ

GHG排出量の評価に加えて、バイオガスプラントの利用に対する経済性につ

いての試算も行った。表5.5に本研究で用いた価格データを示す。バイオガスプラントで発電された電力は39円/kWhで全て売電するとした。250頭規模のバイオガスプラントの建築費は2億円とし、これを耐用年数20年として1頭あたりの減価償却費を40,000円とした。購入した燃料および電力によるバイオガスプラントの年間のランニングコストは1頭あたり10,000円とした。慣行のスラリー処理施設の建築費および光熱費は菱沼ら(2002, 2008)の報告より、それぞれ1頭あたり28,294、10,000円とした。慣行の敷料費を計算するため、わら敷料である麦稈の価格は14円/kgとした。

表 5.5. 本研究で用いた価格データ

項目	価格	単位
売上		
牛乳	100	円/kg
発電した電力	39	円/kWh
オス子牛	128,660	円/頭
メス子牛	298,660	円/頭
廃用牛	169,695	円/頭
費用		
わら敷料	14	円/kg
バイオガスプラント建築費	40,000	円/頭/年
スラリータンク建築費	28,294	円/頭/年
バイオガスプラント光熱費	10,000	円/頭/年
スラリー処理光熱費	10,000	円/頭/年

## 5.3. 結果

### 5.3.1. 酪農システム

図5.4に酪農生産の四つのシナリオのGHG排出量を示す。慣行飼料について、スラリーおよびバイオガスシナリオのFPCM 1 kgあたりのGHG排出量はそれぞれ894および833 g-CO<sub>2</sub>eqであり、スラリーシナリオと比べてバイオガスシナリオで6.8%のGHG排出量の低減が見られた。低タンパク飼料を用いた時、スラリーおよびバイオガスシナリオのGHG排出量はそれぞれ887および817 g-CO<sub>2</sub>eqであった。慣行飼料と比較して、搾乳牛への低タンパク飼料の給与によりスラリーおよびバイオガスシナリオでそれぞれ1.0%および8.6%の低減が見られた。反芻胃発酵、飼料生産、ふん尿処理がGHG排出の主な排出源であり、平均して全体の排出量のそれぞれ35.5%、28.3%、21.9%を占める結果となった。

酪農システムのGHG排出源の詳細を表5.6に示す。全体のGHG排出量のうちCH<sub>4</sub>およびCO<sub>2</sub>がそれぞれ平均で50.9%および28.8%を占めた。スラリーシナリオと比較して、バイオガスシナリオは平均してFPCM1 kgあたりのCH<sub>4</sub>の排出量が42.2 g-CO<sub>2</sub>eq低減したが、N<sub>2</sub>Oの排出量は21.3 g-CO<sub>2</sub>eq増加した。バイオガスシナリオにおけるふん尿処理からのCH<sub>4</sub>排出量はスラリーシナリオと比べて平均で28.3%減少した。バイオガスシナリオにおけるふん尿処理からのN<sub>2</sub>Oの排出量に関しては、スラリーシナリオと比較し慣行飼料および低タンパク飼料でそれぞれ88.2%および68.7%低減した。CO<sub>2</sub>の排出量が多いことに関して、本研究の酪農システムの輸入飼料の消費量が多いことが挙げられる。これは輸入飼料へ大きく依存している国の特徴の一つである。

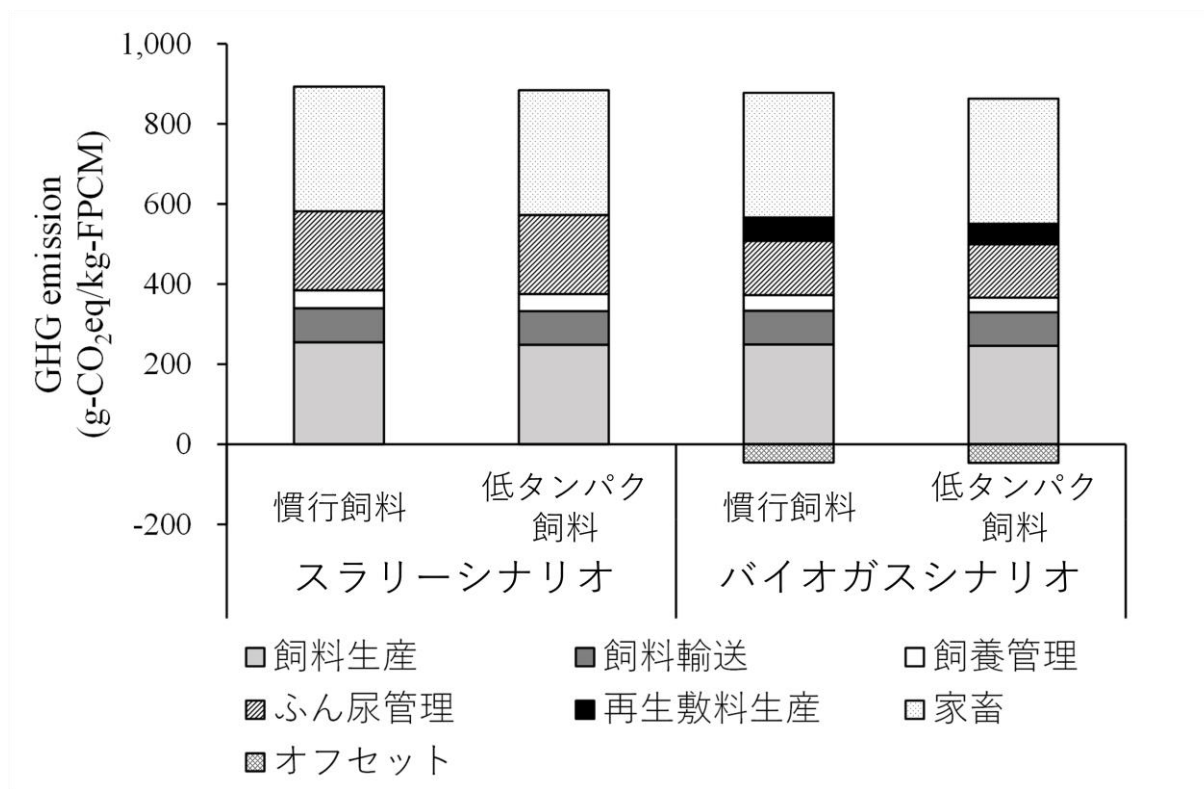


図5.4. 各シナリオにおける酪農システムのGHG排出量(g-CO<sub>2</sub>eq/kg-FPCM)

スラリーシナリオ:スラリー貯留によるふん尿処理, バイオガスシナリオ:再生敷料を生産するバイオガスプラントによるふん尿処理, オフセット:バイオガスプラントで発電された電力量の分だけ日本の電力生産による排出が削減されたとして、農場のGHG排出量から発電によるGHG排出分を相殺

表5.6. 本研究の酪農システムのGHG排出量の詳細(g-CO<sub>2</sub>eq/kg-FPCM)

	スラリーシナリオ						バイオガスシナリオ					
	慣行飼料			低タンパク飼料			慣行飼料			低タンパク飼料		
	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O
飼料生産												
購入飼料	105.81	2.44	54.88	99.83	2.45	60.46	105.81	2.44	54.88	99.83	2.45	60.46
自給飼料	25.83	0.66	51.42	28.04	0.73	42.64	26.49	0.68	46.26	29.61	0.78	39.12
アミノ酸				1.91						1.91		
飼料輸送	74.19	2.25	0.84	73.24	2.22	0.83	74.19	2.25	0.84	73.24	2.22	0.83
飼養管理												
燃料・電力消費	28.85	0.62	0.26	28.85	0.62	0.27	28.85	0.62	0.26	28.85	0.62	0.27
畜舎内NH <sub>3</sub>			7.50			5.57			7.50			5.57
敷料生産	3.14	0.07	4.97	3.14	0.07	4.97	0.76	0.02	0.97	0.76	0.02	0.97
ふん尿処理												
燃料・電力消費	11.17	0.13	0.26	11.17	0.13	0.26	14.41	0.25	0.25	14.41	0.25	0.25
堆肥化		49.65	31.75		49.65	31.75		49.65	31.75		49.65	31.75
貯留		96.71	7.47		98.19	5.35		29.04	9.84		29.62	6.61
再生敷料生産								26.02	32.47		26.53	21.85
反芻胃発酵		311.98			311.98			311.98			311.98	
オフセット*							-43.95	-0.40	-1.12	-44.83	-0.41	-1.15
合計	248.99	464.52	159.37	246.18	466.05	152.10	206.56	422.56	183.91	203.79	423.71	166.53

スラリーシナリオ:スラリー貯留によるふん尿処理, バイオガスシナリオ:再生敷料を生産するバイオガスプラントによるふん尿処理, \*:バイオガスプラントで発電された電力量の分だけ日本の電力生産による排出が削減されたとして、農場のGHG排出量から発電によるGHG排出分を相殺

### 5.3.2. ふん尿処理における窒素フロー

搾乳牛250頭の酪農システムにおける年間の窒素フローを図5.5に示す。慣行飼料を給与したシステムでは、乳牛から毎年33.3 tonneの窒素が排泄された。スラリーシナリオにおいて、スラリーはわら敷料とともに貯留され、自給飼料作物へ散布がされる。貯留と散布の過程において、それぞれ4.1、19.3 tonneの窒素がN<sub>2</sub>Oの排出源として損失し、そのほとんどが間接的N<sub>2</sub>Oの排出であった。慣行飼料を給与した乳牛から自給飼料作物への施肥に対して余剰な窒素が3.0 tonne排泄されたため、このシナリオでは化学肥料は施肥されなかった。慣行飼料給与下のバイオガスシナリオにおいて、固液分離によってバイオガスプラントから生じた消化液中の窒素は再生敷料および消化液液分にそれぞれ8.4および24.9 tonne配分された。再生敷料生産、消化液液分の貯留、消化液液分の散布の工程において、それぞれ1.3、2.7、16.9 tonneの窒素がN<sub>2</sub>Oの排出源として損失した。低タンパク飼料の給与は搾乳牛からの年間の窒素排泄量を24.6%低減し、結果として自給飼料作物からのN<sub>2</sub>O排出量を平均16.9%低減する結果となった。低タンパク飼料給与による有機肥料中の窒素低下を補うために化学肥料の施肥が増加し、スラリーシナリオおよびバイオガスシナリオにおける自給飼料作物への化学肥料の窒素施肥量はそれぞれ1.7、3.6 tonneであった。

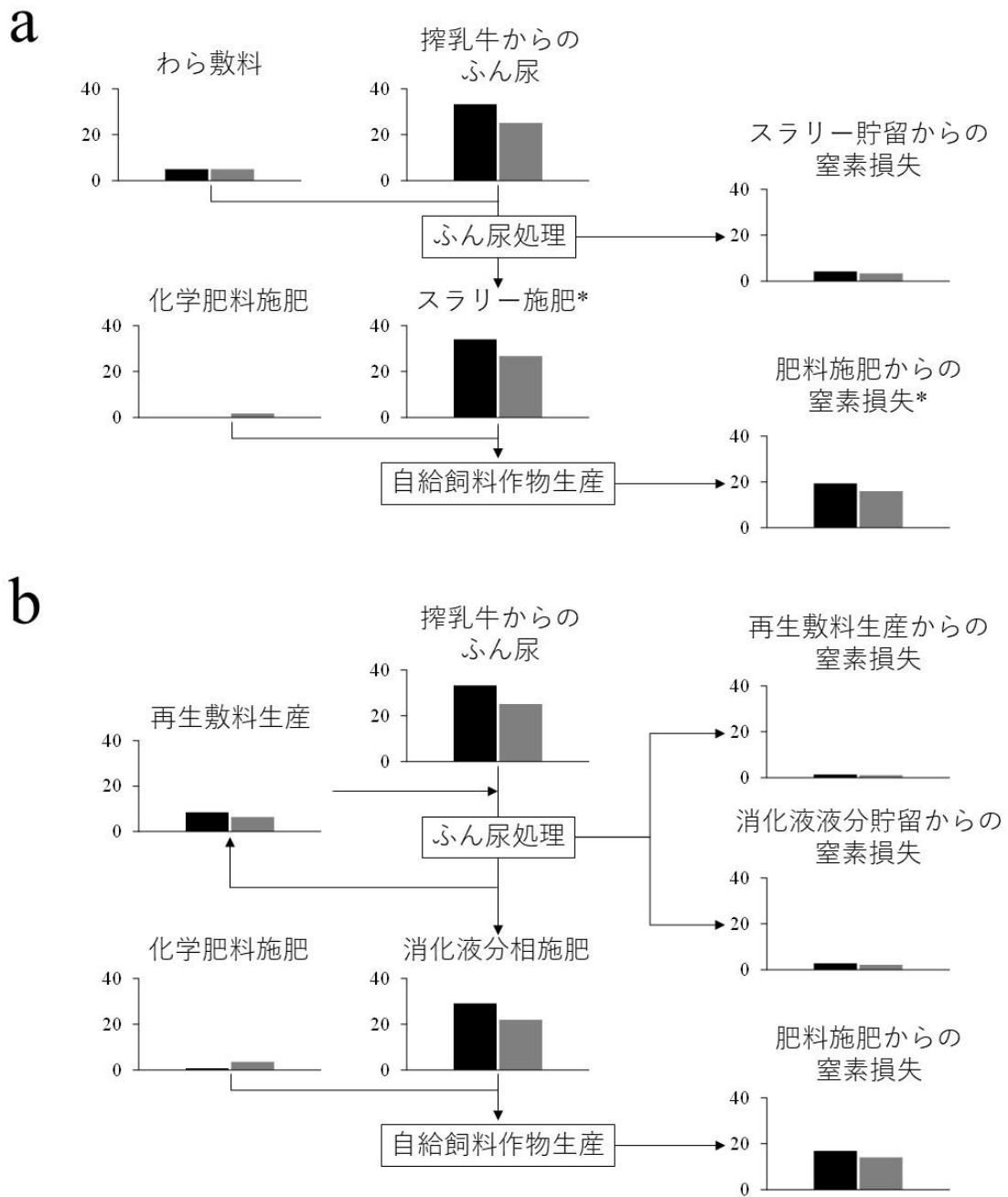


図5.5. スラリーシナリオ(a)およびバイオガスシナリオ(b)における搾乳牛250頭の酪農システムにおける年間の窒素フロー  
棒グラフのY軸:窒素量(tonne), 黒色:慣行飼料, 灰色:ルーメンバイパスアミノ酸を添加した低タンパク飼料, \*:慣行飼料においてスラリーからの余剰な窒素3.0 tonneによる排出を含む



### 5.3.3. バイオガスプラントおよび再生敷料の利用に対する経済性評価

本研究の搾乳牛1頭あたりの経済性は、年間の売電売上は39,150円、敷料費の削減は7,730円、ふん尿処理施設の建築費の増加は11,706円と計算された。そのため、バイオガスプラントの導入によって年間の利益は35,174円増加する試算となった。

## 5.4. 考察

### 5.4.1. バイオガスプラントと再生敷料の利用に関する環境影響

バイオガスシナリオにおいては搾乳牛からのふん尿のみをバイオガスプラントで処理し未経産牛や乾乳牛からのふん尿は堆肥化を行っているのにもかかわらず、有機肥料の貯留と固液分離後の再生敷料生産からの排出量を合わせたCH<sub>4</sub>排出量は43.0%減少した。再生敷料を生産するバイオガスプラントにおいて、嫌氣的発酵と固液分離は特徴的な点として挙げられる。バイオガスプラントではふん尿中の有機物の一部はバイオガスに変換され、これが消化液液分の貯留中のCH<sub>4</sub>排出を減少させることに寄与する。Battini *et al.* (2014)は、生のスラリーと比べバイオガスプラントからの消化液はCH<sub>4</sub>排出が67%も少なくなったと報告している。さらに、固液分離は液分に移行する有機物含量を減らすことでも貯留中のCH<sub>4</sub>排出を減らすことが知られている(Fillingham *et al.* 2017)。Guest *et al.* (2017)は、生のふん尿を固液分離して敷料として利用した酪農生産を評価し、液分貯留時のCH<sub>4</sub>排出が大きく減少することで、固液分離の利用により生のスラリー貯留に比べてふん尿処理からのCH<sub>4</sub>排出が63%減少したと報告している。そのため、再生敷料を生産するバイオガスプラントの導入は、プラント内での発酵と発酵後の固液分離による有機物減少のためにCH<sub>4</sub>排出の低減に大きく寄与することが示唆される。さらに、密閉型のタンクを利用すれば貯留時の大気中へのガスの放出も防ぐことができ、例えばBattini *et al.* (2014)は密閉型タンクの利用によってGHG排出量を低減できることを報告している。そのため、本研究で示したGHG排出量の削減に加えて密閉型タンクの利用により貯留時のCH<sub>4</sub>排出をさらに低減できる可能性がある。

バイオガスプラントのメタン発電によって化石燃料由来のエネルギーを代替することは GHG 排出低減のアプローチの一つであり、プラントの発電量を増やすことによって間接的な GHG 排出量をさらに低減することができる。しかしながら、他の農業からの廃棄物に比べて家畜ふん尿は炭素含量が少なく、ふん尿単体では一般的に発電の効率は低いことが知られている (Esteves *et al.* 2019)。そのため、再生敷料の量や質が変化しうることには留意しなければならないが、発電効率を高めるために外部から炭素源の投入することが考えられる。例えば、Ebner *et al.* (2015)は、ふん尿と食品廃棄物を 73:27 で混合してバイオガスプラントに投入することで、食品廃棄物処理の負荷低減も含めてふん尿処理からの GHG 排出量が 71%低減することができたと報告している。また Wang *et al.* (2012)は、バイオガスプラントのメタンガス発生量を最大化するために、家畜ふん尿と小麦わらを 25:1 から 30:1 の割合で混合することで、単体で発酵させるのに比べて 59.2%メタンガスの収量が増加したことを報告している。これらの研究は、バイオガスプラントへ外部資源を投入することで発電量を増加させ、さらなる GHG 排出量の削減をもたらす可能性を示唆している。

本研究では飼料から有機肥料散布までのマテリアルフローを考えることで、飼料中の CP 含量がふん尿処理や自給飼料作物からの GHG 排出量へ与える影響を評価した。再生敷料の生産は好氣的条件によって N<sub>2</sub>O 排出量の増加をもたらすものの、低タンパク飼料の給与はふん尿処理における N<sub>2</sub>O 排出量を 24.5%削減した。この再生敷料と低タンパク飼料のシナジーによって全体の GHG 排出量は 9%削減する結果となった。これにより、本研究で構築した酪農システムのフローモデルによって、RPMet を含む低タンパク飼料をバイオガスプラントと組み合わせられることで再生敷料生産からの N<sub>2</sub>O 排出を効果的に削減できることが示された。アミノ酸を添加した低タンパク飼料を給与した家畜生産に対する LCA 分析は未だ数が限られているが、Ogino *et al.* (2013)はアミノ酸が添加された低タンパク飼料を給与した肥育豚生産の環境影響を評価し、堆肥化過程の N<sub>2</sub>O の低減によって慣行の飼料給与と比べてふん尿処理での GHG 排出量が 20%低減したと報告している。

本研究ではバイオガスプラントの導入により GHG 排出量の低減が見られたが、他の環境影響項目において環境影響が増加する可能性がある。Bacchetti *et al.* (2016)は、密閉型の貯留タンクを用いたバイオガスプラントによって酪農生産からの地球温暖化、酸性化および富栄養化への影響量は大きく減少したことを報告している。しかしながら、本研究のバイオガスプラントにおいては、再生敷料を生産する過程において窒素酸化物の排出量が大きくなることで、酸性化や富栄養化への影響量が増大することが予想される。Zilio *et al.* (2020)は固液分離後の消化液液分は pH の増加とともに有機物の減少が見られ、これは NH<sub>3</sub> 排出の増加を示唆すると報告している。一方では、Finzi *et al.* (2020)は、固液分離をすることで余分な固形分を農場外へ輸送することができ、農場内の窒素が過剰に蓄積することを防止できることを示唆している。この新しい物質循環は現在調査が行われており、消化液液分からのガス発生の性質が慣行の消化液と異なる可能性があることから、関連する排出係数には精緻化の余地が残されている。再生敷料を生産するバイオガスプラントの環境影響を評価するためには、その特徴に対する調査を含むさらなる研究が必要である。

#### 5.4.2. バイオガスプラントと再生敷料の利用に関する経済性

経済性評価の結果、バイオガスプラントの導入は年間の利益を 1 頭あたり 35,174 円改善することが示されたが、これは国内の酪農生産の収益の平均 1,085,852 円(農林水産省 2022)の 3.2%に相当する。加えて、バイオガスプラントからの消化液は悪臭の低減や関連する病原体数や雑草種子発芽を低いレベルに抑えることが知られており(Yiridoe *et al.* 2009)、農場に間接的にさらなる利益をもたらす可能性がある。

現在、バイオガスプラントから作られる再生敷料を利用している農家は非常に限られている。これは、生のふん尿の固形分から作られた敷料は病原体数が増加する恐れがあることから(Leach *et al.* 2015; Rowbotham and Ruegg 2015)、多くの農家が再生敷料の性質も同様に衛生的なリスクが高いと誤解していることが原因である可能性がある。生のふん尿から作られた敷料とは対照的に、再生敷料は堆肥化の過程で病原体数が低いレベルになることが報告されている

(Okamoto *et al.* 2018)。バイオガスプラントから生産される再生敷料の利用を促進するためには、再生敷料の特徴を正しく農家に伝えることも必要であると言える。

家畜ふん尿の処理を目的としたバイオガスプラントは現在国内には 100 基ほどしか設置されていない(NEDO 2015)。そのため、導入促進によって農家にバイオガスプラントを普及させる余地があると言える。しかしながら、個々の農家へのバイオガスプラントの導入は、特に小規模農家においては、建築費が高額であるために経済性の向上にはつながらない可能性がある。Namuli *et al.* (2013)はカナダのケベック州における分析で、80 頭を下回る規模ではバイオガスプラントを利用した酪農生産の正味現在価値がマイナスになることを示している。そのため、小規模農家であってもバイオガスプラントを近隣の農家と共同利用することで利益を得ることができる可能性がある(Pukšec and Duić 2012)。さらに、Kimura *et al.* (2020)は慣行のバイオガスプラントに不向きなタイストール牛舎の小規模農家であっても利用することができる乾式メタン発酵システムを提案している。そのため、共同利用型のバイオガスプラントやその代わりとなるシステムは、バイオガスプラントの導入を促進する材料となると考えられる。

バイオガスプラントの利用による経済的な利益は売電価格に大きく依存していることには留意しなければいけない。現在、再生可能エネルギーの利用促進のための政策によって、バイオガスプラントで発電された電力は購入するよりも高い価格で売却することができる。表 5.7 に 250 頭規模の酪農システムにおける年間の費用について示す。ここで、バイオガスプラントで発電された売電価格が購入する電力価格と同じ 20 円/kWh まで低下した場合でも慣行のスラリーシナリオと比べてコストが低減されること示された。しかしながら、バイオガスプラントの導入における経済的なインセンティブは、現在の売電価格と比較すると大きく低下することが分かる。さらに、数億円と高額なバイオガスプラントに投資することに農家は抵抗があると考えられる。そのため、GHG 排出の削減に寄与するバイオガスプラントの導入を農家に促進するためには、再生可能エネルギーへの十分な付加価値や建築費に対する補助金が重要である。加

えて、持続可能な生産を達成するためには電力の自家消費を促進する政策も必要であると考えられる。

表 5.7. 搾乳牛250頭の酪農システムにおけるふん尿処理に関する年間費用

(百万円)

項目	スラリー シナリオ	バイオガス シナリオ	バイオガス シナリオ*
ふん尿処理施設の建築費	7.1	10.0	10.0
ふん尿処理の光熱費	2.5	2.5	2.5
購入敷料費	1.9		
バイオガスプラントによる 発電 (売上)		-9.8	-5.0
合計	11.5	2.7	7.5

スラリーシナリオ:スラリー貯留によるふん尿処理, バイオガスシナリオ:再生敷料を生産するバイオガスプラントによるふん尿処理, \*:バイオガスプラントで発電された電力の売電価格が 20 円/kWh に変化したと仮定した場合

## 5.5. 結論

本研究では、まず再生敷料を生産するバイオガスプラントを含む酪農システムの資源循環をモデル化し、GHG排出量の評価を実施した。結果として、再生敷料を生産するバイオガスプラントの利用は、慣行のスラリー処理と比較してGHG排出量を6.8%削減することが示された。これは、プラント内のメタン発酵と固液分離による消化液中の有機物の減少によるGHG排出量の低減が起因していた。またルーメンバイパスアミノ酸を添加した低タンパク飼料を組み合わせることでGHG排出量はさらに低減された。マテリアルフローによって、ルーメンバイパスアミノ酸を添加した低タンパク飼料による乳牛の窒素排泄量の低減と再生敷料の生産によるN<sub>2</sub>O排出量の24.5%の低減が示された。最後に、本研究の結果により再生敷料を生産するバイオガスプラントの利用はGHG排出量の削減だけでなく、売電収入と敷料費削減による経済的利益の向上にも寄与することが示された。再生敷料の利用が環境へ与える影響をより正確に評価するためには、排出係数の調査や他の環境影響項目の評価など、さらなる研究が必要である。

## 第6章 総括

本論文では、酪農および肉用牛生産の技術に対して、飼料生産からふん尿処理までの生産システム全体のプロセスを考慮するLCAの手法により定量的な環境影響評価を実施した。第1章では、環境影響評価手法としてのLCAの方法論やISOによる規格化の歴史的な流れを概説し、酪農システムに対して帰属的LCAと帰結的LCAの方法論を応用した研究を例に、養牛生産に対するLCAによる環境影響評価の方法論について論じた。第2章では、阿蘇草原を有効活用する方策の一つとして検討されている褐毛和種去勢牛の周年放牧肥育生産に対して環境影響評価を実施した。ここでは従来の舎飼生産における調査範囲を拡大することで放牧地からの環境影響を考慮した。評価の結果、エネルギー消費量については慣行の舎飼生産と周年放牧生産に差は見られなかったが、地球温暖化、酸性化、富栄養化については周年放牧生産で環境影響量が有意に大きくなり、これは放牧条件下では日増体量が減少することが一因と考えられた。また、放牧肥育によって得られる枝肉は脂肪交雑の減少と脂肪の黄色化により、慣行肥育と比較して枝肉単価が安価となることが示唆された。第3章では、沖縄県石垣島の熱帯イネ科牧草主体の草地における褐毛和種去勢肥育牛の周年放牧肥育生産に対して環境影響評価を実施し、前章の寒地型牧草を用いた周年放牧肥育生産の結果と比較した。結果として、高い草地生産性を維持するための多量の施肥により放牧地由来の環境影響が増加し、地球温暖化および酸性化への影響が前章の放牧肥育よりもさらに増加した。また主産物と副産物の環境影響の割当方法の違いによって全体の環境影響評価の結果が大きく変動することが示された。第4章では、民間の肥育農場において肥育された交雑種去勢牛316頭のデータを基に、肥育後期のアマニ油脂肪酸カルシウム添加によるGHG排出量への影響を評価した。既報に従い、アマニ油脂肪酸カルシウム添加による反芻胃発酵のメタン低減効果を仮定して評価を実施した。その結果、日増体量や肉質項目などの肥育成績に差は見られず、増体量1 kgあたりのGHG排出量もアマニ油脂肪酸カルシウムの添加による差は見られなかった。しかしながら、GHG排出量を総売上あたりで評価した場合はアマニ油脂肪酸カルシウムを添加することで

GHG排出量は減少する傾向が見られた。第5章では、バイオガスプラントで処理した消化液の固形分を再生敷料として畜舎で再利用する技術に着目し、バイオガスプラントおよび再生敷料を利用した酪農システムに対してGHG排出量の評価を実施した。自給飼料作物、乳牛、ふん尿処理の間のマテリアルフローをモデル化し評価に利用した。その結果、バイオガスプラント内のメタン発酵と固液分離により消化液中の有機物が減少されることで、慣行のスラリー処理と比較してGHG排出量が削減された。また、売電収入と敷料費削減により経済性も向上することが見込まれ、再生敷料の利用は有益な資源循環を生み出すとともにGHG排出低減策としても有用である可能性が示唆された。

以上の環境影響評価の結果から示唆されることとして、LCAの手法において生産に関連するプロセス全体を評価すると、単体の環境負荷低減技術だけで環境影響を大きく削減することは難しいことが分かる。GHG排出量のおよそ半分を占める反芻胃発酵のメタン低減技術を第4章で評価したが、アマニ油脂肪酸カルシウム添加のメタン低減効果はシステム全体で見ると限定的であった。第5章で評価したバイオガスプラントの利用は一定度合いのGHG低減効果を示したが、その低減プロセスは主にふん尿処理由由来に限られた。しかしながら、第2章における放牧肥育と飼料用米給与や第5章におけるバイオガスプラントと低タンパク質飼料給与のように複数の技術を組み合わせた時に単体の技術よりも環境影響の向上が見込まれる可能性が示された。飼料生産、家畜生産、ふん尿処理それぞれでの環境負荷低減技術の組み合わせが全体の環境影響の低減には必要であり、それだけでなく、技術を組み合わせることでより大きい相乗効果が得られる可能性もある。これまで報告されてきた環境負荷低減技術のあらゆる組み合わせを実際の農場で試みることは現実的ではないが、本論文で実施したようなシミュレーションモデルを用いることは多くの環境負荷低減技術の組み合わせを評価するのに合理的な手段であると考えられる。そのためには評価モデルの拡張や排出係数の精緻化など多くの課題が残されているものの、シミュレーションモデルを用いたLCAの手法による家畜生産システム全体に対する環境影響評価が今後も発展することが期待される。



## 謝辞

本研究を進めるにあたり、多大なご指導を賜りました京都大学大学院農学研究科応用生物科学専攻畜産資源学研究室の廣岡博之教授に厚く感謝申し上げます。また同研究室の熊谷元准教授からは栄養学だけでなく非常に多角的な視点からアドバイスを頂き、大石風人助教は私の研究室生活の非常に多く部分を支えてくださりました。また同研究室の先輩や後輩の皆様のおかげで日頃より楽しく過ごすことができました。研究室の先生方、皆様方には心より感謝しております。

国内の畜産LCAの先駆者である農業・食品産業技術総合研究機構畜産研究部門の荻野暁史上級研究員には幾度もご助言を頂きながら、多くのことを気に掛けてくださりました。北海道立総合研究機構酪農試験場酪農研究部の木村義彰部長にはバイオガспラントのことだけでなく北海道では何度もお世話になりました。未発表の研究も含め、これまで挙げきれないほど本当に多くの方々にご協力を頂きながら研究を行うことができました。ここに皆々様への感謝の意を示したいと思います。

## 参考文献

- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltenstern, S. 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112, 153–162.
- 荒木和秋. 2000. 北海道酪農における自給飼料生産の現状と課題. 農林水産技術研究ジャーナル, 23, 11–16.
- Agricultural Research Council (ARC). 1980. The Nutrient Requirements of Ruminant Livestock. Commonwealth Agricultural Bureaux, London.
- Audsley, E., Wilkinson, M. 2014. What is the potential for reducing national greenhouse gas emissions from crop and livestock production systems? *Journal of Cleaner Production*, 73, 263–268.
- AXSMarine. 2014. AXS Marine website. AXS Marine Distance Table. In <http://www.axsmarine.com/distance/>, AXSMarine, Paris.
- AXSMarine. 2016. AXS Marine website. AXS Marine Distance Table. In <http://www.axsmarine.com/distance/>, AXSMarine, Paris.
- Bacenetti, J., Bava, L., Zucali, M., Lovarelli, D., Sandrucci, A., Tamburini, A., Fiala, M. 2016. Anaerobic digestion and milking frequency as mitigation strategies of the environmental burden in the milk production system. *Science of The Total Environment*, 539, 450–459.
- Battini, F., Agostini, A., Boulamanti, A.K., Giuntoli, J., Amaducci, S., 2014. Mitigating the environmental impacts of milk production via anaerobic digestion of manure: Case study of a dairy farm in the Po Valley. *Science of The Total Environment*, 481, 196–208.
- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H., Little, S.M., McAllister, T.A., McGinn, S.M. 2010. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agricultural Systems*, 103, 371–379.
- Bouwman, A. F., Boumans, L. J. M., Batjes, N. H. 2002. Estimation of global NH<sub>3</sub>

- volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. *Global Biogeochemical Cycles*, 16, 8-1–8-14.
- Brankatschk, G., Finkbeiner, M. 2014. Application of the Cereal Unit in a new allocation procedure for agricultural life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production*, 73, 72–79.
- Burg, V., Bowman, G., Haubensak, M., Baier, U., Thees, O. 2018. Valorization of an untapped resource: Energy and greenhouse gas emissions benefits of converting manure to biogas through anaerobic digestion. *Resources, Conservation and Recycling*, 136, 53–62.
- Cao, Y., Wang, X., Bai, Z., Chadwick, D., Misselbrook, T., Sommer, S.G., Qin, W., Ma, L. 2019. Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions during solid waste composting with different additives: A meta-analysis. *Journal of Cleaner Production*, 235, 626–635.
- Cederberg, C., Mattsson, B. 2000. Life cycle assessment of milk production—a comparison of conventional and organic farming. *Journal of cleaner production*, 8, 49–60.
- Chantigny, M.H., Angers, D.A., Rochette, P., Bélanger, G., Massé, D., Côté, D. 2007. Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. *Journal of Environmental Quality*, 36, 1864–1872.
- Choumei, Y., Kahi, A.K., Hirooka, H. 2006. Fit of Wood's function to weekly records of milk yield, total digestible nutrient intake and body weight changes in early lactation of multiparous Holstein cows in Japan. *Livestock Science*, 104, 156–164.
- Czerkawski, J.W., Blaxter, K.L., Wainman, F.W. 1966. The metabolism of oleic, linoleic and linolenic acids by sheep with reference to their effects on methane production. *British Journal of Nutrition*, 20, 349–362.
- Dalgaard, R., Schmidt, J., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M., Pengue, W. A. 2008. LCA of Soybean Meal. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13, 240–254.
- Dhital, D., Yashiro, Y., Ohtsuka, T., Noda, H., Shizu, Y., Koizumi, H. 2010. Carbon

- dynamics and budget in a *Zoysia japonica* grassland, central Japan. *Journal of Plant Research*, 123, 519–530.
- Ebner, J.H., Labatut, R.A., Rankin, M.J., Pronto, J.L., Gooch, C.A., Williamson, A.A., Trabold, T.A. 2015. Lifecycle greenhouse gas analysis of an anaerobic codigestion facility processing dairy manure and industrial food waste. *Environmental Science & Technology*, 49, 11199–11208.
- Esteves, E.M.M., Herrera, A.M.N., Esteves, V.P.P., Morgado, C. do R.V. 2019. Life cycle assessment of manure biogas production: A review. *Journal of Cleaner Production*, 219, 411–423.
- Evonik Industries AG, 2021. Rumen-protected DL-Methionine Mepron® <https://animal-nutrition.evonik.com/en/products/methionine-and-derivatives/mepron> (accessed 16 October 2021).
- Fillingham, M.A., VanderZaag, A.C., Burt, S., Baldé, H., Ngwabie, N.M., Smith, W., Hakami, A., Wagner-Riddle, C., Bittman, S., MacDonald, D. 2017. Greenhouse gas and ammonia emissions from production of compost bedding on a dairy farm. *Waste Management*, 70, 45–52.
- Finzi, A., Mattachini, G., Lovarelli, D., Riva, E., Provolo, G. 2020. Technical, economic, and environmental assessment of a collective integrated treatment system for energy recovery and nutrient removal from livestock manure. *Sustainability*, 12, 2756.
- Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., Verhagen, J. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 122, 1–23.
- Garcia-Launay, F., van der Werf, H.M.G., Nguyen, T.T.H., le Tutour, L., Dourmad, J.Y. 2014. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in pig production using Life Cycle Assessment. *Livestock Science*, 161, 158–175.
- Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A., Tempio, G. 2013. Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture

Organization of the United Nations (FAO).

Groot Koerkamp, P.W.G., Metz, J.H.M., Uenk, G.H., Phillips, V.R., Holden, M.R., Sneath, R.W., Short, J.L., White, R.P., Hartung, J., Seedorf, J., Schröder, M., Linkert, K.H., Pedersen, S., Takai, H., Johnsen, J.O., Wathes, C.M. 1998. Concentrations and Emissions of Ammonia in Livestock Buildings in Northern Europe. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 70, 79–95.

Guest, G., Smith, W., Grant, B., VanderZaag, A., Desjardins, R., McConkey, B. 2017. A comparative life cycle assessment highlighting the trade-offs of a liquid manure separator-composter in a Canadian dairy farm system. *Journal of Cleaner Production*, 143, 824–835.

橋爪克己・奥田将生・沼田美子代・櫻尾尚平・小関卓也・畑富士夫・蓮尾徹夫・庄嶋 修. 2005. 長期貯蔵米精米時の碎米発生低減について. 日本醸造協会誌, 100, 362–369.

Haas, G., Wetterich, F., Köpke, U. 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, ecosystems & environment*, 83, 43-53.

Heijungs, R., Guinée, J.B., Huppes, G., Lankreijer, R.M., Udo de Haes, H.A., Wegener Sleeswijk, A., Ansems, A.M.M., Eggels, P.G., van Duin, R., de Goede, H.P. 1992. Environmental life cycle assessment of products. Guide and backgrounds (Part 2), Centre of Environmental Science (CML), Leiden University, Leiden.

Hirooka, H. 2010. Systems approaches to beef cattle production systems using modeling and simulation. *Animal science journal*, 81, 411–424.

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, 45–52.

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・応用動物行動学会誌, 44, 7–20.

北海道農政部. 2020. 北海道施肥ガイド2020. 北海道農政部, 北海道.

- Holm-Nielsen, J.B., Al Seadi, T., Oleskowicz-Popiel, P. 2009. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technology*, 100, 5478–5484.
- Hristov, A.N., Hanigan, M., Cole, A., Todd, R., McAllister, T.A., Ndegwa, P.M., Rotz, A. 2011. Ammonia emissions from dairy farms and beef feedlots. *Canadian journal of animal science*, 91, 1–35.
- Hunt, R.G., Franklin, W.E., Hunt, R.G. 1996. LCA—How it came about. *The international journal of life cycle assessment*, 1, 4–7.
- International Dairy Federation (IDF). 2010. Bulletin of the IDF no 445/2010. A common carbon footprint approach for dairy. The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector. International Dairy Federation, Brussels, Belgium.
- International Organization for Standardization (ISO). 1998. ISO 14041 Environmental management — Life cycle assessment — Goal and scope definition and inventory analysis. International Organization for Standardization, Geneva.
- International Organization for Standardization (ISO). 2006. Environmental management – Life cycle assessment: Principles and framework. International Organization for Standardization (ISO), Switzerland.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. IPCC/ IGES, Kanagawa.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. Climate Change 2007: Chapter 2, Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. 212. The Physical Science Basis. Cambridge University Press, Cambridge and New York.
- 伊坪徳宏・稲葉敦. 2005. ライフサイクル環境影響評価手法. 産業環境管理協会, 東京.
- Kabajja, E., Smith, O.B. 1988. Effect of season, fertilizer application and age of regrowth on mineral content of guinea grass (*Panicum maximum*, Schum) and Giant Star grass (*Cynodon nlemfuensis*, Chedda). African forage plant genetic resources, evaluation of forage germplasm and extensive livestock production systems:

- Proceedings of the third workshop held at the International Conference Centre, 458–467.
- 亀谷茂. 2006. 沖縄の農業と土壌肥料. 日本土壌肥料学会誌, 77, 695–697.
- 加藤陽平・大石風人・熊谷元・石田修三・合原義人・岩間永子・永西修・池口厚男・荻野暁史・広岡博之. 2011. アマニ油脂脂肪酸カルシウムを用いた肉用牛肥育生産における最適飼料設計とそのLCA評価. システム農学, 27, 35–46.
- 加藤陽平・大石風人・熊谷元・石田修三・丸山晶・永西修・荻野暁史・広岡博之. 2014. 肉用牛肥育試験データに基づく飼料へのアマニ油脂脂肪酸カルシウム添加の経済および環境影響評価. システム農学, 30, 119–129.
- 川本康博. 2004. 持続的な周年利用草地のための造成技術と維持管理: 南西諸島での事例を中心に. 日本草地学会誌, 50, 90–98.
- 川本康博. 2008. 放牧による高牧養力草地管理. 日本草地学会誌, 54, 276–279.
- Kimura, Y., Suzuki, T., Yasui, S., Ishii, K., Kaziyama, T., Oishi, K., Ogino, A., Hinata, T., Hirooka, H., Osada, T., Fujita, H. 2020. Simulation of livestock biomass resource recycling and energy utilization model based on dry type methane fermentation system. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 460, 012020.
- 小林久・柚山義人. 2006. LCA手法を適用したバイオマス資源循環の評価-肉用牛・耕種複合経営の物質フローとリサイクルプロセスの事例的分析-. 農業土木学会論文集, 241, 13–23.
- 小財伸・村上義勝. 1992. 阿蘇高原の黒ボク傾斜畑における土壌侵食発生要因と防止対策第1報. 九州農業研究, 54, 76–76.
- Kramer, C.Y. 1956. Extension of Multiple Range Tests to Group Means with Unequal Numbers of Replications. *Biometrics*, 12, 307–310.
- 熊本県. 2011. 農業経営指標について. 熊本県農業経営指標. 農林水産部, 熊本.
- Leach, K.A., Archer, S.C., Breen, J.E., Green, M.J., Ohnstad, I.C., Tuer, S., Bradley, A.J. 2015. Recycling manure as cow bedding: Potential benefits and risks for UK dairy farms. *The Veterinary Journal*, 206, 123–130.
- Lee, C., Hristov, A.N., Cassidy, T.W., Heyler, K.S., Lapierre, H., Varga, G.A., de

- Veth, M.J., Patton, R.A., Parys, C. 2012. Rumen-protected lysine, methionine, and histidine increase milk protein yield in dairy cows fed a metabolizable protein-deficient diet. *Journal of Dairy Science*, 95, 6042–6056.
- Lee, C., Giallongo, F., Hristov, A.N., Lapierre, H., Cassidy, T.W., Heyler, K.S., Varga, G.A. Parys, C. 2015. Effect of dietary protein level and rumen-protected amino acid supplementation on amino acid utilization for milk protein in lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 98, 1885–1902.
- 梁瑞録・谷口郁・川島洋人・菊地英治・相馬隆雄. 2007. 肉豚生産に伴う地球温暖化ガス排出量の推定. 日本LCA学会誌, 3, 178–183.
- Lindfors, L.G., Christiansen, K., Hoffmann, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O.J., Rønning, A., Ekvall, T. Finnveden, G. 1995. LCA-Nordic, Technical Reports No. 10 and Special Reports No. 1-2. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Luo, L., van der Voet, E., Huppes, G., Helias A., de Haus, U. 2009. Allocation issues in LCA methodology: a case study of corn stover-based fuel ethanol. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 14, 529–539.
- Martin, C., Morgavi, D.P., Doreau, M. 2010. Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. *Animal*, 4, 351–365.
- Massé, D.I., Talbot, G., Gilbert, Y. 2011. On farm biogas production: A method to reduce GHG emissions and develop more sustainable livestock operations. *Animal Feed Science and Technology*, 166–167, 436–445.
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J., Behrens, W.W. 1972. The limits to growth: a report for the club of Rome's project on the predicament of mankind. Universe Books, New York.
- 室山勝彦・大口宗範・林卓也・林順一. 2001. 累積CO2排出原単位を評価指標とするビール工場のライフサイクルアセスメント. 環境科学会誌, 14, 189–197.
- 中村好徳・金子真・林義朗・荅博行・山田明央. 2012. 草地肥育により生産された褐毛和種去勢雄牛の産肉性と肉質に関する調査. 日本暖地畜産学会報, 55, 181–194.
- 中村好徳・金子真・林義朗・荅博行・山田明央. 2013. 褐毛和種および黒毛和種



- 去勢雄牛を用いた周年放牧肥育事例. 日本暖地畜産学会報, 56, 79–96.
- Namuli, R., Pillay, P., Jaumard, B., Laflamme, C.B. 2013. Threshold herd size for commercial viability of biomass waste to energy conversion systems on rural farms. *Applied Energy*, 108, 308–322.
- National Research Council (NRC). 2001. Nutrient requirements of dairy cattle: 2001. National Academies Press, Washington, DC.
- Nemecek, T., Kägi, T. 2007. Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems. Agroscope Reckenholz-Täenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zürich and Dübendorf.
- 日本食肉消費総合センター. 2014. 消費動向調査 「食肉に関する意識調査」 報告書. 日本食肉消費総合センター, 東京.
- 西田俊也・小栗道政・大石風人・長命洋佑・熊谷元・荻野暁史・広岡博之. 2013. 環境負荷と経済性の両面から見た交雑種(F1)生産における持続可能性の評価. 日本畜産学会報, 84, 191–201.
- 農業環境技術研究所. 2000. 農業におけるライフサイクルアセスメント. 養賢堂, 東京.
- 農業環境技術研究所. 2009. 環境影響評価のためのライフサイクルアセスメント手法の開発 作物別インベントリ一表. 農業環境技術研究所, つくば.
- 農業・食品産業技術総合研究機構. 2009. 日本飼養標準・肉用牛(2008年版). 中央畜産会, 東京.
- 農業・食品産業技術総合研究機構. 2010. 日本標準飼料成分表(2009年版). 中央畜産会, 東京.
- 農業・食品産業技術総合研究機構. 2013. 飼料用米の生産・給与技術マニュアル <2013年版>. 中央畜産会, 東京.
- 農業・食品産業技術総合研究機構. 2017. 日本飼養標準・乳牛(2017年版). 中央畜産会, 東京.
- 農林水産技術情報協会. 1997. エネルギー管理型農業システム開発調査. 農林水産技術情報協会, 東京.
- 農林水産技術情報協会. 2000. エネルギー管理型農業システム開発調査. 農林

- 水産技術情報協会，東京．
- 農林水産省．2011．畜産環境対策 家畜排せつ物処理状況調査結果．農林水産省，東京．
- 農林水産省．2013．農業経営統計調査 去勢若齢肥育牛生産費．農林水産省，東京．
- 農林水産省．2015a．飼料をめぐる情勢．農林水産省，東京．
- 農林水産省．2015b．畜産環境をめぐる情勢．農林水産省，東京．
- 農林水産省．2016．飼料をめぐる情勢．農林水産省，東京．
- 農林水産省．2022．農業経営統計調査 牛乳生産費．農林水産省，東京．
- O'Brien, D., Shalloo, L., Patton, J., Buckley, F., Grainger, C., Wallace, M. 2012. A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. *Agricultural Systems*, 107, 33–46.
- Ogino, A., Kaku, K., Osada, T., Shimada, K. 2004. Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding lengths as evaluated by a life-cycle assessment method. *Journal of Animal Science*, 82, 2115–2122.
- Ogino, A., Orito, H., Shimada, K., Hirooka, H. 2007. Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow-calf system by the life cycle assessment method. *Animal Science Journal*, 78, 424–432.
- Ogino, A., Ishida, M., Ishikawa, T., Ikeguchi, A., Waki, M., Yokoyama, H., Tanaka, Y., Hirooka, H. 2008. Environmental impacts of a Japanese dairy farming system using whole-crop rice silage as evaluated by life cycle assessment. *Animal Science Journal*, 79, 727–736.
- Ogino, A., Ishida, M., Ohmori, H., Tanaka, Y., Yamashita, T., Yokoyama, H., Tatsugawa, K., Ijiri, S., Kawashima, T. 2012. Life Cycle Assessment of Animal Feeds Prepared from Liquid Food Residues: A Case Study of Rice-Washing Water. *Journal of Environmental Quality*, 41, 1982–1988.
- Ogino, A., Osada, T., Takada, R., Takagi, T., Tsujimoto, S., Tonoue, T., Matsui, D., Katsumata, M., Yamashita, T., Tanaka, Y. 2013. Life cycle assessment of Japanese pig farming using low-protein diet supplemented with amino acids. *Soil Science*

- and Plant Nutrition*, 59, 107–118.
- Oishi, K., Kato, Y., Ogino, A., Hirooka, H. 2013. Economic and environmental impacts of changes in culling parity of cows and diet composition in Japanese beef cow–calf production systems. *Agricultural Systems*, 115, 95–103.
- 岡本圭介・浜崎陽子・大澤剛史・丸山新・加藤貴之・口田圭吾. 2007. 枝肉格付形質および画像解析形質が午枝肉価格に与える影響の市場間比較. 北海道畜産学会報, 49, 35–41.
- Okamoto, E., Miyanishi, H., Nakamura, A., Kobayashi, T., Kobayashi, N., Terawaki, Y., Nagahata, H. 2018. Bacteriological evaluation of composted manure solids prepared from anaerobic digested slurry for hygienic recycled bedding materials for dairy cows. *Animal Science Journal*, 89, 727–732.
- 温室効果ガスインベントリオフィス (GIO). 2014. 日本国温室効果ガスインベントリ報告書. 国立環境研究所地球環境研究センター, つくば.
- 温室効果ガスインベントリオフィス (GIO). 2019. 日本国温室効果ガスインベントリ報告書. 国立環境研究所地球環境研究センター, つくば.
- 温室効果ガスインベントリオフィス (GIO). 2020. 日本国温室効果ガスインベントリ報告書. 国立環境研究所地球環境研究センター, つくば.
- Paolini, V., Petracchini, F., Segreto, M., Tomassetti, L., Naja, N., Cecinato, A. 2018. Environmental impact of biogas: A short review of current knowledge. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 53, 899–906.
- Pelletier, N. 2008. Environmental performance in the US broiler poultry sector: Life cycle energy use and greenhouse gas, ozone depleting, acidifying and eutrophying emissions. *Agricultural Systems*, 98, 67–73.
- Pelletier, N., Pirog, R., Rasmussen, R. 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agricultural Systems*, 103, 380–389.
- Peters, G.M., Rowley, H.V., Wiedemann, S., Tucker, R., Short, M.D., Schulz, M. 2010. Red meat production in Australia: life cycle assessment and comparison with overseas studies. *Environmental Science & Technology*, 44, 1327–1332.

- Pimentel, D. 1980. Handbook of Energy Utilization in Agriculture. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R. 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267, 1117–1123.
- Pirlo, G., Carè, S., Fantin, V., Falconi, F., Buttol, P., Terzano, G.M., Masoni, P., Pacelli, C. 2014. Factors affecting life cycle assessment of milk produced on 6 Mediterranean buffalo farms. *Journal of Dairy Science*, 97, 6583–6593.
- PRé Consultants. 2008. SimaPro 7.1 method, Database manual. PRé Consultants, B.V., Amersfoort.
- Pukšec, T., Duić, N. 2012. Economic viability and geographic distribution of centralized biogas plants: case study Croatia. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 14, 427–433.
- Richards, F.J. 1959. A Flexible growth function for empirical use. *Journal of Experimental Botany*, 10, 290–301.
- Rowbotham, R.F., Ruegg, P.L. 2015. Association of bedding types with management practices and indicators of milk quality on larger Wisconsin dairy farms. *Journal of Dairy Science*, 98, 7865–7885.
- 坂本四郎. 1969. 肉用牛飼養の経営的性格. 農業経営研究, 7, 1–14.
- 桜井豊. 1958. 最近の農業経営と畜産の動向. 日本獣医師会雑誌, 11, 339–343.
- 産業環境管理協会. 1998. LCA実務入門. 産業環境管理協会. 東京.
- 産業環境管理協会. 2000. JEMAI-LCA. 産業環境管理協会, 東京.
- Schuman, G.E., Janzen, H.H., Herrick, J.E. 2002. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *Environmental Pollution*, 116, 391–396.
- 関根純二郎・近藤誠司・大久保正彦・朝日田康司. 1986. 6週齢離乳子牛における25週齢までのメタン産生量の推定. 日本畜産学会報, 57, 300–304.
- Shibata, M., Terada, F., Kurihara, M., Nishida, T., Iwasaki, K. 1993. Estimation of Methane Production in Ruminants. *Animal Science and Technology*, 64, 790–796.
- 新エネルギー・産業技術総合開発機構 (NEDO). 2015. バイオマスエネルギー導

- 入ガイドブック．新エネルギー・産業技術総合開発機構，神奈川．
- 柴伸弥・常石英作・松崎正敏・塩谷繁．2003．褐毛和種肥育牛に対するアマニ油脂肪酸カルシウムの給与がメタン発生と肥育成績に及ぼす効果．日本畜産学会報，74，37-42．
- 資源エネルギー庁．2014．エネルギー白書 2014．平成25年度エネルギーに関する年次報告．経済産業省，東京．
- 資源エネルギー庁．2015．標準発熱量・炭素排出係数 エネルギー源別標準発熱量一覧表．経済産業省，東京．
- 総務省統計局．2014-2015．小売物価統計調査．総務省，東京．
- Soussana, J.F., Lüscher, A. 2007. Temperate grasslands and global atmospheric change: a review. *Grass and Forage Science*, 62, 127-134.
- Springmann, M., Clark, M., Mason-D'Croz, D., Wiebe, K., Bodirsky, B.L., Lassaletta, L., de Vries, W., Vermeulen, S.J., Herrero, M., Carlson, K.M., Jonell, M., Troell, M., DeClerck, F., Gordon, L.J., Zurayk, R., Scarborough, P., Rayner, M., Loken, B., Fanzo, J., Godfray, H.C.J., Tilman, D., Rockström, J., Willett, W. 2018. Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature*, 562, 519-525.
- Statistical Analysis System (SAS). 1998, SAS/STAT User's Guide Version 6. SAS Institute, Cary, NC.
- Statistical Analysis System (SAS). 2008. SAS/STAT User's Guide. SAS Institute, Cary, NC.
- Thomassen, M.A., Dalgaard, R., Heijungs, R., De Boer, I. 2008. Attributional and consequential LCA of milk production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13, 339-349.
- Tsuiki, M., Sasaki, A., Kondo, T., Higashiyama, M., Muramoto, T., Saiga, S. 2009. Life cycle assessment of Japanese beef-fattening systems using local food by-product feeds. *Journal of the Japanese Agricultural Systems Society*, 25, 195-203.
- 築城幹典・齋藤弘太郎・前田武己．2009．酪農における環境影響の経年的変化のライフサイクルアセスメント．システム農学，25，185-194．

- 常石栄作・柴伸弥・松崎正敏. 2003. 肥育牛に対するアマニ油脂肪酸カルシウム  
給与が筋肉中脂肪酸組織に及ぼす影響. 九州農業研究, 65, 113.
- Tsutsumi, M., Hikita, K., Takahashi, Y., Yamamoto, N. 2014. Life cycle assessment  
of beef cow-calf systems with and without grazing on abandoned cultivated lands  
in Japan. *Grassland Science*, 60, 150–159.
- Turner, I., Heidari, D., Pelletier, N. 2022. Life cycle assessment of contemporary  
Canadian egg production systems during the transition from conventional cage to  
alternative housing systems: Update and analysis of trends and conditions.  
*Resources, Conservation and Recycling*, 176, 105907.
- Uddin, M.E., Aguirre-Villegas, H.A., Larson, R.A., Wattiaux, M.A. 2021. Carbon  
footprint of milk from Holstein and Jersey cows fed low or high forage diet with  
alfalfa silage or corn silage as the main forage source. *Journal of Cleaner  
Production*, 298, 126720.
- United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). 2015.  
Adoption of the Paris Agreement. Report No. FCCC/CP/2015/L.9/Rev.1  
<https://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/109r01.pdf> (accessed 16 October  
2021).
- Veysset, P., Lherm, M., Bébin, D. 2010. Energy consumption greenhouse gas  
emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler  
cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agricultural Systems*, 103, 41–  
50.
- Veysset, P., Lherm, M., Bébin, D., Roulenc, M., Benoit, M. 2014. Variability in  
greenhouse gas emissions, fossil energy consumption and farm economics in  
suckler beef production in 59 French farms. *Agriculture, Ecosystems &  
Environment*, 188, 180–191.
- Wang, X., Yang, G., Feng, Y., Ren, G., Han, X. 2012. Optimizing feeding composition  
and carbon-nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-  
digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. *Bioresource Technology*, 120,  
78–83.

- Wang, L., Setoguchi, A., Oishi, K., Sonoda, Y., Kumagai, H., Irbis, C., Inamura, T., Hirooka, H. 2019. Life cycle assessment of 36 dairy farms with by-product feeding in Southwestern China. *Science of the Total Environment*, 696, 133985.
- Wood, P.D.P. 1967. Algebraic model of the lactation curve in cattle. *Nature*, 216, 164–165.
- Yiridoe, E.K., Gordon, R., Brown, B.B. 2009. Nonmarket cobenefits and economic feasibility of on-farm biogas energy production. *Energy Policy*, 37, 1170–1179.
- Zilio, M., Orzi, V., Chiodini, M.E., Riva, C., Acutis, M., Boccasile, G., Adani, F. 2020. Evaluation of ammonia and odour emissions from animal slurry and digestate storage in the Po Valley (Italy). *Waste Management*, 103, 296–304.

## 業績リスト

### 第 2 章 :

瀬戸口暁, 大石風人, 堺久弥, 北浦日出世, 熊谷元, 家入誠二, 広岡博之.  
2016. 褐毛和種周年放牧肥育生産に関する LCA による環境影響および経済性の評価. システム農学 32, 57-69. [https://doi.org/10.14962/jass.32.2\\_57](https://doi.org/10.14962/jass.32.2_57).

### 第 3 章 :

瀬戸口暁, 大石風人, 熊谷元, 今井裕理子, 川本康博, 広岡博之. 2017. 亜熱帯地域における褐毛和種去勢牛周年放牧肥育に関する環境影響評価. システム農学, 33, 1-9. [https://doi.org/10.14962/jass.33.1\\_1](https://doi.org/10.14962/jass.33.1_1).

### 第 4 章 :

瀬戸口暁, 大石風人, 熊谷元, 広岡博之. 2020. 交雑種去勢牛肥育生産データに基づくアマニ油脂肪酸カルシウム添加による温室効果ガス排出量と肥育成績の評価. 関西畜産学会報, 177, 10-16.

### 第 5 章 :

Setoguchi, A., Oishi, K., Kimura, Y., Ogino, A., Kumagai, H., Hirooka, H. 2022. Carbon footprint assessment of a whole dairy farming system with a biogas plant and the use of solid fraction of digestate as a recycled bedding material., *Resources, Conservation & Recycling Advances*, 15, 200115. <https://doi.org/10.1016/j.rcradv.2022.200115>.